
北海道立水産孵化場研究報告

第 61 号

平成 19 年 3 月

SCIENTIFIC REPORTS

OF THE

HOKKAIDO FISH HATCHERY

No.61

MARCH, 2007

北海道立水産孵化場

061-1433 恵庭市北柏木町 3 丁目373番地

北海道立水産孵化場研究報告

第 61 号 (2007)

目 次

宮腰 靖之・永田 光博・齊藤 誠一 衛星リモートセンシングにより観測したオホーツク海東部地区の春季の沿岸水温とサケの 回帰率との関係	1-10
宮腰 靖之・鷹見 達也・春日井 潔・大森 始・竹内 勝巳・永田 光博 小川での標識再捕によるサクラマス遡上尾数の推定	11-18
小林 美樹・下田 和孝・竹内 勝巳 北海道南西部小川におけるサクラマス幼魚の越冬行動	19-29
藤原 真・竹内 勝巳・佐々木 義隆・宮腰 靖之 北海道胆振管内で生産されたサクラマス0+スモルト標識放流試験	31-38
中島 美由紀・伊藤 富子・下田 和孝 北海道小川の下流域における底生動物群集と物理的環境作用	39-52
短 報	
安藤 大成 測定部を改良した色彩色差計による魚類の体色評価方法の検討	53-56
Kazuaki Naito and Teruhiko Awakura An Odd Cyprinid Fish <i>Mylopharyngodon piceus</i> (Black Carp or Ao-uo) Firstly Recorded in Open Hokkaido Waters.	57-59

衛星リモートセンシングにより観測したオホーツク海 東部地区の春季の沿岸水温とサケの回帰率との関係

宮腰 靖之^{*1}・永田 光博^{*1}・齊藤 誠一^{*2}

Sea Surface Temperature Measured by Satellite Remote Sensing and its Effect on the Return Rate of Chum Salmon in the Eastern Region along the Okhotsk Sea

Yasuyuki Miyakoshi^{*1}, Mitsuhiro Nagata^{*1} and Sei-ichi Saitoh^{*2}

Abstract Chum salmon *Oncorhynchus keta* returning to Hokkaido is currently reproduced by intensive hatchery programs. Early marine life is thought to be a critical period when the mortality of the juvenile chum salmon is high, and the coastal environment, as well as the fish quality, is a factor affecting the success of the hatchery programs. This study examined the effects of a number of juveniles released, the mean weight of the juveniles at release, and the coastal sea surface temperature (SST) on return rate of chum salmon in the eastern region of the Okhotsk Sea coast, off eastern Hokkaido, from 1991 to 2001. Coastal SST was measured using satellite remote sensing (NOAA/AVHRR). The timing at which SST first reached 8 °C and the mean SST from 25 May to 1 June had significant effects on the return rates of chum salmon; i.e., the higher the coastal SST in late May, the higher the return rate. This indicates that the coastal SST during the short period when hatchery-raised chum salmon migrate to the ocean would be a critical factor determining the survival of chum salmon released in the eastern region of the Okhotsk Sea coast. The effect of fish size was insignificant within the range from 0.92 to 1.17 g in this study, although the mean size of juvenile chum salmon released is gradually increasing because rearing facilities are bringing improvements.

Key words : サケ, 回帰率, 衛星リモートセンシング, 沿岸水温, オホーツク海

北海道におけるサケ *Oncorhynchus keta* の来遊数は1970年代以降急速に増加し、1990年代以降も高い水準で推移している (Nagata and Kaeriyama, 2004)。北海道に来遊するサケのほとんどは放流魚であると考えられており (Kaeriyama, 1999)、本道のサケ漁業を支えるため、本種の増殖事業を計画的かつ効果的に実施することが極めて重要である。近年の資源水準は

高く推移しているが、現在もふ化および飼育施設を整備することにより、放流サイズなど種苗の質の向上が図られており、増殖技術の向上や効率化に向けた研究の必要性は依然として高い。

各地のふ化場から放流されたサケ幼稚魚は、沿岸域で数週間程度を過ごした後、沖合へと回遊し (入江, 1990)、北太平洋で2~6年の海洋生活を経て本道へ回

^{*1} 北海道立水産孵化場 (Hokkaido Fish Hatchery, Kitakashiwagi 3-373, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan)

^{*2} 北海道大学大学院水産科学研究院 (Graduate School of Fisheries Science, Hokkaido University, Minato-cho 3-1-1, Hakodate, Hokkaido 041-8611, Japan)

帰する。増殖事業における人工的な管理環境下では、卵から稚魚期までの生残率は自然環境下 (Quinn, 2005) と比べて著しく高い (1997~2000年度: 83.6~85.5%, 北海道さけ・ます増殖事業協会, 2006)。これに対して、降海した後の沿岸域でのサケ幼稚魚の死亡率は高いことが知られている (Healey, 1982; Bax, 1983; Pearcy, 1992; Fukuwaka and Suzuki, 2000)。そのため、北海道においても放流された幼稚魚の沿岸滞泳期の生残率の良し悪しが数年後のサケの来遊数を大きく左右するものと考えられる。これまでに本道のいくつかの地域でサケ幼稚魚の沿岸での生態と沿岸環境について詳細な調査が行われ (入江, 1990; 北海道立水産孵化場, 2000; Mayama and Ishida, 2003; 関, 2005など), 沿岸水温がサケの沿岸域での分布を左右する重要な要因であることが明らかにされている。さらに, Saito (2002) は北日本の広い海域の水温とサケの回帰率を解析し, 沿岸水温がサケの回帰率を左右する要因であるとともに, 回帰率に影響する条件は海域によって異なることを示している。

これらのことから, 降海時の沿岸環境をモニタリングしながら, 毎年放流されるサケの回帰率を評価することが, 本種の放流技術のさらなる向上のためには重要と言える。近年では, 衛星リモートセンシングによる海洋観測技術の発達と普及が進み, 海洋研究および水産研究への応用が可能となった (Laurs and Polovina, 2000)。衛星リモートセンシングでは広い海域の表面水温を同時に観測することができ, さらに,

長期間にわたって一定の周期で観測することが可能である。最近では衛星リモートセンシングを用いたサケ科魚類の生態や増殖に関する研究事例もみられる (Cole, 2000; Kitahashi *et al.*, 2000; Miyakoshi *et al.*, 2007b)。本研究では, 北海道オホーツク海側東部地区を調査海域として, 衛星リモートセンシングを用いてサケ稚魚の放流時期前後の沿岸水温を連続的に観測し, 沿岸水温, 稚魚の放流サイズなどの要因と同地区におけるサケの回帰率との関係を調べた。

材料および方法

調査海域

北海道では現在, サケの増殖事業を進めるにあたり, 全道を5海区 (オホーツク, 根室, えりも以東太平洋, えりも以西太平洋, 日本海) に分け, さらに各海区を2地区あるいは3地区, 計14地区に分けて捕獲採卵およびふ化放流計画を策定し, 事業を運営している (北海道さけ・ます増殖事業協会, 2006)。本研究ではその中からオホーツク東部地区 (知床半島突端~網走市と北見市 (常呂町) の境界まで; Fig. 1) を調査地域として選定し, 同地区で1991~2001年に放流された群を研究対象とした。オホーツク東部地区ではこの間, 12箇所のふ化場 (2次飼育施設含む) で稚魚が生産され, 毎年9,645万~1億1,143万尾 (平均1億374万尾) の稚魚が放流されている (Fig. 2)。稚魚は9河川および2~6箇所の漁港から放流された。漁港からの放流は,

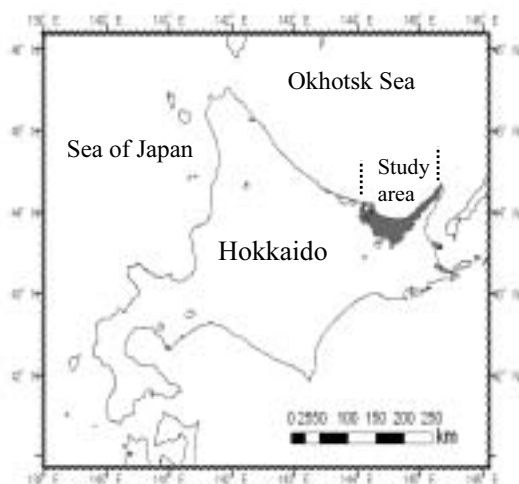


Fig. 1 Study area in the eastern region of the Okhotsk Sea coast, Hokkaido.

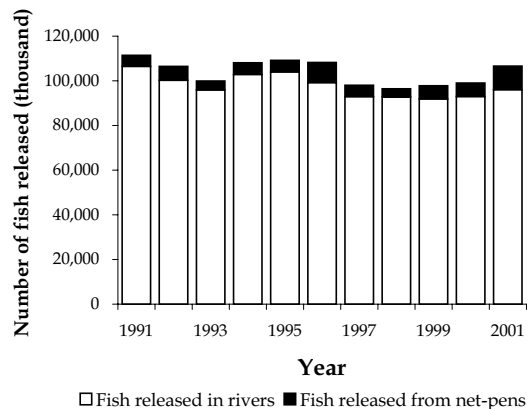


Fig. 2 Number of juvenile chum salmon released (in rivers: open bars; in coastal waters after rearing in net-pens: solid bars) in the eastern region of the Okhotsk Sea coast, Hokkaido, from 1991 to 2001.

港内に設置した生簀内で飼育した後に放流するものである（以下、海中飼育放流と記す）。放流時期は3月から6月にかけてであったが、毎年5月中旬から下旬にかけての放流が全体の多くを占めた（Fig. 3）。放流時の稚魚の平均体重は0.92~1.17 gであった（水産庁北海道さけ・ますふ化場, 1992~1998; 北海道さけ・ます増殖事業協会, 2006, Fig. 4）。ただし、ここでの平均体重は各ふ化場で生産された稚魚のものであり、ふ化場から移出後の海中飼育での増重分は含まない。

オホーツク東部におけるサケの回帰率

サケの回帰率を計算する際には斜里川および網走川に遡上した親魚の年齢組成を用いた。1993~1999年に遡上した親魚の年齢組成は水産庁北海道さけ・ますふ化場および水産庁さけ・ます資源管理センター資料

（水産庁北海道さけ・ますふ化場, 1992~1997; 水産庁さけ・ます資源管理センター, 1999; 2000）から引用し、2000~2005年の年齢組成データは北海道立水産孵化場が実施した調査結果を用いた（北海道立水産孵化場, 2002~2007）。年齢組成を河川への遡上尾数（捕獲尾数）に乗じて、年齢別遡上尾数を推定し、さらに、沿岸での漁獲尾数に乗じることによって、オホーツク東部地区におけるサケの年齢別来遊数を推定した。このようにして得られた年齢群別来遊尾数を放流尾数で除すことにより回帰率を推定した（Fig. 4）。なお、2000年級群（2001年放流群）については2006年以降も6年魚以上の回帰が見込まれるが、本研究では2005年秋まで、すなわち5年魚までの回帰尾数から回帰率を推定し解析に用いた。

衛星データの入手および解析

沿岸水温の観測には NOAA 衛星搭載の AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer; 改良型高解像度放射計) センサーにより観測されたデータを用いた（Fig. 5）。NASA/JPL (Jet Propulsion Laboratory) の Web サイト上で公開されているデータベース (<http://podaac.jpl.nasa.gov>) から HDF (Hierarchical Data Format) 形式のデータ (AVHRR pathfinder best SST, 空間分解能約9 km, 8日間合成 (日最高水温の8日間平均)) をダウンロードし、NASA が公開するフリーソフトウェア

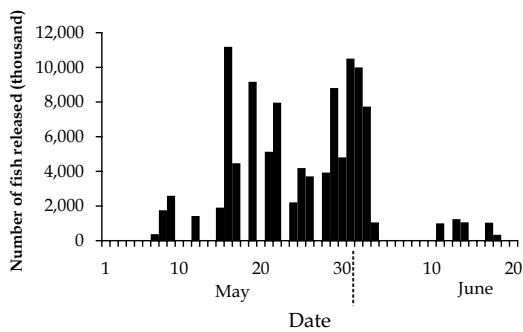


Fig. 3 Daily number of juvenile chum salmon released in the study area in 2001.

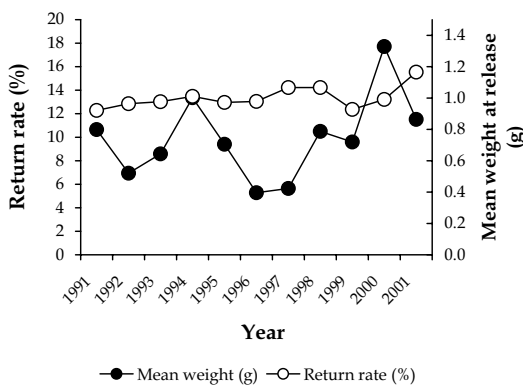


Fig. 4 Mean weights (g) and return rates (%) of juvenile chum salmon released in the eastern region of the Okhotsk coast, Hokkaido, from 1991 to 2001.

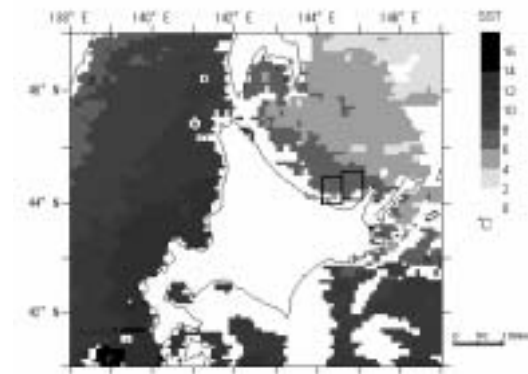


Fig. 5 An example satellite image of the sea surface temperature measured by NOAA/AVHRR, 8-days (25 May-1 June 2000) composite with a spatial resolution of ~9 km. Squares in the eastern Hokkaido indicate the geographic sites where SST values were extracted.

SeaDAS (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/seadas/>)で読み込んだ後、北海道周辺海域のデータをフラットファイルとして出力した。

SeaDAS を用いて出力したフラットファイルを海洋版 GIS ソフト Marine Explorer (株式会社環境シミュレーション研究所, 川越市) を用いて読み込んだ。オホーツク東部沿岸に2つの0.5° 四方の区画を作成し (Fig. 5), 3月から7月にかけて各時期, 各区画における水温を抽出した。ここで設定した0.5° 四方の区画には海岸線から約50 km の範囲が含まれる。なお, 研究に用いた8日間合成の衛星データについては, 1月1~8日を第1番目, 1月9~16日を第2番目として, 順に番号をつけて記すこととする。

沿岸水温と回帰率の関係について

オホーツク東部から放流されたサケの回帰率の変動要因を調べるため, 回帰率を目的変数, 放流あるいは沿岸水温に関する情報を説明変数として単回帰分析を行った。今回の調査海域としたオホーツク東部沿岸では, サケ稚魚は概ね8~13°Cの水温域で多くみられることから (入江, 1990; 永田ら, 2006; Miyakoshi *et al.*, 2007a), 沿岸水温に関する項目として, 水温が8~13°Cで推移した時期と回帰率の関係を主に解析することとした。解析に用いた説明変数は次のとおり。

- 1) 全放流尾数 (尾) (河川放流と海中飼育放流の合計)

- 2) 海中飼育放流尾数 (尾)
- 3) 全放流尾数に対する海中飼育放流尾数の割合 (%)
- 4) 放流時の平均体重 (g)
- 5) 沿岸水温がはじめて8°Cに達した時期
- 6) 沿岸水温がはじめて13°Cを超えた時期
- 7) 沿岸水温が8~13°Cの範囲内で推移した期間の長さ
- 8) 5月9日~5月16日の8日間 (第17番目の期間) の平均水温
- 9) 5月17日~5月24日の8日間 (第18番目の期間) の平均水温
- 10) 5月25日~6月1日の8日間 (第19番目の期間) の平均水温
- 11) 6月2日~6月9日の8日間 (20番目の期間) の平均水温
- 12) 6月10日~6月17日の8日間 (第21番目の期間) の平均水温

なお, 変数の正規性を保つため, 比率に関する変数 (回帰率および変数3) は解析前に逆正弦変換した。

結 果

沿岸水温と回帰率の関係

1991~2001年のオホーツク東部地区において, 沿岸水温がサケにとって好適な範囲 (8~13°C) で推移した期間を Fig. 6 に示した。1999年は欠測の期間が長

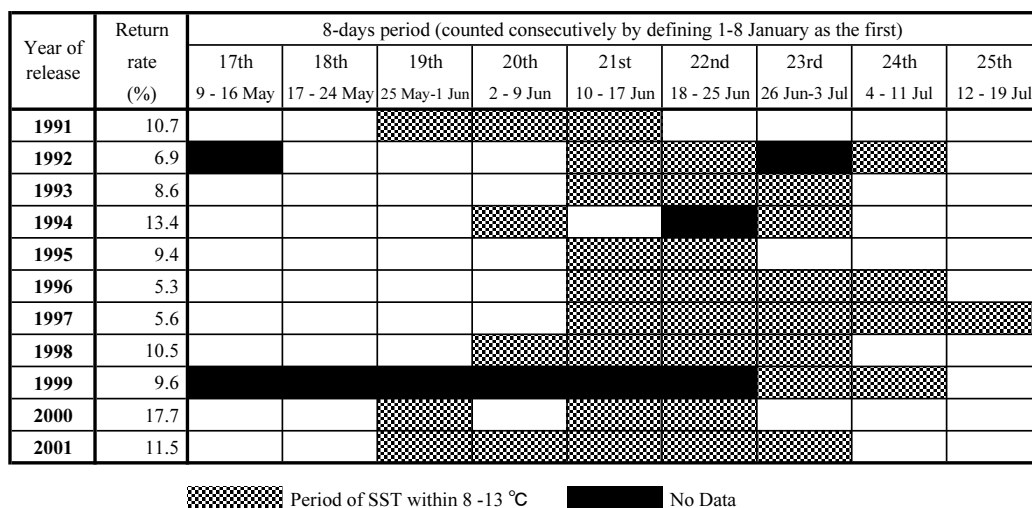


Fig. 6 Timing of the optimal SST range (8-13 °C) for the residence of juveniles chum salmon in coastal area in 1991-2001.

いため解析から除外した。沿岸水温が8°Cに達する時期は、早い年で5月25日～6月1日（第19番目の期間; 1991; 2000; 2001年）、遅い年では6月10～17日（第21番目の期間; 1993; 1996; 1997年）、一方、13°Cを超える時期は、早い年で6月18～25日（第22番目の期間; 1991年）、遅い年では7月20～27日（第26番目の期間; 1997年）であった。8～13°Cで推移した長さは、2期間（1995年）～5期間（1997年および2001年）であった。

単回帰分析により、サケ稚魚の回帰率と放流数、放

流サイズ、沿岸水温との関係を検討した結果、回帰率と有意な関係が認められた変数は、沿岸水温がはじめて8°Cに到達する時期 ($P < 0.01$)、はじめて13°Cを超えた時期 ($P < 0.05$)、5月25日から6月1日の間の平均水温 ($P < 0.05$) の3つであった (Table 1)。すなわち、沿岸水温が8°Cに達するのが早いほど、あるいは13°Cを超えるのが早いほど回帰率が高くなる傾向がみられた (Fig. 7)。5月中旬から6月中旬にかけて、第17～21番目の5つの期間の水温と回帰率の関係をみると、

Table 1 Summary statistics of simple linear regression analyses for return rate of chum salmon released in eastern region along the Okhotsk Sea

	Range	Regression coefficient	Correlation coefficient: <i>r</i>	<i>P</i>
1) Number of juvenile chum salmon released (million fish)	96.5 - 111.4	0.000	0.084	0.806
2) Number of juveniles released from net-pens in coastal areas (million fish)	4.0 - 10.6	-0.001	-0.070	0.848
3) Proportion of juveniles released from net-pens to total number of juveniles released (%)	3.9 - 9.9	-0.090	-0.047	0.898
4) Mean weight of juvenile chum salmon at release (g)	0.92 - 1.17	0.041	0.081	0.813
5) 8-days period of coastal SST first reaching 8 °C	19th (25 May-1 June) - 21st (10-17 June)	-0.032	-0.771	0.009**
6) 8-days period of coastal SST first exceeding 13 °C	22nd (18-25 June) - 26th (20-27 July)	-0.021	-0.638	0.047*
7) Number of 8-day periods of SST within 8-13 °C	2 - 5	-0.001	-0.030	0.934
8) Mean SST from 9 to 16 May (17th 8-days period) (°C)	0.8 - 6.2	-0.142	-0.072	0.853
9) Mean SST from 17 to 24 May (18th 8-days period) (°C)	3.8 - 7.1	0.005	0.150	0.680
10) Mean SST from 25 May to 1 June (19th 8-days period) (°C)	5.9 - 8.1	3.100	0.763	0.028*
11) Mean SST from 2 to 9 June (20th 8-days period) (°C)	5.0 - 9.9	0.001	0.045	0.902
12) Mean SST from 10 to 17 June (21st 8-days period) (°C)	6.3 - 12.8	0.003	0.141	0.698

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

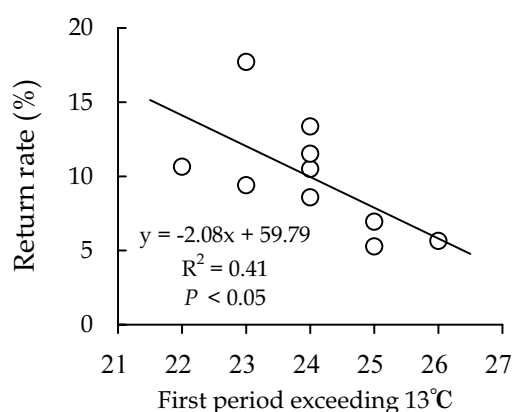
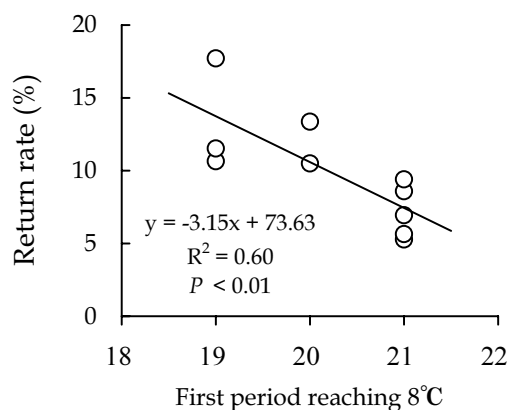


Fig. 7 Relationships between the return rates of chum salmon and SST timings first reach or exceed the 8-13 °C range in coastal areas.

有意となったのは上記（19番目; 5月25日～6月1日）の
一つの期間だけで、他の期間には有意な関係はみられ
なかった（Table 1; Fig. 8）。また、沿岸水温が8
～13°Cの範囲で推移した期間の長さとも有意な関係は
みられず、適水温の範囲内で推移した期間は長くて

その時期が6月中旬以降であった1996年および1997年
の回帰率は低かった（Table 1）。放流時の平均体重
についても、解析した範囲内（0.92～1.17 g）におい
ては回帰率との間に有意な相関はみられなかった
（Table 1）。

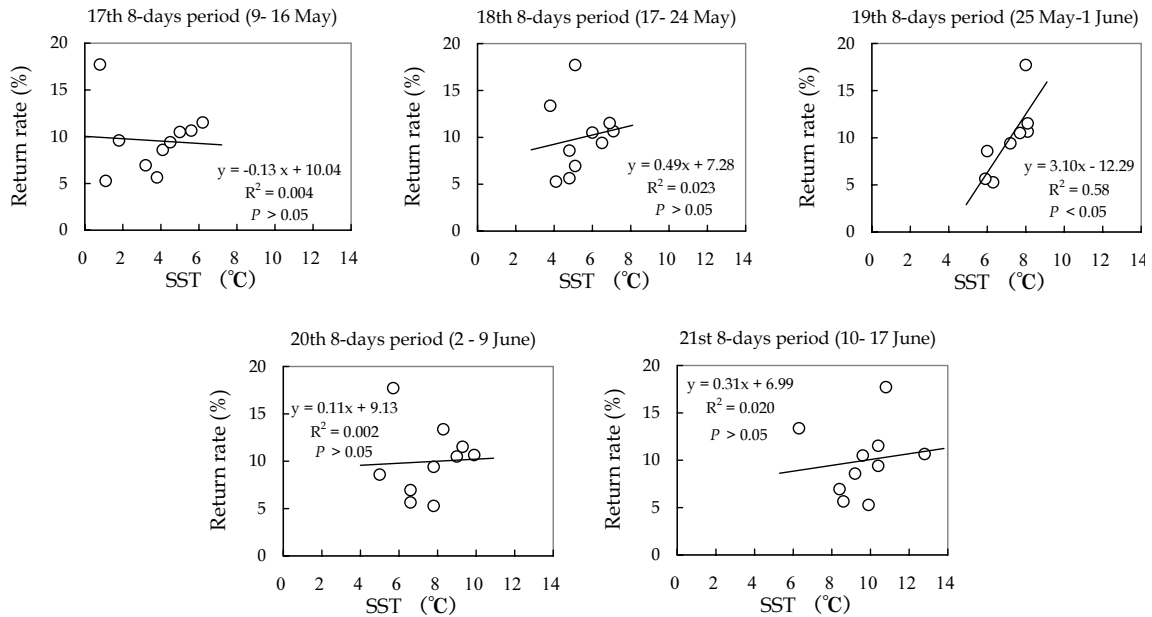


Fig. 8 Relationships between periodical mean SSTs and the return rates of juvenile chum salmon.

