

まぐろ類の漁業と資源調査（総説）

世界のかつお・まぐろ漁業

世界のカツオ及び主要マグロ属 6 魚種（太平洋クロマグロ、大西洋クロマグロ、ミナミマグロ、ビンナガ、メバチ、キハダ）の合計総漁獲量（ここでは国際的に “Tuna” と呼ばれる範囲にならい、これら 7 種を “まぐろ類” と呼ぶ）は 2002 年以降 400 万トン台で推移しており、2015 年の漁獲量は 486.3 万トンであった。日本の漁獲量は 1984 年に 79.2 万トンのピークに達した後、次第に減少傾向を示し、2015 年には 39.0 万トンで、インドネシア（57.4 万トン）に次ぐ世界第 2 位となっている（図 1）。その他、台湾、韓国、エクアドルが 30 万トンを超える漁獲を揚げている。

これらまぐろ類の漁獲量を大洋別に見ると、太平洋における漁獲量が 1950 年代当初から他の水域を上回り、ほぼ一貫して増加し続けてきた。2008 年以降は 300 万トンを超えており（図 2）。インド洋の漁獲量は 2003 ～ 2006 年においては 100 万トンを上回っていたが、海賊問題の発生もあり 2007 年以降は 100 万トンを下回って

いる。大西洋の漁獲量は、近年 10 年において 39 万～ 51 万トンで推移している。

漁獲量の推移を魚種別に見ると、カツオとキハダの漁獲量増加が著しい（図 3）。カツオの年代毎の漁獲量は、1950 年代は 16 万～ 29 万トン、1970 年代は 40 万～ 85 万トン、1990 年代は 132 万～ 199 万トン、2010 年代は 253 万～ 299 万トンに增加了。2010 年代においても増加傾向にあり、近年は 300 万トン近い水準で推移している。近年のカツオの漁獲量は、まぐろ類 6 種の総漁獲量を上回る規模である。またキハダの漁獲量は、1950 年代は 10 ～ 22 万トン、1970 年代は 32 万～ 58 万トン、1990 年代は 98 万～ 128 万トン、2000 年代は 109 万～ 149 万トンに增加了。2010 年代に入っても 115 万～ 136 万トンで推移している。

まぐろ類は、はえ縄、竿釣り、まき網などで漁獲される。その中で、特にまき網の漁獲量は 1980 年代以降急増した（図 4）。この漁獲増は、漁船数の增加に加えて、1990 年に入って盛んになった集魚装置（FAD）を使用する操業方法が大きく影響している。熱帯域でのカツオ

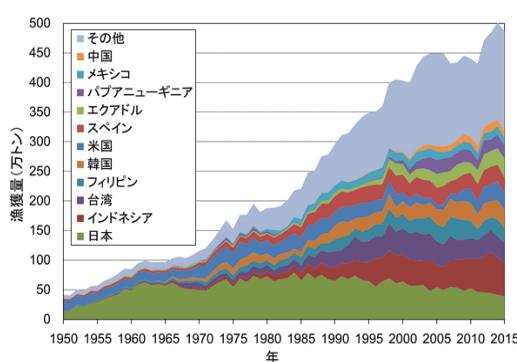


図 1. 世界の主要まぐろ類（カツオを含む）の国別漁獲量の推移（1950～2015年）(FAO統計)

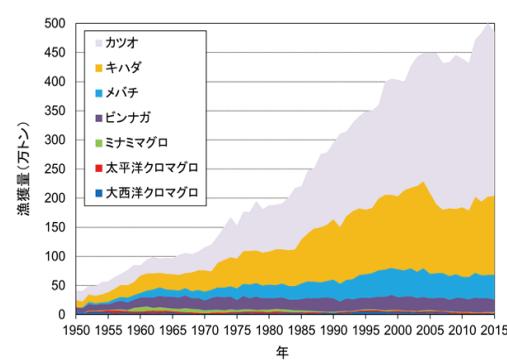


図 3. 世界の主要まぐろ類（カツオを含む）の魚種別漁獲量の推移（1950～2015年）(FAO統計)

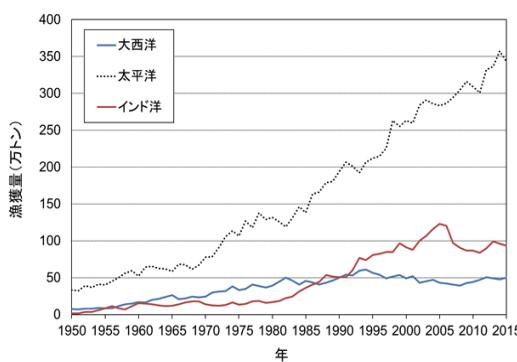


図 2. 世界の主要まぐろ類（カツオを含む）の大洋別漁獲量の推移（1950～2015年）(FAO統計)

