

北海道水産試験場研究報告

第 90 号

SCIENTIFIC REPORTS OF HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES No.90

北海道立総合研究機構水産研究本部

北海道余市町

2016年9月

Hokkaido Research Organization
Fisheries Research Department

Yoichi, Hokkaido, Japan

September, 2016

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 (Hamanaka-cho, Yoichi, Hokkaido 046-8555, Japan)
函館水産試験場 (Hakodate Fisheries Research Institute)	040-0051 函館市弁天町20-5 函館市国際水産・海洋総合研究センター内 (Benten-cho, Hakodate, Hokkaido 040-0051, 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 網走市鱒浦1-1-1 (Masuura, Abashiri, Hokkaido 099-3119, Japan)
稚内水産試験場 (Wakkanai Fisheries Research Institute)	097-0001 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)

籠中で飼育したマナマコの個体別成長とばらつき

田園大樹^{*1}, 合田浩朗², 中島幹二³, 佐藤 一³, 永田淳人⁴, 本前伸一⁵

¹北海道立総合研究機構稚内水産試験場, ²北海道立総合研究機構釧路水産試験場, ³北海道立総合研究機構中央水産試験場, ⁴北海道水産林務部水産局水産振興課, ⁵渡島地区水産技術普及指導所

Individual growth and variance of Japanese sea cucumber (*Apostichopus japonicus*) reared in closed cages.

DAIKI TAZONO^{*1}, HIROO GODA², KANJI NAKAJIMA³, HAJIMU SATO³, NAOTO NAGATA⁴
and SHINICHI MOTOMAE⁵

¹ Wakkanai Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Wakkanai, Hokkaido 097-0001*,

² Kushiro Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Kushiro, Hokkaido 085-0024*,

³ Central Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Yoichi, Hokkaido 046-8555*,

⁴ Fisheries Promotion Division, Fisheries Bureau, Hokkaido Government Department of Forestry and Fisheries, *Sapporo, Hokkaido 060-8588*,

⁵ Oshima Fisheries Technical Guidance Office, Hokkaido Government Oshima General Subprefectural Bureau, *Hakodate, Hokkaido 041-8558, Japan*

The cause of variance in the individual growth of Japanese sea cucumbers (*Apostichopus japonicus*) was investigated by rearing individuals in closed cages. Two groups of sea cucumbers were used: a group of small individuals each weighing approximately 30 g, and a group of large individuals each weighing approximately 160 g. Each individual was kept in a separate rearing cage. The rearing cages were submerged along the breakwater in Esandomari fishing port. The mass of the sea cucumbers was recorded every month, and ambient water temperature was also recorded.

Overall, the specific growth rate (SGR) of the sea cucumbers was found to be negatively correlated with ambient temperature. The mass variance of the small group was significant, which may be attributed to the fluctuation of threshold temperature for aestivation. In the small group, seasonal SGR patterns of low-growth individuals were different from the patterns of high-growth individuals. This difference was another cause of variance. The mass variance of the large group, however, was not significant, as the threshold temperature for aestivation was not fluctuated in the test period. Diet was also considered one of the important factors leading to growth variance.

キーワード：マナマコ, 成長, 個体差

マナマコ *Apostichopus japonicus* は、北西太平洋沿岸の浅海域に分布し、日本では北海道から種子島まで広くみられる普通種である (Mitsukuri, 1912)。

日本や韓国では生のまま食用とされ、また、中国では古くから乾燥品が高級食材として取引されている (赤嶺, 2003)。近年、中国における乾燥なまこ需要の増加から、輸出向けに日本での漁獲量、生産額も増加しており (渋谷・葛西, 2011)、沿岸資源としての重要性が増してき

ている。現在、日本では北海道など各地でマナマコの種苗放流が行われており、2013年には全国で約600万個体の人工種苗が放流されている (水産総合研究センター, 2015)。また、中国では海水を導入した池を利用した給餌養殖が行われており、2002年には年間約5,800 t以上の乾燥製品が生産されている (Chen, 2004)。

このため、日本や中国では、マナマコの増養殖に向けた生理・生態について研究が行われてきた。崔 (1963) は、

本州中部においてマナマコの生息環境や餌料, 成長などの基礎生態を中心に多くの知見を得ている。また, Mitsukuri (1903) は, マナマコの特徴的な生態の一つとして夏季に活動が停滞する夏眠をすることを明らかにしている。この夏眠の影響により, マナマコは夏季に重量が減少することがわかっている (崔, 1963; 滝口ら, 1990)。

一方で, 滝口ら (1990) は, 防波堤のコンクリートブロックに放流した約0.3 mmのマナマコについて, 放流後2年で50–323 g, 2年7ヵ月後には68–680 gと個体間には大きな成長差が生じたことを報告している。また, Chen (2003) は, 比較的生息環境が均質とみられる養殖池内であっても, 早春に導入した種苗について, 半年後に1.7–13 g, 2年半後に65–225 gと成長には大きく差が出たことを報告している。Yamana *et al.* (2008) は, マナマコの種苗について, 多くの個体が緩やかに成長し, ごく少数の個体が早く成長し, また一部の個体はマイナス成長することを報告している。

マナマコの成長には大きな個体差が生じることがわかっているが, 実際に個体ごとに飼育してその過程を捉えた研究事例はない。マナマコでは成長や生理状態に温度が大きく影響することがわかっているが (Li *et al.*, 2002; Dong and Dong, 2006; Dong *et al.*, 2006; Yang *et al.*, 2006), 水温の季節的な変動の中で各個体がいかにして高成長, 低成長となるのか, その過程を捉えることはマナマコの成長を理解する上で重要な知見となる。

本研究では, 成長段階が異なるとみられる湿重量約30 gと約160 gのマナマコについて, 漁港内に設置した着底籠に1個体ずつ収容し, 湿重量の推移を追った。また, 連続記録式水温計により周囲の水温について記録を行い, 天然に近い環境下で個体別の成長を追跡し, 成長に個体差が生じる要因について検討を行った。

材料と方法

稚内市ノシャップ岬にある恵山泊漁港内において, 2009年10月から2012年10月にかけて計2回, 湿重量の推移の追跡試験を行った (Fig. 1)。

マナマコは北海道北部宗谷周辺海域で採集し, 稚内水産試験場内の水槽で1週間以上馴致飼育したものを試験に用いた。使用したマナマコの大きさは小型区として平均約30 gの個体を19個体 (以下, 小型区), および大型区として平均約160 gの個体を12個体 (以下, 大型区) を使用し, 一部期間並行して試験を行った (Table 1)。試験には, エビ類の籠漁業に用いられる5 mm目の採集用のえび籠 (以下, 単に籠とする) の上部の入口にトリ

カルネットで開閉可能な蓋をして用いた (Fig. 2)。この籠を網で繋ぎ, 漁港内の石積み部分 (水深約3 m付近) に, 着底するように設置した (Fig. 3)。籠の底面は網地であり, 石積み部にも隙間があることから籠中の堆積物は多くないとみられるが, 沖側にはシルト上の底質が広がっており, 一部は流下して籠内のマナマコの餌料となったとみられる。また籠を構成する枠や網地には藻類や珪藻類とみられる茶褐色の物質が大量の付着していたことから, 籠中のマナマコはこれらも餌料として利用できたものとみられる。できるだけ天然に近い摂餌環境での成長をみるため, 人工的な給餌は行わなかった。

馴致後, 籠に収容する前に湿重量を測定し, 重量が重かったものから順に小型区ではa, b, c..., 大型区ではA, B, C...の識別名を与えた。設置した籠にはそれぞれの

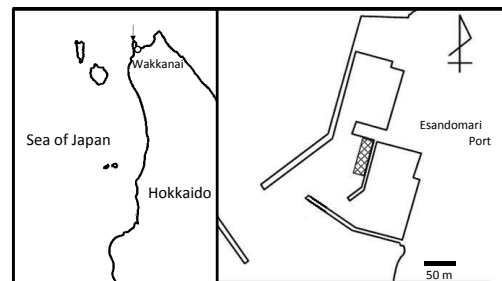


Fig. 1 Location of the rearing cages in Esandomari port. The black arrow indicates the location of Esandomari port. The mesh square indicates the area where cages were submerged.

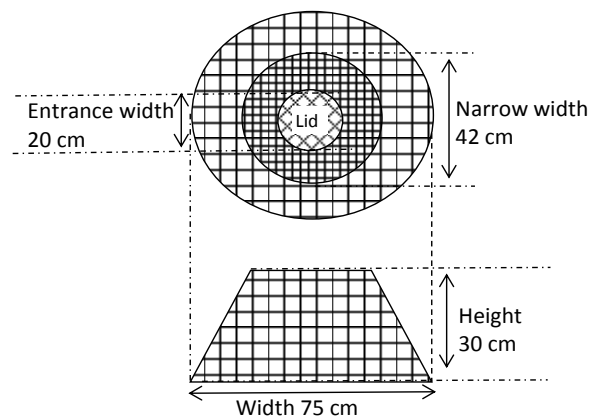


Fig. 2 Diagram of the cage used for the experiments. The cage is a shrimp fishing cage with a removable lid made of plastic mesh. The open size of strand is 5 mm.

Table 1 Summary of cage culture experiment.

	Experimental period	Number of cages	Sea cucumbers /cages	Size of sea cucumbers used. (Maximum size–Minimum size, Average \pm SD)
Small group	2009/10/13~ 2011/10/14	19	1	55.9–14.9 g, 29.68 \pm 11.77 g
Large group	2011/3/24~ 2012/10/18	12	1	199.1–124.9 g, 157.21 \pm 20.47 g

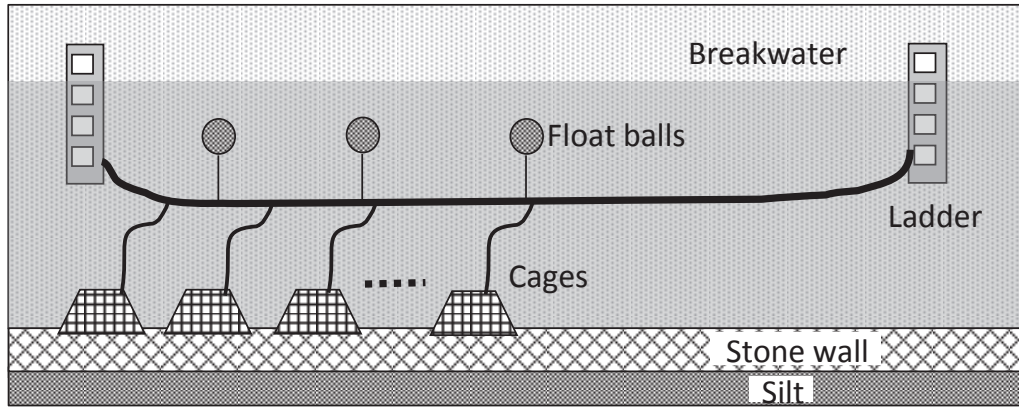


Fig.3 Schema of experimental cages. Each cage was connected to a thin rope, and each thin rope was connected to a thick rope that was suspended by float balls. The end of the thick rope was fixed to the ladders of the breakwater. The cages were attached to the stone walls of the breakwater at approximately 3 m of depth. The sediment around the breakwater is silt.

マナマコと個体識別ができるようにプラスチック製の番号札を付けた。以降1カ月に1回、海中から籠を引き揚げ、マナマコ1個体ずつの湿重量を測定した。籠から取り出したマナマコは、一度海水を満たしたポリバケツに移し、現地に持ち込んだ電子天秤で揚水後すぐ重量を測定するようにし、保水量の減少がなるべく少なくなるよう留意した。測定後は、速やかに籠に収容し、海中へ戻した。環境水温は2010年の9月（小型区の試験途中）より、最も陸よりの籠に連続記録式水温計を設置して1時間ごとの水温を記録した。

試験終了後、各個体における各測定期間（前月の測定日から当月の測定日までの期間。以下、測定した2つの月の英字表記の頭文字を-で結び○-○期と表記する。Ex.2009/10/13から2009年の11/14ならば2009年のO-N期）について、Xia *et al.* (2012) を参考に、下式によりSGR (Specific growth rate) を算出した。

$$\text{SGR \% day}^{-1} = 100 (\ln W_n - \ln W_{n-1}) / t$$

ただし、 W_n は測定したある月のマナマコの湿重量、 W_{n-1} は前月の同一個体の湿重量、 t は前月の測定日から当月の測定日までの経過日数とした。

また、成長成績を判断する目安として下式によりMGR (Maximum growth rate) を算出し、試験期間中に示したMGRが大きいものを成長成績が良好な個体とした。

$$\text{MGR} = W_m / W_s$$

ただし、 W_s は試験開始時のマナマコの湿重量、 W_m は試験期間中で最もMGRの値が大きくなる月の湿重量とした。

環境水温は、測定期間中の連続記録式水温計の記録値を平均し、本値を各測定期間の水温として用いた。

各測定時における各個体の湿重量の等分散性について、小型区はバートレット検定、大型区はルビーン検定を行

った。また、各区のSGRと各期間の水温との相関関係についてスピアマンの順位相関係数検定を行った。

結果

小型区は2009年10月から24カ月間、大型区は途中2ヶ月分の欠測（2012年の1月、2月）があったものの2011年3月から19カ月間継続的に個体別のマナマコの湿重量推移を追うことができた (Fig.4, Fig.5)。試験開始から終了まで籠中での生存が確認できた個体は、小型区で19個体中16個体（生残率84%）、大型区では12個体中9個体（生残率75%）であった。大型区、小型区とも湿重量は5月から8月ごろにかけて個体差が大きくなったが、9月や2月には個体差が小さくなった (Fig.4, Fig.5)。また、一部の成長不良とみられる個体を除けば、試験開始時における湿重量の順位はその後もおおむね変わらず (Fig.4, Fig.5)、サイズに関わらずマナマコの湿重量は同調的に増減した。

SGRの値は、小型区、大型区ともM-A期からM-J期ごろにかけて正の値を示し、J-J期からA-S期にかけて負の値を示した (Fig.6, Fig.7)。各期の水温と個体別のSGRの関係をみると、小型区では1℃から5℃付近で高い値を示し、20℃を超えるとほとんどの期間で負の値となったが、値の個体差は大きかった (Fig.8)。大型区は欠測により厳冬期のデータがないが、1℃前後で値が最も大きくなり、12℃前後で0前後となり、20℃を超えると多くの期間について負の値を示した (Fig.9)。

小型区におけるMGRは、個体qが5.25と最も高い値を示し、以下個体r, k, j, bと続いた (Table 2)。一方、個体a, n, h, mは、1.00-2.71と低い値を示した (Table 2)。特に個体a、および個体nについては試験期間中に湿重量

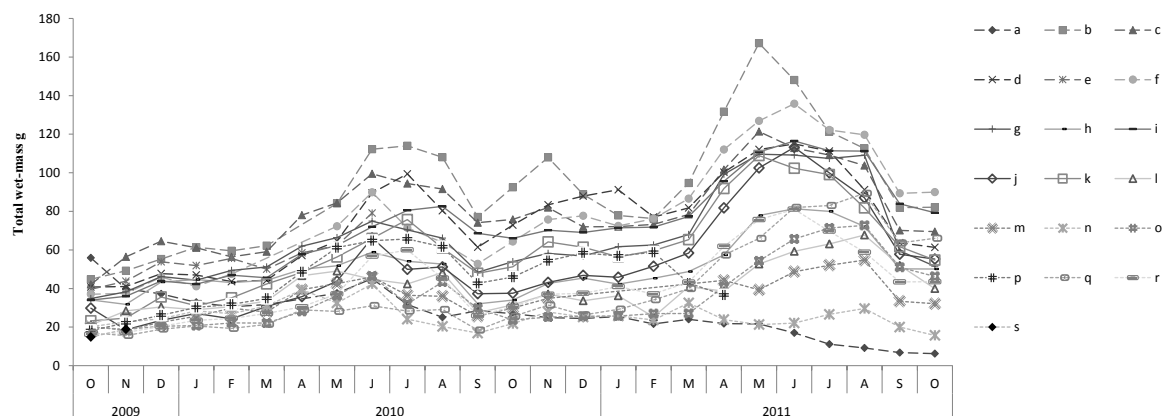


Fig.4 Seasonal total wet-mass gain of each sea cucumber in the small group. Each individual was allocated a letter from a to s at the start of the experiment, in order of decreasing mass.

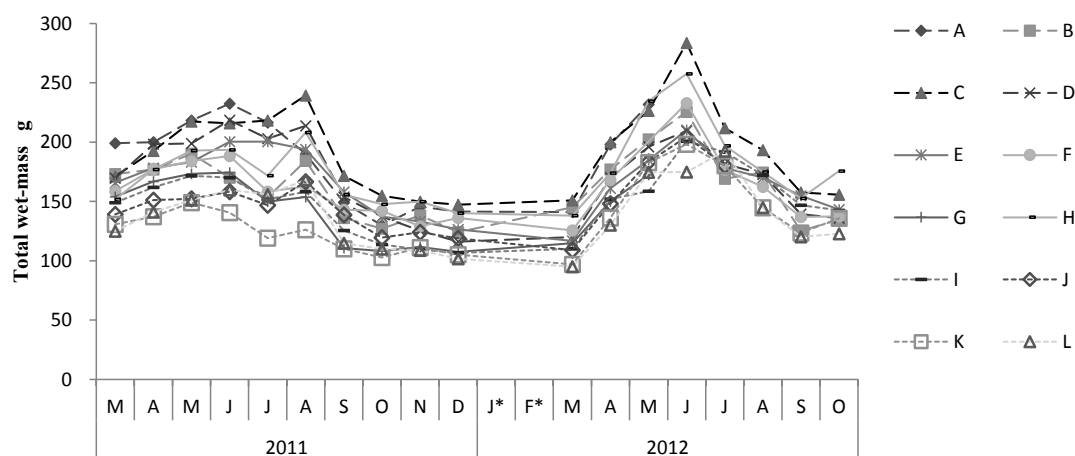


Fig.5 Seasonal total wet-mass gain of each sea cucumber in the large group. Each individual was allocated a letter from A to L at the start of the experiment, in order of decreasing mass. * indicates the month with no data.

が漸減する傾向がみられており (Fig. 4), 成長不良とみられた。大型区については, 個体Hが1.70で最も高い値を示したが, 小型区と比べると値が低く, また個体差も小さかった (Table 2)。

小型区においてMGRの値が高かった5個体 (個体q, r, k, j, b) について, SGRと水温の関係をみると, いずれの個体も各期間でおおむね一致したSGRを示しており (Fig. 10), SGRの季節的なパターンが推定された (Fig. 11)。一方, 成長不良とみられた個体a, nについては, 各期のSGRの値が推定されたパターンから外れていた (Fig. 11, Fig. 12, Fig. 13)。

小型区については等分散とは認められなかったが (Bartlett test for homogeneity of variance, $P < 0.001$), 大型区については等分散性が認められた (Leven's test for homogeneity of variance, $P = 0.11$)。小型区, 大型区とも, SGRと水温との間に有意な負の相関関係がみられた (Table 3)。

Table 2 Maximum growth rate (MGR) and total wet-mass at the experiment start of each sea cucumbers in the small and large groups. Individual "e" and "s" were excluded.

Small group				Large group		
Order	Individual name	MGR	Wet-mass g	Individual name	MGR	Wet-mass g
1	q	5.25	17.0	H	1.70	151.8
2	r	5.01	16.2	C	1.66	171.1
3	k	4.69	23.2	L	1.54	124.9
4	j	3.80	29.8	K	1.52	130.7
5	b	3.73	44.8	J	1.47	139.1
6	f	3.67	37.0	F	1.47	158.7
7	o	3.64	20.0	I	1.35	149.0
8	p	3.61	18.2	B	1.30	173.0
9	i	3.43	34.0	D	1.29	169.6
10	l	3.21	21.1	E	1.27	165.7
11	g	3.15	34.8	A	1.17	199.1
12	c	2.88	42.1	G	1.13	153.8
13	d	2.82	40.8			
14	m	2.71	20.2			
15	h	2.38	34.1			
16	n	2.10	20.2			
17	a	1.00	55.9			

考察

本試験において、小型区ではM-A期からM-J期、およびO-N期にかけてSGRが正の値を示した (Fig.6)。マナマコが野外の養殖池で高成長を示す時期は、3月から7月、および10月から12月とされている (Chang *et al.*, 2004)。本試験では漁港内という閉鎖的な海域で試験を行っており、小型区が成長を示した時期は養殖池での知見とおおむね一致した。一方、大型区では小型区同様にM-A期の周辺では正の値を示したが、O-N期にはほとんど変化がみられなかった (Fig.7)。このことから、大型区では

籠内の飼育環境により成長が制限された可能性がある。小型区、大型区ともSGRは水温と有意な負の相関を示しており (Table 3)、本試験条件下ではマナマコの湿重量変化はおおむね水温依存的であった。

Table 3 Spearman's rank correlation coefficient for ambient water temperature and SGR. r_s is the value of Spearman's rank correlation coefficient.
**indicates a significant correlation coefficient with $p < 0.01$.

Small group	Large group
r_s	r_s
-0.47**	-0.63**

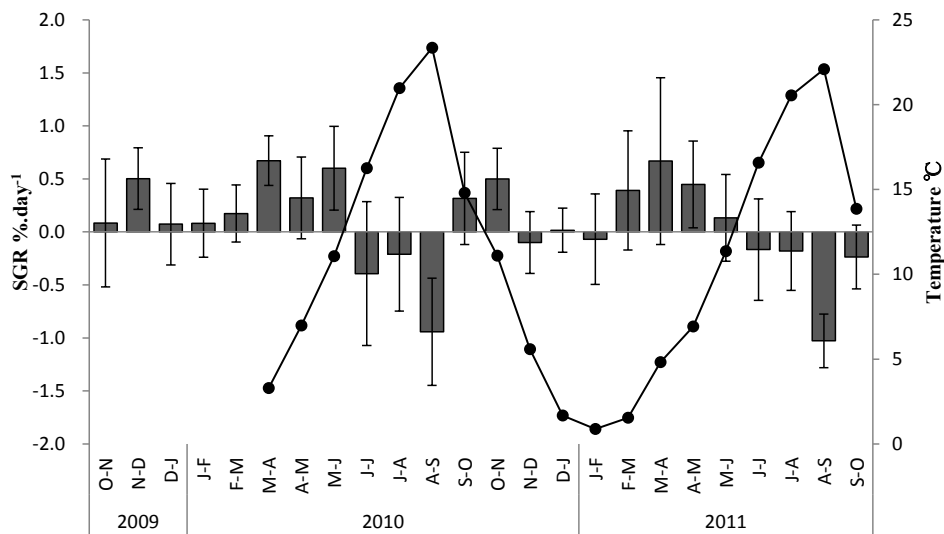


Fig.6 Seasonal SGR of the small group (each bar indicates the average SGR of an individuals with the vertical solid line indicating \pm SD) and ambient water temperature (line graph. Dots indicates the average temperature of each period).

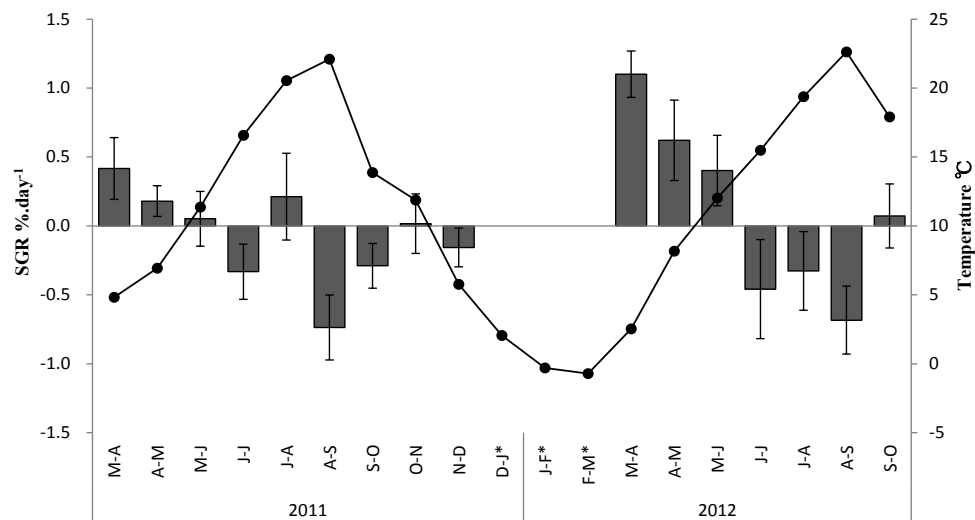


Fig.7 Seasonal SGR of large the group (each bar indicates the average SGR of an individuals, with the vertical solid line indicating \pm SD) and ambient water temperature (line graph. Dots indicates the average temperature of each period).
*indicates a month with no data.

