

北海道日本海南部海域におけるベニズワイの漁獲管理について

星野 昇

北海道立総合研究機構中央水産試験場

Fishing management of the red snow crab in the sea of Japan off southern Hokkaido

NOBORU HOSHINO

Hokkaido Research Organization, Central Fisheries Research Institute, Yoichi, Hokkaido, 046-8555, Japan

Experimental fishing of the red snow crab is being conducted off the coast of southern Hokkaido in the Sea of Japan. Little is known about a number of aspects of the population dynamics of this stock, including the somatic growth of individuals, natural mortality, recruitment and emigration, which are important factors in its fishing management. In this paper, the advantages and disadvantages of several management strategies for this stock were evaluated using an operating model. A management scenario in which the annual TAC changed according to the annual change in CPUE caused a large fluctuation in the annual catch. A scenario in which the TAC was maintained over several years according to the trend in CPUE kept catch fluctuations at a low level, although a higher level of fishing effort led to a greater risk of failure in management. In such cases, failure of management could be avoided by placing an upper limit on fishing effort; however, a large variation emerged in the cumulative catch obtained from the stock. The calculated output of various scenarios greatly differed according to the level of fishing effort at the start of the management scenario. Application of these results to practical fishing management for this stock requires estimates of current fishing effort levels and stock number trends to be as close to reality as possible.

キーワード：オペレーティングモデル，漁獲管理，日本海，不確実性，ベニズワイ，北海道

北海道の日本海南部海域ではベニズワイ (*Chionoecetes japonicus*) の籠漁具による試験操業が行われている。操業は2隻体制のもと漁具数や漁期の制限を設けて、雄のみを漁獲対象として行われている。現在は、3～8月の漁期に檜山振興局管内から渡島総合振興局管内の日本海側、海岸線100km程度の海域範囲において、水深1,000m以深の漁場で操業している。近年の漁獲量は比較的高い水準で推移し (Fig.1), 経営的にも安定していることから、知事許可漁業 (本操業) への移行が検討されている。

北海道では、ベニズワイとケガニのかご漁業については、毎年の漁獲可能量を定めて行うことを基本方針としている。これらの資源に対して数量管理を行うことの意義は必ずしも明確にされていないが、魚価の高い資源であるため、資源状態が良い時などには著しく漁獲努力量が増加する可能性があることから、毎年の漁獲量上限を定めて操業することで漁獲努力量が無秩序に増加するの

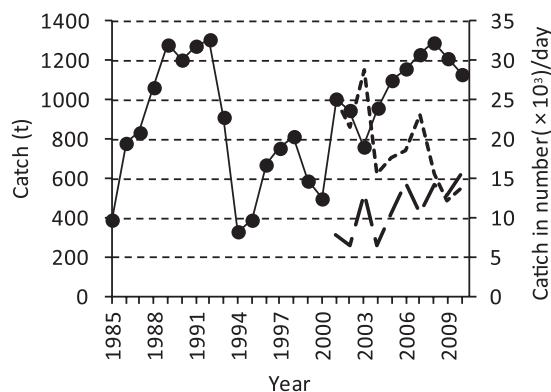


Fig. 1 Annual change in catch and CPUE (estimated catch in number/total number of fishing days) of red snow crab in the Sea of Japan off southern Hokkaido. A solid line with closed circle and two dashed lines show the annual catch and the CPUE (for each ship), respectively.

を回避し、着業船や地区間の漁業調整を円滑に執り行えるという行政施策上の意義が大きい。

本稿で対象とする日本海南部海域のベニズワイ試験操業でも、操業結果から生物的許容漁獲量を算出し、これに基づいて漁獲可能量を設定している。本資源については、渡辺・鈴木（1982）により齢期と体成長の関係が推定されてはいるものの、近年、本州日本海海域で養松ら（2007）が雄の最終脱皮の可能性を指摘するなど、漁獲加入後の成長については不明な点が多く、統一的な見解が未だ得られていない。また、対象としている海域はベニズワイ分布範囲全体のごく一部の区画に過ぎず、その北側にも南側にも生息域は広がっており、いずれの海域でもベニズワイを対象とした漁業が行われている（三橋，2003）。ベニズワイ成体型の移動距離は水平方向に50km以上（山洞，1976）、深淺方向にも数百m（辻本・武野，1999）に及ぶといわれ、これらの状況から他海域間との移出入が頻繁に起こっていることを前提とする必要がある。新規加入についても、他海域で産まれたものが本海域内で着定し漁獲対象サイズまで成長したものが多くいることを想定する必要がある。実際に、本資源の試験操業結果からは、比較的豊度の高い新規加入群が出現しても、それ以降に、漁獲増やサイズ組成のモードが大型化するといったことが認められていない（星野，2010）。

