

北海道水産試験場研究報告

第 104 号

SCIENTIFIC REPORTS OF HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES No.104

併載 定期海洋観測30年取りまとめ論文（1）

With special papers for the Periodical marine research 30 years
report article Part 1

北海道立総合研究機構水産研究本部

北海道余市町

2023年9月

Hokkaido Research Organization
Fisheries Research Department

Yoichi, Hokkaido, Japan

September, 2023

北海道立総合研究機構水産研究本部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) | 085-0027 釧路市仲浜町4-25 (Nakahama-cho, Kushiro, Hokkaido 085-0027, 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) |

北海道水産試験場研究報告

第104号

目 次

干川 裕, 菅原 玲, 奥村裕弥, 中島幹二, 鶴沼辰哉

高齢ウニ（キタムラサキウニ）生殖巣の大きさと色調の給餌飼育による改善…………… 1

夏池真史, 金森 誠

噴火湾における養殖ホタテガイ中腸腺に蓄積された麻痺性貝毒の消失速度の推定…………… 13

夏池真史, 金森 誠, 工藤 勲

有害渦鞭毛藻*Karenia mikimotoi*の噴火湾における初出現と室蘭港における赤潮形成について…………… 21

品田晃良, 實吉隼人

回遊経路における海面水温の変動が天塩川のサケ河川回帰率に与える影響（短報）…………… 33

虎尾 充

絶食はサケ稚魚の群れ構造を変化させる(短報)…………… 37

伊藤慎悟, 岡田のぞみ, 長谷川竜也

シシヤモ*Spirinchus lanceolatus*からの*Aeromonas salmonicida*の初分離（短報）…………… 41

守田航大, 黒川大智, 鈴木祐太郎, 板谷和彦

宗谷海峡周辺日本海およびオホーツク海で採集された若魚期のホッケ（資料）…………… 45

夏池真史, 小西哲弥, 水上卓哉

2021年および2022年の道南海域における赤潮発生と有害赤潮プランクトンの
出現について（資料）…………… 53

定期海洋観測30年取りまとめ論文（1）

嶋田 宏, 有馬大地, 浅見大樹

北海道周辺海域における年6回の定期海洋観測で得られた動物プランクトン生物量の
長期変動（総説）…………… 65

浅見大樹

道北日本海の一定点における*Neocalanus*属カイアシ類（*Neocalanus plumchrus/flemingeri*）
の個体数密度の年変動とその要因…………… 79

浅見大樹, 嶋田 宏

春季の石狩湾における動物プランクトンの現存量および種組成の昼夜比較
—特にカイアシ類について—（資料）…………… 89

訂正…………… 97

（2023年9月）

SCIENTIFIC REPORTS OF HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES

No.104

CONTENTS

| | |
|---|----|
| HIROSHI HOSHIKAWA, AKIRA SUGAWARA, HIROYA OKUMURA, KANJI NAKAJIMA and TATSUYA UNUMA Improving the gonad size and color of old sea urchins (<i>Mesocentrotus nudus</i>) by cultivation | 1 |
| MASAFUMI NATSUIKE and MAKOTO KANAMORI Estimation of the elimination rate of paralytic shellfish toxins in the midgut glands of cultured Japanese scallops (<i>Mizuhopecten yessoensis</i>) in Funka Bay | 13 |
| MASAFUMI NATSUIKE, MAKOTO KANAMORI and ISAO KUDO First occurrence and a red-tide event of harmful dinoflagellate <i>Karenia mikimotoi</i> in Funka Bay, Hokkaido | 21 |
| AKIYOSHI SHINADA and HAYATO SANEYOSHI Effect of sea surface temperature on the migration pathways of salmon river return rates to the Teshio River, Hokkaido, Japan (Short Paper) | 33 |
| MITSURU TORAO Fasting alters school structure in chum salmon <i>Oncorhynchus keta</i> fry (short paper) | 37 |
| SHINGO ITO, NOZOMI OKADA and RYUYA HASEGAWA First isolation of <i>Aeromonas salmonicida</i> from Shishamo <i>Spirinchus lanceolatus</i> | 41 |
| KODAI MORITA, DAICHI KUROKAWA, YUTARO SUZUKI and KAZUHIKO ITAYA Arabesque greenling <i>Pleurogrammus azonus</i> in young fish caught in the Sea of Japan and Okhotsk Sea around the Soya Strait (Note) | 45 |
| MASAFUMI NATSUIKE, TETSUYA KONISHI and TAKUYA MIZUKAMI Occurrences of red tides and harmful algal species in the southern Hokkaido during 2021 and 2022 (Note) | 53 |

With special papers for the Periodical marine research 30 years report article Part 1

| | |
|--|----|
| HIROSHI SHIMADA, DAICHI ARIMA and HIROKI ASAMI Long-term fluctuations in zooplankton biomass collected during six research cruises around Hokkaido (Review) | 65 |
| HIROKI ASAMI Annual fluctuations and factors affecting the abundance of <i>Neocalanus plumchrus/flemingeri</i> in the Sea of Japan off northern Hokkaido | 79 |
| HIROKI ASAMI and HIROSHI SHIMADA Comparisons of zooplankton biomass and composition during the day and night in spring at a station in Ishikari Bay, western Hokkaido, with special reference to copepods (Note) | 89 |
| Erratum | 97 |

(September, 2023)

高齢ウニ（キタムラサキウニ）生殖巣の大きさと色調の給餌飼育による改善

干川 裕^{*1}, 菅原 玲², 奥村裕弥³, 中島幹二¹, 鵜沼辰哉^{4,5}

¹元北海道立総合研究機構中央水産試験場, ²北海道立総合研究機構中央水産試験場,

³北海道立総合研究機構網走水産試験場, ⁴国立研究開発法人水産研究・教育機構 水産資源研究所 釧路庁舎,

⁵現所属：国立大学法人東北大学大学院農学研究科

Improving the gonad size and color of old sea urchins (*Mesocentrotus nudus*) by cultivation

HIROSHI HOSHIKAWA^{*1}, AKIRA SUGAWARA², HIROYA OKUMURA³, KANJI NAKAJIMA¹ and
TATSUYA UNUMA^{4,5}

¹ Formerly: Fisheries Research Department, Hokkaido Research Organization, Yoichi, Hokkaido 046–8555,

² Central Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, YoichiHokkaido, 046–8555,

³ Abashiri Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Abashiri, Hokkaido, 099–3119,

⁴ Kushiro Field Station, Fisheries Resources Institute, Japan Fisheries Research and Education Agency,
Katsurakoi 116, Kushiro, Hokkaido 085–0802, Japan

⁵ Present address: Graduate School of Agricultural Science, Tohoku University,
Aramaki, Sendai, Miyagi 980–8572, Japan

On barren grounds, the sea urchin *Mesocentrotus nudus* has small and dark gonads of low commercial value from a lack of food. Efforts have been made to develop cultivation techniques to increase commercial value. However, the sea urchins on barren grounds are relatively old and fishermen believe that the small gonad size and dark gonad color of aged urchins are difficult to improve. Here, we fed urchins collected from barren grounds with sufficient *Saccharina japonica* and examined the gonad index and gonad color by age. It was found that by providing sufficient food, the gonad index of old urchins could be increased to the same level as that of young sea urchins. In addition, the dark gonad color can be brightened with the increase in the gonad index. This result could lead to the effective use of aged sea urchins in barren grounds.

キーワード：磯焼け, キタムラサキウニ, 生殖巣, 未利用資源, 明度

キタムラサキウニ *Mesocentrotus nudus* (A. Agassiz) はエゾバフンウニ *Strongylocentrotus intermedius* (A. Agassiz) と並んで北海道の沿岸漁業において重要な魚種の一つである。ところが、近年、北海道南西部の日本海沿岸ではウニ類の餌となる海藻が減少する磯焼けが顕著になっている（藤田, 1987; 赤池ら, 1999, 2002; 栗林ら, 2014）。餌料環境の良い漁場に生息するキタムラサキウニは、漁獲サイズの殻径 50 mm に達する年齢も 4 歳と若く、生殖巣指数（体重に対する生殖巣重量の割合）も 20 以上になるが、餌料となる海藻が不足している漁場では、漁獲サイズに達する年齢も高齢になり、かつ生殖巣指数も極めて

低いことが報告されている（吾妻, 1997）。このような餌料海藻が少ない磯焼け海域に生息する生殖巣が小さく商品価値の低いキタムラサキウニに短期間飽食給餌することで、生殖巣の大きさを増加できることが報告されている（吾妻, 1997; Agatsuma *et al.*, 2002; Kinoshita *et al.*, 2013; Unuma *et al.*, 2015; Takagi *et al.*, 2019）。

一般に、国内市場における生ウニ（生殖巣）の評価要素は、サイズ、食感、色調、および味と言われている（Agatsuma *et al.*, 2005）。磯焼け海域から採集されたキタムラサキウニの生殖巣は、マコンブ *Saccharina japonica* を食べさせることで、その品質（サイズ、食感、色調、お

よび味)が改善されることが報告されている (Takagi *et al.*, 2019)。彼らの報告では飼育開始時に比べて、終了時には生殖巣指数と明度 (L^* 値)が増加し、遊離アミノ酸のうち甘味を呈するアラニン含量の増加と、苦味を呈するアルギニン含量の低下から美味となり、官能試験ではアラメ群落から採集したキタムラサキウニの生殖巣よりも高い評価を得た。

このように、磯焼け海域に生息する生殖巣が小さく商品価値が低いキタムラサキウニにマコンブなどの適性餌料を与えることで、品質を改善する可能性が示されてきた。一方で、磯焼け海域に多い高齢ウニでは、生殖巣が褐色化する(身の色が黒ずむ)という問題が知られており、そのようなウニの品質改善についてはまだ不明な点が多い。生殖巣の褐色化は、7歳以上の高齢の個体と、若齢でも生殖巣が小型の個体で顕著であり (Agatsuma *et al.*, 2005)、生殖巣指数と褐色化の程度は有意な負の相関関係を持つ (Kinoshita *et al.*, 2013)。このような生殖巣の褐色化には、加齢色素として知られるリポフスチンが関与していると言われている (Pease and Cameron, 1991; Vaschenko *et al.*, 2012)。

また、高齢のウニは給餌しても生殖巣の量的増大が得られにくい(身入りしにくい)という問題が漁業者の間で言われている(著者らによる聞き取り)。羅臼のエゾバフンウニで殻径と生殖巣指数の関係を調べた報告では、生殖巣指数は殻径6 cmまでは増加して約25に達するが、7 cmを超えると減少して殻径8 cm以上では約17になったとされる(川村, 1993)。また、*S. purpuratus*でも殻径40~50 mmまでは生殖巣指数は増加するが、それより大きいとわずかに減少すると報告されている (Conor, 1972)。これらは天然の漁場から採集したウニに関する事例であり、給餌飼育したウニではないが、大型の高齢ウニは身入りしにくいという漁業者の感覚とは一致する。その一方、*S. purpuratus*では、産卵期前の2月はウニの体重と生殖巣重量の関係はほぼ直線的であり、大型になっても生殖巣は相対的に小さくはならないとの報告もある (Ebert *et al.*, 2011)。

以上のように、漁業現場では高齢ウニは「(1) 身入りしにくい」うえに「(2) 身の色が黒ずんでいる」と考えられており、磯焼け漁場で集めて給餌飼育を行っても商品価値が改善されるか疑問視する声もあった。そこで本研究では、磯焼け海域から採集したキタムラサキウニに対し、屋内水槽で6月から8月にかけて飽食量の生鮮マコンブを給餌し、年齢と生殖巣指数、色調、および生化学成分との関係を調べた。これにより、給餌飼育を行う場合に問題となる高齢個体の「身入り」および「身の色」の改善の可能性を検証したので報告する。

試料及び方法

供試ウニ 北海道南西部の日本海に面した岩内町沿岸の磯焼け海域から潜水で採集した。実験1に用いたウニは2012年5月23日、実験2に用いたウニは2015年4月20日に採集し、北海道立総合研究機構中央水産試験場養殖技術実験室に設置したFRP製1トン水槽(内寸縦175 cm, 横90 cm, 深さ70 cm, 水深60 cm)に収容した。中央水産試験場の沖500 m, 水深10 mから取水して砂濾過した無調温の海水を掛け流し、実験開始時まで無給餌で飼育した。

実験1 2012年6月25日から8月16日まで、51日間の飼育実験を行った。無給餌で飼育していたウニから無作為に120個体(殻径45~76 mm)を選び、うち20個体を実験開始時に解剖し、残りの100個体を飼育実験に用いた。養殖技術実験室に設置したFRP製1トン水槽にトリカルネット製のカゴ(縦65 cm×横65 cm×深さ40 cm, 目合1 cm)を2個入れ、それぞれに50個体のウニを収容して飼育した。無調温の砂濾過海水を掛け流し、カゴ内にエアストーンを入れて通気を行った。飼育開始時に13℃だった水温はその後徐々に上昇し、終了時には22℃となった(Fig. 1)。噴火湾に面した鹿部町沖で養殖された生鮮マコンブを常に飽食となるように週に1、2回給餌した。

飼育開始時と終了時に、殻径、体重および生殖巣重量を測定し、生殖巣指数を下記の式で求めた。

$$\text{生殖巣指数} = \text{生殖巣重量} \times 100 / \text{体重}$$

殻から生殖板を採取し、輪紋数に基づく年齢査定を行った(川村, 1973; 吾妻, 1997)。また、生殖巣の色調(L^* 値, a^* 値, b^* 値)を評価するため、生殖巣をすり潰してガラスバイアルに入れ、分光測色計(CM-700d, KONICA MINOLTA Co. Ltd., Japan)を用いて L^* 値, a^* 値, b^* 値を測定した(渡邊, 2010)。

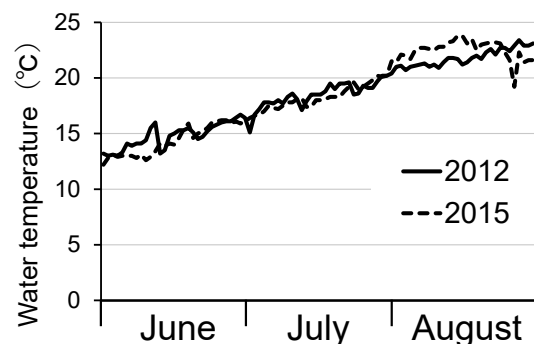


Fig. 1 Temperature of the seawater used for *Mesocentrotus nudus* rearing experiments in 2012 (Experiment 1) and 2015 (Experiment 2). The temperature in the tank was measured every morning at 10:00.

実験2 実験1よりも終了時の生殖巣指数を高めるために飼育日数を増やし、2015年6月3日から8月27日まで、84日間の飼育実験を行った。無給餌で飼育していた個体から高齢個体と推定される大型の48個体(殻径58~84 mm)を選び、うち18個体を飼育開始前の2015年5月15日に解剖し、残りの30個体を飼育実験に用いた。FRP製1トン水槽にトリカルネット製のカゴ(縦44 cm×横70 cm×深さ48 cm, 目合2 cm)を入れ、その中にウニを収容して飼育した。飼育開始時に13℃だった水温はその後徐々に上昇し、終了時には23℃となった(Fig.1)。その他の手順は実験1と同様とした。

組織学的観察 実験1のウニについては、組織学的観察に供するため、飼育終了時の生殖巣の一部をデビッドソン液で固定した。常法により厚さ10 µmのパラフィン切片を調製した後、ヘマトキシリン・エオシンで染色して光学顕微鏡で観察し、各個体の成熟度をFuji (1960)の基準を若干改変した回復期(ステージ1)、成長期(ステージ2)、成熟前期(ステージ3)、成熟期(ステージ4)、および放卵期(ステージ5)に分類した(Unuma, 2002)。

生化学分析 実験1のウニについては、生化学分析に供するため、飼育終了時の生殖巣を-80℃で冷凍保存した。成熟度により成分含量が異なる影響を避けるため(Unuma et al., 2003; Murata et al., 2020)、生殖細胞の割合が少なく商品価値が高いステージ2の個体のみを分析した。生殖巣の含水率は、105℃で24時間乾燥した前後の重量変化から求め、グリコーゲン含有率はアンスロン硫酸法により分析した(Unuma et al., 2003)。また、遊離アミノ酸のうち、うま味を呈するグルタミン酸、甘味を呈するスレオニン、セリン、グリシン、アラニン、苦みを呈するバリン、イソロイシン、ロイシン、メチオニン、フェニルアラニン、アルギニン(岸・木戸, 2007)の含有量を高速アミノ酸分析計(日立株式会社L-8900)により測定した(Murata et al., 2020)。

データ解析 生殖巣指数および色調(L^* , a^* , b^*)のデータについては、実験1では10歳から13歳、実験2では10歳から11歳の個体をまとめて10歳以上として扱った。これらの年齢間の差については、実験1ではノンパラメトリック多重比較検定であるKruskal-Wallis検定を行い、事後の比較にはDunn-Bonferroni検定を用いた。実験2では終了時の各年齢の測定数が2~7個体と少なかったため、多重比較検定は実施しなかった。実験1, 2のいずれにおいても、年齢と L^* 値、 a^* 値、 b^* 値との相関解析、および年齢毎の生殖巣指数と L^* 値との相関解析はピアソンの積率相関係数により行った。実験1と2の間で、開始時の生殖巣指数をt検定により比較した。含水率、グリコーゲン含有率および遊離アミノ酸含有量については、7歳以上で生

殖巣の褐色化が見られることから(Agatsuma et al., 2005)、4~6歳を若齢群、7歳以上を高齢群とした2群に分け、若齢・高齢と雌雄の4群間で比較を行った。前述と同様にKruskal-Wallis検定を行い、事後の比較にはDunn-Bonferroni検定を用いた。計算にはフリー統計ソフトR(ver.4.2.2)を用いた。

結果

実験1 飼育期間中に斃死した個体はなかった。供試したウニの試験終了時の殻径は 61.0 ± 9.2 mm(平均±標準偏差, 以下同じ)であり、年齢は4歳から13歳で、4歳と7歳にモードがある2峰型だった(Fig.2A)。年齢別の殻径をFig.2Bに示した。4歳から7歳にかけては、同じ年齢でも殻径の最大値と最小値には約20 mmのばらつきがあったが、8歳以上ではその範囲が狭まり、10歳以上では殻径70 mm台であった。全体として若齢では小型であり、高齢になるにつれて大型となるが、9歳以上では頭打ちになった。

試験開始時に解剖した個体(殻径 61.6 ± 9.2 mm, 年齢 9.0 ± 3.3 歳, $n = 20$)の生殖巣指数は 9.0 ± 3.0 であり、年

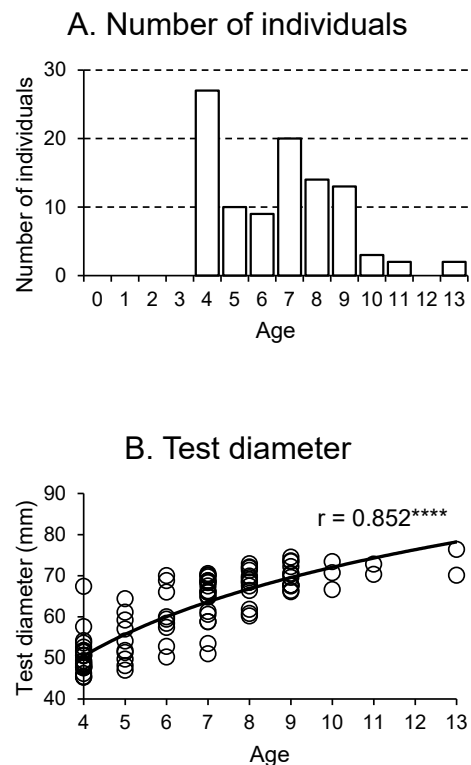


Fig.2 Number of individuals and test diameter by age of *Mesocentrotus nudus* reared in Experiment 1. (A) Number of individuals. (B) Test diameter. Data for each animal were plotted by age. Asterisks indicate significant correlation (****, $p < 0.0001$).

齢による差はなかった。試験終了時には 14.0 ± 2.7 となり、5.0上昇した。試験終了時の年齢別の生殖巣指数をFig. 3に示した。最大が7歳の 15.1 ± 2.5 , 最小が6歳の 13.3 ± 2.9 であり、年齢間で有意な差はなく加齢に伴う減少傾向は認められなかった。

試験開始時に解剖した個体の年齢と生殖巣の色調の関係をFig. 4に示した。年齢と L^* 値 ($p < 0.0001$) および b^* 値 ($p < 0.01$) の間には、有意な負の相関関係が認められた。試験終了時の年齢別の色調をFig. 5に示した。 L^* 値は最大が4歳の 46.4 ± 3.0 , 最小が10歳以上の 35.3 ± 2.6 であり、



Fig. 3 Gonad index by age of *Mesocentrotus nudus* reared in Experiment 1. Values represent the mean \pm SD of 7–27 individuals.

加齢に伴って明瞭に減少して8歳以上では40未満となり、高齢になるほど生殖巣の明度が下がり黒ずみが顕著となった (Fig. 5A)。4歳と7歳以上の年齢群、および5歳以下と10歳以上の年齢群には有意差が認められた (Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 55.572$, $df = 6$, $p = 3.552e-10$)。 a^* 値は最大が4歳の 14.6 ± 1.4 , 最小が7歳の 12.9 ± 1.1 であり、4歳と7歳から9歳の間で有意差が認められたが (Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 25.458$, $df = 6$, $p = 0.0002808$)、明度のような明瞭な加齢に伴う減少は認められなかった (Fig. 5B)。 b^* 値は最大が4歳の 34.0 ± 3.7 , 最小が9歳および10歳以上の 28.6 ± 3.9 および 28.6 ± 4.2 であり、加齢に伴い減少し、4歳と、7～9歳の間に有意差が認められた (Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 29.948$, $df = 6$, $p = 4.021e-05$) (Fig. 5C)。色調の中で L^* 値だけが4歳と10歳以上の個体の間で有意な差が認められた。

生殖巣の L^* 値, a^* 値, b^* 値のうち、黒ずみの程度を評価するには L^* 値が適切と判断されたため、生殖巣指数と L^* 値の関係を年齢別に調べてFig. 6に示した。加齢に伴い L^* 値が40未満の個体が増加した。しかし、7歳から9歳では、生殖巣指数と L^* 値の間に有意な正の相関関係が認められ ($p < 0.05$)、生殖巣指数が15を超えると L^* 値が40を超える個体が増えた。これに対し、10歳以上では個体数が少なく、生殖巣指数と L^* 値の間に相関関係は認められ

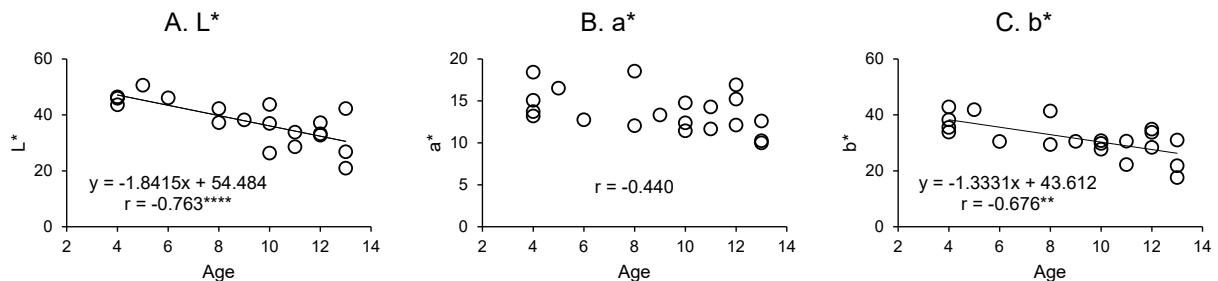


Fig. 4 Relationship between age and gonad color of *Mesocentrotus nudus* before rearing in Experiment 1. (A) Lightness (L^*). (B) Redness (a^*). (C) Yellowness (b^*). Regression line and Pearson's correlation coefficient are shown in each panel. Asterisks indicate significant correlation (**, $p < 0.01$; ****, $p < 0.0001$). For color measurement, the gonads were mashed, placed in glass vials, and subjected to spectrophotometric colorimetry.

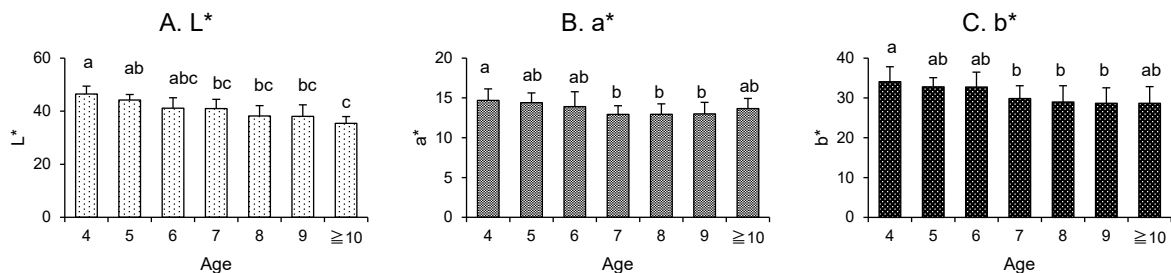


Fig. 5 Gonad color by age of *Mesocentrotus nudus* reared in Experiment 1. (A) Lightness (L^*). (B) Redness (a^*). (C) Yellowness (b^*). Values represent the mean \pm SD of 7–27 individuals. Superscript letters indicate significant differences among ages ($p < 0.05$, Dunn–Bonferroni test).

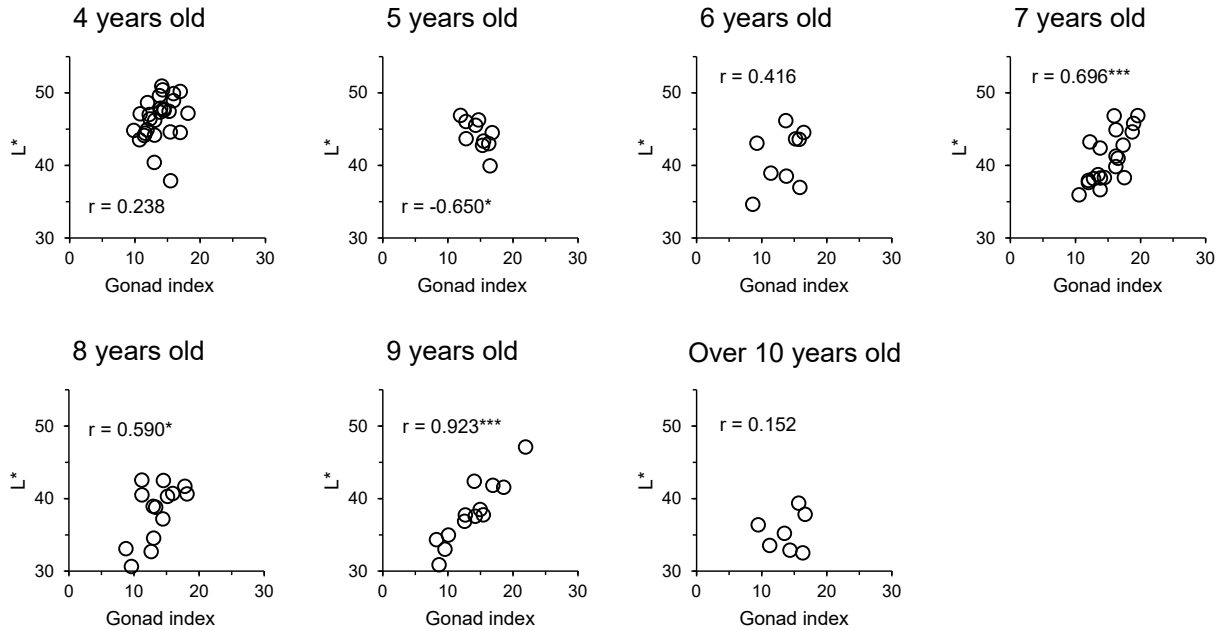


Fig. 6 Relationship between gonad index and lightness (L^*) of *Mesocentrotus nudus* gonads reared in Experiment 1. Data for each animal were plotted by age. Pearson's correlation coefficients are shown in each panel. Asterisks indicate significant correlation (*, $p < 0.05$; ***, $p < 0.001$).

ず、 L^* 値が40を超える個体はなかった。

試験終了時の生殖巣の成熟度は、雌ではステージ1が9個体、ステージ2が41個体、雄ではステージ1が4個体、ステージ2が29個体、ステージ3が17個体であった。この中からステージ2の個体のみを生化学分析に供した結果を若齢群と高齢群に分け、雌雄別にFig. 7に示した。水分含量、セリン、グリシン、アラニン、イソロイシン、ロイシンおよびメチオニンでは性別と年齢による差はなかった。グルタミン酸、バリン、フェニルアラニンおよびアルギニンでは性別による差はあったが、年齢による差はなかった。グリコーゲン含有率は雄の若齢群が雌の若齢群および雄の高齢群に比べて有意に低かった (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 11.82$, $df = 3$, $p = 0.008027$)。また、スレオニンでは雌の高齢群が雄の高齢群および雌雄の若齢群に比べて有意に高かった (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 13.228$, $df = 3$, $p = 0.004168$)。

実験2 飼育期間中に斃死した個体はなかった。供試したウニの試験終了時の殻径は 75.2 ± 4.4 mmであり、年齢は4歳から11歳で、7歳にモードのある単峰型だった (Fig. 8A)。年齢別の殻径をFig. 8Bに示した。高齢個体を含むと推定される大型個体を選択的に供試したため、ほとんどの個体が殻径70 mm以上、10歳以上の個体が80 mm台であり、加齢に伴う殻径の増加は緩やかだった。

試験開始時に解剖した個体 (殻径 69.1 ± 5.3 mm, 年齢 6.8 ± 1.0 歳, $n = 18$) の生殖巣指数は 11.0 ± 2.8 であり、実験1よりも有意に高かったが ($p < 0.05$)、年齢による差

はなかった。試験終了時には 17.8 ± 2.9 となり、6.8上昇した。試験終了時の年齢別の生殖巣指数をFig. 9に示した。最大が8歳の 18.6 ± 3.8 、最小が10歳以上の 17.2 ± 3.0 であり、年齢間で差はなく加齢に伴う減少傾向は認められなかった。

試験開始時に解剖した個体の年齢と生殖巣の色調の関係をFig. 10に示した。年齢と L^* 値の間には有意な負の相関関係 ($p < 0.05$) が認められたが、回帰直線の傾きは-1.39であり、実験1における開始時の-1.84 (Fig. 4A) よりも大きく、加齢に伴う L^* 値の減少は実験1よりも緩やかな傾向があった。試験終了時の年齢別の色調をFig. 11に示した。 L^* 値は最大が8歳の 43.3 ± 2.7 、最小が4歳の 40.5 ± 4.6 であり、年齢間でほとんど差が無く、実験1の開始時と終了時、および実験2の開始時に確認されたような加齢に伴う減少は見られなかった (Fig. 11A)。 a^* 値は最大が9歳の 14.5 ± 1.3 、最小が4歳の 11.5 ± 0.6 (Fig. 11B)、 b^* 値は最大が8歳の 28.6 ± 3.6 、最小が7歳の 25.6 ± 3.5 であり (Fig. 11C)、いずれも年齢による増減の傾向はなかった。

生殖巣指数と生殖巣の L^* 値の関係を年齢別にFig. 12に示した。各年齢とも個体数が少なく、生殖巣指数と L^* 値の間に有意な正の相関関係は認められなかったが、ほとんどの個体で生殖巣指数が15を超え、7歳から10歳以上でも L^* 値が40を超える個体が多かった。とくに、10歳以上では、生殖巣指数が15に達しなかった1個体を除いて L^* 値が40を超えた。

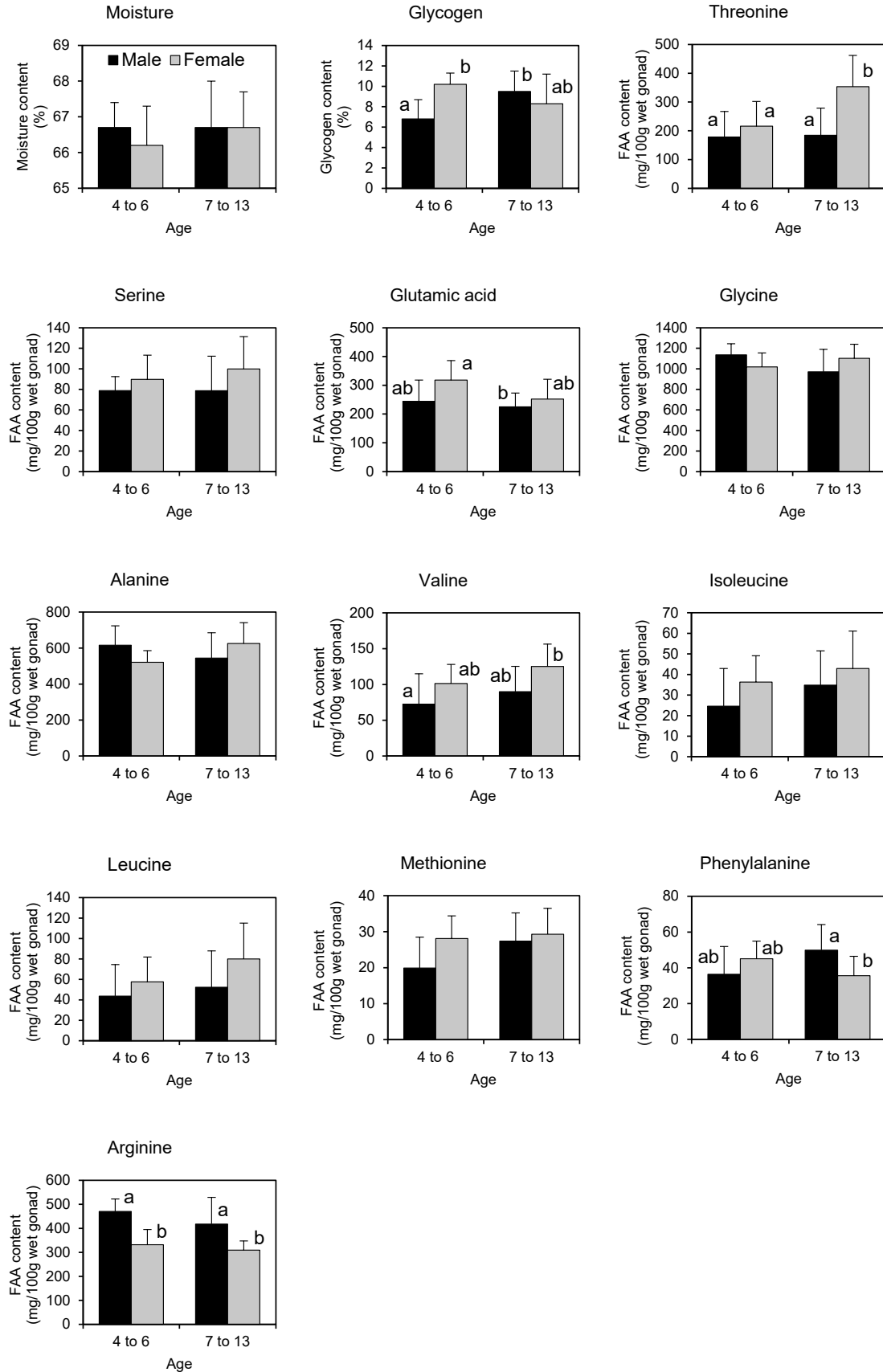


Fig. 7 Water, glycogen, and free amino acid content in *Mesocentrotus nudus* gonads reared in Experiment 1. Values represent the mean \pm SD of 8–17 individuals. Superscript letters indicate significant differences among groups ($p < 0.05$, Dunn–Bonferroni test).

考 察

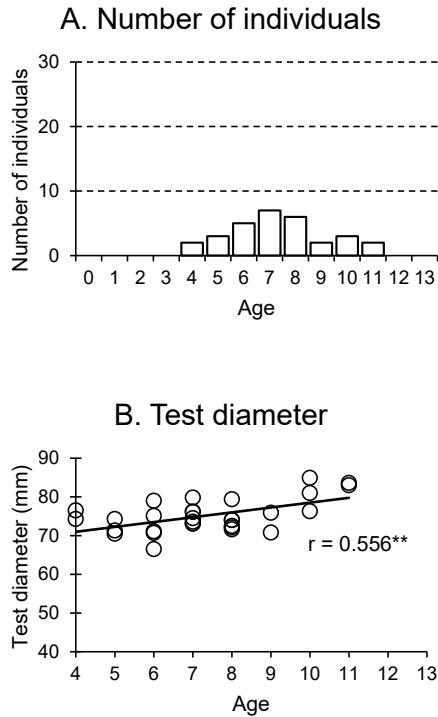


Fig.8 Number of individuals and test diameter by age of *Mesocentrotus nudus* reared in Experiment 2. (A) Number of individuals. (B) Test diameter. Data for each animal were plotted by age. Asterisks indicate significant correlation (**, $p < 0.01$).