各期間のSGRと水温の関係をみると、小型区では概ね1℃から5℃付近をピークとして最もSGRの値が大きくなっており、20℃以上では多くの期間で負の値となっていることがわかる (Fig.8)。大型区では1℃付近をピークとして最もSGRの値が大きくなり、22℃以上ではすべての個体で負の値を示している (Fig.9)。マナマコは周囲の水温が20-24.5℃以上になると温度依存的に夏眠に至ると考えられており (崔, 1963; Sui, 1989; Liu *et al.*, 1996; Li *et al.*, 1996), 摂餌の停止と活動の鈍化に加え、消化管の委縮が起こることが知られている (崔, 1963)。中島・合田 (2015) は内臓重量と腸長の季節変動から北海道北部における夏眠の可能性を指摘しており、20℃以上でSGRが負の値となった要因は夏眠に依るものである可能性がある。

また、小型区では2℃以下の期間について、多くの個体でSGRが0前後となっている (Fig.8)。Hu *et al.* (2011) は屋外の養殖池において、30 g以上のマナマコが1℃以下の水温で摂餌を停止し、冬眠するとしており、籠中のマナマコについても低水温の期間に摂餌が停止する冬眠が起こり、成長が停滞した可能性がある。

小型区におけるSGRと水温の関係をみると、個体、期間によって示す値が大きくばらついている (Fig.8)。マナマコが夏眠に至る温度は、25-85 gでは24.1℃、86-160 gでは22.9℃、160 g以上では21.8℃と体重によって異なるとされ、25 g以下では夏眠に至らないことが報告されている (Li *et al.*, 1996)。小型区の初期重量は14.9-55.9 gであるが、ほとんどの個体は試験期間中に成長し、25 g、86 g、160 gの夏眠に至る温度が変化する体重を経てい

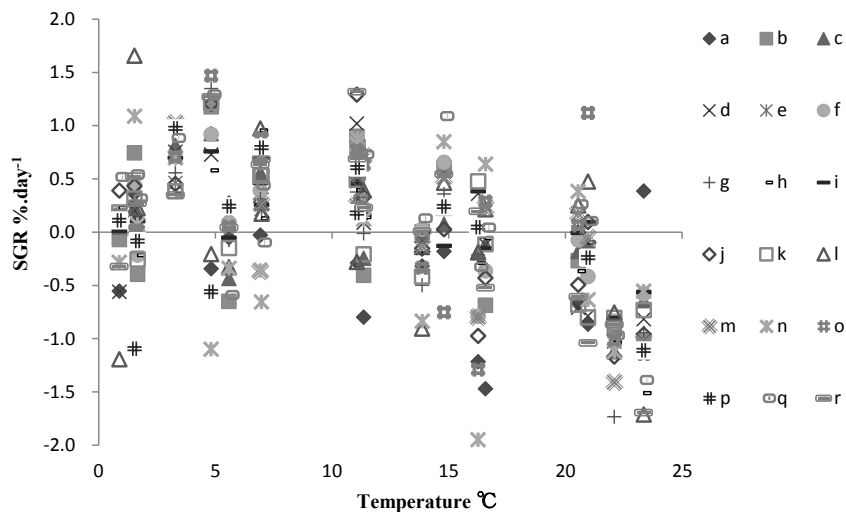


Fig.8 Correlation between ambient water temperature and SGR of every sea cucumber in the small group, with letters allocated at the start of the experiment in order of decreasing mass. Individual “s” was excluded.

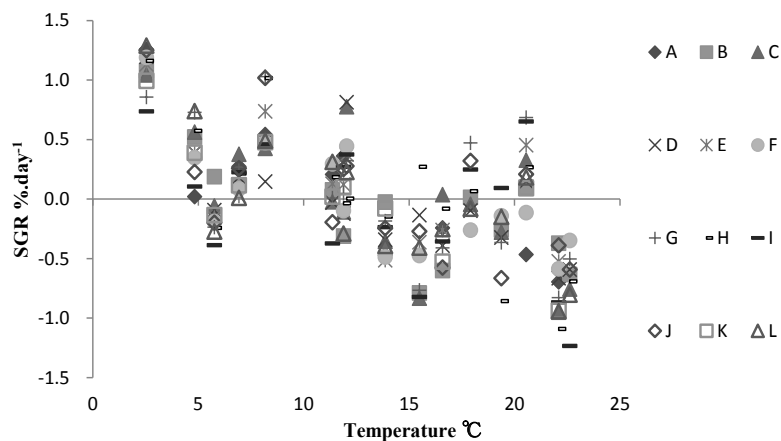


Fig.9 Correlation between ambient water temperature and SGR of every sea cucumber in the large group, with letters allocated at the start of the experiment in order of decreasing mass.

る (Fig. 4)。小型区における各年の湿重量のピークをみると、2010年では6-8月、2011年では5-8月の間で個体、時期によって異なっており (Fig. 4)、小型区では各個体、期間によって夏眠に至る温度が異なっていたことが示唆される。夏眠に至る温度が異なっていたことで、特に5-8月ごろには既に夏眠してSGRがマイナスとなる個体と成長を続ける個体が混在し、その結果、夏眠の導入時期を中心にSGRのばらつきが大きくなったと考えられる。

一方、小型区では水温が15℃以下の夏眠と関係のない期間でもSGRのばらつきは大きかった (Fig. 8)。中島・合田 (2015) は、さまざまなサイズのマナマコについて、体壁重量に対する内臓、および消化管長の割合から、9月に消化管が消失し、3カ月後の12月には回復していることを指摘している。夏眠に至る温度が体サイズによって異なることから (Li *et al*, 1996)、摂餌の停止から消

化管が回復に至る時期についても体サイズごとにずれが生じていると考えられる。このため、同一の水温帯の期間でも、回復後の個体と回復前の個体が混在し、小型区については夏眠と関係の無い期間も含め、総じてSGRにばらつきが生じたものと考えられた。

大型区については、各期間における各個体の湿重量に等分散性が認められており、小型区に比べるとばらつきが少なかった (Fig. 5)。また、欠測期間があるため小型区と一様な比較はできないが、おおむね温度依存的な傾向を示している (Fig. 9)。大型区は試験開始時の湿重量が 157.2 ± 20.47 gであり、試験期間中における夏眠に至るまでの湿重量のピークはほぼすべての個体で6月になっている (Fig. 5)。160 g以上のマナマコでは夏眠温度が21.8℃とされており (Li *et al*, 1996)、試験期間中の成長に伴う各個体の夏眠にいたる温度の変化はほとんど

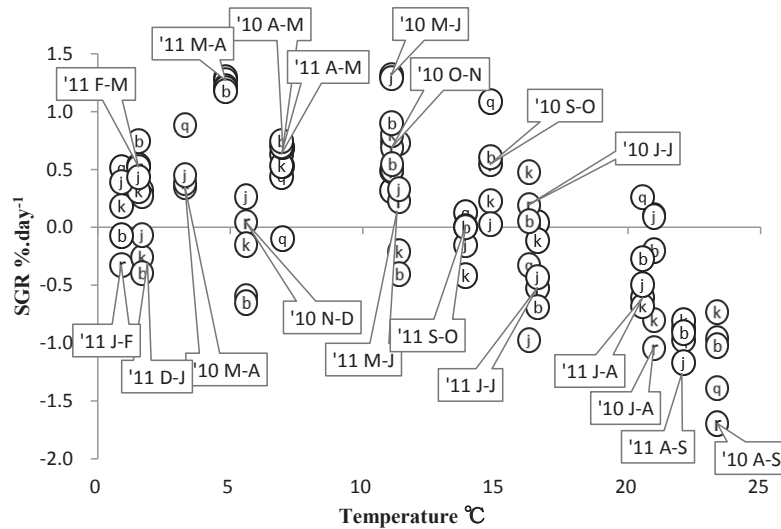


Fig. 10 Pattern of correlation between ambient water temperature and SGR of five individuals (“q”, “r”, “k”, “j”, and “b”) from the small group. These individuals showed high maximum growth rate (MGR).

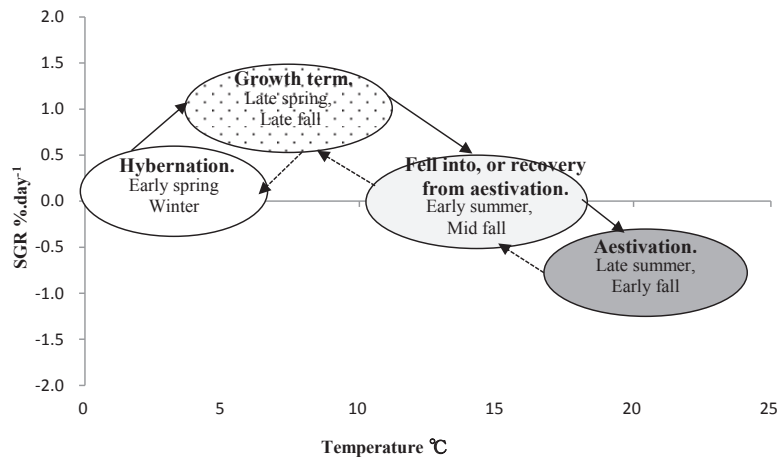


Fig. 11 Schema of the correlation between ambient water temperature and SGR shown in Figure 10.

なかったと考えられる。このため、成長期の期間や、回復に要する期間に大きな個体差が生じず、小型区に比べると各個体ともMGRの値も低いため (Table 2), 総じてばらつきが少なかったと考えられる。

小型区においてMGRの値が高かった個体q, r, k, j, bの5個体について, SGRと水温との関係を見ると, 各時期でおおむね一致した値を示していた (Fig. 10)。個体q, r, k, j, bは, 試験開始時の湿重量がそれぞれ17.0, 16.2, 23.2, 29.8, 44.8 gであり (Table 2), 必ずしも開始時のサイズに近いわけではないが, いずれの期間もほとんどの個体が近似したSGRの値を示しており, 個体サイズに依らず季節ごとに示すSGRの値はおおむね一致するものとみられた。これらの個体が示した各期間のSGRの値とマナモコの成長パターンを加味すると, 年間のSGRのパ

ターンが推定される (Fig. 11)。5個体のSGRは, 特に成長期にはほとんど同じ値を示している一方, 夏眠に至る時期, 夏眠から回復する時期には, やはりややばらつきがあり (Fig. 10), この点からも夏眠に至る温度には個体差があったことが推定される。

一方, 成長不良とみられた個体a, および個体nのSGRはこのパターンとは一致しなかった (Fig. 12, Fig. 13)。両個体とも試験期間中に湿重量の漸減傾向がみられているが (Fig. 4), SGRについては試験の序盤, 終盤にかかわらず正の値を示している期間もあり, それぞれの個体が生理的に成長できない状態であったとは考えにくい。このことから, マナモコが良好に成長するためには, 春の成長期→夏眠期→晩秋の成長期→冬眠期という季節的な周期から逸脱せず, 一定のパターンを維持しながら成

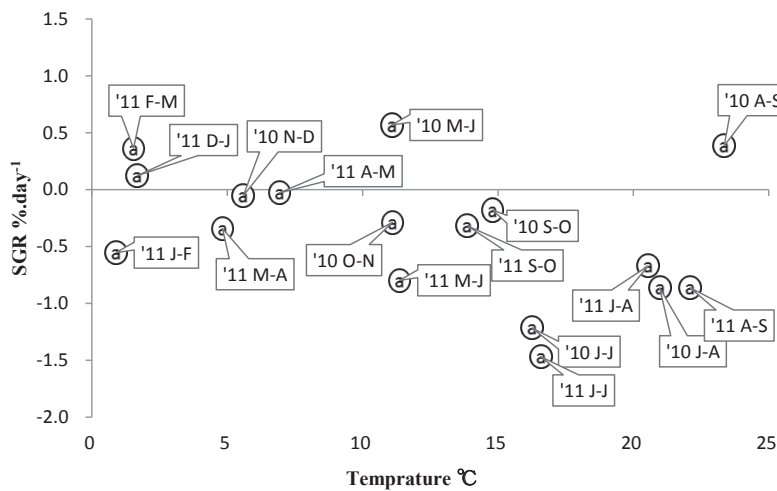


Fig. 12 Pattern of correlation between ambient water temperature and SGR of individual “a” from the small group. Individual “a” showed abnormal growth patterns.

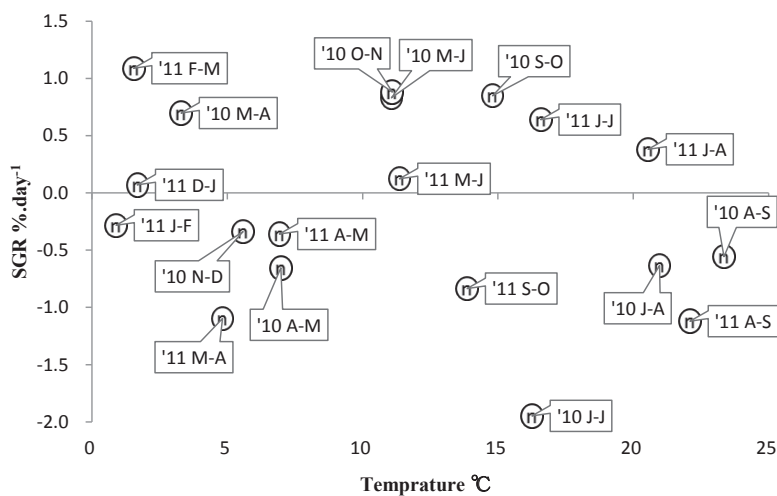


Fig. 13 Pattern of correlation between ambient water temperature and SGR of individual “n” from the small group. Individual “n” showed abnormal growth patterns.

長することが重要である可能性がある。パターンから逸脱した個体は、成長成績が劣る一方、時期によってはプラスのSGRを示すことから、これらの個体の挙動も成長のばらつきとして認識されるものと考えられる。

本試験では、天然に近い環境でのマナマコの湿重量推移を追跡するため、漁港中に籠を設置する手法を用いた。このため、マナマコは籠により移動が制限されており、天然環境や養殖池で粗放的に飼育されたような条件とは異なっている。

籠に収容されたことによってマナマコがおかれた特殊な状況として餌料環境が考えられる。マナマコをはじめとした堆積物食性のナマコ類は、細菌類、プロトゾア、珪藻類、植物性、動物性のデトライタスなどの有機物を餌として利用している（崔, 1963; Yingst, 1976; Moriarty, 1982）。マナマコは*Holothuria nigra*（クロナマコ属の一種）や*Labidoplax digitata*（ウチワイカリナマコ属の一種）のような不選択制のDeposit-feederとされ、消化管は生息場所周辺の底質と同様なもので満たされていることが確認されている（Hunt, 1925; 木下・田中, 1939）。本試験では籠を漁港の石積み部分に着底させており、さらに底面は網地であったことからマナマコが摂餌可能な堆積物は、天然海域や養殖池と比べると少なかった可能性が高い。また、隣接して垂下した籠であっても、籠の着底箇所が石積みの平面部分か隙間の部分か、あるいは水流の当たりなどによって、それぞれの籠ごとに餌料環境は異なったと考えられる。Flankboner and Cameron (1985) は、マナマコと同じシカクナマコ科のCalifornia sea cucumber *Parastichopus californicus* について、季節的な内臓の委縮、吐出を引き起こす要因として餌の利用性が、日長や栄養状態以上に重要であることを示唆している。また、An *et al.* (2007) は、高水温下で成長が低下する要因として、代謝に使われるエネルギーの増加と、餌料から得られるエネルギーの不足が主要な要因であることを指摘している。また、Yamana *et al.* (2008) は、マナマコの種苗について、成長差が生じる要因は摂餌状態の差に起因するとしており、給餌方法の改善によって成長差が改善したことを示している。このことから、餌のあたりによっては、同一のサイズでも夏眠の状態に差が生じ、個体間の成長に更なるばらつきを生じさせている可能性がある。

飼育密度について、崔 (1963) は、10から70 g程度のマナマコについて、養殖池での適性放養量の一つの規準として5,000 cm²当たり1個体かそれ以下という値を示している。本試験で用いた籠の底面積は約5,000 cm²であり (Fig.2), 1 m以上の間隔をあけて設置した各籠に1個体ずつ収容したことから、小型区の試験開始時については、

飼育密度は直接的に影響しなかったと考えられる。しかし、小型区の試験終盤や大型区については、崔 (1963) が想定している10から70 gという大きさを超えており、適正な飼育密度であったかは不明である。また、餌料不足の可能性が示唆される環境から、物理的に移動できないようにしたことで、餌料探索のためマナマコに籠内での不要な移動をさせている可能性もあり、本試験の成長成績はあくまでも籠内での結果であることに留意すべきである。

これらのことから、マナマコの成長に個体差が生じる要因として、成長に伴って各個体の夏眠に至る温度が変化することと、餌のあたりという2点が主要因として考えられる。湿重量160 g以下のマナマコについては、成長に伴って夏眠に至る温度が低くなるために、開始時が数10 gの湿重量差であっても、夏眠とその前後の成長期にかけて個体差が大きくなると考えられた。一方、160 gを超えると夏眠に至る温度に変化が生じないことから、個体間の成長差は稚ナマコから160 g前後に達するまでに特に大きく認められると考えられた。また、堆積物食性であることから均一な餌あたり環境を実現すること自体が難しく、たとえ同一サイズであっても夏眠の状態にはさらに個体差が生じていると考えられ、個体間の成長パターンのずれが常態化し、結果的にマナマコの成長には大きな個体差が生じると考えられた。

本試験では、同一個体の成長を継続的に観察するため非侵襲的に測定できるマナマコ全体の湿重量を指標として成長を追った。このため、マナマコの水分含量や腸管内容物重量の影響は考慮しておらず、マナマコの成長を解明する上では侵襲的手法による検討も必要である。成長期に生じた個体差は夏眠による減重のあとに縮まっていることから、成長期の増重は可逆的とも考えられ、体壁成分等の分析を実施することで、更なる知見が得られる可能性がある。

謝辞

本研究を実施するにあたり、籠の設置、回収からマナマコの重量測定まで惜しみないご協力をいただいた、松岡秀行参事をはじめとした稚内漁業協同組合の皆様へ深く感謝いたします。また、すべての試験を通じて計画の立案から実施まで、助言とご協力をいただいた稚内市建設産業部水産商工課水産グループと、宗谷地区水産技術普及指導所みなさまに深く感謝いたします。

引用文献

- An, Z., Dong, Y., Dong, S. Temperature effect on growth-ration relationships of juvenile sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka) *Aquaculture* 2007; 272; 644-648.
- 赤嶺 淳. ナマコ市場の個性 海域アジア史再構築の可能性. 岸上伸啓編「海洋資源の利用と管理に関する人類学的研究」. 国立民族学博物館調査報告 2003;46:265-297.
- Chang, Y., Yu C., Song X. Pond culture of sea cucumbers, *Apostichopus japonicus*, in Dalian. In: A. Lovatelli, C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J. Hamel, A. Mercier (eds). *Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management*. FAO fish tech pep. 463 FAO Roma Italy 2004; 269-272.
- Chen, J. Overview of sea cucumber farming and sea ranching practices in China *Beche-de-mer Inf. 18 Bull* 2003; 18-23.
- Chen, J. Present status and prospects of sea cucumber industry in China. In: A. Lovatelli, C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J. Hamel, A. Mercier (eds). *Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management*. FAO fish tech pep. 463 FAO Roma Italy 2004; 25-38.
- Dong, Y., Dong, S. Growth and oxygen consumption of the juvenile sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka) at constant and fluctuating water temperatures. *Aquac. Res.* 2006; 37; 1327-1333.
- Dong, Y., Dong, S., Tian, X., Wang, F., Zhang, M., Effect of diel temperature fluctuations on growth, oxygen consumption and proximate body consumption in the sea cucumber *Apostichopus japonicus* Selenka. *Aquaculture*. 2006; 255; 514-521.
- Fankboner, P., Cameron, J. Seasonal atrophy of the visceral organs in a sea cucumber. *Can. J. Zool.* 1985; 63; 2888-2892.
- Hu, F., Gao, X., Wang, Z., Li, M., Zhou, W., Ma, D., Li, S., Zhang, Y. Studies on dormancy rule of *Apostichopus japonicus*. *Fishery Modernization* 2011; 38: 37-40 (in Chinese with English abstract).
- Hunt, O. The food of the bottom fauna of the Plymouth fishing grounds. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 1925; 13: 560-599.
- 木下虎一郎, 田中正午. 北海道ナマコ *Stichopus japonicus* Selenka の食餌について. *水産研究誌* 1939;34:1-4.
- Li, F., Liu, Y., Song, B., Sun, H., Gu, B., Zhang, X. Study on aestivating habit of sea cucumber *Apostichopus japonicus* Selenka; the factors relating to aestivation. *J. Fish. Sci. China* 1996; 3: 49-57 (in Chinese with English abstract).
- Li, B., Yang, H., Zhang, X., Zhou, Y., Zhang, C. Effect of temperature on respiration and excretion of sea cucumber, *Apostichopus japonicus*. *Limnol. ET Oceanogr. Sin.* 2002; 33: 182-187.
- Liu, Y., Li, F., Song, B., Sun, H., Zhang, X., Gu, B. Study on aestivating habit of sea cucumber *Apostichopus japonicus* Selenka; ecological characteristics of aestivation. *J. Fish. Sci. China* 1996; 3: 41-48 (in Chinese with English abstract).
- Mitsukuri K. Notes on the habits and life-history of *Stichopus japonicus* Selenka. *日本動物学彙報* 1903; 5: 1-21.
- Mitsukuri K. Studies on actinopodous Holothurioidae. *J. Coll. Sci., Imp. Univ. Tokyo* 1912; 29: 1-284.
- Moriarty, D. Feeding of *Hothuria atra* and *Stichopus chloronotus* on bacteria, organic carbon and organic nitrogen in sediments of the Great Barrier Reef. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 1982; 33: 255-263.
- 中島幹二, 合田浩朗. 北海道北部宗谷周辺海域に棲息するナマコの重量と消化管の季節変動. 北海道水産試験場研究報告 2015;87:71-79.
- 崔相. 「なまこの研究」海文堂, 東京. 1963;127-158.
- 渋谷長生, 葛西由佳. ナマコ輸出拡大に伴うナマコ産地・加工業者の対応と課題～青森県陸奥湾を中心として～. 弘前大学農学生命科学部学術報告 2011;13:39-59.
- Sui, X. The main factors influencing the larval development and survival rate of the sea cucumber *Apostichopus japonicus*. *Oceanol.Limnol.Sin.*1989; 20: 314-321 (in Chinese with English abstract).
- 水産総合研究センター. 平成25年度 栽培漁業・海面種苗の生産・入手・放流実績(全国)～総括編・動向編～. 2015;93.
- 滝口克己, 藤本敏昭, 神蘭真人. ナマコ人工種苗の大量放流による漁場形成に関する研究 I. 福岡県豊前水試研報 1990;3:53-62.
- Xia, S., Zhao, P., Chen, K., Li, Y., Liu, S., Zhang, L., Yang, H. Feeding preference of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka) on various sea weed diets.

- Aquaculture* 2012; 344, 205–209.
- Yamana, Y., Hamano T., Niiyama H., Godhima, S. Feeding characteristics of juvenile Japanese sea cucumber *Apostichopus japonica* (Stichopodidae) in a nursery culture tank. *Journal of National Fishery University* 2008; 57: 9–20.
- Yang, H., Zhou, Y., Zhang, T., Yuan, X., Li, X., Liu, Y., Zhang, F., Metabolic characteristics of sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka) during aestivation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 2006; 330: 505–510.
- Yingst, J. The utilization of organic matter in shallow marine sediments by an epidenthic deposit feeding holothurian. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 1976; 23: 55–69.

リアルタイムPCRを用いたホソメコンブ遊走子の定量法（技術報告）

高谷義幸^{*1}, 秋野秀樹¹, 四ツ倉典滋²

¹北海道立総合研究機構中央水産試験場, ²北海道大学北方生物圏フィールド科学センター

Real-time PCR assay for zoospores of *Saccharina japonica* var. *religiosa*. (Technical report)

YOSHIYUKI TAKAYA, HIDEKI AKINO and NORISHIGE YOTSUKURA

¹ Central Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Yoichi, Hokkaido 046-8555,

² Field Science Center for Northern Biosphere, Hokkaido University, Sapporo, Hokkaido 060-0809, Japan

キーワード：定量, ホソメコンブ, 遊走子, リアルタイムPCR

北海道南西部の日本海沿岸ではホソメコンブを主体とする大型褐藻類の群落が増加する「磯焼け」が1965年頃から顕著に見られるようになってきている（藤田 1987）。磯焼け海域においては、コンブ類の繁茂は低潮線付近や礁上の波浪の影響を受ける場所に限られる（吾妻 1995）が、近年では、このような場所でもコンブ群落が極めて少なくなっている（秋野 未発表）。このため、再生産に関与する母藻が不足し、磯焼けの回復をさらに困難にしているのではないかと危惧がある。ホソメコンブの遊走子は、10月から12月にかけて海中に放出される（長谷川ら 1961）。これらを捕捉して遊走子数を定量することは、母藻群落が十分に存在するかなどコンブ群落の形成機構を知るための重要な手がかりとなる。海中の遊走子数を測定する方法として、付着板を設置する方法（新原ら 1980）や海水を濾過してこれを培養する方法（名畑 1989）が知られている。しかし、いずれの方法も遊走子を捕捉した後に、胞子体が形成されるまで培養が必要であり、この間の減耗が正確な遊走子数を得ることを難しくしている。一方、遊走子は単細胞であり、組織内には一定量のDNAを保有している。このため、リアルタイムPCRを用いてDNA量を測定することで、遊走子数を定量することができると考え、そのための手法を開発したので報告する。

試料と方法

実験用遊走子液の作成 子嚢斑が形成されているホソメコンブの表面を洗浄して冷蔵庫内で1日放置し、これを

滅菌海水に浸漬することで遊走子を放出させた。得られた粗遊走子液をガーゼで濾過し、8℃の冷暗所に3時間静置して試験用の遊走子原液とした。これを滅菌海水で希釈して4段階の実験用希釈系列を作成した。この希釈系列に含まれる遊走子数を確認するため、希釈系列からそれぞれ9mlを分取して1mlのホルマリンを加えて固定した。各希釈系列から一定量（高濃度から3段階の希釈系列は3.2μl, 最も低濃度の希釈系列は10μl, 各2回）をとり、血球計算盤を用いて倒立顕微鏡下で遊走子を計数した。**遊走子の捕集** 各希釈系列をルアーロック付きのディスポーザブルプラスチックシリンジ（容量30ml）に収容した。先端にはセルロース混合エステルメンブレンフィルター（直径13mm, 孔径0.8μm, ADVANTEC社製）をセットしたフィルターホルダー（SWINNEX13mm, メルクミリポア社製）を装着し、5mlを濾過した。濾過後はフィルターをホルダーから取り出して、濾過面を内側に折りたたみチャック付きポリ袋に収容して、DNA抽出まで冷凍保存した。

DNAの抽出 DNAの抽出には、DNeasy Plant Maxi Kit（QIAGEN社製）を用いた。冷凍保存していた遊走子捕集済みのフィルターを抽出用チューブに入れ、図1の手順でDNAを抽出した。この手順は抽出キット添付のプロトコルを原則とし、抽出操作の途中や最終液量を一定として定量的に抽出できるよう一部を改変したものである。

リアルタイムPCRによるDNAの定量 得られたDNA抽出液をテンプレートとしてリアルタイムPCR（Thermal Cycler Dice Real Time System Lite, タカラバイオ社製）

