

産卵ポテンシャルに基づく 水産資源の管理理論

勝川俊雄*・松宮義晴*

A Theory of Stock Management Based on Spawning Potential

Toshio KATSUKAWA* and Yoshiharu MATSUMIYA*

Abstract

To avoid overfishing, we must maintain sufficient productivity of the fish population. In many cases, a minimum spawning stock biomass (SSB) level is used as the reference point of overfishing. As spawning stock biomass only indicates the magnitude of the next spawning, management strategy that is based on SSB cannot evaluate the future spawning. We have newly developed Spawning Potential (SP) as a criterion of the productivity of the standing stock. The definition of SP is the expected future spawning of the standing stock.

We compared the constant SSB strategy with the constant SP strategy. Under the constant SSB strategy, yield is determined by the difference between the abundance of the standing stock and the target level. As a result, overestimation of stock abundance inevitably leads to depletion of stock under the target level. Under the constant SP strategy, the allowable yield of the standing stock is exploited through its lifetime. Therefore we can avoid overfishing, even if stock abundance is overestimated, by changing the fishing plan before all allowable yield has been exploited.

We used simulated chum mackerel populations in order to evaluate performance of SP-based threshold management. It is found that SP-based threshold management can protect stock even if threshold is permissive.

はじめに

1990年代に入って世界各国で、管理戦略・管理基準・資源変動・リスク評価・不確実性などをキーワードとした資源管理に関する国際シンポジウムが実施された。この中では、特に加入量あたり産卵資源量 (Spawning per Recruitment, SPR) 型の加入乱獲抑制のための管理の重要性が強調され、成果はSMITH *et al.* (1993) とKRUSE *et al.* (1993) などにまとめられている。SPR型管理は加入資源の有効利用を考慮しながら、加入量あたり産卵親魚量 (産卵量) の確保を目標として乱獲を回避する考え方である (PRAGER *et al.*

1987, GABRIEL *et al.* 1989)。SPR 型管理は所与の加入資源から得られる利益の最大化を目標とする加入量あたり漁獲量 (Yield per Recruitment, YPR) 型の資源管理とは大きく異なる。日本でも、須田 (1970) や土井 (1972, 1973) のような親魚資源確保を重視した先駆的な研究が進められてきた。加入乱獲抑制の管理理論については、松宮 (1996a, 1996b) が総説としてまとめている。

加入乱獲抑制の管理の多くは、産卵バイオマス (成熟親魚重量, Spawning Stock Biomass, SSB) の確保を目的に理論を展開してきた。これは産卵量とほぼ比例関係にある産卵バイオマスを確保することにより、毎年の加入を安定させようという考え方である (MYERS *et al.* 1994)。しかし時間の概念を捨象した産卵バイオマスに基づいて管理を行うことの問題点は

1997年1月20日受理

* 東京大学海洋研究所 Ocean Research Institute, University of Tokyo, Nakano, Tokyo, 164, Japan.

E-mail: katukawa @ ori. u-tokyo. ac. jp

古くから指摘されている(須田1970)。産卵バイオマスは、ある時点における産卵親魚に関する指標であり、対象資源の将来の潜在的な産卵能力の指標としては不十分である。産卵バイオマスの確保のみを考えて近視眼的な管理を行うと、将来性はあるけれども現在の繁殖能力がない未成熟個体の価値を無視してしまう。長期的視点から資源の持続的利用を考えるためには、資源の将来的な産卵能力を評価できる管理指標が必要である。

本研究では、産卵バイオマスに代わる対象資源の産卵能力の指標として新規に産卵ポテンシャルを考案した。産卵ポテンシャルの特徴は、対象資源の生活史パラメータを活用し、将来の潜在的な産卵能力を評価できる点にある。産卵ポテンシャルに基づく資源管理の管理効果をモデル解析により検討し、寿命が長い資源に対しては大きな乱獲回避効果が得られることを明らかにした。さらにマサバの太平洋系群に適用し、産卵ポテンシャルによる資源管理の有効性を確かめた。

産卵ポテンシャル

1. Fisherの繁殖価

数理生態学の分野では、FISHER(1930)の繁殖価(Reproductive Value, RV)が個体の再生産能力の指標として用いられてきた(WARE 1985, MATSUDA *et al.* 1994)。繁殖価RVの定義は、ある齢の個体がかから先の生涯に産む産卵数の期待値である。個体の産卵能力の指標としてRVを用いることにより、様々な異なる年齢の個体の産卵能力を将来性を含めて数量化することができる。

t 歳の個体が将来に残す産卵量の期待値を考える。 $t+i$ 歳におけるこの個体の産卵数の期待値は、“ $t+i$ 歳の産卵期までの生残率”と“ $t+i$ 歳の個体あたり産卵数”の積で表現される。定常個体群の場合、 t 歳個体がかから先の生涯に産む産卵数の期待値は、 t 歳から最高年齢までの産卵数の期待値の和であり、繁殖価RVは次のように計算できる。

$$RV_t = \sum_{i=t}^{t_{MAX}} E_i \cdot S_i \quad (1)$$

$$= \sum_{i=t}^{t_{MAX}} E_i \cdot \exp\{-(F+M)(i-t+\Delta t)\}$$

RV_t : t 歳魚の繁殖価

E_i : i 歳魚の個体あたり産卵数

S_i : i 歳の産卵期までの生残率

F : 漁獲係数(年あたり)

M : 自然死亡係数(年あたり)

t_{MAX} : 最高年齢

Δt : 次の産卵までの時間

実際の適用においては、産卵数と体重が比例関係にあると考え、産卵数を体重で代用する場合が多い。

産卵期直後の個体はあと1年間生き残らないと次の産卵に参加できないが、産卵期直前の個体は高い確率で次の産卵に参加できる。次の産卵期までの時間が短いほど次の産卵に参加できる確率が高くなるため、同じ年齢でも産卵期が近づくにつれてRVは上昇する。 Δt はRVを計算する時点と次の産卵までの時間のずれを補正する役割を果たす。産卵期直後のRVを計算する場合は $\Delta t = 1$ となり、産卵期直前のRVを計算する場合は $\Delta t = 0$ となる。