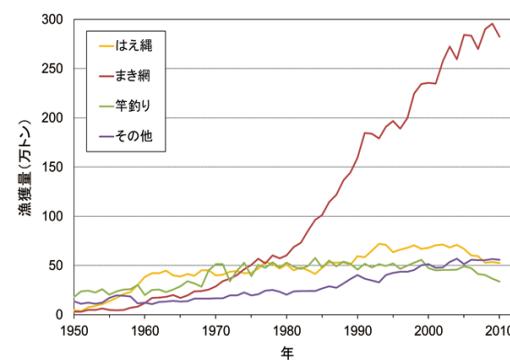


図 4. 世界の主要まぐろ類（カツオを含む）の漁法別漁獲量（1950～2010年）(FAO統計)

を主対象とした FAD 操業では、メバチやキハダの小型魚が混獲され、これらの資源に大きなインパクトを与えているとされており、最近インド洋や東部太平洋に加え、中西部太平洋でも、1 隻あたり使用する FAD 数を制限することを含む措置が採択されている。

日本のかつお・まぐろ漁業

日本のかつお・まぐろ漁業は長く世界をリードしてきたが、前述のように日本の漁獲量は 1984 年をピークとして減少している。漁獲量の主体は、世界の漁獲傾向と同様にカツオである（図 5）。大洋別では、太平洋（2015 年 35.5 万トン）がインド洋や大西洋の漁獲量（2015 年 1.3 万トン及び 2.1 万トン）より圧倒的に多く、全体の 91% である。しかし、その太平洋においても、日本の漁獲量は 2014 年以降 40 万トンを下回る水準にある（図 6）。

刺身用のまぐろ類を供給するはえ縄漁船数は 1970 年以降減少している（図 7）。特に 120 トン以上の遠洋まぐろはえ縄漁船と 20 ~ 120 トンの近海まぐろはえ縄漁船でその減少が著しい。遠洋はえ縄漁船は 1971 年に 1,000 隻に達していたが、近年は約 200 隻に減少している。竿釣り漁業も、漁船数には同様の減少傾向が見られ、遠洋竿釣り漁船では、1970 年代中盤は 300 隻あったものが、近年は約 40 隻に減少している。

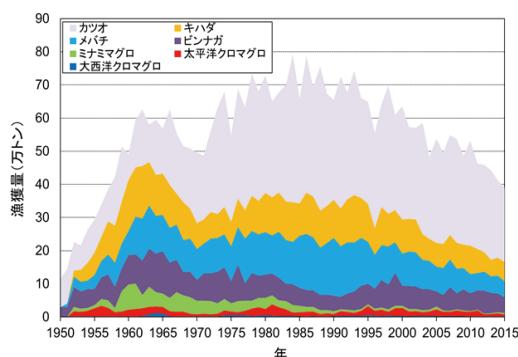


図 5. 全大洋における日本の魚種別漁獲量の推移
(1950～2015年) (FAO 統計)

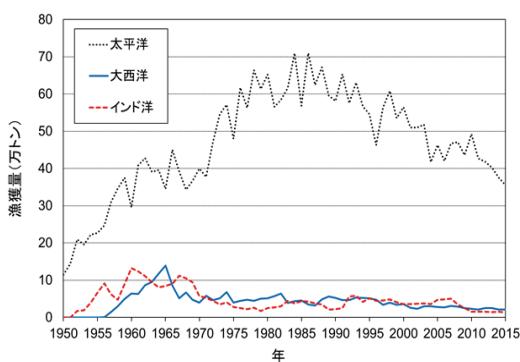


図 6. 日本の主要まぐろ類(カツオを含む)大洋別漁獲量の推移
(1950～2015年) (FAO 統計)

熱帯水域で操業し、缶詰やかつお節向けなどのカツオを供給するまき網漁船については、各国のまき網漁船数が増加する一方（2000 年 157 隻 → 2016 年 251 隻）、日本の海外まき網漁船数は、1997 年以降は 35 隻で推移し、2017 年は 29 隻となっている。

日本のかつお・まぐろ漁業にとって、太平洋島嶼国などへの入漁料の高騰は、経営上大いに懸念される。また、船員の確保なども切実な問題となっている。さらに、漁船操業に直接的な影響を与える燃油価格（図 8）は、2008 年に急騰し、同年 8 月には 1 キロリットル約 12 万円まで上昇した。2009 年春には 6 万円の水準まで低下したが、再び上昇に転じ 2014 年夏前に 10 万円まで高騰した。その後、2014 年後半から下落し、2016 年には再び 6 万円前後の水準になったが、再び増加傾向にある。

まぐろ類の資源管理

各国の排他的経済水域（EEZ）内における資源管理に関しては国連海洋法条約に基づき所管国に責任があるが、EEZ の内外を問わず地域全体において長期的な保存と持続的可能な利用を確保するため、地域漁業管理機関（RFMO）の下で管理措置の議論が行われている。いずれの RFMO においても、その科学小委員会などの補助

