

令和 8（2026）年度ヒラメ太平洋北部系群の資源評価

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（富樫博幸・藤原邦浩・下光利明・

鈴木勇人・森川英祐・時岡 駿・永尾次郎・古庄 誠）

参画機関：岩手県水産技術センター、宮城県水産技術総合センター、福島県水産資源研究所、福島県水産海洋研究センター、茨城県水産試験場、千葉県水産総合研究センター

要 約

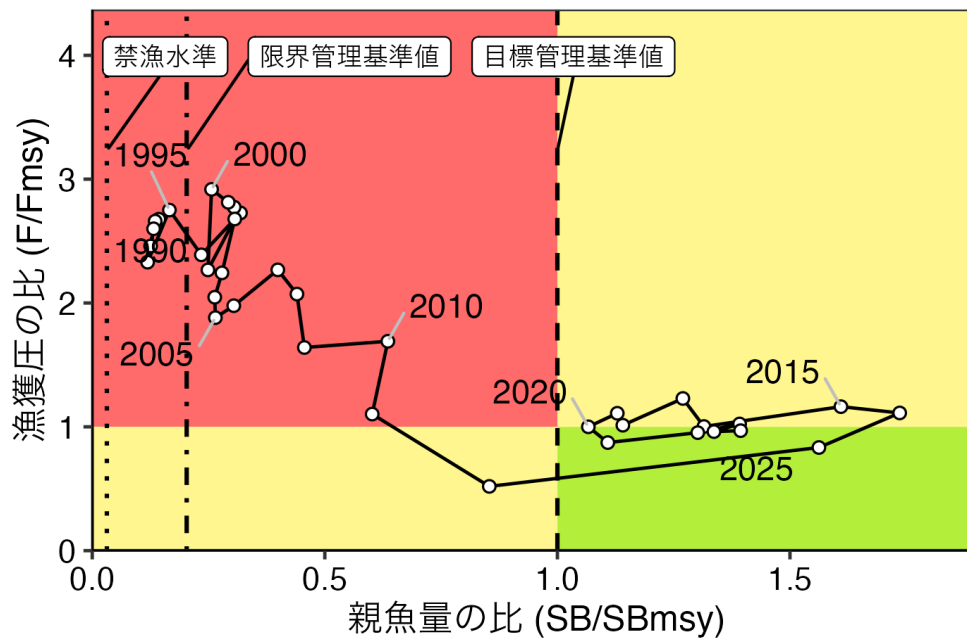
本系群の資源状態は、資源量指標値（沖合底びき網（オッタートロール）漁業の標準化 CPUE、宮城県～茨城県の刺網の標準化 CPUE および小型底びき網漁業の標準化 CPUE）をチューニング指標としたコホート解析により推定した。常磐海区の沖合底びき網（オッタートロール）の年間有漁網数は、1996～2010 年には一部の年を除き 20,000 網/年を上回っていたが、東日本大震災の影響により、2011 年以降は大きく減少し、2025 年でも 6,781 網/年となっている。また、福島県では、東京電力福島第一原子力発電所事故に伴う操業自粛・出荷制限指示により、2011 年 3 月 11 日から 2016 年 8 月 31 日までヒラメの漁獲がなかった。資源量は、2010 年級の加入尾数が多かったことと東日本大震災後の漁獲努力量の減少により、2011 年以降増加し、2013～2014 年には約 10,000 トンになった。その後は 2020 年まで減少したが、2021 年以降はやや増加し、2025 年は 7,189 トンと推定された。親魚量も同様の推移を示し、2025 年は 5,685 トンと推定された。

本種は栽培対象種であり、2025 年には 2,602 千尾の人工種苗が放流された。2025 年の補正混入率は 6.4%、添加効率（放流魚の漁獲加入 1 歳までの生残率）は 0.025 と推定された。本系群では加入年齢を 1 歳としており、加入量（加入尾数）は 1 歳魚資源尾数を示す。再生産による加入に放流魚の加入を加えた 1 歳魚資源尾数は、2011 年（2010 年級）には約 9,000 千尾と高水準であったが、2012～2023 年は約 2,000 千～4,000 千尾で推移した。2024 年および 2025 年の加入量は、それぞれ 1,971 千尾、1,191 千尾と推定され、近年は減少傾向にある。

令和 4 年 9 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、本系群の再生産関係にはホッケー・スティック型が適用され、これに基づき推定された最大持続生産量（MSY）を実現する親魚量（SBmsy）は 4,078 トンと推定された。この基準に従うと、2025 年の親魚量は SBmsy の 1.39 倍であり、MSY を実現する水準を上回った。また、2025 年の漁獲圧は Fmsy の 0.97 倍であり、SBmsy を維持する漁獲圧を下回った。親魚量の動向は、直近 5 年間（2021～2025 年）の推移から「横ばい」と判断された。

本系群の管理基準値と漁獲管理規則は、令和 4 年度研究機関会議（FRA-SA2022-BRP07-01）で提案されたものを暫定的に示した。これらの項目は、今後、水産庁の資源管理方針に関する検討会や水産政策審議会の議論をふまえて最終化される。なお、本報告書における将来予測は、これらの暫定的な管理基準値および漁獲管理規則を用いて試算した結果である。

要 約 図 表



最大持続生産量 (MSY)、親魚量の水準と動向、および ABC	
MSY を実現する水準の親魚量 (SBmsy)	4,078 トン
2025 年の親魚量の水準	MSY を実現する水準 (SBmsy) を上回る (1.39 倍)
2025 年の漁獲圧の水準	SBmsy を維持する水準を下回る (0.97 倍)
2025 年の親魚量の動向	横ばい
最大持続生産量 (MSY)	1,551 トン
2027 年の ABC	-
コメント: ・ABC は、本系群の漁獲シナリオが「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」を経て定められた後に算定される。	

直近 5 年と将来 2 年の資源量、漁獲量、F/Fmsy、および漁獲割合					
年	資源量 (トン)	親魚量 (トン)	漁獲量 (トン)	F/Fmsy	漁獲割合 (%)
2021	7,079	4,520	1,632	0.87	23.1
2022	7,897	5,309	1,825	0.95	23.1
2023	7,986	5,676	2,032	1.02	25.4
2024	7,519	5,451	1,943	0.96	25.8
2025	7,189	5,685	1,850	0.97	25.7
2026	5,918	4,546	1,437	0.94	24.3
2027	5,859	3,976	-	-	-
・ 2025 年の漁獲量は暫定値である。 ・ 2026、2027 年の値は将来予測に基づく平均値である。 ・ 2027 年の資源量、親魚量は現状の放流を想定した場合である。					

English title (authors)

Stock assessment and evaluation of the northern Pacific stock of bastard halibut (fiscal year 2026).
 (Hiroyuki Togashi, Kunihiro Fujiwara, Toshiaki Shitamitsu, Yuto Suzuki, Eisuke Morikawa, Shun Tokioka, Jiro Nagao, Makoto Furusho)

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	基礎情報、関係調査等
雌雄別年齢別漁獲尾数（岩手県、宮城県、福島県、茨城県、千葉県夷隅地域以北）	月別全長組成 ・市場調査（岩手県、宮城県、福島県、茨城県、千葉県夷隅地域以北） age-length key（2003 年以降、年 2 回逐次作成） ・生物測定（水産機構、岩手県、宮城県、福島県、茨城県、千葉県夷隅地域以北） 成長曲線、全長－体重関係 ・生物測定（水産機構、岩手県、宮城県、福島県、茨城県、千葉県夷隅地域以北） 漁業・養殖業生産統計年報（農林水産省）
混入率	市場調査（岩手県、宮城県、福島県、茨城県、千葉県夷隅地域以北）
人工種苗放流尾数	栽培漁業用種苗等の生産・入手・放流実績（水産庁増殖推進部、水産機構、公益社団法人全国豊かな海づくり推進協会）
自然死亡係数（M）	年当たり $M=0.23$ （雄の寿命を 10 歳、雌を 12 歳とし、田中 1960 の方法より雌雄別に算出した後、雌雄平均とした）を仮定
資源量指数	・太平洋北区沖合底びき網（オッタートロール）漁業漁場別漁獲統計資料（水産機構）* ・刺網および小型底びき網漁業による出漁隻日数あたりの漁獲量（CPUE）（宮城県、福島県、茨城県）*
以下、参考情報 0 歳魚加入量 仙台湾の現存尾数 および現存量	加入量水準の指標 ・新規加入量調査（水産機構、岩手県、宮城県、福島県、茨城県） ・若鷹丸 6 月トロール調査（水産機構）

*はコホート解析（Virtual Population Analysis, VPA）におけるチューニング指数である。

本系群の集計単位は暦年（1～12 月）とし、年齢の起算日は 1 月 1 日としている。

2. 生態

(1) 分布・回遊

東北海域のヒラメ（*Paralichthys olivaceus*）は、主に水深 30～150 m 以浅の陸棚域に分布する（図 2-1）。産卵期には、水深 20～50 m 以浅の粗砂および砂礫地帯に移動し、孵化仔魚は、水温 16℃では約 40 日間、水温 19℃では約 30 日間の浮遊生活を送った後に変態し、着底する（Seikai et al. 1986）。着底した稚魚は、水深 15 m 以浅の砂または砂泥域で過ごし、全長 10 cm 以上になると次第に深所に移動する（Kurita et al. 2018）。

岩手県沿岸は陸棚域が狭く、本種の漁獲量は他県に比べて相対的に少ない傾向にある（図 3-2、表 3-1）。さらに、岩手県中～南部沿岸は親潮第 1 分枝の影響を強く受けるため

比較的低水温であり、ヒラメの南北交流の障壁になっている可能性がある。標識放流の結果では、岩手県や青森県沿岸で放流された個体は北に移動する傾向が強く（石戸 1990、後藤・佐々木 2015）、宮城県や茨城県沿岸で放流された個体は逆に放流地点よりも南で再捕される傾向がある（二平ほか 1988）。

東北海域におけるヒラメの分布水深は、全長および季節により異なる。全長 30 cm 以下の個体は通年で水深 50 m 以浅に多く分布し、全長 30 cm を超える個体は、冬季には深場（最大 220 m）、夏季には 100 m 以浅に多く分布する傾向が見られる（Kurita et al. 2021）。また、標識放流などの結果から、一部の個体は夏季に北方、冬季に南方へ移動することが示唆されている（栗田ほか 未発表）。

(2) 年齢・成長

満 1 歳時の全長は雌雄同程度であるが、2 歳以上では雌の成長が雄を上回るため、同齢でも雌の方が大型となる（Yoneda et al. 2007、図 2-2）。宮城県～茨城県の成長および全長－体重関係式（Yoneda et al. (2007) で使用した標本から計算）は次のとおりである。なお、本系群のヒラメの最高年齢は自然死亡係数（M）を推定する根拠に使用し、雌は 12 歳、雄は 10 歳とした。

a) 成長式

宮城県～茨城県

$$\text{雌: } TL = 99.2 \left(1 - \exp(-0.19(t + 0.96)) \right) \quad (1)$$

$$\text{雄: } TL = 88.3 \left(1 - \exp(-0.14(t + 1.94)) \right) \quad (2)$$

b) 全長－体重関係

宮城県～茨城県

$$\text{雌: } BW = 5.56 \times 10^{-3} \times TL^{3.18} \quad (3)$$

$$\text{雄: } BW = 6.99 \times 10^{-3} \times TL^{3.12} \quad (4)$$

TL は全長（cm）、BW は体重（g）、 t は年齢であり、Yoneda et al. (2007) における年齢の起算日は 7 月 1 日である。

(3) 成熟・産卵

茨城県では、雌の最小成熟全長は 42 cm で、満 2 歳のごく一部が産卵に加わり（茨城県水産試験場 1975）、2 歳で産卵する割合は年によって変動する。また、茨城県の雄の最小成熟全長は 30 cm で、2 歳で全個体が成熟する。本評価報告書で仮定した雌雄別年齢別成熟率および雌雄別全長別成熟率を図 2-3a および 2-3b に示す。年齢の起算日は 1 月 1 日とし、雄では 2 歳魚の半分および 3 歳魚以上、雌では 3 歳魚の半分および 4 歳魚以上の資源

量の合計を親魚量として計算した。

仙台湾・常磐海区における産卵期は5～9月（産卵盛期:6～8月）であり、産卵様式は数十回に分けて行う多回産卵型である（竹野ほか 1999、Kurita 2012）。飼育下では2ヶ月以上にわたってほぼ毎日産卵を行う（平野・山本 1992）。卵は分離浮性卵で、水温 15℃では約 60 時間、水温 20℃では約 35 時間で孵化する（安永 1988）。

（4）被捕食関係

着底後の稚魚は甲殻類のアミ類を主に捕食するが、全長 10 cm 以上になると、主にカタチイワシやマイワシ、イカナゴ科を中心とした魚類を捕食するようになる。一方、被食については、着底直後のヒラメ稚魚がエビジャコ類に、着底後 1～2 ヶ月の稚魚が、1～2 歳のヒラメを含む大型魚類に被食されることが報告されている（古田 1998）。仙台湾・常磐海区においては、ヒラメ高齢魚、クサウオ、コモンカスベ、ヒラツメガニなどに放流稚魚が被食される（Tomiyama et al. 2009）ものの、天然稚魚の被食例は稀であるとの報告もある（Tomiyama et al. 2009、Kurita et al. 2018）。

3. 漁業の状況

（1）漁業の概要

本系群は、沖合底びき網漁業（以下、「沖底」という）・小型底びき網漁業（以下、「小底」という）・刺網漁業（以下、「刺網」という）・定置網漁業等によって周年漁獲されている（図 3-1、表 3-2）。近年、資源の保護・管理を目的として、漁具漁法、目合制限、操業時期などのさまざまな規制措置が行われている。また、各県において小型魚の保護を目的に漁獲対象サイズ規制が実施されており、多くのエリアで全長 30 cm 以上を漁獲対象とし、その他宮城県の中南部海域（石巻～山元）では全長 35 cm 以上、福島県では 2016 年 9 月 2 日以降、漁獲物の全長 50 cm 規制を導入し、2021 年 4 月からは、いわき地区が全長 40 cm、相双地区が全長 50 cm、他は全長 30 cm 以上を漁獲対象としている。

（2）漁獲量の推移

本系群の漁獲量は、10 年程度の周期的な変動をしている（図 3-2）。1972、1973 年や 1986 年の漁獲量は 1,500 トン以上であったものの、1980 年代前半や 1990 年代前半には 500 トン前後であった。1995 年以降の漁獲量は増加傾向にあり、2003～2005 年と東日本大震災（以下、「震災」という）に伴う漁獲努力量の大幅な減少の影響がみられる 2011、2012 年を除き、概ね 1,500 トン程度あるいはそれ以上であった。漁獲努力量が回復した 2014 年と 2015 年の漁獲量は 2,500 トンを超えたものの、その後減少し、2016～2024 年は約 1,600～2,300 トンで推移している。2025 年の漁獲量は 1,850 トンで、前年（1,943 トン）よりやや減少した。

年齢別漁獲尾数ならびに漁獲量の推移を見ると、本系群における年齢構成は 2013 年頃を境に大きく変化していた（図 3-3、3-4）。1990～2013 年の漁獲量では、1～3 歳が全体の 7～8 割を占め、4～5+歳が 2～3 割であった。2013 年は 3 歳魚（3 歳魚は 2010 年級に相当）の割合が急増し、全体の約 6 割を占めた。2014 年以降、漁獲量では 4～5+歳が全体の約 5 割を占めるようになり、2025 年は 1～3 歳が 66%、4～5+歳が 34%であった。

なお、青森県竜飛～茨城県で実施された遊漁採捕量調査によれば、遊漁（船釣り遊漁船）による採捕量は 1992 年では 19 トン（当年の漁獲量に対して 3.2%、遊漁採捕量調査の海域と資源評価の系群が異なっているので参考値とする）に留まっていたが、1997 年では 91 トン（5.1%）、2002 年では 110 トン（7.6%）（農林水産省統計情報部 1993、1998、2003）、2008 年は 79 トン（5.2%）と報告されている（水産庁資源管理部沿岸沖合課 2009）。これ以降、漁区別の遊漁漁獲量情報は公表されておらず、近年の採捕量は不明である。

（3）漁獲物の体長・年齢組成

2025 年に各県で漁獲されたヒラメの全長組成を図 3-5 に示す。岩手県では 40～45 cm を中心とした分布が見られ、2～3 歳魚が主流を占めていたと推察される。30～35 cm の個体も一定数漁獲されていた一方、60 cm 以上の大型個体の出現頻度は低く、高齢魚の比率は限定的と考えられる。宮城県では 40 cm 付近にピークがあり、小型個体の割合が高いことから、1～2 歳魚が漁獲の中心であったと推察される。福島県では最頻値が 50 cm 前半に位置し、他県とは異なる全長組成を示した。この違いは、各県（地域）における漁獲物の全長規制の違いによると考えられる（（1）漁業の概要を参照）。茨城県では明瞭なピークは見られず、幅広いサイズのヒラメが漁獲されていた。千葉県（夷隅地域以北）では、全長分布が右に裾を引く形（右裾長）を示し、30～35 cm の小型個体が主流であった。

（4）漁獲努力量

金華山～房総海区における沖底（オッタートロール）の有漁網数（ヒラメが漁獲された操業日の網数）の推移を図 3-6 および表 3-3 に示した。年間有漁網数の推移は、海区によって大きく異なっていた。金華山海区（北緯 38.00～38.55°）では、1990～2000 年にかけて増加し、2000 年代は約 3,900～8,500 網/年で推移した。震災により一時的に減少したが、2013～2024 年は約 4,500～7,900 網/年で推移し、2025 年は 6,636 網/年であった。常磐海区（北緯 36.30～38.00°）では、1990～1994 年に減少した後、急増し、1995～2010 年は一部の年を除いて 20,000 網/年を上回ったものの、2011～2024 年は約 400～6,600 網/年と大きく減少している。2025 年は 6,781 網/年となり、震災前年（2010 年）の約 4 割であった。房総海区（北緯 35.05～36.30°）では、1990 年以降、長期的な減少傾向を示し、2025 年は 3,076 網/年であった。

県別の刺網の年間水揚げ隻数を図 3-7 および表 3-4 に示した。宮城県では、1995～2010 年は概ね 1～2 万隻で推移した。震災後の 2012 年には 4,798 隻まで減少したが、その後は回復し、2013～2023 年は概ね 1 万～2 万隻で推移した。なお、2024 年および 2025 年には、活魚について複数漁船の漁獲物を混合して競りにかける場合があり、水揚げ隻数が 0 と記録される事例が確認された。このため、CPUE の算出においては、水揚げ隻数が 0 と記録されたデータを除外した。一方、CPUE 計算以外の資源計算では、これらのデータに含まれる漁獲量は除外せずに、全て含めて計算した。水揚げ隻数が 0 と記録された漁獲量は、2024 年に 98 トン、2025 年に 128 トンであった。したがって、水揚げ隻数 0 のデータを CPUE の算出から除外したことが、資源量等の推定結果に影響することはない。2024 年および 2025 年の年間水揚げ隻数は見かけ上大きく減少しているが、これは水揚げ隻数の記録方法によるものであり、実際の漁獲努力量が大きく減少したことを示すものではない。なお、2023 年以

前には、水揚げ数が 0 と記録されたデータは確認されなかった。福島県では、2000～2010 年は約 3 万～5 万隻で推移した。2011 年 3 月 11 日から 2016 年 8 月までは、東京電力福島第一原子力発電所事故に伴う操業自粛・出荷制限指示により漁獲がなかったため、水揚げ数は記録されていない。試験操業の開始後は徐々に増加し、2017 年は 3,400 隻、2025 年は 16,479 隻となった。茨城県では、1990 年代前半は約 3,600～5,900 隻で推移したが、その後は減少傾向を示し、2012 年には 307 隻まで減少した。以降も概ね 1,000 隻前後で推移し、2025 年は 904 隻であった。

小底漁業の年間水揚げ数を図 3-8 および表 3-5 に示した。宮城県では、1995～2010 年は概ね 5,500～7,500 隻で推移した。震災後の 2012 年には 926 隻まで減少したが、その後は回復し、2015～2017 年には約 9,600～10,100 隻となった。その後は減少傾向を示し、2025 年は 1,431 隻となった。なお、刺網と同様に、水揚げ数が 0 と記録されたデータについては、CPUE の計算時には漁獲量データを除外した。なお、水揚げ数が 0 と記録された漁獲量は、2024 年は 63 トン、2025 年は 84 トンであった。こちらも、CPUE 計算以外の資源計算では、水揚げ数 0 の漁獲量データを含めて計算した。福島県では、2000～2010 年は約 2,600～3,800 隻で推移した。2011 年 3 月 11 日から 2016 年 8 月までは、東京電力福島第一原子力発電所事故に伴う出荷制限指示により漁獲がなかったため、水揚げ数は記録されていない。試験操業の開始後は徐々に増加し、2017 年は 1,108 隻、2025 年は 2,244 隻となった。茨城県（5 トン未満の小底）では、1990 年代は約 1,400～3,200 隻で推移したが、その後は減少傾向を示し、2010 年には 685 隻となった。震災後は 400～700 隻程度で推移したが 2024 年以降減少し、2025 年は 147 隻であった。

4. 資源の状態

(1) 資源評価の方法

1990～2024 年のデータに加え、2025 年に精密測定した年齢査定済みの個体データを用いて、1～6 月、7～12 月の 2 期別に、1～5+歳の Age-Length key を雌雄別に作成した。これに、漁獲物の全長組成、雌雄別・全長階級別平均体重および月別（期別）漁獲量を組み合わせ、年別・年齢別・雌雄別漁獲尾数を推定し、その後、雌雄を合算した（補足資料 1）。資源解析には、沖底（オッタートロール）漁業の標準化 CPUE、宮城県～茨城県の刺網の標準化 CPUE および小底漁業の標準化 CPUE を資源量指標値として用い、それぞれの標準化 CPUE に対応する資源量の変動と整合するように年齢別漁獲係数（F 値）を推定した。F 値の推定には、推定値の安定化を目的として、その大きさに応じてペナルティを課すリッジ VPA（Okamura et al. 2017）を適用した（詳細は補足資料 2 および補足資料 5 を参照）。

(2) 資源量指標値の推移

沖底（オッタートロール）、刺網および小底漁業における海区・県別のノミナル CPUE の推移を図 4-1～4-3 に示す。金華山～房総海区の沖底（オッタートロール）漁業の海区別ノミナル CPUE は、1970 年代から 2000 年代前半までは全体的に低水準で推移したが、2010 年代以降に大きく上昇した（図 4-1）。金華山海区では 2013 年に 60.8 kg/網まで上昇し、その後は変動しながら推移した。常磐海区では 2013 年以降に急増し、2015 年には 75.0 kg/網

と期間中の最高値を示した。その後も 30～60 kg/網程度の高水準で推移している。房総海区では 2014 年に 37.9 kg/網を記録した後、15 kg/網前後の高い水準を維持している。近年（2024～2025 年）は金華山で 13.5～14.9 kg/網、常磐で 31.1～59.4 kg/網、房総で 11.8～14.5 kg/網を示した。

刺網のノミナル CPUE は、宮城県では 2013 年以降に増加が顕著となり、2024～2025 年には約 35 kg/隻と調査期間中で高い水準を示した（図 4-2）。福島県では 2018 年以降に増加傾向がみられ、2025 年には 24.7 kg/隻に達した。茨城県では 1990 年代後半から高い CPUE を示し、2013 年に 58.7 kg/隻の高値を記録した後は低下したものの、近年も 10～20 kg/隻程度の水準を維持している。

小底漁業のノミナル CPUE は、全県で 2000 年代後半以降に大きく上昇し、高い水準で推移した（図 4-3）。宮城県では 2011 年以降に増加が顕著となり、近年は 40～70 kg/隻の高水準で推移した。福島県では 2013 年に 82.3 kg/隻、2023 年に 91.9 kg/隻を記録するなど、大きな変動を伴いながら高い水準を維持した。茨城県でも 2013 年に 103.9 kg/隻の最高値を示し、その後も高水準で推移したが、近年は低下傾向がみられた。また、表 4-1 には資源量指標値として用いた規格化 CPUE の推移を示し、各漁法について海区・県別のノミナル CPUE の平均値を漁法ごとの年平均 CPUE で除することにより算出した。

各漁法の標準化 CPUE とノミナル CPUE との比較を図 4-4～4-6 に示す（標準化の手法については、補足資料 7 および 8 を参照）。標準化 CPUE およびノミナル CPUE は、それぞれの年平均値で除して規格化した。沖底（オッタートロール）の両指標の経年変化は、2013～2018 年にかけてやや乖離が見られる年もあったが、1990～2012 年および 2019 年以降は非常に良く似たトレンドを示した（図 4-4）。標準化 CPUE がノミナル CPUE より高くなった 2017 年や 2018 年では、常磐海区の標準化 CPUE は他海域に比べ高い値で推移した（図 4-1）。一方、震災の影響で常磐海区の努力量は低いままであり（図 3-6）、ノミナル CPUE では努力量割合の高い他海域の動向がより大きく反映されたと考えられる。標準化 CPUE では、5 海域および 3 つの水深区分（100 m 以下、101～200 m、201 m 以上）の効果を補正しているため、ノミナル CPUE に含まれる空間的な偏りの影響が軽減され、資源量の経年変動をより適切に反映した指標になっていると考えられる。

刺網の両指標の変動傾向は概ね一致していた（図 4-5）。1990 年代から 2000 年代前半にかけてはともに低位で推移し、その後は増加傾向を示した。2010 年代前半には大きな上昇がみられ、その後は減少したものの、近年も比較的高い水準で推移している。一方、2014 年以降は標準化 CPUE がノミナル CPUE を上回る年がみられ、特に近年にその差が大きくなる傾向が認められた。これは、県や年による変化など、CPUE に影響する要因を標準化モデルによって補正した結果と考えられる。

小底については、両指標の経年変化は全期間を通じて非常によく一致しており、1990 年代から 2000 年代前半には低位で推移した後、2000 年代後半から上昇し、2010 年代前半に高い値を示した（図 4-6）。その後は低下したものの、両指標とも同様の変動傾向を示した。

（3）資源量と漁獲圧の推移

リッジ VPA で推定した資源尾数と資源量を図 4-7、4-8、表 4-2 に示した。資源量は、1990 年代前半は 1,300 トン前後であったが、1995～2002 年は 3,000 トン前後に増加した。2003

年と 2004 年の資源量は 2,500 トン以下に減少したものの、2005 年以降、再び増加し、2006～2010 年は約 4,000～5,000 トンとなった。震災以降、資源量はさらに急増し、2012 年には約 7,000 トン、2013～2014 年には約 10,000 トンになった。その後、資源量は 2020 年まで減少して、2021 年以降に増加、2025 年は 7,189 トンと推定された。

1990 年以降の資源量と漁獲量から計算した漁獲割合は、震災前の 1990～2010 年は 35～51%で推移していたが、震災直後の 2011、2012 年はそれぞれ 21、13%に低下した。2013～2024 年の漁獲割合は 23～32%、2025 年は 25.7%であり、震災前年（2010 年）の約 6 割であった（図 4-8、表 4-2）。親魚量は資源量同様に、2012 年と 2013 年に急増し、2014 年は 7,000 トンを超えた（図 4-9、表 4-2）。その後、親魚量は 2020 年まで減少し、その後に増加、2025 年は 5,685 トンと推定された。

資源解析の推定結果に与える仮定値の感度分析として、自然死亡係数（M）の違いが親魚量（SSB）、資源量（biomass）、漁獲割合（U）に及ぼす影響を図 4-10 に示す。なお、M による推定値への影響は、高齢魚の割合が高い震災以降で大きい傾向があった。

年齢別漁獲係数（F）の推移を図 4-11 に示す。1990～2010 年は 3 歳魚で最も高く、概ね 1.0～1.6 で推移した。一方、1 歳魚では 0.2～0.7、2 歳魚では 0.5～1.0、4 歳魚および 5+歳では 0.5～1.0 程度で推移した。2011 年以降は全ての年齢で F が低下し、特に 1～3 歳魚で顕著であった。2025 年の F は、1 歳魚 0.13、2 歳魚 0.30、3 歳魚 0.37、4 歳魚および 5+歳 0.35 と推定され、1990～2010 年と比較して全体的に低い水準であった。

（4）種苗放流と加入量

本種は栽培漁業の代表的な対象種である。本系群における放流尾数は 1990～2000 年にかけて増加し、その後は震災前（2010 年）まで年間約 4,000 千尾を放流してきた（図 4-12、表 4-3）。震災の影響で放流尾数は激減したものの、その後回復し、2025 年の放流尾数は 2,602 千尾となっている。添加効率（放流魚の漁獲加入 1 歳までの生残率）は年変動が大きく、2006～2014 年には 0.1 を超える年が多くみられたが、その後は低下し、2017 年以降は 0.019～0.046 の範囲で推移した。2025 年の添加効率は 0.025 と推定された。

本系群の加入尾数については、コホート解析で求められた 1 歳魚の資源尾数を天然由来の加入尾数と人工種苗由来の加入尾数に分離し推定した（詳細は補足資料 2（3））。人工種苗生産時における黒化率の全国平均値（67.8%）で補正した補正混入率は、2008 年に 21.2%と最も高く、その後低下し、2017～2024 年は 1.5～4.9%で推移した後、2025 年は 6.4%と推定された（表 4-4）。

1 歳魚の天然加入尾数は 2006、2008、2011 年（年級群はそれぞれ-1 年）の加入群で多かった（図 4-13、表 4-2）。2012～2024 年の天然加入尾数は約 2,000 千～4,000 千尾であり、2025 年は 1,115 千尾と減少した。

（5）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 4-14 および表 4-2 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。1990～2010 年の %SPR は、概ね 10%以

下で推移していた。2012 年の%SPR は、震災の影響による漁獲圧の低下によって約 40%に増加した。2013～2024 年の%SPR は 18～27%で推移し、2025 年は 23.6%であった。

Fmsy に対する YPR と%SPR の関係を図 4-15 に示す。このとき F の選択率としては、令和 4 年 9 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 SBmsy を維持する漁獲圧 F (Fmsy) の推定に用いた値（富樫ほか 2022a）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 Fmsy 算出時の値を使用した。Fmsy および現状の漁獲圧 (F2022-2024) を%SPR に換算すると、それぞれ 22.9、24.5%に相当することから、現状の漁獲圧 (F2022-2024) の水準は Fmsy を下回る。

(6) 再生産関係

親魚量（重量）と加入量（1 歳魚資源尾数）の関係（再生産関係）を図 4-16 に示す。上述の「管理基準値等に関する研究機関会議」において、本系群の再生産関係式にはホッケ－・スティック型再生産関係が適用されている（富樫ほか 2022a）。ここで、再生産関係式のパラメータ推定に使用するデータは、令和 4（2022）年度の資源評価（富樫ほか 2022b）に基づく親魚量・加入量とし、最適化方法には最小絶対値法を用いている。加入量の残差の自己相関は考慮していない。なお、加入量としては天然由来の加入尾数のみを使用している。再生産関係式の各パラメータを補足表 3-1 に示す。

(7) 現在の環境下において MSY を実現する水準

現在（1990 年以降）の環境下における最大持続生産量 MSY を実現する親魚量 (SBmsy) および SBmsy を維持する漁獲量として、上記の「管理基準値等に関する研究機関会議」で推定された値（富樫ほか 2022a）を補足表 3-2 に示す。また、平衡状態における平均親魚量と年齢別平均漁獲量との関係を図 4-17 に示す。平均親魚量が暫定目標管理基準値以上では、5+歳魚以上の割合が増加する傾向にあった。

