

CODEN : HSSKAJ
ISSN : 2185-3290

北海道水産試験場研究報告
Sci. Rep.
Hokkaido Fish.Res.Inst.

北海道水産試験場研究報告

第 81 号

SCIENTIFIC REPORTS
OF
HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES
No.81

北海道立総合研究機構水産研究本部
北海道余市町

2012年3月

Hokkaido Research Organization
Fisheries Research Department

Yoichi, Hokkaido, Japan

March,2012

北海道立総合研究機構水産研究本部の水産試験場は次の機関をもって構成されており、北海道水産試験場研究報告は、これらの機関における研究業績を登載したものです。

In addition, the Fisheries Research Department of the Hokkaido Research Organization will now comprise the following seven local Fisheries Research Institutes. The study achievements of these institutes will be published in the “Scientific reports of Hokkaido Fisheries Research Institutes”.

**地方独立行政法人
北海道立総合研究機構
水産研究本部**

(Local Independent Administrative Agency

Hokkaido Research Organization
Fisheries Research Department)

中央水産試験場

(Central Fisheries Research Institute)

046-8555

余市郡余市町浜中町238

(Yoichi,Hokkaido 046-8555,Japan)

函館水産試験場

(Hakodate Fisheries Research Institute)

042-0932

函館市湯川町1-2-66

(Yunokawa,Hakodate,Hokkaido 042-932,Japan)

釧路水産試験場

(Kushiro Fisheries Research Institute)

085-0024

釧路市浜町2-6

(Hama-cho,Kushiro,Hokkaido 085-0024,Japan)

網走水産試験場

(Abashiri Fisheries Research Institute)

099-3119

網走市鱈浦1-1-1

(Masuura,Abashiri,Hokkaido 099-3119,Japan)

稚内水産試験場

(Wakkanai Fisheries Research Institute)

097-0111

稚内市末広4-5-15

(Suehiro,Wakkanai,Hokkaido 097-0001,Japan)

栽培水産試験場

(Mariculture Fisheries Research Institute)

051-0013

室蘭市舟見町1-156-3

(Funami-cho,Muroran,Hokkaido 051-0013,Japan)

さけます・内水面水産試験場

(Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute)

061-1433

恵庭市北柏木町3-373

(Kitakashiwagi-cho,Eniwa,Hokkaido 061-1433,Japan)

北海道水産試験場研究報告

第81号

目 次

三宅博哉

音響学的手法を用いたスケトウダラ北部日本海系群の資源動態評価と
産卵場形成に関する研究（学位論文） 1

河村 博

サクラマス *Oncorhynchus masou masou* のスモルト化に関する生理生態学的研究および
その増殖事業への応用（学位論文） 57

星野 昇

北海道日本海南部海域におけるベニズワイの漁獲管理について 117

宮腰靖之, 高橋昌也, 大熊一正, ト部浩一, 下田和孝, 川村洋司

標識魚の遡上状況からみた北海道尻別川水系内のサクラマスの母川回帰 125

虎尾 充

網走湖におけるワカサギの形態的・生化学的初期発育過程 131

宮腰靖之, ト部浩一, 安藤大成

都市近郊河川で観察されたサケとサクラマスの産卵床密度（短報） 141

下田和孝, 川村洋司

群別川, 毘沙別川および濃昏川におけるサクラマスの産卵床分布（短報） 145

内藤一明

洞爺湖で採捕された巨大なヒメマス（短報） 149

金森 誠, 馬場勝寿, 長谷川夏樹, 西川輝昭

外来種ヨーロッパザラボヤ *Ascidia aspersa* (Müller, 1776) の生物学的特徴と
簡易識別および同定について（技術報告） 151

試験研究業績 <外部刊行物への発表 平成22年度分> 157

(2012年3月)

SCIENTIFIC REPORTS
OF
HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES
No.81
CONTENTS

HIROYA MIYAKE

- Acoustic technique-facilitated research on the evaluation of the population dynamics and formation of spawning ground for northern Japan Sea walleye pollock stock (Doctoral thesis) 1

HIROSHI KAWAMURA

- Ecological and physiological studies on masu salmon *Oncorhynchus masou masou* smoltification and applied technology for masu salmon stock enhancement (Doctoral thesis) 57

NOBORU HOSHINO

- Fishing management of the red snow crab in the sea of Japan off southern Hokkaido 117

**YASUYUKI MIYAKOSHI, MASAYA TAKAHASHI, KAZUMASA OHKUMA, HIROKAZU URABE,
KAZUTAKA SHIMODA, AND HILOSHI KAWAMULA**

- Homing of masu salmon in the tributaries of the Shiribetsu River evaluated by returns of marked fish 125

MITSURU TORAO

- Morphological and biochemical early development of wakasagi based on wild-caught samples from Lake Abashiri, Hokkaido, Japan 131

YASUYUKI MIYAKOSHI, HIROKAZU URABE, AND DAISEI ANDO

- Densities of spawning redds of chum and masu salmon observed in an urban river (Short Paper) 141

KAZUTAKA SHIMODA AND HILOSHI KAWAMULA

- Distribution of masu salmon spawning redds in the Gunbetsu River, Bishabetsu River and Gokibiru River in Hokkaido (Short Paper) 145

KAZUAKI NAITO

- A gigantic lacustrine sockeye salmon *Oncorhynchus nerka* (kokanee or hime-masu) captured in Lake Toya, Hokkaido, Japan. (Short paper) 149

MAKOTO KANAMORI, KATSUHISA BABA, NATSUKI HASEGAWA, AND TERUAKI NISHIKAWA

- Biological characteristics, distinction and identification of *Ascidia aspersa* (Müller, 1776), as an alien ascidian in northern Japan (Technical report) 151

Contribution from the Hokkaido Fisheries Research Institutes:

- Papers Presented in other journals or at scientific meetings in fiscal 2010 157

(March, 2012)

音響学的手法を用いたスケトウダラ北部日本海系群の資源動態評価と産卵場形成に関する研究（学位論文）

三宅博哉

北海道立総合研究機構釧路水産試験場

Acoustic technique-facilitated research on the evaluation of the population dynamics and formation of spawning ground for northern Japan Sea walleye pollock stock (Doctoral thesis)

HIROYA MIYAKE

Hokkaido Research Organization, Kushiro Fisheries Research Institute, *Kushiro, Hokkaido, 085-0024, Japan*

Summary of the thesis

Objectives

Walleye pollock, *Theragra chalcogramma* is an important fishery resource and was specified as a target species by the total allowable catch (TAC) system when the system was implemented in 1996. Since the system conducts quantitative management, acoustic resource assessment: a resource estimation method independent of fishery, gained significant importance.

The walleye pollock around Japan is divided into four stocks. The northern Japan Sea stock, the subject of this research, is caught mainly by the offshore trawl fishery, the gill net and longline fishing in the Japan Sea, Hokkaido. In the gill net and longline fishing, adult walleye pollock approaching shore for spawning are caught between November and March. The catch in this sea area declined from 120,000 t in 1991 to 25,000 t in 2005, with the resource status and recruitment per spawning biomass (RPS) at the lowest level ever.

In recent years, influence of environmental change on fisheries resources has caught attention. There have also been reports that describe negative correlation between surface water temperature in winter and recruitment of the northern Japan Sea walleye pollock stock. However, except for information on spawning season, there is little ecological information available on how walleye pollock is responding to the environmental change.

An environmental change observed in the Japan Sea is an increase in the number of years in which there have been strong Tsushima Warm Currents, whose surface layer flow to the north, since 1988. It is now clear that the coastal water of Hokkaido

has a warming trend according to the data over 100 years.

On the other hand, the distribution of walleye pollock with water temperature shows that walleye pollock are sometimes caught in the water at 12°C when they are feeding, while they are distributed in water with temperature as low as 0.5°C in their spawning season. The optimum water temperature for the eggs to hatch is 2 - 7°C. The hatchability decreases at water temperature higher than 10°C.

In order to properly manage the stock of walleye pollock, which is declining significantly, it is necessary to accurately evaluate the resource volume and to immediately clarify the influence of environmental change on the resource. Therefore, this research aimed to compare the virtual population analysis (VPA) estimates of walleye pollock with its biomass obtained in the acoustic resource survey, and to clarify the influence of water temperature on the spawning ground formation, which is the first step in the reproduction process of walleye pollock, by analyzing the distribution and the water temperature information obtained from the acoustic resource survey.

Materials and Methods

Acoustic resource surveys were conducted in the Japan Sea, Hokkaido during September - October period between 1996 and 2007. The survey used the research vessel *Hokuyo Maru* (237t) throughout the survey period, with *Kinsei Maru* (151t) accompanying as well from 2001 onward. An echosounder EK500 or EK60 (Simrad) was used for recording acoustic data. The frequency and pulse duration used in the echosounders

were 38 kHz and 1 ms, respectively. Before starting the survey, the echosounders were calibrated as much as possible using a calibration sphere (60 mm diameter, copper sphere).

To examine the reliability of the recorded acoustic data, calibration records of the echosounders were analyzed and inter-vessel calibration was performed between Hokuyo Maru and Kinsei Maru. Also, the effects of three types of removal processing for background noise using EchoView were evaluated. Afterward, biomass of spawning adult walleye pollock calculated by applying the correction factor from this study was compared with resources estimate calculated by VPA.

Also the vertical distribution of water temperature at the two fixed points (Iwanai Bay and off Hiyama) was compared with the depth distribution of walleye pollock obtained from the acoustic resource survey. To verify the obtained relationships, correlation between the catch of coastal fisheries since 1935 and the normalized water temperature calculated from the coastal water temperature data of the Japan Sea, Hokkaido was analyzed. Furthermore, the correlation between the new recruitment since 1981 obtained by VPA and to RPS was analyzed similarly.

Lastly, to confirm the location where the current spawning ground is formed, egg distribution survey was conducted using three research vessels in the coastal Japan Sea in February 2006 and 2007. Eggs were collected by vertical haul with NORPAC or 80R net from 150 m in depth. The Assessment Reports of the Tomari Nuclear Power Plant (Hokkaido, 2006 and 2007) were used to obtain the data of the coastal water in Iwanai Bay.

Results and Discussion

1. Evaluation of acoustic resource survey using echosounder (Chapter 2, 3)

The calibrated values of echosounders in Hokuyo Maru showed an annually declining trend. Of these, the value 25.34 dB in 1998 was found to be abnormally low compared with the values in the years of order. Although the data collected by the echosounders in Kinsei Maru was 0.66 - 1.10 higher than that of Hokuyo Maru, in recent years a high concordance of 0.95-fold or higher has been seen. Background noise removal using the three processing methods gave good concordance (0.8 - 1.2-fold) with the results obtained by manual processing.

The biomass estimated by the acoustic resource survey decreased from 254,000 t in 1999 to 88,000 t in 2007. The biomass had a declining trend throughout the survey period and gave a significant correlation coefficient of $r = 0.886$ when compared with the VPA (except 1996, 1997 and 2002). When the absolute values were compared with the VPA values,

it was in the range of 0.9 - 1.5-fold concordance with a mean value of 1.3-fold, and variation coefficient of the difference was approximately 80%. This research indicated that there is a possibility that the VPA underestimated the fluctuation range of resources due to the error of age determination. However, the highly correlated estimates obtained from two completely different estimation methods indicate the reliability of each method. Reliable resource evaluation was considered possible by complementing the disadvantage of one method with the advantage of the other.

2. Distribution of walleye pollock in spawning migration season and water temperature (Chapter 4)

The center of depth distribution of walleye pollock between 1996 and 2006 was in the range of 385 - 485 m in Iwanai Bay and 375 - 445 m off Hiyama in 1996 - 2006. Diurnal vertical migration of a shoal of walleye pollock was also observed. The water temperature at the center of the distribution was between 0.53 and 0.98°C, with 2005 being the only year in which the temperature exceeded 0.8°C. Furthermore, depth distribution of walleye pollock showed a high correlation of $r^2 = 0.656$, with the water temperature in the layer of 100 m in depth (except 2005). The reason as to why the fish swam in such a low water temperature layer is to reduce the energy loss before spawning.

3. Catches of spawning walleye pollock and coastal water temperature (Chapter 5)

The catches in Shiribeshi Sub-prefecture showed a significantly negative correlation with the normalized water temperature between January - March period and October - December period. Conversely, in Hiyama Sub-prefecture, the catches showed a significantly positive correlation with the water temperature in January and December. The reason as to why the catches declined in Shiribeshi Sub-prefecture, which has high water temperature and located in northern part, is assumed to be because the depth distribution of walleye pollock becomes deeper during the high water temperature years, which causes the spawning shoal going to the spawning ground in Shikotan Peninsula and northward that have relatively shallower sea floor depth to decrease; instead, the spawning shoal went to the ground off Hiyama.

The recruitment per spawning (RPS) of walleye pollock showed significantly negative correlation with water temperature in winter (December to March). Furthermore, the relationship between RPS and water temperature appeared to be divided into two phases: low water temperature-high RPS years and high

water temperature-low RPS years.

4. Change in location of the spawning ground for the northern Japan Sea stock (Chapter 6)

There is indication that the spawning ground of walleye pollock off western Hokkaido in the northern part of the Sea of Japan has disappeared. This is inferred from recent reduction in the fish catch by the coastal fisheries, which capture spawning adults. In the present research, the distribution of the walleye pollock eggs was investigated over the western Hokkaido, Sea of Japan in February 2006 and 2007. In Ishikari Bay, Stage1 eggs' maximum density was actually small: 4 individuals/m², and the eggs were not collected in Soya and Rumoi region. However, in the southward from Shakotan Peninsula, Stage1 eggs' maximum density was 19,350 individuals/m² in Iwanai Bay, and 1,574 individuals/m² in Hiyama region. These suggest that Iwanai Bay and Hiyama region (off Otobe) was the major spawning ground, and Ishikari Bay was a minor one. However, there was no spawning ground in Soya and Rumoi region recently. Ishikari Bay has many eggs transported but has few eggs produced. We assume that some eggs spawned off Otobe, Hiyama region, would be transported northward, and only a small amount southward, and that the location of the main spawning ground changed after 1980s by comparison with this result and past

knowledge. As a result, the distance between main spawning grounds and nursery area became larger in recent years. Consequently, the eggs could encounter more often high water temperature, which is fatal to the development. It was thought that these didn't allow successful transport of the eggs to the nursery area.

5. Influence of water temperature on the spawning ground formation and the survival in the egg stage (Chapter 7)

The results above indicate that the spawning ground in the area in Ishikari Bay and northward is currently decaying due to the high water temperature in the season of spawning migration (October). The current climate regime is causing the low RPS, and the high and low RPS within this condition could be explained by the water temperature in the spawning season (February) in the area from Iwanai Bay to the coast off Hiyama and by the transport of eggs and larvae. The hatchability is reduced when the surface water temperature increases to 7 to 8°C and higher. The survivability is reduced when the eggs and larvae are not transported to the northern coastal area. In conclusion, in order for eggs to survive successfully, eggs and larvae have to be transported to the wide nursery ground located in Ishikari Bay and northward, while maintaining high hatchability at the same time.

キーワード：温暖化，計量魚群探知機，再生産，産卵場，

資源評価，スケトウダラ，直接法，日本海

目 次

第1章 序論

- 1.1 緒言
- 1.2 スケトウダラの分布と系群
- 1.3 日本海におけるスケトウダラ漁業
- 1.4 漁獲量と資源動向
- 1.5 資源変動要因
- 1.6 日本海の特徴
 - 1.6.1 海底地形
 - 1.6.2 対馬暖流
- 1.7 スケトウダラの生活史と生息水温
- 1.8 本研究の目的
- 1.9 論文の構成

第2章 計量魚群探知機を用いた魚類資源量の直接推定

- 2.1 緒言
- 2.2 原理と理論
- 2.3 北洋丸の計量魚探機の TSgain 経年変化
 - 2.3.1 材料と方法
 - 2.3.2 結果と考察

2.4 船間較正

- 2.4.1 材料と方法
- 2.4.2 結果と考察

2.5 ノイズの除去

- 2.5.1 材料と方法
- 2.5.2 結果と考察

第3章 北部日本海におけるスケトウダラ産卵群の音響資源調査

- 3.1 緒言
- 3.2 材料と方法
 - 3.2.1 音響資源調査設計
 - 3.2.2 現存量推定
- 3.3 結果
 - 3.3.1 スケトウダラ魚群のトロール調査
 - 3.3.2 音響散乱強度 (NASC) の分布
 - 3.3.3 音響資源調査によるスケトウダラ産卵群の現存量推定

3.4 考察

第4章 スケトウダラ北部日本海系群の産卵回遊期の分布

と水温	
4.1 緒言	
4.2 材料と方法	
4.3 結果	
4.3.1 鉛直分布の日周変化	3
4.3.2 水温	
4.3.3 分布深度とスケトウダラの分布水温	
4.3.3.1 岩内海域	
4.3.3.2 桧山海域	
4.3.3.3 スケトウダラの分布水温	
4.3.4 水温と分布深度の相関分析	
4.3.5 水温の水平分布	
4.4 考察	
第5章 スケトウダラ北部日本海系群の漁獲量と標準化水温	
5.1 緒言	
5.2 材料と方法	
5.2.1 標準化水温	
5.2.2 スケトウダラ漁獲量と加入量、並びに再生産成功率 (RPS)	
5.3 結果	
5.3.1 水温と漁獲量	
5.3.2 水温と加入量、および RPS の関係	
5.4 考察	
5.4.1 標準化水温の変化とレジームシフト	
5.4.2 産卵場形成に与える水温環境と海底地形の影響	
第6章 スケトウダラ北部日本海系群の産卵場の変化	
6.1 緒言	
6.2 材料と方法	
6.3 結果	
6.3.1 2006年のスケトウダラ卵分布	
6.3.2 2007年のスケトウダラ卵分布	
6.3.3 2006年と2007年の水温	
6.4 考察	
第7章 総合考察	
7.1 音響で推定された現存量の信頼性	
7.2 産卵場形成の条件	
謝辞	
参考文献	
記号一覧	

本論文に用いた記号の一覧を示す。対数は全て常用対数、生物学的パラメタは断り無き場合はスケトウダラに関する値を表す。

4π	: 球の立体角 (ステラジアン)
ABC	: 生物学的漁獲許容量
BW	: 体重
\overline{BW}_k	: k 番目の調査線に用いる平均体重
$C_{a,y}$: a 歳, y 年度の漁獲尾数
E_{jk}	: k 番目の調査線の j 番目の 1nmi ごとに計算した NASC
F	: 漁獲死亡係数
$F_{a,y}$: a 歳, y 年度の漁獲死亡係数
F_t	: ターミナル F , 最高齢の漁獲死亡係数
$F_{t,y}$: y 年度の F_t
FL	: 尾叉長
M	: 自然死亡係数
$N_{a,y}$: a 歳, y 年度の資源尾数
NASC (s_A)	: 面積散乱係数, NASC = $4\pi \times 1852^2 \times sa$
nmi	: 海里の単位 (1nmi = 1852m)
ping	: 超音波信号 (を送ること)
r_0	: 基準距離, 通常は 1m
RMS	: 二乗平均平方根
RPS	: Recruit Per Spawning, 再生産成功率
ρ_A	: 積分範囲面積 A の分布密度
ρ_V	: 積分範囲体積 V の分布密度
SA	: 面積後方散乱強度, $SA = 10 \log sa$
sa	: 面積後方散乱係数, $sa = 10^{\frac{SV}{10}} \times T$
Sk	: k 番目の調査線と隣の調査線との平均間隔
SSB	: Spawning Stock Biomass, 産卵親魚重量
SSL	: Sound Scattering Layer, 音響散乱層
SST	: Sea Surface Temperature, 表面海水温
SV	: 体積後方散乱強度, $SV = 10 \log sv = 10 \log (\rho_V \sigma_{bs})$
sv	: 体積後方散乱係数
SVgain	: 計量魚群探知機 Simrad EK500 で SV を計算するための補正值
σ	: 散乱断面積, $\sigma = 4\pi\sigma_{bs}$
σ_{bs}	: 後方散乱断面積, $\sigma_{bs} = \sigma / 4\pi = 10^{\frac{TS}{10}}$
$\bar{\sigma}_k$: k 番目の調査線に用いる平均散乱断面積
T	: 積分層の平均厚さ
TAC	: Total Allowable Catch, 総漁獲可能量
TS	: ターゲットストレングス, $TS = 10 \log \frac{\sigma_{bs}}{r_0}$
TScm	: 全長を 1cm で基準化した TS
TSgain	: 計量魚群探知機 Simrad EK500 および EK60 で TS を計算するための補正值, EK60 では SV の計算にも用いる
TVG	: Time Varied Gain
VPA	: Virtual Population Analysis

第1章 序論

1. 緒言

スケトウダラ *Theragra chalcogramma* の漁獲量は全世界で680万t (1986年) に達し、国内でも年間50万t (1970～1980年代) を超える非常に重要な漁業対象資源である (西村2006)。しかし、その漁業の歴史はサケ・マス *Oncorhynchus* 属やマダラ *Gadus macrocephalus*、ニシン *Clupea pallasii* などに比べて新しく (前田ほか, 1993)、北海道では岩内や桧山海域で1901年頃から始められた (辻, 1978)。スケトウダラの国内での研究の歴史はさらに新しく、本格的な調査研究は1950年以降になってからであった (前田ほか, 1993)。その後、1960年に完成された冷凍すり身技術 (西谷ほか, 1960) によってスケトウダラの産業的価値も高まり、漁獲量の増加とともに1970～1980年代には年齢と成長 (Nishimura and Yamada, 1984)、系群構造 (辻, 1978)、時空間的分布 (田中, 1970)、漁場形成 (前田ほか, 1976) や繁殖生態 (桜井, 1993) など多くの成果が報告された。

一方、1980年代にはベーリング海のスケトウダラ資源評価に音響手法が導入されたが (Traynor and Nelson, 1985)、国内においては漁獲統計が整備されていたことから、CPUEによる分析やVPA (Virtual Population Analysis) が主流であった (Tsuiji, 1990)。

1996年に日本も国連海洋法条約を批准し、我が国の排他的経済水域内の水産資源について適正に管理する法的な根拠が示された。現在、重要水産資源についてはすでに漁獲可能量 (TAC: Total Allowable Catch) による管理が実施され (浅野, 2000)、スケトウダラ太平洋系群ではVPAの手法的な限界、例えば最近年の推定値は不確定であることや加入量を予測できないことなど、を補う形で音響資源調査が導入されている (本田, 2004)。このように近年、音響手法の重要性が再認識されるとともに、国内研究機関にもスプリットビーム方式の高性能な計量魚群探知機 (以下、計量魚探機と記す) が普及して詳細な魚群分布データが得られるようになった。これらの成果には資源評価に関する研究 (高尾, 1994, 三宅ほか, 2001, 本田, 2004など) の他、分布などに関する研究 (飯田ほか, 1995; Ohshima and Hamatsu, 1996; 志田ほか, 1999; 2008, Miyashita *et al.*, 2004) など多数の報告がある。

1.1 スケトウダラの分布と系群

本種は北太平洋に広く分布するタラ科の1種であり、スケトウダラ同様に産業的に重要なマダラ *Gadus macrocephalus* やコマイ *Eleginops gracilis* の他、ホッキョクダラ *Boreogadus saida*、パシフィックトムコッド

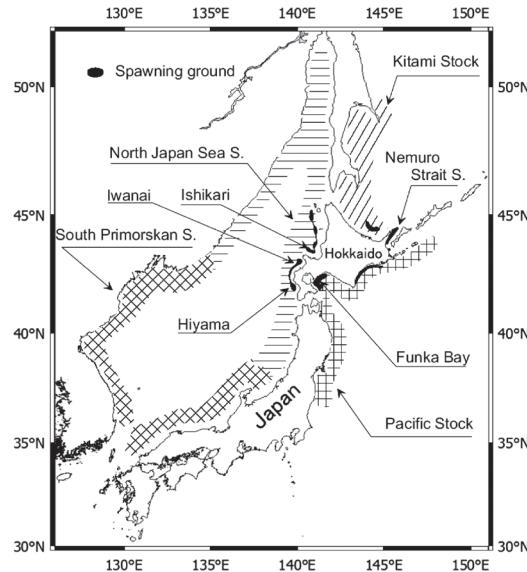


Fig. 1 Walleye pollock stocks around Japan and spawning grounds around Hokkaido (Tanaka, 1970; Tsuiji, 1989; 1990). Shaded area indicates each stock, and black filled patches show the main spawning grounds around Hokkaido.

Microgadus proximus、およびスケトウダラの計5種が分布する (針生1993)。いずれも太平洋の北部に分布する冷水性魚類である。

我が国周辺のスケトウダラは北部日本海系群、北見沖合系群、根室系群および太平洋系群の4つの系群に分けられている (Fig.1, Tsuiji, 1989)。近年、ミトコンドリアDNAやマイクロサテライトDNAでの遺伝的検討がなされたが (Mizuno *et al.*, 2000; Canino *et al.*, 2005)、北海道周辺海域での資源構造の識別は可能とはなっていない (西村, 2006)。

本研究の対象となる北部日本海系群の分布域はアジア大陸からサハリン、北海道西側を経て本州新潟沖に達するが、近年の日本海での漁獲はほとんどが日本によるもので北海道近海からの水揚げが主体となっている (西村, 2006)。

1.2 日本海におけるスケトウダラ漁業

北海道日本海海域のスケトウダラ漁業は1901～1903年頃に岩内や桧山海域ではえ縄を用いて始められた (辻, 1978)。近年は主に沖合底びき網漁業と刺し網、はえ縄漁業で漁獲される。沖合底びき網漁業は6月16日から9月15日の禁漁期間を除く期間に北緯43°30'以北で操業する。刺し網、はえ縄漁業は11月から翌年3月、産卵のために沿岸域に来遊する親魚を漁獲する。刺し網漁業は沿岸各地で行われ、石狩湾に面する後志支庁沿岸から寿都湾にかけて漁獲量が多い。はえ縄漁業は岩内湾と桧山沿

岸域のみで行われている。

1.3 漁獲量と資源動向

北海道立水産試験場の評価によると、4つの系群の中で太平洋系群を除く3つの系群の資源状態は低水準にあると診断されている（北海道立中央水産試験場資源管理部, 2007）。北海道日本海におけるスケトウダラ漁獲量は、1991年の12万tを最高に2005年には2万5千tまで減少している（本間ほか, 2007）。VPAの結果でも、産卵親魚の減少とともに再生産成功率（RPS: Recruit Per Spawning）が低下し、資源回復のためには5～6割の漁獲努力量削減が必要と報告されている（Yamaguchi and Matsuishi, 2008；本田・八吹, 2008）。

1.4 資源変動要因

これまで、水産資源減少の原因には乱獲を指摘する報告が多かったが、レジームシフトが広く認知されて環境変動による影響が注目されるようになった（川崎, 2008）。ベーリング海ではボトムアップコントロール、トップダウンコントロールなどの概念で資源動態が整理されており（Hunt and McKinnell, 2006など）、我が国でも環境変動に応答するスケトウダラ太平洋系群の概念モデルが提案されている（Shida *et al.*, 2007）。日本海スケトウダラにおいても、環境変化、特に表面水温との相関関係が幾つか報告されているが（吳ほか, 2002；三宅・田中, 2006；Funamoto, 2007など）、水温がどのようにスケトウダラに作用し、スケトウダラがどのように応答するのか、卵期（Hamai *et al.*, 1971；中谷・前田, 1984）を除けば生態的な報告は少ない。

次節では北部日本海系群の器である日本海の特徴について概観し、その後、スケトウダラの生活史を述べる。

1.5 日本海の特徴

1.5.1 海底地形

我が国では、16道府県が接している日本海は面積101万km²で、オホーツク海や東シナ海に比べて少し小さいが、それらに比べて非常に深く、平均深度は135m、最大深度は3,796mである（Fig. 2）。しかし、日本海と隣接する海洋とをつなぐ4つの海峡（間宮海峡、宗谷海峡、津軽海峡および対馬海峡）は狭くて浅いため、日本海はお椀のような閉鎖性の強い海となっている。間宮海峡は最狭部の幅8km、最深部の水深12mで、宗谷海峡の最深部は55m、津軽海峡、対馬海峡の最深部は140mしかない（田中, 1996）。

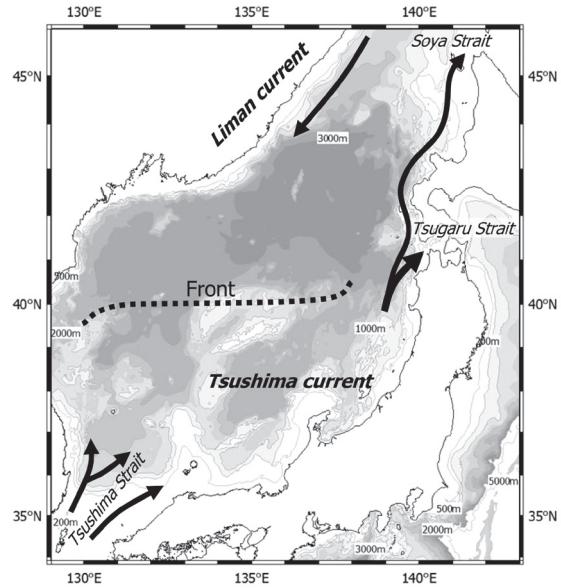


Fig. 2 Bathymetry and ocean currents in the Sea of Japan. Gray shaded area shows the bathymetry, defined with 200, 500, 1000, 2000, 3000, 4000, 5000m isobath; darker color indicates deeper sea bottom depth. Black arrows are the major ocean currents. Dotted line indicates approximate location of front where these currents meet.

1.5.2 対馬暖流

日本海を南から北へ流れる対馬暖流は、東シナ海で形成された黒潮水と沿岸水の混合水が対馬海峡を通って日本海に流入する。その後、日本海南部の表層200～300m以浅に広がり、津軽海峡および宗谷海峡から流出する。南部海域に広がった対馬暖流域内には5～7個の暖水渦が移動・停滞を繰り返す複雑な流路パターンを示すが、津軽海峡南西では安定した北上流がある（磯田ほか, 1998, Fig. 2）。

この表層の下には日本海固有水という冷たい水が存在している。1°C以下の低温水は太平洋では水深5000～6000mでなければ存在しないのに対し、日本海では水深200mで普通に見られる（田中, 1996）。

北海道南西岸の傾圧流は8月に最も強く、10月には流量低下し、水深300～600mでは10月と12月は僅かに南下流となる。流量の経年変動は5～6年周期で長期的には減少傾向にあるが（中多・田中, 2002），沿岸水温の100年以上におよぶ時系列によると明瞭な温暖化傾向が認められる（田中, 2002）。

また、気象庁は水深100mの水温が10°C以上の海域の面積を対馬暖流勢力の指標として用いている。それによると、近年では1984年が非常に弱い年であったが、1988年以降、平年より勢力の強い年が多くなっている（気象庁, 2008）。こうした傾向の中で、2005, 2006年と2年

続けて弱い年となっている点が注目される。

1.6 スケトウダラの生活史と生息水温

スケトウダラの北太平洋での分布適水温は2～5℃と言われているが（バッカラほか, 1990），生活段階で適応する水温は大きく異なる。日本海では10月（産卵回遊期）には水温0.5℃に分布する（Maeda *et al.*, 1989）。北部日本海系群の産卵期は12月から3月であり（田中, 1970；前田ほか, 1988），産卵期のスケトウダラ分布水温は日本海桧山沖では2～5℃，噴火湾2.5～4℃，根室海峡2～5℃，アリューシャン海盆地では3.5～4℃，ベーリング海で-1.8～6.0℃と同じような水温帯に分布することが知られている（志田, 2001）。しかし，索餌期には日本海で12℃での漁獲記録もあり（石垣, 1960），また，秋期の当歳魚は太平洋道東沿岸では6～16℃と広い水温範囲に分布する（Miyake *et al.*, 1996）。

ところが稚魚や成魚と異なり，スケトウダラ卵のふ化適水温は2～7℃であり，10℃以上になるとふ化率は大きく低下することから（中谷・前田, 1984），産卵期の水温は，再生産に重大な影響を与えていていることが想定される。

現在，日本海北海道西岸で確認されている産卵場は石狩湾，岩内湾，桧山沖の3カ所だけである（三宅ほか, 2008）。ここで産出された卵は対馬暖流により大部分は北の方へ輸送されながらふ化し，仔稚魚は石狩湾からオホーツク海沿岸に至る広い海域の表層に分布する（金丸, 1989；夏目・佐々木, 1995；板谷ほか, 2008）。日本海に留まった稚魚は雄冬岬沖から礼文島周辺海域に至る大陸棚上の海域で底層生活に移行すると考えられている（佐々木・夏目, 1990）。

底層生活に移行した後は，季節・日周的な鉛直移動を繰り返しながら武藏堆海域にも分布を広げて成長する（佐々木・夏目, 1990）。3～5歳になり性成熟した個体は9～11月に産卵場へと移動回遊する。産卵後の成魚は岩内湾では北上するが（田中, 1970），桧山海域では沖合や南へ移動する（前田ほか, 1989）。産卵後の4～6月には，表層の12℃近くまで分布範囲を広げる（石垣, 1960）。

これらの報告から，日本海のスケトウダラはベーリング海や道東太平洋に比較して，産卵回遊期には低水温，索餌期には高水温にも適応していると推察される。

1.7 本研究の目的

資源低下の著しいスケトウダラ北部日本海系群を適切に管理するためには，資源量を正確に評価し，環境変動が資源変動に与える影響を早急に明らかにする必要がある。従って，本研究では音響資源調査による産卵親魚の

現存量を推定し，VPA推定値との比較を行う。また，音響資源調査で得られたスケトウダラ分布情報と水温情報を分析して，再生産過程の最初の段階である産卵場形成に係わる水温の影響を解明する。

1.8 論文の構成

本章では，これまでスケトウダラ漁業と研究の背景，および生息環境としての日本海の特徴を述べ，次にスケトウダラの一般的な生息条件と日本海北部系群の生活史をレビューした。第2章では，本研究で用いた計量魚探機の計測器としての特性と音響資源調査の理論について述べ，3章では音響資源調査によりスケトウダラの現存量を推定し，その信頼性を論議する。第4章では，音響資源調査とCTD観測で得られたスケトウダラ分布深度と水温の関係について詳細な分析を行い，第5章では漁獲量と水温の関係を50年スケールで検討する。第6章では，スケトウダラ卵の分布状況から現状の産卵場の形成場所を考察する。第7章では音響調査で得られた知見を基に，日本海スケトウダラの産卵場形成と卵から仔魚の生き残りについて考察し，この間の生残概念モデルを提案する。

第2章 計量魚群探知機を用いた魚類資源量の直接推定

2.1 緒言

TAC制度が施行されて以来，直接法による資源量推定の必要性が高まったことは第1章で述べた。直接法には，調査船調査を基にした解析手法と，目視観察による方法などがあり（原, 2000），漁業情報を利用しない推定法の総称である。それらの直接法の中でも音響資源調査は，その迅速性とデータ密度の高さから近年急速に普及してきた。特に計量魚探機はノルウェーのニシン *Clupea pallasii*，やベーリング海のスケトウダラなどのように単一魚種として中底層に均一に分布する魚群に適した方法である（宮野鼻, 2000）。

我が国における計量魚探機を用いた資源調査の先駆的な例として，1980年にサンマ *Cololabis saira* など浮魚類のクイックアセスメント事業が実施されている。当時は科学魚探と呼ばれ，資源評価担当者はサンマの餌となるプランクトンの鉛直移動の様子を報告している（谷野, 1981）。

また，周波数特性の違いを利用した動物プランクトンの現存量推定（飯田ほか, 1999；Miyashita *et al.*, 2004）や，漁獲対象種ではないキュウリエソ現存量を推定し，レジームシフトのモニタリングに応用した例もある（藤野, 2006）。

ただし，計量魚探機の課題として海面や海底によるマ

スキング現象が上げられる。これらは海面や海底付近(音波パルス長の1/2以内)にあるものは海面や海底と分離できない現象であり、この範囲を音響的なデッドゾーンと呼ぶ (Johannesson and Mitson, 1983)。現在ではこの問題を解決するため計量スキヤニングソナーの実用化が進められている (飯田, 2007)。スケトウダラの資源量調査においても魚群分布が海底に接する場合には現存量の過小推定となる可能性がある (安部ほか, 1999)。

2.2 原理と理論

魚群探知機は超音波を水中にパルス波 (例えば 1 ms : 千分の 1 秒, パルス長は約1.5m) として発射し, 魚群から戻る音の強さを電気信号に変換して可視化する装置である。音の強さは水中で波面拡散 (拡散減衰) や吸収損失 (吸収減衰) により減衰するので, 音の強さを定量化するためには発射してから戻るまでの時間に応じて受信した音の強さを補正する必要がある。この補正をTVG (Time Varied Gain) と言い, 計量魚探機には必要不可欠なものである。この補正を加えた後の受波音響エネルギーは魚群密度に比例することから, エコーを積算することで魚群の音響散乱強度が得られる。魚群量と音響散乱強度の間の比例定数を求めるこにより, 音響散乱強度から魚群量を計算することができる。この比例定数を求めるには, 対象魚 1 個体当たりの標的強度ならびに計量魚探機の音響的特性などの総合的な較正が必要である。この較正法として, 送信系, 受信系を総合的に較正できることから, 銅球などの標準球を用いた較正法が一般的となっている (Foote, 1983)。受波器の感度などを調査前に較正することで, 計量魚探機の精度を保持することが可能である。

較正された計量魚探機から出力される面積後方散乱係数 sa は, 単位面積当たりの魚群密度 ρ_A に比例する。

$$sa = \bar{\sigma}_{bs} \rho_A \quad \dots \dots \dots \dots \dots \dots \quad (2.1)$$

ここで, $\bar{\sigma}_{bs}$ は魚 1 個体の平均後方散乱断面積を表す。ところで σ_{bs} はデシベル表現のターゲットストレンジス (TS) と以下の関係がある。

$$TS = 10 \log \sigma_{bs} \quad \dots \dots \dots \dots \dots \dots \quad (2.2)$$

よって,

$$\sigma_{bs} = 10^{\frac{TS}{10}} \quad \dots \dots \dots \dots \dots \dots \quad (2.3)$$

後方散乱断面積 σ_{bs} は次元を考慮すると体長の 2 乗に比例する。従って, 比例定数を b とすると,

$$\sigma_{bs} = bFL^2 \quad \dots \dots \dots \dots \dots \dots \quad (2.4)$$

となり, 両辺を対数変換し (2.3) 式を代入すると,

$$TS = 20 \log FL + b \quad \dots \dots \dots \dots \dots \dots \quad (2.5)$$

となる。この式の b を TS_{cm} に書き換えると次式になる。

$$TS = 20 \log FL + TS_{cm} \quad \dots \dots \dots \dots \dots \dots \quad (2.6)$$

ここで, FL は魚の尾叉長 (cm), TS_{cm} は基準化 TS を示す。この TS_{cm} は有鰓魚では一般に -66dB を用いる (Foote and Traynor, 1988)。

したがって, FL の平均値が求められれば $\bar{\sigma}_{bs}$ が分かるので魚群密度 ρ_A が求められる。よって海域内の魚群量 B は, 平均体重 \bar{BW} , 海域面積 A および ρ_A の積で表される。

$$B = \bar{BW} \rho_A \quad \dots \dots \dots \dots \dots \dots \quad (2.7)$$

このように, 正確に較正された計量魚探機で測定した面積後方散乱係数から魚群量を求めることが可能であるが, 平均尾叉長, 平均体重および TS_{cm} によってそこから計算される現存量推定値は大きく偏る可能性がある。それを避けるためには, 充分な回数のトロール調査を行い, 偏りのない平均尾叉長, 平均体重を求める必要がある。また, TS_{cm} はスケトウダラ調査では一般に -66dB を用いているが, 有鰓魚の TS は深度の増加に伴って小さくなることが知られている (Mukai and Foote, 1997)。また, スケトウダラ若齢魚では TS_{cm} が上記の値よりも数dB 小さいことが報告されている (Sadayasu *et al.*, 2006)。尾叉長 40cm のスケトウダラ成魚の場合, TS が 1dB 大きくなると分布密度は 26% も少なくなることから, より正確な現存量推定のためにはさらに詳細な TS の検討が必要である。

音響資源調査による現存量推定法の誤差は系統誤差と確率誤差に分けられ, 上に述べた誤差は系統誤差に分類される。系統誤差は測定および推定の過程をたどって補正することができる (Johannesson and Mitson, 1983)。一方, 確率誤差は再現性がないが, 統計的誤差理論で理解される。調査線密度の検討や空間統計学を応用することにより, 精度を評価できる。系統誤差と確率誤差はそれぞれ正確度と精度に影響を与える。

本研究の調査に用いた試験調査船北洋丸 (237t) は, 1995 年の新造時にシムラッド社の EK500 が装備され,

2007年まで12年間にわたり標準球較正を行ってきた。送受波器（トランスデューサー）の利得（gain）の経年変化を明らかにすることで、蓄積されたデータの評価と補正が可能になる。

また、2001年には金星丸（151t）が代船建造されたのに伴い、調査期間をより短縮するために2隻の試験調査船を用いて海域を分担して調査に当たることとした。調査前には各船で標準球較正を行っているが、較正実施地点や2隻の船型も異なることから、船間差や各調査船の特徴を明らかにする必要がある（本田、2004）。そのために本研究では船間較正を行った。しかし、毎回実施することは困難であったことから、重複した調査線を設定し、簡易的な比較も行った。

一方、200t前後の小型試験調査船による音響資源調査では如何に注意深く調査を計画しても、気象などの影響で雑音や泡切れ（気泡）は避けられない。気泡減衰はトランスデューサーの深度が大きく影響し、トランスデューサー深度が深いほど影響を受けにくい（Johannesson and Mitson, 1983）。北洋丸のトランスデューサー深度はおよそ3.5mであり、経験的に風速10m/s以上になると泡切れが頻繁に出現するようになり、音響資源調査は困難となる。気泡減衰や泡切れは資源の過小評価の原因となるが、泡切れは下方には縦線状の音響ノイズを伴うことも多く、この様なノイズは過大評価の原因となる。しかし、こうした雑音の混入したデータであっても、本研究のような広域資源調査では二度と入手不能で貴重なデータであるから、可能な限り活用すべきである。本章の三番目として、そのような音響データから後処理ソフトウェアによってノイズを取り除く方法を検討した。

なお、本研究では面積散乱係数としてNASC（Nautical Area Scattering Coefficient : m^2/nmi^2 ）を用いた。これはシムラッドの S_A と等価であり、下記のように定義される。

$$NASC = 4 \pi \times 1852^2 \times sa \quad \dots \dots \dots \quad (2.8)$$

$$sa = 10^{\frac{SV}{10}} \times T \quad \dots \dots \dots \quad (2.9)$$

ここで、

4π = 球の立体角（ステラジアン）

1852 = 1nmi のメートル数（m/nmi）

SV = 体積後方散乱強度（dB re 1 m^2/m^3 ）

T = 積分層の平均厚さ

sa = 面積後方散乱係数；Area Backscattering

Coefficient (m^2/m^2)

2.3 北洋丸の計量魚探機のTSgain 経年変化

2.3.1 材料と方法

音響調査の前に原則として標準球（直径60mm銅球）による較正（Simrad, 1993, 飯田ほか, 1997）を利尻島鶴泊港、宗谷湾および函館港の水深40～50m地点で実施した。なお、1998年以降は全て鶴泊港で実施した。北洋丸の計量魚探機は周波数38kHzと120kHzを装備しているが、本研究では第3章の現存量推定に用いた38kHzのデータのみを扱った。このトランスデューサーのビーム幅は6.8°であり、パルス長は1 msとした。また、北洋丸の送受信機および積分装置は1995年から2003年まではEK500を、2004年から2007年まではEK60を使用した。EK500ではTSおよびSVを計算するために、TSgainとSVgainをそれぞれ求める必要がある。SVgainの較正には100ping程度の安定した標準球エコーが必要である。その点、EK60の場合はTSgainを用いてSVを計算するため、較正にSVgainは不要となった。このことから、12年間を通してのトランスデューサー利得（感度）の経年変化を調べるに当たりTSgainを指標として用いた。

2.3.2 結果と考察

Fig. 3 に北洋丸のTSgainとSVgainを示した。較正で得られた値（Calibrated）と実際に調査に用いた値（New）を示した。TSgainの変化を見ると、全体的に低下傾向を示し、1995年には27.30dBであったのが2002年に26.4dB前後となり、さらに2004年には25.7dBまで落ちて、その後は25.7dB前後で安定していた。このように北洋丸に装備されているトランスデューサーはこれまでに2回のTSgainの低下が認められた。1997年はその後の調査によりミネフジツボ *Balanus rostratus* がgain低下とノイズの原因であることが判明した（三宅, 2002）。

較正値（Calibrated）と採用値（New）が一致しない場合があるが、これはそのときの較正値の二乗平均平方根（以下、RMSと記す）が0.4を超えて信頼性が低い場合であり、そうしたときには直近の較正値を用いたためである。なお、ここに示したのは本研究が実施された各年9～10月調査の較正結果のみである。

北洋丸では2003年まではEK500を使用しており、この機種では魚群積分にはSVgainを補正値として用いる。そこで、積分値の信頼性を評価するために北洋丸のSVgainの変化を見ると、1997年にSVgainが25.80dBと低い値となっていたが、較正値は不採用とされた。ところが、1998年はSVgainが25.34dBと非常に低い値であったが、その値が採用されて調査が実施された。

次に、2001年から調査を行った金星丸のTSgainを合わせてFig. 4に示した。金星丸は26.00～26.50dBで推移し

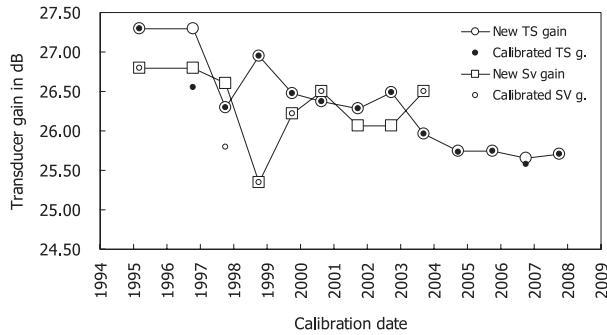


Fig. 3 Change of the transducer gains of EK500 from 1995 to 2003, and EK60 from 2004 to 2007 on R/V Hokuyo Maru. The “new” values were used in our surveys.

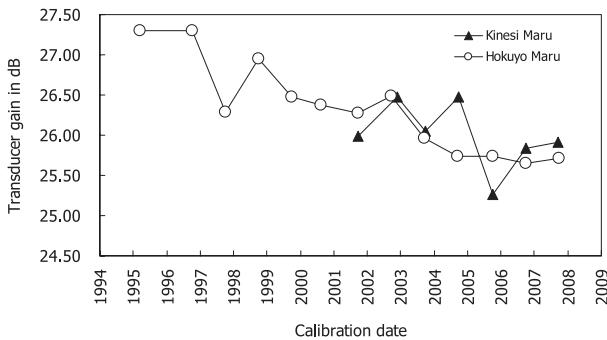


Fig. 4 Change of the transducer gains (TSgain) in the surveys with EK60 / EK500 on R/V Kinsei Maru (black filled triangles) and R/V Hokuyo Maru (open circles).

ていたが、2005年のみ25.25dBまで低下していた。この年は調査終了後ダイバーによる観察により、トランステューサーにミネフジツボが付着していたことが確認された。

以上の標準球較正値の経年変化から、北洋丸のトランステューサーの感度レベルが1.6dB低下していることが明らかになった。2004年にはトランステューサー以外の船上部分の解析装置をEK500からEK60に変更したので、こうした工事が原因となっている可能性も否定できない。

しかし、2004年以降は積分装置がEK60になったためSVgainの較正が不要になり、利得の較正はTSgainのみとなったことから、較正作業が容易になった。2004年以降は低いながらも較正値が安定しているのは、その様なことも一因であろう。今後、北洋丸を用いた調査で、天候等の理由で事前に較正ができない場合はTSgainを25.7dBに設定すれば大きな誤差にはならないと考えられる。

また、1998年のSVgain (25.34dB) は全体的な変化傾向から外れており、異常に低いことが判明した。このときのTSgain較正値は26.95dBと高い値を保っており、トラン

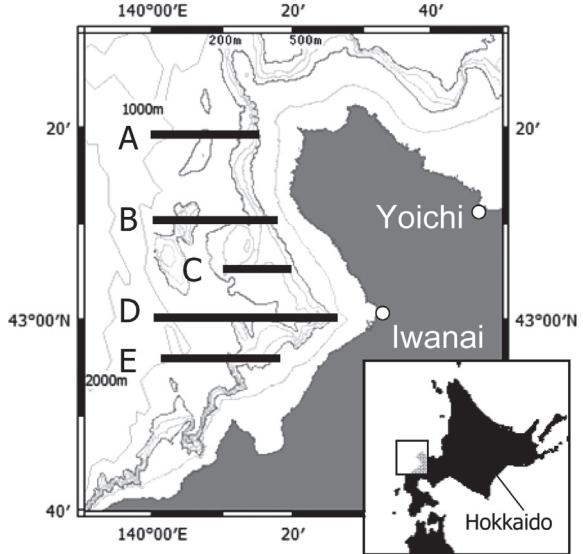


Fig. 5 Transects for intership calibrations between R/V Hokuyo Maru and Kinsei Maru (A,B,D,E) and all R/Vs including R/V Oyashio Maru (C).

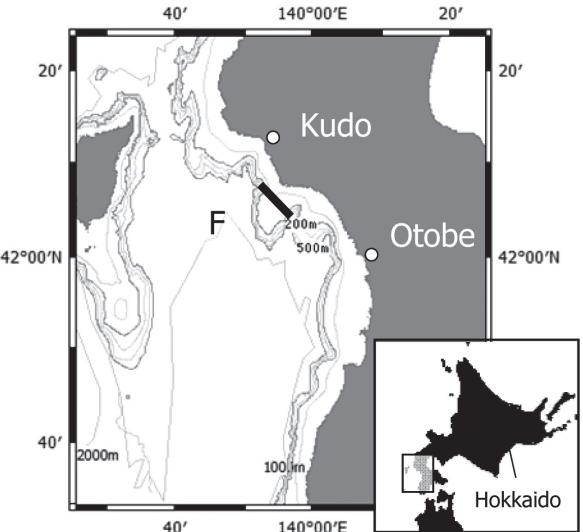


Fig. 6 Location of sea bottom backscattering measurements for analyses with 2001 data.

ンステューサーの感度低下は認められない。前後の年のSVgainの値から判断して、1998年の適正値は26.5dB前後であったと推定される。当時の判断としては、その直近の8月24日に行った標準球較正でも同様に低い値となっていたことから、25.34dBを採用した。しかし、正確なSVgainの較正には一定時間、標準球の位置を正確にトランステューサーの真下に置く必要があるので、海況条件により正確な較正は困難になる。また、調査船の排水なども気泡減衰の原因になるので注意しなければならぬ

い。調査員にそのような経験が不足していた事も較正ミスの一因であろう。したがって、当時の速報に掲載した

積分値は過大推定されていたと考えられることから、第3章では訂正されたSVgainを用いて1998年の積分値を再計算した。

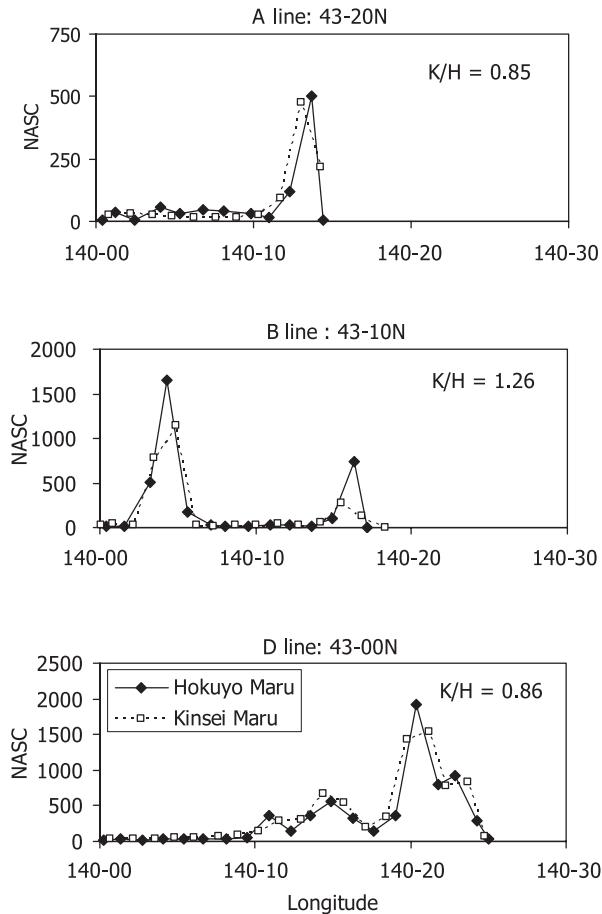


Fig. 7 Comparison of NASC (m^2/nmi^2) recorded for every 1 nmi between on R/V Kinsei Maru and R/V Hokuyo Maru using EK60 in 2007. Black filled squares indicate NASC from Hokuyo Maru, and blank squares indicate it from Kinsei Maru.

2.4 船間較正

2.4.1 材料と方法

試験調査船北洋丸と金星丸の簡易的な船間較正(以後、船間比較)として、2001年以降、毎年2船が重複して調査する調査線(Fig. 5-A, B, D)を設定して、スケトウダラ魚群もしくは海底のNASCの総計を比較した。原則として魚群を利用したが、調査日時が離れた場合や、魚群密度の濃淡が激しく同一の魚群を捉えられていないと判断した場合には海底反射を利用した(青山ほか、1999)。2001年は同一調査線をまったく航走できなかつたので、2001年の金星丸で収録した海底データと2000年の北洋丸の同地点のデータを比較した。これには桧山海域の久遠と乙部の間にある比較的平坦な海底の反射を用いた(Fig. 6)。

それとは別に、試験調査船おやしお丸(179t)を含めた3船の船間較正を、2003年5月7日に北海道日本海の岩内沖においてスケトウダラ魚群を対象として実施した(Fig. 5のC線)。各調査船で用いた周波数は、北洋丸(EK500)と金星丸(EK60)が38kHz、おやしお丸のFQ-70は50kHzとした。調査線は等深線と直角をなすよう東西方向に設定した。音響データ収録時の航走方法は、3船が同一調査線上を1マイル間隔で縦に並んで航走した。航走速度は8ktとし、調査船の順を入れ替えて3往復、計6回の実験を実施した。調査船の航走順は、1往復目(1, 2回目)は、おやしお丸、金星丸、北洋丸の順。2往復目(3, 4回目)は、金星丸、北洋丸、おやしお丸の順。3往復目(5, 6回目)は、北洋丸、おやしお丸、金星丸

Table 1 Comparison between R/V Hokuyo Maru and R/V Kinsei Maru measurements.
The survey lines are shown in Fig. 5 and Fig. 6

Year	Measured NASC (m^2/nmi^2)		K/H	Survey Line	Target
	Hokuyo Maru	Kinsei Maru			
2001	* 5.32×10^6	4.08×10^6	0.77	F	Seabed
2002	1.96×10^3	1.65×10^3	0.84	E	walleye pollock
2003	1.24×10^3	9.97×10^2	0.81	D	walleye pollock
2004	3.68×10^2	2.69×10^2	0.73	B	walleye pollock
2005	2.76×10^6	3.03×10^6	1.10	D	Seabed
2006	1.91×10^2	1.90×10^2	0.99	D	Seabed
2007	3.72×10^3	3.54×10^3	0.95	A, B, D	walleye pollock
Average			0.88		

*NASC in 2000 survey by Hokuyo Maru was used for comparison in 2001.

の順とした。

北洋丸と金星丸は船間較正の前に標準球較正を実施したが、荒天の影響で観測値のRMSが0.4dB以上になつたため、それぞれ直近の較正結果を用いた（北洋丸は2003年4月、金星丸は2003年2月の較正値）。おやしお丸は機器不調のため、日を改め2003年8月に標準球較正を実施した。

得られた各試験調査船の音響データから、スケトウダラの反応を抽出して実験ごとの平均NASCを求めて比較した。

2.4.2 結果と考察

北洋丸と金星丸の2001～2007年までの船間比較結果を、Table 1に示した。金星丸の北洋丸に対する比率は、2005年を除いて0.73～0.99と北洋丸をやや下回った。2005年は、唯一金星丸の方が大きく、1.10となった。各年の値を平均すると0.88とほぼ9割りの一致率であった。2006, 2007年は5%以内の差であり誤差の範囲であった。

船間比較の例として、2007年に岩内沖の3調査線を行った結果をFig. 7に示した。各線ともにNASCの変化傾向や高さも良く一致しており、各調査線におけるNASC総計値の金星丸／北洋丸の比はA, B, Dそれぞれ0.85, 1.26, 0.86となった。3線の総計値の船間比は0.95であった。

次に船間較正の結果をFig. 8とTable 2に示した。1回目では魚群範囲をカバーできていなかったことから解析には用いなかった。0.1nmiごとのNASCの変化傾向は3船とも良く一致しているが、絶対値には差が見られた。特に、おやしお丸では金星丸の2倍以上を示すこともあった。このことは、おやしお丸の周波数が唯一50kHzであり、この周波数特性の差が原因となった可能性もある。1回目を除く全実験の平均NASCで比較すると、おやしお丸：金星丸：北洋丸=1.52:0.66:1となった。

積分値が大きな変動幅を持っている場合は、単純な算術平均を用いるよりも回帰分析によって求めるべきである (Johannesson and Mitson, 1983)。しかし、本研究の海底を対象とした船間比較では、積分値の変動範囲が小さかつたこと、また魚群を対象とした場合は、魚群分布が一様でなく分布密度の低い範囲が多かつたことから、積分値の算術平均の比を求め船間較正に用いた。ちなみに、2007年の船間比較を実施したD線を回帰分析すると、決定係数 $R^2=0.967$ 、傾きは0.831となり、本研究での採用値とほぼ等しい値となった (Fig. 9)。しかし、NASCで1,000 (m^2/nmi^2) 以上のデータが2点しか無いため、95%信頼区間は広く現存量推定に用いるには誤差が大きくなると考えられる。

北洋丸と金星丸の結果についてまとめると、金星丸は北洋丸の0.66～1.10倍であり、金星丸の計測値が北洋丸よりも概して小さい傾向を示していた。これらの比率の変動係数を求める16%であったが、金星丸のトランステューサーにミネフジツボが付着していた2005年を除くと、変動係数は13%となった。これらのことから、金星丸の方がやや小さめの計算値となるが、両船に装備された計量魚探機の算出する音響散乱強度は充分高い推定精度を備えていると考えられる。

全体を通して、金星丸の推定値に小さい傾向が見られた原因は、一般的には標準球較正不良、航走減衰や気泡減衰などが考えられる。しかし、2006, 2007年に実施した船間比較では0.95～0.99という高い一致率が得られたことから、正確な標準球較正を行い航走減衰や気泡減衰の低減に努めることで、2隻の試験調査船は高い精度を保つ調査が可能と考えられる。

また、2003年5月7日に岩内沖で実施した船間較正では金星丸が0.66と、今回解析したデータの中で最も小さい値となった。この船間較正では魚群を音響調査対象として実施しており、スケトウダラ魚群の分布は海底地形や深度に強い影響を受けることから(三宅ほか, 2001), 魚群密度に差があった可能性もある。しかし、6回の繰り返し実験でいずれも金星丸は0.6程度で安定していたこと、2006, 2007年の船間比較では0.95～0.99と高い一致度が得られたことから、各船ともに実験前に標準球較正が実施できなかったことに原因があったと考えられる。

2.5 ノイズの除去

2.5.1 材料と方法

ノイズの除去に関して、EchoView4.30.55のバーチャルエコーグラム機能を利用して3つの処理を実施した。第1処理は表層に見られる泡切れの除去である。泡切れは現存量の過小評価の原因となる。これは20～100m層をpingごとに積分して、ある閾値以下のpingを異常と見なし、元のエコーからそれら異常pingを削除する。第2処理は、過大評価の原因になる縦線上のノイズの除去であり、実際の積分範囲のpingごとの積分値から異常に大きい値のpingを削除する。第3処理は、やはり縦線ノイズの除去が目的で、1～2個前のpingと比較し、ある閾値以上差がある場合にそのpingを削除する。

これらの処理は、Fig. 10に示したフローチャートで設定する。各処理の閾値はエコーを確認しながら変更して適当な値を求める。ノイズの除去状況を確認し、過大な削除を行わないように注意した。第1処理 (level 1) の泡切れを削除する場合、閾値を下げすぎると、反応が小さいpingが削除されて、積分値は過大評価になるおそれ

がある。第2処理 (level 2) では、異常な範囲を下げるほど過小評価につながる。第3処理 (level 3) も同様である。

全調査を通じて、特にノイズの多かった2005年の金星

丸データに第1～3処理を適用してその効果を検証した。また、一部にノイズを含む2007年の金星丸のデータにも第1、2処理を適用し、全体的な変化傾向を調べた。

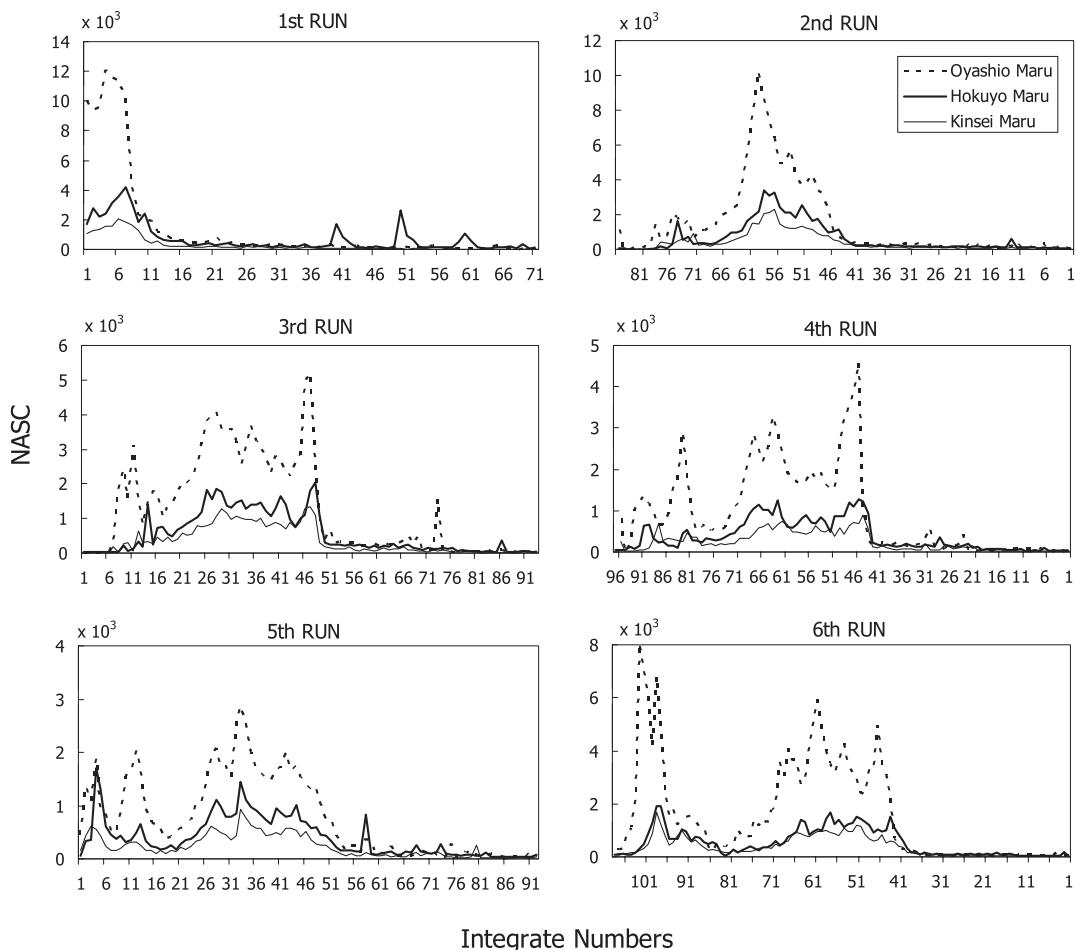


Fig. 8 NASC (m^2/nmi^2) for every 0.1 nmi from 3 research vessels intership calibration on 7 May 2003. Three research vessels, Oyashio Maru, Hokuyo Maru, and Kinsei Maru had different echosounders: Furuno FQ70 (50kHz), Simrad EK500 (38kHz), Simrad EK60 (38kHz), respectively.

Table 2 Mean NASC (m^2/nmi^2) for each runs by 3 research vessels at intership calibration.

RUN	Mean NASC (m^2/nmi^2)			Ratio		
	Oyashio Maru	Kinsei Maru	Hokuyo Maru	Oyashio Maru	Kinsei Maru	Hokuyo Maru
1st	870	294	712	1.22	0.41	1
2nd	935	407	634	1.47	0.64	1
3rd	783	360	545	1.44	0.66	1
4th	597	250	384	1.55	0.65	1
5th	478	235	402	1.19	0.58	1
6th	990	387	528	1.88	0.73	1
Ave. 2-6	757	328	499	1.52	0.66	1

2.5.2 結果と考察

ノイズの除去処理を2005年金星丸データに適用した。Fig. 11(A)に処理前のエコーグラムを、Fig. 11(B)に処理後のエコーグラムを示した。図中の右肩上がりの階段状の斜線は単位積分値(ping, 距離もしくは時間)の累積

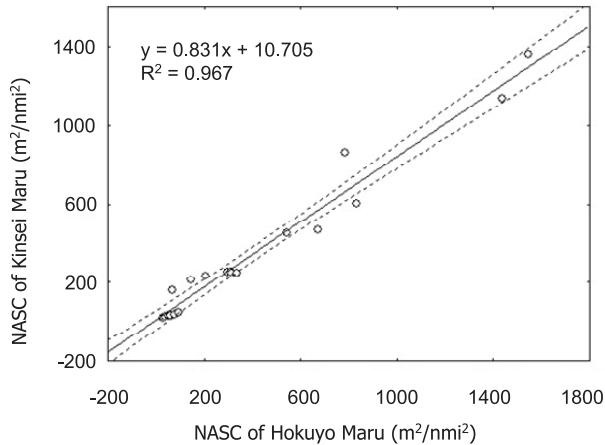


Fig. 9 Linear regression of integrator values (NASC) of Hokuyo Maru and Kinsei Maru of D line in 2007 survey. Dotted lines show the 95% of confidence interval.

値を示している。ノイズが少ない場合は段差の少ないなめらかな曲線になるが、図のようにノイズが多いと累積値がジャンプして積分線は階段状になる。Fig. 11(A)の音響散乱層(SSL)には泡切れ(白い縦線)が多数見られ、また泡切れの下には縦線状の音響ノイズも現れている。一方、泡切れ除去後の下図(B)では泡切れが減少し段差も少なくなっていることが分かる。

次に、第1～3処理の結果を順にFig. 12(B～D)に示した。最上段A図は処理無し、最下段のE図は手作業でノイズを除去したエコーグラムである。この図の積分ラインを見ると、上段から順に縦線ノイズが減少し、積分ラインの段が少なくなっていた。

この結果を積分値で示すと、未処理のエコーグラムに比べてNASCは第1処理で1/2、第2処理では全く変化が無く、第3処理で1/3程度まで減少した。この第3処理の計算値は、マニュアル処理の結果に比べて0.8～1.2倍とほぼ等しい積分値が得られた(Table 3)。

次に、2007年金星丸データに適用してその効果を調べた。ただし、当該年のデータはそれほど縦線ノイズが強くないことから、第2処理までとした。

適用前と後の1nmi当たりのNASCを積分ごとにブ

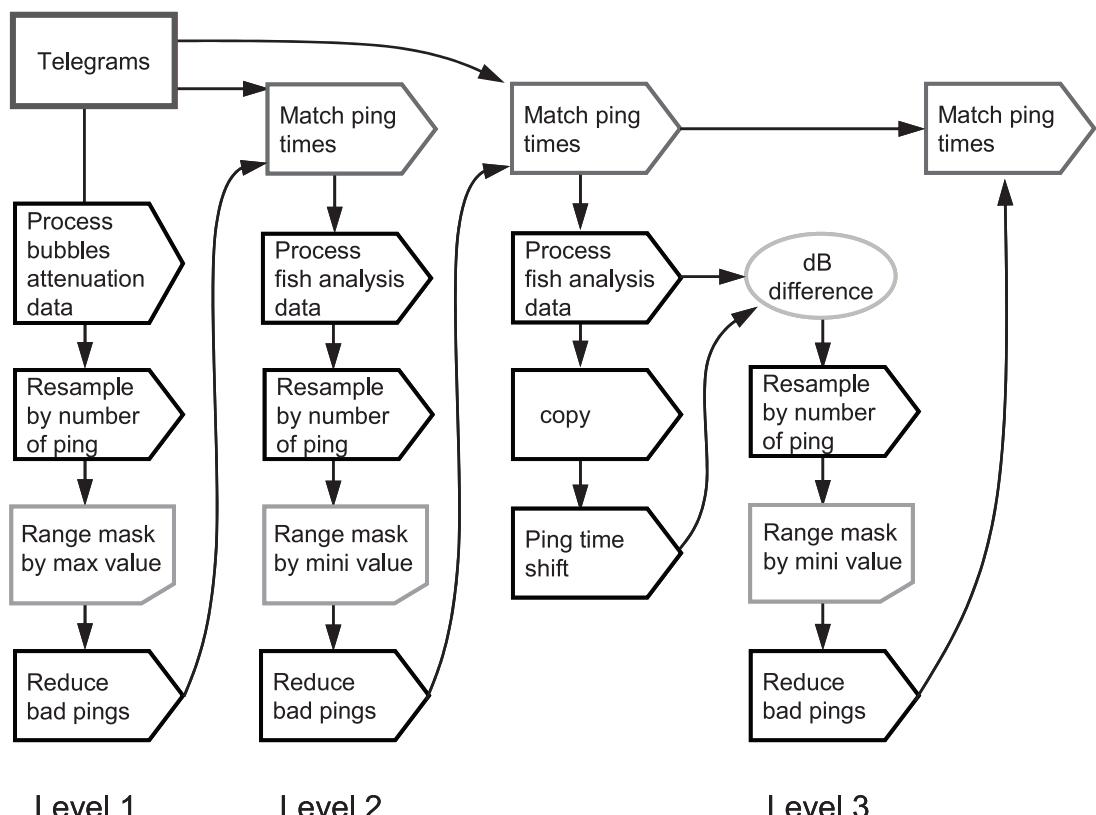


Fig. 10 Flow chart of noise reduction processes from Level 1 to 3 using EchoView.

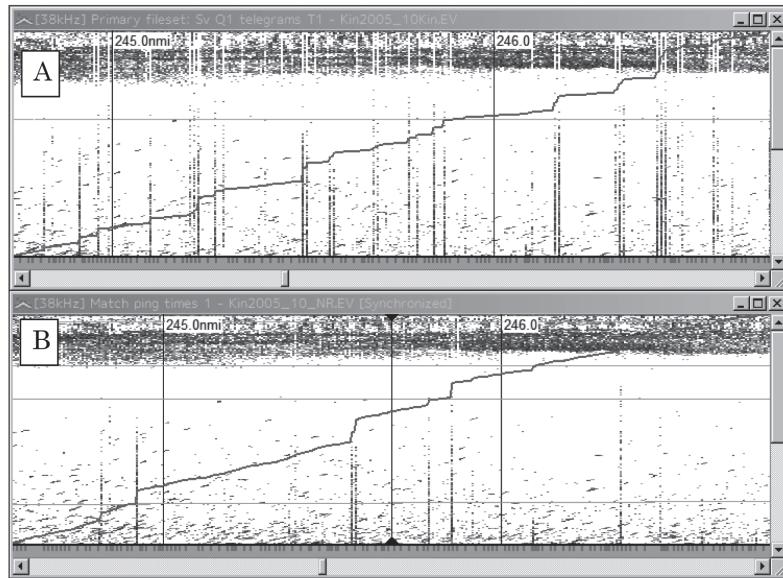


Fig. 11 Echograms before (A) and after (B) the Level 1 noise reduction process. Acoustic data was obtained at N42° 00.096', E139° 43.848' at 09:25 on 15 October 2005 using EK60 on Kinsei-Maru. Stepped and diagonal lines on the each panels show the value of integrated echo.

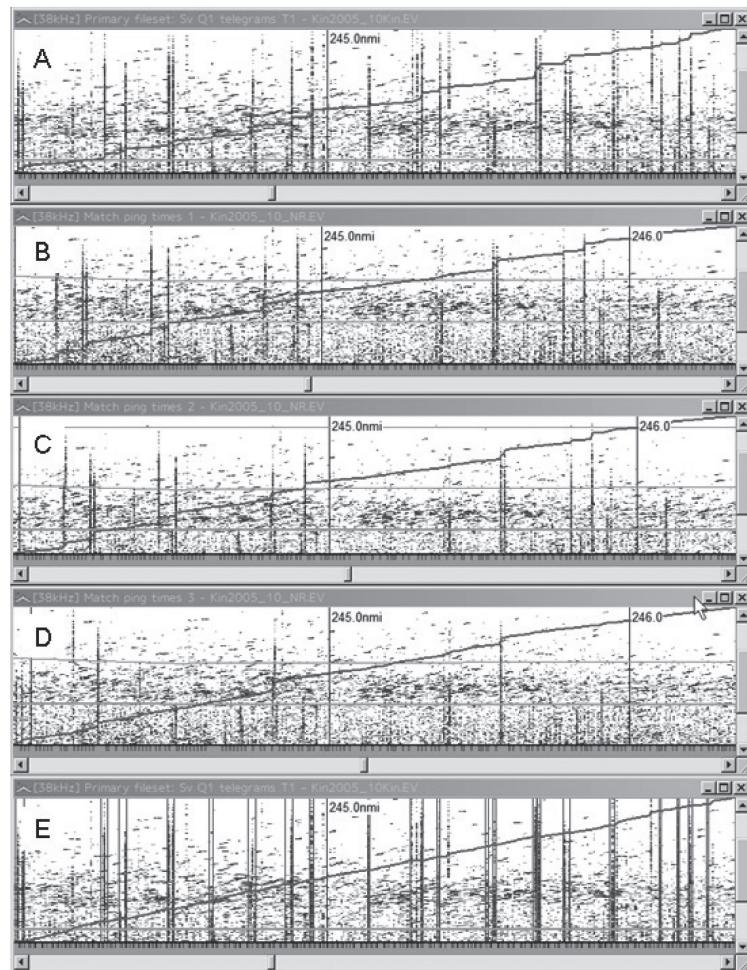


Fig. 12 Performance of noise reduction. A: before processing, B: level 1 processing, C: level 1 and 2 processing, D: level 1, 2 and 3 processing, E: manual processing. Stepped and diagonal lines showed the value of integrated echo. Echograms were obtained on R/V Kinsei Maru on Oct. 2005.

ロットした(Fig. 13)。図中の斜線は、「処理前:処理後 = 1:1」を示す。処理後NASCは 10^2 ~ 10^4 の範囲では一様に値が大きくなっていたが、NASCが 10 以上では小さくなる例も見られた。NASCが 10^3 以上では、ほぼ 1:1 の線上にあり、処理前と処理後で大きな変化は見られなかった。

この結果を含めて、4つの手順で求めたNASCを調査線ごとに比較した (Table 4)。I は魚群を広くカバーするように積分範囲を設定した場合で、ノイズも相当含まれる。II は、そのエコーフラムに対してノイズ除去として第1, 2処理を適用した場合である。III は、I の積分範囲をノイズを避けるように魚群を最小限の範囲に設定した場合 (Fig. 14)。IV は、そのエコーフラムに対して

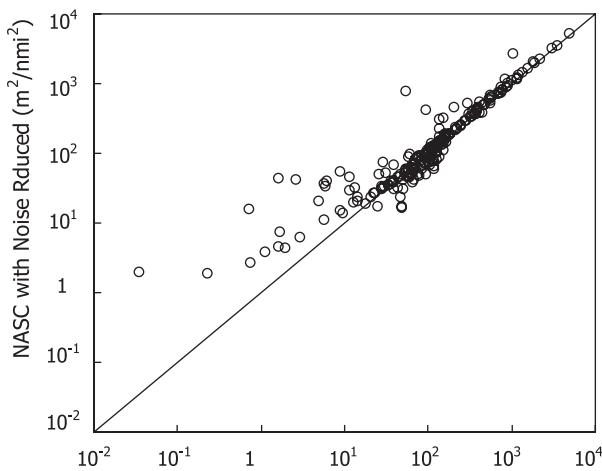


Fig. 13 Comparison between the original NASC and noise reduced NASC obtained in 2007 survey.

II と同様なノイズ処理を行った場合である。併せてシムラッド社BI500による解析結果も V に示した。この V は通常のBI500による解析手法を適用したもので、BI500のスクルーティナライズ画面で可能な限りノイズを手作業で除去する方法であり、Fig. 12(E)に示したエコーフラムに相当する。しかし、手作業であるため、処理結果に個人差が出やすい。例えば、2003年の音響データを複数の研究者で分析、比較したところ、得られたNASC総計値は5%程度の個人差が見られた(三宅、未発表)。

北緯 $41^{\circ}40'$ 以北の調査線で、EchoViewとBI500の結果を比較するとノイズ処理のみ(II)が0.97倍、積分線の加工とノイズ処理(IV)は0.91倍となり、魚群を絞り込まずにノイズ処理のみを行った場合には、EchoViewの結果がBI500とほぼ等しい計算値となった。ノイズ処理を行わずに、積分範囲を狭くした場合(III)は0.88倍とやや小さな推定値となった。したがって、BI500の結果を基準とする場合は、魚群の囲み加工は最小限としてノ

Table 3 NASC (m^2/nmi^2) of echograms applied each level of noise reduction. Acoustic data was obtained at N $42^{\circ}00.096'$, E $139^{\circ}43.848'$, at 09:25 on 15 October 2005, using EK60 on R/V Kinsei Maru.

Interval miles	No.	245 nmi	246 nmi	247 nmi
Before		1170	1124	1134
Level 1		605	455	359
Level 1+2		605	455	359
Level 1+2+3 (A)		418	338	239
Manual (B)		356	362	294
A / B		1.2	0.9	0.8

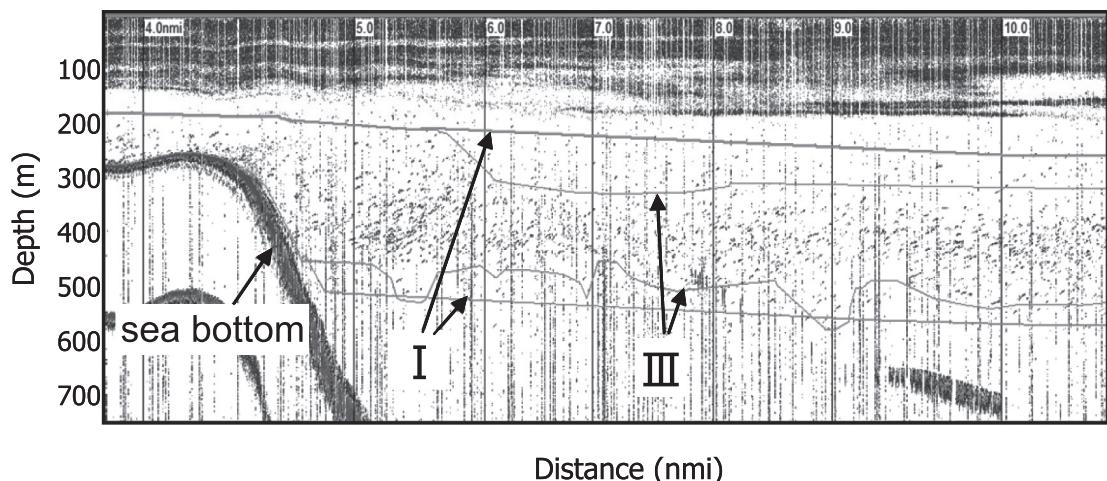


Fig. 14 The example of the lines defining the analysis range with method I and III.

イズ処理のみを行う方が良い結果が得られた。

このように、ノイズ除去についてはBI500やEchoViewでの手作業によるノイズ除去に匹敵する好結果が得られた。手作業によるノイズ除去は非常に多くの時間を要し、またその結果は個人差によるバラツキも大きい。本研究で用いたEchoViewでのノイズ除去は、閾値の設定により常に同一の処理が可能である点が、手作業よりも優れ、加えて作業時間も大幅に短縮される。

しかし、無反応域を泡切れと誤認することによる過大評価や、高密度の反応をノイズとして除去してしまう過小評価に留意する必要がある。さらに、圧縮されていない生の音響データ (RAWデータ) を用いると、処理時間が長くなることに注意が必要である。一度に多くのファイルを読み込むと、画面スクロールにも時間が掛かり処理が先に進まなくなる。特に、第3処理はpingを直接処理するので、RAWデータを扱うことが望ましい。第1、第2処理では、圧縮されたファイル容量の小さいekdataファイルを利用しても問題ないだろう。

2007年のノイズ処理結果の傾向から、低密度域での影響が大きいこと、また、泡切れの少ないエコーグラムでは影響は少ないことが確認できた。これらのことから、沖合の魚群が低密度の海域では通常の速度で調査し、沿岸の高密度域では船速を落とすことで、航走減衰や気泡減衰の影響を低減でき、ノイズ除去処理による誤差の影響も

最小化することが可能と考えられる。

第3章 北部日本海におけるスケトウダラ産卵群の音響資源調査

3.1 緒言

適切な資源管理を行うために、これまでに北海道周辺海域のスケトウダラ資源について年齢・成長や系群構造など多くの知見が報告され (Tsuji, 1989, 1990), これらに基づき商業漁獲物の漁獲量とその年齢組成を用いて資源評価が行われてきた (Yamaguchi and Matsuishi, 2007)。そうした中で、1996年6月に我が国でも「海洋生物資源の保存および管理に関する法律」(TAC法)が批准され、1997年1月から漁獲可能量制度(TAC制度)が実施された。TAC制度下では魚種ごとに総漁獲量を制限するため、これまでの商業漁獲量や年齢組成などから資源量を推定する方法(間接法)では推定精度が大きく低下する懸念がある。そのため、従来のVPAなど漁業情報を利用する間接的な資源評価法とは別に、漁業情報に依存しない直接法による資源評価が必要となる (原, 2000)。

直接法として代表的な音響手法による資源評価は、理論的、実践的に1970~1980年代に集中して研究され (Johannesson and Mitson, 1983), また、高性能な計量魚探機が開発されて以来、欧米ではベーリング海のスケト

Table 4 NASC (m^2/nmi^2) calculated by four methods with EchoView and BI500 from EK60 acoustic data on R/V Kinsei Maru in 2007 survey. Greek numbers denote the methods (I = no noise reduction, II = applied NR Level 1, III = manual noise reduction using noise ranges, IV = manual noise reduction with NR Level 1, V = excluded noise with noise ranges and manual bubble noise removing.

Line Lat.	Org	NR	LM	LM-NR	BI500	EV/BI		not/NR		not/LM
						I	II	III	IV	
43-20	660	889	660	668	732	1.2	0.9	0.7	1.0	1.3
43-10	2,984	3,338	2,984	3,039	2,655	1.3	1.1	0.9	1.0	1.1
43-00	6,391	6,512	6,384	6,469	7,594	0.9	0.9	1.0	1.0	1.0
42-50	2,191	2,318	2,157	2,234	2,078	1.1	1.1	0.9	1.0	1.0
42-40	274	423	274	305	174	2.4	1.8	0.6	0.9	1.4
42-30	292	397	292	248	251	1.6	1.0	0.7	1.2	1.6
42-20	712	1,432	712	1,207	925	1.5	1.3	0.5	0.6	1.2
42-10	16,187	16,581	16,187	16,225	18,447	0.9	0.9	1.0	1.0	1.0
42-00	5,342	5,828	5,327	5,874	6,878	0.8	0.9	0.9	0.9	1.0
41-50	9,608	10,246	9,281	9,917	11,717	0.9	0.8	0.9	0.9	1.0
41-40	1,864	3,368	1,770	1,788	1,442	2.3	1.2	0.6	1.0	1.9
41-30	3,391	3,491	2,864	2,937				1.0	1.0	1.2
41-20	9,513	9,820	9,473	9,693				1.0	1.0	1.0
41-10	2,913	2,652	2,450	2,253				1.1	1.1	1.2
sub Total	46,505	51,332	46,028	47,974	52,893	0.97	0.91			
Total	62,323	67,296	60,815	62,857				0.9	1.0	1.1

ウダラやノルウェーのニシンなどを対象にして用いられている。我が国でもTAC制度が開始されて10年以上が経過し、音響資源調査の導入が進んでいる(本田, 2004)。

北海道西岸の日本海海域に分布するスケトウダラについても既に幾つか報告がある(安部ほか, 1999; 三宅ほか, 2001)。本章では、日本海北部海域の音響資源調査で推定されたスケトウダラ現存量を示し、その結果を間接法であるVPAの推定値と比較し、両者の信頼性を検討する。

3.2 材料と方法

3.2.1 音響資源調査設計

スケトウダラは索餌期(4~10月)には分布範囲を広げ、産卵期(11月~翌年3月)には産卵場付近に集群する。分布範囲の広い索餌期に調査した場合、調査範囲を広くする必要があることから索餌期の音響資源調査は効率的ではない。本調査は漁業者に対する産卵来遊量の予測も目的の一つであったため、各年9月下旬から10月に音響調査を実施した。この時期は産卵場へ移動回遊している期間に相当し、スケトウダラは大陸棚斜面から深度400m前後の中層に分布するようになる(前田ほか, 1989)。水平的にも海底深度1000mより浅い沿岸域に93%が分布する(三宅ほか, 2001)。また、分布範囲が水平的に狭くなっていること、海底から離れて分布していることから、音響資源調査に適した生活史段階といえる。したがって、原則的に本調査は10月上~中旬にFig. 15に示した海域で実施した。近年の産卵場は石狩湾以南にのみ形成されていることから(第6章)、北緯43°30'で北部海域と南部海域を分けそれぞれ現存量を算出した。

調査線配置は基本的に東西方向に設定し、魚群密度の低い北緯43°30'以北の海域は10~15nmi間隔、魚群密度の高い43°30'以南の海域では10nmi間隔で配置した。ただし、調査開始当初の1996年と1997年は、スケトウダラの分布を確認するために広い範囲に調査線をジグザグに配置し、昼夜を通して音響調査を行った。この2年の調査は予備調査と位置づけた。これらの調査から、海底深度1000m以深の沖合海域での分布量は調査海域全体の7%であることが明らかになり(三宅ほか, 2001)、1998年以降は沖合域の調査範囲を縮小した。また、1998年の昼夜別調査により昼夜間でスケトウダラの音響散乱強度が異なることが判明し(安部ほか, 1999; 三宅ほか, 2001)、1999年以降は原則として夜間(18時から06時)に音響調査を実施した。

3.2.2 現存量推定

1996年から2000年までは北洋丸(237t)で調査を行い、2001年からは金星丸(151t)を加えて2隻で調査を

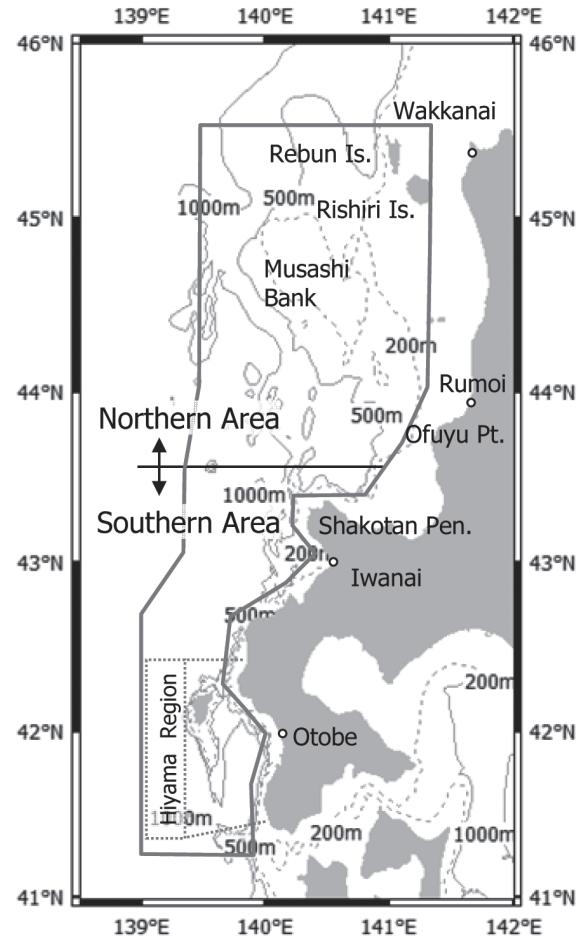


Fig. 15 Survey area in autumn from 1996 to 2007. Arrows indicate the border of northern and southern domain of the area.

実施した。用いた計量魚探機は、北洋丸では1996年から2003年まではEK500、2004年以降2007年まではEK60であった。金星丸では、2001年以降2007年までEK60を用いた。使用周波数は38kHz、パルス長は1.0msとした。音響調査中の航行速度は原則的に10ktとしたが、航走ノイズや荒天の影響を可能な限り避けるため6ktまで減速することもあった。第2章で述べたとおり、各調査開始前に標準球(銅球、直径60mm)を用いてTSgainとSVgain(EK500のみ)のキャリブレーションを行った。

2船間の船間補正についても、第2章で得られた各年の補正係数を金星丸のデータに適用して現存量を推定した。また、原則として現存量推定には夜間のデータを用いたが、昼間のデータしか得られなかつたときは、昼夜補正を適用して用いた。北緯43°30'以北の場合には、昼間のNASCに3倍(安部ほか, 1999)の補正を行った。同緯度以南では、昼夜間に一定の傾向が見られなかつたことから、Table 5に示した調査線緯度ごとのNASCの昼

夜比（三宅ほか, 2001）を補正係数として用いた。

EK500およびEK60で収録されたデータを、水産音響データ解析ソフトウェアであるEchoView 4.30.55で解析しスケトウダラのNASCを1 nmiごとに算出した。ノイズの状況に応じて1996, 1997, 2002, 2004, 2005, 2006および2007年のデータに第2章で示したノイズ除去を適用した（Table 6）。その他の年については、弱小反応カットによる過大評価のおそれがあるため、ノイズ処理は施さなかった。また、1998年の北洋丸の積分値は標準球較正値が異常であったと結論されたことから、EchoViewにてSVgainに26.4dBを適用して再計算した。

音響調査と併せて適宜トロール調査を行い、魚種を確認した。1996～2002年は、北洋丸で中層トロールを行った。2003～2007年は、北洋丸で着底トロール、金星丸で中層トロールを行った。また2001年には、北海道大

学水産学部付属練習船おしょろ丸（1,396t）で中層トロール調査を実施した。トロール網採集物は船内で冷凍し、後日研究室で尾叉長（mm）、体重（g）、内臓除去重量（g）、生殖巣重量（g）を測定し、生殖巣の成熟度を肉眼で観察した。これらより、成魚と未成魚別に $\bar{\sigma}$ （平均散乱断面積）と平均体重（g）を求めた。 $\bar{\sigma}$ は、尾叉長（cm）から σ （散乱断面積）を下記の式から求め、それらを平均して計算した。

$$TS = 20 \log FL - 66 \quad (\text{Foote and Traynor, 1988}) \cdots \cdots \cdots (3.1)$$

$$\sigma = 4\pi r_0^2 10^{\frac{TS}{10}} \cdots \cdots \cdots \cdots \cdots (3.2)$$

$$\bar{\sigma} = \frac{\sum_{i=1}^N \sigma_i}{N} \cdots \cdots \cdots \cdots \cdots (3.3)$$

ここで、 N ：標本個体数、 FL ：尾叉長（cm）、 $r_0 = 1$ （m）である。

現存量の推定にはトランゼクト法を用いた。ただし、1996, 1997, および2002年は矩形層化法（三宅ほか, 2001）で算出した。2001年以降は、算出されたNASCを船間補正して用いた。

まず、各調査線のNASC総計を求め、それに平均調査線間（nmi）を乗じる。これにトロール調査から求めた成魚の σ 比率を乗じて、さらに成魚の $\bar{\sigma}$ で除することで各調査線区間の現存量尾数を計算し、これに成魚の平均体重を乗じて調査線区間の現存量（t）を求める。こうして求めた全調査線区間の現存量を合計して海域の現存量とした。適用したと平均体重は、最寄りの調査船のトロール調査結果を用いた。なお、南部海域で行った中層トロールでの採集物は、ほとんど全てがスケトウダラ成魚（三宅ほか, 2001）であったことから、この海域で算出されたNASCは全てを成魚とみなして産卵群現存量を求めた。

$$B = \sum S_k \cdot \overline{BW}_k \cdot \frac{\sum_j E_{kj}}{\bar{\sigma}_k} \cdots \cdots \cdots \cdots \cdots (3.4)$$

B ：現存量

\overline{BW}_k ： k 番目の調査線に用いるスケトウダラ成魚の平均体重

E_{kj} ： k 番目の調査線の j 番目の1 nmiごとのNASC

S_k ： k 番目の調査線と隣の調査線との平均間隔

$\bar{\sigma}_k$ ： k 番目の調査線に用いるスケトウダラ成魚の平均 σ

また、現存量推定値の比較に用いたVPAの推定値は下

Table 5 Nighttime to daytime ratio (N/D) of NASC ($\text{m}^2/\text{nm}i^2$) due to diurnal change of fish aggregation, quoted from Miyake et al.(2001)

Latitude	Daytime	Nighttime	$\times 10^3$	
			N/D	
43-30	55	170	3.1	
43-20	62	110	1.8	
43-10	202	374	1.9	
43-00	229	290	1.3	
42-50	417	538	1.3	
42-40	356	247	0.7	
42-30	159	181	1.1	
42-20	168	177	1.0	
42-10	133	438	3.3	
42-00	885	743	0.8	
41-50	353	1,125	3.2	
41-40	136	198	1.5	
41-30	76	183	2.4	
Total	3,232	4,774	1.5	

Table 6 Acoustically estimated abundance ($\times 10^3 \text{t}$) of adult walleye pollock in the Sea of Japan, from 1996 to 2007.

