

水産資源管理談話会報

第18号

日本鯨類研究所 資源管理研究所

1997年8月

目次

お知らせ	……2
資源研究における水中調査機器の役割	吉原喜好 ……3
西欧の水産資源管理における管理基準について	余川浩太郎 ……17
[資料紹介] 漁獲可能量 (TAC) 制度のあり方について (水産庁)	……31
[投稿] ベイジアン・シンセシスの紹介	岡村 寛 ……46

財団法人 日本鯨類研究所
資源管理研究センター

〒104 東京都中央区豊海町4-18 東京水産ビル

TEL 03-3536-6521

FAX 03-3536-6522

お知らせ

大変遅れましたが、水産資源管理談話会報18号をお届けします。本号は、平成7年1月11日と同年12月25日にそれぞれ開催された第16と19回談話会の記録です。第16回では、吉原喜好氏が「資源研究における水中調査機器の役割—TVカメラによる藻場の観察と体長計測」というテーマで話していただきました。第19回では「国連海洋法時代に向けて」を話題に取り上げ、余川浩太郎氏が「国際会議からの教訓」、及び弓削志郎氏が「国連海洋法下でのわが国の漁業制度」というテーマで話題提供されました。なお、弓削氏の内容については同氏が話題提供に用いられた資料「漁獲可能量(TAC)制度のあり方：水産庁」を掲載させていただきました。

さらに、岡本 寛氏から「ベイジアン・シンセシスの紹介」を投稿していただきました。

第26回談話会は、平成9年8月下旬～9月上旬に国連海洋法について開催する予定です。

(北原 武)

1995年1月11日

資源研究における水中調査機器の役割

3. TVカメラによる藻場の観察と体長計測

吉原 喜好 (日大農獣医学部)

水中ビデオカメラの水産資源研究の一分野への応用をめざしていろいろな角度から検討を行っているが、1993年以来マモ場に定置型の水中ビデオカメラを設置してそこに来遊する生物をモニタリングしているので、1993年と1994年の調査でどのような生物が出現したかを報告する。

また、周知のごとくフィールドにおいてはテレビカメラ、特に水中におけるテレビカメラはその視野が狭く、しかも濁りはもちろんのこと夜間においては灯火に集まる微小生物の影響をも受け、得られた映像から計量的なデータを引き出すのはなかなか難しい。

そこで、せめて写っている生物の大きさだけでも計測できないかと考え、1994年初頭に2本のレーザー光線をカメラの前に来た生物に当てることによって、その大きさが計測できるシステムを考案し、模型実験を行ったので、その概要をも合わせて報告する。

I モ場来遊生物の観察

1 調査方法

1) システムの概要

本調査に用いた定置型水中ビデオカメラシステムの概要を以下に列記する。

a 水中カメラ

デジタルプロセス式カラーCCD Panasonic Television Camera WL-350

b カメラコントローラー

Panasonic WV-PS 104 B

c ビデオタイマー

FOR. A社 VTG-10

d ビデオレコーダー

SONY SLV-M30 など

e モニターテレビ

SONY KV-14GPI など

d カメラ仕様

映像素子 1/2インチCCD

解像度 約 400本

レンズ f4.5 1:1.4

構成 ステンレススチール

ハウジング 耐圧 50m ケーブル 350 m

2 調査場所

1) 田の浦湾の底質と植生

田の浦湾は伊豆半島の東端、須崎半島の一角に位置する外洋性開放型の小湾である。この湾の地形、底質、海藻群落等については吉原ら¹⁾が詳細に報告しており、湾の周縁部はおおむね岩盤性の海蝕崖であるが、所々に礫や転石の小さな海浜を有している。水深は湾奥で 2~3m、中央部から湾口付近が 7~12mとなっている。

湾の底質は、湾奥から湾中央にかけて砂泥域が広がり、湾奥部の 2つの小河川から運ばれる泥土の影響を強く受けている。

図 1 に示すように田の浦湾の海藻群落は底質とよく対応しており、湾中央の砂泥域にはアマモ *Zostera marina* LINNE の群落が発達し、両岸の崖とそれに続く海底は岩盤と転石が帯状に広がり、カジメ *Ecklonia cava* KJELLMAN やアラメ *Eisenia bicyclis* SETCMELL が繁茂している。また湾中央から湾口に至る深所は礫あるいは貝砂域となっており、テングサ *Gelidium spp.* 等の好漁場となっている。アラメ・カジメの群落の中に存在する岩や転石上にホンダワラ *Sargassum spp.* が混在している状況も多く認められる。

田の浦湾の海況については吉原ら²⁾が報告しており、またアマモの付着生物については訓覇ら（未発表）が調査している。また吉原ら³⁾はアマモ場の外縁にそって人工海藻を設置し、それに着生する生物の変遷をアマモの場合と比較検討している。

2) 設置場所と設置方法

図 1 に示したアマモ場の周辺を取り囲むように 4 台の水中ビデオカメラを設置し、湾口部からそれぞれ St. A、St. B、St. C および St. D とし、St. D のカメラのみは湾口方向に、他はアマモ場内に向けてある（図 2）。St. A で大潮干潮時水深が 7m、St. B が 4.5m、St. C が 3m、St. D が 4m であった。なお 1993 年 8 月の観察時においては St. B のカメラ架台が流失し、さらに St. C のカメラが不調のため 2 台のカメラでの観察にとどまった。

また、1994 年においては St. A のカメラの前方に木の枝をスチールアングルに取り付けた人工魚礁を設置し、St. C のカメラは籠とか釣漁具に魚がかかる状態の観察用とした。

各カメラはそれぞれ 350m のケーブルによって実験室のカメラコントローラー、ビデオタイマーを経て、ビデオレコーダーに接続し映像を記録した。

3) 調査期間

調査は 1993 年 6 月上旬、7 月上旬および 8 月下旬の 3 回、1994 年では 5 月から開始し、各月とも前年と同様の時期に行った。各調査日ごとの海・気象を表 1 に示してある。1993

年は低温年、1994年は高温年ということが歴然としており、1994年のほうが2~3度高くなっている。1993年は雨にたたられ、7月の集中豪雨や8月の調査に見られるように台風の相次ぐ影響で架台が倒されたり、ケーブルが切断されたり、泥土の流入も多く、撮影条件としては必ずしも良好とは言えなかった。その点、1994年は天候には恵まれたが、懸濁物が多い年であった。

観察は06時から18時までの12時間録画とし、ビデオレコーダーの駆動はタイマー録画とした。ビデオテープの交換は正午と18時に行い、同時に海・気象の観測も実施した。

なお、St.Dカメラの横に水中灯(20W蛍光灯2本を防水ケースに入れたもの)を取り付け、18時から24時までの夜間の観察も行った。また、釣りによるサンプリングも随時行った。

4) 解析方法

録画されたビデオテープは研究室に持ち帰り、その再生画像から出現した魚種、出現回数、出現尾数、写っていた時間などを全て記録し、さらにそれらを30分ごとに集計し、延出現回数、延出現尾数および滞留時間を求めた。

3 結果および考察

1) 観察された魚類について

モニター画面上の再生画像から同定された生物を表2に示した。モニター画面上での種の判別はかなり困難をきわめる場合が多く、不確実な場合は属あるいは科の段階にとどめ、それらを類として記載した。魚であることが分かっても、全く特徴をつかむことが出来なかった場合には不明魚とした。したがってこれらの中ではさらに多数の種が存在する可能性があるが、1993年では43種類、1994年では76種類が記載されている。1993年のみ観察された魚種はイトベラをはじめ6種に対して、1993年では確認されず1994年のみ観察された種類は37種類と1994年が圧倒的に出現種類数が多くなっている。表の中で8月のみAカメラで観察された魚種を魚種番号68以降にまとめてあるが、これらの魚は同時期に他のカメラでは確認されていないことから、人工魚礁に集まった魚と考えられる。

2) 種類数の月変化

2年間の月別に出現した種類数を図3に示してある。1993年8月で種類数が減少しているが、これは2度にわたる台風の影響で湾全体が土砂の流失で濁ってしまい、モニター画面では魚が確認出来なかったため、1994年は月を追うごとに出現種類数が増加していることがわかる。

3) 出現頻度

モニター画面上での魚種別の出現回数を全種類の出現回数に対する割合で示したものを図4に示した。これはいわば画面占有率とも言うべきもので、この割合が高い魚種はこの湾のアマモ場において優先的に存在しているとみなせる。1993年では3ヶ月ともネンブツダイが第1位を占めており、特に7月では全出現魚種の85%以上を占めていた。それに比較して1994年はネンブツダイは6月と7月では第1位を占めていたもののその割合は小さく、ここに挙げた種類が月替わりで主役の座を交替している様相がうかがえる。

4) まとめ

田の浦湾の魚類相については吉原らが63科122種を⁴⁾、東らが75科223種を記載している⁵⁾。これらの報告に比較して、今回の観察で同定された種類数はかなり少ないが、これはカメラが海底から1.8mの高さにあり、広角レンズを使用しているとはいえ、一方方向に固定されているため、カメラ視野外の生物をとらえられず、また底生あるいはアマモ場内部にいる生物の観察には不向きであったためであろう。

さらに、モニター画面上での種の同定であるから、海水の濁りや太陽光の入射など撮影条件に大きく左右されることは否めず、生物がカメラに近づくか、よほど特徴のある形状が確認されない限り、種の特徴をつかむことは難しかった。

魚類以外ではアオリイカが5月から8月までどのカメラでも記録されていた。本種は5月から8月にかけて田の浦湾のアマモ場に産卵のために来遊することが知られており、房状の卵塊を観察することもできるが、2年間とも交接と思われる場面が記録されていた。

この調査で用いた定置型水中ビデオカメラの機能性について以下に記しておく。

定置型水中ビデオカメラの機能性

長 所	短 所
1 一度設置してしまえば、研究者が機械の前に居る必要がない。	1 機動性がない。
2 カメラの設置に特別な能力を必要としない。(本格的な潜水訓練を受けなくても、素潜りで、また手漕ぎボートでも可能である。)	2 一定の方向のみの観察しか出来ない。 (カメラを回転させる、ズームにするなどの工夫は可能であるが、製作費がかかる。)
3 設置後はかなりの海況変化にも耐えられる。	3 視野が狭く、遠くが識別できない。
4 従って長時間の連続観察が可能。	4 透明度などの水質環境によって影響を受ける。
	5 モニター画面上での種の同定が難しく、

- | | |
|-------------------------------|--------------------|
| 5 漁獲という手段をとらないので、環境を荒らすことがない。 | かなりの訓練を要する。 |
| 6 生物に脅威を与えずに、自然のままの状態を観察できる。 | 6 試料を手に入れることが出来ない。 |
| 7 他の観測機器との併用が容易である。 | 7 計量的な把握が難しい。 |

II 体長計測について

上に述べた本システムの機能性のうち、短所の項に記した3～7は水中カメラを用いてフィールドで調査を行う場合、常につきまとう問題であり、特に計量的把握は資源研究には欠かせない事柄である。計量魚探あるいはスキヤニングソナーなどと併用することも考えられるが、ここではテープに記録された生物の大きさを測るシステムを考えた。

図5に測定原理を記してある。

すなわち、5 cmの幅で発射された半導体レーザー光が物体に当たるとその物体に2つの赤い点が印されるので、それをビデオテープに記録する。

再生画像から計測ユニットを用いて、2点間の距離との相対距離で物体の長さを計測出来ることになる。

フィールドで使用する前に、青色、赤色、黄色、灰色、白色の4色とカワハギの皮を貼った20×7cmの模型を用いて、屋外の6m水槽でその有効性を検討した。

測定の方法のみを教えられた4名の学生にテープに納められた模型を再生画像上で3回計測させ、計測値の誤差を求めた。

識別距離は光条件あるいは計測の経験度によって異なっていたが、おおむね青→灰色→黄色→白色→赤色→カワハギの皮の順に識別が高まり、水中照度が17,000luxにおいてカワハギの皮で4名の学生のうち3名が4.5mまで識別できた。

フィールドでの実験は栃木県水産試験場の養殖池でヤシオマスとヤマメを用いて行った。その結果を図6に示してある。

ヤシオマスの場合は実測値が10尾と少なく、計測値と一致していないが、ヤマメの場合はモードの出現体長が多少異なっているものの、計測値は実測値の体長範囲に納まっており、レーザービーム方式による体長計測の有効性が確認された。

以上水中ビデオカメラによってアマモ場に来遊する生物の行動観察と体長計測の方法とその結果の概要について述べたが、アマモ場来遊生物については、同定者の眼力による部分が多いとはいえ、年による出現状況にかなりの変動が認められた。また、体長計測については被写体までの距離が 3m以内、水中照度が3000lux以内であればかなり有効との結果を得た。しかし、識別距離が 3m以内となるとかなり使用範囲が限定されてくる。半導体レーザーは赤色であるため水に吸収されやすく、これ以上距離を延ばすためには他のレーザー光を用いなければならないが、かなり高価であるため、より緑色に近い半導体レーザーの開発が待たれる。

参考文献

- 1) 吉原喜好・添田秀男 1974:田の浦湾の紹介。日本大学農獣医学部学会誌, 26,165-172.
- 2) 吉原喜好・宮内俊一・宮下康子・桑川隆規・添田秀男 1976:田の浦湾の沿岸海洋学的研究。日本大学農獣医学部学術研究報告, 33,450-467.
- 3) 吉原喜好・宮内俊一・添田秀男 1977:人工海藻の付着生物について。同上, 34, 274-283.
- 4) 吉原喜好・宮下康子・宮内俊一・桑川隆規・横山義彦・添田秀男 1976:田の浦湾周辺海域の魚類について(予報)。日本大学農獣医学部学術研究報告, 33,439-449.
- 5) 東 禎三・林 公義・長谷川孝一・足立行彦・萩原清司 1988:伊豆半島須崎, 田の浦湾周辺海域の魚類。同上, 46,175-185.

