

漁業資源の変動と資源評価について

漁業資源を適切に利用するためには、海の中の魚の量（資源量）がどのように変動し、現在どのような状態にあるのかを知る必要がある。資源評価とは、資源の状態や漁獲される魚の割合などを推定することにより、漁獲が資源に与える影響を評価し、資源が健全な状態にあるかどうかを判断することである。

しかし、資源量を推定することは容易ではない。特に分布域が広く、大洋レベルの回遊が見られる資源の場合はなおさらである。また、資源量は環境の変化などで自然に変動することも多いため、漁獲で生じる変動との区別も必要である。ここでは、どのような情報を用い、どのような方法で資源評価が行われているのか、そして、どのように資源管理に生かされているのかを概説する。本書で扱う国際的な資源については、各地域漁業管理機関（RFMO）に附属する科学委員会などで、漁業データや科学調査結果が分析され、資源量指数などの情報を加味して資源評価を行い、今後の漁獲枠などの管理措置が勧告されるのが通例である。

1. 漁業資源の変動とその要因

(1) 自然変動要因

ここでいう自然変動とは、水温などの自然環境の変化に伴う資源変動のことである。例えば、地中海の定置網の漁獲量から、大西洋クロマグロは過去 400 年間大きな自然変動を繰り返してきたことが知られている（Ravier and Fromentin 2001、図 1）。また、カラフトマスの資源量と降水量や気温の関係（森田ほか 2014）や、アルゼンチンマツイカの資源量と産卵場や漁場の水温の関係（若林・酒井 2014）など、資源変動と海洋環境の相関を示した研究例は多い。自然変動の具体的なメカニズムまで明らかにした研究はあまりないが、水温などの変化が産卵量や卵質、稚仔の生き残りなどに直接影響するほか、稚魚が食するプランクトンの発生量などを介して稚魚の生き残りに影響を及ぼしていると考えられる。太平洋クロマグロの稚稚魚では、餌密度が高いと成長速度が速まり、捕食のリスクが下がることが実験や野外観察により示されている（Tanaka 2008、佐藤 2013）。

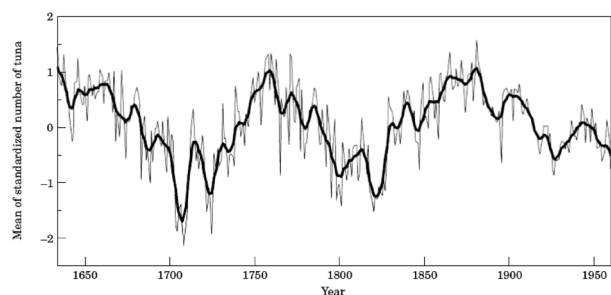


図 1. 1634 年から 1960 年までの地中海の定置網による大西洋クロマグロの漁獲量の変遷（Ravier and Fromentin 2001）。ほぼ 100 年周期の自然変動があることを示している。

また、南極海のシロナガスクジラとクロミンククジラの関係のように、生態系の中で競合する他種の資源変動に影響される場合もある。シロナガスクジラの資源量は乱獲により極めて低水準になったため、1964 年以降全面禁漁とされているが、現在でも資源回復の速度は極めて遅い。これは生息環境や餌を同じくするクロミンククジラがそのニッチ（生態的地位）を奪い、資源量を急速に増大させたためと推測されている（木白ほか 2014）。

(2) 漁獲の影響

資源変動の他の原因として人間活動の影響が挙げられる。環境破壊や地球温暖化などは局所的または長期的な影響をもたらしていると思われるが、本書で扱う主に沖合に分布する資源の場合、漁獲による直接的な影響が大きいと考えられる。一般に、いか類などのように自然死亡率（自然の要因で死亡する割合）の高い資源は、資源量の自然変動も大きい。一方、鯨類などの自然死亡率の低い種は、自然変動も小さく、漁獲の影響が資源変動に現れやすい。まぐろ類では、仔稚魚期は自然死亡率が高いため、自然環境の変動の影響を大きく受ける。一方で、ある程度成長すると自然死亡率は低く、漁獲による死亡率が相対的に高くなるため、今度は漁獲の影響が現れやすくなると考えられる。通常の資源評価ではこの漁獲の影響を評価することに重きが置かれる。

