

# 水産資源管理談話会報

第 15 号

日本鯨類研究所 資源管理研究所

1996年 1月

## 目次

お知らせ	……	2
「国際会議で用いられる 資源評価手法について」	平松一彦（遠洋水研）	…… 3
「国際漁業委員会における 資源管理と評価の実際」	魚住雄二（遠洋水研）	…… 25

財団法人 日本鯨類研究所  
資源管理研究所

〒104 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第15号をお届けします。本号は、平成7年8月30日に「国際会議における資源評価と資源管理」というテーマの下で開催された第18回談話会の記録です。平松一彦と魚住雄二の2氏の話題が納められています。2氏の話題を拝聴し、実際の国際会議の様子を伺い知ることができました。

先日の幹事会で、本会報の原稿を募集することになりました。内容は水産資源の管理に関するものであれば、なんの制約もございません。例えば、学会発表や諸会議の報告等。奮ってご応募下さいますよう、お願い申し上げます。

なお、第20回談話会は平成8年2月頃に国連海洋法について開催する予定です。

(北原 武)

# 国際会議で用いられる資源評価手法について

## —VPAとプロダクションモデルの現状—

平松一彦（遠洋水研）

### 1. はじめに

筆者は数年前から各種の国際漁業委員会に参加するようになったが、その中で強く感じたのは国内外での資源解析手法の違いであった。会議では、初めて耳にするような方法が常識的な方法として使われており、おおいに面食らうこととなった（平松1993）。

1980年ごろまでの資源解析手法については、田中昌一先生の「水産資源学総論」（1985）や水産学シリーズ46「水産資源の解析と評価」（1983）などにまとめられている。その後の進展については、IWC（国際捕鯨委員会）関係者（桜本1990、田中1990など）や遠洋水研関係者（永井1988、永井1990、宮部1991、石塚1991、余川1993など）により紹介されているが、あまり一般的に知られているとは思えない。そこでここ1～2年、現在国際会議で使われている解析手法の紹介を試みてきた（平松1994a, 1994b, 1995a, 1995b, 平松・松宮1994）。本稿では、代表的な資源解析手法である、VPA（コホート解析）とプロダクションモデルの現状をまとめてみる。

### 2. VPA（コホート解析）

年齢別漁獲尾数のデータから各コホート（年級群）の資源尾数（または漁獲係数）を推定する方法である。SPA（Sequential Population Analysis）と呼ばれることもある。おそらく最も一般的に資源評価に用いられている解析方法であろう。基本的な方法については、嶋津（1983）や田中（1985）で紹介されているのでここでは触れない。なお嶋津（1983）にあるような「マルチ・コホート解析」という言葉はあまり使われておらず、Separable VPA (SVPA) という呼びの方が一般的である。これは、漁獲係数  $F$  を年に固有な係数  $f_t$  と年齢に固有な係数  $s_a$  の積と仮定する、Separabilityの仮定にちなむ。

現在、上記の教科書に書かれているような、「シングルコホート解析」や「マルチコホート解析 (SVPA)」は、実際の資源評価にはあまり使われていない。この理由として次のようなことが挙げられよう。シングルコホート解析ではいわゆるターミナル  $F$ （最近年または最高齢の漁獲係数、以下  $F_t$ ）を仮定する必要がある。このため、資源管理の上からは最も重要な最近年の資源量推定値の信頼性が低くなるという問題がある。SVPAでは漁業の変化によりSeparabilityの仮定を満たさないことが多いことや、誤差に対しロバストではない（Akamine 1987）といった推定精度の問題があることが挙げられる。

これらの方法に変わって用いられているのがチューニングVPAと呼ばれる方法である。これは、年齢別漁獲尾数以外にCPEや資源量調査による資源量指数などの情報を用いて、 $F_t$ を推定するという方法である。従来、VPAは努力量を用いない解析方法と分類されてきたが、チューニングVPAでは努力量の情報も（必要があれば）使う事になる。とにかく利用可能な情報を使って  $F_t$ 、および資源量の推定を行うというものである。

幾つかのバリエーションがあるが、ここではチューニングVPAの代表とも言えるADAPTについて述べ、そのあと簡単にそれ以外の方法についても触れる。

## 2-1. ADAPT

### 2-1-1. 概要

ADAPTは目的関数を用いて $F_t$ を推定する方法である（もちろん $N_t$ でもよい）。目的関数として例えば

$$\Sigma ((\text{資源量指数データ}) - (\text{VPAから推定された資源量指数}))^2 \quad (2.1)$$

が使われる。 $F_t$ として適当な初期値を与え、これから各年・各年齢の資源尾数をいわゆるVPAの後退法（シングルコホート解析）で計算する。その結果から上記の目的関数を計算し、この目的関数を最小とする $F_t$ を求める。すなわち、資源量指数データに最もよく合うように $F_t$ を推定するわけである。解析的には推定できないため非線型最適化法が使われる。

資源量指数が各年各年齢に関して得られていれば、最近年と最高齢のすべての $F_t$ を独立に推定することが可能であるが、通常は最高齢の $F$ は別の方法で推定されることが多い。最高齢の $F$ の推定方法としては、例えば

$$F_{m,y} = \frac{1}{3}(F_{m-1,y} + F_{m-2,y} + F_{m-3,y}) \quad (2.2)$$

といった関係式を仮定することにより、若齢部分から外挿する方法が使われる。

利用可能な情報やその魚種の特性によりさまざまなタイプがある。この中から現在ICCAT（大西洋マグロ類保存国際委員会）でクロマグロの資源評価に使われている方法を付録Aで紹介しておく。

### 2-1-2. 推定結果の検討方法

コホート解析、特にシングルコホート解析では推定結果の信頼性の検討が困難であった。ADAPTでは以下のようなさまざまな方法により、推定結果の検討が行われている。

・残差の検討：資源量指数データとVPAから計算された指数の残差を見て、トレンドの有無をチェックする。トレンドの存在はその資源量指数データとVPAの推定結果に整合性がとれていないことを意味する。

・推定値の区間推定：付録Aで述べるように、資源量指数の残差のリサンプリングによるBootstrap法(Efron and Tibshirani 1993)により推定される場合が多い。またシングルコホート解析と異なり、統計的推定となっているため、非線型最小2乗法や最尤法で一般的に使われている区間推定の方法を用いることも可能である。

・感度解析：自然死亡係数のように、仮定した値の信頼性が低いような場合、その値を変化させて資源量推定値への影響を評価する。またチューニングに用いる資源量指数のうち特定のものを使わなかった場合の影響評価も行われる。

・Retrospective analysis：最近年から一年づつデータを落として推定を行い、過去の推定値がどう変化するかを見ることにより推定結果の整合性を評価する。データが少なくなるに従って推定値が減少するといった一定の傾向（レトロスペクティブパターン）を持つかどうかを検討する。レトロスペクティブパターンの存在は、最近年の資源量推定値のバイアスの存在

を示唆する（本誌の魚住(1995)の図14にその実例がある）。

・モンテカルロシミュレーション：上記のBootstrap法などでは考慮できない誤差要因として、例えば年齢別漁獲尾数の誤差の影響が挙げられる。これらは誤差による変動を仮定したモンテカルロシミュレーションでその影響を評価することができる。

## 2-2. その他のVPA

### 2-2-1. ad hoc tuning VPA

もっとも直感的なものとしてはad hoc tuning VPAがある(Mohn and Cook 1993, 余川1993)。これは $F_t$ をいろいろと変えて資源量を計算し、資源量指数との相関係数が最大となる $F_t$ を推定値とする方法である。特に情報がなければ $F_t$ は年・年齢によらず一定とする。実際の資源評価にはほとんど用いられていないが、チューニングの意味を理解するには分かりやすい方法であり、また表計算ソフトがあれば十分計算可能である。

### 2-2-2. Laurec-Shepherd model

ICESで開発され、少なくとも数年前まではICESで実際に資源評価に用いられていた方法である。ADAPTのように目的関数の最小化により $F_t$ を推定するのではなく、過去の漁獲係数 $F$ と努力量 $X$ から漁具能率 $q$ を推定し、それを使って最近年の $F$ を $F = qX$ により推定する(Mohn and Cook 1993, 余川1993)。

各年の努力量データが得られているとする。まず各年の最高齢の漁獲係数 $F_{m,y}$ を仮定する。これにより通常のコホート解析の後退法で、そのコホートの前年の $N$ と $F$ が計算できる。すなわち $F_{m,y}$ から、 $F_{m-1,y-1}$ が計算される。この時、最近年の $F$ だけは計算できない。そこでまず

$$q_{m-1,y} = \frac{F_{m-1,y}}{X_y} \quad (2.3)$$

により各年の $q$ を計算し、この平均値を $q_{m-1}$ の推定値とする。推定された $q_{m-1}$ と最近年の努力量から、 $m-1$ 歳の最近年の $F$ の値を $F_{m-1,t} = q_{m-1}X_t$ より求める。以下同様に $m-2$ 歳、 $m-3$ 歳といったように順に計算する。ひとつおとり若齢部分まで計算が終わったら、仮定した最高齢の $F$ の値の再計算を行う。通常、ADAPT同様何らかの選択率の仮定を使い、(2.2)式などのような関係式を仮定して推定する。この値を用いて再び同様の計算を行い、値が収束するまで繰り返す。具体的な計算方法については付録Bに示す。

Laurec-Shepherd modelにおいても、ADAPT同様さまざまな推定結果の検討方法が考えられているがここでは省略する。詳しくはMohn and Cook(1993)を参照のこと。

最近ICESではLaurec-Shepherdに代わり、XSA(extended survivors analysis)が使われている(Patterson and Kirkwood 1995)。XSAに関しては残念ながらほとんど情報を持っていないが、ADAPTとLaurec-Shepherdの中間的な方法のようである。

### 2-2-3. Stock Synthesis model

Methotにより開発され、北米西海岸の資源評価に使われている方法である(Methot1989,

Methot1990)。ADAPTやLaurec-Shepherd modelと異なり、Separabilityを仮定する。SVPAに資源量指数などの情報を取り入れて推定する方法とみなすことができる。

目的関数（この場合は尤度関数）を考え、観測された漁獲量や資源量指数とモデルから計算される漁獲量や資源量指数がなるべく一致するようにパラメータを推定する。SVPAでは年齢別漁獲尾数データしか用いなかったが、これに加えて資源量指数や努力量などの情報を利用することで、より精度の高い推定を試みるものである。具体的な内容については付録Cに示した。分類方法にもよるが、チューニングVPAとは別のカテゴリーに入れる方が妥当かもしれない。類似の方法としては、Fournier and Archibald(1982)やDeriso et al. (1985)などを挙げるができる。

Separabilityが仮定されているが、例えば複数の漁業がある場合、漁業の種類別にこれらを仮定することは可能である。従って、各漁業の比率（例えば延縄と巻き網の比率）は変化しているが、それぞれの漁業では操業形態に変化が無いような場合にはこのモデルを使うことができる。

### 2-3. 議論

前節で現在使用されている代表的なVPAを紹介した。ヨーロッパではLaurec-Shepherd model、北米東海岸ではADAPT、北米西海岸ではStock Synthesis modelが開発され、それぞれ資源評価に使われている。しかし、残念ながらこれら手法相互の比較を行った研究はまだあまり見ない。

Patterson and Kirkwood(1995)は、シミュレーションによりADAPTとLaurec-Shepherd法を比較している。資源評価・資源管理の両面からみて、ADAPTの方がバイアスもバリエーションも小さいことが多いとしている。ただし、このシミュレーションでは資源量指数の部分にのみ対数正規分布の誤差項を仮定するなど、どちらかというADAPTに有利な仮定になっており、これから一般的にADAPTの方が優れていると結論づけるのは早計であろう。

Hilborn and Walters(1992)では、ADAPTなどのチューニングタイプのVPAとSVPAやStock Synthesis modelなどの方法を区別しており、特に後者を統計学的年齢別漁獲尾数法(Statistical Catch-at-age method)と呼んでいる。シングルコホート解析を資源量指数などの情報を取り入れて推定するよう拡張したものがチューニングVPA、同様にSVPAを拡張したものがStock Synthesis modelなどの方法と見なすことができる。

この両方で仮定している誤差構造が異なる。チューニングVPAでは年齢別漁獲尾数は正確で、資源量指数データに誤差があるというモデルになっている。一方、後者は年齢別漁獲尾数の誤差も考慮している。このためseparabilityの仮定が必要になってくるが、チューニングVPAと異なり、年齢別漁獲尾数が不明の年があっても解析は（理論的には）可能である。

先に述べたように、努力量を用いないのがVPAの特長であるというのはもはや過去のことになっている。ただし全ての漁業の努力量を必要とするわけではなく、情報のあるものだけを使って解析することができる（もちろん情報は多いほど望ましいが）。この点誤解の無

いよう特に注意しておく。

チューニングVPAでは近年のCPU Eのトレンドが結果に大きな影響を与える。このためCPU Eの標準化の方法をめぐって、活発な議論が行われる。さらに、複数の指数を使用して推定する場合には重みづけの問題が生じる。しばしば、指数によりトレンドが異なるということが生じる。どの指数を信じるか（重みを置くか）によって結果は大きく異なることもある。

通常のVPAでは信頼性の低い最高齢および最近年の資源量を、補助的な情報から推定するというのがチューニングVPAである。しかし、チューニングの仕方、チューニングに用いる仮定により推定値がかなり変化するのも事実である。このためさまざまな方法が考えられているが、決定的なものはないというのが正直なところであろう。最高齢と最近年の資源量を精度良く求めるのはやはり非常に難しいようである。

### 3. プロダクションモデル

簡単な資源の動態モデルを仮定することにより、漁獲量と努力量（あるいは資源量指数）からMSY（最大持続生産量）などを推定する方法である。余剰生産量モデルと呼ばれることもある。

現在、平衡状態を仮定し、線形回帰によりパラメータを推定する古典的な方法は、パイアスが大きいという理由でほとんど使われていない。これに変わって用いられているのが非平衡プロダクションモデルである。さらに年齢構成を考慮したプロダクションモデルが用いられることもある。

#### 3-1. 非平衡プロダクションモデル

平衡状態の仮定を使わずにパラメータを推定するのが非平衡プロダクションモデルである。これ自体は別に目新しいものではなく、鈴木(1983)や田中(1985)の中にも触れられているし、プロダクションモデルの古典とも言えるPella and Tomlinson(1969)で使われている。しかし線形回帰で話がすむ平衡モデルに比べ計算が複雑となるため、非平衡モデルが積極的に用いられるようになったのは、計算機の発達した比較的最近のことである。差分化により重回帰にもちこんで推定する方法と、目的関数の最小化により推定する方法の2種類に大きくわかれる。ここでは重回帰による方法を簡単に紹介した後、現在主流となっている、目的関数を用いる方法についてやや詳しく述べる。そして平衡モデルも含めて3種類の方法の比較について触れる。

##### 3-1-1. 重回帰による方法

能勢ら(1988)の教科書にも解説されているため、ここではごく簡単に紹介するにとどめる。プロダクションモデルの基本式

$$\frac{dB_t}{dt} = rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) - qB_t X_t \quad (3.1)$$

を差分化して、例えば、



$$I_{t+1} = (1+r)I_t - \frac{rI_t^2}{qK} - qI_t X_t \quad (3.2)$$

とする。ここで、 $B_t$ は $t$ 年のバイオマス、 $X_t$ は $t$ 年の努力量、 $q$ は漁具能率、 $r$ 、 $K$ は資源動態に関するパラメータ、 $I_t$ は資源量指数で、 $I_t = qB_t = Y_t/X_t$ 、 $Y_t$ は漁獲重量である。(3.2)式から重回帰により $r$ 、 $q$ 、 $K$ といったパラメータが推定される。

### 3-1-2. 目的関数による方法

この方法は、Hilborn and Walters(1992)では、Observation error/time-series fitting methodと呼ばれている。既に述べたように特に目新しい方法というわけではないが、国内で実際に資源評価に用いられた例は知らないため少し詳しく述べる。

(3.1)式、あるいはこれを差分化した

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) - qX_t B_t \quad (3.3)$$

において、初期資源量 $B_0$ とモデルのパラメータ $r$ 、 $K$ および漁具能率 $q$ が決まれば、努力量 $X$ （あるいは漁獲重量 $Y$ ）を与えることによりその後の資源量が計算できる。これらのパラメータを、モデルから予測される資源量指数と観測されたCPUEの差が最小になるように推定する。具体的には

$$SSQ = \sum \left( qB_t - \frac{Y_t}{X_t} \right)^2 \quad (3.4)$$

を最小化するようなパラメータ $B_0$ 、 $r$ 、 $K$ 、 $q$ を求めればよい。この推定にはADAPTなどと同様、非線型最適化法が使われる。

目的関数はこれ以外にもさまざまなものを考えることが可能である。例えば、モデルから計算される漁獲量と漁獲量データの差、モデルから計算される努力量と努力量データの差などでもよい。また複数の漁業が存在する場合にもほぼ同様の扱いが可能である。CPUE以外の資源量指数が存在する場合には、目的関数にそれらを付け加えればよい。このようになり柔軟なモデル作りが可能である。実例として、ICCATで使われている非平衡プロダクションモデルASPIC(Prager1994)を付録Dで紹介する。

(3.3)式において $qX_t B_t$ の代わりに実際の漁獲量 $Y_t$ を用いることも可能である。どちらを用いるかは、目的関数すなわち想定している誤差モデルによる。例えば漁獲量を目的関数とする場合

$$\sum_t (Y_t - \hat{Y}_t)^2 \quad (3.5)$$

には、漁獲量に観測誤差があると仮定していることになる。従って資源の動態の計算には誤差を含んだ漁獲量データ $Y_t$ ではなく、正しい漁獲量 $qX_t B_t$ を使った方がよい。一方、努力量を目的関数とする場合

$$\sum_t (X_t - \hat{X}_t)^2 \quad (3.6)$$

には努力量に観測誤差があり、漁獲量データは正しいと仮定していることになる。このため(3.3)式では漁獲量 $Y_t$ を使った方がよい。目的関数として(3.4)式のようにCPUEを使う場合はあいまいさが残る。漁獲量データと努力量データの内でもより信頼できる方を使うこと

になる。

Prager(1994)はシミュレーションによりASPICで推定される量の精度を検討している。それによると、MSY、MSYを与える資源量に対する相対資源量、相対漁獲係数などは精度良く推定できたが、資源量の絶対値、MSYを与える資源量(の絶対値)、初期資源量とMSYを与える資源量の比、漁獲係数、MSYを与える漁獲係数、 $r$ 、 $q$ 、 $K$ などの絶対値の推定精度はよくなかった。これはASPICの結果であるが、恐らく(目的関数タイプの)非平衡プロダクションモデル全体に共通の性質であろう。

なおIWCのRMP(改定管理方式)における許容漁獲量算出の部分においても、ASPICとよく似た非平衡プロダクションモデルが用いられている。この概要は付録Eで紹介しておく。

### 3-1-3. 3種類の方法的比較

上記のようにプロダクションモデルには、平衡状態を仮定し線形回帰で推定する方法、差分化し重回帰で推定する方法、目的関数を用いて推定する方法の3種類が存在する。これらについては、Hilborn and Walters(1992)およびPolacheck et al.(1993)が比較検討している。

推定するパラメータ数は平衡モデルで2個、重回帰モデルで3個、目的関数モデルでは4個(ただし初期資源量が環境収容量に等しいと仮定すれば3個)である。平衡モデルであればMSYとMSYを与える努力量しか推定できないが、非平衡モデルであれば資源量の絶対値の推定が可能である。ただしこれはあまりロバストな推定量ではない。

従来平衡モデルが一般的であったため、プロダクションモデルは漁獲量と努力量を用いて解析する方法とされることが多いが、これは必ずしも正しくない。努力量ではなく例えば資源量指数を使っても同様の解析が可能である。特に目的関数による方法では、さまざまな情報をとりこんで推定することが可能である。