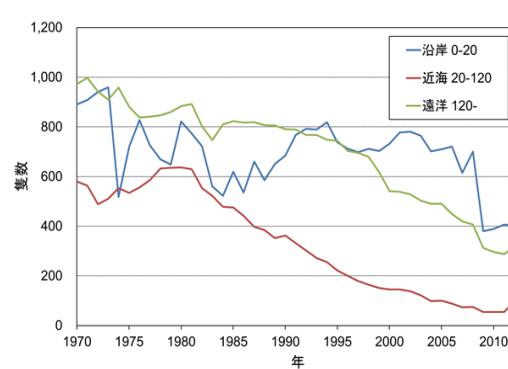


図 7. 日本のはえ縄漁船数の動向(1970～2012年)
統計区分が変更され、近海 20-120 トンは 2007 年以降は近海 10-120 トンとした（農林水産省統計）。

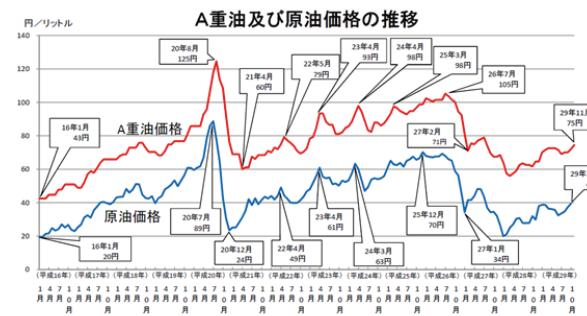


図 8. 燃油供給価格の経年変化(水産庁資料)

機関によって各魚種の資源状態が評価され、それに基づき、年次会合などの場で、適切な資源管理方策が議論・決定される。まぐろ類及びその漁業に関するものとしては、主に以下の措置が挙げられる。

WCPFC（中西部太平洋）：まき網は 2018 年の 1 年限りの暫定的な措置として、全水域で FAD 操業禁止 3か月＋公海においては 2 か月の追加（合計 5 ヶ月）FAD 操業禁止、はえ縄は我が国のメバチの漁獲量上限を 18,265 トン（2001～2004 年の平均値から 35% 削減）としている。太平洋クロマグロについては、30 kg 未満の小型魚の漁獲量を 2002～2004 年の平均水準から半減、30 kg 以上の大型魚の漁獲量を 2002～2004 年の平均水準から増加させない、としている。また、「暫定回復目標（親魚資源量を平成 36 年（2024 年）までに少なくとも 60% の確率で歴史的中間値（約 4 万 1 千トン）まで回復させる」を達成した後、10 年以内に 60% 以上の確率で「初期資源量の 20%（約 13 万トン）」まで資源を回復させることとなった。さらに、資源変動に応じて管理措置を自動的に改訂する漁獲制御ルールが決定された。

IOTC（インド洋）：2017 年 5 月の会合で合意された熱帯まぐろ類の措置として、キハダについて、まき網漁船 1 隻当たりの FAD の数を削減する（1 度に設置できる数を 425 個から 350 個に削減し、1 年間に設置できる数を 850 個から 700 個に削減）。なお、2016 年の会合では、キハダに関して、2014 年のまき網・はえ縄の漁獲量がそれぞれ 5,000 トンを超えた国については、2017 年～2019 年の各国の漁獲量を、まき網については 2014 年から 15%、はえ縄については 2014 年から 10% 削減、などが合意されている。

IATTC（東部太平洋）：2017 年 7 月の会合で合意された措置として、2017～2020 年におけるまき網の禁漁期間 72 日間、2018～2020 年においてまき網漁船が使用可能な FAD の数を大型まき網船の場合で 450 個に制限、はえ縄については各メンバーのメバチ漁獲枠を設定、となっている。

ミナミマグロ：総漁獲可能量及び各メンバーへの割当量が設定されている。

ICCAT（大西洋）：大西洋クロマグロ、メバチ、ビンナガなどで総漁獲可能量及び各メンバーへの割当量が設定されている。

世界的な過剰漁獲の削減問題はどの RFMO にとっても重要な課題である。2006 年には VMS（船舶モニタリングシステム）の採用、はえ縄漁獲物の転載をモニタリングするための運搬船監視の仕組み等がいくつかの

RFMO で決定されるなど、漁業監視が強化された。また、「漁獲されたまぐろ類に対し、漁船の旗国や定置網、蓄養場を管理する国等が、漁獲から転載、蓄養、貿易までの全ての行為に対し、それぞれ政府認証を行う」漁獲証明制度の導入が大西洋クロマグロ（2007 年）とミナミマグロ（2008 年）で決まった。