考 察

本研究では、オホーツク東部地区におけるサケ稚魚の放流数や放流サイズあるいは沿岸水温と回帰率との関係を調べた。その結果、沿岸水温がサケ幼稚魚の生息に適した水温帯と考えられる8～13°Cの範囲に早く達した年ほど回帰率が高くなる結果が得られた。さらに、上記の適水温域の上限である13°Cを早く超えた年、5月下旬（5月25日～6月1日）の平均水温が高い年もサケの回帰率が高い結果となった。これらの3つの変数は互いに相関しており、サケの放流時期あるいはその直後の沿岸水温の高い年（Fig. 9）の回帰率が高いと言えるであろう。この原因については以下のように考えられる。

オホーツク東部の網走沿岸域で最近行われている調査では（永田ら, 2006; Miyakoshi *et al.*, 2007a),

水温がサケ稚魚の沿岸域での分布に強く影響することが明らかとなっている。水温が8°Cに満たない時にはサケ稚魚の分布域は渚帯（距岸<100 m）などに限られ、8°Cを超えるようになってはじめて距岸1 km以上の範囲に分布するようになる（永田ら, 2006; Miyakoshi *et al.*, 2007a）。すなわち、沿岸水温が低い年には降海後、水温が上昇するまでの間、サケ稚魚は渚帯など狭く限られた海域に高密度で分布せざるを得ず、沿岸域に餌生物が豊富に分布したとしても利用することができないため、この時期の低水温はサケの生き残りには不利な条件であるものと考えられる。本研究において、沿岸水温に関する変数のうち回帰率と有意な関係がみられたのは主に5月下旬の水温条件に関するものであり、それらは、降海したサケ稚魚が沿岸に広く分布できる水温条件にあったかどうかと解釈することができる。5月下旬以外の時期の水温や適水温域で推移した期間の長さとも回帰率に有意な相関がみ

られなかったことから、サケの降海直後の短期間が生残率を左右する極めて重要な時期であるものと考えられる。

本研究ではサケ稚魚滞泳期の沿岸水温を衛星リモートセンシングにより観測した。衛星を用いることにより広い範囲における沿岸水温を同時に観測することができ、サケ稚魚の放流時期の沿岸環境の評価にも有効な技術となり得るものと思われる。ただし、本研究はサケ研究における衛星リモートセンシングの有効性のほんの一端を示したにすぎず、今後の研究の中で細かな部分の検討が必要である。たとえば、入江(1990)は北海道オホーツク海沿岸でのサケ稚魚の生息域は距岸18km以内であると述べているが、本研究ではその範囲よりも広い、距岸約50 kmの範囲の水温を観測するにとどまった。本研究で用いたデータは9 km メッシュであることから、距岸18 kmの範囲を対象とすると含まれるデータ数が少なくなり、欠測期間が多くなることを避けるためにデータの抽出範囲を広くした。解像度のより高いデータが得られれば、サケの生息する範囲内外での水温の違いを検証したり、調査海域の

サケ幼魚の生息域に合わせて解析するなど、衛星データを用いた解析の質的向上も期待できるであろう。

本研究の対象としたオホーツク海では、海水、表層低塩分水(塩分 ≤ 32.5 psu)、中冷水、宗谷暖流(塩分 ≥ 33.6 psu)といった特徴的な水塊の存在が知られており(Takizawa, 1982)、これらの水塊の季節的な変遷が海洋環境を形成する。サケ稚魚が降海直後に滞泳する沿岸域においても、これらの水塊の影響が水温や栄養塩濃度に関わることがフィールド研究により明らかになりつつある(Asami *et al.*, 2006; Sawada *et al.*, 2007)。衛星リモートセンシングの長所は多いが、現場観測の代用とはなり得ない(Laurs and Polovina, 2000)。衛星リモートセンシングによる海面温度の観測と並行したフィールドでの研究により、沿岸水温に影響する水塊動態などの知見を得て、調査海域での海洋環境を詳しく把握することも重要と言える。

近年のサケの来遊数の増加には、給餌飼育による放流サイズ的大型化と適期放流が大きく貢献しているものと考えられている(Kobayashi, 1980; Kaeriyama, 1999)。本研究の調査期間とした1991~2001年に放流

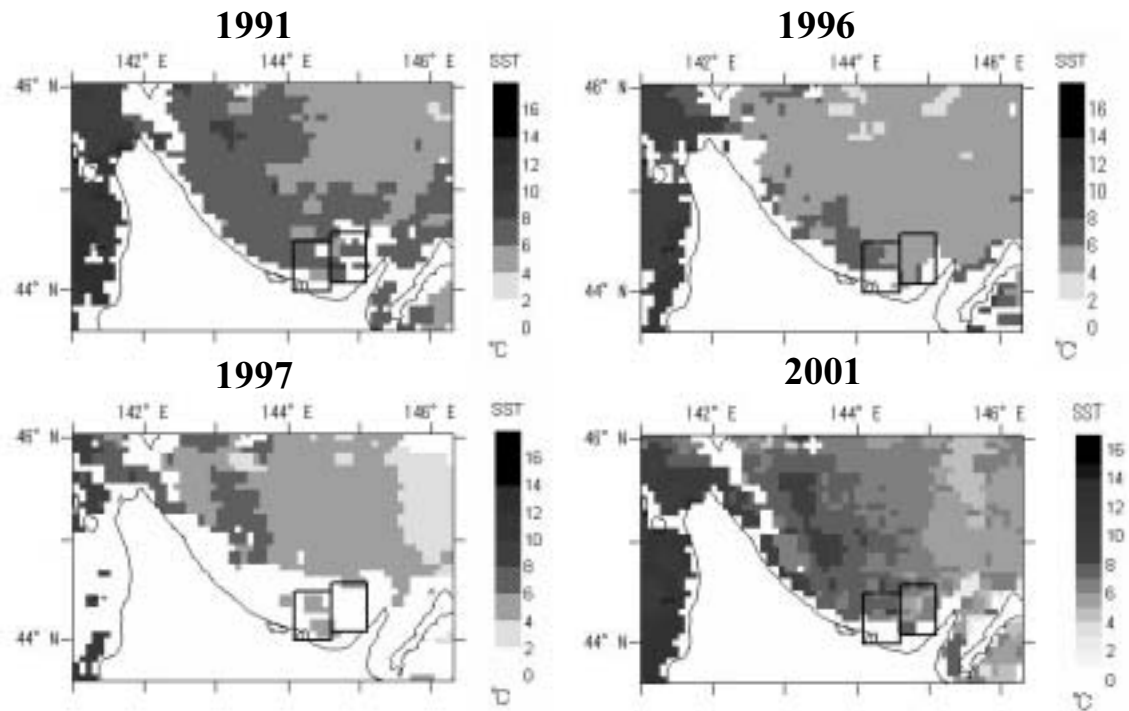


Fig. 9 Examples of satellite images during the period 25 May-1 June, in relatively high return years (1991 and 2001) and in low return years (1996 and 1997), respectively.

された稚魚の平均サイズの範囲 (0.92~1.17 g) では放流サイズと回帰率との間に有意な関係はみられなかったが、飼育施設の整備による飼育環境の改善が図られ、放流サイズは現在でも徐々に大型化している (Fig. 3)。最近では漁港に設置した生簀中での海中飼育により、平均2 g以上の大型サイズで放流する事例も増えつつある (北海道さけ・ます増殖事業協会, 2006)。本研究では、1996年あるいは1997年のように沿岸水温の上昇が遅い年は適水温域で推移する期間が長くても回帰率は低い結果となったが (Fig. 6)、そのような年に海中飼育により大型の種苗を養成して、遅い時期に放流した場合の回帰率がどのようになるか、個別の事例については今後検証する必要がある。サケの効果的かつ効率的な放流技術の確立に向け、本研究や Saito (2002) のように規模の大きな増殖地区あるいは海区といった単位での回帰率と沿岸環境の評価とともに、個別のふ化場あるいは放流群といった単位でのサケの回帰率と沿岸環境の関係 (Asami *et al.*, 2005; 永田ら, 2006; Miyakoshi *et al.*, 2007a; Sawada *et al.*, 2007) を詳しく研究することが重要と思われる。

謝 辞

本研究は平成14~17年度に7つの道立試験研究機関により実施された研究課題「リモートセンシング及びGISを活用した資源・環境評価と産業応用に関する研究およびサケ稚魚滞泳期の沿岸域の環境評価に関する研究」(北海道環境科学研究センター他, 2006)の一部として実施された。本研究の実施に当たり、北海道環境科学研究センターの高田雅之氏、濱原和広氏、布和敦斯博士 (現 酪農学園大学助教授) にご支援いただいた。衛星データの解析では北海道大学大学院水産科学研究院の松岡 敦氏に、稚魚放流結果の取りまとめでは北海道立水産孵化場さけます資源部の宮本真人氏、藤原 真氏にご協力いただいた。調査海域における沿岸環境やサケ増殖事業について、網走漁業協同組合、北見管内さけ・ます増殖事業協会、網走市水産科学センター、網走地区水産技術普及指導所東支所、北海道立中央水産試験場、北海道立網走水産試験場、北海道稚内水産試験場の皆様から各種の情報をいただいた。これらの皆様に厚くお礼申し上げます。

要 約

1. オホーツク東部地区を対象として、衛星リモートセンシング (AVHRR センサー, 空間分解能9 km, 8日間合成) により観測した1991~2001年春の沿岸水温と同年に放流したサケの回帰率との関係を単回帰分析により解析した。
2. サケの回帰率と有意な関係がみられたのは、沿岸水温がサケ幼稚魚の生息に適した水温域 (8~13 °C) に達する時期、沿岸水温が適水温域 (8~13 °C) を超える時期、5月下旬 (5月25日~6月1日) の平均水温の3つであった。
3. オホーツク東部においてサケ稚魚の多くが放流される5月下旬の沿岸水温が高い年の回帰率が高い傾向がみられ、降海直後の沿岸水温がサケの生き残りに関わるものと考えられた。
4. 1991~2001年に放流された稚魚の体重の範囲 (平均0.92~1.17 g) では、放流時の平均体重と回帰率に有意な相関はみられなかった。
5. 飼育施設の整備などによりサケの放流サイズは現在も大型化する傾向がみられており、放流サイズと放流時期、沿岸環境の関係について今後の研究により検証することが重要である。

文 献

- Asami, H., Sato, H., Shimada, H., Sawada, M., Miyakoshi, Y., Ando, D., and Nagata, M. (2005). Fluctuations of the zooplankton community during early ocean life of chum salmon in the coastal waters of eastern Hokkaido, Okhotsk Sea. NPAFC Technical Report 6, 54-56.
- Bax, N. J. (1983). Early marine mortality of marked juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*) released into Hood Canal, Puget Sound, Washington, in 1980. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40, 426-435.
- Cole, J. (2000). Coastal sea surface temperature and coho salmon production off the north-west United States. *Fisheries Oceanography*, 9, 1-16.

- Fukuwaka, M. and Suzuki, T. (2002). Early sea mortality of mark-recaptured juvenile chum salmon in open coastal waters. *Journal of Fish Biology*, 60, 3–12.
- Healey, M. C. (1982). Timing and relative intensity of size-selective mortality of juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*) during early sea life. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39, 952–957.
- 北海道環境科学研究センター・北海道立根釧農業試験場・北海道立天北農業試験場・北海道立稚内水産試験場・北海道立水産孵化場・北海道立林業試験場・北海道立地質研究所 (2006). リモートセンシング及び GIS を活用した資源・環境評価と産業応用に関する研究報告書. 北海道環境科学研究センター, 札幌, 242 p.
- 北海道さけ・ます増殖事業協会 (2006). さけます増殖事業成績書 (平成9~16年度). 北海道さけ・ます増殖事業協会, 札幌, 212 p.
- 北海道立水産孵化場 (2000). 平成7~11年度日本海さけます回帰率向上対策調査報告書. 北海道立水産孵化場, 146 p.
- 北海道立水産孵化場 (2002~2006). 平成12~16年度事業成績書. 北海道立水産孵化場, 恵庭.
- 入江隆彦 (1990). 海洋生活初期のサケ稚魚の回遊に関する生態学的研究. 西海区水産研究所研究報告 68, 1–142.
- Kaeriyama, M. (1999). Hatchery programmes and stock management of salmonid populations in Japan. In: Stock Enhancement and Sea Ranching (Howell, B. R., Moksness, E. and Svåsand, T. eds.), pp. 153–167. Blackwell-Science, Oxford.
- Kitahashi, T., Ando, H., Urano, A., Ban, M., Saito, S., Tanaka, H., Naito, Y. and Ueda, H. (2000). Micro data logger analyses of homing behavior of chum salmon in Ishikari Bay. *Zoological Science*, 17, 1247–1253.
- 小林哲夫 (1977). 沿岸滞泳期におけるサケ・マス幼魚期の生態. 水産海洋研究, 31, 39–44.
- Kobayashi, T. (1980). Salmon propagation in Japan. In: Salmon Ranching (Thorpe, J. E. ed.), pp. 91–107. Academic Press, London.
- Laur, R. M. and Polovina, J. J. (2000). Satellite remote sensing: an important tool in fisheries oceanography. In: Fisheries Oceanography. An Integrated Approach to Fisheries Ecology and Management. (Harrison, P. J. and Parsons, T. R. eds.). pp. 146–157. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Mayama, H. and Ishida, Y. (2003). Japanese studies on the early ocean life of juvenile salmon. *NPAFC Bulletin*, 3, 41–67.
- Miyakoshi, Y., Fujiwara, M., Ando, D., Shimada, H., Sawada, M., Asami, H., and Nagata, M. (2007a). Distribution and growth of juvenile chum salmon in the Abashiri Bay, eastern Hokkaido, in relation to sea surface temperature. *NPAFC Technical Report*, 7, in press.
- Miyakoshi, Y., Saitoh, S., Matsuoka, A., Takada, M., Asami, H., Fujiwara, M., and Nagata, M. (2007b). Comparison of release timing of hatchery-reared juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*) to spring coastal sea surface temperature during high and low survival period. *GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 3*, in press.
- Nagata, M. and Kaeriyama, M. (2004). Salmonids status and conservation in Japan. In: Proceedings from the World Summit on Salmon (Gallagher, P. and Wood, L., eds.), pp.89–97. Simon Fraser University, Burnaby.
- 永田光博・宮腰靖之・藤原 真・安藤大成・澤田真由美・嶋田 宏・浅見大樹 (2006). サケ・マス資源と沿岸環境. 月刊海洋, 38 (9), 637–646.
- Pearcy, W. G. (1992). Ocean Ecology of North Pacific Salmonids. University of Washington Press, Seattle, 179 p.
- Quinn, T. P. (2005). The Behavior and Ecology of Pacific Salmon & Trout. University of Washington Press, Seattle, 378 p.
- Saito, T. (2002). Fluctuations in return rates of hatchery-reared chum salmon (*Oncorhynchus keta*) in relation to coastal ocean environment in Japan. NPAFC Doc. 614, National Salmon Resources Center, Sapporo, Sapporo, 20 p.

- 関 二郎 (2005). 北海道太平洋沿岸域におけるサケ
幼稚魚の摂餌特性と餌料環境に関する研究. さけ・
ます資源管理センター研究報告, 7, 1-104.
- Sawada, M., Shimada, H., Asami, H., Sato, H.,
Miyakoshi, Y., Ando, D., Fujiwara, M. and
Nagata, M. (2007). Seasonal and Annual
changes of oceanographic condition during
early ocean life of chum salmon in the
coastal waters of eastern Hokkaido, Okhotsk
Sea. *NPAFC Technical Report*, 7, in press.
- 水産庁北海道さけ・ますふ化場 (1992~1997). 平成2
~8年度事業成績書. 水産庁北海道さけ・ますふ
化場, 札幌.
- 水産庁さけ・ます資源管理センター (1999~2000).
サケ属魚類資源生物モニタリング. *Salmon
Database*, 7(1)~9(1), 水産庁さけ・ます資源管
理センター, 札幌.
- Takizawa, T. (1982). Characteristics of the Soya
Warm Current in the Okhotsk Sea. *Journal
of the Oceanographical Society of Japan*, 38,
281-291.

小河川での標識再捕によるサクラマス遡上尾数の推定

宮腰 靖之^{*1}・鷹見 達也^{*1}・春日井 潔^{*1}・大森 始^{*1, 2}
竹内 勝巳^{*1}・永田 光博^{*1}

Mark-Recapture Estimates of Escapements of Masu Salmon in a Small River

Yasuyuki Miyakoshi^{*1}, Tatsuya Takami^{*1}, Kiyoshi Kasugai^{*1}, Hajime Omori^{*1, 2},
Katsumi Takeuchi^{*1} and Mitsuhiro Nagata^{*1}

Abstract The numbers of masu salmon spawners *Oncorhynchus masou* returning to a tributary (Hidarimata River) of the Atsuta River, Hokkaido, in 1998 and 1999 were estimated by mark-recapture experiments. Adult masu salmon were captured by electro fishing in July and August, marked by placing a punch hole on the operculum, and released. Spawning grounds were surveyed in September, and marked and unmarked masu salmon spawners, including carcasses, were recovered. Numbers (\pm standard errors in parentheses) of masu salmon estimated by the Petersen method were 344 (± 80) in 1998 and 412 (± 61) in 1999. The recapture rates of the marked fish differed by gender, which would be caused by the difference in their post-spawning behavior. Spatial biases in the recapture rates were detected, as was the incomplete mixing of marked and unmarked fish indicated. Mark-recapture can be an effective method to estimate escapements of masu salmon in a small stream where intensive sampling is possible. Stream surveys should be arranged carefully to satisfy the assumptions of the mark-recapture method.

Key words : サクラマス, 親魚, 遡上, 標識再捕, Petersen 法

サクラマス *Oncorhynchus masou* は北日本における冬から春にかけての重要な漁業資源の一つであるが、近年の北海道沿岸での漁獲量には減少傾向がみられている。そのため、本種の増殖を目的とした種苗放流の技術開発が進められるとともに（真山, 1992; 宮腰, 2006）、河川に遡上したサクラマス親魚の採捕が禁じられるなど、自然再生産資源の増殖および保護が図られている。

水産資源の管理において、産卵親魚量の情報は最も基本的かつ重要な事項の一つである（松宮, 1996）。欧米では親魚の遡上尾数の情報に基づいたサケ・マス類の資源管理が行われており、推定方法についての議論も古くから重ねられてきた（Cousens *et al.*, 1982; Prouzet and Dumas, 1988）。サケ・マス類の親魚遡上尾数を推定する方法として、河道を横断するフェンスを用いた算定、航空機やヘリコプターを使った上空

^{*1} 北海道立水産孵化場 (Hokkaido Fish Hatchery, Kitakashiwagi 3-373, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan)
^{*2} 現所属：北海道立網走水産試験場 (Hokkaido Abashiri Fisheries Experimental Station, Masu-ura 1-1-1, Abashiri, Hokkaido 099-3119, Japan)

からの算定、標識再捕、目視、魚群探知機の利用など、様々なものが研究されている (Irvine and Nelson, 1995)。魚種や河川により遡上時期、産卵場所、魚体サイズなどに違いがあるため、適切な推定方法も状況によって異なるが、一般に、フェンスを用いた算定が最も信頼性の高い推定方法とされている。しかし、フェンスの設置、維持には経費がかさみ、また、増水による破損や越流のために算定が不完全になることも少なくない。一方、標識再捕は大掛かりな器材を必要としないため、フェンスによる算定に代わる推定方法として頻繁に利用されている (Cousens *et al.*, 1982; Irvine and Nelson, 1995)。

一方、日本の河川に遡上するサクラマス親魚を定量的に調査した研究は非常に少ない。サクラマス親魚の河川への遡上は春季に始まり秋までの長期にわたる (待鳥・加藤, 1985)。また、遡上を始めたばかりのサクラマスは未熟な状態であり、脱鱗しやすいため、捕獲による損傷を受けやすい。このような特徴がサクラマス親魚の遡上尾数の把握を困難にしている。北海道さけ・ますふ化場 (1969) は1965年に北海道の146河川に遡上したサクラマス親魚の尾数を調べているが、その推定方法は現地調査などとされ、明確には記されていない。ウライと呼ばれる捕獲装置を使って産卵用親魚を捕獲している河川もあるが、増水時にはウライ

を越えて遡上する魚もいることから、捕獲効率を調べなければ、捕獲尾数が必ずしも遡上尾数の指標とはなり得ない。本州の河川ではサクラマスを対象とした漁業が行われており、そうした場所では漁獲尾数を資源量の指標として用いることも可能であるが (待鳥・加藤, 1985; 田子, 2000)、北海道の河川では漁業は行われていない。

著者らは1998年と1999年の2ヶ年、北海道日本海側を流れる厚田川の一支流において標識再捕によりサクラマス親魚の遡上尾数の推定を試みた。本報告ではその調査結果から、小河川でのサクラマス遡上尾数推定における標識再捕の有効性および留意点について議論する。

材料および方法

調査場所

調査河川として選定した厚田川は、日本海側を流れる延長29.8 km、流域面積253.6 km²の河川である。調査は厚田川水系で最も大きな支流である左股川で実施した。左股川は流路延長13.2 kmで、河口から約13 kmの地点で厚田川本流に合流する (Fig. 1)。左股川には上流から下流までの広い範囲でサクラマスの産卵床がみられ、特に上流域では毎年多くの産卵床がみら

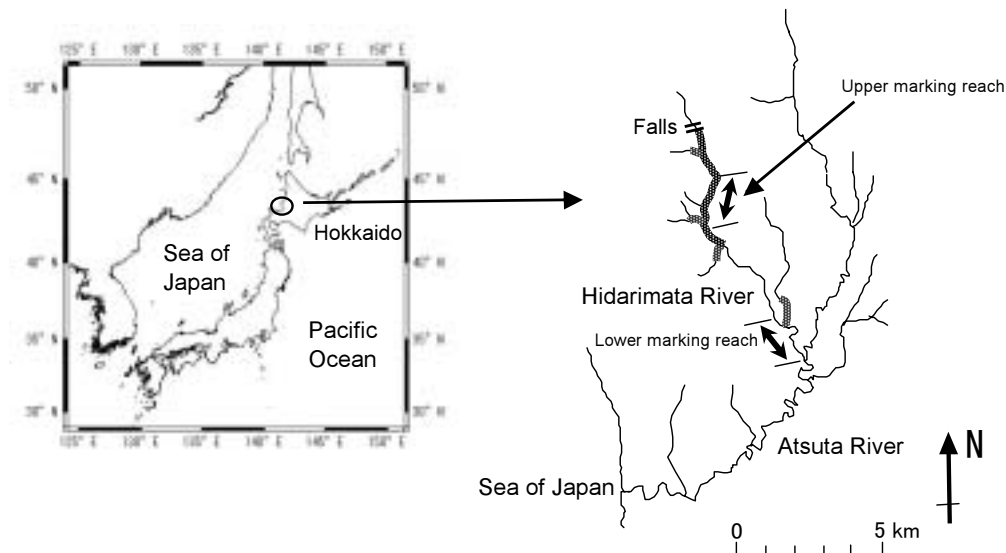


Fig. 1 The location of the Atsuta River in Hokkaido, northern Japan. Marking reaches and recovery reaches (shaded areas) in the Hidarimata River are indicated.

れる(杉若ら, 1999)。左股川にはいくつかの二次支流があり, そこにもサクラマスが遡上する。本流との合流点より約11 km 上流の地点にはサクラマスが遡上できない滝があるため, サクラマスの生息域はこの滝よりも下流の範囲である。左股川の川幅は下流部(本流との合流点近く)で10 m 程度, 上流部(滝の下流側)では4 m 程度である(1999年6月測定)。厚田川本支流は1965年に保護水面に指定されており, 周年, サクラマスを含むすべての水産動植物の採捕が禁じられている。また, 厚田川ではサクラマスの種苗放流は行われていないので, 本研究の対象とした個体はすべて自然繁殖によるサクラマスである。

標識放流

標識再捕調査は1998年および1999年の2ヵ年実施した。サクラマス親魚の採捕および標識放流は, 1998年には7月28~29日および8月11~12日の2回, 1999年には7月21~22日, 8月12~13日, 8月26日の3回実施した。親魚の採捕は本流との合流点から上流2.8 km の区間(下流標識区間と記す)および本流との合流点から7.4 km の地点から上流2.3 km の区間(上流標識区間と記す)の2つの区間で行った(Fig. 1)。採捕には主にエレクトロフィッシャー(Smith-Root社製, Model-12, DC 300V)および口径60cm のたも網を用い, エレクトロフィッシャーの使用が困難な深い淵では投網を使用した。採捕したサクラマスは外観から雌雄を判定し, 尾叉長およびPOH レングス(postorbital-hypural length: 眼窩の後端から下尾骨後端までの長さ)を記録した。POH レングスを測定したのは, サクラマスは産卵時期になると上顎長に雌雄差が生じると(真山, 1992), 雌では産卵行動により尾鰭が損傷し尾叉長を測定できない個体が多いためである(Anderson, 1996)。測定後, 標識として, 1穴ホールパンチ(書類に孔を開ける鋏)を用いて鰓蓋に直径6 mm の穴を開けた。穴を開ける位置を変えることにより標識した日と場所の識別ができるようにした。

再捕

厚田川でのサクラマスの産卵は8月下旬から9月にかけてみられる(杉若ら, 1999)。そこで, 9月上旬から毎週1回のペースで, 1998年は4回, 1999年は6回にわたってサクラマスの再捕を行った。サクラマスの産卵は調査河川の主に上流域および支流でみられたので, 再捕作業は上流標識区間と4つの二次支流で行った

(Fig. 1)。2人1組で下流から上流に向かって歩き, たも網を用いて生きて親魚や死骸を採捕した。産卵床を掘っている個体, 雌雄がペアになり産卵間近と思われる個体の採捕は避けた。採捕したサクラマスは雌雄, 標識の有無を確認し, POH レングスを測定した。これらの作業終了後, 後日の調査時に同じ個体を重複して調べないように, 背鰭基部に番号入りディスクタグをつけて川に戻した。

遡上尾数の推定

サクラマス親魚の遡上尾数の推定にあたり, 標識および再捕のデータをそれぞれ合計し, Petersen 法のChapman による修正式(Ricker, 1975)を用いて推定値 N と分散 $V(N)$ を次式により計算した。

$$\hat{N} = \frac{(\sum M_i + 1)(\sum C_j + 1)}{\sum R_j + 1}$$

$$\hat{V}(\hat{N}) \approx \frac{(\sum M_i + 1)^2 (\sum C_j + 1) (\sum C_j - \sum R_j)}{(\sum R_j + 1)^2 (\sum R_j + 2)}$$

ここで, M_i は i 回目の標識尾数, C_j は j 回目の全採捕尾数(標識魚および未標識魚の合計), R_j は j 回目の標識魚の再捕尾数である。次に, 7~8月の標識率を $\sum R_j / \sum C_j$ により, 9月の標本抽出率を $\sum R_j / \sum M_i$ により推定した(Skalski and Robson, 1992)。

Petersen 法を用いる場合には, i) 個体群は閉鎖系であり, 移出(死亡を含む)や移入がない, ii) 標識の脱落や標識装着による死亡はない, iii) 標識魚と未標識魚はよく混合しており, すべての個体の捕られやすさは同じである(単純ランダムサンプリングによって捕られる), という仮定が前提となる(Ricker, 1975)。ここで, 仮定 i) については, 本調査では標識と再捕の間の死亡が起こり得る。このような時, Petersen 法では再捕時点の個体数推定はできないので(Schwarz and Taylor, 1998), 標識時点の個体数を推定した。仮定 ii) については, 標識後2ヶ月経つと鰓蓋が再生して穴が塞がる個体があるものの, その痕跡は十分に識別できるので(Miyakoshi and Kudo, 1999), 標識の脱落はないものとみなした。仮定 iii) の成否の評価は困難であるが, 次に述べる検定によりその一部を評価することとした。

標識魚と未標識魚の混合度合の評価

Petersen 法の仮定のうち, ランダムサンプリングの仮定が満たされていたかどうかを検証するため, 次

の二通りの χ^2 検定により、標識された個体が再捕場所に移動する際に一様に混合したかどうかを評価した。

1) 標識データを上流と下流の標識区間 (Fig. 1) に分け、それぞれの区間において標識された個体の再捕率を比較した (χ^2 検定)。

2) 再捕データを左股川と二次支流 (4支流の合計値) に分け、再捕場所間での標識魚の混入率を比較した (χ^2 検定)。

これらの χ^2 検定では有意水準を $P = 0.05$ として検出力も計算した (Dixon and Massey, 1983)。

結 果

標識放流および再捕

1998年は87尾、1999年には99尾のサクラマス親魚を採捕し、標識した (Table 1)。サクラマスは兩年とも7月には主に下流標識区間で採捕されたが、8月には下流での採捕尾数は少なくなり、上流標識区間で多くなった (Fig. 2)。標識したサクラマスの雌雄比は1998年が1.6 : 1、1999年は1.5 : 1であった (Table 1)。

Table 1 Numbers of masu salmon captured, Petersen estimates, and capture probabilities in the Hidarimata River in 1998 and in 1999

	1998				1999			
	Female	Male	Total	Ratio (female: male)	Female	Male	Total	Ratio (female: male)
Number of fish marked	54	33	87	1.6 : 1	60	39	99	1.5 : 1
Number of fish recovered	41	20	61	2.1 : 1	88	62	150	1.4 : 1
Number of marked fish recaptured	13	3	16	4.3 : 1	18	19	37	1.0 : 1
Petersen estimate	165	179	344	0.9 : 1	286	126	412	2.3 : 1
Standard error	35	72	80		57	23	61	
Coefficient of variation	0.21	0.40	0.23		0.20	0.18	0.15	
Probability of capture (Marking)	0.32	0.15	0.26		0.20	0.31	0.25	
Probability of capture (Recovery)	0.24	0.09	0.18		0.30	0.49	0.37	

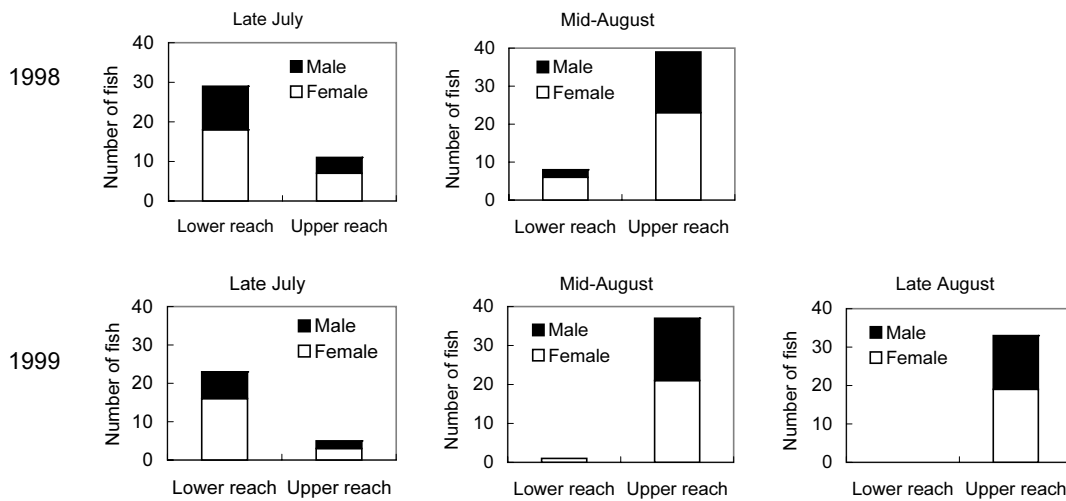


Fig. 2 Number of masu salmon captured and marked in the Hidarimata River in July-August 1998 and 1999.