平衡モデルについてHilborn and Walters(1992)は、"Never use equilibrium methods. (equilibrium-fitting methods) are biased, unreliable, and simply should be thrown out."と厳しい評価をしている。これは少し過激すぎるようだが、平衡モデルでは問題があるというのは共通認識になっているようである。

重回帰のモデルと目的関数のモデルの違いは、誤差構造に起因する。重回帰モデルはプロセスエラーを仮定していることに相当する。すなわち、資源変動を表す式自身にそれから外れるような誤差が加わっているとみなすわけである。一方、目的関数のモデルでは資源の変動自身は仮定している式に従うとし、資源量指数などの観測時に誤差が生じるとするサンプリングエラー(観測誤差)を仮定していることに相当する。

Polacheck et al.(1993)はシミュレーションによりこれら3種類のモデルの比較をおこない、観測誤差モデル(目的関数モデル)の使用を勧めている。平衡モデルおよびプロセスエラーモデル(重回帰モデル)のみで解析した結果は信頼できないと、こちらはかなり過激である。

### 3-2. 年齢組成を考慮したプロダクションモデル

プロダクションモデルは年齢構成を全く無視しており、特に寿命の長い魚種に対してはいかにも現実離れした感じがする。このため年齢構成を考慮したモデルが検討されている。ここでは、ICCATなどで用いられているASPM(Age-structured production model)と、IWCで用いられているHitter/Fitterモデルの紹介をする。

また実際の資源評価にはあまり用いられていないが、類似のモデルとしてDelay Difference Modelがある(Hilborn and Walters 1992)。理論的には興味深いのでこれも付録Fで簡単に紹介しておく。

#### 3-2-1. ASPM

資源の動態は尾数を単位とし年齢別に扱う。すなわち

$$N_{a,y+1} = N_{a-1,y} \exp\left\{-\left(M_{a-1} + S_{a-1,y} F_y\right)\right\} \quad (3.7)$$

ここで年齢別の選択率  $S_a$  は外から与える。また  $F_y$  は年齢を込みにした漁獲重量から計算される。加入量はRicker型あるいはBeverton-Holt型などの再生産関係を仮定して計算する。さらに開発前は平衡状態にあったと仮定することにより、推定するパラメータ数を減らす。未知パラメータは再生産関係式のパラメータであるが、(3.4)式のような目的関数を用いて、CPUEデータに資源の変動が合うようにこれらの値を推定する。具体的な計算方法については付録Gに述べる。

VPAで必須である年齢別漁獲尾数データを使わないが、選択率を外から与えてやる必要があり、やはり何らかの年齢別の漁獲量の情報が必要となる。

もともとのプロダクションモデルとはかなり異なっており、これを「プロダクションモデル」と呼ぶことには抵抗のある向きもあるかもしれない。再生産関係と年齢構成を考慮し、年齢別漁獲尾数を直接用いないモデルとでも分類するのが正確かもしれない。

#### 3-2-2. Hitter/Fitter Model

Hitter-Fitter ModelはIWC科学委員会で用いられている資源評価のモデルである。これについては田中(1991)による簡潔な解説があるが、一部ミスプリもあるため付録Hで簡単に紹介しておく。

基本的には、年齢構成を考えた資源動態モデルとPella-Tomlinsonタイプの再生産モデルから成る。選択率や成熟率などは外から与える。初期資源尾数が未知パラメータであるが、これは目視調査などによる資源量推定値を利用して推定する。いろいろな点でASPMとよく似たモデルである。

### 3-3. 年齢構成を無視したモデルと考慮したモデルの比較

年齢構成を考慮した(プロダクション)モデルは、通常のプロダクションモデルとVPAの中間的なモデルとして興味を引いている(Hilborn1990)。

ある程度寿命の長い魚種に通常のプロダクションモデルを適用するのは、いかにも生物学的におかしい。さらに、高齢魚を漁獲する漁業のCPUEと、若齢魚を漁獲する漁業のCP

UEのトレンドが異なっているような場合、これを年齢構成を無視したプロダクションモデルに使うのはやはり抵抗がある。そういった意味で年齢構成を考慮したモデルの方がより妥当で現実的であるように思われる。

しかし、一方で年齢構成を考えた複雑なモデルより、年齢構成を考えない単純なモデルの方がロバストですぐれていることがあるという議論もある。年齢構成のあるモデルより年齢構成のない単純なモデルの方が優れていることを示した例としてLudwig and Walters(1985)が引用されることが多い(巖佐1990)。しかし、この論文はプロダクションモデルとDelay difference modelを比較したもので、この結果を単純に一般化することは危険であろう。

IWCでは資源評価には年齢構成を考慮したHitter-Fitterモデルが使われ、一方許容漁獲量の計算のための資源動態モデルとしては、付録Eのような年齢構成を無視した非平衡プロダクションモデルが使われている。これはbest availableな資源評価結果を使って管理を行うという従来の常識からみれば、かなり奇妙である。しかし、さまざまなシミュレーションの結果から、(生物学的には問題のある)年齢構成を無視したモデルの方が管理という目的に関してはロバストであるという結果が得られたのであろう。このように、目的によってモデルを使い分けることも必要であるのかもしれない。

Hilborn(1990)はこういった年齢構成のあるモデルがプロダクションモデルより優れている場合として、加入のタイムラグがある場合や、親魚の多いところで再生産が悪化するという場合を挙げている。いずれにせよ、まだまだ両者の比較・検討が必要である。

## 4. 議論

### 4-1. 各種のモデルの比較

本稿で述べた主なモデルを比較した表を以下に示しておく。

表1：各手法の比較

モデル	目的関数	年齢構成	Separability	単位	漁獲データ	資源量指数
ADAPT	○	○	×	N	Ca	○
Laurec-Shepherd	×	○	×	N	Ca	○
Stock Synthesis	○	○	○	N	Ca、Y	○
ASPIC	○	×	×	B	Y	○
RMP (IWC)	○	×	×	N	Ct	△
ASPM	○	○	△	N	Y	○
Hitter-Fitter	△	○	○	N	Ct	△

○：使用または仮定、△：場合による、×：使用しないあるいは仮定しない

N：尾数が計算の単位、B：バイオマスが計算の単位

Ca：年齢別漁獲尾数、Y：総漁獲重量、Ct：総漁獲尾数

注：モデルによっては様々なバリエーションが考えられているものもあり、この分類はその代表例を示したものにすぎない。

表1において上の3種類がVPA、中央の2種類がプロダクションモデル、下の2種類が年齢構成（プロダクション）モデルである。

これらのモデル間の比較研究は、その代表的なものは既に本稿で述べたが、まだあまり進んでおらず、これらの使い分けもそれほど明瞭ではない。例えばプロダクションモデルでは初期のCPUEの大きな変化によってパラメータが決まり、近年CPUEが変化していても推定された資源量は必ずしもその変化を反映していないことがある。一方、チューニングVPAでは近年のCPUEのトレンドが結果に大きな影響を与える。従って近年のCPUEの信頼性が高いのであればチューニングVPAを使う事が望ましいが、信頼性が低いのであれば、たとえ年齢別漁獲尾数が得られていてもプロダクションモデルを使った方が良い場合もあるかもしれない。それぞれのモデルの特長の比較や、どのような場合にはどのモデルが適切かといった研究が望まれる。

田中(1993)は資源管理を目的とした場合について、シミュレーションにより年齢構成を考慮したモデルと考慮しないモデルの比較を行っている。こういった検討をいろいろなケースについて行う必要がある。

#### 4-2. 将来予測と管理

VPAで推定されるのは現在までの資源量の変化（および $F$ の変化）である。このトレンドから資源の状況がある程度把握でき、かつ $Y/R$ 解析などにより許容漁獲量を計算することも可能である。しかしそれ以外にも、現在の漁獲量で漁業を続けた場合やそれを増減させた場合に、資源がどのように変化するかという観点から許容漁獲量が決定されることがある。このような場合何らかの再生産関係を仮定して、将来予測を行うことが必要となる。VPAの結果から親子関係が見られるときには、その再生産関係を利用して将来の加入量を推定する。明瞭な親子関係が見られない場合は、もっともらしい関係式を仮定したり、過去10年間の加入量の平均値が使われたりする。例として、ICCATにおける西大西洋クロマグロの将来予測の方法を付録Hに示しておく。

（非平衡）プロダクションモデルでは再生産関係まで含めて推定していることになるため、漁獲量または努力量を与えてやれば将来予測が可能である。また管理の基準となるMSYやMSYを与える資源量、 $RY$ 、および現在の資源量もモデルから直接推定される。管理の面からはプロダクションモデルの方が扱いやすいといえよう。

#### 4-3. 会議における実際の資源評価

実際にどのように会議で資源評価が行われるのか、ICCATのクロマグロ作業部会やミナミマグロ会議のように、チューニングVPAを用いて評価が行われる場合を例に紹介する（宮部1994、石塚1994）。科学委員会（ICCATの場合は魚種別の作業部会）ではおおよそ次の5つのステップで検討され、その結果が科学委員会のレポートとしてまとめられる。

①漁業のレビューと年齢別漁獲尾数の決定

②生物学的情報（自然死亡係数、系群、成熟年齢など）のレビューと資源評価に用いるパラメータ値の決定

- ③資源量指数の検討（標準化）と資源評価に用いる指数の決定
- ④VPAの実行（ベイスケースの決定、各種の感度解析の実施、Y/R解析）
- ⑤将来予測（予測方法の決定と予測結果の管理基準との比較）

これらの議論は主に提出された論文をもとに行われるが、最近では会議場にパソコンを持ち込んで、議論の結果をふまえて新たに計算したり、さらにその結果を参考に議論が進められることが多い。上記のいずれの部分についても、明確に決定できることはまずない。その時点でのbest availableなものが使用されることになる。使用するパラメータの値やモデルなどについて特定できない時（あるいは合意できない時）には、複数のシナリオに基づいて資源評価と将来予測が行われることもある。

I C C A Tにおける資源評価・資源管理の実際については三宅(1994)に詳しい。またより一般的な状況については本誌の魚住(1995)を参照のこと。その他、非科学的側面を含めた会議の実態を付録Jに示した。

## 5. おわりに — 評価はうまくいっているのか？ —

本稿では、現在国際会議などで使われている代表的な資源評価の方法について幾つか紹介した。ではこれらを使って資源評価および資源管理がうまくいっているのだろうか。これに答えることは難しいが、いずれの方法もあるいはいずれの会議のいずれの魚種も、それぞれ問題をかかえているのが現状であろう。

例えばI C C A Tの西大西洋クロマグロ作業部会の資源評価は、1993年と1994年で相反する結果となった。1993年時点での将来予測では、当時の許容漁獲量2400トンを続けると親魚資源量は大幅に減少、半分の1200トンでようやく横ばいという結果となった(Anonymous1994a)。ところが翌年の会議では、2000トン以上漁獲しても親魚資源量は増加するという予測結果となった(Anonymous1995)。わずか一年でクロマグロのような長寿な資源の状態が急に変化するはずはなく、明らかにどちらか（あるいは両方）の結果が誤りであったことを示している。

不十分な生物情報、バイアスの多い漁業からの情報の下で解析を行う以上、どうしてもこのようなことは避けられないであろう。これらの不確実性を少しでも考慮するために、複数の仮定や仮説（例えばMの値、系群構造など）を考慮した解析も行われている。またA D A P TとA S P M、あるいはA S P I CとA S P Mといったように複数の手法を併用することも多い。

しかしこれにより資源評価の作業量が膨大になるのも事実である。例えば7月に開催されたミナミマグロ会議では、Mの値について4種類、C P U Eの標準化の方法で5種類、目的関数の形で2種類といったようにいろいろなケースを考えて解析が行われた。しかし、これらを掛け合わせると組み合わせの総数は1万を越えており、このまま続けるとミナミマグロの資源尾数より、シナリオの数の方が多くなる日も遠くない勢いである。

この点に関しては今後何らかの解決策が必要である。また不確実性に対するロバストネスということを最優先すると、I W Cのように資源評価のモデルと資源管理に使う資源評価モ

デルが異なるということも起り得るのかもしれない。

いずれにせよ国際漁業委員会ではさまざまな政治的圧力の下で議論が行われる。こういった圧力のない、独立したシンポジウムなどで各種の手法の評価を行っていく必要がある。

## 引用文献

- Akamine, T. 1987. A solution of the multi-cohort model by Marquardt's method. Bull. Jap. Sea Reg. Fish. Res. Lab., 37:225-257.
- Anonymous. 1994a. Report of the meeting of the standing committee on research and statistics (SCRS). ICCAT report for biennial period 1992-93, Part II, 167-313.
- Anonymous. 1994b. The revised management procedure (RMP) for Baleen whales. Rep. int. Whal. Commn., 44:145-152.
- Anonymous. 1995. Report of the meeting of the standing committee on research and statistics (SCRS). ICCAT report for biennial period 1994-95, Part I (in press).
- de la Mare, W. K. 1989. The model used in the Hitter and Fitter programs. Rep. int. Whal. Commn., 39:150-151.
- Deriso, R. B. 1980. Harvesting strategies and parameter estimation for an age-structured model. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37:268-282.
- Deriso, R. B., Quinn II, T. J., and Neal, P. R. 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42:815-824.
- Efron, B., and Tibshirani, R. J. 1993. An introduction to the bootstrap. Chapman and Hall, New York, pp. 436.
- Fournier, D., and Archibald, C. P. 1982. A general theory for analyzing catch at age data. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 39:1195-1207.
- Gavaris, S. 1988. An adaptive framework for the estimation of population size. CAFSAC Res. Doc. 88/12. pp12.
- Hilborn, R. 1990. Estimating the parameters of full age-structured models from catch and abundance data. INPFC Bull., 50:207-213.
- Hilborn, R. and Walters, C. J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics, and uncertainty. Chapman and Hall, New York, pp. 570.
- 平松一彦. 1993. 一研究者の見た遠洋水研における研究をめぐる状況. 遠洋, 89:1-3.
- 平松一彦. 1994a. 水産資源研究の最新動向(8)資源評価で用いられる数理解析手法について. 水産の研究, 13(4):44-48.
- 平松一彦. 1994b. Bootstrap法による信頼区間とバイアスの推定. 遠洋, 95:2-6.
- 平松一彦. 1995a. 統計モデルによるCPUEの標準化. 漁業資源研究会議西日本北日本合同底魚部会報, (印刷中).
- 平松一彦. 1995b. 水産資源解析に関する諸問題. 漁業資源研究会議西日本北日本合同底魚部会報, (印刷中).
- 平松一彦・松宮義晴. 1994. 資源評価. 現代の水産学(日本水産学会出版委員会編), 恒星

- 社厚生閣, 東京:48-55.
- 石塚吉生. 1991. ミナミマグロ資源評価に適用されるVPAの現状と問題点. 水産資源管理談話会報, 3:16-33.
- 石塚吉生. 1994. 第13回ミナミマグロ科学者会議. 遠洋, 93:10-12.
- 巖佐 庸. 1990. 数理生物学入門. HBJ出版局, 東京, pp.350.
- Laurec, A., and Shepherd, J.G. 1983. On the analysis of the catch and effort data. J. Cons. int. Explor. Mer, 41:81-84.
- Ludwig, D. and Walters, C.J. 1985. Are age-structured models appropriate for catch-effort data? Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42:1066-1072.
- Methot, R.D. 1989. Synthetic estimates of historical abundance and mortality for northern anchovy. In Edwards, E. and Megrey, B. (eds.) "Mathematical analysis of fish stock dynamics: reviews and current applications". Amer. Fish. Soc. Symposium, 6:66-82.
- Methot, R.D. 1990. Synthesis model: an adaptable framework for analysis of diverse stock assessment data. INPFC Bull., 50:259-277.
- 宮部尚純. 1991. 大西洋クロマグロに適用されるVPA手法について. 水産資源管理談話会報, 3:3-15.
- 宮部尚純. 1994. 最近のICCAT SCRS (科学委員会) 事情あれこれ. 遠洋, 91:9-12.
- 三宅 眞. 1994. 大西洋のマグロ漁業. 世界の漁業管理 (山本 忠・真道重明編), 海外漁業協力財団, 295-342.
- Mohn, R.K. and Cook, R. 1993. Introduction to sequential population analysis. NAFO Scientific Council Studies, 17, pp.110.
- 永井達樹. 1988. 大西洋クロマグロに使われるVPAのtuning法について. 遠洋, 69:1-4.
- 永井達樹. 1990. Parrack(1986)の方法によるVPAのtuning. パソコンによる資源解析プログラム集 (II), 中央水産研究所数理生態研究室編:148-162.
- 能勢幸雄・石井丈夫・清水 誠. 1988. 水産資源学. 東京大学出版会, 東京, pp.217.
- Patterson, K.R., and Kirkwood, G.P. 1995. Comparative performance of ADAPT and Laurec-Shepherd methods for estimating fish population parameters and in stock management. ICES J. mar. Sci., 52:183-196.
- Pella, J.J., and Tomlinson, P.K. 1969. A generalized stock production model. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm., 13:419-496.
- Polacheck, T.R., Hilborn, R., and Punt, A.E. 1993. Fitting surplus production models: comparing methods and measuring uncertainty. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 50:2597-2607.
- Pope, J.G., and Shepherd, J.G. 1985. A comparison of the performance of various methods for tuning VPAs using effort data. J. Cons. int. Explor. Mer, 42:129-151.
- Prager, M.H. 1994. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model. Fish. Bull., 92:374-389.



- Punt, A. E., Penney, A. J., and Leslie, R. W. 1995. Abundance indices and stock assessment of south Atlantic albacore (*Thunnus alalunga*). Colln. Vol. Sci. Pap. ICCAT, (in press).
- Restrepo, V. R. and Legault, C. M. 1995. Approximations for solving the catch equation when it involves a "plus group". Fish. Bull., 93:308-314.
- 桜本和美. 1990. 鯨類の資源管理方式について (Punt and Butterworthの方法). 水産資源管理談話会報, 1:3-9.
- 嶋津靖彦. 1983. コホート解析. 水産資源の解析と評価 (石井丈夫編), 恒星社厚生閣, 東京:30-45.
- 鈴木治郎. 1983. プロダクションモデル. 水産資源の解析と評価 (石井丈夫編), 恒星社厚生閣, 東京:59-68.
- 鈴木治郎. 1995. NRCレポートと大西洋クロマグロ. 遠洋, 95:2-6.
- 田中栄次. 1990. IWCで開発中の改定管理方式について (Cookとde la Mareの管理方式). 水産資源管理談話会報, 1:10-18.
- 田中栄次. 1991. 最近IWCで用いられている資源評価法. 桜本和美・加藤秀弘・田中昌一編, 鯨類資源の研究と管理, 恒星社厚生閣, 東京:262-263.
- 田中栄次. 1993. 水産資源の管理とモデル選択. 松宮義晴編, 水産資源解析と統計モデル, 恒星社厚生閣, 東京:82-89.
- 田中昌一. 1985. 水産資源学総論. 恒星社厚生閣, 東京, pp. 381.
- 魚住雄二. 1995. 国際漁業委員会における資源管理と評価の実際. 本誌.
- 余川浩太郎. 1993. コホート解析におけるいくつかのチューニング法について. 漁業資源研究会議西日本底魚部会報, 21:63-82.

