人工ふ化放流河川におけるサケ野生魚の割合推定

森田健太郎,* 高橋 悟, 大熊 一正, 永沢 亨

(2012 年 6 月 26 日受付, 2012 年 12 月 5 日受理)

(鮭)水産総合研究センター北海道区水産研究所

Estimation of the proportion of wild chum salmon *Oncorhynchus keta* in Japanese hatchery rivers

KENTARO MORITA,* SATORU TAKAHASHI, KAZUMASA OHKUMA AND TORU NAGASAWA

Hokkaido National Fisheries Research Institute, Fisheries Research Agency, Sapporo, Hokkaido 062-0922, Japan

It is widely assumed that almost all chum salmon *Oncorhynchus keta* in Japan originate in hatcheries, but there are no studies that actually show the contribution of naturally-spawned fish (wild fish) to total production. In this study, we estimated the contribution of wild chum to the total chum salmon catch in rivers where chum salmon hatcheries are located and hatchery-reared chum salmon are released. The catch of wild and hatchery chum salmon was estimated at weirs located on eight rivers in Hokkaido, northern Japan, by identifying the ratio of otolith thermal-marked hatchery fish and unmarked wild fish. In total, the contribution of wild fish to the total catch in these rivers was estimated to be $28.3 \pm 1.2\%$ ($15.9 \pm 0.6\%$ for rivers where the percentage of marked fry released was 100%), but the value varied considerably among rivers and years (range: 0 to 50%). This study showed that the contribution of wild chum salmon is not negligible; rather, it is large enough to constitute fishery production.

キーワード：自然再生産, シロザケ, 天然魚, 孵化場魚, 野生魚

20 世紀の後半にかけて日本のサケ *Oncorhynchus keta* の沿岸漁獲量は大幅に増加した。海洋環境の好転や、沖合漁業の終了の影響も指摘されるものの、基本的には人工ふ化放流事業の成果と考えられている。¹⁻⁵⁾ しかし近年、ふ化放流の技術が著しく進歩したのとあわせて、生物多様性の保全に対する機運がたかまり、ふ化放流が生物多様性に与える影響について、幾つかの問題点も指摘されてきた。⁵⁻⁸⁾ 平成 22 年に策定された生物多様性国家戦略 2010 においても、さけ・ます増殖事業を推進する上で、遺伝的多様性や系群への影響に配慮すること、生物として持つ種の特性と多様性を維持することに配慮し、野生魚との共存可能な放流技術の高度化を図ることが明記されており、さけ・ます類の資源管理は生態系の保全も考慮していかなければ成立しえない社会的状況にある。⁹⁾

近年では、サケの野生魚に対する意識がたかまり、河川の水質が向上したこともあり、^{4,10)} 北海道の広範囲で自然産卵するサケが確認されている。¹¹⁻²²⁾ 例えば、札幌

市内を流れる豊平川では、毎年産卵床の計数が行われ、例年 500~1,000 個（最大 3,221 個）のサケ産卵床が確認されている。¹⁷⁾ 白老町を流れるウヨロ川では、延長 3 km の調査区間において 1,459~2,731 個の高い密度でサケ産卵床が確認されている。²²⁾ このように自然産卵するサケが北海道の各地で見られるようになったが、これらは放流されたサケが偶発的に自然産卵しているという指摘もあり、自然産卵したサケから生まれた稚魚が、どの程度親魚となって回帰して野生魚となっているのかは不明な部分が多い（以下、自然産卵によって生まれた個体を野生魚と呼ぶ²³⁾）。

サクラマス *Oncorhynchus masou* では標識放流によって、野生魚が北海道の沿岸漁業全体に占める割合は 74~86% と推定されている。²⁴⁾ また、北海道の千歳川のウライ（上りやな）で捕獲されたサクラマスには一定の放流魚が含まれていたのに対し（2007 年 87%, 2008 年 7%）、ウライ上流域で自然産卵するサクラマスは全て野生魚であったと報告されている。²⁵⁾ カラフトマス

* Tel : 81-11-822-2131. Fax : 81-11-822-3342. Email : moritak@affrc.go.jp

Oncorhynchus gorbuscha では数理モデルによる概算であるが、野生魚が沿岸漁業全体に占める割合は、近年では80%程度と推定されている。²⁶⁾ その一方で、もっとも沿岸漁獲量が多いサケについては、ほとんどが放流魚と仮定されているものの、^{1-3,5)} これまで野生魚の寄与率に関する定量的な調査はほとんど行われてこなかった。⁴⁾