標識再捕によるサクラマス遡上尾数の推定

9月の再捕時には、1998年は61尾、1999年は150尾のサクラマスを採捕した (Table 1)。採捕尾数のピークは、1998年には9月上旬から中旬、1999年には9月中旬から下旬にかけてみられた (Fig. 3)。このうち死骸として採捕されたものは、1998年は10尾 (すべて雌)、1999年は16尾 (雌14尾、雄2尾) であった。採捕されたサクラマスのうち標識魚は1998年が19尾 (雌16尾、雄3尾)、1999年が37尾 (雌18尾、雄19尾) であった (Table 1)。再捕時のサクラマスの雌雄比は1998年が2.1 : 1、1999年が1.4 : 1であった。調査をした2カ年とも、標識時と再捕時の雌雄比およびPOH レングスの平均値には有意な差はみられなかった (雌雄比 : χ^2 検定, $P > 0.05$, POH レングス : t検定, $P > 0.05$; Table 2)。

遡上尾数の推定

標識率は1998年および1999年それぞれ26%、25%とほぼ同じ値となったが、標本抽出率は1998年が18%、1999年が37%となり、標本抽出率には2年間で大きな違いがみられた (Table 1)、雌雄別にみると、標識率、標本抽出率ともに雄のほうが雌よりも年間の違いが大きかった。Petersen 法によるサクラマス遡上尾数の推定値 (括弧内は±標準誤差) は、1998年は雌165 (±35) 尾、雄179 (±72) 尾、雌雄計344 (±80) 尾、1999年は雌286 (±57) 尾、雄126 (±23) 尾、雌雄計412 (±61) 尾であった (Table 1)。1998年には雄の標識魚の再捕尾数が3尾と少ないために推定精度は低く、変動係数は40%となった。

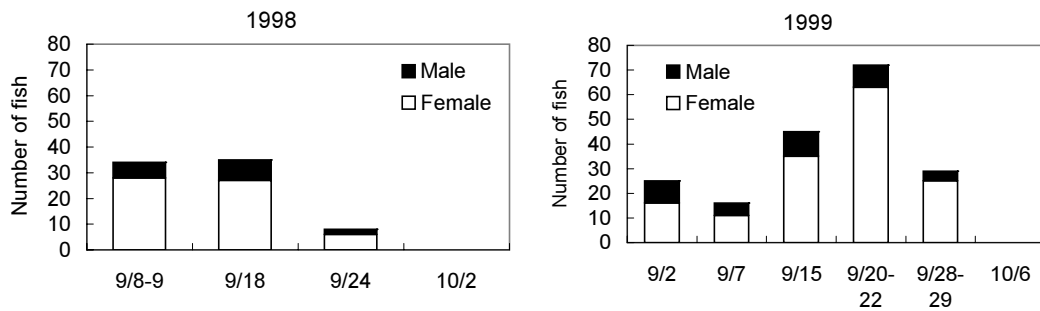


Fig. 3 Number of masu salmon recovered on the spawning grounds in the Hidarimata River in September-October 1998 and 1999.

Table 2 Post-orbital hypural lengths (cm) of masu salmon recovered on the spawning grounds in 1998 and 1999

Category	1998				1999			
	Female		Male		Female		Male	
	N	Mean ± SD	N	Mean ± SD	N	Mean ± SD	N	Mean ± SD
Marked	13	38.4 ± 3.4	3	32.3 ± 7.3	18	38.3 ± 3.0	19	33.3 ± 3.4
Unmarked	28	40.9 ± 5.1	17	35.9 ± 4.8	70	39.4 ± 3.3	43	34.7 ± 5.2
Total	41	40.1 ± 4.7	20	35.2 ± 5.2	88	39.1 ± 3.2	62	34.3 ± 4.8

* Differences in the length distributions were not significant ($P > 0.05$; Kolmogorov-Smirnov test) between marked and unmarked fish.

** The relationships between fork length (FL) and post-orbital hypural (POH) length in July-August were; 1998; female: FL(cm) = 3.92 + 1.13 POH(cm) ($R^2 = 0.968$, $P < 0.001$), male: FL(cm) = -1.11 + 1.31 POH(cm) ($R^2 = 0.979$, $P < 0.001$) 1999; female: FL(cm) = 5.89 + 1.08 POH(cm) ($R^2 = 0.855$, $P < 0.001$), male: FL(cm) = -0.65 + 1.30 POH(cm) ($R^2 = 0.984$, $P < 0.001$)

標識魚と未標識魚の混合度合の評価

標識場所による標識魚の再捕率，および再捕場所による標識魚の混入率には2ヵ年とも大きな違いがみられ (Tables 3&4)，1999年にはいずれの検定でも有意な差がみられた ($P < 0.05$)。一方，1998年には

有意な差はみられなかったが (検定1: $P = 0.116$ および検定2: $P = 0.171$)，サンプル数が少ないために， $\alpha = 0.05$ とした場合の検出力はそれぞれ0.34および0.27と低かった。

Table 3 Numbers and recapture rates of masu salmon marked in the upper or lower reaches in the Hidarimata River in 1998 and 1999

Marking site	1998				1999			
	No. fish marked	No. fish recaptured	No. fish not recaptured	Recapture rate	No. fish marked	No. fish recaptured	No. fish not recaptured	Recapture rate
Upper reach	50	12	38	0.24	68	34	41	0.50
Lower reach	37	4	33	0.11	31	3	21	0.10
Total	87	16	71	0.18	99	37	62	0.37

Table 4 Numbers and mark ratios of masu salmon recovered in the Hidarimata River or its sub-tributaries in 1998 and 1999

Recovery site	1998				1999			
	No. fish recovered	No. fish marked	No. fish unmarked	Mark ratio	No. fish recovered	No. fish marked	No. fish unmarked	Mark ratio
Hidarimata R.	33	11	22	0.33	106	32	74	0.30
Sub-tributaries	28	5	23	0.18	44	5	39	0.11
Total	61	16	71	0.26	150	37	113	0.25

考 察

1998年および1999年，厚田川支流左股川において標識再捕によりサクラマス親魚の遡上尾数の推定を試み，その結果，雌雄を合わせたサクラマス親魚の遡上尾数は1998年が344尾，1999年が412尾と推定された。変動係数はそれぞれ23%，15%であり，この値はサケ・マス親魚の遡上尾数の推定精度としては悪くないものと考えられた (Cousens *et al.*, 1982)。Petersen 法による個体数推定では，推定精度は主として標識魚の再捕尾数に依存する (田中, 1998)。本研究は小規模河川で行われ，雌雄合わせて25~26%の標識率および18~37%の標本抽出率という高い強度のサンプリングができたことが，良好な精度での推定を可能にしたもの

と考えられる。本研究では対象とする個体群の大きさは300~400尾程度と大きくはないものの，小河川のため親魚の移動範囲が限られ，また，産卵後の弱った親魚は比較的容易に採捕できることから，標識再捕による推定に必要な再捕尾数を得ることができたものと思われる。

ただし，雌雄別に見ると，雄の遡上尾数推定の困難さが明らかとなった。雄の標識率，標本抽出率には2ヵ年で大きな差がみられ，標識魚の再捕尾数も1998年には雄は3尾しかなく，推定精度も低い結果となった (Table 1)。1998年の雄の遡上尾数推定値は雌よりも大きな数値となっているが (Table 1)，降海型サクラマス親魚の雌雄比 (待鳥・加藤, 1985) から考えて，また，本研究における採捕尾数からみても (Table 1)，雄が雌よりも多いとは考えにくい。した

がって、標識魚と未標識魚が十分に混合しておらず、その結果、1998年の標識魚の再捕率は低く（9%）、逆に1999年は高く（49%）なったものと考えられる。降海型のサクラマスは雌雄ともすべて産卵を終えた後に死ぬ。雌は産卵後、産卵床の周辺にとどまり、やがて衰弱して死に至る（長内・大塚、1967）のに対して、雄は産卵時期の河川内での移動範囲が広いものと考えられる（Miyakoshi *et al.*, 2003）。本研究でも、死骸として見つかったものは大半が雌であった。このような河川内における産卵後の親魚の行動が標本抽出率の雌雄差あるいは標識魚と未標識魚の混合度合の雌雄差に少なからず影響しているものと考えられる。サケ・マスの雌雄間の捕られやすさの違いは遡上尾数調査においてしばしば見受けられる現象であり（Farwell *et al.*, 1996; Schwarz and Taylor, 1998）、遡上尾数は雌雄別に推定する必要があるものと考えられる。

標識再捕によって合理的な推定値を得るためには前提となる仮定が満たされることが不可欠であり、標識魚と未標識魚が一樣に混合する、あるいはランダムなサンプルが得られることが重要である（Ricker, 1975; 田中, 1998; 北田ら, 2001）。本研究では標識場所による再捕率の違い、あるいは再捕場所の違いによる標識魚の混入率の違いを比較することによって、ランダムサンプリングの仮定の一部を検証した。その結果、1999年には標識場所による再捕率や再捕場所による標識魚の混入率には有意な差がみられた。1998年はサンプル数が小さく、検出力が低いため有意な差は見出せなかったが、やはり標識場所による再捕率や再捕場所による標識魚の混入率に大きな違いがみられた。これらにより、標識魚と未標識魚が場所によって、十分に混合していない可能性が示唆された。親魚の遡上尾数の調査事例の多い北米でもサンプリングの偏りを評価した研究例がみられ（Schubert, 1992）、本研究で示した以外にも、データからランダムサンプリングの仮定を検証する方法はいくつも考えられる。サクラマス親魚に限らず、ランダムサンプリングの仮定を満たすことは容易でないことも多い（北田ら, 2001）。調査河川における採捕場所、採捕時期や間隔、漁具など綿密に検討し、採捕に偏りが生じないよう、そしてランダムなサンプルが得られるような調査計画を組む必要がある、本研究で一例を示したように標識再捕の仮定の成否を事後に評価することも重要であろう。

要 約

1. 1998年と1999年に厚田川支流左股川において標識再捕調査を行い、サクラマス親魚の遡上尾数を推定するとともに、小河川での遡上尾数の推定における標識再捕の有効性について議論した。
2. 標識放流は7月下旬から8月下旬にかけて行い、1998年は87尾、1999年は99尾を標識した。9月に再捕を行い、1998年は採捕された61尾のうち16尾、1999年は採捕された150尾のうち37尾が標識魚であった。
3. Petersen 法によるサクラマス遡上尾数の推定値（括弧内は±標準誤差）は、1998年は雌165（±35）尾、雄179（±72）尾、計344（±80）尾、1999年は雌286（±57）尾、雄126（±23）尾、計412（±61）尾であった。
4. 小河川では親魚の移動範囲は限られ、また、産卵後の弱った親魚は比較的容易に採捕でき、産卵時期の親魚に対する採捕効率18～37%であった。
5. 雄の標識率および再捕率は2ヵ年で大きく異なり、産卵時期の雌雄の行動の違いが標本抽出率や標識魚と未標識魚の混合度合の雌雄差に影響したものと考えられた。
6. 1999年には標識場所間での再捕率および再捕場所間での標識魚の混入率に有意な差がみられたことから、標識再捕調査においては採捕に偏りが生じないよう、そしてランダムなサンプルが得られるように調査計画を組むことが重要であると考えられた。

謝 辞

北海道立水産孵化場の青山智哉氏、安藤大成氏、小林美樹氏、小山達也氏、隼野寛史氏、三坂尚行氏、宮本真人氏、杉若圭一氏、山本勝博氏には野外調査にご協力をいただきました。厚くお礼申し上げます。

文 献

- Anderson, R. O. and Neumann, R. M. (1996). Length, weight, and associated structural indices. In: Fisheries Techniques, 2nd edition (B. R. Murphy, and D. W. Willis, eds.), pp.

- 447-482. American Fisheries Society, Bethesda.
- Cousens, N. B. F., Thomas, G. A., Swann, C. G. and Healey, M. C. (1982). A review of salmon escapement estimation techniques. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, No. 1108.
- Dixon, W. J. and Massey, F. J., Jr. (1983). Introduction to Statistical Analysis, 4th edition. McGraw-Hill, New York.
- Farwell, M. K., Kalnin, L. W. and Lotto, A. G. (1996). Estimation of the 1994 Harrison River chinook salmon escapement. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, No. 2379.
- 北海道さけ・ますふ化場 (1969). 北海道河川遡上マス調査記録. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 23, 29-44.
- Irvine, J. R. and Nelson, T. C. (1995) Proceedings of the 1994 salmon escapement workshop plus an annotated bibliography on escapement estimation. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, No.2305.
- 北田修一・関谷幸生・横田賢史 (2001). 水槽実験による Petersen 法の実用性の検討. 日本水産学会誌, 67, 203-208.
- 待鳥精治・加藤史彦 (1985). サクラマスの産卵群と海洋生活. 北太平洋漁業国際委員会研究報告, 43, 1-118.
- 松宮義晴 (1996). 水産資源管理総論. 水産研究叢書46, 日本水産資源保護協会, 東京.
- 真山 紘 (1992). 北海道におけるサクラマスの淡水域の生活および資源培養に関する研究. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 46, 1-156.
- 宮腰靖之 (2006). 北海道におけるサクラマスの放流効果および資源評価に関する研究. 北海道立水産孵化場研究報告 60, 1-64.
- Miyakoshi, Y. and Kudo, S. (1999). Mark-recapture estimation of masu salmon escapement and implications for sample collection on the spawning grounds. *North American Journal of Fisheries Management*, 19, 1108-1111.
- Miyakoshi, Y., Takami, T., Takeuchi, K., Omori, H., Nagata, M. and Irvine, J. R. (2003). Sampling of masu salmon, *Oncorhynchus masou*, spawners on the spawning grounds: is carcass sampling effective as a mark-recovery method? *Fisheries Management and Ecology*, 4, 273-275.
- 長内 稔・大塚三津男 (1967). サクラマスの生態に関する研究1 遡河サクラマスの形態と産卵生態について. 北海道立水産孵化場研究報告, 22, 17-32.
- Prouzet, P. and Dumas, J. (1988). Measurement of Atlantic salmon spawning escapement. In: Atlantic Salmon: Planning for the Future (D. Mills and D. Piggins, eds.), pp. 325-343. Timber press, Portland.
- Ricker, W. E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, No. 191.
- Schubert, N. D. (1993). Enumeration of the 1988-1992 Squamish River chinook salmon escapement. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, No. 2187.
- Schwarz, C. J. and Taylor, C. G. (1998). Use of the stratified-Petersen estimator in fisheries management: estimating the number of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) spawners in the Fraser River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, 286-296.
- Skalski, J. R. and Robson, D. S. (1992). Techniques for Wildlife Investigations: Design and Analysis of Capture Data. Academic Press, San Diego.
- 杉若圭一・竹内勝巳・鈴木研一・永田光博・宮本真人・川村洋司 (1999). 厚田川におけるサクラマス産卵床の分布と構造. 北海道立水産孵化場研究報告, 53, 11-28.
- 田子泰彦 (2000). 神通川と庄川におけるサクラマス親魚の遡上範囲の減少と遡上量の変化. 水産増殖, 47, 115-118.
- 田中昌一 (1998). 水産資源学総論 (増補改訂版). 恒星社厚生閣, 東京.

北海道南西部小河川におけるサクラマス幼魚の越冬行動

小林 美樹・下田 和孝・竹内 勝巳

Winter Behavior of Juvenile Masu Salmon (*Oncorhynchus masou*) in the Stream of Southwestern Hokkaido

Miki Kobayashi, Kazutaka Shimoda and Katsumi Takeuchi

Abstract Ecological studies on the freshwater life, in winter, of the masu salmon *Oncorhynchus masou* were carried out in a small stream, Oyobe River, in Southwestern Hokkaido during the period 1994 to 1996. At this time of year, their fish were caught principally at low velocity and with the shaded areas with an abundance of plants. From December to March, they had grown little and their mean fork length remained at only about 10 cm. On the other hand, from October till December, just before the heavy winter, significant growth is accepted as well as active feeding for the overwinter. It was observed that the fishes in the downstream region become bigger than those in the upper region. Moreover, the inclination of the sex ratio is accepted by the valley and it became clear that the rate of females increases according to a downstream region. The rate of males to females in the downstream region was a mean 66.7% from 1994 to 1996, while the average Index of the stomach contents of juveniles was 0.63 ± 0.80 . As the 0.34 ± 0.27 (minimum) was shown seasonally in January, it was suggested that the weather conditions of winter were very severe. In order to investigate the winter movement of juvenile masu salmon, 841 fish which were captured at the sampling sites were released with clipped fins. The number of marked fish which were recaptured was 94 fish in all (11.2%). It was recaptured at a point other than that where ten fish had been released, and shifted to a downstream point, in which three fish went on a maximum of 4,200m. The race maintenance, from the biological perspective of the juvenile masu salmon resources, and further, when targeting increased resources from an industrial viewpoint the living space environment of the winter habitat in the lower region is vital, and it is important to take into consideration the environment of a lower region synthetically, apart from living things and a human side, putting the winter rearing habitat reclamation in the lower region into view.

Key words : サクラマス幼魚, 越冬行動, 成長, 雌雄比, 下流域

サクラマスは、海洋生活が1年という短期でありながら大きなものでは体重5kgを越え、北海道日本海側沿岸の冬から春先にかけての貴重な漁業対象種として利用されている。一方で、資源培養の努力も色々と試みられてきたが、その成果は明らかでなく、近年の北

海道における漁獲量は千トン未満で推移し、減少傾向が著しい(宮腰, 2006)。本種の資源培養を難しくしている要因の一つとして、生活史の3分の2以上を河川に依存することがあげられる。河畔林の伐採、河道の直線化、護岸敷設等の河川環境の改変は、淡水生活期

の生育環境への影響はもとより、生残りを左右する大きな要因と考えられる。また、生残りには季節的な各種要素の関わりも無視できない。たとえば、本種と生態が近いギンザケの再生産は冬場の生息場を利用できるかどうかは鍵といわれ、冬季の生息環境が彼らの生活に与える影響は極めて大きい (Nickelson et al., 1992; Solazzi et al., 2000)。特に、 0°C 近くまで低下する水温や積雪・結氷などの冬季の厳しい環境がサクラマス幼魚の生残りに及ぼす影響は決して小さくないものと推察される。しかも、前述した河川環境の改変は、その影響をさらに深刻化するものと考えられるが、これらをも考慮した冬季間の生残りに関する報告例は少ない。越冬時の生態的知見 (井上・石城, 1968; 真山, 1992, 1995; 兵藤ら, 1993; 河村ら, 1994; 隼野ら, 1999; 鈴木ら, 2000) も断片的であり、生残りに関する報告はわずかに真山 (1992) が孵化場で生産した幼稚魚を春季あるいは秋季に放流し、その回帰尾数の比較等から冬季の生残率を52%に推定した報告や、宮腰ら (1999) が秋季に放流した幼魚のスマルト降河個体数並びに河川残留個体数の推算値から冬季の生残率を13.7~19.4%と推定した報告があるに過ぎない。河川環境が周辺流域の開発、利用強化によって著しく変わりつつある今日、サクラマス幼魚の冬季間の生活の実態を明らかにすることは、種族保全、資源培養のためにも重要である。著者らは、北海道の比較的温暖な道南日本海側に位置する小河川で冬季の生態調査を行った結果、上下流における流域別性比に明らかな相違が示されるなど、興味ある知見が得られたのでここに報告する。

材料及び方法

及部川の概要

及部川は、日本海側津軽海峡に流入し、流域面積で38.7 km²、流路延長で13.2 km、流域面積2 km²以上の支流4本を有した保護水面指定の小河川である (Fig.1)。河口からおよそ9 km 付近までの河川勾配は傾斜角度がおおよそ0.6度 (100m / 9,210m) と緩やかであり、川岸にはヨシ類 (*Phragmites* sp.) やヤナギ類 (*Salix* sp.) を中心とした草木が繁茂し、その間を緩やかに蛇行しながら流れ、途中、不連続に瀬や淵の形成が認められる。一方、9 km 以遠の上流域は傾斜角度9.0度 (600m / 3,780m) の急勾配である。

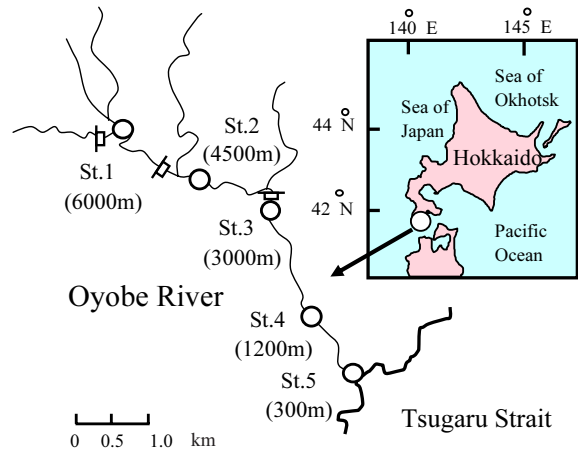


Fig. 1 Map of the sampling sites in Oyobe River. The open circles show the sampling sites. Numbers in parentheses indicate the distance in meters from the river mouth. \square : Dam with fish way.

生息魚類は、保護水面調査資料 (北海道立水産孵化場, 2006) によれば、サケ (*Oncorhynchus keta*), サクラマス (*Oncorhynchus masou*), アメマス (*Salvelinus leucomaenis*), アユ (*Plecoglossus altivelis*), ウグイ類 (*Tribolodon* sp.), ハナカジカ (*Cottus nozawae*), ウキゴリ類 (*Chaenogobius* sp.), ヨシノボリ類 (*Rhinogobius* sp.) である。また、本調査でワカサギ (*Hypomesus traspacificus*), カンキョウカジカ (*Cottus hangiongensis*), フクドジョウ (*Noemacheilus toni*) のほか、分布を広げつつある外来種のブラウントラウト (*Salmo trutta*) も初めて採捕された。さらに、近年ではニジマス (*Oncorhynchus mykiss*) の採捕も記録されている。

調査年月日と方法

1994年2月から3月, 1994年10月から1995年3月, 1995年10月から1996年3月に調査を行った。調査定点は、河口から6,000m 上流の地点を最上流点 St.1として、下流に向かって St.2(4,500m), St.3(3,000m), St.4(1,200m), St.5(300m) の5定点を設定した (但し、1993年度は St.1, St.2, St.4 の調査は行っていない)。また、それら定点を中心に採集区間を設定し、St.1は前後284m 区間, St.2は前後300m 区間, St.3は前後280m 区間, St.4は前後388m 区間, St.5は前後242m 区間として各区間に生息するサクラマス幼魚の採集を行っ

た。採集方法は、エレクトロ・フィッシャー (Smith-Root 社製) と投網 (12mm 目) を用いた。採捕した魚はその場で尾叉長、体重 (湿重量) を測定した後、腹部開腹によって性別を判定した。現場での測定ができない場合は、冷蔵状態で研究室へ持ち帰った後、現場同様に測定し、性別を判定した。また、冬季における摂餌状態を知る目的で胃を摘出し、ホルムアルデヒド10%溶液で固定した後、7日間経過後、胃より内容物を取り出し湿重量を秤量した。なお、標本数は各定点20個体とし、それに満たない場合は全数とした。

1994年10月24日の採集調査では、幼魚の秋季から冬季における移動等の行動を明らかにする目的で、各定点で採集した幼魚の尾叉長、体重を測定し、定点ごとの識別を可能にするため、尾鰭上葉、尾鰭下葉、尾鰭上下葉、尻鰭、背鰭に、鰭切りによる標識を行い再放流した。

また、1995年12月から1996年3月にかけて、St.3に水温データロガーを設置し1時間ごとの水温を計測した。

結 果

採捕場所と雌雄別採捕尾数

期間中採捕した雌雄別尾数を Table1 に示した。1993年度は、1994年2月と3月の下流域調査に限定し、St.3と St.5の2カ所の結果を示した。冬季間合計で St.3で88尾、St.5で205尾の幼魚が採捕された。1994年度は、上流域でも調査を行い、St.1で96尾、St.2で222尾、St.3で158尾、St.4で177尾、St.5で206尾の合計859尾

の幼魚を採捕した。1995年度は、前年同様の定点でそれぞれ206、340、144、73、115尾の合計878尾を採捕した。採捕魚はすべてエレクトリックショックカーによるもので、投網では1尾も採捕できなかった。

採捕場所はいずれの年も両河岸のみに限られ、遮光されていること、河川の流速が遅いこと (流れが視認できないかわずかに確認できる程度)、草木が繁茂あるいは堆積していることの3条件に集約された。さらに、各年次とも幼魚の採捕された場所はほぼ同じ地点であり、越冬生息場所は極めて限定されていることが知られた。

また、年次別の雌雄の採捕数は、1993年度雄98尾、雌195尾 (計293尾)、1994年度雄403尾、雌456尾 (計859尾)、1995年度雄451尾、雌427尾 (計878尾) であり、調査定点数が異なる1993年度以外はほぼ類似した採捕尾数で、雌雄の採れ方に差は認められなかった (G Test, $p>0.05$)。

一方、河口からの距離を勘案した定点別の雌雄比を Fig.2 に示した。各年次とも上流に行くに従い、雄の採捕割合が高くなるなど、流域による性比の相違が有意に認められた (G Test, $p<0.01$)。最下流域の St.5 における雌の占める割合は3カ年とも雄を上回り、1993年度73%、1994年度69%、1995年度58%で平均66.7%を示した。一方、最上流部における性比は、調査を行っていない1993年度を除いて雄が雌を上回り、1994年度61%、1995年度60%を示した。また、河口から約3000 m 地点の St.3 付近では性比に差はなく1:1となる傾向を示した。

Table 1 Number of male and female juvenile masu salmon caught at the sampling sites in Oyobe River, from December to March each year, during the winter

Year	Sex	Number of fish					Total*1
		St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	
1994	Female	—*2	—	46	—	149	195
	Male	—	—	42	—	56	98
	Total	—	—	88	—	205	293
1995	Female	37	97	75	105	142	456
	Male	59	125	83	72	64	403
	Total	96	222	158	177	206	859
1996	Female	83	146	83	48	67	427
	Male	123	194	61	25	48	411
	Total	206	340	144	73	115	878

*1 St.1 ~ St.5

*2 Uninvestigated (no data)

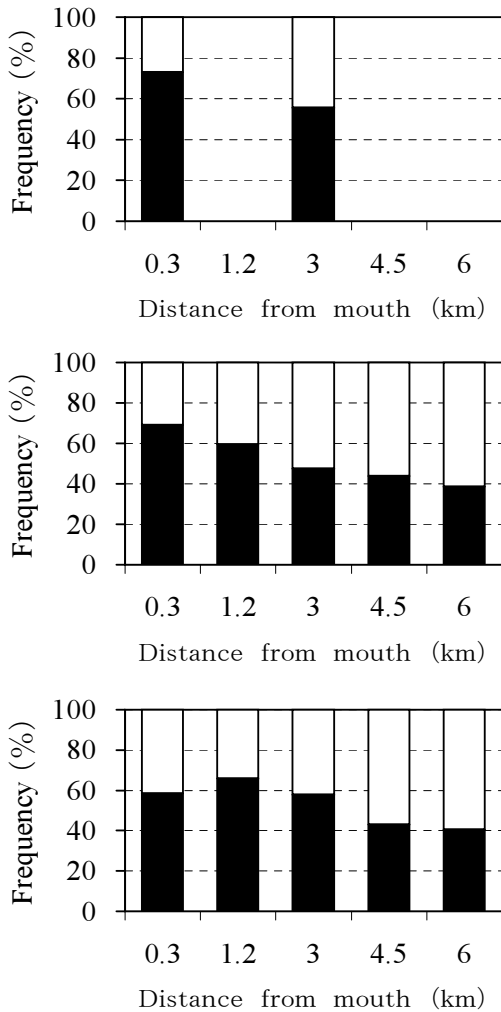


Fig. 2 The ratio of males to females in juvenile masu salmon caught at sampling sites in 1994, 1995 and 1996. The open bars (□) and solid bars (■) show male and female, respectively.

