

キハダ 東部太平洋

(Yellowfin Tuna, *Thunnus albacares*)



最近の動き

2019年の総漁獲量は24.0万トン（資源評価時の予備集計）で前年の95%であった。最近の資源評価は2020年に全米熱帯まぐろ類委員会（IATTC）事務局により行われたが、従来の単一の資源評価モデル結果に基づいて管理方策を提案する方法ではなく、複数（48モデル）の資源評価モデル群を用いて、各モデルの重みを詳細に検討して、統合した結果に基づいて管理方策を提示する手法に変更された。最大持続生産量（MSY）は23.6～35.4万トンと推定され、48モデル中2モデルを除き、2019年の漁獲量より大きかった。漁獲の強さ（ $F_{2017-2019}/F_{MSY}$ ）の重み付き平均は0.67であり、暫定目標管理基準値を上回る（ $F > F_{MSY}$ ）確率は9%、限界管理基準値を上回る（ $F > F_{limit}$ ）確率は0%であった。産卵資源量レベル（ S_{2020}/S_{MSY} ）の重み付き平均は1.57であり、暫定目標管理基準値を下回る（ $S < S_{MSY}$ ）確率は12%、暫定限界管理基準値を下回る（ $S < S_{limit}$ ）確率は0%であった。2020年12月に行われた年次会合及び特別会合で議論がなされ、2018～2020年に適用された管理方策を2021年にも適用するとされた。

利用・用途

はえ縄の漁獲物は生鮮（刺身）、まき網の漁獲物は缶詰をはじめとする加工品として主に利用される。

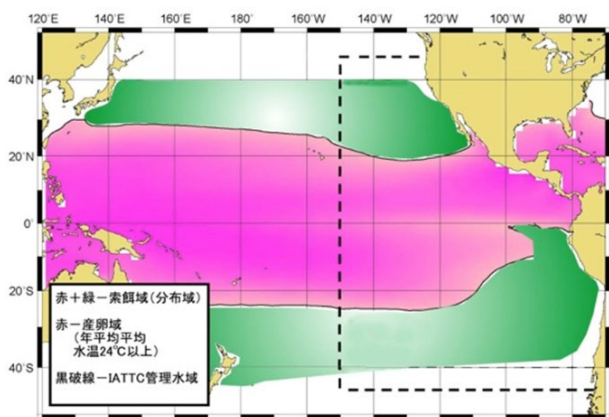


図1. 太平洋におけるキハダの分布域
赤色と緑色を合わせた海域が索餌域（分布域）、赤色が産卵域（年平均表面水温24℃以上）。

漁業の概要

IATTCが管理する東部太平洋は、南北緯度50度未満、西経150度以東と南北アメリカ大陸の海岸線に囲まれた海域である（図1）。1960年頃までは竿釣りが主要な漁業であったが、その後、まき網に転換された。近年の漁獲は大部分がまき網（総漁獲量の94%を占める、2015～2019年）によるものであり、残りがはえ縄（4%）と竿釣り（1%未満）である。漁獲量は1970年代半ばと1990年及び2000年代初頭にピークがみられる（図2）。1983年の漁獲量の急激な落ち込みは、海況の変化に起因する漁船数の減少によるもので、中西部太平洋での操業に切り替える船もあった。1990年から1995年頃の漁獲減少は、イルカの保護運動の影響で、イルカに付くキハダ魚群を狙う操業

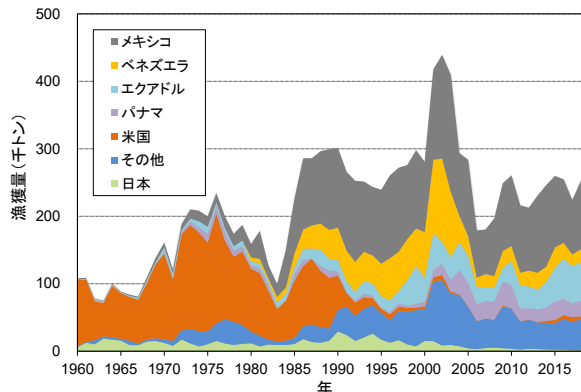
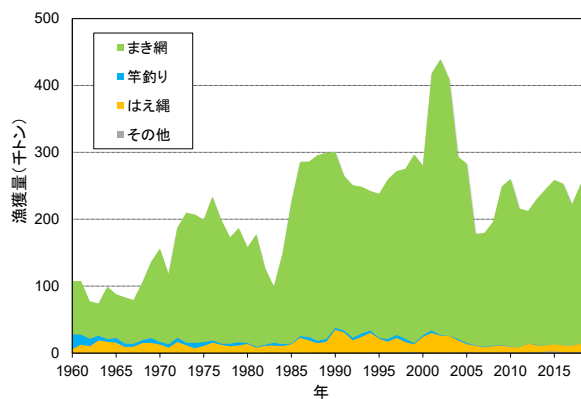


図2. 東部太平洋におけるキハダの漁法別漁獲量（上図）、国別漁獲量（下図）（1960～2019年）

が減少したことによる。2001～2003年に漁獲量は40万トンを超えたが、好調な加入による資源量増大が要因である。2019年の漁獲量は24.0万トン（予備集計）で前年の95%であった（IATTC 2020a、IATTC ウェブページ）。

まき網漁業について、当初は米国船が多かったが、1970年代の終わり頃からメキシコ、ペネズエラ船が増加するとともに米国船が減少し、1990年代に入ると、エクアドルやバヌアツ船が増加した。伝統的にイルカ付き操業と素群れ（すむれ）操業が行われてきたが、1990年代に入ると集魚装置（FAD）を使用した操業が発達した。それぞれの操業で、主として漁獲される魚のサイズが異なり、素群れ操業は尾叉長60～100cm、イルカ付き操業は尾叉長90～150cm、FAD操業は尾叉長50cm程度である。また、主たる操業位置も異なり、素群れ操業は南北アメリカ大陸の沿岸部に多く、イルカ付き操業は北緯側、FAD操業は南緯側で多くみられる（図3）。最近5年では、まき網漁獲量のおおよそ42%をメキシコが占め、次いでエクアドル、ペネズエラ及びパナマの3か国で42%程度を占める（図2、付表1）。我が国のまき網船は1970年代初頭に操業していたが、それ以降は出漁していない。まき網による海上でのキハダの平均投棄率（2015～2019年）は、総漁獲量の0.2%と推定された。まき網船の隻数は1961年から2007年の間に125隻から227隻に増加し、それに伴い魚船容量は3.2万m³から22.5万m³に増加した。2019年には予備集計値で261隻、26.5万m³と過去最高値を記録した。まき網総操業数は予備集計値で2019年に33,125操業を記録し、2016年の過去最高値

