

令和 4（2022）年度タチウオ日本海・東シナ海系群の資源評価

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

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

要 約

本系群の資源状態について、以西底びき網漁業、沖合底びき網漁業および調査船調査データを用いた多変量自己回帰状態空間モデルによる資源量指数（AI）、大中型まき網のCPUEの経年変動により評価した。その結果、本系群の2021年の資源水準は低位、動向は横ばいと判断した。

過去、我が国では東シナ海、黄海の広範な海域で操業される以西底びき網漁業によりタチウオを漁獲していたが、同漁業による漁獲量は減少し、近年では沿岸域での釣り漁業、定置網漁業などが主体となっている。また、大中型まき網漁業や沖合底びき網漁業による漁獲も見られるが、本種はこれらの漁業による主要な漁獲対象ではない。我が国による本種の漁獲量は1960年代には最大5万トンを超えたが、以西底びき網漁業の衰退と共に減少し、1989年には1万トン、2002年には5千トンを下回った。2010年以降は概ね2千トン未満で推移しており、2016年に最低値である1,200トンを記録した。近年では増加傾向を示しており、2021年には3,253トンとなった。資源水準は低位と判断されるため、我が国周辺水域に加入した資源を持続的に利用するためには、漁獲量を抑制して資源を回復させる必要がある。ただし、現在、本系群の漁獲量の99%以上が周辺国の漁業によるものであるため、実効性のある資源管理には、中国および韓国の協調が必要である。ABCの算定においては、令和4年度ABC算定規則2-1)に基づき、現状の資源水準および我が国EEZ内における資源量指標値の変動傾向に合わせた管理基準を採用した。

管理基準	Target/ Limit	2023 年 ABC (百トン)	漁獲割合 (%)	F 値
0.7・Cave3-yr・1.19	Target	16.3	—	—
	Limit	20.4	—	—

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。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。ABCtarget = α ABClimit とし、係数 α には標準値 0.8 を用いた。Cave3-yr は 2019～2021 年の平均漁獲量。

年	資源量 (百トン)	親魚量 (百トン)	漁獲量 (百トン)	F 値	漁獲割合 (%)
2017	—	—	15	—	—
2018	—	—	20	—	—
2019	—	—	17	—	—
2020	—	—	24	—	—
2021	—	—	33	—	—

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	漁業・養殖業生産統計年報(農林水産省) 主要港水揚量(秋田～熊本(15)府県) 水産統計(韓国海洋水産部)(2022年5月) 中国漁業統計年鑑(中国農業農村部漁業漁政管理局)
漁獲量・漁獲努力量・ CPUE・資源密度指数	以西底びき網漁業漁獲成績報告書(水産庁) 沖合底びき網漁業漁獲成績報告書(水産庁) 大中型まき網漁業漁獲成績報告書(水産庁) 漁業・養殖業生産統計年報(農林水産省)
資源量調査	資源量直接推定調査「底魚類現存量調査(東シナ海)」着底トロール(5～6月、水研) 東シナ海底魚資源分布生態調査(I) 着底トロール(9月、水研) 東シナ海底魚資源分布生態調査(II) 着底トロール(12月、水研)

1. まえがき

1980年代までは以西底びき網漁業が主漁法であり、我が国によるタチウオ総漁獲量の7～8割を占めていた。その後、以西底びき網漁業の衰退に伴い同漁業による漁獲量は急減し、現在はピーク時の0.1%以下となった。近年、我が国における漁獲は、大中型まき網漁業および沿岸域を中心としたはえ縄漁業、定置網漁業、ひき網釣り漁業などが主体となっている。また、日韓漁業協定に基づき、2016年6月まで韓国漁船も日韓暫定水域を除く我が国EEZ内でタチウオを漁獲していた。韓国による同海域での漁獲量は2000年以降減少傾向にあったが、2005年以降は増加に転じ、2010年には我が国による漁獲量と匹敵する値となった。ただし、2016年7月以降、日韓漁業協定が両国間で合意に至っていないため、現在では当該海域での韓国漁船による操業は行われていない。中国は、日中暫定措置水域を含む東シナ海においてタチウオを漁獲しており、現在では本系群の漁獲の大部分を占めている。

2. 生態

(1) 分布・回遊

タチウオは、北海道以南の日本各地沿岸域から東シナ海、朝鮮半島西岸および黄・渤海に分布する（図 1）。本種の系群に関する研究は日本および中国で盛んに行われ、細分化されてきたが、黄・渤海沿岸で産卵し、冬季に済州島西部で越冬する黄・渤海系群と、バーレンから温州湾沿岸で産卵し、東シナ海中・南部で越冬する東シナ海系群に分けるのが妥当であるとされている（山田 1964、密ほか 1999）。ただし、本種のような生活史を通して大きな回遊をしない魚種で、資源量が急激に減少した種では分布域が分断されやすいので系群分けに際しては注意が必要である。

また、近年の春期の調査船調査では、冬～春期に中国沿岸で産卵されたと思われる本種の卵稚仔が東シナ海の広い範囲で出現することが確認されており、系群毎に産卵場が分離しているとはいえない状況である。従って、現状では東シナ海、黄・渤海から対馬暖流域に至る個体群を一つの集団とし、日本海・東シナ海系群として取り扱う。

(2) 年齢・成長

2003～2005 年に採集されたタチウオ 1,426 個体の耳石年輪の計数・計測から、年齢および成長を明らかにした（図 2）。タチウオの耳石には春生まれとされる第 1 輪の輪径が大きい W 型と秋生まれとされる第 1 輪の小さい N 型が存在することが知られている（宗清・桑原 1988a、阪本 1975a）。本調査において計測された第 1 輪径は 1.24～3.20 mm と広範囲にわたるが、その頻度分布では明瞭に W 型と N 型を区別することはできなかった。そこで本調査では過去の研究結果をふまえ（阪本 1975a、鈴木・木村 1980、宗清・桑原 1988a、呉・多部田 1995）、便宜的に輪径 2.2 mm 以上を W 型、2.2 mm 未満を N 型として取り扱った。一方、長崎県五島の標本での解析では第 1 輪の形成は 5 月前後とされている（一丸・品田 2010）。本系群の第 1 輪径による発生群のタイプ分けについては、産卵の情報等を加味して今後さらに標本数を増やし検討する必要がある。得られた年齢 (t) と肛門前長 (Lt: mm) の関係に von Bertalanffy の成長式を適用した。計算した W 型の成長様式は若狭湾（宗清・桑原 1988a、1988b）、紀伊水道（阪本 1975a）および東シナ海（呉・多部田 1995）のものとはほぼ一致した。なお、本種の寿命は 8 歳程度と推定されている。

雌・N 型	(秋生まれ群) : $Lt=316.9(1-e^{-1.102(t+0.012)})$
雌・W 型	(春生まれ群) : $Lt=457.8(1-e^{-0.421(t+0.369)})$
雄・N 型	(秋生まれ群) : $Lt=275.1(1-e^{-1.791(t+0.137)})$
雄・W 型	(春生まれ群) : $Lt=326.0(1-e^{-1.031(t+0.036)})$

(3) 成熟・産卵

1 歳魚の 40%前後が成熟し、2 歳魚では 80%以上、3 歳で 100%が成熟する（宗清・桑原 1988b、呉・多部田 1995、密ほか 1999）。ただし、タチウオの年齢別成熟率については、資源状況等により変化することが示唆されており（山田 1971、阪本 1975b、一丸・品田 2010）、海域や年代の差が大きいと考えられる。産卵盛期は春と秋に分かれ、日本海西部海域（若狭湾）では秋生まれ（宗清・桑原 1984）、東シナ海および紀伊水道では春生まれが多い（三栖 1959、阪本 1975b、呉・多部田 1995）。

2004～2007 年に五島周辺海域を含む長崎県沿岸で漁獲された標本を用いた雌雄の生殖腺指数（生殖腺重量（g）/ 肛門前長（cm） $\times 10^4$ ）の月別推移（図 3）では、雌雄とも春季の 3～4 月に急激に増加した後、10 月頃まで高い水準を示している。この結果からは、他の海域でみられるような産卵盛期の 2 峰性は認められず、産卵期は産卵盛期である 4 月から秋季まで継続すると推定された。

主な産卵域は黄・渤海を含めた中国沿岸で、我が国では五島列島沿岸、対馬近海および若狭湾などから報告されている（宗清・桑原 1984、花渕 1989、山田ほか 2007、一丸・品田 2010）。

（4）被捕食関係

肛門前長が 200 mm 以下の小型個体はソコシラエビ、オキアミ目、シャコ目等の小型甲殻類を捕食することが多く、中・大型個体は、カタクチイワシ、トウゴロウイワシ、キビナゴ、イカナゴ等の小型魚類を捕食する（三栖 1964、最首・最首 1965、鈴木・木村 1980、新野ほか 2017）。タチウオは成長に伴い魚食性が強くなる。本種の被食に関する報告はないが、共食い現象がみられ、特に密集期である越冬期と産卵期に多い。

3. 漁業の状況

（1）漁業の概要

東シナ海の沖合においては以西底びき網漁業および大中型まき網漁業で、対馬海峡周辺海域および日本海の沖合域では沖合底びき網漁業によりタチウオが漁獲される。以西底びき網漁業および沖合底びき網漁業では、夏季休漁が実施されている。日本海では定置網や延縄、長崎県沿岸域ではひき縄釣り漁業および小型定置網漁業、熊本県ではひき縄釣り漁業および一本釣り漁業による漁獲が主体である。中国は日中暫定措置水域を含む東シナ海において主に底びき網、帆張網（あんこう網）、打たせ網などによりタチウオを漁獲している。韓国は主に済州島周辺で延縄、底びき網などによりタチウオを漁獲している。また、近年まで日韓間では相互入漁が実施されており、韓国は対馬海峡から日韓南部暫定水域南方にかけての我が国 EEZ の広い範囲で、タチウオを主対象とした延縄漁業を行っていたが、2016 年 7 月以降は行われていない。