2. 資源評価のために必要な情報

どのような方法で資源評価を行うかは、対象となる資源や漁業の特性にもよるが、どのような情報（データ）が使えるかにも依存する。情報は入手手段により、「漁業からの情報」と「漁業から独立した情報」に分類できる。

(1) 漁業からの情報

漁獲量：1 年間の総漁獲重量など、漁獲の規模を知るための最も基礎的な情報である。しかし、漁獲報告のシステムが未整備の国では漁獲量さえ定かでない場合も多い。魚種ごとの漁獲量、さらに漁獲尾数まで把握できると、より有用な情報となる。

漁獲努力量：魚を獲るために投じた努力の大きさを定量化したものである。単に「努力量」とも呼ばれる。はえ縄漁業では操業で使った釣鉤の数、まき網漁業では揚網回数や操業日数、魚群探索時間、底びき網漁業では曳網回数や曳網時間などが努力量として用いられる。ただし、例えばはえ縄漁業の場合、釣鉤の設置水深などにより魚の獲れ方が異なることもあるため、実質的に有効な努力量を把握するのは簡単ではない。

漁獲物のサイズ（年齢）組成：個々の魚の体長や体重から成長式を用いて漁獲物の年齢組成を推定できる（後述の統合型資源評価モデルでは、年齢別の漁獲尾数の推定プロセス

を資源評価モデル内に取り込むことにより、年齢組成の推定誤差も考慮できる)。この情報から加入量の増減や、親魚が十分に確保されているかどうかといったことがわかる。しかし、漁獲物の年齢組成を正確に知るためには、体長組成や年齢査定データを大量に集める必要があり、体系的なサンプリング体制の整備が不可欠である。例えば、ミナミマグロでは、日本のはえ縄船が漁獲した全個体の体長データが即時的に収集される体制が整っている。

(2) 漁業から独立した情報

資源量やその動向を直接調べるために、科学的にデザインされた調査が行われる。鯨類で行われている目視調査はその一例である。これは鯨が呼吸のため水面に浮上する際、目視で存在を確認できることを利用した調査である。底魚類では底びき網を用いた漁獲調査や、スケトウダラや南極海のオキアミでは魚群探知機を用いた調査が行われ、資源量推定に用いられている。また、まぐろ類の一部では、ひき縄調査や航空機からの目視調査で加入量や親魚量の動向が調べられている。さらに、近年では、遺伝的手法（近親遺伝分析）により、ミナミマグロの親魚資源量が推定され、資源評価の情報の一つとして使われるようになった（高橋ほか 2014）。これらの科学調査は推定値のばらつきは大きいものの、偏り（バイアス）は少ないと一般に考えられている。そのため、資源評価を行う上で貴重な情報源となる。

科学調査と漁業を組み合わせた情報収集の手法として、まぐろ類を中心に標識放流調査が実施されている。標識をつけた魚を放流し、その魚が漁業で再び漁獲（再捕）されることで、いつどこでどのくらい漁獲されたかという情報が得られる。これを基に魚の移動や死亡率、資源量などを調べることができる（山田・北田 1999）。最近では、回遊経路や遊泳水深などを記録できる電子型標識の利用も盛んになっている。

3. 資源量指数による資源評価

資源状態を知る簡便な手法として、資源量指数を利用する方法がある。資源量指数とは資源量の変化を相対的に示す指標のことであり、資源量が半分になれば、資源量指数も半分になると想定される。科学調査により何らかの資源量指数が得られることもあるが、多くの資源では漁獲量と努力量から計算される CPUE（Catch Per Unit Effort：単位努力量あたりの漁獲量）を資源量指数として用いる。まぐろはえ縄漁業では釣鉤 1,000 本あたりの漁獲尾数（もしくは漁獲量）で表されるのが慣例である。

CPUE は算出が容易である点で便利な指数であるが、CPUE の時系列が資源量の時間変化を正しく表しているか十分に検討する必要がある。なぜなら、CPUE は実際の資源量の変化ばかりでなく、漁場や漁期、漁具などの変化にも影響されるからである。例えば、新たな漁具や機器の開発により、魚を捕る効率が年々上がっている場合、資源量は変化しなくても見かけ上の CPUE は上がるだろう。また、漁獲の主対象が変わった場合、元々の主対象種の CPUE は見かけ上低下することも考えられる。これらの影響を排除し、資源量の本当