## 付録A: ICCATで用いられているADAPTの概要

ADAPTの原著論文としてはGavaris(1988)が引用されることが多いが、会議の提出文書で入手しにくい上に難解であり、かつ現在ADAPTと呼ばれている手法と完全に対応しているとも思えない。目的関数の最小化により、 $F_i$ などのパラメータを推定する方法の総称をADAPTと呼んでいるのが現状ではないと思われる。

ここでは、Anonymous(1995)を参考にICCATで現在使用されているADAPTの概要を紹介する(宮部1991も参考のこと)。当然ここで紹介した以外にもさまざまなバリエーションがある。

ADAPTとは一口で言えば目的関数

$$SSQ = \sum_i w_i \sum_y [I_{i,y} - q_i P_{i,y}]^2 \quad (A.1)$$

を最小にするように $F_i$ を推定する方法である。ここで、 $I_{i,y}$ は資源量指数 $i$ の $y$ 年の値、 $P_{i,y}$ はVPAから計算された資源量指数 $i$ に対応する資源量、 $q$ は比例係数である。各年・各年齢の資源尾数は $F_i$ からいわゆる後退法で計算される。 $I$ が $a$ 歳に関する資源量指数であれば、 $P$ はVPAから計算される $a$ 歳の資源尾数となる。資源量指数が何歳かの平均値である場合には、 $P$ もそれに対応したものとなり、何歳かの(重み付き)平均が使われる。

$w_i$ は指数の重みで、現在は等ウエイト ( $w_i=1$ ) が使われているが、繰り返し計算によりこの重みを推定する、iterative weighting法も検討されている。この場合

$$w_i = \frac{n_i}{\sum_y (I_{i,y} - q_i P_{i,y})^2} \quad (\text{A. 2})$$

となる。ここで  $n_i$  は指数  $i$  のデータ数である。

最高齢はプラスグループとしてまとめられ、

$$N_{m,y+1} = N_{m-1,y} \exp(-M - F_{m-1,y}) + N_{m,y} \exp(-M - F_{m,y}) \quad (\text{A. 3})$$

で計算される (Restrepo and Legault 1995)。ここで最高齢の漁獲係数  $F_m$  は

$$F_{m,y} = \alpha F_{m-1,y} \quad (\text{A. 4})$$

から計算される。これは

$$F_{m,y} = \alpha \left[ \prod_{a=m-p}^{m-1} F_{a,y} \right]^{1/p} \quad (\text{A. 5})$$

の特殊な場合に相当する。 $\alpha$  は別の方法 (SVPA) によりあらかじめ推定された値を使う。この仮定により最近年の  $F$  が決まればすべての値が計算される。

実際の計算では、最近年の各年齢の  $F$  を全て独立なパラメータとして推定するのではなく、SVPAの結果を参考に選択率の比を仮定し、推定するパラメータ数を減らしている (例えば  $F_{4,t} = F_{5,t}$  といった仮定を置く)。

推定値の区間推定は、資源量指数と  $\alpha$  の変動を考慮した、(A.1)式と(A.4)式に関するparametric bootstrap法で行われる。すなわち、

$$I_{i,y}^u = q_i P_{i,y} + \varepsilon_{i,y}^u \quad \varepsilon \sim N(0, \sigma_i^2) \quad (\text{A. 6})$$

ここで、

$$\sigma_i^2 = \frac{1}{n_i} \sum_y (I_{i,y} - q_i P_{i,y})^2 \quad (\text{A. 7})$$

により、資源量指数のブートストラップサンプルを作成する。同様に最高齢の  $F$  についても

$$F_{m,y}^u = \alpha F_{m-1,y}^u \exp(\eta_y^u) \quad \eta \sim N(0, \sigma_y^2) \quad (\text{A. 8})$$

によりサンプルを作成する。ここで  $\sigma$  は外から与えられている。そして、これらのブートストラップサンプルを用いて推定値を計算し、そのばらつきを利用して区間推定を行う。

## 付録B：Laurec-Shepherd法の概要

本文中にも述べたように、ICESで開発され、XSAに取って代わられるようになる数年前までは、実際に資源評価に用いられていた方法である。正式名称?としてLaurec-Shepherd ad hoc tuned fleet-disaggregated VPAというヨーロッパの貴族のような長い名前を持つが、実は結構泥臭い方法である。この方法の原著論文はLaurec and Shepherd(1983)あるいはPope and Shepherd(1985)であるが、やや難解でイメージがつかみにくいため、ここではMohn and Cook(1993)を参考に概要を示す。この文献が入手できない場合は余川(1993)が参考になる。

各年の努力量  $X_t$  が既知であるとする。各年の最高齢の  $F_{m,y}$  を仮定し、そのコホートの前

年の  $F_{m-1,y-1}$  を計算する。最近年の  $F_{m-1,t}$  のみ計算できないが、これはその前年までの努力量と  $F$  から計算される漁具能率  $q$  の幾何平均と、最近年の努力量  $X_t$  を使って

$$q_{m-1,y} = \frac{F_{m-1,y}}{X_y} \quad (\text{B. 1})$$

$$F_{m-1,t} = \left( \prod_{y=1}^{t-1} q_{m-1,y} \right)^{1/t-1} \cdot X_t \quad (\text{B. 2})$$

から求める。これで  $m-1$  歳のすべての  $F$  の値が得られた。以下同様に若齢部分の計算を行う。得られた結果から、最高齢の  $F$  の再計算を行う。例えば (2.2) 式のように、 $F_{m,y}$  として  $F_{m-1,y}$ ,  $F_{m-2,y}$ ,  $F_{m-3,y}$  の平均値を使う (これは高齢部分の選択率が一定であることを仮定していることに相当する。一般的には (A.5) 式などになる)。この値をもとに全体の再計算を行う。これを値が収束するまで続け最終的な推定値が得られる。 $F_t$  の推定精度は各年の  $q$  のばらつきから推定される。

一部の船団 (fleet) の努力量  $X_f$  しか分からない場合は、この船団による漁獲尾数  $C_f$  を使って

$$F_f = \frac{C_f}{C_T} F_T \quad (\text{B. 3})$$

$$q_f = \frac{F_f}{X_f} \quad (\text{B. 4})$$

により計算される。ここで  $C_f$  と  $F_f$  は全漁獲尾数と全漁獲係数である。最終年の  $F_f$  は上式を逆に用いることによって計算できる。複数の船団の  $C$  と  $X$  が得られている場合には、複数の  $F_f$  の値が得られるが、これらの (推定値の分散の逆数で重み付けられた) 平均値を最終的な推定値とする。

### 付録 C : Stock Synthesis Model の概要

ここでは Methot (1990) を参考にその概要を紹介する。資源の動態は S V P A で仮定されるものと同じで

$$N_{a+1,y+1} = N_{a,y} \exp(-M - s_a f_y) \quad (\text{C. 1})$$

$$C_{a,y} = N_{a,y} \frac{s_a f_y}{M + s_a f_y} \left\{ 1 - \exp(-M - s_a f_y) \right\} \quad (\text{C. 2})$$

である。ここで  $N_{a,y}$  と  $C_{a,y}$  はそれぞれ  $y$  年  $a$  歳の資源尾数と漁獲尾数、 $M$  は自然死亡係数、 $s_a$  は  $a$  歳魚の選択率、 $f_y$  は  $y$  年の漁獲係数 (努力量に比例) である。第 1 年目の各年齢の資源尾数、各年の加入尾数、 $M$ 、 $s_a$ 、 $f_y$  などが未知パラメータとなる。第 1 年目は平衡状態と仮定しこの部分のパラメータを減らす。 $s_a$  に関しても関数形を仮定することによりパラメータ数を減らす。残る未知パラメータは最尤法により、観測されたデータ (漁獲重量、漁獲物の年齢組成、努力量、資源量指数など) とそれに対応するモデルから計算された値がなるべく一致するように推定する。具体的には、漁獲重量、 $f_y$ 、資源量指数に対し対数正規分布タイプの尤度関数

$$-\ln L = \sum_i \left\{ \frac{1}{2\sigma^2} (\ln P_i - \ln \hat{P}_i)^2 + \ln \sigma \right\} \quad (C.3)$$

漁獲物の年齢組成に対し多項分布タイプの尤度関数

$$-\ln L = -\sum_{a,y} P_{a,y} \ln \hat{P}_{a,y} \quad (C.4)$$

を仮定する。ここで  $P$  はデータ、 $\hat{P}$  はモデルから計算される値である。さらに再生産関係を仮定し、上記のモデルで推定された加入量と再生産関係式から予測される加入量とで (C.3) 式のような尤度関数を作ることも考えられている。

#### 付録D：ASPIIC (A Surplus-Production Model Incorporating Catch) の概要

モデルの概要をPrager (1994) を参考に簡単に紹介する。この方法自体は本文中でも述べたように特にオリジナルなものではないため、論文では特にASPIICという名称は用いていない。しかしICCATなどではASPIICと呼ばれているため、ここでもこれに従った。Pragerの論文自体は非平衡プロダクションモデルの現状を知る上で価値はあろう。

資源の動態を表す式として

$$\frac{dB_t}{dt} = (r - qX_t)B_t - \frac{r}{K}B_t^2 \quad (D.1)$$

を仮定する。ここで  $B_t$  は時間  $t$  におけるバイオマス、 $r$  と  $K$  はパラメータ、 $q$  は漁具能率、 $X_t$  は努力量である。(D.1)式は積分可能で

$$B_{y+1} = \frac{\alpha_y B_y \exp(\alpha_y)}{\alpha_y + \beta B_y \{ \exp(\alpha_y) - 1 \}} \quad (D.2)$$

となる。ここで  $\alpha_y = r - qX_y$ 、 $\beta = r/K$  である。 $B_0$ 、 $r$ 、 $K$ 、 $q$ 、 $X_t$  を与えれば上式を使って資源の動態が決まる。もちろん (D.1) 式を差分化してもよい。漁獲重量  $Y_y$  は

$$Y_y = \frac{qX_y}{\beta} \ln \left[ 1 - \frac{\beta B_y \{ 1 - \exp(\alpha_y) \}}{\alpha_y} \right] \quad (D.3)$$

で表される。 $Y_y$ 、 $X_y$  を与えてパラメータ  $B_0$ 、 $r$ 、 $K$ 、 $q$  を推定する。目的関数として

$$\sum_y \{ \ln Y_y - \ln \hat{Y}_y \}^2 \quad (D.4)$$

や

$$\sum_y \{ \ln X_y - \ln \hat{X}_y \}^2 \quad (D.5)$$

あるいは

$$\sum_y \left\{ \ln \left( \frac{Y_y}{X_y} \right) - \ln(q\hat{B}_y) \right\}^2 \quad (D.6)$$

などを考えることができる。ここで  $\hat{\phantom{x}}$  はモデルから計算される値である。すなわち (D.4) 式の目的関数であれば、漁獲重量データと (D.3) 式から計算される値との残差を最小とするようにパラメータを推定する。CPUE 以外にも資源量の指数がある場合には、さらにこれらの項に、その残差項を付け加えればよい。区間推定は、残差のリサンプリングによる non-parametric bootstrap によって行う。

まとめると

- ・必要なデータと仮定するパラメータ：漁獲重量、努力量
- ・その他の仮定：プロダクションモデルに関する一般的な仮定
- ・推定されるパラメータ： $B_0$ 、 $r$ 、 $K$ 、 $q$

## 付録E：IWCのRMP（改定管理方式）で用いられるモデルの概要

Anonymous(1994b)を参考にごく簡単に紹介する。個体群の動態は

$$N_{y+1} = N_y - C_y + AN_y \left\{ 1 - \left( \frac{N_y}{N_0} \right)^2 \right\} \quad (\text{E. 1})$$

を仮定する。ここで $N_y$ は $y$ 年の資源尾数、 $C_y$ は漁獲尾数、 $A$ 、 $N_0$ はパラメータである。開発前は平衡状態にあったと仮定する。各年の漁獲尾数と（目視調査などによる）資源尾数の推定値をデータとして与え、上式から計算される資源尾数と資源尾数データの残差平方和に相当する尤度関数を用いて、ベイズ統計によりパラメータの事後分布を求める。これから現在の資源尾数の確率分布を求め、それを使って許容漁獲量を決定する。許容漁獲量は、MSYを与える資源量と現存量の相対値から一定の方法で計算される。この許容漁獲量も確率分布として得られるが、この分布の下から約41パーセント点の所が最終的な許容漁獲量となる。

資源動態のモデル自体は、後述のHitter/Fitter modelから年齢構成を落として簡略化したものとなっており、ASPIICなどかなり近いモデルである。

## 付録F：Delay Difference Model（遅延差分モデル）の概要

年齢構成を考えない単純なプロダクションモデルと、年齢構成を考慮するVPAなどの中間的なモデルである。原著論文はDeriso(1980)であるが難解であるので、ここではHilborn and Walters(1992)を参考に紹介する。

個体の成長（重量）と生残を表すモデルとして

$$w_a = \alpha + \rho w_{a-1} \quad (\text{F. 1})$$

$$N_{a,y} = s(1 - h_y) N_{a-1,y-1} \quad (\text{F. 2})$$

を仮定する。ここで、 $w_a$ は $a$ 歳の個体の重量、 $\alpha$ 、 $\rho$ は成長に関するパラメータ、 $N_{a,y}$ は $y$ 年の $a$ 歳の資源尾数、 $s$ は生残率、 $h_y$ は $y$ 年の漁獲死亡率である。 $y$ 年のバイオマス $B_y$ は $k$ を加入年齢として

$$B_y = \sum_{a=k+1}^{\infty} w_{a,y} N_{a,y} + w_k R_y \quad (\text{F. 3})$$

で表される。ここで $R_y$ は $y$ 年の加入量で、Ricker型やBeverton-Holt型の再生産曲線を仮定する。(F.1)式と(F.2)式を上式に代入して整理すると

$$B_y = s_{y-1} \alpha N_{y-1} + s_{y-1} \rho B_{y-1} + w_k R_y \quad (\text{F. 4})$$

$$N_y = s_y N_{y-1} + R_y \quad (\text{F. 5})$$

あるいは

$$B_y = s_{y-1} B_{y-1} + \rho s_{y-1} (B_{y-1} - s_{y-2} B_{y-2} - w_{k-1} R_{y-1}) + w_k R_y \quad (\text{F. 6})$$

となる。ここで $s_y = (1 - h_y)$ である。このように、年齢構成を考慮したモデルであって

も、成長と生残が(F.1)式と(F.2)式を満たしていれば、バイオマスの動態は上記のような比較的簡単な式で表すことができる。

未知パラメータは  $s$ 、 $\alpha$ 、 $\rho$ 、 $w_k$  と再生産関係式のパラメータである。パラメータ推定はADAPTなどと同様に、資源量指数や平均体重などのデータとモデルから計算される値の残差の最小化によって行われる。

## 付録G：ASPM(Age-Structured Production Model)の概要

モデルの概要をPunt et al. 1995を参考に簡単に紹介する。 $y+1$ 年  $a$ 歳の資源尾数  $N_{a,y+1}$  は、以下の式で表される。

$$N_{a,y+1} = N_{a-1,y} \exp\left\{-\left(M_{a-1} + S_{a-1,y}F_y\right)\right\} \quad (G.1)$$

ここで  $S_{a,y}$  は選択率、 $M_a$  は自然死亡係数で、これは外から入力される。漁獲係数  $F_y$  は(G.5)式から計算される。最高齢  $N_{m,y}$  の資源尾数は、

$$N_{m,y+1} = N_{m-1,y} \exp\left\{-\left(M_{m-1} + S_{m-1,y}F_y\right)\right\} + N_{m,y} \exp\left\{-\left(M_m + S_{m,y}F_y\right)\right\} \quad (G.2)$$

によって計算される。加入量  $N_{0,y+1}$  は、例えば次のようなBeverton-Holt型の再生産関係式から計算される。

$$N_{0,y+1} = \frac{\alpha B_{y+1}^s}{\beta + B_{y+1}^s} \quad (G.3)$$

ここで  $B_{y+1}^s$  は産卵親魚量で

$$B_{y+1}^s = \sum_{a=1}^m f_a w_a N_{a,y+1} \quad (G.4)$$

$f_a$  はfecundityである。もちろん他の再生産関係を仮定してもよい。漁獲重量  $Y_y$  と  $F_y$  との間には以下の関係を仮定し、これから  $F_y$  を計算する。

$$Y_y = \sum_{a=0}^m w_{a+1/2} S_{a,y} F_y N_{a,y} \frac{1 - \exp\left[-\left(M_a + S_{a,y}F_y\right)\right]}{M_a + S_{a,y}F_y} \quad (G.5)$$

さらに開発前は平衡状態にあったと仮定する。この仮定により再生産式のパラメータが決まれば、開発前の年齢別資源尾数は決まることになる。

これらの式と仮定により、再生産関係式のパラメータが推定できれば、各年の漁獲重量を与えることにより、各年の年齢別資源尾数が計算できる。再生産式のパラメータは以下のようにCPUEを利用し、目的関数（この場合は尤度関数）の最小化により推定する。

$$-\ln L = \sum_i \left\{ \frac{1}{2(\sigma^i)^2} \sum_y \left[ \ln(I_y^i) - \ln\left(q^i(B_y^e)^i\right) \right]^2 + n^i \ln \sigma^i \right\} \quad (G.6)$$

ここで

$$\sigma^i = \sqrt{\frac{1}{n^i} \sum_y \left[ \ln(I_y^i) - \ln\left(q^i(B_y^e)^i\right) \right]^2} \quad (G.7)$$

$I_y^i$  はCPUEシリーズ  $i$  の  $y$  年の値、 $n^i$  はCPUEシリーズ  $i$  のデータ数、 $q$  は漁具能率、 $(B_y^e)^i$  はCPUEシリーズ  $i$  に対応する開発可能資源量で、

$$(B_y^e)^i = \sum_{a=0}^m w_{a+1/2} (S_a^e)^i N_{a,y} \exp[-(M_a + S_{a,y} F_y)/2] \quad (G. 8)$$

で表される。 $(S_y^e)^i$ はこのCPUEシリーズに対応する選択率である。

なおCPUEシリーズが一種類しか無い場合には、上記のような尤度関数の形にする必要はなく、非線型最小2乗法タイプ

$$SS = \sum_y [\ln(I_y) - \ln(qB_y^e)]^2 \quad (G. 9)$$

を目的関数とすればよい。もちろん、CPUEではなく他の方法から得られた資源量推定値や資源量指数を使うことも可能である。

まとめると

- ・必要なデータと仮定するパラメータ：年別漁獲重量、CPUE、年齢別体重、年齢別の fecundity、選択率、自然死亡係数
- ・その他の仮定：開発前は平衡状態、再生産関係式が存在
- ・推定されるパラメータ：漁具能率、再生産式のパラメータ（これから各年の年齢別資源尾数、漁獲係数も計算される）

#### 付録H：Hitte r-Fitte rモデルの概要

モデルの概要をde la Mare(1989)および田中(1991)を参考に簡単に紹介する。資源動態は以下のような加入と未加入に分けた年齢構成を考えたモデルと、Pella-Tomlinsonタイプの再生産式で表される。

$$N_{a+1,y+1} = N_{a,y} \exp(-M_a) \left\{ 1 - \frac{C_y}{\sum_{a=1}^{\max} N_{a,y}} \right\} + U_a \gamma_{a+1} \quad (H. 1)$$

$$U_{a+1,y+1} = U_{a,y} \exp(-M_a) \{1 - \gamma_{a+1}\} \quad (H. 2)$$

$$U_{1,y+1} = P_y B_0 \left[ 1 + A \left\{ 1 - (N_y/N_0)^z \right\} \right] \quad (H. 3)$$

$$P_y = \sum_{a=1}^{\max} (N_{a,y} + U_{a,y}) \beta_a \quad (H. 4)$$

$$N_y = \sum_{a=1}^{\max} N_{a,y} \quad (H. 5)$$

ここで、 $N_{a,y}$ ：加入した資源尾数、 $U_{a,y}$ ：未加入の資源尾数、 $C_y$ ：漁獲尾数、 $A$ ：再生産式のパラメータ、 $z$ ：再生産式のパラメータ、 $P_y$ ：成熟個体の数、 $M_a$ ：自然死亡係数、 $B_0$ ：再生産式のパラメータ、 $\alpha_a$ ：加入率、 $\beta_a$ ：成熟率、 $\gamma_a$ ： $a$ 歳で加入する割合、である。成熟率および加入率についてはロジステック曲線が仮定され、必要なパラメータは外から与えられる。