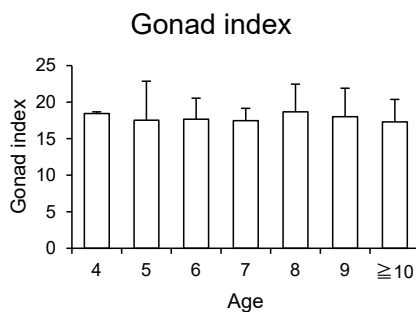


Fig.9 Gonad index by age of *Mesocentrotus nudus* reared in Experiment 2. Values represent the mean \pm SD of 2–7 individuals.

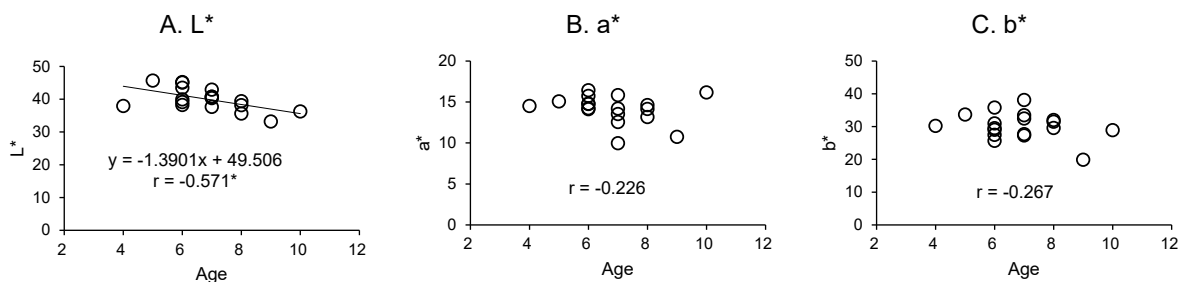


Fig.10 Relationship between age and gonad color of *Mesocentrotus nudus* before rearing in Experiment 2. (A) Lightness (L*). (B) Redness (a*). (C) Yellowness (b*). Regression line and Pearson's correlation coefficient are shown in each panel. An asterisk indicates significant correlation (*, $p < 0.05$).

高齡ウニの身入りの向上と身の色改善 本研究では、磯焼け海域から採集したキタムラサキウニに飽食量のマコンプを給餌し、高齡個体の「身入り」および「身の色」の改善について検証した。「身入り」については、実験1, 2とも生殖巣指数は4歳から10歳以上までの年齢群でも同様に上昇し (Fig.3, Fig.9), 10歳程度までの高齡ウニであれば、給餌飼育によって身入りを問題なく改善できることが明らかになった。しかしながら、「身の色」については、実験1では生殖巣の明度 (L^* 値) は年齢が高くなるほど小さくなり、高齡ウニでは生殖巣の色が暗くなる (身が黒ずむ) ことが確認された (Fig.5A)。一方で、7歳から9歳の高齡ウニであっても、生殖巣指数が15を超えるような個体では、 L^* 値が良好な色調と判定できる目安の40 (菅原ら, 2016) を超えることも多く (Fig.6), 身入りを高めることが身の色改善に繋がること示唆された。実験1では、10歳以上のウニの身の色は十分に改善されなかったが、さらに身入りを高めれば改善される可能性があると考えた。そこで、実験2では飼育日数を伸ばし、終了時の生殖巣指数を高めたところ、実験1で見られた加齢に伴い明度が小さくなる現象はほとんど解消された (Fig.11A)。10歳以上のウニでも大半の個体で L^* 値が40を超え (Fig.12), 身の色が改善された。これらの結果から、磯焼け海域から採集した高齡のキタムラサキウニであっても、給餌飼育によって「身入り」と「身の色」を改善でき、高齡になるほど身の色改善には身入りを高める必要があると考えられた。

ウニの身の黒ずみには、生殖巣へのリポフスチン蓄積が関与していると言われている (Pease and Cameron, 1991; Vaschenko *et al.*, 2012)。リポフスチンは多くの動物で細胞質内の過酸化された不飽和脂肪酸がオートファジーによりリソソーム内に取り込まれ、加水分解された結果生ずる黄茶色の蛍光性色素である (Sulzer *et al.*, 2008; Du *et al.*, 2013)。通常、リポフスチンはリソソーム

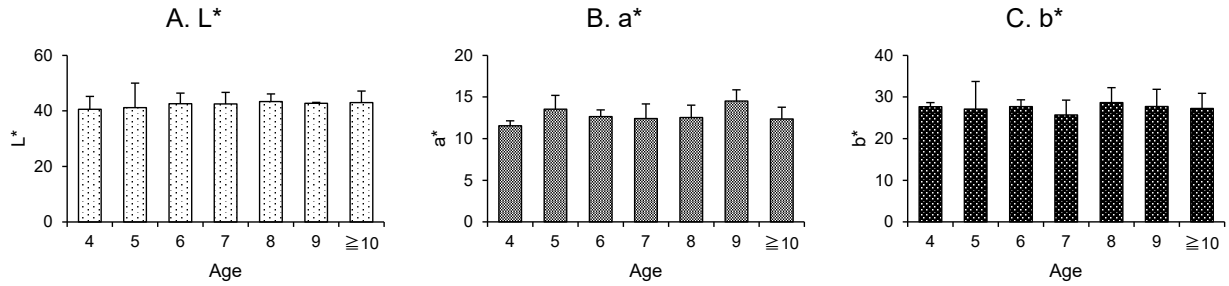


Fig.11 Gonad color by age of *Mesocentrotus nudus* reared in Experiment 2. (A) Lightness (L*). (B) Redness (a*). (C) Yellowness (b*). Values represent the mean \pm SD of 2-7 individuals.

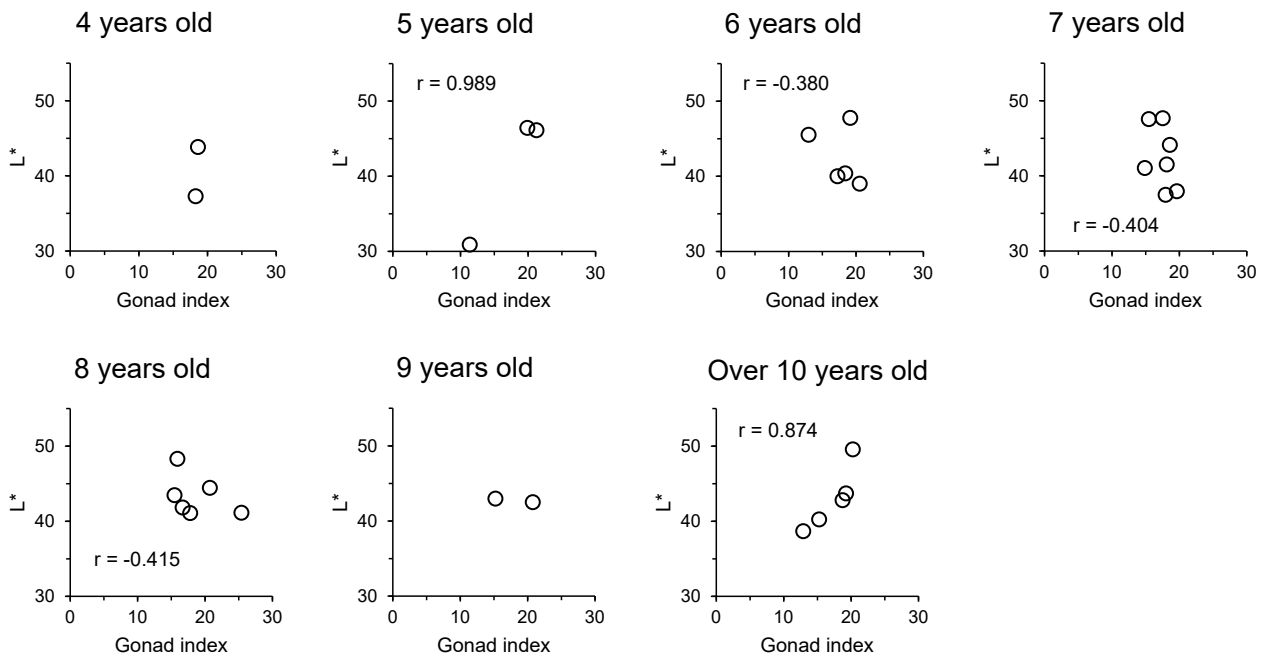


Fig.12 Relationship between gonad index and lightness (L*) of *Mesocentrotus nudus* gonads reared in Experiment 2. Data for each animal were plotted by age. Pearson's correlation coefficients are shown in each panel.

内で分解されず、エキソサイトーシスによって除去もされないため細胞内に蓄積し、年齢とともに増加するため加齢色素とも呼ばれている (Porta, 2002)。ウニでも生殖巣をはじめ、口器の筋肉や食道、放射神経などにも含まれており、それらの組織では若い個体に比べて高齢個体でリポフスチンの積分光学濃度は有意に高かった (Vaschenko *et al.*, 2012; Du *et al.*, 2013)。リポフスチンは加齢とともに増加することから、甲殻類や二枚貝では年齢を推定する指標として用いられている (Lomovasky *et al.*, 2002; Kodama *et al.*, 2005; Philipp *et al.*, 2007; Puckett *et al.*, 2008; Bosley *et al.*, 2011; 渡邊ら, 2012)。

ウニの生殖巣においてもリポフスチンは高齢になるほど蓄積量が増えて黒ずみ (褐色化) が進み、給餌飼育によって身入りを高めても、消失はしないと考えられる。ウニは成熟開始前に、配偶子形成に必要な栄養を生殖巣内

の栄養細胞に蓄えることで身入りが高まる (Unuma, 2002; Unuma *et al.*, 2015)。栄養細胞の大きさが増加した結果として、生殖巣全体の体積が増加する (Reunov *et al.*, 2004)。Du C.*et al.*, (2013) は組織面積当たりの積算光学濃度 (IOD) を用いてウニの組織に蓄積したリポフスチン量の評価を行った。また、渡邊ら (2012) はオウギガニ *Leptodius exaratus* の脳神経節の嗅葉神経細胞塊内のリポフスチンが占める面積比を用いて蓄積量とした。このように組織単位面積当たりのリポフスチン色素密度に着目すると、給餌飼育によって生殖巣の体積が増大し、結果としてリポフスチンの積算光学濃度または面積比が下がったために生殖巣全体としての明度が高くなったのであろう。実験2の開始時には、実験1の開始時と比べて生殖巣指数が高く、加齢に伴う明度の減少も緩やかな傾向があった。さらに、実験2の終了時には、加齢に伴い明度

が小さくなる現象がほとんど見られなくなった。これらの結果から、身入りが高まるにつれて明度の上昇が緩慢になり、生殖巣指数が低かったときに大きかった明度の年齢による差が次第に縮小するのかもしれない。

高齡ウニと若齡ウニの生殖巣の成分 ウニの生殖巣の味には、呈味性遊離アミノ酸の含有量が大きく影響する (Komata *et al.*, 1962 ; Komata, 1964)。また、著者らがウニの加工業者から聞き取ったところ、評価要素のひとつに水分の多寡（水っぽさ）があり、生殖巣の水分含量とグリコーゲン含量には負の相関関係がある（高谷・今村, 1996 ; Unuma *et al.*, 2003）。さらに、キタムラサキウニの食品としての旬は、生殖巣が大きくなり栄養細胞の割合が高く生殖細胞が少ない配偶子形成ステージ2からステージ3の初期にあたる7月前後である (Unuma *et al.*, 2015)。そこで、実験1の終了時にステージ2の個体について生殖巣の水分含量、グリコーゲン含量、および呈味性遊離アミノ酸量について若齡群と高齡群で比較した (Fig. 7)。その結果、性別による差はあるものの、若齡個体と高齡個体で差が認められたのは、グリコーゲンとスレオニンだけであった。グリコーゲンは高齡の雄で若齡の雄よりも高かったが、生殖巣の味には直接関係はなく、独特の触感和味をまとめる作用があるとされる (村田, 2009)。スレオニンは高齡の雌で若齡の雌よりも高かったが、甘味を呈する遊離アミノ酸の中でもウニの味に大きく影響するとされるグリシンやアラニン (Komata *et al.*, 1962 ; Komata, 1964 ; Takagi *et al.*, 2019) と比べて含有量は少なかった。以上のように、高齡ウニと若齡ウニで給餌飼育後の生化学成分の違いは小さく、高齡ウニに多く含まれていたグリコーゲンとスレオニンについても、多いことによる弊害は考えにくいことから、高齡ウニの身入りと身の色を給餌飼育によって改善できれば、味を含めて若齡個体に比べて遜色のない商品になりうると考えられる。

磯焼け漁場の高齡ウニの有効活用 北海道の日本海側では、他の海域に比べて漁業者の高齡化と沿岸漁業における収入の低迷が深刻な問題となっており、とくに後志・檜山海域で著しい。これらの海域では、近年のウニの価格高騰 (鶴沼, 2019) や消費者の生ウニに対する嗜好の高まりを受けて、収入源としてのウニ漁業の重要性は増しているが、磯焼けが大きな問題となっている。そのため、磯焼け漁場の生殖巣が小さく商品価値の低いウニをカゴや水槽に収容し、給餌飼育して出荷する技術 (短期養殖) の開発と普及が重要な課題である。ウニの餌として適しているコンブ等を与えることで生殖巣の量的・質的改善を図ることは報告されてきたが (吾妻, 1997 ; 名畑ら, 1999 ; Takagi *et al.*, 2019), 磯焼けのために入手困

難なコンブに代わる野菜などの代替餌料の開発も進められつつある (臼井ら, 2018)。一方で、高齡ウニの身入りが身の色を懸念する声もあったが、本研究ではどちらも改善可能であることを示した。ただし、今回の実験で供試したウニは13歳までしかいなかったが、キタムラサキウニの寿命は14～15歳といわれており (Agatsuma, 2001), 漁場によっては本研究よりも高齡の個体が含まれる可能性がある。本種が卓越発生によって個体群を維持していること (吾妻, 1997) を考慮すると、高齡ウニに偏った漁場も想定されるため、さらに高齡の個体でも身入りが身の色が改善が可能かどうか今後の研究により確認する必要がある。

結論 磯焼け漁場に多い高齡のキタムラサキウニであっても、10歳程度までの年齢であれば餌料を十分に与えて飼育することにより、若齡ウニと同様に生殖巣が増大することと、生殖巣指数の上昇に伴って生殖巣の黒ずみが改善されることが明らかになった。さらに、水分、グリコーゲン、呈味性遊離アミノ酸の含量は若齡ウニとほとんど差がなく、味を含めて若齡個体と遜色のない商品になりうると考えられた。したがって、磯焼け海域に多数生息する未利用のキタムラサキウニは、10歳程度までの年齢であれば数か月間の給餌飼育により有効活用できると考えられた。

謝 辞

本研究の実施にあたりご協力を賜った、岩内郡漁業協同組合、岩内町、ならびに後志南部地区水産技術普及指導所職員の方々に厚くお礼を申し上げます。

本研究は、重点研究「給餌型ウニ低温蓄養システムの開発」(2012～2014年)並びに職員研究奨励事業(業績部門)「給餌型ウニ低温蓄養システム事業化に向けた安定生産技術開発事業」(2015年)により実施した。

引用文献

- 吾妻行雄. キタムラサキウニの個体群動態に関する生態学的研究. 北海道水産試験場研究報告 1997 ; 51 : 1-66.
- Agatsuma, Y. Ecology of *Strongylocentrotus nudus*. In: Lawrence, J.M. (Ed.), *Edible Sea Urchins: Biology and Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, 2001 ; 347-361.
- Agatsuma Y, Yamada Y, Taniguchi K. Dietary effect of the boiled stipe of brown alga *Undaria pinnatifida* on the growth and gonadal enhancement of the sea urchin *Strongylocentrotus nudus*. *Fish. Sci.* 2002 ; 68 : 1274-

- 1281.
- Agatsuma Y, Sato M, Taniguchi K. Factors causing brown-colored gonads of the sea urchin *Strongylocentrotus nudus* in northern Honshu, Japan. *Aquaculture* 2005 ; 249 : 449-458.
- 赤池章一, 吉田秀嗣, 松田泰平, 八木宏樹, 富山 優. 北海道積丹半島西岸における大型海藻と無節サンゴモ群落の分布面積の年変動. 北海道水産試験場研究報告 1999 ; 56 : 125-135.
- 赤池章一, 津田藤典, 桑原久実. 北海道岩内沿岸における天然コンブ群落の形成と維持. 北海道水産試験場研究報告 2002 ; 63 : 41-54.
- Bosley KM, Dumbauld BR. Use of extractable lipofuscin to estimate age structure of ghost shrimp populations in west coast estuaries of the USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2011 ; 428 : 161-176.
- Conor JJ. Gonad growth in the sea urchin, *Strongylocentrotus purpuratus* (Stimpson) (echinodermata: Echinoidea) and the assumptions of gonad index methods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1972 ; 10 : 89-103.
- Du C, Anderson A, Lortie M, Parsons R, Bodnar A. Oxidative damage and cellular defense mechanisms in sea urchin models of aging. *Free Radic. Biol. Med.* 2013 ; 63 : 252-263.
- Ebert TA, Hernandez JC, Russell MP. Problems of the gonad index and what can be done: analysis of the purple sea urchin *Strongylocentrotus purpuratus*. *Mar. Biol.* 2011 ; 158 : 47-58.
- Fuji A. Studies on the biology of the sea urchin, I. Superficial and histological gonadal changes in gametogenic process of two sea urchins, *Strongylocentrotus nudus* and *S. intermedius*. *Bull. Fac. Fish., Hokkaido Univ.* 1960 ; 11 : 1-14.
- 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 : 135-138.
- 川村一広. エゾバフンウニの漁業生物学的研究. 北海道水産試験場研究報告 1973 ; 16 : 1-54.
- 川村一広. 第3章日本のウニ産業種の生態と漁業, 資源管理, 増養殖. 「うに 増養殖と加工・流通 (川村一弘監修)」(株) 北海道水産新聞社, 札幌. 1993 ; 148-253.
- Kinoshita J, Endo H, Agatsuma Y. Sexual differences in gonad size and color of *Strongylocentrotus nudus* and *Hemicentrotus pulcherrimus* (Echinoidea: Echinodermata), from maturation to post-spawning in *Sargassum yezoense* bed (Phaeophyceae: Heterokontophyta). *Cah. Biol. Mar.* 2013 ; 54 : 633-639.
- 岸恭一, 木戸康博. タンパク質・アミノ酸の新栄養学. 講談社, 東京. 2007 pp.250.
- Kodama K, Yamakawa T, Shimizu T, Aoki I. Age estimation of the wild population of Japanese mantis shrimp *Oratosquilla oratoria* (Crustacea: Stomatopoda) in Tokyo Bay, Japan, using lipofuscin as an age marker. *Fish. Sci.* 2005 ; 71 : 141-150.
- Komata Y, Kosugi N, Ito T. Studies on the extractives of “uni” . I. free amino acid composition. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.* 1962 ; 28 : 623-629 (in Japanese with English abstract).
- Komata Y. Studies on the extractives of “uni” . IV. taste of each component in the extractives. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.* 1964 ; 30 : 749-756 (in Japanese with English abstract)
- 栗林貴範, 阿部剛史, 門谷 茂. 北海道日本海沿岸における栄養塩濃度の長期トレンドと海藻藻場. 沿岸海洋研究 2014 ; 52 : 75-81.
- Lomovasky BJ, Morriconi E, Brey T, Calvo J. Individual age and connective tissue lipofuscin in the hard clam *Eurhomalea exalbida*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 2002 ; 276 : 83-94.
- 村田裕子 9章 味の科学. 本川達夫編集, ウニ学. 東海大学出版会. 秦野市. 2009 ; 206-220.
- Murata Y, Yoshimura H, Unuma T. Compositions of extractive components in the testes and ovaries of various sea urchins: comparisons among species, sexes, and maturational status. *Fish. Sci.* 2020 ; 86 : 203-213
- 名畑進一, 干川 裕, 酒井勇一, 船岡輝幸, 大堀忠志, 今村琢磨. キタムラサキウニに対する数種海藻の餌料価値. 北海道水産試験場研究報告 1999 ; 54 : 33-40.
- Pearse JS, Cameron, RA. Echinodermata: Echinoidea. In: Giese AC, Pearse JS, Pearse VB. (eds), *Reproduction of Marine Invertebrates*, vol. 6. California, U.S.A. 1991 ; 514-662.
- Philipp JSE, Brey T, Broeg K, Abele D. Physiological aging in the Icelandic population of the ocean quahog *Arctica islandica*. *Aquat. Biol.* 2007 ; 1 : 77-83.
- Porta ED. Pigments in Aging: An Overview. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 2002 ; 959 : 57-60.
- Puckett BJ, Secor DH, Ju Se-Jong. Validation and application of lipofuscin-based age determination for Chesapeake Bay blue crabs *Callinectes sapidus*. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2008 ; 137 : 1637-1649.
- Reunov AA, Yurchenko OV, Kalachev AV, Au DWT. An

- ultrastructural study of phagocytosis and shrinkage in nutritive phagocytes of the sea urchin *Anthocidaris crassispia*. *Cell Tissue Res.* 2004 ; 318 : 419-428.
- 菅原 玲, 奥村裕弥, 福田裕毅. 給餌型ウニ低温蓄養システムの開発(重点研究). 平成26年度道総研中央水産試験場事業報告書. 2016 ; 180-183.
- Sulzer D, Mosharov E, Talloczy Z, Zucca FA, Simon JD, Zecca L. Neuronal pigmented autophagic vacuoles: lipofuscin, neuromelanin, and ceroid as macroautophagic responses during aging and disease. *J. Neurochem.* 2008 ; 106 : 24-36.
- Takagi S, Murata Y, Inomata E, Aoki M. N, Agatsuma Y. Production of high quality gonads in the sea urchin *Mesocentrotus nudus* (A. Agassiz, 1864) from a barren by feeding on the kelp *Saccharina japonica* at the late sporophyte stage. *J. Appl. Phycol.* 2019 ; 31 : 4037-4048.
- 高谷義幸, 今村琢磨. エゾバフンウニ (*Strongylocentrotus intermedius*) の絶食による体成分の変化(短報). 北海道水産試験場研究報告 1998 ; 49 : 27-30.
- Unuma, T. Gonadal growth and its relationship to aquaculture in sea urchins. In: Yokota Y, Matrang V, Smolenicka Z (eds). *The sea urchin: from basic biology to aquaculture* Leiden, Netherland. 2002 ; 115-127.
- 鵜沼辰哉. 特性・流通面から見るウニ養殖 成功の鍵はエサの確保. 月刊養殖ビジネス 2019 ; 56 : 4-8.
- Unuma T, Yamamoto T, Akiyama T, Shiraishi M, Ohta H. Quantitative changes in yolk protein and other components in the ovary and testis of the sea urchin *Pseudocentrotus depressus*. *J. Exp. Biol.* 2003 ; 206 : 365-372.
- Unuma T, Murata Y, Hasegawa N, Sawaguchi S, Takahashi K. Improving the food quality of sea urchins collected from barren grounds by short-term aquaculture under controlled temperature. *Bull. Fish. Res. Agen.* 2015 ; 40 : 145-153.
- 臼井一茂, 田村怜子, 原日出夫. 野菜残渣を餌としたムラサキウニ養殖について. 神奈川県水産技術センター研究報告 2018 ; 9 : 9-15
- Vaschenko MA, Zhadan PM, Aminin DL, Almyashova TN. Lipofuscin-like pigment in gonads of sea urchin *Strongylocentrotus intermedius* as a potential biomarker of marine pollution: a field study. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2012 ; 62 : 599-613.
- 渡邊庄一. 長崎県沿岸におけるアカウニの資源生物学的研究. 長崎県水産試験場研究報告 2010 ; 36 : 49-84.
- 渡邊隆司, 浜崎活幸, 横田賢史, Carlos A. Strussmann, 渡邊精一. Lipofuscin を年齢形質としたオウギガニの年齢群推定. *Cancer* 2012 ; 21 : 7-12.

噴火湾における養殖ホタテガイ中腸腺に蓄積された麻痺性貝毒の消失速度の推定

夏池真史^{*1}, 金森 誠²

¹北海道立総合研究機構函館水産試験場, ²北海道立総合研究機構

Estimation of the elimination rate of paralytic shellfish toxins in the midgut glands of cultured Japanese scallops (*Mizuhopecten yessoensis*) in Funka Bay

MASAFUMI NATSUIKE^{*1} and MAKOTO KANAMORI²

¹ Hakodate Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Hakodate, Hokkaido 040-0051,

² Hokkaido Research Organization, Sapporo, Hokkaido 060-0819, Japan

In recent years, the period of self-restriction for the shipments of cultured Japanese scallops (*Mizuhopecten yessoensis*) in Funka Bay has increased owing to an increase in the occurrence of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* (Group I), and this has become a problem for planned shipments by farmers. Therefore, to predict the timing of the lifting of the self-restriction as early as possible, we estimated the elimination rate constant and biological half-life of paralytic shellfish poisoning toxicity in Japanese scallops (*Mizuhopecten yessoensis*) by analyzing data on the occurrence of *A. catenella* in Funka Bay and data on paralytic shellfish toxicity in the cultured scallop midgut glands continuously monitored in one area of the bay during 2021 and 2022. The elimination rate constant and biological half-life were estimated at 0.0219 per day (equivalent to 2.19% of the toxin eliminated daily) and 31.7 days, respectively.

キーワード：出荷自主規制, 生物学的半減期, 二枚貝養殖, 麻痺性貝毒

北海道南西部の太平洋岸に位置する噴火湾では、垂下式ホタテガイ養殖が盛んである（北海道立総合研究機構 HP, <https://www.hro.or.jp/list/fisheries/marine/o7u1kr000000ceyo.html>, 2023年5月25日閲覧）。噴火湾では麻痺性貝毒原因渦鞭毛藻である *Alexandrium catenella* (Group I) が春季から夏季に出現し、国が定めた出荷規制値（可食部1 g当たり4 MU）を超えるホタテガイの毒化がしばしば発生する。特に、1992年以前は *A. catenella* が高密度に出現してホタテガイの高毒化がほぼ毎年発生し、出荷規制が長期化した（宮園ら, 2020）。そこで、安全を担保するための合理的な検査体制や高毒化期間を避ける水揚げ、高毒化しない貝柱のみの加工利用など、貝の高毒化に適応した生産体制が構築された。他方、1992年以降、噴火湾内の *A. catenella* の出現規模は大幅に減少し、出荷規制を伴うほどのホタテガイの高毒化は数年に1度程度の発生にとどまり、規制も多くの場合2、3か月以

内に解除されるようになった（宮園ら, 2020）。このような状況において、毒化による出荷規制が生じやすかった夏～秋季の水揚げは増加し、この期間に力点をおいた出荷計画も見られるようになった。ところが、2018年以降、噴火湾における麻痺性貝毒プランクトンの出現量は再び増加し、出荷規制値を超えるホタテガイの高毒化が2019年を除いて毎年発生している（夏池ら, 2021）。特に、2021年や2022年は、*A. catenella* の出現量が顕著に多く、出荷規制も長期間にわたった。出荷規制期間が長期化すると、その時期に出荷を見込んでいた生産者は、出荷計画の見直し、さらには出荷計画の見直しに伴う管理方法の変更が必要になる。特に、出荷規制の解除時期の見通しが立たない場合、出荷計画だけでなく、収入の見通しも立たなくなるため、養殖経営における大きな不安定化要素となる。そのため出荷規制が長期化する場合に、規制の解除時期の目安を早期に示すことができれば、生産者の出

荷計画の見直しに活用され、養殖経営の安定化に寄与することが期待される。また、出荷自主規制期間においては、ホタテガイの毒性値によって加工利用条件が異なるため、出荷規制後の毒の消失過程を定量的に示すことができれば、ホタテガイの加工業者等も施設の稼働計画を立てやすくなると考えられる。従って、養殖ホタテガイの貝毒の消失速度を明らかとし、規制の解除時期の見通しを立てることは、ホタテガイ養殖漁業の経営安定化だけでなく市場への安定供給にも資すると考えられる。

一般に、薬物動態学分野では、生体に投与された薬物は指数関数的に減少することが知られており、消失速度定数を推定することによって薬物投与後のある時間における体内薬物量を算出することができる(灘井, 2006)。ホタテガイにおいても同様に中腸腺に蓄積された麻痺性毒成分を投与薬物とみなし、体中から指数関数的に消失すると仮定すれば、ある時点での毒性値から出荷規制値を下回るまでに要する期間を予測できる。このような仮説に基づいて、これまで様々な二枚貝類について、麻痺性毒性値の消失速度を指数関数式への近似により推定することが試みられ、岩手県や宮城県ではホタテガイに関する知見も得られている(小田・寺内, 2015; 田邊・加賀, 2020; 田邊ら, 2021)。これらの研究では、貝の種類によって消失速度が異なること(小田・寺内, 2015; 田邊・加賀, 2020; 田邊ら, 2021)、同じ貝種においても採集年や採集場所において消失速度が異なること(田邊ら, 2021)が示唆されている。北海道では、噴火湾で毒化した養殖ホタテガイの麻痺性毒の消失過程を特殊な室内飼育環境下において検討した研究(菊池ら, 1992)や、オホーツク海で毒化した地まきのホタテガイの減毒期における組織別の麻痺性毒成分の定性的な変化が報告されている(三上ら, 2017)。他にも、加工利用に関したホタテガイの毒性に関する研究は多いが(例えば, 野口ら, 1980)、生産海域におけるホタテガイの麻痺性貝毒の消失速度を定量的に明らかにした報告は乏しい。そこで本研究では、噴火湾のある地区の2ヵ年のデータを用いて、この海域の養殖ホタテガイの中腸腺における麻痺性貝毒の消失速度の推定を試みた。

試料及び方法

麻痺性貝毒プランクトンの出現データ データ解析において必要となるホタテガイ中腸腺の麻痺性毒の消失開始時期を検討するため、道南海域の噴火湾内の3地点(虻田, 八雲, 森)および湾口部の1地点(鹿部)の計4定点(Fig.1)において、2021年と2022年の4月から12月まで月に1回から2回の頻度で麻痺性貝毒プランクトンの出現量を調査

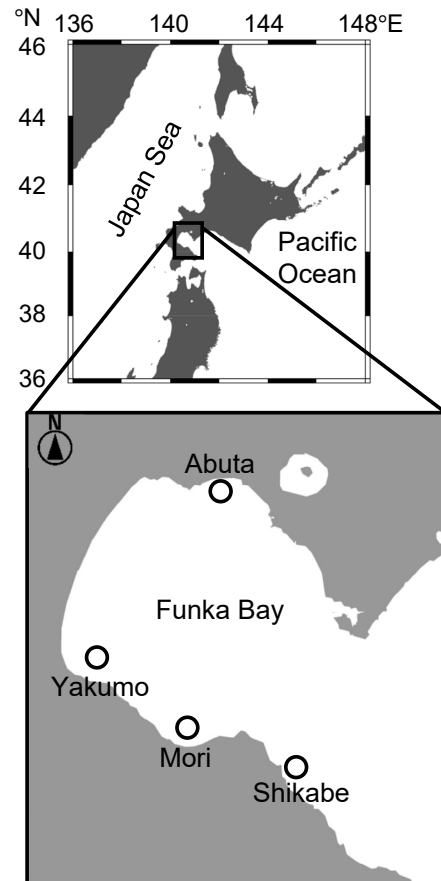


Fig. 1 Location of the field observation points in Funka Bay, Hokkaido, Japan. The open circles indicate the stations of the field sampling to monitor the occurrences of toxic phytoplankton species.

した。この結果は、函館水産試験場のHP (<https://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/hakodate/section/zoushoku/tpc05300000004y7.html>, 2022年12月31日閲覧)で公開されている。

ホタテガイ中腸腺の麻痺性貝毒毒性値データ 噴火湾内において、ホタテガイは生後約1年間、養殖籠によって育成され、その後、主に貝の耳状部に小さな孔を開けてテグスやアゲピンでロープに吊してさらに半年から1年半程度養殖される。このようなホタテガイの垂下養殖手法を耳吊りと呼ぶ。この耳吊り後の貝が毒性値測定の対象となる。2021年と2022年に生産団体によって自主的に検査された耳吊りホタテガイの中腸腺の麻痺性毒性値を解析に用いた。これらの検査は概ね週に1回の頻度で噴火湾内の匿名の一地区において継続的に採取された標本について行われた。麻痺性貝毒の毒性値はマウスアッセイによって測定され、中腸腺湿重量1 g当たりの毒性値は、MUを単位として示した。

データ解析 ホタテガイの体内の毒は(1)式のように時間の経過に伴い指数的に減少していくと想定した。この

指数関数を自然対数化した式 (2) に基づいてデータを線形回帰した。

$$C(t) = C_0 \cdot e^{-kt} \quad (1)$$

$$\ln C(t) = -kt + \ln C_0 \quad (2)$$

ここで、 $C(t)$ は麻痺性毒の消失期間開始日から t 日後の中腸腺毒性値、 C_0 は麻痺性毒の消失期間開始日における中腸腺毒性値、 k は消失速度定数である。さらに推定された k から (3) 式の通り、任意の毒性値がその 50% に減少するのに要する期間、すなわち生物学的半減期 ($T_{1/2}$) を算出できる。

$$T_{1/2} = \ln 2 / k \quad (3)$$

さらに、推定された k を用いて、麻痺性毒の消失開始日から規制解除基準 (20 MU g^{-1} ; 吉田・金森, 2017) を下回るまでに必要な日数 (Δt) を次式の通り算出できる。

$$\Delta t = (\ln C_{(0)} - \ln 20) / k \quad (4)$$

解析にあたり、麻痺性毒の消失期間の開始日を麻痺性貝毒プランクトンの出現状況を基準に判断した。近年の噴火湾における麻痺性貝毒プランクトンの出現の季節消長を見ると、麻痺性貝毒プランクトンは春季に徐々に細胞密度が増加して初夏から夏に最高値に達した後、急激に減少し、翌年の春まで出現しなくなる (夏池ら, 2021)。この最高値に達する時期に毒性値は急激に上昇して最高値に達する。その後、細胞密度が減少すると毒性値は漸減傾向を示すが、麻痺性貝毒プランクトンが残存する期間、残存する麻痺性貝毒プランクトンを摂餌することによって吸収される毒性値の上昇と、毒の消失が同時に生じるため、見かけ上の麻痺性毒の消失はより緩やかになると想定される。そこで本研究では、2021年と2022年に麻痺性貝毒プランクトンが湾内および周辺海域から検出されなくなった時期を麻痺性毒の消失期間の開始時期とみなすこととした。また、中腸腺毒性値のデータ解析対象期間は、麻痺性毒の消失期間の開始時期から中腸腺毒量が検出された期間とした (検出限界 2 MU g^{-1})。消失速度定数を推定するため、対数化した毒性値 ($C(t)$) を応答変数、経過日数 (t) と測定年 (2021年ないし2022年) を説明変数として一般化線形モデルを作成した。なお、経過日数は連続変数として、測定年はカテゴリー変数として扱った。誤差構造は正規分布、連結関数は恒等関数とし、交互作用があるモデルを含むすべての変数の組み合わせを検討し、AIC (赤池情報量規準) が最小と

なるモデルを選択した。これらの解析には統計解析ソフト R (ver.4.2.2, R core team : URL <https://www.R-project.org/>) を用いた。

結果

麻痺性貝毒プランクトンおよび毒性値の推移 *A. catenella* は、2021年、2022年の4月から1 mL当たり数十細胞の密度で出現していた (Fig.2)。その後、4月から6月にかけて徐々に増加して、2021年には6月後半に、2022年には7月前半に最高密度に達した。その後、2021年、2022年ともに7月中に麻痺性貝毒プランクトンの出現量は急激に減少し、8月から12月まで検出されなかった。従って、麻痺性貝毒の指数関数的消失期間は8月から開始されたと判断した。実際に、中腸腺の麻痺性毒性値は、2021年、

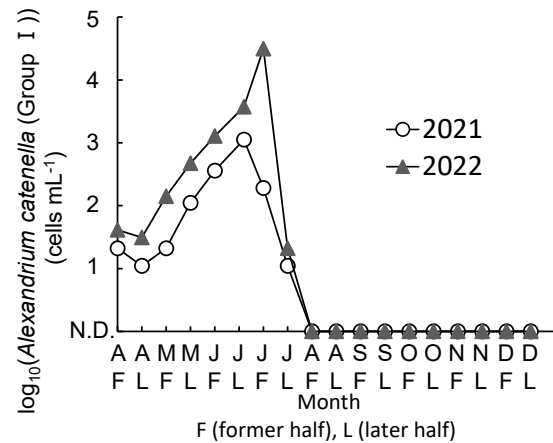


Fig.2 Seasonal changes in the cell density of toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* (Group I) in Funka Bay, Hokkaido, from April to December in 2021 and 2022.