通常、年齢別漁獲尾数の推移が得られておらず、個体数の推移と漁獲圧の関係を組み込んだ動態モデルに基づいた漁獲可能量が提示できない場合は、前年までの漁獲量やCPUEから判断した「無難な」漁獲可能量を設定することになり、多くの資源評価で実施されている（水産庁・独立行政法人水産総合研究センター，2011）。しかし、このような対象海域外との移出入があるうえに生活史特性に不明な点が多く、さらに雄のみを漁獲するため将来の再生産への影響が想定できないような資源については、資源量や漁獲量の目標水準を定めた資源管理を進めることは難しいと考えられる。ある時点での漁獲行為が、その後の資源動態にどのようなマイナス効果をもたらすのかを、動態モデルの中に決定論的に組み込むことができないからである。これらの不確実要素を調査の拡充によって解明していくことは現状では困難である一方で、上記のとおり、何らかの基準により漁獲可能量を設定しなくてはならないという行政的な事情がある。そのためには、将来の資源水準が現在の漁獲圧とは無関係に、加入や移出入の程度でのみ決定される場合、現在の漁獲圧をどのような根拠に基づいて制御すべきなのかを検討する必要がある。

そこで本稿では、前年までの漁獲実績に基づき算出される漁獲可能量に基づいて漁業を行う場合の利点やリス

クを、想定される何種類かの算出方法について、コンピュータ上に作成した仮想の資源動態に基づいてオペレーティングモデルにより評価することで、日本海南部ベニズワイ資源の数量管理を進めるために必要な基本情報を得ることを目的とした。

試料及び方法

資源動態モデル 資源の変化については、次の単純な離散モデルを基本構造とする。

$$N_{t+1} = N_t - C_t - D_t + R_{t+1} \quad (1)$$

N_t , C_t , D_t , R_t は、それぞれ t 年における漁期初めの資源尾数、漁獲尾数、対象海域からの消失尾数、および対象海域への加入尾数を示す。消失尾数は、自然死亡個体数と海域外への移出数の合計、加入尾数はその年新たに漁獲対象サイズに成長した個体数と海域外からの移入数の合計である。すなわち、漁期後に取り残された資源尾数の一部が死亡もしくは海域外へ移出し、その後、年が変わって新たな加入があり資源尾数が増加するという設定である。

t 年初めに加入した尾数 $R_{t,0}$ が、その1年後に残存している尾数 $R_{t,1}$ 、2年後の残存尾数 $R_{t,2}$ 、3年後の残存尾数 $R_{t,3} \dots$ をそれぞれ、

$$\begin{aligned} R_{t,1} &= R_{t,0} \exp(-F_t) p_{t,0} \\ R_{t,2} &= R_{t,1} \exp(-F_{t+1}) p_{t,1} \\ R_{t,3} &= R_{t,2} \exp(-F_{t+2}) p_{t,2} \\ &\dots \end{aligned} \quad (2)$$

と表す。 F_t は t 年における漁獲係数、 $p_{t,i}$ は t 年に加入した個体の、加入から i 年目の年における残存確率を示す。加入後の個体は平均 d 年目の漁期後に海域から消失するとし、その確率分布をポアソン分布で与えると、 $p_{t,i}$ は次式で表される。

$$p_{t,i} = 1 - \frac{PSD(d,i)}{1 - CPSD(d,i-1)} \quad (3)$$

ただし、

$$PSD(d,i) = \frac{d^i e^{-d}}{i!}, \quad CPSD(d,i) = e^{-d} \sum_{k=0}^i \frac{d^k}{k!}$$

x 年の資源尾数 N_x は、 x 年初めまでに毎年加入した R_t の残存尾数の総和であるから、

$$N_x = \sum_{i=0} R_{x-i,j} \quad (4)$$

となる。

加入尾数 R_t と、それが海域から消失する経過年数の平均値 d は年変動するが、その変動傾向を予測できない不確実要素と考え、任意の時系列で与える。前出の

Fig.1からは漁獲量やCPUEの推移の年間変動幅は大きくなく、資源は10~20年程度のスケールで緩やかに変動していると考えられる。そこで、 $R(t)$ および $d(t)$ を次の循環関数（一項のみの三角級数）で表現する。

$$a + b \cos \frac{k}{w}(t+s) + b \sin \frac{k}{w}(t+s) \quad (5)$$

a は、 $R(t)$ の場合は加入尾数の平均水準、 $d(t)$ の場合は加入後消失するまでの平均年数を示し、 w は周期、 b は振幅の大きさ、 s は周期変動の位相を与えるパラメータであり、 k は定数（ 2π ）である。