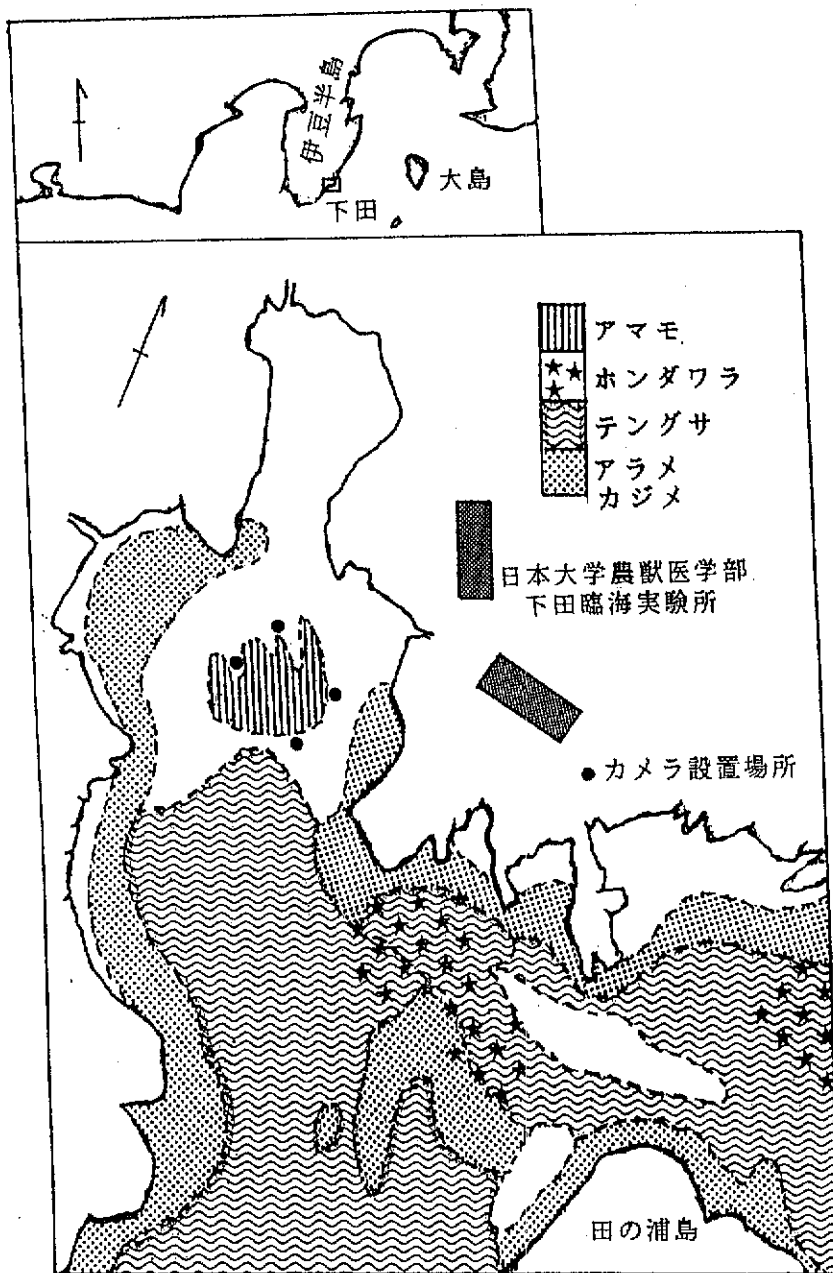


図1 田の浦湾の地形と海藻群落

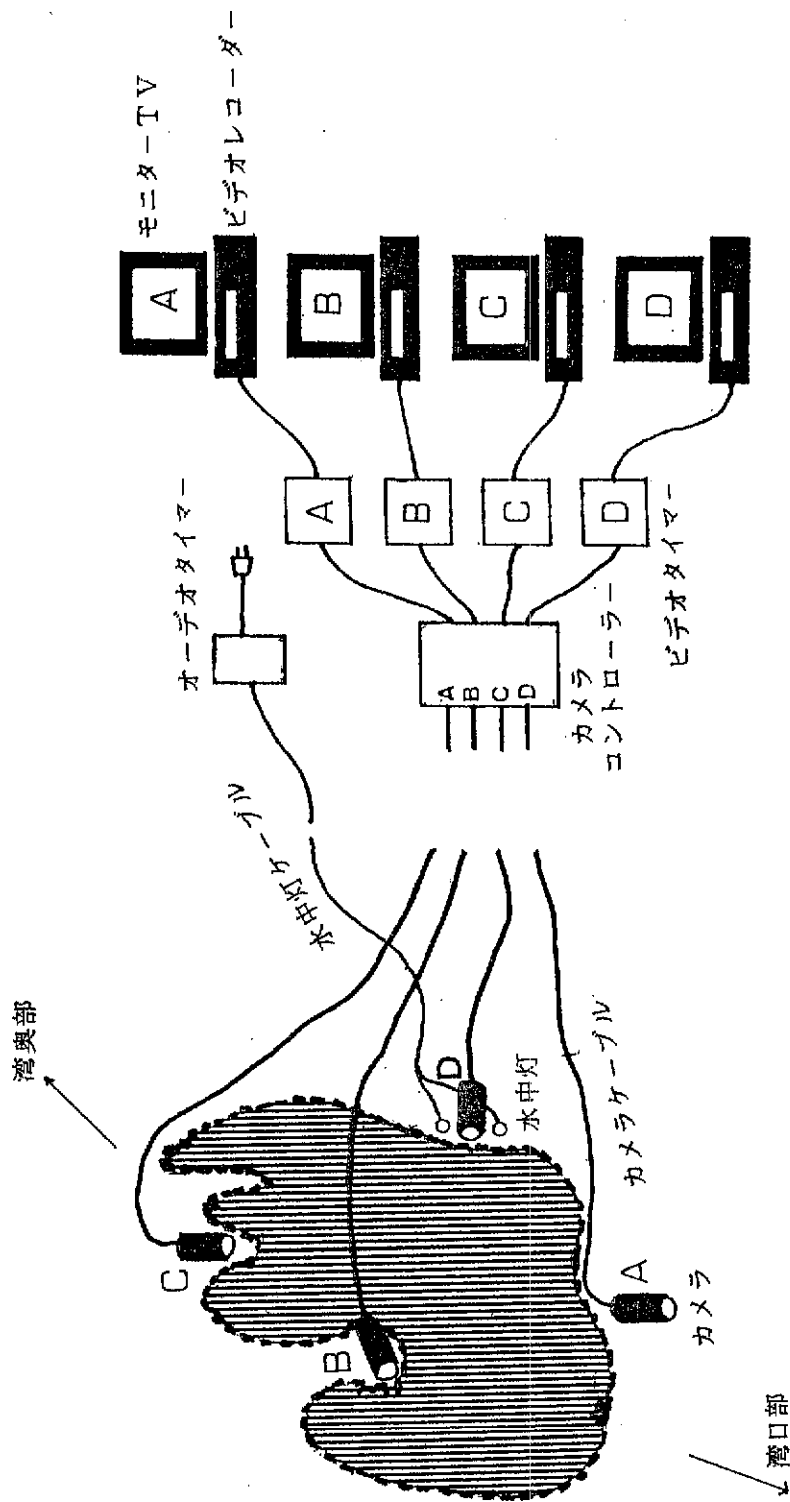


図2 水中ビデオカメラのシステム

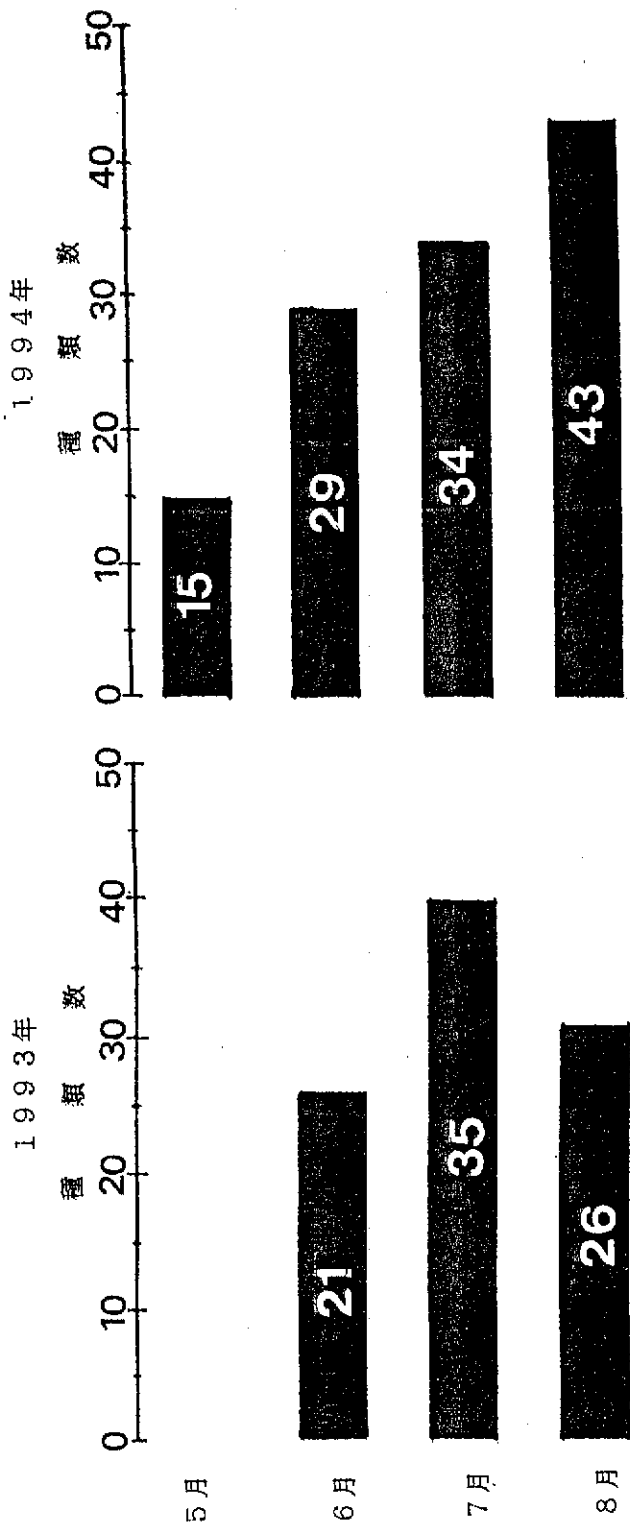


図3 年別・月別に確認された種類数

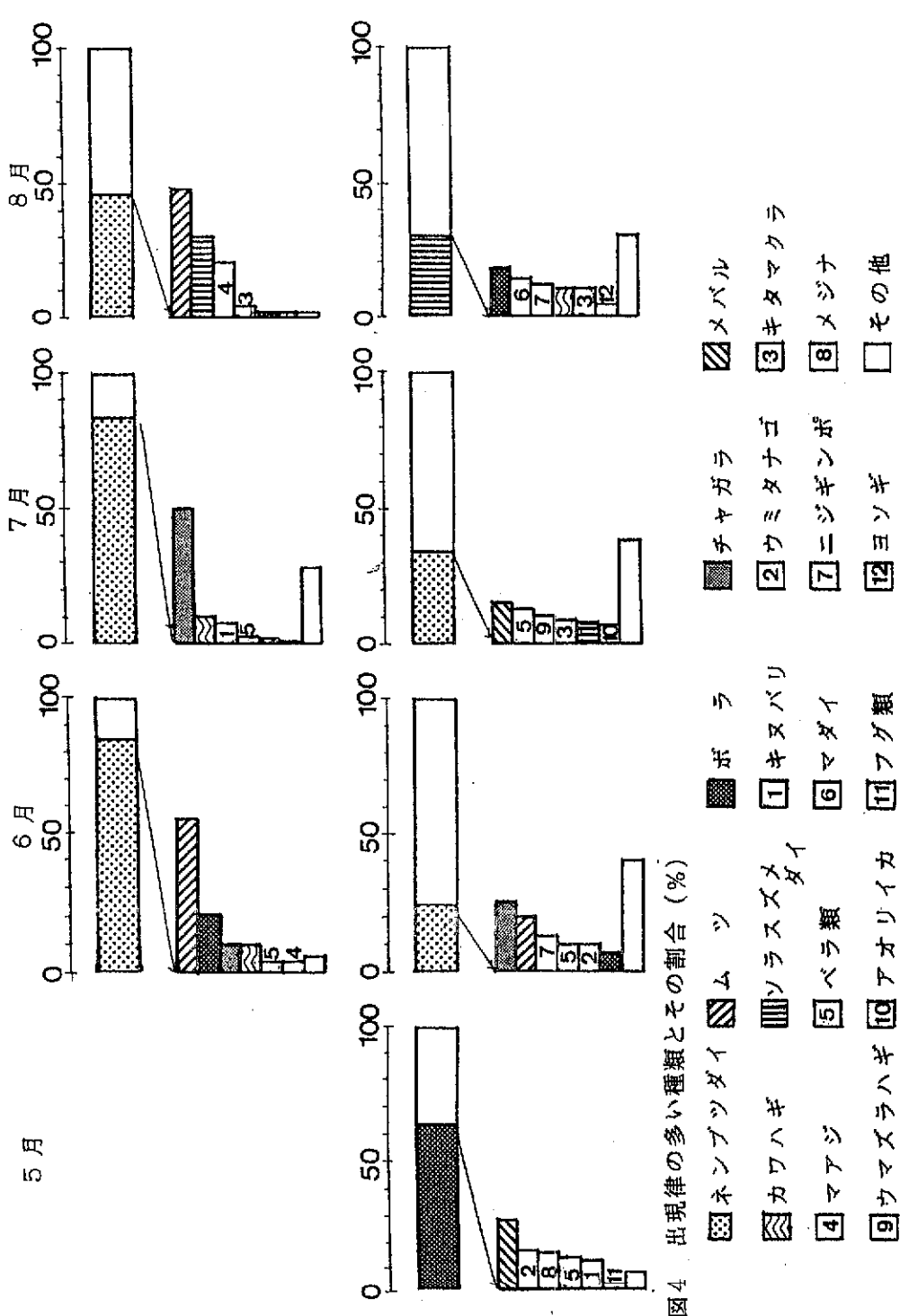


図4 出現律の多い種類とその割合 (%)

1993年 1994年

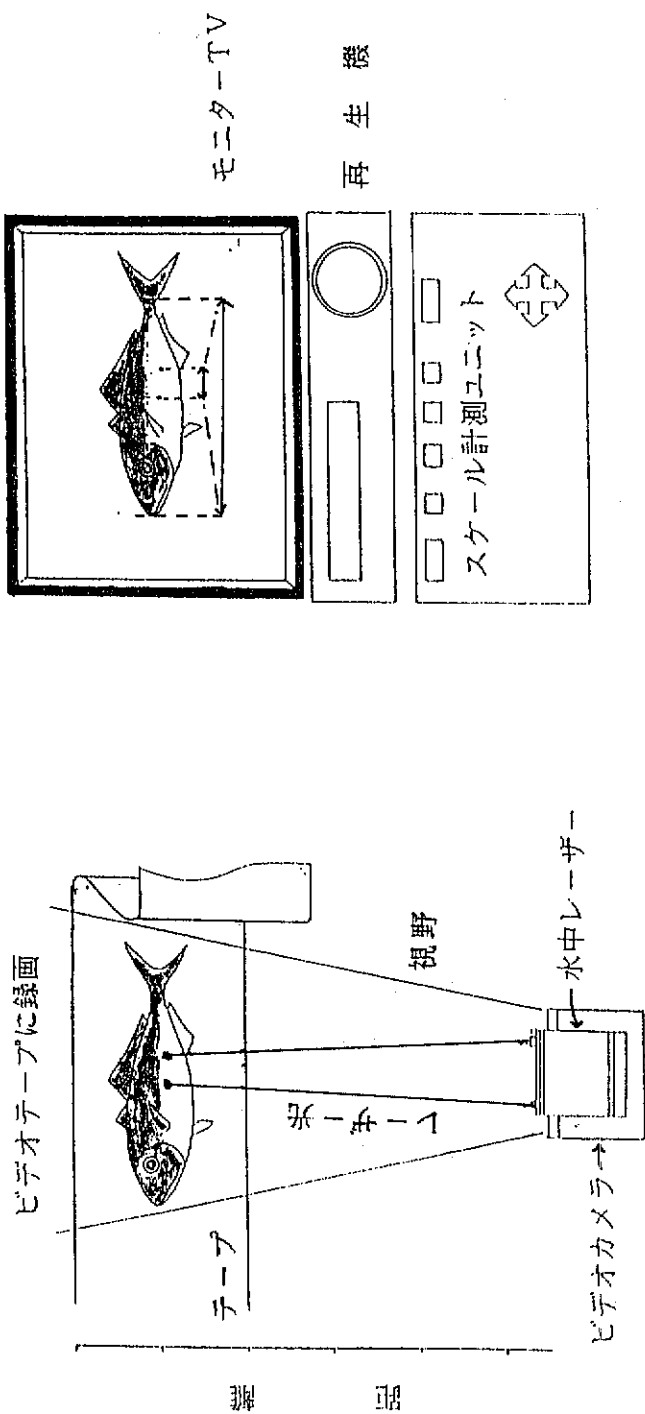


図5 魚体長計測の方法

2本のレーザー光を発射 → 魚体に当たると2つの点となる → **録画** テープのみ持ち帰り、
再生機 → **計測ユニット** → **モニター-TV** → とつなぎ **再生**
 計測したい画面で一時停止、計測ユニット上のマウスでまづ2点の間隔を記憶させ、
 次に2つのカーソルを測定したい部位に移動させるとモニター画面上に換算値が表示される。

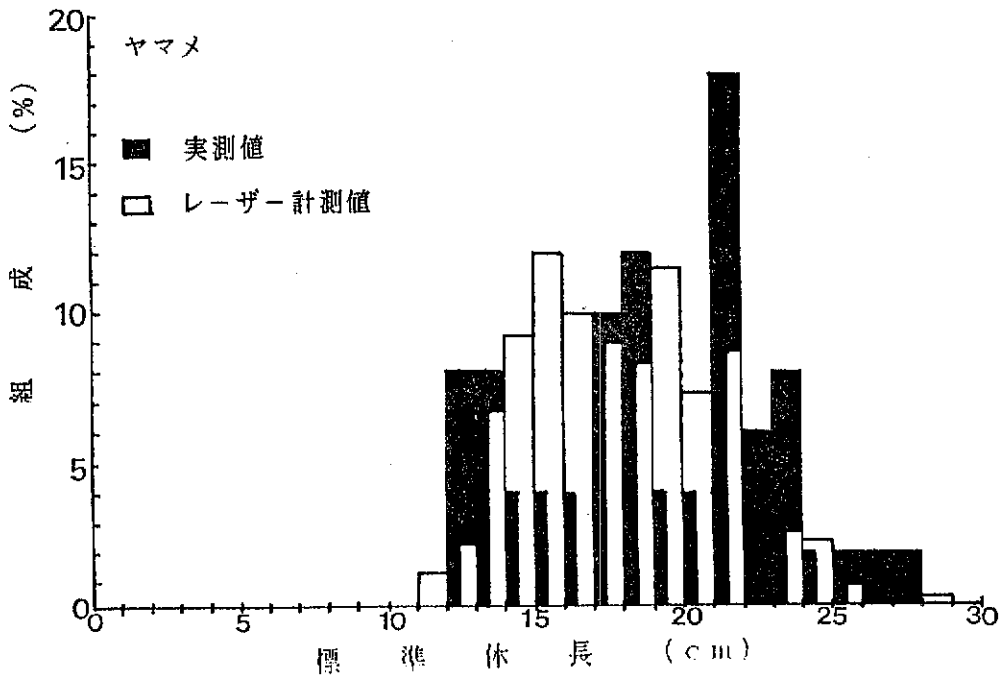
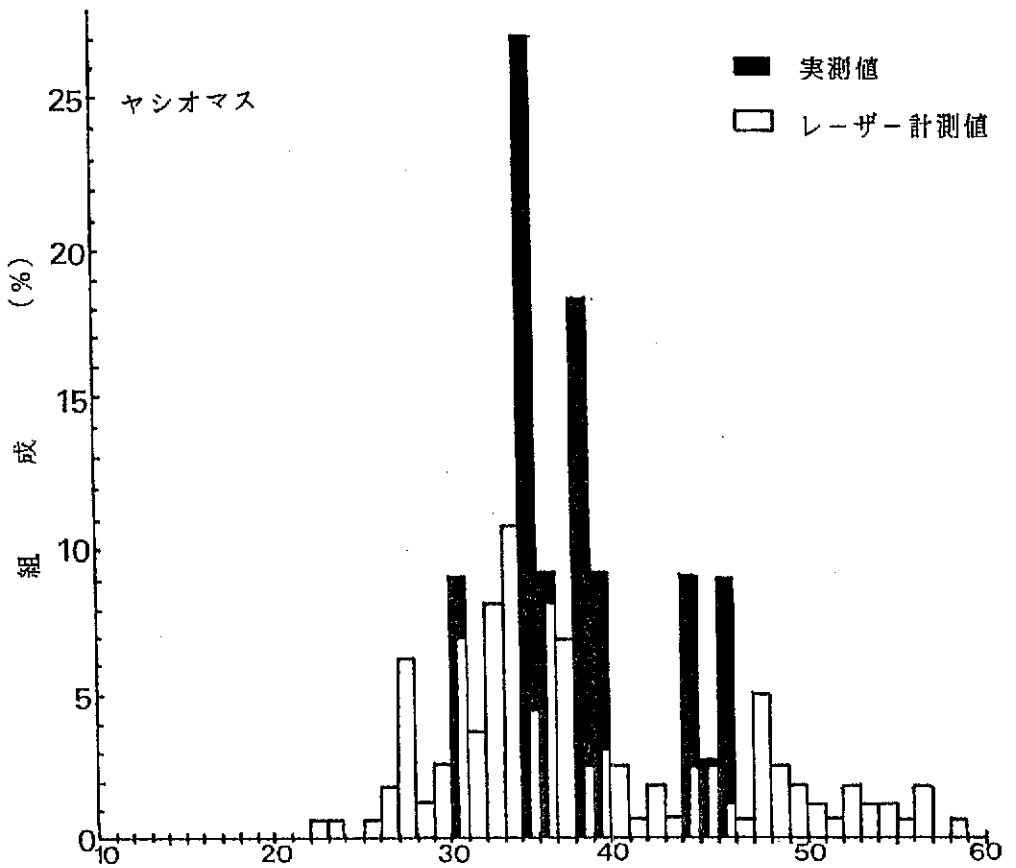