(8) 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 4-18 に示す。また、2025 年の親魚量と漁獲圧の概要を補足表 3-3 に示した。本系群における 2025 年の親魚量は MSY を実現する親魚量 (SBmsy) を上回っており、SBmsy の 1.39 倍である。また、2025 年の漁獲圧は、SBmsy を維持する漁獲圧 (Fmsy) を下回っており、SBmsy を維持する漁獲圧の 0.97 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、直近 5 年間（2021～2025 年）の推移から「横ばい」と判断される。

5. 漁獲管理規則の適用

管理基準値・漁獲管理規則は、令和 4 年度研究機関会議（FRA-SA2022-BRP07-01）において提案された暫定値であり、将来予測はこれら基準値と漁獲管理規則を用いて試算した結果である。

(1) 将来予測の設定

資源評価で推定した 2025 年の資源量から、コホート解析の前進法を用いて 2027～2060 年の将来予測計算を行った（補足資料 2）。再生産関係式を用いて各年に予測される親魚量から加入量を予測し、その予測値に対数正規分布に従う誤差を与えることで加入量の不確実性を考慮した。対数正規分布から無作為抽出した誤差を予測値に与える計算を 10,000 回行い、それらの平均値と 90%予測区間を求めることにより、不確実性の程度を示した。また、本系群においては継続して種苗放流が行われているため、将来予測に際しては現状の種苗放流が継続されると想定し、上記で再生産関係式から予測される毎年の加入量に、2023～2025 年の平均放流尾数（3,028 千尾）と平均添加効率（0.0327）の積を人工種苗由来の加入尾数として加算した。なお、再生産による加入のみを想定したシナリオでの将来予測の結果は補足資料 4 にまとめた。

2026 年の漁獲量は、予測資源量と現状の漁獲圧（F2022-2024）を用いて推定した。現状の漁獲圧は、管理基準値を算出した時と同じ選択率や生物パラメータ（平均体重等）の条件下で再計算した。すなわち、今年度評価における 2025 年の漁獲圧に対応する %SPR (23.6%) を与える F 値とした。2027 年以降の漁獲圧には、各年に予測される親魚量をもとに下記の漁獲管理規則で定められる漁獲圧を用いた。

(2) 漁獲管理規則

「管理基準値等に関する研究機関会議」（富樫ほか 2022a）により、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とともに、親魚量が限界管理基準値以上にある場合には F_{msy} に調整係数 β を乗じた値を漁獲圧の上限とする漁獲規則が提案されている（図 5-1）。調整係数 β には標準値である 0.8 を用いた。

(3) 2027 年の予測値と ABC の算定

2027 年に予測される親魚量は平均 3,976 トンと見込まれ、限界管理基準値を上回る（補足表 3-4）。2027 年の漁獲量の予測平均値は、加入量として再生産関係による加入と現状の放流を想定し、 β を 0.8 とした場合には 1,225 トン（90%予測区間は 1,078～1,444 トン）、現状の漁獲圧（F2022-2024）を継続した場合には 1,401 トン（90%予測区間は 1,232～1,651 トン）であった。なお、本資源について、ABC は算定していない。

(4) 2028 年以降の予測

2028 年以降も含めた将来予測の結果を図 5-2 および表 5-1～5-3 に示す。漁獲管理規則に基づく管理を 10 年間継続し、将来の加入量として現状の放流を考慮した条件（図 5-2、表 5-1～5-3）の下で、2037 年の親魚量の予測値は β を 0.8 とした場合には平均 5,265 トン（90%予測区間は 4,037～6,764 トン）であり、 β を 1.0 とした場合には平均 4,226 トン（90%予測区間は 3,203～5,484 トン）である（補足表 3-6）。予測値が目標管理基準値を上回る確率は β が 1 以下のいずれでも 50%を上回る。限界管理基準値を上回る確率は 1 以下のいずれの β においても 100%である。現状の漁獲圧（F2022-2024）を継続した場合の 2037 年の親魚量の予測値は平均 4,521 トン（90%予測区間は 3,435～5,855 トン）であり、目標管理基準値を上回る確率は 70%、限界管理基準値を上回る確率は 100%である。平均漁獲量は、 $\beta=0.8$

の場合、2037年には1,588トンと予測され、現状の漁獲圧（F2022-2024）を継続した場合の1,606トンと大きな差はみられなかった。

6. 資源評価のまとめ

ヒラメ太平洋北部系群の資源量は、2011年に加入した1歳魚の加入尾数（2010年級）が多かったことと震災による漁獲努力量の減少により、2011年以降増加し、2013～2014年には約10,000トンに達した。その後、資源量は2020年まで減少して、2021年以降に増加、2025年は7,189トンと推定された。親魚量も資源量同様、2012～2013年に急増し、2014年の親魚量は7,000トンを超えた。その後、親魚量は2020年まで減少して増加、2025年は5,685トンと推定された。

2025年の親魚量はMSYを実現する水準を上回り（SBmsyの1.39倍）、その動向は直近5年間（2021～2025年）の推移から「横ばい」と判断された。2025年の漁獲圧は、SBmsyを維持する漁獲圧（Fmsy）を下回っている（Fmsyの0.97倍）。

7. その他

ヒラメの資源管理においては、小型魚の漁獲を抑制することが有効であるとされており（太平洋北ブロック資源管理型漁業推進協議会 1994）、各県では1990年代後半に全長30 cm未満（宮城県の中南部海域（石巻～山元）では全長35 cm未満、福島県では2021年4月から、いわき地区が40 cm、相双地区が50 cm未満）の漁獲禁止・再放流の管理措置を実施している。今後も、小型魚の水揚げを抑制する措置を継続することが重要である。一方で、混獲された小型個体の再放流後の生残率が低いとの指摘もあり、適切な管理方策の策定にあたっては、放流した後の生残率に関する知見等の充実を図ることも重要である。また、2025年の資源量および親魚量は前年から大きな減少はみられなかったものの、資源尾数では1歳魚が大きく減少した。このため、既存の全長制限や再放流等の措置を継続し、小型個体の漁獲を抑制することが重要である。併せて、当歳魚の着底水準の推移についても引き続き注視していく必要がある。

8. 引用文献

- 古田晋平 (1998) 鳥取県におけるヒラメ人工種苗放流技術の開発に関する行動・生態学的研究. 鳥取水試報告, **35**, 1-76.
- 後藤友明・佐々木律子 (2015) 標識放流・再捕データに基づくヒラメ若齢魚の岩手県北部からの移動パターン. 岩手水技セ研報, **8**, 5-11.
- 平野ルミ・山本栄一 (1992) 個別飼育実験によるヒラメの産卵周期と産卵数の確認. 鳥取水試報告, **33**, 18-28.
- 茨城県水産試験場 (1975) 太平洋北区栽培漁業漁場資源生態調査結果報告書. 84 pp.
- 石戸芳男 (1990) 東北海区北部におけるヒラメ若齢魚の分布と移動. 東北水研研報, **52**, 33-43.
- Kurita, Y. (2012) Revised concepts for estimation of spawning fraction in multiple batch spawning fish considering temperature-dependent duration of spawning markers and spawning time frequency distribution. Fish. Res., 117-118, 121-129.

- Kurita, Y., Y. Okazaki and Y. Yamashita (2018) Ontogenetic habitat shift of age-0 Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* on the Pacific coast of northeastern Japan: differences in timing of the shift among areas and potential effects on recruitment success. *Fish. Sci.*, **84**, 1-15.
- Kurita, Y., T. Sakuma, S. Kakehi, S. Shimamura, A. Sanematsu, H. Kitagawa, S. Ito, R. Kawabe, Y. Shibata and T. Tomiyama (2021) Seasonal changes in depth and temperature of habitat for Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* on the Pacific coast of northeastern Japan. *Fish. Sci.*, **87**, 223-237.
- 二平 章・高瀬英臣・別井一栄・石川弘毅 (1988) 茨城県沿岸海域におけるヒラメの標識放流. 茨城水試研報, **26**, 137-159.
- 農林水産省統計情報部 (1993) 遊漁採捕量調査報告書. 112 pp.
- 農林水産省統計情報部 (1998) 平成 9 年遊漁採捕量調査報告書. 115 pp.
- 農林水産省統計情報部 (2003) 平成 14 年遊漁採捕量調査報告書. 72 pp.
- Seikai, T., J.B. Tanangonan and M. Tanaka (1986) Temperature influence on larval growth and metamorphosis of the Japanese flounder *Palalichthy olivaceus* in the laboratory. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, **52**, 977-982.
- 水産庁資源管理部沿岸沖合課 (2009) 平成 20 年度遊漁採捕量調査報告書データ <https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00502002&tstat=000001031445&cycle=8&year=20081&month=0&tc1=000001031446&tc2=000001031447> (last accessed 3 Aug. 2026)
- 太平洋北ブロック資源管理型漁業推進協議会 (1994) 太平洋北ブロック資源管理推進指針, 84pp.
- 竹野功壘・濱中雄一・木下 泉・宮嶋俊明 (1999) 若狭湾西部海域におけるヒラメの成熟. 日水誌, **65**, 1023-1029.
- 田中昌一 (1960) 水産生物の Population Dynamics と漁業資源管理. 東海水研研報, **28**, 1-200.
- 富樫博幸・成松庸二・鈴木勇人・森川英祐・時岡 駿・三澤 遼・金森由妃・永尾次郎・櫻井慎大 (2022a) 令和 4 (2022) 年度ヒラメ太平洋北部系群の管理基準値等に関する研究機関会議資料. 水産研究・教育機構. 1-45. FRA-SA2022-BRP07-01. http://www.fra.affrc.go.jp/shigen_hyoka/SCmeeting/2019-1/20220930/FRA-SA2022-BRP07-01.pdf (last accessed 3 Aug. 2026)
- 富樫博幸・成松庸二・鈴木勇人・森川英祐・時岡 駿・三澤 遼・金森由妃・永尾次郎・櫻井慎大 (2022b) 令和 4 (2022) 年度ヒラメ太平洋北部系群の資源評価. 我が国周辺水域の漁業資源評価, 水産研究・教育機構, 1-40. FRA-SA2022-AC-60. https://abchan.fra.go.jp/wpt/wp-content/uploads/2023/07/details_2022_60.pdf (last accessed 3 Aug. 2026)
- Tomiyama, T., Ebe K., Kawata, G. and Fujii, T. (2009) Post-release predation on hatchery-reared Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* in the coast of Fukushima, Japan. *J. Fish Biol.*, **75**, 2629-2641.
- 安永義暢 (1988) ヒラメ仔稚魚の生理生態に関する研究. 水工研研報, **9**, 9-164.
- Yoneda, M., Y. Kurita, D. Kitagawa, M. Ito, T. Tomiyama, T. Goto and K. Takahashi (2007) Age validation and growth variability of Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* off the Pacific

coast of northern Japan. Fish. Sci., **73**, 585-592.



図 2-1. ヒラメ太平洋北部系群の分布

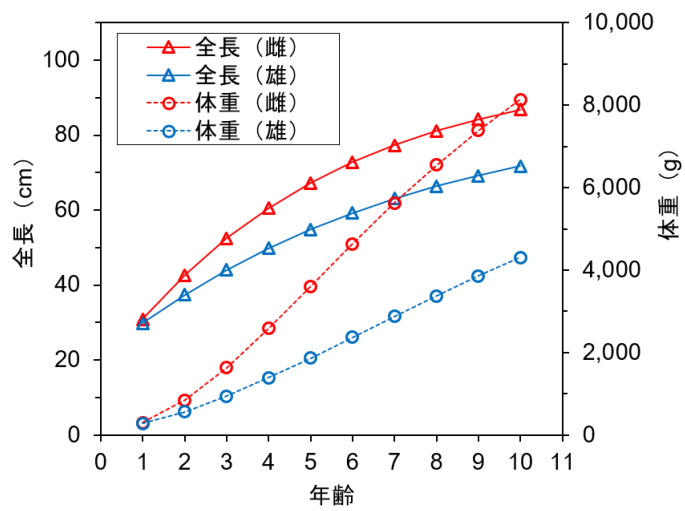


図 2-2. 雌雄別の年齢と全長、体重の関係 Yoneda et al. (2007) より作成し、年齢の起算日は 7 月 1 日である。

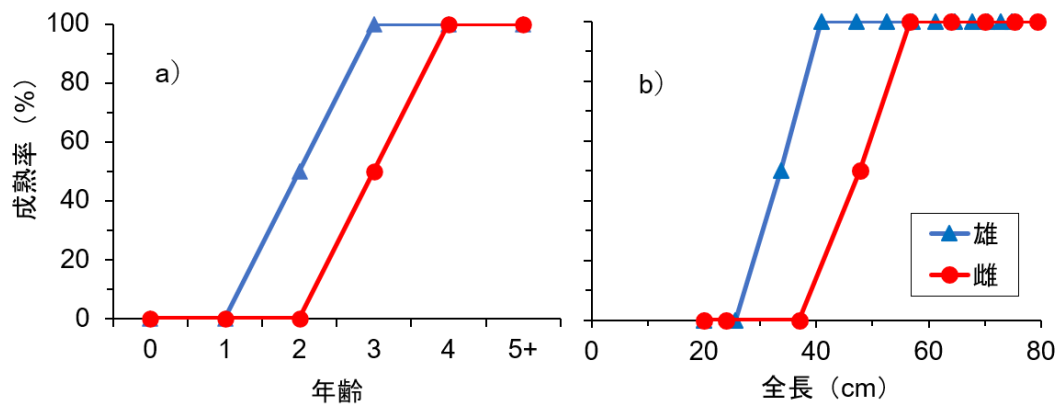


図 2-3. 雌雄別年齢別成熟率（左図 a）および雌雄別全長別成熟率（右図 b） 年齢の起算日は 1 月 1 日である。

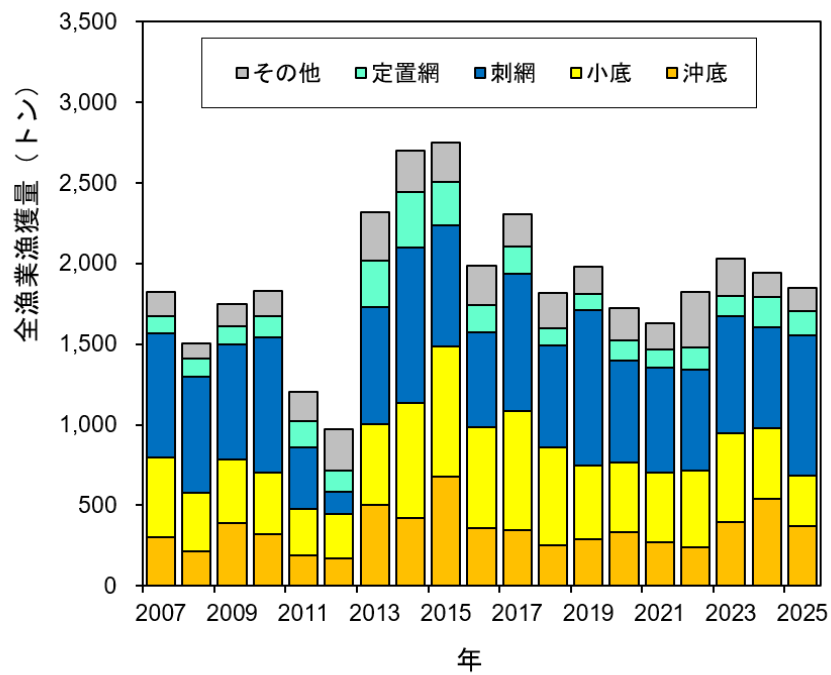


図 3-1. 漁業種類別漁獲量の推移 岩手県～千葉県（夷隅地域以北）の全漁業合計値を示す。

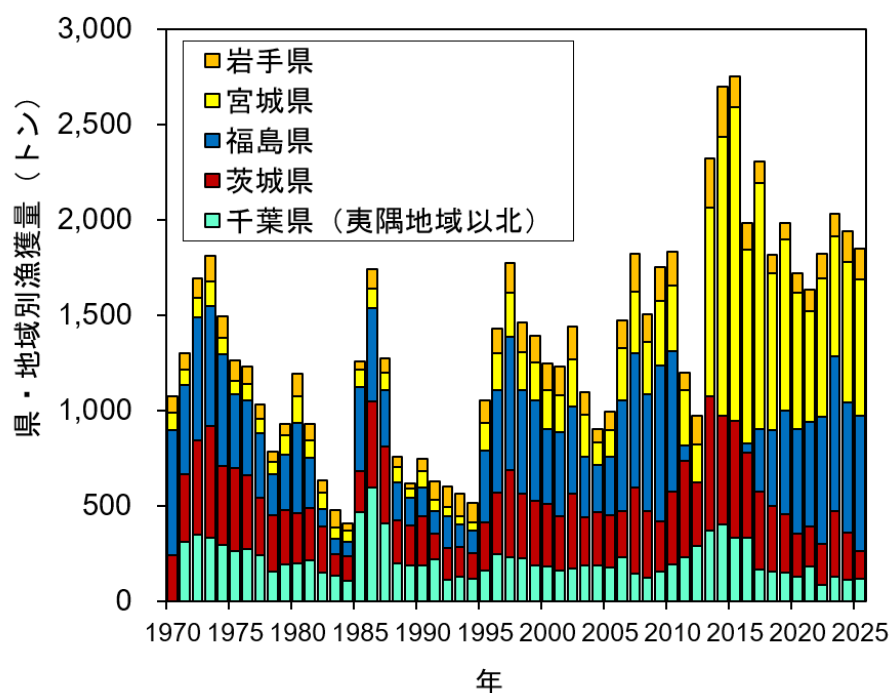


図 3-2. 県・地域別漁獲量の推移 漁業・養殖業生産統計年報より作成した。1970 年の千葉県 (夷隅地域以北) の漁獲量は、ひらめ・かれい区分のため表記していない。

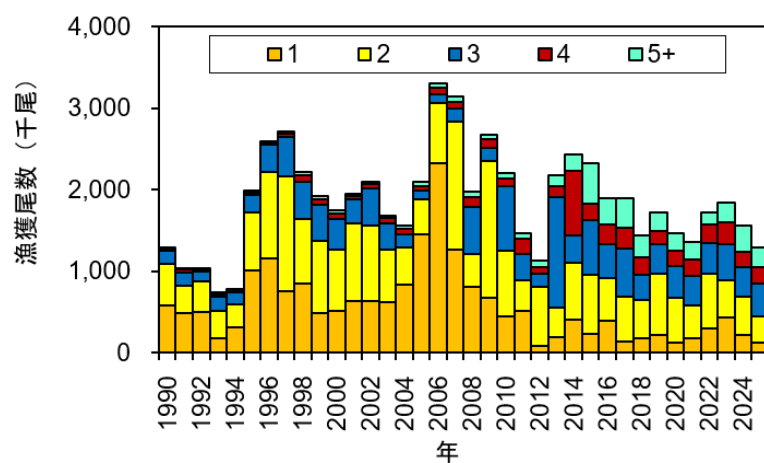


図 3-3. 年齢別漁獲尾数の推移

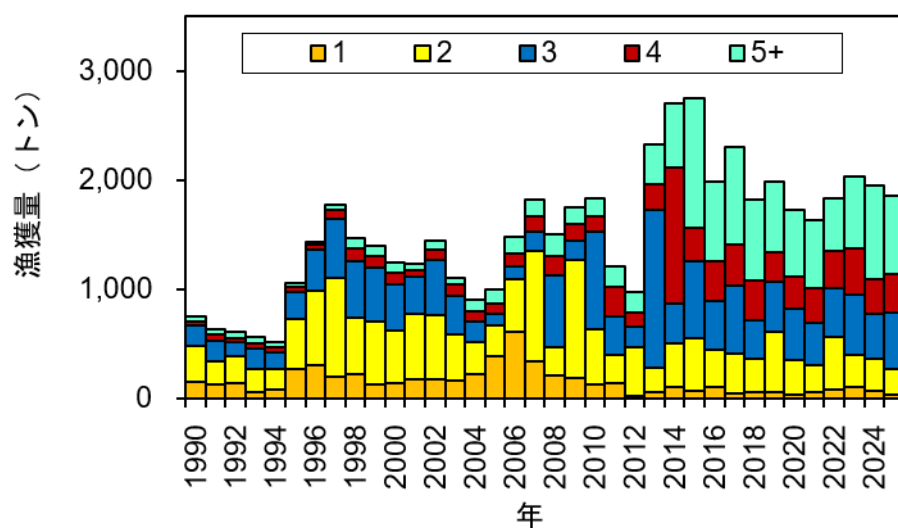


図 3-4. 年齢別漁獲量の推移

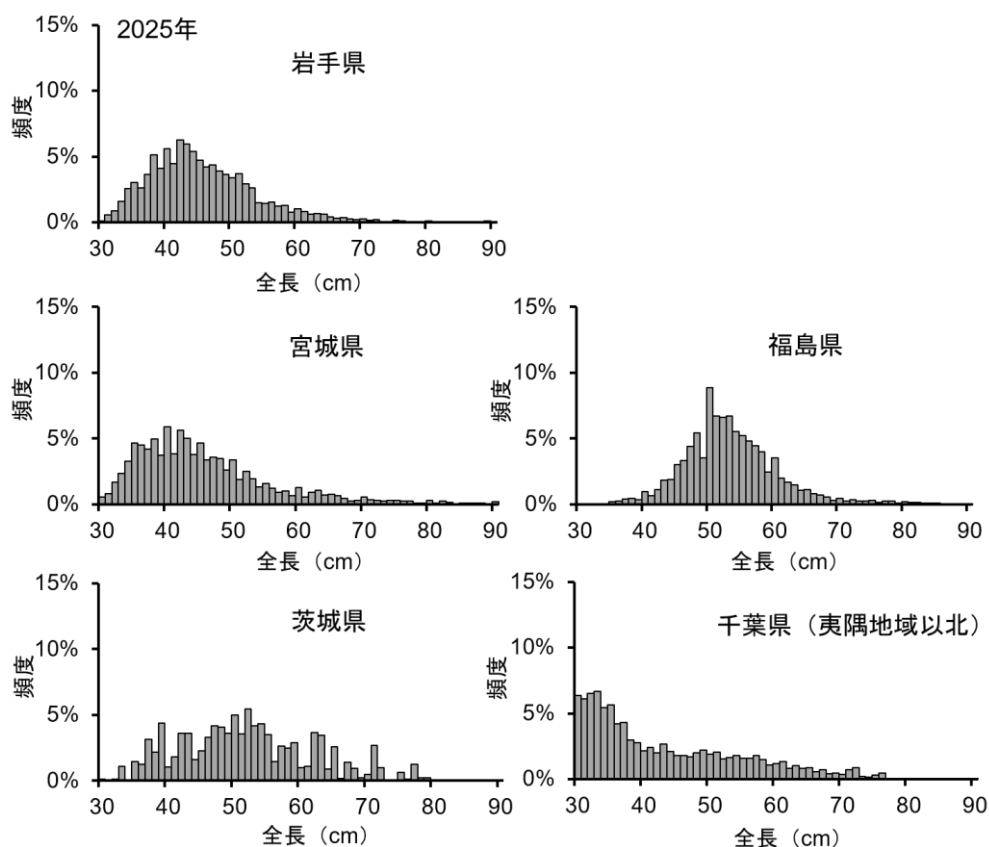


図 3-5. 2025 年における各県のヒラメ漁獲物の全長組成

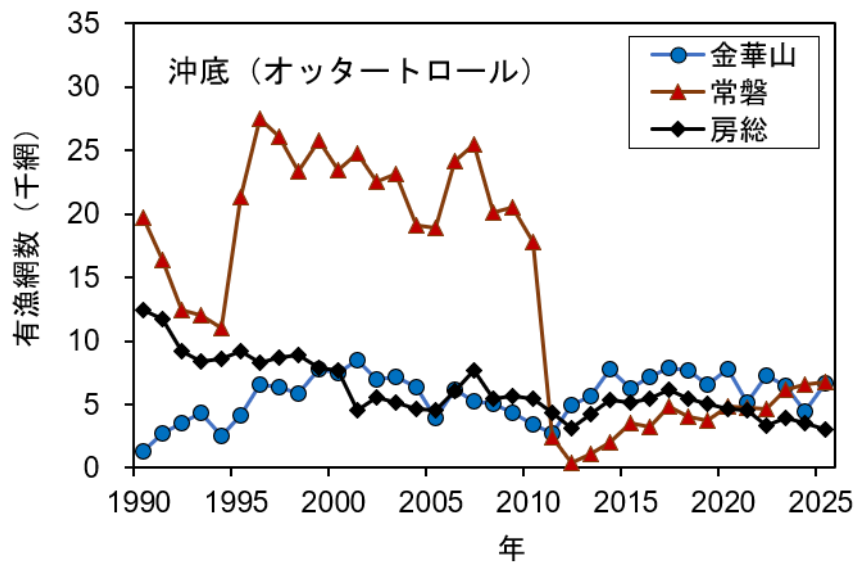


図 3-6. 海区別の沖底 (オッタートロール) によるヒラメの有漁網数の経年変化

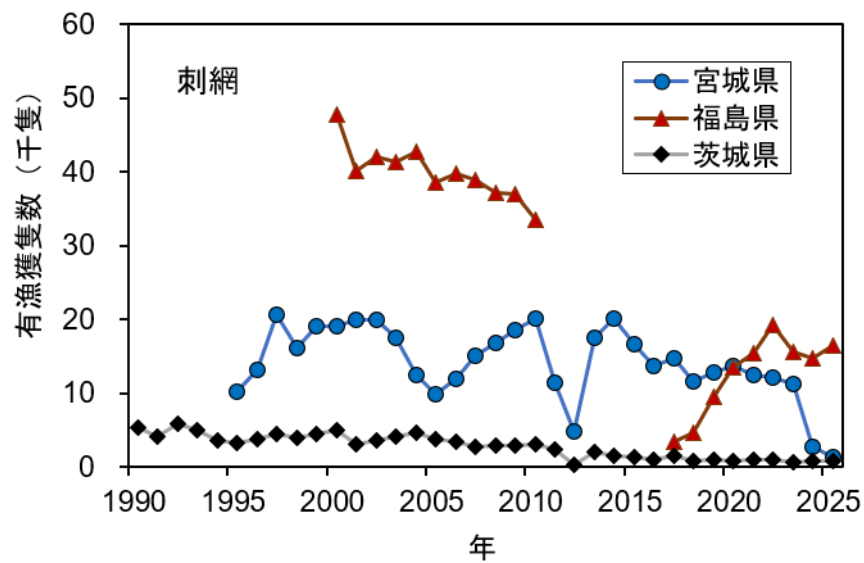


図 3-7. 県別の刺網によるヒラメの有漁隻数の経年変化

宮城県の 2024 年および 2025 年は、活魚について複数漁船の漁獲物を混合して競りにかける場合、水揚げ隻数が 0 と記録される事例があった。このため、両年の年間水揚げ隻数は見かけ上減少しているが、実際の漁獲努力量が減少したことを示すものではない。

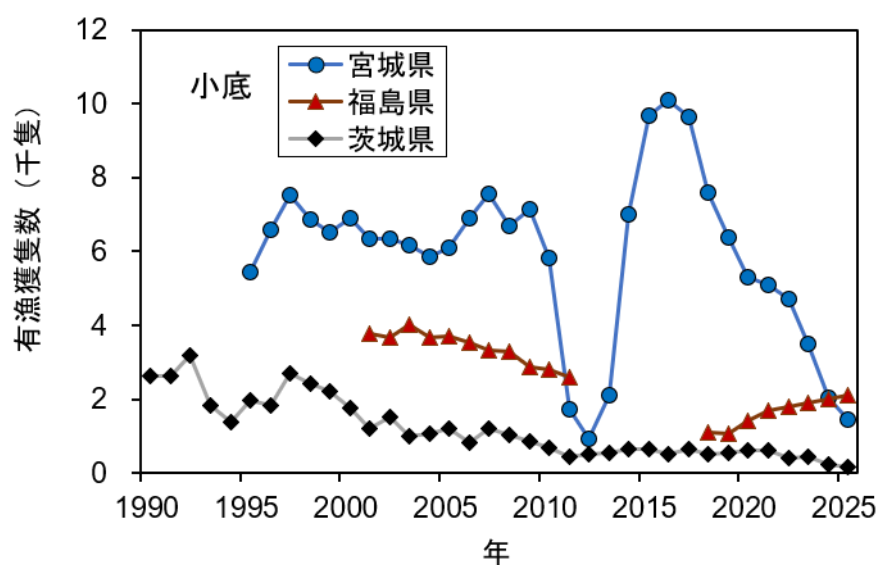


図 3-8. 県別の小底によるヒラメの有漁隻数の経年変化

宮城県の 2024 年および 2025 年は、活魚について複数漁船の漁獲物を混合して競りにかける場合、水揚げ隻数が 0 と記録される事例があった。このため、両年の年間水揚げ数は見かけ上減少しているが、実際の漁獲努力量が減少したことを示すものではない。茨城県は小底 5 トン未満のデータである。

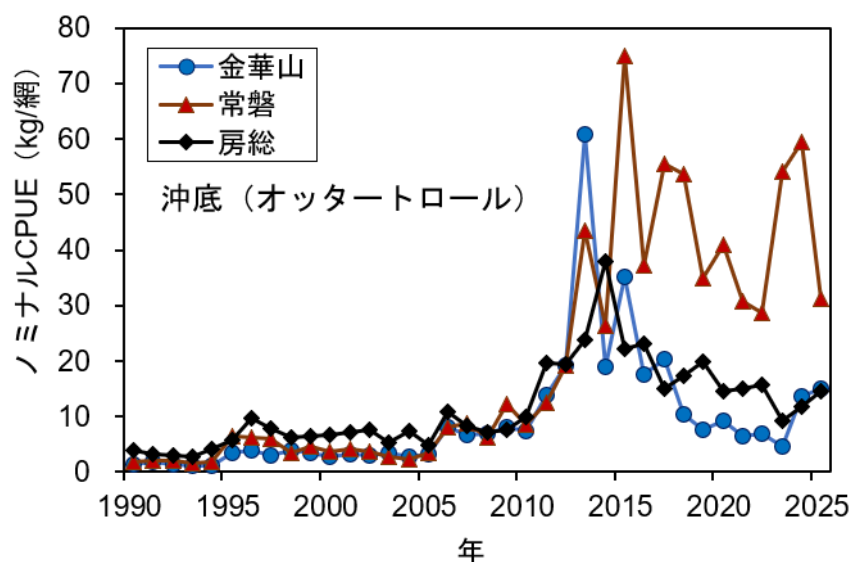


図 4-1. 海区別の沖底（オッタートロール）によるヒラメのノミナル CPUE

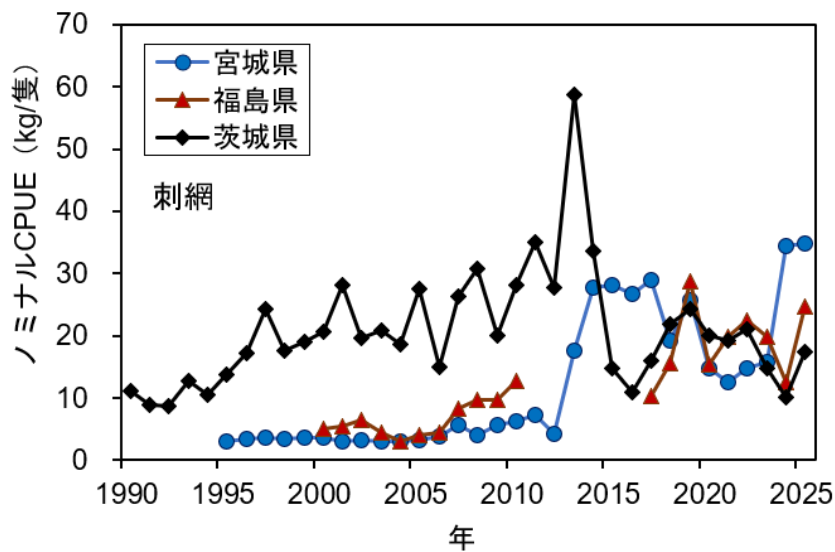


図 4-2. 県別の刺網によるヒラメのノミナル CPUE

宮城県の 2024 年および 2025 年は、活魚について複数漁船の漁獲物を混合して競りにかける場合、水揚げ隻数が 0 と記録される事例があった。このため、隻数 0 のデータは、CPUE 計算から漁獲量を除外した。一方、CPUE 計算以外の資源計算では、これらの漁獲量は含めて計算している。