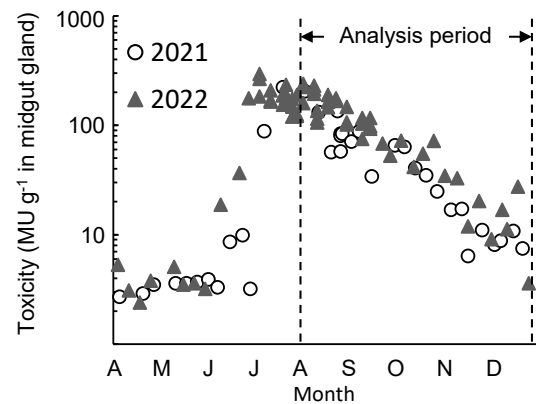


Fig.3 Seasonal changes in the paralytic shellfish poisoning toxicity of the cultured scallops collected from a fixed station in Funka Bay, Hokkaido, from April to December in 2021 and 2022.

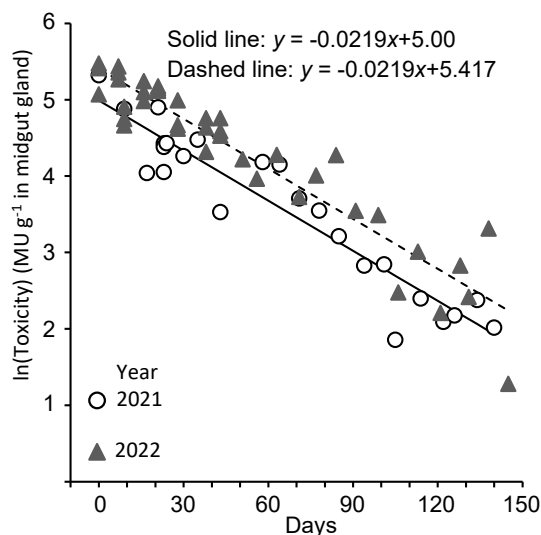


Fig.4 Relationship between elapsed day and paralytic shellfish poisoning toxicity of the cultured scallops collected from a fixed station in Funka Bay. The elapsed day is the number of days from the start date of the elimination period until the toxicity was measured. The solid and dashed lines show the regression lines from the generalized regression models with the natural logarithm of the toxicity as the response variable and the number of elapsed days and the year (year of 2021 or 2022) as the explanatory continuous and categorized variables.

2022年とも4月から6月に緩やかに増加した後、6月から7月にかけて急激に上昇して各年の最高値(2021年7月19日に223 MU g^{-1} , 2022年7月4日に295 MU g^{-1})を示した(Fig. 3)。その後、2021年、2022年ともに毒性値は減少しながら12月まで検出された。したがって、解析期間を8月から12月までとし、データ解析における経過日数は8月1日を1日目($t = 1$)としてカウントした日数を用いた。

データ解析 データ解析に用いた毒性値の標本数は2021年の群で24、2022年の群で39であった。これらのデータセットを用いた一般化線形モデルでは、交互作用がなく両変数を含める場合のモデルのAICが最も低かった(AIC = 50.4)。このモデルには交互作用項が含まれていないことから、2ヵ年の消失速度定数(日数の係数)は共通で、0.0219と推定された(Fig. 4)。この消失速度定数から得られる生物学的半減期($T_{1/2}$)は31.7日であった。また、麻痺性毒の消失期間開始時点の中腸腺毒量が200 MU g^{-1} , 100 MU g^{-1} , 50 MU g^{-1} であると仮定すると、規制解除の判断基準値(ここでは吉田・金森(2017)に基づいて、20 MU g^{-1} とした)を下回るまでに必要な日数は、それぞれ105.4日、73.6日、41.9日と予測された(Fig. 5)。

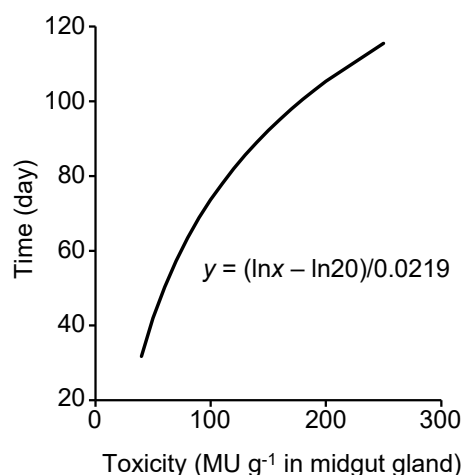


Fig.5 Relationship between paralytic shellfish poisoning toxicity at the start date of the elimination period and the estimated time required to lift the self-restriction.

考 察

本研究により噴火湾の養殖ホタテガイについて、薬物動態学に基づく一般的な原理に従った麻痺性貝毒の消失速度が推定された。2021年と2022年の消失速度には差がほとんど無く、AICによるモデル選択においても交互作用項のないモデルが選ばれたことから、分析対象地区における2ヵ年の消失速度定数は一定と見なされた。従って、得られた消失速度定数を用いれば、ある毒性値からある毒性値に達するまでの日数を算出でき、高毒化後の早い段階で規制解除の時期を予測できると考えられる。加えて、噴火湾内における*A. catenella*の出現密度から、その後の出荷規制の有無を推定できることが報告されている(吉田・金森, 2017)。麻痺性貝毒プランクトンの出現状況に関する調査は水産試験場や行政の普及機関が実施しており、毒性値のモニタリングは生産団体が実施している。これらの機関が連携することによって、麻痺性貝毒プランクトンの出現量の増加から、その後の毒性値の上昇を予測するとともに、出荷規制後の毒性値から規制解除時期を早期に推定することで、生産者はそれらに基づいた出荷計画を早期に検討できる可能性がある(Fig. 6)。ただし、実際の解除判断では、時間間隔を空けた数回のモニタリングで毒性値が一定の基準値を下回ることを確認する必要があるため、予測日数に加えてその期間を見込む必要がある。1992年以降、2017年ころまでの25年間は、噴火湾における麻痺性貝毒によるホタテガイの出荷規制頻度は2、3年に1度、規制も3ヶ月以内に解除される場合がほとんどであった(宮園ら, 2020)。しかし、2018年以降、ほぼ毎年、噴火湾およびその接続海域である日高湾では*A. catenella*の大量出現が発生しており

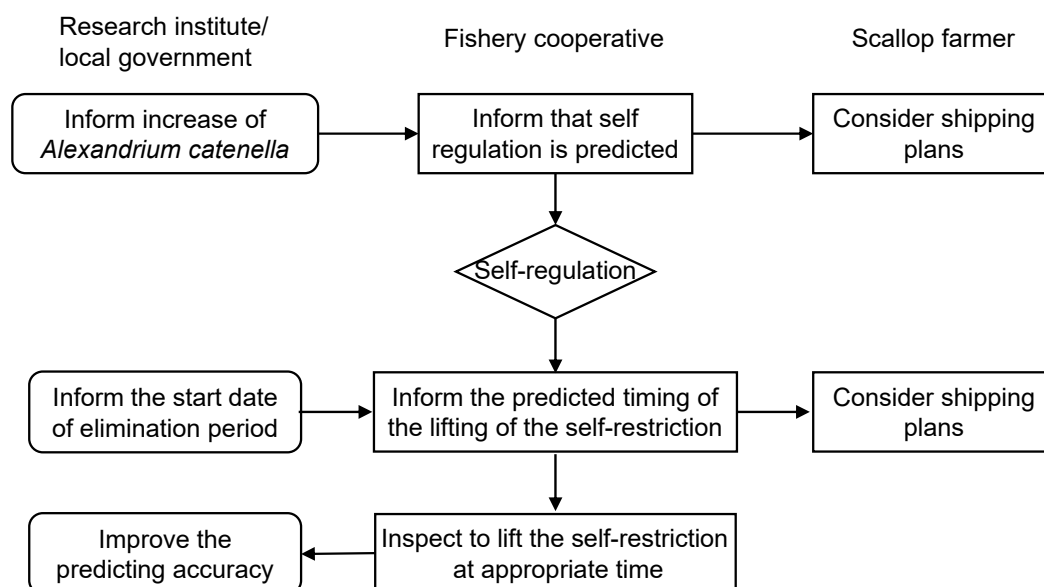


Fig.6 Flowchart of actions required from research institutes, local government, and fishery cooperative to use predictions of the occurrence of self-regulation due to paralytic shellfish poisoning and the timing of the lifting of self-restriction for planning scallop shipments.

(夏池ら, 2021), 2021年および2022年は特に出荷の規制期間が長かった。このように, 今後は出荷規制の長期化が頻発する可能性もある。このような状況下において, 麻痺性貝毒による出荷規制が生じるかどうか, また出荷規制が生じたとしていつごろ解除されるかを早期に予測することは, 生産者が出荷計画を検討する上でより重要となる。

本研究において同一海域における麻痺性貝毒の消失速度に年ごとの差がないという結果が得られた一方, 2018年と2020年の宮城県沿岸の同じ海域(小泉伊里前湾)における麻痺性貝毒の消失速度は, 年ごとに变化する可能

性が指摘されている (Table 1, 田邊ら, 2021)。また, 北海道, 岩手県, 宮城県の観測結果から得られたホタテガイの消失速度定数を比較すると, 産地間において異なる数値が得られ, 生物学的半減期は16.2~35.0日と, 最大で2倍程度異なった (Table 1)。消失速度定数はホタテガイの代謝機能に依存し, 環境条件 (例えば水温) やホタテガイの生理状態 (例えば, 繁殖期か非繁殖期か) などの影響を受けると推測される。加えて, ホタテガイの麻痺性毒の蓄積量は, 垂下水深が異なる個体や同じ採集場所・水深においても個体ごとに変動がある (Nishihama, 1982; Watanabe *et al.*, 2019)。このような生息環境や個体差に依

Table 1 Comparison of the elimination rate constants and the biological half-life of the paralytic shellfish poisoning toxicity in Japanese scallops (*Mizuhopecten yessoensis*). The elimination rate constants by other references were recalculated by the authors to meet the unit.

| Area | Year | Elimination rate constant | Biological half-life | References |
|---|------------|---------------------------|----------------------|-----------------------------|
| Isatomae Bay in Miyagi Pref. | 2018 | 0.0253 | 27.4 | Tanabe <i>et al.</i> , 2021 |
| Isatomae Bay in Miyagi Pref. | 2020 | 0.0325 | 21.3 | Tanabe <i>et al.</i> , 2021 |
| Onagawa Bay and the eastern Part of Oshika Peninshula in Miyagi Pref. | 2020 | 0.0429 | 16.2 | Tanabe <i>et al.</i> , 2021 |
| Iwate Pref. | | 0.0198 | 35.0 | Tanabe and Kaga, 2020 |
| Funka Bay in Hokkaido | 2021, 2022 | 0.0219 | 31.7 | This study |

存する麻痺性毒の蓄積量のばらつきも推定される消失速度を変動させる要因となるであろう。これらの要因により消失速度の地域差や経年差が生じる可能性を念頭に入れて、ばらつきを生じる様々な要因を検討し、今後さらに予測精度を高める必要がある。また、噴火湾では麻痺性貝毒原因プランクトンとして *A. catenella* (*A. tamarense* species complex Group I) に加えて、*A. pacificum* (*A. tamarense* species complex Group IV) が秋季にまれに確認され(夏池ら, 2022), 過去にホタテガイの毒化に関与したことも報告されている(林, 1989; Noguchi *et al.*, 1990)。2021年と2022年に *A. pacificum* は検出されなかったため(著者ら, 未公表データ), 毒性値の増減にほとんど影響しなかったと考えられるが, *A. pacificum* を含む, *A. catenella* 以外の麻痺性貝毒原因種の出現が確認された年には, その毒性値の影響も検討する必要性がでてくるだろう。

本研究では麻痺性貝毒を一つの毒物質のごとく扱ったが, 麻痺性貝毒の原因物質として化学構造の似た20個程度の化学物質が知られ, 物質ごとに比毒性が異なる(大島, 2008)。ホタテガイの体内に蓄積された毒成分は, 総量として徐々に減少しつつ一部は体内で徐々に別の毒物質に変化することが報告されており(水田ら, 1999; 高田ら, 2004; 三上ら, 2017), この成分の変化が毒性値の変動に影響を及ぼす可能性がある。しかし, 本研究における消失速度の推定では, 時間のみを説明変数とすることによって, 概ね毒性値の減少を説明できた。このことは, ホタテガイ中腸腺の毒性値の減少を推定するに当たって, 毒成分の変化以上に総量の変動が重要であることを示唆している。毒性分の総量はその年の麻痺性貝毒プランクトンの出現量と関連すると考えられ, 実際に麻痺性貝毒プランクトンの出現量が総じて多かった2022年の毒性値は, 2021年よりも高い値であった。本研究で明らかにした毒の消失速度に加え, 麻痺性貝毒プランクトンの出現量を説明変数としてホタテガイ中腸腺毒性値の増加速度が推定できれば, 麻痺性貝毒プランクトンの出現量を基準にして, 早期に解除期間を予測できる可能性がある。これまでのところ, 麻痺性貝毒プランクトンが 100 cells L^{-1} を超えると高い確率でその後出荷規制が生じるという報告に加え(吉田・金森, 2017), ホタテガイの麻痺性毒の蓄積速度を培養株の給餌試験から推定することが試みられているものの(嶋田, 2018), 現場における麻痺性貝毒プランクトンの出現量と毒性値上昇の関係は十分に明らかになっておらず, 今後の課題と言えよう。

近年, 貝毒のリスク管理に関するガイドラインが改定された(<https://www.maff.go.jp/j/syouan/tikusui/gyokai/busitu/sizendoku/attach/pdf/index-14.pdf>, 2023年2月16日

閲覧)。その中で, 今後の貝毒のリスク管理措置の適切な見直しのために, 都道府県は貝毒の監視を通じて科学的知見を収集, 蓄積することが求められ, その上で, これらの科学的知見が効率的かつ安全な貝毒リスク管理に活かされることが期待されている(飯岡, 2017)。本研究では, 出荷自主規制の解除時期を早期に判断する目安を提供することで生産計画の一助とすることを目的とした。宮原ら(2022)で試みられたように, 麻痺性毒の消失速度の推定は, データのばらつきを考慮した上で規制期間を短縮するなどのリスク管理の見直しにも活用可能と考えられるが, その変動に影響する要因や影響の大きさに関するデータの蓄積は不十分であり, 本研究では議論しなかった。今後, 噴火湾におけるリスク管理の適切な見直しを図るのであれば, これらのデータの蓄積と分析が必要である。

謝 辞

本研究を実施するにあたり, 毒性値データを提供いただいた漁業協同組合の皆様にご感謝申し上げます。また, 北海道立総合研究機構の武田忠明様に助言を賜りました。

引用文献

- 林 忠彦. ホタテガイの貝毒 (2). 北水試だより1989; 7: 8-15.
- 飯岡真子. 第2章 新たな貝毒リスク管理ガイドラインについて. 「貝毒 - 新たな貝毒リスク管理措置ガイドラインとその導入に向けた研究. (鈴木敏之, 神山孝史, 大島泰克編)」恒星社厚生閣, 東京. 2017; 27-35.
- 菊池慎太郎, 大嶋尚士, 大島由子, 竹内隆男, 中村忠司, 館脇正和. ろ過・滅菌処理海水中における毒化ホタテガイの養殖と貝毒減衰について. 食品衛生学雑誌1992; 33: 223-230.
- 三上加奈子, 武田忠明, 嶋田宏, 木村稔. II-1. 麻痺性貝毒プランクトン給餌による毒化貝の部位別毒性と減毒期の毒組成変化. 日本水産学会誌2017; 83: 225-225.
- 宮原一隆, 妹背秀和, 堀部倭子, 中桐栄, 大石賢哉, 岩佐隆宏, 吉岡直樹, 押部智宏, 萩田堅一, 及川寛. 兵庫県播磨灘海域で麻痺性貝毒により毒化したマガキの減毒特性. 兵庫県立農林水産技術総合センター研究報告2022; 5: 33-42.
- 宮園章, 嶋田宏, 品田晃良, 夏池真史. 北海道海域における麻痺性貝毒原因プランクトン発生と二枚貝毒化.

- 月刊海洋2020；52：165-170.
- 水田満里, 山田圭一, 高田久美代, 島岡真佐子, 高山晴義, 大内晟. カキ, ムラサキイガイ, ホタテガイにおける麻痺性貝毒の蓄積と低下の相違. 食品衛生学雑誌1999；40：19-22.
- 灘井雅行. 薬物動態学の基礎と薬物投与設計への応用. 日本小児腎臓病学会雑誌2006；19：111-123.
- 夏池真史, 金森誠, 渡野邊雅道, 葛西利彦, 佐藤政俊. 近年の噴火湾および日高湾における麻痺性貝毒原因渦鞭毛藻*Alexandrium catenella* (Group I) の出現状況. 北海道水産試験場研究報告2021；99：1-7.
- 夏池真史, 金森誠, 前田高志, 嶋田宏, 坂本節子. 函館湾および噴火湾における有毒渦鞭毛藻*Alexandrium pacificum*および*A. catenella*の2018年から2020年の出現状況. 日本プランクトン学会報2022；69：1-10.
- Nishihama Y. Seasonal abundance of *Protogonyaulax* sp. causing paralytic shellfish poisoning in Funka Bay. In: Proceeding of North Pacific Aquaculture Symposium (eds Melteff BR, Neve RA). Alaska Sea Grant Publication, Anchorage. 1982. pp. 319-327.
- Noguchi T, Asakawa M, Arakawa O, Fukuyo Y, Nishio S. First occurrence of *Alexandrium catenella* in Funka Bay, Hokkaido, along with its unique toxin composition. In: Toxic Marine Phytoplankton (eds Graneli E, Sundstrom B, Edler L, Anderson DM). Elsevier Science Publishing, New York. 1990. pp. 493-498.
- 野口玉雄, 上田要一, 尾上義夫, 河野迪子, 小山絹江, 橋本周久, 妹尾芳郎, 三嶋進. PSPにより毒化したホタテガイの缶詰製造中における毒性値の変化. 日本水産学会誌1980；46：1273-1277.
- 小田新一郎, 寺内正裕. 広島県海域における二枚貝の麻痺性貝毒の消長について. 広島県立総合技術研究所保健環境センター研究報告2015；23：1-5.
- 大島泰克. 麻痺性貝毒に関する化学・生化学的研究. 日本水産学会誌2008；74：767-771.
- 嶋田宏. 北海道オホーツク海沿岸における麻痺性貝毒の発生予測に関する生物海洋学的研究. 北海道水産試験場研究報告2018；93：1-49.
- 高田久美代, 妹尾正登, 東久保靖, 高辻英之, 高山晴義, 小川博美. マガキ, ホタテガイおよびムラサキイガイにおける麻痺性貝毒の蓄積と減毒の差異. 日本水産学会誌2004；70：598-606.
- 田邊徹, 藤田海音, 増田義男. 2020年に宮城県沿岸で発生した麻痺性貝毒によるマボヤの毒化と毒の減衰特性. 宮城県水産研究報告2021；21：31-36.
- 田邊徹, 加賀克昌. 第8章 東北沿岸域の貝毒とその震災後における変化と傾向. 「貝毒 - 新たな貝毒リスク管理措置ガイドラインとその導入に向けた研究 (鈴木敏之, 神山孝史, 大島泰克編)」恒星社厚生閣, 東京. 2020；127-139.
- Watanabe R, Kanamori M, Yoshida H, Okumura Y, Uchida H, Matsushima R, Oikawa H, Suzuki T. Development of ultra-performance liquid chromatography with post-column fluorescent derivatization for the rapid detection of saxitoxin analogues and analysis of bivalve monitoring samples. *Toxins* 2019；11：573.
- 吉田秀嗣, 金森誠. 北海道, 噴火湾におけるホタテガイの麻痺性貝毒発生を予測するための*Alexandrium tamarense*細胞密度の有効性について (資料). 北海道水産試験場研究報告 2017；91：19-30.

有害渦鞭毛藻*Karenia mikimotoi*の噴火湾における初出現と室蘭港における赤潮形成について

夏池真史^{*1}, 金森 誠², 工藤 勲^{3,4}

¹北海道立総合研究機構函館水産試験場, ²北海道立総合研究機構,
³北海道大学大学院環境科学院, ⁴北海道大学大学院水産科学研究院

First occurrence and a red-tide event of harmful dinoflagellate *Karenia mikimotoi* in Funka Bay, Hokkaido

MASAFUMI NATSUIKE¹, MAKOTO KANAMORI² and ISAO KUDO^{3,4}

¹ Hakodate Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Hakodate, Hokkaido 040-0051*,

² Hokkaido Research Organization, *Sapporo, Hokkaido 060-0819*,

³ Graduate School of Environmental Science, Hokkaido University, *Sapporo, Hokkaido 060-0810*,

⁴ Faculty of Fisheries Sciences, Hokkaido University, *Hakodate, Hokkaido 041-8611, Japan*

The occurrence of the harmful dinoflagellate *Karenia mikimotoi* in Funka Bay, south-western Hokkaido, in late July 2021, was firstly detected in seasonal samplings from April 2018 to March 2022, with the maximum cell density reaching 6.6 cells mL⁻¹. Strong thermal stratification due to record-breaking heat waves with higher nutrient concentrations in deeper layers, which has been considered favorable for the growth of *K. mikimotoi* in other areas, was observed in the bay in late July, 2021. *K. mikimotoi* was observed at low densities (<1 cells mL⁻¹) until September. Thereafter, the red tide of this species in the bay was first observed in Muroran Port, which is located at the mouth of the bay, with the maximum cell density reaching 4400 cells mL⁻¹ on October 11. The red tide extended outside the port temporarily, and relatively high densities of *K. mikimotoi* were detected in the nearby fishing port and scallop cultivation area in early October; the maximum cell densities reached 890 cells mL⁻¹ and 21 cells mL⁻¹, respectively. Warmer temperatures and higher precipitation than usual were observed during the growth period of the *K. mikimotoi*.

キーワード: *Karenia mikimotoi*, 赤潮, 栄養塩, 高水温, 函館湾, 噴火湾, 有害プランクトン

渦鞭毛藻綱 (Class Dinophyceae) の*Karenia mikimotoi* は、長さ18 µmから37 µm, 幅14 µmから35 µm, 背腹方向に扁平で上錐は円形から丸みを帯びた三角形, 下錐の後端がくびれており, 全体として円形から丸みを帯びた五角形状の形をした植物プランクトンである (原, 1990)。本種は、かつて無殻渦鞭毛藻の多くが属していた *Gymnodinium* 属の1種とされていたが、現在では*Karenia*属に分類されている (Daugbjerg *et al.*, 2000)。*K. mikimotoi* は元々西日本や韓国など東アジアを中心に分布する暖水性種として知られていたが、現在では亜熱帯域から亜寒帯域まで世界中の沿岸域で出現が報告されている (Brand *et al.*, 2012 ; Li *et al.*, 2019)。

本種は、巻貝類や魚類、二枚貝類など広範な海洋動物への毒性を示す (Li *et al.*, 2019)。国内において*K. mikimotoi*は最も古くから赤潮による漁業被害が知られ、種名の「ミキモト」が示す通り、三重県五ヶ所湾において冬季に発生した赤潮によって真珠養殖用のアコヤガイが大量死した際に原因種として新種記載された (尾田, 1935)。その後、西日本の九州沿岸や瀬戸内海などの静穏域において夏を中心に頻繁に*K. mikimotoi*赤潮が発生して養殖魚類のへい死などの漁業被害を引き起こし、1件の赤潮で10億円を超える甚大な漁業被害が生じたこともある (農林水産省, 2013)。そのため、*K. mikimotoi*は西日本において水産生物に被害を与える重要種としてモニタリング

調査などの諸研究が継続的に行われ（例えば尾田, 1935; Aoki *et al.*, 2020など), 赤潮の形成条件など赤潮被害予測や被害軽減策につながる知見が得られてきた（宮村, 2016）。しかし, 東北・北日本においては*K. mikimotoi*による赤潮形成や漁業被害がこれまでにほとんど認められなかったため, 本種の出現に関する基礎的な知見は限られる（嶋田, 2021）。

北海道沿岸において, *K. mikimotoi*は津軽海峡に位置する函館湾において2015年の夏季に初めて検出された（各務ら, 2018）。その後, 同年秋季に函館湾全域において赤潮を形成し, 蓄養していたスルメイカや定置網内のサケなどの死亡に関与した可能性が指摘されている（嶋田ら, 2016）。それ以降, 函館湾において定期的なモニタリングが実施され, 毎年, *K. mikimotoi*の出現が確認されたものの, 2020年まで赤潮を形成するほどの顕著な出現は確認されていない（各務ら, 2018; 嶋田, 私信）。しかし, 2021年8月末に再び函館湾内の函館漁港で*K. mikimotoi*の赤潮が確認された（夏池ら, 投稿中）。さらに2021年の夏から秋にかけて, 道東太平洋の釧路・十勝沖において有害渦鞭毛藻*K. selliformis*を主体とする赤潮が広範囲に出現し, それに伴ってウニやサケなどの大量死が発生した（Hasegawa *et al.*, 2022）。この*K. selliformis*を主体とする赤潮には, 割合は少ないものの*K. mikimotoi*が含まれることが確認されている（Iwataki *et al.*, 2022）。本報告で述べるとおり, 2021年夏季の噴火湾においても*K. mikimotoi*の出現が初めて確認されるとともに, 9月から10月にかけて室蘭港周辺において本種赤潮が発生した。このように, 2021年の夏から秋にかけては道南西部から道東の太平洋側にかけて*K. mikimotoi*が広範に出現したことから, これらの海域で本種の出現に好適な海洋環境が形成されていた可能性が高い。道東において*K. selliformis*を中心とする大規模赤潮が形成された時に特徴的な海洋環境として夏季に表面水温が高いことが挙げられているが（Kuroda *et al.*, 2021), 噴火湾における*K. mikimotoi*の出現と海洋環境の関係は調べられていない。また, 函館湾が位置する津軽海峡の主要な流れは, 対馬暖流が分枝した津軽暖流である。2015年の函館湾における赤潮発生時には, 九州沿いから日本海側対馬暖流によって輸送された*K. mikimotoi*が, 湾内における赤潮形成の初期個体群になった可能性が考察されている（嶋田ら, 2016）。同様に, 道東海域において2021年に検出された*K. mikimotoi*の起源は宗谷暖流を経由して日本海にあった可能性が指摘されている（Kuroda *et al.*, 2021）。噴火湾にも夏から秋にかけて津軽暖流が流入するため, 南方からの*K. mikimotoi*の輸送は想定される。

噴火湾は北海道南西部の太平洋側に位置し, 南東方向

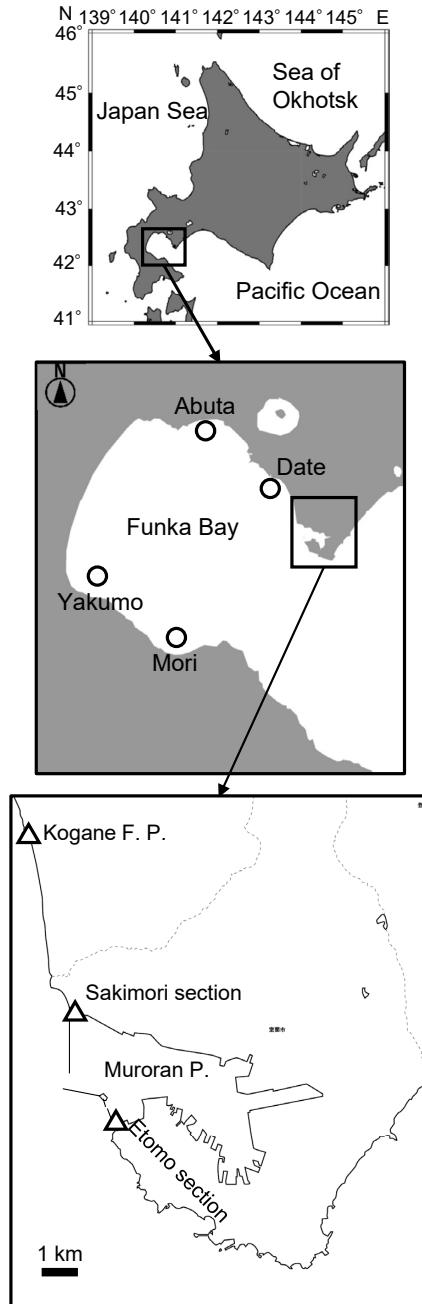


Fig.1 Location of the field sampling. Open circles and triangles show the sampling points for the regular field observations in Funka Bay and for the temporary observations around Muroran Port.

に開口部をもつ直径50 km程度の円形に近い半閉鎖性湾である。湾周全域でホタテガイ養殖が行われており, 国内有数の生産海域である。湾の開口部の東北端に面積16 km²の国際拠点港湾である室蘭港があり, 臨海工業地帯や物流拠点として重要な位置を占めている（Fig.1）。著者らは, 噴火湾のホタテガイ養殖海域において2010年代前半から, ホルマリン等の固定液によって細胞が容易に破壊される無殻の鞭毛藻類を含む植物プランクトンの出

Table 1 Sampling stations, periods, frequencies, depths, and observed environmental factors in this study.

| Station | Period | Frequency | Depth | Observed environmental factors |
|---|---|-----------------------------|--------------------------|--|
| Yakumo | Jun. 2018-Dec. 2021 | monthly | 0, 10, 20, 30 m | temperature, salinity, Chl-a, nutrient |
| Mori, Abuta, Date | Jul. 2019-Sep. 2019 Jul. 2020-Sep. 2020 Jul. 2021-Sep. 2021 | monthly or twice a month | 0, 10, 20, 25 or 30 m | temperature, salinity, Chl-a, nutrient |
| Muroran port (Etomo and Sakimori sections), Kogane fisheries port | Oct. 2021-Nov. 2021 | weekly | 0m | temperature, salinity |

現状や海洋環境の定期調査を実施し、有害赤潮種として知られているディクテオカ藻類の球形細胞やラフィド藻類の*Heterosigma akashiwo*などの無殻プランクトンが夏季に出現することを報告してきた（夏池ら, 2012, 2015）。同時に、噴火湾のホタテガイ生産者は近年の養殖ホタテガイの大量死を受け、大量死と関連している可能性のある夏季の養殖環境の変化を強く意識するようになった（金森, 2019）。そのため、夏季の海洋環境を網羅的に調査することで、ホタテガイの大量死の原因となる環境要因を解明することへのニーズが高まった。その中にはホタテガイの餌環境として植物プランクトンの質（種構成）に関する調査も含まれた。そこで、著者らは、生産団体、行政と連携して、2018年以降、噴火湾のホタテガイ養殖海域の夏季に、植物プランクトンを含む海洋環境を調査定点と頻度を増やして調査している。このように、本調査は元々、有害プランクトンの出現状況を明らかにすることを主たる意図としていなかったものの、結果として、有害プランクトンの出現状況を把握することにもつながった。この調査の中で、本湾における*K. mikimotoi*の出現を2021年夏季に初めて確認した後に、2021年秋季に本種による赤潮が室蘭港内で発生した。そこで本研究では、噴火湾内における2021年の本種の季節的な出現状況と赤潮発生状況を整理し、気象・海洋環境や九州海域における本種赤潮出現状況との関連を検討した。

試料及び方法

定期調査 2018年6月から2021年12月まで月に1回の頻度で噴火湾奥部の八雲沖定点（Fig.1）において定期調査を行った（Table 1）。多項目水質計（AST-1000, または RINKO-Profiler ASTD102, JFEアドバンテック）によって水温および塩分の鉛直分布を測定するとともに、Van-

Dorn採水器を用いて0, 10, 20, 30 m層の海水を1 L容のポリビンに採集して遮光・冷蔵して実験室に持ち帰った。八雲沖における毎月の定期調査に加えて、2019年から2021年夏季の7月から9月に噴火湾内の伊達、虻田、森沖の3定点（Fig.1）において、虻田と森では月に2回の頻度、伊達では月に1回の頻度で同様の調査を行った（Table 1）。採集した海水は暗所冷蔵で保存し、採集後30時間以内に検鏡およびクロロフィル a および栄養塩類分析用の処理を行った。*K. mikimotoi*を含む一部の有害赤潮藻類は、ホルマリンやグルタルアルデヒドの固定によって容易に細胞が破壊される。そのため、実験室に持ち帰った海水試料を、嶋田ら（2016）の方法に準じて、無固定で顕微鏡観察に供した。孔径3 μm のポリカーボネート製フィルター（Nuclepore, Whatman）を用いて500 mLの生鮮海水試料をろ過して10 mLに濃縮した。加圧等による細胞の変形を防ぐため、自然圧力、常温下でろ過した。この濃縮試料0.5 mLを1.8 cm \times 2.3 cmの型枠を施したチャンバー型スライドガラスに滴下して倒立顕微鏡（IX71, オリンパス）を用いて100から600倍で検鏡し、*Karenia*属に特徴的な直線状の上溝孔と、倒立像で腹面から観察したときに細胞の左端に核が位置すること（Fig.2）から*K. mikimotoi*の同定および計数を行った（検出限界は0.04 cells mL⁻¹）。また、残りの試料から無機態栄養塩類濃度測定用に10 mL容のスピッツ管に海水試料を分取して分析まで-20℃以下で冷凍保存した。解凍した試料をオートアナライザー（QuAAtro, Bran+Luebbe）を用い、分析プロトコルに従って、アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、リン酸態リン、ケイ酸態ケイ素の5種類の溶存態無機栄養塩濃度を測定した。アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素および硝酸態窒素の値を合計して、無機窒素（DIN）とした。残りの試料の300 mLをクロロフィル a 濃度測定用にGF/Fガラス繊維濾紙で濾過し、

濾紙を -40°C で分析まで冷凍保存した。解凍した濾紙を N,N -ジメチルホルムアミド10 mLに浸潤してクロロフィル a を抽出し、蛍光光度計を用いて (Trilogy, Turner Designs), クロロフィル a 濃度を測定した。なお、これらの定期調査で得られた海洋環境の観測結果については、2021年に $K. mikimotoi$ の出現が主に確認された7~9月の期間かつ、噴火湾内4地点での体系的な調査が行われた2019~2021年のデータを結果の項で示し、八雲沖定点のみで実施した2018年の調査における環境データは結果の項で示さなかった。加えて、調査頻度が月に2回と最も高い森沖と虻田沖の2地点の結果が、環境変動を最も概観しやすいと判断して結果の項に示した。

室蘭港周辺の赤潮発生状況 2021年9月30日に室蘭港湾開口部で呈色した海水が認められ、 $K. mikimotoi$ が検出された。そこで港湾開口部の南北端に位置する絵鞆地区および崎守地区および室蘭港に近接する黄金漁港および伊達漁港 (Fig. 1) において、海水の呈色が確認された翌日の2021年10月1日から週に1回程度の頻度で、Van-Dorn採水器ないしプラスチックバケツを用いて0 m層の海水1 L程度を採取した (Table 1)。海水の採集と同時に多項目水質計 (AST-1000, またはRINKO-Profiler ASTD102, JFEアドバンテック) を用いて水温および塩分の鉛直分布を測定した。室蘭港周辺の赤潮観測は $K. mikimotoi$ の出現が2週間以上継続して細胞が検出されなくなった11月1日まで実施した。採取した海水は、試料処理まで暗所冷蔵で保存し、生鮮海水1 mL程度を $1.8\text{ cm} \times 2.3\text{ cm}$ の型枠を施したチャンバー型スライドガラスに滴下して倒立顕微鏡 (IX71, オリンパス) を用いて100から600倍で検鏡し、出現する $K. mikimotoi$ の同定および計数を行った。検鏡量は $K. mikimotoi$ 密度に応じて0.01から1 mLに調節した (検出限界は1 cells mL^{-1})。

気象環境 結果と考察において詳述するが、調査期間中、 $K. mikimotoi$ は2021年の夏季から秋季にかけてのみ出現したため、これらの期間には $K. mikimotoi$ の増殖に適した特徴的な環境が形成されていた可能性がある。そこで、噴火湾に面する室蘭における2002年から2021年 (20年間) の7月から10月の気象データ (1日ごとの平均気温、降水量、日照時間、平均風速) を気象庁ホームページ (<http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php>, 2023年2月10日) より入手した。その上で、結果において詳述する $K. mikimotoi$ の細胞密度の時間変動を踏まえ、2021年の7月後半 (7月16日から31日) と9月22日から10月11日までの20日間を $K. mikimotoi$ の増殖期と仮定して、2021年のこの期間の平均気温、日照時間、平均風速、降水量の平均値を直近20年 (2002年から2021年) の同期間の平均値と比較した。

結 果

定期調査における*Karenia mikimotoi*の出現状況 2018年から2021年にかけて毎月実施した八雲沖の定期観測では2018年から2020年まで $K. mikimotoi$ は検出されず、2021年10月のみ0 m層で $K. mikimotoi$ (Fig. 2) が1 cells mL^{-1} の密度で検出された (Fig. 3)。2019年から2021年の7月から9月に伊達沖、虻田沖、森沖で実施した調査では、2019年から2020年まで $K. mikimotoi$ は検出されず、2021年7月後半から9月にかけて $K. mikimotoi$ が検出された (Fig. 3)。7月後半に湾内で $K. mikimotoi$ が出現したときの最大細胞密度は、虻田沖の0 m層における6.6 cells mL^{-1} であった。その後、8月前半から9月前半にかけて、八雲沖定点以外の伊達、虻田、森沖定点では散発的に $K. mikimotoi$ が検出され、その密度は最大で0.2 cells mL^{-1} であった。2021年10月1日 (9月後半の調査として計画したが荒天延期のため10月1日に実施された) に伊達沖定点の0 m層で21 cells mL^{-1} の $K. mikimotoi$ が検出された。この伊達沖で検出された値が、定期調査で確認された $K. mikimotoi$ 細胞密度の最大値であった。2021年9月の伊達沖定点以外の $K. mikimo-$

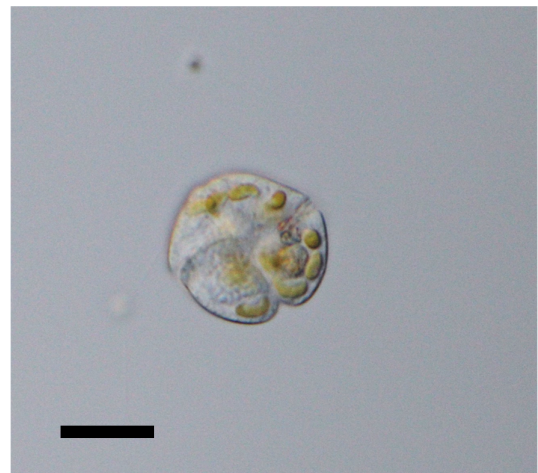


Fig. 2 Microphotographs of *Karenia mikimotoi* collected from Funk Bay in July 2021. The scale bar (black line) = 20 μm .