33,211操業よりは若干少ないが、高い値を示した（IATTC 2020a）。

はえ縄漁業について、我が国漁船は1952年のマッカーサーライン撤廃以降、急速に漁場を拡大し、1960年には中央アメリカ沿岸に達した（Suzuki *et al.* 1978）。その後も南北両半球の温帯域に操業域を広げ、1965年に地理的に最も広く操業が行われ、その後、1970年になるまでは地理的な操業範囲が最も拡大していた時期である。当初は缶詰等の加工品原料としてキハダとビンナガを漁獲していたが、1970年代半ばには、刺身需要の増加と冷凍設備の改善によってメバチへと主たる対象魚種を変更した。2000年以降、南北アメリカ沿岸域への出漁が減少し、現在は、赤道を挟んだ南北15度の範囲が主な漁場となっている（図3）。日本の漁獲量は1986～1995年にかけて2.0万トン程度であったが、2002年以降は1万トンを切り、2019年は1,810トン（予備集計）であった。台湾船は1960年代から出漁しているがビンナガを主対象としており、近年のキハダの漁獲は年1,000トン前後であったが、2019年は1,556トンと増加した。韓国船は1970年代半ばから操業があり、2005年以降は年1,000トン前後であったが、2019年には1,725トンと増加した。中国船は2019年に3,372トンを記録し、2015年以降、日本の漁獲量を超え、東部太平洋で最もキハダを漁獲する、はえ縄漁業国である。エクアドルのはえ縄漁獲量も多く、2008年から2013年までは2,000トン前後を漁獲していたが、最近年は200トン程度である。はえ縄船の漁獲サイズは、主として尾叉長100cm以上である。

生物学的特性

キハダは、三大洋の熱帯域から温帯域にかけて広く分布する。若齢で小型のキハダは、似たような大きさのカツオやメバチと群れを作ることがあり、これらはもっぱら表層に分布する。成長するにつれて、キハダ単独の群れとなり、より水深の深い層にも分布するようになる。産卵は水温24℃以上の水域で周年行われると考えて良いが、季節性もみられ、メキシコ南部から中央アメリカの沖合域において、少なくとも年に2回、産卵期があり、さらに沖合域では、1年のうち少なくとも7か月間は産卵期であったとの報告がある（Knudsen 1977）。また、南緯側の熱帯域では主として1月から6月が産卵期であるとの報告がある（Shingu *et al.* 1974）。また、親魚の成熟状態と仔稚魚の出現場所にも海域による違いがみられる（Suzuki *et al.* 1978）。このような産卵期の違いは、東部太平洋内に複数の系群が存在する可能性を示唆する。放流点と再捕点のみが分かるタイプの標識による放流調査は、1950年代より数多くの結果が報告され（例えば Fink and Bayliff 1970）、少数の長距離移動した例を除いて、多くの個体が、ある一定の範囲（数百km以内）で再捕され、東部太平洋と中西部太平洋間の移動例は少ないことが知られている（Suzuki *et al.* 1978、Wild 1994）。近年、熱帯域の北緯側で、移動経路が分かるタイプの標識による放流調査が行われたところ（Schaefer *et al.* 2014）、やはり多くの個体が放流点の近くに留まり、長距離の移動個体は少ない傾向がみてとれた。これらは系群の存在を補強する証拠となり得る。また、近年、太平洋の各海域で得られたキハダの間に遺伝学的な差異が検出されている（Aguila *et al.* 2015、Grewe *et*

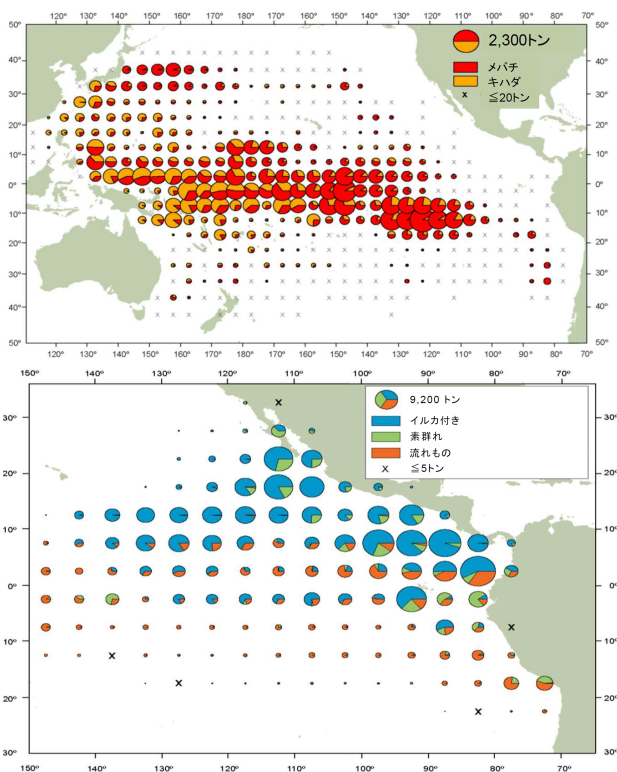


図3. 太平洋における2012～2016年の漁場図（上：はえ縄、下：まき網）

上図：赤色がメバチ、橙色がキハダ；凡例の丸は2,300トン。
 下図：キハダの漁獲。青色がイルカ付き操業、緑色が素群れ操業、
 橙色が流れもの操業；凡例の丸は9,200トン。

al.2015)。さらに、熱帯域では大西洋の西経150度のあたりで漁獲サイズが異なることが知られている(図4)。一方で、はえ縄やまき網の漁獲状況を見ると、東部太平洋内では明瞭な漁獲の切れ目がないことがわかる(IATTC 2020a)。このように系群あるいはもっと狭い範囲の個体群の存在についての異なる見解があるものの、2018年の資源評価も含めて、東部太平洋のキハダの資源評価では、東部太平洋で1つの系群と見なし、中西部太平洋と西経150度で分離している。

本種の1回あたりの産卵数(Batch fecundity)は体長120cmで約233万粒とされ、1度の産卵期に複数回産卵できるとされており(Schaefer 1998)、そのことは、畜養のキハダでも確認されている(Niwa *et al.* 2003)。本種の寿命は、年齢査定の結果や成長が早いこと、漁獲物にあらわれる最大体長が170cm程度(5歳)であることから、メバチより短く7~10年であろうと考えられている。しかし、大西洋では耳石輪紋の解析により18歳と査定される研究例もある(Andrews *et al.* 2020)。本種の仔魚期の餌生物はカイアシ類、枝角類が主体である(Uotani *et al.* 1981)。稚魚の胃内容物には魚類が多く、次いで頭足類が出現し、カイアシ類はほとんどみられない(辻 1998)。成魚の胃内容物に関する知見は比較的豊富で(Matthews *et al.* 1977)、魚類を主に甲殻類、頭足類等幅広い生物を摂餌し、明確な嗜好性はないと思われる。仔魚期、稚魚期には多くの捕食者がいると思われるが情報は少ない。さらに遊泳力が付いた後は大型のカジキ類、サメ類、歯鯨類等に外敵は限られてくるものと思われる。生物学的最小形は50cm以下であるが、雌の50%は92cmで成熟し、123.9cmの雌(39kg、満2歳の終わりから3歳)では90%が成熟している(Schaefer 1998)。最大体長は200cmを超えるとみられる(FAO 1983)。

2020年の資源評価では、自然死亡係数は、体長別の雌雄比に合致するように、四半期年齢別、雌雄別に設定された。0歳で四半期あたり0.7、その後、雌雄は同様に2歳で0.2まで減少する。雄はその後、0.2で一定で、雌は再び次第に高くなる(IATTC 1999, Maunder and Aires-da-Silva 2012, Minte-Vera *et al.* 2020)(表1)。成長式は、耳石日輪を用いてRichardの成長式で表した結果(表2; Wild 1986)を資源評価モデルの固定値とする場合と、初期値として与えて、資源評価モデル内で成長式を推定する方法がとられた(表2; Minte-Vera *et al.* 2020)。