図6 体長組成における実測値とレーザー計測値の比較

表1 観察中の気象・海象

月 日	1993年					1994年					
	天候	気温 C	水温 C	塩分	撮影 条件	天候	気温 C	水温 C	塩分	撮影 条件	
5月	1					曇	18.7	15.8	33.8	B	
	2					晴	13.7	15.6	33.8	B	
	3					曇	17.3	16.1	33.8	B	
	4					雨	18.9	16.6	33.6	B	
	5					曇	17.7	16.7	33.5	C~D	
	6					晴	19.1	16.8	33.8	C~D	
	7					晴	20.0	17.0	33.9	C	
6月	1	晴	20.8	16.0	33.4	B	曇	23.1	19.3	34.0	B
	2	曇	20.0	15.8	33.4	B	晴	23.5	19.7	33.9	A
	3	曇	21.0	16.2	33.3	C	晴	23.3	20.6	33.7	B
	4	晴	22.5	15.3	33.5	C	晴	24.7	21.0	33.8	B
	5	晴	22.0	14.5	33.4	B	晴	24.3	20.5	33.9	A
	6	曇	18.8	15.4	33.5	B	晴	22.7	19.9	34.0	B
	7						曇	21.4	19.5	34.0	B
7月	2	曇	18.9	17.6	33.7	C	曇	26.5	21.2	32.7	C
	3	雨	20.7	18.1	33.2	D 強雨	晴	30.1	19.3	33.0	C
	4	晴	23.8	15.9	33.8	C	晴	28.9	20.0	32.9	B
	5	雨	20.1	16.5	32.3	D 豪雨	晴	30.1	21.1	32.7	B
	6	曇	20.6	17.3	32.2	D~C	晴	30.5	21.2	32.9	B
	7	雨	20.5	17.3	32.8	C~B	曇	25.3	21.2	32.9	B
	8	曇	20.6	18.2	32.9	B	晴	26.2	21.4	32.8	C
	9	曇	22.1	18.6	32.8	B	曇	25.7	21.7	32.9	C
	10	晴	21.6	18.9	32.7	A					
	8月	23					晴	27.5	26.3	32.8	B
24						晴	28.2	26.3	32.7	B~C	
25		晴	28.0	20.6	34.2	D 台風12号の	曇	28.9	25.5	32.7	B
26		晴	27.6	21.7	34.1	D 影響	晴	27.8	26.3	32.7	C
27		曇	25.4	19.3	32.9	D	晴	27.5	26.9	32.4	A~B
28		晴	29.0	23.5	34.4	D Cカメラ不調	晴	28.1	25.8	32.6	C
29		晴	26.5	22.0	34.4	C Dカメラ転倒	晴	28.5	25.9	32.6	C
30		曇	24.5	22.8	34.3	C					
31		曇	28.5	23.1	34.4	C 台風11号の					
9月		1	晴	28.0	23.7	34.3	C 影響				
2	曇	28.0	23.3	34.2	C						

撮影条件 A:良好 B:やや良好 C:やや濁りあり D:濁りのため海水が変色
 1993年 : 雨が多く、海岸線の遊歩道拡張高じのための土砂が流入し海水が変色することが多かった。
 特に8月は台風の影響が大きかった。
 1994年 : 調査期間中は雨が全く降らず、高温で推移し、海中懸濁物が多く、前年度より条件が悪かった。

表2 観察された生物

番号	種名	1993			1994			種名	1993			1994			番号
		5	6	7	8	5	6		7	8	5	6	7	8	
1	サメ類							ウマズラハギ						57	
2	ニイシ類							アミメハギ						58	
3	イワシ類							カワハギ						59	
4	ウルメイワシ							ミソギ						60	
5	アナゴ類							ウミスズメ						61	
6	ギンアナゴ							ハニフダ						62	
7	ウツボ							イシガキフダ						63	
8	トビウオ							ハリセンボン						64	
9	アオヤガラ							アダ類						65	
10	トウゴロイワシ							キタマクラ						66	
11	ボラ							アオリイカ						67	
12	カマス類							タニ類						68	
13	コスジイシモチ							ダツ						69	
14	クニホシイシモチ							シラス類						70	
15	ウツボ							ミノカサゴ						71	
16	ネンブツダイ							サバ類						72	
17	アジ類							イスズミ						73	
18	シマアジ							チビキ類						74	
19	カイワリ							カスミアジ						75	
20	カンパチ							ヒメジ類						76	
21	チヨウチウウオ							ミナミキントキダイ						77	
22	ムレハタテダイ							ブダイ						78	
23	ウミタナゴ							ブリ類						79	
24	メジナ							ニザダイ						80	
25	ベラ類							ナガニザダイ						81	
26	キューセン							カンランハギ						82	
27	ホンペラ														
28	イトペラ														

2

3

西欧の水産資源管理における管理基準について

水産庁遠洋水産研究所

余川 浩太郎

はじめに

漁業資源管理は漁業者、行政官、研究者が一体で行う一大事業であるが、管理方策の策定にあたっては、研究者が提供するたたき台（通常、助言あるいは勧告という形で管理母体に与えられる）が大きな影響力を持つ。そのため研究者は、管理事業から利害を受ける漁業者や行政官から様々な形での圧力を受けるために、時として自らのアイデンティティを確保する事が困難になる（研究者は、主として科学的な見地から議論に加わるが、他の要因を考慮に入れざるを得ない場合も多い）。この問題の解決は関係者間の率直な話し合いによってのみ解決し得ることであるが、それには多くの時間を要する。

国連海洋法の批准に伴い、我が国でも平成9年から漁獲量規制による漁業管理の施行が予定されているが、我が国において国家規模でこの様な事業が行われることは初めてである。ここでは、この事業に携わる国内の研究者の参考となることを期待して、水産資源研究では最も長い歴史がある西ヨーロッパの International Council for the Exploration of the Sea (ICES) において近年改正された資源管理基準に関する話題を紹介することを目的とした。

現在 ICES では、許容漁獲量 (TAC) の勧告を含む漁業管理に対する助言は、個々の資源の解析評価を行うワーキンググループから独立した Advisory Committee on Fishery Management (ACFM) という委員会が行っている。ICES が漁業資源管理にどの様な形で貢献しているのかを知るには、この ACFM について調べればよい。したがって本報告では ACFM の資源管理に対する考え方について解説を行う事により、ICES の科学者が漁業管理における自らの役割をどの様に捉えているのかを見ていくこととする。

なおこの報告書は 1992 年に、当時の ACFM 議長であった Fredric M. Serchuk と ICES 事務局の Richard J. R. Grainger が出した報告 "Development of the basis and form of ICES fisheries management advice" とそれに付録する ACFM の新しい助言の手引書の要約 (ACFM Extract "Form of Advice") をもとにしている。

1. ACFMの歴史

ACFMの歴史を見てみると、ICESの科学者が漁業管理事業における自らのアイデンティティを確立し、効果的な管理方策の提言を行うために長い間苦労してきている事が良く分かる。以下に大まかなACFMの歴史を年代順に示す。

- 1953年 ICES LIAISON COMMITTEE (渉外委員会) が、ICES を代表して漁業管理への助言を行うための委員会として設立される。
- 1976年 ICES LIAISON COMMITTEE は、資源管理指標に $F_{0.1}$ ^(注1) の概念を正式に導入する。
- 1978年 西欧における漁業管理体制の変化に伴い、ICES LIAISON COMMITTEE は、ACFM へと引き継がれる。ACFM が始動した当初、ICES 内のほとんどの資源は $F_{0.1}$ をはるかに越えた漁獲を被っていた為に、ACFM は急激な漁獲の制限に代えて、毎年10%の漁獲死亡係数の削減と、資源の漁獲パターン¹の改善を行っていくことで、段階的に $F_{0.1}$ の目標を達成していくこととした。
- 1980年 強度に漁獲されていた資源の多くは F がほとんど削減されていない事が明かとなった。そこでACFM はその方針を改め、毎年削減していく F の値を幾分大きくし、特に、 F を大きく減じても漁獲にそれほど大きな減少がない場合には、思い切った F の削減に踏みきった。
- 1981年 管理方策の提言のために資源に5つのカテゴリーを設ける。
- 1982年 F_{MAX} ^(注2) と $F_{0.1}$ を大きく上回って漁獲されている資源については、早急に現状の F をこれらの Reference Point (RP) ^(注3) まで減じるように勧告を行う。
- 1986-87年 Safe Biological Limit の問題を提議する。
- 1987年 新たな Biological Reference Point (BRP) ^(注4) として F_{high} と F_{med} を助言に導入することを決定した。
- 1988年 BRP は、管理方策の選択肢の手引きとして提供されるべきであることを確認し、統一的な管理目標として単独のRPの提供はできないであろうとした。
- 1981-1990年 ACFM は、

- ・管理目標の選択とそれが達成されるまでの期間についてまで責務を負おうとしている。
 - ・その助言が社会経済的な要件まで参照している。
 - ・勧告に際して、その十分な詳細を提供せず、その勧告が及ぶ権限をはっきりさせない。
- として批判され続ける。

1991年 ACFMはその助言を作成するにあたっての新しい手引きを採用する。

- (注1) ; 加入量当たり漁獲量曲線（縦軸に漁獲量 Y/R 、横軸に漁獲死亡係数を取る）において、曲線の傾きが原点付近の傾きの10分の1になった時の漁獲死亡係数。 $F_{0.1}$ は常に F_{MAX} よりも小さな値となる。これを定める理論的な根拠は無く、恣意的な水準である。
- (注2) ; 加入量あたり漁獲量曲線で、最大の漁獲量を得る漁獲死亡係数の値。長期的に見た年間の平均漁獲量が最大となる。
- (注3) ; 資源管理の際に、資源の開発状況の判断を可能とするような指標。
- (注4) ; RPのうち、生物学的な裏づけのあるもの。

ICESでは当初、加入量当たり漁獲量曲線上のFの値に基づいたBRP（ F_{MAX} と $F_{0.1}$ ）を採用していたが、1987年以降は加入量の維持に基づくBRP（ F_{high} と F_{med} ）を導入している。ICESでは、加入量当たり漁獲量曲線上のFの値に基づいたBRPは、漁業がどの程度効率的な漁獲を行っているかを知るために設けられたRPであると見なされているのに対して、その後導入した加入量の維持に基づくBRPは、漁業の対象となっている資源の崩壊を未然に防ぐ目的で設定されているRPである。

この様にICESが指標とするBRPを追加した理由は、直接的には、時代が下るに連れて各資源に対して過剰な漁獲圧が加わり資源の状況が悪化してきたことと、1980年代にACFMがその助言を提供している様々な漁業委員会（管理母体）から、本来管理者が判断を下すべき領域にまで踏み込んで助言を行っているとして批判されていたことによるものと考えられるが、同時にACFM自体が漁業管理における自らの役割に対する認識を改めたと見なすことも出来よう。そのことは、1988年にBRPが管理目標値ではなく、管理方策を策定するにあたって参照すべき値にすぎないことを明言している事からも判る。

2. ICESが用いているBRPについて

1991年に出された新しい助言の手引きにおいてBRPは、『管理目標値と同義ではなく、管理方策を選択する際の指標として提供される。』と定義されている。以下に現在ICESで用いられているBRPについての解説を示す。

(1) 加入量あたり漁獲量曲線上のFの値によって与えられるBRP

加入の変動に係わり無く、各年級群から漁獲対象となっている期間を通して得られる漁獲量の総計は、Fと漁獲パターン（各年齢群に対する漁獲死亡係数の相対値のパターン）に依存している。加入量あたり漁獲量は、個体の成長と自然死亡率にも縛られる。

漁獲死亡係数（F）は各年に資源が漁業によって死亡する割合の尺度を提供する。Fは直接漁業の量によって支配されている。ここで漁業の量というのは、例えば漁獲努力量の事であり、漁獲努力量は漁船の数、操業日数、トン数、漁具のタイプの適当な組み合わせによって求める事が出来る。

F_{MAX} を越える水準で漁獲されている資源、或いは、最大の漁獲量よりも低い値しか得られない漁獲パターンで漁獲されている資源のことを“growth overfishing”されている資源と言う。ICESでは、主として F_{MAX} と $F_{0.1}$ という2つのBRPを用いている（図1）。

i) F_{MAX} は、長期的に最大の年間漁獲量が得られるFの水準である。

ii) $F_{0.1}$ は、加入量あたり漁獲量曲線の接線の傾きが原点の10分の1となるような点でのFの値のことを言い、任意に定めた水準である。 $F_{0.1}$ での加入量あたり漁獲量は F_{MAX} におけるものより僅かに小さいのに対して、漁獲死亡率の差（したがって漁獲努力量の差も）はかなり大きい。したがって、 $F_{0.1}$ でのCPUEは F_{MAX} での値よりも大きくなり、そのため、結果として得られる経済対的な利益も大きくなる。

実際の加入量あたり漁獲量と F_{MAX} や $F_{0.1}$ の値は、漁獲パターンによって決まり、目合いの変更などによる漁獲パターンの変更は、新しい F_{MAX} や $F_{0.1}$ の値を与える事になる。Fの水準と漁獲パターンは、加入量あたり漁獲量だけでなく、加入してきた年級群が産卵親魚まで生残する割合も決定する。従って、高度回遊性魚類のように、資源を漁獲パターンの異なる複数の漁業が漁獲していて、しかも個々の漁業の漁獲パターンの年変動が大きい場合には、 $F_{0.1}$ の計算は難しくなる。

F_{MAX} と $F_{0.1}$ は共に加入量あたり漁獲量曲線から得られる値であるが、 F_{MAX} は対象とする資源によっては、グラフ上ではっきりとした極大値が得られない場合がある。これ

に比べて $F_{0.1}$ の計算は容易であり、計算に使用するパラメータの変動に対しても、 F_{MAX} よりは影響を受けにくいという利点がある。

(2) 様々な F の値における加入量の維持に基づいて与えられるBRP

ICESが担当する水域では1980年代の後半から過剰な漁獲と資源の減少が続いたために、産卵親魚量に重点を置いた勧告を行うようになった。資源を構成する個々の年級群の大きさ、即ち各年の加入水準は、若齢魚が生まれてから漁業に加入するまでの間に遭遇する海洋環境と生態環境によって決定される。こうした環境は変化するので加入量も変動するが、環境要因が加入に与える影響の度合は資源によって異なる。

多くの資源において、加入量はその親の資源量とは単純な比例関係にはない。しかしながら、産卵数が少なすぎた結果として加入量の減少を引き起こしてしまう様な産卵親魚の水準があるはずである（詳しくは3-(2)を参照のこと）。資源がこの水準よりも減少してしまう可能性は、若齢魚の生残率に影響を与える環境及び生態の要因と、成魚と未成魚に対する F の大きさに依存している。漁獲によって資源がこの水準以下に陥ってしまうことを“recruitment overfishing”されているという。

近年になって、このような資源変動の密度依存的な側面に関する研究が盛んに行われるようになったが、その結果、産卵親魚量が小さい状態から増加していくときには加入量は増加するが、産卵親魚量が大きいときには、個体同士の食物、空間、産卵場の競合の為に加入量が減少することが示唆されている。

以下に挙げる3つのBRPは、歴史的なデータに基づき、加入が長期的に見て死亡による資源の減少を補うために、確実に(F_{low})、恐らく(F_{med})そして疑わしく(F_{high})十分である時の F の水準である。これらは、歴史的な産卵親魚量と加入量の推定値と、様々な F の水準で加入してきた資源が産卵親魚に加入するまで生き残る割合の推定値から求められる。このため、十分に長い期間にわたって産卵親魚を含む資源量と加入量の推定値が揃っている資源についてだけ有効である。

i) F_{high} は、生残が低いために単位産卵資源あたりの加入量が、過去において10年の内の9年までは、死亡による減少を補うためには不十分であった時の F の値である。この水準はつまり、それまでの制限漁獲量では資源を維持できないような水準である。

ii) F_{med} は、単位産卵資源あたりの加入量が、過去において半分の年で、死亡による減少を補うために十分であった時の F の値である。この水準は、データの基礎となる環

境と生態の要因に変化が無いと仮定したときに、資源を維持することが出来るようなFの水準である。

3) F_{low} は、単位産卵資源あたりの加入量が、過去において10年の内の9年で、死亡による減少を補うために十分であった時のFの値である。この水準は、維持可能なFの水準であると共に、資源が低水準に有るときには資源規模の増加を促進出来る可能性がある水準である。

以上のRPは、一般にVPAなどを用いて計算した産卵親魚量(SSB)と加入量(R)をプロットしたグラフによって求めている(図2-a)。図2-aのグラフで F_{med} の線の上下にはプロットした全ての点が半分ずつ分布しており、また、 F_{low} の線の下には、全体の10%の点が分布している。

図2-aのグラフにおいて、各々の点と原点を結んだ直線の傾きは、単位産卵資源量をもたらす加入量を表している(R/SSB)。グラフの傾きが急になるほど加入量あたりの産卵親魚量(SSB/R)は減少するので、加入後の自然死亡率が一定であると仮定すると、傾きの増大はFの増加を意味している。

