

第3章 ビワマスの測定部位に関する換算式の推定

水産資源研究において、全長、体長あるいは体重などの個体サイズのデータは必須である。また、水産業に関する分野では普通、資源の量は尾数ではなく重量が求められる。従って、本研究のように体長組成のようなサイズデータや、体長組成のような尾数・頻度データに基づいた解析を行っている場合、解析結果の重量への換算が必要で、特に、資源量の推定には、体長-体重関係の解明は必須である。

また、本研究では個体サイズを表す部位として、被鱗体長を用いているが、過去に行われた各々の研究では被鱗体長のほか、標準体長、全長など様々であり、比較の場合には換算式が必要となる。また、シロザケやベニザケ、サクラマスなど、ビワマスと同じサケ科魚類では、個体サイズとして尾叉体長が用いられていることが多く、今後これらの魚種との比較の際には、尾叉体長への換算も必要と考えられる。

本章では、第1章、第2章の個体数データを資源量に換算するための体長-体重関係や第5章で過去の資料との比較のためにも必要となる各種の体長間の換算式を、1984年および2006～09年に琵琶湖で採捕されたビワマスの測定データを用いて求めた。

材料および方法

ビワマスの各部位の測定 関係式を求める為のビワマスの測定値の多くは、1984年5～11月の間に、琵琶湖内で漁獲された、または琵琶湖流入河川に遡上し捕獲された魚の標本613尾について筆者自身が測定したもので、測定部位は全長、被鱗体長、標準体長および体重であった。なお、標本は一部が生鮮、多くは冷凍保存であった。

この測定データに、本研究における2006～09年の漁獲魚調査、回帰親魚調査時の測定データを加えた。なお、本研究の場合、集荷場での測定で時間的制約があったため、全部位を測定できない例があり、部位毎に標本数は異なった。体重は329尾、全長は240尾、標準体長は169尾、尾叉体長は120尾であった。なお、尾叉体長は1984年の標本については測定しておらず、2006～09年のデータである。

1984年および2006～09年の測定データを一括して、被鱗体長と体重との関係および被鱗体長と各種体長との関係を、両対数座標上で確認し、それぞれの関係式を最小二乗法により相対成長式(アロメトリー式)として求めた。また、被鱗体長と各種体長との関係は、換算の簡便性を求めて普通座標上でも検討した。

結 果

1. 体長-体重関係 1984年と2006～09年の標本、合計942尾の被鱗体長(L, cm)と体重(W, g)の測定値は図29に示すように、両対数座標上で、変曲点のない1本の直線関係を示した。なお、被鱗体長の測定値の範囲は10.9～58.8cmであった。最小二乗法により回帰式(=アロメトリー式)を求め、その直線とアロメトリー式を図29に併記する。

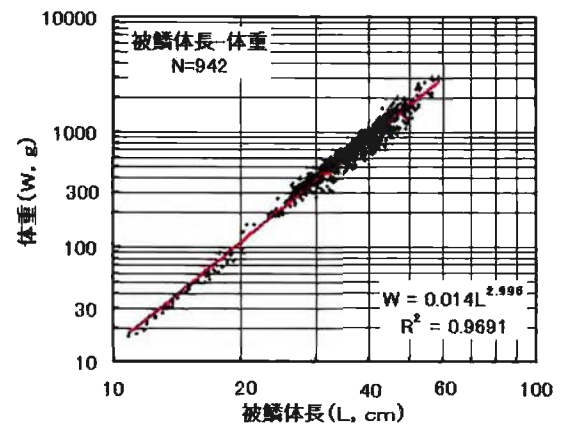


図29. 被鱗体長-体重関係

ビワマスの体長-体重関係は次の式で表すことができた。

$$W = 0.0140 \cdot L^{2.9960}$$

なお、決定係数(R^2)は0.9691であった。

2. 全長・標準体長・尾叉体長の被鱗体長への変換 標本の全長、標準体長、尾叉体長(x, cm)と被鱗体長(y, cm)の測定値を対数座標上にプロットし、それぞれ図30～32に示す。なお、測定値の範囲は全長が12.6～70.0cm、標準体長が10.7～55.4cm、尾叉体長が11.4～61.3cmであった。

これらの3図に明らかなように、いずれの体長も被鱗体長との間には、測定値の範囲内で、両対数座標上では1本の直線関係が認められた。そこで最小

二乗法によりアロメトリー式にあてはめ、求めた相対成長式と決定係数をそれぞれ図30～32に併記する。これらが求める全長、標準体長、尾叉体長から被鱗体長への換算式であり、これらの相対成長係数と決定係数を一括して表31に示す。

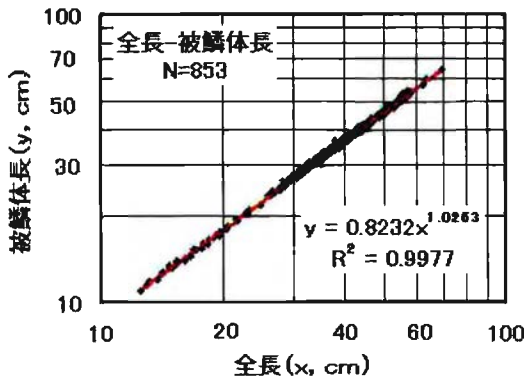


図30. 全長-被鱗体長関係

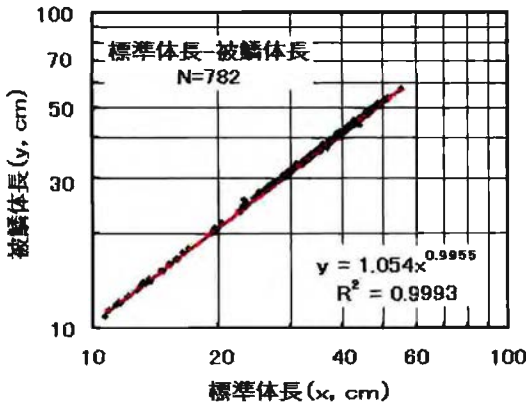


図31. 標準体長-被鱗体長関係

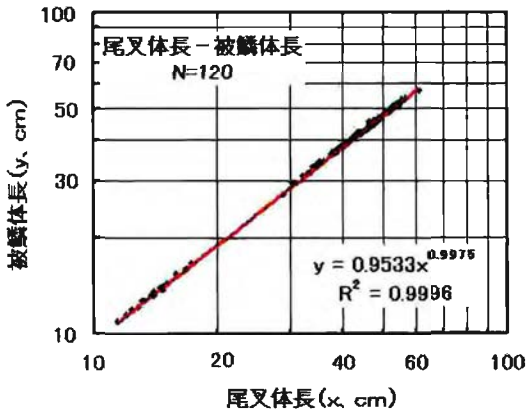


図32. 尾叉体長-被鱗体長関係

表31. 各体長から被鱗体長への換算式の係数

$y = a \cdot x^b$			
	a	b	決定係数R ²
全長	0.8232	1.0263	0.9977
標準体長	1.0540	0.9955	0.9993
尾叉体長	0.9533	0.9975	0.9996

3. 被鱗体長から他の各体長への変換 図30～32のように、全長、標準体長、尾叉体長の x と、被鱗体長 y との関係は両対数座標上で直線関係となった。従ってその逆の関係すなわち、被鱗体長を x とし、全長、標準体長、尾叉体長を y とした場合も直線関係になるのは明らかであるので、図示せず、被鱗体長から他の体長への換算式として、最小二乗法により求めた各々の相対成長式について、その係数を一括して表32に示す。

表32. 被鱗体長から各体長への換算式の係数

$y = a \cdot x^b$			
	a	b	決定係数R ²
全長	1.2183	0.9722	0.9977
標準体長	0.9508	1.0039	0.9993
尾叉体長	1.0505	1.0021	0.9996

なお、被鱗体長の測定範囲は全長の場合が10.9～64.2cm、標準体長と尾叉体長の場合が10.9～57.0cmであった。

4. 一次回帰による被鱗体長への変換 通常、体各部位間の関係は上記のようにアロメトリー式で表されるが、ここでは一次回帰による全長、標準体長、尾叉体長から被鱗体長への変換式を検討する。

全長、標準体長、尾叉体長と被鱗体長との関係を検討するため x - y 普通座標上に測定値をプロットし、図33～35に示す。なお測定値は対数座標の図30～32と同部位間で等しい。図に明らかなように各体長と被鱗体長は普通座標上でも直線関係となった。最小二乗法により回帰式を求め、それぞれの図に直線と、その回帰式を併記する。また、表33には関係式の回帰係数、y切片および決定係数を示す。

表33. 各体長から被鱗体長への換算式の係数(一次回帰)

$y = A \cdot x + B$			
	A	B	決定係数R ²
全長	0.9227	-0.6146	0.9970
標準体長	1.0312	0.2059	0.9990
尾叉体長	0.9392	0.1959	0.9993

これらの図と表に示すように本来アロメトリー式

$$y = a \cdot x^b$$

で表される体各部位長間の関係式は、直線関係式

$$y = A + B \cdot x$$

でも表すことが可能であった。

表31と表33に示すようにアロメトリー式と一次回帰式の決定係数R²は、いずれの部位長関係も0.99以上であり、あてはまりがよいが、同じ部位間関係を比較すると、いずれの部位間でもアロメトリー式の方が一次回帰式よりも高くなっていた。従って一

次回帰式も換算式になりうるが、どちらかを選択するなら、アロメトリー式という結果となった。

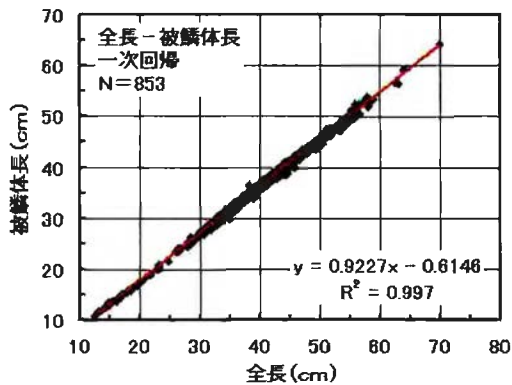


図33. 全長-被鱗体長関係(一次回帰)

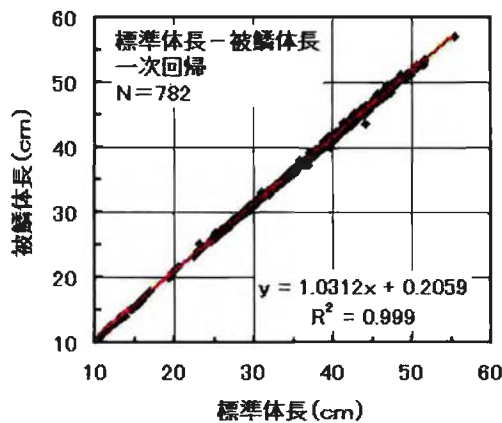


図34. 標準体長-被鱗体長関係(一次回帰)

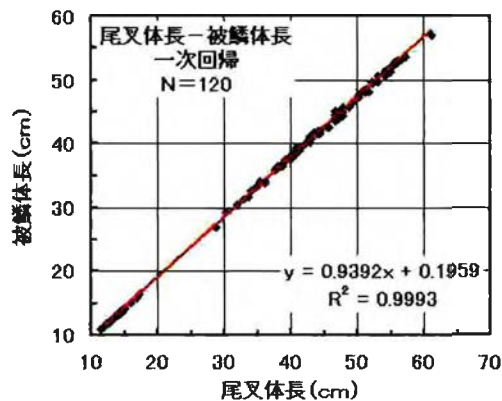


図35. 尾叉体長-被鱗体長関係(一次回帰)

考 察

1. 被鱗体長-体重関係 先述のように、集荷場での時間的制約の中で、多数個体のデータを収集するには、迅速な測定が要求され、かつ最小限の項目に絞る必要があり、主に被鱗体長のみの測定となった。一方、漁獲量、資源量は重量で表され、漁獲尾数、

資源尾数の重量換算を必要とするため、体重データが必要となる。本研究では、上記により体重を測定する機会は限られており、データ数が不足した。

そこで1984年に筆者が得ていた613尾の体長・体重測定データを、今回得られた329尾のデータと共に用いることとした。いわば2つの年代の測定データを用いることとなった。

その結果、両年代データの体長-体重関係は両対数座標上で1本の直線上に並び、1つの体長-体重関係式で表すことが出来た。2つの年代を跨いでピワマスの体長-体重関係は一定であったということが出来る。

2. 体長の変換(換算式) 体部位の大きさ、特に部位長関係はアロメトリー式で近似される¹²⁾。2つの部位をXとYで表すと、

$$Y = a \cdot X^b \quad (1)$$

となる。

一方、一次式で近似できるとすると、

$$Y = c + d \cdot X \quad (2)$$

に適合することになる。

本研究において、全長、尾叉体長および標準体長と被鱗体長との関係が(1)(2)の両式で、ともに高い決定係数で近似することができた。

この現象は、(1)式における回帰係数が、 $b \approx 1$ であったことによる。アロメトリー式(1)は実質的には、「少なくとも本研究の測定体長範囲内では」という条件は付くが、

$$Y \approx a \cdot X$$

という一次直線式に近似されることになる。

すなわち、体長間の換算式は、本来はアロメトリー式とされるべきだが、少なくともピワマスのこれらの簡易換算式として、標本体長の範囲内では、一次回帰式を使用することは理論的にも可とされよう。

文 献

- 1) 山岸宏(1977)：成長の生物学. pp198, 講談社, 東京.
- 2) 山岸宏(1987)：成長の比較生物学. 動物の成長と発育. (猪貴義・後藤信男・星野忠彦・佐藤博 編), 194-218, 朝倉書店, 東京.

第4章 ビワマスの資源動態モデル

第1章では琵琶湖におけるビワマスの年齢・サイズ構造の解析を行った。2006～09年の漁獲魚、回帰親魚の年齢組成、体長組成が安定的であったことから、この期間の年齢・体長組成を統合したモデル資源について解析し、現在の資源構造を推察した。

第2章には、標識放流再捕調査の結果を示した。具体的には、Petersen 法によって初期資源尾数(種苗放流時点)を推定し、琵琶湖におけるビワマス資源の規模を概観した。そして、それが県漁連の増殖事業による種苗放流尾数とほぼ一致し、加えて2+～4+齢における標識魚の混獲率が一定であること等の傍証から、現在のビワマス資源は種苗放流に依拠していると推測した。

第3章では、第1章、第2章で個体サイズに体長を用い、個体群サイズに尾数を用いて進めてきた解析を、資源量へ換算するための体長-体重関係式を求めた。

ところで、水産資源の構造を解明する目的は、水産資源の状態を診断するための指針や、資源を適正に管理するための指標を得ることである。

本章では、ビワマスの資源構造を総合的に表す資源動態モデルを構築し、そのモデルによる資源量の推定や資源特性の検討を試みた。具体的には、年齢構造を有する水産資源にとって、基本的な資源動態モデルの「成長・生残モデル(Dynamic pool model)」を礎とし、一部改変したモデルに、漁獲量や前章までに求めた年齢・サイズ構造、初期資源添加尾数、体長-体重関係等のパラメータ推定値を入れて、「ビワマスの資源動態モデル」を構築し、ビワマスの資源量、資源特性値等の推定等、生物学的観点からの資源管理¹⁾に関する基礎的解析を行った。

材料および方法

成長・生残モデル 成長・生残モデルは、加入量あたり漁獲量モデル(Yield per Recruitment model: YPR)ともいわれ、資源を年級群に分け、その成長や生残の時間的過程を追っていくもので、成長乱獲を管理することを目的とする資源動態モデルとされる²⁾。このモデルは、あてはめようとする水産資源

が、「加入量が一定で、漁業が安定しているならば」という仮定の成立、すなわち、「ある年の全ての年級の漁獲尾数の和=1年級群からの生涯漁獲尾数」(これを年平均漁獲尾数という)を仮定して構築される資源動態モデルである。

第1章、第2章の結果が、上述のモデルの仕組みや要求する条件に適合するものとして、このモデルを礎としたビワマスの資源動態モデルを以下の様に構築した。

初期資源尾数・加入尾数 第2章において、初期資源尾数は、県漁連の種苗放流数とほぼ一致し、近年のビワマス資源は種苗放流に依拠していることが推察された。そこで、初期資源尾数は、同一手法で安定的に実施されている2004年以降の平均種苗放流数とした。

第1章より、漁獲開始年齢は1+で、漁期は概ね6月に始まるから、加入時期を種苗放流後1年の1歳の春とした。加入尾数は、初期資源尾数に澤田(1998)³⁾の1996年級群に関する研究結果から推定した加入までの1年間の生残率を乗じて求めた。

