FRA-SA2024-AC053

令和５（2023）年度ハタハタ日本海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（飯田真也・八木佑太・白川北斗・佐藤信彦）
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

要　　約

本系群の資源状況を漁業情報および調査船調査により評価した。日本海北部（青森県～富山県）におけるハタハタの漁獲量は、20,000 トン以上あった 1960 年代後半から 1980 年代に急激に減少し、1991～1994 年は 200 トン未満となった。その後増加して 2003～2009 年は 4,000～5,000 トンで推移したが、2010 年以降再び減少傾向に転じ、2022 年には 438 トンとなった。沖合底びき網漁業の標準化 CPUE（kg/網）は、1970 年代前半に最高（15.2）、1990 年前後に最低（0.1）となった。2011～2017 年は増加、以後、2019 年を除いて低い値を示し、2022 年の標準化 CPUE は 2.5 であった。標準化 CPUE を基に資源水準は低位、直近 5 年間（2018～2022 年）の推移から動向は横ばいと判断した。ABC 算定のための基本規則 2-1）に基づき、2024 年の ABC を算定した。

調査船による加入量調査によれば、2022 年級の豊度は比較的低いと判断された。資源水準を高めるため、過度に漁獲することのないよう配慮すべきである。

管理基準	Target/ Limit	2024 年 ABC（百トン）	漁獲割合（%）	F 値
0.7･Cave3-yr･0.91	Target	4	－	－
	Limit	5	－	－

Limit は、管理基準の下で許容される最大レベルの漁獲量である。Target は、資源変動の可能性やデータ誤差に起因する評価の不確実性を考慮し、管理基準の下でより安定的な資源の維持が期待される漁獲量である。ABCtarget＝α ABClimit とし、係数 α には標準値 0.8 を用いた。Cave 3-yr は、直近 3 年間（2020～2022 年）の平均漁獲量である。

年	資源量 （トン）	親魚量 （トン）	漁獲量 （トン）	F 値	漁獲割合 （%）
2018	－	－	1,519	－	－
2019	－	－	1,779	－	－
2020	－	－	1,051	－	－
2021	－	－	683	－	－
2022	－	－	438	－	－

年は暦年、2022 年の漁獲量は暫定値である。

水準：低位　　動向：横ばい

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
漁獲量･体長組成	漁業･養殖業生産統計年報（農林水産省） 生物情報収集調査（青森県、秋田県、山形県、新潟県、富山県） 月別体長組成調査（水研、青森県、秋田県、山形県、新潟県） 加入量調査（4～5 月山形県） 漁場一斉調査（2 月新潟県、4～8 月秋田県、4～8 月青森県） 日本海北部底魚資源調査（7～8 月、水研） 魚群分布調査（9 月日本海中央部、水研）
沖合底びき網漁業の標準化 CPUE	沖合底びき網漁獲成績報告書（水産庁）

1. まえがき

日本海北部系群（青森県～富山県）のハタハタは、秋田県において「県の魚」に選定されるなど、本地域で欠かすことのできない水産資源のひとつである。秋田県による資源予測に基づいた漁獲量規制の他、一定期間の禁漁、全長 15 cm 未満の個体の水揚げ禁止や漁具の目合拡大等の自主的な規制措置が講じられていると共に、稚魚放流、産卵藻場の造成など、資源の回復に向けた取り組みがなされてきた（Makino 2011）。青森県および秋田県では、ハタハタ卵の採捕が漁業調整規則で禁止されており、再生産の保護が積極的に行われている。また、水産庁による資源回復計画が策定され、2003（平成 15）～2011（平成 23）年度に漁獲努力量の削減措置が実施された。それら措置の多くは、平成 24（2012）年度以降、新たな枠組みである「資源管理指針・計画」の下、継続して実施されている。

2. 生態

（1）分布・回遊

本系群は、能登半島から津軽海峡にかけて分布し（図 1）、形態・漁業情報等から北海道周辺のものと独立した資源とみなされている（沖山 1970）。日本海北部では、ふ化 1 年後には新潟県から秋田県の沖合で群れを形成し、底びき網漁業の対象となる。冬季には、青

森県から山形県の定置網、刺し網が敷設される沿岸域に産卵のため来遊、接岸する。産卵終了後、親魚は速やかに産卵場を離れ、春季にかけて新潟県の沖にまで南下し漁場を形成する（杉山 1991a）。

能登半島から山陰海域に広く分布する日本海西部系群との関係については、ミトコンドリア DNA 調節領域の塩基配列多型により、秋田県沿岸の産卵場に由来する集団が、隠岐西方の海域にまで達していることが示唆された（Shirai et al. 2006）。しかしながら、その移出量等は明らかにされていない。

（2）年齢・成長

厳冬の 12 月に産み付けられた卵は、2～3 月中旬にかけてふ化する（甲本ほか 2011）。ふ化に要する日数は、水温 8℃前後で受精から 50～75 日とされている（落合・田中 1986）。ふ化後、稚魚は全長 50～60 mm となる 6 月まで岩礁・砂浜域で生育し（甲本ほか 2011）、沿岸域の水温上昇を契機に水温 5℃台の水深 200 m 以深の沖合へ移動する（秋田県水産振興センターほか 1989）。未成魚期（体長 60～120 mm 程度、6 月～翌夏）の分布回遊等の生態には不明な点が多い。満 2 歳で体長 150 mm 程度になり、北部海域ではこの頃から漁獲対象となる。成長については、おおよそ（雌雄あわせ）、2 歳で体長 150 mm、3 歳で 180 mm、4 歳で 200 mm 前後となる。成長は雄より雌の方がよく、2 歳以上で雌の方が 10 mm 程度大きい（図 2、池端 1988）。本種の寿命は 5 歳とされる（杉山 2002）。

なお、ここでいう年齢はふ化からその年の末までを 0 歳、以降暦年によって 1 歳、2 歳とする。また、「年級」はふ化時の年（西暦）を冠することとし、例えば 2015 年級は 2015 年の春先にふ化した年級を指す。体長は標準体長である。

（3）成熟・産卵

雄は 1 歳後半に達すると成熟を開始し、その年の冬から再生産に関与する。一方、雌は 1 歳のうちは成熟せず、主に 2 歳時の年末から産卵する。生殖腺指数は雌雄とも 8 月頃に高くなり始め、9～11 月にかけて急速に増大する（杉山 1991b）。ハタハタの産卵は、沿岸の藻場（岩礁域）において厳冬のごく短い一時期（11 月下旬～翌年 1 月中旬、近年では 12 月上中旬）に集中して行われる。産卵は 0～4 時頃ホンダワラ類の基部で茎を巻き込むようにして行われ、夜明け頃に終了し、多くの個体は沖合へ移動する（杉山 2002）。卵は海水に触れることによって強い粘着性をもつようになり、直径 3～5 cm の卵塊を形成する。ライントランセクト調査によれば、卵塊の出現水深は 0.5～3.8 m であり、特に 1.5～2.5 m に多く認められる（杉山 2002）。本系群の産卵場は主に秋田県沿岸であるが（杉山 1992）、青森県鰺ヶ沢～岩崎沿岸や新潟県南部の沿岸、小規模なものでは富山湾（友田ほか 2006）などにもみられる。

（4）被捕食関係

生活史初期において、ハタハタは橈脚類などの小型甲殻類を主に捕食する（甲本ほか 2011）。成魚の主餌料は端脚類であるニホンウミノミ（*Themisto japonica*）で、その他オキアミ類、橈脚類、イカ類、魚類が占める（秋田県水産振興センターほか 1989）。本種はマダラ・スズキ・クロマグロなどの大型魚類に捕食されているが、詳細は不明である。

3. 漁業の状況

（1）漁業の概要

ハタハタの産地として有名な秋田県および青森県の浅海域では、産卵・接岸時のハタハタを対象とした定置網、底建網、刺網で漁獲され、それら漁法による漁獲が年によって変動はあるものの全体の約 5 割を占めている（図 3）。産卵期（12 月）と夏季（7、8 月）以外の季節は、日本海北部各県の沖合で、小型底びき網（以下、「小底」という）や沖合底びき網（以下、「沖底」という）により漁獲される。沖底による漁獲量は全体の 1～3 割程度であるが、沖底と小底をあわせた底びき網による漁獲量は全体の 4～7 割を占める（図 3）。なお、本海域において小底と沖底は操業形態が類似しており、漁況に大きな隔たりはない。

（2）漁獲量の推移

1965～1975 年の漁獲量は 20,000 トン前後と高かった（図 4、表 1）。1966 年の漁獲量は 24,089 トンで、この年は秋田県だけで 20,122 トンの漁獲があった。1976 年に漁獲量が 11,746 トンに半減して以降、漁獲状況は急激に悪化し、1984 年には 206 トンと最盛期の 1%弱にまで落ち込んだ。1984 年に発生した卓越年級群により 1986 年の漁獲はやや増加したが、1987 年以降再び減少し、1991 年には 158 トンまで低下した（図 4、表 1）。

このような資源の急激な悪化により、秋田県は 1992 年 9 月～1995 年 9 月の 3 年間の採捕禁止に踏み切り、資源の回復を図った（Suenaga 2008、Makino 2011）。秋田県の禁漁が明けた 1995 年から漁獲量は増加し、2001 年には日本海北部全体で 2,673 トンとなり、1980 年代初頭の水準に達した。2003 年以降、秋田県で自主的に漁期短縮がなされた 2007 年を除き、4,000 トン以上となり、2004 年には 5,405 トンとなった。しかし、漁獲量は 2010 年頃から減少し、2022 年では 438 トンと 2021 年（683 トン）に引き続いて 1,000 トンを下回った（図 4、表 1）。

各県の漁獲量の推移（図 5）は、中長期的には秋田県（補足資料 2）も含め概ね同調している。直近 5 年間（2018～2022 年）では、青森県～富山県のいずれでも顕著な減少傾向を示し、前年（2021 年）に対する 2022 年漁獲量の割合は青森県 75%、秋田県 62%、山形県 60%、新潟県 54%、富山県 49%と、減少率は南方でより高い傾向にあった。

全漁獲量（図 4）のうち沖底の漁獲量（図 6 および表 2）は、1972 年以降で最多となった 1975 年（3,539 トン）を境に激減し、1980 年代半ばから秋田県の禁漁が明ける 1995 年までの間、50 トン前後と低迷した。1995 年以降増加し、2009 年に 500 トンを超えた後、再び減少傾向に転じ、2022 年には 101 トンと前年（2021 年 232 トン）から半減した。同期間（2018～2022 年）における定置網の漁獲量も顕著に減少し、直近 2 年間（2021 年：178 トン、2022 年：177 トン）は 2019 年（762 トン）に比べて 23％まで低下した（図 7）。

（3）漁獲努力量

沖底の漁獲成績報告書（以下、「沖底漁績」とする）による 2000～2022 年の有漁網数および有漁隻数を図 8 および表 3 に示した。ここでは、ハタハタの漁獲があった日・船の曳網数を有漁網数として計数した。男鹿北部では、2008 年に突出し 9,301 網となったが、2009 年以降 1,000～2,800 網で推移した。2022 年の有漁網数は 2,098 網であった。男鹿南部において、有漁網数は 2009 年以降 3,000 網前後、2017 年以降は 2,000 前後で推移した。2022 年

は 1,652 網となった。新潟沖では 2013～2017 年は 200～300 網で推移し、2018 年には 78 網まで減少したが、その後増加して 2022 年には 238 網となった。

4. 資源の状態

（1）資源評価の方法

沖底の漁獲量は全体の 1～3 割であるものの、操業実態に大差のない小底を含めた底びき網による漁獲量は全体のおよそ 5 割を占める（図 3）。沖底の操業は本系群の分布範囲内で広く行われており、漁獲時期は沿岸の定置網等と異なるが漁獲対象サイズはほぼ同一である。このため、沖底の標準化 CPUE（補足資料 3）は資源水準を十分反映していると考えられる。従って、沖底の標準化 CPUE を資源量指標値とし、資源水準を判断した（補足資料 1）。青森県および秋田県で主体的に行われる定置網漁の漁獲量は全体の 2～6 割を占める（図 3）。多角的な視野から資源動向を判断するべく、定置網漁の標準化 CPUE（補足資料 4）を算出し、沖底および定置網漁の標準化 CPUE をそれぞれ底びき網（沖底・小底）と定置網漁の漁獲量で重み付けした平均値を求め（以下、「沖底・定置標準化 CPUE」という）、資源動向の判断材料とした（補足資料 1）。また、調査船による資源量推定調査ならびに漁獲物の体長組成に基づき、近年の年齢組成および各年級の豊度を把握した。

（2）資源量指標値の推移

沖底の標準化 CPUE の推移を日本海北部（図 6、表 2）と小海区別（図 9、表 2）に示す。なお、小海区とは、沖底漁績に基づく統計資料において便宜的に用いている漁場区分の集計単位である。

標準化 CPUE（kg/網）は 1972 年を最高（15.2）とし、1970 年代後半に急激に減少して 1990 年に最低値（0.1）を示した（図 6、表 2）。その後、秋田県による漁獲が再開した 1995 年から増加に転じた。2001 年以降周期的に増減を繰り返し、2009 年には 6.2 という高い値を示したが、2011 年には 2.1 まで減少した。2012 年以降、2018 年を除き増加傾向を示していたが、2020 年以降再び減少に転じ、2022 年（2.5）は 2020～2021 年と同様に低い水準であった。

沖底の小海区別標準化 CPUE（図 9、表 2）は男鹿南部および新潟沖で相対的に高い値を示している。変動パターンは 3 つの小海区で概ね一致していたが、2011～2017 年における男鹿北部の増加が他海区に比べて緩やかであった。2022 年の標準化 CPUE は 3 海区全て前年同様低い水準であった（図 9）。

定置網漁の標準化 CPUE（kg/隻）は 2008 年以降顕著な減少傾向を示しており、2022 年には 20.3 と前年同様低い値であった（図 10、表 4）。

沖底と定置網の標準化 CPUE のトレンドは 2014～2018 年に大きく異なったが、2018～2022 年では概ね一致していた。沖底・定置標準化 CPUE は、沖底の標準化 CPUE に比べて緩やかな変動を示し、直近 5 年間（2018～2022 年）は横ばいに推移した（図 11、表 4）。

（3）漁獲物の全長組成

経年的に比較可能なデータが揃っている 2018～2023 年の山形県主要港（由良および念珠関市場）で水揚げされたハタハタの体長組成を図 12 に示す。1～2 月に注目すると、雄

は 150～170 mm 前後、雌は 160～180 mm 前後の個体が多く漁獲されている。体長と年齢の関係（図 2）から、それらは 2～3 歳が主体であると考えられる。1～2 月の同サイズの漁獲は 2018～2019 年では少なかったが、2020 年では 1～2 月、2021 年では 1 月を中心に多かった。しかし、2022～2023 年では両月ともに激減した（図 12）。