漁業のモデル (2) 式の F_t は、

$$F_t = -\log\left(1 - \frac{C_t}{N_t}\right) \quad (6)$$

であり、 C_t を t 年の漁獲可能量として、後記の管理シナリオに基づいて毎年決定する。 C_t の制御は前年までのCPUE（漁獲努力量あたり漁獲尾数）に基づいて行われるとする。漁獲努力量 E は漁具能率 q とすると $E=F/q$ である。ただしシミュレーションにおいては簡単のため $q=1$ とする。漁獲成績書等の報告値として実際に得られる漁獲努力量は観測誤差 r を伴うとして、

$$CPUE_t = \frac{C_t}{E_t \cdot r_t} \quad (7)$$

とする。

漁獲可能量は一般的には「漁獲重量」で提示することが多い。その場合は、個体の体重増加に関する情報が組み込まれることになるが、冒頭に述べたとおり現状では成長に関して明瞭な見解がなく、不確実要素を増やすことにつながる。そこで本稿では、実際の運用にあたっては、尾数ベースの動態モデルを基軸として尾数での漁獲可能量を算出し、これに漁獲物のうち最も小さい銘柄の平均体重を乗じて重量に換算して提示するという進め方を想定した。実際の資源や漁獲物の平均体重はそれより大きくなるが、小さめの値を常に用いることが成長特性の不確実性に対する予防的措置となる。さらに、これによって与えられた漁獲可能量の中で、より付加価値の高い大きなカニを獲る努力をすることが、成長乱獲回避のための管理効果として期待されるが、これらについては本稿では検討しない。

管理シナリオ 当該年の資源水準を前年までのCPUE動向から予測することになり、その算出方法には様々なものが考えられるが、漁業当事者や行政機関による主体的な資源管理を促すため、本稿では以下の簡単な計算方法に基づくシナリオについて検討した。

シナリオ1： C_t を、 $t-2$ 年から $t-1$ 年のCPUEの増加率に C_{t-1} を乗じたものとして決定する。すなわち、

$$C_t = \frac{CPUE_{t-1}}{CPUE_{t-2}} C_{t-1} \quad (8)$$

シナリオ2： $t-6$ 年から $t-1$ 年のCPUE年間増加率の相加平均値を、 $t-1$ 年の漁獲可能量に乗じる。すなわち、

$$C_t = \frac{1}{5} \left(\frac{CPUE_{t-5}}{CPUE_{t-6}} + \frac{CPUE_{t-4}}{CPUE_{t-5}} + \frac{CPUE_{t-3}}{CPUE_{t-4}} + \frac{CPUE_{t-2}}{CPUE_{t-3}} + \frac{CPUE_{t-1}}{CPUE_{t-2}} \right) C_{t-1} \quad (9)$$

シナリオ3：漁獲可能量の年変動を抑えることを目的として、シナリオ1で決定した t 年の漁獲可能量を $t+4$ 年までの5年間、一定値とする。 $t+5$ 年、 $t+10$ 年、 \dots の時にのみ漁獲可能量を更新する。

シナリオ4：シナリオ3と同じく5年の間、漁獲可能量を一定値に固定するが、計算方法はシナリオ2の過去6年間の年間増加率平均値に基づく。

シナリオ5：シナリオ3と同じ制御ルールであるが、漁獲努力量の上限値を管理開始時点の1.1倍を超過しないという制約を設ける。すなわち、シナリオ1~4の場合、大きな漁獲可能量が与えられれば、それを取りきるために漁獲努力量 F が無限に大きくなる設定となるが、漁期や漁具規模に制限のある現実的な状況を考慮し、努力量の増加に上限値を設定する。年によっては、漁獲可能量の一部を取り残すことになる。

シナリオ6：シナリオ4と同じ漁獲可能量の算出に基づき、シナリオ5と同様に F の上限値を管理開始時点の1.1倍を超過しないという制約を設ける。

シナリオ7：漁獲可能量による制御ではなく、漁獲努力量を管理開始時点の値に保つ。これについては、実践を想定した制御ルールではなく、シナリオ1~6の結果を解釈するための対照区である。

以上7種類の管理シナリオについて、それぞれ、管理開始時点までの漁獲割合（漁獲尾数の資源尾数に対する割合）が相対的に高い場合（ $F=0.7$ 、漁獲割合約50%）と低い場合（ $F=0.1$ 、漁獲割合約10%）の2場面について検討する。すなわち、7種類のシナリオそれぞれに漁獲圧の高低2種類の場面について、計14種の計算行程を設定する。

オペレーティングモデル オペレーティングモデルは、対象資源の動態と漁獲圧、管理シナリオの関係を、加入動向や生活史パラメータといった不確実性の高い要素を乱数項とした数理モデルで表現し、複数回のモンテカルロシミュレーションによる結果を吟味して、管理シナリオを検討する方法である。近年、資源管理方策検討の場面で頻繁に用いられている（須田・岸田、1998；

Katsukawa, 2004 ; 平松, 2004)。通常は、対象資源の特性と管理シナリオを具体的に組み込んだ検討を行うことが多いが、本稿では、生態的特性に不明な点が多く、漁獲努力量の程度も明確ではないため、以上のとおり一般化したモデルで取り扱うこととした。