加入以降の減少過程 加入以後の個体数の減少は、漁獲死亡と自然死亡による。

漁獲死亡に関しては、近年の平均漁獲量が平衡漁獲状態を表すものとした上で、第1章で求めたモデル資源の漁獲魚の年齢組成、年齢別平均体長および、体長-体重関係(第3章)の換算式を用いて年平均漁獲尾数を求めた。

加入年齢以降の自然死亡は、一般に、ある程度低く安定した値となるとされ、一定の値としてモデルに組み込まれる。ビワマスの場合、加入以降の自然死亡の要因は、第1章で追究した回帰親魚の年齢組成が示す成熟死亡以外には見あたらない。ビワマスは漁獲魚、回帰親魚ともに5歳魚までしかみられず、ビワマスの全ての個体は漁獲されなければ6歳までに成熟死亡すると思われる。成熟以外の自然死亡はあるだろうが、必然的な現象である成熟死亡に比して、偶発的なその割合は小さいと考えられる。本研究では成熟死亡以外の自然死亡は、無視できるほど少ないと仮定した。すなわち、ビワマスは漁獲されなければ回帰親魚の年齢組成(=年齢別成熟死亡

の割合)に従って、全て6歳を迎えることなく成熟死亡するものとし、自然死亡を成熟死亡に置き換えたモデルを構築した。

年平衡成熟死亡尾数は、加入尾数から年平衡漁獲尾数を減じて求め、年齢別の成熟死亡尾数は第1章で求めたモデル資源の回帰親魚の年齢組成を平衡成熟状態として、年平衡成熟死亡尾数に、年齢組成の年齢別割合を乗じて求めた。

こうして求めた減少過程のパラメータによる仮想年級群をモデル年級群とし、これについて資源解析を進めた。

資源尾数・資源量の推定 年平衡資源尾数は、モデル年級群の年齢毎の生残尾数を加算して求めた。

年平衡資源量は、年齢毎の生残尾数に、体長-体重関係式を用いて年齢別平均体長から換算した体重を乗じ、それらを加算して求めた。

資源特性値の推定 構築した資源動態モデルに基づき、モデル年級群の生残過程を示す資源特性値(生残率、漁獲率、成熟死亡率、全減少係数、漁獲係数、成熟死亡係数)および漁獲利用の指標値(資源利用率、YPR、CPR)を求めた。

結 果

生活史の順を追って、以下の様に琵琶湖におけるビワマスの資源動態モデルを構築した。

1. 初期資源尾数(N₀)

2004~09年の種苗放流数(平均体重)は、年の順に972千尾(2.21g)、649千尾(2.10g)、889千尾(1.95g)、877千尾(2.06g)、894千尾(2.37g)、721千尾(2.25g)で、平均は834千尾(2.06g)であった。ただし、2005年は標識放流年で、放流尾数649千尾には、大型種苗(第2章;12.8g,約2万尾)も含む。その上で構築する「モデル年級群」の初期資源尾数には、3月時点、平均体重2gの当歳魚として、2004~09年の平均放流尾数を充てることとする。

○本項で求めたパラメータ:

初期資源尾数: $N_0 = 834000$ (尾)

2. 加入までの生残率(S₀)と尾数(R)

第1章に示したように、漁獲開始年齢は1+である。

従って、1歳で加入するとしてモデル年級群の初期資源~加入の1年間の生残率, S_0 と加入尾数, $R(=N_1:1$ 歳尾数)について、次のように算出した。

澤田(1998)³⁾は、1996年秋に放流後約6ヶ月の当歳魚資源尾数を推定した(その中央値は396896尾;筆者注)。この年春の県漁連の放流尾数149000尾(平均体重2.6g)が当歳魚資源の16.2%に相当すると推定した。よってその年春の当歳魚資源尾数は919753尾と計算される。この尾数は第2章でも述べたように現在の初期資源尾数推定値とも近く、資源規模も近かったと思われる。また放流サイズもほぼ等しい。従って初期生残の条件も近いと考えられ、本研究の当歳魚の生残過程にも、この生残過程を適用した。

生残式は一般に、初期資源尾数を N_0 、単位時間 t 後の尾数を N_t とすると、

$$N_t = N_0 \cdot e^{-Zt}$$

で示される。ここで、単位時間を0.5年として上記の1996年級群の数値を代入すると、

$$0.5\text{年後の尾数} : N_{0.5} = 396896$$

$$\text{初期資源尾数} : N_0 = 919753 \quad \text{より、}$$

$$\begin{aligned} e^{-Z} &= N_{0.5} / N_0 \\ &= 396896 / 919753 \\ &= 0.431525 \end{aligned}$$

よって単位時間(0.5年)あたりの全減少係数 Z は

$$\begin{aligned} Z &= -\ln 0.431525 \\ &= 0.840431 \end{aligned}$$

となった。

従って加入(1歳)までの生残率(S_0)は、

$$\begin{aligned} S_0 &= N_1 / N_0 = e^{-2Z} \\ &= e^{-2 \times 0.840431} \\ &= 0.186213 \end{aligned}$$

と推定された。この生残率を本研究のモデル年級群に適用すると、加入尾数 $R(=N_1)$ は次の様になる。

$$\begin{aligned} R(=N_1) &= N_0 \cdot S_0 \\ &= 834000 \times 0.186213 \\ &= 155302 \quad (\text{尾}) \end{aligned}$$

○本項で求めたパラメータ:

加入までの生残率: $S_0 = 18.6213$ (%)

加入尾数($=N_1$): $R = 155302$ (尾)

3. 平衡漁獲量(Y_w)とその尾数(C_t)

第1章で示した2006~09年の漁獲魚の統合年齢組

成と同期間の平均漁獲量および第3章で求めた体長-体重関係式を用いて、年平衡漁獲尾数(Y_n)を求めた。まず、漁獲量であるが、2006~09年の漁獲量は、順に19ト、27ト、33ト、27トである(2006~08年は滋賀農林水産統計年報に、2009年は琵琶湖海区漁業調整委員会事務局の調査資料による)。そこで年平衡漁獲量(Y_w)をこの4ヶ年の平均値とした。

$$Y_w = 26.5 \text{ (ト)}$$

次に、年平衡漁獲尾数を求めた。モデル資源の漁獲魚の年齢別頻度(P_c;第1章図12参照)、およびその年齢別平均体長(L_c,cm;第1章表12参照)を表34に示す。また同表には第3章で得た体長-体重関係式

$$W = 0.0140 \cdot L^{2.9960}$$

のLに年齢別平均体長を代入して求めた年齢別理論体重(W_c,g)も示す。

表34. 漁獲魚の年齢組成、平均体長、理論体重

年齢(n)	年齢頻度(P _c)	平均体長(L _c ,cm)	理論体重(W _c ,g)
1+	0.042	31.9	448.2
2+	0.458	38.0	757.1
3+	0.382	43.2	1111.8
4+	0.099	48.0	1524.5
5+	0.019	54.0	2169.6

年平衡漁獲尾数をC_tとすると、表34より、

$$Y_w = C_t \cdot \sum_{n=1}^5 (P_{cn} \cdot W_{cn}) \quad (n: \text{年齢})$$

$$= 26500000 \text{ (g)}$$

だから、年平衡漁獲尾数は、次の様に求まった。

$$C_t = 26500000 / 982.4476$$

$$= 26973 \text{ (尾)}$$

なお、年齢別の漁獲尾数C_n(n歳の漁獲尾数)は、

$$C_n = C_t \cdot P_{cn} \quad (P_{cn}: n歳の年齢頻度)$$

により次の様に求まった。

$$1+: C_1 = 1133 \text{ (尾)}$$

$$2+: C_2 = 12354 \text{ (尾)}$$

$$3+: C_3 = 10304 \text{ (尾)}$$

$$4+: C_4 = 2670 \text{ (尾)}$$

$$5+: C_5 = 512 \text{ (尾)}$$

○本項で求めたパラメータ:

$$\text{年平衡漁獲量} : Y_w = 26.5 \text{ (ト)}$$

$$\text{年平衡漁獲尾数} : C_t = 26973 \text{ (尾)}$$

4. 平衡成熟死亡尾数(M_t)

ビワマスは生涯に1回成熟して死亡する。

従って、ビワマスは漁獲されなければ、1+~5+のいずれかの年齢で成熟して寿命を迎える。モデル資源の回帰親魚の年齢別頻度(P_m)や年齢別平均体長は

第1章(図20、表20)で求めた。年齢別頻度(P_m)、年齢別平均体長(L_m,cm)と、漁獲魚と同様にして求めた年齢別理論体重(W_m,g)を表35に示す。

表35. 回帰親魚の年齢組成、平均体長、理論体重

年齢	年齢頻度(P _m)	平均体長(L _m ,cm)	理論体重(W _m ,g)
1+	0.066	30.6	395.7
2+	0.299	39.2	831.0
3+	0.436	45.1	1264.9
4+	0.172	49.5	1671.7
5+	0.037	53.6	2121.8

加入以降の総成熟死亡尾数(=年平衡成熟死亡尾数)をM_tとすると、次のように求まる。

$$M_t = R - C_t$$

$$= 155302 - 26973$$

$$= 128328 \text{ (尾)}$$

M_tを年齢別に分解する。

年齢別成熟死亡尾数M_n(n:年齢)は、

$$1+: M_1 = 0.056M_t = 7186 \text{ (尾)}$$

$$2+: M_2 = 0.299M_t = 38370 \text{ (尾)}$$

$$3+: M_3 = 0.436M_t = 55951 \text{ (尾)}$$

$$4+: M_4 = 0.172M_t = 22072 \text{ (尾)}$$

$$5+: M_5 = 0.037M_t = 4748 \text{ (尾)}$$

となった(ただし、四捨五入が原因の誤差有り)。

○本項で求めたパラメータ:

$$\text{年平衡成熟死亡尾数} : M_t = 128328 \text{ (尾)}$$

5. 平衡資源尾数(N_R)と平衡資源量(B_T)

以上、1モデル年級群の加入以降の死亡過程を推測してきたが、琵琶湖には漁獲魚、回帰親魚とも5+まで存在するから、平衡状態の仮定の元では、5モデル年級群が1歳ずつ存在することになる。年齢別の資源尾数は、これまでに求めた値から次のように計算された(ただし四捨五入による誤差有り)。

$$1\text{歳} : N_1 = R = 155302$$

$$2\text{歳} : N_2 = N_1 - C_1 - M_1 = 146982$$

$$3\text{歳} : N_3 = N_2 - C_2 - M_2 = 96258$$

$$4\text{歳} : N_4 = N_3 - C_3 - M_3 = 30003$$

$$5\text{歳} : N_5 = N_4 - C_4 - M_4 = 5261$$

$$6\text{歳} : N_6 = N_5 - C_5 - M_5 = 0$$

従って、琵琶湖内に生息するビワマスの加入後の尾数(N_R)は、これらの和で計算され、次のようになった(ただし四捨五入による誤差有り)。

$$N_R = 433807 \text{ (尾)}$$

なお、このN₁~N₆はモデル年級群の年齢毎の生残尾数でもある。

平衡資源量は、資源尾数が上述のように算出でき

たので、これに年齢別の体重(表34)を乗じて求まるが、資源量はそのうちの漁獲可能サイズの個体だけが対象となるので、次のように検討を行った。

生物資源は年齢と共に成長する反面、数は減少するが、漁獲開始年齢付近では、全個体が漁獲対象にはなっていない事が多い。そこで、年齢を横軸にとり、年齢別の漁獲尾数と資源尾数の比(C_n/N_n ; これは後述の年齢毎の漁獲率, E_n である)を縦軸にとって図36に示す。 C_n/N_n 比は図に明らかな様に4歳でやや低くなるが、3歳以降で安定し、全個体

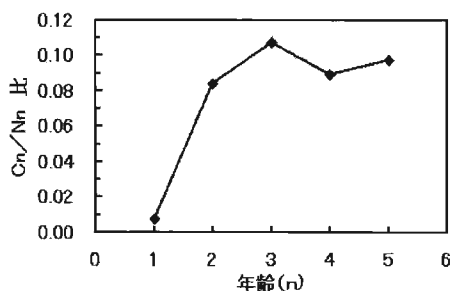


図36. [漁獲尾数/資源尾数]比の年齢別の変化

が漁獲対象となる状態であり、その比の3~5歳の平均は、 $C_n/N_n=0.098$ である。それに対して、1歳は、 $C_1/N_1=0.007$ 、2歳は $C_2/N_2=0.084$ である。従って、資源量の算出にあたって各年齢の漁獲対象資源尾数は1歳の資源尾数に7/98、2歳の資源尾数に84/98を乗じ、それ以降の年齢は各年齢の資源尾数のままとした。この検討をふまえると、年齢別の資源量 B_n は年齢別に次のように計算された。

$$1歳: B_1=448.2 \times 7N_1/98 \quad (g)$$

$$2歳: B_2=757.1 \times 84N_2/98 \quad (g)$$

$$3歳: B_3=1111.8 \times N_3 \quad (g)$$

$$4歳: B_4=1524.5 \times N_4 \quad (g)$$

$$5歳: B_5=2169.6 \times N_5 \quad (g)$$

従って、琵琶湖のピワマスの平衡資源量(B_t)はこれらの和として計算された。

$$B_t = 265 \quad (ト)$$

この資源量に相当する漁獲対象資源尾数(N_R')は、

$$N_R' = (7 \cdot N_1 + 84 \cdot N_2) / 98 + \sum_{n=3}^5 N_n$$

$$= 269392 \quad (尾)$$

となり、これが実質的な加入後の資源尾数である。

○本項で求めたパラメータ:

$$\text{年平衡資源尾数} : N_R = 433807 \quad (尾)$$

$$\text{漁獲対象資源尾数} : N_R' = 269392 \quad (尾)$$

$$\text{年平衡資源量} : B_t = 265 \quad (ト)$$

6. モデル年級群の生残過程と漁獲の影響

6.1. モデル年級群の生残過程 ここまでの推定値を用いて、モデル年級群の生残過程を整理すると次のようになる。

$$\text{初期資源 (0+, 春)} : N_0 = 834000 \text{ 尾}$$

$$0.5 \text{ 年後 (0+, 秋)} : N_{0.5} = 834000 \times e^{-0.840431}$$

$$= 359891 \quad (尾)$$

$$\text{加入時 (1+, 春)} : N_1 = 155302 \quad (尾)$$

2+~5+(各々漁期前): 前項で年齢別資源尾数として求めており、2+~5+の順に、146982尾、96258尾、30003尾、5261尾である。

求めたモデル年級群の生残過程を、図37に示す。

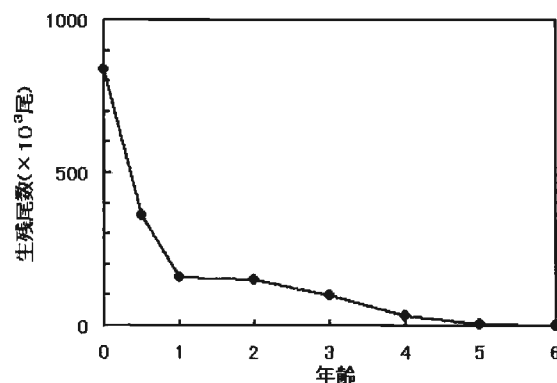


図37. モデル年級群の生残過程

この生残過程において漁獲の影響が現れるのは1歳以降である。これまでに求めたモデル年級群の1歳以降の年齢毎の生残尾数と死因別の死亡尾数を一括して表36に示す。

表36. モデル年級群の年齢毎の生残数と死亡数

年齢	生残尾数	漁獲死亡数	成熟死亡数
n	N_n	C_n	M_n
1	155302	1133	7186
2	146982	12354	38370
3	96258	10304	55951
4	30003	2670	22072
5	5261	512	4748

6.2. 生残率(S_n)・漁獲率(E_n)・成熟死亡率(D_n)

年齢毎の生残率、漁獲率、成熟死亡率は、表36の生残尾数、死亡尾数を次式に代入して求めた。

$$\text{生残率}(S_n) : S_n = N_{n+1} / N_n$$

$$\text{漁獲率}(E_n) : E_n = C_n / N_n$$

$$\text{成熟死亡率}(D_n) : D_n = M_n / N_n$$

結果は表37に示す。また図38には年齢毎の死亡率と原因別の死亡率の年齢による違いを示す。

表37、図38に示すように、年齢別の漁獲率は、同年齢の成熟死亡率に比べて常に低かった。成熟死亡

率は年齢の上昇と共に高くなるのに対して漁獲率は3歳以降ほぼ一定で、かつ、最高値が3歳の10.67%と全体的に低かった。成熟死亡率は全死亡率の多くの部分を占め、全死亡率はその上昇と共に上昇した。