の変動（主に年変動）のみを抽出する統計解析を標準化と呼ぶ（庄野 2008）。実際の資源評価では GLM（一般化線形モデル）をはじめ様々な統計手法により漁場や漁期などの効果を取り除き、CPUE の標準化が行われる。また、電子型標識などの情報から魚の分布（例えば鉛直分布）と漁具の分布の偏りを補正するハビタットモデルのような手法が標準化に使われることもある。標準化の手法は年々高度化しているが、手法や考慮する要因の違いにより、異なる CPUE の年変化が推定される場合もあり、このような時は慎重な解釈が求められる。

4. 資源評価モデルによる資源評価

現在、国際資源を対象に使われている資源評価モデルは、(1) プロダクションモデル、(2) VPA、(3) 統合型資源評価モデル、と大きく 3 つに分類できる。歴史的にこの順序で理論が発展してきた。現在、特にまぐろ類では統合型資源評価モデルが広く使われているが、いくつかの資源ではプロダクションモデルや VPA も使われ続けている。

(1) プロダクションモデル

余剰生産モデルとも呼ばれるこの方法は、個体数ではなく資源量（重量）の変化をモデル化したもので、資源量の増減は、成長と加入による増加分と自然死亡と漁獲による減少分とのバランスにより決まるとみなす（Russell 1931）。基本的に漁獲量と資源量指数（もしくは努力量）という 2 つの情報から資源量を推定する（谷津 2001）。漁獲物の年齢情報を使わないなど、他の手法に比べて必要となる情報が少ないため、多くの魚種に適用されてきた。

最も単純なプロダクションモデル（シェーファーモデルまたはロジスティックモデルと呼ばれる）における資源量の変化を図 2 に示した。左図のように、資源量が何らかの原因で減少した場合、S 字状の回復経過を示し、最終的に飽和状態（この資源量を環境収容力 K と呼ぶ）に至る。右図は、各資源水準における単位時間（例えば 1 年）当たりの生産量で、この量と同じだけ漁獲すれば、資源量は変化しないという意味で、持続生産量もしくは余剰生産量と呼ぶ。最大持続生産量（MSY：Maximum Sustainable Yield）とは、その最大値のことで、この例では、資源量が環境収容力の半分のときに MSY が得られる。この MSY の概念は、資源の自然変動を考慮していないという非現実的な仮定のもとでの概念だが（Haddon 2011）、MSY を達成するための漁獲係数（ F_{MSY} ；

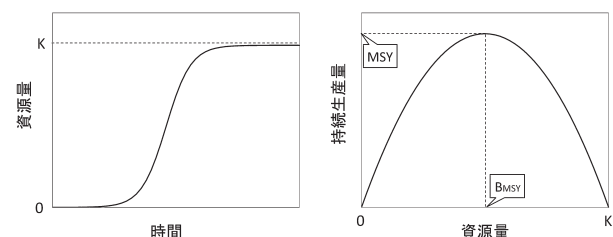


図 2. プロダクションモデルにおける資源量の時間変化（左）及び資源量と持続生産量との関係（右）。資源量が環境収容力 K の半分の時に MSY（最大持続生産量）が達成される。

後述) や MSY 達成下での資源量 (B_{MSY}) は、資源管理がうまくいっているかどうかの判定基準としてよく用いられている。ちなみに、右図の関係は資源の生物学的特性によって異なるため、シェーファーモデルを一般化したペラ・トムリンソンモデルが使われることもある (谷津 2001)。

(2)VPA

VPA (Virtual Population Analysis) はコホート解析とも呼ばれ、年齢別の漁獲尾数と自然死亡率から、各年級群 (コホート; 同じ年に生まれた魚) の資源尾数を推定する方法である。多くの場合、資源量指数の情報も加味される。例えば、ある年級群に関して毎年の漁獲尾数と自然死亡率がわかれば、この年級群が最高齢 (例えば 5 歳) で死に絶えるときから資源尾数を逆算することができる (図 3)。すなわち、4 歳はじめの資源尾数は 4 歳時の 1 年間の自然死亡量 (図 3 では 90 尾) にその年の漁獲量 (180 尾) を加えた 270 尾である。さらに、3 歳はじめの個体数は、この 270 尾と自然死亡の 210 尾と漁獲死亡の 420 尾を加え 900 尾となる。同様に遡って行くことで、1 歳時の加入量 (10,000 尾) を求められる。このように、それぞれの年級群を経年的に追いかけていくのが VPA の基本的な考え方である。