DNeasy Plant Maxi Kit (QIAGEN社製)によるDNA抽出手順を一部改変

- ①15mlのチューブに5mlのBuffer AP1^{*1}を65℃に加温し, 10μlのRNase Aストック溶液と冷凍保存していた直径13mmフィルターの場合は裁断せず, 47mmフィルターの場合は必要に応じて2~3片に裁断して入れ, 激しくボルテックスで混和する。フィルター裁断の際は, コンタミネーションに注意する。
- ②65℃で10分間インキュベートし, 細胞を溶解する。インキュベート中にチューブを2~3回転倒混合する。
- ③1.8mlのBuffer P3を添加後, ボルテックスでよく混和し, 10分間氷上でインキュベートし, 界面活性剤, タンパク質, 多糖類を沈殿させる。
- ④室温, 3000~5000×Gで5分間遠心分離する。
- ⑤50mlのチューブ中にセットしたAlAshredder Maxi Spin Column(紫色)に上清を注ぎ入れる。スイングローターで室温, 3000~5000×Gで5分間遠心分離する。
- ⑥濾液を新しい50mlチューブに注ぎ入れる。このとき, 遠心したチューブ内にペレットができている場合は, これをはがさないように注意する。
- ⑦10mlのBuffer AW1^{*2}を添加し, すぐにボルテックスで混和して沈殿物を含む全量をDNeasy Maxi Spin Columnに注いで移す。スイングローターにセットして, 室温, 3000~5000×Gで5分間遠心分離し, 濾液を捨てる。
- ⑧12mlのBuffer AW2^{*2}をDNeasy Maxi Spin Column(無色)に添加し, 3000~5000×Gで10分間遠心分離してメンブレンを乾燥させる。濾液とコレクションチューブを捨てる。
- ⑨DNeasy Maxi Spin Columnをキット添付の新しい50mlコレクションチューブに移す。1ml(または0.75ml)のBuffer AEをカラムのメンブレンにピペットで添加する。
- ⑩室温で5分間インキュベートし, 3000~5000×Gで5分間遠心分離し, DNAを溶出する。
- ⑪再度, 1ml(または0.75ml)のBuffer AEをカラムのメンブレンにピペットで添加する。⑩の操作を繰り返し, 1回目と2回目の溶出液を一緒にする。
- ⑫DNeasy Maxi Spin Columnを捨てて抽出完了(DNA抽出原液)。抽出に用いたBuffer AEの量は記録しておく。

*1 Buffer AP1は常温で沈殿を形成するので, 前もって65℃に加温して沈殿を溶解しておく。

*2 Buffer AW1とAW2は濃縮液なので, あらかじめ容器記載の通りにエタノールで希釈しておく。AW1に沈殿が見られる場合には65℃に加温して沈殿を溶解してから希釈する。

図1 ホソメコンブ遊走子のDNA抽出方法

を行った。プライマーは, Internal transcribed spacer-1 (ITS-1) 領域の一部を増幅するように設計した(図2)。PCR酵素は, SYBR Premix Ex Taq II (タカラバイオ社製)を使用した。リアルタイムPCRのプロトコールは図3に示した。増幅終了後に融解曲線分析を行った。

定量下限値 本法における定量下限値を調べるため, 500,000個のホソメコンブ遊走子から得られたDNA抽出液(最終容量2ml)を8段階にEASY Dilution(タカラバ

Forward Primer(K-ITS1-54203qF) : 5'-CTTCGTGCGCCTCTTTACC-3'
Reverse Primer(K-ITS1-54203qR) : 5'-AGCGCCCCCTTGAGTTCAG-3'

図2 増幅に用いるプライマー

イオ社製)で希釈して, 500,000個, 125,000個, 31,250個, 7,812個, 1,953個, 488個, 122個および30個相当の遊走子由来DNAを含む希釈系列を作成し, 前述の方法でリアルタイムPCRによる分析を行った。

PCR条件	
①反応液の調整	
SYBR Primix Ex Taq II (タカラバイオ社製)	12.5μℓ
PCR Forward Primer	1.0μℓ
PCR Reverse Primer	1.0μℓ
滅菌蒸留水	8.5μℓ
テンプレート	2.0μℓ
合 計	25.0μℓ
②PCRプログラム	
95℃ 30秒	1サイクル
↓	
95℃ 5秒	50サイクル
60℃ 30秒	
↓	
融解曲線分析	

図3 リアルタイムPCRプロトコール

結果と考察

遊走子数の定量性 直接計数で得られた希釈系列の遊走子濃度は7,640個/ml, 3,300個/ml, 1,272個/mlおよび472個/mlであった。これに対して、リアルタイムPCRに供した際の検出感度(Ct値)は、それぞれ30.02(平均値, n=4, 以下同じ), 31.26, 32.72および33.84であり、両者には強い相関関係($r=0.9977$)があった(図4)。また、PCR増幅産物の塩基配列をシーケンスし、目的とするホソメコンブ遺伝子が正確に増幅されていることを確認した。

以上の結果から、本法によってホソメコンブ遊走子はリアルタイムPCR分析によって定量可能であると判断された。なお、この方法で増幅したDNAのTm値は86.2~87.0℃であった。

定量下限値 500,000個, 125,000個, 31,250個, 7,812個, 1,953個, 488個, 122個および30個相当の遊走子由来のDNAを含む希釈系列を前述の方法でリアルタイムPCRに供した結果、遊走子数とCt値の関係は500,000個~1,953個までは直線性を示したが488個以下ではこの直線から外れ、30個では検出できなかった(図5)。このことから、本法では、DNA抽出液中に遊走子2,000個分以上のDNAが含まれていれば正確な定量が可能であると判断された。

フィールドにおける採水と濾過 フィールドにおける基本的な採水および濾過方法を図6に示した。フィールド中に出現する遊走子の密度は数個/ml~数百個/mlであり(名畑 1989)、近年の磯焼け地帯にわずかに残るコンブ群落中では数十個/ml程度が出現する(高谷 未発表)

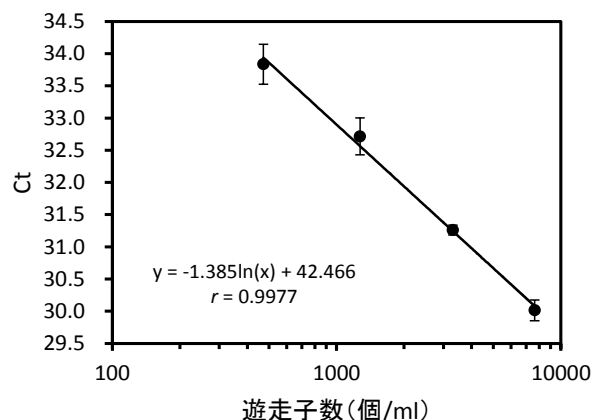


図4 ホソメコンブ遊走子数(対数)とリアルタイムPCRにおける検出感度(Ct値)の関係
各点4回の平均値、縦棒は標準偏差

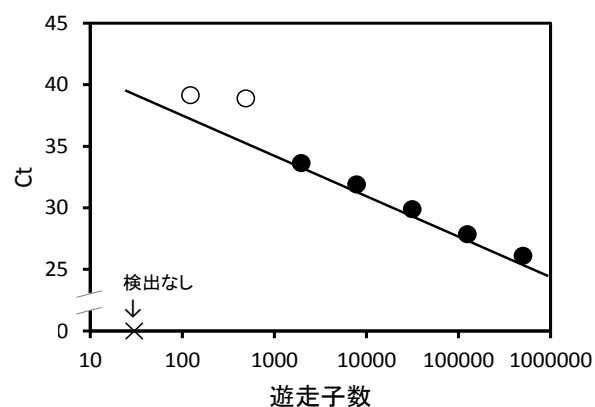


図5 リアルタイムPCR分析におけるホソメコンブ遊走子の定量限界

に過ぎない。前述の定量下限値である2000個の遊走子を得るためには、50個/mlの遊走子がフィールド中に存在する場合には40mlの海水を濾過する必要がある。図6では容量60mlのシリンジを用いて50mlの海水を濾過する方法を記載しているが、遊走子の出現状況に応じてシリンジの容量や濾過水量は適宜加減するとよい。また、さらに少ない数の遊走子しか存在しないと予想される時は濾過水量を増やす必要があるが、直径13mmのフィルターでは目詰まり等の問題もあり、濾過できる水量には限界がある。その場合には、クロロフィル測定などで使用する直径47mmのフィルター(ポリカーボネイトフィルター、孔径0.8μm)を用いて真空ポンプで吸引する方法が効率的である。ただし、この手法は、通常、試水の濾過作業を実験室に持ち帰って行うことになるため、採水時や輸送中に採水器や採水ボトルの内壁などに遊走子が付着する。このロスによる変動を最小にするためには、名畑

フィールドにおけるコンブ遊走子採集方法

- ①60mlのルーアロック付きシリンジ(A)に, 現場の海水を採水する。
- ②シリンジの先端に, セルロース混合エステルメンブレンフィルター(直径13mm, 孔径0.8 μ m)(B)をセットしたフィルターホルダー(C)を装着する。
- ③シリンジの目盛りを目安に50mlを濾過する。
- ④濾過後, ホルダーからフィルターを取り出し, 濾過面を内側に折りたたんでチャック付きポリ袋に収容し, DNA抽出まで冷凍保存する。

注:使用するシリンジの容量や濾水量は, 現場の遊走子出現密度に応じて適宜変更する。

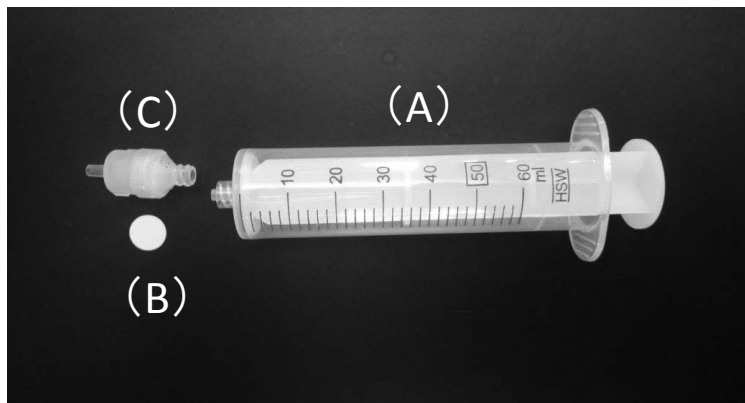


図6 フィールドにおける遊走子採集方法

(1989)が指摘しているように, 採水から濾過までの経過時間や保管方法が常に一定になるよう留意する必要がある。

引用文献

吾妻行雄. 北海道日本海南西部沿岸の磯焼け. 北水試だより, 31, 3-9, 1995.
藤田大介. 北海道大成町の磯焼けに関する聞き取り調査.

水産増殖 1987, 35 (3), 135-138.
長谷川由雄, 阪井与志雄, 船野 隆. ホソメコンブの生態. 北水試月報 1961, 20 (9), 303-311.
名畑進一. コンブ遊走子の生態に関する研究 第1報 コンブ遊走子の定量法, 北水誌報 1989, 32, 11-17.
新原義昭, 名畑進一, 松谷 実, 武井文雄. リシリコンブの成熟と胞子体発芽数の周年変動及び日周変動. 北水試報 1980, 22, 7-16.

北海道，噴火湾における麻痺性貝毒原因プランクトン*Alexandrium tamarense*と環境要因，特に冬季から春季の降水量との長期変動における関係（資料）

吉田秀嗣^{*}，金森 誠，西田芳則

北海道立総合研究機構函館水産試験場

The link between long-term changes in the abundance of the toxic dinoflagellate, *Alexandrium tamarense*, and some environmental factors, especially precipitation from winter to spring, in Funka Bay, Hokkaido (Note)

HIDETSUGU YOSHIDA, MAKOTO KANAMORI and YOSHINORI NISHIDA

Hakodate Fisheries Institute, Hokkaido Research Organization, Hakodate, Hokkaido 040-0051, Japan

キーワード：*Alexandrium tamarense*，鉛直安定度，降水量，長期変動，噴火湾，ホタテガイ，麻痺性貝毒

*Alexandrium tamarense*は，麻痺性貝毒の原因種として知られている有毒渦鞭毛藻である（松山ら，2013）。日本沿岸では北海道宗谷岬周辺海域を北限，九州八代海を南限として分布する（板倉，2007）。*A. tamarense*のブルームは，主に春季に始まり，海底土表層中で越冬していたシストから発芽した栄養細胞の増殖によって生じる。*A. tamarense*が水中でみられる期間は，通常4ヶ月程度であり，周年みられることはない（長井，2007）。

北海道では，1978年6月の噴火湾での麻痺性貝毒によるホタテガイの毒化を契機として，1979年から北海道全域にわたって貝毒の監視体制が整備され，ホタテガイの毒力検査と貝毒プランクトンの定期調査が開始された（北海道立水産試験場，2000）。噴火湾における貝毒プランクトンの調査点のうち，30年以上の長期にわたり調査が継続されているのは虻田沖1マイルの調査点だけで，調査は1983年から2016年現在まで34年間実施されている（表1）。本稿では虻田沖1マイル調査点における*A. tamarense*出現密度の長期変動，*A. tamarense*の出現状況と海洋環境（水温，塩分，鉛直安定度）との関連性について整理し，ブルーム発生機構の解明および麻痺性貝毒による生鮮ホタテガイの出荷規制の事前予測に関する基礎資料を得ることを目的としてとりまとめた。

表1 噴火湾における1979年以後の貝毒プランクトン調査点

調査年	調査点
1979–1980	砂原沖1.5km, 礼文華沖2km
1981–1982	落部沖1.5km, 虻田沖4.4km
1983	砂原沖1, 2マイル, 落部沖1, 3, 5マイル (落部沖1.5km [*]), 八雲沖1, 3, 5マイル, 国縫沖1, 3, 5マイル, 礼文沖1, 3, 5マイル, 虻田沖1, 3, 5マイル, 伊達沖1, 3, 5マイル
1984	落部沖1, 3, 5マイル(落部沖1.5km [*]), 国縫沖1, 3, 5マイル, 虻田沖1, 3, 5マイル
1985–1999	落部沖1, 5マイル, 国縫沖1, 5マイル, 虻田沖1, 5マイル
2000–2004	八雲沖3マイル, 虻田沖1マイル
2005–	森沖3km, 八雲沖3マイル, 虻田沖1マイル

※：落部沖1.5kmと落部沖1マイルとは，水温・塩分が同じだったことから同調査点と推察される。

材料と方法

噴火湾東部に位置する洞爺湖町の虻田沖1マイル，水深約30mの調査点（以下，虻田定点と呼ぶ。図1）における，貝毒プランクトン採集のための採水および水温・塩分の観測は，1983～1999年には深度0～30mの範囲で深度10mごとに，2000～2015年には原則深度0～25mの範囲で深度5mごとに実施され，全調査年に共通の深度は0，10，20mの3層であった（水産庁，1980；北海道，1981–2010；地方独立行政法人北海道立総合研究機構・

北海道, 2011–2016)。全調査年に共通の調査期間は5~8月であり, 調査頻度は月1~2回であった(付表1)。

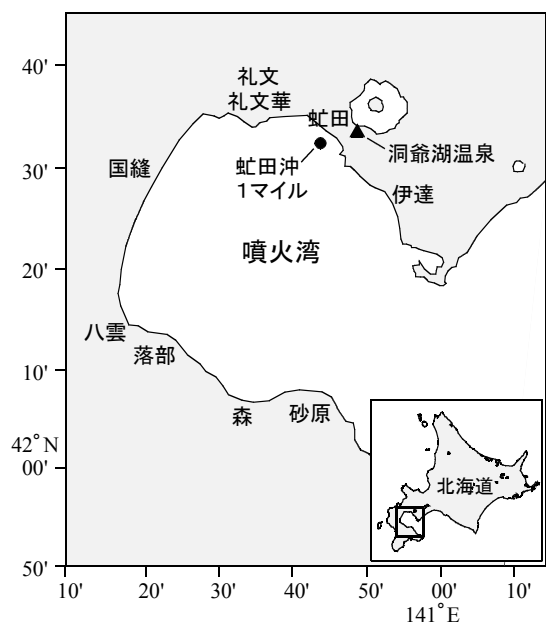


図1 貝毒プランクトン調査の虻田沖1マイル調査点(●)およびアメダスの洞爺湖温泉観測点(▲)の位置

*A. tamarense*の長期変動については, 各年の最高細胞密度(最高密度)を用いて, 宮園(2015)によるブルーム規模区分に従い, 大・中・小ブルームの発生年を把握した。大規模ブルームは「5,000細胞 L^{-1} <最高密度」, 中規模ブルームは「1,000<最高密度 \leq 5,000細胞 L^{-1} 」, 小規模ブルームは「100<最高密度 \leq 1,000細胞 L^{-1} 」と定義されている。*A. tamarense*の出現状況と海洋環境との関連については, 1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現した月や深度と海洋環境(水温, 塩分, 鉛直安定度)との関連について検討した。鉛直安定度(Sverdrup *et al.*,

1942)は, 水温, 塩分および深度から密度(UNESCO, 1981)を計算し, 次式から求めた。

鉛直安定度 = $10^{-3} \times (\text{下層と上層の密度差} ; \sigma_t) / (\text{深度の差} ; m)$

鉛直安定度の値が高いほど, 成層が発達し, 水柱が鉛直的に安定していることを示す。以上の解析に際し, 月2回の頻度で調査が行われているケースについては, *A. tamarense*のデータは2回の調査の高い値, 深度別の水温, 塩分および鉛直安定度については2回の調査の平均値を各月のデータとして扱った。

結果

*A. tamarense*の長期変動

各年の*A. tamarense*の最高密度を図2と付表2に示した。最高密度は, 20~9,400細胞 L^{-1} の範囲であった。宮園(2015)によるブルーム規模区分に従うと, 大規模ブルームは1987年と1989年の2ヵ年, 中規模ブルームは1984, 1986, 1991, 2006, 2015年の5ヵ年, 小規模ブルームは1983, 1985, 1990, 1994, 1995, 2002, 2004, 2009~2011, 2013年の11ヵ年で発生した。これら最高密度からみた長期変動の特徴は, 1,000細胞 L^{-1} を超える中規模以上のブルームの7割が, 1984~1991年に集中していたことである。次に, これら中規模以上のブルームに着目し, 1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現した月や深度と海洋環境(水温, 塩分, 鉛直安定度)との関連について検討した。

1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*ブルーム

1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現を開始した月から, 出現時期を三つに分類した(図3, 付表3)。一つ目は5月の浅い深度(0, 10m)に1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現するケースで, 1984, 1987, 2006, 2015

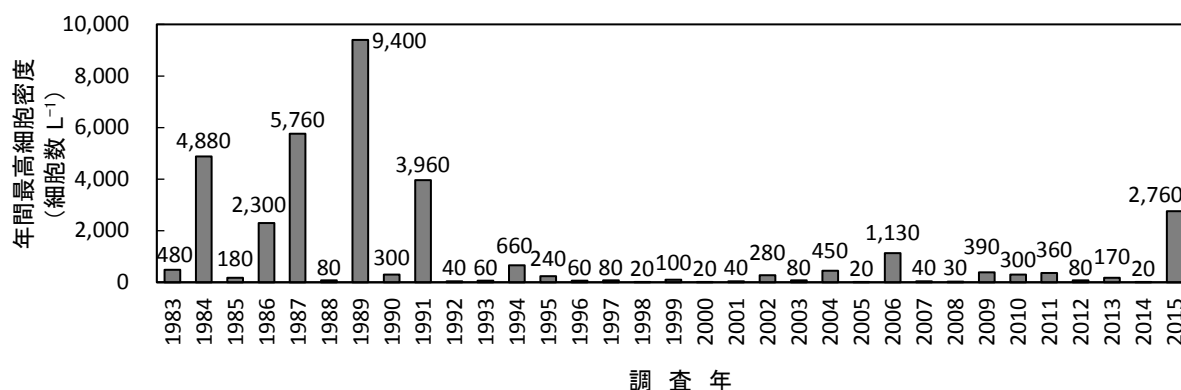


図2 虻田沖1マイル調査点における*A. tamarense*最高密度の長期変動

年でみられた。二つ目は6月から浅い深度に出現するケースで、1986年でみられた。三つ目は7月から深い深度(20, 30m)に出現するケースで、1989年、1991年でみられた。

A. tamarenseブルームが5月に出現するケース

5月に1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現するケースは、1984, 1987, 2006, 2015年の深度0mに主に認められた(図3)。5月の水温を図4と付表4に示した。噴火湾産*A. tamarense*は、培養実験では3℃以上で増殖可能であり、10~18℃で最大増殖速度を持つ(宮園, 2015)。深度0mにおける1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した年の平均水温(範囲)は、9.6℃(9.5~9.7℃)であり、最大増殖速度となる水温の下限とほぼ同じであった。ただし、深度0mの水温が10℃を上回り、最大増殖速度を持つと考えられる場合でも、1,000細胞 L^{-1} を超えなかった年が12ヵ年みられた。深度10mおよび20mにおける水温は、1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した年とそれ以外の年とで差はみられず、最大増殖速度となる水温を下回る4.1~9.0℃の

範囲であった。

5月の塩分を図5と付表5に示した。深度0mにおける塩分は、1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した年では、それ以外の年より低く、平均値(範囲)はそれぞれ28.9(27.8~29.9)と30.9(24.1~32.6)であった。深度10mおよび20mにおける塩分は、1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した年とそれ以外の年とで差はみられず、31.0~33.2の範囲であった。

5月の鉛直安定度を図6と付表6に示した。噴火湾の*A. tamarense*の増殖には、鉛直的に安定した水理環境が必要である(北海道立水産試験場, 2000; 宮園, 2015)。深度0~10m間の鉛直安定度は、1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した年では、それ以外の年より高く、平均値(範囲)はそれぞれ 0.29×10^{-3} ($0.20 \times 10^{-3} \sim 0.37 \times 10^{-3}$)と 0.13×10^{-3} ($0.03 \times 10^{-3} \sim 0.57 \times 10^{-3}$)であった。ただし、1983年と1986年の鉛直安定度はそれぞれ 0.34×10^{-3} , 0.57×10^{-3} と高かったが、1,000細胞 L^{-1} を超えなかった。特に、1983年の深度0mの水温は11.8℃と本種の増殖に好適な水温範囲にあったが、*A. tamarense*の最高密度は480細胞 L^{-1}

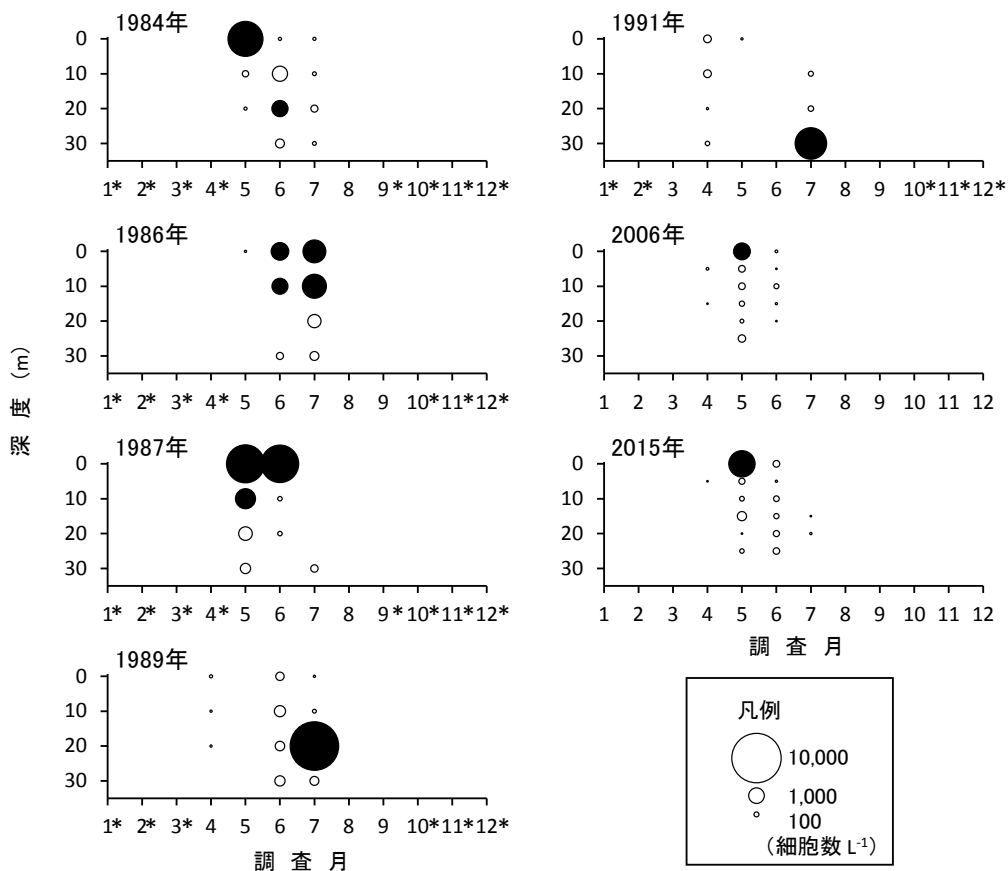


図3 蛇田沖1マイル調査点における1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現した年の月別・深度別の*A. tamarense*最高密度

●: *A. tamarense*が1,000細胞 L^{-1} を超えた場合, ○: *A. tamarense*が1,000細胞 L^{-1} 以下だった場合を示す。*: 調査がなかった月を示す。

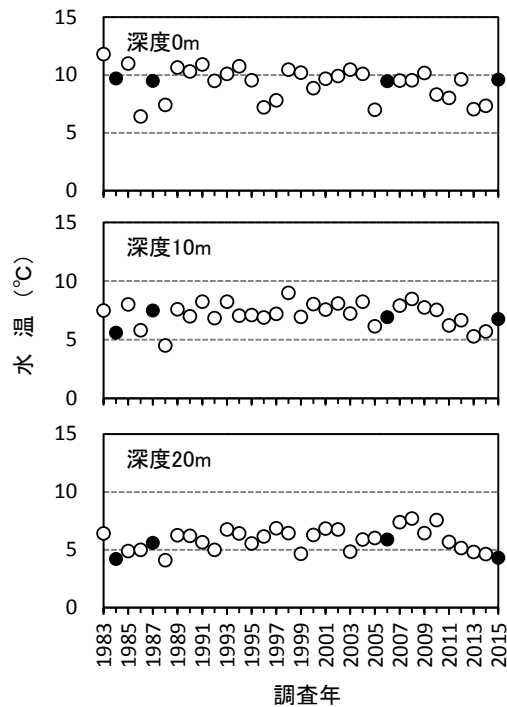


図4 虻田沖1マイル調査点における5月の深度別水温の長期変動
 ●: *A. tamarensis*が1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した年, ○: *A. tamarensis*が1,000細胞 L^{-1} 以下だった年を示す。