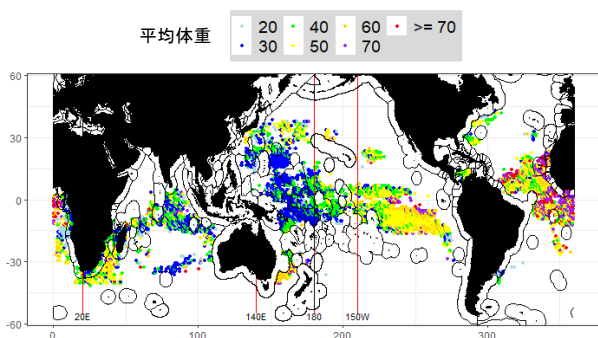


図4. 太平洋におけるはえ縄漁業によるキハダの平均漁獲サイズ(kg)の一例(2010年)
赤いラインはマグロ類RFMOの境界の目安。黒いラインはEEZ。

表1. 東部太平洋におけるキハダの四半期年齢ごとの雌雄別の自然死亡係数(Minte-Vera *et al.* 2020)

四半期年齢	雄	雌
0	0.70	0.70
1	0.60	0.60
2	0.50	0.50
3	0.44	0.44
4	0.38	0.38
5	0.32	0.32
6	0.26	0.26
7	0.20	0.20
8	0.20	0.20
9	0.20	0.21
10	0.20	0.26
11	0.20	0.32
12	0.20	0.38
13	0.20	0.42
14	0.20	0.44
15	0.20	0.46
16	0.20	0.46
17	0.20	0.47
18	0.20	0.47
19	0.20	0.47
20	0.20	0.47
21	0.20	0.47
22	0.20	0.47
23	0.20	0.48
24	0.20	0.48
25	0.20	0.48
26	0.20	0.48
27	0.20	0.48
28	0.20	0.48
29	0.20	0.48

成長式

$$\text{Wild (1986)} : L_t = 185.7 \times \{1 - (\exp(-0.761 \times (t - 1.853))) / 1.917\}^{1.917}$$

(L_t : ある年齢 t での尾叉長 (cm)、 t : 年齢)

体長体重関係式

$$\text{Wild (1986)} : W = 1.387 \times 10^{-5} \times L^{3.086}$$

(L : 尾叉長 (cm)、 W : 体重 (kg)、 t : 年齢)

資源状態

最新の資源評価はIATTC事務局により2020年に行われた。従来の単一の資源評価モデル結果に基づいて管理方策を提案する方法ではなく、複数(48モデル)の資源評価モデル群を用いて、各モデルの重みを詳細に検討して、統合した結果に基づいて管理方策を提示する手法に変更された。本種の生物特性、資源の生産力、漁業の操業形態について、複数のあり得そうな設定を考慮することが出来るため、モデル構築に関わる不確実性を効果的に組み合わせ、管理方策の策定に取り込むことが可能になる。

資源評価モデルは統合モデルのStock Synthesis (SS) が用いられた(Minte-Vera *et al.* 2020)。MSYは23.6万~35.4万トンと推定され、48モデル中2モデルを除き、2019年の漁獲量より大きかった。漁獲の強さ($F_{2017-2019} / F_{MSY}$)の重み付き平均は0.67であり、暫定目標管理基準値を上回る($F > F_{MSY}$)確率は9%、限界管理基準値を上回る($F > F_{limit}$)確率は0%であった。産卵資源量レベル(S_{2020} / S_{MSY})の重み付き平均は1.57であり、暫定目標管理基準値を下回る($S < S_{MSY}$)確率は12%、暫定限界管理基準値を下回る($S < S_{limit}$)確率は0%であった(図5)(Aires-da-Silva *et al.* 2020, IATTC 2020b, Minte-Vera *et al.* 2020)。

表2. 東部太平洋におけるキハダの年齢ごとの尾叉長 (cm) と体重 (kg) の関係

四半期年齢	初期値 Wild(1986)		2020年の資源評価 Minte-Vera et al. (2020)		
	尾叉長(cm)	体重(kg)	固定	推定(GRO)	推定(DEM.GRO)
			尾叉長(cm)	尾叉長(cm)	尾叉長(cm)
0	20.7	0.16	20.8	24.2	24.1
1	26.4	0.34	26.4	29.8	29.8
2	33.1	0.68	33.0	36.5	36.5
3	40.7	1.29	40.6	44.4	44.4
4	49.3	2.32	49.2	53.5	53.4
5	58.6	3.96	58.5	63.5	63.4
6	68.5	6.41	68.4	74.4	74.1
7	78.8	9.87	78.7	85.5	85.3
8	89.1	14.46	89.0	96.5	96.4
9	99.4	20.21	99.3	106.8	107.1
10	109.2	27.08	109.2	116.0	117.0
11	118.6	34.88	118.6	123.8	125.8
12	127.3	43.36	127.3	130.2	133.4
13	135.2	52.24	135.2	135.3	139.7
14	142.3	61.22	142.4	139.1	144.9
15	148.6	70.03	148.7	142.0	149.0
16	154.2	78.44	154.3	144.1	152.2
17	159.0	86.30	159.2	145.7	154.7
18	163.2	93.49	163.3	146.8	156.6
19	166.8	99.98	166.9	147.6	158.0
20	169.9	105.74	169.9	148.1	159.1
21	172.5	110.80	172.5	148.5	159.9
22	174.7	115.19	174.7	148.8	160.6
23	176.5	118.98	176.5	149.0	161.0
24	178.0	122.22	178.0	149.2	161.4
25	179.3	124.98	179.3	149.3	161.6
26	180.4	127.32	180.4	149.3	161.8
27	181.3	129.29	181.3	149.4	161.9
28	182.1	130.95	182.0	149.4	162.0
29	182.7	132.33	183.0	149.5	162.2

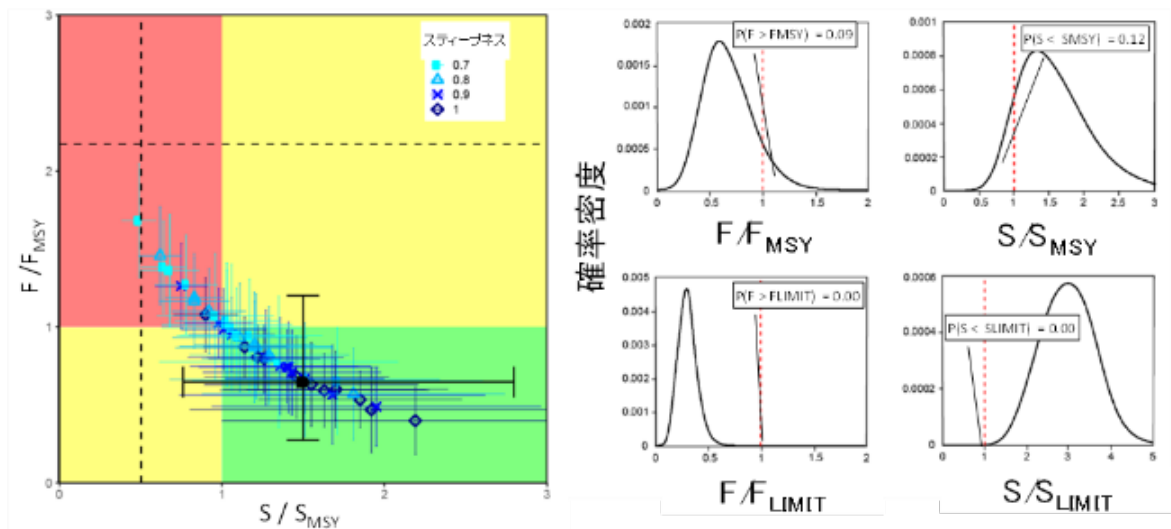


図5. 東部太平洋における最新年のキハダの資源状態 (左) 及び暫定目標管理基準値 (MSY) と暫定限界管理基準値 (LIMIT) を超える割合 (中: 漁獲の強さ。右: 資源量)