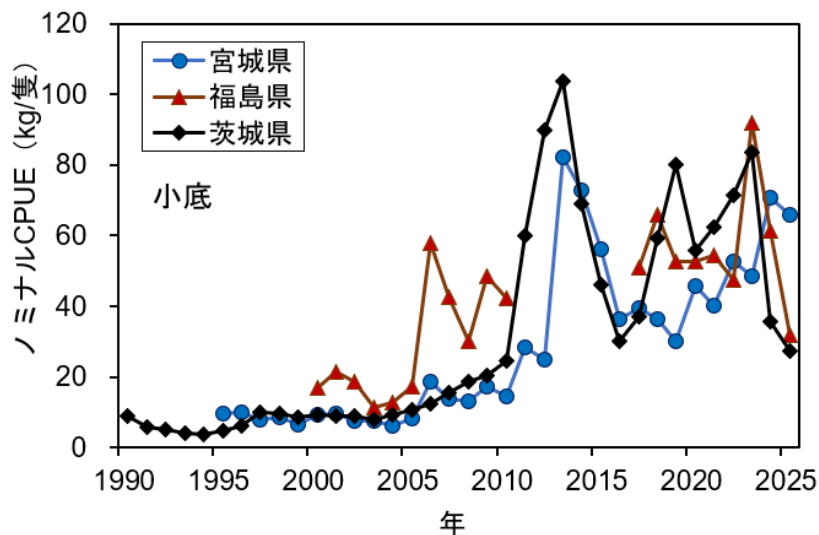


図 4-3. 県別の小底によるヒラメのノミナル CPUE

宮城県の 2024 年および 2025 年は、活魚について複数漁船の漁獲物を混合して競りにかける場合、水揚げ隻数が 0 と記録される事例があった。このため、隻数 0 のデータは、CPUE 計算から漁獲量を除外した。一方、CPUE 計算以外の資源計算では、これらの漁獲量は含めて計算している。

茨城県は小底 5 トン未満のデータである。

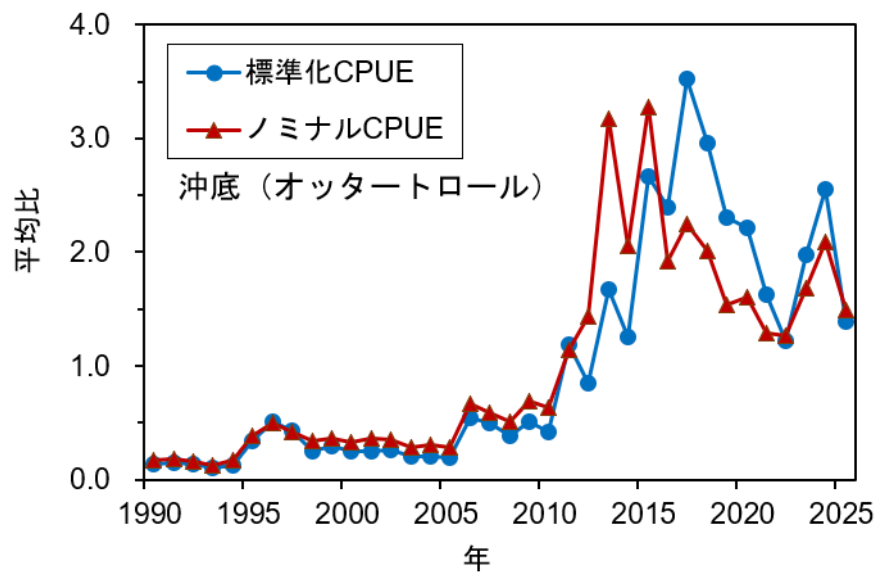


図 4-4. 沖底（オッタートロール）による標準化 CPUE（青）とノミナル CPUE（赤）の比較 それぞれ平均値で除すことで規格化した。

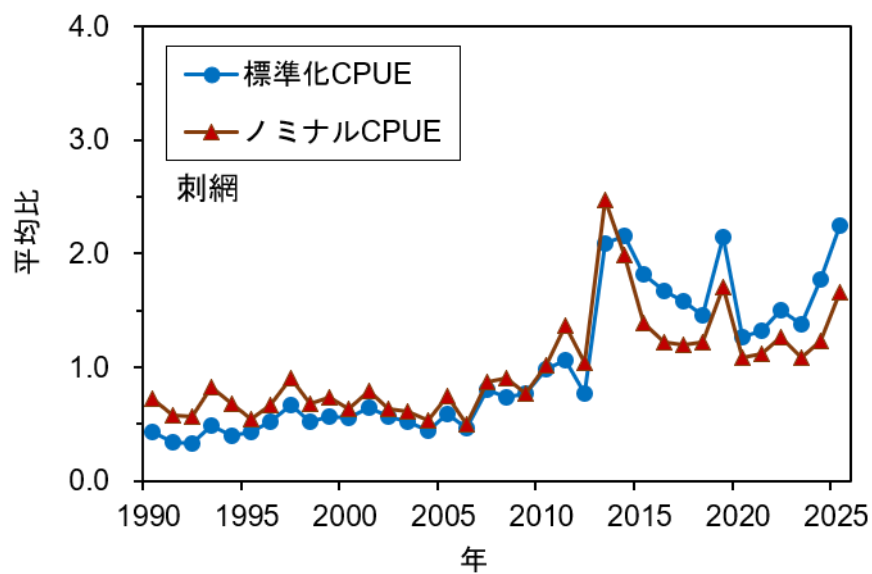


図 4-5. 刺網による標準化 CPUE（青）とノミナル CPUE（赤）の比較 それぞれ平均値で除すことで規格化した。

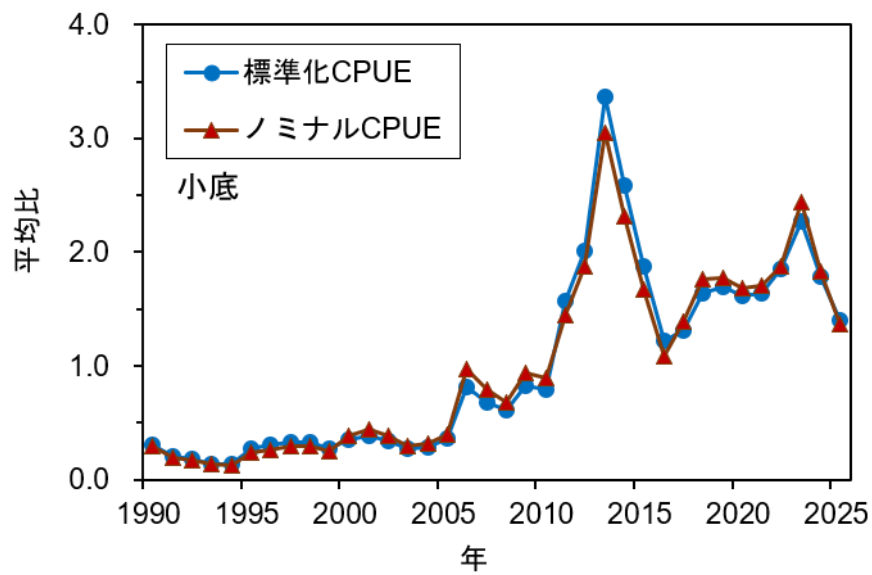


図 4-6. 小底による標準化 CPUE (青) とノミナル CPUE (赤) の比較 それぞれ平均値で除すことで規格化した。

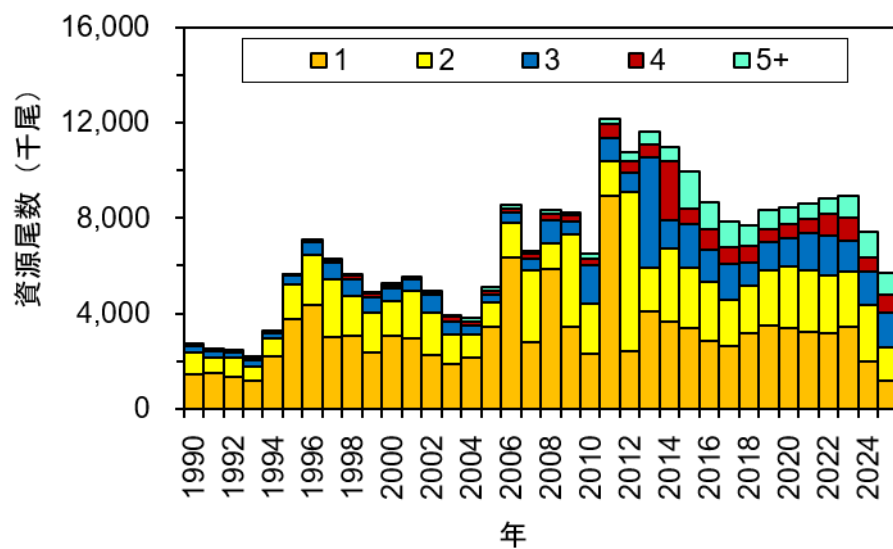


図 4-7. 年齢別資源尾数の推移

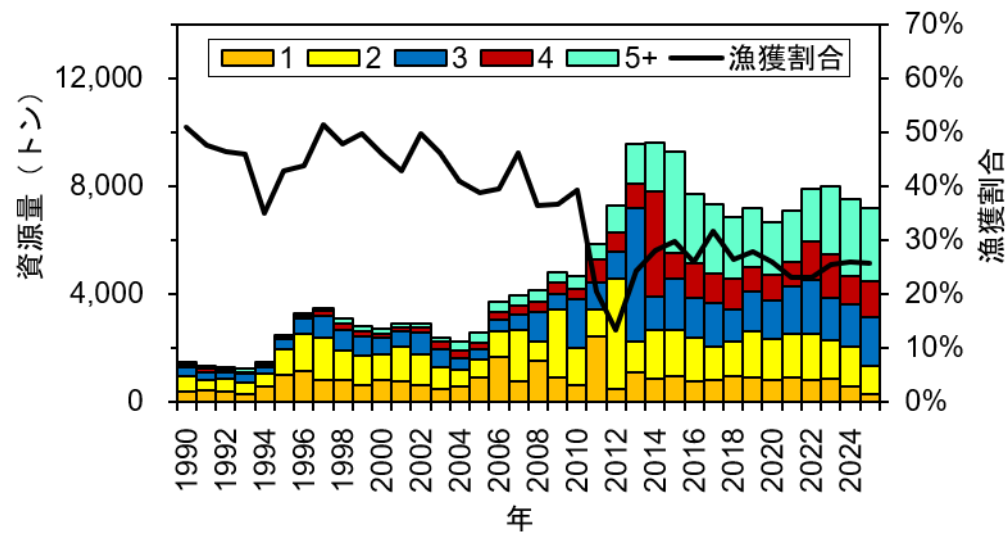


図 4-8. 年齢別資源量および漁獲割合の推移

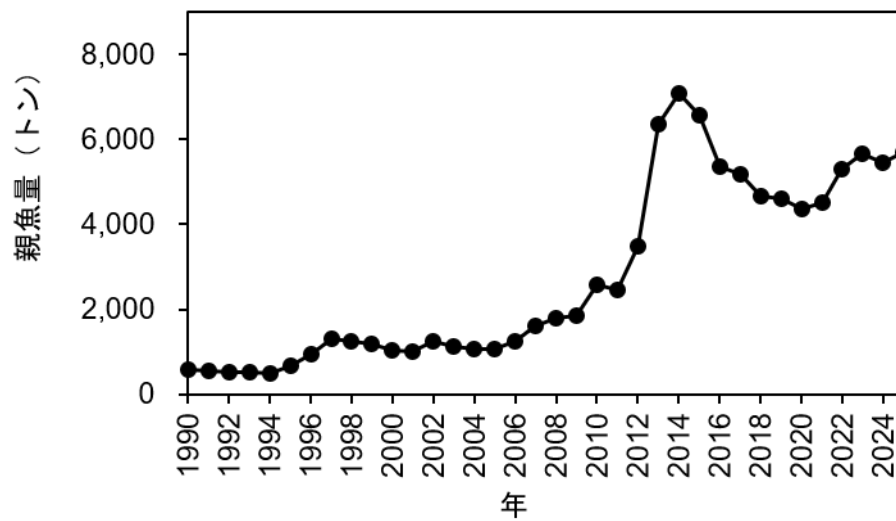


図 4-9. 親魚量の推移 雌雄込で 2 歳魚の 1/4、3 歳魚の 3/4、4 歳以上魚の資源量の合計値とした。

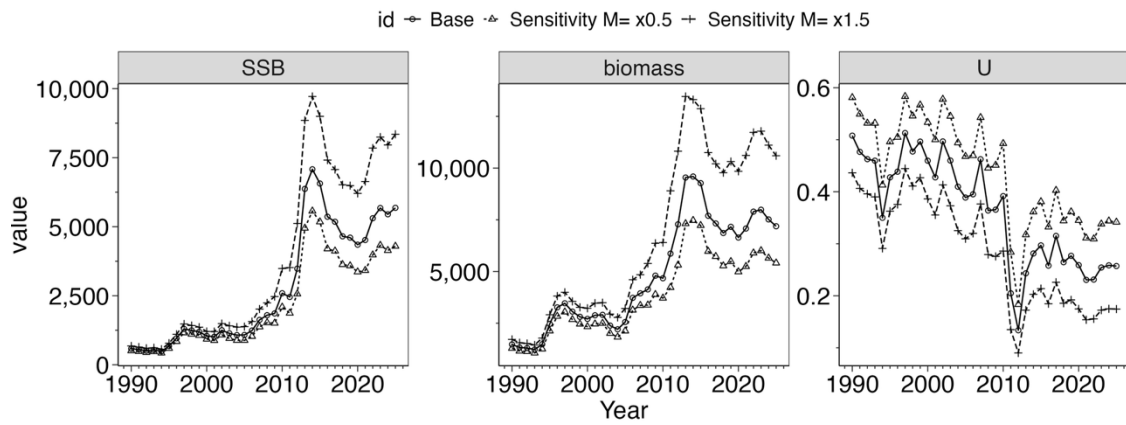


図 4-10. 自然死亡係数 (M) についての親魚量 (SSB)、資源量 (biomass)、漁獲割合 (U) の感度解析

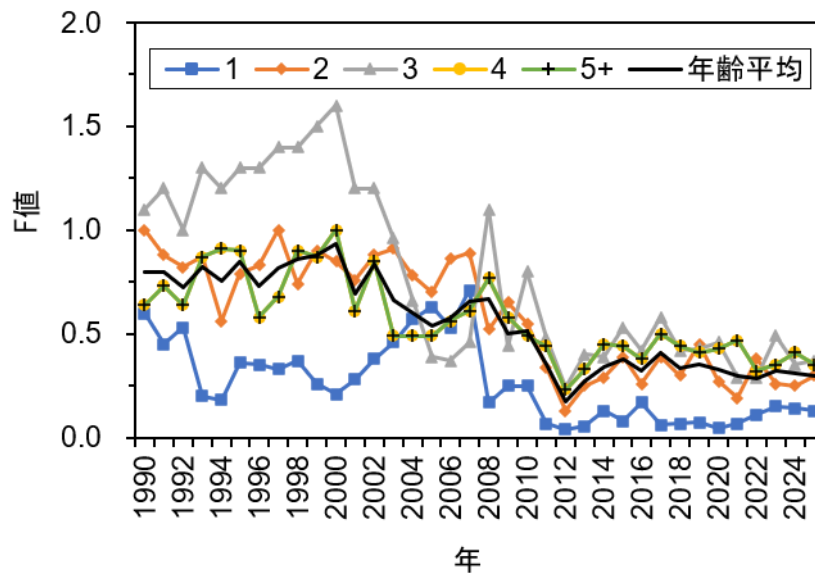


図 4-11. 年齢別漁獲係数 F の推移

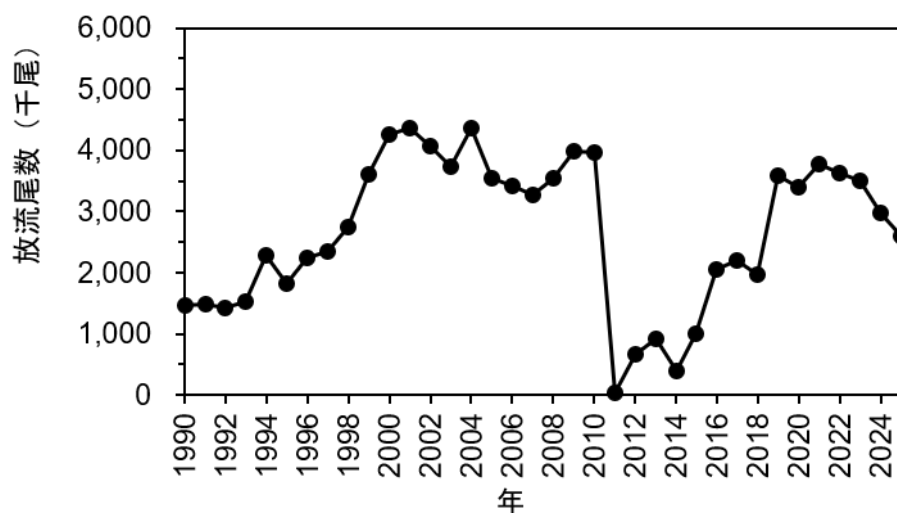


図 4-12. 放流尾数の推移 震災年（2011 年）は 34 千尾である。

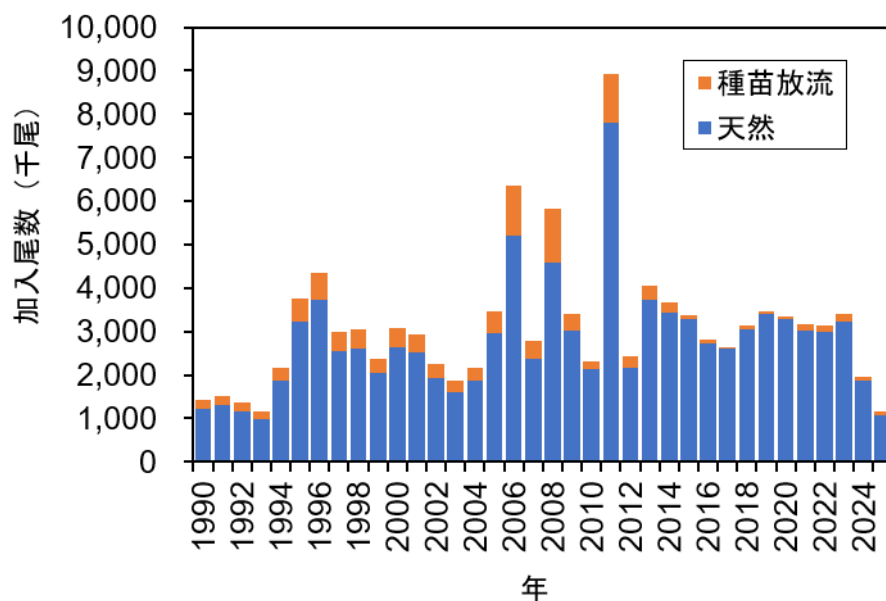


図 4-13. 天然と種苗放流による加入量（1 歳魚資源尾数）の推移 天然の加入尾数は、コホート解析で推定した 1 歳魚の資源尾数（天然＋放流）と各年の補正混入率（漁獲尾数に占める放流尾数の割合を黒化率で補正した値、表 4-4）から、1 歳魚資源尾数 $\times$ (1 - 補正混入率) として計算した。

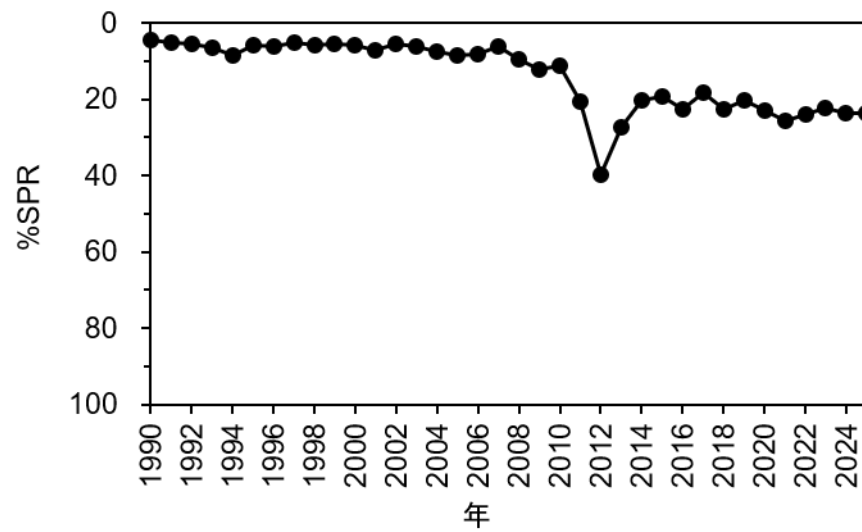


図 4-14. %SPR 値の経年推移 %SPR は漁獲がないときの親魚量に対する漁獲があるときの親魚量の割合を示し、F が高い（低い）と %SPR は小さく（大きく）なる。

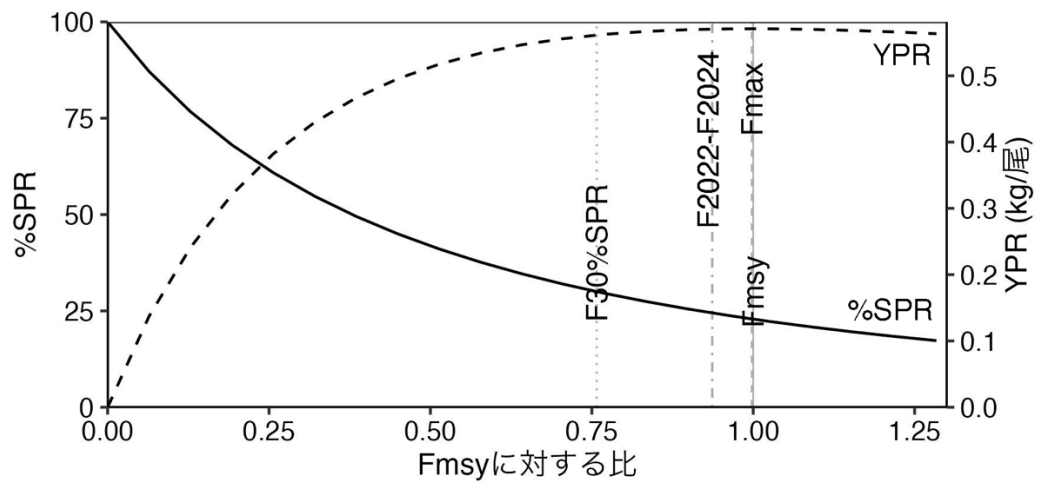


図 4-15. Fmsy に対する YPR と %SPR の関係

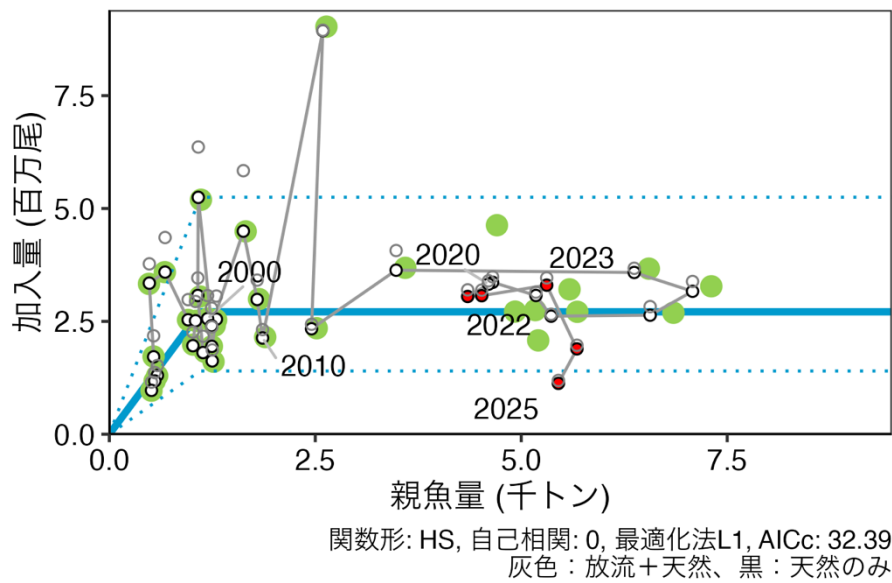


図 4-16. 親魚量と加入量の関係 青実線は本系群で適用した再生産関係式であり、上下の点線は、仮定されている再生産関係において観察データの 90%が含まれると推定される範囲である。再生産関係式のパラメータ（自己相関を考慮しないホッケー・スティック（HS）型再生産関係式を用い、最小絶対値法により推定）は令和 4 年 9 月に開催された「管理基準値等に関する研究機関会議」（富樫ほか 2022a）に示された値に基づく。塗りつぶしの黄緑丸印は、この再生産関係推定時の親魚量と加入量を示す。白抜丸印および赤丸印は本年度評価における 1990～2024 年の親魚量と 1991～2025 年の加入量を示し、黒色は天然のみ、灰色は種苗放流を加味した値である。図中の数字は加入群（1 歳魚）の加入年を示す。

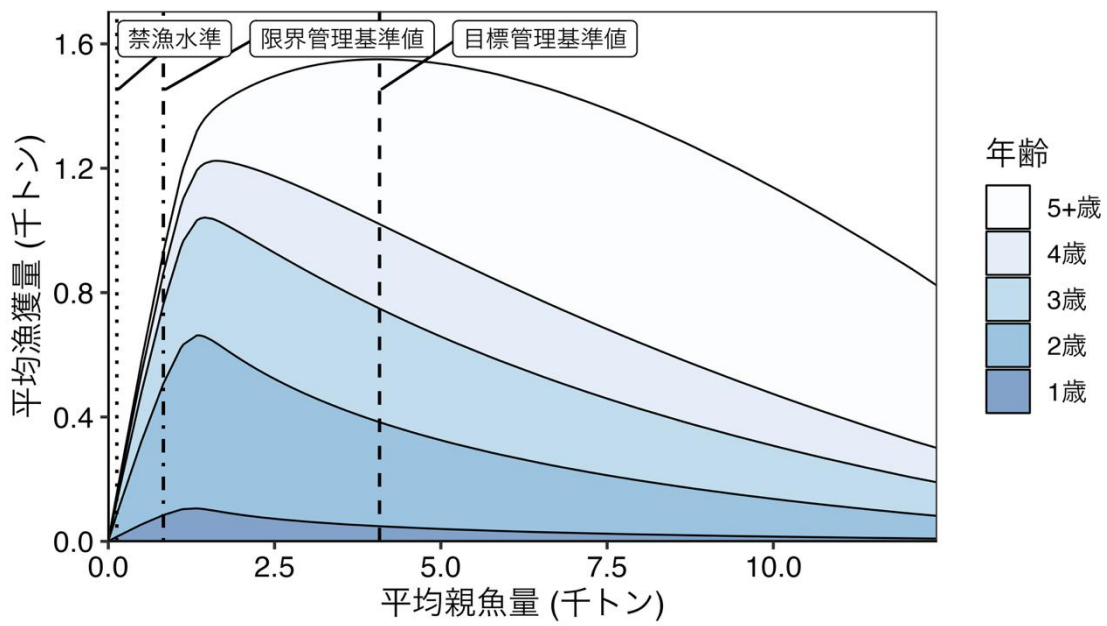


図 4-17. 平衡状態における平均親魚量と年齢別平均漁獲量の関係（漁獲量曲線）
 将来予測シミュレーションにおける平衡状態での、親魚量に対する年齢別漁獲量の平均値と、それぞれの管理基準値の位置関係を示す。

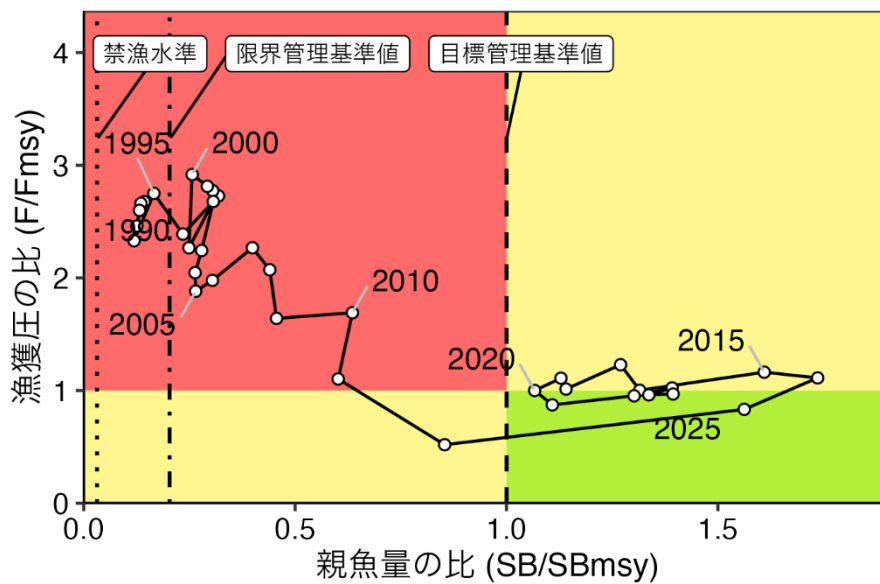
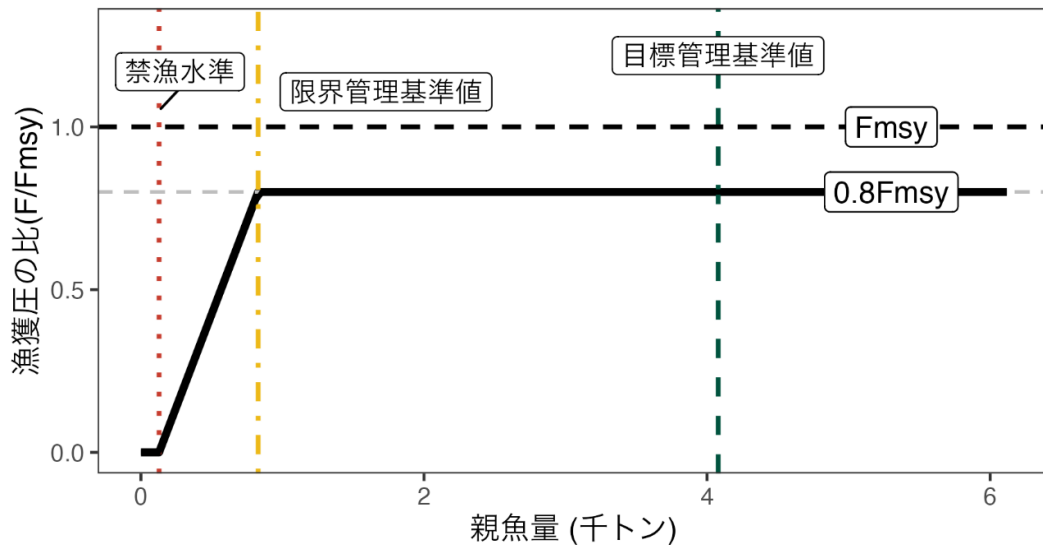


