

水産資源管理談話会報

第33号

日本鯨類研究所 資源管理研究センター

2004年 4月

翻訳・公表希望者は以下の手続きとり、著者の許可を得た上で翻訳・公表する。

1. 翻訳・公表希望者は文章（FAX、手紙）で著者、表題および会報の号を明記し、資源管理談話会事務局を通じて要請し、著者の許可を得て翻訳・公表する。
2. 翻訳公表物を資源管理談話会事務局に送付する。

## 目次

お知らせ	.....	2
生物学的許容漁獲量決定規則の課題と展望 —保全と持続的利用の両立を目指して	松田裕之	..... 3
環境による資源変動を重視した資源管理の考え方 —相対値を用いたモデル非依存型アプローチ	桜本和美	..... 12
参考資料：ABC算定のための資源管理基準と 漁獲制御ルール(平成14年度)	.....	56
紹介：『鯨研叢書』10号 田中昌一著「鯨資源の動態研究と管理」	.....	67

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4-5 豊海振興ビル

TEL 03-3536-6521

FAX 03-3536-6522

## 環境による資源変動を重視した資源管理の考え方

— 相対値を用いたモデル非依存型アプローチ —

桜本 和美（東京海洋大）

### §1 はじめに

私が水産庁から出されている『ABC算定のための資源管理基準と漁獲制御ルール』に初めてお目にかかったのは、日本海ブロック資源評価会議の席上である。

『このルールはやたらと漁獲量を減らすことばかり考えているんだな・・・』というのがそのときの第一印象であり、なんとなく違和感を覚えた。また、ことさらに不確実性が強調されていて（国際捕鯨委員会での議論と変わらない？）『これじゃ日本の漁業は10年もたてばなくなるんじゃないの』などと軽い気持ちで冗談を言ってしまったことが災いし、ABC算定ルールについて議論することを目的に開催された資源管理談話会で講演することになり、今こうして提出期限の大幅に過ぎた原稿を大急ぎで書いている次第である。

しかし、ことはこれからの日本の漁業管理を左右するといってもいいほどに重要な検討事項である。これを機会に原点に立ち返って漁業管理・資源管理を考え直して見たいという気持ちもあって、それなりに本腰を入れて今までの考えを整理してみることにした。しかしその結果は、ここ50年間にわたって信じられてきた（もちろん私もつい最近まで信じていた）余剰生産量モデルやRicker型再生産モデルの妥当性について疑義を呈し、ABC算定ルールに対しても抜本的な見直しをうながすという大変面倒なことになってしまったようだ。

けっして混乱させることを意図しているわけではない。講演当日にも申し上げたとおり、議論を喚起すること、そしていろいろな面から議論することによって、日本の漁業管理・資源管理がよりいっそう優れたものになることを信じてのことである。皆様のご意見・批判をいただき、今後も大いに議論したい思っている。しかし、要を得て簡潔に記述しようとの最初の目論みとは大きく異なり、いざ実際に原稿を書きはじめると、言いたいことが次から次と出てきて、まとまりのない、かなりの長文・駄文になってしまった。ご容赦いただきたい。

## § 2 TAC 導入の経緯 ― そもそもの混乱の原因 ―

日本は 1996 年 95 番目に国連海洋法条約を批准し 200 海里排他的経済水域を設定した。国連海洋法条約では、第 61 条 1 項において『沿岸国は、自国の排他的経済水域における生物資源の総許容漁獲量を決定する』と定め、同 2 項において、『沿岸国は、自国が入手することのできる最良の科学的証拠を考慮して、排他的経済水域における生物資源の維持が過度の開発によって脅かされないことを適当な保存措置及び管理措置を通じて確保する。・・・』と記されている。また、同 3 項において、『2 に規定する措置は、また、環境上および経済上の関連要因を勘案し、・・・最大持続生産量を実現することのできる水準に漁獲される種の資源を維持または回復することのできるようなものとする』と規定されている。

上記の規定に従い、日本においても総許容漁獲量 (TAC) 制度が導入されることになり、1997 年から 6 魚種 (1998 年から 7 魚種) に対して TAC が設定された。もともと、漁業権や漁船の免許・許可制等、いわゆる『入口規制 (input control)』を中心に漁業を管理してきた日本の漁業管理制度の中に、いわば無理やりに欧米諸国の管理制度ともいべき『出口規制 (output control)』が導入されることになったわけで、当然のことながら相当の混乱が予想された。多種の浮魚類を主な漁獲対象とする日本の漁業管理には入口規制が適しており、日本が行ってきた従来 of 入口規制と TAC 制による出口規制とは相容れないものと考えられたためである。

## § 3 もう一つの混乱の原因 ― ABC の算出方法が確立されていない

TAC とは総許容漁獲量の略であり、政府がお墨付きを与えた『漁業者がとつてもよい漁獲量の上限』である (漁獲可能量とも言われる)。TAC は社会・経済的な影響も考慮して決定される。たとえば、生物学的にみて獲つてもよい漁獲量が 50 トンと算出された場合でも、社会・経済的な影響を考慮して TAC は 70 トンに割り増しされたり、反対に 30 トンに割り引かれたりするわけである。これに対して、生物学的にみて獲つてもよい漁獲量の上限のことを生物学的許容漁獲量 (ABC) と呼び、TAC と区別している。算出された ABC をもとに、どのような判断によって TAC を決定するかはまた別の重要な問題であるが、どのような方法をとるにせよ、TAC を設定するためには ABC の値が必要になる。しかし、今まで入口規制が中心であった日本の漁業管理制度のもとでは、ABC の値を算出する必要性はそれほど高くなかったため、日本の資源研究者は ABC の値を算出するための方法論についてはほとんど議論してこなかった。しかし、国連海洋法条約の批准によって状況は一変し、ABC 算出は必要不可欠な事項となった。いったいどのように ABC の値を算出すればいいのか? 日本の資源研究者はいままで触れなくてもよかったこの困難な問題にいやおうなく直面させら

れることになってしまったわけである。

#### § 4 ABC 算定ルール作成者の方々へ ― 深く敬意を表します ―

もともと日本の漁業管理制度のもとでは ABC の値を算出する必要性はあまり高くなかったし、漁業管理のために資源量を推定しようというモチベーションも希薄であった。そのような状況下での突然の TAC 制の導入である。多少の混乱はやむを得ない。しかし、TAC 制が実施されてから 7 年が経過し、現在では、『ABC 算定のための資源管理基準と漁獲制御ルール』が整備され、毎年 400 ページにも及ぶ『我が国周辺海域の漁業資源評価』が印刷公表されるまでになった。もともと我が国になかった ABC 算定ルールを新たに作成するには膨大な時間と労力が必要であったろうし、大変なご苦労があったことは想像するに難くない。水産庁、水産総合研究センターをはじめとする関係各位のご努力は高く評価されるべきものであり、深く敬意を表したい。さらに高く評価されるべき事は、上記のように立派なものが出来上がったにも関わらず、さらに情報公開を推し進めるとともに、漁獲制御ルールについても広く意見を求め、改良をしていこうという姿勢を鮮明にされている点である。このような姿勢に対しても深く敬意を表したい。

#### § 5 日本の漁業管理制度

##### § 5-1 日本の漁業管理制度はユニークである

###### ― 日本の漁業管理制度は入口規制と出口規制の二刀流 ―

既に述べたように、入口規制が中心であった日本の漁業管理制度のもとでは、ABC の値を算出する必要性はあまり高くなく、日本では ABC の値を算出するための方法論は発展しなかった。結果として、必然的に ABC 算定の先進国である欧米の方法論を導入することになった。欧米の ABC 算定の方法論を導入する際に、純粹にサイエンスとしての方法論を導入する場合はあまり問題はない。しかし、それを制度として導入する場合には、以下の点に注意を払う必要がある。それは日本の漁業管理制度として TAC 制を導入したとしても、日本の漁業管理制度は欧米のそれとは明らかに異質なものであるという点である。

欧米ではライセンス制等を採っているが、基本的には参入自由である。最近では許可・免許制度、漁獲努力量規制等を TAC 制に併用することにより、漁業管理を実施している国も多い。しかし、これに対し中西（1997）は以下のような指摘を行っている。『OECD に加盟している先進工業国ではこの TAC と投入量規制、技術的規制の組み合わせによる漁業管理は現在の管理組織のもとでは効果を上げている事例は

なく・・・』。すなわち、TAC 制以外にも入口規制等を併用してはいるが、それらの規制が漁獲努力量をコントロールし、資源管理に結びつくほどには有効に機能していないということである。結局、欧米は基本的には TAC 等の出口規制（IQ 制、ITQ 制等を含む）を漁業管理の主要な手段としており、『欧米の管理制度—出口規制による一次元管理』という言い方ができるだろう。それに対して日本の漁業管理制度はまったく異質である。TAC 制が導入された後も依然として従来どおりの入口規制が現存し、かつ有効に機能している。すなわち、日本では『TAC 対象魚種については入口規制と出口規制の二次元管理』を実施していることになる。この相違をしっかりと押さえて ABC 算定等の議論をしないと、議論がおかしな方向にいつてしまうと思う。

#### § 5-2 TAC は必要か？

— 『何を今更・・・』と言われるかも知れませんが —

どこでどう意識が変わってしまったのかわからないが、最近の議論を聞いていると、『極めて正確な ABC を算定し、厳格に TAC 制を実行しなければ資源の管理はできない』という雰囲気が強くなってきているようで気がかりである。**極論をいえば、基本的には TAC 制など必要ない。TAC 制などなくても今まで日本は資源の管理を実行してきたし、それなりにうまくやってきたことを忘れてはならない。**現在、TAC 制が導入されている魚種はわずかに 7 魚種。しかも、導入されてわずかに数年である。厳格に TAC 制を実行しなければ、資源の管理ができないとするならば、TAC 制を導入する以前はほとんどの資源が壊滅的な状況になっていたはずである。しかし、地域・魚種によってばらつきはあるものの、現実に資源が壊滅的になってしまったケースはほとんどない。

『TAC・TAE 対象魚種の資源評価（平成 14 年版）』をみてみよう。マアジは太平洋系群、対馬暖流系群とも 1980 年前後から資源量はずっと増加、スルメイカは冬季発生群、秋季発生群とも 1985 年前後から資源量はずっと増加、スケトウダラ太平洋系群は 1990 年前後から資源量は増加、ゴマサバは太平洋系群、東シナ海系群とも 1990 年前後から CPUE は増加、ズワイガニ日本海系群は 1980 年前後から資源量指数はずっと増加している。もし、TAC 制でしっかりと管理しなければ管理ができないのであれば、こんなことは絶対に起こらないはずである。逆に、マサバやマイワシは TAC 制を導入した後も資源量は減少の一途をたどっている。TAC 非対象魚種についても同様である。減少している魚種もあれば、増大している魚種もある。しかし、もし日本の漁業管理制度として、入口規制や自主管理（漁業協同組合等を中心に漁業者自らが操業条件等を決めて資源管理を実施）がなかったとすれば、極めて深刻な資源状況になっていたことは想像するに難くない。つまり、上記の事実は日本では TAC 制などなくてもそれなりにしっかりと資源管理が実行されてきたことを実証してい

ると言える。欧米で TAC 制がなくなれば、いったいどういうことが起こるのであろうか？ あっという間に極めて深刻な資源状況に陥ってしまうはずである。この相違は重要である。つまり日本では、TAC 制(ABC 算定ルール)に対して、あまり神経質になる必要のないことが理解できるはずである。この考え方が、私が主張したい第一のポイントであり、また、後に提案する管理方式の思想的なベースにもなっている。

### § 5 - 3 情報があまりない魚種の ABC は低く設定すべきか？

--- そんな理不尽な ---

TAC 対象魚種でなくても、情報があまりない魚種の ABC は低く設定すべきであるという意見がある。『調査や研究が進んでいて資源の状態がよくわかっている資源ほど厳しい管理下におかれ、調査があまり行われていない知見の少ない資源ほど規制があまいというのは問題だ』という考え方である。また、『情報が少なく、ABC 算定の精度が悪い資源に対しては ABC が低く抑えられるのは当然である』というのもその根拠になっている。

もし、すべての魚種について人口規制を全廃し、TAC 一本で管理するというならば、それもやむをえないかもしれない。しかし、前節でも述べたように、人口規制が有効に効いている日本においては、必要以上に不確実性に配慮することはないと思う。たとえ資源調査が行われておらず資源量等も推定されていないとしても、ここ 10 年ぐらいの間で、漁船数や漁獲量等に特別変化がなければ、従来どおりの漁業を続け、従来どおりの漁獲を行ってもいいのではないだろうか。漁獲量等に特別大きな変化がなく、かつ壊滅的な状況でもないということは、調査等が行われておらず、また、資源量等が推定されていなくても、少ない情報のもとで漁業を維持・継続していくための自主管理等を含めた何らかの努力がなされてきたということでもあると思う。むしろそういう努力を地道に続けてきた漁業者は賞賛されてしかるべきではないだろうか。一方的に『情報があまりない』ということだけを理由に ABC を下げてしまうというのは、なんとも理不尽な気がするのだが……。もちろん、今後ともずっとこのままでよいと言うつもりはもちろんないが、日本の漁業資源をどのような方法で管理していくか、出口規制に重点を置いて管理を実施していく方がいいのか否か等についても、もう少し時間をかけて議論する必要があるようである。

## § 6 管理目標について

### § 6 - 1 なぜ、MSY と $B_{MSY}$ にこだわるのか？ 法的に必要だから？ ---

水産庁から出されている『ABC 算定のための資源管理基準と漁獲制御ルール（平成



14年度版)』ではABCの算定目標として『基本的に加入乱獲の回避を念頭におきつつ、MSYを実現できる水準に資源を維持・回復させることを目的として、生物学的管理目標となる漁獲量(生物学的許容漁獲量:ABC)を算定するものとする』と明記されている。

MSY(最大持続生産量)は、余剰生産量が資源量によって決定されるという仮定のもとに導き出された理論である。すなわちX軸に資源量を取り、Y軸に余剰生産量をとったとき、余剰生産量はお椀を伏せたような曲線になり、その頂点がいわゆるMSYになる。余剰生産量がMSYになる資源量が $B_{MSY}$ であり、資源量を $B_{MSY}$ に維持すれば毎年最大の漁獲量が達成できることになる。

既に述べたように国連海洋法条約では、第61条3項において『環境上および経済上の関連要因を勘案し』という条件つきではあるが、『最大持続生産量を実現することのできる水準に漁獲される種の資源を維持しまたは回復すること』が一つの基準として明記されている。これを受けて我が国においても、『海洋生物資源の保存及び管理に関する法律』、いわゆる『TAC法』が策定され、第3条3項並びに、第5条2項に、『・・・最大持続生産量を実現することができる水準に指定海洋生物資源を維持しまたは回復させることを目標として・・・』という文言がうたわれている。すなわち、総許容漁獲量に関しては法的にMSY(従って資源水準に関しては $B_{MSY}$ )を管理目標とすることが規定されているので、『どうしてもMSY、 $B_{MSY}$ は管理目標からはずせない』ということのようである。

#### §6-2 $B_{MSY}$ は意味のある管理目標か?—レジームシフトとの関連から考える—

長期間で見れば一つの余剰生産量モデルで説明することは難しいかもしれないが、レジームシフト等との関連を考慮して比較的短期間(10年とか20年ぐらいの期間)で見れば、期間ごとの余剰生産量モデルで比較的きれいに説明ができるので、その期間内で考えれば、 $B_{MSY}$ を管理目標とすることは妥当であるという考え方がある。

しかし、10年とか20年とかの比較的短期間に限れば、各々1つの余剰生産量モデルでうまく説明できたとしても、逆にそれは資源管理という面から見ればほとんど意味がないことを示しているのではないだろうか?よく『目標とする資源の水準に何年で持っていくかが大切である』といったことが議論される。『5年で目標資源水準に持っていくか、10年で目標資源水準に持っていくか』によって、ABCを算定する場合に使用するパラメータの値が変わるからである。しかし、10年もたてば次のレジームになり、 $B_{MSY}$ の異なる新しい余剰生産関係になるのであれば、『管理目標である $B_{MSY}$ に5年で持っていくとか10年で持っていく』という議論はほとんど不毛ではないか。

目標資源水準を達成するために低い漁獲量で10年も我慢したのに、10年たっ

てみれば新しいレジームになり、10年間の努力が何の役にも立たなかったということにもなりかねない。短期間で見れば、比較的きれいな余剰生産量モデルであらわされるなら、なお一層、 $B_{MSY}$ を管理目標にする意味などないように思えるのだが・・・。

### § 6-3 余剰生産量モデルへの疑念

— 魚類に関しては余剰生産量のモデル化は不可能かも？ —

ところで、MSY理論の根拠となる余剰生産量のモデル化なるのはほんとうに可能なのだろうか？もともと余剰生産量モデルは1838年に人口増加の研究をしていたVerhulstが発見したロジステック・モデルを応用したものである。すなわちもともとは人口論において導出されたモデルである。クジラなど産児数が少なく、環境変動等の影響も魚類に比べればはるかに小さいと考えられる生物に対しては、ある程度、資源密度と余剰生産量の間に関数関係が存在するかも知れないが、一度に数万から数十万の卵を産むのがごく普通である魚類においても同様の関係が認められるかは極めて疑問である。非常に多くの卵を広大な海洋にばらまくという繁殖生態をもつ魚介類においても資源変動の主要因を環境要因よりも資源密度に求めるとするのは、むしろ不思議な気さえする。