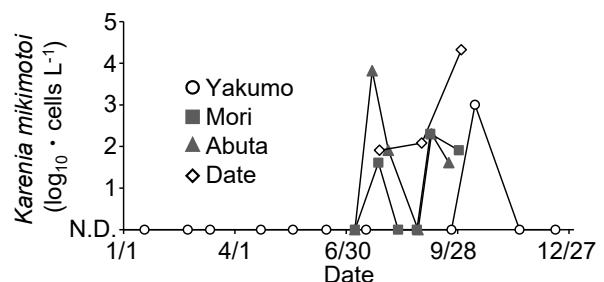


Fig. 3 Seasonal changes of *Karenia mikimotoi* at the regular sampling points in Funk Bay.

toiの出現量はさほど大きくなく、虻田沖定点で最大0.04 cells mL⁻¹、森沖定点で最大0.08 cells mL⁻¹の密度で出現していた。定期調査において*K. mikimotoi*が検出された水温および塩分の範囲は、それぞれ13.2℃から22.4℃、31.28から33.94の範囲であった (Fig.4)。なお、2021年夏から秋に道東海域において発生した大規模赤潮の主要種であ

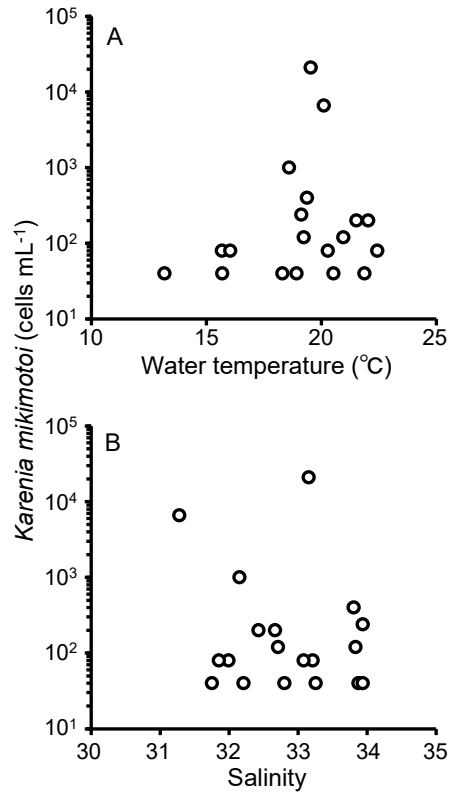


Fig.4 Relationship between the water temperature (A) or salinity (B) and the cell density of the *Karenia mikimotoi* detected during the regular observations in Funka Bay.

る*K. selliformis*は検出されなかった。

室蘭港周辺の*K. mikimotoi*赤潮発生状況 室蘭港湾開口部において2021年9月30日に*K. mikimotoi*赤潮が確認され、その細胞密度は1460 cells mL⁻¹であった (Table 2)。その後、室蘭港内の絵鞆地区および崎守地区における調査では、10月1日に、それぞれ20 cells mL⁻¹、40 cells mL⁻¹の*K. mikimotoi*が検出された。また、室蘭港に近接する黄金漁港において、10月4日に赤潮が確認され、890 cells mL⁻¹の*K. mikimotoi*が検出された。続く10月11日の調査では室蘭港内の絵鞆地区で800 cells mL⁻¹、崎守地区で4400 cells mL⁻¹、黄金漁港で130 cells mL⁻¹の*K. mikimotoi*が検出された。次いで10月18日の調査では、*K. mikimotoi*は室蘭港内の絵鞆地区で90 cells mL⁻¹、崎守地区で150 cells mL⁻¹の密度で出現し、黄金漁港では検出されなかった。以降10月25日と11月1日の調査では室蘭港内で*K. mikimotoi*は検出されなかったため調査を打ち切った。室蘭港内において最も高密度の*K. mikimotoi*が検出されたときの水温は18.2℃で、水温が15.0℃以下では*K. mikimotoi*は検出されなかった。なお、室蘭港周辺における赤潮調査では、2021年夏から秋に道東海域において発生した大規模赤潮の主要種である*K. selliformis*は検出されなかった。

定期調査における海洋環境 2019年から2021年の7~9月の虻田沖と森沖における水温と塩分は、それぞれ4.9℃から22.4℃、30.21から33.9の範囲であった。各年とも調査定点ごとに多少の時期や程度の違いはあるが、7月から8月前半頃までは、水温と塩分の鉛直的な差が大きく、8月後半から9月にかけて鉛直的な差がやや小さくなる傾向があった (Figs. 5, 6)。各年とも8月後半から9月にかけて津軽暖流水 (塩分33.6以上、水温6℃以上) の影響を受けたと考えられる塩分の高い水塊が底層に分布する傾向があった。クロロフィル*a*濃度は0.18 μg L⁻¹から8.53 μg L⁻¹

Table 2 Cell density of *Karenia mikimotoi* per one milliliter detected during the temporary observations around Muroran Port from September to November 2021. Temperatures in parentheses indicate the surface temperature during the sample collection.

| Areas | 9/30 | 10/1 | 10/4 | 10/11 | 10/18 | 10/25 | 11/1 |
|--------------------------------|------|------|------|------------------|-----------------|---------------|---------------|
| Bay mouth of Muroran P. | 1460 | - | - | - | - | - | - |
| Sakimori section in Muroran P. | - | 60 | - | 4440 (18.2°C) | 150 (16.0°C) | 0 | 0 (14.2°C) |
| Etomo section in Muroran P. | - | 20 | - | 800 | 90 (15.8°C) | 0 (15.0°C) | 0 (14.6°C) |
| Kogane F.P. | - | 10 | 890 | 130 (18.4°C) | 0 (15.2°C) | 0 | - |

P. and F.P. indicate port and fishing port. - indicates no data.

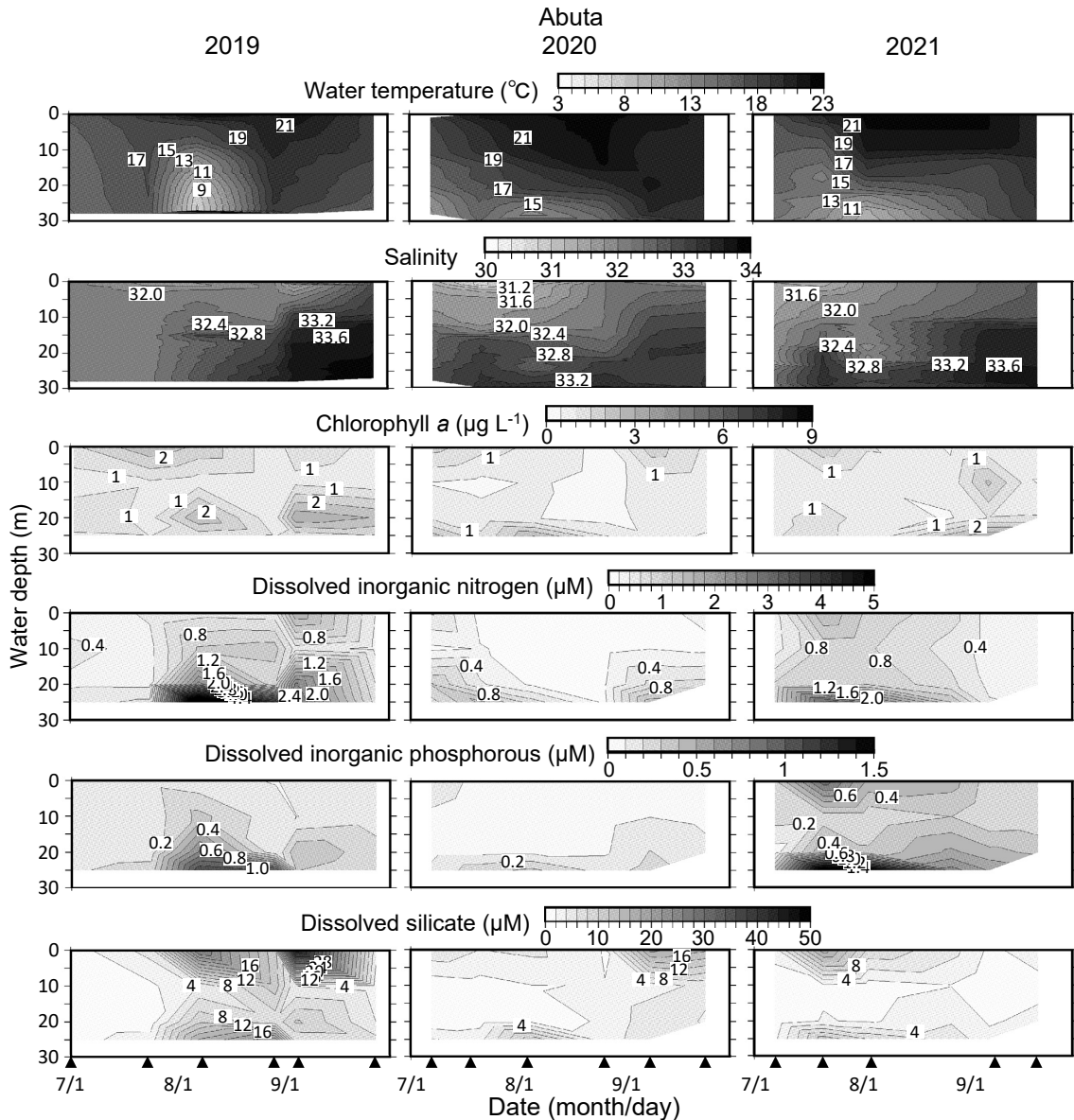


Fig.5 Vertical and seasonal changes of water temperature, salinity, chlorophyll *a*, dissolved inorganic nitrogen, dissolved inorganic phosphorous, and dissolved silicate in the offshore of the Abuta in Funka Bay from July to September 2019, 2020, and 2021. Black triangles indicate sampling date.

の範囲であり、表層と20から30 m層で比較的高い濃度 ($> 2 \mu\text{g L}^{-1}$) を示す場合が見られたが、高い濃度を示す時期は年ごとに一定した傾向は見られなかった (Figs. 5, 6)。なお、クロロフィル濃度が $2 \mu\text{g L}^{-1}$ を超えた時に最も細胞数が多かった植物プランクトンの分類群はすべて珪藻類であった (未公表データ)。無機窒素濃度、リン酸態リン濃度、ケイ酸濃度は、それぞれ $0.11 \mu\text{M}$ から $6.14 \mu\text{M}$, $0.05 \mu\text{M}$ から $3.11 \mu\text{M}$, $0.34 \mu\text{M}$ から $45.52 \mu\text{M}$ の範囲であった。無機窒素とリン酸態リンは、概ね鉛直的に見て底層で比較的高い濃度を示す傾向があり、ケイ酸は底層と表層で比較的高い濃度を示す場合が見られた (Figs. 5, 6)。この底層における高い栄養塩濃度は、2021年では7月後半から

8月前半に顕著であった。

気象環境 2021年7月後半の平均気温の平均値 (22.8°C) は、2002年から2021年で最も高く、日照時間の平均値 (7.1 h) は2番目に、平均風速の平均値 (3.4 m sec^{-1}) は2002年から2021年で11番目に、総雨量 (9.0 mm) は2002年から2021年で19番目に高い値であり (Table 3A), 2021年のこの期間は例年と比較して晴天の日が多く、気温が高く、雨が少なかった。これらの2021年の気象的な特徴は、2019年および2020年と比較しても顕著であった (Table 3A)。

次いで、2021年9月22日から10月11日までの20日間の平均気温の平均値 (17.1°C) は2002年から2021年で2番目に高く、日照時間の平均値 (4.9 h) は2002年から2021年で

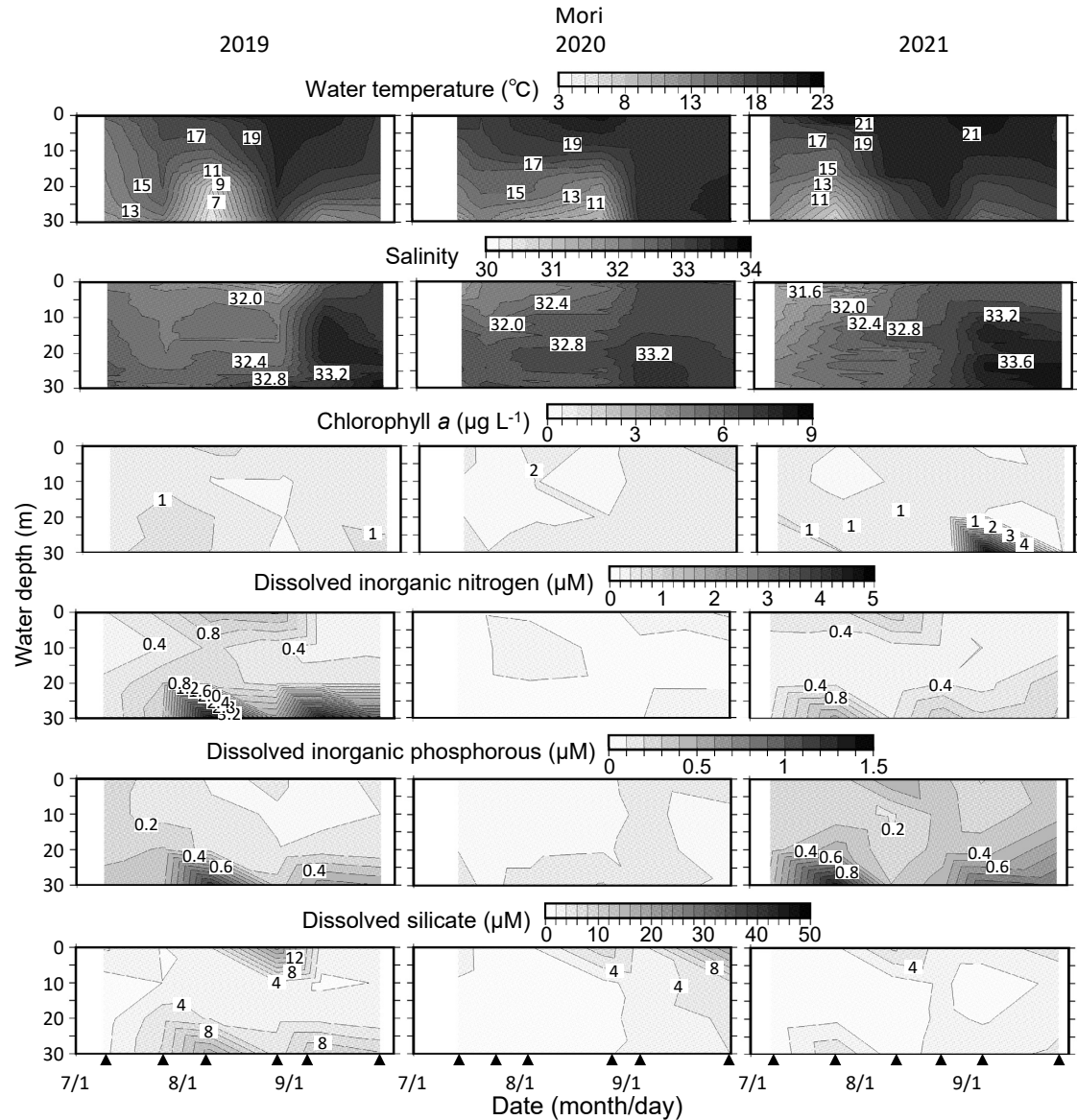


Fig.6 Vertical and seasonal distributions of water temperature, salinity, chlorophyll *a*, dissolved inorganic nitrogen, dissolved inorganic phosphorous, and dissolved silicate in the offshore of the Mori in Funka Bay from July to September 2019, 2020, and 2021. Black triangles indicate sampling date.

18番目に、平均風速の平均値 (7.7 m sec^{-1}) は2002年から2021年で13番目に、総雨量 (147.5 mm) は2002年から2021年で3番目に高い値であり (Table 3B), この期間は例年と比較して気温が高い一方で曇天や雨が多かったと言える。

考 察

著者らは2011年から噴火湾内における無殻鞭毛藻類の観察を途中に中断を挟みつつも定期的 to 実施しており (夏池ら, 2012, 2015), その中で2021年の7月後半に *K. mikimotoi* が初めて検出された。噴火湾において *K. mikimo-*

toi が検出されたという報告はこれまでになく、本報告が本湾における本種の初報告と考えられる。本研究で少なくとも2019年から2021年の夏季に噴火湾内の複数の地点で月に1から2回の頻度で実施された調査において *K. mikimotoi* が検出されたのは2021年のみであった。このことから、この期間において本種が出現した2021年は、噴火湾において本種の出現に適した環境が形成されていたと考えられる。噴火湾内における本種の出現量は、虻田沖において7月後半に比較的高い密度を示した後、8月から9月前半にかけて低密度で推移した (Fig.3)。その後、9月後半から10月前半にかけて室蘭港を中心に *K. mikimotoi* が赤潮を形成するとともに、室蘭港に近傍の伊達沖で

Table 3 Meteorological features in the Muroran City compared between the 2021 and the recent 20 years from July 16 to July 31 (A) and September 21 to October 11 (B).

| A | | | | | | | |
|---|-------|-------------------------|------------------------------|-------------------------|-------|-------------------------|------------------------------|
| | 2019 | | 2020 | | 2021 | | Average from 2002 to 2021 |
| | Value | Rank within 20 years | Value | Rank within 20 years | Value | Rank within 20 years | |
| Average temperature (°C) | 20.1 | 9 | 18.7 | 14 | 22.8 | 1 | 19.3 |
| Sunshine duration (h) | 2.9 | 17 | 3.8 | 11 | 7.1 | 2 | 4.2 |
| Average wind velocity (m sec ⁻¹) | 3.8 | 3 | 3.2 | 16 | 3.4 | 11 | 3.4 |
| Total precipitation (mm) | 59.0 | 4 | 45.5 | 18 | 9.0 | 19 | 77.4 |
| B | | | | | | | |
| | 2021 | | Average from 2002 to 2021 | | | | |
| | Value | Rank within 20 years | | | | | |
| Average temperature (°C) | 17.1 | 2 | 15.9 | | | | |
| Sunshine duration (h) | 4.7 | 19 | 5.8 | | | | |
| Average wind velocity (m sec ⁻¹) | 4.0 | 11 | 4.1 | | | | |
| Total precipitation (mm) | 147.5 | 3 | 92.4 | | | | |

比較的高い密度 (21 cells mL⁻¹) が確認された。これらのことから、2021年7月後半ころに虻田沖と、9月後半から10月前半に室蘭港を中心に2回の出現量の極大があったと考えられる。2021年7月後半の噴火湾を含む北海道周辺における気象の特徴は記録的な高温と少雨にあり (Table 3A, Fig. 7), 北海道南東の沖合で海面水温が過去最高に達した (気象庁, 2022)。これらの気象環境によって形成される海洋環境が *K. mikimotoi* の出現量の増加に関与した可能性がある。*K. mikimotoi* は、水温が概ね10℃から30℃の範囲で増殖可能であり、特に25℃付近で至適に増殖する (山口・本城, 1989; 山砥, 2006)。定期調査の各定点における2021年7月後半の0 m層の水温の平均値は20.6℃と *K. mikimotoi* の増殖に至適な水温に近かったため、噴火湾内において増殖しやすい水温環境であったと言えよう。ただし、0 m層の水温は2021年8月から9月前半の方が高く (21.3℃から21.8℃)、かつ2019年や

2020年にも夏季に表面水温が20℃を超える期間が存在した (Figs. 5, 6)。加えて、本種は至適ではなくても増殖可能な範囲であれば赤潮を形成する例が多く報告されている (例えば嶋田ら, 2016; Vandersea *et al.*, 2020) これらのことは、噴火湾における *K. mikimotoi* の出現量増加の要因が、単に増殖に好適な水温であったことのみにあるとは考えがたい。他方、*K. mikimotoi* の増殖に好適な海洋環境に関する世界中の知見を整理すると、多くの場合で高気温ないし河川水の流入による表層の塩分の低下による強い成層が形成されていたこと、成層形成に伴って密度躍層の下層からないし河川水から栄養塩の供給がある場合が多い (Vandersea *et al.*, 2020)。表層の高水温と下層の栄養塩高濃度の条件が2021年7月後半の噴火湾においても形成されており、これらの条件が *K. mikimotoi* の増殖に好適であったと推察される。

2021年9月末から10月前半にかけて室蘭港内およびそ

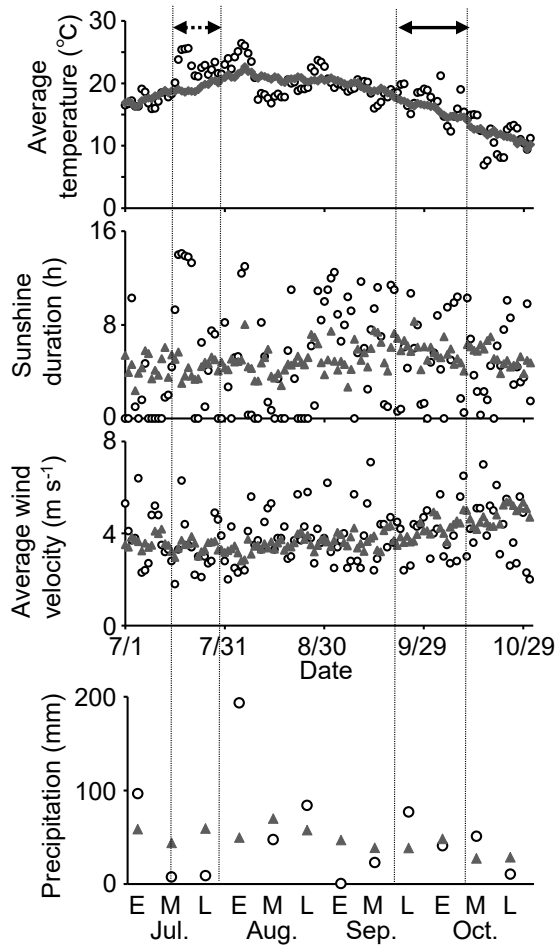


Fig. 7 Seasonal changes of the weather condition (average temperature, sunshine duration, average wind velocity, and precipitation) in Muroran City from July to October 2021 (open circles) and average values from 2002 to 2021 (gray triangles). The periods indicated by the dashed and solid arrows are the periods when *Karenia mikimotoi* is considered to have grown in Funka Bay and Muroran Port, respectively. These periods are the same as the analysis periods shown in Table 3.

の周辺で確認された赤潮は、噴火湾で初めての*K. mikimotoi*の赤潮報告となった。室蘭港において確認された*K. mikimotoi*の最大密度 ($4400 \text{ cells mL}^{-1}$) は噴火湾内の虻田沖において確認された最大密度 ($6.6 \text{ cells mL}^{-1}$) より約700倍程度高い値であった。一般に、閉鎖性の高い内湾や港湾は、外洋水との海水交換が少ないために内部で増殖したプランクトンが滞留しやすいこと、同様に陸域からの栄養塩類も同様に滞留しやすいためプランクトンの増殖に適していること、また静穏性が高いことによって鉛直的な成層構造が維持されやすいため*K. mikimotoi*を含む鞭毛藻類の増殖にとって有利である等の理由から、有害赤潮が発生しやすい環境と考えられる（例えば城、

1985; Imai *et al.*, 2006; Vandersea *et al.*, 2020)。室蘭港においても同様の地形的な理由で*K. mikimotoi*の出現量が港湾外よりも大幅に増加した可能性が高い。赤潮発生以前に室蘭港における調査を実施していないので、*K. mikimotoi*がいつごろから増殖したのかを判断するのは難しいが、水温20℃、塩分30程度での本種の増殖速度は、 $0.6 \text{ divisions day}^{-1}$ と報告されていることから（山口・本城, 1989）、拡散などの減少要因を考慮しない理想的な環境では10日後に64倍 ($2^{0.6 \times 10}$) 程度に増殖し得る。室蘭港内において 10 cells mL^{-1} 程度の赤潮と認識できない程度の密度であったとしても、10日もあれば赤潮を形成し得ると仮定できる。そこで、室蘭港における*K. mikimotoi*の増殖期間を2021年9月21日から10月11日の22日間とした。この期間は例年と比較して気温が高く日照時間が少なく、特に9月下旬に降水量が多い傾向にあった（Table 2B, Fig. 7）。河川水の流入量の増加による塩分躍層の強まりと河川水からの栄養塩類の供給は、他海域における*K. mikimotoi*の大量出現時に認められる典型的な現象の一つである（Vandersea *et al.*, 2020）。このように室蘭港内において*K. mikimotoi*が増殖したと考えられる9月下旬と、虻田沖において*K. mikimotoi*が増殖したと考えられる7月後半の気象環境は、気温が高い点で同じ傾向であったが、降水量の多寡は異なっていた。このことは、閉鎖性が高い港湾である室蘭港と、港外の噴火湾で、*K. mikimotoi*が増殖しやすい環境が形成される気象条件や海洋環境が異なっていることを示唆している。今後、噴火湾において有害赤潮の発生を監視する体制を検討する上で、地理条件によって赤潮の発生条件が異なる可能性を考慮に入れて調査地点や調査時期を選定することが有用と考えられる。

*K. mikimotoi*は7.5℃や10℃で培養環境におけるごく低い速度での増殖が確認されており（山口・本城, 1989; 山砥, 2006）、自然環境中では4℃程度の低水温において一定期間生残する場合は報告されている（Li *et al.*, 2019）。そのため本種は5℃程度が増殖可能な水温の下限と考えられる。噴火湾における冬季の最低水温は全層的に4℃を下回るため、*K. mikimotoi*の栄養細胞は冬季に湾内で生残することは困難と考えられる。実際に、八雲沖における定期調査では水温が低下する冬季から春季にかけて*K. mikimotoi*は検出されなかった。本種は近年、実験環境中において耐久細胞いわゆるシスト様の細胞の形成が観察され（Liu *et al.*, 2020）、このシスト様細胞が海底堆積物中に存在することが報告されている（Liu *et al.*, 2021）。しかし、国内における*K. mikimotoi*のシスト様細胞の観察例は報告されていない。そのため、現時点において、噴火湾において本種がシストによって越冬して湾内の個体群を維持していると考えよりも温暖な他海域

から湾内に到達したことが大量出現の発端であったと考える方が妥当であろう。

嶋田ら (2016) は、西日本で大規模に出現した *K. mikimotoi* 個体群の一部が対馬暖流によって輸送されて函館湾に来遊して増殖し、赤潮にいたった可能性を指摘している。噴火湾にも夏季から冬季にかけて対馬暖流から分枝した津軽暖流水が流入することから、*K. mikimotoi* が西日本から来遊する可能性は否定できない。実際に2021年には九州北部・西部海域では5月から8月にかけて計9件の *K. mikimotoi* 赤潮が発生している (農林水産省Webサイト (https://www.jfa.maff.go.jp/kyusyu/sigen/akashio_kyusyu.html), 2023年3月8日閲覧)。加えて、Kuroda *et al.* (2021) は粒子の逆追跡シミュレーションによって、日本海に分布する *K. mikimotoi* が、対馬暖流が分枝して北海道沿岸を時計回りに進む宗谷暖流を経由して道東太平洋沖に到達し、2021年秋季に発生した *K. selliformis* を主体とする大規模な赤潮の構成種の一部となった可能性を指摘している。しかし、道東で大規模な赤潮が形成され始めた9月より1か月以上早い7月後半には噴火湾で *K. mikimotoi* の出現が確認されており、両海域における本種の来遊時期が一致しない。また、津軽暖流水は親潮系の水塊と比較して塩分が高い (>33.6; 大谷, 1971) 傾向があるが、2021年の7月後半における定期調査点における噴火湾の塩分は高くても33.19であるため、津軽暖流水はほとんど湾内に流入していないと判断される。津軽暖流水自体が湾内に到達していない以上、本種の来遊があったとしても拡散等の効果による極めて少ない量であったと想定される。これらのことから、九州沿岸における *K. mikimotoi* の個体群の一部が2021年の夏季の噴火湾内に到達したことは否定されないが、湾内における増殖条件の方が大量出現に至った要因として重要であると推測される。

北海道沿岸域において過去数十年にわたって有害・有毒プランクトンによる水産上の懸念は、もっぱら麻痺性貝毒原因種の *A. catenella* (*A. tamarense* species complex Group I) を中心とする貝毒プランクトンによる二枚貝類の高毒化にあった (宮園ら, 2020)。北海道沿岸では、近年まで赤潮による漁業被害が生じなかったため、有害赤潮プランクトンの監視を目的とした調査はほとんど行われてこなかった。この中で、本研究で実施した噴火湾における定期調査は、夏季の養殖環境の変化を強く意識したことをきっかけに、生産者団体、行政、水産試験場が連携して行動に移した点で北海道における有害赤潮プランクトンの監視として先駆的な調査と言えるかもしれない。この調査の中では、噴火湾における *K. mikimotoi* の出現時に特徴的な環境を明らかにすることができただけでなく2021年夏季にリン酸態リン濃度が高いといった栄

養塩組成や、9月前半の森沖の定点における30 m深での珪藻類の大量出現によってクロロフィル *a* 濃度が顕著に高まったことなど (Fig. 6), 夏季の噴火湾における近年の特徴的な海洋環境が観測された。地球温暖化傾向に伴う極端な気象現象の頻度は今後増加すると予測されており (気象庁, 2022), 極端な気象現象に伴って海洋環境の変化や *K. mikimotoi* を含む有害プランクトンの出現頻度や規模が変化する可能性がある。2021年秋に北海道東部海域で広範囲に発生した *K. selliformis* を主原因種とした赤潮や本報告はその一例とみなすこともできる。北海道においても研究、行政、漁業者など関係機関が連携して赤潮原因プランクトンの監視体制を改めて検討すべき時期にあるのかもしれない。

謝 辞

調査にご協力いただいた室蘭漁業協同組合、いぶり噴火湾漁業協同組合、八雲町漁業協同組合、森漁業協同組合、北海道胆振総合振興局胆振地区水産技術普及指導所、同渡島総合振興局渡島北部地区水産技術普及指導所の皆様に感謝申し上げます。無殻渦鞭毛藻類の同定には、東京大学の岩滝光儀準教授から助言を賜りましたこと感謝申し上げます。本研究の一部は北海道はたて漁業振興協会からの受託研究によって実施されました。

引用文献

- Aoki K, Yamatogi T, Hirae S, Yamamoto K, Yoshida K, Muta K. Increased occurrence of red-tides of fish-killing dinoflagellate *Karenia mikimotoi* and related environmental conditions in Imari Bay, Japan. *Reg. l Stud. Mar. Sci.* 2020 ; 39 : 101470.
- Brand LE, Campbell L, Bresnan E. *Karenia*: The biology and ecology of a toxic genus. *Harmful algae* 2012 ; 14 : 156-178.
- Daugbjerg N, Hansen G, Larsen J, Moestrup Ø. Phylogeny of some of the major genera of dinoflagellates based on ultrastructure and partial LSU rDNA sequence data, including the erection of three new genera of unarmoured dinoflagellates. *Phycologia* 2000 ; 39 : 302-317.
- 原 慶明. 渦鞭毛藻綱ギムノディニウム目ギムノディニウム科 *Gymnodinium mikimotoi* MIYAKE et KOMINAMI ex ODA. 日本の赤潮生物－写真と解説 (福代康夫, 高野秀昭, 千原光雄, 松岡敷充編), 日本水産資源保護協会. 東京. 1990 ; 48-49.
- Hasegawa N, Watanabe T, Unuma T, Yokota T, Izumida

- D, Nakagawa T, Kurokawa T, Takagi S, Azumaya T, Taniguchi Y, Kuroda H, Kitatsuji S, Abe K. Repeated reaching of the harmful algal bloom of *Karenia* spp. around the Pacific shoreline of Kushiro, eastern Hokkaido, Japan, during autumn 2021. *Fish. Sci.* 2022 ; 88 : 787-803.
- Imai I, Yamaguchi M, Hori Y. Eutrophication and occurrences of harmful algal blooms in the Seto Inland Sea, Japan. *Plankton Benthos Res.* 2006 ; 1 : 71-84.
- Iwataki M, Lum WM, Kuwata K, Takahashi K, Arima D, Kuribayashi T, Kosaka Y, Hasegawa N, Watanabe T, Shikata T, Isada T, Orlova TY, Sakamoto S. Morphological variation and phylogeny of *Karenia selliformis* (Gymnodiniales, Dinophyceae) in an intensive cold-water algal bloom in eastern Hokkaido, Japan. *Harmful algae* 2022 ; 114 : 102204.
- 城 久. 大阪湾に発生する赤潮の特性. 生活衛生1985 ; 29 : 128-141.
- 各務彰記, 森田航也, 嶋田宏, 山口篤, 今井一郎. 2015 年夏季北海道函館湾における有害渦鞭毛藻*Karenia mikimotoi*の初検出および2015-2016年の出現動態. 日本プランクトン学会報2018 ; 65 : 1-11.
- 金森誠. 噴火湾養殖ホタテガイのへい死年の気象・海洋環境について. 試験研究は今 2019;888:<https://www.hro.or.jp/list/fisheries/marine/work1/ima888.html>
- 気象庁. 気候変動監視レポート2021 (https://www.data.jma.go.jp/cpdinfo/monitor/2021/pdf/ccmr2021_all.pdf, 2023年2月21日利用), 2022.
- Kuroda H, Azumaya T, Setou T, Hasegawa N. Unprecedented outbreak of harmful algae in Pacific coastal waters off southeast Hokkaido, Japan, during late summer 2021 after record-breaking marine heatwaves. *J. Mar. Sci. Eng.* 2021 ; 9 : 1335.
- Li X, Yan T, Yu R, Zhou M. A review of *Karenia mikimotoi*: Bloom events, physiology, toxicity and toxic mechanism. *Harmful Algae* 2019 ; 90 : 101702.
- Liu Y, Hu Z, Deng Y, Tang YZ. Evidence for production of sexual resting cysts by the toxic dinoflagellate *Karenia mikimotoi* in clonal cultures and marine sediments. *J. phycol.* 2020 ; 56 : 121-134.
- Liu Y, Deng Y, Shang L, Yi L, Hu Z, Tang YZ. Geographic distribution and historical presence of the resting cysts of *Karenia mikimotoi* in the seas of China. *Harmful Algae* 2021 ; 109 : 102121.
- 宮村和良. *Karenia mikimotoi*の赤潮動態と発生予察・対策. 有害有毒プランクトンの科学 (今井一郎, 山口峰生, 松岡数充編), 恒星社厚生閣, 東京. 2016 ; 191-200.
- 宮園章, 嶋田宏, 品田晃良, 夏池真史. 北海道海域における麻痺性貝毒原因プランクトン発生と二枚貝毒化. 月刊海洋2020 ; 52 : 165-170.
- 夏池真史, 金森誠, 馬場勝寿, 山口篤, 今井一郎. 噴火湾における球形シャットネラ*Chattonella globosa*の初報告. 北海道大学水産科学研究彙報2012;62:9-13.
- 夏池真史, 金森誠, 馬場勝寿, 山口篤, 今井一郎. 北海道噴火湾における有害赤潮形成ラフィド藻*Heterosigma akashiwo*の季節変動. 日本プランクトン学会報 2015 ; 62 : 1-7.
- 農林水産省. 平成24年瀬戸内海の赤潮 (<https://www.jfa.maff.go.jp/setouti/akasio/gepou/pdf/24nenpou.pdf>, 2023年2月21日利用), 2013.
- 大谷清隆. 噴火湾の海況変動の研究 : II. 噴火湾に流入・滞留する水の特性. 北海道大学水産学部彙報1971 ; 22 : 58-66.
- 尾田方七. *Gymnodinium Mikimotoi* MIYAKE et KOMINAMI n.sp. (MS.) の赤潮と硫酸銅の効果. 動物学雑誌1935 ; 47 : 555 : 35-48.
- 嶋田宏. 北海道沿岸における赤潮と貝毒の長期変動 (総説). 北海道水産試験場研究報告2021 ; 100 : 1-12.
- 嶋田宏, 金森誠, 吉田秀嗣, 今井一郎. 2015年秋季北海道函館湾における渦鞭毛藻*Karenia mikimotoi*による有害赤潮の初記録. 日本水産学会誌 2016 ; 82 : 934-938.
- Vandersea M, Tester P, Holderied K, Hondolero D, Kibler S, Powell K, Baird S, Doroff A, Dugan D, Meredith A, Tomlinson M, Litaker RW. An extraordinary *Karenia mikimotoi* "beer tide" in Kachemak Bay Alaska. *Harmful Algae* 2020 ; 92 : 101706.
- 山口峰生・本城凡夫. 有害赤潮鞭毛藻*Gymnodinium nagsakiense*の増殖におよぼす水温, 塩分, および光強度の影響. 日本水産学会誌1989 ; 55 : 2029-2036.
- 山砥稔文. 九州沿岸に分布する有害渦鞭毛藻 *Cochlodinium polykrikoides*の生理生態学的研究. 長崎県総合水産試験場研究報告2006 ; 32 : 23-90.