実際の解析では、最近年の各年齢の漁獲係数 (単位時間当たり漁獲によって死亡する割合; 桜本 1998) 及び各年の最高齢の漁獲係数を何らかの方法で得る必要がある。これらの漁獲係数 (ターミナル F と呼ばれる) を推定するために資源量指数を使う手法をチューニング VPA または ADAPT-VPA と呼ぶ。実際の資源量指数をうまく説明できるようにターミナル F が調節 (チューン) される。この手法は 1980 年代中頃から開発が進み、それ以降多くの資源に適用されてきた。

VPA では、一般に寿命が長く、自然死亡率が低く、漁獲割合が高い場合に精度良く資源量が推定できることが知られている。また、若齢の推定値ほど誤差が相対的に小さくなる (平松 2001a)。一方、漁獲物の年齢組成の誤差が大きいと信頼できる結果が得られないという問題があり、近年 VPA から統合型資源評価モデルへ移行する一因となっている。

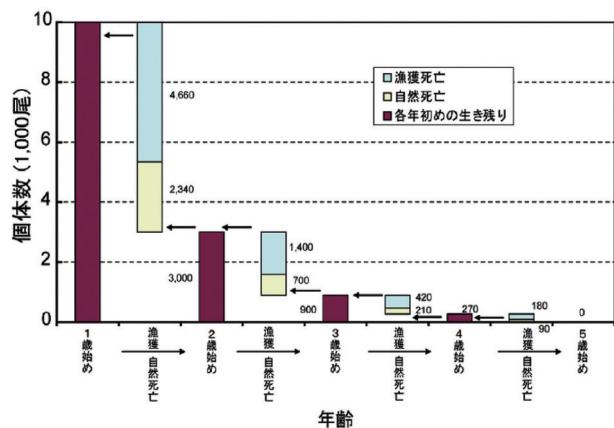


図 3. VPA による資源量推定の基本概念 (魚住 2011)。コホート毎に 1 歳ずつさかのぼりながら死亡数を足し合わせることで各年齢での個体数を推定する。

(3) 統合型資源評価モデル

1990 年代後半以降、統合型資源評価モデル (または統合モデル; NRC 1998、Maunder and Punt 2013) と呼ばれる、更に複雑な解析法がまぐろ類を中心に使われている。統合型資源評価モデルは、年級群を単位に資源の動態を考える点では VPA と同じであるが、漁獲量や努力量 (または資源量指数)、漁獲物のサイズ (年齢) 組成、標識放流データなど、様々な情報を生データに近い形でまとめて入力し、資源量や漁獲係数などを一括して推定するという特徴がある。資源や漁業の実態により即した資源評価を 1 つのモデルで生データに近い段階から一貫して行える点が支持を集めている。

VPA との理論上の違いは、年齢別の漁獲尾数の誤差を考慮できる点である (VPA では漁獲尾数に誤差はないと仮定)。そのため、漁業データしか利用できないような場合、統合型資源評価モデルは VPA より優れているという研究例がある (NRC 1998)。その反面、統合型資源評価モデルでは入力データの加工などもモデル内部で行うため、モデルが複雑になりがちで、プログラムがブラックボックス化してしまう危険性もある。そのため、モデルの仮定や推定結果の妥当性を十分に検討する必要がある。

一般に統合型資源評価モデルの開発には多大な時間と労力がかかるため、Multifan-CL (Fournier *et al.* 1998) や Stock Synthesis (SS; 竹内 2006、Method and Wetzel 2013) など汎用性を持ったソフトウェアが用いられることが多い。これらのソフトウェアでは、資源の動態や漁業活動の空間的な違いを考慮した資源評価まで可能になっている。

5. 資源診断と将来予測に基づく管理措置の勧告

これらの資源評価モデルにより、過去から現在までの資源量や漁獲係数などが推定される。近年、まぐろ類の資源管理では、現在の資源量 B_{cur} (産卵親魚量で表すことが多い) と漁獲水準 F_{cur} を B_{MSY} と F_{MSY} とそれぞれ比較することで、現在の資源水準が乱獲された状態 ($B_{cur} < B_{MSY}$) にあるか、また、現在の漁業が乱獲行為 ($F_{cur} > F_{MSY}$) にあたるかを判断している。両指標の過去の変化を 1 枚にまとめた図は、神戸で開かれた第 1 回まぐろ類地域漁業管理機関合同会合にて作成が推奨されたことから神戸プロット (図 4) と呼ばれている。資源管理における予防的アプローチとして、乱獲の基準や乱獲からの回復措置などをあらかじめ定め、不確かな状況下でも資源を枯渇させることなく、安全に管理しようとする考え方がある (魚住 1999)。神戸プロットの作成などに見られるように、その概念はまぐろ類の資源管理に浸透しつつある。