### § 6-4 資源変動の主要因は密度依存か環境変動か？

— 私は 環境変動 >> 密度依存 だと思う —

最近、十年から数十年スケールでの環境変動の大きな変化、いわゆるレジームシフトと漁獲量変動との間に高い関連性のあることが、イワシ、サケ、マグロ等の浮魚類ばかりでなく、カレイ等の底魚類についても報告されている(川崎 健、1999、二平 章・須能紀之・高橋正和、2003)。このことは環境変動が資源変動に対して極めて強い影響を与えていることを示している。また、上記の結果を考慮して、Yatsuら(2002)はレジームシフトが発生した時期によって期間を区分し、その期間内では資源密度と余剰生産量との間に関数関係が認められることを示し、その上で資源密度で説明できない余剰生産量の変動を環境変動で説明することを試みている。

図1はYatsuら(2002)を一部改変して示したものである。図1A、Bはマイワシ太平洋系群の再生産関係、余剰生産関係を示した図である。図1Aの太線で示した長方形は『産卵親魚量がごく小さい範囲を除いて<sup>註1)</sup>』データが分布している範囲を囲んだものである。また、中央の点線で示した細い長方形は上記と同じ産卵親魚量(SSB)に対する再生産曲線の変動範囲を囲ったものである(2つの長方形は筆者が加筆)。上記2つの長方形のY軸方向の長さを比べて欲しい。モデルから説明できる産卵親魚量による加入量の変動は実際の変動に比べてはるかに小さいことがわかる。

同じく余剰生産量について見てみよう (図 1 B)。なるほど、期間を 1951-1987 年と 1992-2000 年にかけてそれぞれモデルをあてはめると、あてはまりはいいように見える。特に、1951-1987 年のデータはモデルによく合っているように見える。しかし、図 1 B で X 軸に平行に引いた太線は 1951-1987 年と 1992-2000 年それぞれの期間内のデータにあうようにフリーハンドで引いた直線であるが (筆者が加筆)、『Biomass がごく小さい範囲を除いて』あてはめられた余剰生産量モデルがこの直線よりはるかによくデータの変動を説明しているとは必ずしも言えないと思う。

この図から議論すべきより重要なことは、1951-1987 年と 1992-2000 年の 2 つの期間に分けることによって余剰生産量モデルがよくあてはまるということではなく、上記 2 つの期間で認められる余剰生産量の大きな相違である。すなわち、『Biomass がごく小さい範囲を除くと』、Biomass が 2,000 から 20,000 トンと実に 10 倍も異なるにも関わらず、それぞれの期間内で見れば、余剰生産量はほとんど X 軸に平行な直線で近似できてしまうこと、また余剰生産量のレベルはそれぞれの期間で格段に異なってしまう、という 2 つの事実の方が資源変動のメカニズムについて考える場合、はるかに重要な情報を我々に提示しているとは私は思う。

図 1 C, D はマサバ太平洋系群の再生産関係、余剰生産関係を示した図である (Yatsu ら (2002) を一部改変)。これについても、同様の議論が成り立つ。すなわち、『資源密度のごく小さいレベルを除くと』、あてはめられた再生産モデルや余剰生産量モデルが図中に示した X 軸に平行な直線よりはるかによくデータの変動を説明しているとはいいがたい。すなわち、 $B_{MSY}$  存在の妥当性はレジームシフトを考慮し、データを 2 つの期間に分けたとしてもはなはだ疑わしいと言わざるをえない。

注) 以下の議論はすべて『産卵親魚量や Biomass がごく小さい範囲を除いて』という条件つきである。この条件はきわめて重要である。§ 8 で改めて詳しく述べる。

## § 6-5 密度依存的な親子関係は本当に存在するか?

### — Ricker 型再生産モデルへの疑念 —

余剰生産量モデルを少し異なる角度から検討する。X 軸に親の量 (卵数または産卵親魚量) をとり、Y 軸に子供の数 (加入尾数) をとったとき得られる関数関係が再生産曲線である。Ricker 型や Beverton and Holt 型の再生産曲線がよく知られている。Ricker 型の再生産曲線はある親の水準でピークを持ち、それ以上に親の量が増えると逆に子供の量は減少してしまうというドーム型の曲線を示す。これに対し、Beverton and Holt 型の再生産曲線は親の量が増えるに従い加入量がある一定の値に漸近していく曲線を示す。どちらかと言えば、Ricker 型の再生産曲線があてはめられる事例が多いようである。

一般的にみて再生産関係を示す図は点のばらつきが大きく、再生産曲線への当てはまりが相当悪いのは野外データからの推定値である以上致し方がないとしても、それらの経年的変動がループ(楕円)状に分布しているケースが多いことに気づく。例として図2に『我が国周辺海域の漁業資源評価』から、再生産関係が図示されている魚種・系群を抜粋して示した。同時に、図1も参照していただきたい。きわめて多くの魚種・系群で『ループ』が認められる。これはいったいどうしてであろうか？

産卵親魚量の増加にともなって加入尾数も増える。しかし、やがて、頭打ちとなって加入尾数は減少を始める。ここまでのストーリーはRicker型再生産曲線のそれそのものである。しかし、問題はそれからである。全体的に見ればまるで楕円を描くかのように、産卵親魚量の減少にともなって加入尾数は下に凸の曲線を描きながら減少していくことがわかる。その逆の場合もある。すなわち、産卵親魚量の増加にともなって加入尾数が下に凸の曲線を描きながら減少し、反対に今度は親の量が減少しはじめると、加入尾数が上に凸の曲線を描きながら増大していく場合もある(§6・7参照)。しかし、これ等の現象をRicker型再生産曲線やBeverton and Holt型の再生産曲線で説明することは不可能である。

Ricker型再生産曲線はもともとサケ資源に対して求められたものであるという意見がある。サケ資源など産卵が河川や湖で行われ、再生産時の環境容量に限界があると考えられる生物に対しては、資源密度の影響が大きい可能性が考えられるからである。しかし、日本のシロサケでは人工孵化放流量がそれほど多くなかった時代には、回帰量に4年周期が認められていた。これは回帰するサケの主群の年齢が4歳であったことによる。すなわちこのことは、親が多いと子供も多いという比例関係を示しており、サケ資源の変動に対してもRicker型再生産曲線に代表される密度依存が存在する可能性は小さいと思われる。(それ以外のサケ資源の例は§6・7で示す)。

## §6-6 カオス現象 環境変動がなくても資源量は変動するか？

密度依存的な個体数変動を記述する決定論モデルでも、ある条件のもとでは規則的または不規則的な個体数変動が起こることが知られている。後者のような不規則で複雑な変動はカオス現象と呼ばれている。カオス現象についてMay(1976)の研究を簡単に紹介しよう。May(1976)はロジステック・モデル

$$\frac{dN}{dt} = rN\left(1 - \frac{N}{K}\right) \quad (1)$$

において、 $\Delta t$  を一つの時間のきざみ幅として差分化し、 $N(n\Delta t) = N_n$  において次式を導き、数値実験を行った。

$$N_{n+1} = (1+r\Delta t) \left\{ 1 - \frac{r\Delta t N_n}{K(1+r\Delta t)} \right\} N_n \quad (2)$$

よく知られているようにその結果は大変興味深いものであり、 $N_n$ の軌跡の性質は  $r\Delta t$ の値によって大きく異なることがわかった。すなわち、 $r\Delta t < 0$  のとき、 $N_n$ は単調減少で  $n$ を無限大にすると 0 に収束する。 $0 < r\Delta t < 1$  のとき、 $N_n$ は初期値により単調減少または単調増加、 $1 < r\Delta t < 2$  のとき、 $N_n$ は減衰振動しながら均衡点に収束する。 $2 < r\Delta t < \sqrt{6}$  ( $\approx 2.44$ ) のとき、 $N_n$ は 0 と  $K$ の間の任意の初期値から出発してもすべて周期 2 の振動を持つ軌跡になる。 $\sqrt{6} < r\Delta t < 2.57\cdots$  のとき、 $N_n$ は  $r\Delta t$ の値によって  $2^{k+1}$ の周期をもった振動を示す ( $k$ は  $\sqrt{6} < r\Delta t < 2.57\cdots$  間の  $k$ 番目の区間を示す)。 $2.57\cdots < r\Delta t < 3$  のとき、初期値の値によってあらゆる数の周期をもつ軌道が現れると同時にいかなる周期ももたないような軌道も現れる。このような軌道はカオスと呼ばれる。

このような決定論モデルによって資源の大変動が説明できるならば、環境要因が資源変動の主要因ではない可能性も考えられる。本節では、このような決定論モデルによって上で述べたような『ループ』が再現できるかを検討する。そのために (1)式を変形し、漁獲の影響を考慮した以下のような簡単な離散型モデルを作成する。

$$N_{t+1} = S N_t + r N_{t-\tau} \left( 1 - \frac{N_{t-\tau}}{K} \right) \quad (3)$$

ここで、 $N_t$ は  $t$ 年の資源量、 $r$ は内的自然増加率、 $S$ は1年間の生残率、 $K$ は環境収容量、 $\tau$ は成熟年齢をそれぞれ示す。 $K=1000$ 、 $\tau=3$ 、初期値  $N_0=500$ とした場合のシミュレーション結果を図3に示した。図3の上から順に  $S$ の値は 0.82 ( $M=0.2$ )、0.45 ( $Z=0.8$ )、0.30 ( $Z=1.2$ )とした。すなわち、 $S=0.82$ の場合には漁獲がなく、自然死亡係数 ( $M$ ) が 0.2の場合の年間生残率に相当する。同様に、 $S=0.45$ 、 $S=0.30$ の場合には漁獲が行われていて、全減少係数 ( $Z$ ) がそれぞれ 0.8および 1.2の場合の年間生残率に相当する。 $r$ の値は図3の上から順に 0.8、2.0、2.7とした。右端の図に示した太い実線は、次式により計算した。

$$G(N) = S N + r N \left( 1 - \frac{N}{K} \right) \quad (4)$$

個体数変動の様子は、成熟年齢、生残率、内的自然増加率の大きさによって大きく変わる。図3に示した以外のパラメータを設定して行ったシミュレーション結果では、成熟年齢、生残率、内的自然増加率が大きいほど、個体数は不規則に大きく変動した。

(1)式と(3)式は数学的な式の構造が異なっており、単純に両者の結果は比較できないが、図3の一番上の図は減衰振動しながら均衡点に収束する場合を、図3の上から二番目の図は周期的な振動を、図3の一番下の図はカオス現象を示して

いると考えられる。

確かに、環境変動がなくても  $r$  の値によっては周期的あるいはカオス現象を示す個体数変動が起こり、再生産関係はループを描く。しかし、その場合には (3) 式の  $r$  の値は極めて大きな値を仮定しなければならない。山口 (1986) は『野外での生物個体群の変化について、カオス的な個体群の個体数変化は、残念ながらまだ一例も見つかっていない (山口、1986)』と述べている。

#### § 6-7 密度非依存的な資源変動を考えてみよう —『ループ』が再現できる—

上記についてさらに検討するために、密度非依存的に資源が変動している場合を考え、シミュレーションを行った。何らかの原因で資源量が 10 年の周期をもって変動しているとする (図 4 左の図)。たとえば、環境の周期的な変動に対応して、資源量も周期的に変動している場合などがそれにあたる。

平均的に考えて、 $t$  年の親から生まれた子供が  $t + \tau$  年の資源量を形成するものとし、資源量同士を  $\tau$  年ずらして X 軸と Y 軸に、すなわち、 $t$  年の資源量を X 軸にとり、 $t + \tau$  年の資源量を Y 軸にとってプロットしたものを図 4 の中央と右に示した。図 4 の中央の図は  $t$  年の資源量と  $t + \tau$  年の資源量を年代順に直線で結んだものである (簡便のためループモデルと呼ぶことにする)。図 4 の右の図は  $t$  年の資源量と  $t + \tau$  年の資源量の散布図である。図 4 A は 10 年周期で変動している資源に対して  $\tau = 3$  とした場合、図 4 B は同じく  $\tau = 5$  とした場合、図 4 C は  $\tau = 7$  とした場合の結果をそれぞれ示す。 $\tau < 5$  の時は、見かけの再生産関係は時計周りのループを描き、 $\tau = 5$  の時は、見かけの再生産関係は直線状に変化し、 $\tau > 5$  の時は、見かけの再生産関係は反時計周りのループを画くことがわかる。すなわち、資源変動の周期と生物学的な親子関係との時間的なずれ ( $\tau$ ) によって、ループの向き、あるいは直線かループかは変わる。親子関係の時間的なずれ ( $\tau$ ) はその資源の年齢構造 (その資源の主体をなす年齢) が変わることによって多少変化するであろう。また、資源変動の周期が環境によって変わるとすれば、その長さは大きく変化するはずである。したがって、資源変動の周期と親子関係の時間的なずれ ( $\tau$ ) との相対的な関係は同じ魚種であっても時期・時代によって変りうると考えられる。

上記のシミュレーション結果と比較するために、図 1、図 2 を再度検討しよう。さらにもう少し過去のデータにさかのぼって検討するために、Ricker (1954) と Cushing (1981) の論文から、再生産関係を示した図を図 5 および図 6 に転載した。また、田中 (1960)、Tanaka (1983)、渡部 (2002) の論文から再生産関係を示した図をそれぞれ図 7、図 8、図 9 に転載した。図 5 および図 6 で年代が入っている図、および図 7、図 8、図 9 に対して、ループモデルが正しいと仮定してそれぞれの点を年代順に直線あるいは曲線で結んでみた。ランダムなずれを想定してデータを適

当に修正し、少し強引にループや直線を当てはめた。

これに対し、図4の右に示した散布図を見ると、本来ループを画いて変動しているにも関わらず、いくつかのRicker型再生産曲線を当てはめようとするれば、結構うまくあてはめられることがわかる。各自でフリーハンドで書き入れてみて欲しい。結構それなりにもっともらしいいくつかの異なるレベルのRicker型再生産曲線が画けるのではないだろうか？ また、図8と図9の図はこのケースにかなりよく似ている。

上記のシミュレーション結果と実際の再生産関係を示した図を比較してみれば、Ricker型再生産モデルを当てはめた場合に必ずといっていいほど現れるモデルから大きく外れるデータについても、ループモデルの方がよりうまく説明できると思うのだが、いかがであろうか？

再生産曲線を画いたとき、『ループ』ができてしまう原因として『産卵親魚量が増えすぎると急激に加入量を減らす何らかの作用が働く』といったRicker型再生産モデルでは考えられていなかった新しい再生産関係のメカニズムの存在を仮定するよりは、『これらの図はRicker型再生産モデルで示されるような密度依存的な親子関係などは実際には存在しない<sup>注)</sup>』ことを示していると考えた方がより妥当な気がするのだが・・・。

注) 誤解がないように申し上げておくが、親と子の量的関係がないといっているのではない。環境条件が良いと、その年の生き残りがよくなり、結果として産卵親魚が増加し、卵数も増加する。このような状態が数年続くと資源は倍々ゲームで一気に増える。ハタハタ資源の増加の様子などはまさにこのパターンだと思う。しかし、この場合も資源の変動を引き起こしている主要因は資源密度ではなく環境要因である。

## § 7 相対値をベースにした管理

『ABC算定のための資源管理基準と漁獲制御ルール（平成14年度版）』の漁獲制御ルール1では資源量あるいは産卵親魚量と再生産関係が利用できるものについては、漁獲方策として漁獲率一定方策を基本とし、ABCが算定される。言葉を変えて言えば、上記の方法は『絶対数をベースとした管理方式である』という言い方もできる。すなわち、資源量を絶対数で推定し、漁獲率を絶対数で決定し、それをもとに、ABCを絶対数で決定するという手順になっている。本章では、上記の方法が結果的には相対値ベースの管理を実施していることを示し、相対値ベースの管理方式に統一すべきであることを提案する。

### § 7 1 資源量の推定精度が問題

## 一 資源量を精度よく絶対数で推定することは事実上不可能では？ 一

資源量の推定精度は管理方式を考える場合に考慮すべき重要課題である。鯨類については国際捕鯨委員会（IWC）で目視調査を行い資源量の推定を行っている。目視理論は整備され、膨大な目視調査を何年にもわたり行うことにより、現在では変動係数（CV）は 20%~30% ぐらいの精度にまで達している。CV の値が小さければ小さいほどそれだけ精度の高い資源推定が可能ということである。おそらく水産生物の資源量推定に関して鯨類ほど高精度で推定がなされている資源はほかにはないだろう。他の水産生物では CV=40% というのはかなりいいほうではないだろうか？

誤差が対数正規分布に従う場合を考え、例として CV=20% と CV=40% のとき信頼区間がどうなるかを示しておく。資源推定値が 100 万トンのとき、95% 信頼限界は CV=20% のとき 68 万トンから 147 万トン、CV=40% のとき 47 万トンから 213 万トンになる。