本稿での手順は、まず(5)式による毎年の加入尾数 R_t と、加入後の資源からの消失年数期待値 d_t の各パラメータを疑似乱数により与える。現実的な動態を作ることが目的ではないので、パラメータの発生範囲はTable 1に示すとおり、任意区間の一様分布として定めた。これにより一つの乱数列、すなわち加入と消失によって表される一つの資源動態が得られることになる。Fig.2に、これによって作られた漁獲がない状態の資源尾数動態を任意の5試行について示した。図のとおり、加入と消失の変動により様々な動態が作られることになる。次に漁獲がない状態で50年分の計算を進めることで、 $t=50$ の時の資源尾数を得て、これを資源開発時点の資源尾数とする。 $t=51\sim70$ までの20年間は漁獲係数 F を一定にして漁獲を進める。前記のとおり F は0.1と0.7の2ケースについてそれぞれ計算する。 $t=71$ から漁獲可能量による漁獲

Table 1 Generation ranges of pseudorandom numbers for each parameter of equation (5)

	a	b	w	s
$R(t)$	200 <i>const.</i>	20~100 <i>Uniform distribution</i>	10~50	1~ w
$d(t)$	5 <i>const.</i>	1~2 <i>Uniform distribution</i>	10~50	1~ w

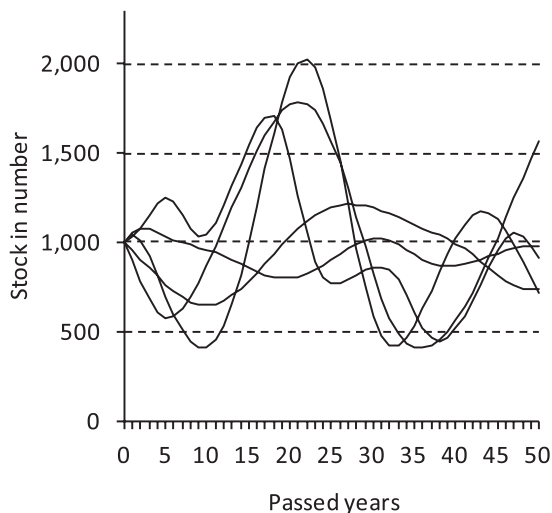


Fig. 2 Five examples of the change in stock size as the trajectories by operating model.

制御が始まるとして、1~7のシナリオそれぞれについて漁獲尾数の制御を行い、 $t=100$ までの30年間漁獲を行うとする。 E の観測誤差 r_t は年ごとに正規乱数(平均値1, 標準偏差0.15)で与える。以上を1回分の計算工程として、これを1,000回繰り返し計算する。1回の計算ごとに各管理シナリオの結果として得られる次の管理指標値を頻度分布に整理して比較することで、各管理シナリオの長所や短所を検討する。

管理指標 管理シナリオ間でその効用やリスクを対比するためには、管理効果を指標する基準が必要となる。一般的には、管理開始後の平均漁獲量やMSYとの比、漁獲量の年変動割合、管理開始前後の資源量の比などが用いられることが多い (Butterworth and Punt, 1999)。本稿では、①管理開始後30年漁獲を続け31年目初めにおける資源尾数、②30年間の累積漁獲尾数、③30年間の漁獲尾数の変動係数を管理指標とした。これらの指標に加え、漁獲可能量が資源水準に対して取りきることのできない著しく大きな値として提示され、数量管理の施策的意義が失われてしまうような場合を「管理の失敗」とした。シミュレーションでは、ある年に提示された漁獲可能量がその年の資源尾数を上回る値となった試行を「管理失敗の試行」と扱い、その試行についてはシナリオに基づく管理が継続できない状態に陥ったとみなして以降の計算を停止した。1,000回の試行のうち管理失敗試行の出現率の大小を、それぞれの管理シナリオに伴うリスクとして評価した。

結果

Fig.3に、7種の管理シナリオを適用して得られた1,000回の試行に対する各管理指標の頻度分布をヒストグラムによって示す。各ヒストグラムには、その平均値および上側と下側95パーセンタイル値を併記している。また、Fig.3の左上には管理開始時点の資源尾数の頻度分布を示す。管理開始時点の資源尾数は、管理開始までの20年間、漁獲圧が相対的に低い場合(漁獲係数 $F_{0.1}$, 漁獲割合10%)と高い場合 ($F_{0.7}$, 漁獲割合50%)の2パターンで推移させた計算結果であるので、必然的に、漁獲圧の高い場合では管理開始時点の資源尾数は少ない方に偏っており、そのばらつきも漁獲圧が低い場合と比べて小さくなっている。