11～12 月における体長 150～170 mm の個体は 2 歳魚が主体と考えられる。このサイズの漁獲尾数は 2020 年以降顕著に減少している。2021～2022 年 11～12 月に同サイズで漁獲される個体はそれぞれ 2019、2020 年級であり、両年級群の豊度は 2016～2017 年級（2018～2019 年 11～12 月における体長 150～170 mm の個体）に比べて低いと考えられた（図 12）。

（4）調査船調査に基づく年齢組成および今後の加入量の推察

最上丸（98 トン・山形県水産研究所所属）および用船によって 2010～2023 年の 4～5 月に山形県由良沖で実施された加入量調査の結果を図 13 に示す。また、2010 年調査で採集された個体（雄 87 尾、雌 127 尾）の年齢査定結果を用いて年齢別体長組成を求め、年級群ごとの年齢別 CPUE（尾/網）を図 14 に示す。

2010～2011 年は 3 歳や 4 歳以上が確認できるものの、2012 年以降殆どみられなかったが、2020 年および 2022 年には出現するようになった（図 13）。2023 年には 2～4 歳魚がごく僅かに採集されたに過ぎず、全年齢の CPUE が顕著に低下した（図 13）。1 歳魚の CPUE に注目すると、2022 年級は 0 と 2012～2021 年級の平均（254、範囲 54～446）を大きく下回った（図 14）。これにより、2022 年級の豊度は平年（2012～2021 年平均）に比べて極めて低いと考えられた。

みずほ丸および天鷹丸（水産研究・教育機構所属）によって 2016～2023 年 7～8 月に秋田県～新潟県沖で実施された日本海北部底魚資源調査結果を補足資料 5 に示した。ハタハタの現存量は 2016～2018 年にかけて 1 歳魚を中心に増加したと推定された。また、2019 年では前年に比べて 1 歳魚は減少するものの 2 歳魚の増加が著しく、全体として現存量は増加したと見込まれた。2020 年以降、現存量は 2 歳魚を中心に大きく減少し、2020～2023 年の現存量は 2019 年に対して 2 割以下と推定された。2023 年の現存量は過去最低だった 2022 年を上回ったものの低水準であった。1 歳魚の現存量は 2021 年以降低い水準に留まっており、2023 年（2022 年級）は過去最低だった（補足図 5-2）。2022 年級の豊度が極めて低い点は山形県の結果（図 14）と一致した。当歳魚の現存量は 2017 年に最高となった後に急激に減少し、2020～2023 年では 0～2 トンと極めて低い値であった（補足図 5-3）。秋田県沿岸におけるハタハタ卵塊密度は 2020 年以降過去最低レベルを示している地域が多い（秋田県水産振興センター 2023、図 15）。2020～2023 年における 0 歳魚現存量の低迷はハタハタ産卵量の低下が一因と考えられた。これ以外の要因を補足資料 6 で検討した。

（5）資源の水準・動向

資源水準の判断には、沖底の標準化 CPUE（補足資料 3）を用いた。漁獲が多かった 1970 年代半ばに記録された最高値（1972 年 15.2）を三等分し、10.1 を高位と中位、5.1 を中位と低位の境界とした（図 6）。標準化 CPUE は 2018 年以降増減を繰り返し、2019 年に中位の境界を上回ったが減少傾向に転じて、2022 年には 2.5 まで低下した。以上より、水準は

低位と判断した。なお、2016～2022 年の標準化 CPUE の動向は日本海北部底魚資源調査結果（補足資料 5）と概ね一致している。

資源動向の判断には、沖底の標準化 CPUE（補足資料 3）と定置網漁の標準化 CPUE（補足資料 4）をそれぞれ底びき網（沖底・小底）および定置網の漁獲量で重み付け平均した沖底・定置標準化 CPUE を用いた（図 11）。直近 5 年間（2018～2022 年）の沖底・定置標準化 CPUE について、回帰係数の傾きに 0 との有意差が認められなかったため（$p = 0.63$）、動向は横ばいと判断した。

5. 2024 年 ABC の算定

（1）資源評価のまとめ

沖底の標準化 CPUE は、2012～2019 年では増加傾向を示していたが、2020 年以降減少に転じ、2022 年は前年同様低水準であった。資源水準は低位、動向は横ばいと判断した。

2024 年に漁獲主体となる 2022 年級の豊度は平年（2012～2021 年平均）に比べて極めて低いと考えられた（図 14、補足図 5-2）。資源水準を改善するため、過度に漁獲することのないよう配慮すべきである。

（2）ABC の算定

漁獲量と資源量指標値が使用できることから、ABC 算定のための基本規則 2-1）によって、資源水準および資源量指標値（沖底の標準化 CPUE）に合わせて漁獲を行うことを管理方策とし、下式により 2024 年 ABC を算定した。

$$\mathrm{ABClimit} = \delta_1 \times \mathrm{Ct} \times \gamma_1$$

$$\mathrm{ABCtarget} = \mathrm{ABClimit} \times \alpha$$

$$\gamma_1 = 1 + k \times (b/I)$$

δ_1 は、水準が低位の場合の、水準決定方法を考慮した標準値 0.7、Ct は 2020～2022 年の平均漁獲量（Cave 3-yr）である 724 トンとした。γ_1 の係数 k は標準値 1.0、b（-0.06）と I（0.59）は沖底・定置標準化 CPUE の直近 3 年間（2020～2022 年）の傾きと平均値で、γ_1 は 0.91 と算定された。また、安全率 α は標準値の 0.8 とした。

管理基準	Target/ Limit	2024 年 ABC（百トン）	漁獲割合（%）	F 値
0.7・Cave3-yr・0.91	Target	4	－	－
	Limit	5	－	－

Limit は、管理基準の下で許容される最大レベルの漁獲量である。Target は、資源変動の可能性やデータ誤差に起因する評価の不確実性を考慮し、管理基準の下でより安定的な資源の維持が期待される漁獲量である。Target＝α Limit とし、係数 α には標準値 0.8 を用いた。ABC は十の位を四捨五入した。Cave 3-yr は、直近 3 年間（2020～2022 年）の平均漁獲量である。

（3）ABC の再評価

昨年度評価以降追加されたデータセット	修正・更新された数値
2021 年漁獲量確定値	2021 年漁獲量の確定
2022 年漁獲量暫定値	2022 年漁獲量の追加
2022 年沖底漁績	2022 年までの沖底の標準化 CPUE
2022 年定置網漁操業成績	2003～2022 年定置網漁の標準化 CPUE

評価対象年（当初・再評価）	管理基準	F 値	資源量（百トン）	ABClimit（百トン）	ABCtarget（百トン）	漁獲量（百トン）
2022 年（当初）	0.7·Cave 3-yr·1.08	－	－	11	9	
2022 年（2022 年再評価）	0.7·Cave 3-yr·1.09	－	－	11	9	
2022 年（2023 年再評価）	0.7·Cave 3-yr·1.08	－	－	11	9	4
2023 年（当初）	0.7·Cave 3-yr·0.55	－	－	5	4	
2023 年（2023 年再評価）	0.7·Cave 3-yr·0.56	－	－	5	4	

2022 年沖底漁績データの追加により、標準化 CPUE 値が更新された。これにより γ_1 の値が更新された。

6. その他

北部日本海海域ハタハタ資源管理運営協議会によって締結される協定の下で、全長 15 cm 未満の個体を放流する取組が継続されている。また、漁獲加入前の 0 歳魚や 1 歳魚が多く出現する海域での操業を自粛することなども行われている。しかし、この 0 歳魚や 1 歳魚の出現は突発的で予測が難しく、未だに少なからず混獲投棄されている可能性がある。このような突発的な混獲を回避するためには、ハタハタの若齢魚の出現海域を漁業者間で共有し、その海域での操業を速やかに自粛する必要がある。近年、詳細な漁況情報を漁業者間で漁期中に共有して操業計画等に活かす IT システム（例：北海道マナマコ資源管理シ

ステム（北海道マナマコ資源管理技術開発共同研究機関 2014)）の開発が進みつつあり、そのようなシステムの日本海北部への導入を検討することは有意義である。

水産庁では、本資源と日本海北部のマガレイを対象とした資源回復計画を策定し、底びき網漁業を対象とした減船および漁具改良の措置が平成 15（2003）年度から講じられた（水産庁 2005)。同計画は平成 23（2011）年度で終了したが、実施されていた措置の多くは平成 24（2012）年度以降、新たな枠組みである「資源管理指針・計画」の下、継続して実施されており、今後も引き続き実施する必要がある。

本系群の資源状態は直近 3 年間（2020～2022 年）で急速に悪化した。その要因として、海水温の昇温による産卵接岸の阻害などが示唆されるものの（補足資料 6)、依然明らかになっていない。引き続き検討を深める必要がある。

7. 引用文献

秋田県水産振興センター・山形県水産試験場・鳥取県水産試験場・島根県水産試験場 (1989) ハタハタの生態と資源管理に関する研究報告書. 昭和 63 年度水産業地域重要新技術開発促進事業報告書, 118 pp.

秋田県水産振興センター (2022) 令和 3 年漁期のハタハタ漁獲状況について. 令和 2 年度ハタハタ資源対策協議会資料, 13 pp. https://www.pref.akita.lg.jp/pages/archive/61056 (美の国あきたネット秋田県公式サイト. 2022 年 3 月 31 日)

北海道マナマコ資源管理技術開発共同研究機関 (2014) 北海道マナマコ資源管理ガイドライン. 北海道立総合研究機構稚内水産試験場, 64 pp. http://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/wakkanai/att/managementguideline.pdf (2019 年 10 月 28 日)

池端正好 (1988) ハタハタの耳石に関する基礎的研究. 第 2 回ハタハタ研究協議会報告書, ハタハタ研究協議会, 40-50.

甲本亮太・工藤裕紀・高津哲也 (2011) 秋田県沿岸におけるハタハタ仔稚魚の水深別分布と食性. 水産増殖, **59**, 615-630.

Makino, M. (2011) Fisheries management in coastal areas. In: Fisheries management in Japan. Springer Science & Business Media, New York, pp. 63-82.

落合　明・田中　克 (1986) 「新版魚類学 (下) 」. 恒星社厚生閣, 東京, 1140 pp.

沖山宗雄 (1970) ハタハタの資源生物学的研究 II　系統群 (予報) . 日水研報, **22**, 59-69.

Shirai, S. M., R. Kuranaga, H. Sugiyama and M. Higuchi (2006) Population structure of the sailfin sandfish, *Arctoscopus japonicus* (Trichodontidae), in the Sea of Japan. Ichthyol. Res., **53**, 357-368.

Suenaga, S. (2008) Sandfish resource co-management in Akita Prefecture, Japan. FAO Fish Tech Pap 504, 191-200.

杉山秀樹 (1991a) 日本海北部海域におけるハタハタの漁場形成. 日本海ブロック資源研究集録, **21**, 67-76.

杉山秀樹 (1991b) ハタハタの食性と摂餌傾向. 第 4 回ハタハタ研究協議会報告書 (平成元年度), 日本海区水産研究所, 25-31.

杉山秀樹 (1992) ハタハタ生活史研究の現状と今後の課題. 第 5 回ハタハタ研究協議会報告書 (平成 2 年度), 日本海区水産研究所, 40-43.

杉山秀樹 (2002) ハタハタの生物特性. ハタハタの生物特性と種苗生産技術 (栽培漁業技術シリーズ No. 8), 日本栽培協会, 東京, 7-20.

水産庁 (2005) 日本海北部マガレイ、ハタハタ資源回復計画. 15 pp. http://www.jfa.maff.go.jp/j/suisin/s_keikaku/pdf/magahata.pdf (2019 年 10 月 28 日)

友田　努・堀田和夫・森岡泰三 (2006) 七尾湾および富山湾で放流したハタハタ人工種苗の成育, 産卵と移動. 日水誌, **72**, 1039-1045.

