

令和元（2019）年度タチウオ日本海・東シナ海系群の資源評価

担当水研：西海区水産研究所

参画機関：日本海区水産研究所、秋田県水産振興センター、山形県水産試験場、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、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、以西底びき網漁業および沖合底びき網漁業の多変量自己回帰状態空間モデルによる資源量指数、大中型まき網および長崎県ひき縄漁業の CPUE の経年変動により評価した。その結果、本系群の 2018 年の資源水準は低位、動向は横ばいと判断した。

過去、我が国は以西底びき網漁業により東シナ海、黄海の広範な海域でタチウオを漁獲していたが、同漁業の漁獲量は減少し、近年では沿岸域での釣り漁業、定置網漁業などが主体である。また大中型まき網漁業や沖合底びき網漁業がタチウオを漁獲しているが、これらの漁業種にとって主要な漁獲対象ではない。我が国によるタチウオ漁獲量は 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、2018 年は 21 百トンであった。資源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、本系群全体の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、令和元年度 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	2020 年 ABC (トン)	漁獲割合 (%)	F 値 (現状の F 値か らの増減%)
0.7・Cave3-yr・1.13	Target	1,013	—	—
	Limit	1,266	—	—

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 2016～2018 年の平均漁獲量。

年	資源量	親魚量	漁獲量 (百トン)	F 値	漁獲割合 (%)
2014	—	—	34 (20)	—	—
2015	—	—	33 (14)	—	—
2016	—	—	24 (12)	—	—
2017	—	—	15	—	—
2018	—	—	21	—	—

2014～2016 年の漁獲量は我が国の漁獲量と日韓暫定水域を除く我が国 EEZ における韓国の漁獲量の和、() は我が国の漁獲量を示す。ただし 2016 年 7 月以降は韓国漁船による当該海域での漁獲が無い場合、2017 年以降の漁獲量は我が国の漁獲量のみを示す。

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通り

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） （ http://www.fips.go.kr:7001/index.jsp 、2019 年 3 月） FAO 統計資料（FAO）（FAO Fishery and Aquaculture Statistics. Global capture production 1950-2017、 http://www.fao.org/statistics/software/fishstatj/en 、2019 年 5 月）
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 着底トロール（11～12 月、水研）

1. まえがき

1980 年代まで我が国では以西底びき網漁業がタチウオ漁業の中心であり、同漁業による漁獲量は我が国の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、現在の漁獲量はピーク時の 0.1% 以下である。近年の我が国におけるタチウオを対象とした漁業は、大中型まき網漁業および沿岸域を中心とした延縄、定置網、ひき網などが主となっている。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 でタチウオを漁獲していた。韓国による

この海域での漁獲量は 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になった。ただし、2016 年 7 月以降、日韓漁業協定が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タチウオの漁獲はない。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、パ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対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。したがって、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)。本調査においても第 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。

$$\text{雌} \cdot \text{N 型 (秋生まれ群)} : Lt = 316.9(1 - e^{-1.102(t+0.012)})$$

$$\text{雌} \cdot \text{W 型 (春生まれ群)} : Lt = 457.8(1 - e^{-0.421(t+0.369)})$$

$$\text{雄} \cdot \text{N 型 (秋生まれ群)} : Lt = 275.1(1 - e^{-1.791(t+0.137)})$$

$$\text{雄} \cdot \text{W 型 (春生まれ群)} : Lt = 326.0(1 - e^{-1.031(t+0.036)})$$

(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）では秋生まれが多く（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）。

長崎県産の標本を用いた生殖腺指数（生殖腺重量/肛門前長³×10⁵）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、花淵 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、底びき網などで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が行われていたが、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タチウオが主要な漁獲物で、1967年に5万トンを超える漁獲量を記録した。その後以西底びき網漁業の衰退により漁獲量は急減し、2000年には96トンに、近年は50トン未満で推移しており、2018年は28トンであった（図4、表1）。沖合底びき網漁業においても、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、2018年の漁獲量は50トンであった(図4、表1)。大中型まき網漁業では1995年以降に漁獲量が以西底びき網漁業の漁獲量を上回り2001年までは千トン以上の漁獲を記録していたが、その後変動しながら推移し、2018年には610トンであった(図4、表1)。2000年以降はひき縄釣り漁業の漁獲が増加し漁業種別漁獲量としては最も多い漁獲を記録していたが、近年は減少で推移し、2018年は一本釣りと合わせて333トンであった(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)。2018年のタチウオの漁獲量は2,050トンであった。

韓国では、1983年には15万トン以上あった漁獲量が1991年に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2009年の8万トン台まで漸増していたが、2010年には反落し2012年は3万トン台まで減少した。2013年以降は4万トン台まで回復し、2016年には3.2万トンまで再び減少したものの、2018年には4.9万トンまで回復している。