幼魚の成長

尾叉長, 体重, 肥満度の季節変化を Fig.3 に示した。1994年度および1995年度とも10月から12月にかけて有意な成長 (尾叉長の増加) を示し (Steel-Dwass Test, $p < 0.001$), 越冬期前に活発に摂餌していることがうかがわれた。1995年度の調査結果では体重も有意に増加したが, 肥満度はその反対に低下した。一方, 水温の低下する12月以後の平均尾叉長 (1994~1995年: 9.9 ± 1.6 cm, 1995~1996年: 10.6 ± 1.3 cm) および平均体重 (1994~1995年: 体重 11.4 ± 5.3 g, 1995~1996年: 体重 14.2 ± 5.0 g) は増加せず, 横這いで推移した。

当初, 著者らが予測していた厳冬期 (1月) の大幅な体重の減少は2ヶ年とも認められなかった。むしろ, 2月~3月に入ってから, 体重, 肥満度の増加傾向が認められた。一方, 調査時期および定点採集が限定された1993年度は季節的な変動は明確でなかった。

河口からの距離を勘案した定点別の平均の尾叉長, 体重, 肥満度の相違を Fig.4 に示した。総体的に各年

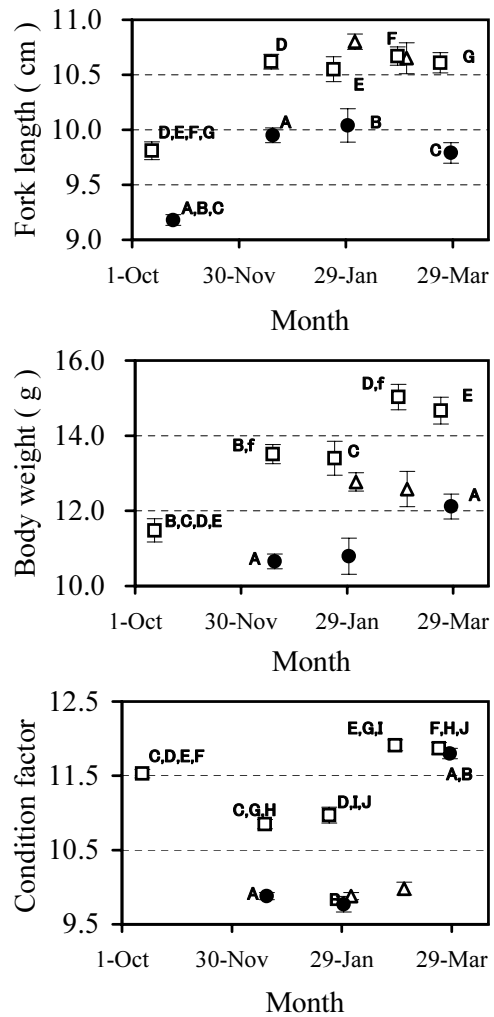


Fig. 3 Seasonal changes in the average fork length, body weight and condition factor of juvenile masu salmon caught in Oyobe River in 1994, 1995 and 1996. Values are represented as means and standard errors, while bars with the same letters are now significantly different (capital letters: $p < 0.01$, small letters: $p < 0.05$). Δ : 1994, \bullet : 1995, \square : 1996.

次とも、尾叉長、体重は上流に行くに従い徐々に小さくなる傾向が認められた。1993年度を除いた2ヶ年の平均尾叉長について最上流定点の St.1 (1994年度9.3±1.8cm, 1995年度10.3±1.3cm) と比較した場合、St. 3より下流側では各年次とも有意に大きいことが示された (Steel-Dwass Test, $p < 0.01$)。

体重に関しても尾叉長とほぼ同様に有意差が認めら

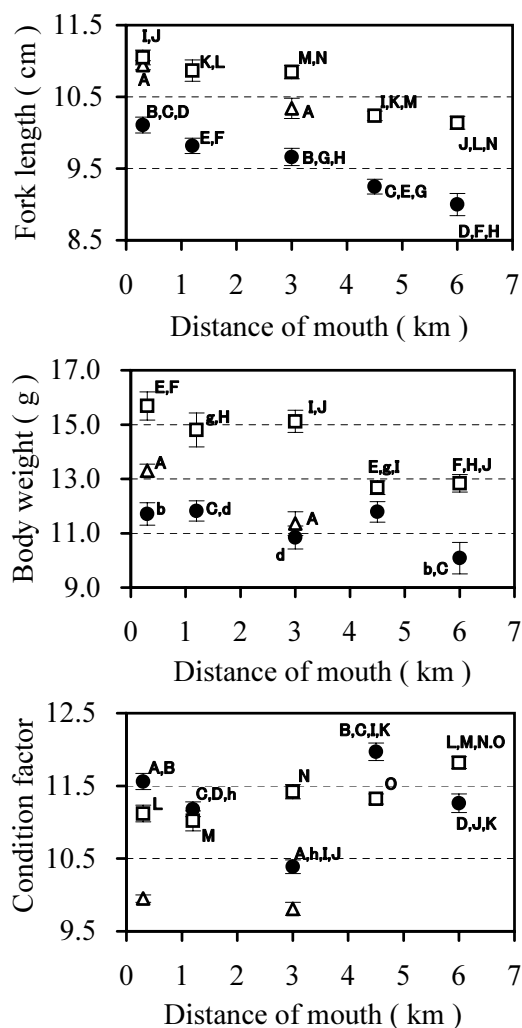


Fig. 4 The average fork length, body weight and condition factor of juvenile masu salmon caught at the sampling sites in 1994, 1995 and 1996. Values are represented as means and standard errors. Bars with the same letters are significantly different (capital letters : $p < 0.01$, small letters : $p < 0.05$). Δ : 1994, \bullet : 1995, \square : 1996.

れ、上流側 St.1 (1994年度 : 10.0±6.0g, 1995年度 13.2±4.6g) に比較し St.4より下流側の採捕幼魚が大きい値を示した。一方、肥満度は年次による相違が認められ、1994年度は St.3で他定点より有意に低い値が示されたが、地点間における一定の傾向は認められなかった。また、1995年度は、最上流域の St.1でその他定点と比較し、有意に高い値を示した外は地点間の有意な差が認められなかった。

胃内容量指数

各定点における平均の胃内容量指数と日別の平均水温の季節変化を Fig.5に示した。採捕した幼魚の平均胃内容量指数は0.63±0.80で、1月に最低の0.34±0.27を示した。これは、12月 (0.65±1.1) との比較では有意差は認められなかったが、2月 (0.66±0.68) および3月 (0.94±0.79) と比較し有意に低かった (Steel-Dwass Test, $p < 0.01$)。最低値を示した1月以降は増加し、摂餌行動の活発化がうかがわれたが、2月と3月の平均水温が2℃台だったにもかかわらず3月の値が有意に高い値を示し、摂餌行動の活発化を促すものに水温以外の要因が働いている可能性がうかがわれた。

一方、定点別の胃内容量指数は、各点とも0.6前後の値を示し (Fig.6), 最上流定点 St.1が下流側定点 St. 4と St.5とに比較し有意に高い値を示した外は (Steel-Dwass Test, $p < 0.05$), 地点間の有意な差は

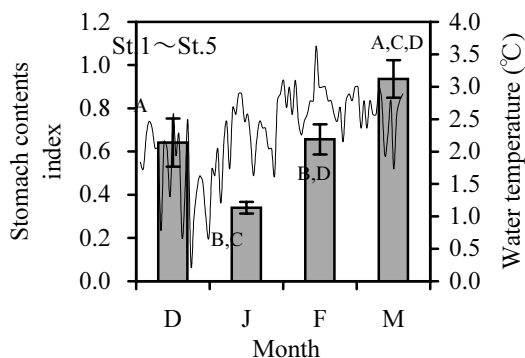


Fig. 5 Seasonal changes in the stomach contents index of juvenile masu salmon caught at the sampling sites and in the water temperature in Oyobe River, from December 1995 to March 1996. Values are represented in the form of mean and standard errors, while bars with the same letters differ significantly ($p < 0.01$).

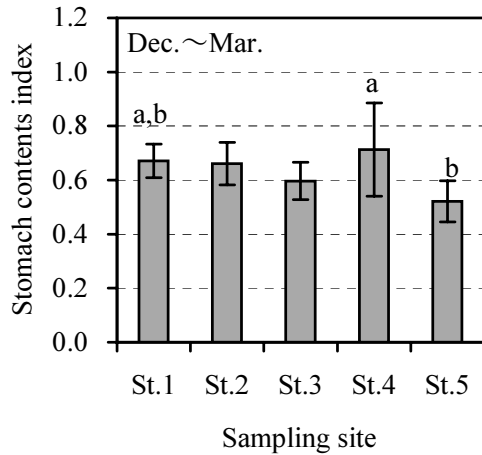


Fig. 6 Stomach contents index of the juvenile masu salmon caught at the sampling sites in Oyobe River from December 1995 to March 1996. Values are represented as mean and standard errors. Bars with the same letters differ significantly ($p < 0.05$).

認められず、地点毎で比較した場合に、月間の比較ほどに冬季の餌環境の幼魚に与える影響は少ないことが知られた。

幼魚の移動

1994年10月24日に上流定点 St.1から下流定点 St.5までの各定点においてそれぞれ187, 277, 175, 184, 18尾の幼魚を採捕し、標識放流した。12月19日に55尾、1月30日に8尾、3月27日に31尾、合計94尾（再捕率11.2%）の標識魚を再捕した（Table2）。そのうち10尾が放流点以外の場所で再捕された。これら定点外で確認された標識魚の移動距離の詳細を Table3に示した。St.1の最上流で放流された3個体が下流の定点で再捕され、最も離れた定点（St.3）までの距離は約3,000mであった。また、St.2で放流された個体のうち5個体がいずれも下流側定点で再捕され、そのうち3個体がSt.5地点で確認された。移動距離にして約4,200mを示し、本地点は河口から約300mの地点であった。

Table 2 Number of marked fish recaptured at each sampling site after release on the 24th October, 1994

Site	Release Number of fish	Recapture					
		19.Dec.1994		30.Jan.1995		27.Mar.1995	
		Inside	Outside	Inside	Outside	Inside	Outside
St.1	187	9(4.8)*1	2(St.2, 3)*2	—*3	—	7(3.7)	1(St.2)
St.2	277	21(7.6)	2(St.5)	—	—	14(5.1)	3(St.3, 4, 5)
St.3	175	14(8.0)	0	6(3.4)	0	3(1.7)	1(St.2)
St.4	184	7(3.8)	0	2(1.1)	0	1(0.5)	1(St.5)
St.5	18	0	0	0	0	0.0	0.0
St.1~St.5	841	51(6.1)	4(0.5)	8(1.0)	0	25(3.0)	6(0.7)

*1 The numbers in parentheses indicate the ratio of the marked fish recaptured to the marked fish released at each sampling site.
 *2 The name of sites in parentheses indicates the recaptured sites of marked fish, which had moved from a release site.
 *3 Uninvestigated (No data).

Table 3 Movements of marked fishes, which had moved from a release site after release on 24th October, 1994

Date of recaptured	Release site	Recapture site	Movement		Fish size		
			Direction	Dsistance(km)*1	F.L.(cm)	B.W.(g)	Sex
19. December. 1994	St.1	St.2	lower	1.5	8.8	9.4	—*2
	St.1	St.3	lower	3.0	9.6	10.5	—
	St.2	St.5	lower	4.2	9.1	9.7	—
	St.2	St.5	lower	4.2	9.7	10.0	—
27. March. 1995	St.1	St.2	lower	1.5	11.0	13.7	Female
	St.2	St.3	lower	1.5	9.6	11.0	Female
	St.2	St.4	lower	3.3	10.9	11.2	Female
	St.2	St.5	lower	4.2	8.4	8.3	Female
	St.3	St.2	upper	1.5	14.9	35.4	Male
	St.4	St.5	lower	0.9	11.5	18.9	Female

*1 Approximately the distance between the release and recapture sites.
 *2 Fish were re-released therefore dissection to determine sex was not performed.

また、上流に移動した個体も1尾確認され、St.3から、途中、上水道ダム(魚道敷設)を通過した後St.2で再捕された。その魚は生殖腺の発達具合から当年成熟する雄個体と判断された。下流に移動した個体の行動が受動的か能動的かは明らかでないが、上流側に移動した雄個体は、ダムに併設した魚道等通過した状況から能動的な移動と判断された。また、下流側に移動した個体は再放流による未確認を除けばすべて雌であった。

考 察

サケマス類にとって、河川生活期における環境の様々な変化はそれら個体の生残はもとより、それぞれの種の維持に大きな影響を及ぼすと考えられる。近年では、護岸敷設等の人為的な河川改修などを一つの要因とする魚類の生息場の直接的あるいは間接的な減少(井上・中野, 1994; 中野・井上, 1995; 豊島ら, 1996; 阿部・中村; 1999)が懸念され、これは次世代資源へ少なからず影響を与えるものと予測される。

特に、サクラマス幼魚が成長とともに季節に応じた生息場の選択を能動的もしくは受動的に行うこと(Lister and Genoe, 1970; Hillman et al., 1987)や、河川毎にはもちろん流域においても生息場の条件(質と量)の相違が十分予想されることなどから、その影響の程度は河川間で異なるものと考えられる。一方、良好な環境状態と見なされても、河川あるいは場所によって、その生息数に大きな相違が認められ(Murphy et al., 1989)、河川のそれぞれの微環境構造の相違が要因の一つとして挙げられる(井上・中野, 1994)。しかし、放流によって部分的にも生息数を増やせることから、天然繁殖の場における生息量には環境あるいは生態等が制御要因として様々な作用するものと考えられる。

本研究では、在来サケマスの中でも河川生活期間が長いサクラマスの生態、特に、冬季間の行動について上流域から下流域にかけて流域別に調べた。当初、著者らは、冬季の低水温に起因する代謝機能の低下等が摂食活動の抑制と大幅な体重減少を起こすと予測したが、いずれの年もその傾向は観察されず、真山(1992)の報告と同様に成長停滞が認められたに過ぎない。しかし、冬季の水生生物量が他季節に比較し必ずしも少なくない時期にもかかわらず(阿刀田・今田, 1972, 真山, 1992)、1月時期の摂餌量が最低の値を示したことは、常に飽食状態を維持しようとする幼魚の

摂食行動を抑制する厳しい環境条件下であったことを示唆している。さらに、越冬期に入ってから積雪条件下で、上流域に比べて餌料量の多い下流域でも摂餌が少なく上下流での相違が認められないことは、冬季の環境条件、特に低い河川水温が幼魚の摂食行動を大きく抑制する要因となっているものと考えられる。一方で、目立った水温の上昇が認められないにもかかわらず2月から3月にかけて摂食量が増加したことは、摂餌行動の活発化を促すものに水温以外の要因が働いている可能性を示唆した。これは、幼魚の降海に関わるスモルト化等生理的な変化によるものと考えられるが、これら摂餌に関わる行動等の変化の仕組みなどについては、生残りへの関わりも含めて現段階では明らかにできなかった。

本調査で、性比に流域別の傾斜が有意に観察され、下流側において雌の比率が高く上流側で雄の比率が高い傾向が明らかとなった。また、本河川から直線で約50km 東側に位置する亀川と大当別川の下流域(河口から100m 程度)においても亀川で雌86%、大当別川で雌100%と雌の割合が高い結果が観察されている(小林未発表)。この雌への偏りが本種の生態的特性なのか、単なる当該地域河川における偶然の結果なのかは明らかでない。ただ、雌が冬季に下流側に多いという調査結果は、本種の種族維持という観点から、非常に有利な生態的行動であることが指摘できる。

一般に、降海適期の範囲内では、摂餌を含む行動半径が限られた河川に長く滞留するより、早期に海に降りた方がその後の成長に有利と考えられる。通常、下流域は翌春の河川水温の上昇が早く餌生物の絶対供給量が多いことなどから上流域に比べて越冬明けの生活の場としての利点が大きく、スモルト化が成長とともに促進されることによって、雌魚の降海時期の早期化が促されるものと推察される。

また、サクラマス幼魚の降海スモルトの時期別性比の相違、即ち、降海後期になるに従い雄の比率が高くなることが指摘されてきたが(佐野・阿部, 1967; 杉若・小島, 1979; 1980; 小林ら, 1991)、これに対しての納得のできる明確な説明はなされていない。しかし、このような降海スモルトの時期別性比の相違は、今回明らかとなった流域別性比の相違を反映している可能性が指摘できる。即ち、それぞれの流域における環境の相違は各々の成長に時間的相違を与え、成長に依存するスモルト化に有利な下流域に多数生息する雌個体の降海時期を早めることとなる。一方、雄は下流域ほ

ど好適成育環境にない上流域に多数生息することからその成長やスマルト化が遅れ、結果として降海時期が雌より遅れて降海すると推察され、そのことが性比の傾斜となった可能性が指摘できる。

また、サクラマス河川遡上親魚における雌雄間のサイズの相違、即ち雌はほぼ均一（変動係数が小さい）で大型、一方、雄は不均一（変動係数が大きい）で雌に比べて小型の傾向が顕著であるということは雌雄固有の生態的特性とも考えられるが（待鳥・加藤, 1985; 真山, 1992）、流域別性比の傾斜によるスマルト降海時期の差を反映した可能性も考えられる。回帰親魚のサイズには緯度等による地理的傾斜が観察され、北ほど小型で、南ほど大型の傾向が認められ、それに呼応するように、降海する時期も南ほど早く、北ほど遅い傾向が認められる（待鳥・加藤, 1985）。先にも述べたように、早期に降海した個体とその後の成長に有利と考えられることから、この地理的傾斜は、降海時期と回帰サイズが相互に関連することを示唆し、雌雄の降海時期の相違が回帰サイズの相違につながったことを暗示している。しかし、河川規模によっても回帰サイズが異なることが知られているなど、本結果は雌雄別相違の要因を推測する上での材料を提供するに過ぎなく、その解析は今後の研究に待たなければならない。

次に、越冬に向けた幼魚の行動を調べることを目的に越冬前の10月下旬に標識して放流を行い、冬季の移動状況を調べた。標識魚の多くは放流した定点内で再捕されたが、そのおよそ1割が放流点以外の別な定点で再捕された。このことは冬季間に魚が移動したことを示すが、それが標識という魚体に与えた刺激による異常な行動なのか、また魚自身の越冬場選択に伴う能動的行動なのかの判断は難しい。しかし、他定点に移動した個体のうち上流側へ移動した個体は、魚道付きの上水道用のダムを遡ったという事実から能動的に移動したと判断できよう。

また、冬季における定点での採捕魚は総て標本として取り上げたが、期間中、各定点では常に新たな幼魚が多数採捕された。このことは、電気漁具による取り残しを考慮しても、冬季の幼魚の能動的な行動が示唆されるとともに、同河川下流域の河岸にセットした人工越冬床の利用状況調査で、常に新たな幼魚が採捕されていることがそれを裏付けていると考えられる（小林ら, 2001）。

季節による生息数の変動、特に秋季から冬季にかけての越冬移動に伴う生息尾数の変動が報告されている

（Bjornn, 1971; Johnson et al., 1986）。Hillman et al. (1987) はマスノスケ幼魚で80%近くの標識魚が調査区域から移出した可能性を指摘し、適切な生息場の不足によって移動が誘起されたことを推測している。一方で、移動が観察されなかった例として、青山ら (1998) はサクラマスで、冬季も含め幼魚の移動が観察されなかった結果について、季節にあった好適な生息空間の存在をあげ、また、Dolloff (1987) はゲンザケについて移動のリスクを指摘し、青山ら (1998) と同様に好適生息場の存在による移動の必要性を報告している。

今回、標識された幼魚の移動が越冬生息場環境の善し悪しによるものなのかの判断は難しいが、移動を確認した個体のうち、上流側に移動した残留型の雄個体を除き、下流側に移動したのはすべて雌個体であったことなどは、前述した上下流における流域別性比の傾斜を形作ることを裏書きしている。一方で、前報の人工越冬床造成実験の中で幼魚の越冬生息場に強い選択性が示されたことから（小林ら, 2001）、好適環境の不足が移動の要因となった可能性も示唆される。しかし、流域別性比の傾斜が生態的に有利に働くことを考えれば、単なる好適生息場の不足だけが移動行動を誘起する要因となったのではないと考えられる。

越冬移動ではないが、真山 (1992) はサクラマス稚魚の放流後の移動分散特性を調べ、その中で雌雄間の分散の様相の違いを見いだしている。それによれば、放流後、下流側に降河する個体には雌が多く、上流域の放流点付近に止まる個体には雄が多い傾向を認めている。また、兵藤ら (1993) は加治川における冬期1月のサクラマス幼魚の分布を調べ、抽水植物群落内では雄が多く、流心部では雌が多い傾向を観察している。この調査時における河川水温は5°C前後と道内河川に比較し高めであるが、冬季間の行動等が雌雄間でも相違があり雌が極めて活動的であることが示唆される。これら雌雄間の行動の違いはサクラマスという魚種のそれぞれの性が持つ生得的特性の存在を暗示し、これらが流域における冬季の性比傾斜を形成する要因の一つかもしれない。今後、明らかにするためにも、実験的検証と併せて、様々な河川におけるより綿密なフィールド調査が必要である。

本研究では、サクラマスの生活利用空間において上流から中下流の広い範囲にわたって流域別性比に傾斜が認められ、下流域に大型の雌個体の割合が多いという調査結果を得た。このことは、生物学的視点からの

サクラマスの種族維持、さらには産業的視点からの資源の増大をそれぞれ図る上で、下流域における冬季生息場環境の保全が極めて重要であることが示唆された。しかし、一般に下流域は人の生活の「場」となり、両岸は護岸されている場合が多い。越冬場として利用する「場」の環境が遅流速、カバー、草木等の存在が重要な要素と考えられるが（井上・石城, 1964; 真山, 1992; 1995; 河村, 1994; 鈴木ら, 2000）、今日の護岸環境にそのような「場」は極めて少ない。今後、良好な上流部環境の保全や生息場の造成を進めるだけでなく、幼魚の越冬生息場の造成を目処に、下流域の環境をサクラマスの越冬可能な条件にしていくことを検討する必要がある。

要 約

1. 北海道南西部に位置する及部川に生息するサクラマス幼魚の越冬行動を1993年から1996年について流域別に調査した。幼魚の採捕場所は両河岸に限られ、遮光、遅い河川流速、草木の繁茂及び堆積している局所的な場所であった。期間中に採捕した幼魚は1993年度293尾（調査定点2定点）、1994年度859尾（調査定点5定点）、1995年度878尾（調査定点5定点）であった。
2. 流域別の性比に相違が示され、下流に行くに従い有意に雌の割合が高くなる傾向が認められた。最下流域における雌の占める割合は1993年度73%、1994年度69%、1995年度58%と3カ年平均は66.7%であった。
3. 1993年度を除く各年次とも冬季12月から翌3月まで成長が認められず、冬季における環境の厳しさが改めて確認された。一方で、10月から12月には尾叉長、体重に有意な成長が認められ、幼魚は越冬に備え活発に生息域内で摂食していることがうかがわれた。冬季間の平均尾叉長、平均体重はそれぞれ1993年度10.8cm, 12.7g, 1994年度9.9cm, 11.4g, 1995年度10.6cm, 14.2gであり、年次による相違が認められた。
4. 流域別の尾叉長に相違が示され、下流に行くに従い魚体が有意に大きくなる傾向が認められた。最上流域の平均尾叉長、平均体重はそれぞれ1994年度9.3cm, 10.0g, 1995年度10.3cm, 13.2g, 一方、最下流域のそれはそれぞれ1994年度10.1cm, 11.4g, 1995年度11.1cm, 15.6gであった。

5. 幼魚の冬季間の平均胃内容量指数は 0.63 ± 0.80 であった。また、月別の指数値は12月0.65, 1月0.34, 2月0.66, 3月0.94と1月の摂餌環境の厳しさが確認されたが、流域別に見た場合月別ほどの相違が認められず、冬季においては幼魚の摂餌に与える生活の条件が各流域ともほぼ類似している可能性が知られた。
6. 幼魚の越冬移動を明らかにするため、秋季10月末に流域別に採捕した幼魚に標識し、放流した。放流個体は全部で841尾、再捕個体は94尾で、再捕率は11.2%であった。そのうち放流定点以外の再捕個体は10尾で、そのうち上流に移動した個体が1尾（残留型雄）、下流に移動した個体が9尾（雌）であった。移動個体の距離の最長は約4,200 mであった。
7. サクラマスの生活利用空間は上流から中下流の広い範囲にわたり、生物学的視点からの本種の種族維持、さらには産業的視点からの資源増大を図るためには下流域における冬季生息場環境が極めて重要と考えられ、良好な上流域の環境保全を推進するだけでなく、下流域における越冬生息場造成を視野に入れた施策の展開が肝要である。

文 献

- 阿部俊夫・中村太士(1999). 倒流木の除去が河川地形および魚類生息場所におよぼす影響. 応用生態工学, 2(2), 179-190.
- 青山智哉・鷹見達也・永田光博・宮本真人・大久保進一・柳井清治・長坂 有・佐藤弘和・川村洋司(1998). 積丹川におけるサクラマス幼稚魚の分散と定着. 魚と水, 35, 125-133.
- 阿刀田光紹・今田和史(1972). 千走川の水生昆虫相ならびに環境条件. 北海道立水産孵化場研究報告, 27, 59-149.
- Bjornn, T. C. (1971). Trout and salmon movements in two Idaho streams as related to temperature, food, stream flow, cover, and population density. Transactions of the American Fisheries Society, 100, 423-438.
- Dolloff, C. A. (1987). Seasonal population characteristics and habitat use by juvenile Coho Salmon in a small southeast Alaska stream. Transactions of the American Fisheries Society,

- 116, 829-838.
- 隼野寛史・永田光博・宮腰靖之 (1999). 北海道北部増幌川におけるサクラマス幼魚の秋季放流試験
1. サイズの異なる4群の栄養状態と冬季の生残率. 北海道立水産孵化場研究報告, 53, 39-47.
- Hillman T. W., Griffith J. S. and Platts W. S. (1987). Summer and winter habitat selection by juvenile Chinook Salmon in a highly sedimented Idaho stream. Transactions of the American Fisheries Society, 116, 185-195.
- 北海道立水産孵化場 (2006). 平成15・16年度 サケ・マス保護水面管理事業調査実績書, 1-26.
- 兵藤則行・塚本勝巳・大矢真知子・大久保久直 (1993). 加治川における冬期サクラマス幼魚の分布と摂餌. 新潟県内水面水産試験場調査研究報告, 19, 27-38.
- 井上 聡・石城謙吉 (1964). 冬期の河川におけるヤマメの生態. 陸水学雑誌, 29(2), 27-36.
- 井上幹生・中野 繁 (1994). 小河川の物理的環境構造と魚類の微生物息場所. 日本生態学会誌, 44, 151-160.
- Johnson, S. W., J. Heifetz, and K. V. Koski (1986). Effects of logging on the abundance and seasonal distribution of juvenile Steelhead in some southeastern Alaska streams. North American journal Fisheries Management, 6, 532-537.
- 河村 博・村上 豊・鷹見達也・小林美樹・工藤博則・長江真樹・山内皓平 (1994). 秋放流したサクラマス幼魚の河川生活様式. 魚と水, 31, 205-211.
- 小林美樹・村上 豊・岩見俊則・岡田鳳二 (1991). サクラマスの生態学的研究 II. 古宇川に放流した池中継代サクラマスの降海行動. 北海道立水産孵化場研究報告, 45, 63-75.
- 小林美樹・野上 毅・中津川 誠 (2001). サクラマスの越冬生息場環境の創造. 北海道開発土木研究所月報, No.583, 2-10.
- 待鳥精治・加藤史彦 (1985). サクラマス (*Oncorhynchus masou*) の産卵群と海洋生活. 北太平洋漁業国際委員会 研究報告, 43, 1-118.
- 真山 紘 (1992). サクラマス *Oncorhynchus masou* (Brevoort)の淡水域の生活および資源培養に関する研究. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 46, 14-156.
- 真山 紘 (1995). 越冬時サクラマス幼魚の生活と河川環境. 魚と卵, 164, 33-40.
- 宮腰靖之・隼野寛史・永田光博 (1999). 北海道北部増幌川におけるサクラマス幼魚の秋季放流試験
1. サイズの異なる4群の放流魚の冬季間の生残率とスモルト降河尾数. 北海道立水産孵化場研究報告, 53, 49-58.
- 宮腰靖之 (2006). 北海道におけるサクラマスの放流効果および資源評価に関する研究. 北海道立水産孵化場研究報告, 60, 1-64.
- Murphy, M. L., J. Heifetz, J. F. Thedinga, S. W. Johnson, and K. V. Koski (1989). Habitat utilization by juvenile Pacific Salmon (*Oncorhynchus*) in the Glacial Taku River, south-east Alaska. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46, 1677-1685.
- 中野 繁・井上幹生 (1995). 河道の直線化改修がサクラマス幼魚の微生物息場所に与える影響. 魚と卵, 164, 23-32.
- Nickelson, T. E., J. D. Rodgers, S. L. Johnson and M. F. Solazzi (1992). Seasonal changes in habitat use by juvenile Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in Oregon coastal streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 49, 783-789.
- 佐野誠三・阿部進一 (1967). サクラマス (*Oncorhynchus masou* (Broort.))の生態研究 釧路沿岸回游幼魚について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 21, 1-10.
- Solazzi, M. F., T. E. Nickelson, S. L. Johnson and J. D. Rodgers (2000). Effects of increasing winter rearing habitat on abundance of salmonids in two coastal Oregon streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57, 906-914.
- 杉若圭一・小島 博 (1979). 厚田川における降海型サクラマス幼魚に関する研究 1978年降海群の年齢と生態. 北海道立水産孵化場研究報告, 34, 25-39.
- 杉若圭一・小島 博 (1980). 厚田川における降海型サクラマス幼魚に関する研究 II. 1979年降海群の年齢と生態. 北海道立水産孵化場研究報告, 35, 45-52.
- 鈴木研一・永田光博・中島美由紀・大森 始 (2000). 北海道北部河川におけるサクラマス幼魚の越冬

サクラマス幼魚の越冬行動

時の微生物場所とその物理環境. 北海道立水産孵化場研究報告, 54, 7-14.
豊島照雄・中野 繁・井上幹生・小野有五・倉茂好匡

(1996). コンクリート化された河川流路における生息場所の再造成に対する魚類個体群の反応. 日本生態学会誌, 46, 9-20

北海道胆振管内で生産されたサクラマス 0+スマルト標識放流試験

藤原 真・竹内 勝巳・佐々木義隆・宮腰 靖之

Release Experiment of Tagged Age-0 Masu Salmon Smolts Reared in the Iburi Region, Hokkaido

Makoto Fujiwara^{*1}, Katsumi Takeuchi^{*1}, Yoshitaka Sasaki^{*1}
and Yasuyuki Miyakoshi^{*1}

Abstract In Hokkaido, juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) smoltify after 1-3 years' freshwater life. At the Mori Research Branch of the Hokkaido Fish Hatchery, age-0 masu salmon smolts can be produced under accelerated rearing conditions using warm water during winter, and recoveries of age-0 smolts were reported. However, the rearing conditions were not usual, and it was thought difficult to produce age-0 smolts in the other hatcheries. A private hatchery, the Kesen Dai-ichi Hatchery, in the Iburi region, has spring water with water temperature of 10-11 °C during winter. From 1994 to 2005, age-0 masu salmon smolts were produced experimentally in the Kesen Dai-ichi Hatchery and released at the Date fishing port. The fish released were recovered by commercial and recreational fisheries in the coastal areas of Hokkaido, and the mean recapture rates were 0.18% (range: 0.01-0.72 %). This study showed that age-0 masu salmon smolts can be produced in a private hatchery if warm water is available during winter. To produce age-0 smolts at the optimum release timing, a proper control of fish growth must be examined considering the rearing conditions at the hatchery.