図 1.　ハタハタ日本海北部系群の分布域

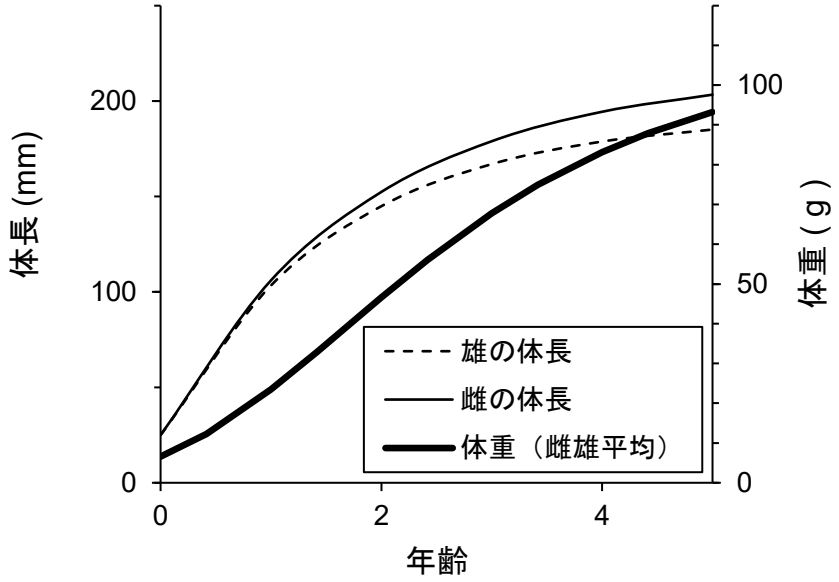


図 2.　ハタハタの年齢と体長および体重

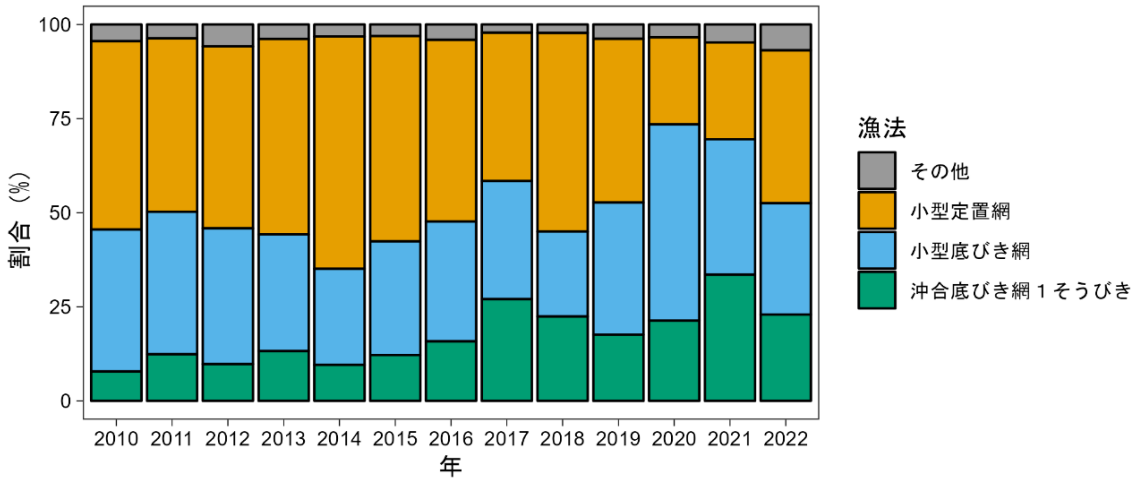


図 3.　日本海北部海域におけるハタハタ漁法別漁獲割合

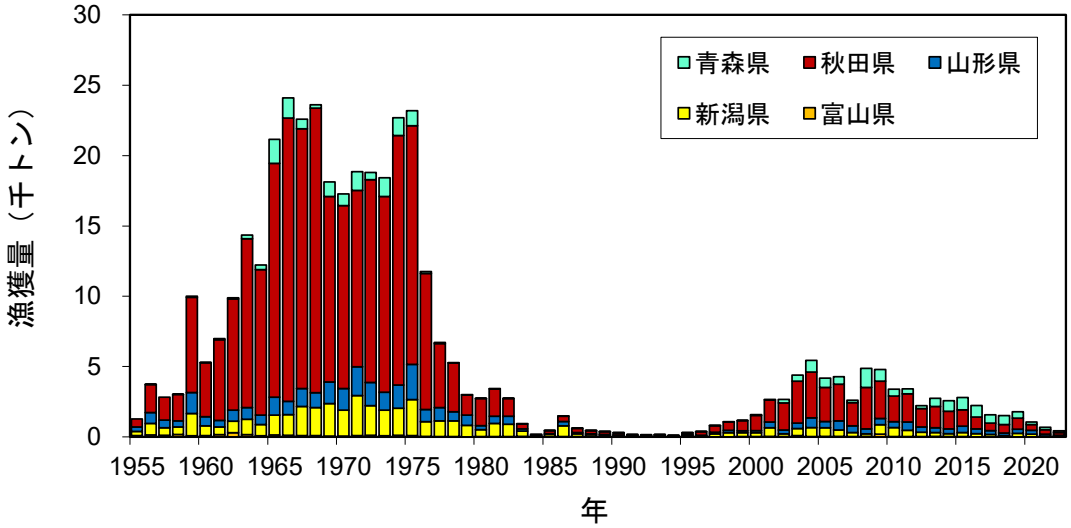


図 4.　青森県～富山県におけるハタハタの漁獲量（1955～2022 年）

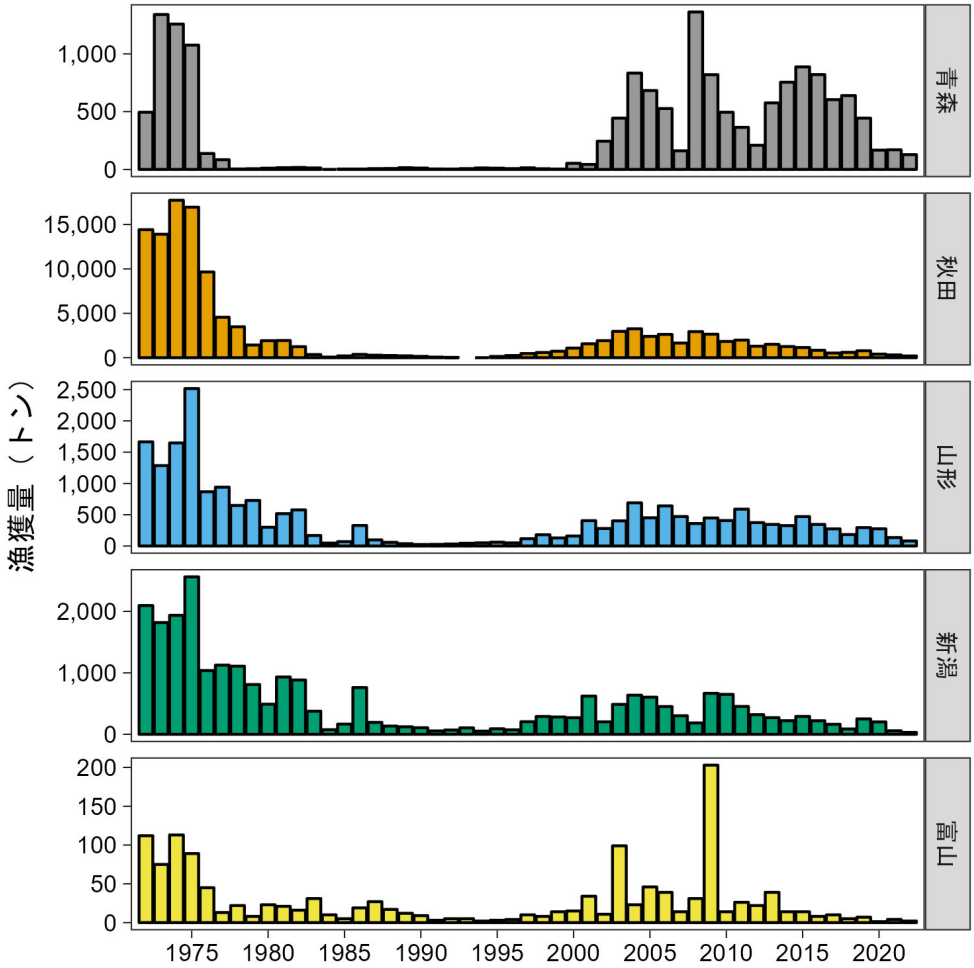


図 5.　ハタハタ日本海北部系群の県別漁獲量（1972～2022 年）

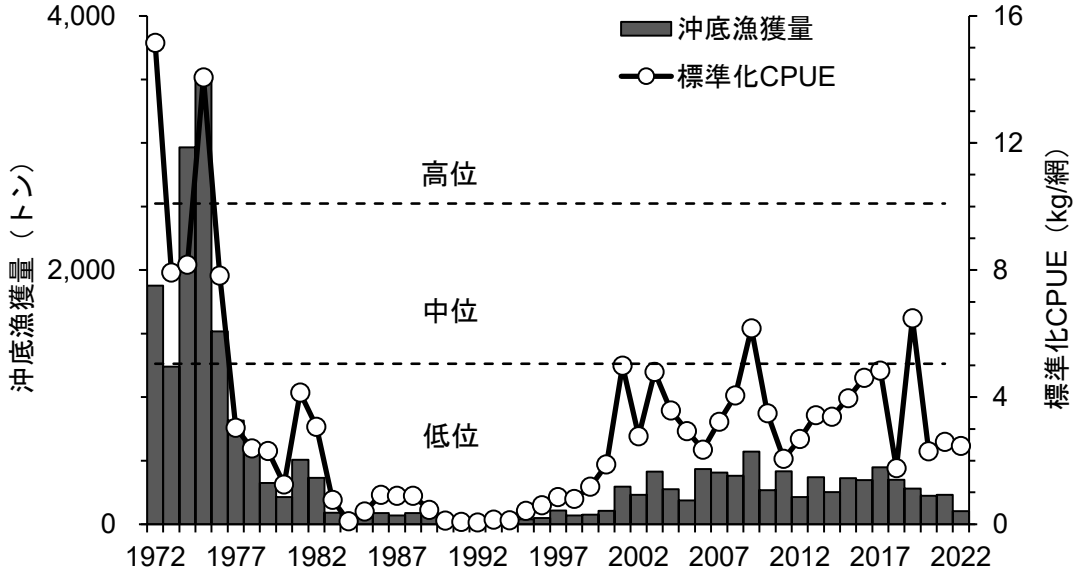


図 6.　沖底によるハタハタ日本海北部系群の漁獲量（棒グラフ）と標準化 CPUE（折れ線グラフ）の経年変化（1972～2022 年）
標準 CPUE による水準の境界（高位－中位 : 10.1、中位－低位 : 5.1）を破線で示した。