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、1990年代に年間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る(図6、表1)。2017年の漁獲量は101万トンで、近年は100万トン以上で推移している。2016年の中国の漁獲量のうち、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272トン、5.6万トン、42.8万トンおよび16.4万トンであった。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おり、近年中国が東シナ海および黄海で漁獲したタチウオは70万~80万トン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)。これらは2000年以降も緩やかに減少し、近年は10千網以下で推移している。対馬海峡および日本海南西海域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、2018年には87百網まで減少した(図9、10)。なお、全漁獲量のうち、これらの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。

1996年以降の長崎県ひき縄漁業の漁労体数の推移を図11に示した。1996年には1,872件であった漁労体数は徐々に増加し、2008年には3,941件まで増加した。その後は減少で推移したが、2017年には再び増加し、3,285件となった。なお、2018年の漁労体数は、直近3年の平均値である。

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、50 年以上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（漁獲量、CPUE）、および 1986 年以降主に冬期（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を推定し（補足資料 2）、水準の判断に用いた。さらに、沖合底びき網漁業の統計値から MARSS モデルを用いて対馬海峡～日本海南西部海域の資源量指数を推定し、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に加え、2012 年以降利用可能な大中型まき網漁業の CPUE（kg/網）および 1996 年以降の長崎県ひき縄釣り漁業の CPUE（漁獲量/漁労体数）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。

$$\text{資源量指標値}_y = \sqrt[4]{AI_{\text{MARSS 以西}_y} \times AI_{\text{MARSS 沖底}_y} \times CPUE_{\text{大中型まき網}_y} \times CPUE_{\text{長崎ひき縄}_y}}$$

ここで AI は MARSS モデルによって推定された資源量指数、CPUE はそれぞれ大中型まき網漁業の CPUE（kg/網）および長崎県ひき縄漁業の CPUE（kg/漁労対数）、y は年。

さらに以西底びき網漁業において 1966 年から最新年まで操業が継続している農林漁区 246、247、248 区（標本区：女島西～南南西方沖）における漁獲量および CPUE（kg/網）および着底トロールによる資源量直接推定調査結果も動向判断の参考とした。

(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、および MARSS モデルによって推定された東シナ海 120 漁区の資源量指数は、1970 年以降、年による変動はあるものの漸減傾向にあり、2001 年以降は極めて低い水準で推移している（図 7、8、12、13）。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 12）、それぞれの海域について資源量指数を推定した結果、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 14、15、16）。同様に、対馬海峡および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、および推定された同海域 20 漁区の資源量指数は、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 10、17、18）。

2012 年以降利用できる大中型まき網の CPUE では 2014 年にかけて増加の傾向を示し、同年には 104 kg/網に達した。2014 年以降は減少で推移し 2017 年には 53 kg/網まで減少したが、2018 年には再び増加して 139 kg/網を記録している（図 19）。

長崎県ひき縄漁業の CPUE は 2001 年に 764 kg/漁労体を記録し、その漁獲量は我が国による本系群漁獲量のおよそ 1/3 に達した。以降、2002 年の急落を除き、2008 年まで 300～

400 kg/漁労体で推移していたが、2009年に100 kg/台/漁労体に減少し、2011年以降は100 kg未満/漁労体で推移している（図 20）。

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 21）。

着底トロール調査による、漁獲効率を 1 とした場合の現存量計算値は 1998 年以降、年による変動が激しいが（182~4,609 トン）、1,000 トン未満を示す年が多い（図 22）。近年はほぼ横ばい状態であり、2018 年の値は 1,041 トンであった。

(3) 漁獲物の年齢構成の推移

以西底びき網漁業の銘柄組成（図 23）では 1990 年代になってから小型銘柄（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、年々漁獲物が小型化し、1990 年代後半の漁獲物は平均肛門前長 22 cm 以下であり当歳魚および 1 歳魚が主漁獲対象とされ（徐ほか 2003a）、近年も若齢魚主体の漁獲である（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の本種の資源量指数は、2001 年以降極めて低い値で推移している。同様に沖合底びき網漁業をもとに推定した対馬海峡および日本海南西部の資源量指数も 1977 年以降極めて低い値で推移している。これらの資源量指数（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）を以西底びき網漁業では過去 60 年間、沖合底びき網漁業では過去 53 年間の最高値と最低値を三等分し高位、中位、低位とした結果、近年の値はいずれも低位に位置した（図 13、18）。従って、本系群の資源水準は低位と判断した。

動向については、直近 5 年（2014~2018 年）の以西底びき網漁業および沖合底びき網漁業の資源量指数、大中型まき網の CPUE および長崎県ひき縄漁業の CPUE は若干の増減はあるもののほぼ横ばいで推移しており、これらの相乗平均から算出した資源量指標値もほぼ横ばいである（図 13、18、19、20、24）。また、標本区である 246、247、248 区の CPUE の動向は、若干増減しつつもほぼ横ばいであり、さらに調査船調査による現存量推定値も回復の兆しがみられない（図 21、22）。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の正確な漁獲量と漁獲努力量が必要だが、現在のところ詳細な統計情報がなく現状では困難である。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定できる。