Key words : サクラマス, 0+スマルト, 胆振, リボンタグ

北海道日本海側およびりも以西太平洋側の重要な漁業資源であるサクラマス (*Oncorhynchus masou*) の増殖のため, 1980年代以降, スマルトおよび秋幼魚を対象とする大型幼魚放流の技術開発が進められてきた(真山,1992)。スマルト放流は春稚魚, 秋幼魚放流と比べて放流効果は高いものの, 飼育期間が1年半と長く, 飼育コストが高いことがその短所として挙げられる。

北海道立水産孵化場森支場(現道南支場森試験池)で1965年以降継代飼育されてきたサクラマスは, 0+でスマルト化し, 1+で成熟するという生活史を持つ(新谷,1982)。この特異な成熟様式の獲得は成長の良好な個体を選抜育種してきたことが一因とも考えられるが, むしろ冬期間でも13°C前後の湧水で幼魚の成長を促進できる飼育環境が, より大きく影響したものと考えられている。0+スマルトの生産は飼育期間が1+スマルト

^{*1} 北海道立水産孵化場 (Hokkaido Fish Hatchery, Kitakashiwagi 3-373, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan)

よりも約1年間短いことから生産効率の面で優れているため、事業化に向けた試験放流が1980年代から実施されてきた。当初はスマルト化率や出現時期の問題から効果的な結果は得られなかった。しかし、1990年代以降は5～6月に北海道南部から放流することにより、高い放流効果がみられている (Miyakoshi *et al.* 2002)。

このように、0+スマルト放流はサクラマス資源造成に一定の役割を果たし得ると期待されたが、0+スマルトの生産には冬期間でも高水温の飼育用水が必要とされることから、森支場以外での実施は難しいと考えられていた。そこで冬期間でも水温が比較的高い湧水を使用している気仙第一ふ化場 (胆振管内伊達市) において1994年から2005年まで0+スマルトの生産を試みるのと同時にその放流効果を明らかにするために標識放流を実施した。本報告では気仙第一ふ化場での13年間にわたるサクラマス0+スマルトの養成経過および放流試験の結果を取りまとめて報告する。なお、養成過程の詳細部分については2001年、2002年、2004年放流群に限り報告する。

材料および方法

0+スマルトの生産は胆振管内伊達市にある気仙第一ふ化場で実施した (Fig. 1)。同ふ化場は気仙川水系に立地し、湧水を飼育用水とする。冬期間の水温は10～11℃、用水量は約900L/分である。同ふ化場は養魚池4面 (83.2㎡) と飼育池2面 (75.9㎡) を有する。

0+スマルトの生産に用いた種卵は北海道立水産孵化場森支場から移入した。1994年から2004年までの試験放流では森支場で長年継代飼育した池産種苗 (新谷, 1982; 以下、森池産系と記す) を用いた。0+スマルトの養成のためには、幼魚の成長を促進させる必要があることから1994年～2002年の試験放流には、森支場の屋内の飼育池で光周期を調整して早期に採卵 (7月30日～8月31日) した種卵を用いた。しかし、スマルト化時期が早すぎる年もみられたことから、2003～2004年の試験放流では自然日長下で成熟した親魚から採卵 (9月3日～9月5日) した種卵を用いた。これらの種卵を発眼卵で森支場から気仙第一ふ化場へ輸送し、0+スマルト生産を行った。なお、1994年の試験放流では、森支場から稚魚 (平均尾叉長7.1cm, 平均体重3.7 g) 8万尾を輸送した後、気仙第一ふ化場で放流まで飼育した。

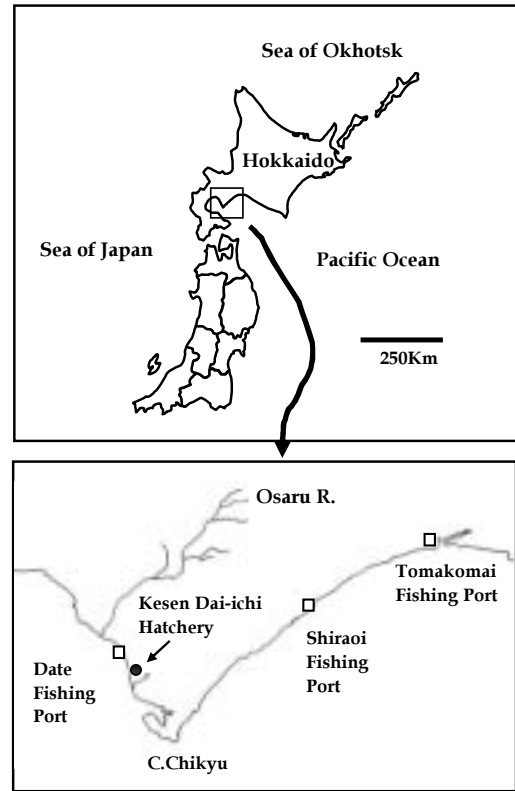


Fig. 1 Map of the Iburi region, Hokkaido. The circle (●) indicates the hatchery where age-0 masu salmon smolts were reared, and squares (□) the fishing ports where age-0 smolts were released.

2005～2006年の試験放流では、尻別川に遡上した親魚に由来し森支場で継代した池産種苗 (以下、森池産尻別系と記す) を用いた。これについては自然日長下で成熟した親魚から採卵 (9月7日～9月10日) した種卵を発眼卵で気仙第一ふ化場へ輸送して、0+スマルト生産に用いた。

飼育期間中、概ね月末に魚体 (尾叉長, 体重) 測定を実施した。2001年放流群, 2002年放流群, 2004年放流群については2月下旬から3月上旬と5月下旬の2回、魚体測定時に相の判定を行った。判定は久保 (1974) に従い、早熟雄 (dark parr), 未分化パー (parr), 銀毛パー (silvery parr), 前期スマルト (pre-smolt), 中期スマルト (mid-smolt) および後期スマルト (post-smolt) に区分した。

えりも以西太平洋側河川におけるスマルトの降河時期は、三石川では5月下旬にその盛期がある (大野,

1933)。従って、5月下旬から6月上旬に0+スマルトを生産、放流することを目標とし、5月下旬以降、スマルトを選別して放流を実施した。スマルトには背鰭基底部にリボンタグを装着し、伊達漁港、苫小牧漁港、白老漁港に輸送した後、放流した(藤原, 2007)。ここで報告する伊達漁港からの放流は、伊達市温水養殖センターにおいて海水に馴致した後、漁港沖約3kmへ輸送して行った。

なお、1998~1999年および2006年に放流する予定であった1997~1998年級群および2005年級群は飼育過程においてIHN(伝染性造血器壊死症)が発症したため、放流を取り止めて全数を取り上げ処分した。1999年級群については施設消毒の効果確認のため、少数の幼魚を飼育してIHNが発症しないことを確認するとともに、放流は実施しなかった。

標識魚の再捕結果は、漁業者、遊漁者から受けた再捕報告の他、北海道の日本海側およびえりも以西太平洋側の各市場で実施した標識魚調査(宮腰, 2006)、えりも町および釧路町での定置網に乗網したサクラマス幼魚の生態調査(真野, 1996; 三坂・真野, 2000)において得られた情報も合わせて取りまとめた。

結 果

スマルト生産

気仙第一ふ化場における0+スマルトの生産尾数、放流尾数をTable 1に示した。発眼卵から放流までの0+スマルトの生産率は平均60%(26~83%)であり、2004年放流群(2003年級群)の生産率は8割を超える高い数値となった。放流月日は年によって異なったが、

Table 1 Summary of age-0 masu salmon smolts reared at the Kesen Dai-ichi Hatchery

Release year	Date of egg fertilization	Return year	Strain	Initial number of eggs	Number of age-0 smolts raised	Egg-to-smolt survival (%)	Release date	Number of age-0 smolts released from the Date port	Mean fork length at release (cm)	Mean weight at release (g)
1994	3 Aug. 1993 ^{*1}	1995	Captive brood stock (Mori) ^{*2}	80,000	34,636	0.43	16 Jun. 27 Jun.	14,000 6,000	— —	22.0 32.0
1995	4 Aug. 1994 ^{*1}	1996	Captive brood stock (Mori) ^{*2}	50,000	35,500	0.71	31 May 14 Jun.	16,000 12,000	— —	32.0 32.0
1996	31 Aug. 1995 ^{*1}	1997	Captive brood stock (Mori) ^{*2}	80,000	43,420	0.54	31 May 18 Jun.	13,500 11,000	14.2 —	31.7 —
1997	12 Aug. 1996 ^{*1}	1998	Captive brood stock (Mori) ^{*2}	60,000	34,400	0.57	28 May 17 Jun.	10,400 14,000	15.0 16.3	31.3 40.7
—	6 Aug. 1997 ^{*1}	—	Captive brood stock (Mori) ^{*2}	80,000	—	—	—	0	—	—
—	7 Aug. 1998 ^{*1}	—	Captive brood stock (Mori) ^{*2}	50,000	—	—	—	0	—	—
—	27 Aug. 1999 ^{*1}	—	Captive brood stock (Mori) ^{*2}	5,000	—	—	—	0	—	—
2001	8 Aug. 2000 ^{*1}	2002	Captive brood stock (Mori) ^{*2}	25,000	17,000	0.68	4 Jun.	12,789	15.8	42.8
2002	30 Jul. 2001 ^{*1}	2003	Captive brood stock (Mori) ^{*2}	37,000	19,036	0.51	4 Jun.	18,836	14.6	37.8
2003	3 Sep. 2002	2004	Captive brood stock (Mori) ^{*2}	25,000	6,550	0.26	5 Jun.	3,550	17.2	56.2
2004	5 Sep. 2003	2005	Captive brood stock (Mori) ^{*2}	25,000	20,766	0.83	1 Jun.	11,269	15.3	36.3
2005	10 Sep. 2004	2006	Captive brood stock (Shiribetsu River) ^{*3}	25,000	18,000	0.72	1 Jun.	1,955	13.3	26.7
—	7 Sep. 2005	—	Captive brood stock (Shiribetsu River) ^{*3}	25,000	—	—	—	0	—	—

*1 Eggs were taken early by artificially controlling daylight time.

*2 Captive brood stock reared at the Mori Research Branch since 1960s

*3 Captive brood stock originating from fish returning to the Shiribetsu River

5月28日から6月27日の間であり、放流時のスマルトの平均体重は22.0~56.2 gであった。

気仙第一ふ化場の飼育水温では早期に採卵した種卵を用いた場合（1994年から2002年放流群）には11月までに稚魚が浮上した。さらに冬期間も水温が高いことから成長が早く、5月下旬から6月上旬の適期に放流を行うためには成長を抑制する必要があった。ここでは早期採卵群を用いた2001年放流群（8月8日採卵）と2002年放流群（7月30日採卵）、および通常採卵群を用

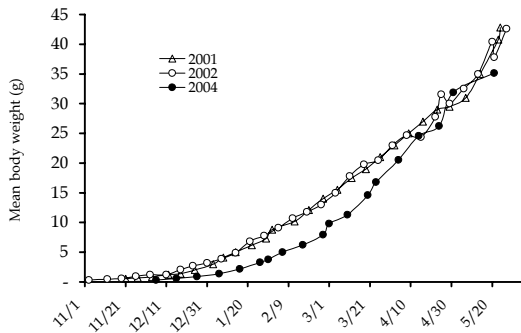


Fig. 2 The growth curve of age-0 masu salmon smolts reared at the Kesen Dai-ichi Hatchery and released in 2001 (Δ), 2002 (\circ), and 2004 (\bullet).

いた2004年放流群（9月5日採卵）の成長を Fig. 2に示す。2001年放流群と2002年放流群はほぼ同様な成長を示し、放流時の平均体重は42gであった。これに対して、2004年放流群は早期採卵群より浮上時期が約1ヶ月遅れ、かつ成長を抑制したことから放流時の平均体重は35 gに留まった。

0+スマルトが出現した時期は年により異なり、2月下旬における前期スマルトの出現率は2001年放流群が17.8%、2002年放流群が7.2%であった。ただし、体重はともに12~22gの範囲にあった (Fig. 3)。5月20日前後には両放流群ともに10~130gの範囲にあり、中期及び後期スマルトの出現率は80%前後であった。その内訳をみると2001年放流群では中期スマルトが86.8%、2002年放流群では中期スマルトが31.6%、後期スマルトが48.0%であった。

一方、成長抑制に成功した2004年放流群では、3月1日の時点で体重は4~18gの範囲にあり、前期スマルトの出現割合は、2.1%に過ぎなかった。5月20日には中期スマルト以降が76.7%となり、スマルト化のタイミングを放流時期に合わせる事ができた。また、この時期の体重は20~70gの範囲であり、80g以上の大型スマルトが出現した早期採卵群（2001年放流群、2002年放流群）とは異なる結果となった。

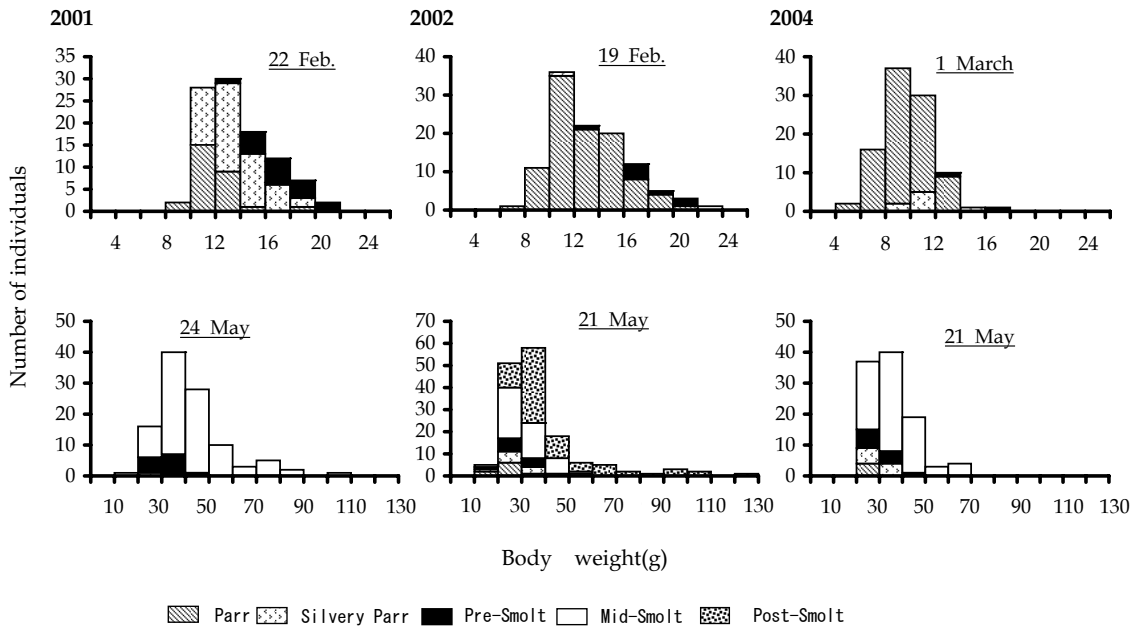


Fig. 3 Distribution of body weight and phase differentiation of juvenile masu salmon reared at the Kesen Dai-ichi Hatchery. Eggs of fish released in 2001 and 2002 (\ast) were taken early (late July or early August) by artificially controlling daylight time in 2000 and 2001, respectively.

標識魚の再捕場所および尾数

伊達漁港沖から放流した0+スマルトの再捕尾数を Table 2 に示した。これまでのサクラマス の回遊時期 および経路について調べた研究 (待鳥・加藤, 1985; 隼野, 1995; Naito and Ueno, 1995; 藤原ら, 2004; Ando *et al.*, 2005) を参考に, 再捕時期を6~7月 (北上期), 8~10月 (越夏期), 11~12月 (南下期), 1~3月 (越冬期), 4~6月 (遡上期) に分けた。1995~1996年の6~7月に多くの個体が再捕されたが, これは,

えりも町沿岸において幼魚の生態調査 (真野, 1996) が行われたためである。また, 1997年6~10月にも多くの再捕が報告されているが (Table 2), これも同年えりも沿岸および釧路沿岸を中心とする道東沿岸で幼魚の生態調査が実施されたためである (三坂・真野, 2000)。放流年の8~10月に再捕される標識魚は通常多くはないが (藤原ら, 2004; Ando *et al.*, 2005), 本放流群では根室および釧路管内の沿岸域で多くの再捕が報告された (Figs. 4~8)。

Table 2 Number of tagged age-0 masu salmon smolts released at the Date Fishing Port and recaptured

Release year	Return year	Strain	Release date	Number of age-smolts released from the Date port	Mean weight at release	Number of tagged fish recaptured							Recapture rate (%)	
						Jun.-Jul.	Aug.-Oct.	Nov.-Dec.	Jan.-Mar.	Apr.-Jun.	Total number	Number of fish recaptured Jan.-Jun.		
1994	1995	Captive (Mori) brood stock	16 Jun. , 27 Jun.	20,000	25.0	0	0	0	2	0	2	2	0.01	
1995	1996	Captive (Mori) brood stock	31 May, 14 Jun.	28,000	32.0	238	11	3	81	22	355	103	0.37	
1996	1997	Captive (Mori) brood stock	31 May, 18 Jun.	24,500	31.7	112	6	3	9	4	134	13	0.05	
1997	1998	Captive (Mori) brood stock	28 May, 17 Jun.	24,400	36.7	114	114	2	47	19	296	66	0.27	
2001	2002	Captive (Mori) brood stock	4 Jun.	12,789	42.8	3	24	0	10	9	46	19	0.15	
2002	2003	Captive (Mori) brood stock	4 Jun.	18,836	37.8	21	8	1	1	1	32	2	0.01	
2003	2004	Captive (Mori) brood stock	5 Jun.	3,550	56.2	11	9	0	2	0	22	2	0.06	
2004	2005	Captive (Mori) brood stock	1 Jun.	11,269	36.3	6	18	1	16	4	45	20	0.18	
2005	2006	Captive (Shiribetsu River) brood stock	1 Jun.	1,955	26.7	0	2	0	11	3	16	14	0.72	
Total					145,299		505	192	10	179	62	948	241	0.17

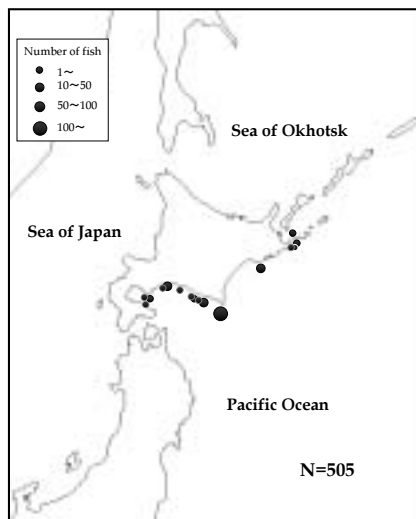


Fig. 4 Map showing the location where tagged masu salmon were recaptured during June-July of the release year (1993-2005).

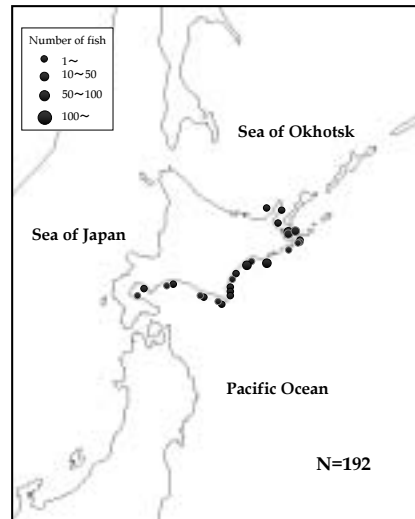


Fig. 5 Map showing the location where tagged masu salmon were recaptured during August-October of the release year (1993-2005).

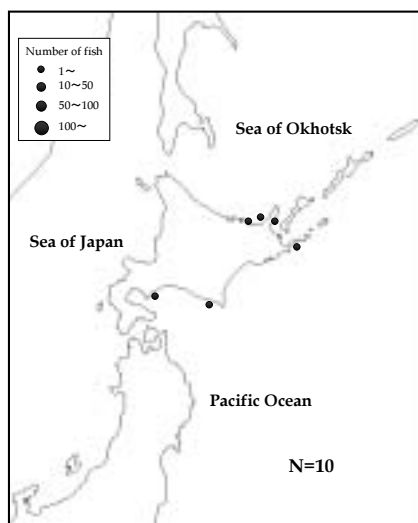


Fig. 6 Map showing the location where tagged masu salmon were recaptured during November-December of the release year (1993-2005).

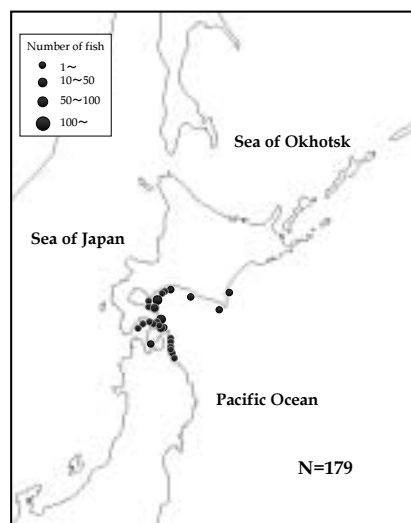


Fig. 7 Map showing the location where tagged masu salmon were recaptured during January-March of the year following the release year (1994-2006).

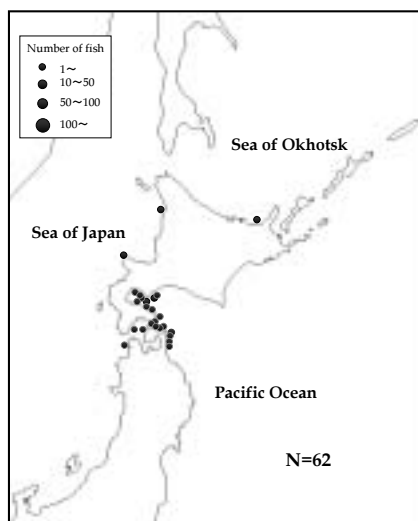


Fig. 8 Map showing the location where tagged masu salmon were recaptured during April-May of the year following the release year (1994-2006).

再捕率についてはサクラマスが沿岸漁業で主に漁獲される1~6月の再捕尾数を放流尾数で除して示した。標識魚の1~6月の再捕率は平均0.18%であり、0.01%~0.72%の範囲で変動した。最も高い値を示したのは2005年放流の森池産尻別系であった。放流サイズと再

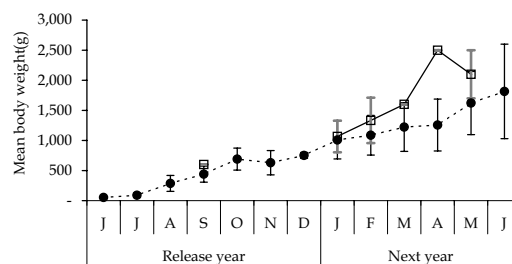


Fig. 9 Mean body weight of tagged masu salmon recaptured in the coastal waters; ●: captive brood stock (Mori) released in 1993-2004, □: captive brood stock (Shiribetsu R.) released in 2005. Vertical bars indicate the standard deviations.