（2）漁獲量の推移

東シナ海においては以西底びき網漁業が盛んであった頃は、その主要な漁獲物がタチウオであり、1967 年には 5 万トンを超える漁獲量を記録した。その後、同漁業の衰退により漁獲量は急減し、1996 年には 1,000 トンを、2000 年には 100 トンを下回った。2005 年以降はほぼ 30 トン未満で推移しており、2021 年は過去最低値の 6 トンであった（図 4、表 1）。沖合底びき網漁業（2 そうびき）においても、1960 年代には 2 千トンを超える漁獲量がみられたが、1970 年代後半から千トンを下回り、2007 年には 66 トンにまで減少した。2008 年には 170 トンの漁獲があったが再び減少し、2021 年の漁獲量は 1 そうびきと合わせても僅か 12 トンであった（図 4、表 1）。大中型まき網漁業による漁獲量は、1995 年以降、以西底びき網漁業を上回っており、2001 年までは千トン以上で推移したが、その後は変動しながら千トン未満で推移している。2021 年の大中型まき網の漁獲量は、近年としてはやや

多く、2008 年以降では最大となる 617 トンであった（図 4、表 1）。2000 年以降はひき縄釣り漁業による漁獲割合が増加し、漁業種別では最も多い漁獲を記録した。2009 年以降は減少傾向で推移し、2016 年には 196 トン（一本釣りによる漁獲も含む）となったが、その後は増加に転じ、2021 年の漁獲量は 2000 年代半ばと同水準の 922 トン（同上）であった（図 4、表 1）。地域別に見ると、ひき縄釣り漁業が盛んな長崎県や熊本県の漁獲が多い（図 5）。本系群で、我が国の漁船が漁獲するタチウオの漁獲量は 2010 年以降、概ね 2,000 トン未満で推移してきたが、2016 年に最低値である 1,200 トンを記録してからは増加傾向にあり、2021 年には 3,253 トンとなった。

韓国による漁獲量は、1983 年には 15 万トン以上であったが、1991 年には 10 万トンを下回り、2005 年には 6 万トンとなった（図 6、表 1）。以降は漸増し、2009 年に 8.5 万トンまで回復したが、再び減少に転じ、2012 年には 3.3 万トンとなった。2016 年に過去最低値の 3.2 万トンを示して以降は増加傾向にあり、2021 年の漁獲量は 6.3 万トンであった。

過去に東シナ海域で集計された中国の漁獲データ（1956～2000 年）によると、1950 年代に 20 万トン以下であったタチウオ漁獲量は年々増加し 1990 年代には 50 万トンを超え、2000 年には 91 万トンの漁獲量となっている（程ほか 2006）。中国全体のタチウオ漁獲量は、1995 年に年間 100 万トンを超え、カタクチイワシ、サバ類、サワラ類などを上回る極めて高い漁獲量を記録していた。近年はやや減少傾向で、2018 年以降 100 万トンを下回っており、2020 年の漁獲量は 90 万トンであった（図 6、表 1）。2021 年の中国漁業年鑑によると、2020 年の本種の漁獲量のうち、主に東シナ海で漁獲を行っている上海市、江蘇省、浙江省および福建省のタチウオ漁獲量はそれぞれ 55 トン、4.4 万トン、36.5 万トンおよび 12.9 万トンであった。これら各省の漁獲を合わせると、中国全体のタチウオ漁獲量のおよそ 60%を占める。また中国による VMS データの解析結果（Zeng et al. 2016）によると上記以外の省に所属する漁船（遼寧省、山東省など）も東シナ海での漁業を行っていることから、近年中国が東シナ海で漁獲したタチウオは 70 万トン前後であるものと推定される。

(3) 漁獲努力量

以西底びき網漁業（2 そうびき）のタチウオに対する有効努力量（ X' ）は 1964 年には 91 万網以上あったが、年々減少し 2000 年には 12 千網となった（図 7、8、補足資料 2）。2000 年以降も緩やかに減少しており、近年は 10 千網以下で推移している。なお、2020 年はコロナ禍の影響もあり、3,712 網まで減少した。2021 年には 4,463 網まで回復したものの、2019 年以前と比較して低い水準に留まっている。

対馬海峡～日本海南西海域（以下、「日本海南西海域」とする）で操業する沖合底びき網漁業（2 そうびき）のタチウオに対する有効努力量（ X' ）も、1986 年以降、年による変動はあるものの概ね漸減傾向にあり、2021 年は 6,892 網であった（図 9、10、補足資料 2）。なお、タチウオの全漁獲量のうち、底びき網漁業による漁獲量が占める割合は低くなっている。

本資源全体の漁獲はほぼ中国によるものであるが、中国の漁獲努力量の評価は現時点では困難である。

4. 資源の状態

(1) 資源評価の方法

補足資料 1 に資源評価の流れを示す。現在我が国のタチウオに対する主要な漁業は、ひき縄釣り漁業、釣り漁業、大中型まき網漁業であるが、これらの漁業の長期的な統計資料は整備されていない。そこで、過去 62 年にわたる統計資料が整備されている以西底びき網漁業の統計値、および 1986 年以降、主に冬季（11～12 月）に東シナ海で実施している東シナ海底魚資源分布生態調査の 1 網あたりの漁獲量データ（CPUE）から、時空間的なデータの欠損の補完推定に優れている多変量自己回帰状態空間モデル（Multivariate Auto-Regressive State-Space model: 以降 MARSS モデル）（Zhu et al. 2017、Zhu et al. 2018）を用いて東シナ海海域の資源量指数（AI）を推定し、水準の判断に用いた。さらに、沖合底びき網漁業（2 そうびき）の統計値から MARSS モデルを用いて日本海南西海域の資源量指数（AI）を推定し、同海域の水準判断に用いた。資源の動向では MARSS モデルによって推定した資源量指数（AI）に加え、2012 年以降利用可能な大中型まき網漁業の CPUE（kg/網）の相乗平均を資源量指標値とし、動向判断に用いた。この資源量指標値は以下の式によって算出される。

$$\text{資源量指標値}_y = \sqrt[3]{AI_{\text{東シナ海}_y} \times AI_{\text{日本海南西}_y} \times CPUE_{\text{大中型まき網}_y}}$$

ここで AI は MARSS モデルによって推定された y 年における各海域の資源量指数

(2) 資源量指標値の推移

以西底びき網漁業の資源密度指数（D）、および東シナ海 120 漁区の資源量指数（AI）は、1970 年以降、年変動を伴いながらも大幅に減少したが、2001 年以降は極めて低い水準でほぼ横ばいで推移している（図 7、8、11、12、補足資料 2）。東シナ海を便宜的に東部海域、北西部海域および南西部海域に分け（図 11）、それぞれの海域について資源量指数（AI）を推定した結果、それぞれ異なった推移を示したが、いずれも 1970～1980 年代に大幅に減少し、2000 年以降は極めて低い水準で推移している（図 13、14、15）。同様に、日本海南西海域で操業する沖合底びき網漁業の資源密度指数（D）および推定された同海域 20 漁区の資源量指数（AI）は、1967 年以降急減し、1971～1976 年にやや高い値を示したものの、それ以降は年による変動を伴いながら漸減傾向にある。（図 9、10、16、17、補足資料 2）。

2012 年以降利用できる大中型まき網の CPUE は年による増加・減少が激しく、一定の傾向を示さない。近年では 2014 年から 2017 年まで減少で推移していたが、2018 年に大幅に増加した。2019 年には減少したが、2021 年にかけては再び増加し、期間内での最高値となる 158（kg/網）を記録した（図 18）。

以西底びき網漁業の標本区 246、247、248 区の CPUE をみると、1995 年以前は 5～20 kg/網で変動していたが、以降急減し、2002 年以降は 2 kg/網未満で推移している（図 19）。

(3) 漁獲物の年齢組成

以西底びき網漁業の銘柄組成（図 20）では 1990 年代になってから小銘柄（肛門前長 27～30 cm）が急速に減少し、かわって芝銘柄（肛門前長 27 cm 未満）が急増した。特に 1998 年は全体の 95%が芝銘柄であった。2000 年頃漁場が大陸棚縁辺域へ大きく移動したが、同

時に中型、大型銘柄の割合が増加している。ただし、近年の以西底びき漁業の中型、大型銘柄の割合の増加は、本資源の年齢構成が高齢へとシフトしたのではなく、むしろ漁場が大陸棚縁辺域に移動してより大型の個体を選択的に漁獲しているためと推定される。

主に東シナ海の大陸棚で中国が漁獲しているタチウオは、1960年代初頭には漁獲物の平均肛門前長が26 cmを越えていたものの、年々、小型化し、1990年代後半では平均肛門前長22 cm以下で、当歳魚および1歳魚が主漁獲対象であったとされる（徐ほか 2003a）。2000年以降も若齢魚が漁獲主体となっている（凌ほか 2008）。