また、トロール調査での採集効率の値など既知の情報として用いるパラメータの値によっても資源推定値は大きく変わる。例えば、現在日本海で行われているズワイガニのトロール調査では採集効率として 0.26 が用いられている。もし、この値が過大推定されており、実際は例えば 0.18 (0.26 は 0.18 の 44% 過大推定していることになる) であったとすれば、真の資源量は推定された資源量の 1.44 倍になってしまふ。我々はこのような推定精度のもとで議論しているということを忘れてはならない。推定精度がかなり高い場合でも、推定された資源量が真の資源量の 40~50% ぐらい過大あるいは過小に推定されている可能性は極めて高いと言える。

## § 7-2 絶対数をベースにした管理は可能か？

### 一 実態は相対値をベースとした管理？ 一

資源推定値がいかに不確かなものであるかを認識していただいたところで、次に議論を進めよう。今、資源量が 10 万トンと推定されたとしよう。それとは独立に % SPR の考え方から、たとえば 30% SPR の値を採用するとして、 $F_{30\%SPR} = 0.7$  が計算されたとする。自然死亡係数がたとえば 0.3 であることが既知であるとする、漁獲率は 0.44 になるから、単純に  $ABC = 4.4$  万トンと計算される。 $F_{30\%SPR}$  の値は自然死亡係数、年齢別平均体重、成熟年齢および漁獲開始年齢がわかれば計算できるから、資源推定値とは独立に計算できる。したがって、30% SPR の値を採用するのであれば、この例の場合、 $F_{30\%SPR}$  の値はいつも 0.7 である。

ここで、前節で述べた資源推定値の誤差を考慮してみよう。ABC の値は必然的に資源推定値と同レベルの変動幅を持つはずである。実際にストレートにそんなやり方で ABC を算定してしまつたら大変なことになるのは資源推定値の変動幅を考えれば



明白である。実際には、昨年の漁獲量を参照して、そのせいぜい10%前後の増減に収まるような、%SPR の値を選んできたり、アルファやベータ<sup>注)</sup> の値を適当に調整することになるであろう。結局、実質的には資源量推定値とFの値を用いてABCを算定している訳ではなく、現状の漁獲量を基準にそれらを増減させて相対的にABCを算定していることになる。ただし、今述べたことは私の単なる想像である。担当者に確かめた訳ではないので、その点は強調しておきたい。しかし、なぜそう言い切れるかという、そうする以外に適当な方法は思いつかないからである。私が担当者だったらきっとそう思うと思う。

再度述べる。結局、ABC算定ルールは体裁としては、資源量を絶対数で推定し、Fの値を絶対数で決定して、ABCを絶対数で決定するという絶対数を用いた管理方式のようになっている。しかし、実質的には相対的な資源変動の状態を考慮して、現行の漁獲量を調整していることになっている（はずである）。資源量が増加しているようだから、ABCを少し上げる、資源量がかなり減少しているようだから、ABCを削減する等々である。そして設定したいABCの値に近い値が算出されるような管理基準やアルファやベータの値を決定する。見た目にはあたかもサイエンティフィックな基準に基づいてABCが算出されてきたかのようにみえるけれども……。講演中に『科学的という衣装を脱ぎ捨てて』とスクリーン上に示したのはそういう意味である。

講演でも申し上げたが、私は上記のような決定方法を非難しているのではない。むしろ実際に行われている（であろう）そのようなやり方を、スタンダードなルールとして前面に出しましょうと提案しているのである。科学的な衣装でカムフラージュすることはやめにして……。

管理が技術であるとすれば、そして、失敗することによってその技術が向上していくとするならば、少なくとも失敗した原因が究明できなくてはならない。原因を究明するためには、実際に行ったプロセスが追えなければならない。その上でどの段階でのどの判断が誤っていたのかを明らかにする必要がある。実際に行っているABC算定の方法をあいまいにしている限り、失敗の原因は究明できないし、失敗が技術の改善に結びつくこともないと思うのだが……。

注)  $\alpha$  : 資源評価・資源管理の不確実性を考慮して、資源を乱獲状態に陥らせないための係数（予防的措置） 不確実性が大きいほど小さな $\alpha$ を適用してABCを引き下げる（デフォルト値0.8）。  
 $\beta$  : 資源回復のための係数 資源が低水準（乱獲状態）にあるほど小さな $\beta$ を適用し、ABCを引き下げる（『TAC・TAE対象魚種の資源評価（平成14年版）』より）。

### § 7 - 3 Fの値と漁獲努力量の関係は不明

… 結局Fの値は相対値しか意味を持たない …

資源量の推定精度がいかに低いかについてはすでに述べた。そのことを理解すれば、Fの値を%SPRをもとに決定( $F_{\%SPR}$ )しようが、余剰生産量モデルから推定( $F_{MSY}$ )しようが、Fの値自体には意味がないことになる。

たとえば、今、100隻の船で100日操業し、10万トンの漁獲量を上げていたとする。推定された資源量をベースに現行の漁獲量から%SPRを算定すれば $F_{20\%SPR}$ に相当し、Fの値は1.0であったとする。したがって、100隻の船×100日の操業が資源に与えるインパクトの強さを漁獲係数であらわせれば $F=1.0$ ということになる。しかし、この数字はどこまで信じていいのだろうか？もし、資源量が過小推定されていて、実際にはその2倍であったらどうなるのか、また反対に過大推定されている場合はどうなるか？結局、資源推定の精度を考えれば、算出されてきたFの値など、あまり信頼できないということになる。ただ、『現行のFの値を2割削減する』といった場合の、『2割』には意味がある。100隻の船で100日操業し $F=1.0$ に相当するならば、Fの値を2割削減した場合は100隻の船で80日操業することに相当するからである。絶対数としてのFの値が『 $F=1.0$ から $F=0.8$ になった』ことに意味があるのではなく、『2割削減する』ことに意味があるのである。すなわち、相対値のみが意味を持っていることになる。

#### § 7-4 実際に確かなことは何か？ -- 漁獲量と船の数（や操業日数） --

資源推定値は40~50%ぐらい平気で違ってしまったり、Fの値は絶対数としては意味を持たないとなると、資源管理を行う上で、何をよりどころにすればいいかということになる。結局のところ確かなものは何かといえれば、漁獲量と船の数（や操業日数等）のみである。もちろん漁獲量だって完全に正確と言うわけではないが、資源推定値よりははるかに信頼できると思う。世は情報化時代でコンピュータの普及も目覚ましい。漁獲量のデータについてはいくらでも詳細かつ正確にしていくことは可能である。私はJICAプロジェクトの関係でモロッコを訪問したことがあるが、モロッコでは大きな漁業公社が経営している水揚げ場では、すべての漁獲量が魚種別、体長別、漁獲日別、漁船別に、水揚げと同時にコンピュータに入力されていくシステムになっていた（援助する国より援助される国の方が進んでいる！?）。

また、努力量についても漁船数（操業日数）だけでなく、船の規模や馬力数、操業時間、操業場所、漁具の規模など、制度的に記録を義務付けることによって、いくらでも情報の量と精度をあげることができる。資源量の推定精度を向上させることに比べれば、より詳細な情報を収集することの方が技術的にも、また、コスト的にもはるかに容易なはずである。まず第一に『**どれだけの努力量を投下して、どれだけの漁獲量を上げたかをできるだけ正確に把握する**』ことが大切である。

## § 7-5 必要なことは資源の増減を知ること。それ以外は一切不要!!

漁獲量と努力量（漁船の数や操業日数等）がある程度正確に抑えられたら、あとは資源量が増加しているか減少しているかさえしっかりモニターすれば、資源の管理は可能である。難しいことは一切いらぬ。余剰生産量モデルも MSY も  $F_{MSY}$  も自然死亡係数も何もいらぬ。それで十分に管理は可能である（Sakuramoto and Tanaka, 1989）。もちろん、いろいろな生物学的情報が高い精度で推定されていればいるほど、より精度の高いきめの細かい管理が可能になることはもちろんであるが・・・。

さて、ここでの問題は、それではどうやって資源の増加・減少を判断するかということである。『あれほど、資源量の推定精度が悪いと言っておきながら、結局同じ議論をすることになるではないか!!』とお叱りを受けるかもしれない。しかし、背景にある思想はかなり違うはずである。すなわち、必ずしも絶対量として資源量を推定する必要はなく、資源量の増減を示す相対値として抑えられればよいということである。

さて、実際に資源の増減を如何に判断するのかということであるが、それは、全力を尽くして、それに関する情報を集めて判断するしか方法はない。すなわち、資源推定値はもちろんのこと漁獲量そのものや CPUE の変動、漁獲物の組成（年齢組成、体長組成）、漁獲時期、漁獲される海域等々、いろいろな情報を加味すれば、資源の変動傾向はかなり正確に推測できるはずである。いわゆる総合的に判断するというやり方である。

確かに、コンピュータがポンと一つの数字を出してくるときのような訳には行かないし、総合的というと、非科学的で何か妥協の産物のような印象を持たれるかもしれないが、それは間違いである。コンピュータがポンと一つの数字を出してくるのはいかにも小気味よいが、結局、仮定や前提条件を変えれば、その仮定や前提条件の数だけ、計算結果が出てくることに変わりはない。ものすごい数の計算結果の中から、どれを選ぶかは、結局人間が『総合的な判断によって、感覚で』決めていることになる。決してサイエンティフィックに決めているわけではないことに気づくべきである。

## § 7-6 ABC の算定方法 現行の漁獲量をベースに決定する

漁獲量と努力量は調査から把握可能である。<sup>12)</sup> 資源量が増加しているか減少しているかだけは推定しなければならず、不確かさが残ってしまう。しかし、いろいろな情報をもとに検討すれば、ひどく減少している資源を誤って増加していると判定

したり、反対に大きく増加している資源を誤って減少していると判定する可能性はかなり低いと思われる（マイワシやマサバの例を考えればよいだろう）。いろいろな情報をもとに、資源の状態を5段階程度に分けるとよいだろう。かなり減少している、減少している、昨年並み、増加している、かなり増加している等である。どれぐらいから『かなり』と判断するかは難しい問題ではあるが、それは経験的に決めればよい。経験的に決めるなんて非科学的であると思われるかも知れないが、現行の ABC 算定ルールのなかのどの基準を使うか、あるいはアルファやベータの値などは、担当者が任意に決めてよいことになっている。それと同じである。ただし、アルファやベータの値を経験的に決めるよりは、いろいろな情報をもとに資源の増減について経験的に判断することの方が、対象がはっきりイメージできる分、判断を行う側も説明を聞く側も、直感的に理解しやすいはずである。また、管理に失敗したとすれば、その原因の一つとして、ここでの判断の妥当性を検討すればよい（すなわち、失敗したときの原因究明が可能である）。

漁獲努力量がここ数年あまり変わってなくて漁獲量もあまり変わってなければ ABC は前年並、資源量がかなり減っている、あるいは、漁獲努力量がここ数年あまり変わっていないのに、漁獲量がかかり減っているようなら、ABC を何割か削減する、逆の場合は ABC を何割か増加する程度の対応で十分だと思う。この方法であればきわめてシンプルでわかりやすいし、致命的ではない失敗を繰り返しながら、管理技術を向上させていけるはずである。また、担当者によって、資源の増減に対する判断や ABC 増減のさじ加減が変わってしまうことを避けるためには、もう少し詳細なルールを作る必要があるだろう。さらにそれらのルールを、例えばファジィ推論などを使ってプログラム化しておくことも可能だと思う（桜本、1999）。

注) § 7-3 でも述べたように、F の値と漁獲努力量の関係は実際には不明であり、努力量がわかって漁獲係数 F がわかったことにならない。したがって、F の値をベースに管理方式が組み立てられている場合には、漁獲努力量の値だけがわかって意味がないということになる。しかし、F の値はあくまでも推定値であり、推定精度も問題が多いことは既に述べたとおりである。本論文の趣旨は、そのような不確実性の高い情報を用いることはできるだけ避けて、確実に抑えられるデータや数字を使って管理を実施していく方法を考えようということである。そういう意味でここでは計測可能な量として漁獲努力量を取り上げている。

## § 8 資源回復への配慮

### § 8-1 資源水準がごく小さい場合の対応

このときこそ TAC が有効

ここまでの議論はすべて『資源水準のごく小さい範囲を除いた』場合の話である。この節では資源水準のごく低い場合の対応について述べる。『資源水準のごく小さい場合には格段の注意を払うべき!』というのが私が主張したい第二のポイントである。TAC 制度がもし非常に有効であるとするならば、それは『資源水準が非常に小さい場合<sup>41)</sup>』に対してであると思う。なぜなら TAC 制を用いればかなりきめの細かい対応が可能になるからである。

たとえば、人口規制のみで管理している場合を考えよう。日本では 1 つ漁船が複数の魚種を漁獲しているのが普通であるから、ある魚種の漁獲量を抑えるために、漁船数を単純に（例えば）3 割削減するなどということは実際問題として困難である。免許制や許可制のもとでは、免許期間中の変更はさらに難しい。例え漁船数を 3 割削減できたとしても、それによって削減したい資源の漁獲量を 3 割削減できるという保障もない。しかし、TAC 制であれば漁獲量を 3 割削減したければ、違反等がないとすればほぼ完全に対象とする資源からの漁獲量を 3 割削減することができる。さらに、工夫すれば若齢魚と成魚を分けた TAC を設定することも可能である。このような方法は、資源水準のごく低い場合には非常に有効な管理手段となりうる。漁船数（努力量）を通して間接的に資源へのインパクトを軽減させるのではなく、直接的に資源へのインパクトを軽減させることができるからである。資源水準のごく低い場合の対応は緊急を要し、かつ失敗が許されないから、もし適切に運用されるならば TAC 制のような直接的な方法は非常に有効である。

注) 『資源水準が非常に小さい』ということを確認に定義することは難しく、また、魚種によっても異なるであろう。私は資源変動が大きい資源に対しては、漁獲量が高水準期の漁獲量の例えば 1 割以下になった場合や、資源変動が小さい資源に対しては、漁獲量が高水準期の漁獲量の例えば 2 割以下になった場合等々を『資源水準が非常に小さい』ということの定義としてイメージしている。1990 年代後半のマイワシの漁獲量は高水準期の最高の漁獲量 449 万トン(1988 年)の 1 割程度まで落ち込んでおり、既に『資源水準が非常に小さい』レベル、何らかの厳しい対応が必要なレベルになっていると思う。特に、2002 年の漁獲量は 4 万 5 千トン (TAC は 34. 2 万トン) と 1988 年の漁獲量のわずか 1% しかない。高位や中位でかつ増加傾向にある資源に対しても、不確実性への配慮とかいうわけのわからない理由で ABC Target を ABC Limit の 0. 8 倍にする場合が多い (安全を見込んでとつてもよい漁獲量の 8 掛けを ABC の目標値とする)。しかしその一方で、マイワシのように激減している資源に対しては実際に漁獲できる量の 7~8 倍の TAC を与えてしまうような現行の TAC 制度は、資源管理という面からはほとんど用をなさないと言えるだろう。

## § 8 - 2 資源回復の芽をつぶしてしまった 2 つの例 -- マサバとハタハタ --

マサバ資源の低下は近年著しい。しかし、1992年と1996年には卓越年級群が発生し、これをうまく管理すれば、資源の回復は可能であったと言われている(谷津, 2002, 松田他, 2002)。しかし、これらの卓越年級群にはひどい漁獲圧がかかり、残念なことにどちらの卓越年級群もつぶれてしまった。1992年級と1996年級に対する漁獲量の年齢組成を見れば、0歳時の漁獲物が断然多く、卓越年級群を根こそぎ獲って資源回復の芽をつぶしてしまっただけでなく、資源が減少してしまっただけでなく、その卓越年級群に漁獲が集中し、結局資源回復のチャンスをつぶしてしまうことを示した代表的な例といえる。

他の例を見てみよう。秋田県のハタハタの漁獲量は1980年代中ごろから壊滅的になり、秋田県では1992年から1995年間までの3年間ハタハタ漁を全面禁漁にした。解禁後は県独自のTAC制が導入されているが、TACの値は毎年著しい増加を見せている。漁獲量変動の原因については諸説があるが、私の見解はこうである(Sakuramoto and Watanabe, 未発表)。図10を見てほしい。図10は秋田県と韓国の漁獲量の経年変化である。図10を見ると、1980年ごろまでは両者の変動傾向はきわめてよく似ている。2-3年のずれはあるものの、増加していく様子や減少していく様子は、2つの漁獲量変動が大きく棲息海域が異なり、それぞれ異なった系群に対する、それぞれ異なった国での漁獲量とは思えないほどよく一致している。しかし、1980年以後になると、両者の様子は全く異なってしまう。

図10の上部に横に引いた太い線はレジームシフトを示したものである(花輪・安中, 2003)。これを見ると韓国の漁獲量はこのレジームシフトと非常によく符合しながら変動していることがわかる。秋田県でも1980年ごろまではこのレジームシフトと非常によく符合して変動していた。しかし、秋田県では1980年以後は合わなくなっている。レジームシフトは比較的大きな範囲での環境変動を示すから、韓国と秋田で環境に大きな相違があったとは考えにくい。秋田県では、1980年代資源が激減してからハタハタに対する漁獲圧は減少しなかった。ハタハタの漁獲量が激減した結果、魚価が高騰したからである。その結果、沖合漁業での漁獲割合(沖合漁獲量/(沖合漁獲量+沿岸漁獲量))が極めて高くなった。すなわちそれは、成熟し沿岸に産卵に来る前の1歳魚等の未成魚を沖合で獲りつくしてしまうことを意味していた。