また、表37に明らかなように、当然のことながら生残率及び各死亡率の間には、

$$1 - S_n = E_n + D_n$$

という関係が成立していた。

表37. 年齢毎の生残率と原因別死亡率

年齢	生残率	漁獲率	成熟死亡率
n	S _n	E _n	D _n
1	0.9464	0.0073	0.0463
2	0.6549	0.0840	0.2611
3	0.3117	0.1070	0.5813
4	0.1753	0.0890	0.7357
5	0.0000	0.0974	0.9026

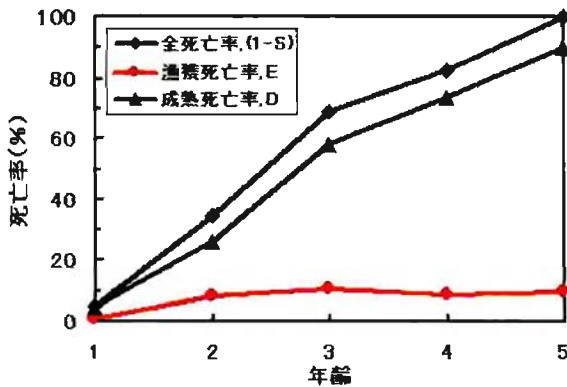


図38. 年齢別死亡率の年齢による変化

6.3. 全減少係数(Z)・漁獲係数(f)・成熟死亡係数(m)

全減少係数(z)、漁獲係数(f)、成熟死亡係数(m)は、上述の生残率(S)、漁獲率(E)、成熟死亡率(D)から次のように求めた。

全減少係数(Z_n)と生残率(S_n)の間には次の関係がある(nは年齢を指す)。

$$S_n = e^{-Z_n} \text{ すなわち、 } Z_n = -Ln(S_n)$$

また、漁獲係数(f_n)と成熟死亡係数(m_n)は、既出のS_n、Z_n、E_n、D_nとの間に、

$$f_n = Z_n \cdot E_n / (1 - S_n)$$

$$m_n = Z_n \cdot D_n / (1 - S_n)$$

という関係がある。これらの関係式に表37の値を代入して求めた結果を表38に示す。また、図39には年齢毎の各減少係数の年齢による変化を示す。表38に示すように、全減少係数(Z_n)と漁獲係数(f_n)、成熟死亡係数(m_n)との間には、

$$Z_n = f_n + m_n$$

という理論どおりの関係がみられたが、成熟死亡係

表38. 年齢毎の減少係数

年齢	全減少係数	漁獲係数	成熟死亡係数
n	Z _n	f _n	m _n
1	0.0551	0.0075	0.0476
2	0.4233	0.1031	0.3202
3	1.1657	0.1813	0.9844
4	1.7411	0.1879	1.5532

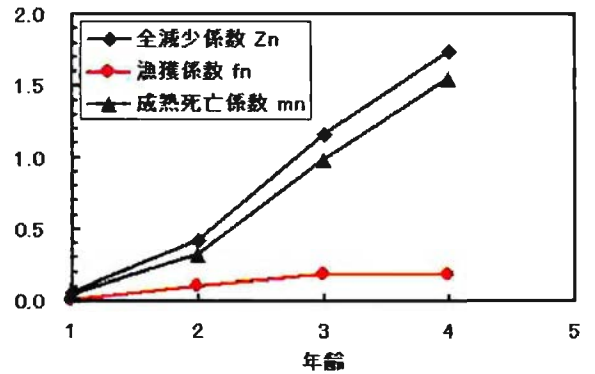


図39. 年齢別減少係数の年齢による変化

数(m_n)は年齢と共に上昇するのに対し、漁獲係数(f_n)は成熟死亡係数m_nに比べて小さく、f_n/Z_n(%)は10.79%(4+)~24.36%(2+)と低く推移した。その結果、全減少係数(Z_n)は、m_nの上昇によって年齢と共に上昇した。

また、死亡の指標値である「率」と「係数」の年齢による変化過程を比較すると、図38と図39に明らかなように、両者は類似の傾向を示し、成熟死亡の指標値が年齢と共に上昇することで全体の死亡の指標値が上昇する一方、漁獲死亡の指標値は、年齢によらず一定で、成熟死亡に比べて低かった。

6.4. 漁獲の生残過程への影響 生残過程全体への漁獲の影響をみるために、加入以降の累積生残率曲線と、漁獲死亡を除いた場合の累積生残率曲線を図40に示す。図に明らかなように、両線は全年齢を通じて類似した軌道を描き、生残過程への漁獲の影響が大きい。さらに、漁獲死亡が無い場合、本来

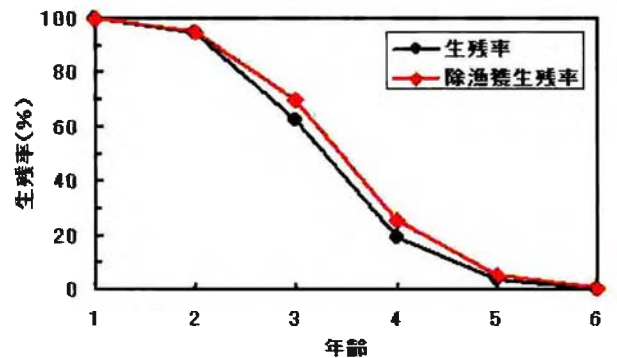


図40. 加入以降の生残率(漁獲を除く場合との比較)

漁獲されるはずの個体にも、成熟死亡率に従っての死亡はあるはずである。それを考慮に入れた漁獲が無い場合の累積生残率曲線(赤線)を、加入以降の累積生残率曲線(青線)と共に図41に示す。図41では、両生残率曲線はさらに接近し、漁獲しなくても成熟死亡することがわかる。

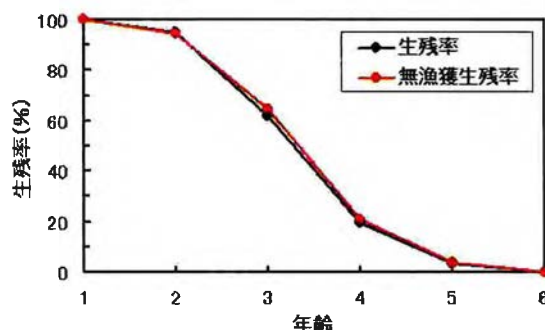


図41. 加入以降の生残率(漁獲がない場合との比較)

以上のように、モデル年級群の死亡に関する指標値(率、係数)や生残過程でみる限り、ピワマス資源に対する漁獲の影響は生涯を通じて低かった。

7. 資源利用の評価

7.1. 資源利用率(E_t , E_w) 資源尾数(資源量)に対する漁獲尾数(漁獲量)の割合は、普通「漁獲率」というが、年齢毎の生残尾数に対する漁獲死亡数の割合として求めた上記の漁獲率 E_n と区別するため、ここでは資源利用率(尾数: E_t 、重量: E_w)という。

E_t と E_w はそれぞれ、

$$E_t = C_t / NR' = 26973(\text{尾}) / 269392(\text{尾}) \\ = 0.10013 \approx 0.1$$

$$E_w = Y_w / B_t = 26.5(\text{トン}) / 265(\text{トン}) \\ = 0.1$$

と算出された。すなわち、本モデルでみると、近年の琵琶湖のピワマス資源に対する資源利用率は、尾数でも重量でも10%となった。

7.2. YPR(Y/R)、GPR(C/R) これらは、利用状況から資源を診断する指標値である。YPR(Y/R)は、加入1尾あたりの漁獲量(Yield Per Recruitment)で、平衡漁獲量を平衡加入尾数で除して得られ、

$$YPR = Y_w / R \\ = 26.5 \times 10^6 / 155302 \\ = 170.6353 \approx 171 \text{ (g/尾)}$$

となった。一方、CPR(C/R)は、加入1尾あたりの漁獲尾数(Catch Per Recruitment)のことで、平衡漁獲

尾数を平衡加入尾数で除して得られ、

$$CPR = C_t / R \\ = 26973 / 155302 \approx 0.17$$

と求まった。

総括ならびに考察

本章では、第1～第2章の研究結果と第3章で求めた体長-体重関係式、それに近年の漁獲量データを用いて、ピワマスの資源動態モデル構築を試み、そのモデルから資源尾数、資源量、資源特性値の推定を行った。

本章の内容は、大きく2つに分けることができる。すなわち、第1にはピワマスの資源動態モデルの構築に関する内容、第2には構築したモデルによるピワマス資源の分析に関する内容である。

そこで、まず、構築した資源動態モデルについて、次いで、構築したモデルから推測したピワマス資源の特徴について総括・考察する。

1. ピワマス資源動態モデル

1.1. モデル選択 本研究の主題である「資源構造」を解明する目的には、資源管理のための生物学的な観点からの指針、すなわち和田(2001)¹⁾のいう生物学的資源管理基準値を得ることに重きがある。水産資源を適正に管理するために資源解析が行われ、その結果から生物学的資源管理基準値を得る、そのための一手法として、資源動態モデルの適用が位置づけられる。本章のねらいは、解明した資源構造を表現する資源動態モデルを構築し、資源管理のための基礎的指針とすることである。

資源動態モデルには、歴史的・理論的背景や、魚種、データの型、解析目的等の条件によって、様々なものが開発され、用いられてきた。

松宮(1996)²⁾は、資源動態モデルの類型について解説しており、その概要は次の通りである。

(1)余剰生産モデル(Production model: PM型)は、資源状況を知見の乏しい段階で暫定的に概観する手法で、①自然増加量である加入と成長をひとまとめにしており抽象的であること、②自然増加と漁獲は時間的ずれがあることなどの欠点があり、実際にあてはまる事例が少ない。

(2) 加入量あたり漁獲量モデル(Yield per Recruitment model: YPR 型)は、成長乱獲抑制のための資源管理モデルで、加入量が親魚量に依存しないことを前提として確立された、つまり再生産を考慮しないモデルである。資源評価手法の基本的モデルとして重用されてきた。

(3) 加入量あたり産卵資源量モデル(Spawning per Recruitment model: SPR 型)は、再生産機構を重視した、加入乱獲抑制のための資源管理モデルで、産卵量(Spawning)と加入量(Recruitment)の比を重視して資源の安定を意図する時に用いられる。

和田(2001)¹⁾は、「生物学的観点から資源状態を示す生物学的資源管理基準値を設定する上で基礎となる資源動態モデルは、①再生産モデル(Spawner-recruit model)、成長・生残モデル(Dynamic pool model)、③生産量モデル(Production model; =余剰生産モデル:筆者注)である」と述べ、続いて、「どのモデルを選択するかは、対象とする資源生物の生活史特性と利用できるデータに基づく」と述べている。

本研究では資源動態モデルの選択は、和田¹⁾のいう利用できるデータに依るところが主で、対象とする資源生物の生活史特性は、副次的な条件となった。すなわち、本研究では齢・サイズ構造(第1章)、初期資源尾数(第2章)、体長-体重関係式(第3章)を求めてきた。これらに統計資料から漁獲量のデータが得られた。以上が本研究でモデル構築に利用できるデータであった。

一方、本研究の対象であるビワマスに関しては、①親魚量、産卵量等、再生産関係の把握は行われておらず、それらのデータが利用できないこと、②ビワマスの初期資源量は種苗放流量にほぼ一致し(第2章)、現状では加入量が産卵親魚や産卵量の多寡に依っていないこと、の二つの理由から、本研究の場合、資源管理のモデルとしてはより完成されている加入量あたり産卵資源量モデル(SPR 型)や、生涯1回産卵のサケ・マス類に多用される再生産モデルは適用できなかった。

以上のことから、本研究では成長・生残モデル(Dynamic pool model)のYPR 型を礎として選択し、適用した。

1.2. モデルに必要な仮定 ビワマスの資源動態モデルの構築にあたり、いくつかの条件・仮定が必要となる。

まず、礎とする成長・生残モデルが必要とする一般的な仮定として、

- ① 加入量が一定である、
- ② 資源が安定し、漁業が平衡漁獲状態である、をおいた。これらに加えて、本研究独自のモデル構築のために、
- ③ 初期資源尾数は放流尾数と等しいもの(第2章)として、2004~09年の平均放流尾数とする、
- ④ 加入までの生残率は、年代に関わらず変化せず、澤田(1998)³⁾からの推定値が適用できる、
- ⑤ 自然死亡の全てを成熟死亡とする。すなわち、このモデルでは漁獲死亡以外の死亡を成熟死亡に吸収させて、

「自然死亡率(係数) = 成熟死亡率(係数)」
とする、
という仮定をおいた。

これらの仮定の妥当性について検討する。

- ①、②については、第2章の結果から、資源添加量(尾数)は、種苗放流尾数とほぼ一致していること、そして序章で述べた様に、近年(2004年以降)の種苗放流は手法的にも、数量的にも安定して実施されていることから、2005年以降の資源加入量はほぼ一定とみなせる。また、漁獲量については第1章で述べたように2006~09年の資源構造は安定的で、この間の漁獲量(19~33ト)の変化の幅も、序章で述べた1950年代以降の漁獲量の変化に比べれば大きくない。
- ③については、2005年級群の初期資源尾数 = 放流尾数等の第2章の結果と近年の放流実態から、仮定が成立する。
- ④については、第2章で述べたように、1996年と現在の初期資源尾数の推定値が近い値であることから、琵琶湖のビワマス当歳魚のバイオマスが、同水準だとすれば、1996年級群の初期生残率を現在の資源状況に適用することは可能と考えられる。
- ⑤については、ビワマスの加入までの自然死亡の指標値は、前述のように1996年級群の推定値があるが、加入以降については皆無である。第1章で述べたように、ビワマスの年齢は漁獲魚、回帰親魚とも1+~5+であることから、ビワマスの寿命を6歳未満と考えると、ビワマスは漁獲されなくても6歳までに全て死亡することとなり、加入以降の自然死亡のうち回帰親魚の年齢毎の一定割合の成熟死亡は不可避の、しかも大きな割合を占める自然死亡要因である

ことは明らかである。また琵琶湖におけるビワマスの生態的な地位からみても、未成魚期以降の生活史において、成熟死亡ほど必然的、かつ大きな割合を占める死因はないとすることに無理はないと考えられる。

1.3. 漁獲方程式 本研究では、2006～09年のビワマス資源に対して平衡資源状態を仮定し、資源構造を表す資源動態モデルを、成長・生残モデルを礎に構築した。

一般に、成長・生残モデルでは、対象とする資源生物の減少過程を、連続的な現象として微分形式⁴⁾で表現し、全減少係数; Z_n 、漁獲係数; f_n 、および自然死亡係数; m (本研究では成熟死亡係数、 m_n) を用いて解析される。

この場合、加入以降の資源尾数の算出は、次の漁獲方程式、

$$N_{n+1} = N_n \cdot e^{-(f_n+m)} \quad \dots (1)$$

$$C_n = N_n \cdot f_n \cdot (1 - e^{-(f_n+m)}) / (f_n+m) \quad \dots (1)'$$

を、 N_n について解いて求められる。

本研究においても、減少係数(全減少係数、漁獲係数、成熟死亡係数)を定法に従って算出した。

しかし、ビワマスの場合、漁獲は滋賀県漁業調整規則による採捕禁止期間の10～11月を除く周年可能ではあるが、実際の漁期は6～9月であり、成熟死亡の時期は10～11月である。すなわち、ビワマスの死亡過程は、年単位におきる不連続な過程であり、これを連続モデルを適用して微分形式で解析するより、年単位の、離散モデルを適用する方が合理的である。

また、式(1)、(1)'では加入以降の自然死亡係数は一定として解析されるが、本研究では自然死亡係数に成熟死亡係数(m_n)を充てている。そしてこれは一定ではなく、加齢とともに上昇する(表38、図39)。

田中(1960)⁵⁾は、漁獲方程式(1)、(1)'に関して詳細に検討し、自然死亡係数が変化する場合についても言及して「数式的に言えば自然死亡係数(筆者注:原文中ではM)が年令によって異なっても、もしこれが年令の関数として与えられてさえいれば、全く問題ではない。しかし、結果的には漁獲係数(筆者注:原文中ではF)や自然死亡係数が一定の場合に比べて、いろいろと変わった点があらわれてくる」とし、年齢の関数の場合には数学的モデルへの取り込

みが可能としながらも、その他の場合は「なん等かの方法で実際の状況を、簡単なモデルで近似し或は代用できれば便利であろう」と述べている。すなわち、自然死亡係数が一定の場合に比べて、自然死亡係数の変化過程を表すための何らかの工夫が必要になる。本研究の場合、加齢とともに上昇する m_n の変化過程について検討するとすれば図39に見られるように、年齢に対する成熟死亡係数 m_n の変化過程は直線に近い様相を呈することから、近似的に回帰直線を求めて、漁獲方程式に取り込むことも数学的には可能であろう。しかし実際には成熟死亡は年単位の離散的な現象であり、時系列への m_n の連続的な変化をモデルに取り込むことは不要と考える。