まぐろ類各魚種・海域での資源状態及びそれに関連した資源管理の詳細については、それぞれの魚種・海域の項を参照されたい。

まぐろ類への需要

熱帯水域における各国のまき網による漁獲量は、缶詰の生産量に対応し増加してきた。2011 年時点で、まぐろ類の缶詰総生産量は 176 万トンであり、その約 30% はタイ、次いでスペイン、エクアドル、米国などで生産されている（図 9）。

日本のまぐろ類輸入量は 1980 年には約 10 万トン未満であったが、その後増加し、2002 年には 45 万トンを上回った。2004 年以降は減少傾向となり 2008 年には 30 万トンを下回った。その後若干増加し 30 万トン前後で推移している（図 10）。漁獲量と輸入量から輸出量を差し引いた、日本のまぐろ類市場への供給量は、約 70 万トンの水準にある。

日本のみならず、健康食ブームや寿司人気の高まりにより、米国やアジア諸国でのまぐろの寿司や刺身の消費は拡大している。責任あるまぐろ漁業推進機構（OPRT）の推定（<http://www.oprt.or.jp/pdf/KOBEnihongo.pdf>）によれば、海外での生鮮まぐろの消費は、米国、韓国を筆頭に合計で 2007 年は 8 万トン強だったものが 2011 年には 15 万トンに増加していると見積もられている。日本においても、消費者のトロ嗜好とともに、クロマグロ（太平洋クロマグロ、大西洋クロマグロ）、ミナミマグロの蓄養が急増し、日本の養殖マグロ輸入量（<http://www.jfa.maff.go.jp/j/tuna/attach/pdf/index-13.pdf>）は 1998 年の約 12,000 トンから増加し、2006 年のピーク時には約 34,000 トンとなり 2015 年には約 28,600 トンと見積もられた。なお、輸入養殖マグロについて、蓄養場への活け込み量、蓄養中の死亡報告や魚体サイズ等の科学データが、輸出国から提供されていないことは、資源管理上問題である。地中海の活け込み量が近年減ったのは、大西洋まぐろ類保存国際委員会（ICCAT）での総漁獲可能量（TAC）の削減によるものであったが、大西洋クロマグロの資源回復による TAC 増加を受け、今後この動向が変化することも想定される。日本では、2016 年における太平洋クロマグロの養殖生産量は

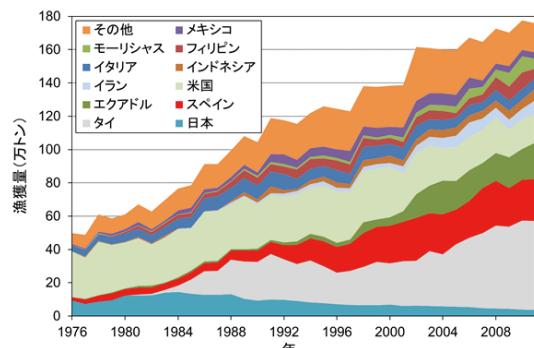


図 9. 国別まぐろ類（カツオを含む）缶詰生産量の動向（1976～2011年）(FAO統計)

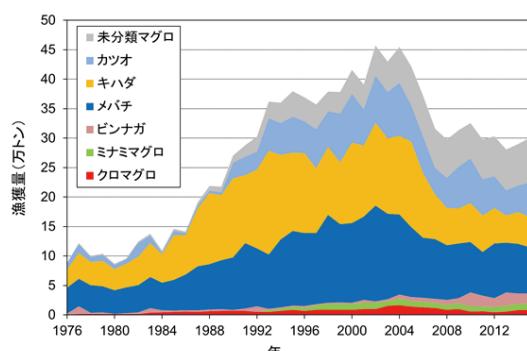


図 10. 日本のまぐろ類（カツオを含む）輸入量の経年変化（1976～2015年）(FAO統計)

約 13,413 トンと見積もられている。このように、刺身商材となるまぐろ類の価格形成については、市場の需要や蓄養物の輸入量や養殖生産量などとの関連性を考慮する必要があり、これは、関連する漁業にも少なからず影響するものと思われる。

まぐろ類の資源調査

まぐろ類は広大な海に分布するため、調査船による直接的な分布密度調査などにより年々の資源状態を評価するのは困難である。主要な産卵場及び分布域が日本周辺にある太平洋クロマグロでは、調査船による産卵場調査、各道県等の機関による市場などの調査体制が構築されるとともに、日本沿岸の曳き縄データによる幼魚の加入量把握も実施しており、さらに親魚と子の遺伝分析による資源量推定など、漁業データに依存しない手法の開発にも取り組んでいるところであるが、多くの魚種では、資源評価は依然として商業漁獲によるデータに大きく依存している。日本のはえ縄漁業が提供する漁獲成績報告書は、歴史的に漁場のカバー率が高く、長期間にわたって整備されてきたため、様々な漁業委員会の資源評価において貴重な資料として使用されている。資源評価では、漁獲効率に関する情報を資源量の動向として指数化するため、漁獲努力量に含まれる様々な要因の影響を除去する標準化という作業が重要となる。例えばはえ縄漁業で