シナリオ1では、管理の失敗、すなわち、ある年の漁獲可能量が当該年初めの資源尾数を上回る計算値となり計算停止となった試行は、 $F_{0.1}$ の設定では無く $F_{0.7}$ でわずかに出現した。30年間の漁獲制御を行った結果である31年目の資源尾数の頻度分布は、管理開始時点のそれと同様の傾向となり、管理シナリオが資源減少をもたら

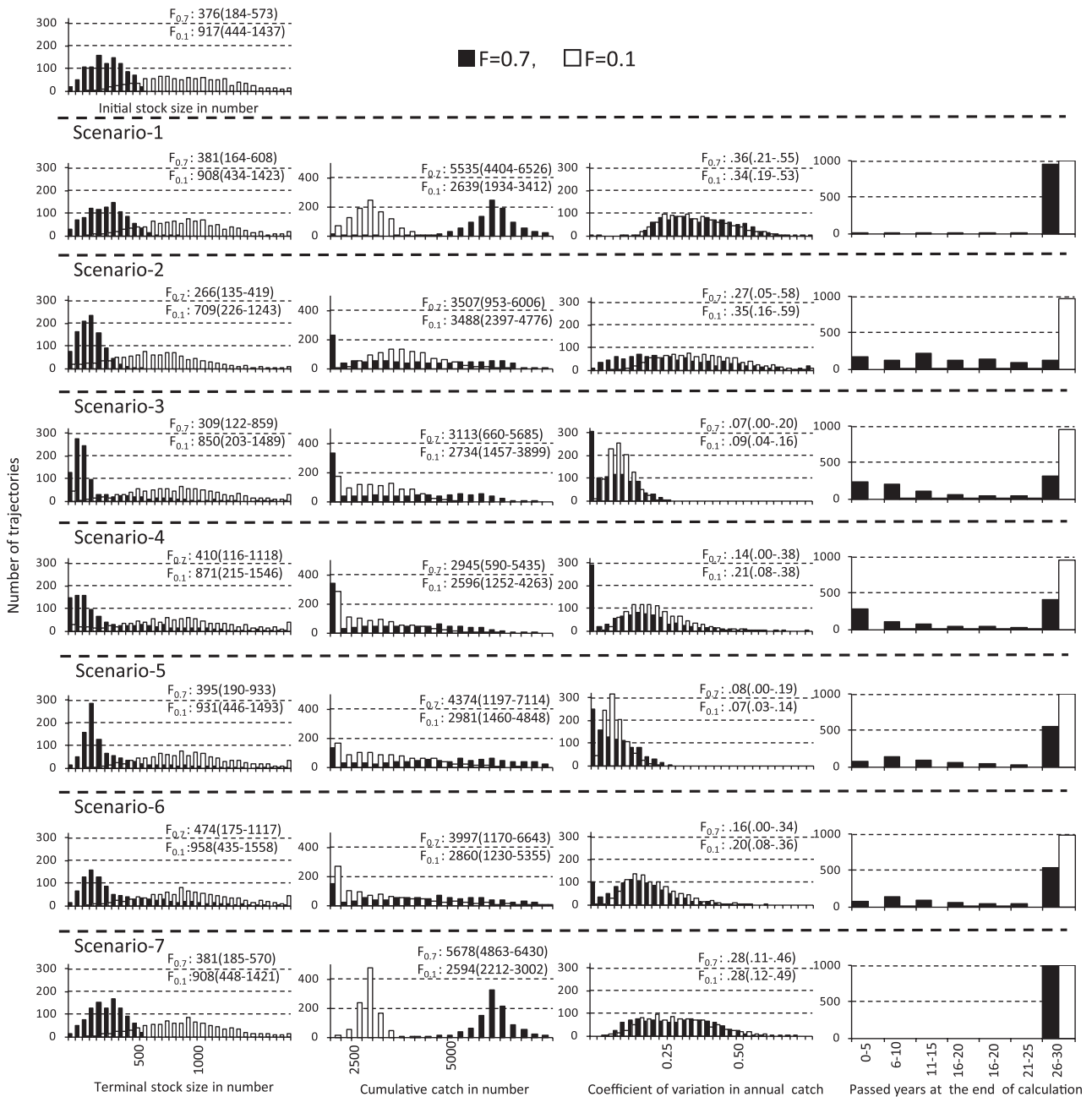


Fig. 3 Frequency distributions of four management indexes calculated based on each management scenario for 1,000 trajectories. Figures in each distribution show the mean value and 95% interval (in parenthesis).