図2-aに示されている F_{high} 、 F_{med} 、 F_{low} の直線の傾きの逆数は SSB/R を表しているので、別に求めた SSB/R とFの関係を表すグラフ(図2-b)に対応させて、 F_{high} 、 F_{med} 、 F_{low} に相当するFの値を求めることが出来る。 SSB/R とFの関係を求めるには年齢別成熟率のデータが必要とされるが、計算自体はYIELD-PER-RECRUIT解析と同様の方法で求めることが出来る(Gabriel et. al., 1989)。

過去のデータから計算によって求めた理論上の産卵親魚量と加入量の関係を表す直線を図2-aのグラフ上に描くことが出来た場合、その直線の上側の点は環境要因等で良好な加入が得られたことを意味し、下にきた場合には良好な加入が得られなかったことを意味している。

以上がICESで用いられているBRPの解説である。資源解析における親魚の資源量と加入量の関係は、以前からその重要性が指摘されてきたが(e.g.; Beverton and Holt, 1957)、その定義が難しかったために無視される場合が多かった。(2)で挙げた3つのBRPは近年になって導入されたものである(Anon, 1984, 1985)。

F_{MAX} と $F_{0.1}$ は自然死亡係数の増加と共に減少し(Beverton and Holt, 1957; Anon., 1985)、また個体の成長率の密度依存的な変化にも影響される。Jakobsen (1992)はNorth-East Arctic codとhaddockのデータを用いた研究において、 F_{med} は F_{MAX} とF

0.1 に比べて自然死亡係数の変化と個体成長率の密度依存的な変化の影響は受けにくいというBRPとして優れた特徴を持っているが、安定的な値を得るためには15～20年分のデータが必要であった、と報告している。

F_{med} は、資源量の増加に対する可能性を保持しつつ長期的に安定した漁獲を得る事が出来る漁獲水準であり、 F_{max} や $F_{0.1}$ に代わる新たなBRPとして期待されるが、VPAなどによって求めた産卵親魚量と加入量のデータが必要となるために、我が国の資源解析に直ちに導入することは困難であろう。しかし、今後我が国において、科学的な根拠に基づいた資源管理を行っていくためには、将来的に F_{med} のようなBRPの導入を見込んで、過去のデータの整理と今後のサンプリング計画を立てて行くべきであろう。

3. 資源のカテゴリーについて

「ACFMの歴史」で述べたように、ACFMでは1981年に資源を分類するための5つのカテゴリーを規定している。この様なカテゴリーは、ACFMが管理者（行政官）に各資源の管理についての助言を与える際に、的確な助言のタイプを決定するための基礎とする目的で規定された。ACFMが1991年に出した新しい助言の手引きでは、最少生物許容水準（Minimum Biologically Acceptable Level, MBAL）という新たな概念を導入して、カテゴリーの規定を行っている。以下に、このMBALとそれに基づく3つのカテゴリーについての解説を記す。

(1) 最少生物許容水準（MBAL）

2の(2)で解説したように、産卵親魚量がある水準以下になると、それまで明瞭な相関が見られなかった親子関係に変化が生じ、産卵親魚量が減少するに連れてその親魚から得られる加入が貧弱なものとなる可能性が高まっていく、という水準が存在すると考えられる(図3)。産卵親魚量と加入量の関係は環境要因の変動の影響を受けた結果不明瞭なものとなっている場合が多いので、多くの資源でこの水準を明確に知ることは出来ない。しかしながら、様々な水準で変動を繰り返す産卵親魚量と加入量の関係を歴史的なデータから調べることによって、存在する限界水準に対する何らかの示唆を得ることは出来るであろう。ここで述べた水準のことを、最少生物許容水準（Minimum Biologically Acceptable Level, MBAL）と名付けることにする。この水準は管理者に対し、可能な限り維持されるべきである産卵親魚量の最低水準の目安を提供すること

になる。

加入と資源量に関する長期にわたる適切なデータがある資源では、データから産卵親魚量が減少するに連れて加入が減少するような水準を調べ出し、MBA Lを定めることが出来る。この水準よりも産卵親魚量を減少させようとするいかなる行為も、資源崩壊への道を早めることになる。

産卵親魚量がMBA L以下に陥った資源が必ずしも即座に崩壊の危機に瀕するとは言えない。ただ単に将来見込まれる加入の量が、産卵親魚量が高い水準のときと比べて少なくなってしまうだけである。しかしながら、産卵親魚量が低水準に有るときには、加入と産卵親魚量の間直接の比例関係があるという事実から、これ以上の産卵親魚量の減少は資源崩壊への道を早める事になる。

情報が限られている資源については、MBA Lはこれまで記録された最少の産卵親魚量に等しいと仮定しておくことが一番安全である。なぜならば、最少産卵親魚量の水準で加入量が減少しているという証拠がなくても、真のMBA Lはその水準以下のいかなる値もとりのうからである。産卵親魚量の水準が歴史的な観察された最小値よりも低い値となった資源は“未知の領域”に入ったと言え、それ故にこのような状況を生み出すいかなる行動も生物学的安全限界の外に有ることになる。

(2) MBA Lに基づく3つのカテゴリーについて

(1) で示した検討の結果、ACFMは資源に対する3つのカテゴリーを認めるに至った。それらは即ち、①資源水準がMBA Lより低いか、このままの漁獲状況が続けば近い将来に資源水準がMBA Lより低くなることが予想される資源と、②即座には資源水準がMBA Lより低くなる危険性が無い資源、またそれに加えて、③情報が少ないために資源を適当なカテゴリーに区分することが出来ない資源、である。

i) カテゴリー①に分類される資源

資源をこのカテゴリーに分類するにあたっては、一般にかなりの程度の不確実性が存在し得ることを認めるべきである。不確実性は以下に示す3つの原因のいずれかに起因している。

- a) あいまいなデータに基づく、資源量と加入量の不正確な歴史的評価。
- b) 自然要因による加入の変動は、加入と親魚の関係を不明瞭なものとする。即

ち、低い資源量はそれ自身貧弱な加入の結果であり、それは、過剰な漁獲に起因

するものだけではなく、水温の低下といった海洋環境の悪化や捕食者・競合種の増加といった生態環境の悪化によって引き起こされる場合もある。

- c) 資源量と加入量の時系列的なデータの量が、様々な産卵親魚の水準において、将来もたらされる加入の変動幅を推定するためには不十分である場合。

このカテゴリーに分類される資源に対してACFMは可能な限り、資源状況を改善するために必要とされる方策についての助言を与える。この助言の厳格さと提供する管理方策の選択肢の幅の広さは、通常資源の消耗の度合いと歴史的な資源量と加入量に関する情報に依存する。

ii) カテゴリー②に分類される資源

このカテゴリーには近年広い範囲にわたる F によって漁獲されている資源が含まれ、それらの中には、加入量あたり漁獲量曲線に基づくBRP (F_{MAX} や $F_{0.1}$)よりも多く漁獲されている資源と少なく漁獲されている資源の両方が含まれるが、早急にはMBALより下に落ち込む危険は無いと考えられる資源である。こうした資源に対してACFMは通常ある範囲にわたる管理方策の選択肢を、各々の選択肢が資源に与える衝撃についての記述を付けて提供する。可能な場合には、ACFMは様々な水準の F での漁獲の危険性についての示唆を、ある状況(例;資源がある水準以下に落ち込むといった)についての可能性という形で提供する。加えてACFMは、過去に高い水準にあった資源については、将来起こりうる環境要因の急激な悪化や漁獲努力量の急増といった原因による偶発的な資源水準の悪化を考慮し、産卵親魚資源量を増やし資源水準を上げ、資源状態をより健全なものにするための安全策も提示する。

F が F_{MAX} と $F_{0.1}$ を越えている場合、 F を減少させるべきかどうかという問題は、原則的に経済的な問題である。ACFMは、要請された場合あるいは適当であると判断した場合には、これらの状況において、例えば F の削減によってどれほど長期的な利益が得られるかを示唆する。しかしながら、産卵親魚を事実上MBAL付近あるいは以下にまで減少させてしまうような F の値は、通常、管理方策の選択肢には含めない。

F が F_{MAX} あるいは $F_{0.1}$ に近いか或いはそれより低い値で、且つ産卵親魚の資源水準が加入量を減少させるような水準より高い場合には、管理者はかなり広い範囲にわたる選択肢が与えられる。このような場合ACFMはただ単に、 F を F_{MAX} や $F_{0.1}$ より引き上げてしまっても加入量あたり漁獲量の点から見れば何も得るところはないと指摘するだけである。

ACFMは資源を最適に利用していない状態である growth overfishing についても検討を行うが、これは部分的にACFMの権限が及ばない経済的な審判である事を認める。同様に、ACFMは（投棄などによる）資源の浪費や漁業の有害な副作用を防止する方策について指摘する義務があると考えられる。

iii) カテゴリー③に分類される資源

このカテゴリーには2つの異なるタイプの資源が含まれる。

- a) 年間漁獲量以外には、情報が無い資源。
- b) 資源の開発状況については、漁獲量以外にも努力量やいくつかのパラメータについての情報等もあるが、MBALについて何らかの推定ができるようなデータは存在しない資源。

サブカテゴリー a) に分類される資源に対してACFMは、近年の漁獲量の推移について情報を提供し、さらに要請があった場合には、漁獲死亡率の増加を防ぐ目的でデザインした適切な漁獲水準について助言を行う。このサブカテゴリーの資源に対し漁獲制限を設けるのは、他の水域で為された漁獲が当該水域での漁獲として報告される機会を取り除くという、純粋に管理目的のためであると言っていい。一般的に、漁獲が高い水準へと移行するのを防ぐためには、ある一定期間許容漁獲量 (TAC) を同じ値に固定するという手法が用いられる。したがってこれらの資源については、新たな情報をもたらされない限りTACが毎年改定されることは無い。

サブカテゴリー b) に分類される資源に対してACFMは、漁獲努力や漁獲パターンを変えた結果として見込まれる利益や損失について情報を提供することが出来るであろう。加入量の指数が利用できる場合には、単純な予測法による現状のFに見合った漁獲の選択肢を提供することが出来るであろう。

以上が、ACFMの新しい手引書によるMBALの概念とそれに基づく資源のカテゴリーの解説である。この解説を読めば判るようにMBALの概念は、ACFMが漁業資源を、その崩壊の直接的な原因となる recruitment overfishing から護るために導入したものであると考えることが出来る。つまり、ACFMは資源管理事業の際にその焦点となる管理目標を、資源を崩壊から護ることに設定しているのである。さらに特筆すべきであるのは、ACFMが growth overfishing の指標である F_{max} や $F_{0.1}$ を資源を効率的に利用しているかどうかを測るための経済的な指標であると規定し、このレベルでの

資源の開発については管理者の判断に委ねるべきであるとしていることである。

このように、長い年月の努力の積み重ねによってトータルなシステムとしての資源管理研究が行われているヨーロッパは、我が国の資源研究の現状からはかなりかけ離れているように感じられる。我が国がヨーロッパと同じように資源管理を行おうとすれば、かなりの年月を要することになる。しかしながら、資源によっては短期間のデータである程度満足のいく解析を行うことも十分に可能である (e. g. Tingley et. al., 1995)。まずはじめに行うべき事は、既存のデータをレビューし情報の整理を行い、今後必要とされるデータの収集システムを確立し、対象とする資源に見合った継続的な調査をデザインすることであろう。底魚資源の場合、既存のデータに加えて、適当な調査と水域別時期別の漁獲量と努力量について全体の8割程度を継続的にモニターしていくことが出来れば、当面の資源管理には十分対応できるであろう。

先日ある会議で水産試験場の研究者の方が、「地元の漁民に“ABCについての研究は、我々の収益の増加につながるのか”という内容の質問を受け対応に苦心した」という内容の話されているのを聞いた。しかしACFMではこのような対応は研究者の役割と見ておらず、収益性の問題は管理者の責任であって、資源研究者は資源の保護に重点を置いて資源管理方策に対する助言を行うとしていることが上に示した解説によって分かる。西欧では資源管理とは漁業者の収益以前の問題として、自然資源を活用する者が、自然資源の保護のために行わなければならない義務であると捉えているのである。

私自身はこれまで欧米世界での資源管理に係わる仕事にしか携わってこなかったために、国内研究者特に現場に近く様々な問題を抱えている水試の研究者の話を知ると、どうも話がかみ合わない様な気がしてならなかった。今回改めてACFMの資源管理に対する考え方をレビューしてみて、自身のこうした違和感は、漁業資源管理に対する日本人と西欧人の考え方の違いにあるのではないかと考えるに至った。

これまで見てきたとおりICESではrecruitment overfishingに重点を置いて資源管理を行おうとしている。一方、日本では、特に現場に近くなればなるほどrecruitment overfishingに対する危機感よりも、growth overfishingについての問題、即ち漁業の収益性に高い関心が集められていると思われる。

西洋人は、自然は万物の長である人間が管理しなければならない、という責任意識が強いのに対し、日本人は、自然資源は自然の恵みであるので感謝して頂く、という意識が強い。この様な違いにあって、現在我々が行おうとしている西欧型資源管理方式をどの様に我が国の漁業に定着させていくか、という問題については関係者で良く議論を

尽くすべきであろう。

謝辞

本報告書を作成するに当たり遠洋水産研究所の魚住雄二まぐろ生態研究室長に、参考文献の紹介と有益な助言を頂いた。ここに記して感謝する。

参考文献

- Anon. 1984. Report of the Working Group in Methods of Fish Stock Assessment. Co-operative Research Reports, 127:67-134.
- Anon. 1985. Report of the Working Group on Methods of Fish Stock Assessment. Co-operative Research Reports, 133:1-56.
- Beverton, R.J.N., and Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. UK Ministry of Agriculture and Fisheries, Series 2, 19:1-533.
- Gabriel, W.L., Sissenwine, M.P. and Overholtz, W.J. 1989. Analysis of spawning stock biomass per recruit: An example for Georges Bank haddock. North American Journal of Fisheries Management, 9:383-391.
- Jakobsen, T. 1992. Biological reference points for North-East Arctic cod and haddock. ICES J. mar. Sci., 49:155-166.
- Tingley, G.A., Purchase, L.V., Bravington, M.V. and Holden, S.J. 1995. Biology and fisheries of hakes (*M. hubbsi* and *M. australis*) around the Falkland Islands. Pages 269-303 in J. Alheit and T.J. Pitsher, editor. Hake/Fisheries, ecology and markets. Chapman & Hall, London.

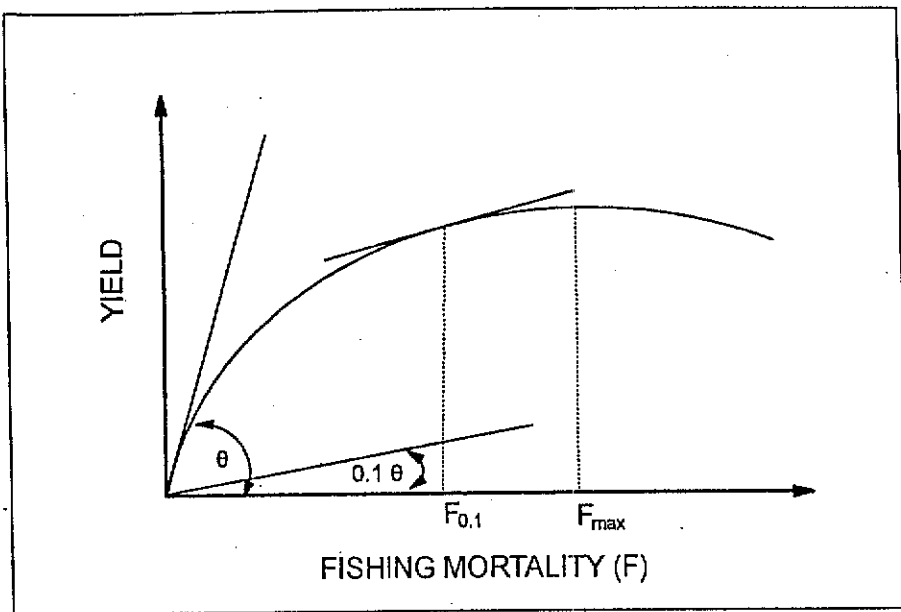


図1. グラフによる F_{max} と $F_{0.1}$ の説明。漁獲量 (Y) と漁獲死亡係数 (F) の関係を表すグラフにおいて F_{max} はYが極大値をとる時のFの値であり、 $F_{0.1}$ はグラフの接線の傾きが原点での接線の傾きの $1/10$ となったときのFの値である。

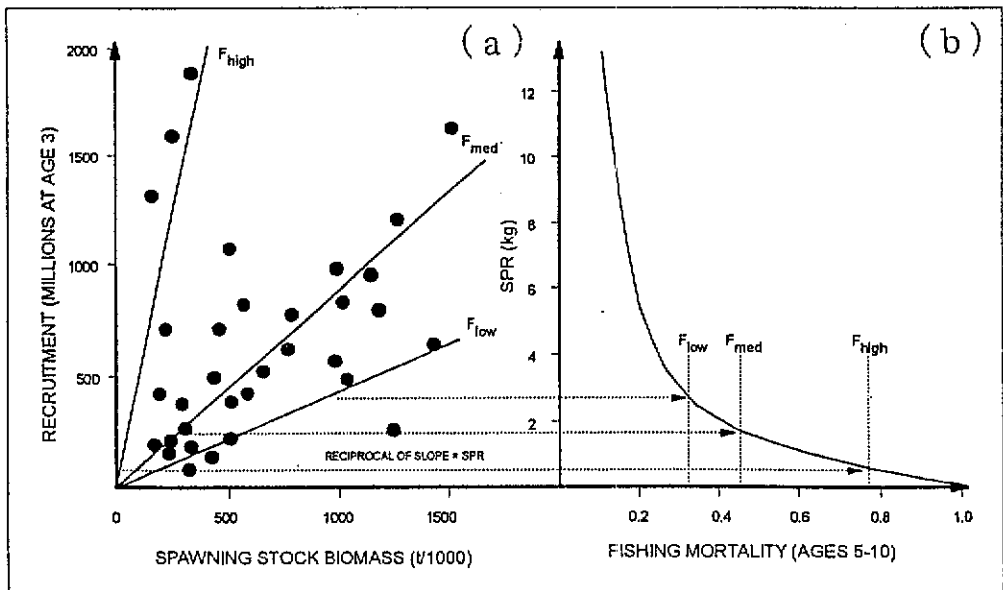


図2. 図による F_{high} 、 F_{med} 、 F_{low} の説明 (a) と、その加入量あたり産卵親魚量 (SPR) のグラフとの関係 (b) の説明 (Jakobsen 1992 から引用)。