左図の縦軸はMSYレベルに比した最新年(2017~2019年)の漁獲の強さ。横軸はMSYレベルに比した最新年(2020年初頭)の資源量。黒色の丸とバーはそれぞれ、全てのケース(48モデル)の資源評価指標値(F/F_{MSY} と S/S_{MSY})の中央値と95%信頼区間。この黒丸を除いた打点(水色丸、三角、×、菱形)は48個(48モデル分)あり、それぞれ資源評価モデルの設定が異なる。それぞれの色と形はステープネスが0.7、0.8、0.9、1.0を示す。左図の破線は暫定限界管理基準値を示し、親子関係を想定(ステープネス0.75)し、かつ漁業がないと仮定したときの産卵資源量の加入量の50%を得るための産卵資源量。中上図: 2017~2019年の漁獲の強さが暫定目標管理基準値を上回る確率は9%。中下図: 2020年初頭の資源量が暫定限界管理基準値を上回る確率は0%。右上図: 2020年初頭の資源量が暫定目標管理基準値を下回る確率は12%。右下図: 2020年初頭の資源量が暫定限界管理基準値を下回る確率は0%。

48 モデルの構築の方法

前回 (2019 年) の資源評価では、データが追加されると大きく変わってしまう頑健性の無さが問題となった。また、はえ縄船の漁獲サイズのモデル推定値が実測値と乖離する問題、大型魚を漁獲するまき網と日本はえ縄船の資源量指数に乖離がある問題が認識されていた。近年、日本はえ縄の漁場が東部太平洋の西側にシフトして、海域全体から漁獲されていない状態であることから、これらの乖離は東部太平洋内に複数の系群が存在するためではないかとの仮説がたてられていた。当初、この仮説に従って、キハダの混合が顕著な仮説 (単一系群) とあまり混合しない仮説 (複数系群) で解析を進めていたが、後者の解析が捗々しくなかったため、従来の単一系群仮説に従って資源評価を行うこととなった。前回の資源評価からの主な変更点は 5 点。1. 資源量指数 (イルカ付まき網漁業 CPUE のみに基づく。従来は、はえ縄の資源量指数も用いられていたが、上述のとおり、まき網 CPUE と乖離があり、これが十分に解決できなかったため、漁獲量の多い、まき網のみを用いた)。2. 新しい漁業の定義 (魚体サイズの類似性に基づいて海域を分別し、それぞれの海域に同じ種類の漁業は一つとした)。3. 漁獲効率 (従来、解析期間中に不変とする仮説に加えて、資源が多くなった時期に漁獲効率が改善される仮説を追加)。4. 選択性 (解析期間中に変動するオプション。まき網の選択性の多様化)。5. 成長式 (従来の資源評価モデルの外部で推定して固定で与える設定のほかに、資源評価モデル内部で推定するオプションを加えた)。以上の点を考慮し、12 種類の異なるモデルが構築された (表 3)。各設定に対して、それぞれ 4 種類のステープネス (0.7、0.8、0.9、1.0) を想定したため、合計 48 モデルでの構成となった (Aires-da-Silva *et al.* 2020、IATTC 2020b、Minte-Vera *et al.* 2020)。

48 モデルのうち、あり得そうなモデル (設定) に対して、大きな重みが与えられている。「あり得そうな設定」を判断するために、重みを 7 つの要素に分けて、6 名の資源評価の専門家が独立して、それぞれの要素の重みを判断し、次式からそれぞれのモデルの重み (W (model)) を算出した (表 4)。

$$W(\text{model}) = W(\text{Expert}) \times W(\text{Convergence}) \times W(\text{Fit}) \times W(\text{Plausible parameters}) \times W(\text{Plausible results}) \times W(\text{Diagnostics}) \times W(\text{Empirical selectivity})$$

重みの説明は表 5 に記載 (Maunder *et al.* 2020)

資源評価において、専門家の主観的な判断が避けられない場合もあるので、その決定過程を追跡できるように明示しており、透明性は高い。一方で、専門家チームの構成メンバーが替わった場合に結果は容易に変化し得るので、再現性の点では改良の余地があるだろう。

Spawning Biomass ratio (漁業がないと仮定した状態の産卵資源量を 1.0 としたときの、実際の産卵資源量の割合) の変遷を図 6 に示す。モデル間の推定幅が大きいことが分かる。なお、漁業がないと仮定したときの産卵資源量を 1 とした時の産卵資源量における暫定限界管理基準値 (Interim Limit Reference Point) は 0.077 である。モデル設定により、程度は異なるが、解析開始年から最近年まで見ると、複数以上のピークを示しつつ、減少傾向にある。直近年の傾向は、横ばいもしくは若干の増加である (図 6)。加入量は、複数のピークを示しつつ、2000 年以降は、過去平均よりも下回ることが多かった。2019 年の加入量は、平均よりも高いと見なされているが推定値の不確実性は大きい (図 7)。漁獲死亡係数は、近年、3 歳以上の漁獲死亡の増加が顕著である (図 8)。各漁業の産

表 3. 本年の資源評価に用いられた 12 種類の設定のモデルの詳細

モデル呼称	Base	Gro	DS	DDQ	DDQ.GRO	DDQ.DS	TBM	TBM.GRO	TBM.DS	TBE	TBE.GRO	TBE.DS
成長式	固定	推定	固定	固定	推定	固定	固定	推定	固定	固定	推定	固定
漁獲効率 (時期による変化)	一定						密度依存					
選択性 (時期による変化)	一定						小型魚が多い時期に異なる			一定		
選択性 (F19:イルカ付まき網)	漸近的		ドーム型	漸近的		ドーム型	小型魚が多い時期だけドーム型			大型魚が多い時期だけドーム型		
選択性 (F18:イルカ付巻き網)	ドーム型						小型魚が多い時期だけ別のドーム型			ドーム型		

表 4. 東部太平洋におけるキハダの資源評価モデルの結果

各モデルで 4 種類のステープネスを設定しているため、上表は、それらの結果を統合して、モデルごとに示している。例えば、BASE の場合、 F_{cur} / F_{MSY} はステープネスが 1.0、0.9、0.8 及び 0.7 の場合、それぞれ 1.08、1.26、1.46 及び 1.68 である。ステープネスの重み (大きいほどあり得そうな設定) は (BASE に限らず) 0.44、0.31、0.21 及び 0.04 とされている。このため、重み付き平均は $1.24 (= (1.08 \times 0.44 + 1.26 \times 0.31 + 1.46 \times 0.21 + 1.68 \times 0.04) / (0.44 + 0.31 + 0.21 + 0.04))$ となる。それぞれのモデルの重みは、P(Model) に示されている。なお、赤地は各種資源状態を表す項目において、悲観的な結果を示すケースを、緑地は楽観的なケースをそれぞれ示す。