日本のサケでは1998年に耳石温度標識による大量標識技術が導入され、近年では放流数の約7%にあたる1.3億尾に河川特有の標識を施し、北海道の10河川のふ化場から放流されている。²⁷⁻²⁹⁾ サケの稚魚は、春に河川から海に下った後、ベーリング海を主たる索餌海域として北太平洋を大きく回遊し、放流された川に2~7年後の秋に戻ってくるという生活史を持つ。³⁰⁾ そのため、放流河川における2~7年後の標識個体の割合を調べるにより、野生魚の割合を明らかにすることができる。本研究では、放流河川において耳石温度標識魚の割合を調べるにより、人工ふ化放流河川におけるサケ親魚総捕獲数に占める野生魚の割合を推定することを目的とした。また、1河川においては降下稚魚の標識割合を調べるにより、降下稚魚に占める野生魚の割合を推定することも目的とした。

試料および方法

調査河川 耳石温度標識を施したサケ稚魚の放流は、北海道区水産研究所（以下、北水研）のふ化場が付設されている10河川において大規模に実施されているが、²⁹⁾ 本研究では以下の基準を満たした8河川の特定の年級群を分析対象とした（Fig. 1, Table 1）。①同一水

系内に複数のふ化場があるとき、標識確認のための親魚採集が特定のふ化場がある支流に偏って実施されていない、②該当する年級群の主群となる4年魚と5年魚が回帰する年に調査が実施されている、③民間ふ化場が付設されている河川では、北水研から放流される標識魚に対して、民間から放流される無標識魚の平均体重の比が±20%以内である。3つ目の基準は、同じ年に同じ河川から放流された稚魚については、無標識の放流魚と標識された放流魚で、生残率が等しいという仮定を保持するために設けた。サケの回帰率は放流時の体サイズに依存

Fig. 1 Location of rivers where the proportion of naturally-spawned and hatchery-reared chum salmon were studied in Hokkaido, Japan.

Table 1 Summary statistics of otolith thermal-marked chum fry and fry releases, and marked adult chum returning to eight Hokkaido rivers where chum hatcheries are located and hatchery-reared chum salmon are released

River	Brood years	Range of annual number of fry released (thousands)	Percentage of marked fry released	Sampling year for adults	Sample size of adults	Percentage of marked adults	Distance from the river mouth to weir	Distance from the river mouth to hatchery
Chitose	2001–2006	27,097–31,718	99.1% (95.8–100.0%)	2004–2011	9,567 (1,088–1,356)	85.2% (71.0–92.7%)	79 km	90 km
Tokushibetsu	2004–2006	11,278–11,713	100%	2006–2011	5,378 (776–1,026)	85.3% (84.7–86.1%)	0.6 km	1 km
Ichani	2004–2006	7,302–8,076	100%	2006–2011	5,440 (744–1,176)	82.7% (67.3–89.4%)	0.2 km	3 km
Teshio	2005–2006	16,626–16,664	31.3% (31.2–31.3%)	2008–2011	2,138 (394–593)	29.0% (26.0–31.1%)	5 km	140 km
Shari	2002–2006	28,906–32,550	37.8% (36.8–38.7%)	2006–2011	6,088 (973–1,084)	23.9% (18.8–28.1%)	1 km	20 km
Nishibetsu	2004	41,490	60.6%	2007–2011	4,984 (950–1,056)	49.1%	13 km	102 km
Shizunai	2001–2005	8,747–9,300	71.7% (68.8–75.1%)	2003–2011	7,104 (694–877)	71.1% (65.0–79.2%)	8 km	13 km
Yurappu	2004–2005	16,129–19,397	43.0% (41.5–44.7%)	2006–2011	5,827 (899–1,025)	46.2% (45.0–48.5%)	7 km	17 km

Range among years given in parentheses.

するため、^{2,3)} 標識魚の方が無標識魚よりも極端に放流サイズが大きい場合、標識魚の方が生存率が高くなり、回帰親魚の標識割合が過大評価されると考えられる。実際、仮に③の基準を設けずに後述する計算方法で野生魚の割合を推定した場合、推定された野生魚の割合と放流稚魚の平均体重の比(=無標識魚/標識魚)には正の相関が認められたが($r=0.457, p=0.033$), 放流稚魚の平均体重の比を $\pm 20\%$ 以内に限定すると相関はなくなった($r=0.096, p=0.733$)。なお、分析に用いたデータについては、標識魚と無標識魚で稚魚の平均体重及び平均放流日はほぼ同一であった(標識魚: 1.68 ± 0.51 g, 4月24日 ± 20 日, 無標識魚 1.63 ± 0.40 g, 4月18日 ± 25 日; paired t -test, 平均体重差: 0.05 ± 0.24 g, $p=0.46$, 平均放流日差: 6.3 日 ± 14.5 日, $p=0.11$)。

河川捕獲数に占める野生魚の割合推定 各調査河川において、ウライ(上りやな)が設置されている期間(概ね9~11月, 最長8~12月), 旬ごとに約100尾(雌雄約50尾ずつ)の親魚が標本抽出され、鱗による年齢査定および耳石温度標識の確認²⁸⁾が行われた(Table 1)。また、各調査河川において、旬ごとのウライ捕獲数の合計が報告された。

