

令和 3（2021）年度のマイワシ対馬暖流系群の資源評価

水産研究・教育機構 水産資源研究所 水産資源研究センター

水産技術研究所 環境・応用部門

参画機関：青森県産業技術センター水産総合研究所、秋田県水産振興センター、山形県水産研究所、新潟県水産海洋研究所、富山県農林水産総合技術センター水産研究所、石川県水産総合センター、福井県水産試験場、京都府農林水産技術センター海洋センター、兵庫県立農林水産技術総合センター但馬水産技術センター、鳥取県水産試験場、島根県水産技術センター、山口県水産研究センター、福岡県水産海洋技術センター、佐賀県玄海水産振興センター、長崎県総合水産試験場、熊本県水産研究センター、鹿児島県水産技術開発センター、海洋生物環境研究所

要 約

本系群の資源量について、2020 年までの資源量指標値をチューニング指数として用いたコホート解析により推定した。資源量は、1970 年代から増加し、1988 年には 1 千万トンに達した。しかし、1990 年代に資源量は急減し、2001～2003 年には過去最低水準である 5 千トン前後になった。2004 年以降資源量は増加し、2010 年に 10 万トンを超えた後、2018 年まで 20 万トン前後で推移した。2019 年より資源量は明確な増加傾向にあり、2020 年の資源量は 43.3 万トンと推定された。親魚量は 2011～2019 年には 10 万～17 万トンで推移していたが、2020 年は 24.6 万トンと推定された。

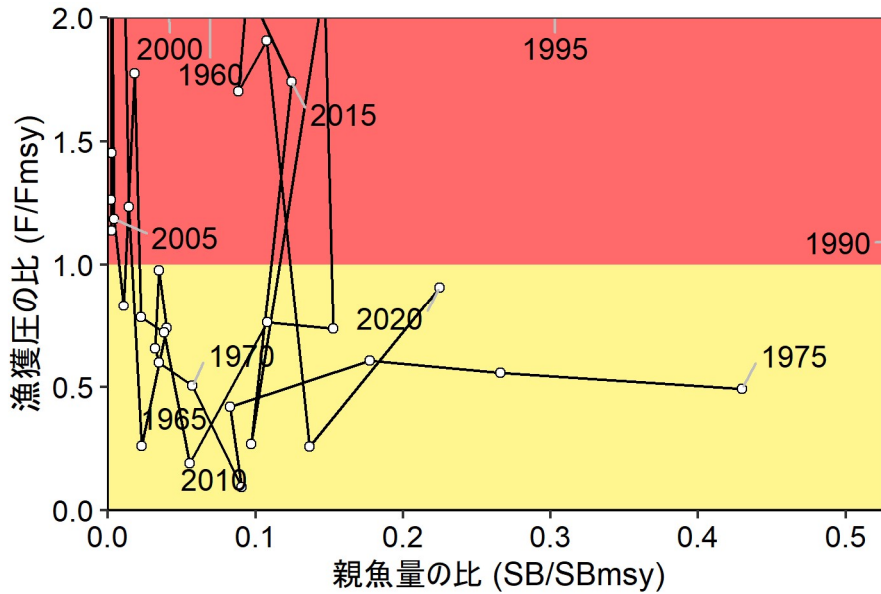
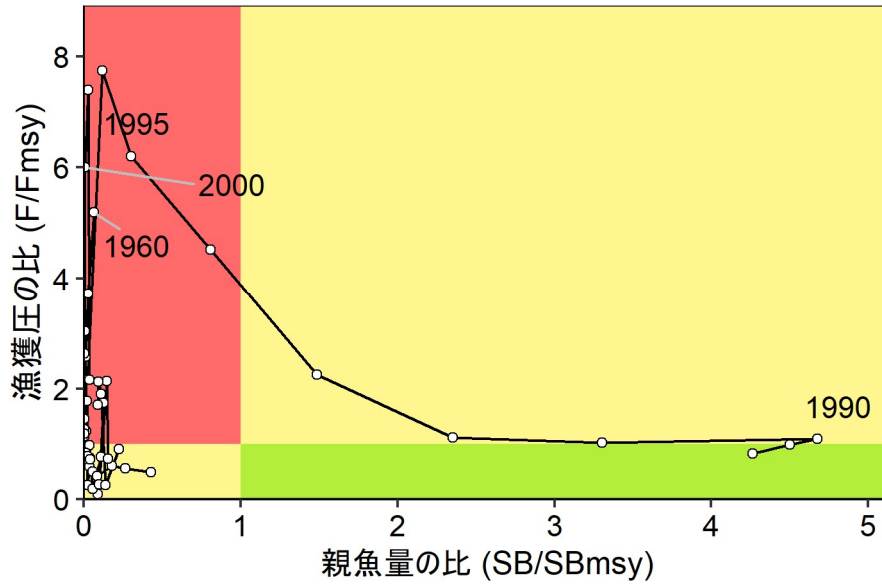
令和 2 年 9 月に開催された「資源管理方針に関する検討会」で取り纏められ「水産政策審議会」を経て、本系群の目標管理基準値、限界管理基準値、禁漁水準、および漁獲管理規則が定められた。目標管理基準値は最大持続生産量 MSY を実現する親魚量（109.3 万トン）であり、本系群の 2020 年の親魚量は、これを下回る。また、本系群の 2020 年の漁獲圧は、MSY を実現する水準の漁獲圧（Fmsy）を下回る。親魚量の動向は近年 5 年間（2016～2020 年）の推移から「増加」と判断される。2022 年の親魚量および資源量の予測値と、漁獲管理規則に基づき算出された 2022 年の ABC は 9.7 万トンである。

項目	値	説明
管理基準値と MSY に関する値		
SBtarget	1,093 千トン	最大持続生産量 MSY を実現する親魚量 (SBmsy)
SBlimit	465 千トン	MSY の 60% の漁獲量が得られる親魚量 (SB0.6msy)
SBban	66 千トン	MSY の 10% の漁獲量が得られる親魚量 (SB0.1msy)
Fmsy	最大持続生産量 MSY を実現する漁獲圧 (漁獲係数 F) (0 歳, 1 歳, 2 歳, 3 歳, 4 歳以上) =(0.25, 0.14, 0.24, 0.42, 0.42)	
%SPR (Fmsy)	41.1%	Fmsy に対応する %SPR
MSY	338 千トン	最大持続生産量 MSY
2020 年の親魚量と漁獲圧		
SB2020	246 千トン	2020 年の親魚量
F2020	2020 年の漁獲圧 (漁獲係数 F) (0 歳, 1 歳, 2 歳, 3 歳, 4 歳以上) =(0.19, 0.12, 0.23, 0.43, 0.43)	
%SPR (F2020)	43.7%	2020 年の %SPR
%SPR (F2016-2020)	32.1%	現状 (2016~2020 年) の漁獲圧に対応する %SPR
目標管理基準値および MSY を実現する水準に対する比率		
SB2020/ SBtarget (SBmsy)	0.22	目標管理基準値 (MSY を実現する親魚量) に対する 2020 年の親魚量の比
F2020/ Fmsy	0.91	最大持続生産量を実現する漁獲圧に対する 2020 年 の漁獲圧の比*

*2020 年の選択率の下で Fmsy の漁獲圧を与える F を %SPR 換算して算出し求めた比率

再生産関係：通常加入期（1960～1975 年および 1988～2017 年）のホッケー・スティック型
(自己相関なし)

親魚量の水準	MSY を実現する水準を下回る
漁獲圧の水準	MSY を実現する水準を下回る
親魚量の動向	増加



年	資源量 (千トン)	親魚量 (千トン)	漁獲量 (千トン)	F/Fmsy	漁獲割合 (%)
2017	194	97	54	1.70	28
2018	239	118	71	1.91	30
2019	287	149	14	0.26	5
2020	433	246	73	0.91	17
2021	521	272	77	0.82	15
2022	650	352	—	—	—

2021年、2022年の値は将来予測に基づいた推定値である。

2022 年の ABC (千トン)	2022 年の親魚量 予測平均値 (千トン)	現状の漁獲圧に 対する比 (F/F2016-2020)	2022 年の 漁獲割合 (%)
97	352	0.58	15
コメント: ・ABC の算定には、令和 2 年 9 月に開催された「資源管理方針に関する検討会」にて取り纏められた漁獲シナリオでの漁獲管理規則を用いた。			

1. データセット

本件資源評価に使用したデータセットは以下のとおり

データセット 7	基礎情報、関係調査等
年齢別・漁期年別 漁獲尾数	漁業・養殖業生産統計年報（農林水産省） 主要港水揚量（青森～鹿児島（17）府県） 大中型まき網漁業漁獲成績報告書（水産庁） 月別体長組成調査（水研、青森～鹿児島（17）府県） ・市場測定 体長一年齢測定調査（水研） ・市場測定、年齢査定
資源量指数 ・産卵量 ・資源量指標値	卵稚仔調査（周年、水研、青森～鹿児島（17）府県） ・ノルパックネット* 島根県中型まき網漁獲量（島根県、FRA-SA2021-SC01-211）* 石川県中型まき網漁獲量（石川県）*
自然死亡係数 (M)	年当たり $M=0.4$ を仮定（Wada and Jacobson 1998）

*はコホート解析におけるチューニング指数である。

2. 生態

(1) 分布・回遊

本系群は東シナ海北部から日本海にかけて広く分布し、分布域は資源量とともに変化すると考えられている（図 2-1）。資源量の多かった 1980 年代には日本海の沖合域にも分布していたが、資源量が減少した 2000 年以降の分布域は沿岸域に限られていた（檜山 1998、Muko et al. 2018）。この分布域内において、マイワシは大きささまざまな規模で季節回遊していると考えられる（伊東 1961、黒田 1991）。しかし、本系群の回遊に関する科学的知見は不足している。

(2) 年齢・成長

マイワシの成長速度は、水温や餌料などの環境要因だけでなく、年齢といった内的要因の影響も受け、高齢になるほど成長が遅くなる。また、資源水準と同調した変動を示すことも指摘されており、資源増加期に成長が速く、資源高水準期に遅くなる (Hiyama et al. 1995)。近年における本系群の成長は、生育場により異なるが、満1年で体長16 cm程度、2年で19 cm程度、3年で20 cm程度に達する。寿命は7歳程度と推定される。図2-2に、2016~2020年の各年齢における漁獲物の被鱗体長と体重の平均値を示した。

(3) 成熟・産卵

日本のマイワシの成熟開始年齢は資源量によって変動することが知られている (森本 2010)。地理的な違いはみられるものの、過去の資源高水準期では、満1歳魚での産卵は稀であり、産卵群の主体は2歳以上であった。資源減少期に入ると成熟した満1歳魚が確認され、資源水準が低かった2008~2010年では満1歳魚の多くが成熟していたとの報告もある (米田ほか 2013)。個体が成熟し産卵できるかどうかは、産卵期前にどれだけ栄養を蓄えられたかによると考えられている (森本 2010)。また、水温等の環境要因が成熟を促進または抑制する条件になっていることから (Matsuyama et al. 1991)、成熟開始年齢は短期的な環境要因の変化の影響も受けると考えられる。これらの知見から、本系群の評価で使用する年齢別成熟率は、資源水準を指標として似たような時期には同等の数値をとると仮定した (図2-3)。近年では、個体の精密測定や生殖腺の組織学的観察の結果より、2016年に1歳魚の成熟率の低下が認められた (安田ほか 2018)。この成熟率の低下は資源水準の増加を反映したものであると考えられ、2020年の1歳魚の成熟率はこれと同じであると仮定した。2020年の年齢別成熟率は、0歳魚で0%、1歳魚で25%、2歳以上で100%とした。

本系群の産卵期は冬から春(1~6月)であり、低緯度海域ほど早く産卵する傾向がある。産卵場は能登半島から九州西岸にかけての沿岸域に形成されるが (図2-1)、産卵場の主体となる海域は年変動する。資源増加期である1986年までは九州北部海域と日本海西部海域の卵豊度が高かったのに対し、資源減少期である1990年以降では日本海北部海域での卵豊度が高かった (檜山 1998, 後藤 1998, Furuichi et al. 2020)。九州沿岸部に限ると、資源水準が高い年代には薩南海域で、低い年代には五島以北で多くの卵が採集される傾向がみられている (松岡・小西 2001)。また、海面水温が低いほど、日本海北部での産卵は減少し、九州沖合での産卵が増える傾向がみられた (Furuichi et al. 2020)。2020年は日本海北部海域で多量のマイワシ卵が確認された。

(4) 被捕食関係

仔魚期には、かいあし類などの動物プランクトンを捕食する (Nakai 1962)。成魚期には、動物プランクトンに加えて珪藻類などの植物プランクトンやカタクチイワシなどの卵も濾過捕食する (Nakai 1962, 馬場ほか 2018)。索餌期は主に春から秋である。春季における植物プランクトンの季節増殖のタイミングが本系群の加入に影響することが指摘されている (Kodama et al. 2018)。本系群の捕食者は、仔魚期では大型動物プランクトンや小型魚類等であり、成魚期では大型魚類および哺乳類、海鳥類等と考えられる。

(5) 特記事項

マイワシの資源量は中長期変動する海洋環境の影響を受けることが指摘されている (Yatsu et al. 2005)。本系群は歴史的に数十年規模の資源変動を示し、その資源変動は海洋生態系におけるレジームシフトに対する応答と認識されてきた (Ohshimo et al. 2009)。本系群の資源量は 1960 年代から 1970 年代初頭において低かったが、1970 年代中盤以後、急激に増加傾向を示し、1980 年代後半に最大値を示した後、急激に減少した。この資源変動は、冬季のモンスーン指標に起因する海洋環境の変化の影響を受けたと考えられている (Ohshimo et al. 2009)。資源量や海洋環境の変化は、個体の成長や成熟、加入成功に影響し、再生産関係も変化する可能性がある。

3. 漁業の状況

(1) 漁業の概要

対馬暖流域に生息するマイワシは、まき網、定置網、棒受網などで漁獲される。資源水準の高かった 1980 年代では沿岸域から沖合域にかけて広く漁場が形成されたが、近年の漁場は主に沿岸域である。

(2) 漁獲量の推移

本評価では、漁業・養殖業生産統計年報の大中型まき網漁業による漁獲を除いた漁獲量を、日本海および東シナ海側に位置する青森県～鹿児島県で合計した値に、大中型まき網漁業漁獲成績報告書より日本海区および東シナ海区における漁獲量を加えた値を本系群の漁獲量とした (図 3-1、表 3-1)。

漁獲量は、1983 年に 100 万トンを超え、1991 年まで 100 万トン以上であったが、その後急速に減少し、2001 年には 1 千トンまで落ち込んだ。その後、2004 年以降は増加傾向となり、2013 年の漁獲量は 8.5 万トンと 2000 年以後で最も多かった。2014 年は漁獲量が急減し 9 千トンとなったが、その後は増加し、2015～2018 年の漁獲量は 5.4 万～7.1 万トンを推移した。2019 年の漁獲量は 1.4 万トンまで再び減少したが、2020 年は 7.3 万トンと増加した。2020 年の各海域の漁獲量は、日本海北部 (青森県～石川県) では 2.6 万トンで前年 1.1 万トンの 2 倍程度、日本海西部 (福井県～山口県) では 3.4 万トンで前年 0.2 万トンの 10 倍以上、東シナ海 (福岡県～鹿児島県) では 1.3 万トンで前年 0.03 万トンを大幅に上回った (図 3-1)。

年齢別・年別漁獲尾数を図 3-2、補足資料 6 に示す。1990 年代後半から 2010 年にかけて、漁獲物の年齢構成は 0 歳魚が主体であった。2011 年以降は 1 歳以上の漁獲尾数の割合が増加している。2014 年および 2019 年の漁獲量の急減は、2015 年および 2020 年の漁獲物に 2 歳以上の高齢魚が平年通り含まれていたことから、資源量の低下によるものではなく、漁場となる沿岸域への来遊が少なかったためと考えられる。

対馬暖流域では日本の他に韓国もマイワシを漁獲しており、かつてはロシアによる漁獲もあった。韓国の漁獲量は 1987 年に 19 万トンを記録したが、その後は減少した。2000～2015 年の漁獲量は 0～4 千トン、2016 年以降は 5 千～8 千トンの漁獲があったが、2020 年の漁獲量は 1 千トンに減少した (水産統計 (韓国海洋水産部)、<http://www.fips.go.kr>、2021 年 3 月)。ロシアの漁獲量は 1991 年まで 20 万トンを超えていたが、1992 年には 7 万トンとな

り、それ以後の漁獲はほとんどない（ジガーリン 未発表資料）。中国によるマイワシ（Japanese pilchard）漁獲量は、2007～2019年にかけて10万～17万トンであり、横ばいで推移している（FAO Fishery and Aquaculture Statistics. Global capture production 1950-2019、<http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en>、2021年3月）。これら外国による漁獲量は、本系群を対象としたものであるか不明なため、本資源評価の計算には含めなかった。

(3) 漁獲努力量

本系群の近年における主漁場は日本海西南部海域であり、この海域のマイワシは主に中型まき網漁業により漁獲される。中型まき網漁船はマアジ、マサバ、マイワシ等の浮魚類を主な対象として操業し、ほとんどが島根県に属している。資源が極めて低水準であった2000年代前半は、他魚種を対象とした操業で混獲される場合が多く、マイワシに対する漁獲努力量を把握することは困難であった。近年、マイワシがまとまって水揚げされるようになってきたため、島根県籍のまき網船の延べ網数が本系群の漁獲努力量の指標として利用できると考えられる（図3-3、表3-2）。延べ網数は、2004～2019年は2.1千～3.3千網で推移しており、2020年には2.3千網であった。

4. 資源の状況

(1) 資源評価の方法

漁獲量、漁獲物の生物測定および鱗などの年齢形質による年齢査定から年齢別・年別漁獲尾数を算出し、1960～2020年までの期間でコホート解析を行った。コホート解析においては、2004～2020年の産卵量、および2007～2020年の資源量指標値（島根県籍船団のまき網漁業により水揚げされるマイワシの標準化された1網当りの漁獲量、石川県内でまき網漁業により水揚げされるマイワシの抽出データによる1隻当たりの漁獲量）を用いて2020年の漁獲係数Fの調整を行った（補足資料1～3）。

(2) 資源量指標値の推移

漁獲係数Fの調整に使用した資源量指標値を補足表2-4に、各指標値の平均値で割り、規格化した値の推移を図4-1に示す。九州西岸から日本海で実施された卵稚仔調査に基づく本資源の産卵量は、2000年代後半には1兆～17兆粒の範囲で推移したが、2010年以降10兆～100兆粒に増加した。2020年は268兆粒と極めて多く、1995年以降初めて200兆粒を超えた（補足表2-4）。島根県籍船団による中型まき網漁業で漁獲されたマイワシの標準化された1網当りの漁獲量は、2000年代後半は低い値であったが、2011年以降変動は大きいものの増加傾向を示した（補足表2-4、補足資料3）。2019年は低い値であったが、2020年は増加した（図4-1）。石川県内でまき網漁業により水揚げされるマイワシの抽出データによる1隻当たりの漁獲量は、2011年以降、変動はあるが緩やかな増加傾向を示した（補足表2-4、補足資料3）。2020年は2007年以降最大の値であった（図4-1）。