捕率の間に有意な相関はみられなかった。

再捕された標識魚のサイズを時期毎にまとめ、Fig. 9に示した。系群の異なる1993~2004年放流群（森池産系）と2005年放流群（森池産尻別系）に分けてみると、1~6月の再捕時の平均体重は、前者が平均1.27 kg、後者が1.55 kgであった。月別にみると4月および5月では僅かに森池産尻別系が大きい傾向が認められた。

考 察

0+スマルトの生産には飼育魚を良好に成長させることが必要であり、体サイズや成長率がスマルト化に強く影響する（下田, 2003）。気仙第一ふ化場の飼育水は冬期間でも水温が10~11℃であり、0+スマルト生産に必要な飼育条件を備えていたと言える。森支場では当初、6月上旬から7月上旬に0+スマルトの出現のピークがみられたが（小島・喜多, 1984）、浮上後の成長を促進させることにより、0+スマルトの出現時期を北海道南部におけるスマルト降河時期に合わせることに成功し、高い放流効果がみられるようになった（Miyakoshi *et al.*, 2002）。胆振管内における池産サクラマスの放流効果に関する知見は皆無であったが、気仙第一ふ化場においては浮上後の成長を促進させて5月にスマルトが出現することを目標とし、さらに成長促進に有利な早期に採卵した種卵を使用した。しかし、年によっては2月から前期スマルトが出現するなど、スマルト化が早すぎたため、通常の9月採卵の種卵を用いるようにするなど、適期にスマルトを生産するために試行錯誤を繰り返した。その結果、民間施設を活用した0+スマルトの種苗生産は可能であることが実証された。しかし、放流適期に0+スマルト化させるには、飼育水の水温条件など施設毎の飼育条件に合わせた飼育管理方法が不可欠であるものと考えられた。

胆振管内での0+スマルト放流では、1~6月の再捕率は0.01~0.72%で、ばらつきが大きかった。2005年に放流した森池産尻別系の再捕率は0.72%であり、これは森池産系で最も高かった1995年放流群の0.37%に比べ、約2倍を示したが、森池産系との比較放流が行われていないことから森池産尻別系の高い再捕率が系群による回帰能力の違いか否かは明らかではない。本研究と同じ1990年代にリボンタグを用いた1+スマルトの標識放流では、檜山管内で平均0.55%（1993~1999放流群、範囲：0~1.52%、Ando *et al.*, 2005）、後志管内で0.70%（1998~2000年放流群、範囲：0.27~1.64%、藤原ら, 2004）であり、それらと比べると本研究での0+スマルトの再捕率は低かった。特に、1994年放流群、2002年放流群、2003年放流群の再捕数はそれぞれ2尾しかなく、極端に低い再捕率であった。放流サイズや放流時期と沿岸での再捕率の間には明瞭な関係はみられない。Miyakoshi *et al.* (2002) は、森支場での0+

スマルトの放流試験でも、放流サイズと沿岸漁業による回収率の間には相関はみられず、放流時の肥満度が高い放流群で回収率が低いことから、十分にスマルト化が進んでいない時点で放流された群の回収率が低かったものと考えしている。本研究においても放流時期が5月28日~6月27日と約1ヶ月違いがあることに加えて、スマルト化時期も極端に早くからみられる年もあり、年変動が大きかった。さらに早期に採卵した種卵を用いた場合、放流時のサイズが100g以上と極めて大型の個体も一部放流されており、これらのことが再捕率の違いに影響しているものと考えられる。

本研究での放流効果の評価は、リボンタグを標識に用いて再捕者からの報告によるものであった。この評価方法は報告漏れや標識の脱落、埋没などの影響から定量的な評価には必ずしも適切ではないことが指摘されていることから（北田・須田, 1988）、定量性という点では問題は残るものの、再捕率を指標としつつ各放流群の飼育過程を検証することは種苗放流の技術開発においては重要であると考えられる。

伊達漁港から放流された0+スマルトの再捕場所を時期別にみると、6~7月にえりも沖と釧路沖で、8~10月には根室、釧路、日高、十勝沿岸、11~12月にオホーツク海中南部で再捕された。このことから、0+スマルトはえりも岬を通過して道東太平洋へ至り、さらに根室海峡を経てオホーツク海へ回遊するものと考えられ、これまでの回遊経路を述べた研究（待鳥・加藤, 1995；Ando *et al.*, 2005）と一致した。本研究では放流年の6~10月に多くの標識魚が再捕された。特に、これまでの標識放流試験では再捕事例の少ない8~10月に多くの標識魚が根室および釧路管内の沿岸域で再捕されているが、これは道東沿岸での生態調査（三坂・真野, 2000）が実施されたことにより、再捕報告が多かったと考えられる。

1月以降は胆振沿岸、道南、津軽海峡、青森県沿岸、4月以降は胆振沿岸、津軽海峡、青森県太平洋岸を中心として再捕され、本道の他の地域で放流した1+スマルトと同様に（Ando *et al.*, 2005；宮腰, 2006）、1月以降は胆振沿岸を中心に全道の広い海域での沿岸漁業により利用されることが明らかとなった。

要 約

1. 1994年から2005年まで民間ふ化場である気仙第一ふ化場において0+スマルトが生産され、試験放流

- された。
2. スモルト化時期に年変動がみられ、2月中旬に前期スモルトが出現する年もあった。種卵を森池産系の早期卵から通常卵へ変更し、成長をコントロールしたところ、放流適期にスモルト化のピークを一致させることができた。
 3. 1994年から2005年まで放流効果を明らかにするために標識放流が実施された。リボンタグ標識魚の1~6月の再捕率は平均0.18%であり、0.01%~0.72%の範囲で変動した。
 4. えりも岬を通過して道東太平洋へ至り、オホーツク海へ回遊する経路が示された。8月から10月には根室および釧路管内の沿岸域で多くの標識魚が再捕された。
 5. 標識魚の再捕結果から放流翌年の1月以降、胆振沿岸を中心として沿岸漁業により利用されることが明らかとなった。

謝 辞

本研究で報告した気仙第一ふ化場における0+スモルトの種苗生産試験では、胆振管内の各漁業協同組合および漁業者の方々、町村役場並びに市役所、胆振管内さけ・ます増殖事業協会、胆振支庁、胆振地区水産技術普及指導所の皆様にご尽力いただきました。標識魚の再捕は道内外の漁業者、遊漁者、関係機関の皆様から報告いただきました。これらの皆様に厚くお礼申し上げます。

文 献

- Ando, D., Miyamoto, M., Kasugai, K., Miyakoshi, Y., and Nagata, M. (2005). Seasonal distribution of yearling masu salmon released from the Sea of Japan side of southwestern Hokkaido, Japan. *North American Journal of Fisheries Management*, 25, 22-37.
- 新谷康二 (1982). 池中養殖サクラマスによる種卵生産事業の現況. *魚と水*, 20, 1-7.
- 藤原 真 (2007). 胆振管内で展開されたサクラマス0+スモルト放流事業. *魚と水*, 43, 16-20.
- 藤原 真・青山智哉・小山達也・大久保進一・伊澤敏穂 (2004). 後志管内の河川へ放流した1+スモルトの回遊特性. *魚と水*, 40, 34-35.
- 北田修一・須田 明 (1988). 放流魚の混獲状況からみた放流効果評価の諸問題. *水産増殖*, 36, 107-112.
- 小島 博・喜多正広 (1984). 池中継代飼育サクラマス零歳魚の銀毛化変態と早熟雄の出現. *北海道立水産孵化場研究報告*, 39, 113-121.
- 久保達郎 (1974). サクラマス幼魚の相分化と変態の様相. *北海道さけ・ますふ化場研究報告*, 28, 9-26.
- 待鳥精治・加藤史彦 (1985). サクラマス (*Oncorhynchus masou*) の産卵群と海洋生活. *北太平洋漁業国際委員会研究報告*, 43, 1-118.
- 真野修一 (1996). 襟裳岬周辺海域に出現するサクラマス幼魚の回遊生態. *北海道立水産孵化場研究報告*, 50, 17-28.
- 真山 紘 (1992). サクラマス *Oncorhynchus masou* (Brevoort) の淡水域の生活および資源培養に関する研究. *北海道さけ・ますふ化場研究報告*, 46, 1-156.
- 三坂尚行・真野修一 (2000). 北海道東部沿岸におけるサクラマス幼魚の胃内容物. *北海道立水産孵化場研究報告*, 54, 15-22.
- 宮腰靖之 (2006). 北海道におけるサクラマスの放流効果および資源評価に関する研究. *北海道立水産孵化場研究報告*, 60, 1-64.
- Miyakoshi, Y., Nagata, M., Shimoda, K., Sugiwaka, K., and Kitada, S. (2002). Assessment of stocking effectiveness of hatchery-reared age-0 and age-1 masu salmon smolts through a fish market survey in Hokkaido. *Fisheries Science*, 69 (Supplement I), 908-911.
- Naito, K. and Ueno, Y. (1995). The first recovery of tagged masu salmon (*Oncorhynchus masou*) in waters offshore of the Sea of Okhotsk. *Scientific Reports of the Hokkaido Fish Hatchery*, 49, 59-62.
- 大野磯吉 (1933). 北海道産サクラマスの生活史. *鮭鱒彙報*, 5 (2): 15-26, 5 (3): 13-25.
- 下田和孝 (2002). 春季の成長率および体サイズがサクラマスの0+スモルト化に与える影響. *北海道立水産孵化場研究報告*, 56, 97-105.

北海道小河川の下流域における 底生動物の群集構造と物理環境作用

中島美由紀^{*1}・伊藤 富子^{*2}・下田 和孝^{*1}

Influence of the physical environment on community structures of benthic macroinvertebrates in the lower part of a small stream in Hokkaido, Japan

Miyuki Nakajima^{*1}, Tomiko Ito^{*2} and Kazutaka Shimoda^{*1}

Abstract The Gokibiru River, located in Hokkaido on the Sea of Japan side, is a mountain stream which flows directly from the mountain region to the sea, via a river length of approximately five km. We quantitatively collected benthic macroinvertebrates and conducted measurements of their physical factors for flat riffles in each site of 50m and 1.3km up from the sea. Our objective was to analyze the data taxon composition, community structures and diversity of macroinvertebrates on a seasonal basis, and also to evaluate quantitatively whether some physical environmental factors influenced on them. From 2000 to 2002, we surveyed before the melting snow freshet and after the rising spring, in summer, fall, and winter, a total of eight times. The annual dominance taxon was Chironomidae in both sites, while Oligochaeta and *Epeorus latifolium* complex group were also annually abundant in both sites. Tipulidae and *Hydropsyche* spp. and *Lepidosotma* sp. and *Sternomoera rhyaca* were abundant in the site nearby the sea and above site, respectively. From winter to early spring, there was a tendency whereby different communities on each sites were formed. The diversity index, H' showed similar values with both sites in all seasons. The physical environment had a positive influence on macroinvertebrate communities via the model with multiple indicators of macroinvertebrates and the physical environment.

Key words : 底生動物群集, 下流, 山地溪流, 物理環境

河川に生息する底生大型無脊椎動物（以下、底生動物とする）は、昆虫綱の幼虫を主体とし、甲殻類や環形動物など多様な分類群で構成される。これらは、河川生活に適応した多様な摂食様式を有し、河川内で主要な生態的役割を果たしている生物群である (Merritt and Cummins, 1984)。優占する摂食群は河川の上流から下流にかけて連続的に変化し、上流では破碎食者が、下流域では過食者が多くなる (Vannote et

al., 1980)。これは、川の上流には、落葉に代表される粗粒有機物が多く堆積し、下流になるにしたがい破碎された細粒有機物が増加することによる (Minshall et al., 1983)。上流では、河川内の栄養源は、付着藻類による一次生産よりも陸域からもたらされる落葉のほうが重要である場合が多く、逆に下流から河口へかけては、付着藻類による一次生産が占める割合が上流よりも高い (Horne and Goldman, 1994)。

^{*1} 北海道立水産孵化場 (Hokkaido Fish Hatchery, Kitakashiwagi 3-373, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan)

^{*2} 北海道水生生物研究所 (Hokkaido Aquatic Biology)

底生動物の生息分布や現存量は様々な生息環境要因にも左右され、また、底生動物と生息環境の関係を明らかにするためには調査スケールを考慮する必要がある。河川スケールでは GIS 解析による土地利用の影響や (Richards and Host, 1994), 重回帰分析による人為活動の環境影響評価が (Chessman, 1999) 報告されている。リーチスケールでは、流速や底質などの局所的な物理環境要因が大きく作用するとされ (御勢, 1993; Brooks et al., 2005), 実験的に河床の水流強度を操作した場合の底生動物への影響や (Robson et al., 1999), 改修河川の平瀬で人工構造物を設置し底生動物群集の変化を明かにした例 (中原他, 2005) が報告されている。

北海道の大河川の支流に相当する山地小河川での底生昆虫と生息場所環境については布川・井上 (1999) が報告しているが、山地溪流が直接、海に注ぐ河川での中・下流域の底生動物群集に関する報告は少なく、そのような流域の底生動物群集とその生息要因に関し、生態学だけではなく河川改修や環境保全の分野からも、知見を集積することが求められている。本研究では、北海道の日本海側中央部に位置する濃昼川の下流域での底生動物群集を扱い、生息要因としての物理環境の影響をリーチスケールで解明することを目的とした。濃昼川は、河川流域面積約20.8km²、標高約600mに源流があり流路長約5km、河川勾配の平均が約6.8%、河川次数が4次の比較的小規模の溪流河川である (Fig. 1)。集水域の98%以上が落葉広葉樹の森林で覆われ、いわゆる山地溪流型の河川であり、大規模河川のような長い流程の下流域を有しない。濃昼川の河口から50mと1.3kmの地点で、2000年から2002年にかけて底生動物の採集調査と物理環境要因の測定を実施した。この調査結果に基づき、底生動物の分類群組成と群集構造を解析し、また、共分散構造分析の一手法である多重指標モデルにより底生動物と物理環境の関連を推定し、北海道の小河川の下流域での底生動物に関する生態学的知見を得たので報告する。

方 法

調査地点と調査年月日

Fig.1に示したように、濃昼川の下流域に該当する標高50m以下の低地は河口から約1.5km上流までであり、また、河畔の土地利用では、河口から約500m上流までが草地で民家が点在する。さらに上流の河畔

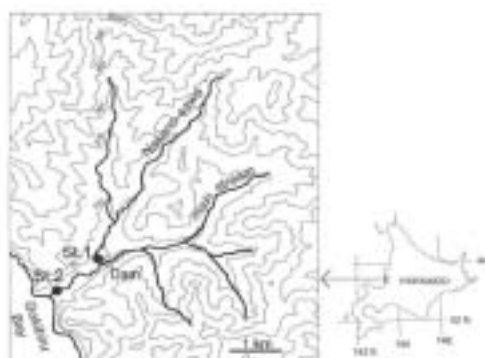


Fig. 1 Location of two study sites in Gokibiru River, Hokkaido, northern Japan.

域には、ハルニレ (*Ulmusu davidiana var. japonica*), ヤチダモ (*Fraxinus mandshurica var. japonica*), イタヤカエデ (*Acer mono*), オニグルミ (*Juglans ailathifolia*) 等の落葉広葉樹林が分布する (長坂他, 2003a)。本川は、河口から約1.0km上流で本流と中の沢川に分枝し、そこから500m上流の本流には魚道の付設された堤長87m、堤高14mの砂防ダムがある (Fig.1)。本研究では、標高50m以下の流域に2カ所の調査定点を設定した。定点“St.1”は、支流の中の沢川にあり、河口から1.3km上流で標高約40mに位置し河川次数は3次である。定点“St.2”は、河口から50m上流で標高4mにあり、河川次数が4次である。

調査時期を春期の融雪増水前と増水後、夏期、秋期、冬期の5期に設定し、2定点とも同一日に合計8回の調査を行った。春期は融雪前後の2期に調査を行ったのは、河川の一次生産量と剥ぎ取り食者の現存量が大きく変化する (Peterson et al. 2001) など、増水による底生動物への影響を考慮したためである。調査は、春期の増水前後期を2001年3月26日と4月4日及び2002年3月7日と5月22日に、夏期を2000年7月11日と2002年7月25日に、秋期を2000年10月24日と2002年10月16日に、冬期を2001年2月14日に実施した。但し、2002年3月26日には、降雨による増水で採集調査を行えなかったため、次に述べる調査のうちの川幅、水温、電気伝導度の結果のみを資料とした。

環境測定・底生動物採集調査

調査日に定点で、川幅、水温、電気伝導度を測定した。水温と電気伝導度は、ポータブル電気伝導率計 (東亜電波工業株式会社 CM-14P, センサー CVP-101

P)で測定した。次に、各定点でレキ(礫)か玉石がある平瀬に任意に方形枠を設置し、方形枠の環境測定と枠取り法による底生動物の採集を行った。1回の調査につき各定点で15ヵ所に方形枠(25×25cm)を設置した。ただし、増水や結水のため他の調査時期と同一の環境条件の区域を河川に設定することが困難な場合には、方形枠数を減らした。そのため、方形枠数は、2001年4月4日と2002年7月25日には各定点で12個、また、2001年2月14日にはSt.1で計13個、St.2で10個だった。

環境測定では、まず、「岸からの距離」として方形枠を設置した位置から岸までの最短の距離を10cm単位で計測した。次に、方形枠内の水深を1cm単位で計測し、底層と60%水深層の流速を求めめるためプロベラ式流速計(コスモ理研, CR7型)で回転数を測定した。その後、方形枠に同一面積で目合0.5mmのサーバーネットを置き、枠内の底生動物や堆積物を流出させないで、枠内のレキを取り上げた。河床に埋没せず容易に持ち上げられるレキと玉石を浮き石とみなし、3辺を計測し少なくともそのうちの1辺が5cm以上の浮き石を全て取り上げ、浮き石の個数を計数した。レキとともに取り上げた底生動物は直接バットに拾い出し、枠内に残った底生動物もネットに集めて採集した。

底生動物は約5%濃度のホルマリン液でその場で固定し、実験室に持ち帰った。室内で長径20cm、0.5mmメッシュの手網に入れて水道水でホルマリンを洗い流した後、白バットに広げて肉眼で生物を拾い出した。川合・谷田(2005)とIshiwata(2001)により底生動物を分類群別に分け、個体数を数え、ろ紙上で転がして水分を除いた後、最小目盛0.1mgの電子天秤(ザルトリウス社, R200D)で湿重量を秤量した。なお、エルモンヒラタカゲロウ(*Epeorus latifolium*)は、タニヒラタカゲロウ(*Epeorus napaeus*)、マツムラヒラタカゲロウ(*Epeorus l-nigrus*)と区別せず、エルモンヒラタカゲロウ群(*Epeorus latifolium complex*)として扱った。

データの解析では、定点間の物理環境要因(岸からの距離、浮き石個数、水深、底層流速、60%水深層流速)と底生動物(総個体数、分類群数、湿重量、分類群別個体数)の各データの平均を比較するために、分散分析とMann-WhitneyのU検定を、SPSSver.7.51Jで行った。底生動物の群集解析には小椋(2006)のパソコン統計ソフトを用い、分類群別個体数を基に方形枠別にShannon-Wienwerの多様度

指数 H' を算出した(木元, 1976; 小椋, 2006)。 H' は、群集構造が複雑である場合、つまり分類群数や個体数が多いと高い値を示す指数である。方形枠間でHorn(1966)の群集類似度指数 R_0 を調査日毎に求め、平均連結法によるクラスター分析で底生動物群集の群集区分を行った(木元, 1976; 小椋, 2006)。 R_0 は0~1の範囲の値をとり、群集の類似性が高いと R_0 も高い値を示す。

H' と R_0 は次式で表される。

$$H' = - \sum_i (p_i \ln p_i / \ln)$$

$$p_i = n_{ij} / N_j$$

ただし、対数の底は2であり、分類群 i の方形枠 j における個体数を n_{ij} 、サンプル j の総個体数を N_j とする。

$$R_0 = \frac{\sum (x_i + y_i) \log(x_i + y_i) - \sum x_i \log x_i - \sum y_i \log y_i}{(X + Y) \log(X + Y) - X \log X - Y \log Y}$$

ただし、方形枠 x における分類群 i の個体数を x_i 、総個体数を X とし、同様に方形枠 y における分類群 i の個体数を y_i 、総個体数を Y とする。

環境要因と底生動物の関係解明には統計ソフトAMOS5.5Jを用い、共分散構造分析のひとつであり、2つの因子分析モデルを含む多重指標モデル(豊田, 1998; 豊田, 2003)を作成した。モデルでは、「物理環境」と「底生動物」を潜在変数として仮定し、「物理環境」が「底生動物」に影響を与え、潜在変数からそれぞれに属する観測変数に影響すると仮定した。潜在変数は、自然現象から直接計測されたものではなく、本研究のモデルで設定した変数である。観測変数は、「物理環境」に「浮き石個数」、「水深」、「底層流速」、「河岸からの距離」を、また、「底生動物」に「個体数」、「湿重量」、「分類群数」を投入し、変数にそれぞれ誤差変数 $e_1 \sim e_9$ を設定した。観測変数では、流速の2つのデータである底層と60%水深層は相関係数0.91と相関性が高いので、同時にモデルに投入せず、適合度指標でモデルによりフィットした底層流速を採用した。モデルを成立させるため、「物理環境」から「水深」、「底生動物」から「個体数」、及び全ての誤差変数からの係数を1とした。以上のように設定したモデルは、その適合性について、 χ^2 検定と適合度指数により判定した。

結 果

環境要因

9回の調査の平均川幅は、St.1で4.5mであり、St.2で5.3mだった。水温の測定結果では、最低が2001年2月調査の0.1°C (St.1) と0.2°C (St.2) であり、最高が2000年7月調査の16.8°C (St.1) と19.0°C (St.2) だった。電気伝導度は、St.1では9.4~12.1mS・m⁻¹、平均10.9 mS・m⁻¹、St.2では9.0~14.3 mS・m⁻¹、平均10.4 mS・m⁻¹だった。

環境要因の各項目の測定結果を Table 1に示した。採集場所の河川内地点を表す「岸からの距離」の調査毎の平均は、St.2で0.8~2.7m、St.1で0.9~1.5mであり、8回中2回の調査でSt.2とSt.1の地点間で有意差が認められた。調査毎の平均浮き石個数は、St.2で2.6~4.9個、St.1で3.5~7.1個であり、3回の調査でSt.2よりSt.1で有意に多かった。水深の平均は両地点で9.9cmから40.8cmであり、地点間で差があったのは2001年3月のみだった。調査日毎の平均流速では、底層と60%水深層ともに地点間で有意差は認められなかった。以上の結果から、St.1とSt.2では物理環境要因に著しい違いはないと判断された。

底生動物の出現分類群組成と地点間の群集比較

今回の調査で採集された分類群と、1m²あたりに換算した出現個体数を Table 2に示した。64分類群が出現し、そのうち、水生昆虫類が58分類群を占めた。水生昆虫以外で多く出現したのは、タキヨコエビ (*Stenonomaera rhyaca*) と水生ミミズ類 (Oligochaeta) だった。水生昆虫の単一分類群で最多の出現個体数はユスリカ科 (Chironomidae) で、全8回の合計出現個体数が 4222個体・m²であった。出現個体数が多い上位の7分類群について、2地点での調査日別平均出現個体数を Fig. 2に示した。なお、最も多いユスリカ科は総個体数の38.1%を占め、次に水生ミミズが12.3%を占めた。ユスリカ科は、両地点ともに優占群であり、毎回の調査で出現し、特に2002年5月にSt.2で263.9個体・m²が出現した (Fig. 2-a)。水生ミミズ類は、2000年7月を除きSt.2よりSt.1で多く出現し、最も多かったのは2002年3月であり、St.1では個体数で2番目に多い分類群だった (Fig. 2-b)。分類群のうち出現個体数が全個体数に占める割合の7位までにあり、なおかつ、St.1よりSt.2で多く出現した分類群はガガンボ科 (Tipulidae) とシマトビケラ属 (*Hydropsyche* spp.) で、ガガンボ科は1年を通じ、また、シマトビケラ属は2002年の10月を除く全ての調査日でSt.1より

Table 1 Mean values with standard error of physical environment in two sites.

Month-Year		distance from the stream edge		unfixed cobble		water depth		velocity of middle layer in the stream		velocity at the stream bed	
		m		number		cm		cm ^s		cm ^s	
		St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2
Jul-00	mean	<u>1.2</u>	<u>0.9</u>	3.5	3.6	11.1	18.4	24.5	37.6	17.8	25.1
	SE	0.7	0.6	2.0	2.1	5.0	6.4	27.1	30.5	18.0	20.5
Oct-00	mean	1.3	1.6	<u>7.1</u>	<u>4.9</u>	13.4	21.7	36.3	28.4	17.5	16.5
	SE	0.9	0.9	2.8	2.3	3.8	5.9	31.6	17.1	11.3	13.0
Feb-01	mean	<u>1.2</u>	<u>2.7</u>	2.2	2.6	14.4	26.2	25.2	16.6	19.8	27.3
	SE	0.7	0.9	1.2	1.1	2.4	3.7	14.3	11.0	11.6	13.6
Apr-01	mean	1.1	0.9	3.1	2.8	23.3	12.9	48.5	35.4	27.8	31.3
	SE	0.7	0.5	2.1	2.0	13.1	7.1	34.9	24.4	21.3	25.6
Mar-02	mean	1.0	0.8	<u>6.5</u>	<u>4.0</u>	10.7	13.4	32.8	49.7	21.7	32.4
	SE	0.8	0.4	2.8	2.2	4.6	6.2	21.8	39.1	14.7	23.6
May-02	mean	1.5	1.6	2.9	2.9	9.9	14.8	29.5	27.5	17.4	17.9
	SE	1.0	1.3	1.7	1.8	3.4	6.5	25.3	13.6	11.7	15.1
Jul-02	mean	1.5	1.5	4.5	3.3	12.5	13.6	53.5	38.7	26.7	26.4
	SE	1.1	1.0	2.4	1.6	4.9	5.8	30.8	17.7	23.8	12.1
Oct-02	mean	1.2	1.4	<u>4.7</u>	<u>3.2</u>	12.1	16.2	21.5	30.6	15.0	20.0
	SE	0.8	1.0	2.1	1.8	4.2	6.1	18.1	22.0	14.4	16.6

The means underlined indicated significant difference between the two sites by Mann-Whitney's U test (P>0.05).

小河川の下流域の底生動物と物理環境

Table 2 Collected taxa and their abundance (mean of individual numbers · m⁻³).

	11-Jul-00		24-Oct-00		14-Feb-01		04-Apr-01		26-Mar-02		22-May-02		25-Jul-02		16-Oct-02	
	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2
Turbellaria	1			6				4				2			1	
Nemertinea		2		2				4			2					10
Oligochaeta	18	137	290	98	91	5	408	45	582	52	364	112	280	44	335	310
Gastropoda		1														1
Asellus spp.								3		6					3	
Sternomera rhyaca	52	12	90	1	26	13	23		21	4	19	10	313	29	171	3
Atidae		2														
Eriocheir japonicus		1		1											1	
Paraleptophlebia sp.		1	64	14	76	8	31	29	14	41	67	50			18	17
Ephemera japonica	35		29				15	3	4	1	9	5	1	4	4	4
Ephemera strigata												1				
Caenis sp.	13	109							1			4				
Cincticostella nigra	3		75	51	21	35	25	24	23	42	14	3			165	38
Cincticostella orientalis				6		5		1				4				2
Drunella ishiyamana	15	10										28	32	15	3	
Drunella sacharinensis	23	1									6	128	135			
Drunella trispina					2			7		6		1				1
Ephemerella setigera		57												19		
Uracanthella punctisetae				1	2	6		3				1				1
Ephemerellidae (young)	9		4		53	46	136	4	138	30	5	9		4	3	1
Ameletus sp.			95		2		40		1		9	2			43	9
Baetis spp.	122	117	30	4	9	3	1	3	33	36	45	14	209	37	35	
Baetiella sp.					5	3	4		5	5					3	
Ecdyonurus spp.	3				1	50	57	43				1	3	1	73	
Epeorus latifolium*	103	29	259	74	37	102	72	43	27	73	5	15	19	4	193	42
Epeorus spp. (young)		1			112	5	164	16	356	105	12	13	7	4	2	4
Rhithrogena spp.	1	10	49	5	87		20	8	110	126	32	28			28	14
Epiophlebiidae	1	1	1						1							1
Gomphidae	12		2													1
Perlodidae	2	29	38	20	2	14	3	7	6	19	3	2		1	10	2
Perlidae	2	1	4		5	5	3	1				1			1	
Chloroperlidae	10		38	1	5	5	16	7	9	12	10	6	1		27	
Taeniopterygidae	36				1	3	1	1	3		6		5	16		3
Amphinemura spp.				3	5	50	7	33	6	13	6	1			7	4
Protonemura spp.							3				4	2				
Nemoura spp.	1			2	2	6		32	2	22	1	2			4	1
Capniidae	19	1	21	15	2	5		1							69	17
Corydalidae												1				
Rhyacophila transquilla	6		26	12	2	8	8	5	4	5		1		15	49	15
Rhyacophila yamanakensis							3			11		16				
Rhyacophila sp.1	1		5	2								1			1	1
Rhyacophila sp.2	1	1			4	2		3		4		5	1			
Rhyacophila sp.3	3				2											
Rhyacophila sp.4													2			
Rhyacophila sp.5													1			
Rhyacophila spp. (young and pupa)		3			6			1		1	1	16				1
Apsilochorema sutshanum	2	1	21	2	6		5	3	7		3	6	3	4	28	
Glossosoma spp.	70	2	25	73	9	29	7	17	12	15	11		7	7	16	14
Stenopsyche marmorata		27	7	26	1	50	1	15	1	43		33		24	2	61
Dolophilodes sp.						2									1	
Cheumatopsyche sp.						6		4								4
Hydropsychidae (young)	3	1	15	15												
Hydropsyche spp.			3	105	6	579	19	43	5	125	12	107	1	12	46	98
Phryganopsyche latipennis		1									1					
Lepidosotma crassicorne			3						1	1						
other Lepidosotma spp.	47	5	268	53	16	11	24	32	1	11	3	3	1		362	69
Dicosmoecus jozankeanus	1												1			
Hydatophylax sp.	1		1		1									3		1
Apatania sp.		1		1												
Neophylax ussuriensis												1				
Goera sp.	1	5				3		11		17		4		11	3	6
Ocetes sp.	5	17		1												1
Trichoptera (pupa)	1	6			6	86	4			3	6	46	1	1		2
Pyralidae																1
Dytiscidae	2											1			1	1
Elmidae	20	13	9	6	16	3	7		10		27	134		23	22	12
Coleoptera (young)	4	42	11	1	6		19	5	2		12	2			5	1
Tipulidae	49	110	17	704	23	235	35	137	13	67	17	198	3	59	21	261
Blephariceridae					47		4			2		2				
Psychodidae									1							
Simuliidae	3	14	1		15		1			2	1	118	3	1		
Chironomidae	612	555	50	174	462	349	336	311	246	726	981	4222	35	303	162	183

*: *Epeorus napaues* and *Epeorus l-nigrus*. Blank shows zero.