2. 産卵ポテンシャルとは

繁殖価の概念を個体から資源全体へ拡張したものが、産卵ポテンシャル(Spawning Potential, SP)である。産卵ポテンシャルSPの定義は、現存資源が以後の生涯に産む産卵数の期待値であり、年齢別個体数と定常状態の繁殖価の積を合計することにより次のように計算できる(KATSUKAWA 1997)。

$$SP = \sum_{i=1}^{t_{MAX}} N_i \cdot RV_i \quad (2)$$

$$= \sum_{i=1}^{t_{MAX}} N_i \sum_{j=i}^{t_{MAX}} E_j \cdot \exp\{-(F+M)(j-i+\Delta t)\}$$

N_i : i 歳魚の個体数

産卵ポテンシャルSPと産卵バイオマスSSBの違いをFig.1に例示した。Fig.1-(I)に矢印で示したように、1996年に1歳であったコホートAは1997年に

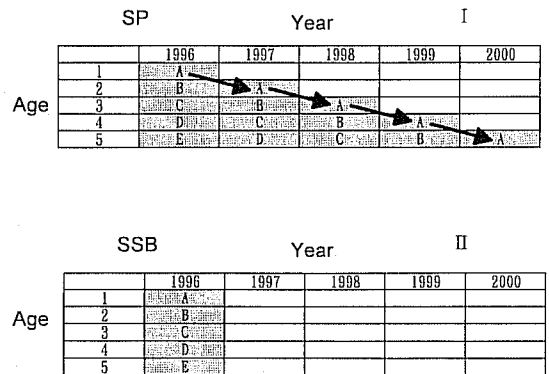


Fig. 1. Spawning potential and spawning biomass of 1996 are the criterion of total spawning in the shaded area of (I) and (II), respectively.

は2歳、1998年には3歳と加齢していき、1997年以降も産卵を行う。Fig. 1-(I)の網かけ領域の産卵は全て1996年に存在していた資源(コホートA~E)に由来する。産卵ポテンシャルSPは、年齢別資源尾数と資源生物学的パラメータを活用して、Fig. 1-(I)の網かけ領域の産卵数の期待値を見積もったものであり、対象資源の産卵の能力を次の産卵だけではなく生涯に産む産卵数で評価しようという概念である。一方1996年の時点の産卵バイオマスSSBは、Fig. 1-(II)の網かけ領域の産卵量の指標であり、翌年以降の産卵は考慮に入っていない。SPの特徴は、産卵バイオマスを基準とした従来の管理では考慮できなかった「未成魚の資源量」や「資源の年齢構成」などの要因を長期的な視点から産卵親魚を確保するために導入した点にある。SPによる資源管理は、成熟年齢が高く年齢構成が不安定な資源に特に適している。

式(2)に年齢別資源尾数 N_t と資源生物学的パラメータ(年齢別産卵数 E_t および自然死亡係数 M)を代入すれば、産卵ポテンシャルSPを漁獲係数 F の関数として表現できる。SPは F の単調減少関数であるため、 $F=0$ 、すなわち禁漁を行った場合にSPは最大になり、 $F=\infty$ の場合にSPは最小値0に収束する。 F を調節することで、 $SP_{F=0}$ (禁漁を行った場合のSP)から0(= $SP_{F=\infty}$)の間の任意のSPを実現できる。

管理効果のモデル解析

1. 産卵ポテンシャルによる資源管理

産卵ポテンシャルSPを一定水準に保つ産卵ポテンシャル一定方策の管理効果を簡単な数理モデルを用いて解析した。毎年の産卵期直後に得られる個体数 N の推定値を基に、SPが目標値 SP_{Target} と等しくなるように今後1年間の漁獲圧(漁獲係数 F)を決定するものとした。資源変動に対応するため、年ごとに得られる最新の資源量推定値に基づき、毎年 F を変更していく管理を想定した。毎年の意思決定の際には将来も一定の F で漁獲を行うことを仮定してSPを計算したため、現存資源が実際に産む生涯の産卵数と SP_{Target} は結果的には異なる。

この節では体重 W 、自然死亡係数 M および漁獲係数 F が年齢によらず一定の単純な対象資源を仮定する。この単純化により、すべての年齢の個体の資源生物学的特性が等しくなるため、年齢構成を無視した個体数で資源の動態を考えることができる。産卵バイオマスとの比較のために産卵数 E が体重 W と比例すると仮定し、

産卵数を体重で代用した。式(2)の産卵数を体重で代用し、年齢構成を取り除くと次のようになる。

$$SP = N \sum_{i=1}^{\infty} W \cdot \exp\{-(F+M)i\} \\ = NW \frac{\exp\{-(F+M)\}}{1 - \exp\{-(F+M)\}} \quad (3)$$

N : 個体数

W : 体重(産卵数の近似的指標)

式(3)にSPの目標値 SP_{Target} 、および既知の N 、 W 、 M を代入すれば、 SP_{Target} を実現するための F を計算できる。個体数 N が $SP_{Target}(e^M-1)/W$ より少ない場合は $SP_{F=0} < SP_{Target}$ となり、 $SP = SP_{Target}$ となる F が存在しない。これは、禁漁を実施したとしても目標の生涯産卵量 SP_{Target} を実現できないほど資源水準が低いことを意味する。逆に $N \geq SP_{Target}(e^M-1)/W$ の場合は、 SP_{Target} を実現するための漁獲係数 F を式(3)に基づき一義的に決定できる。

$N < N_T$ の場合 $F = 0$

$N \geq N_T$ の場合

$$F = \ln \left\{ \frac{N}{N_T} - \left(\frac{N}{N_T} - 1 \right) \exp(-M) \right\} \quad (4)$$

ただし、

$$N_T = \frac{SP_{Target}(1 - \exp(-M))}{W \cdot \exp(-M)} \\ = \frac{SP_{Target}(\exp(M) - 1)}{W}$$

N_T は SP_{Target} の生涯産卵を確保するために最低限必要な個体数であり、禁漁を実施するか否かの境界(閾値)となる。SPによる資源管理は、現存資源から許容される漁獲可能資源を生涯にわたって計画的に利用する。自然死亡係数 M が小さい資源は必然的に寿命が長くなるため、漁獲可能資源を長期間にわたり分散して漁獲することができる。逆に M が大きく寿命が短い資源は、漁獲可能資源を短期間に集中して漁獲せざるを得ない。そのため、禁漁の閾値となる個体数 N_T に対する相対資源水準 N/N_T が等しい場合には、自然死亡係数 M が小さい資源ほど漁獲係数 F が小さくなる。