（4）資源の水準・動向

以西底びき網漁業および調査船調査データを用いて MARSS モデルにより推定した東シナ海における本種の資源量指数（AI）は、2001年以降極めて低い値で推移している。なお、資源量指数（AI）と CPUE および資源密度指数（D）の推移から得られた指標値を比較すると、資源量指数（AI）は、特に2001年以降、他の2つの指標値よりも高い値を示す（図 21）。これは新協定発足以降も MARSS モデルでは主分布域も含めた東シナ海全体で推定しているのに対し、CPUE および資源密度指数（D）は分布の縁辺域のみの指標値であることに起因している可能性が考えられる。沖合底びき網漁業をもとに推定した日本海南西海域の資源量指数（AI）も2002年以降、ほぼ一貫して極めて低い値で推移している。これらの資源量指数（AI）（各年の資源量指数を解析期間の資源量指数の平均で規格化した値）を東シナ海では過去62年間、日本海南西海域では過去55年間の最高値と最低値の間を三等分し、水準区分の境界値とした。その結果、高位と中位、中位と低位の各境界値は東シナ海で1.87 および 1.05、日本海南西海域で2.58 および 1.36 となった。いずれの海域においても、近年の指標値は一貫して低位にあり、2021年では東シナ海で0.34、日本海南西海域で0.23であった（図 12、17）。従って、本系群の資源水準は低位と判断した。

直近5年（2017～2021年）の動向は、指標によって異なり、東シナ海および日本海南西海域の資源量指数（AI）ではそれぞれ漸減および減少している一方、近年の主漁法の一つである大中型まき網の CPUE は増加傾向で推移している。これらの相乗平均から算出した資源量指標値は、短期間で増減していたが、期間の初め（2017年）と終わり（2021年）の値はほぼ同値であった（図 12、17、18、22）。また、標本区である246、247、248区の CPUE の動向は、漸減していた（図 19）。さらに調査船調査による現存量推定値も低迷しており、回復の兆しは見られていない（図 23）。これらを勘案し、本系群の資源動向を横ばいと判断した。

本系群全体の水準や動向をより高い精度で推定するためには、中国による正確な漁獲量と漁獲努力量を把握する必要があるが、現在のところ詳細な統計情報がなく、現状では困難な状況にある。ただし、中国が漁獲している東シナ海産タチウオの体長が経年的に小型化していること、また夏季に行った禁漁措置によりタチウオの漁獲が速やかに回復したことが報告されているため（徐ほか 2003a、b）、本資源に過度の漁獲圧がかかっている状態であることが推察される。また、韓国海域では、1970年代から1990年代にかけてタチウオ資源に高い漁獲圧がかかり、資源が減少したと報告されている（Park et al. 2001）。韓国の漁獲量は2016年には過去最低値の3.2万トンを示して以降、やや回復し、直近2年では2020年が6.6万トン、2021年が6.3万トンとなっているが、引き続き回復傾向で推移する

か、今後の動向を注視していく必要がある。

5. 2023 年 ABC の算定

(1) 資源評価のまとめ

本系群の資源水準は低位、動向は横ばいである。隣接する韓国 EEZ の漁獲量も、近年は漸増しているものの、2016 年までは著しい減少傾向にあった。これらのことから、予防的な措置として、漁獲量を現状より引き下げ、我が国周辺海域に来遊した資源を適切に利用していくこと、さらに我が国周辺海域で再生産を行う産卵親魚の保護を図ることが重要である。一方、我が国による漁獲が本系群全体に占める割合は極めて低く、資源の回復と持続的な利用のためには、中国や韓国も含めた国際的な取り組みが強く求められる。現在、関係国それぞれの漁獲データ等の情報共有は進んでいないが、本資源に対する問題意識を共有し、早急な対策を講じていく必要がある。

(2) ABC の算定

現状の資源水準および資源量指標値の動向に合わせて漁獲を抑制し、我が国周辺に来遊した資源および産卵親魚を適切に管理することを管理方策とした。令和 4 年度 ABC 算定のための基本規則 2-1)に従い 2023 年 ABC を算定した。計算には以下の式を用いた。

$$ABClimit = \delta_1 \times Cave \times \gamma_1$$

$$ABCtarget = ABClimit \times \alpha$$

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

ここで、Cave は 2019～2021 年の我が国漁業の平均漁獲量で 2,452 トンである。資源量指標値が長期的に減少し、低い水準で推移していること、我が国周辺で再生産および生活史を完結させる資源を適切に管理する必要性があることを考慮して、 δ_1 には、低水準で Cave を用いたときの推奨値である 0.7 を用いた。k は重みで標準値の 1、b は 2019～2021 年の資源量指標値の傾き (0.372)、I は 2019～2021 年の資源量指標値の平均 (1.982)、よって γ_1 は 1.188 と算出される。

管理基準	Target/ Limit	2023 年 ABC (百トン)	漁獲割合 (%)	F 値
0.7・Cave3-yr・1.19	Target	16.3	—	—
	Limit	20.4	—	—

管理基準の γ_1 (1.19) は少数点 3 桁以下を四捨五入した値である。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。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。ABCtarget = α ABClimit とし、係数 α には標準値 0.8 を用いた。Cave3-yr は 2019～2021 年の我が国漁業の平均漁獲量。

(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
2020 年漁獲量確定値 2021 年漁獲量暫定値	2020 年漁獲量の確定 2021 年の漁獲量
東シナ海の資源量指数 日本海南西海域の資源量指数 大中型まき網漁業の CPUE	1959～2021 年の資源量指数 (AI) 1966～2021 年の資源量指数 (AI) 2012～2021 年の CPUE
資源量指標値(修正値)	2012～2020 年の資源量指標値の修正

評価対象年 (当初・再評価)	管理 基準	F 値	資源量	ABClimit (百トン)	ABCtarget (百トン)	漁獲量 (百トン)
2021 年(当初)	$0.7 \cdot \text{Cave3-yr} \cdot 0.93$	—	—	11.5	9.2	
2021 年(2021 年 再評価)	$0.7 \cdot \text{Cave3-yr} \cdot 0.91$	—	—	11.3	9.0	
2021 年(2022 年 再評価)	$0.7 \cdot \text{Cave3-yr} \cdot 0.83$	—	—	10.3	8.3	33※
2022 年(当初)	$0.7 \cdot \text{Cave3-yr} \cdot 0.93$	—	—	13.2	10.6	
2022 年(2022 年 再評価)	$0.7 \cdot \text{Cave3-yr} \cdot 0.85$	—	—	12.2	9.8	

※漁獲量は我が国漁業による漁獲量のみの値。2020 年漁獲量が暫定値から確定値に修正された。

2022 年再評価では資源量指標値を修正したため、2021 年（2022 年再評価）および 2022 年（2022 年再評価）で γ_1 の値が変更された。修正前の資源量指標値をもとに算出した γ_1 はともに 2021 年再評価と同値で、ABClimit および ABCtarget は、2021 年（2022 年再評価）が 11.3 百トンおよび 9.0 百トン、2022 年（2022 年再評価）が 13.3 百トンおよび 10.7 百トンであった。

6. ABC 以外の管理方策の提言

本資源評価により、タチウオ日本海・東シナ海系群が、引き続き低い資源水準にあることが改めて明らかとなった。本資源全体に対する強い漁獲圧の大部分は外国の漁業によるものであり、資源を回復させるためには我が国漁業による漁獲量を制限するのみならず、関係各国との連携により東シナ海全域での漁獲圧を引き下げていく必要がある。このことに対し、中国の第 13 期 5 カ年計画では、2020 年までに漁業生産量の大幅削減を打ち出しており、近年、中国における本種の漁獲量が連続的に減少しているのは、その政策による影響である可能性もある（図 6、表 1）。

一方、本系群全体に占める割合は低いものの、我が国による近年の主漁法である大中型まき網、ひき縄釣り、釣り等、底びき網（以西および沖底）以外の漁業による合計漁獲量および韓国の漁獲量は、2016 年に過去最低値を示して以降、増加傾向にあり（表 1）、これらの漁業が対象とする東シナ海東部および我が国沿岸域では、今後、資源が回復に向かう

可能性も考えられる。

このため、長期的なモニタリングが可能な指標をもとに、主分布域とされる東シナ海の広範な海域も対象とした資源全体の水準判断を継続する一方、我が国漁業による近年の主漁場における資源状況を適切に把握し、慎重かつ効率的に利用していく方策を検討することも重要である。本評価においては、主分布域におけるモニタリング指標としては、MARSSモデルにより得られた資源量指数（AI）を用いたが、近年、同モデルと同じく時空間的なデータの欠損の補完推定に優れた Vector Autoregressive Spatio-Temporal（VAST）モデルが開発され（Thorson and Barnett 2017）、より一般的な手法として資源評価分野への適用も進みつつある。両モデルにより得られる資源量指標値およびその動向の差異については、慎重に比較検討していく必要があるが、後者にはデータの取り扱いや作業性も含めたオペレーション上の利点もある。なお、VAST モデルにより得られた東シナ海の資源量指数の試算値と MARSS モデルによる資源量指数（AI）との比較については、補足資料 3 を参照されたい。

7. 引用文献

- 呉 永平・多部田修 (1995) 東シナ海産タチウオ *Trichiurus japonicus* の生物学特性に関する研究. 東海・黄海底魚資源管理調査委託事業報告書, 28-77.
- 花浏靖子 (1989) 対馬近海産タチウオの年齢と成長. 西海区水研研報, **6**, 37-57.
- 一丸俊雄・品田祐輔 (2010) 五島沿岸域および橘湾におけるタチウオ *Trichiurus japonicus* の資源生態学的特性. 長崎水試研報, **36**, 1-10.
- 徐 漢祥・劉 子藩・周 永東 (2003a) 東シナ海のタチウオの産卵と加入特性の変動. 浙江海洋学院学報, 35-41. (和訳版)
- 徐 漢祥・劉 子藩・周 永東 (2003b) 東シナ海区タチウオの漁獲割当の初歩的研究. 浙江海洋学院学報, 1-6. (和訳版)
- 三栖 寛 (1959) 東海・黄海産タチウオ資源の研究 第二報 成熟と産卵について. 西海水研研報, **16**, 22-33.
- 三栖 寛 (1964) 東シナ海・黄海産タチウオの漁業生物学的研究. 西海水研研報, **32**, 1-57.
- 密 崇道・山田梅芳・兪 連福・堀川博史・時村春泰 (1999) タチウオ. 「東シナ海・黄海産主要資源の生物・生物特性」堀川博史・鄭 元甲・孟 田湘編, 西海区水産研究所, 長崎, 503.
- 宗清正廣・桑原昭彦 (1984) 若狭湾西部におけるタチウオの産卵期と性比. 日水誌, **50**, 1279-1284.
- 宗清正廣・桑原昭彦 (1988a) 若狭湾西部におけるタチウオの年齢と成長. 日水誌, **54**, 1305-1313.
- 宗清正廣・桑原昭彦 (1988b) 若狭湾西部におけるタチウオの成熟と産卵. 日水誌, **54**, 1315-1320.
- 新野洋平・柴田淳也・富山 毅・坂井陽一・橋本博明 (2017) 瀬戸内海中央部燧灘周辺におけるタチウオ *Trichiurus japonicus* の食性. 日水誌, **83**, 34-40.
- Park, C. S., D. W. Lee and C. I. Zhang (2001) Population characteristics and biomass estimation of hairtail, *Trichiurus lepturus* Linnaeus in Korean waters. Bull. Natl. Fish. Res. Dev. Inst. Korea,

59, 1-8.