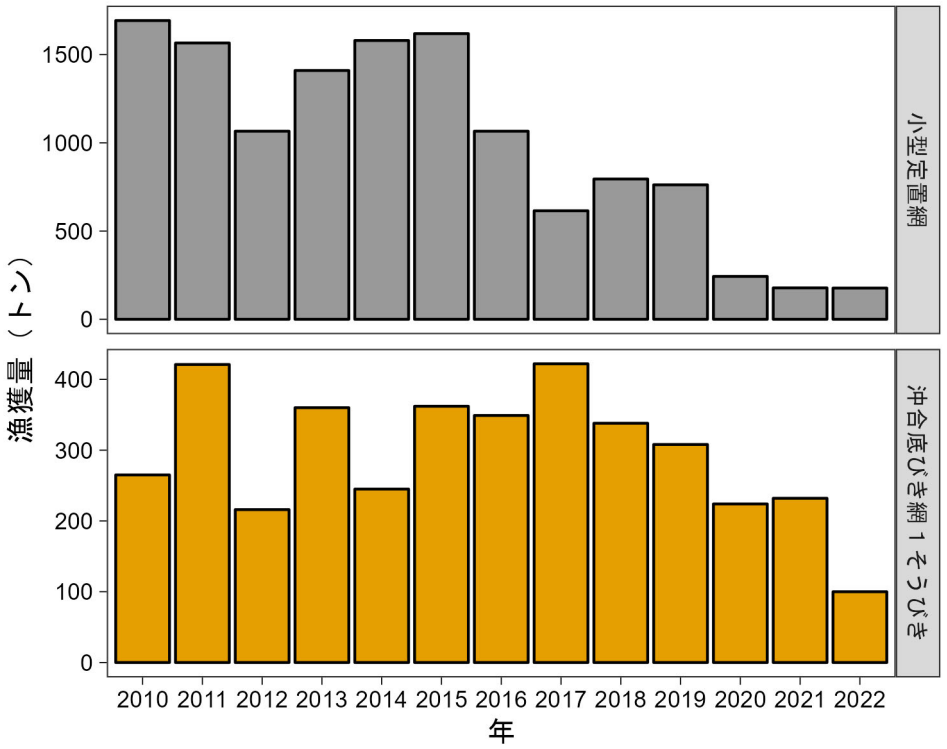


図 7.　ハタハタ日本海北部系群の漁法別漁獲量（2010～2022 年）

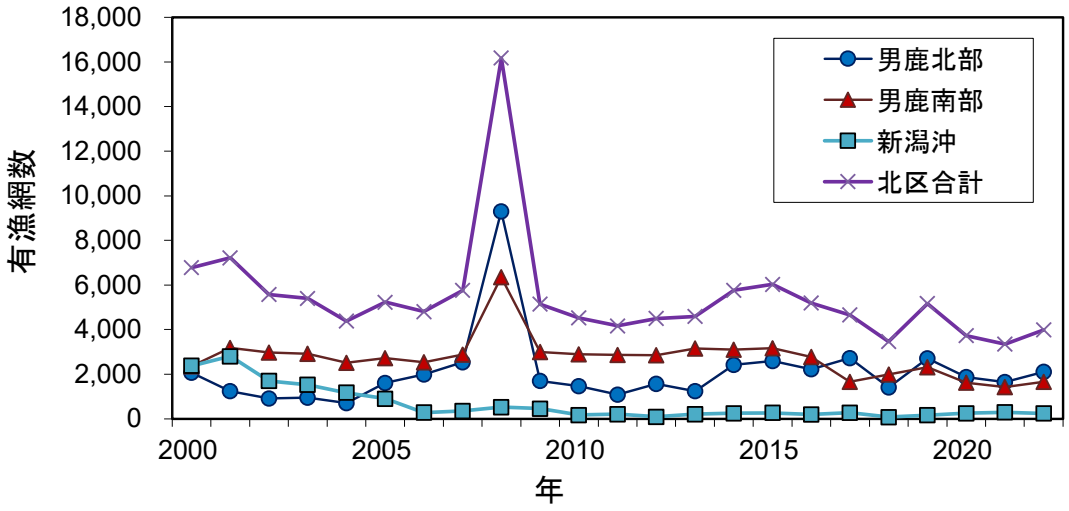


図 8.　日本海北部における沖底による有漁網数
ハタハタの漁獲があった日・船の曳網数を有漁網数として計数した。
2022 年は暫定値である。

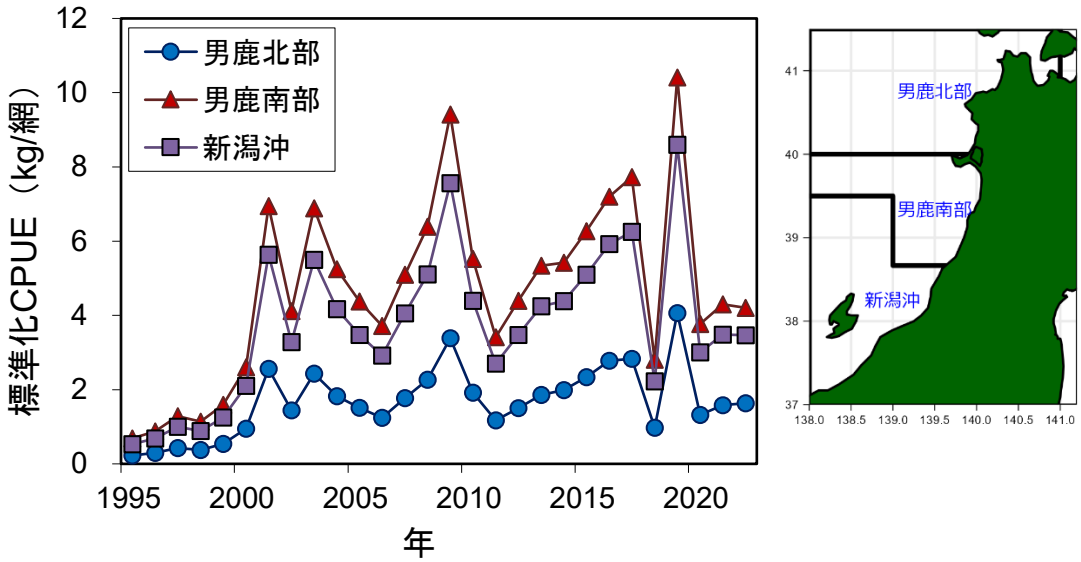


図 9.　沖底によるハタハタ日本海北部系群の小海区別標準化 CPUE の経年変化（左）および小海区の海域区分（右）

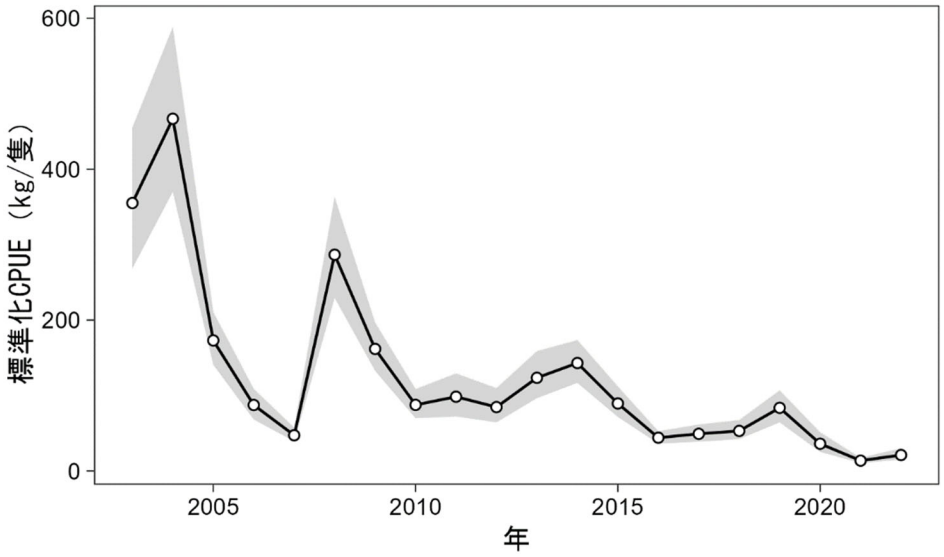


図 10.　青森県および秋田県の定置網漁によるハタハタ日本海北部系群の標準化 CPUE の経年変化
灰色の帯は 95%信頼区間を示す。

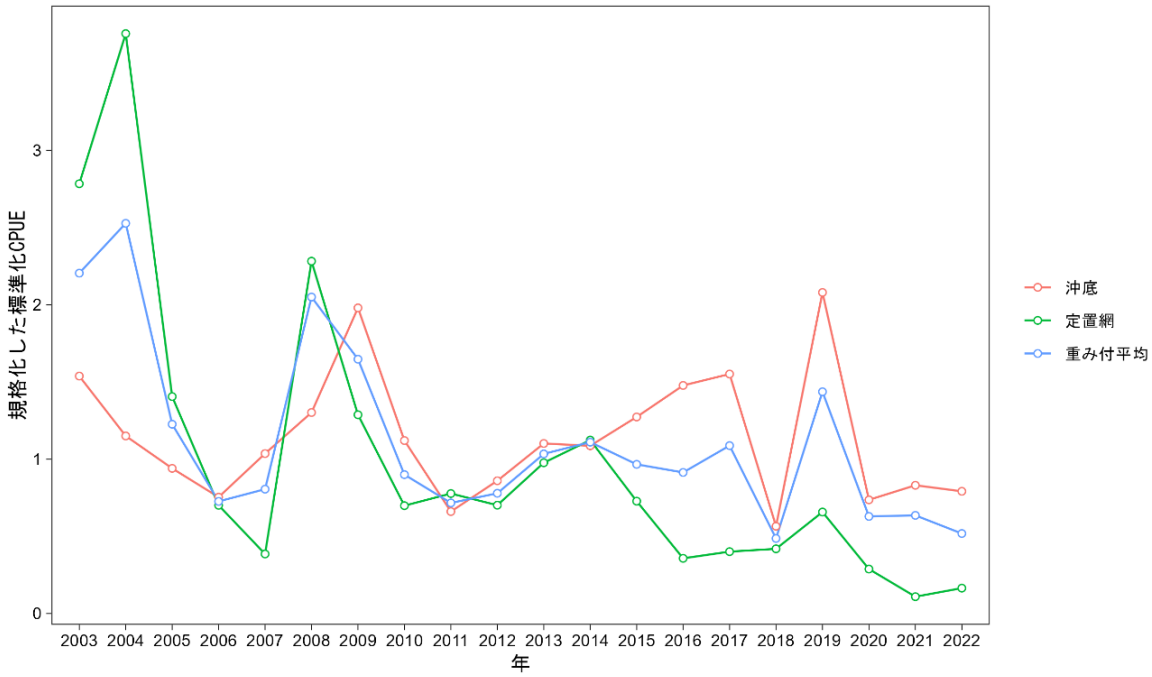


図 11.　沖底および定置網の標準化 CPUE と両者の漁獲量で重み付けした沖底・定置標準化 CPUE（重み付平均）

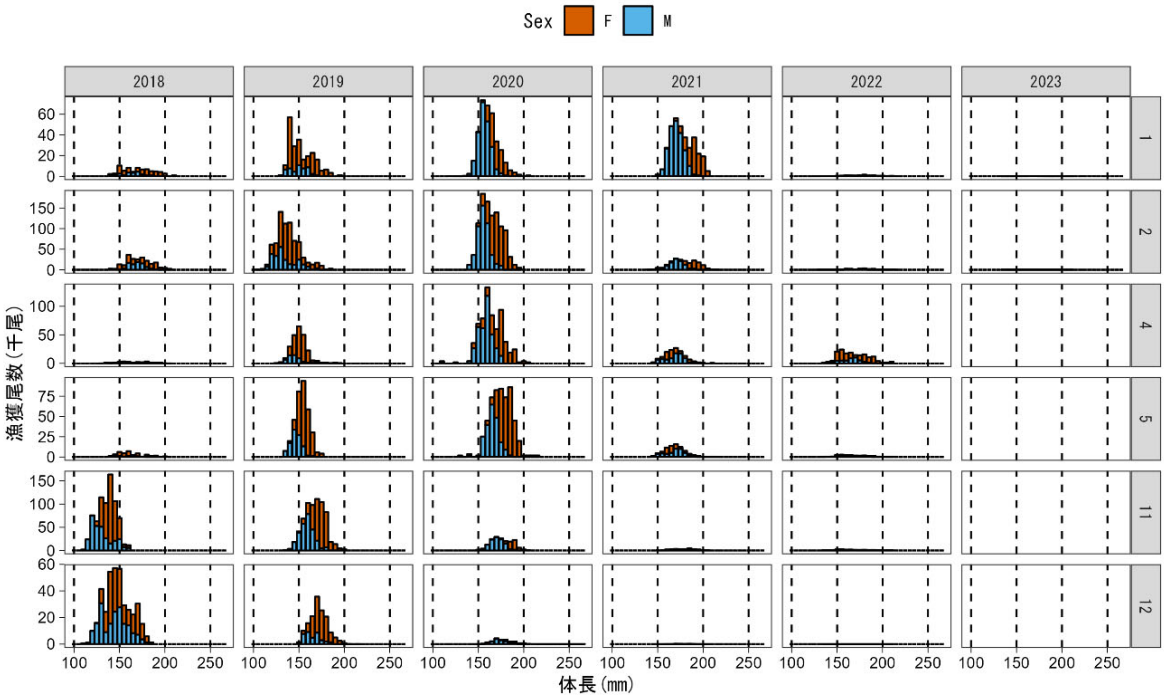


図 12.　山形県主要港（由良および念珠関市場）で水揚げされたハタハタの月別体長組成（2018～2023 年）

縦軸は 1 ヶ月分に換算した漁獲尾数、横軸は体長、朱色は雌、青色は雄を示す。

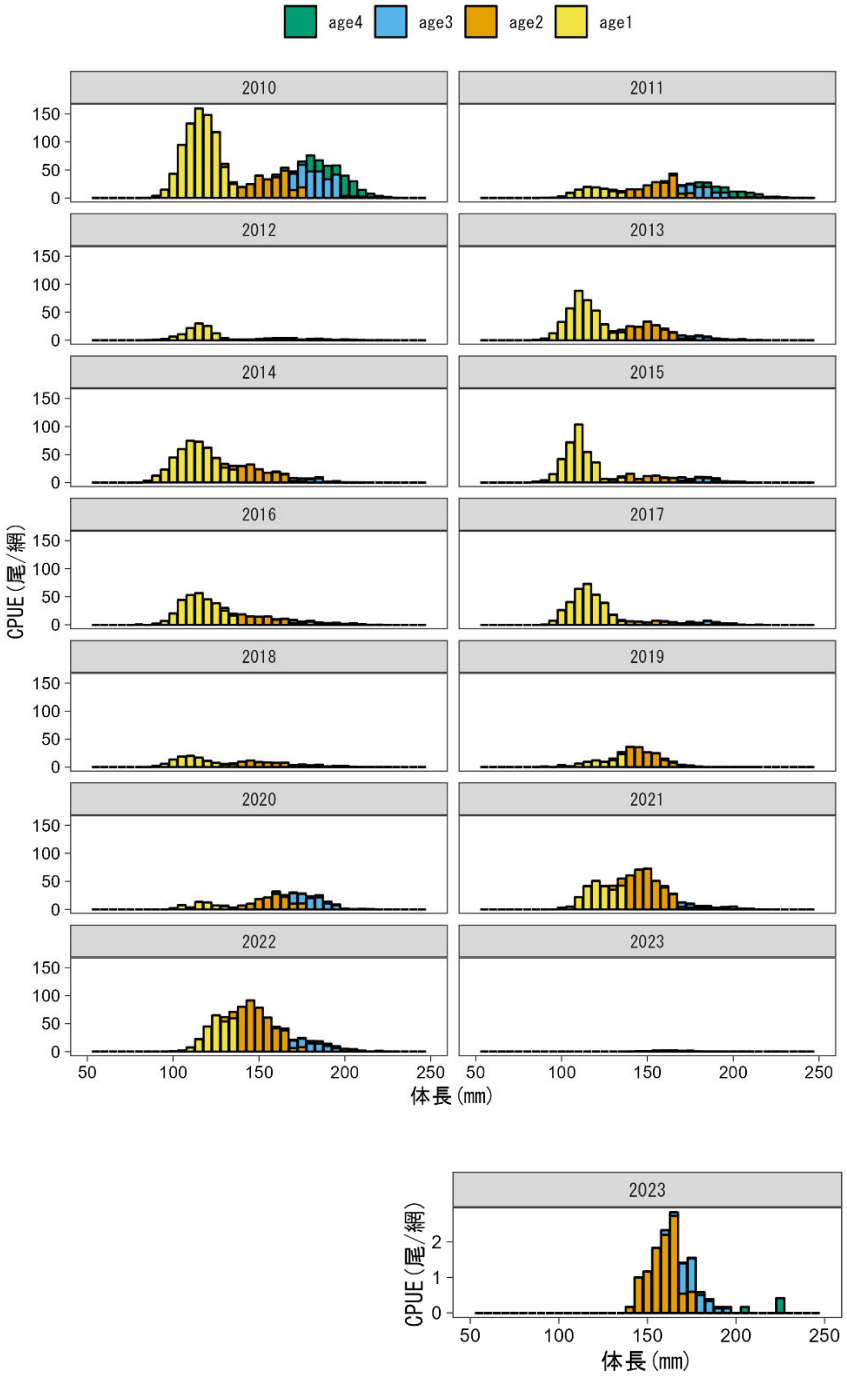


図 13.　最上丸および用船によるハタハタ加入量調査（2010～2023 年）

各年の CPUE（尾/網）は 4 月中下旬、5 月上中旬、5 月下旬の調査結果の平均（雌雄込み）であり、2010 年採集物の年齢査定結果から年齢分解した。縦軸のスケールを変えた 2023 年の加入量を右下に示した。

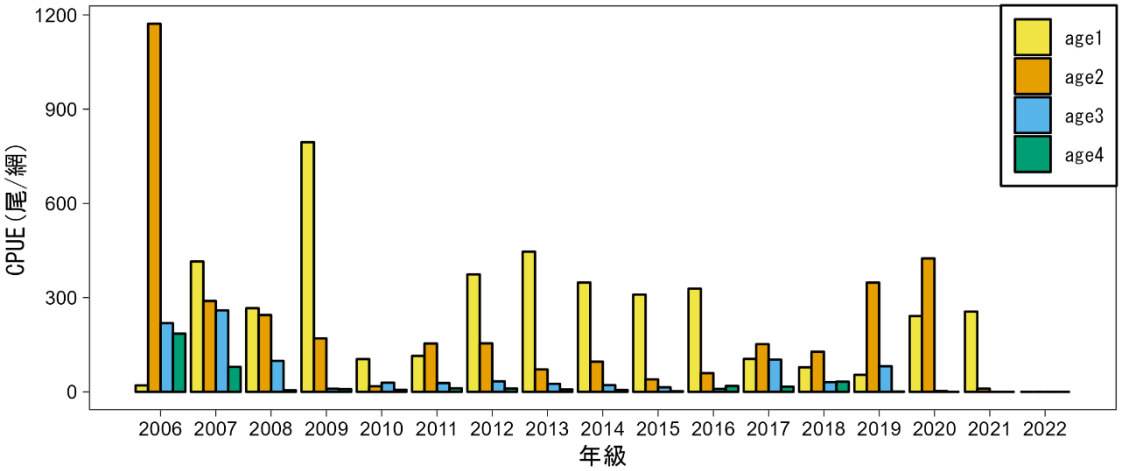


図 14.　最上丸および用船によるハタハタ加入量調査結果に基づく年級群年齢別 CPUE（尾/網）

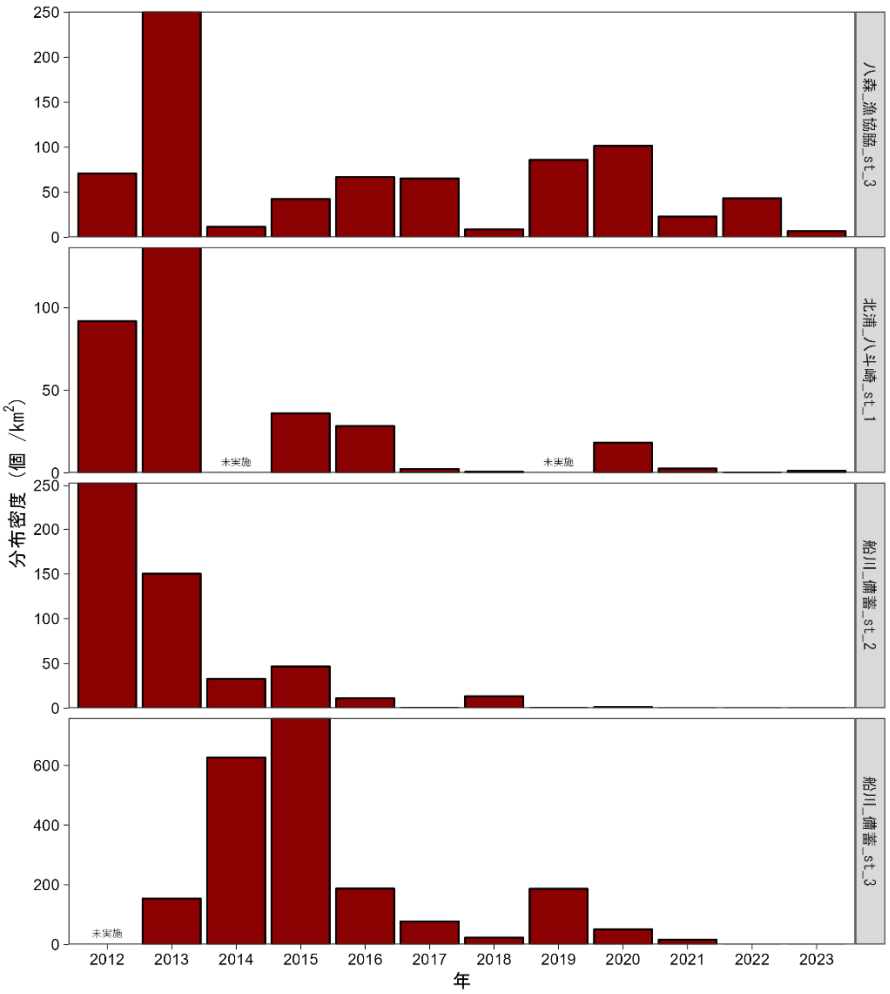


図 15.　秋田県八森、北浦、船川地区におけるハタハタ卵塊密度（2012～2023 年）
秋田県水産振興センター（2023）の表 3 を改変した。未実施はその年の調査が行われなかったことを示す。