回遊経路における海面水温の変動が天塩川のサケ河川回帰率に与える影響 (短報)

品田晃良^{*1}, 實吉隼人²

¹北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場,

²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

Effect of sea surface temperature on the migration pathways of salmon river return rates to the Teshio River, Hokkaido, Japan (Short Paper)

AKIYOSHI SHINADA^{*1} and HAYATO SANEYOSHI²

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

² Doto Research Branch, Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Nakashibetsu, Hokkaido 086-1164, Japan*

The contribution of sea surface temperature (SST) to variations in salmon river return rates was investigated in the Teshio River, located in the northern Sea of Japan, Hokkaido, Japan. SST rose faster on the Sea of Japan side than on the Sea of Okhotsk side from April to June, indicating that a temperature gap of 2 to 3°C existed between the two areas. Spearman's correlation coefficients between the SST and salmon river return rates were positive from late April to mid-May in the Sea of Japan side. This suggests that the survival rate increases with higher SST immediately after sea entry. In contrast, on the Sea of Okhotsk side, a positive correlation was observed in early May and a negative correlation in late June, when SSTs were above the lower habitat limit (5°C) in early May and reached the upper habitat limit (13°C) in late June. The above results indicate that the variation in return rates may be related to the SST immediately after sea entry and the length of possible residence time on the Sea of Okhotsk side, which is the migratory pathway.

キーワード：オホーツク海, 海面水温, 回遊経路, 河川回帰率, サケ, 日本海

サケ *Oncorhynchus keta* は北海道における重要な漁業対象種の一つであるが, その生産量は近年急激に減少している (水産庁, https://www.jfa.maff.go.jp/j/study/attach/pdf/furyou_kenntokai-19.pdf, 2023年5月15日閲覧)。このような中, 日本海区における生産量の全道のそれに占める割合は低いものの (2020年: 約18%, 0.9万トン), 他海区に比べると安定して推移している (北海道, <https://www.pref.hokkaido.lg.jp/sr/sum/kcs/suisan-group/sugata.html>, 2023年5月15日閲覧)。また, 日本海区の各河川の河川回帰率は同調して変動することが知られているが, その要因は解明されていない (Nagata *et al.*, 2017)。サケの生活史においては, 降海直後の減耗が最も多く, 海洋生活1年目の冬季における減耗がそれに次ぐと考えられて

いる (Beamish and Mahnken, 2001)。北海道系のサケは沿岸域を離れた後, オホーツク海沖合に移動して夏から秋を過ごし, その後, 西部北太平洋やベーリング海へ回遊すると推測されている (浦和, 2000)。オホーツク海沖合に移動したサケ幼魚は北海道各地の個体群が混ざり合っていると考えられるので (浦和, 2015), 1年目の夏季以降に起こる減耗は北海道系のすべてのサケ資源に影響を及ぼす可能性がある。このため, 日本海区のみで同調する河川回帰率の変動は, 放流海域からオホーツク海沖合へ移動する回遊経路の途中で発生していると考えることができる。本研究では減耗要因として海面水温に着目して解析を行った。関 (2013) は, サケ稚魚の生息に適する下限水温を5°C, 好適水温を約8°Cと定義した。これは海

面水温が5℃を下回るとサケ稚魚は摂餌活性が下がり、遊泳力が弱まることで被食リスクが高まるためと考えられている(春日井, 2018)。また、関(2013)は、沿岸域でサケ稚魚の分布が見られなくなる13℃をサケ稚魚が沿岸域を離脱する水温と報告している。

天塩川は、北見山地の天塩岳を水源として士別市から天塩町にかけて流れる長さが北海道第2位(256 km)の河川である(Fig. 1)。日本海区の北部地区で最も北に位置している天塩川の捕獲数と採卵計画数は、同地区の計画数の約50%を占めている(令和3年度計画, 捕獲数: 23千尾, 採卵数: 23,900千粒, 公益社団法人北海道さけ・ます増殖事業協会, http://www.sake-masu.or.jp/pdf/03_zigyoku_houkoku.pdf, 2023年5月15日閲覧)。また、天塩川では遡上したサケの年齢組成を明らかにするためモニタリングが長期間行われている。以上より、本研究は日本海北部地区の基幹河川である天塩川から放流されたサケ稚魚が辿ると想定される回遊経路の海面水温に着目して、それらの変動が河川回帰率に与える影響を解明することを目的とした。

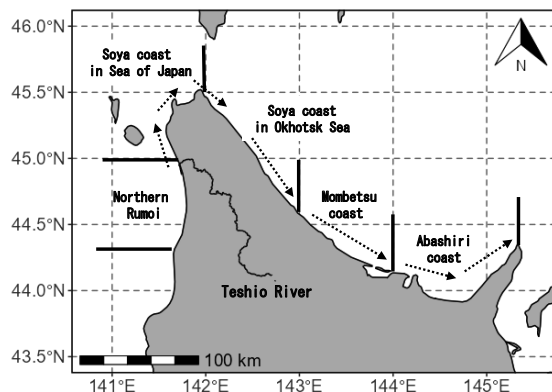


Fig. 1 Location of the survey area. Dotted arrows indicate migratory pathways of salmon estimated by Irie (1990). Bold lines show the borders of the sea surface temperature area. The location data for the Teshio River was obtained from digital national land information presented by Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism (<https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-W05.html>, 2022/9/15).

試料及び方法

本研究は、天塩川から放流された2000年級から2016年級のサケを解析の対象とした。天塩川では毎年15,200千尾前後のサケ稚魚が、河口から約50 km上流の留萌管内さけ・ます増殖事業協会中川ふ化場と、約120 km上流の水産資源研究所天塩さけます事業所より放流されている。旬別の放流尾数と放流体重は、「さけ・ます増殖事業成績書(公益社団法人北海道さけ・ます増殖事業協会, 2001~

2017)」に掲載されている値を用いた。サケ親魚の捕獲は9~11月の遡上時期を通じて天塩川河口の捕獲場, 中川ふ化場および天塩さけます事業所で行い、旬毎に雌雄別の捕獲数を集計した。また、捕獲旬毎に雌雄それぞれ50尾から採取した鱗のレプリカを用いて年齢査定を行った。旬別雌雄別の年齢組成に同旬の雌雄別の捕獲尾数を乗じて合算し、各年の年齢別捕獲尾数を推定した。年級別回帰尾数は、各年の年齢別捕獲尾数を年級別にとりまとめた。河川回帰率は、各年級の回帰親魚のうち3~5年魚の回帰尾数をその年級の放流尾数で除すことで算出した。

北海道日本海区の河川に放流したサケ稚魚は北上して、宗谷海峡から北海道オホーツク海側の陸地に沿って網走湾まで回遊した後(入江, 1990)、最終的にはオホーツク海の沖合へ向かうと考えられている(浦和, 2000)。本研究では天塩川から放流されたサケ稚魚の回遊経路の海面水温として気象庁が公表している日本沿岸域の海面水温情報(気象庁, <https://www.data.jma.go.jp/kaiyou/data/db/kaikyo/series/engan/engan.html>, 2023年5月15日閲覧)から、留萌地方沿岸北部、宗谷地方日本海沿岸、宗谷地方オホーツク海沿岸、紋別地方沿岸および網走地方沿岸の4~6月までの値を用いた。河川回帰率と各変数間の関係はSpearmanの順位相関係数で評価した。

結果と考察

2000年級から2016年級における河川回帰率の経年変化を見ると、2001年級が約1.0%と突出して高い値を示した(Fig. 2)。他の年級は0.60%以下の値で変動したが、2012年級は0.17%と最も低い値を示した。解析した年級の放流尾数は14,000~16,700千尾(平均15,200千尾)であった。また、放流は1月下旬から5月上旬まで行われ、4月上旬以降に全体の53~90%が放流された。放流体重はいずれの年級も0.76~1.39 g(平均1.1 g)の範囲内であり、河川回帰率との間に有意な相関関係は認められなかった($r_s =$

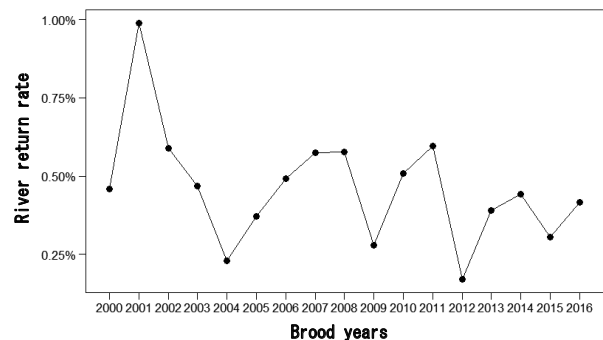


Fig. 2 Annual changes in the salmon river return rates in the Teshio River.

-0.34, $p = 0.18$)。さらに、2001年級の放流体重 (0.94 g) が2012年級 (1.33 g) より少ないなど、河川回帰率と放流体重の関係は不明瞭であった。

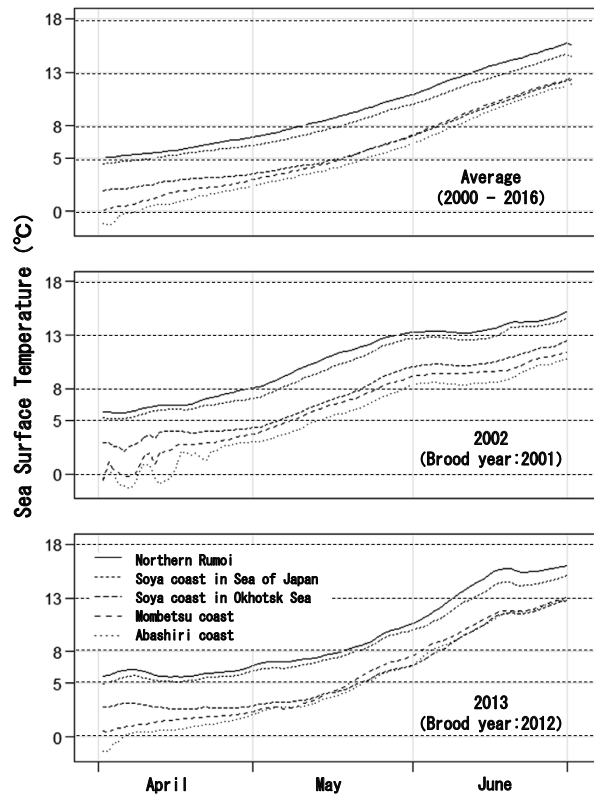


Fig.3 Seasonal changes in sea surface temperature in the migratory pathway of salmon from the Teshio River. The upper graph shows average values from 2000 to 2016, the middle graph shows the best years, and the lower graph shows the worst years of the salmon river return rates.

4～6月にかけての海面水温の平年値 (2001年から2017年の平均値) を見ると日本海側 (留萌地方沿岸北部, 宗谷地方日本海沿岸) では4月上旬の約5℃から徐々に昇温して, 5月上旬から中旬に8℃を上回り, 6月中旬以降に13℃を超えた。一方, オホーツク海側 (宗谷地方オホーツク海沿岸, 紋別地方沿岸, 網走地方沿岸) では, 4月上旬の平年値は-1.2～1.9℃と低く, 5月中旬以降にようやく5℃を上回り, その後6月上旬に8℃を超え, 6月下旬には12～12.5℃に達した (Fig.3)。また, 4～6月における宗谷地方日本海沿岸と宗谷地方オホーツク海沿岸の海面水温の差は約2～3℃で, 他の隣接する地区間の差に比べて大きな差 (水温ギャップ) があることが分かった。

関 (2013) は, サケ稚魚の生息に適する下限水温を5℃, 好適水温を約8℃と定義している。海面水温が5℃を下回るとサケ稚魚は摂餌活性が下がり, 遊泳力が弱まることで被食リスクが高まると考えられている (春日井, 2018)。日本海側の海面水温を見ると放流が本格化する4月には2002年と2013年とも5℃を上回っていたが, 好適水温である8℃を上回るのは2002年の方が2013年より1～2旬早かった (Fig.3)。海面水温と河川回帰率との間のSpearmanの順位相関係数は放流海域である留萌地方沿岸北部では4月下旬から5月中旬に, 隣接する宗谷地方日本海沿岸では5月中旬に有意な正の相関が認められている (Fig.4)。これらの結果は, 天塩川から放流されたサケ稚魚は放流河川の前浜の海面水温が高いほど生残率が高まる可能性を示唆している。Nagata *et al.*, (2017) は日本海区以外の海区で河川回帰率と海面水温に正の相関があることを報告をしているが, 本研究は日本海区で河川回帰率と海面水温に正の相関があることを初めて示す結果となった。

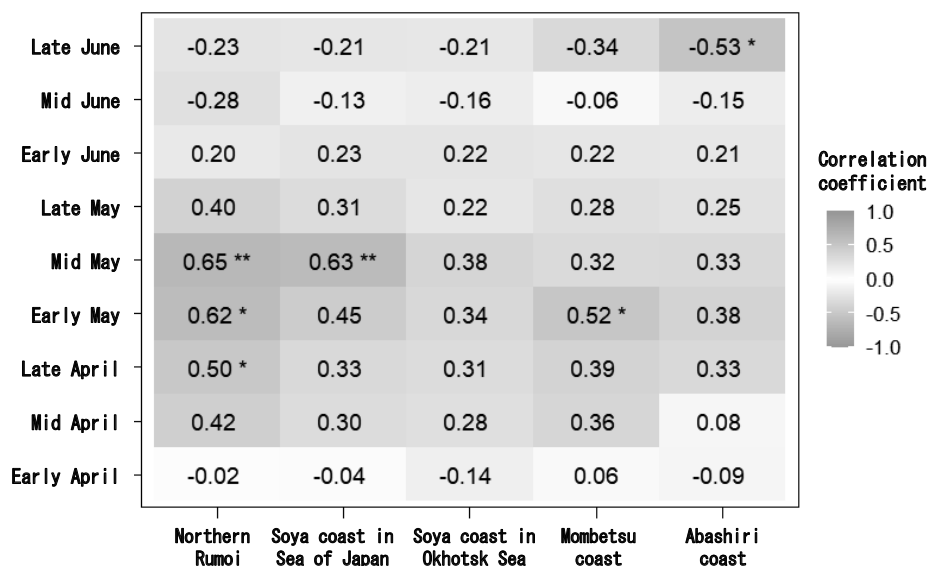


Fig.4 Heat map of Spearman's correlation coefficients between salmon river return rates and sea surface temperature by migration pathways and season. * indicates p -value < 0.05 , ** indicates p -value < 0.01 .

オホーツク海側で生息に適する下限水温の5℃を上回るのは、2002年は5月上旬から中旬と平年（5月中旬）よりも早く、2013年は5月中旬から下旬と平年に比べ遅い傾向を示した。両年に放流されたサケ稚魚が降海する時期や天塩川沿岸からオホーツク海側へ回遊する期間については不明な点が多い。しかし、2002年と2013年の4月以降の放流尾数はそれぞれ11,680千尾（全期間の71%）と9,740千尾（全期間の74%）と同程度であったことから、放流時期の違いが河川回帰率の変動に影響を及ぼした可能性は低いと思われる。また、5月上旬における紋別地方沿岸の海面水温と河川回帰率間のSpearmanの順位相関係数に有意な正の相関が認められていることから（Fig. 4）、オホーツク海側で生息に適する下限水温の5℃を上回るのが早いほど河川回帰率が良いことが考えられる。

関（2013）は、サケ稚魚が沿岸域を離脱する水温を沿岸域で分布が見られなくなる13℃と考えた。平年では日本海側で6月中旬に13℃を上回るのに対し、オホーツク海側では6月下旬に13℃付近まで昇温する（Fig. 3）。よって、天塩川から放流されたサケ稚魚の大半は6月中旬以降にはオホーツク海側に到達していると考えられる。オホーツク海側における6月下旬の海面水温を2002年と2013年で比較すると、2002年は6月下旬になっても13℃以下であるが、2013年は昇温が早く6月下旬に13℃に達していた（Fig. 3）。また、6月下旬の網走地方沿岸の海面水温と河川回帰率のSpearmanの順位相関係数には有意な負の相関があることが示されているが（Fig. 4）、これはオホーツク海側で沿岸に滞在可能な上限水温に達するのが遅いほど河川回帰率が良いことを示している。

本研究では放流海域の海面水温以外にも放流海域に隣接する宗谷地方日本海沿岸、回遊経路であるオホーツク海側の紋別地方沿岸、網走地方沿岸の海面水温とも有意な相関関係が認められた（Fig. 4）。オホーツク海側は、日本海側と比較して栄養塩に富み餌環境が良好であるので（Kobayashi *et al.*, 2015）、オホーツク海側の滞在可能期間が長いほどサケ稚魚の成長と生残に有利に働くと推察される。また、オホーツク海側での滞在可能期間は、オホーツク海側で生息に適する下限水温（5℃）と沿岸域を離脱する水温（13℃）に達する時期によって決まると考えられる。本研究で示された5月上旬における紋別地方沿岸や6月下旬の網走地方沿岸の海面水温との有意な相関はこれらの結果を支持するものである。ただし、本研究で用いた日本沿岸域の海面水温情報は複数の格子の面積に応じて加重平均したものであるため（気象庁、https://www.data.jma.go.jp/kaiyou/data/db/kaikyo/series/engan/eg_info.html, 2023年5月15日閲覧）、サケ稚魚が移動する岸寄りの海面水温とは異なる可能性がある。今後は、現

場観測や岸に近い格子データを用いた研究が必要である。また、本研究は日本海区北部地区における天塩川のサケ河川回帰率に影響を与える北海道周辺の海洋環境を評価したものである。日本海区における河川回帰率の変動は同調していることが報告されているので（Nagata *et al.* 2017）、日本海区の他の河川についても同様な解析が望まれる。

謝 辞

年齢査定への解析にあたっては、一般社団法人留萌管内さけ・ます増殖事業協会ならびに水産資源研究所天塩さけます事業所で採取された鱗を活用させて頂きました。この場をお借りし厚く御礼申し上げます。

引用文献

- Beamish, R.J., Mahnken, C. A critical size and period hypothesis to explain natural regulation of salmon abundance and the linkage to climate and climate change. *Prog. Oceanogr.* 2001 ; 49 : 423-437.
- 入江隆彦. 海洋生活初期のサケ稚魚の回遊に関する生態学的研究. 西海区水産研究所研究報告 1990 ; 68 : 1-142.
- 春日井 潔. 北海道沿岸における環境変動がサケ幼稚魚の生残に及ぼす影響. *海洋と生物* 2018 ; 40 : 335-341.
- Kobayashi Y, Takatsu T, Yamaguchi H, Joh M. Comparisons of diet and nutritional conditions in *Pseudopleuronectes herzensteini* juveniles between two nursery grounds off northern Hokkaido, Japan. *Fish. Sci.* 2015 ; 81 : 463-472.
- 公益社団法人北海道さけ・ます増殖事業協会. 平成13年度～平成28年度さけ・ます増殖事業成績書. 札幌. 2001-2017.
- Nagata M, Miyakoshi Y, Fujiwara M, Kasugai K, Ando D, Torao M, Saneyoshi H, Irvine JR. Adapting Hokkaido hatchery strategies to regional ocean conditions can improve chum salmon survival and reduce mortality. *N. Pac. Anadr. Fish. Comm. Bull.* 2017 ; 6 : 73-85.
- 関 二郎. さけます類の人工孵化放流に関する技術小史（放流編）. *水産技術* 2013 ; 6 : 69-82.
- 浦和茂彦. 日本系サケの回遊経路と今後の研究課題. さけ・ます資源管理センターニュース 2000 ; 5 : 3-9.
- 浦和茂彦. 日本系サケの海洋における分布と回遊. *水産総合研究センター研究報告* 2015 ; 39 : 9-19.

絶食はサケ稚魚の群れ構造を変化させる(短報)

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

Fasting alters school structure in chum salmon *Oncorhynchus keta* fry (short paper)

MITSURU TORAO*

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

Chum salmon *Oncorhynchus keta* fry were reared for 5 days at three feeding rates (0%, 1%, and 3% of the total fish weight), and the distances between individuals were compared using video analysis to examine the effects of the nutritional status of on school structure. The inter-individual distance was significantly greater in the 0% feed group, suggesting that a decline in nutritional status affected the school structure of salmon fry.

キーワード : nearest neighbor distance, nutritional condition, *Oncorhynchus keta*, video analysis

The term “herd” refers to the spatial aggregation of individuals that behave in a unified manner to varying degrees (Iwasa *et al.*, 2003). In fish, an aggregation of individuals is often described as a “school” or “shoal” and such behavior may provide advantages with regards to predator avoidance, foraging, learning, mating, and migration (Pitcher and Parrish, 1992 ; Masuda, 2007, 2010 ; Sakai, 2017).

Chum salmon (*Oncorhynchus keta*) exhibit schooling behavior as soon as they emerge from the gravel after hatching (Torao *et al.*, 2014). These schools of fry can be found in slow moving currents during the day (Hasegawa *et al.*, 2011 ; Urabe, 2015), and actively descend rivers at night. (Kobayashi, 1953 ; 1958 ; Neave, 1955). In long-river systems, the in-stream mortality of chum salmon fry may be greater (Kasugai *et al.*, 2014 ; Morita *et al.*, 2015) because of predation by piscivorous fish (Kubo, 1946 ; Hikita *et al.*, 1959 ; Fresh and Schroder, 1987 ; Takami and Nagasawa, 1996). Because fry in long river systems can experience a significant decline in their nutritional status during downstream migration (Mizuno and Misaka, 2010 ; Shimizu *et al.*, 2016), they may become more susceptible to predation (Torao *et al.*, 2021).

Several factors influence the schooling structure, and vari-

ous measurements can be used to quantify the structure of fish school. These metrics include measuring the distance between neighboring individuals (nearest neighbor distance [NND]), the angle of separation between individuals (separation angle), and the separation swimming index (SSI) as indices (Masuda, 2010). Among these, the NND is specified by the characteristics of each fish species, such as plankton-feeding and fish-feeding habits (Masuda *et al.*, 2003). In addition, the presence of predators, foraging status (Masuda, 2010), differences between wild and reared fish, and water temperature (Tsukamoto and Uchida, 1990) may affect NND in several fish species. When a predator is present, the NND tends to be smaller (Masuda, 2010), which is considered an anti-predator behavior. However, little is known about the effects of nutritional status on school structures.

To examine the effects of nutritional status on schooling structure, we compared the distance between individuals in schools of chum salmon fry reared at different feeding levels.

MATERIALS AND METHODS

Fish stocks and rearing conditions A total two experi-

ments were conducted in 2018 and 2019 at the rearing facility of the Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute (SFFR) of the Hokkaido Research Organization, using 2017 and 2018 year classes chum salmon fry. The 2017 year class were obtained from eggs artificially inseminated at the Chitose River Hatchery of the Nihon-kai Salmon Enhancement Program Association in October 2017. The fertilized eggs were maintained at the Chitose River Hatchery, transported to the SFFR rearing facility in December, and incubated in a vertical incubation system until emergence. On February 2018, 5000 fry were moved from the incubators and placed in a plastic rearing chamber (3.26 m [length] \times 0.33 m [width] \times 0.33 m [height]) supplied with a constant flow of fresh water. The flow velocity in the tank was less than 1 cm/s. The fry were fed a commercial diet (Alpha Crumble EX Masu C1 and C2; Nosan Co., Ltd., Yokohama, Japan) *ad libitum* on six times a day until dietary intake was manipulated to control for nutritional status. The 2018 year class was transported to the SFFR immediately after artificial insemination at the Chitose River Hatchery in September 2018 and incubated in a vertical incubator system until emergence. Emerged fry were reared using the same protocols as those described above for the 2017 year class.

Feeding rate-controlled rearing Chum salmon fry were reared with limited feeding for 5 days in both the 2017 and 2018 classes. Once the salmon fry reached an average fork length of 50 mm, 500 fry were placed in each of the three rearing chambers. The fry in each tank were fed a commercial diet at 0% (feeding rate; FR 0%), 1% (FR 1%), or 3% (FR 3%) of their body weight. Members of the 2017 class were placed in three rearing tanks on April 17, 2018, and feed was restricted for 5 days from April 19 to 23, 2018. Similarly, feed for the 2018 class was limited from March 7 to 11, 2019, after an acclimation period of 3 days. The average water temperatures during these feeding experiments were 8.6 ± 0.3 °C and 8.2 ± 0.1 °C (mean \pm SD) for the 2017 and 2018 year classes, respectively.

Video recording of schooling behavior Schooling behavior was recorded on the day after feeding restriction treatment, which was at least 15 hours after the last feeding. A circular polyethylene tank (diameter, 48 cm; experimental tank) was used to record the schooling behavior of the chum salmon fry. The water depth the experimental tank was maintained at 3 cm to restrict the behavior of the fry to two dimensions. The amount of water in the experimental tank was approximately 5.7 L. Water temperature was kept constant

within the optimal temperature range for chum salmon fry. The video recordings were conducted in a room with a constant temperature of 10 °C to help maintain a constant water temperature. In addition, iced gel packs were placed under the experimental tank to keep the water temperature at 8–9 °C.

Ten randomly selected fry were moved from the feeding rate-controlled rearing chambers to the experimental tank and allowed to acclimatize to their new environment for 10 min. Fry schooling behaviors were then video-recorded for 5 min using a digital camera (Pentax Optio WG-4 GPS, Ricoh Imaging CO. LTD., Tokyo, Japan) placed above the experimental tank. Three experimental groups with three different feeding rates were recorded in triplicates, each with a different group of test fish. In both years, video recordings were conducted between 9:00 and 10:00. The illuminance above the experimental tank ranged from 114 to 138 lx, which is within the range in which fry can recognize others. All fry used in these trials were anesthetized after each recording, their fork length (FL, mm) and body weight (BW, g) were measured, and the condition factor (CF) was calculated.

Measurement of Neighbor Distance Neighbor distance (ND) was calculated to quantify the schooling structure of chum salmon fry. Still pictures were captured from the recorded video every minute, for 5 images per group and 15 images overall. For each image, all inter-individual (10 individuals) were measured using ImageJ (Schneider *et al.*, 2012), and the mean value was used as the ND for that group. The total lengths of the fry were also measured from the images. The ND was expressed as a standardized value obtained by dividing the measured inter-individual distance (mm) by the mean body length of the image.

Statistical Analysis Data on FL, BW, CF and ND among the three feeding treatments were compared using Scheffé's *F* Test.

RESULTS

Differences in body size according to feeding conditions In both the 2018 and 2019 experiments, FL, BW, and CF tended to increase as the feed rate increased (Table 1). In the 2018 experiment, there were significant differences in FL, BW, and CF between the FR0% and FR3% treatments (Scheffé's *F* Test, $p < 0.05$). In 2019, only CF in the FR0% and FR3% groups differed (Scheffé's *F* Test, $p < 0.05$).

Differences in ND by feeding conditions The ND was greater in the FR0% treatment in both the 2018 and 2019

Table 1 Fork length, body weight and condition factor (mean \pm SD, $n=10$) of chum salmon fry in the different feeding groups in 2018 and 2019 experiments. Values with different letters within the same column in the same year class are significantly different (Scheffé's F Test, $p < 0.05$).

| Date of Experiment | Feeding rate (%) | Mean fork length (mm) | Mean body weight (g) | Mean condition factor |
|--------------------|------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| Apr. 24, 2018 | Fasted (0%) | 49.1 \pm 1.75 ^a | 0.83 \pm 0.10 ^a | 7.00 \pm 0.43 ^a |
| | Fed (1%) | 52.2 \pm 3.24 ^{ab} | 1.08 \pm 0.21 ^{ab} | 7.46 \pm 0.38 ^{ab} |
| | Fed (3%) | 52.8 \pm 3.06 ^b | 1.17 \pm 0.25 ^b | 7.85 \pm 0.42 ^b |
| Mar. 13, 2019 | Fasted (0%) | 51.1 \pm 4.97 ^a | 0.98 \pm 0.27 ^a | 7.15 \pm 0.43 ^a |
| | Fed (1%) | 52.7 \pm 3.22 ^a | 1.12 \pm 0.19 ^a | 7.58 \pm 0.41 ^{ab} |
| | Fed (3%) | 54.2 \pm 5.19 ^a | 1.31 \pm 0.42 ^a | 8.04 \pm 0.33 ^b |

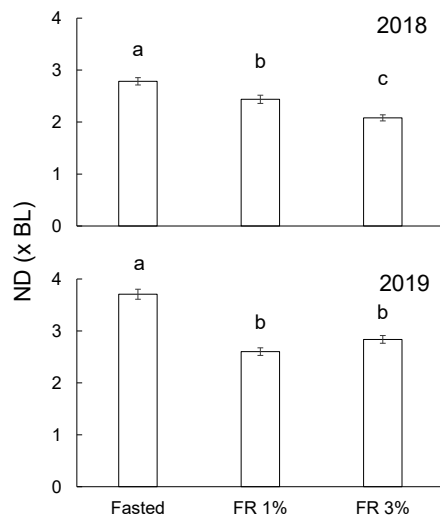


Fig. 1 Neighborhood distances (ND, mean \pm SD, $n=10$) for different feeding groups in 2018 and 2019 experiments. The bars with different letters in the same year class are significantly different (Scheffé's F Test, $p < 0.05$).

experiments. In 2018, ND (mean \pm SD) was 2.78 ± 0.07 for the FR0% treatment, 2.44 ± 0.08 for the FR1% treatment, and 2.08 ± 0.06 for the FR3% treatment, with significant differences among all treatments (Scheffé's F Test, $p < 0.05$). In the 2019 experiment, the NDs of the 0% FR, 1% FR, and 3% FR treatments were 3.71 ± 0.10 , 2.60 ± 0.07 , and 2.84 ± 0.08 , respectively. ND was significantly greater in the FR0% treatment than in the FR1% and FR3% treatments (Scheffé's F Test, $p < 0.05$), and there was no significant difference in ND between the FR1% and FR3% treatments.

DISCUSSION

The structure of the fish school was characterized by uni-

formity and inter-individual distance. In this study, the 3 cm depth of the experimental tank limited the complete freedom of movement of the fry. However, previous reports have shown that changes in schooling behavior can be assessed using this method (Torao *et al.*, 2014). Despite the two-dimensional limitations of this study, distances between chum salmon were affected by feeding rates, with increasing distances as feeding declined, suggesting that nutritional status may affect the school structure of chum salmon fry.

Fish schools are dynamic and often form different shapes depending on the situation of the school and the environmental factors. For example, distances between individuals tend to increase during foraging, whereas aggregations can become compact and dense when a predator is present (Masuda, 2007). This may be explained by the psychological state of individuals, such as motivation for feeding and wariness of predators, reflected in their behavior, resulting in changes in inter-individual distance. Similarly, schools of ayu, *Plecoglossus altivelis*, become less dense as the water temperature increases and more compact when it declines (Tsukamoto and Uchida, 1990). In this study, water temperature and illuminance were controlled to eliminate their effects on school structure. However, we observed that the distance between individual chum salmon fry was maintained by following the movement of adjacent individuals within the school. One factor that may have contributed to the expanded ND observed in the school of fasting fry is that their poor nutritional status could have compromised their ability to maintain a distance between individuals within the group. Although long-term fasting (> 20 days) markedly reduces the swimming ability of chum salmon fry (Torao *et al.*, 2021), it is possible that relatively short-term fasting can affect the behavioral activity of salmon fry and lead to ND expansion.

Predation is a cause of mortality of salmon fry in rivers, but the specifics regarding how changing the dynamics of school structure help mitigate such threats are unclear. Predation experiments have suggested that a reduced nutritional status can negatively affect swimming ability and increase the risk of predation (Torao *et al.*, 2021). Starvation can lead to an energy decline that can reduce activity levels, thereby influencing school dynamics and the ability to protect against predation.

ACKNOWLEDGEMENT

The Nihon-kai Salmon Enhancement Program Association

provided inseminated salmon eggs and fry for this study. I thank them for their contributions. I thank Dr. Dion Oxman of the Alaska Department of Fish and Games for his input and English editing, which greatly improved the quality of this manuscript.

LITERATURE CITED

- Fresh KL, Schroder SL. Influence of the abundance, size, and yolk reserves of juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*) on predation by freshwater fishes in a small coastal stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1987 ; 44 : 236–243.
- Hasegawa K, Ohkuma K, Ohnuki T. Focal point selection of chum and masu salmon fry in streams. *Nippon Suisan Gakkaishi* 2011 ; 77 : 1095–1097.
- Hikita T, Kameyama S, Kobayashi A, Sato Y. Some biological observations of the rainbow trout, *Salmo gairdneri irideus*, in the Nishibetsu River, with special reference to the consumption of salmon eggs and fry by predaceous fishes. *Sci. Rep. Hokkaido Salmon Hatchery* 1959 ; 14 : 91–121.
- Iwasa Y, Kikuzawa K, Ecological Society of Japan. *Encyclopedia of Ecology*, Kyoritsu Shuppan, Tokyo. 2003.
- Kasugai K, Takeuchi K, Miyakoshi Y, Nagata M. Estimation of number of downstream migrating chum salmon fry in the Nishibetsu River in 2006. *Sci.Rep.Hokkaido Fish. Res.Inst.* 2014 ; 85 : 37–40.
- Kobayashi T. An ecological study on the salmon fry, *Oncorhynchus keta* (3) Observation on the descending of the salmon fry 1. *Sci. Rep. Hokkaido Salmon Hatchery* 1953 ; 8 : 81–85.
- Kobayashi T. An ecological study on the salmon fry, *Oncorhynchus keta* (5) The behaviour of chum salmon fry to their seaward migration. *Sci. Rep. Hokkaido Salmon Hatchery* 1958 ; 12 : 21–30.
- Kubo T. On the predation of juvenile salmon and trout by various river fishes. *Sci. Rep. Hokkaido Salmon Hatchery*. 1946 ; 1 : 51–55.
- Masuda R. *Exploring the Mind of the Fish*. Seizando Shoten, Tokyo, 2007.
- Masuda R. Schooling behavior. In: Tsukamoto K (eds). *Basics of Fish Ecology* Koseisha-Kouseikaku, Tokyo. 2010 ; 264–274.
- Masuda R, Shoji J, Nakayama S, Tanaka M. Development of schooling behavior in Spanish mackerel *Scomberomorus niphonius* during early ontogeny. *Fish.Sci.* 2003 ; 69 : 772–776.
- Mizuno S, Misaka N. 5. Quality assessment of hatchery-reared chum salmon fry. *Report on the results of coastal research in southern Nemuro Bay* Nemuro Salmon Enhancement Program Association, Shibetsu. 2010 ; 106–108.
- Morita K, Ayumi N, Kikuchi M. River temperature drives salmon survivorship: is it determined prior to ocean entry? *R. Soc. Open Sci.* 2015 ; 2 : 140312.
- Neave F. Notes on the Seaward Migration of Pink and Chum Salmon Fry. *J.Fish.Res.Board Can.* 1955 ; 12 : 369–374.
- Pitcher T, Parrish J. Functions of shoaling behaviour in teleosts. In: Pitcher T (eds). *Behaviour of Teleost Fishes. Second edition*. Chapman & Hall, London. 1992 ; 363–439.
- Sakai Y. Social relations. In: Yabe M, Kuwamura T, Takagi Y (eds). *Ichthyology*. Koseisha-Kouseikaku, Tokyo. 2017 ; 237–251.
- Schneider CA, Rasband WS, Eliceiri KW. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods* 2012 ; 9 : 671–675.
- Shimizu T, Ban M, Miyauchi Y, Umeda K, Nakao K, Fujii M, Mayama H. Nutritional condition of hatchery and wild chum salmon *Oncorhynchus keta* fry migrating down the Chitose River. *J. Fish. Technol.* 2016 ; 8 : 89–94.
- Takami T, Nagasawa K. Predation on chum salmon (*Oncorhynchus keta*) fry and masu salmon (*O.masou*) juveniles by white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) in a river in northern Japan. *Sci. Rep. Hokkaido Fish Hatchery* 1996 ; 50 : 45–47.
- Torao M, Miyamoto M, Kobayashi M. Effects of diet supplemented with fish oil on the swimming ability development and predation avoidance for chum salmon fry. *Sci.Rep.Hokkaido Fish.Res.Inst.* 2021 ; 100 : 47–54.
- Torao M, Miyamoto M, Saneyoshi H, Kobayashi M. Development of schooling behavior in the juveniles of chum salmon *Oncorhynchus keta*. *Nippon Suisan Gakkaishi*. 2014 ; 80 : 613–615.
- Tsukamoto K, Uchida K. Spacing and jumping behaviour of the ayu *Plecoglossus altivelis*. *Nippon Suisan Gakkaishi*. 1990 ; 56 : 1383–1392.
- Urabe H. Characteristics of the secondary channel in the Satsunai River, Tokachi River basin. *Sci. Rep. Hokkaido Fish. Res. Inst.* 2015 ; 88 : 33–42.