Year	South. A.	North. A.	Total	Noise Reduction method	Survey line
1996	159	63	222	NRL1	Zigzag
1997	126	55	181	NRL2	Zigzag
1998	230	13	244	No	Parallel
1999	234	21	254	No	Parallel
2000	213	27	239	No	Parallel
2001	129	9	138	No	Parallel
2002	77	19	96	NRL1	Zigzag
2003	137	27	164	No	Parallel
2004	135	10	145	NRL1	Parallel
2005	119	13	132	North A: NRL1 South A: NRL3	Parallel
2006	72	14	86	NRL1	Parallel
2007	70	6	77	South A: NRL1	Parallel

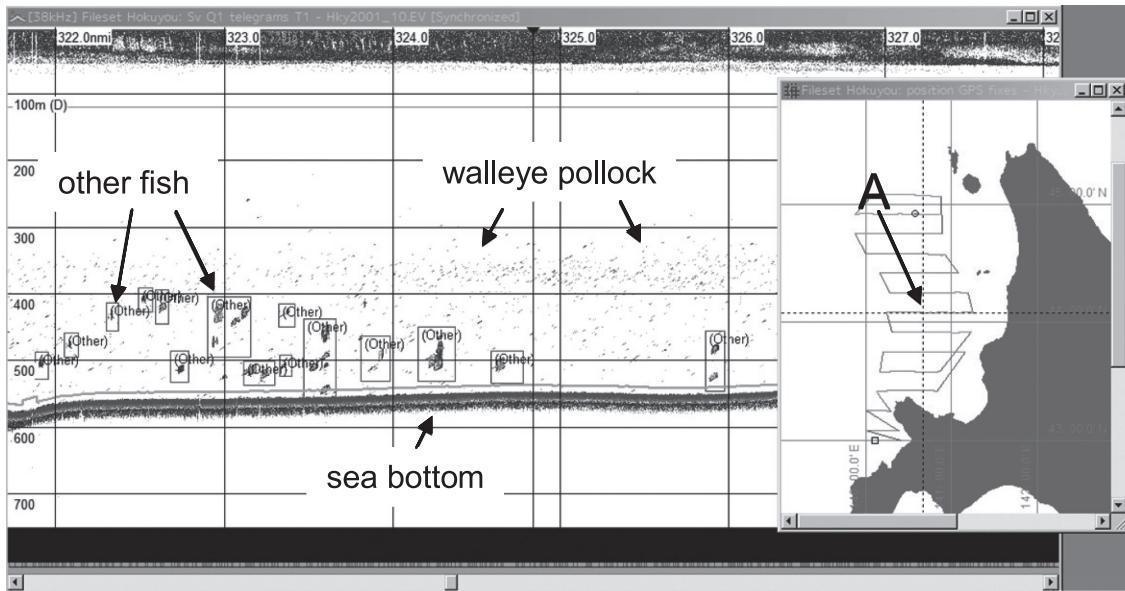


Fig. 16 An example of exclusion of non-target fishes from mixture of echoes in the 2001 survey. The echogram was obtained at point A on the right hand panel.

記の手順で計算し、計算に必要な年齢別漁獲尾数および成熟率などのパラメータは、本間ほか (2008) を利用した。まず、漁期開始時点 (4月) の年齢別資源尾数をVPA (Pope, 1972) の式を用いて算出した。3歳以上の自然死亡係数Mは、田中 (1960) から0.25と推定した ($M=2.5/$ 最高年齢、最高年齢を10歳としている)。9歳以下の資源尾数を (3. 5) 式から、最高齢 (10歳以上のプラスグループ) と最近年の資源尾数を (3. 6) 式から計算し、漁獲死亡係数を (3. 7) 式から求めた。10歳の資源尾数を (3. 8) 式で算出し9歳以下の計算に用いた。

$$N_{a,y} = N_{a+1,y+1} \cdot e^{M_a} + C_{a,y} \cdot e^{M_a/2} \quad \dots \dots \dots \dots \quad (3.5)$$

$$N_{a,y} = \frac{C_{a,y}}{1 - e^{-F_{a,y}}} \cdot e^{M_a/2} \quad \dots \dots \dots \dots \quad (3.6)$$

$$F_{a,y} = \ln \left(\frac{N_{a,y}}{N_{a+1,y+1}} \right) - M_a \quad \dots \dots \dots \dots \quad (3.7)$$

$$N_{a,y} = \frac{1 - e^{-(F_{10+y} + M_{10+y})}}{1 - e^{-F_{10+y}}} \cdot C_{10+y} \cdot e^{M_{10+y}/2} \quad \dots \dots \dots \dots \quad (3.8)$$

ここで、 a は年齢階級、 y は年度をあらわす。 $N_{a,y}$ は資源尾数、 $C_{a,y}$ は漁獲尾数、 M は自然死亡係数、 $F_{a,y}$ は漁獲死亡係数をあらわす。最高齢の漁獲死亡係数 $F_{10,y}$ と最高齢-1歳 (9歳) の漁獲死亡係数 $F_{9,y}$ を一致させ、最近年の $F_{10,y}$ と $F_{9,y}$ との差の平方が最小となるようにMS-

EXCELのソルバー機能を用いて資源尾数を求めた (平松, 2001)。なお、最近年の8歳以下の $F_{a,y}$ は過去5年の平均を用いた。

得られた4月時点の資源尾数に6カ月分の全減少係数を掛けて10月の資源尾数を求め、成熟率と翌年4月時点の年齢別平均体重を乗じて10月時点の親魚現存量とした。

3.3 結果

3.3.1 スケトウダラ魚群のトロール調査

1996~2007年でスケトウダラ総計71標本を採集した。1996~1998年に行った中層トロールでは、18回の調査で利尻島沖の1回を除き、計17回でスケトウダラ個体数が90%以上を占めていた (三宅ほか, 2001)。このことから、本海域で中層から底層に見られる層状反応はスケトウダラと判断した。なお、200m以浅の海底付近や500m以深の海底付近に非常に強いパッチ状反応が見られたが、これらはスケトウダラ以外の魚種と判断して、解析から除いた (Fig. 16)。

1996~2007年の解析に用いたスケトウダラ体長組成を Fig. 17に示した。北緯43°30'以南のトロール漁獲物はほとんど30~50cmの範囲にあり、それらの99%以上が成熟魚であった。北から南へ行くほど大型になる傾向があり、岩内湾では40cm、桧山海域では42~43cmにモードが見られることが多かった。こうした傾向は毎年同様であった。一方、雄冬岬沖から武蔵堆東側にかけての海域

(Fig. 17 の E, F, G 海域) では、30cm以下の未成魚の比率が高かった。しかし、音響散乱強度における成魚と未成魚の比率は σ の比率で計算するので、例えば2001年B海域 (Fig. 17) では、個体数比では成魚は15.6%であったが、 σ 比では44.5%が成魚となった。

3.3.2 音響散乱強度 (NASC) の分布

エコーグラムの解析により計算された1996～2007年のスケトウダラNASCの分布を、Fig. 18 に示した。トロール調査で未成魚が漁獲された海域でのNASCは何れの年も比較的小さいため、これらの図は殆ど成魚の分布と見なすことができる。

スケトウダラ成魚のNASCは、いずれの年にも北緯43°30'以北では非常に小さく、それより南側の沿岸域に大きな反応が見られた。特に、岩内湾や奥尻島周辺、および乙部沿岸で見られることが多かった。また、1996年の調査開始当時には積丹半島から石狩湾にも5000m²/nmi²以上の大きな反応が見られたが、1997年以降はそのような反応は見られなくなり、雄冬岬沖から武蔵堆西側にかけて500 m²/nmi²程度の反応が見られたに過ぎなかつた。

1998～2000年には、乙部沿岸を中心とした桧山海域に非常に大きな反応が見られた。2001年以降はそのような大きな反応は見られなくなり、2006、2007年には全体的に反応は小さく、岩内湾や乙部沿岸にも大きな反応は見られなくなった。

以上のように、各年ともほぼスケトウダラ成魚の分布をカバーしていたが、1996年は乙部沿岸の高密度分布をカバーできておらず、また、1997年は悪天候の影響で、桧山海域で調査線の数が少なくなってしまった。2002年は調査期間を通じて天候が悪かったため、欠測海域が多かつた。

3.3.3 音響資源調査によるスケトウダラ産卵群の現存量推定

音響資源調査で得られたNASCに昼夜および船間補正を加え、また、トロール調査で得られたスケトウダラ成魚の尾叉長と体重を利用して計算した現存量推定結果を、Fig. 19 および Table 6 に示した。

本海域のスケトウダラ現存量は1999年の254千tが最大で、その後減少を続け、2007年には88千tまで減少していた。調査期間を通じて減少傾向にあるが、1999年と2003年に2つの山が認められた。ただし、荒天のため調査範囲の狭かった2002年の推定値は96千トンで、前後の年の6割程度であった。

北部海域では、1996、1997年にそれぞれ63千t、55千t

の分布が見られたが、1998年以降減少し、2007年には18千tとなっていた。南部海域では、1999年に234千tと最も多く計測され、その後減少し2007年には70千tとなった。2007年の現存量は1998～1999年の約30%にまで減少していた。

次に、Fig. 20に音響資源調査とVPA推定値の経年変化を示した。VPAでは1996年の297千tが調査期間中で最大であり、その後なだらかに単純な減少傾向を示し、2006年には74千tとなった。両者の絶対値比較では、音響推定現存量はVPAの0.6～1.5倍の範囲で平均1.1倍であった。前述のように分布範囲をカバーできていなかった1996、1997、および2002年を除くと、0.9～1.5倍、平均1.3倍となった。相関分析では11年間全ての推定値を用いた場合、 $r_{11}=0.647$ 、1996、1997、および2002年の3年分を除いた場合には、 $r_8=0.886$ と非常に高い正の相関が見られた (Fig. 21)。相関係数 r_{11} 、 r_8 の有意性を検定すると、それぞれ $p=0.031$ 、 $p=0.003$ となり、危険率5%で有意であった。次に、1996、1997および2002年を除く8年分について音響推定現存量とVPA推定値の差をとり、その変動係数を求めると80%となった。さらに、音響推定現存量がVPA推定値を下回った2001年を除くと、変動係数は42%まで小さくなつた。

3.4 考察

日本海で計量魚探機による音響資源調査が開始されてから11年間の音響データが蓄積され、これを後処理ソフトウェアEchoViewを用いて解析して親魚の現存量を求めた。間接法であるVPA推定値との比較では、絶対量が平均1.3倍程度の差であり、また全体的な変化傾向にも強い正の相関が見られた。それぞれ全く別な方法で推定した産卵親魚量推定値としては良く一致していたと言えるだろう。したがって、今後は原理的に誤差の大きい最近年のVPA推定値を補正するのに、音響推定値を用いることも可能である。

一方、2つの推定値の差の変動係数が80%と高くなつたのは、VPAの変動傾向が単調減少であるのに対して、音響資源調査の現存量では1999、2003年に2つの山が見られ、2001年が低くなつたことに起因している。これはVPAでは検出できない変動幅を音響資源調査では捉えていた可能性がある。なぜなら、北部日本海系群では1998年級群が最後の高豊度年級群と考えられているが (本田・八吹、2008)、VPAでは産卵群として加入した様子は見られない。しかし、音響資源推定では2003年に現存量が増加しており、1998年級群が加入した様子が伺える。

VPAが変動幅を過小評価する原因として、計算に用いる年齢別漁獲尾数の推定誤差 (Yamaguchi and Matsuishi,

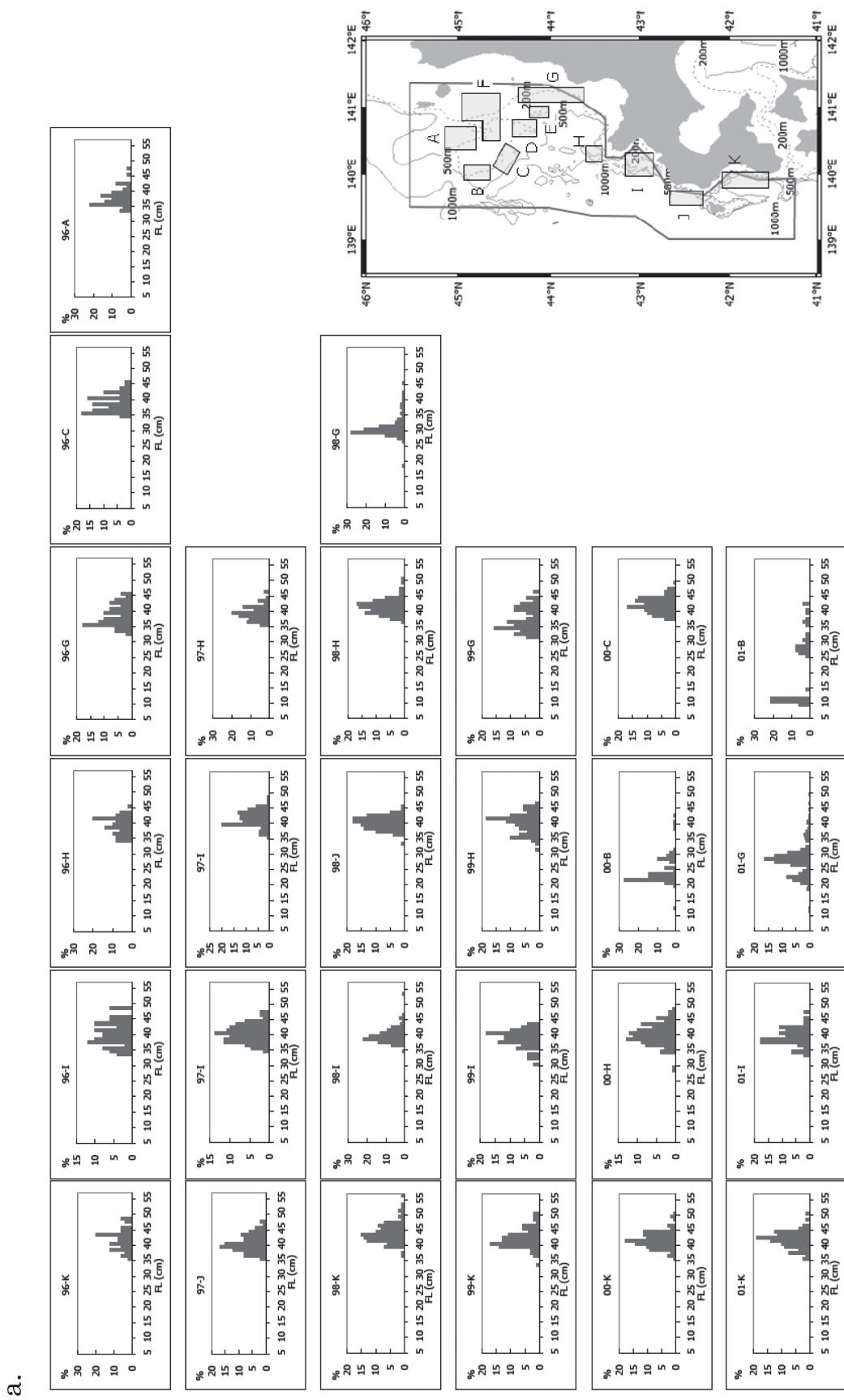


Fig. 17a Fork length distributions of walleye pollock caught by mid-water or bottom trawl. Each title show survey year and trawl area. Trawl areas are shown in the right map.

b.

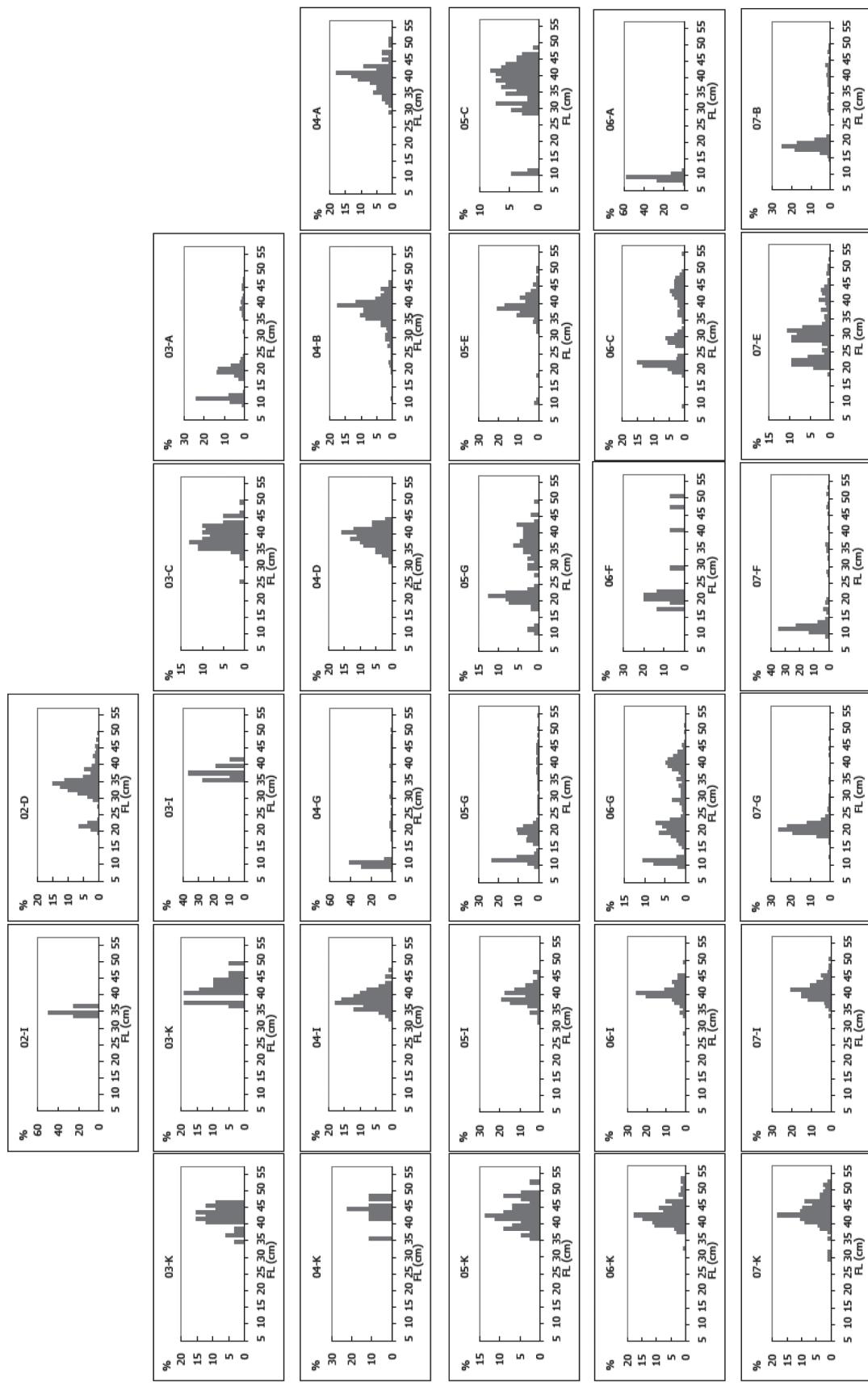


Fig. 17b continued.

a.

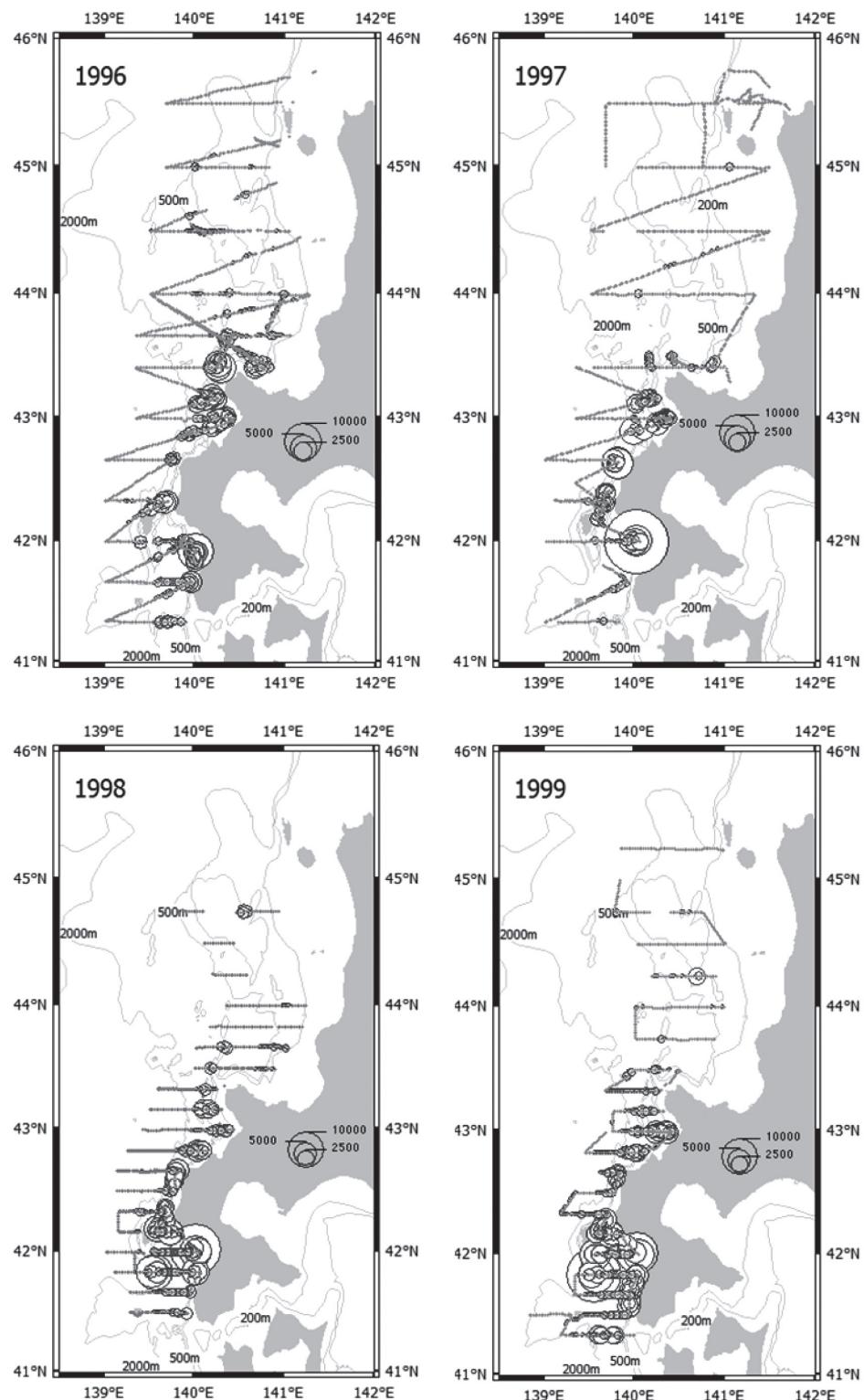


Fig. 18a Acoustic survey transects and NASC maps of walleye pollock (mostly adults) from 1996 to 1999 (a) and from 2000 to 2003 (b), from 2004 to 2007 (c). NASC were shown as bubbles.

b.

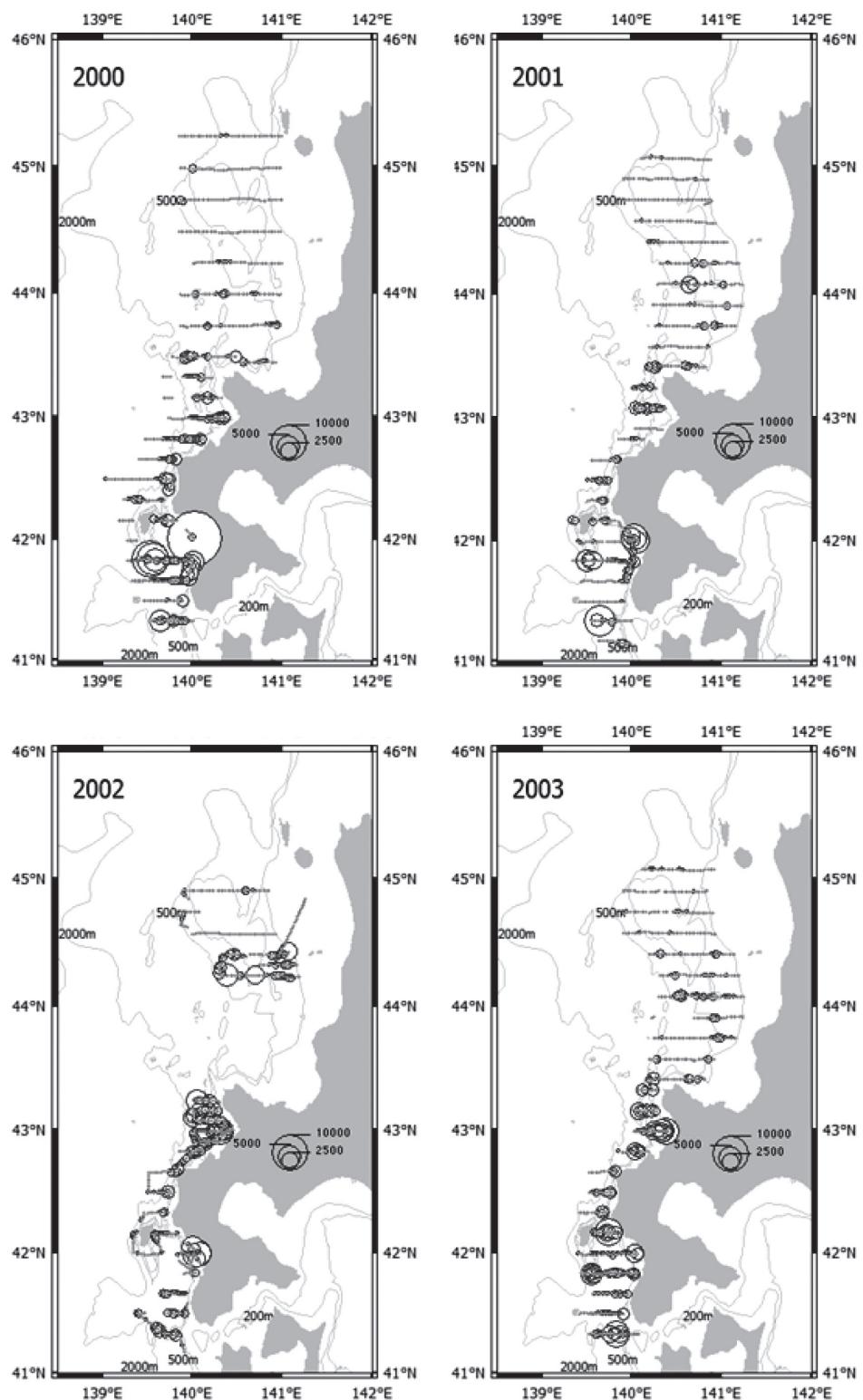


Fig. 18b continued.

C.

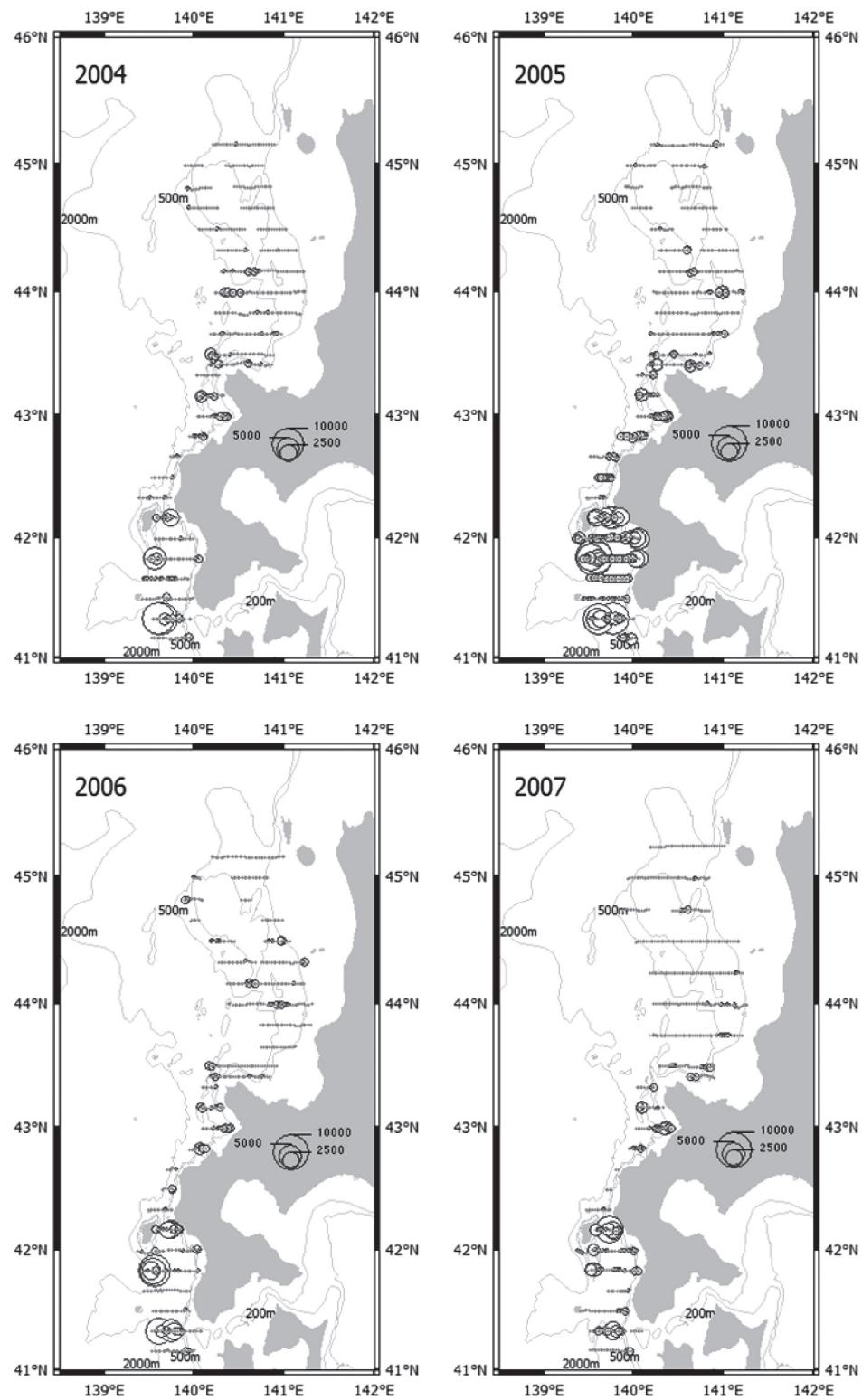


Fig. 18c continued.

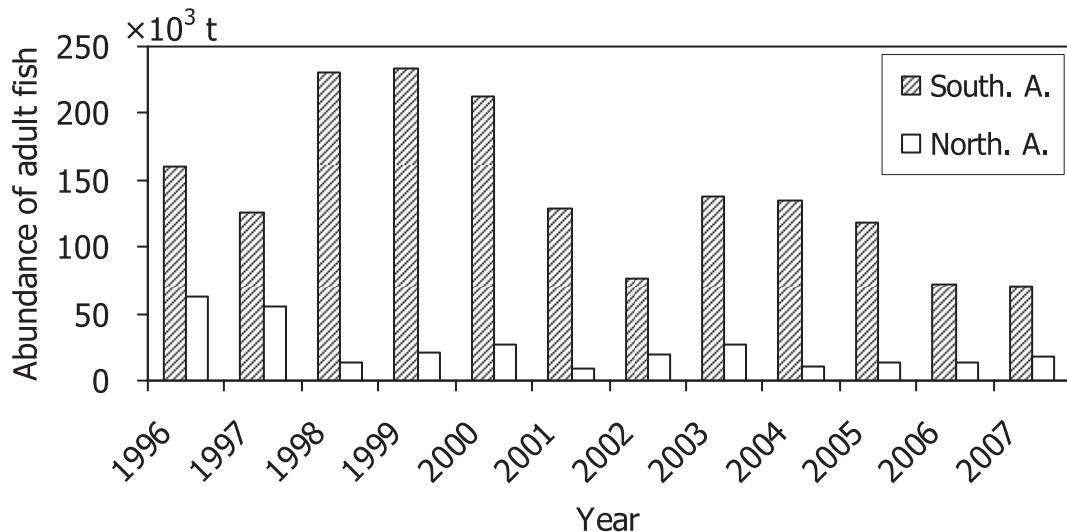


Fig. 19 Acoustically estimated abundance of adult walleye pollock in autumn in the Sea of Japan, from 1996 to 2007.

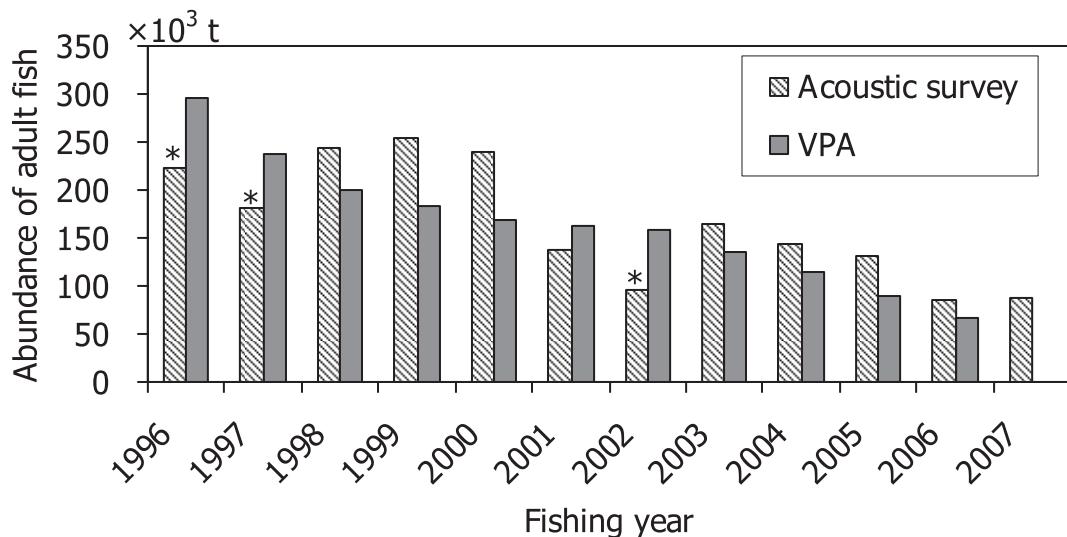


Fig. 20 Comparison of abundance of adult walleye pollock in the Sea of Japan between estimations using acoustic survey and VPA from 1996 to 2007. The surveys in 1996, 1997, and 2002 did not cover full extent of the survey area due to bad sea conditions (*). VPA estimation in 2007 has not been calculated yet.

2007) が考えられる。特に、北部日本海系群の年齢査定は太平洋系群などと比べ難しいことから（小岡, 1999），高齢魚の年齢別漁獲尾数が平均化され、資源量推定値の変動幅が過小に推定される可能性がある。

一方、音響資源調査の課題としては魚群の捕捉、分布域のカバーが最も重要であると結論できる。本研究において、桧山海域の沿岸寄りをスケトウダラ分布の端までカバーできなかった1996年や、悪天候のため調査範囲が狭くなった1997年や2002年を除くと、相当ノイズの多い2005年のデータでもVPA結果と最大5割程度の差で現存量を推定できた。このように、較正不良や泡切れなどのノイズは後処理での補正が可能である。このことから、

第2章でも述べたように、分布密度の低い沖合域と高密度な沿岸域との間で航走速度など調査努力に濃淡を付けることで、荒天の多い秋期日本海においても高い精度を保つつつ効率的な音響資源調査が実施可能と考える。

これまで、エコーグラム上のノイズを除くのにコンピュータのマウスを用いて一つずつノイズ部分を選択し処理していたが、その作業結果には5%程度の個人差が見られることもあった（三宅, 未発表）。これを誰が行っても同じ計算値が得られるように処理できれば、音響資源調査の利用範囲はさらに広がるだろう。ただし、ノイズの除去は常に過大評価や過小評価の危険性があり、境界値の設定は慎重に適用する必要がある。また、本研

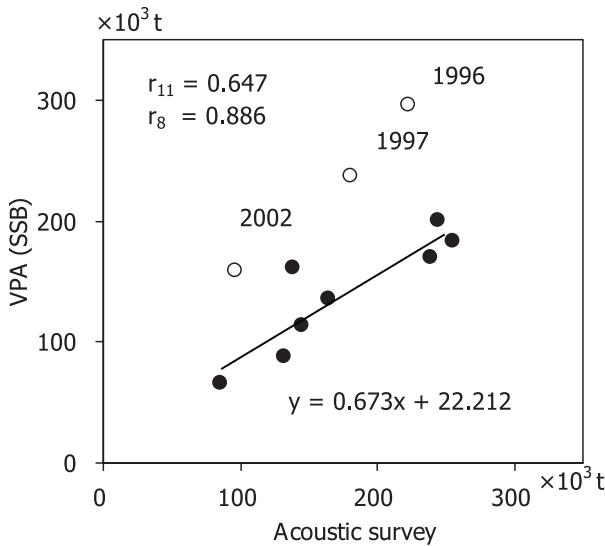


Fig. 21 Statistical relationship between abundance of adult walleye pollock estimated using presented acoustic techniques and VPA from 1996 to 2006. Correlation coefficients and regression lines were calculated for all data set (r_{11}), and for 8 years data set (r_8 , solid line), excluded 1996, 1997, and 2002.

究では扱わなかったバックグラウンドノイズの除去に関する報告例は未だ少なく (Robertis and Higginbottom, 2007), さらなる研究が期待される。

昼夜間の反応量の違いについては、海底深度の深い海域では海底エコーによるマスキングでは説明できず、ヒメマス *Oncorhynchus nerka f. adonis* で見られたようなTSの日周変化 (向井ほか, 1991) や分布深度による違い (Mukai and Foote, 1997) も認められなかった。これらのことから、プランクトンの加入や魚群の水平移動などの可能性について論議されているが、結論は出されていない (安部ほか, 1999)。より正確な昼夜補正を行うためには、この点を明らかにする必要がある。ただし、本研究の1998年以降の音響調査は北部海域の一部を除き、夜間に統一されて実施されていることから、現存量推定値に対する影響は小さいと考えられる。

本章の最後に、音響調査および本研究のトロール調査で得られたスケトウダラの分布図を示した (Fig. 22)。これには未成魚も含まれており、それらはFig. 17の A, B, F および G 海域で採集されたことから、既往の知見 (佐々木・夏目, 1990) のとおり雄冬沖から利尻礼文島までの海域と武藏堆海域が、スケトウダラ未成魚 (0 ~ 3歳魚) の成育場となっていると考えられた。

第4章 スケトウダラ北部日本海系群の産卵回遊期の分布と水温

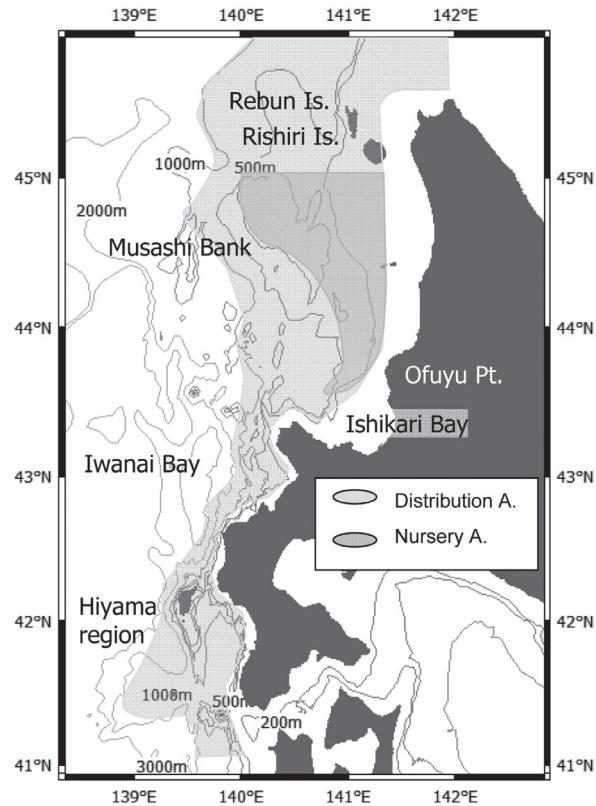


Fig. 22 Distributions of mature and immature walleye pollock off Hokkaido in the Sea of Japan.

4.1 緒言

刺し網やはえ縄漁法を用いる沿岸漁業では、冬季産卵のために来遊するスケトウダラを漁獲することから産卵場付近が主な漁場となる。第3章では1996年から2007年までの11年間におよぶ産卵回遊期のスケトウダラの分布状況を示した。本章では水温がどのようにスケトウダラの分布に係わっているのか、詳細なデータが利用可能な鉛直方向についてスケトウダラの分布と水温の関係を分析する。そして、その抽出された水温条件を水平的に拡大し、水温がスケトウダラ産卵場の形成に与える影響を考察する。

4.2 材料と方法

音響データおよび水温データは、第3章で報告したスケトウダラ産卵群の音響資源調査のデータセットから1996~2006年調査分のデータを用いた。その中から、岩内沖の北緯43°00'、桧山沖の北緯42°00'の音響資源調査の調査線上にそれぞれ設定された海洋観測点JC11、およびSt.5の2地点 (Fig. 23) の音響データを分析に用いた。JC11は、調査期間を通じて全て北洋丸が調査し、St.5は2000年までは北洋丸、2001年以降は金星丸で調査を行つ

た。原則として昼間のデータを用いたが、昼間のデータが無い場合は夜間のデータを用いた。

さらに、昼夜の反応差を調べるために1998年には同一調査線を昼夜それぞれ1回ずつ航走して反応を記録した。加えて、2001年には鉛直分布の日周変化を調べるために、北緯43°00'の岩内沖のJC11を含む調査線(Fig. 23)を、午前7時から翌日午前2時までの19時間の間にほぼ1~3時間に1回、計8回航走して音響データを収録した。

送受波器(トランステューサー)のビーム幅は6.8°、パルス長は1msとした。SVgainおよびTSgainは、調査開始前に直径60mmの銅球を標準球として較正を行い設定した。調査開始前に較正できなかった場合は、調査終了後できるだけ早い機会に較正した。

得られた各年の音響データから、EchoViewを用いて、海洋観測点JC11:北緯43°00'、東経140°20'(岩内湾)とSt.5:北緯42°00'、東経140°00'(桧山沖)に最も近い0.5マイル範囲を水深10mごとに計算範囲を設定し、各層ごとにスケトウダラのNASCを計算した。そして、得られた水深層別NASCから最大NASCの水深層をスケトウダラ分布の中心深度とした。また、スケトウダラ分布層の上限下限はNASC=10m²/nmi²の深度とした。これはSVで-76dBに相当し、尾叉長32cmのスケトウダラが海水100m³中に1個体分布する密度に相当する。

海洋観測は各調査船に装備してあるSBE製のCTDを用いて行った。ただし、JC11の水温データは北海道立水産試験場マリンネット北海道(以下、マリンネットと記す)の水温データベースから検索した。したがって、音響調査とCTD観測はかならずしも同一日に実施したのではなく、JC11の両者の間隔は最大で21日間あった。また、水温水平分布の作成にもマリンネットの水温データベースから検索した水温データを用いた。

4.3 結果

Fig. 24とFig. 25に、1996年から2006年までの岩内湾と桧山沖のエコーグラムを示した。Fig. 24の岩内湾のJC11地点では年ごとの海底の形が一様でなく、海底深度も浅いうえに460~600mと変化が大きかった。そのため、スケトウダラ分布が海底と接している年も見られた。一方、桧山海域のSt.5のエコーグラムでは(Fig. 25)、1996年を除き全ての年で600mより深く、スケトウダラ分布と海底が重なることはなかった。また、1997, 2003, 2005, および2006年は夜間のエコーグラムであり、昼間に比べて上下に広がって分布していた。

これらの音響データから、10m深度ごとにスケトウダラの分布量(音響散乱強度、NASC)を求めた。このよ

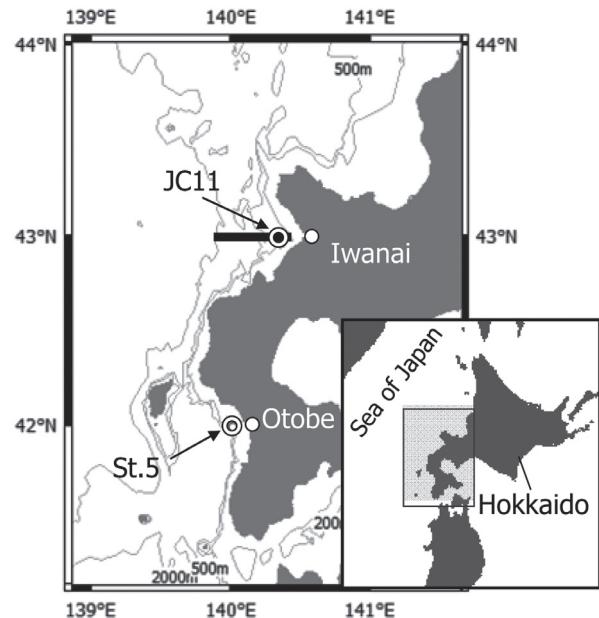


Fig. 23 Study site and survey transect for daily vertical migration. Lower panel shows location of the site and spatial extent (gray rectangular area).

うにして得られたSt.5のスケトウダラ鉛直分布を、Fig. 26に示した。同一年に複数の観測がある場合は、実線がFig. 25のエコーグラムに示した値とし、その他のデータは時刻とともに点線もしくは破線で示した。この図を見ると、昼間の分布(1996~2002年の実線)では、スケトウダラ分布のピーク(中心)が明瞭であり、左側そ野が急激に落ちていた。しかし、夜間(1998年の点線および2004年を除く2003年以降)は、ピークが不明瞭で左側は大きく(上方)に広がっていた。また、2002年以降はピークの高さ自体が小さくなっている、例えば2004年は14時35分と15時30分のデータではどの深度のNASCも10m²/nmi²以下であった。このように、2002年以降は分布量自体が減少していた。この図からスケトウダラ分布の上限、中心、下限の深度を求め、水温観測データからその深度の水温を検索した。JC11におけるこれらの深度と水温を観測年月日と併せてTable 7に、St.5に関してTable 8に示した。

4.3.1 鉛直分布の日周変化

スケトウダラ分布深度の日周変化を見るために、全調査結果の時刻に対する分布深度の中心深度と上限深度を点描した。日周調査を行った岩内沖(JC11)の2001年(▲)の場合、中心深度は昼間8時から11時の間が445mと最も深く、深夜23時頃に最も浅くなっていた(Fig. 27-B)。また、2004年(◆)と2006年(△)は、夜間にもかか

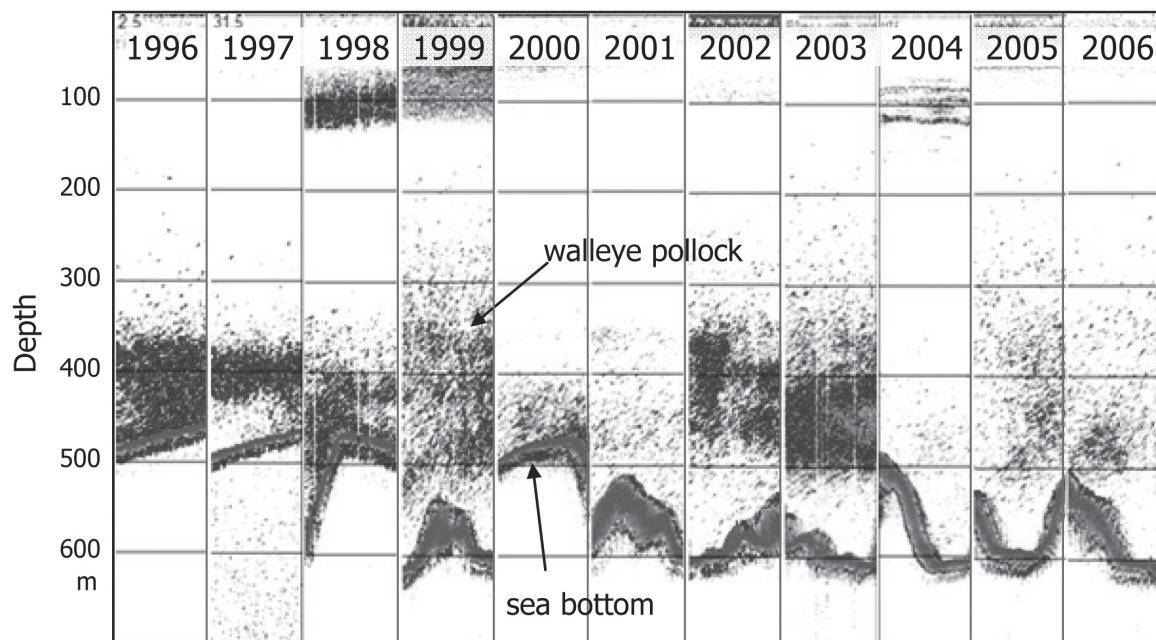


Fig. 24 Echograms at JC11 from 1996 to 2006. The interval is 0.5 mile.

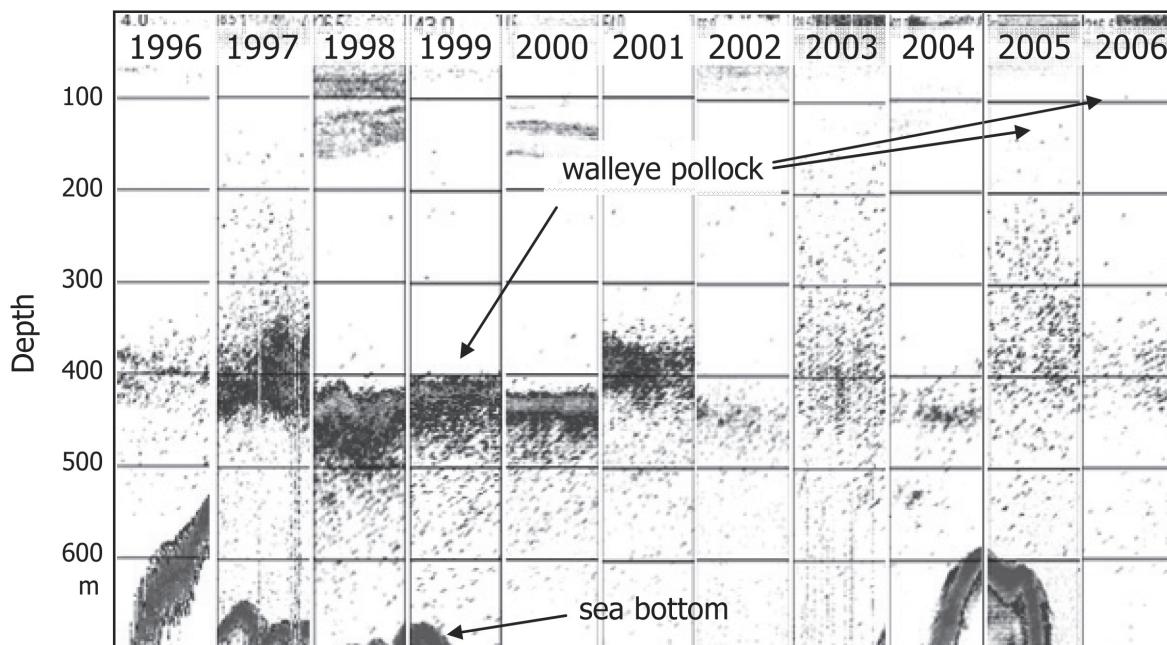


Fig. 25 Echograms at St.5 from 1996 to 2006. The interval is 0.5 mile.

わらず非常に深い深度に分布していたが、その他の年の時刻と分布深度の関係はほぼ2001年の傾向と一致した。分布深度上限では特徴的な日周鉛直移動が認められ、19時～翌日3時にかけてスケトウダラは最も浮上することが分かった (Fig. 27-A)。

桧山沖St.5では、全調査年を通じて9時から17時まで

の昼間に分布深度は深く、18時から翌日9時までの夜間に浅くなる周期的な傾向が認められた (Fig. 28-B)。分布の上限は、21時には185mまで上昇していた (Fig. 28-A)。

同一年における昼夜の分布中心深度の差は、桧山沖では最大で1998年 (Fig. 27-B ◇) の10mと小さく、岩内

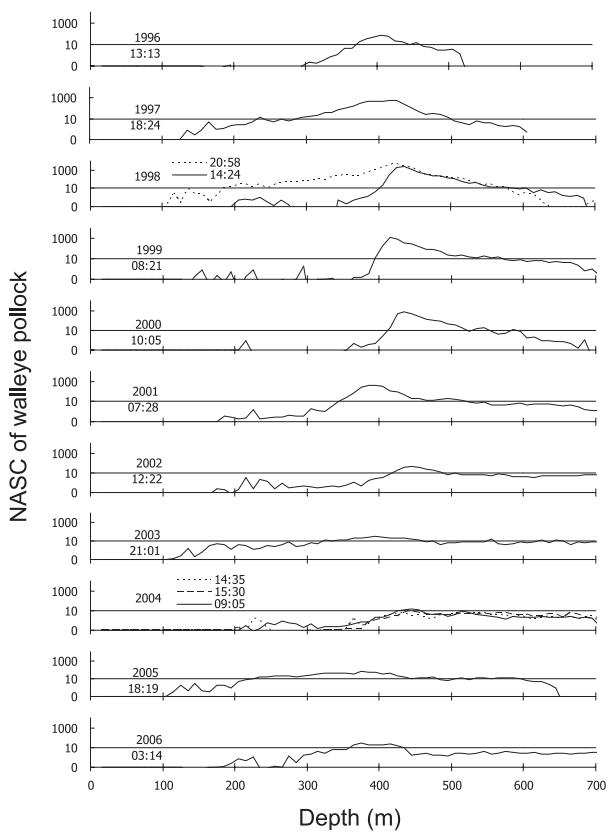


Fig. 26 Vertical distributions of walleye pollock at St.5 off Otobe in Hiyama region. Left-hand side numerals show survey year and local time.

沖では2001年 (Fig. 27-B ▲) の60mと、2つの海域間に大きな開きがあった。桧山沖St.5の場合、1998年には昼夜差は10m、1999年は0mであり、一方、岩内沖JC11では1997年昼夜差20m、1998年は10m、1999年20m、2001年60m、2004年は-10mであった。

このように、鉛直移動の周期には規則性が見られるものの、その変化度合いは調査地点によって異なることが明らかとなった。そこで、より昼夜変化の少ない桧山海域のデータを分析することで、水温の与える影響の抽出が容易になるとを考え、分布深度と水温の分析は桧山海域を中心に進めることとした。

4.3.2 水温

岩内海域JC11と桧山海域St.5での、1996~2006年10月の水温と塩分の鉛直分布をFig. 29に示した。上半分がJC11、下半分がSt.5の図である。JC11では50m深まで混合層が形成され、そこから下には躍層が見られ、100m深では5~10°Cとなっていた。また、表面から200m深まで水温年変動が大きく、150m深でも2~8°Cの範囲

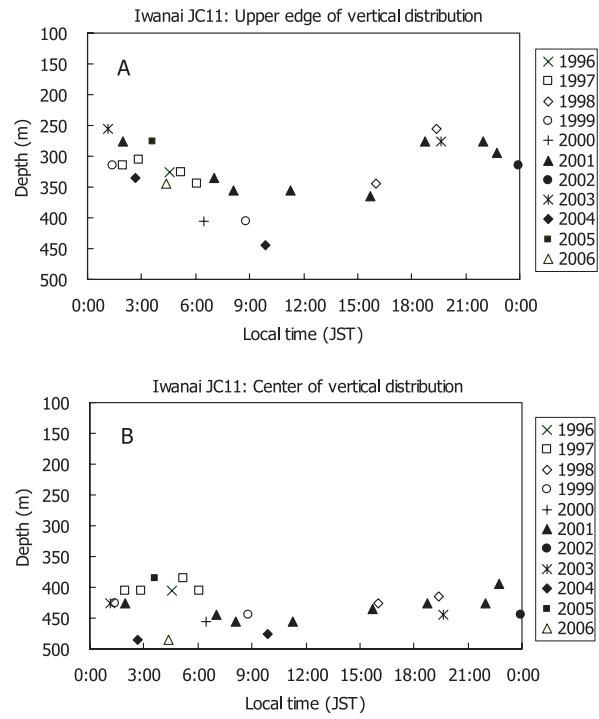


Fig. 27 Diurnal change of vertical distribution of walleye pollock at Iwanai JC11. Upper panel (A) is depth of upper edge of fish schools, and lower panel (B) is depth of center of schools.

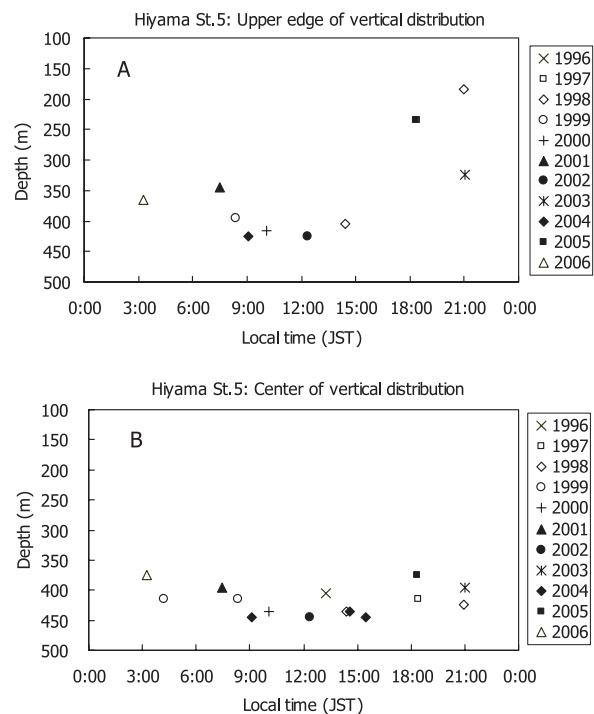


Fig. 28 Diurnal change of vertical distribution of walleye pollock at Hiyama St.5. Upper panel (A) is depth of upper edge of fish schools, and lower panel (B) is depth of center of schools.

で変動していた。200m深になると年変動幅は小さく水温は2~4°Cとなり、400m以深では0.5~0.9°Cでほとんど年変化は見られなかった。塩分は表層で34.0psu以下であったが、50m深付近に最大値があり200m以深では34.07psu付近でほとんど変化はなかった。

St.5では表面から30m深まで混合層が形成され、その下は躍層となり100m層の水温は4~10°Cであった。200m深の年変動は2~5°Cと岩内湾よりもやや大きかった。400m以深になると0.6~0.9°Cで岩内湾と同様に安定していた。塩分は表層では34.0psu以下であったが、50m

Table 7 Summary of surveys at JC11 off Iwanai (N43° 00', E140° 20')

Acoustic survey				CTD Date	Distance of Date	pollock distribution depth				Temperature at the depth		
Year	Date	Local Time	Day/Night			Upper Edge	Center	Lower Edge	Range	Upper Edge	Center	Lower Edge
1996	25-Oct	4:32	N	4-Oct	21	325m	405m	-	-	1.06°C	0.72°C	-
1997	15-Oct	1:59	N			315m	405m	465m	150m	0.93°C	0.53°C	
1997	15-Oct	2:50	N			305m	405m	475m	170m	0.97°C	0.53°C	
1997	15-Oct	5:13	N	2-Oct	13	325m	385m	475m	150m	0.88°C	0.53°C	<0.48°C
1997	15-Oct	6:05	D			345m	405m	465m	120m	0.70°C	0.53°C	
1998	7-Oct	16:01	D			345m	425m	485m	140m	0.93°C	0.66°C	
1998	7-Oct	19:23	N	29-Sep	8	255m	415m	535m	280m	1.41°C	0.66°C	<0.59°C
1999	10-Oct	8:48	D			405m	445m	535m	130m	0.84°C	0.66°C	
1999	19-Oct	1:24	N	6-Oct	4	315m	425m	485m	170m	1.45°C	0.66°C	<0.62°C
2000	6-Oct	6:28	D	2-Oct	4	405m	455m	485m	80m	0.85°C	0.75°C	<0.75°C
2001	27-Sep	7:00	D			335m	445m	475m	140m	1.07°C	0.61°C	
2001	27-Sep	8:07	D			355m	455m	465m	110m	0.96°C	0.59°C	
2001	27-Sep	11:16	D			355m	455m	505m	150m	0.96°C	0.59°C	
2001	27-Sep	15:42	D	10-Oct	-12	365m	435m	465m	100m	0.91°C	0.62°C	<0.58°C
2001	27-Sep	18:45	N			275m	425m	-	-	1.32°C	0.66°C	
2001	27-Sep	21:58	N			275m	425m	475m	200m	1.32°C	0.66°C	
2001	27-Sep	22:45	N			295m	395m	475m	180m	1.24°C	0.80°C	
2001	28-Sep	1:57	N			275m	425m	475m	200m	1.32°C	0.66°C	
2002	30-Sep	23:57	N	9-Oct	-9	315m	445m	535m	220m	1.22°C	0.72°C	<0.70°C
2003	4-Oct	19:37	N	8-Oct	-4	275m	445m	545m	270m	1.16°C	0.62°C	<0.57°C
2003	5-Oct	1:09	N			255m	425m	535m	280m	1.27°C	0.62°C	
2004	4-Oct	2:39	N	9-Oct	-5	335m	485m	535m	200m	0.99°C	0.56°C	<0.52°C
2004	5-Oct	9:51	D			445m	475m	515m	70m	0.60°C	0.56°C	
2005	16-Oct	3:38	N	16-Oct	0	275m	385m	535m	260m	1.37°C	0.77°C	<0.60°C
2006	15-Oct	4:23	N	3-Oct	12	345m	485m	515m	170m	1.04°C	<0.58°C	<0.58°C
MAX						445m	485m	545m	280m	1.45°C	0.80°C	
MEAN						325m	431m	498m	171m	1.07°C	0.63°C	
MIN						255m	385m	465m	70m	0.60°C	0.53°C	

Table 8 Summary of surveys at St.5 off Otobe (N42° 00', E140° 00')

Acoustic survey				CTD Date	Distance of Date	pollock distribution depth				Temperature at the depth		
Year	Date	Local Time	Day/Night			Upper Edge	Center	Lower Edge	Range	Upper Edge	Center	Lower Edge
1996	25-Oct	13:13	D	22-Oct	3	365m	405m	485m	120m	0.82°C	0.71°C	0.56°C
1997	12-Oct	18:24	N	22-Oct	-10	235m	415m	495m	260m	1.70°C	0.69°C	0.55°C
1998	10-Oct	14:24	D	21-Oct	-11	405m	435m	605m	200m	0.83°C	0.71°C	<0.55°C
1998	11-Oct	20:58	N		-10	185m	425m	575m	390m	4.06°C	0.73°C	
1999	10-Oct	8:21	D	19-Oct	-9	395m	415m	565m	170m	0.60°C	0.57°C	<0.43°C
2000	9-Oct	10:05	D	16-Oct	-7	415m	435m	545m	130m	0.59°C	0.57°C	<0.45°C
2001	30-Sep	7:28	D	3-Oct	-3	345m	395m	525m	180m	0.81°C	0.69°C	0.48°C
2002	6-Oct	12:22	D	8-Oct	-2	425m	445m	505m	80m	0.73°C	0.68°C	0.63°C
2003	7-Oct	21:01	N	7-Oct	0	325m	395m	475m	150m	0.81°C	0.65°C	0.50°C
	29-Sep	14:35	D		0	NASC<10	435m	NASC<10	-	-	0.70°C	-
2004	1-Oct	15:30	D	29-Sep	2		445m		-	-	0.68°C	-
	6-Oct	9:05	D		7	425m	445m	455m	30m	0.72°C	0.68°C	0.65°C
2005	19-Oct	18:19	N	13-Oct	6	235m	375m	5m	-230m	2.74°C	0.98°C	<0.71°C
2006	15-Oct	3:15	N	5-Oct	10	365m	375m	425m	60m	0.79°C	0.77°C	0.60°C
MAX						425m	445m	605m	180m	4.06°C	0.98°C	
MEAN						343m	417m	472m	128m	1.27°C	0.70°C	
MIN						185m	375m	465m	5m	-180m	0.59°C	0.57°C

深付近に最大値があり、200m以深では34.0psu付近で一定となるが、岩内湾に比べ年変動が大きかった。

また、両海域とも300m以深では水温年変動が非常に小さかった。400m深では、0.56~0.88°Cの範囲で平均0.73°C、450m深では0.51~0.75°C、平均0.61°C、また、深度による変化も小さくなり、深度400mと450mの間では平均0.126°Cの変化であった。

4.3.3 分布深度とスケトウダラの分布水温

4.3.3.1 岩内海域

岩内海域のJC11におけるスケトウダラ分布深度は、中心深度で見ると385~485mの範囲にあり、その平均は43m、変動幅は100mであった。上限深度は255~445m、下限深度は465~545mであった。分布層の厚さは70~280mで、昼間に薄く夜間に厚い傾向が見られた。

分布の中心深度の水温は0.53~0.80°Cの範囲にあり、平均0.63°Cと非常に低かった (Table 7, Fig. 30)。岩内海域の最も高い分布水温は1.45°Cと、下記の桧山海域よりも2°C以上低かった。

4.3.3.2 桧山海域

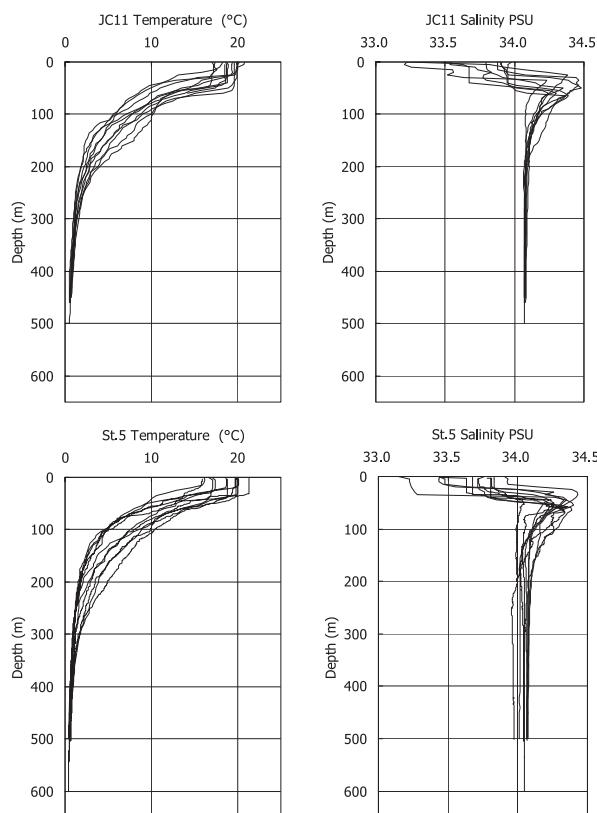


Fig. 29 Vertical profiles of temperature and salinity at JC11 (upper panels, Iwanai region) in 1996 and St.5 (lower panels, Hiyama region) in 2006.

桧山海域St.5におけるスケトウダラ分布の中心深度は375~445mの範囲にあり、その平均は417m、変動幅は70mであった。上限深度と下限深度は時間帯によって大きく変化し、上限は185~425m、下限は425~605mに達していた。分布層の厚さは30~390mと、昼間に薄く夜間に厚い傾向は岩内海域と同様であった。

分布の中心深度の水温は0.57~0.98°Cの範囲にあり、平均0.70°Cと低く、標準偏差も0.096でありバラツキも小さかった (Table 8, Fig. 30)。ただし、2005年の分布水温は0.98°Cであり、他の年と比べて突出して高かった。また、本章で求めたスケトウダラ分布範囲の中で最も高い水温は、1998年のSt.5の深度185mにおける4.06°Cであった。

4.3.3.3 スケトウダラの分布水温

分布水温をまとめると、スケトウダラの分布の中心は0.53~0.98°Cであり、両海域を通じて分布の中心が0.8°Cを上回ったのは2005年だけであった (Fig. 30)。また、分布の上限深度の水温は4.06°Cであった。さらに、エコーグラム (Fig. 25) でスケトウダラと確認できた反応で、最も浅かった深度と水温は、桧山海域2006年の水深95m (水温5.2°C)、最も高温だったのは同海域2005年125m (7.4°C) であった。

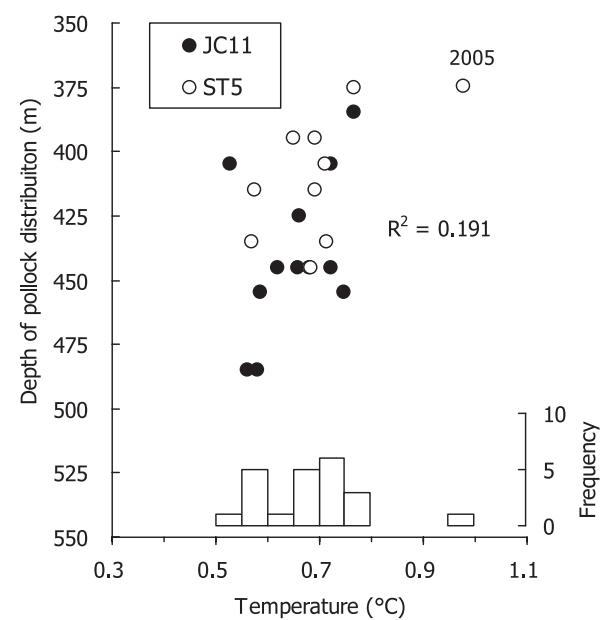


Fig. 30 Statistical relationship between temperatures and depths of the center of walleye pollock distributions, and the frequency distribution of the ambient temperatures. Black dots indicate data from JC11, and open circles indicate data from St.5. Coefficient of determination was calculated excluding the data in 2005 at St.5.

4.3.4 水温と分布深度の相関分析

スケトウダラの分布がどの深度の水温の影響を最も受けているのか、各基準層の水温とスケトウダラの分布深度を相関分析し、決定係数で比較した (Table 9, Fig. 31)。その結果、分布深度に近い400m層の水温との決定係数が0.122と最も小さく、100m層水温との間の決定係数が0.656となり、調べた各層水温の中で最も決定係数が高かった。ただし、2005年は飛び値であったので、いずれの計算からも除いた。

次に、岩内JC11と桧山沖 St.5 の100m層の水温とスケトウダラの分布中心深度の経年変化をFig. 32に示す。上がJC11で下がSt.5 である。2005年を除き両地点とともに、分布深度と100m深水温の変化傾向は一致していることが明らかとなった。

4.3.5 水温の水平分布

以上の結果を基に、400m深の水温水平分布とスケトウダラ分布の関連を調べた (Fig. 33, 34)。この図から、1980年代には0.7°C以下の水温が広範囲に広がっていたが、1993年頃から0.7°C以上の水温帯が海域中央に広がり始め、音響資源調査が開始された1996年以降はほぼ海域全体が0.7°C以上となっていた。

4.4 考察

本研究により、1) 産卵回遊期のスケトウダラの分布深度は年変動すること、2) スケトウダラ鉛直分布の中心水温は0.7°C前後であり、ほとんど0.8°Cを上回ることがないこと、3) 分布深度の決定には、表層100m層の水温変化の影響が大きいことなどが明らかになった。

この海域の表層は対馬暖流が流れしており、本研究の結果はスケトウダラ分布深度と対馬暖流の関係を示している可能性もある。そこで、気象庁 (2008) で発表してい

Table 9 Coefficients of determination between the temperature at each depth layer and the depth of walleye pollock distribution. The 2005 data were excluded from analysis.

Depth (m)	Coefficient of determination	
	St.5	JC11
0	0.160	0.032
30	0.358	0.358
50	0.306	0.320
100	0.656	0.251
150	0.546	0.233
200	0.499	0.160
400	0.122	0.102

る100m層水温10°C以上の面積指数である対馬暖流勢力と、本海域での対馬暖流勢力の指標として10°C以上の厚み（深度）を調べ、それぞれスケトウダラの分布深度と比較した。得られた決定係数はそれぞれ、 $R^2=0.202$ および $R^2=0.432$ となり、100m層水温との $R^2=0.656$ よりも小さかった（全て2005年を除く）。このことから、スケトウダラの分布深度は対馬暖流勢力というよりも、物理的な水温そのものに反応していると考えられる。

太平洋やベーリング海など他の海域でのスケトウダラの分布水温は1.4°C以上の海域が多く、1.0°C以下の報告は東ベーリング海のみである (Kooka *et al.*, 1998)。日本海のスケトウダラがこのような低水温を選択する理由には、日本海中層域は動物プランクトンやマイクロネクトンなどの餌生物が少ない環境であることが考えられる（小岡, 1999）。ところで、スケトウダラの代謝の特徴は低水温では同化率は変化しないが、異化率が低下することにある（吉田・桜井, 1984）。したがって、餌の

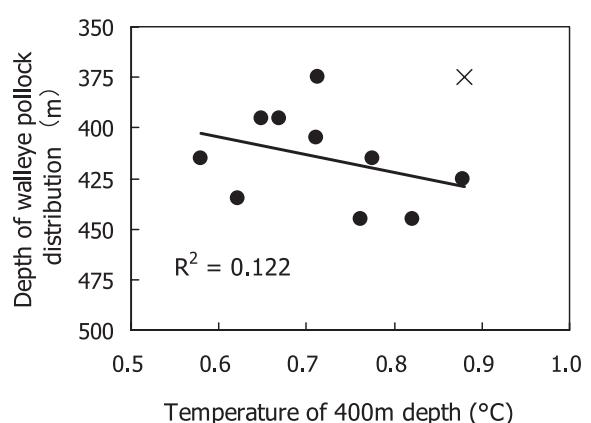
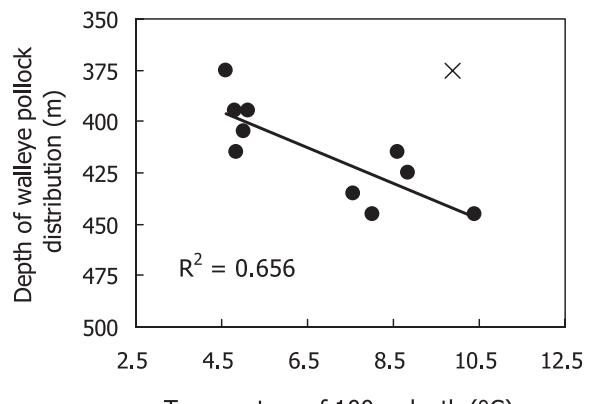


Fig. 31 Statistical relationships between temperature of 100m (upper) or 400m (lower) depth and the depth of walleye pollock at St.5. Coefficients of determinations were calculated excluding the data in 2005 showed by crosses.

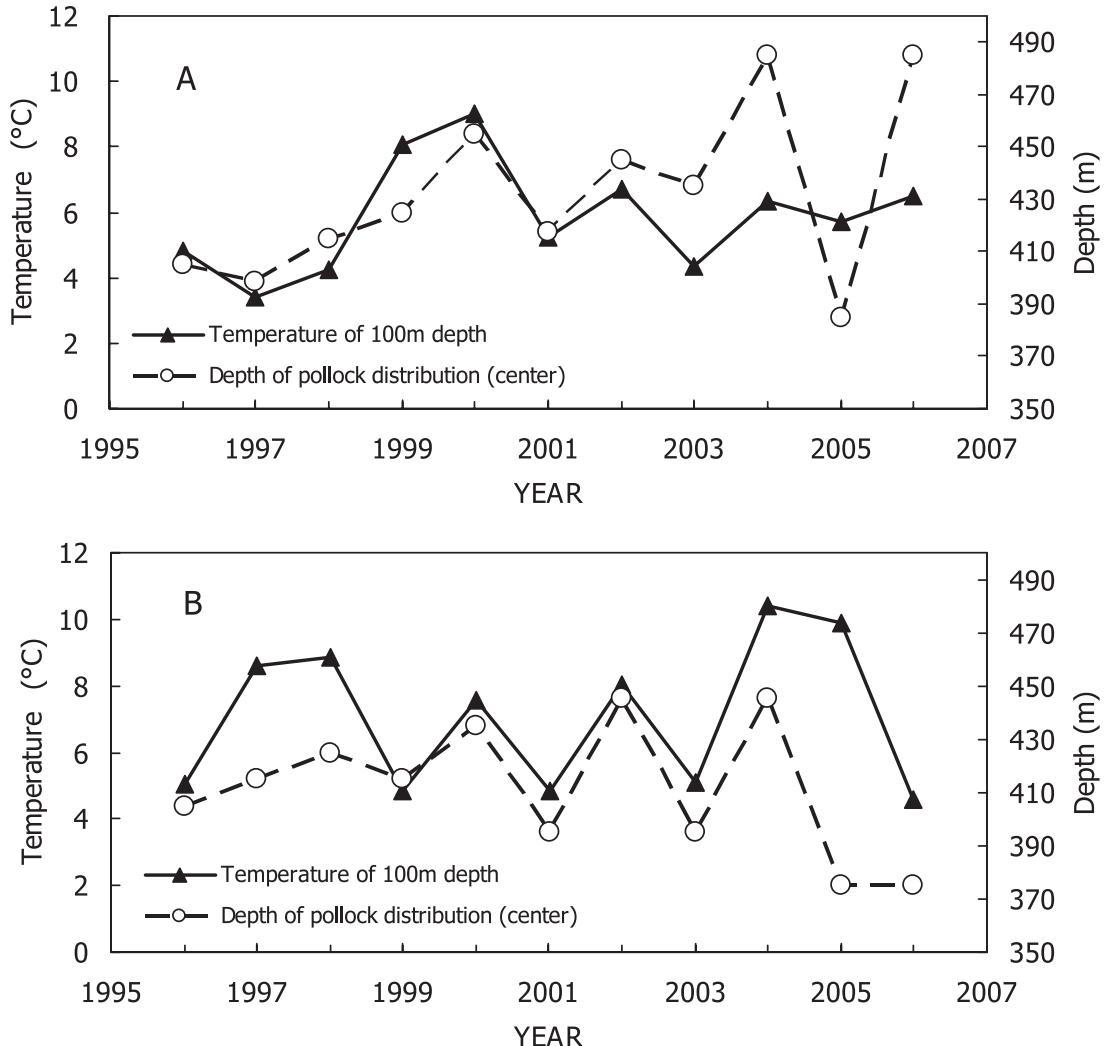


Fig. 32 Changes of temperature of 100m depth and the depth of walleye pollock vertical distribution (center of schools) at JC11 (A) and St.5 (B).

少ない環境でエネルギー収支を節約するのであれば、より低い水温帯に分布する選択もありうる (Macpherson and Duarte, 1991)。日本海のスケトウダラは産卵場まで移動するのに際して、積極的に摂餌するよりも、摂餌を抑えて深度400m前後の水温0.7°Cの低水温帯を通ることで、エネルギーを節約していると考えられる。10月の摂餌強度が低いことも (小岡ほか, 1997), この仮説を裏付けている。

しかし、一部のスケトウダラが摂餌していることは、小岡ほか (1997) が、この時期の主要な餌生物が *Themisto japonica* などの端脚類であることを示していることからも明らかである。この海域の *T. japonica* は、夜間に浮上し深度150~200m層での密度が高くなる (Kooka *et al.*, 1998)。また、この時期に限らず重要な餌生物であるオキアミ類の *Euphausia pacifica* も太平洋海域では夜間に浮上することが知られている (Miyashita *et al.*,

2004)。本研究では、詳細に日周鉛直移動を観察することで、一部のスケトウダラのみが鉛直移動していることを確認した。この点は、Kooka *et al.* (1998) の結果と一致する。それらのスケトウダラは上記の動物プランクトンを追って浮上し、日の入り、日の出の時間帯に摂餌している (Yoshida, 1994) と考えられる。

また、本研究の結果、表層水温でスケトウダラの分布深度の年変化は説明可能であり、表層水温が高くなると、スケトウダラの分布深度が深くなることが明らかになった。このことは産出された卵のふ化に不適な高水温を避ける生態的行動と推察される。しかし、深度400mに分布するスケトウダラの主群が表層の水温を察知することはできないことから、摂餌のために夜間表層に浮上する一部のスケトウダラが卵のふ化に不適な水温を検知し、そのような高水温を避けて移動回遊するため分布深度も深くなるのではないだろうか。1996年以降、表層

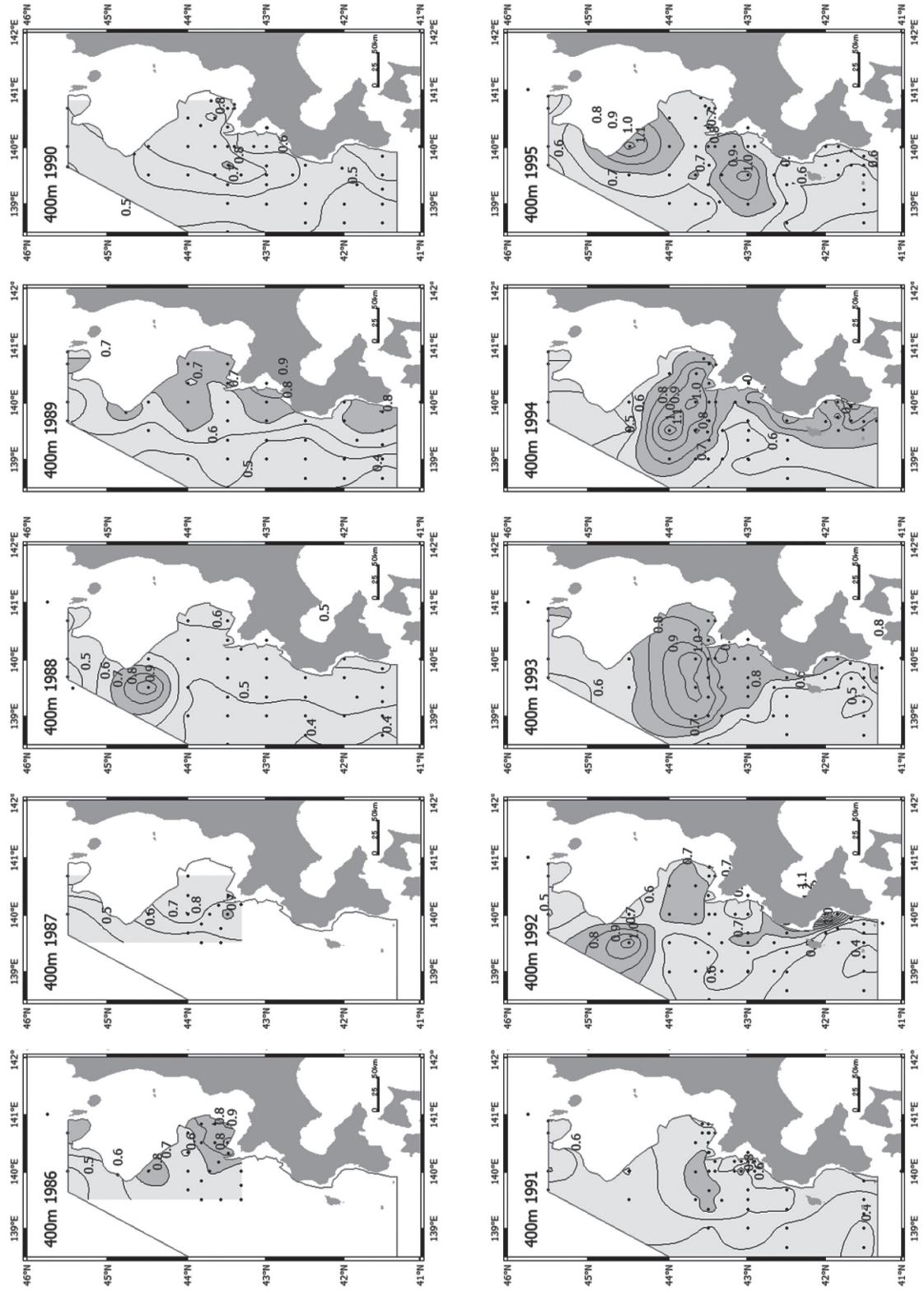


Fig. 33 Horizontal temperature profiles at 400m isobath in autumn from 1986 to 1995. Areas filled with dark gray are warmer than 0.7°C.

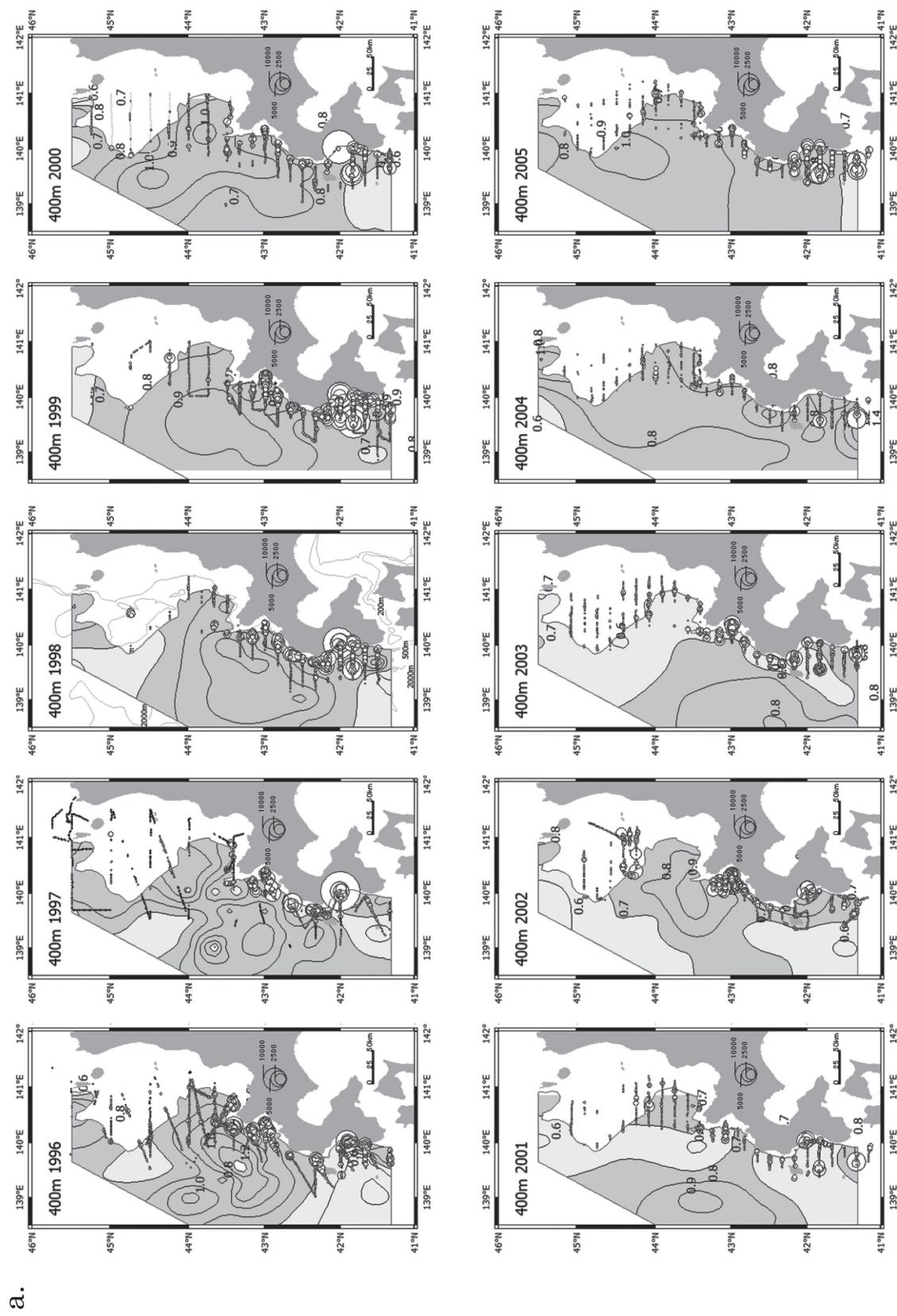


Fig. 34 Horizontal temperature profiles of 400m isobath temperature and NASC of walleye pollock in autumn from 1996 to 2007. Areas filled with dark gray are warmer than 0.7°C.

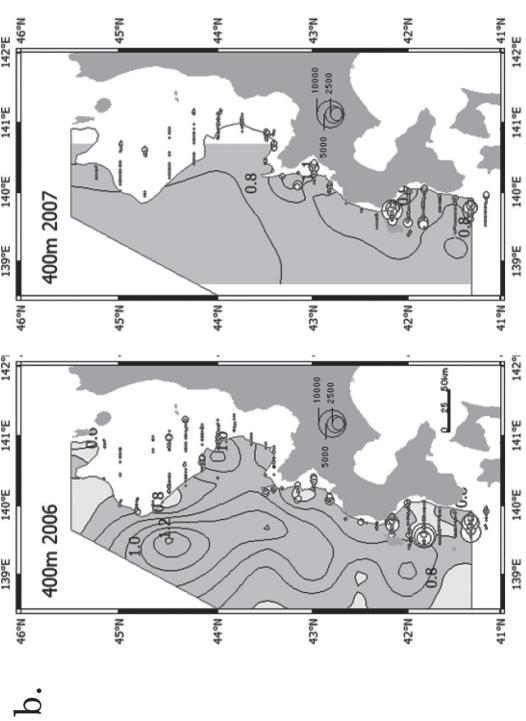


Fig. 34 continue.

100mの水温は4~10°Cの範囲にあった。10°Cではスケトウダラ成魚は分布可能であっても（石垣, 1960），産出された卵ではふ化率の低下が起こる可能性が高いことから（中谷・前田, 1984），対馬暖流勢力下に繁殖する冷水性魚類スケトウダラの適応戦略ではないだろうか。

今回，計量魚探機とCTDという観測機器を用いることによって，詳細な水温変化に応答するスケトウダラの生態が明らかにできた。これまで，秋期のスケトウダラ分布深度は水温には影響されないと考え方が多くあった（高倉, 1954；Kooka *et al.*, 1998）。しかし，岩内湾海域でも桧山海域ほど明瞭ではなかったが，表層水温と相関が見られたことは，今回得られた水温と分布深度の関係が一般的なものであることを示している。

本章で得られた結果を基に，スケトウダラ産卵推定した回遊経路の2パターンをFig. 35に示した。地形データは日本海洋データセンターのJ-EGG500，米国地質調査所のGTOPO30を用いた。Fig. 35 (A) は低水温期，(B) は高水温期の回遊経路である。10月の表層水温が低い時代には積丹半島以北に産卵場が形成されるが，高い時代になると回遊経路の深度が深くなり（B）図のように，同海域に産卵場は形成されにくくなる。

第5章 スケトウダラ北部日本海系群の漁獲量と標準化水温

5.1 緒言

スケトウダラ北部日本海系群は，過去には沿海州や太平洋系群との交流を指摘されたこともあるが，基本的には武藏堆，雄冬岬沖，石狩湾，岩内湾および桧山沖などで産卵し（Tsuji, 1990），宗谷海峡周辺，武藏堆，雄冬沖で成育，やがて成熟すると産卵場へ回遊すると推定されている。ところが，1980年代以降，漁獲量の減少や資源状態の低下とともに，産卵場の縮小が指摘されている（北海道立中央水産試験場資源管理部, 2007）。

これまで，本系群の資源変動に関連して，三宅（1991）が漁獲量の地域差を，呉ほか（2002）は漁獲量の変動に加え水温との関係を，Funamoto（2007）が表面水温と加入量の関係を報告しているが，いずれも分析期間が20~30年間であり数十年周期の環境変動と比較するには充分に長いとは言えない。そこで本章では，55年間（1952~2006年）の沿岸水温指数の時系列変化を用いて，スケトウダラ産卵群漁獲量との相関関係を再検討し，次いでVPAで得られたRPSとの関係も検討した。

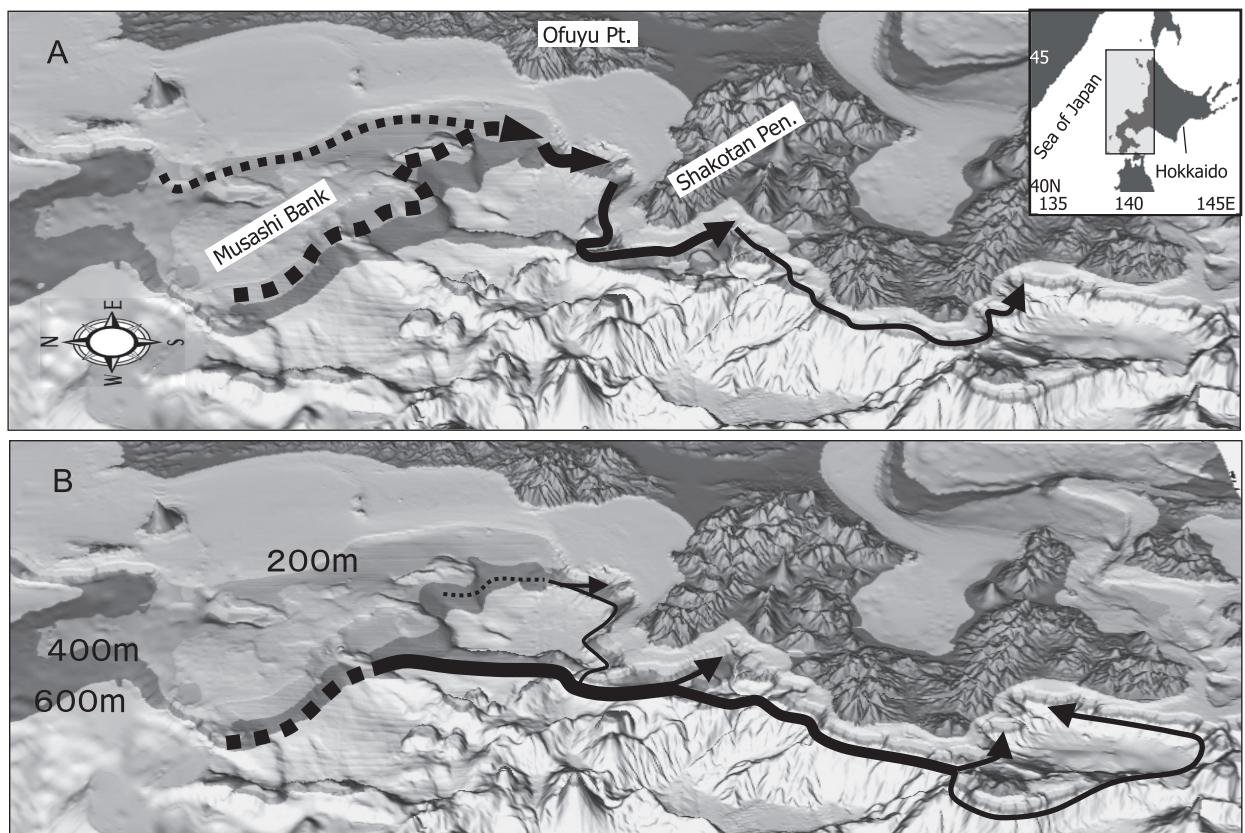


Fig. 35 Conceptual maps of walleye pollock spawning migration routes in the periods of low (A) and high (B) sea surface temperature. Solid and dotted lines show the routes from feeding grounds to spawning grounds off Hokkaido in the Sea of Japan. The 3D topographic maps were developed using the numeric data sets J-EGG500 and GTOPO30.

5.2 材料と方法

5.2.1 標準化水温

長期間にわたる水温の指標として、田中（2002）が報告した北海道西岸海域の標準化水温を用いた。これに2006年6月までの計算値を加えてデータセットとした（田中、私信）。標準化水温とは、北海道西岸で最大9ヶ所の沿岸水温観測点について、観測期間が重複する1931～1960年の月平均値からの偏差をその標準偏差で標準化し、海域平均した指標である。1993年以降の観測点は最大4地点である。1897年から利用可能であるが、本章の分析では、比較する漁獲量との関係から1935年以降のデータを用いた。この水温指数は北海道西岸域全体の平均的な変動を良く表現できると考えられている（田中、2002）。

5.2.2 スケトウダラ漁獲量と加入量、並びに再生産成功率（RPS）

スケトウダラ漁獲量を分析する際には、漁業に関連した技術開発や社会情勢の変化に留意しなければならない。例えば、1960年に冷凍すり身技術が開発されてからスケトウダラ漁獲量が急増したり、逆に200海里施行の1977年以降には急激に減少したりしている。沖合底びき網漁業の漁獲量は、このような社会情勢の影響を受けて大きく変化しやすい。

それに対して、沿岸域で産卵群を対象としているすけどうだら刺し網漁業や同はえ縄漁業では、そのような技術開発や社会情勢の変化の影響は少なく、漁獲量は資源

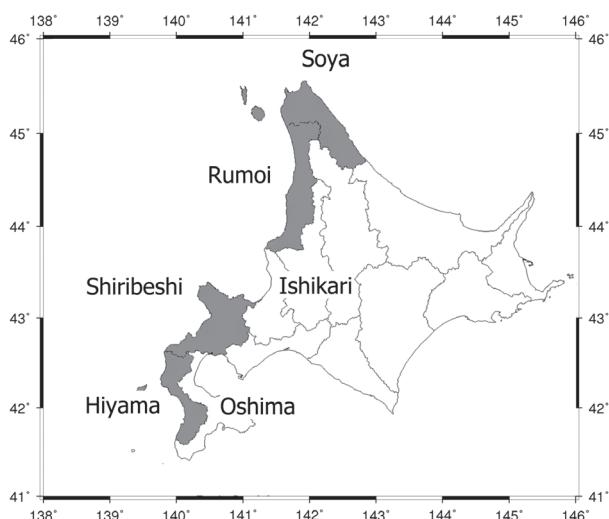


Fig. 36 Sub-prefectural areas in Hokkaido prefecture as of 2004. The catches of walleye pollock recorded by six branch offices in the areas facing the Sea of Japan were analyzed. Catches in four gray shaded areas were compared with sea temperature.