表 1.　日本海北部におけるハタハタの漁獲量

（単位：トン）

年	富山	新潟	山形	秋田	青森	合計
1952		295	245			540
1953	184	1,046	833	2,508	4	4,575
1954	90	709	855	1,260		2,914
1955	90	304	319	559	0	1,272
1956	143	814	773	1,995	4	3,729
1957	124	521	548	1,635		2,828
1958	170	537	432	1,885	1	3,025
1959	82	1,592	1,480	6,780	67	10,001
1960	90	698	651	3,834	20	5,293
1961	163	552	454	5,741	70	6,980
1962	301	826	772	7,905	76	9,880
1963	153	1,103	824	12,003	263	14,346
1964	86	792	663	10,350	341	12,232
1965	140	1,415	1,275	16,610	1,713	21,153
1966	122	1,458	956	20,122	1,431	24,089
1967	105	2,047	1,274	18,480	674	22,580
1968	96	1,993	1,051	20,223	249	23,612
1969	50	2,326	1,532	13,179	1,045	18,132
1970	64	1,834	1,538	13,015	818	17,269
1971	97	2,841	2,038	12,548	1,331	18,555
1972	112	2,096	1,664	14,422	495	18,789
1973	75	1,819	1,285	13,909	1,341	18,429
1974	113	1,937	1,647	17,735	1,258	22,690
1975	89	2,563	2,516	16,954	1,076	23,198
1976	45	1,038	867	9,658	138	11,746
1977	13	1,126	940	4,557	84	6,720
1978	22	1,109	648	3,481	4	5,264
1979	8	810	728	1,430	6	2,982
1980	23	490	300	1,919	11	2,743
1981	21	933	517	1,938	15	3,424
1982	16	884	577	1,244	17	2,738
1983	31	376	168	357	13	945
1984	10	75	47	74	0	206
1985	5	166	70	203	3	447
1986	19	761	328	373	3	1,484
1987	27	194	98	286	7	612
1988	17	134	59	248	8	466
1989	12	122	37	208	15	394
1990	9	107	24	150	12	302
1991	3	55	26	70	4	158
1992	5	70	32	40	3	150
1993	5	105	44		7	161
1994	2	52	51	0	13	118
1995	3	90	61	143	11	308
1996	4	73	50	244	7	378
1997	10	205	117	469	14	815
1998	8	290	180	589	6	1,073
1999	14	282	129	730	2	1,157
2000	15	270	160	1,085	53	1,583
2001	34	622	405	1,569	43	2,673
2002	11	203	280	1,922	244	2,659
2003	99	487	402	2,969	444	4,401
2004	23	601	690	3,258	834	5,405
2005	46	605	451	2,402	683	4,187
2006	39	452	641	2,625	527	4,284
2007	14	302	471	1,653	161	2,601
2008	31	185	359	2,938	1,363	4,876
2009	203	667	448	2,648	820	4,786
2010	14	650	407	1,832	495	3,398
2011	26	454	589	1,983	364	3,416
2012	22	320	374	1,296	209	2,221
2013	39	271	345	1,509	576	2,740
2014	14	222	326	1,259	755	2,576
2015	14	291	470	1,148	888	2,811
2016	8	221	345	835	821	2,230
2017	10	163	274	527	604	1,578
2018	5	87	183	605	639	1,519
2019	7	251	294	783	444	1,779
2020	1	202	275	406	167	1,051
2021	4	57	135	317	170	683
2022	2	31	81	196	128	438

2022 年は暫定値である。

表 2.　日本海北部における沖底によるハタハタの漁獲量（トン）と全域および海域別の標準化 CPUE（kg/網）

年	漁獲量	標準化CPUE			
		全域	男鹿北部	男鹿南部	新潟沖
1972	1,878	15.2	6.8	20.3	15.9
1973	1,240	7.9	3.7	11.1	8.7
1974	2,966	8.2	3.8	11.6	9.0
1975	3,539	14.1	6.9	19.6	15.7
1976	1,517	7.8	3.6	10.8	8.4
1977	816	3.0	1.3	4.1	3.2
1978	581	2.4	1.0	3.2	2.4
1979	325	2.3	1.1	3.2	2.5
1980	213	1.3	0.6	1.8	1.4
1981	508	4.1	2.2	6.0	4.8
1982	363	3.1	1.6	4.5	3.6
1983	90	0.8	0.4	1.2	0.9
1984	13	0.1	0.1	0.2	0.1
1985	54	0.4	0.2	0.6	0.5
1986	88	0.9	0.5	1.4	1.1
1987	68	0.9	0.5	1.4	1.1
1988	87	0.9	0.5	1.3	1.1
1989	73	0.5	0.2	0.7	0.5
1990	47	0.1	0.1	0.2	0.1
1991	24	0.1	0.0	0.1	0.1
1992	16	0.1	0.0	0.1	0.1
1993	13	0.1	0.1	0.2	0.2
1994	14	0.1	0.1	0.2	0.2
1995	38	0.4	0.2	0.7	0.5
1996	48	0.6	0.3	0.9	0.7
1997	107	0.9	0.4	1.3	1.0
1998	67	0.8	0.4	1.1	0.9
1999	76	1.2	0.5	1.6	1.3
2000	106	1.9	0.9	2.6	2.1
2001	294	5.0	2.6	6.9	5.6
2002	230	2.8	1.4	4.1	3.3
2003	412	4.8	2.4	6.9	5.5
2004	274	3.6	1.8	5.2	4.2
2005	187	2.9	1.5	4.4	3.5
2006	434	2.3	1.2	3.7	2.9
2007	406	3.2	1.8	5.1	4.1
2008	381	4.1	2.3	6.4	5.1
2009	571	6.2	3.4	9.4	7.6
2010	267	3.5	1.9	5.5	4.4
2011	417	2.1	1.2	3.4	2.7
2012	214	2.7	1.5	4.4	3.5
2013	369	3.4	1.9	5.3	4.2
2014	253	3.4	2.0	5.4	4.4
2015	362	4.0	2.3	6.3	5.1
2016	347	4.6	2.8	7.2	5.9
2017	448	4.8	2.8	7.7	6.3
2018	349	1.8	1.0	2.8	2.2
2019	279	6.5	4.1	10.4	8.6
2020	224	2.3	1.3	3.8	3.0
2021	232	2.6	1.6	4.3	3.5
2022	101	2.5	1.6	4.2	3.5

2022 年は暫定値である。

表 3.　日本海北部における沖底による有漁網数

年	男鹿北部		男鹿南部		新潟沖	
2000	2,061	(8)	2,347	(9)	2,373	(6)
2001	1,239	(9)	3,174	(12)	2,805	(6)
2002	908	(9)	2,974	(9)	1,695	(6)
2003	954	(7)	2,919	(11)	1,523	(5)
2004	701	(6)	2,510	(11)	1,173	(4)
2005	1,603	(10)	2,722	(12)	899	(5)
2006	1,989	(11)	2,541	(13)	276	(2)
2007	2,537	(10)	2,873	(15)	351	(4)
2008	9,301	(11)	6,357	(13)	519	(2)
2009	1,692	(10)	2,994	(15)	456	(2)
2010	1,467	(9)	2,891	(16)	169	(2)
2011	1,085	(10)	2,868	(16)	209	(2)
2012	1,566	(10)	2,845	(10)	87	(2)
2013	1,236	(11)	3,152	(17)	204	(2)
2014	2,413	(10)	3,106	(15)	243	(2)
2015	2,594	(9)	3,168	(17)	266	(2)
2016	2,225	(10)	2,777	(17)	195	(2)
2017	2,721	(10)	1,662	(15)	275	(2)
2018	1,403	(9)	1,980	(16)	78	(2)
2019	2,703	(9)	2,309	(15)	159	(2)
2020	1,872	(9)	1,613	(15)	243	(2)
2021	1,639	(9)	1,417	(9)	291	(2)
2022	2,098	(9)	1,652	(10)	238	(2)

括弧内はハタハタを漁獲した漁船隻数を示す。

2022 年は暫定値である。

表 4.　沖底および定置網の標準化 CPUE と両者の漁獲量で重み付けした沖底・定置標準化 CPUE

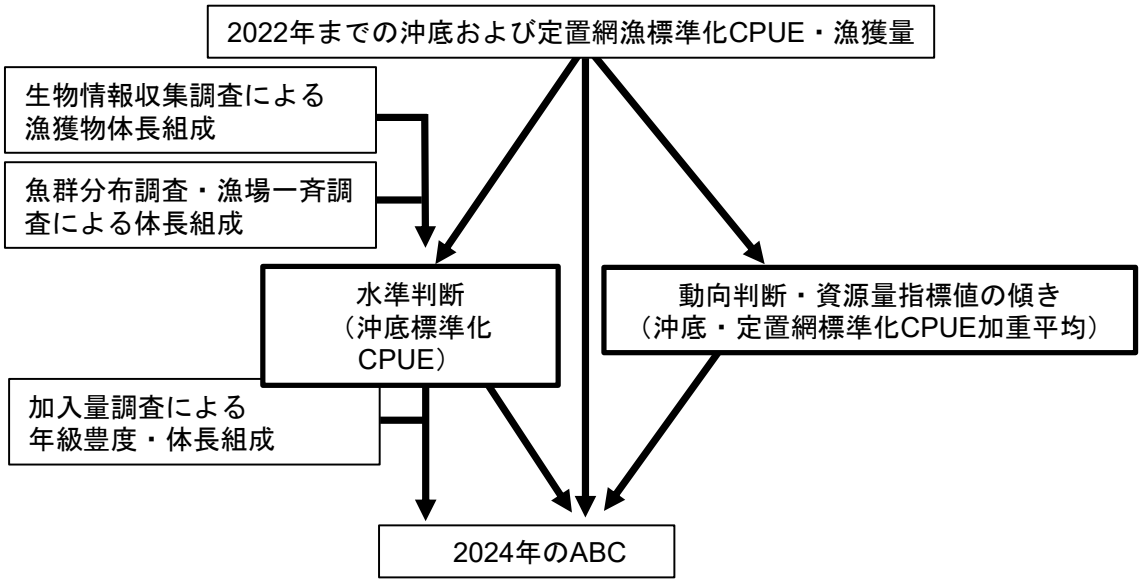
年	沖底			定置網			沖底･定置 標準化CPUE
	漁獲量*1 (トン)	標準化CPUE	規格化*2 標準化CPUE	漁獲量 (トン)	標準化CPUE	規格化*2 標準化CPUE	
2003	1,852	4.8	1.5	2,131	344.1	2.8	2.2
2004	2,043	3.6	1.2	2,290	464.3	3.8	2.5
2005	1,493	2.9	0.9	2,384	173.7	1.4	1.2
2006	1,914	2.3	0.8	2,084	86.6	0.7	0.7
2007	1,555	3.2	1.0	854	47.6	0.4	0.8
2008	998	4.1	1.3	3,217	282.1	2.3	2.1
2009	2,373	6.2	2.0	2,193	159.1	1.3	1.6
2010	1,541	3.5	1.1	1,693	86.3	0.7	0.9
2011	1,708	2.1	0.7	1,566	96.0	0.8	0.7
2012	1,012	2.7	0.9	1,066	86.7	0.7	0.8
2013	1,201	3.4	1.1	1,410	120.7	1.0	1.0
2014	899	3.4	1.1	1,580	138.8	1.1	1.1
2015	1,258	4.0	1.3	1,619	89.9	0.7	1.0
2016	1,052	4.6	1.5	1,066	44.1	0.4	0.9
2017	911	4.8	1.6	615	49.5	0.4	1.1
2018	678	1.8	0.6	795	51.8	0.4	0.5
2019	923	6.5	2.1	762	81.2	0.7	1.4
2020	771	2.3	0.7	243	35.6	0.3	0.6
2021	481	2.6	0.8	178	13.4	0.1	0.6
2022	229	2.5	0.8	177	20.3	0.2	0.5

*1 沖底と小底の合計。

*2 それぞれの平均値で除した値。

2022 年は暫定値である。

補足資料１　資源評価の流れ



補足資料２　秋田県におけるハタハタ漁獲量

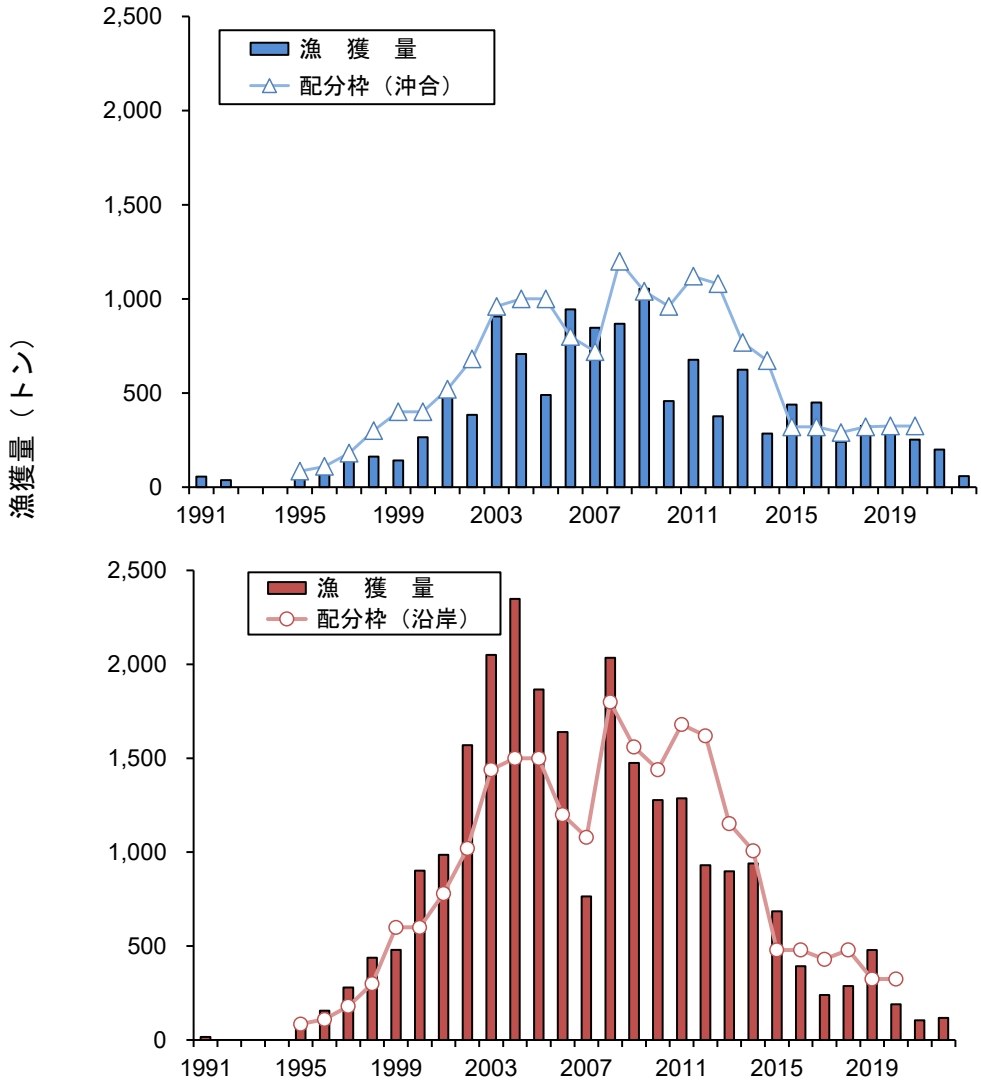
秋田県の漁獲量の推移を補足図 2-1 に示す（秋田県水産振興センター 2023）。1996 年以降、秋田県のハタハタ漁獲量は日本海北部における漁獲量の 4～6 割を占める。秋田県では、県内のハタハタ全面禁漁が解かれた 1995 年から、資源予測に基づき漁業者が漁獲枠を設定し、沖合漁（主に沖底 1 そうびき）と沿岸漁（主に小型定置網）にそれぞれ配分してきた（Makino 2011）。2021 年よりその配分を撤廃し、漁船ごとに水揚げ日数を制限して漁獲量の維持と効率的な操業の両立を図ることになった。沖合漁による漁獲量は 2010 年以降 200～680 トンの範囲で増減を繰り返し、2022 年では 59 トンまで急減した。この値は禁漁が行われた 1990 年代半ばと同水準だった。沿岸漁による漁獲量は 2009～2017 年に減少、2018 年より増加して 2019 年には 479 トンと 3 年振りに配分枠を上回った。その後減少傾向に転じて、2022 年には 117 トンと 1995 年以降 3 番目に少なかった。