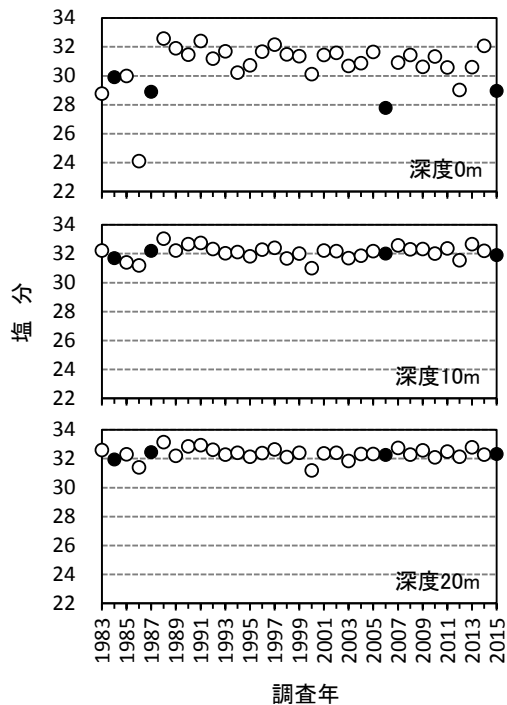


図5 虻田沖1マイル調査点における5月の深度別塩分の長期変動
 ●: *A. tamarensis*が1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した年, ○: *A. tamarensis*が1,000細胞 L^{-1} 以下だった年を示す。

にとどまった(付表2)。この原因は、月1回の調査では出現のピークを捉えられなかったことも考えられるが、詳細は不明である。1986年については、6月から1,000細胞 L^{-1} を超えて出現したケースにあたるので後述する。深度10–20m間の鉛直安定度は、1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した年とそれ以外の年とで差はみられず、 $0.01 \times 10^{-3} \sim 0.11 \times 10^{-3}$ の範囲であった。

以上のことから、5月の表層が増殖に適した水温となり、かつ深度0mの塩分が低く、鉛直的に安定した水理環境(鉛直安定度が 0.20×10^{-3} 以上)が形成された年に、表層で*A. tamarensis*は1,000細胞 L^{-1} を超えて出現するケースが多いと言える。

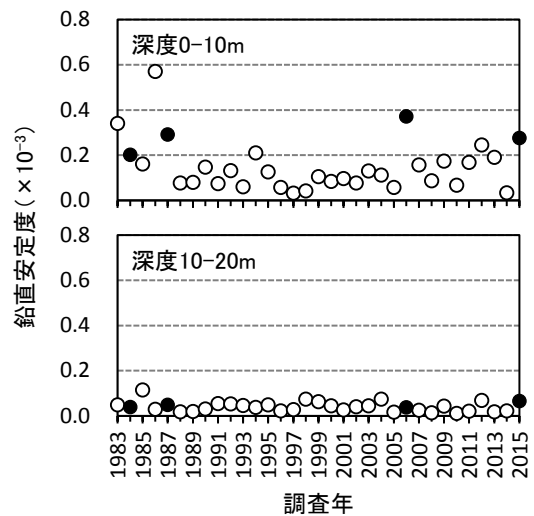


図6 虻田沖1マイル調査点における5月の深度帯別鉛直安定度の長期変動
 ●: *A. tamarensis*が1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した年, ○: *A. tamarensis*が1,000細胞 L^{-1} 以下だった年を示す。

*A. tamarensis*ブルームが6月から出現するケース

6月から1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarensis*が出現するケースは、1986年の深度0mと10mでみられた(図3)。その1ヵ月前の5月の深度0–10m間の鉛直安定度は 0.57×10^{-3} で高かった(図6)。しかし、深度0mと10mの*A. tamarensis*の最高密度は低く、20細胞 L^{-1} と0細胞 L^{-1} であった(付表3)。5月の深度0mおよび10mの水温は、最大増殖速度となる水温10–18°Cを大幅に下回る6.4°Cおよび5.8°Cであった(図4)。この時の深度0mの塩分は24.1であったことから(図5)、低水温は河川水の流入によるものである。

その後、6月には深度0mの水温は、増殖に適した15.8°Cまで上昇した(図7A)。また、深度10mの水温は、

8.0℃に上昇し、最大増殖速度となる水温に近かった。さらに、6月の深度0–10m間の鉛直安定度は低下したが、 0.25×10^{-3} で高い状態であった（図7C）。

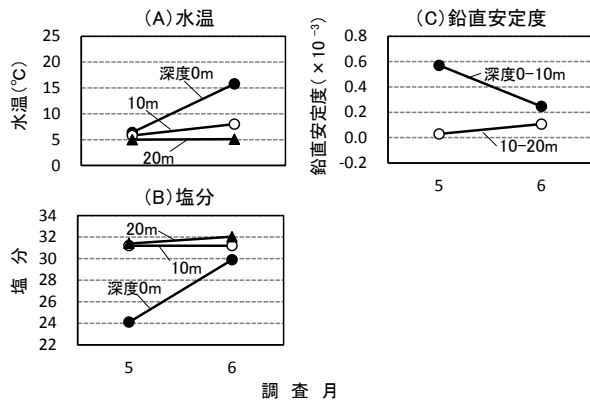


図7 虻田沖1マイル調査点における1986年5月と6月の深度別水温、塩分および深度帯別鉛直安定度の推移

以上のことから、1986年にみられたケースは、5月の鉛直安定度は高かったが、水温が低く、*A. tamarense*の増殖が抑えられ、その後、鉛直安定度が比較的高い状態で、6月表層の水温が上昇することで、*A. tamarense*は1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した事例とみなすことができる。

A. tamarenseブルームが7月から出現するケース

7月から1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現するケースは、1989年の深度20mと1991年の深度30mでみられた（図3）。水温は5月から7月にかけて上昇傾向を示し、両年の5月の深度0m、6月の深度0、10、20m、7月の深度10、20mおよび1991年の深度30mの水温は、10.5～17.6℃の範囲であり、最大増殖速度となる水温であった（図8A、8D）。塩分は5月から7月にかけて、両年ともに深度にかかわらず大きな変化はみられず、31.7～33.0の範囲であった（図8B、8E）。鉛直安定度も5月から7月にかけて、両年ともに深度にかかわらず大きな変化はみられず、 $0.02 \times 10^{-3} \sim 0.16 \times 10^{-3}$ の範囲であった（図8C、8F）。

以上のように、1989年および1991年の場合、5月から7月にかけて塩分も鉛直安定度も大きな変化はみられず、水温は5月から増殖に適した条件であった。しかし、5～6月の*A. tamarense*の最高密度は、1989年では500細胞 L^{-1} 、1991年では20細胞 L^{-1} であり（付表2）、7月にそれぞれの年で9,400細胞 L^{-1} および3,960細胞 L^{-1} へと急激に高くなった。このケースについては、観測された海洋環境データとの関連性を見出せなかった。

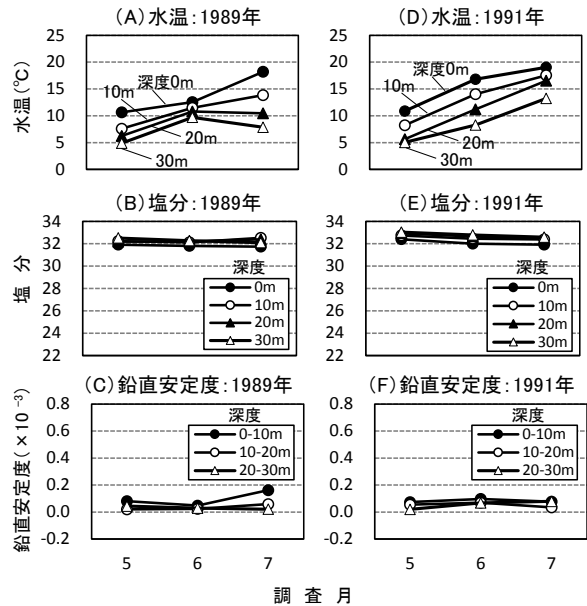


図8 虻田沖1マイル調査点における1989、1991年5～7月の深度別水温、塩分および深度帯別鉛直安定度の推移

考 察

本稿では、噴火湾虻田沖1マイル調査点において1983～2015年に出現した*A. tamarense*の長期変動の特徴から、1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*の出現に着目し、それが出現した月や深度と海洋環境との関連について検討した。

5月または6月から表層に1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現した年には、5月の深度0–10m間の鉛直安定度は高く、 0.20×10^{-3} 以上であった。この高い鉛直安定度は、主として深度0mの低塩分（29.9以下）がもたらす低密度により、深度10mとの密度差が大きかったことに起因する。5月の低塩分は、海面に降り注ぐ降雨と陸上に降った雪や雨が河川を通じて湾内に流入する陸水によりもたらされる。特に北海道南部の山岳地帯の融雪は3月末頃から始まるため、噴火湾に河川から注ぐ融雪水の流量は、4月から5月にかけて多い（芳村・工藤、2003）。

噴火湾における*A. tamarense*のブルーム形成要因として、底層水温、表層水の鉛直安定度、降水量、日照時間、風向風速など複数の要因が考えられている（吉田ら、2016）。このうち降水量が多いことは、表層水の塩分低下による鉛直安定度の増大をもたらし、また陸水を通じて湾内に流入する栄養塩等を増大させている可能性があり、1～4月の累積降水量の多さは、直接的にも間接的にも特に重要と考えられている。そこで、虻田定点に最も

近いアメダスの洞爺湖温泉観測点（図1）の1～4月の降水量（気象庁ホームページ, Internet web, Download from: (<http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php>) (2016.4.18)) を図9と付表7に示した。1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現した年の降水量は, 1984年では特に多い月はみられず, 1986年では4月, 1987年と2006年では1月, 2015年では3月と4月に多い傾向がみられ, 特定の月で多いことはなかった。また, 1～4月の累積降水量と5月の深度0～10m間の鉛直安定度との関係を求めた（図10）。1～4月の累積降水量が少ない年は, 5月の鉛直安定度も低い傾向にある。累積降水量が186mm未満の8カ年のうち, 7カ年は鉛直安定度が 0.20×10^{-3} 未満であり, 1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*の出現はなかった。一方, 累積降水量が186mm以上で, 鉛直安定度が 0.20×10^{-3} 以上だった年は7カ年あり, その内5カ年で1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現した。しかし, 累積降水量が186mm以上でも, 鉛直安定度が 0.20×10^{-3} 未満だった年も16カ年あり, これらの年では1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*は出現しなかった。一般的に累

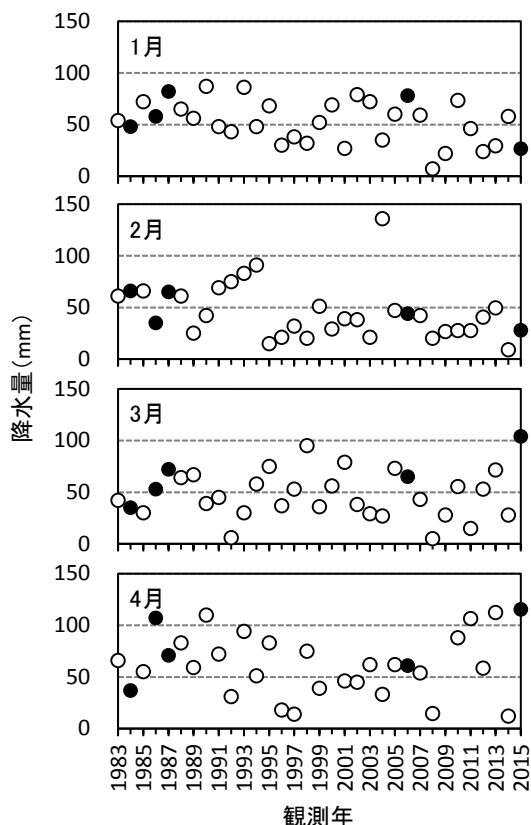


図9 洞爺湖温泉観測点における1～4月の降水量
●: *A. tamarense*が1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した年, ○: *A. tamarense*が1,000細胞 L^{-1} 以下だった年を示す。降水量は気象庁ホームページよりダウンロードした。2000年4月および2009年4月の降水量は資料不足のため, データとして用いなかった。

積降水量が多い年は, 湾内への淡水流入量が多く, 表層の低塩分化和それに伴う鉛直安定度の増加が起きやすいと考えられるが, これらのデータを見ると, 必ずしも累積降水量が鉛直安定度に反映されるとは限らない。この要因として, 強風により海水が攪乱され, 鉛直的に安定した水塊が崩れたこと, 気温により融雪水の湾内への流入時期, 量の違いが影響したことなどが考えられる。また, 雪は風の影響により, 10～50%が雨量計に捕捉されていないとされており（気象庁, 1998）, 降雪期の降水量の観測精度の低さも降水量と鉛直安定度の関係に影響している可能性がある。噴火湾では降水量を用いたホタテガイ出荷規制の事前予測の可能性が示唆されている（吉田ら, 2016）。しかし, 今回示したとおり, 降水量が多い年でも鉛直安定度が高くない場合も多く, その場合, 1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現はみられなかったことから, 事前予測のためには, この原因を究明することは重要な課題である。

5月または6月から1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現した年は, 1984, 1986, 1987, 2006, 2015年であった。これらの年はいずれも1～4月の累積降水量が比較的多かったことから, 1～4月の累積降水量の長期変動を把握するため, 10カ年の移動平均を求めた（図11）。その結果, 1～4月の累積降水量は減少の後, 低位で推移していた。今後も降水量が少ない環境が続けば, 1,000細胞 L^{-1} を超える中規模以上のブルームは, 1980年代のように頻繁には起こらないと考えられる。しかしながら, 1980年代並の降水量を記録した2015年に最高2,760細胞 L^{-1} の*A. tamarense*が出現している。*A. tamarense*のブルー

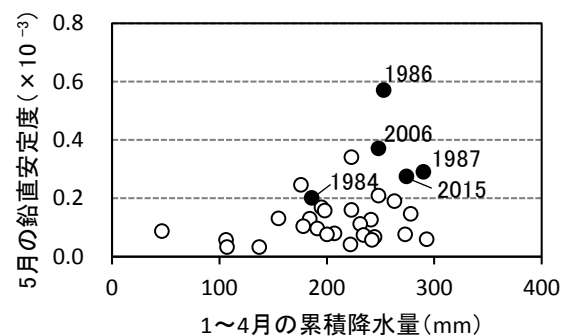


図10 洞爺湖温泉観測点における1～4月の累積降水量と虻田沖1マイル調査点における5月の深度0～10m間の鉛直安定度との関係

●: *A. tamarense*が1,000細胞 L^{-1} を超えて出現した年, ○: *A. tamarense*が1,000細胞 L^{-1} 以下だった年を示す。数字は年号を示す。降水量は気象庁ホームページよりダウンロードした。2000年および2009年の1～4月累積降水量は資料不足のため, データとして用いなかった。

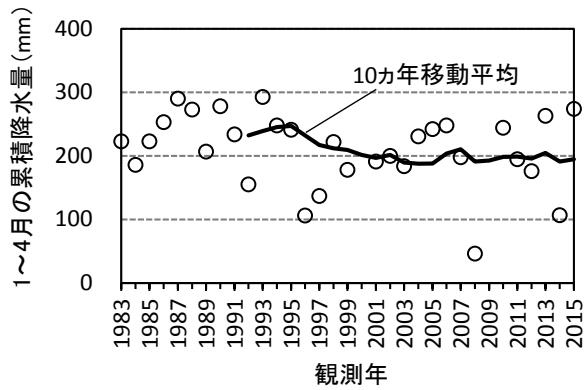


図11 洞爺湖温泉観測点における1～4月の累積降水量の長期変動

降水量は気象庁ホームページよりダウンロードした。2000年および2009年の1～4月累積降水量は資料不足のため、データとして用いなかった。そのため、2000年または2009年の累積降水量を含む部分の移動平均は、9カ年の移動平均とし、両年の累積降水量を含む部分の移動平均は、8カ年の移動平均とした。

ム発生の変動を把握し、漁業関係者に的確な情報を提供するために、貝毒プランクトン監視の継続は重要である。

7月から1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現した年は、1989年と1991年であった。水温、塩分および鉛直安定度の海洋環境データだけでは、*A. tamarense*が1,000細胞 L^{-1} を超えて出現したことを説明できなかった。1989年7月の噴火湾の各調査点における*A. tamarense*の最高密度は、全点で1,000細胞 L^{-1} を超えており、落部沖では39,580細胞 L^{-1} が出現した（図12A）。また、室蘭と鹿

部沖を結ぶ湾口の調査点でもほとんどの調査点で1,000細胞 L^{-1} を超えていた。さらに、日高沖では154,920細胞 L^{-1} が出現した（北海道、1990）。この時の日高沖の水温は10.6℃、塩分は32.9で親潮系水と考えられ、親潮系水は下北半島沿岸の津軽暖流水と襟裳岬沖合の黒潮系暖水塊の間を南下していた。噴火湾外の日高沖での細胞密度が湾内と比較して桁違いに高く、親潮系水の一部が噴火湾に流入するとともに*A. tamarense*が運ばれてきたことも考えられる。1991年7月の虻田定点では3,960細胞 L^{-1} の*A. tamarense*が出現した。しかし、噴火湾の他の調査点では1,000細胞 L^{-1} を超えていなかった（図12B）。湾口では室蘭沖の調査点で24,600細胞 L^{-1} と高かったことから、*A. tamarense*は室蘭沖から虻田定点に流入したことも考えられる。ただし、当時の海流の情報を得ていないため、これらの年の*A. tamarense*の高密度の出現を湾外から湾内への流入と断定することはできない。

7月の1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*の出現は、1992年以後2015年まで24年間起きていない。しかし、1989年のように噴火湾から日高沖の道南太平洋で、*A. tamarense*が数万から十数万細胞 L^{-1} 出現した場合、噴火湾を含め広範囲の海域で二枚貝類の出荷に多大な影響を及ぼす可能性があるため、この海域の貝毒プランクトンのモニタリングは非常に重要だと思われる。

宮園（2015）は、噴火湾西部海域に位置する八雲町沖における1981～2012年の調査（1981～1992年は落部沖、1993～2012年は八雲沖での調査；図1参照）では、1,000細胞 L^{-1} を超える中規模以上のブルームは、1983、1984、1986、1987、1989、1994、1995年に発生していることを

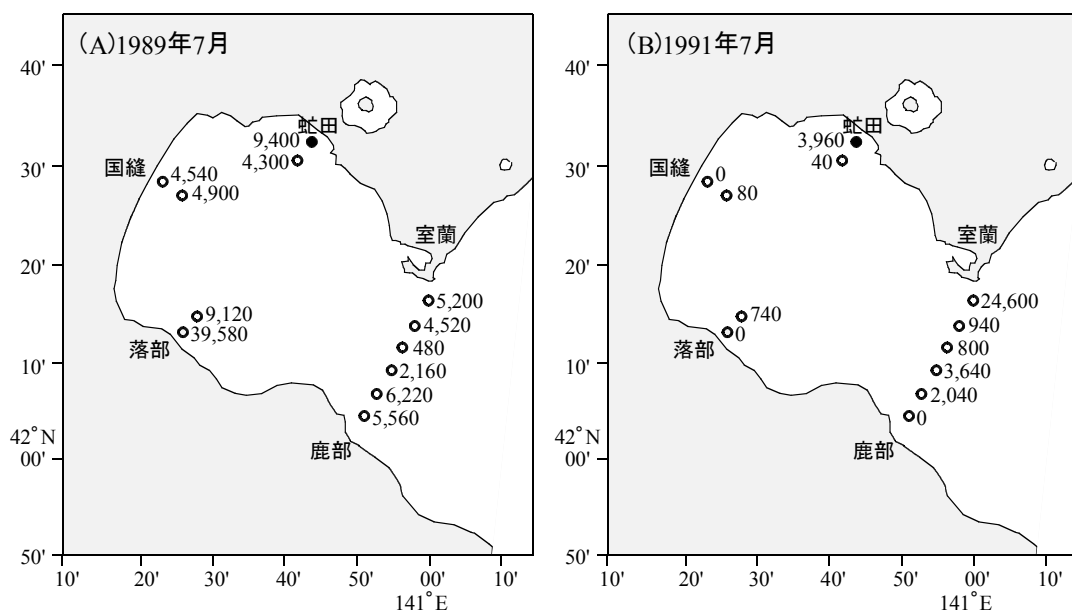


図12 噴火湾および湾口の調査点における1989、1991年7月の*A. tamarense*最高密度（細胞数 L^{-1} ）

示した。また、冬季（1～2月）の降水量の長期的減少傾向に伴う春季（4月）の表層塩分の上昇傾向が水柱の鉛直安定度を低下させ、中規模以上のブルームの発生頻度低下の一因となった可能性を示唆した。本稿により噴火湾東部海域でもほぼ同じ結果が得られたことから、噴火湾東部海域においても、同様の機構によって中規模以上のブルームの発生頻度が低下したものと推察される。

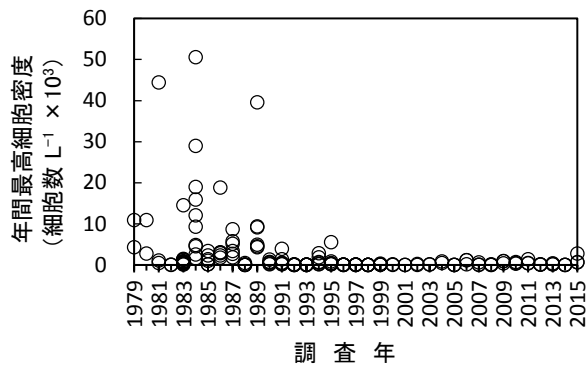


図13 噴火湾における*A. tamarense*最高密度の長期変動

最後に、噴火湾全体の長期変動を把握するため、1979～2015年に表1で示した各調査点に出現した*A. tamarense*の最高密度を図13、付表8および9に整理した。1,000細胞 L^{-1} を超える中規模以上のブルームは、1980年代から1990年代前半に多くみられ、細胞密度は1984年に落部沖で出現した50,540細胞 L^{-1} を最高に1980年代で高かった。近年は2006、2011、2015年の約5年に1度の頻度で発生している。

噴火湾では*A. tamarense*が100細胞 L^{-1} 以上出現した年には、北海道が独自に設定しているホタテガイの出荷自粛規制値（20MU・ g^{-1} —中腸腺）を超えて毒化する頻度が高くなる（吉田ら、2016）。100細胞 L^{-1} を超える小規模以上のブルームは、1979年以後37年間の内、29ヵ年（約78%）で発生している状況にある。今後も*A. tamarense*ならびに麻痺性毒性値の監視を継続し、結果を速報して、養殖ホタテガイ等二枚貝類の計画的出荷に役立てながら、噴火湾における麻痺性貝毒の発生予察手法を検討することが必要である。

謝 辞

北海道貝毒プランクトンモニタリング調査に携わった水産技術普及指導所および水産試験場の職員の皆様に感謝いたします。

引用文献

- 地方独立行政法人北海道立総合研究機構・北海道. 平成22～27年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書. Internet web. Download from: (<http://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/central/section/kankyou/kaidoku/j12s220000000dgw.html> (2011–2016)) (2016.4.1)
- 北海道. 昭和55年度～平成16年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書. 札幌. 1981～2006.
- 北海道. 平成17～21年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書. Internet web. Download from: (<http://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/central/section/kankyou/kaidoku/j12s220000000dgw.html> (2007–2010)) (2016.4.1)
- 北海道立水産試験場. 北海道沿岸における貝毒の研究(貝毒プロジェクト報告書). 北海道立水産試験場技術資料 2000; 3: 1–69.
- 板倉 茂. 7. 現場海域における*Alexandrium*属の個体群動態. 「貝毒研究の最先端—現状と展望（今井一郎, 福代康夫, 広石伸互編）」恒星社厚生閣, 東京. 2007; 76–84.
- 気象庁. 気象観測の手引き. Internet web. Download from: (http://www.jma.go.jp/jma/kishou/known/kansoku_guide/tebiki.pdf (1998)) (2016.4.1)
- 松山幸彦, 上田拓史, 上野俊士郎, 久保田信, 鈴木紀毅, 木元克典, 佐野明子, 副島美和, 濱岡秀樹, 中島篤巳. 「日本の海産プランクトン図鑑 第2版（末友靖隆編）」共立出版, 東京. 2013.
- 宮園 章. 北海道, 噴火湾における麻痺性貝毒原因プランクトン, *Alexandrium tamarense*の生態学的研究(学位論文). 北水試研報 2015; 87: 1–70.
- 長井 敏. 8. *Alexandrium*属の個体群構造と分布拡大要因の解明. 「貝毒研究の最先端—現状と展望（今井一郎, 福代康夫, 広石伸互編）」恒星社厚生閣, 東京. 2007; 85–99.
- 水産庁. 昭和54年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書(東北・北海道ブロック). 東京. 1980; 194pp.
- Sverdrup HU, Johnson MW, Fleming RH. *The Oceans: Their physics, chemistry, and general biology*. Prentice-Hall, New York, 1942.
- UNESCO. Tenth report of the joint panel on oceanographic tables and standards. *UNESCO Technical Papers in Marine Science* 1981; 36: 25pp.
- 吉田秀嗣, 金森 誠, 佐藤政俊. 北海道, 噴火湾にお

る麻痺性貝毒原因プランクトン*Alexandrium tamarense*のブルーム形成要因について(資料). 北水試研報 2016; 89: 27-40.

芳村 毅, 工藤 勲. 噴火湾における河川からの栄養塩負荷量およびそれらが湾内の基礎生産に与える影響. 海の研究 2003; 12: 185-193.