St.2で多かった (Fig. 2-c,d)。なお, St.2では, ヒゲナガカワトビケラ (*Stenopsyche marmorata*) とブユ科 (Simuliidae) が, それらの次に出現する傾向があった。逆に, St.2より St.1で多かった分類群は, エルモンヒラタカゲロウ群, オオカクツトビケラ以外のカクツトビケラ属 (*Lepidosotma* spp.), 及びタキヨコエビだった (Fig. 2-e,f,g)。タキヨコエビは,

最も多かったのは2002年7月で313個体・m²出現し, St.1より St.2で多い傾向がみられた。

7分類群の個体数の季節変動をみると, ガガンボ科, エルモンヒラタカゲロウ群, カクツトビケラ属は秋季の10月に最も多くなる傾向があった。タキヨコエビは, St.1で3月と5月より7月と10月に多く出現した。水生ミミズは明瞭な季節変化は認められなかった。

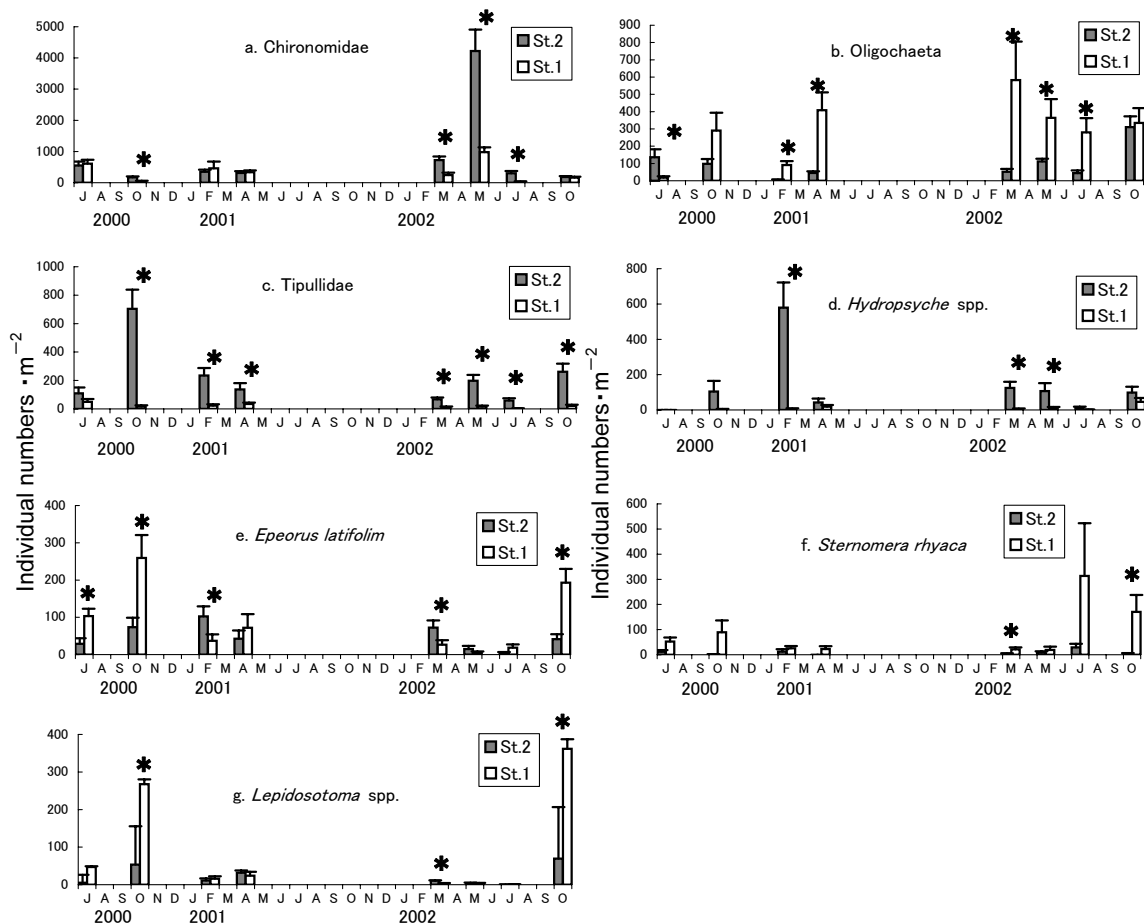


Fig. 2 Mean of individual numbers · m⁻² and their 95% standard error in the two sites.

* indicates a significant difference is detected between two sites by Mann-Whitney's U test (p < 0.05).

2地点の期間別の総個体数、湿重量、分類群数、多様度指数 (H') の平均を Fig. 3に示した。調査日毎の平均分類群数は、St.1で6.3~14.3また、St.2で8.4~14.1であり、調査日のうち地点間で有意差があったのは、2000年10月のみで、全期間を通じて分類群数の違いに季節や地点による顕著な傾向は見られなかった (Fig. 3-a)。平均出現個体数では、ユスリカ科の個体数の影響により、2002年5月のSt.2で5359個体・ m^{-2} と突出して多かった。他の調査日では、2地点で633~

1916個体・ m^{-2} の範囲で推移した (Fig. 3-b)。湿重量は、St.2でSt.1より有意に多いことが3回あり、いずれも冬期から春季にかけてだった。各定点の平均値は、St.1で2000年10月に18.4g・ m^{-2} 、St.2で2002年5月に32.2g・ m^{-2} がそれぞれ最も高かった。多様度指数 H' はSt.2とSt.1の全調査日を通して1.38から2.89の範囲にあり、地点間で有意差が見られたのは2000年10月と2002年7月及び同年10月の3回であった (Fig. 3-d)。

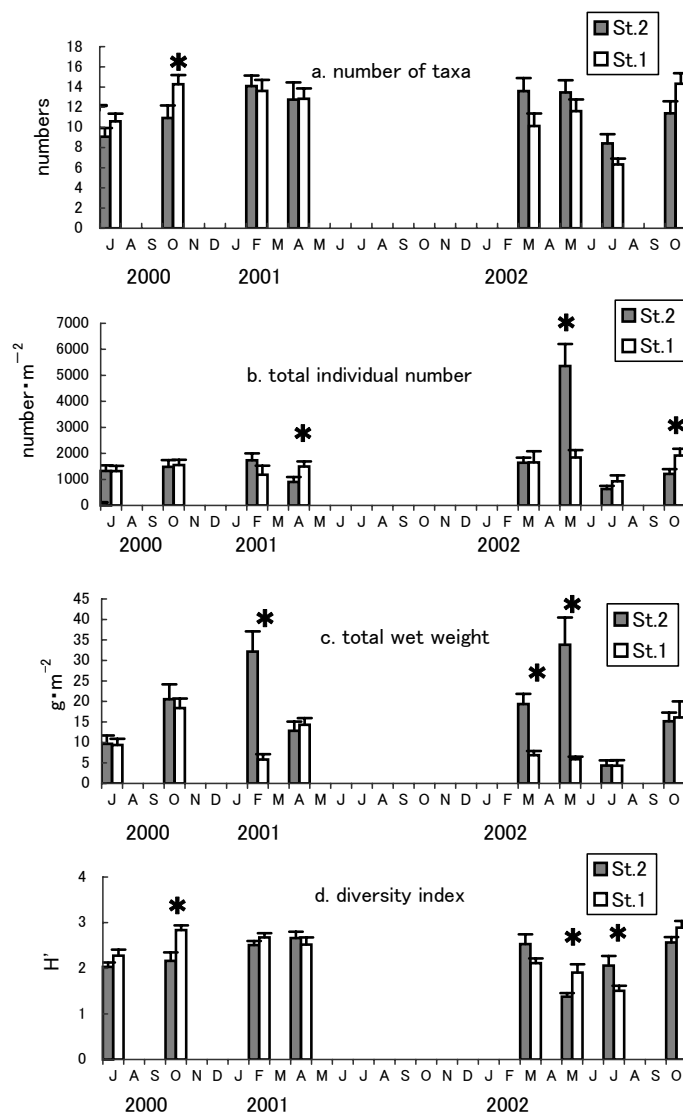


Fig. 3 Mean of number of taxa (a), total individual numbers (b), total wet weights (c) and diversity index (d) with 95% standard error in two sites.

* indicates a significant difference is detected between two sites by Mann-Whitney's U test ($p < 0.05$).

方形枠間の類似度指数による群集区分のためのクラスタ分析の結果を Fig. 4 に示した。類似度指数 (R_0) が0.55~0.6以上を群集の区分基準として採用し、クラスタ毎に同じ群集としてまとめると、地点別の2グループに大別されたのは、2000年10月、2001年2月、2002年3月と7月の4回だった。ただし、2002年3月に2個の例外がみられた。他の4回の調査日、すなわち

2000年7月、2001年4月、2002年5月、10月では、地点別に類似度が0.8以上と高い値で結合し群集区分され、さらに St.1 と St.2 の双方で採集された枠からなる混合群集も存在した。これらの4回の調査日では、群集区分の基準0.55以上でクラスタ化される傾向がみられ、両地点は同一の群集に属すると判断された。

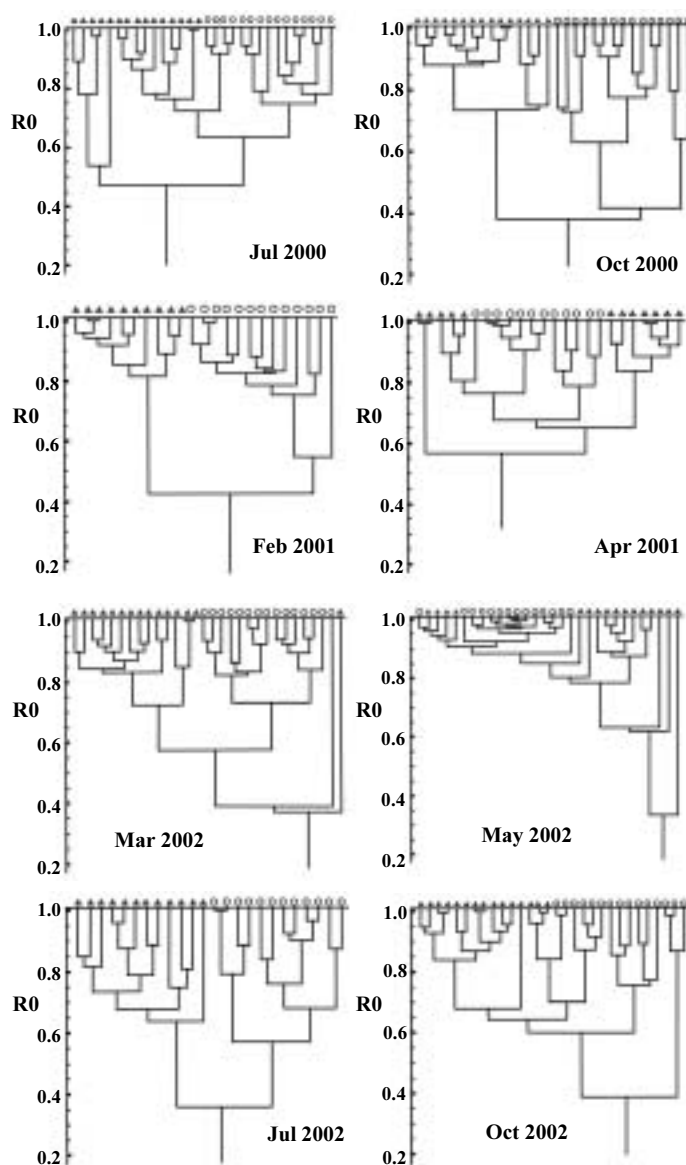


Fig. 4 Dendrogram of macroinvertebrate communities based on the similarity index R_0 of individual numbers of taxa in each quadrat at two sites from cluster analysis of the group average method. Base quadrat samples in St.1 and St.2 indicate ○ and ▲, respectively.

底生動物と物理環境

物理環境の測定結果から底生動物への影響の度合いを多重指標モデルで推定した (Fig. 5, Table 3)。多重指標モデルでは、2地点での8回の調査時期の結果を

まとめて投入し、方形枠を1ケースとした合計221ケースを使用した。底生動物群集は、季節により2地点で異なる群集が形成されたが、時期別の出現個体数と湿重量、多様度指数が2地点でほぼ同様であったので、

Table 3 Non standardized values for all variables on the macroinvertebrates - physical environment model.
a covariance of all variables in the model.

	physical environment	macroinvertebrates	number of taxa	total individual numbers	total wet weight	unfixed cobbles	distance from stream edge	velocity at stream bed	water depth
physical environment	14.985								
macroinvertebrates	112.764	8429.016							
number of taxa	6.096	455.638	31.83						
total individual numbers	112.764	8429.016	455.638	9932.878					
total wet weight	0.612	45.749	2.473	45.749	0.537				
unfixed cobbles	1.147	8.635	0.467	8.635	0.047	6.072			
distance from stream edge	2.738	20.605	1.114	20.605	0.112	0.21	0.848		
velocity at stream bed	36.298	273.147	14.765	273.147	1.483	2.779	6.633	383.451	
water depth	14.985	112.764	6.096	112.764	0.612	1.147	2.738	36.298	73.63

b mean of all variables on the model.

	physical habitat factor	macroinvertebrates	number of taxa	total numbers	total wet weight	unfixed cobble	distance from the stream edge	velocity at the stream bed	water depth
mean	0	0	12.878	105.091	0.561	3.947	1.295	23.015	16.062

c. coefficients

		estimate	standard error	test statistic	P value
macroinvertebrates	<----- physical environment	7.525	2.378	3.164	0.002
number of taxa	<----- physical environment	1			
total individual numbers	<----- physical environment	2.422	0.543	4.464	***
total wet weight	<----- physical environment	0.183	0.051	3.582	***
unfixed cobbles	<----- physical environment	0.077	0.053	1.443	0.149
distance from stream edge	<----- macroinvertebrate	0.005	0.001	9.252	***
velocity at stream bed	<----- macroinvertebrate	1			
water depth	<----- macroinvertebrate	0.054	0.006	8.511	***

d intercept

	estimate	standard error	test statistic	P value
total wet weight	0.561	0.049	11.338	***
total individual numbers	105.091	6.729	15.617	***
unfixed cobbles	3.947	0.166	23.749	***
water depth	16.062	0.563	28.512	***
velocity at stream bed	23.015	1.286	17.902	***
distance from stream edge	1.295	0.06	21.418	***
number of taxa	12.878	0.466	27.641	***

e variance

	estimate	standard error	test statistic	P value
e1	5.984	0.574	10.416	***
e2	58.645	6.819	8.601	***
e3	295.527	35.617	8.297	***
e4	0.348	0.128	2.713	0.007
e5	0.289	0.034	8.489	***
e6	7.2	2.006	3.588	***
e7	1503.862	710.95	2.115	0.034
e8	7580.456	1150.074	6.591	***
e9	14.985	5.825	2.573	0.01

*** Level of significance at the 0.001.

季節変動を考慮せずひとつのモデルで構築した。本研究では、St.1とSt.2での採取位置の物理環境がほぼ同じ条件であり、このモデルは、河川内で浮き石がある瀬の環境を対象とした。

モデルの x^2 検定結果と適合度指数をTable 4に示した。モデルの関係を x^2 検定で判断すると、 x^2 値は19.231であり、自由度=13、 $p=0.05$ の x^2 分布値=22.362より小さく、パス図の関係は成立する。他の適合度指標であるNFI, IFI, PRATIO, AICでは、モデルの適合度は、PRATIOを除き、独立モデルより飽和モデルに近似した値となっており、このモデルはデータに対して適合度が全般に良いと判断された。また、Table 3にあるように係数、切片、分散の推定値

は、物理環境から浮き石の個数への係数と誤差変数e9の分散を除いて $p=0.05$ 水準で有意だった。

単位の異なる変数を比較するために本モデルの標準解で検討すると (Fig. 5), 「物理環境」から「底生動物」への関係は、係数0.32で正の影響がみとめられた。また、「物理環境」と「底生動物」からそれぞれへの観測変数のパス係数はすべて正の係数となった。「物理環境」から4項目の観測変数への係数は、「岸からの距離」へは0.77と高く、次いで「水深」へ0.48、「底層流速」へ0.45であり、「浮き石個数」へは0.12と低かった。「底生動物」から3つの観測変数への係数は、「個体数」へ0.85と「分類群数」へ0.77に対し、「湿重量」へは0.68と若干低かった。

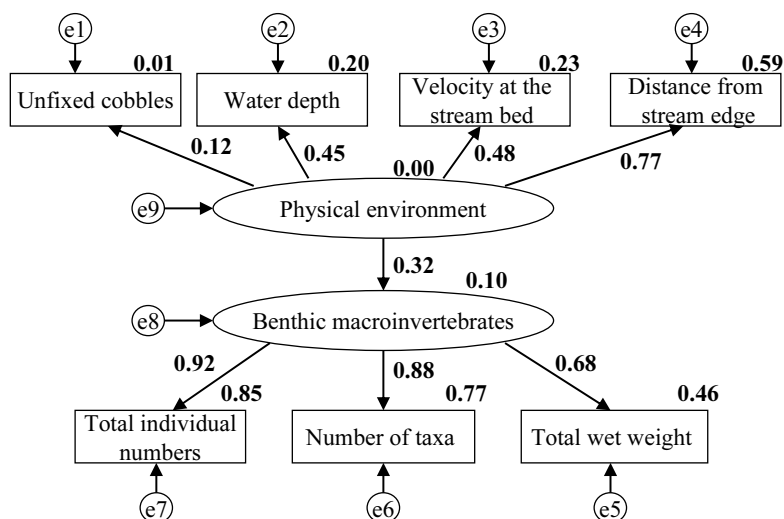


Fig. 5 The model of standardized regression weights by multiple indicators between macroinvertebrates and the physical environment. The explanations of non-standardized values are referred to Table 3.

Table 4 Chi-square statistic value and measurement of fitness on macroinvertebrates - physical environment model.

	value	saturated model	independence model
chi-square	19.231	-	-
degrees of freedom	13	-	-
probability level (chi-square value)	0.116	-	-
N F I	0.928	1.000	0.000
I F I	0.976	1.000	0.000
PRATIO	0.464	0.000	1.000
AIC	63.231	70.000	282.560

考 察

今回の調査で、両地点で全期間にわたり優占して出現したのは、ユスリカ科と水生ミミズ類だった。ユスリカ科は突出して個体数が多かった2002年5月以外の調査時期では、St.1よりもSt.2で多い傾向はあるものの地点間での個体数の差異は明瞭に区別されなかった。水生ミミズはSt.2よりSt.1で多かった。水生ミミズのほとんどがミズミズ亜科だった。ユスリカ科と水生ミミズ類は、St.2とSt.1の地点で種組成が異なる可能性があり、地点の動物相を正確に把握するためには、さらに詳細な同定を行う必要がある。地点別に特徴的に出現した他の分類群を列挙すると、St.2ではガガンボ科とシマトビケラ属であり、St.1ではタキヨコエビとカクツツトビケラ属だった。St.2ではヒゲナガカワトビケラも多く出現しており、シマトビケラ属ともなる過採集食者がSt.2で卓越して出現している。2000年7月に、St.2より約1km上流の本流の砂防ダムの直下で採集を行った結果、ヒゲナガカワトビケラが240個体・ m^2 やシマトビケラ科の若令が69.3個体・ m^2 と非常に高密度で生息していた（中島，2001）。St.2は多数生息している本流域の下流域に位置しており、上流の現存量がSt.2の出現個体数に影響した可能性がある。

一方、St.1で多く出現したカクツツトビケラ属とタキヨコエビは、その約2.5km上流で2000年10月に採集を行ったところ、タキヨコエビが419.6個体・ m^2 採集され、また、その位置に合流する川幅1m以下の細流ではカクツツトビケラ属が1701.3個体・ m^2 と卓越して生息していた（中島，2001）。カクツツトビケラ属やタキヨコエビは落葉食者であり、主な分布域は落葉の堆積が多い比較的上流域とされている。長坂ら（2003b）は、濃昼川ではタキヨコエビのバイオマスと落葉の供給量は相関していることを報告している。St.1は、いわゆる上流ではないが、この2種が優占して多く生息することから、落葉由来の粗粒堆積物が影響する生息環境を有する地点として位置付けられる。

類似度指数 R_0 による群集区分では、St.1とSt.2の底生動物群集は、8回の調査中4回で、地点別に異なる群集を形成した。他の調査日では、類似度が0.7以上と高い地点別の群集が核となり、両地点の採集枠が混合して属する群集が形成されていることがわかった。これは、上記の分類群別の出現状況が反映された結果である。St.1とSt.2での水質を比較すると、水温では

同一時刻に測定されていないので比較できないが、電気伝導度では地点間で著しい差異は認められなかった。ただし、St.2は、流速が緩やかな岸辺のレキに糸状緑藻類の繁茂が認められており、河畔の家屋からの生活排水や本流域のダムによる水質変化の影響もあると考えられる。一方、有機物の動態については同一時期に調査した長坂他（2003a）が明かにしており、それによると本河川の上下流で粒状有機物の粒径別貯留量に変化している。それに加えて本流と合流することにより、St.1とSt.2の地点間の距離は1kmしか離れていないが、河口に近いSt.2には、St.1と異なる底生動物群集が形成されることがあったと推察される。また、長坂ら（2003b）の報告では、森林起源の粗粒有機物のうち、FPOMのCN比が上流よりも下流で低くなることを報告し、河川内で繰り返し底生動物が有機物を利用しているためであると推察している。濃昼川のような比較的規模の小さい河川は、大規模河川のような流れが緩やかになる下流域が発達せず、河川形態が上流域から河口まであまり変化せず海に流入している。しかし、その河川内でも、底生動物は流程の環境に応じてそれぞれの分類群が上下流別に生息分布していた。但し、ダムの下流域では流量や水質がダムにより変動し、底生動物の種多様度や現存量に影響するため（谷田・竹門，1999）、St.2では、前述したように上流に設置されている砂防ダムの影響でSt.1と異なる群集が形成された可能性も推測される。

今回の調査で多数採集された7つの分類群について、出現期の季節的変動を考察すると、ユスリカ科は、St.2で2002年3月に突出して多かった他は、一定の範囲で出現し周期的季節変動は認められなかった。水生ミミズは出現個体数に季節変動があまりないが、中流では、春季の2001年4月と2002年3月と5月に他の時期より多かった。ガガンボ科、エルモンヒラタカゲロウ、カクツツトビケラ属は、2000年と2002年ともに秋季に最も多く出現しており、夏季には羽化して減少し秋に若令が多く発生する生活史に合致した結果となっていた。平瀬のレキにごく普通に生息するエルモンヒラタカゲロウは、多数出現し、特に2001年2月や2002年3月にはSt.1よりも河口に近いSt.2で多く出現していた。しかし、エルモンヒラタカゲロウは、方法で述べたとおり、数種を含む可能性があり、今回の結果が生活史に沿った出現個体数の変動によるかはわからなかった。シマトビケラ属は2001年2月に河口近くのSt.2で個体数が最も多かった。また、濃昼川近くの小さい沢でのタキ

ヨコエビは生活史の大部分を淡水の上流域で過ごす、交尾・産卵を汽水域で行うため、早春の繁殖期には河口まで移動する (Kuribayashi et al., 2006)。本研究で2002年7月に St.1 で突出して多かったのは、このような生活史に伴う移動の影響があったかもしれない。

共分散構造分析のひとつである多重指標モデルは、主に社会・人文科学の統計的解析に使用されている。調査項目をまとめて単純化し、直接計測できない因子を潜在変数として設定し、観測変数との間の因果関係を調べるものである。本研究では、底生動物と物理環境の関係に回帰関係があるとみなし、量的に推定する試みとして本モデルを使用した。その結果、本モデルでは物理環境は底生動物に正の係数で関係することがわかった。また、単位の異なる観測変数への影響を統一して比較可能な標準解の結果では、潜在変数である物理環境が1単位増えると、「水深」、「流速」、「岸からの距離」、「浮き石個数」も増加する関係にあった。本調査ではあらかじめ採集場所はレキがある瀬を選定しており、測定値は河川内のすべての環境を代表しているわけではないが、本研究での物理環境の測定項目は、瀬における物理環境の規定要因であり、物理環境が底生動物群集に及ぼす影響は係数0.38程度と決定された。Merigoux and Doledéc (2004) も、底生動物の生息環境に関して、粗度や粒径サイズで表す底質よりも、3次元流量、とくに水深と流速で規定されるフルード数に応じた選好性が強いとしている。

Murphy and Griller (2000) は、下流域でデトリタスの堆積量が底生動物群集の形成に影響するとしており、また、Newbold and Cushing (2001) は、特に濾過採食者の生息にはデトリタスの他に珪藻類の数度も影響するとしている。本研究で優占群だったユスリカ科は採集食者であり、また、落葉食者・過食者も採集食である時期も兼ね備えており、それらの餌資源としてはデトライタスが重要である。本調査を行った小河川の中下流域での底生動物群集の生息要因として、デトライタスはその由来が陸域植物が河川内の一次生産によるものかなどを定性的に明らかにすること、及び、リーチスケールでの周年変動を追跡していくことが、さらに求められるだろう。その上で、環境要因と底生動物群集の成立関係についてさらに精度を高めるためには、物理環境に加えて、デトリタスや一次生産量等を含めた生物環境を設定したモデルをさらに構築する必要がある。

要 約

1. 北海道の日本海側に位置し、山地溪流が直接海に注ぐ流路長約5kmの小河川である濃昼川で、底生大型無脊椎動物の分類群組成、群集構造、及び環境要因との関係を明らかにした。
2. 2000年から2002年に、春期の融雪増水前と増水後、夏期、秋期、及び冬期に計8回、この下流域の河口から50mと1.3kmの2地点の平瀬で、底生動物の採集と環境要因の測定調査を実施した。
3. 優占分類群は2地点ともにユスリカ科 (Chironomidae) だった。両地点で周年出現したのは、水生ミミズ類 (Oligochaeta) とエルモンヒラタカゲロウ群 (*Epeorus latifolium* complex) だった。河口近くの地点ではガガンボ科 (Tipulidae)、シマトビケラ属 (*Hydropsyche* spp.) が、また、上の地点では、カクツツトビケラ属 (*Lepidosotma* sp.) とタキヨコエビ (*Stenonomaera rhyaca*) が多かった。
4. 類似度指数 R_0 によると、2地点の底生動物群集は、地点間で異なる場合と同一とみなされる場合があった。また、群集の多様度は全期間を通じて両地点でほぼ同様だった。
5. 多重指標モデルにより、岸からの距離、水深、流速、浮き石個数は、底生動物と正の回帰関係にあることがわかった。

謝 辞

本調査に参加し、調査期間中に急逝された鈴木研一氏 (元北海道立水産孵化場) に追悼を捧げる。長坂晶子博士・長坂有氏 (北海道立林業試験場)・鷹見達也氏・渡辺智治氏 (北海道立水産孵化場) には調査にご協力下り、柳井清治博士 (北海道工業大学)・永田光博博士 (北海道立水産孵化場) は研究企画に関して、小椋将弘氏 (静岡市) には統計解析で、また、西野修子氏 (北海道環境科学センター) には文献収集でご助力下さり、諸氏に深謝申し上げる。

この研究は、平成12~14年度北海道重点領域特別研究「森林が河口域の水産資源に及ぼす影響の評価」の一環として行った。

引用文献

- Brooks, A. J., Haeusler, T., Reinfelds, I., and Williams, S. (2005). Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology*, 50, 331-334.
- Chessman, B. C. (1999). Predicting the macroinvertebrate faunas of rivers by multiple regression of biological and environmental differences. *Freshwater Biology*, 41, 747-757.
- 御勢久右衛門 (1993). 底生生物の生態学的研究. 23-102p., 河川の生態学補訂版 (沼田真監修), 247pp. 築地書館, 東京.
- Horne, A., and Goldman, C. (1994). 溪流と河川. 385-415p, *Limnology* (2nd edition). 陸水学. 手塚泰彦訳, 638pp, 京都大学出版会, 京都.
- Ishiwata, S. (2001). A checklist of Japanese Ephemeroptera. The 21st Century and Aquatic entomology in east Asia. *Proceedings of the 1st Symposium AESEA. Korean Society Aquatic Entomology*, Korea. 55-84.
- 川合禎次・谷田一三(共編)(2005). 日本産水生昆虫科・属・種への検索. x i +1342pp., 東海大学出版会, 神奈川.
- 木元新作 (1976). 動物群集研究法 I - 多様性と種類組成. 192pp, 共立出版, 東京.
- Kuribayashi, K., Katakura, H., Kyono, M., Dick, M. H. and Mawatari, S. F. (2006). Round-trip catadromous migration in a Japanese Amphipod, *Sternomoera rhyaca* (Gammaridea: Eusiridae). *Zoological Science*, 23, 763-774.
- Merigoux, S. and Doledec, S. (2004). Hydraulic requirements of stream communities: a case study on invertebrates. *Freshwater Biology*, 49, 600-613.
- Merritt, R. W., and Cummins, K. W. (ed.) (1984). An introduction to the aquatic insects of North America. xiii+722pp. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, U.S.A.
- Minshall, G. W., Petersen, R. C., Cummins, K. W., Bott, T. L., Sidell, J. R., Cushing, C. E., and Vannote, R. L. (1983). Interbiome comparison of stream ecology. *Ecological Monograph*, 53, 1-25.
- Murphy J. F., and Griller, P. S. (2000). Seasonal dynamics of macroinvertebrate assemblages in the benthos and associated with detritus packs in two low-order streams with different riparian vegetation. *Freshwater Biology*, 43, 617-631.
- 長坂晶子・河内香織・柳井清治・長坂 有・小野寺賢介 (2003a). 海岸山地小溪流における有機物動態と源流域の果たす役割. 8-28., 平成12~14年度重点領域研究報告書 森林が河口域の水産資源に及ぼす影響の評価, 196pp. 北海道立林業試験場・北海道立中央水産試験場・北海道立水産孵化場.
- 長坂晶子・柳井清治・河内香織 (2003b). 海岸山地小溪流における渓床貯留有機物の量的・質的变化. 42-50. 平成12~14年度重点領域研究報告書 森林が河口域の水産資源に及ぼす影響の評価. 196pp. 北海道立林業試験場・北海道立中央水産試験場・北海道立水産孵化場.
- 中原 修・布川雅典・矢部浩規 (2005). 北海道道央の小河川における杭打と水制工設置による底生動物群集の変化. 多自然研究, 113, 3-10.
- 中島美由紀 (2001). 濃昼川の底生無脊椎動物相一夏・秋一. 14-19., 平成12年度共同研究報告書 森林が河口域の水産資源に及ぼす影響の評価, 64pp. 北海道立林業試験場・北海道立中央水産試験場・北海道立水産孵化場.
- Newbold, J. D., and Cushing, C. E. (2001). The influence of filter-feeding benthic macroinvertebrates on the transport and deposition of particulate organic matter and diatoms in two streams. *Limnology and Oceanography*, 46, 1091-1099.
- 布川雅典・井上幹生 (1999). 北海道北部の小河川における河畔植生と底生昆虫群集との対応様式. 陸水学雑誌, 60, 385-397.
- 小椋将弘 (2006). Excel で簡単多変量解析データ入力一発回答. x x i v +209pp., 講談社, 東京.
- Peterson, C. G., Valett, H. M., and Dahm, C. N. (2001). Shifts in habitat templates for lotic microalgae linked to interannual variation in snowmelt intensity. *Limnology and Oceanography*, 46(4), 858-870.