ここで、 t 年の旬 j に抽出した標本数を $N_{j,t}$ とし、抽出標本の年齢査定および耳石標識確認の結果、 t 年の旬 j に捕獲された親魚で年齢 i 歳の標識魚の個体数を $n_{H,i,j,t}$ とする。また、 t 年の旬 j に捕獲された親魚で年齢 i 歳の標識魚であるものの割合を $p_{H,i,j,t}$ とすると、その推定値は $\hat{p}_{H,i,j,t} = n_{H,i,j,t}/N_{j,t}$ で得られる。 t 年の旬 j におけるウライ捕獲数を $C_{j,t}$ とすると、 t 年級群の標識魚の総河川捕獲数 $\hat{C}_{H,t}$ は、2~7年後に回帰した標識魚を足し合わせたものであるので、

$$\begin{aligned}\hat{C}_{H,t} &= \sum_{j=\text{early Aug.}}^{\text{late Dec.}} \hat{p}_{H,2,j,t+2} \cdot C_{j,t+2} \\ &+ \sum_{j=\text{early Aug.}}^{\text{late Dec.}} \hat{p}_{H,3,j,t+3} \cdot C_{j,t+3} \\ &+ \cdots + \sum_{j=\text{early Aug.}}^{\text{late Dec.}} \hat{p}_{H,7,j,t+7} \cdot C_{j,t+7} \\ &= \sum_{i=2}^7 \sum_{j=\text{early Aug.}}^{\text{late Dec.}} \hat{p}_{H,i,j,t+i} \cdot C_{j,t+i}\end{aligned}$$

で推定される。同様に、 t 年級群の無標識魚の総河川捕獲数 $\hat{C}_{W,t}$ も推定することができる。

放流魚の全数が標識されている場合は、野生魚の割合 $\hat{P}_W$ は $\hat{C}_{W,t}/(\hat{C}_{W,t} + \hat{C}_{H,t})$ で求められる。 t 年級群の放流魚の標識率が q_t である場合は、無標識魚と標識魚で生残率が等しいと仮定すると、野生魚の総河川捕獲数は $\hat{C}_{W,t} - \hat{C}_{H,t}(1-q_t)/q_t$ で表され、 $\hat{P}_W = 1 - \hat{C}_{H,t}/q(\hat{C}_{W,t} + \hat{C}_{H,t})$ で求めることができる。ただし、 $\hat{P}_W$ の最小値は0とした。また、放流魚の全数が標識されている3河川(千歳川: 2001, 2003~2006年級, 徳志別川: 2004~

2006年級, 伊茶仁川: 2004~2006年級)については、捕獲旬別の野生魚の割合も推定した。

降下稚魚に占める野生魚の割合推定 千歳川において、春季にウライの設置場所にロータリー式スクリュートラップ(E. G. Solution社製, Oregon, USA)が設置され、サケ降下稚魚の採集が行われた。調査は2007年(2006年級)以降に行われ、2007年は4月中旬~5月上旬と採集期間が短かったが、その後は延長され、2011年(2010年級)は3月中旬~6月下旬まで行われた。スクリュートラップの稼働時間は24時間連続を基本とし、調査は各年30~33日間行われた(ただし、2007年は8日間)。採集された稚魚は全重量が計量され、1尾当たりの体重から採集尾数が求められた。また、各採集日ごとに最大50~100尾について耳石温度標識の確認が行われた。ここで、採集日 k に抽出した標本数を N_k とし、抽出標本に占める標識魚の個体数を $n_{H,k}$ とすると、採集日 k におけるサケ稚魚の標識魚であるものの割合 $\hat{p}_{H,k}$ は $n_{H,k}/N_k$ で得られる。採集日 k における採集尾数を C_k とすると、各調査年における野生稚魚の割合 $\hat{P}_W$ は、

$$\hat{P}_W = 1 - \frac{\sum_k \hat{p}_{H,k} \cdot C_k}{\sum_k C_k}$$

で推定される。なお、放流魚の全数が標識されていない2007年級群は分析から除いた。

推定精度の評価 本研究では、河川別年別捕獲旬別の標本に占める年級別標識魚の割合から、全体の野生魚の割合を推定した。得られた推定値の信頼区間を求めるため、河川別年別捕獲旬別の標本数と年級別標識魚の推定比率を用いて二項乱数を発生させることによって、10,000回の無作為復元抽出によるブートストラップサンプルを生成し、前節の推定式に基づいて野生魚の割合を推定した。10,000個の推定値の標準偏差及び、偏りを補正したパーセンタイル法(bootstrap bias-corrected percentile confidence limits)を用いて95%信頼区間を求めた。³¹⁾