未開発は平衡状態にあると仮定するため $B_0$ はこれから決定される。 $A$ と $z$ および $N_0$ が未知であるが、このうち $z$ と $A$ はMSYに関連する仮定 ( $MSY/N_0$ および $MSYR=MSY/MSYL$ の仮定)により決定される。 $N_0$ だけが未知パラメータとなるが、これは資源量推定値を使って推定する。資源量推定値が1個の場合はこれに合うように $N_0$ を決める(Hitte r model)。複

数個ある場合には他のモデルと同様、目的関数の最小化により  $N_0$  を推定する (Fitter model)。ここでは省略したが、実際には雌雄別に計算されている。

まとめると

- ・必要なデータと仮定するパラメータ：年別漁獲尾数、資源量推定値（およびCPUE）、成熟率、加入率、自然死亡係数、MSYR、相対的なMSYL
- ・その他の仮定：開発前は平衡状態、再生産関係式が存在
- ・推定されるパラメータ：初期資源尾数（これから各年の年齢別資源尾数、漁獲係数、RYも計算される）

#### 付録 I：将来予測の例

VPAの推定結果から将来予測を行う場合の事例として、ICCATの西大西洋クロマグロにおける予測を紹介する (Anonymous1995)。

将来の加入量（1歳魚）の予測は以下の式を仮定する。

$$R_y = \begin{cases} R_{med} \exp(\varepsilon_y) & \text{for } B_{y-1} \geq \bar{B} \\ R_{med} \frac{B_{y-1}}{\bar{B}} \exp(\varepsilon_y) & \text{for } B_{y-1} \leq \bar{B} \end{cases} \quad \varepsilon_y \sim N(0, \sigma_R^2) \quad (I.1)$$

ここで、 $R_y$  は  $y$  年の加入量、 $B_y$  は  $y$  年の産卵親魚量、 $R_{med}$  は過去 10 年間の推定された加入量の幾何平均、 $\bar{B}$  は過去 5 年間の親魚量の算術平均、 $\sigma_R^2$  は加入量（の対数）の分散の推定値である（これはかなり特異な関係式であるが、紆余曲折の結果こうなった）。

将来の漁業の年齢別選択率は、1989年から1991年まで各年齢の漁獲係数の幾何平均から推定する。ただし3歳以下については規制の影響を考慮してこの値より小さくする。

漁獲重量および産卵親魚量を計算する上で、尾数を重量に変換する必要がある。1歳から9歳までは、1993年の値と同じであるとする。10歳以上（プラスグループ）はまとめて扱われるが、その年齢組成によって換算値は変化する。そこでプラスグループの平均年齢を推定し、それから年齢-体重関係を用いて計算する。

何種類かの許容漁獲量の下で10年間の計算を行う。ただし、 $F$  は1.4を越えないものとする。決定論的な予測はベースケースの資源量推定値の結果を使い、(I.1)式において  $\varepsilon = 0$  として計算する。確率論的な予測は、資源量推定値の各ブートストラップサンプルの結果を使い、それぞれについて上式を用いて予測計算する。すなわち、資源量推定と将来の加入量変動の両者を考慮した予測となる。

#### 付録 J：会議における実際の資源評価（非科学的側面）

通常会議の期間は一週間程度であるが、4-3で示したいいずれのテーマも大論争に発展する可能性を秘めており、しばしば時間不足で深夜まで会議が続くことがある。白熱した議論の結果、興味深い結論が得られることもあるし、ある部分だけやたらと詳しいが、ほかの重要な点が不十分であるようなバランスを欠くレポートができあがることもある。また、さまざまな政治的理由により、科学的見地からは問題がある妥協が行われたり、バイアスのある議論となってしまうこともある（鈴木1995）。



そして、主に資源量推定、将来予測、管理基準との比較などの結果をもとに、科学委員会としての漁業の管理に関する勧告が出されこれも会議のレポートに盛り込まれる。その内容は会議の種類や資源の状況によってさまざまで、具体的な許容漁獲量の数値を示すものから、もっとあいまいな表現にとどめるものもある。またとにかく参加者の一致した意見が勧告されるコンセンサス形式と、コンセンサスが得られない場合には無理に意見の統一をはからず両論併記で勧告が出される場合とがあり、これも会議によってさまざまである。この科学委員会のレポート（とくにその勧告の部分）を参考に本委員会で許容漁獲量が決められ、さらにそれが国別に振り分けられる。このとき科学委員会の結果をどれだけ重要視するかは、これもまた会議によってさまざまである。

科学委員会の結果は「レポートに書かれたことが全て」で、書かれなかったことはたとえそれが真実でも、あるいは妥当な意見であっても無かったものと同じである。レポートはあらかじめ参加者の中から指名された書記 (Rapporteur) が書く。おおよそ公平に書かれるが、なかには一方の主張のみ大きく取り上げられるなど、相当偏っていることもある。また、語学にハンデキャップがある場合、レポートを見てはじめて議論の内容が理解できたという場合や、重要な箇所を聞き落としていたことが判明することもある。従ってしばしばレポートの書きぶりをめぐって大論争に発展する。これ以外にもネイティブ同士で英語の「てにおは」の修正としか思えない議論が延々と続くことがある。午前0時を過ぎてからこれをやられると、筆者などは意識がモーローとしてくる。

## 国際漁業委員会における資源管理と評価の実際

魚住雄二(遠洋水研)

### 1. はじめに

現在、多くの国際漁業委員会が存在している。日本に関連しているものを挙げても、国際捕鯨委員会(IWC)、北西大西洋漁業機関(NAFO)、大西洋まぐろ類保存国際委員会(ICCAT)、全米熱帯マグロ委員会(IATTC)、南極海洋生物資源保存委員会(CCAMLR)、既に解散した北太平洋漁業国際委員会(INPFC)、南東大西洋漁業委員会(ICSEAF)、北太平洋オットセイ委員会(NPFSC)等、また近年新しく成立した北太平洋遡河性魚類委員会(NPAFC)、ミナミマグロ保存条約(CCSBT)、インド洋マグロ委員会(IOTC)等など枚挙するときに足りないほどである。これらの委員会は、その対象生物、地理的特異性、歴史等などにより、資源評価法や管理方策等に特徴が見られる。(これらの特徴を系統だてて把握することにより、資源評価や管理の新たな側面が見いだせるかもしれない)。

これらの機関で、各資源について、理想的な資源評価が行われ、それに基づいた理想的な資源管理が行われていることはほとんど無いと言ってよく、さまざまな原因による情報不足や生物学的な特性のために資源評価もその情報や特性に合わせた工夫が必要とされる。また、管理についても、参加国やその漁業形態によって多くの制約を受けているのが実情である。今回は、筆者が出席した二つの委員会(NAFO、ICCAT)を例に、生物種の特異性に合わせた資源評価及び管理がどのように行われているかその実際について、具体例を紹介する。なお、本文にてでくる資源評価法は、平松(1995)を参考にされたい。

### 2. 漁業国際委員会の構造

北西大西洋漁業機関(Northwest Atlantic Fisheries Organization; NAFO)は、世界 3 大漁場の 1 つである北西大西洋海域の漁業資源の保存と最適利用を図る事を目的として 1979 年に設立された。この NAFO が設立される以前には、1949 年に設立された北西大西洋漁業国際委員会(ICNAF)が存在していた。しかし、1977 年にカナダ、米国が相次いで 200 海里水域を設定したため ICNAF では、十分な対応が困難となった。そのため、米国を除く ICNAF 加盟国によって NAFO が設立された。ICNAF から NAFO への変化は、200 海里囲い込への対応として生じたもので、資源評価や管理理念そのものは踏襲されている。

NAFO の条約水域は、図 1 に示す水域である。しかし、この水域内は沿岸国が管理する水域(200 海里内)と NAFO が管理する水域(公海)に分けられる。加盟国は、沿岸国であるカナダ、デンマーク(グリーンランド)、そして、遠洋漁業国として、EU、ロシア、バルト 3 国、そして、日本、韓国などである(米国も近い将来加盟するようである)。また、管理魚種についても、NAFO が管理するものは、公海上に分布するタラ、アカウオ、カレイ類(アメリカンプレイス、イエローテイル、ウィッチ)、シシャモ、スルメイカ、そして、最近カラズガレイが加えられ、計 8 種類、11 系群となっている。それ以外に 200 海里内に分布する

がその資源評価を NAFO へ依頼している魚種(約 10 種程度)もある。200 海里にまたがる魚種については、決定された許容漁獲量(TAC)を過去の漁獲実績等で NAFO 管理と沿岸国管理へ配分する。NAFO で評価・管理する魚種は、次に述べる ICCAT とは対照的に底魚類である。

NAFO は総務理事会(General Council; GC)、漁業委員会(Fisheries Commission; FC)、科学理事会(Scientific Council; SC)の 3 つの組織からなっている。GC は一般的な運営事項を審議する。SC は、FC や沿岸国の要請に基づいて条約水域の資源の研究を行い、資源評価を実施し、管理方策に関する勧告を行うところである。SC は、6 月開催される 2 週間にわたる会議でかなりの魚種に関する勧告を作成する。残りについては、9 月に開催される本会議(GC、FC)と平行して審議される。FC は、SC の勧告を受け、TAC やその他の漁業規制を決定する。

SC には、各国から研究者が参加し、1 つ 1 つの資源(系群)ごとに漁業、調査結果等をレビューし、指名された研究者を中心に資源評価を行い、その結果を全員で討議し、FC への勧告を作成する。その内容は、Scientific Council Reports としてまとめられる。このレポートは、原則として SC 参加者の全員の一致によって採択される。もし、異論がありまとまらない場合は、両論併記という形を取る。SC では、レポートの内容に関しては、決して多数決は取らない(納得しなければ、自分の意見をレポートに反映できると言うことだが、なかなか現実には困難である)。SC における各国の研究者の位置づけは、もちろん各国の漁獲統計や調査結果については、National scientist としての責任を持つが、科学的な議論については、基本的には、国を意識しない(テーブルの前に国名の着いた看板があったりしない程度の意味)。しかし、現実には、かなり国益を意識した意見が入り交じるのは何処も同じである。

FC は SC と全く異なり、参加者は、国を代表する行政官である。そのため、発言は当然国として行い、レポートにもどの国がどんな発言をしたかが明記される。ここで、SC が勧告した TAC を基に実際の TAC を決定する。その裏には、政治的な取り引きが多数見られ、特に遠洋漁業国は、NAFO の公海水域での操業ばかりではなく、沿岸国(特にカナダ)の 200 海里内でも操業を行っているため、NAFO 以外に 2 カ国間での交渉が行われる。その際の交渉条件を有利にするための駆け引き材料としても FC の内容が利用されるため、TAC の採決は一筋縄では行かないのである。2 時間の Coffee Break と 15 分の会議と言うのが一般的となる(建て前と本音を調整するためか)。また、夜の会食も華やかに行われるようだ。また、近年国連でも盛んに議論されるようになった、Straddling stock を巡って、陸棚依存種に対する沿岸国の権利拡大を狙うカナダと公海での自由漁業の存続を確保したい EU との間での衝突が激化している。

ICCAT(International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas: 大西洋まぐろ類保存国際委員会)の条約水域は、全大西洋及びその付属水域(地中海)と広大である。そして、対象魚種は、NAFO と全く重複せず、まぐろ・かじき類等の大型浮魚類である。

加盟国は、大西洋の沿岸諸国、遠洋漁業国として日本、韓国、そして、台湾もオブザーバーとして参加している。総計で 20 数カ国に及ぶ。なお、地中海の資源に関しては、非加盟国の問題もあり地中海のみの組織である General Fisheries Council for the Mediterranean (GFCM) と協同で行っている。

ICCAT も基本的には、NAFO と同じような構造を持っている。Commission と呼ばれる親委員会(NAFO での GC 及び FC に相当する)と Standing Committee on Research and Statistics (SCRS) と呼ばれる科学委員会で NAFO の SC の機能を持つ。SCRS では、SC とほぼ同じように、種類(系群)ごとに漁業のレビュー、漁獲統計、生物資料の整理などを行い、それらを基に資源評価を行う。これらは、Species Group と呼ばれる working group によって種ごとに独立して行われる。そして、各 Species Group で作成されたレポートを Plenary と呼ばれる SCRS の全体会議で議論し採択する。NAFO では、この Species Group と Plenary が完全には分離しておらず、各系群のレポートの作成過程のかなりの部分が、全員で議論される。ちなみに、Species Group では英語のみが用いられるが、Plenary になると公用語(英語、スペイン語、フランス語)の同時通訳がつく(NAFO では英語のみ)。そして、Plenary の席には、参加者は全て科学者であるが国名を記した看板がおかれ、発言も国として発言する(レポートには、どの国がどのような発言をしたかは記録されないが)。そのため、発言内容も国を意識せざるを得ない状況となる(看板が無くても十分圧力は感じるものだが)。

Commission では、SCRS のレポートを受けて、管理についての措置を決定する。筆者は、幸いにもこの会議に出席した経験を持たず、その実態を知らない(知りたいとも思わないが)。基本的な性格として、NAFO の FC と変わらない性格を持つものであろうと想像している。

### 3. 資源評価と管理の実際

ここでは、資源評価の幾つかの具体例を用いて国際漁業委員会の資源評価の現状について述べてみたい。各資源に対する資源評価法は、各資源の生物学的特性、漁業及び調査活動からの情報の質及び量などによって決定される。一般的に、情報量が多いほどより解析的な方法が取られる。NAFO 及び ICCAT では、情報量の多い資源とは、年齢組成、努力量などの情報が充実していることを意味しており、年齢別資源量指数等を含め多くの情報を用い SPA(Sequential Population Analysis)によって資源量の絶対値を推定し、Y/R(Yield per Recruit)等から推定した Reference Point を基に許容漁獲量(Total Allowable Catch)を算定する。しかし、単年性の生物等寿命の短いもの、年齢査定が困難などの理由で年齢組成が明かでないもの、と言った種については、プロダクションモデルやそれ以外の方法が取られる。年齢組成などの情報が充実していても、漁獲物年齢組成の年齢数が少なく、SPA の merit が余り発揮できないようなものもある。

Reference Point としては、NAFO、ICCAT では、MSY、 $F_{0.1}$ 、 $F_{max}$  が主として用いら

れている。MSYはプロダクションモデルでの最大持続生産量、後の2者は、Y/Rから導かれるもので、加入量一定な資源にさまざまな漁獲圧をかけた場合、最も漁獲重量が大きくなることを $F_{max}$ と言う。 $F_{0.1}$ は、漁獲量と $F$ との関係で、原点における傾きの10分の1の傾きとなる $F$ を言う。これは、ICNAFから生まれたかなり経験的なReference Pointである。なお、近年、公海漁業の管理などに関連して、Precautional Approachに連動してReference Pointについて議論が起こっている(FAO,1993)。今述べたReference Pointに関する鋭い批判も行われている。そして、特に今までの漁業サイドのみから見た最も都合の良い資源状態より、各資源にとって最も安全(親魚量の保証等)な資源水準を与えるReference Pointに関する議論もあり、興味深い。

### (1)カナダマツイカ (及びアルゼンチンマツイカ)

NAFO 海域には、カナダマツイカ(*Illex illecebrosus*)と呼ばれる種が分布している。本種は、1967年頃までは、カナダ、米国でBait Squidと呼ばれて、釣り餌に使われる程度の需要しかなかった。しかし、1970年代に入ると、底魚類への規制の強化もあり、本種の漁獲量が増加した。1970年代中頃に漁獲は急増し、1979年には16万トンにも達した(図2)。しかし、漁獲はその後激減し、1983年以降は1000トンにも達していない。1990年代に入って再び1万トンに達し、豊度の上昇傾向がうかがわれたが、近年は2000トン以下で低迷している。本種は、単年性と言うこともあり、多年性の底魚類で発達した資源評価・管理法が有効なものとならない。そのため、NAFOでは、独特な方法が用いられた。

#### 【生物学】

本種は、ハテラス岬以南の深海域で産卵され、稚仔はGulf Streamにより北に輸送され米国からカナダの陸棚へ加入する、その後、陸棚で索餌・成長し、成熟に伴い斜面水域へ移動、南下産卵回遊すると考えられている。寿命は1年で、最大で外套長26cm程度に成長する。主要な発生群は、冬生まれ群で、陸棚上の漁業への加入は初夏に行われ、8-10月が盛漁期となる。

#### 【資源評価】

Delury法、VPA、面積-密度法等で資源量が推定されてきた。前2者は、資源の逸散や自然死亡を考慮していないためかなりの過小評価と見なされた。その結果、NAFOで最も重視されたのが、トロール漁船の網別統計を用いた面積-密度法による資源量推定である。また、最適開発率については、Sissenwine and Tibbetts (1977)によって、漁業の明瞭な季節変化、産卵後の大量死を取り込んだ月別個体数が指数関数的に変化するモデルを開発し、Beverton and Holtの親子関係の下でさまざまな条件での漁獲シミュレーションを行い、中程度の親子関係(図3)で自然死亡係数0.1の場合開発率0.4が最適となることを見いだした(図4)。ここで言う開発率(Exploitation Rate)とは、加入した資源の何割を漁獲す

るかと言う割合である。しかし、毎年の資源量を漁期前に推定することは不可能で、毎年の TAC を資源量と最適開発率から求めることは出来ない。そのため、毎年の適切な TAC の勧告は行っておらず、後段で述べるように、15 万トンの固定した TAC を勧告している。NAFO では、本種の漁業が、数年間のうちに崩壊してしまい、資源の回復が無いまま今日に至っているため、本資源への研究は実質数年間で終了してしまった。

一方、アルゼンチンからフォークランド諸島に分布するアルゼンチンマツイカ (*Illex argentinus*) 漁業では、Leslie-Delury 法による資源量の推定、資源豊度のモニター、そして、努力量管理とユニークな方法が採用され、現在も実施されている。本種はカナダマツイカとほぼ同じような生活史を持ち、卓越した冬生まれ群が漁獲されている。ここで若干、フォークランド諸島における資源評価法について紹介する。

この水域での資源評価法は、顕著に減少する CPUE (図 5) を用いて Leslie-Delury 法によって資源量を推定するものである。これは、次節の資源管理法と強くリンクしている。この水域では、多数の国のトロール船、いか釣船が操業しているが、その漁獲量については、日別に適宜管理政府へ報告されるようになってきている。そのため、漁獲量を up-to-date に集計でき Leslie-Delury 法による資源量のモニターが漁期中に行えるわけである。ここで用いられている Leslie-Delury 法は Rosenberg et al. (1990) が開発したもので、複数漁業の異なった漁獲効率及び自然死亡を考慮したモデルである。また、本水域では、40% Escapement rate を conservative な値として用いている(論文中では、この 40% は、独自のモデルでシミュレートして得られたものであるとしてあるが、具体的な内容については触れていない)。

Exploitation Rate と Escapement Rate が上記述に混在している。ICNAF/NAFO では前者が、フォークランドでは後者が Reference Point として用いられている。前者の定義は上述した。後者は、漁獲がなかった場合産卵まで生き残る資源に対する漁獲下で産卵まで生き残った割合として定義される。前者は  $F/Z \cdot (1-e^{-Z})$  で表し、後者は  $e^{-F}$  で表せる。なお、現実的な漁業では両者の値は近似的に等しくなる。

### 【資源管理】

NAFO では、単年性の魚種で、漁期が始まる前に加入量が不明なものについては、原則的に努力量規制が望ましいと言う点では、本種の管理をはじめた当初から意見の一致があった。しかし、努力量規制には、実施上多くの煩雑な問題(漁法、国等による差などをどのように評価するか等)があり、導入までには多くの準備が必要と言うことで努力量規制の導入を控えた。取り敢えず、沖合の漁業への操業日数の規制(割当量を平均的な CPUE で割って得られたもの)を加えた漁獲量規制が導入された。TAC の設定には、トロール調査で得られた biomass (過小推定値) と最適開発率(40%)によって推定されたものである。しかし、biomass は、その年のものではなく、加入が良い場合には十分に資源が利用できない、一方、加入が悪い年は乱獲状態となる可能性がある。1980 年にはこの方法で 15 万トンと言