1980年には卓越年級が現れる兆しが秋田県でも見られていた。もし、1980年から3年間漁獲量を3割削減していたらどうなっていたかをシミュレーションした結果を図11に示した(Sakuramoto and Watanabe, 未発表)。シミュレーションの結果では1987年まで漁獲量が急激に増加し、1987年からは急激に減少していくという変動パターンを示した。すなわち、秋田県の漁獲量変動も韓国の漁獲量変動とほとんど同じようなパターンとなり、レジームシフトの変動パターンとも非常によく符合し

ていた可能性を示唆した。つまり、1980 年以降秋田県のハタハタ漁獲量が韓国のそれとは異なり壊滅的になってしまった理由は、1980 年代初期の資源回復期に高い漁獲圧が未成魚に集中し、資源回復の芽をつぶしてしまったためであると推測された。

これら 2 つの事例は、資源が非常に低レベルにあるときこそ資源管理（資源保護）をしっかりと行うべきであり、それが如何に重要であるかを我々に示している<sup>(1)</sup>。低レベルにある資源が環境条件等の好転により自ら回復するポテンシャルを持ち始めたときに、その芽をつぶしてしまうことを回避できるような、禁漁も含めた厳しい出口規制が是非とも必要である。反対に、出口規制が完備している日本では、資源がある程度の水準にあれば、必要以上に不確実性に配慮した厳しい出口規制は必要ないと思う。

注) 秋田県におけるハタハタの高水準期の最高漁獲量は 2 万トンを超えていた（1966 年、1968 年）。これに対し 1980 年、1981 年の漁獲量は 1900 トン代で高水準期のその 1 割を割っている。また、1990 年、1991 年の漁獲量はそれぞれ 150 トンと 70 トンで、高水準期のその 1 % を割っている。秋田県ではこの時点で禁漁に踏み切った。

## § 9 新しい資源管理の基本概念

### － 意識の転換が必要 －

以上をまとめると、次のように言える。

- (1) 日本の漁業管理制度は入口規制と出口規制の二刀流であり、欧米の方式とは根本的に異質であるという認識を持つべきである。したがって、日本独自の管理制度を構築して行く必要がある。欧米のやり方を表面的に移入しても効果は期待できない。
- (2) 環境変動 >> 密度依存であるから、余剰生産量モデルをベースにした管理方式は意味をなさない、したがって、 $B_{MSY}$  も  $MSY$  も意味のある管理目標とはなり得ない。
- (3) データとして入手が可能な漁獲量と努力量（船の数、操業日数等々）について、可能な限り精度の高い情報を入手・整備する。それ以外にも体長組成や、年齢組成、操業海域等、可能な情報の収集に努める。
- (4) もっとも大切ことは資源の増減をモニターすることである。あらゆる情報、解析手法を用いて、資源の増減について判定が下せる体制を構築する必要がある。以下で提案する管理方式で必要になる情報のうち、不確実性を伴うの

はこの部分のみである。多くの努力をこの部分の不確実性を軽減させるために集中させるべきである。

- (5) 資源水準がごく低い場合の対応が極めて重要である。低レベルにある資源に対しては『資源が回復し始めたとき、その芽をつぶしてしまわないようにする』ことこそが何より大切である。すなわち、(1) 資源水準が低い場合は TAC 等出口規制を中心に管理を実施する。(2) 資源が低水準でなければ、入口規制に重点を置いた管理（表面的には TAC による管理でいい<sup>2)</sup>）を実行する。

注) オートマチック車では D (ドライブ) に設定しておけば、車のスピードにあわせて自動的にギア・チェンジをしてくれる。これと同様で、表面的には TAC で一元管理されているようでも、実質的には、資源量が低水準の時は、TAC による規制がより厳しく働き、資源量が中・高水準の時は (TAC ももちろん設定されているが) 入口規制によってコントロールが効くようなシステムにしておけばいいという意味

## § 10 新しい管理方式の提案

### — 環境による資源変動を重視した資源管理方式への転換 —

以上の議論をもとに新しい管理方式を提案したい。新しい管理方式は、(1) 漁獲量と努力量を把握する、(2) 資源量の増加減少傾向を推定する、(3) 現行の漁獲量を資源量の増加減少傾向にあわせて増減させる、という 3つのプロセスにより実施する。基本的な考え方はきわめてシンプルである。実際にこの方法で管理を実行するためにはさらに詳細なルールづくりが必要になるが、以下にその具体例について簡単に概要を述べる。

### § 10-1 資源を 3 分類する — CPUE や漁獲量でもいい —

資源量の推定が実施されている資源については、以下のように資源を 3 分類する (図 12 参照)。名称は別に何でもいいのだが、イメージを明確にするために、例えば、次のように記した。

- |                |          |                      |
|----------------|----------|----------------------|
| (1) 入口規制主導資源   | (維持管理資源) | $(L_2 < B)$          |
| (2) TAC 規制強化資源 | (要注意資源)  | $(L_1 \leq B < L_2)$ |
| (3) 漁獲禁止資源     | (保護資源)   | $(B \leq L_1)$       |

$L_1$  は漁獲を禁止する資源水準である。 $L_1$  や  $L_2$  の決め方は、また、別途検討する必



要があるし、魚種別にも違うだろう。また、資源量が推定されていない資源に対しては、別の情報を用いて $L_1$ や $L_2$ を設定しなければならない。たとえば、CPUEや漁獲量そのものを用いて決定する。 $L_2$ は高水準期の最高漁獲量の1～2割にするとか、 $L_1$ は高水準期の最高漁獲量の1%～2%にする等である。上記の3分類を具体的に決める場合は機械的に判断しようとするのではなく、研究者、漁業関係者、行政官等があつまって、魚種別に話し合っ決めていくしかないと思う。

## § 10-2 対象とする資源をその特性によりいくつかに分類する

### … 資源変動の大小や情報の質と量によって

対象とする資源の変動特性によって、また、どのような情報があるかによって対象資源をいくつかに分類する。過去の漁獲量をみれば資源変動の大きな資源か否かがわかるし、大まかな変動の周期も推測できる。また、どのような情報があるか、資源推定値があるか否か、努力量と漁獲量のデータがあるか否か、また、それらの精度はどの程度か、それ以外の例えば、年齢組成、体長組成のデータやその他生物学的知見等があるか否かによって分類すればいいだろう。

ABCはあくまで、現行の漁獲量を基準に、それを何%増減させるかによって決定する。何%にするかは、上記を勘案し、研究者、漁業関係者、行政官等が議論して決める。上記入口規制主導資源では、±20%ぐらいの範囲を考慮しておけばいいのではないかと(図12参照)

## § 11 不確実性への配慮

### § 11-1 情報の精度と管理方式の精巧さのバランス IWCで得た教訓

上記で述べた考え方は、私がIWCで数年間にわたって改訂管理方式の開発作業に携わっていた時の経験に強く影響されている(桜本、1996)。IWCではあらゆるケースを考慮膨大な量のシミュレーションを行なった。確かに、膨大なシミュレーションの結果をもとに完成された改訂管理方式は数学的にも精巧なすばらしいものになっていると思う。しかし、その数学的な精巧さとは裏腹に実際にはフィードバックはあまりうまく機能していないことに気づいている人は少ない。

シミュレーションを行う際に必要な設定条件の1つとしてMSY率( $MSY率 = MSY / B_{MSY}$ )がある。真の資源のMSY率が1%、4%、7%の3通りの場合を想定し、管理者は真のMSY率を知らないという条件のもとで100年間管理を実行した場合にどのような結果が得られるかをシミュレーションによって検討するわけである。ただし、シミュレーションでは5年に一度の目視調査による資源推定値が利用可能という条

件のもとで管理を実行した場合を想定している。ここで、資源量の推定精度として CV=20%または 40%を仮定している。

(1) 絶滅の恐れがなく、かつ 0.75K の資源水準に維持できるか (IWC では不確実性への配慮から  $B_{MSY}$  ではなく、初期資源量(K)の 75%の水準を管理目標としている)、  
(2) できる限り MSY の 88%に近く (資源量が初期資源量の 75%の水準のとき、漁獲量は MSY の 88%になる)、かつ安定した漁獲量が達成できるかという 2つの基準により、管理方式の良し悪しを判定している。

CV=40%の場合、すなわち資源推定精度が悪い場合に管理を実施したとき、100 年後の資源水準 (最終資源水準) がどのようなになるか、シミュレーション結果をみてみよう。MSY 率が 1%の場合は最終資源水準は 0.60K 前後となり、0.75K よりはかなり過小である。反対に、MSY 率が 4%の場合は最終資源水準は 0.85K 前後となり、0.75K よりかなり過大になる。MSY 率が 7%の場合は最終資源水準は 0.95K 以上でほとんど未開発状態のままになる (例えば、IWC, 1990, Table 4, Cooke(A)の項参照<sup>4)</sup>)。誤差がなくきちんとフィードバックが機能していれば、資源量は初期資源量の 75%の水準になり、また漁獲量も MSY の 88%になるはずである。しかし、シミュレーションの結果はむしろフィードバックがうまく機能していないことを示していた。なぜこのような結果になるかわかりだろうか？

理由は簡単で、推定精度が悪く (CV=40%)、5 年に一度の資源推定値が使えるという条件のもとでは、もうほとんどフィードバックなんか機能しないということである。

では実際の改訂管理方式内部の構造はどのようなになっているのかというと、結局のところ、真の MSY 率が 1%と 4%の間にある場合を想定し、改訂管理方式で必要となるチューニングパラメータの値を設定しているのである。だから、MSY 率が 1%の場合は過小に、MSY 率が 4%の場合は過大になり (両者の最終資源水準の丁度中間あたりに目標資源水準の 0.75K があるのは偶然ではない)、MSY 率が 7%の場合はほとんど未開発状態のままになってしまうのである。このことは改訂管理方式の開発に関係した者でないと気がつかないかもしれないが・・・。

ほとんどの場合に相当するが、上記のような悪い条件のもとで管理を実行する場合には、改訂管理方式のような精巧な管理方式はいらないのである。たとえば、東京から横浜に行くのに、ジェット機を使うようなものである。もっと簡単な管理方式でいいのだと私は思う。

注) MSY 率が 1%と 4%の場合が基本的な設定になっている。オプションとして MSY 率が 7%の場合のシミュレーションも行っている。結果は本節で述べた通りであるが、MSY 率が 7%の場合のシミュレーション結果が掲載されている文献は現時点までに探し出せなかった。IWC 事務局にはあるはずですが・・・(すいません)。

もっと簡単な管理方式でいいとはいっても、IWC の場合は国際組織が管理主体であり、捕鯨をとにかく禁止したいと考えるグループと、捕鯨をなんとか継続したいと考えるグループとが激しく対立していたわけであるから、そんな『おおらかな』考え方が採用されるはずがない。結局、あらゆる可能性を考え、あらゆる危険性を回避する管理方式が必要とされたわけである。サイエンスとしては面白いかもしれないが、資源推定値が5年に一度で、その推定精度がCV-20%または40%という条件のもとでは、ただ単に異常なほど保護的な管理方式になってしまっただけの話である。もっとも、どんなに保護的な管理方式にしてみても、それでもなお捕獲枠をゼロにすることができなかったことは、反捕鯨国側にとっては誤算だったのかも知れないが……。換言すれば、『不確実性』を口実に捕鯨を禁止しようとした副産物として改訂管理方式が生まれたとも言えるわけで、改訂管理方式をそのまま普通の漁業に適用したら、産業として成り立つ漁業はまずないだろう。

これに対して、ABC の算定は基本的には国内での話である。お互い資源を有効利用するという立場で議論しているのだから、おのずと合意点は見出せるはずである。国内の管理制度を検討するときに、資源利用に関する根本的な概念ですでに激しく対立していた IWC の真似などする必要はないし、実質的には出口規制しか管理手法のない欧米の管理制度の真似をする必要もない。というよりは、真似をしてはいけないのだと私は思う<sup>注)</sup>。そんなことをしなくても入口規制が効いている日本の場合には、合意点は見出せるはずだし管理もできるはずである。実際、TAC を設定していない多くの資源で管理はちゃんと実行されている。

最近、資源管理に関係するいろいろな会議に出席する機会があるが、新しく提案される管理方式を見ていると、**いたずらに技巧的になっていく**ようで、とても心配である。確かに、より一層精巧な管理方式や管理制度を構築することによって、資源推定などの不確実性を克服するという考え方もあるだろう。しかし、上記で述べたように、私は推定精度が悪いといくら管理方式が精巧にできていたとしても十分には機能しないと思うし、複雑で精巧な分かえって見通しが悪くなってしまうと思う。東京から横浜に行くのに、ジェット機を使っても思ったほど便利ではないから、今度はスペースシャトルを開発しようとしているような、そんな気がしてならない。

注) 科学技術としての改訂管理方式そのものや標準的なシミュレーションを行ない手法を検討していくというアプローチの仕方等、学ぶべき面はもちろん導入すればいいと思いますが……。

資源管理の原理はいたって簡単である。資源に対して過大な漁獲圧力をかけない、小さい魚は大きくして獲る、それだけである。問題は漁獲圧が過大であるか否かの判断が難しいことである。それが正確にわかれば問題は簡単であるが、それがわからないから利害が激しく対立すればするほど、管理は困難になる。しかし、ABCの算定は基本的には国内での問題である。漁業を行うことを許可された限られた人達が資源を利用するという前提で議論しているのだから、おのずと合意点は見出せるはずである。

漁業者も資源の動向については肌身で感じているはずである。経済的な裏付けがあれば、資源の動向についても、ABCの算定についても漁業者の合意は得られるはずである。管理方式が簡単であること、資源の動向についてあらゆる角度からの検討結果が示されることを前提に、将来的にはABCを算定する会議に漁業者が参加できるようなそんなシステムができればいいと思う。また、若令魚の保護や、金額ベースで見た場合の漁獲量の増減に関するシミュレーション結果等をわかりやすく示すなどの工夫を凝らすことによって、お互いの理解もより一層深まると思う。それでも、認識が異なり利害が対立して合意できないような場合は、最終的には行政的に規制するしか方法はないし、それでいいのだと思う。

また、漁獲量が多いとき、水揚げ金額が多いときに、その反対のときの保証基金になるように、基金を積み立てていくような方法は考えられないものだろうか。生活できなければ、資源の枯渇など構っていられる道理もない。私の守備範囲からは大きく外れるが、漁業管理とは、そういう社会システムでもあると思う。資源管理・漁業管理を実現させるための大局からみたシステムづくりが大切である。

### § 13 おわりに

### — 漁業管理制度は文化である —

数年前に、面白いことに気がついた。日本の漁業管理制度は入口規制で欧米の漁業管理は出口規制が中心であることについてはすでに述べた。しかし、周りを見回してみると、それは漁業だけに限ったことではないことに気がつく。例えば、大学入試である。日本では明らかに入口規制である。入学はとても難しいが卒業するのは簡単である（私の知っている範囲内での話だが・・・）。ヨーロッパはよく知らないが、アメリカの大学は入るのは簡単だけれど、卒業するのはかなり難しいらしい。これはさしずめ出口規制と言えるだろう。予算の配分にしても、日本では予算獲得は難しいけれど、いったん獲ってしまった予算が有効に使われたか否かを厳しく審査されることはほとんどない。これも、入口規制といえるだろう。最近では日本でも外国の真似をして、事後評価をきちんとしようという考え方も提案されてはいるが・・・。

上記が何を意味するかといえば、日本の漁業管理も偶然入口規制になったわけではないということである。日本人の思想的、歴史的、文化的背景があつて、必然として入口規制が行われてきたと考えるべきであろう。逆に言えば、欧米の管理制度を形態だけ導入しようとしてもやはり無理があるということである。そうは言っても、国連海洋法条約を批准し排他的経済水域を設定した以上、TAC 制は導入せざるを得ないことも既に述べた。しかし、だからといって TAC 制にふりまわされてしまうことなど全くない。拙著『漁業管理の ABC (1998) p 81--82』では、国連海洋法条約で義務づけられている TAC 制について、以下のように述べている。

『・・・TAC 制を設定して漁業管理を行うということは最低限守るべき義務であつて、それがすべてではないということです。・・・(中略)・・・日本のように漁獲努力量で規制している国に対しても、それをやめて TAC 制を導入しなさいと言っているのでもありません。・・・(中略)・・・すなわち、TAC 制という大枠のもとで日本独自の漁業管理制度を構築していけば良いのであつて、従来の日本の制度をすべてやめてしまう必要もなければ、TAC だけに振り回されてしまう必要ももちろんないのです。』

繰り返しになるが、現在の日本は二刀流の漁業管理制度になっている。そして日本の漁業管理制度は外国のそれと比べて極めてすぐれていると私は思っている。外国が真似をしようと思つても、そう簡単に入口規制なんて真似はできない。実際、多くの国で入口規制は導入されているが、それが資源管理に対して有効に機能するところまでいかない理由は、本節で述べたように文化的、歴史的、社会的背景が日本とは異なっているからではないだろうか？