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2009年以降減少し、若干の増減を繰り返しながら漸減している。2017～2018年はやや増加しているが、2016年の韓国の漁獲量は過去最低となったことから、今後の動向を注視する必要がある。

5. 2020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の漁獲は2017～2018年に若干増加したものの、2016年までは著しい減少傾向を示していることから、予防的な措置として漁獲量を現在より下げ、我が国周辺海域に来遊した資源を適切に利用し、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必要である。

我が国の漁獲が系群全体の漁獲量に占める割合は0.5%未満であることから、本資源を長期間にわたり維持するためには、中国や韓国の資源を含めた管理が必要であり、早急に関係国が共有可能な客観的手法による資源判断基準を作る必要がある。

(2) ABCの算定

我が国周辺の漁獲量と資源量指標値（以西底びき網漁業、沖合底びき網漁業の資源量指数および大中小型まき網と長崎県ひき縄漁業のCPUEの相乗平均）が利用できることから、現状の資源水準および資源量指標値に合わせた漁獲を行い、さらに我が国周辺で産卵する親魚を適切に管理することを管理方策として2020年ABC算定のための基本規則2-1)に従いABCを算定した。計算には以下の式を用いた。

$$\begin{aligned} \text{ABC}_{\text{limit}} &= \delta_1 \times \text{Cave} \times \gamma_1 \\ \text{ABC}_{\text{target}} &= \text{ABC}_{\text{limit}} \times \alpha \\ \gamma_1 &= (1 + k(b/I)) \end{aligned}$$

ここで、Caveは2016～2018年の我が国漁業の平均漁獲量で1,594トン、 δ_1 は指標値が長期的に減少し低い水準で推移していること、さらに我が国周辺の産卵親魚の適切な管理を考慮して、ABCの算定規則に基づき低水準で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2016～2018年の資源量指標値の傾き(0.2835)、Iは2016～2018年の資源量指標値の平均(2.1127)、よって γ_1 は1.1342と算出される。

管理基準	Target/ Limit	2020年ABC (トン)	漁獲割合 (%)	F値
0.7・Cave3-yr・1.13	Target	1,013	—	—
	Limit	1,266	—	—

管理基準の γ_1 (1.13)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

源の増大または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 2016～2018 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
2017 年漁獲量確定値	2017 年漁獲量の確定
2018 年漁獲量暫定値	2018 年の漁獲量
以西底びき網漁業の資源量指数	1959～2018 年の資源量指数
沖合底びき網漁業の資源量指数	1966～2018 年の資源量指数
大中型まき網漁業の CPUE	2012～2018 年の CPUE
長崎県ひき縄漁業の CPUE	1996～2018 年の CPUE

評価対象年 (当初・再評価)	F 値	資源量	管理基準	ABClimit (百トン)	ABCtarget (百トン)	漁獲量 (百トン)
2018 年 (当初)	—	—	$0.7 \cdot \text{Cave3-yr} \cdot 0.91$	20	16	
2018 年 (2018 年再評価)	—	—	$0.7 \cdot \text{Cave3-yr} \cdot 0.91$	19	16	
2018 年 (2019 年再評価)	—	—	$0.7 \cdot \text{Cave3-yr} \cdot 0.91$	19	16	21*
2019 年 (当初)	—	—	$0.7 \cdot \text{Cave3-yr} \cdot 1.03$	9.8	7.8	
2019 年 (2019 年再評価)	—	—	$0.7 \cdot \text{Cave3-yr} \cdot 1.03$	9.8	7.9	

*漁獲量は我が国漁業による漁獲量のみ。の値。

6. ABC 以外の管理方策の提言

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の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の本資源への漁獲圧を下げる必要がある。このことに対し、中国の第 13 期 5 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、その成果に期待が集まるところである。

また、本系群全体に占める割合は低いものの、五島列島以北の我が国沿岸域も産卵場になっているところ、現状のように資源水準が低い場合は ABC による総量的な管理より、むしろ当該海域を含めて日韓暫定水域等を除く我が国 EEZ において再生産もしくは生活史が完結する資源を独自に保護する方策が現段階では有効であろう。

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.
- 花瀨靖子 (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・時村宗春 (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・巖 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.
- 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：青沼佳方、酒井 猛)