凌 建忠・李 聖法・嚴 利平・程 家驊 (2008) 基于 Beverton—Holt 模型的東海帶魚資源利用与管理. 応用生態学報, **19**, 178-182.

最首光三・最首とみ子 (1965) 東シナ海・黄海産底魚魚類における消化器官の2・3の形質の地理的変異と population の問題. 西海水研研報, **33**, 61-95.

阪本俊雄 (1975a) 紀伊水道産タチウオの年齢と成長. 日水誌, **42**, 1-11.

阪本俊雄 (1975b) 紀伊水道産におけるタチウオの生殖生態について. 栽培技研, **4**, 9-20.

鈴木 清・木村清志 (1980) 熊野灘におけるタチウオの資源生物学的研究. 三重大水産研報, **7**, 173-192.

程 家驊・張 秋華・李 聖法・鄭 元甲・李 建生 (2006) 「東黄海漁業資源利用」. 上海科学技术出版社, 上海, 327 pp.

Thorson, J.T. and LAK. Barnett (2017) Comparing estimates of abundance trends and distribution shifts using single- and multispecies models of fishes and biogenic habitat. ICES J. Mar. Sci., **74**, 1311-1321.

山田梅芳 (1964) 東シナ海・黄海におけるタチウオの体長別魚群の分布・回遊について. 西海水研研報, **32**, 137-157.

山田梅芳 (1971) 東シナ海に生息するタチウオの生殖生態の変化. 西海水研研報, **41**, 63-81.

山田梅芳・時村宗春・堀川博史・中坊徹次 (2007) 「東シナ海・黄海の魚類誌」. 東海大学出版会, 東京, 1262 pp.

Zeng S., S. Jin, H. Zang, W. Fan and F. Tang (2016) Distribution of bottom trawling effort in the Yellow Sea and East China Sea. PLoS One 11: e0166640. Doi: 10.1371/journal. Pone. 0166640.

Zhu M., T. Yamakawa, M. Yoda, T. Yasuda, H. Kurota, S. Oshimo and M. Fukuwaka (2017) Using a multivariate auto-regressive statespace (MARSS) to evaluate fishery resources abundance in the East China Sea, based on spatial distributional information. Fish. Sci., **83**, 437-451.

Zhu M., T. Yamakawa and T. Sakai (2018) Combined use of trawl fishery and research vessel survey data in a multivariate autoregressive state-space (MARSS) model to improve the accuracy of abundance index estimates. Fish. Sci., **84**, 437-451.

(執筆者：井関智明、青沼佳方、五味伸太郎、増渕隆仁)

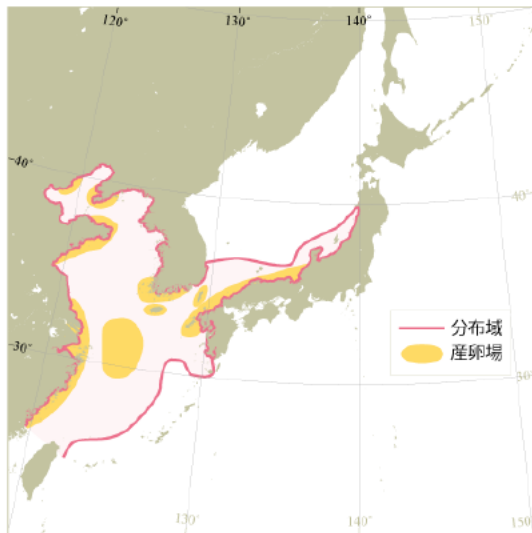


図1. タチウオの分布図 東シナ海中央部の産卵場は、我が国の調査船調査で卵の分布がみられた海域。産卵場は大陸棚上に広く分布すると推定される。

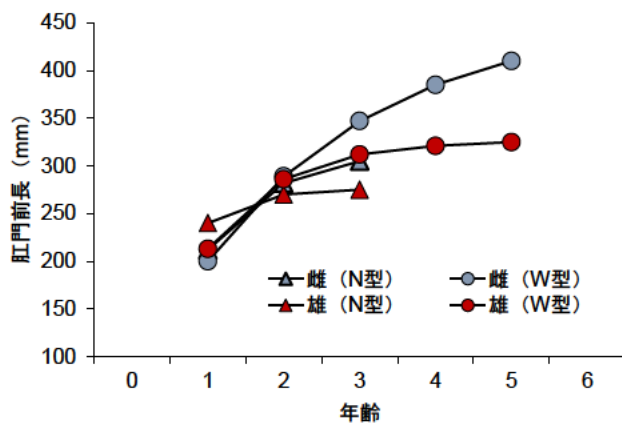


図2. タチウオの成長 N型：第一輪の径が狭い群、秋季発生群。W型：第一輪の径が広い群、春季発生群。

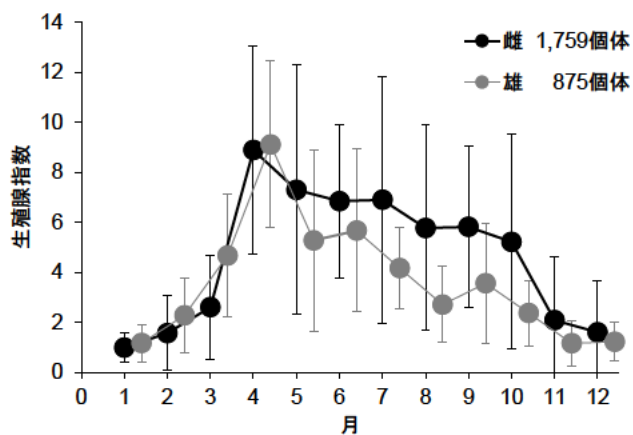


図3. 五島周辺海域を含む長崎県沿岸で漁獲されたタチウオの月別生殖腺指数(2004年10月～2007年4月の標本) バーは95%信頼区間。

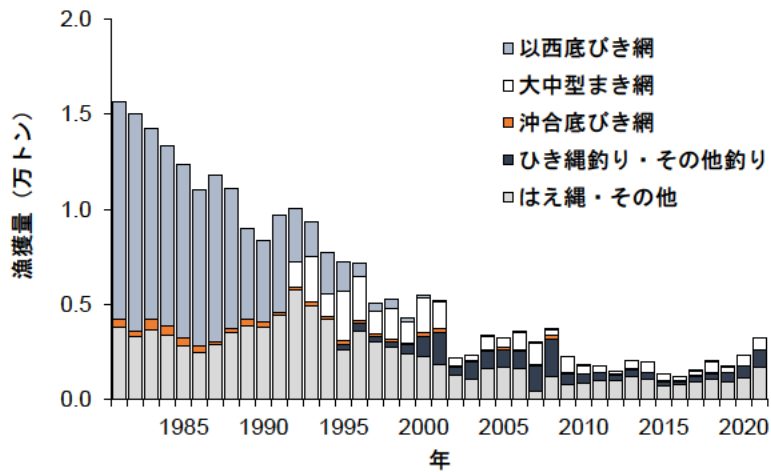


図 4. 我が国による漁業種別漁獲量

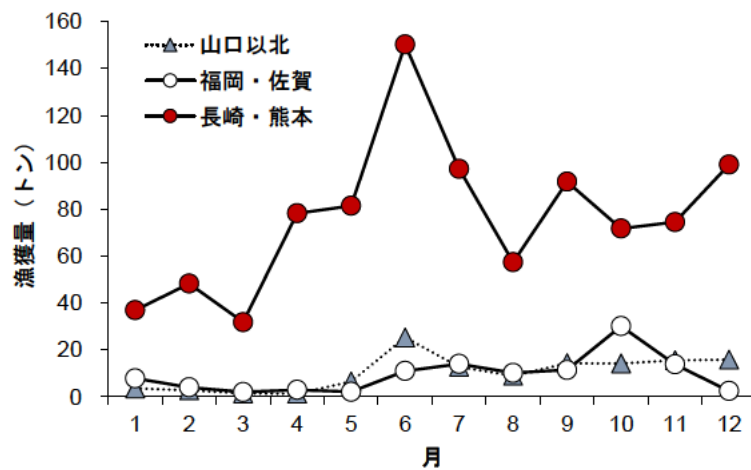


図 5. 月別地域別漁獲量 (2021 年)