図 4-18. 最大持続生産量（MSY）を実現する親魚量（SBmsy）と SBmsy を維持する漁獲圧（Fmsy）に対する過去の親魚量および漁獲圧の関係（神戸プロット）

a) 縦軸を漁獲圧にした場合



b) 縦軸を漁獲量にした場合

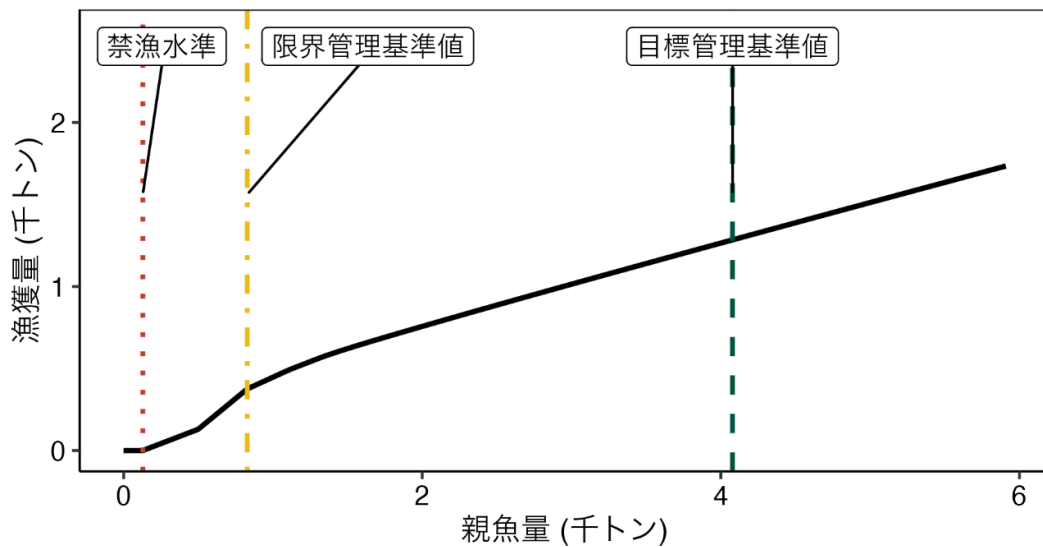


図 5-1. 漁獲シナリオに則した漁獲管理規則

目標管理基準値 (SBtarget) は HS 型再生産関係に基づき算出した SB_{msy} である。限界管理基準値 (SBlimit) および禁漁水準 (SBban) には、それぞれ研究機関会議で提案された値を用いている。調整係数 β には標準値である 0.8 を用いた。黒破線は F_{msy} 、灰色破線は $0.8F_{msy}$ 、黒太線は HCR、赤点線は禁漁水準、黄破線は限界管理基準値、緑破線は目標管理基準値を示す。a) は縦軸を漁獲圧にした場合、b) は縦軸を漁獲量で表した場合である。b) については、漁獲する年の年齢組成によって漁獲量は若干異なるが、ここでは平衡状態における平均的な年齢組成の場合の漁獲量を示した。

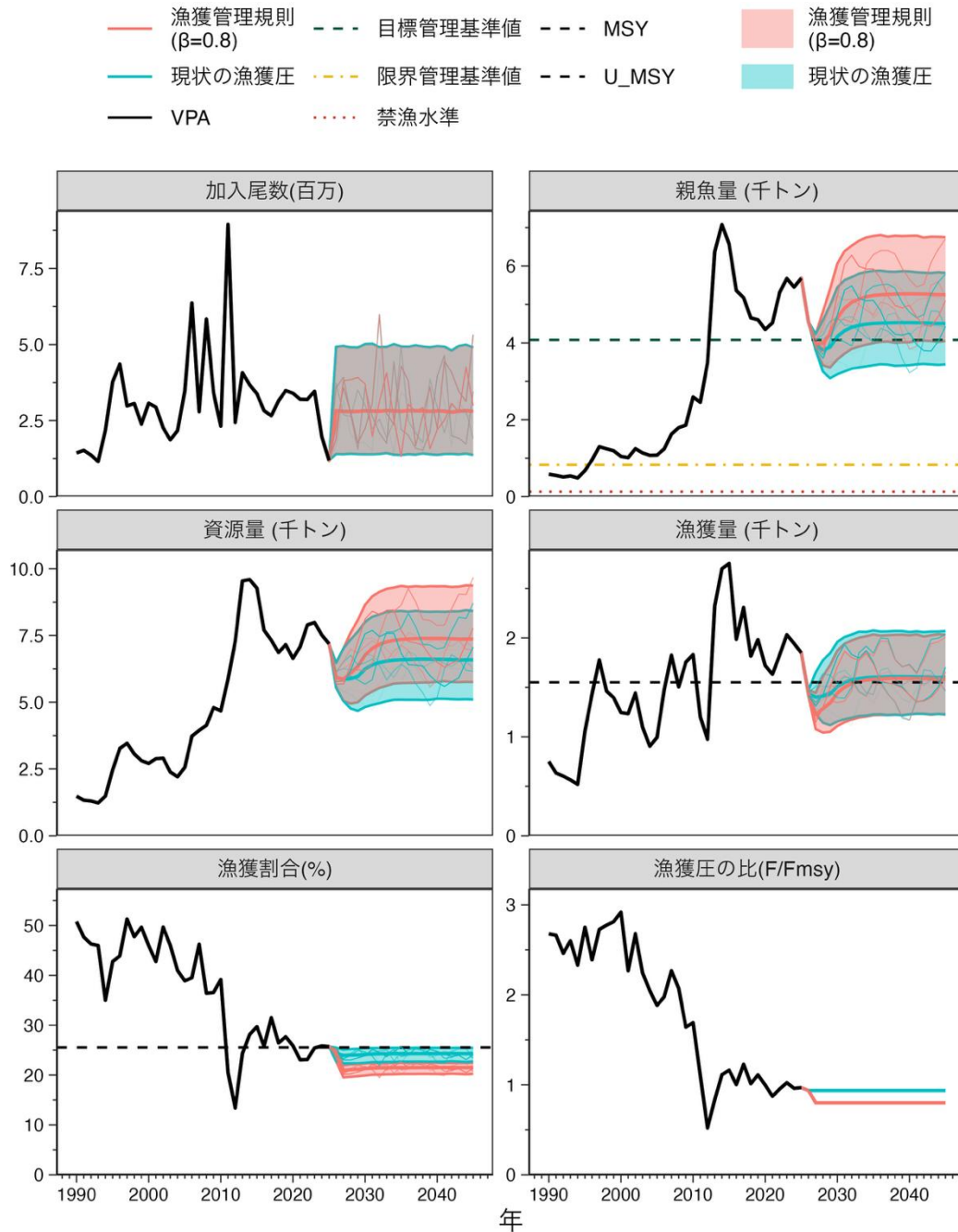


図 5-2. 現状の種苗放流を考慮した場合における漁獲管理規則を用いた場合（赤色）と現状の漁獲圧（F2022-2024）での将来予測（青色） 太実線は平均値、網掛けはシミュレーション結果の 90%が含まれる 90%予測区間、細線は 5 通りの将来予測の例示である。親魚量の図の緑破線は目標管理基準値、黄点線は限界管理基準値、赤点線は禁漁水準を示す。漁獲量の図の破線は MSY、漁獲割合の図の破線は U_{msy} を示す。2026 年の漁獲は予測される資源量と現状の漁獲圧（F2022-2024）により仮定し、2027 年以降の漁獲は漁獲管理規則（補足図 5-1）に従うものとした。調整係数 β には 0.8 を用いた。現状の放流による人工種苗由来の加入尾数は 2023～2025 年平均の放流尾数（3,028 千尾）と添加効率（0.0327）の積とした。

表 3-1. ヒラメ太平洋北部系群の県別・地域別漁獲量（トン）

年	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
岩手県	87	87	100	138	110	105	92	71	54	61	121
宮城県	92	80	101	126	86	68	81	77	63	103	139
福島県	656	466	646	629	589	387	394	336	217	288	472
茨城県	243	353	495	582	413	434	388	302	295	282	264
千葉県北部	-	316	351	338	296	268	275	245	157	198	201
計	-	1,302	1,693	1,813	1,494	1,262	1,230	1,031	786	932	1,197
年	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991
岩手県	82	64	89	42	41	105	74	55	30	64	99
宮城県	93	87	63	55	95	100	92	81	45	89	61
福島県	264	88	78	79	438	487	297	196	147	150	115
茨城県	271	245	115	129	215	453	403	229	210	255	133
千葉県北部	219	151	135	108	470	598	408	199	189	192	225
計	929	635	480	413	1,259	1,743	1,274	760	621	750	633
年	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
岩手県	106	117	102	121	127	156	156	140	139	150	171
宮城県	49	44	42	145	194	232	195	202	201	195	250
福島県	163	116	117	375	536	700	544	525	396	439	458
茨城県	170	155	134	248	323	451	336	339	326	287	388
千葉県北部	114	132	123	166	251	236	230	189	184	161	176
計	602	564	518	1,055	1,431	1,775	1,461	1,395	1,246	1,232	1,443

表 3-1. (続き)

年	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
岩手県	120	70	96	142	201	146	177	177	96	149	258
宮城県	220	120	137	276	320	271	339	344	288	197	987
福島県	315	243	304	580	704	615	813	734	78	0	0
茨城県	251	280	277	242	452	349	265	380	505	336	702
千葉県北部	193	192	179	233	146	124	158	197	235	291	375
計	1,099	905	993	1,473	1,823	1,505	1,752	1,832	1,202	973	2,322
年	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
岩手県	262	161	141	113	98	87	100	109	129	120	163
宮城県	1,465	1,644	1,015	1,289	819	894	718	579	725	624	737
福島県	0	0	51	328	397	541	545	549	669	814	681
茨城県	566	614	446	407	344	308	227	212	212	341	248
千葉県北部	406	333	333	169	158	153	131	183	90	133	114
計	2,699	2,752	1,986	2,306	1,816	1,983	1,721	1,632	1,825	2,032	1,943
年	2025										
岩手県	162										
宮城県	712										
福島県	708										
茨城県	148										
千葉県北部	120										
計	1,850										

漁業・養殖業生産統計年報より作成した。

1970 年の千葉県北部の漁獲量は、ひらめ・かれい区分のため表記していない。

千葉県北部は夷隅地域以北である。

2025 年は暫定値である。

表 3-2. ヒラメの県別・地域別の漁業種類別漁獲量（トン）

漁業種類		2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
岩 手 県	沖 底	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
	小 底	-	-	-	0	0	-	-	0	0	0
	刺 網	110	61	80	68	27	43	63	72	28	38
	定置網	78	77	85	92	66	100	184	176	118	88
	その他	14	8	10	10	4	6	11	14	15	14
計		201	146	177	177	96	149	258	262	161	141
宮 城 県	沖 底	32	34	31	24	42	99	374	171	377	141
	小 底	89	68	112	90	28	-	119	421	463	312
	刺 網	173	131	164	188	119	48	390	702	655	485
	定置網	25	34	26	40	96	34	101	168	148	76
	その他	2	4	5	2	2	0	1	3	1	0
計		320	271	339	344	288	197	987	1,465	1,644	1,015
福 島 県	沖 底	246	166	325	216	33	0	0	0	0	-
	小 底	137	85	133	105	25	0	0	0	0	7
	刺 網	304	348	338	396	19	0	0	0	0	1
	定置網	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	その他	17	16	17	16	1	0	0	0	0	9
計		704	615	813	734	78	0	0	0	0	51
茨 城 県	沖 底	-	-	22	59	77	47	93	138	255	168
	小 底	225	159	97	117	164	151	269	180	208	168
	刺 網	150	141	110	154	194	27	235	160	45	42
	定置網	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-
	その他	42	-	31	30	62	111	73	69	72	57
計		452	349	265	380	505	336	702	566	614	446
千 葉 県 北 部	沖 底	18	9	14	19	34	20	30	112	36	38
	小 底	33	37	46	61	69	120	104	107	126	127
	刺 網	21	17	23	21	23	17	26	19	19	11
	定置網	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	その他	74	61	75	96	109	134	215	168	152	157
計		146	124	158	197	235	291	375	406	333	333

表 3-2. (続き)

漁業種類		2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
岩手県	沖 底	-	1	0	2	1	0	0	1	0
	小 底	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	刺 網	28	34	23	21	24	31	26	28	35
	定置網	67	53	55	69	74	81	76	117	100
	その他	12	10	8	9	10	17	18	17	27
計		113	98	87	100	109	129	120	163	162
宮城県	沖 底	191	95	51	67	29	55	32	69	102
	小 底	382	286	193	242	203	275	168	211	181
	刺 網	629	393	604	363	306	171	372	387	379
	定置網	86	42	45	45	36	47	42	63	45
	その他	1	3	0	1	5	177	10	7	6
計		1,289	819	894	718	579	725	624	737	712
福島県	沖 底	-	-	124	160	86	133	252	301	185
	小 底	56	70	74	89	97	83	184	129	72
	刺 網	35	74	277	208	305	400	310	187	410
	定置網	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	その他	37	69	66	87	61	53	68	64	40
計		328	397	541	545	549	669	814	681	708
茨城県	沖 底	93	86	74	69	40	24	71	105	38
	小 底	166	144	142	62	95	91	155	77	31
	刺 網	82	61	46	38	46	25	22	18	37
	定置網	-	-	-	11	6	11	7	4	10
	その他	57	43	30	46	25	61	86	44	32
計		407	344	308	227	212	212	341	248	148
千葉県北部	沖 底	32	41	41	37	56	27	43	63	45
	小 底	61	45	43	37	53	25	40	25	30
	刺 網	3	2	2	1	1	1	0	7	7
	定置網	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	その他	73	70	67	56	73	37	50	19	38
計		169	158	153	131	183	90	133	114	120

「漁業・養殖業生産統計年報」による。

2025 年の漁獲量は統計情報部による暫定値である。

-は、秘匿情報を含むため不明であることを示す。

2006 年以前の県別漁業種類別漁獲量はデータ未整理である。

千葉県北部は夷隅地域以北である。

表 3-3. 沖底（オッタートロール）による海区別有漁網数（網/年）と合計値

年	有漁網数			合計
	金華山	常磐	房総	
1990	1,277	19,657	12,404	33,338
1991	2,707	16,351	11,681	30,739
1992	3,585	12,404	9,162	25,151
1993	4,294	11,983	8,392	24,669
1994	2,546	10,969	8,554	22,069
1995	4,125	21,349	9,239	34,713
1996	6,552	27,484	8,277	42,313
1997	6,323	26,106	8,669	41,098
1998	5,815	23,374	8,848	38,037
1999	7,773	25,734	7,886	41,393
2000	7,512	23,448	7,639	38,599
2001	8,536	24,721	4,544	37,801
2002	6,948	22,568	5,554	35,070
2003	7,183	23,103	5,109	35,395
2004	6,370	19,104	4,645	30,119
2005	3,920	18,844	4,578	27,342
2006	6,114	24,156	6,079	36,349
2007	5,246	25,459	7,709	38,414
2008	5,057	20,153	5,434	30,644
2009	4,297	20,519	5,634	30,450
2010	3,460	17,797	5,436	26,693
2011	2,737	2,392	4,315	9,444
2012	4,911	380	3,117	8,408
2013	5,635	1,064	4,200	10,899
2014	7,802	2,060	5,375	15,237
2015	6,225	3,537	5,199	14,961
2016	7,140	3,203	5,407	15,750
2017	7,885	4,852	6,134	18,871
2018	7,685	3,997	5,490	17,172
2019	6,520	3,774	5,004	15,298
2020	7,765	4,834	4,681	17,280
2021	5,189	4,758	4,557	14,504
2022	7,302	4,643	3,332	15,277
2023	6,448	6,139	3,891	16,478
2024	4,487	6,563	3,580	14,630
2025	6,636	6,781	3,076	16,493

表 3-4. 刺網による県別水揚げ隻数（隻/年）と平均値

年	水揚げ隻数			平均
	宮城県	福島県	茨城県	
1990	#	#	5,330	-
1991	#	#	4,092	-
1992	#	#	5,879	-
1993	#	#	5,054	-
1994	#	#	3,566	-
1995	10,174	#	3,212	6,693
1996	13,246	#	3,866	8,556
1997	20,631	#	4,479	12,555
1998	16,176	#	3,888	10,032
1999	19,055	#	4,553	11,804
2000	19,136	47,816	5,035	23,996
2001	19,982	40,128	3,163	21,091
2002	20,021	41,988	3,550	21,853
2003	17,585	41,383	4,086	21,018
2004	12,420	42,630	4,714	19,921
2005	9,803	38,560	3,807	17,390
2006	11,924	39,712	3,456	18,364
2007	15,002	38,884	2,760	18,882
2008	16,761	37,079	2,941	18,927
2009	18,500	36,912	2,845	19,419
2010	20,040	33,437	3,169	18,882
2011	11,483	+	2,414	6,949
2012	4,798	+	307	2,553
2013	17,531	+	2,073	9,802
2014	20,165	+	1,611	10,888
2015	16,709	+	1,296	9,003
2016	13,674	+	999	7,337
2017	14,666	3,380	1,501	6,516
2018	11,594	4,730	894	5,739
2019	12,759	9,581	996	7,779
2020	13,613	13,538	754	9,302
2021	12,419	15,350	1,061	9,610
2022	12,095	19,332	1,012	10,813
2023	11,235	15,552	632	9,140
2024	2,705	14,672	788	6,055
2025	1,326	16,479	904	6,236

#は、データ未整理であることを示す。

宮城県の2024年および2025年は、活魚で複数漁船の漁獲物を混合して競りにかける場合、水揚げ隻数が0と記録されることがあったため、隻数0のデータを除外した。

福島県の2011年3月11日～2016年8月までの期間（+）は、原発事故による出荷制限指示のため漁獲がなかった。

表 3-5. 小底による県別水揚げ隻数（隻/年）と平均値

年	水揚げ隻数			平均
	宮城県	福島県	茨城県	
1990	#	#	2,615	-
1991	#	#	2,617	-
1992	#	#	3,178	-
1993	#	#	1,819	-
1994	#	#	1,390	-
1995	5,454	#	1,961	3,708
1996	6,599	#	1,812	4,206
1997	7,537	#	2,700	5,119
1998	6,862	#	2,412	4,637
1999	6,515	#	2,222	4,369
2000	6,892	3,778	1,769	4,146
2001	6,360	3,662	1,214	3,745
2002	6,348	4,007	1,512	3,956
2003	6,170	3,658	983	3,604
2004	5,843	3,701	1,054	3,533
2005	6,092	3,523	1,205	3,607
2006	6,904	3,326	809	3,680
2007	7,548	3,291	1,204	4,014
2008	6,708	2,855	1,045	3,536
2009	7,154	2,818	859	3,610
2010	5,828	2,579	685	3,031
2011	1,738	+	450	1,094
2012	926	+	514	720
2013	2,113	+	546	1,330
2014	6,995	+	643	3,819
2015	9,676	+	663	5,170
2016	10,087	+	518	5,303
2017	9,638	1,108	639	3,795
2018	7,583	1,059	508	3,050
2019	6,391	1,395	549	2,778
2020	5,307	1,701	627	2,545
2021	5,102	1,780	617	2,500
2022	4,727	1,899	400	2,342
2023	3,480	2,018	442	1,980
2024	2,024	2,100	217	1,447
2025	1,431	2,244	147	1,274

#は、データ未整理であることを示す。

宮城県の2024年および2025年は、活魚で複数漁船の漁獲物を混合して競りにかける場合、水揚げ隻数が0と記録されることがあったため、隻数0のデータを除外した。

福島県の2011年3月11日～2016年8月までの期間（+）は、原発事故による出荷制限指示のため漁獲がなかった。

茨城県は小底5トン未満のデータである。

表 4-1. 資源量指標値（規格化 CPUE）

年	沖底	刺網	小底
1990	0.169	0.723	0.291
1991	0.178	0.571	0.191
1992	0.162	0.560	0.173
1993	0.129	0.823	0.132
1994	0.175	0.680	0.127
1995	0.383	0.548	0.235
1996	0.498	0.671	0.266
1997	0.418	0.908	0.295
1998	0.335	0.676	0.298
1999	0.363	0.733	0.248
2000	0.323	0.633	0.384
2001	0.360	0.792	0.439
2002	0.348	0.630	0.386
2003	0.282	0.615	0.290
2004	0.307	0.530	0.313
2005	0.286	0.750	0.395
2006	0.664	0.503	0.971
2007	0.588	0.871	0.786
2008	0.504	0.964	0.676
2009	0.685	0.767	0.941
2010	0.638	1.016	0.889
2011	1.137	1.368	1.444
2012	1.430	1.037	1.877
2013	3.168	2.471	3.044
2014	2.058	1.987	2.319
2015	3.271	1.387	1.671
2016	1.920	1.220	1.087
2017	2.246	1.198	1.391
2018	2.011	1.223	1.764
2019	1.540	1.706	1.779
2020	1.599	1.083	1.679
2021	1.287	1.116	1.710
2022	1.270	1.259	1.873
2023	1.679	1.089	2.442
2024	2.093	1.234	1.831
2025	1.495	1.658	1.362

各漁法について、海区・県別のノミナル CPUE の平均値を漁法ごとの年平均 CPUE で除することにより規格化した。

表 4-2. ヒラメ太平洋北部系群の資源解析結果

年	漁獲量 (トン)	資源量 (トン)	親魚量 (トン)	漁獲 割合 (%)	1 歳魚 加入 尾数 (千尾)	1 歳魚 天然加入 尾数 (千尾)	再生産 成功率 (尾/kg)	%SPR	F/Fmsy
1990	750	1,477	583	50.8	1,436	1,231	2.61	4.54	2.68
1991	633	1,330	552	47.6	1,522	1,305	2.47	5.25	2.66
1992	602	1,301	512	46.3	1,365	1,170	2.25	5.7	2.46
1993	564	1,228	538	45.9	1,154	989	4.05	6.52	2.60
1994	518	1,483	486	34.9	2,180	1,869	7.77	8.46	2.33
1995	1,055	2,468	677	42.7	3,774	3,236	6.44	5.74	2.75
1996	1,431	3,267	958	43.8	4,357	3,735	3.11	6.27	2.39
1997	1,775	3,464	1,299	51.2	2,981	2,556	2.36	5.06	2.73
1998	1,461	3,063	1,245	47.7	3,061	2,624	1.91	5.71	2.77
1999	1,395	2,811	1,194	49.6	2,379	2,040	2.57	5.60	2.81
2000	1,246	2,709	1,047	46.0	3,071	2,633	2.81	5.83	2.92
2001	1,232	2,884	1,014	42.7	2,941	2,521	2.23	7.23	2.27
2002	1,443	2,906	1,249	49.7	2,262	1,939	1.49	5.62	2.68
2003	1,099	2,385	1,138	46.1	1,867	1,601	1.91	6.31	2.24
2004	905	2,207	1,075	41.0	2,170	1,860	3.22	7.42	2.05
2005	993	2,559	1,080	38.8	3,462	2,968	5.89	8.69	1.88
2006	1,473	3,728	1,240	39.5	6,362	5,204	2.25	8.17	1.98
2007	1,823	3,946	1,626	46.2	2,793	2,386	3.59	6.09	2.27
2008	1,505	4,135	1,796	36.4	5,838	4,600	1.90	9.62	2.07
2009	1,752	4,800	1,859	36.5	3,414	3,032	1.25	12.1	1.64
2010	1,832	4,674	2,591	39.2	2,318	2,132	3.45	11.4	1.69

表 4-2. (続き)

年	漁獲量 (トン)	資源量 (トン)	親魚量 (トン)	漁獲 割合 (%)	1 歳魚 加入 尾数 (千尾)	1 歳魚 天然加入 尾数 (千尾)	再生産 成功率 (尾/kg)	%SPR	F/Fmsy
2011	1,202	5,866	2,455	20.5	8,949	7,838	0.99	20.6	1.10
2012	973	7,282	3,481	13.4	2,435	2,187	1.17	39.7	0.52
2013	2,322	9,544	6,370	24.3	4,069	3,753	0.58	27.4	0.83
2014	2,699	9,593	7,080	28.1	3,676	3,460	0.48	20.4	1.11
2015	2,752	9,271	6,565	29.7	3,384	3,297	0.43	19.4	1.16
2016	1,986	7,695	5,361	25.8	2,827	2,733	0.50	22.8	1.00
2017	2,306	7,323	5,179	31.5	2,657	2,618	0.61	18.4	1.23
2018	1,816	6,863	4,652	26.5	3,147	3,065	0.75	22.6	1.01
2019	1,983	7,160	4,604	27.7	3,487	3,418	0.74	20.4	1.11
2020	1,721	6,642	4,349	25.9	3,399	3,320	0.74	22.9	1.00
2021	1,632	7,079	4,520	23.1	3,198	3,064	0.71	25.8	0.87
2022	1,825	7,897	5,309	23.1	3,192	3,061	0.65	24.1	0.95
2023	2,032	7,986	5,676	25.4	3,463	3,293	0.35	22.3	1.02
2024	1,943	7,519	5,451	25.8	1,971	1,875	0.22	23.8	0.96
2025	1,850	7,189	5,685	25.7	1,191	1,115	-	23.6	0.97

親魚量は、雌雄込で 2 歳魚の 1/4、3 歳魚の 3/4、4 歳以上魚の資源量の合計。

再生産成功率は (y+1 年の天然 1 歳魚加入尾数) / (y 年の親魚量) で計算し、年級年で示した。

表 4-3. ヒラメの県別種苗放流実績（千尾）と添加効率

年	岩手県	宮城県	福島県	茨城県	計	添加効率 (1 歳)
1990	571	265	394	238	1,468	-
1991	499	382	429	171	1,481	0.147
1992	398	325	428	264	1,415	0.131
1993	461	328	327	410	1,526	0.120
1994	335	787	387	774	2,283	0.204
1995	287	839	436	254	1,816	0.235
1996	41	551	1,015	631	2,238	0.342
1997	94	487	1,184	584	2,349	0.190
1998	75	709	1,150	820	2,754	0.186
1999	239	924	1,015	1,428	3,606	0.120
2000	701	1,155	1,050	1,358	4,264	0.120
2001	1,158	1,119	1,034	1,056	4,367	0.098
2002	1,204	1,028	1,054	785	4,071	0.074
2003	1,335	1,116	439	850	3,740	0.065
2004	1,353	899	1,120	983	4,355	0.083
2005	1,235	605	1,056	640	3,536	0.110
2006	1,113	290	1,040	967	3,410	0.327
2007	1,210	220	1,040	805	3,275	0.119
2008	1,282	268	1,040	953	3,543	0.378
2009	1,518	440	1,022	999	3,979	0.108
2010	1,472	639	1,030	820	3,961	0.047
2011	0	30	0	4	34	0.279
2012	252	203	100	117	672	0.148
2013	192	220	100	417	929	0.469
2014	0	20	100	280	400	0.232
2015	501	170	100	234	1,005	0.217
2016	1,138	200	100	609	2,047	0.093
2017	1,170	213	100	724	2,207	0.019
2018	1,160	200	100	518	1,978	0.037
2019	1,176	218	1,130	1,057	3,581	0.034
2020	1,262	211	1,254	680	3,407	0.022
2021	1,140	290	1,324	1,012	3,766	0.039
2022	1,140	204	1,129	1,158	3,631	0.034
2023	1,242	229	1,035	990	3,496	0.046
2024	1,128	212	1,050	595	2,985	0.027
2025	1,125	205	1,020	252	2,602	0.025

「栽培漁業・海面養殖用種苗の生産・入手・放流実績（全国）」より。
 添加効率は放流 1 歳魚の加入年で示した。

表 4-4. 人工種苗の混入率（％）および黒化率（％）

年	岩手県	宮城県	福島県	茨城県	全体	黒化率	補正混入率 (全体)
2006	14.4	12.0	11.1	14.3	12.3	67.8	18.2
2007	11.2	8.4	7.7	13.7	9.9	67.8	14.6
2008	16.6	13.7	18.2	7.2	14.4	67.8	21.2
2009	13.2	5.0	8.6	4.3	7.6	67.8	11.2
2010	10.9	2.7	6.5	3.3	5.4	67.8	8.0
2011	19.7	12.0	-	5.5	8.4	67.8	12.4
2012	17.1	7.1	-	2.3	6.9	67.8	10.2
2013	6.6	5.6	-	4.3	5.3	67.8	7.8
2014	4.8	4.2	-	3.1	4.0	67.8	5.9
2015	3.9	1.2	-	2.7	1.7	67.8	2.6
2016	2.7	2.0	-	3.0	2.3	67.8	3.3
2017	3.4	0.6	-	2.5	1.0	67.8	1.5
2018	3.0	2.1	-	2.8	1.8	67.8	2.6
2019	7.0	0.4	2.4	0.6	1.3	67.8	2.0
2020	5.0	0.4	2.5	1.3	1.6	67.8	2.3
2021	14.1	0.4	3.8	1.4	2.8	67.8	4.2
2022	10.1	0.3	3.1	5.8	2.8	67.8	4.1
2023	10.8	0.9	3.9	3.7	3.3	67.8	4.9
2024	9.3	1.0	2.5	8.3	3.3	67.8	4.8
2025	11.0	1.6	4.5	9.5	4.3	67.8	6.4

黒化率は 2006 年以降の全国平均値、補正混入率（全体）は全体の混入率を黒化率（67.8%）で除した値。

-は、データ未整理であることを示す。

表 5-1. 現状の種苗放流による加入を考慮した場合に将来の親魚量が目標・限界管理基準値を上回る確率

a) 目標管理基準値を上回る確率 (%)

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2047	2057
1.00	100	19	17	25	38	45	49	51	53	54	54	55	54	55
0.95			21	31	47	56	61	63	65	66	66	67	67	68
0.90			25	38	57	67	72	75	76	78	78	79	79	79
0.85			30	46	66	77	81	84	86	87	88	88	88	88
0.80			35	54	75	85	89	91	92	93	94	94	94	94
0.70			49	71	90	95	97	98	99	99	99	99	99	99
0.60			62	86	97	99	100	100	100	100	100	100	100	100
0.50			76	95	99	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.00			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
現状の漁獲圧			22	33	50	59	64	66	68	69	70	70	70	71

b) 限界管理基準値を上回る確率 (%)

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2047	2057
1.00	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.95			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.90			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.85			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.80			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.70			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.60			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.50			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.00			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
現状の漁獲圧			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

現状の種苗放流による人工種苗由来の加入尾数は、2023～2025 年の平均放流尾数 (3,028 千尾) と平均添加効率 (0.0327) の積とした。

β を 0.0～1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2026 年の漁獲量は予測される資源量と現状の漁獲圧 (F2022-2024) から予測される 1,437 トンとし、2027 年から漁獲管理規則による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧 (F2022-F2024、 $\beta = 0.94$ に相当) で漁獲を続けた場合の結果も示した。