付表1 虻田沖1マイル調査点における月別の調査回数

年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	合計
1983					1		2	1					4
1984					1	1	2	1					5
1985					1	1	2	1	1				6
1986					1	1	2	1	1				6
1987					1	1	2	1					5
1988					1	1	2	1	1				6
1989				2	2	2	2	1	1				10
1990			2	2	2	2	2	1	1				12
1991			1	2	2	2	2	1	1				11
1992			1	2	2	2	2	1	1				11
1993			1	2	2	2	2	1	1	1			12
1994			1	1	2	2	2	1	1				10
1995			1	1	2	2	2	1	1				10
1996				1	2	2	2	1	1				9
1997			1	2	2	2	2	1	1				11
1998			1	2	2	2	2	1					10
1999			1	2	2	2	2	1					10
2000			1	2	2	2	2	1					10
2001			1	2	2	2	2	1					10
2002			1	2	2	2	2	1					10
2003			1	2	2	2	2	1					10
2004			1	2	2	2	2	1					10
2005			1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	19
2006	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	24
2007	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	23
2008	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	25
2009	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	19
2010	1	1	1	2	2	2	2		1	1	1	1	15
2011	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	1	16
2012	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	1	16
2013	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	1	16
2014	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	1	16
2015	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	1	16

注) 空欄は調査がないことを示す。

付表2 虻田沖1マイル調査点における月別の*A. tamarense*最高密度単位:細胞数 L⁻¹

年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年最高
1983					480		50	0					480
1984					4,880	1,040	200	0					4,880
1985					0	160	180	0	0				180
1986					20	1,240	2,300	0	0				2,300
1987					5,760	5,600	220	0					5,760
1988					0	0	80	0	0				80
1989				40	0	500	9,400	0	0				9,400
1990			180	100	160	80	300	0	0				300
1991			0	240	20	0	3,960	0	0				3,960
1992			40	20	20	0	0	0	0				40
1993			0	60	0	0	20	0	20	0			60
1994			0	0	660	240	0	0	0				660
1995			0	0	240	240	80	0	0				240
1996				20	60	20	20	0	0				60
1997			0	20	0	0	80	0	0				80
1998			20	0	20	0	0	0					20
1999			0	60	20	100	0	0					100
2000			0	20	0	0	0	0					20
2001			0	0	40	0	40	0					40
2002			0	20	0	280	0	0					280
2003			0	20	60	80	40	0					80
2004			20	420	450	320	190	0					450
2005			10	10	10	20	0	0	0	0	0	0	20
2006	0	0	0	30	1,130	100	0	0	0	0	0	0	1,130
2007	20	20	10	40	0	20	0	0	0	0	0	0	40
2008	0	10	30	10	10	10	0	30	0	0	0	0	30
2009	0	0	10	240	390	70	0	0	0	0	0	0	390
2010	0	0	0	10	300	0	0	0	0	0	0	0	300
2011	0	0	0	10	150	360	60	0	0	0	0	0	360
2012	0	0	0	0	80	20	30	0	0	0	0	0	80
2013	0	10	0	30	80	170	0	0	0	0	0	0	170
2014	0	20	10	0	20	10	0	0	0	0	0	0	20
2015	0	0	0	10	2,760	180	20	0	0	0	0	0	2,760

注) 空欄は調査がないことを示す。

付表3 虻田沖1マイル調査点における1,000細胞 L^{-1} を超える*A. tamarense*が出現した年の月別・深度別の*A. tamarense*最高密度

		単位:細胞数 L^{-1}											
年	深度	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
1984	0m					4,880	40	40	0				
	10m					160	920	60	0				
	20m					40	1,040	200	0				
	30m					0	320	60	0				
1986	0m					20	1,240	2,080	0	0			
	10m					0	1,020	2,300	0	0			
	20m					0	0	700	0	0			
	30m					0	200	320	0	0			
1987	0m					5,760	5,600	0	0				
	10m					1,600	80	0	0				
	20m					740	80	0	0				
	30m					420	0	220	0				
1989	0m				40	0	280	20	0	0			
	10m				20	0	500	60	0	0			
	20m				20	0	360	9,400	0	0			
	30m				0	0	420	320	0	0			
1991	0m			0	240	20	0	0	0	0			
	10m			0	240	0	0	100	0	0			
	20m			0	20	0	0	120	0	0			
	30m			0	80	0	0	3,960	0	0			
2006	0m	0	0	0	0	1,130	30	0	0	0	0	0	0
	5m	0	0	0	30	180	10	0	0	0	0	0	0
	10m	0	0	0	0	180	100	0	0	0	0	0	0
	15m	0	0	0	10	110	20	0	0	0	0	0	0
	20m	0	0	0	0	60	10	0	0	0	0	0	0
	25m	0	0	0	0	220	0	0	0	0	0	0	0
2015	0m	0	0	0	0	2,760	180	0	0	0	0	0	0
	5m	0	0	0	10	150	20	0	0	0	0	0	0
	10m	0	0	0	0	90	130	0	0	0	0	0	0
	15m	0	0	0	0	340	110	10	0	0	0	0	0
	20m	0	0	0	0	10	150	20	0	0	0	0	0
	25m	0	0	0	0	80	170	0	0	0	0	0	0

注) 空欄は調査がないことを示す。

付表4 虻田沖1マイル調査点における5～7月の深度別水温

年	5月			6月			7月		
	0m	10m	20m	0m	10m	20m	0m	10m	20m
1983	11.8	7.5	6.4				17.7	13.8	13.2
1984	9.7	5.6	4.2	15.8	14.2	10.1	18.2	14.0	13.4
1985	11.0	8.0	4.9	15.0	11.8	11.2	19.2	14.5	11.7
1986	6.4	5.8	5.0	15.8	8.0	5.1	14.8	14.0	13.2
1987	9.5	7.5	5.6	16.4	12.1	5.1	20.0	17.8	16.0
1988	7.4	4.5	4.1	15.4	9.8	6.5	17.2	16.4	14.5
1989	10.7	7.6	6.3	12.6	11.5	10.8	18.2	13.9	10.5
1990	10.3	7.0	6.2	14.8	9.2	6.0	19.9	17.3	15.2
1991	10.9	8.3	5.7	16.8	14.1	11.2	19.1	17.6	16.6
1992	9.5	6.9	5.0	14.8	11.7	11.1	18.7	17.6	10.4
1993	10.1	8.3	6.8	12.2	9.8	10.1	18.0	14.0	11.5
1994	10.8	7.1	6.4	15.6	14.7	9.9	18.9	15.9	12.5
1995	9.6	7.1	5.6	13.5	11.9	9.5	17.5	14.2	11.5
1996	7.2	6.9	6.2	14.0	11.7	9.8	16.9	14.3	12.3
1997	7.8	7.2	6.9	10.6	9.4	9.0	16.3	9.5	7.2
1998	10.5	9.0	6.5	12.9	12.1	10.4	19.3	16.7	13.1
1999	10.2	7.0	4.7	17.7	12.5	10.2	18.6	16.7	14.5
2000	8.8	8.0	6.3	16.0	12.0	5.9	19.2	15.2	12.7
2001	9.7	7.6	6.8	19.4	9.3	4.9	19.1	14.9	10.5
2002	9.9	8.1	6.8	14.4	11.4	9.5	17.7	15.1	12.3
2003	10.5	7.2	4.8	14.9	10.5	6.5	16.8	15.2	14.0
2004	10.1	8.2	5.9	15.5	10.0	6.0	18.2	14.9	11.0
2005	7.0	6.1	6.0	13.1	10.8	6.1	18.9	15.4	11.5
2006	9.5	6.9	5.9	14.2	9.6	7.9	17.5	14.3	12.4
2007	9.5	7.9	7.4	17.1	12.7	9.2	18.0	15.3	12.8
2008	9.5	8.5	7.7	11.6	9.4	8.3	18.9	15.1	8.5
2009	10.2	7.8	6.4	13.8	12.6	11.1	18.1	14.9	12.7
2010	8.3	7.5	7.6	16.4	8.4	6.6	21.2	12.7	7.5
2011	8.0	6.2	5.7	14.9	9.5	7.5	18.8	16.4	8.2
2012	9.6	6.7	5.2	13.2	11.9	8.8	21.2	15.5	13.9
2013	7.1	5.3	4.8	15.3	12.1	7.9	20.0	16.9	13.1
2014	7.3	5.7	4.6	14.3	9.6	8.1	18.9	12.9	8.2
2015	9.6	6.8	4.3	14.3	10.6	6.3	18.8	14.0	9.5

注) 空欄は調査がないことを示す。

付表5 虻田沖1マイル調査点における5～7月の深度別塩分

年	5月			6月			7月		
	0m	10m	20m	0m	10m	20m	0m	10m	20m
1983	28.8	32.2	32.6				27.7	31.8	31.9
1984	29.9	31.7	32.0	30.8	31.8	31.6	28.1	32.1	32.6
1985	30.0	31.4	32.3	31.5	32.0	32.0	29.6	32.4	32.7
1986	24.1	31.2	31.4	29.9	31.2	32.0	30.8	30.9	31.0
1987	28.9	32.2	32.5	31.6	31.8	32.6	31.3	32.6	32.8
1988	32.6	33.0	33.2	30.0	32.1	32.7	31.3	31.6	32.1
1989	31.9	32.2	32.2	31.8	32.1	32.2	31.7	32.5	32.4
1990	31.5	32.7	32.9	31.6	32.4	32.8	32.2	32.6	32.8
1991	32.4	32.7	32.9	32.0	32.5	32.7	31.9	32.4	32.5
1992	31.2	32.3	32.6	31.2	31.9	32.0	31.5	31.8	32.4
1993	31.7	32.0	32.3	30.0	32.0	32.2	31.2	31.7	31.9
1994	30.2	32.1	32.4	31.4	31.9	32.0	31.5	32.0	32.7
1995	30.7	31.8	32.1	30.5	31.3	32.1	29.5	31.3	31.8
1996	31.7	32.3	32.4	31.2	31.8	32.0	30.9	31.4	31.8
1997	32.2	32.4	32.6	31.8	31.9	32.0	31.4	32.2	32.6
1998	31.5	31.7	32.1	31.1	31.4	31.6	30.7	31.2	31.7
1999	31.4	32.0	32.4	30.3	31.8	32.7	30.7	32.3	32.7
2000	30.1	31.0	31.2	30.3	31.1	32.2	28.1	31.9	32.6
2001	31.5	32.2	32.4	29.0	32.2	32.6	31.2	32.0	33.0
2002	31.6	32.2	32.4	31.5	32.1	32.3	27.5	31.9	32.1
2003	30.7	31.7	31.8	31.4	31.7	32.1	31.1	31.8	32.1
2004	30.9	31.9	32.3	25.1	31.9	32.5	31.3	31.8	32.7
2005	31.7	32.2	32.3	31.2	31.8	32.2	31.2	31.7	32.0
2006	27.8	32.0	32.3	28.1	31.8	32.3	30.1	31.4	31.8
2007	30.9	32.6	32.8	31.3	32.1	32.7	32.1	32.5	32.8
2008	31.4	32.3	32.3	31.8	32.2	32.5	31.5	32.2	32.5
2009	30.6	32.3	32.6	31.6	32.0	31.2	30.5	31.9	32.4
2010	31.3	32.0	32.1	26.3	31.8	32.2	30.4	31.6	32.5
2011	30.6	32.4	32.5	31.4	32.0	32.3	30.5	31.6	32.3
2012	29.0	31.6	32.1	31.1	31.4	31.8	31.6	32.5	33.3
2013	30.6	32.7	32.8	28.8	31.7	32.3	31.4	31.9	32.5
2014	32.1	32.2	32.3	30.6	31.9	32.0	31.0	31.7	32.0
2015	29.0	31.9	32.3	30.7	31.8	32.1	30.9	31.9	32.4

注) 空欄は調査がないことを示す。

付表6 虻田沖1マイル調査点における5～7月の深度帯別鉛直安定度

年	(×10 ⁻³)					
	5月		6月		7月	
	0-10m	10-20m	0-10m	10-20m	0-10m	10-20m
1983	0.34	0.05			0.40	0.03
1984	0.20	0.04	0.12	0.07	0.40	0.06
1985	0.16	0.11	0.11	0.02	0.48	0.09
1986	0.57	0.03	0.25	0.11	0.03	0.02
1987	0.29	0.05	0.11	0.17	0.16	0.06
1988	0.08	0.02	0.28	0.10	0.04	0.08
1989	0.08	0.02	0.05	0.02	0.16	0.06
1990	0.15	0.03	0.16	0.09	0.10	0.07
1991	0.07	0.05	0.10	0.07	0.08	0.03
1992	0.13	0.05	0.12	0.02	0.05	0.19
1993	0.06	0.05	0.22	0.00	0.08	0.04
1994	0.21	0.04	0.06	0.09	0.12	0.13
1995	0.13	0.05	0.11	0.14	0.21	0.10
1996	0.06	0.02	0.09	0.05	0.11	0.07
1997	0.03	0.03	0.04	0.02	0.20	0.07
1998	0.04	0.07	0.04	0.05	0.10	0.11
1999	0.10	0.06	0.23	0.12	0.17	0.08
2000	0.08	0.04	0.14	0.19	0.38	0.11
2001	0.10	0.03	0.46	0.09	0.17	0.16
2002	0.08	0.04	0.11	0.06	0.40	0.07
2003	0.13	0.04	0.11	0.09	0.10	0.05
2004	0.11	0.07	0.63	0.11	0.12	0.15
2005	0.06	0.02	0.10	0.10	0.13	0.11
2006	0.37	0.04	0.38	0.07	0.17	0.07
2007	0.16	0.03	0.16	0.11	0.09	0.07
2008	0.09	0.01	0.08	0.04	0.15	0.14
2009	0.17	0.04	0.06	-0.04	0.19	0.08
2010	0.07	0.01	0.58	0.06	0.29	0.16
2011	0.17	0.02	0.15	0.06	0.14	0.22
2012	0.25	0.07	0.05	0.09	0.21	0.10
2013	0.19	0.02	0.29	0.12	0.12	0.14
2014	0.03	0.02	0.19	0.04	0.19	0.11
2015	0.28	0.07	0.16	0.09	0.19	0.12

注) 空欄は調査がないことを示す。

付表7 洞爺湖温泉観測点における1～4月の降水量
降水量は気象庁ホームページよりダウンロードした。

年	1月	2月	3月	4月	累計
1983	54	61	42	66	223
1984	48	66	35	37	186
1985	72	66	30	55	223
1986	58	35	53	107	253
1987	82	65	72	71	290
1988	65	61	64	83	273
1989	56	25	67	59	207
1990	87	42	39	110	278
1991	48	69	45	72	234
1992	43	75	6	31	155
1993	86	83	30	94	293
1994	48	91	58	51	248
1995	68	15	75	83	241
1996	30	21	37	18	106
1997	38	32	53	14	137
1998	32	20	95	75	222
1999	52	51	36	39	178
2000	69	29	56		
2001	27	39	79	46	191
2002	79	38	38	45	200
2003	72	21	29	62	184
2004	35	136	27	33	231
2005	60	47	73	62	242
2006	78	44	65	61	248
2007	59	42	43	54	198
2008	7	20	5	15	47
2009	22	27	28		
2010	74	28	56	88	245
2011	46	28	15	107	195
2012	24	41	53	59	176
2013	30	50	72	113	263
2014	58	9	28	12	107
2015	27	28	104	116	274

注) 2000年4月および2009年4月は資料不足のため、データとして用いなかった。

付表 8 噴火湾西部海域の各調査点における*A. tamarense*最高密度単位:細胞数 L⁻¹

年	砂原沖 1.5km	砂原沖 1マイル	砂原沖 2マイル	森沖 3km	落部沖 1.5km	落部沖 1マイル	落部沖 3マイル	落部沖 5マイル	八雲沖 1マイル	八雲沖 3マイル	八雲沖 5マイル	国縫沖 1マイル	国縫沖 3マイル	国縫沖 5マイル
1979	4,340													
1980	10,940													
1981					1,100									
1982					60									
1983		360	560			1,225	1,440	1,425	325	260	775	600	920	500
1984						50,540	15,880	28,960				12,060	9,300	4,520
1985						160		1,360				1,000		2,280
1986						2,880		1,760				2,980		18,820
1987						3,360		1,880				2,680		8,720
1988						500		0				120		20
1989						9,120		39,580				4,540		4,900
1990						720		540				340		1,300
1991						540		280				420		1,420
1992						60		0				180		0
1993						60		60				40		40
1994						2,820		680				1,820		560
1995						480		240				880		5,540
1996						40		60				60		20
1997						60		40				100		40
1998						20		20				0		20
1999						80		140				80		300
2000										140				
2001										40				
2002										0				
2003										180				
2004										880				
2005				0						40				
2006				1,180						200				
2007				100						630				
2008				150						30				
2009				970						960				
2010				460						730				
2011				1,400						470				
2012				160						60				
2013				420						150				
2014				20						20				
2015				690						640				

注) 空欄は調査がないことを示す。

付表9 噴火湾東部海域の各調査点における*A. tamarense*最高密度単位:細胞数 L⁻¹

年	礼文華沖 2km	礼文沖 1マイル	礼文沖 3マイル	礼文沖 5マイル	虻田沖 4.4km	虻田沖 1マイル	虻田沖 3マイル	虻田沖 5マイル	伊達沖 1マイル	伊達沖 3マイル	伊達沖 5マイル
1979	10,900										
1980	2,740										
1981					44,400						
1982					0						
1983		660	14,520	625		480	1,320	350	440	120	400
1984						4,880	2,540	1,600			
1985						180		3,380			
1986						2,300		3,080			
1987						5,760		5,140			
1988						80		0			
1989						9,400		4,300			
1990						180		740			
1991						3,960		140			
1992						20		0			
1993						60		40			
1994						240		140			
1995						240		200			
1996						60		20			
1997						80		100			
1998						20		0			
1999						100		100			
2000						20					
2001						40					
2002						280					
2003						80					
2004						450					
2005						20					
2006						1,130					
2007						40					
2008						30					
2009						390					
2010						300					
2011						360					
2012						80					
2013						170					
2014						20					
2015						2,760					

注) 空欄は調査がないことを示す。

北海道の4河川におけるブラウントラウトと在来サケ科魚類の生息密度の10年変化（資料）

下田和孝^{*1}, 鷹見達也², 青山智哉¹, 坂本博幸¹, 大久保進一¹, 竹内勝巳¹

¹北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場, ²一般社団法人日高管内さけ・ます増殖事業協会

Decadal changes in population densities of brown trout and native salmonid fishes in four rivers in Hokkaido, Japan
(Note)

KAZUTAKA SHIMODA^{*1}, TATSUYA TAKAMI², TOMOYA AOYAMA¹, HIROYUKI SAKAMOTO¹, SHIN-ICHI OHKUBO¹
and KATSUMI TAKEUCHI¹

¹ Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Eniwa, Hokkaido, 061-1433*,

² Salmon Enhancement Program Association of Hidaka, *Urakawa, Hokkaido 057-0013, Japan*

キーワード：在来サケ科魚類, 生息密度, ブラウントラウト

ヨーロッパ原産のブラウントラウト *Salmo trutta* は、北海道では1980年に初めて新冠川で見つかり（米川, 1981）、1997年までに日高地方と石狩地方を中心に18水系で生息が確認された（鷹見・青山, 1999）。その後、知床半島の河川（森田ら, 2003）や石狩北部の厚田川（青山ら, 2002）など新たな河川からの採捕報告があり、2012年までに30水系以上で生息が確認された（下田, 2012）。ブラウントラウトは北海道の在来魚に様々な影響を及ぼしていることが知られ、例えば、アメマス *Salvelinus leucomaenis* からブラウントラウトへの分布の置き換わり（鷹見ら, 2002；長谷川・前川, 2008）、在来魚の捕食（北海道立水産孵化場, 2011；長谷川ら, 2007；三沢ら, 2001）、水産増殖の対象であるサケ・マス類の幼稚魚の捕食などが報告されている（北海道立水産孵化場, 2011；真山, 1999）。このため北海道では、ブラウントラウトの人為的な分布拡大を防ぐ目的で2003年から北海道内水面漁業調整規則により本種の移殖放流を禁止するとともに、ブラウントラウトを対象とした試験的駆除が数河川で実施されている（下田, 2012）。

外来生物の長期的個体群動態を調べた研究によると、外来生物の個体数は経年的に増減し、これにともない在来生物への影響の程度も変化することがあるという（瀧元・長谷川, 2011）。北海道のブラウントラウトの個体数や在来魚への影響も経年的に変化する可能性があり、

在来魚の保全に向けた本種の駆除や個体数抑制といった対策においても長期モニタリングに基づく生息数の動向に関する資料が必要になると予想される。北海道のブラウントラウトの生息数については、2000年から2002年にかけて尻別川支流の昆布川と千歳川支流のママチ川、紋別川および長都川で北海道立水産孵化場が実施した生息密度調査が最も古い調査事例の一つである（北海道立水産孵化場, 2003, 2004）。本報告ではこれらの調査から約10年経過した後のブラウントラウトと在来魚の生息個体数を調べ、長期モニタリングに向けた基礎資料として過去の調査結果とともに提示する。

材料と方法

調査河川の概要 調査河川は尻別川支流の昆布川、石狩川水系千歳川支流のママチ川、紋別川および長都川である（図1）。紋別川では2000年に、昆布川、ママチ川および長都川では2002年にサケ科魚類を初めとした全魚種の生息密度調査が行われた（北海道立水産孵化場, 2003, 2004）。

尻別川の一次支流である昆布川は、流域面積134.1km²、流路延長24.4kmの規模で、尻別川の河口から約32km上流に左岸側から流入する。尻別川本流には昆布川との合流点から約4km下流の地点に蘭越発電所用の取水堰があ

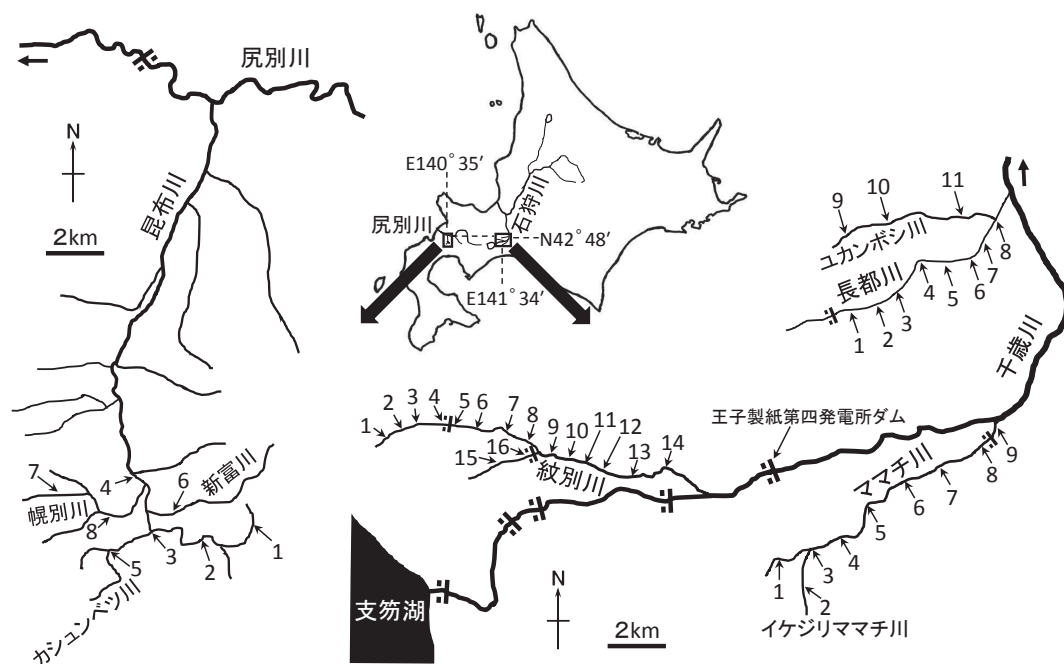


図1 調査河川の概要と調査地点の位置

るが、1993年に魚道が整備されサクラマス*Oncorhynchus masou*やアメマスなどの回遊性魚類の遡上が可能となった。昆布川の調査場所は、本流の上流域に4か所（調査区1～4）、二次支流のカシムベツ川と新富川に各1か所（調査区5、6）、二次支流の幌別川に2か所（調査区7、8）とした。これらの調査場所は原則として2002年の調査と同じだが、調査区5および8は2002年の調査場所への接近が困難であったため、それぞれ約0.4km上流とした。

紋別川は千歳川と石狩川の合流点から約55km上流で千歳川に注ぐ流域面積22.0km²、流路延長15.1kmの二次支流で、流程の中央付近に右岸側から小支流が流入する。千歳川には紋別川との合流点から約3.1km下流の地点に王子製紙第四発電所のダムがあるため、紋別川にサクラマスやサケ*Oncorhynchus keta*などの降海型の回遊性魚類が遡上することはなく、回遊性魚類の陸封型または純淡水魚だけが生息する。紋別川の調査場所は2000年と同じで、本流に14か所（調査区1～14）、小支流に2か所（調査区15、16）とした。

ママチ川は千歳川と石狩川の合流点から約42km上流の地点で千歳川に注ぐ流域面積65.0km²、流路延長20.5kmの二次支流で、最上流域に三次支流のイケジリママチ川が流入する。石狩川河口から千歳川を通じてママチ川合流点まで、魚類の移動を妨げる河川工作物はない。ママチ川には千歳川との合流点から約0.5km上流の地点に頭首工があるが、この頭首工には魚道が付設されているため回遊性魚類の遡上が可能である。ママチ川の調査

場所は2002年と同じで、本流に8か所（調査区1、3～9）、イケジリママチ川に1か所（調査区2）とした。

長都川は千歳川と石狩川の合流点から約34km上流の地点で千歳川に注ぐ流域面積45.2km²、流路延長13.2kmの二次支流で、下流域に三次支流のユカンボシ川が流入する。長都川には千歳川との合流点から約9km上流の地点に魚道を有する1基の砂防ダムが設置されているが、これ以外に魚類の移動の妨げとなる河川工作物はない。長都川では2002年の調査においてブラウントラウトが採捕されなかったことから、今回の調査では広域的に本種を探索することを目的に前回よりも調査箇所数を5か所増やすとともに各調査区間長を拡大した。長都川の調査場所は、本流に8か所（調査区1～8）とユカンボシ川に3か所（調査区9～11）とした。なお、本流の調査場所のうちの6か所（調査区1～6）は2002年と同じである。