このような資源診断の他に将来予測の結果を加味することで、今後の漁獲量などの管理措置がまとめられることが多い。将来予測では、将来の加入量の変動なども考慮した上で、現在の漁獲量で漁業を続けた場合やそれを増減させた場合に、資源量がどのように変化するかをシミュレーションにより予測する。大西洋クロマグロなどいくつかの資源では、 F_{MSY} や F_{MAX} (加入量当たりの漁獲量 YPR を最大化する F)、 $F_{0.1}$ (YPR と F の関係を示す曲線において接線の傾きが原点におけるそ

れの 1/10 になる F 。経験的に安全な管理基準と考えられている。) などの管理基準値 (Reference Point) に基づき、将来の漁獲量が設定されている。つまり、これら一定の漁獲割合と資源量の予測から今後の漁獲量が計算される。また、ミナミマグロのように、あらかじめ決められた管理方式 (後述) に基づき将来の漁獲量を算定することもある。いずれの方法にせよ、将来予測の結果を管理目標の達成確率などで定量的に評価することで、管理措置の妥当性は判断されるが、管理目標が明示的に定められていない場合にはその取りまとめは難しく、管理基準値の選択などを巡り、しばしば議論となる (甲斐 2013)。

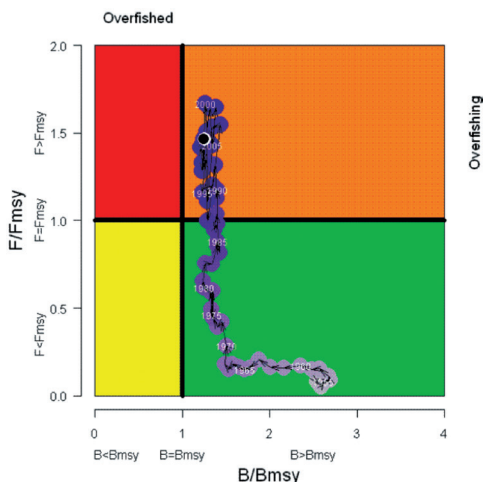


図 4. 神戸プロットの一例。メバチ (中西部太平洋) の資源量と漁獲水準の経年変化を示す (Davies *et al.* 2011)。右下の領域 (緑) では、資源量が B_{MSY} より多く、漁獲水準が F_{MSY} より低い状態である。一方、左上の領域 (赤) では、資源量が B_{MSY} より少なく、漁獲水準が F_{MSY} より高い状態である。

6. オペレーティングモデルの利用と管理方式の開発

資源評価は、様々なデータを使い様々なモデルで行われるが、そこから得られる推定結果の精度も様々である。データの質が悪く、漁獲量や努力量の誤差が大きいと、推定値の精度はやはり悪くなる。そのため、資源評価の平均的な結果だけでなく、その精度にも配慮する必要がある。例えば、自然死亡率などは経験的な値に固定されることが多いが、これらの仮定を変えた条件下で、同様の資源評価を行うことで、仮定の影響を調べることが望ましい (これを感度分析と呼ぶ)。このように推定精度の評価を行うことができるが、これはあくまで想定しているモデルがある程度正しいという前提の下での話である。モデルがそもそも誤っていれば、その精度の評価も信頼できない (平松 2001b)。

では、どうすれば、資源評価モデルそのものの信頼性を評価することができるのだろうか。この問いに対し、仮想的な資源動態モデル「オペレーティングモデル」により、資源評価モデルの確かさを検証する方法が提案されている。オペレーティングモデルとは、資源の個体群動態、漁獲過程などをあらかじめ決めたパラメータ値 (真の値とみなす) のもとで計算するシミュレーションモデルのことである。実際には

自然界での真の値はわからないため、想定しうる様々な状況を考え、実際にありそうな誤差なども含んだ形で、仮定の漁業データや調査データなどを発生させる。そして得られた仮想データを用いて資源評価を行い、その結果を仮定した真の値と比較する。これにより、資源評価モデルがどの程度正確に精度よく推定できるか検討することができる。このような試みは NRC (1998) などで行われているが、今後、より様々な条件下での検討が望まれる。