すことはなかった。累積漁獲尾数の平均は $F_{0.1}$ で2,600, $F_{0.7}$ で5,500であり、漁獲可能量の年変動の大きさを示す変動係数は、他のシナリオと比べ顕著に大きい傾向となった。また、シナリオ1の結果は、対照計算として行ったシナリオ7、すなわち漁獲可能量による管理を実施しないで、大小それぞれの漁獲圧で取り続けた場合の結果とほぼ同様であったが、漁獲可能量の変動係数はシナリオ1の方がやや大きくなる傾向があった。

シナリオ2では、 $F_{0.7}$ の場合、大半の試行が管理失敗となった。30年間を経過せずに計算停止となったため計

算終了時点の資源尾数や累積漁獲尾数の著しく小さい試行が頻出し、変動係数も大きくばらつく結果となった。 $F_{0.1}$ の場合では管理失敗の試行はなく、累積漁獲尾数が他のシナリオに比べて多くなる傾向がみられたが、それと相反する形で計算終了時点での資源尾数は少なくなる傾向があった。変動係数はシナリオ1と同様に他のシナリオより大きくなる傾向があった。

シナリオ3と4では、 $F_{0.7}$ の場合は、シナリオ2同様に管理失敗の試行が多かった。他のシナリオの結果と比べると、 $F_{0.7}$ の場合について、管理終了時点での資源尾

数の平均は最も小さかった。漁獲可能量を5年間一定値で与えているため、変動係数はシナリオ1, 2と比べて小さくなったが、累積漁獲尾数は $F_{0.1}$ の場合でもばらつきが顕著であった。

シナリオ5, 6は F に上限値を設定しているため、管理失敗の試行はシナリオ3, 4よりは少なくなったが、 $F_{0.7}$ の場合、半数近くの試行で管理失敗となった。漁獲可能量を5年一定とするシナリオ3~6では、前年と前々年のCPUE比から漁獲可能量を定めた場合（シナリオ3, 5）より過去複数年間の平均的な増加率より定めた場合（シナリオ4, 6）の方が、漁獲可能量の変動係数は小さくなった。すべてのシナリオについて概観すると、 $F_{0.1}$ の場合では管理失敗の試行はほとんど無かったが、 $F_{0.7}$ の場合は、漁獲可能量を前年と前々年のCPUE比から求めるシナリオ1の他は管理失敗となる試行が多かった。

考察

本稿で対象とした北海道日本海南部海域におけるベニズワイ資源の漁獲管理では、具体的な管理目標値を設定して資源維持を図ることは難しいと考えられる。漁獲可能量を設定することで漁獲圧を低く抑えていても、将来の加入がそれとは無関係に定まると考えざるを得ないことから、もし資源からの消失（自然死亡と移出）が加入を上回る速度で進行する局面となれば、漁業が成り立たない水準にまで資源が減少する可能性も否定できない。しかし、何の管理措置も施すことなく無秩序な操業によって資源を崩壊させてしまうことがあってはならないので、漁獲可能量を、漁獲圧の増加を適度に抑えるための手段として設定、運用する意義は大きい。これらのことは本資源に携わる関係者すべてが、本操業への移行にあたり初めに理解すべき点である。本稿の結果から、このような状況において漁獲可能量による管理を進める際に留意すべき点がいくつか考察できる。

理論上は、毎年の漁獲割合を一定レベルに保つことができれば、その大小に係わらず資源尾数が0になることはない。本稿で管理シナリオ7、すなわち漁獲努力量一定とした場合の計算結果（Fig.3）がそれを示している。しかし、本資源では初めに記したとおり、行政的な事情から漁獲可能量で漁獲制御を行うことが基本方針となる。そこで、漁獲割合を一定に保つことと実質的に同義となる数量管理の方策としてシナリオ1を検討した。シナリオ1では当該年の資源尾数の前年からの増減分を、前々年から前年にかけてのCPUEの増減分に等しいと仮定して、前年の漁獲尾数にその増減分を乗ずることで、漁獲割合を一定値に調整する操作となっている。そのため、管理指標値はシナリオ7とほぼ同様の結果が得られ

ている。

一方、シナリオ1の方策では、その管理指標値から明らかかなように、漁獲尾数が資源尾数と相似的に推移することになるので、資源の変動幅が大きければ漁獲もそれに応じて大きく変動することになる。漁獲量の変動が大きいことは、漁業の継続と管理方策の持続という面から大きな問題がある。一般に、漁獲量の年変動が著しく大きいと、流通における販路の不安定化を招き魚価が低迷する一因となる。水揚げ金額の大きな変動は、船員の雇用確保など投資の程度を決定するうえで不安定要素となる。また、資源水準の高い時には漁獲可能量を増やし、その数量を漁獲するために努力量が増加する。しかし、その後に資源水準が低下しても、高水準期に増加させた漁獲可能量や努力量を資源水準に相似したものとして速やかに下げることは現実的に難しい。その結果、資源水準が低いにもかかわらず相対的に高い漁獲圧が残存することとなり、漁獲による資源尾数の減少が加入を上回る速度で進み、その後は、大きな努力量をかけつつも、新規加入尾数並みの漁獲しか得られないような資源利用となることが懸念される。