調査方法 各河川における調査年月日は、昆布川では2012年8月1日および2日、紋別川では2011年9月9日、12日、16日および20日、ママチ川では2011年8月1日、2日および3日、長都川では2011年10月3日および4日であった。各調査区の長さは48.0～262.0m、調査区の平均川幅は1.8～10.0mであり、各調査区の長さは2000～2002年とは異なった（付表1参照）。各調査区で、エレクトロフィッシャー（Smith-Root社製、12型）を用いて魚類を採捕した。昆布川、紋別川およびママチ川においては2回の採捕を行い、全個体の体長（サケ科魚類等の湾入した尾鰭を持つ魚類は尾叉長、その他の魚類は全長）を1mm単位で

測定した。2回の採捕個体数をもとに除去法（Carle and Strub, 1978）により魚種毎に生息個体数を算出し、これを調査区の面積で除して生息密度とした。なお、調査区の面積は平均流路幅（流路幅の測定地点数は各調査区につき5～10地点）と調査区間長の積とした。長都川では採捕区間を広域としたため採捕回数は1回とし、調査区間長当たりの採捕個体数を算出した。

ママチ川、紋別川および長都川では、データロガー（Onset社製、TidbiTまたはHOBOペンダントロガー）で約1年間の水温を1時間おきに記録した。データロガーの設置場所は、ママチ川では調査区1、4、7、9、紋別川で

は調査区1、8、14、長都川では調査区3、10および千歳川との合流点の70m上流であった。

結果および考察

昆布川 2002年の調査でブラウントラウトの生息が確認された調査区は、調査区2と4の2か所であったが、2012年の調査では両調査区に加えて調査区1、3、8でもブラウントラウトが採捕された。これらのうち調査区1と8では1～3個体が採捕されただけであったが（付表2参照）、調査区2の生息密度は0.379尾／m²と高かった（図2）。在

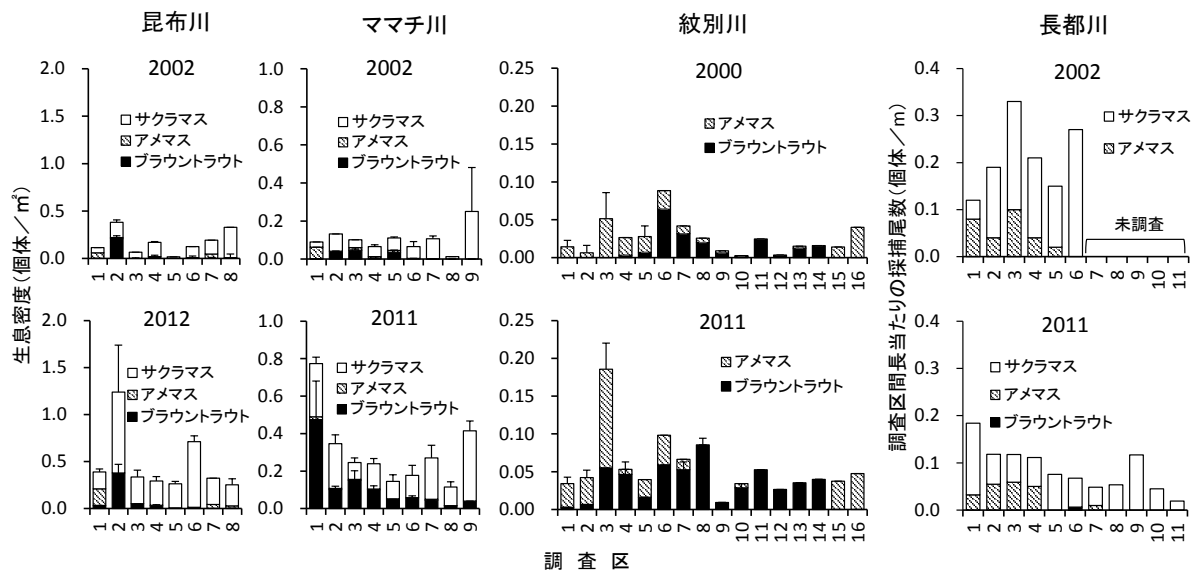


図2 各河川におけるブラウントラウトと在来サケ科魚類の推定生息密度および95%信頼区間

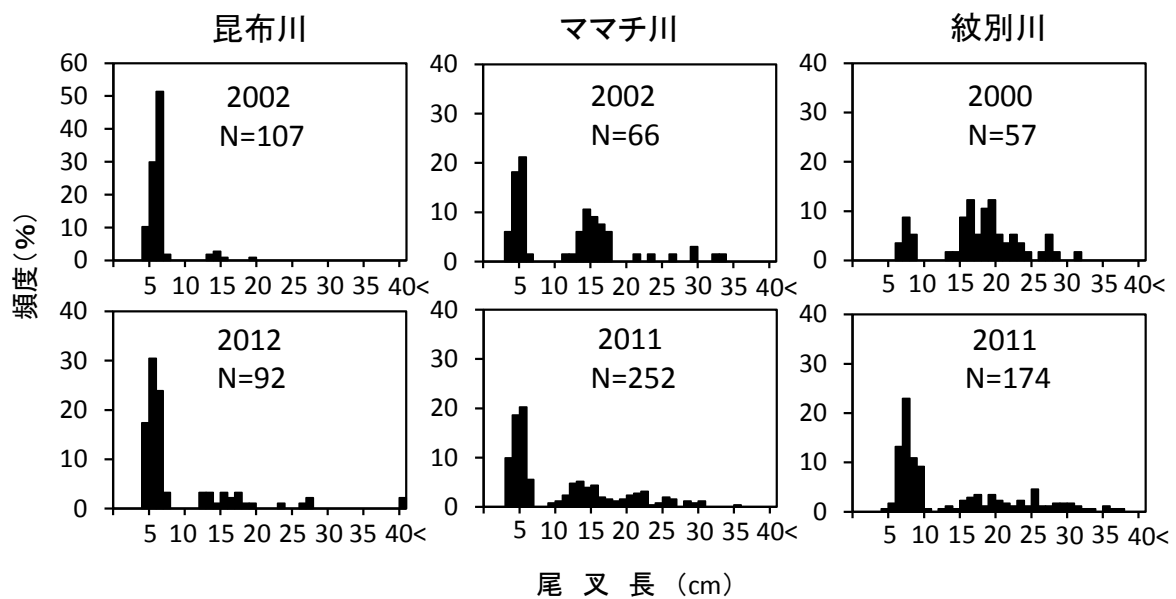


図3 各河川におけるブラウントラウトの尾叉長頻度分布

来サケ科魚類では2012年のサクラマスの子生密度は調査区8を除き2002年よりも高く、新たにブラウントラウトが確認された調査区のうち1と3においてもサクラマスの生息密度の上昇が認められた。このうち調査区1ではアメマスの生息密度も上昇していた。

ブラウントラウトの尾叉長頻度分布をみると、2002年の調査では尾叉長20cm未満の個体だけが採捕されたが、2012年の調査では尾叉長20cm以上の個体も確認された(図3)。サクラマスの当歳魚に相当する尾叉長のモードは、2002年、2012年ともに8~9cm台にあった(図4)。アメマスでは当歳魚に相当するモードが両年ともに5~6cm台にあり、また1歳以上に相当する個体の頻度分布に両年間で明瞭な違いは認められなかった(図5)。

以上の結果から、昆布川においては2002年から2012年

にかけてブラウントラウトの生息域が拡大したものの、在来サケ科魚類の生息数や体サイズに目立った変化は認められず、ブラウントラウトの分布拡大が在来サケ科魚類に何らかの影響を及ぼしているとは判断されなかった。
ママチ川 2002年の調査でブラウントラウトの子生が確認されたのは、調査区1~7の7か所であった(図2)。ただし、このうち調査区1、4、6、7ではそれぞれ1~3個体が採捕されたに過ぎず(付表3参照)、生息密度は0.01尾/m²以下と低かった。一方、2012年はすべての調査区でブラウントラウトの子生が確認され、特に調査区1では0.5尾/m²近い高密度であった。在来サケ科魚類では、サクラマスの生息密度がすべての調査区で上昇する一方、アメマスは2002年に子生の確認されたすべての調査区(調査区1、3、4、5)で生息密度の低下が認められた。

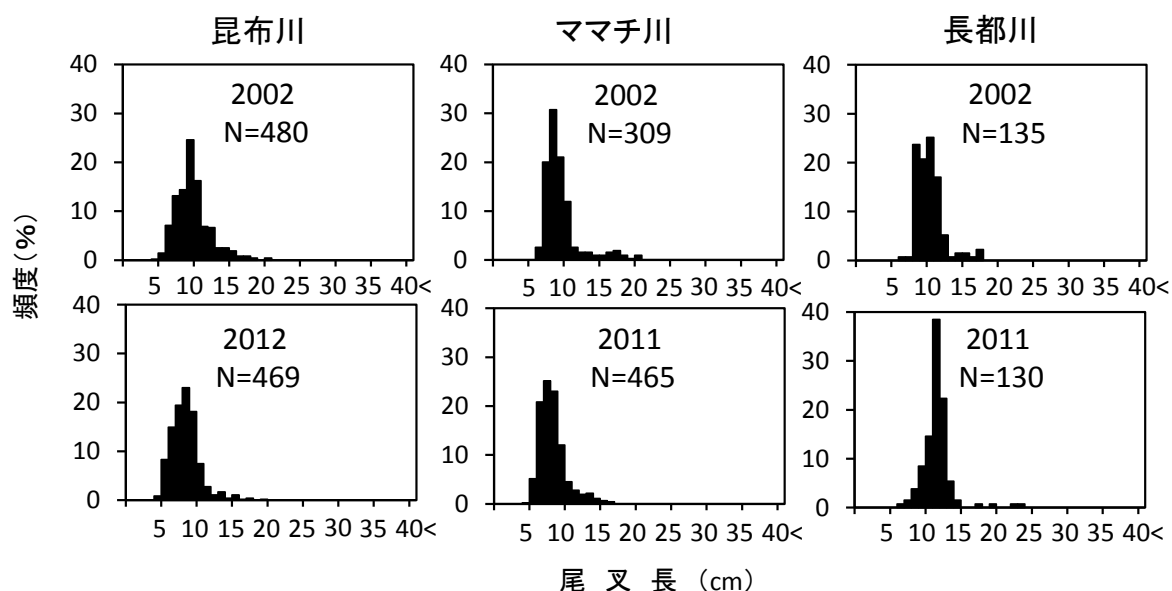


図4 各河川におけるサクラマスの尾叉長頻度分布

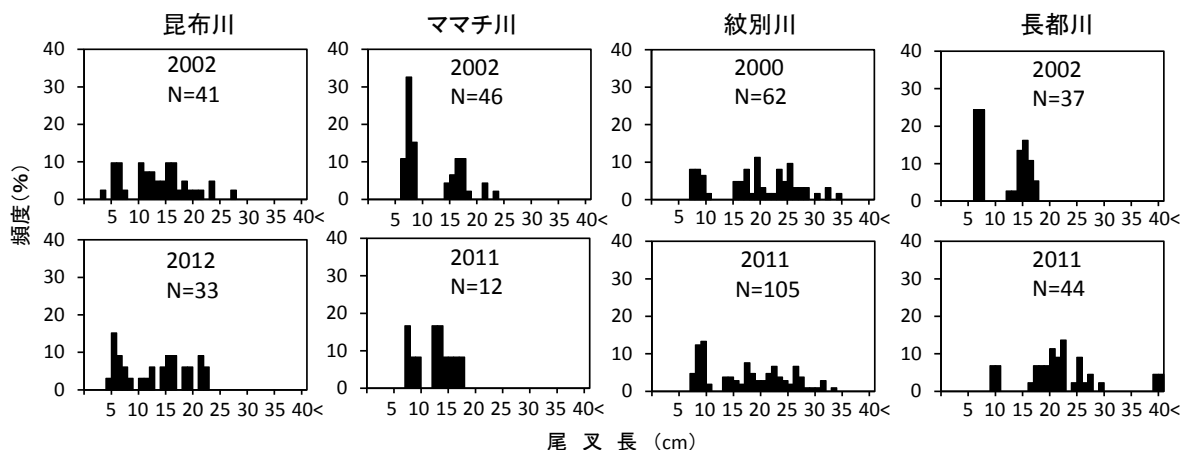


図5 各河川におけるアメマスの尾叉長頻度分布

特に、調査区1では、アメマスは2002年の時点ではサケ科3種の中で最も高密度（0.060尾／m²）であったが、2011年の調査では4分の1の密度（0.015尾／m²）に低下し、サケ科3種のなかで最も低い密度となった。

ブラウトラウトの尾叉長頻度分布によると、当歳魚に相当するモードは2002年、2011年ともに尾叉長5cm台であった。また1歳魚に当たるモードは13～14cm台の位置にあった（図3）。尾叉長20cmを超える大型個体の頻度は2011年の方が若干高かった（2002年：10.6%, 2011年：16.7%）。サクラマスでは当歳魚に相当する尾叉長のモードが、2002年の尾叉長8cm台、2011年は7cmであった（図4）。また2002年は尾叉長17cm台に小さなモードがあったが、2011年では同様のモードはなかった。アメマスの尾叉長頻度分布は、2002年には当歳魚に相当するモードが尾叉長7cm台にあり、1歳魚に当たるモードも16～17cm台に認められた（図5）。2011年の尾叉長頻度分布からは、尾叉長7～9cm台の個体が当歳魚に、尾叉長12～16cm台の個体が1歳以上に相当することが読み取れるが、採捕個体数が計12個体と少ないことから年齢組成について正確に判断することは困難であった。

ママチ川の河川水温の周年変化をみると、最上流に位置する調査区1の河川水温は5～12℃の範囲で推移する一

方、下流の調査区ほど変動幅が大きくなり、最下流の調査区9の河川水温は2～16℃の範囲であった（図6）。

これらの結果から、ママチ川においては2002年から2011年にかけてブラウトラウトの生息域が拡大し、従来からの生息場所で生息密度が上昇するとともに大型魚が若干多くなったと判断される。同時にアメマスの分布域の縮小と密度低下、サクラマスの生息密度の上昇が認められた。

紋別川 紋別川におけるブラウトラウトの尾叉長頻度分布によると、当歳魚に相当するモードは2000年、2011年ともに尾叉長7cm台にあった（図3）。採捕個体全体に占める当歳魚の比率は2011年で高かったが（2000年：17.5%, 2011年：59.2%）、2000年の調査では当歳魚が効率よく採れなかったことが指摘されている（鷹見ら、2002）。このことを考慮して、尾叉長頻度分布（図3、5）からブラウトラウトとアメマスともに11cm以下の個体を当歳魚と判断し、全年齢による生息密度（図2）に加え1歳以上に限定した場合の生息密度を算出した（図7）。

紋別川には調査区4の下流側と調査区16の下流側に落差工があり（図1）、2000年の調査結果によると、これらの落差工の上流に位置する調査区ではブラウトラウトが少なく、調査区4で1個体が採捕されただけであった。

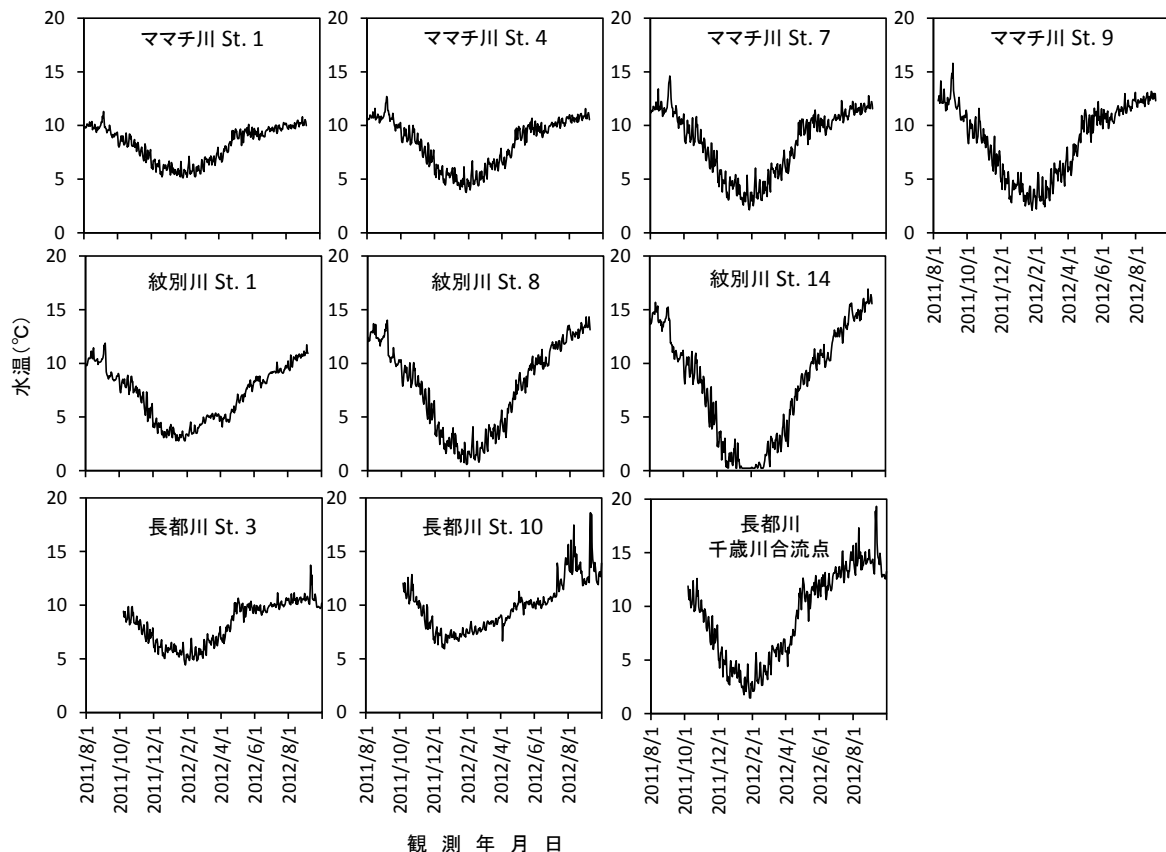


図6 ママチ川、紋別川および長都川における日平均水温の周年変化

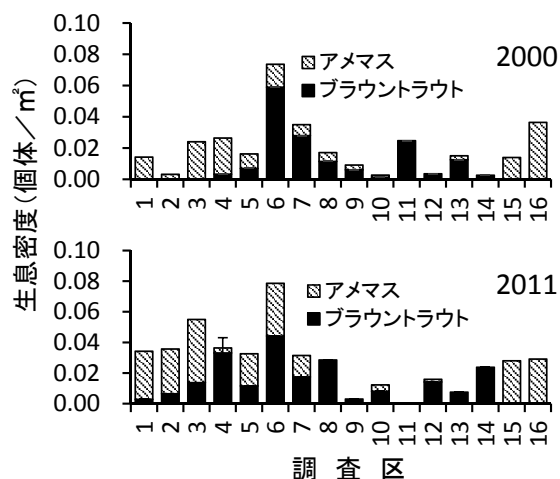


図7 紋別川における1歳以上のブラウントラウトとアメマスの推定生息密度および95%信頼区間

この原因として、落差工によりブラウントラウトの上流への侵入が妨げられている可能性が指摘されている（鷹見ら，2002）。このうち、小支流の落差工よりも上流に位置する調査区15および16では、2011年の調査でもブラウントラウトは確認されなかった。一方、本流の落差工は2004年から2005年にかけて損壊し、ブラウントラウトの分布域が上流へと拡大したと報告されている（長谷川ら，2008）。2011年に行った調査でもこの落差工より上流に位置する調査区1～4でブラウントラウトが確認された。これらの調査区における1歳以上のアメマスの生息密度は調査区1～3では上昇していたが、調査区4ではアメマスの生息密度の低下が認められた（図7）。調査区4では1歳以上のブラウントラウトの生息密度が上昇した（図7）。この傾向は全年齢による生息密度の推定結果でも同様であった（図2）。

紋別川中流から下流にかけての調査区5～14では、2000年と2011年ともにすべての調査区でブラウントラウトの生息が確認された（図2，7）。全年齢を対象とした場合、調査区6以外のすべての調査区でブラウントラウトの生息密度の上昇が確認された（図2）。1歳以上の個体に限定すると、調査区8や14では密度上昇が認められた一方、調査区7や11では低下していた（図7）。アメマスの生息密度は、調査区5～7および調査区10では顕著な変化は見られなかったが、調査区8および9では生息が認められなくなった（図2，7）。調査区11～14では、2000年、2011年ともにブラウントラウトの割合が高く、アメマスは2000年に調査区13で1個体、2011年に調査区12で1個体が採捕されただけであった（図2）。

ブラウントラウトの尾叉長頻度分布（図3）によると、

2011年は尾叉長30cmを超える大型個体の比率が2000年よりも高かった（2000年：1.8%，2011年：6.3%）。アメマスの尾叉長頻度分布は、2000年は当歳魚に相当するモードが尾叉長7～8cm台にあったのに対し、2011年は8～9cm台にあった（図5）。1歳以上のアメマスの尾叉長頻度分布には両年間で顕著な違いは見られなかった。

紋別川の河川水温の周年変化を図6に示した。最上流に位置する調査区1の河川水温は2～12℃で推移する一方、下流の調査区ほど変動幅が大きくなり、最下流の調査区14の河川水温は0～17℃で推移した。この調査区14の7～10月の水温は、2000年の結果とほぼ同様であった（鷹見ら，2002）。

以上の結果から、紋別川の上流域では2000年から2011年にかけてブラウントラウトの生息域が上流へ拡大し、調査区4ではアメマスからブラウントラウトへ優占種が置き換わったと推測される。中・下流域においては、優占種がアメマスからブラウントラウトへ置き換わった状態が持続するとともに、支流の落差工上流におけるアメマスの単独域は維持されていた。

長都川 長都川では2002年の調査の際にブラウントラウトの生息は確認されなかったが、2011年には調査区6で1個体のブラウントラウト（尾叉長39.6cm）が採捕された（図2）。長都川ではHasegawa *et al.* (2014) も、2011年にブラウントラウトを確認している。ブラウントラウトが再生産している昆布川、ママチ川および紋別川では尾叉長10cm未満の幼魚が多数採捕されたのに対し（図3）、長都川ではこうした個体がまったく採捕されなかったことから、本種は長都川においては再生産していないものと思われ、今回採捕された個体は他河川から移動してきた可能性が高い。ただし、上流に位置する調査区3における水温の年変化は、ママチ川の上流に位置する調査区1や4と類似し、最低水温は4℃台、最高水温は2012年に9月10日に観測された13.7℃を除くと概ね11℃台で推移していた（図6）。ブラウントラウトの生息する紋別川の調査区8や14で15℃前後の水温が観測されていることも考慮すると、水温環境の上では長都川においても本種の幼魚が生息できると考えられる。また、2002年および2011年の調査ともに長都川ではサクラマスやアメマスの当歳魚に相当する尾叉長10cm未満の個体が採集されていることから（図4，5）、長都川の環境はサケ科魚類の産卵や幼稚魚の生息に適しているものと推察され、今後、他河川から長都川に遡上したブラウントラウトが繁殖することが懸念される。

その他の外来種では長都川支流のユカンボシ川の調査区9でニジマス*Oncorhynchus mykiss*が高密度で採捕された（調査区間長1m当たり 0.338個体）が、長都川本流で

のニジマスの生息密度はごく低かった（同0.000～0.014尾，付表5参照）。千歳川流域のなかでも，紋別川やママチ川を初め上流寄りの本・支流の多くでは，ブラウントラウトの侵入や発電用ダムによる遡上阻害で魚類相が変化していると考えられる反面，長都川本流は本来の魚類相を維持している可能性のある貴重な水域である。実際，今回の調査でも9種の在来魚（サクラマス，アメマス，ウグイ*Tribolodon hakonensis*，エゾウグイ*T. ezoe*，ヤチウグイ*Phoxinus phoxinus sachalinensis*，フクドジョウ*Noemacheilus barbatulus toni*，ハナカジカ*Cottus nozawae*，トミヨ*Pungitius sinensis*およびスナヤツメ*Lethenteron reissneri*）の生息が確認された（付表5参照）。これらの魚類相を維持する上で，今後もブラウントラウトの生息状況，特に上流域における当歳魚の発生の有無に注視する必要がある。

参考文献

- 青山智哉，鷹見達也，下田和孝，小山達也．北海道におけるブラウントラウトの年齢と成長および性成熟．北海道立水産孵化場研報 2002; 56: 115-123.
- Carle FL, Strub MR. A new method for estimating population size from removal data. *Biometrics* 1978; 34: 621-630.
- 長谷川功，アダムス ロバート，前川光司．北海道で確認された外来種ブラウントラウトによるヤツメウナギ類の捕食．水産増殖2007; 55: 651-652.
- 長谷川功，前川光司．北海道千歳川支流紋別川で起きた在来種アメマス単独生息域への外来種ブラウントラウトの侵入．日水誌2008; 74: 432-434.
- Hasegawa K, Ishiyama N, Kawai H. Replacement of nonnative rainbow trout by nonnative brown trout in the Chitose River system, Hokkaido, northern Japan. *Aquatic Invasions* 2014; 9: 221-226.
- 北海道立水産孵化場．平成13年度事業成績書「内水面外来魚実態調査」，恵庭．2003; 116-129.
- 北海道立水産孵化場．平成14年度事業成績書「内水面外来魚実態調査」，恵庭．2004; 125-137.
- 北海道立水産孵化場．平成21年度事業成績書「内水面外来魚実態調査」，恵庭．2011; 74-77.
- 真山 紘．千歳川におけるサクラマス幼魚およびブラウントラウトによる浮上期サクラマス稚魚の捕食．さけ・ます資源管理センター研報1999; 2:21-27.
- 三沢勝也，菊池基弘，野澤博幸，埴山雅秀．外来種ニジマスとブラウントラウトが支笏湖水系の生態系と在来種に及ぼす影響．国立環境研究所研報2001; 167: 125-132.
- 森田健太郎，岸 大弼，坪井潤一，森田晶子，新井崇臣．北海道知床半島の小河川に生息するニジマスとブラウンマス．知床博物館研報2003; 24: 17-26.
- 下田和孝．北海道における外来魚問題－外来サケ科魚類－．日水誌2012; 78: 754-757.
- 鷹見達也，青山智哉．北海道におけるニジマスおよびブラウントラウトの分布．野生生物保護1999; 4: 41-48.
- 鷹見達也，吉原拓志，宮腰靖之，桑原 連．北海道千歳川支流におけるアメマスから移入種ブラウントラウトへの置き換わり．日水誌2002; 68: 24-28.
- 瀧元 岳，長谷川雅美．すぐに増える，ゆっくり増える，やがて消える？－外来種がもたらす影響の時間変化とそのしくみ－．「外来生物－生物多様性と人間社会への影響－（西川潮・宮下直編）」裳華房，東京．2011; 102-123.
- 米川年三．北海道にブラウントラウト出現．魚と水 1981; 19: 43-44.