2022 年漁況の特徴として、沿岸漁において水揚げがあった日数が極端に少なかったことが挙げられる（秋田県水産振興センター 2023）。沿岸漁の初漁日は海水温の影響を受けている可能性が高い（補足資料 6）。温暖化によって初漁日が遅れて漁期が短くなり、その結果、沿岸漁の低迷が続くことが懸念された。

引用文献

秋田県水産振興センター (2023) 令和 4 年漁期のハタハタ漁獲状況について. 令和 5 年度ハタハタ資源対策協議会資料, 11 pp. https://www.pref.akita.lg.jp/pages/archive/72577 (美の国あきたネット秋田県公式サイト. 2023 年 8 月 18 日)

Makino, M. (2011) Fisheries management in coastal areas. In: Fisheries management in Japan. Springer Science & Business Media, New York, pp. 63-82.



補足図 2-1.　秋田県の沖合漁（上図）・沿岸漁（下図）によるハタハタ漁獲量
縦軸は漁獲量（トン）、横軸は年を示す。1997 年以降は管理漁期（9 月～翌年 6 月）の集計値である。2021 年より漁獲配分枠は未設定。

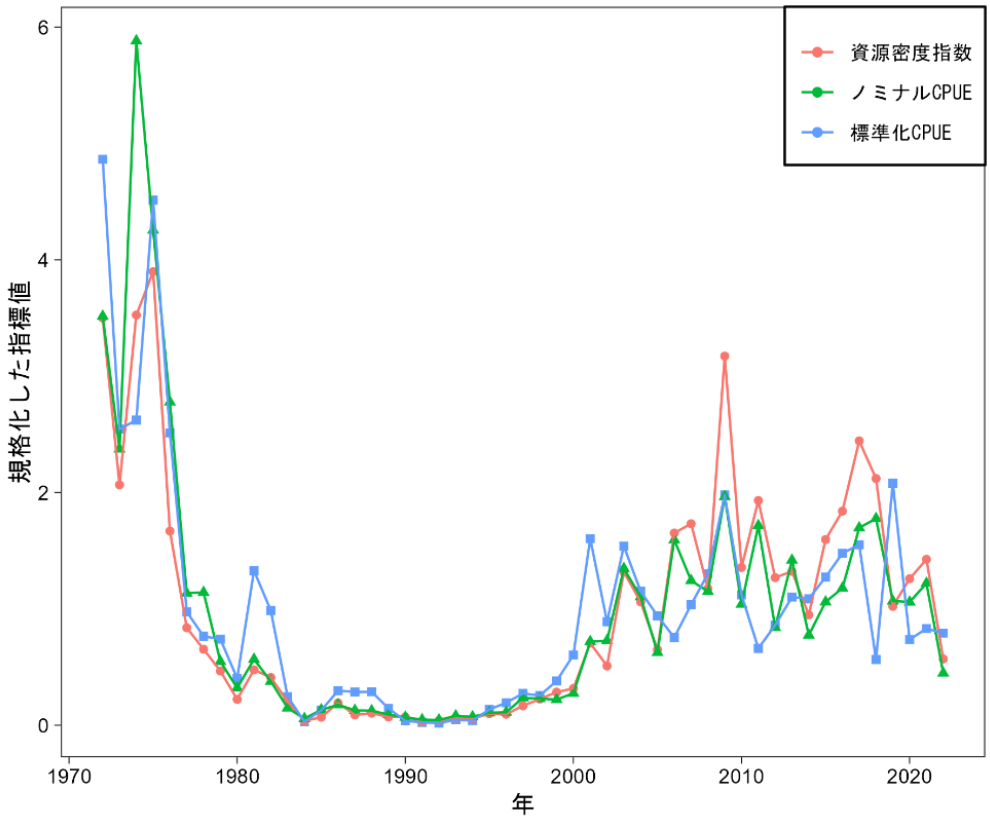
補足資料３　沖底のハタハタ CPUE 標準化の手法

沖底のハタハタ CPUE（一網当たりの漁獲量）の標準化を行った。1972～2022 年の沖底漁績に基づき、緯度経度 10 分漁区解像度の日別・漁船別漁獲量と網数をデータとして用いた。データセットのうちゼロキャッチが 6 割以上を占めることから、CPUE 標準化には Delta-lognormal generalized linear model（Lo et al. 1992）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）を予測するモデルを別々に解析する方法である。モデルの誤差構造として、前者では二項分布、後者では正規分布を仮定した。フルモデルの説明変数として、有漁確率モデルでは年・月・県コード・小海区・年：月・小海区：月を設定した（：は交互作用項を示す）。有漁時 CPUE モデルでは、前述の説明変数に狙い効果（累積漁獲量の 75%を説明するレコードか否か）（Biseau 1998）も加えた。AIC 総当たり法によるモデル選択を行った結果、両モデルともにフルモデルがベストモデルとして選択された。有漁確率モデルおよび有漁時 CPUE モデルについて、小海区別に年効果の最小二乗平均を求めた。有漁確率モデルではロジスティック変換、有漁時 CPUE モデルでは自然指数とし、両者を乗じた値を小海区別に算出した。そして、その値を小海区ごとの有漁漁区数で重み付けした平均値を当系群の標準化 CPUE と定めた（補足図 3-1）。計算過程およびモデル診断の詳細は FRA-SA2023-RC05-0301 を参照願いたい。

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. Aqua. Living Res., **11**, 119-136.

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.



補足図 3-1.　資源評価に使用した標準化 CPUE、資源密度指数およびノミナル CPUE の時系列

各々の平均で割った値を示した。

補足資料４　ハタハタ定置網漁 CPUE 標準化の手法

本系群では沖底の標準化 CPUE を資源量指標値に採用してきた。その一方で、青森県および秋田県における定置網漁の漁獲量が全体の約 5 割を占めており、この漁獲情報も考慮して、より包括的に資源動向を判断する方が望ましい。また、秋田県定置網漁に関しては漁場の善し悪しが年によって異なることが指摘されており（秋田県水産振興センター 2020）、漁場など資源密度以外の影響を取り除いた資源の年トレンドを抽出する必要がある（庄野 2004）。そこで、2003 年以降の青森県および秋田県定置網漁の操業情報を入手し（青森県産業技術センター水産総合研究所および秋田県水産振興センター　私信）、統計モデルを構築して標準化 CPUE を求めた。

以下をフルモデルとして設定した。

$$\log(CPUE) \sim 年 + 旬 + 漁協 + 年 \times 漁協 + (1|年 \times 旬) + (1|年 \times 旬 \times 漁協)$$

CPUE は漁獲量を出漁隻数で割った値であり、漁協は青森県鰺ヶ沢町漁業協同組合、秋田県北部・北浦・船川・金浦総括支所の 5 箇所を定めた。前述のとおり、CPUE は漁獲時期や漁場によって異なり、それらの影響度は年によって異なることが想定されたため、フルモデルの説明変数として、年、旬、漁協とそれらの交互作用を固定効果として設定した。ただし、年×旬と年×旬×漁協に関しては変数の組み合わせに欠測が生じるため、これらをランダム効果として扱った（岡本ほか 2016）。Zurr et al.（2009）に基づき、ランダム効果を含むモデル選択として、まず制限付き最尤法による AIC を用いてランダム効果のみ異なるモデル候補の中からモデル選択を行い、ランダム効果の構造を決定した。次に、ランダム効果を固定した上で、固定効果の組み合わせの異なるモデルを最尤推定した。ランダム効果の選択では、フルモデルの AIC が最も小さく、フルモデルが選択された。固定効果の選択では、フルモデルから年と漁協の交互作用を除いたモデルの AIC が最も小さく、ベストモデルとして選択された。層別（年・旬・漁協）ブートストラップ標本を 1,000 個生成し、各標本にベストモデルを適用して年の LSMEAN を求め、その 95%信頼区間を計算した。標準化 CPUE をブートストラップ標本で求めた LSMEAN の中央値と定めた（補足図 4-1）。計算過程およびモデル診断の詳細は FRA-SA2023-RC05-0302 を参照願いたい。

引用文献

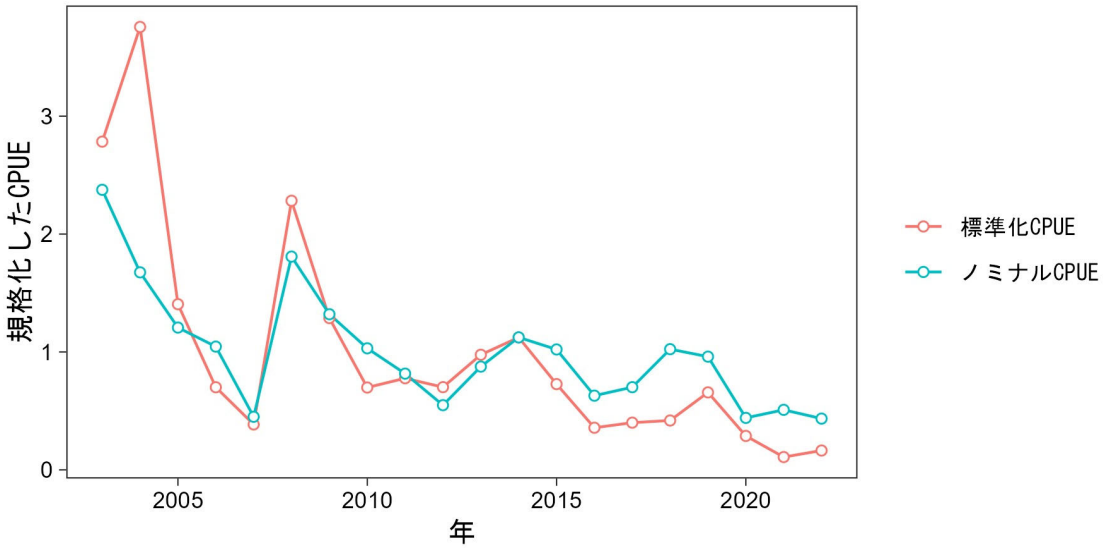
秋田県水産振興センター (2020) 令和元年漁期ハタハタ資源対策協議会資料. 令和元年度ハタハタ資源対策協議会資料, 8 pp. https://www.pref.akita.lg.jp/pages/archive/45638 (美の国あきたネット秋田県公式サイト. 2020 年 6 月 16 日)

岡本　俊・山下紀生・加賀敏樹 (2016) 小型いか釣り漁業データを用いたスルメイカ冬季発生系群の CPUE の標準化. 日水誌, **82,** 686-698.

庄野　宏 (2004) CPUE 標準化に用いられる統計学的アプローチ. 水産海洋研究, **68**, 106-120.

Zuur, A., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, and G. M. Smith (2009) Mixed effects models and

extensions in ecology with R. Springer Science & Business Media, New York, USA, 574pp.