2. 資源量推定の不確実性の影響

資源量(個体数 N)の推定値に ε 倍の誤差があった場合を想定し、資源量推定の不確実性の影響を精査した。実際の個体数 N に対して、誤って ε 倍の εN と推定した場合を想定し、式(4)の N に εN を代入して

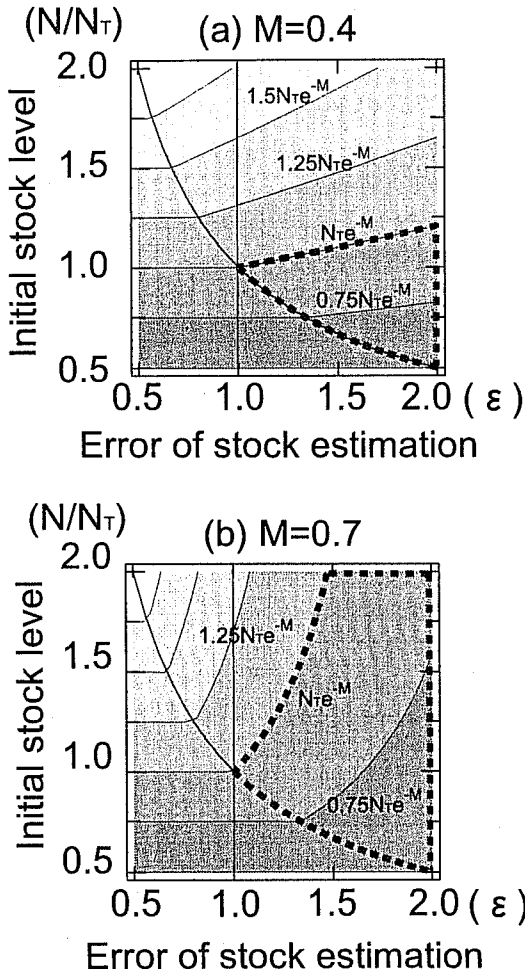


Fig. 2 A contour of rational stock level after one year exploitation under constant spawning potential strategy.

決定した漁獲係数 F で 1 年間漁獲を行った後の残存個体数を等高線図で示した (Fig. 2)。横軸は資源量推定誤差 ε 、縦軸は漁獲前の相対資源水準 (N/N_T) である。等高線の目盛りは $0.25N_T \exp(-M)$ の倍数で等間隔に示した。図中に実線で示した右下がりの曲線は、個体数の推定値 εN が禁漁の閾値 N_T と等しくなる点の集合であり、禁漁が実施されるか否かの境界を示す。この曲線よりも左下の領域では、資源量推定値 εN が禁漁の閾値 N_T を下回るため禁漁が実施される。

禁漁の閾値となる個体数 N_T は漁業がない場合 1 年後に $N_T \exp(-M)$ になる。1 年後の個体数が $N_T \exp(-M)$ 以下に減少した場合は、それ以降禁漁

を実施したとしても、目標の生涯産卵量 SP_{Target} を実現できない。資源量推定の不確実性による過度の漁獲によって個体数を $N_T \exp(-M)$ 以下に減少させた場合を、ここでは乱獲状態 (overfishing) と定義し、乱獲が生じている領域を太い点線で囲んだ (Fig. 2)。図中の濃い色の部分ほど、1 年間漁獲を行った後の残存個体数が少ないことを意味する。最も色が濃い領域は、乱獲の閾値の 0.75 倍以下に個体数を減少させてしまう過度の乱獲状態を表示する。

自然死亡係数 M の影響を検討するため、 $M=0.4$ と $M=0.7$ の 2 つの場合を例示した。 $M=0.4$ (寿命が約 7 年の資源) の場合は、漁獲前の個体数が既に N_T 以下であった場合と漁獲前の資源量が禁漁の閾値 N_T の近傍 (相対資源水準 $N/N_T \approx 1$) で資源量を過大推定 ($\varepsilon > 1$) した場合のみに乱獲が生じた (Fig. 2-a)。資源状態に応じて漁獲圧を調節する管理では、資源量の過大推定は過度の漁獲圧を招く。しかし SP 一定方策では漁獲可能資源量を現存資源の生涯に分散させて利用するため、資源量の過大推定が明らかになった時点で当初は漁獲が予定されていた資源を産卵に回し、未然に乱獲を回避できる。Fig. 2 の資源量を過大推定 ($\varepsilon > 1$) したが乱獲になっていない領域では、現在は過度の漁獲圧がかけられているが、新規に得られた資源量推定値を基に翌年以降の F を下方修正すれば閾値の産卵量 SP_{Target} を保持できる。

$M=0.7$ (寿命が約 4 年の資源) の場合は、太い点線で囲まれた乱獲領域が広がっている (Fig. 2-b)。漁獲前の資源水準がかなり高い場合 ($N/N_T > 2$) でも、資源量を大きく過大推定 ($\varepsilon > 1.5$) すると乱獲状態に陥ってしまう。 $M=0.4$ と比べて $M=0.7$ の場合は、過度の乱獲状態を示す濃い色の領域が広く、乱獲が発生しやすくなるばかりでなく、その度合いも強まっている (Fig. 2)。 M が大きく寿命が短い資源では、1 年の間に漁獲可能資源の多くを漁獲するため、1 年後に漁獲係数 F を下方修正したとしても、産卵量はそれほど改善されない。寿命が短い資源では、長期的な管理ができないので、産卵ポテンシャル SP による資源管理の導入による乱獲回避効果は小さくなる。

3. 産卵バイオマスによる資源管理との比較

産卵バイオマス $SSB (=N \cdot W)$ を一定水準に保つ産卵バイオマス一定方策に対して同様の解析を行い、産卵ポテンシャル一定方策との比較検討を行った。産卵バイオマスの目標値 SSB_{Target} を実現するための漁獲

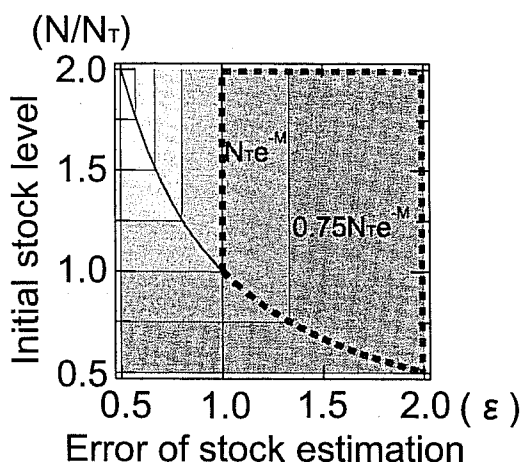


Fig. 3 A contour of rational stock level after one year exploitation under constant spawning stock biomass strategy.