結 果

ウライで捕獲されたサケに占める野生魚の割合は、調査対象とした河川や年級によって大きく変動し、0~50%の範囲と推定された(Fig. 2)。調査対象となる年級群数が最も多い千歳川では、野生魚の捕獲数は4,700尾から32,000尾の範囲で変動した。斜里川では、野生魚の捕獲数および割合ともに最も多く、年級平均で194,000尾(38%)と推定された。一方、遊楽部川は野生魚の捕獲数が最も少なく、対象とした2年級群ともに0尾(0%)と推定された。調査対象とした全河川の野生魚と放流魚の捕獲数の推定値を総計して計算すると、野生魚の割合は $28.3 \pm 1.2\%$ (95%信頼区間: 25.9

Fig. 2 Total number of chum caught and the estimated contribution of naturally-spawned (wild) fish at weirs located on eight rivers where chum salmon hatchery fish are released. The proportion of wild fish is given in parentheses. n.a., not applicable for the analysis because no marked fish were released or the ratio of average weight (unmarked fry/marked fry) exceeded 20% in that brood year. Error bars indicate 95% confidence intervals.

～30.5%)と推定され、放流魚の全数が標識されている3河川のデータに限定して計算すると、野生魚の割合は $15.9 \pm 0.6\%$ (95% 信頼区間: 14.4～16.5%)と推定された。

ウライで捕獲される野生魚の割合は、季節的にも変化する傾向が見られた (Fig. 3)。千歳川では、捕獲時期と野生魚の割合には有意な相関が認められ ($r_s = 0.832$,

$p < 0.001$)、後期ほど野生魚の割合が高くなった。特に、千歳川において12月に捕獲されたサケは、野生魚の割合が77%と非常に高かった。徳志別川では、捕獲時期の前半に野生魚の割合が高い傾向にあったが、捕獲時期との間には有意な相関は認められなかった ($r_s = -0.467$, $p = 0.174$)。伊茶仁川では、捕獲時期の初期と後半で野生魚の割合が高い傾向にあり、9月以降は捕獲

Fig. 3 Relationship between the date of capture at the weir and the proportion of naturally-spawned (wild) chum in the Chitose (2001, 2003–2006 brood years), Tokushibetsu (2004–2006 brood years) and Ichani (2004–2006 brood years) rivers where chum salmon hatchery fish are released. Error bars indicate 95% confidence intervals.

Fig. 4 Annual change in the proportion of naturally-spawned (wild) chum salmon fry captured by a rotary screw trap located at the same place as the Chitose River hatchery weir. Sample size given in parentheses. Error bars indicate 95% confidence intervals.

時期と野生魚の割合に有意な相関が認められた ($r_s = 0.733$, $p = 0.025$)。

千歳川に設置されたロータリー式スクリュートラップで捕獲されたサケ稚魚に占める野生魚の割合は、2.9%から10.3%の範囲で年変動した (Fig. 4)。2006年級群のサケ稚魚に占める野生魚の割合は9.0% (95% 信頼区間: 7.5~10.7%) と推定され、2008~2011年にウライで捕獲された2006年級群の親魚に占める野生魚の割合 (11%, 95% 信頼区間: 9.6~12.6%) と近い値であった。

考 察

これまで、サケ資源はほとんどが放流魚によって維持されていると考えられてきたが、¹⁻⁵⁾ 本研究によって野生魚も十分に資源に貢献していることが明らかとなった。本研究で調査対象とした河川は、ウライによって自然産卵が制限されている河川であったが、北海道においてサケが遡上する約200河川のうち、ウライ等による河川捕獲が実施されていない約100河川においても、サケの自然産卵が確認されている。^{19,20)} このようなウライが設置されていない河川では、野生魚の貢献する割合は、本研究で推定された数値よりも高くなる可能性が高い。実際、札幌市内を流れる豊平川は、稚魚放流は行われているがウライによる親魚捕獲は行われておらず、遡上親魚の約70%が野生魚であることが確認されている (札幌市豊平川さけ科学館: <http://www.sapporo-park.or.jp/sake/>, 2012年5月26日)。また、知床半島の基部を流れる植別川においても、同じくウライが設置されておらず、遡上親魚の約70%が野生魚であると報告されている。³²⁾ これまでは、野生サケは存在しないと仮定して回帰率や放流効果の算定が行われてきたが、¹⁻⁵⁾ 今後は野生魚を加味して真の回帰率や放流効果を評価する必要があるだろう。野生魚割合は河川や年級で大きく異なるため、これまで推定されてきた回帰率では、真の回帰率の地域変異や年変異を正しく評価できない可能性がある。

野生魚割合の変動要因 サケは母川回帰すると仮定すると、本研究で確認された野生魚は、ウライの上流域で自然産卵したものに由来すると考えられる。ウライの捕獲率は不明であるが、増水時等にウライを乗り越えたと思われるサケの自然産卵が確認されている他、^{11,14,15,22)} カラフトマスでは相当数がウライ上流で自然産卵していると報告されている。³³⁻³⁵⁾ ただし、河川や年によって流量の変動パターンは異なるため、ウライ上流への遡上数は河川や年によって大きく異なると考えられる。