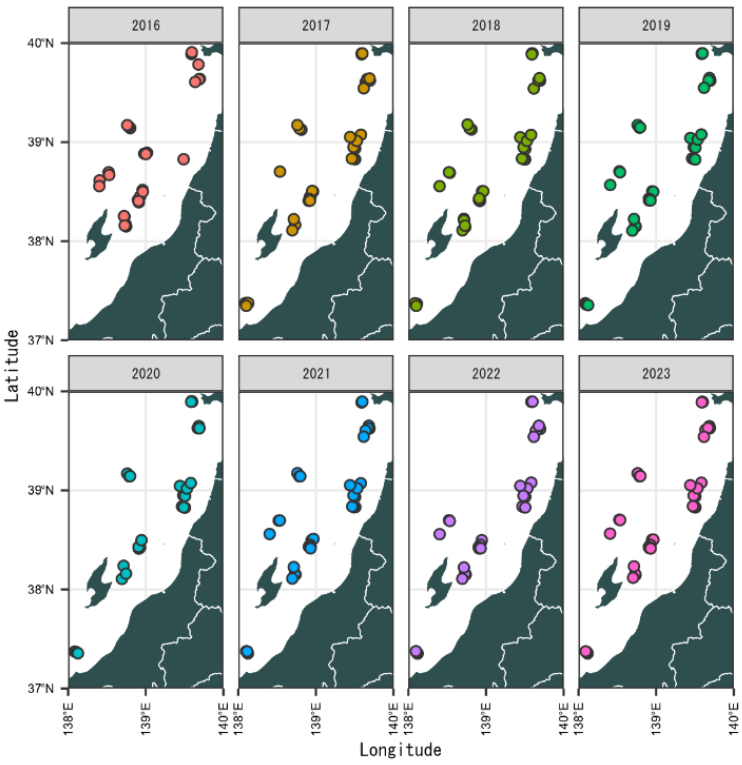
補足図 4-1.　2003～2022 年青森県および秋田県定置網漁の標準化 CPUE とノミナル CPUE
比較のため、各指標値をそれぞれの平均値で除して規格化した。

補足資料５　大型桁網調査による資源量推定の試み

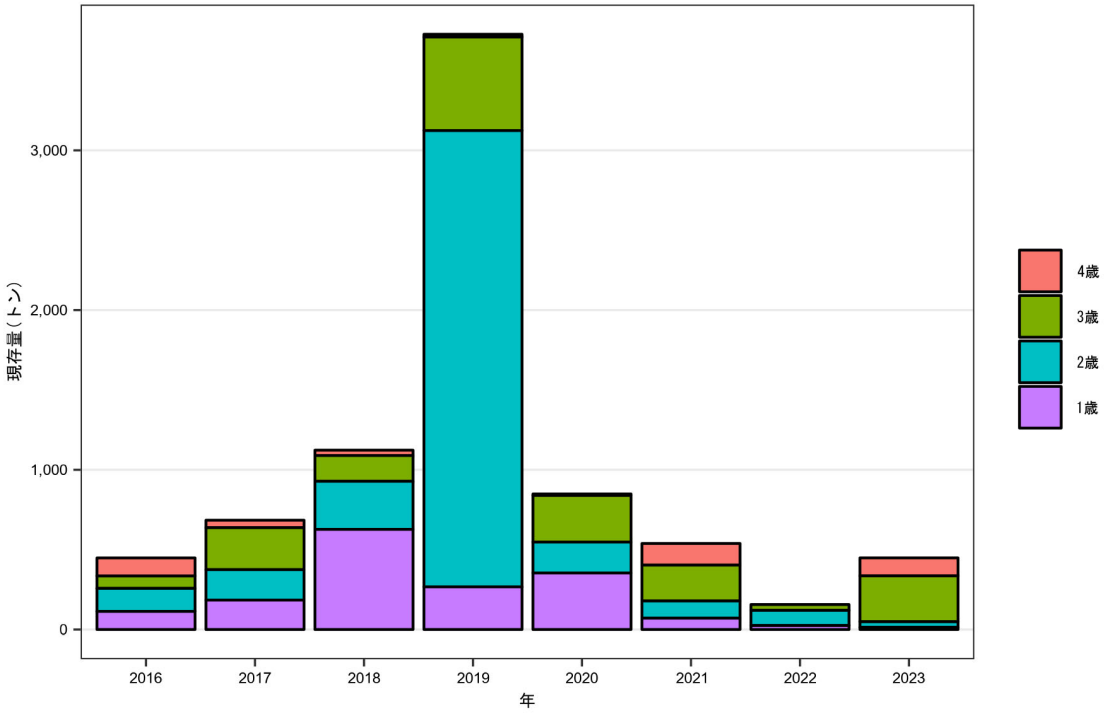
水産資源研究所水産資源研究センターでは 2016～2023 年 7～8 月に秋田県から新潟県の沿岸において大型桁網（網幅 6.8 m、網高 1.0 m、袋網目合 20 mm）を用いた底魚類の採集調査を実施している（日本海北部底魚資源調査、2016～2017 年はみずほ丸、2018 年以降は天鷹丸を使用）。このうち水深 200～500 m の定点（補足図 5-1）における採集データを基にハタハタの現存量を推定した。

採集したハタハタの年齢を標準体長に基づき便宜的に定めた（0 歳：90 mm 未満、1 歳：90～140 mm、2 歳：140～170 mm、3 歳：170～200 mm、4 歳：200 mm 以上）。曳網距離に網幅を乗した曳網面積により、各曳網回の採集数を分布密度に換算した。採集効率を 0.3 と仮定した。そして、農林統計の小海区（男鹿南、新潟沖）ごとに水深帯 200～300 m、300～400 m、400～500 m を設けて計 6 つに層化し、面積密度法により現存量を推定した。

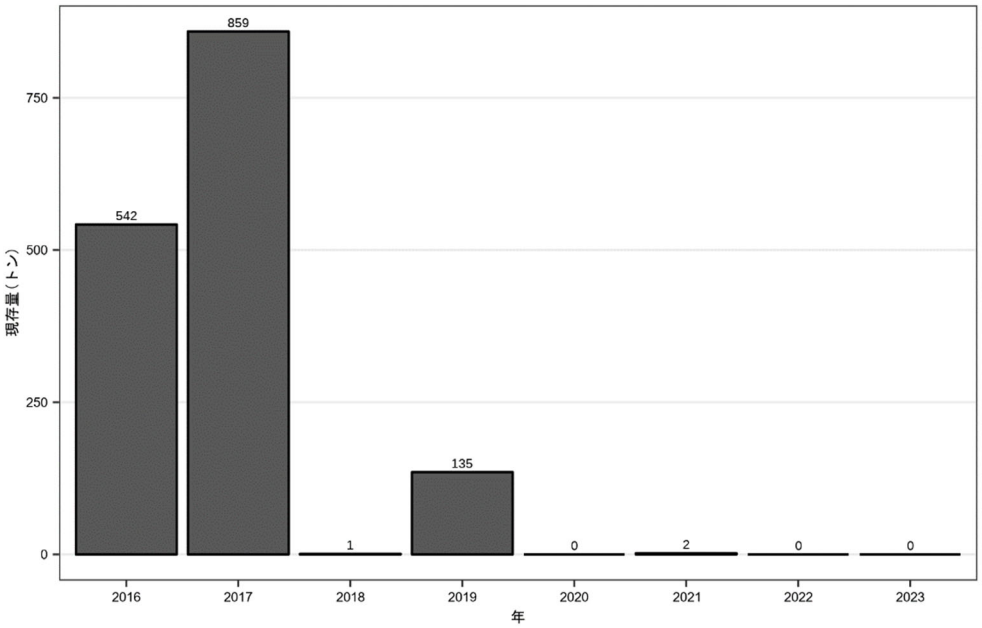
ハタハタの現存量は 2016～2019 年にかけて 1～2 歳魚を中心に増加したと推定された（補足図 5-2）。2019 年では前年に比べて 1 歳魚は減少するものの 2 歳魚の増加が著しく、全体として現存量は 2018 年に比べて大きく増加した（補足図 5-2）。2020 年以降、現存量は減少傾向に転じ、2023 年は調査開始以降で最低だった 2022 年を上回ったものの、低水準だった。2024 年以降に漁獲の主体となる 2022 年級（2023 年 1 歳魚で漁獲）および 2021 年級（2023 年 2 歳魚で漁獲）の現存量は調査開始以降で最も少なく推定された（補足図 5-2）。0 歳魚の現存量は 2018 年以降、2019 年を除いて低水準（0～2 トン）に留まっており（補足図 5-3）、本系群の再生産が上手く機能していない可能性がある。



補足図 5-1.　桁網調査定点（2016～2023 年）



補足図 5-2.　桁網調査に基づくハタハタ年齢別現存量



補足図 5-3.　桁網調査に基づくハタハタ 0 歳魚の現存量

補足資料６　日本海北部海域におけるハタハタ不漁要因に関する検討

ハタハタの漁況は海水温の影響を受けると古くから指摘されてきた。杉山（2002）は男鹿半島地先の 150 m 深における 12 月上旬の水温が 13℃以上あった場合、定置網漁の初漁日が遅れる傾向にあることを示し、水温が沿岸漁獲量に影響を与える一因と主張した。Sakuramoto et al.（1997）は秋田県のハタハタ漁獲量と男鹿半島地先の層別水温を解析し、総漁獲量の変動は 100～150 m および 200～300 m 深の水温で説明できることを示した。また、一般的に魚類の初期生残は餌料生物が少ないと低下するとされ、このことは飼育下のハタハタ稚魚でも確かめられている（森岡 2002）。そこで、近年（2020～2022 年）の不漁要因を探る端緒として、沖底および定置網漁の漁況と沿岸水温の関係を改めて整理し、ハタハタ幼稚魚の餌料生物密度を調べた。

沿岸水温の情報として、日本海水温解析情報提供システム（http:// jsnfri.fra.affrc.go.jp/Physical/temperature/index.html）が提供する 0.5 度メッシュごとの層別水温（0～200 m）、秋田県公式サイト（https://www.pref.akita.lg.jp/pages/archive/61800）が提供する男鹿半島船川港の水温を用いた。餌料生物の情報として、山形県水産研究所が酒田沖で観測するプランクトンデータを用いた。酒田沖は主産卵場である男鹿半島から南方へ約 100 km 離れているが、ハタハタ稚魚は成長とともに浅場から深場へ南下しながら移動することから（杉山 2002）、酒田沖のデータをハタハタ幼稚魚の餌料生物量の指標として便宜的に扱った。3～5 月にノルパックネットを用いて採集したプランクトンのうち、ハタハタ幼稚魚の餌生物として代表的な枝角類、橈脚類、端脚類（甲本ほか 2011）を解析対象とした。目的変数としてプランクトン 3 種の密度、説明変数として年と月を持つ一般線形モデルを構築し、年効果の最小二乗平均をその年の餌料生物密度の指標とした。

ハタハタが漁獲される漁区における 200 m 深の平均水温は 3 小海区ともに変動を伴いながらも昇温していた（補足図 6-1）。沖底による 11～12 月（主漁期）のハタハタ漁獲量は、男鹿南・新潟沖では平均水温が高いと減少する傾向にあった（補足図 6-2）。メカニズムは不明であるが、現代においても沖底の漁獲量は沿岸水温の影響を受けていて、昇温によって沖底の漁獲量が減少している可能性が示唆された。

ハタハタの主産卵場である男鹿半島地先（北緯 39.5～40.5 度、東経 139～140 度）の 100、200 m 深の水温は、2015 年以降昇温傾向にあり、2021～2022 年は 2000 年以降で最高水準に近い値だった（補足図 6-3）。そして、秋田県ハタハタ定置網漁の初漁日は男鹿半島沖合 200 m 深の水温が高いほど有意に（一般線形モデル、p = 0.005、補足図 6-4）、僅かに有意でないものの産卵場となる船川港の水温が高いほど遅れる傾向にあった（補足図 6-5）。杉山（2002）は、水深 250 m、水温 1.5℃前後に生息するハタハタ成熟個体にとって、途中に高い水温帯があると、それが生理的障害となって産卵接岸の妨げになると推察した。実際、本来 5～10 m の藻場に産卵（渋谷ほか 1985）するハタハタが、150～200 m 深に敷設された漁具に産卵することが近年確かめられるようになった（秋田県振興センター 2022）。また、ハタハタ卵塊密度も極めて低い水準に留まり（図 15）、0 歳魚の出現も近年（2020～2023 年）殆ど確かめられていない（補足図 5-3）。冬季における海水温の昇温が産卵接岸行動を阻害し、ハタハタ再生産に負の影響を及ぼしている可能性がある。

山形県酒田沖における餌料生物密度は 2018 年以降顕著に減少していた（補足図 6-6）。

餌生物の不足によって生残率が低下していないか、フィールド調査で採集したハタハタ幼稚魚の耳石日周輪解析（工藤ほか 2012）などを通じて、今後検証する必要がある。また、ハタハタ稚魚は成長とともに浅場から深場へ移動するが、男鹿半島地先における春季の表層および 50 m 深水温は長期的な昇温傾向を示し、かつ、2019～2023 年は最高水準に近かった（補足図 6-7）。ハタハタ稚魚にとって 8～12℃が適水温であり（森岡 2002）、14℃以上で成長停滞（Tsukamoto et al. 1991）や大量死亡（前山 1985）が生じることから、水温が高い環境はハタハタ稚魚の生育に好ましくないと考えられる。男鹿半島地先の春季水温は成長停滞を引き起こす 14℃を下回っているものの、昇温傾向にあることがハタハタ稚魚の生残率の低下を引き起こしているのかもしれない。

引用文献

秋田県水産振興センター (2022) 令和 3 年漁期のハタハタ漁獲状況について. 令和 3 年度ハタハタ資源対策協議会資料, 13 pp. https://www.pref.akita.lg.jp/pages/archive/61056 (美の国あきたネット秋田県公式サイト. 2023 年 8 月 21 日)

甲本亮太・工藤裕紀・高津哲也 (2011) 秋田県沿岸におけるハタハタ仔稚魚の水深別分布と食性. 水産増殖, **59**, 615-630.

工藤充弘・髙津哲也・福井翔太郎・甲本亮太（2012）陸奥湾におけるハタハタ稚魚の豊度と成長履歴. 魚類学雑誌, **59,** 21-35.

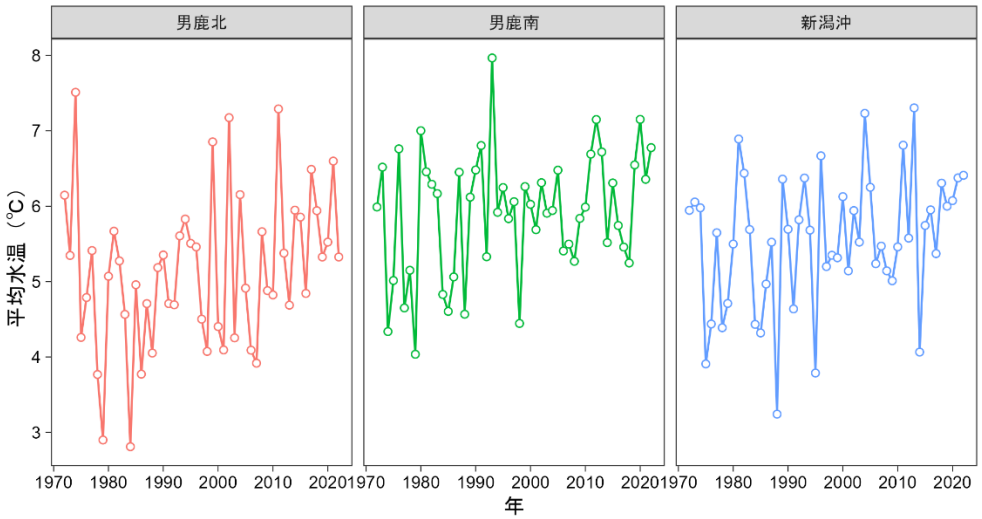
前山　清 (1985) K-7 ハタハタ（能登島事業場）. 昭和 59 年日栽協事業年報, 日栽協, 188-194.

森岡泰三 (2002) ハタハタの種苗生産に関する調査・研究. ハタハタの生物特性と種苗生産技術 (栽培漁業技術シリーズ No. 8), 日本栽培協会, 東京, 21-72.