状態を比較的素直に反映していると考えられる。そこで、漁獲量と水温の相関分析にはこれらの沿岸漁業による漁獲量を用いた。

漁獲統計は、原則として1935年以降の北海道漁業現勢または北海道水産現勢を用いた。これらの資料から、沿岸域で産卵群を漁獲対象とするすけどうだら刺し網漁業およびすけどうだらはえ縄漁業（一本釣り含む）で漁獲されたスケトウダラ生産高を支庁別に集計した。ただし、1975年以前については、漁業別魚種別の生産高が記載されていないため、漁業別生産高を用いた。近年の例では上記のようなスケトウダラ専獲漁業の場合、生産高の99%がスケトウダラで占められることから、全量をスケトウダラ漁獲量として扱った。

集計範囲は、日本海に面した宗谷、留萌、石狩、後志、桧山支庁と渡島支庁とした（Fig. 36）。宗谷支庁にはオホーツク海に面する地域も含まれるが、オホーツク海沿岸における沿岸漁業での漁獲量は少ないため、そのまま分析に用いた。一方、渡島支庁ではスケトウダラ漁獲量の大半が太平洋側海域で漁獲されており、また、石狩支庁は漁獲量が僅かであったことから、両支庁の漁獲量は分析には含めなかった。さらに、1941年、1944～1951年の漁業種別生産高は、第二次世界大戦などの影響で部分的に欠けていたため、分析には利用しなかった。

水温との比較に用いた加入量およびRPSは、本間ほか（2008）のVPA結果から引用した。

5.3 結果

5.3.1 水温と漁獲量

分析に用いた宗谷、留萌、後志、および桧山支庁の刺し網漁業とはえ縄漁業の漁獲量の経年変化を、Fig. 37. Aに示した。また、同図のBおよびCに、それぞれ冬期間の標準化水温およびRPSの経年変化を示した。

宗谷、留萌支庁では、1955年頃から1975年までの間、多いときには1万tを超える漁獲が見られたが、1976年以降は1991年を除き1,000t以下で推移していた。

後志支庁では、戦前から1985年まで2～4万tの間で数年単位の増減を繰り返していたが、その後単調な減少傾向を示すようになり、1993年には5千t、そして2006年には2千tにまで減少した。

桧山支庁では、戦前の1937年に4.4万t、戦後の1952年には1.8万tの漁獲があったが、1954～1977年まで1万t以下で推移し、特に1958～1972年の漁獲量は1,000t以下と非常に少なくなっていた。その後、1978年から増加し2002年まで1～2万tの漁獲があったが、2006年には7千tとなった。

これらの支庁別漁獲量年計とその年の月平均標準化水

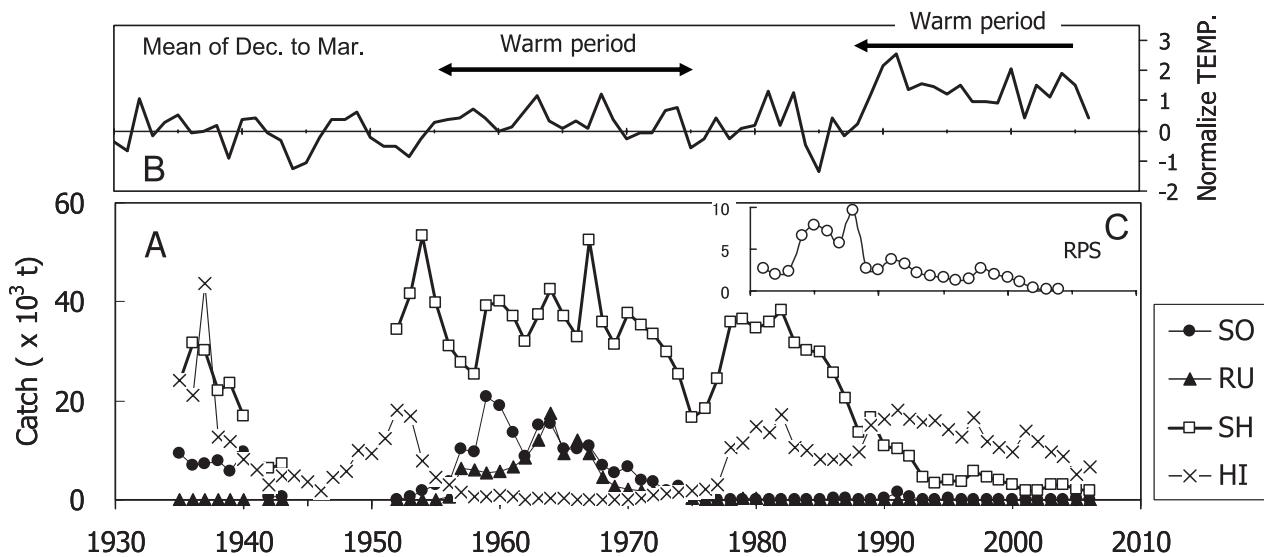


Fig. 37 Annual catches of walleye pollock in coastal fisheries in four sub-prefecture areas (A), normalized coastal sea temperature averaged for spawning season (B), and the RPS (individuals/kg) during 1981 to 2004 (C, Honma et al. 2008). Symbols in “A” indicate catches from each area; SO, RU, SH, and HI denote Soya, Rumoi, Shiribeshi, and Hiyama, respectively.

温の散布図行列を作成し、相関係数を求めた (Fig. 38, Table 10)。ただし、第二次世界大戦の前後は桧山支庁以外の漁獲統計が欠けており、また、この期間は4支庁ともに戦争の影響で漁獲量が低下していたと判断されるため、相関分析には1952年以降の漁獲統計を用いることとした。

宗谷、留萌支庁では漁獲量と標準化水温との間に強い相関関係は見られなかつたが ($r = -0.26 \sim 0.27$)、5月の標準化水温との相関係数は有意であった。また、漁獲量の多い1960年代には、どの月の標準化水温も平均値に近い0.0～1.0であることが多かつた。後志支庁では冬期1～3月、10～12月の標準化水温と有意な負の強い相関関係 ($r = -0.62 \sim -0.37$) が認められた。このことは、水温が高いほど漁獲量は少なくなる関係を示している。一方、桧山支庁では、逆に1月、12月の水温と有意な正の相関関係が認められた。ただし、相関係数は $r = 0.34 \sim 0.36$ と後志支庁ほど強い関係とはならなかつた。

北海道西岸日本海海域のスケトウダラの産卵期は12～3月であり (田中1970, 前田ほか1988)，これらの相関係数から漁場=産卵場形成は沿岸水温と深い関わりを持つていることが伺われる。

5.3.2 水温と加入量、およびRPSの関係

まず、標準化水温と年級豊度の関係を分析するために、スケトウダラ北部日本海系群のVPA資源量推定値の2歳加入尾数と比較した。比較した標準化水温は、スケト

ウダラ産卵期に合わせて前年10月からその年の9月までの月平均水温とした。すると、前年12～3月と5月の水温との間で有意な負の相関関係 ($r = -0.57 \sim -0.46$) が見られた (Table 11)。つまり水温が低いほど年級豊度が多く、高いと少ない関係が認められた (Fig. 39)。

しかし、同様な関係は後志の沿岸漁獲量でも見られていることから、産卵親魚が多ければ年級豊度も多いという再生殖関係に起因する因果相関の可能性がある。そこで、産卵親魚の多寡の影響を除くために、RPSと水温の関係を分析した。この場合も、前年12～3月の水温との間に負の有意な相関 (-0.64～-0.48) が見られたが (Table 11)，左上、右下の2群に分離される傾向が認められた (Fig. 39)。

次に、これら前年12～3月の標準化水温の平均値を求め、RPSに対し点描したのがFig. 40である。1984～1988年の低水温・高RPS期と、1981～1983年と1989年から2004年までの高水温・低RPS期の2つのグループが認められた。標準化水温0.0以下の年では、高いRPSのみが観察されており、0.0～0.5の範囲では1:1の比率で、0.5以上では全て低いRPSとなっていた。その中でも、1991年は最も高い標準化水温であったが、低RPS期のなかでは最も高いRPSを示していた。

5.4 考察

5.4.1 標準化水温の変化とレジームシフト

今回の分析から、冬期の沿岸水温とスケトウダラ漁獲

量(産卵群)との間には密接な関係があり、後志では負の、桧山では正の相関関係があることが示された。1989年以降の冬期間の標準化水温は、これまでにない高水温が続いていることから、スケトウダラ産卵群は高水温を避けて産卵回遊するという第4章で述べた推論と矛盾しない。

また、1970年代に宗谷、留萌支庁で産卵群が漁獲されなくなり、武蔵堆や雄冬岬沖などの産卵場が見られなくなったのも、1955～1975年頃の高水温期と一致し、さらに。これらの高水温期の始まりと終わりは、レジームシフト 1956/57, 1976/77, 1988/89 (Yasunaka and Hanawa, 2002) とほぼ同期していることは興味深い。辻 (1975) は、日本海沿岸での1974年漁期について、岩内、桧山、

稚内ノース場への来遊量は多く、雄冬、武蔵堆漁場へは少なかった、と報告している。また、秋期の遅くまで夏期の成層状態が維持される海況状況が2, 3年続いている。このような海況条件の年には、分布の中心漁場である雄冬、武蔵堆漁場のスケトウダラ漁況はよくない傾向があるが、その原因については不明である、と述べている。この記述は、1970年代前半に水温環境の変化があつたことを伺わせる。

5.4.2 産卵場形成に与える水温環境と海底地形の影響

後志支庁と異なり、桧山支庁では相関係数は小さいが、水温と有意な正の相関が見られたことは注目される。しかし、1954～1977年までの不漁期間は高水温期にあたり、

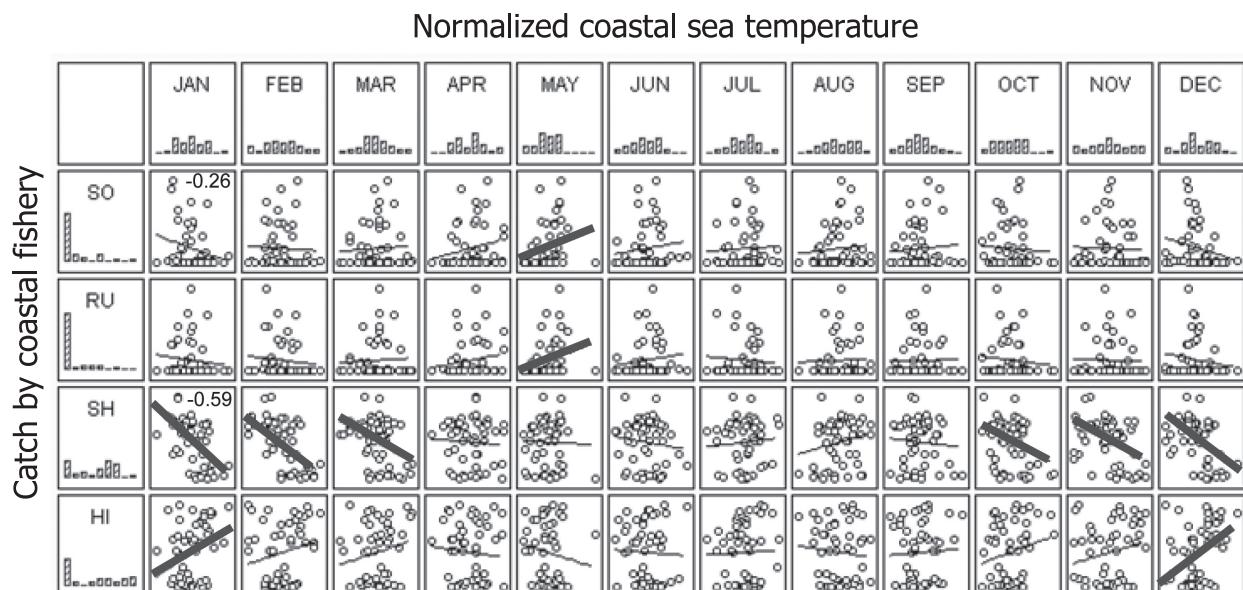


Fig. 38 Correlations between the normalized monthly mean coastal sea temperature and annual catches of walleye pollock in sub-prefecture areas of western Hokkaido, the Sea of Japan, from 1952 to 2006. Solid lines in these plots show regression lines, and thick lines indicate significant linear correlations at $\alpha = 0.05$. SO, RU, SH, and HI are the abbreviations of sub prefectures that is Soya, Rumoi, Shiribeshi, and Hiyama, respectively. The bar charts of the upper row and the left column show frequency distributions of sea temperature and catches of walleye pollock, respectively.

Table 10 Correlation coefficients (r) between the normalized monthly mean coastal sea temperature and annual catches of walleye pollock in sub-prefecture areas of western Hokkaido, the Sea of Japan, from 1952 to 2006. Asterisks show statistically significant r at $\alpha = 0.05$.

	JAN	FEB	MAR	APR	MAY	JUN	JUL	AUG	SEP	OCT	NOV	DEC
SO	-0.26	-0.06	0.04	0.21	0.27 *	0.13	0.05	0.08	0.05	-0.08	-0.06	-0.24
RU	-0.13	-0.12	0.04	0.17	0.27 *	0.14	-0.07	0.03	0.00	-0.13	-0.04	-0.18
SH	-0.59 *	-0.62 *	-0.40 *	-0.05	0.02	-0.11	0.08	0.18	-0.11	-0.37 *	-0.46 *	-0.53 *
HI	0.34 *	0.19	0.18	-0.09	-0.13	-0.04	0.04	-0.09	0.04	0.18	0.18	0.36 *

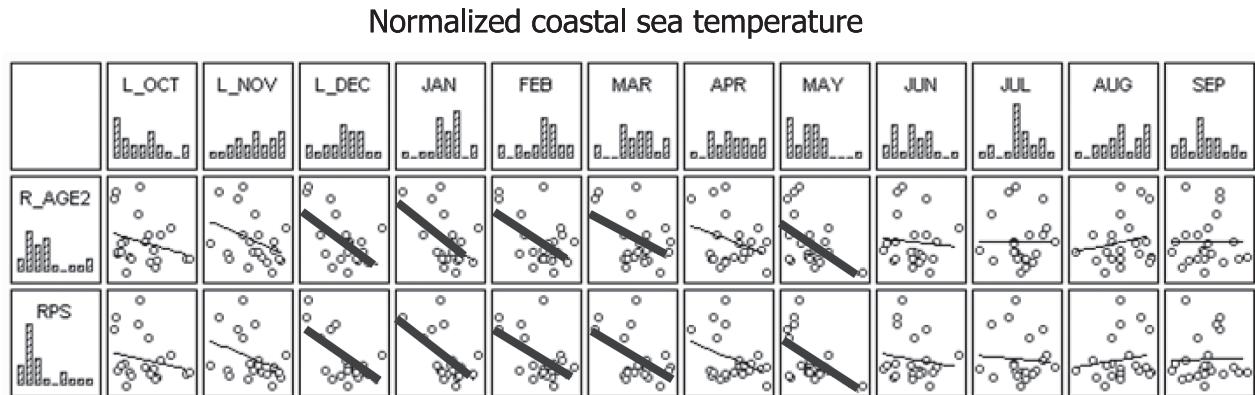


Fig. 39 Correlations between the monthly mean of normalize coastal sea temperature, recruits (age-2) and RPS of walleye pollock from 1981 to 2004. Solid lines in these plots show regression lines, and thick lines indicate significant linear correlations at $\alpha = 0.05$. The bar charts of the upper row show frequency distribution of sea temperature, and the charts of the left end show recruits and RPS of walleye pollock.

Table 11 Correlation coefficients (r) between the normalized monthly mean coastal sea temperature, recruits (age-2) and RPS of walleye pollock from 1981 to 2004. Asterisks show statistically significant r at $\alpha = 0.05$.

	L_OCT	L_NOV	L_DEC	JAN	FEB	MAR	APR	MAY	JUN	JUL	AUG	SEP
R_AGE2	-0.27	-0.40	-0.57 *	-0.52 *	-0.57 *	-0.46 *	-0.30	-0.46 *	-0.11	0.06	0.20	0.07
RPS	-0.23	-0.40	-0.64 *	-0.57 *	-0.59 *	-0.48 *	-0.35	-0.48 *	-0.16	-0.02	0.17	0.05

水温では説明できない年代である。1957年当時の北海道立水産試験場では、高温の影響で産卵場が北偏したと考えられていた。近年になって夏目（1998）は、産卵群は来遊していたが分布深度が深くなつたため当時のえ縄漁業の技術では漁獲できなかつたと推察している。

この点は、前述の辻（1975）の疑問にも通じる。単純に考えると南ほど高水温の影響を受けやすい。しかし、第4章の結果から、表層の高水温はスケトウダラの分布深度を深くするように作用することが示された。したがつて、北部海域の武藏堆や雄冬岬沖など海底深度が比較的浅い海域には、スケトウダラの移動に必要な水温帯が存在しなくなつたため、スケトウダラは武藏堆から積丹半島に至る400～450m深の水深帯を大陸棚斜面に沿つて南下し、桧山海域にたどり着く。そのため地理的には中心にあつた雄冬沖の産卵場が、最初に消滅したと推察される。

本章では、長期間の水温データと支庁別漁獲量の関係を検討し、また期間は短いながらRPSとの関係も示すことができた。これらの結果から、スケトウダラ北部日本海系群の再生産は産卵場形成のみならず初期生残についても高水温の影響を大きく受けており、レジームシフトとの関係が注目される。

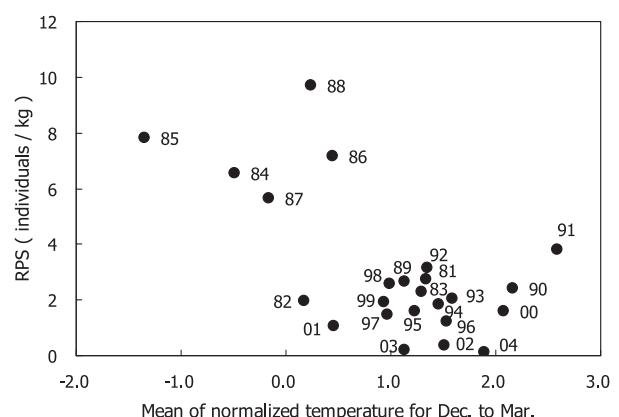


Fig. 40 Comparison between mean of normalized temperature from December to March and RPS of walleye pollock from 1981 to 2004.

第6章 スケトウダラ北部日本海系群の産卵場の変化

6.1 緒言

これまで本論文では、音響調査によるスケトウダラ分布と水温環境から産卵場形成過程を示し（第4章）、半世紀におよぶ漁獲量と沿岸水温の長期間データシリーズの比較により産卵場形成に対する高水温の影響を検証し

た（第5章）。本論文では、ここまで魚群の分布や漁獲量変動から産卵場を推定したが、実際にスケトウダラが何処で産卵しているのか明らかにしておく必要がある。

近年、地球温暖化やレジームシフトなどの環境の変化に応答する資源変動が注目され（桜井・岸、2005），スケトウダラについても水温と再生産との関係が幾つか報告されている。それらによると、北部日本海系群では冬期表面水温と漁獲量や年級豊度は負の相関関係にあり（吳ほか、2002；三宅・田中、2006；Funamoto, 2007），水温と正の関係が見られる太平洋系群（Funamoto, 2007）やアラスカ湾（Bailey, 2000）などとは逆の関係がある。このようなことから、北海道西岸を北上する対馬暖流との関係が注目されている。

水温がどのようにスケトウダラの初期生残過程に影響しているのかを明らかにするためには、まず産卵場が何処に形成されているのかを確認し、従来の知見と異なるか否かを示す必要がある。

これまで、日本海での産卵場形成の根拠の一つとしてスケトウダラ産卵群の分布や漁獲状況が判断材料となっていた。高倉（1954），石垣（1960），田中（1970），田中・及川（1971），辻（1975），前田ほか（1988），夏目（1998），亀井ほか（1999），Kooka *et al.*（2001）などの報告によると、日本海に分布するスケトウダラ北部日本系群の産卵場は北から利尻・礼文島周辺、雄冬沖から余市沖に至る石狩湾、岩内湾および桧山沖に主要な産卵場が存在していたと考えられる。しかし、近年においては雄冬岬沖以北の海域で産卵場の形成は確認されていない。さらに、宗谷留萌海域では産卵群を対象とした沿岸漁業のスケトウダラ漁獲量が、1970年代以降減少していることから、雄冬岬以北において産卵場が形成されている可能性は低い（北海道立中央水産試験場資源管理部 2007）。

また、スケトウダラの卵は分離浮性卵で表層に浮遊することから、産卵場形成を確認する方法としてネット採集による卵の分布調査が行われている（Nakatani and Maeda, 1981）。日本海では、利尻・礼文島周辺海域から石狩湾以北の日本海、岩内湾、および桧山海域でスケトウダラ卵の分布が報告されている（金丸ほか、1979；佐野、1980、1984，深瀧、1983；前田ほか、1988；八木・武藤、1993など）。しかし、これまで道西日本海沿岸全域を網羅した卵分布に関する報告は見あたらない。

そこで、本研究ではスケトウダラ卵の分布調査を、産卵期間中の2月（田中、1970；八木・武藤、1993）に道西日本海沿岸域で広範囲に行うことにより、スケトウダラ北部日本海系群が何処で産卵しているかを確認し、また、水温環境の変化が卵の輸送に与える影響についても考察した。

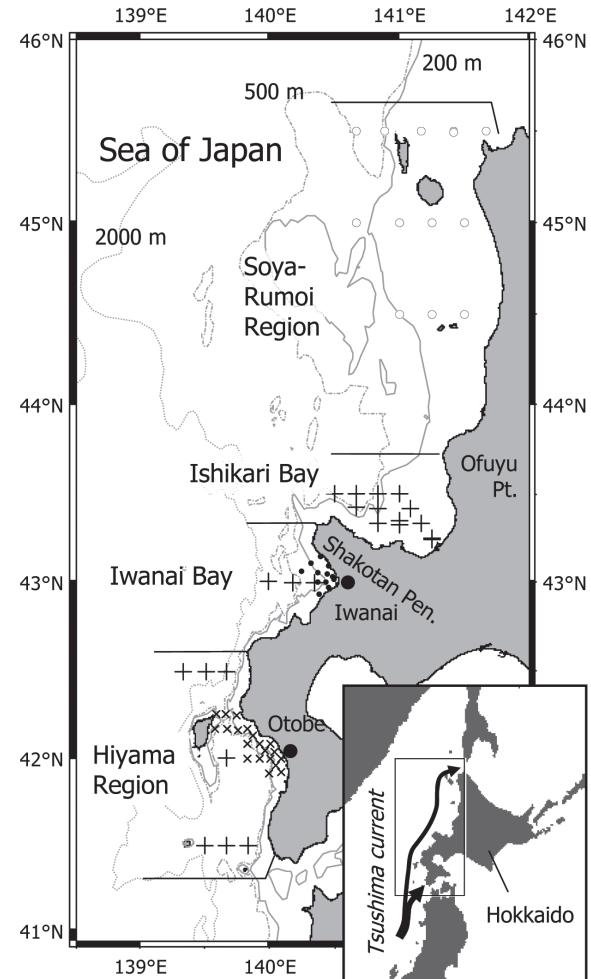


Fig. 41 Survey area. Symbols indicate net type and research vessel. Open circle (o): NORPAC net and Hokuyo Maru, dot (●): NORPAC net and quoted from Hokkaido (2006, 2007), cross (+): 80R net and Oyashio Maru, small symmetric cross (×): 80R net and Kinsei Maru.

6.2 材料と方法

2006年2月5～21日および2007年2月5～21日の間、Fig. 41に示す地点で、北海道立水産試験場所属の試験調査船おやしお丸、北洋丸、および金星丸を用いてCTDによる水温・塩分の測定と、80リングネット（口径80cm、目合0.33mm）、もしくはNORPACネット（口径45cm、目合0.33mm）による鉛直曳き採集を実施した。スケトウダラの卵は、分離浮性卵で表層から150m層まで分布することから（金丸ほか、1979），150m深から表面までの鉛直曳きを行った。海底の深さが150mより浅い場合は海底直上からとした。ただし、金星丸では曳網距離が150mとなるようにワイヤー長を調節して表面までの鉛直曳きとした。

なお、岩内湾に関しては、北海道（2006, 2007）が報告している泊発電所周辺温排水影響調査結果報告書（以下、泊影響調査報告書と記す）に記載されているスケトウダラ卵調査の結果を利用した。調査は、2006年2月7日と2007年2月10日に温排水影響調査の一環として実施された。採集ネットは上記と同じNORPACネットを用い、150m深、もしくは海底直上からの鉛直曳きで採集した。以上の調査海域および調査分担などをTable 12にまとめて示した。

ネットで採集された標本は約5%の海水ホルマリンで固定し、後日実験室でスケトウダラ卵を同定して発生ステージごとに計数した。分類ステージは次のとおりとした（Nakatani and Maeda, 1981; 1989）。

Stage 1: 受精から前期胞胚期

Stage 2: 後期胞胚期から原口閉鎖直前

Stage 3: 原口閉鎖から胚体は卵周の3/4以下

Stage 4: 胚体は卵周の3/4以上

異なる採集ネットの採集量を比較するために、面積当たり卵密度（個/m²）を求めて比較した。また、泊影響調査報告書に記載されている卵分布密度の単位は、

個/100m³であり、これは100m曳網した場合の面積当たり密度に相当する。そこで、本論文では、単位を「個/m²」に置き換えて示した。

産卵場の推定には、受精してからほぼ1日以内（遊佐, 1954）と推定されるStage 1の卵を用いた。また、Nakatani and Maeda (1981)は、噴火湾において卵の発育ステージごとの分布密度を示して卵の輸送を推定したが、本研究では岩内湾の密度単位や海域による採集方法が統一されていないため、一律に比較することは困難である。従って、本研究では卵の輸送過程を推定するため、各調査点のステージ頻度組成をもって検討した。

6.3 結果

6.3.1 2006年のスケトウダラ卵分布

スケトウダラ卵は、宗谷・留萌海域ではまったく採集されなかつたが、石狩湾、岩内湾、および桧山海域の広い範囲で卵が採集された（Fig. 42）。

主な産卵場別に見ると、石狩湾では分布密度は最大で738個/m²、岩内湾では19,550個/m²、桧山海域では3,322個/m²であった（Fig. 43 A～C）。石狩湾では、余市沖の海底深度100m付近で最も多く採集された。岩内湾では、海底深度200mの入り込んだ地点およびその南側の沿岸

Table 12 Summary table of the egg surveys with NORPAC and 80R net in the Sea of Japan off western Hokkaido.

Area	Year	Period	Net type	Number of station	Research vessel
Soya and Rumoi	2006	Feb. 5-6	NORPAC	8	Hokuyo Maru
Coastal part of Hiyama	2006	Feb. 6	80R	20	Kinsei Maru
Offshore part of Ishikari Bay to Hiyama	2006	Feb. 6-7	80R	10	Oyashio Maru
Coastal part of Iwanai Bay	2006	Feb. 7	NORPAC	12	quoted from Hokkaido (2006)
Ishikari Bay	2006	Feb. 20-21	80R	10	Oyashio Maru
Soya and Rumoi	2007	Feb. 5-6	NORPAC	10	Hokuyo Maru
Ishikari Bay	2007	Feb. 6	80R	3	Oyashio Maru
Coastal part of Hiyama	2007	Feb. 7	80R	6	Kinsei Maru
Coastal part of Iwanai Bay	2007	Feb. 10	NORPAC	12	quoted from Hokkaido (2007)
Ishikari Bay	2007	Feb. 20-21	80R	3	Oyashio Maru

寄りに多く、北側や沖合側には少なかった。また、少數であるが、岩内沖北緯43°00'、東経140°00'および140°10'の地点で、それぞれ42個/m²、20個/m²の分布が確認された。

桧山海域においても、海底深度が200mより浅い乙部沖での採集数が多かったが、同海域の南端に位置する江良沖の北緯41°30'、東経139°50'の地点で38個/m²の卵が採集され、また、乙部の北側に位置する久遠と奥尻島との間の海底深度500m以深の地点でも38個/m²の分布が確認された。一方、奥尻島北側の北緯42°30'線の3地点では採集されなかった。

次に、産卵場所を推定するためにStage 1の分布を調べた(Fig. 44)。このStage 1の卵は沖合域にはほとんど認められず、岩内湾と桧山の海底深度200m以浅の沿岸域に集中して分布していた。岩内湾での最大密度は19,350個/m²、桧山海域では1,574個/m²であった。石狩湾では、2地点でそれぞれ2個/m²、4個/m²の分布が見られたに過ぎなかった。

続いて各発育ステージの占める比率を各ステージ別に示した(Fig. 45)。海域ごとに見ると、石狩湾ではStage 2～4が多く、Stage 1が全く採集されなかった。岩内湾では沿岸寄りの調査点ではStage 1～3の比率が高く、Stage 4はほとんど採集されなかった。しかし、沖合寄りの2地点では逆にStage 1、2は見られず、3、4のみで占められていた。桧山海域の乙部沖ではStage 1、2の比率が高く、Stage 3とStage 4は少なかった。また、桧山海域の南方に位置する江良沖ではStage 1の卵は見られず、Stage 2、3、4の比率がほぼ同程度見られた。

全体的な傾向として、Stage 1は前述の全ステージの分布と同じように沿岸域で高い比率を示すが、Stage 2、3と発育が進むにしたがって久遠と奥尻島との間や岩内湾の沖、積丹半島北側での比率が高くなっていた。さらにStage 4になると、岩内湾や桧山海域の沿岸域での比率は0.1%以下と非常に小さく、北海道と奥尻島との間、岩内湾の沖、および石狩湾で高くなっていた。

6.3.2 2007年のスケトウダラ卵分布

2007年は天候が悪く充分な調査はできなかつたが、天壳・焼尻島以北から宗谷海峡、石狩湾、岩内湾および桧山海域でネット調査を行つた(Fig. 46)。2006年と同様に、宗谷・留萌海域でのスケトウダラ卵の採集は皆無であった。主要な産卵場である岩内湾、桧山海域では、それぞれ最大で12,392個/m²、5,700個/m²と2006年と同程度の分布密度が見られたが、石狩湾では2006年の1/17と大幅に少ない42個/m²であった。

ステージ別の分布傾向も全体的には2006年と同様で

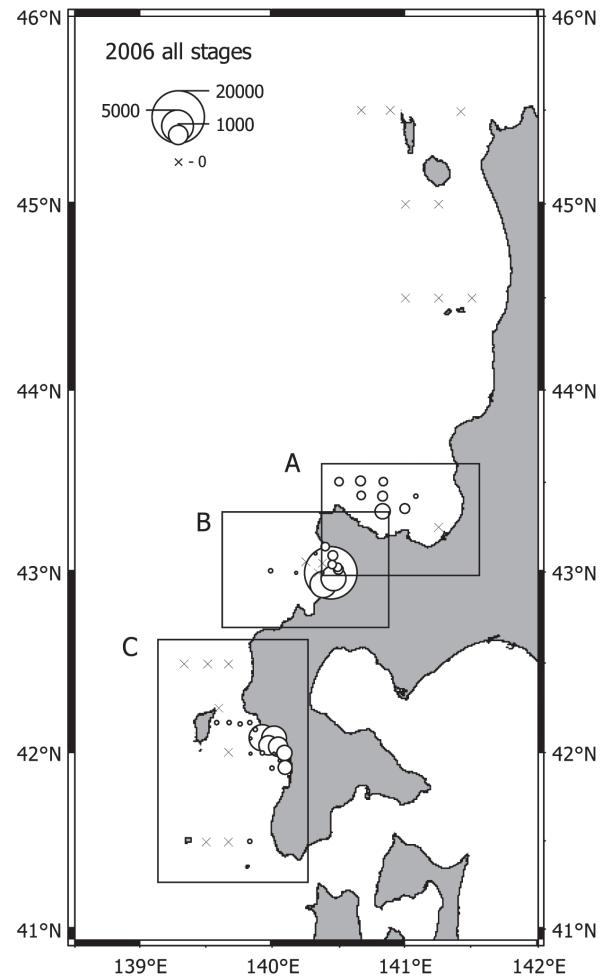


Fig. 42 Walleye pollock egg distribution in February 2006 (numbers/m²). Crosses show stations where no eggs were captured. Survey subsections based on fishing grounds were labeled with alphabets.

あり、Stage 1の卵は岩内湾や桧山海域で見られ、Stage 4はほとんど採集されなかつた。しかし、石狩湾でStage 1の卵が1地点で2個/m²採集されたこと、桧山海域でStage 1の比率が少ないとなどは2006年と異なつてゐた。

6.3.3 2006年と2007年の水温

桧山沿岸域の水温鉛直分布をFig.48に示す。これを見ると、2006年(○)は表層で5～7°Cの範囲にあり、深度200mまで水温は急激に低下するが、210～500mでは1.7～0.6°Cとなっており、どの深度でも7°C以上の水温は見られなかつた。ところが、2007年(●)の水温は全体的に2006年より高く、特に5～70m層の水温は9°C以上となつてゐた(Fig.48)。また、2007年は表面水温が7～9°Cであつても、深度5mでは全点で9°C以上となつており、表面と表層70mでは最大1.5°Cの水温差が見られた。

表面水温と深度50m層水温の水平分布を見ると(Fig.

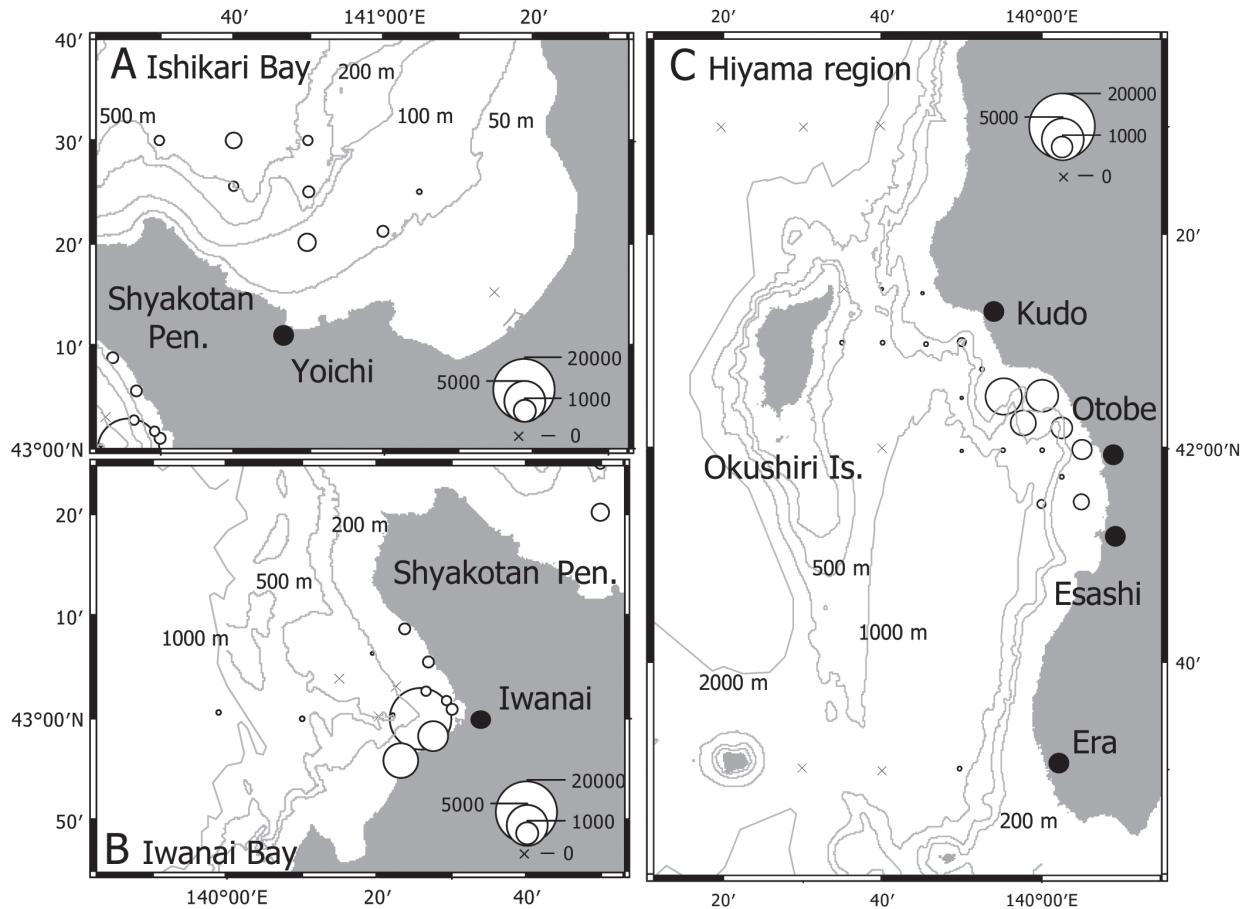


Fig. 43 Walleye pollock egg distributions in survey subsections off western Hokkaido.

49), 2006年はスケトウダラ卵が採集された石狩湾から桧山海域にかけては両深度とも4~7℃の範囲にあつた。また、利尻・礼文島の東側で表面水温0~1℃の低水温域が見られたが、深度50mでは3~4℃となっていた。

一方、2007年は桧山海域を除いて表面と深度50m層はほぼ同じ水温分布を示し7℃等温線は積丹半島の北側まで達していた。ところが、桧山海域では9℃等温線の位置は表面と深度50m層で異なり、深度50m層では北緯42°以北に位置していた。

6.4 考察

本研究の結果、宗谷・留萌海域からは2006, 2007年ともにスケトウダラの卵は全く採集されず、岩内湾と桧山海域（乙部沖）でStage 1の卵が高密度で見られたが、石狩湾では非常に少なかった。このことから、近年の北海道日本海沿岸での主要なスケトウダラ産卵場は岩内湾と乙部沖にあり、宗谷・留萌海域では産卵場は形成されておらず、形成されていたとしても相当小規模であったと考えられる（Fig.50）。

スケトウダラ産卵群を漁獲対象とする沿岸漁業の2005年度（2005年4月から2006年3月）の漁獲量を見ると、宗谷・留萌海域では138t、石狩湾でも612t、岩内湾で1,392t、桧山海域では5,273tとなっており（本間ほか, 2007），石狩湾以北で少ないことが分かる。また、1996~1998年10月に北海道西岸日本海全域を対象にしたスケトウダラ産卵群の音響調査の結果でも、積丹半島以北で少なく（第3章），積丹半島以南の沿岸寄りに多く分布することが報告されている（三宅ほか, 2001）。これらの産卵群の分布情報は、本章の結果と一致する。

産卵場に関する既往の報告を見ると、1979, 1980年2~3月には、積丹半島以北から利尻・礼文島周辺海域に至る広い海域で、少数ながらStage 1の卵を含むスケトウダラ卵が採集されている（佐野, 1980, 1984）。さらに、1955, 1956年には石狩湾でスケトウダラ卵の分布が報告されている（金丸ほか, 1979）。これらの卵分布情報に加えて、1959~1968年冬期には、雄冬岬沖で産卵中の親魚が漁獲されていた（田中, 1970）。このことから、1970年代以前には宗谷・留萌海域にも産卵場が形成されていたと考えられる。したがって、1980年代以降に産卵

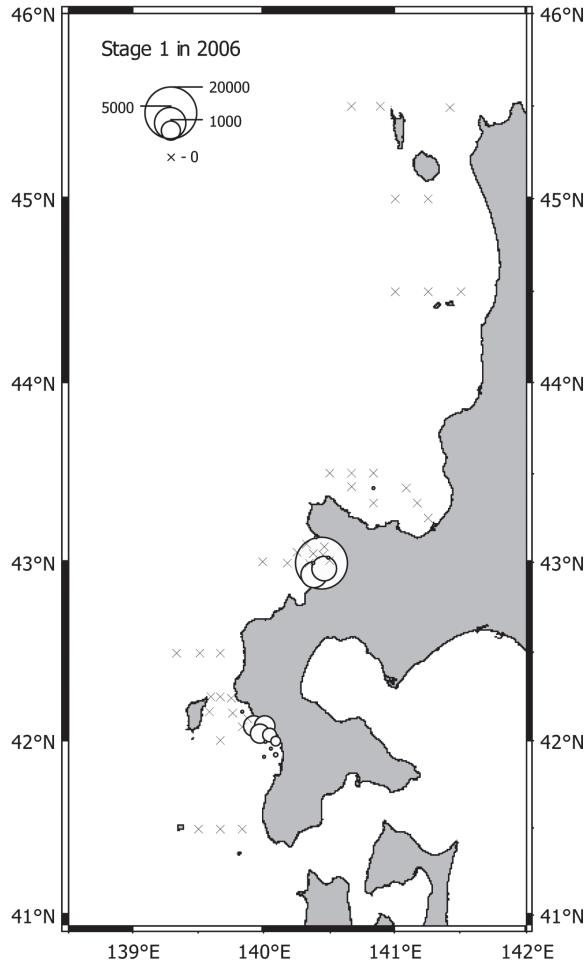


Fig. 44 Distribution of Stage 1 eggs of walleye pollock in February 2006 (numbers/m²).

場形成場所に変化が起こっていたと推定される。

次に、卵の輸送について考察する。Stage 1 の卵は石狩湾、岩内湾、桧山海域で確認され、特に岩内湾と桧山海域の海底深度200m付近で多く見られた。これらの地点は既往の知見（八木・武藤、1993；夏目、1998）ともほぼ一致することから、実際の主たる産卵場所を示すと考えられる。さらに、ステージ組成比率から桧山海域乙部沖の産卵場から南北方向へ輸送されている様子が認められ、Stage 4 になると前述の産卵場付近ではほとんど採集されず、その南北に位置する周辺海域に分布していた (Fig. 45, 47)。このことは、従来の北へ流される説（前田ほか、1988）を裏付けるとともに、乙部沖で投入された漂流GPSブイ9個の内2個が南下して、津軽海峡を抜けて太平洋へ流出した結果と照らし合わせ（中多ほか、2006），南方へ輸送される卵の存在を示すと考えられる。

岩内湾においては、Stage 1 の比率が高い地点で Stage 4 の比率が小さかった。このことから、発育の進んだ卵は岩内湾から流出している可能性が考えられる。ただし、

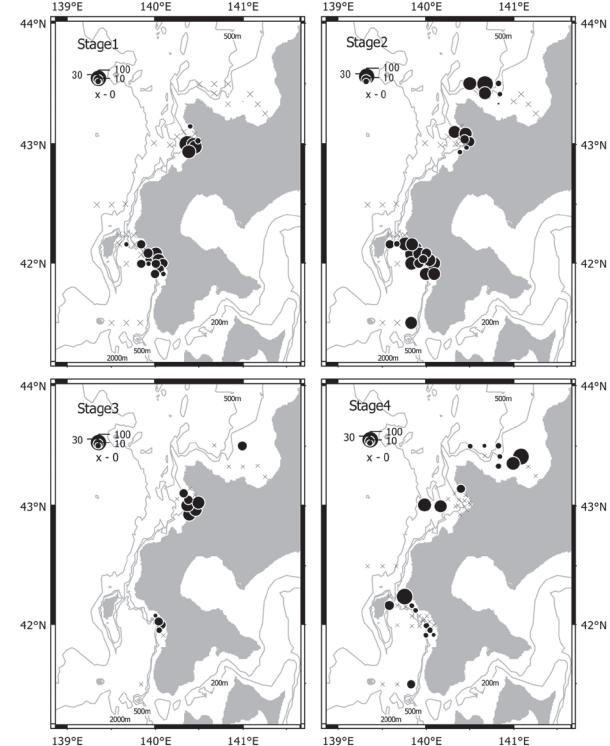


Fig. 45 Percentage of each egg development stage at each station in February 2006.

岩内湾の沖合で採集された卵は、前出の漂流ブイの結果や北上する対馬暖流の流れから判断して岩内起源ではなく桧山起源と考えるのが妥当であろう。

一方、石狩湾ではStage 1 の卵が少なく、発育の進んだ卵の比率が高かった。遊佐（1954）によると、水温6～7℃の場合、受精後9日12時間でStage 4 となる。また、前出の漂流ブイ調査で北上した漂流ブイの桧山海域から積丹半島西方沖までの所用時間は2週間であることから（中多ほか、2006），石狩湾で採集された卵には、石狩湾内で産卵されたものよりも対馬暖流によって桧山海域や岩内湾から輸送してきたものが多かったと推定できる。

このように、北部日本海系群の産卵場は岩内湾、桧山海域に形成され、産出された卵は一部南下するものを除き、大部分は北上し、石狩湾周辺海域に輸送されると推定される。その後の浮遊仔稚魚は、北海道沿岸日本海では石狩湾以北の海域のみで採集されている（板谷ほか、2008）。また、宗谷・留萌海域から武蔵堆海域に至る大陸棚と陸棚斜面で未成魚が多量に採集されていることから（本間ほか、2008），この海域がスケトウダラ北部日本海系群の成育場であると考えられる。この点については、既往の知見と一致する（佐々木・夏目、1990；夏目・佐々木、1995）。

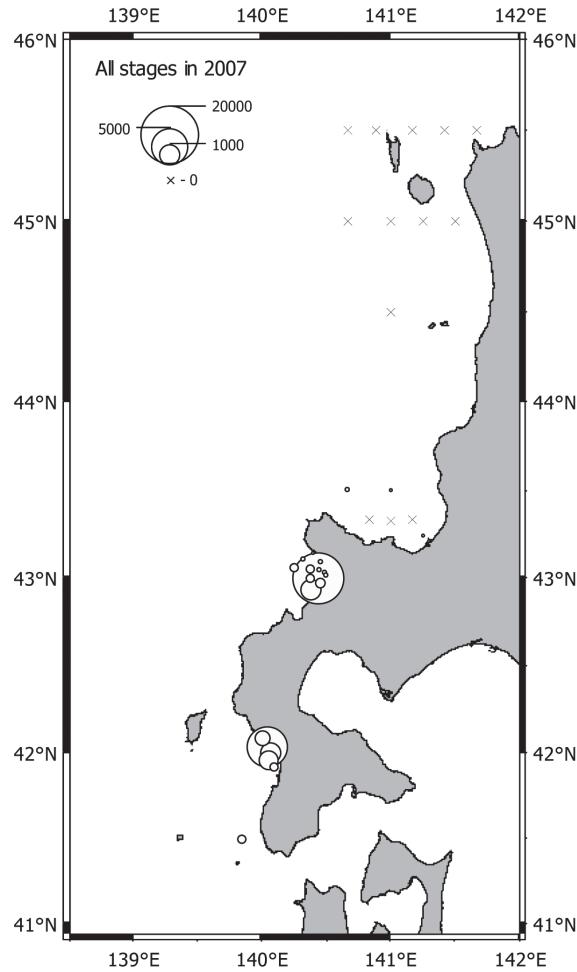


Fig. 46 Walleye pollock egg distribution in February 2007 (numbers/m²). Crosses show stations where no eggs were captured.

つまり、近年においても成育場の形成場所は変化していないが、産卵場が南偏することで、1980年代以前に比べて産卵場と成育場の距離が離れてしまったと考えることができる。産卵場形成場所と成育場の関係が生残率に重大な影響を与えることはアラスカ湾 (Hinckley *et al.*, 1991) や道東太平洋系群 (Hamatsu *et al.*, 2004) でも報告されている。その原因としては輸送の問題が上げられているが、本海域ではそれに加えて、卵発生期の高水温の影響を考慮する必要がある。

例えば、2007年は桧山海域から積丹半島に至る卵の輸送経路での水温が7°C以上、桧山海域に限ると9°Cとなっていたことから、卵のふ化率が低下し、石狩湾での卵分布密度が少なくなった可能性がある。Funamoto (2007) は、北部日本海系群の加入量が2月の石狩湾の表面水温と強い負の相関関係を持つことを報告しており、本研究の結果は、その因果関係の具体例を示すことができたと考える。また、桧山海域では表面水温と表層

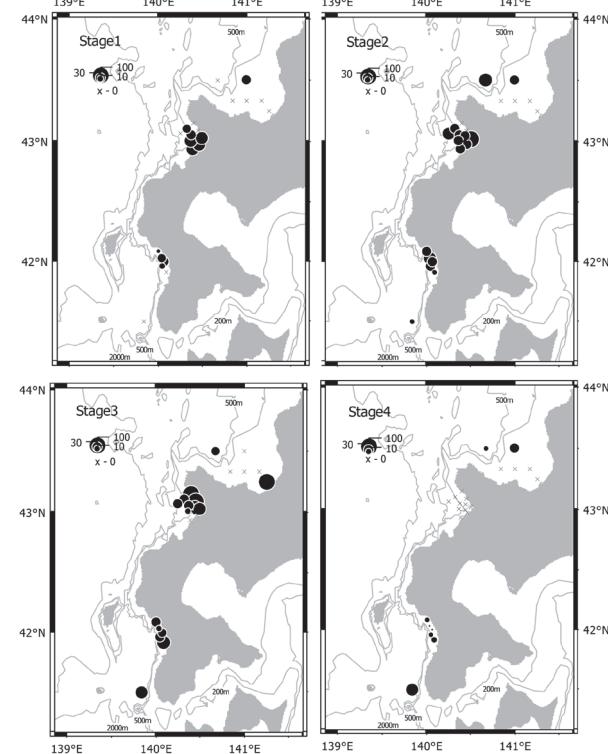


Fig. 47 Percentage of each egg development stage at each station in February 2007.

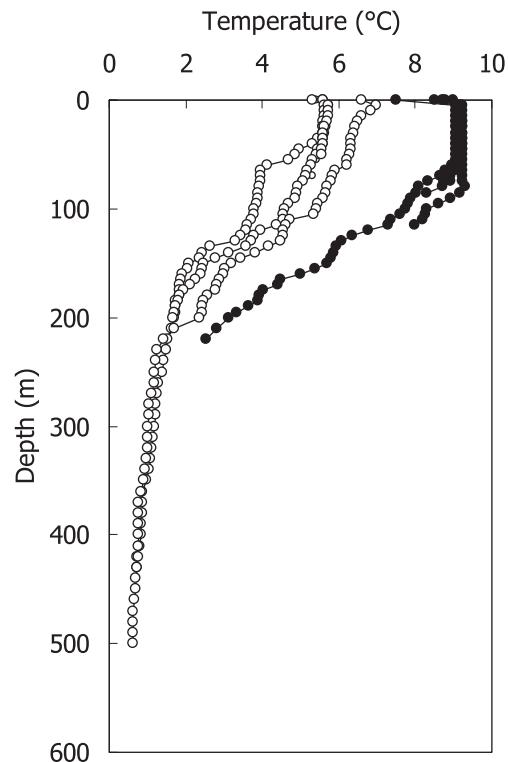


Fig. 48 Vertical temperature profiles at coastal stations off Otobe in Hiyama region in February 2006 and 2007. Open circles indicate temperature from 2006, and closed circles indicate temperature from 2007.

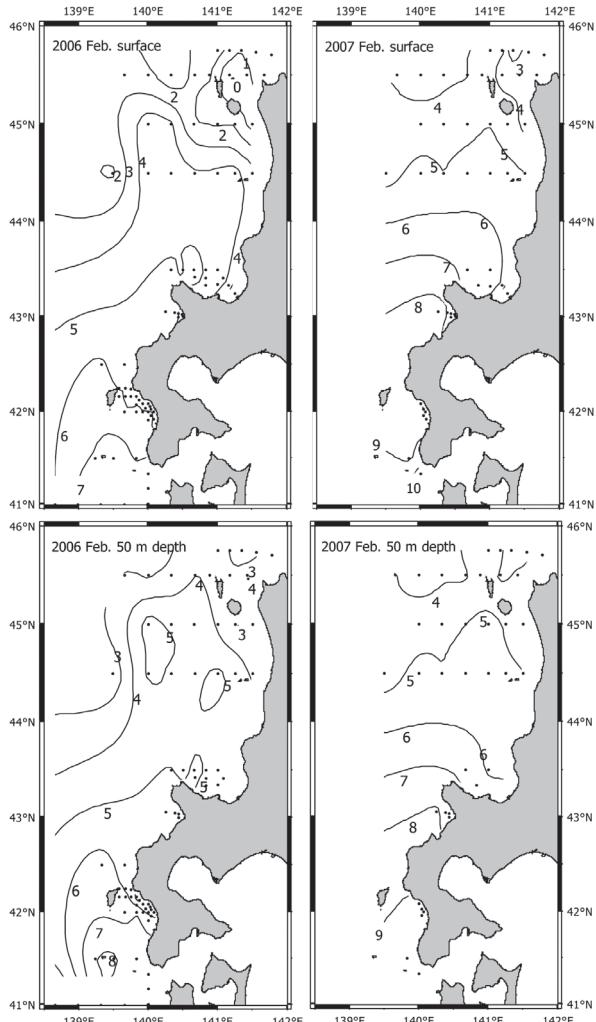


Fig. 49 Horizontal temperature profile of surface (upper) and 50 m depth (lower) in February 2006 and 2007 off the western Hokkaido. Dots show the locations of CTD casts. Numerals on contour lines show water temperature in degree Celsius.

水温には最大1.5°Cの差があることが、Funamoto (2007) の報告で桧山海域での相関係数が小さくなっていた原因かも知れない。

本研究の結果、近年は産卵場が主に積丹半島以南の岩内湾と桧山海域に形成されていることが明らかとなり、これは既往の知見と異なることから1980年以降に形成場所の変化が起こったと考えられた。このことにより、成育場との距離が離れるとともに、卵期に高水温に遭遇する確率が大きくなり、卵の生残率が低下したと推察した (Fig.50)。

第7章 総合考察

7.1 音響で推定された現存量の信頼性

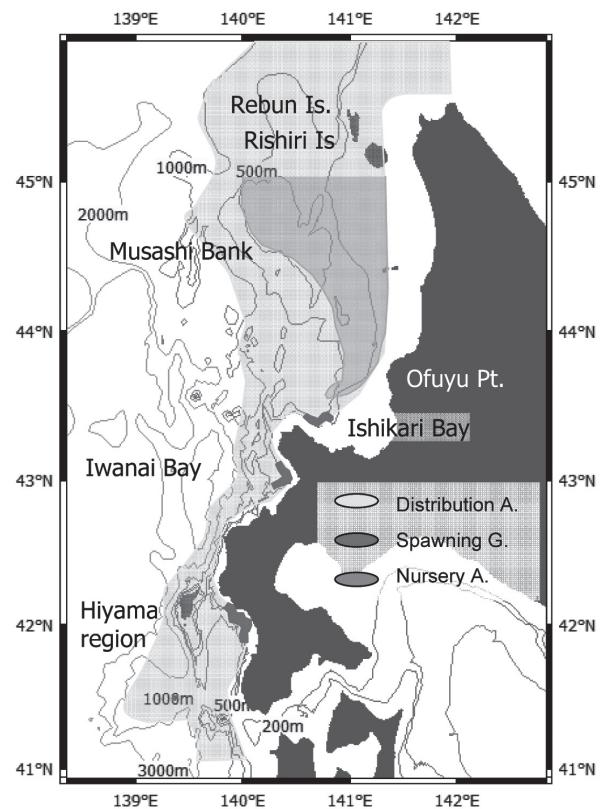


Fig. 50 Walleye pollock distributions, spawning grounds, and nursery ground in the Sea of Japan, in recent years. General distribution extent was shown as gray shaded area. Spawning grounds are indicated as black shaded areas. A nursery ground is filled with dark gray.

第2章では、標準球較正不良で1998年の現存量推定値が過大評価されていたことを示した。また、音響データに泡切れなどのノイズが含まれていても、ノイズ除去処理することでこれらのノイズを取り除き、スケトウダラの反応を実用的なレベルで抽出できることを示した。較正不良やノイズは系統誤差であるから、後処理で補正することができる。しかし、統計的な処理ではその正確度を評価することはできないため、標準球較正の場合にはTSgainの経年変化などが良い判断基準となる。

ノイズを除去する場合でも、可能な限りノイズの少ないデータを小区間でも取っておき、それを基準としてノイズ除去処理を適用することで、正確度の低下を避けられる。

しかし、第3章で現存量を推定した際に、調査範囲が狭くなった2002年の推定値は、前後の年の6割程度しかなく相当な過小評価と判断される。したがって、三大誤差要因である雑音、気泡、揺れの影響を低減させることは重要であるが、音響資源調査においては対象魚群の分布範囲を空間的に網羅することが最も重要である。

また、第3章では音響資源調査によって現存量を推定した。その推定値はVPA結果と絶対値が0.9~1.5倍の範囲にあり、平均は1.3倍、また変化の傾向も相関係数 $r=0.886$ と高い有意な正の相関関係が確認できた。なお、変動係数が80%となった原因として、音響調査ではVPAでは捉えきれない資源変動を捉えている可能性を指摘した。VPAは年齢別漁獲尾数から資源尾数を推定する方法であるが、ABC（生物学的漁獲許容量）を求めるには資源重量に変換しなければならない。この時、どのような平均体重を用いるかで、得られる資源重量推定値は変化する。特に、スケトウダラのように広範囲に分布し、様々な漁業で利用される資源では、どのような平均体重を用いるかが重要である。いずれにしても、VPA資源量推定値の系統誤差を評価する音響資源調査のような手段が別に必要である。

本研究の結果は、VPAにより推定されたスケトウダラ北部日本海系群の資源量が絶対量として信頼できることを支持するもので、すなわち加入量をSSB（産卵親魚重量）で除した値であるRPSも再生産成功指標として充分な信頼性を持つと結論できる。また、原理的に誤差の大きい最近年のVPA推定値を補正するために、VPAのチューニングにも利用することも検討したい。

VPAも音響資源調査も、それぞれ単独では系統誤差である正確度（偏り）の評価はできないが、全く別の2つの手法を比較することにより評価可能である。特に、最低水準の資源状態にあるスケトウダラ北部日本海系群の場合、最近年のVPAによる資源評価の検証として、今後も資源音響調査を継続する必要がある。

7.2 産卵場形成の条件

音響調査で得られたスケトウダラの分布情報とCTDで観測された水温を分析し、産卵回遊期のスケトウダラ分布の好適な水温が0.5~0.8°Cで、分布の中心はほぼ0.7°Cであることを明らかにした。さらに、表層水温の変化に応じて分布深度が変化することも明らかになった。その水温情報に基づき、1986年以降の400m深水温水平分布を見ると、1990年頃から水温が上昇して0.7以上の範囲が広がっていることが判明した。これらの結果から、1990年代に入りスケトウダラの産卵場は海底深度の浅い雄冬岬沖などの北部海域では衰退し、500mより深い南部海域が残ったと推定した。音響資源調査を開始したのは1996年であることから、既に北部海域には高水温が広がりつつあったことになる。

次に、55年間におよぶ長期的な標準化水温とスケトウダラ漁獲量の関係を分析すると、後志では負の相関関係を示したが、桧山では正の相関関係が認められた。これ

は、これまでの推論を裏づけるものであり、高水温によってスケトウダラ産卵場が南偏したことを示している。そこで、実際に産卵場の有無を確認するため、2006, 2007年2月に北海道西岸日本海沿岸域にて、卵分布調査をおこなったが、雄冬岬以北ではまったく卵は採集されず、近年は岩内湾と桧山海域が主たる産卵場であることが確認された。

これまで、スケトウダラ産卵場が南偏する理由が明らかでなかったが（辻, 1975），高水温によってスケトウダラの産卵回遊時の分布深度が深くなり、雄冬沖や石狩湾など、以前には産卵場が形成されていた場所に移動できなくなった、もしくはそれらの場所の深い深度の海底地形は産卵場に適さなかったためであり、産卵回遊期にあたる秋期の水温構造が産卵場形成の障害となっていたと考えられる。さらに、実際に産卵盛期である2月（前田ほか, 1988；夏目, 1998）の表層水温とスケトウダラ卵の分布から、表層水温がふ化率の低下を招いていると考えた。

一方、4月に北海道西岸石狩湾以北の大陸棚上に集積した仔稚魚は（板谷ほか, 2008），その後同海域で着底生活に移行し、第3章で示したトロール調査結果からも、雄冬岬沖から武藏堆に至る海域で成育すると推定される。成育場の場所については過去の知見から変化はない（佐々木・夏目, 1990；夏目・佐々木, 1995）。

アラスカ湾でも、産卵場から成育場への輸送の重要性が指摘されており（Hinckley *et al.*, 1991；2001），太平洋においても環境変化で産卵場の寄与率が変化する（Hamatsu *et al.*, 2004）。これらのように、日本海においても産卵場と成育場が離れることにより、先に述べた高水温と遭遇する可能性も高くなることから、結果として輸送が失敗する可能性が増大し、それが低いRPSの要因と考えられた。

以上のことから、スケトウダラ北部日本海系群について以下の概念モデルを提案する。「現在、産卵回遊期（10月）の高水温によって石狩湾以北の産卵場が衰退し、低いRPSのレジームに入っている。そのレジームの中でのRPSの高低は、産卵期（2月）の水温と卵仔魚の輸送が関与する。表層水温が高温（7~8°C以上）になるとふ化率が低下し、卵仔魚が北部沿岸域に輸送されない場合も生残率は低下する。生残が成功するためには高いふ化率を確保しつつ、卵仔魚が石狩湾以北に広がる成育場に輸送されなければならない。」つまり、卵仔魚の生残にとって北部海域ほど適した水温環境にあるが、産卵場が南部海域に形成されていることが、現在の低いRPSレジームの原因と考えられる（Fig.51）。この海域の水温と輸送は対馬暖流の影響が大きく、結果的に2年連続し

て対馬暖流の勢力が弱い年には、高豊度な年級が生まれる可能性が高いと判断される。

ベーリング海、アラスカ湾 (Bailey *et al.*, 2005) および道東太平洋 (Shida *et al.*, 2007) では、日本海とは逆に低水温が制限要因となっている。また、トップダウンコントロールの重要さも指摘されているが、SSTと産卵親魚量で加入量がほぼ説明可能であり (Funamoto, 2007), 北部日本海系群では捕食者や仔魚期の餌が制限要因になっている可能性は小さい。また、この海域では共食いも認められていない (小岡, 1999)。

本研究では、先行研究で指摘してきた水温と漁獲量や加入量の関係を、具体的にどのようにして水温がスケトウダラに作用しているのかを明らかにし、産卵場形成と卵の生残についていくつかの知見が得られた。

こうした環境の変化が、産卵から加入に至る過程に与える影響をより深く理解するためには、今後産卵場から成育場までの卵仔魚の輸送、および仔稚魚期から加入 (2歳) までの生残を明らかにする必要がある。さらに、産卵親魚の栄養状態や餌環境の歴史的解析もスケトウダラ北部日本海系群の産卵回遊期の生態を理解する上で重要であろう。特に、第4章のスケトウダラ分布深度と表層

水温との関係で飛び值であった2005年は注目される。この年の親魚が生み出した2006年級群の豊度が高いことは、板谷ほか (2008) により明らかになっており、水温だけでは説明できない生物的な環境要因がスケトウダラの分布深度に表れていた可能性がある。

こうした調査・研究を通じて、RPS水準の現状を早期に検知し、速やかに漁獲圧を変更することが乱獲を回避する理想的な対応であり (星野, 2007), 現在、我々の目指しうるより高度な資源管理と言えるだろう。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、北海道大学大学院水産科学研究院の飯田浩二教授、向井徹准教授には研究の当初からご指導を頂き、さらに主査・副査として論文のご校閲を頂いた。高橋豊美教授および桜井泰憲教授には副査として論文のご校閲を頂いた。また、北海道大学北方生物圏フィールド科学センターの宮下和士准教授には多くの貴重なご助言を頂いた。同センターの東条齊興氏には英文のご校閲を頂いた。北海道立中央水産試験場の鳥澤雅博士、板谷和彦博士、同函館水産試験場の本間隆之氏、渡野邊雅道氏、同栽培水産試験場の志田修氏、北海道原子力環境センターの武藤卓志氏、北海道立稚内水産試験場の高柳志朗氏、和田昭彦氏、同釧路水産試験場の石田良太郎氏、並びに同網走水産試験場の田中伸幸氏には多くのご助言、ご協力を頂いた。心よりお礼申し上げる。

調査の実施にあたっては、北海道立稚内水産試験場所属試験調査船北洋丸、同中央水産試験場所属試験調査船おやしお丸、同函館水産試験場所属金星丸の船長ならびに乗組員の皆様には多大なご協力を頂いた。3船の協力がなければ、産卵回遊期で移動中のスケトウダラ分布を広範囲に押さえながら、かつ短期間に調査することは不可能であった。

なお、本研究は北海道の計量魚群探知機を用いた道西日本海におけるスケトウダラ産卵群の来遊資源予測基礎調査、TAC制度下における直接法による資源量推定技術高度化試験、地域性底魚類の資源・生態調査研究、漁業生物の資源・生態調査研究ならびに我が国周辺海域漁業資源調査によって得られたデータを使用した。

参考文献

- 安部幸樹、飯田浩二、向井 徹. スケトウダラの音響資源調査における面積後方散乱係数の昼夜変動. 日水誌 1999 ; 65(2) : 252-259.
 青山千春、濱田悦之、古澤昌彦. 海底反射を利用した計量魚群探知機の総合的検証. 日水誌 1999 ; 65(1) :

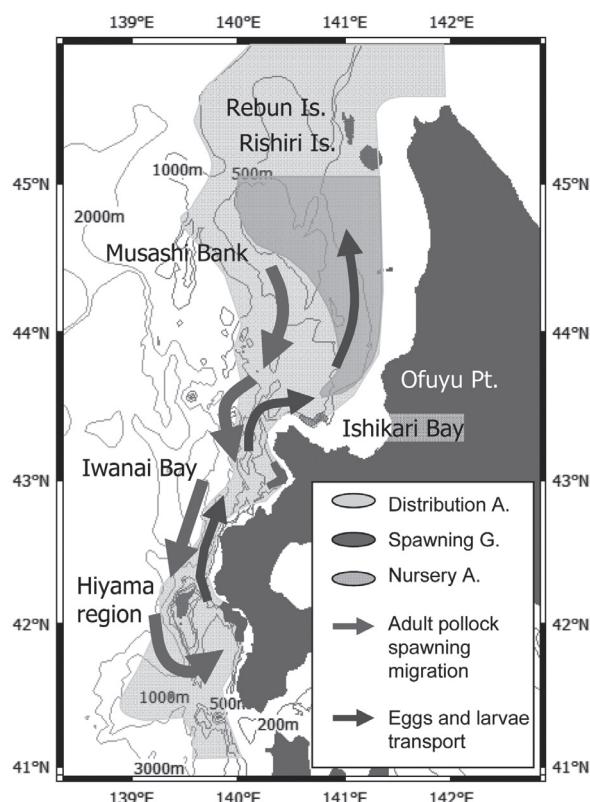


Fig. 51 Conceptual model of Hokkaido Sea of Japan walleye pollock distribution in three life stages, the migration routes, and transport vectors in recent years.

- 78-85.
- 浅野謙治. まえがき. 「TAC管理下における直接推定法－その意義と課題（浅野謙治編）」 恒星社厚生閣, 東京. 2000 ; 3.
- バッカラ R. 前田辰昭, マクファーレン G.. 北太平洋におけるスケトウダラ (*Theragra chalcogramma*) の分布および資源構造. 北太平洋漁業国際委員会研究報告 1990 ; 45 : 3-13.
- Bailey KM. Shifting control of recruitment of walleye pollock *Theragra chalcogramma* after a major climatic and ecosystem change. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2000 ; 198 : 215-224.
- Bailey KM, Ciannelli L, Bond NA, Belgrano A, Stenseth NC. Recruitment of walleye pollock in a physically and biologically complex ecosystem: A new perspective. *Progress in Oceanography* 2005 ; 67 : 24-42.
- Canino MF, O'Reilly PT, Hauser L, Bentzen P. Genetic differentiation in walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) in response to selection at the pantophysin (PanI) locus. *Can. J. Fisih. Aquat. Sci.* 2005 ; 62(11) : 2519-2529.
- Foote KG. Maintaining precision calibrations with optimal copper spheres. *J. Acoust. Soc. Am.* 1983 ; 73(3) : 1054-1063.
- Foote KG, Traynor JJ. Comparison of walleye pollock target strength estimates determined from *in situ* measurements and calculations based on swimbladder form. *J. Acoust. Soc. Am.* 1988 ; 83(1) : 9-17.
- 藤野忠敬. 音響的手法を用いたキュウリエソ資源の定量的モニタリングに関する研究. 博士論文, 北海道大学大学院水産科学研究科, 札幌. 2006.
- 深瀧 弘. スケトウダラ資源に及ぼす発電所取放水影響の予測. 海洋生物環境研究所研究報告 1983 ; 83101 : 1-54.
- Funamoto T. Temperature-dependent stock-recruitment model for walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) around northern Japan. *Fish. Oceanogr.* 2007 ; 16(6) : 515-525.
- Hamai I, Kyushin K, Kinoshita T. Effect of temperature on the body form and mortality in the developmental and early larval stages of the alaska pollack, *Theragra chalcogramma* (PALLAS). *Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ.* 1971 ; 22(1) : 11-29.
- Hamatsu T, Yabuki K, Watanabe K. Decadal changes in reproduction of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) off the Pacific coast of northern Japan. *Fish. Oceanogr.* 2004 ; 13(1) : 74-83.
- 原 一郎. 直接推定法の今日的意義. 「TAC管理下における直接推定法－その意義と課題（浅野謙治編）」 恒星社厚生閣, 東京. 2000 : 9-18.
- 針生 勤. タラ科魚類 5 種の仔稚魚の発育過程（総説）. 北水試研報. 1993 ; 42 : 23-26.
- Hinckley S, Bailey KM, Picquelle SJ, Schumacher JD, Stabeno PJ. Transport, distribution, and abundance of larval and juvenile walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) in the Western Gulf of Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1991 ; 48 : 91-98.
- Hinckley S, Hermann AJ, Mier KL, Megrey BA. Importance of spawning location and timing to successful transport to nursery areas: a simulation study of Gulf of Alaska walleye pollock. *ICES J. Mar. Sci.* 2001 ; 58(5) : 1042-1052.
- 平松一彦. VPA (Virtual Population Analysis). 「平成12年度資源評価体制確立推進事業報告書－資源解析手法教科書－」 日本水産資源保護協会. 東京. 2001 : 104-128.
- 北海道：泊発電所周辺温排水影響調査結果報告書（平成17年度第4四半期）. 北海道, 札幌. 2006 ; 172-179.
- 北海道：泊発電所周辺温排水影響調査結果報告書（平成18年度第4四半期）. 北海道, 札幌. 2007 ; 159-166.
- 北海道立水産試験場(1957)ニシン地域漁業振興対策調査. 昭和32年(1957)事業成績書 : 28-29.
- 北海道立中央水産試験場資源管理部：スケトウダラ 日本海海域（北部日本海系群）. 北海道水産資源管理マニュアル2006年度（北海道水産林務部水産局漁業管理課編）. 北海道, 札幌. 2007.
- 星野 昇. 資源評価のキーワード・RPSって何?. 北水試だより 2007 ; 75 : 18-21.
- 本田 聰. 音響資源調査によるスケトウダラ (*Theragra chalcogramma*) 太平洋系群の若齢魚の年級豊度推定. 水研センター研報 2004 ; 12 : 25-126.
- 本田 聰, 八吹圭三. 平成19年スケトウダラ日本海北部系群の資源評価. 我が国周辺水域の漁業資源評価. 水産庁増殖推進部ほか, 東京. 2008 ; 266-317.
- 本間隆之, 三宅博哉, 板谷和彦. スケトウダラ. 平成17年度北海道立中央水産試験場事業報告書. 北海道立中央水産試験場, 余市. 2007 ; 6-19.
- 本間隆之, 三宅博哉, 板谷和彦. スケトウダラ. 平成18年度北海道立中央水産試験場事業報告書. 北海道立中央水産試験場, 余市. 2008 ; 6-19.

- Hunt GL Jr, McKinnell S. Interplay between top-down, bottom-up, and wasp-waist control in marine ecosystems. *Progress in Oceanography* 2006 ; 68 : 115-124.
- 飯田浩二, 向井 徹, 黄 斗湊, 早川知子, 松山幸浩. 計量魚群探知機でみた噴火湾に来遊するスケトウダラ産卵群の分布と海洋環境. 日水誌 1995 ; 61(1) : 27-34.
- 飯田浩二, 向井 徹, 三宅博哉, 三原行雄, 本間隆之, 高柳志朗. 較正球を用いた船底装備計量魚探機のキャリブレーションについて. 日本水産学会北海道支部例会講演要旨集. 日本水産学会 1997.
- 飯田浩二, 向井 徹, 森 英樹. 音響散乱層の体積後方散乱強度の周波数特性と構成種のターゲットストレングスに関する考察. 日水誌 1999 ; 65(1) : 66-72.
- 飯田浩二. スキャニングソナーの特徴と資源調査への応用. 「音響資源調査の新技術－計量ソナー研究の現状と展望（飯田浩二, 古澤昌彦, 稲田博史編）」恒星社厚生閣, 東京. 2007 : 9-21.
- 石田昭夫. 北海道西岸のスケトウダラ資源についての二, 三の知見. 北水試月報 1963 ; 20(11) : 7-9.
- 石垣富夫. 産卵後のスケトウダラは何処へ（予報）. 北水試月報 1960 ; 17(9) : 351-363.
- 磯田 豊, 中山智治, 村上 敬, 金 相祐, 大谷清隆. 津軽海峡南西海域における対馬暖流の係留観測. 海の研究 1998 ; 7(4) : 237-244.
- 板谷和彦, 三宅博哉, 本間隆之. スケトウダラ春期仔稚魚分布調査. 平成18年度北海道立中央水産試験場事業報告書, 北海道立中央水産試験場, 余市. 2008 : 94-95.
- Johannesson KA, Mitson RB. 訳：柴田恵司, 見元孝一. 水産音響学－水族資源量推定の理論と実際－. *FAO Fish. Tech. Paper No. 240*. Rome, FAO, 1983.
- 亀井佳彦, 高津哲也, 高木省吾, 中谷敏邦, 高橋豊美, 前田辰昭. 北海道南西部における秋季のスケトウダラの分布と成熟. 日水誌 1999 ; 65(2) : 223-229.
- 金丸信一, 北野 裕, 吉田久春. カムチャツカ半島周辺海域のスケトウダラ (*Theragra chalcogramma*) の卵・稚魚の分布について. 北水研報告 1979 ; 44 : 1-23.
- 金丸信一. スケトウダラの東北海区群と北海道近海群の関係. 漁業資源研究会議 北日本底魚部会報 1989 ; 22 : 39-54.
- 川崎 健. 総論 レジーム・シフト－地球システム管理の新しい視点－. 「レジーム・シフト－気候変動と生物資源管理－（川崎 健, 花輪公雄, 谷口 旭, 二平 章編著）」成山堂書店, 東京. 2008 ; 1-9.
- 気象庁. 海水温・海流の知識. 気象庁ホームページ. 2008. (<http://www.data.kishou.go.jp/kaiyou/db/kaikyo/knowledge/index.html>)
- 小岡孝治, 高津哲也, 亀井佳彦, 中谷敏邦, 高橋豊美. 北部日本海中層に生息するスケトウダラの春季と秋季の食性. 日水誌 1997 ; 63(4) : 537-541.
- Kooka K, Takatsu T, Kamei Y, Nakatani T, Takahashi T. Vertical distribution and prey of walleye pollock in the northern Japan Sea. *Fish. Sci.* 1998 ; 64(5) : 686-693.
- 小岡孝治. 北部日本海中層に生息するスケトウダラ成魚の成長停滞とその要因に関する研究. 博士論文, 北海道大学大学院水産科学研究科, 函館. 1999.
- Kooka K, Wada A, Ishida R, Mutoh T, Abe K, Miyake H. Summer and winter feeding habits of adult walleye pollock in the offshore waters of western Hokkaido, northern Japan Sea (Short Paper). *Sci. Rep. Hokkaido Fish. Exp. Stn.* 2001 ; 60 : 25-27.
- Macpherson E, Duarte CM. Bathymetric trends in demersal fish size: Is there a general relationship?. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1991 ; 71(2) : 103-112.
- 前田辰昭, 高橋豊美, 伊地知誠, 平川英人, 上野元一. 噴火湾周辺海域におけるスケトウダラの漁場学的研究－II 産卵期. 日水誌 1976 ; 42(11) : 1213-1221.
- 前田辰昭, 高橋豊美, 中谷敏邦. 北海道桧山沖合におけるスケトウダラ成魚群の分布回遊と産卵場について. 北大水産彙報 1988 ; 39(4) : 216-229.
- Maeda T, Nakatani T, Takahashi T, Takagi S. Distribution and migration of adult walleye pollock off Hiyama, southwestern Hokkaido. In: *Proceeding of the International Symposium on the Biology and Management of Walleye Pollock. Alaska Sea Grant Report 89-1*, University of Alaska, Fairbanks. 1989 ; 325-347.
- 前田辰昭, 中谷敏邦, 高橋豊美, 高木省吾, 梶原善之, 目黒敏美. 北海道南西部の日本海岸におけるスケトウダラの回遊について. 水産海洋研究 1989 ; 53 : 38-43.
- 前田辰昭, 高木省吾, 亀井佳彦, 梶原善之, 目黒敏美, 中谷敏邦. スケトウダラ調査研究の歴史と問題点. 北水試研報 1993 ; 42 : 1-14.
- 三宅博哉. 北海道西岸日本海におけるスケトウダラ漁獲量の多変量解析と系群構造. 日水誌 1991 ; 57(11) : 1991-1995.
- Miyake H, Yoshida H, Ueda Y. Distribution and abundance of

- age-0 juvenile walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, along the Pacific coast of southeastern Hokkaido, Japan. *NOAA Tech. Rep. NMFS* 1996 : 126 ; 3-10.
- 三宅博哉, 石田良太郎, 武藤卓志, 安部幸樹, 向井 徹, 飯田浩二. 音響資源調査で得られた北海道西岸日本海のスケトウダラ産卵群の分布特性と現存量. 北水試研報 2001 ; 59 : 11-24.
- 三宅博哉. 計量魚探に現れた原因不明のノイズ. 試験研究は今 2002 ; 484.
- 三宅博哉, 田中伊織. 北海道日本海のスケトウダラ資源の変動. 月刊海洋 2006 ; 38(3) : 187-191.
- 三宅博哉, 板谷和彦, 浅見大樹, 嶋田 宏, 渡野邊雅道, 武藤卓志, 中谷敏邦. 卵分布からみた北海道西部日本海におけるスケトウダラ産卵場形成の現状. 水産海洋研究 2008 ; 72(4) : 265-272.
- Miyahana Y, Ishii K, Furusawa M. Spheres to calibrate echo sounders at any frequency. *Nippon Suisan Gakkaishi* 1993 ; 59(6) : 933-942.
- 宮野鼻洋一. 音響手法. 「TAC管理下における直接推定法—その意義と課題(浅野謙治編)」恒星社厚生各閣, 東京. 2000 ; 19-27.
- Miyashita K, Tetsumura K, Honda S, Oshima T, Kawabe R, Sasaki K. Diel changes in vertical distribution patterns of zooplankton and walleye pollock *Theragra chalcogramma* off the Pacific coast of eastern Hokkaido, Japan, estimated by the volume back scattering strength (Sv) difference method. *Fish. Oceanogr.* 2004 ; 13(1) : 99-110.
- Mizuno M, Kobayashi T, Matsuishi T, Maeda K, Saitoh K. Stock structure of walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, around Hokkaido and Sakhalin in the term of mitochondrial DNA RFLP. *Sci. Rep. Hokkaido Fish. Exp. Stn.* 2000 ; 57 : 1-8.
- 向井 徹, 飯田浩二, 佐野典達. ケージ内魚群からの魚群エコーの日変化について. 北大水産彙報 1991 ; 43(3) : 90-97.
- Mukai T, Foote KG. On the depth dependence of fish target strength. *ICES. C.M. FF:07* 1997 ; 1-15.
- 中多章文, 田中伊織. 北海道西岸における対馬暖流傾斜圧流量の季節および経年変化. 北水試研報 2002 ; 63 : 1-8.
- 中多章文, 澤田真由美, 田中伊織. 資源動向要因分析調査(漂流ブイ調査). 平成16年度北海道立中央水産試験場事業報告書, 北海道立中央水産試験場, 余市. 2006 ; 96-97.
- Nakatani T, Maeda T. Transport process of the Alaska pollack eggs in Funka Bay and the adjacent waters, Hokkaido. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.* 1981 ; 47(9) : 1115-1118.
- 中谷敏邦, 前田辰昭. スケトウダラ卵の発生に対する水温の影響およびその浮上速度について. 日水誌 1984 ; 50(6) : 937-942.
- Nakatani T, Maeda T. Distribution of copepod nauplii during the early life stage of walleye pollock in Funka Bay and vicinity, Hokkaido. In: *Proceeding of the International Symposium on the Biology and Management of Walleye Pollock, Alaska Sea Grant Report 89-1*, University of Alaska, Fairbanks. 1989 ; 217-240.
- 夏目雅史, 佐々木正義. 北海道北部海域のスケトウダラ仔稚魚の分布. 北水試研報 1995 ; 47: 33 - 40.
- 夏目雅史. 北海道桧山海域スケトウダラ延縄漁業の漁獲深度と水温. 北水試研報 1998 ; 53 : 1-8.
- Nishimura A, Yamada J. Age and growth of larval and juvenile walleye pollock, *Theragra chalcogramma* (Pallas), as determined by otolith daily growth increments. *J. Exp. Mar. Bio. Eco.* 1984 ; 82(2-3) : 191-205.
- 西村 明. 59スケトウダラ総説. 水産庁HP平成18年度国際漁業資源の現況, 2006. (<http://kokushi.job.affrc.go.jp/H18/H18%2059.htm>)
- 西谷喬助, 武田二美雄, 田中 修, 久保 正, 田元 馨. 摺身の凍結とその応用に関する研究(第1報) フィッシュ・ステック原料としてのスケトウダラ摺身の凍結貯蔵中の変化. 北水試月報 1960 ; 17(1) : 26-34.
- 呉 泰棋, 桜本和美, 長谷川誠三. 日本海北部海域におけるスケトウダラの漁獲量変動と水温の関係. 日水誌 2002 ; 68(6) : 866-873.
- Ohshima S, Hamatsu T. Vertical distribution and acoustic estimation of biomass of walleye pollock *Theragra chalcogramma*, and anchovy *Engraulis japonicus* in the Pacific coast of eastern Hokkaido. *Bull. Hokkaido Natl. Fish. Res. Inst.* 1996 ; 60 : 225-237.
- Pope JG. An investigation of the accuracy of Virtual Population Analysis. International Commission for the Northwest Atlantic, *Fish. Res. Bull.* 1972 ; 9 : 65-74.
- Robertis AD, Higginbottom I. A post-processing technique to estimate the signal-to-noise ratio and remove echosounder background noise. *ICES J. Mar. Sci.* 2007 ; 64(6) : 1282-1291.
- Sadayasu K, Mukai T, Iida K. Comparing acoustic model estimations and in situ target strength measurements of juvenile walleye pollock (*Theragra chalcogramma*). *J. Acoust. Soc. Am.* 2006 ; 120(5) : 3060-3061.
- 桜井泰憲. スケトウダラの繁殖特性と戦略. 北水試研報.

- 1993 ; 42 : 51-68.
- 桜井泰憲, 岸 道郎. 地球規模海洋生態系変動研究 (GLOBEC) –海洋生態系の総合診断と将来予測–. 月刊 海洋 2005 ; 37(8) : 539-544.
- 佐野満広. 利尻, 礼文島周辺水域におけるスケトウダラ 卵稚仔の分布について. 昭和54年度 漁業資源研究会議 北日本底魚部会報 1980 ; 39-56.
- 佐野満広. 宗谷海峡周辺におけるスケトウダラおよびホッケの再生産. 沿岸海洋研究ノート 1984 ; 22(1) : 40-49.
- 佐々木正義, 夏目雅史. 武藏堆およびその周辺水域におけるスケトウダラ若年魚の分布. 日水誌 1990 ; 56(7) : 1063-1068.
- 志田 修, 山村織生, 三宅博哉. 道東太平洋沿岸におけるスケトウダラ0歳魚の分布と成長に伴う移動について. 北水試研報 1999 ; 54 : 1-7.
- 志田 修. 根室海峡におけるスケトウダラ魚群の分布と海況 – I 産卵前の水平および垂直分布. 北水試研報 2001 ; 59 : 1-10.
- Shida O, Hamatsu T, Nishimura A, Suzaki A, Yamamoto J, Miyashita K, Sakurai Y. Interannual fluctuations in recruitment of walleye pollock in the Oyashio region related to environmental changes. *Deep-Sea Research II* 2007 ; 54 : 2822-2831.
- 志田 修, 三宅博哉, 金田友紀, 石田良太郎, 宮下和士. 計量魚群探知機で観察した冬季の北海道東部太平洋海域におけるスケトウダラ *Theragra chalcogramma* の分布. 日水誌 2008 ; 74(2) : 152-160.
- Simrad Subsea A/S: *Simrad EK500 Scientific Echo Sounder Operatior Manual P2170E. Aodrqew Version 4.01*, Simrad Subsea A/S, Horten. 1993, 202p.
- 高倉輝男. 魚群探知機によるスケトウダラ産卵群の生態について. 日水誌 1954 ; 20(1) : 10-12.
- 高尾芳三. スケトウダラ音響資源調査. 月刊海洋, 1994 ; 26 : 660-665.
- 田中伊織. 北海道西岸における20世紀の沿岸水温およびニシン漁獲量の変遷. 北水試研報 2002 ; 62 : 41-55.
- 田中昌一. 水産生物の population dynamics と漁業資源管理. 東海水研報 1960 ; 28 : 1-200.
- 田中茂信. 日本海がもたらすもの, けんせつ ほくりく 1996 ; 12 (<http://www2.hokurikutei.or.jp/backnum/96dec/Tokusyu/TPart1/TPart1.html>)
- 田中富重. 北部日本海海域におけるスケトウダラの漁業生物学的研究 1 集団行動と構造についての一考察. 北水試研報 1970 ; 12 : 1-11.
- 田中富重, 及川久一. 昭和45年度 岩内漁場のスケトウダラ調査について 産卵群の分布様式. 北水試月報 1971 ; 28(6) : 2-8.
- 谷野保夫. クイックアセスメント実測調査に参加して. 東北水研ニュース 1981 ; 22.
- Traynor JJ, Nelson MO. Results of the U.S. hydroacoustic survey of pollock on the continental shelf and slope. In: R.G. Bakkala and K. Wakabayashi (eds.), *Results of cooperative U.S.-Japan groundfish investigations in the Bering Sea during May-August 1979. INPFC Bull.* 1985 ; 44 : 192-199.
- 辻 敏. 桧山支庁沿岸のスケトウダラ調査. 北水試月報 1975 ; 32(9) : 1-20.
- 辻 敏. 北海道周辺のスケトウダラの系統群について. 北水試月報 1978 ; 35(9) : 1-57.
- Tsuji S. Alaska pollack population, *Theragra chalcogramma*, of Japan and its adjacent waters, I: Japanese fisheries and population studies. *Mar. behav. physiol.* 1989 ; 15(3) : 147-205.
- Tsuji S. Alaska pollack population, *Theragra chalcogramma*, of Japan and its adjacent waters, II: Reproductive ecology and problems in population studies. *Mar. behav. physiol.* 1990 ; 16(2) : 61-107.
- 八木宏樹, 武藤卓志. 1990-91~91-92年の岩内湾におけるスケトウダラ *Theragra chalcogramma* (Pallas) 卵稚仔の分布動向と最近の特徴. 北水試研報 1993 ; 42 : 91-100.
- Yamaguchi H, Matsuishi T. Effects of sampling errors on abundance estimates from virtual population analysis for walleye pollock in northern waters of Sea of Japan. *Fish. Sci.* 2007 ; 73(5) : 1070-1077.
- Yamaguchi H, Matsuishi T. Evaluation of the stock management procedures for the walleye pollock in the northern waters of the Sea of Japan using a simulation. *Fish. Sci.* 2008 ; 74(5) : 955-969.
- Yasunaka S, Hanakawa K. Regime shifts found in the northern hemisphere SST field. *J. Meteor. Soc. Jap.* 2002 ; 80(1) : 119-135.
- 吉田英雄, 桜井泰憲. 飼育下におけるスケトウダラ成魚の摂餌量と成長. 日水誌 1984 ; 50(5) : 763-769.
- Yoshida H. Food and feeding habits of pelagic walleye pollock in the central Bering Sea in summer, 1976-1980. *Sci. Rep. Hokkaido Fish. Exp. Sta.* 1994 ; 45 : 1-35.
- 遊佐多津雄. スケトウダラ *Theragra chalcogramma* (Pallas) "Alaska Pollack" の正常発生に就いて. 北水研報告 1954 ; 10 : 1-22

サクラマス *Oncorhynchus masou masou* のスモルト化に関する生理 生態学的研究およびその増殖事業への応用 (学位論文)

河村 博

積丹町農林水産課

Ecological and physiological studies on masu salmon *Oncorhynchus masou masou* smoltification and applied technology for masu salmon stock enhancement (Doctoral thesis)

HIROSHI KAWAMURA

Shakotan-cho, Agriculture, Forest and Fisheries Section, Shakotan, Hokkaido, 046-0292, Japan

Masu salmon *Oncorhynchus masou masou* is an important fish not only for the coastal fisheries off the northern part of Japan, but also for recreational fishing in inland waters and the coastal waters off northern Japan. On the other hand, masu salmon stocks have been decreasing since the 1980s. Although the main reason is loss of the riverine habitat due to human activity, another cause is the lack of information on the biological features of wild populations for the improvement of masu salmon stocks. Objectives of this study are to examine the movement and growth of wild masu salmon juveniles, to define the ecological and physiological process of the smoltification of wild populations, to show the effect of external factors (water temperature and daylength) and internal factors (genetics) on the smoltification and to discuss the mechanism of smoltification, and to develop smolt release technology for stocking.

Eighteen stream populations from Hokkaido and Honshu in Japan, and one strain from the domesticated masu salmon were used for the field examination and rearing experiment from 1981 to 1996.

The diel behavior of emerging fry from the experimental incubator showed greater activity at nighttime than in the daytime during the early period of emergence. Fry from the eyed egg deposition under the three stream beds distributed mainly at 1 km downstream and were dispersed to 8 km downstream.

Individual marking release-recapture surveys were conducted to investigate the Specific Growth Rate (SGR) for body length of wild juveniles. The SGRs held at high levels in the first spring to summer and decreased in autumn, and rapidly increased in the following spring.

Wild juveniles with an individual tag in the upper and middle reaches of the Atsuta River showed that the middle reach group were larger in size, and had a higher SGR and a low remaining ratio in autumn. The middle reach group was considered to be the main component of smolt. Comparing the large parr group with the small group in the SGRs from the two populations, there was a significant difference in SGRs in the Shimanae-hutoro River in autumn but not in the Yobetsu River in summer. The peak of smolt migration was earlier in the southern streams from May to early June than in the northern streams in June.

The developmental process of smoltification in wild juveniles was morphologically classified into six stages: the yellowish parr in winter and early spring, the silvery parr in autumn and spring, the presmolt, the midsmolt, the fullsmolt and the small parr in spring. Biological features of the smoltification, SGR, serum thyroid hormone (T4) concentration and seawater adaptability were tested on wild juveniles in smolting. The SGRs increased from the beginning of smoltification at the stage of the presmolt. Although serum T4 levels were at a high level during the smoltification, seawater adaptability showed a high quality at the stages of the midsmolt and the fullsmolt. The number of chloride cells on gill lamellae from the southern wild population histologically began to increase in March but the height of the follicle cells in the thyroid gland increased from April. The peak

of seawater adaptability coincided with the peak of the seaward migration of smolt. Although there was no clear tendency in the deal fluctuations of serum T4 from migrating smolt, the surge of serum T4 was observed in one stream after rainfall. The surge was considered to depend on the turbidity from the rainfall. Annual fluctuations in the composition of the smolting stage were observed in one stream and showed that water temperature affected the development of smoltification of wild juveniles.

The SGR, smolt timing, smolting ratio, seawater adaptability and serum T4 were examined under artificial conditions to show the effect of water temperature, daylength (photoperiod) and population genetics on the smoltification of masu salmon. The results showed that a high water temperature (8°C) promoted smolting but a low water temperature (2°C) inhibited smolting in the wintering wild juveniles. A short term daylength (8L16D; daytime for 8 hours and nighttime for 16 hours) treatment did not inhibit smolting in this season. The two siblings of juveniles under the three constant daylengths (16L8D, 8L16D, 4L20D) at 8°C WT from emergence to smolting showed that the long term daylength (16L8D) treatment inhibited smolting. On the other hand, the modified three daylength experiments (14L10D, 12L12D, 10L14D) under an 8°C WT with transferring on a differential season (July, August, September, October, December and January) indicated that the 14L10D treatment in July, August and September inhibited smolting, and although the 12L10D and 10L14D treatments in July, August and September were 100% smoltified (except 10L14D on July), the smolting ratio decreased thereafter. Therefore, the juvenile response for daylength had changed between September and October, and the critical daylength for the response was located between 14L (daytime for 14 hours) and 12L (daytime for 12 hours). It is strongly suggested that the critical point might be the autumnal equinox.

Because the juveniles from the three stream populations indicated the inherent change of smolting features under the same rearing conditions, it was shown that the smoltification of the population was genetically controlled. Moreover, it was confirmed that the F1 hybrid had an intermediate peak of smolt timing between the two offspring from each parent.

The results indicate that the smoltification of wild masu salmon is controlled by the following smolting process and mechanism. Underyearing juveniles are inhibited from smolting due to a long daylength (more than 14L) in summer and they arrive at the critical point in daylength between 14L and 12L in autumn. It is likely that the autumnal equinox turns on a genetic switch of smoltification. The low water temperature (less than 2°C) inhibits the advance of smolting in winter and the juveniles develop the smoltification with genetic smolt run timing due to the rising water temperature and the increasing daylength in the following spring. On the other hand, the southern populations in Honshu and Kyushu, Japan, which consist of only the riverine form, are considered to have turned on the maturation switch regardless of smolting at the autumnal equinox.

The experimental smolt release with large (13.6cm, 27.6g) and small (12.9cm, 21.0g) smolt groups and the ecological coastal research showed the effect of large smolt on survival and the difference in feeding ecology between the large and small smolt. The large smolt group had a higher survival (0.165%) from the release to adult return in the river than the small group (0.067%). Although the two smolt groups fed on sand lance *Ammodytes personatus* larvae in coastal waters, oceanic zooplankton was mainly available for the large smolt. It was confirmed that the large smolt release was better than the small smolt among the same populations.