- Richards, C. and Host, G. (1994). Examining use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. *Water Research Bulletin*, 30(4), 729-738.
- Robson, B. J., Chester, E. T., and Davis J. A. (1999). Manipulationg the intensity of near-bed turbulence in rivers: effects on benthic invertebrates *Freshwater Biology* 42, 645-653.
- 谷田一三・竹門康弘 (1999). ダムが河川の底生動物へ与える影響. 応用生態工学, 2(2), 153-164.
- 豊田秀樹 (1998). 共分散構造分析 [入門編] - 構造方程式モデリング-. 325pp., 朝倉書店, 東京.
- 豊田秀樹 (2003). 共分散構造分析 [疑問編] - 構造方程式モデリング-. 249pp., 朝倉書店, 東京.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sidell, J. R., and Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 37, 130-137.

(短報) 測定部を改良した色彩色差計による 魚類の体色評価方法の検討

安藤 大成

Examination of assessment method for fish body color using a modified measurement head of a chromameter

Daisei Ando

Abstract To confirm whether or not the modified chromameter is applicable to small fish, verification using masu salmon juveniles as a model was carried out. The body color of juveniles was assessed using a chromameter (CR-300; Konica Minolta Sensing, Inc.) which reduced the measurement diameter, and the brightness (L-value) was compared with that measured at the normal measurement head ($\phi 11$ mm). To reduce the measurement diameter, the normal measurement head was masked by a black or white-colored board, in which $\phi 3$ mm and $\phi 1.5$ mm holes had been made, respectively. The L-value measured using the normal head ranged from 33.16 to 72.95, and the mean value \pm SE was 57.19 ± 1.21 . There were significant correlations between the L-value of the reduced measurement diameter and normal measurement, except for one result (masked by $\phi 1.5$ mm using the black board). The highest coefficient of correlation was calculated for the diameter masked by $\phi 3$ mm using the black board.

In the case of reducing the diameter to $\phi 3$ mm, it was thought that quantitative analysis of juveniles' body color was not dependent on the color of masking materials. However, the white board was suitable for masking material when the measurement diameter was reduced to $\phi 1.5$ mm. These results suggested that a chromameter could be used to assess the body color of small fish.

Key words : 色彩色差計, 測定径, サクラマス, L 値, 体色測定

降海型サクラマス *Oncorhynchus masou masou* の幼魚は降海年の冬から春にかけてスモルト化し、グアニンやヒポキサンチンの沈着により体色が徐々に銀白色に変化していくことが知られている (Hayashi, 1971)。この体色変化の過程は目視によって体表の銀白化と背鰭もしくは尾鰭先端の黒化度合い (つま黒) から分類され、パー、銀化パー、前期スモルト、中期スモルトなどと判別されている (久保, 1974)。この方法は簡便であり野外調査などでは有用であるものの、パーからスモルトへの変化は連続的であるため、観察

者の経験や主観により判別基準が異なる可能性も考えられる。近年、同じサケ科魚類に属するアマゴ *Oncorhynchus masou ishikawae* ではパーとスモルトの選別を一定基準で行う目的から、色彩色差計を用いた体色の客観的評価が行われている (桑田ら, 2000)。また、ヒラメ *Paralichthys olivaceus* やマダイ *Pagrus major* といった有用海産魚類では色彩色差計で計測した値が環境条件の評価や種苗性の判定に有用な指標であることが報告されており (青木ら, 1997; 井口, 2001)、色彩色差計による体色評価は種苗性判

定の観点からも興味深い。

サクラマスにおいても色彩色差計による体色の定量化が行われており、明るさを表す明度 L^* (理想的な黒を0, 白を100とする指標で、以下、単に L と表記する) はスモルト化に伴い上昇傾向を示すことが知られており、スモルト化の進み具合の客観的評価や (Ando et al., 2005), パーとスモルトを選別する際の指標となりうる事が報告されている (千田・木島, 1994)。

一方、サクラマスと同様、シロザケ *Oncorhynchus keta* 稚魚でも成長に伴い、グアニンおよびヒポキサンチンの量が増加していくことが知られている (Nakano et al., 1988)。このことはシロザケ稚魚においても色彩色差計による体色の定量化が可能であることを示しており、色彩色差計による体色評価が種苗性評価や放流時期の判定にも利用できる可能性がある。しかし、これまでマダイ、アマゴ、サクラマスの体色評価で実際に使用された色彩色差計 (コニカミノルタセンジング (株) 製 CR-300: 千田・木島, 1994; 青木ら, 1997; 桑田ら, 2000) は、測定径が8 mm (以下、直径を ϕ で示す) であり、水産生物のように濡れた表面を測定する場合には、照明径11 mmの防水性ガラス付遮光筒 (コニカミノルタセンジング (株) 製 CR-A33a) を装着して測定を行うのが一般的であるため、体高の低い小型魚の測定には適さない。したがって、シロザケ稚魚のような小型魚を測定する場合には、測定径の縮小が必要となるが、これまで魚類の体色評価では測定径を狭めた場合の調査例は報告されておらず、また、小型魚の場合は色彩色差計の自重により魚体を傷つける恐れもあるため、小型魚にも適用できるかどうかはわかっていない。

本報告は将来、シロザケ稚魚のような小型魚を傷つけずに色彩色差計で測定することを想定し、サクラマス幼魚をモデルとして通常の測定径と周囲を遮光することにより径を狭める様に改良した測定径 (以下、縮小測定径と称する) で体色を測定し、両者の結果を比較することによりその有効性を検証した。

検証は、北海道立水産孵化場で飼育されている尻別川を起源としたサクラマス1+幼魚を用いて、2006年2月から3月にかけて行った。60尾を麻酔し、尾叉長を測定した後、体表面の水分を拭いて色彩色差計で体色の L 値を測定した。外見から明らかに早熟雄と判定された個体は除外した。なお、色彩色差計での測定は通常の遮光筒 (照明径11 mm) を用いた測定の後、

厚さ2 mmで表面が滑らかな白色と黒色 (アクリルサンデー (株), 型番401, 型番502) の板にそれぞれ $\phi 3$ mm と $\phi 1.5$ mm の穴を開け、照明径11 mmの遮光筒に密着させることによりガラス面を覆い、遮光筒の先端の測定径を縮小することで行った。なお、この場合の照明径と測定径の直径は等しくなる。

1尾の魚につき連続して計5回の測定を行った ($\phi 11$ mm, 白色板の $\phi 3$ mm と $\phi 1.5$ mm, 黒色板の $\phi 3$ mm と $\phi 1.5$ mm)。測定部位は通常の測定 ($\phi 11$ mm) では、千田・木島 (1994) に従い、鰓蓋の最も近くにある形状の明瞭なマーキングの側線上の部位 (明瞭でない場合は同部位と考えられる位置) とし、縮小測定径を用いた測定では、 $\phi 11$ mm で測定した場合の焦点と思われる場所に測定位置を合わせるようにした。また、縮小測定径を用いた測定では小型魚を測定することを想定し、測定ヘッドの重さで魚体を傷つけないようにするため、通常時とは測定ヘッドの向きを上下逆にし、魚体を色板の下から測定する方法で行った。また、測定ヘッドのずれを防止するため、色板の裏に円形の輪を装着し、この輪の中にヘッドの先端をあわせるようにして測定を行った (Fig. 1)。測定終了後、用いた両色板の明るさを把握するため L 値を10回ずつ測定した。

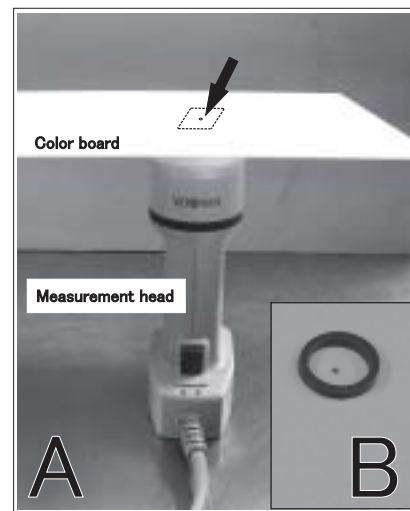


Fig. 1 A) Measurement head of chromameter. The head was turned upside down and a color board, in which $\phi 3$ mm or $\phi 1.5$ mm holes had been made, was placed on the measurement head, and the body color of the fish measured from the lower side through this board, using a normal head of $\phi 11$ mm. A fish was placed on the hole (arrow) to measure the body color. B) The underside of color board within the dotted line. The ring was attached to the board to fix the position of the measurement head.

測定に用いたサクラマス幼魚の平均尾叉長は14.5 cmであった。通常の測定 ($\phi 11$ mm) でのL値は33.16~72.95の範囲であり、平均値 \pm 標準偏差は57.19 \pm 1.21であった。白色の板を遮光材とし $\phi 3$ mmおよび $\phi 1.5$ mmで測定したL値はそれぞれ、87.99 \pm 0.10および92.49 \pm 0.04であり、通常の測定より高いL値を示した。また、黒色の板を遮光材とし $\phi 3$ mmおよび $\phi 1.5$ mmで測定したL値はそれぞれ、27.36 \pm 0.28および22.39 \pm 0.19で通常の測定より低いL値を示した。白色と黒色の色板のL値はそれぞれ、94.46 \pm 0.11および19.46 \pm 0.04であった。通常の測定値と縮小測定径を用いたL値の関係をピアソンの相関係数を用いて検定したところ、白色の板を遮光材として用いた場合の $\phi 3$ mm ($r = 0.49$, $p < 0.01$) と $\phi 1.5$ mm ($r = 0.44$, $p < 0.01$)、および黒色の板を遮光材として用いた場合の $\phi 3$ mm ($r = 0.69$, $p < 0.01$) で相関関係が認められたが、黒色の板を遮光材として用いた場合の $\phi 1.5$ mm ($r = -0.07$, $p > 0.05$) では相関は認められなかった (Fig. 2)。

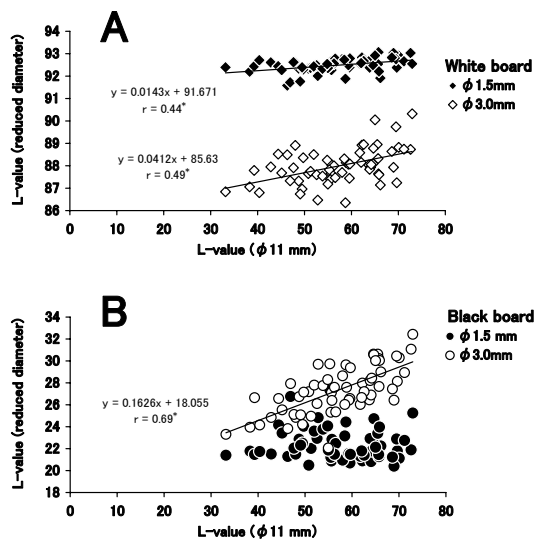


Fig. 2 A) Correlation between L-value of the reduced diameter masked by a white board ($\phi 3$ mm and $\phi 1.5$ mm) and the normal measurement head ($\phi 11$ mm). B) Correlation between L-value of the reduced diameter masked by a black board ($\phi 3$ mm and $\phi 1.5$ mm) and normal measurement head ($\phi 11$ mm). Asterisks on coefficient of correlation denote the significant relationship.

本研究は色彩差計を用いた種苗性評価をよりサイズの小さい魚にも応用することを目的とし、その有効性を確認するための試験である。照明径11 mmの遮光筒をL値が94.46の白色の板と19.46の黒色の板を遮光材として用いて $\phi 3$ mmにしたところ、いずれも通常測定時のL値と相関関係が認められ、照明径11 mmで測定した場合のL値が高いほど $\phi 3$ mmで測定した時のL値も高いという傾向が認められた。L値には単位は無く、0~100までの数値で明度をあらわす性質があるため、たとえL値の絶対値が変わっても通常測定時 (照明径11 mm, 測定径8 mm) のL値と相関があり、体色変化を数値化することができれば、数値の上限値と下限値を把握することで体色変化の定量化が可能となる。また、L値が大きく異なる白色と黒色の色板で相関関係が認められたことは遮光する板の表面が均質であれば、その色に関わらず遮光材として使用できることを示している。さらに、測定ヘッドを通常時とは上下逆で使用してもその姿勢差に関わらず体色評価が可能であることが確認されたことは、測定ヘッドの重さを魚体にかげずに測定できるため、魚を傷つけずに小型魚の体色評価を行うことができると考えられた。

測定径3 mmの測定では黒色の板を遮光材として使用した方が通常測定値との相関係数は高く、元の体色のばらつきをより反映していると考えられた。一方、測定径1.5 mmの測定では黒色の板を遮光材として用いた場合では相関は認められず、白色の板を用いた時のみ相関が認められた。黒色の板を遮光材として用いた $\phi 1.5$ mmでの測定ではL値が22.39 \pm 0.19であり、 $\phi 3$ mmでの測定値 (27.36 \pm 0.28) よりも約5低下しているものの、黒色の板そのもののL値 (19.46 \pm 0.04) よりも高い値を示していた。一般に白色は光を反射し黒色は吸収することが知られており、このことは黒色の板を遮光材とした $\phi 1.5$ mmの測定でも何らかの光を読み取っているものの、魚の色情報 (色差) が少ないため、大部分の光が黒色の遮光材に吸収されてL値の差として検出されないものと推定された。一方、白色の板を遮光材として用いた $\phi 1.5$ mmの測定では有意な相関関係が認められた。測定径1.5 mmではL値が92.49 \pm 0.04と $\phi 3$ mmの測定値 (87.99 \pm 0.10) よりも高かったが、白色の板そのもののL値 (94.46 \pm 0.11) よりも低い値を示していた。このことより、白色の板を遮光材として用いた $\phi 1.5$ mmの測定では魚体の色差を含む何らかの色情報を反射してお

り、それが白色の遮光材によって吸収されずにセンサーまで届くことで、光情報を数値化できるものと考えられた。しかし、 $\phi 3$ mmの測定では黒色の板を遮光材として用いた方が白色の板を用いた場合より相関係数が高かったことは、測定径の大きさによっては余計な反射光を吸収できる黒色の板を用いた方が良いことを示しており、測定径の大きさと遮光材に用いる色の関係については課題が残った。

浮上時のシロザケ稚魚の体長は38 mm前後、体高は体長の12~18%程度であることを考えると(帰山, 1986)、体高は4.5 mm以上となるため、浮上後のシロザケ稚魚の体色評価には黒色の板を遮光材とした測定径3 mmが適していると考えられる。また、測定径1.5 mmが必要とされるさらに小型の魚については白色の遮光材を用いれば体色の客観的評価が行えると考えられた。

最後に本研究を遂行するにあたりコニカミノルタセンシング(株)の萩原孝明氏、岡本貴浩氏、鶴川浩一氏には技術的なアドバイスと有益な助言を多く頂きました。深く感謝申し上げます。

文 献

Ando, D., Kitamura, T., and Mizuno, S. (2005). Quantitative analysis of body silvering during smoltification in masu salmon using chromameter. *North American Journal of Aquaculture*, 67, 160-166.

- 青木秀夫・山形陽一・田中真二(1997). 高品質マダコの生産技術開発に関する研究. 平成8年度三重県水産技術センター事業報告, pp212-214.
- 千田康司・木島明博(1994). 色彩色差計によるサクラマスのスモルト化の定量的測定法について. 水産育種, 20, 55-61.
- Hayashi, S. (1971). Biochemical studies on the skin of fish-II. Seasonal change of purine content of masu salmon from parr to smolt. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 37, 508-512.
- 井口雅陽(2001). 体色によるヒラメ種苗の質の評価. 月刊アクアネット, 湊文社, 東京, 110-113.
- 帰山雅秀(1986). サケ *Oncorhynchus keta* (Walbaum) の初期生活に関する生態学的研究. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 40, 31-92.
- 久保達郎(1974). サクラマス幼魚の相分化と変態の様相. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 28, 9-26.
- 桑田知宣・松田宏典・都竹仁一(2000). 色彩色差計によるアマゴのスモルト化の定量的測定について. 岐阜県水産試験場研究報告, 45, 23-31.
- Nakano, H., Shirahata, S., Yabe, K., Ogawa, Y., and Ito, Y. (1988). Changes in guanine and hypoxanthine contents of skin during early development of chum salmon *Oncorhynchus keta*. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 54, 1253.

(Short paper)
 An Odd Cyprinid Fish *Mylopharyngodon piceus* (Black Carp or Ao-uo) Firstly Recorded in Open Hokkaido Waters.

Kazuaki Naito^{*1} and Teruhiko Awakura^{*2}

Abstract A gravid female black carp *Mylopharyngodon piceus* was captured in the Ishikari River, Hokkaido, Japan. The present paper is the first record on black carp in open Hokkaido waters.

Key words : black carp, ao-uo, *Mylopharyngodon piceus*, first record, introduced fish.

On 8 July 1999 an odd and large cyprinid fish was captured in the lower reaches of the Ishikari River, Hokkaido, Japan (Fig. 1). Capture gear was a set net for smelts and other small fishes. The captured fish is shown in Fig. 2. The morphological data of the fish are shown in Table 1. Counts and measurements followed Masuda et al. (1984), all the fin rays were regarded as soft fin rays.

According to the morphological description in previous studies (Nakamura, 1963, 1969; Berg, 1964; Miyadi et al., 1976; Masuda et al., 1984), the fish was identified as black carp (ao-uo in Japanese) *Mylopharyngodon piceus* (Richardson, 1846), by having the following characters; mouth terminal, no barbells on upper jaw, snout some-

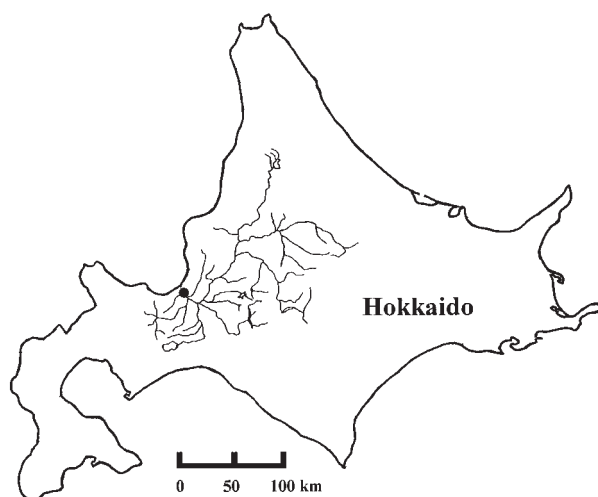


Fig. 1 Map showing the locality of capture and the Ishikari River basin including the branches. Black circle indicates the locality of the capture.

Table 1 Morphological data on captured black carp. Counts and measurements followed Masuda et al. (1984), all the fin rays were regarded as soft fin rays.

Measurements			Counts			Sex	Age
Total length (cm)	Standard length (cm)	Weight (kg)	Pectoral fin rays	Pelvic fin rays	Lateral line scales		
95.0	86.0	11.8	17	9	45	female	over 11 ⁺

^{*1} 北海道立水産孵化場 (Hokkaido Fish Hatchery, Kitakashiwagi 3-373, Eniwa, Hokkaido, 061-1433 Japan)

^{*2} 北開水工コンサルタント札幌支社 (Sapporo branch of Hokkai-suiko Consultant, Tsukisamuhigashi, 2-20-5-10, Toyohira-ku, Sapporo, Hokkaido, 062-0052 Japan)

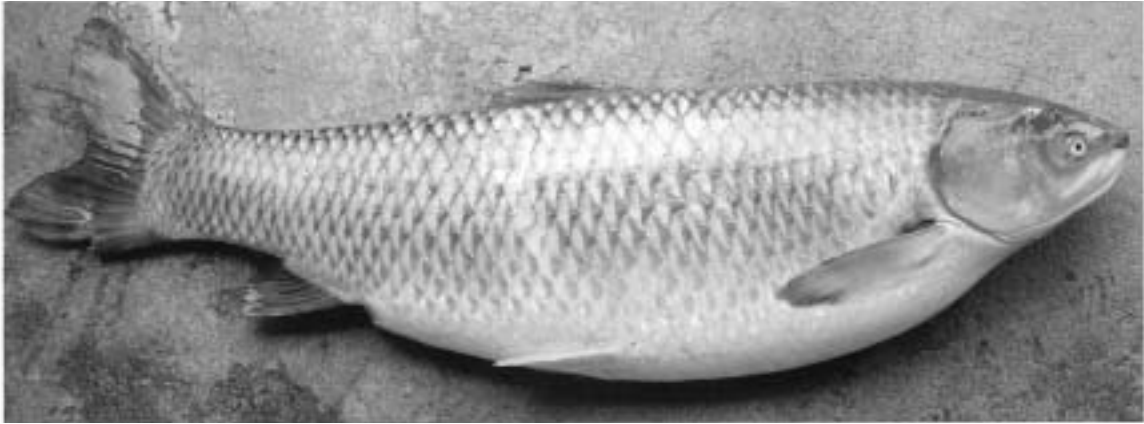


Fig. 2 Captured black carp, *Mylopharyngodon piceus*. 86.0 cm in SL. Considering the injury of the specimen, showing right side.

what pointed, lateral line complete, 17 pectoral rays, 9 pelvic rays and 45 lateral line scales. From the examination by touch to the abdomen, the fish was considered to be gravid female. The age was estimated at over 11⁺ by the examination of the scales, although it was impossible to be absolutely precise. Previously in open Japanese waters, black carp were recorded only in Honshu Island, this paper is the first record in Hokkaido Island.

Prior to the original description of the Richardson (1846), the black carp had already been cultured widely in East Asia, as a member of the Chinese carps so-called “four domestics” (grass carp *Ctenopharyngodon idella*, bighead carp *Hypophthalmichthys nobilis*, silver carp *Hypophthalmichthys molitrix*, and black carp). Of the four domestics, black carp had the widest range, both in terms of temperature tolerance and geographic distribution, the occurrence expanded approximately from 22°N to 51°N in latitude. Unlike grass carp, introductions of black carp were often unintentional, particularly seeming to be the results of “contaminant” in grass carp fry (Niko et al., 2005). The introduction of black carp to Japan and the establishment of self-sustaining population in the Tone River were also seemed to be the typical cases of the above-mentioned (Nakamura, 1969).

To establish a self-sustaining population, black carp is considered to require the large river, such as that in continent. The Tone River, however, is believed to be the smallest river in which black carp successfully reproduces naturally. The Ishikari River, in which firstly recorded the present black carp, is the one of the largest rivers in Japan along with the Tone River (Fig. 1). When solely considering the river size, the Ishikari River may have sufficient size for the reproduction of black carp.

The present record provides important information as follows; namely that the first, black carp may survive over 10 years and mature in the environment of Hokkaido; the second, the potential to establish the self-sustaining population in Hokkaido is suggested.

Preceding the paper, the information about this record had already mentioned briefly in the database web-site of the Hokkaido Government concerning the introduced species, Hokkaido Blue List (Hokkaido Government, 2004, <http://bluelist.hokkaido-ies.go.jp/>, available January 2007).

We gratefully acknowledge Mr. Tsutomu Oka, the president of Oka Suisan, Ishikari, Hokkaido, who firstly found out and distinguished the odd fish. The fish was preserved as the stuffed specimen in his own restaurant.

References

- Berg, L. S. (1964). Freshwater Fishes of the U. S. S. R. and Adjacent Countries, Vol. 2, 4th edn. Israel Program for Scientific Translation, Jerusalem.
- Masuda, H., Amaoka, K., Araga, C., Yoshino, T., and Ueno, T., editors. (1984). The Fishes of the Japanese Archipelago. Tokai University Press, Tokyo.
- Miyadi, D., Kawanabe, H. and Mizuno, N. (1976). Colored Illustration of the Freshwater Fishes of Japan. New edn. Hoikusha Publishing, Osaka. (In Japanese)
- Nakamura, M. (1963). Key to the Freshwater Fishes of Japan Fully Illustrated in Color. Hokuryukan, Tokyo. (In Japanese)
- Nakamura, M. (1969). Cyprinid Fishes of Japan, Studies on The Life History of Cyprinid Fishes of Japan. Special Publications of the Research Institute for Natural Resources No.4, Research Institute for Natural Resources, Tokyo. (In Japanese)
- Niko, L. G., Williams, J. D. and Jelks, H. L. (2005). Black Carp, Biological Synopsis and Risk Assessment of an Introduced Fish. American Fisheries Society Special Publication 32, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Richardson, J. (1846)*. Report XV of the Meeting of the British Association for the Advancement of Science for 1845, Cambridge, London.

和文摘要

北海道で初記録されたアオウオについて

内藤 一明・粟倉 輝彦

北海道石狩川下流域で1個体のアオウオ (*Mylopharyngodon piceus*) が採捕された。本個体は雌で成熟していた。北海道の自然水域でアオウオが採捕されたのは今回が初記録である。

* No direct citation.

略 称 北海道立水産孵化場研報
Abbreviation Sci. Rep. Hokkaido Fish Hatchery

平成 19 年 3 月 31 日 発行
発行所 北海道立水産孵化場
恵庭市北柏木町3丁目373番地
電 話 0123-32-2135
F A X 0123-34-7233
郵便番号 061-1433
発行者 原 高 史
編集者 北海道立水産孵化場出版委員会
印刷所 北海道印刷企画株式会社

投稿規定および原稿の書き方については第60号の巻末をご参照ください

