

〈寄稿〉

VPAを用いた我が国水産資源評価の統計言語Rによる統一的検討

市野川桃子^{1†}, 岡村 寛¹

Review of stock evaluation methods using VPA for fishery stocks in Japan: implementation with R

Momoko ICHINOKAWA^{1†} and Hiroshi OKAMURA¹

我が国の主要種の漁業資源管理はTAC制度によって実施されており、その中の多くの資源評価にはコホート解析 (VPA) が用いられている。本稿では、VPAを用いた資源評価からABC計算に至る一連の解析手法を、我が国の資源評価で使われている手法とそのバリエーションに焦点をあてて概観した。さらに、その際に必要なモデル診断やパラメータの不確実性の評価手法を紹介した。これら一連の解析は、筆者らが開発したRのパッケージ (RVPA) を用いて統一的に実施できるので、そのためのコード例も示した。モデル診断では、典型的な例を示して、予測値と残差の視覚的検証について解説した。パラメータの不確実性の評価では、尤度プロファイルとブートストラップ法を用いたパラメータの信頼区間の推定方法を紹介した。最後に、シミュレーションデータを用いて、VPA計算における仮定の違いが、親魚資源量や管理基準値の推定値に与える影響を示した。

The management of fisheries in Japan are based on the total allowable catch system. Many of the main species are assessed by virtual population analysis (VPA). We developed an integrated VPA software (RVPA) using the freely available statistical language, "R". Applying the sample data to RVPA, we illustrated how to use RVPA and examined the influence of different estimation methods on estimates of stock status and allowable biological catch. RVPA should be useful for reducing stock assessment errors and conducting standard diagnostics, and will facilitate evaluations of the performance of stock assessment methods and fishery management strategies using simulation frameworks.

Key words: stock assessment, VPA, ABC, domestic fishery

はじめに

平成9年度 (1997年) より、我が国周辺の水産資源管理には、漁獲可能量 (Total Allowable Catch, TAC) 制度が導入されている。TACの基礎となるのは、系群ごとに計算される生物学的許容漁獲量 (Allowable Biological Catch, ABC) である。TACによる資源管理は、漁獲量を直接管理するため、確実性が高く、世界の多くの資源管理で取り入れられている (Pope, 2009) 一方で、ABCの計算には資源状態の推定と将来の予測が必要となる。

資源状態の推定 (資源評価) では、漁獲量・漁獲物のサイズ組成・資源量指数・生物学的パラメータ等の様々な知見を用いて、個体群動態モデルによって資源状態に関する

パラメータを推定する。将来予測では、資源評価で推定されたパラメータを基に、管理方策や加入量を与え、将来の資源状態を予測する。我が国周辺の水産資源の中でTACにより管理されている8魚種19系群のうち10系群では、年齢別漁獲尾数のデータを用いたコホート解析 (Virtual Population Analysis, VPA) による資源評価と、その結果をもとにした将来予測からABCが算出されている (平松, 2009)。

一般に、資源評価・将来予測には多くの不確実性が含まれる (Walters and Martell, 2004)。そのため、資源評価・将来予測を実施するさいには、資源評価結果の確からしさも同時に検討することが重要である。そのための方法として、以下のような解析がある。

- 1) 資源量の推定結果が観測データを十分に説明できているか、誤差分散等の仮定を十分に満たしているか、不当にパラメータ推定に影響を及ぼしている外れ値が存在するか、といったことを検討するためのモデル診断。

2013年12月11日受付, 2014年3月12日受理

¹ (独)水産総合研究センター中央水産研究所, 資源管理研究センター

National Research Institute of Fisheries Science, Fisheries Research Agency, 2-12-4 Fukuura, Kanazawaku, Yokohama, Kanagawa 236-8648, Japan

[†] ichimomo@fra.affrc.go.jp

Table 1. Analysis options used for VPA and future projections for domestic fishery stock assessments in 2012. The term of “tVPA” denotes tuning VPA, and the details of “2 step”, “sel-update” and “all F” are provided in the main text. F_A/F_{A-1} is the assumed ratio of fishing mortality at age A to age $A-1$. Future RPS denotes the recruitment per spawning (RPS) assumed for the future deterministic projection. The term “median” denotes median RPS and “mean” denotes mean RPS is used for the future projection.

Area	Stocks	Pope	Estimation method	F_A/F_{A-1}	Future RPS	Reference
Pacific	Chub mackerel	Yes	tVPA, 2 step	1	median	Kawabata et al., 2013b
	Spotted mackerel	Yes	tVPA, all F	1	median	Kawabata et al., 2013c
	Sardine	Yes	tVPA, 2 step	1	median	Kawabata et al., 2013a
Tsushima Warm Current	Jack mackerel	Yes	VPA	1	median	Watanabe et al., 2013
	Chub mackerel	No	tVPA, all F	1	median	Yukami et al., 2013a
	Spotted mackerel	No	tVPA, all F	1	median	Yukami et al., 2013b
	Sardine	Yes	tVPA, 2 step	1	median	Ohshimo et al., 2013
Sea of Japan	Walleye Pollock	Yes	tVPA, sel-update	1	mean	Chimura et al., 2013
	Walleye Pollock	Yes	tVPA, 2 step	0.3	median	Yoda et al., 2013

2) モデル計算時においた仮定に対する資源評価結果の感度分析。

3) 推定されたパラメータの不確実性の評価。

我が国周辺資源の評価において、これらの解析を実施するかどうかは各系群の資源評価担当者の裁量に任されている。そのため、重要性が認識されていても、限られた時間で十分に検討されることは多くない。

しかし、VPAによる資源量推定値の不確実性は非常に大きくなる場合があるため、パラメータに対する不確実性の評価をルーチン的に行うべきとの指摘がある（平松, 2009; 中山・平松, 2010）。また、チューニングを行う場合、資源量指数に対して確率的な観測誤差が仮定されるため、その仮定が十分に満たされているか、資源量指数が十分に説明されているかを検討するためのモデル診断は必須である。さらに、VPAで資源評価が行われている10系群の間でも、パラメータの推定手法や将来予測手法に若干の違いが見られ（Table 1）、これらの推定手法の違いによって結果がどう異なるかといった感度分析は、将来的なモデルの改善に繋がる。

我々は統計言語R (<http://cran.r-project.org/>) を利用して、VPAを用いた資源評価からABC計算までを統一的に実行し、上の1)–3)に挙げた解析を容易に実施することが可能なソフトウェアRVPAを作成した。平成24年度我が国資