島根県および石川県に属する中型まき網船団の操業記録に基づく資源量指標値は、本系群全体の資源密度の増減だけでなく、漁場形成の影響を受けている可能性がある。本資源の来遊に影響を与える要因を今後さらに検討し、資源量指標値の信頼性の評価および精度向上の検討を続けていく必要がある。

夏期に行われている魚群分布調査「計量魚探などを用いた浮魚類魚群量調査」におけるマイワシの採集状況について補足資料 4 に示した。夏期のマイワシの分布範囲に対してこれまでの調査海域が限られていたため、2019 年より日本海の広域も含めた調査を開始した。現時点では、これらの調査結果から信頼できるマイワシの資源量指標値が得られていないと考え、資源計算には用いず、参考資料とした。引き続き調査を実施して、データの蓄積を継続し、調査・解析手法の改善に取り組む予定である。

(3) 資源量と漁獲量の推移

コホート解析により求めた資源量は 1970 年代から増加し、1988 年には 1,000 万トンに達したと推定される（図 4-2、表 3-1）。その後減少し、1995 年には 100 万トンを下回り、2001 年には 1 万トンを下回った。2004 年以降の資源量は増加傾向にあり、2010 年には 10 万トンを超えた。2014 年に一旦減少したが、2020 年の資源量は 43.3 万トンまで増加した。親魚量（資源計算の成熟魚資源量）は 2005 年以降増加傾向にあり、2011 年には 10 万トンを超えた。2017 年に一旦減少したが、2020 年は 24.6 万トンと推定された。昨年度評価と比べると、2015～2018 年の資源量および 2016～2019 年の親魚量が下方修正された。これは、2019 年と 2020 年の年齢別漁獲尾数にもとづき算出された 2019 年の 3 歳、4+歳の資源量が下方修正されたことにより、2015 年級群、2016 年級群の加入量が遡って下方修正されたためである。

加入量（資源計算の 0 歳魚資源尾数）は、1971 年から増加し、1980 年代は 1000 億尾を超えた年が出現した（図 4-3、表 3-1）。1987 年以降減少し、2002 年には 0.42 億尾まで減少した。その後増加傾向が見られ、2010 年以降は 18 億～53 億尾で推移した。2020 年加入量は 69 億尾と推定された。

年齢別資源重量は、1～3 歳魚が占める割合が高い（図 4-4、補足資料 6）。中でも、1 歳魚の資源重量がほとんどの年で最も多かった。2020 年は 2 歳魚の占める割合が高く、前年よりも 0 歳魚および 2 歳魚以上の資源重量が増加した。

再生産成功率は変動が大きく、1980 年代後半から 1990 年代前半にかけて低い値で推移した（図 4-5）。これは加入量が最大となり、急激に減少する時期と一致する。1990 年代中盤に増加した後、変動しながら横ばいに推移している。近年では 2004、2005、2010 年において比較的高い値が認められた。

資源量計算では自然死亡係数（ M ）は 0.4 を仮定したが、この値を 0.3、0.5 に変更して、2020 年の資源量と親魚量を計算した（図 4-6）。 M の値が大きくなると、いずれの値も大きくなり、 M が 0.3 の場合は 0.4 の場合の 75%～78%、 M が 0.5 の場合は 138～143%の値となった。

年齢別漁獲係数 F は、1965 年から 1990 年代前半は比較的低い値で緩やかな増加傾向を示した（図 4-7、補足資料 6）。1990 年代中盤以降から急激に増加し、経年変動が大きくなった。2005 年以降は増減を繰り返しながら比較的低い値で推移している。0～1 歳の漁獲係数は経年的に安定しているが、3 歳以上の漁獲係数は変動が大きく、2015 年以降高かった。2019 年の漁獲係数はすべての年齢で低かったが、2020 年は増加した。

漁獲割合は、1960 年代後半から 1970 年代前半までは低かったが、その後高くなり、1990 年代以降は大きく増減しながら減少傾向を示した（図 4-8）。2010 年の漁獲割合は 4%であっ

たが、その後増加し、2014年と2019年の5%を除いて15～32%の間で推移した。2020年の漁獲割合は17%となった。

項目	値	説明
SB2020	246 千トン	2020年の親魚量
F2020	2020年の漁獲圧(漁獲係数F) (0歳, 1歳, 2歳, 3歳, 4歳以上) =(0.19, 0.12, 0.23, 0.43, 0.43)	
U2020	17%	2020年の漁獲割合

(4) 加入量当たり漁獲量(YPR)、加入量当たり親魚量(SPR)および現状の漁獲圧選択率の影響を考慮して漁獲圧を比較するため、加入量あたり親魚量(SPR)を基準に、その漁獲圧が無かった場合との比較を行った。図4-9に年ごとに漁獲が無かったと仮定した場合のSPRに対する、漁獲があった場合のSPRの割合(%SPR)の推移を示す。%SPRは漁獲圧が低いほど大きな値となる。%SPRは年代によって変動が大きく、2000年以降は20～53%で推移していたが、2010、2014、2019年は低かった。2020年は43.7%となった。現状の漁獲圧として近年5年間(2016～2020年)の平均F値から%SPRを算出すると32.1%となった。

現状の漁獲圧に対するYPRと%SPRの関係を図4-10に示す。このときFの選択率としては令和2年3月に開催された「管理基準値等に関する研究機関会議」において最大持続生産量MSYを実現するF(F_{msy})の推定に用いた値(高橋ほか2020b)を用いた。また、年齢別平均体重および成熟割合についてもF_{msy}算出時の値を使用した。F_{msy}は%SPRに換算すると41.1%に相当する。現状の漁獲圧(F2016-2020)はF_{msy}やF_{0.1}を上回るが、F_{30%}SPRは下回る。

項目	値	説明
%SPR(F2020)	43.7%	2020年の%SPR
%SPR(F2016-2020)	32.1%	現状(2016～2020年漁期)の漁獲圧に対応する%SPR

(5) 再生産関係

親魚量(重量)と加入量(尾数)の関係(再生産関係)を図4-11に示す。上述の「管理基準値等に関する研究機関会議」により、本系群の再生産関係は、通常加入期(1960～1975年および1988～2017年)と高加入期(1976～1987年)の二種類の加入容態に分けられ、それぞれの期間でホッケー・スティック型再生産関係式を適用することが提案された(高橋ほか2020b)。2020年の加入状況は、近年の再生産関係を含む通常加入期(1960～1975年および1988～2017年)に属していると考えられる。通常加入期におけるホッケー・スティック型関係式の各パラメータを以下表に示す。ここで、再生産関係のパラメータ推定に使用するデータは、令和元(2019)年度の資源評価(高橋ほか2020a)においてプラスグループを修正して得られた親魚量・加入量とし、最適化方法には最小二乗法を用いている。加入量の残差

の自己相関は考慮していない。

再生産関係式	最適化法	自己相関	a	b	S.D.	ρ
ホッケー・スティック型	最小二乗法	無	0.0276	7.36e+05	0.683	-

ここで、a は HS の折れ点までの再生産曲線の傾き（尾/kg）、b は HS の折れ点となる親魚量（トン）である。

(6) 現在の環境下において MSY を実現する水準および管理基準値等

上述の「管理基準値等に関する研究機関会議」では現在の環境として、通常加入期（1960～1975年および1988～2017年）の条件下で最大持続生産量 MSY は 33.8 万トンと推定された。令和 2 年 9 月に開催された「資源管理方針に関する検討会」で取り纏められ「水産政策審議会」を経て、この MSY を実現する親魚量（SBmsy：109.3 万トン）を目標管理基準値とする資源管理目標が定められた。また、MSY の 60% の漁獲量が得られる親魚量（46.5 万トン）が限界管理基準値、MSY の 10% の漁獲量が得られる親魚量（6.6 万トン）が禁漁水準とされた。MSY を実現する漁獲圧（Fmsy）と共に諸数値を下表に示す。

項目	値	説明
SBtarget	1,093 千トン	目標管理基準値。最大持続生産量 MSY を実現する親魚量（SBmsy）。
SBlimit	465 千トン	限界管理基準値。MSY の 60% の漁獲量が得られる親魚量（SB0.6msy）。
SBban	66 千トン	禁漁水準。MSY の 10% の漁獲量が得られる親魚量（SB0.6msy）。
Fmsy	最大持続生産量 MSY を実現する漁獲圧（漁獲係数 F） （0 歳, 1 歳, 2 歳, 3 歳, 4 歳以上） =(0.25, 0.14, 0.24, 0.42, 0.42)	
%SPR (Fmsy)	41.1%	Fmsy に対応する %SPR
MSY	338 千トン	最大持続生産量 MSY

(7) 資源の水準・動向および漁獲圧の水準

MSY を実現する親魚量と漁獲圧を基準にした神戸プロットを図 4-12 に示す。本系群における 2020 年の親魚量は MSY を実現する親魚量（SBmsy すなわち目標管理基準値）、および MSY の 60% の漁獲量が得られる親魚量（SB0.6msy すなわち限界管理基準値）を下回る。2020 年の親魚量は SBmsy の 0.22 倍である。また、2020 年の漁獲圧は MSY を実現する漁獲圧（Fmsy）を下回っており、2020 年の漁獲圧は Fmsy の 0.91 倍である。なお、神戸プロットに示した漁獲圧の比（F/Fmsy）とは、各年の F の選択率の下で Fmsy の漁獲圧を与える F を %SPR 換算して求めた値と、各年の F 値との比である。親魚量の動向は、近年 5 年間（2016～2020 年）の推移から増加と判断される。

項目	値	説明
SB2020/ SBmsy (SBtarget)	0.22	最大持続生産量を実現する親魚量(目標管理基準値)に対する 2020 年の親魚量の比
F2020/ Fmsy	0.91	最大持続生産量を実現する漁獲圧に対する 2020 年の漁獲圧の比*

* 2020 年の選択率の下で Fmsy の漁獲圧を与える F を%SPR 換算して算出し求めた比率

親魚量の水準	MSY を実現する水準を下回る
漁獲圧の水準	MSY を実現する水準を下回る
親魚量の動向	増加

5. 将来予測

(1) 将来予測の設定

資源評価で推定した 2020 年の資源量から、コホート解析の前進法を用いて 2021～2051 年までの将来予測計算を行った(補足資料 2)。将来予測における加入量は、各年の親魚量から予測される値を再生産関係式から与えた。加入量の不確実性として、対数正規分布に従う誤差を仮定し、10,000 回の繰り返し計算を行った。2021 年の漁獲圧は、同年の漁獲量が令和 3 年管理年度(令和 3 年 1 月～令和 3 年 12 月)漁獲可能量(TAC) 7.7 万トンになるよう調整した。2022 年以降の漁獲圧は、5-(2)で示す漁獲管理規則から計算した。

(2) 漁獲管理規則

資源管理基本方針で定められた本系群の漁獲シナリオにのっとり漁獲管理規則を図 5-1 に示す。この漁獲管理規則では、2021～2023 年は親魚量によらず調整係数 $\beta=0.8$ とする一定の漁獲圧で漁獲する(図 5-1)。2024 年以降は、親魚量が限界管理基準値以上にある場合には $\beta=0.75$ で、親魚量が限界管理基準値を下回った場合は禁漁水準まで直線的に漁獲圧を削減する規則である(図 5-2)。なお、2021～2023 年の親魚量によらず調整係数 $\beta=0.8$ とする漁獲圧は、漁獲管理規則導入時の漁獲量の減少を緩和するための措置である。

(3) 2022 年の予測値と ABC の算定

本系群の漁獲管理規則から算定される 2022 年の予測漁獲量である 9.7 万トンを ABC として提示する。2022 年に予測される親魚量は、いずれの繰り返し計算でも限界管理基準値を下回り、平均 35.2 万トンと見込まれた。

2022 年の ABC (千トン)	2022 年の親魚量の 予測平均値 (千トン)	現状の漁獲圧に 対する比 (F/F2016-2020)	2022 年の 漁獲割合(%)
97	352	0.58	15
コメント:			

- ・ ABC の算定には、令和 2 年 9 月に開催された「資源管理方針に関する検討会」にて取り纏められ「水産政策審議会」を経て定められた漁獲シナリオにおける漁獲管理規則を用いた。

(4) 2023 年以降の予測

2023 年以降も含めた将来予測の結果を図 5-3、表 5-1、5-2 に示す。漁獲管理規則に基づく管理を 10 年間継続した場合、2031 年の親魚量の予測値は 124.5 万トン（80%予測区間は 68.7 万～189.2 万トン）であり、予測値が目標管理基準値を上回る確率は 56%、限界管理基準値を上回る確率は 98%である。

参考情報として、2024 年以降に異なる β を使用した場合、および 2022 年以降も現状の漁獲圧（F2016-2020）を継続した場合の将来予測結果についても示す。2024 年以降の β を 0.7 とした場合、2031 年の親魚量の予測値は平均 130.1 万トン（80%予測区間は 73.0 万～196.7 万トン）であり、目標管理基準値を上回る確率は 61%、限界管理基準値を上回る確率は 98%である。一方、2022 年以降、現状の漁獲圧を継続した場合の 2031 年の親魚量の予測値は 53.9 万トン（80%予測区間は 16.9 万～101.2 万トン）であり目標管理基準値を上回る確率は 8%、限界管理基準値を上回る確率は 48%である。また、2022～2023 年の漁獲圧を 0.8Fmsy とせず、2022 年から親魚量が限界管理基準値を下回った場合には禁漁水準まで直線的に漁獲圧を削減する原則の漁獲管理規則（図 5-2、 $\beta=0.75$ ）に従った漁獲を行った場合には、2031 年の親魚量の予測値は平均 127.1 万トン（80%信頼区間は 72.1 万～191.9 万トン）であり、目標管理基準値を上回る確率は 58%、限界管理基準値を上回る確率は 98%である。

漁獲管理規則に基づく管理を継続した場合、親魚量が目標管理基準値を 50%以上の確率で上回る年は、2030 年以降となると予測された。限界管理基準値を 50%以上の確率で上回る年は、2024 年と予測された。仮に漁獲圧をゼロにした場合でも（ $\beta=0$ ）、親魚量が目標管理基準値を 50%以上の確率で上回るのは 2027 年になると予測された。

考慮している不確実性：加入量					
項目	2031 年の親魚量 (千トン)	80% 予測区間 (千トン)	2031 年に親魚量が以下の 管理基準値を上回る確率(%)		
			SBtarget	SBlimit	SBban
漁獲管理規則で使用する β					
$\beta=0.75$	1,245	687 - 1,892	56	98	100
その他の方策（漁獲管理規則とは異なる β を使用した場合等）					
$\beta=1.0$	999	510 - 1,566	34	93	100
$\beta=0.8$	1,192	645 - 1,824	51	97	100
$\beta=0.7$	1,301	730 - 1,967	61	98	100
$\beta=0$	2,458	1,565 - 3,506	99	100	100
F2016-2020	539	169 - 1,012	8	48	99
原則の規則 ($\beta=0.75$)	1,271	721 - 1,919	58	98	100

考慮している不確実性:加入量			
	親魚量が管理基準値を 50%以上の確率で上回る年		
	SBtarget	SBlimit	SBban
漁獲管理規則で使用する β			
$\beta=0.75$	2030 年	2024 年	2021 年
その他の方策 (漁獲管理規則とは異なる β を使用した場合等)			
$\beta=1.0$	2051 年以降	2024 年	2021 年
$\beta=0.8$	2031 年	2024 年	2021 年
$\beta=0.7$	2030 年	2024 年	2021 年
$\beta=0$	2027 年	2024 年	2021 年
F2016-2020	2051 年以降	2028 年	2021 年
原則の規則 ($\beta=0.75$)	2030 年	2024 年	2021 年

6. 資源評価のまとめ

本系群の親魚量は、1994 年から 2020 年まで MSY を実現する水準 SBmsy を下回った。近年の漁獲圧は、Fmsy よりわずかに高い値で推移していたが、2020 年は Fmsy を下回った。親魚量の動向は近年 5 年間 (2016~2020 年) の推移から増加と判断される。

7. その他

現在の資源量は、2000 年代前半に比べて 6~7 倍増加したものの、1980 年代の資源量と比べると依然として低い水準にある。また、本系群の再生産成功率の年変動は大きい (図 4-5)。今後、資源量が増加するにつれ加入量が増加し、高加入期の再生産関係式が実現する可能性がある。本資源の利用・管理にあたっては、再生産関係の見直しに伴う漁獲管理規則の見直し、移行をどのように進めるかを十分に考慮して実施する必要がある。平成 21 (2009) 年度から平成 23 (2011) 年度にかけて「日本海西部・九州西部海域マアジ (マサバ・マイワシ) 資源回復計画」が開始され、小型魚保護のため、大中型まき網漁業は小型魚を主とする漁獲があった場合には集中的な漁獲圧をかけないよう速やかに漁場移動を行い、中・小型まき網漁業は団体毎に一定日数の休漁や水揚げ日数制限等の漁獲制限を行うという取り組みが実施された。同措置は資源管理指針・計画のもとで現在も継続されている。日本海西部では休漁、もしくは 1 日 1 船団当たりの漁獲制限が複数期間にわたって実施された。今後も、このような措置が引き続き実施されることが望ましいと考えられる。

8. 引用文献

- 馬場 孝・森本晴之・後藤常夫・南條暢聡・尾田昌紀・上野陽一郎 (2018) 春季日本海におけるマイワシとカタクチイワシの同時同所採集物を用いた食性比較. 日本水産学会誌, **84(2)**, 288-290.
- Furuichi, S., T. Yasuda, H. Kurota, M. Yoda, K. Suzuki, M. Takahashi and M. Fukuwaka (2020) Disentangling the effects of climate and density-dependent factors on spatiotemporal dynamics of Japanese sardine spawning. Mar. Ecol. Prog. Ser. **633**:157-168.