従って以上のことから、資源尾数の推定には、連続モデルの漁獲方程式方程式(1)、(1)'は適用せず、減少過程を漁獲魚と回帰親魚の年齢別の死亡率(漁獲死亡率、成熟死亡率)として、つまり離散的数値として、年齢毎にあてはめる離散モデルの漁獲方程式:

$$N_{n+1} = N_n(1 - E_n - D_n) \quad \dots (2)$$

$$C_n = N_n \cdot E_n \quad \dots (2)'$$

を適用して解析した。

離散モデルの漁獲方程式による解析という点では、本研究はVPA (Virtual Population Analysis) と共通であり、むしろこの資源動態モデルの構築の先に、毎年の漁獲尾数を代入して年毎の資源量を推定するVPAがあるといえる。赤峰(2010)⁶⁾はVPAの漁獲方程式に関して「VPAは離散モデルですから、連続モデルの係数を用いるよりも率を用いることが自然です」と述べ、また「頑健でミスの少ない手法を選ぶのも一法だと思います。その意味でも率を用いる方が安全だと思います」とも述べていて、離散モデルとして「率」を使用することの合理性を推している。

以上のことから、死亡過程は必ずしも連続モデルとしてその変化過程を微分形式による「係数」で示す必要はなく、本研究の場合の様に離散モデルとして「率」を用いればよい場合もあるといえる。次章において、過去の年代の資源構造を解析・比較する場合も「係数」ではなく「率」を用いる。

なお、連続モデルの漁獲方程式(1)、(1)'と、この離散モデルの漁獲方程式(2)、(2)'との関係については、赤峰(2010)⁶⁾に解説されている。これを参

考に、式(1)、(1)'から式(2)、(2)'への変換の過程を、本研究の文字、記号に改め、若干加筆して以下に示す。

定義より、漁獲率, E_n を

$$E_n = f_n \cdot (1 - e^{-(f_n + m_n)}) / (f_n + m_n) \cdots (3)$$

同じく定義より、自然死亡率, D_n を

$$D_n = m_n \cdot (1 - e^{-(f_n + m_n)}) / (f_n + m_n) \cdots (4)$$

とおき、(3)+(4)で

$$E_n + D_n = 1 - e^{-(f_n + m_n)} \cdots \cdots \cdots (5)$$

となる。これを移項して

$$e^{-(f_n + m_n)} = 1 - E_n - D_n \cdots \cdots \cdots (6)$$

(6)を(1)に、(3)を(1)'に代入(ただし、代入する(1)、(1)'は、本研究では m が m_n である)すると、

$$N_{n+1} = N_n \cdot (1 - E_n - D_n) \cdots \cdots \cdots (2)$$

$$C_n = N_n \cdot E_n \cdots \cdots \cdots (2)'$$

となる。

2. 構築モデルによるビワマス資源の特徴

構築したビワマスの資源動態モデルから推定した資源尾数、資源量、資源特性値からビワマス資源の特徴について総括し、考察を加える。

2.1. 資源尾数と資源量の推定値 本研究で構築した資源動態モデルにおいて、平衡状態にあるモデル年級群の1+~5+齢の尾数と重量を各々合計して、琵琶湖における加入以降の現存尾数と重量を推定し、それを元に漁獲対象となる資源尾数と資源量を、各々269392尾、265トンと推定した。漁獲対象と付したのは、漁獲対象ではない小型魚を除いたという意味である。

これまでに、琵琶湖におけるビワマスの資源量、資源尾数が推定された例がないため、本研究の推定値を現段階で評価・検証することはできず、それは今後の研究に委ねられることになる。

また、これらの推定値は、仮想のモデル年級群による資源量、資源尾数の概数である。実際にある年の資源量、資源尾数を推定するには、前出のVPAのような資源(量、尾数)推定手法を適用して解析する必要がある。その際には、本章で資源構造に基づいて構築した資源動態モデルが礎となり得るだろう。

次章では、本章で構築したモデルを過去の

年代に適用して、各年代の資源構造の解析とその比較を行い、本モデルを通して資源構造の変化と資源変動の関係を推測し、併せて、本モデルの資源診断、あるいは資源管理への適用性を探る。

2.2. 漁獲利用 このモデルを適用してのビワマス資源の漁獲利用状況は次のようになった。

単純に資源量(尾数)に対する漁獲利用の割合を資源利用率(尾数: E_t , 重量: E_w)として求めると、尾数でも、重量でも10.0%となった。すなわち、資源の1割を漁獲していることになる。

また、YPRは171g/尾、CPRは0.17と推定された。すなわち、ビワマス資源について、資源加入魚1尾あたり171gを漁獲し、尾数では0.17尾を漁獲していることになる。

本モデルから導かれたこれらの指標値からみると、資源利用の割合は、一般論としては低いと思われる。それは漁獲死亡率が低いことを示す図38~41をみても明らかであろう。ただし、ビワマスという魚類資源にとって、この指標値が低いのかどうか、言い換えれば指標値が示す漁獲利用状況の資源に対する影響の評価は、この時点までの解析では不明であるが、次章において他の年代との比較を通して可能となろう。

文 献

- 1) 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—, 246-263. 社団法人日本水産資源保護協会, 東京.
- 2) 松宮義晴(1996):水産資源管理概論, 水産研究叢書, 46, pp77. 社団法人日本水産資源保護協会, 東京.
- 3) 澤田宣雄(1998):ビワマスの種苗法流効果. 平成8年度醒井養鱒場業務報告, 39-40.
- 4) 能勢幸雄・石井丈夫・清水誠(1988):水産資源学, pp 217 東京大学出版会. 東京
- 5) 田中昌一(1960):水産生物の Population Dynamics と漁業資源管理. 東海区水産研究所研究報告, 28, 1-200.
- 6) 赤峰達郎(2010):水産資源のデータ解析入門, pp 178, 恒星社厚生閣, 東京.

第5章 ピワマスの資源構造の変化

前章では、第1章で検討した2006～09年の琵琶湖におけるピワマス資源の年齢構造・サイズ構造と、第2章で推定した初期資源尾数を元にして、これらに漁獲量データを加えて、成長・生残モデルを元に、ピワマスの資源構造を表す資源動態モデルを構築した。

本章では、過去に実施されたピワマスの年齢と体長の組成に関する研究報告を検索し、それらが各々の年代を代表するものとして、本研究も含めた各年代のピワマスの年齢組成、体長組成、年齢別体長組成などの資源構造を、本研究のデータ様式に統一して比較した。さらに前章で構築した資源動態モデルを各年代の資源構造に適用し、各年代の推定資源量や生残過程等の資源特性値を漁獲量との対比などによって、各年代の資源構造、漁獲量、資源量との関係や、それらの年代を跨いでの変化過程を検討した。

材料および方法

ピワマス漁獲量の変化

ピワマスの過去の漁獲量は、1955年以前については滋賀県統計書(滋賀県)によって1943年まで遡ることができた。1956年以降は滋賀農林水産統計年報(農

林水産省 近畿農政局)による。両資料を元にピワマス漁獲量の変遷を図42に示す。なお、両資料では魚種は「マス」と記載されているが、序章でも述べたように、ピワマスを指すものとする。

過去の年齢組成・体長組成の資料

過去に行われた琵琶湖のピワマスに関する資源学的研究のうち、年齢組成、年齢別の体長組成が明らかにされている研究を検索した。それらを研究年順に列挙する。

- ①末富寿樹・大杉久治(1952)¹⁾：琵琶鱒の資源. 滋賀県水産試験場研究報告, 2, 78-83.
- ②びわ湖生物資源調査団(1966)²⁾：ピワマス. びわ湖生物資源調査団中間報告, 726-728.
- ③田中秀具・大江孝二・山中治(2007)³⁾：琵琶湖におけるピワマスの年齢・体長組成. 滋賀県水産試験場研究報告, 52, 1-12.

漁獲量の経年変化を示す図42には、これらの研究の対象年、および本研究の研究対象年を赤印で示す。図にみられるように、各研究対象年は漁獲量の変化過程において、各々特徴的な時期に位置する。すなわち、1950年は漁獲量が豊富な時期、1963～64年は漁獲量が急減した直後の時期、1984～85年は漁獲量が低水準ながらも安定的に推移する時期、本研究の

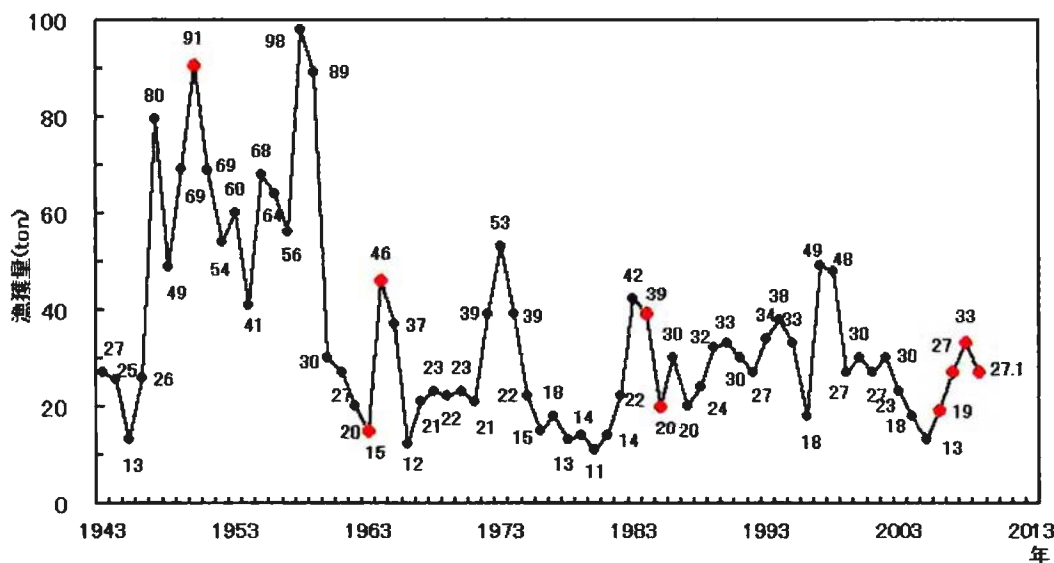


図42. ピワマスの漁獲量の変遷 (滋賀県統計書、滋賀農林水産統計年報他を元に作成)

*) 図中の数字は、漁獲量(t)を表す。

**) 赤印は、本研究の年齢組成・年齢別体長組成の解析対象年である。

対象年は1990年代に急増した後、一旦減少し、その後回復しつつある時期に相当する。

文献・資料データの解析

文献・資料について、本研究と比較をするべく次のように解析した。解析方法を年代順に示す。

1950年 末富ら(1952)¹⁾には、1950年に姉川で採捕された回帰親魚のヒストグラムで表された年齢別体長組成が記されており、年齢別頻度はその度数を元に算出した。測定された体長は被鱗体長、そのヒストグラムの階級幅も1cmで、ともに本研究と共通であった。その階級値を体長として、その度数から、平均体長、年齢別平均体長、およびそれらの標準偏差を求めた。

1963～64年 びわ湖生物資源調査団(1966)²⁾は、1963年と1964年の夏の漁獲魚、秋の回帰親魚の雌雄別体長組成、年齢別体長組成を度数ヒストグラムで記している。雌雄の別を結合して各年の漁獲魚、回帰親魚のヒストグラムを作成した。またこの研究では測定体長が標準体長であったため、第3章の換算式(アロメトリー式)によって被鱗体長に変換した後、ヒストグラムの階級値を各個体の体長としてその度数を計数し、平均体長、年齢別平均体長、および標準偏差を求めた。本研究第1章と同様に各年の頻度ヒストグラムに改めた後、2ヶ年分を統合して、年齢組成、体長組成、年齢別体長組成を求めた。また、その年齢別平均体長と標準偏差を求めた。これらはこの年代(1960年代)の代表値とした。

1984～85年 田中他(2007)³⁾の1984～85年の報告は本研究と同様式のデータであった。2ヶ年分を統合して年齢・体長組成、年齢別体長組成と平均・標準偏差を求め、この年代(1980年代)の代表値とした。

これら各年代について、本稿第1章と同様に漁獲魚、回帰親魚の別に、年齢別体長の平均と標準偏差から、年齢別体長組成の正規分布近似を行った。

以上の各年代に本稿第1章の結果を加えて、漁獲魚と回帰親魚の年齢・体長組成、年齢別体長等を比較した。なお、1950年の報告は漁獲魚に関する記述がないため、親魚に関する比較のみとなった。

資源動態モデルの適用による比較

異なる年代の資源構造を比較し、漁獲量変動と対比し、そこから資源構造と資源動態との関係を見いだすことを目的として、漁獲魚と回帰親魚の年齢・体長組成が既知の1963～64年(1960年代)と1984～85年(1980年代)について、第4章で構築した資源動態モデルをあてはめ、モデルによる資源量推定値や資源特性値を、第4章で検討した2006～09年(2000年代)を含めた3年代間で比較した。

結 果

1. 漁獲魚の年齢・体長組成

1960年代、1980年代、および2000年代の漁獲魚の年齢・体長組成について比較した。

1.1. 年齢組成 各年代の年齢組成を表39と図43に示す。これらの年代に共通する年齢組成の特徴は、2+の頻度が最も高く、次いで3+で、これらで8割以上を占めるという点であった。

年代別に年齢組成の特徴をみると、1960年代は5+

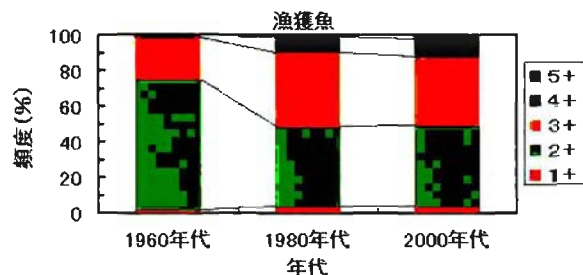


図43. 漁獲魚の年齢組成の年代間比較

がないことや、頻度が2+に集中することなど、組成が若齢側に偏り、平均年齢も2.24歳で対象の3年代中で最も低かった。

表39. 年代別の漁獲魚の年齢組成と平均年齢

年代	全年齢(%)	1+(%)	2+(%)	3+(%)	4+(%)	5+(%)	平均年齢
1960年代	100	2.2	72.9	23.3	1.6	0.0	2.24
1980年代	100	3.9	44.8	41.6	8.7	1.0	2.58
2000年代	100	4.2	45.8	38.2	9.9	1.9	2.60

表40. 年代別の漁獲魚の平均体長・年齢別平均体長(標準偏差) 単位: cm

年代	全年齢	1+	2+	3+	4+	5+
1960年代	34.8(4.3)	23.9(4.2)	33.7(3.3)	39.3(2.3)	47.7(1.4)	-
1980年代	35.5(4.8)	23.0(3.4)	33.1(2.4)	38.1(3.2)	43.4(3.2)	48.8(5.2)
2000年代	41.0(5.6)	31.9(2.7)	38.0(3.1)	43.2(4.0)	48.0(4.3)	54.0(4.0)

これに対して1980年代と2000年代は、1960年代ほど2+に集中せず、3+と4+に分散した。平均年齢は1980年代が2.58歳、2000年代が2.60歳で、4+、5+の割合も含めて、後者が若干高齢の傾向があった。

1.2. 平均体長と年齢別体長 比較した3年代の平均体長および年齢別平均体長と標準偏差を表40に示す。漁獲魚の平均体長は年代順に34.8cm、35.5cm、41.0cmと2000年代が大きかった。