源評価事業においてVPAによって資源評価がなされたTAC対象種10系群に対してRVPAを適用したところ、確率的なシミュレーション結果を除いて、数値計算の丸めの精度内で、Excelで計算された推定結果と同じ結果が得られることが確認された。資源評価のための汎用ソフトウェアとして、FLR (Kell et al., 2007) や Stock Synthesis (Methot and Wetzel, 2013) などにも利用可能であるが、これらのソフトウェアでは、我が国の資源評価と同じ推定方法を完全に再現することができない。本パッケージは、VPAを用いた我が国資源の評価で用いられている手法を網羅しており、他パッケージに比べて我が国資源評価を行う際には利便性が高いものとなっている。

本稿では、VPAを用いた資源評価・将来予測とABC計算といった一連の資源評価プロセスを概観する。さらに、そのプロセスに伴うモデル診断例、パラメータの不確実性の評価手法を紹介する。その後、RVPAを使ってそれらを実施する方法を解説する。VPAにおける資源量推定手法の違いが推定結果に与える影響やモデル診断の実例を、サンプルデータを用いて紹介する。これらの検討を通して、我が国の水産資源評価手法の今後の改善に向けたRVPAの利用可能性について議論する。

材料と方法

VPAによる資源量推定：漁獲係数に関する仮定

VPAは、仮定した自然死亡係数の下で、各年の最高年齢と最終年の各年齢の漁獲係数または資源尾数が与えられたときに、残りの漁獲係数と資源尾数を年齢別漁獲尾数から推定する手法である(平松, 2001; Lassen and Medley, 2000). 実際に利用される場合、最高年齢 (A) と最高年齢-1 ($A-1$) 歳の漁獲係数の比 (α) が一定という仮定がおかれることが多い。それにより、最終年 (Y) の漁獲係数のみが推定される対象となる。さらに、最終年の漁獲選択率または漁獲係数を何らかの形で仮定することで、最終年・最高年齢の漁獲係数 ($F_{Y,A}$) のみの推定問題とする場合もある。

我が国資源評価では、 α 一定の仮定をおいた上で、主に以下の4つの方法がとられている (Table 1)。

(1) 通常のVPA (VPA) : 最終年の $A-1$ 歳までの漁獲係数が過去数年の平均に等しいと仮定し、 $F_{Y,A}$ を推定する。

(2) チューニングVPA (2段階法) (tVPA, 2 step) : 最終年の漁獲選択率を仮定する。多くの場合、先に資源量指数を用いない通常のVPAを行い、そこで推定された最終年または特定年の漁獲選択率を仮定として用いることが多い。その上で、CPUEなどの資源量指数をデータに加え、資源量指数が最もよく説明できるような $F_{Y,A}$ を推定する。

(3) チューニングVPA (選択率更新法) (tVPA, sel-update) : 最終年の漁獲選択率が過去数年の平均と等しくなるという仮定をおく。その条件のもとで、資源量指数を使用して $F_{Y,A}$ を推定する。

(4) チューニングVPA (全F推定法) (tVPA, all F) : 資源量指数を使用して、最終年の全年齢の漁獲係数を推定する。

(1-3) は、最終年の漁獲選択率または漁獲係数に仮定を与えて $F_{Y,A}$ のみを推定する方法で、(4) は最終年の漁獲係数全てを推定する方法である。また、(1) は年齢別漁獲尾数のみをデータとして用い、(2-4) は、それに加えて、資源量指数も用いる。

VPAによる資源量推定：Popeの近似式とBaranov方程式

資源尾数、漁獲係数の推定の際に用いる漁獲方程式は、Popeの近似式またはBaranov方程式が用いられている(平松, 2001; Lassen and Medley, 2000) (Table 1)。Popeの近似式では、漁獲係数の推定に繰り返し計算が必要ないが、Baranov方程式を使う場合は、漁獲係数の推定に繰り返し計算が必要となる(Lassen and Medley, 2000)。我が国資源評価でBaranov方程式を使う場合、漁獲係数推定のための繰り返し計算には、石岡・岸田の方法(石岡・岸田, 1985)、最高齢部分には平松の方法(平松, 2001)と呼ばれる計算式が用いられている(依田ら, 2013)。

モデル診断例：残差プロット

チューニングVPAを行う場合、推定されたパラメータから計算される個体群動態が、観測された資源量指数を十分に説明できているか確認することが重要である。基本的には、個体群動態から予測される資源量指数の予測値と観測値の差(残差)に特徴的な傾向がないかを確認することから始める。特定の年に特に大きな残差が出ていたり、残差に自己相関があるような場合、データに誤りがないか、モデルの仮定に改善の余地があるかといった確認が必要となる。

パラメータの不確実性の評価：プロファイル尤度

プロファイル尤度は、興味の対象であるパラメータを固定して、他のパラメータを最尤推定で求めたときに得られる尤度として表される。サンプルサイズが大きい場合、負の対数尤度関数の最小値+1.92の範囲が95%、+0.82の範囲が80%信頼区間に近似できることが知られている(Hilborn and Mangel, 1997)。複数の資源量指標値をパラメータ推定に用いる場合、負の対数尤度は各資源量指数から計算される負の対数尤度の和となる。平松(2009)、中山・平松(2010)は、マイワシをはじめとしたTAC対象種において、VPAで推定されるパラメータの信頼性をプロファイル尤度を用いて検討し、いくつかの系群でパラメータの信頼区間が非常に広いことを示した。

パラメータの不確実性の評価：ブートストラップ法

ブートストラップ法では、標本データからランダムにリサンプリングしたデータセットを使ってパラメータ推定を繰り返し行い、繰り返しの回数分得られた推定結果からパラメータ推定値の平均や分散、信頼区間の計算を行う(Manly, 2007)。ただし、ブートストラップ法を用いた信頼区間の構成法は、小標本の場合に信頼区間の幅を過小推定する傾向があるので注意が必要である(平松・岡村, 2003)。

ブートストラップ法は、資源量指数を置き換えてVPAを繰り返し計算するといった単純な手順で実施できるため、推定パラメータが多い場合でも十分な速度のコンピュータさえあれば実装・実施が比較的容易である。さらに、直接的に推定するパラメータ以外の値(例えば加入量や親魚資源量など)についても信頼区間を計算できる。また、各ブートストラップ試行から将来予測を実施することによって、将来予測に推定パラメータの不確実性を取り込むことができる。これらの利点から、ブートストラップ法は、VPAを用いた国外の資源評価で標準的な手法として用いられている(Lassen and Medley, 2000)。ブートストラップ法で必要な試行回数は、用いるデータやモデルによって異なる。一度、非常に多い回数を試し、80%信頼区間などの推定したい値のゆらぎがどのくらいの回数から少なくなるかで必要なブートストラップ試行回数を判断することが望ましい。