- 後藤常夫 (1998) 1979～1994 年春季の日本海におけるマイワシ卵の豊度と分布. 日本海区水産研究所研究報告, (48), 51-60.
- 檜山義明 (1998) 対馬暖流域での回遊範囲と成長速度. マイワシの資源変動と生態変化 (渡邊良朗・和田時夫編), 恒星社厚生閣, 東京, 35-44.
- Hiyama, Y., H. Nishida and T. Goto (1995) Interannual fluctuations in recruitment and growth of the sardine, *Sardinops melanostictus*, in the Sea of Japan and adjacent waters. Res. Popul. Ecol., **37**, 177-183.
- 伊東祐方 (1961) 日本近海におけるマイワシの漁業生物学的研究. 日本海区水産研究所研究報告, (9), 1-227.
- Kodama T., T. Wagawa, S. Ohshimo, H. Morimoto, N. Iguchi, K. Fukudome, T. Goto, M. Takahashi and T. Yasuda (2018) Improvement in recruitment of Japanese sardine with delay of spring phytoplankton bloom in the Sea of Japan. Fish. Oceanogr., **27**(4), 289-371.
- 黒田一紀 (1991) マイワシの初期生活期を中心とする再生産過程に関する研究. 中央水産研究所研究報告, (3), 25-278.
- Matsuyama, M., S. Adachi, Y. Nagahama, C. Kitajima and S. Matsuura (1991) Annual reproductive cycle of the captive female Japanese sardine *Sardinops melanostictus*: relationship to ovarian development and serum levels of gonadal steroid hormones. Mar. Biol., **108**, 21-29.
- 松岡正信・小西芳信 (2001) 1979～1995 年の九州周辺海域におけるマイワシの産卵量と分布. 水産海洋研究, **65**, 67-731.
- 森本晴之 (2010) 日本産マイワシにおける繁殖特性の時空間変化とその個体群動態への影響. 水産海洋研究, **74** (特集号), 35-45.
- Muko, S., S. Ohshimo, H. Kurota, T. Yasuda and M. Fukuwaka (2018) Long-term distribution change of Japanese sardine in the Sea of Japan with their population dynamics. Mar. Ecol. Prog. Ser., **593**, 141-154.
- Nakai, Z. (1962) Studies relevant to mechanisms underlying the fluctuation in the catch of the Japanese sardine, *Sardinops melanosticta* (Temminck & Schlegel). 魚類学雑誌, **9**, 1-115.
- Ohshimo, S., H. Tanaka and Y. Hiyama (2009) Long-term stock assessment and growth changes of the Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*) in the Sea of Japan and East China Sea from 1953 to 2006. Fish. Oceanogr., **18**, 346-358.
- 高橋素光・黒田啓行・依田真里・竹垣草世香・安田十也 (2020a) 令和元 (2019) 年度マイワシ対馬暖流系群の資源評価. 我が国周辺水域の漁業資源評価. 水産庁・水産研究・教育機構, 東京.
- 高橋素光・黒田啓行・依田真里・竹垣草世香・安田十也 (2020b) 令和 2 (2020) 年度マイワシ対馬暖流系群の管理基準値等に関する研究機関会議報告書. 水産研究・教育機構, 1-46. FRA-SA2020-BRP01-2. ※2020 年 9 月に管理基準値案が更新された
https://www.fra.affrc.go.jp/shigen_hyoka/SCmeeting/2019-1/detail_maiwashi_tc.pdf (last accessed 18 July 2020)
- Wada, T., and L. D. Jacobson (1998) Regimes and stock-recruitment relationships in Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*), 1951-1995. Can. J. Fish. Aquat. Sci., **55**, 2455-2463.
- 安田十也・黒田啓行・林 晃・依田真里・鈴木 圭・高橋素光 (2018) 平成 29 (2017) 年度

マイワシ対馬暖流系群の資源評価. 平成 29 年度我が国周辺水域の漁業資源評価 (魚種別系群別資源評価・TAC 種), 第 1 分冊, 15-52.

Yatsu, A., T. Watanabe, M. Ishida, H. Sugisaki and L. D. Jacobson (2005) Environmental effects on recruitment and productivity of Japanese sardine *Sardinops melanostictus* and chub mackerel *Scomber japonicus* with recommendations for management. Fish. Oceanogr., **14**, 263-278.

米田道夫・田中寛繁・本田 聡・西田 宏・梨田一也・廣田祐一・石田 実・大下誠二・宮辺 伸・伊藤春香・清水昭男 (2013) 2008-2010 年の西日本沿岸域におけるマイワシの性成熟, 産卵期およびバッチ産卵数. 水産海洋研究, **77 (2)**, 59-67.

(執筆者: 向 草世香、高橋素光、黒田啓行、依田真里、日野晴彦)

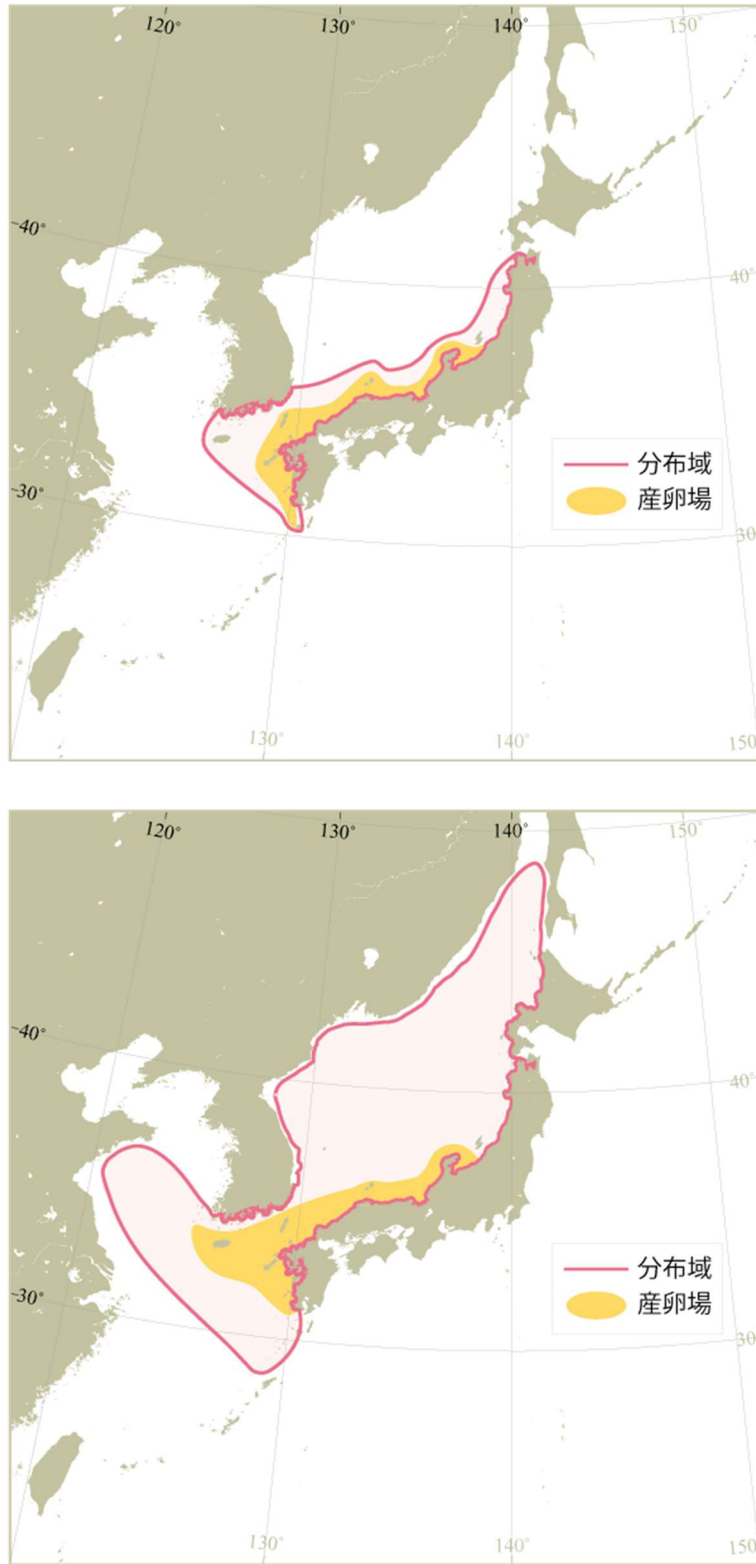


図 2-1. マイワシ対馬暖流系群の分布・回遊および生活史と漁場形成模式図(上:低水準期、下:高水準期)