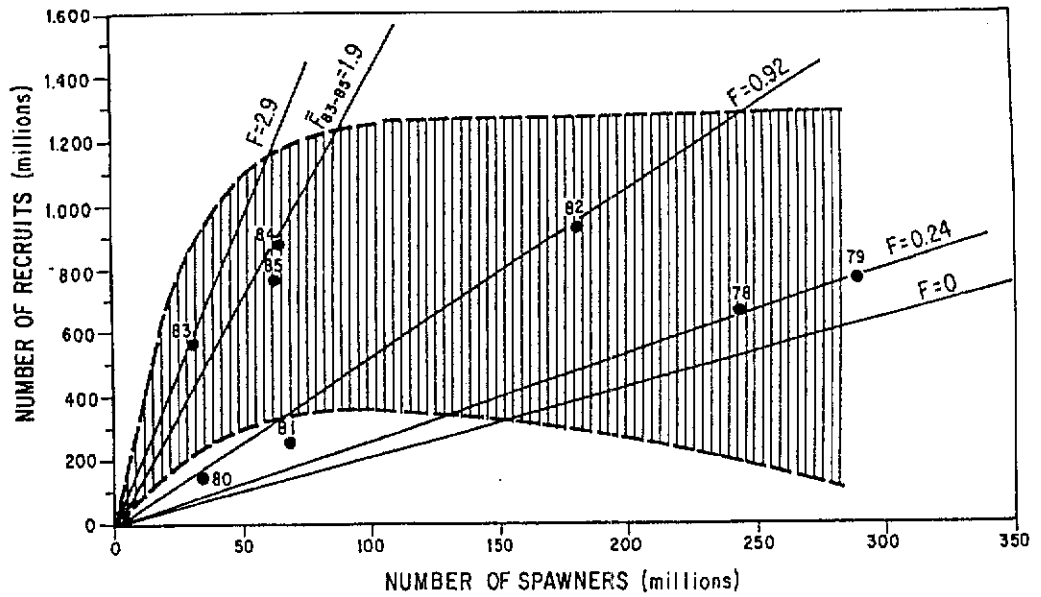


図3. 1978-1985年のデータを基にしたアルゼンチンイレックスの加入尾数と産卵親イカ数の関係。陰の部分にはデータが取りうる範囲を示している。産卵親イカの量が6千万尾以下になると、産卵親イカ量が減少すると共に得られる加入尾数が低水準のものとなる可能性が増加する。

取扱注意

漁獲可能量（TAC）制度のあり方について

（注）本資料は、これまでの本研究会の意見等を踏まえて、TAC制度のあり方に関する今後の議論の素材として作成したものである。

平成7年10月

水産庁

1 総論

- (1) 国連海洋法条約に基づく漁獲可能量 (TAC) のあり方については、排他的経済水域 (EEZ) が全面的に設定され、かつ適用されることを前提として検討を行うものとする。
- (2) 国連海洋法条約に基づき、EEZを設定した場合には、TAC制度により、資源を量的に管理する義務を負うこととなる。

我が国において、TAC制度による資源の量的管理が必要なる理由としては、次のようなものが挙げられる。

- ① 国連海洋法条約上の義務の履行が必要である。
- ② 資源状況の悪化、漁獲技術の進歩等といった情勢に対応し、客観的な指標を用いた漁業管理が必要である。
- ③ 漁業者の意識改革を進め、資源管理型漁業を更に拡大・定着する必要がある。
- ④ 漁業の計画性を高め、経営の安定化を図る必要がある。

○ 国連海洋法条約 (仮訳、抜粋)

第61条 生物資源の保存

- 1 沿岸国は、自国の排他的経済水域における生物資源の漁獲可能量を決定する。
 - 2 沿岸国は、自国にとりて入手可能な最良の科学的証拠を考慮して、排他的経済水域における生物資源の維持が過度の漁獲によって危険にさらされないことを適当な保存措置及び管理措置を通じて確保する。適当なときは、沿岸国及び権限のある国際機関 (小地域的なものであるか、地域的なものであるか、世界的なものであるかを問わない。) は、この目的のために協力する。
- 3~5 (略)

○ 使用動力漁船の総隻数、馬力数、1馬力当たりの海面生産

年	1973	1983	1993
総隻数(千隻)	174	177	147
総馬力数(千馬力)	7,824	9,473	9,860
平均馬力/隻	45.0馬力	53.5馬力	67.1馬力
1馬力あたりの生産	1.3ト	1.2ト	0.9ト

(3) TAC制度のあり方の検討に当たっては、現在の漁業への実態を踏まえた形で、実行可能な制度として考えていく必要がある。このため、将来的には個別割当(IQ)のような対応も可能となるような制度的枠組を考えつつ、当面は漁業種類別、魚種別、地域別に実態に応じた管理方式を採り得るようしておくことが必要と考えられる。

(4) 国連海洋法条約上は、TACによる具体的な資源管理の方法が一義的に定められていないものではない。

現在の諸外国におけるTACの実施方式を見ても、

- ① オリンピック方式(米国等)、
- ② 個別船別割当方式(ノルウェー等)
- ③ 漁獲努力量規制方式(フランス等)

など、様々なものが見られる。

○ 諸外国におけるTAC管理制度の例

	T A C 管 理 の 手 法
米 国	参入自由、オリンピック制度。
ノルウェー	グループに割当、さらに船別に配分。
フランス	隻数や日数による漁獲努力量調整。

2 現行漁業制度とTACの関係

(1) 現行漁業制度とTACは、次のような関係にあるものと考えられる。

	規制の目的	規制の手法
現行漁業制度 (主に漁業法)	関係漁業者間の 漁場調整	大臣・知事の許可等による 参入規制・漁獲努力量規制
TAC	生物資源の管理	漁獲の数量的管理

(注) 現行の水産資源保護法は資源保護を目的としているが、数量的管理は行っていない。

○漁業法とTACの関係

(TAC)

まいわし さんま すけと するめ ずわい
さば類 さんま すけと するめ ずわい
あじ類 さんま すけと するめ ずわい

(漁業制度)

大臣許可漁業
(指定漁業)

大臣承認漁業

法定知事許可
漁業

知事許可漁業

漁業権漁業

自由漁業

遊漁

(注)

は当該漁業種類が漁獲しているもの。

(2) 従来の漁業規制の役割は今後とも維持しなければならぬが、これに加えて資源への量的管理という観点からTACCを導入することが適当ではないか。

なお、この場合、従来の漁業許可・漁業権等については、TACの運用上又は資源管理の必要上、必要な範囲で、規制を受けることとなるのではないか。

○ 現行漁業制度の概要

制 度	主 な 漁 業 種 類	主 な 規 則 等
指 定 漁 業	大 中 型 ま き 網 漁 業 沖 合 底 び き 網 漁 業 遠 洋 底 び き 網 漁 業 等	・ 5 年 毎 に 大 臣 が 許 可 (一 部 漁 業 種 類 は 毎 年 公 示) 。 ・ 大 臣 は 予 め 許 可 変 数 を 公 示 。
大 臣 承 認 漁 業	さ ん ま 漁 業 い か 流 し 網 漁 業 中 型 い か 釣 り 漁 業 等	・ 大 臣 が 承 認 。 ・ 原 則 と し て 毎 年 承 認 を 要 す る 。
法 定 知 事 許 可 漁 業	小 型 機 船 底 び き 網 漁 業 中 型 ま き 網 漁 業 瀬 戸 内 海 機 船 船 び き 網 漁 業 等	・ 大 臣 は 都 道 府 県 別 に 許 可 で き る 変 数 等 の 最 高 限 度 を 定 め る こ と が で き る 。
知 事 許 可 漁 業	小 型 ま き 網 漁 業 さ し 網 漁 業 小 型 い か つ り 漁 業 等	・ 知 事 が 許 可 (対 象 漁 業 は 、 都 道 府 県 に よ っ て 異 な る) 。 ・ 都 道 府 県 毎 に 規 則 を 定 め て 規 制 を 行 う
漁 業 権 漁 業	定 置 漁 業 権 漁 業 区 画 漁 業 権 漁 業 共 同 漁 業 権 漁 業	・ 知 事 が 10 年 (又 は 5 年) ご と に 漁 場 計 画 を 定 め て 免 許 。

3 T A C の対象魚種

(1) T A C の対象魚種は、天然資源の適切な管理が必要な主要魚種であって、以下のようなかから選択することとしてどうか。

- ① 漁獲量が多く、経済的な価値が高い魚種
- ② 資源状態が極めて悪く、緊急に保存・管理を行うべき魚種
- ③ 我が国周辺で外国船により漁獲が行われている魚種

(2) T A C は、国の周辺海域における生物資源の保存を目的とするものであるので、資源の状況、資源管理の必要性等を勘案して設定することが必要と考えられる。

このため、当面は主要な魚種について T A C を導入し、将来的に T A C の運用状況や科学的知見の進展等に応じ、魚種の数を徐々に増加していくこととしてどうか。

○ T A C 対象魚種の例

	魚種	平成6年の漁獲量
① 漁獲量が多く、経済価値の高い魚種	マイワシ マアジ マサバ等	1、168千トン 323千トン 618千トン
② 資源状態が極めて悪く、緊急に保存・管理を行うべき魚種	ズワイガニ等	7千トン
③ わが国周辺海域で外国船により漁獲が行われている魚種	マイワシ スルメイカ スケトウダラ等	1、168千トン 311千トン 379千トン

○ 諸外国における T A C 設定魚種数(平成7年)

- ・ カナダ：14魚種
- ・ E U ：22魚種
- ・ 豪州：17魚種
- ・ ニーグーランド：31魚種（今年末33魚種）

(3) 魚種別の論点

- ① 浮魚は、自然環境要因による資源変動が大きいとされるが、一定以上の親魚、稚仔魚を残すことは資源管理上、有効ではないか。
- ② 底魚については混獲されるものも多く、主要な魚種しか設定することは難しいと考えられるが、この場合に極端に資源状況の悪い魚種（きちじ、めぬけ等）は、どうするのか。
- ③ かつお、まぐろについては、広く公海又は他国経済水域を回避し、複数国が利用していることから、我が国が独自にTACを設定しても意味はないのではないか。
- ④ さけについては、ふ化放流により、人為的増殖が図られているものであることから、TACを設定しても意味はないのではないか。
- ⑤ 栽培漁業対象魚種について、栽培事業の効果が認められるもの（例えば、まだい、くるまえば）については、TACの設定につき、どのように考えるべきか。

○ 浮魚、底魚の漁獲量の推移

① 浮魚(千トン)

魚種名	1988	1990	1992	1993
まいわし	4,488	3,678	2,224	1,714
さば類	649	273	269	665
まあじ	228	222	223	312
さんま	292	308	266	277
するめいか	156	209	394	316

② 底魚(千トン)

魚種名	1975	1985	1992	1993
ヒメ・カレイ	348	214	89	88
たら類	2,770	1,650	574	445
めぬけ類	82	17	3	5

(4) 我が国主要資源以外の地域的な魚種については、都道府県ごとに独自のTACを定めうるようにすることが適当ではないか。
この場合、次のような問題を避けるため一定の調整手続きが必要ではないか。

- ① ある県でTACを設定しても、隣接県、沖合漁業での規制がなければ資源管理の実効性が薄い場合がある。
- ② 独自のTACを設定した県において、自県船と他県船及び大臣関係漁業船に係るTACの管理に関し、漁業調整上の問題が生じるおそれがある。

○ 秋田県のハタハタの資源管理型漁業

- ・ 秋田県のハタハタの漁獲量
昭和38年～50年 1万トン以上
昭和60年～平成2年 150トン～370トン程度
- ・ 全面禁漁の実施
平成4年漁連理事会、組合長会議等を経て資源管理協定を締結
平成4年10月1日より3年間の全面禁漁を実施
- ・ 漁獲可能量の設定
平成7年の10月の解禁に当たり年間(10月～12月)漁獲可能量を170トンと設定

○ 都道府県指定の地域魚種について想定される調整の例

- ① 地域魚種の指定に当たり、周辺県と協議を行う。協議が整わないときは国(漁業調整事務所)が調整を行う。
- ② 都道府県による地域魚種の指定につき、国が全国的見地から認可を行う。

4 T A C の対象水域

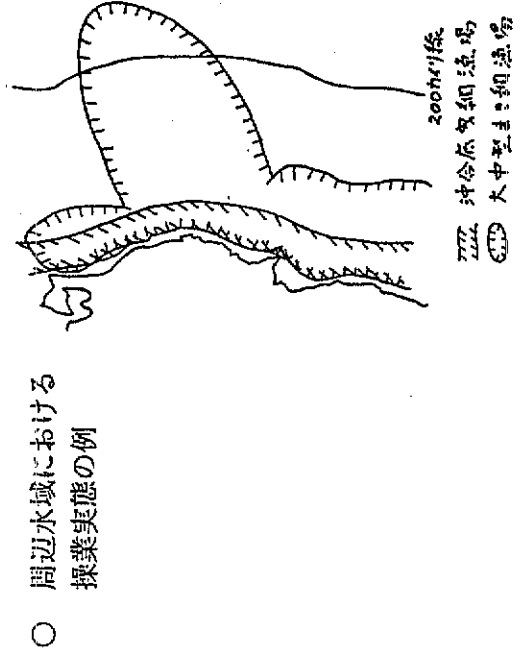
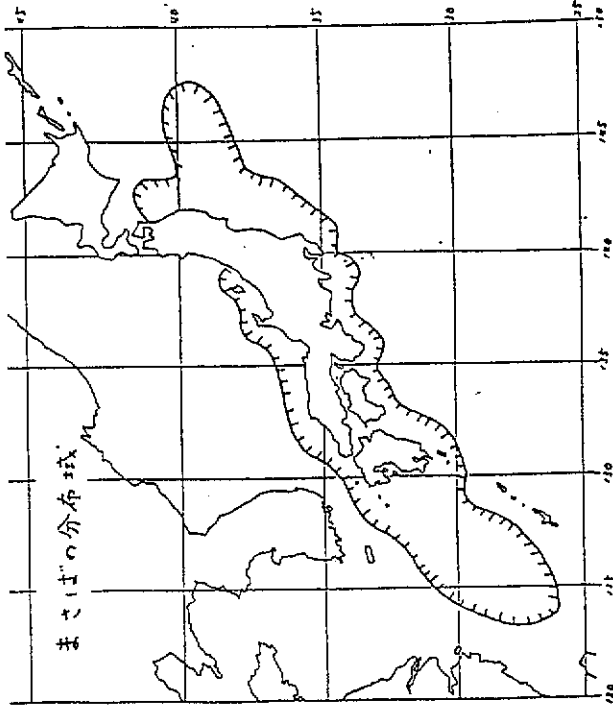
(1) T A C の対象水域は資源の分布、漁業の実態等からみて、領海及び排他的経済水域 (E E Z) の双方の海域を一括して対象とすることが適当ではないか。

(注1) 国連海洋法条約上は、E E Z において T A C の設定を行うこととされている。

(注2) 諸外国においても、領海と E E Z の双方を含む水域において T A C を設定している。

(2) T A C の設定については、仮にこれを全国一本のものとする管理の対象とすることが難しいため、国及び都道府県に配分することが適当ではないか。

この場合、配分は資源の状況、漁獲実績等を勘案して行うことが適当ではないか。



5 T A C の対象漁業種類等

(1) T A C の対象とする漁業種類としては、次のようなものが考えられる。

① 大臣が管理する漁業

- a : 指定漁業: 大中型まき網漁業、沖合底曳網漁業等
- b : 承認漁業: さんま漁業、中型いかつり漁業

② 知事が管理する漁業

- a : 法定知事許可漁業: 中型まき網漁業、小型機船底曳網漁業等
- b : 知事許可漁業: さし網漁業等

(2) 大臣が管理する漁業と知事が管理する漁業との間の規制の差が生じないようにするべきではないか。(例: 大臣による都道府県計画の認可)

(注) 現行漁業制度の漁業種類別区分等については、別途の機会(T A C 以外の制度)に議論いただく予定。

○ 現行漁業制度の概要

制 度	主 な 漁 業 種 類	主 な 規 則 等
指 定 漁 業	大中型まき網漁業 沖合底びき網漁業 遠洋底びき網漁業等	・ 5 年毎に大臣が許可(一部漁業種類は毎年公示)。 ・ 大臣は予め許可変数を公示。
大臣承認漁業	さんま漁業 いか流し網漁業 中型いか釣り漁業等	・ 大臣が承認。 ・ 原則として毎年承認を要する。
法定知事許可漁業	小型機船底びき網漁業 中型まき網漁業・ 瀬戸内海機船船びき網漁業等	・ 大臣は都道府県別に許可できる変数等の最高限度を定めることができる。
知事許可漁業	小型まき網漁業 さし網漁業 小型いかつり漁業等	・ 知事が許可(対象漁業は、都道府県によって異なる)。 ・ 都道府県毎に規則を定めて規制を行う
漁 業 種 漁 業	定置漁業 機船漁業 共同漁業 権漁業	・ 知事が10年(又は5年)ごとに漁場計画を定めて免許。