う高い TAC が勧告された。しかし、その年より豊度は低下し始めた。15 万トンと言う高い TAC にもかかわらず漁業は CPUE の低いイカから対象を他のより利益率の高い魚種へ変更してしまった。この結果から、SC では漁業の Self-regulation 機能(豊度が下がると、対象種を他へ変更し、結果として F が小さくなる)の存在を認め、15 万トンと言う高い TAC によって、豊度の高い場合の有効利用をはかり、低い場合は、前もって設定してある、操業日数規制と漁業の Self-regulation 機能によって F を制限できるとした。そのため、現在、資源豊度は極めて低い状態(総漁獲量漁獲も 200 トン程度)であるが、15 万トンの TAC は今も継続されている(図 2)。一理あるものの、なにか投げやりな管理方法である。しかし、本資源が数年間で崩壊した結果、漁業も無く、本種を担当する研究者も居なくなったため、資源評価・管理法を確立する途中でほっぽり出されたと言うのが本音ではないだろうか(TAC の勧告についても近年は、資料不足を理由に SC では FC への勧告は行っておらず、FC が独自に同じ TAC を踏襲しているのが現状である)。なお、資源豊度の低下は、本種の分布の縁辺部であるカナダ水域でのみ顕著で、アメリカ沿岸では比較的安定している。NAFO 水域での変動は、主として、加入を左右する海洋環境(湾流の変動)によるものと解釈されている。

一方、フォークランド諸島では、アルゼンチンマツイカは「金のなる木(イカ?)」であって、フォークランド政府(英国)は、その資源研究と管理に力を入れた。ここでは、努力量規制を初めから打ち出している。それは、外国漁船管理の最も楽な方法で、入域許可数で管理するだけで良い。漁獲量規制が無いから、漁獲量報告も偏らない。

適正な漁獲努力量は、最適開発率 40% を基に前年度の漁期で Leslie-Delury 法から得られた漁獲効率を用いて、各漁業ごとに決定される。しかし、この方法は、proportional Escapement を保証するものであって、豊度が極めて低くなった場合、この管理法では Risk が伴う(図 6)。そのため、本水域では、Leslie-Delury 法によって、漁期中に資源量を求め、Escapement Rate を計算しつつ、豊度の高い年には、この rate をやや低めに、豊度の低い年には高めに再調整する仕組みになっている。

## (2) ケープリン (*Mallotus villosus* カラフトシシャモ)

Newfoundland 島周辺には 5 系群のケープリンが分布すると言われている。そのうち、公海上にも分布する 2 系群が評価の対象となっている(図 7)。大まかに 10 年周期で卓越年級が加入し漁獲量が急増する。しかし、その後、加入が激減し、漁業も close される。ICNAF/NAFO の歴史の中では図 8 に示したように、1970 年代中頃及び 1980 年代終わりに漁獲が増大した時期がある。沿岸では、小型のまき網や定置網で、公海では、トロールで漁獲されている。本種は、漁獲の中心が 3-4 歳で、単年性ではないが、SPA を適応するには、年齢数が少なくメリットがあまりでない。本種では、産卵群を対象とした魚探調査とトロール調査、更に、稚仔調査などの多くの調査を行い、漁業の情報によらず、調査船調査の結果から資源量を推定する方法を取っている。

### 【生物学】

本種は、3才でほぼ50%の個体が成熟し、6才まで生きるとされている。産卵は、浅瀬で行われる。分布は大陸棚上にほぼ限られる。漁獲は、産卵期(6月頃)の産卵場で行われ、漁獲年齢は、2から5才であるが、その中心は3-4才である。

### 【資源評価】

漁獲物の年齢組成は、毎年行われている耳石による年齢査定により推定されている。しかし、漁獲物年齢組成が、2-3歳しかないため、SPAによる評価は行われていない。5月前後に行われる魚探調査によって推定された資源尾数及びこの調査と平行して行われる中層トロール調査によって得られた年齢組成から年齢別の資源尾数を推定する(図9、表1)。既知の自然死亡率( $M=0.3$ )年齢別産卵死亡及び年齢別群成熟率(表2)を用いて、翌年の産卵親魚量を推定する(表1)。そして、推定された親魚資源量の10%をTACとして勧告する。この10%という値については、多くの議論が行われてきた。しかし、SCとしては、本種が、グランドバンクの生物群集の中で魚類、鳥類、海産哺乳類の重要な餌生物となっていることを重視し、漁業への利用割合を低く押さえている。

### 【資源管理】

TACによる管理が行われている。しかし、沿岸国であるカナダは、SCが勧告したTACそのものの値を用いていない。それは、本種の漁獲のほぼすべてが日本への輸出であり、その魚価の安定を考慮して、実質的なTACを設定している。そのため、1989年の3L海区のSCの勧告したTAC 335,000トンに対し実際のTACは46,000トンとなっている。ただし、公海に漁場の広がっている3NO海区については勧告通りのTACが決定されている。1992年頃より本資源は急速に減少し、資源量推定値も4,400トンとなった。今後の加入の保証、そして、ほぼこの頃より急速に減少したタラ資源の回復や海産哺乳類(主として seal)への影響も考慮して1993年以降本種のTACは0となっている。しかし、産卵親魚量が絶対値としてどの程度になれば、TACを0とするかと言った客観基準はなく、SCにおける議論の過程で決定される曖昧な基準である。特に、沿岸国であるカナダ政府は、自国環境団体やタラなど本種の捕食者を対象とした漁業者からの強い圧力を受けており、こうした「環境」もSCの議論の中で強く影響していると考えられる。

### (3) シルバーヘイク (*Merluccius bilinearis*)

上記2種は、NAFO 海域の資源の中でもかなり特異なもので、その評価法や管理にもその特異さが影響している。それ以外の多くのカレイ類やタラ類では、年齢組成が得られているものについてはSPAが適用されている。ここで述べるシルバーヘイクは、NAFO 海域で行われている資源評価のなかで寿命の長いものに対して行われるSPAが適用されてい



る典型的な種類と言える。なお、この種の資源評価については、川原(1989)が詳細に紹介している(なお、この論文が書かれた時点の SPA はいわゆる ad hoc tuning VPA である)。本種は、カナダ 200 海里内で主として旧ソ連によってトロールで漁獲されている(図 10)。

### 【生物学】

本種はやや小型のメルルーサで、Scotian Shelf を中心に Newfoundland から米国 South California まで広く分布している。最大体長は 75cm とされているが、40cm を超えるものは極めてまれである。2 才でほぼ成熟する。漁獲物としては、9 才までが普通に認められる。産卵期は、6 月から 8 月頃とされている。

### 【資源評価】

漁業から得られる情報として各国の海域別月別漁獲量、そして、詳細な漁獲量・努力量統計を基にして計算された CPUE を資源豊度指数として用いる。この CPUE は、国やトン数階層、季節、場所などの影響を取り除き、純粋な豊度の経年変化のみを取り出すために Multiplicative Model を用いて標準化している(図 11)。NAFO では APL で書かれた STANDARD(どうも、重回帰のようである)と言うプログラムを用いて標準化が行われている。漁獲物の生物学的情報は、そのほとんどがカナダのオブザーバーによって得られている。ちなみに、1992 年では 287,000 尾の体長測定と 2,189 尾の耳石による年齢査定が行われている。この規模の体長測定及び年齢査定が継続して行われている。この年齢査定結果を用いて、毎年、月別の Age-Length Key が作成され、体長組成及びこの Key を用いて年齢別漁獲尾数が推定されている。

1970 年より開始された層化無作為抽出法に基づいたトロール調査が毎年継続して行われている(図 12)。また、1978 年以降は中層トロールを用いて 0 才魚の豊度を推定するための調査が行われている。これらの調査は、Scotian Shelf 上に 100 点以上の定点を配置した本格的な調査である。また、この 0 才魚調査で得られた各年級の豊度は、親魚調査で得られた年級の豊度と良く一致している。

資源評価は、このような資料を用いて ADAPT によって行われる。tuning については、調査によって得られた指標、漁船の CPUE すべてを用いるが、その精度によって重み付けが行われている。また、Laurec-Shepherd 法によっても評価が行われているが、両者の結果は極めて類似したものとなっている(図 13)。更に、Retrospective analysis が行われ推定値の偏りが評価されている(図 14)。その結果、漁獲死亡係数(F)が 40-60%程度過小評価されていると言う結果となっている。更に、Reference Point として採用されている  $F_{0.1}$  である 0.72 及び各年齢の Partial Recruitment 及び平均体重、そして、中層トロール調査から得られた 1 才魚の index と SPA から得られた 1 才魚の資源尾数との間の回帰関係(図 15)から推定された 1 才魚の加入尾数を用いて 1 年先の資源重量を Projection する。そして、 $F_{0.1}$  に相当する漁獲量を TAC として勧告する。

## 【資源管理】

シルバーヘイクの TAC は、ほぼ勧告どりの値が、カナダ政府によって採用されている。ただ、卓越年級の加入によって TAC が急に高くなったような場合、それよりも低い値が採用されたり、急に低い TAC が勧告されると、それよりもやや高い値を採用したりする場合も結構ある。また、Scotian Shelf には多くの重要魚種も分布しており、それらの混獲を避けるために、Closed Area や網目規制などかなりきめ細かな規制が存在している。

なお、Reference Point としては、本種については  $F_{0.1}$  がカナダによって採用されているが、NAFO 海域では幾つかの Reference Point のオプションを SC が勧告するように FC が依頼しており、TAC としてその中から選択されると言うシナリオになっている。しかし、現実には、 $F_{0.1}$  を主張するカナダの意見が多数決によって FC で決定され、EU が異議申し立てをして、 $F_{max}$  で勝手に漁獲するという場合が多く生じてきたのも事実である。このような、かなり政治的な側面からの Reference Point に対する議論に加えて、最近では、他の SSB/R 等の概念からの議論もされるようになってきている。

## 【NAFO の資源評価管理の近況】

筆者が NAFO の SC へ最後に参加したのは、1991 年であった。この年、グランドバンクに、記録始まって以来の大規模な氷山が出現し、それが原因か否か記憶が定かではないが、異常な海洋環境が出現した。それと呼応するように、今までかなりの精度で予測されていたケープリンの予測が外れ、来るべき量のケープリンが漁場に現れず、この年の漁は散々なものとなった。また、タラ(Northern cod)も予測に反して漁が無かった。幸か不幸か、翌年の SC から出席しなくてよくなったのだが、この年以降、ケープリンの資源は急速に減少し、タラの資源も激減した。その結果、ケープリンとタラ(2J, 3KL 海区)は、1993 年以降モラトリアムとなった。更に、その後、幾つかの魚種についてもモラトリアム(TAC=0)が勧告されている。なお、この原因が全て海洋環境によるものとはは言いきれず、非加盟国による漁獲、加入国による違法操業(under reporting)もその原因の一となっている。ちなみに、ナミビアが独立した後何年間かこの水域への入漁が出来なくなった EU(スペイン、ポルトガル)の漁船が、行き場を無くして大挙して NAFO 海域へ出漁せざるを得なくなったことなど、資源を悪化させる要因が幾つか重なっている。

### (4)ビンナガ(*Thunnus alalunga*)

本種は、ICCAT の管理する魚種の中では、メカジキと並び西欧諸国が重要視する資源で、スペイン、フランスの曳縄、竿釣り、流し網、そして、日本、台湾のはえなわによって大西洋全体で9万トンを超える漁獲が60年代に挙げられていたが、近年では5-7万トン程度が漁獲されている(図16)。本種の資源評価は、その重要度の割には、余り進んでおらず、そのため、Albacore Research Program が ICCAT によって1989年より開始され1992年

6月に最終会議があり、Programの成果が取りまとめられた。今回は、このProgramのレポート及び1994年のICCAT SCRSのレポートを基に述べる。

### 【生物学】

本種は、大西洋の温帯域から熱帯域に広く分布する種で、5才で成熟し、12才程度まで生きると考えられている。体長は、1m前後でマグロ属の中では小型のものである。若齢魚は、比較的温帯域に分布し、高齢になるほど熱帯域に分布する。

そのため、温帯域で表層漁業(曳網、竿釣り、流し網、中層トロール等)で若齢魚が漁獲され、熱帯域から温帯域にかけてはえなわで高齢魚が漁獲されている(図17)。

### 【資源評価】

資料は、漁業から得られたもののみで、漁業と独立した調査から得られたものは無い。各国の月別海域別漁獲量、体長組成、そして、国別、漁法別のCPUEなどが主とした資源評価のための資料となる。CPUEについては、NAFO同様、Multiplicative Modelによって標準化される。この際、Generalized Linear Model(SASのProcedureの中に組み込まれたものが用いられる)を用いた標準化が行われる(図18,19)。

資源は、現在北大西洋及び南大西洋の2系群より構成されると考えられている。北大西洋系群については、漁獲の中心が表層漁業であり、若齢魚の漁獲に占める割合が高いため、漁獲物体長組成に明瞭なモードが観察される。そのため、MULTIFANを用いて体長組成を年齢組成に分解し、年齢別漁獲量を推定している。一方、南大西洋については、そのほとんどがはえなわによるもので、漁獲物に年齢を反映したモードが見られない(図20)。そのため、現状では年齢分解は行われていない。

北大西洋については、MULTIFANで得られた結果を基に作成したAge-Length Keyによって漁獲量を年齢分解した後、年齢別に標準化したCPUEが表層漁業については作成されている。ただ、この年齢別のCPUEには、国別のものに逆相関が見られたり(図18)、年齢間に整合性が余り見られなかったりしている。そのため、かなりバイアスが入っているか、資源全体の豊度を反映していない可能性が指摘されている。はえなわのCPUEは年齢分解せずにそのままのものを標準化し、5+才のAbundance Indexとして用いている。

北大西洋については、漁獲物年齢組成及び年齢別CPUEを用いてADAPT VPAによる資源評価が行われている。さまざまなCPUEの組み合わせによるtuning、重み付、等のSensitivity studyも行われている。その結果、近年のFは安定しており、高齢魚に対するFの減少が見られると言った傾向が確認されている(図21)。また、Y/R解析から現在のFは $F_{msy}$ に近いことが示された。この結果より、SCRSは、北大西洋系群には、乱獲の兆候は無いが、ほぼFully Exploitedされていると結論している。そのため、なんら規制に関する勧告は行っていない。なお、SCRSでは、この結果から、さまざまなBiological Reference Pointに対応する漁獲量や努力量の推定は行っていない。

南大西洋については、年齢別漁獲量が推定できないため、プロダクションモデルによる解析が行われている。ASPIC 及び ASPM(Age Structured Production Model)が用いられる。ICCAT では、ASPM の結果を中心に評価が行われている。なお、両者の結果は、極めて良く似ていることが確認されている。その結果、MSY は 24,700 トンで、現在の資源量は、MSY を与える資源量の 87%で、F は  $F_{MSY}$  の 1.3 倍に達している事が確認された(図 22)。そのため、幾つかの漁獲水準による Projection を行い、資源がどのようになるかを示し(図 23)、漁獲量を適切に削減する必要があると SCRS は勧告している。(このように、明確な数字を示した規制に関する勧告を出さないのが ICCAT way なのだろうと筆者は理解している。)

### 【資源管理】

北大西洋については、ICCAT による規制はなにも行われていない。ただ、EU 内で流し網の規制(漁具長 2.5km 以下)がある程度である。南大西洋については、1995 年より初めて規制が導入された。その内容は、南大西洋でピンナガを主対象としている国は、89-93 年の平均漁獲量水準の 90%を上回らないように適切な国内措置を導入することを決定している。

ちなみに ICCAT で行われている規制は、クロマグロについては、漁獲量規制、体長制限、産卵場の禁漁等。メカジキでは、混獲割合規制、漁獲量の凍結、体長制限。メバチでは、体長規制。キハダでは、体長規制及び努力量の凍結。と言った程度で、NAFO(沿岸国も含めて)の底魚に関する規制と比較するとかなりおおらかなものであるという印象を受ける。まぐろ類は、採られ強いのか、底魚に比べ膨大な資源があるのか、興味深いところである。

特に、規制については、NAFO では、かなり客観的な基準(数値基準)を出すことを SC が意識しているのに比して、ICCAT の SCRS は意識して、曖昧な表現の勧告をする傾向が感じられる。

以上 幾つかの資源について、その資源評価及び管理の実際を紹介してきた。これらも、あくまでも一例であり、紹介したもの以外にも、ユニークなものが多々ある。また、毎年、毎年、漁業も変化し、社会情勢も変化し、評価手法も進歩する。そのため、資源評価・管理も年々大きく変化している。NAFO の現状も、筆者が参加していた 1991 年頃と現在ではかなり変化しており、多いに困惑した。そのため、時間の浪費を避けるため、遠洋水産研究所遠洋底魚研究室の余川氏を NAFO の生き字引として利用させていただいた、ここに感謝します。しかし、筆者が正確に把握したか否かについては未だはなはだ自信がない。

このように急速な変化をしているためか、国際委員会における資源評価・管理の実情は、なかなか日本国内に紹介されない。それは、NAFO も ICCAT も(ICES も然りであるが)、これらの機関の中で議論されることが、Document として参加者及び関係機関には配布さ

れているものの、一般の資源研究者(特に大学など)にとっては、極めて入手しがたいものであり、その実情を知るためには多大な努力が必要であることが原因の1つである。Journalに出されるものは、こう言った会議の議論の中から出てきた一部の洗練された結果に過ぎず、あまりにも格好良すぎる。現実の会議での評価作業は、もっと泥臭く、様々な意味を含めて「現実的」なものである。

今回、筆者もこの拙文をまとめるに当たり、さまざまな資料を用いたが、その多くが遠洋水産研究所の特定の研究室の書棚に眠っており、会議に参加した経験者でもない限りどこにどんな資料があるかも知りようが無いのである。また、論文に引用されていても図書館にあるわけではないので、コピーもままならない。筆者は、8月中旬にICESの事務局へ行く機会があったので、その機会に今まで欲しかったICESのDocumentの幾つかを事務局で扎扎实りコピーしたくらいである。資源研究の先進的なICESへ日本からオブザーバーを参加させることは極めて有意義であると考えのだが(日本に関係した重要資源がないので、のびのびと議論に参加し、実際の資源評価や管理の勉強できるのでは?)。

このような現状の打開策として最も現実的なものは、興味のある資源研究者諸兄は、積極的にこのような国際会議に参加し、自分自身の目で見ることだと思う。遠洋水産研究所では、この手の会議へ参加する研究者不足に長年悩んでおり、門戸は開かれているのではないだろうか(もちろん、Give and Takeを要求される可能性は極めて高く、気楽なオブザーバーとなれるかは各個人の裁量となろう)。

多くの研究者諸兄が遠洋水産研究所の門戸をたたかれることを!

### 参考及び引用文献

(本文中には、煩雑さを避けるため文献を記すことを控えた場合がある)

J.A. Beddington, A.A. Rosenberg, J.A. Crombie, and G.P. Kirkwood 1990: Stock assessment and the provision of management advice for the short fin squid fishery in Falkland Islands waters. Fish. Res. 8, 351-365.

FAO 1993: Reference point for fishery management: their potential application to straddling and highly migratory resources. FAO Fisheries Circular no. 864 (FIRM/C864), 52pp.

ICCAT 1994: Report of the standing committee on research and statistics (SCRS). COM-SCRS/94/13

ICCAT 1994: Report of final meeting of the ICCAT albacore research program. COM-

平松一彦 1995: 国際会議で用いられる資源評価手法について -VPA とプロダクションモデルの現状- 本誌.

川原重幸 1989: 北西大西洋の底魚類に対して用いられている資源解析の手法. 漁業資源研究会議 西日本底魚部会報 第17号. 1-10.

NAFO 1992-1994: Scientific Council Report.