そこで、シナリオ3~6のように、数年間の漁獲可能量を一定に保つという方策を検討した。加入優勢となって高水準期に入った局面で決定した漁獲可能量は、その後の一定期間（本稿では5年）、資源が高水準であるにもかかわらず相対的に低い漁獲水準で漁業を進めることとなる。反対に資源減少の局面で決定した漁獲可能量は、高い漁獲割合を一定期間続けることとなるが、結果的には漁獲量の変動幅は小さくなる（Fig.3）ので、上記のような漁獲量変動の大きいことに派生する諸問題や管理方策の形骸化といった危険性を軽減することにつながると思われる。漁獲圧が低い場合にはその有効性が顕著であったが、漁獲圧が高い場合には、資源に対し過大な（シミュレーション上は漁獲尾数が資源尾数を上回る）漁獲可能量を与えることで施策機能を喪失するリスクが大きい。これは、資源が減少局面に入るときに更新された漁獲可能量が高すぎて、その後の資源を急速に減少させてしまう試行が多かったことが反映されている。加入や消失の年変動が大きいほど、そのリスクは高くなる。

これを回避するための措置として、管理開始時点の F を大きく超過しないという制限を設けた（シナリオ5,6）ところ、与えられた漁獲可能量を取りきらない試行が増えたが、管理失敗の割合は下がった。現実的には、漁期や漁具規模といった努力量の要素は漁業調整規則によって定められているので、漁獲可能量を過大に与えたとしても、それを取りきるまで努力量が増加することはない。この結果は、漁獲可能量を取りきれないほど高く設定さ

れた状況に際し、調整規則や許可方針を変更し漁獲努力量の増加を不用意に認めてしまうような行政的配慮が、結果的には漁業の持続性を損なうということを示唆している。

以上から、オペレーティングモデルにより示された一つの結論として、次のことが考察される。現在の漁獲圧がさほど高くない状況であれば、数年間の漁獲可能量を一定値で与える方策が、漁業の安定・持続性という観点から望ましいと考えられるが、漁獲圧の水準が高いほど管理に失敗するリスクが高まる。そのリスクを軽減する策として、漁獲可能量制と併せ漁期や漁具数といった漁獲努力量の上限を明確に設定し、それをむやみに増加させないということが必要である。一方、現在の漁獲圧が高い状況にあると判断されるなら、漁獲可能量を一定年数同一とする方策は危険であり、資源崩壊の回避という観点から、シナリオ1をベースとした方策の方が望ましい。ただし、本稿の結果のみから直ちに施策展開を図ることは不十分であり、管理シナリオを絞り込んだうえで、加入や消失の関数式のパラメータや漁獲努力量の観測誤差などの乱数値の生成範囲を変化させるなど、さらに詳細なオペレーティングモデルを解析する必要がある。加えて、雄のみを漁獲し雌はすべて放流しているという現在の漁獲方法が、次世代資源の再生産やその多寡に何らかの影響を及ぼしている可能性（例えば、山崎，2000）を考慮した場合、管理シナリオの効果とリスクは本稿で得られた結果と異なる可能性がある。これについても、漁獲と1世代後の加入尾数の間にトレードオフ構造を組み込むなどの解析を行い、影響を把握しておく必要がある。

いずれにしても、実践に向けては、本資源の現状の漁獲圧をどの程度とみなすかがきわめて重要な要素であり、これを改めて判断する必要があることが明らかとなった。これまでの試験操業で得られたデータの解析から漁獲割合は30% ($F=0.36$) 程度と推定されているが（星野，2010）、この値は根拠の薄いいくつかの仮定を置いた計算方法で算出されたもので、実態を捉えたものとはみなせない。そこで、漁獲圧の目安を示唆するものとして、Fig.4に、漁獲可能量による制御を開始するまでの20年間、 $F=0.1$ と 0.7 の一定値でそれぞれ漁獲を進めた場合の1,000回の試行結果を、資源尾数について整理した。図からは漁獲圧が高い場合には、早い段階で資源が急減し、その後、回復傾向を示す試行がほとんど無いことが読み取れる。これまでの資源尾数や資源量指数の変化において、過去に大幅な減少局面がありその後も回復の兆候がないような推移をとっている場合は、かつて過剰な漁獲圧で資源を減少させ、なおも資源水準が増加するに