表 5-2. 現状の種苗放流による加入を考慮した場合の将来の平均親魚量（トン）の推移

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2047	2057
1.00	4,546	3,976	3,723	3,743	3,959	4,075	4,142	4,179	4,202	4,217	4,223	4,226	4,216	4,232
0.95			3,789	3,859	4,121	4,264	4,348	4,396	4,424	4,443	4,451	4,456	4,446	4,464
0.90			3,855	3,980	4,290	4,465	4,569	4,628	4,664	4,687	4,698	4,704	4,696	4,715
0.85			3,923	4,105	4,468	4,678	4,804	4,877	4,922	4,950	4,965	4,973	4,967	4,988
0.80			3,992	4,234	4,654	4,904	5,055	5,145	5,200	5,235	5,253	5,265	5,261	5,284
0.70			4,135	4,507	5,056	5,397	5,610	5,741	5,823	5,876	5,907	5,925	5,932	5,958
0.60			4,282	4,799	5,498	5,953	6,245	6,432	6,553	6,632	6,680	6,711	6,738	6,768
0.50			4,436	5,112	5,986	6,579	6,974	7,235	7,410	7,527	7,602	7,652	7,717	7,752
0.00			5,293	7,056	9,308	11,177	12,670	13,861	14,814	15,573	16,175	16,656	18,264	18,489
現状の 漁獲圧			3,807	3,891	4,165	4,317	4,406	4,457	4,487	4,507	4,516	4,521	4,511	4,530

現状の種苗放流による人工種苗由来の加入尾数は、2023～2025 年の平均放流尾数（3,028 千尾）と平均添加効率（0.0327）の積とした。

β を 0.0～1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2026 年の漁獲量は予測される資源量と現状の漁獲圧（F2022-2024）から予測される 1,437 トンとし、2027 年から漁獲管理規則による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧（F2022-F2024、 $\beta = 0.94$ に相当）で漁獲を続けた場合の結果も示した。

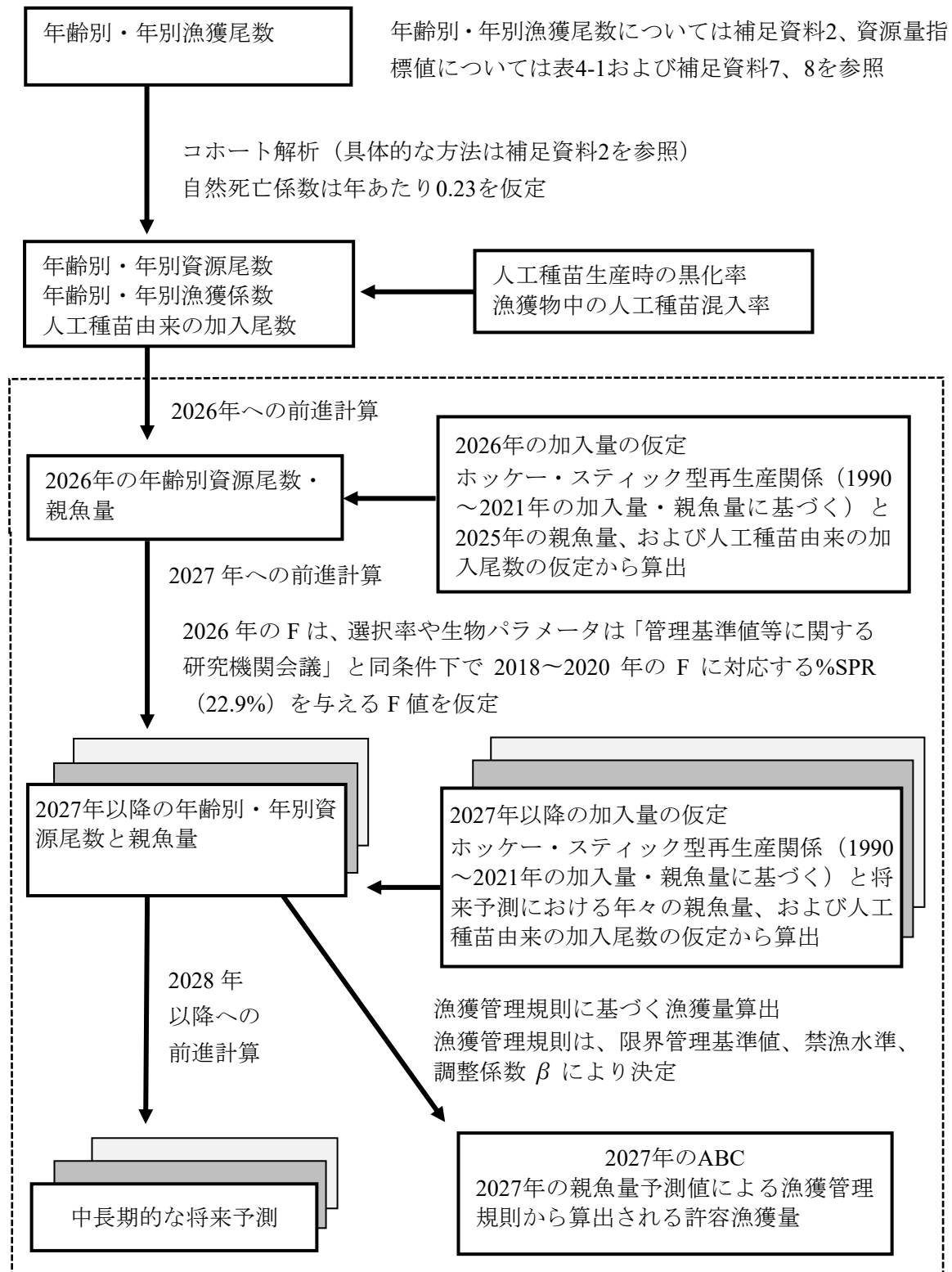
表 5-3. 現状の種苗放流による加入を考慮した場合の将来の平均漁獲量（トン）の推移

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2047	2057
1.00	1,437	1,479	1,463	1,467	1,529	1,564	1,583	1,593	1,601	1,605	1,606	1,608	1,602	1,608
0.95		1,417	1,422	1,440	1,512	1,553	1,576	1,589	1,598	1,603	1,604	1,607	1,602	1,607
0.90		1,354	1,379	1,411	1,492	1,540	1,567	1,582	1,593	1,598	1,600	1,603	1,599	1,604
0.85		1,290	1,333	1,378	1,469	1,523	1,554	1,572	1,585	1,591	1,594	1,597	1,593	1,599
0.80		1,225	1,284	1,342	1,441	1,502	1,538	1,559	1,573	1,581	1,584	1,588	1,585	1,591
0.70		1,091	1,178	1,257	1,373	1,447	1,492	1,519	1,537	1,548	1,554	1,559	1,558	1,565
0.60		952	1,059	1,155	1,284	1,369	1,423	1,457	1,480	1,495	1,503	1,509	1,513	1,519
0.50		807	926	1,033	1,170	1,264	1,325	1,366	1,394	1,412	1,423	1,432	1,441	1,447
0.00		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
現状の漁獲圧		1,401	1,411	1,433	1,507	1,550	1,574	1,587	1,597	1,602	1,603	1,606	1,601	1,607

現状の種苗放流による人工種苗由来の加入尾数は、2023～2025 年の平均放流尾数（3,028 千尾）と平均添加効率（0.0327）の積とした。

β を 0.0～1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2026 年の漁獲量は予測される資源量と現状の漁獲圧（F2022-2024）から予測される 1,437 トンとし、2027 年から漁獲管理規則による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧（F2022-F2024、 $\beta = 0.94$ に相当）で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足資料 1 資源評価の流れ



※ 報告書における将来予測は、暫定的な管理基準値および漁獲管理規則を用いて試算した結果である。

補足資料 2 計算方法

(1) これまでの経緯

平成 24 (2012) 年度 (2012 年漁期) までは福島県の全長組成データと雌雄別の age-length key (以下、「ALK」という) によって得られた雌雄別・年齢別漁獲尾数を用いて資源量を計算していた。しかし、震災の影響で、2011 年 3 月以降、福島県の漁獲がない状況が続いたため、平成 25 (2013) 年度からは、2006 年漁期以降の宮城県と茨城県で漁獲されたヒラメの耳石による年齢査定結果を基に全長別 (1 cm 間隔) の雌雄別・年齢比率を求め、宮城県と茨城県で水揚げされたヒラメの全長組成から雌雄別・年齢別の漁獲尾数を算出した。なお、全長組成および全長 (1 cm 間隔) と雌雄・年齢比率の関係は、各年の前半 (1~6 月) と後半 (7~12 月) に分けて集計した。

平成 29 (2017) 年度は、南部海域 (宮城県、福島県および茨城県) の年齢別漁獲尾数を定数倍 (1.54 倍) して系群全体の資源量を推定した (栗田ほか 2018)。しかし、資源量計算に用いた年齢別漁獲尾数の漁獲量と統計値の漁獲量が異なっていたため、漁獲量 (統計値) / 推定資源量で計算される漁獲割合が年によって非常に高い値となる場合もあった。そこで平成 30 年度以降は、資源量計算に用いる雌雄別・年齢別漁獲尾数に雌雄別・年齢別の体重を乗じた合計値が表 3-1 に示す年の漁獲量の合計値と等しくなるように年齢別漁獲尾数を補正し、系群全体の資源量を推定した。

令和 2 (2020) 年度からは、福島県の漁獲量も回復してきたことから、宮城県、茨城県および福島県の 3 県のヒラメの耳石の年齢査定結果を基に全長別 (1 cm 間隔) の雌雄別・年齢比率を求め、各県で漁獲されたヒラメの全長組成から雌雄別・年齢別の漁獲尾数を算出した。なお、全長組成および全長 (1 cm 間隔) と雌雄・年齢比率の関係は、各年の前半 (1~6 月) と後半 (7~12 月) に分けて集計した。

令和 3 (2021) 年度からは、系群区分の変更と集計単位を漁期年 (7 月~翌年 6 月) から暦年 (1~12 月) へ変更した。その際、年齢の起算日を 7 月 1 日から翌年 1 月 1 日に変えたことにより、成長、年齢別体重の変更も行った。また、岩手県~千葉県 (夷隅地域以北) で漁獲されたヒラメの全長組成から雌雄別・年齢別の漁獲尾数を算出した。

令和 4 (2022) 年度からは、1990 年代の雌雄別の年齢別漁獲尾数の分解精度が低いことで、各齢の F が雌雄によって大きく異なり、得られた結果が漁業の実態をミスリードする可能性があったことから、雌雄込の年齢別漁獲尾数でコホート解析を行った。また、コホート解析計算に用いた雌雄別・年齢別体重は、Yoneda et al. (2007) の成長式から推定された体重から、2011 年以降、精密測定によって得られた実測値に変更した。2010 年以前の年齢別体重は 2011~2021 年の平均値とした。

これまで本系群の資源評価では、チューニングを伴わないノーマル VPA を用いてきた。これは、評価対象海域 (岩手~千葉県北部) に対応する網羅的かつ安定的な標準化 CPUE が十分に整備されておらず、適切なチューニングインデックスを選定することが困難であったためである。特に、小底など主要漁業の一部では、標準化 CPUE の整備が進行中である点も背景にある。

令和 6 (2024) 年度には、ヒラメの主漁場である金華山~房総海区の沖底 (オッターロール) 漁業による標準化 CPUE (補足資料 8) を用い、チューニング VPA の適用可能性について検討を行った。各年齢・各年における資源尾数および漁獲係数 F の推定は、補足

資料 2 (2)「資源計算方法」に従って行い（ステップ 1）、評価時の最近年（2023 年）の F については、平松（2001）に基づく手法によりチューニングを行った（ステップ 2）。この際、最近年の年齢別 F 比（選択率）には、チューニングをしない VPA から得られた 2020～2022 年の平均値を使用した。

解析の結果、チューニング VPA では、親魚量・資源量・1 歳天然資源尾数がノーマル VPA よりも低く、各齢の平均 F が高く推定された。また、レトロスペクティブ解析の結果、親魚量および資源量に毎年共通の過小推定傾向が見られ、信頼性に課題が残ることが明らかとなった。

こうした課題を踏まえ、令和 7 年度はノーマル VPA の構造を維持しつつ、選択率の変動性を抑制する方法として、リッジペナルティ（Ridge Penalty）を用いた VPA（以下、リッジ VPA、Okamura et al. 2017）の適用可能性を検討した。これは、過度に不安定な選択率推定に対して適度な制約を加えることで、解析の頑健性を向上させることを目的としたものである。しかしながら、チューニング指標として沖底（オッターコントロール）標準化 CPUE を用いたが、リッジ VPA を適用しても、推定の不安定性の著しい軽減には至らず、チューニングの導入は困難であると判断された。

本年度は、チューニング指標である沖底（オッターコントロール）標準化 CPUE の算出手法をデルタ型一般化線形モデル（Delta-GLM）に変更するとともに、新たに刺網および小底の標準化 CPUE を加えてリッジ VPA を適用した。その結果、モデル診断（補足資料 2 (5)）において統計学的妥当性および仮定に対する頑健性が確認され、資源量推定の安定性も向上したことから、本年度の資源評価ではリッジ VPA を採用した。

(2) 資源計算方法

年齢別漁獲尾数の推定には宮城県、福島県および茨城県で漁獲されたヒラメの精密測定結果と耳石の年齢査定結果から雌雄別の ALK を求めると共に、岩手県～千葉県（夷隅地域以北）で漁獲されたヒラメの全長組成（1 cm 間隔）から、雌雄別・年齢別漁獲尾数を算出した。なお、年齢別漁獲尾数は各年の前半（1～6 月）と後半（7～12 月）に分けて雌雄別に作成し、これらを合算して雌雄込の年計値とした。

以上で求めた年齢別漁獲尾数を用いて、下記の方法（コホート解析）で資源量を推定した。なお、本資源量推定方法では、年の中間時（7 月 1 日）に一斉に漁獲されると仮定し、y 年 a 歳の資源尾数（ $N_{a,y}$ ）を、以下の Pope（1972）の近似式を用いて算出した。

$$N_{a,y} = N_{a+1,y+1} \exp(M) + C_{a,y} \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (5)$$

$C_{a,y}$ は y 年 a 歳の漁獲尾数、M は自然死亡係数であり、全齢において雌雄の平均値である 0.23 を使用した（雌雄の寿命をそれぞれ 12 歳、10 歳として、2.5/寿命（田中 1960）より、雌雄の M はそれぞれ 0.21、0.25 となる）。

y 年 4 歳および y 年 5+歳の資源尾数（ $N_{4,y}$ および $N_{5+,y}$ ）は、それぞれ以下の通りに算出した。

$$N_{4,y} = \left(\frac{C_{4,y}}{(C_{4,y} + C_{5+,y})} \right) N_{5+,y+1} \exp(M) + C_{4,y} \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (6)$$

$$N_{5+,y} = \left(\frac{C_{5+,y}}{C_{4,y}} \right) N_{4,y} \quad (7)$$

資源評価の最終年 Y の年齢別資源尾数 $N_{a,Y}$ は最近年の年齢別漁獲係数 $F_{a,Y}$ および年齢別漁獲尾数 $C_{a,Y}$ を用いて (8) 式より求めた。

$$N_{a,Y} = \frac{C_{a,Y}}{1 - \exp(-F_{a,Y})} \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (8)$$

漁獲係数 F は、チューニングにより推定する最終年以外は (9) 式により求めた。ただし、5+歳の F については、4 歳の F と等しいとした。

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

最終年の年齢別 F は、リッジ VPA (Okamura et al. 2017) の手法に準じて推定した。なお、5+歳の F 値は 4 歳の F 値と同じと仮定した。リッジ VPA は、F の大きさに応じてペナルティを課すことで、推定の不安定性を軽減させる手法である。推定は、チューニング指標値に対する適合度 (負の対数尤度 $-\ln L$ として定義) と、F に対するペナルティ項を組み合わせた目的変数 (式 10) を最小化することで行った。なお、式 10 の α は λ の探索を容易にするためにペナルティ項に便宜的に与える重みであり、本解析では $\alpha=20$ とした。

$$\text{最小} \quad -(1-\lambda)\ln L + \alpha\lambda \sum_{a=1}^5 (\hat{F}_{a,(Y-4,Y-1)} - F_{a,Y})^2 \quad (10)$$

ここで、ペナルティ項は、最近年を含まない過去 3 年間の平均値 $\hat{F}_{a,(Y-4,Y-1)}$ に対する残差平方和とした。同様のアプローチは、向ほか (2025) にも見られる。

ペナルティ項の λ ($0 \leq \lambda < 1$) は、レトロスペクティブ解析に基づき、親魚量 (SSB) および各年齢 F 値 (1 歳~4 歳、4 歳と 5+歳の F は同値となるため 5+歳を除外した) の Mohn's ρ (Mohn, 1999, 式 11) の絶対値の平均値が最小となるよう探索した。ここで R_i は i 年分のレトロスペクティブ計算の値であることを示す。レトロスペクティブ計算においてデータを遡る年数 P は 5 年とした。

$$\rho_{SSB'} = \frac{1}{P} \sum_{i=1}^P \frac{SSB'_{Y-i}^{R_i} - SSB'_{Y-i}}{SSB'_{Y-i}} \quad (11)$$

※親魚量のレトロスペクティブバイアス ρ を計算する場合の例
 λ を 0.05 刻みで探索した結果、親魚量および年齢別 F 値の Mohn's ρ の絶対値平均が最小となった $\lambda=0.95$ を解析に用いた (ペナルティ項の重みの探索については、補足資料 5 参照のこと)。

本年度の資源量計算に用いた雌雄込の年齢別漁獲尾数およびリッジ VPA 解析による計算結果を補足表 2-1～2-5 に示した。

(3) 混入率および天然由来、人工種苗由来の加入尾数の推定

漁獲物における人工種苗放流個体の混入率の推定、および 1 歳資源尾数 $N_{1,y}$ の天然由来加入尾数 Rn_y と人工種苗由来加入尾数 Ra_y への分解は以下の方法で行った。

ヒラメの人工種苗の生産過程において、多くの個体で無眼側に黒色素の沈着異常が発生する。黒化判定は、中川（2010）の基準に従い混入率を収集した。さらに混入率は、2006 年以降の人工種苗生産時の黒化率の全国平均値（67.8%）で補正して補正混入率としてコホート解析に使用した。2005 年以前の混入率のデータは未整理であるため、2006～2011 年の平均値（14.3%）として計算した。

y 年における人工種苗由来の加入尾数 Ra_y は、以下の式で計算される。

$$Ra_y = N_{1,y} \times \text{補正混入率} \quad (12)$$

また、添加効率とは全ての放流尾数のうち生き残り、資源に添加された尾数の割合で、以下の式で計算される。

$$\text{添加効率} = \frac{Ra_y}{y\text{年の人工種苗放流尾数}} \quad (13)$$

よって、上式は添加効率と人工種苗放流尾数との積に書き直すことが出来る。

$$Ra_y = y\text{年の人工種苗放流尾数} \times \text{添加効率} \quad (14)$$

その後、 $N_{1,y}$ から Ra_y を減じることで、天然由来加入尾数 Rn_y を求めた。

$$Rn_y = N_{1,y} - Ra_y \quad (15)$$

(4) YPR、SPR の解析

加入あたり漁獲量（YPR）と加入あたり親魚量（SPR）は、以下の式で求めた。

$$YPR = \sum_{a=1}^{\infty} S_a W_a \exp(-M/2) (1 - \exp(-F_a)) \quad (16)$$

$$SPR = \sum_{a=0}^{\infty} f r_a S_a W_a \quad (17)$$

$$S_{a+1} = S_a \exp(-F_a - M_a) \quad (\text{ただし } S_0 = 1) \quad (18)$$

ここで、 S_a は a 歳における生残率、 F_a は a 歳の雌の成熟割合を示す。なお、本系群における M の推定では雌の寿命を 12 歳と仮定しているが、YPR および SPR の計算においては MSY 算定の際の設定に合わせて寿命を与えずに計算を行った。

(5) モデル診断

「令和 8 (2026) 年度資源評価におけるモデル診断の手順と診断結果の情報提供指針. FRA-SA2026-ABCWG02-03. 資源評価高度化作業部会 (2026a)」に従い、本系群の評価に用いたリッジ 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。

リッジ VPA のペナルティを $\lambda=0.95$ としたレトロスペクティブ解析の結果を補足図 2-1 に示す。資源量 (biomass) および親魚量 (SSB) における Mohn's p はそれぞれ 0.02、0.01 であり、顕著なレトロスペクティブパターンは認められなかった。また、加入量 (1 歳資源尾数) の Mohn's p は 0.31 であり、他の資源量指標と比較してやや大きい値を示したものの、推定値の系統的な過大評価または過小評価を示す明瞭な傾向は認められなかった。

終端年を順次除外した結果比較では、資源量および親魚量では近年の推定値が概ね重なり、終端年付近の推定値は安定していた。一方、加入量では終端年付近において推定値のばらつきがやや大きく、近年の加入水準の推定には不確実性が認められたが、その影響は資源量全体の推定には及ばず限定的であった。以上より、本評価モデルは資源量および親魚量を安定して推定しており、終端年推定値に顕著なバイアスは認められなかった。

リッジ VPA における残差プロットを補足図 2-2 に示す。刺網の残差分布に体系的な傾向はみられず、自己相関係数も低かった。小底および沖底の残差についても体系的な傾向は見られず、自己相関係数も有意ではなかった。また、全ての指標値において 95%信頼区間から外れるような値は一部であった。以上より、指標値と予測値との関係は特に問題はなかった。

ジャックナイフ解析の結果 (補足図 2-3、2-4) から、沖底、刺網、小底の標準化 CPUE のうち、いずれか一つを除いても評価結果に与える影響は小さいと考えられた。ただし、本解析では近年 3 年間の F に近づけるリッジペナルティを設定しており、 $\lambda=0.95$ と比較的大きな値を用いていることから、リッジペナルティの影響が強く、資源量指標値から得られる情報が推定結果に反映される程度が小さくなっている可能性がある。このため、各指標値を除いた場合の影響が小さいことについては、リッジペナルティの設定を踏まえて解釈する必要がある。一方で、複数の資源量指標値を用いることで特定の指標値への依存を避けられることから、現時点では全ての指標値を組み込んだ結果を採用することが妥当と判断した。

残差をリサンプリングしたパラメトリックブートストラップ (試行回数 1,000 回) により推定値の 90%信頼区間を求めた (補足図 2-5)。親魚量や資源量の推定値に明瞭なバイアスは生じていないことが示された。

(6) 将来予測方法

将来予測における各種設定には補足表 2-6 の値を用いた。資源尾数や漁獲量の予測には、「令和 8 (2026) 年度再生産関係の推定・管理基準値計算・将来予測シミュレーションに関する技術ノート. FRA-SA2026-ABCWG02-04. 資源評価高度化作業部会 (2026b)」に基づき、統計ソフトウェア R (version: 4.6.0) および計算パッケージ frasyr (Version: 2.6.0.0) を用いた。将来予測における天然魚 (再生産由来) の加入量は、令和 4 年に公開された「管理基準値等に関する研究機関会議資料」において提案されたホッケー・スティック型再生産関係式 (富樫ほか 2022a) から推定される値とした。また、本系群においては継続して種苗放流が行われているため、将来予測に際しては現状の種苗放流が継続されると想定し、

上記で推定された毎年の天然魚（再生産由来）の加入量に、人工種苗由来の加入量として、2023～2025 年の平均放流尾数（3,028 千尾）と平均添加効率（0.0327）の積を加算した。

将来予測における漁獲係数 F は、「令和 8（2026）年度 漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針（FRA-SA2026-ABCWG02-01）」（水産研究・教育機構 2026）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。将来予測における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資料」にて提案された各種管理基準値の推定に用いた値を引き続き用いた（富樫ほか 2022a）。

資源尾数の予測には、コホート解析の前進法（(19)–(21) 式）を用いた。

$$N_{a+1,y+1} = N_{a,y} \exp(-F_{a,y} - M) \quad (19)$$

$$N_{5+,y+1} = N_{5+,y} \exp(-F_{5+,y} - M) + N_{4,y} \exp(-F_{4,y} - M) \quad (20)$$

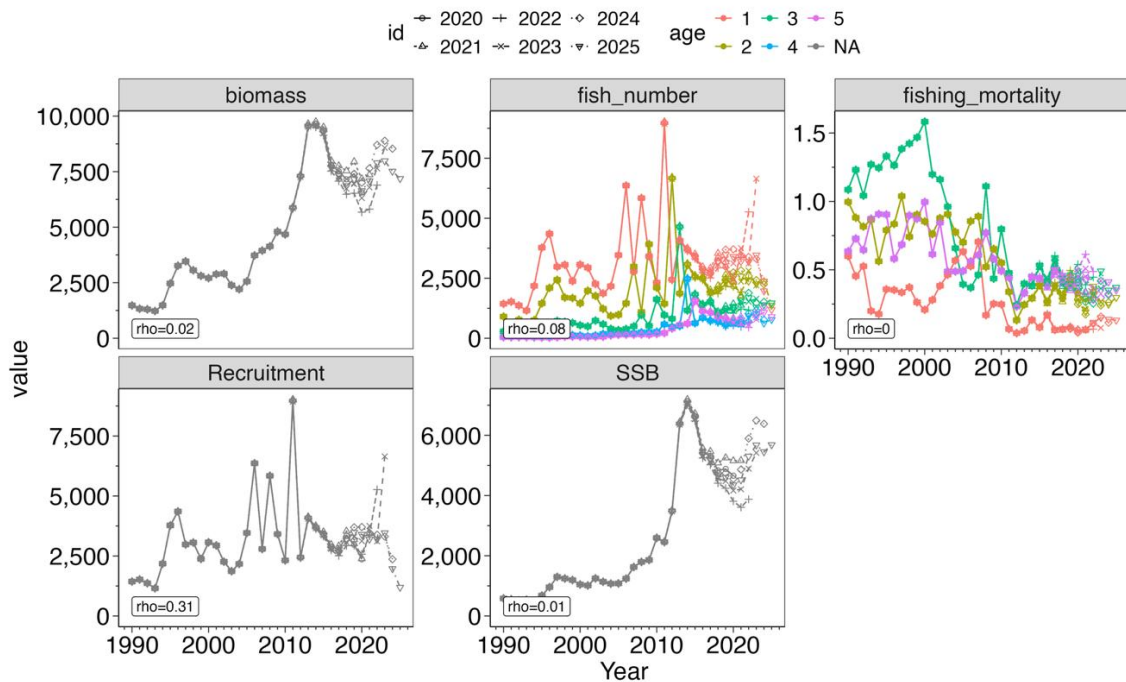
$$C_{a,y} = N_{a,y} \left(1 - \exp(-F_{a,y})\right) \exp\left(-\frac{M}{2}\right) \quad (21)$$

引用文献

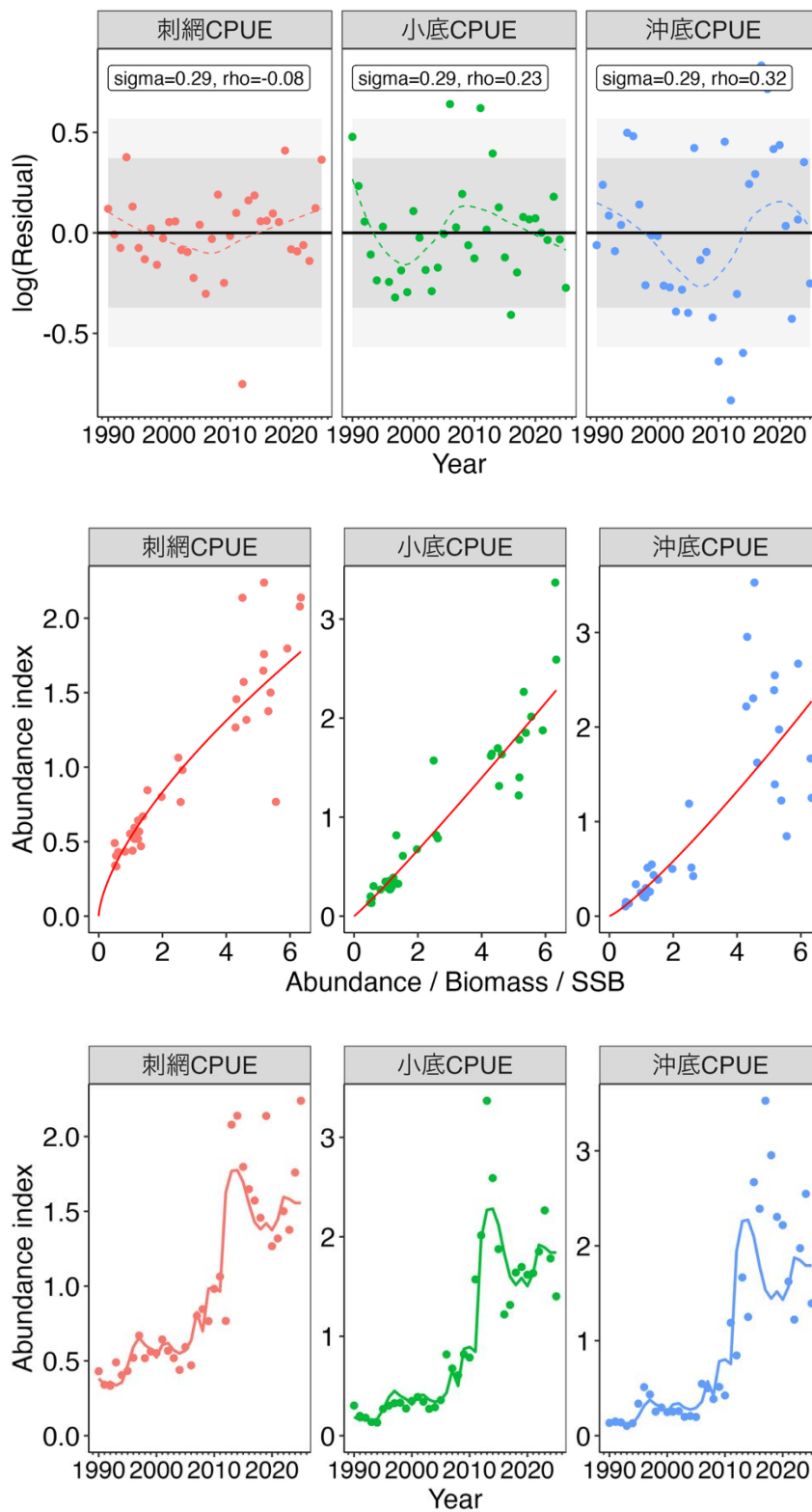
- Mohn, R., (1999). The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. ICES J. Mar. Sci. 56, 473–488.
- Okamura, H., Y. Yamashita and M. Ichinokawa (2017) Ridge virtual population analysis to reduce the instability of fishing mortalities in the terminal year. ICES J. Mar. Sci., 74, 2427–2436.
- Pope (1972) An investigation of the accuracy of virtual population using cohort analysis. Res. Bull. inst. Comm. Northw. Atlant. Fish., 9, 65–74.
- 向草世香・依田真里・藤波裕樹・国松翔太・高橋素光・佐々千由紀・平岡優子・齋藤 類・石川和雄・飯田 茜 (2025) 令和 6 (2024) 年度マサバ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, 65pp. https://abchan.fra.go.jp/wpt/wp-content/uploads/2025/03/details_2024_06.pdf (last accessed 23 July 2025)
- 栗田 豊・富樫博幸・服部 努・柴田泰宙 (2018) 平成 29 (2017) 年度ヒラメ太平洋北部系群の資源評価. 平成 29 年度我が国周辺水域の漁業資源評価, 水産庁・水産研究・教育機構, 1672–1702.
- 境 磨・千村昌之・千葉 悟・濱邊昂平・佐藤隆太・桑原風沙・伊藤正木・濱津友紀・鈴木 勇人 (2025) 令和 6 (2024) 年度スケトウダラ太平洋系群の資源評価. 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, 87pp. https://abchan.fra.go.jp/wpt/wp-content/uploads/2025/03/details_2024_12.pdf (last accessed 23 July 2025)
- 資源評価高度化作業部会 (2026a) 令和 8(2026) 年度 資源評価におけるモデル診断手順と診断結果の情報提供指針. FRA-SA2026-ABCWG02-03, 水産研究・教育機構, 横浜, 14pp. https://abchan.fra.go.jp/reference_list/FRA-SA2026-ABCWG02-03.
- 資源評価高度化作業部会 (2026b) 令和 8 (2026) 年度 再生産関係の推定・管理基準値計算・将来予測シミュレーションに関する技術ノート. FRA-SA2026-ABCWG02-04, 水産研究・教育機構, 横浜, 15 pp, https://abchan.fra.go.jp/references_list/FRA-SA2026-

ABCWG02-04.pdf

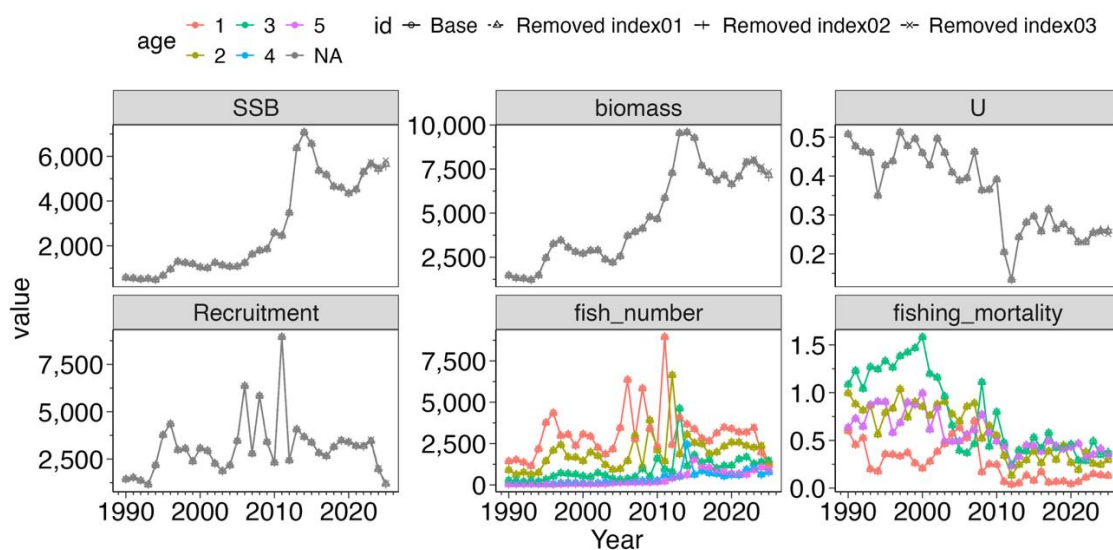
田中昌一 (1960) 水産生物の Population Dynamics と漁業資源管理. 東海水研報, 28, 1-200.
 中川 亨 (2010) 日本海中西部ヒラメ連携調査における無眼側黒化判定基準. 日本海北区
 広域連携ヒラメ調査報告書 (平成 21 年度), 日本海区水産研究所, 18-22.
 富樫博幸・成松庸二・鈴木勇人・森川英祐・時岡 駿・三澤 遼・金森由妃・永尾次郎・
 櫻井慎大 (2022a) 令和 4 (2022) 年度ヒラメ太平洋北部系群の管理基準値等に関する
 研究機関会議資料. 水産研究・教育機構. 1-45. FRA-SA2022-BRP07-01.
http://www.fra.affrc.go.jp/shigen_hyoka/SCmeeting/2019-1/20220930/FRA-SA2022-BRP07-01.pdf (last accessed 3 Aug. 2026)
 平松一彦 (2001) VPA. 平成 12 年度資源評価体制確立推進事業報告書 ―資源解析手法教科書―, 日本水産資源保護協会, 104-128.