千歳川のウライ上流に位置する小支流の内別川では、繁殖後のサケ死骸数が10年間記録されている。^{14,15)} 秋季のサケ死骸数は千歳川の最高水位と相関することから、増水時にウライを乗り越えて上流に上がった親魚の一部が内別川で自然産卵したと考えられている。^{14,15)} そこで、内別川で確認されたサケ死骸数を千歳川全体における自然産卵親魚数の指標とすると、本研究によって推定された年級群毎の千歳川の野生魚数との間に有意な相関が認められた (Fig. 5)。つまり、千歳川においては、ウライを乗り越えたサケが多かった年級ほど、自然産卵によって生まれた野生魚が多く回帰するという再生産関係が認められた。カラフトマスでは、河川流量の年変動パターンと個体群増加率に相関が認められており、³⁶⁾ 水

Fig. 5 Relationship between spawning stock biomass index and estimated catch of returning wild fish produced in each year-class in the Chitose River. The spawning stock biomass index is the number of fall salmon carcasses in the Naibetsu River, a small tributary of the Chitose River, obtained from Ito and Nakajima.¹⁵⁾ Error bars indicate 95% confidence intervals.

位が高い年ほど、ウライを乗り越える個体が増えるため、自然産卵量は増加する可能性がある。ただし、水位の上昇に伴うウライ上流への親魚の逃避は、ふ化放流に用いる親魚確保に深刻な影響をもたらす場合もある。

また、ウライはサケの遡上盛期を中心に設置されるため、設置期間外の遡上初期及び晩期はウライの上流域での自然産卵量が増える可能性がある。本研究において、野生魚の割合が遡上の初期と晩期で高かった原因として、サケの遡上時期は遺伝性があることが知られていることから、^{37,38)} 遡上初期及び晩期にウライ上流域で自然産卵するサケが多かったことが理由と考えられるだろう。特に、千歳川においては、厳冬期の1月頃に自然産卵するサケが多いことが知られており、^{14,15)} これが12月にウライで捕獲されたサケに占める野生魚の高い割合につながったと考えられる。

推定値の偏りと精度について 本研究ではサケの母川回帰性が確実であると仮定して野生魚の割合を推定した。しかし、サケは母川とは異なる河川に遡上（迷入）することも知られている。³⁹⁾ 北海道の常呂川で行われた標識放流では、2.2%の個体が放流河川とは異なる河川で捕獲されている。⁴⁰⁾ 迷入魚は未標識魚である場合が多いので、野生魚の割合の過大推定をもたらす可能性がある。しかしながら、放流河川とは異なる河川においても標識魚が確認されているが、その割合は0.1%程度であり、²⁹⁾ 放流魚のおよそ7%（北海道に限定すると13%）に耳石温度標識が施されていることを考えると、迷入魚の存在が野生魚割合の著しい過大評価をもたらしているとは考え難い。さらに、千歳川における降下稚魚の調査

においても、一定数の未標識魚が確認されており、特に2006年級群は回帰親魚に占める野生魚の割合（11%）と同程度の野生稚魚（9%）が確認された。稚魚期以降の生存率は野生魚の方が高いという一般的な傾向を考慮すると、⁴¹⁻⁴³⁾ 本研究において野生魚と推定された多くの個体は、同一河川で自然産卵によって生まれた野生魚と考えるべきであろう。

また本研究では、同じ年に同じ河川から放流された、北水研のふ化場で生産された標識魚と、民間のふ化場で生産された無標識魚で、生残率が等しいという仮定を設けた。もし、ふ化放流魚のうち無標識魚の生残率が高ければ、野生魚割合の過大推定をもたらし、逆に、標識魚の方の生残率が高ければ、野生魚割合の過少推定をもたらす。本研究では、稚魚の生残に影響すると考えられる放流サイズが両者で20%以上異なる場合は分析から除いたが、放流サイズ以外にも放流魚の生残に影響を及ぼす要因があるかもしれない。しかし、サケの回帰率は年級群間で大きく変動するものの、地理的に近接する地域では同調しており、同じ年に降海した同じ地域のサケ稚魚は同様の死亡率に支配されている可能性が高い。⁴⁴⁾ また、耳石温度標識は、稚魚の生残に影響しないことが確認されており、^{27,45)} 野生魚割合の推定値に大きな偏りがあるとは考えられなかった。しかしながら、上述の仮定については、今後さらに精査する必要がある。