生物学的管理基準値の計算

我が国周辺の資源評価において、生物学的管理基準値 (Biological Reference Point, BRP) として利用されるものに、 F_{current} (最近年の漁獲係数)、 F_{med} (加入尾数/親魚量の中央値の逆数に相当する SPR (親魚量/加入尾数) を実現する漁獲係数)、 $F_{X\%SPR}$ (漁獲がないときの SPR の X% の SPR を維持する漁獲係数) 等がある (Clark, 1991; 和田, 2001; Cadima, 2003). 資源水準がある閾値 (B_{limit}) を上回る場合、管理目標に合致すると判断された BRP が ABC 計算の根拠として用いられる。資源水準が B_{limit} を下回る場合には資源の回復措置がとられ、 F_{rec} (資源量を B_{limit} で割った値に現行の漁獲係数を乗じたもの) や、特定の将来年までに資源水準が B_{limit} まで回復するための漁獲係数をシミュレーションにより求めた値などが用いられる。

将来予測と ABC 計算

将来予測は、資源評価の最終年 (Y年) の翌年、Y+1年、から実施し、Y+2年の漁獲量が ABC として計算される。将来の加入尾数は、過去に推定された親魚あたりの加入尾数の比 (Recruitment per spawning, RPS) の中央値または平均値に、将来予測で計算された親魚資源量を乗じて計算される (Table 1)。Y+1年の漁獲は現行の漁獲圧、または、Y+1年の TAC で行われるとする。Y+2年目からは、上述した管理基準値に従った漁獲係数での漁獲が開始される。将来の加入の不確実性を考慮した将来予測では、加入量の計算に用いる毎年の RPS を仮定した分布からランダムにリサンプリングする。この操作を十分に多い回数以上繰り返して得られた将来の資源量の分布から、資源量が特定の閾値

(たとえば B_{limit} や現在の資源量) を下回る確率などが計算される。

RVPA を用いた計算

RVPA は、フリーソフト R (<http://cran.r-project.org/>) の追加パッケージとして提供されている。パッケージは、<http://cse.fra.affrc.go.jp/ichimomo/fish/rvpa.html> からダウンロードできる。また、本稿で示した計算に必要なサンプルコード、使用上の注意、開発状況などもこのホームページで閲覧可能である。本パッケージは、平成24年度の TAC 対象種における VPA での資源評価結果を再現することができたため、その点でプログラムの信頼性は確かめられている。しかし、RVPA は現在も開発中であることから、実際の利用については各自の責任の下で行うようにされたい。

RVPA で利用可能な関数と主な機能を Figure 1 にまとめた。VPA による資源量推定には、関数 `vpa()` を用いる。`vpa()` では、引数 `Pope` を TRUE にすると Pope の近似式で計算が行われ、FALSE にすると石岡・岸田、平松の方法に基づいて Baranov 方程式による計算が行われる。最高年齢と最高年齢-1歳の漁獲係数の比 a は引数 `alpha` で与える。多くの資源で a は 1 と仮定されているが、マアジ対馬系群では 0.3 が仮定されている (依田ら, 2013)。チューニングを行わない場合は `tune` を FALSE とし、最終年の漁獲係数がどの年の範囲の漁獲係数の平均と等しいと仮定するかの設定を `tf.year` で行う。チューニングを行う場合は `tune` を TRUE とする。前述した3つのチューニング方法は `term`、`F`、`sel.f`、`sel.update` の引数の組み合わせによって実施できる (Table 2)。さらに、個々の資源量指数の特徴や重み付け等

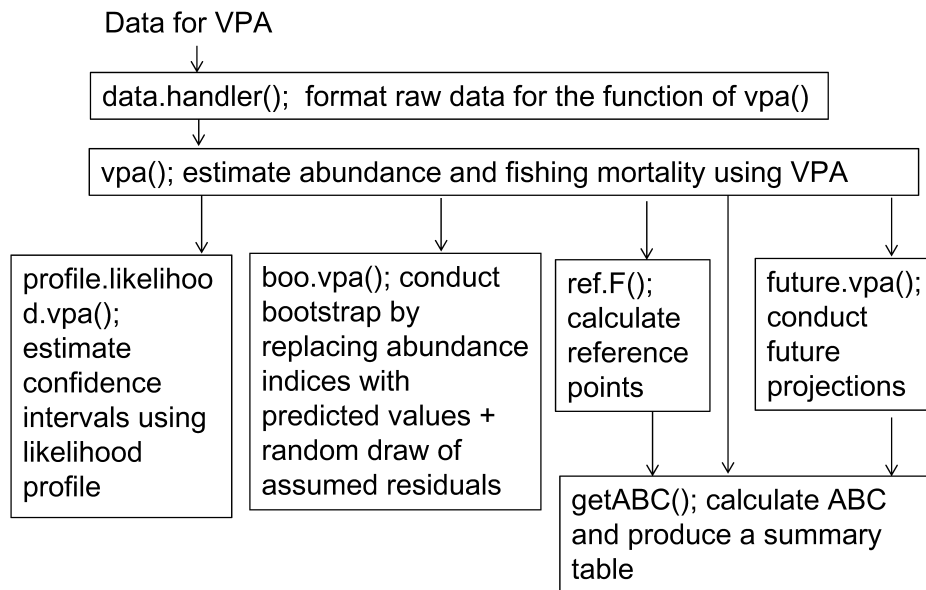


Figure 1. Diagram to summarize the main functions in RVPA. The arrow from “A” to “B” indicates that the object returned by function “A” is used as an input of function “B”.

Table 2. Options for the function `vpa()` in RVPA, and simulation scenarios for sensitivity analysis. The term of “tVPA” denotes tuning VPA, and the details of “2 step”, “sel-update” and “all F” are provided in the main text.