シシャモ *Spirinchus lanceolatus* からの *Aeromonas salmonicida* の初分離 (短報)

伊藤慎悟^{*1}, 岡田のぞみ², 長谷川竜也²

¹北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場, ²北海道立総合研究機構栽培水産試験場

First isolation of *Aeromonas salmonicida* from Shishamo *Spirinchus lanceolatus*

SHINGO ITO^{*1}, NOZOMI OKADA² and RYUYA HASEGAWA²

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

² Mariculture Fisheries institute, Hokkaido Research Organization, Muroran, Hokkaido 051-0013, Japan

In 2022, mortality from wobbly swimming and skinniness occurred in Shishamo. Many bacilli were observed in Safranin-stained kidney smears. Kidneys of five fishes were cultured on Trypto-casein Soy Agar containing 1% sodium chloride and incubated at 15°C for 1 week. Many single colonies producing brown pigments were observed in four out of the five fish. The isolated bacteria were agglutinated with anti-*Aeromonas salmonicida* (As) rabbit serum, and the partial sequence of the 16SrDNA region (1,422 bases) matched 100% with As. The biochemical analysis also identified the organism as an atypical As. This is the first report of As isolation from Shishamo.

キーワード: *Aeromonas salmonicida*, shishamo, *Spirinchus lanceolatus*, シシャモ, 非定型, 分離

シシャモは北海道の太平洋沿岸の水深120 mより浅いところに分布する日本固有種である (森, 2003)。2013年にシシャモの孵化仔魚を成魚まで飼育することに成功し (石田, 2016), その後大型種苗の量産技術開発が進められている (北海道, 2022)。

*Aeromonas salmonicida*は19世紀末の欧州でブラウントラウトから初めて症例報告がされ, それ以来サケ科魚類を養殖しているほとんどの国から報告されている (山本, 2008)。近年では催熟中のウナギでも報告されている (寺島ら, 2021)。また, 海産魚ではムシガレイ (中津川, 1994) やヒラメ (飯田ら, 1997) など多数の海産魚類で報告されている。

2022年に道内の研究施設でシシャモの死亡が発生し, 同じ水槽で飼育されていた遊泳異常魚の腎臓から菌を分離培養したところ, *A. salmonicida*と同定された。本報では分離菌株の塗抹標本像, 16SrDNA遺伝子の遺伝的性状, 抗*A. salmonicida*血清による凝集の有無, 生化学的性状を報告する。

試料及び方法

2022年7月に栽培水試のシシャモで日間死亡率約5%の死亡があった水槽に飼育されていたシシャモのうち, ふらふら遊泳等の異常遊泳する個体を5尾 (平均全長90.0 mm (標準偏差11.5), 平均体重4.4 g (標準偏差1.8)) 採取し, 細菌分離までクラッシュアイスによる冷蔵で当日中に輸送した。実験室到着後, 外観症状を観察し, 全長・体重を測定した。腎臓をスライドガラスに塗抹し, 風乾後, 火災固定し, サフラニン染色し, 光学顕微鏡を用い400倍で検鏡した。また, 腎臓と脳を1%塩化ナトリウム含有トリプチケースソイ寒天培地 (以下, TSA培地) に塗抹し, 15°Cで7日間培養した。

16SrDNA塩基配列解析にはBacterial 16S rDNA PCR Kit (タカラバイオ) を使用した。キットに添付されているマニュアルに従い, PCR法で増幅し, 得られたPCR産物の塩基配列を調べた。シーケンス解析は株式会社ファスマックに委託した。得られた塩基配列はアメリカ国立生物工学情報センターのオンライン (<https://blast.ncbi>

Table 1 Comparison of the biochemical properties of the bacteria isolated in this study with those of *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida* and marine fish isolates.

| | <i>A.salomonicida</i> subsp. <i>salmonicida</i> ATCC14174 ^{*1} | Marine fish isolates ^{*2} | This study |
|--------------------------|---|------------------------------------|------------|
| Gram stain | — | — | — |
| Mobility | — | — | — |
| O/F test | F | F | F |
| Catalase | + | + | + |
| Cytochrome oxidase | + | + | + |
| Brown pigment | + | + | + |
| Lysin decarboxylase | + | + | — |
| Indole production | — | + | — |
| Voges-Proskauer reaction | — | + | + |
| Gelatin hydrolysis | + | + | + |
| Acid from glucose | + | + | + |
| Acid from mannitol | + | + | + |
| Acid from sucrose | — | + | + |
| Growth at 4% NaCl | + | +* | + |

*1:Yamada *et al.* (2000)*2:lida *et al.* (1997)

*:Growth until 4.5%NaCl

This table was prepared with reference to Terashima *et al.*(2021)

nlm.nih.gov/Blast.cgi?PROGRAM=blastn&PAGE_TYPE=BlastSearch&LINK_LOC=blasthome) を利用し, 相同性検索をした。

凝集試験は北海道大学から分与された抗*A.salmonicida* Ar-3株ウサギ血清を用いた。ウサギ血清は0.85%塩化ナトリウム溶液で10倍希釈して菌液と混合し, 凝集の有無を観察した。

生化学的性状の一部については, API20E (ピオメリュエ) を用いて調べた。グラム染色性と細菌の形態的特徴についてはグラム染色キット (日本ベクトン・ディッキンソン) を用いて調べ, 運動性試験とOF試験は絵面・清水 (1990) の簡易同定法によった。チトクローム・オキシダーゼ試験はチトクローム・オキシダーゼ試験用ろ紙「ニッスイ」(日水製薬) を用い, カタラーゼ試験は新鮮培養菌体に3%過酸化水素水を滴下して実施した。塩分耐性は中井ら (1985) の方法で調べた。なお, 16SrDNA領域の部分塩基配列解析, 抗*A.salmonicida*ウサギ血清による凝集試験, および生化学的性状試験には, 3回純粋分離した菌株を用いた。

結果および考察

症状としてはふらふらとした異常遊泳, 痩せ, 下顎出血が見られた。解剖したが, 臓器が小さいため, 異常を

判別することはできなかった。

腎臓のサフラニン染色像を観察したところ, 桿菌が多数観察された。腎臓と脳を1%塩化ナトリウム含有TSA培地で培養したところ, 腎臓では5検体中4検体で, 脳では5検体中3検体で褐色色素を産生するほぼ同一のコロニーが多数観察された。このことから, 腎臓で観察され, 脳と腎臓から分離された桿菌が死亡原因である可能性があった。今回分離された株は褐色色素産生することから, *A.salmonicida*が疑われたが, ヒラメ稚魚から分離された *Vibrio anguillarum*でも褐色色素産生の報告があることから (Sakai *et al.*, 2006), 16SrDNA領域の塩基配列解析, 抗*A.salmonicida*ウサギ血清による凝集試験, 生化学的性状試験を実施した。

解析された16SrDNA領域の部分塩基配列1,422塩基は *A. salmonicida*の塩基配列 (NCBI Accession No. KU359246.1) と100%一致した。また, 抗*A.salmonicida* Ar-3株ウサギ血清による凝集試験は陽性だった。生化学的性状を表1に示した。本分離菌株は非運動性のグラム陰性桿菌であり, OF試験は好気性および通性嫌気性, カタラーゼ試験とチトクローム・オキシダーゼ試験は陽性, 褐色色素を産生した。また, 発育には塩化ナトリウムを要求しなかったが, 塩化ナトリウム濃度が4%までの液体培地まで発育可能であった。

以上の結果から, 今回分離された菌は非定型の

*A.salmonicida*であると考えられた。

シシヤモからの*A.salmonicida*の分離報告は初めてであり，今後感染試験で病原性や毒力を検討していく必要がある。

謝 辞

本研究を遂行するにあたり，抗*A. salmonicida*ウサギ血清を分与して頂いた北海道大学の笠井久会准教授に謝意を表します。

引用文献

- 絵面良男，清水潮：“水質・微生物篇”，日本海洋学会（編），沿岸環境調査マニュアルⅡ，恒星社厚生閣，東京，1990；9－20.
- 北海道．水産動物の種苗の生産及び放流並びに水産動物の育成に関する基本計画（第8次栽培漁業基本計画）（令和4年度～令和8年度）．札幌．2022；8.
- 飯田貴次，坂田千夏，川津浩嗣，福田穰．海産魚の非定型*Aeromonas salmonicida*感染症．魚病研究 1997；32：65－66.
- 石田良太郎．資源管理・海洋環境シリーズ 飼育実験によるシシヤモの生態研究．北水試だより 2016；93：10-15.
- 森泰雄．14．シシヤモ．新 北のさかなたち（水島敏夫・鳥澤雅監修，上田吉幸・前田圭司・嶋田宏・鷹見達也編），北海道新聞社，札幌．2003；P.86-89.
- 中井敏博，花田博，室賀清邦．養殖アユに発生した*Pseudomonas anguilliseptica*感染症．魚病研究 1985；20：481－484.
- 中津川俊夫．ムシガレイから分離された非定型*Aeromonas salmonicida*．魚病研究 1994；29：193－198.
- Sakai, T, Yamada H, Shimizu H, Yuasa K, Kamaishi T, Oseko N, Iida T. Characteristics and pathogenicity of brown pigment-producing *Vibrio anguillarum* isolated from Japanese flounder. *Fish Pathology*, 2006;41:77-79.
- 寺島祥子，樋口理人，今泉均，桐生郁也，松浦雄太，高野倫一，松山知正，栗田潤，森広一郎．親魚養成中に発生したウナギの非定型*Aeromonas salmonicida*感染症．魚病研究 2021；56：26-29.
- Yamada, Y, Kaku Y and Wakabayashi H. Phylogenetic intrarelations of atypical *Aeromonas salmonicida* isolated in Japan as determined by 16S rDNA sequencing. *Fish Pathology*, 2000；35(1)：35-40.
- 山本淳．第4章細菌病 §3．サケ科魚類および淡水魚の細菌病．改訂魚病学概論（小川和夫・室賀清邦編）．恒星社厚生閣，東京．2008；60－66.

宗谷海峡周辺日本海およびオホーツク海で採集された若魚期のホッケ(資料)

守田航大^{*1}, 黒川大智¹, 鈴木祐太郎², 板谷和彦²

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函館水産試験場

Arabesque greenling *Pleurogrammus azonus* in young fish caught in the Sea of Japan and Okhotsk Sea around the Soya Strait (Note)

KODAI MORITA^{*1}, DAICHI KUROKAWA¹, YUTARO SUZUKI² and KAZUHIKO ITAYA²

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

² Hakodate Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Hakodate, Hokkaido, 040-0051, Japan*

キーワード: *Pleurogrammus azonus*, 初期生活, 道北群, 表層生活期, 若魚

ホッケ *Pleurogrammus azonus* は北海道周辺から本州日本海側で漁獲される水産資源である。このうち後志地方以北の日本海やオホーツク海の北海道沿岸から沖合にかけて分布するホッケは道北群と呼ばれる(高嶋・星野, 2010)。ホッケ道北群は主に底建網などの沿岸漁業や沖合底びき網漁業によって漁獲され、漁獲量は1990年代前半から2000年代後半にかけて概ね10万トンを超えていたが、2009年以降減少し、2015–2017年は1.6万トン前後まで減少した(中央水産試験場ら, 2022)。漁獲量減少の要因は、再生産成功率が低い年が頻発して加入が低迷したことに加え、未成魚(0歳魚)主体の漁獲により産卵親魚量(以下、親魚量)が減少した結果、資源量が減少したことにあると考えられている(高嶋, 2012; 中央水産試験場ら, 2022)。このような状況に対し、2012年以降、本資源を漁獲する主要漁業において漁獲量や漁獲努力量を自主的に規制し、親魚量の確保を目的とした資源管理措置が実施されてきた(中央水産試験場ら, 2022)。この資源管理措置に加え、2017年級、2019年級といった高豊度の年級群が加入したことで近年の資源量や漁獲量は増加傾向にある。しかし、2019年級以降、高豊度な年級群は確認されておらず、楽観できる資源状況ではないため、引き続き親魚量を確保する取り組みが必要とされている(中央水産試験場ら, 2022)。

ホッケ道北群の産卵期は9–12月で、12–1月頃に孵化した仔魚(全長10–30 mm)は産卵場付近の表層に分布し、2–4月には日本海およびオホーツク海の沖合に分布を広

げる(ホッケ研究グループ, 1983)。体長4–16 cmに成長すると、分布はさらに北方へ広がり、この時期の個体は体色に青みを帯び、成長の過程でその後の着底生活期の体色に特徴的な唐草模様が見られる(辻崎・石垣, 1957; ホッケ研究グループ, 1983)。10–12月頃になると着底生活へ移行し、体長20 cm程度の0歳魚が宗谷海峡やオホーツク海周辺の大陸棚で漁獲加入する(ホッケ研究グループ, 1983)。成熟率は、雌では産卵期前の体長に依存するため、年変動があるが、1歳は約50–100%、2歳以降は100%とされる(Takashima *et al.*, 2016; 坂口ら, 2018)。本資源は沖合底びき網漁業による漁獲の割合が高く、その中でも0–1歳未成魚が漁獲の主体である(中央水産試験場ら, 2022)。ホッケ道北群の特徴として、着底生活に移行した直後の0歳魚から漁獲対象になることから、漁獲加入前の表層生活期における豊度を把握できれば、その豊度に応じて漁獲抑制の強度を事前に計画でき、より効果的な資源管理措置を実施できると期待される。

一般に魚類は初期生活期における減耗の大きさがその後の資源変動に大きく影響することから(Anderson, 1988)、初期生活史とこの時期の生残に影響する要因を明らかにすることは年級群豊度を推定するうえで重要な課題である。ホッケ道北群の仔稚魚期(体長10–40 mm)については稚魚ネットによる採集調査が2013年以降毎年2月と4月に日本海とオホーツク海で実施されてきた(鈴木, 2014 <https://www.hro.or.jp/list/fisheries/marine/att/o7u1kr000000gdf0.pdf>, 2023年3月14日, 以下URL省略)。こ

の調査ではホッケ仔稚魚の経年的な採集個体数をモニタリングするだけでなく、得られた標本について生物測定や耳石日周輪による日齢解析を行い、初期生残機構の解明と年級群豊度推定に向けた知見の蓄積が進められている(鈴木, 2014; 鈴木, 2017 <https://www.hro.or.jp/list/fisheries/marine/att/ima833.pdf>, 2023年3月14日, 以下URL省略)。一方、体長40 mmを超えた仔稚魚期以降の表層生活期(本報ではこれを仔稚魚に対し、若魚と呼ぶ)については、1952-1956年に日本海とオホーツク海で稚魚ネットやたも網による採集例(辻崎・石垣, 1957)や1973-1976年8月下旬から9月に北緯48-54度のオホーツク海で表層流し網による採集例(島崎・久新, 1982)があるものの、その生態や分布特性については断片的な知見に限られている。漁獲加入前の年級群豊度推定には、表層生活期のどの時点で減耗が起こるのか、さらにどのような個体が生残し資源として寄与するのか、またこれらを決定する要因を明らかにする必要がある。以上から、ホッケ道北群に対するより効果的な資源管理方策の実施には、表層生活期の中でも仔稚魚期に対して生態情報が不足している若魚期の情報を収集する必要がある。

本報では、カイト式トロールネットおよびリングネットを用いてホッケ若魚の採集を試み、得られた標本の特性について記載することで、ホッケ道北群の若魚期における生態解明に向けた基礎資料として提示する。

試料及び方法

2022年6月21日-23日に日本海3点、オホーツク海4点の合計7調査点で、稚内水産試験場所属の試験調査船北洋丸(266トン)によりホッケ若魚の採集および海洋観測を実施した(表1, 図1)。

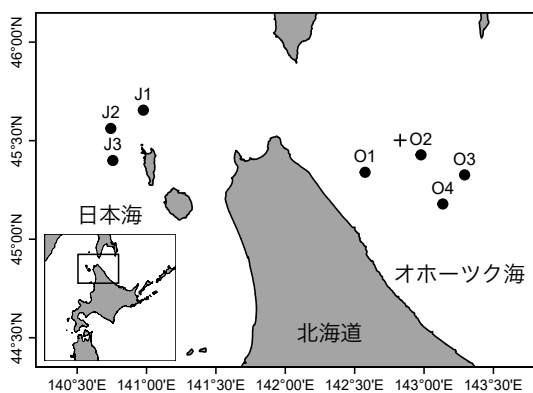


図1 2022年6月21日-23日に実施した調査船調査の調査点
●: トロールネット, リングネット曳網位置 (O2を除く), 海洋観測実施位置, +: O2のリングネット曳網位置

表1 2022年6月21日-23日に実施した調査船調査の調査点と調査実施項目

| 調査点 | 緯度 | 経度 | トロール ネット | リング ネット | 海洋観測 |
|-----|---------|----------|-------------|------------|------|
| J1 | 45°39'N | 140°59'E | + | + | + |
| J2 | 45°34'N | 140°45'E | + | + | + |
| J3 | 45°24'N | 140°45'E | + | + | + |
| O1 | 45°20'N | 142°35'E | + | + | + |
| O2 | 45°26'N | 142°59'E | + | | + |
| | 45°30'N | 142°50'E | | + | |
| O3 | 45°20'N | 143°18'E | + | + | + |
| O4 | 45°11'N | 143°08'E | + | + | + |

+ : 調査実施

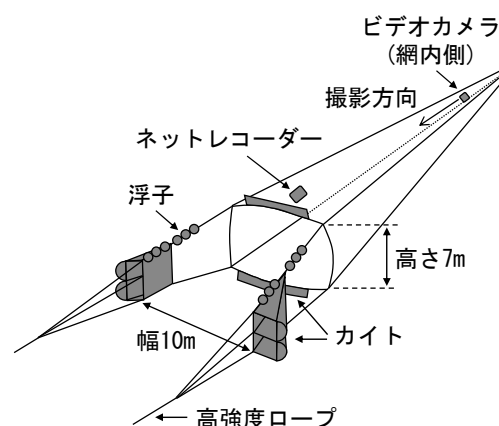


図2 調査に用いたトロールネットの概要

カイト式トロールネット(ニチモウ社製LC-Ω型, 網口設計寸法: 高さ7 m, 幅10 m, コッドエンド目合15 mm)(以下, トロールネットとする)(図2)は, トロールワープ(鋼製18 mm)の先に高強度ロープ(ニチモウ社製MEGATON-X 16 mm)を300 m連結して(以降, これら全体をワープと呼ぶ)昼間に曳網した。船速は2-3 ktとし, 網口上部に取り付けたネットレコーダー(古野電気社製TE-155)によりリアルタイムで曳網深度を確認・記録(10秒毎)し(図2), 10 m層, 20 m層および30 m層の3層を目安にワープ長を調整した。ネットレコーダーの受信感度が悪く, 深度の確認が困難であった場合は, 経験的に得られているワープ長と曳網深度の関係からワープ長をそれぞれ10 m層: 200 m, 20 m層: 300 m, 30 m層: 400 mとした。深層から順に曳網し, 各層の曳網時間は10分間とした。コッドエンド前端の上部に網口方向を観察する向きに小型デジタルビデオカメラ(GoPro社製HERO3+またはHERO6, 300 m耐圧アルミハウジング装着)を取り付け(図2), 投網時を起点としてホッケが確認されるまでの経過時間とネットレコーダーで記録した曳網深度に対応する時刻を照合し, ホッケが入網した深

度を推定した。トロールネット曳網後、CTD（Sea-Bird社製SBE 9 plus）により最大深度100 mまで水温（1 m毎平均）を測定した。表面水温はバケツ採水により、棒状温度計で測定した。

リングネット（口径1.3 m，網口から3 mの目合2 mm，その後方1.5 mの目合0.335 mm）はトロールネットおよび海洋観測と同様の位置（調査点O2を除く）で夜間に船速2 ktで表層を10分間曳網した。

得られたホッケ標本は99%エタノール固定または冷凍で研究室に持ち帰り，標準体長（mm）（以下，体長），体

重（g）を測定し，生殖腺を観察して雌雄を判別した。エタノール固定標本は収縮により測定が困難であったため，30分間程度，水に浸透させた後，測定した。胃内容物が明瞭に確認された個体について，胃内容物を実体顕微鏡下で観察し，外部形態に基づき餌生物の種を判別した。

結 果

7調査点のうち日本海のJ1，J2，J3，オホーツク海のO4の4調査点で合計18個体のホッケが採集された（表2，

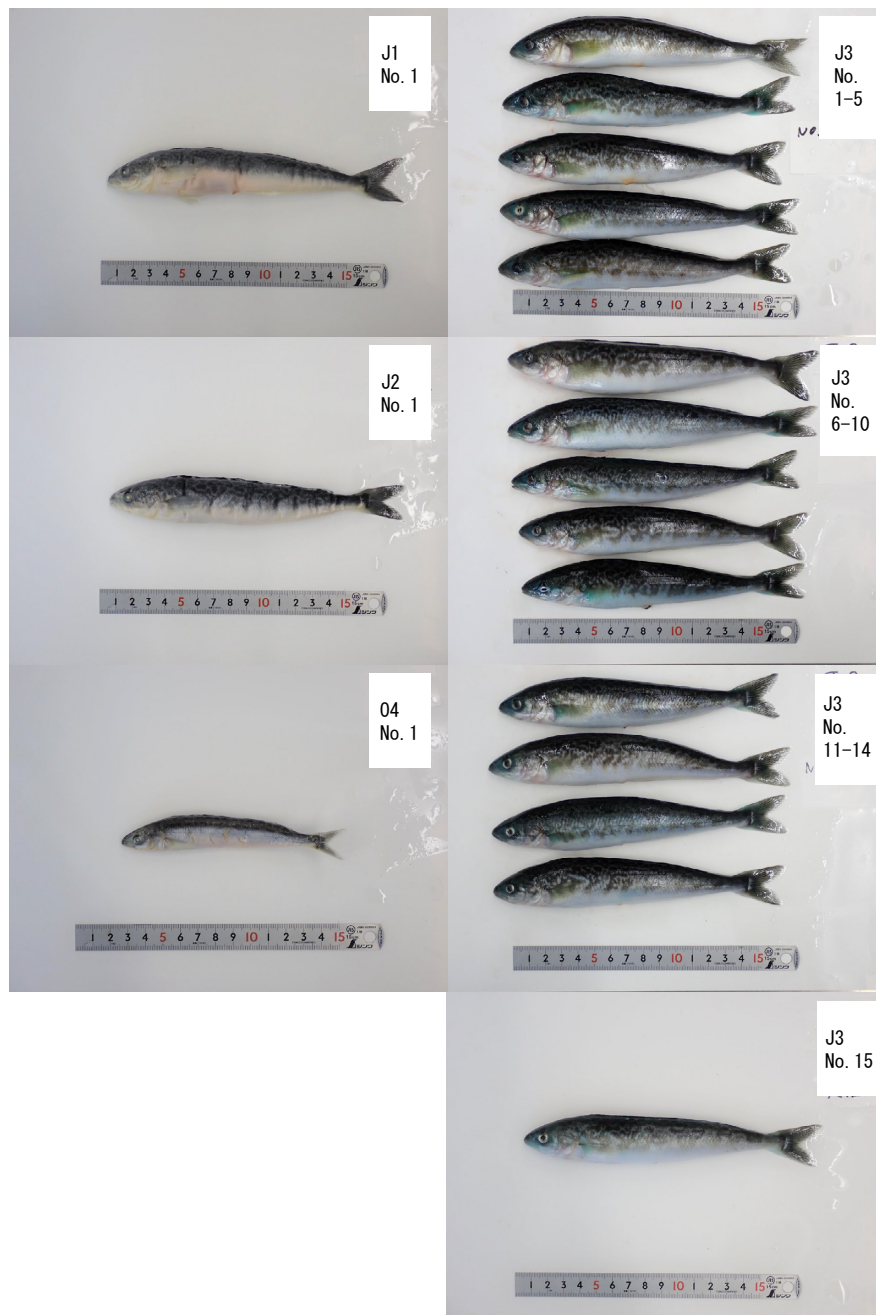


図3 採集されたホッケ

図中のキャプションは調査点および個体番号（複数個体の場合は上から昇順）を示し，これらは表2と対応する。

表2 採集されたホッケ若魚の生物測定結果

| 調査点 | 漁具 | 保存方法 | No. | 性別 | 標準体長 (mm) | 体重 (g) |
|-----|---------|-------|-----|----|--------------|-----------|
| J1 | トロールネット | エタノール | 1 | 雌 | 155 | 42 |
| J2 | トロールネット | エタノール | 1 | 雄 | 153 | 38 |
| J3 | トロールネット | 冷凍 | 1 | 雌 | 147 | 46 |
| | | | 2 | 雄 | 148 | 47 |
| | | | 3 | 雄 | 149 | 50 |
| | | | 4 | 雄 | 151 | 49 |
| | | | 5 | 雌 | 154 | 50 |
| | | | 6 | 雄 | 159 | 54 |
| | | | 7 | 雄 | 157 | 54 |
| | | | 8 | 雌 | 151 | 41 |
| | | | 9 | 雄 | 153 | 47 |
| | | | 10 | 雄 | 147 | 43 |
| | | | 11 | 雄 | 145 | 42 |
| | | | 12 | 雌 | 157 | 51 |
| | | | 13 | 雌 | 155 | 50 |
| | | | 14 | 雌 | 153 | 49 |
| | リングネット | | 15 | 雄 | 155 | 49 |
| O4 | トロールネット | エタノール | 1 | 雄 | 110 | 13 |

図3)。体長は110–159 mm, 体重は13–54 gの範囲にあった(表2, 図3)。日本海で採集された個体の体長は平均152 mmで, オホーツク海で採集された個体の体長は110 mmであり, 体長に海域差が見られた。採集された個体は鈴木(2014)および鈴木(2017)が示す仔稚魚と比較して体長が十分に大きく, 表層生活期において成長の過程で出現するとされる模様が体色に見られた(図3)。生殖腺は雌雄で明瞭な違いが確認され, 雌雄判別が可能であった。J1のNo.1(体長155 mm)から種判別可能な胃内容物が得られ, 餌生物は全てツノナシオキアミ *Euphausia pacifica* であった。これ以外の個体では空胃であったか, 種判別が可能な胃内容物が得られなかった。

ホッケの採集があった4調査点の全てで, トロールネットに装着したカメラによりホッケが撮影された(図4)。い

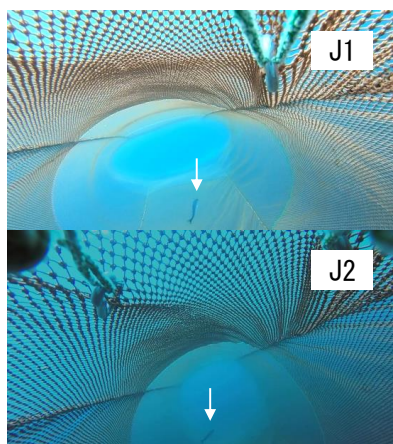


図4 トロールネットに装着したカメラで撮影されたホッケの例
図中のキャプションは調査点名を, 矢印は撮影されたホッケを示す。

ずれの調査点においてもホッケは複数回確認されたが, 網口方向(撮影方向)からホッケが出現する様子が最初に確認され, これ以降は視野の外から出現した。視野の外から出現した際のホッケはトロールネットと並走また

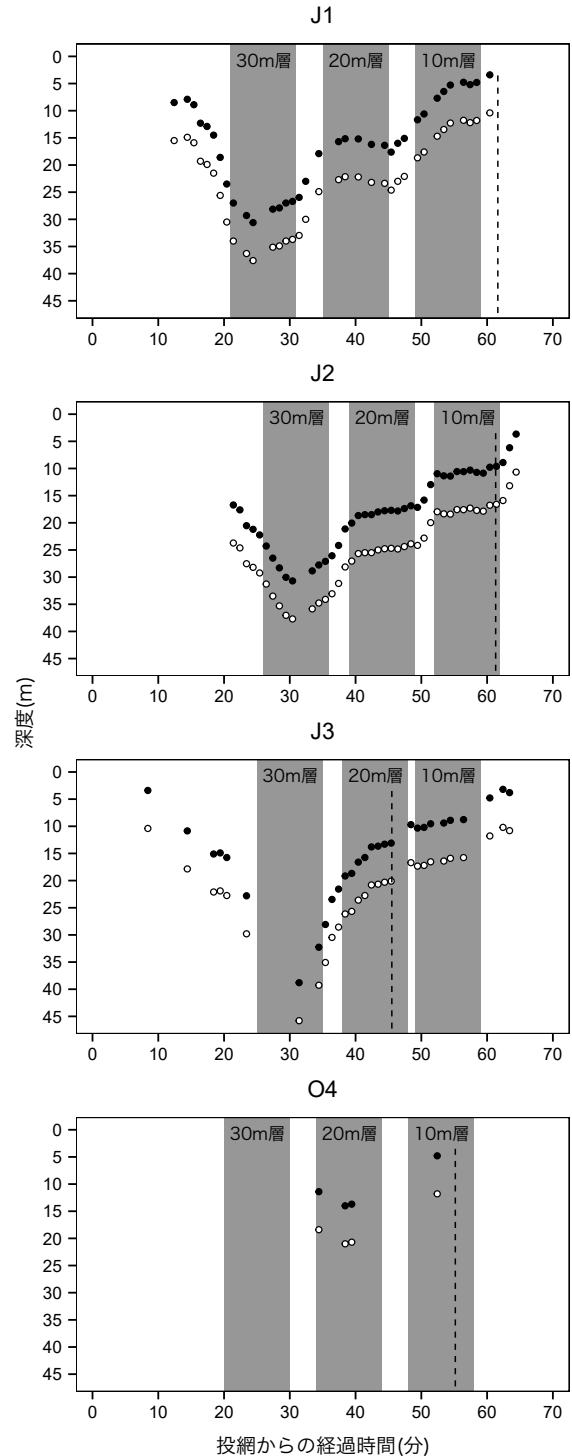


図5 トロールネット曳網深度とホッケが入網するまでの経過時間

●: ネットモニターによる網口上部深度(60秒平均), ○: 網高が設計上の7 mで曳網したと仮定した場合の網口下部深度, 破線: ホッケ入網時, 灰色網掛: 各層曳網時

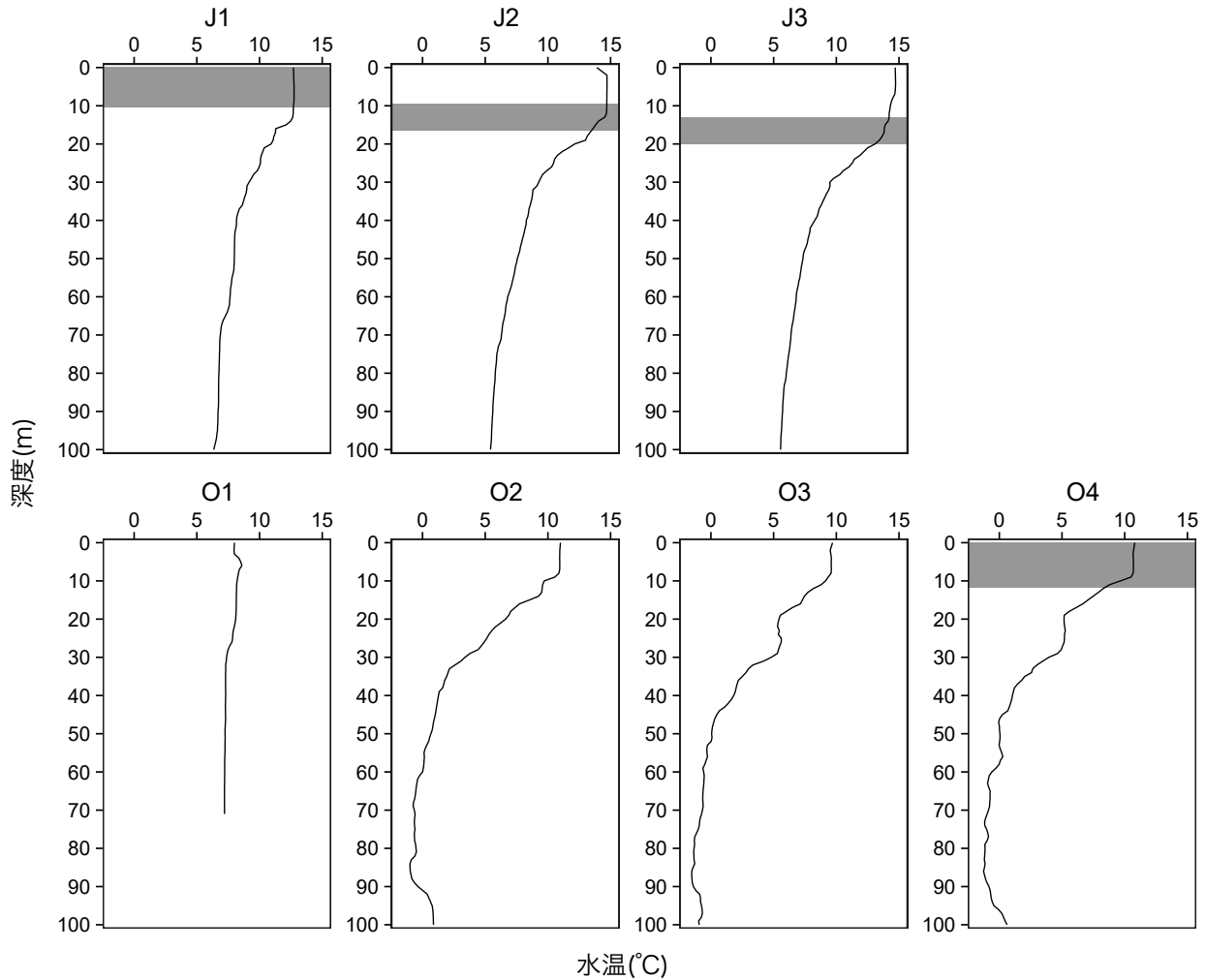


図6 CTD 観測による鉛直水温分布
灰色網掛：ホッケが入網したと推定された深度帯

はコッドエンド側から網口方向へ遊泳していたことから、ホッケが最初に確認された時点を入網したタイミングと見なした。J3では照度や透明度の影響によりトロールネットで採集された14個体全てを確認できなかったが、最初にホッケが出現した際に10個体確認された。これ以降、網口方向からホッケが出現する様子が見られなかったことから、この時点で全14個体が入網したと仮定した。J1, J2, J3, O4でそれぞれ投網から61分40秒前後、61分20秒前後、45分30秒前後、55分10秒前後にホッケが入網し、これらはそれぞれ10 m層曳網後の揚網時、10 m層曳網時、10 m層曳網時、20 m層曳網時に相当した(図5)。ネットレコーダーから得たホッケ入網時の網口上部の深度はJ2とJ3でそれぞれ9.6 m, 13.1 mであり、トロールネットは設計上の網高が7 mであることから、この網高で曳網していたと仮定すると網口下部の深度はそれぞれ16.6 m, 20.1 mと推定された(図5)。J1とO4では、網口上部の深度がそれぞれ3.4 m(推定網口下部深度10.4 m), 4.8 m(推

定網口下部深度11.8 m)と記録されたのを最後に以降のデータが欠測し、ホッケが入網したのはデータ欠測時であった。

海洋観測の結果、日本海の3調査点の表面水温は12.7–14.7℃であり、表面から深度15–20 m付近までの水温は一樣であったが、これ以深では大きく水温が低下し、躍層が形成されていた(図6)。オホーツク海の4調査点の表面水温は8.0–10.8℃であり、表面から深度10 mまで水温は一樣であった(図6)。O1では鉛直的には大きな水温の変化は見られなかったが、これ以外の調査点では10 m以深で水温が大きく低下し、躍層が形成されていた。