§ 10 では、新しい ABC の算定ルールを提案したが、これは何も特別新しいルールではない (Tanaka, 1980, 田中, 1988)。同様の方式は既に IWC に提案済みであり、それに対する膨大なシミュレーションも行っている (Sakuramoto and Tanaka, 1989)。また、水産庁から出されている『ABC の算定ルール』の中にも、その方法は取り入れられている。そういう意味では、何も新しい提案ではないし、§ 7-2 でも述べたように、現行の ABC 算定ルールのもとでも、実際に行っていることは、§ 10 で述べた新しい ABC の算定ルールと同じことを行っていることになると思う。つまり、新しい提案と言っても具体的には現状と何も変わらないのである。ただし、『ABC の算定ルール』の基本的な考え方はやはり余剰生産量モデル中心の管理であり、思想的には 180 度方向転換することが必要になる。つまり、意識の大転換だけではどうしても必要になる。

明治維新以降行われてきた欧米の制度や技術を導入し、それを改良するというアプローチの仕方は、100年以上たった今でもあまり変わっていないようである。しかし、少なくとも漁業管理に関しては、欧米の管理制度を導入し改良するというのはやめにして、『日本独自の漁業管理制度』を創出していききたいものである。繰り返した述べてように、日本の漁業管理制度はすでに独自の長い歴史を持ち、欧米のそれとは明らかに異質である。そのことをしっかりと認識し、基本的には現状の日本の漁業管理制度の問題点を改善していくという考え方でやっていけばいいと思う。いたずらに一見目新しい欧米の管理制度を導入しようとすると、かえって混乱を引き起こすことになると思う。

意識さえ変えれば、目標とすべき日本独自のすばらしい漁業管理制度は既にもう出来上がりつつあると私は思っている。目に見える形でそのことを示すための具体的な第一歩として、次世代のABC算定ルールから余剰生産量モデルをベースとしたABC算定ルールが消し去られることを期待しつつ、そろそろ私の戯言もこの辺で終わりにしようと思う。長文・駄文にお付き合いいただいたことに深謝します。

## 謝辞

谷津氏には、批判をするという目的で印刷前の図を引用させていただきたい旨、批判文を添えてお願いした。大変失礼なお願いだったにも関わらず、快くご了解していただいた。ここに厚くお礼申し上げます次第です。また、元（財）日本鯨類研究所顧問 田中昌一博士には、詳細なコメントをいただいた。可能な限り改訂を試みたが、十分対応できたかいささか不安である。また、（独）水産総合研究センター北海道区水産研究所 長谷川誠三氏、横浜国立大学 松田裕之博士、三重大学 原田泰志博士、東京海洋大学 鈴木直樹博士には多くの貴重なコメントをいただいた。この場を借りて厚くお礼申し上げます。

## 引用文献

川崎 健：『漁業資源』、成山堂書店、東京、210pp. 1999.

Cushing D. H. : Stock and recruitment. Fisheries Biology. A study in population dynamics. Second edition, University of Wisconsin Press, 142-171. 1981.

花輪公雄・安中さやか：『過去100年の北半球海面水温場に出現したレジームシフト』、月間海洋392、35（2）、80-85. 2003.

IWC: Report of the sub-committee on management procedures. Rep. int. Whal. Commn, 40, 107. 1990.

- 松田裕之、河合裕朗、勝川俊雄、谷津明彦、渡邊千夏子、三谷卓美：2002. マサバ資源管理方策の方向. 月間海洋 34 (4)、288-292. 2002.
- May R. M. : Simple mathematical models with very complicated dynamics, Nature, Vol. 261. 1976.
- 中西 孝: OECD 水産委員会の成果とこれからの漁業管理研究. 中央水研ニュース No 16. pp3. 1997.
- 三平 章・須能紀之・高橋正和: 『三陸・常磐海域における底魚類資源のレジーム・シフト』. 月刊海洋, 35 (2) ,107-116. 2003
- Ricker W.E. : Stock and recruitment. J. Fish. Res. Bd. Can. , 11, 559-623. 1954.
- Sakuramoto k. and Watanabe K. : What is the main factor to control the sand fish catch fluctuations in the Sea of Japan ? — Environmental factor or over-fishing ? —. (Unpublished).
- Sakuramoto K. and Tanaka S. : A simulation study on management of whale stocks considering feedback systems, Rep. int. Whal. Commn, Special Issue, 11, 199-210. 1989.
- 桜本和美: 『クジラ類資源の管理と IWC』、鯨に学ぶ(北原 武編著)、成山堂書店、東京、98-122. 1996.
- 桜本和美: 『漁業管理の ABC』、成山堂書店、東京、pp. 200、1998.
- 桜本和美: 『ファジィ・システム』、漁業と資源の情報学 (青木一郎、竹内正一、齋藤誠一、谷内透編 s)、恒星社厚生閣、東京、101-111. 1999.
- 水産庁: 『TAC・TAE 対象魚種の資源評価(平成 14 年版)』、水産庁増殖推進部漁場資源課 pp. 29. 2003.
- 水産庁: 『我が国周辺海域の漁業資源評価』、水産庁増殖推進部漁場資源課、pp. 400. 2003.
- 水産庁: 『ABC 算定のための資源管理基準と漁獲制御ルール(平成 14 年版)』、pp. 9. 2003.
- 田中昌一: 『水産生物の population dynamics と漁業資源管理』、東海区水研報 28、60-63. 1960.
- Tanaka S. : A theoretical consideration on the management of a stock fishery system by catch quota and its dynamical properties. 日水誌、46、1477-1482. 1980.
- Tanaka S. : Variation of pelagic fish stocks in waters around Japan. FAO Fish Rep. , 291. Vol. 2、17-36. 1983.
- 田中昌一: 『漁業資源の生産と管理』、21 世紀の漁業と水産海洋研究、恒星社恒星閣、66-73.
- 渡部泰輔: 『1960~70 年代のマサバ資源の増加における生態的特徴』、月間海洋 382、34 (4)、249-255. 2002.

山口昌哉:『カオスとフラクタル ―非線形の不思議―』講談社ブルーバックス B-652、東京、  
pp197. 1986.

Yatsu A., Watanabe T., Ishida M., Sugisaki H. and Jacobson L. 2003.

DRAFT: Reproductive Success Variability of the Pacific Stocks of Japanese Sardine,  
*Sardinops melanostictus*, and Chub Mackerel, *Scomber japonicus*: Possible Processes  
and Management Strategy. GLOBEC Special Contribution No. 6.

谷津明彦: マサバとゴマサバ太平洋系群の漁業、資源、管理の現状と将来展望、月間海洋 34  
(4)、235- 238. 2002.



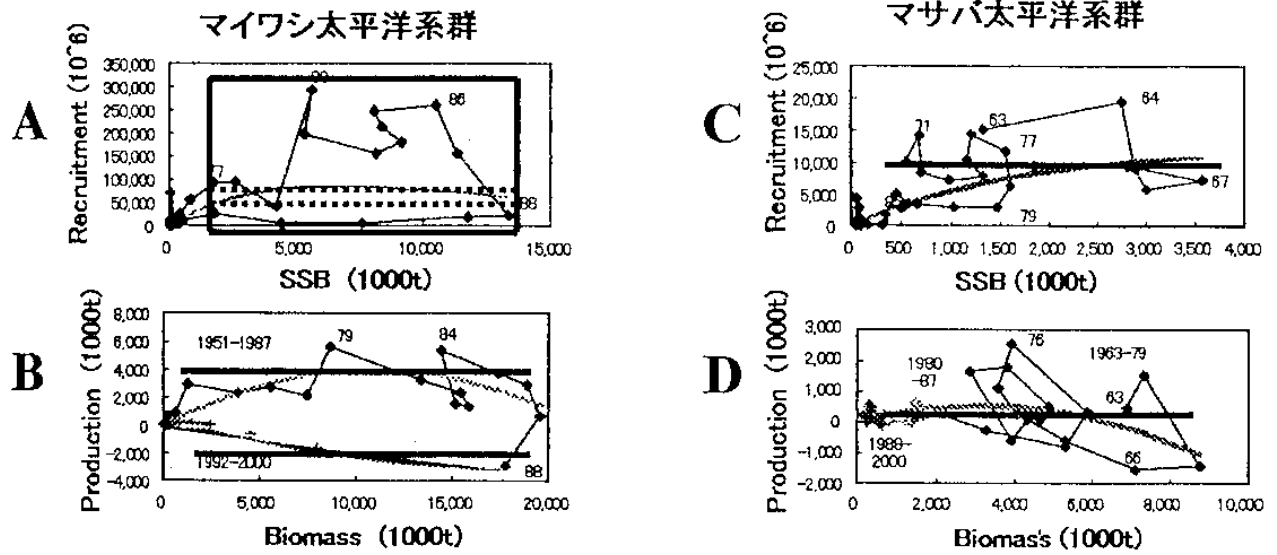
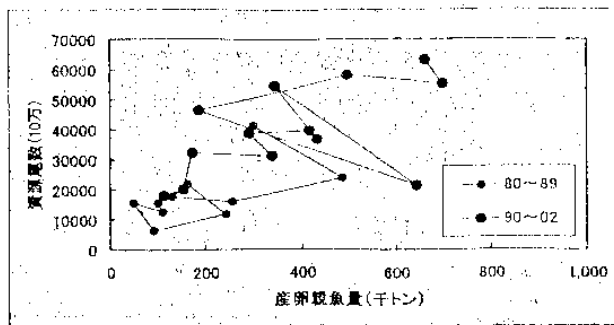
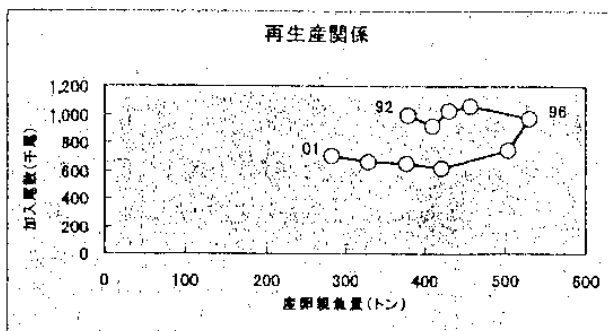
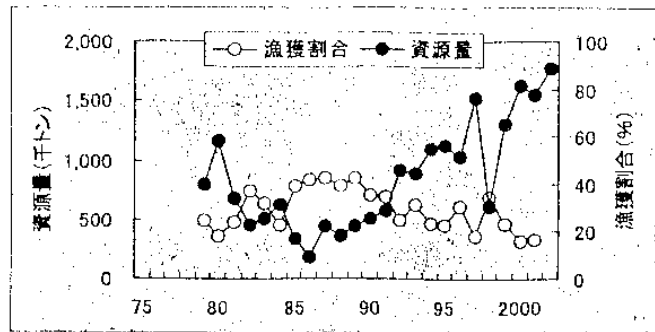


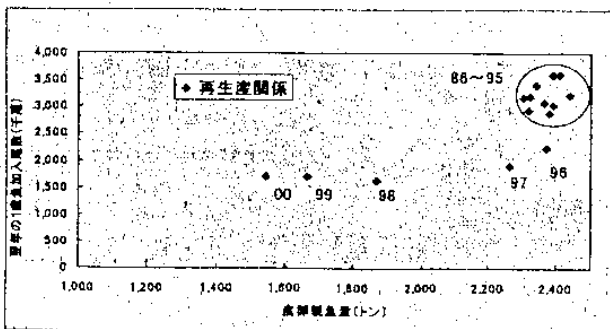
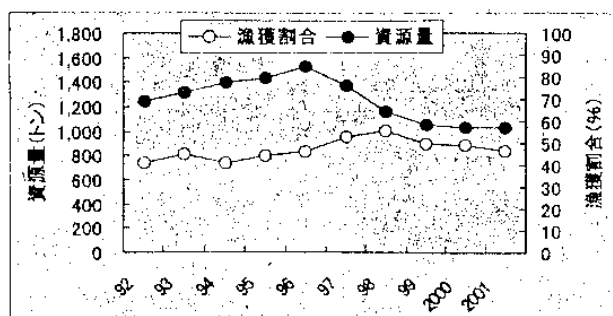
図 1 再生産関係と余剰生産関係 左:マイワシ太平洋系群、右:マサバ太平洋系群 (Yatsu et al, 2002 を一部改変)



スルメイカ秋季発生群



ヒラメ太平洋中部系群



ヒラメ日本海西・東シナ海系群

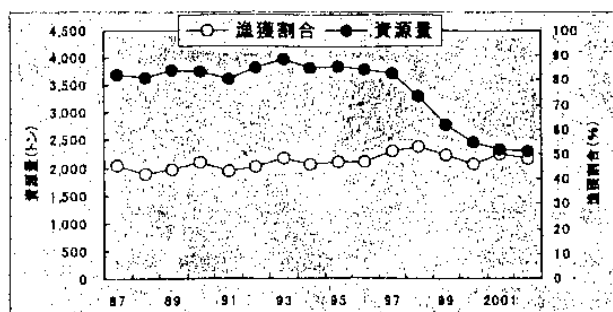
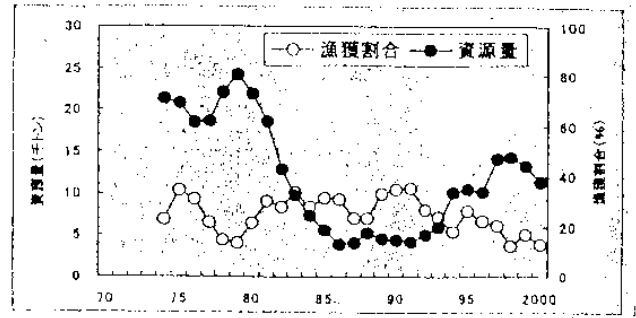
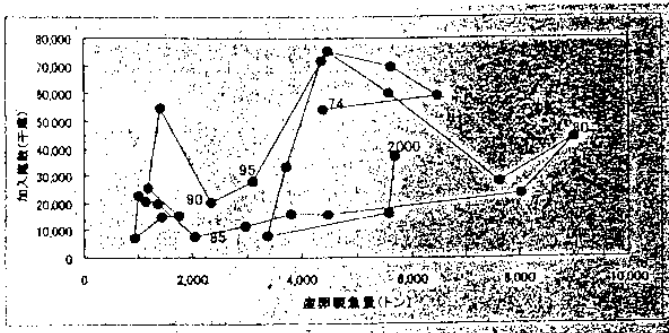
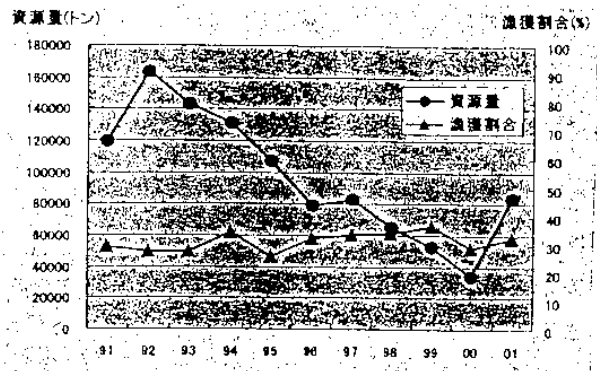
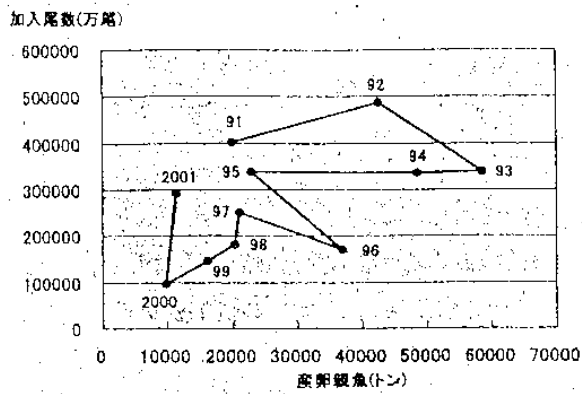


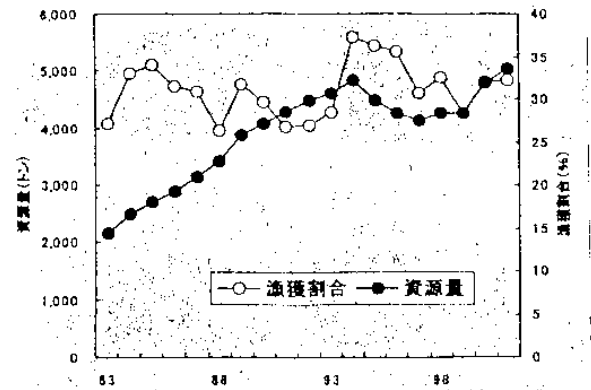
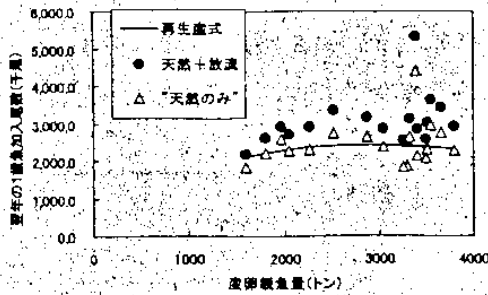
図2 いろいろな魚種・系群の再生産関係(我が国周辺海域の漁業資源評価、2003)