一方、耳石温度標識は一般的な外部標識とは異なり、人為的な水温操作によって耳石の成長を変えることで耳石にマークを付けるため、自然の水温変動によっても温度標識に類似したノイズが生じることがあり、耳石温度標識の判別精度は100%ではない。^{45,46)} 北米のふ化場で耳石温度標識の誤認率を調べた例では、標識魚を無標識魚と判別する確率は平均2%であるのに対し、無標識魚を標識魚と判別する確率は平均6%と報告されている。⁴⁵⁾ 本研究においても耳石温度標識の誤認はあると考えられるが、誤認は双方向にあり、本研究における標識魚の割合は平均24~85%と中庸であるため（Table 1）、推定値に大きな偏りは生じないと考えられるが、この点についても今後精査する必要がある。

遊楽部川はサケの自然産卵が比較的多く観察されているが、^{11,12)} 本研究では2年級群ともに野生魚の割合は0%と推定され、自然産卵から生まれた野生魚はほとんど資源に寄与しないと推定された。しかし、遊楽部川の大規模なサケの産卵場は、ウライの下流域で観察されることから（鈴木俊哉氏、農林水産省 農林水産技術会議事務局、私信）、自然産卵によって生まれた野生魚はウライに到達する前に下流域で産卵している可能性がある。従って、遊楽部川においても野生魚は存在している可能性がある。

また、推定値の精度面については、河川毎の推定では

河川内分散を考慮しておらず, 調査河川全体の推定では全標本をプールして推定したため河川内及び河川間のサンプリング誤差が無視されている。このため, 河川毎及び河川全体で野生魚の割合の推定誤差は相当程度過小評価されていると考えられる。さらに, 耳石温度標識魚を含む放流数の誤差も無視されており, 推定誤差が過少評価される一因と考えられる。これらの点については今後の課題とした。

これからのサケ資源管理について 現在, 我が国におけるサケ資源管理は人工ふ化放流事業が中心となっており, 1980年代以降, 北海道におけるサケのふ化放流数は毎年約10億尾と安定している。一方, 人工ふ化放流事業のための河川捕獲数は160万~500万尾と大きく年変動しており, ふ化放流に用いない余剰な親魚は採卵後の親魚とともに売却され増殖経費に補填されている。余剰親魚を再放流し, ウライの上流域に存在する自然産卵場を十分に活用すれば, 比較的労力をかけずに資源増殖を図ることができるかもしれない。

本来, 増殖の手法は種苗放流だけではなく, 漁獲制限や産卵場の造成, 生息環境の保全や改善なども含まれる。^{23,47)} 例えば, 北米ではさけ・ます類の増殖手法の一つとして, 人工産卵場造成による自然産卵の助長が古くから取組まれており,⁴⁸⁾ 近年では日本でも渓流性サケ科魚類に適用されている。²³⁾ このような種苗放流以外の増殖手法について, 再認識する必要があるだろう。

日本では, 近年の水産施策においても環境・生態系と調和した増殖が推進されている社会的状況に加え, 平成24年3月に閣議決定された新たな水産基本計画の中で, 種苗放流の効果を高めるため, 成長した放流種苗を全て漁獲するのではなく, 親魚を取り残し, その親魚が卵を産むことにより再生産を確保する「資源造成型栽培漁業」の取り組みが推進されている。このような中, 一定数の親魚を取り残すという, 自然産卵を組み入れたサケの資源管理方法は, 水産資源増殖と生物多様性保全の双方に利する管理となりうる。放流魚だけではなく一定数の野生魚も確保することで資源構造が多様になれば, ポートフォリオ効果が期待され, リスク分散や資源の安定性にも繋がると考えられるだろう。^{49,50)} 今後は, 人工ふ化放流に加えて, 自然再生産もバランス良く併用することで, サケ資源の増殖と保全に取り組むことが肝要であると考え。

謝 辞

本研究に使用したデータの収集に尽力された北海道区水産研究所さけます資源部(旧さけますセンター) さけます事業所の歴代技術職員に深甚なる敬意を表します。千歳川のサケに関する貴重な情報を提供して下さった北海道水生生物研究所の伊藤富子博士, 北海道立総合研

究機構さけます・内水面水産試験場の中島美由紀氏, 千歳サケのふるさと館の菊池基弘氏にお礼申し上げます。また, 遊楽部川の野生サケに関する情報を提供して下さった鈴木俊哉氏と今井尚隆氏, 原稿の作成にあたり有益な助言を頂いた長谷川功博士, 森田晶子博士, 佐野光彦編集委員と2名の匿名の査読者, 英文校閲をして下さった Nancy D. Davis 博士に感謝します。なお, 本研究は水産総合研究センター第3期中期計画課題「放流魚と野生魚の共存を考慮したさけます類の資源保全技術の開発」の一環として実施された。