考 察

本調査で表層において採集されたホッケは体長が仔稚魚期(10–40 mm)よりも十分に大きく、表層生活期の成長の過程で現れる模様が体色に見られたことから、仔稚

魚期を過ぎた若魚期の個体と判断した。

ホッケ道北群の分布範囲である後志地方以北の日本海では本調査と同時期の6月にホッケ若魚の採集例があり、1952–1955年に香深沖で定置網、岩内沖（西微北70海里）でサンマ流し網、積丹沖（北西100海里）でたも網により採集され、体長は94–185 mmであった（辻崎・石垣, 1957）。オホーツク海では、6月は1954年に網走沖（北30–40海里）で稚魚ネットにより体長23–68 mm、7月以降においては、1955年7月にウルップ島沖（北60–100海里）で稚魚ネットおよびたも網により全長134–179 mm（辻崎・石垣, 1957）、1973–1976年8月下旬から9月に北緯48–54度で表層流し網により体長120–240 mmの個体が採集された例がある（島崎・久新, 1982）。本調査で採集されたホッケの体長は先行研究で報告された範囲内にあり、当該時期における平均的な個体であると考えられる。ただし、6月にオホーツク海で採集された個体について、先行研究では体長23–68 mmと報告されているが（辻崎・石垣, 1957）、本調査では1個体のみの採集結果であるものの、体長110 mmであり先行研究より体長が大きかった（表2, 図3）。

前述の先行研究（辻崎・石垣, 1957; 島崎・久新, 1982）はいずれも夜間におけるホッケ若魚の採集例である。したがって、本調査のトロールネットによる採集例は当該時期のホッケ若魚の昼間における分布について新たな知見を与えるものである。トロールネットにホッケ若魚が入網した深度が欠測であったJ1とO4における入網深度について検討した。J1におけるホッケ若魚の入網時は、10 m層を曳網した後の揚網中であり、この時の網口深度は経時的に浅くなると考えるのが妥当であることから、入網時の直前に記録された網口下部深度である10.4 mより浅層で入網したと考えられる。同様にO4では10 m層曳網時に入網し、他調査点の10 m層の曳網深度を見ると概ね安定しており、曳網深度が深くなる方向への変化は見られなかったことから（図5）、O4での入網深度は10 m層で記録されたホッケ若魚入網時以外の深度である4.8–11.8 mと同程度またはそれ以浅と推察される。各調査点のホッケ若魚入網深度と鉛直水温分布を比較すると、ホッケ若魚が入網した深度はいずれの調査点においても海面から水温躍層上部までの範囲であった（図6）。表層生活期のホッケに特徴的な青色の体色は、浮魚類と同様に捕食者に対する保護色と考えられており、辻崎・石垣（1957）はその体色からホッケ若魚は昼間においても表層付近を遊泳していると推察している。また、島崎・久新（1982）は水温躍層が顕著に形成されている海域でホッケ若魚が採集されたことから、躍層以浅の表層を遊泳していると推察している。昼間に実施された本調査により得られたホッケ若魚の分布深度帯はこれらと一致する。

ホッケ若魚が採集された調査点の海面から躍層上部までの水温は、日本海では12–15℃、オホーツク海では10–11℃であった（図6）。同時期におけるホッケ若魚の分布水温に関する知見は無いが、8月下旬から9月に北緯48–54度のオホーツク海で採集された海域における躍層上部の水温は12–15℃であった（島崎・久新, 1982）。この水温と本調査の水温には大きな乖離が無いことから、ホッケ若魚の分布水温は概ね10–15℃と推察される。

先行研究において、日本海で採集された体長100–140 mmのホッケ若魚がオキアミ類を主体に捕食していた報告がある（石垣・中道, 1958）。本調査において日本海で採集された体長155 mmの個体もオキアミ類を捕食していたことから、体長100–150 mm程度のホッケ若魚ではオキアミ類が主要な餌生物である可能性がある。

本調査は単年かつ標本数も多くないため、ホッケ道北群における若魚期の生態を解明するには今後さらなる調査が必要となる。本調査で採集された個体は日本海とオホーツク海の採集海域で体長に差が見られたほか、オホーツク海では過去の同海域の採集例と比較して体長差が見られた。この体長差はホッケ道北群における若魚期の生態を理解するうえで興味深い点であり、体長差が生じる要因の解明は今後の重要な課題となり得る。この要因を解明するには生物標本の採集が不可欠である。

若魚期の標本採集については、本報で明らかにした海洋環境に依存するホッケ若魚の分布特性を考慮して調査点を設定することに加え、より効率的な採集方法の検討が求められる。本調査では昼間に実施したトロールネットの曳網速度を2–3 ktとしたが、入網したホッケ若魚は即座にコッドエンド側へ流されるのではなく、網口方向へ遊泳する様子が映像で確認された。したがって、トロールネットによる採集を試みる場合、ホッケ若魚の遊泳力に対応するため、曳網速度を上げることによって採集効率が高くなることを見込まれる。また、深度10–20 m付近に形成された水温躍層上部以浅でホッケ若魚の分布が確認されたことから、深度0–20 mを一度に曳網できる漁具として浮魚類の採集に利用されているオッター式トロールネット（Ueno *et al.*, 2003; 稲川, 2017）を用いることも効率良くホッケ若魚を採集する方法の一つとして考えられる。さらに、先行研究や本調査のリングネットでも採集があったように夜間は昼間よりも表層域を遊泳し、分布深度が限定される可能性があることから、トロールネットより小型であるが作業効率が良い、かつリングネットより網口が大きく採集効率が良いと考えられるフレームトロールネット（Itaya *et al.*, 2007）を夜間に多くの調査点で曳網することも有効な手段として挙げられる。

以上より、本報が今後の研究を立案する基礎情報とし

て活用され、ホッケ道北群における若魚期の知見の蓄積に加え、仔稚魚期の知見と併せて漁獲加入前である表層生活期の生態が解明されることにより効果的な資源管理措置の実施につながると期待される。

謝 辞

調査を実施していただいた試験調査船北洋丸の長谷川秀喜船長をはじめ乗組員の皆様、トロールネットの取り扱いについてご指導いただいたニチモウの南条俊明氏、調査へご協力いただいた稚内水産試験場の堀本高矩氏、さけます・内水面水産試験場の下田和孝氏、原稿執筆に際しご助言いただいた中央水産試験場の有馬大地氏、佐藤政俊氏をはじめとする稚内水産試験場職員の皆様に感謝申し上げます。本報の調査および解析は、経常研究「ホッケ道北系群の若魚期の定量調査にむけた採集方法の確立」により実施された。

引用文献

- Anderson JT. A review of size dependent survival during pre-recruit stages of fishes in relation to recruitment. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 1988 ; 8 : 55-66.
- 中央水産試験場, 稚内水産試験場, 網走水産試験場. ホッケ道央日本海～オホーツク海海域. 2022年度北海道周辺海域における主要魚種の資源評価. 道総研水産研究本部, 余市. 2022 ; 94-120.
- Cushing DH. Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. *Adv. Mar. Biol.* 1990 ; 26 : 249-293.
- ホッケ研究グループ. 9.北海道周辺海域のホッケの分布, 回遊. 「最近のホッケの調査研究」北海道立水産試験場ホッケ研究グループ, 余市. 1983 ; 44-59.
- 稲川亮. サンマを対象とした北辰丸による表中層トロール網調査. 第65回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告, 東北区水産研究所, 八戸. 2017 ; 173-181.

- 石垣富夫, 中道克夫. ホッケの研究 (VI) —行動, 食性および棲息条件—. 北水試月報 1958 ; 15 : 4-13.
- Itaya K, Fujimori Y, Shimizu S, Komatsu T, Miura T. Effect of towing speed and net mouth size on catch efficiency in framed midwater trawls. *Fish. Sci.* 2007 ; 73 : 1007-1016.
- 坂口健司, 鈴木祐太郎, 秦安史, 浅見大樹, 高嶋孝寛. 2018 北海道北部海域に分布するホッケの資源量減少にともなう体サイズの変化とその親魚量への影響. 北海道立水産試験場研究報告 2018 ; 93 : 51-57.
- 島崎健二・久新健一郎. オホーツク海に出現するホッケ幼魚群. 北大水産彙報 1982 ; 33 : 229-239.
- 鈴木祐太郎. ホッケ仔稚魚の耳石日周輪について. 試験研究は今 2014 ; 775. https://www.hro.or.jp/list/fisheries/marine/att/o7_u1_kr000000_gdf0.pdf
- 鈴木祐太郎. 2017年に北海道沖合で採集されたホッケ仔稚魚について. 試験研究は今 2017 ; 833. <https://www.hro.or.jp/list/fisheries/marine/att/ima833.pdf>
- 高嶋孝寛・星野昇. 資源生態的特徴および資源評価の方法・問題点. 「技術資料No.6 北海道周辺におけるホッケの資源と漁業 —資源評価の高度化にむけて—」北海道立中央水産試験場, 余市. 2010 ; 1-9.
- 高嶋孝寛. ホッケ道北群資源の衰退と今後の展望. 北水試だより 2012 ; 85 : 1-6.
- Takashima T, Okada N, Asami H, Hoshino N, Shida O, Miyashita K. Maturation process and reproductive biology of female Arabesque greenling *Pleurogrammus azonus* in the Sea of Japan, off the west coast of Hokkaido. *Fish. Sci.* 2016 ; 82 : 225-240.
- 辻崎久輝, 石垣富夫. ホッケの研究 (V) —生育段階とその習性—. 北水試月報 1957 ; 14 : 503-511.
- Ueno Y, Suyama S, Kurita Y, Kumazawa T. Design and operation methods of a mid-water trawl for quantitative sampling of a surface pelagic fish, Pacific saury (*Cololabis saira*). *Fish. Res.* 2004 ; 66 : 3-17.

2021年および2022年の道南海域における赤潮発生と有害赤潮プランクトンの出現について（資料）

夏池真史^{*1}, 小西哲弥², 水上卓哉¹

¹北海道立総合研究機構函館水産試験場, ²北海道渡島総合振興局渡島北部地区水産技術普及指導所

Occurrences of red tides and harmful algal species in the southern Hokkaido during 2021 and 2022 (Note)

MASAFUMI NATSUIKE^{*1}, TETSUYA KONISHI² and TAKUYA MIZUKAMI¹

¹ Hakodate Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Hakodate, Hokkaido 040-0051*,

² Oshima-Hokubu Fisheries Technical Guidance Office, Oshima General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Mori, Hokkaido 049-2313, Japan*

キーワード: Harmful Algal Bloom, red tide, 渦鞭毛藻, デイクチオカ藻, 有害微細藻類, ラフィド藻

微細なプランクトンの大量出現によって生じる海面の着色現象を赤潮 (red tide) と呼ぶ。プランクトンの中には魚類等に強い有害性を及ぼす種の存在が知られており、このような有害種が赤潮を形成すると、水産生物の大量死などの大規模な被害を引き起こすことがある。このような人間社会や環境への悪影響をともなう赤潮は、有害赤潮 (Harmful Algal Blooms; HABs) と呼ばれる。北海道の道東海域において2021年の秋季に有害渦鞭毛藻 *Karenia selliformis* を優占種とする大規模な有害赤潮が発生し、ウニなどの水産動物の大量死を中心とした甚大な漁業被害が発生し (Hasegawa *et al.*, 2022), 道民の赤潮に対する危機意識が大きく高まった。2021年以前の全道における赤潮発生状況や道以外で有害事例のある赤潮原因プランクトンの全道における出現状況は嶋田 (2021) がまとめている。2021年と2022年は赤潮が発生しやすい環境であったためか、道民意識の変容からか、道南海域における赤潮発生の通報件数は例年より多く、のべ10件を超えた。その中には、嶋田 (2021) で報告されていない海域・原因種による赤潮事例が含まれ、新たな知見の追加があった。そこで、本研究では2021年から2022年にかけて道南海域において赤潮を形成したプランクトン種や、プランクトンの出現状況に関する種々の調査の中で確認された潜在的な有害プランクトン種についての基礎的情報を整理して資料として報告する。

試料及び方法

赤潮発生状況 2021年1月から2022年12月までの2年間に道南海域 (檜山地方から渡島地方および胆振地方の噴火湾までの沿岸; 図1) において、赤潮発生件数、優占種と細胞密度を集計した。連続する時期や海域において確認された同一種による赤潮は1件と集計した。赤潮海水試料は、バケツ採水でプラスチック製容器に収容され、基本的に採集当日中、遅くとも2日以内に函館水産試験場に持ち込まれる。これらの試料を微分干渉装置付きの倒立型顕微鏡 (BX71, オリンパス) で検鏡し、赤潮原因種や細胞密度を決定した。福代ら (1990), Hasle *et al.* (1996), 松山ら (2013) を参考に種の同定を進め、近年の分類学的な変更についてはAlgaeBase (<https://www.algaebase.org/>, 2023年1月4日閲覧) 等を参考に適宜文献を確認した。

有害赤潮原因種の出現状況 筆者らは赤潮発生時以外にも主に函館湾と噴火湾において、2011年から植物プランクトンの観察を行っている (夏池ら, 2012, 2015, 2019, 2022)。これらの観察において、赤潮には至らなかったものの、有害赤潮原因種の出現が確認されている。そこで、これらの種についても道南海域における潜在的な有害赤潮原因種として記録する。ここでは、高密度に出現した際に水産生物への直接的な致死性を示す種を有害赤潮原因種とした。水産生物への直接的な致死性をもたない種が濃密な赤潮を形成した後に微生物的な分解過程で酸素

が消費されることによって、貧酸素が発生して水産生物が大量死する場合がある (Imai *et al.*, 2006)。このような現象はほぼすべての赤潮において潜在的なリスクとして存在すると考えられるため、こうした種については報告の対象としなかった。また、特定の光合成色素を有する植物プランクトン種が赤潮を形成した時に、それらを大量に摂取した二枚貝がその色素を体内に高濃度に貯留することによって、組織が変色して商品価値が下がる場合がある (例えばClemens, 1935; Hata *et al.*, 1982)。このように、生物に直接的な致死性をもたらさない現象の原因種も報告の対象としなかった。

結果および考察

赤潮発生状況 2021年から2022年の道南海域における赤潮発生件数は16件、それらの優占種として7種が出現した。それらの中で、これまでに水産生物の死亡を引き起こすことが知られている有害赤潮原因種4種による赤潮発生件数は、のべ11件であった。さらに、実際に赤潮発生と同時に水産生物の死亡が発生した赤潮件数は *Karenia mikimotoi* による1件であった (表1)。ただし、*K. mikimotoi* による赤潮と水産生物の死亡との因果関係は不明である。嶋田 (2021) は、北海道全域における1972年から2020年までの赤潮発生件数を全53件と報告している。全道における約50年間の赤潮発生件数の約4分の1に相当する件数が道南海域内において近2年で発生したことに

なり、赤潮発生が多かったと言えよう。また、赤潮の発生海域は噴火湾 (5件) や函館湾 (4件) で発生しやすい傾向があり (図1)、発生月は7, 9月 (ともに6件) で最多となり、夏に多かった。

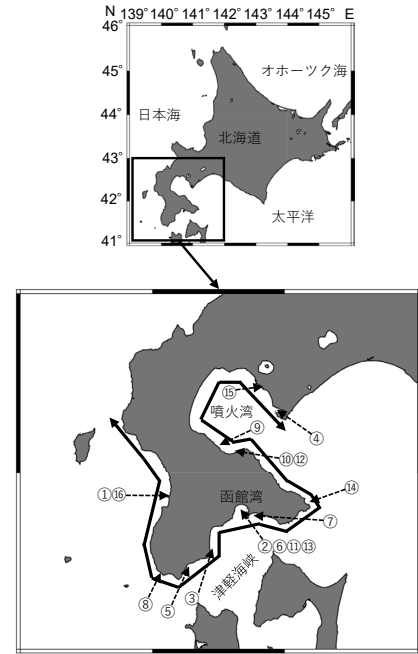


図1 2021年および2022年に北海道南西部において赤潮発生が認められた地点。実線矢印は本研究の研究対象海域の範囲を示し、破線矢印は赤潮が発生した海域を示している。破線矢印に付した番号は表1の番号に対応している。

表1 2021年および2022年に北海道南西部において確認された赤潮

| 番号 | 発生確認日 | 発生確認海域 | 主要な構成種 | 最大細胞密度 (cells ml ⁻¹) | 赤潮発生確認時の水色 | 水産生物 の死亡* |
|----|------------|-----------------------------|------------------------------|-------------------------------------|--------------|--------------|
| 1 | 2021/8/24 | 江差港内 | <i>Noctiluca scintillans</i> | 3,500 | さえたあかみのだいたい | 無 |
| 2 | 2021/9/2 | 函館漁港内 | <i>Karenia mikimotoi</i> | 3,200 | こいき | 無 |
| 3 | 2021/9/29 | 知内町涌元漁港内 | <i>Mesodinium rubrum</i> | 7,560 | こいあか | 無 |
| 4 | 2021/9/30 | 室蘭港内および周辺海域 | <i>K. mikimotoi</i> | 4,440 | はいみきみのだいたい | 無 |
| 5 | 2021/10/12 | 福島漁港内 | <i>Mesodinium rubrum</i> | 610 | 不明 | 無 |
| 6 | 2022/6/27 | 函館港内を含む函館湾内 | <i>Heterosigma akashiwo</i> | 300,000 | くらいき | 無 |
| 7 | 2022/7/4 | 函館市住吉漁港沖合 | <i>Rhizosolenia temperei</i> | 2,520 | くらいき | 無 |
| 8 | 2022/7/20 | 松前町館浜漁港内 | <i>N. scintillans</i> | 930 | あかるいあか | 無 |
| 9 | 2022/7/21 | 森町蛸谷漁港内 | <i>H. akashiwo</i> | 80,500 | さえたきみのだいたい | 無 |
| 10 | 2022/7/26 | 森港内 | <i>H. akashiwo</i> | 44,400 | こいきみのだいたい | 無 |
| 11 | 2022/7/28 | 函館港内 | <i>Fibrocapsa japonica</i> | 1,460 | さえたき | 無 |
| 12 | 2022/7/30 | 森港内 | <i>Eutreptiella</i> sp. | 64,000 | こいきみどり | 無 |
| 13 | 2022/9/4 | 函館湾内を中心に知内町中の川 漁港までの各漁港内 | <i>K. mikimotoi</i> | 47,200 | こいき | 有 |
| 14 | 2022/9/9 | 函館市榎法華漁港内 | <i>N. scintillans</i> | 1,980 | あかるいあかみのだいたい | 無 |
| 15 | 2022/9/13 | 洞爺湖町虻田漁港大磯分区沖合 | <i>N. scintillans</i> | 不明 | 不明 | 無 |
| 16 | 2022/9/15 | 江差追分漁港(五勝手地区)内 | <i>H. akashiwo</i> | 45,000 | くらいきみのだいたい | 無 |

*北海道では赤潮を死亡原因と判断する根拠・基準を定めていないため、赤潮と水産生物の死亡との因果関係は不明である。

赤潮原因種 上述16件の赤潮の優占種となった7種(表1)に関する形態的特徴や生物への有害性に関する既往知見を以下にまとめる。本報告では、種や属を簡易に推定する上で有効な最低限の形態的特徴を示した。実際の種同定に必要な詳細な形態的特徴は記載論文等の文献を参考にされたい。また、種名や属名については、分子系統学的な解析が進んでいるため、今後変更される可能性が十分にあるため、注意されたい。

***Rhizosolenia temperei* (珪藻綱)** 本種は長さ200 μm を超えることのある大型珪藻であり、*Rhizosolenia*属の特徴となるまっすぐな針状の突起を細胞両端に1本ずつ有す

る(図2A, B)。本種は、2008年に日本海の奥尻島と本島との間、2014年と2022年の7月に函館市立待岬の東側の津軽海峡部において潮目に沿って帯状の黄緑色の赤潮を形成した(図4A, B)。本種による水産動物等への有害事例は知られていない。

***Karenia mikimotoi* (渦鞭毛藻綱)** 扁平で丸みのある五角形や楕円形などやや幅がある外形で、大きさ長さ幅ともに30 μm 程度である(図2C, D)。細胞上端に比較的に明瞭な直線上の上錐溝を有し、腹面観から見た時に核が左よりに分布し、顆粒状の黄褐色の葉緑体を有する。ひらひらと回転しながら遊泳することにも特徴がある。本種

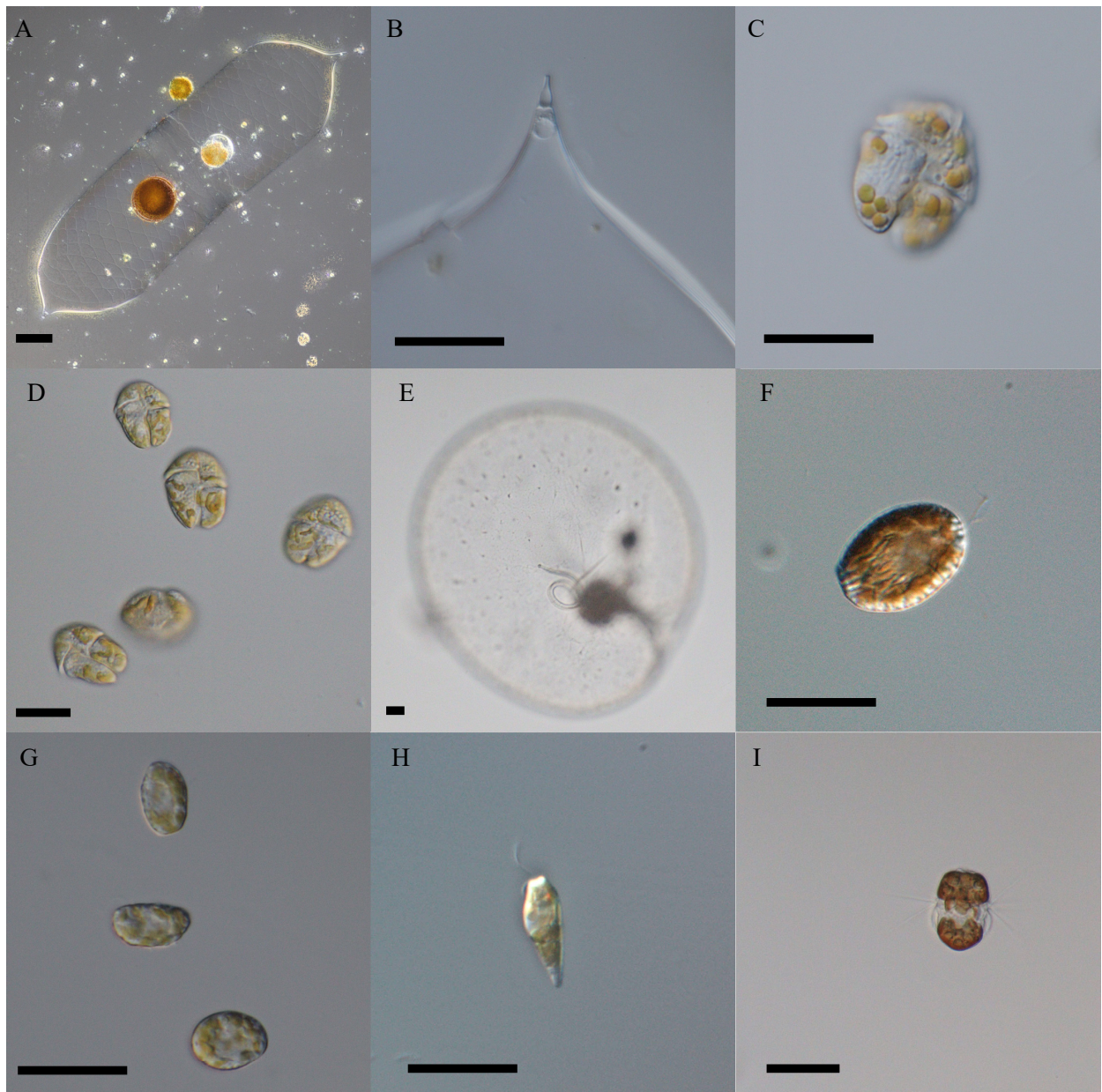


図2 北海道南西部において赤潮を形成した原因種 (A~I)。

A: *Rhizosolenia temperei*, B: *R. temperei*細胞端の針状の突起, C: *Karenia mikimotoi*, D: *K. mikimotoi*の複数細胞, E: *Noctiluca scintillans*, F: *Fibrocapsa japonica*, G: *Heterosigma akashiwo*, H: *Eutreptia* sp., I: *Mesodinium rubrum*。黒線はスケールバー (20 μm) を示す。

を含む*Karenia*属や後述する赤潮原因種の多くは、ホルマリン等の固定液によって、容易に細胞が破壊されるため試料採集や観察時に注意が必要である。本種は2015年、2021年、2022年の夏～秋季に函館湾や周辺海域の漁港内において、2021年秋季に噴火湾内の室蘭港において、黄色みがかかった茶色の赤潮を形成した（図4C, D）。本種は広範な水産生物に有害性を示すことが知られている（Li *et al.*, 2019）。本種赤潮は西日本を中心に主に晩春から夏季に頻繁に発生することが古くから知られているが（Imai *et al.*, 2006）、温帯域の冬季や夏季の亜寒帯域など比較的水温が低い時期や海域においても赤潮を形成する場合があることが知られている（Li *et al.*, 2019; Vandersea *et al.*, 2020）。古くから西日本を中心に、ブリ等の養殖魚類やアコヤガイ等の二枚貝、アワビなどの巻貝類の大量死を引き起こしており、近年でもしばしば大きな漁業被害が報告されている（例えば里道ら, 2016; 山砥ら, 2016）。北海道では2015年と2022年に函館湾やその周辺海域において赤潮の発生に伴って定置網内のサケやアワビ等の死亡が報告されているが、*K. mikimotoi*赤潮とこれらの水産生物の死亡との因果関係に結論は出ていない（嶋田ら, 2016）。また、漁業者への聞き取りでは、釣獲したスルメイカを船内のいけすで生きた状態で港内に持ち帰る際に、*K. mikimotoi*が出現していると一部のイカが衰弱して商品価値が下がるという回答があった。

Noctiluca scintillans（渦鞭毛藻綱） 細胞直径は最大1 mm程度にもなる大型種であり、球形の細胞が肉眼でも容易に細胞を観察できる（図2E）。沖合の潮目や、漁港の片隅などで目立つ橙色の赤潮を形成する（図4E）。細胞内に大量のアンモニアを蓄えるため、赤潮が発生すると海水がアンモニア臭くなる。このアンモニアは魚類等に対して有毒であると考えられており（岡市・西島, 1976）、アンモニアに弱いイカなどの軟体動物にとって特に有害とされている。他方、和名であるヤコウチュウが示すとおり振動等の刺激で青白く発光するため、赤潮発生時の夜間の汀線沿いが淡く光る幻想的な風景が市民の観察対象になることもある。道内、国内はもとより世界的に最も頻繁に赤潮を形成する種の1つと言って良い。

Fibrocapsa japonica（ラフィド藻綱） 楕円形で長さ30 μm 、幅20 μm 程度、黄褐色の葉緑体に覆われている（図2F）。細胞後部に棒状の粘液胞を有し、前端からは2本の鞭毛が伸びる。赤潮は黄色みを帯びる（図4F）。本種は、西日本を中心にまれに赤潮を形成することが知られているが、北海道での赤潮形成の報告は初めてである。魚毒性が知られているが（例えばde Boer *et al.*, 2012）、漁業被害はまれである。

Heterosigma akashiwo（ラフィド藻綱） いびつな楕円

形をしており、細胞表面の凹凸や後端部のとがり方に個体差があり、筆者らは扁平なジャガイモ形と形容している（図2G）。黄褐色の葉緑体を数個持ち、長さ幅ともに10 μm 程度の大きさで、粘液胞は持っていない。細胞側面の浅いくぼみからほぼ等長の2本の鞭毛が前後に伸びており、鞭毛を軸に回転しながら遊泳する。全国の河口から沖合まで分布し、春から秋、特に梅雨の時期に頻繁に黄色みを帯びた褐色の赤潮を形成する（図4G）。本種は魚毒性が知られており、西日本において大規模な赤潮形成による養殖魚の大量死等の漁業被害が知られている。北海道ではこれまでも日本海側の留萌や太平洋側の十勝沖、函館湾でまれに赤潮を形成することが報告されている（嶋田, 2021）。これまでに道内で漁業被害は確認されていない。2022年の道南では7月に函館湾と噴火湾において、9月に江差町の漁港で赤潮の発生が確認された。噴火湾内において*H. akashiwo*による赤潮形成が確認されたのは初めてである。

Eutreptia sp.（ユーグレナ藻綱） 細長い楕円形や涙滴状の細胞形状で、全体に緑色で鞭毛の基部付近に明瞭な赤い眼点を有する（図2H）。スライドガラス等に細胞が付着した際に「すじりもじり運動」と呼ばれる特徴的な細胞運動を示すことがある。海産のユーグレナ藻は、*Eutreptia*属、*Eutreptiella*属、*Euglena*属の3属が知られ、等長の鞭毛が2本あると*Eutreptia*属、不等長の鞭毛が2本あると*Eutreptiella*属、鞭毛が1本あると*Euglena*属に分類される（Thronsdon, 1996）。ただし、本種の鞭毛は観察時にしばしば脱落して観察できないので属レベルでの同定が困難ことが多い。今回の赤潮形成時のサンプルの同定もほとんどの細胞で観察が困難であり、かろうじて確認できた細胞が*Eutreptia*属であった。ユーグレナ藻類による赤潮は緑色を呈する（図4H）。道南では過去に日本海側の漁港内で夏季に発生したことが報告されている（嶋田, 2021）。2022年夏季の噴火湾沿岸の漁港内において赤潮の発生が確認された。噴火湾で発生が確認されたのはこれが初めてである。ユーグレナ藻類の水産生物への致死的な影響は知られていない。

Mesodinium rubrum（繊毛虫門リトストマ綱） 大小の球体が重なっただるま形で赤みの強い葉緑体様の構造を有し、大きさは長さ30 μm 、幅20 μm 程度である（図2I）。接合部からは繊毛が伸びており、この繊毛を使用してはねるように移動する。一般的に繊毛虫類は活発に遊泳して他生物を捕食する従属栄養生物であるが、本種は例外的に、細胞内に特定の植物プランクトン種の葉緑体を取り込むこと（盗葉緑体現象と表現されることがある（大沼, 2020））によって細胞内で光合成を行うことができるため、独立栄養的に増殖できる（Gustafson *et al.*, 2000）。

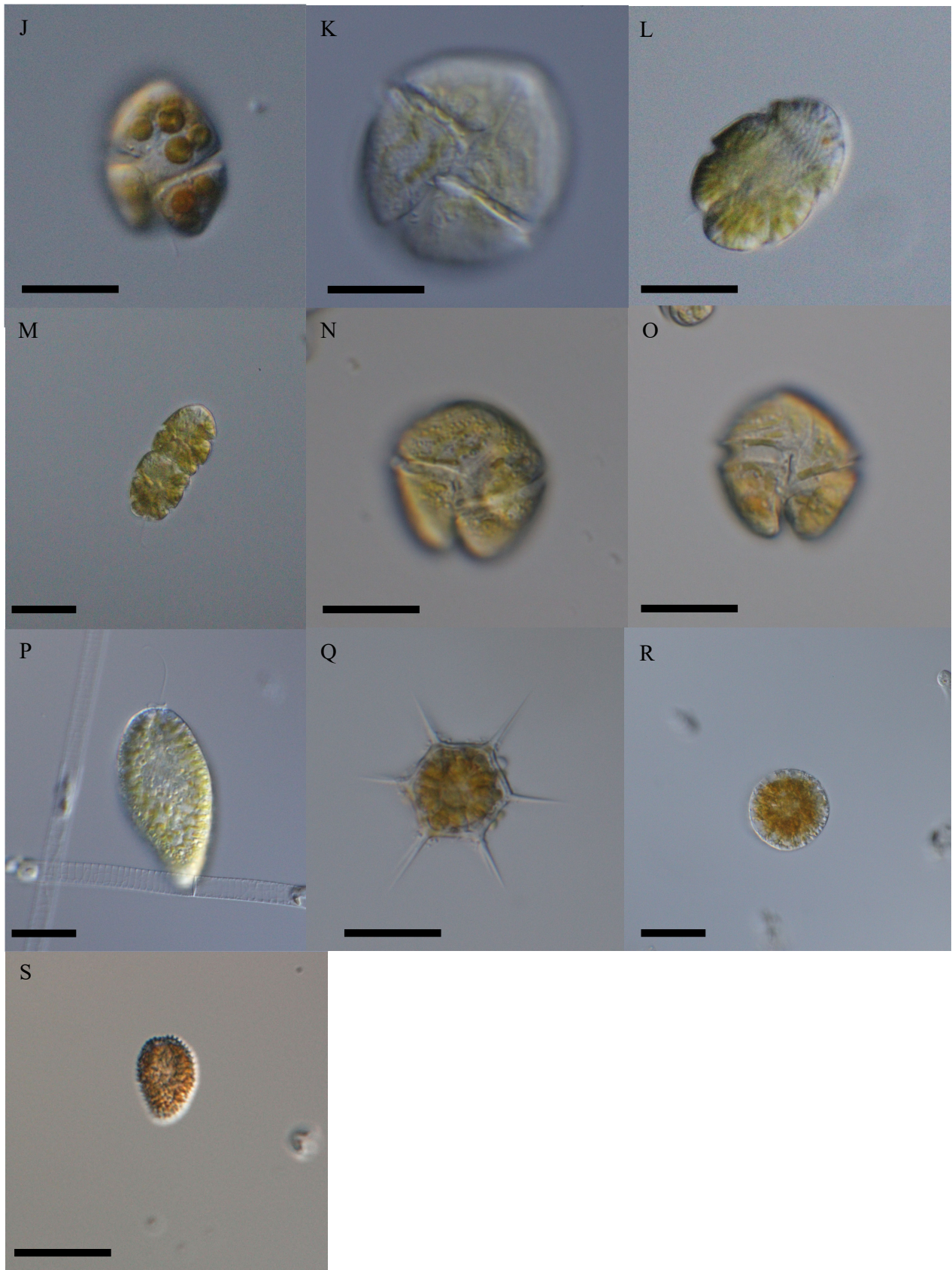


図3 北海道南西部に出現した有害赤潮原因種 (J~S)。

J: *Karenia longicanalis*, K: *Karenia selliformis*, L: *Margalefidinium polykrikoides* (単細胞), M: *M. polykrikoides*の連鎖細胞, N: *Takayama* sp. 1, O: *Takayama* sp. 2, P: *Chattonella marina* var. *antiqua*, Q: *Octactis speculum*, R: *Vicicitus globosus*, S: *Pseudochattonella verruculosa*。黒線はスケールバー (20 μ m) を示す。

国内では主に秋季に増加し、ワインレッド色の赤潮を頻繁に形成する(図4I)。赤潮になるほど濃密に出現した本種を摂餌したカキやアサリなどの二枚貝が赤く変色することがある。変色の原因となる色素は光合成色素に由来するフィコエリスリンである。フィコエリスリン自体はノリなどに多量に含まれる色素で人体には基本的に無害である。道南海域では津軽海峡の漁港内で秋季にまれに赤潮を形成するが漁業被害は報告されていない。

有害赤潮原因種の出現状況 赤潮の発生には至らなかったが、道南海域において確認され、赤潮を形成して水産生物の大量死を引き起こすことが知られている有害種、またはこれまでに有害性は知られていないが分類群の特性から有害性が疑われる潜在的な有害種の8種の形態や出現状況等をまとめた。ただし、この中で、*Karenia selliformis*は本研究の対象海域において出現を確認していないが、道東において甚大な赤潮被害を引き起こした社会的背景の大きさから、細胞形態等の情報を示した。

***Karenia longicanalis* (渦鞭毛藻綱)** 卵形で長さは30 μm 、幅25 μm 程度で*K. mikimotoi*とほぼ同じか1回り小さい(図3J)。*Karenia*属に共通する直線上の上錐溝を有する。核は細胞中央に位置し、黄褐色で球形の葉緑体を有する。これらの特徴からYang *et al.* (2001)に記載されている*K. longicanalis*と判断した。本種は2021年の道東海域における*K. selliformis*を主体とする大規模な赤潮中に少ない割合で出現が認められたが、その葉緑体の形態は多葉形(multilobed)と報告されている(Iwataki *et al.*, 2022)。このように種内に形態的な差異があることから、今後分類上の変更があるかもしれない。他の*Karenia*属と同様に本種も広範な水産動物に対する有害性が知られており、赤潮発生時には注意が必要である(Brand *et al.*, 2012)。2022年8月に噴火湾において低密度(100 cells L⁻¹以下)の出現が確認された。噴火湾および道南西部における出現の確認は本報告が初めてである。

***Karenia selliformis* (渦鞭毛藻綱)** 背腹方向に扁平な円形から楕円形で長さ幅とも40 μm 程度で、*K. mikimotoi*や*K. longicanalis*よりも1から2回りほど大型である(図3K, Iwataki *et al.*, 2022)。*Karenia*属に共通する直線上の上錐溝を有する。黄褐色で紐状の葉緑体を有し、核は下錐側に位置する。葉緑体を失った細胞が観察されることもある(Iwataki *et al.*, 2022)。多くの水産動物に対する強い有害性が知られており、厳重な警戒が必要である。分子生物学的な検討の結果、本種には二つのクレードが存在することが報告されていることから(Iwataki *et al.*, 2022)、今後、種の分類体系が変更される可能性がある。研究対象海域である胆振、渡島、檜山方面では本種の出現は確認されていない。