は、対象魚に応じて漁具の仕立てを変更することは通常良く行われ、水深が深いところまで分布するメバチを狙う際は深縄（釣り鉤を深い水深に設置するはえ縄の仕立て）を、逆に夜間メカジキを狙う際には浅縄操業を行うことが考えられる。このような対象種に応じた漁具の違いや季節・海域での違いなどが漁獲効率に及ぼす影響をどう補正するかが、資源解析をする上で重要な課題である。しかし、近年の日本の遠洋漁業の縮小とともに、資源分布に対するカバー率が減少していることは、資源評価の精度を低下させる要因となる点からも懸念される。

資源評価にあたっては、プロダクションモデル、統合モデルなど、さまざまな解析モデルが用いられるが、各国から提出される漁獲量、はえ縄などの漁業データに基づく資源量指標、漁獲物の体長組成、各種の生物学的パラメータなどが主要なインプットとなり、さらに、標識放流データなども用いられる。利用可能なデータを組み合わせることにより、資源評価の精度の向上を目指しているが、データの質が良くないと不確実性が増大してしまうので、年齢情報、成長と成熟、分布回遊など生物学的知見の充実とあわせて、体系的なデータ収集体制を維持していくことが必要である。

また、最近の国際会議においては、まぐろ類の調査研究のみならず、まぐろ漁業による混獲状況の把握やその削減、生態系保全に向けた情報収集を目的とした科学オブザーバー調査、また混獲削減のための調査研究の実施が求められている。まぐろ漁業の混獲種という側面もあった外洋性さめ類やかじき類についても、精度の高い資源評価が求められるようになっているので、基本的な漁獲・混獲データの整備とともに、不足していた生物学的特性値の充実も急務となっており、標本収集や標識放流について、各水揚市場、地方公序船、漁業現場などとの協力が一層重要となってきている。

まぐろ類における MSE（管理戦略評価）の検討状況

まぐろ類の資源管理は、科学者から提供された資源評価と将来予測の情報に基づいて主として行政官が管理方策を決定する伝統的な手法から、管理戦略評価（MSE：Management strategy evaluation）と呼ばれるプロセスを通じて資源評価の結果に対応した管理措置（規制等）を予め決めておく手法へ、近年発展しようとしている。MSE の内容（図 11、12）は複雑であるが、重要な要素は、資源を管理する目標（Management Objectives）を決め、その達成のための漁獲方法（漁獲制御ルール（HCR：Harvest Control Rules））をいくつも考案し、それらが