	Pope	alpha	tf.year	tune	term.F	sel. update	sel.f	Options for specifying types of abundance indices				
								abund	min.age	max.age	index.w	link
Default setting	TRUE	1	2008:2010	FALSE	“max”	FALSE	NULL	“B”	0	0	NULL	“id”
VPA												
vout1	TRUE	1	1998:1999	FALSE	—	—	—	—	—	—	—	—
vout1a	FALSE	1	1998:1999	FALSE	—	—	—	—	—	—	—	—
vout1b	TRUE	0.5	1998:1999	FALSE	—	—	—	—	—	—	—	—
vout1c	TRUE	1	1997:1999	FALSE	—	—	—	—	—	—	—	—
tVPA												
vout2 (2 step)	TRUE	1	—	TRUE	“max”	FALSE	*1	“N”	0	6	1	“id”
vout3 (sel-update)	TRUE	1	1998:1999	TRUE	“max”	TRUE	—	“N”	0	6	1	“id”
vout4 (all F)	TRUE	1	—	TRUE	“all”	TRUE	—	“N”	0	6	1	“id”

*1; selectivity by age

を `abund` (“B”で資源量, “N”で資源尾数に対するチューニングを行う), `min.age` (チューニング範囲の最小年齢), `max.age` (チューニング範囲の最大年齢), `index.w` (各指数に対する重みづけ), `link` (各指数の変換オプション, “id”で変換しない, “log”で対数変換) といった引数で指定する。ここでは, 入力した資源量指数の種類数の長さのベクトルとして引数を与える。

関数 `vpa()` のオプション `plot` を TRUE にして `plot.year` に適当な年の範囲を指定すると, `vpa()` を実行した後に, 資源量指数の予測値と観測値のプロットが指定した年の範囲で得られる。これにより, モデルが観測値を十分説明できているかの簡易的な判断を行うことができる。また, `vpa()` の返り値には, 資源量指数の予測値が格納されている (`pred.index`)。ここから, 残差の数値を取り出し, R の関数を当てはめて様々な検定を行うことができる。例えば, 残差の自己相関には `acf()`, 正規性の検討のためのコロモゴロフ・スミノフ検定には `ks.test()` などが利用できる (Crawley, 2012)。

パラメータの信頼区間の推定は, プロファイル尤度による推定を `profile.likelihood.vpa()` で, ブートストラップ法による推定を `boo.vpa()` で実施できる。 `boo.vpa()` では, 仮想的な母集団に特定の分布型を仮定せず, 観測値と予測値の残差を使う方法 (ノンパラメトリックブートストラップ法), 残差分布に正規分布をあてはめた分布を使う方法 (パラメトリックブートストラップ法), 残差分布から推定した平滑化密度関数を使う方法 (平滑化ブートストラップ法) の3種類のブートストラップ法を選ぶことができる。

管理基準値の計算は `ref.F()`, 将来予測は `future.vpa()` により実施する。最終的に, VPA (`vpa()`), 管理基準値 (`ref.F()`), 将来予測 (`future.vpa()`) 関数から得た全ての結果を `getABC()` に入れることで, ABCを含めた資源評価結果の要約表が出

力される。ホームページ上のコードでは, 将来予測からABC計算に至る標準的な流れを紹介しているが, 魚種によって異なる設定が用いられることもある (Table 1)。 `future.vpa()` はこれらの設定も利用できる。例えば, 近い将来の加入量には, 調査によって得られた加入量指数と資源評価による加入量推定値の回帰式から求めた予測値が用いられることがある (川端ら, 2013b)。これは, `rec.new` 引数によって指定する (例, `rec.new=list(year=2013, rec=38000)`)。 $Y+1$ 年目の漁獲圧を TAC の値で固定する場合 (千村ら, 2013) は `pre.catch` 引数を用いる (例, `pre.catch=list(year=2012, wcatch=13000)`)。また, 現行の漁獲係数 (通常は, 直近の3から5年平均) に適当な係数を乗じて $Y+1$ 年の漁獲係数を決める場合もあり (川端ら, 2013b), その場合は, `multi.year` 引数を用いる (例, `multi.year=c(0.9,1,1,1,1,1,1,1)`)。

将来の加入は, 基本的に, 過去に観測された RPS の中央値または平均値に親魚資源量を乗じることにより求められる。 `future.vpa()` では, 将来の親子関係を表す関数そのものを引数 `recfunc` に渡し, その関数に対する引数を `rec.arg` にリスト形式で与える。 RPS を用いた基本的な親子関係の関数として, `RPS.simple.rec()` が用意されている。 `RPS.simple.rec()` では, 将来の親魚資源量や加入量の上限 (`upper.ssb`, `upper.recruit`), RPS のリサンプリングの期間 (`rps.year`), 将来の RPS の平均と中央値を一致させる操作を行うかどうか (`bias.corrected`, 一致させる場合 TRUE), 決定論的な将来予測のさいに RPS の中央値を使わずに平均を使うか (`rpsmean`, 中央値でなく平均値を使う場合 TRUE) といったオプションが選択できる。

シミュレーションデータとシナリオ

RVPA を適用するためのサンプルデータとして, 年齢別漁獲尾数と資源量指数をシミュレーションによって作成した

Table 3. Catch at age used as an example for RVPA, fishing mortality rates for ages of six and older (F at 6+) and selectivity at age assumed in generating the simulation data.

Year \ Age	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	Selectivity
Catch at age											
0	199.9	216.6	267.7	218.7	165.6	249.2	187.9	130.3	79.9	77.1	0.1
1	129.5	121.4	163	158.7	154.1	95.8	144.2	91.4	62.3	36.7	0.2
2	72.4	71.3	82.1	85.5	98.1	77.0	47.8	61.1	39.0	26.2	0.4
3	26.6	32.8	39	33.8	40.8	36.6	28.8	15.4	20.8	13.7	0.8
4	12.3	11.5	17	15.2	15.1	14.3	12.8	8.7	5.0	7.1	1
5	7.5	5.5	6.2	6.9	7.1	5.6	5.2	4.1	3.0	1.8	1
6+	4.0	5.2	5.8	4.9	5.5	4.6	3.8	2.9	2.4	1.9	1
F at 6+	0.4	0.4	0.5	0.5	0.6	0.6	0.6	0.5	0.4	0.3	