	Base	Gro	DS	DDQ	DDQ.GRO	DDQ.DS	TBM	TBM.GRO	TBM.DS	TBE	TBE.GRO	TBE.DS	Combined	
P(Model) モデルの重み	0.01	0.05	0.06	0.03	0.13	0.09	0.05	0.10	0.24	0.03	0.06	0.14	E(x) P=0.5	
漁獲死亡係数 (Fishing mortality: F)														
F_{cur} / F_{MSY}	1.24	0.95	0.69	1.01	0.65	0.55	0.93	0.72	0.47	0.79	0.72	0.73	0.67	0.65
$P(F_{cur} > F_{MSY})$	0.88	0.37	0.05	0.46	0.03	0.01	0.32	0.07	0.00	0.13	0.08	0.09	0.09	
F_{cur} / F_{limit}	0.46	0.45	0.31	0.38	0.32	0.25	0.38	0.35	0.22	0.33	0.33	0.31	0.30	
$P(F_{cur} > F_{limit})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
産卵資源量 (Spawning biomass: S)														
S_{cur} / S_{MSY}	0.78	1.07	1.48	1.01	1.60	1.74	1.09	1.48	2.02	1.31	1.48	1.40	1.57	1.58
$P(S_{cur} < S_{MSY})$	0.93	0.41	0.07	0.48	0.04	0.08	0.34	0.06	0.03	0.15	0.09	0.11	0.12	
S_{cur} / S_{limr}	1.87	1.96	2.60	2.62	3.24	3.70	2.33	2.53	3.25	2.99	2.94	3.08	2.98	
$P(S_{cur} < S_{limr})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

表 5. 東部太平洋におけるキハダの資源評価において各モデルの重みを決定する際の重みの考え方

item	説明
W (model)	最終的なモデルごとの相対的な重み。
W (experts)	判断しがたい命題について、専門家の主観的な判断によって重みを定める。この東部太平洋のキハダ資源における、簡単には判断しがたい大きな命題は、「EPO内に複数のキハダ系群が存在するのか」である。これを解くために、「単一系群」、「ときおり複数に分かれることがある」「恒常的に複数系群」の仮説をたてたが、現状では、「単一系群」のみを考慮することとなった。空間構造については、今後も追求してゆく課題との位置づけ。今回の資源評価で解決すべき課題として、「はえ縄とまき網の資源量指数の乖離」。「サイズデータへのフィットの悪さ」があげられた。今回は、6名の専門家が、ある程度は事前に既存の情報について共有を行った後、モデルの結果を見る前に、それぞれのモデルが、上記の二つの命題を解くための理論的な説明として、個々のモデルごとに「極めてなさそう・少しはあり得そう・中程度・極めてありそう」などカテゴリカルに決定し、それぞれ0、0.25、0.50および1.0の数値を与えた。
W (Convergence)	ヘシアン行列が正定値をとらなければ、パラメータが適切に推定されていない(収束していない)。なお、Maximum gradientも収束したかどうかの指標だが、数値が小さければ、適切にパラメータが求まったかは別問題と考え、ヘシアン行列が正定値をとったかどうかのみを、今回は、収束に係わる重みとした。
W (Fit)	AICに基づいた指標。データ数が異なる場合(この資源評価の場合、解析開始年が1979年と2000年のモデル群同士はデータ数が異なる)は、AICは直接比較出来ないで、それぞれ別に扱っている。
W (Plausible parameters)	推定されたパラメータ値が、不自然では無いかを6人の専門家が判断。判断したパラメータは、 1)成長式(L2パラメータ(高齢魚の平均体長)) 2)選択性
W (Plausible results)	推定された漁獲死亡係数、初期の平衡漁獲量および初期の平衡加入量が不自然では無いかを専門家が主観的に判断
W (Diagnostics)	モデルの設計に矛盾していないかの診断を、ASPM診断とR0プロファイル(サイズデータの資源量推定への影響診断)およびレトロスペクティブ分析(データ追加の影響)で行い、資源評価が適切だったかを診断する。SAC-11-lnf Fの図1に従って判断されているので、基準は明瞭に分かる。しかし、実際の判断は、診断図の見た目の主観的に判断。
W (Empirical selectivity)	モデルが適切な選択性曲線を推定出来たかどうかの指標。解析期間を通じて、ある体長における漁獲個体数を集計し、これを同じ体長における資源個体数で割ったものが、empirical selectivity。この曲線と、モデルが推定した選択性曲線が異なっていれば、選択性曲線の推定はうまくいっておらず、選択曲線がフレキシブルすぎてサイズデータのノイズを反映しすぎるか、漸近モデルでは無くドームモデルが適切では無いかなどと判断できる。あるいは、成長モデルが不適切であると判断出来る。

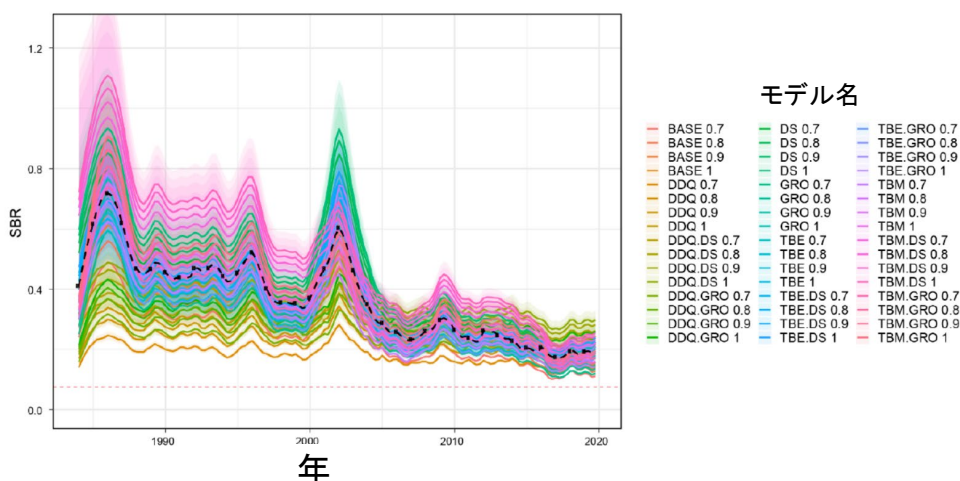


図 6. 東部太平洋におけるキハダの Spawning Biomass ratio (SBR) の推移 (1984~2019 年)

48 モデルの結果。モデルの名称の後の数値はスティーブネスを表している。塗りつぶされた範囲は 5%信頼区間。太い黒破線は重み付き平均。

卵資源量に与える影響は、いずれのモデル設定においても、まき網のいるか巻き操業と流れもの操業 (FAD 操業含む) が最も大きなインパクトを示し、素群操業がそれに続く (図 9)。資源水準と動向について、44 モデルの 1979 年もしくは 2000 年以降 2019 年までの四半期ごとの産卵資源量の平均値と標準偏差をモデルごとに集計し、中位の産卵資源量を平均±1 標準偏差の範囲、それより大きい場合、小さい場合をそれぞれ高位、