This study showed the high growth rate at the presmolt stage in smolting and the surge of serum T4 of migrating smolt after the rainfall. These are considered useful indicators of the evaluation for smolt quality and release timing. Therefore, it is important that we monitor not only coastal environments, but also the growth rate of juveniles and stream conditions. And careful monitoring of the relationship between the smolt and other organisms in coastal waters is also required in order to observe the influence of smolt cannibalism.

キーワード：遺伝, 光周期, サクラマス, 生態生理, 水温, スモルト化, 野生魚, 増殖事業

序章 サクラマスの生活史とスモルト化

サクラマス *Oncorhynchus masou masou* は、サケ属 Genus *Oncorhynchus* のなかで進化系統学的に古いタイプとされ、その自然分布も北太平洋のアジア側に限られており、更新世の古日本海地域で分化したと考えられている (Neave, 1958; 西村, 1980)。またサクラマスは我が

国の沿岸漁業資源として重要な位置を占めており、内水面の漁業および遊漁資源としても大切なサケ科魚である (河村, 2008)。さらにサクラマスは内水面の養殖対象種として、ニジマス *O. mykiss* とならぶ冷水魚養殖の重要種であり、渓流釣りの対象種としても古くから親しまれてきた。他方、地球環境に対する意識の高まりとともに、

遡河回遊魚としてサケ属が示す、河川上流域と海域を移動する生態特性に注目して、サクラマスを物質循環の担い手あるいは環境の指標種として位置づける考え方も強くなってきた（帰山、2005）。このようにサクラマスは、産業種としてもサケ属の系統進化を理解するうえでも重要な、我が国在来のサケ科魚と言える。

「水産事項特別調査」報告書（秋道、1992）によると、明治時代に沿岸漁獲を除いて地域的に年間100トンレベルの漁獲量があったとされる我が国内水面のサクラマス資源は、最近では全国レベルで減少し、沿岸のサクラマス漁獲量も減少傾向に歯止めがかからないのが現状である（河村、2008）。このようなサクラマス資源の減少には、陸水の生息環境の改変および破壊が深く関わっていることは否定できないが、サクラマス資源の維持保全ならびに資源増殖を図る上で重要な本種の生物学的特性が、充分に理解されていない状況も、効果的な資源回復および安定的な資源維持に結びつかない原因のひとつと考えられる。従って、サクラマスの生物学的特性に関する研究は、本種の資源保全学および資源増殖学の基礎を固めるうえで欠かすことができないことは言うまでもない。

本研究は、サクラマス幼魚が生活場所を川から海へ変えるときに起きる、形態学的、生理学的、生化学的、行動学的な一連の変化（Hoar, 1976 ; Wedemeyer *et al.*, 1980），すなわちスモルト化（銀化変態）に関して、その環境調節因子である水温および日長の影響を、野外における生理生態学的研究と飼育実験によって明らかに

することを目的とした。さらに得られた結果に基づいて、サクラマスの幼魚放流技術を確立し、より効果的な増殖技術の改善に資することを究極の目的とした。

第1章では野生スモルトを中心にサクラマス幼稚魚の移動、分散および成長について明らかにした。第2章では、スモルト化過程における野生魚の甲状腺ホルモン、成長速度および海水適応能を分析して、生理学的変化がサクラマスの生活様式および行動に及ぼす影響について調べた。第3章では、飼育実験によりスモルト化に及ぼす外部環境要因（水温と光周期）と内部要因（遺伝的形質）の効果と作用機序について明らかにした。第4章では、河川に放流した大型および小型スモルトの沿岸生活と回帰状況を調べた。第5章ではこれらの結果に基づき、環境要因がサクラマスのスモルト化に及ぼす影響およびサクラマスの増殖事業について検討し総合考察を行った。

サクラマスの生活史

北海道に分布するサクラマスの基本的な生活史は遡河回遊性に分類される（帰山、1994）。北海道に生息するサクラマスの生活史は、大野（1933）により初めて報告され、銀毛ヤマベがサクラマスの降海型幼魚であること、沿岸で漁獲されるホンマスがサクラマスの降海型未成魚であることが明らかにされた。

サクラマスの一般的な生活史をFig.1に模式的に示した。サクラマスの成魚は河川で秋に産卵後、稚魚が翌春に産卵床から浮上する。その後1年以上の河川生活を経

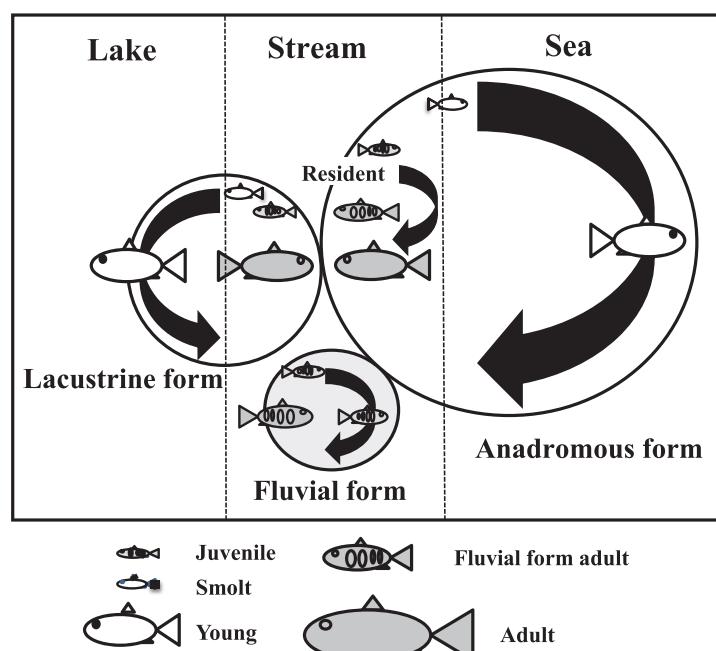


Fig. 1 Schematic diagram of life history of masu salmon, *Oncorhynchus masou masou* showing the three forms. The lacustrine form is not spontaneous in Japan. The form is artificially produced due to dam construction or seeding planting in lakes.

た幼魚の過半が春に川を下り、海洋で1年間の未成魚生活を経た後、成魚として春から初夏にかけて川を遡上する。成魚は河川で急速に成熟が進み、秋の降雨増水を利用して川の上流域あるいは支流に移動後、そこで産卵し死亡する。このような生活史は「降海型」と定義される。一方、河川生活第1年目の雄幼魚の一部で、初夏6月までに一定体サイズに成長した個体が、その年秋に成熟して遡上親魚の産卵に加わることが報告されている(宇藤, 1976, 1977)。これらの早熟雄個体は、「河川残留型」と呼ばれる(久保, 1980)。河川残留型は降海することなく複数年にわたり河川で成熟する(大野, 1933)。

本種の寿命は、基本的に3年間である(Mayama, 1990)。ただし、河川生活第1年目の降海型幼魚は、越冬前までに一定の体サイズに達しなかった個体が、さらに1年間以上の河川生活を経て降海する(久保, 1980)。北海道北部の河川では、浮上後2年以上の河川生活を経た幼魚が降海する可能性も報告されている(Hayano *et al.*, 2003)。

北海道では、降海型幼魚(スモルト)を銀毛ヤマベ、河川残留型および幼魚一般をヤマベと呼び、スモルトは降海期に北海道内水面漁業調整規則により保護されている。

このように北海道に分布するサクラマスの生活史は遡河回遊魚のそれと一致するが、北海道外に生息するサクラマスの生活史は若干異なる。分布南方域に生息する本種の生活史は、基本的に雌雄とも河川で完結され、降海型は観察されない。その寿命は基本的に3年でヤマメと呼ばれ、その生活史は「河川型」と称される(Kimura, 1989)。

サクラマスの生活型には、このほかに湖沼あるいはダム湖とその流入河川を生活の場とする降湖型がある(長内, 1982)。しかし降湖型サクラマスは、自然分布がこれまで確認されておらず、海との連絡が絶たれた自然湖沼または魚道のない大型ダム湖への移植から派生したものと考えられている(大野・安藤, 1932; 長内, 1982)。

北海道産サクラマスの生活史を野外および飼育施設から得た資料に基づき整理した久保(1980)は、本種の生活史段階を、稚魚期、幼魚期、沿岸回遊期、沖合回遊期および遡上期に区分するとともに、幼魚期の降海型・河川残留型分岐に関する過程を相分化と位置づけた。さらに、放流後の幼稚魚の生態・回帰調査から真山(1992)は、北海道産サクラマスの詳細な河川生活様式を明らかにした。極東沿岸に分布する降海型サクラマスの海洋生活は、オホーツク海および日本海が主要な生息海域であるが(Tanaka, 1965), オホーツク海が降海幼魚・未成魚の成育場であるのに対して、日本海の中部海域は越冬海域と

して利用されることが、沖合標識放流・再捕調査で明らかにされた(Machidori and Kato, 1984; 佐々木, 1988; Kato, 1991)。他方、北海道産サクラマスの越冬海域は、津軽海峡周辺および北海道胆振地方沿岸であることが明らかにされている(内藤, 1998; 真山ら, 2005)。またサクラマス海洋生活期間が1年間であることが、幼稚魚標識放流・再捕試験から確認されている(真山, 1992)。

以上のことから、サクラマスの生活史は降海型と河川型の生活2型を持つこと、サケ属魚類の中でも河川に依存する生活期間が長いこと、海洋生活期の回遊範囲が狭く限られていることが特徴と言える。

スモルト化

サケ属はイワナ属(Genus *Salvelinus*)やサルモ属(Genus *Salmo*)と同じように、河川生活期に個体発生に伴う移動を行うことが知られている(Godin, 1981)。たとえば稚魚の産卵床から流水域への浮上、幼稚魚の産卵場所から新しい生活場所への移動分散、成魚の産卵場所への移動などを上げることができる。サクラマスでは、生活場所を河川から海洋へ移行するため、幼魚の降海移動が知られている(久保, 1976; Kato, 1991; 真山, 1992)。サクラマスは降海移動に先立って海洋生活に適応した形態的、生理学的、行動学的な一連の変化が生じる(Hoar, 1976; Wedemeyer *et al.*, 1980)。この変化過程はスモルト化(銀化変態)、変化した個体はスモルト(銀化幼魚)と定義される(山内・高橋, 1987; 平野, 1994)。

久保(1974)は、北海道産サクラマスの生活型分岐を相分化と定義して発育過程を整理した。それによるとスモルト化過程の進行に伴い、体表の銀白化と体側に観察されるパーマークの消失、背びれ先端部および尾鰭後端部の黒化および肥満度の低下が認められる。これらの外部形態的特徴の進行具合により、久保はスモルト化の始まりから降海盛期のサクラマス幼魚を、「銀化バー」(体表の銀白化が観察され始めたスモルト化未発達の段階にある幼魚)、「前期スモルト」(スモルト化の兆候である体表の銀白化がみられるが、背鰭尾鰭の黒化がわずかにみられる幼魚)、「中期スモルト」(さらに体表の銀白化が進み鰭の黒化も明瞭になるがパーマークが観察される幼魚)および、「後期スモルト」(スモルト化が完成した幼魚で体側のパーマークは観察されない)の4段階に区分した。本研究では、久保(1974, 1980)の発育段階を一部改変して、「後期スモルト」を「フルスモルト」にあらためる(Table1)。その理由は、後期スモルトがすでにスモルト化盛期を過ぎた段階であるとの誤解を与えることから、スモルト化盛期をより的確に示す用語としてフルスモルトとした。スモルト化盛期を過ぎた段階の

Table 1 Classification and the criteria of smolting stages for wild masu salmon, *Oncorhynchus masou masou* juveniles.

Smoltification commenced morphologically at the stage of presmolt and completed at the fullsmolt stage. Small parr is unable to smolt in this season.

Stage	Season	body color	Parr mark	Blackening the edge of dorsal and caudal fins	Condition factor
Yellowish parr	Winter and early spring	Back is black, body is yellowish	Distinct	Invisible	High
Silvery parr	Autumn and spring	Body is bright white, somewhat silvery	Distinct	Invisible	High
Presmolt	Spring	Body is silvery	Distinct	Somewhat blacking	Decreasing
Midsmolt	Spring	Advanced silvery	Somewhat visible	Advanced blacking	Low
Fullsmolt	Spring	Completely silvery	Disappear	Completely blacking	Low
Small parr	Spring	Body is bright white	Distinct	Invisible	High

幼魚は、本論では「脱スモルト」と定義する。

降海型のサケ属およびサルモ属が示すスモルト化は、外部形態学的变化にとどまらず、生理学的および行動学的变化も伴う。スモルト化に内分泌学的制御が深く関わっていることはよく知られている (Folmar and Dickhoff, 1980 ; Barron, 1985)。スモルト化過程では、血中の甲状腺ホルモン (T4), 成長ホルモン, 副腎皮質ホルモンのコルチゾルなどの濃度上昇が複数の魚種で観察され、スモルト化に関する内分泌学的作用も示唆されている (山内・高橋, 1987 ; Clarke and Hirano, 1995 ; Bjornson, 1997 ; Dickhoff *et al.*, 1997)。特に甲状腺ホルモンは幼魚の体表の銀白化に深く関係するホルモンであり (Ura *et al.*, 1994), 成長ホルモンがスモルトの浸透圧調節に関係するホルモンとして海水適応能の発達に関わること、そしてコルチゾルが浸透圧調節に機能する鰓の塩類細胞 (Chloride cell) の発達に関係することなどが知られている (Clarke and Hirano, 1995)。

行動学的には、河川生活期幼魚が「なわばり」を形成し排他的行動を示す一方で、スモルトは「群れ」行動をとること、サクラマスのこのような行動変化は内分泌の挙動と一致することが報告されている (岩田・小島, 2008)。我が国におけるサクラマスのスモルト降海時期は、南方域で早く北方域では遅い傾向を示すが (Machidori and Kato, 1984), 北海道では南部河川で4月から5月、北部河川で5月から6月と考えられている (杉若・小島, 1984 ; 杉若, 1991 ; 杉若・鈴木, 1994)。しかし、自然河川におけるスモルトの生態学的知見は必ずしも十分とは言えないのが現状である。

サクラマスを含むサケ属のスモルト化が、形態学的、生理学的および行動学的な一連の変化であることが明らかになったが、その発育段階における諸変化の関連が充分明らかにされたとは言えない。特に、自然河川における

野生集団のスモルト化に関する知見が不足している。従って、自然河川に生息する野生サクラマスのスモルト化を生理生態学的に明らかにすることが必要と考える。さらに、スモルト化に関わる環境調節因子の作用機序を明らかにすることにより、サクラマス人工増殖技術の改善が図られると考える。

第1章 河川生活期における幼稚魚の成長と移動

降海型幼魚のスモルト化に成長が密接に関わるとの報告が古くから知られている (Elson, 1957 ; Johnston and Eales, 1970)。北海道産サクラマスにおいても久保 (1980) および眞山 (1992) により河川生活第1年目幼魚の成長と生活型との関係が実証されている。それによると、北海道では第1年目の初夏に、成長が進んだ雄幼魚の一部が成熟を開始し河川残留型に分かれる一方、残りの雌幼魚と非成熟雄幼魚の大部分が、第1年目秋までに降海型となる。降海型に分かれる体長 (尾叉長) は越冬前期で10cm前後 (眞山, 1992), 河川残留型のそれは7月で7cm以上とされている (宇藤, 1976)。これら両型に分かれなかった小型幼魚は、さらに1年間以上の河川生活を経てどちらかの生活型に移行するとされる。一方、サクラマスと類似した回遊様式を示すタイセイヨウサケ *Salmo salar* では、飼育第1年目の秋の体長頻度分布から、降海型と非降海型が明瞭に分けられること、この2グループ間では成長速度、酸素消費量、食物摂取に相違が認められることが明らかにされている (Thorpe *et al.*, 1980, 1982 ; Higgins, 1985)。しかし、野生集団のサクラマス幼魚の成長を季節的に調べた例は少なく (小島・杉若, 1979), 自然河川におけるサクラマス幼魚の成長様式と降海型が出現する関係を明らかにする必要がある。

サクラマスを含むサケ属幼稚魚は、生活史の中で個

体発生に伴う移動を行うことが知られている (Godin, 1981)。しかし、これまでに調べられたサクラマス幼稚魚に関する移動は、河川型あるいは河川放流した幼稚魚に関するものがほとんどであり (田中ら, 1971; 石田ら, 1979; 真山, 1992; 久保田ら, 2001; Sakata *et al.*, 2005), 北海道産野生集団の移動を調べたものはほとんど見あたらない (Takami *et al.*, 1998)。サクラマスにとって、河川生活第1年目の夏季は稚魚の移動分散が終わり、幼魚定着期に移行した発育段階とされ、成長が見込める時期とされている (真山, 1992)。移動分散後の幼魚の河川分布から久保 (1976) は、中下流域の移動群が降海型に分かれる主群であると示唆したが、夏季における幼魚の河川分布について充分明らかにされたとはいえない。

サクラマスのスモルト降海時期に関しては、南方河川で早く北方河川で遅いとされ、北海道の道南・道央域では4月から5月、道北・道東域では5月から6月とされる (杉若・小島, 1979; 杉若, 1991; 杉若・鈴木, 1994)。しかし、自然河川における本種野生集団のスモルト降海時期を明らかにした研究は少なく、厚田川 (道央日本海) および下苗太路川他に関する報告があるに過ぎない (杉若・小島, 1979, 1980; 杉若, 1991; 杉若・鈴木, 1994)。

本章では、稚魚期の移動に関して、疑似産卵床装置を用いて稚魚の浮上移動と昼夜の浮上行動および自然河川における発眼卵の人工埋設試験による浮上後の移動分散を明らかにし、自然河川に生息する幼魚の個体識別放流-再捕試験に基づき、河川生活第1年目の成長を季節毎に明らかにした。また、大型幼魚と小型幼魚の成長速度

を比較検討した。特に夏から秋の移動調査では、同一河川の上流域と中流域に生息する集団間における成長と移動様式の違いを検討した。さらに異なる河川集団のスモルトの降海移動時期を調べた。

1.1 研究方法

(1) 稚魚の移動

浮上移動

本実験は1981年10月から同年12月に、旧北海道立水産孵化場えりも支場 (旧日高支庁えりも町) で行った。ボックス型の産卵床装置 (高さ33.5cm, 四方23cm) 1基に、深さ18cmの砂利 (径2.2~3.7cm) 層を設け、砂利表面から深さ10cmの部分にサクラマスの発眼卵200粒 (旧森支場で9月12日受精) を、10月13日に埋設収容した (Fig.2)。

産卵床装置底部から砂利層に向けて、水温6.5~12°Cの河川水を毎秒25~30ml供給した。同装置の排水流下部にトラップを設け、午前9時および午後5時45分にトラップを流下した稚魚の個体数を数えた。トラップを流下せず装置内にとどまった浮上稚魚は、計数時に装置から取り除きその時間内に浮上した個体とみなした。午前9時から午後5時45分までを日中、そして午後5時45分から翌日の午前9時までを夜間として浮上個体数を取りまとめた。

産卵床からの移動分散

産卵床から浮上後の稚魚の下流移動分散距離を、自然河川において調べた。1990年10月29日および1991年10月31日に日本海に流入する堀株川 (旧後志支庁共和町) および余市川水系白井川 (旧後志支庁赤井川村) で、

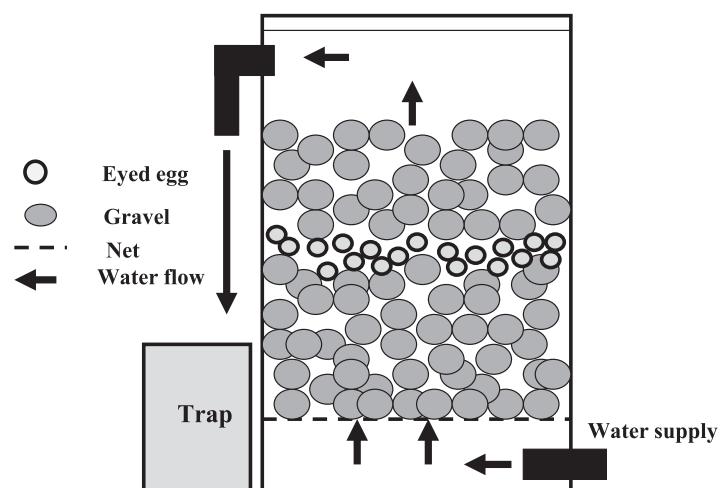


Fig. 2 Schematic diagram of the experimental incubator used to examine the diel fluctuations in the number of emergent fry of masu salmon. The incubator is 23cm (L) by 23cm (W) by 33.5cm (H) and supplied with water (23-30ml/sec) from the bottom. Two hundred eyed eggs were deposited under gravel in the incubator on 13 October, 1981.

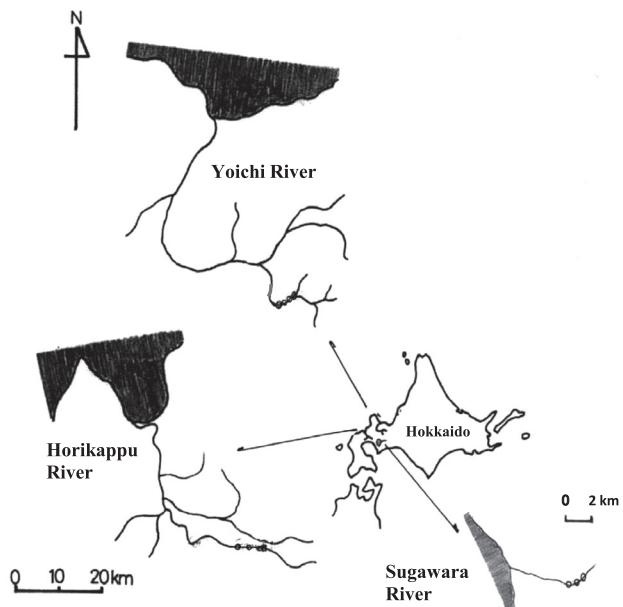


Fig. 3 Map showing sampling sites (open circles) to examine the dispersal movement of masu salmon from the egg deposition. Eyed eggs were deposited in the stream beds close to the most upstream sampling site from 1990 to 1992.

1992年10月30日には洞爺湖に流下する菅原川（旧胆振支庁洞爺村）で、サクラマスが遡上できない砂防ダムまたは頭首工の上流域に、サクラマス発眼卵を人為的に埋設放流した（Table2 および Fig.3）。埋設には補助器具とし

Table 2 Outline of planting masu salmon eyed eggs under the stream beds from 1990 to 1992.

Streams	Month on deposition	Number of eyed eggs (ten thousands)	Number of deposition sites	Water temperature °C
Horikappu River	October, 1990	10	1	6.2
Yoichi River	October, 1991	10	1	6
Sugawara River	October, 1992	0.6	1	9.2

てアトキンス式ふ化盆を使用した。ふ化盆3枚を1組として発眼卵1万粒を収容した。埋設は早瀬を選び、ふ化盆設置場所の川床を上下1m、深さ約50cmに掘り下げて泥や砂を除去した後、新たに直径70mmほどの砂利を20cm層で埋め戻し、その上にふ化盆を流向に対し横一列に乗せて砂利および玉石でおおった。増水による流失を防ぐため、埋設部位の上に大型の岩石をかぶせた。堀株川と白井川は各10万粒、菅原川には0.6万粒を埋設放流した。埋設時の水温は、堀株川、白井川、菅原川でそれぞれ、6.2°C、6.0°C、9.2°Cであった。浮上稚魚の運動分散が終了したと考えられる翌年6月中旬あるいは7月中下旬に、埋設放流場所から下流域に調査定点を適宜4～6点設けて（Fig.3）、投網および電気漁具（スミスルート社製）を用いて幼稚魚を採集した。定点ごとに稚魚の

生息密度を算定して埋設場所からの下流移動分散距離を推定した。

(2) 幼魚の成長と移動成長

1985年から1987年にかけて、保護水面河川の下苗太路川・増幌川（旧宗谷支庁稚内市）、利別川（旧檜山支庁今金町）、および余別川（旧後志支庁積丹町）において、投網（目合12mm）を用いて幼魚を採集した。採集個体の尾叉長を測定し、平均尾叉長から河川ごとの成長パターンを推定するとともに、時期別の体長頻度分布を作成した。利別川を除く3河川では、リボンタグによる個体識別放流－再捕調査を行った（Fig.4）。春から夏に投網で採集した幼魚をMS222（アミノ安息香酸メタンスルホネート）で麻酔後、尾叉長を測定し外部形態からスモルト段階を記録し、番号を記したリボンタグ（長さ40mm、幅3mm）を背びれ基部に装着した。標識魚は覚醒後に採集した場所に放流した（Table3）。再捕調査は原則として3月から11月まで月1回行った。ただしスモルト化時期の4月から6月までは月2回調査した。再捕個体は、尾叉長から瞬間成長係数（SGR, Specific Growth Rate）を次式により求めた。SGR = $\ln(L_2 / L_1) / T$ 。ここでL1は標識時の尾叉長、L2は再捕時の尾叉長、Tは放流から再捕までに要した日数である。再捕個体が多かつた下苗太路川（9月～10月）および余別川（8月～9月）の標本を用いて、大型幼魚と小型幼魚のSGRを比較した。

保護水面河川の厚田川（旧石狩支庁厚田村）では、夏

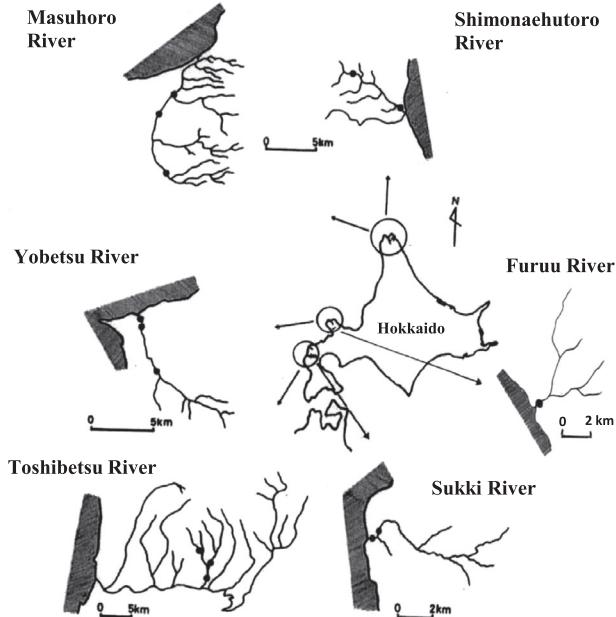


Fig. 4 Location and sampling sites of the streams studied on the growth of wild masu salmon juveniles in Hokkaido from 1985 through 1987.

から秋の移動調査と合わせて個体識別放流－再捕調査を行い、上流域および中流域に分かれて生息する当歳魚および若魚のSGRを比較した。厚田川の調査定点等の詳細は次に示した。

下苗太路川では1986年から1987年にかけて、幼魚の背鰭下部側部から鱗を採取し水洗後にスライドグラスに貼り付け、鱗の輪紋数を光学顕微鏡で計数して、幼稚魚の尾叉長と輪紋数の関係を時期別に明らかにした。さらに翌年春のスマルトの最少輪紋数を求めて、前年秋の幼魚で観察された尾叉長と輪紋数の関係から、スマルト化した最小尾叉長を推定した。これに基づき、下苗太路川における降海型と小型幼魚に分かれる尾叉長の推定を行った。

移動

河川生活定着期の夏季から秋季にかけて、サクラマスの移動を調べた。サクラマスは0+歳の当歳魚と1+歳以上の若魚に区分した。

1994年7月から10月にかけて厚田川で個体識別放流－再捕調査を行った。調査場所は上流域に3調査区間と中流域に1調査区間を定め、それぞれ区間内の瀬および淵を基本単位として定点を設定した (Fig.5)。

調査時には定点からの逃亡流失を防ぐ目的で、定点の上流部と下流部をもじ網で仕切り、投網 (目合12mm) および電気漁具 (スミスルート社製) を用いて魚類を採集した。採集魚は、現地で魚体測定 (尾叉長) および外部形態を記録した後、前述の方法で個体識別放流－再捕

試験を行った。調査は、7月、8月、9月および10月の月中旬に行い、未標識魚はその度に標識して放流した。再捕個体は再捕場所および尾叉長を記録し、移動方向と移動距離 (前回再捕した場所から今回再捕した場所までの距離)、そして定着率を求めた。定着率とは、ある調査定点の当該月の再捕個体数を前月の標識放流数で除した値である。この数値が高ければ強い定着性を、低ければ移動あるいは減耗を表すこととなる。一部の定点では、背鰭下部側部から鱗を採取して光学顕微鏡により年齢を査定した。調査定点は長さ、幅、面積を計測し、定点の環境について、川床組成、水上のカバー、水深、流速、水温を観測した。水上のカバーは1×1mのパイプ方形枠を定点に置いてその直上のカバー比率を目測で求め、同様にして定点全体のカバー比率を求めた。

(3) スマルトの降海移動

スマルトの降海移動調査を、下苗太路川、増幌川、余別川、古宇川、利別川、須築川 (旧檜山支庁瀬棚町) で実施した (Fig.4)。調査は、1983年5月から1987年6月にかけて、各河川でスマルトが降海移動する時期に合わせて、下流定点で旬毎に投網を用いて幼魚を採集した。採集個体はTable1に基づきスマルト段階を記録し、尾叉長を測定した。河川集団のスマルト化時期とその移動盛期を、次の方法により推定した。時期別に採集した幼魚のうち、中期スマルトおよびフルスマルトの段階の幼魚を「スマルト」に集計し、最も多くスマルトを採集できた時期 (月/旬) を、その河川集団のスマルト化および

Table 3 Outline and recapture of the individual marked release survey to show growth rates among wild masu salmon populations in Hokkaido, Japan from October 1986 to October 1987.

Streams	Date on releasing	Number of individual marking fish	Date on recapturing	Number of marking fish recaptured
Shimonaehutoro River	10, Sep., 1986	100	29, Oct., 1986	37
			13, Nov., 1986	22
			22, May, 1987	1
			5, Jun., 1987	1
			16, Jun., 1987	1
	22, May, 1987	60	5, Jun., 1987	12
			16, Jun., 1987	12
			25, Jun., 1987	12
			7, Jul., 1987	2
			16, Jul., 1987	4
			13, Aug., 1987	1
			14, Sep., 1987	1
			12, Oct., 1987	1
	16, Jun., 1987	168	25, Jun., 1987	82
			7, Jul., 1987	31
			16, Jul., 1987	17
			13, Aug., 1987	12
			14, Sep., 1987	3
			12, Oct., 1987	1
			17, Nov., 1987	1
	Total	326		254
Masuhoro River	7, Jun., 1987	53	17, Jun., 1987	9
			26, Jun., 1987	6
			4, Jul., 1987	3
			17, Jul., 1987	5
			4, Aug., 1987	3
	26, Jun., 1987	45	4, Jul., 1987	2
			17, Jul., 1987	5
			4, Aug., 1987	2
			18, Sep., 1987	1
			15, Oct., 1987	2
	6, Jul., 1987	42	17, Jul., 1987	22
			4, Aug., 1987	14
			18, Sep., 1987	6
			15, Oct., 1987	1
	Total	140		81
Toshibetsu River	11, Apr., 1987	10	14, May, 1987	1
			10, Jun., 1987	2
	10, Jun., 1987	23	7, Aug., 1987	8
			1, Oct., 1987	3
	8, Aug., 1987	11	1, Oct., 1987	1
			24, Oct., 1987	1
	Total	44		16

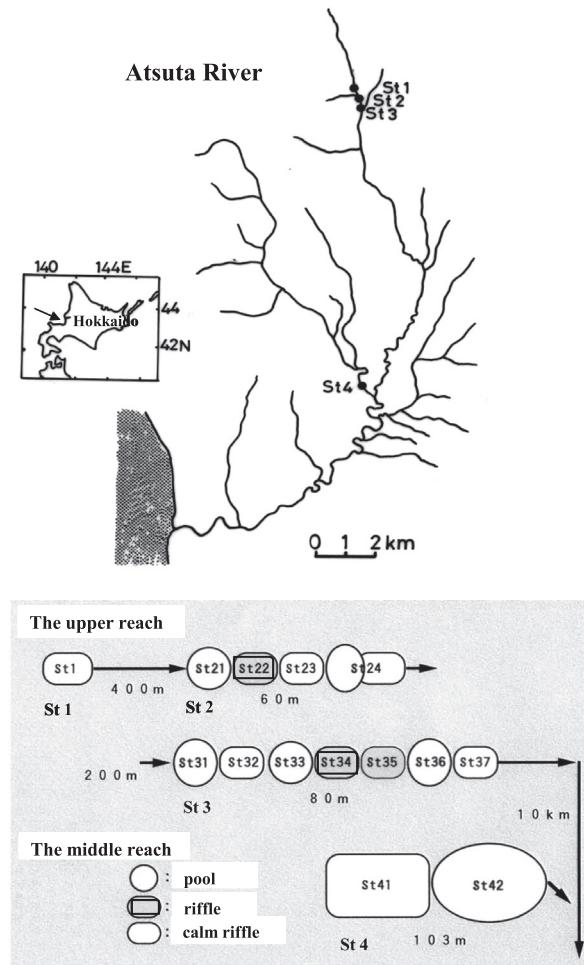


Fig. 5 Map showing sampling areas and sections in the Atsuta River of Hokkaido, 1994. The upper part is the sampling area consisting of three areas in the upper reach (St1, St2 and St3) and an area in the middle reach (St4). The lower part shows a schematic diagram of the section in each area. Sections are composed of various units (pool, riffle and calm riffle).

移動盛期と判断した。降海移動盛期のスモルトの平均尾叉長を河川間で比較した。河川水温および気温を現地で測定するとともに、サケ・マス保護水面管理事業調査実績書（1986）の観測結果も分析の参考にした。

（4）統計処理の方法

統計処理は、標本の分散がノンパラメトリックまたはパラメトリックにより、前者の場合はU-検定を、後者の場合はStudent's t-testあるいはWelch's t-testを用いた。

1.2 結果

（1）稚魚の浮上と移動

浮上移動

サクラマス稚魚は37日間かけて（11月16日～12月22日）、146個体が浮上した。発眼卵200粒に対して73%の浮上率であった。稚魚の浮上移動の昼夜変化をFig.6に示した。夜間に浮上した稚魚（77個体、52.7%）の方が、

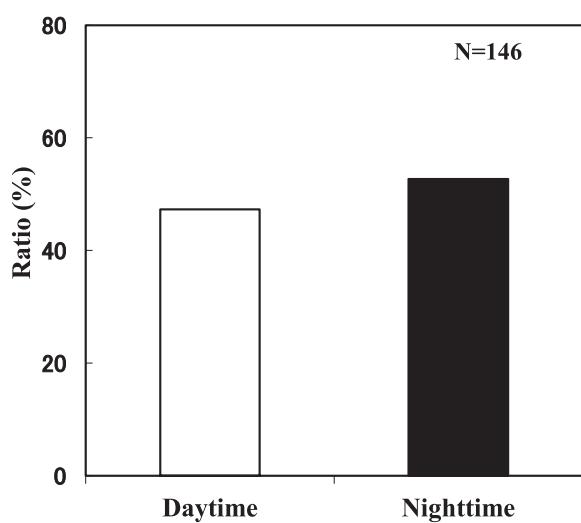


Fig. 6 Diel changes in the number of emergent fry of masu salmon from the experimental incubator.

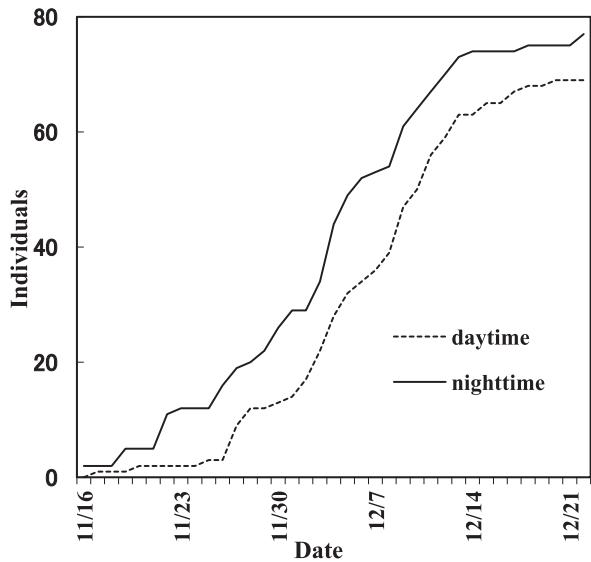


Fig. 7 Changes in the cumulative number of emergent fry of masu salmon during the daytime and during the nighttime from 16 November to 22 December, 1981. The solid line is daytime; the dotted line shows nighttime.

日中浮上個体（69個体、47.3%）より多かった。稚魚の累積浮上数の変化を昼夜で比較したところ、夜間浮上が、日中のそれより早い時期から浮上する傾向が観察された（Fig.7）。浮上稚魚の魚体測定はしなかったが、稚魚腹部の臍嚢はほとんど消費され、後期に浮上した稚魚は痩せてピンヘッド状態であった。

産卵床からの移動分散

堀株川では7月29日の調査で合計74個体の幼稚魚が採集され、尾叉長は5.6~10.3cmの範囲であった。堀株川の河川形態は可児（1944）に基づくAa-Bb型で（水野・御勢（1972）による）、川幅は4~5mであった。幼稚魚の生息密度は、埋設場所から下流1kmの間で、0.67~0.90尾/m²と高い値を示したが、2km以上の下流では0.12尾/m²に急激に減少した（Fig.8）。埋没場所から上流では、上流20mで幼稚魚5個体が採集されたのみであった。余市川支流白井川の7月13日の調査では、合計206個体が採集された。当河川の河川形態はAa-Bb型で、川幅は7~10m、水温14~15.4°Cであった。尾叉長範囲5.5~9.7cmの幼稚魚は、埋設場所のすぐ下流100~200mで高い生息密度（1.01尾/m²）で採集されたが、下流4.5kmでは低い生息密度（0.06尾/m²）にとどまった（Fig.8）。埋設場所から上流1.6kmの砂防ダム下では、幼稚魚は全く採集されなかった。洞爺湖に流入する菅原川の調査では、6月21日に合計39個体を採集した。尾叉長は4.1~7.0cmであった。当河川はAa型およびAa-Bb型の河川型を示し、川幅は1~1.5m、水温は9.6~10.3°Cを示した。幼稚魚

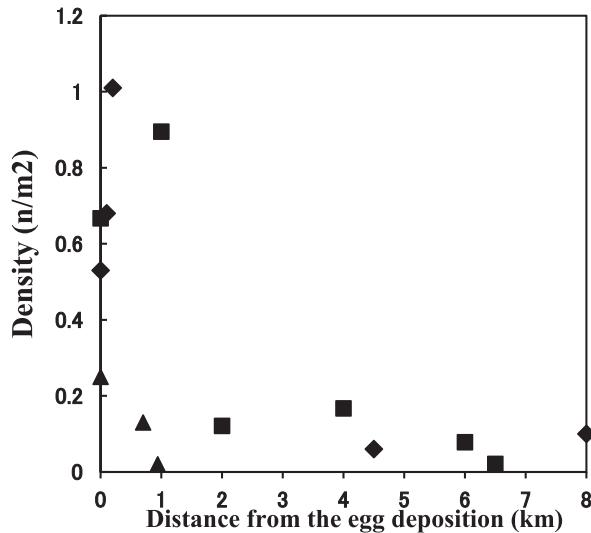


Fig. 8 Downstream dispersal movement of masu salmon fry from the eyed egg deposition in the Yoichi River (solid rhombus), the Horikappu River (solid square) and the Sugawara River (solid triangle).

のほとんどが埋設場所付近で採集された（0.25尾/m²）が、下流1kmの生息密度は0.02尾/m²であった（Fig.8）。

移動分散後の生息密度調査から、浮上後稚魚は産卵場から主に下流方向に移動分散すること、また稚魚の移動距離が8kmに及ぶことが判明した。さらに、移動稚魚の定着場所は主として産卵場の下流約1kmの間に形成されることが明らかになった。

（2）幼魚の成長と移動

成長

下苗太路川、増幌川、余別川および利別川の各月平均尾叉長から求めた成長パターンをFig.9に示すとともに、体長頻度分布の変化をFig.10にまとめた。余別川の成長パターンは2カ年（1985年と1986年）の結果を含む。

成長パターンは、北部河川（下苗太路川・増幌川）と南部河川（余別川・利別川）で類似した傾向を示した。すなわち、成長は春から夏に促進した後、秋の10月ころから冬の間停滞した。翌春の成長開始は、余別川によると、4月から認められた。成長停滞した10月の平均尾叉長は、北部河川と南部河川で異なり、北部河川は6.9±0.8cm（平均値±標準偏差、下苗太路川）および8.3±0.7cm（増幌川）に対して、南部河川の余別川では10.4±1.3cmと大型であった（Fig.9）。他方、利別川では8.0±1.2cmで成長停滞したが、その後12月に10.1±1.0cm、翌春4月に10.9±1.6cmの大型個体が採集された一方で、翌春5月には小型個体（10.6±1.8cm）も採集された（Fig.9）。主群は、12月から翌春5月まで尾叉長10cm余で成長が停滞した。

体長頻度分布は、調査4河川で類似した時期別変化を

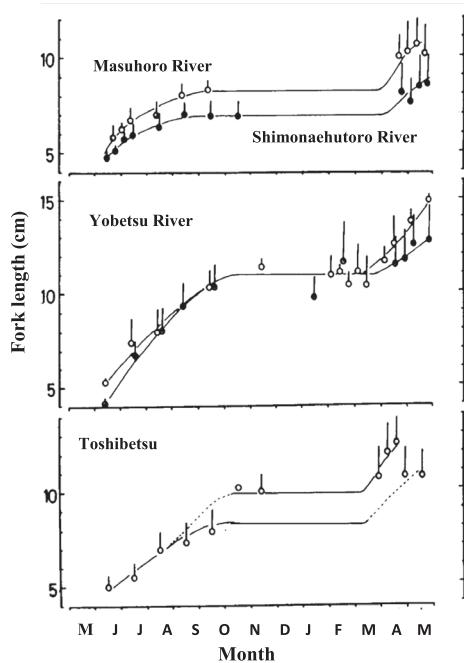


Fig. 9 Growth patterns of wild masu salmon juveniles. The upper part is the Masuhoro River (open circle) and the Shimonaehutoro River (solid circle) from 1986 to 1987. The middle part shows the Yobetsu River from 1985 to 1986 (solid circle) and from 1986 to 1987 (open circle). The lower part demonstrates the Toshibetsu River. Bars indicate SD.

示し、6月から7月に明瞭な単峰型を、8月～10月に多峰型を示した (Fig.10)。翌春4月から6月の体長頻度分布は、多峰型ではあるものの大きく2群に分けられ、その区分体長は北部河川と南部河川で異なった。下苗太路川および増幌川では二峰型の区分尾叉長9cmであったが、利別川のそれは10cmであった。一方、余別川のそれは、小型のグループがほとんどみられず不明瞭であったが、区分尾叉長は約10cmとみなされた。

下苗太路川の幼魚の尾叉長と鱗の輪紋数との関係の時期別変化をFig.11に示す。この年浮上した幼魚の8月の輪紋数は5～8本であった。成長停滞期の11月のそれは5～12本、尾叉長は4cm台から9cm台であった。翌年6月上旬に始めてスモルトが3個体観察され、その輪紋数は12本、尾叉長は10cmほどであった。6月中旬から下旬に多数のスモルトが採集され、輪紋数は10～14本、尾叉長は9～12cmに達した。7月上旬のスモルトは採集個体数が減少し、輪紋数は9～11本であった。ただし7月の1個体を除いて、スモルトの輪紋数はすべて10本を越えていた。一方、成長停滞期に輪紋数10本を越えた幼魚は、尾叉長7cm以上の個体であった。従って、下苗太路川のサクラマス幼魚のうちスモルト化した個体は、越冬期前までに尾叉長7cm以上に成長したことは明らかであ

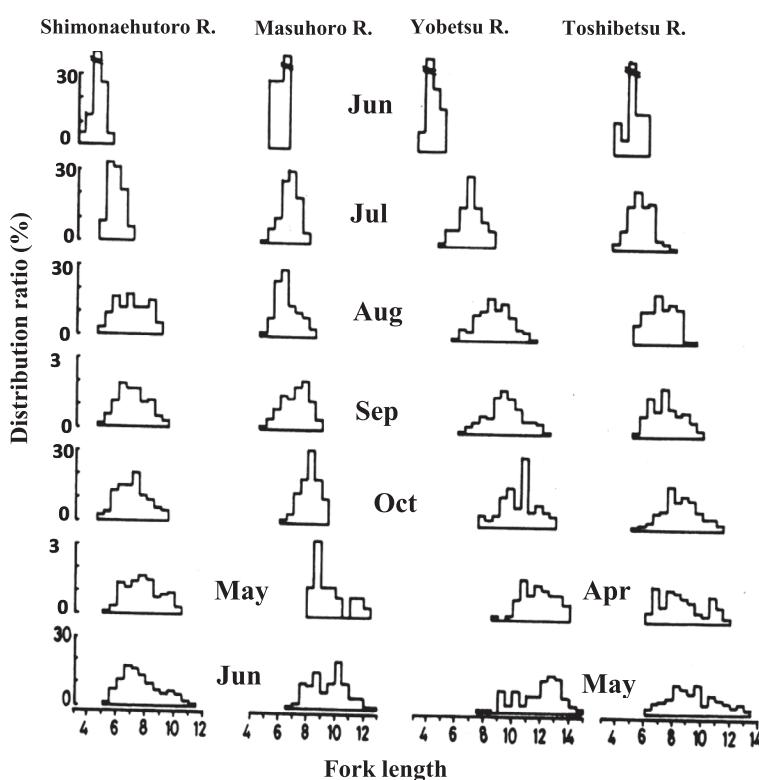


Fig. 10 Fork length distributions of wild masu salmon juveniles from the northern river group (the Shimonaehutoro River and the Masuhoro River) and the southern river group (the Yobetsu River and the Toshibetsu River) in the first growing season and smolting season. Note that the smolting season of northern rivers is different from that of southern rivers.

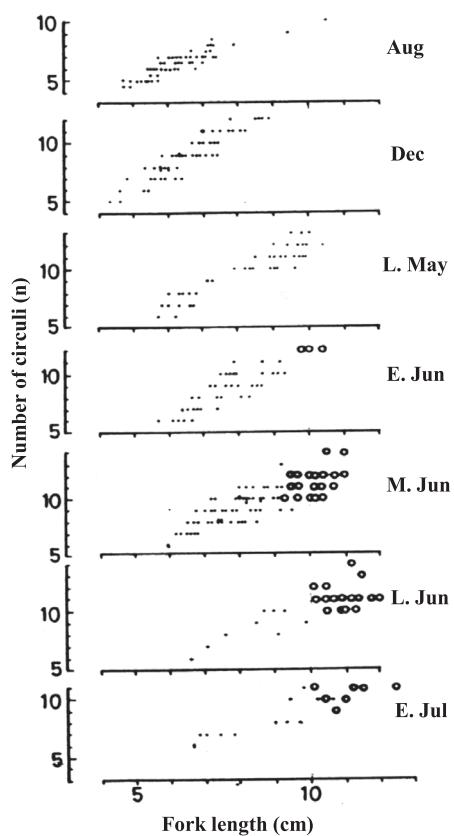


Fig. 11 Changes in the number of circulus on scale with the growth of wild masu salmon juveniles to show a minimum number of circulus of smolt from the Shimonae-hutoro River in 1986 and 1987. Dot is parr and open circle indicates smolt.

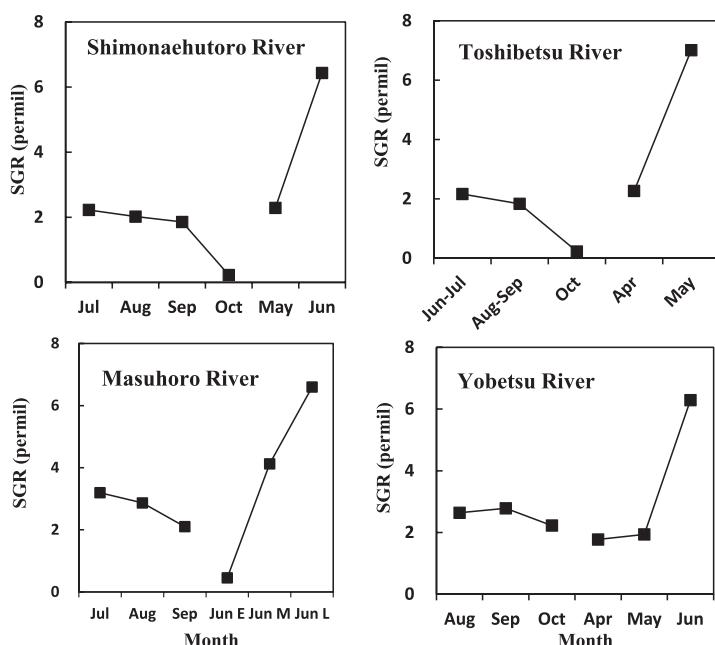


Fig. 12 Seasonal changes in the Specific Growth Rate (SGR) of wild masu salmon juveniles among various stream populations. Jun E, Jun M and Jun L indicate early June, middle June and late June, respectively.

る。

次に、個体識別標識放流－再捕調査に基づく、SGR季節変化の結果をFig.12にまとめた。北部2河川および南部2河川で類似したSGRの季節変化を示した。7月から10月にかけてSGRの漸減が観察され、翌春に高いSGRを示した (Fig.12)。特にスモルトが多数出現した北部2河川の6月および南部利別川の5月のSGR (0.006)は、最も高かった。余別川のSGRは8月から10月まで0.003前後の値であった (Fig.12)。これらの結果から余別川を除く3河川のSGRは、夏から秋に向けて成長速度が次第に低下すること、スモルト化時期に著しく成長速度が増加することが明らかになった。

一方、下苗太路川 (9月放流－10月再捕) および余別川 (8月放流－9月再捕)において、スモルト化する大型群とスモルト化できない小型群に分類し、両群のSGR平均値を比較した結果、異なる結果が得られた (Fig.13)。両群の区分尾叉長は、鱗の輪紋数と尾叉長の関係から下苗太路川では7cm、余別川ではリボンタグ標識放流－再捕試験から、夏の区分尾叉長を8cmとした。下苗太路川大型群の平均SGRは、小型群のそれより有意に高い値を示した (t-test, $p=0.005$)。これに対して、余別川では大型群と小型群の間で、平均SGRに有意差は認められなかった (t-test, $p=0.7432$)。

厚田川の上流と中流に生息する当歳魚および若魚について、7月から10月まで月毎にSGR平均値を求め、Fig.14にまとめた。上流で採集した当歳魚および若魚の

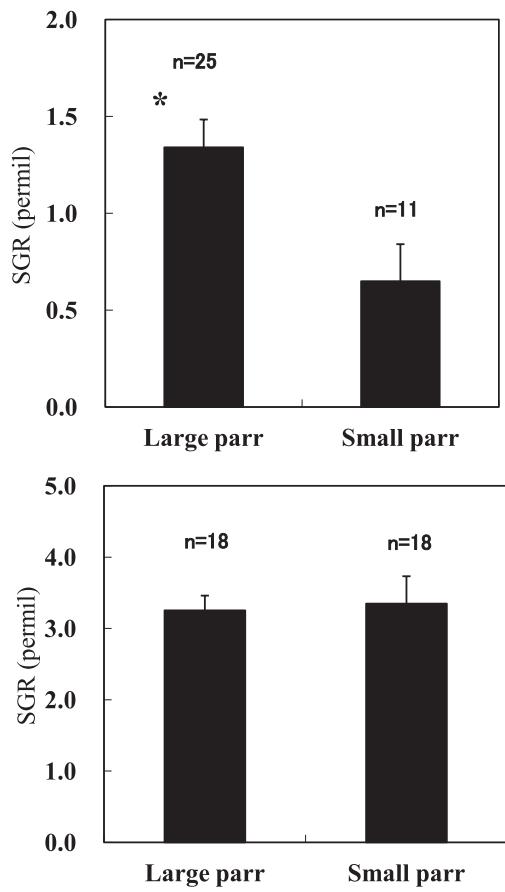


Fig. 13 Comparison of large parr group with small parr group in mean SGRs in wild masu salmon populations. The large parr group is a candidate for smolt but small parr is not. The upper part shows the result of the Shimonae-hutoro River population from September to October, 1986. The lower part demonstrates the Yobetsu River population from August to September, 1985. Bars indicate SE. * is $p<0.005$ (t -test).

SGRの変化は一致していた。すなわちSGRは、7～8月で高く、8～9月に低下し、9～10月に再び増加した (Fig.14)。これに対して中流の当歳魚および若魚のSGRは、7～8月に低く8～9月に大きく増加した。同時期のSGRを上流と中流で比較したところ、当歳魚では7～8月に上流で有意に高く (Welch test, $p=0.001$)、反対に8～9月では中流で有意に高い値であった (Welch test, $p=0.0063$)。この結果は、河川流呈の上流域と中流域に生活するサクラマス幼魚の成長様式に違いがあることを示している。若魚では、8～9月のSGRが中流で有意に高いが (Welch test, $p=0.0376$)、7～8月のそれは両者の間で有意な差は認められなかった (t -test, $p=0.8835$)。

移動

厚田川上流と中流で調査定点を設けて1994年8月から9月までの間、サクラマス幼魚および河川残留型の移動を調べた。調査定点の河川形態および環境特性をTable4にまとめた。上流の川幅は0.7～5.0m、中流のそれは2.0～8.4mであった。調査定点は、淵および瀬（早瀬と平瀬）から成り、定点の長さは上流および中流でそれぞれ7～27mおよび31～40mであった。河床は砂、砂利、大石で形成され、所々に倒流木の水中カバーが見出された。上流定点 (St.1～St.37) と中流定点 (St.41～St.42) の位置および距離関係をFig.5に模式図で示した。

採集魚種は上流5種（アメマス *Salvelinus leucomaenis*、サクラマス、ハナカジカ *Cottus nozawae*、フクドジョウ *Noemacheilus barbatulus toni*、カワヤツメ *Lethenteron japonicum*）、中流6種（サクラマス、シロザケ *O. keta*、ニジマス *O. mykiss*、ハナカジカ、フクドジョウ、ウグ

Table 4 Environmental units in the sampling section in the Atsuta River, 1994.
Composition of the stream bed was classified on the basis of the size in long diameter of streambed materials, as follows; sand (sa): 0.3mm>, small gravel (sg): 0.3～30mm, gravel (gr): 31～100mm and stone (st): 100mm<.

Reach	Area	Section	Unit	Distance (m)	Width (m)	Square (m ²)	Composition of stream bed	Cover above the surface (%)
Upper Reach	St1	St1	calm riffle	16	1.4～2.8	41.2	sa, gr	41
		St21	pool	10	4.3～5	26.3	sa, sg, woody debris	29
		St22	riffle	7	2～3.3	23.3	sg, gr	15
		St23	calm riffle	16	2.4～4.3	39.1	sa, sg, woody debris	29
		St24	pool, calm riffle	27	2.5～4.5	56.1	gr, st	27
	St3	St31	pool	9	0.7～3.3	14.8	sa, sg, st	25
		St32	riffle, calm riffle	9	2.2～2.5	23.2	sg, gr	20
		St33	pool	10	3～3.2	27.9	sa, sg	74
		St34	riffle	11	1.9～2.8	23.1	sa, sg	63
		St35	3 riffles	12	1.8～2.2	22.1	sa, sg	31
Middle Reach	St4	St41	calm riffle	31	5.2～6.8	173.1	sg, gr, st	29
		St42	pool	40	2～8.4	219.3	sa, sg, st	65

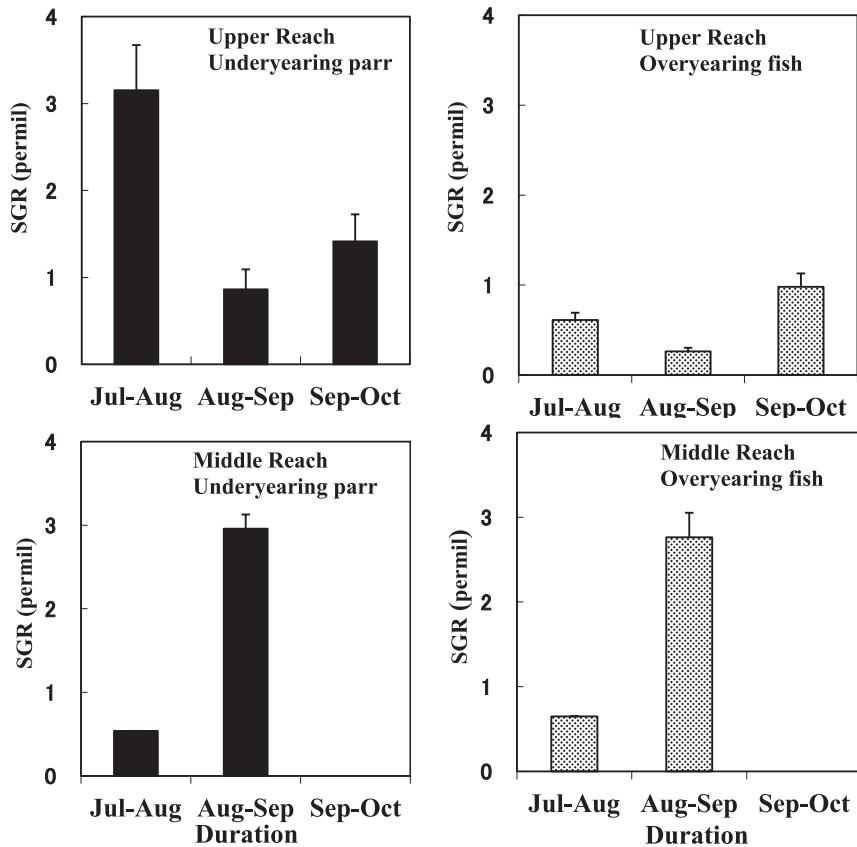


Fig. 14 Periodical changes in the growth rate (SGR) of underyearing parr (left part) and overyearing fish (right part) of wild masu salmon in the upper and middle reaches of the Atsuta River, 1994. Bars show SEM. Overyearing fish include one year parr and resident male fish.

イ *Tribolodon hakonensis*）であった。カワヤツメ幼生が上流定点で採集されたが、変態を終えた個体が10月に観察された。シロザケの産卵行動が10月に中流定点(St.41)で観察された。サクラマス成魚（雄）の同一個体が上流の淵定点(St.31)で7月と8月に連続採集された。上流ではアメマスが、サクラマスと同所的に分布していた。

幼魚と若魚をまとめたサクラマスの上流および中流定点の採集個体数の変化をFig.15に、そして河川形態別の月間生息密度を、Fig.16に示した。上流の採集個体数は8月から9月に増加して、10月に減少したが、中流のそれは7月から10月に連続して減少した (Fig.15)。上流の9月採集個体数の増加は、主として淵の生息密度が増加したことから (Fig.16)、調査区域外から淵へ移動してきた個体とみなされた。淵に加えて、一部の平瀬(St.1およびSt.23)でも9月に生息密度が増加した (Fig.16)。ほとんどの定点では、9月から10月の間で生息密度が減少した。

個体識別放流－再捕調査の結果を、当歳魚および若魚に分けてTable5に示した。当歳魚は7月に84個体、8月に21個体、9月に36個体の合計141個体を標識放流した。

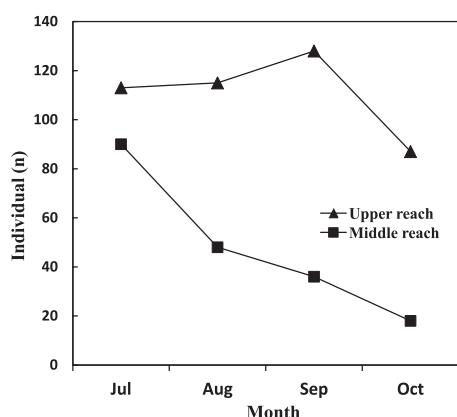


Fig. 15 Monthly fluctuations in the number of captured masu salmon in the upper and middle reach areas of the Atsuta River in 1994.

若魚は、7月に117個体、8月に70個体、9月に24個体の合計211個体が標識された。

再捕調査は8月～10月に行われ、標識当歳魚が8月に13個体、9月に17個体、そして10月に6個体再捕された (Table5)。標識若魚は、8月に27個体、9月に33個体、

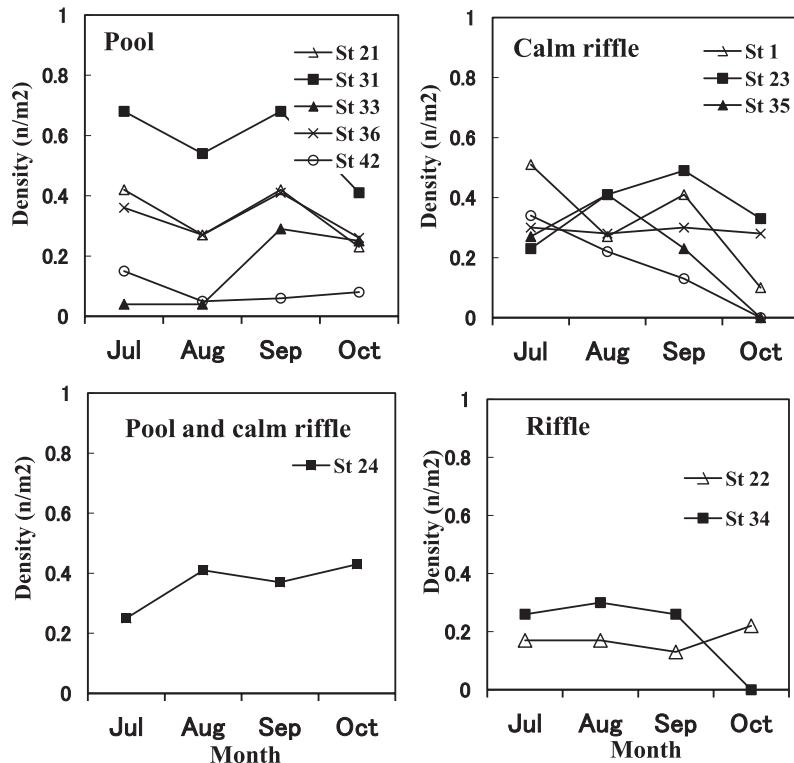


Fig. 16 Changes in density (individuals per square meter) of wild masu salmon at each section consisting of different units in the Atsuta River from July to October, 1994.

Table 5 Result of the individual marked release and recapture examination to show movement and growth of wild masu salmon in the Atsuta River from July to September, 1994.

Underyearing parr released						Overyearing fish released					
Reach	Area	July	August	September	Total (n)	Reach	Area	July	August	September	Total (n)
Upper R.	St1	10	0	5	15	Upper R.	St1	11	4	7	22
	St2	14	4	18	36		St2	23	25	0	48
	St3	7	4	3	14		St3	46	16	0	62
Middle R.	St4	53	13	10	76		St4	37	25	17	79
Underyearing parr recaptured						Overyearing fish recaptured					
Reach	Area	August	September	October	Total (n)	Reach	Area	August	September	October	Total (n)
Upper R.	St1	3	3	1	7	Upper R.	St1	4	2	0	6
	St2	2	4	4	10		St2	1	15	8	24
	St3	1	3	1	5		St3	17	10	5	32
Middle R.	St4	7	7	0	14		St4	5	6	0	11

そして10月に13個体再捕された (Table 5)。上流と中流の定着率は、当歳魚および若魚では異なる傾向を示した (Fig. 17)。当歳魚の定着率は、上流では夏季 (7月～9月) に19.4～25.6%と高く、秋季 (9月～10月) には減少したが12.8%を維持した。一方、中流の当歳魚定着率は、夏季に13.2%から10.6%を維持したが上流と比べてその値は低く、秋季は0%まで低下した。これに対して若魚では、上流の定着率は夏季から秋季まで、27.5%から9.8%まで減少しつづけた。中流における若魚の定着率は、当歳魚とよく似た減少傾向を示した。若魚の夏季定着率は13.5%から9.7%を維持したが、秋季は0%に減少

し、同所的に分布した当歳魚のそれと一致した (Fig. 17)。これらの結果から、上流当歳魚は中流当歳魚に比べて定着性が高いとみなされた。これに対して中流域の当歳魚の定着性は低く、10月には全く定着しなくなかった。

再捕履歴に基づき、再捕個体の時期別移動方向を Fig. 18にまとめた。上流当歳魚は、夏季から秋季に、「同所」(標識放流された場所)に止まり再捕された個体数が最も多かった。上流に移動して再捕された個体が、夏季 (7～8月) および秋季に認められ、下流に移動した個体は8月～9月の1個体のみであった。中流域におけ

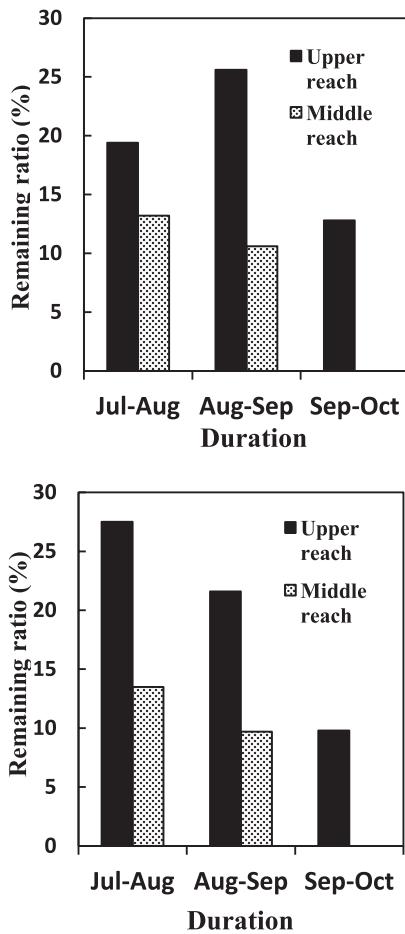


Fig. 17 Changes in the remaining ratio of wild masu salmon inhabiting the upper and middle reach areas of the Atsuta River from July to October, 1994. The upper part is underyearing parr and the lower part shows overyearing fish. Remaining ratios were calculated due to the individual marked-recapture method.

る当歳魚は、同じように「同所」で再捕された個体が夏季に最も多かったが、上流および下流方の両方向への移動も若干みられた。

上流域の若魚は夏季（7月～8月）、「同所」個体が最も多くみられた。上流の8月～9月の移動は特異的で、上流下流の移動個体数と「同所」個体数がほぼ同程度であった。中流域の若魚は、夏季に「同所」に止まる個体数が卓越していた。秋季（9月～10月）には調査区域内ではまったく再捕されなくなった。これらの移動距離は、3例を除いてすべて100m以内の移動であった。St.1で標識放流された3個体（当歳魚1個体、若魚2個体）が、10月にその上流400mの場所で再捕された。

上流定点における再捕個体数および淵等の生息密度が9月に増加する結果となったが、個体識別放流－再捕調査においても、8月～9月に、上流の若魚が活発に上下流方向に移動する結果となった。

(3) スモルトの降海移動

スモルトの降海移動盛期は地域により異なり、北海道北部の下苗太路川および増幌川ではそれぞれ6月中旬および6月上旬であり、北海道南部の利別川では5月中旬であった。一方、南部河川の余別川のスモルトは、5月から6月に降海移動が観察されたが、その盛期は6月上旬であった（Fig.19）。余別川のスモルト降海移動時期には年変動が観察され、1985年は1986年に比べて、1旬早い5月中旬から多数の個体が降海移動を開始した。これら観察結果は、スモルト降海移動時期が地理的に異なること、南部河川集団の降海時期が北部より早い時期に起

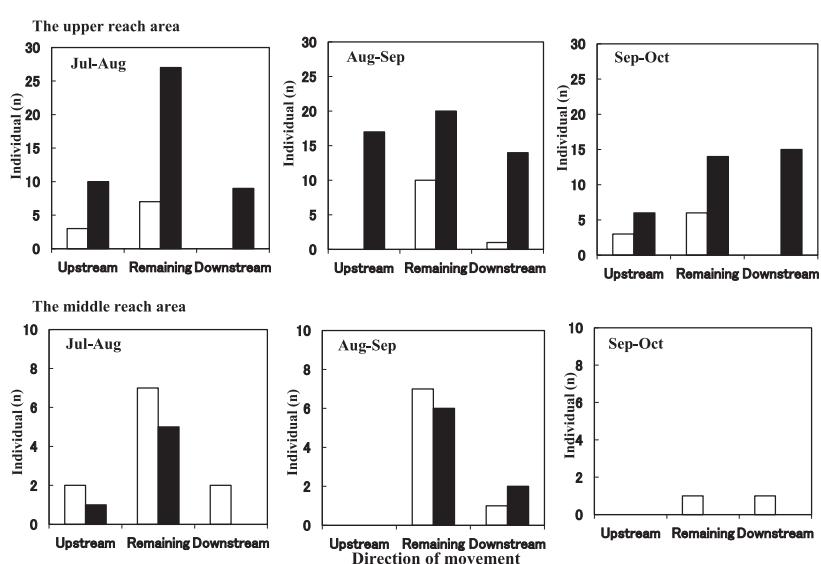


Fig. 18 Seasonal fluctuations in the movement of wild masu salmon inhabiting the upper reach area (upper part) and the middle area (lower part) in the Atsuta River from July to October, 1994. The open column is underyearing parr and the solid column shows overyearing fish.

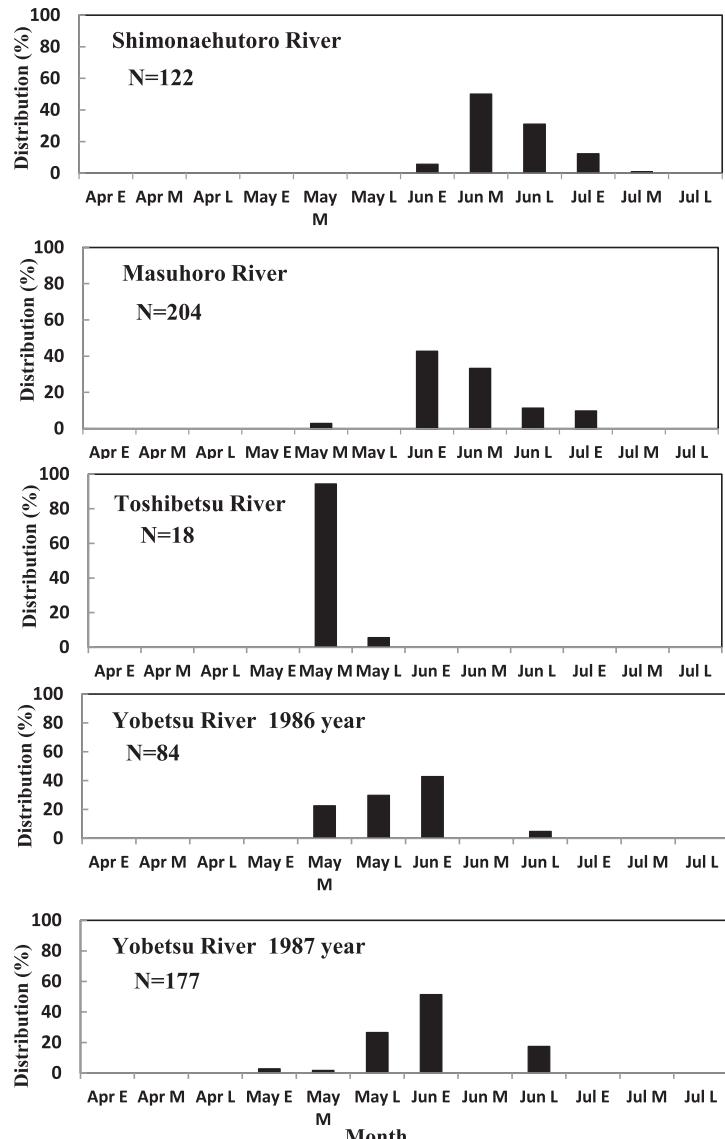


Fig. 19 Periodical fluctuations in the number of wild masu salmon smolt derived from the different stream populations in Hokkaido, Japan from 1985 to 1987.

Table 6 Comparison of the fork length of smolt among wild masu salmon populations in Hokkaido, Japan from 1983 to 1987.

Population	Age	Individuals	Mean fork length (cm)	SD	Month on sampling
Shimonae-hutoro River	2+	32	11	0.9	June, 1987
	1+	57	10.6	0.7	June, 1987
Masuhoro River	2+	52	12.1	1	June, 1987
	1+	50	10.9	0.9	June, 1987
Yobetsu River	1+	31	13.5	0.7	May, 1985
	1+	104	13.3	0.9	May, 1986
Sukki River	1+	14	12.8	0.6	May, 1983
Toshibetsu River	1+	15	13.5	0.7	May, 1984
	1+	24	12.6	0.6	May, 1985

きること、同一河川集団において降海時期に年変動がみられることを示している。

地域河川集団のスモルト平均尾叉長は地域および年齢により違いが観察され、河川越冬1年で降海した1+スモルトの平均尾叉長は、越冬2年の2+スモルトより小型であった。また北部河川集団のスモルト平均尾叉長は、南部河川集団の同年齢のスモルトに比べて、小さいことが示された (Table6)。

1.3 考察

保護水面河川における調査から、北海道産サクラマス野生魚の河川生活期の成長および移動が明らかにされた。地域的に異なる北部集団と南部集団における成長パターンと降海盛期スモルトの体サイズ（平均尾叉長）は、明らかに異なっていた。南部集団に比べて、北部集団は小型で成長停滞し、小型でスモルト化した。これは、魚類の成長に深く関わる河川水温の周年変化が、北部地域では上昇が遅く、低下時期がより早いことに起因するのかもしれない。またサクラマス幼稚魚の成長に生息密度が影響することが知られており (小島・杉若, 1979; Nagata, 1989)、下苗太路川の生息密度が高いことも原因のひとつに考えられる (昭和61年度サケ・マス保護水面管理事業調査実績書, 1987)。

サケ属あるいはサルモ属のスモルト化は、ある時期に一定体サイズまで成長することが必要とされ (Elson, 1957; Johnston and Eales, 1970)、サクラマスのそれは、越冬期前の成長（尾叉長）9cm以上が条件とされる (眞山 1992)。一方、サルモ属のタイセイヨウサケの降海型の出現は、淡水生活第1年目の秋季までに起こり、体サイズ分布に明瞭な2群がみられる。つまり、タイセイヨウサケは降海型と小型ペーに分けられ、両者の生理学的活性に違いがあることが報告されている (Thorpe et al., 1980, 1982; Higgins, 1985)。本研究では、サクラマス幼魚の河川生活期第1年目の体長頻度分布に明瞭な2峰型は観察されなかった。このことは、降海型に分かれる様式がサケ属とサルモ属で異なる可能性を示唆している。

サクラマス幼魚の成長様式は、河川の上流域と中流域で違いがみられた。厚田川では、夏（7-8月）に上流域幼魚のSGRが有意に高く、秋に向かう時期（8-9月）には中流域幼魚のSGRが逆に増加した。久保 (1976) は、河川中流域に移動した幼魚が降海型の主群に分岐するのではないかと考えたが、本研究結果はその仮説を支持しているものと考える。事実、厚田川では、上流に河川残留型が、中流では幼魚が優占していた。

他方、サケ属の幼稚魚は生活史の中で個体発生に伴う移動を行うが、これらの移動は、新しい生活場所を求める

移動、不適な環境からの移動（捕食者、餌不足、流量不足、濁りなど）、種内・種間関係に基づく移動などに分類されるとともに、照度変化に対応した昼夜移動も含まれる (Godin, 1981; Smith, 1985)。

稚魚は、日中より夜間の方が早い時期に浮上開始することを明らかにした。本種の浮上移動の日周変化は夜間に浮上した個体がやや多かったが、夜間浮上が優占するベニザケ *O. nerka* およびカラフトマス *O. gorbuscha* の観察結果とは一致しなかった (Godin, 1981)。

当歳魚の幼魚および河川残留型を含む若魚の夏から秋の移動に関して、同一河川上流と中流で違いが認められた。中流にくらべて上流の幼魚は、定着性が強かった。一方、若魚では夏から秋にむけて定着性が減少し続けた。前述した上・中流幼魚の成長のちがい、すなわち夏に上流で高く秋に向けて中流で回復する成長様式は、前者では秋に移動移入する若魚との社会関係 (Sakata et al., 2005; 上野ら, 2009) が、後者では夏季高水温の低減 (眞山, 1992) が影響しているのかもしれない。一方、洪水による著しい流量増大が幼魚の流下・流失を引き起こすことが観察されている (Kojima and Sugiwaka, 1989) が、厚田川でも7月～8月調査において、水位が1m以上上昇した形跡が中流で観察された。このことから、流量増大が中流幼魚の定着率を減少させた可能性も考えられる。

スモルト降海移動の盛期が河川集団間で異なった。北部と南部の河川では、春の気温および水温上昇の時期が異なるうえ、融雪増水の時期や規模も異なる。スモルト降海時期の違いが環境によるものか、遺伝によるものかについては、第3章において環境を一定にした飼育実験で明らかにする。さらに余別川ではスモルト降海時期に年変動が観察された。この点については、第2章で考察することとする。

なお、調査したすべての河川において、春のスモルト降海時期以外の季節に、スモルトは観察されなかった。また飼育実験では稚魚期に成長を促進させると、飼育第1年目の初夏にサクラマスはスモルト化することが報告されている (阿刀田, 1974; 佐藤ら, 1986) が、自然河川の環境下ではこのような0+スモルトは全く観察されなかった。

第2章 スモルト化の生理学的プロセス

サケ属を含むサケ科魚のスモルトの生理学的研究は、そのほとんどが飼育実験施設あるいはふ化場の飼育魚を対象に行われてきた (Folmar and Dickhoff, 1980)。これに対して、自然河川の幼稚魚を対象にした生理学的研究例はごく限られている (藤岡, 1991; Kudo et al., 1994; Shimizu et al., 1995; Mizuno et al., 2000, 2001)。その理

由は、スモルト化時期の河川が融雪増水期にあたり、供試魚の採集に困難が伴うこと、必要なサンプルを安定的に得にくいことなどが考えられる（小島、1983；杉若、1991）。北海道には、サクラマスの自然再生産を目的とする保護水面河川が存在するが、供試魚を安定的に得る上で、保護水面河川はサクラマスの生理生態学的研究に適したフィールドといえる。そこで本章では、第1章で野生サクラマスの幼稚魚の成長および移動を調査した保護水面河川を主対象に、幼魚のスモルト化に伴う生理学的变化を調べ、スモルト化時期の幼魚の生態と生理学的变化の関連を明らかにすることを試みる。

研究項目は、幼魚体表の銀白化を促し降河行動との関連が示唆された甲状腺ホルモン（サイロキシン：T4）およびスモルト化により発達する海水適応能とする。海水適応能とは、幼魚が河川生活から海洋生活へ移行するために、鰓の塩類細胞や腎臓を通じて、過剰流入したイオン（ Na^+ , Cl^- など）を体外へ排出する生理学的機能である（Clarke and Hirano, 1995）。サクラマスでは、海水適応能の発達と外部形態学的なスモルト発達段階の関係を野生スモルトで調べた例はこれまで見あたらない。また、T4を生産分泌する甲状腺および海水適応に直接関与する鰓の塩類細胞に関して組織学的観察結果を示す。

2.1 材料および方法

標本の採集

1985年から1989年にかけて、保護水面河川の下苗太路川、増幌川、利別川および余別川で投網を用いて幼魚を採集した（Fig.4）。幼魚は生かして旧北海道立水産孵化場本場（恵庭市）および旧宗谷支場（稚内市）に持ち帰り、スモルト化時期の血中T4濃度および越冬前期からスモルト化時期までの海水適応能を以下の方法により調べた。また1985年3月～5月および9月～11月にかけて余別川で採集した幼魚から、甲状腺組織および鰓弁組織を取り出し、組織学的解析資料とした。

また、降海移動中のスモルトを古宇川下流で採集（Fig.4）し、血中T4の日周変化を調べた。古宇川では、1990年5月16日～17日、6月19日～20日、6月23日～24日、1992年5月14日～15日、1993年6月15日～16日に、一定時間間隔で投網によりスモルトを採集した。採集間隔は、1990年は6時間前後間隔で、1992年および1993年は3時間間隔とした。採集時に、天候、気温、水温、濁り、日没と夜明け時刻を記録した。古宇川にはふ化場魚が標識放流されたことから、標識の有無に基づいて野生魚を選別した。1回あたり供試魚9～10個体を採集し、現地で採血・遠心分離した後、血清T4を以下の方法で測定するまで凍結保存した。特に1990年6月19日の調査では、

夜間、突然の降雨で古宇川が増水し濁りを生じたことから、降雨増水による環境変化と血中T4濃度の関係を調べる目的で、平水状態に回復した6月23日～24日の標本と比較した。

甲状腺ホルモン濃度

幼魚を河川で採集後、実験室に生かして持ち帰り、12時間以上約8°Cの流水環境に馴致させ、魚体および行動に異常が観察されない個体から採血した。採血は原則として午前10時に行った。幼魚の尾柄部切断後、室温で30分間放置した血液から、3000rpmで15分間遠心分離して血清を得た。血清は測定まで-20°C～-90°Cで冷凍保存した。T4濃度は、Suzuki and Suzuki (1981) を改良した方法により放射免疫測定法で測定した。T4濃度の日周変化は、前述のとおり現場で採血し凍結保存した血清を同様の方法で測定して検出した。

甲状腺および鰓弁の組織学的観察

実験室に持ち帰った幼魚から甲状腺および鰓組織を取り出してブアン氏液に固定後、常法に従って5μm厚のパラフィン包埋連続切片を作製し、ヘマトキシリン・エオシンの二重染色を施し顕微鏡観察に供した。組織像から甲状腺活性を評価するため、甲状腺の濾胞上皮細胞の厚さをミクロメータで測定するとともに濾胞内のコロイド状物質の形状を観察した。鰓弁の塩類細胞の数は、次の方法で計数した。組織切片上で幼魚1個体につき、顕微鏡1視野あたりに出現する塩類細胞数を無作為に抽出した5視野数えた。5視野の平均値を幼魚の塩類細胞数とした。調査1回につき5～6個体の幼魚を用いた。

海水適応能

採集幼魚の中で最もスモルト化が進んだ個体を、生かして実験室に持ち帰り、12時間以上約8°Cの流水環境で馴致した後、24時間の33%海水抵抗試験を行った。海水抵抗試験では、供試魚5～10個体を、水温6～15°C海水を満たした上部循環ろ過60Lのガラスまたはアクリル水槽に直接移行させ、24時間後に供試魚を取り出し採血した。試験海水には通気した。採血は、原則として午前10時に行い、血清を前述の方法により得た。血清は、-20°C～-90°Cで冷凍保存し分析に供した。血清中の塩素イオン濃度（ Cl^- ）はクロライドカウンター（電量滴定法：平沼製CL-6型）により測定した。

24時間海水抵抗試験を評価するため、33%海水（水温8～9.8°C）にフルスモルトを移行させ、0～72時間の血清塩素イオン濃度（ Cl^- 濃度）の変化を経時的に調べた。 Cl^- 濃度は、移行0時間（淡水中）で130～135mEq/

l, 海水 2 時間後では145mEq/lに急上昇し, 4 ~ 17時間後は 140mEq/l 前後に一時安定したが, 移行21~72時間後

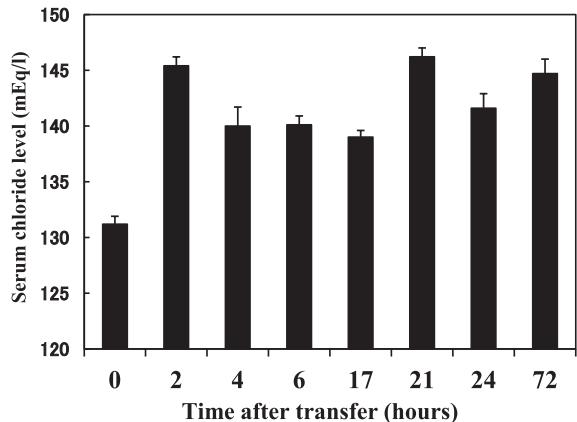


Fig. 20 Changes in the serum chloride concentration of masu salmon smolt kept in 33 per mil seawater for various durations. 0 hour shows the concentration of serum chloride in fresh water. Bars indicate SEM.

には140~145mEq/lの範囲に収まった (Fig.20)。この結果から海水移行24時間後 Cl⁻濃度は安定して幼魚の海水適応能評価として使用できること、海水適応が発達した Cl⁻濃度範囲は淡水中レベルの130mEq/lから145mEq/lであると判断した。

2.2 結果

血中 T4 の変化

スモルト化時期 (1993年 4 月中旬から 5 月下旬まで) の、幼魚の血中 T4 濃度変化をFig.21に示した。T4 濃度は 4 月中旬まで低かったが ($5.98 \pm 0.98 \text{ ng/l}$: 平均値 \pm 標準誤差), 4 月下旬から増加し ($7.42 \pm 1.39 \text{ ng/l}$), 5 月

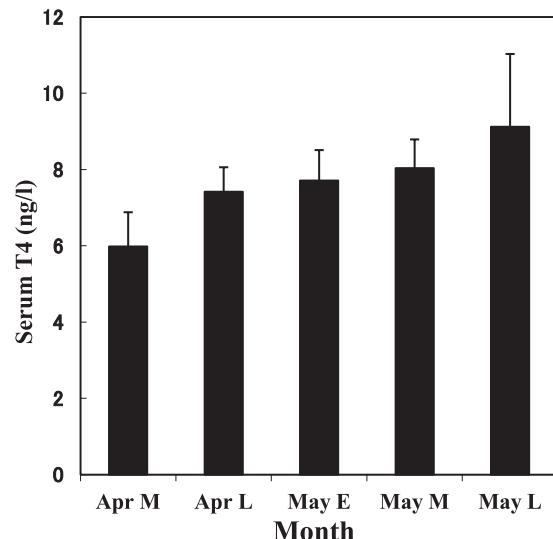


Fig. 21 Changes in the serum thyroid hormone (T4) concentration of wild masu salmon juveniles captured near the mouth of the Furuu River during the period of smoltification, 1993. Bars show SEM.

下旬までこのレベルを維持した。スモルトの降海移動は、4 月下旬ころより始まり 6 月まで継続した。降海移動盛期は 5 月上旬であったが、下旬にも小さな峰が認められた。これらの結果から、血中 T4 濃度はスモルトが降海移動中に高いレベルで維持されることが確認された (Fig.21)。

1990年 5 月中旬と 6 月中下旬, 1992年 5 月下旬および 1993年 6 月中旬に、古宇川における降海移動中のスモルトの T4 濃度の日周変化を調べた。1990年の結果は後述する「生理学的変化に伴うスモルトの行動と生態」の項で触れるが、1992年の T4 濃度は $5.6 \pm 0.3 \text{ ng/l}$ (0:00) から $9.09 \pm 0.3 \text{ ng/l}$ (15:00) の範囲で変動した。T4 濃度

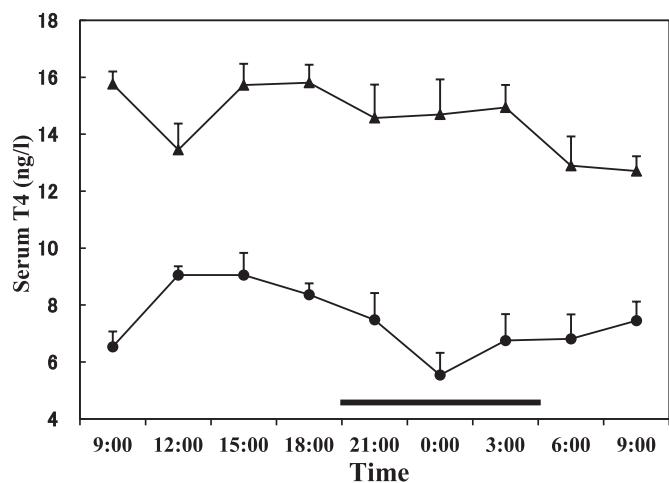


Fig. 22 Diel fluctuations in the serum thyroid hormone (T4) level of the wild masu salmon smolt moving downstream in the Furuu River. Smolt was captured by a castnet from 27 May to 28 May, 1992 (solid circle) and from 15 June to 16 June, 1993 (solid triangle). Vertical bars show SEM and horizontal black bars indicate a nocturnal duration.

は日中に高くて夜間に低い、という日周変化を示した (Fig.22)。一方、1993年6月のT4濃度は $15.81 \pm 0.66\text{ng/l}$ (18:00) から $12.7 \pm 0.97\text{ng/l}$ (9:00) の範囲で変動した。T4濃度は、明け方 (6:00～9:00) および昼間 (12:00) に低下したほかは高いレベルを保ち、明瞭な日周変化を示さなかった (Fig.22)。

甲状腺および鰓の塩類細胞の組織学的变化

秋 (9月～11月) および春 (3月～5月) に余別川で採集した幼魚の甲状腺と鰓の塩類細胞を組織学的に観察した。観察に供した幼魚の発達段階は、9月から11月までは越冬前の銀化バー、3月は越冬明けの銀化バー、4月が前期スマルト、5月がフルスマルトであった。

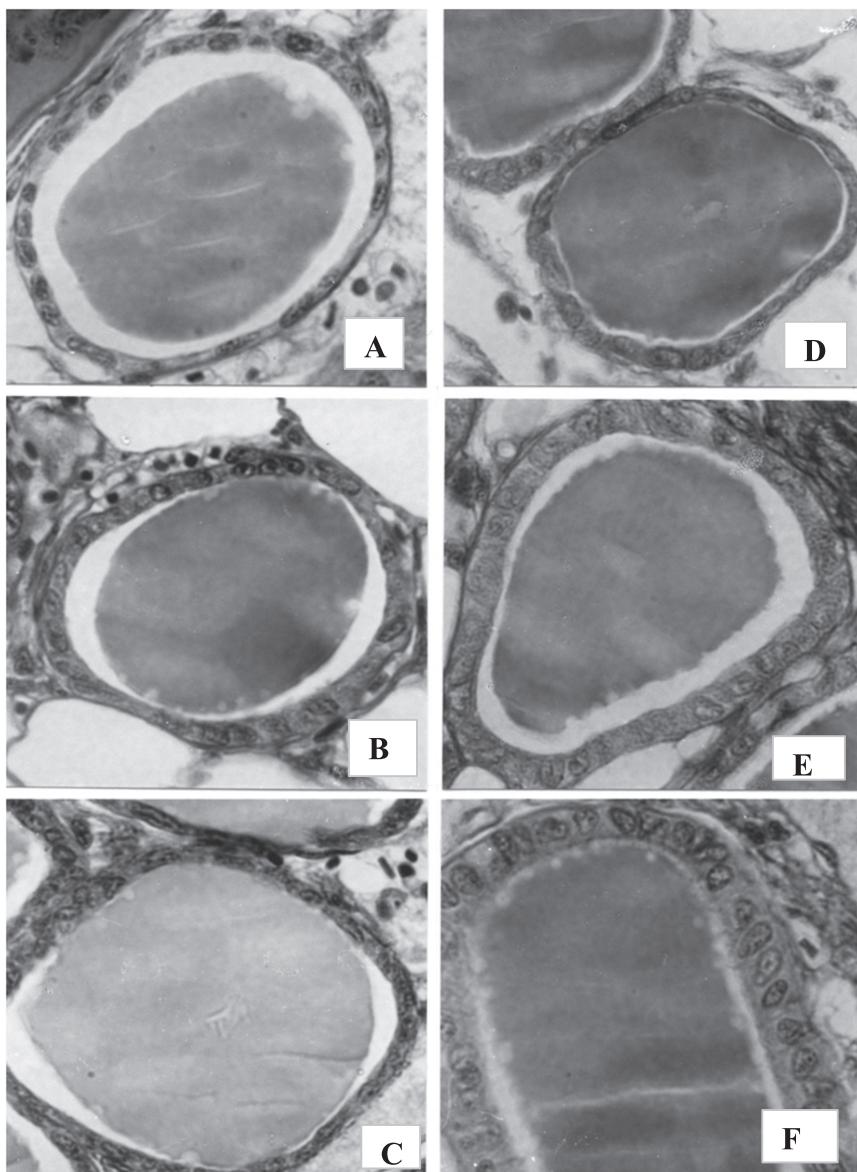


Fig. 23 Histological photographs of the follicle cells and the colloid in the thyroid gland from wild juvenile masu salmon captured in the Yobetsu River from autumn, 1985 through spring, 1986. A: September, B: October, C: November, D: March, E: April and F: May.