G.J. Pierce and A. Guerra 1994: Stock assessment methods used for cephalopod fisheries. Fish. Res. 21, 255-285.

A.A. Rosenberg, G.P. Kirkwood, J.A. Crombie, and J.R. Beddington 1990: The assessment of stocks of annual squid species. Fish. Res. 8, 335-350.

M.A. Showell, R. Branton, M.C. Bourbonnais, and R.G. Halliday 1993: Status of the Scotian shelf silver hake population in 1992 with projections to 1994. NAFO SCR Doc. 93/102 24pp.

M.P. Sissenwine and M. Tibbetts 1977: Simulation the effect of fishing on squid (*Loligo* and *Illex*) populations off the northeastern United States. ICNAF Sel. Pap. 2, 71-84.

Y. Uozumi and S. Kawahara 1991: On the management regime of the *Illex* fisheries in Subareas 3 and 4. NAFO SCR Doc. 91/55, 5pp.

山田陽巳・魚住雄二・川原重幸 1989: 海外の主要なスルメイカ資源について III アルゼンチンイレックス. 水産 技術と経営 5, 25-31.

Table 1. Capelin in Div. 3L: Projection of stock size for 1990  
Number of fish (million)

	June 1989		June 1990
Age	Mature	Immature	
2	1,900	312,900	-
3	47,600	48,600	232,300
4	10,900	100	44,800
5	1,400	-	1,600
6	-	-	100
Biomass of mature fish			3,500,000
			(ton)

Table 2. Capelin in Div. 3L: Parameters used in the  
projections of stock size.

Age	Spawning mortality	Proportion mature	mean weight (g)
3	1.39	0.47	21.2
4	1.69	0.87	28.4
5	2.23	0.93	31.1
6	2.23	1.00	32.4

MAP ILLUSTRATING NAFO'S CONVENTION AREA AND 200-MILE FISHING ZONE BOUNDARIES

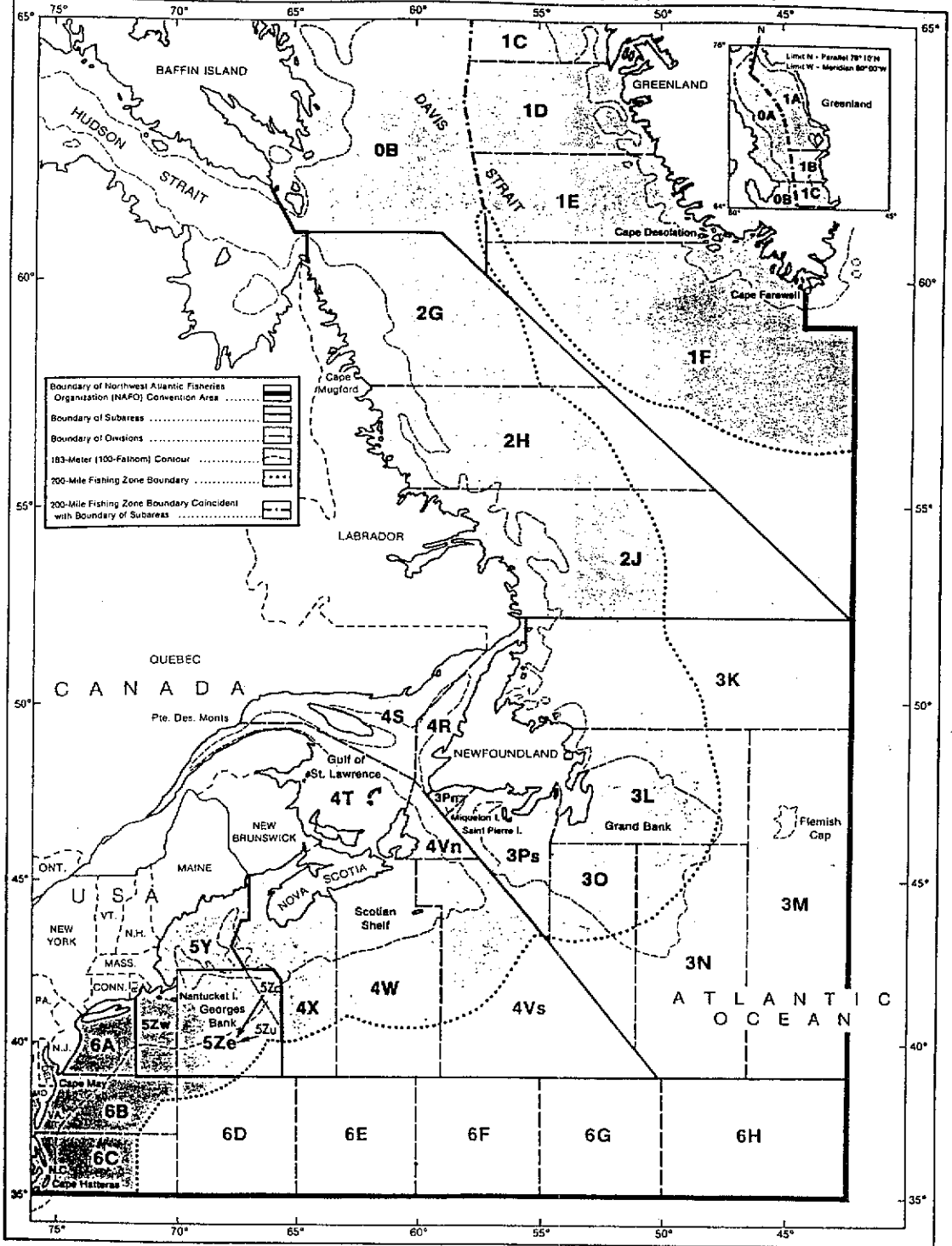


図1 NAFOの管理水域(.....は200海里)



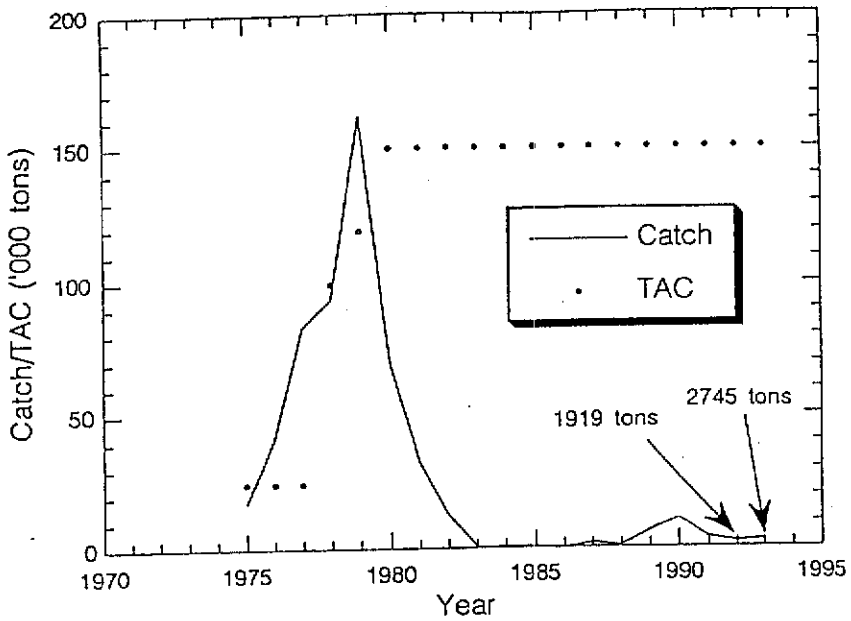


図2 カナダマツイカの NAFO 水域 3-4 海区の総漁獲量及び TAC

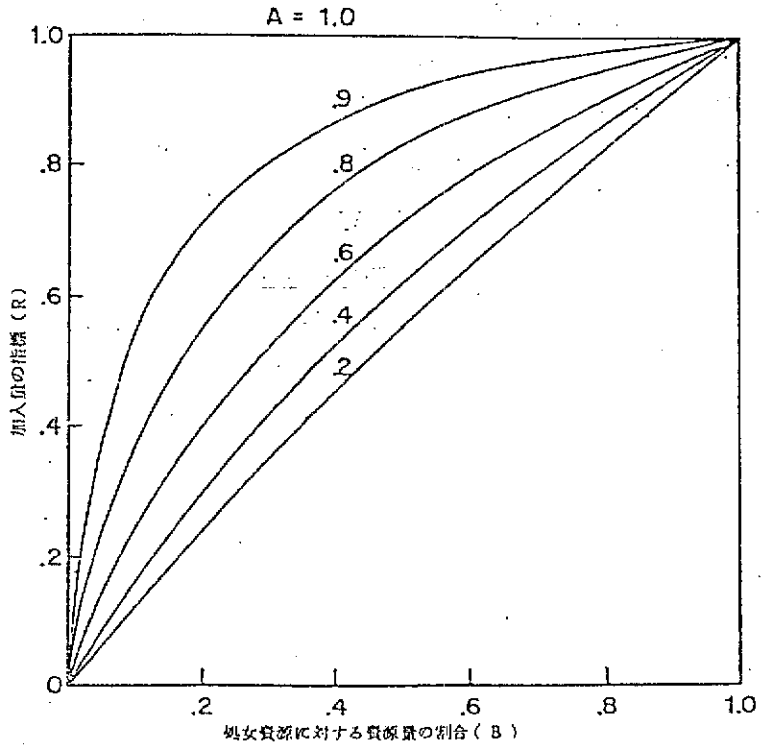


図3 さまざまな A の下における資源量と加入量の関係  
ただし  $R=B/(1+A(B-1))$

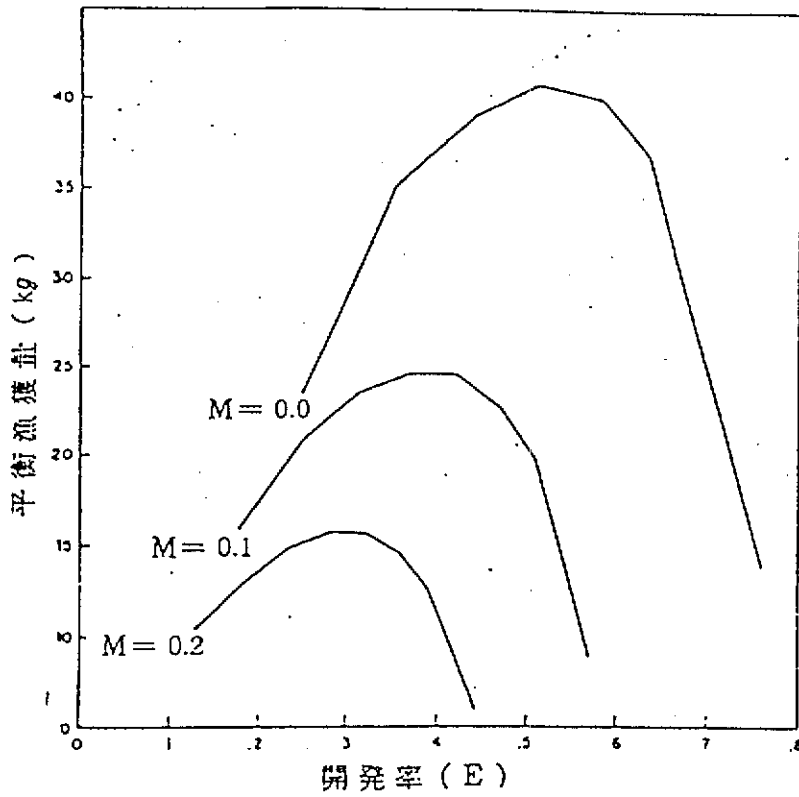


図4 幾つかの自然死亡係数(M)における1000尾が加入してきた際の平衡漁獲量と開発率の関係 (A=0.8の場合)

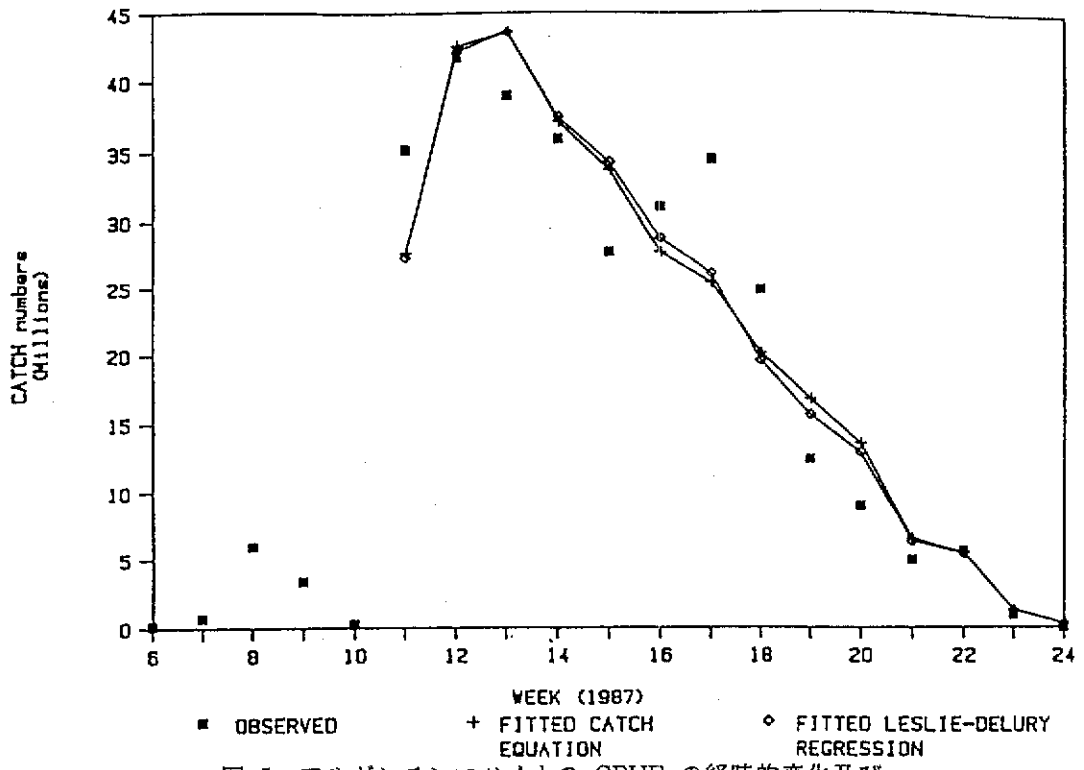
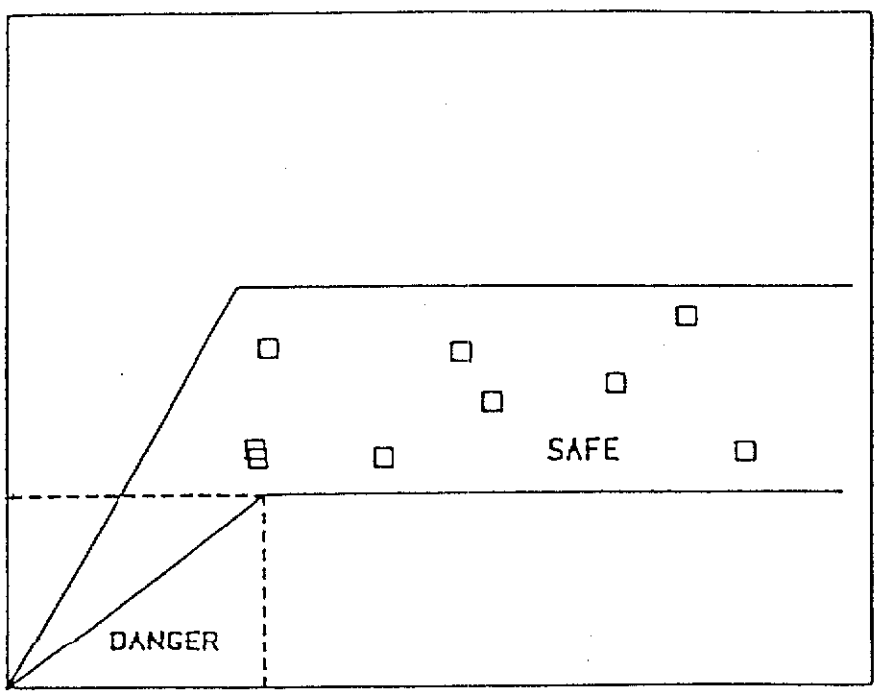
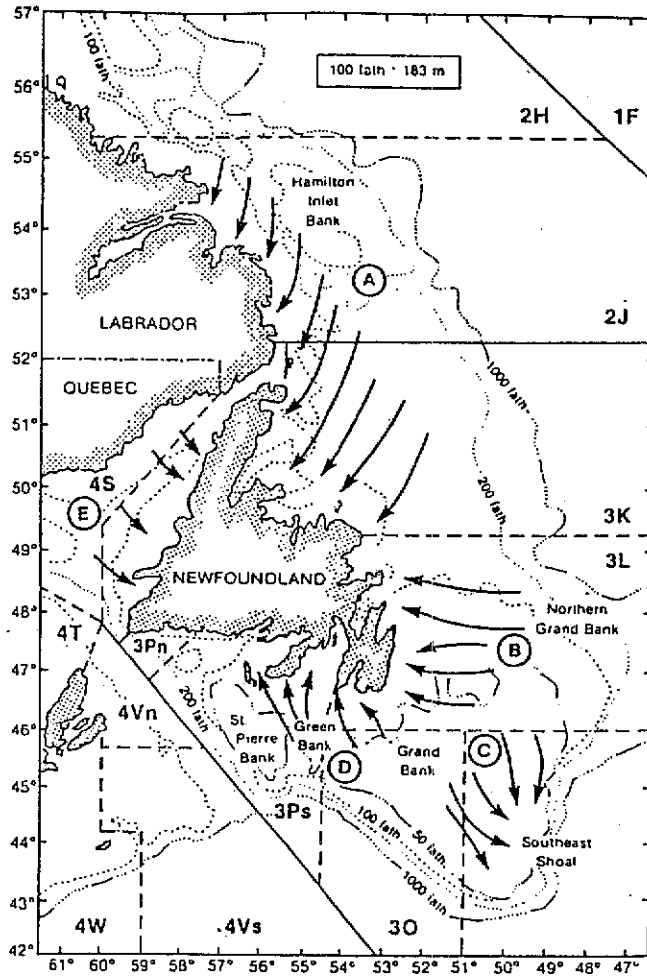


図 5 アルゼンチンマツイカの CPUE の経時的変化及び Leslie-Delury 法による推定値(1987 年の例)



SPAWNERS IN JULY  
 図 6 親子関係の模式図 親魚がある程度減少すると加入が急速に低下する可能性を示す。

カラフトシシャモの系群別の産卵回遊



- A : Labrador - Northeast Newfoundland 系群
- B : Northern Grand Bank - Avalon 系群
- C : Southeast Shoal 系群
- D : St. Pierre - Green Bank 系群
- E : West coast of Newfoundland 系群