係数 F は次のようになる。

$$N < N_T \text{ の場合} \quad F = 0$$

$$N \geq N_T \text{ の場合} \quad F = \ln\left(\frac{N}{N_T}\right) \quad (5)$$

ただし、 $N_T = SSB_{\text{Target}} / (e^{-M} \cdot W)$

N_T は、先ほどと同様に目標値の産卵バイオマス SSB_{Target} を実現するために最低限必要な個体数である。産卵バイオマス一定方策に関して Fig. 2 に対応するものが Fig. 3 であり、図中の等高線の値なども同じである。1年後の産卵バイオマスが SSB_{Target} 以下に減少した場合を乱獲と定義した。

産卵バイオマス一定方策では、漁獲可能資源を次の産卵までの期間に全て漁獲するため、資源量の過大推定 ($\varepsilon > 1$) は必然的に乱獲状態を導く。Fig. 3 では、乱獲の発生領域およびその度合いが Fig. 2 よりも大きくなっており、特に Fig. 2-a と比較するとその差が顕著である。寿命が長い資源ほど、従来の産卵バイオマス SSB に代えて、産卵ポテンシャル SP を指標に管理を行うことにより、強い乱獲回避効果が期待できる。逆に対象資源が年魚の場合、産卵ポテンシャル SP による管理と産卵バイオマス SSB による管理は全く等しくなり、 SP による乱獲回避効果は完全に失われる。

マサバへの適用

1. 資料

マサバ太平洋系群を例に、産卵ポテンシャル SP による資源管理の効果を検討した。本論文のマサバの資

源生物学的パラメータ（年齢別体重、自然死亡係数、年齢別成熟率、年齢別加入率）、再生産関係や産卵期・漁期などは、和田ほか（1996）に従った。和田ほか（1996）は最高年齢を7歳とし、8歳への加齢時に全ての7歳魚は死んでしまうと仮定したのに対し、本論文では7歳魚以降の個体を7+歳としてまとめ、成長が止まるものの他の年齢と等しい自然死亡係数 ($M = 0.4$) で生残すると仮定した。

マサバは生活史に関する多くの知見が得られている上に、コホート解析により年齢別資源尾数が迅速に若齢魚から得られるため、 SP による管理の適用に必要な情報が整っている。本論文では和田ほか（1996）に従い自然死亡係数 $M = 0.4$ （年あたり）とした。このように M が小さい資源に対しては、 SP を指標に計画的な管理を行うことにより、Fig. 2-a のような強い乱獲回避効果が期待できる。

2. マサバの繁殖価と体重の関係

加入乱獲抑制のための資源管理の多くは、産卵バイオマスもしくはバイオマスのようなある時点で存在する資源の重量を指標として理論を展開してきた。しかし、ある時点の産卵親魚の確保のみを目的として管理を行うと、対象資源の将来性を無視した近視眼的な意思決定をする危険性がある。マサバの産卵能力の近似的な指標としてバイオマスを用いることの妥当性を吟味するために、生活史パラメータを考慮に入れた厳密な個体の再生産能力の指標である繁殖価 RV と個体の体重を比較した。

和田ほか（1996）と同様に加齢直後に産卵すると仮定した。式（1）の個体あたり産卵数 E_i の近似的指標として年齢別の体重と成熟率の積を用いた。年齢別加入率を考慮すると、加齢（産卵）直後の t 歳魚の繁殖価 RV は漁獲係数 F の関数として次式のように表すことができる。

$$RV(t, F) = \sum_{i=t}^{7+} \left\{ W_{i+1} \cdot fr_{i+1} \cdot \exp\left[-F \sum_{j=t}^i p_j - M(i-t+1)\right] \right\} \quad (6)$$

W_i : i 歳魚の体重

fr_i : i 歳魚の成熟率

p_i : j 歳魚の加入率

マサバの年齢別体重、年齢別成熟率、年齢別加入率および体重あたり繁殖価を Table 1 に示した。体重あたり繁殖価は若齢魚ほど大きく、漁獲が無い（漁獲

Table 1. Body weight (g), rate of maturity, rate of recruitment and reproductive value (g) per weight (g) by age of the Pacific stock of chub mackerel.

Age	Body Weight	Rate of Maturity	Rate of Recruitment	RV per weight	
				F=0	F=1.73
1	252	0.0	0.25	4.28	0.583
2	434	0.2	0.44	3.56	0.578
3	610	1.0	0.62	2.81	0.313
4	672	1.0	0.79	2.83	0.238
5	811	1.0	1.00	2.56	0.155
6	912	1.0	1.00	2.37	0.160
7+	1084	1.0	1.00	2.00	0.135

係数 $F=0$ 場合、1歳魚の体重あたり繁殖価は7歳魚の約2倍であった。和田ほか(1996)による1986年～1994年の平均的な漁獲圧 ($F=1.73$) のもとでは、1歳魚の体重あたり繁殖価は7+歳魚の4倍以上に達した。高齢魚ほど漁獲の影響を受けやすいため、漁獲圧の増加に伴い体重あたり繁殖価の年齢間の較差は大きくなった。一般に体重あたり繁殖価は年齢とともに減少する関係にあるため、バイオマスは産卵能力の指標として適切ではない。体重あたり繁殖価が最も高い未成魚を無視してしまう‘産卵バイオマス’は、全個体からなる‘バイオマス’よりも、マサバの産卵能力の指標としてさらに不適切である。

マサバやマイワシをはじめとする浮魚類は一般に加入変動が大きく、卓越年級群が出現し易く、年齢組成が不安定である。さらに漁業の変遷とともに漁獲圧の変動も大きい。上記のようにマサバ個体の体重あたり繁殖価は年齢と漁獲圧によって大きく変化するため、年齢と漁獲圧を考慮に入れた繁殖価RVで個体の産卵能力を評価する必要がある。繁殖価RVを資源全体に拡張した産卵ポテンシャルSPに基づく管理理論のマサバ資源への適用は好例といえよう。