は過大な漁獲圧が残存している状況となっている可能性がある。前出の Fig.1 に示した資源量指数の暫定的な目安である各船の出漁日数あたりの漁獲量の推移にはそのような傾向がみられていないので、少なくとも近年の漁獲圧が過大な水準にあるとは考えにくい。しかし、推移傾向は船間で異なっており、それぞれの着業船が利用している主漁場において資源の分布密度が異なっていることが示唆される。さらに季節間でも推移傾向が異なる可能性があることから、対象海域全体の資源変動を反映する指標と判断するのは拙速である。松田（2004）は、野性生物集団の持続管理における個体数指標値の捉え方について重要点をいくつか指摘している。絶対数の精緻な推定よりも、頻繁に一貫した方法で調査すること、個体数のトレンドとその推定誤差をできるだけ早く知ること、いつまでも同じ調査を続けられるとは限らないので、調査方法の継続可能性を事前によく検討すること、などである。資源量指数は、漁獲可能量を算出する際の唯一の入力データとなることから、今後も継続的に収集できる見通しのあるデータで、資源全体の推移を反映したものとして評価できる算出方法を検討することが喫緊の課題となる。

資源量指数の算定方法を検討する際、漁獲尾数をいかに精度よく推定できるか、ということも重要な要素となる。とくに、漁獲可能量制度を運用する際の一般的な問題として、漁獲可能量に対し漁獲が好調である場合、小型個体を放流もしくは投棄することで、その分が漁獲実績に計上されないという問題がある。ベニズワイでは、標識放流試験で、放流位置の表面水温が高いと再捕確率が著しく下がるという報告があり（辻本・武野，1999）、

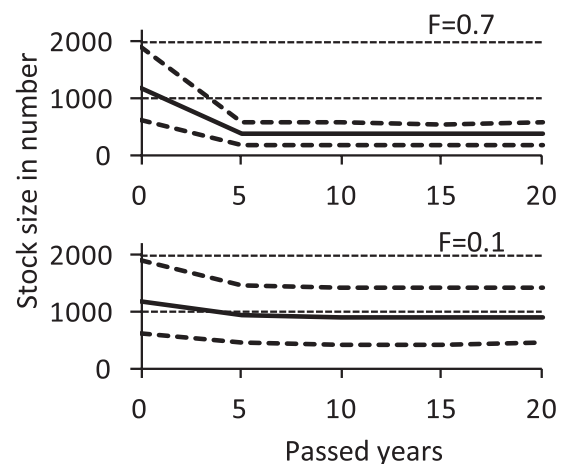


Fig. 4 Change in the size of stock caught at two constant exploitation rates ($F=0.7$ or 0.1). A solid line and dashed lines in each graph show the mean value and 95% interval, respectively.

夏場を操業期間に含む本資源では、放流された分は減耗したものとみなし漁獲個体数として計上する事が望ましいと考えられる。その場合は、毎回の操業において、出荷せずに放流した個体の数量やサイズ組成の推定を把握することが重要になるので、今後の本操業に向けては漁獲成績書の報告内容や生物測定調査の内容を再検討することも必要である。

引用文献

- Butterworth D.S., Punt A.E. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. *ICES Jour. Mar. Sci.* 1999 ; 56 : 985-998.
- 平松一彦. オペレーティングモデルを用いたABC算定ルールの検討. *日水誌* 2004 ; 70(6) : 879-883.
- 星野 昇. 1.1.10ベニズワイガニ. 平成20年度北海道立中央水産試験場事業報告書 2010 ; 53-59.
- Katsukawa T. Numerical investigation of the optimal control rule for decision-making in fisheries management. *Fish. Sci.* 2004 ; 70 : 123-131.
- 松田裕之. 哺乳類保護管理における個体数推定の精度とフィードバック管理の留意点について. *哺乳類科学* 2004 ; 44(1) : 77-80.
- 三橋正基 : 94. ベニズワイガニ. 「新 北のさかなたち (上田吉幸, 前田圭司, 嶋田宏, 鷹見達也編)」北海道新聞社, 札幌. 2003 ; 386-389.
- 須田真木, 岸田 達. 加入量がランダムに変動する資源に対するフィードバック管理の問題点. *中央水研研報* 1998 ; 12 : 81-96.
- 水産庁, 独立行政法人水産総合研究センター. 平成22年度ABC算定のための基本規則. 平成22年度我が国周辺水域の漁業資源評価第1分冊 2011 ; 4-14.
- 辻本 良, 武野泰之. 富山湾におけるベニズワイの標識放流結果. *富山水試研報* 1999 ; 11 : 19-29.
- 渡辺安広, 鈴内孝行. 北海道西岸海域におけるベニズワイについて 第1報 齢期と成長. *北水試月報* 1982 ; 39 : 147-162.
- 山洞 仁. ズワイガニおよびベニズワイの長期再捕例について. 昭和49年度山形県水産試験場事業報告書 1976 ; 26-27.
- 山崎 淳. 日本海西部ズワイガニ漁業における適正性比を実現するための水ガニの漁獲方法. *日水誌* 2000 ; 66 : 221-227.
- 養松郁子, 白井 滋, 廣瀬 太郎. ベニズワイ *Chionoecetes japonicus* 雄の相対成長の変化と最終脱皮の可能性. *日水誌* 2007 ; 73(4) : 668-673.