文 献

- 1) Hiroi O. Historical trends of salmon fisheries and stock conditions in Japan. *N. Pac. Anadr. Fish Comm. Bull.* 1998; **1**: 23-27.
- 2) Kaeriyama M. Hatchery programmes and stock management of salmonid populations in Japan. In: Howell BR, Moksness E, Svåsand T (eds). *Stock Enhancement and Sea Ranching*. Blackwell, Oxford. 1999; 153-167.
- 3) 小林哲夫. 「日本サケ・マス増殖史」北海道大学出版, 札幌. 2009
- 4) Morita K, Saito T, Miyakoshi Y, Fukuwaka M, Nagasawa T, Kaeriyama M. A review of Pacific salmon hatchery programmes on Hokkaido Island, Japan. *ICES J. Mar. Sci.* 2006; **63**: 1353-1363.
- 5) 北田修一. 「栽培漁業と統計モデル分析」共立出版, 東京. 2001.
- 6) Stevens WK. 野生対孵化場育ち. 「恋のかけひきはグッピーに学べ」(ニコラス・ウェイド編) 翔泳社, 東京. 1998; 114-122.
- 7) Levin PS, Schiewe MH. Preserving salmon biodiversity. *Amer. Sci.* 2001; **89**: 220-227.
- 8) 原田泰志. 種苗放流の野生集団への影響. 「ワシントン条約付属書掲載基準と水産資源の持続可能な利用」(松田裕之, 矢原徹一, 石井信夫, 金子与止男編) 自然資源保全協会, 東京. 2004; 67-87.
- 9) 鈴木俊哉. 自然再生産を利用したサケ資源保全への取り組み. *SALMON 情報* 2008; **2**: 3-5.
- 10) 黒田久仁男. 「水質と生物」道東印刷, 網走. 1982.
- 11) 鈴木俊哉. 遊楽部川におけるサケの自然産卵環境調査. さけ・ます資源管理センターニュース 1999; **4**: 1-4.
- 12) 今井尚隆, 工藤秀明, 婦山雅秀. サケ (*Oncorhynchus keta*) 遊楽部川2個体群の繁殖戦略に関する外部形態比較. *魚類学雑誌* 2007; **54**: 121-128.
- 13) Nakajima M, Ito T. Aquatic animal colonization of chum salmon carcasses in Hokkaido, northern Japan. *Am. Fish. Soc. Symp.* 2003; **34**: 89-97.
- 14) Ito T, Nakajima M, Shimoda K. Abundance of salmon carcasses at the upper reach of a fish trap. *Ecol. Res.* 2005; **20**: 87-93.
- 15) Ito T, Nakajima M. Abundance of salmon carcasses at the upper reach of an adult salmon trap: ten years observation at a tributary of the Chitose River, Hokkaido, northern Japan. *Sci. Rep. Hokkaido Fish Hatchery* 2009; **63**: 1-7.
- 16) 柳井清治, 河内香織, 伊藤網子. 北海道東部河川におけるシロザケの死骸が森林-河川生態系に及ぼす影響. *応用生態工学*, 2006; **9**: 167-178.
- 17) 有賀 望, 鈴木俊哉. 豊平川のサケ産卵床における環境条件と浮上までの生存率. *SALMON 情報* 2009; **3**: 3-5.