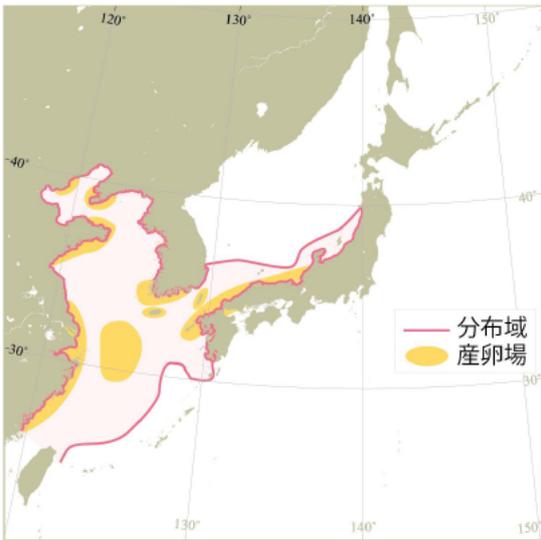


図1. タチウオの分布図 東シナ海中央部の産卵場は、我が国の調査船調査で卵の分布がみられた海域。産卵場は大陸棚上に広く分布すると推定される。

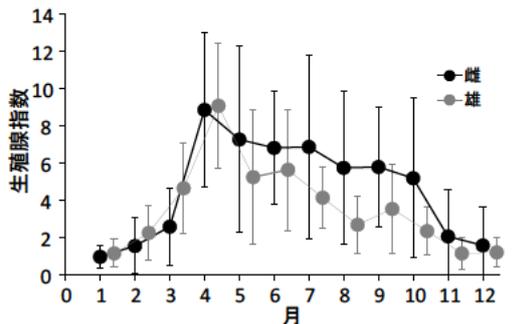


図3. 長崎産タチウオの月別生殖腺指数 (2004年10月～2006年3月の標本) バーは95%信頼区間。

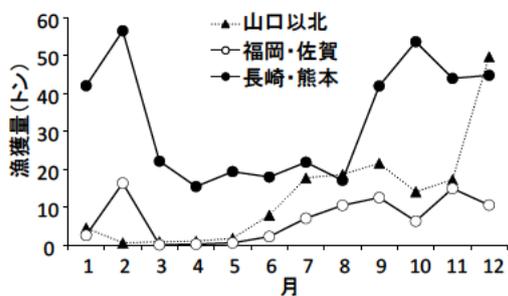


図5. 月別地域別漁獲量 (2018年)

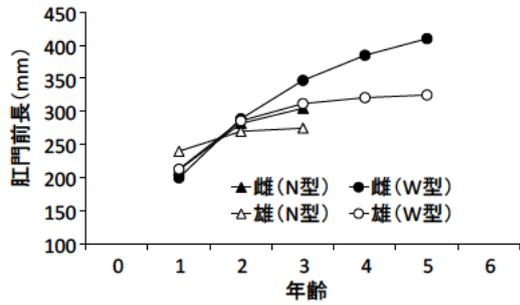


図2. タチウオの成長 N型：第一輪の径が狭い群、秋季発生群。W型：第一輪の径が広い群、春季発生群。

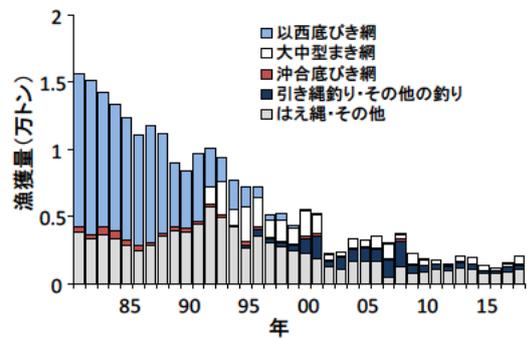


図4. 我が国の漁業種別漁獲量

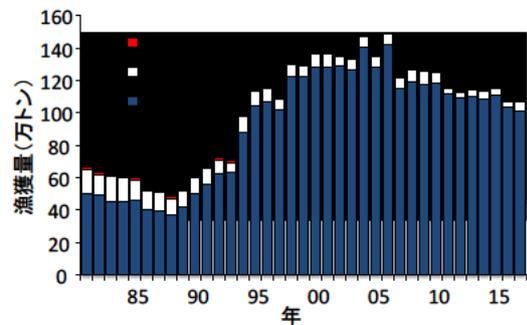


図6. 日本、韓国、中国によるタチウオの漁獲量 ただし中国の漁獲はFAO統計資料(東シナ海、南シナ海、黄海、渤海の合計)。

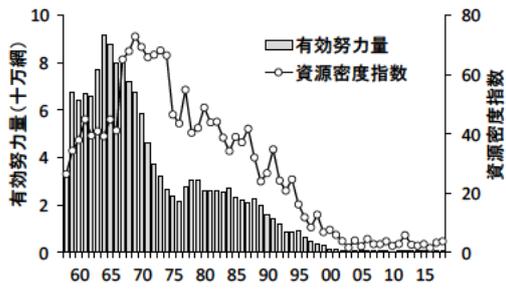


図 7. 以西底びき網漁業の有効努力量と資源密度指数 (1958～2018 年)