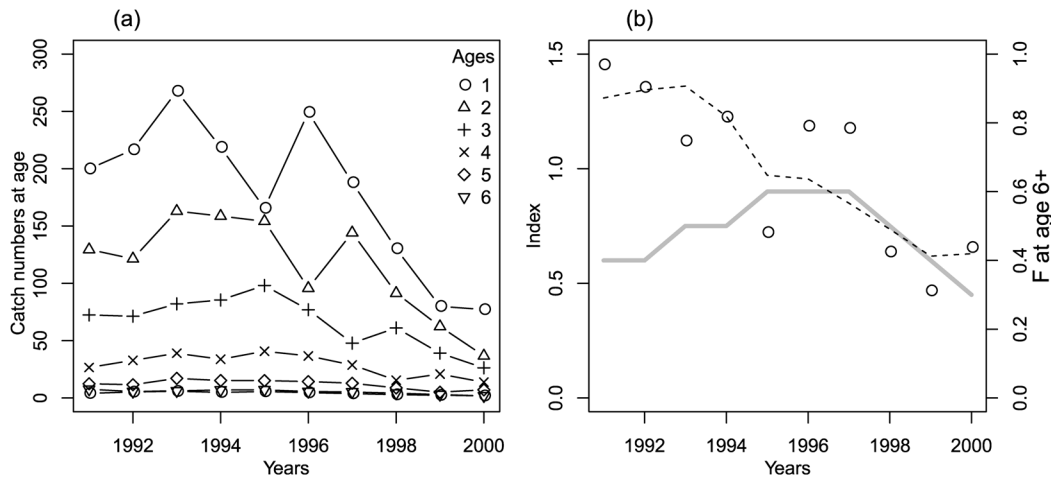


Figure 2. Catch at age data generated from the true population without observation errors (a) and total abundance of true population (broken line), CPUE generated from the abundance with observation errors (circles), and the average fishing mortality rates assumed (gray thick line) (b).

(Table 3, Fig. 2). シミュレーション期間は1991年から2000年までの10年間、年齢は0歳から6+歳までを仮定した。年齢別漁獲尾数 (C_{ta}) は、年別に設定した最高齢の漁獲係数に年齢別の漁獲選択率を乗じて計算した年齢別の漁獲係数 (F_{ta}) と、真のものと仮定した年齢別資源尾数 (N_{ta}) から、 $C_{ta} = (F_{ta} / (F_{ta} + M)) (1 - \exp(-F_{ta} - M)) N_{ta}$ に基づいて計算した。 N_{ta} は、 $N_{t+1, a+1} = N_{ta} \exp(-F_{ta} - M)$ から計算した。最高齢となる A 歳の資源尾数は、前年の $A-1$ 歳からの個体数と、前年の A 歳からの個体数との和とした。

加入は、Beverton-Holtの再生産式に対数正規分布の誤差を仮定して発生させた。具体的には、Beverton-Holtの再生産式から予測される値に、標準偏差 σ 、平均 $-0.5\sigma^2$ ($\sigma=0.2$) に従う正規分布からランダムに発生させた値の指数をとったものを乗じて計算した。Beverton-Holtの再生産式は、漁獲のない場合の20%まで親魚資源量が減少したときに、加入量が漁獲のない場合の30%まで減少する

ようにパラメータを設定した。資源量指数は真の総資源尾数に対数正規分布の観測誤差を乗じたものを用いた。具体的には、真の総資源尾数に、標準偏差 σ 、平均0 ($\sigma=0.2$) に従う正規分布からランダムに発生させた値の指数をとったものを乗じた。自然死亡係数 M は0.4を仮定した。

VPA計算には上述した年別年齢別漁獲尾数が、また、チューニングを行う場合にはそれに加えて資源量指数がデータとして必要となる。生物パラメータとしては、自然死亡係数 M が必須である。さらに、漁獲量、資源量、親魚資源量を計算するためには、年齢別成熟率、年齢別平均体重量も利用する。本稿では、平均体重を平均体長の3乗とし、年齢別の平均体長を von Bertalanffy の成長式 (平均体長 $= L_{\infty} (1 - \exp(-K(a - a_0)))$), a = 年齢, $L_{\infty} = 1, K = 0.4, a_0 = -1$) から与えた。年齢別成熟率は、3歳で半数が成熟するような成熟曲線を $1 / (1 + \exp(-2(a - 3)))$ から与え、小数点2桁で四捨五入した。自然死亡係数はシミュレーションで

用いた値0.4を、VPAのときにも用いた。これらVPA計算に必要なデータも、<http://cse.fra.affrc.go.jp/ichimomo/fish/rvpa.html> からCSV形式でダウンロードできる。

このシミュレーションデータを用い、VPA計算の手法を変えて資源量推定を行った。チューニングなしの通常のVPAでは、Popeの近似式を用い、1997年から1999年の漁獲係数の平均が最終年（2000年）の漁獲係数に等しく、 $\alpha=1$ とした場合（Table 2, vout 1）に対し、Baranov方程式を使った場合（vout 1a）、 $\alpha=0.5$ とした場合（vout 1b）、2000年の漁獲係数を1999年の漁獲係数と等しいとした場合（vout 1d）を比較した（Table 2）。次に、チューニングを行う場合では、2段階法（vout 2）、選択率更新法（vout 3）、全F推定法（vout 4）による結果を比較した。

モデル診断の実例として、選択率更新法と全F推定法でチューニングVPAを行った場合の予測値と観測値のプロットを示した。さらに、ノンパラメトリックブートストラップ法を用いて、 F_{Yt} や親魚資源量の信頼区間の推定を行った。将来予測では、 F_{med} のシナリオにおいて、RPSの不確実性のみを考慮した場合の将来予測の結果と、RPSの不確実性に加えて推定パラメータの不確実性を考慮した場合の将来予測の結果を比較した。推定パラメータの不確実性を考慮する場合は、1,000回のブートストラップ試行における各推定値から、点推定値で得られた F_{med} を使って将来予測を20回ずつ、計20,000回行った。本稿の例では、 F_{Yt} の80%信頼区間が、500回から1,000回の繰り返しでほぼ安定したため、ブートストラップ試行回数を1,000回と設定した。

結果

シミュレーションにより発生させた年齢別漁獲尾数は、変動しながらも1996年まで比較的一定に推移した後、右肩下がり傾向となった（Fig. 2a）。一方で、この資源の総資源尾数は漁獲係数の増加とともに1998年まで減少し、1999, 2000年は横ばいである（Fig. 2b）。したがって、特に直近3年の漁獲尾数の減少は、資源の減少というより、漁獲圧が減少した結果の反映である。資源量指数は総資源尾数の傾向を反映しているものの、ランダムに発生させた観測誤差によって、近年は1997年から1999年にかけて減少したのち2000年に若干上昇するようなデータとなった。

チューニングなしのVPAを用いてこのデータから資源量を推定した場合、推定された親魚資源量は最近年まで減少し、1990, 2000年については真の値よりも資源量を過小に評価した（Fig. 3）。これは、最近年の漁獲係数を直近数年間の平均と同じとする仮定により、1998–2000年の年齢別漁獲尾数の減少が、資源の減少と解釈されたためである。漁獲方程式、 α 、近年の漁獲係数の平均をとる範囲を変えても、親魚資源量の減少傾向はほとんど変わらなかった。