このオペレーティングモデルを用いたテストは、管理方策の検討にも使われ、その過程は管理戦略評価 (MSE: Management Strategy Evaluation) とも呼ばれる (図 5)。みなみまぐろ保存委員会 (CCSBT) ではこの枠組みにより開発された管理方式 (MP: Management Procedure、管理手続きとも呼ばれる; 黒田 2012) が 2011 年より TAC (総漁獲可能量) の算定に使われ、順調に運用されている。管理方式とは、CPUE などの資源量指数や科学調査結果からあらかじめ決められた手続きにより TAC を自動的に決めるルールのことである。オペレーティングモデルを用いて管理方式を開発することの利点は、資源や漁業に関する種々の不確実性に対して、管理方式の頑健性やリスクを事前に評価できることであり、TAC の決定に関する客観性と透明性も保証される。管理方式の開発には膨大なシミュレーションや管理目標などの事前合意が必要であるため、国際捕鯨委員会 (IWC; 田中 2002) や CCSBT 以外では計画段階に留まっているが、管理戦略評価への関心は高く、まぐろ類の 5 地域漁業管理機関では 2012 年より合同の専門作業部会が設置されている。

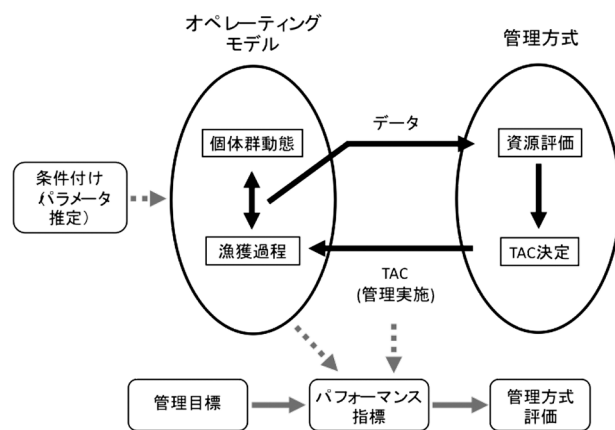


図 5. オペレーティングモデルを利用した管理方式の開発の概念図 (Kurota *et al.* 2010 を改変)。シミュレーションにより、管理方式の性能が評価され、最適なものが選ばれる。

7. 今後

冒頭に資源の自然変動と漁獲の影響を的確に把握することの重要性に言及した。しかし、現在の資源評価では自然変動の影響に関する取り組みは不十分である。多くの資源評価モデルでは自然死亡率は年に依らず一定と仮定しているのが現状であり、気候や海洋構造の数十年スケールの変動が資源動態に与える影響についても、現象そのものへの関心は高いが、

理論的な取り扱いとはそれほど進んでいない。しかし、海洋環境の変化が低次生産を通じて高次捕食者の時空間動態に与える影響を評価する国際プロジェクトがいくつか進行中である (CLIOTOP や SEAPODYM など)。また、これまでの資源評価モデルは単一種に限定されたものが多かったが、Ecopath など生態系全体の動態を扱うモデルへの関心も高まっている (米崎 2010、清田 2013)。現在の資源評価モデルはすでにかなり複雑であるが、今後はこれらの要因を加えた、さらに高度なモデルが提案される可能性がある。これらのモデルが現実の資源管理にどの程度有用であるか今後検討されるべき課題である。

執筆者

くろまぐろユニット

みなみまぐろサブユニット

西海区水産研究所 資源海洋部 資源管理グループ

(国際水産資源研究所 くろまぐろ資源部

温帯性まぐろグループ 併任)