- 18) 有賀 誠, 山田直佳, 有賀 望, 本多健太郎, 津田裕一, 宮下和士. 石狩川中流におけるサケ *Oncorhynchus keta* の自然産卵. 旭川市博物科学館研究報告 2010; **3**: 63-73.
- 19) 宮腰靖之, 卜部浩一, 安藤大成, 實吉隼人, 青山智哉, 坂本博幸, 春日井潔, 永田光博. 北海道におけるサケ自然産卵個体群の分布 (資料). 北水試研報 2011; **80**: 51-64.
- 20) Miyakoshi Y, Urabe H, Saneyoshi H, Aoyama T, Sakamoto H, Ando D, Kasugai K, Mishima Y, Takada M, Nagata M. The occurrence and run timing of naturally spawning chum salmon in northern Japan. *Environ. Biol. Fish.* 2012; **94**: 197-206.
- 21) 宮腰靖之, 卜部浩一, 安藤大成. 都市近郊河川で観察されたサケとサクラマス産卵床密度 (短報). 北水試研報 2012; **81**: 141-143.
- 22) 島田明英. ウヨロ川中流部における 2011 年度サケ調査報告書 (自然産卵とホッチャレの状況). NPO 法人ウヨロ環境トラスト, 苫小牧. 2012.
- 23) 中村智幸, 飯田遥. 「守る・増やす溪流魚 イワナとヤマメの保全・増殖・釣り場作り」農文協, 東京. 2009.
- 24) 宮腰靖之. 種苗放流効果と資源増殖—北海道のサクラマスを事例として—. 「水産資源の増殖と保全」(北田修一, 埴山雅秀, 浜崎活幸, 谷口順彦編) 成山堂書店, 東京. 2008; 48-65.
- 25) 今井 智, 大本謙一, 高橋昌也, 宮本幸太, 小野郁夫, 大熊一正. 北海道千歳川に遡上するサクラマス産卵親魚の由来と移動様式. 日水誌 2010; **76**: 652-657.
- 26) Morita K, Morita SH, Fukuwaka M. Population dynamics of Japanese pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*): are recent increases explained by hatchery programs or climatic variations? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2006; **63**: 55-62.
- 27) 浦和茂彦. さけ・ます類の耳石標識: 技術と応用. さけ・ます資源管理センターニュース 2001; **7**: 3-11.
- 28) 高橋昌也. 耳石温度標識技術を用いたサケ・マス類の標識放流と調査研究. 養殖 2006; **542**: 82-85.
- 29) 平成 22 年度第二期中期目標期間さけますセンター業務報告書. 水産総合研究センター, 横浜. 2012.
- 30) 永沢 亨. サケ科魚類のプロファイル—10 サケ. SALMON 情報 2012; **6**: 22-25.
- 31) Manly, BFJ. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology, Second Edition*. Chapman & Hall, London. 1997.
- 32) サケ自然再生産効果に関する研究. 平成 22 年度道総研さけます・内水面水産試験場事業報告書, 恵庭. 2012; 36-37.
- 33) 虎尾 充, 竹内勝巳, 佐々木義隆, 春日井潔, 村上豊, 永田光博. 当幌川におけるカラフトマス放流魚と野生魚の降河生態. 北海道水産孵化場研報 2010; **64**: 7-15.
- 34) Torao M, Nagata M, Sasaki Y, Takeuchi K, Kasugai K. Evidence for existence of wild population of pink salmon in the Tohoro River system flowing into Nemuro Strait, eastern Hokkaido, Japan. *Sci. Rep. Hokkaido Fish. Res. Inst.* 2011; **80**: 45-49.
- 35) Iida M, Kato T, Tokuda H. Natural reproduction of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) on the Okhotsk coast of Hokkaido, Japan. *N. Pac. Anadr. Fish Comm. Tech. Rep.* 2012; **8**: 38-40.
- 36) 森田健太郎, 大熊一正, 永沢 亨. 57 カラフトマス 日本系. 「平成 23 年度国際漁業資源の現況」(水産庁編) 水産庁・水産総合研究センター, 東京. 2012; 314-318.
- 37) 高橋史久. これまでの耳石温度標識から得られた知見. SALMON 情報 2009; **3**: 6-7.
- 38) O'Malley KG, Ford MJ, Hard JJ. *Clock* polymorphism in Pacific salmon: evidence for variable selection along a latitudinal gradient. *Proc. R. Soc. B* 2010; **277**: 3703-3714.
- 39) Hendry AP, Castric V, Kinnison MT, Quinn TP. The evolution of philopatry and dispersal: homing versus straying in salmonids. In: Hendry AP, Stearns SC (eds). *Evolution Illuminated: Salmon and Their Relatives*. Oxford University Press, New York. 2004; 52-91.
- 40) 佐野誠三. 北太平洋のさけます—第 3 部 北太平洋のさけますの生活史の検討 3. 極東産しろさけ. 北太平洋漁業国際委員会研究報告 1966; **18**: 33-46.
- 41) Jonsson N, Jonsson B, Hansen LP. Marine survival and growth of wild and released hatchery-reared Atlantic salmon. *J. Appl. Ecol.* 2003; **40**: 900-911.
- 42) Araki H, Berejikian BA, Ford MJ, Blouin MS. Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evol. Appl.* 2008; **1**: 342-355.
- 43) Beamish RJ, Sweeting RM, Neville CM, Lange KL, Beacham TD, Preikshot D. Wild chinook salmon survive better than hatchery salmon in a period of poor production. *Environ. Biol. Fish.* 2012; **94**: 135-148.
- 44) Saito T, Nagasawa K. Regional synchrony in return rates of chum salmon (*Oncorhynchus keta*) in Japan in relation to coastal temperature and size at release. *Fish. Res.* 2009; **95**: 14-27.
- 45) Volk EC, Schroder SL, Grimm JJ. Otolith thermal marking. *Fish. Res.* 1999; **43**: 205-219.
- 46) Blick DJ, Hagen PT. The use of agreement measures and latent class models to assess the reliability of classifying thermally marked otoliths. *Fish. Bull.* 2002; **100**: 1-100.
- 47) 川島利兵衛, 田中昌一, 塚原 博, 野村 稔, 隆島史夫, 豊水正道, 浅田陽治. 「改訂版 新水産ハンドブック」講談社, 東京. 1988.
- 48) Wheaton JM, Pasternack GP, Merz JE. Spawning habitat rehabilitation—I. Conceptual approach and methods. *Intl. J. River Basin Management* 2004; **2**: 3-20.
- 49) Shindler DE, Hilborn R, Chasco B, Boatright CP, Quinn TP, Rogers LA, Webster MS. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Nature* 2010; **465**: 609-612.
- 50) Moore JW, McClure M, Rogers LA, Schindler DE. Synchronization and portfolio performance of threatened salmon. *Conser. Lett.* 2010; **3**: 340-348.