3. シミュレーション

3-1 閾値管理

産卵ポテンシャルSPによる管理と産卵バイオマスSSBによる管理を比較するために、マサバ太平洋系群に対してシミュレーションを実施した。1970年から1994年までの25年間、SPとSSBを指標に閾値管理を実施したと仮定し、それぞれの管理効果を比較検討した。

閾値管理とは、加入乱獲回避のために最低限維持すべき資源水準の確保を目的とした資源管理方策である。最低限維持すべき資源水準を閾値として設定し、資源

が閾値を下回りそうな場合には禁漁などの資源保護措置により資源が閾値以下に減少するのを防止する管理方策である。閾値 (Limit Reference Points) は、先の‘管理効果のモデル解析’で検討した一定方策の目標値 (Target Reference Points) と同様に、禁漁の境界として作用する (FAO Fisheries Department 1993)。一定方策においては目標値以上の取り残しは許容されないが、閾値管理においては閾値以上の取り残しが自由に許容される。

3-2 モデル

和田ほか(1996)と同様に、Ricker型の再生産曲線に従い毎年の加入を計算した。現実と同じ加入パターンをモデルにも与えるため、現実の加入量の再生産曲線からの逸脱を再生産曲線の誤差項として与えた。

本論文のシミュレーションでは生後1年で漁獲に加入(漁獲開始)し、その1年後に2歳の資源量推定値が得られ、3歳時の産卵から管理できるものとして適用した。推定された2～7+歳魚の年齢別資源尾数に繁殖価RVを掛け合わせた合計値を産卵ポテンシャルSPとした。年齢組成は正しく推定できるが絶対数の推定値には誤差が含まれる場合を想定し、毎年独立の対数正規分布の推定誤差 $\varepsilon = \ln \{N(0, \sigma^2)\}$ がすべての年齢の個体数推定値に等しくかかると仮定した。式(6)を用いSPは次式ようになる。

$$\begin{aligned}
 SP &= \sum_{i=2}^{7+} \varepsilon \cdot N_i \cdot RV(i, F) \\
 &= \sum_{i=2}^{7+} \varepsilon \cdot N_i \sum_{j=i}^{7+} \left\{ W_{j+1} \cdot f_{\eta_{j+1}} \cdot \exp \left[-F \sum_{k=i}^j p_k \right. \right. \\
 &\quad \left. \left. - M(j-i+1) \right] \right\} \quad (7)
 \end{aligned}$$

ε : 資源量推定誤差

過去にさかのぼって管理効果を検討するので、シミュ

レーションの期間（1970年から1994年）の実際の漁獲係数 F が既に知られている。既知の F を上式に代入して得られる SP が閾値 $SP_{Threshold}$ 以上ならば、規制を行わなくても閾値の SP の確保に支障がないため、実際の F でそのまま漁獲を行うものとした。既知の F では $SP_{Threshold}$ を実現できない場合に限り、式 (7) から求めた $SP_{Threshold}$ を実現できる最も大きな F で漁業を行うものとした。

1年後の産卵期における産卵バイオマス SSB は、次式ようになる。

$$SSB = \sum_{i=2}^{T+1} \varepsilon \cdot N_i \cdot W_{i+1} \cdot f_{i+1} \exp(-F \cdot p_i - M) \quad (8)$$

SSB による閾値管理の意思決定も SP による管理と同様に考え、規制を行わなくても閾値 SSB_{Target} 以上の産卵を確保できる場合は、実際の漁獲係数 F でそのまま漁獲を行うこととした。既知の F では $SSB_{Threshold}$ を確保できない場合に限り、式 (8) に従って求めた $SSB_{Threshold}$ を実現できる最大の F で漁業を行うものとした。

3-3 方法

閾値管理を行うためには産卵ポテンシャルの閾値 $SP_{Threshold}$ と産卵バイオマスの閾値 $SSB_{Threshold}$ の具体的な値を実際に設定しなくてはならない。加入乱獲を回避するための資源水準を一義的に推定するのは容易ではないので、資源状態が良好であった1970年の資源水準 (SP_{1970} , SSB_{1970}) を基準値とし、基準値の0~1倍まで0.1刻みに閾値水準を動かして、SPによる閾値管理とSSBによる閾値管理のそれぞれの管理効果を比較した。資源量推定誤差 ε の標準偏差を1に固定し ($\varepsilon = \ln\{N(0,1)\}$)、それぞれの閾値水準に対してシミュレーションを100回繰り返した。

次に資源量推定誤差の影響を検討するために、閾値水準を固定して資源量推定誤差の大きさを変化させた。資源量推定誤差の標準偏差が1の時に、ほぼ同程度の管理効果が得られた「0.2 SP_{1970} を閾値とする SP による閾値管理」と「 SSB_{1970} を閾値とする SSB による閾値管理」に関して、資源量推定誤差 ε の標準偏差を0~2まで、0.2刻みで動かし、それぞれの標準偏差についてシミュレーションを100回繰り返した。

3-4 結果

閾値管理の目的は、加入乱獲を回避するために最低

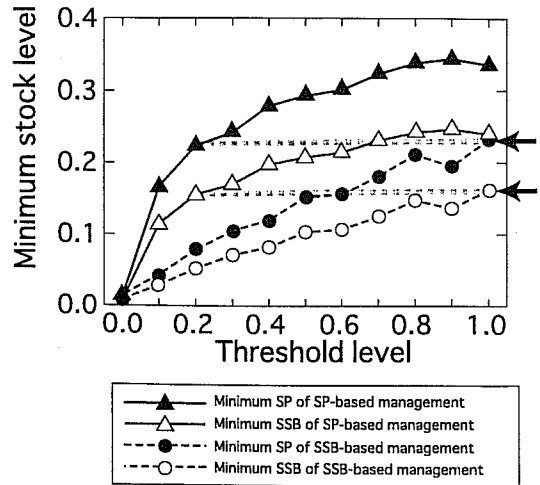


Fig. 4 Relationship between threshold level and simulated minimum stock level on the Pacific stock of chub mackerel.