資源量指数を用いたチューニングVPAでは、2段階法

（vout 2）、選択率更新法（vout 3）で、総資源尾数の近年の横ばい傾向が推定結果に反映され、真の資源量がほぼ正しく推定された（Fig. 4a）。一方で、全F推定法（vout 4）では、1999年、2000年の親魚資源量を過大に評価しており、また、2, 5, 6+歳の漁獲係数が1.5を越す非常に高い値として推定された（Fig. 4b）。

全F推定法の結果が非現実的であることは、モデルの予測値と観測値を比較し（Fig. 5）、パラメータの信頼区間を推定することで明らかとなった。チューニングVPAでは、資源量指数にランダムな観測誤差があることを仮定しているため、モデルによる予測値の周りに観測値がランダムに分布することが望ましい。2段階法による結果では、観測値が予測値の周りをほぼランダムに分布しているように見える。一方、全F推定法による結果は、1999, 2000年の予測値が観測値と完全に重なり（オーバーフィット）、望ましくない。ノンパラメトリックブートストラップ法を用いて推定した2段階法の F_{Yt} の80%信頼区間は、推定値0.29、真の値0.30に対し、 $[0.22, 0.38]$ となった。一方、全F推定法の F_{Yt} では、推定値17に対して80%信頼区間が $[0.1, 35]$ と非常に広い範囲になり、ここからも、全F推定法の結果の不確実性が伺える。1991から2000年、10年分の資源量指数のデータに対して、0から5歳まで6つのパラメータを推定するこの例では、推定するパラメータ数に対してデータの数が少なすぎるため、個々のパラメータの推定値が観測誤差の影響を受け、このような不確実な推定値が得られたものと推察される。それを確かめるためには、今後、シミュレーションによる十分な検討が必要である。

しかし、ほぼ真の資源量を推定した2段階法（vout 3）においても、資源量指数の観測誤差によって、その推定値には不確実性が含まれる。Figure 6aでは、ノンパラメトリック

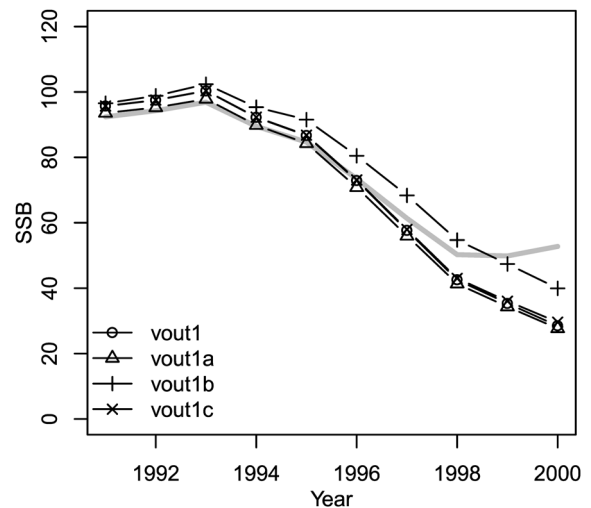


Figure 3. Spawning stock biomass (SSB) estimated from simple VPA with different assumptions. The gray thick line indicates the true SSB.

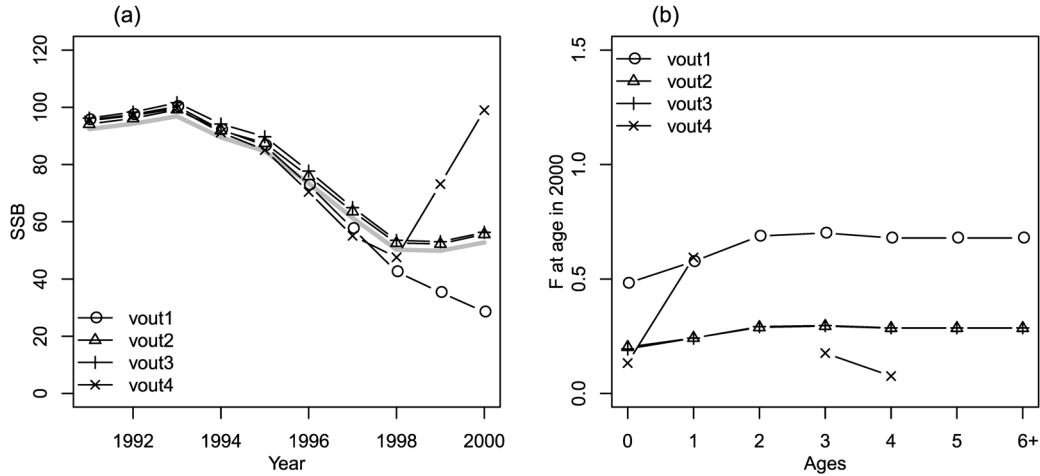


Figure 4. Spawning stock biomass (SSB, a) and fishing mortality at age in the terminal year (b) estimated from tuning VPA with different parameter estimation methods (vout2, vout3 and vout4). For comparison, the result from simple VPA (vout1) is also shown. The gray thick line indicates the true SSB. Fishing mortality at ages 2, 5, and 6+ in vout4 were out of the range of the y-axis and are not shown.

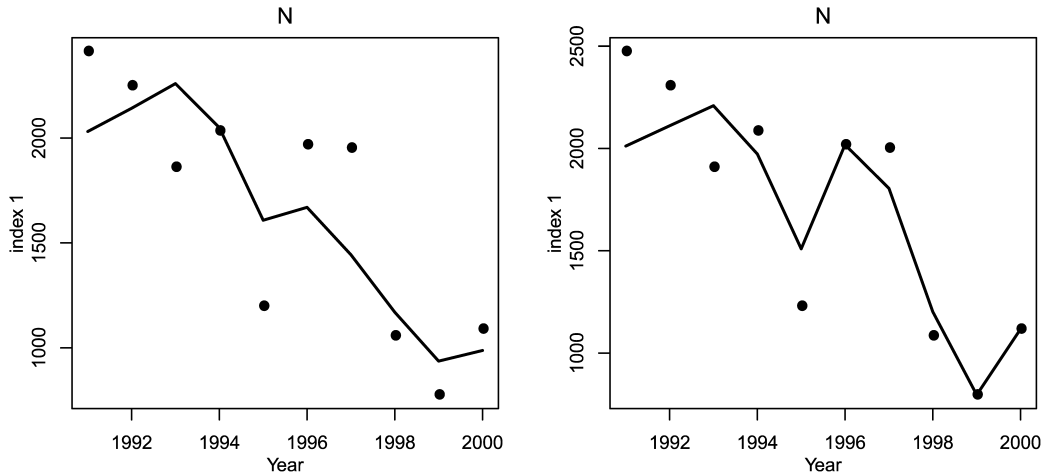


Figure 5. Examples of diagnostic figures showing expected (solid lines) and observed (points) abundance indices, produced from the function `vpa()` with the option of `plot=TRUE`. Results of vout3 (left) and vout4 (right) are shown.