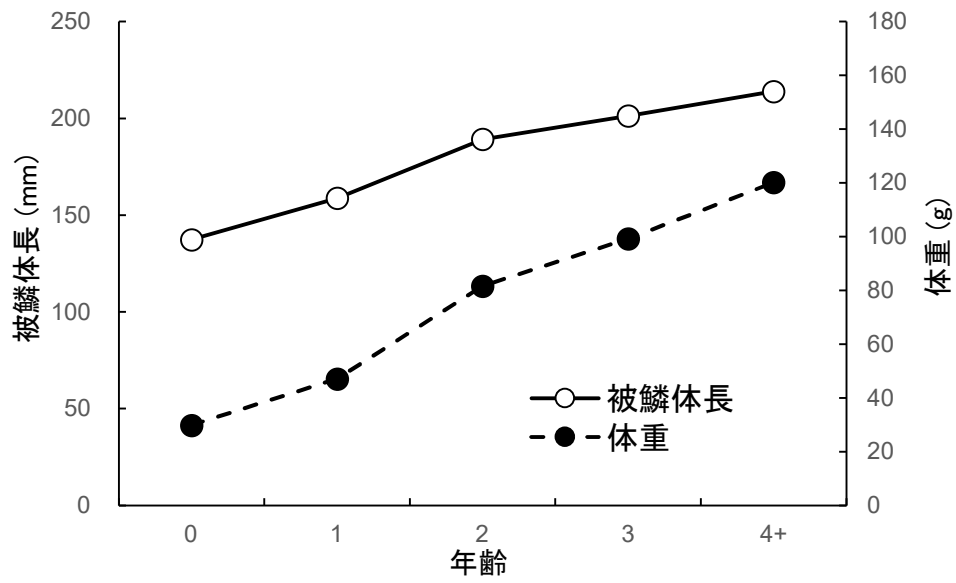


図 2-2. 年齢と成長

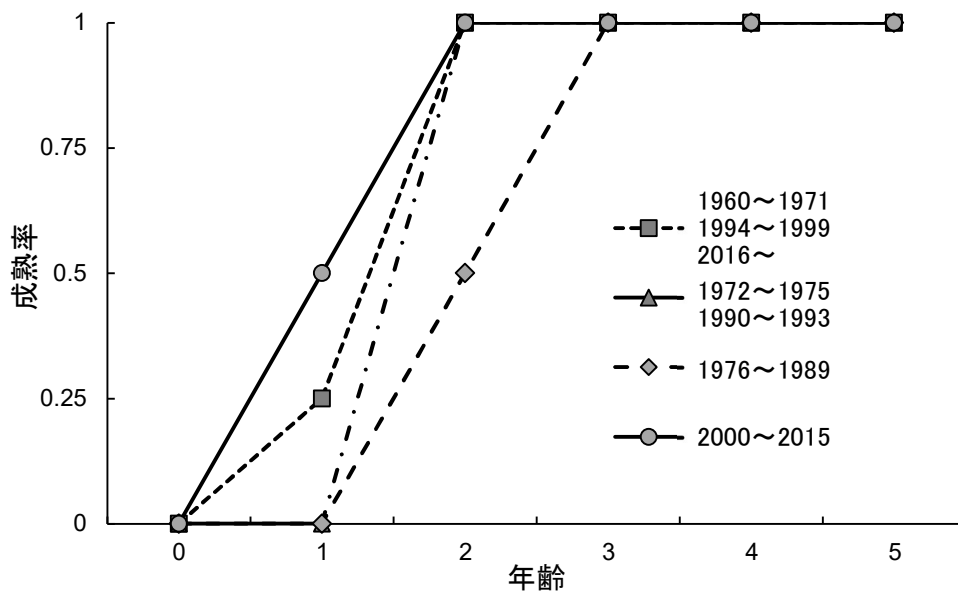


図 2-3. 年齢と成熟割合

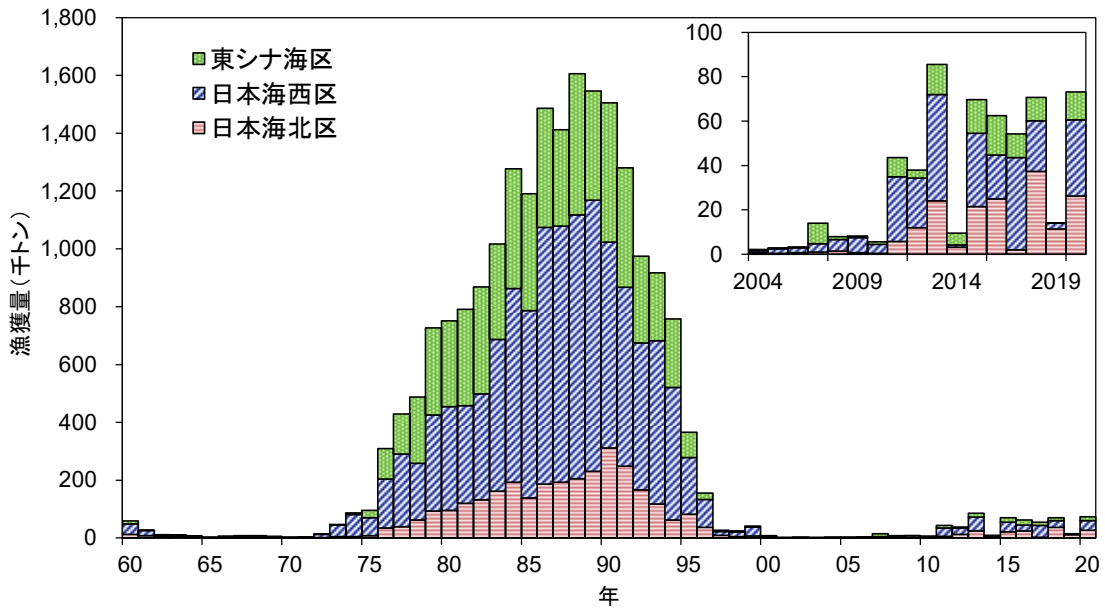


図 3-1. 漁獲量の推移

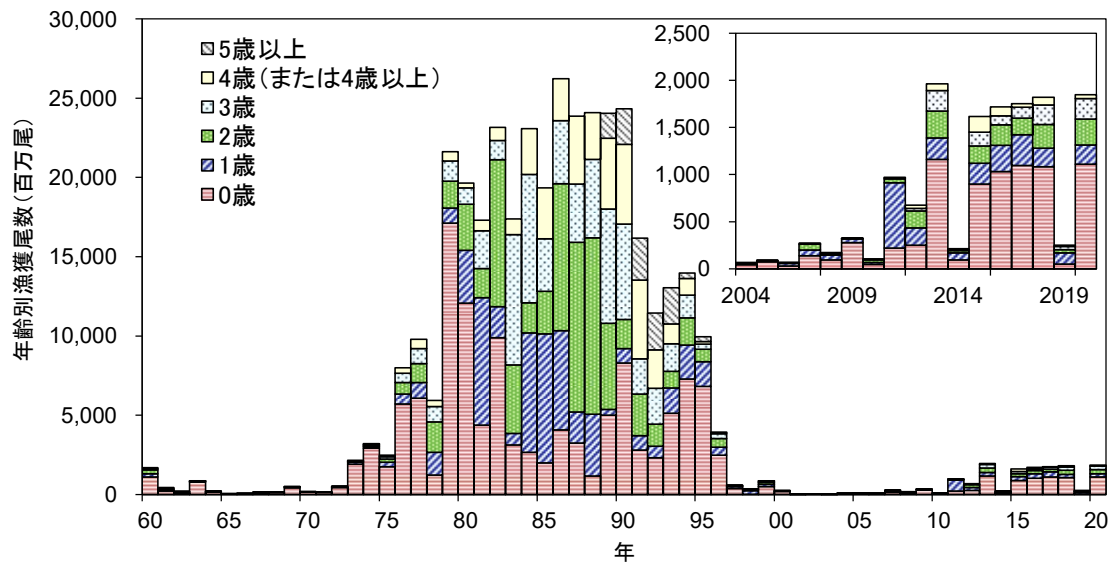


図 3-2. 年齢別漁獲尾数の推移

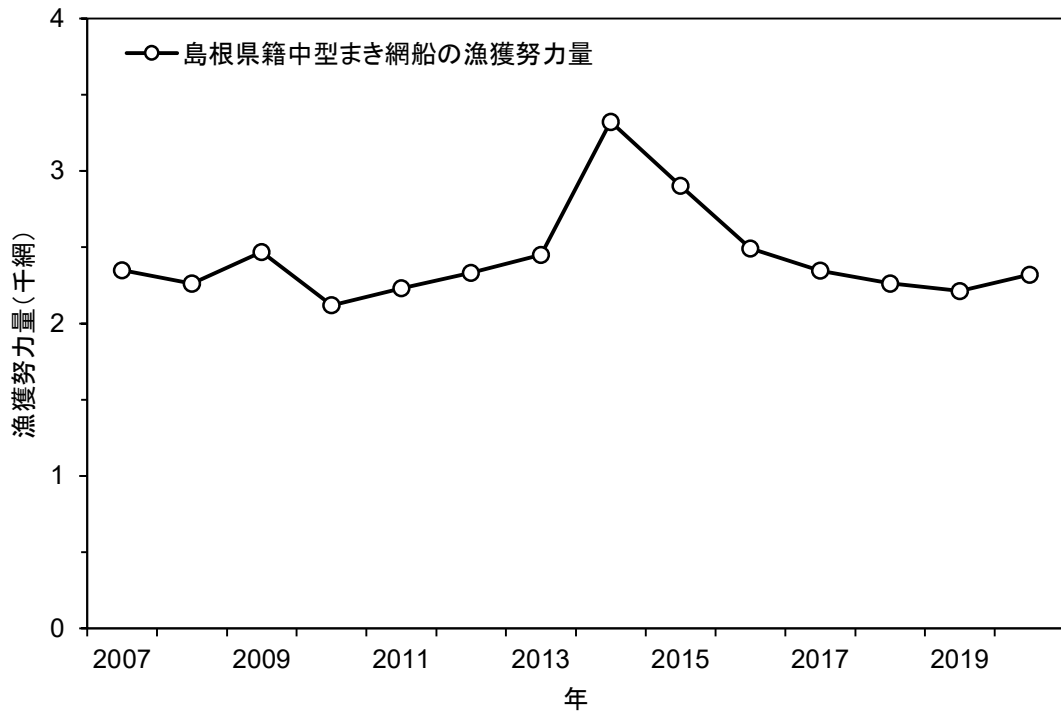


図 3-3. 島根県籍中型まき網船団の漁獲努力量（網数）の推移

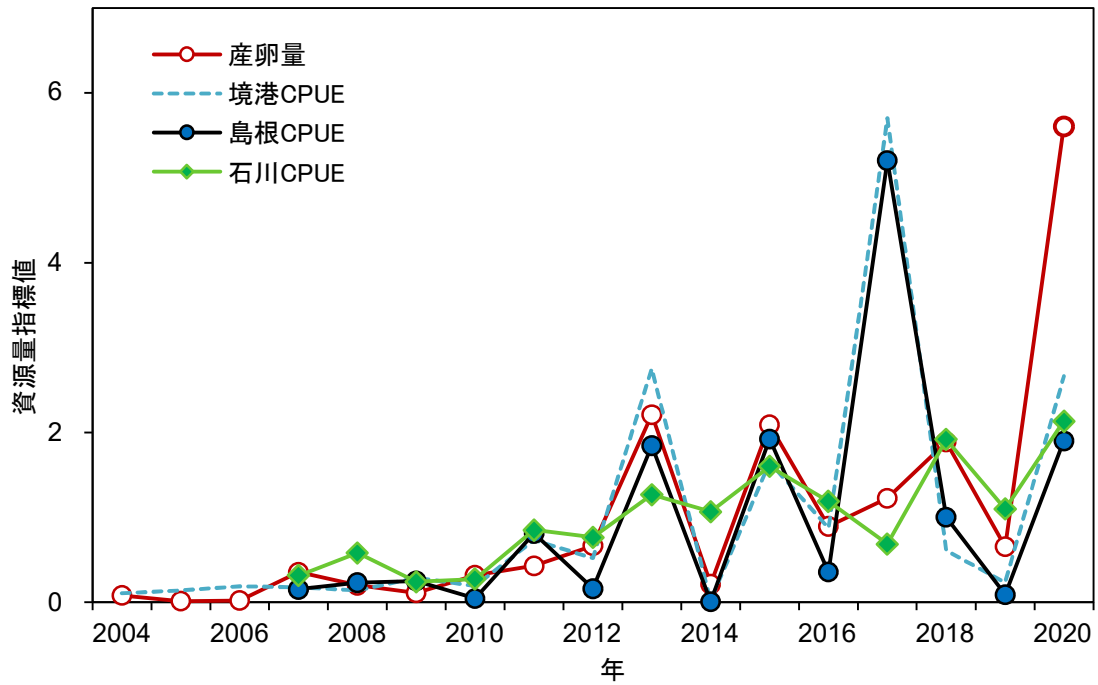


図 4-1. 資源量指標値の推移（平均値で割って規格化した数値）

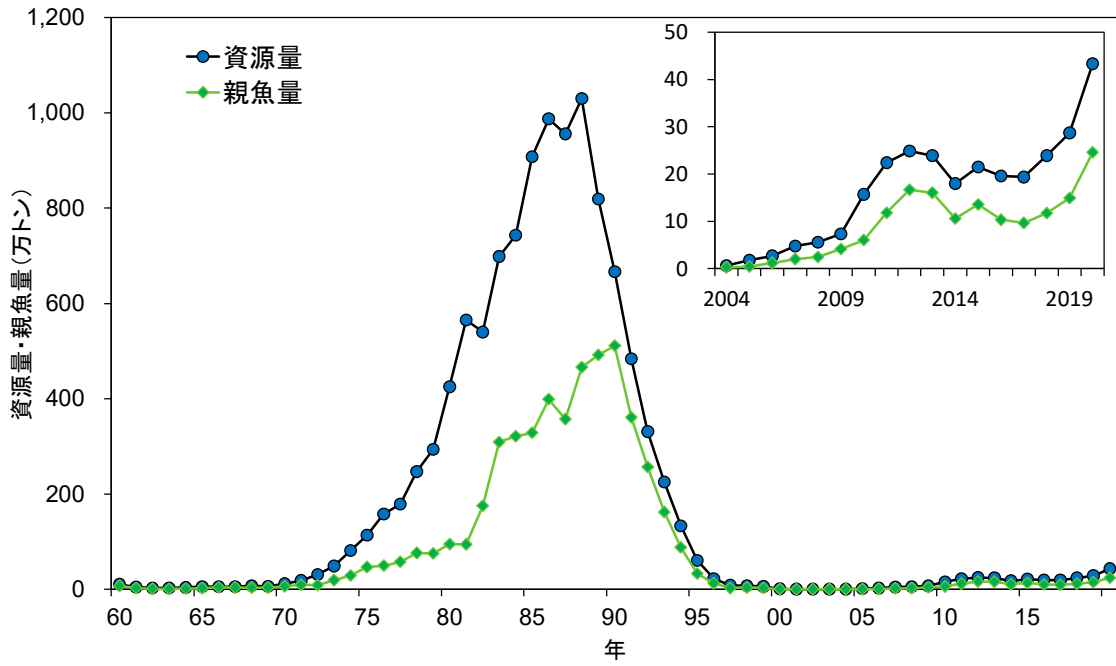


図 4-2. 資源量と親魚量の推移

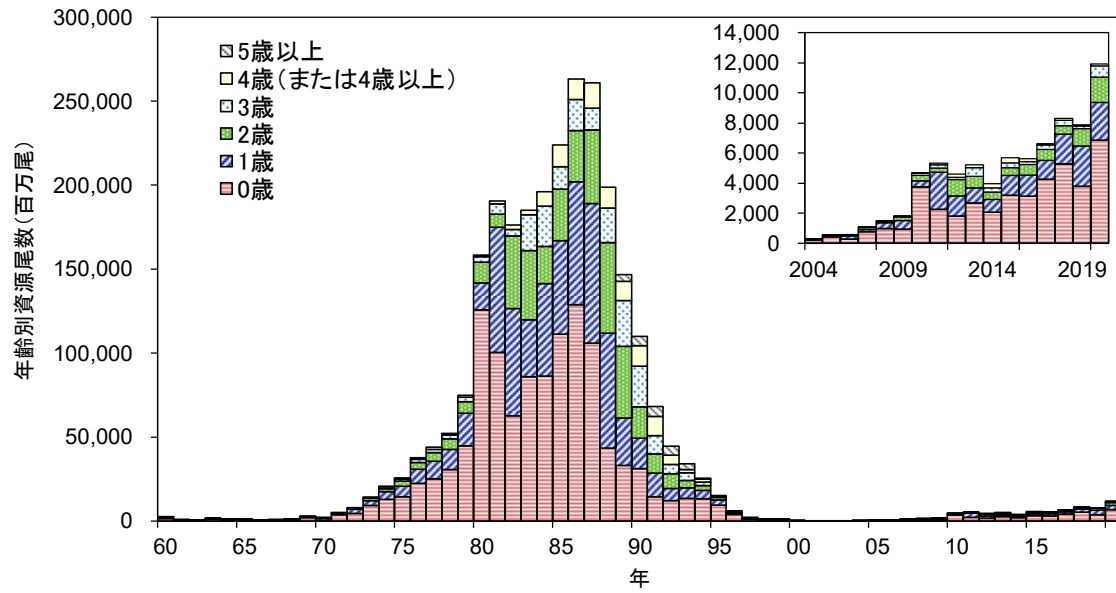


図 4-3. 年齢別資源尾数の推移

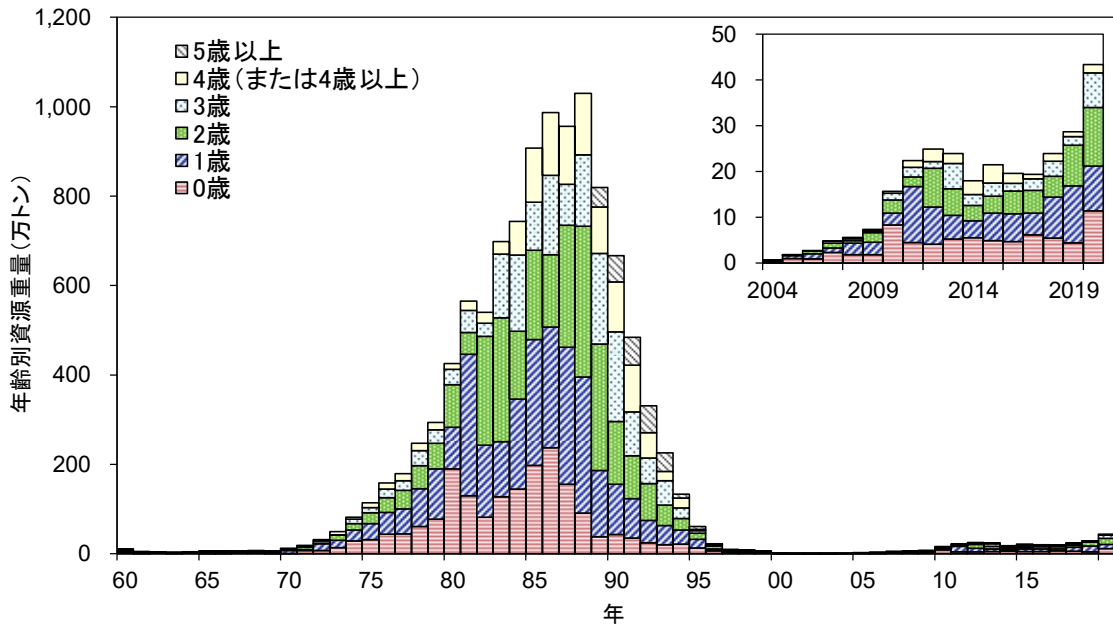


図 4-4. 年齢別資源重量の推移

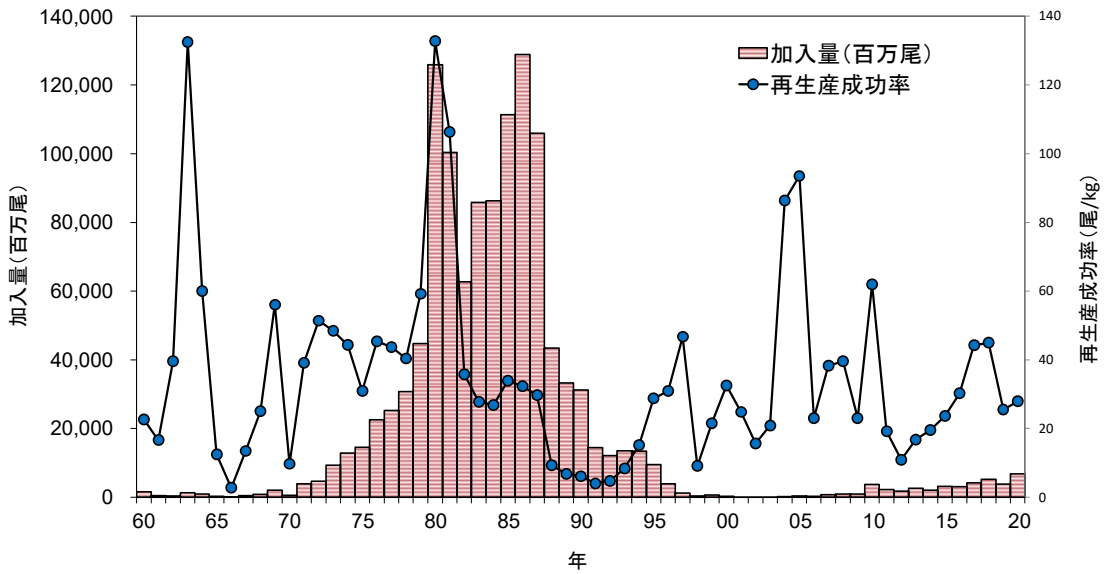


図 4-5. 加入量と再生産成功率の推移

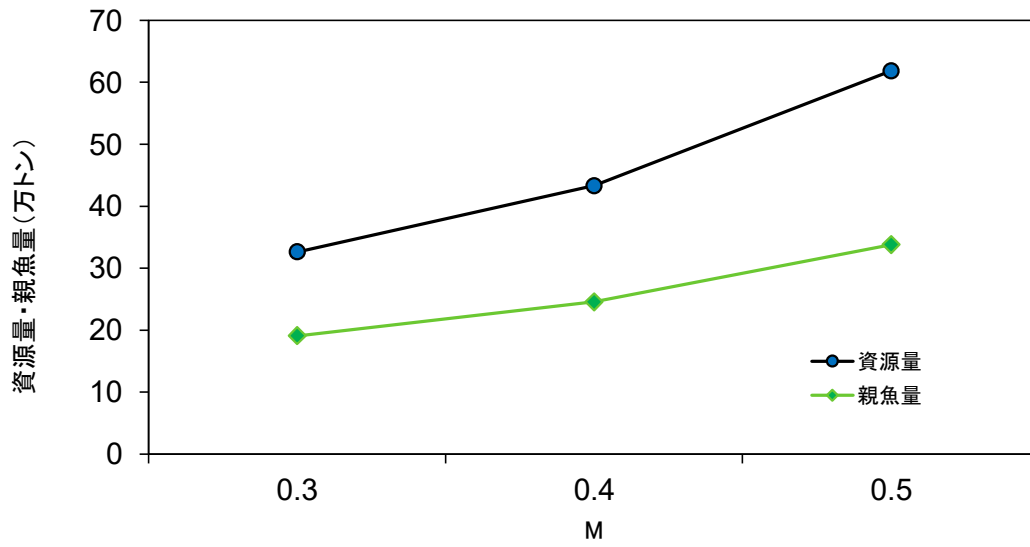


図 4-6. 資源量と親魚量の推定に対する自然死亡係数 M の影響

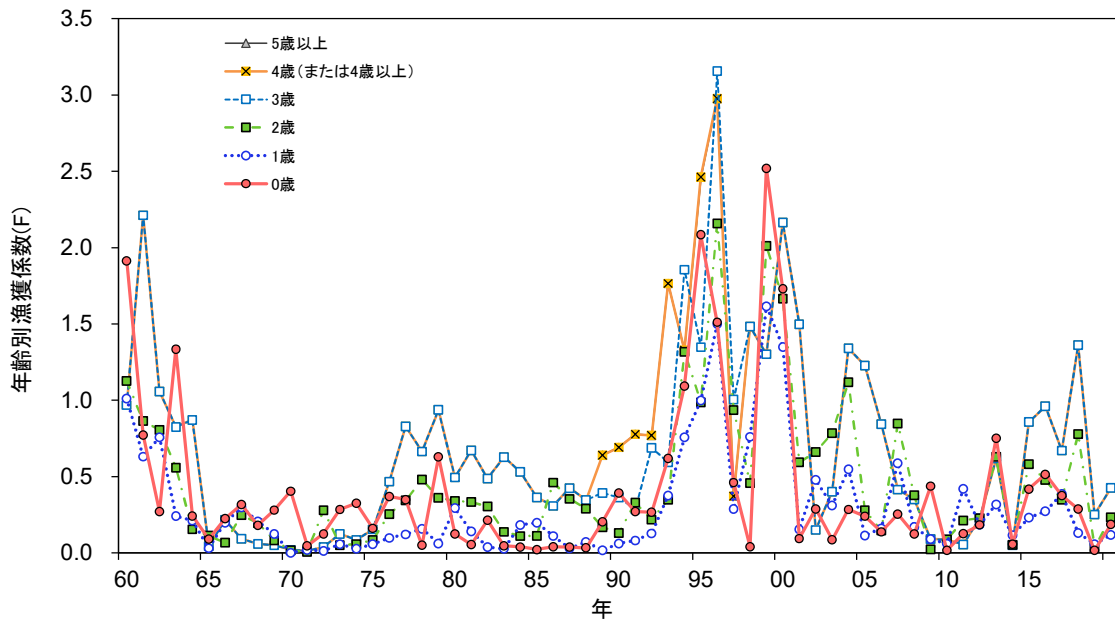


図 4-7. 年齢別漁獲係数 F の推移

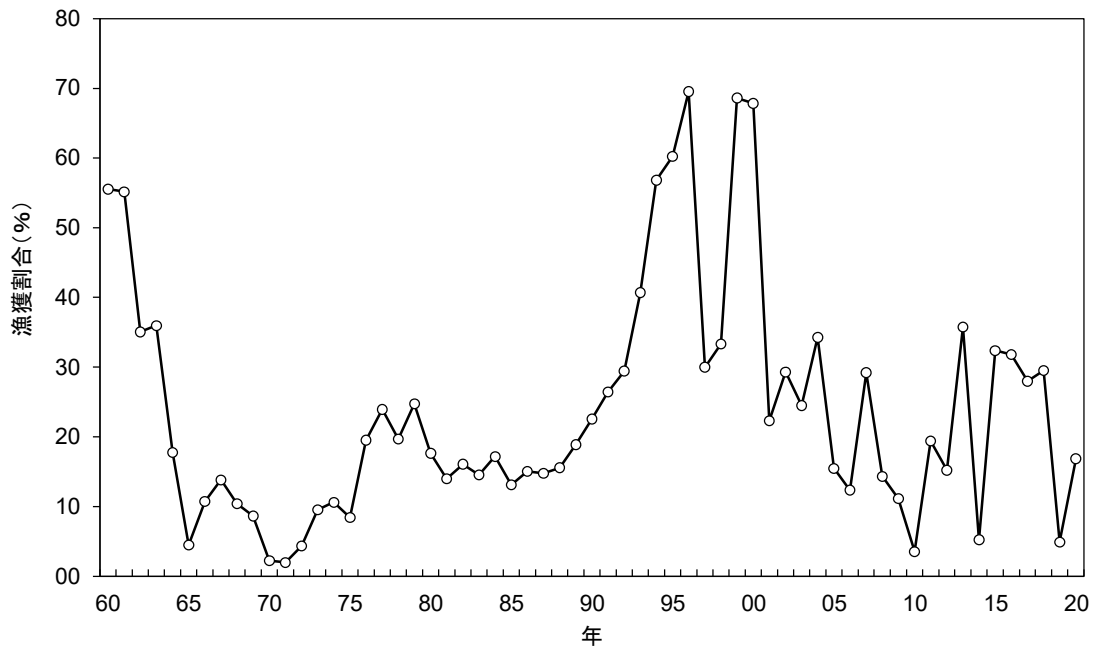


図 4-8. 漁獲割合の推移



図 4-9. %SPR 値の推移

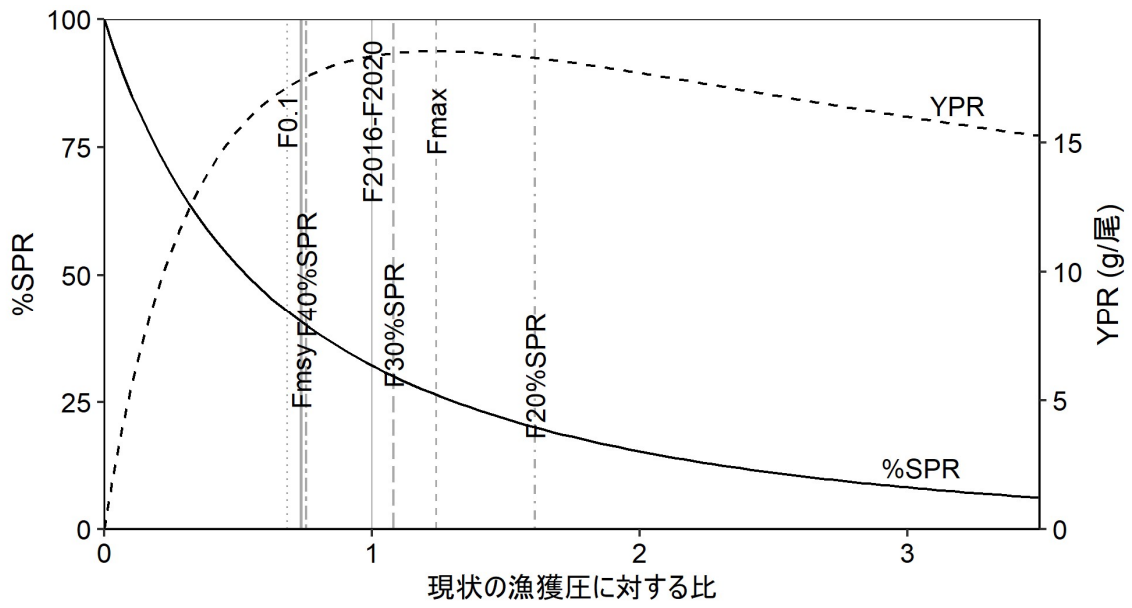


図 4-10. 現状の漁獲圧 (F2016-2020) に対する YPR と%SPR の関係