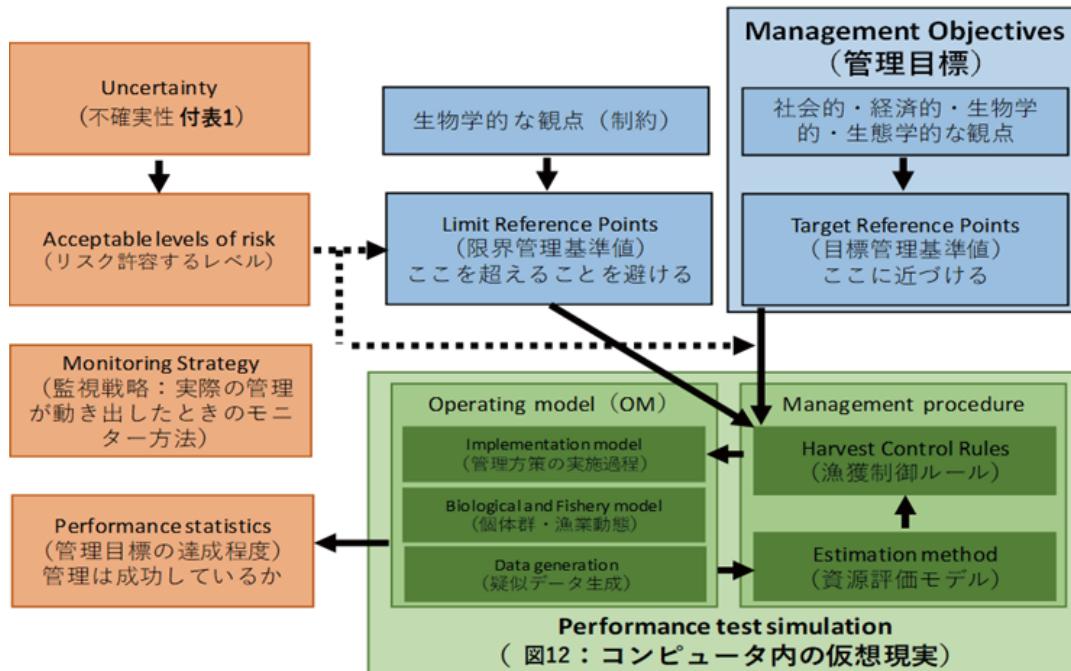


図 11. MSE の概念図

目標をどれくらい達成出来るかを評価するものである。

将来の資源状況や漁業の状況が未定であるにも係わらず、事前に資源管理方策を定めるとの考えは、直感的には大きな無理があるようにも思われる。この困難さを克服するために、HCR が管理目標に合致して適切に機能するかを、コンピュータ上に仮想の現実（将来の資源と漁業の状況）を多数作成し、その仮想の資源に対する資源管理を行うことで、資源と漁業の応答（シミュレーション）を見て、HCR の性能を判断する方法が考え出された（Maunder and Deriso 2016、Maunder *et al.* 2016）。なお、相互には矛盾することがある複数の管理目標について、その利点や弱点のトレードオフを議論することがプロセスの重要な部分なので、MSE の構築には行政官のみならず漁業者の参加も不可欠である。

MSE の検討が進む背景には、資源評価に大きな不確実性があることが広く認識されてきたことがある（付表 1）。例えば、将来の加入量水準や自然死亡率などの仮定の違いにより、資源評価結果は大きく異なるが、この不確実さを的確に統合して資源管理方策に反映させることは、現在のところ、ミナミマグロを除くまぐろ類の資源管理では行われていない。また、資源評価結果が過去の結果と大きく変わり、資源管理に関する議論の幅が大きくなつた場合に、管理方策が恣意的に変更されない対策の必要性が認識されていることも一因である。MSE にはミナミマグロやくじら資源、米国、オーストラリア、南アフリカの国内魚類資源での先行事例が数多くあり、MSE 構築の実際についての知見が集積されている

（Punt *et al.* 2016）。WCPFC も含む、近年のまぐろ類の地域漁業管理機関における MSE の進捗状況については Nakatsuka (2017) と中塚 (2017) が詳しい。また、さらに、地域漁業管理機関の MSE 構築に関する技術連携、情報交換も徐々に進んでおり、2016 年 11 月には最初の合同会合が ICCAT をホストとして開催された (<http://groupsites.com/tRFMO-MSE/wiki/>)。近年の魚類資源評価の技術的進展に先導的な役割を活発に果たしている CAPAM (Center for the Advancement of Population Assessment Methodology) による MSE 作業部会も近々の開催が企画されており (ICCAT 2017)、新たなまぐろ類資源管理の一層の展開が期待される。

今後の問題点

本項では、まぐろ類の資源評価に関する今後の問題点を列記した。

- 漁獲統計、生物統計の精度とカバー率の向上及びデータ収集の迅速化
- はえ縄、竿釣り、まき網漁業等における漁獲努力量の標準化及び漁獲努力量の動向の把握、特にまき網漁業データの解析
- 蓄養まぐろに関するデータの収集とその漁獲が資源に及ぼす影響の評価
- 資源評価精度の向上、資源変動要因の解明及び資源加入モニタリング技術の開発
- 混獲種に関するデータの充実と混獲が資源に与える影響の評価

データソース

主に FAO の統計コレクション（2017 年 11 月 23 日にデータ確認）を用いた。

国別・海域別・魚種別・年別の漁獲量：<http://www.fao.org/fishery/statistics/global-capture-production/query/en>

国別・魚種製品別・年別の輸出入量：<http://www.fao.org/fishery/statistics/global-commodities-production/en>