秋の幼魚の甲状腺組織では、甲状腺濾胞内で観察されるエオシン好性コロイド様物質の周縁部が滑らかで、濾胞上皮細胞の肥厚は観察されなかった。ただし10月の濾胞細胞組織像は、いくぶん肥厚しているようにみられた (Fig.23 および Fig.24)。春の甲状腺組織では秋と異なり、濾胞上皮細胞は肥厚し円柱上皮の形態を示し、コロイド様物質周縁部には著しい空胞化が観察された (Fig.23 および Fig.24)。

塩類細胞は、細胞質がエオシン好性の細胞として、秋の幼魚では二次鰓弁の基部の一次鰓弁組織に埋没した状態で観察された (Fig.25)。しかし春の幼魚のそれは秋と異なり、二次鰓弁上にもエオシン好性の塩類細胞が観察されるようになった。一次鰓弁および二次鰓弁上の塩

類細胞は、5月には細胞質が膨化した (Fig.25)。

甲状腺濾胞上皮細胞の厚さおよび塩類細胞数の秋から春までの変化をFig.26に示した。甲状腺濾胞上皮細胞高は9月に $3.58 \pm 0.12 \mu\text{m}$ で低かったが、10月に一時的増加が観察された。甲状腺濾胞上皮細胞高の増加は4月から始まり、5月には $9.83 \pm 0.36 \mu\text{m}$ に達した (Fig.26)。鰓弁組織の塩類細胞数は、秋に1.7細胞の低い値を保っていたが、3月 (2.33 ± 0.33 細胞) から増加し始め、5月には 4.1 ± 0.19 細胞まで増加した (Fig.26)。組織像から、幼魚の海水適応能が越冬明けの3月ころより発達することが窺われた。

甲状腺組織の観察結果は、春幼魚の血中T4濃度の変化と一致した。両者の変化は4月から開始しており、こ

の時期はスモルト段階の前期スモルトに相当した。組織観察では秋(10月)に一時的な活性化像が観察されたが、この時期のT4濃度を測定していないので、両者の関係は明らかでない。塩類細胞の組織像は3月から変化したが、甲状腺のそれより早い時期であった。

海水適応能の発達

1988年および1989年に余別川の異なるスモルト段階の幼魚を用いて、その海水適応能を海水移行24時間後Cl⁻濃度で評価した (Fig.27)。Cl⁻濃度は、越冬期に見られる2タイプのバーのうち黒色より黄色が強い黄化バーが170~190mEq/l、銀化バーが180mEq/l以上、小型バーが170mEq/l、春銀化バーが160~170mEq/lの高い値を示

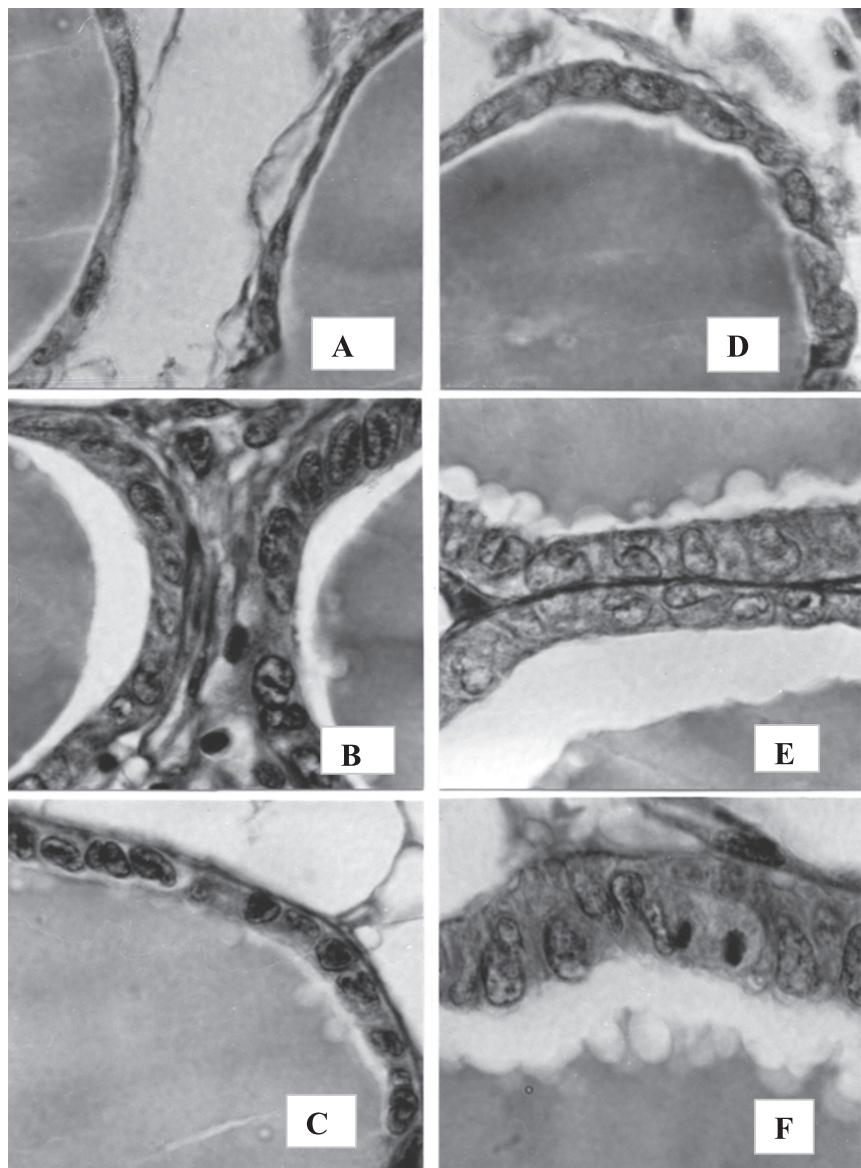


Fig. 24 Enlarged photographs of the follicle cells in the thyroid gland from wild juvenile masu salmon from autumn, 1985 through spring, 1986. A: September, B: October, C: November, D: March, E: April and F: May.

し、いずれも海水適応が未発達であった。これに対してスモルト化が始まった前期スモルトでは、Cl⁻濃度が150mEq/lに低下した。さらに中期スモルトでは148mEq/l、フルスモルトでは140~145mEq/lまで低下し、海水適応能の発達が認められた。ただし前期スモルトでは、海水移行3日目で一部に死亡(20%)が確認され、前期スモルトの海水適応能は不十分と判断された。

これらの知見に基づき、異なる河川集団の海水適応能の季節変化を調べた。下苗太路川、増幌川および利別川幼魚の海水適応能は、それぞれ6月中旬、6月上旬~下旬、5月中旬にピークが観察された(Fig.28)。余別川の海水適応能ピークは1985年と1986年では異なった。1985年は5月中旬、1986年は5月下旬から6月下旬

に海水適応能が高まった(Fig.28)。これらのピークは、各河川のスモルト降河移動の盛期と一致した(Fig.19)。このように自然河川において、スモルトでは海水適応の発達と降海行動が同期に起こることが確かめられた。

生理学的変化に伴うスモルトの行動と生態

1990年に古宇川で血中T4の日周変化を調べた。6月19日23:00に突然に起きた降雨増水と川水の濁りはスモルトの血中T4のサージをもたらすことが観察された。降雨前(18:00)のT4は8.2±0.92ng/lを示したが、降雨増水時(23:00)のそれは13.7±2.62ng/lまで急激に增加了。その翌日(6:00)には8.68±1.71ng/lに低下した(Fig.29)。その3日後の18:00から6:00までのT4レベルは、

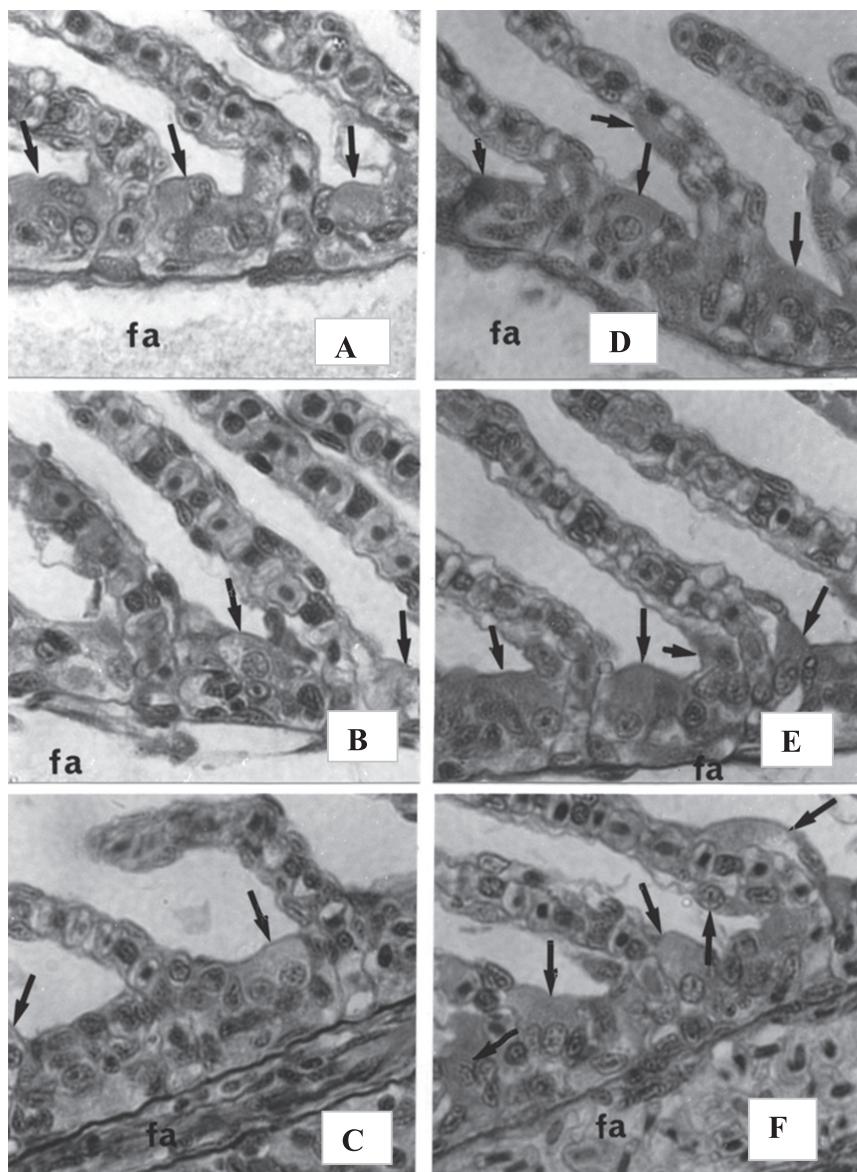


Fig. 25 Histological photographs of the chloride cells (arrow) on gill lamella from wild juvenile masu salmon captured in the Yobetsu River from autumn, 1985 through spring, 1986. A: September, B: October, C: November, D: March, E: April and F: May.

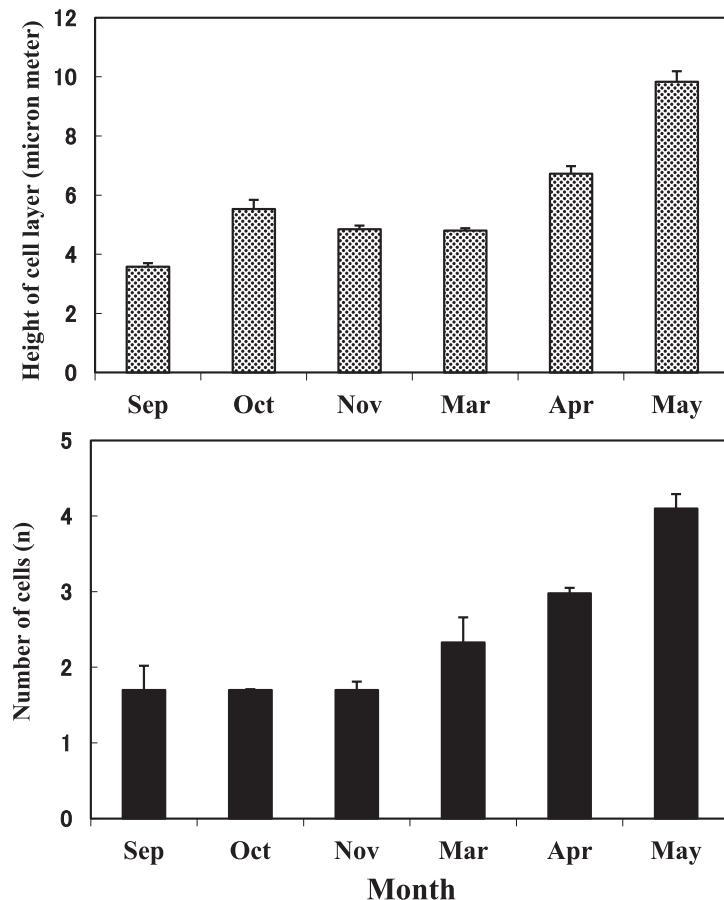


Fig. 26 The upper part shows changes in height of the follicle cell layer in the thyroid gland and the lower part indicates fluctuations in the number of the chloride cells on gill lamella from wild juvenile masu salmon captured in the Yobetsu River from autumn through spring.

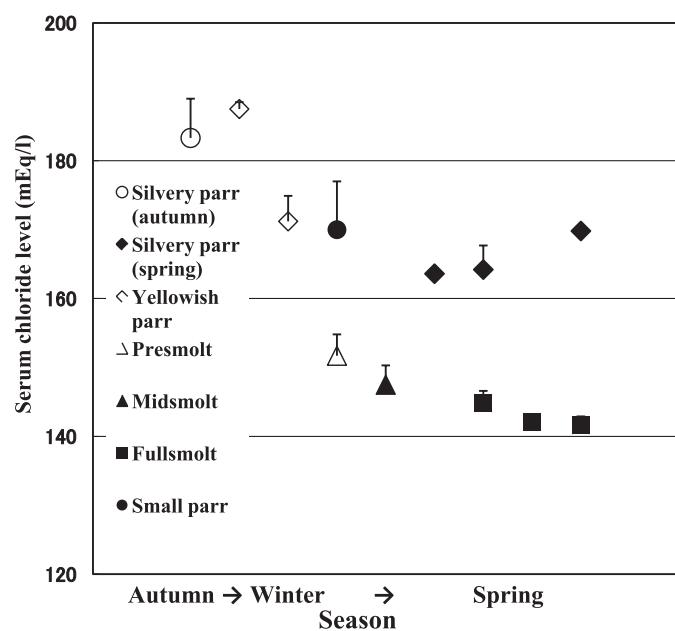


Fig. 27 Development of seawater adaptability of wild masu salmon juveniles on the various smolting stages in the Yobetsu River from autumn, 1986 through spring, 1987. Seawater adaptability indicates the serum chloride level kept in 33 per mil SW for 24 hours. Bars denote SEM.

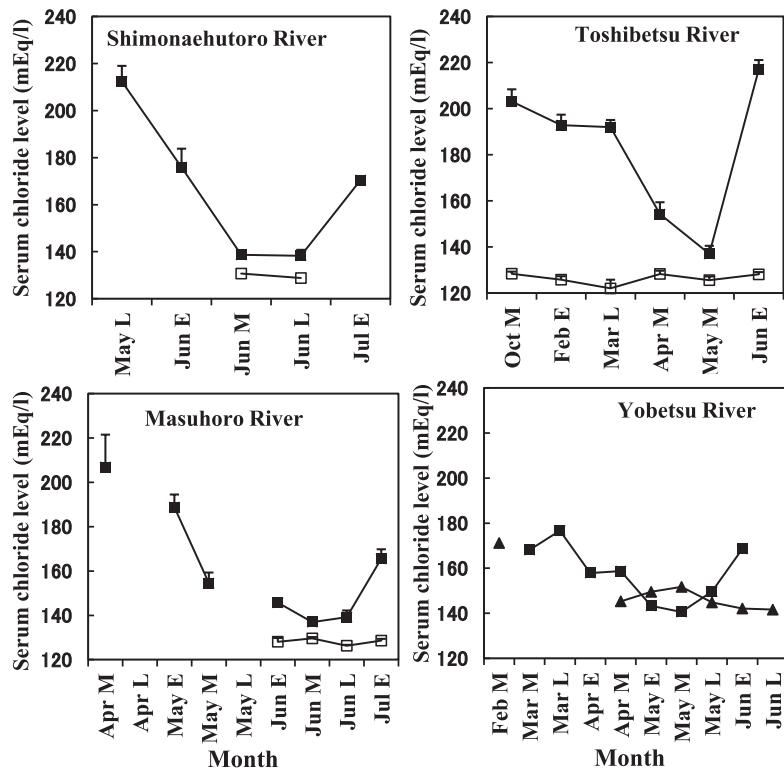


Fig. 28 Changes in seawater adaptability of wild masu salmon juveniles from the different stream populations in Hokkaido, Japan. Open square is the control kept in fresh water for 24 hours. Solid square and solid triangle in the Yobetsu River are the 1985 year group and 1986 year group, respectively. Bars show SEM.

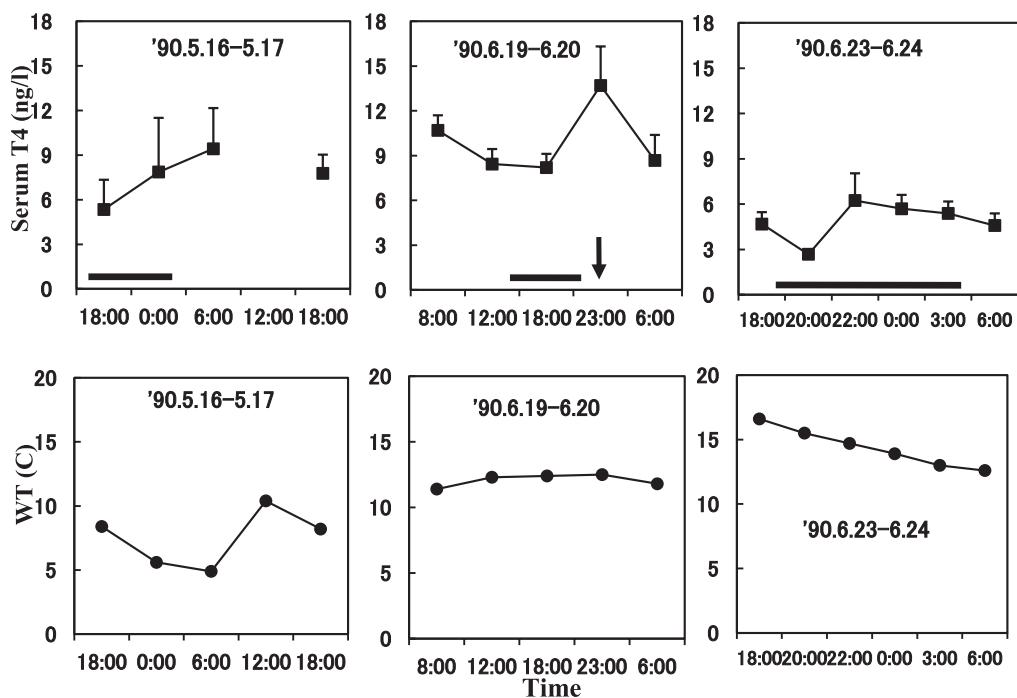


Fig. 29 Diel fluctuations in serum T4 concentration of wild masu salmon smolt and water temperature at the lower reach site of the Furuu River in 1990. The upper part shows T4 and the lower part demonstrates water temperature. The vertical bar is SEM, the horizontal bar demonstrates the nocturnal duration and the arrow indicates rainfall. A surge of T4 was observed at 23:00 on 19 June, 1990 after rainfall.

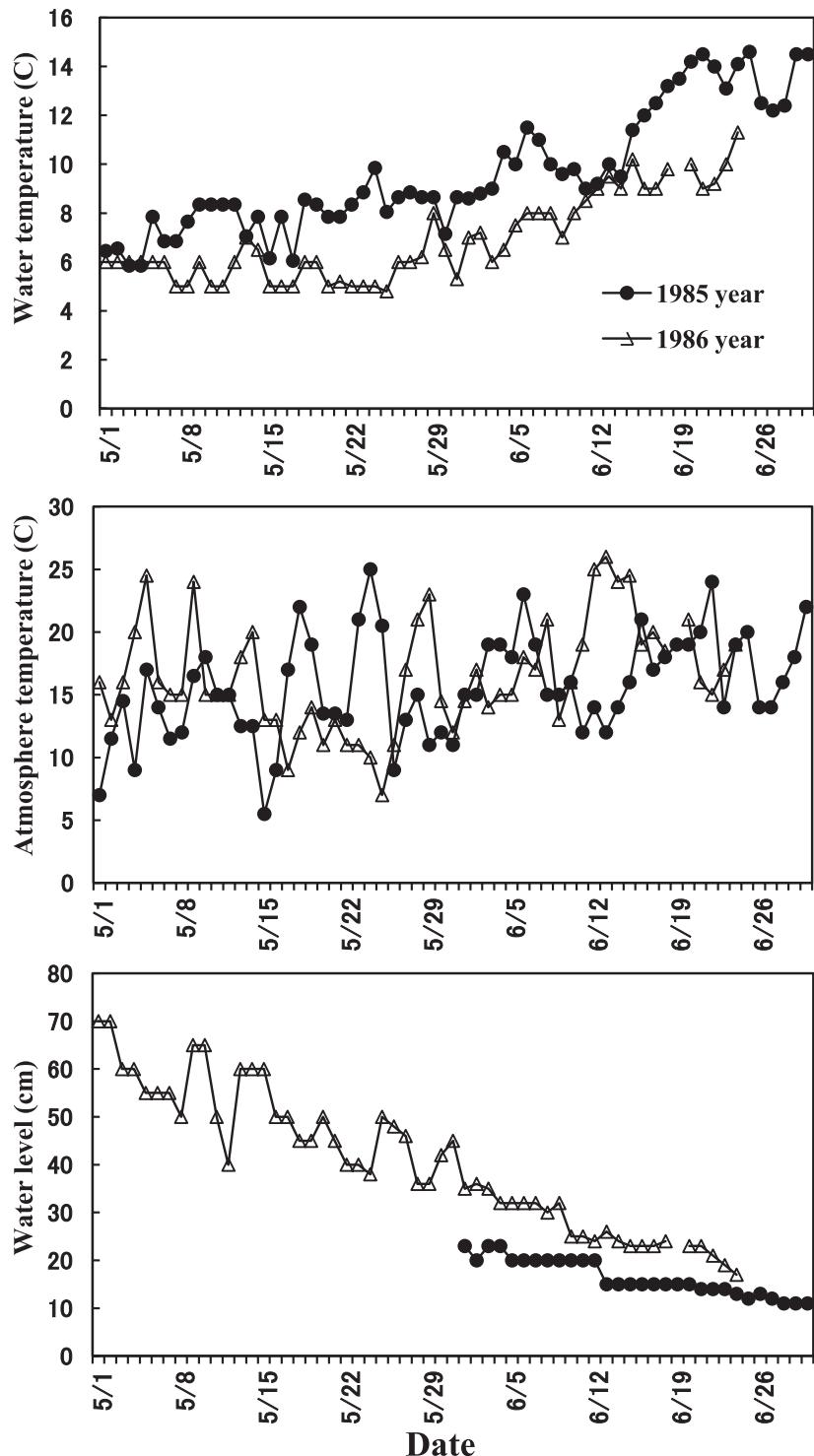


Fig. 30 Fluctuations in water temperature, atmosphere temperature and flow level in the Yobetsu River in 1985 and 1986. The solid circle is that of 1985 and the open triangle shows that of 1986.

2.68±0.18ng/lから6.42±1.8ng/lまでの低い値であった。この時の河川水温は、降雨の前後で12.4°Cおよび12.5°Cとほとんど変化がなかった(Fig.29)。したがって、T4 サージには、降雨による濁りなどの川水の変化が影響したとみなされる。

余別川では1985年と1986年でスモルトの降海移動時期が異なった(Fig.19)。両年では河川水温も異なっていた。1985年の河川水温は、1986年にくらべて、5月上旬から高い水温で推移した(Fig.30)。1985年のスモルト主群は、1986年に比べて1旬早く降海移動を開始した。採集した

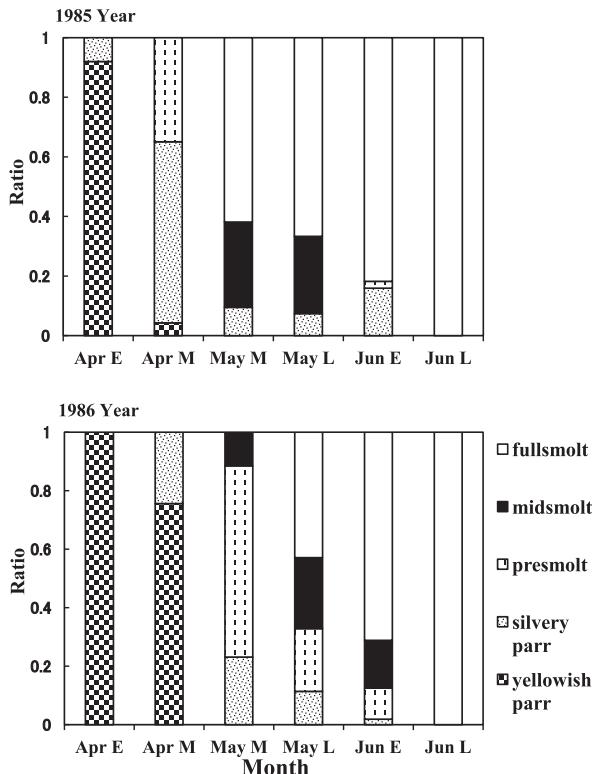


Fig. 31 Development of the smolting stage in the 1985 and 1986 year groups of wild masu salmon juveniles in the Yobetsu River. The upper part is 1985 and the lower part shows 1987. The 1985 year group developed a smoltification earlier than the 1986 group.

幼魚のスモルト段階組成比は、1985年がより早くスモルト化が開始されたことを示している (Fig.31)。これらの結果から、自然河川のスモルト化の発達は、河川水温によっても影響されることが明らかになった。

2.3 考察

血中甲状腺ホルモン T4 は、サケ属のスモルト化に関わることが知られている (Dickhoff *et al.*, 1978, 1982; 山内・高橋, 1987; Iwata *et al.*, 1989; Clarke and Hirano, 1995)。T4 は、スモルト体表の銀白化を促す効果とともに (Ura *et al.*, 1994), 降海行動との関係にも興味がもたれてきた (Iwata *et al.*, 1989; Ojima and Iwata, 2007)。

本研究で、降海移動時期の T4 濃度が増加することが確かめられた。また甲状腺組織もスモルト化が開始した前期スモルトから、活性化した組織像が観察された。ただしスモルト化時期の T4 値は 10ng/l 以下を示した。1992年 6 月の T4 日周変化のそれも 10ng/l 以下のレベルであった。北海道南部を流れる積丹川の野生魚の T4 を調べた Kudo *et al.* (1994) の結果によると、5 月 (フルスモルト) の T4 レベルは 15ng/l を示した。本研究で得

られた低い T4 値の原因は、T4 の測定にあたり、供試魚を 1 時間余りかけて輸送し、その後さらに 12 時間以上流水に馴致してから採血したことから、これらのストレスが T4 濃度に影響を及ぼしたかもしれない。ただし現地採血した日周変化の場合は、これらストレスの影響を受けなかつた。

タイセイヨウサケおよびブラウントラウト *S. trutta* のスモルトの降海行動を調べた Solomon (1981) によると、降海行動は日中より夜間に活発となる日周変化が認められた。サクラマスにおいても原子 (1982) が同様の観察結果を報告している。本研究における 2 カ年のスモルト T4 日周変化の結果によると、T4 値が日中高く夜間で低い日周変化を示した (1992年 5 月)。一方、日中および明け方に一時 T4 値が低下し明瞭な日周変化を示さない例 (1993年 6 月) も観察された。タイセイヨウサケでは高い水温条件で日中に降海行動が起きたと報告されていることから (Solomon, 1981), 降海移動期間における調査時期や河川水温の影響により、スモルト T4 の日周変化に違いが生じた可能性が考えられる。

降雨がスモルトの T4 サージを促すことが知られている (Yamauchi *et al.*, 1985)。古宇川の日周変化調査で、降雨開始 30 分ほどで採集した個体で T4 サージが観察された。ただし T4 値は 8.03~21.9ng/l と広い幅を示しており、すべての個体で反応が見られたわけではなかった。ビワマス *O. masou* subsp. の T4 サージに流速が影響しなかった (藤岡, 1991) ことから、河川水温に変化がみられなかった本研究では、川水の濁りが T4 サージを引き起こした可能性が高いと考えられる。

サケ属の海水適応に機能する塩類細胞に 2 型が確認されている (Franklin and Davison, 1989; Mizuno *et al.*, 2000)。光学顕微鏡を用いた本研究では 2 型を分類できなかったことから、塩類細胞の観察は 2 型を区別せずに扱った。塩類細胞数は 3 月の銀化バーから増加したが、海水適応能は、春銀化バーのみならず秋銀化バーでも未発達であることが確かめられた。また塩類細胞数の増加と甲状腺濾胞の組織学的变化が一致しなかつたことから、塩類細胞の形態変化に対する甲状腺ホルモンの関与は低いことが示唆される。伴ら (1987) は飼育サクラマスで、塩類細胞数のピークと海水適応能のピークが一致したことを報告したが、本研究でも同様の結果が得られた。

下苗太路川、増幌川、利別川および余別川の幼魚のスモルト化に伴う海水適応プロセスでは、スモルトの降海移動盛期と海水適応能のピークが一致した。余別川では降海移動に年変動が見られたが、海水適応能もそれに一致して変化した。

久保（1973）は、本種のスモルト化が高い水温により促されることを報告している。本研究の余別川における調査でも、高い水温で推移した1985年のスモルト段階別の組成比は、低い水温の1986年にくらべて、前期スモルトが1旬早く出現しており、フルスモルトも同様に早く出現したことを示した。これらの結果から、同一河川集団におけるスモルト化時期の調整には、河川水温の変化が関係していると考えられる。

第3章 スモルト化機構に関する外部および内部環境要因に関する飼育実験

第1章および第2章の自然河川サクラマス幼魚の生態学的生理学的研究により、スモルト化に及ぼす外部環境、特に河川水温の影響が明らかになった。余別川の調査結果からは、河川水温が高い年のスモルト化時期が早まることが観察された（Fig.30およびFig.31）。また北海道北部河川のスモルト化時期が、南部河川のそれより1ヶ月遅れることも確かめられた（Fig.19およびFig.28）。さらに自然河川の幼魚では、スモルト化時期を過ぎた夏から翌年の春まで、スモルトが全く観察されなかった。これらのこととは、本種のスモルト化発現を促す、あるいは抑制するスイッチ機構が内在することを強く示唆している。

一方飼育実験では、サケ属のほかサルモ属やイワナ属において、外部環境の日長（光周期）および水温がスモルト化に影響することが知られている。たとえば、低温期の幼魚を高水温環境へ移行する処理や、自然日長環境から漸次あるいは飛躍的に光周期変更する処理が、スモルト化時期や内分泌あるいは鰓の酵素活性に影響を及ぼすことが報告されている（Wagner, 1974；Ewing *et al.*, 1979；Johnston and Saunders, 1981；Duston and Saunders, 1995）。サクラマスにおいても、高水温処理の効果（久保, 1973）および光周期変更処理の効果（Okumoto *et al.*, 1989）が報告されている。

これらは、サクラマスのスモルト化過程に、水温および光周期が外部環境調節因子として作用することを示している。しかし水温処理あるいは光周期処理、さらに両処理の組み合わせが、スモルト化時期を変更することは明らかにされたが、自然河川の季節的なスモルト化発現（開始と停止）を調節する外部環境因子の作用機序については明らかではない。

本章では、自然河川のサクラマス幼魚のスモルト化に影響を及ぼす水温および光周期の作用機序を明らかにした。

3.1 材料および方法

供試魚として、越冬期の自然河川で採集した幼魚と光周期実験室で育てた一腹の幼魚を用いた。前者では水温と光周期が、後者では一定水温下における光周期がスモルト化に及ぼす影響を飼育実験により調査した（実験1）。また異なる地域集団と両親のスモルト化時期が異なる交雑個体を一定水温・自然日長下で飼育して、スモルト化に及ぼす遺伝的な影響を調査した（実験2）。飼育実験では、スモルト化特性に関して適宜次の項目に注目した。

成長

光周期実験室の飼育タンクに収容した供試魚のうち、一定数に個体識別のリボンタグ標識を背びれ基部に付け、月末に尾叉長（測定単位0.1mm）および体重（0.1g）を測定してSGRを求めた。あわせて外部形態（Table1）に基づき、スモルト段階および雄個体の成熟を記録した。スモルト化時期の4月から6月の間は半月毎に魚体測定を行った。

スモルト化盛期

外部形態学的変化から判別して中期スモルトおよびフルスモルト段階の幼魚を「スモルト」とし、最も多くのスモルトが出現した時期をその集団の「スモルト化盛期」と定義した。

スモルト化率

事故あるいは死亡した個体を除く飼育個体数に占めるスモルトの割合（%）で示した。

海水適応能

60～90L水槽を用いて33‰海水抵抗試験を行い、海水移行24時間後の生残率と血清塩素イオン濃度（Cl⁻）を測定した。対照群は同様の手順で、淡水中の水槽に24時間移行後の血清Cl⁻を測定した。

血中甲状腺ホルモン濃度

魚体測定時に適宜供試魚5～10個体を取り出し、前述の方法で得た血清のサイロキシン（T4）濃度を、Suzuki and Suzuki（1981）を改良したKudo *et al.*（1994）の方法により測定した。一部の実験群では、早熟雄の出現率およびその出現時期についても調べた。

実験1 水温と光周期の効果に関する実験

実験1-1 高水温の効果実験

供試魚は、越冬期の1988年12月7日、1989年3月8日、そして越冬明けの4月11日に、余別川で三角網および投網で採集した。このときの河川水温は、2.2°C（12月）、3.6°C（3月）、4.0°C（4月）であった。これらは水産孵化場本場の光周期実験室の飼育水槽に収容して実験に供し

た。12月、3月、および4月に採集した幼魚を、8°C水温の自然日長で、スモルト化が完成するまで飼育した。供試魚は、通気した流水式60Lアクリル水槽に、リボンタ

グ標識した11~16個体を各水槽に収容し自動給餌器により飽食させた (Table7)。スモルト化特性のうち、SGR、スモルト化盛期、スモルト化率、海水適応能を調べ、ス

Table 7 Experiment1-1 shows the effect of a high water temperature on smoltification of wild masu salmon juveniles in wintering

Wild masu salmon juveniles were captured in the Yobetsu River in December (2.2°C), 1988, and in March (3.6°C) and April (4°C), 1989. They were reared under a natural daylength at 8°C water temperature during the examination.

Experimental group	Population	Individuals	Mean fork length (cm)	SD (cm)	Date on commencement	Date on completion
December	Yobetsu River	15	11.9	0.5	8 Dec., 1988	17 Apr., 1989
March	Yobetsu River	16	10.1	1.0	21 Mar., 1989	13 May, 1989
April	Yobetsu River	11	10.6	1.0	12 Apr., 1989	31 May, 1989

Table 8 Experiment1-2 shows the effect of a high water temperature and modified daylength on smoltification of wild masu salmon juveniles in winter

Wild masu salmon juveniles were captured in the Yobetsu River on 7 December (2.2°C). They were kept in a 250L tank under a natural daylength at 2°C water temperature, and transferred to the experimental regime under long daylength (16L8D) or short daylength (8L16D) at 8°C water temperature on 10 December, 1988 and on 6 February, 1989.

1. Treatment on 10 December in 1988

Experimental group	Population	Individuals	Mean fork length (cm)	SD (cm)	Date on commencement	Date on completion
N group (natural daylength)	Yobetsu River	15	11.9	1.0	10 Dec., 1988	17 Apr., 1989
LD group (16L8D)	Yobetsu River	15	12.0	0.7	10 Dec., 1988	28 Feb., 1989
SD group (8L16D)	Yobetsu River	15	11.8	0.8	10 Dec., 1988	31 May, 1989

2. Treatment on 6 February 1989

Experimental group	Population	Individuals	Mean fork length (cm)	SD (cm)	Date on departure	Date on completion
LF group (16L8D)	Yobetsu River	19	11.8	1.0	6 Feb., 1989	30 Mar., 1989
SF group (8L16D)	Yobetsu River	18	11.8	1.0	2 Feb., 1989	17 Apr., 1989

モルト化に及ぼす高水温処理の効果を明らかにした。

実験 1-2 高水温と光周期変更の効果実験

1988年12月7日に余別川で採集した幼魚を8°C水温の自然日長で飼育した後、それらを12月10日および1989年2月6日に、水温8°Cの長日処理 (L区: 16時間明期8時間暗期, 16L8D) および水温8°Cの短日処理 (S区: 8時間明期16時間暗期, 8L16D) に移行させ、スモルト化が完成するまで前述の方法で飼育した。対照群として

水温8°Cの自然日長群を設けた。各実験の供試個体数は15~19個体であった (Table8)。スモルト化特性のSGR、スモルト化盛期、スモルト化率、海水適応能を測定して、高水温と日長変更がスモルト化に及ぼす影響を調べた。

実験 1-3 低水温の効果実験

供試魚は、1990年2月15日に余別川 (河川水温2.4°C) で越冬中の幼魚を採集して、旧真狩支場の光周期実験室に持ち帰り、実験を開始するまで水温2°C・自然日長

Table 9 Experiment1-3 shows the effect of low temperatures on smoltification of masu salmon. Wintering wild masu salmon juveniles were captured in the Yobetsu River in December. They were kept in a 250L tank under a natural daylength at 2°C water temperature. They were transferred to the two temperature regime, under a natural daylength at 4°C water temperature (N4C group) and under a long daylength at 2°C water temperature (L2C group). The control was under a natural daylength at natural water temperature (N group) on 16 March, 1990.

Experimental group	Population	Individuals	Mean fork length (cm)	SD (cm)	Date on commencement	Date on completion
N group	Yobetsu River	30	12.1	1.2	16 Mar., 1990	31 May, 1990
N4C group	Yobetsu River	26	11.8	0.8	16 Mar., 1990	31 May, 1990
L2C group	Yobetsu River	20	11.7	0.9	16 Mar., 1990	31 May, 1990

で、250LのFRPタンクで止水飼育した。ただし給餌はしなかった。

実験は、余別川の河川水温が上昇し始める3月中旬の1990年3月16日から開始し、自然河川のスモルト化が完成する5月末まで継続した。試験群は、水温4°Cの自然日長群（N4C区）および水温2°Cの長日処理群（L2C区）の2群を設けた。L2C区はスモルト化を促すため、特に長日処理を加えた。供試魚はリボンタグ標識し、上部ろ過循環式の250L・FRPタンクで飼育した。対照群（N区）は、自然日長で自然河川水温に合わせて水温を12°Cま

濃度、海水適応能を測定し、低水温処理がスモルト化に及ぼす影響を調べた。

実験1-4 恒常光周期とスモルト化

浮上時からスモルト化終了時期まで、8°C湧水で一定の光周期環境で飼育する恒常光周期がスモルト化に及ぼす効果を調べた。供試魚は、北海道産（余別川）および本州日本海産（神通川）サクラマスを用いた。

飼育実験は旧真狩支場の光周期実験室で行った。照明はセルフタイマーに連動した蛍光灯を用いて、午前8時に点灯させた。飼育タンク水面の照度は390~430luxであった。自然日長のときは、蛍光灯のほか窓から入射する太陽光も利用した。供試魚は150Lあるいは250LのFRPタンクで飼育し、給餌は自動給餌器で翌朝タンク底に残餌ができるほど飽食するまで与えた。魚体測定は原則として月末に行い前日には給餌しなかった。採血は原則として午前10時から行った。

1990年9月に富山県の神通川（Fig.33）で捕獲したサクラマスの雌雄1個体から得た発眼卵を、10月に旧真狩支場に収容し、8°Cの水温でふ化した浮上直後の稚魚を実験に用いた。供試魚は、1991年1月31日から給餌を開始し、水温8°Cで光周期が異なる4群に分け、それぞれを250Lタンクで飼育した。光周期は、自然日長（N区）を対照群として、短日処理群（S区：8L16D）、超短日処理群（SS区：4L20D）とした（Fig.34）。1991年10月18日に3群から無作為に60個体を取り出し、そのうち30個体に個体識別のリボンタグ標識を付け、150Lタンクで1992年5月まで同様に飼育した（Table10）。これとは別に、1990年9月に余別川で捕獲したサクラマスから得た一腹仔を供試魚として、同様の方法で実験したが、余別川サクラマスには長日処理群（L区：16L8D）を設けた（Table10）。余別川サクラマスの実験開始は1991年1月8日であった。スモルト化特性としてSGR、スモルト化盛

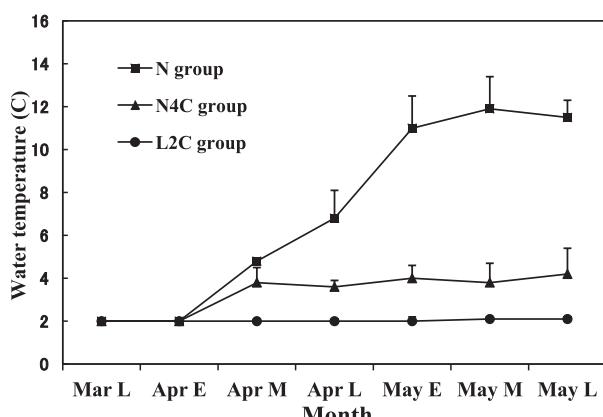


Fig.32 Changes in rearing water temperature under the low temperature experiment (Experiment1-3). The L2C group is at a low temperature (2°C) with a long term daylength (16L8D), N4C indicates the regime at a 4°C temperature with a natural daylength, and the N group shows a natural water temperature with a natural daylength as a control. Bars show SEM.

で徐々に上昇した（Table9）。N区には適宜給餌したが、そのほかには給餌しなかった。各実験群の飼育水温変化をFig.32に示した。供試魚は月末に魚体測定し、生残率およびスモルト化特性としてSGR、スモルト化率、T4

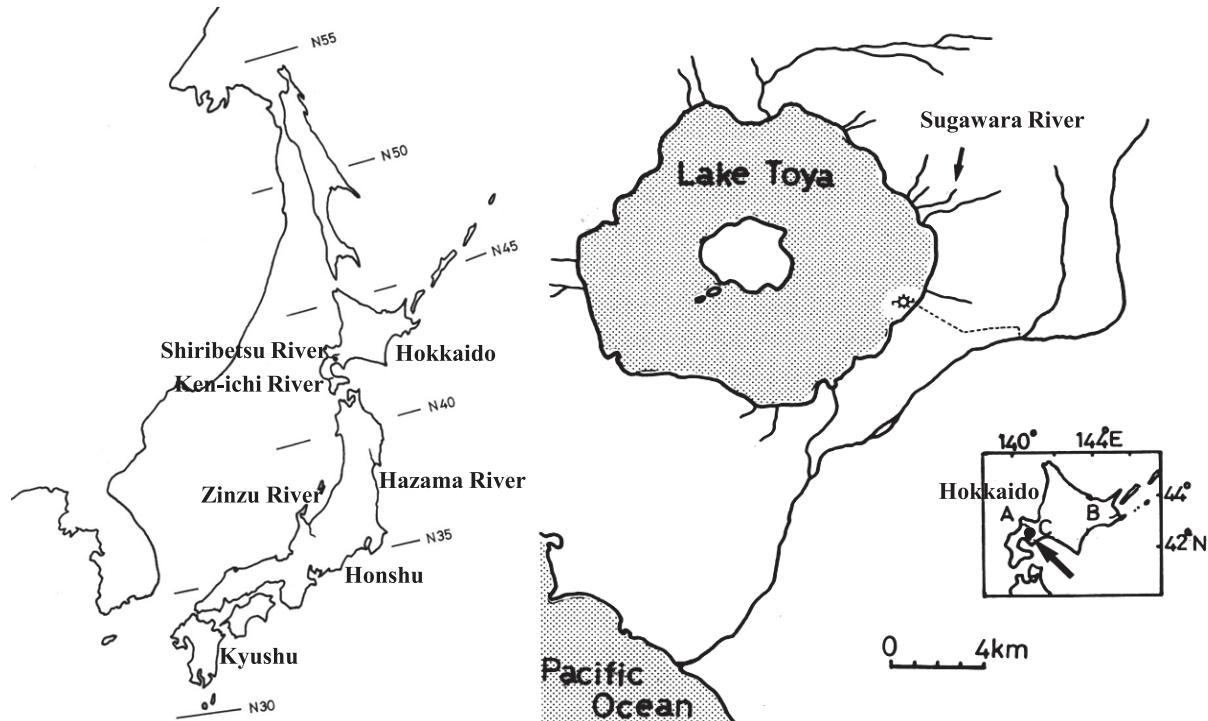


Fig. 33 Map showing rivers in Honshu and Hokkaido, Japan to produce the eggs for experiments. The left part includes the Shiribetsu River (Hokkaido), the Ken-ichi River (Hokkaido), the Hazama River (Branch of the Kitakami River, Honshu) and the Zinzu River (Honshu). The right part shows the Furuu River (A), the Furen River (B) and the Sugawara River (C) in Hokkaido. The Sugawara River flowed into Lake Toya (arrow). The solid circle is the former Makkari Branch of the Hokkaido Fish Hatchery that reared the eggs and juveniles for experiments.

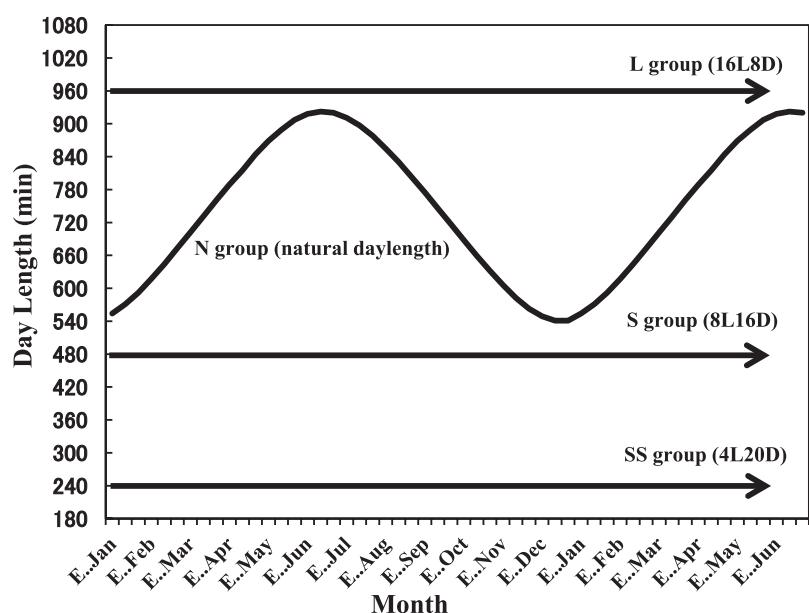


Fig. 34 Constant daylength experiment diagram (Experiment 1-4) at 8 °C water temperature. SS group: 4L20D (daytime for 4 hours and nighttime for 20 hours), S group: 8L16D, L group: 16L8D and N group: natural daylength as a control. The Shiribetsu River and the Zinzu River population juveniles were reared under constant daylength regimes from emergence in January, 1991 to smolt in May, 1992.

Table 10 Experiment1-4 shows the effect of the constant daylength on smoltification of masu salmon Siblings from two masu salmon populations (the Shiribetsu River and the Zinzu River) were reared under the three constant daylength regimes at 8°C water temperature from emergence (January, 1991) to smoltification (May, 1992). L group: 16L8D, S group: 8L16D and SS group: 4L20D. The N group (Control) is under a natural daylength at 8°C water temperature. Each of the thirty juveniles had an individual tag to examine the growth rate on 18 October, 1991.

The Shiribetsu River population

Experimental group	Population	Individuals	Mean fork length (cm)	SD (cm)	Date on marking	Date on completion
L group (16L8D)	Shiribetsu River	30	12.0	0.6	18 Oct., 1991	31 May, 1992
S group (8L16D)	Shiribetsu River	30	12.1	0.7	18 Oct., 1991	31 May, 1992
SS group (4L20D)	Shiribetsu River	30	12.0	0.6	18 Oct., 1991	31 May, 1992
N group (natural)	Shiribetsu River	30	11.8	0.6	18 Oct., 1991	31 May, 1992

The Zinzu River population

Experimental group	Population	Individuals	Mean fork length (cm)	SD (cm)	Date on marking	Date on completion
S group (8L16D)	Zinzu River	30	10.6	0.8	18 Oct., 1991	31 May, 1992
SS group (4L20D)	Zinzu River	30	10.4	0.6	18 Oct., 1991	31 May, 1992
N group (natural)	Zinzu River	30	10.4	0.7	18 Oct., 1991	31 May, 1992

期、スモルト化率、雄の成熟、T4濃度、海水適応能を調べ、恒常光周期がスモルト化に及ぼす影響を明らかにした。雄の成熟は排精の有無により判別した。

実験1.5 光周期の変更とスモルト化

実験1-5-a 秋季および冬季の光周期の変更

1992年2月から水温8°Cの自然日長で250Lタンクをもちいて飼育した見市川系および迫川系幼魚群(N区)から、1992年9月19日および1993年1月26日に、幼魚50～60個体を取りだし、そのうち30個体にリボンタグ標識し、長日光周期変更(16L8D)および短日光周期変更(8L16D)実験に供した(Table11およびFig.35)。供試魚は150Lタンクで前述の方法で飼育した。実験区は、9月移行(NL9区(長日)・NS9区(短日))および1月移行(NL1区(長日)・NS1区(短日))とした。対照群は自然日長で飼育し、N区とした。スモルト化特性としてSGR、スモルト化盛期、スモルト化率、T4濃度、海水適応能を調べた。

実験1-5-b 夏季～冬季の光周期の変更

1992年9月に古宇川に遡上したサクラマスの一腹仔を用いて、水温8°Cで自然日長飼育した幼魚を、夏季から冬季の異なる時季に光周期を変更して、スモルト化に及

ぼす応答を調べた。実験光周期として、日長の短い方から、L1(10L14D), L2(12L12D), L3(14L10D)を設定した。1993年7月14日、8月7日、9月2日、10月8日、12月5日、そして1994年1月12日に、自然日長飼育幼魚を、L1およびL2, L3処理の150Lタンクに移行した(Table12およびFig.36)。実験区として、L1処理群では、L1J区(7月移行), L1A区(8月同), L1S区(9月同), L1O区(10月同), L1D区(12月同), L1Ja区(1月同)とした。同様にL2処理群はL2J区, L2A区, L2S区, L2O区, L2D区およびL2Ja区に、L3処理群はL3J区, L3A区, L3S区, L3O区, L3D区およびL3Ja区とした。各実験区の150Lタンクに60個体を収容し、そのうち30個体にリボンタグ標識して、1994年5月まで飼育した。対照区は自然日長で同様に飼育した。スモルト化特性として、SGR、スモルト化盛期、スモルト化率、T4濃度、海水適応能を調べた。

実験2 遺伝形質に関する実験

実験2.1 降海型および降湖型地域集団のスモルト化

一定環境条件下で降海型および降湖型の異なる地域集団のスモルト化特性を比較した。供試魚は、降湖型として洞爺湖(北海道)に流入する菅原川、降海型として古

Table 11 Experiment 1-5a shows the effect of the modified daylength in autumn and winter on smoltification of masu salmon

Siblings from two masu salmon populations (the Ken-ichi River and the Hazama River) were reared under a natural daylength and at 8°C water temperature from February, 1992 to May, 1993. Each of the thirty juveniles with a tag from the two populations were transferred to the two modified daylength regimes, under a long daylength (16L8D) and a short daylength (8L16D) at 8°C water temperature in September, 1992 (NL9 group, NS9 group) and a long daylength at 8°C water temperature in January, 1993 (NL1 group). The control is under a natural daylength at 8°C water temperature (N group).

The Ken-ichi River population

Experimental group	Population	Individuals	Mean fork length (cm)	SD (cm)	Date on commencement	Date on completion
NL9 group (16L8D)	Ken-ichi River	30	9.7	0.4	19 Sep., 1992	31 May, 1993
NS9 group (8L16D)	Ken-ichi River	30	9.6	0.4	19 Sep., 1992	31 May, 1993
NL1 group (16L8D)	Ken-ichi River	30	11.2	0.7	26 Jan., 1993	31 May, 1993
N group (natural)	Ken-ichi River	30	10.1	0.5	19 Sep., 1992	31 May, 1993

The Hazama River population

Experimental group	Population	Individuals	Mean fork length (cm)	SD (cm)	Date on commencement	Date on completion
NL9 group (16L8D)	Hazama River	30	9.3	0.4	19 Sep., 1992	31 May, 1993
NS9 group (8L16D)	Hazama River	30	9.3	0.4	19 Sep., 1992	31 May, 1993
NL1 group (16L8D)	Hazama River	30	11.9	0.5	26 Jan., 1993	31 May, 1993
N group (natural)	Hazama River	30	10.4	0.7	19 Sep., 1992	31 May, 1993

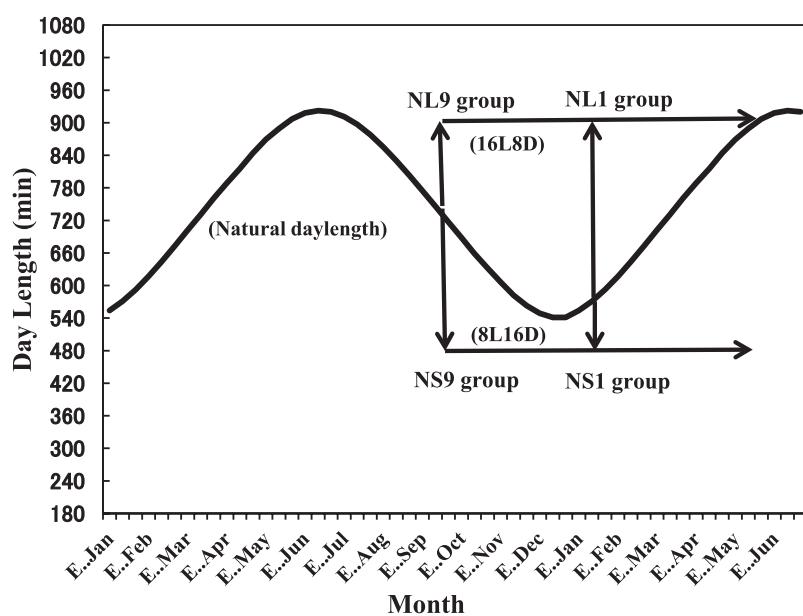


Fig. 35 Modified daylength experiment diagram (Experiment 1-5a) at 8°C water temperature from autumn to winter. The Ken-ichi River and the Hazama River population juveniles were reared under a natural daylength and shifted to a long day treatment (16L8D) and a short day treatment (8L16D) in September, 1992 (NL9 group and NS9 group) and in January, 1993 (NL1 group and NS1 group).

Table 12 Experiment1-5b shows the effect of the seasonal modified daylength from summer to winter on smoltification of masu salmon

Siblings from wild masu salmon of the Furuu River population were reared under a natural daylength at 8°C water temperature from January, 1993 to May, 1994. Each of sixty fish were transferred to the three daylength regimes, L1 regime (10L14D), L2 regime (12L12D) and L3 regime (14L10D) at 8°C water temperature from summer to winter, on 14 July, 7 August, 2 September, 8 October, 5 December, 1993 and 12 January, 1994. Thirty of the sixty fish had individual tags.

Date on tranfer	Individuals	L1 regime (10L14D)		L2 regime (12L12D)		L3 regime (14L10D)			
		Mean fork length (cm)	SD (cm)	Individuals	Mean fork length (cm)	SD (cm)	Individuals	Mean fork length (cm)	SD (cm)
14 July, 1993 (J)	60	7.0	0.2	60	7.0	0.2	60	7.0	0.9
7 August, 1993 (A)	60	8.1	0.5	60	8.0	0.5	60	8.1	0.4
2 September, 1993 (S)	60	8.4	0.3	60	8.3	0.4	60	8.5	0.3
8 October, 1993 (O)	60	9.1	0.3	60	9.2	0.4	60	9.1	0.3
5 December, 1993 (D)	60	9.6	0.3	60	9.6	0.3	60	9.7	0.3
12 January, 1994 (Ja)	60	9.5	0.2	60	9.5	0.3	60	9.5	0.3

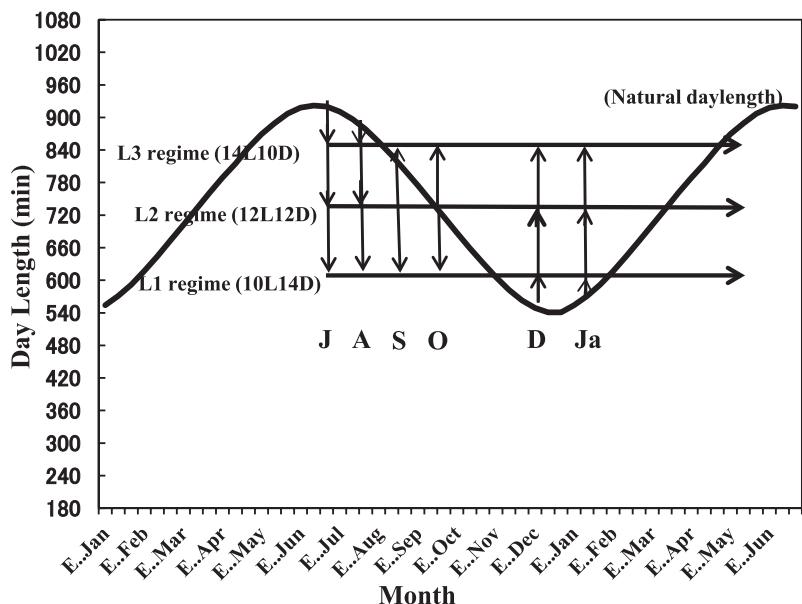


Fig. 36 Modified daylength experiment diagram (Experiment1-5b) at 8°C water temperature from summer to winter. The Furuu River population juveniles were reared under a natural daylength and shifted to three daylength treatments, 10L14D (L1 regime), 12L12D (L2 regime) and 14L10D (L3 regime) from summer, 1993 to winter, 1994. Thirty juveniles were marked with individual tags and transferred to the three regimes on 14 July, 7 August, 2 September, 8 October, 5 December and 12 January, respectively.

宇川（北海道南西部）および風蓮川（北海道東部）のサクラマスを用いた。1992年秋に受精した卵あるいは発眼卵を旧真狩支場に収容し、ふ化浮上した幼魚を用いた。菅原川と古宇川は一腹仔を用いたが、風蓮川は複数の雌雄を用いて受精した卵を用いた。供試卵を得た河川は

Fig.33に示した。供試魚は、1993年1月から餌付けを開始し、水温8°Cの自然日長で、7月まで250Lタンクで飼

育した。1993年7月15日に3集団から各30個体を取りだしリボンタグ標識して、1994年5月あるいは6月まで、150Lタンクで飼育した（Table13）。3実験群間で、SGR、スモルト化盛期、スモルト化率、T4濃度、海水適応能のスモルト化特性を比較した。

Table 13 Experiment2-1 shows the inheritance of smoltification among wild masu salmon populations in Hokkaido, Japan

Sibling from wild masu salmon of the Furuu River and the Sugawara River, and juveniles from the Furen River were reared under a natural daylength at 8 °C water temperature from January, 1993 to May or June, 1994. Thirty of them were tagged individually on 15 July in 1993 to examine the growth rate. The Furuu River and the Furen River populations were the anadromous form and the Sugawara River populations belonged to the lacustrine form.

Population	Individuals	Mean fork length (cm)	SD (cm)	Date on commencement	Date on completion
Furuu River	30	7.1	0.3	15 Jul., 1993	31 May, 1994
Sugawara River	30	8.3	0.4	15 Jul., 1993	31 May, 1994
Furen River	30	7.0	0.4	15 Jul., 1993	31 May, 1994

実験 2.2 交雑とスモルト化

スモルト化盛期が異なる2集団を用いて、交雑によるスモルト化特性の遺伝学的影響を調べた。供試魚は、暑寒別川および森池産（旧北海道立水産孵化場森支場で昭和46年から池中で継代飼育されてきたサクラマスの系統群）のサクラマスを用いた（Fig.33）。1989年9月に個別交配により、交雑群（暑寒別川♀×森池産♂）、暑寒別川群（暑寒別川♀×暑寒別川♂）、森池産群（森池産♀×森池産♂）を作成し、水温8°Cの自然日長で1990年2月から飼育を開始した。1990年8月に無作為に各群150個体を取り出し、250Lタンクで飼育した。供試魚は1990年8月、9月、12月、1991年2月から毎月に6月まで、月末に魚体測定とスモルト段階を記録した。スモルト化特性として、SGR、スモルト化盛期、スモルト化率、T4濃度、海水適応能を測定した。なお、本実験ではリボンタグ標識を行わなかったことから、月間のSGRは平均尾叉長を用いて計算した。

3.2 結果

（1）水温と光周期の効果に関する実験

実験 1-1 高水温の効果実験

越冬期の幼魚を8°Cの高水温で飼育した結果をFig.37に示した。

スモルト化は、1988年12月採集群では2ヶ月後の2月から始まり4月末に100%に達した。1989年3月採集群のそれは翌月からスモルト化し5月中旬にすべてがスモルト化した。1989年4月採集群では翌月5月中旬にすべてがスモルト化した（Fig.37）。供試魚を採集した余別川のスモルト化は、1985年および1986年においては5月中旬から6月上旬であった（Fig.19およびFig.28）。

12月採集群のSGRは、1月から増加し2月に急激な増

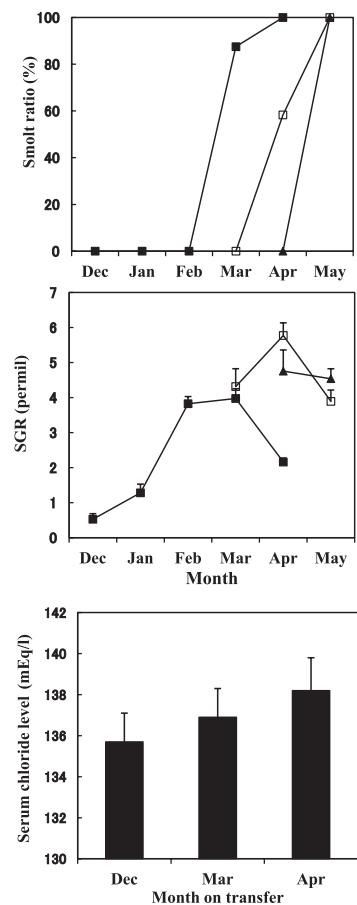


Fig. 37 Effects of a high temperature and timing of transfer on the smolting features of wild masu salmon juveniles in wintering. The upper part is the smolting ratio, the middle part shows the growth rate (SGR) and the lower part demonstrates seawater adaptability (serum chloride concentrations in SW for 24 hours). The solid square is the shifting in the December group, the open square shows the shifting in the March group and the solid triangle demonstrates the shifting in the April group. Bars indicate SEM.

加を示し、3月まで高いレベルを維持した後4月に減少した。3月採集群のSGRにおいても同様の変化が見られ、4月に増加した後5月に減少した。4月採集群のSGRは4月から5月に高いレベルを保持した (Fig.37)。

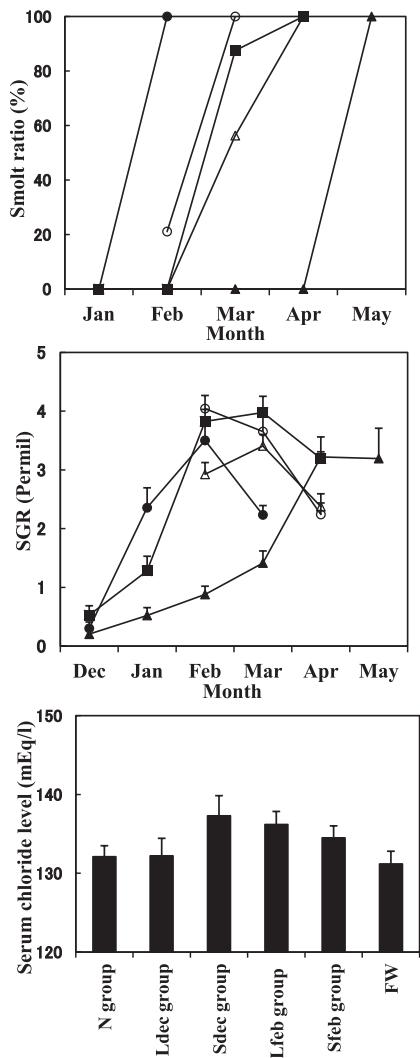


Fig. 38 Effects of a high temperature and modified daylength treatments on the smolting features of wild masu salmon juveniles in wintering. The Yobetsu River population juveniles were captured in December (WT: 2.2 °C) and reared at 8 °C water temperature with natural daylength for the experiment, and the two daylength treatments, 8L16D and 16L8D at 8 °C water temperature were conducted in December and February. The upper part is the smolting ratio, the middle part shows the growth rate (SGR) and the lower part demonstrates seawater adaptability (serum chloride concentrations in SW for 24 hours). The solid square is control (natural daylength); the solid circle and solid triangle show the long daylength treatment and the short daylength in December, respectively. The open circle and open triangle demonstrate the long daylength treatment and the short daylength in February, respectively. Bars indicate SEM.

3群のスモルトは、24時間海水中の血清Cl⁻濃度が130mEq/l台のレベルを示したことから、明らかに高い海水適応能を有していると判断された (Fig.37)。

これらの結果から、越冬期の幼魚において、低水温か

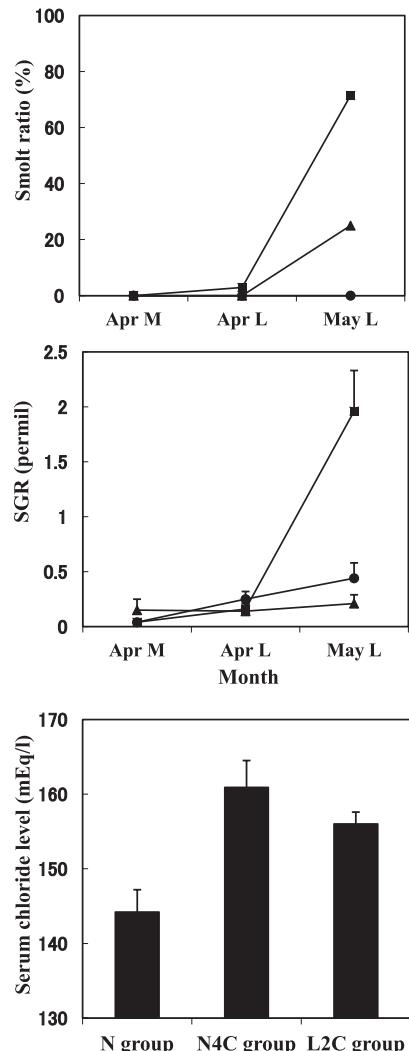


Fig. 39 Effects of a low temperature treatment on the smolting features of wild masu salmon juveniles. The Yobetsu River population juveniles were captured in February (WT: 2.4 °C) and reared at low temperature (2 °C) with natural daylength for the experiment in mid March. The two experimental groups were the L2C group at 2 °C WT with 16L8D daylength and the N4C group at 4 °C WT with natural daylength. The N group was the control at natural WT with natural daylength. The upper part is the smolting ratio, the middle part shows the growth rate (SGR) and the lower part demonstrates seawater adaptability (serum chloride concentrations in SW for 24 hours). The solid square is the control, the solid triangle shows the N4C group and the solid circle demonstrates the L2C group. Bars indicate SEM.

らより高水温への環境変化がスモルト化を促すこと、12月の処理より4月の処理の方が高水温の効果が早く現れること、SGRは前期スモルトで著しく高く、フルスモルト期には低下することが明らかにされた。

実験1-2 高水温と光周期変更の効果実験

自然日長から、異なる時期（12月と2月）に異なる光

周期変更した効果の結果を、Fig.38にまとめた。

スモルト化率の変化は、対照群（N）が4月に100%スモルト化したのに対して、長日処理群ではそれより早くL-12月群が2月に、L-2月群が3月にスモルト化した。短日処理群は、S-2月群のスモルト化時期が対照群と一致したが、S-12月群のそれは対照群より遅れた5月に100%スモルト化した。

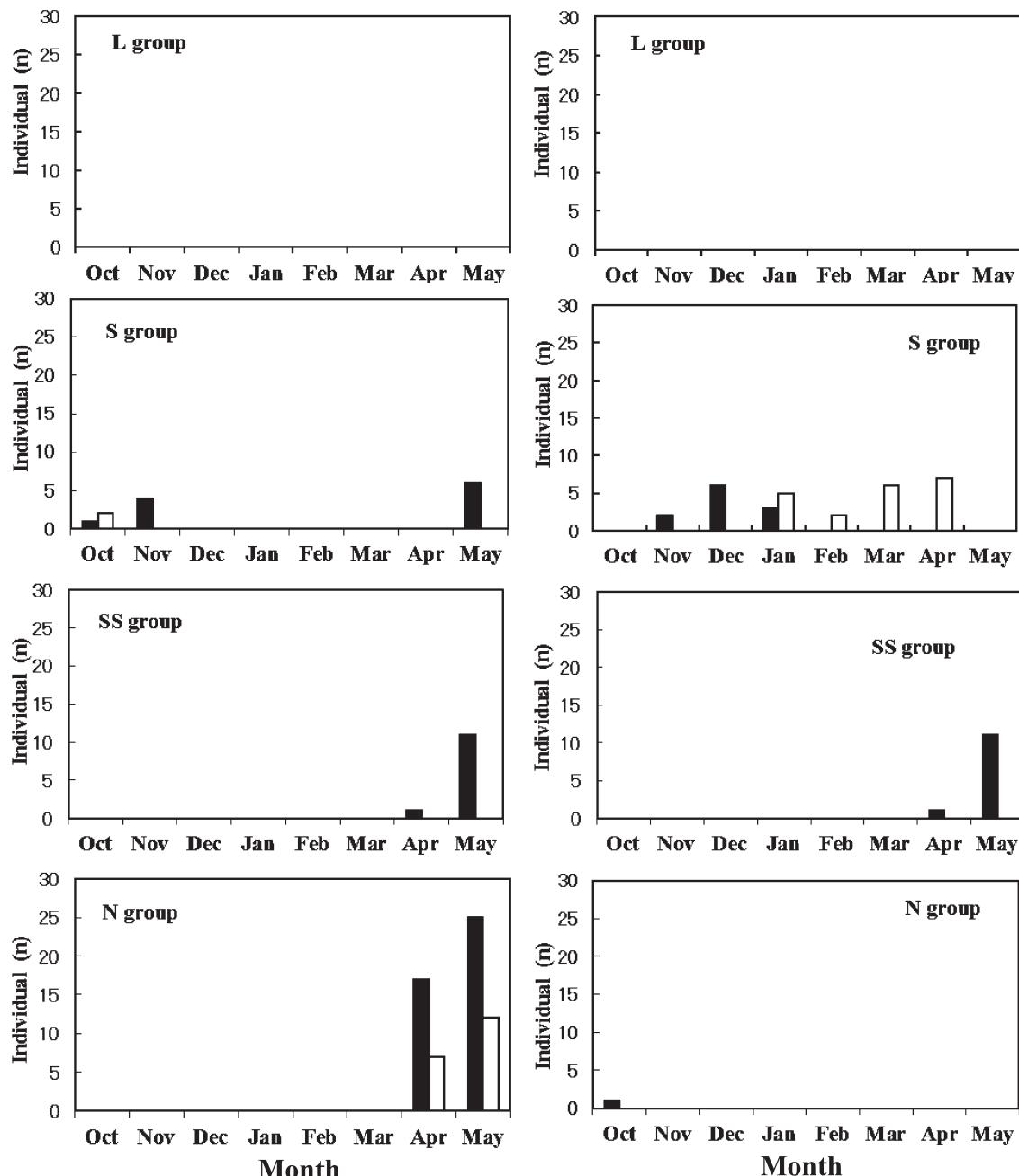


Fig. 40 Effects of the constant daylength at 8°C water temperature treatment (Experiment 1-4) on the smolting features of masu salmon juveniles. The left part is the appearance of smolt individuals and the right part shows the number of maturing male parr. N group (control): natural daylength, L group: 16L8D daylength, S group: 8L16D daylength and SS group: 4L20D daylength. Eggs were derived from the Shiribetsu River and the Zinzu River populations; however, the L group is only the Shiribetsu River. The solid column is the Shiribetsu River and the open column shows the Zinzu River.

長日処理区2群のSGRは、2月のピーク後に対照群より早くSGRが低下した。短日処理のS-2月群のSGRは、対照群のそれと一致した。S-12月群のSGRは、1月から4月にかけて増加し続け、4月と5月に高いレベルを保持した。

スモルトの海水中Cl⁻値は、140mEq/l未満のレベルを示し海水適応能は高かった (Fig.38)。

これらの結果から、12月および2月の長日光周期変更 (16L8D) がスモルト化を促進すること、2月の短日光周期変更 (8L16D) がスモルト化に影響しなかったが、12月のそれはスモルト化を遅延させることができた。

実験1-3 低水温の効果実験

低水温効果実験の結果は、Fig.39にまとめた。実験期間中に供試魚の死亡はなかった。

スモルト化率は、N区(対照区)が71.4%に対して、L2C区は0%であった。N4C区のスモルト化率は25%であった (Fig.39)。各区の実験終了時のスモルト段階は、対照区がフルスモルトから銀化バー、N4C区がフルスモルトからバー、そしてL2C区は銀化バーからバーであった。

SGRは、対照区で4月下旬から5月下旬に急速に増加したが、スモルトが出現しなかったL2C区でのSGRはほとんど増加を示さなかった。また、一部フルスモルトが出現したN4C区でも、SGRの増加が認められなかった。

実験終了時に、対照区スモルトは海水適応能がみられたが (Cl⁻:144.2±6.6mEq/l)、N4C区およびL2C区では海水適応能は認められなかった (Cl⁻:160.9±8.1mEq/lおよび156±3.5mEq/l)。

以上の結果から、2°Cの低水温はスモルト化を完全に抑制することが明らかにされた。また4°Cの水温も不完全ながらスモルト化を抑制することが明らかとなった。

実験1-4 恒常光周期とスモルト化

実験結果は、Fig.40, Fig.41, Fig.42およびFig.43に示した。

スモルトは長日処理のL区で出現しなかった。他方、短日処理のS区およびSS区ではスモルトが出現した。スモルトの出現時期は、尻別川S区が10~11月と5月(11個体:18.3%)に、同SS区では4~5月(12個体:20%)に、そして神通川S区では10月(2個体:3.3%)に見出された。このように尻別川、神通川ともに秋にS区で当歳魚のスモルトが出現した。

自然日長のN区では4~5月にスモルトが現れ、スモルト化率は68.3% (41個体; 尻別川系) および33.3% (20

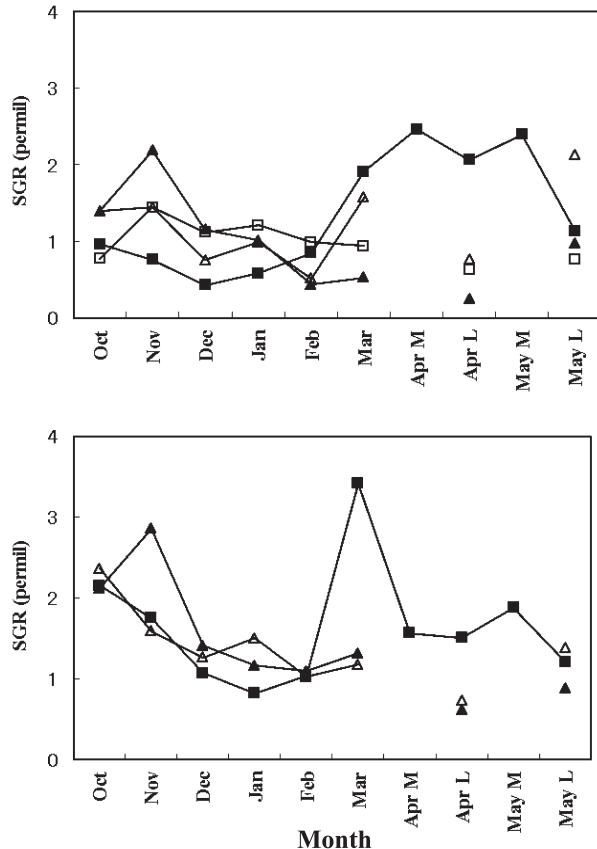


Fig. 41 Changes in the mean growth rate (SGR) of masu salmon juveniles that received three constant daylength treatments (Experiment 1-4). The upper part is the Shiribetsu River population and the lower part shows that of the Zinzu River. The solid square is the N group (natural daylength), the open square shows the L group (16L8D daylength treatment), and the solid triangle and open triangle demonstrate the S group (8L16D treatment) and SS group (4L16D treatment), respectively.

個体；神通川系) を示した (Fig.40)。

本実験では、成熟雄がS区およびSS区で高い頻度で出現した。すなわち、成熟雄はS区の尻別川系および神通川系では、それぞれ11月~1月(11個体: 18.3%)および1月~4月(20個体: 33.3%)に出現した。SS区のそれは、尻別川系で10月~12月そして4月~5月(22個体: 36.7%)、神通川系で1月~4月(17個体: 28.3%)に出現した。N区では、成熟雄が、10月の尻別川系で1個体(1.7%)見られたに過ぎない (Fig.40)。

尻別川系のSGRは、S区およびSS区の11月、3月、4月および5月に増加し、N区では4月から5月にピークに達した。SGRの増加は、スモルトおよび成熟雄の出現時期と一致していた。一方、神通川系では、S区の11月およびN区の3月にSGRが増加した。前者はスモルトの出現時期と一致したが、後者はスモルトあるいは成熟

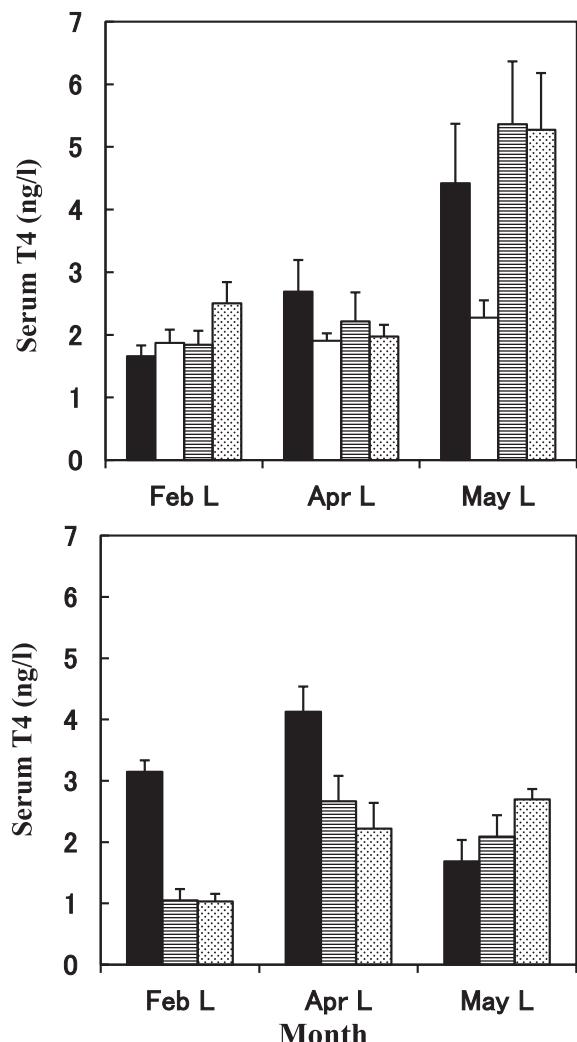


Fig. 42 Fluctuations in the serum thyroid hormone (T4) concentration of masu salmon juveniles in the second year that received three constant daylength treatments (Experiment 1-4). The upper part is the Shiribetsu River population and the lower part shows that of the Zinzu River. The solid column is the N group, the open column shows the L group, and the column with horizontal lines and that with dotted lines demonstrate the S group and SS group, respectively. Bars indicate SEM.

雄の出現時期とは一致しなかった。一方、尻別川系のL区のSGRは増加傾向を示さなかった (Fig.41)。

尻別川系の血中T4濃度は、2月と4月に低いレベル(約2ng/l)を示したが、5月にはL区を除いて、他の3区で増加した(4.5~5ng/l)。L区の5月のT4濃度は2月と4月と同じレベルを示した。神通川系では、N区のT4濃度が4月にピークを示した。S区とSS区はそれより遅れて4月と5月に増加を示した (Fig.42)。

5月の海水適応能は、尻別川系のN区とSS区およびと神通川系のN区で高かった。一方、尻別川系のS区

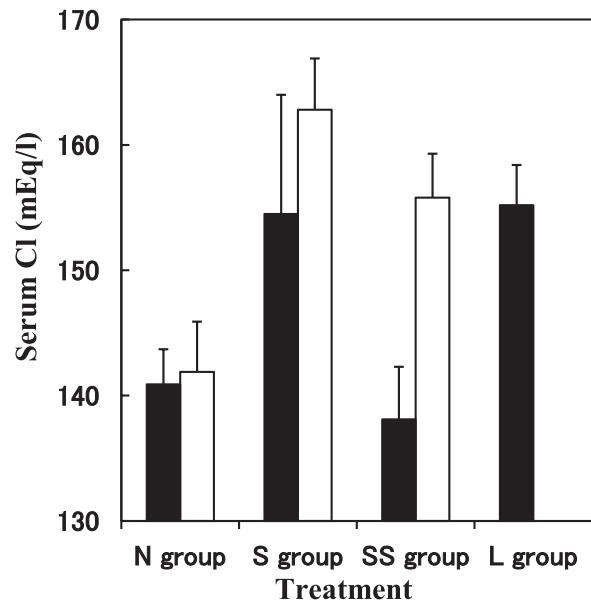


Fig. 43 Fluctuations in seawater adaptability of masu salmon juveniles in the following spring (May) that received three constant daylength treatments (Experiment 1-4). N group: natural daylength, L group: 16L8D daylength, S group: 8L16D daylength and SS group: 4L20D daylength treatments. The solid column is the Shiribetsu River population and the open column shows that of the Zinzu River. Bars indicate SEM.

とL区および神通川系のS区とSS区では、低い海水適応能を示した (Fig.43)。

以上の結果から、(1) スモルト化特性(スモルト化率, SGR, T4)は神通川系と尻別川系で異なること、(2) 長日恒常光周期(16L8D)がスモルト化を抑制すること、(3) 短日恒常光周期(8L16D, 4L20D)では神通川系でスモルト化が抑制されるが、尻別川系では一部スモルト化すること、(4) 短日恒常光周期(8L16D, 4L20D)が雄の成熟を促したことが明らかとなった。

実験1-5 光周期の変更とスモルト化

実験1-5-a 秋季および冬季の光周期の変更

見市川系および迫川系のNS1区は実験魚の摂餌不良により、実験結果から除いた。

スモルト化率の変化をFig.44に、SGRの変化をFig.45に、T4濃度の変化をFig.46に、そして海水適応の良否をFig.47に示した。

見市川系のスモルト化盛期は、N区が5月中旬であった。冬(1月)移行のNL1区ではスモルト化が早まり、ピークは4月中旬であった。秋(9月)移行のうち、NS9区はピークが一旬遅れ5月下旬であった。NL9区はスモルト化しなかった。

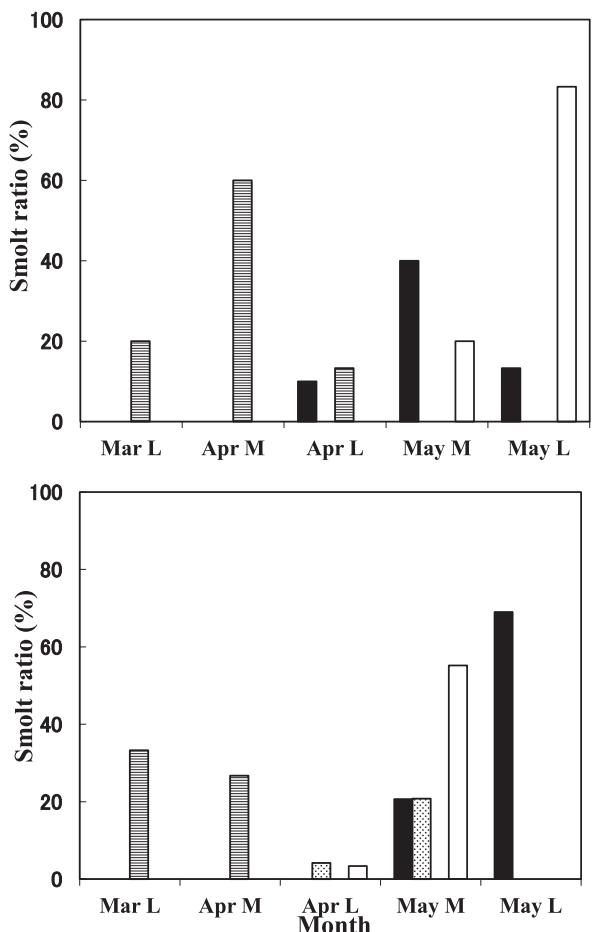


Fig. 44 Fluctuations in the smolting ratio of masu salmon juveniles in the following spring that received the modified daylength treatments in September and January (Experiment1-5a). The upper part is the Ken-ichi River population and the lower part shows that of the Hazama River. Juveniles were shifted to the long day treatment (16L8D) and the short day treatment (8L16D) in September, 1992 (NL9 group and NS9 group) and in January, 1993 (NL1 group and NS1 group). The control is the N group under a natural daylength. The solid column is the N group, the open column shows the NS9 group, the dotted column demonstrates the NL9 group and the column with horizontal lines indicates the NL1 group. The NL9 group of the Kenichi River had no smolt. The NS1 group is removed due to the poor feeding condition.

迫川系のスモルト化盛期は、N区が5月下旬で、N-L1区は見市川系と同様に早くスモルト化した。秋のNL9区とNS9区は、対照区より1旬早く5月中旬にスモルト化盛期を示した。NL9区のスモルト化率は、他と比べて低い値であった (Fig.44)。

両河川系のSGR変化は、よく似ていた。N区のSGRは春に高い値を示し、その後12月まで減少した後、翌

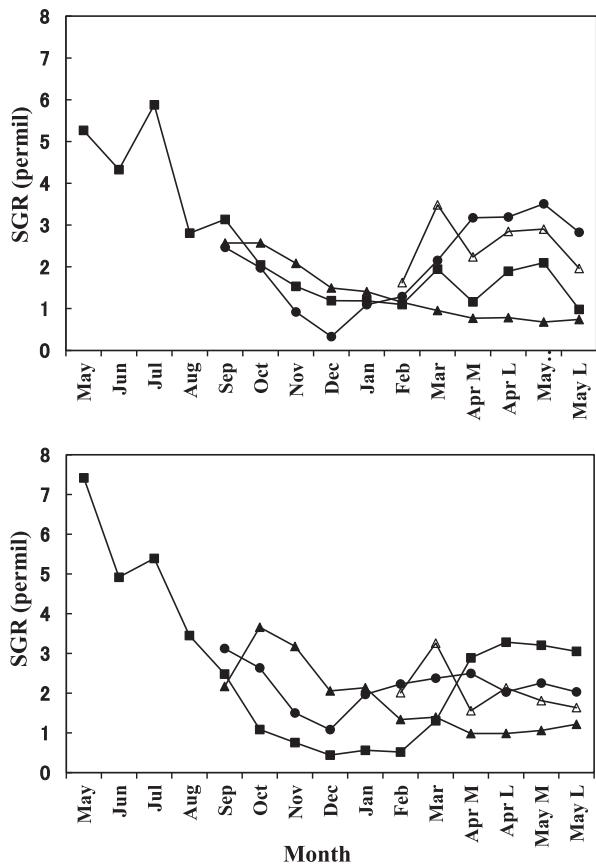


Fig. 45 Changes in the mean growth rate (SGR) of masu salmon juveniles that received the modified daylength treatments (Experiment1-5a). The upper part is the Ken-ichi River population and the lower part shows that of the Hazama River. The solid square is the N group, the solid triangle shows the NL9 group, and the solid circle and open triangle demonstrate the NS9 group and NL1 group, respectively. The NS1 group is removed due to the poor feeding condition.

春3月から増加し5月まで高い値を維持した。NL1区のSGRは、3月に一過性の高い増加がみられた。NS9区は、N区と似た変化を示したが、迫川系ではより早い1月から増加した。見市川系および迫川系のNL9区は、翌春まで減少傾向を示した (Fig.45)。

見市川系および迫川系のT4値は2月から5月に増加した。見市川系の5月のNL1区とNS9区のT4値は、N区と同程度または高い値を示した。スモルト化しなかったNL9区のT4値は有意に低い値であった (t-test, $p < 0.05$)。迫川系のNL1区、NS9区、そしてNL9区のT4値は、N区にくらべて低い値を示した (Fig.46)。

N区、NL1区、そしてNS9区の海水適応能は高いことが示されたが、NL9区のそれは低い値を示した (Fig.47)。

以上の結果、冬(1月)の長日光周期移行がスモルト

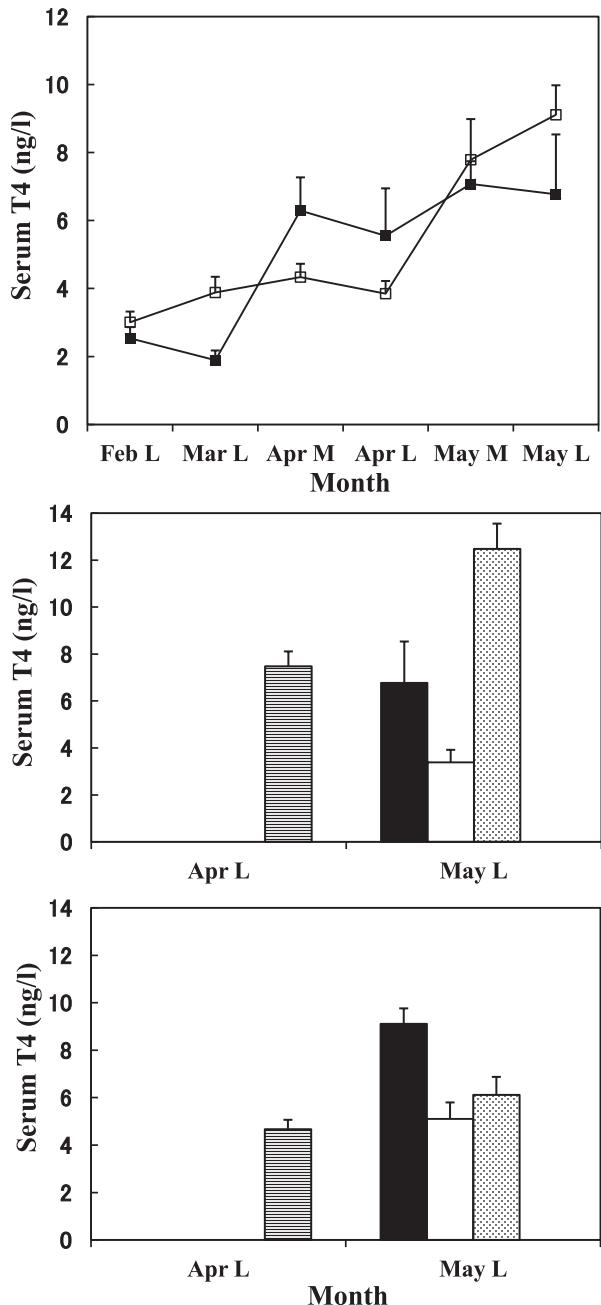


Fig. 46 Fluctuations in the serum thyroid hormone (T4) concentration of masu salmon juveniles in the second year that received the modified daylength treatments (Experiment 1-5a). The upper part is the control groups (solid square: the Ken-ichi River population and open square: the Hazama River population), the middle part shows the Ken-ichi River population and the lower part demonstrates that of the Hazama River. The solid column is the N group, the open column shows the NS9 group, the dotted column demonstrates the NL9 group and the column with horizontal lines indicates the NL1 group. Bars indicate SEM. The NS1 group is removed due to the poor feeding condition.

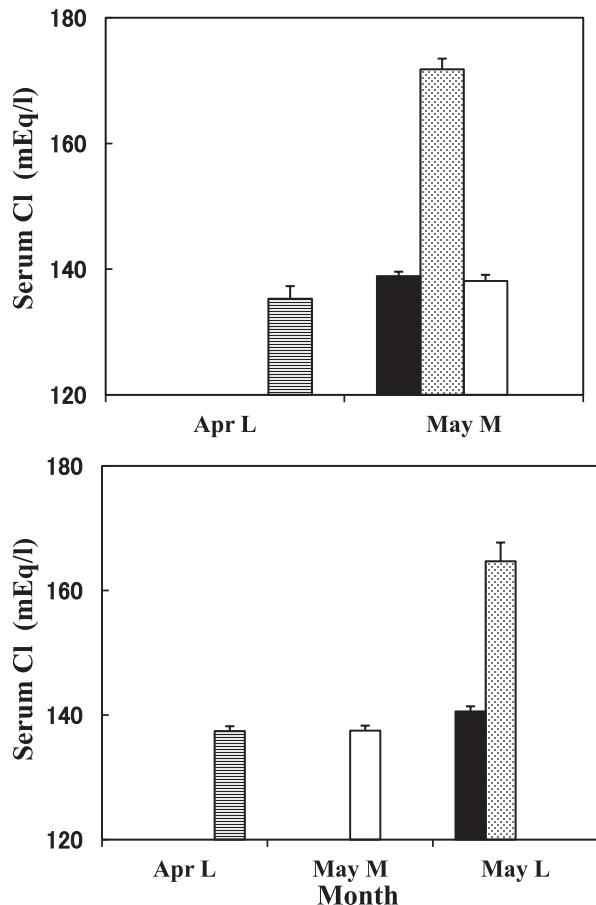


Fig. 47 Fluctuations in seawater adaptability of masu salmon juveniles in the second year that received the modified daylength treatments (Experiment 1-5a). The upper part is the Ken-ichi River population and the lower part shows that of the Hazama River. The solid column is the N group, the open column shows the NS9 group, the dotted column demonstrates the NL9 group and the column with horizontal lines indicates the NL1 group. Bar indicates SEM. The NS1 group is removed due to the poor feeding condition.

化を早めること、秋（9月）の短日光周期移行はスモルト化を抑制せず、スモルト化時期も自然日長群に近似することが明らかとなった。秋（9月）の長日光周期移行は、見市川系と迫川系でスモルト化に対する効果が若干異なっていた。すなわち、見市川系ではスモルト化が完全に抑制されたが、迫川系ではスモルトが一部出現することが確認された。しかし迫川系のスモルト化率は低かつたことから、長日光周期移行がスモルト化を抑制したことに変わりはないといえる。

実験 1-5-b 夏季から冬季の光周期の変更

3 光周期 (L1 処理群, L2 処理群および L3 処理群) のスモルト化率の比較を Fig.48 に、スモルト化率のピークの比較を Fig.49 に、SGR の変化を Fig.50 に、4 月および 5 月の T4 濃度を Fig.51 に、そして得られたスモルトの海

水適応能を Fig.52 に示した。

3 光周期のスモルト化率は、処理群により大きく異なった。処理群 L1 と L2 は 7 月から 1 月まですべての実験区でスモルト化したが、処理群 L3 では 7 月から 9 月までスモルト化しなかった (Fig.48)。処理群 L3 では

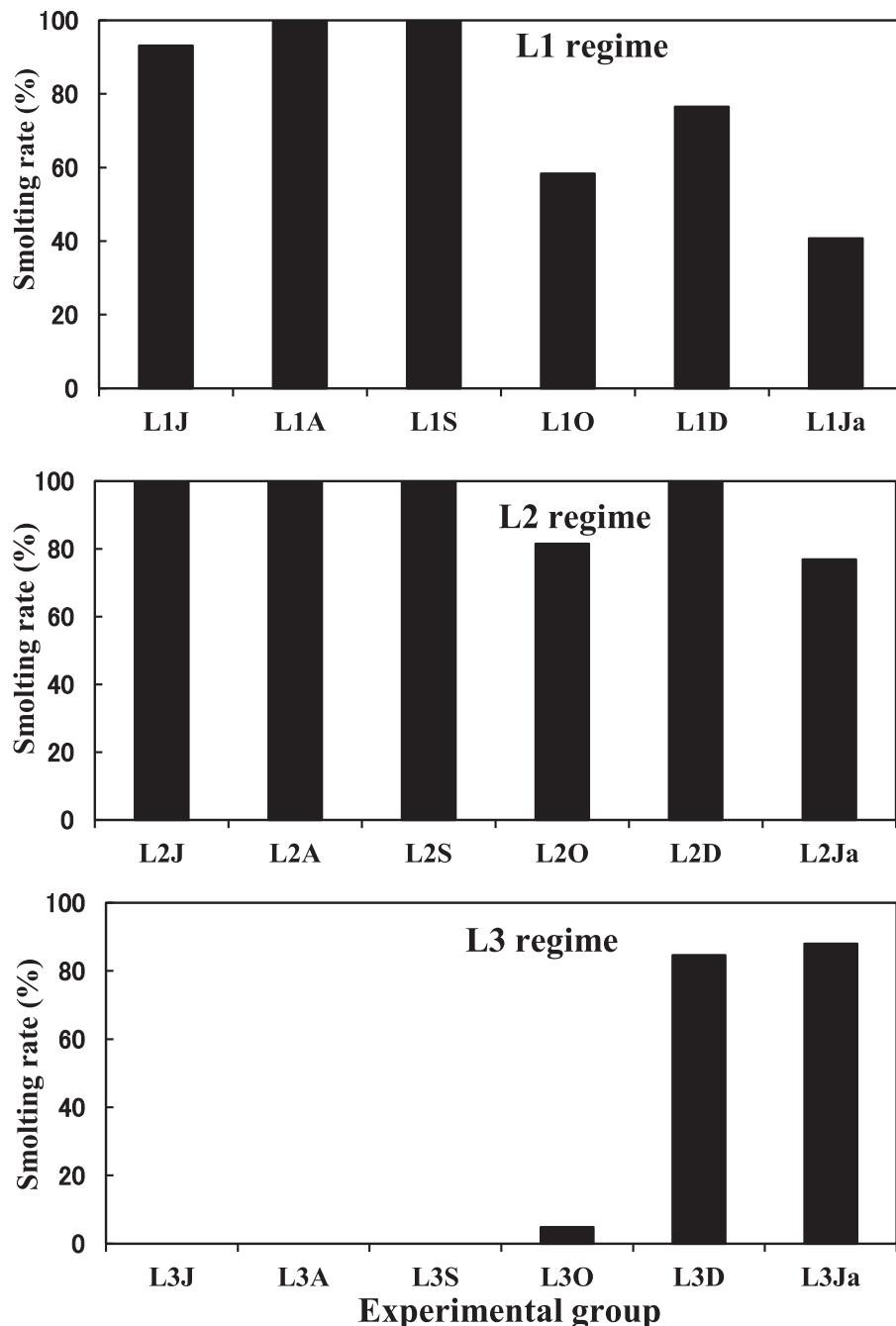


Fig. 48 Fluctuations in the smolting rate of masu salmon juveniles that received the modified daylength treatment from summer to winter (Experiment 1-5b). Juveniles were reared under a natural daylength at 8 °C water temperature and shifted to three daylength treatments, 10L14D (L1 regime), 12L12D (L2 regime) and 14L10D (L3 regime) from summer, 1993 to winter, 1994. Thirty juveniles were marked with individual tags and transferred to the three regimes on 14 July (L1J, L2J and L3J groups), 7 August (L1A, L2A and L3A groups), 2 September (L1S, L2S and L3S groups), 8 October (L1O, L2O and L3O groups), 5 December (L1D, L2D and L3D groups) and 12 January (L1Ja, L2Ja and L3Ja groups). The upper part is the L1 regime, the middle part shows the L2 regime and the lower part demonstrates the L3 regime.