付表 1 各調査地点の面積、流路長、平均川幅および調査地点の中央付近の緯度と経度

河川	調査区	2000-2002					2011-2012				
		調査年月日	面積 (㎡)	流路長 (m)	平均川幅 (m)	調査年月日	面積 (㎡)	流路長 (m)	平均川幅 (m)	北緯	東経
昆布川	1	2002/7/22-24	218.2	100.0	2.2	2012/8/1	90.0	50.0	1.8	N42°40' 03.45"	E140°37' 00.69"
昆布川	2	2002/7/22-24	490.0	100.0	4.9	2012/8/2	205.8	50.0	4.1	N42°39' 50.75"	E140°35' 53.86"
昆布川	3	2002/7/22-24	565.5	100.0	5.7	2012/8/1	151.7	50.0	3.0	N42°39' 54.60"	E140°34' 36.42"
昆布川	4	2002/7/22-24	976.4	100.0	9.8	2012/8/2	499.2	50.0	10.0	N42°40' 55.88"	E140°34' 17.36"
昆布川	5	2002/7/22-24	334.5	100.0	3.3	2012/8/1	151.7	50.0	3.0	N42°39' 35.62"	E140°33' 41.23"
昆布川	6	2002/7/22-24	474.5	100.0	4.7	2012/8/2	147.5	50.0	3.0	N42°40' 13.70"	E140°34' 49.57"
昆布川	7	2002/7/22-24	278.2	100.0	2.8	2012/8/2	157.5	50.0	3.2	N42°40' 32.80"	E140°32' 36.90"
昆布川	8	2002/7/22-24	605.5	100.0	6.1	2012/8/2	283.9	57.6	4.9	N42°40' 12.82"	E140°33' 40.53"
ママチ川	1	2002/7/15-18	433.6	100.0	4.3	2011/8/1	267.5	50.0	5.4	N42°46' 42.04"	E141°33' 13.87"
ママチ川	2	2002/7/15-18	263.6	100.0	2.6	2011/8/1	167.5	50.0	3.4	N42°46' 10.65"	E141°33' 46.51"
ママチ川	3	2002/7/15-18	598.2	100.0	6.0	2011/8/1	365.8	50.0	7.3	N42°46' 55.57"	E141°33' 56.74"
ママチ川	4	2002/7/15-18	623.6	100.0	6.2	2011/8/2	288.3	50.0	5.8	N42°47' 08.33"	E141°34' 45.24"
ママチ川	5	2002/7/15-18	720.9	100.0	7.2	2011/8/2	344.2	50.0	6.9	N42°47' 32.91"	E141°35' 23.32"
ママチ川	6	2002/7/15-18	565.5	100.0	5.7	2011/8/2	603.6	100.0	6.0	N42°48' 09.36"	E141°36' 21.91"
ママチ川	7	2002/7/15-18	674.5	100.0	6.7	2011/8/2	340.8	50.0	6.8	N42°48' 22.64"	E141°37' 10.80"
ママチ川	8	2002/7/15-18	609.1	100.0	6.1	2011/8/3	504.0	80.0	6.3	N42°48' 33.37"	E141°38' 00.90"
ママチ川	9	2002/7/15-18	882.7	100.0	8.8	2011/8/3	397.5	50.0	8.0	N42°48' 59.66"	E141°38' 44.92"
紋別川	1	2000/9/13	378.2	100.0	3.8	2011/9/12	350.5	87.4	4.0	N42°48' 44.54"	E141°23' 01.86"
紋別川	2	2000/9/13	433.6	100.0	4.3	2011/9/12	307.6	80.0	3.8	N42°48' 56.66"	E141°23' 36.16"
紋別川	3	2000/9/13	449.1	100.0	4.5	2011/9/12	290.9	61.7	4.7	N42°49' 01.85"	E141°24' 13.86"
紋別川	4	2000/9/13	422.7	100.0	4.2	2011/9/12	302.0	62.0	4.9	N42°49' 00.36"	E141°25' 00.21"
紋別川	5	2000/9/12	711.8	100.0	7.1	2011/9/12	429.3	51.0	8.4	N42°49' 00.12"	E141°25' 09.48"
紋別川	6	2000/9/12	565.5	100.0	5.7	2011/9/16	203.5	48.0	4.2	N42°48' 56.66"	E141°25' 28.01"
紋別川	7	2000/9/12	741.8	100.0	7.4	2011/9/16	285.8	61.0	4.7	N42°48' 52.70"	E141°26' 14.21"
紋別川	8	2000/9/12	669.1	100.0	6.7	2011/9/16	350.6	71.0	4.9	N42°48' 39.48"	E141°26' 55.61"
紋別川	9	2000/9/12	697.3	100.0	7.0	2011/9/16	326.8	55.7	5.9	N42°48' 30.21"	E141°27' 24.20"
紋別川	10	2000/9/12	697.3	100.0	7.0	2011/9/20	732.7	100.0	7.3	N42°48' 21.68"	E141°27' 58.18"
紋別川	11	2000/9/12	613.6	100.0	6.1	2011/9/16	323.3	57.0	5.7	N42°48' 14.76"	E141°28' 20.59"
紋別川	12	2000/9/13	640.9	100.0	6.4	2011/9/20	563.6	80.0	7.0	N42°48' 10.43"	E141°28' 40.67"
紋別川	13	2000/9/11	786.4	100.0	7.9	2011/9/16	397.5	56.9	7.0	N42°48' 04.37"	E141°29' 37.06"
紋別川	14	2000/9/11	897.3	100.0	9.0	2011/9/20	378.0	50.0	7.6	N42°48' 16.12"	E141°30' 17.38"
紋別川	15	2000/9/13	404.5	100.0	4.0	2011/9/9	214.0	70.0	3.1	N42°48' 22.05"	E141°26' 04.01"
紋別川	16	2000/9/13	383.6	100.0	3.8	2011/9/9	274.2	75.0	3.7	N42°48' 25.51"	E141°27' 00.56"
長都川	1	2002/7/15-18	316.4	100.0	3.2	2011/10/3	未測定	185.0	未測定	N42°50' 42.42"	E141°35' 05.90"
長都川	2	2002/7/15-18	330.9	100.0	3.3	2011/10/3	未測定	237.0	未測定	N42°50' 46.01"	E141°35' 33.25"
長都川	3	2002/7/15-18	405.5	100.0	4.1	2011/10/3	未測定	221.0	未測定	N42°51' 01.33"	E141°36' 14.50"
長都川	4	2002/7/15-18	344.5	100.0	3.4	2011/10/3	未測定	180.0	未測定	N42°51' 34.70"	E141°36' 41.69"
長都川	5	2002/7/15-18	432.7	100.0	4.3	2011/10/3	未測定	159.0	未測定	N42°51' 38.17"	E141°37' 26.34"
長都川	6	2002/7/15-18	787.3	100.0	7.9	2011/10/3	未測定	163.0	未測定	N42°51' 43.36"	E141°38' 02.03"
長都川	7	2002/7/15-18	未調査	未調査	未調査	2011/10/4	未測定	103.0	未測定	N42°52' 13.02"	E141°38' 25.51"
長都川	8	2002/7/15-18	未調査	未調査	未調査	2011/10/4	未測定	262.0	未測定	N42°52' 33.91"	E141°38' 39.11"
長都川	9	2002/7/15-18	未調査	未調査	未調査	2011/10/4	未測定	77.0	未測定	N42°52' 14.50"	E141°35' 19.96"
長都川	10	2002/7/15-18	未調査	未調査	未調査	2011/10/4	未測定	200.0	未測定	N42°52' 25.26"	E141°36' 13.42"
長都川	11	2002/7/15-18	未調査	未調査	未調査	2011/10/4	未測定	260.0	未測定	N42°52' 32.42"	E141°37' 49.05"

付表2 昆布川における魚類の採捕尾数と推定生息密度

魚種	調査地点	2002年				2012年			
		採捕尾数		推定生息密度(尾/㎡)		採捕尾数		推定生息密度(尾/㎡)	
		1回目採捕	2回目採捕	生息密度	95%信頼幅	1回目採捕	2回目採捕	生息密度	95%信頼幅
ブラウントラウト	1	0	0	0.000	0.000	3	0	0.033	0.000
	2	68	24	0.208	0.024	42	21	0.379	0.092
	3	0	0	0.000	0.000	7	1	0.053	0.000
	4	8	7	0.019	0.008	12	5	0.036	0.006
	5	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	1	0	0.004	0.000
アメマス	1	9	4	0.060	0.000	13	3	0.178	0.000
	2	5	1	0.012	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	1	0	0.007	0.000
	6	2	2	0.008	0.000	2	0	0.014	0.000
	7	10	3	0.047	0.000	7	0	0.044	0.000
	8	5	0	0.008	0.000	6	1	0.025	0.000
サクラマス	1	9	3	0.055	0.000	10	5	0.178	0.033
	2	45	21	0.161	0.033	51	41	0.860	0.500
	3	26	9	0.065	0.007	17	13	0.284	0.073
	4	74	39	0.152	0.015	72	33	0.256	0.048
	5	5	1	0.018	0.000	28	9	0.257	0.026
	6	33	15	0.118	0.025	72	23	0.698	0.061
	7	33	7	0.147	0.011	38	6	0.279	0.000
	8	111	49	0.320	0.048	33	18	0.225	0.063
ニジマス	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	6	1	0.007	0.000	0	0	0.000	0.000
	5	1	0	0.003	0.000	1	0	0.007	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
交雑魚 (サクラマス×アメマス)	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	1	0	0.006	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
エゾウグイ	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	3	1	0.007	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
フクドジョウ	1	0	1	0.005	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	29	9	0.082	0.008	4	7	0.087	0.063
	3	20	5	0.044	0.000	4	0	0.026	0.000
	4	41	9	0.052	0.002	14	4	0.036	0.000
	5	3	1	0.012	0.000	9	6	0.112	0.026
	6	1	0	0.002	0.000	1	2	0.020	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	21	7	0.048	0.003	0	1	0.004	0.000
ハナカジカ	1	6	4	0.078	0.000	16	1	0.189	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	5	3	0.053	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	15	4	0.038	0.000
	5	8	3	0.033	0.000	7	2	0.059	0.000
	6	1	0	0.002	0.000	6	3	0.061	0.000
	7	11	2	0.047	0.000	13	4	0.108	0.000
	8	8	3	0.018	0.000	6	4	0.039	0.011
カワヤツメ属	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	1	0.005	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0	1	0.002	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000

付表3 ママチ川における魚類の採捕尾数と推定生息密度

魚種	調査地点	2002年				2011年			
		採捕尾数		推定生息密度(尾/㎡)		採捕尾数		推定生息密度(尾/㎡)	
		1回目採捕	2回目採捕	生息密度	95%信頼幅	1回目採捕	2回目採捕	生息密度	95%信頼幅
ブラウントラウト	1	0	1	0.002	0.000	48	33	0.475	0.206
	2	9	2	0.042	0.000	11	5	0.101	0.018
	3	19	7	0.047	0.007	26	16	0.150	0.052
	4	2	1	0.005	0.000	18	8	0.101	0.021
	5	14	8	0.036	0.011	17	0	0.049	0.000
	6	2	0	0.004	0.000	23	9	0.058	0.010
	7	1	0	0.001	0.000	11	4	0.044	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	7	0	0.014	0.000
	9	0	0	0.000	0.000	12	4	0.040	0.000
アメマス	1	22	4	0.060	0.000	4	0	0.015	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	1	0	0.006	0.000
	3	6	2	0.013	0.000	1	1	0.005	0.000
	4	3	2	0.008	0.000	1	0	0.003	0.000
	5	4	3	0.010	0.000	1	0	0.003	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	2	0.006	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	1	0	0.002	0.000
	9	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
サクラマス	1	10	2	0.028	0.000	51	18	0.284	0.034
	2	19	5	0.091	0.000	24	11	0.239	0.048
	3	22	3	0.042	0.000	18	10	0.090	0.025
	4	21	9	0.053	0.010	23	11	0.135	0.028
	5	35	10	0.065	0.006	15	10	0.093	0.035
	6	15	11	0.062	0.027	29	20	0.119	0.053
	7	47	17	0.105	0.015	36	21	0.220	0.067
	8	7	1	0.013	0.000	27	14	0.099	0.028
	9	36	39	0.250	0.231	90	37	0.375	0.053
ニジマス	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	1	0	0.003	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	9	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
交雑魚 (サクラマス×アメマス)	1	0	0	0.000	0.000	1	0	0.004	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	9	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
エゾウグイ	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	1	0	0.001	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	9	14	3	0.019	0.000	0	0	0.000	0.000
フクドジョウ	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	1	1	0.007	0.000
	5	0	1	0.001	0.000	0	1	0.003	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	1	0.002	0.000
	7	5	1	0.009	0.000	2	2	0.012	0.000
	8	0	2	0.003	0.000	0	0	0.000	0.000
	9	78	32	0.145	0.020	13	1	0.035	0.000
ハナカジカ	1	11	5	0.039	0.007	1	0	0.004	0.000
	2	7	1	0.030	0.000	42	14	0.364	0.048
	3	4	2	0.010	0.000	13	3	0.044	0.000
	4	4	4	0.014	0.005	10	2	0.042	0.000
	5	7	4	0.017	0.004	10	4	0.041	0.000
	6	6	6	0.027	0.011	10	4	0.023	0.000
	7	0	2	0.003	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	9	0	1	0.001	0.000	2	0	0.005	0.000
スナヤツメ	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	1	1	0.012	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	2	3	0.014	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	1	4	0.024	0.017
	5	0	0	0.000	0.000	2	1	0.009	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	1	0	0.002	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	2	2	0.012	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	9	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
カワヤツメ属	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	1	1	0.012	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0	2	0.006	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	1	0.002	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	9	0	0	0.000	0.000	5	6	0.038	0.020

付表 4 紋別川における魚類の採捕尾数と推定生息密度

魚種	調査地点	2000年				2011年			
		採捕尾数		推定生息密度(尾/㎡)		採捕尾数		推定生息密度(尾/㎡)	
		1回目採捕	2回目採捕	生息密度	95%信頼幅	1回目採捕	2回目採捕	生息密度	95%信頼幅
ブラウントラウト	1	0	0	0.000	0.000	1	0	0.003	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	1	1	0.007	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	14	2	0.055	0.000
	4	1	0	0.003	0.000	7	5	0.046	0.017
	5	2	1	0.007	0.000	6	1	0.016	0.000
	6	11	2	0.064	0.000	9	3	0.059	0.000
	7	7	2	0.031	0.000	9	5	0.052	0.010
	8	5	2	0.020	0.000	23	6	0.086	0.009
	9	1	1	0.006	0.000	3	0	0.009	0.000
	10	1	0	0.001	0.000	13	6	0.029	0.005
	11	6	2	0.025	0.000	14	3	0.053	0.000
	12	2	0	0.004	0.000	13	1	0.025	0.000
	13	5	0	0.013	0.000	12	2	0.035	0.000
	14	4	2	0.016	0.000	13	2	0.040	0.000
	15	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	16	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
アメマス	1	4	1	0.014	0.009	8	3	0.031	0.009
	2	1	1	0.007	0.010	8	3	0.036	0.010
	3	12	3	0.052	0.034	21	11	0.131	0.034
	4	7	0	0.023	0.000	2	0	0.007	0.000
	5	1	5	0.021	0.014	8	2	0.023	0.000
	6	4	1	0.025	0.000	5	3	0.039	0.000
	7	2	1	0.010	0.000	3	1	0.014	0.000
	8	2	0	0.006	0.000	0	0	0.000	0.000
	9	1	0	0.003	0.000	0	0	0.000	0.000
	10	1	0	0.001	0.000	4	0	0.005	0.000
	11	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	12	0	0	0.000	0.000	1	0	0.002	0.000
	13	1	0	0.003	0.000	0	0	0.000	0.000
	14	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	15	3	0	0.014	0.000	6	2	0.037	0.000
	16	10	1	0.040	0.000	9	4	0.047	0.000
エゾウグイ	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	9	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	10	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	11	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	12	0	0	0.000	0.000	2	0	0.004	0.000
	13	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	14	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	15	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	16	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
フクドジョウ	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	9	0	1	0.003	0.000	0	1	0.003	0.000
	10	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	11	1	0	0.003	0.000	1	0	0.003	0.000
	12	0	1	0.002	0.000	0	1	0.002	0.000
	13	2	0	0.005	0.000	2	0	0.005	0.000
	14	2	7	0.045	0.040	2	7	0.045	0.040
	15	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	16	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
ハナカジカ	1	3	2	0.014	0.000	12	9	0.077	0.031
	2	2	1	0.010	0.000	3	2	0.016	0.000
	3	9	6	0.058	0.014	1	2	0.010	0.000
	4	1	0	0.003	0.000	1	0	0.003	0.000
	5	3	2	0.012	0.000	2	1	0.007	0.000
	6	1	1	0.010	0.000	4	0	0.020	0.000
	7	1	0	0.003	0.000	1	2	0.010	0.000
	8	3	0	0.009	0.000	1	0	0.003	0.000
	9	2	0	0.006	0.000	2	0	0.006	0.000
	10	7	6	0.022	0.008	2	0	0.003	0.000
	11	1	0	0.003	0.000	4	0	0.012	0.000
	12	2	0	0.004	0.000	1	0	0.002	0.000
	13	9	4	0.033	0.000	3	0	0.008	0.000
	14	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	15	8	3	0.051	0.000	7	7	0.089	0.047
	16	8	2	0.036	0.000	6	1	0.026	0.000
スナヤツメ	1	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	7	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	8	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	9	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	10	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	11	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	12	0	0	0.000	0.000	1	0	0.002	0.000
	13	0	1	0.003	0.000	0	0	0.000	0.000
	14	1	0	0.003	0.000	0	0	0.000	0.000
	15	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000
	16	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.000

付表5 長都川における魚類の採捕尾数と推定生息密度および調査区間長あたりの採捕尾数

魚種	調査地点	2002年					2011年	
		採捕尾数		推定生息密度(尾/㎡)		調査区間長あたりの採捕尾数* (尾/m)	採捕尾数	調査区間長あたりの採捕尾数 (尾/m)
		1回目採捕	2回目採捕	生息密度	95%信頼幅			
ブラウントラウト	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	1	0.006
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
アメマス	1	8	1	0.028	0.000	0.080	6	0.032
	2	4	2	0.018	0.000	0.040	13	0.055
	3	10	3	0.032	0.000	0.100	13	0.059
	4	4	3	0.020	0.000	0.040	9	0.050
	5	2	0	0.005	0.000	0.020	0	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	2	0.012
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	1	0.010
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
サクラマス	1	4	9	0.082	0.073	0.040	28	0.151
	2	15	9	0.088	0.027	0.150	15	0.063
	3	23	6	0.074	0.007	0.230	13	0.059
	4	17	3	0.058	0.000	0.170	11	0.061
	5	13	4	0.039	0.000	0.130	12	0.075
	6	27	5	0.041	0.000	0.270	10	0.061
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	4	0.039
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	14	0.053
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	9	0.117
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	9	0.045
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	5	0.019
ニジマス	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	3	0.014
	4	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	5	1	0	0.002	0.000	0.010	0	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	1	0.010
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	26	0.338
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	2	0.010
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
交雑魚 (サクラマス×アメマス)	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0.000	1	0.006
	5	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
ウグイ	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0.000	4	0.025
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	8	0.049
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	1	0.010
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	53	0.202
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	12	0.060
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	26	0.100
エゾウグイ	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	4	2	0	0.006	0.000	0.020	0	0.000
	5	2	0	0.005	0.000	0.020	4	0.025
	6	0	2	0.003	0.000	0.000	11	0.067
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	1	0.004
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	2	0.010
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	3	0.012
ヤチウグイ	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	1	0.005
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000

*:2002年の調査区間長あたりの採捕尾数の算出には, 1回目の採捕尾数を用いた

付表 5 続き 長都川における魚類の採捕尾数と推定生息密度および調査区間長あたりの採捕尾数

魚種	調査地点	2002年					2011年	
		採捕尾数		推定生息密度(尾/㎡)		調査区間長あたりの採捕尾数* (尾/m)	採捕尾数	調査区間長あたりの採捕尾数 (尾/m)
		1回目採捕	2回目採捕	生息密度	95%信頼幅			
ウグイ属稚魚	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	5	0.031
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	63	0.240
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	15	0.058
モツゴ	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	5	0.019
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	1	0.005
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
キンブナ	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	1	0.005
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
フクドジョウ	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	1	0.005
	4	1	2	0.009	0.000	0.010	1	0.006
	5	158	60	0.580	0.058	1.580	10	0.063
	6	166	70	0.358	0.042	1.660	7	0.043
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	71	0.271
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	117	1.519
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	146	0.730
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	71	0.273
ハナカジカ	1	54	15	0.231	0.019	0.540	11	0.059
	2	11	17	0.221	0.215	0.110	16	0.068
	3	18	19	0.187	0.146	0.180	8	0.036
	4	11	3	0.041	0.000	0.110	2	0.011
	5	1	1	0.005	0.000	0.010	0	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
トミヨ	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0.000	1	0.006
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	1	0.004
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	6	0.030
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	18	0.069
スナヤツメ	1	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	2	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	3	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	4	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	5	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	6	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000
	7	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	8	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	9	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	1	0.013
	10	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000
	11	未調査	未調査	未調査	未調査	未調査	0	0.000

*:2002年の調査区間長あたりの採捕尾数の算出には、1回目の採捕尾数を用いた

カラフトマス稚魚の産卵場からの降河移動（資料）

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センター

Downstream migration of pink salmon fry *Oncorhynchus gorbuscha* from the spawning site (Note)

MITSURU TORAO

Doto Research Branch, Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization,
Nakashibetsu, Hokkaido 086-1164, JAPAN

キーワード： *Oncorhynchus gorbuscha*, 降河時期, 降河時刻, 体サイズ, 自然産卵

カラフトマス *Oncorhynchus gorbuscha* は、北緯36度以北の北太平洋、ベーリング海、オホーツク海、日本海および北極海に分布する遡河回遊魚である（Heard, 1991）。河川で孵化・浮上した稚魚は、まもなく降海し（小林・原田, 1966）、沿岸域で数ヶ月を過ごした後、オホーツク海を経由して北西太平洋に回遊し成長する（高木ら, 1982）。約1年半の海洋生活を経て北海道沿岸に回帰したカラフトマスは、8～10月にかけて主に根室海峡を含むオホーツク海に流入する河川に遡上し繁殖する。ほぼ全ての個体が2年で成熟し繁殖後に死亡するため、偶数年級群と奇数年級群には生殖的隔離が生じる（Heard, 1991）。

北海道沿岸では、7～8月に主にオホーツク海や根室海峡、道東太平洋において小型定置網によって年間500～1,500万尾が漁獲されている。日本系カラフトマスの資源量は1990年以降高い水準にあったが、近年、沿岸漁獲量は急激に減少し、資源状況は減少傾向・低迷状態と評価されている（森田ら, 2016）。

北海道では毎年約1億4千万尾のカラフトマスの人工ふ化放流が行われているにもかかわらず、資源変動は大きい（Nagata *et al.*, 2012）。この要因の1つとして、カラフトマスの漁業資源に対する自然産卵の寄与が大きいことが指摘されている（Morita *et al.*, 2006）。オホーツク海側では多くの河川でカラフトマスの自然産卵が確認されている（宮腰, 2006；飯田ら, 2014）。また、根室海区での標識再放流試験によって、自然産卵由来のカラフトマスが沿岸漁業で利用されている可能性が指摘されている（宮本ら, 2015）。最近の研究では、北海道の孵化場

から放流されたカラフトマスの資源添加率は2割程度であるとの推定もある（Ohnuki *et al.*, 2015）。これらの知見から自然産卵由来のカラフトマスが漁業資源に大きく寄与している可能性が高く、自然産卵由来の稚魚の降河生態やその量的把握は資源変動要因の理解にとって重要である。

自然産卵由来のカラフトマスは、産卵床から浮上後に直ちに降海を開始するとされており（Neave, 1955；Hoar, 1956）、サケ科魚類の中ではもっとも河川での滞留時間が短い魚種であるとされる（Heard, 1991）。しかし、北海道における自然産卵に由来するカラフトマス稚魚の降河生態に関する知見は多くない。根室海峡に注ぐ当幌川の支流サクラ川では、人工孵化放流魚とは独立して再生産を繰り返していると見られる集団が確認されている（Torao *et al.*, 2011）。そこで、本研究ではサクラ川の産卵場において、自然産卵由来のカラフトマス稚魚の降河生態を調査した。

試料および方法

調査河川 調査は、北海道東部根室海峡の野付半島基部に注ぐ当幌川（流路延長51.2 km）の支流サクラ川で行った（図1）。サクラ川の流路延長は6.9 kmで、河口から約40km上流の地点で当幌川本流に合流する。サクラ川では、当幌川本流との合流点から上流約800mの区間のみでカラフトマス親魚の産卵行動が確認されており（Torao *et al.*, 2011）、この区間を産卵場として設定した。
カラフトマス稚魚降河時期の調査 産卵場からのカラフ

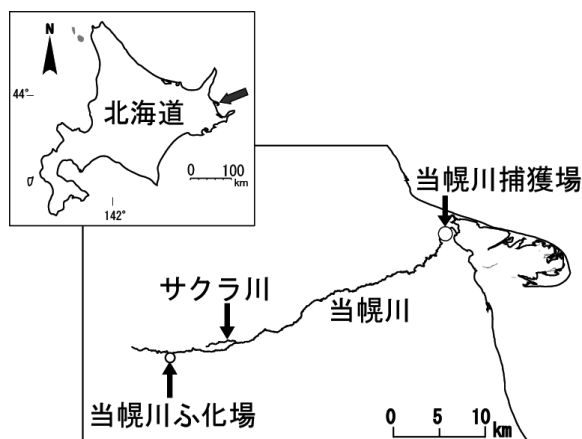


図1 北海道東部根室海峡に面する当幌川と支流サクラ川の位置

トマス稚魚の降河状況を調べるために、2013～2015年に採集調査を行った。2013年は4月8日～5月22日、2014年は4月10日～6月10日、2015年は4月1日～5月22日の期間に、3～8日ごとにサクラ川の当幌川本流との合流点の直上に小型定置網の一種であるふくべ網（目合4 mm）を設置し降河する稚魚を採集した（図2）。ふくべ網は、日没前の17時前後にサクラ川と当幌川の合流点直上に川幅（約2.5 m）の半分を手網で仕切るように設置し、翌日の6～10時の間に採集されたカラフトマス稚魚を回収した。