まぐろ類の国別・魚種別・漁業種類別・年別漁獲量：
<http://www.fao.org/fishery/statistics/tuna-catches/en>

執筆者

かつお・まぐろユニット

国際水産資源研究所 かつお・まぐろ資源部

西田 宏・佐藤 圭介

くろまぐろユニット

国際水産資源研究所 くろまぐろ資源部

岡本 浩明

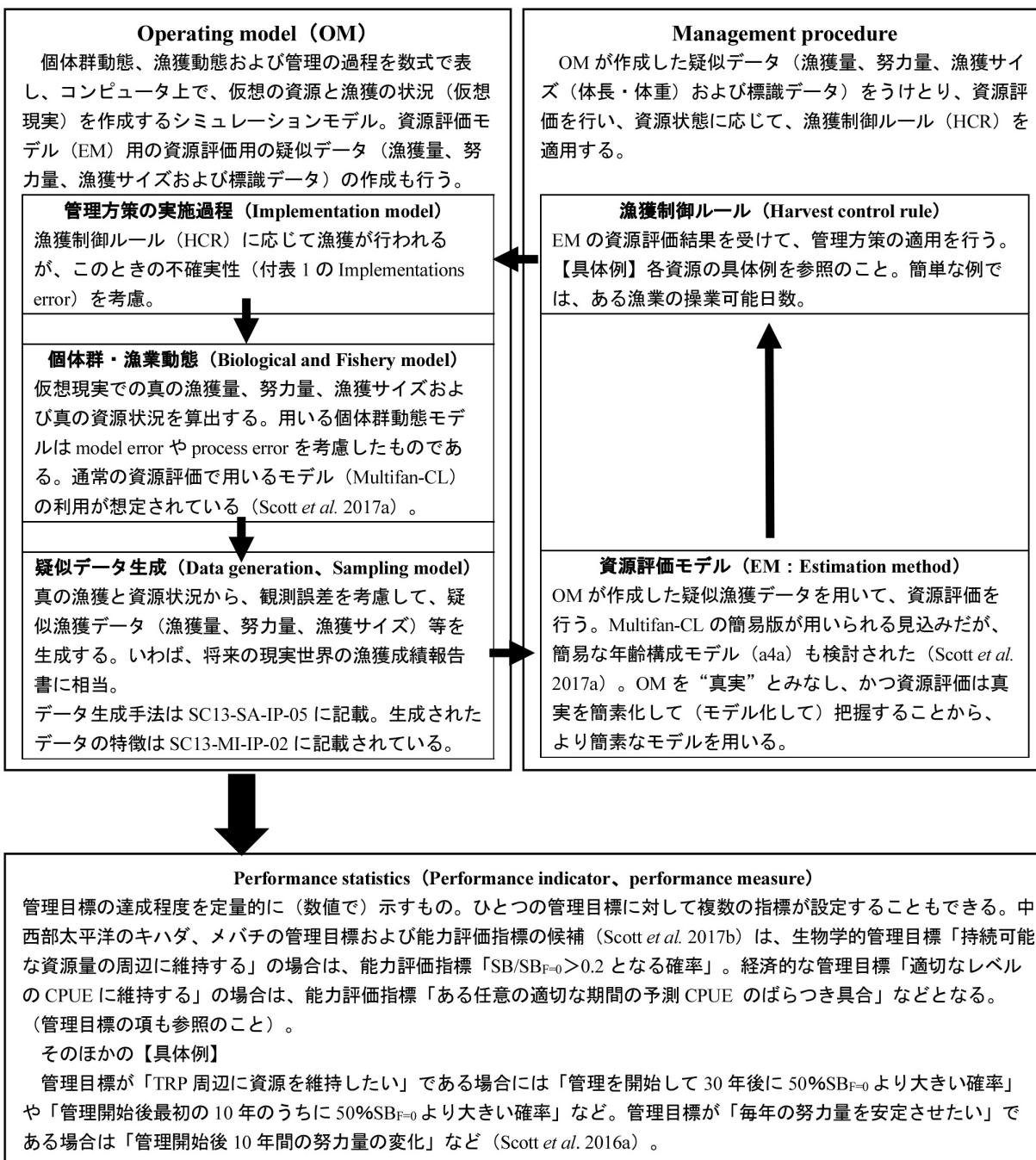


図 12. Performance test simulation の概念図 (Punt et al. 2016, Scott et al. 2017a)