10月（L30区）にわずか1個体がスモルト化したにとどまった。すべての実験区でスモルト化した処理群L1とL2は、7月から9月までスモルト化率がほぼ100%を示したが、10月以後スモルト化率は減少した（Fig.48）。

スモルト化盛期は、処理群L1とL2で類似した傾向を示した。すなわち、7月（L1J区、L2J区）と8月（L1A区、L2A区）は、対照区より早くスモルト化盛期を示した一方で、9月以後は、L2S区を除いて、実験区すべてのピークは対照区より1旬遅れた。処理群L3では、これとは逆に9月および12月実験区のスモルト化盛期が早まった。L3Ja区のピークは対照区と一致した（Fig.49）。

SGRの変化は、処理群L1とL2の7・8月実験区で、12月又は1月から増加した。そのほかの実験区のSGRは、対照区と類似した変化を示した。一方、処理群L3のSGR変化は異なった。すなわち、7月から9月の実験区はSGRが低下して低いレベルで推移したが、12月および1月の実験区、SGRは、対照区より早く1月および2月から増加した。10月実験区のSGRは緩やかに減少したもの、高いレベルを維持した（Fig.50）。

T4濃度は、処理群L1とL2の各実験区では、5月中旬に多くの実験区で対照区と同レベルを維持した。4月上旬のL1J区およびL2J区のT4値は、やや高い値を示した。処理群L3では、4月上旬のL3D区および5月中旬のL3Ja区を除いて、T4は低い値にとどまった（Fig.51）。

海水適応能は、処理群L1とL2では、9月以後実験区のスモルトの海水中Cl⁻値が150mEq/lを超えており、これらの海水適応は不足していた。一方、処理群L1とL2の7月および8月実験区のスモルト、さらに処理群L3の10月、12月、1月実験区のスモルトの海水適応は高い値を示した（Fig.52）。

以上の結果から、日長時間14L（L3処理群）では、7月から9月までスモルト化を完全に抑制したとみなされる。一方、日長時間12L（L2処理群）および10L（L1処理群）では、スモルト化が抑制されなかった。従って日長時間14Lと12Lの間に、スモルト化を発達又は抑制する、臨界日長時間が存在するとみなされる。

L1処理群とL2処理群において、7月～8月実験区でスモルト化が促進する一方で、10月以後実験区ではスモルト化が遅延した。9月実験群では、L1S区でスモルト化が促進する一方で、L2S区のそれは対照区と一致し、安定した応答を示さなかった。これらのこととは、サクラマスの光周期応答のクリティカル期が9月に存在することを示唆する。

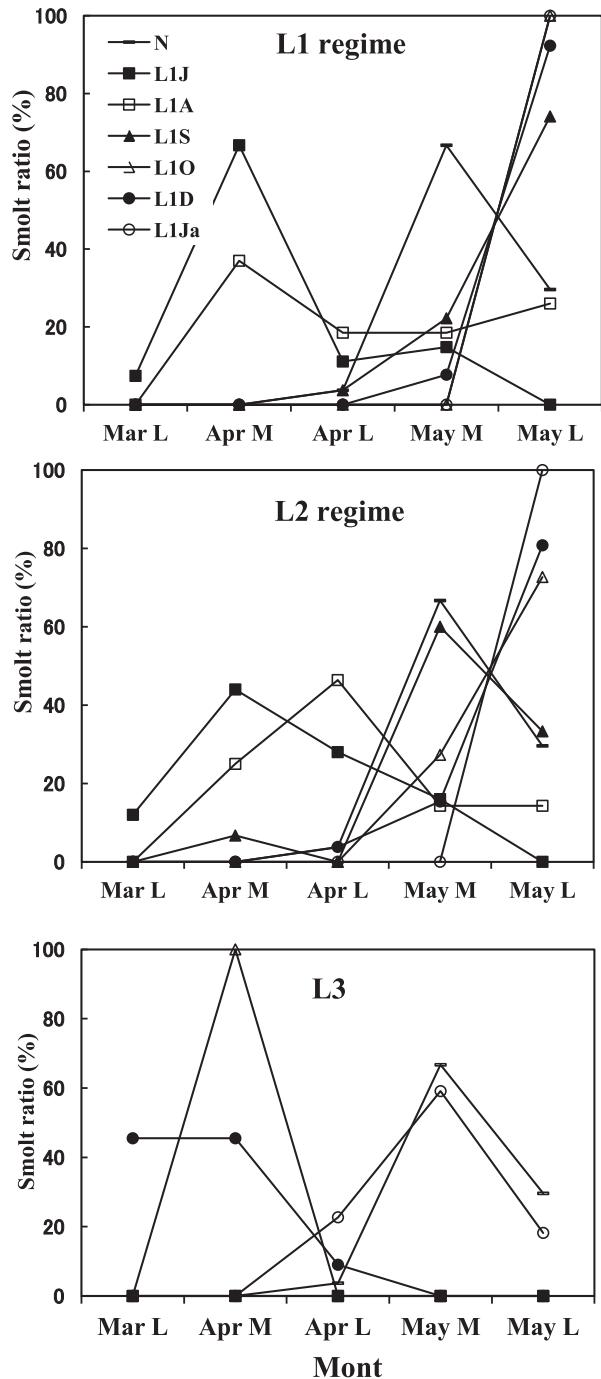


Fig. 49 Fluctuations in the periodical smolting ratio of masu salmon juveniles in the second year that received the modified daylength treatments (Experiment 1-5b). The upper part is the L1 regime, the middle part shows the L2 regime and the lower part demonstrates the L3 regime. The horizontal bar is the N group (control). Solid and open squares are July (L1J, L2J and L3J groups) and August (L1A, L2A and L3A groups), respectively. Solid and open triangles show September (L1S, L2S and L3S groups) and October (L1O, L2O and L3O groups), respectively. Solid and open circles demonstrate December (L1D, L2D and L3D groups) and January (L1Ja, L2Ja and L3Ja groups), respectively.

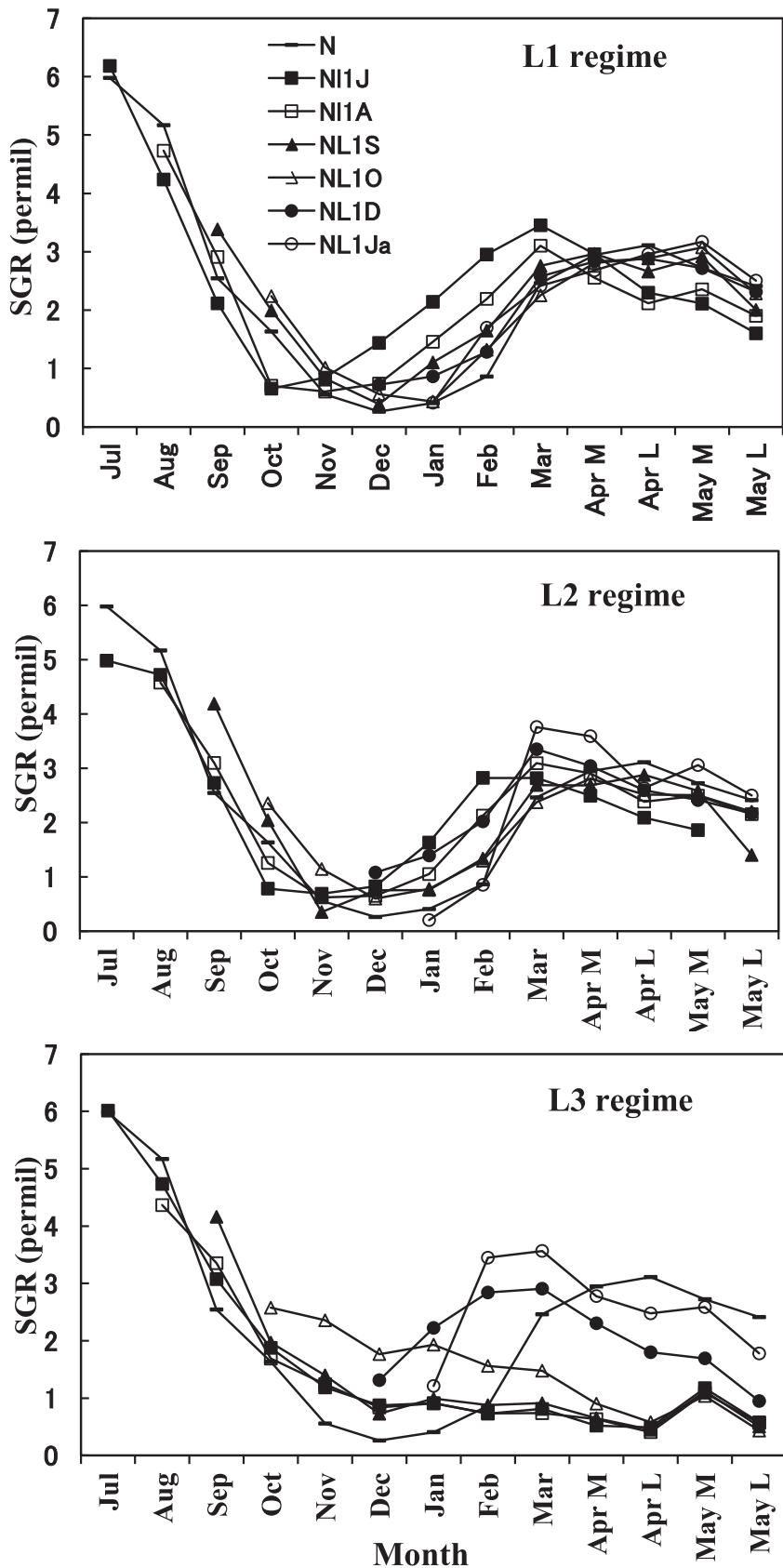


Fig. 50 Changes in the mean growth rate (SGR) of masu salmon juveniles that received the modified daylength treatments (Experiment1-5b). The upper part is the L1 regime, the middle part shows the L2 regime and the lower part demonstrates the L3 regime. See Fig.49 for the legend.

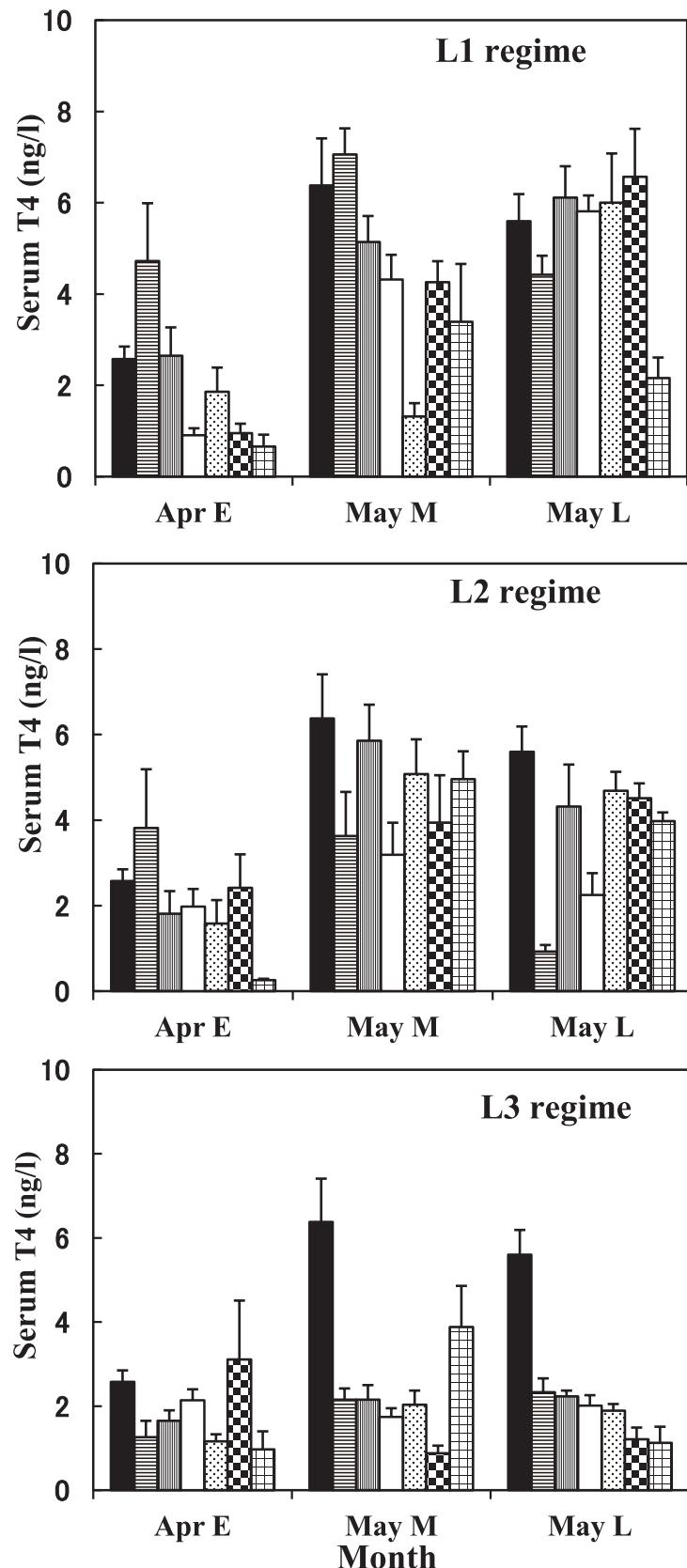


Fig. 51 Fluctuations in the serum thyroid hormone (T4) concentration of masu salmon juveniles in the second year that received the modified daylength treatments (Experiment 1-5b). The upper part is the L1 regime, the middle part shows the L2 regime and the lower part demonstrates the L3 regime. Columns show the N group, July treatment, August, September, October, December and January treatments from left to right. Bars indicate SEM.

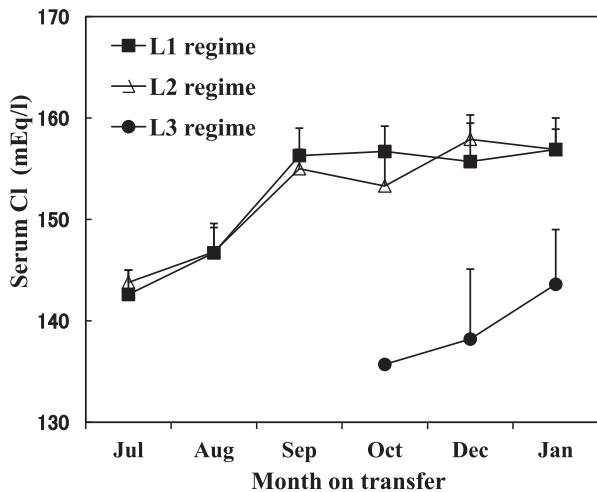


Fig. 52 Fluctuations in seawater adaptability of masu salmon smolt derived from the modified daylength treatments (Experiment 1-5b). The solid square is the L1 regime, the open triangle shows the L2 regime and the solid circle demonstrates the L3 regime. Bars indicate SEM.

(2) 遺伝形質に関する実験

実験 2-1 降海型および降湖型地域集団のスモルト化

古宇川、菅原川および風蓮川サクラマスのスモルト化率およびSGRの変化をFig.53に、T4濃度および海水適応能の変化をFig.54に示した。

スモルト化盛期は古宇川・菅原川系と風蓮川系で異なった。前者のピークは5月中旬で、後者のそれは6月中旬であった。SGRの季節変化は3河川で類似した。すなわち、SGRは夏に高いが冬に最低値を示し、春に増加した。春のピークは4月下旬にみられたが、風蓮川系では5月下旬まで高い値で推移した (Fig.53)。

T4濃度は4月上旬に低かったが、古宇川系は5月中旬から6月中旬まで、菅原川系は5月中旬に高い値を示した。風蓮川系は5月下旬から6月中旬にT4値が高まった。T4のピークは、スモルト化率のそれと一致した。

海水適応能は、古宇川系が5月中旬～下旬、菅原川系が4月下旬～5月中旬に、そして風蓮川系は4月下旬～6月中旬に高まった (Fig.54)。

このように、降海型および降湖型のサクラマスは、一定環境下で集団固有のスモルト化特性を示すことが明らかになった。

実験 2-2 交雑とスモルト化

スモルト化時期が異なる集団間 (暑寒別川、森池産) の交雑がスモルト化に及ぼす影響を、Fig.55とFig.56に示した。

F1のスモルト化盛期は、暑寒別川系が5月中旬そし

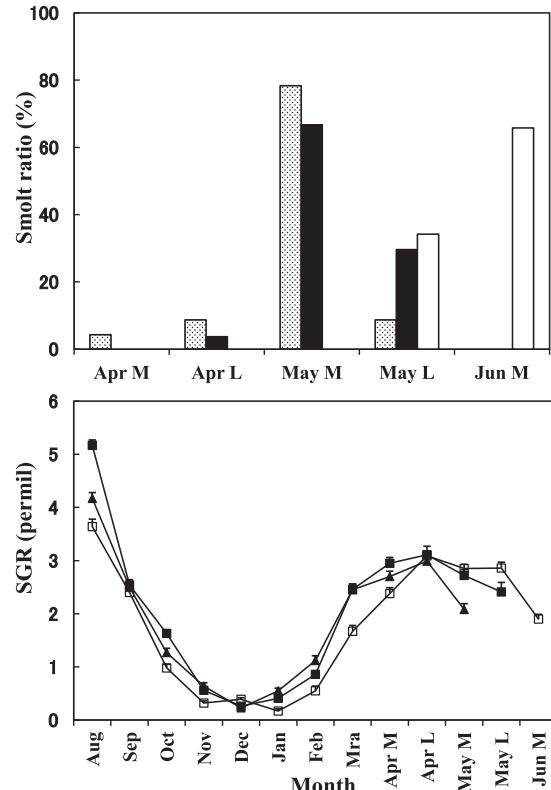


Fig. 53 Results of the rearing experiment under a natural daylength at 8°C water temperature (Experiment 2-1). Three wild masu salmon populations, those of the Sugawara River, the Furuu River and the Furen River were examined for smolting features. The upper part is the periodical smolting ratio in the second year (dotted column: the Sugawara River, solid column: the Furuu River and open column: the Furen River) and the lower part shows the growth rate (SGR) of juveniles (triangle: the Sugawara River, solid square: the Furuu River and open square: the Furen River). Bars indicate SEM.

て森池産系が6月上旬であった。交雑群のそれは5月下旬で、両親のスモルト化盛期の中間に位置した。

F1のSGRは、一般に夏(8～9月)に高く、冬(12～2月)低下し、春(3～4月)に再び増加した (Fig.55)。

5月中旬のT4濃度は、この時期にスモルト化盛期を示す暑寒別川系F1と交雑F1で高く、スモルト化盛期が6月上旬である森池産系F1では低い値を示した (Fig.56)。

スモルト化盛期における3群のスモルトは、すべての海水移行24時間後のCl濃度は130mEq/l台であり、高い海水適応能を示していた (Fig.56)。

異なる集団の両親からのF1およびそれらの交雑F1を得て、一定環境の飼育実験によりスモルト化時期を調べた結果、両親のF1および交雑F1のスモルト化盛期および5月の血清T4濃度が異なること、交雑魚のスモルト化盛期が両親の中間に位置することが明らかにされた。

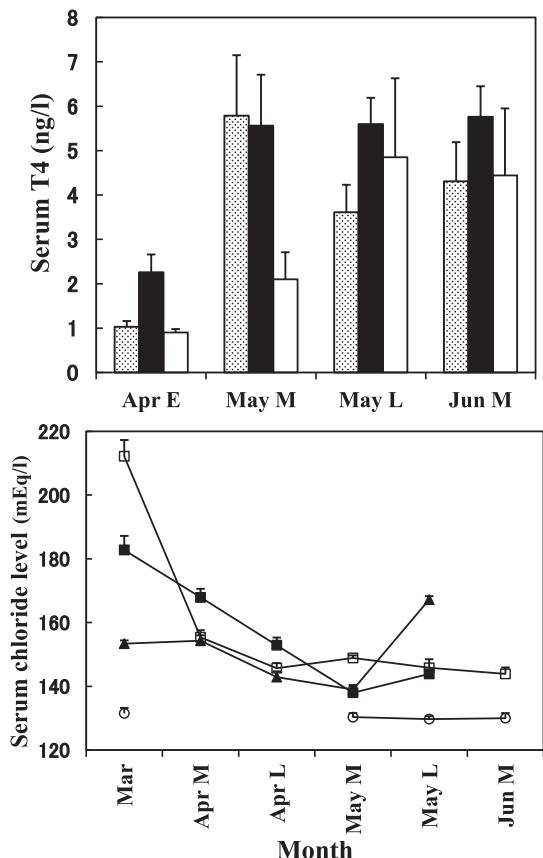


Fig. 54 Results of the rearing experiment under a natural daylength at 8°C water temperature (Experiment 2-1). The upper part is the serum thyroid hormone (T4) concentrations in the second year (dotted column: the Sugawara River, solid column: the Furuu River and open column: the Furen River) and the lower part shows seawater adaptability in the second year (triangle: the Sugawara River, solid square: the Furuu River, open square: the Furen River and open circle: control group). The control group was transferred to fresh water and kept for 24 hours. Bars indicate SEM.

これらの結果は、サクラマスのスモルト化が遺伝的影響も受けることを示している。

3.3 考察

本章では、スモルト化に及ぼす水温と光周期の影響そしてスモルト化と遺伝的要因の関わりについて、飼育実験により明らかにした。

水温の影響を明らかにするため、自然河川で採集した越冬期の幼魚を材料に用いた。高水温飼育実験結果から、4～5.8°Cの水温上昇がスモルト化を1～2ヶ月促進することが明らかにされ、水温処理に光周期の長日処理(16L8D)を越冬中(9L15D)の幼魚に加えることでさらにスモルト化を促進することが明らかにされた。本

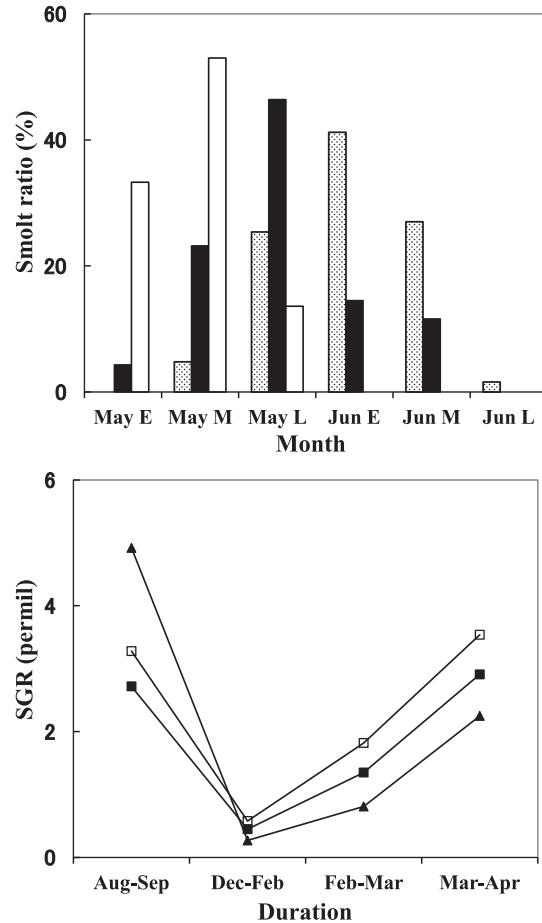


Fig. 55 Results of the cross mating experiment between the Mori strain (domesticated masu salmon) and the Shyokanbetsu River population with different smoltification timings. The upper part is the periodical smolting ratio in the second year (dotted column: Mori strain, solid column: F1 hybrid obtained by mating the Mori strain and the Shyokanbetsu River population and open column: the Shyokanbetsu River population). The lower part shows the mean growth rate (SGR) of masu salmon juveniles (solid square: the Shyokanbetsu River, open square: F1 hybrid and solid triangle: Mori strain).

研究結果は、水温の効果を調べた久保(1973)および光周期の効果を報告したOkumoto *et al.*(1989)の結果を支持している。

これらの結果から、自然河川における本種のスモルト化は、冬季の低い河川水温および短日光周期環境から、春に向けて河川水温の上昇および光周期の長日化によりスモルト化が促され、第1章および第2章で明らかにしたように、銀化バーからフルスモルトへ形態的、生理的、行動学的に変化すると考えられる。

これに対して低水温下で長日恒常光周期環境が、本種のスモルト化を抑制することが本実験結果から明らかに

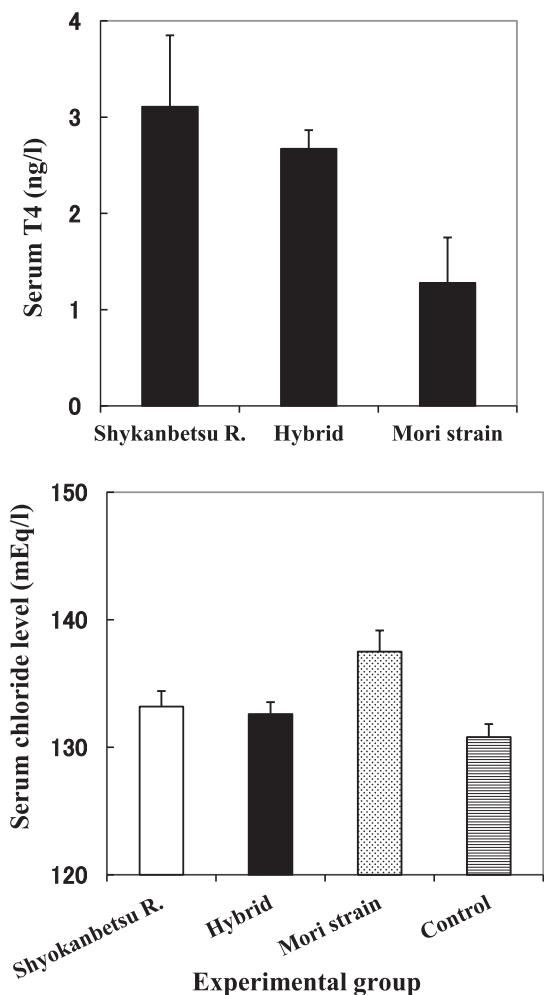


Fig. 56 Results of the cross mating experiment between the Mori strain and the Shyokanbetsu River population with different smoltification timings. The upper part is the serum thyroid hormone (T4) concentrations in May in the second year. The lower part shows seawater adaptability of smolt. The open column is the Shyokanbetsu River, the solid column shows the hybrid, the dotted column demonstrates the Mori strain and the column with horizontal lines illustrates the control. The control was kept in fresh water for 24hours. Bars indicate SEM.

された。スモルト化を促す長日光周期 (16L8D) の下で、水温 2°C で飼育した幼魚は全くスモルト化しないことが確認されたことから、北方の地域に生息するサクラマスは河川水温が 2°C 以下の環境下では、光周期が長日に変化したとしてもスモルト化のトリガーは引かれないものと考えられる。

他方、自然日長下水温 4°C で飼育した一部の幼魚は外部形態的にスモルトに変化したが、これらの幼魚には成長 (SGR) および海水適応能の上昇が認められなかつた。これらのスモルトは、高浸透圧調節が不完全な「偽スモルト」と考えられた。要因として実験期間中の無給

餌による栄養不足の可能性も考えられるが、詳しい原因は不明である。

本研究では、長日光周期が本種のスモルト化を抑制することを実験的に明らかにした。浮上からスモルト化時期まで長日光周期 (16L8D) で飼育した実験群では、スモルト化率が 0% を示した。また 9 月に自然光周期から長日光周期 (16L8D) に移行した群では、まったくスモルト化しないか (見市川系)、あるいは低いスモルト化率にとどまった (追川系)。さらに、異なる時季に自然日長から恒常光周期に移行させた場合 (実験 5-1.b) では、7 ~ 9 月に 14L10D の恒常光周期移行群でスモルト化抑制が起こり、その他の恒常光周期群 (12L12D および 10L14D) ではスモルト化が抑制されなかつた。このことから、サクラマスのスモルト化を抑制する臨界日長は 12L と 14L の間であろうと推定される。

長日光周期がスモルト化を抑制する生理学的機序は明らかでないが、長日光周期で飼育した幼魚の血中 T4 濃度が低いこと、さらに成長速度 (SGR) も増加を示さなかつたことから、長日刺激が幼魚のスモルト化に伴う季節的な内分泌学的変化を抑制したと考えられる。

サケ属魚類では、外部環境要因、特に光周期の季節的変化と内分泌学的変化が同調して、季節的にスモルト化が生じると考えられている (Hoar 1976; Barron 1985)。また、短日から長日に光周期が変化することが、サケ科魚類のスモルト化の引き金になると考えられている (Clarke and Hirano, 1995)。しかし本研究結果 (実験 1-5-b) では、短日光周期から長日光周期へ変化したときのみならず、長日光周期から短日光周期へ変化したときもスモルト化が起きた。さらに、短日光周期に移行する時期によって、スモルト化する時期が変化することも明らかにされた。すなわち、長日光周期を示す 7 ~ 8 月の自然日長 (13L 以上) から短日光周期となる 10L14D と 12L12D に移行したときのスモルト化時期は、自然日長のスモルト化時期とくらべてより早くスモルト化したのに対して、9 ~ 10 月の移行 (自然日長: 13L あるいは 13L >) はより遅れてスモルト化したことになる。移行後のスモルト化時期の違いは、移行したときの日長差の大きさによるものではない。すなわち、8 月の 12L12D への移行と 9 月の 10L14D への移行は、それぞれの移行日長差は同程度とみなせる (Fig.36)。しかし、スモルト化時期は前者がより早く、後者がより遅い時期を示したこと (Fig.49) から、自然日長の季節的推移が、短日光周期移行によるスモルト化時期に違いをもたらせたとみなすことができる。このことより、自然日長の時間位相が、9 月以前か、9 月以後かにより、光周期応答が異なったと考えられる。従つて、自然光周期の 9 月の位相

は、サクラマスのスモルト化において光周期応答の転換点と位置づけられる。この転換点は昼夜の時間が等しくなる位相、すなわち「秋分」の日である可能性が高い。

第1章で観察された、自然河川におけるスモルト降海行動の盛期が地域河川集団で異なる現象は、飼育環境条件を一定にした実験結果から、各河川（地域）集団に固有のスモルト化に関する行動とみなせる。小林ら（1994）および小山・永田（1995）は、自然河川に異なる河川集団およびそれらを両親とする交雑群を同時に標識放流して、その後の降海行動を調べたところ、各河川集団はそれぞれの母川で示すスモルト化時期に降海すること、交雑群は両親の中間時期に降海することを明らかにしている。これらのことと本研究結果は、サクラマスのスモルト化に関する行動学的生理学的特性が、それぞれの地域集団に固有の遺伝的形質によって決定されていることを示唆している。

第4章 スモルト標識魚の沿岸生活に関する研究

北海道のサクラマス増殖事業はシロザケとほぼ同時期（1888年）から取り組まれてきた。北海道沿岸で漁獲されたサクラマス漁獲量は、1970年代前半には1400トンから2000トンの高いレベルであったが、1990年代前半までに800トンから1000トンに減少し、同年代後半以降には400トンから800トンに減少した（北海道立水産孵化場未発表資料；河村、2008b）。本格的なサクラマスの増殖技術開発は1970年代に、餌付けした稚魚の放流技術開発試験から始まった（田中ら、1971）。その結果、先行放流した稚魚の定着と成長が優れること（先住者優位）、朝夕の放流時刻の違いが稚魚の定着率や成長に影響しないことが明らかにされ（石田ら、1979），サクラマスの稚魚放流では、上流域に小規模に分散する放流技術が確立された（田中ら、1971）。

一方、稚魚放流は、放流後1年を経てスモルト化すること、河川環境の人為的改変が時代とともに進んだことに加えて、遊漁の釣獲圧が高まったことから、1980年代初めに、河川の環境収容力にそれほど依存せず、遊漁の影響を受けにくい、幼魚放流技術の開発試験が試みられるようになった。北海道では、尻別川においてスモルト放流試験が、朱太川において越冬期前の幼魚を放流する秋幼魚放流試験が行われた（眞山ら、1985, 1988）。これら幼魚放流技術は、その後事業規模で展開されることとなり、1990年代からは国および北海道の施設に加えて民間施設からスモルトが放流されることとなった。しかし、サクラマスの沿岸漁獲量は、前述のとおり、その後400トンまで減少する年も見られるようになり、幼魚放流技術は期待した成果を安定して上げるまでには至って

いないのが現状である。

本章では、幼魚放流技術の確立を究極の目的として、前章までに得られたサクラマスの基礎生物学的知見に基づき、スモルトを用いて標識放流－再捕試験を行い、降海後のスモルトの沿岸生活を明らかにして増殖放流技術の改善に資することとする。

4.1 材料および方法

放流するスモルトの体サイズおよびそれらの沿岸生活期の生態が、放流後の生残率（回帰率）に及ぼす影響を調べる目的で、スモルトの標識放流－再捕試験を行った。

信砂川飼育施設（旧留萌支庁管内増毛町）で飼育養成中のサクラマス幼魚（信砂川由来の池産系F1）を1995年10月に選別器により大型群と小型群に区分した（河村ら、1998）。これら両群の幼魚は11月上旬にそれぞれ異なる鰓切り標識を施し、翌春まで飼育後、信砂川に放流した（Fig.57）。これらの標識スモルトは、大型群（FL13.6cm, BW27.6g）が1996年5月25日～29日に75,000尾、小型群（FL12.9cm, BW21.0g）が5月28日～6月3日に78,000尾自然放流された。両群の放流体サイズには有意な差が認められた（t-test, $p<0.001$ ）。

放流に先立って、標識群は三坂ら（1998）の方法（SWAI: Seawater Adaptability Index）に基づき、5月26日～5月29日に35%海水に移行72時間後の供試魚の行動学的指標により、大型群と小型群の海水適応能を評価した。SWAIは値が+1から-1まで変化し、+1でもっとも海水適応能が高いとされる。

標識放流魚は、1996年春に増毛沿岸において、シロザケ幼魚の沿岸調査（Kawamura *et al.*, 2000）においてサヨリ2艘曳き網で混獲された（Fig.57）。採集したサクラマス標識魚は、沿岸域における分布水温および出現時期を調べるとともに胃内容量指数（SCI）を求め、胃内容物を分析した。胃内容量指数は次式により算定した。 $SCI (\%) = (SW / (BW-SW)) * 100$ 。ここで、SWは胃内容物重量（mg）、BWは体重（mg）である。

1997年5月から10月にかけて、信砂川下流に設置したウライ（捕獲装置）で回帰した標識魚を回収した。信砂川への標識魚回帰結果から、放流スモルトの体サイズが生残率に及ぼす影響について評価した。

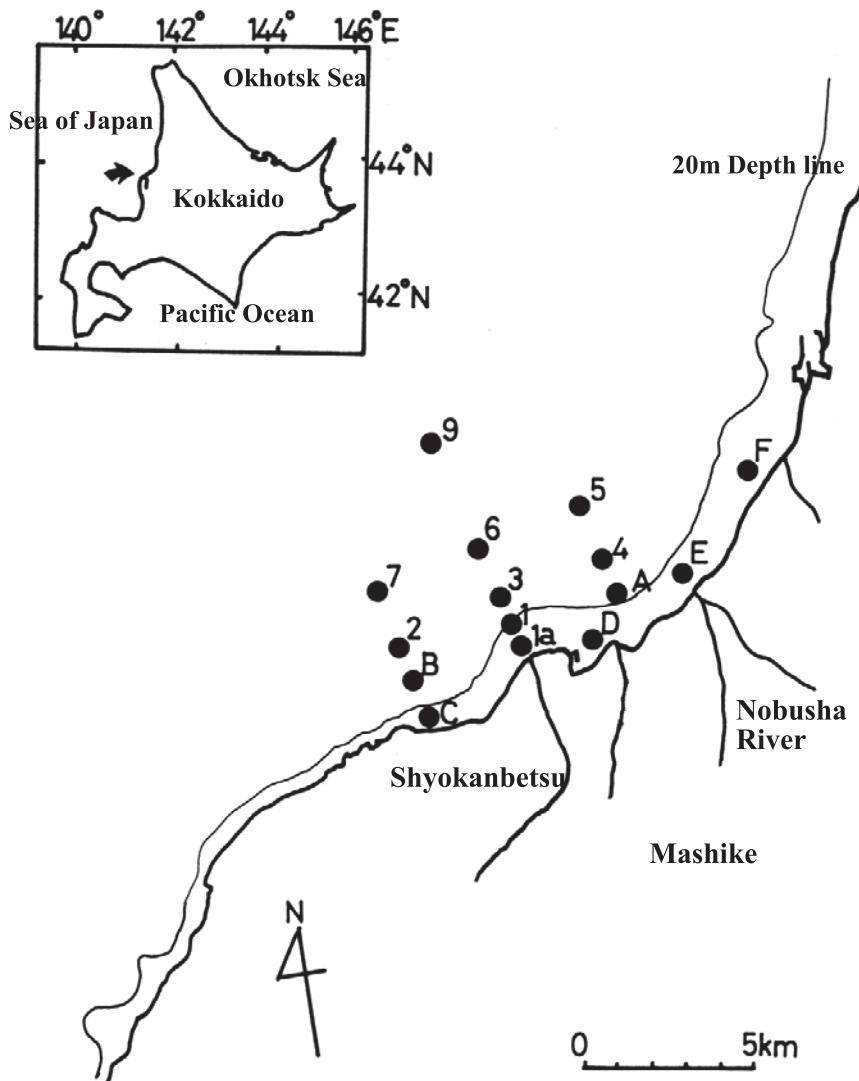


Fig. 57 Map showing sampling sites in coastal waters off Mashike in the Sea of Japan off northern Hokkaido, Japan. Masu salmon smolt were captured by a Sayori net from 22 May to 27 July, 1996. Marked smolt with two different body size groups (large group: mean 13.6cm in fork length and small group: mean 12.9cm in fork length) were released in the Nobusha River from 25 May to 3 June, 1996. Adult masu salmon returned to the Nobusha River and were examined for the survival rate from May to October, 1997.

4.2 結果

放流時における標識魚の海水適応能 (SWAI) は、大型群 (+1.00) の方が、小型群 (+0.38) に比べて高い値を示した。

1996年5月22日から6月27日までに5回実施した沿岸調査により、サクラマスのスモルトは53個体採集された。このうち標識魚は、大型群が6月12日（2個体）に、小型群が5月28日（1個体）および6月12日（11個体）に再捕された。

増毛沿岸表層水温の変化をFig.58に示した。標識スモルトが放流された5月下旬の平均水温は10.3°C、最後の調査が行われた6月下旬のそれは14.6°Cであった。もつ

とも多くのスモルトが再捕された6月中旬の平均水温は13.0 °Cを示した。

同所的(St D)に再捕された大型群2個体(17.2 ± 0.7 cm)と小型群11個体(13.4 ± 0.5 cm)の平均胃内容物重量は、それぞれ604mgおよび302mgであった (Fig.59)。平均SCIは、大型群が1.56%、小型群が1.32%を示した (Fig.60)。このように、胃内容物重量は大型群が多い傾向を示したが、SCIは大型群と小型群の間で差は認められなかった。

スモルトの胃内容物は、大型群と小型群では異なっていた。大型群の胃内容物は、魚類およびCopepodaが個体数で優占したが、小型群のそれはDecapodaのゾエア幼生、Amphipodaおよび落下昆虫が優占した (Fig.61お

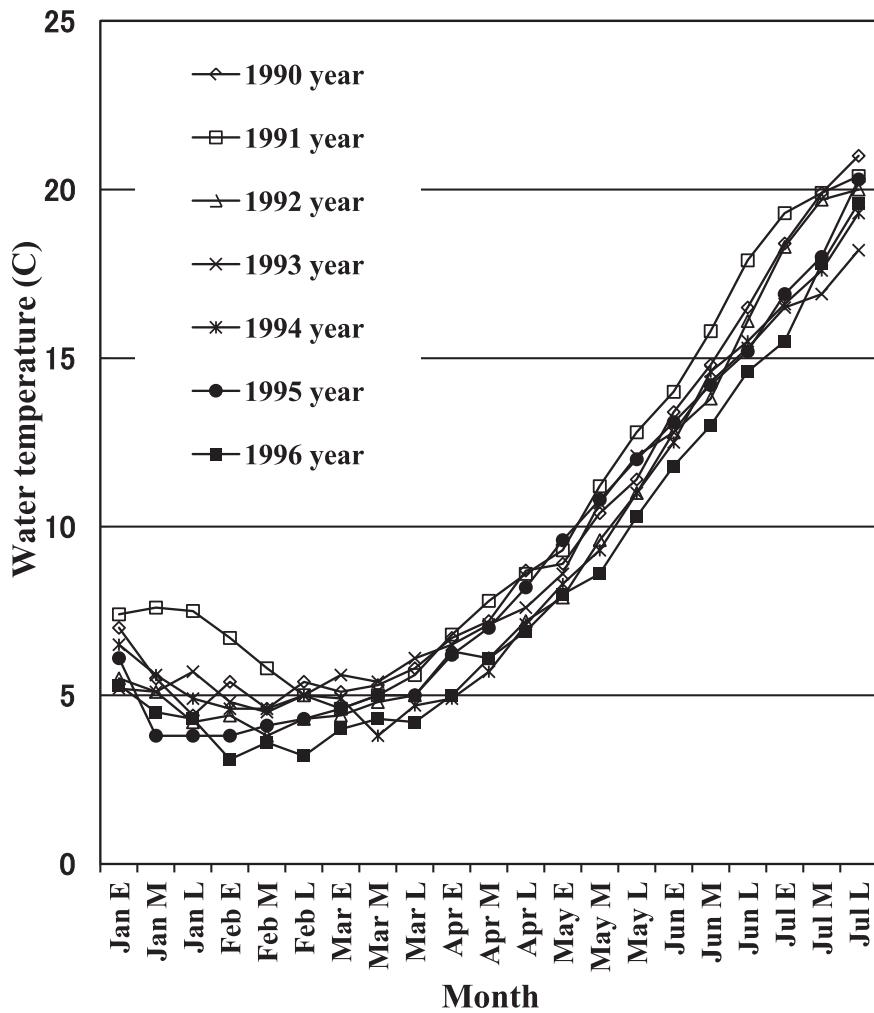


Fig. 58 Fluctuations in the surface sea water temperature off Mashike from January to July, 1990 to 1996. (From data of the Hokkaido Aquaculture Promotion Corporation)

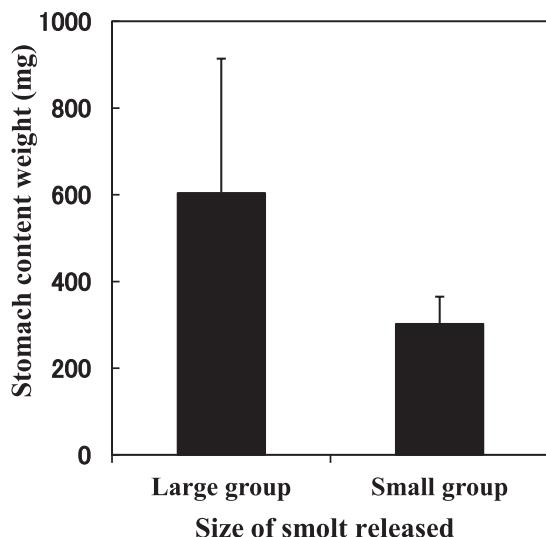


Fig. 59 Comparison of mean stomach content weight between the large smolt group and the small smolt group captured in coastal waters off Mashike in June, 1996. Bar is SD.

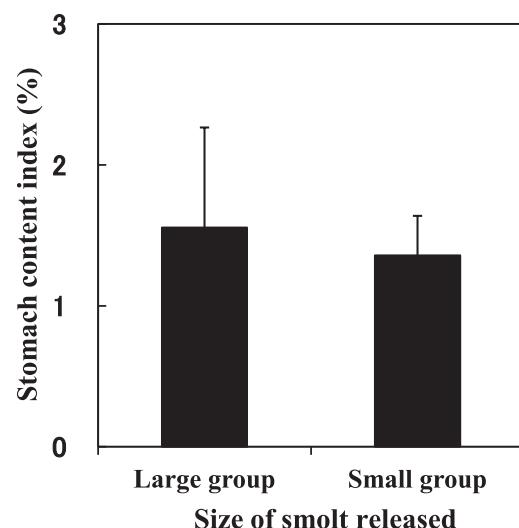


Fig. 60 Comparison of mean stomach content index (SCI) between the large smolt group and the small smolt group captured in coastal waters off Mashike in June, 1996. Bar is SD.

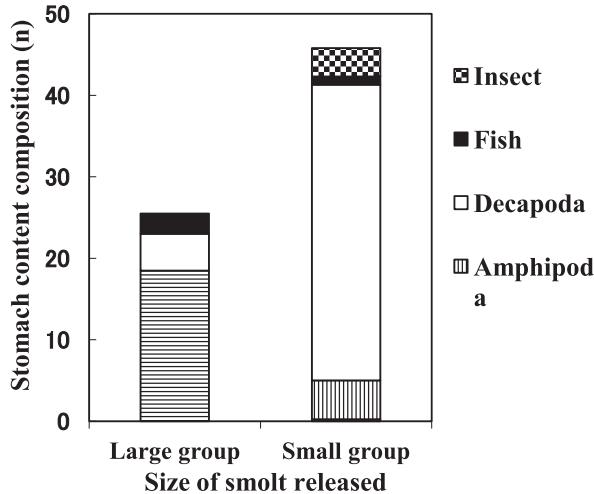


Fig. 61 Comparison of stomach content composition (in number) per one fish between the large smolt group and the small smolt group captured simultaneously at station D in coastal waters off Mashike in June, 1996.

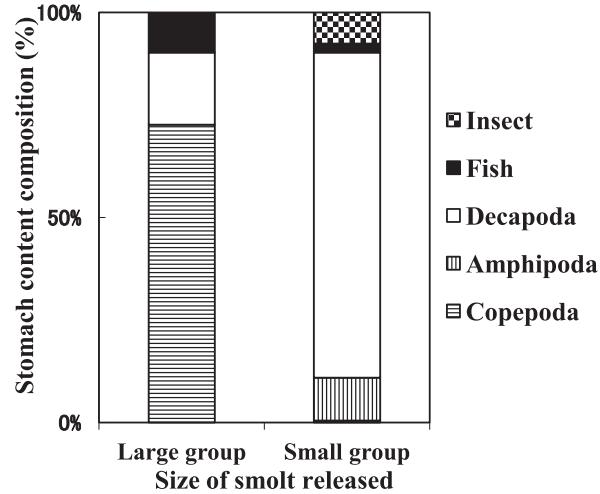


Fig. 62 Comparison of the ratio of stomach content composition (in number) per one fish between the large smolt group and the small smolt group captured simultaneously at station D in coastal waters off Mashike in June, 1996.

よりFig.62)。餌生物として、魚類のイカナゴ *Ammodytes personatus* 稚魚（全長約50mm）が大型群および小型群の胃内容物から見出され、シロザケ稚魚1個体（尾叉長32mm）が小型群個体（13.8cm）の胃内容物から発見された。

標識魚は、1997年5月から9月に信砂川で捕獲畜養したサクラマス親魚624個体の標識魚調査から、大型群（124個体）の方が小型群（52個体）より有意に多く回収された（ $\chi^2 = 17.045$, $p < 0.0001$ ）。河川回帰率（（河川回帰個体数 / 放流数）*100）は、大型群（0.165%）の方が、小型群（0.067%）に比べて高かった。

このことは、大型スモルトの放流効果が、小型スモルトに比較して高いことを表している。

4.3 考察

サクラマスのスモルトの標識放流－再捕試験結果から、大型スモルト（平均体重27.6g）の河川回帰率は、小型スモルト（平均体重21.0g）のそれより高いことが明らかとなった。

サケ属魚類の増殖技術において、高い死亡が起きる時期は、降海直後と海洋生活の最初の越冬期と考えられている（Healey, 1982 ; Beamish *et al.*, 2004）。本研究で利用した信砂川飼育施設では、幼魚を飼育中に深刻な魚病の発生が認められなかったことから、標識放流試験に用いた大型群と小型群の間には飼育に基づく種苗性の差は無視できると考えられる。

一方、スモルトの海水適応能を評価するSWAI（三坂ら、1998）の値は、大型群（+1.00）が小型群（+0.38）より

高い値を示していたことから、小型群の海水適応能が低くかった可能性が考えられる。この原因是、サケ科魚類の浸透圧調節が小型個体より大型個体の方が高いとされること（Knutsson and Grav, 1976）も原因のひとつと考えられる。海洋生活に移行するための生理学的機能として海水適応能の向上が欠かせないが、小型群で見られた低いSWAIが、その河川回帰率を低下させた可能性が考えられる。

降海後の沿岸調査の結果、大型群と小型群のスモルトは、イカナゴ稚魚を共通の餌料生物として利用することが明らかとなった。Asami and Hayano (1995) は、日本海北部沿岸と太平洋えりも岬沿岸の定置網で採集したサクラマスのスモルトの胃内容物を分析した結果、日本海沿岸のスモルトがイカナゴを主体に利用していることを見出し、サクラマスの餌料生物としてイカナゴの重要性を指摘している。本研究結果も Asami and Hayano (1995) の説を支持するものである。一方、同所的に再捕された大型群と小型群の胃内容物には、違いが認められた。大型群はイカナゴのほか沖合性動物プランクトン（主に *Paracalanus parvus*）を利用した。これに対して小型群は、沿岸性動物プランクトン（Decapoda のゾエア幼生など）、端脚類および落下昆虫を利用していた。これらの胃内容物組成の違いは、大型群と小型群の摂餌生態を反映した結果といえ、二つの標識群は沿岸生活期の分布や移動において、異なる生活パターンを選択したことを示唆している。

本研究で沿岸生活期のスモルトが分布した時期の表層水温は、およそ10~14°Cであった。最も多く標識魚が再

捕された時期（6月中旬）の平均水温は13°Cであった。佐野・阿部（1967）によると、太平洋の釧路川河口沿岸のサクラマスは沿岸水温が12~13°Cに上昇する6月中旬に沖合に移動している。本研においても、沿岸水温が14°Cに上昇した時期の調査（6月下旬）では、スモルトの採集が1個体にとどまった。このことから、沿岸の標識スモルトは、沿岸水温が14°Cを超えたころには、沿岸から沖合に生活場所を変えるものと推察される。

第5章 総合考察

5.1 環境要因がサクラマスのスモルト化に及ぼす影響

本研究により、サクラマスのスモルト化に外部環境要因として水温と光周期、内部要因として遺伝的形質が影響することが明らかになった。余別川の結果から、スモルトの降海行動が河川水温に影響され、降海行動の開始が水温の低下により一旬ほど遅延することが認められた。一方、水温を一定にした光周期飼育実験により、浮上から翌春までの長日（16L8D）処理はスモルト化しなかったが、8L16Dおよび4L20Dではスモルトがみられた。また自然日長におかれた幼魚を異なる時期に10L14D、12L12Dおよび14L10Dで飼育したところ、14L10Dで飼育した区は冬季（12月～1月）を除いてスモルト化しなかつたが、12L12D区および10L14D区ではスモルトが出現したことから、スモルト化の引き金が引かれる臨界日長は14Lから12Lの間であると考えられた。またスモルト抑制効果は、低水温（2°C）処理でも認められることが実験的に確かめられた。このことは、冬期間の河川水温が0°C付近まで低下する北方地域の河川に生息するサクラマスは、すでに春にスモルト化する引き金が引かれた個体を除いて、日長時間が13Lを越える4月から9月までは、長日光周期（13L以上）によりスモルト化が抑制され、その後河川水温が2°C以下に低下する冬期間（12月～2月）にスモルト化が抑制されることを示唆している。従ってサクラマスのスモルト化は、基本的に外部環境である光周期の季節変化により調節され、その発達時期は河川水温の年変化により調整されているものと考えられる。

本研究から、サクラマスのスモルト化は遺伝形質と深く関係しており、地域の河川集団に固有のものであることが明らかにされた。生物リズムの働きは、環境の変化を予測して、あらかじめ生理状態をそれに合うように整え、準備することである（井深、1990）が、それぞれの河川集団がスモルトの生活環境に適合するように、進化の過程で獲得してきた遺伝形質のひとつが、集団固有のスモルト化時期と考えられる。

上述したように、9月の日長13L付近が、本種の光周期応答の「転換点」であること、生物リズムが体内時計

の働きにより制御されること（井深、1990）から、9月の「転換点」がスモルト化に関する生物リズムの機序に関わっている可能性が示唆される。さらに「転換点」は、昼夜の時間が等しくなる「秋分」の日である可能性が高いと考えられる。

以上のことから、北方地域のサクラマスのスモルト化時期は、冬季の低水温、臨界日長、生物リズムおよび光周期応答の「転換点」と集団固有の遺伝的形質により制御されると考えられる。

一方、南方地域のサクラマス集団において、冬季にスモルト化を抑制する低水温環境は、急峻な山岳の上流部を除いて観察されないことから、秋季から初冬にかけてスモルト化が可能な外部環境条件が整備されていると考えられる。しかし、サクラマスがこの時期にスモルト化する報告は見当らない。この理由は、秋の自然日長が短日化に向い、この短日化が成熟を促すことに起因すると考えられる。サケ属のニジマスでは、生殖腺の発達が秋の短日化により促される（Scott and Sumter 1983）ことから、サクラマスも同様に短日化により成熟に向かうものと推察される。本研究の短日恒常光周期実験（実験1-4）において、成熟雄が高頻度で出現した結果もこのことを支持している。

5.2 サクラマスの増殖事業、特にスモルト放流技術に関する課題および展望

本研究では、サクラマス野生魚のスモルト化は外部形態の変化（体表の銀白化と鰓の黒化）、生理学的変化（T4濃度、成長速度および海水適応能の増加）および行動学的変化（降海行動の開始）が連続して起こることより生じることを明らかにした。また体サイズの異なるスモルトの標識放流－再捕試験により、海水適応能（SWAI）が小型スモルトで低いこと、沿岸生活期の摂餌生態が体サイズで異なること、標識魚の回収率が大型スモルトで高いことを明らかにした。サクラマス資源の回復と維持安定を図るために、スモルト放流技術の改善にこれらの知見を生かすことが重要である。

スモルト放流では、種苗の適否を外部形態の変化に基づいて行っている。しかし飼育スモルトでは、形態学的変化と海水適応能などの生理学的変化が一致しない場合も見られる。本研究（実験1-5-b）において、外部形態がスモルトであるにもかかわらず海水移行24時間後の血清Cl⁻濃度が150mEq/lを越す個体が認められた。従って、スモルト放流では、SWAIなどにより海水適応能を評価する必要がある。他方、野外研究および飼育実験のスモルトは、スモルト化時期にSGRの増加が観察された。これまで、スモルト放流技術では放流魚の体サイズのみ関

心が高く、成長の変化（例えばSGR）に注意が払われることはなかった。しかし本研究で示したように、前期スモルトのSGRはフルスモルトを上回る高い増加を示す（実験1-1 および実験1-2）。このことは、種苗性の評価にSGRが重要な役割を果たすことを示唆している。

一方、スモルトの放流時期は、これまで放流魚の発育段階（中期スモルトもしくはフルスモルト）および沿岸水温（6～13°C）を指標に決定されてきた。本研究では、放流のタイミングとして、河川環境に目を向ける必要があることを示した。すなわち、降海移動中の野生スモルトは、降雨により増水した河川水の濁りに一致して、血中T4のサージが引き起こされることが明らかにされた。このことは、スモルト放流のタイミングを図るうえで、気象条件（降雨）と河川の増水を考慮する必要があることを示している。スモルトの降河行動が夜間活発化すること（Solomon, 1981），この時期に捕食者の海鳥類が河口に集合すること（Kawamura *et al.*, 2000）から、放流のタイミングは日没とすることが適当と判断される。

本研究は、沿岸生活期におけるスモルトの体サイズの効果を明らかにした。沿岸生活期のスモルトはイカナゴ稚魚を利用するほか、大型スモルトの胃内容物には沖合性動物プランクトンが、小型スモルトのそれには沿岸性動物プランクトンが優占するとともに、小型スモルトは落下昆虫を捕食していた。このことは、小型スモルトが採餌場として沿岸水域を利用することを示唆している。さらに同所的採集個体数が大型スモルト2個体に対して小型スモルト11個体と多数であったことから、小型スモルトは群れで行動するのに対して大型スモルトは少数で移動すること、大型スモルトがより早く沖合に移動することが推察される。このような大型スモルトの行動特性は、沿岸生活期での捕食者によるスモルトの被食圧を低下させる方向に機能すると考えられる。大型スモルト放流の有効性については、Miyakoshi *et al.* (2001) および宮腰（2006）が、標識魚の沿岸漁業協同組合の市場調査から同様の結果を報告している。これらのこととは、適正な放流時期におけるスモルトの放流体サイズは大型の方が回帰効果を高めることを暗示している。

本研究はこれまで未解明であったサクラマス野生魚の河川生活期における生理生態学および沿岸生活期の摂餌生態を明らかにした。このなかで特に、沿岸生活期サクラマスは魚食性が強いことから沿岸生態系の上位を占める捕食者であり、このような漁業対象種の資源増殖は、単独種のみならず沿岸生態系を構成する多様な構成メンバーとの関係を明らかにしていくことが重要である。今後は放流効果の向上に関する技術開発および研究に加えて、放流魚が沿岸生態系に及ぼす影響も注意深くモニタ

リングすることが必要である。

要約

(1) 我が国の産業および生態系保全にとって重要な魚種であるサクラマス *Oncorhynchus masou masou* のスモルト化に及ぼす外部環境要因（水温と光周期）および内部要因（遺伝的形質）を明らかにするとともにその作用機序を明らかにした。さらに本種の増殖事業のスモルト放流に関するその増殖効果を高めるために得られた知見の応用を図った。

(2) 序章では、サクラマスの生活史およびスモルト化に関するレビューを行って課題を整理した。これにより、野生魚の生理生態学的な研究の不足と必要性を指摘した。

(3) 第1章では、野生魚を対象に、河川生活期幼稚魚の成長と移動を明らかにした。産卵床装置からの浮上稚魚は、浮上期の早い時期は夜間浮上した個体が多かった。自然河川の発眼卵埋設放流により、稚魚は平均的には下流1kmに、最大8kmに移動分散したと推察された。野生魚の成長速度（SGR）は、春に高く秋に低下した後、翌春再び増加する季節的変化を示した。サクラマスは、①上流域では成長が夏に高く、秋に低下する一方で、定着率は比較的高かった。一方、②中流域では秋に成長が増し、定着率が減少した。この結果から、中流域のサクラマスがスモルトの主群となることが考えられた。大型幼魚と小型幼魚の成長速度を夏に比較した結果、有意差は認められなかった。野生魚のスモルト降海盛期を異なる地域の4河川で調べた結果、北部河川集団の降海盛期は6月に、南部河川集団のそれは5月および6月上旬であることが明らかにされた。同一河川の降海時期が河川水温により年変化することが認められた。

(4) 第2章および第3章では、スモルト化に関係する水温、光周期、地域集団（遺伝）の影響を明らかにした。自然河川の野生魚から、スモルト化に伴い生理学的変化（甲状腺ホルモン（T4）濃度の上昇、海水適応能の高まり、成長速度の増加）が一致して生じることが確かめられた。降海スモルトのT4日周変化は降河時期により異なり、降雨の濁りによりT4のサージが観察された。

(5) 水温および光周期の制御実験から次の結果を得た。越冬期幼魚は高水温処理でスモルト化が促進された。低水温（2°C）はスモルト化を抑制した。長日の恒常光周期（16L8D、日長16時間）はスモルト化を抑制した。日長時間を見て（14L10D、12L12D、10L14D）異なる季（7月～1月）に、一定水温・自然日長飼育した幼魚を光周期処理した結果、14L10Dがスモルト化抑制効果を示すがその他は示さないこと、9月以前と9月以降の

処理で反応が異なることが明らかになった。これらの結果から、本種のスモルト化の引き金を引く日長時間が、13L付近であることが推察された。

(6) 異なるスモルト化盛期の両親を交配したF1のスモルト化時期は、両親の子のそれの中間にあることが実験的に確かめられ、遺伝的要因がスモルト化に影響することが明らかになった。

(7) 第4章では、体サイズの異なる2群のスモルトを用いて、標識放流－再捕試験を行った。大型スモルトと小型スモルトは沿岸生活期における餌料生物としてイカナゴ稚魚を利用したが、前者は沖合性動物プランクトンが、後者は沿岸性動物プランクトンが優占していた。このことより、大型スモルトと小型スモルトは沿岸摂餌生態に違いのあることが示唆された。

(8) 総合考察では、本種のスモルト化と光周期・水温の季節変化の関係を検討した。北方地域のサクラマスのスモルト化時期は、冬季の低水温、臨界日長、生物リズムおよび光周期応答の「転換点」と集団固有の遺伝的形質により制御されると考えられた。また「転換点」は「秋分」の日である可能性が高いと考えられた。最後にサクラマスの増殖技術改善に資するため、本研究で得られた知見を基礎にスモルト放流の課題と対策を考察し、大型スモルトの有効性、種苗性評価としての成長速度(SGR)、放流時機を選ぶ河川環境として降雨増水の重要性を示すとともに、沿岸生態系における上位種であるスモルトと他の生態系構成種との関係をモニタリングすることの必要性を指摘した。

謝辞

北海道大学水産学部の故山本喜一郎教授、故久保達郎助教授、高橋裕哉助教授、高野和則講師（以上当時）には研究の手ほどきを賜った。北海道大学山内皓平教授、原彰彦教授、札幌医科大学医学部附属臨海医学研究所高橋延昭准教授、北海道大学北方生物圏フィールド科学センター上田宏教授ならびに東京農業大学桑原連教授、北海道さけ・ますふ化場小林哲夫場長、廣井修調査課長、眞山紘調査課長、関二郎室長（以上当時）には研究をすすめるうえでご教示を賜った。実験卵の入手では、北海道さけ・ますふ化場、北海道大学洞爺湖臨湖実験所、富山県内水面水産試験場、宮城県内水面水産試験場（以上当時）の関係者の方々に便宜をはかっていただいた。さらに試験調査では、積丹町、神恵内村、島牧村、増毛町、東島牧漁業協同組合（当時）、余市郡漁業協同組合、盃漁業協同組合（当時）、神恵内村漁業協同組合、増毛漁業協同組合、後志支庁水産課（当時）、留萌支庁水産課（当時）に便宜と協力を賜った。これらの方々に深甚の謝意

を表し感謝申し上げます。

また研究の遂行にあたり励ましをいただいた旧北海道立水産孵化場の方々、特に岡田鳳二場長、故倉橋澄雄部長、渡辺克彦支場長（以上当時）に感謝申し上げるとともに、甲状腺ホルモンの分析にご助力を賜った北海道大学水産科学研究院の堀田公明、長江真樹、工藤秀明、征矢野清（以上当時）の各位、野外の調査に同行された方々、特に坂本博幸、宮本真人、村上豊、小林美樹、鷹見達也（以上旧北海道立水産孵化場）、高橋涉（東京農業大学）、春名寛幸（旧北海道大学洞爺湖臨湖実験所）、故森稔（神恵内村ふ化場）、そして飼育魚の管理に尽力された長船佳代の各位に深く感謝いたします。

最後に本論文の作成にあたりご指導、ご助言を賜った北海道大学大学院水産科学研究院帰山雅秀教授、桜井泰憲教授、後藤晃教授、都木靖彰教授、工藤秀明准教授の各位に感謝申し上げます。

引用文献

- 秋道智彌. 「アユと日本人」 丸善、東京. 1992.
- Asami H, Hayano H. Feeding ecology of juvenile masu salmon *Oncorhynchus masou* in the coasts of Hokkaido with special reference to stomach contents. *Fish. Sci.* 1995 ; 61 : 590-593.
- 阿刀田光紹. 池中養殖サクラマスの生態に関する研究 I 種苗の初期生残率、性比、0年魚の分化及び親魚の孕卵数について. 北海道立水産孵化場研究報告 1974 ; 29 : 97-113.
- 伴 真俊、笠原昇、山内皓平. 池産サクラマス1年魚の銀化に伴う生理的変化. 北海道立水産孵化場研究報告 1987 ; 42 : 27-35.
- Barron MG. Endocrine control of Smoltification in anadromous salmonids. *J. Endocrinol.* 1985 ; 108 : 313-319.
- Beamish RJ, Mahnken C, Neville C. Evidence that reduced early marine growth is associated in lower marine survival of coho salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2004 ; 133 : 26-33.
- Bjorsson BT. The biology of salmon growth hormone: from daylength to dominance. *Fish Physiol. Biochem.* 1997 ; 17 : 9-24.
- Clarke WC, Hirano T. Osmoregulation. In: Groot C, Margolis L, Clarke WC (eds). *Physiological ecology of Pacific salmon*, UBC Press, Vancouver. 1995 ; 319-377.
- Dickhoff WW, Folmar LC, Gorbman A. Changes in plasma thyroxine during Smoltification of coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. *Gen. Comp. Endocrinol.* 1978 ;

- 36 : 229-232.
- Dickhoff WW, Folmar LC, Mighell JL, Mahnken CVW. Plasma thyroid hormones during smoltification of yearling and underyearling coho salmon and yearling chinook salmon and steelhead trout. *Aquaculture* 1982 ; 28 : 39-48.
- Dickhoff WW, Beckman BR, Larsen DA, Duan C, Moriyama S. The role of growth in endocrine regulation of salmon smoltification. *Fish Physiol. Biochem.* 1997 ; 17 : 9-24.
- Duston J, Saunders RL. Advancing smolting to autumn in age 0+ Atlantic salmon by photoperiod, and long-term performance in sea water. *Aquaculture* 1995 ; 135 : 295-309.
- Elson PF. The importance of size in the change from parr to smolt in Atlantic salmon. *Can. Fish Cul.* 1957 ; 21 : 1-6.
- Ewing RD, Johnson SL, Pribble HJ, Lichatowich JA. Temperature and photoperiod effects on gill (Na^+ , K^+)-ATPase activity in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *J. Fish. Res. Board Can.* 1979 ; 36 : 1347-1353.
- Folmar LC, Dickhoff WW. The parr-smolt transformation (smoltification) and seawater adaptation in salmonids. A review of selected literature. *Aquaculture* 1980 ; 21 : 1-37.
- Franklin CE, Davison W. S.E.M. Observations of morphologically different chloride cells in freshwater-adapted sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*. *J. Fish Biol.* 1989 ; 34 : 803-804.
- 藤岡康弘. ビワマスの形態ならびに生理・生態に関する研究. 醒井養鱒場研究報告 1991 ; 3 : 1-112.
- Godin JJ. Migrations of salmonid fishes during early life history phases: Daily and annual timing. Proceedings of Salmon and trout migratory behavior symposium. 1981 ; 22-50.
- 原子保. 0+歳サクラマスの成長パターンと1+歳サクラマスの降海特性. 昭和62, 63年度近海漁業資源の家魚化システムの開発に関する総合研究プログレスレポート サクラマス (2). 水産庁さけ・ますふ化場, 札幌. 1982 ; 41-44.
- Hayano H, Miyakoshi Y, Nagata M, Sugiwaka K, Irvine JR. Age composition of masu salmon smolts in northern Japan. *J. Fish Biol.* 2003 ; 62 : 237-241.
- Healey MC. Timing and relative intensity of size-selective mortality of juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1982 ; 39 : 952-957.
- Higgins PJ. Metabolic differences between Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr and smolts. *Aquaculture* 1985 ; 45 : 33-53.
- 平野哲也. 降海と陸封の生理的メカニズム. 「川と海を回遊する淡水魚 生活史と進化 (後藤晃, 塚本勝巳, 前川光司編)」東京大学出版会, 東京. 1994 ; 20-39.
- Hoar WS. Smolt transformation: evolution, behavior and physiology. *J. Fish. Res. Board Can.* 1976 ; 33 : 1233-1252.
- 井深信男. 「行動の時間生物学」朝倉書店, 東京. 1990.
- 石田昭夫, 佐々木正吾, 佐藤孝行. 人工ふ化サクラマス稚魚の河川放流に関する研究-7報 放流時刻および先住者が定着者に及ぼす影響. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1979 ; 33 : 1-6.
- Iwata M, Yamanome T, Tagawa M, Ida H, Hirano T. Effects of thyroid hormones on phototaxis of chum and coho salmon juveniles. *Aquaculture* 1989 ; 82 : 329-338.
- 岩田宗彦, 小島大輔. サケ科魚類の降河行動の解発まで. 比較内分泌 2008 ; 34 : 82-85.
- Johnston CE, Eales JG. Influence of body size on silvering of Atlantic salmon (*Salmo salar*) at parr-smolt transformation. *J. Fish. Res. Board Can.* 1970 ; 27 : 983-987.
- Johnston CE, Saunders RL. Parr-smolt transformation of yearling Atlantic salmon (*Salmo salar*) at several rearing temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1981 ; 38 : 1189-1198.
- 帰山雅秀. ベニザケの生活史戦略 生活史パターンの多様性と固有性. 「川と海を回遊する淡水魚 生活史と進化 (後藤晃, 塚本勝巳, 前川光司編)」東京大学出版会, 東京. 1994 ; 101-113.
- 帰山雅秀. 水辺生態系の物質輸送に果たす遡河回遊魚の役割. 日生態誌 2005 ; 55 : 51-59.
- 可児藤吉. 溪流性昆虫の生態. 「昆虫 上 (古川晴男編)」研究社, 東京. 1994.
- Kato F. Life history of masu and amago salmon (*Oncorhynchus masou* and *Oncorhynchus rhodurus*). In : Groot C, Margolis L. (eds). *Pacific salmon life histories*. UBC Press, Vancouver. 1991 ; 447-520.
- 河村博. 漁業と漁法 サクラマス. 湖沼と河川環境の基盤情報整備事業報告書「豊かな自然環境を次世代に引き継ぐために サクラマス, ビワマス, 地方種」. 日本水産資源保護協会, 東京. 2008 ; 105-118.
- Kawamura H, Kudo S, Miyamoto M, Nagata M, Hirano K. Movements, food and predators of juvenile chum salmon

- (*Oncorhynchus keta*) entering the coastal Sea of Japan off northern Hokkaido in warm and cool years. *N. Pac. Andr. Fish Comm.* 2000 ; 2 : 33-41.
- 河村博, 神力義仁, 宮本真人, 安富亮平, 宮腰靖之, 工藤智, 鷹見達也, 田敬之輔, 小笠原寛, 海老名功. サクラマスのスマルトのサイズは河川回帰率に影響するか. *魚と水* 1998 ; 35 : 201-209.
- Kimura S. The Yamame, land-locked masu salmon of Kyushu Island. Japan. *Physiol. Ecol. Japan*, 1989 ; Spec. Vol.1 : 77-92.
- Knutsson S, Grav T. Seawater adaptation in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) at different experimental temperatures and photoperiods. *Aquaculture* 1976 ; 8 : 169-187.
- 小林美樹, 村上豊, 河村博. 異系統交配サクラマスの降海行動. *魚と水* 1994 ; 31 : 41-47.
- 小島博. 河川の天然サクラマス幼魚血清ナトリウム濃度の変動. *北海道立水産孵化場研究報告* 1983 ; 38 : 75-84.
- 小島博, 杉若圭一. 厚田川におけるサクラマス幼魚の成長と生息密度および現存量の季節変化. *北海道立水産孵化場研究報告* 1979 ; 34 : 7-16.
- Kojima H, Sugiwaka K. Effects of summer floods on residency rate and net productivity of an underyearling population of masu salmon in Atsta River. *Physiol. Ecol. Japan*. 1989 ; Spec. 1 : 151-160.
- 小山達也, 永田光博. 池産系, 尻別系サクラマス及びその交雑魚の降海時期. *北海道立水産孵化場研究報告* 1995 ; 49 : 1-7.
- 久保達郎. サクラマス幼魚の変態に及ぼす高水温の影響. *北海道さけ・ますふ化場研究報告* 1973 ; 19 : 25-32.
- 久保達郎. 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* 1974 ; 28 : 9-26.
- 久保達郎. サクラマス幼魚の河川生活期における移動習性. *生理生態* 1976 ; 17 : 411-417.
- 久保達郎. 北海道のサクラマスの生活史に関する研究. *北海道さけ・ますふ化場研究報告* 1980 ; 34 : 1-95.
- 久保田仁志, 中村智幸, 丸山隆, 渡邊精一. 小支流におけるイワナ, ヤマメ当歳魚の生息数, 移動分散および成長. *Nippon Suisan Gakkaishi* 2001 ; 67 : 703-709.
- Kudo H, Tsuneyoshi Y, Nagae M, Adachi S, Yamauchi K, Ueda H, Kawamura H. Detection of thyroid hormone receptors in the olfactory system and brain of wild masu salmon, *Oncorhynchus masou* (Brevoort), during smolting by in vitro autoradiography. *Aqua. Fish. Manage.* 1994 ; 25, Sup. 2 : 171-182.
- Machidori S, Kato F. Spawning populations and marine life of masu salmon (*Oncorhynchus masou*). *Int. North Pac. Fish Comm. Bull.* 1984 ; 43 : 1-138.
- Mayama H. Masu salmon propagation in Hokkaido, Japan. *Bull. Inst. Zool. Academia Sinica* 1990 ; 29 (3, Sup.) : 95-104.
- 眞山紘. 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* 1992 ; 46 : 1-156.
- 眞山紘, 大熊一正, 野村哲一, 松村孝三郎. 尻別川におけるサクラマスのスマルト放流試験 1981年春放流標識魚の回帰. *北海道さけ・ますふ化場研究報告* 1985 ; 39 : 1-16.
- 眞山紘, 野村哲一, 大熊一正. 越冬前の秋季に放流されたサクラマス *Oncorhynchus masou* 標識魚のスマルト降海と親魚としての回帰. *北海道さけ・ますふ化場研究報告* 1988 ; 42 : 21-36.
- 眞山紘, 小野郁夫, 平澤勝秋. 北海道の河川に放流された標識サクラマスの海洋における回遊生態. *さけ・ます資源管理センターニュース* 2005 ; 14 : 1-9.
- 三坂尚行, 内藤一明, 河村博. 海水適応能を指標としたサクラマス幼魚の種苗性の評価. *魚と水* 1998 ; 35 : 233-239.
- 宮腰靖之. 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* 2006 ; 60 : 1-64.
- Miyakoshi Y, Nagata M, Kitada S. Effect of smolt size on postrelease survival of hatchery-reared masu salmon *Oncorhynchus masou*. *Fish. Sci.* 2001 ; 67 : 134-137.
- 水野信彦, 御勢久衛門. 河川環境とその調査法. 「河川の生態学 (沼田真監修)」 築地書館, 東京. 1972 ; 4-22.
- Mizuno S, Ura K, Okubo T, Chida Y, Misaka N, Adachi S, Yamauchi K. Ultrastructural changes in gill chloride cells during Smoltification in wild and hatchery-reared masu salmon *Oncorhynchus masou*. *Fish. Sci.* 2000 ; 66 : 670-677.
- Mizuno S, Ura K, Onodera Y, Fukada H, Misaka N, Hara A, Adachi S, Yamauchi K. Changes in transcript levels of gill cortisol receptor during smoltification in wild masu salmon, *Oncorhynchus masou*. *Zool. Sci.* 2001 ; 18 : 853-860.
- Nagata M. The occurrence of bimodality in the length frequency distribution and its relation to growth and

- density in a juvenile masu salmon population in a Hokkaido stream. *Physiol. Ecol. Japan*, 1989; Spec. 1: 141-150.
- 内藤一明. 標識放流から見た 1+ サクラマススモルトの回遊経路について. *魚と水* 1998; 35: 295-302.
- Neave F. The origin and speciation of *Oncorhynchus*. *Proc. Trans. R. Soc. Can.* 1958; Ser. 3, 52(5): 25-39.
- 西村三郎. 「日本海の成立」 築地書館, 東京. 1980.
- Ojima D, Iwata M. The relationship between thyroxine surge and onset of downstream migration in chum salmon *Oncorhynchus keta* fry. *Aquaculture* 2007; 273: 185-193.
- Okumoto N, Ikuta K, Aida K, Hanyu I, Hirono T. Effects of photoperiod on smolting and hormonal secretion in masu salmon, *Oncorhynchus masou*. *Aquaculture* 1989; 82: 63-76.
- 大野磯吉. 北海道産サクラマスの生活史. 鮭鱒彙報 1933; 5(2): 15-26.
- 大野磯吉, 安藤壽三郎. 洞爺湖産のマスに就いて. 鮭鱒彙報 1932; 4(1): 5-8.
- 長内稔. 湖沼のサクラマス. 淡水魚 (ヤマメ・アマゴ特集号) 淡水魚保護協会, 大阪. 1982; 92-96.
- Sakata K, Kondou T, Takeshita N, Nakazono A, Kimura S. Movement of the fluvial form of masu salmon, *Oncorhynchus masou masou*, in a mountain stream in Kyushu, Japan. *Fish. Sci.* 2005; 71: 333-341.
- 佐野誠三, 阿部進一. サクラマス (*Oncorhynchus masou* (Brevort.)) の生態研究 釧路沿岸回遊魚について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1967; 21: 1-10.
- 佐々木文雄. 積丹海域に接岸来遊するサクラマス *Oncorhynchus masou* (Brevort.) 未成魚について. 昭和62, 63年度近海漁業資源の家魚化システムの開発に関する総合研究プログレスレポート サクラマス (8) 水産庁さけ・ますふ化場, 札幌. 1988; 191-227.
- 佐藤良三, 渋谷隆之, 阿久津梅二. 飼育水温の違いによるサクラマス 0 年魚のスモルト化. 養殖研報 1986; 9: 21-27.
- Scott AP, Sumpter JP. The control of trout reproduction: Basic and applied research on hormones. In: Rankin JC, Pitcher TJ, Duddan R. (eds). *Control processes in fish physiology*. Croom Helm, Manuka. 1983; 200-220.
- Shimizu M, Ueda H, Kawamura H, Shimazaki K, Yamauchi K. Electrophoretic changes in olfactory system proteins in masu salmon during parr-smolt transformation. *J. Fish Biol.* 1995; 47: 1044-1054.
- Smith RJF. *The control of fish migration*. Springer, Berlin. 1985.
- Solomon DJ. Smolt migration in Atlantic salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*). *Proceedings of Salmon and trout migratory behavior symposium*. 1981; 196-203.
- 杉若圭一. 北海道北部河川におけるサクラマス幼魚のスモルト化. 北海道立水産孵化場研究報告 1991; 45: 29-40.
- 杉若圭一, 小島博. 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 1979; 34: 25-39.
- 杉若圭一, 小島博. 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 1980; 35: 45-52.
- 杉若圭一, 小島博. 厚田川におけるサクラマス幼魚のスモルト化に及ぼす生息密度の影響. 北海道立水産孵化場研究報告 1984; 39: 19-37.
- 杉若圭一, 鈴木研一. 北海道東部河川におけるサクラマススモルトの出現時期. 魚と水 1994; 31: 61-65.
- Suzuki M, Suzuki M. Changes in thyroidal and plasma iodine compounds during and after metamorphosis of the bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Gen. Comp. Endocrinol.* 1981; 45: 74-81.
- 昭和61年度サケ・マス保護水面管理事業調査実績書. 北海道立水産孵化場, 恵庭市. 1987.
- Takami T, Aoyama T, Nagata M, Miyamoto M, Ohkubo S, Kawamura H. Individual growth and life-history divergence of juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) in a northern Japanese stream. *Sci. Rep. Hokkaido Fish Hatchery* 1998; 52: 21-29.
- Tanaka S. A review of the biological information on masu salmon (*Oncorhynchus masou*). In: *Salmon of the North Pacific Ocean. Part IX. Coho, Chinook and masu salmon in off shore waters. Int. North Pac. Fish. Comm. Bull.* 1965; 16: 75-135.
- 田中哲彦, 石田昭夫, 松川洋, 石川嘉郎, 薫田道雄. 人工ふ化サクラマス稚魚の河川放流に関する研究-1 報. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1971; 25: 1-17.
- Thorpe JE, Morgan RIG, Ottaway EM, Miles MS. Time of divergence of growth groups between potential 1+ and 2+ smolts among sibling Atlantic salmon. *J. Fish Biol.* 1980; 17: 13-21.
- Thorpe JE, Talbot C, Villarreal C. Bimodality of growth and smolting in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Aquaculture*

- 1982 ; 28 : 123-132.
- 上野岳彦, 田中友樹, 丸山隆. 小支流におけるイワナ, ヤマメ稚魚の定位点, 行動圏および摂餌頻度に対する両種成魚の影響. *Nippon Suisan Gakkai* 2009 ; 75 : 802-809.
- Ura K, Hara A, Yamauchi K. Serum thyroid hormone, guanine and protein profiles during smoltification and after thyroxine treatment in the masu salmon, *Oncorhynchus masou*. *Comp. Biochem. Physiol.* 1994 ; 107A : 607-612.
- 宇藤均. サクラマス *Oncorhynchus masou* Brevoort の降海型と河川残留型の分化機構に関する研究 1. 早熟な河川残留型の体生長と性成熟. 北大水産彙報 1976 ; 26 : 321-326.
- 宇藤均. サクラマス *Oncorhynchus masou* Brevoort の降海型と河川残留型の分化機構に関する研究 2. 早熟な河川残留型の体生長と性成熟 (その 2). 北大水産彙報 1977 ; 28 : 66-73.
- Wagner HH. Photoperiod and temperature regulation of smolting in steelhead trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Zool.* 1974 ; 52 : 219-234.
- Wedemeyer GA, Saunders RL, Clarke WC. Environmental factors affecting smoltification and early marine survival of anadromous salmonids. *Mar. Fish. Rev.* 1980 ; 42 : 1-15.
- 山内皓平, 高橋浩哉. 回遊行動とホルモン. 「回遊魚の生物学 (森沢正昭, 会田勝美, 平野哲也編)」学会出版センター, 東京. 1987 ; 156-171.
- Yamauchi K, Ban M, Kasahara N, Izumi T, Kojima H, Harako T. Physiological and behavioral changes occurring during smoltification in the masu salmon, *Oncorhynchus masou*. *Aquaculture* 1985 ; 45 : 227-235.

北海道日本海南部海域におけるベニズワイの漁獲管理について

星野 昇

北海道立総合研究機構中央水産試験場

Fishing management of the red snow crab in the sea of Japan off southern Hokkaido

NOBORU HOSHINO

Hokkaido Research Organization, Central Fisheries Research Institute, Yoichi, Hokkaido, 046-8555, Japan

Experimental fishing of the red snow crab is being conducted off the coast of southern Hokkaido in the Sea of Japan. Little is known about a number of aspects of the population dynamics of this stock, including the somatic growth of individuals, natural mortality, recruitment and emigration, which are important factors in its fishing management. In this paper, the advantages and disadvantages of several management strategies for this stock were evaluated using an operating model. A management scenario in which the annual TAC changed according to the annual change in CPUE caused a large fluctuation in the annual catch. A scenario in which the TAC was maintained over several years according to the trend in CPUE kept catch fluctuations at a low level, although a higher level of fishing effort led to a greater risk of failure in management. In such cases, failure of management could be avoided by placing an upper limit on fishing effort; however, a large variation emerged in the cumulative catch obtained from the stock. The calculated output of various scenarios greatly differed according to the level of fishing effort at the start of the management scenario. Application of these results to practical fishing management for this stock requires estimates of current fishing effort levels and stock number trends to be as close to reality as possible.

キーワード：オペレーティングモデル，漁獲管理，日本海，不確実性，ベニズワイ，北海道

北海道の日本海南部海域ではベニズワイ (*Chionoecetes japonicus*) の籠漁具による試験操業が行われている。操業は2隻体制のもと漁具数や漁期の制限を設けて、雄のみを漁獲対象として行われている。現在は、3～8月の漁期に檜山振興局管内から渡島総合振興局管内の日本海側、海岸線100km程度の海域範囲において、水深1,000m以深の漁場で操業している。近年の漁獲量は比較的高い水準で推移し (Fig.1)，経営的にも安定していることから、知事許可漁業（本操業）への移行が検討されている。

北海道では、ベニズワイとケガニのかご漁業については、毎年の漁獲可能量を定めて行うことを基本方針としている。これらの資源に対して数量管理を行うことの意義は必ずしも明確にされていないが、魚価の高い資源であるため、資源状態が良い時などには著しく漁獲努力量が増加する可能性があることから、毎年の漁獲量上限を定めて操業することで漁獲努力量が無秩序に増加するの

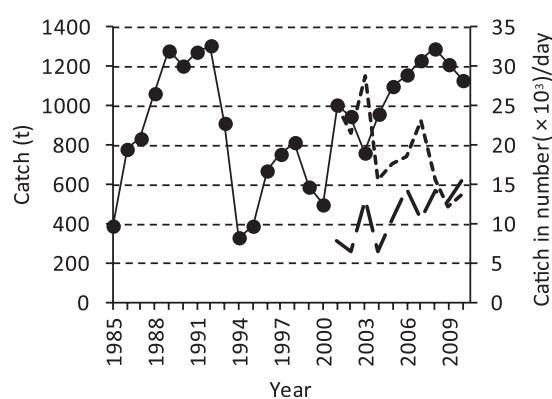


Fig. 1 Annual change in catch and CPUE (estimated catch in number/total number of fishing days) of red snow crab in the Sea of Japan off southern Hokkaido. A solid line with closed circle and two dashed lines show the annual catch and the CPUE (for each ship), respectively.

を回避し、着業船や地区間の漁業調整を円滑に執り行えるという行政施策上の意義が大きい。

本稿で対象とする日本海南部海域のベニズワイ試験操業でも、操業結果から生物的許容漁獲量を算出し、これに基づいて漁獲可能量を設定している。本資源については、渡辺・鈴内（1982）により齢期と体成長の関係が推定されてはいるものの、近年、本州日本海海域で養松ら（2007）が雄の最終脱皮の可能性を指摘するなど、漁獲加入後の成長については不明な点が多く、統一的な見解が未だ得られていない。また、対象としている海域はベニズワイ分布範囲全体のごく一部の区画に過ぎず、その北側にも南側にも生息域は広がっており、いずれの海域でもベニズワイを対象とした漁業が行われている（三橋、2003）。ベニズワイ成体型の移動距離は水平方向に50km以上（山洞、1976）、深浅方向にも数百m（辻本・武野、1999）に及ぶといわれ、これらの状況から他海域間との移出入が頻繁に起こっていることを前提とする必要がある。新規加入についても、他海域で産まれたものが本海域内で着定し漁獲対象サイズまで成長したものが多くいることを想定する必要がある。実際に、本資源の試験操業結果からは、比較的豊度の高い新規加入群が出現しても、それ以降に、漁獲増やサイズ組成のモードが大型化するといったことが認められていない（星野、2010）。

通常、年齢別漁獲尾数の推移が得られておらず、個体数の推移と漁獲圧の関係を組み込んだ動態モデルに基づいた漁獲可能量が提示できない場合は、前年までの漁獲量やCPUEから判断した「無難な」漁獲可能量を設定することになり、多くの資源評価で実施されている（水産庁・独立行政法人水産総合研究センター、2011）。しかし、このような対象海域外との移出入があるうえに生活史特性に不明な点が多く、さらに雄のみを漁獲するため将来の再生産への影響が想定できないような資源については、資源量や漁獲量の目標水準を定めた資源管理を進めることは難しいと考えられる。ある時点での漁獲行為が、その後の資源動態にどのようなマイナス効果をもたらすのかを、動態モデルの中に決定論的に組み込むことができないからである。これらの不確実要素を調査の拡充によって解明していくことは現状では困難である一方で、上記のとおり、何らかの基準により漁獲可能量を設定しなくてはならないという行政的な事情がある。そのためには、将来の資源水準が現在の漁獲圧とは無関係に、加入や移出入の程度でのみ決定される場合、現在の漁獲圧をどのような根拠に基づいて制御すべきなのかを検討する必要がある。

そこで本稿では、前年までの漁獲実績に基づき算出される漁獲可能量に基づいて漁業を行う場合の利点やリスク

を、想定される何種類かの算出方法について、コンピュータ上に作成した仮想の資源動態に基づいてオペレーティングモデルにより評価することで、日本海南部ベニズワイ資源の数量管理を進めるために必要な基本情報を得ることを目的とした。

試料及び方法

資源動態モデル 資源の変化については、次の単純な離散モデルを基本構造とする。

$$N_{t+1} = N_t - C_t - D_t + R_{t+1} \quad (1)$$

N_t 、 C_t 、 D_t 、 R_t は、それぞれ t 年における漁期初めの資源尾数、漁獲尾数、対象海域からの消失尾数、および対象海域への加入尾数を示す。消失尾数は、自然死亡個体数と海域外への移出数の合計、加入尾数はその年新たに漁獲対象サイズに成長した個体数と海域外からの移入数の合計である。すなわち、漁期後に取り残された資源尾数の一部が死亡もしくは海域外へ移出し、その後、年が変わって新たな加入があり資源尾数が増加するという設定である。

t 年初めに加入した尾数 $R_{t,0}$ が、その1年後に残存している尾数 $R_{t,1}$ 、2年後の残存尾数 $R_{t,2}$ 、3年後の残存尾数 $R_{t,3}$ …をそれぞれ、

$$\begin{aligned} R_{t,1} &= R_{t,0} \exp(-F_t) p_{t,0} \\ R_{t,2} &= R_{t,1} \exp(-F_{t+1}) p_{t,1} \\ R_{t,3} &= R_{t,2} \exp(-F_{t+2}) p_{t,2} \\ &\dots \end{aligned} \quad (2)$$

と表す。 F_t は t 年における漁獲係数、 $p_{t,i}$ は t 年に加入した個体の、加入から i 年目の年における残存確率を示す。加入後の個体は平均 d 年目の漁期後に海域から消失するとし、その確率分布をポアソン分布で与えると、 $p_{t,i}$ は次式で表される。

$$p_{t,i} = 1 - \frac{PSD(d,i)}{1 - CPSD(d,i-1)} \quad (3)$$

ただし、

$$PSD(d,i) = \frac{d^i e^{-d}}{i!} \quad , \quad CPSD(d,i) = e^{-d} \sum_{k=0}^i \frac{d^k}{k!}$$

x 年の資源尾数 N_x は、 x 年初めまでに毎年加入した R_* の残存尾数の総和であるから、

$$N_x = \sum_{i=0}^x R_{x-i,j} \quad (4)$$

となる。

加入尾数 R_* と、それが海域から消失する経過年数の平均値 d は年変動するが、その変動傾向を予測できない不確実要素と考え、任意の時系列で与える。前出の

Fig.1からは漁獲量やCPUEの推移の年間変動幅は大きくなく、資源は10~20年程度のスケールで緩やかに変動していると考えられる。そこで、 $R(t)$ および $d(t)$ を次の循環関数（一項のみの三角級数）で表現する。

$$a + b \cos \frac{k}{w}(t+s) + b \sin \frac{k}{w}(t+s) \quad (5)$$

a は、 $R(t)$ の場合は加入尾数の平均水準、 $d(t)$ の場合は加入後消失するまでの平均年数を示し、 w は周期、 b は振幅の大きさ、 s は周期変動の位相を与えるパラメータであり、 k は定数（ 2π ）である。

漁業のモデル (2)式の F_t は、

$$F_t = -\log(1 - \frac{C_t}{N_t}) \quad (6)$$

であり、 C_t を t 年の漁獲可能量として、後記の管理シナリオに基づいて毎年決定する。 C_t の制御は前年までのCPUE（漁獲努力量あたり漁獲尾数）に基づいて行われるとして。漁獲努力量 E は漁具能率 q とすると $E=F/q$ である。ただしシミュレーションにおいては簡単のため $q=1$ とする。漁獲成績書等の報告値として実際に得られる漁獲努力量は観測誤差 r を伴うとして、

$$CPUE_t = \frac{C_t}{E_t \cdot r_t} \quad (7)$$

とする。

漁獲可能量は一般的には「漁獲重量」で提示することが多い。その場合は、個体の体重増加に関する情報が組み込まれることになるが、冒頭に述べたとおり現状では成長に関して明瞭な見解がなく、不確実要素を増やすことにつながる。そこで本稿では、実際の運用にあたっては、尾数ベースの動態モデルを基軸として尾数での漁獲可能量を算出し、これに漁獲物のうち最も小さい銘柄の平均体重を乗じて重量に換算して提示するという進め方を想定した。実際の資源や漁獲物の平均体重はそれより大きくなるが、小さめの値を常用することが成長特性の不確実性に対する予防的措置となる。さらに、これによって与えられた漁獲可能量の中で、より付加価値の高い大きなカニを獲る努力をすることが、成長乱獲回避のための管理効果として期待されるが、これらについては本稿では検討しない。

管理シナリオ 当該年の資源水準を前年までのCPUE動向から予測することになり、その算出方法には様々なもののが考えられるが、漁業当事者や行政機関による主体的な資源管理を促すため、本稿では以下の簡単な計算方法に基づくシナリオについて検討した。

シナリオ1： C_t を、 $t-2$ 年から $t-1$ 年のCPUEの増加率に C_{t-1} を乗じたものとして決定する。すなわち、

$$C_t = \frac{CPUE_{t-1}}{CPUE_{t-2}} C_{t-1} \quad (8)$$

シナリオ2： $t-6$ 年から $t-1$ 年のCPUE年間増加率の相加平均値を、 $t-1$ 年の漁獲可能量に乗じる。すなわち、

$$C_t = \frac{1}{5} \left(\frac{CPUE_{t-5}}{CPUE_{t-6}} + \frac{CPUE_{t-4}}{CPUE_{t-5}} + \frac{CPUE_{t-3}}{CPUE_{t-4}} + \frac{CPUE_{t-2}}{CPUE_{t-3}} + \frac{CPUE_{t-1}}{CPUE_{t-2}} \right) C_{t-1} \quad (9)$$

シナリオ3：漁獲可能量の年変動を抑えることを目的として、シナリオ1で決定した t 年の漁獲可能量を $t+4$ 年までの5年間、一定値とする。 $t+5$ 年、 $t+10$ 年、 \dots の時にのみ漁獲可能量を更新する。

シナリオ4：シナリオ3と同じく5年の間、漁獲可能量を一定値に固定するが、計算方法はシナリオ2の過去6年間の年間増加率平均値に基づく。

シナリオ5：シナリオ3と同じ制御ルールであるが、漁獲努力量の上限値を管理開始時点の1.1倍を超過しないという制約を設ける。すなわち、シナリオ1~4の場合、大きな漁獲可能量が与えられれば、それを取りきるために漁獲努力量 F が無限に大きくなる設定となるが、漁期や漁具規模に制限のある現実的な状況を考慮し、努力量の増加に上限値を設定する。年によっては、漁獲可能量の一部を取り残すことになる。

シナリオ6：シナリオ4と同じ漁獲可能量の算出に基づき、シナリオ5と同様に F の上限値を管理開始時点の1.1倍を超過しないという制約を設ける。

シナリオ7：漁獲可能量による制御ではなく、漁獲努力量を管理開始時点の値に保つ。これについては、実践を想定した制御ルールではなく、シナリオ1~6の結果を解釈するための対照区である。

以上7種類の管理シナリオについて、それぞれ、管理開始時点までの漁獲割合（漁獲尾数の資源尾数に対する割合）が相対的に高い場合（ $F=0.7$ 、漁獲割合約50%）と低い場合（ $F=0.1$ 、漁獲割合約10%）の2場面について検討する。すなわち、7種類のシナリオそれぞれに漁獲圧の高低2種類の場面について、計14種の計算行程を設定する。

オペレーティングモデル オペレーティングモデルは、対象資源の動態と漁獲圧、管理シナリオの関係を、加入動向や生活史パラメータといった不確実性の高い要素を乱数項とした数理モデルで表現し、複数回のモンテカルロシミュレーションによる結果を吟味して、管理シナリオを検討する方法である。近年、資源管理方策検討の場面で頻繁に用いられている（須田・岸田、1998；

Katsukawa, 2004; 平松, 2004)。通常は、対象資源の特性と管理シナリオを具体的に組み込んだ検討を行うことが多いが、本稿では、生態的特性に不明な点が多く、漁獲努力量の程度も明確ではないため、以上のとおり一般化したモデルで取り扱うこととした。

本稿での手順は、まず(5)式による毎年の加入尾数 R_t と、加入後の資源からの消失年数期待値 d_t の各パラメータを疑似乱数により与える。現実的な動態を作ることが目的ではないので、パラメータの発生範囲はTable 1に示すとおり、任意区間の一様分布として定めた。これにより一つの乱数列、すなわち加入と消失によって表される一つの資源動態が得られることになる。Fig.2に、これによって作られた漁獲がない状態の資源尾数動態を任意の5試行について示した。図のとおり、加入と消失の変動により様々な動態が作られることになる。次に漁獲がない状態で50年分の計算を進めることで、 $t=50$ の時の資源尾数を得て、これを資源開発時点の資源尾数とする。 $t=51 \sim 70$ までの20年間は漁獲係数 F を一定にして漁獲を進める。前記のとおり F は0.1と0.7の2ケースについてそれぞれ計算する。 $t=71$ から漁獲可能量による漁獲

Table 1 Generation ranges of pseudorandom numbers for each parameter of equation (5)

	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>w</i>	<i>s</i>
$R(t)$	200	20~100	10~50	1~ w
	<i>const.</i>			<i>Uniform distribution</i>
$d(t)$	5	1~2	10~50	1~ w
	<i>const.</i>			<i>Uniform distribution</i>

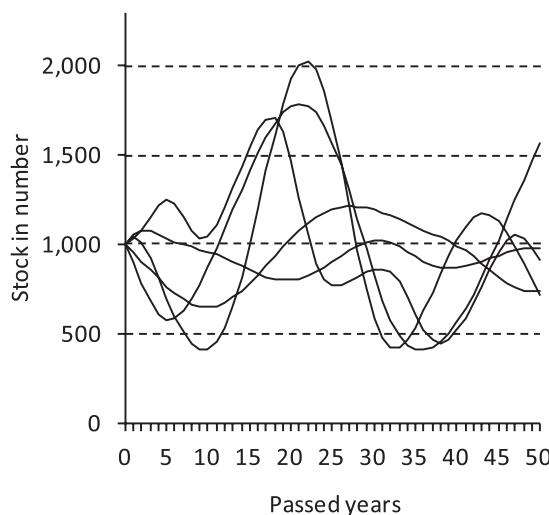


Fig. 2 Five examples of the change in stock size as the trajectories by operating model.