年齢別の平均体長を比較すると、図44に示すように、1+~3+の体長は1960年代と1980年代とではほぼ

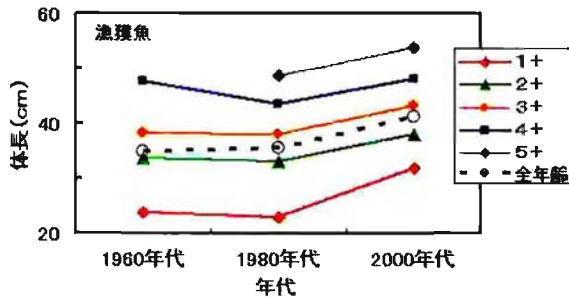


図44. 漁獲魚の平均体長・年齢別体長の年代間比較

等しいのに対して、2000年代は大きかった。4+は個体数の少ない年代があること、5+は1960年代にはいないことから、これら高齢部分の比較は避けた。

年代間の体長の比較で特筆すべきは、2000年代が全年齢の平均体長はもちろん、年齢別の体長も全ての年齢で比較年代中最大であったことである。

1.3. 年齢別体長の分布形状 各年代の体長、年齢別体長のヒストグラム、各々の近似正規分布曲線を

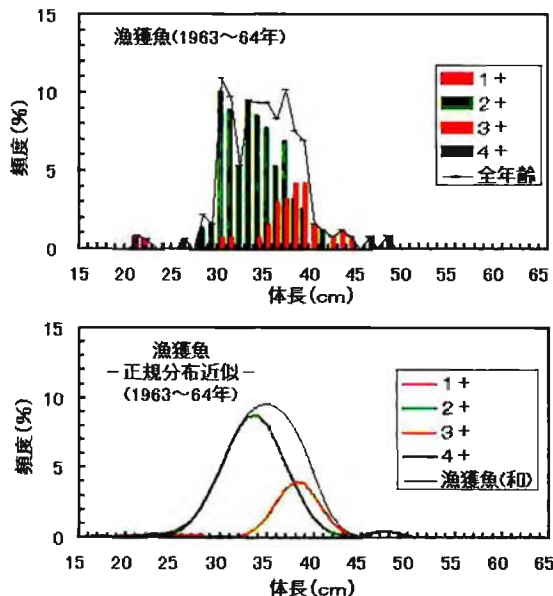


図45. 1960年代の漁獲魚の年齢別体長組成(上)とその近似正規分布(下)

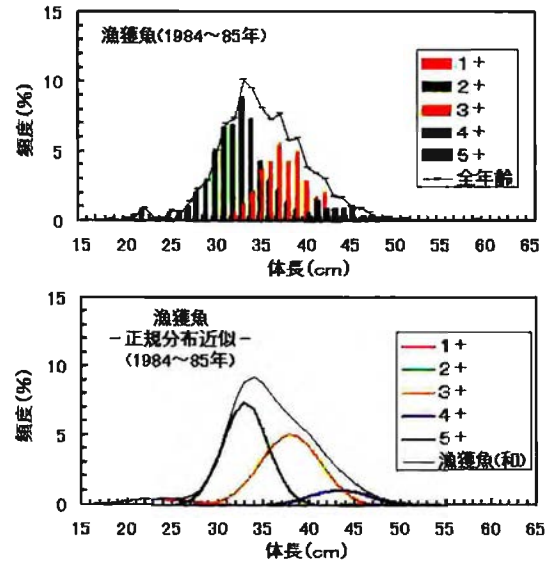


図46. 1980年代の漁獲魚の年齢別体長組成(上)とその近似正規分布(下)

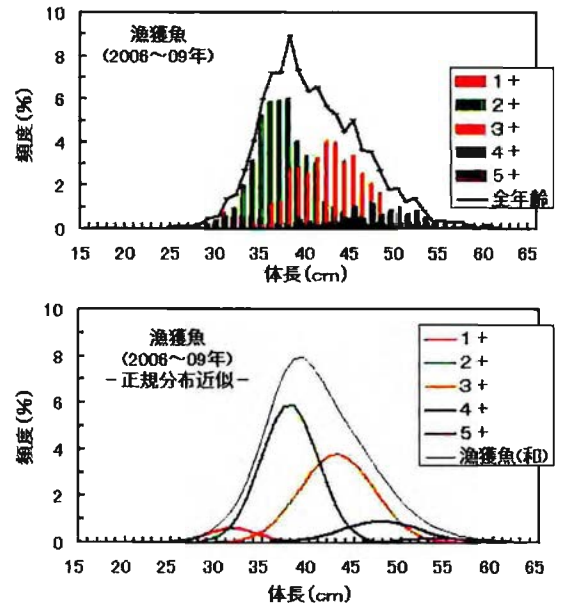


図47. 2000年代の漁獲魚の年齢別体長組成(上)とその近似正規分布(下)

*) 図13の横軸を体長15~65cmの表示に変更して再掲。図45~47に示す。なお各図中の「漁獲魚(和)」の曲線は正規分布曲線ではなく、年齢毎の近似正規分布の和を示す曲線である。

これらの図は、各年代の年齢組成、体長組成、年齢別体長組成を総合的に表している。各図の上下の図を比較で明らかな様に、どの年代でも年齢別体長組成は正規分布に近い形状で、年齢組成の特徴は正規分布曲線にも現れていた。例えば全ての年代で2+が最も多いが、その全体に占める割合が72.9%と非常に高い1960年代は、漁獲魚(和)の曲線が2+の曲線に近い曲線となった。それに対して組成のピークが2+

と3+に分散し、両方で80%以上を占めている1980年代と2000年代は漁獲魚(和)の曲線は2+と3+の分布の影響を受けて裾が広い形状となった。

これらの正規分布近似曲線からみた漁獲魚の年齢・サイズ構造の、3年代に共通した特徴は、

- ①年齢別の体長組成が、概ね正規分布で近似できたこと、
 - ②いずれの年代でも漁獲魚(和)の曲線が程度の差はあれ、右側に裾が広がること、
- の2点であった。

2. 回帰親魚の年齢・体長組成

漁獲魚について解析した3年代に、1950年を加えた4年代を対象に、回帰親魚の年齢・体長組成を比較した。

2.1. 年齢組成 各年代の回帰親魚の年齢組成を、表41、図48に示す。回帰親魚の年齢組成の年代間の

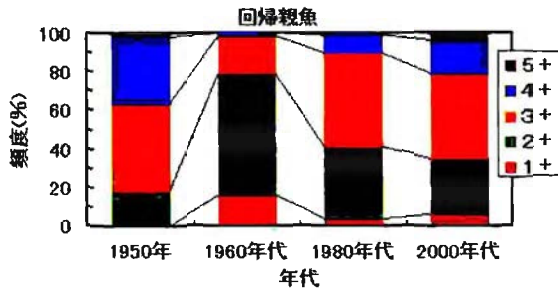


図48. 回帰親魚の年代別の年齢組成

相違は、漁獲魚より顕著であった。1950年は1+がない、2+の比率が低く4+の比率が高いなど、比較年代中最も高齢側に偏った組成で、平均年齢は3.20歳であった。1960年代は1+が1割以上、2+が6割以上を占め、5+がないなど、比較年代中最も若齢傾向にあり、平均年齢は2.05歳であった。1980年代と2000年代は先の2年代の中間的で、3+が最も多く次に2+が多くて、併せて80%以上を占める組成であったが、2000年代の方が2+の比率が低く、4+、5+が多いなど

表41. 年代別の回帰親魚の年齢組成と平均年齢

年代	全年齢	1+(%)	2+(%)	3+(%)	4+(%)	5+(%)	平均年齢
1950年	100	0	17.9	45.5	35.0	1.6	3.20
1960年代	100	16.4	63.4	18.7	1.5	0.0	2.05
1980年代	100	3.7	37.7	48.8	9.2	0.6	2.65
2000年代	100	5.6	29.9	43.6	17.2	3.7	2.84

表42. 年代別の回帰親魚の平均体長・年齢別平均体長(標準偏差) 単位: cm

年代	全年齢	1+	2+	3+	4+	5+
1950年	42.7(4.6)	-	37.5(4.3)	42.5(4.2)	45.6(3.9)	46.0(-)
1960年代	34.1(4.3)	25.0(2.7)	34.1(3.3)	41.9(4.2)	46.2(5.2)	-
1980年代	36.8(4.8)	26.8(2.3)	35.3(3.6)	41.0(2.5)	45.6(2.3)	48.0(4.7)
2000年代	43.6(6.5)	30.6(2.8)	39.2(4.0)	45.1(4.0)	49.5(3.9)	53.6(5.0)

の点で、若干高齢傾向にあり、平均年齢も2.65歳と2.84歳で、2000年代の方が高かった。

2.2. 平均体長と年齢別体長 平均体長、年齢別平均体長、及びそれらの標準偏差を表42に示し、図49には年齢別平均体長の年代間比較を示す。

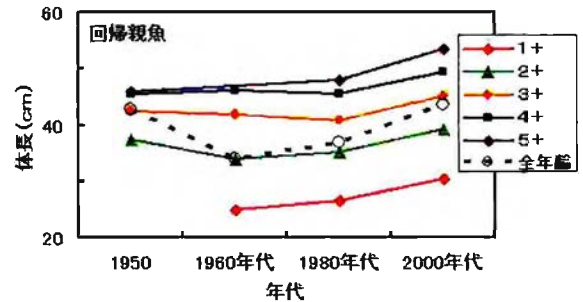


図49. 回帰親魚の平均体長・年齢別体長の年代間比較

平均体長(±標準偏差)は年代の順に42.7(±4.6)cm、34.1(±4.3)cm、36.8(±4.8)cm、43.6(±6.5)cmで、2000年代が最大、1950年がそれに次ぎ、逆に最も小さいのは1960年代であった。

年齢別平均体長は図48に示す様に、2000年代を除く3年代は、年齢組成の中心となる2+と3+で1950年が大きい傾向はあるものの全体的には類似していたのに対して、2000年代は漁獲魚と同じく、全ての年齢で他のどの年代より大きかった。

2.3. 年齢別体長の分布形状 各年代の体長、年齢別体長のヒストグラムと、各々の近似正規分布曲線を年代別に図50~53に示す。なお図中の「親魚(和)」の曲線は正規分布曲線ではなく、年齢毎の近似正規分布の和を示す曲線である。

これらの図は漁獲魚の場合と同じく、各年代の年齢組成と年齢別体長組成を総括的に示している。各図の上下を比較すると、どの年代でも年齢別体長組成は正規分布に近い形状であり、年齢組成の特徴は正規分布曲線にも現れた。例えば、1950年は3+と4+が多いことが特徴的だが、親魚(和)の曲線はその特

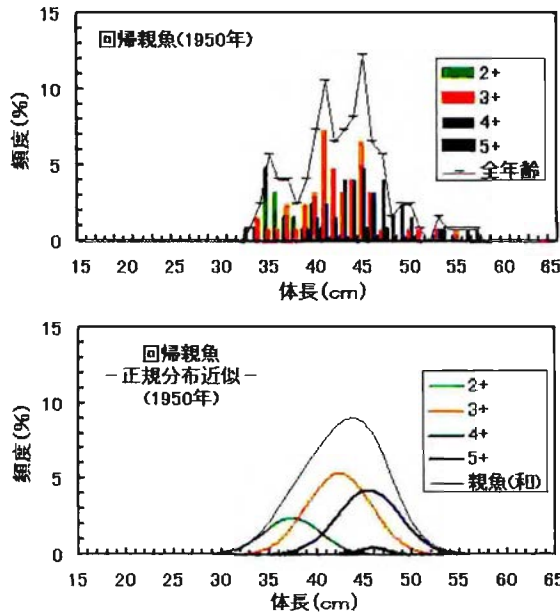


図50. 1950年の回帰親魚の年齢別体長組成(上)とその近似正規分布(下)

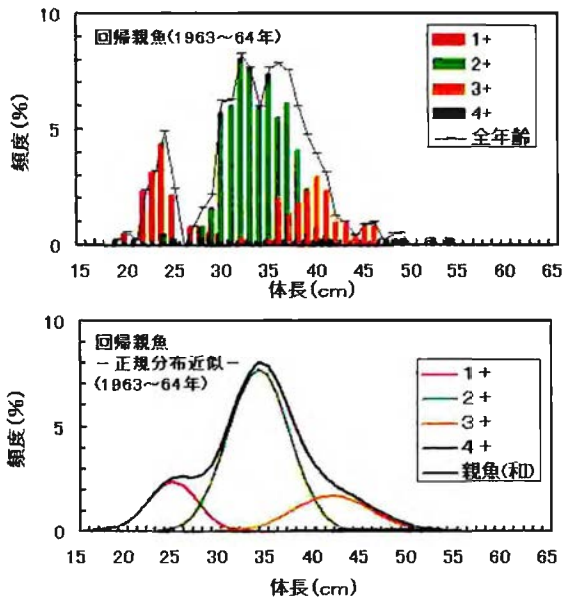


図51. 1960年代の回帰親魚の年齢別体長組成(上)とその近似正規分布(下)

徴として、頂点が3+と4+の中間に位置し左裾が広がった形状を示したのに対して、1960年代は2+が63.4%と高頻度で、次いで1+の頻度が高いが、親魚(和)の曲線はその特徴を表して、1+の部分がやや突状となった以外は、ほぼ2+の曲線に沿う形状となった。

これらの年齢別体長分布の近似正規分布曲線からみた回帰親魚の齢-サイズ構造の全年代に共通した特徴は、

- ①年齢別の体長組成が、漁獲魚と同じく概ね正規分布で近似できること、

- ②いずれの年代でも親魚(の和)の曲線が程度の差はあれ、裾が漁獲魚とは逆に左側に広がること、の2点であった。

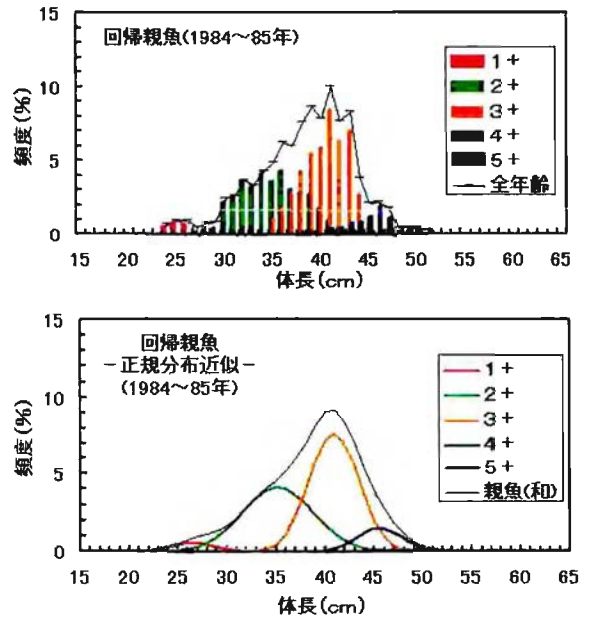


図52. 1980年代の回帰親魚の年齢別体長組成(上)とその近似正規分布(下)

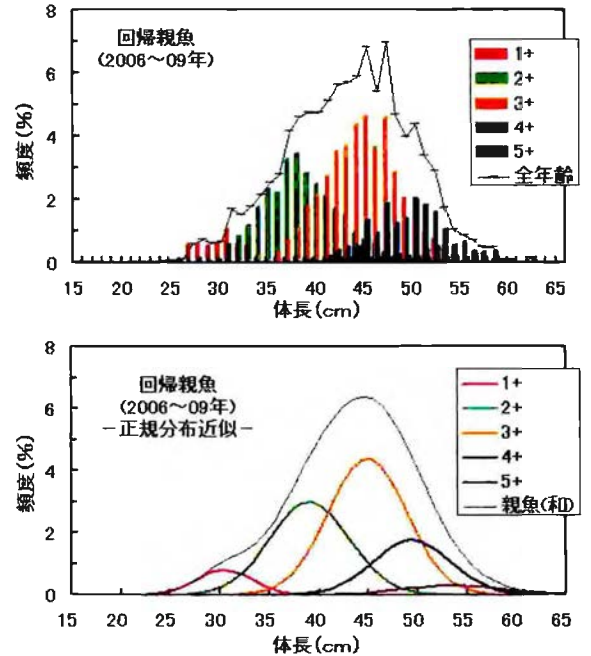


図53. 2000年代の回帰親魚の年齢別体長組成(上)とその近似正規分布(下)

*) 図21の横軸を体長15~65cmの表示に変更して再掲

3. 資源動態モデルの適用

前述のように、漁獲魚と回帰親魚の年齢組成と年齢別体長組成は、年代間に共通した特徴もあったが、各々異なる特色・様相を呈した。また「材料および方

法」で述べたように、ここで比較した年代は、漁獲量の変遷過程で、特徴的な位置にある。

そこで、第4章において構築を試み、検討したピワマスの資源動態モデルを、漁獲魚、回帰親魚両方のデータが揃う1960年代と1980年代に適用し、第4章で検討した現在(2000年代)を加えて、3年代間の資源構造を比較した。

1960年代と1980年代へのモデル適用にあたって、次の仮定をおいた。

- ①各年代の平均漁獲量を、それぞれの年代における年平衡漁獲量とする。またその漁獲量と年齢組成、体長組成から算出した年齢別漁獲尾数の和を年平衡漁獲尾数とする。
- ②加入以降の自然死亡は成熟死亡のみとする。
- ③初期資源(当歳魚、体重2g時点)から加入(1+齢、漁獲開始直前)までの死亡率は、年代毎に変化しないものとする。

以上3項目の仮定は、第4章のモデル検討における仮定である。また、他の年代では、年齢別の成熟死亡は既知であるが、加入尾数推定値がないため、成熟死亡尾数が不明である。そこで、これを推定するため、次の仮定を追加した。