低位と定義した。最近 5 力年の産卵資源量は 23%が中位、77%が低位とされた。このため、産卵資源量レベルは低位と判断した。最近年では中位の割合が増加する傾向もみられるが、資源動向は横ばいと考えられた。

まき網の禁漁日数の提案は、上述のとおり、資源評価手法が複数のモデルに基づく方法に変更されたことに伴って、また、暫定限界管理基準値、暫定目標管理基準値に関わる管理方策

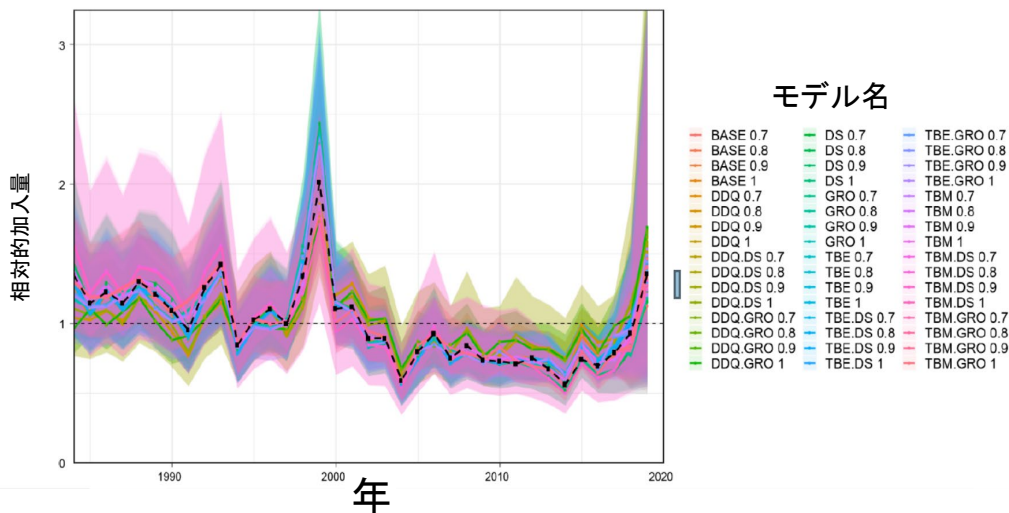


図7. 東部太平洋におけるキハダの加入量（1984～2019年）

48モデルの結果。モデルの名称の後の数値はスティーブネスを表している。1984年以降の平均加入量を1（破線）とした相対値の推移を示す。塗りつぶされた範囲は95%信頼区間。

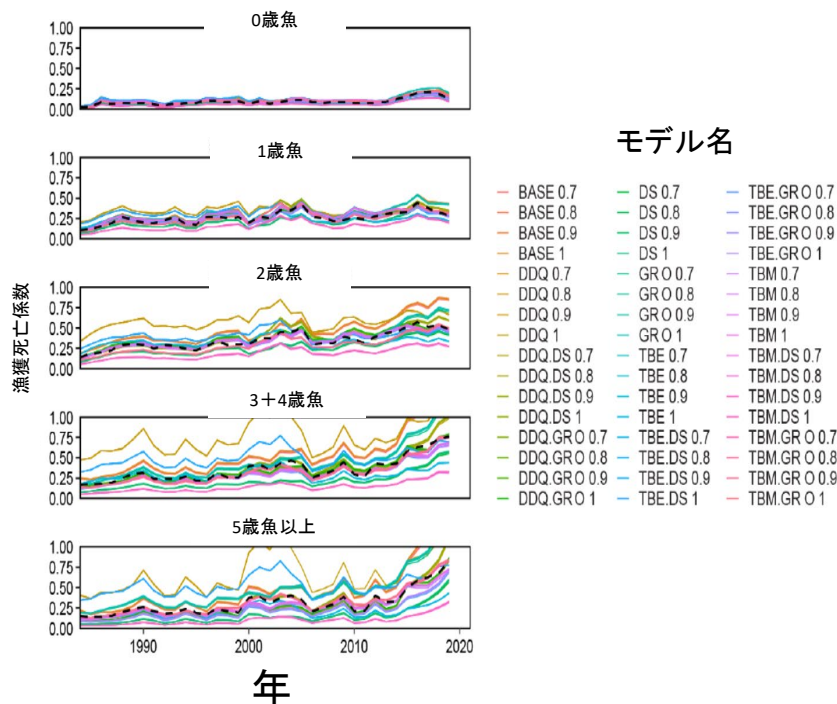


図8. 東部太平洋におけるキハダの漁獲死亡係数の推移（1984～2019年）

48モデルの結果。モデルの名称の後の数値はスティーブネスを表している。

(IATTC-16-02)の内容も考慮して、48モデルの資源評価結果を統合した結果に基づいて、暫定管理基準値、暫定目標管理基準値を超える割合とまき網禁漁日数の関係を示す（図10）ことで行われた。48モデルの平均では、2018～2020年の禁漁日数（72日）で、暫定目標管理基準値（ F_{MSY} ）を超える確率が10%未満、暫定限界管理基準値（ F_{limit} ）を超える可能性が0%であることが示された。

資源管理方を判断する上で、FAD操業によるメバチ漁獲死亡の抑制を目的として、考えられ得る管理方策4点（FAD操業数の規制、毎日のアクティブFAD数の規制、FAD設置数の規制、禁漁期間）の検討が行われた（Lopez *et al.* 2020）。目的に対して効果的か、実施状況がモニターできるか（データ入

手可能性）、不必要な規制（素群れ操業やいるか巻き操業に対する影響の有無）になる可能性がないか等の視点で判断されている。

以上の分析に基づいて、IATTC事務局から管理勧告が3点提示された。①3カ年（2021～2023年）の管理方策とすること。②現行の管理方策（C-17-02）を踏襲すること。ただし、パラグラフ8（FAD設置数の制限）は除く。③FAD操業を制限する管理方策を導入すること。FAD操業数を総数規制（15,987操業：2017～2019年の平均）し、かつ船ごとの毎日のactive FAD数を規制すること。また、科学諮問委員会の勧告として、次の3点が挙げられた。①3カ年の管理サイクルとすること。開始年は委員会が決める。管理サイクル中の保存管理措置の見直しも