補足図 2-1. リッジ VPA の資源量 (biomass)、資源尾数 (fish_number)、漁獲係数 (fishing_mortality)、1 歳資源尾数 (Recruitment)、親魚量 (SSB) のレトロスペクティブ解析 (5 年間) の結果
 ペナルティ λ は 0.95 を採用した。

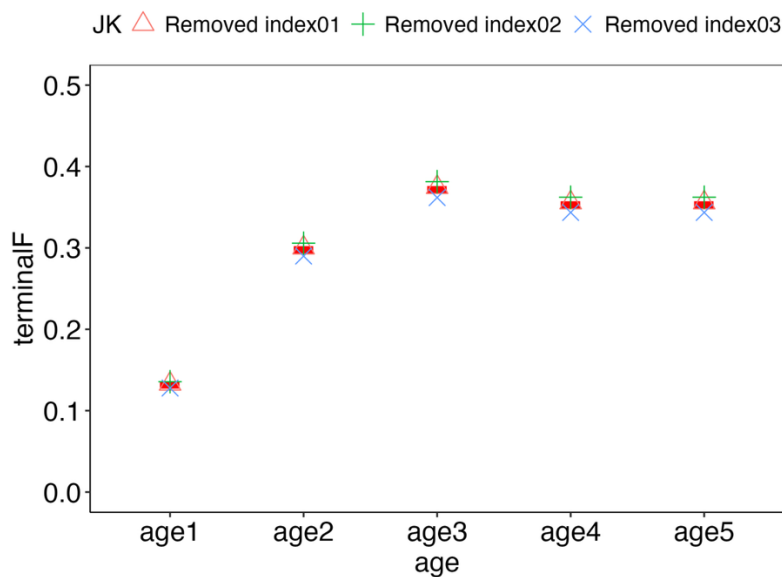


補足図 2-2. リッジ VPA における残差プロットおよび資源尾数または親魚量と指標値との関係 最上段の図の灰色および薄灰色領域は 80%および 95%信頼区間を示す。



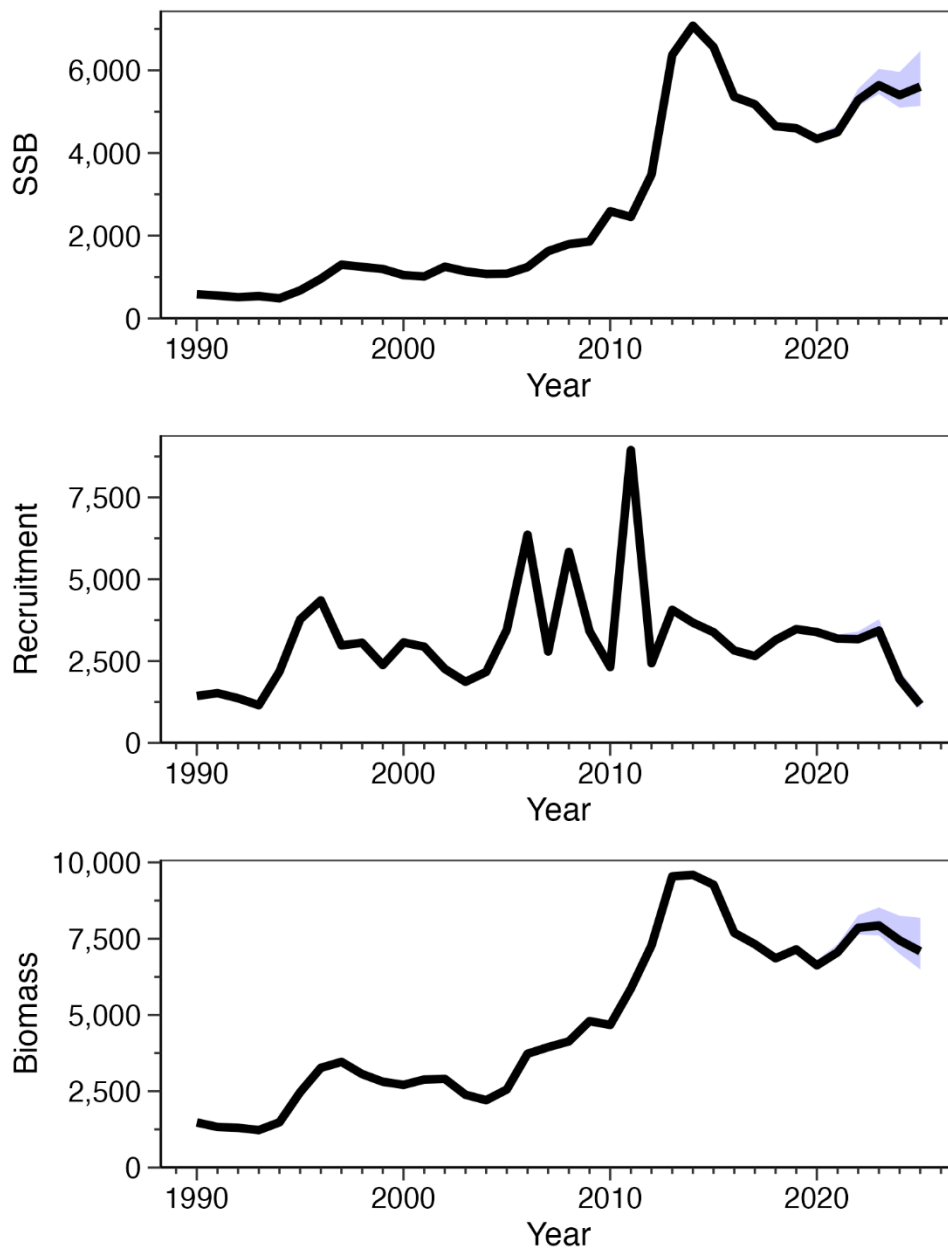
補足図 2-3. ジャックナイフ解析によるチューニング指標値の影響評価

沖底 (index01)、刺網 (index02)、小底 (index03) の標準化 CPUE を一つずつ抜いて資源解析を行うことで、推定値への影響力の強い指標値を検討した。



補足図 2-4. ジャックナイフ解析による最終年の年齢別漁獲係数（ターミナル F）の推定へのチューニング指標値の影響評価

沖底 (index01)、刺網 (index02)、小底 (index03) の標準化 CPUE を一つずつ抜いて資源解析を行うことで、推定値への影響力の強い指標値を検討した。



補足図 2-5. チューニング指標値のブートストラップによる親魚量（上段）、加入量（1 歳資源尾数、中段）および資源量（下段）推定値の 90%信頼区間と中央値（黒実線）

補足表 2-1. 資源解析結果 年齢別漁獲尾数 (千尾)

年	1 歳	2 歳	3 歳	4 歳	5+歳	合計
1990	577	507	167	23	18	1,292
1991	495	327	167	35	19	1,043
1992	498	382	119	26	19	1,044
1993	186	331	173	30	23	743
1994	314	288	136	32	18	788
1995	1,012	707	223	26	16	1,984
1996	1,154	1,058	335	28	10	2,585
1997	756	1,401	483	52	19	2,711
1998	848	791	463	76	34	2,212
1999	490	889	440	68	35	1,922
2000	515	744	382	66	37	1,744
2001	640	941	306	36	22	1,945
2002	642	920	450	60	31	2,103
2003	618	651	321	63	21	1,674
2004	839	449	169	61	41	1,559
2005	1,449	438	99	56	50	2,092
2006	2,320	748	106	70	57	3,301
2007	1,260	1,570	163	86	61	3,140
2008	809	397	582	118	75	1,981
2009	678	1,676	163	100	58	2,675
2010	454	797	793	92	62	2,198
2011	519	369	326	185	69	1,468
2012	80	733	156	88	75	1,132
2013	191	363	1,360	127	139	2,180
2014	411	695	330	797	196	2,429
2015	231	731	667	199	495	2,323
2016	399	513	419	241	317	1,889
2017	141	542	594	251	369	1,897
2018	185	457	313	215	275	1,445
2019	217	753	362	159	235	1,726
2020	131	539	389	189	216	1,464
2021	185	403	352	198	224	1,362
2022	303	668	377	226	153	1,727
2023	431	460	447	266	238	1,842
2024	227	463	367	189	322	1,568
2025	131	313	406	206	237	1,293

補足表 2-2. 資源解析結果 年齢別平均体重 (g)

年	1 歳	2 歳	3 歳	4 歳	5+歳
1990	263	646	1,119	1,581	2,637
1991	263	646	1,119	1,581	2,637
1992	263	646	1,119	1,581	2,637
1993	263	646	1,119	1,581	2,637
1994	263	646	1,119	1,581	2,637
1995	263	646	1,119	1,581	2,637
1996	263	646	1,119	1,581	2,637
1997	263	646	1,119	1,581	2,637
1998	263	646	1,119	1,581	2,637
1999	263	646	1,119	1,581	2,637
2000	263	646	1,119	1,581	2,637
2001	263	646	1,119	1,581	2,637
2002	263	646	1,119	1,581	2,637
2003	263	646	1,119	1,581	2,637
2004	263	646	1,119	1,581	2,637
2005	263	646	1,119	1,581	2,637
2006	263	646	1,119	1,581	2,637
2007	263	646	1,119	1,581	2,637
2008	263	646	1,119	1,581	2,637
2009	263	646	1,119	1,581	2,637
2010	263	646	1,119	1,581	2,637
2011	269	692	1,070	1,490	2,637
2012	200	616	1,193	1,485	2,527
2013	265	617	1,066	1,839	2,615
2014	237	576	1,102	1,573	2,978
2015	283	662	1,061	1,501	2,418
2016	266	651	1,073	1,502	2,314
2017	299	669	1,057	1,492	2,439
2018	295	667	1,134	1,686	2,686
2019	261	727	1,270	1,684	2,768
2020	231	598	1,187	1,569	2,820
2021	285	628	1,099	1,567	2,809
2022	247	727	1,191	1,518	3,089
2023	241	635	1,226	1,591	2,791
2024	278	635	1,129	1,670	2,659
2025	216	767	1,260	1,702	3,030

1990～2010 年の年齢別体重は、2011～2021 年の平均値である。

補足表 2-3. 資源解析結果 年齢別漁獲係数 (F)

年	1 歳	2 歳	3 歳	4 歳	5+歳	%SPR
1990	0.60	1.00	1.10	0.64	0.64	4.54
1991	0.45	0.88	1.20	0.73	0.73	5.25
1992	0.53	0.82	1.00	0.64	0.64	5.70
1993	0.20	0.87	1.30	0.87	0.87	6.52
1994	0.18	0.56	1.20	0.91	0.91	8.46
1995	0.36	0.79	1.30	0.90	0.90	5.74
1996	0.35	0.83	1.30	0.58	0.58	6.27
1997	0.33	1.00	1.40	0.68	0.68	5.06
1998	0.37	0.74	1.40	0.90	0.90	5.71
1999	0.26	0.90	1.50	0.87	0.87	5.60
2000	0.21	0.85	1.60	1.00	1.00	5.83
2001	0.28	0.76	1.20	0.61	0.61	7.23
2002	0.38	0.88	1.20	0.85	0.85	5.62
2003	0.46	0.91	0.96	0.49	0.49	6.31
2004	0.57	0.78	0.66	0.49	0.49	7.42
2005	0.63	0.70	0.39	0.49	0.49	8.69
2006	0.53	0.86	0.37	0.56	0.56	8.17
2007	0.71	0.89	0.46	0.61	0.61	6.09
2008	0.17	0.52	1.10	0.77	0.77	9.62
2009	0.25	0.65	0.44	0.58	0.58	12.1
2010	0.25	0.55	0.80	0.49	0.49	11.4
2011	0.07	0.34	0.48	0.44	0.44	20.6
2012	0.04	0.13	0.24	0.23	0.23	39.7
2013	0.05	0.25	0.40	0.33	0.33	27.4
2014	0.13	0.29	0.39	0.45	0.45	20.4
2015	0.08	0.39	0.53	0.44	0.44	19.4
2016	0.17	0.26	0.42	0.38	0.38	22.8
2017	0.06	0.39	0.58	0.50	0.50	18.4
2018	0.07	0.30	0.42	0.44	0.44	22.6
2019	0.07	0.45	0.43	0.41	0.41	20.4
2020	0.04	0.27	0.46	0.43	0.43	22.9
2021	0.07	0.19	0.29	0.47	0.47	25.8
2022	0.11	0.38	0.29	0.32	0.32	24.1
2023	0.15	0.26	0.49	0.35	0.35	22.3
2024	0.14	0.25	0.35	0.41	0.41	23.8
2025	0.13	0.30	0.37	0.35	0.35	23.6

補足表 2-4. 資源解析結果 年齢別資源尾数 (千尾)

年	1 歳	2 歳	3 歳	4 歳	5+歳	合計
1990	1,436	902	283	55	43	2,719
1991	1,522	626	265	76	41	2,530
1992	1,365	768	206	61	45	2,445
1993	1,154	641	270	58	44	2,167
1994	2,180	751	214	60	34	3,239
1995	3,774	1,453	340	49	30	5,646
1996	4,357	2,097	524	71	25	7,074
1997	2,981	2,433	723	118	43	6,298
1998	3,061	1,695	684	144	64	5,648
1999	2,379	1,676	641	131	67	4,894
2000	3,071	1,454	539	117	66	5,247
2001	2,941	1,981	492	88	54	5,556
2002	2,262	1,766	735	118	61	4,942
2003	1,867	1,225	583	183	61	3,919
2004	2,170	933	393	177	119	3,792
2005	3,462	976	341	162	144	5,085
2006	6,362	1,459	385	183	149	8,538
2007	2,793	2,987	493	212	150	6,635
2008	5,838	1,096	974	246	156	8,310
2009	3,414	3,917	517	255	148	8,251
2010	2,318	2,108	1,619	266	179	6,490
2011	8,949	1,437	964	579	216	12,145
2012	2,435	6,647	813	476	405	10,776
2013	4,069	1,864	4,628	507	555	11,623
2014	3,676	3,063	1,157	2,465	606	10,967
2015	3,384	2,554	1,814	625	1,555	9,932
2016	2,827	2,483	1,378	847	1,114	8,649
2017	2,657	1,891	1,515	721	1,060	7,844
2018	3,147	1,986	1,019	674	863	7,689
2019	3,487	2,336	1,170	531	784	8,308
2020	3,399	2,577	1,185	607	694	8,462
2021	3,198	2,584	1,567	595	673	8,617
2022	3,192	2,376	1,694	932	631	8,825
2023	3,463	2,266	1,293	1,010	903	8,935
2024	1,971	2,367	1,390	629	1,071	7,428
2025	1,191	1,364	1,468	778	895	5,696

補足表 2-5. 資源解析結果 年齢別資源量 (トン)

年	1 歳	2 歳	3 歳	4 歳	5+歳	合計	親魚量
1990	378	583	316	87	113	1,477	583
1991	400	405	296	120	109	1,330	552
1992	359	496	231	97	118	1,301	512
1993	303	414	302	91	117	1,227	538
1994	573	485	240	95	89	1,482	486
1995	993	938	380	77	80	2,468	677
1996	1,146	1,355	586	113	67	3,267	958
1997	784	1,572	809	186	113	3,464	1,299
1998	805	1,095	766	227	170	3,063	1,245
1999	626	1,083	718	207	178	2,812	1,194
2000	808	939	603	186	174	2,710	1,047
2001	773	1,280	550	139	142	2,884	1,014
2002	595	1,141	823	186	161	2,906	1,249
2003	491	791	652	289	161	2,384	1,138
2004	571	603	440	280	314	2,208	1,075
2005	911	631	382	256	381	2,561	1,080
2006	1,673	943	431	289	392	3,728	1,240
2007	735	1,929	551	335	396	3,946	1,626
2008	1,535	708	1,089	389	412	4,133	1,796
2009	898	2,531	579	403	390	4,801	1,859
2010	610	1,362	1,811	420	472	4,675	2,591
2011	2,407	994	1,032	863	570	5,866	2,455
2012	487	4,095	970	706	1,024	7,282	3,481
2013	1,078	1,150	4,934	932	1,450	9,544	6,370
2014	871	1,764	1,275	3,877	1,805	9,592	7,080
2015	958	1,691	1,925	938	3,760	9,272	6,565
2016	752	1,616	1,478	1,272	2,577	7,695	5,361
2017	794	1,265	1,602	1,076	2,586	7,323	5,179
2018	928	1,324	1,156	1,137	2,317	6,862	4,652
2019	910	1,698	1,486	894	2,171	7,159	4,604
2020	785	1,541	1,406	953	1,957	6,642	4,349
2021	911	1,623	1,723	932	1,889	7,079	4,520
2022	788	1,727	2,017	1,414	1,948	7,897	5,309
2023	835	1,439	1,585	1,606	2,521	7,986	5,676
2024	548	1,503	1,570	1,050	2,847	7,519	5,451
2025	257	1,046	1,850	1,324	2,711	7,189	5,685

補足表 2-6. 将来予測のパラメータ

年齢	選択率 (注 1)	Fmsy (注 2)	F2022-2024 (注 3)	平均体重 (g)	自然死亡 係数	成熟 割合
1 歳	0.202	0.079	0.132	264	0.23	0
2 歳	0.877	0.345	0.298	647	0.23	0.25
3 歳	1.000	0.393	0.371	1,119	0.23	0.75
4 歳	0.982	0.386	0.353	1,581	0.23	1.00
5 歳以上	0.982	0.386	0.353	2,638	0.23	1.00

注 1：令和 4 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 4 年度資源評価での $F_{current}$ の選択率）。

注 2：令和 4 年度研究機関会議で推定された F_{msy} （すなわち、令和 4 年度資源評価での $F_{current}$ に $F_{msy}/F_{current}$ を掛けたもの）。

注 3：本資源では 2022～2024 年の F の平均値を現状の漁獲圧としており、この F 値を 2026 年の漁獲量の仮定に使用した。

補足資料 3 各種パラメータと評価結果の概要

補足表 3-1. 再生産関係式のパラメータ

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 イック型	最小絶対 値法	無	2.450	1,107	0.402	-

a と b は各再生産関係式の推定パラメータ、S.D.は加入量の標準偏差、 ρ は自己相関係数である。

補足表 3-2. 管理基準値と MSY

項目	値	説明
SBtarget	4,078 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	828 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	128 トン	禁漁水準。MSY の 10%の漁獲量が得られる親魚量 (SB0.1msy)
Fmsy	SBmsy を維持する漁獲圧 (1 歳, 2 歳, 3 歳, 4 歳, 5 歳以上) = (0.08, 0.34, 0.39, 0.39, 0.39)	
%SPR	22.9%	Fmsy に対応する %SPR
MSY	1,551 トン	最大持続生産量 MSY

補足表 3-3. 最新年の親魚量と漁獲圧

項目	値	説明
SB2025	5,685 トン	2025 年の親魚量
F2025	2025 年の漁獲圧（漁獲係数 F） （1 歳, 2 歳, 3 歳, 4 歳, 5 歳以上） = （0.13, 0.30, 0.37, 0.35, 0.35）	
U2025	25.7%	2025 年の漁獲割合
%SPR（F2025）	23.6%	2025 年の %SPR
%SPR（F2022-2024）	24.5%	現状（2022～2024 年）の漁獲圧に対応する %SPR*
管理基準値との比較		
SB2025/ SBmsy (SBtarget)	1.39	最大持続生産量 MSY を実現する親魚量（SBmsy） に対する 2025 年の親魚量の比
F2025/ Fmsy	0.97	SBmsy を維持する漁獲圧（Fmsy）に対する 2025 年 の漁獲圧の比**
親魚量の水準	MSY を実現する水準を上回る（1.39 倍）	
漁獲圧の水準	SBmsy を維持する水準を下回る（0.97 倍）	
親魚量の動向	横ばい	

*選択率および年齢別成熟率は 2025 年と同じとし、年齢別体重に直近 5 年間（2021～2025 年）の平均値を用いて求めた値。

**2025 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。

補足表 3-4. 2027 年の予測漁獲量と予測親魚量

2027 年の親魚量(予測平均値):3,976トン				
項目	2027 年の 漁獲量 予測平均値 (トン)	90% 予測区間 (トン)	現状の漁獲圧に 対する比 (F/F2022-2024)	2027 年の 漁獲割合(%)
$\beta=1.00$	1,479	1,300-1,744	1.07	25.2
$\beta=0.95$	1,417	1,246-1,671	1.01	24.2
$\beta=0.90$	1,354	1,191-1,597	0.96	23.1
$\beta=0.85$	1,290	1,135-1,521	0.91	22.0
$\beta=0.80$	1,225	1,078-1,444	0.85	20.9
$\beta=0.70$	1,091	960-1,286	0.75	18.6
$\beta=0.60$	952	838-1,121	0.64	16.2
$\beta=0.50$	807	711-951	0.53	13.8
$\beta=0.00$	0	0-0	0	0
F2022-2024	1,401	1,232-1,651	1.00	23.9

補足表 3-5. ABC と予測親魚量

2027 年の ABC (トン)	2027 年の親魚量 予測平均値 (トン)	現状の漁獲圧に 対する比 (F/F2022-2024)	2027 年の 漁獲割合(%)
-	3,976	0.83	20.9
コメント: ・ABC は、本系群の漁獲シナリオが「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」を経て定められた後に算定される。			

補足表 3-6. 異なる β を用いた将来予測結果

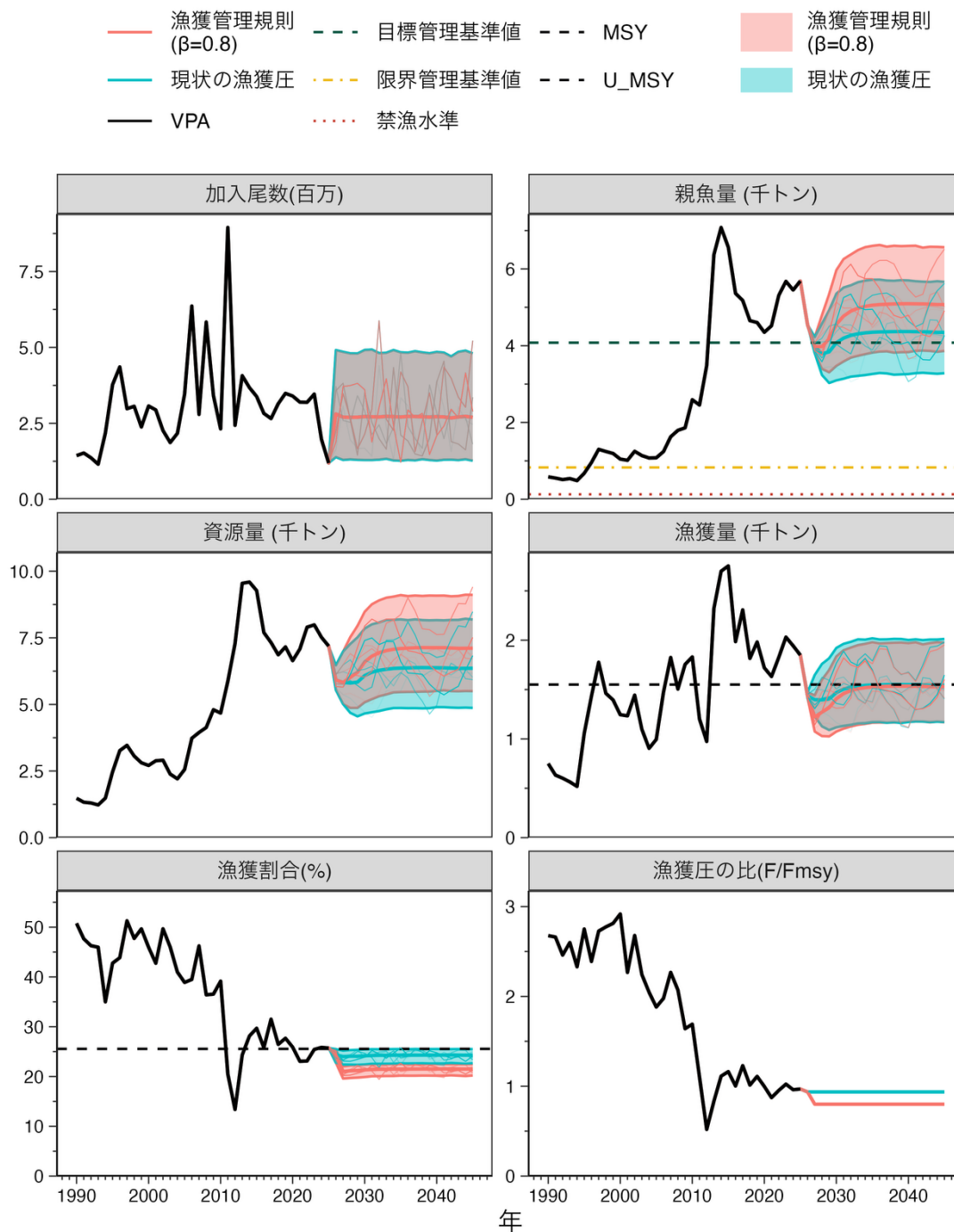
考慮している不確実性: 加入量					
項目	2037 年の 親魚量 予測平均値 (トン)	90% 予測区間 (トン)	2037 年に親魚量が以下の 管理基準値を上回る確率 (%)		
			SBtarget	SBlimit	SBban
$\beta=1.00$	4,226	3,203-5,484	55	100	100
$\beta=0.95$	4,456	3,384-5,771	67	100	100
$\beta=0.90$	4,704	3,583-6,088	79	100	100
$\beta=0.85$	4,973	3,799-6,413	88	100	100
$\beta=0.80$	5,265	4,037-6,764	94	100	100
$\beta=0.70$	5,925	4,565-7,581	99	100	100
$\beta=0.60$	6,711	5,199-8,536	100	100	100
$\beta=0.50$	7,652	5,963-9,701	100	100	100
$\beta=0.00$	16,656	13,406-20,519	100	100	100
F2022-2024	4,521	3,435-5,855	70	100	100

補足資料 4 再生産による加入のみを想定した場合の将来予測結果

再生産による加入のみを想定し、漁獲シナリオに即した漁獲管理規則（図 5-1）に従った漁獲を継続した場合の将来予測計算を行った（補足資料 2）。この将来予測に用いた各設定や計算方法は、2027 年以降の加入量に、現状の種苗放流の継続を想定した加入量を加味しないことを除き、ABC の算定に用いた将来予測計算と全て同じである。

将来予測の結果を補足図 4-1 および補足表 4-1～4-4 に示す。2027 年以降の加入量に再生産による加入のみを想定し、 β を 0.8 とした漁獲シナリオに基づく管理を継続した場合、2037 年の親魚量の予測平均値は 5,081 トン（90%予測区間は～トン）、平均漁獲量は 1,533 トンであり、予測平均値が暫定目標管理基準値を上回る確率は 90%、限界管理基準値を上回る確率は 100%であった。なお 2035 年の親魚量の予測平均値が暫定目標管理基準値を上回る確率は β が 0.98 以下で 50%を上回る。

補足表 4-4 に、種苗放流による加入を考慮した場合と再生産による加入のみを考慮した場合について、各 β における将来予測結果を示した。いずれの加入条件でも、 β を小さくするほど親魚量は増加し、目標管理基準値を上回る確率も高くなった。一方、予測平均漁獲量は β の低下に伴い初期には減少するものの、管理開始から 5 年および 10 年後には資源の回復に伴って増加する傾向を示した。また、種苗放流を考慮した場合は、再生産のみを考慮した場合と比べて親魚量、漁獲量および目標管理基準値を上回る確率がいずれもわずかに高く予測された。



補足図 4-1. 再生産による加入のみを想定した場合における漁獲管理規則を用いた場合（赤色）と現状の漁獲圧（F2022-2024）での将来予測（青色） 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、赤線は禁漁水準を示す。漁獲量の図の破線は MSY、漁獲割合の図の破線は U_{msy} を示す。2026 年の漁獲は予測される資源量と現状の漁獲圧（F2022-2024）により仮定し、2027 年以降の漁獲は漁獲管理規則（補足図 5-1）に従うものとした。調整係数 β には 0.8 を用いた。

補足表 4-1. 再生産による加入のみを想定した場合に将来の親魚量が目標・限界管理基準値を上回る確率

a) 暫定目標管理基準値を上回る確率 (%)