黒田 啓行

参考文献

- Davies, N., Hoyle, S., Harley, S., Langley, A., Kleiber, P., and Hampton, J. 2011. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. Working paper SA WP-2, presented to the 7th Meeting of the Scientific Committee of the WCPFC. Pohnpei, Federated States of Micronesia. 9-17 August 2011. 133 pp. <http://www.wcpfc.int/system/files/documents/meetings/scientific-committee/7th-regular-session/stock-status-theme/working-papers/SC7-SA-WP-02%20%5BBET%20Assessment%5D.pdf>
- Fournier, D.A., Hampton, J., and Sibert, J.R. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 55: 2105-2116.
- Haddon, M. 2011. Modelling and quantitative methods in fisheries. 2nd edition. Chapman & Hall/CRC. Boca Raton. 449p.
- 平松一彦. 2001a. VPA (Virtual Population Analysis). 平成 12 年度資源評価体制確立推進事業報告書—資源解析手法教科書—. 日本水産資源保護協会. p.104-128.
- 平松一彦. 2001b. 推定精度の評価. 平成 12 年度資源評価体制確立推進事業報告書—資源解析手法教科書—. 日本水産資源保護協会. p.162-164.
- 甲斐幹彦. 2013. 管理基準値と中西部太平洋域のまぐろ資源の管理. *ななつの海から* 5: 9-14.
- 木白俊哉・島田裕之・加藤秀弘. 2014. シロナガスクジラ南極海—南半球. 「平成 25 年度国際漁業資源の現況」(水産庁・水産総合研究センター編)
- 清田雅史. 2013. 海洋生態系モデルの群像. *ななつの海から* 5: 15-22.
- Kurota, H., Hiramatsu, K., Takahashi, N., Shono, H., Itoh, T., and Tsuji, S. 2010. Developing a management procedure robust to uncertainty for southern bluefin tuna: a somewhat frustrating struggle to bridge the gap between ideals and reality. *Population Ecology* 52: 359-372.
- 黒田啓行. 2012. 10 年越しの悲願達成：ミナミマグロの TAC を決める管理方式が完成しました. *ななつの海から* 2: 3-7.
- Maunder, M.N., and Punt, A.E. 2013. A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. *Fisheries Research* 142: 61-74.
- Method, R.D., and Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* 142: 86-99.
- 森田健太郎・大熊一正・永沢亨. 2014. カラフトマス 日本系. 「平成 25 年度国際漁業資源の現況」(水産庁・水産総合研究センター編).
- NRC (National Research Council). 1998. Improving Fish Stock Assessments. National Academy Press, Washington DC. 177p.
- Ravier, C., and Fromentin, J.-M. 2001. Long-term fluctuations in the eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna population. *ICES Journal of Marine Science* 58: 1299-1317.
- Russell, E.S. 1931. Some theoretical considerations on the "overfishing" problem. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 6: 3-20.
- 桜本和美. 1998. 漁業管理の ABC. TAC 制が良くわかる本. 成山堂書店, 東京. 200p.
- 佐藤圭介. 2013. 南西諸島海域における仔魚パッチを追跡する手法を用いたクロマグロの初期生態に関する研究. *水研センター研報* 37: 85-145.
- 庄野宏. 2008. 統計モデルとデータマイニング手法の水産資源解析への応用. *水研センター研報* 22: 1-85.
- 高橋紀夫・伊藤智幸・境磨・黒田啓行. 2014. ミナミマグロ. 「平成 25 年度国際漁業資源の現況」(水産庁・水産総合研究センター編).
- 竹内幸夫. 2006. Stock Synthesis II、古くて新しい資源評価モデル. *遠洋リサーチ&トピックス* 2: 7-11.
- 田中栄次. 2002. IWC 改訂管理方式, 「鯨類資源の持続的利用は可能か」(加藤秀弘, 大隅清治編), p.45-49.
- Tanaka, Y., Satoh, K., Yamada, H., Takebe, T., Nikaido, H. and Shiozawa, S., 2008. Assessment of the nutritional status of field-caught larval Pacific bluefin tuna by RNA/DNA ratio based on a starvation experiment of hatchery-reared fish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 354: 56-64.
- 魚住雄二. 1999. 予防的アプローチの水産資源管理への適用. *遠洋* 105: 2-11.
- 魚住雄二. 2011. 漁業資源の変動と資源評価について. 「平成 22 年度国際漁業資源の現況」(水産庁・水産総合研究

センター編)。

若林敏江・酒井光夫．2014. アルゼンチンマツイカ 南西大
西洋. 「平成 25 年度国際漁業資源の現況」(水産庁・水産
総合研究センター編)。

谷津明彦．2001. プロダクションモデル. 平成 12 年度資源
評価体制確立推進事業報告書－資源解析手法教科書－. 日
本水産資源保護協会 . p.92-103.

山田作太郎・北田修一．1999. 生物資源統計学. 成山堂書店,
東京 . 263p.

米崎史郎．2010. 海洋生態系を『視』る. 遠洋リサーチ&ト
ピックス 9: 29-34.