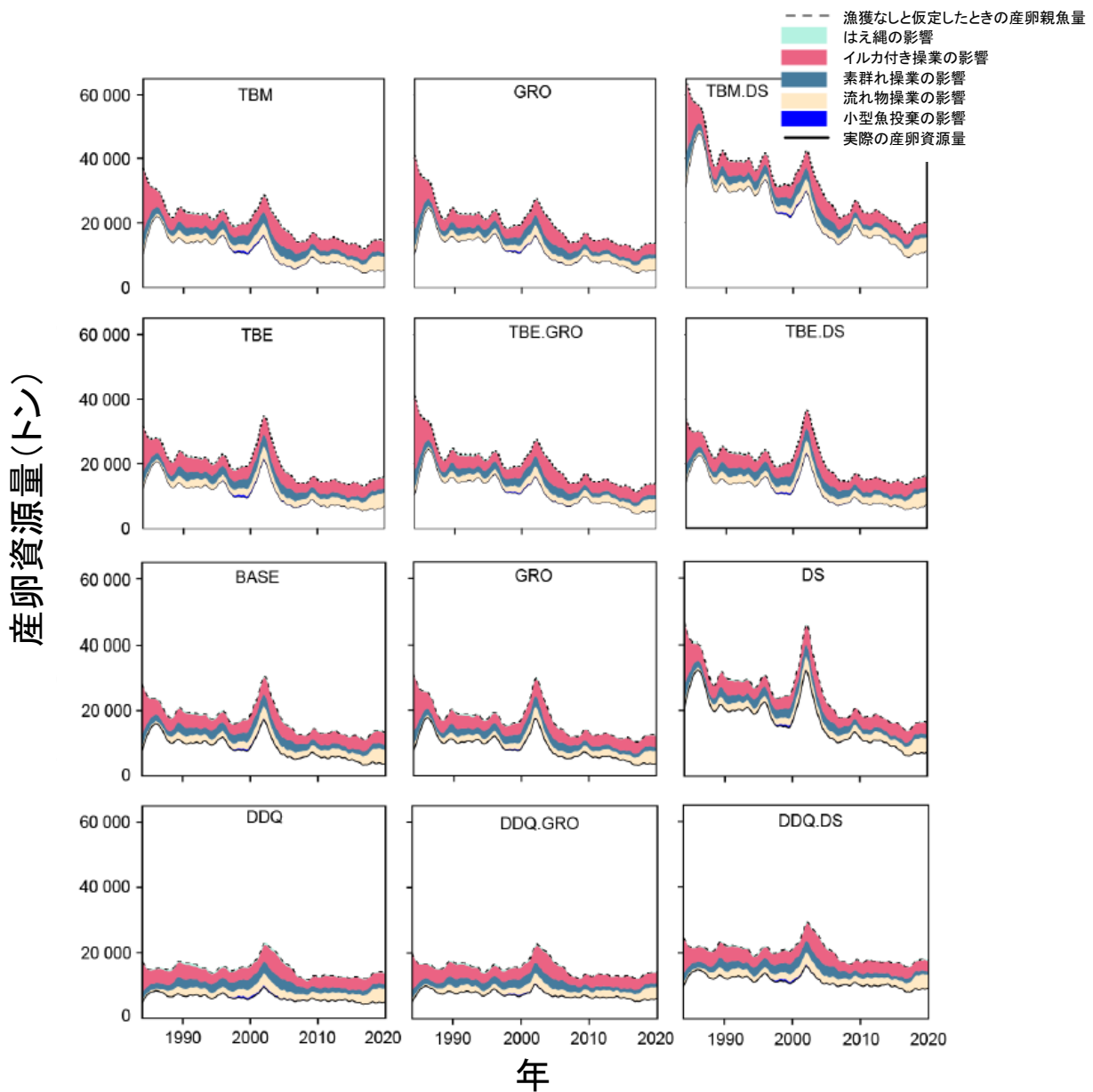


図9. 東部太平洋におけるキハダの資源量と各漁業のインパクトの推移 (1984~2019年)

黒実線が実際の産卵資源量、黒破線は漁業がないと仮定したときの産卵資源量。水色、桃色、紺色、肌色、青色はそれぞれはえ縄、イルカ付き操業、素群れ操業、流れもの操業 (FAD 操業含む)、小型魚投棄の影響を示す。

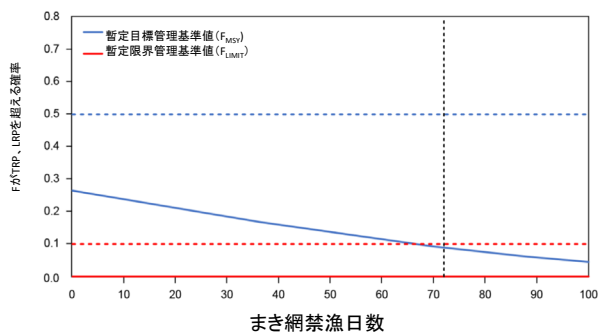


図10. 東部太平洋におけるキハダのまき網禁漁日数と暫定目標管理基準値、暫定限界管理基準値を超える確率の関係

赤破線：暫定限界管理基準値。青破線：暫定目標管理基準値。垂直の点線は 2018~2020 年まで適用された 72 日間のまき網禁漁日数を示す。

可能。②2021 年は現行措置 (C-17-02) を継続し、必要に応じ、特に FAD 規制について措置を見直し。③漁獲死亡を適切な水準に限定するよう、委員会職員及び委員会がオプションについて議論し、優先順位を付ける。

管理方策

IATTC 事務局と科学諮問委員会からの勧告に基づき、2020 年 12 月に行われた年次会合及び特別会合で議論がなされ、2018-2020 年に適用された管理方策を 2021 年にも適用するとされた。