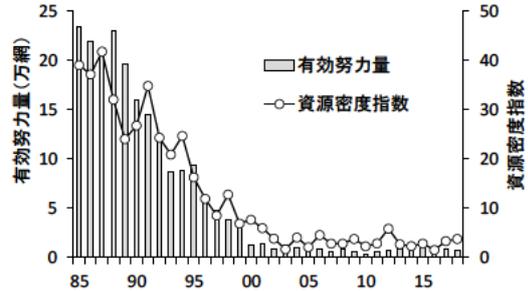


図 8. 以西底びき網漁業の有効努力量と資源密度指数 (1985～2018 年)

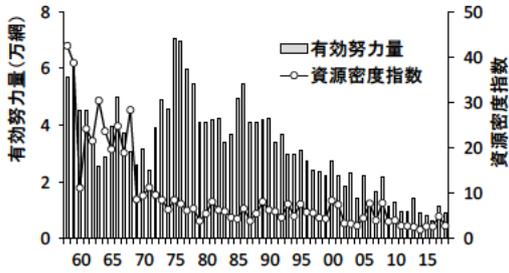


図 9. 沖合底びき網漁業の有効努力量と資源密度指数 (1958～2018 年)

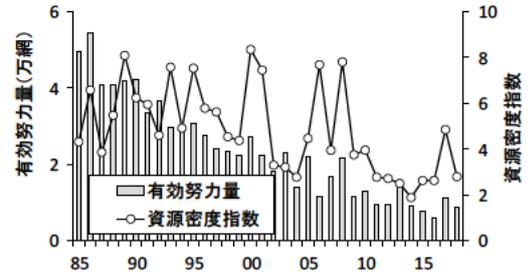


図 10. 沖合底びき網漁業の有効努力量と資源密度指数 (1985～2018 年)

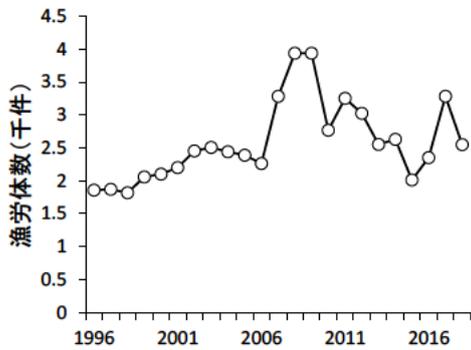


図 11. 長崎県ひき縄漁業の漁労体数の推移 2018年の値は直近3年間の平均値。

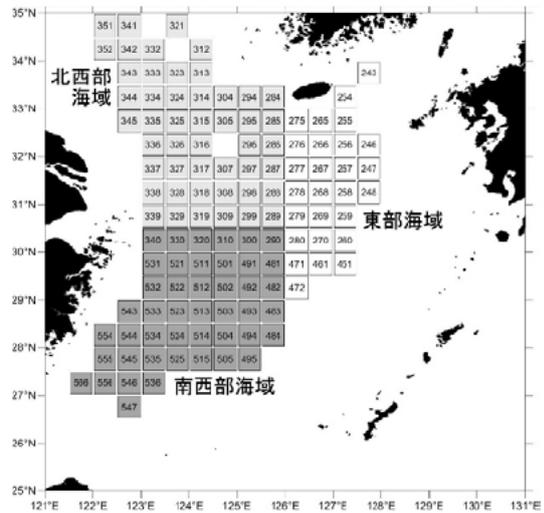


図 12. 東シナ海のタチウオ資源量指数解析に用いた漁区 (120 漁区)

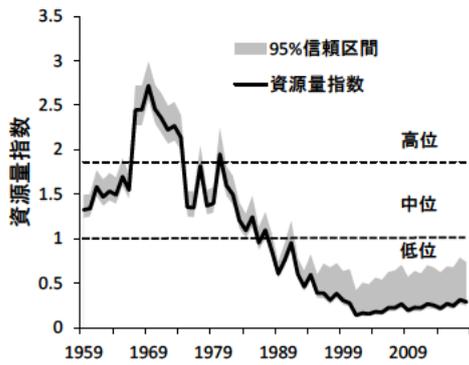


図 13. 東シナ海全域におけるタチウオの資源量指数の推移 (120 漁区)

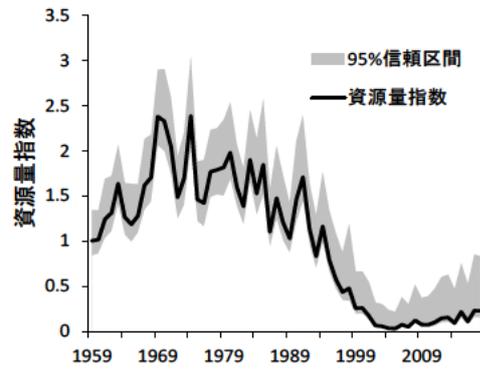


図 14. 東シナ海東部海域におけるタチウオの資源量指数の推移 (27 漁区)