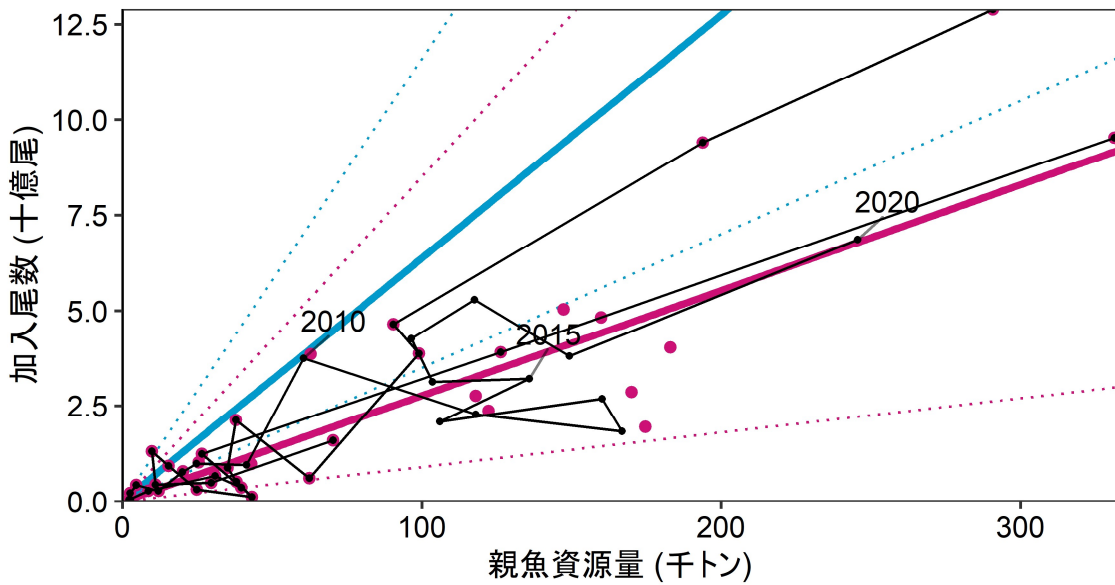
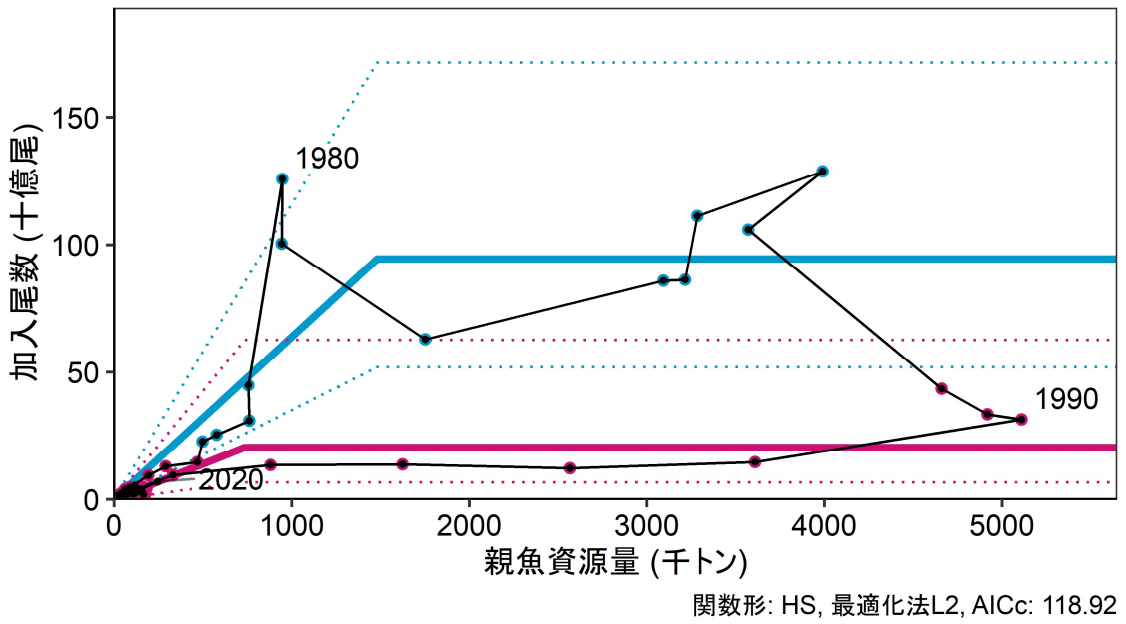


図 4-11. 親魚量と加入量の関係 (再生産関係) 令和 2 年 3 月に開催された「管理基準値等に関する研究機関会議」(高橋ほか 2020b) で提案された再生産関係式
 赤線および赤丸は通常加入期 (1960~1975 年および 1988~2017 年) の再生産関係とその推定に使用したデータ点、青線および青丸は高加入期 (1976~1987 年) の再生産関係式とその推定に使用したデータ点である。再生産関係式の上下の点線は、仮定されている再生産関係において観察データの 90%が含まれると推定される範囲である。黒丸は今回の評価により更新された親魚量と加入量の値である。図中の数字は年級群を示す。

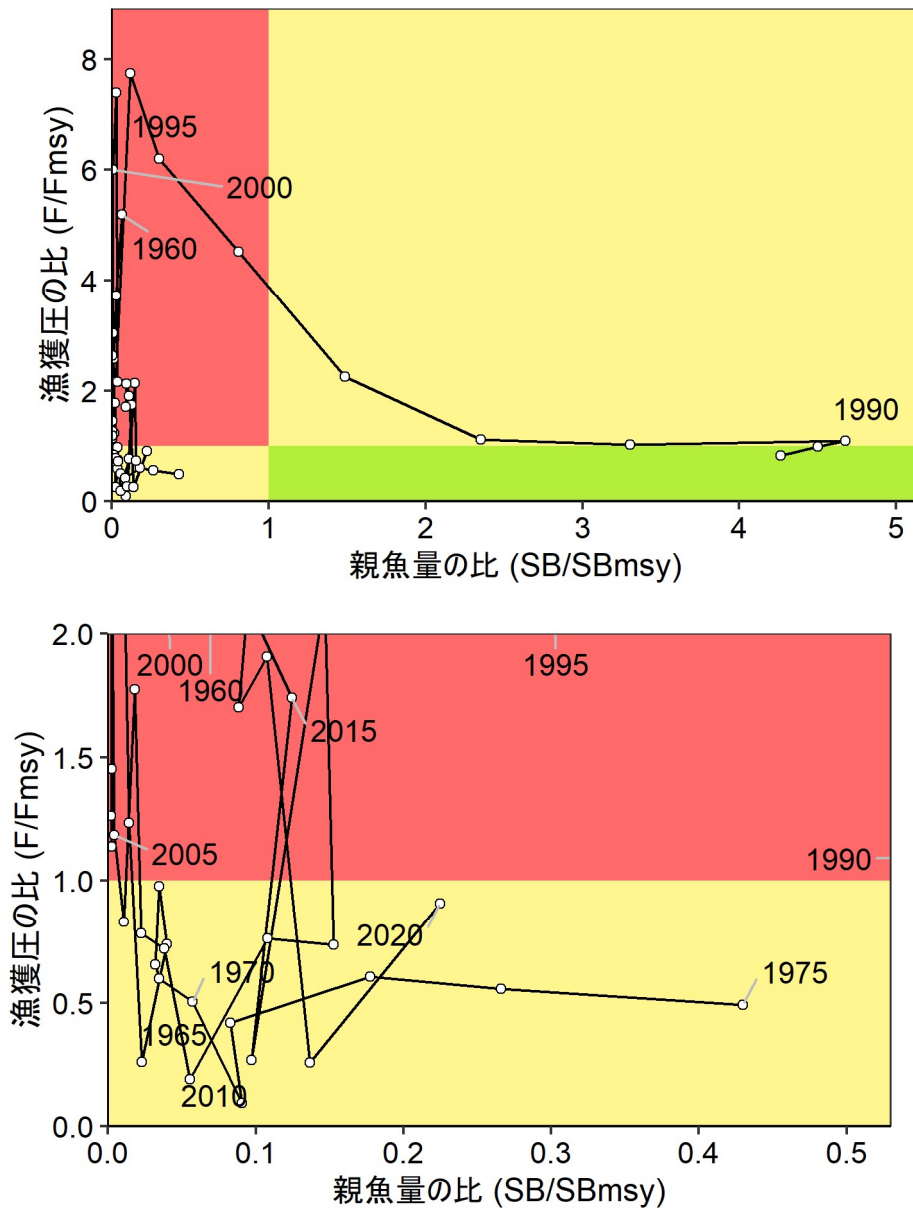
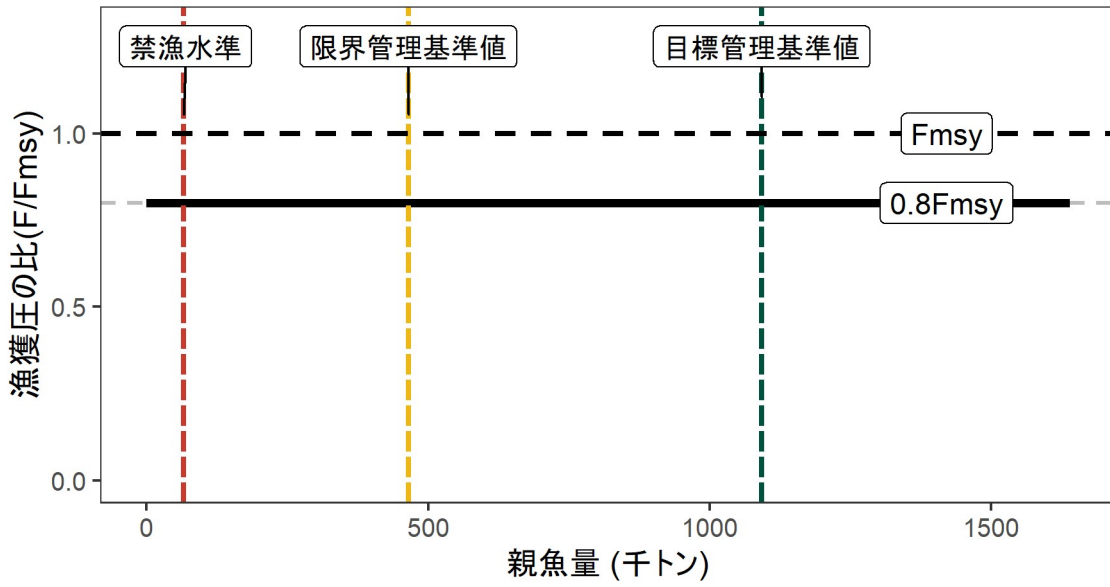


図 4-12. 最大持続生産量 MSY を実現する親魚量(SBmsy)と MSY を実現する漁獲圧(Fmsy) に対する、過去の親魚量および漁獲圧の関係(神戸プロット)とその拡大図。SBmsy および Fmsy は通常加入期(1960~1975年および1988~2017年)を仮定した場合の値であり、親魚量と漁獲圧のプロットも上記の期間に限定している。

a)



b)

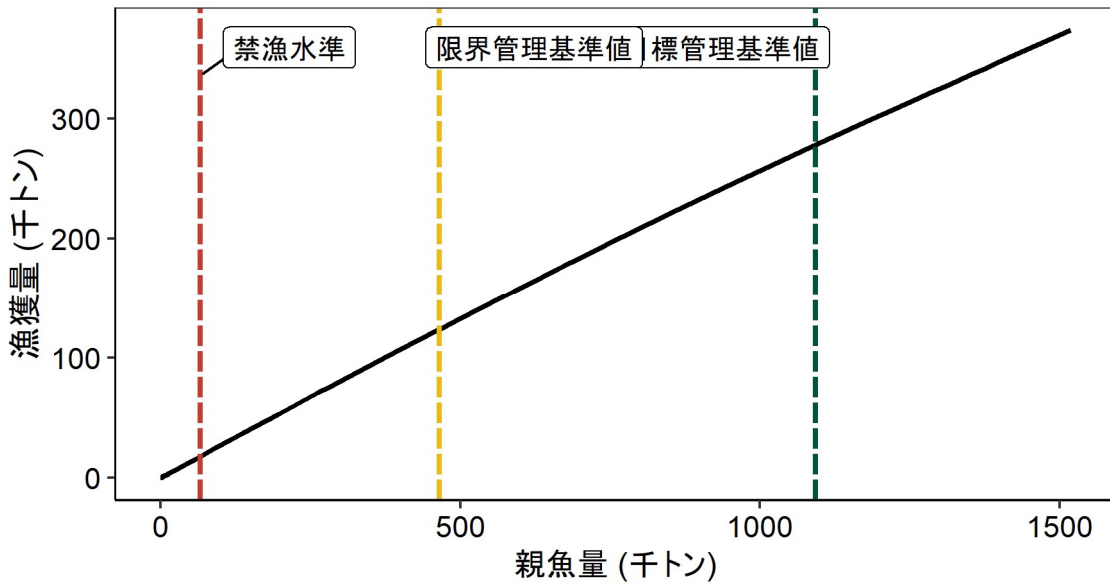
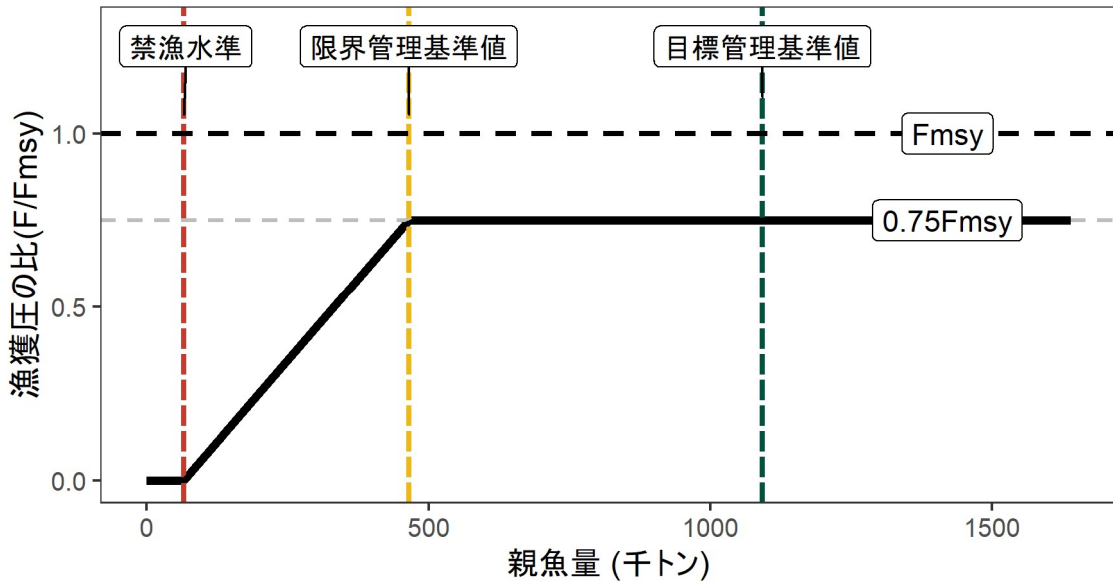


図 5-1. 2021～2023 年の漁獲管理規則 (a) 縦軸を漁獲圧にした場合 (b) 縦軸を漁獲量にした場合 親魚量によらず調整係数 $\beta=0.8$ とする一定の漁獲圧で漁獲する。

a)



b)

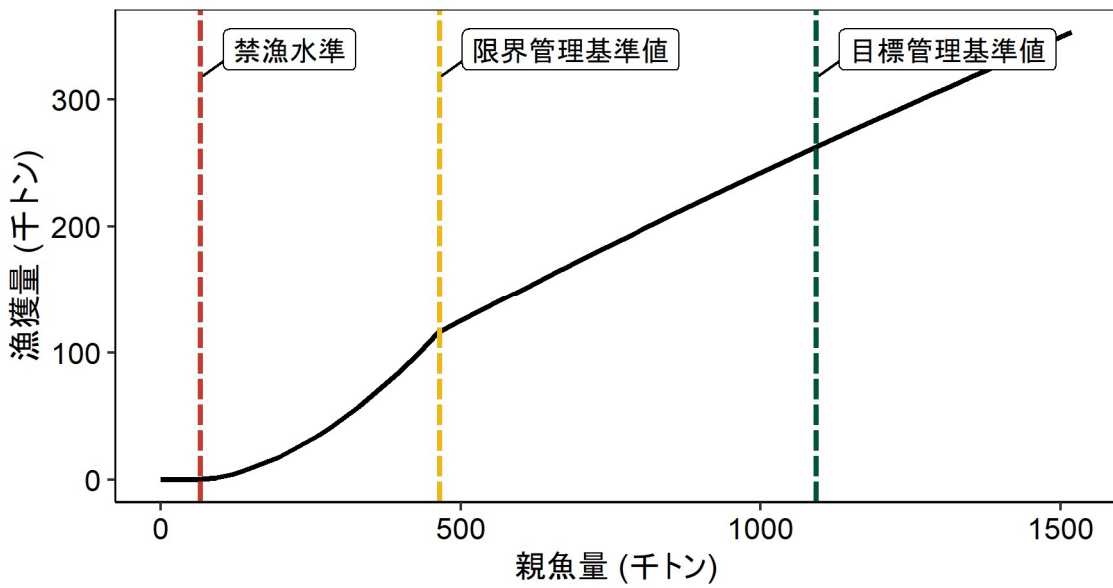
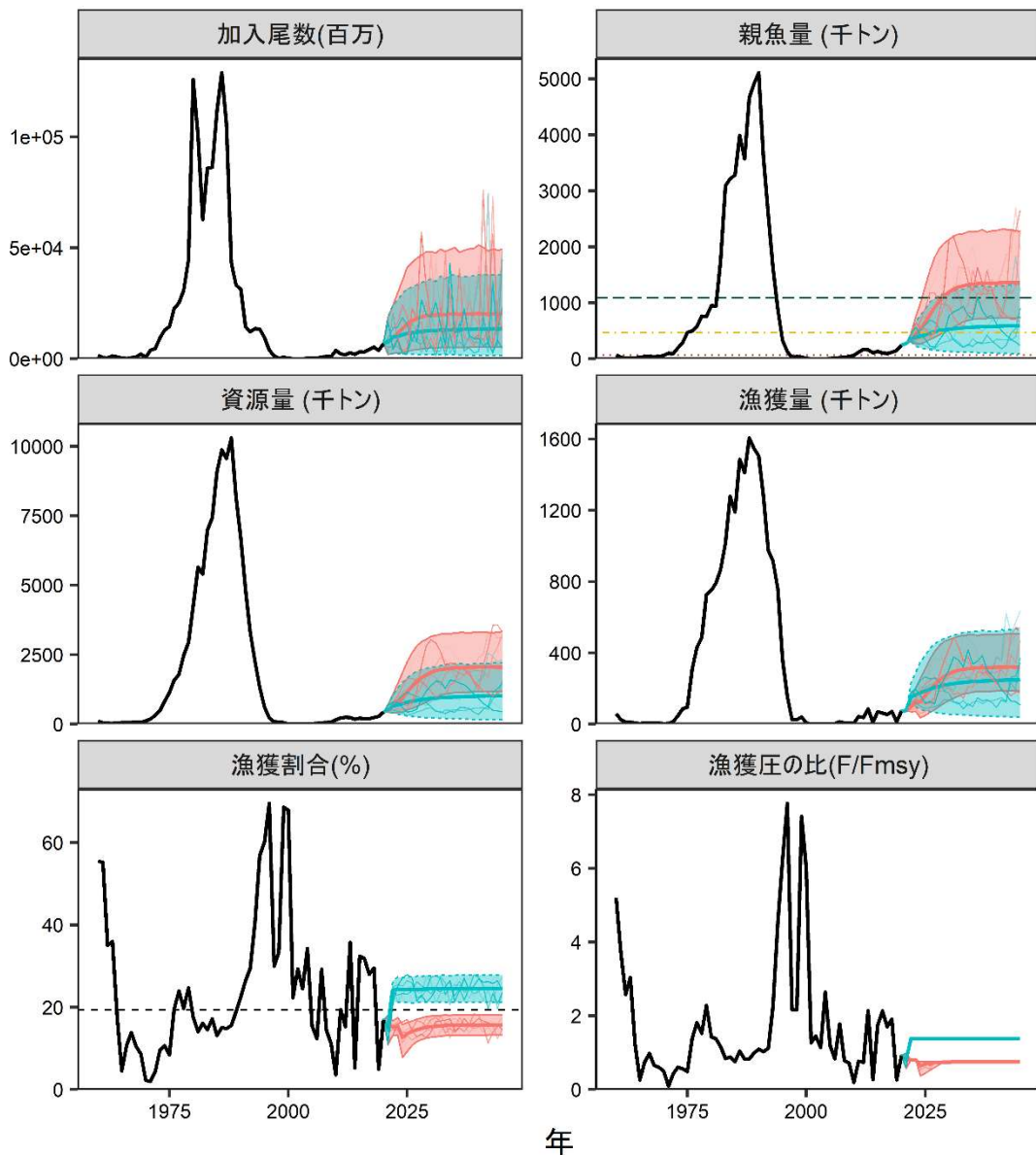