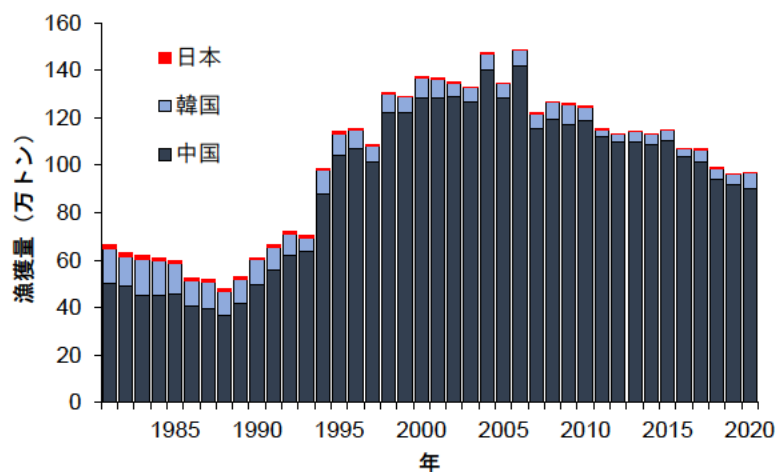


図 6. 日本、韓国、中国によるタチウオの漁獲量 (東シナ海、南シナ海、黄海、渤海の合計)

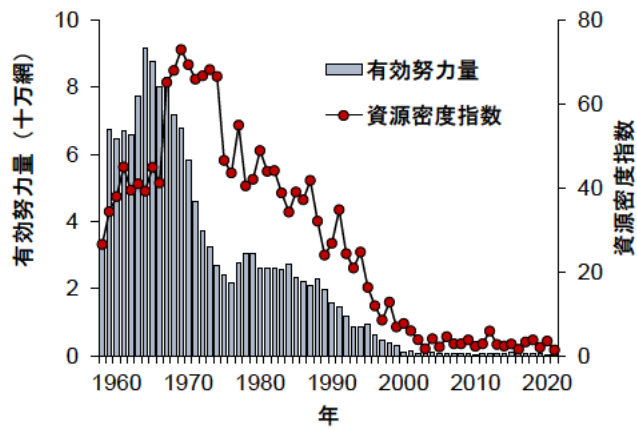


図 7. 以西底びき網漁業の有効努力量 (X') と資源密度指数 (D) (1958～2021 年)

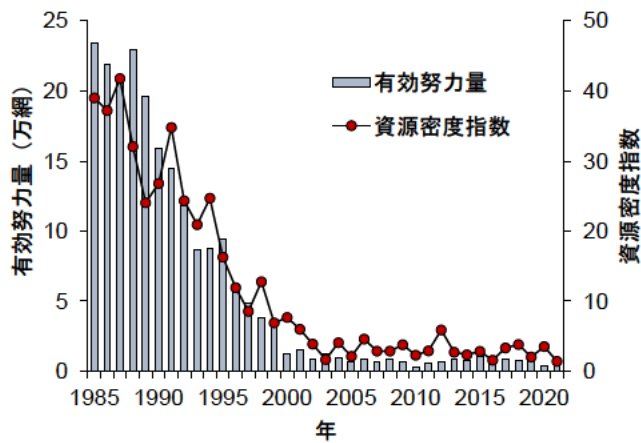


図 8. 以西底びき網漁業の有効努力量 (X') と資源密度指数 (D) (1985～2021 年)

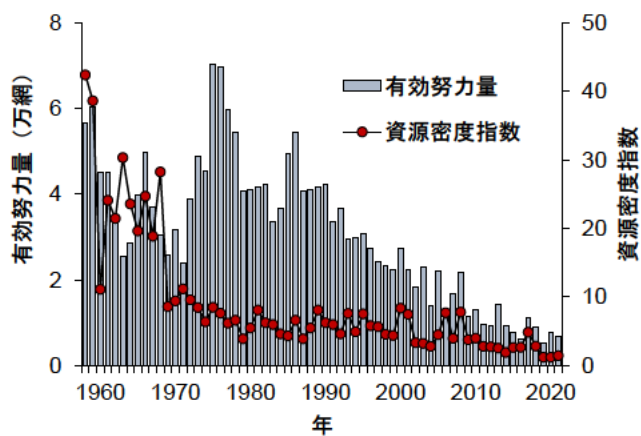


図 9. 沖合底びき網漁業の有効努力量 (X') と資源密度指数 (D) (1958～2021 年)

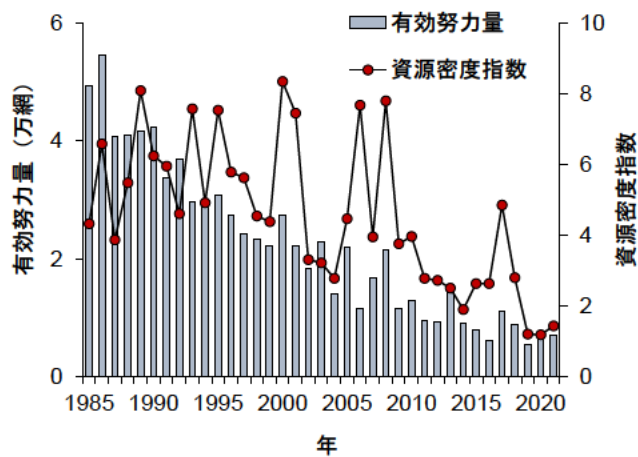


図 10. 沖合底びき網漁業の有効努力量 (X') と資源密度指数 (D) (1985～2021 年)

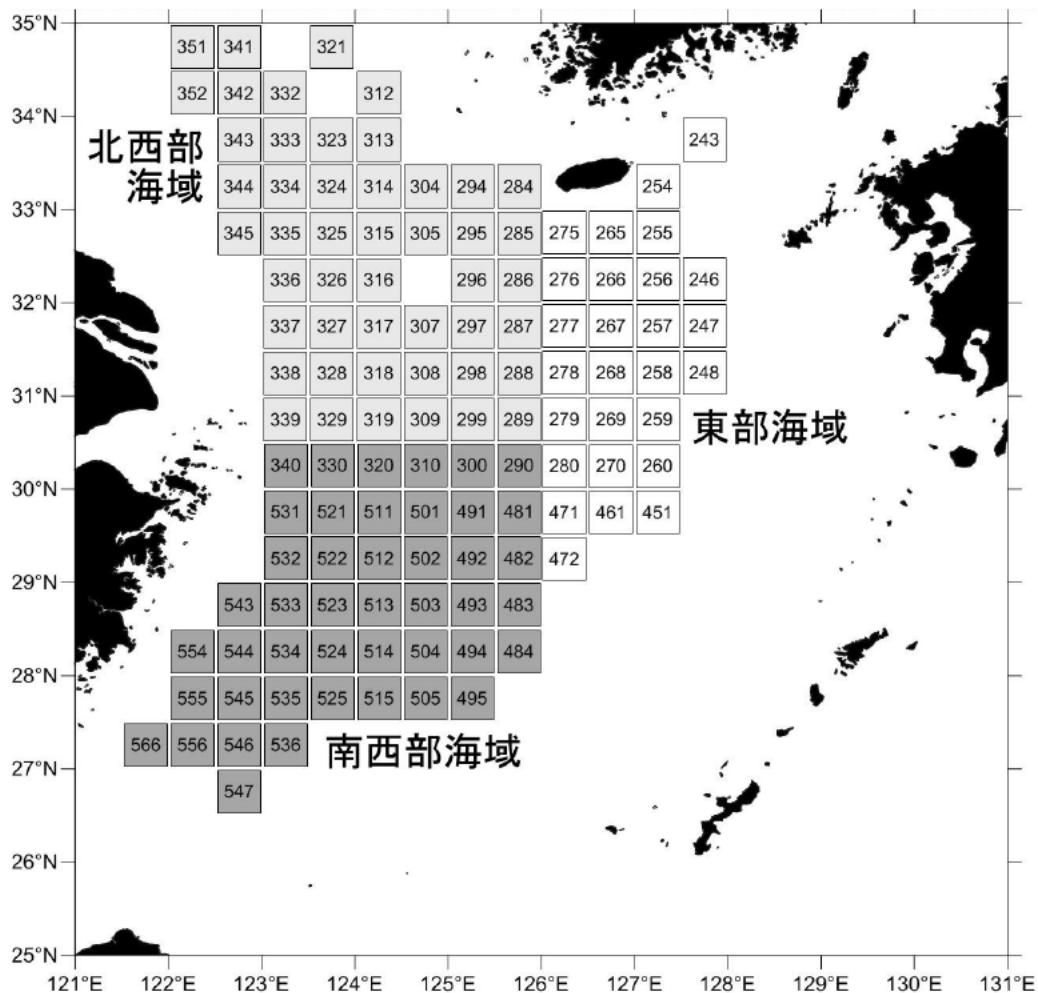


図 11. 東シナ海のタチウオ資源量指数解析に用いた漁区 (120 漁区)

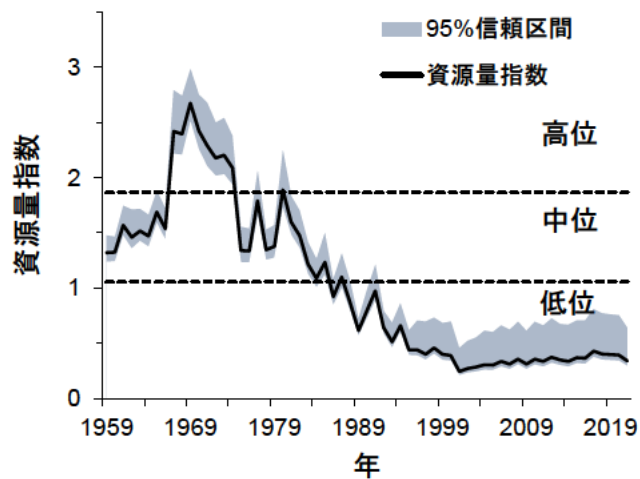


図 12. 東シナ海全域におけるタチウオの資源量指数 (AI) の推移 (120 漁区)