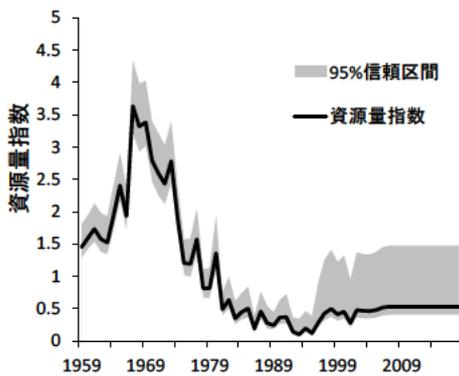


図 15. 東シナ海北西部海域におけるタチウオの資源量指数の推移 (48 漁区)

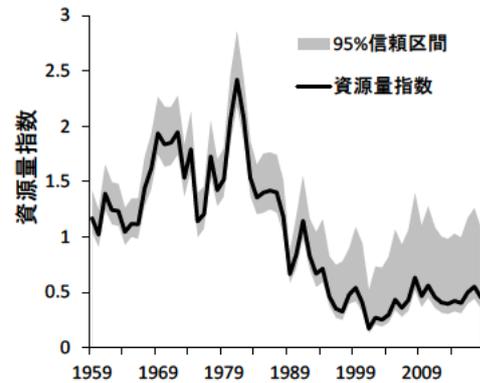


図 16. 東シナ海南西部海域におけるタチウオの資源量指数の推移 (45 漁区)

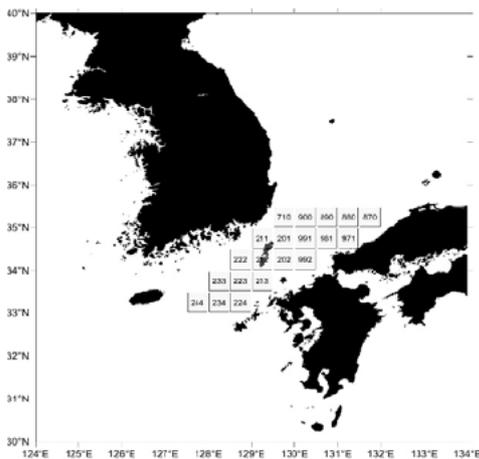


図 17. 対馬海峡～日本海南西部海域のタチウオ資源量指数解析に用いた漁区 (20 漁区)