図 5-2. 2024 年以降の漁獲管理規則 (a) 縦軸を漁獲圧にした場合 (b) 縦軸を漁獲量にした場合



(塗り:5-95%予測区間, 太い実線: 平均値, 細い実線: シミュレーションの1例)

図 5-3. 漁獲管理規則を用いた将来予測(赤線)と現状の漁獲圧で漁獲を続けた場合の将来予測(緑色)

太実線は平均値、網掛けはシミュレーション結果の90%が含まれる90%予測区間、細線は5通りの将来予測の例示である。親魚量の図の緑破線は目標管理基準値、黄点線は限界管理基準値、赤点線は禁漁水準を示す。漁獲割合の図の破線は U_{msy} を示す。2021~2023年は親魚量によらず調整係数 $\beta=0.8$ とする一定の漁獲圧で漁獲し、2024年以降は調整係数 $\beta=0.75$ を用いた。1e+05は 10^5 を意味する。

表 3-1. 漁獲量と資源解析の結果 (1960~1994 年)

年	漁獲量 (千トン)	資源量 (千トン)	親魚量 (千トン)	0 歳加入尾数 (百万尾)	漁獲割合 (%)	再生産 成功率 (尾/Kg)
1960	58	105	70	1,593	56	23
1961	26	47	30	493	55	17
1962	11	30	11	436	35	40
1963	10	28	10	1,306	36	132
1964	7	40	15	927	18	60
1965	3	56	25	310	5	12
1966	6	56	43	119	11	3
1967	8	56	38	513	14	13
1968	8	76	35	877	10	25
1969	6	65	38	2,123	9	56
1970	3	119	62	607	2	10
1971	4	187	99	3,874	2	39
1972	14	313	90	4,651	4	51
1973	47	490	194	9,395	10	48
1974	87	816	291	12,882	11	44
1975	96	1,140	470	14,529	8	31
1976	309	1,584	498	22,585	20	45
1977	429	1,789	577	25,230	24	44
1978	487	2,472	762	30,768	20	40
1979	727	2,938	756	44,753	25	59
1980	751	4,252	948	125,860	18	133
1981	791	5,651	944	100,414	14	106
1982	869	5,400	1,753	62,748	16	36
1983	1,017	6,984	3,093	85,872	15	28
1984	1,278	7,433	3,215	86,283	17	27
1985	1,191	9,077	3,284	111,353	13	34
1986	1,486	9,873	3,990	128,911	15	32
1987	1,412	9,558	3,571	105,948	15	30
1988	1,606	10,299	4,661	43,400	16	9
1989	1,546	8,191	4,919	33,287	19	7
1990	1,505	6,666	5,111	31,227	23	6
1991	1,281	4,840	3,610	14,473	26	4
1992	975	3,311	2,568	12,120	29	5
1993	917	2,252	1,625	13,571	41	8
1994	758	1,334	881	13,395	57	15

表 3-1. 漁獲量と資源解析の結果 (1995~2020 年)

年	漁獲量 (千トン)	資源量 (千トン)	親魚量 (千トン)	0歳加入尾数 (百万尾)	漁獲割合 (%)	再生産 成功率 (尾/Kg)
1995	366	607	331	9,524	60	29
1996	156	224	126	3,911	70	31
1997	26	88	27	1,239	30	47
1998	25	76	40	362	33	9
1999	41	60	31	666	69	22
2000	8	11	9	283	68	33
2001	1	5	2	55	22	25
2002	1	5	3	42	29	16
2003	1	4	3	54	25	21
2004	2	6	3	218	34	86
2005	3	18	5	430	15	94
2006	3	27	12	275	12	23
2007	14	48	20	766	29	38
2008	8	56	25	982	14	40
2009	8	73	41	953	11	23
2010	6	157	60	3,749	4	62
2011	44	224	118	2,268	19	19
2012	38	249	167	1,822	15	11
2013	85	239	160	2,684	36	17
2014	9	180	106	2,074	5	20
2015	70	215	136	3,213	32	24
2016	62	196	104	3,131	32	30
2017	54	194	97	4,272	28	44
2018	71	239	118	5,289	30	45
2019	14	287	149	3,805	5	25
2020	73	433	246	6,858	17	28

表 3-2. 漁獲量努力量 (島根県籍中型まき網船の延べ網数)

年	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
島根まき網	2,349	2,262	2,469	2,119	2,231	2,333	2,450	3,323	2,902	2,492

年	2017	2018	2019	2020
島根まき網	2,346	2,263	2,213	2,319

表 5-1. 将来の親魚量が目標・限界管理基準値を上回る確率

2022年～2023年は図 5-1 の管理規則に、2024年以降は図 5-2 の管理規則に従う。2024年以降の β を0～1.0で変更した場合の将来予測の結果を示す。

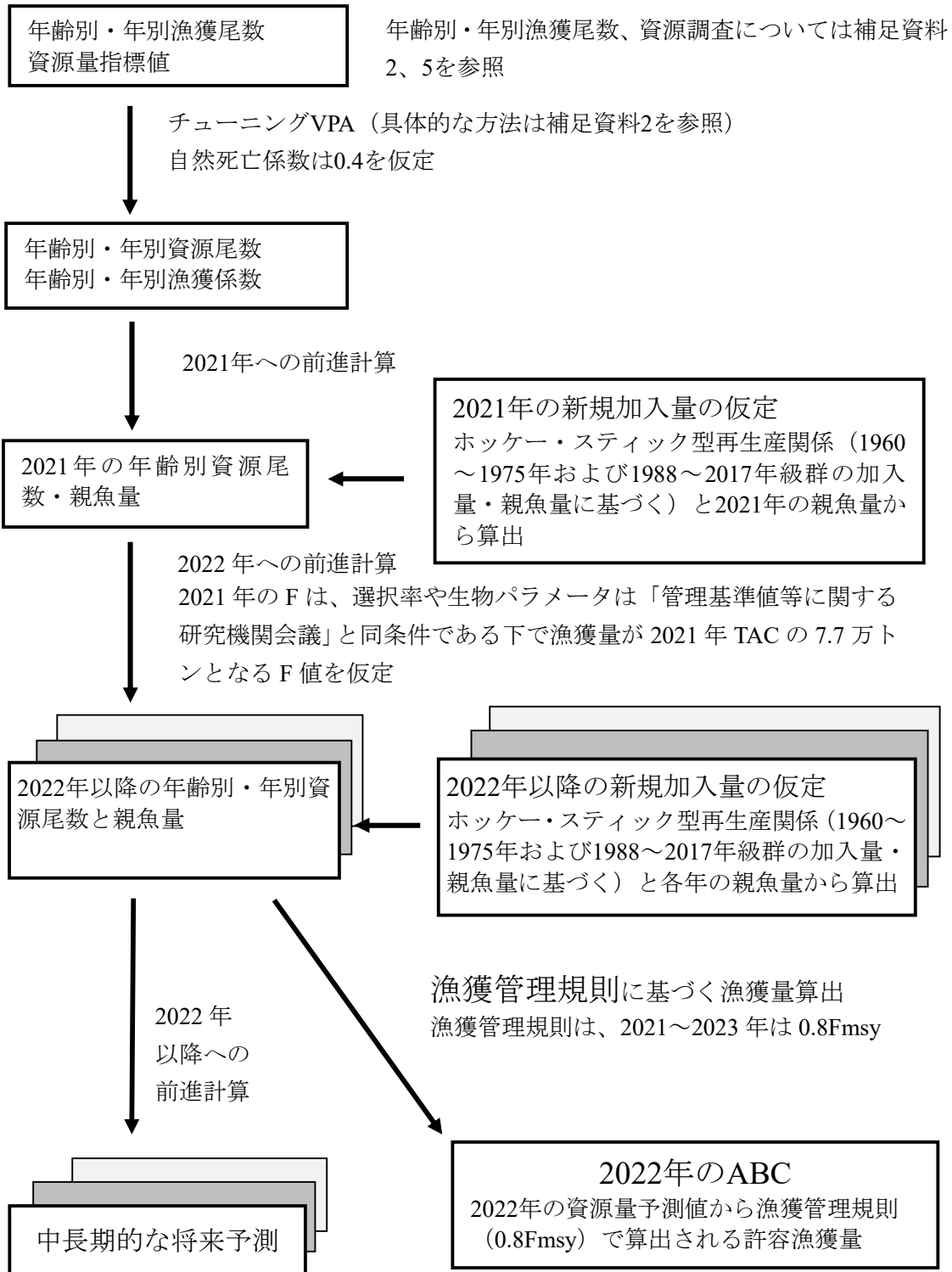
a) 目標管理基準値を上回る確率 (%)

β	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2041	2051
1.00	0	0	1	3	8	13	18	24	27	32	34	42	43
0.90	0	0	1	3	8	14	22	29	34	39	42	52	53
0.80	0	0	1	3	9	16	26	34	41	48	51	62	63
0.75	0	0	1	3	9	17	28	37	45	52	56	67	68
0.70	0	0	1	3	10	19	30	40	49	56	61	71	72
0.60	0	0	1	3	11	21	35	47	57	65	70	80	81
0.50	0	0	1	3	11	24	39	54	66	73	79	88	88
0.40	0	0	1	3	12	28	45	61	73	81	86	94	93
0.30	0	0	1	3	13	31	51	67	80	87	92	97	97
0.20	0	0	1	3	14	34	56	73	85	92	95	99	99
0.10	0	0	1	3	15	38	61	79	90	95	97	100	100
0.00	0	0	1	3	17	41	66	84	93	97	99	100	100

b) 限界管理基準値を上回る確率 (%)

β	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2041	2051
1.00	0	3	29	51	63	73	80	85	89	91	93	97	98
0.90	0	3	29	51	65	76	83	89	92	94	96	99	99
0.80	0	3	29	51	67	79	86	91	94	96	97	100	100
0.75	0	3	29	51	68	80	88	92	95	97	98	100	100
0.70	0	3	29	51	69	81	89	94	96	97	98	100	100
0.60	0	3	29	51	71	84	91	96	97	98	99	100	100
0.50	0	3	29	51	73	86	93	97	98	99	100	100	100
0.40	0	3	29	51	74	88	95	98	99	100	100	100	100
0.30	0	3	29	51	76	90	96	99	99	100	100	100	100
0.20	0	3	29	51	77	92	97	99	100	100	100	100	100
0.10	0	3	29	51	79	93	98	99	100	100	100	100	100
0.00	0	3	29	51	80	94	98	100	100	100	100	100	100

補足資料1 資源評価の流れ



補足資料 2 計算方法

(1) 資源計算方法 (コホート解析)

2020年までの年齢別年別漁獲尾数と資源量指標値を用いて、チューニング VPA (コホート解析) により年齢別年別資源尾数を推定した。コホート解析に用いた年齢別年別漁獲尾数は、漁業・養殖業生産統計年報における日本海北区、日本海西区、東シナ海区の大中型まき網漁業による漁獲を除いた漁獲量、日本海～東シナ海側の各月の主要港の水揚げ量および体長組成データより算出した。漁獲量に関しては、大中型まき網漁業漁獲成績報告書から得られた日本海区および東シナ海区における漁獲量を加えた。年齢-体長関係には鱗による年齢査定結果を用いた (補足資料 5)。2020年の漁獲物の年齢別平均体重は補足表 2-1 に、資源計算に用いた自然死亡係数 M は補足表 2-2 に、成熟割合は補足表 2-3 に示す。

VPA 起点月は 1 月とし、年齢別年別資源尾数の計算には Pope の近似式を用い、プラスグループの資源尾数については平松 (2000; 非定常な場合のプラスグループの計算、 $\alpha=1$) の方法に従った。なお、年齢については、1953～1988 年および 1999～2018 年は 0～4+歳、1989～1998 年は 0～5+歳別に求めた (4 歳以上、5 歳以上をまとめて 4+、5+ (プラスグループ) と表記する)。

1. Pope の近似式を用いた資源尾数の計算 (ステップ 1)

式 (1) により年齢別年別資源尾数を計算した。

$$N_{a,y} = N_{a+1,y+1} \times \exp(M) + C_{a,y} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (1)$$

ここで、 $N_{a,y}$ は y 年における a 歳魚の資源尾数、 $C_{a,y}$ は y 年 a 歳魚の漁獲尾数、 M は自然死亡係数 (0.4) である。

ただし、最近年、最高齢-1 歳 (添え字 $p-1$)、最高齢 (プラスグループ、添え字 p)、は (2) ～ (4) 式により計算した。

$$N_{a,y} = \frac{C_{a,y} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right)}{(1 - \exp(-F_{a,y}))} \quad (2)$$

$$N_{p-1,y} = \frac{C_{p-1,y}}{C_{p,y} + C_{p-1,y}} N_{p,y+1} \times \exp(M) + C_{p-1,y} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (3)$$

$$N_{p,y} = \frac{C_{p,y}}{C_{p-1,y}} N_{p-1,y} = \frac{C_{p,y}}{C_{p,y} + C_{p-1,y}} N_{p,y+1} \times \exp(M) + C_{p,y} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (4)$$

なお、プラスグループの年齢が変化する年は、年齢に応じて次のように推定した。

1988 年の 3 歳魚と 4 歳魚の資源尾数 $N_{3,1988}$ および $N_{4,1988}$ は、これまでの資源計算法を見直し、次の式で推定した。なお、令和 2 年 3 月に開催された「管理基準値などに関する研究機関会議」では修正した次式で得られた結果を用いた (高橋ほか 2020b)。

$$N_{3,1988} = \frac{C_{3,1988} \times (N_{4,1989} + N_{5+,1989}) \times \exp(M)}{C_{3,1988} + C_{4+,1988}} + C_{3,1988} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (5)$$

$$N_{4+,1988} = N_{3,1988} \times \frac{C_{4+,1988}}{C_{3,1988}} \quad (6)$$

1998年の3歳魚と4歳魚の資源尾数 $N_{3,1998}$ および $N_{4,1998}$ は次の式で推定した。
Fは漁獲係数であり、最近年（ターミナルF）以外は（9）式で計算される。

$$N_{3,1998} = \frac{C_{3,1998} \times N_{4+,1999} \times \exp(M)}{C_{3,1998} + C_{4,1998} + C_{5+,1998}} + C_{3,1998} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (7)$$

$$N_{4,1998} = N_{3,1998} \times \frac{C_{4,1998}}{C_{3,1998}} \quad (8)$$

Fは漁獲係数であり、最近年（ターミナルF）以外は（9）式で計算される。

$$F_{a,y} = -\ln \left[1 - \frac{C_{a,y} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right)}{N_{a,y}} \right] \quad (9)$$

ただし、プラスグループのFは最高齢-1歳のFと等しいとした。コホート解析における最近年である2018年のF（ターミナルF）は、まず0～3歳魚については過去5年間の各年齢のFの平均値とした。プラスグループ（4+）については、最高齢-1歳（3歳）のFと同じ値となるように求めた。その後ステップ2の方法によりさらに最近年のFを調整した。

2. 最近年のFの調整（ステップ2）

資源量指標値によりターミナルFをチューニングによって探索的に求めた。ステップ1では、ターミナルFの各年齢の漁獲係数は過去5年間（2015～2019年）の平均値とした。ステップ2では、ステップ1で得られた年齢別漁獲係数から計算される選択率を、ターミナルFの選択率と仮定し、選択率に乗じるFの大きさをチューニングにより推定した。

Fのチューニングに用いた資源量指標値として、産卵量と、島根県籍中型まき網漁船で水揚げされるマイワシの1網当たりの漁獲量（以下、島根CPUE）、および石川県中型まき網の1隻当たりの漁獲量（以下、石川CPUE）を用いた（補足表2-4）。産卵量は、鹿児島県から青森県までの九州西方から日本海沿岸で、1～6月にノルパックネットにより採集されたマイワシの卵数から計算された。島根CPUEは、二段階モデル（delta-lognormal GLM and GLMM）で月と船、水温の効果を削除した標準化CPUE（補足資料3）を用いた。石川CPUEは、2007年以降明確となったマイワシの狙い漁業を考慮するために、その年のマイワシ総漁獲量の90%を占める操業を、1操業当たりのマイワシ漁獲割合が高い操業から順に抽出して算出したdirected CPUEを用いた（補足資料3）。

コホート解析より得られる親魚量が産卵量に、全年齢込みの資源量が島根CPUEに、1歳以上資源量が石川CPUEに最もよく適合するようなターミナルFを最尤法により推定した。以上3種の資源量指標値について、最小化させる負の対数尤度を以下のように定義した（Hashimoto et al. 2018）。

$$-\ln L = \sum_f \sum_y \frac{[\ln I_{f,y} - (b_f \ln B_{f,y} + \ln q_f)]^2}{2\sigma_f^2} - \ln \left(\frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_f} \right) \quad (10)$$

ここで、 $I_{f,y}$ は y 年における指標値 f (1:産卵量、2:島根 CPUE、3:石川 CPUE)、 $B_{f,y}$ は y 年における指標値 f に適用する資源量 (1:親魚量、2:資源量、3:1歳以上資源量)、 q_f 、 b_f 、 σ_f は推定パラメータ (ターミナル F と同時推定) である。また、 $I_{f,y}$ と $B_{f,y}$ には、以下のべき乗式で表される関係があることを仮定した。