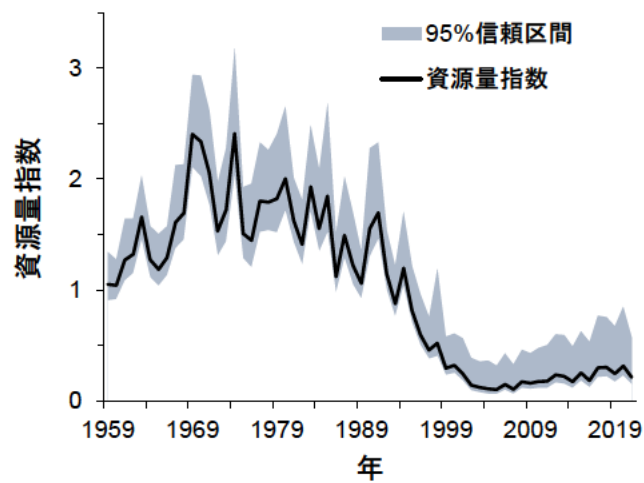


図 13. 東シナ海東部海域におけるタチウオの資源量指数 (AI) の推移 (27 漁区)

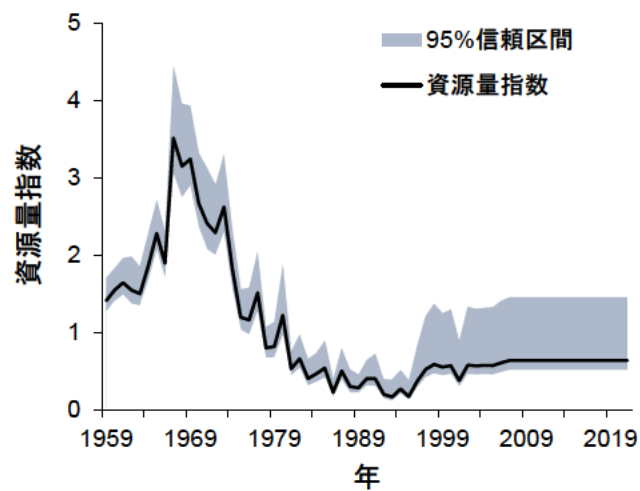


図 14. 東シナ海北西部海域におけるタチウオの資源量指数 (AI) の推移 (48 漁区)

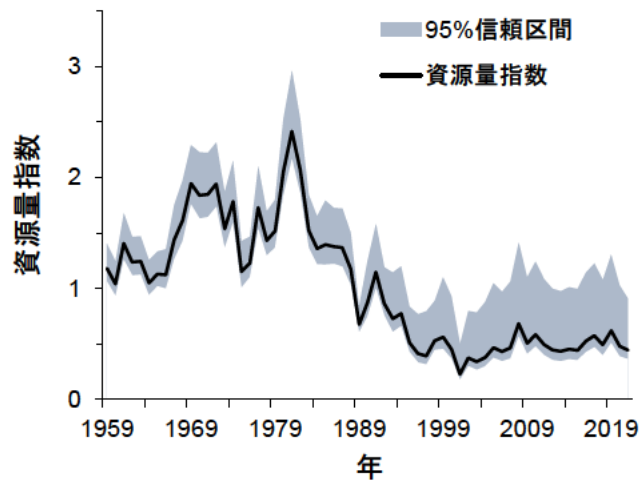


図 15. 東シナ海南西部海域におけるタチウオの資源量指数 (AI) の推移 (45 漁区)

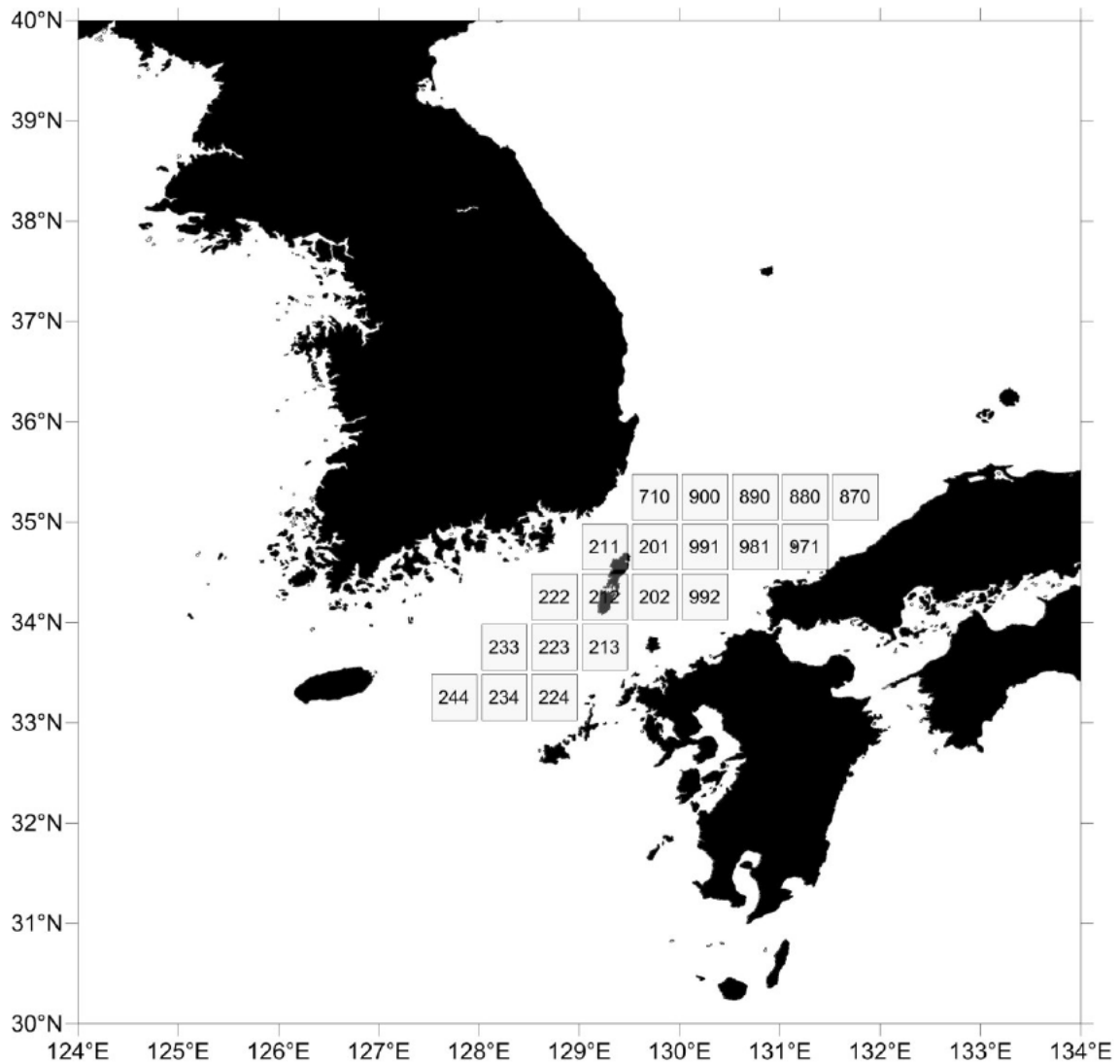


図 16. 対馬海峡～日本海南西部海域のタチウオ資源量指数解析に用いた漁区 (20 漁区)