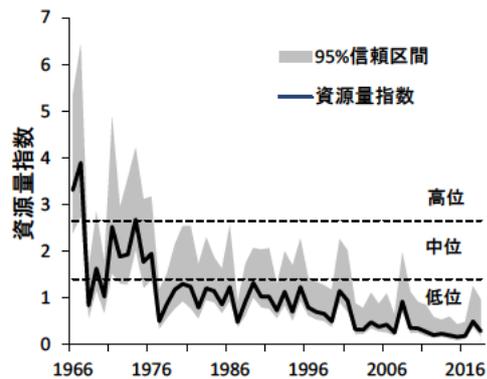


図 18. 対馬海峡～日本海南西部海域におけるタチウオの資源量指数の推移

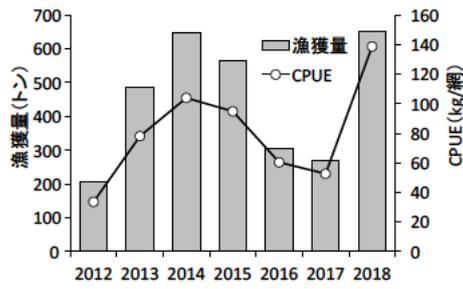


図 19. 大中型まき網のタチウオ漁獲量と CPUE

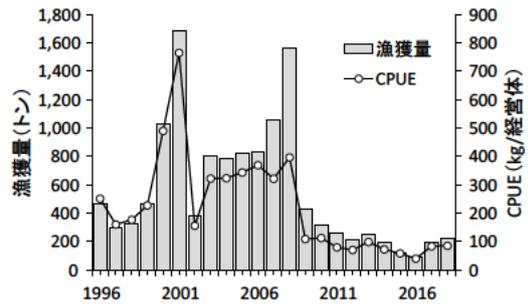


図 20. 長崎県ひき縄漁業のタチウオの漁獲量と CPUE

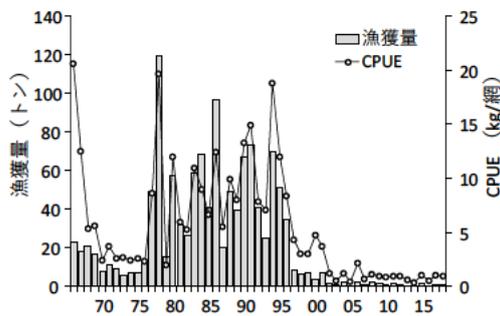


図 21. 農林漁区 246, 247, 248 区における以西底びき網漁業 (2 そうびき) のタチウオ漁獲量と CPUE

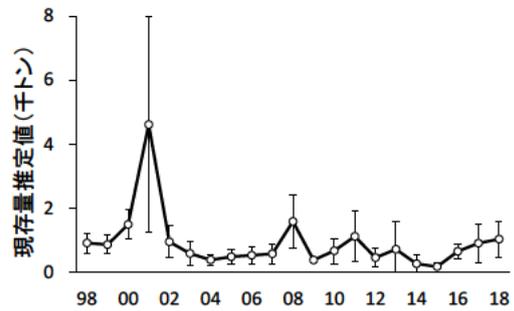


図 22. 東シナ海大陸棚上～大陸棚斜面域における調査船調査 (夏期) によるタチウオ現存量推定値 (バーは 95%信頼区間)。

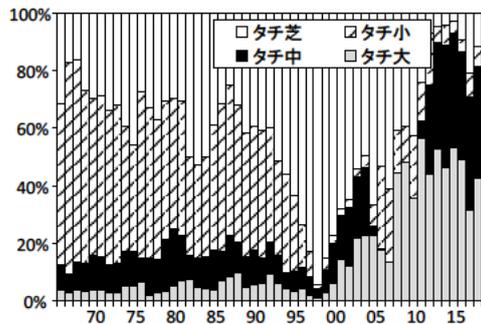


図 23. 以西底びき網漁業による銘柄組成の推移 2006～2010 年の中銘柄は統計値がゼロ。

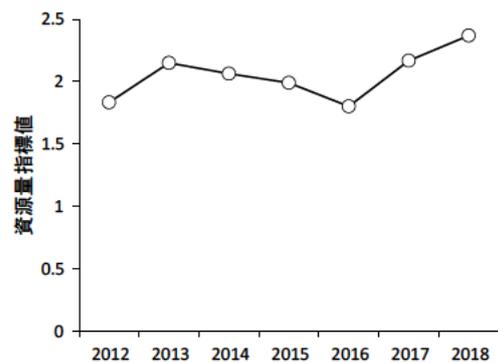


図 24. 資源量指標値 (以西・沖底の資源量指数、大中型まき網・長崎県ひき縄の CPUE の相乗平均) の推移

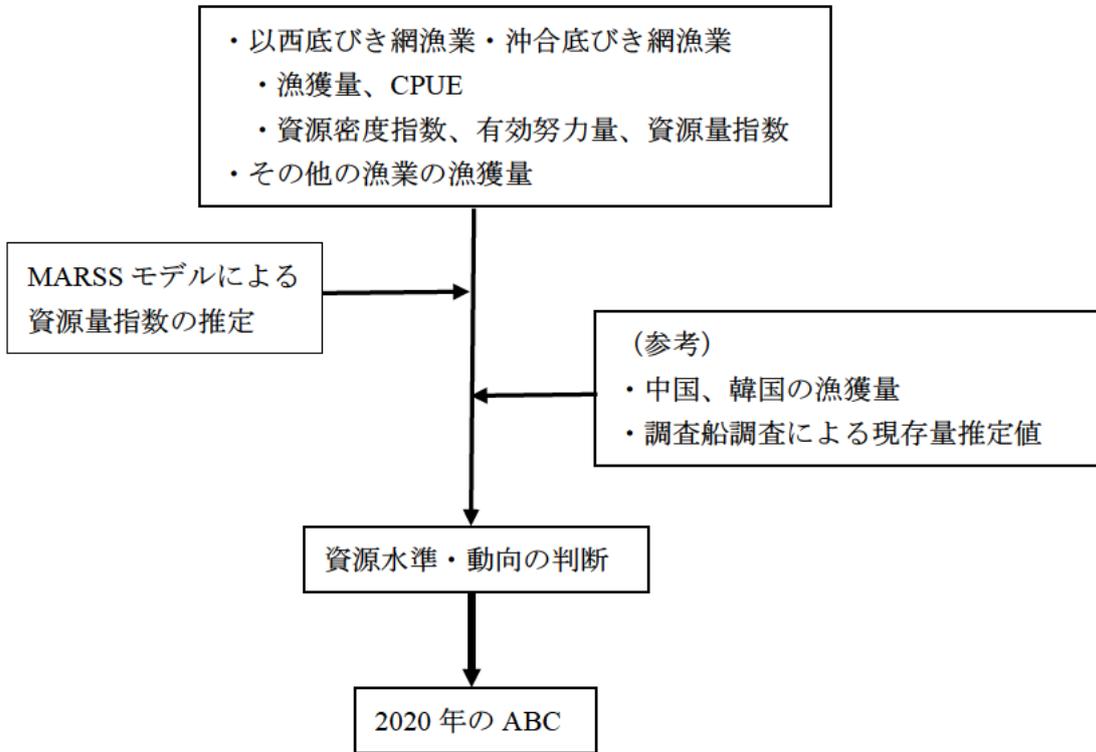
表1. タチウオ日本海・東シナ海系群の漁獲量（トン）

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	延縄・ 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	1,534	2,594	233	237*	2,624	7,221	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	2,209	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	3,008	66,029	1,152,002
2008	23	208	170	1,973	1,334	3,685	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	1,454	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
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	50	333	1,029	2,050	49,450	-