また、 $I_{f,k}$ と $N_{a,y}$ には、以下のべき乗式で表される関係があることを仮定した。

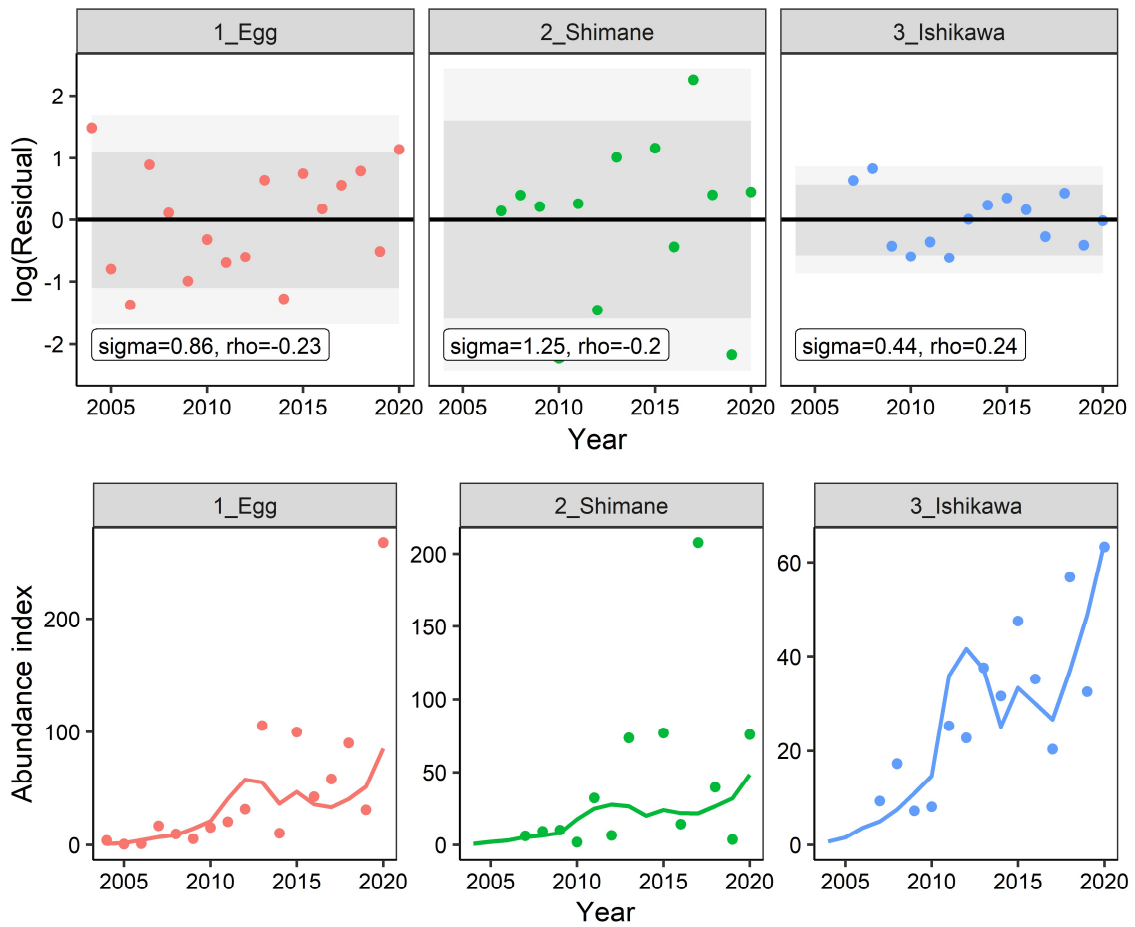
$$I_{f,y} = q_f B_y^{b_f} \quad (11)$$

ただし、本資源評価では b_f はいずれの指標値に対しても 1 に固定した。これは、 b_f を推定した場合に資源量推定のレトロスペクティブバイアスが大きくなったためである。

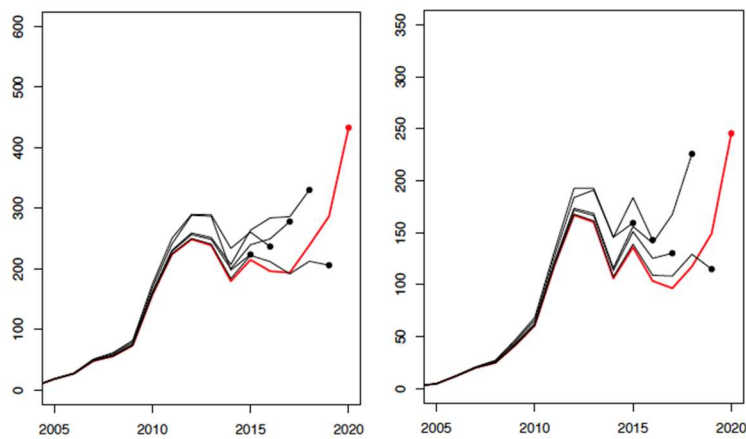
指標値と適合させる期間は、産卵量は資源量が 5 千トンを上回った 2004 年以降、島根 CPUE と石川 CPUE は 2007 年以降とした。2014 年のマイワシ対馬暖流系群の漁獲量は極めて少なかったが、2015 年の漁獲物には 2 歳以上の高齢魚が多く含まれていたことから、2014 年は漁場となる沿岸域への来遊が極めて少なかったと考えられた。とくに水揚げ量が少なかった日本海西区の漁獲情報に基づく島根 CPUE は、資源量を指標していない可能性があるため、チューニングから除いた。2014 年と同様に漁獲量が減少した 2019 年の資源量指標値も資源の状態を適切に指標していない可能性があるが、2019 年の指標値は 2020 年の漁況と大きな齟齬はなかった。これは、2019 年の指標値の観測値とモデルの予測値との残差が 95% 信頼区間の中に含まれていたことから確認されたため、2019 年はチューニング期間に含めた。この条件で (式 10) を最小化するような F を探索的に求めた結果、 $F_{0,2020}=0.19$ 、 $F_{1,2020}=0.12$ 、 $F_{2,2020}=0.23$ 、 $F_{3,2020}=0.43$ 、 $F_{4+,2020}=0.43$ と推定された。またその他のパラメータは $q_1=3.47$ 、 $q_2=1.12$ 、 $q_3=2.01$ 、 $\sigma_1=0.86$ 、 $\sigma_2=1.25$ 、 $\sigma_3=0.44$ であった。

「資源評価のモデル診断手順と情報提供指針 (令和 3 年度) FRA-SA2021-ABCWG02-03」に従って、本系群の評価に用いた VPA の統計学的妥当性や仮定に対する頑健性について診断した。指標値の観測値とモデルの予測値との残差を示す (補足図 2-1)。島根 CPUE は他の指標値に比べて年変動が大きく、VPA の結果と適合しない年が生じるため残差が大きかった。一方、石川 CPUE は残差が最も小さく、指標値の重みが大きかった。5 年間のレトロスペクティブ解析により、データの追加・更新が行われることで F の値や資源量推定値に生じる変化を確認した。2018 年まで資源量と親魚量は下方修正が続いた。レトロスペクティブバイアス (Mohn's ρ 、Mohn 1999) は、資源量が 0.16、親魚量は 0.32、 F は -0.33 であった。

VPA の推定値の不確実性をノンパラメトリックブートストラップ法により評価した。指標値の観測値とモデルの予測値の残差をリサンプリングすることで新たな資源量指標値を作成し、それを用いてチューニング VPA を計算する方法を 1,000 回繰り返し、信頼区間を求めた。2020 年の推定値の 95% 信頼区間は資源量 (万トン) [22.0, 81.1]、親魚量 (万トン) [12.9, 45.3]、加入量 (億尾) [34.0, 129.7]、 F_0 [0.09, 0.42]、 F_1 [0.06, 0.27]、 F_2 [0.11, 0.53]、 F_3 [0.22, 0.96]、 F_{4+} [0.22, 0.96] であった。



補足図 2-1. (上) 指標値の観測値とモデルの期待値の差を示す残差プロット (下) 指標値の観測値 (丸印) とモデルの予測値 (実線)



補足図 2-2. 5年間のレトロスペクティブ解析 (左: 資源量、右: 親魚量)

(2) 将来予測方法

得られた資源量をもとに漁獲管理規則に従う将来予測を行った。2021年以降の加入量の

予測には、令和2年3月に開催された「管理基準値等に関する研究機関会議」において提案された通常加入期（1960～1975年および1988～2017年）のホッケー・スティック型関係式（ $a=0.0276$ 、 $b=7.36e+05$ 、 $SD=0.683$ ）から推定される値を用いた（高橋ほか2020b）。なお、再生産関係のパラメータ推定に使用するデータは、令和元（2019）年度の資源評価（高橋ほか2020a）においてプラスグループを修正した計算に基づく親魚量・加入量とし（補足資料3）、最適化方法には最小二乗法を用いている。加入量の残差の自己相関は考慮していない。

将来予測における漁獲係数 F は、「令和2（2020）年度漁獲管理規則およびABC算定のための基本指針（FRA-SA2020-ABCWG02-01）」における1系資源の管理規則に基づき算出される値を用いた。将来予測に用いたパラメータは補足表2-5に示す。選択率や漁獲物平均体重等の値には、上述の「管理基準値等に関する研究機関会議」において提案された各種管理基準値案の推定に用いた値を引き続き用いた。これらは再生産関係と同じく、令和元（2019）年度の資源評価に基づく値であり、選択率および漁獲物平均体重はこの計算結果における2014～2018年の平均値である。2021年の漁獲圧（ F_{2021} ）は、2021年の漁獲量が令和3年管理年度（令和3年1月～令和3年12月）漁獲可能量（TAC）の7.7万トンになるように仮定した。

資源尾数の予測には、コホート解析の前進法を用いた。

$$N_{a+1,y+1} = N_{a,y} \exp(-F_{a,y} - M) \quad (12)$$

$$N_{4+,y+1} = (N_{3,y} + N_{4+,y}) \times \exp(-F_{3,y} - M) \quad (13)$$

漁獲尾数は、上式で求めた資源尾数と各漁獲シナリオから仮定される F 値をもとに（15）式により求めた。

$$C_{a,y} = N_{a,y} \{1 - \exp(-F_{a,y})\} \exp\left(-\frac{M}{2}\right) \quad (15)$$

引用文献

- Clark C.W., A.T. Charles, J.R. Beddington, and M. Mangel (1985). Optimal capacity decisions in a developing fishery. *Mar. Resour. Econ.*, **2**, 25-53.
- Hashimoto, M., H. Okamura, M. Ichinokawa, K. Hiramatsu and T. Yamakawa (2018) Impacts of the nonlinear relationship between abundance and its index in a tuned virtual population analysis. *Fish. Sci.* **84** (2), 335-347.
- 平松一彦 (2000) VPA. 平成12年度資源評価体制確立推進事業報告書－資源評価教科書－, 104-127.
- Mohn, R. (1999) The retrospective problem in sequential population analysis: an investigation using cod fishery and simulated data. *ICES J. Mar. Sci.*, **56**, 473-488.

補足表 2-1. 年齢別平均体重

年齢	0	1	2	3	4+
体重 (g)	16.6	39.2	75.7	101.1	132.3

補足表 2-2. 自然死亡係数 M

年齢	0	1	2	3	4+
死亡係数	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4

補足表 2-3. 年齢別成熟割合

年齢	0	1	2	3	4+
成熟割合	0	0.25	1	1	1

補足表 2-4. チューニング指標値

年	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
産卵量 (兆個)	3.88	0.72	1.05	16.98	9.62	5.34	15.34	20.56	31.87
島根 CPUE				6.19	9.28	10.13	1.87	32.41	6.46
石川 CPUE				9.38	17.26	7.25	8.15	25.24	22.68

年	2013	2014*	2015	2016	2017	2018	2019	2020
産卵量 (兆個)	105.53	10.27	99.82	42.80	58.65	90.20	31.27	267.51
島根 CPUE	73.56	0.34	76.81	14.29	207.58	39.95	3.67	75.87
石川 CPUE	37.63	31.63	47.48	35.25	20.37	56.87	32.56	63.24

*2014 年の島根 CPUE はチューニングに含まれていない。

補足表 2-5. 将来予測計算に用いたパラメータ

	選択率 (注 1)	Fmsy (注 2)	F2021 (注 3)	平均体重 (g)	自然死亡 係数	成熟 割合
0 歳	0.59	0.25	0.20	16	0.40	0
1 歳	0.34	0.14	0.12	43	0.40	0.25
2 歳	0.58	0.24	0.20	71	0.40	1.00
3 歳	1.00	0.42	0.34	90	0.40	1.00
4 歳以上	1.00	0.42	0.34	114	0.40	1.00

注 1： 令和 2 年度研究機関会議で MSY を実現する水準の推定の際に使用した選択率（すなわち、令和元年度資源評価での Fcurrent の選択率）。

注 2： 令和 2 年度研究機関会議で推定された Fmsy（すなわち、令和元年度資源評価での Fcurrent に Fmsy/Fcurrent を掛けたもの）。

注 3： 上記の選択率の下で、今回の資源評価で推定された 2021 年資源量のもとで 2021 年の漁獲量が 7.7 万トンになるように仮定した平均 F。

補足資料3 島根県および石川県の中型まき網の標準化 CPUE

(1) 島根県籍船の中型まき網 CPUE

島根県籍中型まき網船団の1網当たりのマイワシ漁獲量（操業別 CPUE）の標準化を行った。使用したデータは、2007 年以降、島根県に属する中型まき網船団が水揚げした1 操業当たりの網数と操業漁区、マサバ、マアジ、マイワシなどの漁獲量から成る。CPUE は1 網当たりのマイワシ漁獲量（kg/網）を用いた。環境要因として考慮した 50 m 深水温データについては FRA-ROMS の再解析値を用いた（2021/04/21 リリース）。

CPUE の標準化には delta-lognormal 法を用いた。これは、有漁となる確率を予測するモデルと有漁となる場合の対数 CPUE（自然対数）を予測するモデルの二つを別々に解析する手法である。有漁確率の解析には誤差分布に二項分布を仮定した一般化線形モデル（GLM）を、有漁 CPUE の解析には誤差分布に正規分布を仮定した一般化線形混合モデル（GLMM）を用いた。

CPUE を予測する説明変数として、年（カテゴリカル変数）・月（カテゴリカル変数）・船（カテゴリカル変数）・操業漁区の 50 m 深海水温（1 度刻みに切り捨て、カテゴリカル変数）を用いた。年と月の交互作用は、有漁 CPUE の解析ではデータの無い組み合わせが存在するため変量効果として取り入れた。有漁確率の解析ではモデルが収束しなかったため、今回は年と月の交互作用は考慮しなかった。VIF を指標として多重共線性はないことを確認した。すべての変数の組み合わせを考慮し、赤池情報量基準（AIC）が最小となるモデルを選択したところ、それぞれ下式が選ばれた。

有漁確率：二項分布モデル

$$\text{Log} \left[\frac{p_{ijk}}{1-p_{ijk}} \right] = \alpha + \text{Year}_i + \text{Month}_j + \text{Ship}_k + \text{Temp50}_{ijk} + \varepsilon_{ijk}$$

有漁 CPUE：対数正規分布モデル

$$\text{Log}[CPUE_{ijk}] = \gamma + \text{Year}_i + \text{Month}_j + \text{Ship}_k + \delta_{ij} + \theta_{ijk}$$

p_{ijk} は有漁確率、 $CPUE_{ijk}$ は操業別 CPUE、 α および γ は定数、 Year_i は年、 Month_j は月、 Ship_k は船、 Temp50_{ijk} は 50 m 深水温、 δ_{ij} は年と月の交互作用、 ε_{ijk} および θ_{ijk} は船 k の i 年、j 月での残差を表す。有漁 CPUE モデルでは、50 m 深海水温の効果は説明変数から除外された。

選択されたモデルの妥当性を確認するため、残差の分布を定性的に確認した。二項分布モデル、対数正規分布モデルともに、残差の頻度分布は正規分布から大きくは逸脱していなかった。残差の分散は、対数正規分布モデルでは応答変数に対して偏った傾向は見られなかったが、二項分布モデルでは年と月に対して偏りがみられた。これは、春のマイワシの来遊時期の変動が大きいためと考えられ、今後の検討課題である。

上記モデルから年効果の最小二乗平均（LSmean）を計算し、二項分布モデルの年効果と対数正規分布の年効果を乗じることで、標準化 CPUE の年トレンドを算出した。また、重複を許したブートストラップ法（試行回数 300 回）により、95%信頼区間を求めた。解析の詳細はドキュメント（FRA-SA2021-SC01-211）を参照されたい。

標準化 CPUE とノミナル CPUE（操業別 CPUE の年平均値）を比較すると、増減する年トレンドの傾向は変わらなかったが、2017 年の標準化 CPUE が大きい値となった（補足図

3-1)。2017 年は年間を通じて一定の漁獲量があり、通常はマイワシがほとんど獲れない月でも漁獲されたため、標準化によって月の効果を除去した結果、CPUE が高くなったと考えられる。一方、2011 年と 2012 年、2016 年の標準化 CPUE は、ノミナル CPUE よりも低くなった（補足図 3-1）。これらの年は盛漁月の 3~5 月にのみまとまった漁獲があったため、月の効果を除去した標準化により CPUE が低くなったと考えられる。

(2) 石川県中型まき網 CPUE

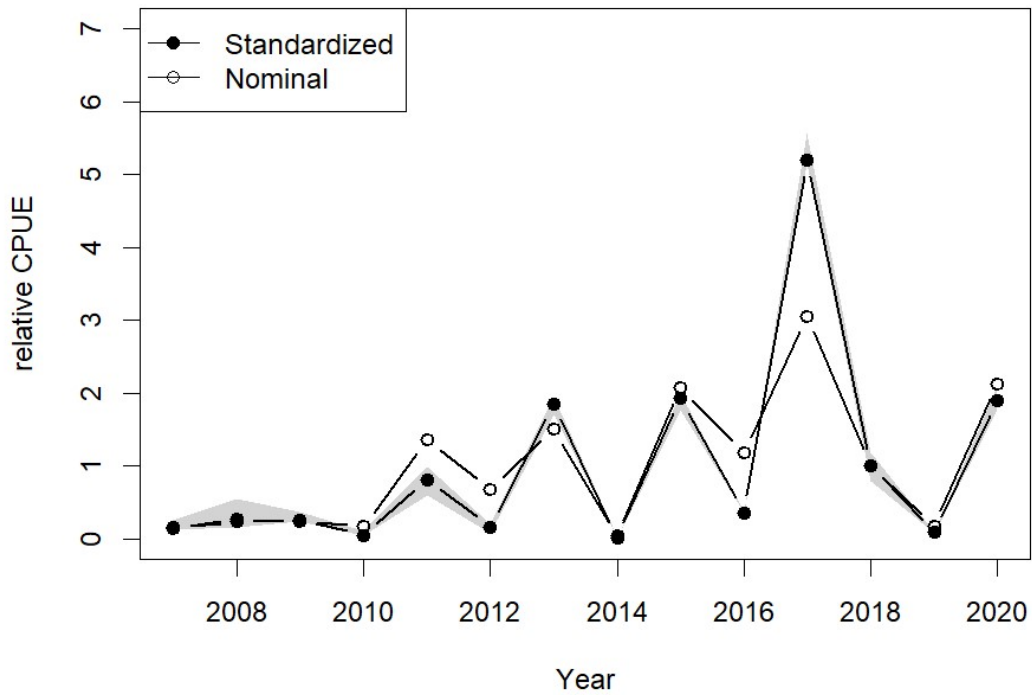
石川県の中型まき網による 1 歳以上の資源量指標の算出を行った。使用したデータは、2007 年以降、石川県の主要港に水揚げされる 1 日当たり 1 隻当たりのマイワシ、マアジ、マサバ、ウルメイワシ漁獲量から成る。CPUE は、1 日当たり 1 隻当たりのマイワシ漁獲量（トン/隻）を用いた。