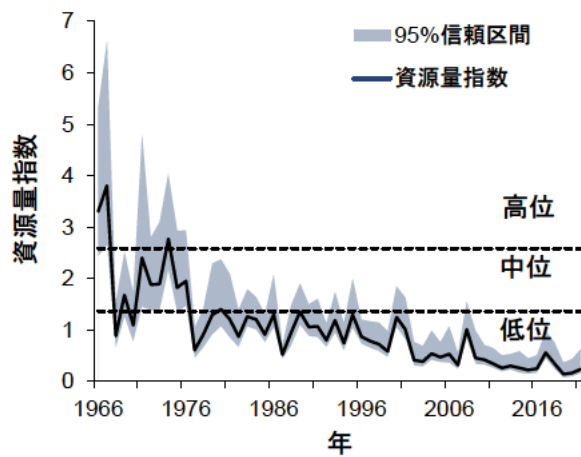


図 17. 対馬海峡～日本海南西部海域におけるタチウオの資源量指数 (AI) の推移

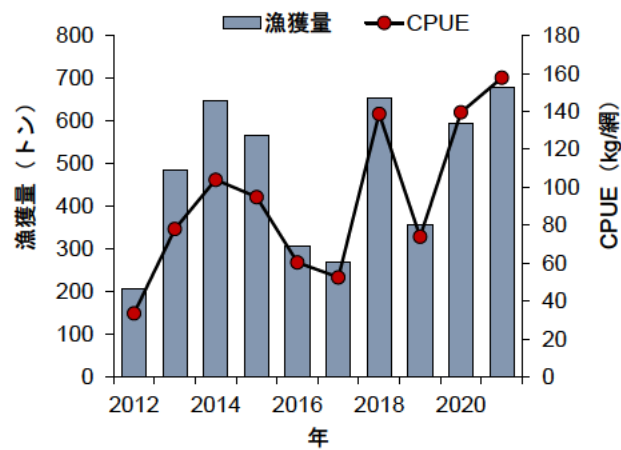


図 18. 大中型まき網のタチウオ漁獲量と CPUE

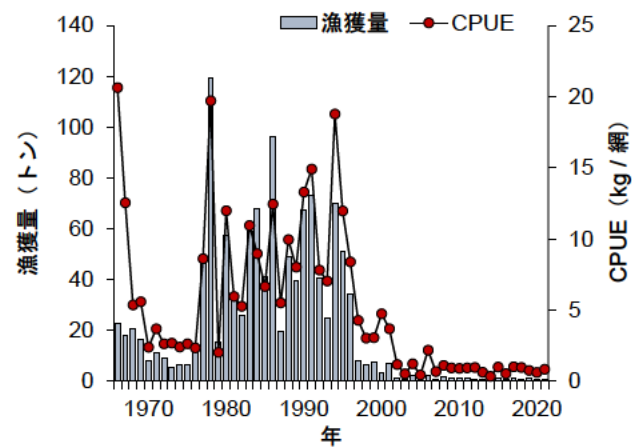


図 19. 農林漁区 246, 247, 248 区における以西底びき網漁業 (2 そうびき) のタチウオ漁獲量と CPUE

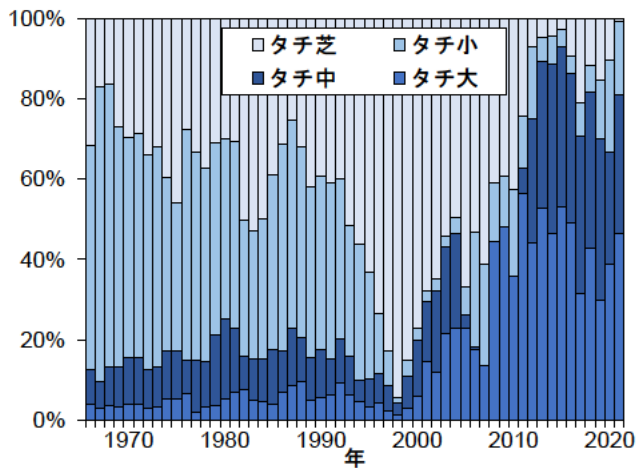


図 20. 以西底びき網漁業による銘柄組成の推移 2006～2010 年の中銘柄は統計値がゼロ。

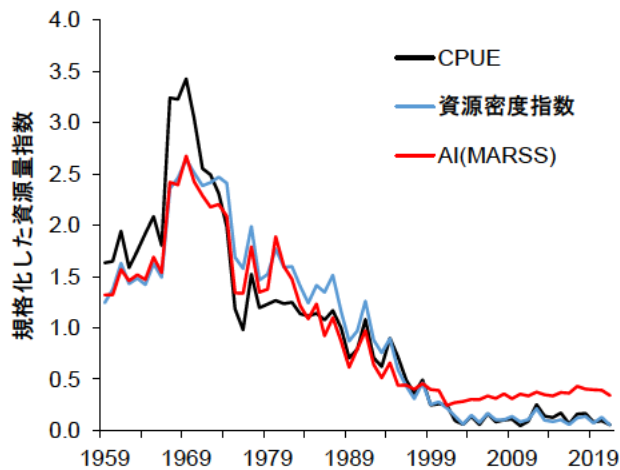


図 21. CPUE、資源密度指数 (D) および MARSS モデルによって推定された資源量指数 (AI) の比較

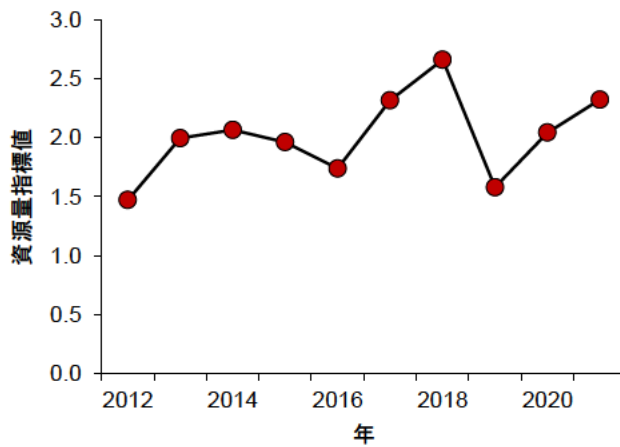


図 22. 資源量指標値 (東シナ海・日本海南西の資源量指数 (AI)、大中型まき網 CPUE の相乗平均) の推移

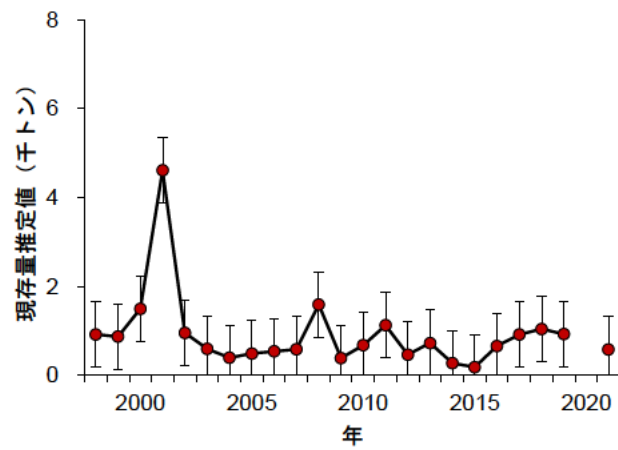


図 23. 東シナ海大陸棚上～大陸棚斜面域における調査船調査（夏季）によるタチウオ現存量推定値 バーは 95%信頼区間。2020 年度調査は未実施。

表 1. タチウオ日本海・東シナ海系群の漁獲量（トン）

年	日本漁業種別					日本 計	韓国	中国
	以西底 びき網	大中型 まき網	沖合底 びき網	ひき縄・ 一本釣り	はえ縄・ その他			
1981	11,400		414	(302*)	3,818	15,934	147,677	499,012
1982	11,466		289	(211*)	3,309	15,275	121,960	493,373
1983	10,012		594	(185*)	3,644	14,435	152,633	451,772
1984	9,419		531	(259*)	3,369	13,578	145,413	450,030
1985	9,166		368	(177*)	2,844	12,555	127,606	458,723
1986	8,171		359	(233*)	2,496	11,259	107,561	406,403
1987	8,749		157	(242*)	2,874	12,022	113,426	393,606
1988	7,364		224	(258*)	3,530	11,376	104,304	365,730
1989	4,726		337	(217*)	3,909	9,189	102,399	416,202
1990	4,281		264	(105*)	3,840	8,490	103,970	497,733
1991	5,057		200	(101*)	4,407	9,765	95,662	559,358
1992	2,868	1,304	169	(99*)	5,745	10,185	87,316	622,243
1993	1,822	2,401	224	(278*)	4,919	9,644	58,035	635,315
1994	2,171	1,177	146	(264*)	4,212	7,970	101,052	878,144
1995	1534	2,594	233	237*	2,624	7,222	94,596	1,039,684
1996	740	2,269	159	466*	3,555	7,189	74,461	1,071,914
1997	414	1,197	136	299*	3,043	5,089	67,170	1,014,598
1998	487	1,598	106	321*	2,742	5,254	74,851	1,223,360
1999	227	1,111	97	468*	2,418	4,321	64,434	1,222,454
2000	96	1,835	228	1,030*	2,289	5,478	81,050	1,285,469
2001	89	1,430	166	1,684*	1,866	5,235	79,898	1,282,698
2002	33	434	61	382*	1,300	2,210	60,172	1,287,798
2003	21	270	74	951	1,031	2,347	62,861	1,264,857
2004	39	700	102	909	1,625	3,375	66,291	1,402,926
2005	14	528	98	922	1,702	3,264	60,086	1,284,569
2006	38	909	89	935	1,613	3,584	63,793	1,420,137
2007	19	1,132	66	1,370	422	3,009	66,029	1,152,001
2008	23	208	170	1,973	1,334	3,708	72,312	1,192,721
2009	24	815	43	631	756	2,269	85,450	1,172,440
2010	8	418	58	487	840	1,811	59,242	1,186,841
2011	17	328	29	397	1,017	1,788	33,101	1,118,221
2012	40	126	27	327	937	1,457	32,526	1,096,694
2013	23	417	39	380	1,183	2,042	47,099	1,096,812
2014	18	509	19	331	1,094	1,971	46,853	1,084,184