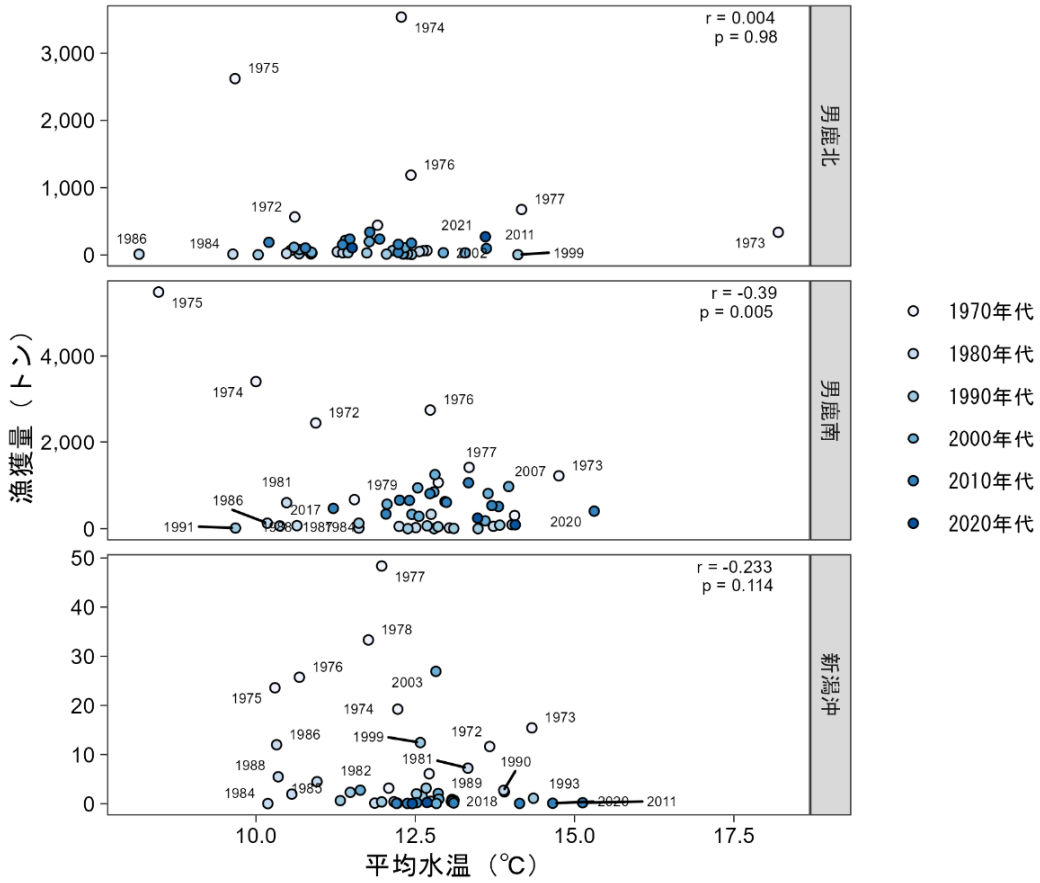
渋谷和治・伊勢谷治弘・斉藤　寿・山田潤一 (1985) 男鹿半島台島地区におけるハタハタの産卵状況. 秋田県栽培セ事業報告書, 秋田県栽培漁業センター, 120-125.

杉山秀樹 (2002) ハタハタの生物特性. ハタハタの生物特性と種苗生産技術 (栽培漁業技術シリーズ No. 8), 日本栽培協会, 東京, 7-20.

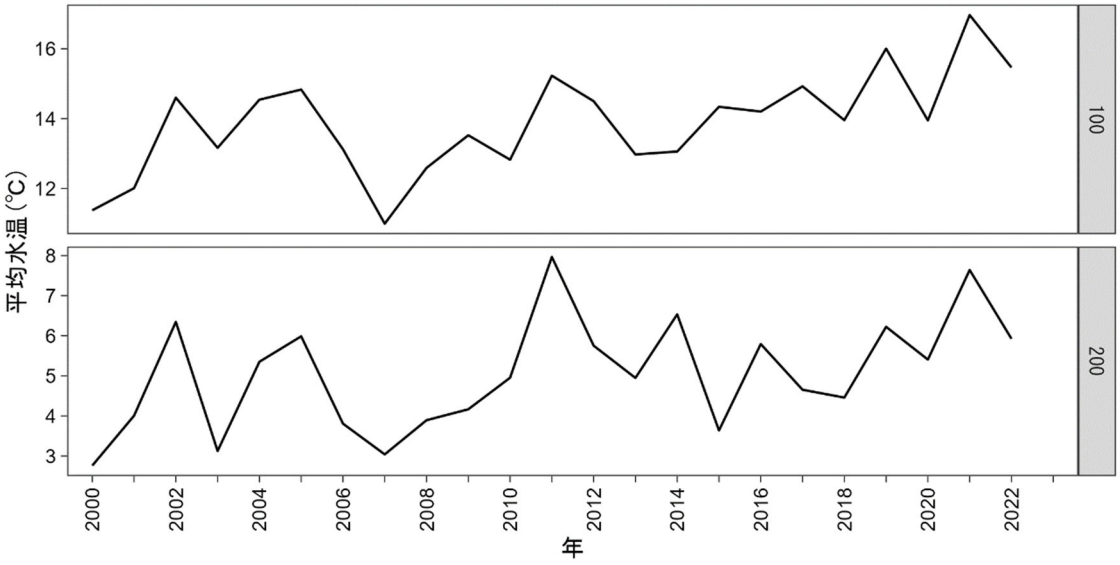
Tsukamoto, K., Y. Shima, and J. Hirokawa (1991) Estimation of early growth history in the Japanese sandish with otolith microstructure. Nippon Suisan Gakkaishi, **57,** 585-589.



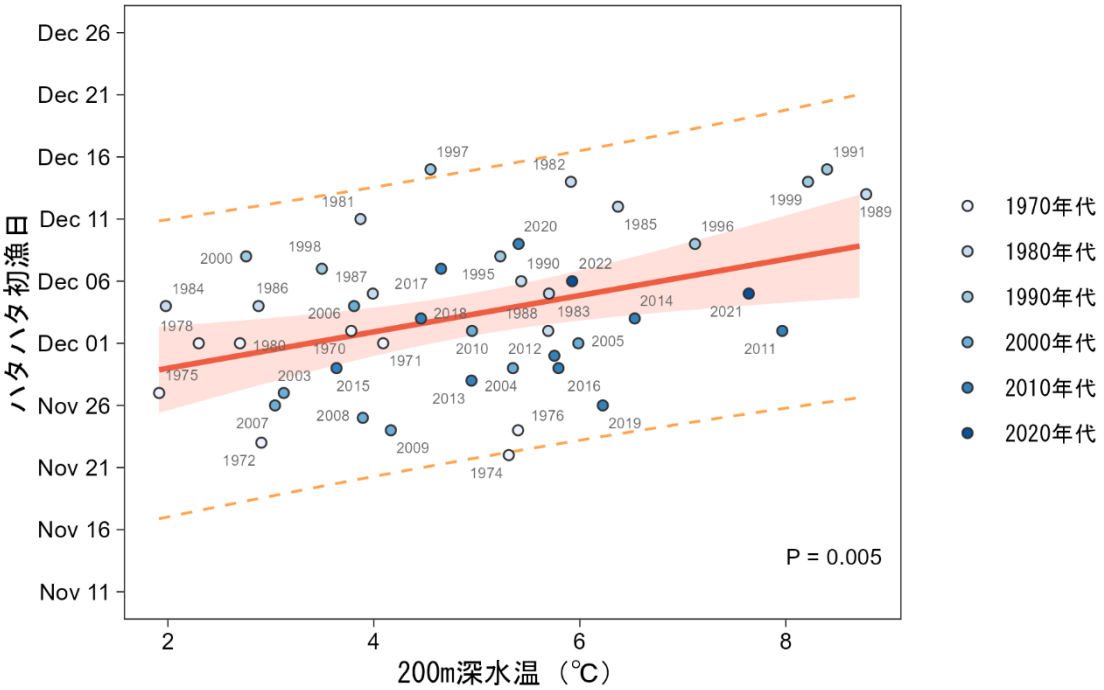
補足図 6-1.　ハタハタが漁獲される漁区の 200 m 水深帯における平均水温（1971～2022 年）



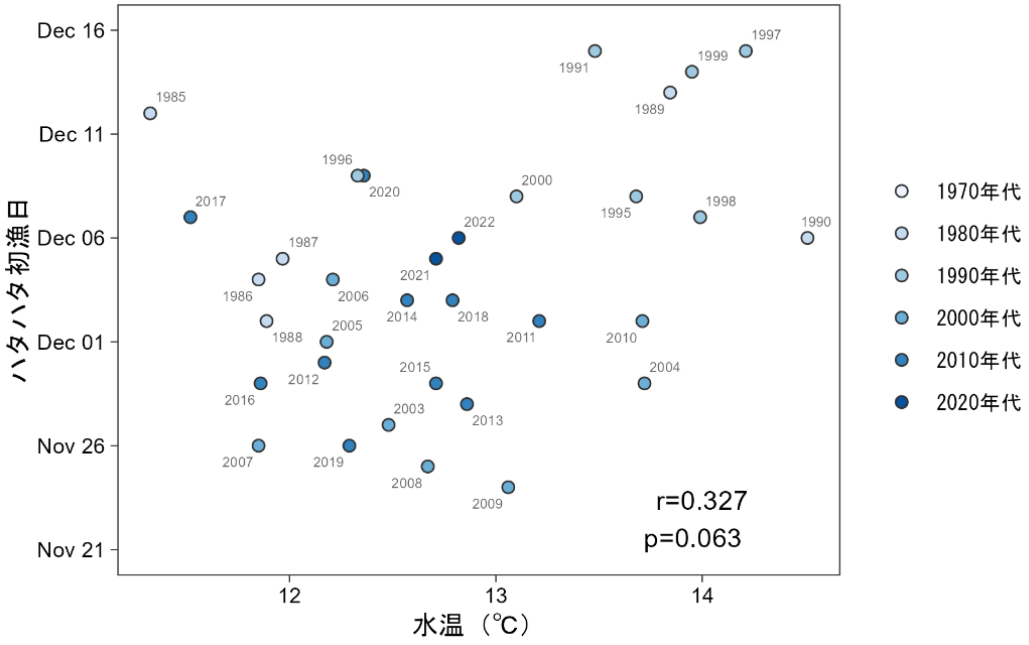
補足図 6-2.　11～12 月における沖底のハタハタ漁獲量と平均水温（1972～2022 年）
平均水温は 4 層（50、100、150、200 m）の平均であり、添え字は年を示す。



補足図 6-3.　ハタハタ産卵場となる男鹿半島沖合における 12 月の 100、200 m 帯の平均水温（2000～2022 年）

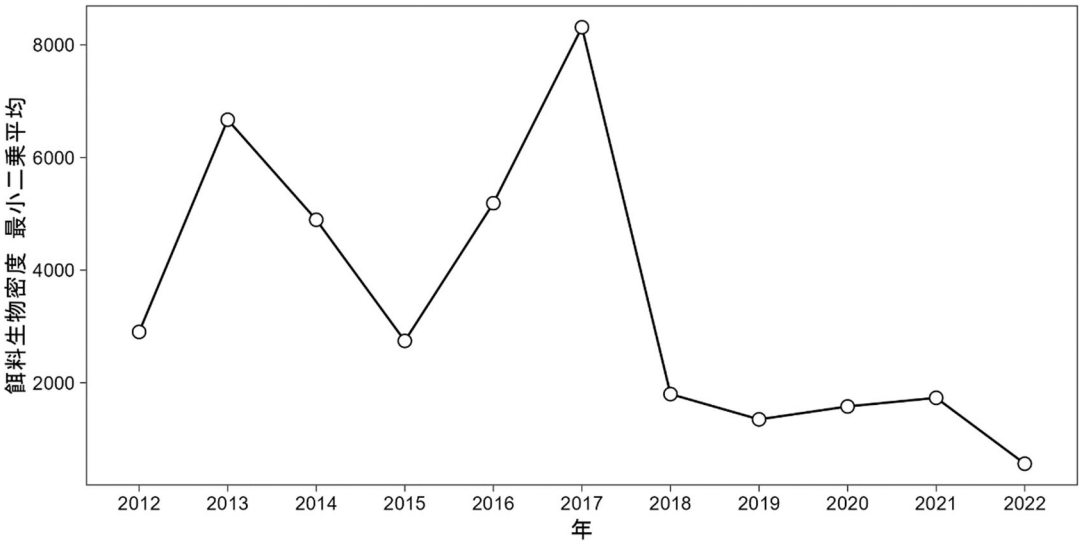


補足図 6-4.　秋田県定置網漁のハタハタ初漁日と男鹿半島沖合 200 m水温の関係
2000 年以前の初漁日は杉山（2002）の図Ⅱ 4-8 を参照した。実線は予測値、帯と点線は 95%信頼区間および予測区間、添え字は年を示す。

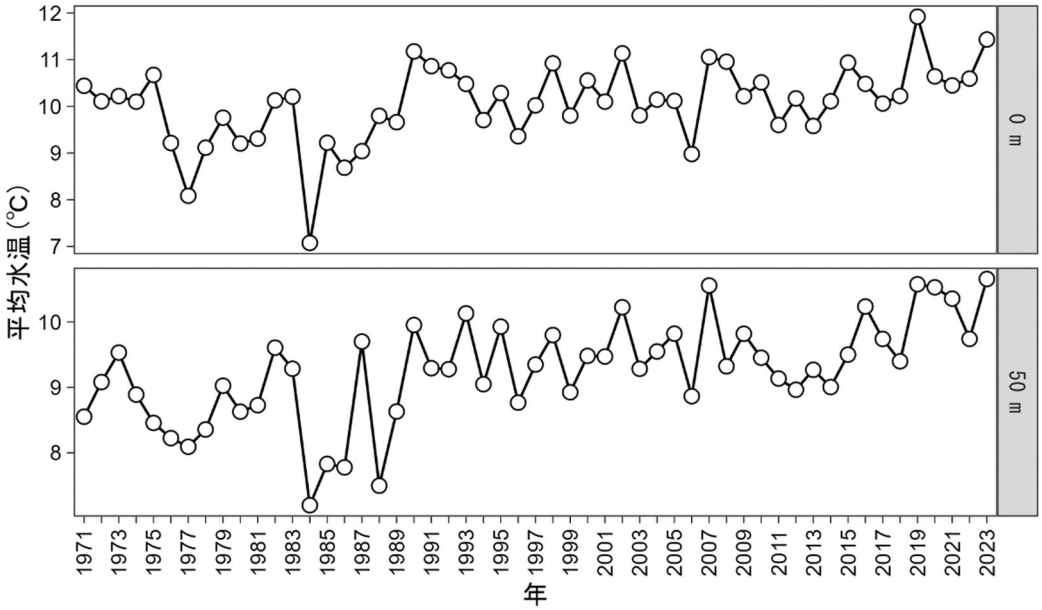


補足図 6-5.　秋田県定置網漁のハタハタ初漁日と男鹿半島船川港における 12 月の水温の関係

2000 年以前の初漁日は杉山（2002）のデータを参照した。添え字は年を示す。



補足図 6-6.　山形県酒田沖における春季のハタハタ餌料生物密度



補足図 6-7.　ハタハタ幼稚魚の成育場となる男鹿半島沖合における 3～5 月の表層（0 m）および 50 m 深の平均水温（1971～2023 年）