制御が始まるとして、1~7のシナリオそれぞれについて漁獲尾数の制御を行い、 $t=100$ までの30年間漁獲を行うとする。 E の観測誤差 r_t は年ごとに正規乱数(平均値1、標準偏差0.15)で与える。以上を1回分の計算工程として、これを1,000回繰り返し計算する。1回の計算ごとに各管理シナリオの結果として得られる次の管理指標値を頻度分布に整理して比較することで、各管理シナリオの長所や短所を検討する。

管理指標 管理シナリオ間でその効用やリスクを対比するためには、管理効果を指標する基準が必要となる。一般的には、管理開始後の平均漁獲量やMSYとの比、漁獲量の年変動割合、管理開始前後の資源量の比などが用いられることが多い(Butterworth and Punt, 1999)。本稿では、①管理開始後30年漁獲を続け31年目初めにおける資源尾数、②30年間の累積漁獲尾数、③30年間の漁獲尾数の変動係数を管理指標とした。これらの指標に加え、漁獲可能量が資源水準に対して取りきることのできない著しく大きな値として提示され、数量管理の施策的意義が失われてしまうような場合を「管理の失敗」とした。シミュレーションでは、ある年に提示された漁獲可能量がその年の資源尾数を上回る値となった試行を「管理失敗の試行」と扱い、その試行についてはシナリオに基づく管理が継続できない状態に陥ったとみなして以降の計算を停止した。1,000回の試行のうち管理失敗試行の出現率の大小を、それぞれの管理シナリオに伴うリスクとして評価した。

結果

Fig.3に、7種の管理シナリオを適用して得られた1,000回の試行に対する各管理指標の頻度分布をヒストグラムによって示す。各ヒストグラムには、その平均値および上側と下側95パーセンタイル値を併記している。また、Fig.3の左上には管理開始時点の資源尾数の頻度分布を示す。管理開始時点の資源尾数は、管理開始までの20年間、漁獲圧が相対的に低い場合(漁獲係数 $F_{0.1}$ 、漁獲割合10%)と高い場合($F_{0.7}$ 、漁獲割合50%)の2パターンで推移させた計算結果であるので、必然的に、漁獲圧の高い場合では管理開始時点の資源尾数は少ない方に偏っており、そのばらつきも漁獲圧が低い場合と比べて小さくなっている。

シナリオ1では、管理の失敗、すなわち、ある年の漁獲可能量が当該年初めの資源尾数を上回る計算値となり計算停止となった試行は、 $F_{0.1}$ の設定では無く $F_{0.7}$ でわずかに出現した。30年間の漁獲制御を行った結果である31年目の資源尾数の頻度分布は、管理開始時点のそれと同様の傾向となり、管理シナリオが資源減少をもたら

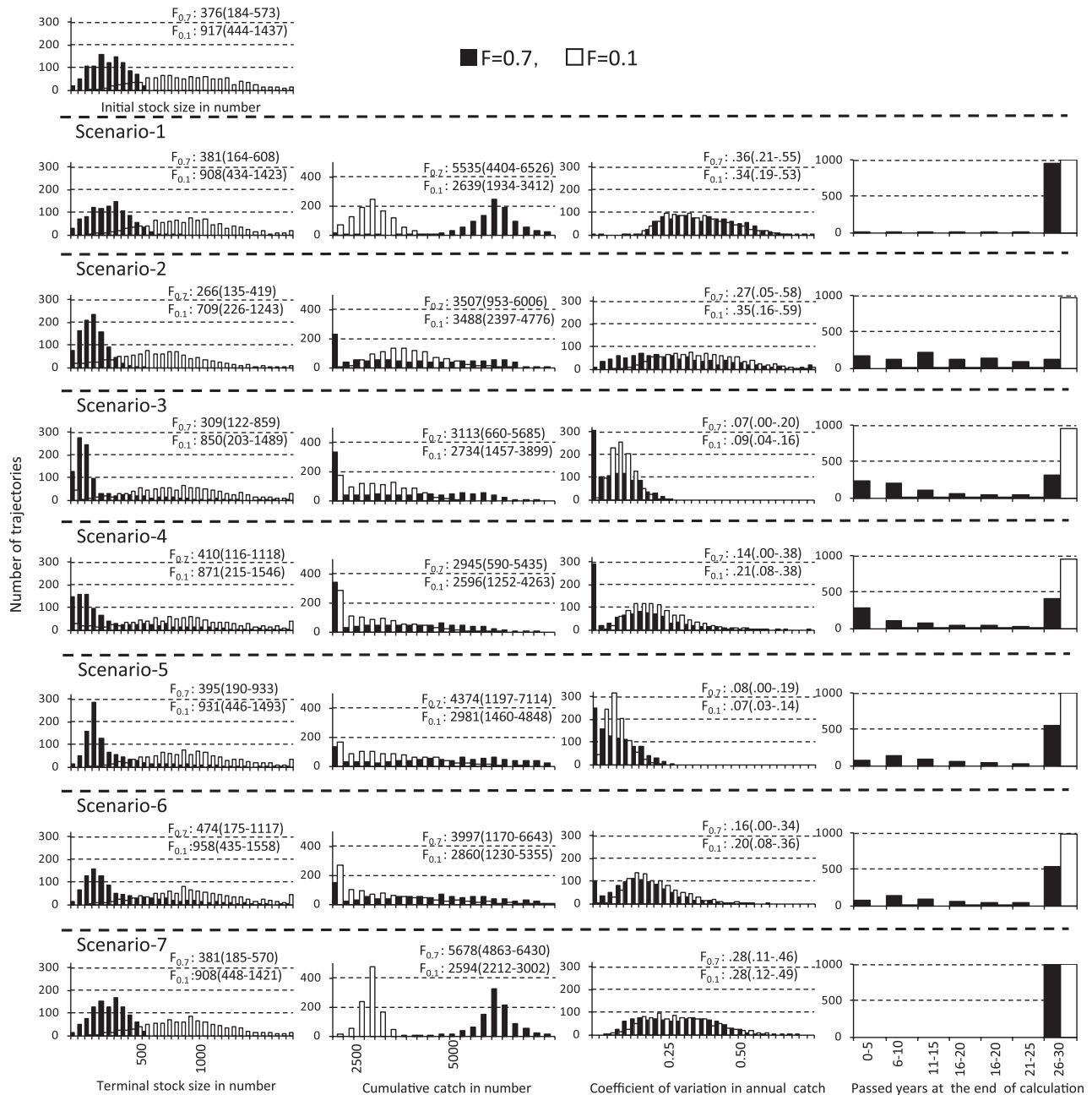


Fig. 3 Frequency distributions of four management indexes calculated based on each management scenario for 1,000 trajectories. Figures in each distribution show the mean value and 95% interval (in parenthesis).

することはなかった。累積漁獲尾数の平均は $F_{0.1}$ で 2,600, $F_{0.7}$ で 5,500 であり、漁獲可能量の年変動の大きさを示す変動係数は、他のシナリオと比べ顕著に大きい傾向となった。また、シナリオ 1 の結果は、対照計算として行ったシナリオ 7、すなわち漁獲可能量による管理を実施しないで、大小それぞれの漁獲圧で取り続けた場合の結果とほぼ同様であったが、漁獲可能量の変動係数はシナリオ 1 の方がやや大きくなる傾向があった。

シナリオ 2 では、 $F_{0.7}$ の場合、大半の試行が管理失敗となった。30 年間を経過せずに計算停止となったため計

算終了時点の資源尾数や累積漁獲尾数の著しく小さい試行が頻出し、変動係数も大きくばらつく結果となった。 $F_{0.1}$ の場合では管理失敗の試行はなく、累積漁獲尾数が他のシナリオに比べて多くなる傾向がみられたが、それと相反する形で計算終了時点での資源尾数は少なくなる傾向があった。変動係数はシナリオ 1 と同様に他のシナリオより大きくなる傾向があった。

シナリオ 3 と 4 では、 $F_{0.7}$ の場合は、シナリオ 2 同様に管理失敗の試行が多かった。他のシナリオの結果と比べると、 $F_{0.7}$ の場合について、管理終了時点での資源尾

数の平均は最も小さかった。漁獲可能量を5年間一定値で与えているため、変動係数はシナリオ1, 2と比べて小さくなつたが、累積漁獲尾数は $F_{0.1}$ の場合でもばらつきが顕著であった。

シナリオ5, 6は F に上限値を設定しているため、管理失敗の試行はシナリオ3, 4よりは少なくなったが、 $F_{0.7}$ の場合、半数近くの試行で管理失敗となつた。漁獲可能量を5年一定とするシナリオ3～6では、前年と前々年のCPUE比から漁獲可能量を定めた場合（シナリオ3, 5）より過去複数年間の平均的な増加率より定めた場合（シナリオ4, 6）の方が、漁獲可能量の変動係数は小さくなつた。すべてのシナリオについて概観すると、 $F_{0.1}$ の場合では管理失敗の試行はほとんど無かつたが、 $F_{0.7}$ の場合、漁獲可能量を前年と前々年のCPUE比から求めるシナリオ1の他は管理失敗となる試行が多かつた。

考察

本稿で対象とした北海道日本海南部海域におけるベニズワイ資源の漁獲管理では、具体的な管理目標値を設定して資源維持を図ることは難しいと考えられる。漁獲可能量を設定することで漁獲圧を低く抑えていても、将来の加入がそれとは無関係に定まると考えざるを得ないことから、もし資源からの消失（自然死亡と移出）が加入を上回る速度で進行する局面となれば、漁業が成り立たない水準にまで資源が減少する可能性も否定できない。しかし、何の管理措置も施すことなく無秩序な操業によって資源を崩壊させてしまうことがあってはならないので、漁獲可能量を、漁獲圧の増加を適度に抑えるための手段として設定、運用する意義は大きい。これらのこととは本資源に携わる関係者すべてが、本操業への移行にあたり初めに理解すべき点である。本稿の結果から、このような状況において漁獲可能量による管理を進める際に留意すべき点がいくつか考察できる。

理論上は、毎年の漁獲割合を一定レベルに保つことができれば、その大小に係わらず資源尾数が0になることはない。本稿で管理シナリオ7、すなわち漁獲努力量一定とした場合の計算結果（Fig.3）がそれを示している。しかし、本資源では初めに記したとおり、行政的な事情から漁獲可能量で漁獲制御を行うことが基本方針となる。そこで、漁獲割合を一定に保つことと実質的に同義となる数量管理の方策としてシナリオ1を検討した。シナリオ1では当該年の資源尾数の前年からの増減分を、前々年から前年にかけてのCPUEの増減分に等しいと仮定して、前年の漁獲尾数にその増減分を乗ずることで、漁獲割合を一定値に調整する操作となつてている。そのため、管理指標値はシナリオ7とほぼ同様の結果が得られ

ている。

一方、シナリオ1の方策では、その管理指標値から明らかのように、漁獲尾数が資源尾数と相似的に推移することになるので、資源の変動幅が大きければ漁獲もそれに応じて大きく変動することになる。漁獲量の変動が大きいことは、漁業の継続と管理方策の持続という面から大きな問題がある。一般に、漁獲量の年変動が著しく大きいと、流通における販路の不安定化を招き魚価が低迷する一因となる。水揚げ金額の大きな変動は、船員の雇用確保など投資の程度を決定するうえで不安定要素となる。また、資源水準の高い時には漁獲可能量を増やし、その数量を漁獲するために努力量が増加する。しかし、その後に資源水準が低下しても、高水準期に増加させた漁獲可能量や努力量を資源水準に相似したものとして速やかに下げることは現実的に難しい。その結果、資源水準が低いにもかかわらず相対的に高い漁獲圧が残存することとなり、漁獲による資源尾数の減少が加入を上回る速度で進み、その後は、大きな努力量をかけつつも、新規加入尾数並みの漁獲しか得られないような資源利用となることが懸念される。

そこで、シナリオ3～6のように、数年間の漁獲可能量を一定に保つという方策を検討した。加入優勢となって高水準期に入った局面で決定した漁獲可能量は、その後の一定期間（本稿では5年）、資源が高水準であるにもかかわらず相対的に低い漁獲水準で漁業を進めることとなる。反対に資源減少の局面で決定した漁獲可能量は、高い漁獲割合を一定期間続けることとなるが、結果的には漁獲量の変動幅は小さくなる（Fig.3）ので、上記のような漁獲量変動の大きいことに派生する諸問題や管理方策の形骸化といった危険性を軽減することにつながると考えられる。漁獲圧が低い場合にはその有効性が顕著であったが、漁獲圧が高い場合には、資源に対し過大な（シミュレーション上は漁獲尾数が資源尾数を上回る）漁獲可能量を与えることで施策機能を喪失するリスクが大きい。これは、資源が減少局面に入るときに更新された漁獲可能量が高すぎて、その後の資源を急速に減少させてしまう試行が多かつたことが反映されている。加入や消失の年変動が大きいほど、そのリスクは高くなる。

これを回避するための措置として、管理開始時点の F を大きく超過しないという制限を設けた（シナリオ5, 6）ところ、与えられた漁獲可能量を取りきらない試行が増えたが、管理失敗の割合は下がつた。現実的には、漁期や漁具規模といった努力量の要素は漁業調整規則によって定められているので、漁獲可能量を過大に与えたとしても、それを取りきるまで努力量が増加することはない。この結果は、漁獲可能量が取りきれないほど高く設定さ

れた状況に際し、調整規則や許可方針を変更し漁獲努力量の増加を不用意に認めてしまうような行政的配慮が、結果的には漁業の持続性を損なうということを示唆している。

以上から、オペレーティングモデルにより示された一つの結論として、次のことが考察される。現在の漁獲圧がさほど高くない状況であれば、数年間の漁獲可能量を一定値で与える方策が、漁業の安定・持続性という観点から望ましいと考えられるが、漁獲圧の水準が高いほど管理に失敗するリスクが高まる。そのリスクを軽減する策として、漁獲可能量制と併せ漁期や漁具数といった漁獲努力量の上限を明確に設定し、それをむやみに増加させないということが必要である。一方、現在の漁獲圧が高い状況にあると判断されるなら、漁獲可能量を一定年数同一とする方策は危険であり、資源崩壊の回避という観点から、シナリオ1をベースとした方策の方が望ましい。ただし、本稿の結果のみから直ちに施策展開を図ることは不十分であり、管理シナリオを絞り込んだうえで、加入や消失の関数式のパラメータや漁獲努力量の観測誤差などの乱数値の生成範囲を変化させるなど、さらに詳細なオペレーティングモデルを解析する必要がある。加えて、雄のみを漁獲し雌はすべて放流しているという現在の漁獲方法が、次世代資源の再生産やその多寡に何らかの影響を及ぼしている可能性（例えば、山崎、2000）を考慮した場合、管理シナリオの効果とリスクは本稿で得られた結果と異なる可能性がある。これについても、漁獲と1世代後の加入尾数の間にトレードオフ構造を組み込むなどの解析を行い、影響を把握しておく必要がある。

いずれにしても、実践に向けては、本資源の現状の漁獲圧をどの程度とみなすかがきわめて重要な要素であり、これを改めて判断する必要があることが明らかとなった。これまでの試験操業で得られたデータの解析から漁獲割合は30% ($F=0.36$) 程度と推定されているが（星野、2010），この値は根拠の薄いいくつもの仮定を置いた計算方法で算出されたもので、実態を捉えたものとはみなせない。そこで、漁獲圧の目安を示唆するものとして、Fig.4に、漁獲可能量による制御を開始するまでの20年間、 $F=0.1$ と0.7の一定値でそれぞれ漁獲を進めた場合の1,000回の試行結果を、資源尾数について整理した。図からは漁獲圧が高い場合には、早い段階で資源が急減し、その後、回復傾向を示す試行がほとんど無いことが読み取れる。これまでの資源尾数や資源量指数の変化において、過去に大幅な減少局面がありその後も回復の兆候がないような推移をとっている場合は、かつて過剰な漁獲圧で資源を減少させ、なおも資源水準が増加するに

は過大な漁獲圧が残存している状況となっている可能性がある。前出のFig.1に示した資源量指数の暫定的な目安である各船の出漁日数あたりの漁獲量の推移にはそのような傾向がみられていないので、少なくとも近年の漁獲圧が過大な水準にあるとは考えにくい。しかし、推移傾向は船間で異なっており、それぞれの着業船が利用している主漁場において資源の分布密度が異なっていることが示唆される。さらに季節間でも推移傾向が異なる可能性があることから、対象海域全体の資源変動を反映する指標と判断するのは拙速である。松田（2004）は、野性生物集団の持続管理における個体数指標値の捉え方について重要な点をいくつか指摘している。絶対数の精緻な推定よりも、頻繁に一貫した方法で調査すること、個体数のトレンドとその推定誤差をできるだけ早く知ること、いつまでも同じ調査を続けられるとは限らないので、調査方法の継続可能性を事前によく検討すること、などである。資源量指数は、漁獲可能量を算出する際の唯一の入力データとなることから、今後も継続的に収集できる見通しのあるデータで、資源全体の推移を反映したものとして評価できる算出方法を検討することが喫緊の課題となる。

資源量指数の算定方法を検討する際、漁獲尾数をいかに精度よく推定できるか、ということも重要な要素となる。とくに、漁獲可能量制度を運用する際の一般的な問題として、漁獲可能量に対し漁獲が好調である場合、小型個体を放流もしくは投棄することで、その分が漁獲実績に計上されないという問題がある。ベニズワイでは、標識放流試験で、放流位置の表面水温が高いと再捕確率が著しく下がるという報告があり（辻本・武野、1999），

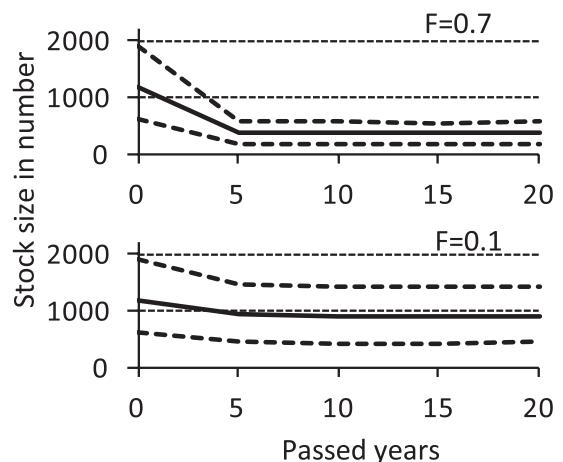


Fig. 4 Change in the size of stock caught at two constant exploitation rates ($F=0.7$ or 0.1). A solid line and dashed lines in each graph show the mean value and 95% interval, respectively.

夏場を操業期間に含む本資源では、放流された分は減耗したものとみなし漁獲個体数として計上する事が望ましいと考えられる。その場合は、毎回の操業において、出荷せずに放流した個体の数量やサイズ組成の推定を把握することが重要になるので、今後の本操業に向けては漁獲成績書の報告内容や生物測定調査の内容を再検討することも必要である。

引用文献

- Butterworth D.S., Punt A.E. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. *ICES Jour. Mar. Sci.* 1999 ; 56 : 985-998.
- 平松一彦. オペレーティングモデルを用いたABC算定ルールの検討. 日水誌 2004 ; 70(6) : 879-883.
- 星野 昇. 1.1.10ベニズワイガニ. 平成20年度北海道立中央水産試験場事業報告書 2010 ; 53-59.
- Katsukawa T. Numerical investigation of the optimal control rule for decision-making in fisheries management. *Fish. Sci.* 2004 ; 70 : 123-131.
- 松田裕之. 哺乳類保護管理における個体数推定の精度とフィードバック管理の留意点について. 哺乳類科学 2004 ; 44(1) : 77-80.
- 三橋正基: 94. ベニズワイガニ. 「新 北のさかなたち (上田吉幸, 前田圭司, 嶋田宏, 鷹見達也編)」 北海道新聞社, 札幌. 2003 ; 386-389.
- 須田真木, 岸田 達. 加入量がランダムに変動する資源に対するフィードバック管理の問題点. 中央水研研報 1998 ; 12 : 81-96.
- 水産庁, 独立行政法人水産総合研究センター. 平成22年度ABC算定のための基本規則. 平成22年度我が国周辺水域の漁業資源評価第1分冊 2011 ; 4-14.
- 辻本 良, 武野泰之. 富山湾におけるベニズワイの標識放流結果. 富山水試研報 1999 ; 11 : 19-29.
- 渡辺安広, 鈴内孝行. 北海道西岸海域におけるベニズワイについて 第1報 齢期と成長. 北水試月報 1982 ; 39 : 147-162.
- 山洞 仁. ズワイガニおよびベニズワイの長期再捕例について. 昭和49年度山形県水産試験場事業報告書 1976 ; 26-27.
- 山崎 淳. 日本海西部ズワイガニ漁業における適正性比を実現するための水ガニの漁獲方法. 日水誌 2000 ; 66 : 221-227.
- 養松 郁子, 白井 滋, 廣瀬太郎. ベニズワイ *Chionoecetes japonicus* 雄の相対成長の変化と最終脱皮の可能性. 日水誌 2007 ; 73(4) : 668-673.

標識魚の遡上状況からみた北海道尻別川水系内のサクラマスの母川回帰

宮腰靖之^{*1}, 高橋昌也², 大熊一正², ト部浩一¹, 下田和孝¹, 川村洋司¹

¹ 北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場

² 独立行政法人水産総合研究センター北海道区水産研究所

Homing of masu salmon in the tributaries of the Shiribetsu River evaluated by returns of marked fish

YASUYUKI MIYAKOSHI^{*1}, MASAYA TAKAHASHI², KAZUMASA OHKUMA²,
HIROKAZU URABE¹, KAZUTAKA SHIMODA¹, AND HIROSHI KAWAMULA¹

¹ Hokkaido Research Organization, Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan

² Hokkaido National Fisheries Research Institute, Fisheries Research Agency, Sapporo, Hokkaido 062-0922, Japan

Homing of masu salmon was evaluated by examining the number of marked fish returning to tributaries of the Shiribetsu River in 2007. Marked masu salmon spawners were recovered at a high rate (80.5%) in the Mena River where most of the marked juveniles had been released into, but were at lower rates (4.3%) in the other 10 tributaries, indicating that the homing ability of masu salmon among tributaries is high. Only a few marked fish were recovered in tributaries where hatchery-reared fish had not been stocked. Those marked fish were stocked as smolts, and a portion of smolts was transported and released in the lower reach of the mainstem Shiribetsu River. Such release history may be a cause of the straying into the tributaries.

キーワード： サクラマス, 支流, 標識魚, 迷入

サケ属の一種であるサクラマス *Oncorhynchus masou* は北日本における重要な漁業資源の一つであり、本種の資源増殖のための取り組みや多くの調査研究が実施されてきた（真山, 1992）。サクラマスは河川個体群の遺伝的独立性が高いことが知られており（Okazaki, 1986；鈴木ら 2000），河川系群の異なる種苗を移植放流しても移植先の環境への適応度が低く、生き残りは低いことが報告されている（真山ら, 1989）。また、サクラマスは母川回帰性が高いとされ、母川以外への迷入はほとんど報告されておらず、わずかに、湖沼型のサクラマスが母川以外へ遡上した事例（上田, 2004）や起源不明の放流魚が母川以外に遡上した事例（Miyakoshi, 1998）が報告されているのみである。さらに、同一水系内の支流間でも遺伝的組成の異なる集団の存在することも指摘されているが（大久保, 1992），同一水系内での支流間の母川回帰を調べた研究はこれまで見られていない。

著者らは北海道南西部を流れる尻別川水系で、稚魚期あるいは幼魚期に標識放流されたサクラマスの回帰状況

を調べることにより、サクラマスの同一水系支流間での母川回帰性に関する知見を得たので報告する。

方 法

調査河川 尻別川はフレ岳（1,048m）に源流を発し北海道南西部を流れ日本海へと注ぐ、流路延長126km、流域面積1,640km²の一級河川である。尻別川は北海道日本海側でも有数のサクラマスの個体群を有しており（北海道さけ・ますふ化場, 1969），現在もサクラマスの増殖河川として親魚捕獲と種苗放流が実施されている。1923年から1951年にかけて、産業振興のため本流に6基の発電用取水堰堤（堤高3.5～8 m）が建設され、尻別川本流はそれらの堰堤により分断されたが（Fig. 1），1993年以降2000年までにそれらの発電用取水堰堤には魚道が整備され、尻別川本流の上下流間の魚類の往来が可能となっている（宮腰ら, 2009）。

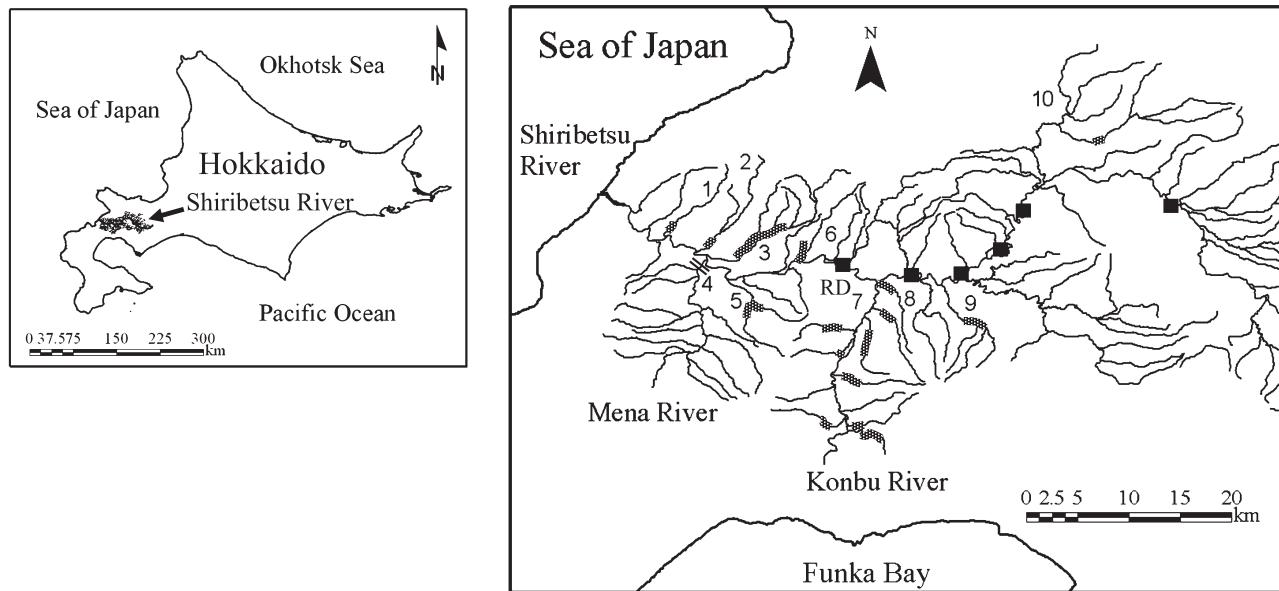


Fig. 1 Left panel: Location of the Shiribetsu River in Hokkaido, northern Japan. Right panel: numerals indicate the tributaries where masu salmon were sampled; 1: Osannai River, 2: Panke-Mekunnai River, 3: Penke-Mekunnai River, 4: Mena River, 5: Sakasa River, 6: Nanbu River, 7: Konbu River, 8: Doro River, 9: Rubeshibe River, 10: Kutosan River, and shaded areas (■) indicate the survey reaches. The doublet (==) on the Mena River indicates the weir where masu salmon were collected for broodstock. The squares (■) indicate the dams for hydropower stations on the mainstem Shiribetsu River, and "RD" indicates the Rankoshi Dam.

種苗放流 尻別川へのサクラマスの種苗放流には独立行政法人水産総合研究センター北海道区水産研究所（旧さけますセンター）で飼育された種苗を用いた。調査を実施した2007年に尻別川に回帰した標識魚はTable 1のとおりである。0歳の稚魚期および幼魚期、1歳のスモルト期の3つの発育段階で放流を実施した。種苗の大部分は尻別川支流名川に放流したが、スモルトの一部は本流の下流部に輸送放流した（Table 1）。

放流魚はすべて発眼卵期に耳石温度標識を施し（坂本ら, 2009），さらに秋季幼魚放流魚は左腹鰓を切除し、スモルト放流魚は右腹鰓を切除することにより標識した。これらの標識により親魚での回帰時には、秋季幼魚放流魚とスモルト放流魚は鰓切除と耳石の温度標識から識別でき、鰓が切除されていないサクラマスについては耳石の温度標識がついている個体は稚魚放流魚、温度標

識の認められない個体は自然産卵由来と判定することができた。

親魚の捕獲および標識の確認 種苗放流を実施している目名川では、本流との合流点から約400m上流の地点に河川を遮る柵（ウライ）を設置して、遡上してきたサクラマスを捕獲した。捕獲作業は2007年8月25日から開始し、サクラマスの遡上がみられなくなった後もサケの捕獲事業のために継続し、10月27日に終了した。捕獲したサクラマスは社団法人日本海さけ・ます増殖事業協会の京極ふ化場に輸送し、蓄養した。9月に京極ふ化場で行われたサクラマスの採卵時には、尾叉長と体重を測定、鰓切除の標識を確認した後、耳石を摘出した。持ち帰った耳石はスライドグラスに貼り付けた後に研磨し、温度標識の有無を確認した。

Table 1 Summary statistics of number of masu salmon released that returned to the Shiribetsu River in 2007

Release type	Release site	Date of release	Number of fish released	Applied Mark
Smolt release	Mena River	16 March-11 May 2006	174,902	Right pelvic fin clipped & otolith thermal
	Mainstem	26 April 2006	44,600	Right pelvic fin clipped & otolith thermal
Parr release	Mena River	29 September -19 October 2005	160,207	Left pelvic fin clipped & otolith thermal
Fry release	Mena River	26 April - 25 May 2005	611,000	Otolith thermal

種苗放流を実施していない10支流（オサンナイ川、パンケ目国内川、ベンケ目国内川、逆川、南部川、昆布川、ドロ川、ルベシベ川、俱登山川）およびその2次支流では、産卵期にあたる2007年9月21日、24日、27日、28日の計4日間にわたり、河川を踏査してサクラマスを捕獲した。各支流ではアクセスがよく、サクラマスの産卵が多く見られる区間を2人1組で歩き、タモ網を用いて親魚を採集した。調査区間の長さは支流によって異なり、400~11,120mの範囲であった（Table 1）。調査の際、産卵行動中の親魚は捕獲しないようにした。生きた親魚のほかに死骸も採集した。採集した親魚は雌雄を判別し、POHレンジス（postorbital-hypural length：眼窩の後端から下尾骨後端までの長さ；Anderson, 1996）を測定した。また、尾鰭の損傷していない個体についてのみ尾叉長を測定した。ここで、POHレンジスを測定したのは、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（真山, 1992）ためと、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）。さらに、鰓切除による標識の有無を確認し、産

卵後の雌個体、疲弊した雄個体、死骸からは鱗を採取し、耳石を摘出した。持ち帰った耳石はスライドグラスに貼り付けた後に研磨し、温度標識の有無を確認した。鱗は万能投影機で50倍に拡大して、淡水生活期の年齢を査定した。

結 果

目名川では、2007年8月25日から10月4日の間に1,037尾のサクラマス親魚を捕獲した。このうち、2007年9月19日から10月5日にかけて行われた採卵時に、1,031尾の親魚の標識を調べた結果（6尾分は耳石紛失）、スマルト放流魚が575尾（55.8%）、秋放流魚が21尾（2.0%）、稚魚放流魚が239尾（23.2%）、無標識魚が196尾（19.0%）であった。

一方、目名川以外の10支流では計92尾のサクラマス親魚を捕獲した（Table 2）。このうち、標識魚が確認されたのはオサンナイ川で1尾、逆川で3尾であり、いずれも右腹鰓を切除されたスマルト放流魚であった。これら

Table 2 Summary of recovery of masu salmon in the Shiribetsu River, 2007

No	Tributary	Stream length foot survey conducted (m)	Number of fish sampled			Number of marked fish recovered			Fork length ^{*1}			
			Female	Male	Total	Right pelvic fin clipped (smolt release)	Left pelvic fin clipped (parr release)	Otolith thermal (fry release)	Female		Male	
									Mean	SD	Mean	SD
1	Osannai River	540	8	0	8	1	0	0	55.7	2.4	-	-
2	Panke-Mekunnai River	570	3	2	5	0	0	0	57.5	0.6	61.8	3.8
3	Penke-Mekunnai River	6,530	14	1	15	0	0	0	56.9	2.6	56.0	-
4	Mena River	Fish collected by a weir	655	382	1037	575	21	239	57.9	3.4	57.8	5.1
5	Sakasa River		1,380	13	5	18	3	0	58.1	1.9	57.0	8.7
6	Nanbu River	440	0	1	1	0	0	0	-	-	57.0	-
7	Konbu River	11,120	23	14	37	0	0	0	55.6	3.0	53.3	5.4
8	Doro River	900	3	1	4	0	0	0	56.7	2.7	50.5	-
9	Rubeshibe River	1,910	3	0	3	0	0	0	59.7	0.3	-	-
10	Kutosan River	400	0	1	1	0	0	-	-	-	53.5	-
1-3, 5-6	Tributaries below the Rankoshi Dam ^{*2}	38	9	47		4 (8.5%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	57.1	2.4	57.9	7.0
4	Mena River	655	382	1037		575 (55.8%)	21 (2.0%)	239 (23.2%)	57.9	3.4	57.7	5.1
7-10	Tributaries above the Rankoshi Dam	29	16	45		0 (0.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	56.1	3.0	53.2	5.1

*1 Fork lengths (FL) were estimated from POH (post orbital-hypural) lengths using the following formulae:

$$\text{Female : } \text{FL} = 6.11 + 1.11 * \text{POH} \quad (R^2 = 0.86, \text{d.f.} = 15, P < 0.01)$$

$$\text{Male : } \text{FL} = 2.43 + 1.23 * \text{POH} \quad (R^2 = 0.94, \text{d.f.} = 21, P < 0.01)$$

*2 Rankoshi Dam (RD in Fig. 1) is located on the mainstem between Nanbu River (No.6) and Konbu River (No. 7)

は耳石につけた温度標識からも尻別川に放流したスマルト放流魚であることが確認された。目名川以外の支流では稚魚期あるいは秋の幼魚期に放流された標識魚は見つからなかった。

また、目名川以外の支流で捕獲されたサクラマス56尾の鱗を用いて年齢を調べたところ、淡水年齢1年の個体が53個体(94.6%)、淡水年齢2年の個体は3個体(5.4%)であった。淡水年齢2年であった個体3尾のうち、2尾は昆布川、1尾はルベシベ川で捕獲された個体であり、これらは調査した支流の中では上流側に位置する支流であった。一方、各支流で捕獲されたサクラマスの平均尾叉長を比較すると、下流側で合流する支流のサクラマスがやや大型である傾向がみられた(Table 2)。しかし、標本数が少ないため支流間の年齢や体長に有意な差はみられなかった。

考 察

種苗放流を実施した目名川では標識魚の割合が高く、捕獲したサクラマスの80.5%を占めたのに対して、種苗放流を実施していない支流で捕獲したサクラマスに占める標識魚の割合はわずか4.3%であった。目名川以外の支流で標識魚が発見されたのは、目名川と地理的に近い位置で本流に合流する2つの支流(オサンナイ川、逆川)のみであった。一方、目名川から距離が離れ、本流に設置された発電用取水堰堤(蘭越ダムなど)より上流側で合流する昆布川、ドロ川、ルベシベ川、俱登山川(Fig. 1)では標識魚は発見されなかった。

目名川以外の支流で見つかった標識魚4尾はいずれも尻別川にスマルト放流された個体であった。調査年に回帰したスマルトの一部は目名川でなく、本流にも放流されている(Table 1)。目名川以外で発見された標識魚が本流に輸送された個体に由来するかどうかは不明であるが、輸送などの飼育過程が母川記録に影響すると考えられていることから(Quinn, 2005)、放流直前に輸送されたこれらの魚の母川記録が正しく行われなかつた可能性も考えられる。また、スマルト放流魚の回帰尾数が多かつたことも発見されやすさの一因となったことも考えられる。

サケ科魚類が母川回帰することは古くから知られているが、そのメカニズムには未解明の部分も多く(上田, 2007)，生物学上も水産学上も関心の高いテーマである。母川以外へ迷入した個体が、母川記録が正しく行われなかつたためなのか、母川以外での産卵を選択したのかも不明とされる(Quinn, 2005)。母川以外への迷入を調査するには複数の河川で同時に調査を実施する必要があ

り、母川回帰性が高いと言われるサクラマスでもその迷入を実際に調査した事例は少ないのが実情である。

本研究を実施した尻別川では、1980年代以降、サクラマスの大規模な標識放流と回帰調査が継続して実施されている(真山, 1992)。その後、他の地域、河川からも多くの標識放流が実施されるようになったが、尻別川では他の河川産のサクラマスが見つからなかったことが報告されている(真山, 1992)。また、同じ尻別川産のサクラマス種苗を河口間の距離にして20 kmほどしか離れていない尻別川と朱太川に放流した際にも相互に迷入した個体は確認されなかつたことが報告されている(真山ら, 1988)。これらのことからもサクラマスの母川回帰性は高いことが確かめられてきた。

本研究では、尻別川支流目名川から放流された標識魚の再捕状況から、尻別川におけるサクラマスの支流間の母川回帰性について議論した。多くの支流に遡上したサクラマスを採集したものの、目名川以外で生育した幼魚には標識はついておらず支流相互の迷入については特定できないため、得られた結果は限定的と言えるのかもしれない。しかしながら、目名川で捕獲されたサクラマス全体に占める標識魚の割合の高さと他の支流での標識魚の少なさから見て、サクラマスは支流へも母川回帰する可能性が高いものと考えられた。

謝 辞

本研究を実施するにあたり、独立行政法人水産総合研究センター北海道区水産研究所(旧さけますセンター)八雲さけます事業所ならびに尻別さけます事業所、社団法人日本海さけ・ます増殖事業協会、後志総合振興局産業振興部水産課の皆様にご協力いただきました。社団法人北海道栽培漁業振興公社の真山 紘博士には本原稿に多くの有益な助言いただきました。厚くお礼申し上げます。

引用文献

- Anderson RO, Neumann RM. Length, weight, and associated structural indices. In: Murphy BR, Wills DW (eds) *Fisheries Techniques, 2nd edition*. American Fisheries Society, Bethesda, 1996; 447-482.
- 北海道さけ・ますふ化場. 北海道河川溯上マス調査記録(カラフトマス及びサクラマス). 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1969; 23: 29-44.
- 真山 紘. 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 1992 ; 46 : 1-156.
 真山 紘・野村哲一・大熊一正. 越冬前の秋季に放流されたサクラマス *Oncorhynchus masou* 標識魚のスマート降海と親魚としての回帰. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1988 ; 42 : 21-36.
- 真山 紘・野村哲一・大熊一正. サクラマス *Oncorhynchus masou* の交換移植試験. 2. 地場産魚と移植魚の降海移動と親魚回帰の比較. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1989 ; 43 : 99-113.
- Miyakoshi Y. Recoveries of masu salmon strayed into Shokanbetsu River, northern Hokkaido, Japan. Scientific Reports of the Hokkaido Fish Hatchery 1998 ; 52 : 75-77.
- 宮腰靖之・松枝直一・武藏悟一・菅原敬展・田中慶子・坂本 準・高橋史久. 尻別川本支流におけるサクラマスの遡上時期. 北海道立水産孵化場研究報告 2009 ; 63 : 15-19.
- 大久保進一. 遊楽部川の遺伝的組成が異なるサクラマスの幼魚集団について. 北海道立水産孵化場研究報告 1992 ; 46 : 39-42.
- Okazaki T. Genetic variation and population structure in masu salmon *Oncorhynchus masou* of Japan. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries, 1986 ; 52 : 1365-1376.
- Quinn TP. The behavior and ecology of Pacific salmon and trout. University of Washington Press, Seattle, 2005 ; p.379.
- 坂本 準・桑木基靖・江場岳史. サクラマスの耳石バーコード標識パターン数を増やすための低水温飼育と昇温刺激を併用した標識方法. 水産技術 2009 ; 2 : 25-30.
- 鈴木研一・小林敬典・松石 隆・沼知健一. ミトコンドリアDNAの制限酵素切断型多型解析から見た北海道内におけるサクラマスの遺伝的変異性. 日本水産学会誌 2000 ; 66 : 639-646.
- 上田 宏. サケの母川回帰を解明するバイオテレメトリー. 日本海洋理工学会誌 2004 ; 9 : 191-199.
- 上田 宏. サケの感覚機能と母川回帰. バイオメカニズム学会誌 2007 ; 31 : 123-129.

網走湖におけるワカサギの形態的・生化学的初期発育過程

虎尾 充

北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場道東支場

Morphological and biochemical early development of wakasagi based on wild-caught samples from Lake Abashiri, Hokkaido, Japan

IMITSURU TORAO

Hokkaido Research Organization, Doto Research Branch, Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Nakashibetsu, Hokkaido 086-1164, Japan

This report describes the morphometric changes and the biochemical development presumed by RNA, DNA and protein contents associated with the development in wakasagi based on wild samples from Lake Abashiri. Inflection points on the body proportion were recognized at 12, 33, 42, and 54 mm total length, corresponding to the phase transitions approximately. Early biochemical development of waksagi based on the DNA base indices would consist of three cytological stages, namely, the cell proliferation period (hyperplasia, Phases A-E except D), the cell elongation period (hypertrophy, Phases F-G), and the higher level period than both of the proliferation and elongation periods (Phases D and H). The biochemical development showed steps similar to its morphological development, with the changes coincident to both. Since a shift of the feeding habit is seen just before the transition, the morphological and biochemical developments would be mutually related to the shift, and are suggested to occur in the same phases.

キーワード : *Hypomesus nipponensis*, RNA/DNA 比, 網走湖, 相対成長, タンパク質/DNA 比, 発育段階, ワカサギ

ワカサギ, *Hypomesus nipponensis* は琉球諸島と小笠原諸島を除く日本全国の汽水域と淡水域に生息する遡河回遊魚で、湖沼漁業および遊漁にとって重要な魚種の1つとなっている (Hamada, 1961; 白石, 1961)。網走湖は日本における主要なワカサギ生産地の1つであるが、その年間漁獲量は76~460トンと大きく変動している (1981~2007年, 北海道立水産孵化場, 2010)。網走湖におけるワカサギの資源量決定には稚魚期までの生残が重要であることが指摘されている (鳥澤, 1999)。また、一般的にワカサギは遡河回遊型の生活史を持つが、網走湖では遡河回遊型と湖内残留型の2つの回遊型が同所的に存在する (Hamada, 1961; 宇藤・坂崎, 1987)。このような回遊型の分岐要因については網走湖内の環境収容力 (鳥澤, 1999) や仔稚魚の栄養状態 (虎尾, 2010) との関連性が指摘され、さらに個体の発育段階が稚魚期に達していることが降海の条件であることも指摘されている (虎尾, 2010)。これらのことから、初期発育過程

が網走湖におけるワカサギの資源量決定や生活史分岐過程に関わっている可能性が推察され、ワカサギの初期発育過程について記載・整理する必要がある。ワカサギの初期発育過程については、仔稚魚期の形態発育の記載 (Sato, 1952; 猿渡・沖山, 1988) と発育段階区分 (Torao, 2000) が試みられている。魚類の初期発育に伴う形態変化は生態的変化と対応して生じる場合があることが知られており (代田, 1978; Fukuhara, 1985; 帰山 1986), 形態の変化は生態上の変化を考慮した発育段階区分の基準として重要視される。しかしながら、ワカサギではこのような発育過程の特徴と生活史上的意義については充分検討されていない。形態的な発育過程に加えて、生化学的な指標の変化から発育様式を検討することも可能である (中野, 1991)。RNAやDNA、タンパク質など生化学的物質の魚体中の含量は魚類仔稚魚の成長の指標となり (Buckley, 1980; Buckley, 1984; Bullock, 1987; Ferron and Leggett, 1994; Buckley *et al.*, 1999), い

くつかの魚種において、これらの指標から生理的な発育様式を推定する試みがなされている(里見, 1969; 中野ら, 1985; 福田ら, 1986a, 1986b; Takii *et al.*, 1994; Seoka *et al.*, 1997; Gwak *et al.*, 2002; Tanaka *et al.*, 2007)。しかし、現在までにワカサギを対象にした報告はなされていない。

本研究では網走湖におけるワカサギの初期発育過程を形態的・生化学的な面から明らかにすることを目的とし、資源決定機構や生活史分岐過程に関わる初期生活期の発育特性を検討した。

試料及び方法

標本採取 実験に用いたワカサギは、北海道東部の網走湖において採取した(Fig. 1)。採取は稚魚ネットおよび曳き網を用いて、1997~1999年の5~9月に行った。採取した個体は直ちに5%中性ホルマリンで固定し形態計測に用いた。また一部の標本は核酸(RNA, DNA)およびタンパク質の定量に使用するため、氷冷して研究室に持ち帰った。

発育段階の区分および形態計測 採集された標本は、Torao (2000) を改変した虎尾 (2010) の区分に従って発育段階を判別した。発育段階区分の基準を Table 1 に、それぞれの phase の外部形態スケッチを Fig. 2 に示した。採集されたワカサギ各 phase 50個体で計量形質8形質(全長・頭長・眼径・吻長・上顎長・肛門前長・背鰭前長・体高)を実体顕微鏡のマイクロメーターあるいは万能投影器を用いて0.1mm単位で計測した。ただし、Phase D と E については、充分な個体数が得られなかつたのでそれぞれ42個体、37個体を用いた。形態計測に用いた個体数は合計379個体であった。本研究では野生魚サンプルを用いたことから、体長と孵化後日数の関係が不明であった。そこで、Sato (1952) がワカサギ飼育魚を用いて行った発育過程と、孵化後日数の記載と本研究で区分したphaseを対応させ孵化日を0として各phaseの孵化後日数とした。成長に伴う各形質の全長比から変曲点を検討した。変曲点は各形質比が最小値、最大値、あるいは変化し始めた時点の体長を個体の測定データから読み取って決定した。

RNA, DNAおよびタンパク質量の測定 本研究では野外採集サンプルを用いて発育段階別の生化学指標の変化を明らかにした。RNA/DNA比やタンパク質/DNA比は個体の栄養状態や生息環境の水温の影響を受ける事が知られており(例えば、Shimizu *et al.*, 1989; Sato *et al.*, 1995; Folkvord and Moksness, 1995; Morioka *et al.*, 1996; Bergeron, 1997)，栄養状態や水温の影響を平準化するため、異なる時期・採取地点のサンプルをphaseごとにま

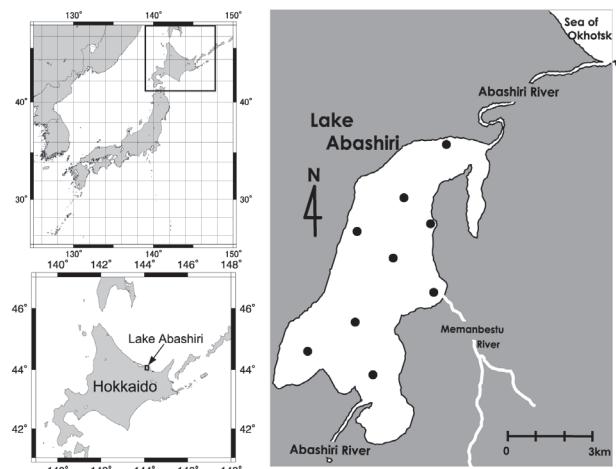


Fig. 1 Location of Lake Abashiri in Hokkaido, Japan. Solid circles show the sampling points.

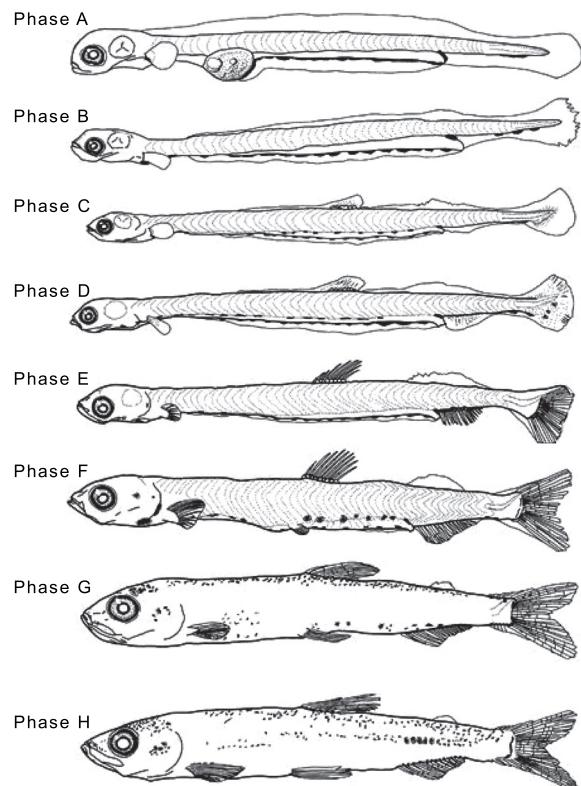


Fig. 2 Developmental phases of *Hypomesus nipponensis*.
A) 4.5mm; B) 5.1mm; C) 11.9mm; D) 12.5mm; E) 27.8mm; F) 35.7mm; G) 36.0mm; H) 50.0mm.

とめて分析した。分析に用いた標本は氷冷して持ち帰ったワカサギを室温0°Cの実験室内で実体顕微鏡を用いて速やかにphaseを判別した。phaseごとに5~30個体をまとめて0.25M Sucrose-1mM EDTA-20mM Tris・HCl(pH 7.5)溶液を入れたマイクロチューブに入れ、-80°Cで分析まで保存した。DNAとRNAの抽出・定量は中野(1988)

Table 1 Realignment of the developmental division of *Hypomesus nippensis* from Torao (2000)

Period	Stage	Phase	Devide criterion
larval	yolk-sac	A	From the hatching to the completion of yolk absorption.
	preflexion	B	From the completion of yolk absorption to just before the appearance of the dorsal fin rudiment.
		C	From the forming of dorsal fin rudiment to just before the beginning of notochord flexion.
	flexion	D	From the notochord flexion begins to the beginning of caudal fin indentation.
	postflexion	E	From the beginning of caudal fin indentation to just before the attainment of complete fin ray counts.
		F	From attainment of fin ray full complement to transformation to early juvenile.
juvenile	juvenile	G	Transformation into the juvenile form progresses. Characterized by the melanophores appear on the cephalic region, the posterior part of trunk, and the upper part of the caudal peduncle.
		H	The transformation from larva to juvenile is complete. Characterized by the melanophores on the lateral line become conspicuous and are distributed on the anterior trunk in front of the dorsal fin base.

の記述によるSTS変法に従って行った。タンパク質含量の測定はLowry法 (Lowry *et al.*, 1955) によって行った。定量されたDNAとRNA、タンパク質の含量からRNA/DNA比とタンパク質/DNA比を求めた。

結果

体型変化 Phaseごとの全長の平均値をFig. 3に示した。Sato (1952) に対応させた相対日数は、Phase A～Hがそれぞれ1, 4, 7, 21, 30, 47, 66, および110日であった。孵化直後の卵黄仔魚期であるPhase Aの平均全長は 5.58 ± 0.28 mm (平均±標準偏差), 範囲は4.9～6.3mmであった。卵黄を吸収し終えたPhase Bでは全長 9.00 ± 1.02 mm (全長範囲7.2～11.4mm), 背鰭原基が形成され始めるPhase Cの全長は 11.70 ± 0.74 mm (10.0～13.5mm) であり、Phase AからCまでの成長率は大きいとみられ、短期間でphaseが変わっていた。その後、脊索後端の屈曲が始まるとPhase Dでは 13.41 ± 0.74 mm (11.9～15.2mm), 尾鰭の湾入が開始されるPhase Eでは 14.33 ± 1.30 mm (12.4～16.2mm) であり、成長率は停滞しているように見られた。Phase全ての鰭条形成が開始されるPhase Fになると全長は 24.10 ± 3.83 mm (14.7～32.6mm) となり、再び成長率は上昇したと見られた。稚魚期に達したPhase Gでは急速に成長し全長 42.55 ± 3.83 mm (33.8～48.9mm), Phase Hでは 53.94 ± 9.13 mm (28.9～74.6mm) となった。

成長に伴う各形質長比の変化をFig. 4およびTable 2に示した。全長に対する頭長の割合は、孵化直後のPhase Aでは平均15%であったが、成長に伴い減少し平均10%となった。頭長比がもっとも小さくなった時点の全長は12mmであり、この体長はPhase CからDへの移行期と対応していた。その後、全長15mmから35mm (Phase DからF) の間は急激に増加し、全長33mmで最大値を示し約20%となった。全長33mmはPhase FからGへの移行期と対応していた。全長33mmから42mmまではほぼ一定の値を示したが、その後緩やかに低下した。全長54mmに達するとほぼ一定値の17%となった。この体長はPhase GからHへの移行期にあたっていた。その他の眼径比と吻長比、上顎長比も頭長比とほぼ同様の変化を示した。一方、肛門前長比は孵化直後のPhase Aでは約72%であるが、成長に伴い全長12mm前後までは増加し76%となった。その後、急激に減少し全長42mm前後で

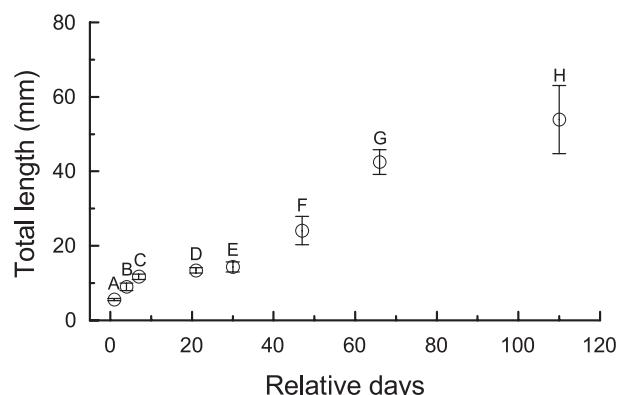


Fig. 3 Change in the total length with developmental phases of *H. nippensis*. Relative days were expressed as elapsed days on the basis of Phase A, which are relating by the findings of the present study to the description of the developmental process by Sato (1952). The letters stand for the each developmental phase. Average total lengths are indicated by closed circles with standard deviations (vertical bars).

ほぼ一定値の62%となった。また、背鰭前長比もPhase Cにおける背鰭原基出現時に50%を示し、それから全長55mm程度まで減少し43%となった。尾鰭の形状の変化を示す指標となる尾鰭湾入度は全長16mm以上のPhase Eで湾入が現われてから、緩やかに増大した。全長40mm以上で安定し、平均9%となった。測定した形質の体長に対する比率は、多くの形質において全長12, 33, 42, 55mm前後で変化し、それぞれPhaseの移行期と対応していた。

DNA, RNAおよびタンパク質含量の変化 発育に伴う生化学的指標の変化をFig. 5に示した。核酸 (DNAとRNA)

およびタンパク質含量はそれぞれ仔稚魚の湿重量 (g)当たりの μg で表示した。DNAとRNA含量は Phase A から E の初期の発育段階で特に大きく変動した (Fig. 5-a)。DNA含量は Phase A から B にかけて一時的に減少し、その後 Phase C で急激に増加した。Phase D で再び減少した後、Phase E で急激に増加し Phase F, G でわずかに減少した。その後、Phase H で急激に増加した。一方、RNA含量はDNA含量の変化とほぼ同じ変動過程を示したがその変化はDNA含量よりも大きかった。RNA含量は一時的に Phase B と Phase G で減少したが継続的に増加した。特にDNA量が減少した Phase D においてもRNA量は増加していた。タンパク質含量は Phase A では $12,000 \mu\text{g/g}$ であった (Fig. 5-b)。Phase B にかけて減少したが、その後増加し Phase C から G まで $15,000 \mu\text{g/g}$

前後でほぼ一定であった。Phase H で急激に増加し約 $59,000 \mu\text{g/g}$ となった。RNA/DNA比は卵黄を持った Phase A では 3.19 ± 0.66 であった (Fig. 5-c)。Phase B から C の発育段階では緩やかに低下し RNA/DNA 比は $1.5 - 3.0$ の範囲であった。その後、Phase D で急激な上昇が観察され 5.7 ± 0.7 を示した。Phase E で再び低下したが、Phase F (後屈曲期仔魚期) 以降の発育段階では 12 前後の高い値で安定した。タンパク質/DNA比は Phase A で 22.9 を示し、Phase C にかけて緩やかに減少した (Fig. 5-d)。Phase D で一時的に増加し 45.2 となった。その後、Phase F から G ではほとんど変化はなかったが、Phase H で急激な上昇が観察された。

考察

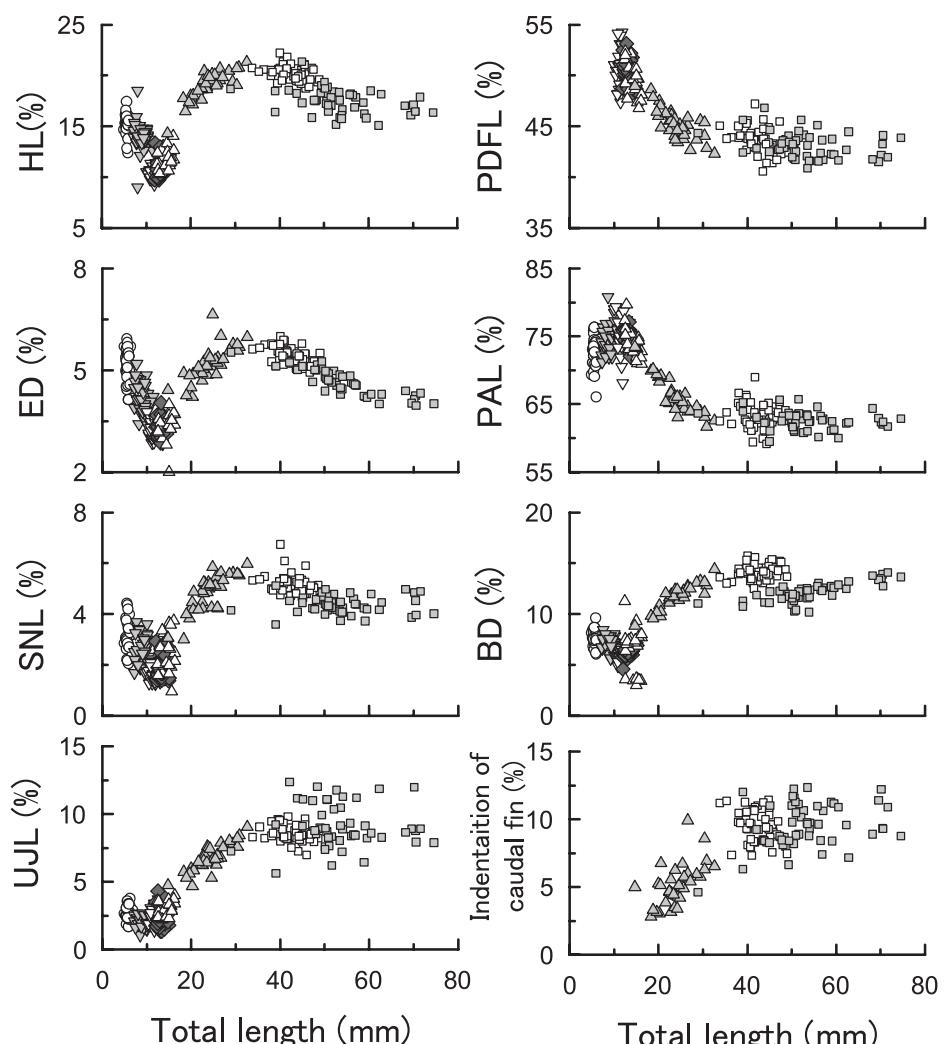


Fig. 4 Sequence of changes in the ratio of each measured part to the total length with developmental phases of *H. nipponensis* collected from Lake Abashiri. HL, head length; ED, eye diameter; SNL, snout length; UJL, upper jaw length; PAL, preanal length; PDFL, predorsal fin length; BD, body depth. Open circles show Phase A. Shaded down triangles show Phase B. Open down triangles show Phase C. Shaded diamonds show Phase D. Open up triangles show Phase E. Shaded up triangles show Phase F. Open and shaded squares show the Phase G and H, respectively.

Table 2 Ratios of the body parts to total length with developmental phase. The values show mean and standard deviation. The range is shown inside parentheses.

Developmental Phase	Ratios of body parts to total length (%)						
	HL	ED	SNL	UJL	PAL	BD	PDFL
A	15.1±0.9 (12.4-17.5)	5.1±0.5 (4.1-5.9)	3.1±0.5 (2.1-4.4)	2.8±0.5 (1.7-3.8)	72.9±2.1 (66.1-76.4)	7.6±0.7 (6.1-9.7)	
B	14.0±1.2 (9.0-18.5)	4.1±0.5 (3.4-5.2)	2.5±0.5 (1.6-3.7)	2.2±0.3 (1.1-2.7)	74.4±1.8 (71.2-80.8)	7.2±0.5 (5.6-8.4)	
C	10.4±0.5 (9.3-12.0)	3.2±0.2 (2.8-3.8)	1.8±0.3 (1.3-2.6)	2.5±0.5 (1.4-3.7)	75.3±1.9 (68.1-79.3)	5.8±0.4 (4.9-6.6)	50.7±1.5 (47.4-54.2)
D	11.1±0.9 (9.7-13.3)	3.4±0.2 (2.9-4.0)	1.9±0.4 (1.4-3.0)	2.4±0.6 (1.4-4.3)	74.7±1.1 (72.1-77.2)	74.7±1.1 (72.1-77.2)	50.2±1.3 (48.1-53.1)
E	11.8±1.0 (10.3-14.1)	3.4±0.4 (2.0-4.0)	2.4±0.8 (1.0-3.8)	3.1±0.6 (2.2-4.0)	73.9±2.1 (71.0-79.7)	6.4±2.2 (3.0-11.3)	49.6±1.7 (46.8-52.4)
F	19.0±1.4 (14.3-21.3)	5.2±0.5 (4.2-6.7)	4.9±0.7 (3.0-6.0)	6.7±1.0 (4.7-9.0)	66.1±2.5 (61.7-73.5)	11.7±1.1 (8.8-14.4)	45.2±1.5 (42.3-49.0)
G	20.3±0.7 (18.7-22.2)	5.4±0.3 (4.9-6.0)	5.2±0.4 (4.7-6.7)	8.6±0.6 (7.0-9.8)	63.3±1.9 (59.2-69.0)	14.2±0.7 (12.5-15.7)	43.6±1.2 (40.6-47.2)
H	17.5±1.2 (15.1-21.4)	4.7±0.4 (4.0-5.5)	4.4±0.4 (3.6-5.1)	9.2±1.6 (5.6-12.4)	62.6±1.3 (59.5-65.7)	12.1±0.9 (10.2-14.1)	43.1±1.3 (40.9-46.8)

体型変化 Phase 別の全長の推移 (Fig.3) から、Phase A (卵黄仔魚期) から Phase C (前屈曲期仔魚) にかけての成長率が高く、Phase D (屈曲期仔魚) から Phase E (後脊索屈曲期) には一時的に成長率は停滞すると考えられた。その後、Phase F 以降は高い成長率を維持すると考えられた。

全長に対する各形質長の比率の変化から (Fig. 4, Table 2)，網走湖のワカサギでは主要な体型の変曲点が全長 12mm, 33mm, 42mm, 54mm に存在すると考えられ、特に顕著な変化は全長 12mm, 次いで全長 33mm であると考えられた。第一の体型の変曲点の認められた全長 12mm 前後は Phase C から Phase D への移行期、すなわち前屈曲期仔魚から屈曲期仔魚への移行段階に相当していた。Phase C (前脊索屈曲期) から D (脊索屈曲期) への移行期には背鰭鰭条原基の出現、尾鰭鰭条の形成開始、脊索後端の屈曲開始、背鰭鰭条の形成、尾鰭鰭条の形成進行、臀鰭原基の出現など形態形成が集中して生じており (Torao, 2000)，形態形成および体型変化が盛んな時期である。ワカサギの仔魚期の中でも形態形成において重要な区分点であると位置づけられる。次の重要な変化は、各形質長比が最大に達する全長 33mm 前後で生じると考えられた。この時期は Phase F から Phase G への移行期と対応していた。Phase F はすでに脊索の屈曲が完了し鰭分化・鰭条形成もみられるが形状がまだ不完全であり後脊索屈曲期仔魚にあたる (Torao, 2000) ことから、変曲点の認められた全長 33mm は仔魚期から稚魚期への移行期に相当すると考えられる。稚魚期に区分

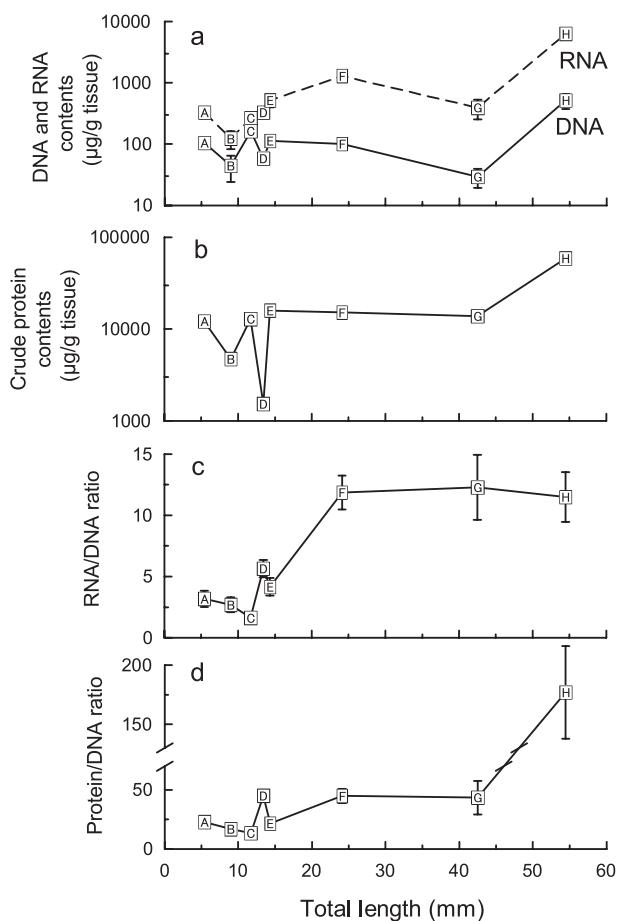


Fig. 5 Changes in the biochemical indices with the developmental phases in *H. nippponensis*. a:DNA and RNA contents, b:protein contents, c:RNA/DNA ratio, d:protein/DNA ratio.

される Phase G および H も、体型の変化をともなう42～54mmの Phase G、体型がほぼ完成し安定期に入る54mm以上の Phase H の段階は異なる発育的特徴を持つことが示唆される。相対成長の変曲点が鰓や消化器系の発達、食性の変化時期と対応していることが多く魚種で認められている（例えば、代田、1978；Fukuhara, 1985）。魚類の初期発育段階（stage）は、仔魚期・稚魚期に大きく分けられ、仔魚期はさらに卵黄仔魚期、前脊索屈曲期、脊索屈曲期、後脊索屈曲期に分けられる（Kendall Jr, 1984）。変曲点が仔魚期から稚魚期への移行期に生じる魚種も多く（代田, 1978；帰山, 1986），発育段階を区分する上で重要な指標のひとつである。ワカサギでは変態に相当する顕著な形態変化は認められない（Torao, 2000）が、これらの体長で段階的に変化すると考えられる。

生化学的発育過程 魚類の成長は細胞数増加による増殖的成長（cell proliferation, hyperplasia）と細胞の体積が大きくなる肥大的成長（cell enlargement, hypertrophy）の2つの側面を持つ（中野, 1991）。DNA, RNAおよびタンパク質含有量の変化が細胞増殖、細胞肥大および代謝活性の程度を反映することが知られており、相対的な細胞数の指標としてDNA含量が、またタンパク質/DNA比は相対的な細胞の大きさの指標として用いられる（中野, 1991），さらにRNA/DNA比はタンパク質合成の活発さの指標となる（Bulow, 1987）。これらの指標は生化学的・組織学的变化に関する発育上の出来事と対応し、これらDNAベースの生化学的指標から生理的な発育様式を推定することが可能である（中野, 1991）。本研究で実施した発育段階ごとの生化学的指標の変化は、ワカサギの生化学的な初期発育過程が細胞増殖期（Phase A～C, E），細胞増殖・肥大期（Phase D），細胞肥大期（Phase F～G），そして細胞増殖・肥大期（Phase H）から構成されることを示唆している。卵黄を持つPhase A はDNA およびRNA、タンパク質含量が高く、生化学的にも他のPhase と異なると考えられる。Phase B から Phase E にかけては単位組織量あたりのDNA量が増加しており細胞数の増加が示唆される。同時にタンパク質/DNA比が低下していることから、細胞体積が相対的に小さいと考えられる。したがって、Phase B から Phase E では細胞数の増加による増殖的成長（hyperplasia）が主体の発育様式であると推定される。この間、Phase D では一時的にRNA/DNA比とタンパク質/DNA比の急激な上昇が認められることから、増殖的成長と肥大的成長が同時に生じていると考えられる。次いで、Phase F ではDNA量が減少しタンパク質/DNA比が増加していることから、細胞数の増加率は低下し細胞体積が大きくなる傾向が示唆さ

れ、この段階で主に肥大的成長へと発育様式が転換したと考えられる。Phase G ではDNA量が減少しタンパク質量・RNA/DNA比・タンパク質/DNA比の全ての生化学的指標が高い値で安定しており、引き続き肥大的成長が続いていると解釈される。Phase H になるとDNA量・タンパク質量・タンパク質/DNA比が飛躍的に増大し、細胞増殖と肥大的成長が活発に行われる発育様式へと転換したと考えられ、Phase H から新たな生化学的発育段階に移行したことが示唆される。発育初期の活発な細胞分裂は、多くの魚種の発育様式で示唆され（里見, 1969；中野ら, 1985；福田ら, 1986a；福田, 1988），福田（1986b）は魚類の初期成長に一般的な性質かもしれないとして述べている。一定の細胞増殖期の後に細胞体積の肥大期が続く初期発育過程は、コイ *Cyprinus carpio* やクロガシラガレイ *Limanda schrenki* などで見られる（里見, 1969；福田ら, 1986a）。一方、ニシン *Clupea pallasi* では発育初期の細胞増殖・肥大期、細胞増殖期、稚魚期の細胞肥大期という発育過程が推測されている（福田ら, 1986b）。ヒラメ *Paralichthys olivaceus* 飼育魚では変態完了期（着底直後）までは細胞肥大、その後は細胞増殖を中心に発育することが推定されている（Gwak and Tanaka, 2001）。また、サケ *Oncorhynchus keta* では孵化から体長37mmまでの第1段階、37～52mmまでの第2段階、そして52～80mmまでの第3段階に区分され、それぞれ細胞増殖期から増殖・肥大期、そして細胞肥大期という発育過程をたどる（中野ら, 1985）。これらの発育段階は、それぞれ帰山（1986）の示した仔魚期 Alevin Stage, 稚魚期 Fly Stage, そして幼魚期 Fingerling Stage とほぼ一致し、それぞれの stage ごとに異なる生化学的な発育様式を持つことを示す。これらの知見から、魚類では発育段階の移行期には生理的な発育様式にも大きな変化を伴うことが一般的であると考えられるが、本研究で示されたワカサギを含めてその生化学的発育過程は魚種によって異なる。

形態形成・生化学的発育との対応 ワカサギにおける形態的発育段階と生理的発育段階の対応をみると、形態発育上の重要な区分点と考えられた全長12mm前後におけるPhase C から D へ移行は、RNA/DNA比とタンパク質/DNA比の急増として現れていた。また、形態的に一時的な安定期にあると認められた全長33～42mmの範囲のPhase G は、RNA/DNA比、タンパク質/DNA比が比較的高い値で安定していることから、生化学的に見ても発育様式が高い水準で安定する発育段階であると考えられた。そして急激な成長が見られたPhase G から Phase H への移行期は生理的発育様式からみても増殖・肥大的成長へ転換した時期と見られ、形態的・生理的にほぼ対応して変化していると考えられた。

魚類の発育上のイベントと生化学的指標の対応については、変態前に RNA/DNA 比が上昇することがマアゴ *Conger myriaster* (黒木, 2008), ニシン仔魚 (福田ら, 1986b) で観察されている。クロマグロ *Thunnus orientalis* では変態終了時に RNA/DNA 比が急激に上昇する (Tanaka *et al.*, 2007)。逆にヒラメでは変態時に RNA/DNA 比の減少が観察されている (Tanangonan *et al.*, 1998 ; Gwak and Tanaka, 2001)。またクロガシラガレイでは変態期に DNA 増加率が低下しタンパク質/DNA 比が大きくなる (福田ら, 1986a) ことから、異体類では変態期の生理的な発育様式として細胞肥大が示唆される。ワカサギでは顕著な変態は見られなかったものの形態的変化と生理的変化は対応しており、形態的変化と同様に生理的発育にも段階性が認められた。

生態的知見との対応 網走湖におけるワカサギの食性は体長10mm前後でワムシ類の *Keratella cruciformis* 中心から、カイアシ類の *Sinocalanus tenellus* や枝角類の *Diaphanosoma brachyurum* へと移行する (浅見・川尻, 1997) ことが知られている。この時の体長は Phase C から D への移行時期に対応すると考えられ、形態的・生化学的発育様式の変化する時期と重なる。網走湖内には異なる発育段階のワカサギが同時期に分布しており、出現時期も年によって約1ヶ月の差がある。網走湖内に Phase C～D の発育段階の個体が最も多く分布するのは、1997年には6月下旬、1998年は5月下旬そして1999年は6月中～下旬であった (虎尾, 2001)。浅見 (2004) は、ワカサギ仔魚1尾が利用可能なカイアシ類 *Sinocalanus tenellus* の量とワカサギ仔魚が平均体長10mmに達した時期の生残率との間に有意な相関を見いだしており、ワカサギの発育と餌資源量のマッチングがその後のワカサギ資源量に影響することを示唆している。また、網走湖では動物プランクトンの中でも優占種であるイサザアミ *Neomysis intermedia* がワカサギの主要な餌生物として重要視されている (浅見・川尻, 1997)。ワカサギは体長およそ40mm以上でイサザアミを捕食できるようになり (浅見・川尻, 1997 ; 石田, 1949), この体長は Phase G から Phase H への移行期にほぼ相当している。この発育段階は急激な成長と顕著な生理的発育様式の変化が認められた段階でもあり、この時期の食性移行は Phase G における成長を支える要因のひとつになっているのかもしれない。

網走湖では湖内残留型と遡河回遊型の2つの生活史型が同所的に発生する (Hamada, 1961 ; 宇藤・坂崎, 1987)。遡河回遊型個体の降海移動は主に7月上旬～8月下旬の時期に生じ、その発育段階は Phase G (稚魚期) 以降に限られており、また栄養状態が関連することが示

唆されている (虎尾, 2010)。Phase G は鰓条の形成がほぼ完了し移動のための遊泳能力がほぼ備わった時期と考えられる。帰山 (1986) はサケの初期生活期における生活様式は成長量に見合った餌料源を求めての索餌回遊、生息空間を求めての移動の面があることを示唆しているが、ワカサギの降海移動要因にも同様のことがあるのかもしれない。

網走湖におけるワカサギの場合、ワカサギが持つ発育上の特性と食性的転換期が重なる時期が潜在的に減耗の大きい時期となる可能性があり、プランクトンの発生時期とワカサギの初期発育とのマッチングが注目される。これらの点から脊索屈曲期が潜在的な発育の転換点になると考えられる。

謝辞

本研究を行うにあたり、終始御指導いただいた東京農業大学名誉教授桑原連博士、元東京農業大学教授（故）鈴木淳志博士に心から感謝申し上げる。本稿の作成にあたり、北海道栽培漁業振興公社今田和史氏に有益な議論と貴重なご意見をいただいた。西網走漁業協同組合川尻敏文氏と漁業者の方々には、サンプル採集に多大なご協力をいただいた。深く感謝する。

引用文献

- 浅見大樹, 川尻敏文. 網走湖産ワカサギ稚魚 (*Hypomesus transpacificus nipponensis*) の胃内容物および摂餌日周性について. 北海道立水産孵化場研究報告 1997 ; 51 : 45-52.
- 浅見大樹. 網走湖産ワカサギの初期生活に関する生態学的研究. 北海道立水産試験場研究報告 2004 ; 67 : 1-79.
- Bergeron JP. Nucleic acids in ichthyoplankton ecology: a review, with emphasis on recent advances for new perspectives. *J.Fish.Biol.* 1997 ; 51(Supplement A): 284-302.
- Buckley L, Calderone E, Ong TL. RNA-DNA ratio and other nucleic acid base indicators for growth and condition of marine fishes. *Hydrobiologica* 1999 ; 401 : 265-277.
- Bullow FJ. RNA-DNA ratios as indicators of growth in fish: A review. In Summerfelt RC, Hall GE (eds). *Age and growth in fish*. Iowa State University Press, Ames. 1987 ; 45-64.
- Ferron A, Leggett WC. An appraisal of condition measures for marine fish larvae. *Advances in Marine Biology* 1994 ; 30 : 217-303.
- Folkvord A, Moksness E. RNA/DNA ratios and growth of

- herring larvae. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 1995 ; 121 : 311-312.
- 福田雅明, 矢野豊, 中野広, 杉山元彦. クロガシラガレイ稚仔魚の成長に伴うタンパク質量と核酸量の変化. 日本水産学会誌 1986a ; 52 : 951-955.
- 福田雅明, 中野広, 山本和久. ニシンの発育初期における体成分の変化. 北大水産彙報 1986b ; 37 : 30-37.
- 福田雅明. ニシン稚仔魚の発育過程一生化学的手法を用いた発育の推定一. 栽培技研 1988 ; 17 : 69-80.
- Fukuhara O. Functional morphology and behavior of early life stages of Red Sea Bream. *Bull.Japan.Soc.Sci.Fish.* 1985 ; 51 : 731-743.
- Gwak WS, Tanaka M. Developmental change in RNA: DNA ratios of fed and starved laboratory-reared Japanese flounder larvae and juveniles, and its application to assessment of nutritional condition for wild fish. *J.Fish Biol.* 2001 ; 59 : 902-915.
- Gwak WS, Tanaka M. Changes in RNA, DNA and protein contents of laboratory-reared Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* during metamorphosis and settlement. *Fish.Sci.* 2002 ; 68 : 27-33.
- Hamada K. Taxonomic and ecological studies of the genus *Hypomesus* of Japan. *Bull.Fac.Fish.Hokkaido.Univ.* 1961 ; 9 : 1-55.
- 北海道立水産孵化場. 網走湖ワカサギ, シラウオ資源動態調査. 平成20年度事業成績 2010 ; 95-99.
- 石田昭夫. 網走湖におけるワカサギの食性に関する研究. 北海道水産孵化場研究報告 1949 ; 4 : 47-56.
- 帰山雅秀. 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 1986 ; 40 : 31-92.
- Kendall Jr. AW, Ahlstrom EH, Moser HG. Early life history stages of fishes and their characters. In Moser HG, Richardson WJ, Cohen DM, Fahay MP, Kendall Jr. AW (eds). *Ontogeny and Systematics of Fishes* Amer.Soc. Ichthyol.Herpetol.Spec.Pub.No.1, 1984 : 11-22.
- 黒木洋明. マアナゴ (*Conger myriaster*) 葉形仔魚の沿岸域への回遊機構に関する研究. 水研センター研報 2008 ; 24 : 105-152.
- Lowry OH, Rosebrough NJ, Farr AL, Randall RJ. Protein measurement with the folin phenol reagent. *J.Bio.Chem.* 1955 ; 193 : 265-275.
- Morioka S, Ohno A, Kohno H, Taki Y. Nutritional condition of larval milkfish, *chanos chanos*, occurring in the surf zone. *Ichthyol.Res.* 1996 ; 43 : 367-373.
- 中野広, 安藤義秀, 白旗総一郎. 成長にともなうサケ稚魚の酸性フォスファターゼ活性, 総蛋白質, RNAおよびDNA量の変化. 北水研報告 1985 ; 50 : 71-77.
- 中野広. 海産魚類初期生活史研究の手法 13. 稚仔魚研究のための核酸の定量法. 海洋と生物 1988 ; 54 : 23-26.
- 中野広. 生体成分の生化学的分析. 「魚類の初期発育(田中克編)」 恒星社厚生閣, 東京. 1991 ; 60-70.
- 猿渡敏郎, 沖山宗男. ワカサギ. 1988「日本稚魚図鑑(沖山宗男編)」 東海大学出版会, 東京. 1988 ; 65-67.
- Sato C, Kimura R, Nakata K, Umeda S, Suzuki M. RNA/DNA ratio of first-feeding larvae of Japanese sardine. *Fish.Sci.* 1995 ; 61 : 538-539.
- Sato R. Larval development of the pond smelt, *Hypomesus Otidus* (PALLAS). *Tohoku Journal of Agricultural Research* 1952 ; 2 : 41-48.
- 里見至弘. コイ稚魚の体成分(核酸, リン脂質, 全窒素, 全燐, 水分)に及ぼす飽食と絶食の影響. 淡水研報 1969 ; 19 : 47-72.
- Seoka M, Takii K, Takaoka O, Nakamura M, Kumai H. Biochemical phases in embryonic red sea bream development. *Fish.Sci.* 1997 ; 63 : 122-127.
- Shimizu H, Nakata K, Nakano H. Comparison of nutritional condition of sardin larvae, *Sardinops melanostictus* taken from the coastal and offshore region of the Kuroshio current. *Bull.Japan.Soc.Sci.Fish.* 1989 ; 55 : 179.
- 白石芳一. ワカサギの水産生物学的ならびに資源学的研究. 淡水区水産研究所研究報告 1961 ; 10 : 1-263.
- 代田昭彦. 魚類稚仔魚期の口徑に関する研究III. 魚類の上顎比曲線と形態的・生態的変化. 日本水産学会誌 1978 ; 44 : 1179-1182.
- Takii K, Seoka M, Takaoka O, Furuta S, Nakamura M, Kumai H. Chemical composition, RNA and DNA contents, and alkaline phosphatase activity with growth of striped jack larvae through juveniles. *Fish.Sci.* 1994 ; 60 : 73-76.
- Tanaka Y, Gwak WS, Tanaka M, Sawada Y, Okada T, Miyashita S, Kumai H. Ontogenetic changes in RNA, DNA and protein contents of laboratory-reared Pacific bluefin tuna *Thunnus orientalis*. *Fish.Sci.* 2007 ; 73 : 378-384.
- Tanangonan JB, Nakano H, Tanaka M. Changes in DNA, RNA and protein content during early growth and development of Japanese flounder, *Paralichthys olivaceus*. *SUISANZOSHOKU* 1998 ; 46 : 243-252.
- Torao M. Early developmental phase of wakasagi, *Hypomesus nipponensis*, in Lake Abashiri. *Fish.Sci.* 2000 ; 66 :

605-607.

虎尾充. 網走湖産ワカサギ *Hypomesus nipponensis* の生活史に関する発育段階的研究. 博士論文, 東京農業大学生物産業学部, 網走. 2001.

虎尾充. 網走湖産ワカサギ降海移動期の発育段階と栄養状態. 北海道立水産孵化場研究報告 2010 ; 64 : 23-27.

鳥澤雅. 網走湖産ワカサギの生活史多型分岐と資源変動機構. 北海道立水産試験場研究報告 1999 ; 56 : 1-117.

宇藤均, 坂崎繁樹. 網走湖産ワカサギの生活史. 第3報. 降海および遡河移動について. 北海道水産試験場研究報告 1987 ; 29 : 1-16.

都市近郊河川で観察されたサケとサクラマスの産卵床密度（短報）

宮腰靖之*，ト部浩一，安藤大成

北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場

Densities of spawning redds of chum and masu salmon observed in an urban river (Short Paper)

YASUYUKI MIYAKOSHI*, HIROKAZU URABE, AND DAISEI ANDO

¹Hokkaido Research Organization, Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan

Densities of spawning redds of chum and masu salmon in the Izari River, a tributary of the Ishikari River, which flows in an urban area were surveyed in September 2008. A total of 440 redds of chum salmon and 94 redds of masu salmon were observed within a reach of 9 km long; the mean densities within the survey reach were 4.9 redds / 100 m for chum salmon and 1.0 redds / 100 m for masu salmon, respectively. Conservation of the naturally spawning salmon populations and their spawning habitat in such an urban area is important.

キーワード：サクラマス，サケ，産卵床，都市河川

北海道では種苗放流によってサケ・マスの資源増殖が図られる一方で、最近では自然産卵個体群の評価と保全の重要性が認識されている。近年高い資源水準にあるサケ *Oncorhynchus keta* では北海道内の多くの河川で自然産卵の見られることが報告されている (Miyakoshi *et al.*,

2012)。都市部や近郊を流れる河川でもサケの自然産卵が見られ、札幌市内を流れる石狩川水系豊平川へのサケの回帰は以前からよく調べられている (岡本, 2000)。同じ石狩川水系の千歳川では種苗放流による資源増殖が図られ、毎年3,000万尾の稚魚が放流されているが、一

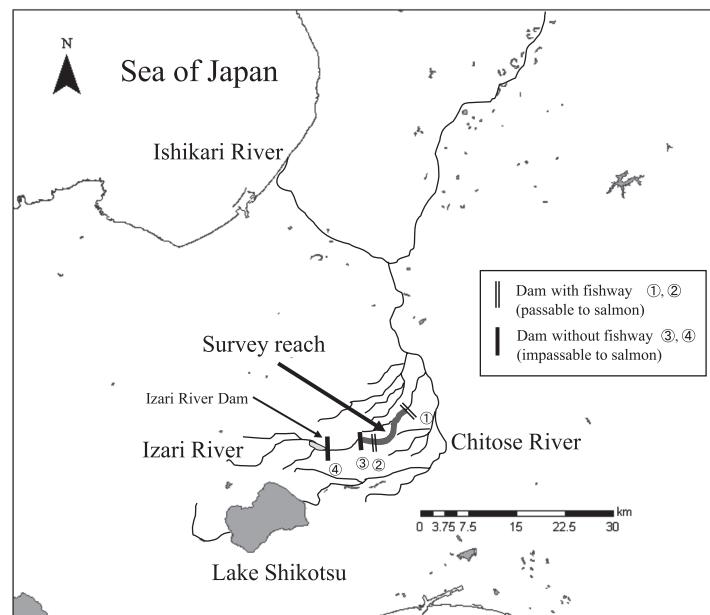
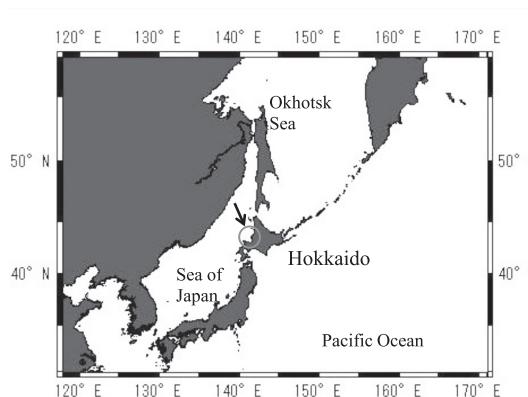


Fig. 1 Location of the Izari River and the reach surveyed for spawning redds of chum and masu salmon on 29 September 2008.

報文番号 A475 (2011年11月18日受理)

* Tel:0123-32-2135. Fax:0123-34-7233. E-mail: miyakoshi-yasuyuki@hro.or.jp

方で千歳川の支流である漁川, 長都川, 島松川では放流が実施されていないにもかかわらずサケの遡上と産卵が確認されている(宮腰ら, 2011)。

サケと同じサケ属に属するサクラマス *O. masou* は近年では沿岸漁獲量が低位で推移し, 種苗放流により資源回復が図られているが(真山, 1992; 宮腰, 2008), その一方で, サクラマスでは自然産卵由来の魚が多いことが知られており(宮腰, 2008), 保護水面河川の設定などにより自然産卵個体群の保護が図られてきた(永田, 2008)。そのため, 河川での産卵床の分布などサクラマスの自然産卵に関する調査も多く実施されている(青山・畠山, 1994; 杉若ら, 1999; ト部ら, 2004)。

著者らは恵庭市内を流れる石狩川水系漁川(Fig. 1)でサケの自然産卵個体群に関する調査を実施しており(Ando *et al.*, 2011; 宮腰ら, 2011; Miyakoshi *et al.*, 2012), その調査中の2008年9月29日, 高い密度で造成されたサケとサクラマスの産卵床を確認したのでここに報告する。

方 法

調査を実施した漁川は, 流路延長44.8km, 流域面積163.4km²の規模で, 石狩川の二次支流にあたり千歳川に合流する支流である。漁川では古くからサケが遡上しており, 1941~1954年には増殖用の親魚捕獲が行われた記録が残っているが, それ以降はサケの親魚捕獲は行われていない(北海道さけ・ますふ化場, 1988)。漁川の中下流はその大部分が恵庭市内を流れおり, 下流部はほぼ直線化されている。千歳川との合流点から6.5km上流の地点には農業用頭首工があり, 魚道が設置されていたものの, 魚道内の流速が速すぎるなど構造上の問題からサケは遡上しにくい状態であった。1994年に頭首工の堰に切り欠きを入れる改修工事が行われてサケが遡上しやすくなり, 現在は頭首工より上流の区間でサケの産卵が見られるようになった(Fig. 1; ①)。しかし, その頭首工より約9km上流の地点(千歳川との合流点から15.5km上流の地点)に位置する農業用頭首工には魚道が設置されておらず(Fig. 1; ③), サケの遡上可能な範囲はそこまでとなっており, 現在はこの約9kmの区間でサケの産卵が見られる。

漁川では, サケの遡上のピークは毎年概ね9月下旬に見られるので(Miyakoshi *et al.*, 2012), 2008年9月29日, サケの産卵が見られる9kmの区間を踏査し, サケの産卵床の個数, 産卵行動中の親魚の目視数および死骸の個体数を記録した。その際, 産卵行動中のサクラマスが多數確認されたので, サクラマスについても産卵床の個数,

親魚, 死骸の個体数を記録した。産卵行動中あるいは産卵後のサクラマスの雌親魚がとどまっている産卵床はサクラマスのものと判断し, すでに親魚が見られない産卵床については塚(マウンド)長が概ね130cm未満, 幅が概ね100cm未満のものをサクラマスの産卵床, それ以上の大きさものをサケの産卵床と判断した。

結 果

2008年9月29日の調査では, 漁川の9kmの区間でサケの産卵床440床, 親魚136尾, 死骸61尾が確認された。サケの産卵床や親魚は調査区間の最上流部の1kmの区間では確認されなかったが, 下流側の8kmの区間に般にわたり観察された(Fig. 2)。調査区間でのサケの産卵床の平均分布密度は4.9床/100mであり, 下流側では高い密度で分布していた(Fig. 2)。調査区間を1kmご

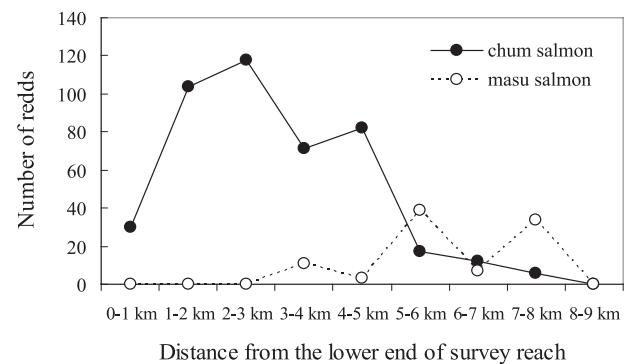


Fig. 2 Number of spawning redds of chum and masu salmon in the Izari River, 29 September 2008.