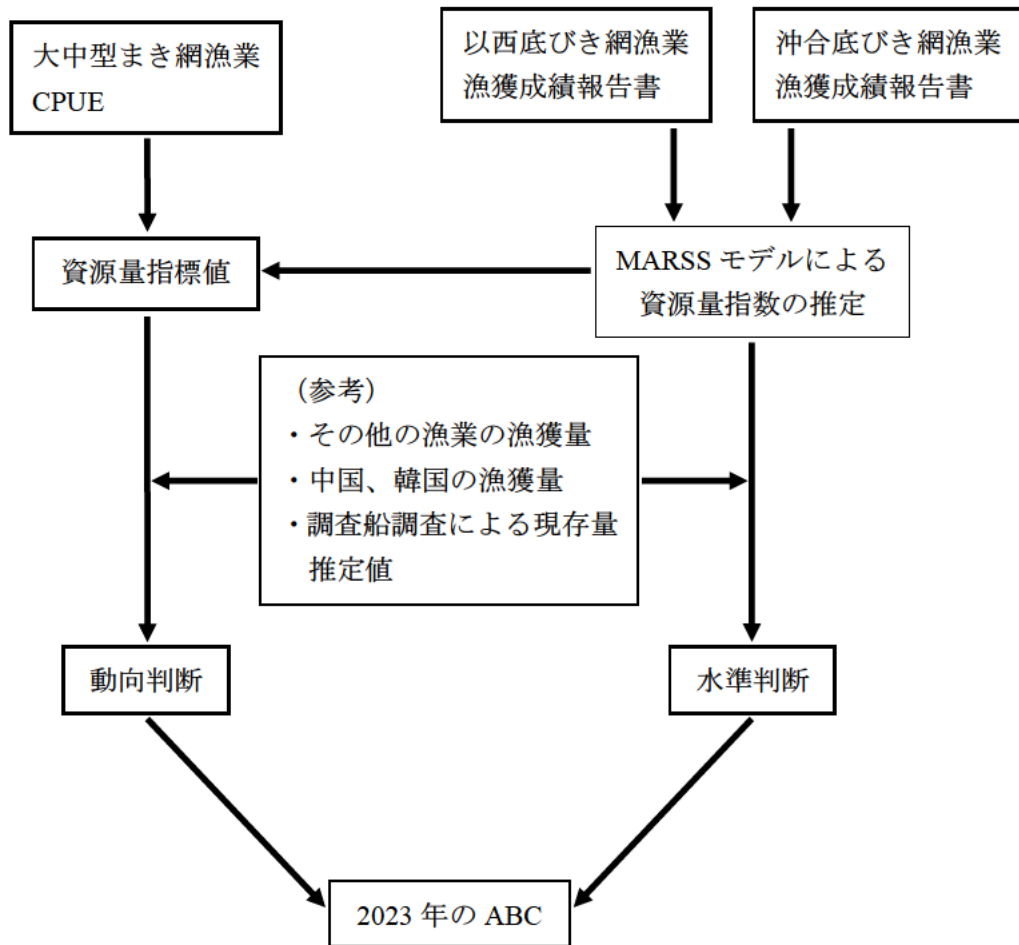
表 1. タチウオ日本海・東シナ海系群の漁獲量（トン）（つづき）

年	日本漁業種別					日本 計	韓国	中国
	以西底 びき網	大中型 まき網	沖合底 びき網	ひき縄・ 一本釣り	はえ縄・ その他			
2015	29	345	23	214	740	1,351	41,094	1,105,713
2016	10	217	17	196	760	1,200	32,333	1,037,879
2017	27	223	56	333	894	1,533	54,481	1,012,329
2018	28	610	30	338	1,031	2,037	49,450	939,372
2019	15	320	7	452	954	1,748	43,479	916,693
2020	13	553	9	619	1,163	2,356	65,719	903,435
2021	6	617	12	922	1,696	3,253	63,055	

ひき縄釣り漁業について 2002 年以前は長崎県の集計値、かつ 1994 年以前ははえ縄以外のその他の釣りによる漁獲量。中国の漁獲量は、東シナ海、南シナ海、黄海、渤海の合計。

補足資料 1 資源評価の流れ

使用したデータと資源評価の関係を以下に示す。



補足資料 2 以西底びき網および沖合底びき網漁獲成績報告書を用いた有効努力量と資源密度指数の算出（定義）

以西底びき網および沖合底びき網漁獲成績報告書では、月別漁区（以西底びきでは 30 分、沖合では 10 分升目）別の漁獲量と曳網数が集計されている。これらより、月 i 漁区 j における CPUE (U) は次式で表される。

$$U_{i,j} = \frac{C_{i,j}}{X_{i,j}}$$

上式で C は漁獲量を、 X は努力量（曳網数）をそれぞれ示す。

集計単位における資源量指数 (P) は CPUE (U) の合計として、次式で表される。

$$P = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J U_{i,j}$$

集計単位における有効努力量 (X') と漁獲量 (C)、資源量指数 (P) の関係は次式で表される。

$$P = \frac{CJ}{X'} \quad \text{すなわち} \quad X' = \frac{CJ}{P}$$

上式で J は有漁漁区数であり、資源量指数 (P) を有漁漁区数 (J) で除したものが資源密度指数 (D) である。

$$D = \frac{P}{J} = \frac{C}{X'}$$

なお、上記は、以西底びき網および沖合底びき網漁獲成績報告書の統計値を用いた有効努力量 (X') および資源密度指数 (D)（図 7、8、9、10、21）の算出手順を示しており、上述の CPUE (U) および資源量指数 (P) は、本文および図中で単に CPUE としたもの（図 18、19、21）、MARSS モデルによって推定された（各海域の）資源量指数 (AI)（図 12、13、14、15、17、21）とは異なる。

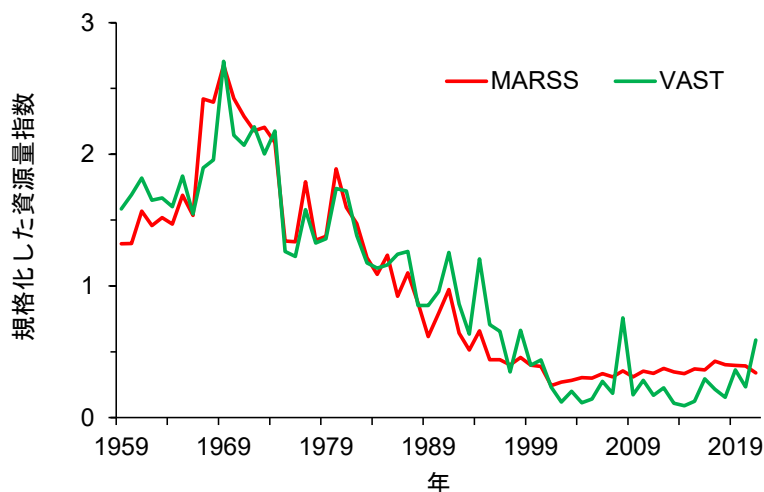
補足資料3 VAST (Vector Autoregressive Spatio-Temporal model) を用いた時空間統計モデルによる資源量指数の推定

漁獲成績報告書から計算された 1959 年 1 月～2021 年 12 月の以西底びき網漁業の月別・漁区別 CPUE データおよび 1986～2021 年の調査船（着底トロール）調査（資源量直接推定調査および東シナ海底魚資源分布生態調査）による曳網別漁獲量データを用い VAST による時空間統計モデルにより、東シナ海の資源量指数を推定した（補足図 2-1）。

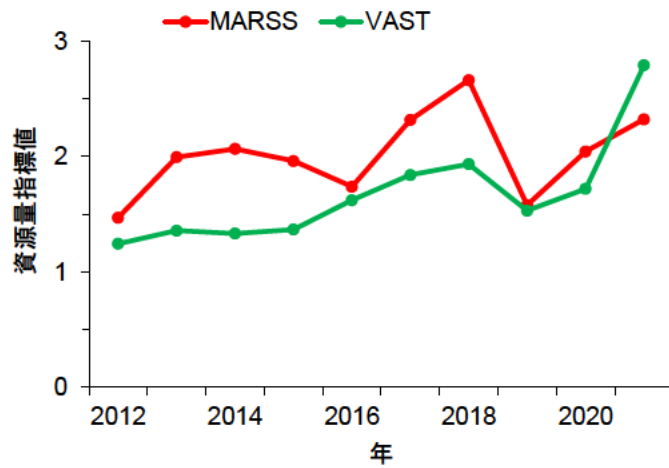
なお、同モデルによる推定では、入力ミスなどの明らかなエラー値を除く、ゼロキャッチデータも含めた上記の全データを用いたが、本資源評価で採用した MARSS モデルによる推定では、調査船調査データのうち「東シナ海底魚資源分布生態調査」によるものおよび、以西底びき網漁業の月別・漁区別 CPUE データのうち「データの欠損率 70%未満でかつ平均 CPUE が 10 kg 以上の漁区（120 漁区）」のみを抽出して用いた。

補足図 2-1 によると、以西底びき網による漁獲が多い 1980 年代までは両者の差は比較的小さく、ほぼ同調した変動を示したが、1990 年以降の差はやや大きかった。近年の動向も MARSS ではほぼ横ばいであるのに対し、VAST では顕著な増加傾向が確認された。VAST で見られた増加傾向は、大中型まき網の CPUE や、我が国沿岸における底びき網以外の主な漁法による合計漁獲量および韓国の漁獲量の動向と類似しているとも言えるが、推定に用いたデータの違いも含め、両モデルで差が生じた要因については十分に検討していく必要がある。

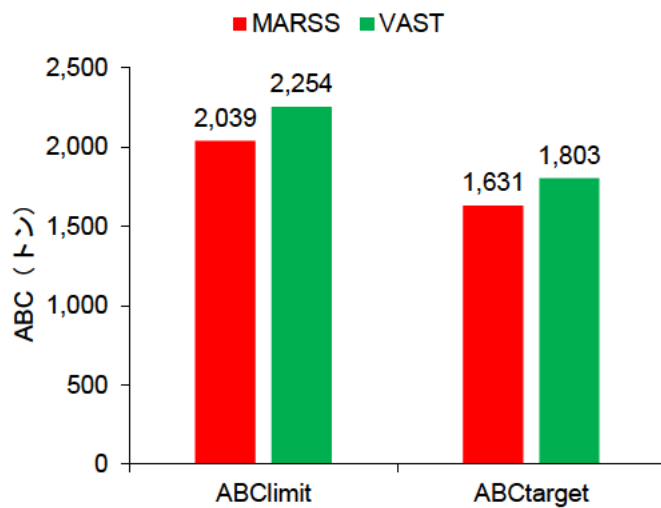
また、両モデルによる資源量指数を用いて算出される資源量指標値（補足図 2-2）においても VAST では増加傾向が認められ、算出される ABC も VAST を用いた場合で高くなっていた（補足図 2-3）。ただし、上記の資源量指標値では、相乗平均の計算に用いる日本海南西海域の資源量指数はいずれも MARSS モデルによる算出値 (AI) を用いており、今後、日本海南西海域においても VAST モデルを適用して、東シナ海と同様の検討を行う必要がある。



補足図 2-1. VAST および MARSS モデルにより算出した、東シナ海における 1959 年以降の資源量指数（いずれも 1959 年以降の平均値で規格化した値）の比較



補足図 2-2. 東シナ海の資源量指数に VAST および MARSS モデルによる算出値を適用した場合の資源量指標値の比較



補足図 2-3. 上記、資源量指標値をもとに算出した 2023 年 ABC の比較