クブートストラップ法によって計算した vout 3 における親魚資源量の推定値の 80% 信頼区間を示した。チューニング VPA では、資源評価最終年の漁獲係数のみがパラメータとして推定されるため、資源評価最終年の漁獲係数が影響を及ぼさない過去の資源量はほぼ決定論的に決まる。そのため、近年の親魚資源量にのみ不確実性があるような推定結果となる。その不確実性を将来予測に引き継いだ場合、推定される親魚資源量の 80% 信頼区間は、RPS の不確実性のみを考慮した場合と比べてかなり広がった (Fig. 6b)。そのため、将来の親魚資源量が特定の値を下回る確率は、RPS の不確実性に併せてパラメータの不確実性も考慮した場合のほうが大きくなる。逆に言うと、パラメータの不確実性を考慮しないと、将来の親魚資源量が特定の値を下回るリスクを過小評価することになる。

考察

本稿では、VPA による資源量推定から ABC を計算するまでの一連の流れと、各所で感度分析やモデル診断、不確実性の評価を RVPA を用いて行う方法を紹介した。さらに、簡単なシミュレーションにより作成したデータを用いて、モデルの設定による資源量推定のバイアスの傾向を評価した。

本稿の結果から、単純な VPA では近年の資源量が過小推定された。一方で、資源量指数を用いたチューニング VPA における 2 段階法と選択率更新法では、ほぼバイアスのない推定結果が得られ、全 F 推定法では資源量を過大評価した。単純な VPA での資源量の過小推定は、近年の漁獲係数が大きく減少しているにもかかわらず、VPA が近年の漁獲係数一定という仮定にもとづいて計算を行ったことが原因である。資源管理等によって、近年の漁獲係数が大

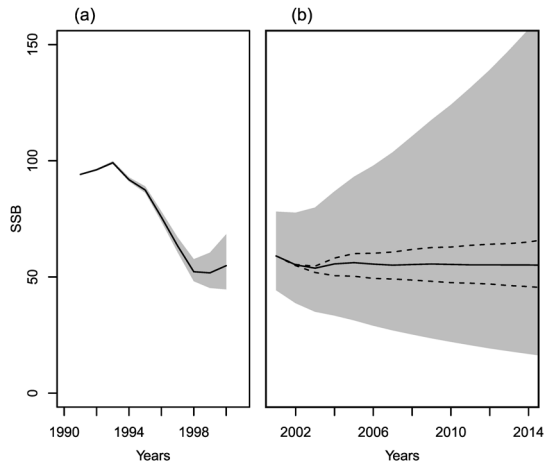


Figure 6. 80% confidence interval of spawning stock biomass (SSB) in vout3 during the stock assessment period (a) and future projection period (b). The point estimates in VPA (a) and deterministic projection in future projection (b) are shown by solid lines. The confidence intervals are estimated by the nonparametric bootstrapping method. The broken lines in (b) indicates 80% confidence intervals of future SSB calculated only with stochastic sampling of observed RPS, but without considering the uncertainty of estimated parameters.

大きく減少していることが明らかな場合、単純なVPAでは管理による漁獲係数の減少を資源の減少と見誤ってしまうことになり、注意が必要である。一方、全F推定法による結果で見たように、適切な資源量指数を与えたとしても、推定するパラメータ数に対してデータ（資源量指数）が少なすぎる場合、観測誤差の大きさを正しく評価することができなくなり、データへのオーバーフィットに繋がる危険性がある。全F推定法で推定が行われている実際の資源では、複数の資源量指数を使うなどして、この問題に対する対応がなされている（大下ら, 2013）。

本シミュレーションでは、2段階法と選択率更新法で真の値に最も近い推定値を得ることができた。しかし、この結果はシミュレーションデータを作成するときの仮定に依存するため、一般化はできないことに注意すべきである。2段階法と選択率更新法では近年の漁獲選択率が一定という仮定をおいており、それがシミュレーションの仮定と一致し、良い推定を与えた。しかし実際の漁獲選択率は、年によって大きく変わる場合もあるだろう。その場合は、複数の資源量指数を用いた全F推定法のほうが良い結果を与えるかもしれない。また、資源量指数の誤差やバイアスが大きく、一方で近年の漁獲係数がほぼ一定であるような場合は、チューニングVPAよりも単純なVPAのほうが良いかもしれない。さらに、VPAは年齢別漁獲尾数に誤差がないと仮定しているが、その誤差が大きい場合、体長ベースの統合型資源評価モデル（例えば、Stock Synthesis, Methot and Wetzel, 2013）などの導入の検討が必要となる。ただし、

統合型資源評価モデルにおいても、漁獲選択の仮定によって資源量が大きくバイアスすることが知られており（Ichinokawa et al., in press）、導入の際には注意深いモデル設定が重要である。

このように、資源評価手法のパフォーマンスは、用いるデータの信頼性や資源評価モデルにおける仮定の破れの程度に依存するため、状況に応じて適切な手法を選択していく必要がある。また、現行の資源評価手法を、網羅的なシミュレーションによってパフォーマンス評価していくことも必要だろう。シミュレーションデータを用いた資源評価モデルのパフォーマンス評価は、近年盛んに行われている（Magnusson and Hilborn, 2007; Ichinokawa et al., in press）ものの、我が国で使われている資源評価手法に適用された事例はほとんどない。RVPAを使うことにより、我が国の資源評価手法をシミュレーションモデルの枠組みに入れることが容易になるため、今後、そのような研究の発展にRVPAが寄与することが期待される。さらに、複数の管理ルール効果をコンピュータ内で比較・検証する管理戦略評価（Management Strategy Evaluation, MSE）（平松, 2004; Punt and Donovan, 2007; Okamura et al., 2008; Ohshimo and Naya, 2014）への発展も、RVPAの利用により容易になる。

オペレーティングモデルや管理戦略評価への利用だけに限らず、RVPAを使うことで、感度分析やブートストラップ法・尤度プロファイルを用いた推定パラメータの不確実性の評価、モデル診断を容易に行うことができる。また、TAC対象種でなくとも、年齢別漁獲尾数さえあれば新たなプログラミングを行うことなくVPAの実行ができる。現行の資源評価結果の不確実性を多方面から評価し、それが将来予測やABC計算に与える影響を検討していくことにより、今後のデータやモデル改善の方向性も知ることができるだろう。