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2047	2057
1.00	100	18	16	22	34	39	42	44	45	46	45	46	45	47
0.95			20	29	42	50	53	55	57	57	57	58	58	59
0.90			24	35	51	60	65	67	68	69	70	70	70	71
0.85			29	42	61	70	75	77	79	80	81	81	82	82
0.80			34	50	70	80	84	86	88	89	90	90	90	90
0.70			47	67	87	93	95	97	97	98	98	98	98	98
0.60			61	83	96	98	99	99	100	100	100	100	100	100
0.50			74	93	99	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.00			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
現状の漁獲圧			21	30	45	52	56	58	60	61	61	62	61	62

b) 限界管理基準値を上回る確率 (%)

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2047	2057
1.00	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.95			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.90			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.85			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.80			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.70			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.60			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.50			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.00			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
現状の漁獲圧			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

β を 0.0～1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2026 年の漁獲量は予測される資源量と現状の漁獲圧（F2022-2024）から予測される 1,437 トンとし、2027 年から漁獲管理規則による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧（F2022-F2024、 $\beta = 0.94$ に相当）で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足表 4-2. 再生産による加入のみを想定した場合の将来の平均親魚量（トン）の推移

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2047	2057
1.00	4,546	3,975	3,707	3,692	3,874	3,960	4,012	4,041	4,058	4,071	4,076	4,078	4,067	4,084
0.95			3,772	3,808	4,033	4,146	4,213	4,251	4,274	4,290	4,297	4,300	4,289	4,307
0.90			3,839	3,927	4,200	4,342	4,427	4,476	4,506	4,526	4,535	4,540	4,530	4,550
0.85			3,906	4,051	4,375	4,550	4,656	4,718	4,756	4,780	4,793	4,800	4,792	4,812
0.80			3,975	4,179	4,559	4,771	4,900	4,977	5,025	5,055	5,072	5,081	5,075	5,098
0.70			4,117	4,450	4,954	5,253	5,441	5,556	5,629	5,676	5,703	5,719	5,723	5,749
0.60			4,265	4,739	5,390	5,797	6,059	6,227	6,336	6,407	6,451	6,478	6,500	6,531
0.50			4,418	5,050	5,872	6,410	6,769	7,007	7,166	7,274	7,343	7,388	7,445	7,480
0.00			5,273	6,981	9,151	10,919	12,331	13,458	14,360	15,079	15,649	16,105	17,624	17,840
現状の漁獲圧			3,790	3,839	4,077	4,197	4,269	4,310	4,335	4,351	4,359	4,363	4,352	4,371

β を 0.0～1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2026 年の漁獲量は予測される資源量と現状の漁獲圧（F2022-2024）から予測される 1,437 トンとし、2027 年から漁獲管理規則による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧（F2022-F2024、 $\beta = 0.94$ に相当）で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足表 4-3. 再生産による加入のみを想定した場合の将来の平均漁獲量（トン）の推移

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2047	2057
1.00	1,437	1,476	1,447	1,438	1,491	1,517	1,532	1,539	1,546	1,549	1,550	1,552	1,546	1,551
0.95		1,414	1,407	1,412	1,475	1,507	1,526	1,536	1,543	1,547	1,548	1,550	1,545	1,551
0.90		1,351	1,364	1,384	1,456	1,495	1,517	1,529	1,538	1,543	1,545	1,547	1,542	1,548
0.85		1,287	1,319	1,352	1,433	1,479	1,505	1,520	1,531	1,536	1,538	1,541	1,537	1,543
0.80		1,222	1,271	1,317	1,407	1,459	1,489	1,507	1,520	1,527	1,529	1,533	1,529	1,535
0.70		1,088	1,166	1,234	1,341	1,406	1,445	1,469	1,486	1,495	1,500	1,505	1,503	1,510
0.60		949	1,048	1,135	1,255	1,331	1,379	1,410	1,431	1,444	1,451	1,457	1,459	1,465
0.50		805	917	1,015	1,144	1,229	1,285	1,322	1,348	1,364	1,374	1,382	1,390	1,396
0.00		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
現状の漁獲圧		1,397	1,396	1,405	1,470	1,504	1,524	1,534	1,542	1,546	1,547	1,550	1,545	1,550

β を 0.0～1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2026 年の漁獲量は予測される資源量と現状の漁獲圧（F2022-2024）から予測される 1,437 トンとし、2027 年から漁獲管理規則による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧（F2022-F2024、 $\beta = 0.94$ に相当）で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足表 4-4. 現状の種苗放流による加入を考慮した場合と再生産による加入のみを考慮した場合の親魚量が目標管理基準値を上回る確率、予測平均親魚量および予測平均漁獲量のまとめ

将来の加入 の想定	β	10年後の目標 達成確率 (%)	予測平均親魚量 (トン)		予測平均漁獲量 (トン)		
		親魚量が目標 管理基準値を 上回る	5年後	10年後	0年後	5年後	10年後
			2032年	2037年	2027年	2032年	2037年
種苗放流を 考慮 (3,028千 尾放流、 添加効率 0.0327) *	1.0	55	4,142	4,226	1,479	1,583	1,608
	0.9	79	4,569	4,704	1,354	1,567	1,603
	0.8	94	5,055	5,265	1,225	1,538	1,588
	0.7	99	5,610	5,925	1,091	1,492	1,559
	0.6	100	6,245	6,711	952	1,423	1,509
	0.0	100	12,670	16,656	0	0	0
	F2022- 2024	70	4,406	4,521	1,401	1,574	1,606
再生産関係 による加入 のみ (0尾)	1.0	46	4012	4078	1,476	1,532	1,552
	0.9	70	4427	4540	1,351	1,529	1,547
	0.8	90	4900	5081	1,222	1,507	1,533
	0.7	98	5441	5719	1,088	1,469	1,505
	0.6	100	6059	6478	949	1,410	1,457
	0.0	100	12331	16105	0	0	0
	F2022- 2024	62	4269	4363	1,397	1,534	1,550

漁獲管理規則での調整係数 β を 0.6～1.0 および 0.0 で変更した結果をまとめた。

漁獲管理規則での漁獲管理を開始する初年度（0 年後）の 2027 年の値と、5 年および 10 年管理を行った後の値（2032 年および 2037 年）を示した。

*人工種苗由来の加入尾数は、2023～2025 年の平均放流尾数（3,028 千尾）と平均添加効率（0.0327）の積である。

補足資料 5 リッジ VPA のペナルティ項の重みの探索について

本年度の評価から、F 値の推定の不安定性の軽減のためリッジ VPA の手法 (Okamura et al. 2017) を導入している。リッジ VPA は、F の大きさに応じてペナルティを課すことで、推定の不安定性を軽減させる手法である。推定は、チューニング指標値に対する適合度 (負の対数尤度 $-\ln L$ として定義) と、F に対するペナルティ項を組み合わせた目的変数 (式 19) を最小化することで行った。なお、式 19 の α は λ の探索を容易にするためにペナルティ項に便宜的に与える重みであり、本解析では $\alpha=20$ とした。

$$\text{最小} \quad -(1-\lambda)\ln L + \alpha\lambda \sum_{a=1}^5 (\hat{F}_{a,(Y-4,Y-1)} - F_{a,Y})^2 \quad (22)$$

※補足資料 2 の (10) 式を再掲

ここで、ペナルティ項は、最近年を含まない過去 3 年間の平均値 $\hat{F}_{a,(Y-4,Y-1)}$ に対する残差平方和とした。同様のアプローチは、向ほか (2025) にも見られる。

ペナルティ項の λ ($0 \leq \lambda < 1$) は、レトロスペクティブ解析に基づき、親魚量 (SSB) および各年齢 F 値 (1 歳~4 歳、4 歳と 5+歳の F は同値となるため 5+歳を除外した) の Mohn's ρ (Mohn, 1999, 式 20) の絶対値の平均値が最小となるよう探索した。ここで R_i は i 年分のレトロスペクティブ計算の値であることを示す。レトロスペクティブ計算においてデータを遡る年数 P は 5 年とした。

$$\rho_{SSB'} = \frac{1}{P} \sum_{i=1}^P \frac{SSB'^{R_i}_{Y-i} - SSB'_{Y-i}}{SSB'_{Y-i}} \quad (23)$$

※親魚量のレトロスペクティブバイアス ρ を計算する場合の例

※補足資料 2 の (11) 式を再掲

ペナルティ λ を 0.05 刻みで変化させてレトロスペクティブ解析を行った結果、 λ の増加に伴い Mohn's ρ の絶対値平均は徐々に低下した (補足表 5-1)。 $\lambda=0.95$ では絶対値平均が 0.077 となり、検討した条件の中で最小値を示した。また、親魚量についても Mohn's ρ が 0.014 と最も 0 に近く、年齢別 F 値を含めて推定の偏りが最も小さい結果となった。このため、本資源評価では $\lambda=0.95$ を採用した。このときのリッジ VPA ($\lambda=0.95$) による親魚量および各年齢 F 値のレトロスペクティブ解析結果を補足図 5-1 に示す。Mohn's ρ は一定方向のバイアスを検出するには有効であるものの、推定のばらつきの度合いを表現するには十分ではない。そこで、追加の指標として、平方二乗誤差 (RMSE: Root Mean Square Error) および平方二乗誤差率 (RMSPE: Root Mean Square Percentage Error) を式 21 および 22 に従って算出し、ノーマル VPA (チューニング無し)、チューニング VPA (リッジペナルティ無し)、およびリッジ VPA との比較を行った。いずれの指標においても、リッジ VPA ではそれぞれ最小となる $\lambda=0.95$ を用いた。ここで、 n は推定値の差を比較する範囲であり、本解析ではコホート年数分だけ比較するため $n=5$ とした。なお、RMSPE を指標としてリッジ VPA を導入している例として、境 (2025) がある。

$$RMSE_{SSB'} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{k=Y-i}^n (SSB'^{R_i}_k - SSB'_k)^2} \quad (24)$$

$$\text{RMSPE}_{SSB'} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{k=Y-i}^n \left(\frac{SSB'_k{}^{R_i} - SSB'_k}{SSB'_k} \right)^2} \quad (25)$$

※親魚量の RMSE および RMSPE を計算する場合の例

レトロスペクティブ解析により、ノーマル VPA、チューニング VPA およびリッジ VPA の推定精度を比較した（補足表 5-2）。Mohn's ρ （絶対値平均）はリッジ VPA が 0.077 と最も小さく、ノーマル VPA (0.114) およびチューニング VPA (0.217) を下回った。また、RMSE および RMSPE の平均値についても、リッジ VPA がそれぞれ 0.093 および 0.105 と最も小さく、親魚量および各年齢の漁獲係数 F において最も高い推定精度と安定性を示した。このことから、本資源評価ではリッジ VPA が最も頑健な推定結果を与えると判断された。

引用文献

- 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.
- Okamura, H., Y. Yamashita and M. Ichinokawa (2017) Ridge virtual population analysis to reduce the instability of fishing mortalities in the terminal year. ICES J. Mar. Sci., **74**, 2427-2436.
- 向草世香・依田真里・藤波裕樹・国松翔太・高橋素光・佐々千由紀・平岡優子・齋藤 類・石川和雄・飯田 茜 (2025) 令和 6 (2024) 年度マサバ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, 65pp. https://abchan.fra.go.jp/wpt/wp-content/uploads/2025/03/details_2024_06.pdf (last accessed 3 Aug. 2026)
- 境 磨・千村昌之・千葉 悟・濱邊昂平・佐藤隆太・桑原風沙・伊藤正木・濱津友紀・鈴木 勇人 (2025) 令和 6 (2024) 年度スケトウダラ太平洋系群の資源評価. 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, 87pp. https://abchan.fra.go.jp/wpt/wp-content/uploads/2025/03/details_2024_12.pdf (last accessed 3 Aug. 2026)

補足表 5-1. ペナルティ λ (lambda) を 0.05 刻みで変化させた場合の親魚量 (SSB) および年齢別 F 値の Mohn's ρ とそれらの絶対値の平均値

Mohn's ρ						
lambda	SSB	Fage 1	Fage 2	Fage 3	Fage 4	絶対値の平均
0.00	0.256	-0.361	-0.090	-0.182	-0.197	0.217
0.05	0.255	-0.360	-0.089	-0.182	-0.196	0.216
0.10	0.254	-0.360	-0.088	-0.181	-0.195	0.216
0.15	0.253	-0.359	-0.088	-0.180	-0.194	0.215
0.20	0.252	-0.358	-0.087	-0.179	-0.193	0.214
0.25	0.251	-0.358	-0.086	-0.178	-0.192	0.213
0.30	0.249	-0.357	-0.084	-0.177	-0.191	0.212
0.35	0.247	-0.356	-0.083	-0.175	-0.189	0.210
0.40	0.245	-0.354	-0.081	-0.173	-0.187	0.208
0.45	0.242	-0.353	-0.079	-0.171	-0.185	0.206
0.50	0.239	-0.351	-0.077	-0.168	-0.183	0.204
0.55	0.235	-0.349	-0.074	-0.165	-0.179	0.200
0.60	0.231	-0.346	-0.070	-0.161	-0.175	0.196
0.65	0.224	-0.342	-0.065	-0.155	-0.170	0.191
0.70	0.216	-0.337	-0.058	-0.148	-0.162	0.184
0.75	0.204	-0.329	-0.048	-0.137	-0.152	0.174
0.80	0.186	-0.316	-0.033	-0.120	-0.136	0.158
0.85	0.156	-0.294	-0.006	-0.093	-0.109	0.132
0.90	0.101	-0.245	0.047	-0.043	-0.061	0.099
0.95	0.013	-0.139	0.160	0.050	0.026	0.077

親魚量および年齢別 F 値、およびそれらの絶対値の平均値の最小値を太文字にした。

補足表 5-2. レトロスペクティブ解析に基づくノーマル VPA（チューニング無し）、チューニング VPA（リッジペナルティ無し）およびリッジ VPA（各指標を最小化する λ を使用）による評価指標の比較

	Mohn's ρ			RMSE			RMSPE		
	ノーマル VPA	チューニング VPA	リッジ VPA $\lambda=0.95$	ノーマル VPA	チューニング VPA	リッジ VPA $\lambda=0.95$	ノーマル VPA	チューニング VPA	リッジ VPA $\lambda=0.95$
SSB	-0.058	0.256	0.014	0.788	0.539	0.347	0.150	0.115	0.071
Fage 1	-0.039	-0.361	-0.140	0.040	0.016	0.012	0.403	0.152	0.140
Fage 2	0.219	-0.090	0.155	0.080	0.039	0.027	0.371	0.111	0.103
Fage 3	0.133	-0.182	0.050	0.104	0.049	0.039	0.331	0.110	0.104
Fage 4	0.121	-0.197	0.026	0.111	0.046	0.042	0.327	0.109	0.107
Average *	0.114	0.217	0.077	0.225	0.138	0.093	0.316	0.119	0.105

*Mohn's ρ の Average は絶対値の平均値である。

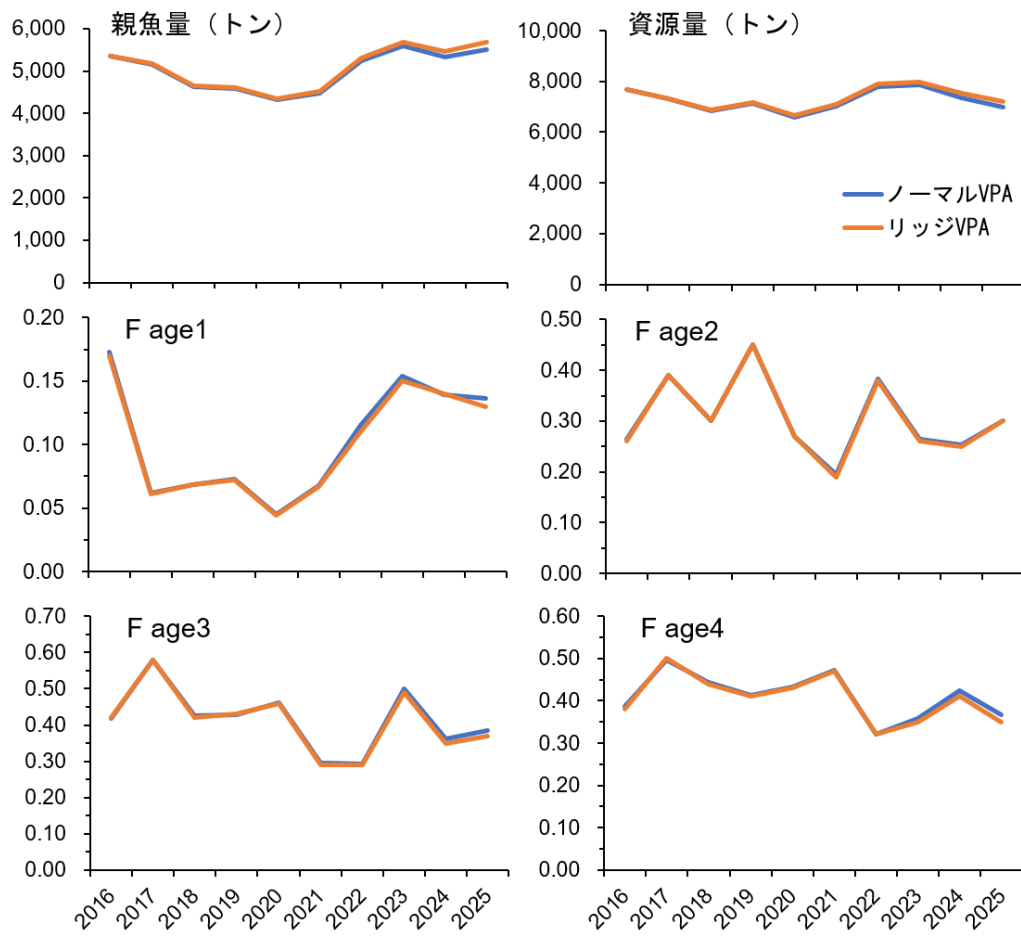
各指標のうち、最小値を太文字とした。

補足資料 6 リッジ VPA とノーマル VPA の解析結果の違い

リッジ VPA とノーマル VPA による推定結果を比較したところ、資源量および親魚量の推定値にはわずかな差異が認められたものの、長期的な変動傾向は概ね一致していた（補足図 6-1、補足表 6-1）。資源量の差は、近年に向かってやや拡大する傾向がみられたが、その差は 23～204 トンの範囲にとどまった。親魚量についても同様の傾向がみられ、差は 14～177 トンの範囲で推移した。

一方、年齢別漁獲係数（F）の推定値の差は極めて小さく、各年齢とも概ね ± 0.01 程度であった。年齢別にみると、1 歳魚および 2 歳魚では差がほぼ認められず、3 歳魚以上でも最大で 0.02 程度の差にとどまった。特に近年において高齢魚でリッジ VPA の推定値がわずかに低くなる傾向がみられたものの、漁獲圧の評価に影響を及ぼすほどの大きな差ではなかった。

以上より、リッジ VPA の適用によって資源量および親魚量の推定値はわずかに修正されたものの、資源状態の評価結果や資源動態の解釈に大きな違いは生じなかった。また、F の推定値は両手法ではほぼ一致しており、リッジ VPA の導入は終端年付近の推定値の安定化を図りつつ、従来の評価結果との整合性を維持していることが示された。



補足図 6-1. リッジ VPA とノーマル VPA によるコホート解析の結果

補足表 6-1. リッジ VPA とノーマル VPA の解析結果の違い

年	親魚量 (トン)	資源量 (トン)	F age1	F age2	F age3	F age4
2016	14	23	-0.0030	-0.005	0.001	-0.006
2017	16	24	-0.0010	0.000	0.000	0.004
2018	17	28	-0.0010	0.000	-0.005	-0.004
2019	20	34	-0.0010	-0.001	0.002	-0.002
2020	27	49	-0.0010	0.000	-0.003	-0.003
2021	43	72	-0.0010	-0.005	-0.004	-0.003
2022	68	102	-0.0050	-0.004	-0.002	-0.002
2023	94	137	-0.0040	-0.004	-0.011	-0.007
2024	127	168	0.0010	-0.004	-0.011	-0.014
2025	177	204	-0.0060	-0.001	-0.015	-0.018

各値は、リッジ VPA の推定値からノーマル VPA の推定値を差し引いて算出した。

F age4 と F age5+は同値のため、F age5+の推定値は省略した。

補足資料 7 沖底（オッタートロール）の標準化 CPUE

背景

漁業データに基づく CPUE は資源量の指標値として広く利用されており、調査船調査よりも幅広い年代・海域のデータが得られるため、資源変動の全体像を知る上で重要である。一方で、事前に調査デザインが決められた調査船調査とは異なり、漁業データは操業場所、時期、漁法などといった努力量の時空間分布が非均一である場合が多い。そのため、近年では努力量の偏りを統計的に取り除いた CPUE（標準化 CPUE）を用いることが望ましいとされている（Maunder and Punt 2004）。

昨年度までは、正の CPUE のみを対象とした対数正規一般化線形モデル（GLM）により標準化 CPUE を推定してきた。しかし従来の手法は、ゼロ漁獲データを除外して計算するため、情報の損失や推定精度の低下が懸念される。そこで本年度からは、漁獲の有無と漁獲された場合の CPUE をそれぞれモデル化するデルタ型一般化線形モデル（Delta-GLM）を採用した（Lo et al. 1992）。Delta-GLM はゼロ漁獲を含むすべての操業データを利用できるため、ゼロ漁獲を含む CPUE データに適しており、資源密度が低い状況においてもより頑健な標準化 CPUE を推定できる利点がある。

方法

使用するデータ

解析には太平洋北区沖合底びき網漁業漁獲成績報告書（以下、「沖底漁績」という）を用いた。これには 1 日・1 隻ごとの合計網数と魚種別漁獲量と、その日の代表的な操業水深と操業漁区（緯度経度 10 分升目）が記載されている。過去のデータの中には最浅部でも水深数千 m のような通常では沖底の漁場にならない海域の漁区も含まれ、操業位置の記載ミスと思われるデータも含まれる。そのようなデータの影響を抑えるため、漁区ごとに操業網数を集計し、網数の少ない漁区のデータを除去して用いた。分析には沖底（オッタートロール）でヒラメを多く漁獲するようになった 1990 年以降を対象に、海域は金華山～房総とした。

統計モデルの作成

フィルタリング後のデータのうち、本種の漁獲がないレコードは 61%を占めた（補足図 7-1）。

デルタ型一般化線形モデルでは全データを用いる有漁獲率モデルと、ゼロキャッチデータを除いた有漁獲データを用いる正の CPUE モデルを組み合わせることで資源の年トレンドを推定する。有漁獲率モデルでは応答変数を本種の漁獲の有無、誤差構造を二項分布とし、正の CPUE モデルでは応答変数を対数変換した有漁時 CPUE、誤差構造を正規分布とした。

説明変数の設定と変数選択

本種では資源の年変動の他に、操業する季節、水深、操業緯度等が CPUE の変動に影響すると考えられる。さらに、これまでに南北方向に漁場が移動してきたこと、季節的に浅深方向に移動すること、南北で分布水深に差があること等が知られていること等から、これらを交互作用で表現し、フルモデルの変数は以下とした。

有漁獲率モデル

$$\text{logit}(P) = \text{Intercept} + \text{Year} + \text{Month} + \text{Area} + \text{Depth} + \text{Year} * \text{Area} + \text{Month} * \text{Depth} + \text{Year} * \text{Month} \quad (26)$$

正の CPUE モデル

$$\text{logit}(P) = \text{Intercept} + \text{Year} + \text{Month} + \text{Area} + \text{Depth} + \text{Year} * \text{Area} + \text{Month} * \text{Depth} + \text{Year} * \text{Month} \quad (27)$$

ここでの記号は以下の通りである。

Year: 漁期年（1990～2025 年、カテゴリカル変数）

Month: 月（1～6 月および 9～12 月：7～8 月は休漁期、カテゴリカル変数）

Area: 海域（BIC が最小となる最大南北 5 分割の海域区分、カテゴリカル変数）

Depth: 水深（100 m 以浅、101～200 m、201 m 以深、カテゴリカル変数）

東北海域では海岸線が南北方向に長く、水深勾配が東西方向に大きいことから、南北方向においてのみ海域分けを行った。これにより、海域と水深の交互作用により特定の海域で漁場が形成されやすいような特性を表現することが可能となる。海域区分の候補としては県境や小海区等が挙げられるものの、これらの区分が実際の漁場利用と異なっていたり、東日本大震災の影響を考慮するためには魚種ごとに柔軟に区分を定義する必要があったりすることから、ここでは緯度経度 10 分升目で設定されている漁区を最小単位として最適な海域区分を定義することとした。最適な海域区分を推定するため、最大分割数を 5 として、モデルのカテゴリに欠損が生じないすべての海域区分について有漁獲率モデル、正の CPUE モデルの BIC を計算した。そして両モデルの BIC の合計が最小となる海域区分を採用した。

フルモデルに対して変数総当たり法による変数選択を実施し、BIC が最小となる説明変数を探索した。この結果、フルモデルで BIC が最小となったため、この海域分けおよび説明変数を標準化モデルとして採用した。

年トレンドの抽出と信頼区間計算

標準化モデルと過去のデータに含まれる操業条件（年、月、水深、海域）の組み合わせに対して漁獲の有無と有漁獲時の CPUE を予測し、それらを乗じた後、海域の面積比による重みづけ平均を計算して標準化 CPUE の年トレンドとした。また、採用された標準化モデルを用いてデータの層別リサンプリングによるブートストラップ法（反復回数は 1,000 回）を行い、95%信頼区間を推定した。

3. 結果**モデル評価**

海域区分は5区分が選択された(補足図 7-2、)。また、モデル選択の結果、上述の①および②のフルモデルが採用された。

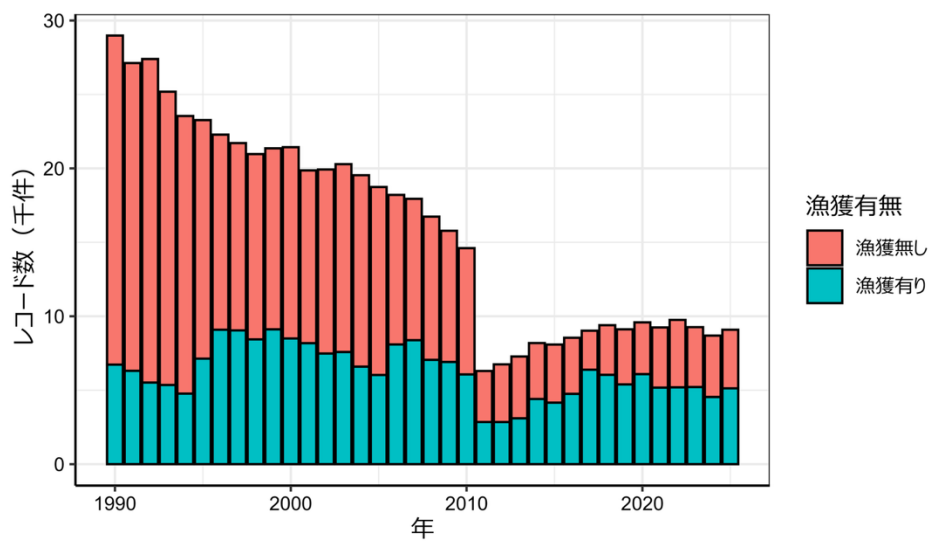
有漁獲率モデルの ROC 曲線下面積 (AUC) は 0.815 であり、高い予測性能を有すると考えられた (補足図 7-3)。正の CPUE モデルの QQ-plot では、全体として期待値からの大きな逸脱はみられなかった (補足図 7-4)。カテゴリごとの残差も顕著な傾向はみられなかった (補足図 7-5)。

有漁獲率、有漁時 CPUE、標準化 CPUE

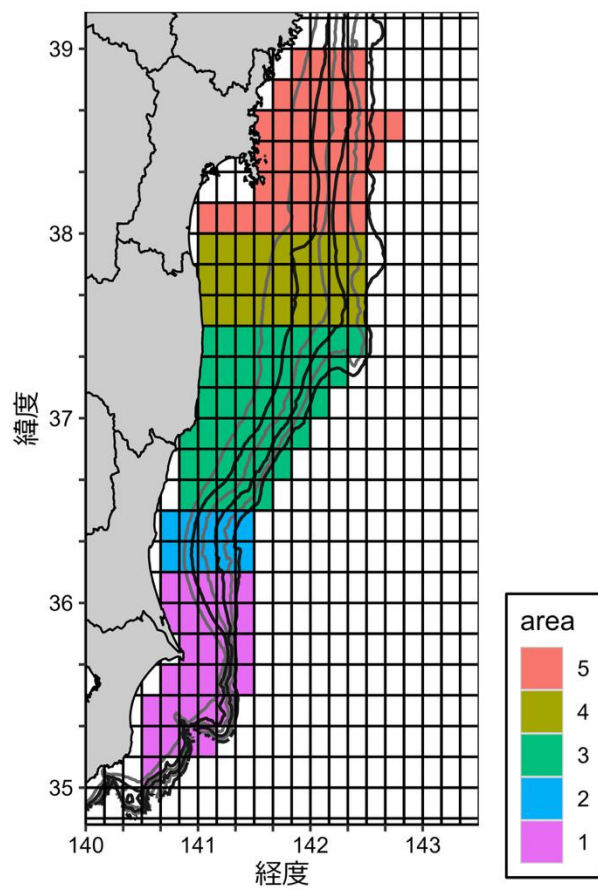
有漁獲率モデルの年効果は 1990 年代初頭には低い水準で推移していたが、その後上昇傾向を示し、2017 年頃に最も高い値となった (補足図 7-6)。その後はやや低下したものの、近年も比較的高い水準を維持している。一方、正の CPUE モデルの年効果は 2000 年代前半まで低位で推移した後、2010 年代に入って増加傾向が強まり、2015～2017 年頃にピークを示した。その後は低下傾向がみられるものの、近年の水準は 1990 年代から 2000 年代前半を上回っている。これらの結果から、ヒラメ資源は 1990 年代以降増加し、2010 年代半ばに高水準となった後、近年はやや減少傾向にあるものの、依然として比較的高い資源水準を維持していると考えられる。2 モデルを統合した標準化 CPUE の年トレンドは数年おきに増減を繰り返しているものの、2015～2017 年頃にピークを示し、その後は低下傾向がみられるが、近年の水準は 1990 年代から 2000 年代前半を上回っている (補足図 7-7)。

4. 引用文献

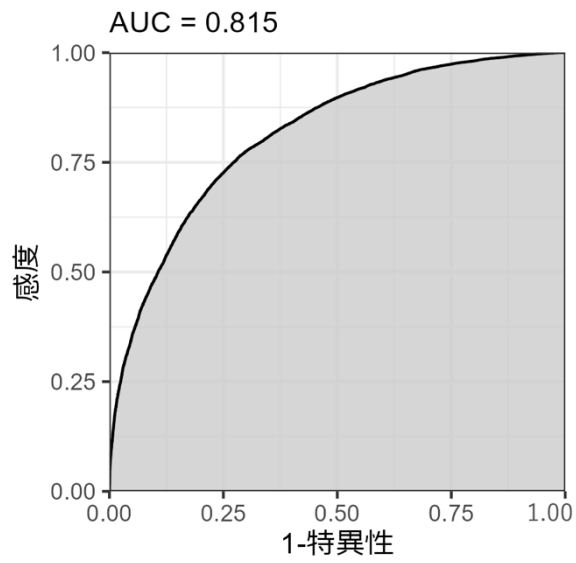
- Lo, N. C. H., L. D. Jacobson and J. L. Squire (1992) Indices of relative abundance from fish spotter data based on Delta-lognominal models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49, 2515-2526.
- Maunder, Mark N., André E. Punt (2004) Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fish. Res.*, 70, 141-159.