マガレイ オホーツク海域+北海道西(初山別以北)系群

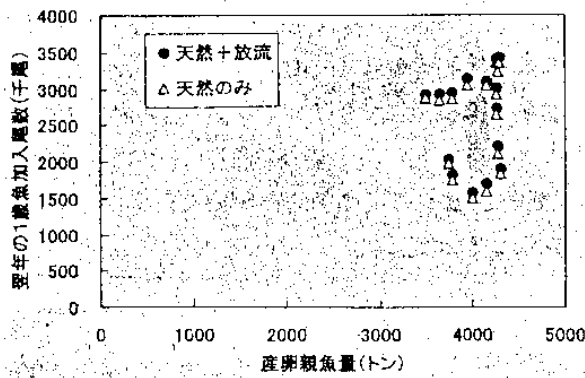


ウルメイワシ対馬暖流系群

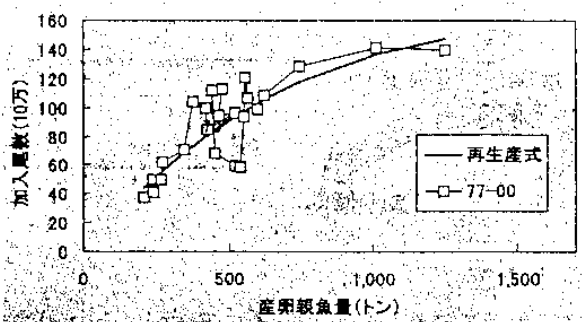
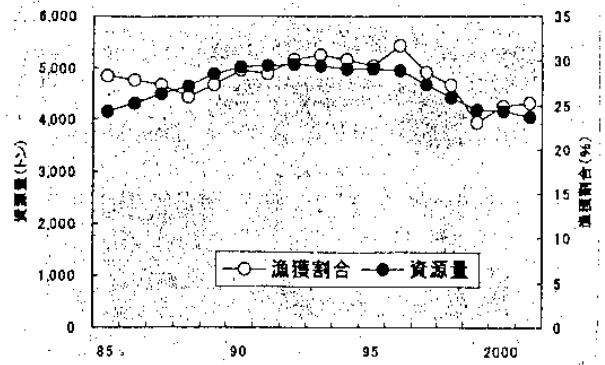


マダイ太平洋中部系群

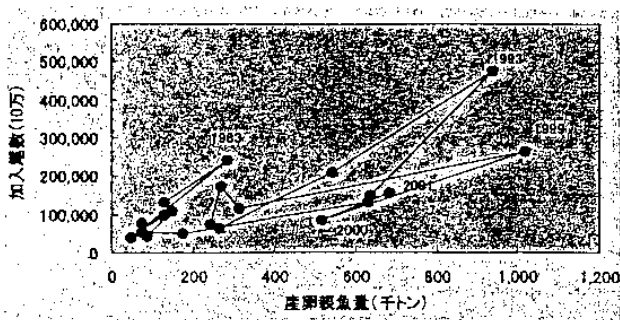
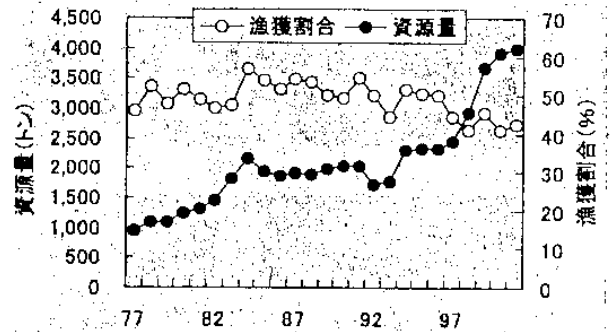
図2 (続き その1)



マダイ太平洋南部系群



マダイ瀬戸内海東部系群



カタクチイワシ太平洋系群

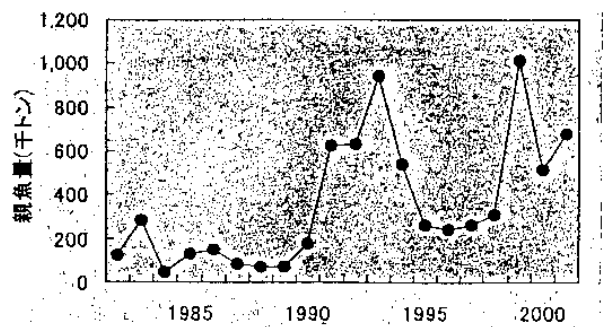


図2 (続き その2)

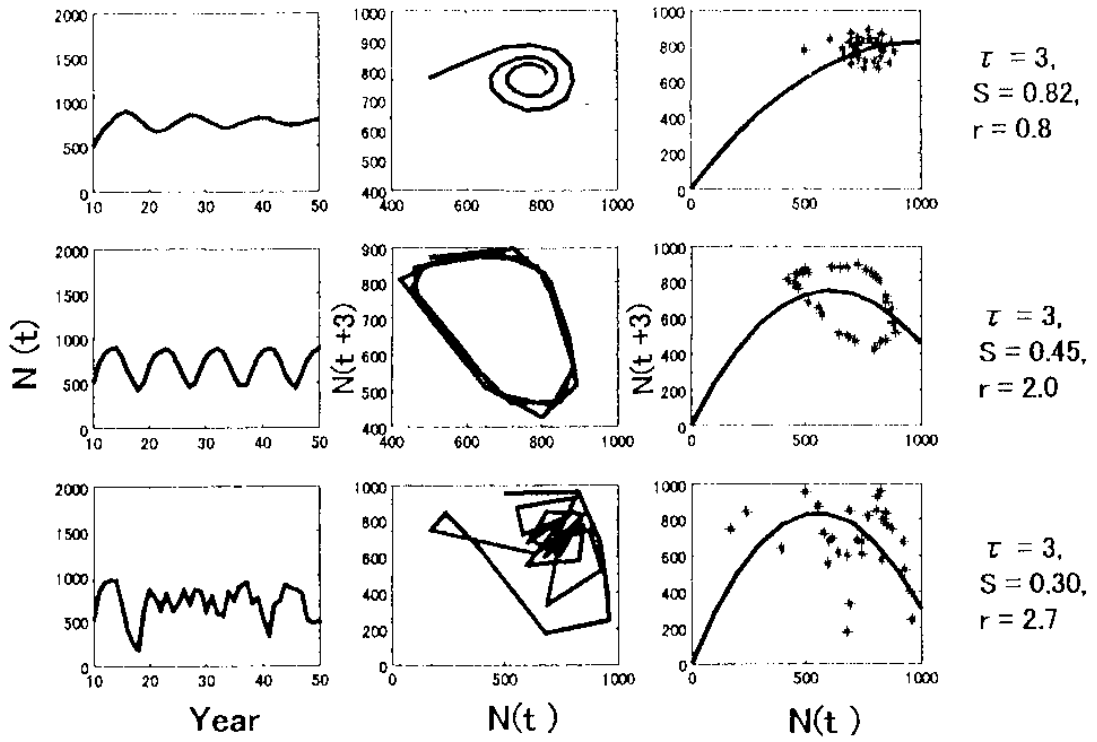


図 3 3年の時間遅れ ( $\tau=3$ )がある場合の密度依存的再生産関係  $S$  は1年間の生残率、 $r$  は内的自然増加率を表す。

A

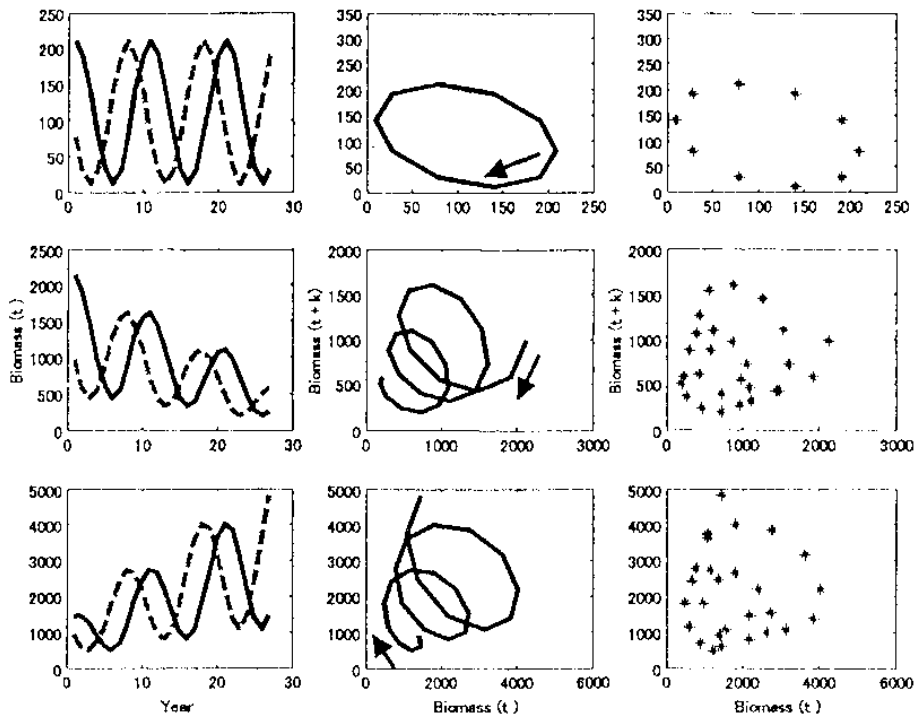


図 4 見かけ上の再生産関係 10年周期で変動している資源があるとき、 $B(t)$ と $B(t+3)$ の関係を示す。時計回りのループを画く。

B

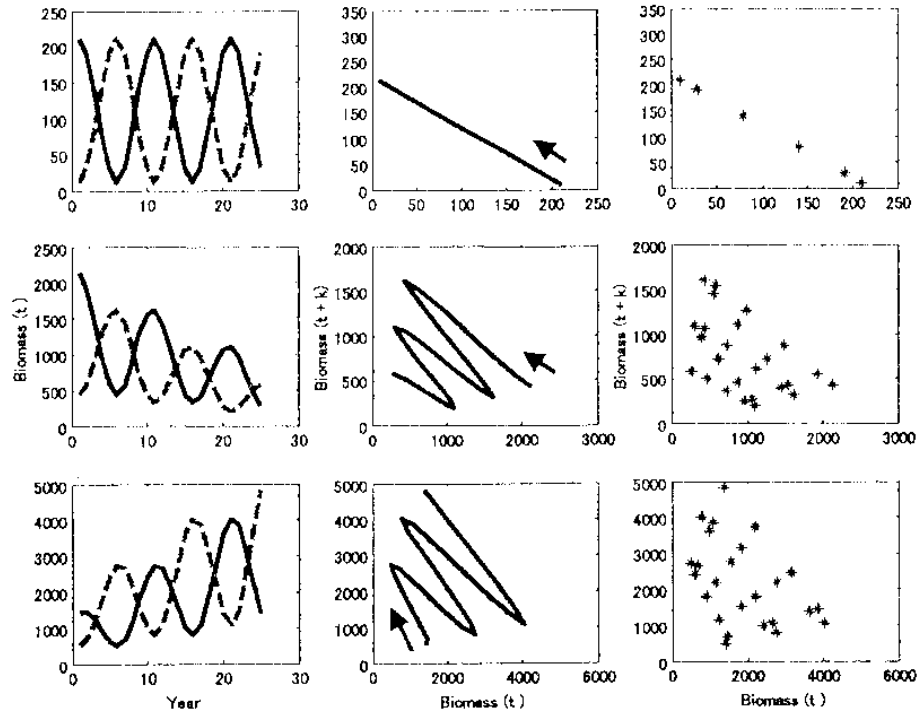


図 4 (続き)  $B(t)$ と $B(t+5)$ の関係を示す。ループは画かず折れ線になる。

C

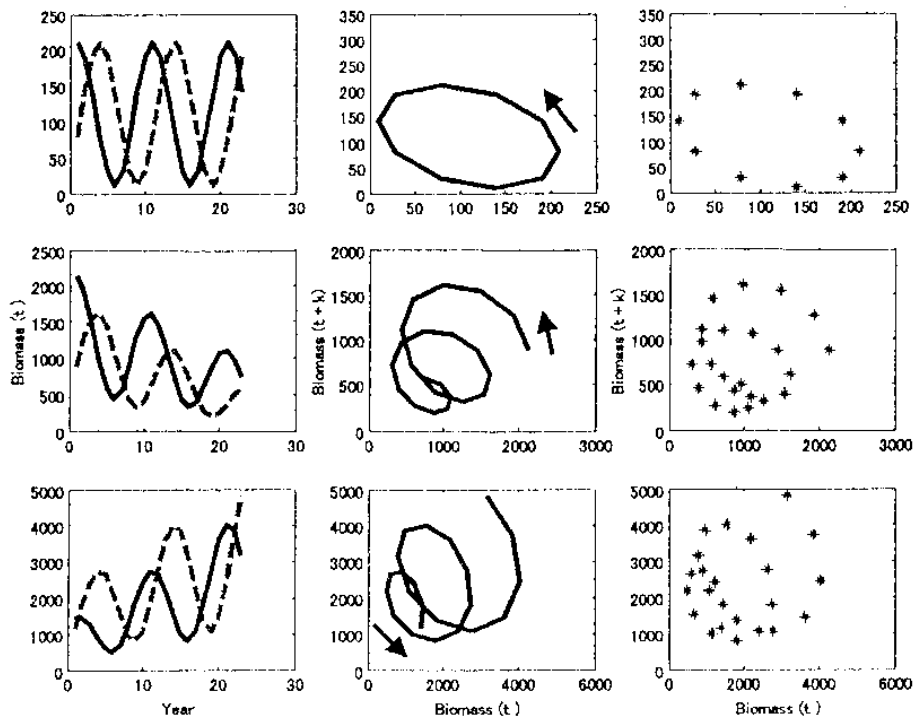


図 4 (続き)  $B(t)$ と $B(t+7)$ の関係を示す。反時計回りのループを画く。

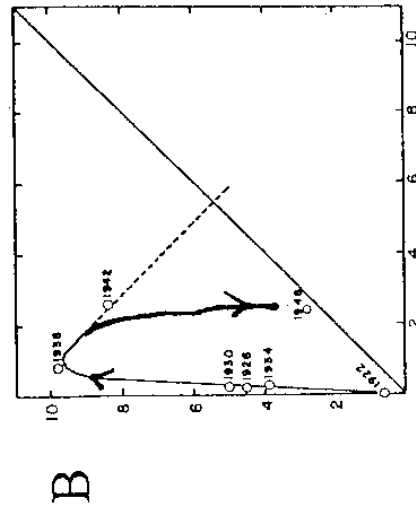
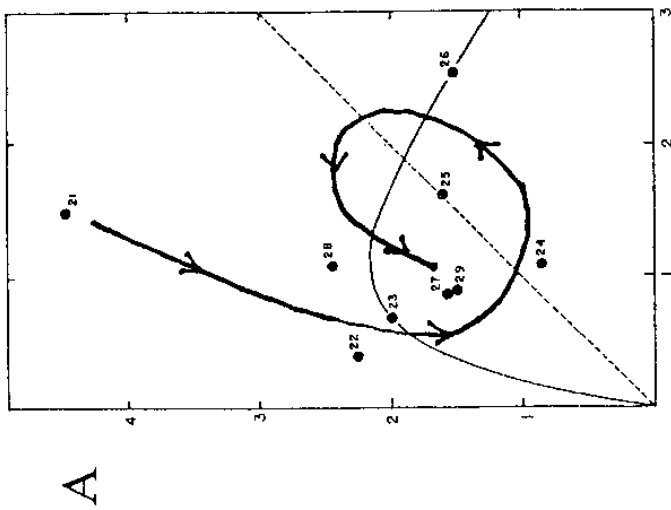


FIGURE 23. Reproduction curve for the late Shuswap race of sockeye salmon, based upon estimated numbers of spawners and an approximate division of the commercial pack. *Abscissa*—estimated number of spawners in the years indicated; *ordinate*—resulting catch plus escapement. Both scales are in millions of fish. The year of spawning is shown beside each point. From data of the B.C. Department of Fisheries and the International Pacific Salmon Fisheries Commission.

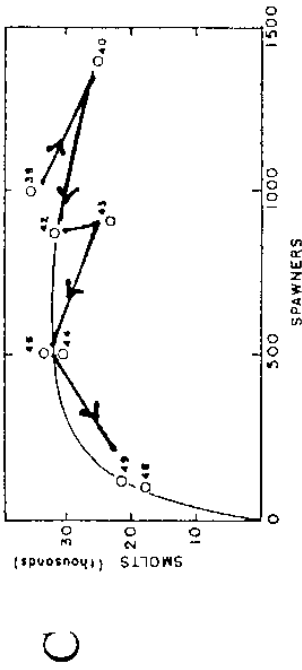


FIGURE 21. Smolts produced by adult female coho salmon spawners of the brood years indicated, at Minter Creek, Washington. Data from Smoker (1954).