(3) 漁業権漁業、自由漁業及び遊漁については、TACの内訳とすることが適当と考えられるが、次の事情を考慮する必要がある。

① 漁協等による自主的な資源管理がなされている。

② 漁獲量が少なく資源に及ぼす影響が小さい。

このため、どの程度の管理、規制を及ぼすかについては、地域の実態に即し、知事の判断に委ねることが適当ではないか。

(4) 漁業権漁業については、TACに基づき管理を行わない場合でも、漁場利用計画に基づき、必要に応じ資源管理を強めることが適当ではないか。

(5) 自由漁業及び遊漁であっても、TACの管理に影響が大きい場合は知事許可漁業への繰り入れ、委員会指示等により、管理の強化を図るべきではないか。

○ 漁業権（定置網）、遊漁船による漁獲量（平成5年）

定置網漁業	594,469トン
・大型定置網漁業	430,239トン
うち、さけ類	156,768トン
・小型定置網漁業	164,230トン
うち、さけ類	36,520トン
遊漁船による漁獲量	29,100トン

海面漁業漁獲量	7,256,200トン
うち遠洋漁業	1,138,600トン
うち沖合漁業	4,256,400トン
うち沿岸漁業	1,861,100トン

(農林水産省統計情報部資料)

6 T A C の設定・配分・管理の手続

(1) T A C の設定に当たっては、以下のような事項につき考慮する必要があるのではないか。

① 生物科学的要因のみならず、科学的根拠を有する範囲で、社会的・経済的要因を加味する。

この場合、社会的・経済的要因にはどのようなものがあり、またこれをどの程度勘案していくか。

② 国は、漁業者等関係者の意見を十分踏まえつつ漁獲可能量を決定できるシステムを導入するか。

この場合、どのように意見を聴取し、またこれをどのように T A C の決定に反映させるか。

(2) 将来的には個別割当方式に移行することも考えられるため、漁業種類によっては、個別割当方式も採り得る仕組としておくことが適当ではないか。

○社会的・経済的要因の勘案の例

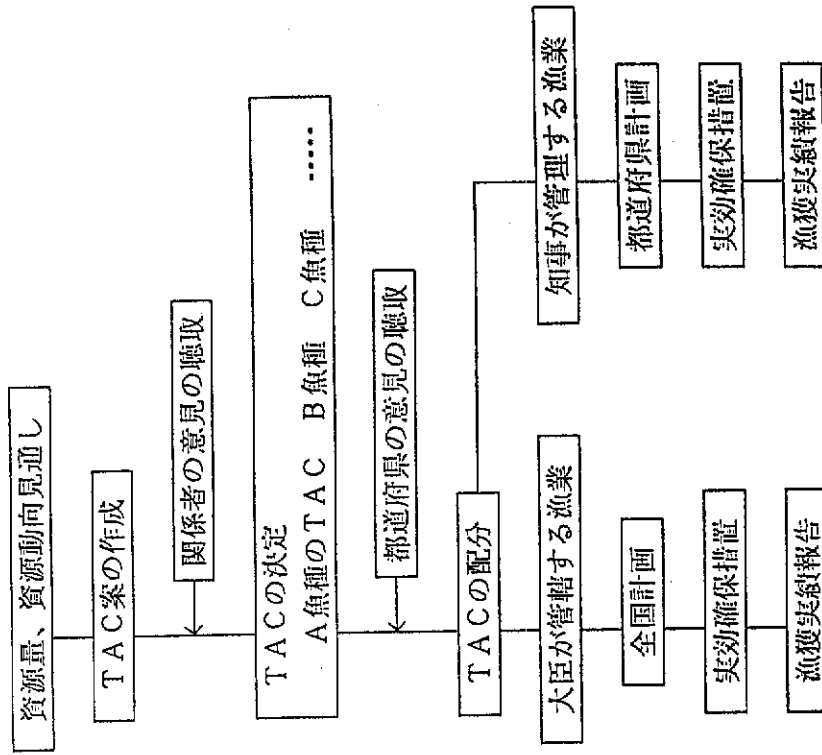
資源状況の悪化している A 魚種について次の中から T A C を選択していく。

	漁獲量の水準	資源の見通し
第 1 案	漁獲量 0 (全面禁漁)	2 ~ 3 年で回復
第 2 案	従来実績の 1 / 2	5 年で回復
第 3 案	従来実績の 8 割	7 ~ 8 年で回復

○漁業者等関係者の例

- ① 関係漁業団体
- ② 都道府県
- ③ 民間研究機関・研究者
- ④ 流通・加工業者等

○TAC設定・配分のフローチャート（検討例）



(3) TACの設定・配分・管理については、次のような手続が考えられるのではないか。

- ① 国は資源データ等に基づき、科学的根拠を有する範囲で、漁業者等の意見を反映しつつ、魚種別のTACを設定する。この場合、過去の漁獲実績等を勘案する。
- ② 国は、全国計画により、TAC及びこれを遵守するための措置を定める。また、TACを大臣管理に係る漁業分と、知事管理に係る漁業分に配分する。
- ③ 都道府県は、都道府県計画により、配分を受けたTAC及びこれを遵守するための措置の内容を定める。
また、都道府県が独自に指定する魚種も計画に定めうる。
この際、都道府県は他県の入会漁船等、従来の漁業秩序に配慮する。
- ④ 国及び都道府県は、それぞれの管理する漁業について、TACを遵守するための措置を講じる。
- ⑤ 漁業者は、国又は都道府県に対し漁獲実績の報告を行う。

7 T A C を遵守するための措置（実効確保措置）

- (1) T A C の遵守を確保するため、大臣及び知事が講じるべき措置としては、資源状況や漁業実態等に応じ、行政指導、規則の制定、措置命令等が考えられるのではないか。
- (2) この場合、対象となる漁業種類としては、大臣許可漁業、知事許可のほか、地域の実情に応じて漁業権漁業等を加えるものとする。

8 漁獲実績報告

T A C の適切な管理のためには漁獲実績の把握が不可欠であり、漁獲実績報告を義務づけることが必要ではないか。

○ 想定される実効確保措置の例

- ① 漁獲量が T A C を超えるおそれがある場合の採捕制限に関する指導、助言、勧告
- ② 漁獲量が T A C を超えた場合の採捕の規制に係る勧告
- ③ ②の勧告に従わない者の氏名公表
- ④ ③の措置でもさらに従わない場合に、個別の漁業者に対する操業停止命令、その他の措置命令
- ⑤ 漁業者全体に対する当該魚種の採捕禁止命令

○ 想定される漁獲実績報告の例

- ① 一定規模以上の漁業者による漁獲実績報告
- ② 産地市場による魚種別の水揚量報告

9 自主的な資源管理方策

設定されたTACについて、地域や漁業種類の実情に応じた適切な管理が可能となるよう、漁業者による自主的な資源管理を推進するための方策(協定手法等)を検討することが必要ではないか。

○ 現行の資源管理協定例

根拠法：海洋水産資源開発促進法 第十二条の二

協定参加者：関係漁業者

協定事項：①対象海域、対象資源、対象漁業

②資源の管理手法

③協定の有効期間

④協定に違反した場合の措置

(事例：北海道のすけそうだら)

○ 北海道における沿岸漁業者と沖合漁業者との間の資源管理協定

対象資源	対象漁業種別	主な資源管理措置	実施期間
すけとうだら	沖合及び沖合から沖合漁業 すけとうだら延縄漁業 すけとうだら延縄漁業 (関係漁業者数 2,334名)	・体長30cm未満のすけとうだらの漁獲は、1操業航路において、すけとうだらの総漁獲重量の2/10を超えてはならない。 ・操業に当たり、1隻網又は1期網当たりの体長30cm未満のすけとうだらの重量が、当該魚種重量の2/10を超えた場合には、体長30cm未満のすけとうだらの漁獲を回避するため、漁網の移動等の適切な措置を講じなければならない	6年4月1日 から 11年3月31日

○ 愛知(三重)県、伊勢湾のいかご資源管理例

翌年の十分な量の当歳魚の発生を確保するため、水産試験場の資源評価に基づき、10億尾を残存資源として確保している。

ベイジアン・シンセシスの紹介

遠洋水産研究所
岡村 寛

1.はじめに

本稿は、Raftery, Givens, Zehらによって開発され、近年、国際捕鯨委員会 (IWC) の原住民生存捕鯨において活発に議論されているベイジアン・シンセシス (Bayesian Synthesis) について簡単な説明と問題点を述べるものである。ベイジアン・シンセシスは、決定論的資源動態モデルに情報の不確実性を取り込んで解析する資源評価手法であるが、“Bayes”という名前が冠されていることから分かるように、その理解にはベイズ統計 (Bayesian statistics) の知識が必要とされる。したがって、本稿では最初にベイズ統計の平易な解説をおこない、しかる後にベイジアン・シンセシスの解説をする。出来るだけ数式の使用は避けたいと考えたが、内容の性質上及び筆者の力量不足のため、随所に数式が出てくることになった。そのため、煩雑さを避けるよう、内容のおおざっぱな理解に必要なでないものは、補遺として最後にまわした。

2.ベイズ統計

ベイズ統計の基本原則として、次にベイズの定理 (Bayes' theorem) を与える。
まず記号の説明をする。

Ω : 全事象

(考える対象全体のなす集合のことである。たとえば、牛について考えれば、すべての牛の集合が Ω 、サイコロを一回振ってどの目がでるか考えるときには、 $\Omega = \{1,2,3,4,5,6\}$ となる)

$\{E_1, E_2, \dots\}$: Ω の分割, $\sum E_i = \Omega$, 下記のベイズの定理では“原因”

F : 任意の事象, 下記のベイズの定理では“結果”

$P(E_i)$: E_i の起こる確率

$P(F|E)$: 条件 Eのもとでの F の条件付き確率

(Eに関する情報を得たとき、F の起こる確率のこと。

ベイズの定理はこの特殊化となっている。

$$P(F|E) = P(F \cap E) / P(E) \quad (P(E) > 0)$$

このとき、ベイズの定理は、

「ベイズの定理」 $\sum E_i = \Omega$ のとき

$$P(E_i|F) = \frac{P(E_i)P(F|E_i)}{\sum P(E_j)P(F|E_j)} \quad (2.1)$$

が成り立つ。

と書かれる。

さて、実際の応用上、ベイズの定理は、 E_1, E_2, \dots を事象“原因”， F を事象“結果”と考えれば，原因の確率 $P(E_i)$ と原因が起こったときの結果の確率 $P(F|E_i)$ が分かれば，結果が判明しているときの原因の確率 $P(E_i|F)$ がわかるということで，結果（データ）から原因（パラメータ）を推定するのに用いられる。 $P(E_i)$ ， $P(E_i|F)$ をそれぞれ事象 E_i の事前確率（prior probability），事後確率（posterior probability）という。

・ベイズの定理の例（小林少年登場）

水産小学校で給食費の盗難があった。少年探偵小林くんが犯人探しにのりだした。犯人の目撃証言はA子からしか得られなかった。

A子 「身長は，155cm ぐらいだったわ」

小林くんは，犯人が3年生以下の低学年の児童であれば，身銭を切って給食費を払い，犯人捜索は打ち切りにするつもりである。犯人が高学年であった場合，いっそう厳しい捜査をするつもりでいる。犯人が低学年という事象を E_1 ，高学年という事象を E_2 とすれば，A子の証言が得られる前には，どちらともいえないので，

$$P(E_1) = P(E_2) = 1/2$$

となる。さて，水産小学校では，小学校低学年の児童は4人に1人が身長150cm以上，高学年児童の場合3人に2人は身長150cm以上であることが，この春の身体検査でわかっている。これは，結果（A子の証言）の事象を F とすれば，

$$P(F|E_1) = 1/4, \quad P(F|E_2) = 2/3$$

で与えられる。A子の証言が与えられた後の，犯人が低学年か高学年かの確率は，ベイズの定理より，

$$P(E_1|F) = \frac{(1/2) \times (1/4)}{(1/2) \times (1/4) + (1/2) \times (2/3)} = \frac{3}{11},$$
$$P(E_2|F) = \frac{(1/2) \times (2/3)}{(1/2) \times (1/4) + (1/2) \times (2/3)} = \frac{8}{11}$$

と計算され，犯人が高学年である可能性は70パーセント以上となり，小林くんの捜査はよりいっそう厳しいものとなるのであった。

さて，上のベイズの定理で，原因を θ ，結果を z とおいて，それぞれパラメータとデータらしく書き直す。ついでに，事前確率を $w(\theta_i)$ ，事後確率を $w'(\theta_i|z)$ ，確率 $P(z|\theta_i)$ を z の関数として $p(z|\theta_i)$ と書けば，ベイズの定理は，

$$w'(\theta_i|z) = \frac{w(\theta_i)p(z|\theta_i)}{\sum w(\theta_j)p(z|\theta_j)} \quad (2.2)$$

となる。 θ が連続であるなら，上式の $\Sigma \rightarrow \int$ としてやって，

$$w'(\theta|z) = \frac{w(\theta)p(z|\theta)}{\int_{\Theta} w(\theta)p(z|\theta)d\theta} \quad (2.3)$$

の形になる。ここで、積分記号の右下についている Θ は、 θ 全体の集合で、 θ 全体にわたって積分するということである。 w 、 w' は事前分布 (prior distribution)、事後分布 (posterior distribution) とよばれる。

(2.2)、(2.3)式の右辺の分母は θ 全体の和、積分であるから、 θ に関して定数となる。したがって、(2.2)、(2.3)を簡単に書けば、いずれも

$$w'(\theta|z) \propto w(\theta)p(z|\theta) \quad (2.4)$$

の形になる。ここで、記号 \propto は、左辺と右辺が比例関係にあることを示す。 $p(z|\theta)$ はパラメータが θ のときのデータの確率分布、統計用語では尤度 (likelihood) である。日本語で書けば、

『事前にある情報に標本の出方の情報をあわせれば、事後の情報が得られる』
 ということである (事後分布 \propto 事前分布 \times 尤度)。

以上のようなやり方で、統計データを取り扱う方法をベイズ統計学という。

・ベイズ統計の例

ベイズ統計を実際のデータに応用しようというとき、事前分布をどのような形のものにするかが問題となる。データ z が与えられる前後で、予想が極端に異なっているのは、普通に考えておかしいので、事前分布と事後分布がせめて同一の分布族内で表現されるように、尤度に対して適切な事前分布を設定することにする。例えば、尤度が二項分布であれば、事前分布をベータ分布にとると、事後分布もベータ分布となり、尤度が正規分布であれば、事前分布を正規分布にしたとき、事後分布も正規分布となる。このようにして設定された事前分布を自然な共役事前分布 (natural conjugate prior distribution) という。ここでは、正規分布の場合についてみてみよう。

標本 $z=D$ の尤度が正規分布をして、

$$p(z|\theta) \sim N(\theta, \sigma^2; D) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} e^{-\frac{(D-\theta)^2}{2\sigma^2}} \quad (2.5)$$

となるとき、事前確率分布の形は正規分布

$$w(\theta) \sim N(\mu, \tau^2) \quad (2.6)$$

が適当である。このとき、事後確率分布は、(2.4)より、しこしこ計算すれば、

$$w'(\theta) \propto N(\mu, \tau^2)N(\theta, \sigma^2; D) \sim N(\mu', \tau'^2) \quad (2.7)$$

となる。ここで、

$$\mu' = \frac{\left(\frac{1}{\tau^2}\right)\mu + \left(\frac{1}{\sigma^2}\right)D}{\frac{1}{\tau^2} + \frac{1}{\sigma^2}}, \quad \frac{1}{\tau'^2} = \frac{1}{\tau^2} + \frac{1}{\sigma^2} \quad (2.8)$$

である。(2.8)の第1式を式変形すると、

$$\mu' = \frac{\sigma^2}{\sigma^2 + \tau^2} \mu + \frac{\tau^2}{\sigma^2 + \tau^2} D \quad (2.9)$$

となる。よって、 θ のベイズ推定値は事前の推定値 μ と標本からの推定値 D の重み付き平均となっていることがわかる (θ の最尤推定値は D である)。 τ^2 / σ^2 が小さければ (つまり、標本から得られる情報が相対的に少ないとき)、 μ の重みは大きくなる。逆に、事前情報が少なければ ($\tau^2 \gg \sigma^2$)、 μ' は D に近づく。

3. ベイジアン・シンセシス

3.1 ホッキョククジラ

先にも述べたが、ベイジアン・シンセシスは、IWC 原住民生存捕鯨において、頻りに議論されている。対象鯨種はホッキョククジラである。ホッキョククジラは北極海とその周辺部分にしか分布しない大型のひげ鯨で、その特徴としては、大きな頭部をもち、背びれをもたないことである。体色は黒色または灰黒色で、下顎前端と尾柄部に白色部分をもつ (図 1)。商業捕鯨によって、その資源量は急速に枯渇したが、その様子は最近発売された「クジラに学ぶ」に詳しい。結局、1915 年には商業捕鯨は事実上終わりを告げ、1946 年、国際捕鯨取締条約によって本種の商業捕鯨禁止が決定された。しかし、IWC によって Alaska のイヌイットの人たちによる原住民生存捕鯨は認められ、仮定されている 5 つの系群のうち最大のベーリング海系群から、毎年数十頭ほどが捕獲され続けている (1978~1990 年は 20 頭前後、1991~1995 年は 50 頭前後)。ベーリング海系群の資源量推定値は、1988 年が 95% 信頼区間で、[6400, 9200] (mode=7500, 標準偏差=700)、1993 年は、同じく 95% 信頼区間で、[7200, 9400] (mode=8200, 標準偏差=560) となっている。

3.2 開発の背景

IWC 原住民生存捕鯨において、1 年間の捕獲許可量を決めるとき鍵となるものは、RY (replacement yield) である。RY については、田中昌一先生の「水産資源学総論」pp.88-89 を見られるとよい。簡単には、翌年の資源状態を今年と同じ状態に保つことができるような捕獲量である (毎年違う値となるので、平衡状態を仮定した MSY とは違う)。RY は、IWC において通常、決定論的資源動態モデル (Deterministic Population Dynamics Model; 例えば、Hitter-Fitter model など (参考文献 (7) を参照)) を用いて計算される。簡単のため、以下決定論的資源動態モデルを PDM と略記する。