- ④年齢毎の成熟死亡率は年代毎に変わらない。言い換えれば、ピワマスが年齢毎に成熟する割合は、どの年代でも変わらないという仮定である。

この仮定により、第4章で求めた2000年代の年齢別成熟死亡率を他の年代にも適用する。

3.1. 年平衡漁獲量・年平衡漁獲尾数 各年代の漁獲量は調査年(各々2年)の前後各2年を加えて各々計6年間の平均漁獲量を各々の年平衡漁獲量とした。年平衡漁獲尾数は第4章と同様に求めた。すなわち、年平衡漁獲量を漁獲魚の年齢別体重(年齢別平均体長と体長-体重関係式から推定)に年齢別頻度を乗じ、それを全年齢について加算して求めた漁獲魚の平均体重で除して求めた。各年代の推定年平衡漁獲量と尾数は次のようになった。

1960年代：26.2トン 44118尾

1980年代：28.8トン 43529尾

3.2. 年平衡成熟死亡尾数 各年代の回帰親魚(=成熟死亡魚)の年齢組成は既知である。年齢別成熟死亡率は、上記の仮定④によって、本稿第4章で求めた2000年代の年齢別成熟死亡率(表37の D_n 値)を適用し、成熟死亡尾数の推定を以下のように行った。

年平衡成熟死亡尾数として D_n 値に従って死亡す

る初期資源100尾あたりの2000年代(モデル年級群)の年齢別成熟死亡尾数を算出する。一方、対象とする年代の回帰親魚の年齢組成から求まる年齢別成熟死亡尾数を、初期値を100尾として求める。年齢組成を固定した状態で、両者の年齢毎の尾数の差の二乗和が最小となるように、初期値をMS-エクセルのアドイン・ソルバーを用いて探索的に変化させ、モデル年級群100尾に対する対象年代の成熟死亡尾数を求め、その比率をモデル年級群の年平衡成熟死亡尾数に乗じて、対象年代の年平衡成熟死亡尾数を求めた。結果、各年代の年平衡成熟死亡尾数は次のように推定された。

1960年代：67857尾

1980年代：103853尾

3.3. 初期資源尾数・加入尾数 資源への加入尾数は、以上により求めた年平衡漁獲尾数と年成熟死亡尾数を加算して求めた。初期資源尾数は、前掲の仮定③により、資源加入尾数を、第4章で求めた生残率 $S_1(=0.186213)$ で除して求めた。各年代の推定値は次のように推定された。

初期資源尾数

1960年代：601328尾

1980年代：791472尾

資源加入尾数

1960年代：111975尾

1980年代：147382尾

3.4. 推定資源尾数・資源量 以上の各推定値を用いて、第4章の2000年代のモデル年級群と同様に、漁獲対象資源尾数と漁獲対象資源量を求めた。

1960年代：106659尾、63トン

1980年代：186428尾、123トン

3.5. YPR, CPR 資源評価の指数であるYPRとCPRは、上記の推定値から、

1960年代：YPR = 234(g/尾)、CPR = 0.39

1980年代：YPR = 195(g/尾)、CPR = 0.30

と計算された。

3.6. 動態モデルによる推定値の年代間比較 資源動態モデルにより求めた推定値を第4章の2000年代の推定値を加えて表43に示す。漁獲量は年代の順に、26.2トン、28.8トン、26.5トンと3年代間で類似していたのに対して、漁獲対象資源量は63トン、123トン、265トンと大きく異なり、後の年代ほど多くなった。また漁獲尾数は年代の順に、44118尾、43529尾、26973尾

と後ほど少なく、特に、2000年代が少なかったのに対して、漁獲対象資源尾数は106659尾、186428尾、269392尾と後の年代ほど多かった。

表43. 資源推定値の年代間比較

	1960年代	1980年代	2000年代
年平均漁獲量(t)	26.2	28.8	26.5
年平均漁獲尾数(尾)	44118	43529	26973
年平均成熟死亡尾数(尾)	67857	103053	128328
資源加入尾数(尾)	111975	147382	155302
初期資源尾数 [*] (尾)	601328	791472	834000
漁獲対象資源尾数(尾)	106659	186428	269392
漁獲対象資源量(t)	63	123	265
資源利用率(%)	41.6	23.4	10.0
YPR(尾/尾)	234	195	171
CPR(尾/尾)	0.39	0.30	0.17

*初期資源とは、当歳魚体重2g時点を指す。

図54～56には、加入以降の年齢毎の生残尾数の変化(黒印)を漁獲死亡を除いた場合のそれ(赤印)と併せて年代別に示す。これらの図では黒と赤の間隔が漁獲尾数に相当する。これらの図に明らかなように、

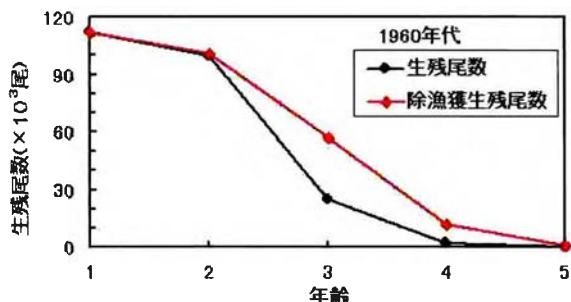


図54. 加入以降の年齢別生残尾数(1960年代)

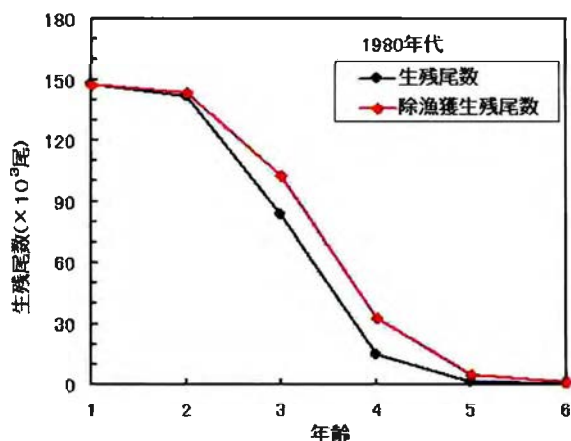


図55. 加入以降の年齢別生残尾数(1980年代)

1960年代、1980年代、2000年代の順に黒と赤の間隔が狭い。これは表43のCPR値に表れており、この年代順に小さくなっている。これは近年の漁獲尾数が生残尾数に対して相対的に少ないことを示しており、これは重量でも同様で、表43のYPR値に表れている。

以上のことをまとめると、漁獲量は3年代間で大

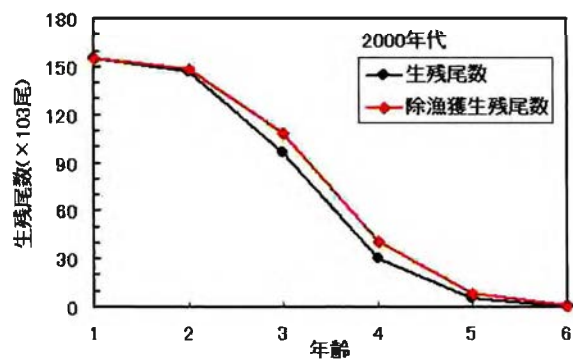


図56. 加入以降の年齢別生残尾数(2000年代)

きく異ならなかったが、漁獲対象となる資源量は、1960年代<1980年代<2000年代の順に多いと推定され、近年の資源量の増加に対して、相対的に漁獲利用の割合が低下していることを示す結果となった。

総括ならびに考察

本章の研究内容は、大きく2つに分けることができる。1つは、過去の年代の資源構造の解析とその年代間の比較である。2つめは、それらの年代の資源構造に資源動態モデルを適用し、年代毎の資源構造の特徴や相違が、そのモデルで如何に表わされるかの検証である。そこで、総括と考察もこの2つに分けて行う。

1. 年代別の資源構造の特徴と漁獲量

ここでは、各年代の資源構造の特徴を総括し、それを年代間で比較して、その相違を年代を経ての変化ととらえ、資源構造の変化と漁獲量の推移との関係を検討する。

1.1. 年齢構成 各年代の年齢組成の特徴は次のように整理できる(表39、41、図43、48参照)。

1950年：回帰親魚のみによる解析ではあるが、3+と4+を併せて8割を占める組成で、他年代に比べて高齢の傾向があり、平均年齢は3.20歳である。

1960年代：漁獲魚、回帰親魚とも2+に集中した若齢傾向の組成で、平均年齢も漁獲魚が2.24歳、回帰親魚が2.05歳と、ともに比較年代中最も低い。

1980年代、2000年代：年齢組成は類似しており、ともに漁獲魚は2+、3+の順に多い組成、回帰親魚は3+、2+の順に多い組成である。平均年齢は1980年代、2000年代の順に、漁獲魚が2.58歳、2.60歳、回帰親魚が2.65歳、2.84歳で、2000年代がやや高い傾向が

あり、それは回帰親魚で顕著である。

以上のことより、年齢組成は1960年代、1980年代、2000年代、1950年代の順で高齢傾向といえる。

1.2. サイズ構造 上記の年齢組成の解析をふまえて、各年代のサイズ構造を平均体長を中心にみると(表40、42参照)、年齢組成が最も若齢傾向の1960年代は漁獲魚(34.8cm)、回帰親魚(34.1cm)とも最も小さく、年齢組成が最も高齢に偏った1950年は大きく(回帰親魚:42.7cm)、1980年代はその中間である(漁獲魚:35.5cm, 回帰親魚:36.8cm)。2000年代は年齢組成が1980年代より高齢側に偏り、平均体長も漁獲魚(41.0cm)、回帰親魚(43.6cm)とも上回るが、問題は、平均年齢(回帰親魚:2.84歳)が1950年(3.20歳)より低いにも関わらず、1950年の回帰親魚(42.7cm)より大きい(43.6cm)ことについては年齢組成の差に基づく平均体長の差では説明できないことである。

年齢別の体長組成を比較すると、1960年代と1980年代は漁獲魚、回帰親魚とも年齢毎の体長はほぼ等しい(表40、42、図44、49)。また1950年の回帰親魚の年齢別体長は、これら両年代と類似するが、多くの年代で組成の中心を占める2+と3+の体長が大きい。そして2000年代は漁獲魚、回帰親魚とも1+~5+の全ての年齢で、比較年代中最大である。

従って、2000年代の平均体長がより高齢側に偏った組成の1950年より大きいのは、年齢毎の体長が大きいことにも起因するといえる。

1.3. 資源構造の変化パターン 以上のことから年齢構造とサイズ構造を併せて、年代別の資源構造の特徴を次のように整理することができる。

1960年代は若齢、小型で、1980年代、1950年代の順に高齢、大型であるが、2000年代は年齢構造が1950年に次ぐ高齢側への偏りに加えて、年齢毎の体長も大きいことで、平均体長は比較年代中、最も大きい。

ここまでの検討でビワマスの資源構造の変化のパターンを一般化すると、次のようになる。

- ①年齢構造とサイズ構造の変化は、基本的には連動しており、年齢構造が高齢側に変化すると大型化する。
- ②年齢構造に関わらず、年齢毎のサイズの変化がサイズ構造を変化させることもある。

1.4. 漁獲量の変化 各年代の資源構造と漁獲量との関係を検討するために、対象年代の漁獲量を、経年変化(図42)の中で位置づけると次のようになる。

1950年は、漁獲量の多い時代で、1950年代(1950

~59年)の平均漁獲量は69.0トンであった。

1960年代は漁獲量が1959年の89トンから1960年の30トンへと急減した後の時期に相当し、この年代(1960~69年)の平均漁獲量は25.3トンであった。

1960~80年代は、1964年(46トン)と1973年(53トン)の2度の突出した豊漁年を挟むものの、全体的には先の1950年代と比べて、漁獲量が低水準であった時期と言え、平均漁獲量は1970年代が25.7トン、次の1980年代が25.4トンで、1960年代とほぼ等しかった。ただし1980年代は1990年代(33.7トン)に向けて増加の兆しが見られた時期でもある。

2000年代の平均漁獲量(2000~09年)は24.7トンで、1960年代以降とほぼ等しい低水準であるが、その変化過程をみると、1990年代に増加した漁獲量が前半で減少したが、後半は回復傾向にある時期とみることができる。

1.5. 資源構造と漁獲量 資源構造と漁獲量の変化過程を年代毎に照合すると、次のようになる。

漁獲量が多かった1950年の回帰親魚は高齢で、それ故に大型で、かつ年齢別体長(2+, 3+)も比較的大型であった。漁獲量が急減した1960年代は漁獲魚、回帰親魚とも若齢で、それ故に小型で、かつ年齢毎の体長も小型であった。1980年代は、1960年代と漁獲量は変わらないが、1990年代に向けて増加傾向にあった時期で、1960年代に比べて高齢側へ動いたが、年齢別の体長は変化していない。2000年代は、先の2年代と比べると、漁獲量は同水準ながら年齢組成は高齢側へ動き、それに伴う大型傾向が顕著であった。その大型化は高齢化に加えて、年齢別体長の大型化にも依っていることが特徴的であった。

以上のように、資源構造が年代を追って変化したものの、漁獲量が1950年を除く3年代でほぼ等しく、資源構造の変化と漁獲量の推移との関係は明確にはならなかった。しかし、逆に言えば、漁獲量が等しくとも資源構造が異なり得るというユニークな事例ともいえる。このことには漁獲率が関係すると思われるが、それは資源動態モデルを適用した次項で検討する。

2. 資源動態モデルによる資源構造の検討

ここでは、本章の研究対象各年代の資源構造に資源動態モデルを適用し、年代を追っての資源構造、推定資源量および漁獲量の関係について検討する。

2.1. 資源構造と資源量 研究対象の年代のうち、1950年は漁獲魚の年齢・体長組成のデータがなく、資源動態モデルの適用ができなかったため、1950年を除く3年代について検討した。

各年代の資源構造に、資源動態モデルを適用して推定した漁獲対象資源量は、1960年代が63トン、1980年代が123トン、2000年代が265トンで、年代間で大きく異なっていた。

前項で述べた資源構造の変化を推定資源量の変化と対応させると、次のように推察できる。

若齢・小型であった1960年代は、資源量は少なかった。1980年代は、高齢化・大型化し資源量が増加したが、年齢別の体長は1960年代と変化していない。2000年代は、さらに高齢・大型となり、資源量もさらに増加した。

2.2. 漁獲量と資源利用の割合 一方、前項で述べたように、この3年代で漁獲量はほぼ等しかったのに対して、資源動態モデルで推定された資源量は、3年代で大きく異なった。またモデルから推定された E_w 、YPR、CPRといった資源に対する利用の割合を示す指標値は、いずれも1960年代が大きく、2000年代は小さく、1980年代はその中間であった(表43)。これらのことを整理すると、1960年代、1980年代、2000年代の3年代は、漁獲量がほぼ同じにも関わらず、資源構造および資源量推定値が異なったが、これは漁獲利用の割合の相違によって生じたと推察される。

2.3. 資源構造と資源動態 以上述べてきたように、資源構造の変化は資源動態を表す。従って資源構造をモニタリングすることで資源動態が把握できる。

次に掲げる2つの文献は、第1章で研究の動機を述べるべく少し引用したが、ここではその結果に着目して引用する。田中(1985)⁴⁾は、「漁獲は資源の死亡率の増加をもたらし、資源量は減少する。また、その結果として資源の体長組成、年齢組成などの内容が変化し・・・漁獲物の中にもそれらが反映される」、「漁獲が強められると死亡率が高くなり、その結果高齢魚が少なくなる。魚体は小型化する。大型魚の減少や平均体長の減少は、資源減少の証拠として注目すべきである」と述べている。

また、帰山(2004)⁵⁾は北海道系シロザケについて、個体群サイズが増加すると、体サイズが小型化し、

成熟年齢が高齢化するという密度依存効果がみられるとしている。

本章で述べてきた各年代のビワマスの資源構造と資源動態との関係は、これらに矛盾無くあてはまる。1950年はモデル適用による資源量の推定はできなかったが、回帰親魚の組成が高齢・大型で、漁獲量が継続的に高水準にあること(図42)から、資源量が豊富と推測される。年齢別体長が2000年代と比較して小型であることは、帰山(2004)のいう密度依存効果の現出かもしれない。漁獲量が急減した直後の1960年代は、若齢・小型で、推定資源量も少なかった。また年齢別体長が小さいことは、漁獲圧が強いことを示唆し、実際推定されたCPR、YPR値は比較年代中最高であった。1980年代は漁獲量は1960年代とほぼ等しかったが、資源構造にみられる高齢化と大型化が、資源量の増加を示唆し、推定資源量も1960年代より増加した。2000年代は、漁獲量は先の2年代と同水準ながら、資源構造のさらなる高齢化、大型化が、資源量がさらに増加したことを示唆し、推定資源量も多かった。その反面、年齢別体長の大型化は、密度依存効果の不在を示唆し、同時に漁獲圧が低いことをも示すものであろう。

このように、各年代の資源構造と、構築した資源動態モデルで推定した資源量や資源特性値との関係は、これらを年代を追っての変化過程(資源動態)としてみても矛盾なく適合した。

文 献

- 1) 末富寿樹・大杉久治(1952)：琵琶鱒の資源. 滋賀県水産試験場研究報告, 2, 78-83.
- 2) びわ湖生物資源調査団(1966)：ビワマス. びわ湖生物資源調査団中間報告, 726-728.
- 3) 田中秀具・大江孝二・山中治(2007)：琵琶湖におけるビワマスの年齢・体長組成. 滋賀県水産試験場研究報告, 52, 1-12.
- 4) 田中昌一(1985)：産資源学総論, pp381, 恒星社厚生閣, 東京
- 5) 帰山雅秀(2004)：サケの個体群生態学. サケ・マスの生態と進化(前川光司 編), 137-163, 文一総合出版, 東京.