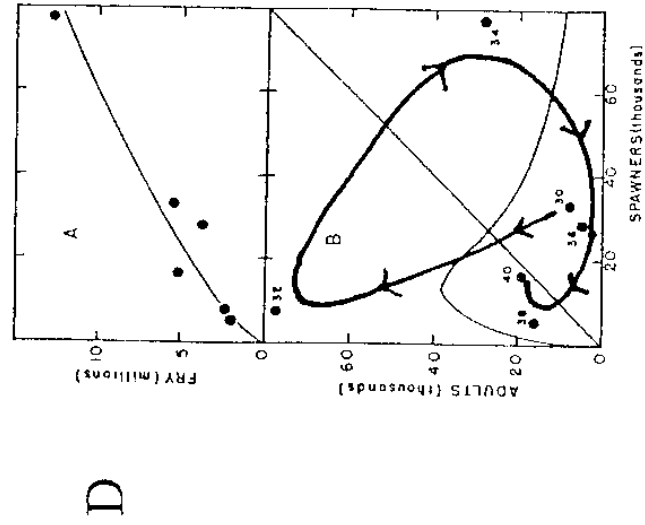


FIGURE 19. A—Fry produced in millions; and B—returning adults in thousands; plotted against the number of pink salmon spawners in the brood years indicated, at McClinton Creek, B.C. Data from Fritchard (1948a, b).

\*Separate or nearly separate breeding stocks of salmon are commonly called "cycles", "years" or even "races" in western North America. The term "lines" was proposed by Huntsman (1931), and is used here because it avoids confusion with other kinds of cycles, etc. (cf.

図5 再生産関係を示す図 (Ricker, 1954 を一部加筆)

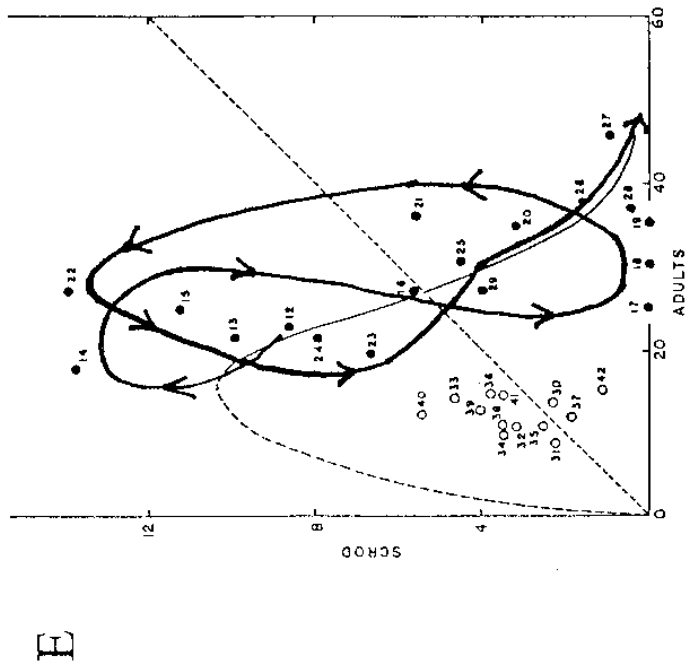


FIGURE 24. Abundance of adult haddock on George's Bank during spawning season (February-April), related to abundance of scrod (age III, mostly) at the same season three years later. Both scales are in terms of thousands of pounds per day caught by trawlers of a certain size class, the figures for adults being smoothed. Black circles represent the years 1912-29, open circles 1930-43. The reproduction curve is drawn for the earlier period only. The diagonal is an approximate 45-degree line for that period (see text). Data from Herring-

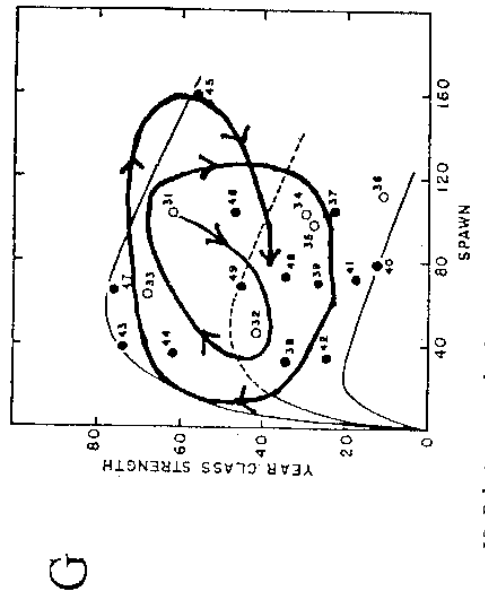


FIGURE 18. Relative strength of year-classes of a Pacific herring stock (ordinate) plotted against relative amount of spawn deposited in the brood year (abscissa). The two solid lines include the observed limits of variation, while the dotted one is an approximate middle value.

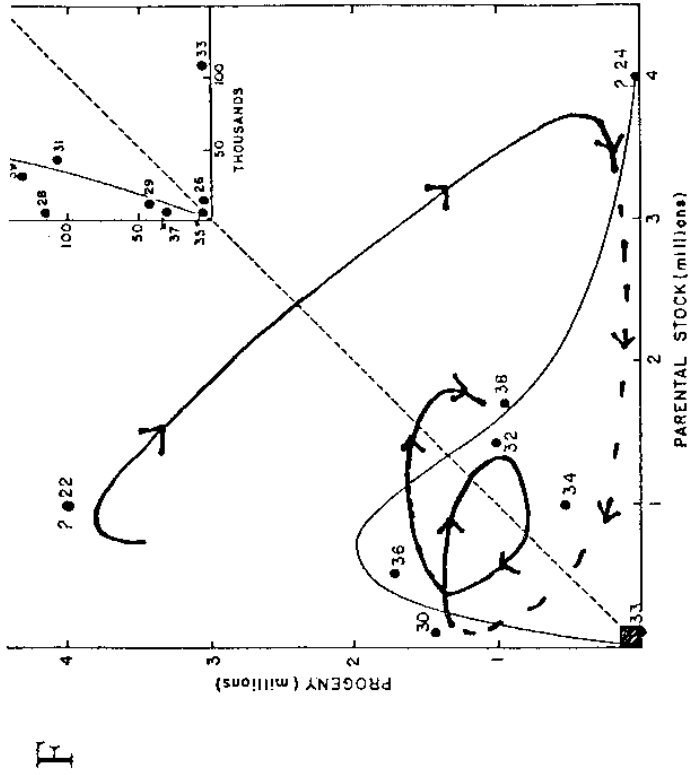


FIGURE 20. Reproduction curve for pink salmon of the Kariuk River, Alaska, based upon fence counts except in 1922 and 1924 (see text). The shaded squares in lower left is shown on a larger scale in the upper right corner. Commercial catches are not included in the progeny. (From unpublished data of the United States Fish and Wildlife Service, Pacific

図5 (つづき)



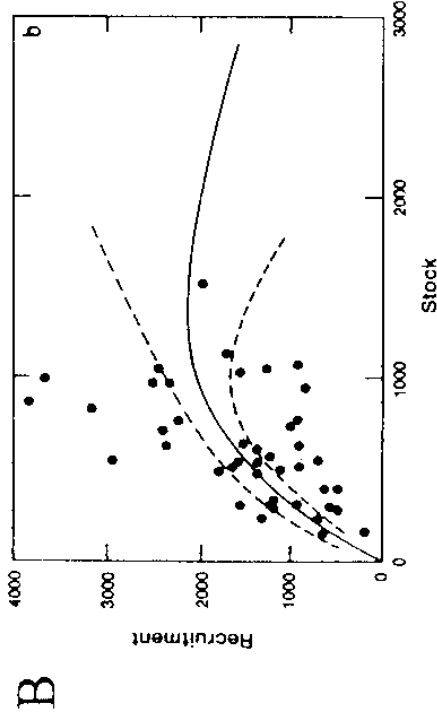
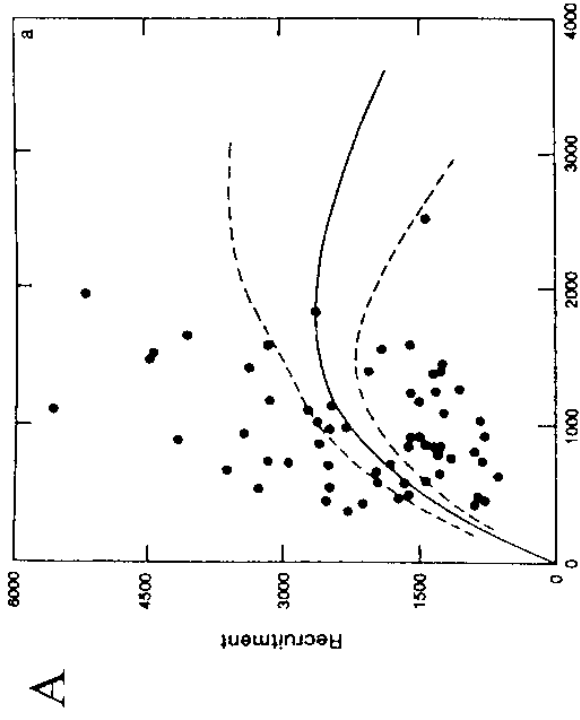


Figure 74. A gallery of stock and recruitment curves: (a) Karluk River sockeye salmon. Adapted from Cushing and Harris, 1973. (b) Skeena sockeye salmon. Adapted from Cushing and Harris, 1973. (Figure 74 continues on pages 166-68.)

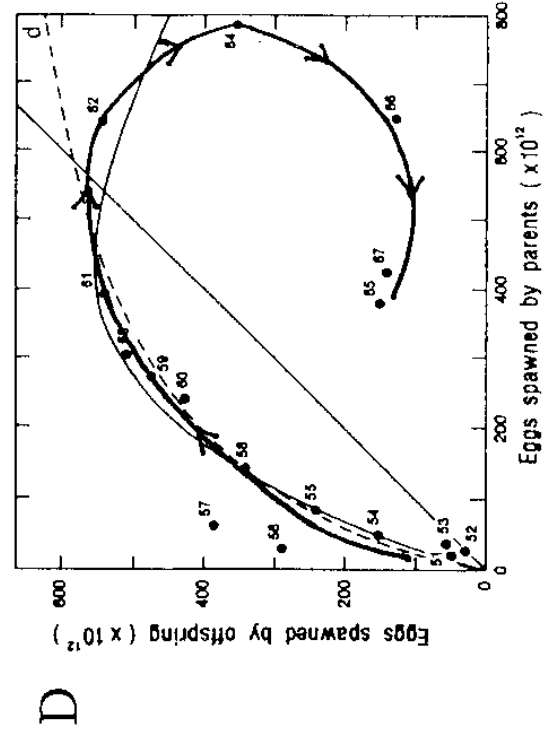
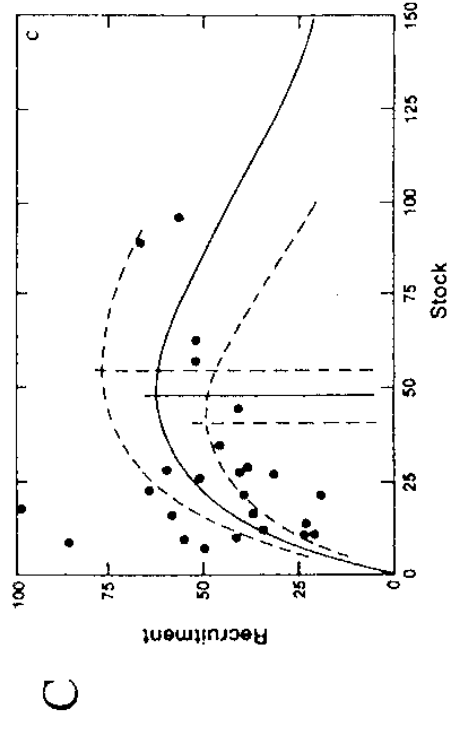


Figure 74, continued. (c) North Sea herring (Buchan stock); the vertical line shows the stock levels at which maximal recruitment occurs on the two error curves and on the mean. Adapted from Cushing and Harris, 1973. (d) Japanese mackerel; numbers beside observations are years they were made. Adapted from Tanaka, 1974.

図6 再生産関係を示す図 (Cushing, 1981 を一部加筆)

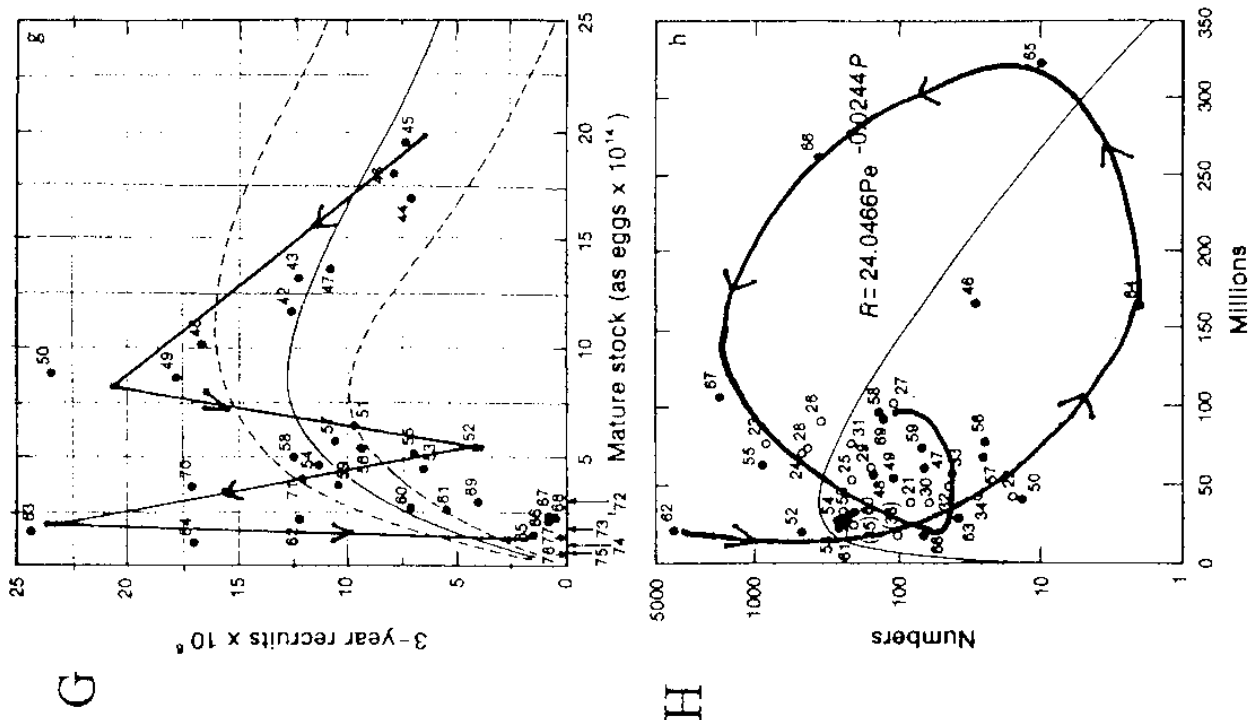


Figure 74, continued. (g) Ancto-Norwegian cod. Adapted from Cushing and Harris, 1973. (h) North Sea haddock. Adapted from Sahrhage and Wagner, 1978. Numbers beside observations are years they were made.