謝辞

資源評価手法の詳細についての問い合わせに快くお答え頂き、RVPAの開発にご協力くださった資源評価担当者の方々に深く感謝致します。また、本原稿に対して的確で有益なコメントを下さった東京大学の平松一彦准教授、水産総合研究センターの大下誠二博士、黒田啓行博士、大関芳沖博士、編集委員の松石隆准教授、2名の匿名の査読者に感謝申し上げます。

引用文献

- Cadima, L. C. (2003) Fish Stock Assessment Manual. FAO Fisheries Technical Paper 393. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/x8498e/x8498e00.pdf>
- 千村昌之・田中寛繁・山下夕帆 (2013) 平成24年度スケトウダラ日本海北部系群の資源評価。「我が国周辺水域の漁業資源評価第1分冊」水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 289–348.
- Clark, W. G. (1991) Groundfish exploitation rates based on life history

- parameters. *Can. J. Aquat. Sci.*, **48**, 734–750.
- Crawley, M. J. (2012) *The R book*. 2nd edn. Wiley, Chichester, England ; Hoboken, NJ.
- Hilborn, R. and M. Mangel (1997) *The ecological detective : confronting models with data*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- 平松一彦 (2001) 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—」社団法人 日本水産資源保護協会, 104–128.
- 平松一彦 (2004) オペレーティングモデルを用いたABC算定ルールの検討. *日水誌*, **70**, 879–883.
- 平松一彦 (2009) マイワシ太平洋系群の資源評価に用いられるVPAの信頼性の検討. *日水誌*, **75**, 661–665.
- 平松一彦・岡村 寛 (2003) 小標本における標準誤差と信頼区間の推定について. *水研センター研報*, **6**, 1–8.
- Ichinokawa, M., H. Okamura and Y. Takeuchi (in press) Data conflict caused by model mis-specification of selectivity in an integrated stock assessment model and its potential effects on stock status estimation. *Fish. Res.*
- 石岡清英・岸田 達 (1985) コホート解析に用いる漁獲方程式の解法とその精度の検討. *南西水研報*, **19**, 111–120.
- 川端 淳・本田 聡・渡邊千夏子・久保田 洋 (2013a) 平成24年度マイワシ太平洋系群の資源評価. 「我が国周辺水域の漁業資源評価 第1分冊」水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 東京, 15–44.
- 川端 淳・渡邊千夏子・本田 聡・久保田 洋 (2013b) 平成24年度マサバ太平洋系群の資源評価. 「我が国周辺水域の漁業資源評価 第1分冊」水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 東京, 133–166.
- 川端 淳・渡邊千夏子・梨田一也・本田 聡・久保田 洋 (2013c) 平成24年度ゴマサバ太平洋系群の資源評価. 「我が国周辺水域の漁業資源評価 第1分冊」水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 東京, 197–225.
- Kell, L. T., I. Mosqueira, P. Grosjean, J. M. Fromentin, D. Garcia, R. Hillary, E. Jardim, S. Mrdle, M. A. Pastoors, J. J. Poos, F. Scott and R. D. Scott (2007) FLR: an open-source framework for the evaluation and development of management strategies. *ICES J. Mar. Sci.*, **64**, 640–646.
- Lassen, H. and P. Medley (2000) *Virtual Population Analysis—A practical manual for stock assessment—*. FAO Fisheries Technical Paper 400. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/003/x9026e/x9026e.pdf>
- Magnusson, A. and R. Hilborn (2007) What makes fisheries data informative? *Fish Fish.*, **8**, 337–358.
- Manly, B. F. J. (2007) *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. 3rd edn. Chapman & Hall/ CRC. Boca Raton, FL.
- Methot, R. D. and C. R. Wetzel (2013) *Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management*. *Fish. Res.*, **142**, 86–99.
- 森 賢・船本鉄一郎・山下夕帆・千村昌之・田中寛繁 (2013) 平成24年度スケトウダラ太平洋系群の資源評価. 「我が国周辺水域の漁業資源評価 第1分冊」水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 東京, 392–440.
- 中山洋輔・平松一彦 (2010) TAC対象種の資源評価に用いられるVPAの信頼性の検討. *日水誌*, **76**, 1043–1047.
- 大下誠二・福若雅章・安田十也 (2013) 平成24年度マイワシ対馬暖流系群の資源評価. 「我が国周辺水域の漁業資源評価 第1分冊」水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 東京, 45–77.
- Ohshimo, S. and M. Naya (2014) Management strategy evaluation of fisheries resources in data-poor situations using an operating model based on a production model. *JARQ-JPN. Agr. Res. Q.*, **48**, 237–244.
- Okamura, H., T. Iwasaki and T. Miyashita (2008) Toward sustainable management of small cetacean fisheries around Japan. *Fish. Sci.*, **74**, 718–729.
- Punt, A. E. and G. Donovan (2007) Developing management procedures that are robust to uncertainty: lessons from the International Whaling Commission. *ICES J. Mar. Sci.*, **64**, 603–612.
- Pope, J. (2009) Input and output controls: the practice of fishing effort and catch management in responsible fisheries. In: *A Fishery Manager's Guide Book*, eds. K. L. Cochrane and S. M. Garcia, Wiley-Blackwell, 220–252
- 和田時夫 (2001) 生物学的資源管理基準値と漁獲制御ルール. 「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—」社団法人 日本水産資源保護協会, 246–263.
- Walters, C. J. and S. J. D. Martell (2004) *Fisheries ecology and management*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- 渡邊千夏子・川端 淳・本田 聡・久保田洋 (2013) 平成24年度マジ太平洋系群の資源評価. 「我が国周辺水域の漁業資源評価 第1分冊」水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 東京, 78–102.
- 依田真里・由上龍嗣・大下誠二・黒田啓行 (2013) 平成24年度マジ対馬暖流系群の資源評価. 「我が国周辺水域の漁業資源評価 第1分冊」水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 東京, 103–132.
- 由上龍嗣・依田真里・大下誠二・黒田啓行 (2013) 平成24年度ゴマサバ対馬暖流系群の資源評価. 「我が国周辺水域の漁業資源評価 第1分冊」水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 東京, 226–247.
- 由上龍嗣・依田真里・大下誠二・安田十也 (2013) 平成24年度マサバ対馬暖流系群の資源評価. 「我が国周辺水域の漁業資源評価 第1分冊」水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 東京, 167–196.