第6章 総合結論

本稿では、各章の研究結果から導かれる事項の考察は、章毎に行った。本章では本研究の主題「琵琶湖におけるピワマスの資源構造」の結論を総括的に述べた後、本研究のもう1つの課題「種苗放流手法」について、資源構造との関係を中心に述べる。最後に資源構造解析の検証と応用という観点から、「資源構造と資源管理」について論ずる。なお本章は結論の章であり、論の展開上、止むを得ず他章との内容の重複を含むことを予め申し述べる。

1. 研究の総括と結論

ここでは、本研究を総括し、全体を通じての結論を述べる。

第1章では2006～09年の漁獲魚と回帰親魚の年齢・体長組成から、現在の琵琶湖におけるピワマスの資源構造について論じた。漁獲魚と回帰親魚の年齢・体長組成は、ともに調査期間を通じて安定していた。また年齢組成がともに1+～5+で構成され、2+と3+が主体で、4+を加えれば9割以上を占めることや、年齢別体長も漁獲魚と回帰親魚でほぼ等しいなどの特徴が見いだされた。また年齢別の体長分布は漁獲魚、回帰親魚ともに、いずれの年齢でも正規分布で近似できた。平均年齢は漁獲魚2.61歳、回帰親魚2.81歳で回帰親魚の方がやや高く、若干漁獲が成熟に先駆ける傾向があるものの、全体的には漁獲対象魚は、その年に成熟して親魚となる魚と同一群であると推察された。

第2章では、標識放流再捕調査(Petersen 法)によって、2005年春の当歳魚資源尾数を633000尾と推定した。この推定値は信頼区間が広く、精度に難はあるものの、種苗放流数629000尾にほぼ一致した。併せて標識魚の2+～4+にわたる同齡漁獲魚中の混獲状況の一様性が「2005年級群≒放流魚」であることを示唆した。これらの結果と2004～09年の種苗放流が、放流手法、放流サイズ、放流尾数に関して、2005年とほぼ同様であり、第1章で得た資源構造が安定的であるという結果と併せて、近年のピワマス資源は放流魚に依拠していることが推察された。

第3章では、体長-体重関係、標準体長-被鱗体長関係等の測定部位間の関係式を求めた。特に被鱗体

長-体重関係式は、個体サイズを表す部位として被鱗体長を用いた本研究の場合、資源尾数から資源量への変換(第4～5章)に必須である。また文献から過去の体長組成を求める際(第5章)に、1960年代の測定部位が標準体長で、これを被鱗体長に変換する必要があった。これらの関係式は、アロメトリー式となったが、各種体長相互の関係は一次直線式で表すことも可能であった。

第4章では、第1章の資源構造、第2章の当歳魚資源尾数推定値、第3章の体長-体重関係式および統計資料の漁獲量データを元に、2005～09年のピワマス資源の構造を総合的に表す資源動態モデルを構築し、資源量、資源尾数の他、減少過程やYPRやCPR等の漁獲利用指標などの資源特性値を推定した。モデルから推定された琵琶湖におけるピワマスの漁獲対象資源量は265トンであり、その資源利用率(E_w, E_t)は10.0%、YPRは171g/尾、CPRは0.17で、現在の漁獲圧は、一般論として高くはなく、むしろ低いことが示唆された。

第5章では、琵琶湖のピワマスに関する文献のうち、年齢・体長組成を明かしている1950年の回帰親魚、および1960年代(1963、64年)、1980年代(1984、85年)の漁獲魚、回帰親魚について抽出し、第1章で解析した2000年代(2006～09年)の資源構造と比較した。さらにそのうち、漁獲魚と回帰親魚両者の年齢・体長組成が明らかな年代に、第4章で構築した資源動態モデルを適用して、資源量(尾数)、資源特性値等を推定し、2000年代(第4章)と比較した。こうして比較した各年代の資源構造を、年代を追っての資源構造の変化ととらえて、次のように推測した。

- ①1950年の漁獲量、回帰親魚の年齢組成および年齢別の体長組成は、漁獲量が多いときには、回帰親魚の年齢組成が高齡傾向で、年齢別の体長が大型であったことを示唆した。
- ②漁獲量が急減した直後の1960年代はピワマスは若齡化、小型化が顕著であり、低資源量、高漁獲利用の年代であることが示唆された。
- ③1980年代は、漁獲量は1960年代と変わらないが、1990年代に向かって漁獲量が増加傾向にある時期で、組成がやや高齡側へ動き、年齢別体長もや

や大きい。1960年代より資源量が増加し、資源利用率が低下したことが推定された。

- ④2000年代は、漁獲量は1960年代、1980年代と同水準だが、組成は1980年代よりさらに高齢側へ動き、年齢別体長の大型化が顕著であり、また、1980年代よりさらに資源量が多く、資源利用率は比較した年代中、最も低いと推定できた。このように、第4章での「現在の資源に対する漁獲圧は、一般論として高くはなく、むしろ低い」という示唆が、他年代との比較によって支持された。

2. 資源構造と種苗放流

ここでは、ビワマスの資源維持あるいは、より積極的な意味では増殖の手段としての種苗放流のあり方について、資源構造との関係を中心に述べる。

2.1. 資源添加量と環境収容量 まず琵琶湖流入河川のビワマス当歳魚の河川生活期に対する環境収容力について推察する。このことに関しては、第2章で琵琶湖流入河川のビワマス稚魚の資源添加量は、1996年と近年で大きな差はないことを述べた。1996年が発眼卵による埋没放流を含むとはいえ、ほぼ天然魚、近年がほぼ放流魚であるという違いがありながら、ほぼ等しい数のビワマス当歳魚を流入河川が琵琶湖へ供給したことになる。また2006～09年のビワマスの資源構造は安定的であった(第1章)。これらのことから、これが近年の琵琶湖流入河川のビワマス当歳魚収容力(琵琶湖へ供給する当歳魚資源の収容量)と推測される。すなわち、近年の琵琶湖流入河川のビワマス当歳魚に対する環境収容数量は、ビワマス種苗放流数量から、平均体重2gサイズに換算して70万～90万尾程度と推測される。

次にビワマス個体群に対する、琵琶湖内の環境収容力についてであるが、これは第5章の「総括ならびに考察」で述べた密度依存効果の不在が意味を持つ。第5章ではビワマスの1950年と現在の年齢別体長を比較し、密度依存効果の存在について帰山(2004)¹⁾のシロザケに関する論述を引用して、現在の回帰親魚の年齢別体長が1950年のそれを凌ぐ大きさで、かつ比較年代中最大であることを以て、現在の琵琶湖のビワマスに密度依存効果による成長停滞は表れていないと推測した。これによって、ビワマス資源に対する現在の琵琶湖の環境収容力には限界の兆候はみられず、ゆとりがあると考えることは可能である

う。

以上をまとめると、琵琶湖流入河川のビワマス当歳魚収容量は現在の放流量と一致し、収容力の限界が推測されたのに対して、琵琶湖のビワマス資源に対する環境収容量には余裕があると推察された。

ただし、現在の年齢別体長の大きさは、比較した年代中でも特に大きく、これだけを原因とするのではないかもしれない。例えば、近年の琵琶湖におけるアユ資源の豊富さなど、ビワマスにとっての餌料条件の好転、その他の環境条件の変化による高成長も考えられる。

2.2. 種苗放流手法の検討 種苗放流の手法については、第2章の考察の中で「種苗放流のあり方」として検討したが、ここでは資源動態や前述の環境収容量の議論をふまえて、現在の種苗放流の効果、湖中放流の効果、母川回帰性について論点別に整理する。

まず、現在の種苗放流について述べる。標識放流再捕調査によって、2gサイズ種苗の琵琶湖流入河川への放流という現在の種苗放流の効果の高さが証明され、琵琶湖のビワマスの初期資源尾数 \div 放流尾数であった。

ところで、このように2004年以降の放流手法が高い放流効果を実現しているのをみると、天然親魚の遡上・産卵も年々増加してくる可能性が考えられる。一方、増殖事業の規模は一定であるから、そのための天然親魚の確保数も一定である。従って、ビワマスの再生産河川における天然産卵は増加してくることにつながり、そしてもしそうならば天然産卵由来の資源加入量が累積的に増加することが考えられ、こういったことの総体的結果として資源構造の変化がみられる筈である。ところが2006～09年の資源構造は安定的(第1章)で、その兆候はみられていない。こういうことから天然産卵由来魚の資源への添加に疑問符を付けざるを得ないのではないだろうか。また、河川のビワマス稚魚に対する環境収容力の限界の存在を認めることにもなる。それとも、現在の(2004年以降の)放流手法の累積的效果が現れるにはもう少し時間が必要なのかもしれない。

次に、大型種苗(スマルト種苗)の湖中放流の効果について述べる。そのねらいは放流効果の向上である。そして尾数に限っていえば、スマルト種苗(平均体重12.8g)の湖中放流は、現在の2gサイズ種苗(平均体重2.5g)の放流の4.08倍効果的であると推測さ

れた。その反面、大型種苗の放流は琵琶湖内の個体群の年齢組成を若齢側に変化させる可能性が示唆された。ただし、年齢組成の若齢化の問題は、放流効果の低下との兼ね合いを考慮する必要はあるが、放流種苗のサイズを、河川由来の当歳魚が降湖、成長し、その時期に到達しているサイズと一致させるように小型化すれば解消すると考えられる。

三点目は種苗放流と母川回帰性である。河川へ放流した小型種苗は、成熟期を迎えての再捕場所が母川回帰性を明瞭に示したが、湖中放流した大型種苗の成熟魚の再捕場所は母川回帰性を明確には示さなかった。ビワマスの漁業は、沖捕り漁業であり、この点では母川回帰性は必須ではなく、漁業に対する高い放流効果を求めるなら、スマルト種苗の湖中放流は検討に値する。

また、スマルト種苗の湖中放流は河川生活期を省略した増殖手法である。ここで、前述の環境収容力が種苗放流の議論に関わる。琵琶湖流入河川の当歳魚に対する環境収容力が限界であるのに対して、琵琶湖のビワマス収容力に余裕があることを考慮し、それを利用することを期待するなら、河川生活期を省略した増殖手法、すなわちスマルト種苗の琵琶湖への放流はあり得るのではないだろうか。しかも、前述のようにスマルト種苗の放流は現在の放流手法より高い放流効果を期待できる、つまり、放流尾数を少なくできるのである。併せて、スマルト種苗の放流が漁獲魚の年齢組成の若齢側へのシフト、ひいては回帰親魚の年齢組成の若齢側へのシフトを招くとすれば、世代交代のサイクルが早くなるわけで、資源量を短期間に増加させる必要がある場合には、スマルト種苗の放流は特に有効かもしれない。例えばビワマスが小型化・若齢化し、資源が減少したと推測される1960年代のような場合である。そしてこのような状況のもとでは、親魚確保の困難性などから放流種苗の数も少なくならざるを得ないこともあり得る訳で、その点でもスマルト種苗の放流は有効と思われる。

今後は、現在の河川への種苗放流と、スマルト種苗放流の組み合わせ方の模索や、湖中放流するスマルト種苗のサイズの再検討が必要であろう。

3. 資源構造と資源管理

3.1. 資源構造の資源動態モデルによる表現 第4

章では、琵琶湖におけるビワマスの資源構造を総合的に表す資源動態モデル—これは使用目的からいえば、松宮(1996)²⁾のいう「資源管理モデル」と呼ぶべきかもしれないが—の構築を試みた。基本的には、成長・生残モデル(Dynamic pool model²⁻⁴⁾)を適用したが、このモデルで一般には資源加入以降は一定割合とされる自然死亡を、第1章での回帰親魚の年齢組成の結果を反映させて、年齢毎に変化する成熟死亡で置換したこと、本来生命現象として連続的である生残(死亡)過程を連続関数の微分係数(全減少係数、漁獲係数、自然死亡係数)を用いて表さず、年単位の離散関数の減少率(死亡率、漁獲率、成熟死亡率)で表したこと、その考え方との統一性から、資源量推定に必要な加齢による成長量の算出も成長曲線式を用いず、各年齢の平均体長と体長-体重関係式を用いるなどの改変を行った。

そして、構築したモデルによって、現在の資源構造を生残過程や資源の漁獲利用の状況等の推定値として数値化して検討した。その結論は、既に本章第1項で示したとおりである。

3.2. 資源構造解析と資源管理 第5章では異なる年代の資源構造を、構築したビワマスの資源動態モデルを適用しつつ比較した。その結果、資源構造は年代によって異なる様相を呈した。またこの動態モデルは各年代の資源構造の特徴を矛盾なく表した。

帰山(2004)¹⁾のサケ個体群サイズと密度依存効果に関する記述は第5章でも引用したが、ここでは個体群サイズと個体サイズに関する論述を中心にもう少し詳細に引用する。帰山(2004)¹⁾は北太平洋(ベーリング海、アラスカ湾)の、プランクトンを主食とするサケ属魚類、シロザケ、ベニザケ、カラフトマスの個体群サイズの長期的変動を分析して、北太平洋における環境収容力と密度依存効果に言及した。その中で、日本系シロザケの個体群サイズが「1980年代以降、著しく増加した」と述べ、回帰したシロザケ親魚の鱗相分析をふまえて、「個体群サイズの増加に伴い、(1)小型化、(2)高齢化しており、(3)成長量の減少はベーリング海で起こっている可能性が高い」と述べた。また、1990年代後半以降は個体群サイズの減少に伴って、体サイズが大型化したとも述べ、まとめとして「日本系シロザケに観察される小型化高齢化は、個体群密度効果による個体の成長速度の低下現象に基づく可能性がきわめて高

いとみなすことができる」と結論づけた。

すなわち、体サイズと年齢組成の変化は個体群サイズ(資源量あるいは資源尾数)と関係し、個体の小型化、高齢化は、個体群サイズが増加して環境収容力の限界に達し、密度依存効果が表れたものということである。

なお、帰山(2004)¹⁾の「体サイズ」、「小型化」、「大型化」は、本研究の年齢別体長のことと解せる。

以上の帰山(2004)¹⁾のシロザケに関する論述は、琵琶湖のピワマス個体群(資源)にもあてはまる。年代を追って、次のように総括する。

1950年は大型・高齢で、漁獲量が継続的に多いことから資源量は豊富と推測でき、これは大型・高齢で資源量が多い事例である。2000年代に比べて年齢別の体長が小さいことが、密度依存効果による可能性のあることも既述(第5章)のとおりである。

1960年代は、小型・若齢で、資源量に対して漁獲圧が強い年代で、資源動態モデルによる推定資源量は比較年代中最少(63トン)であった。つまり、これは小型・若齢で資源量が少ない事例である。

1980年代は1960年代よりやや大型化・高齢化し、資源量は増加したと思われ、資源動態モデルも、それを支持(123トン)した。つまり、これは齢・サイズ構造、資源量とも中間(資源量増加過程)の事例である。

現在(2000年代)は、比較年代中最も大型で、1950年に次ぐ高齢である。漁獲量は先の2年代と同じく低水準で1950年には遠く及ばないが、資源動態モデルから、漁獲利用率の低いことが影響していると推測される。同モデルによる推定資源量(265トン)は多く、従って、大型・高齢でかつ資源量が多いが、密度効果の現れていない、つまり環境収容力にゆとりのある資源状態の事例といえよう。

以上のように、資源構造の変化は資源動態を表し、それは、資源構造を総括的に表す資源動態モデルによる資源量、資源特性値、資源利用指標値等の推定値の変化として表すことができ、そのモデルは資源の診断や資源管理の指標となり得ることを示している。この観点から今後、第1章で示したような調査を継続して実施する、つまり、資源構造をモニタリングすることが資源管理上重要と考える。そしてこれに正確な漁獲量の把握と、資源添加量の情報が蓄

積されれば、本研究で構築した資源動態モデルの精度は向上すると思われる。

ただし、資源動態モデルの構築は一種の仮説の提示であって、構築した資源動態モデルが資源構造の特徴をどの程度正確に表現しているのかについては、モデルを構築した時点では検証できない。この点について、田中(1960)³⁾の論述が指針を与える。田中³⁾は魚類の Population Dynamics(資源変動の機構に関する研究)について、序章で引用した「Population Dynamics は、具体的な資源管理と結びつき、一体となって、はじめて生きた学問となり得るであろう」に続けて、「(Population Dynamics は)過去の現象に対して一般的解釈は与えたが、将来の具体的な(資源管理に関する:筆者註)問題に関しては、単なる仮説を提供するに過ぎないのである。そして我々は、実際の漁業に適用して、この仮説を検証する以外に実験室内での、又実用化中間試験的な実験の方法を持たないのである」と述べ、Population Dynamics 研究の意義は、資源管理への応用であり、逆に研究内容の評価・検証は、資源管理からのフィードバックによってしかできないとしている。

本研究でもこれに異議はなく、資源構造の解析とその変化のモデル化を試みた本研究が、今後実施されるであろうピワマスの資源管理に対して基礎的知見を与え、生きた学問となることを期すると同時に、本研究あるいはこれを礎とする更なる研究によって実施される資源管理の成否が、本研究を評価することを期待する。

文 献

- 1) 帰山雅秀(2004): サケの個体群生態学. サケ・マスの生態と進化(前川光司 編), 137-163, 文一総合出版, 東京.
- 2) 松宮義晴(1996): 水産資源管理概論, 水産研究叢書, 46, pp77. 社団法人日本水産資源保護協会, 東京.
- 3) 田中昌一(1960): 水産生物のPopulation Dynamics と漁業資源管理. 東海区水産研究所研究報告, 28, 分冊(資源), 1-200.
- 4) 能勢幸雄・石井丈夫・清水誠(1988): 水産資源学, pp217. 東京大学出版会, 東京.