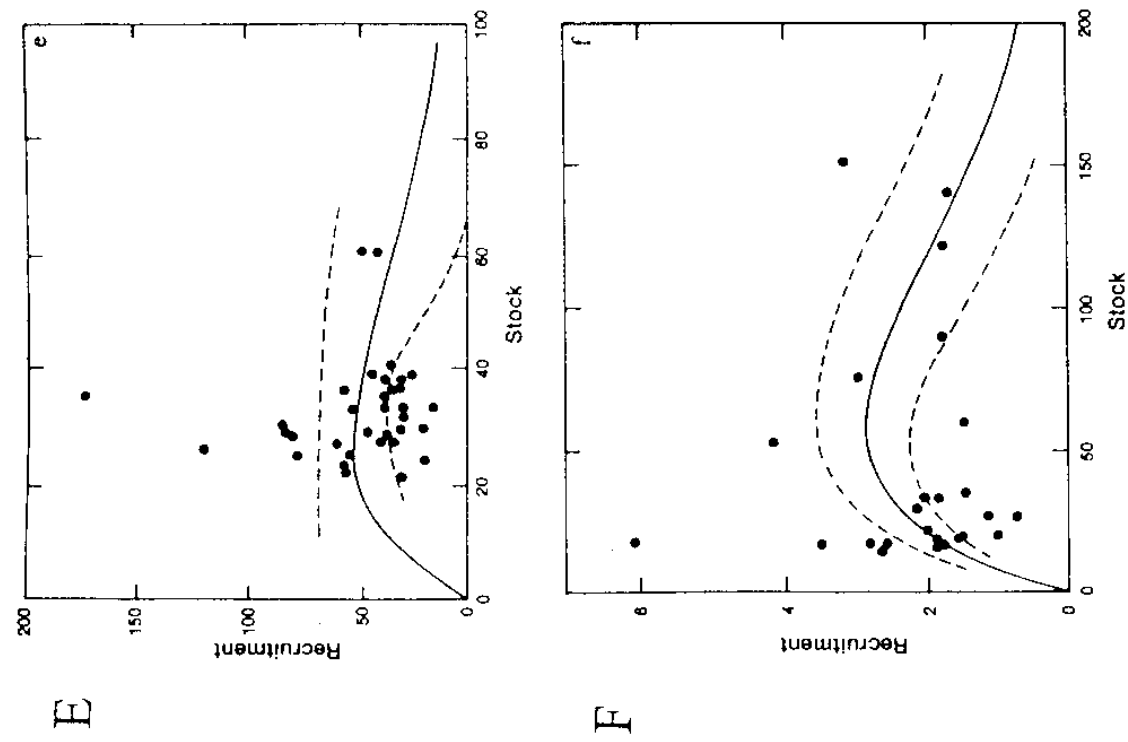
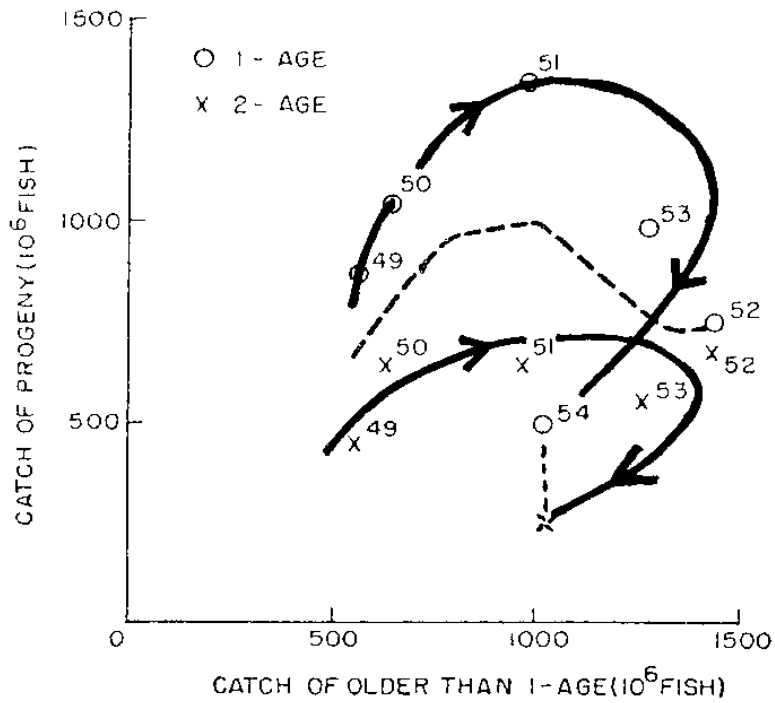


Figure 74, continued. (e) Pacific halibut. Adapted from Cushing and Harris, 1973. (f) North Sea plaice. Adapted from Cushing and Harris, 1973.

図6 (つづき)



~~第 3.23 図~~ マイワシでの親子の関係，点線は 1 才と 2 才での値の平均を示す

図 7 マイワシの親子の関係 (田中、1960)。実線は筆者が書き入れたもの。ただし、2 歳に対しては 54 年のデータがないが、2 歳 54 年のデータは、1 歳 54 年のデータの下方、Y 軸に平行な直線上にあるはずであるから、それを想定してループを画いた。

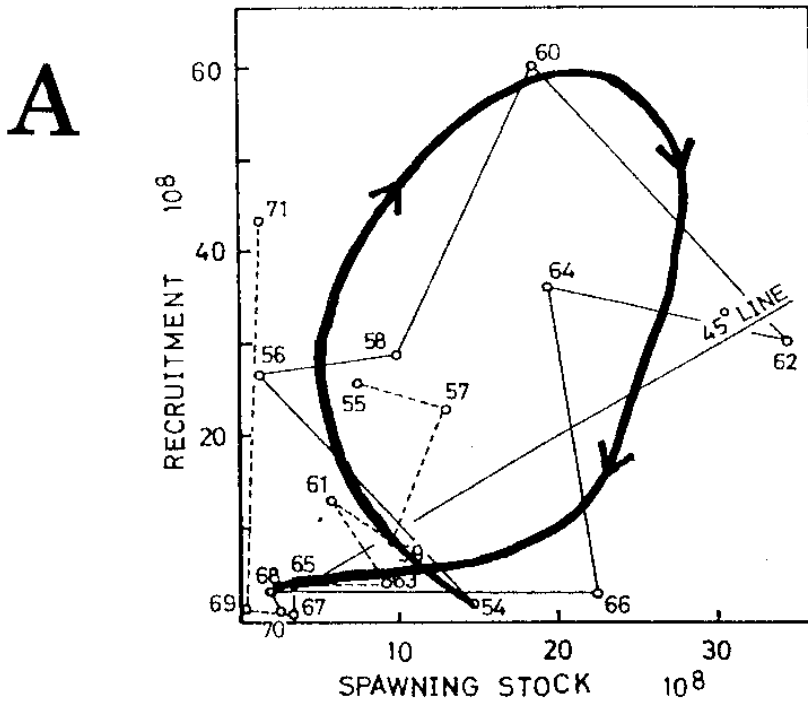


Fig. 10: Stock and recruitment relation of the large sized saury in the northwest Pacific Ocean. Numerals: year-classes. (Matsumiya and Tanaka, 1978).

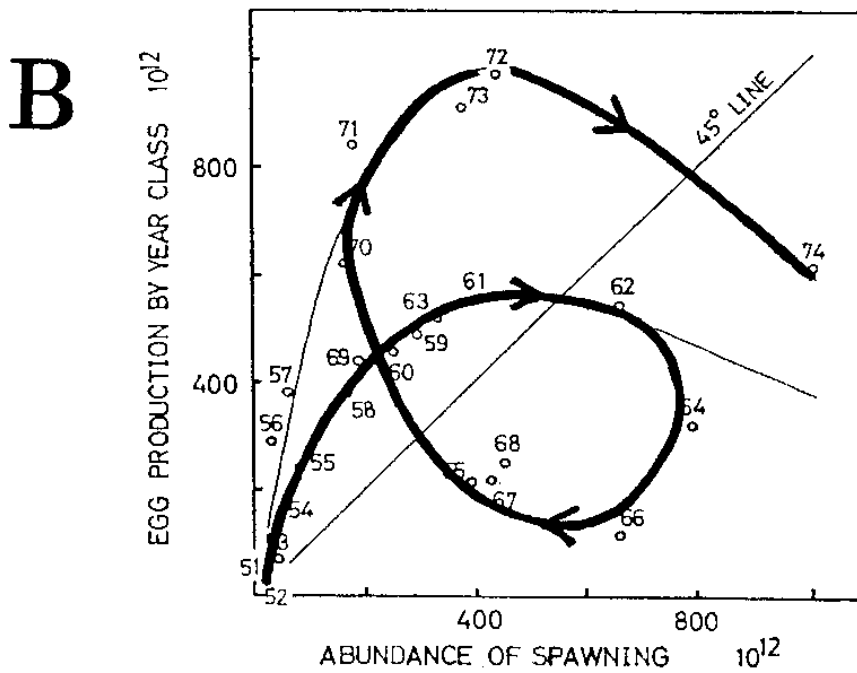


Fig. 12: Stock and recruitment relation of the Hokkaido herring. Numerals: year-classes. (Tanaka, 1960).

図 8 北西太平洋の大型サンマ(A)と北海道ニシン(B)の再生産関係 (Tanaka, 1983)。実線は筆者が書き入れたもの。

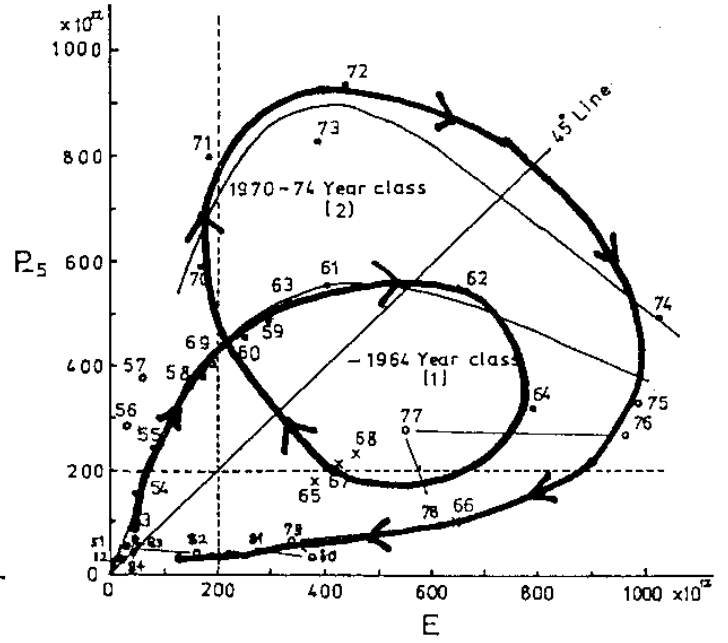
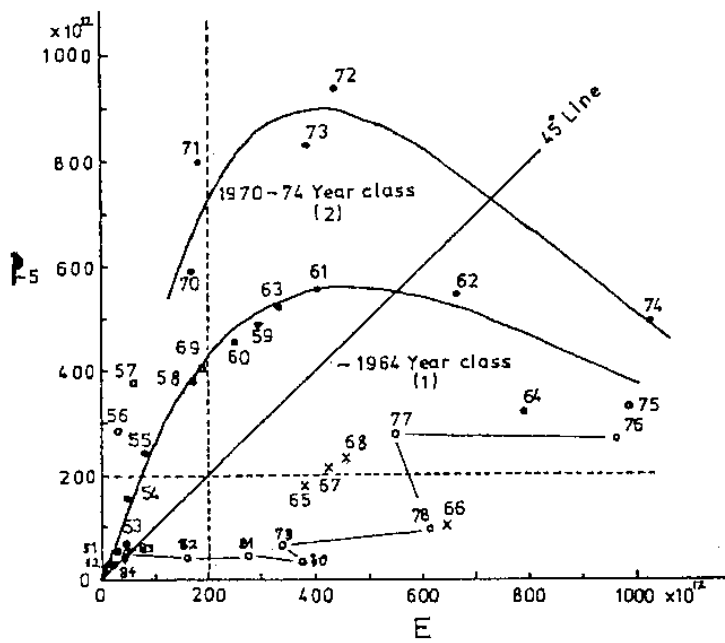


図 9 再生産関係を示す図

マサバ太平洋系群の  $t$  年の産卵量 ( $E$ ) と  $t$  年生まれのものが 3~5 歳で産卵した累積産卵量 ( $P_{\sim 5}$ ) の関係を示す。

左：渡辺 (2002) の図 5 を転載、右：渡辺 (2002) にフリーハンドでループを書き込んだもの

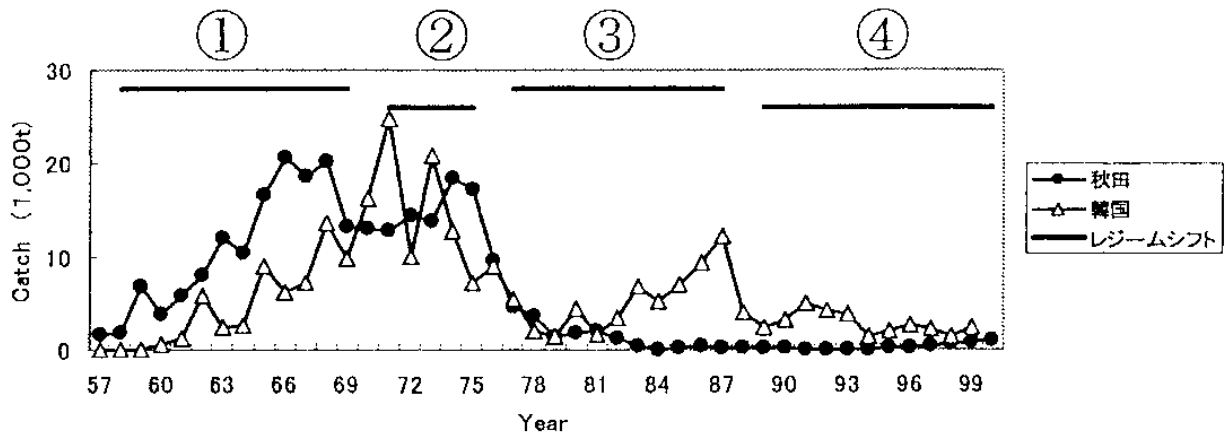


図 10 秋田県と韓国の漁獲量変動 上記に示した期間内では、レジームシフトは57/58、70/71、76/77、88/89 に起こったといわれている(花輪・安中、2002)。①は57/58 から70/71、②は70/71 から76/77、③76/77からは88/89、④は88/89以降の期間を示す。

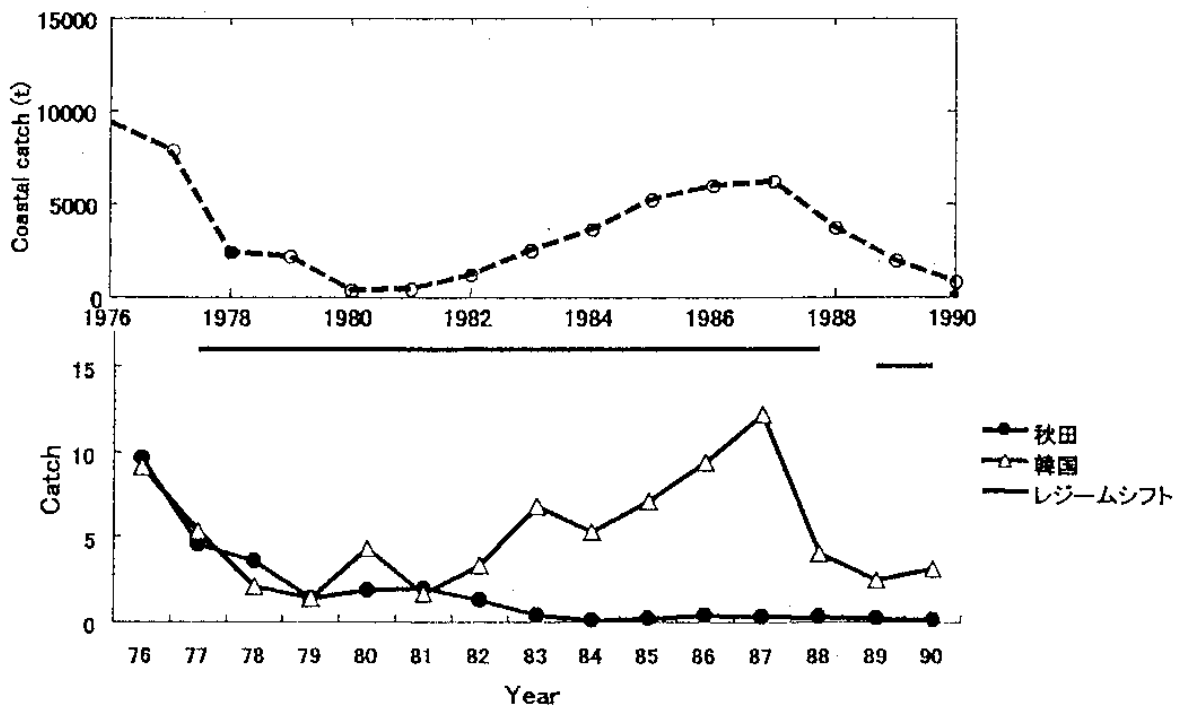


図 11 1980、81、82年の3年間、秋田県の漁獲量を3割削減した場合のシミュレーション結果  
 △: 韓国漁獲量、●: 秋田県漁獲量、○: シミュレーション結果

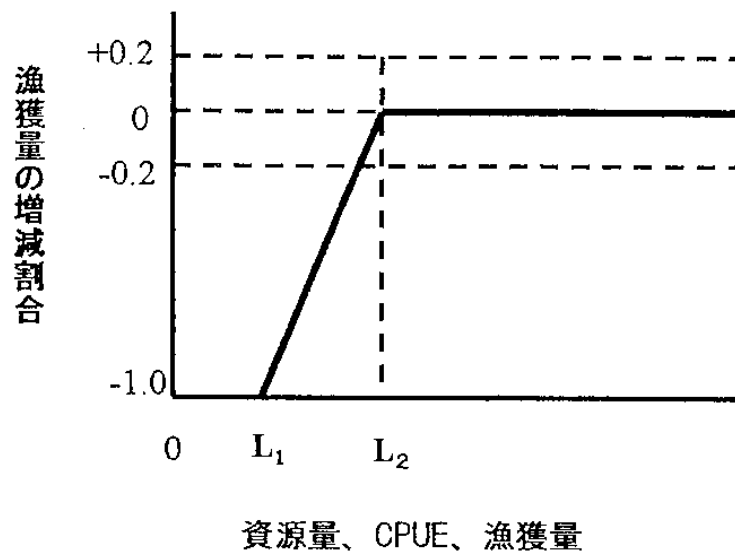


図 12 資源量(CPUE、漁獲量)の3分類とABC 算定ルール  
 $L_2 < B$  : 入口規制主導資源、  
 $L_1 \leq B < L_2$  : TAC規制強化資源、  
 $B \leq L_1$  : 漁獲禁止資源