マイワシを狙う操業を抽出したデータセットから CPUE を算出する directed CPUE 法を用いた（Biseau 1998）。この方法は、1 日当たり 1 隻当たりのマイワシ漁獲率（マイワシ漁獲量/総漁獲量）が高い操業から順に、各年の累積マイワシ漁獲量はその年のマイワシ総漁獲量の 90%に達するまで、データを抽出する方法である。抽出されたデータセットにおける CPUE の年平均値は directed CPUE と呼ばれ、狙い操業を考慮した CPUE と考えられている（Biseau 1998）。方法の詳細はドキュメント（FRA-SA2020-SC01-103）を参照されたい。

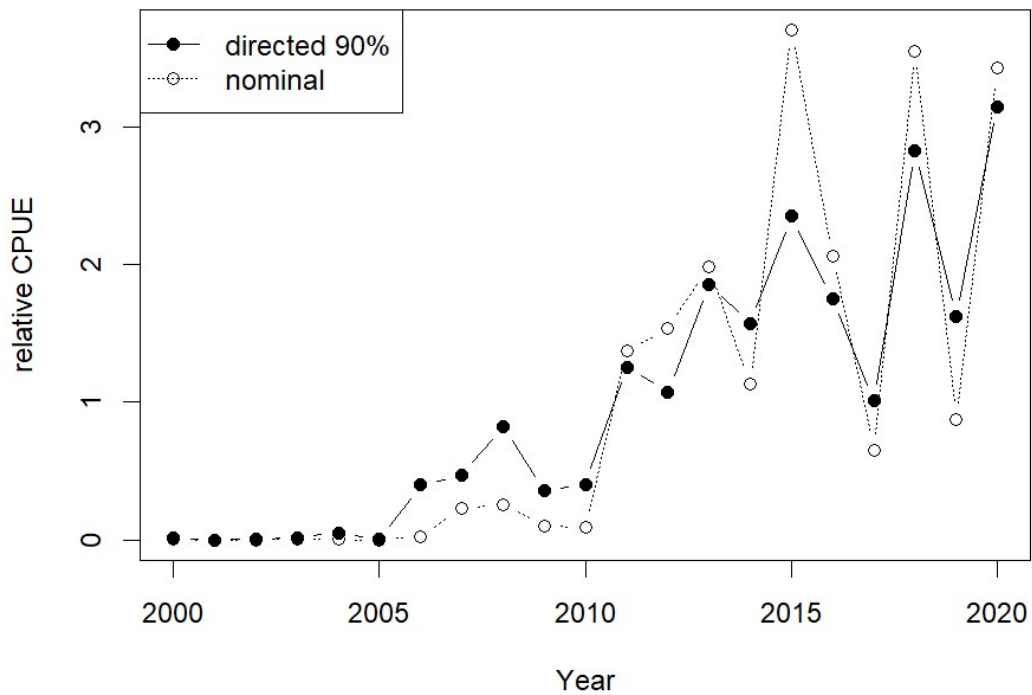
directed CPUE とノミナル CPUE（マイワシ漁獲なしデータを含む 1 隻当たりのマイワシ漁獲量の年平均値）は、いずれも 2010 年以降に増加傾向が見られた（補足図 3-2）。年トレンドの増減は概ね一致していたが、directed CPUE の方が変動幅は小さかった。2020 年の directed CPUE は 2007 年以降最大となった。

引用文献

Biseau, A. (1998) Definition of a directed fishing effort in a mixed-species trawl fishery, and its impact on stock assessments. *Aquat. Living. Resour.* **11**, 119-136.



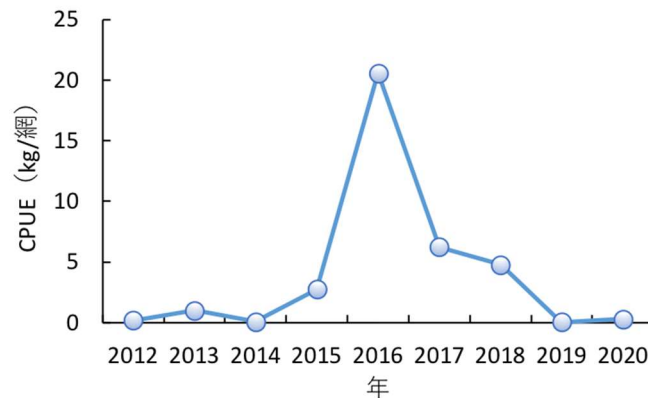
補足図 3-1. ノミナル CPUE と標準化 CPUE 及び 95%信頼区間の推移 それぞれの 2007～2020 年の平均値で割り、規格化した。



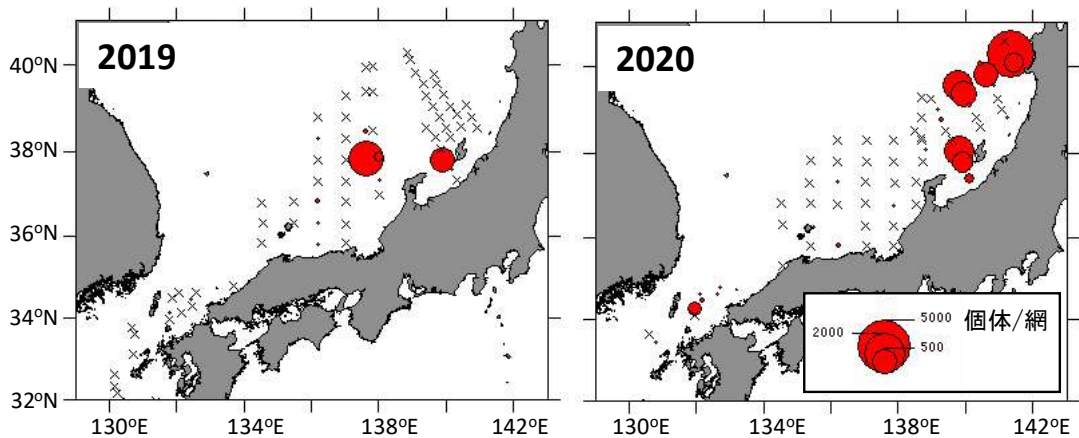
補足図 3-2. ノミナル CPUE と directed CPUE (90%) の推移 それぞれの平均値で割り、規格化した。

補足資料 4 夏季における浮魚類魚群量調査結果の概要

夏季（8月中旬～9月中旬）の北九州北西沖合域における小型浮魚類の現存量を把握するため、1997年から漁業調査船陽光丸による中層トロールを用いた魚群量調査が実施されてきた。2014年からは能登半島北西沖合域が調査海域に追加された（令和2（2019）年度資源評価報告書補足資料5参照）。2019年以降、九州北西沖合域を陽光丸、山陰から能登半島沖合域を第六海洋丸が担当し、さらに能登半島以東で中層トロールを用いたクロマグロ稚魚分布調査を実施する北光丸の協力を得て、日本海の広域魚群調査を行っている。継続して実施している九州北西沖合域におけるマイワシのCPUEを、2012年以降について補足図4-1に示した。九州北西沖合域において採集されるマイワシは主に被鱗体長100～130mmの当歳魚で、そのCPUEは2016年に大きく増加したのち減少し、2020年のCPUEは2019年とほぼ同じであった。また、広域魚群調査において採集されたマイワシは、2019年、2020年ともに体長100～150mmの当歳魚が主体であり、対馬周辺海域に加えて能登半島周辺および北日本海測海域に分布することが分かった（補足図4-2）。



補足図 4-1. 九州北西沖合域におけるマイワシの CPUE

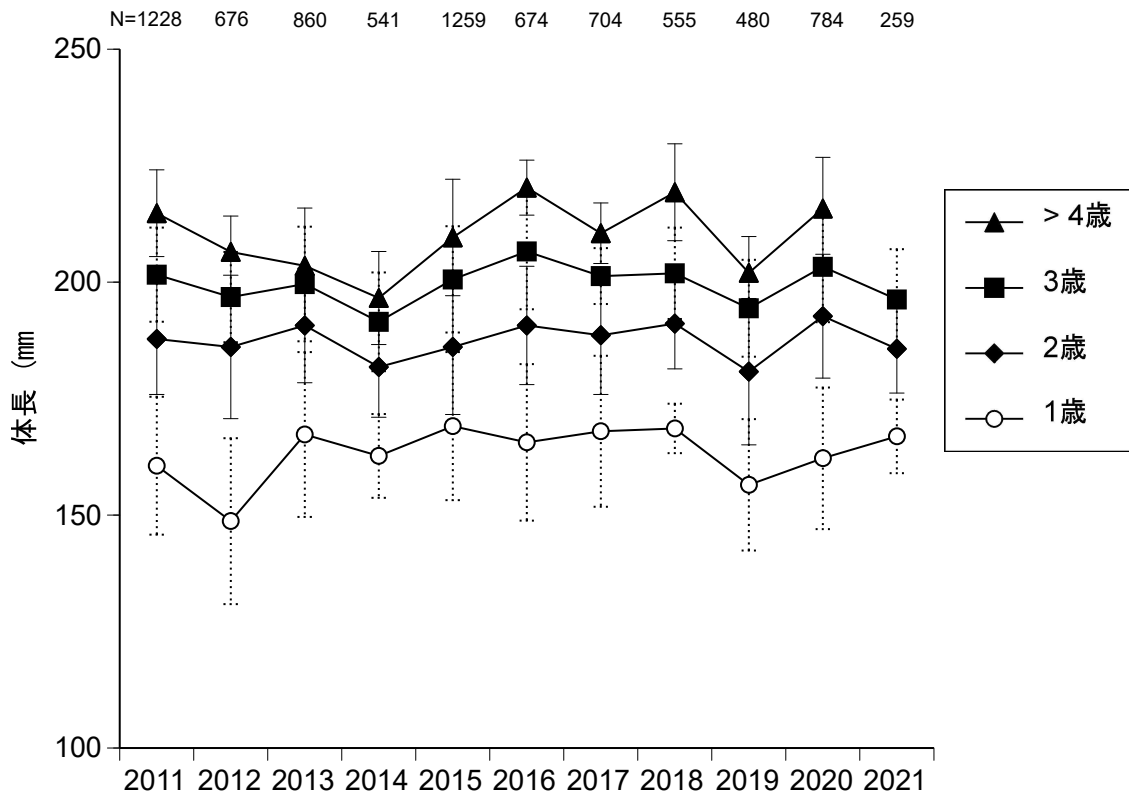


補足図 4-2. 広域魚群量調査におけるマイワシの CPUE

補足資料 5 漁獲物の年齢—体長関係の経年変化

鱗を用いた本系群の 2011～2021 年における年齢査定結果を集計した。10 年間に年齢査定を行ったマイワシは合計で 8200 個体、年毎には 259～1259 個体の範囲にあった。サンプルの水揚港は、青森県、石川県、富山県、京都府、鳥取県、島根県、山口県、福岡県、長崎県であった。

補足図 5-1 に 2011～2021 年における漁獲物の年齢別平均体長の経年変化を示す。2 歳以上の平均体長には近似した経年変化が見られ、各年齢時における平均体長は 2011 年から 2014 年にかけて徐々に減少したが、その後 2016 年まで増加した。同様に、2019 年の平均体長は 2018 年や 2020 年よりも小型であった。この成魚の小型化がみられた 2014 年と 2019 年は、漁場への成魚の来遊が少なかった不漁年と一致したことから、両年は漁場に残留する成魚が他年に比べて低成長であったことを示す可能性がある。2021 年は検体数が少ないため 4 歳以上の値を除外したが、2021 年における 1～3 歳の平均体長は 2020 年と近似した。



補足図 5-1. 2011～2021 年における年齢—体長関係の経年変化 縦線は標準偏差。

補足資料 6 (続き) 資源解析結果の詳細 (1984~1995 年)

年齢別漁獲尾数 (百万尾)												
年	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0歳	2,669	2,001	4,082	3,249	1,162	5,004	8,300	2,810	2,325	5,126	7,293	6,828
1歳	7,537	8,141	6,258	1,961	3,911	371	899	905	725	1,593	2,131	1,556
2歳	1,890	2,667	9,265	10,699	11,124	5,423	1,853	2,635	1,399	1,050	1,717	791
3歳	8,088	3,321	3,987	3,673	4,943	7,213	6,009	2,210	2,255	1,726	1,428	312
4歳(4歳以上)	2,906	3,209	2,647	4,276	2,946	4,460	5,020	4,980	2,423	1,265	1,049	162
5歳以上						1,573	2,251	2,644	2,333	2,280	361	312
計	23,091	19,339	26,239	23,859	24,087	24,044	24,333	16,184	11,460	13,040	13,980	9,960

年齢別漁獲量 (千トン)												
年	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0歳	44.7	35.5	75.0	47.6	24.3	56.9	114.4	67.9	46.4	75.1	117.8	95.3
1歳	276.0	412.0	231.7	72.5	174.2	19.5	55.5	56.3	49.1	109.6	136.9	98.6
2歳	129.5	173.6	490.1	666.6	693.6	359.9	139.9	220.5	132.6	110.5	153.3	71.2
3歳	573.3	268.1	384.8	259.9	383.7	539.5	500.6	199.2	231.9	199.0	163.1	33.5
4歳(4歳以上)	254.0	301.7	304.5	365.8	329.9	403.0	453.8	462.3	247.8	141.3	133.3	20.2
5歳以上						167.7	240.8	274.4	267.0	281.2	53.7	47.1
計	1,277.5	1,191.0	1,486.1	1,412.3	1,605.6	1,546.5	1,505.0	1,280.6	974.7	916.7	758.1	365.8

年齢別漁獲係数												
年	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0歳	0.04	0.02	0.04	0.04	0.03	0.20	0.39	0.27	0.27	0.62	1.09	2.08
1歳	0.18	0.20	0.11	0.03	0.07	0.02	0.06	0.08	0.13	0.38	0.76	1.00
2歳	0.11	0.11	0.46	0.35	0.29	0.17	0.13	0.33	0.22	0.35	1.32	0.99
3歳	0.53	0.36	0.31	0.43	0.35	0.39	0.36	0.28	0.69	0.59	1.86	1.35
4歳(4歳以上)	0.53	0.36	0.31	0.43	0.35	0.64	0.69	0.78	0.77	1.77	1.33	2.46
5歳以上						0.64	0.69	0.78	0.77	1.77	1.33	2.46
%SPR	44.3	48.7	39.7	45.9	46.1	41.2	38.6	40.3	38.2	19.5	6.7	2.3

年齢別資源尾数 (百万尾)												
年	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0歳	86,283	111,353	128,911	105,948	43,400	33,287	31,227	14,473	12,120	13,571	13,395	9,524
1歳	54,995	55,652	73,004	83,070	68,359	28,140	18,216	14,136	7,401	6,221	4,900	3,008
2歳	22,179	30,693	30,640	43,813	54,077	42,620	18,559	11,474	8,735	4,368	2,865	1,540
3歳	24,006	13,319	18,390	12,952	20,609	27,142	24,129	10,923	5,534	4,710	2,068	515
4歳(4歳以上)	8,624	12,872	12,210	15,081	12,283	11,524	12,288	11,255	5,513	1,864	1,743	217
5歳以上						4,064	5,510	5,977	5,309	3,359	599	416
計	196,087	223,889	263,155	260,863	198,728	146,778	109,929	68,239	44,612	34,093	25,571	15,220

年齢別資源量 (万トン)												
年	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0歳	144.4	197.8	236.9	155.2	90.8	37.9	43.0	35.0	24.2	19.9	21.6	13.3
1歳	201.4	281.7	270.3	307.0	304.4	147.9	112.4	88.0	50.1	42.8	31.5	19.1
2歳	152.0	199.7	162.1	273.0	337.2	282.8	140.1	96.0	82.8	46.0	25.6	13.9
3歳	170.2	107.5	177.5	91.6	160.0	203.0	201.0	98.4	56.9	54.3	23.6	5.5
4歳(4歳以上)	75.4	121.0	140.5	129.0	137.5	104.1	111.1	104.5	56.4	20.8	22.1	2.7
5歳以上						43.3	58.9	62.0	60.7	41.4	8.9	6.3
計	743.3	907.7	987.3	955.8	1,029.9	819.1	666.6	484.0	331.1	225.2	133.4	60.7

年齢別親魚量 (万トン)												
年	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0歳	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
1歳	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.9	4.8
2歳	76.0	99.9	81.0	136.5	168.6	141.4	140.1	96.0	82.8	46.0	25.6	13.9
3歳	170.2	107.5	177.5	91.6	160.0	203.0	201.0	98.4	56.9	54.3	23.6	5.5
4歳(4歳以上)	75.4	121.0	140.5	129.0	137.5	104.1	111.1	104.5	56.4	20.8	22.1	2.7
5歳以上						43.3	58.9	62.0	60.7	41.4	8.9	6.3
計	321.5	328.4	399.0	357.1	466.1	491.9	511.1	361.0	256.8	162.5	88.1	33.1

年齢別平均体重 (g)												
年	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0歳	17	18	18	15	21	11	14	24	20	15	16	14
1歳	37	51	37	37	45	53	62	62	68	69	64	63
2歳	69	65	53	62	62	66	75	84	95	105	89	90
3歳	71	81	97	71	78	75	83	90	103	115	114	107
4歳(4歳以上)	87	94	115	86	112	90	90	93	102	112	127	124
5歳以上						107	107	104	114	123	149	151

補足資料6(続き) 資源解析結果の詳細(2020年)

年齢別漁獲尾数(百万尾)	
年	2020
0歳	959
1歳	228
2歳	286
3歳	213
4歳(4歳以上)	38
5歳以上	
計	1,724

年齢別漁獲量(千トン)	
年	2020
0歳	15.9
1歳	8.9
2歳	21.7
3歳	21.5
4歳(4歳以上)	5.0
5歳以上	
計	73.1

年齢別漁獲係数	
年	2020
0歳	0.19
1歳	0.12
2歳	0.23
3歳	0.43
4歳(4歳以上)	0.43
5歳以上	
%SPR	43.7

年齢別資源尾数(百万尾)	
年	2020
0歳	6,858
1歳	2,509
2歳	1,685
3歳	748
4歳(4歳以上)	134
5歳以上	
計	11,934

年齢別資源量(万トン)	
年	2020
0歳	11.4
1歳	9.8
2歳	12.8
3歳	7.6
4歳(4歳以上)	1.8
5歳以上	
計	43.3

年齢別親魚量(万トン)	
年	2020
0歳	0.0
1歳	2.5
2歳	12.8
3歳	7.6
4歳(4歳以上)	1.8
5歳以上	
計	24.6

年齢別平均体重(g)	
年	2020
0歳	17
1歳	39
2歳	76
3歳	101
4歳(4歳以上)	132
5歳以上	