図7 ケープリンの系群と回遊経路

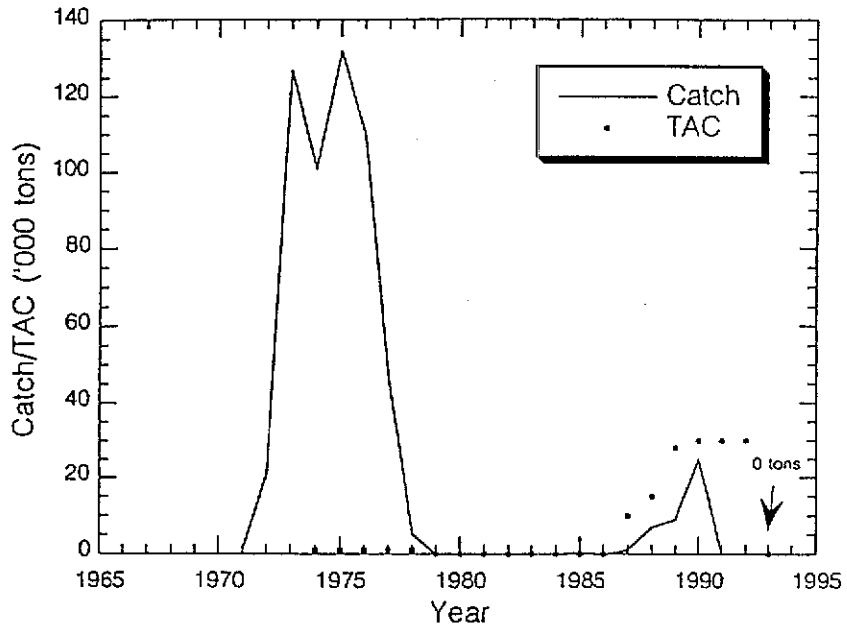


図 8 NAFO 海区 3NO におけるケーブリンの漁獲量及び TAC

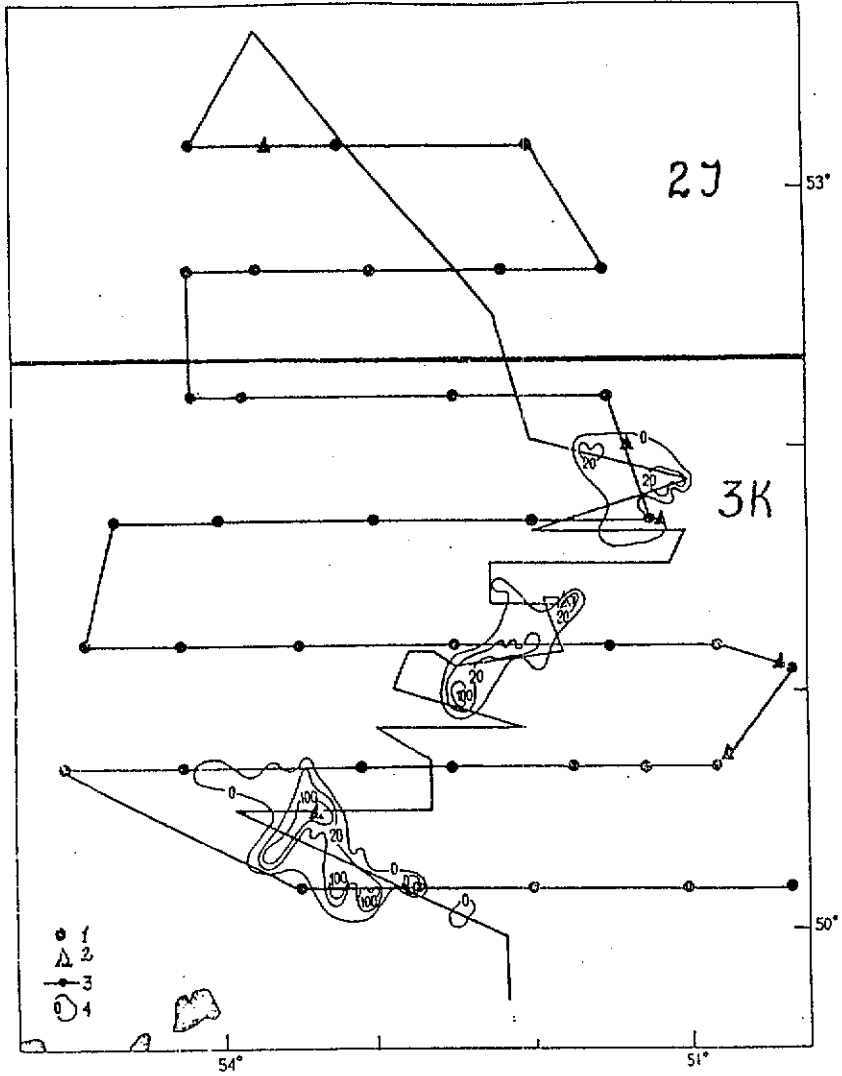


Fig.1. The rout of acoustic survey on capelin  
 1- hydrological stations  
 2- check trawls  
 3- the survey route  
 4- isolines of density of capelin concentrations in  
 the units of echo sounder ( $m^2/mile^2$ )

図 9 ソ連によるケープリンを対象とした魚探調査定線(▲は  
 中層トロール点)

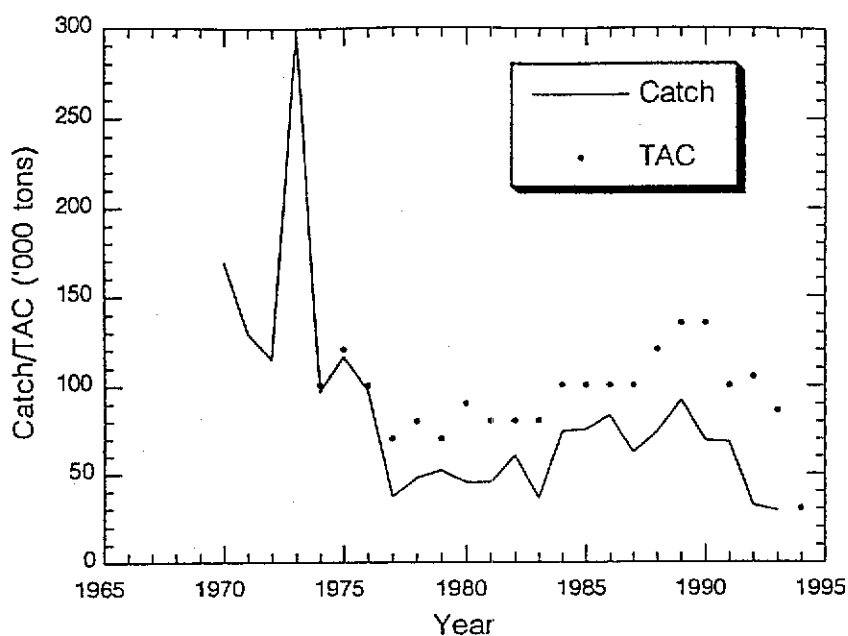


図 10 NAFO 海区 4VWX におけるシルバーヘイクの漁獲量及びTAC

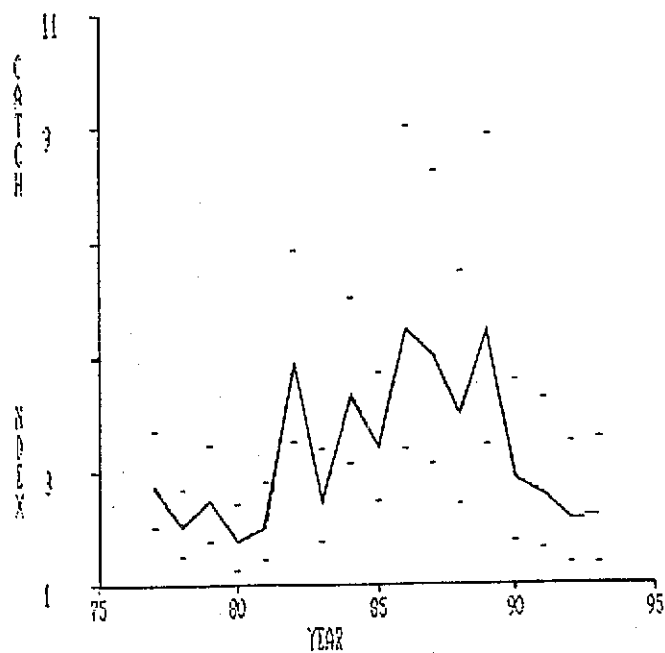


図 11 NAFO 海区 4VWX におけるシルバーヘイクの標準化された CPUE

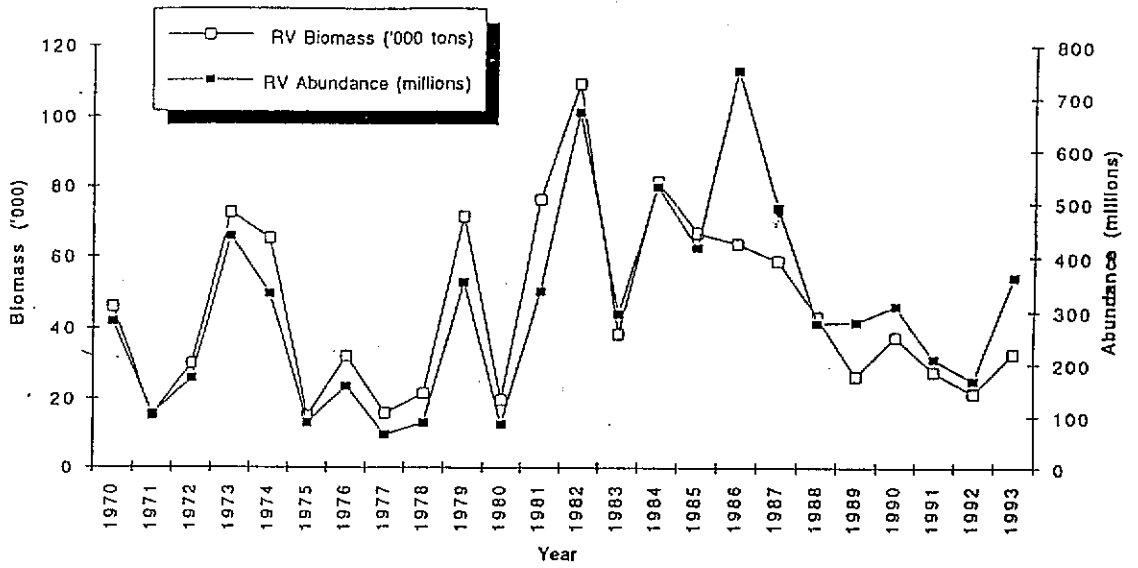


図12 NAFO 海区 4VWX におけるシルバーヘイクの調査船  
によって推定された資源豊度指数



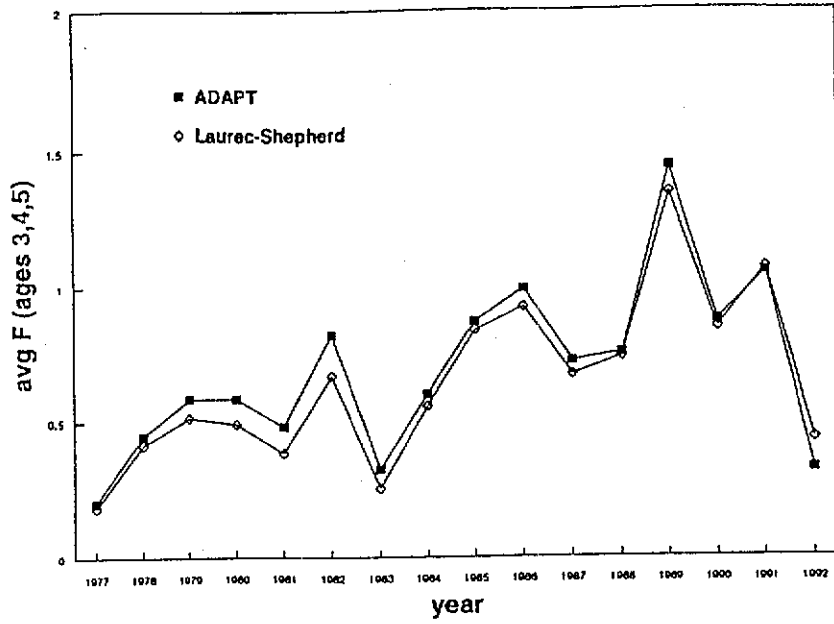


図 13 ADAPT VPA 及び LaREC-Shepherd 法によって推定された漁獲死亡係数の比較

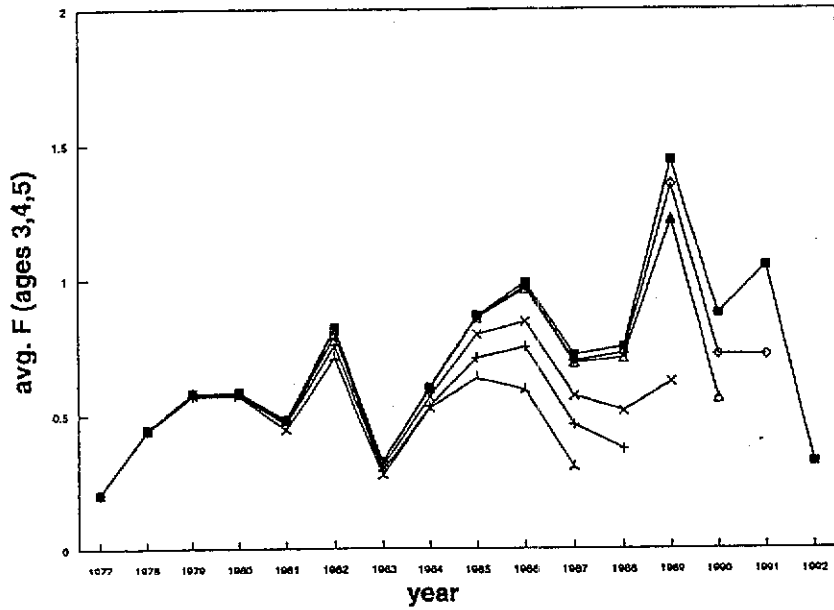


図 14 Retrospective Analysis によるバイアス推定

Data Information

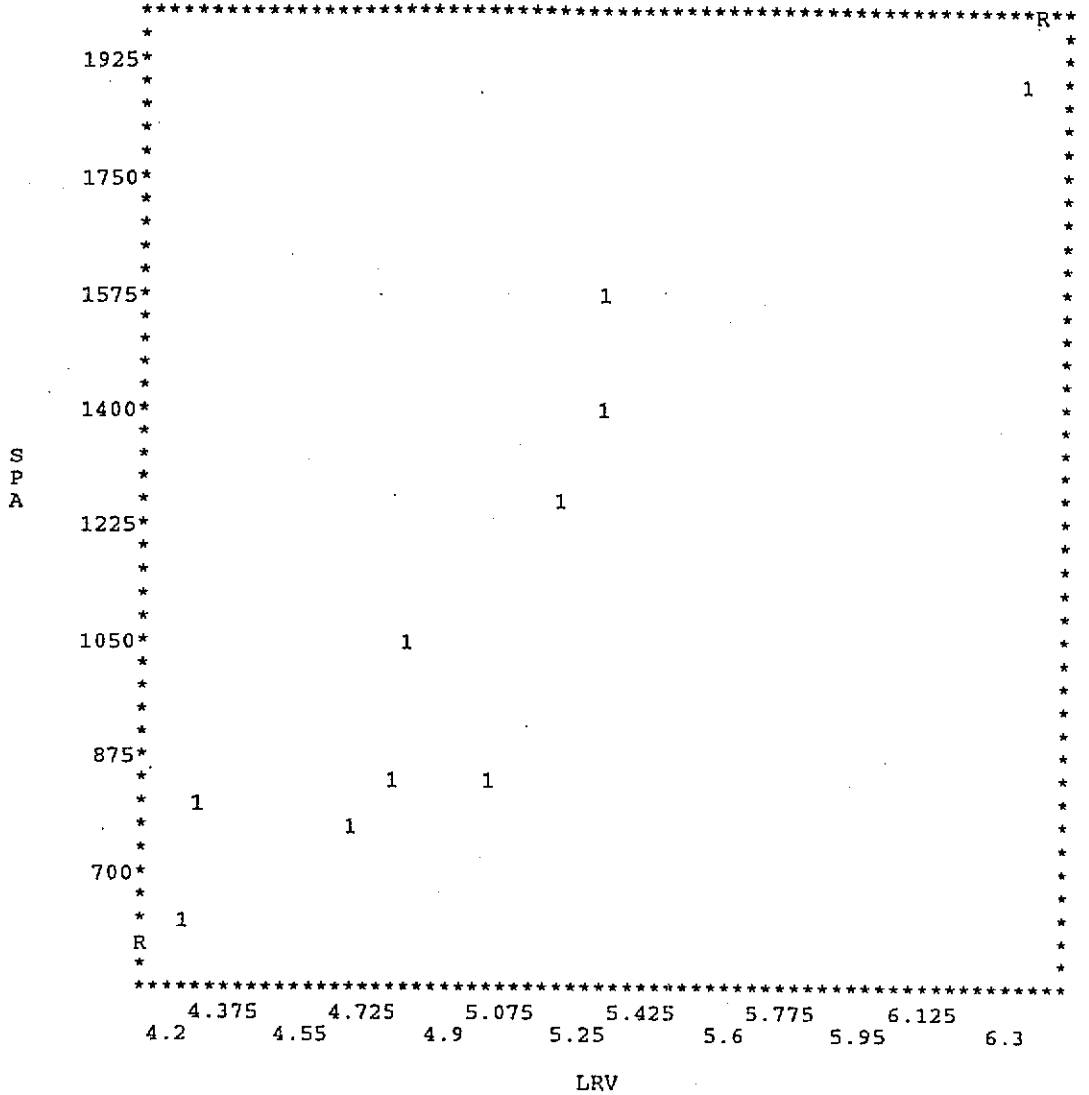
10 unweighted cases accepted.

Page 5

SPSS/PC+

9/3/93

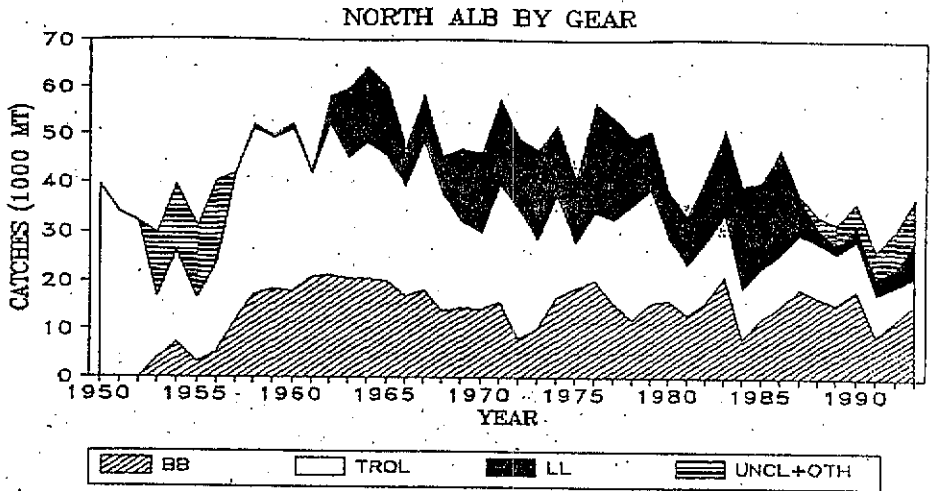
PLOT OF SPA WITH LRV



10 cases plotted. Regression statistics of SPA on LRV:  
 Correlation .91491 R Squared .83705 S.E. of Est 173.74253 Sig. .0002  
 Intercept(S.E.) -1923.9576(476.06497) Slope(S.E.) 612.02014( 95.47041)

図 15 中層トロールによる加入量調査によって得られた1歳魚の資源量指数とSPAによって得られた1歳魚の資源量の相関

(B) North Atlantic by gears



(C) South Atlantic by gears

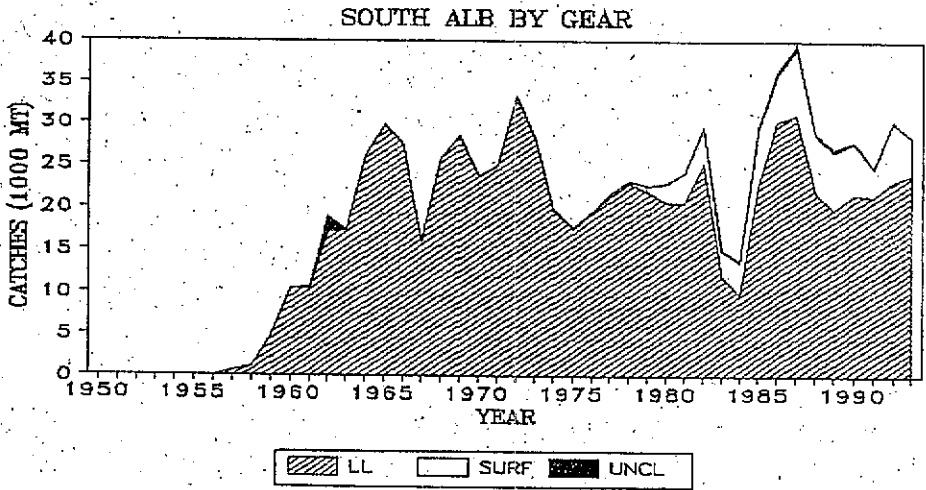


図 16 大西洋におけるビンナガの漁法別漁獲量(上:北大西洋、  
下:南大西洋)