PDM は、その入力 (model input) として、最近の資源量推定値、資源の増加率、歴史的捕獲記録、生物学的情報 (出生・死亡率など) を必要とし、その出力 (model output) として各年の年齢・性別資源量を算出する。通常この出力を用いて RY が計算され、その年の捕獲枠が決定されるのであるが、1991 年 IWC 科学委員会 (SC) に提出された RY は、生物学的情報の不確実性をうまく取り込めず、統計的に有効でないという理由で拒否され、新しい手法の開発が求められた。この結果、不確実性 (確率分布) と決定論的モデルの結合を可能にする新しい方法としてベイジアン・シンセシスが開発された。

3.3 ベイジアン・シンセシス

θ : 入力集合, ϕ : 出力集合

ψ : 求めたい量の集合, $\psi = \Psi(\theta, \phi)$

PDM $\phi = \Phi(\theta)$

とする。

θ と ϕ のモデルと独立なすべての有効な情報を結合確率分布であらわし, $p(\theta, \phi)$ と書く (図 2)。これをモデル前分布 (premodel distribution) と呼ぶ。与えられたモデル ($\phi = \Phi(\theta)$ (図 3)) 上の空間 $\{(\theta, \phi): \phi = \Phi(\theta)\}$ に $p(\theta, \phi)$ を制限する。その結果, 得られた分布 $\pi(\theta, \phi)$ は,

$$\begin{aligned} \pi(\theta, \phi) &\propto p(\theta, \Phi(\theta)) && \text{if } \phi = \Phi(\theta) \\ &\propto 0 && \text{otherwise} \end{aligned} \quad (3.1)$$

となり, これをモデル後分布 (postmodel distribution) と呼ぶ (図 4)。 θ に関する周辺分布は,

$$\pi^{[0]}(\theta) \propto p(\theta, \Phi(\theta)) \quad (3.2)$$

こうして, 求めたい量 ψ に関する推測はこのモデル後分布にもとづいて,

$$\Pr_{\text{post}}[\psi \in B] = \int_{H(B)} \pi^{[0]}(\theta) d\theta, \quad H(B) = \{\theta: \Psi(\theta, \Phi(\theta)) \in B\} \text{ for any set } B \quad (3.3)$$

を計算すれば, 確率分布の形で考えられる。この積分の計算は, 一般にモンテカルロ・シミュレーションを用いておこなわれる (詳細は補遺 1)。

以上の方法によって, モデル入力とモデル出力の不確実性を取り込んだ決定論的資源動態モデルによる解析を実行することが可能となった。その様子を以下の例でみてみよう。

例 1, 例 2 はそれぞれベイズの定理の例, ベイズ統計の例と対応している。

・例 1 (小林少年再登場)

水産小学校でまた給食費の盗難があった。再び少年探偵小林くんが犯人探しにのりだした。犯人の目撃証言は A 子, B 男, C 助の 3 人から得られた。

A 子 「2 年生～5 年生の子だったわ」

B 男 「4～6 組の生徒だったぜ」

C 助 「学年とクラスが同じ数字なのだ」

小林くんは, 犯人が低学年の児童であれば, 自分が罪をかぶり, 犯人捜索は打ち切りにするつもりである。犯人が高学年であった場合は, もちろん捜査の手がゆるめられることはない。

この 3 者の証言をベイジアン・シンセシスに則って考えてみよう。この場合, 学年をモデル入力 (=x), クラスをモデル出力 (=y) とみなすと, C 助の証言は, $y = x$ というモデルを与えていることになるから,

A 子の証言 モデル入力=学年

B 男の証言 . . . モデル出力=クラス

C 助の証言 . . . モデル 学年=クラス

としてやる。この場合、モデル前分布は、A 子と B 男の証言を組み合わせたものになる (図 5)。この場合、小林くんは $4 \times 3 = 12$ のクラスを捜査しなければならない。

この結合分布を C 助の証言であるモデル上に制限すれば、新たにモデル後分布が得られる (図 6)。これにより、犯人は 4 年 4 組か 5 年 5 組にいることがわかり、この 2 クラスだけを調べれば良い。かくして、犯人が少年探偵小林くんにより見つけられるのは時間の問題となったのであった。

・例 2

ここでは、モデル入力・出力が正規分布、モデルが 1 次元直線である場合を考えよう。水産資源学でいえば、資源が既知の増加率 r で増加する単純なモデル $P_t = (1+r)^t P_0$ のような PDM を仮定していると思えばよい。モデル入力 $\theta = P_0$ 、モデル出力 $\phi = P_t$ で、興味の量はモデル入力と同じで $\psi = P_0$ とする ($\phi = a\theta$, $a = (1+r)^t$ は定数)。

ϕ のモデルが与えられる前の情報は、測定誤差をもつ観測値からなり、 $\phi = D + \varepsilon$, $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$ であらわされるとする。 θ と ϕ が独立であるとする、 $p(\theta, \phi) \propto p(D|\phi)p^{[0]}(\theta)$ が成り立つ。ここで、 $\theta = P_0$ の生物学的な情報から、 $p^{[0]}(\theta) \sim N(\mu, \tau^2)$ が成り立っているとすると、このとき、モデル前分布は、

$$p(\theta, \phi) \propto N(\mu, \tau^2)N(D; \phi, \sigma^2) \quad (3.4)$$

で、モデル後分布は部分空間 $\{(\theta, \phi) : \phi = a\theta\}$ に制限されて、

$$\pi(\theta, \phi) \propto N(\mu, \tau^2)N(D; a\theta, \sigma^2) \quad (3.5)$$

これより、 $\pi^{[0]}(\theta) \propto N(\mu', \tau'^2)$ が成立し、 μ' , τ'^2 については、

$$\frac{1}{\tau'^2} = \frac{1}{\tau^2} + \frac{a^2}{\sigma^2}, \quad \mu' = \frac{\left(\frac{1}{\tau^2}\right)\mu + \left(\frac{a}{\sigma^2}\right)D}{\frac{1}{\tau^2} + \frac{a^2}{\sigma^2}} \quad (3.6)$$

が求められる。これでモデル後分布が推定された。

$a=1$ のとき、(3.6)と(2.8)は一致するので、ベイジアン・シンセシスが通常のベイズ推定を包含したものになっていることがわかる。しかし、ここで注意しなければならないのは、モデル後分布はベイズ推定の事後分布と一致しているが、モデル前分布は事前分布とは違うものになっているということである。ベイズ推定では事前分布と事後分布をつなぐものは「尤度」であったが、ベイジアン・シンセシスではモデル前分布とモデル後分布の架け橋となるのは「モデル」である。そのようなことから、正しいモデルを選択することが肝要となる。モデル選択は、Generalized Bayes Factor を用いて行われる (詳細は、補遺 2)。

・例 3

次に、Raftery らがホッキョククジラのデータを用いて RY を算出した様子を見てみよう。

表 1, 表 2 は, Hitter-Fitter model のモデル入力・モデル出力とその分布形である。このような分布をあわせて, 結合分布をつくる。これらのモデル前分布は IWC SC によって徹底的に議論され, 合意を得たものである。それぞれのパラメータのモデルを与える前の分布 (周辺モデル前分布) とモデルを与えた後の分布 (周辺モデル後分布) がどう変わったかを図 7 に示す。図 7 で右側の図の点線がモデル前分布であり, ヒストグラムがモデル後分布からサンプルしたものである。実線はヒストグラムに滑らかな曲線をあてはめたものである。これらの図のいくつかはモデル前分布とモデル後分布でほとんど差がなく, モデルが追加情報をほとんど与えなかったことが分かる。一方, MSYR, P_0 , 1988%calves, 1978-1988 rate of increase (ROI) はモデルを与えてやることにより, その分布が大きく変化している。また, 図 8 では, モデルを与える前後でどのようにモデル入力・モデル出力の精度が変化したかをみている。ほとんどの場合, ベイジアン・シンセシスが有効に作用しているのが分かる (分散の比が 1 より大きくなっているものは, シミュレーションによる誤差のため)。この図からも, MSYR, P_0 , %calves, ROI に関しては, モデルがかなりの不確実性を減少させるのに成功したということを見て取れる。これらの結果のうち, MSYR の精度が向上したことは, RMP が MSYR の値に sensitive であることを考えあわせると, 非常に重要な意味を持っている。最後に, 図 9 として RY の事後分布を与える。これは, モードが 96 で, 95%信頼区間が (48, 200) である。安全のために, 90 年の RY としてモデル後分布の lower5%点をとることにすると RY=57 頭となり, 90 年の捕獲が 44 頭であったことを考えあわせれば, きちんと管理されていたということになる。Givens, Raftery, Zeh (参考文献 (3)) はベイジアン・シンセシスの感度解析を実行しているが, その結果, ベイジアン・シンセシスはモデル前分布の選択にたいしてロバストであるという結論が得られている。

なお, ベイジアン・シンセシスのプログラムは FORTRAN で書かれており, インターネットで,

<http://lib.stat.cmu.edu/general/>

にアクセスすれば入手できる。

3.4 Borel のパラドックス (Borel's Paradox)

ベイジアン・シンセシスの主要な問題点である Borel のパラドックスは, Wolpert により参考文献 (1) に対するコメントの中で紹介された。簡単に言えば, 同様であるが, 形を変えたモデル (例えば, $\phi - \theta = 0$ と $\phi / \theta = 1$) を与えれば, 結果のモデル後分布も違う形のものになってしまうというものである。どちらのモデル後分布を採択するかを判断する根拠はない。

・例 4

例 2 と同様な式を考えよう。PDM は, $P_t = (1+r)^t P_0$ ($\phi = a \theta$, $a \equiv (1+r)^t$)。結合密度 $p(\theta, \phi) d\theta d\phi$ に対して, モデル後分布は, モデルを $\phi = a \theta$ とすれば,

$|\phi - a\theta| = \eta$ ($\eta \rightarrow 0$) より, $d\phi/d\eta = 1$ であるから,
$$\pi(\theta)d\theta \propto p(\theta, a\theta)d\theta$$

によって計算される。

ところが, 同じモデルを $P_t/P_0 = (1+r)^t$ ($\phi/\theta = a$) と書けば, $|\phi/\theta - a| = \eta$ ($\eta \rightarrow 0$)
より, $d\phi/d\eta = \theta$ であるから,

$$\pi(\theta)d\theta \propto \theta p(\theta, a\theta)d\theta$$

となる。この2つのモデル後分布は異なっている。

Schweder と Hjort は, 参考文献 (4) において, モデルの中のパラメータの取り方を式変形してやることにより, 好きなようにモデル後密度分布を変えることが出来ることを示した。95年のIWC SCではこの問題が大きく取り上げられ, 盛んに議論された。

ベイジアン・シンセシスの他の問題として, “Backwards” と “Forwards” で異なる結果になるというものがある。“Backwards” とはモデル入力を現在資源量 P_t とし, モデル出力を初期資源量 P_0 とするもので, “Forwards” はその逆にモデル入力を P_0 , モデル出力を P_t としたものである。

4. まとめ

ベイジアン・シンセシスはモデル入力・モデル出力のすべての有効な情報を決定論的モデルに取り込むことを可能にした。この方法は一般的な統計手法であるので, 鯨類に限らず, 他の「不確実性」+「決定論的モデル」という問題に応用される。しかし, 3.4で述べた Borel のパラドックスをはじめとして, 多くの問題が残っている (1996年には, Borel のパラドックス等の解決をはかった論文が IWC SC に提出されている (参考文献 (5)) が, まだ完全な解決とはいえない) ので, 適用にあたって十分な注意が必要である。鯨類資源への応用という面からみれば, ホッキョククジラに対しては一般に, 経験上かなり良い資源評価法であると考えられているようである。

5. 謝辞

本稿をまとめるにあたって, 遠洋水産研究所数理解析室の平松一彦主任研究官・竹内幸夫技官には多くの有意義な議論をしていただいた。また鯨研月例会のメンバーの皆様, 東大海洋研の資源解析部門の皆様にも貴重な助言をいただき, この場をお借りして感謝いたします。図の作成にあたって, 遠水研低緯度域海洋研究室の山岸久子主任事務官にお世話になった。厚く御礼申し上げます。

参考文献

ベイジアン・シンセシス紹介にあたって, 最も参考にしたのは,

- 1) Raftery, A.E., Givens, G.H., and Zeh, J.E. (1995), “Inference from a Deterministic Population Dynamics Model for Bowhead Whales”(with discussion), *Journal of the*

American Statistical Association, 90, 402-430

である。ただし、この論文ではPDMとして、Leslie matrix modelを用いている。

PDMにHitter-Fitterを採用したものには、

- 2) Givens, G.H., Zeh, J.E., and Raftery, A.E. (1993), "Assessment of the Bering-Chukchi-Beaufort Seas Stock of Bowhead Whales Using the Hitter-Fitter Model in a Bayesian Synthesis Framework", Paper SC/45/AS1 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee, April, 1993

がある。

感度解析の結果については、

- 3) Givens, G.H., Raftery, A.H., Zeh, J.E. (1994), "A Reweighting Approach for Sensitivity Analysis within the Bayesian Synthesis Framework for Population Assessment Modeling", Rep.Int.Whal.Commn 44, 377-384

Borelのパラドックスについての詳しい説明は、

- 4) Schweder, T., and Hjort, N.L. (1996) "Bayesian Synthesis or Likelihood Synthesis - What Does Borel's Paradox Say?", Rep.Int.Whal.Commn 46, 475-479

をみると良い。

Borelのパラドックスの解決法については、

- 5) Raftery, A.E., Poole, D., and Givens, G.H. (1996), "The Bayesian Synthesis Assessment Method: Resolving the Borel Paradox and Comparing the Backwards and Forwards Variants", Paper SC/48/AS16 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee, June, 1996

を参照されたい。BorelのパラドックスについてはGeometric Pooling, "Backwards"と"Forwards"についてはシュミレーションによって解決をはかっている。

最初の方のベイズ統計に関する説明は、

- 6) 松原 望, 「統計的決定」, 放送大学教育振興会, 1992

を参考にした。

Hitter-Fitter modelについては、

- 7) 平松一彦, 「国際会議で用いられる資源評価手法について -VPA とプロダクションモデルの現状-」, 水産資源管理談話会報, 第15号, 3-24, 1996

の付録Hに詳しい。

本文中でもふれたが、ホッキョククジラの商業捕鯨の様子は、

- 8) 北原武編, 「東京水産大学第22回公開講座 クジラに学ぶ -水産資源を巡る国際情勢-」, 成山堂書店, 1996

の第2章「捕鯨の歴史」を参考にされたい。

表1 Hitter-Fitter model の入力と出力

Inputs	Outputs
juvenile survival rate s_0	1988 population size
adult survival rate S	1988 proportion of calves
age of transition to adulthood a	1988 proportion sexually mature
age of sexual maturity m	1978-1988 rate of annual population increase
age of senescence w	
initial population size P_0	
maximum sustainable yield level MSYL	
maximum sustainable yield rate MSYR	

表2 モデル前分布の数値例

	分布の形	根拠
s_0, S	$N\left(\begin{pmatrix} .94 \\ .98 \end{pmatrix}, \begin{pmatrix} .03^2 & 0 \\ 0 & .03^2 \end{pmatrix}\right)$ on $0 < s_0 \leq S < 1$	証拠はないが自然死亡率は adult より高そう
a	{1,...,9}の離散一様分布	Raftery et al.(1992), Givens et al.(1993)
m	{10,11,...,30}の離散一様分布	性成熟体長、 carbon isotope ageing of baleen plates
w	打ち切り型の $N(60, 10^2)$	Breiwick(1984), Eberhardt(1985), de la Mare(1985)
P_0	打ち切り型の $G(2,809, .0002886)$ + $6,400 \leq P_0 \leq 40,000$	catch と effort data より線形回帰
MSYL	0.4~0.9の一様分布	generation length, 回帰モデルなどから
MSYR	$G(3.7, 220)$ mode 0.0123	RMP を参考にして

ただし、 s_0, S の分布は0と1のところでtruncateされたもの。

$N(\cdot, \cdot)$ は正規分布, $G(\cdot, \cdot)$ はガンマ分布。

output	分布の形	根拠
P_{1988}	$G(127.5, .01666)$ on $0 < P_{1988} \leq 40000$	Bayes Empirical Bayes posterior distribution
ROI	$N(0.03121, 0.015099^2)$	$\exp(.03053 + .01240 t_7) - 1$, Zeh et.al(1991)
1988 %calves	$N(0.05787, 0.035764^2)$ on (0,1)	Withrow & Angliss(1922)の体長データをもとにして計算
1988%immature	%calves+%immature+%mature=1	
1988%mature	$N(0.4361, 0.039132^2)$ on (0,1)	1988%calvesと同じ

ROI : 1978-1988 annual rate of population increase, t_7 : 自由度7のt-分布からの確率変数

この他, Hitter-Fitter では非現実的なモデルを回避するため, output の premodel distribution として maximum productivity (=max{calves / mature females}) の分布も必要とする。