謝 辞

本研究を実施するにあたり、まず増殖用放流種苗の一部への鱗切り標識、さらにその一部の大型種苗への育成、および放流にご理解、ご協力をしていただいた滋賀県漁業協同組合連合会(以下、県漁連)に対しお礼を申し上げます。

次に、漁獲魚の測定、採鱗、標識魚探索等の調査については、三和、百瀬、南浜、沖島、能登川等の各漁業協同組合および集荷市場関係者、淡水魚を集荷される鮮魚店の魚元淡水および魚善商店にご協力いただいた。また標識魚に関する情報は遊漁者からも寄せていただいた。

標識魚を含む回帰親魚の測定、採鱗については、百瀬、北船木、天野川、上多良、大津等の各漁業協同組合他の回帰親魚採捕者、採卵作業担当者にご協力いただいた。

さらに、県漁連の南郷水産センターの上野嘉之氏には、氏の県漁連醒井養鱒事業場勤務の時期も含め

て、標識放流魚の種苗生産から漁獲魚調査、および標識魚の探索まで、研究全般に亘って終始ご配慮とご助力を賜った。同じく県漁連の高島事業場長で、ビワマスの増殖事業を実質的に担われる小林眞氏には、標識魚の探索を含む回帰親魚調査に関して、格別のご助言、ご配慮を賜った。このお二人の協力なしには本研究は円滑には成し得なかったであろう。

以上、各方面各位に対して、深甚なる感謝の意を表す。

最後に、本研究は滋賀県水産試験場の調査指導費により、2005～09年(平成17～21年度)に実施した「特産マス類資源の保全と活用に関する総合調査研究」の一部であることを記すとともに、本研究への深いご理解と、標識作業や市場・集荷場等での魚体計測補助等のご協力をいただいた滋賀県水産試験場職員の方々に厚くお礼を申し上げます。

要 約

1. 現在の資源構造

2006～09年に琵琶湖産ビワマスの漁獲魚・回帰親魚の年齢組成と体長組成(被鱗体長)を調査し、琵琶湖におけるビワマスの資源構造を追究した。調査期間中の資源構造は安定的で、漁獲魚と回帰親魚の年齢組成は共に1+～5+で構成され、2+と3+で80%以上、4+を加えれば90%以上を占めることや、体長組成では、年齢毎の体長が漁獲魚と回帰親魚でほぼ等しい、各年齢の体長分布は漁獲魚、回帰親魚とも正規分布に近似できる等の特徴が見いだされた。

2. 標識放流調査による資源量推定と種苗放流効果

2005年3月に現在の増殖事業と同じ平均体重2.5gの種苗(小型種苗, パー)20000尾を河川へ、同年6月に平均体重12.8gのスマルト種苗(大型種苗)19298尾を琵琶湖沖合へ、それぞれ異なる標識を施して放流した。

小型種苗再捕魚の同齡漁獲魚中の混獲率から、Petersen法により、放流時点の当歳魚資源尾数を、633000尾と推定した。この推定値が放流尾数に匹敵すること、調査期間中の混獲率の一様性等から、現在のビワマス資源が放流に依拠していることが推察

された。

大型種苗の再捕状況から、大型種苗の湖中放流が小型種苗の河川放流(現在の放流手法)に比較して、尾数では4.08倍高い放流効果を期待できる反面、若齢で採捕される傾向があることが示唆され、放流サイズの大型化が年齢組成の若齢化といった資源構造の変化をもたらす可能性が示唆された。

標識放流再捕魚の0+～5+齢の体長の成長過程は、次のRichardsまたはBertalanffyの成長曲線に適合したが、AICによる適合性は前者が若干上回った。

Richardsの成長式:

$$L_t = 51.002 / (1 + 7.283 \cdot e^{(-0.719(t+0.238)})^{1/7.283}}$$

Bertalanffyの成長式:

$$L_t = 58.459 \cdot (1 - e^{-0.0383(t-3.181)})$$

ただし、両式中tは孵化後月数、 L_t は被鱗体長(cm)を表す。

標識魚のうち、河川へ放流した小型種苗は成熟後、明確な母川回帰性を示したが、湖中へ放流した大型種苗の母川回帰性は明確ではなかった。

3. 体長-体重関係式

漁獲量を漁獲尾数に、あるいは推定した資源尾数

を資源量に換算するために、1984年と2006～09年の測定値から求めた、年代を跨ぐ被鱗体長(L,cm)と体重(W,g)との関係は、次式で表すことができた。

$$W=0.0140 \cdot L^{2.9960} \quad (R^2=0.9691)$$

4. 資源構造の資源動態モデル化

成長・生残モデルを礎に、現在のビワマスの資源構造を表す資源動態モデルを平衡資源状態の仮定の下に構築して、資源尾数、資源量および資源特性値を推定した。琵琶湖における漁獲対象資源尾数は、269392尾、資源量は265トンと推定された。資源量に対する漁獲利用の割合は、尾数でも重量でも10.0%と推定された。またYPRは171g/尾、CPRは0.17と推定された。

5. 資源構造の年代間比較

過去の文献をもとに推測したビワマスの資源構造を、構築した資源動態モデルにあてはめて、年代間を比較した。資源構造は資源量の増減と共に年代によって変化し、1960年代の若齢、小型、資源量減少状態から、1980年代を挟んで、現在の高齢、大型で資源量が増加した状態へとその変化過程が推測され

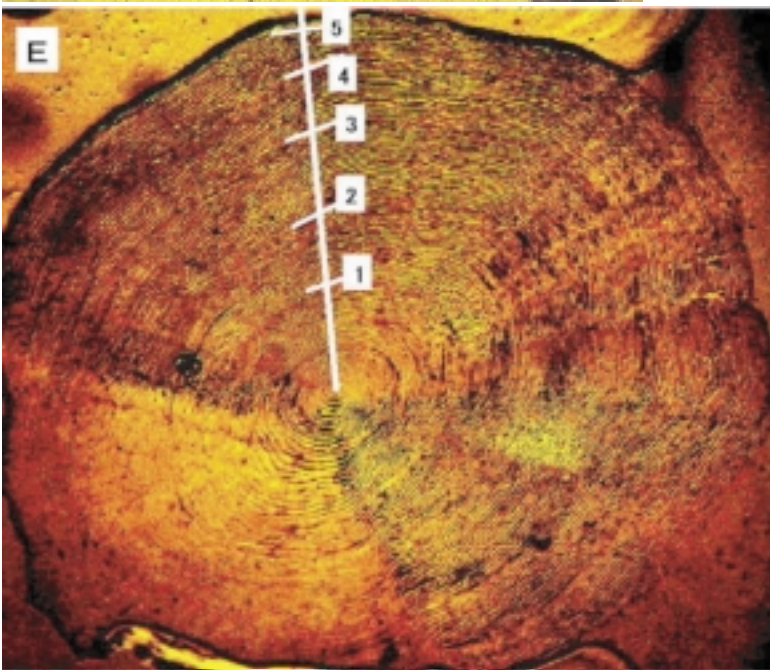
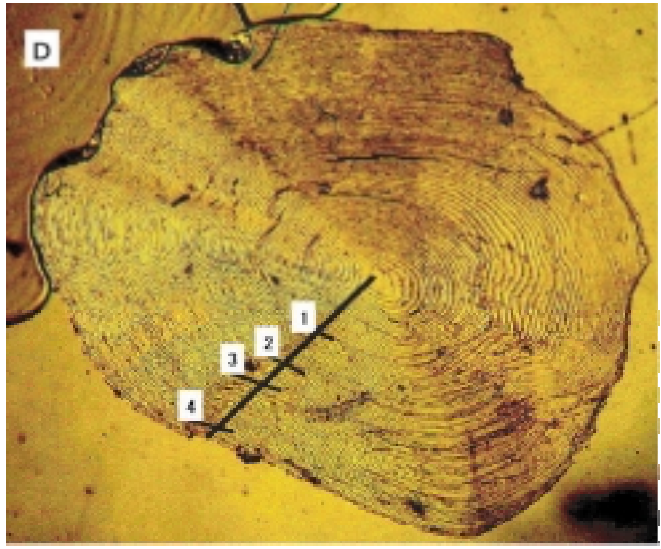
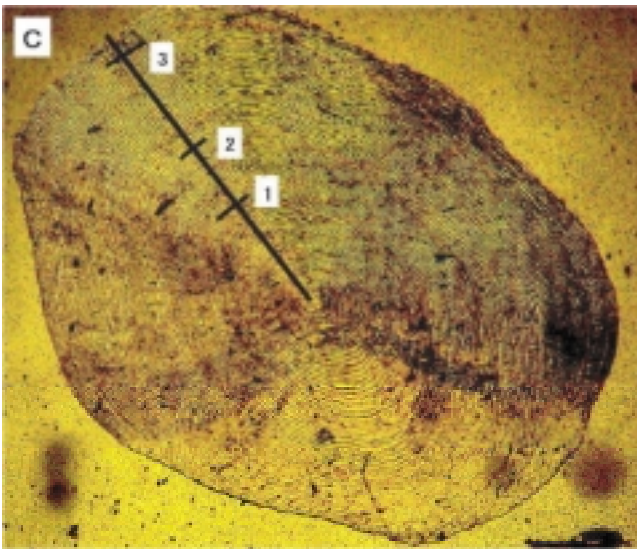
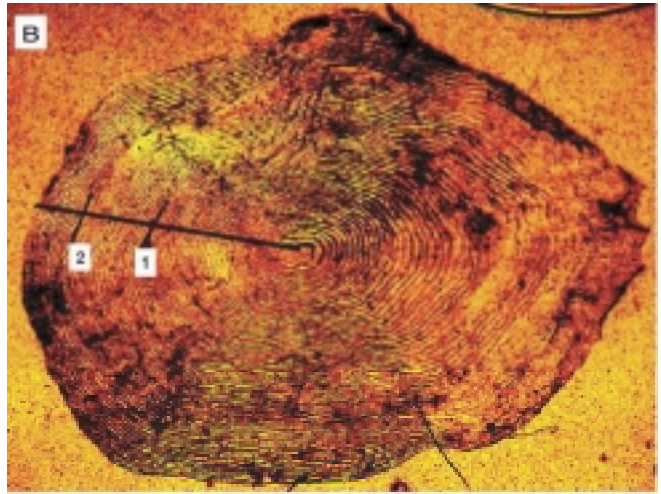
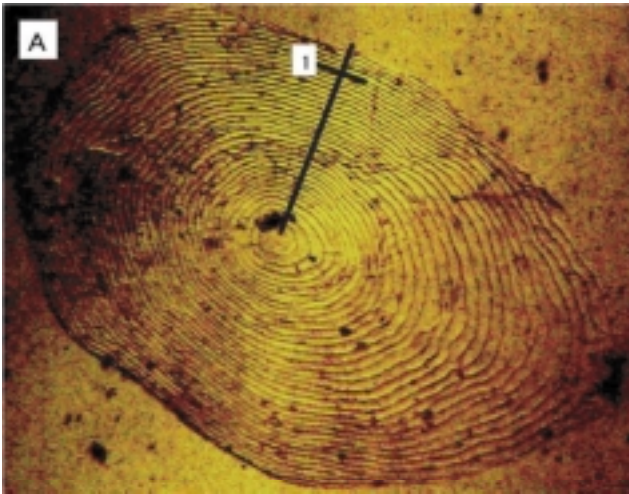
た。また、現在は1960年代や1980年代より資源量が多いが、資源利用率は比較3年代中最も低いと推定された。

上記3年代に、現在より漁獲量が多かった1950年を加えて回帰親魚の年齢別体長を比較したところ、現在の回帰親魚が最も大型であったことから、現在の琵琶湖のビワマス資源に密度依存効果の兆候はみられず、環境収容力の影響はないと推察された。

6. 総合結論

資源構造研究の総括と、種苗放流、資源管理への応用について論じた。種苗放流手法については、これが資源構造を変え得ることを指摘した。また、過去の文献との比較からビワマスの生活史と環境収容力について、近年の琵琶湖流入河川のビワマス稚魚の環境収容量に余裕がないのに対して、琵琶湖のビワマス資源収容力には余裕があると推測し、資源増殖に対する湖中放流の可能性を示唆した。資源構造のモニタリングは、資源管理の指標となり得ることを示した。

附図 I 年齢別の鱗相例(標識再捕魚から採取した鱗)



写真A : 1+齡、2006年1月22日
被鱗体長 : 16.9cm、
標識種類 : 脂鱗と左腹鱗切除
写真B : 2+齡、2007年7月27日
被鱗体長 : 40.3cm
標識種類 : 脂鱗と左腹鱗切除
写真C : 3+齡、2008年6月17日
被鱗体長 : 53.1cm
標識種類 : 脂鱗と左腹鱗切除
写真D : 4+齡、2009年8月12日
被鱗体長 : 51.0cm
標識種類 : 脂鱗と左腹鱗切除
写真E : 5+齡、2010年7月9日
被鱗体長 : 63.5cm
標識種類 : 脂鱗と左腹鱗切除

*) 各写真中の数字は年齢を示す。

附図Ⅱ 標識再捕魚の年齢毎の態様例

(A)



写真(A)

年齢 : 1+(孵化後1歳1ヶ月)
再捕 : 2006年1月22日
被鱗体長 : 16.9cm
標識種類 : 脂鱭、左腹鱭切除
*フナ刺網混獲(安曇川沖)

(B)



写真(B)

年齢 : 2+(孵化後2歳8ヶ月)
再捕 : 2007年8月24日
被鱗体長 : 37.7cm
標識種類 : 脂鱭切除
* 知内川河口沖、マス刺網

(C)



写真(C)

年齢 : 3+(孵化後3歳6ヶ月)
再捕時期 : 2008年6月24日
被鱗体長 : 47.7cm
標識種類 : 脂鱭、左腹鱭切除
* 知内川河口沖、マス刺網

(D)



写真(D)

年齢 : 4+(孵化後4歳10ヶ月)
再捕時期 : 2009年10月26日
被鱗体長 : 55.2cm
標識種類 : 脂鱭、左腹鱭切除
*回帰親魚(成熟雄)
知内川河口

(E)



写真(E)

年齢 : 5+(孵化後5歳7ヶ月)
再捕時期 : 2010年7月9日
被鱗体長 : 63.5cm
標識種類 : 脂鱭、左腹鱭切除
*安曇川沖、マス刺網

*) 4+は回帰親魚、その他は漁獲魚を掲げた。

**) 写真記号(A)~(E)は附図Ⅰの記号(A)~(E)と対応していない。