図2 サクラ川でのカラフトマス降河稚魚の採集に用いたふくべ網の設置状況

降河の日周変動調査 カラフトマス稚魚の産卵場からの降河の日周性を検討するために、2013年の4月26日～27日の24時間、ふくべ網を用いて稚魚の採集調査を行った。4月26日9時から採集を開始し、3時間間隔でふくべ網の採集物を確認した。4月26日19時にカラフトマス稚魚が採集されて以降は、1時間おきに採集物を確認した。

魚体測定と卵黄保持状況と空胃率 採集されたカラフト

マス稚魚は5%ホルマリンで8時間程度固定した後に70%エタノールで保存し、尾叉長と体重を測定した。腹腔内の卵黄の残存状況を明らかにするために2013年に採集されたサンプルについて、腹腔内卵黄の有無と重量を測定した。また、摂餌状況を検討するために、2013年と2014年に採集されたサンプルについて胃内容物重量を測定し、空胃率と胃充満度指数を以下の式で求めた。

$$\text{空胃率 (\%)} = \frac{\text{空胃個体数}}{\text{胃内容物測定尾数}} \times 100$$

$$\text{胃充満度 (\%)} = \frac{\text{胃内容物重量}}{(\text{体重} - \text{胃内容物重量})} \times 100$$

結果

カラフトマス稚魚の採集時期と尾数 図3に2013～2015年のカラフトマスの採集状況を示した。カラフトマス稚魚の採集尾数は、2013年が449個体、2014年は15個体、2015年は348個体であった。カラフトマス稚魚の採集時期は4月上旬～5月中旬であり、採集盛期はいずれの年も4月下旬～5月上旬であった。

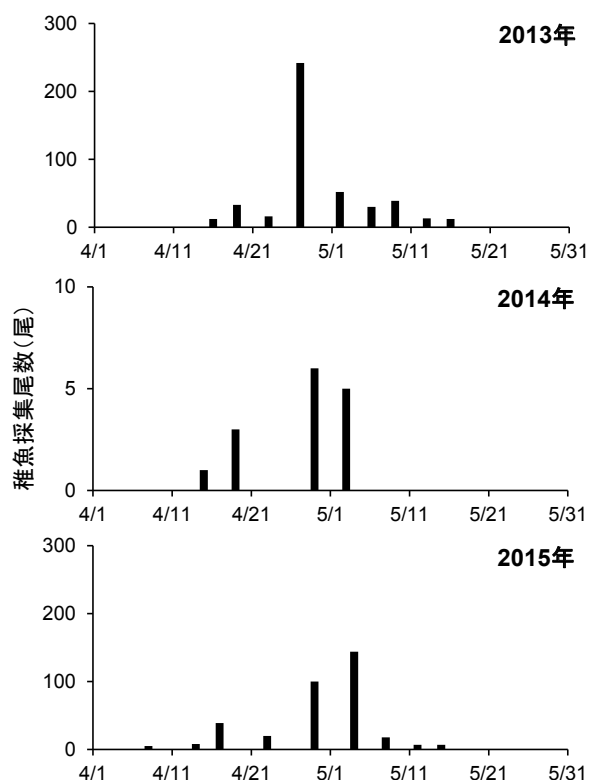


図3 2013～2015年のサクラ川におけるカラフトマス降河稚魚採集尾数の推移

カラフトマス稚魚の降河時刻 24時間の稚魚採集調査で、カラフトマス稚魚242個体が採集された（図4）。日没時

刻は18:30、翌日の日の出時刻は4:40であった。カラフトマス稚魚が採集された時刻は19時～翌朝5時に限られ、日中は採集されなかった。特に日没後の19～20時の1時間に全体の54%にあたる131尾が集中的に採集された。

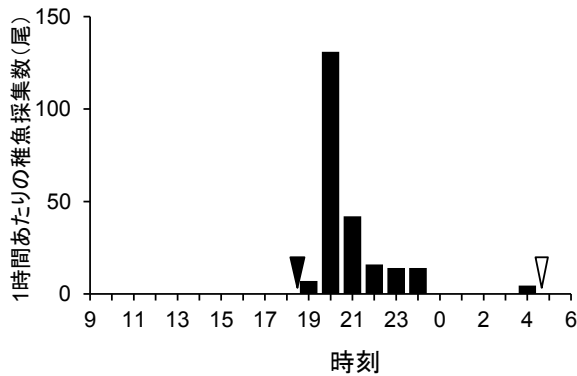


図4 サクラ川におけるカラフトマス稚魚採集尾数の日周変化。2013年4月26～27日に実施。黒矢印は日没時刻(6:30)、白抜き矢印は日の出時刻(4:40)を示す。

降河稚魚の体サイズ 採集されたカラフトマス稚魚の尾叉長と体重を表1に示した。稚魚の尾叉長は2013年が29.3～38.6mm、2014年が33.2mm～34.8mm、2015年が31.3～37.0mmの範囲であった。また、体重の範囲は、それぞれ0.11～0.34g、0.16～0.20g、0.13～0.28gであった。統計的な検定が可能であった2013年と2015年は、採集旬によって尾叉長、体重に有意差は認められなかった

(Kruskal-Wallis検定； $P>0.05$)。また、2013～2015年の採集年間で、カラフトマス稚魚の尾叉長、体重には、いずれも有意差は認められなかった(Kruskal-Wallis検定； $P>0.05$)。

腹腔内卵黄残存状況と摂餌状況 2013年に採集されたカラフトマス稚魚のうち、腹腔内に卵黄が残存していた個体の割合は0.0～44.7%で推移し、採集期間中の平均は37.5%であった(図5)。降河の盛期であった4月下旬の卵黄保持率は44.7%で最も高かった。残存卵黄重量(平均値±標準偏差)は $4.2\pm 2.9\text{mg}$ ～ $6.3\pm 4.2\text{mg}$ で、時期による残存量に一定の傾向はみられなかった。

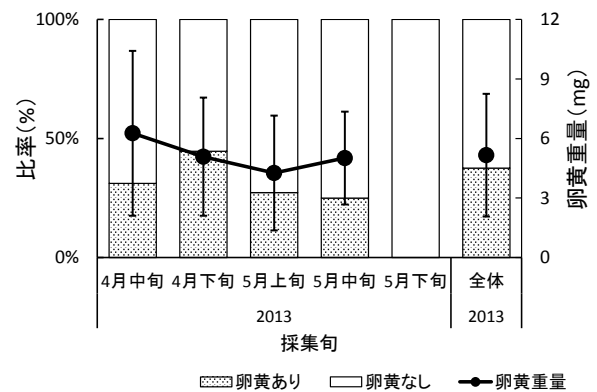


図5 カラフトマス降河稚魚における腹腔内の卵黄残存状況と卵黄重量の推移(2013年)。卵黄重量は平均値(●)と標準偏差(縦棒)を示した。

表1 サクラ川におけるカラフトマス降河稚魚の尾叉長と体重(2013～2015年)

年	旬	測定 個体数	尾叉長 (mm)		体重 (g)	
			平均±標準偏差	最小 - 最大	平均±標準偏差	最小 - 最大
2013	4月中	45	33.91 ± 1.69	29.83 - 37.28	0.25 ± 0.04	0.17 - 0.34
	4月下	262	32.93 ± 1.37	29.30 - 38.62	0.20 ± 0.03	0.11 - 0.30
	5月上	121	34.09 ± 1.30	29.81 - 37.59	0.22 ± 0.03	0.12 - 0.30
	5月中	24	33.96 ± 1.37	30.93 - 36.67	0.22 ± 0.02	0.16 - 0.26
	5月下	1	33.50	33.50 - 33.50	0.20	
2014	4月下	4	33.97 ± 0.66	33.21 - 34.75	0.17 ± 0.02	0.16 - 0.20
	5月上	1	33.56	33.56 - 33.56	0.18	
2015	4月上	5	34.22 ± 0.55	33.71 - 35.25	0.22 ± 0.01	0.20 - 0.23
	4月中	47	34.25 ± 0.99	31.34 - 36.98	0.21 ± 0.02	0.18 - 0.24
	4月下	80	34.09 ± 1.01	31.69 - 36.04	0.19 ± 0.02	0.14 - 0.22
	5月上	78	33.98 ± 1.05	31.56 - 36.16	0.18 ± 0.02	0.13 - 0.21
	5月中	14	34.19 ± 1.53	31.80 - 36.45	0.18 ± 0.04	0.14 - 0.28

2014年の4月下旬と5月下旬の一部のサンプルは、保存状態が悪く測定出来なかった。

2013年に採集されたカラフトマスの空胃率は75.0～100%で推移し、採集期間中の平均空胃率は83%であった（図6）。胃内容物が確認された個体の内容物は砂や粘液状の判別不明のものであり、採集旬別の胃内容物重量指数の平均は0.11～0.25であった（表2）。2014年に採集された稚魚は5個体のみであったが、いずれも空胃であった（図6）。

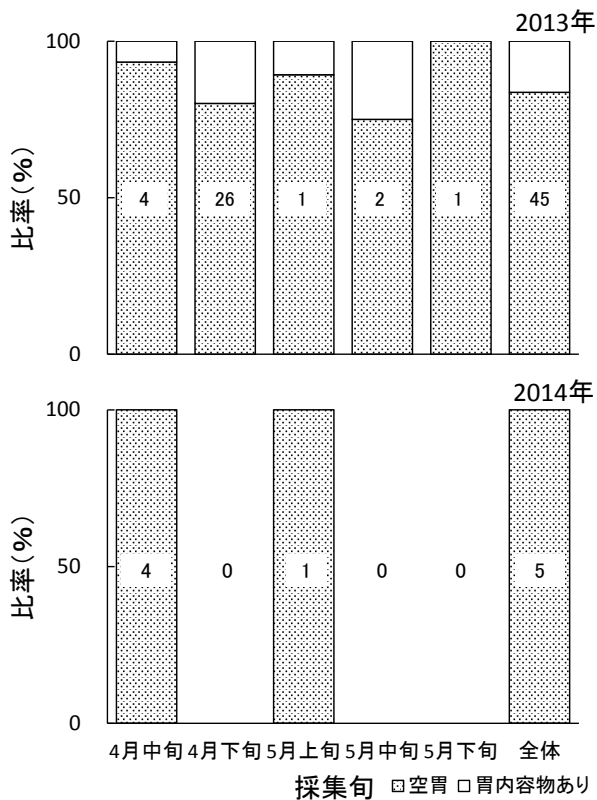


図6 カラフトマス降河稚魚における空胃率の推移（2013～2014年）。グラフ中の数値は測定個体数を示す。

表2 サクラ川におけるカラフトマス降河稚魚摂餌個体の胃内容物重量の推移（2013年）

旬	測定 個体数	胃内容物重量指数 %		
		平均値	±	標準偏差
4月中旬	3	0.11	±	1.69
4月下旬	52	0.25	±	1.37
5月上旬	13	0.20	±	1.30
5月中旬	6	0.23	±	1.37

考察

2013～2015年の稚魚採集数の推移から、サクラ川産卵場からのカラフトマス稚魚の降河は4月上旬～5月中旬の期間で、盛期は4月下旬～5月上旬と考えられた。採集尾数は、2013年と2015年に採集された偶数年級群で多く、2014年に採集された奇数年級群で著しく少なかった。サクラ川では偶数年級群で遡上親魚数が多く、奇数年は著しく少ないことが観察されており（Torao *et al.*, 2011）、降河稚魚の採集尾数の多寡は遡上した親世代の親魚数に大きく影響されると考えられる。

24時間の採集調査の結果から、産卵場からのカラフトマス稚魚の降河移動は夜間に限られ、特に日没直後から数時間に集中的に移動すると考えられた。これまでも、カラフトマス稚魚は産卵床からの浮上後、直ちに降河するとの報告がある（Neave, 1955; 小林, 1968）。浮上後も、夜間の移動が活発であることが確認されており（McDonald, 1960; Coburn and McCart, 1967; 小林・原田, 1966; 佐々木ら, 1993）、照度に対する反応性が関連していると考えられている（Hoar *et al.*, 1957; McDonald, 1960）。カラフトマス浮上稚魚は強い負の走流性・走光性を示し（Neave, 1955）、浮上後（人工孵化放流の場合は放流後）、一晩から数日間の短期間で河口域に達する（小林ら, 1978; Heard, 1991; 虎尾ら, 2010）。したがって、稚魚期のカラフトマスの河川の利用性は低いと言える。

近縁種のサケ *Oncorhynchus keta* 稚魚でも日没後の移動が活発である（小林, 1953; 小林, 1958; 小林, 1964）ことはカラフトマスと共通している。しかし、サケ稚魚は日中、比較的流れの緩やかな微生物環境を利用しながら（長谷川ら, 2011; ト部, 2015）、一定期間河川内に滞在し摂餌、成長する（佐野・小林, 1953; 小林・石川, 1964; 小林ら, 1965; 小林・原田, 1968; 小林・阿部, 1977; 帰山・佐藤, 1979; 宮腰ら, 2012; Kasugai *et al.*, 2013）のに対し、カラフト稚魚では河川内ではほとんど摂餌せず、滞在期間も短いことから河川内ではあまり成長しない（小林・原田, 1966; 小林, 1968）。本調査でも、採集時期が集中的であること、採集されたカラフトマス稚魚の体サイズに時期的な変化がないこと、また、採集期間中を通じて空胃率が高く、胃充満度指数が一貫して極めて低いことから、採集された個体は浮上直後の個体であり、浮上後は産卵床周辺には留まらず、直ちに降河すると考えられる。

浮上したカラフトマスはすでに海水適応能を有しており（本間, 1982; 笠原ら, 1993）、速やかに沿岸海洋域

での生活へ移行すると推察される。したがって、降海後のカラフトマスの初期生残にとって沿岸環境の適否は重要であり、降河時期と沿岸環境が生残に与える影響について検証する必要がある。

謝辞

さけます・内水面水産試験場の宮腰靖之博士には本論文の原稿を査読していただき、有益なコメントをいただいた。厚くお礼申し上げる。

引用文献

- Coburn A, McCart P. A hatchery release tank for pink salmon fry with notes on behavior of the fry in the tank and after release. *J. Fish. Res. Board Can.* 1967; 24: 77–85.
- 長谷川功・大熊一正・大貫 努. 河川におけるサケとサクラマスの稚魚の定位点選択. *日本水産学会誌* 2011; 77: 1095–1097.
- Heard WR. Life history of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*). In: Groot C, Margolis L (eds). *Pacific Salmon Life Histories* The University of British Columbia Press, Vancouver, Canada. 1991; 119–230.
- Hoar WS, Keenleyside MHA, Goodall RG. Reaction of juvenile Pacific salmon to light. *J. Fish. Res. Board Can.* 1957; 14: 815–830.
- 本間正男. カラフトマス稚魚の海水適応に関する研究. 北海道立水産孵化場研究報告 1982; 37: 23–32.
- 飯田真也・宮腰靖之・加藤 毅・徳田裕志・藤原 真・安藤大成. 北海道オホーツク海側のウライ設置河川および非設置河川におけるカラフトマスの自然産卵. *水産増殖* 2014; 62: 129–136.
- 帰山雅秀・佐藤愁一. 十勝川におけるサケ稚魚の成長と食性に関する調査Ⅲ. 1977年稚魚の降海移動期と成長および摂餌活動との関係. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1979; 33: 47–73.
- 笠原 昇・佐々木義隆・李培翼・中野 広. 1993成長に伴うカラフトマス卵および仔、稚魚の海水適応能の発達と脂質クラス成分の変化. 北海道立水産孵化場研究報告 1993; 47: 21–26.
- Kasugai K, Torao M, Nagata M, Irvine JR. The relationship between migration speed and release date for chum salmon *Oncorhynchus keta* fry exiting a 110-km northern Japanese river. *Fish. Sci.* 2013; 79: 569–577.
- 小林哲夫. さけ稚魚の生態調査 (3) さけ稚魚の降下について 考察1. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1953; 8: 81–85.
- 小林哲夫. 1958サケ稚魚の生態調査 (5) 降海期に於けるサケ稚魚の行動について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1958; 12: 21–30.
- 小林哲夫. サケ稚魚の生態調査-VII. サケ稚魚の行動についての一知見. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1964; 18: 1–6.
- 小林哲夫・阿部進一. 遊楽部川におけるサケマス生態調査2. サケ稚魚の降海移動, 成長と標識親魚の回帰. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1977; 31: 1–11.
- 小林哲夫, 原田 滋. 西別川におけるサケ・マスの生態調査 II. カラフトマス稚魚の降海移動, 成長, 食性. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1966; 20: 1–10.
- 小林哲夫・原田 滋. 西別川におけるサケ・マスの生態調査III. サケ稚魚の食性と餌料生物相について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1968; 22: 15–35.
- 小林哲夫. カラフトマス稚魚の降海期について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1968; 22: 1–5.
- 小林哲夫・阿部進一・尾崎豈志. 遊楽部川におけるサケ・マス生態調査 3. カラフトマスの回帰について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1978; 32: 1–8.
- 小林哲夫・石川嘉郎. サケ稚魚の生態調査-VIII. 千歳川, 石狩川のサケ稚魚の生長と食性について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1964; 18: 7–15.
- 小林哲夫・原田滋・阿部進一. 西別川におけるサケ・マスの生態調査I. サケ稚魚の降海移動並びに成長について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1965; 19: 1–10.
- McDonald J. The behavior of Pacific salmon fry during their downstream migration to fresh water and saltwater nursery areas. *J. Fish. Res. Board Can.* 1960; 17: 655–676.
- 宮腰靖之. 網走市周辺におけるカラフトマスの遡上状況調査. *魚と水* 2006; 42: 45–48.
- 宮腰靖之, 安藤大成, 藤原 真, 隼野寛史, 永田光博. 網走川におけるサケ稚魚の降河移動. 北海道水産試験場研究報告 2012; 82: 19–26.
- 宮本真人・虎尾 充・實吉隼人・春日井潔. 根室海峡沿岸で標識放流したカラフトマスの沿岸および河川再捕 (短報). 北海道水産試験場研究報告 2015; 88: 49–54.
- Morita K, Morita SH, Fukuwaka M. Population dynamics of Japanese pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*): are recent increases explained by hatchery programs or climatic variations? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2006; 63:

55-62.

- 森田健太郎・大熊一正・永沢 亨. 2016. カラフトマス 日本系. 「平成27年度国際漁業資源の現況（水産庁（編）」）. 水産庁・水産総合研究センター
- Nagata M, Miyakoshi Y, Urabe H, Fujiwara M, Sasaki Y, Kasugai K, Torao M, Ando D, Kaeriyama M. An overview of salmon enhancement and the need to manage and monitor natural spawning in Hokkaido, Japan. *Environ. Biol. Fish.* 2012; 92: 311–323.
- Neave F. Notes on the seaward migration of pink salmon fry. *J. Fish. Res. Board Can.* 1955; 12: 369–374.
- Ohnuki T, Morita K, Tokuda H, Okamoto Y, Ohkuma K. Numerical and economic contributions of wild and hatchery pink salmon to commercial catches in Japan estimated from mass otolith markings. *N. Am. J. Fish. Manage.* 2015; 35: 598–604.
- 佐野誠三・小林哲夫. さけ稚魚の生態調査（2）標識放流試験に於けるさけ稚魚の移動と成長について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1953; 8: 71–79.

- 佐々木義隆・山下幸悦・中島幹二. 仁雁別川におけるカラフトマス稚魚の降海行動. 北海道立水産孵化場研究報告 1993; 47: 15–20.
- 高木健治・K. V. アロー・A. C. ハート・M. D. デル. 北太平洋の沖合水域におけるカラフトマス（*Oncorhynchus gorbuscha*）の分布及び起源. 北太平洋漁業国際委員会研究報, 1982; 40: 1–178.
- 虎尾 充, 竹内勝巳, 佐々木義隆, 春日井潔, 村上 豊, 永田光博. 当幌川におけるカラフトマス放流魚と野生魚の降河生態. 北海道立水産孵化場研究報告 2010; 64: 7–15.
- Torao M, Nagata M, Sasaki Y, Takeuchi K, Kasugai K. Evidence for existence of wild population of pink salmon in the Tohoro River system flowing into Nemuro Strait, eastern Hokkaido, Japan (Short Paper). *Sci. Rep. Hokkaido Fish. Res. Inst.* 2011; 80: 5–49.
- ト部浩一. 十勝川水系札内川における二次流路の環境特性. 北海道立水産試験場報告 2015; 88: 33–42.

籠中で飼育したマナマコの個体別成長とばらつき

田園大樹, 合田浩朗, 中島幹二,
佐藤 一, 永田淳人, 本前伸一

マナマコの成長を個体別に追跡し, 個体差が生じる要因について検討した。漁港に設置した着底籠内に1個体ずつ収容し, 月に一度, 湿重量の測定を行った。Specific growth rate (SGR) と水温との間には負の相関がみられた。SGRは約30 gの小型区ではばらつきが大きかったが, 約160 gの大型区ではばらつきが小さかった。小型区では成長に伴う夏眠に至る温度の変化により, 個体差が生じたと考えられた。小型区で比較的成長成績が良好だった個体と成長不良の個体とでは季節的なSGRのパターンが異なっており, パターンから外れた個体はばらつきの原因の一つとなっていると考えられた。

A536 北水試研報 90 1-11 2016

リアルタイムPCRを用いたホソメコンブ遊走子の定量法 (技術報告)

高谷義幸, 秋野秀樹, 四ツ倉典滋

リアルタイムPCRでホソメコンブ遊走子を定量するための手法を開発した。遊走子を含む海水を濾過したフィルターから市販のキットを用いてDNAを抽出し, Internal transcribed spacer-1領域内に作成したプライマーで目的の塩基配列をリアルタイムPCRによって増幅することで, 遊走子を定量的に検出できた。また, 定量下限値について検討した結果, DNA抽出液中に遊走子2000個分以上のDNAを含む場合には正確な定量ができたが, これ以下では正確性を欠き, 30個以下では検出できなかった。

A537 北水試研報 90 13-16 2016

北海道, 噴火湾における麻痺性貝毒原因プランクトン *Alexandrium tamarense* と環境要因, 特に冬季から春季の降水量との長期変動における関係 (資料)

吉田秀嗣, 金森 誠, 西田芳則

北海道噴火湾における麻痺性貝毒原因プランクトン *Alexandrium tamarense* のブルーム発生機構の解明およびホタテガイ出荷規制の事前予測に関する基礎資料を得るため, 1983~2015年に虻田沖1マイルの調査点において, 1,000細胞 L^{-1} を超えて *A. tamarense* が出現した時期および深度ならびに海洋環境 (水温, 塩分, 鉛直安定度) との関連について検討した。5月または6月から表層に1,000細胞 L^{-1} を超える *A. tamarense* が出現した年は, 1984, 1986, 1987, 2006, 2015年であり, 深度0-10m間の鉛直安定度が高かった。これは冬季から春季 (1~4月) の降水量が多かったことと関連した。冬季から春季の降水量は長期的に低下傾向にあり, 今後も降水量が少ない環境が続けば, 1,000細胞 L^{-1} を超える出現は, 1980年代のように頻繁には起こらないと推察された。

A538 北水試研報 90 17-32 2016

北海道の4河川におけるブラウントラウトと在来サケ科魚類の生息密度の10年変化 (資料)

下田和孝, 鷹見達也, 青山智哉,
坂本博幸, 大久保進一, 竹内勝巳

北海道の4河川で2011~2012年にブラウントラウトと在来サケ科魚類の生息密度を調べ, 約10年前の調査結果と比較した。尻別川支流昆布川ではブラウントラウトの生息域が拡大したが, 在来サケ科魚類の生息状況に目立った変化はなかった。千歳川支流のママチ川ではブラウントラウトの生息域が拡大し生息密度が上昇した一方で, アメマスの分布域の縮小と生息密度の低下が認められた。千歳川支流の紋別川では中・下流域の優占種がアメマスからブラウントラウトに置き換わった状態が維持され, ブラウントラウトの生息域は上流へ拡大した。千歳川支流の長都川では, 10年前にはブラウントラウトは採捕されなかったが, 今回1個体が採捕された。

A539 北水試研報 90 33-45 2016

カラフトマス稚魚の産卵場からの降河移動（資料）

虎尾 充

2013～2015年の4～6月に、北海道東部の当幌川支流サクラ川において自然産卵に由来するカラフトマス稚魚の降河生態を調査した。サクラ川のカラフトマス産卵場の下流にふくべ網を設置し稚魚を採集した。カラフトマス稚魚は4月上旬～5月中旬に採集され、採集盛期は4月下旬ないし5月上旬であった。稚魚の降河は日没後の19～20時をピークとした夜間に限られていた。採集された稚魚のうち、およそ40%が腹腔内に卵黄が残存し、また採集期間を通じて多くの個体が空胃であった（空胃率75～100%）。これらのことから、産卵場の砂礫中から浮上したカラフトマス稚魚は、摂餌を行わず直ちに降河すると考えられた。

A540 北水試研報 90 47-52 2016

水産研究本部図書出版委員会

委員長 夏目 雅史
委 員 三橋 正基 辻 浩司 赤池 章一
山口 幹人 佐々木正義 宮腰 靖之
事務局 前田 圭司 池田 秀樹 吉田 英雄

水産研究本部出版物編集委員会

委員長 前田 圭司
委 員 中明 幸広 星野 昇 宮園 章 中島 幹二
木村 稔 武田 忠明 宮腰 靖之 春日井 潔
佐々木義隆 中島美由紀
事務局 池田 秀樹 吉田 英雄 (作業補助：大下 芹香)

北海道水産試験場研究報告 第90号

2016年9月30日発行 ISSN:2185-3290

編集兼 北海道立総合研究機構水産研究本部
発行者 〒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 総北海
〒065-0021 札幌市東区北21条東1丁目4番6号
電話 011(731)9500