*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年以前は延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 MARSS モデルに使用したデータ、資源量指数および 95%信頼区間の計算

(1) 使用したデータ

以西底びき網漁業のデータは漁獲成績報告書の月別・漁区別 CPUE データのうち、1959 年 1 月～2018 年 12 月のデータを、また沖合底びき網漁業のデータは漁獲成績報告書の月別・漁区別 CPUE データのうち、1966 年 1 月～2018 年 12 月のデータを用い、このうち欠損率が 70%未満の漁区を解析に供した。

調査船調査のデータは 1986～2018 年の主に冬期（11～12 月）に実施された東シナ海底魚資源分布生態調査（着底トロール調査）の全データを使用した。

なお、以西底びき網漁業のデータセットは同漁業の漁獲成績報告書と調査船調査のデータとを併用で作成したが、沖合底びき網漁業では該当する海域の調査船調査を行っていないため、同漁業の漁獲成績報告書のみでデータを作成した。

(2) データ水準依存の除去

データ水準依存除去法は以下の式に従った。

種 j の月（時間） t における漁区 i の CPUE 値 y

以西底びき網漁業および沖合底びき網漁業では

$$y_{i,j,t} = Y_{i,j,t}^{\mu_j}$$

調査船調査では

$$\hat{y}_{i,j,t} = (k_j \hat{Y}_{i,j,t})^{\mu_j}$$

となる、べき乗値 μ を求めた。

本報告で使用したべき乗値 μ は、以西底びき網漁業では 0.246、沖合底びき網漁業で 0.169 であった。

調査船調査における係数 k は以西底びき網漁業と調査船調査のそれぞれ対応する CPUE 値の残差平方和が最小となる値、すなわち

$$S_j = \sum_{i,j} [(k_j \hat{Y}_{i,j,t})^{\mu_j} - Y_{i,j,t}^{\mu_j}]^2$$

で与えられた式から、 S_j が最小となる k 値を探索的に求めた。

本報告で使用した k 値は 0.860 であった。

(3) MARSS モデルによる解析

上記で作成したデータセットを R 言語の MARSS パッケージを用いて解析を行った。解析の方法は Zhu et al. (2017) および Zhu et al. (2018) に従った。

(4) 資源量指数 AI

MARSS モデルによって求められた月 t における漁区 i の推定状態 $x_{i,t}$ を再変換して個体群密度 $X_{i,t}$ を求める。すなわち、それぞれのデータはべき乗変換していることから

$$X_{i,t} = x_{i,t}^{1/\mu}$$

従って資源量指数 AI は以下の式によって算出される。

$$AI_t = \sum_{i=1}^m X_{i,t}$$

(5) 95%信頼区間 (CI)

各漁区 i の信頼限界 ($CL_{i,t}$) の上限と下限は以下の式で求められる。

$$\text{upper. } CL_{i,t} = x_{i,t} + 1.96\sigma_{i,t}$$

$$\text{lower. } CL_{i,t} = x_{i,t} - 1.96\sigma_{i,t}$$

ここで $\sigma_{i,t}$ は推定された状態 $x_{i,t}$ の標準誤差

次に、各漁区における個体群密度の標準誤差 ($\sigma_{i,t}^{tr}$) の上限と下限は以下の式によって計算される。

$$\text{upper. } \sigma_{i,t}^{tr} = \frac{\text{upper. } CL_{i,t}^{\frac{1}{\mu}} - X_{i,t}}{1.96}$$

$$\text{lower. } \sigma_{i,t}^{tr} = \frac{X_{i,t} - \text{lower. } CL_{i,t}^{\frac{1}{\mu}}}{1.96}$$

各漁区において個体群密度 $X_{i,t}$ の上限と下限の分散は、上限・下限の標準誤差 $\sigma_{i,t}^{tr}$ の二乗に等しい。従って漁区全体の上限・下限の標準誤差 ($^{com}\sigma_{i,t}^{tr}$) は以下の式で求められる。

$$\text{upper. } ^{com} \sigma_{i,t}^{tr} = \sqrt{\sum_{i=1}^m (\text{upper. } \sigma_{i,t}^{tr})^2}$$

$$\text{lower. } ^{com} \sigma_{i,t}^{tr} = \sqrt{\sum_{i=1}^m (\text{lower. } \sigma_{i,t}^{tr})^2}$$

従って、推定された資源量指数 AI_t の対応する上限および下限の信頼限界 CL_t は以下の式で求められる。

$$\text{upper. } CL_t = AI_t + 1.96\text{upper. } ^{com} \sigma_t^{tr}$$

$$\text{lower. } CL_t = AI_t - 1.96\text{lower. } ^{com} \sigma_t^{tr}$$

この平均を取ることによって各年の資源量指数 AI に対する上限・下限の信頼区間 CI を求めることができる。

引用文献

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.