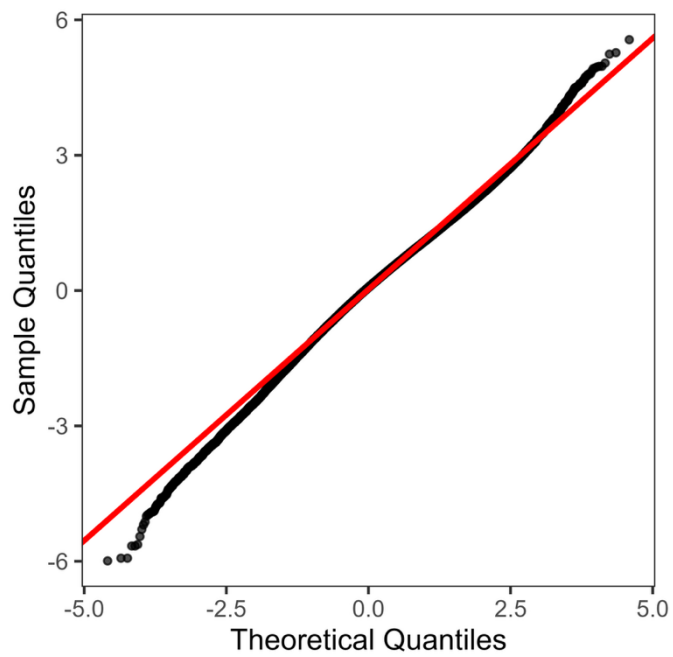
補足図 7-1. ヒラメ漁獲有無別のレコード数



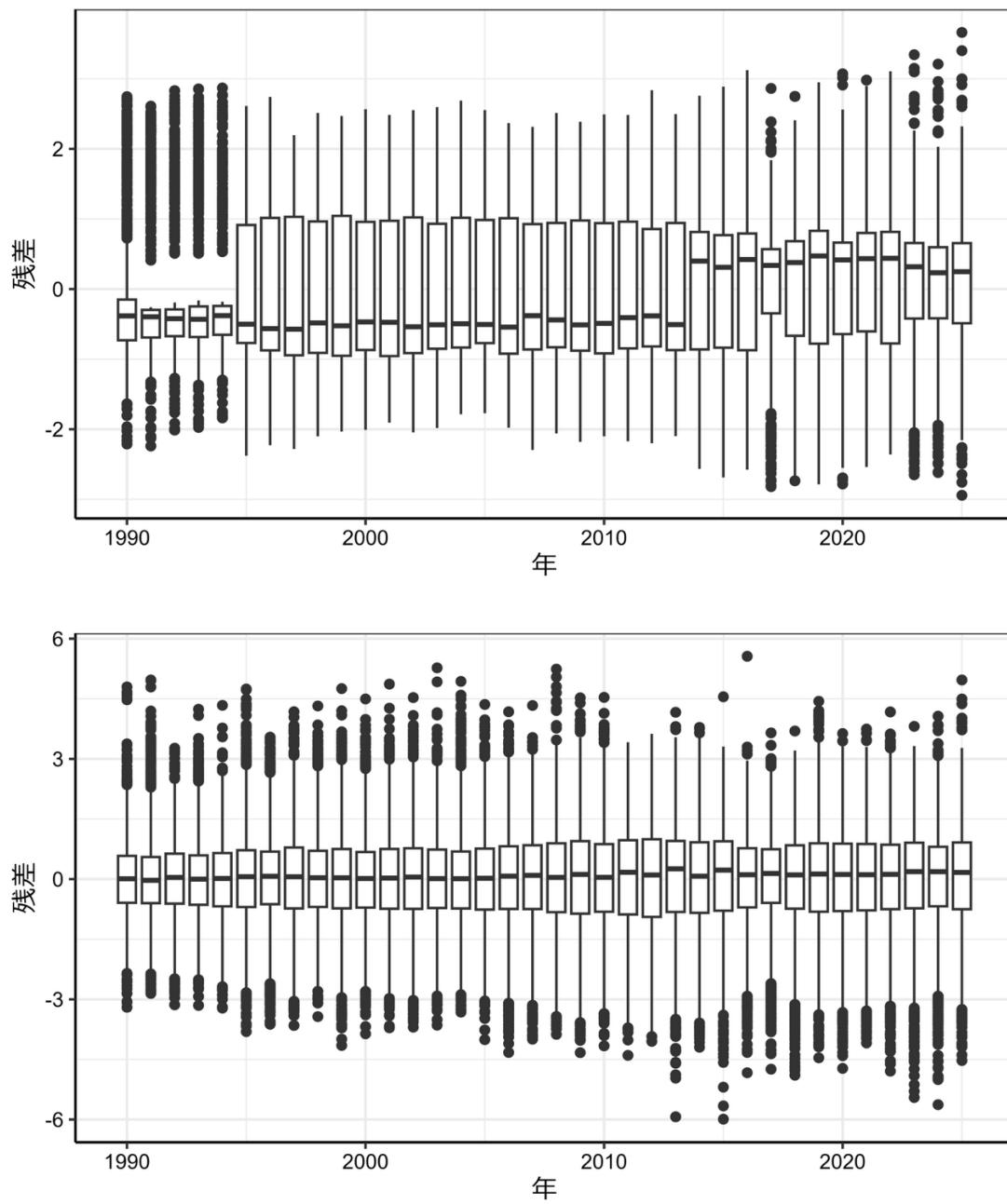
補足図 7-2. 採用した海域区分



補足図 7-3. 有漁確率モデルの ROC 曲線

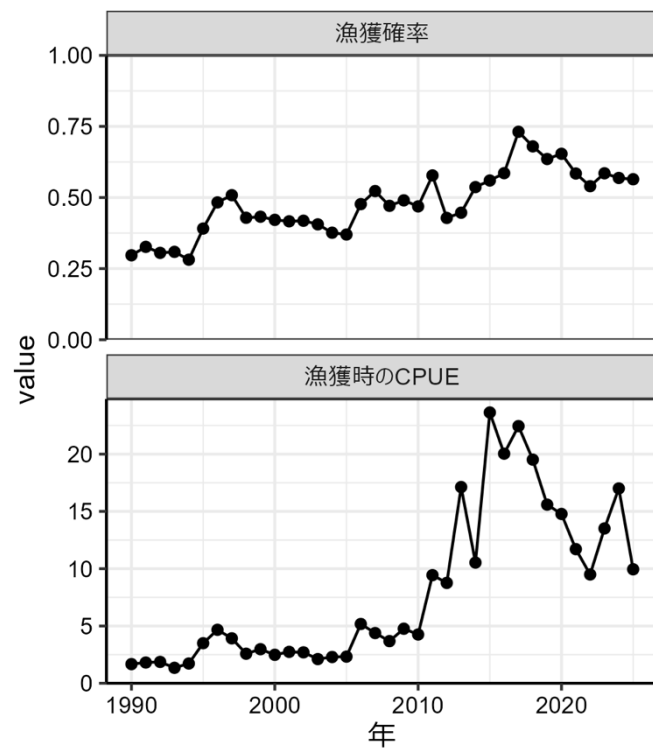


補足図 7-4. 正の CPUE モデルの QQ-plot

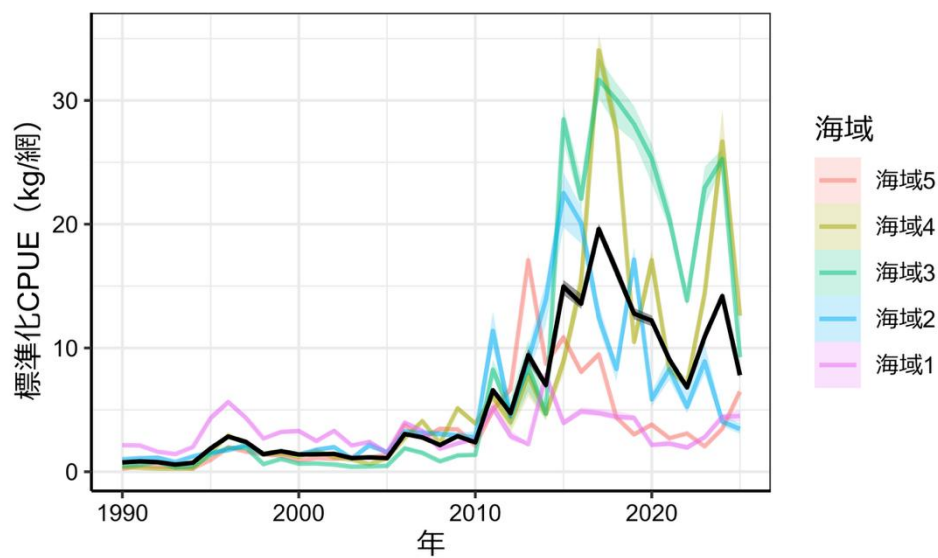


補足図 7-5. モデル残差

上段が有漁獲率モデル、下段が正の CPUE モデルの残差を表す。



補足図 7-6. 有漁獲率モデルと正の CPUE モデルの年トレンド



補足図 7-7. 標準化 CPUE の年トレンド

補足資料 8 刺網および小底の標準化 CPUE

資源量指標として利用する CPUE については、刺網および小底のデータをそれぞれ独立に解析し、一般化線形モデル（GLM）を用いて標準化を行った。解析には 1990～2025 年の宮城県、福島県および茨城県の CPUE（kg/隻）を用いた。なお、福島県については東日本大震災および東京電力福島第一原子力発電所事故の影響により 2011～2016 年のデータが欠測しているため、当該期間は利用可能な他県のデータを用いて年効果を推定した。

CPUE は正の連続値であり分散が平均に比例して増加する傾向が見られたため、誤差構造としてガンマ分布、リンク関数として対数リンクを仮定した。説明変数として年（Year）および県（Prefecture）を候補とし、以下のモデルを適用した。

$$\log(E[CPUE_i]) = \beta_0 + \beta_{Year(i)} + \beta_{Pref(i)} \quad (28)$$

ここで、 $E[CPUE_i]$ は期待 CPUE、 β_0 は切片、 $\beta_{Year(i)}$ 、 $\beta_{Pref(i)}$ はそれぞれ年および県の効果を表す。

モデル選択は AIC に基づいて実施した。その結果、刺網および小底ともに年および県を含むフルモデルが最も低い AIC（刺網; 625、小底; 633）を示した。各説明変数を除外した場合には AIC が増加したことから、年および県はいずれも CPUE の変動を説明する重要な要因であると判断された。

選択されたモデルから年効果を推定し、各年の予測 CPUE を算出した。さらに、予測 CPUE の長期平均値で除することにより標準化 CPUE 指数を算出した。

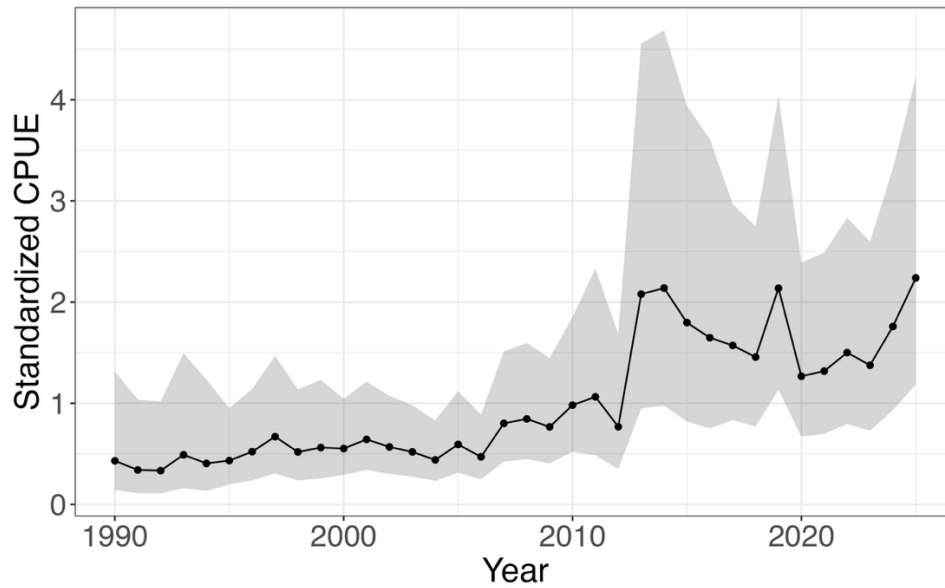
$$I_y = \frac{\widehat{CPUE}_y}{\overline{CPUE}} \quad (29)$$

ここで、 I_y は年 y の標準化 CPUE 指数、 $\widehat{CPUE}_y$ はモデルから推定された年別 CPUE、 $\overline{CPUE}$ は全期間の平均推定 CPUE である。

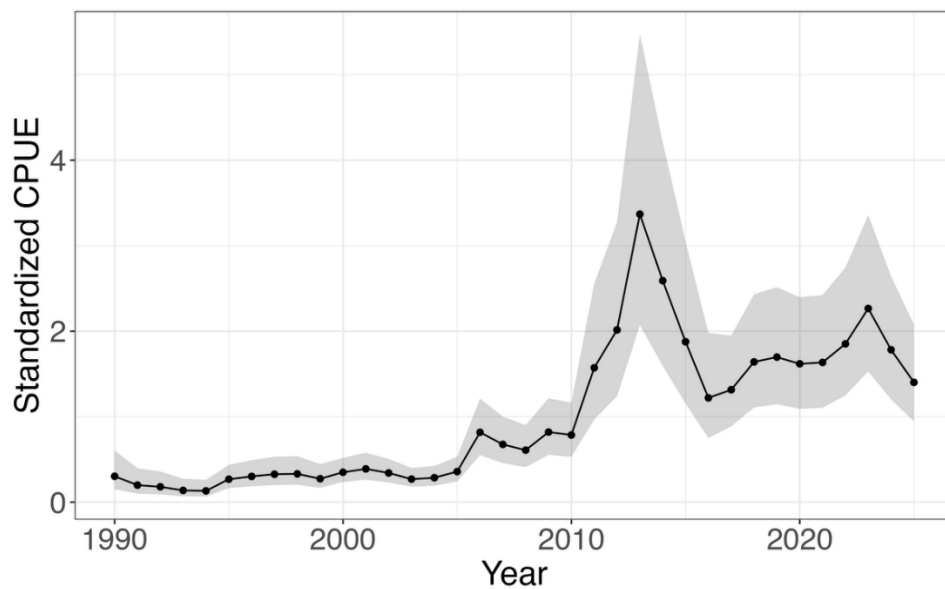
刺網の標準化 CPUE 指数の推移をみると、1990～2006 年は概ね 0.3～0.7 の範囲で推移し、年変動はみられるものの、全体として比較的低い水準で安定していた（補足図 8-1）。2007～2012 年にはやや高い水準（0.7～1.1 程度）で推移し、2013 年には指数が 2.08 へと大きく上昇し、2014 年も 2.14 と高い水準を維持した。その後、2015～2018 年にはやや低下したものの、依然として 1990 年代から 2000 年代前半を上回る水準で推移した。2019 年には再び 2.14 まで上昇した後、2020 年には 1.27 へ低下したが、2021～2024 年には 1.3～1.8 程度で推移した。2025 年には 2.24 となり、解析期間中で最も高い値を示した。

小底の標準化 CPUE 指数の推移をみると、1990～2005 年は概ね 0.1～0.4 の範囲で推移し、全体として低い水準で推移した（補足図 8-2）。2006 年には 0.82 へ上昇し、その後 2007～2010 年は 0.6～0.8 程度で推移した。2011 年以降は増加傾向が顕著となり、2012 年には 2.01、2013 年には 3.37 と解析期間中で最も高い値を示した。その後は 2014～2016 年にかけて低下したものの、2017 年以降は概ね 1.3～2.3 の範囲で推移し、1990 年代から 2000 年代前半を大きく上回る水準を維持した。2023 年には 2.27 まで上昇した後、2024 年は 1.78、

2025 年は 1.40 となり、やや低下した。



補足図 8-1. 宮城・福島・茨城の刺網 CPUE を統合した標準化 CPUE の推移
灰色は 95%信頼区間を表す。



補足図 8-2. 宮城・福島・茨城の小底 CPUE を統合した標準化 CPUE の推移
灰色は 95%信頼区間を表す。

補足資料 9 新規加入量調査結果の概要

ヒラメ稚魚の新規加入量調査は、0歳のヒラメ稚魚の着底密度を調査し、翌年に漁獲加入する年級群豊度を早期に推定することを目的の一つとしている。

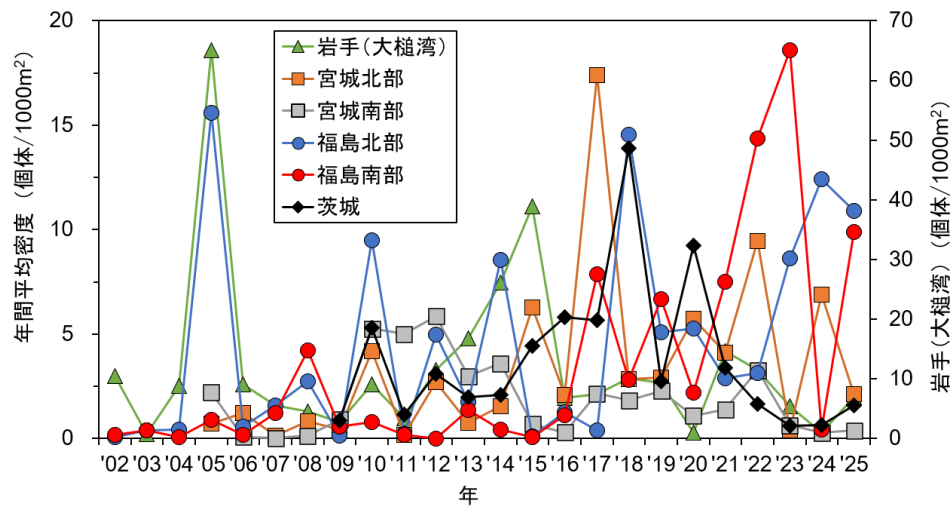
調査は、2025年5～12月の期間、岩手県から茨城県の水深5～20mの海域で実施した。採集は水工研II型ソリネット（網口幅2m、目合い6mm）を用いて、原則1.5～2.0ノットで10分間曳網した。県（地域）ごとの稚魚密度は、年内の複数回の調査で得られた総個体数を総曳網面積で除し、暦年ごと1,000m²当たりの平均密度で評価した。密度の経年変化は、岩手県、宮城北部（石巻）、宮城南部（名取）、福島北部（相馬）、福島南部（いわき）、茨城県に分けて図示した（補足図9-1）。

震災前（2002～2010年）の密度は、2005年の岩手県（65.1個体）および福島北部（16.0個体）で高い傾向にあった。この年は資源評価において加入尾数の水準が高かった年級と一致する。震災以降、稚魚密度は2015年の岩手県（38.9個体）、2017年の宮城北部（17.4個体）、2018年の福島北部（14.5個体）および茨城県（13.9個体）で高かった。また震災前、密度の変動パターンは県や地域間で同調する（密度が高い年はその他の県・地域でも高い、あるいはその逆）ことが多かったが、震災後は一致しない傾向にあった。

2025年における各県・地域の年間平均稚魚密度は、岩手（6.99個体）、宮城北部（2.13個体）、宮城南部（0.39個体）、福島北部（10.91個体）、福島南部（9.90個体）、茨城（1.59個体）であった。加入水準は2000～2025年の年間平均稚魚密度を用いて判断した（図9-2）。水準の判断には各県の平均値を用い、最高（2005年）と最低（2003年）の間を3等分して、高加入・中加入・低加入の区分とした（高・中加入の境界＝9.20個体、低・中加入の境界＝4.78個体）。2025年の年間・海域間平均密度は8.60個体で、低・中加入の境界を上回っていることから加入水準は「中加入」と判断した。なお、本調査結果の詳細は、富樫ほか（2026）を参照のこと。

引用文献

富樫博幸・時岡 駿・古庄 誠・成松庸二・藤原邦浩・鈴木勇人・森川英祐・永尾次郎・和田由香・村上泰宗・村上真夏・伊藤貴之・西 琉太（2026）令和7（2025）年度 東北地方太平洋沖海域におけるヒラメ新規加入量調査結果．東北底魚研究, 46, （印刷中）．



補足図 9-1. ヒラメ稚魚密度（調査期間の平均密度）の経年変化



補足図 9-2. ヒラメ稚魚の加入水準の推移

補足資料 10 若鷹丸トロール調査結果の概要

震災以降、仙台湾では漁業調査船若鷹丸によるトロール調査を継続的に実施し、ヒラメ資源のモニタリングを行ってきた。本解析では、6 月調査で採集されたヒラメを用いて、仙台湾における現存尾数および現存量を推定した。調査海域は、仙台湾の水深 30～120 m に設定した 12 定点とした（補足表 10-1）。各調査点（ i ）について、網着底から網離底までの航走距離を曳網距離（ l_i ）として求めた。オッターレコーダーによりオッターボード間隔を測定し、漁具構成から求めたオッターボード間隔と袖先間隔の比（1 : 0.258）を用いて袖先間隔（ w_i ）を推定した。曳網距離と袖先間隔の積から、各調査点における曳網面積（ a_i ）を算出した。

$$a_i = l_i \times w_i \quad (30)$$

各調査点の漁獲重量または漁獲尾数（ C_i ）を曳網面積（ a_i ）で除することで、単位面積当たりの密度（ d_i ）を算出した。

$$d_i = \frac{C_i}{a_i} \quad (31)$$

年ごとに各調査点の密度（ d_i ）から平均密度を求め、これに仙台湾の水深 30～120 m 範囲の海域面積（ A ）を乗じることで、仙台湾における現存量または現存尾数（ B ）を推定した。

$$B = d \times A \quad (32)$$

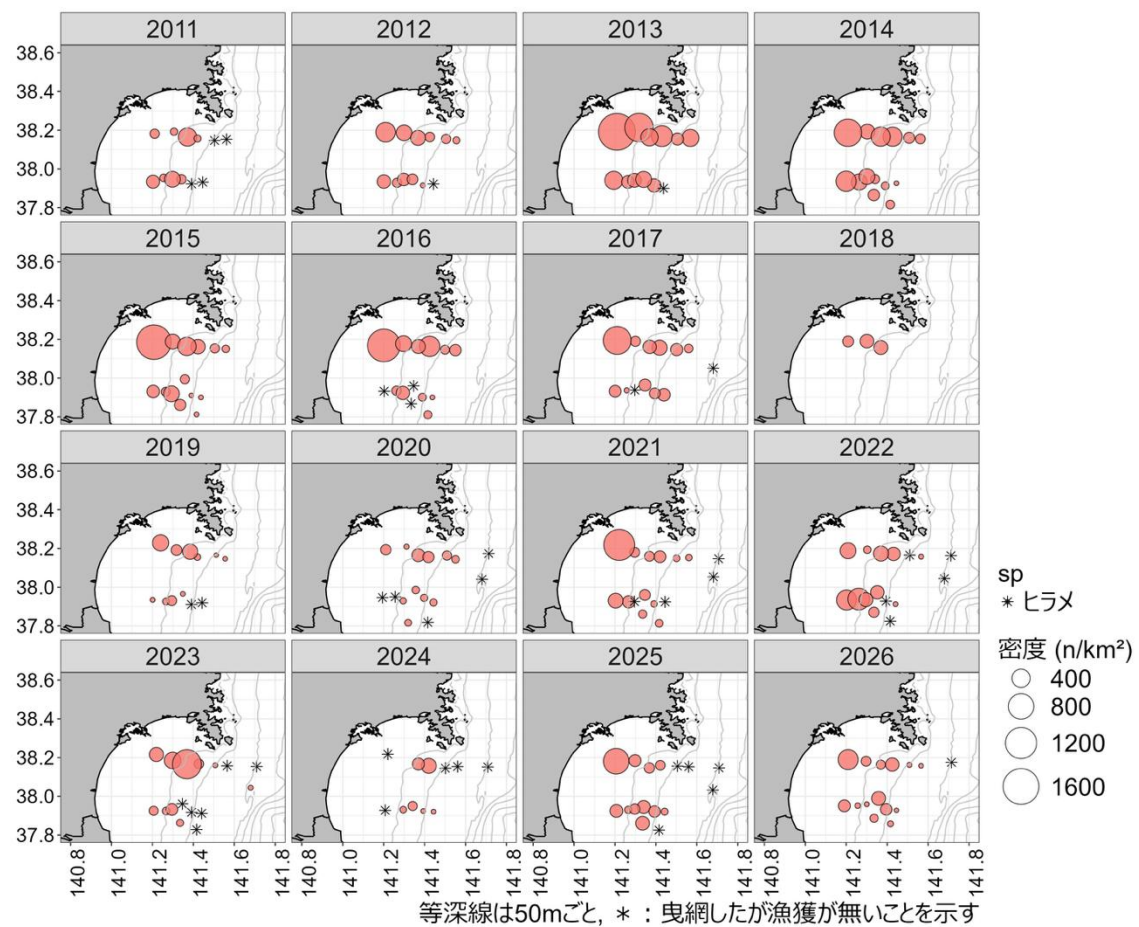
なお、仙台湾の海域面積（ A ）は、GEBCO_2026 Grid（GEBCO Compilation Group, 2026）の 15 秒メッシュ水深データを用いて算出した。R（ver. 4.6.0）の terra パッケージを用い、解析対象海域内の水深 30～120 m に該当するセルを抽出した。各セルの面積を合計することで、水深帯内の海域面積（ km^2 ）を算出した。

若鷹丸トロール調査の結果から算出した地点別の尾数密度および重量密度の推移を補足図 10-1、10-2 に示した。尾数密度、重量密度ともに年変動は大きかったものの、その推移は概ね共通していた。尾数密度および重量密度は 2013～2017 年に比較的高い水準で推移し、特に 2013 年および 2015 年には湾北部の一部調査点で高い値が認められた。一方、2018～2020 年は分布地点数および密度がともに減少した。2022 年以降は再び高密度の地点が出現したものの、2024 年は分布が限定的であった。2025 年については、過年度と大きな違いは見られず、一定数の分布が確認された。

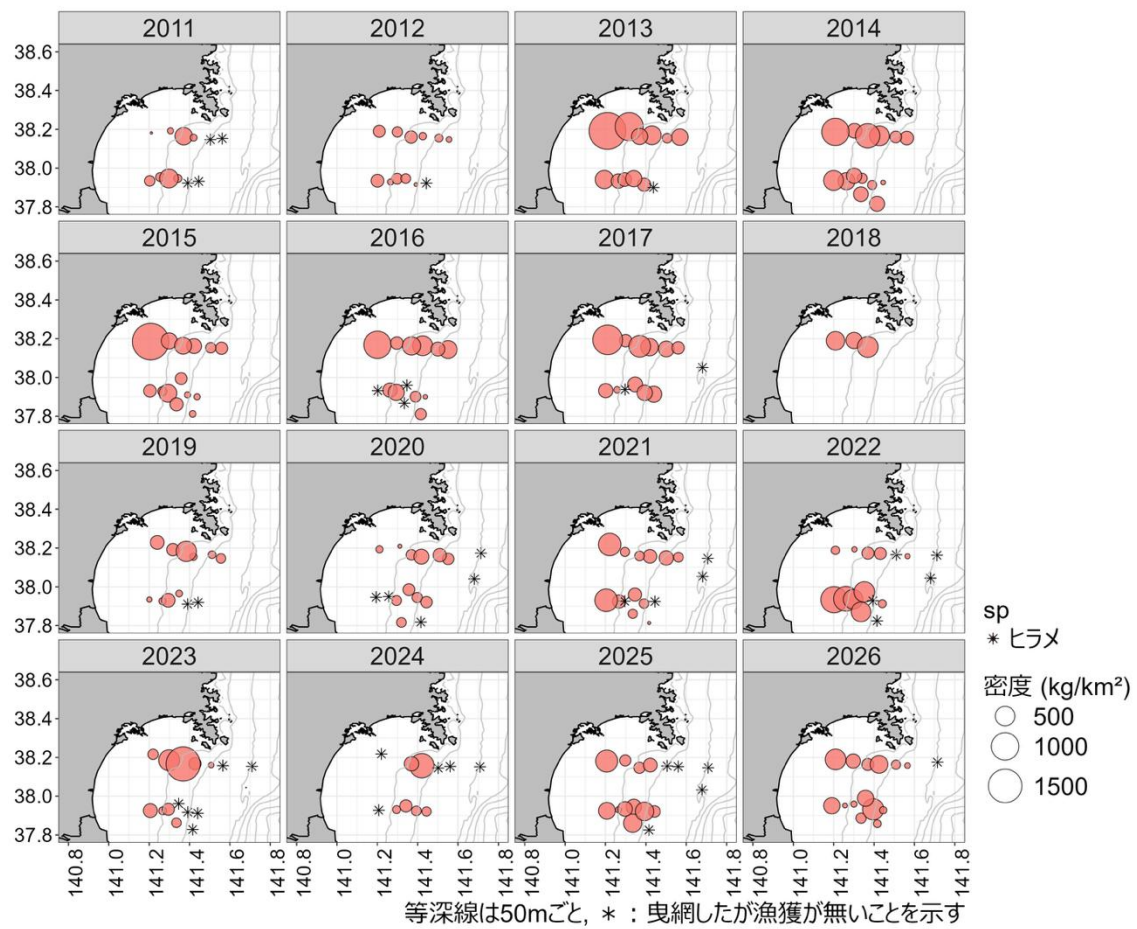
ヒラメの現存尾数および現存量を補足表 10-2 に示した。現存尾数は 2013 年に 5,049 千尾、現存量は 5,212 トンとなり、いずれも解析期間中で最も高い値を示した。その後は減少傾向を示し、2019～2020 年には低水準となったが、2021～2023 年には回復傾向が見られた。2024 年には再び減少したものの、2025 年には現存尾数 1,816 千尾、現存量 2,574 トンと前年を上回った。今後も本調査を継続し、データを蓄積することで、本推定値を資源量指標値の一つとして活用していく予定である。

引用文献

GEBCO Compilation Group (2026). GEBCO_2026 Grid. The General Bathymetric Chart of the Oceans. <https://www.gebco.net>



補足図 10-1. 若鷹丸 6 月調査におけるヒラメの地点別尾数密度（個体/km²）の推移



補足図 10-2. 若鷹丸 6 月調査におけるヒラメの地点別重量密度 (kg/km²) の推移

補足表 10-1. 若鷹丸による調査定点

地点	緯度（北緯）	経度（東経）	水深 (m)
E-1	38°10.9′	141°12.7′	38.6
E-2	38°11.5′	141°18.3′	42.5
E-3	38°9.9′	141°22.3′	58.9
E-4	38°9.4′	141°25.2′	78.9
E-5	38°8.8′	141°30.2′	104
E-6	38°9.2′	141°33.7′	120
F-1	37°56.0′	141°12.2′	43.5
F-2	37°57.2′	141°15.3′	49.2
F-3	37°56.8′	141°17.9′	58.1
F-4	37°56.8′	141°20.5′	78.4
F-5	37°55.3′	141°23.5′	99.2
F-6	37°55.9′	141°26.7′	118

補足表 10-2. 若鷹丸トロール調査から推定した仙台湾における現存尾数（千尾）および現存量（トン）

年	現存尾数	現存量
2011	1,172	1,164
2012	1,765	1,084
2013	5,049	5,212
2014	3,343	4,081
2015	3,034	3,772
2016	2,786	3,296
2017	2,300	3,822
2018	2,143	5,041
2019	956	1,492
2020	785	1,346
2021	2,099	2,506
2022	2,208	3,111
2023	1,892	2,778
2024	756	1,882
2025	1,816	2,574