限必要な資源水準の維持である。そのため、管理が導入されなかった場合（閾値を0に設定した場合）と比較して、最低資源水準がどの程度上昇したかが最も重要な管理効果の指標となる。シミュレーションを1回行う毎に1970年から1994年の資源量の時系列が得られ、管理を実施した期間の最低資源水準（最低SPと最低SSB）が求められる。それぞれの閾値水準に対して得られた100個の最低資源水準の平均値を示したのがFig. 4である。横軸は1970年の資源水準を1とした相対閾値水準 ($SP_{Threshold}/SP_{1970}$, $SSB_{Threshold}/SSB_{1970}$) である。縦軸は最低SP（図中の▲と●）と最低SSB（図中の△と○）を1970年の資源水準 (SP_{1970} , SSB_{1970}) を1とした相対値で表現したものである。

1970年を基準とした相対閾値水準が等しい場合（すなわち $SP_{Threshold}/SP_{1970} = SSB_{Threshold}/SSB_{1970}$ ）、SPに基づく管理（図中の▲と△）の方がSSBに基づく管理（図中の●と○）よりも常に最低資源水準が高くなった。SPに基づく管理は計画的漁業により資源量推定の不確実性に起因する乱獲を回避できるのに対し、SSBに基づく管理は資源量を過大推定すると資源量が閾値を下回ってしまうからである。

Fig. 4の点線で示したように、「0.2 SP_{1970} を閾値とする SP による閾値管理」と「 SSB_{1970} を閾値とする SSB による閾値管理」は、最低SP（図中の▲と●）と最低SSB（図中の△と○）の両者がほぼ等しいため、同程度の資源保護効果をもつと考えられる。これらの閾

値管理の詳細な計算結果をTable 2に示した。禁漁となった年数、乱獲が生じた年数、合計漁獲量および努力量の年変動などほとんどの面でSPによる管理の方が優れていた。特に、禁漁年数では大きな差が生じた。SSBによる閾値管理では必然的に、資源量の過大推定が乱獲を招くため、SPに基づく閾値管理と等しい資源保護効果を得るためには相対的に高い閾値水準が必要になる。その結果として、SSBによる閾値管理は頻繁な禁漁や漁獲量の減少などの厳しい規制を余儀なくされる。

資源量推定誤差の標準偏差が1の時に、最低資源水準が等しくなった「 $0.2SP_{1970}$ を閾値とするSPによる閾値管理」と「 SSB_{1970} を閾値とするSSBによる閾値

管理」に関して、資源量推定誤差の標準偏差を0から2まで変化させた時の最低資源水準をFig.5に示した。SPによる管理(図中の▲と△)とSSBによる管理(図中の●と○)はどちらも、資源量推定誤差の大きさと最低資源水準に負の相関が見られたが、最低資源水準の変動幅はSSBによる管理(図中の●と○)の方が大きかった。資源量推定誤差が最低資源量に大きく影響するSSBによる管理(図中の●と○)は、閾値水準を決定する際に資源量推定誤差の大きさを考慮に入れる必要がある。現実の漁業において、資源量推定誤差の推定は大変困難である。一方、SPによる管理(図中の▲と△)は、最低資源水準が資源量推定誤差の大きさにあまり影響されないで、資源量推定誤

Table 2. Comparison of the management performance between Spawning Potential (SP)-based threshold management and Spawning Stock Biomass (SSB)-based threshold management.

	SP management	SSB management
Threshold level	0.2	1.0
Minimum SSB (10^5 t)	3.38	3.51
Minimum SP (10^6 t)	1.09	1.13
Moratorium year	2.18	13.5
Overfishing year	0.69	13.4
Total yield (10^7 t)	1.89	1.62
Variance in yield (10^{14} t ²)	1.91	1.79
Variance in effort	13.2	21.1

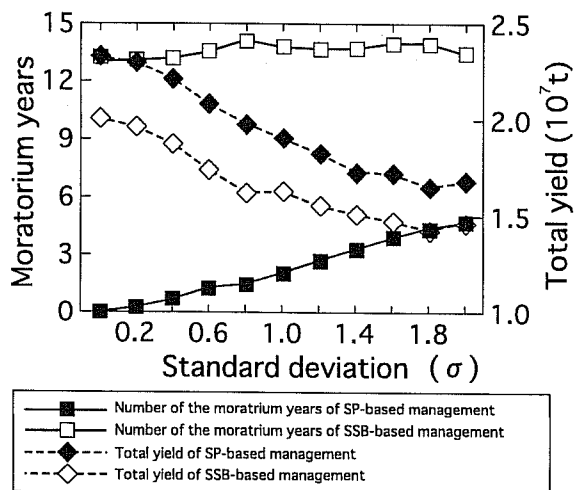
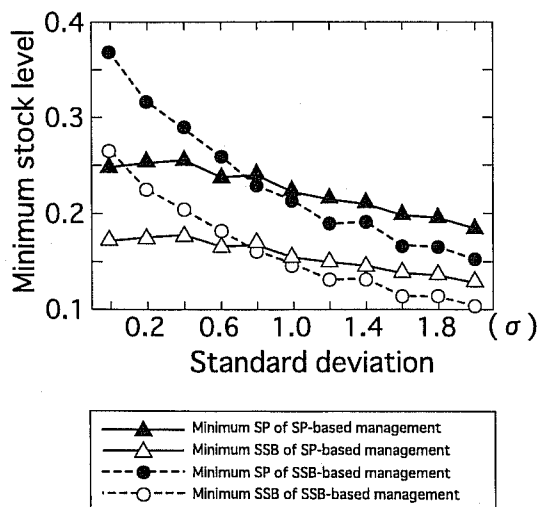


Fig. 5 Relationship between standard deviation of stock estimation error and simulated minimum stock level on the Pacific stock of chub mackerel.

Fig. 6 Relationship standard deviation to number of moratorium years, to total yield, respectively, on the Pacific stock of chub mackerel.