【MSE (Management strategy evaluation) の検討状況】

「4. マグロ類 RFMO における管理方策 (総説)」の MSE に関する説明を参照のこと。

執筆者

かつお・まぐろユニット

熱帯まぐろサブユニット

水産資源研究所 水産資源研究センター

広域性資源部 まぐろ第3グループ

岡本 慶・佐藤 圭介

参考文献

- Aguila, R.D., Perez, S.K.L., Catacutan, B.J.N., Lopez, G.V., Barut, N.C., and Santos, M.D. 2015. Distinct yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) stocks detected in western and Central Pacific Ocean (WCPO) using DNA microsatellites. *PLoS ONE*, 10(9): e0138292. Doi: 10.1371/journal.pone.0138292
- Aires-da-Silva, A., Maunder, M.N., Xu, H., Mente-Vera, C., Valero, J.L., and Lennert-Cody, C. 2020. Risk analysis for management of the tropical tuna fishery in the eastern Pacific Ocean, 2020. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2020/SAC-11/Docs/_English/SAC-11-08-REV-23-Oct-2020-MTG_Risk%20analysis%20for%20management.pdf (2020年12月)
- Andrews, A.H., Pacicco, A., Allman, R., Falterman, B.J., Lang, E.T., and Golet, W. 2020. Age validation of yellowfin (*Thunnus albacares*) and bigeye (*Thunnus obesus*) tuna of the northwestern Atlantic Ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Doi: 10.1139/cjfas-2019-0328
- FAO1983. Vol.2. Scombrids of the world. *In* FAO species catalogue. Rome. <http://www.fao.org/fishery/species/2497/en> (2020年12月)
- Fink, B.D., and Bayliff, W.H. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. *Bull. I-ATTC*, 15(1):1-227. https://www.iattc.org/PDFFiles/Bulletins/_English/Vol-15-No-1-1970-FINK,%20BERNARD%20D.,%20and%20WILLIAM%20H.%20BAYLIFF_Migrations%20of%20yellowfin%20and%20skipjack%20tuna%20in%20the%20eastern%20Pacific%20Ocean%20as%20determined%20by%20tagging%20experiments,1952-1964.pdf (2020年12月)
- Grewe, P.M., Feutry, P., Hill, P.L., Gunasekera, R.M., Schaefer, K.M., Itano, D.G., Fuller, D.W., Foster, S.D., and Davies, C.R. 2015. *Scientific Reports* 5: 16916. Doi: 10.1038/srep16916
- IATTC. 1999. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission. 1997. https://www.iattc.org/PDFFiles/AnnualReports/_English/IA-TTC-Annual-Report_1997.pdf (2020年12月)
- IATTC. 2020a. The fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2019. Document SAC-11-03. 49 pp. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2020/SAC-11/Docs/_English/SAC-11-03-MTG_The%20tuna%20fishery%20in%20the%20EPO%20in%202019.pdf (2020年12月)
- IATTC. 2020b. Report on the tuna fishery, stocks, and ecosystem in the eastern Pacific Ocean in 2019. Document IATTC-95-05. 149 pp. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2020/IATTC-95/Docs/_English/IATTC-95-05_The%20fishery%20and%20status%20of%20the%20stocks%202019.pdf (2020年12月)
- IATTC. <https://www.iattc.org/PublicDomainData/CatchByFlagGear.zip> (2020年12月)
- Knudsen, P.F. 1977. Spawning of yellowfin tuna and the discrimination of subpopulations. *Bull. I-ATTC*, 17(2): 117-169. <https://www.iattc.org/PDFFiles2/Bulletins/Bulletin-Vol.17-No.2.pdf> (2019年12月)
- Lopez, J., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Xu, H., Mente-Vera, C., Valero, J.L., Pulvenis, J.F., and Compeán, G. 2020. Managing the floating-object fishery for tropical tunas in the EPO: supporting information for the precautionary additional measures recommended by the staff. Document SAC-11-INF-M. 14pp. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2020/SAC-11/Docs/_English/SAC-11-INF-M_FAD%20management%20measures.pdf (2020年12月)
- Matthews, F.D., Damkaer, D., Knapp, L., and Collette, B. 1977. Food of western North Atlantic tunas (*Thunnus*) and lancetfishes (*Alepisaurus*). *NOAA Tech. Rep. NMFS*, 706: 1-19.
- Maunder, M.N., and Aires-da-Silva, A. 2012. A review and evaluation of natural mortality for the assessment and management of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. 41 pp. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2012/YFT-01/Docs/_English/YFT-01-07_Review-of-natural-mortality-for-Yellowfin-tuna-in-the-eastern-Pacific-Ocean-DRAFT.pdf (2020年12月)
- Maunder, M.N., Xu, H., Lennert-Cody, C., Valero, J.L., Aires-da-Silva, A. and Mente-Vera, C. 2020. Implementing reference point-based fishery harvest control rules within a probabilistic framework that considers multiple hypotheses. 54 pp. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2020/SAC-11/Docs/_English/SAC-11-INF-F_Implementing%20risk%20analysis.pdf (2020年12月)
- Mente-Vera, C., Maunder, M.N., Xu, H., Valero, J.L., Lennert-Cody, C.E., and Aires-da-Silva, A. 2020. Yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: Benchmark assessment. Document SAC-11-07. 79 pp. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2020/SAC-11/Docs/_English/SAC-11-07-MTG_Yellowfin%20tuna%20benchmark%20assessment%202019.pdf (2020年12月)
- Niwa, Y., Nakazawa, A., Margulies, D., Scholey, V.P., Wexler, J.B., and Chow, S. 2003. Genetic monitoring for spawning ecology of captive yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) using mitochondrial DNA variation. *Aquaculture*, 218: 387-395.

Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Bull. IATTC*, 21(5): 205-272.
https://www.iattc.org/PDFFiles/Bulletins/_English/Vol-21-No-5-1998-SCHAEFER,%20KURT%20M_Reproductive%20biology%20of%20yellowfin%20tuna%20Thunnus%20albacares%20in%20the%20eastern%20Pacific%20Ocean.pdf (2020年12月)

Schaefer, K.M., Fuller, D.W., and Aldana, G. 2014. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in waters surrounding the Revillagigedo Islands Archipelago Biosphere Reserve, Mexico. *Fish. Oceanogr.*, 23(1): 65-82.

Shingu, C., Tomlinson, P.K., and Petersen, C.K. 1974. A review of the Japanese longline fishery for tunas and bill fishes in the eastern Pacific Ocean, 1967-1970. *Bull. IATTC*, 16(2): 65-230.
https://www.iattc.org/PDFFiles/Bulletins/_English/Vol-16-No-2-1974-SHINGU,%20CHIOMI,%20PATRICK%20K.%20TOMLINSON,%20and%20%20CLIFFORD%20L.%20PETERSON_A%20review%20of%20the%20Japanese%20longline%20fishery%20for%20tunas%20and%20billfishes%20in%20the%20EPO,%201967-1970.pdf (2020年12月)

Suzuki, Z., Tomlinson, P.K., and Honma, M. 1978. Population structure of Pacific yellowfin tuna. *Bull. IATTC*, 17(5): 277-441.
https://www.iattc.org/PDFFiles/Bulletins/_English/Vol-17-No-5-1978-SUZUKI,%20Z.,%20P.K.%20TOMLINSON,%20and%20M.%20HONMA_Population%20structure%20of%20Pacific%20yellowfin%20tuna.pdf (2020年12月)

辻 祥子. 1998. 表中層トロールで採集したカツオ・マグロ型稚魚 3. 胃内容物の検討. 平成 10 年度日本水産学会春季大会発表要旨集. 39 p.

Uotani, I., Matsuzaki, K., Makino, Y., Noda, K., Inamura, O., and Horikawa, M. 1981. Food habits of larvae of tunas and their related species in the area northwest of Australia. *Bull. Japan. Soc. Scientist Fish.*, 47(9): 1165-1172.

Wild, A. 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. *Bull. IATTC*, 18(6): 421-482.
https://www.iattc.org/PDFFiles/Bulletins/_English/Vol-18-No-6-1986-WILD,%20A_Growth%20of%20yellowfin%20tuna,%20Thunnus%20albacares,%20in%20the%20eastern%20Pacific%20Ocean%20based%20on%20otolith%20increments.pdf (2020年12月)

Wild, A. 1994. Review of the biology and fisheries for yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean. *In* Shomura, R.S., Majkowski, J. and Langi, S. (eds.), *Interactions of Pacific tuna fisheries. Volume 2. Papers on biology and fisheries. FAO Fisheries Technical Paper 336 (2).* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. 52-107 pp.

資源水準	低位
資源動向	横ばい
世界の漁獲量 (最近 5 年間)	22.4 万～25.9 万トン 最近 (2019) 年：24.0 万トン 平均：24.6 万トン (2015～2019 年)
我が国の漁獲量 (最近 5 年間)	0.1 万～0.2 万トン 最近 (2019) 年：0.2 万トン 平均：0.2 万トン (2015～2019 年)
管理目標	検討中
資源評価の方法	統合モデル (SS)
資源の状態	$S_{2020} / S_{MSY} = 1.57$ $P(S_{2020} < S_{MSY}) = 0.12$ $P(S_{2020} < S_{limit}) = 0.00$ $F_{2017-2019} / F_{MSY} = 0.67$ $P(F_{2017-2019} > F_{MSY}) = 0.09$ $P(F_{2017-2019} > F_{limit}) = 0.00$
管理措置	2018-2020 年まで適用されていた管理方策を 2021 年に延長 <ul style="list-style-type: none"> ・ 2021 年におけるまき網漁業の禁漁期間 (72 日) ・ 2021 年においてまき網漁業で使用可能な集魚装置 (FAD) の数を大型まき網漁船で 450 基に制限 ・ はえ縄漁業：国別メバチ漁獲枠の設定 (我が国漁獲枠は 32,372 トン：キハダの漁獲量にも影響をもたらすと考えられる)
管理機関・関係機関	IATTC
最近の資源評価年	2020 年
次回の資源評価年	2023 年