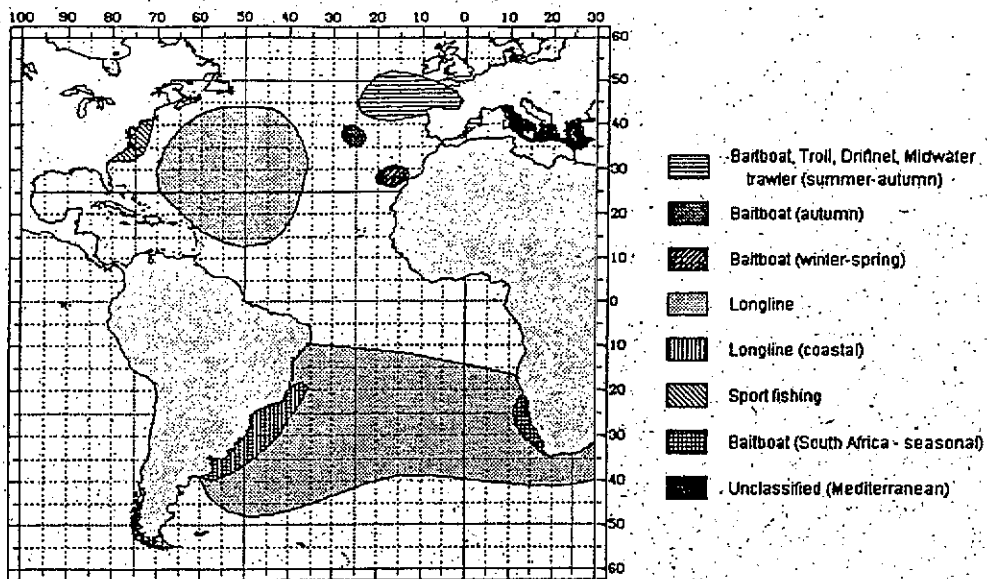
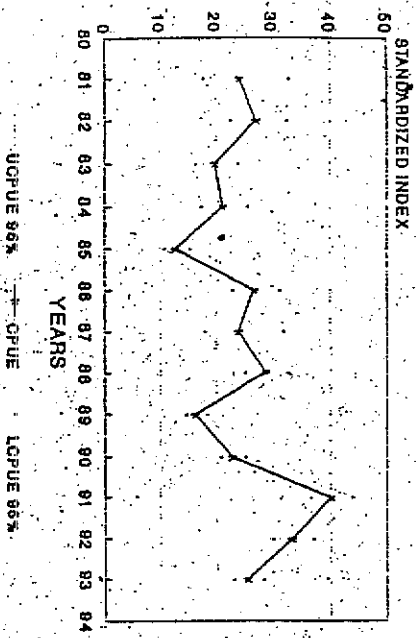
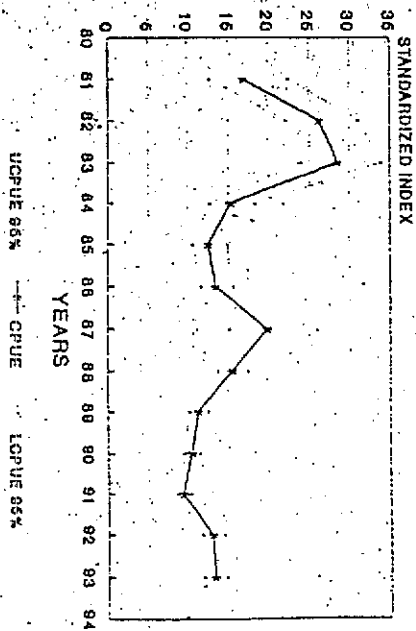


図 17 大西洋におけるピンナガの漁法別漁場

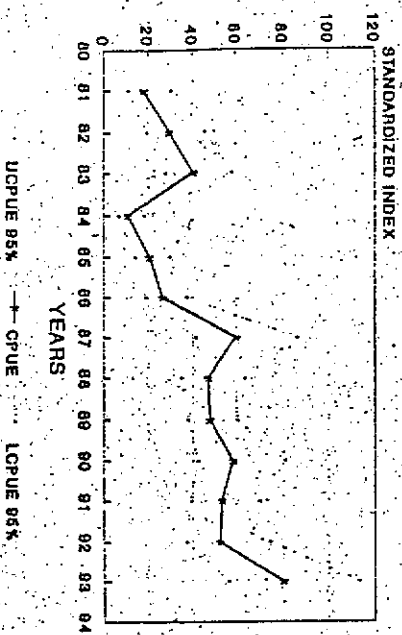
NORTH ATLANTIC SPANISH ALB CPUE (NUMBER)  
AGE 2 TROL



NORTH ATLANTIC SPANISH ALB CPUE (NUMBER)  
AGE 3 TROL



NORTH ATLANTIC SPANISH ALB CPUE (NUMBER)  
AGE 2 BB



NORTH ATLANTIC SPANISH ALB CPUE (NUMBER)  
AGE 3 BB

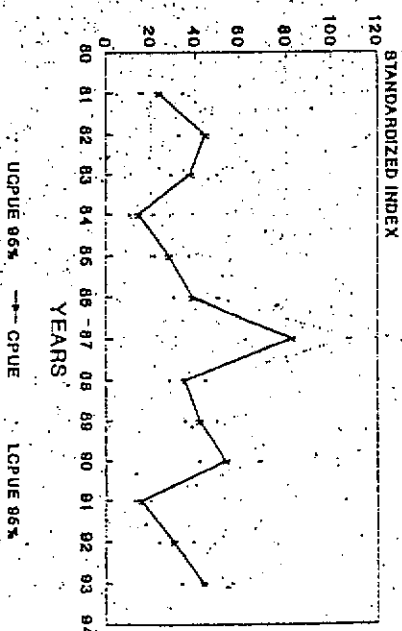


図 18 北大西洋における標準化された表層漁業の年齢別 CPUE

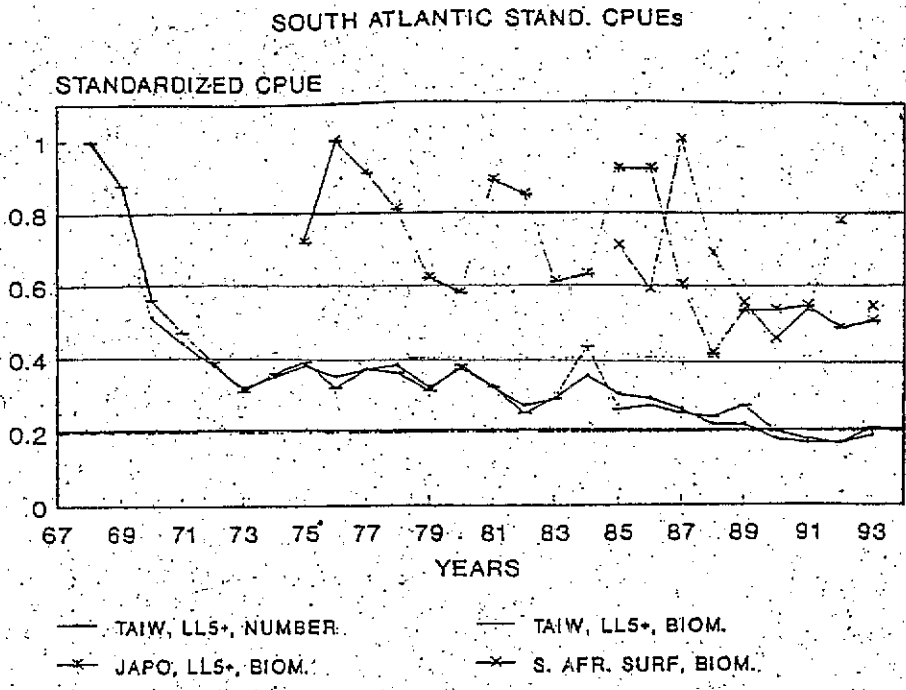


図 19 南大西洋におけるはえなわの標準化された CPUE

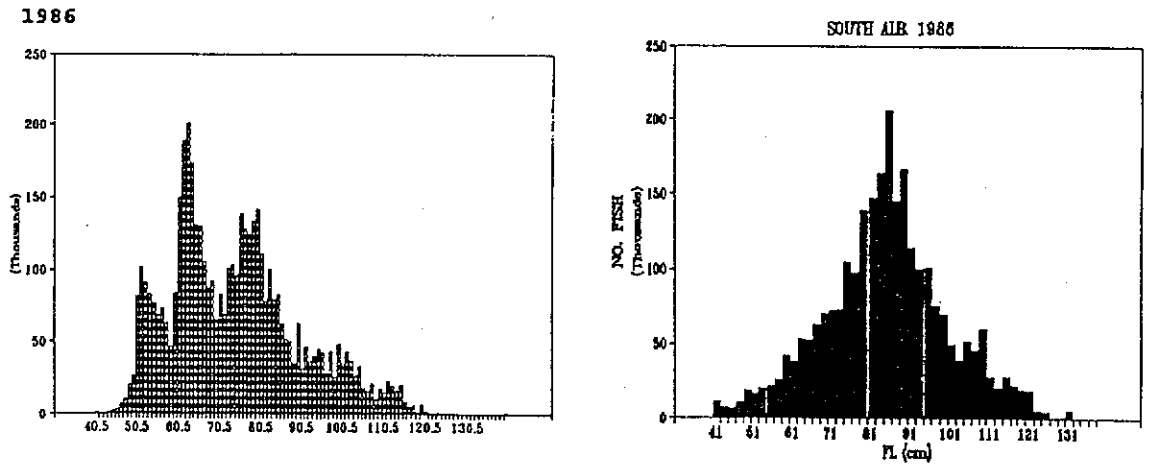
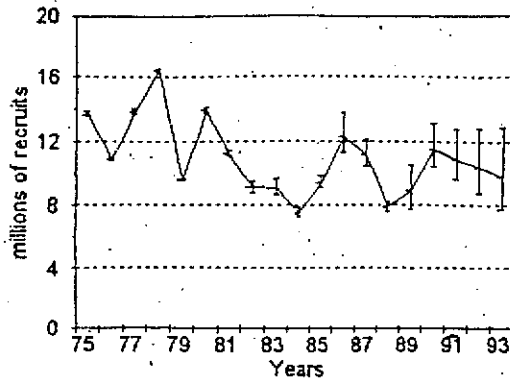
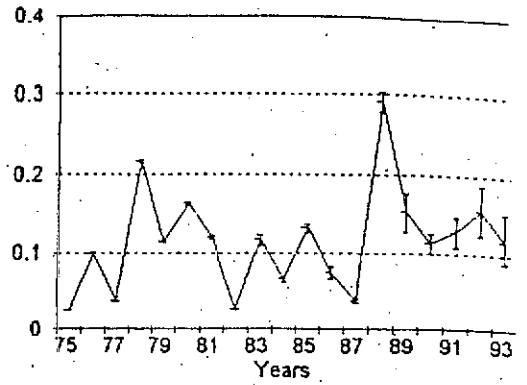


図 20 ピンナガの漁獲物体長組成(1986年)  
 左:北大西洋、右:南大西洋

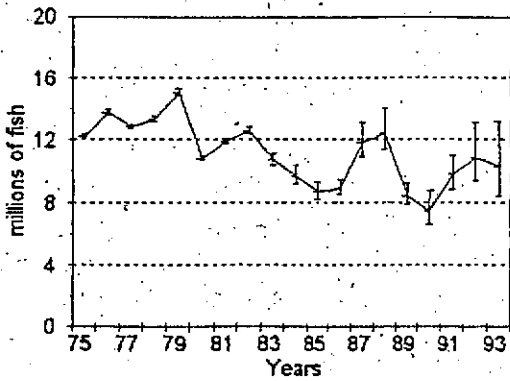
Abundance of age 1



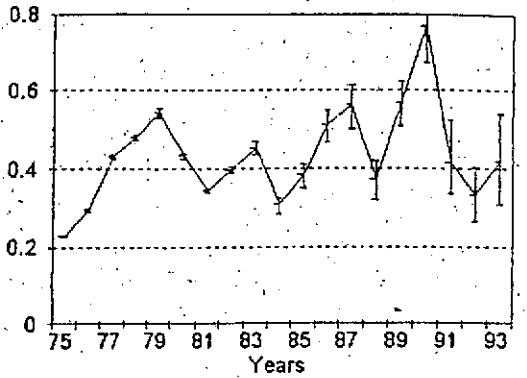
Fishing mortality of age 1



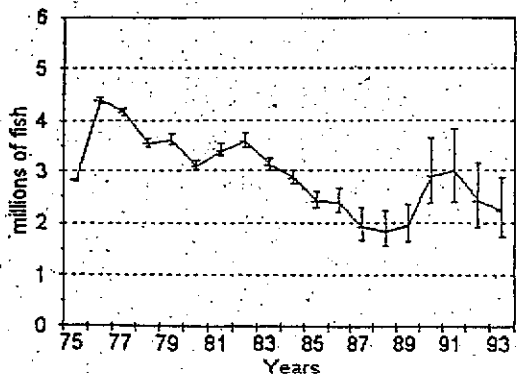
Abundance of age 2 to 3



Fishing mortality of age 2 to 3



Abundance of age 5+



Fishing mortality of age 5+

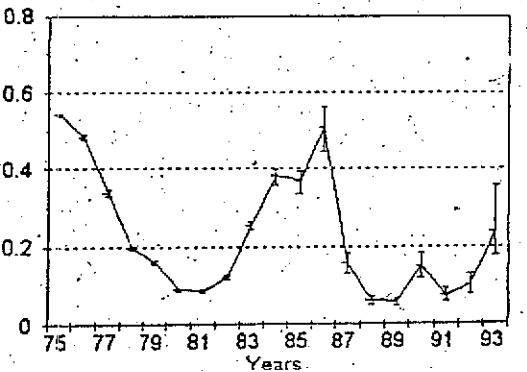


図 21 北大西洋のピンナガの ADAPT VPA の結果

左:資源尾数、 右:漁獲死亡係数

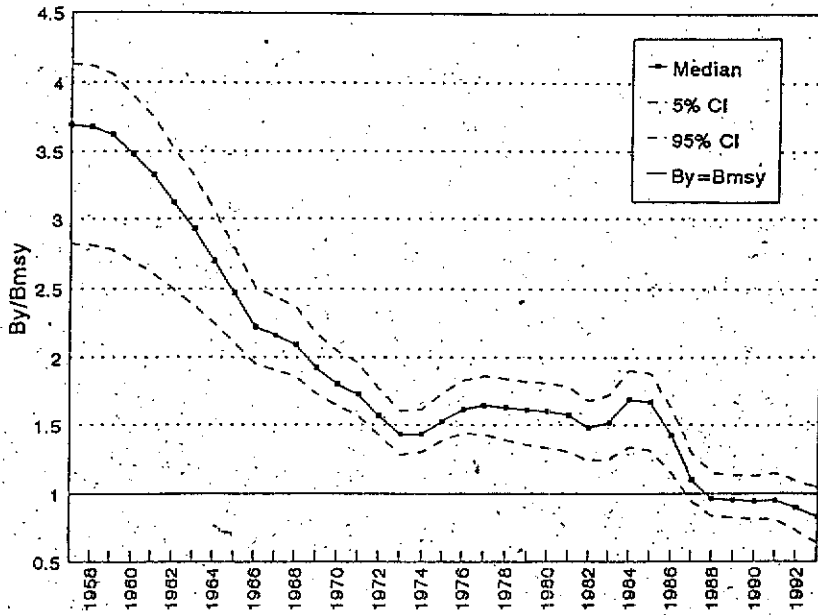
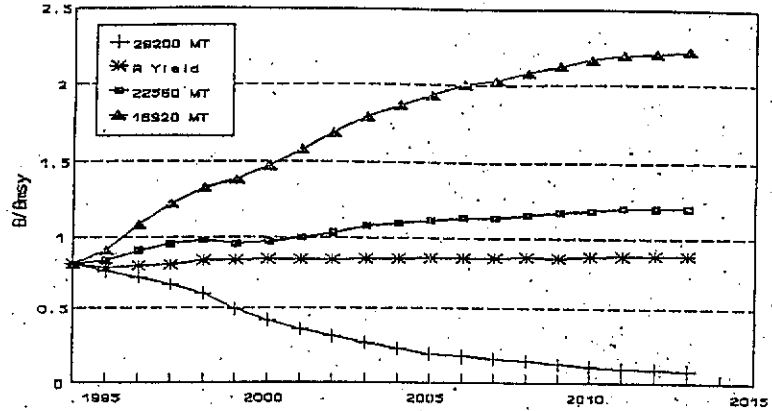


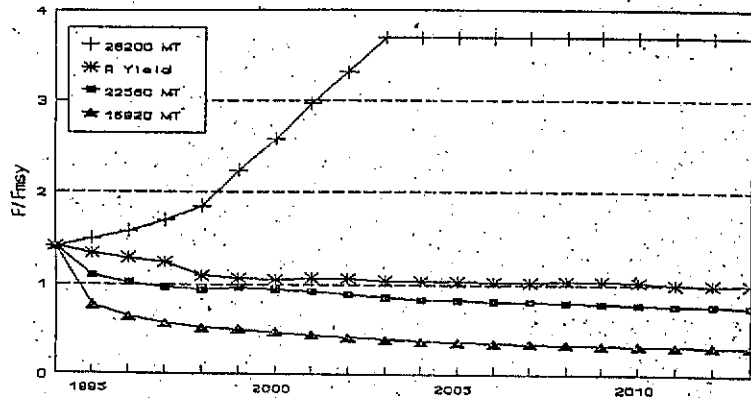
図 22 南大西洋のピンナガの ASPM によって推定された資源量の経年変化(MSY を与える時のバイオマスに対する比で表されている)



A)  $B/B_{msy}$



B)  $F/F_{msy}$



C) Catch

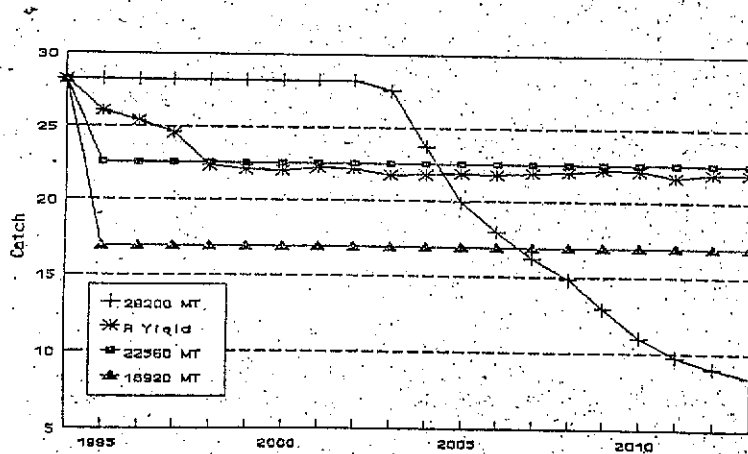


図 23 幾つかの漁獲オプションによる資源量(図 22 と同じ比)、漁獲死亡係数(資源量同様の比)及び漁獲量の予測  
 28200 MT: 状の漁獲水準、R Yield: Replacement Yield、  
 22560 MT: 状より 20%漁獲を削減した場合  
 16920 MT: 状より 40%漁獲を削減した場合