差の大きさが正確に把握できなくても閾値の設定に大きな支障をきたさない。

最低資源水準以外の管理効果を検討するために禁漁年数と合計漁獲量を Fig. 6 に示した。禁漁年数は SP による管理 (■) の方が SSB による管理 (□) よりも大幅に少なく、変化の傾向にも大きな違いが観察された。資源量推定誤差が小さくなるにつれて、SP による管理は禁漁年数が改善されているのに対して、SSB による管理は禁漁年数を少なくする改善が見られなかった。これは SSB による管理の方が、SP による管理よりも高い閾値が設定されているためである。合計漁獲量は SP による管理 (図中の◆) の方が SSB による管理 (◇) よりも常に多くなった。

Fig. 5 では資源量推定誤差が小さく (標準偏差 $\sigma < 0.6$) になると SSB による管理 (図中の●と○) の方が SP による管理 (図中の▲と△) よりも最低資源水準が高くなった。しかし Fig. 6 の禁漁年数と合計漁獲量なども考慮に入れると、資源量推定誤差が小さい場合でも SP による管理の方が優れていると総合的に判断できる。

考 察

1. 閾値管理の有効性

近年、加入乱獲を回避する有効な手段として、閾値管理 (Threshold Management) が注目されている (FAO Fisheries Department 1993)。閾値の概念は鯨類の管理に古くから用いられており、IWC は処女資源の 54% (0.54K) を 1975 年当時のヒゲ鯨類の禁漁の閾値として採択している (BUTTERWORTH and BEST 1994)。一般の魚類の資源管理には、近年になって閾値の概念が導入された (QUINN II *et al.* 1990)。1991 年に ICES の Advisory Committee on Fishery Management は、生物的に許容しうる最低産卵バイオマス水準 (Minimum Biologically Acceptable Level, MBAL) を禁漁の閾値として用いることを提唱した (MARCHAL and HORWOOD 1995)。MBAL の具体的な定義は、それ以下に資源が減少すると加入が減少する確率が増加する資源水準である。

現在、欧米の多くの資源管理の研究は、加入乱獲を回避するための閾値となる産卵バイオマス SSB 水準の算定に注がれている (例えば ZHENG *et al.* 1993, MACE 1994, MYERS *et al.* 1994)。SSB による閾値管理では、資源量を過大推定した場合に資源を閾値以下にしてしまう危険性があるため、実際の管理では MB

AL よりもかなり高い水準に閾値を設定しなくてはならない。MARCHAL and HORWOOD (1995) は、MBAL を確保するための許容漁獲量 (TAC) の算定法をシミュレーションにより検討し、資源量推定の不確実性を考慮に入れると、禁漁の閾値となるバイオマス水準は MBAL の 7 倍以上に設定する必要があると結論づけた。保守的な閾値の設定は、頻繁な禁漁を招き、漁業活動へ深刻な影響を与えてしまう。

一方、産卵ポテンシャル SP による閾値管理では計画的な漁業により乱獲を回避できるため、SSB による管理と比較してかなり低い閾値で同等の資源保護効果を実現できる。本研究のマサバのシミュレーションにおいて、SP による閾値管理は低い閾値で大きな乱獲回避効果が得られ、漁業活動と資源保護の両立に寄与することが判明した。特に寿命が長い資源に対して、SP による資源管理はより効果的である。

2. 産卵ポテンシャルと加入量あたり産卵資源量の比較

和田ほか (1996) は本論文と全く同一の資料とパラメータに基づき、マサバ太平洋系群に対して加入量あたり産卵資源量 (Spawning per Recruitment, SPR) 型の資源管理を適用し、1980 年～1994 年までのシミュレーションにより管理効果を検討した。SPR 型の資源管理は繁殖価 RV の概念と再生産関係 (密度効果の強度に関する情報) を組み合わせて、持続的に許容される漁獲係数 F の範囲を求める加入乱獲抑制の理論である (松宮 1996a, 和田ほか 1996)。

SP による管理は現存資源量に応じて漁獲係数 F を変更するのに対し、SPR 型管理は現存資源量によらず一定の F を採用する漁獲率一定方策を志向する。産卵親魚量一定方策 (CES) と漁獲率一定方策 (CHR) を比較した理論的研究の中で、資源水準に対応して漁獲係数を調節する管理の長短所が検討されている (HALL *et al.* 1988, 原田・松宮 1995)。

CES は資源水準に応じて漁獲係数 F を調節するため、高水準期の資源を有効利用しつつ、低水準期には資源を保護できる。しかし、漁獲係数 F の調節は、漁獲量と努力量の変動、資源低水準期の禁漁および資源量推定の不確実性による乱獲などの原因ともなり得る。本論文の管理効果のモデル解析で検討したように、SP による管理は対象資源の寿命が長い場合は、柔軟性を保ちつつ、CES の短所を軽減できる。

CHR は、毎年の漁獲量と努力量の安定や禁漁が無

いなどの点で優れている。しかし対象資源の資源水準が大きく変動する場合は、リスク回避の観点から低水準期を基準に保守的な漁獲係数を決定せざるを得ない。CHRを志向するSPR型管理は、加入変動が小さい底魚に特に有効であるが、加入変動が大きいマサバやマイワシなどの浮魚に適用すると保守的な意思決定を余儀なくされ、資源を最大限に利用できない場合がある。

SPによる管理では再生産関係は必要でないが、年齢別の資源量推定値が必要となる。一方SPR型の管理は、現存資源量の情報を必要としない。利用する情報や前提となる仮定が異なるため、SPによる管理とSPR型管理を単純に比較することはできない。実際の資源管理の導入については、対象資源の資源生物的特性および社会的状況や経済的な要因（漁獲量の増大と安定のどちらを重視するか）なども考慮に入れて慎重に検討すべきであろう。本論文では、最低資源水準を中心に管理効果の比較を行った（Fig.2~6）。管理効果の検討法については今後十分に議論する必要がある。

3. 許容漁獲量制への応用

将来性を考慮に入れた上で、資源の産卵能力を厳密に評価しようという産卵ポテンシャルSPの概念は、許容漁獲量TAC制にも応用が可能である。TAC制の目的は、漁業による資源の再生産能力の減少を制限することである。マサバを例に検討したように、資源の産卵能力は必ずしも体重に比例しないため、漁獲重量に上限を設定する従来のTAC制では、資源の産卵能力の減少を厳密に制限できない。漁獲による資源の将来の産卵の減少、即ち漁獲資源の合計繁殖値を基準にTACを設定すれば、漁業による資源の再生産能力の減少を厳密に制限できる。

産卵ポテンシャルSPの概念をTAC制に導入することで、漁業の最適化への道筋も明確になる。単価と比較して産卵能力が相対的に高い個体（多くの場合、若齢魚が該当する）の漁獲を控え、単価と比較して産卵能力が低い個体（多くの場合、産卵期直後の高齢魚が該当する）を選択的に漁獲することで、SPに基づくTACの制約条件下で水揚げ金額を増加させることができる。SPの概念をTAC制に導入することは、水産資源の持続性の維持に役立つばかりでなく、漁業の経済的最適化への漁業者の自助努力を促し、水産業の持続的な発展に貢献するものと考えられる。