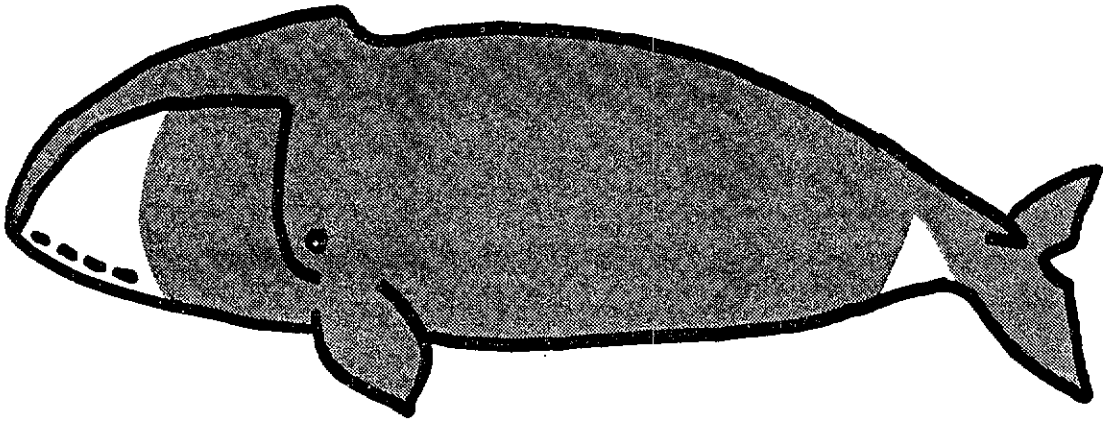


図 1 ホッキョククジラ（「鯨とイルカのフィールドガイド」参考，ちなみに出生時体長は約 4.5m，最大体長は 20m，体重は 50t 以上になる）

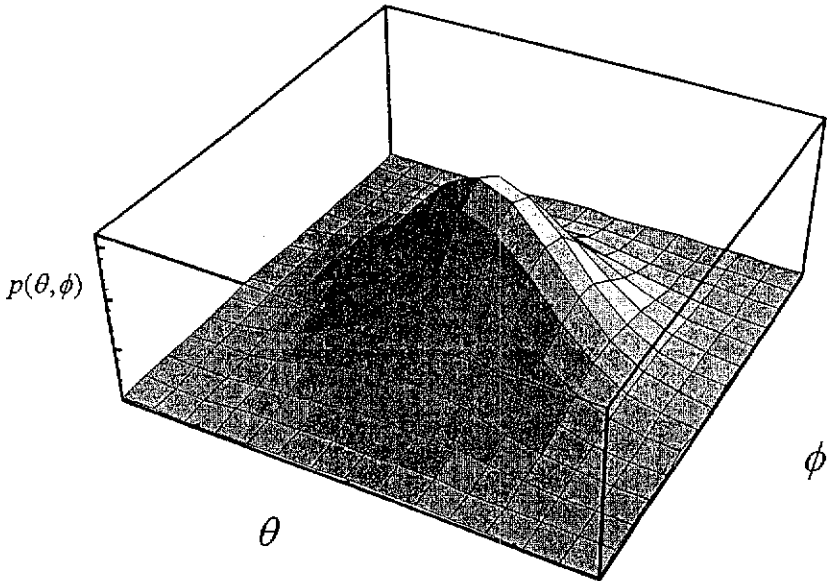


図 2 θ と ϕ のモデル前分布（premodel distribution）の例

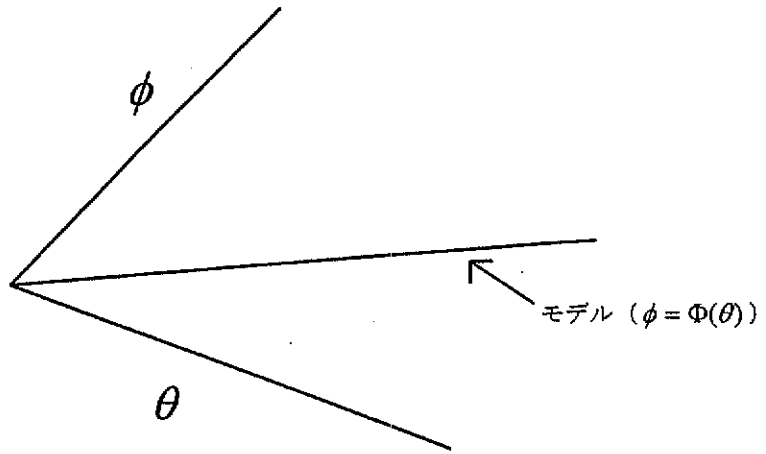


図3 モデル (population dynamics model) の例

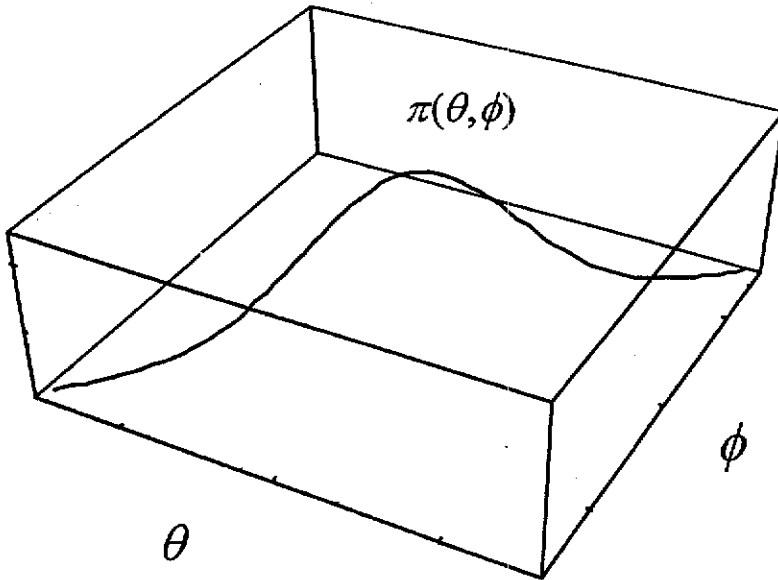


図4 θ と ϕ のモデル後分布 (postmodel distribution) の例

	1組	2組	3組	4組	5組	6組
1年						
2年						
3年						
4年						
5年						
6年						

図5 モデル前分布

	1組	2組	3組	4組	5組	6組
1年						
2年						
3年						
4年						
5年						
6年						

図6 モデル後分布

Model Inputs

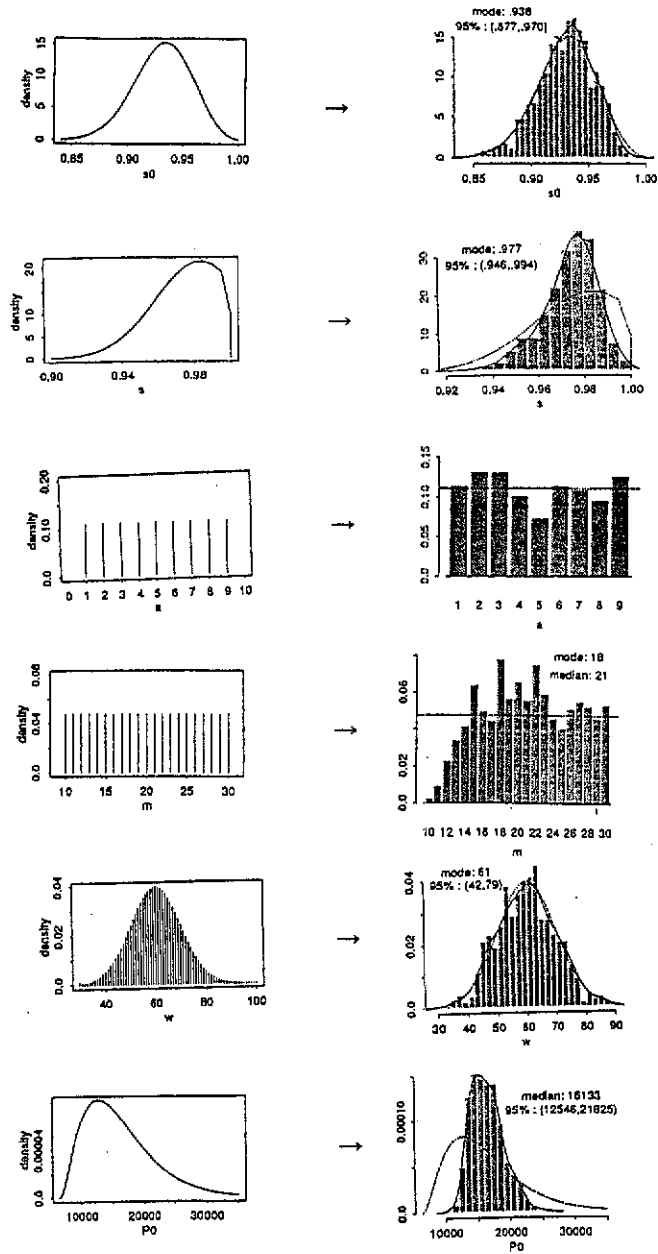
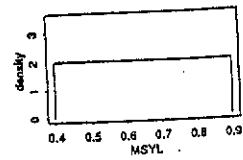


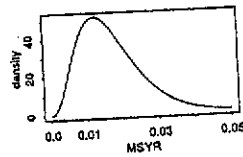
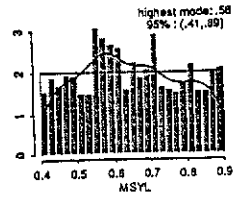
図7 モデル前分布とモデル後分布 (参考文献 (2) より)

(右側の図の点線はモデル前分布, ヒストグラムはモデル後分布からサンプルして作ったもの, 実線はヒストグラムを smoothing したもの)

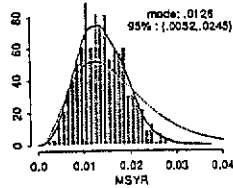
Model Inputs



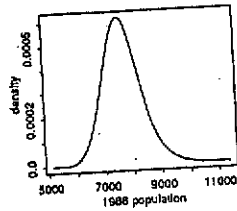
→



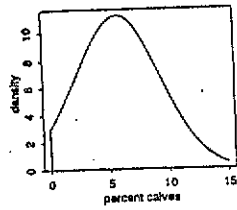
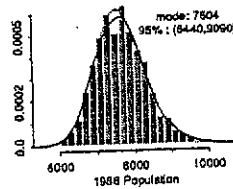
→



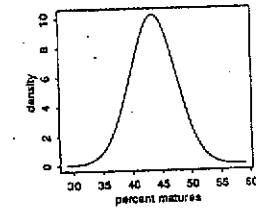
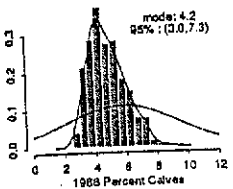
Model Outputs



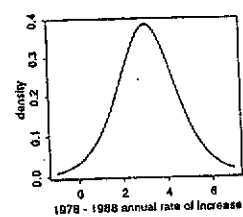
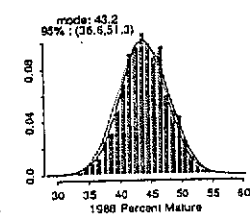
→



→



→



→

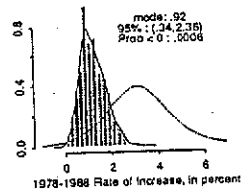


図7 モデル前分布とモデル後分布 (つづき)

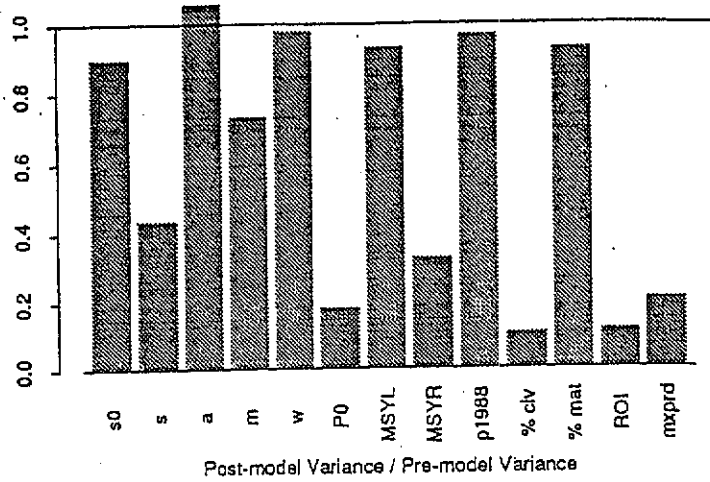


図 8 モデル前分布の分散とモデル後分布の分散の比 (参考文献 (2) より)

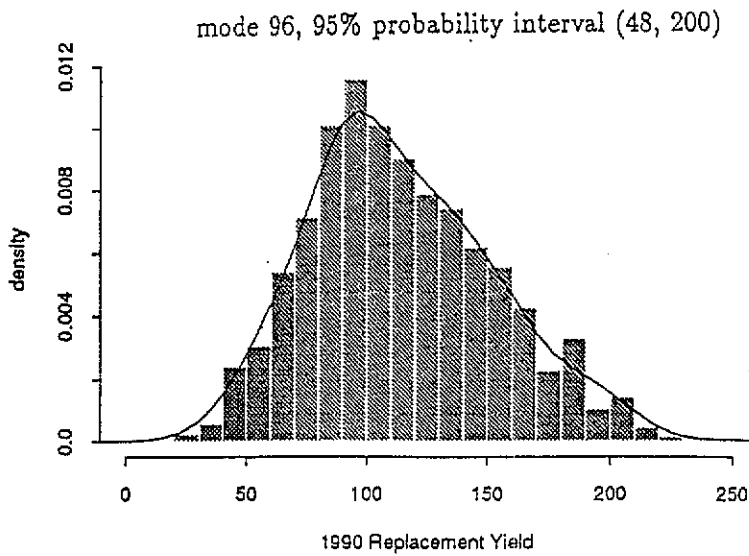


図 9 RY のモデル後分布 (参考文献 (2) より)

補遺 1 Importance Sampling

Raftery らは、(3.3)の積分計算において、Importance Sampling という方法を用いている。Importance Sampling は、モンテカルロ法による定積分の評価法のひとつである。一般的には、密度関数 g があるとき定積分

$$I = \int g(u) du$$

の近似値を求めることを考える。積分領域内にランダムに一様分布する点列 u_1, u_2, \dots, u_N を生成し $\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N g(u_i)$ で I を推定するのが普通の考え方であるが、importance sampling は $|g(u)|$ の大きいところから重点的にサンプリングして、サンプリングの効率をよくしようというものである。 $h(u) / |g(u)|$ が積分領域内であるべく一定値になるような確率密度関数を探し、この $h(u)$ から u_1, u_2, \dots, u_N をサンプリングして I を $\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{g(u_i)}{h(u_i)}$ によって推定する (つまり、 I の標準偏差は $1/\sqrt{N}$ に比例するからその比例係数をできるだけ小さくしてやって少ないサンプル数で推定精度を向上させようという考え)。

ベイジアン・シンセシスの場合、積分領域は $H(B)$ で、 $g(u)$ は $\pi^{(\theta)}(\theta)$ 、 $h(u)$ としては $p^{(\theta)}(\theta)$ をとる。まず、 $p^{(\theta)}(\theta)$ から n 個のサンプル $\theta_1, \theta_2, \dots, \theta_n$ を抽出する。上の importance sampling weight $r_i = \frac{g(u_i)}{h(u_i)}$ は $r_i = \frac{\pi^{(\theta)}(\theta)}{p^{(\theta)}(\theta)} = p^{(\phi|\theta)}(\Phi(\theta_j) | \theta_j)$ である。 θ と ϕ が (premodel) 独立であれば、 $r_i = p^{(\phi)}(\Phi(\theta_j))$ 。よって、確率 r_1, r_2, \dots, r_n で $\theta_1, \theta_2, \dots, \theta_n$ から $\theta_1^*, \theta_2^*, \dots, \theta_m^*$ を抽出すればこの分布 $\theta_1^*, \theta_2^*, \dots, \theta_m^*$ によって ψ の確率分布が得られる。この方法は 2 段階に分けてサンプリングするもので、SIR algorithm として知られている。ちなみに、ホッキョククジラの解析では $n=200,000$ 、 $m=5,000$ である。

補遺 2 Generalized Bayes Factor

Bayes Factor は、ちょうど尤度比に対応するようなものである。data D が与えられたとき、モデル M_1 と M_2 のもとでの data の (predictive) probability の比 $p(D|M_1) / p(D|M_2)$ で与えられる。ベイジアン・シンセシスではモデルがいかにかに正確に output を予測するかを基礎とする。仮に、真の output (ϕ^*) の値が得られているとすれば、上で定義した Bayes Factor に対応するものは $q_1(\phi^*) / q_2(\phi^*)$ ($q_j(\phi^*)$ は PDM M_j のもとでの ϕ^* の予測確率 ($j=1,2$)) となる。

よって、 $C_j(\phi^*) = \{\theta : \Phi_j(\theta) = \phi^*\}$ とすれば、 $q_j(\phi^*) = \int_{C_j(\phi^*)} p_j^{(\theta)}(\theta) d\theta$ である。しかし、通常は ϕ を正確にすることは出来ない (ϕ は marginal premodel distribution の形であらわされる ($p^{(\phi)}(\phi)$))、 E として ϕ の marginal premodel information とするとき、 $q_j(\phi^*)$ の代わりに次の $p_j(E)$ を考えてやることにする。

$$p_j(E) = \int q_j(\phi) p_j^{(\phi)}(\phi) d\phi = \int p_j^{(\theta)}(\Phi_j(\theta)) p_j^{(\theta)}(\theta) d\theta$$

この積分は PDM M_j のもとで θ の marginal premodel distribution からの sample を $\theta_1, \theta_2, \dots, \theta_k$ とすれば, モンテカルロ法により,

$$\hat{p}_j(E) = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k p_j^{(i)}(\Phi_j(\theta_i))$$

で推定される。

$G_{12} = p_1(E) / p_2(E)$ とすれば, おおざっぱには PDM M_1 が PDM M_2 より支持されるかどうかは, $1 < G_{12} < \sqrt{10}$ のときかろうじて差があるといえる程度, $\sqrt{10} < G_{12} < 10$ のとき正の証拠がある, $10 < G_{12} < 100$ のとき強く支持される, $G_{12} > 100$ のとき非常に強く支持されるとなる。

これによると, 非常にわずかな差ながら Leslie matrix model (M_1) の方が, Hitter-Fitter model (M_2) より好まれる ($G_{12} = 1.5$)。また, “1848 年には夏に異なる餌場に行く二つの系群があったが, 1870 年には一方が絶滅してしまった” (M_3) というモデルを考えると, これもわずかな差ではあるが 2 つの系群があったとする仮説を支持する結果となる ($G_{32} = 1.7$)。