とに区切った際の産卵床の分布密度の最大値は11.8床/100mであった。

一方, サクラマスの産卵床は調査区間の下流端から3kmより上流の区間で確認され, それより上流の6kmの区間で産卵床94床, 親魚73尾, 死骸8尾が確認された。サクラマスも調査区間の最上流部の1kmの区間では確認されなかった。調査区間でのサクラマスの産卵床の平均分布密度は1.0床/100mであり, サケとは対照的に調査区間の上流側において高い密度で分布していた(Fig. 2)。調査区間を1kmごとに区切った際の産卵床の分布密度の最大値は3.9床/100mであった(Fig. 2)。

考 察

本調査では都市近郊を流れる漁川でも多くのサケ, サクラマスが産卵していることが確認された。資源増殖を

目的とした大規模な種苗放流が行われていないこのような河川で見られるサケとサクラマスは自然産卵由来である可能性が高いものと考えられる。

本調査で観察されたサクラマスの産卵床の分布密度を過去の保護水面での調査事例と比べると、厚田川では0～2.2床／100mの範囲（杉若ら、1999）、見市川では1.4～4.6床／100m（青山・畠山、1994）と記載されていることから、漁川でのサクラマスの産卵床密度は決して低くないことがわかる。もちろん、河川や支流によっても変動は大きく、本調査では産卵床が造成された区間を重点的に調査したこともあり単純な比較はできないが、都市部を流れる河川でも多くのサクラマスが自然産卵していることを示す一例と言える。

ただし、本調査での調査区間の最上流部の1 kmの区間の河床は巨礫が優先し、サケやサクラマスの産卵に適した礫がほとんどなく、遡上可能であるにもかかわらず両種の親魚も産卵床も確認できなかった。調査区間の下流側を見ても産卵床密度の変動は大きく、サケ、サクラマスは産卵に適したサイズの礫がある区間に集中的に産卵床を造成する傾向が見られた。漁川における産卵環境と産卵床の分布密度の関係は現在調査中であるが、都市部を流れる河川におけるサケやサクラマスの産卵環境の評価と保全あるいは改善が今後の重要な課題となるものと考えられる。

本調査での個体群の評価手法にはいくつか検討すべき課題もある。本調査では、産卵床の大きさからサケとサクラマスの産卵床の識別をしたが、両種の産卵床のサイズは重複することから（斎藤、2000），必ずしも正確に識別できていない可能性もある。サケは個体数が多いこともあり、産卵床が多数造成された区間ではそれらが相互に重なり合い、正確に個数を計数できなかったものもある。宮腰ら（2011）が指摘するように、今後、サケ・マス自然産卵個体群の評価手法の検討を重ね、調査事例を蓄積することが重要であると考えられる。本調査のフィールドとしたような都市部を流れる河川は様々な人間活動のために河川環境が改変されることが多いが、今回観察されたようなサケ・マスの自然産卵個体群の存在が広く知られ、産卵環境の保全に向けた配慮がなされることに期待したい。

謝 辞

社団法人北海道栽培漁業振興公社の真山 紘博士には本報告の原稿を丁寧に査読していただきました。厚くお礼申し上げます。

引用文献

- Ando D, Shinriki Y, Miyakoshi Y, Urabe H, Yasutomi R, Aoyama T, Sasaki Y, Nakajima M. Effects of incubation water temperature on vertebral number of juveniles and estimation of temperature history of adults in naturally spawning chum salmon *Oncorhynchus keta*. *Fisheries Science* 2011; 77: 799-807.
- 青山智哉・畠山 誠. 見市川におけるサクラマス天然産卵床について. *魚と水* 1994; 31: 71-73.
- 北海道さけ・ますふ化場. 北海道鮭鱒ふ化放流事業百年史 統計編. 北海道さけ・ますふ化場, 札幌, 1988.
- 真山 紘. 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 1992; 46: 1-156.
- 宮腰靖之. 種苗放流効果と資源増殖. 一北海道のサクラマスを事例として. 「水産資源の増殖と保全」(北田修一・帰山雅秀・浜崎活幸・谷口順彦編). 成山堂書店, 東京, 2008; 48-65.
- 宮腰靖之・ト部浩一・安藤大成・實吉隼人・青山智哉・坂本博幸・春日井潔・永田光博. 北海道におけるサケ自然産卵個体群の分布. 北海道水産試験場研究報告 2011; 80: 51-64.
- Miyakoshi Y, Urabe H, Saneyoshi H, Aoyama T, Sakamoto H, Ando D, Kasugai K, Mishima Y, Takada M, Nagata M. The occurrence and run timing of naturally spawning chum salmon populations in northern Japan. *Environmental Biology of Fishes* 2012; in press.
- 永田光博. サケ類の生態系保全と再生. 一北海道のサクラマスを事例として. 「水産資源の増殖と保全」(北田修一・帰山雅秀・浜崎活幸・谷口順彦編). 成山堂書店, 東京, 2008; 22-47.
- 岡本康寿. 豊平川におけるシロザケ産卵床の分布(1998, 1999年度) 魚道の設置による分布状況の変化. 札幌市豊平川さけ科学館館報 2000; 12: 20-31.
- 斎藤寿彦. 幌内川におけるサケの資源繁殖: 他のサケ科魚類との産卵床形成の空間的隔離. さけ・ます資源管理センター研究報告 2000; 3: 15-24.
- 杉若圭一・竹内勝巳・鈴木研一・永田光博・宮本真人・川村洋司. 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 1999; 53: 11-28.
- ト部浩一・村上泰啓・中津川誠. サクラマスの産卵環境特性の評価. 北海道開発土木研究所月報 2004; 613: 32-44.

群別川、毘沙別川および濃尾川におけるサクラマスの産卵床分布（短報）

下田和孝*、川村洋司

北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場

Distribution of masu salmon spawning redds in the Gunbetsu River, Bishabetsu River and Gokibiru River in Hokkaido
(Short Paper)

KAZUTAKA SHIMODA* AND HIOSHI KAWAMULA

Hokkaido Research Organization, Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Eniwa, Hokkaido, 061-1433, Japan

The distribution and number of spawning redds of masu salmon *Oncorhynchus masou* in the three non-conservation rivers (Gunbetsu River, Bishabetsu River and Gokibiru River) in Hokkaido were investigated, and the results were compared with the previous studies of the conservation river. One hundred and sixty-five redds per 9.1km in the Gunbetsu River, twenty redds per 2.0km in the Bishabetsu River and one hundred and thirty three redds per 9.2 km in the Gokibiru River were found, respectively. The number of redds per km in these non-conservation rivers was equal to the neighboring conservation river of the Atsuta, indicating the importance of non-conservation rivers for the spawning of masu salmon.

キーワード：サクラマス、産卵床、修復、保護水面、遊漁

北海道のサクラマスは遡河回遊型の生活史を示し、ほぼ全ての雌と雄の約半数は河川内で1年または2年間生活した後に降海し、およそ1年間の海洋生活を経て母川に回帰し繁殖を行う（隼野、2003）。その際、降海せずに河川内で成熟した雄も繁殖に参加する。北海道での繁殖期は8月下旬から10月上旬で、親魚は河川の上流や支流に遡上して、水通しの良い砂礫質の川底に産卵する（隼野、2003）。雌はひとつの産卵床あたり1個から6個の産室を掘って産卵し、全ての卵を産み終えるまでに1床から数床の産卵床を作る（杉若ら、1999）。

北海道では1970年代以降、サクラマスの沿岸漁獲量が減少したため、稚魚放流やスマolt幼魚放流など様々な増殖方法で資源回復が試みられた。しかし、種苗放流に由来する資源は沿岸漁獲尾数の14~26%を占める程度であると推定され、それ以外は野生魚であると考えられている（宮腰、2008）。北海道では、32河川水系の保護水面河川を中心にサクラマスの個体群保全が行われ、これらの河川ではサクラマスだけでなく全ての水産動植物の採捕が通年禁止されている。保護水面河川ではサクラマス幼魚の生息密度がモニタリングされるととも

に（北海道立水産孵化場、2011），しばしば産卵床の分布数量が調査され繁殖域の特定や産卵規模の推定が行われている。例えば厚田川では河川全域における産卵床の分布数量やその年変化が調査され（杉若ら、1994；杉若ら、1999），また、積丹川では本流と3支流における産卵床の分布数量の調査結果が報告されている（柳井ら、1996）。このほか見市川でも本流と各支流の産卵床数について調査が行われている（青山・畠山、1994）。

一方、保護水面に指定されていない河川（以下、非保護水面河川）では保護水面河川と比べて魚類採捕に対する規制が少なく、サクラマスの親魚の採捕は通年禁止されているものの、幼魚に関しては降海期に当たる2ヶ月間（北海道南部と西部では4月と5月、北部と東部では5月と6月）を除き採捕は禁止されていない。このため保護水面河川と比べサクラマスの遡上個体数や産卵床数が少ないと推測されるが、非保護水面河川での調査結果が学術文献として公表されることはほとんど無く、これまで両者の比較は行われていない。北海道内の非保護水面河川は1400水系を超えるため、そこでの自然再生産量は、道内全体の資源量に大きな影響を及ぼしている可能

性があり、非保護水面河川での繁殖の実態を明らかにする必要がある。本研究では石狩地方中部の日本海に注ぐ3つの非保護水面河川を対象にサクラマスの産卵床の分布と数を記載し、その結果を既報の保護水面河川の調査事例と比較することでサクラマスの繁殖河川としての非保護水面河川の価値について考察した。

試料及び方法

杉若ら（1999）によると、今回の調査河川の一つである濃昏川の南方10kmに位置する厚田川では、9月中旬にサクラマスの産卵は盛期となり、9月末に終了する。このことを参考に本研究では、2008年9月29日に群別川と毘砂別川で、9月30日に濃昏川で調査を実施した。各河川を踏査して産卵床を探査し、発見した産卵床の位置をGPS（GARMIN eTrex）で記録した。各河川の概要と産卵床の探索範囲は以下の通りである（Fig. 1参照）。

群別川は北海道中部日本海に注ぐ流域面積33.9km²、流路延長15.7kmの河川で、河口から3.0km上流の地点に1997年完成の第1砂防ダム（D1）が設置されている。この砂防ダムは透過型の構造で、8つあるスリットのうち流心部の2箇所はダム下流側の水面よりも深い位置まで切り込まれているため、ダムの上下間で落差を生じていない。第1砂防ダムの上流1.7kmの地点には1基の取水用堰堤（D2）と3基の床固工（D3-5）が連続して設置されている。取水用堰堤は高さ0.7m程度の堰板を設置することで湛水する構造となっているが、調査を実施し

た時点では湛水は行われていなかった。床固工の落差は、0.5~0.9mで、いずれも直下に最大水深1m以上の淵を有するとともに堤体には1箇所のスリットが施されている。取水用堰堤（D2）の上流3.7kmの地点とそのさらに0.3km上流の地点には1977年および1978年完成の床固工（D6-7）が設置されている。それぞれの床固工の落差は1.8mおよび2.5mであり、いずれも左岸側に階段式の魚道が付設されている。産卵床の探索範囲は1978年床固工（D7）の上流0.5kmの地点を上限とした。下限は河口から1.3km上流にある国道橋とした。ただし、第1砂防ダムから下流1.0kmの区間では河道が2本に分岐し並行して流れていたことから、双方で産卵床の探索を行った。なお河口から2.9km上流の地点に右岸側から流入する二叉川については、本流との合流点から0.2km上流の地点に落差1.7mから2.0mの3基の床固工（D8-10）が設置されているため、サクラマスの遡上は困難であると判断し、床固工の下流0.2kmのみを探索範囲に含めた。したがって、群別川における探索距離は合計9.1kmであった。

毘砂別川は流域面積20.1km²、流路延長8.4kmの河川で、河口から3.5km上流の地点に落差約6mの砂防ダム（D11）がある。この砂防ダムには魚道は付設されていない。砂防ダムの直下を産卵床の探索範囲の上限とし、下限は、河口から1.5km上流に左岸側から流入する支流の合流点とした。したがって探索距離は2.0kmであった。

濃昏川は流域面積19.9km²、流路延長5.7kmの河川で、河口から1.5km上流の地点に堤高14mの砂防ダム（D12）

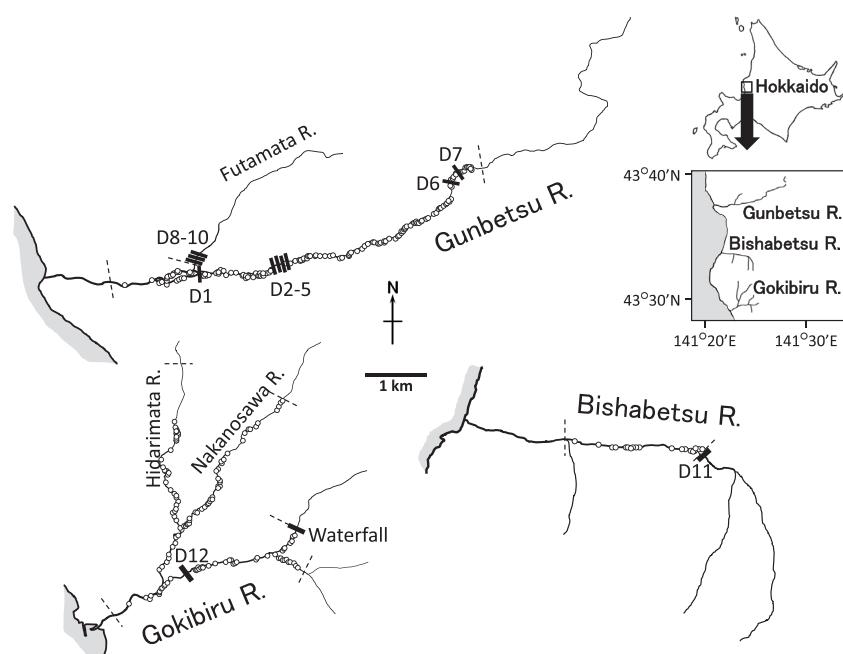


Fig. 1 Distribution of the spawning redds of masu salmon (○), dams (D1-D12) and upper or lower limits of the study area (dotted line) in the Gunbetsu, Bishabetsu and Gokibiru Rivers.

が設置されている。この砂防ダムは1993年に設置され、右岸側に階段式の魚道が付設されている。砂防ダムから約1.8km上流の地点に目測で落差5m以上の滝があり、この滝の直下を産卵床探索の上限とした。滝の下流0.4kmに左岸側から流入する枝沢も下流部0.3kmに限り産卵床の探索範囲に含めた。産卵床探索範囲の下限は河口から0.3km上流にある橋とした。濃昼川には河口から約1.2km上流の地点に右岸側から支流の中ノ沢川が流入する。その合流点からさらに0.8km上流の地点で二次支流の左又川が流入する。中ノ沢川と左又川の探索範囲は、林道と交差する地点を上限とした。この地点は、中ノ沢川と左又川との合流点からそれぞれ2.4kmおよび2.7km上流に位置する。以上を合計すると濃昼川における探索距離は9.2kmであった。

結果及び考察

群別川では探索距離9.1kmに対し165床（18.1床/km）の産卵床が確認された（Fig. 1）。調査流程を河川工作物で区切り各区における産卵床密度（探索距離1kmあたりの産卵床数）を求めたところ、第1砂防ダム（D1）よりも下流の区域で9.0床/km（26床/2.9km）、第1砂防ダム（D1）から取水用堰堤（D2）の区域で20.0床/km（34床/1.7km）、取水用堰堤（D2）から床固工（D6）の区域で24.0床/km（89床/3.7km）、床固工（D6）よりも上流の区域で20.0床/km（16床/0.8km）であった。毘砂別川では探索距離2.0kmに対し20床（10.0床/km）の産卵床が確認された（Fig. 1）。濃昼川では探索距離9.2kmに対し133床（14.5床/km）の産卵床が確認された（Fig.

1）。調査流程を本・支流に分け、本流については砂防ダムの上下に分けて産卵床密度を求めたところ、本流の砂防ダム下流側では10.8床/km（13床/1.2km）、砂防ダム上流側では17.6床/km（37床/2.1km）、中の沢川では15.3床/km（49床/3.2km）、左股川では12.6床/km（34床/2.7km）であった。

群別川、毘砂別川および濃昼川の産卵床密度を保護水面河川の厚田川の調査事例（杉若ら、1999）と比較したところ、3河川の産卵床密度は厚田川におけるモード（4床/km）よりも2倍から6倍高かった（Fig. 2）。ただし、厚田川では1990年から1994年にかけて産卵床調査を実施していることから、資源量の経年変化を考慮する必要がある。そこで、保護水面管理事業調査として毎年厚田川で実施されているサクラマス幼魚密度の調査結果（北海道立水産孵化場、2011）を参照したところ、厚田川における2005年以降の幼魚密度は1990年代前半と比べ2倍から3倍高かった。このため現在の厚田川では杉若ら（1999）が調査した頃よりも産卵床密度は数倍高いかもしれない。しかし、そのことを考慮しても群別川、毘砂別川および濃昼川の産卵床密度は厚田川と比べて低くはない。厚田川以外の保護水面河川との比較では、見市川の14–46床/km（青山・畠山、1994）よりはやや低密度だが、積丹川の2.6–12.7床/km（柳井ら、1996）と比べると概ね高密度である。

北海道ではサクラマスの幼魚を対象とした遊漁が盛んで、非保護水面河川では解禁後にサクラマス幼魚の生息数が急速に減少することが知られている（安藤ら、2002）。今回調査対象とした3河川も遊漁向けの雑誌や

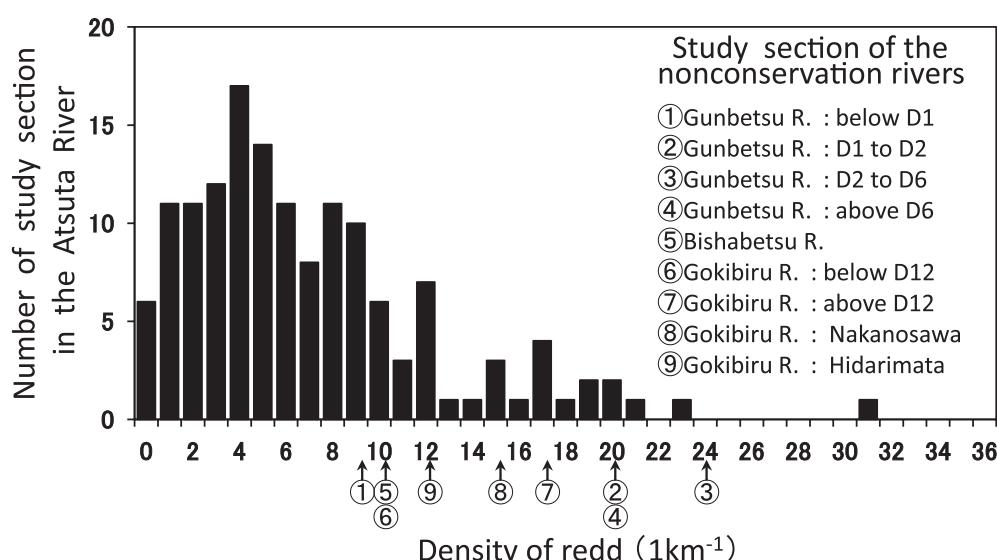


Fig. 2 Density of masu salmon spawning redds in the Atsuta River (■, Sugiwaka et al., 1999) and in the study sections of non-conservation rivers (①–⑨).

ガイドブックにしばしば紹介されているため（例えば, 塩田, 2008), 遊漁による減耗があるものと推測されるが, 保護水面河川に匹敵するほど多くの産卵が行われているという事実は, 遊漁による影響が資源の再生産関係にまでは波及していないことを示唆している。

北海道でサクラマスの漁獲量が減少した原因の一つとして, 1960年代に急増した河川工作物が親魚の遡上を阻害し, 産卵場が減少したことが指摘されている（玉手・早尻, 2008）。ただし, 保護水面河川では20年以前から河川工作物への魚道の設置が進められ（例えば, 北海道水産部, 1988）, また河川工事の際に水産動植物への影響について研究機関への意見照会が行われるなど（例えば, 北海道立水産孵化場, 2011）, 魚類の生息環境の保全にも一定の配慮がなされてきた。実際, 保護水面河川は全道平均と比べると生息適地モデルに基づくサクラマス生息確率が高く, 保全効果が認められるとされている（福島・亀山, 2006）。北海道の河川では特に30年以前に建設された河川工作物で魚道の設置が遅れており, サクラマスの遡上を阻害していると指摘されているが（福島・亀山, 2006）, 今回の調査河川では産卵床の探索範囲内にある河川工作物に限ると魚道の設置やダムの構造を透過型にするなどの遡上阻害の軽減策が講じられている。流程に沿った産卵床密度の変化をみると, 群別川では河川工作物の上流側で産卵床密度が低下するといった傾向は認められず, また, 濃星川本流の砂防ダム上流域での産卵床密度は, 並行して流れる支流と同等以上であった。これらの結果は, 遡上阻害の軽減策が一定の成果を挙げていることを示唆している。

ただし, 河川工作物が魚類に及ぼす影響は, 遡上の阻害だけでなく土砂移動の制限に伴う底質環境の変化による影響もあることが指摘されており（高橋・竹門, 1999）, こうした影響は魚道の設置では解決しないものである。濃星川と昆砂別川の砂防ダムは土砂を貯留する構造となっていることから, 長期的には下流域のサクラマス資源に負の影響を及ぼすかもしれない。河川工作物による影響を軽減するには, 遡上阻害の軽減策とともに土砂移動の回復策も講じる必要があり, こうした環境修復の実施された非保護水面河川は, サクラマスの再生産の場として保護水面河川と同様に重要であると考えられる。非保護水面河川における河川環境の修復は, 各河川固有の集団を復元することに繋がり, 北海道のサクラマ

スの資源量や多様性の向上に貢献すると期待される。

引用文献

- 安藤大成, 宮腰靖之, 竹内勝巳, 永田光博, 佐藤孝弘, 柳井清治, 北田修一. 都市近郊の河川におけるサクラマス幼魚の遊漁による釣獲尾数の推定. 日本水産学会誌 2002; 68: 52-60.
- 青山智哉, 畑山誠. 見市川におけるサクラマス天然産卵床について. 魚と水 1994; 31: 71-73.
- 福島路生, 亀山哲. サクラマスとイトウの生息環境適地モデルに基づいたダムの影響と保全地域の評価. 応用生態工学 2006; 8: 233-244.
- 隼野寛史. サクラマス(ヤマメ). 「新北のさかなたち(上)田吉幸, 前田圭司, 嶋田宏, 鷹見達也編」北海道新聞社, 札幌. 2003; 148-153.
- 平成21年度サケ・マス保護水面管理事業調査実績書. 北海道立水産孵化場, 恵庭. 2011.
- 宮腰靖之. 種苗放流の効果と資源増殖—北海道のサクラマスを事例として—. 「水産資源の増殖と保全(北田修一, 帰山雅秀, 浜崎活幸, 谷口順彦編著)」成山堂書店, 東京. 2008; 48-65.
- 塩田彦隆. 「溪流釣り北海道120河川ガイド」北海道新聞社, 札幌. 2008.
- 昭和62年度さけ・ます通路整備事業実施報告書. 北海道水産林務部, 札幌. 1988.
- 杉若圭一, 川村洋司, 竹内勝巳, 鈴木研一, 永田光博, 宮本真人. 厚田川におけるサクラマス天然産卵量と生残率. 魚と水 1994; 31: 75-82.
- 杉若圭一, 竹内勝巳, 鈴木研一, 永田光博, 宮本真人, 川村洋司. 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 1999; 53: 11-28.
- 高橋剛一郎, 竹門康弘. 溪流生態砂防の新しいパラダイム. 「溪流生態砂防学(太田猛彦, 高橋剛一郎編)」東京大学出版会, 東京. 1999; 117-134.
- 玉手剛, 早尻正宏. 北海道における河川横断工作物基数とサクラマス沿岸漁獲量の関係—河川横断工作物とサクラマスの関係から河川生態系保全を考える—. 水利科学 2008; 301: 72-84.
- 柳井清治, 永田光博, 積丹川共同研究グループ. 河川改修がサクラマス *Oncorhynchus masou* (Brevoort) の産卵環境に及ぼす影響. 砂防学会誌 1996; 49: 15-21.

A gigantic lacustrine sockeye salmon *Oncorhynchus nerka* (kokanee or hime-masu) captured in Lake Toya, Hokkaido, Japan. (Short paper)

KAZUAKI NAITO

Hokkaido Research Organization, Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan

An extremely large kokanee was captured in Lake Toya, Hokkaido, Japan. Since the previous two records of Tanakadate(1925, 1940), this is the third record of a gigantic kokanee specimen in over half a century.

Keywords: gigantic fish, lacustrine salmonid, Lake Toya, *Oncorhynchus nerka*.

During the spawning season of *Oncorhynchus nerka* (kokanee or hime-masu) in October 2009, among the broodstocks for artificial fertilization in Lake Toya, an extremely large male specimen was found (Fig. 1).

Data of this fish are shown in Table 1. The appearance of the specimen revealed typical features of breeding male of anadromous sockeye salmon, such as red back and sides, compressed head and body, hump in front of dorsal fin and

embedded scales. (Scott and Crossman, 1973). The age could not be determined because scale erosion occurs with sexual maturity.

In Table 2, the maximum length of kokanee in previous papers is shown. In these localities, although the methods of measurement were different, the maximum length of each specimen did not exceed 60 cm except for in Lake Toya. In Lake Nachikinskoe, Berg(1962) described a relatively long



Fig. 1 Captured gigantic kokanee. 60.7cm TL.

Table 1 Data of the fish. All data were measured in frozen condition.

Total length (cm)	Fork length (cm)	Standard length (cm)	Head length (cm)	Body depth (cm)	Body weight (g)
60.7	56.4	52.1	14.9	19.5	2585.9

Table 2 Maximum length of kokanee salmon in previous papers. Abbreviations are as follows, TL, total length; SL, standard length; FL, fork length; ?, uncertain.

Author	Tanakadate (1925)	Tanakadate (1940)	Berg (1962)	Nakamura (1963)	Scott and Crossman (1973)	Miyadi et al. (1976)	Mayama and Tokui (1992)		
Locality	Lake Toya	Lake Akan	Lake Toya	Russia	Lake Nachikinsko	Japan	Canada	Japan	
Maximum length (cm)	78.8 (?)	39.3 (?)	63.6 (?)	28.0 (FL)	58.7 (?)	48.0 (TL)	22.3 (TL)	40.0 (?)	30.0 (TL)

length (58.7cm) as that of different form of kokanee, but there were no particular comments on the body size or any mention of distinctive features. Judging from recent information (Bugaev 2011), *Oncorhynchus nerka* in Lake Nachikinsko should be an anadromous population, the data in Berg (1962) seemed to be that of an anadromous one.

The extremely large kokanee specimen in Lake Toya was first recorded by Tanakadate (1925) in a review of volcanic lakes in Hokkaido Island. Although he recorded kokanee in seven lakes, he reported the body size in only two lakes (Table 2). After 15 years, Tanakadate (1940) reported a large kokanee again, however, over the following half century no additional record was reported.

Tanakadate (1940) suggested that the large size was due to the richness of the food environment in the lake as a result of the limnology. He also stated that it looked like a “revival of anadromous form in size.” Later Motoda(1950) agreed with the opinion in his review of Hokkaido lakes.

The exact origin of kokanee in Lake Toya is uncertain. Like other Japanese large cold water lakes, Lake Toya has been stocked with kokanee since 1909 from Lake Shikotsu along with national policy (Tokui 1963). According to Tokui (1963), the eggs to be introduced to Lake Toya originated from five localities, and the major two origins were Lake Shikotsu and Lake Urumobetsu, Etorofu Island of former Imperial Japan (Iturup Island of The Russian Federation) since 1926. The former was from eggs of a lacustrine population, whereas the latter was from an anadromous population.

Notabley, the gigantic kokanee was found prior to the introduction of an anadromous population from Lake Urumobetsu.

The present paper is the first substantial record of gigantic kokanee in Lake Toya, and indicates that the records in previous papers were neither myth nor misidentification.

References

- Berg LS. *Freshwater Fishes of the U. S. S. R. and Adjacent Countries*, Vol. 1, 4th edn. Israel program for scientific translation. Jerusalem. 1962.
- Bugaev VF. *Asian Sockeye Salmon (freshwater period of life, biological structure, population dynamics)*. Publishing House Kamchatpress, Petropavlovsk-Kamchatsky. 2011.
- Mayama H, Tokui T. Benizake, Himemasu. In: Kawanabe H. Mizuno N (eds). *Freshwater Fishes in Japan*. Yamakei Publishers. Tokyo. 1989. (in Japanese).
- Miyadi D, Kawanabe H, Mizuno N. *Colored Illustration of the Freshwater Fishes of Japan*, new edn. Hoikusha Publishing, Osaka. 1976. (in Japanese).
- Motoda S. Hokkaido-Koshoushi (Regional limnology of Hokkaido). *Scientific Reports of Hokkaido Fish Hatchery* 1950; 5: 1-96 (in Japanese).
- Nakamura M. *Key to Freshwater Fishes of Japan Fully Illustrated in Color*. Hokuryukan, Tokyo. 1963. (in Japanese).
- Scott WB, Crossmann EJ. *Freshwater Fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 184*. Environment Canada, Fisheries and Oceans Canada. Ottawa. 1973.
- Tanakadate H. *Hokkaido-Kazanko-Kenkyugaiho (Summary Report of the Investigation of the Volcanic Lakes in Hokkaido)*. Hokkaido Government, Sapporo. 1925. (in Japanese).
- Tanakadate H. Toyako. *Keison-Iho* 1940; 40: 1-4. (In Japaease).
- Tokui T. Studies on the Kokanee Salmon (V). Transplantation of the kokanee salmon in Japan. *Scientific Reports of Hokkaido Salmon Hatchery* 1964; 18: 73-90. (in Japanese with English abstract).

外来種ヨーロッパザラボヤ *Ascidia aspersa* (Müller, 1776) の生物学的特徴と簡易識別および同定について (技術報告)

金森 誠^{1*}, 馬場勝寿¹, 長谷川夏樹², 西川輝昭³

¹ 北海道立総合研究機構函館水産試験場

² 独立行政法人水産総合研究センター北海道区水産研究所

³ 東邦大学理学部

Biological characteristics, distinction and identification of *Ascidia aspersa* (Müller, 1776), as an alien ascidian in northern Japan (Technical report)

MAKOTO KANAMORI^{*1}, KATSUHISA BABA¹, NATSUKI HASEGAWA² AND TERUAKI NISHIKAWA³

¹Hokkaido Research Organization, Hakodate Fisheries Research Institute, Hakodate, Hokkaido, 042-0932, Japan

²Hokkaido National Fisheries Research Institute, Fisheries Research Agency, Kushiro, Hokkaido, 085-0802, Japan

³Department of Biology, Faculty of Science, Toho University, Funabashi, Chiba, 274-8510, Japan

キーワード : *Ascidia aspersa*, 外来種, 簡易識別, 形態, 同定, ヨーロッパザラボヤ

ヨーロッパザラボヤ *Ascidia aspersa* (Müller, 1776) は、ヨーロッパ沿岸海域原産の単体性ホヤで、日本国内への定着が2010年に発表された新しい外来種である（菅原・西川, 2010）。本種は2008年以降、北海道噴火湾の養殖ホタテガイに大量付着して甚大な被害をもたらし、大きな問題となっている（菅原, 2009）。このホヤの分布は、宮城県北部から北海道南部まで広域に及ぶことが判明し、東北地方においても養殖ホタテガイへの大量付着による漁業被害が発生している（金森ら, 2011, 千田ら, 2011）。2010年6月には、水産庁から都道府県に対して、分布調査への協力要請があり、北海道水産林務部と北海道立総合研究機構函館水産試験場は、道内におけるヨーロッパザラボヤの分布調査に着手している。

外来種の調査を進める上で、種名の正確な決定が出発点となる。それにより、当該種について蓄積されている生物学的知見を検索し、関係機関への情報提供および対策の検討に活用することができる。そして、国内分布・被害発生状況の正確な把握および侵入の早期発見のため、在来の類似種との識別方法を確立することが必要である。特に、ホヤ類は、外観による同定が困難な分類群であり（時岡, 1965, 西川, 1995），噴火湾のヨーロッパザラボヤも、当初、菅原（2009）が在来種ザラボヤ

Ascidia zara Oka, 1935 として発表してから、外来種と判明するまで、1年以上を要している。

のことから、本技術報告ではヨーロッパザラボヤの生物学的知見を整理した上で、侵入の実態把握および早期発見のため、形態学的な手法による在来種との簡易識別方法および同定方法をとりまとめた。

ヨーロッパザラボヤの生物学的特徴

ヨーロッパザラボヤは、マメボヤ目ナツメボヤ科 *Ascidia* 属に分類される。ナツメボヤ科には、*Ascidia* 属、ナツメボヤ属 *Ascidia*, *Phallusia* 属の3属が含まれる。ナツメボヤ科の日本沿岸在来種は、全てナツメボヤ属であり、*Ascidia* 属、*Phallusia* 属に属する種は国内沿岸域には自然分布しない（西川, 1995, Nishikawa and Otani, 2004）。

ヨーロッパザラボヤは体長130mmに達する大型のホヤで、原産地は、北大西洋ヨーロッパ沿岸、ノルウェーから地中海までとされる（Berrill, 1928）。分布水深は潮間帯から50mまで、広塩性で塩分25~38の範囲で生育に影響がないとされ、波あたりの弱い湾の入り江や港内など浅海域に多く見られる（Berrill, 1928, Nagabhushanam and Krishnamoorthy, 1992, NIMPIS (Web) :

<http://www.marinepests.gov.au/nimpis>, 2011年10月17日)。これまで、外来種としてアメリカ東海岸、アルゼンチン、南アフリカ、インド、オーストラリア南部、ニュージーランドで報告されている (Locke, 2009, Tatián *et al.*, 2010, NIMPIS (Web) : 前出)。侵入先では、大規模な個体群を形成し、在来種への影響が懸念されることから、国際自然保護連合が作成するグローバル侵入種データ

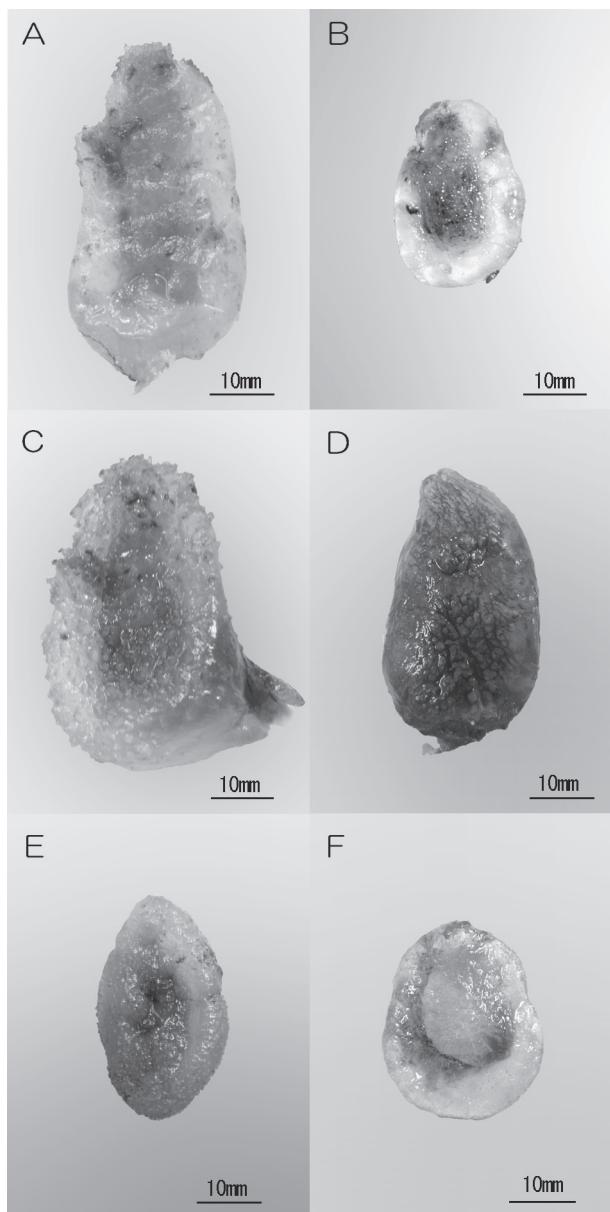


図1 ヨーロッパザラボヤと類似在来種の外観
(A) ヨーロッパザラボヤ, (B) ヨーロッパザラボヤ幼若個体, (C) ヨーロッパザラボヤ (被囊表面の疣状突起が顕著な個体), (D) ヨーロッパザラボヤ (付着物により被囊が不透明となった個体), (E) ザラボヤ *Ascidia zara* (在来種), (F) ドロボヤ *Corella japonica* (在来種)。(A), (B), (C), (D) 北海道噴火湾産, (E) 北海道サロマ湖産, (F) 北海道日本海産。

ベースに登録されている要注意種である (GISD (Web) : <http://www.issg.org/database>, 2011年10月17日)。

ホヤ類はそのほとんど全てが雌雄同体で、浮遊幼生は例外なく卵栄養発生型である。ヨーロッパザラボヤも雌雄同体、卵栄養発生型であり、自家受精も可能とされる (NIMPIS (Web) : 前出)。幼生期間は短く、受精から着底 (変態開始) までの期間は20°Cで24時間である (Niermann-Kerkenberg and Hoffman, 1989)。ヨーロッパザラボヤの浮遊幼生は、実験条件下で適した着底基質を与えられない場合、変態を数日間にわたり遅延することが知られている (Jacobs *et al.*, 2008)。それでも一般的なプランクトン栄養発生型の浮遊幼生と比較すると浮遊幼生期間は非常に短く、世界的な分布域拡大は、船舶や水産物の移動などによる人為的な移入が原因と考えられている (NIMPIS (Web) : 前出)。生活史に関する研究例は少ないが、スコットランドにおいてヨーロッパザラボヤの個体群動態を調査した Millar (1952) は、繁殖盛期は夏～秋で、その時期に着底した個体は、越冬後、翌年に繁殖を行い、2回目の冬に死滅すると推測している。

噴火湾の垂下養殖ホタテガイに付着するヨーロッパザラボヤの形状は長卵形、筋膜体を覆う被囊は半透明である (図1. A)。噴火湾では、夏から秋に幼若個体が多く見られるが、これらの個体は、被囊が薄く透明で、形状は卵形である (図1. B)。被囊表面には、溝や隆起および疣状の突起が見られるが、その程度については個体差が著しい (図1. A, C)。成体では付着物により被囊が不透明となり、筋膜体が全く見えない場合もある (図1. D)。ヨーロッパザラボヤの被囊外観の変異は大きく、マメボヤ亜目の在来種、例えばザラボヤやドロボヤ (図1. E, F) などと類似した外観を示す場合もあるので、外観だけで識別することは困難である。そのため、以下に示すように、解剖して内部形態を精査することが必要となる。

ヨーロッパザラボヤの簡易識別と同定

ヨーロッパザラボヤについて、筋膜体外観の観察による在来種との簡易識別及び筋膜体内部の観察による同定を検索表にまとめた (表1)。ホヤ類は、成体の形態から便宜的に単体ボヤと群体ボヤに分けられる。単体ボヤは体長数cmから20cm程度、単体で生活し、群体ボヤは、小型 (体長数mm程度) の個虫が多数集合して生活する。ヨーロッパザラボヤのような単体ボヤを同定する場合、まず被囊を切開し、筋膜体を取り出し、次に筋膜体を解剖し、内部形態の観察を行う。しかし、どの海域に出現するか予測できない外来種を早期に発見するためには、より広く現場で活用できる簡易識別方法の確立が有

用である。この検索表では、本種と識別する対象を国内沿岸域で普通に見られる単体ボヤに限定して筋膜体の解剖を必要としない簡易識別と、筋膜体の解剖による正確な同定に分けて整理した。簡易識別の対象となる分類群は、マボヤ目シロボヤ科、マボヤ科、フクロボヤ科、マメボヤ目ユウレイボヤ科、ドロボヤ科、ナツメボヤ科などに限定されるが、沿岸域の養殖施設等で見られる単体ボヤは、これらの分類群で概ね網羅される。なお、今回の簡易識別では、ナツメボヤ属の一部の在来希少種 (e.g. *Ascidia beta* Tokioka, 1954, *A.sagamiana* Tokioka, 1952) や

Ascidiaella 属の他種 (e.g. *Ascidiaella scabra* (Müller, 1776)) とヨーロッパザラボヤを識別することはできない。従って、正確に種査定を行うためには、さらに筋膜体内部の観察による同定が必要である。

簡易識別

単体ボヤの体は、基質に付着している端が後、その反対が前となる。体には2つの孔があり、水や餌が流れ込む入水孔は、体の前端近く、排水や排出物が流れ出る出水孔はそれよりも後方にあることが多い。出水孔のある側

表1 ヨーロッパザラボヤの簡易識別と同定 (検索表)

A. ヨーロッパザラボヤの簡易識別 (筋膜体外観からの在来種との簡易識別)	
※検討対象は、国内沿岸域に生息する単体ボヤとする。また、体長10mm以下の個体については対象外とする。	
A-①	筋膜が透明で、筋膜体の外観から消化管を観察できる。 ····· ····· A-② 観察できない。 ····· ····· A-⑥
A-②	生殖腺は、片側にしかなく、筋膜体の外観からは不明瞭。 ····· ····· A-③ 両側にあり、筋体膜の外観から明瞭。 ····· ····· A-⑥
A-③	消化管が、鰓嚢の左側にある。 ····· ····· ····· ····· A-④ 後方、あるいは、右側にある。 ····· ····· ····· A-⑥
A-④	消化管の第2腸環軸が、胃の前方(食道側)を通る。 ····· ····· ····· A-⑤ 胃を横断する、後方(腸側)を通る。 ····· ····· A-⑥
A-⑤	ヨーロッパザラボヤの可能性が高い。 ····· ····· ····· B-①
A-⑥	ヨーロッパザラボヤではない。
B. ヨーロッパザラボヤの同定 (筋膜体内部の観察による同定) (属レベルの査定)	
B-①	鰓嚢内縦走血管に二次突起がない。 ····· ····· ····· B-② ある。 ····· ····· ····· B-⑤ (種レベルの査定)
B-②	1. 生体サンプルを入手できない場合 入水孔触手数が、鰓嚢右側の縦走血管数よりも少ない。 ····· ····· B-④ 多い。 ····· ····· B-⑥
	2. 生体サンプルを入手できる場合 輸卵管内の卵が、大型の濾胞細胞をもち、海水中を浮遊する ····· ····· B-④ もたず、海水中を沈降する ····· ····· B-⑥
B-④	ヨーロッパザラボヤである。
B-⑤	ヨーロッパザラボヤではない。
B-⑥	ヨーロッパザラボヤではないが、 <i>Ascidiaella</i> 属の外来種である。

が背側にあたり、その反対側が腹側となる(図2. A)。前後と腹背の位置関係から左右が判断される(図2. A, B)。被囊を切り開くと、筋膜に包まれた筋膜体を取り出すことができる。この中に内蔵諸器官の一切が入っているのが普通である。なお、ホヤ類の体制の詳細については、西川(1986, 1995, 1998)などを参考とされたい。

ヨーロッパザラボヤの筋膜体はほぼ透明な筋膜で包まれており、消化管を筋膜体上から観察できる(図2. B, 表1. A-①)。消化管は筋膜体左面にあり、生殖腺は消化管の第1腸環内にある(図2. B, 表1. A-②, A-③)。成熟個体では、生殖腺から腸に沿って出水孔に延びる輸精管を肉眼で確認できる。これらの特徴の観察により、ヨーロッパザラボヤとナツメボヤ科を除く在来種との識別ができる(表1. A-①, A-②, A-③)。

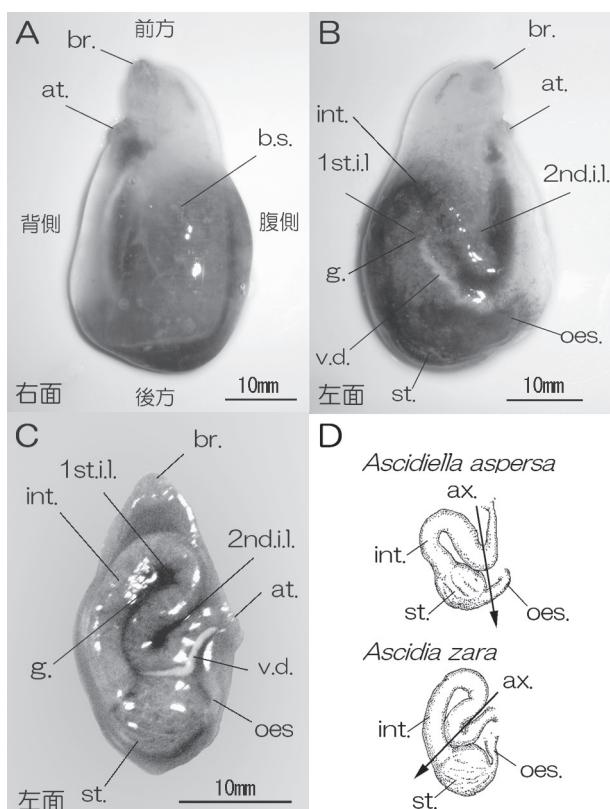


図2 ヨーロッパザラボヤと在来種ザラボヤの筋膜体
(A) ヨーロッパザラボヤ筋膜体(右面), (B) ヨーロッパザラボヤ筋膜体(左面), (C) ザラボヤ筋膜体(左面), (D) ヨーロッパザラボヤとザラボヤの消化管配置の比較【at. : 出水孔 (Atrial aperture), br. : 入水孔 (Branchial aperture), bs. : 鮑囊 (Branchial sac), oes. : 食道 (Oesophagus), st. : 胃 (Stomach), int. : 腸 (Intestine), 1st.i.l. : 第1腸環 (1st intestinal loop), 2nd.i.l. : 第2腸環 (2nd intestinal loop), g. : 生殖腺 (Gonad (第1腸環内)), v.d. : 輸精管 (Vas deferens), ax. : 第2腸環の軸 (Axis of 2nd intestinal loop)】。(A), (B) 北海道噴火湾産, (C) 北海道サロマ湖産。

ヨーロッパザラボヤの第2腸環の軸は胃の前方(食道側)をとおる(図2. B, D, 表1. A-④)。ナツメボヤ *Ascidia ahodori* Oka, 1927, ザラボヤ, スジキレボヤ *A. sydneiensis* Stimpson, 1855 などナツメボヤ属の在来普通種では、第2腸環の軸が胃を横断するか、後方(腸側)を通る(時岡, 1953, 時岡, 1965, 図2. C, D)。そのため、第2腸環軸の走行の差異は、ヨーロッパザラボヤとナツメボヤ属在来種との簡易識別に有効である(図2. D, 表1. A-④)。

同定

(属レベルの査定)

ホヤ類の入水孔内部には、触手の列が見られ、その先で囊状の鰓囊とつながっている。鰓囊の内表面には多数の縦走血管が走っており、その外側にそれと直交して多数の横走血管が走っている(図3, 4)。ナツメボヤ科3属のうちヨーロッパザラボヤが含まれる *Ascidia*属は、縦走血管と横走血管の交差点上に、二次突起を欠くのに対し、他の2属(ナツメボヤ属と *Phallusia*属)は二次突起を持つ(西川1995, 図3. A, B, 表1. B-①)。

(種レベルの査定)

ヨーロッパザラボヤでは、入水孔の触手数が右側の縦走血管数よりも少ない(Lindsay and Thompson, 1930, Nishikawa and Otani, 2004, 図4, 表1. B-②-1)。実際に、2010年4月～6月に噴火湾で採取されたヨーロッパザラボヤ125個体における計数の結果、全ての個体で、入水孔触手数は右側縦走血管数よりも少ないと確認されている(齋藤, 2011)。ナツメボヤ科では一般に、縦走血管数が左側より右側で多い傾向にある。齋藤(2011)の報告でも、入水孔触手数が9～35本に対し、右側縦走血管数が31～53本、左側縦走血管数が23～43本となっていて、入水孔触手数と左側縦走血管数が同数の個体が1つあった。従って、縦走血管数を数える場合は、右側で行うことが望ましい。なお、固定サンプルの鰓囊内の観察を行う場合、ヘマトキシリソ溶液を観察部位に滴下し、5分程度染色した後、蒸留水で洗浄することで、観察が容易となる。特に、縦走血管数と触手数を計数する場合は、正確な計数のため、上記の方法が推奨される。

ヨーロッパザラボヤの卵は、大型の濾胞細胞で覆われ、海水中を浮遊する(Berrill, 1928)(図5, 表1. B-②-2)。観察する際は、実体顕微鏡を用い、筋膜体外部から輸精管に併走する輸卵管を確認し、これをピンセット等で破ることで、容易に卵を採取することができ、判別に用いることができる。

ヨーロッパザラボヤと形態が極めて類似した近縁種に *Ascidia scabra* があるがこの種は、入水孔触手数が右

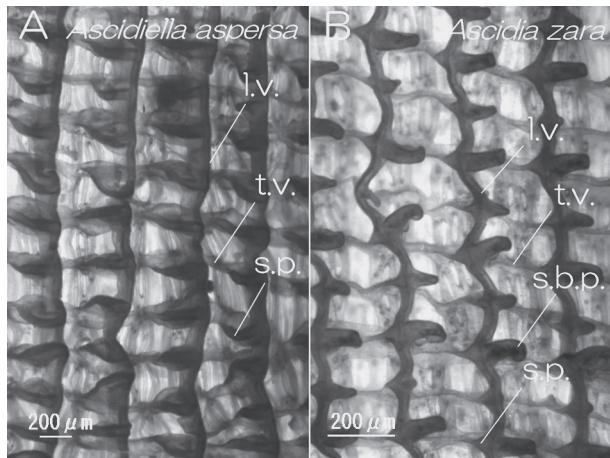


図3 ヨーロッパザラボヤと在来種ザラボヤの鰓囊内表面
（A）ヨーロッパザラボヤ、（B）ザラボヤ【l.v.：縦走血管（Longitudinal vessel）、t.v.：横走血管（Transverse vessel）、s.p.：支持突起（Supporting papilla）、s.b.p.：二次突起（Secondary branchial papilla）】。（A）北海道噴火湾産、（B）北海道サロマ湖産。

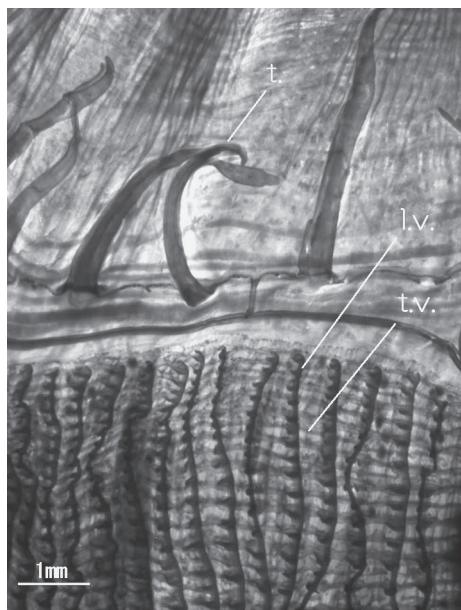


図4 ヨーロッパザラボヤの入水孔付近の鰓囊内表面
【l.v.：縦走血管（Longitudinal vessel）、t.v.：横走血管（Transverse vessel）、t.：入水孔触手（Tentacle）】。

側縦走血管数よりも多い点、卵を囲む瀕胞細胞が小型であり、卵が海水中で沈降する点で、本種と識別される（Berrill, 1928, Lindsay and Thompson, 1930）。*A. scabra*は、現在国内には生息しないと考えられるが、19世紀に長崎で採取された多数の標本が現存しており、過去に外来種として国内に侵入して、一時的に定着していたと推測されている（Nishikawa and Otani, 2004）。*A. scabra*が国内で再発見される可能性もあり、*Ascidiella*属の特徴



図5 ヨーロッパザラボヤの卵
【f.c.：瀕胞細胞（Follicle cell）】。北海道太平洋産。

を確認しただけでヨーロッパザラボヤと断定することはできない。

なお、体長10mm以下の個体については、ヨーロッパザラボヤであったとしても、未成熟のため輸卵管に卵を蓄えておらず、さらに、触手数と縦走血管数の関係が逆転する例が報告されている（Lindsay and Thompson, 1930）。従って、形態的な同定は困難であり、10mm以下の個体について同定を行う必要が生じた場合、分子生物学的な手法を検討しなければならない。

本報告では、ヨーロッパザラボヤの生物学的知見を整理するとともに、ヨーロッパザラボヤと在来種の簡易識別および同定方法をまとめた。今後、ヨーロッパザラボヤは国内で分布域を拡大し、新たな漁業被害が発生することが懸念されている（金森ら, 2011）。北海道においても、二枚貝養殖漁業が重要な漁業となっている海域が多く、ヨーロッパザラボヤの侵入、定着には常に警戒する必要がある。試験研究機関においては、漁業関係者に対して、本種の侵入に対して注意を呼びかけるとともに、サンプルを入手した際には、正確かつ迅速な同定を行い、定着防止あるいは漁業被害軽減のための対策を検討する等、適切な対応を行うことが求められる。なお、ヨーロッパザラボヤの簡易識別については、函館水産試験場HP（<http://www.fishexp.hro.or.jp/exp/hakodate/index.html>）で公表している「ヨーロッパザラボヤ（*Ascidiella aspersa*）類似生物の判定について」、同定については、独立行政法人水産総合研究センター北海道区水産研究所HP（<http://hnf.fra.affrc.go.jp/>）で公表している「ヨーロッパザラボヤ（*Ascidiella aspersa*）判定マニュアル」を、本報と併せて活用願いたい。

謝辞

本報告は、北海道立総合研究機構が北海道ほたて漁業振興協会より受託している噴火湾養殖ホタテガイ生産安定化モニタリング試験および北海道水産林務部と共同で行っているヨーロッパザラボヤの分布状況調査で得られた標本に基づき、まとめたものである。八雲町漁業協同組合の安千谷大輔氏および渡島中部地区水産技術普及指導所、渡島北部地区水産技術普及指導所、網走東部地区水産技術普及指導所、留萌南部地区水産技術普及指導所の職員の方々には、これらの試験、調査において標本採取に協力いただいた。これらの方々にお礼申し上げる。

引用文献

- Berrill NJ. The identification and validity of certain species of ascidians. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 1928 ; 15 : 159-175.
- Jacobs MW, Degnan BM, Bishop JDD, Strathmann RR. Early activation of adult organ differentiation during delay of metamorphosis in solitary ascidians, and consequences for juvenile growth. *Invert. Biol.* 2008 ; 127 : 217-236.
- 金森誠, 馬場勝寿, 吉田達, 野呂忠勝, 千田康司. 外来種ヨーロッパザラボヤ二枚貝養殖漁業における新たな脅威－. 2011年度日本付着生物学会研究集会講演要旨集 日本付着生物学会. 2011 ; 8.
- Lindsay ST, Thompson H. The determination of specific characters for the identification of certain Ascidiarians. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 1930 ; 17 : 1-52.
- Locke A. A screening procedure for potential tunicate invaders of Atlantic Canada. *Aquatic Invasions* 2009 ; 4 : 71-79.
- Millar RH. The annual growth and reproductive cycle in four ascidians. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 1952 ; 31 : 41-61.
- Nagabhushanam AK, Krishnamoorthy P. Occurrence and biology of the solitary ascidian *Ascidia aspersa* in Tamil Nadu coastal waters. *J. Mar. Biol. Assoc. India* 1992 ; 34 : 1-9.
- Niermann-Kerkenberg E, Hoffman DK. Fertilization and normal development in *Ascidia aspersa* (Tunicata) studied with Nomarski-optics. *Helgoländer Meeresunters* 1989 ; 43 : 245-258.
- 西川輝昭. ホヤ類. 「付着生物研究法－種類査定・調査法－（付着動物学会編）」恒星社恒星閣, 東京. 1986 ; 123-139.
- 西川輝昭. 脊索動物門 CHORDATA. 「原色検索日本海岸動物図鑑 II (西村三郎編)」保育社, 大阪. 1995 ; 573-610.
- 西川輝昭. 形態・分類・自然誌. 「ホヤの生物学 (佐藤短行編)」東京大学出版会, 東京. 1998 ; 3-21.
- Nishikawa T, Otani M. Occurrence of the European ascidian *Ascidia aspersa* (Müller, 1776) in the 19 century in Nagasaki, Japan, probably as an ephemeral alien species. *Contr. Biol. Lab. Kyoto Univ.* 2004 ; 29 : 401-408.
- 齋藤篤. 外来種ヨーロッパザラボヤ *Ascidia aspersa* (Müller, 1776) の研究－形態解析と噴火湾における個体群動態. 卒業論文, 東邦大学, 千葉. 2011.
- 菅原理恵子. 耳吊ホタテにザラボヤが大量付着!. 北水試だより 2009 ; 78 : 22.
- 菅原理恵子, 西川輝昭. 北海道の養殖ホタテを汚損する外来種ヨーロッパザラボヤ (新称). 日本動物学会関東支部第62回大会要旨集 日本動物学会関東支部. 2010.
- Tatián M, Schwindt E, Lagger C, Varela MM. Colonization of Patagonian harbours (SW Atlantic) by an invasive sea squirt (Chordata, Ascidiacea). *Spixiana* 2010 ; 33 : 111-117.
- 千田康司, 小野寺毅, 芳賀圭悟. 宮城県沿岸におけるヨーロッパザラボヤの分布確認. 宮城水産研報 2011 ; 11 : 79-81.
- 時岡 隆. 「相模湾産海鞘類図譜」岩波書店, 東京. 1953.
- 時岡 隆. 原索動物・海鞘亜綱. 「新日本動物図鑑 [下]」北隆館, 東京. 1965 ; 108-129.

試験研究業績（外部への発表）平成22年度

資源管理部門

海（ニシン）ニシン漁の変遷と資源復活の取り組み：高柳志朗（中央水試）日本の里山・里海評価：クラスターの経験と教訓 里山・里海：日本の社会生態学的生産ランドスケープ 北海道、国際連合大学高等研究所、53-55 & 85-87(2010)

”5.Adaptive significance of egg size variation of aquatic organism in relation to mesoscale features of aquatic environments” Kinya Nishimura and Noboru Hoshino（中央水試）. The Evolution of Anisogamy, Cambridge, Cambridge University Press, 2011, 131-167.

シラウオの性的二型と産卵行動：山口幹人（中央水試）東京大学大気海洋研究所共同利用シンポジウム 水生生物の性的二型適応と進化. 要旨集, 4-5(2010)

Spatial variation in otolith elemental composition of the Pacific herring *Clupea pallasii* in northern Japan : Kodai Yamane, Kotaro Shirai, Yoshimoto Nagakura, Motohito Yamaguchi, Akio Takiya（中央水試）, Takashi Horii（釧路水試）, Sachinobu Yamane, Takaomi Arai, Tsuguo Otake, Aquatic Biology, 10, 283-290(2010)

不確実性を考慮したシミュレーションによる日本海北部系群スケトウダラ資源管理におけるBban3万トンの妥当性の検討：山口宏史（中央水試）平成22年度日本水産学北海道支部例会講演要旨集, xx, 2010.12

2004年～2010年に北海道西部日本海に来遊したスルメイカの発生時期について（要旨）：佐藤 充（中央水試）スルメイカ資源評価協議会報告（平成22年度），日本海区水産研究所，62(2011)

漁船位置情報を活用したえびこぎ網漁場におけるホッコクアカエビの資源量指数推定方法：山口浩志，高柳志朗（中央水試），佐野 稔，前田圭司（稚内水試），宮下和士（北大FSC），畠中勝守（東農大），戸田真志，岡本 誠，和田雅昭（はこだて未来大）平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, 99, 2010.9

ニシン：長澤和也，丸山秀佳（中央水試）新魚類解剖図鑑 緑書房（東京），88-91, 2010.6

北部日本海におけるホタテガイ浮遊幼生の分布動態：西田芳則（中央水試），宮園 章（網走水試）平成22年度水産海洋学会講演要旨集, 13, 2010.11

定期海洋観測からみた2009年の津軽暖流水の張り出し状況：西田芳則（中央水試）日本海及び日本周辺海域の海況モニタリングと波浪計測に関する研究集会, 20-28, 2010.12

2008年冬季から春季の対馬暖流流量の極度な低下：西田芳則（中央水試），森本昭彦（名大水循環セ）平成23年度日本海洋学会春季大会講演要旨集, 73, 2011.3

2007年4月に行われた親潮域の連続CTD観測による海水特性とその短期変動：佐藤正俊（東北水研）・河野時廣（東海大）・清水勇吾（東北水研）西田芳則（中央水試）平成22年度水産海洋学会講演要旨集, 38, 2010.11

Toxin profile of *Alexandrium tamarense* (Dinophyceae) from Hokkaido, northern Japan and southern Sakhalin, eastern Russia : Hiroshi Shimada（中央水試），Irina Victorovna Motylkova, Tatyana Alexandrovna Mogilnikova, Kanako Mikami（中央水試），Minoru Kimura, Plankton & Benthos Research, 6(1), 35-41(2011)

北海道およびサハリン南部における *Alexandrium tamarens* の毒成分組成：嶋田 宏（中央水試），イリーナ・モティリコワ，タチアナ・モギリニコワ，三上加奈子（中央水試），木村 稔 平成22年度東北ブロック水産業関係試験研究推進会議海区水産業部会・分科会報告書，38(2011)

2009年5月下旬の親潮域における *Neocalanus* 属カイアシ類バイオマスの低下と海況の関係：嶋田 宏（中央水試）
2010年度日本海洋学会春季大会講演要旨集，249(2010)

オホーツク海の有毒渦鞭毛藻類のブルーム発生とホタテ貝の毒化：嶋田 宏，澤田真由美，田中伊織，浅見大樹（中央水試），深町 康 平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集，154，2010.9

能取湖の低次生産と貧酸素化：品田晃良（中央水試），2010年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集，218，2010.9

能取湖における貧酸素水塊の分布特性：品田晃良（中央水試），多田匡秀（網走水試），西野康人，川尻敏文 北水試研報，78，69-71(2010)

栄養塩添加による磯焼け漁場藻場再生調査2－施肥による栄養塩濃度の変化と海藻類の利用－：栗林貴範，浅見大樹，嶋田 宏，品田晃良，田中伊織（中央水試），赤池章一，吉田秀嗣，今井義弘（函館水試），宮園 章（網走水試），高橋正士・廣原正康・河井 渉（道檜山南水指），須貝英仁（道後志南水指），斎藤 誠・小川雄大（道檜山振興局），南川雅男（北大院地球環境） 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集，414，47，2011.3

気候変動と春ニシンのはなし：田中伊織（中央水試），北海道気候変動観測ネットワーク設立記念フォーラム報告書. 37-45. 2011.3.

スルメイカ冬季発生系群の成長：菅原美和子，山下紀生，坂口健司（釧路水試），佐藤 充（中央水試），福若雅章（水総研・北水研） スルメイカ資源評価協議会報告（平成22年度），P63-64，2011.3

能取湖の水理特性と貧酸素水塊の上昇機構：井上佑奈，瀬戸雅文，多田匡秀（網走水試），品田晃良（中央水試），渡部貴聰，川尻敏文，巻口範人 日本水産工学会学術講演会講演論文集，22，41-42，2010.5

LAND COVER CHANGES IN THE MIDDLE REACHES OF AMUR RIVER. M. Murooka（網走水試），S. Haruyama, K. Yamagata, Y. Kuwahara（網走水試）Japan IGU REGIONAL CONFERENCE ABSTRACT, Tel Aviv, Israel, July 12-16, 2010

Applications of marine broadband framework for coastal fishing. : Masaaki Wada, Katsumori Hatanaka, Minoru Sano（稚内水試），Yukiya Saitoh Proceedings of the OCEANS 2010 MTS/IEEE SEATTLE, Marine GIS and data fusion, 6 CD-ROM 2010.6

北海道北部沿岸域におけるマナマコの資源変動に及ぼす漁獲の影響：佐野 稔，前田圭司（稚内水試），高柳志郎（中央水試）ほか 平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集 99 2010.9

異内容物中に出現した漁網から見たトドによる漁業被害：後藤陽子，和田昭彦，前田圭司（稚内水試），三橋正基（釧路水試）ほか 平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集 105 2010.9

北海道におけるトドの来遊群構造の変化：和田昭彦，後藤陽子（稚内水試）ほか 第16回野生生物保護学会・日本哺乳類学会2010年度合同大会プログラム・講演要旨集 144 2010.9

Volume transport in the Soya Strait during 2006-2008 : Yasushi Fukamachi, Kai I. Oshima, Naoto Ebuchi, Tadao Bando, Minoru Sano (稚内水試) . Journal of Oceanography 66 685-696 2010.10

水産業における情報技術の活用について—VI. —リアルタイム情報の活用と水産資源評価— : 和田雅昭, 畑中勝守, 佐野 稔 (稚内水試), 原田博行 日本航海学会第123回講演会予稿集 III-14 2010.10

北海道北部沿岸域のマナマコ資源におけるリアルタイム水産資源評価の試み : 佐野 稔, 前田圭司 (稚内水試), 高柳志朗 (中央水試) ほか 2010年度水産海洋学会研究発表大会講演要旨集 58 2010.11

北海道日本海におけるスケトウダラ仔稚魚の体長組成 : 板谷和彦 (稚内水試), 志田 修 (中央水試), 三宅博哉 (釧路水試), 宮下和士 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集 20 2011.3

北海道オホーツク海沿岸におけるケガニ資源と海洋環境 : 三原栄次 (稚内水試), 田中伸幸 (網走水試), 三原行雄, 西田芳則, 田中伊織 (中央水試) 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集 179 2011.3

資源増殖部門

北海道日本海沿岸における大型海藻現存量の年変動に及ぼす環境要因 : 秋野秀樹, 高橋和寛 (中央水試) 日本藻類学会第35回大会要旨集, 79, 2011.3

ニシンの放流による体成分の変化, 耳石障害輪の形成および行動の変化:瀧谷明郎 (中央水試), 福士暁彦 (釧路水試) 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集, 153, 2011.3

高塩分短期蓄養によるホタテガイの呼吸・排泄速度の変化 : 櫻井 泉 (中央水試), 辻 浩司 (釧路水試), 野俣 洋 (水産研究本部) 平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, 50, 2010.9

人工餌料に対するホッコクアカエビの餌集行動:金田友紀, 蜂谷幸司 (中央水試), 阪本正博, 武田浩郁, 北川雅彦 (釧路水試), 若杉郷臣 (工試), 平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, 108, 2010.9

キヒトデの飼育下におけるアサリ捕食量 : 秦 安史 (中央水試), 佐々木正義, 阿部英治 (釧路水試), 町口裕二 (水研セ西海水研) 平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, 113, 2010.9

高密度収容に伴うエゾバフンウニのカゴ内分布に及ぼす要因について : 干川 裕, 金田友紀 (中央水試) 平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, 118, 2010.9

ウバガイの濾水活動による水質浄化効果の便益算定:櫻井 泉, 青山俊生(中央水試), 神田謙治, 木村哲晃, 松浦謙二(北海道庁), 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集, 180, 2011.3

石詰めコレクターを用いたエゾアワビ当歳貝の採集 : 干川 裕, 金田友紀 (中央水試), 高橋英昭 (豊浦町), 角田博義, 鈴木芳房 ((株) 海洋探査), 伊勢諭至 (後志南部水指), 磯野康 (岩内郡漁協), 青山俊生 (中央水試) 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集, 181, 2011.3

増殖礁における波浪によるウニ食圧制御機能の検証 : 金田友紀, 高橋和寛, 干川 裕, 秋野秀樹 (中央水試) 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集, 183, 2011.3

エゾバフンウニ蓄養における身入りに及ぼす収容密度の影響：干川 裕（中央水試），鵜沼辰哉（水研セ北水研），菅原 玲，金田友紀（中央水試）平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集，211, 2011.3

アサリの成長・生残に適した生育場選定手法の検討：櫻井 泉，秦 安史（中央水試），中山威尉（北海道庁），前川公彦（サロマ湖養殖組合），山田俊郎（（株）西村組），桑原久実（水研セ水工研），田中良男（（株）東京久栄），平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集，225, 2011.3

サロマ湖のアサリの成長に及ぼす環境要因について：秦 安史，櫻井 泉（中央水試），前川公彦（サロマ湖養殖組合），長谷川夏樹（水研セ北水研），山田俊郎（（株）西村組），平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集，226, 2011.3

海草スガモ葉上におけるウチダヘソカドタマキビの産卵場所選択：金森 誠（函館水試），長谷川夏樹（北水研），向井宏・五嶋聖治（北大院） 日本貝類学会平成22年度大会（名古屋）研究発表要旨，2010.4

航空写真がとらえた積丹半島の藻場の変遷：赤池章一（函館水試） 藻場を育てる知恵と技術 藤田大介・村瀬 昇・桑原久実（編著），137-142, 2010.6

栄養塩添加による磯焼け漁場藻場再生調査3 施肥とウニ除去による藻場の形成状況：赤池章一，吉田秀嗣（函館水試），栗林貴範（中央水試），宮園 章（網走水試），廣原正康（道檜山南水指），須貝英仁（道後志南水指），小川雄大（道檜山振興局），金子宏（道水産林務部），木村直和（上ノ国町） 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集，415, 47, 2011.3

北海道から放流したマツカワ人工種苗の青森県から茨城県沖における再捕年齢，時期および全長の特徴：吉田秀嗣（函館水試），高谷義幸，松田泰平（栽培水試） 水産技術，3(2), 121-126, 2011.3

High-level congruence of *Myrionecta rubra* Prey and *Dinophysis* species plastid identities as revealed by genetic analyses of isolates from Japanese coastal waters. : Goh Nishitani, Satoshi Nagai, Katsuhisa Baba (函館水試), Susumu Kiyokawa (網走水試), Yuki Kosaka, Kazuyoshi Miyamura, Tetsuya Nishikawa, Kiyonari Sakurada, Akiyoshi Shinada (中央水試) and Takashi Kamiyama Applied and Environmental Microbiology, 76, 2791-2798 (2010).

Genetic analyses of the cryptomonad nucleomorph in natural *Myrionecta rubra* cells reveal a simple lineage of *Dinophysis* kleptoplastids. : Goh Nishitani, Satoshi Nagai, Katsuhisa Baba (函館水試), Susumu Kiyokawa (網走水試), Yuki Kosaka, Kazuyoshi Miyamura, Tetsuya Nishikawa, Kiyonari Sakurada, Akiyoshi Shinada (中央水試) and Takashi Kamiyama Proceedings of the 13th International Conference on Harmful Algae, 3-7 November 2008, Hong Kong, China. Ho, K.C., Zhou, M.J. & Qi, Y.Z. (eds.). Environmental Publication House Hong Kong, 75-179 (2010).

有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium ostenfeldii* の核リボソーマルRNA遺伝子領域に見られる多型とLAMP法を用いた1細胞からの検出：長井敏（瀬戸内水研），Pia Maenpaa Anke Kremp, 馬場勝寿（函館水試），宮園 章（網走水試），Anna Godhe, Lincoln Mackenzie, Donald Anderson DNA多型，18, 122-126, 2010.5

知っていますか？「つくり育てる漁業」の最前線－未来に向けた新たな取り組みと資源の有効利用－ 2. 栽培漁業研究に関する新たな取り組み・マツカワ：萱場隆昭（釧路水試）平成22年度日本水産学会北海道支部会シンポジウム講演要旨集，P3, 2010.12

低温蓄養による羅臼産エゾバフンウニの出荷時期調整技術の開発－2：萱場隆昭，辻浩司（釧路水試），菊池八起，川端和博，大滝勲，石龜正則，干川 裕（中央水試），野俣 洋（水産研究本部） 2010（平成22）年度日本水産学会秋季大会講演要旨集，P50, 2010.9

ウニ類の温度馴致技術による出荷時期調整：萱場隆昭（釧路水試），村田裕子（水研セ中央水研）2011（平成23）年度日本水産学会春季大会講演要旨集，P310，2011.3

Restoration of kelp beds on an urchin barren : Removal of sea urchins by citizen divers in southwestern Hokkaido : Akira WATANUKI, Toru AOTA, Eiji OTSUKA, Tadashi KAWAI (稚内水試), Yoshitoshi IWAHASHI, Hisami KUWAHARA and Daisuke FUJITA 水産総合研究センター研究報告 32 83-87 2010.12

北海道礼文島におけるエゾバフンウニ稚仔加入量の年変動要因：合田浩朗（稚内水試），遠藤 光，吾妻行雄 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集 51 2011.3

Recent advances in Sea-Urchin aquaculture in Japan : Yukio Agatsuma, Yuichi Sakai (栽培水試) and Ken-ichiro Tajima (2010) Bull. Aquacul. Assoc. Canada 108-1, P4-9, 2010. 5

異体類仔稚魚の健苗性に及ぼすDHAの効果：佐藤敦一（栽培水試） 平成22年度養魚飼料油脂研究会 講演要旨，2010.7

栽培漁業研究に関する新たな取り組みーマナマコー：酒井勇一（栽培水試） 平成22年度日本水産学会北海道支部大会シンポジウム講演要旨集 4P, 2010.12

ホタテガイ漁業を支える新技術ー幼生を判別する新技術についてー：清水洋平（栽培水試） 平成22年度日本水産学会北海道支部大会シンポジウム講演要旨集 5p, 2010. 12

ハタハタ仔魚の潜砂行動に対するDHAの効果：佐藤敦一（栽培水試）他 2 名 平成22年度日本水産学会北海道支部大会 講演要旨集，27頁 2010. 12

北海道におけるナマコ漁業の現状 ーマナマコの種苗生産についてー：酒井勇一（栽培水試） 平成22年度育てる漁業研究会講演要旨集，23～31，2011. 1

えりも以西太平洋海域マツカワ：村上 修（栽培水試）他 7 名 栽培漁業資源回復等対策事業（平成18～22年度）総括報告書，1-55, 2011. 3

キツネメバルおよびマガレイ稚魚の飼育成績に対する飼料へのタウリン添加の影響：佐藤敦一，高谷義幸（栽培水試）他 1 名 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集，138 頁， 2011.3

さけます資源部門

Evaluation of population differences using gill raker count in pink salmon, *Oncorhynchus gorbuscha*, in three rivers on Hokkaido Island. : Ando D, Fujiwara M, Miyakoshi Y, Shinriki Y, Hayano H (さけます内水試), Nakajima M (2010) Fish Genetics and Breeding Science 40: 19-28.

Inflexibility of vertebral number in chum salmon *Oncorhynchus keta*. : Ando, D., Shimoda, K., Shinriki, Y., Urabe, H., Aoyama, T., (さけます内水試) and M. Nakajima (2010) Fisheries Science, 76:761-767.

Population genetic structure and phylogeography of masu salmon (*Oncorhynchus masou masou*) inferred from mitochondrial and microsatellite DNA analyses. : Y Yu J.-N., N. Azuma, M. Yoon, V. Brykov, S. Urawa, M. Nagata (さけます内水試), D. H. Jin

and S. Abe (2010). *Zoological Science* 27, 375–385.

Evaluation of habitat quality for stream salmonids based on a bioenergetics model. : Urabe, H., Nakajima, M., Torao, M., and Aoyama T (さけます内水試) . (2010) *Transactions of the American Fisheries Society* 139: 1665–1676.

飼育水温の違いによるシロザケの計数形質の変化：安藤大成，神力義仁，宮腰靖之，ト部浩一，青山智哉（さけます内水試），中嶋正道（2011年3月）平成23年度日本水産学会春季大会，p.145，東京都。

北海道東部網走沿岸におけるカラフトマスの海洋初期生活：藤原 真，安藤大成，隼野寛史，宮腰靖之（さけます内水試），嶋田 宏（中央水試）（2011年3月） 平成23年度日本水産学会春季大会，P.63，東京都

北海道日本海側におけるサクラマススモルトの回帰率の変動要因について：飯嶋亞内，宮腰靖之（さけます内水試）（2010年11月）2010年度水産海洋学会研究発表大会，P.29，東京都

植別川におけるサケの人工ふ化魚と自然産卵魚との関係：春日井潔，宮本真人，佐々木義隆，竹内勝巳，永田光博（さけます内水試）（2010年12月）第4回サケ学研究会、函館

Current status of natural spawning of chum salmon populations in the Hidaka region, Hokkaido, northern Japan. : Miyakoshi Y, Urabe H, Nagata M (さけます内水試) , Kaeriyama M, Seong KB. (2010年5月) State of the Salmon 2010 Conference. P.32, Portland, Oregon

北海道におけるカラフトマスの最近の資源変動：宮腰靖之，藤原 真，永田光博（さけます内水試）（2010年10月）日本水産増殖学会第9回大会，P.4，唐津市

北海道におけるサケ自然産卵個体群の分布と遡上時期：宮腰靖之，ト部浩一，實吉隼人，青山智哉，春日井潔，坂本博幸，永田光博（さけます内水試），中尾勝哉，飯村幸代，岡田鳳二，工藤美州. (2010年12月) 平成23年度日本水産学会北海道支部大会，P. 14，室蘭市

北海道におけるサケ自然産卵個体群の分布と遡上時期：宮腰靖之（さけます内水試）（2010年12月） 第4回サケ学研究会，P. 6，函館市

北海道太平洋側西部沿岸におけるサケ幼魚の生態(1)－大型サイズで放流した幼魚の沿岸での成長－：宮腰靖之，藤原 真，隼野寛史，青山智哉，神力義仁（さけます内水試），嶋田宏（中央水試），鈴木龍二，田中一人（2011年3月）平成23年度日本水産学会春季大会，P.62，東京都

Conservation principles of naturally spawning salmonids in Hokkaido, Japan. : Nagata M, Miyakoshi Y, Urabe H(さけます内水試) , Kaeriyama M. . (2010 年 5 月) State of the Salmon 2010 Conference. P.23, Portland, Oregon

北海道における野生サケ類の管理の現状と課題:永田光博（さけます内水試）（2010年12月） 第4回サケ学研究会, P. 5, 函館市

知床半島に生息するサケ科魚類4種の降下生態：永田光博，竹内勝巳，佐々木義隆，宮腰靖之，春日井潔，虎尾 充，村上 豊（さけます内水試）（2010年9月） 平成22年度日本水産学会秋季大会，P28，京都

北海道太平洋側西部沿岸におけるサケ幼魚の生態(2)－鱗相解析により推定した幼魚のサイズ依存的移動－：實吉隼人，宮腰靖之，藤原 真（さけます内水試），鈴木龍二，田中一人（2011年3月）. 平成23年度日本水産学会

春季大会, P.63, 東京都

北海道根室海区におけるカラフトマスの母川選択性と回帰率：虎尾 充（さけます内水試）（2010年9月）. 平成22年度日本水産学会秋季大会, P.28, 京都

カラフトマス回帰親魚における支流単位での母川選択性の年変動：虎尾 充, 永田光博, 佐々木義隆, 春日井潔, 竹内勝巳（さけます内水試）. 第4回サケ学研究会. 函館

北海道根室当幌川水系におけるカラフトマス野生魚集団の存在：虎尾 充, 永田光博, 佐々木義隆, 春日井潔, 竹内勝巳（さけます内水試）（2011年3月）. 平成23年度日本水産学会春季大会, P.202, 東京

Conservation and enhancement of masu salmon in Hokkaido, Japan. : Urabe H, Miyakoshi Y, Nagata M (さけます内水試) . (2010年5月). State of the Salmon 2010 Conference. P.32, Portland, Oregon

千歳川水系に生息する野生サケ・サクラマス-漁川でのモニタリング調査を中心にー：ト部浩一, 宮腰靖之, 安藤大成, 神力義仁（さけます内水試）（2010年12月）. 第32回魚類系統研究会. 千歳

内水面資源部門

Reproductive and genetic capacity of spermatozoa of inter-populational hybrid males in the loach, *Misgurnus anguillicaudatus*. : Arias-Rodriguez, L., G. S. Yasui, S. Kusuda (さけます内水試) and K. Arai (2010) J. Appl. Ichthyol. 26, 653-658.

電気ショッカーボートによる駆除効果：工藤 智（さけます内水試）（2010）全内漁連「ぜんない」. 16号, 14-15.

ヒラメ骨格図. 新魚類解剖図鑑（木村清志監）：内藤一明（さけます内水試）（2010）P180. 緑書房, 東京.

電気ショッカーボートの導入後, 現在, 未来：工藤 智（さけます内水試）, 武田 功（2010年1月）第5回外来魚情報交換会, 彦根市

網走湖の青潮発生後の下流域の水質変化：安富亮平, 渡辺智治, 下田和孝, 真野修一, 隼野寛史（さけます内水試）, 渡部貴聰, 馬場耕平, 岡田圭生, 吉田裕次, 隠岐修一, 今田和史. 第13回日本陸水学会北海道支部大会, P5, 札幌

Relationship between rearing condition and health in chum salmon (*Oncorhynchus keta*) fry. : Mizuno, S., M. Hatakeyama, M. Nakajima, K. Naito, T. Koyama, H. Saneyoshi, M. Kobayashi, N. Koide (さけます内水試), N. Misaka (水産研究本部) and H. Ueda (2010) Aquaculture Sci., 58, 529-531.

Physiological impacts of high rearing density on chum salmon *Oncorhynchus keta* fry. : Mizuno, S., M. Nakajima, K. Naito, T. Koyama, H. Saneyoshi, M. Kobayashi, N. Koide (さけます内水試) and H. Ueda (2010) Aquaculture Sci., 58, 387-400.

黄銅ファイバーによるサケマス魚類の卵管理：小出展久, 畠山 誠, 佐々木典子（さけます内水試）（2011年9月）平成22年度日本水産学会秋季大会, P.114, 京都

C-N stable isotope values of freshwater fishes in Hokkaido, Japan for the information on the isotope Ecology. : Miyuki Nakajima (さけます内水試), Masao Minagawa, Kazutaka Shimoda, Hiroshi Kawamura and Tomoya Aoyama. (さけます内水試) International Symposium on Isotope Ecology 2010 in Kyoto:Relationship between biodiversity and ecosystem Function, P.53,

(Kyoto)

北海道におけるサケマス類の遺骸が河川の魚類と底生動物に与える影響：中島美由紀（さけます内水試），南川雅男，下田和孝（さけます内水試），伊藤富子. (2011年3月) 第58回日本生態学会大会, P.398, 札幌市.

北海道産サケ野生集団の評価と流域生態系の動植物に及ぼす影響：中島美由紀（さけます内水試），長坂晶子，下田和孝（さけます内水試），間野 勉（企画責任者）. (2011年3月) 第58回日本生態学会大会，自由集会，P.101, 札幌市

加工利用部門

未定利用水産資源の有効利用を目的としたすり身の開発～とくにウロコメガレイすり身の品質評価について～：山本恭子，今裕，長谷川一美，菅原 玲（中央水試），北上誠一，石下真人，船津保浩 平成22年度日本水産学会北海道支部大会講演要旨集, 23, 2010. 12

低温畜養がホタテガイ生鮮貝柱の硬化抑制に与える影響：武田忠明（中央水試），秋野雅樹（網走水試），今村琢磨（中央水試），埜澤尚範 日本水産学会誌 76(5), 946-952, 2010.12

において分析と官能試験によるサンマ冷凍すり身の品質評価：武田浩郁，麻生真悟，阪本正博，北川雅彦（釧路水試），姥谷幸司（中央水試），宮崎亜希子，飯田訓之（網走水試）平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, P84, 2010.9

シシャモ一夜干しの漁期別・雌雄別の品質：佐藤暁之，辻 浩司，北川雅彦（釧路水試），金子博実（中央水試），野俣 洋（水産研究本部）平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, P85, 2010.9

高塩分短期蓄養によるホタテガイの品質変化－3：辻 浩司，佐藤暁之（釧路水試），菊池八起，山石秀樹，櫻井 泉（中央水試），野俣 洋（水産研究本部）平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, P50, 2010.9

シンポジウム：サンマのグローバルマーケティングの取り組みに向けて・冷凍すり身化技術 II. 2. 冷凍すり身化技術：武田浩郁（釧路水試）平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, P177, 2010.9

シンポジウム：サンマのグローバルマーケティングの取り組みに向けて・冷凍すり身化技術 III. 1. フィレの品質と保存性：辻 浩司（釧路水試）平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, P180, 2010.9

高塩分蓄養後のホタテガイ貝柱の品質：辻 浩司，佐藤暁之，萱場隆昭（釧路水試），野俣 洋（水産研究本部），熊林義晃 平成22年度日本水産学会北海道支部大会講演要旨集, 2010.12

シンポジウム：漁獲物の蓄養と環境馴致による品質向上技術の開発・ホタテガイの飼育塩分制御による呈味性の強化：辻 浩司（釧路水試），櫻井 泉（中央水試），野俣 洋（水産研究本部）平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集, P309, 2011.3

釧路産シロサケの品質：辻 浩司，佐藤暁之，福士暁彦，北川雅彦（釧路水試），森本庄吉，澤口理絵，佐々木 透 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集, P96, 2011.3

ヒトデ骨片の海水ろ過材としての利用：麻生真悟，武田浩郁，阪本正博，北川雅彦（釧路水試），鎌田樹志，内山智幸，

松嶋景一郎, 浦 晴雄 平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集, P110, 2011.3

北海道沿岸で混獲されるマヒトデおよびニッポンヒトデのサボニンを給餌したマツカワの抗病性効果：麻生眞悟（釧路水試），宮崎亜希子（網走水試），北川雅彦（釧路水試），飯田訓之（網走水試），三浦宏紀，西原 豊（中央水試）平成23年度日本水産学会春季大会講演要旨集, P89, 2011.3

海洋深層水を活用した高塩分畜養ホタテガイの品質について：佐藤暁之, 辻 浩司, 北川雅彦（釧路水試） 平成22年度水産利用関係研究開発推進会議品質安定部会研究会資料, P16-17, 2010.11

未低利用海藻バイオマスの有効利用試験：姥谷幸司（中央水試），阪本正博，北川雅彦（釧路水試） 平成22年度水産利用関係研究開発推進会議利用加工技術部会研究会資料, P126-127, 2010.11

客観的な品質評価による生鮮魚のブランド化：辻 浩司（釧路水試） 平成22年度水産利用関係研究開発推進会議利用加工技術部会研究会資料, 2010.11

シンポジウム記録 水産資源の有効利用とゼロエミッションIII-2. ヒトデ：福士暁彦（釧路水試） Nippon Suisan Gakkaishi 76(5), p 963, 2010.9

乾燥ナマコの品質および製造基準の確立：成田正直，宮崎亜希子，飯田訓之（網走水試） 平成22年度水産利用関係研究開発推進会議利用加工技術部会研究会 122-123, 2010.11

乾燥ナマコにおける煮熟条件と品質の関係：成田正直、宮崎亜希子、飯田訓之（網走水試） 平成22年度日本水産学会秋季大会講演要旨集 87, 2010.9

音響学的手法を用いたスケトウダラ北部日本海系群の資源動態評価と産卵場形成に関する研究（学位論文）

三宅博哉

調査船北洋丸と金星丸に装備された計量魚群探知機を用いてスケトウダラ北部日本海系群の現存量調査を行い、VPAの結果と比較した。また、音響調査で得られたスケトウダラ分布深度と水温の関係を分析してスケトウダラの分布深度が水温の影響を受けて変化することを示した。さらに、長期間にわたる産卵群漁獲量と沿岸水温の関係を分析し、再生産関係は低水温・高RPS期と高水温・低RPS期の二つの期間に分けられると考えた。近年はスケトウダラ卵分布調査から積丹半島以北の産卵場が衰退していることを示した。以上から、水温の上昇により産卵回遊経路が変化して産卵場の形成が南方に偏ったことが近年見られる低RPSの原因と推察した。

A471 北水試研報 81 1-56 2012

北海道日本海南部海域におけるベニズワイの漁業管理について

星野 昇

道南海域のベニズワイ資源は漁獲可能量で管理されているが、その動態には不明な要素が多く、一般的な資源管理手法が適用できない。本稿では、毎年の漁獲可能量を、CPUEトレンドのみに基づく簡単な算出方法で計算する制御ルールを用いた場合の効用やリスクを、オペレーティングモデルで評価した。数種の管理シナリオを検討したところ、管理開始時点における漁獲圧の規模に応じて各シナリオで長短が異なった。数量管理に並行して漁獲努力量の制限措置を継続するなど補足的な措置が必要と考えられた。今後の実用に際しては、現在の漁獲努力量の水準と資源尾数のトレンドを実態に近いものとして推定することが必要である。

A473 北水試研報 81 117-124 2012

サクラマス *Oncorhynchus masou masou* のスモルト化に関する生理生態学的研究およびその増殖事業への応用（学位論文）

河村 博

サクラマスのスモルト化（スモルト変態）に関して、浮上稚魚の日周行動および分散移動、野生河川集団の幼魚の季節的成長速度、流程分布に基づく幼魚集団の移動と成長、降海移動、血中甲状腺ホルモンの変動、海水適応能の発達を明らかにした。飼育実験で水温、日長（光周期）および遺伝によるスモルト化の影響を調べ、本種のスモルト化が夏季長日日長による抑制、秋季特定日長による解除、冬季低水温による抑制、翌春の日長・水温の増大による集団固有の遺伝的スモルト化発達のプロセスを示した。さらに大型スモルト放流の有効性と沿岸摂餌生態を明らかにし、本種のスモルト放流技術に関する改善策を提案した。

A472 北水試研報 81 57-116 2012

標識魚の遡上状況からみた北海道尻別川水系内のサクラマスの母川回帰

宮腰靖之、高橋昌也、大熊一正
ト部浩一、下田和孝、川村洋司

2007年秋、北海道尻別川水系でサクラマスを捕獲し標識魚の割合を調べたところ、主な放流場所である目名川では標識魚の割合は80.5%であったのに対して、それ以外の10支流での標識魚の割合は4.3%であった。目名川以外では標識魚の割合が低いことから、サクラマスは同一水系内の支流間でも母川回帰する可能性が高いことが示唆された。目名川以外で見つかった標識魚はスモルト放流された個体であったが、スモルト放流魚の一部は本流の下流部に輸送放流されており、飼育、放流過程が母川記録に関係している可能性も考えられた。

A474 北水試研報 81 125-129 2012

網走湖におけるワカサギの形態的・生化学的初期発育過程

虎尾 充

網走湖におけるワカサギ天然魚の初期発育を形態的・生化学的な指標を用いて検討した。形態的には発育段階の移行期である全長12mm, 33mm, 42mm, 54mmに体型の変曲点があると考えられた。RNA/DNA比およびタンパク質/DNA比の変化から、網走湖産ワカサギは仔魚期には盛んな細胞分裂を中心の増殖的成長、仔魚期から稚魚期への移行期には細胞の大きさが増大する肥大的成長、稚魚期以降は増殖・肥大的成長が中心の成長様式を持つと推定された。特に顕著な形態的・生化学的な発育段階の変化が認められた脊索屈曲期（Phase D）は食性転換が認められる時期と対応しており、形態形成・生理的な発育段階・食性移行の関連性が推測される。

A475 北水試研報 81 131-139 2012

群別川、昆砂別川および濃屋川におけるサクラマスの産卵床分布（短報）

下田和孝、川村洋司

北海道の非保護水面3河川（群別川、昆砂別川および濃屋川）でサクラマスの産卵床の分布と数を調査し、既報の保護水面河川の事例と比較した。各河川で発見された産卵床数は、群別川では探索距離9.1kmに対し165床、昆砂別川では探索距離2.0kmに対し20床、濃屋川では探索距離9.2kmに対し133床であった。探索距離1kmあたりの産卵床数は、近隣にある保護水面河川の厚田川と同等であったことから、これらの非保護水面河川はサクラマスの繁殖場所として保護水面と同等に重要であると考えられた。

A477 北水試研報 81 145-148 2012

都市近郊河川で観察されたサケとサクラマスの産卵床密度（短報）

宮腰靖之、卜部浩一、安藤大成

2008年9月29日、北海道恵庭市を流れる石狩川支流漁川の9kmの区間を踏査し、サケとサクラマスの産卵床の数を調べた。調査区間でサケの産卵床が440床、サクラマスの産卵床が94床確認され、100mあたりの産卵床の分布密度はサケで4.9床/100m、サクラマスで1.0床/100mであった。都市近郊を流れる漁川でも高密度でサケとサクラマスの産卵床が造成されていることが観察され、このような自然産卵個体群と産卵環境を保全していくことが重要と考えられる。

A476 北水試研報 81 141-143 2012

洞爺湖で採捕された巨大なヒメマス

内藤一明

2009年10月、極めて大型のヒメマスが洞爺湖で採捕された。採捕個体は婚姻色の出た雄であった。本湖における大型のヒメマスの報告は田中館（1925, 1940）以降、半世紀来の三度目の報告となる。

A478 北水試研報 81 149-150 2012

外来種ヨーロッパザラボヤ *Ascidia aspersa* (Müller, 1776)の生物学的特徴と簡易識別および同定について(技術報告)

金森 誠, 馬場勝寿
長谷川夏樹, 西川輝昭

北日本のホタテガイ養殖漁場で漁業被害をもたらしている外来種ヨーロッパザラボヤについて、生物学的知見を整理し、形態学的な手法による在来種との簡易識別および同定方法を検索表としてまとめた。これは北海道産の標本の観察により、(1) 被囊外観から在来類似種との識別は困難であること、(2) 筋膜体外観から在来類似種との簡易識別が可能であること、(3) 筋膜体内部の観察により、正確な同定ができるなどを確認し、(2), (3) を体系的に整理したものである。ヨーロッパザラボヤは新たな海域での漁業被害発生が懸念されており、正確かつ迅速な同定により、定着防止あるいは漁業被害軽減のための対策を講じることが望まれる。

A479 北水試研報 81 151-156 2012

第81号の編集にあたり、下記の方に原稿の校閲でご尽力いただきました。

ここに記してお礼いたします（敬称略）

眞山 紘

今田和史

上田 宏

平松一彦

北海道水産試験場研究報告 第81号

2012年3月29日発行 ISSN: 2185-3290

編集兼
発行者 北海道立総合研究機構水産研究本部
〒046-8555 北海道余市郡余市町浜中町238
電話 総合案内 0135(23)7451 (総務部総務課)
図書案内 0135(23)8705 (企画調整部企画課)
FAX 0135 (23) 3141
Hamanaka-cho 238, Yoichi-cho, Hokkaido 046-8555, Japan

印刷所 株式会社 おおはし
〒046-0004 余市郡余市町大川町14丁目14番地
電話 0135 (23) 4591