要 約

1. 加入乱獲抑制の資源管理の多くは産卵バイオマスのようなある時点の産卵親魚の確保を目的としており、対象資源の潜在的な産卵能力を十分に考慮していない。本論文では、長期的視点から資源の持続的利用を考えるために、産卵ポテンシャルを考案し、産卵ポテンシャルに基づく資源管理の効果を検討した。

2. 産卵ポテンシャルとは、現存資源がこれから先の生涯に産む産卵数の期待値であり、生物学的に厳密な資源の産卵能力の指標である。産卵ポテンシャルは資源全体の繁殖値を合計することで計算できる。

3. 産卵ポテンシャルによる資源管理では、目標となる産卵量を確保できるように、資源水準に応じて漁獲を調節する。将来の漁獲予定資源が緩衝材の役割を果たし、資源量推定の不確実性に起因する乱獲を回避もしくは軽減できる。

4. 年齢による生活史パラメータが一定の簡単なモデルを用いて、産卵ポテンシャルの管理効果を検討した。寿命が長い資源はほど大きな乱獲回避効果が期待できることがわかった。

5. マサバの太平洋系群を例に、産卵ポテンシャルによる資源管理の有効性を検討した。マサバの体重あたり繁殖値は年齢とともに減少するので、バイオマスを産卵能力の指標とすることは妥当ではなく、産卵ポテンシャルを指標に管理を行うことの必要性が示唆された。

6. シミュレーションを行った結果、産卵ポテンシャルによる閾値管理は、資源評価の不確実性に対して頑健であり、漁獲量と努力量の変動を抑えられることが示唆された。産卵ポテンシャルはマサバのような寿命が長く加入変動が大きい資源の閾値管理に特に適している。

謝 辞

本研究を行うに当たり、懇切な御指導と貴重な資料供与を賜った中央水産研究所の和田時夫博士、および有益な御助言を賜った東京大学海洋研究所の松田裕之博士と渡邊良朗博士および三重大学生物資源学部の原田泰志博士に深く感謝する。皆様方には本論文の御校閲もいただいた。

文献

- BUTTERWORTH, D. S. and P. B. BEST (1994) The origins of the choice of 54% of carrying capacity as the protection level for baleen whale stocks, and the implications thereof for management procedures. *Rep. int. Whal. Commn.*, **44**, 491-497.
- 土井長之 (1972) 再生産機構を考慮したキグチ (東シナ海江蘇群) の資源診断法と資源管理方策について. 東海水研研報, **69**, 1-14.
- 土井長之 (1973) 東シナ海・黄海産マダイの適正漁獲係数を見積もる簡便法. 日水誌, **39**, 1-5.
- FAO Fisheries Department (1993) Reference points for fishery management : their potential application to straddling and highly migratory resources. *FAO Fish. Circ.*, **864**, 52pp.
- FISHER, R.A. (1930) *The Genetical Theory of Natural Selection*. Oxford University Press, London (Reprint, 1958, Dover, New York).
- GABRIEL, W.L., M. P. SISENWINNE and W. J. OVERHOLTZ (1989) Analysis of spawning stock biomass per recruit: an example for George Bank haddock. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **9**, 383-391.
- HALL, D. L., R. HILBORN, M. STOCKER and C.J. WALTERS (1988) Alternative harvesting strategies for Pacific herring (*Clupea harengus pallasi*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **45**, 888-897.
- 原田泰志・松宮義晴 (1995) 資源変動のもとでの放流方策に関する理論的研究. 水産海洋研究会報, **59**, 85-90.
- KATSUKAWA, T. (1997) Introduction of spawning potential : improvement in the threshold management theory. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **7**, 1-5.
- KRUSE, G., D. M. EGGERS, R. J. MARASCO, C. PAUTZKE and T. J. QUINN II [ed.] (1993) Management strategies for exploited fish populations. University of Alaska Sea Grant College Program Report No. 93-02, University of Alaska Fairbanks, Alaska, 825pp.
- MACE, P.M. (1994) Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **51**, 110-122.
- MARCHAL, P. M. and J. HORWOOD (1995) Multi-annual TACs and minimum biological levels. *ICES J. mar. Sci.*, **52**, 797-807.
- MATSUDA, H., I. MITANI and K. ASANO (1994) Impact factors of purse seine net and dip net fisheries on a chub mackerel population. *Res. Popul. Ecol.*, **36**, 201-207.
- 松宮義晴 (1996a) 水産資源管理概論 (水産研究叢書46) . 日本水産資源保護協会, 東京, 77pp.
- 松宮義晴 (1996b) 再生産情報を重視した資源管理の理論と実践. 水産資源管理談話会報 (日本鯨類研究所資源管理研究所), **16**, 34-44.
- MYERS, R.A., A. A. ROSENBERG, P. M. MACE, N. BARROWMAN and V. R. RESTREPO (1994) In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES J. mar. Sci.*, **51**, 191-205.
- PRAGER, M. H., J. F. O'BRIEN and S. B. SAILA (1987) Using lifetime fecundity to compare management strategies: a case history for striped bass. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **7**, 403-409.
- QUINN II, T. J., R. FAGEN and J. ZHENG (1990) Threshold management policies for exploited populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**, 2016-2029.
- SMITH, S. J., J. J. HUNT and D. RIVARD [ed.] (1993) Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **120**, 442pp.
- 須田 明 (1970) ビンナガ・メバチのように発育段階による生活様式の分化のいちじるしい魚族の持続生産量の計算-I. 遠洋水研研報, **3**, 115-146.
- 和田時夫・佐藤千夏子・松宮義晴 (1996) 加入量あたり産卵資源量解析によるマサバ太平洋系群の資源管理. 水産海洋研究会報, **60**, 363-371.
- WARE, D.M. (1985) Life history characteristics, reproductive value, and resilience of Pacific herring (*Clupea harengus pallasi*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42** (Suppl. 1), 127-137.
- ZHENG, J., T. J. QUINN II and G. H. KRUSE (1993) Comparison and evaluation of threshold estimation methods for exploited fish populations., p.267-289. *In* G. KRUSE et al. [ed.] Management strategies for exploited fish populations, University of Alaska Sea Grant College Program Report No. 93-02, University of Alaska Fairbanks.