参考文献

- ICCAT. 2017. Report of the standing committee on research and statistics (SCRS) (Madrid, Spain, 25 September - 6 October, 2017). 472 pp.
https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2017_SCRS_REP_ENG.pdf (2018年1月)
- Maunder, M.N., and Deriso, R.B. 2003. Estimation of recruitment in catch-at-age models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 60: 1204–1216.
- Maunder, M.N., and Deriso, R.B. 2016. Application of harvest control rules for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean. Document SAC-07-07g. 6 pp.
https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2016/SAC-07/PDFs/Docs/_English/SAC-07-07g_Reference-points-and-harvest-control-rule.pdf (2018年1月)
- Maunder, M.N., Minte-Vera, C.V., Aires-da-Silva, A., and Valero, J.L. 2016. Current and future research on management strategy evaluation (MSE) for tunas and related species in the eastern Pacific Ocean. Document SAC-07-07h. 5 pp.
https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2016/SAC-07/PDFs/Docs/_English/SAC-07-07h_Research-on-Management-Strategy-Evaluation.pdf (2018年1月)
- Nakatsuka, S. 2017. Management strategy evaluation in regional fisheries management organizations - How to promote robust fisheries management in international settings. *Fish. Res.*, 187: 127-138.
- 中塙周哉 . 2017. 地域漁業管理機関における MSE（管理戦略評価）の実施状況 . ななつの海から , 13: 6-10.
- Pilling, G., Tidd, A., PNA Office, Norris, W., and Hampton, J. 2016. Examining indicators of effort creep in the WCPO purse seine fishery WCPFC-SC12-2016/MI-WP-08. 17 pp.
<https://www.wcpfc.int/system/files/SC12-MI-WP-08%20Effort%20creep%20indicators%20in%20the%20WCPO%20purse%20seine%20fishery.pdf> (2018年1月)
- Punt, A.E., Butterworth, D.S., de Moor, C.L., de Oliveira, J.A.A., and Haddon, M. 2016. Management strategy evaluation: best practices. *Fish Fish.*, 17: 303–334.
- Scott, R., Pilling, G., Brouwer, S., and Hampton, J. 2016a. Evaluation of candidate harvest control rules for the tropical skipjack purse seine fishery. WCPFC-SC12-2016/MI-WP-06. 32 pp.
<https://www.wcpfc.int/system/files/SC12-MI-WP-06%20Tropical%20PS%20HCR%20evaluation%20%282%29.pdf> (2018年1月)
- Scott, R., Pilling, G.M., Hampton, J., Reid, C., and Davies, N. 2016b. Report of the Expert Consultation Workshop on Management Strategy Evaluation. WCPFC-SC12-2016/MI-WP-05. 21 pp.
<https://www.wcpfc.int/system/files/SC12-MI-WP-05%20MSE%20workshop%20report.pdf> (2018年1月)
- Scott, R., Davies, N., Pilling, G.M., and Hampton, J. 2017a. Developments in the MSE modelling framework. WCPFC-SC13-2017/MI-WP-04. 25 pp.
<https://www.wcpfc.int/system/files/MI-WP-04%20MSE%20framework%20developments.pdf> (2018年1月)
- Scott, R., Pilling, G., and Hampton, J. 2017b. Performance indicators and monitoring strategies for bigeye and yellowfin Tuna compatible with candidate management objectives for the Tropical Longline Fishery. WCPFC-SC13-2017/MI-WP-03. 9 pp.
<https://www.wcpfc.int/system/files/MI-WP-03%20BET%20YFT%20Objectives%20indicators%20and%20monitoring%20strategies.pdf> (2018年1月)

付表 1. MSE で考慮される不確実性の例 (Scott et al. 2016b)

WCPFC での検討例。資源動態、漁業動態および得られる漁業データの質に関する不確実性の例をリストアップした。

- | |
|---|
| ① 資源動態や漁業動態に対して、偶然に（確率的な状態の変化で）もたらされる不確実性（process error）
わかりやすい例は、解析期間中（熱帯性まぐろ類の場合は、1950 年代から最近までのおよそ 70 年間）の加入変動である。毎年の加入変動は、再生産曲線で説明出来る部分もあるが、そのモデル外の要因（うまくモデル化出来ないものの、環境要因が何らかの役割を果たしている等）を考えることが適切な場合がある。例えば、再生産曲線の周囲の対数正規分布に従うランダムなバラツキを考えると、加入量が精度良く推定できる (Maunder and Deriso 2003)。この他に、解析期間中の漁獲効率 (catchability)、漁業の選択性、自然死亡係数、成長、移動生態の変化などが、process error (過程誤差) の例として挙げられる。なお、ランダムな変化のみだけでなく、ランダム変化 + 傾向 (1975 年以降 1995 年までは上昇し、その後下降するなど) を持った変化を考えても良い。 |
| ② モデルパラメータやモデル構造の誤設定、観測誤差がもたらす不確実性 (model error、measurement error)
まず、実際の観察が困難なため実証しにくい steepness (親子関係) と自然死亡係数の誤設定が挙げられる。空間構造 (系群構造) の誤設定は、漁業定義、CPUE、統計値、標識放流などの改変につながるので、影響が大きい。経年的に漁獲効率が上昇し、同じ努力量であっても、資源に与える影響が変化する点 (effort creep ; Pilling et al. 2016) についても、努力量規制を考える場合に考慮が必要である。その他にも、生息域内で魚が十分に混合するとみなせる期間、成長式、魚種組成、データ (CPUE、サイズ、標識) の相対的重み、再生産曲線の選択などの誤設定も資源評価結果に与える影響が大きい (Model mis-specification とも呼ばれる)。通常の資源評価では、感度分析として、諸設定の違いがもたらす資源評価指標への影響が推定されている。生物試料 (サイズ、漁獲重量、成熟年齢) のデータ収集は、全数観察ではなく、部分標本に基づくことが多いので、これに起因する観測誤差 (measurement error) が付きものである。ログブックやその他の報告書類における報告ミスも、推定結果にバイアスを与える。 |
| ③ 資源管理方策を実行する際に起きうる不確実性 (implementation error、outcome error、operational error)
TAC が設定されている中での意図的な漁獲量の過小報告は遵守違反である。しかしルールに沿っていても、禁漁区の周辺、禁漁期の前後で努力量が増加するなど、資源管理方策が適用されたために、漁場、漁期、漁獲効率、選択性が変化した場合は、このタイプの不確実性に分けられる。 |