***Margalefidinium polykrikoides* (渦鞭毛藻綱)** 楕円形で単体の細胞は長さ30 μm 、幅20 μm 程度であるが(図3L)、2~8細胞の連鎖群体を形成する場合が多い(図3M)。茶褐色の葉緑体を有し、横溝は螺旋状に細胞を約2周し、核は上錐に位置し、赤橙色の眼点様の構造を持つ。本種はこれまで*Cochlodinium*属に分類されていたが、最近新設された*Margalefidinium*属に移行した(Gómez *et al.*, 2017)。上錐溝の形態や葉緑体、眼点様の構造、連鎖群体の有無などの特徴で両属の分類が可能である。強い魚毒性を有することが知られており、国内では西日本を中心に夏季にたびたび赤褐色から褐色の赤潮を形成し、養殖魚の大量死を中心に深刻な漁業被害を引き起こすことが知られている(Imai *et al.*, 2006)。本種の分布は道周辺では日本海においてのみ知られているが(Shimada *et al.*, 2016)、赤潮形成に至るほどの密度では確認されていない。2022年の夏季に函館湾および噴火湾においても本種が確認されたがごく低密度であった。

***Takayama* sp. 1 (渦鞭毛藻綱)** 上錐溝は明瞭で湾曲の強いS字状で*Takayama*属と判断される(図3N)。細胞サイズは30 μm 程度であり、2021年の*K. selliformis*赤潮に混在していたことが報告されている*Takayama* sp. (Iwataki *et al.*, 2022)と形態的に似ており、同種の可能性がある。本種に関する水産生物への有害性は不明だが、*Takayama*属には有害種が含まれるため、本種の有害性も否定できない。噴火湾では2021年7月と2022年6月下旬から8月ころまで、ごく低密度で出現していた。

***Takayama* sp. 2 (渦鞭毛藻綱)** 上錐溝はS字状で*Takayama*属と判断されたが、種の特定はできなかった。(図3O)。*Takayama* sp.1とほぼ同大であるが、上錐溝のカーブは*Takayama* sp.1よりも弱く、縦溝へ向かう角度が浅いので別種と判断した。また、*Takayama* sp.1の上錐が背の低い丘状であるのに対して、この細胞は上錐の背がやや高いために上錐と下錐の長さがほぼ同じである。本種は噴火湾において、2022年6月に出現したが、密度はきわめて低く、観察できたのはこの1細胞だけであった。

***Chattonella marina* (ラフィド藻綱)** 扁平な洋梨状、楕円形、卵形などの幅のある外形が見られ、細胞長は100 μm を超えることもある(図3P)。黄褐色の葉緑体を有し、核は細胞やや前方から中央に位置する。細胞前端から2本の鞭毛が出ており、1本は前方にもう1本は後方に伸びる。細胞表面には大小の突起が見られる。きわめて毒性の強い種として知られており、本種赤潮によって、国内はもとより国外においても養殖魚類を中心に様々な水産動物の大量死が多数報告されている(Lum *et al.*, 2021)。国内では細胞サイズや外形などから*C. antiqua*、*C. marina*、*C. ovata*の3種が出現すると考えられていたが、分子遺伝学

的にはこれら3種は変種とされ、*C. marina* complexを形成するとされている (Demura *et al.*, 2009)。図3Pで示した細胞は、細胞尾部がややとがっていること、細胞長が50 μm を超えることから*C. marina* var. *antiqua*と判断された。また、*C. marina*と外見的特徴は同じであるが分子生物学的に別種と考えられる*C. subsalsa*が国外に分布する (Lum *et al.*, 2021)。道内において*C. marina*の分布は日本海において知られているが (Shimada *et al.*, 2016)、ごく低密度でしか検出されず、赤潮形成には至っていない。本研究において、夏季の函館湾および噴火湾においてごく

低密度で出現することが確認された。

***Octactis speculum* (ディクチオカ藻網の有骨格細胞の1種)** 多角形のケイ酸質の骨格を有し、骨格の中心部に黄褐色の葉緑体を有する球状にまとまった細胞質をもつ (図3Q)。本種の一部の種で生活史の中で骨格を持つ時期と持たない時期があることが知られている (Moestrup and Thomsen, 1990)。1992年に鹿児島湾で発生したディクチオカ藻類有骨格細胞の赤潮により養殖ブリがへい死したと報告されていることに加え、カンパチに対する致死的な影響が実験的に確認されている (矢野ら, 2019)。国外

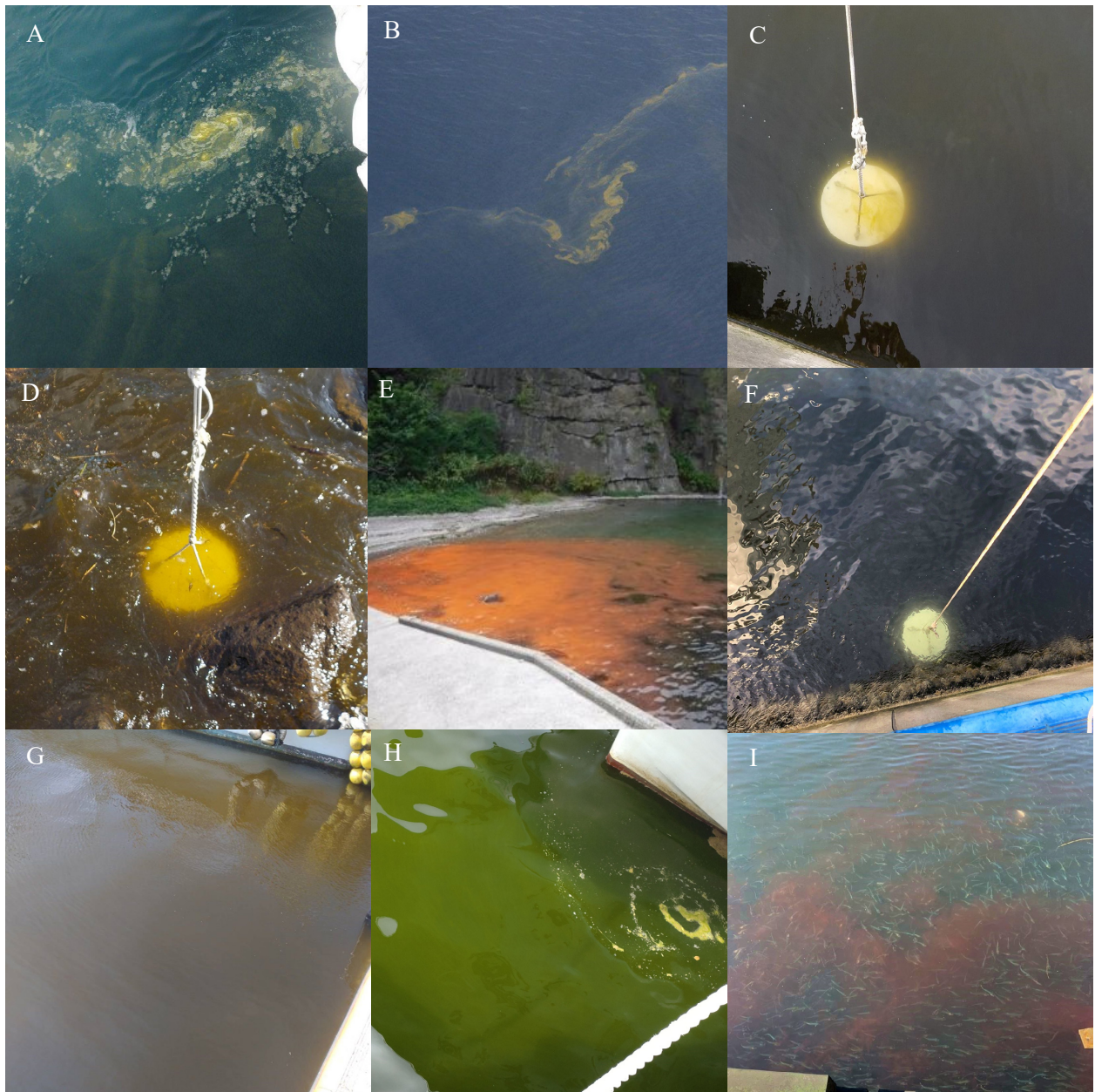


図4 北海道南西部において発生した赤潮の現場写真。

A: *Rhizosolenia temperei*による赤潮 (2014年撮影), B: *R. temperei*による赤潮の航空写真 (2014年撮影), C, D: *Karenia mikimotoi*による赤潮 (2022年撮影), E: *Noctiluca scintillans*による赤潮 (2021年撮影), F: *Fibrocapsa japonica*による赤潮 (2022年撮影), G: *Heterosigma akashiwoi*による赤潮 (2022年撮影), H: *Eutreptia* sp.による赤潮 (2022年撮影), I: *Mesodinium rubrum*による赤潮 (2021年撮影)

ではサーモン養殖において被害事例が知られている（例えばHaigh *et al.*, 2019）。道南各地において、主に六角形状の骨格を持つ*O. speculum*の出現が周年見られ、正確な種査定を行っていないがディクチオカ藻類別種も複数出現している。本種を含むディクチオカ藻類は、これまでケイ酸質骨格の形態を元に、化石種を含めた分類体系が構築されてきたが、近年、分子生物学的な解析を加えて分類体系が大きく見直されている。*O. speculum*も近年まで*Dictyocha speculum*とされていたが、新属に移動した（Chang *et al.*, 2017）。後述にもあるが、これまでラフィド藻類とされていた細胞がディクチオカ藻類の球形細胞であることが明らかになっている。骨格を持ったディクチオカ藻類の分子生物学的な分析も相まって、従来の分類体系が大きく変更されており、引き続き種名や属名の変更や統廃合などが多くなる可能性の高い藻類群と言える。

Vicicitus globosus（ディクチオカ藻綱の球形細胞の1種） 球形で大きさは直径30 μm 程度、細胞表面に無色の突起を有し、細胞質内に黄褐色の葉緑体を有する（図3R）。長短2本の鞭毛をもつ。スライドガラス上に附着した際などにまれにアメーバ運動が観察される。上でも述べたように、近年まで細胞の形や構造から*Chattonella marina*と同属の*C. globosa*と分類されていた（Hara, 1994）。しかし、近年の分子生物学的研究によって、ディクチオカ藻類の無骨格細胞であると結論された。国内ではディクチオカ藻類の球形細胞を主体とする赤潮形成はまれで赤潮に伴う水産生物のへい死事例も知られていないが、国外では養殖サーモンのへい死事例が報告されている（例えば、Haigh *et al.*, 2019）。噴火湾では赤潮を形成するほどの密度には達しないものの、毎年夏季に出現する（夏池ら, 2012）。ただし、函館湾において2022年7月に*F. japonica*を主要な構成種とする赤潮形成時に、本種が110 cells mL^{-1} の密度で混在していた。

Pseudochattonella verruculosa（ディクチオカ藻綱） 球形から楕円形の幅のある外形で、長さ30 μm 程度である。黄褐色の葉緑体をもつ（図3S）。細胞全体に小さな突起を有し、筆者らは果実のドリアンのような外形と形容している。本種もディクチオカ藻類の球形細胞と同様に元々はラフィド藻類の*Chattonella verruculosa*と分類されていたが（Hara, 1994）、分子生物学的な検討が加えられディクチオカ藻類の新属とされた（Hosoi - Tanabe *et al.*, 2007）。国内における本種を主体とする赤潮の発生事例は西日本において数例報告されている。国内における赤潮発生時の水温は15 $^{\circ}\text{C}$ 程度と比較的低水温であり、薄い着色程度の密度で養殖魚類や二枚貝類のへい死が報告されており、ブリに対する強い魚毒性が確認されている（川口ら, 2007；折田ら, 2013）。国外では本種赤潮によ

る養殖サーモンのへい死事例が報告されている（MacKenzie *et al.*, 2011）。道南海域では、筆者らの観察によって、2018年の夏季に函館湾内において低密度で出現していたことが確認されているのに加え（夏池ら, 2019）、噴火湾内において2018年9月に最大11 cells mL^{-1} の密度で出現しており、その後も毎年夏季に低密度ながら出現が確認されている。

結語 2021年秋季の道東沿岸域における*K. selliformis*赤潮による甚大な漁業被害の発生以降、赤潮という現象に対する道民の危機感が高まったと言える。他方、これまで述べてきた通り、赤潮はあくまで「プランクトンの大量出現による海水の着色」という現象に対する呼称でしかなく、すべての赤潮が水産生物にとって有害とは限らない。実際に、これまでに多くの有害種によって多数の漁業被害が生じている瀬戸内海においても、赤潮による漁業被害を伴うケースは全体の10%程度であり（Imai *et al.*, 2006）、本研究で報告の対象としたのべ16件の中で漁業被害との関連が否定できなかったのは*K. mikimotoi*による1件のみである。また、これら以外にも有害赤潮プランクトンが道南海域において複数種出現しており、今後、赤潮原因種となり得る可能性がある。赤潮発生時に原因種を速やかに特定することは、発生規模やその海域における漁業実態を考慮して被害リスクを想定した対応を検討する上で有用と思われる。本報告がその一助になれば幸いである。

謝 辞

赤潮試料の採集や被害状況等について情報提供いただいた各漁業協同組合、市町、道庁、海上保安庁の職員の皆様に御礼申し上げます。東京大学大学院農学生命科学研究科の岩滝光儀 准教授にはTakayama属やKarenia属の渦鞭毛藻の種査定に関して貴重なご助言を賜りました。本研究の一部は、北海道はたて漁業振興協会の助成で行った。

引用文献

- Brand LE, Campbell L, Bresnan E. *Karenia*: The biology and ecology of a toxic genus. *Harmful Algae* 2012 ; 14 : 156–178.
- Chang FH, Sutherland J, Bradford - Grieve J. Taxonomic revision of Dictyochaetales (Dictyochophyceae) based on morphological, ultrastructural, biochemical and molecular data. *Phycol. Res.* 2017 ; 65 : 235–247.
- Clemens WA. Red water-bloom in British Columbia waters.

- Nature* 1935 ; 135 : 473.
- de Boer MK, Boerée C, Sjollem SB, de Vries T, Rijnsdorp AD, Buma AGJ. The toxic effect of the marine raphidophyte *Fibrocapsa japonica* on larvae of the common flatfish sole (*Solea solea*). *Harmful Algae* 2012 ; 17 : 92–101.
- Demura M, Noël M-H, Kasai F, Watanabe MM, Kawachi M. Taxonomic revision of *Chattonella antiqua*, *C. marina* and *C. ovata* (Raphidophyceae) based on their morphological characteristics and genetic diversity. *Phycologia* 2009 ; 48 : 518–535.
- 福代康夫, 高野秀昭, 千原光雄, 松岡敷充. 「日本の赤潮生物 写真と解説」. 日本水産資源保護協会, 東京. 1990.
- Gómez F, Richlen ML, Anderson DM. Molecular characterization and morphology of *Cochlodinium strangulatum*, the type species of *Cochlodinium*, and *Margalefidinium* gen. nov. for *C. polykrikoides* and allied species (Gymnodiniales, Dinophyceae). *Harmful Algae* 2017 ; 63 : 32–44.
- Gustafson DE, Stoecker DK, Johnson MD, van Heukelem WF, Sneider K. Cryptophyte algae are robbed of their organelles by the marine ciliate *Mesodinium rubrum*. *Nature* 2000 ; 405 : 1049–1052.
- Haigh N, Brown T, Johnson D. Ichthyotoxic skeleton-forming silicoflagellates in British Columbia, Canada; results from the Harmful Algae Monitoring Program, 1999–2017. In: Hess P (ed) *Proceedings of the 18th International Conference on Harmful Algae* International Society for the Study of Harmful Algae, Nantes, France. 2019 ; 167–170.
- Hara Y. Four new species of *Chattonella* (Raphidophyceae, Chromophyta) from Japan. *Jpn. J. Phycol.* 1994 ; 42 : 407–420.
- Hasegawa N, Watanabe T, Unuma T, Yokota T, Izumida D, Nakagawa T, Kurokawa T, Takagi S, Azumaya T, Taniguchi Y, Kuroda H, Kitatsuji S, Abe K. Repeated reaching of the harmful algal bloom of *Karenia* spp. around the Pacific shoreline of Kushiro, eastern Hokkaido, Japan, during autumn 2021. *Fish. Sci.* 2022 ; 88 : 787–803.
- Hasle GR, Syvertsen EE, Steidinger KA, Tangen K, Throndsen J, Heimdal BR. *Identifying marine phytoplankton*. Tomas CR (ed.), Elsevier, 1997.
- Hata M, Hata M, Nakamura K, Fujiwara H. Brick-red coloration of oyster *Crassostrea gigas*. 日本水産学会誌 1982 ; 48 : 975–979.
- Hosoi - Tanabe S, Honda D, Fukaya S, Otake I, Inagaki Y, Sako Y. Proposal of *Pseudochattonella verruculosa* gen. nov., comb. nov. (Dictyochophyceae) for a former raphidophycean alga *Chattonella verruculosa*, based on 18S rDNA phylogeny and ultrastructural characteristics. *Phycol. Res.* 2007 ; 55 : 185–192.
- Imai I, Yamaguchi M, Hori Y. Eutrophication and occurrences of harmful algal blooms in the Seto Inland Sea, Japan. *Plankton Benthos Res.* 2006 ; 1 : 71–84.
- Iwataki M, Lum WM, Kuwata K, Takahashi K, Arima D, Kuribayashi T, Kosaka Y, Hasegawa N, Watanabe T, Shikata T, Isada T, Orlova TY, Sakamoto S. Morphological variation and phylogeny of *Karenia selliformis* (Gymnodiniales, Dinophyceae) in an intensive cold-water algal bloom in eastern Hokkaido, Japan. *Harmful Algae* 2022 ; 114.
- 川口修, 高辻英之, 村上倫哉, 飯田悦左. 2006年に広島県沿岸で発生した*Chattonella verruculosa*および*Chattonella globosa*混合赤潮. 広島県立水産海洋技術センター研究報告 2007 ; 2 : 21–27.
- Li X, Yan T, Yu R, Zhou M. A review of *Karenia mikimotoi*: Bloom events, physiology, toxicity and toxic mechanism. *Harmful Algae* 2019 ; 90 : 101702.
- Lum WM, Benico G, Doan-Nhu H, Furio E, Leaw CP, Leong SCY, Lim PT, Lim WA, Lirdwitayaprasit, T, Lu S, Muawanah, Nguyen NV, Orlova TY, Rachman A, Sakamoto S, Takahashi K, Teng ST, Thoha H, Wang P, Yñiguez AT, Wakita K, Iwataki M. The harmful raphidophyte *Chattonella* (Raphidophyceae) in Western Pacific: Its red tides and associated fisheries damage over the past 50 years (1969–2019). *Harmful Algae* 2021 ; 107 : 102070.
- MacKenzie LA, Smith KF, Rhodes LL, Brown A, Langi V, Edgar M, Lovell G, Preece M. Mortalities of sea-cage salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) due to a bloom of *Pseudochattonella verruculosa* (Dictyochophyceae) in Queen Charlotte Sound, New Zealand. *Harmful Algae* 2011, 11, 45–53.
- 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.
- Moestrup Ø, Thomsen H. *Dictyocha speculum* (Silicoflagella, Dictyochaphyceae), studies on armoured and unarmoured stages. *Biol. Skr.* 1990 ; 37 : 1–56.
- 夏池真史, 金森誠, 馬場勝寿, 山口篤, 今井一郎. 噴火湾における球形シャットネラ*Chattonella globosa*の初報

- 告. 北海道大学水産科学研究彙報2012 ; 62, 9-13.
- 夏池真史, 金森誠, 馬場勝寿, 山口篤, 今井一郎. 北海道噴火湾における有害赤潮形成ラフィド藻*Heterosigma akashiwo*の季節変動. 日本プランクトン学会報2015 ; 62 : 1-7.
- 夏池真史, 金森誠, 嶋田宏. 2018年の函館湾における有害ラフィド藻*Heterosigma akashiwo*の季節変動および赤潮発生状況について. 北海道水産試験場研究報告2019 ; 95 : 11-18.
- 夏池真史, 金森誠, 前田高志, 嶋田宏, 坂本節子. 函館湾および噴火湾における有毒渦鞭毛藻*Alexandrium pacificum*および*A. catenella*の2018 年から2020 年の出現状況. 日本プランクトン学会報2022 ; 69 : 1-10.
- 岡市友利, 西島幸郎. 夜光虫 (*Noctiluca miliaris*) の毒性について. 日本プランクトン学会1976 ; 23 : 75-80.
- 大沼亮. 葉緑体ドロボウと細胞内共生の進化. 藻類2020 ; 68 : 161-167.
- 折田和三, 西 広海, 田原義雄, 徳永成光, 中村章彦. 2012年2月山川湾で発生した有害デイクチオカ藻*Pseudochattonella verruculosa*赤潮の発生状況とブリに与える影響. 鹿児島水産技術センター研究報告2013 ; 4 : 17-23.
- 里道菜穂子, 恵崎撰, 杉野浩二郎, 片山幸恵. 2015年夏季に筑前海で発生した*Karenia mikimotoi*赤潮. 福岡県水産技術センター研究報告2016 ; 26 : 83-91.
- 嶋田宏, 金森誠, 吉田秀嗣, 今井一郎. 2015年秋季北海道函館湾における渦鞭毛藻*Karenia mikimotoi*による有害赤潮の初記録. 日本水産学会誌 2016 ; 82 : 934-938.
- Shimada H, Sakamoto S, Yamaguchi M, Imai I. First record of two warm-water HAB species *Chattonella marina* (Raphidophyceae) and *Cochlodinium polykrikoides* (Dinophyceae) on the west coast of Hokkaido, northern Japan in summer 2014. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 2016 ; 7 : 111-117.
- 嶋田宏. 北海道沿岸における赤潮と貝毒の長期変動 (総説). 北海道水産試験場研究報告2021 ; 100 : 1-12.
- Thronsdon J. Chapter 5 The planktonic marine flagellates. In: Thomas CR (ed.) *Identifying Marine Phytoplankton*, Elsevier, 1997 ; 591-729.
- Vandersea M, Tester P, Holderied K, Hondolero D, Kibler S, Powell K, Baird S, Doroff A, Dugan D, Meredith A, Tomlinson M, Litaker RW. An extraordinary *Karenia mikimotoi* "beer tide" in Kachemak Bay Alaska. *Harmful Algae* 2020 ; 92 : 101706.
- 山砥稔文, 石田直也, 平江想, 杉原志貴, 鎌田正幸, 西山嘉乃, 青木一弘. 2012年伊万里湾で発生した有害渦鞭毛藻*Karenia mikimotoi*赤潮の環境特性と養殖トラフグの大量斃死. 藻類2016 ; 64 : 94-101.
- Yang ZB, Hodgkiss IJ, Hansen G. *Karenia longicanalis* sp. nov. (Dinophyceae): a new bloom-forming species isolated from Hong Kong, May 1998. *Bot. Mar.* 2001 ; 44 : 67-74.
- 矢野浩一, 中島広樹, 保科圭助, 西 広海. *Dictyocha* sp. の培養及び養殖カンパチに対する影響. 鹿児島県水産技術開発センター研究報告2019 ; 7 : 10-24.

定期海洋観測30年取りまとめ論文（1）

With special papers for the Periodical marine research 30 years
report article Part 1

北海道周辺海域における年6回の定期海洋観測で得られた動物プランクトン生物量の長期変動（総説）

嶋田 宏^{*1}, 有馬大地², 浅見大樹³

¹北海道立総合研究機構水産研究本部, ²北海道立総合研究機構中央水産試験場,

³北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場

Long-term fluctuations in zooplankton biomass collected during six research cruises around Hokkaido (Review)

HIROSHI SHIMADA^{*1}, DAICHI ARIMA² and HIROKI ASAMI³

¹ Fisheries Research Department, Hokkaido Research Organization, Yoichi, Hokkaido, 046-8555,

² Central Fisheries Research Institute, Fisheries Research Department, Hokkaido Research Organization, Yoichi, Hokkaido, 046-8555,

³ Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Fisheries Research Department, Hokkaido Research Organization, Eniwa, Hokkaido, 061-1433, Japan.

The results of the zooplankton research conducted by the Hokkaido Research Organization over the past 30 years were reviewed. To elucidate the fluctuations in lower trophic level production, we examined long-term changes in zooplankton biomass and species composition of samples collected using the NORPAC net almost six times a year around Hokkaido. Regarding the long-term fluctuation of zooplankton biomass, it was revealed that the biomass remained almost unchanged, although the annual fluctuations at each station were largely based on the wet weight dataset from 1989 to 2019 obtained from the subsurface layer (depth 150 m) at the six stations. However, the species composition of the dominant large copepods obtained from the mesopelagic layer (depth 500 or 300 m) from 2008 to 2019 varied by area. The dominant large copepod species were *Neocalanus* spp., *Eucalanus bungii*, and *Metridia* spp., which fluctuated significantly annually. Because these large copepods are cold-water species that prey on important fishery resources such as chum salmon, walleye pollock, and arabesque greenling, it is important to monitor these large copepod species, considering the relationships among their biomass, ocean warming, and fishery resource status from a long-term perspective.

キーワード：カイアシ類, 湿重量, 長期変動, 動物プランクトン

近年、気候変動とりわけ海洋温暖化が水産資源に与える影響が注目されている（例えばSumaila *et al.*, 2011; Mills *et al.*, 2013; Cheung *et al.*, 2013）。我が国周辺においても、ほぼ全ての海域で海面水温の上昇傾向が認められており（気象庁 http://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/data/shindan/a_1/japan_warm/japan_warm.html, 2023年3月8日）、水産資源の長期変動との関係が注目されている（水産庁 https://www.jfa.aff.go.jp/j/kikaku/wpaper/h29_h/trend/1/t1_1_2_3.html, 2022年3月6日）。サケ、スケトウダラ、ホッケ、サンマ等といった北海道周辺の重要魚種

は甲殻類動物プランクトンを主な餌としており（例えば小達, 1977; 小岡ら, 1997; 浅見ら, 2010）、重要魚種の資源量が長期的に減少傾向にあることの一因として、餌環境の悪化が想定される。日本周辺北西太平洋海域で50年以上の長期にわたって採集された動物プランクトン試料（Odate Collection）の解析により、気候変動が動物プランクトン組成に影響を与え、これらを餌とする魚種の資源動態にも影響を与えたことが示唆されている（Sugisaki, 2006; 杉崎, 2008）。動物プランクトンと水産資源の関係を調べるためには、長期的かつ海域を網羅した動物プラ

報文番号A623（2023年6月27日受理）

*Tel: 0135-67-7621, Fax: 0135-74-3135, E-mail: shimada-hiroshi@hro.or.jp

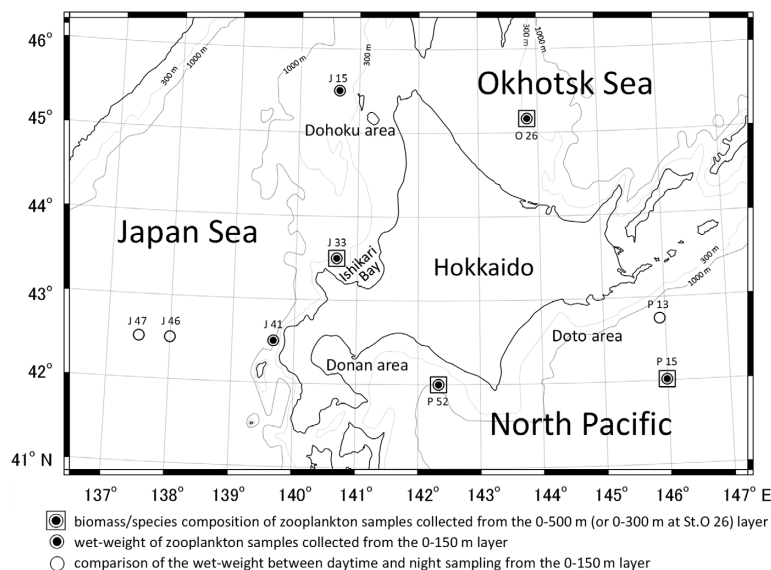


Fig.1 Map showing the sampling stations around Hokkaido

ンクトンの採集と分析が必要であるが、我が国において、そのような長期的、広域的なプランクトン調査は上述の Odate Collectionのみであった。

北海道立水産試験場および北海道立総合研究機構水産研究本部（以下「道水試」と略称）は、北海道周辺における水産資源変動と餌環境の関係を長期的かつ網羅的に調べるため、1989年から、年6回の「定期海洋観測」においてプランクトン採集を開始した（小鳥, 2001；吉田ら, 2004）。当初は動物プランクトンの生態に関する知見および調査船の装備の不足から、亜表層（深度150 m）からの鉛直曳きのみを行っていたため、海域によって採集時間帯による生物量の差（夜間生物量＞昼間生物量）が大きいことが問題であった（嶋田ら, 2012）。観測開始から20年を経た2008年に、夜間に表層に浮上する日周鉛直移動種の入網量が試料の生物量に与える影響を軽減するため、中層（深度500 mまたは300 m）からの鉛直採集を新たに開始して（嶋田ら, 2012）、現在に至っている。

本稿は、道水試が実施した「定期海洋観測」の長期観測結果に基づいて、本道周辺海域において重要魚種の主な餌となる動物プランクトン生物量の長期変動について気候変動等との関連を総説し、水産資源の変動機構解明ならびに持続的利用の一助とするものである。なお本稿においては、著者らが新たに取得したデータおよび解析結果を加えた記述については、その旨を明記した。

亜表層の鉛直採集で得られた 動物プランクトン湿重量の長期変動

動物プランクトン試料は、1989–2019年に北海道周辺6

定点（道東／道南太平洋、道南／道北日本海、石狩湾、オホーツク海, Fig.1）において、原則として年6回の頻度で、網目合0.33 mmの改良型ノルパックネット（元田, 1994）を用いて、深度150 mから鉛直曳きによって採集し、約10%の中性ホルマリンで固定した。湿重量は、原則として1/2分割した試料について、網目合0.1 mmのプランクトンネットをつけた減圧濾過装置を用いて水分を除去し（元田, 1975）、0.01 g単位で秤量した。目視によって植物プランクトンまたはゼラチン質プランクトンの大量混入が確認された試料については、季節変動／長期変動解析の対象外とした。採集時間帯による生物量の差を調べるため、定点を変更せずに採集した20年間（1989–2008年）における4海域毎の夜間採集試料と昼間採集試料の湿重量を比較した。ここで、比較に用いるデータ期間を上記の20年間に限った理由は、沿岸から沖合まで網羅した当初の採集定点を維持していたのは20年間である（2009年に廃止した定点のデータを含んだまま同年以降のデータを更新するとバイアスが生じる）ためである。比較の結果、日本海とオホーツク海で採集時間帯による湿重量の差が認められたのに対して、道東／道南太平洋では差が認められなかった（Fig. 2, 嶋田・栗林, 2012）。採集時間帯による湿重量の差が明らかとなった日本海とオホーツク海については、海域別の夜間採集試料と昼間採集試料の比（夜間採集湿重量の平均値／昼間採集湿重量の平均値、以下「f」）を求め、fを昼間採集湿重量に掛けて昼夜補正済湿重量とし、季節変化／長期変動解析に用いた（Fig.2, 嶋田・栗林, 2012）。日出没前後約30分の薄明／薄暮時の採集試料については、試料全体の8.52%と頻度が低く海域毎の比較が困難であったため、便宜的に

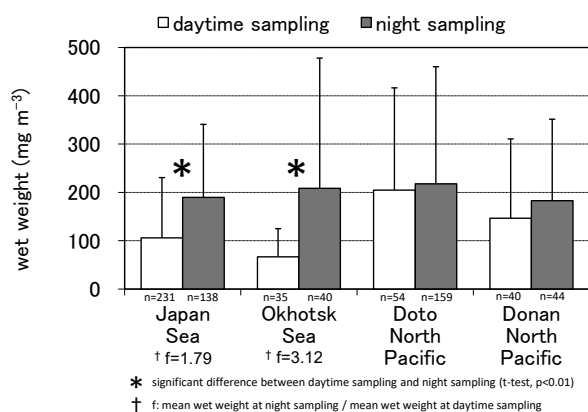


Fig.2 Comparison of the wet weights of zooplankton samples between daytime sampling and night sampling in the four areas around Hokkaido (modified from Shimada and Kuribayashi 2012). Error bars indicate the standard deviations

f/2を乗じて昼夜補正済湿重量として取り扱った。長期変動解析については、Mann-Kendall傾向検定によって調査期間全体の変動傾向を調べた。なお、上記解析に用いたデータのうち、道東／道南太平洋の2008-2011年の試料については、嶋田ら（2012）によって湿重量のほか優占種バイオマス組成が明らかにされている。

20年間（1989-2008年）における海域別の夜間採集試料と昼間採集試料の比（f）の値は日本海で1.79、オホーツク海で3.12であった（Fig.2, 嶋田・栗林, 2012）。fを昼間採集湿重量に乗じた昼夜補正済湿重量について1989-2019年の定点別動物プランクトン湿重量の季節変化をみると、年間ピークは4-8月にあり、日本海ではピーク時期は亜表層の水温が高めの道南で早く、道北で遅い傾向が認められた（Fig.3, 嶋田・安永, 2012）。一方、太平洋では、季節的に津軽暖流の影響を受けて亜表層の水温が高

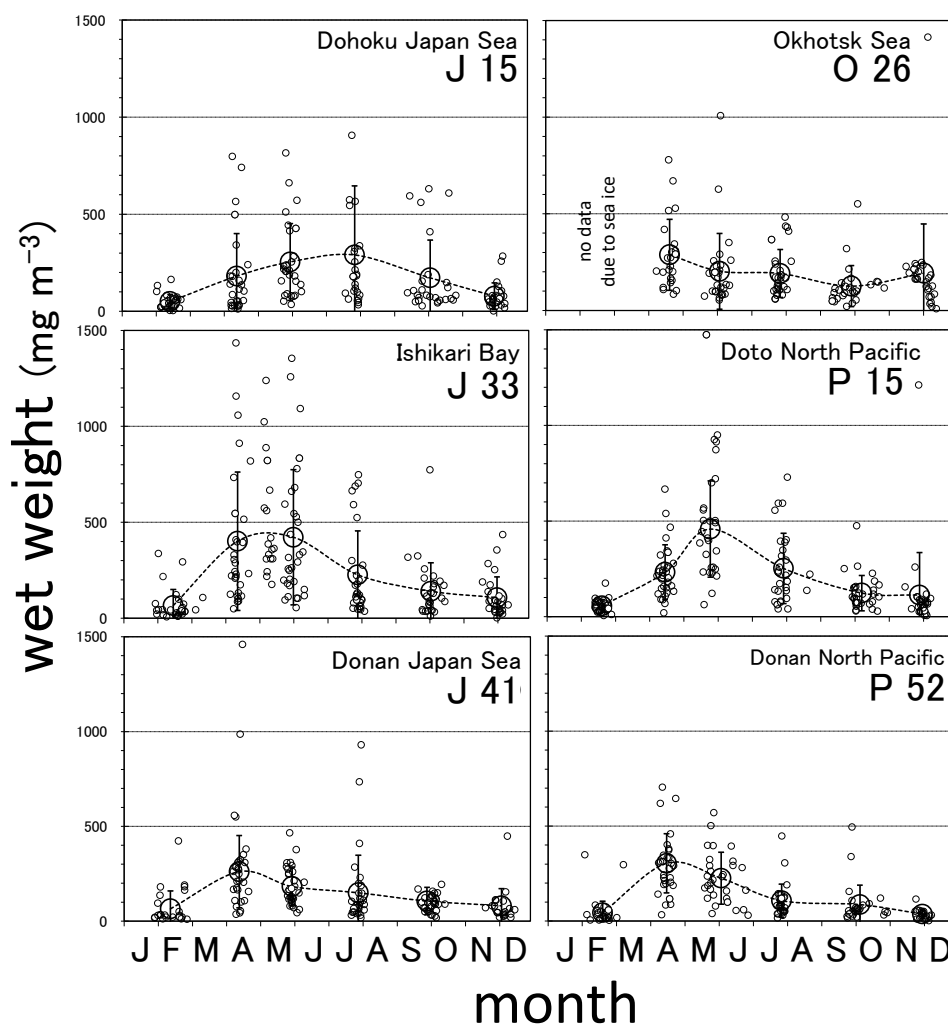


Fig.3 Seasonal changes of zooplankton biomasses (wet weight) at the six sampling stations around Hokkaido from 1989 to 2019 (modified from Shimada and Yasunaga 2020)

The large open circles with dashed lines indicate the seasonal means and their fitting curves, and the error bars show the standard deviations

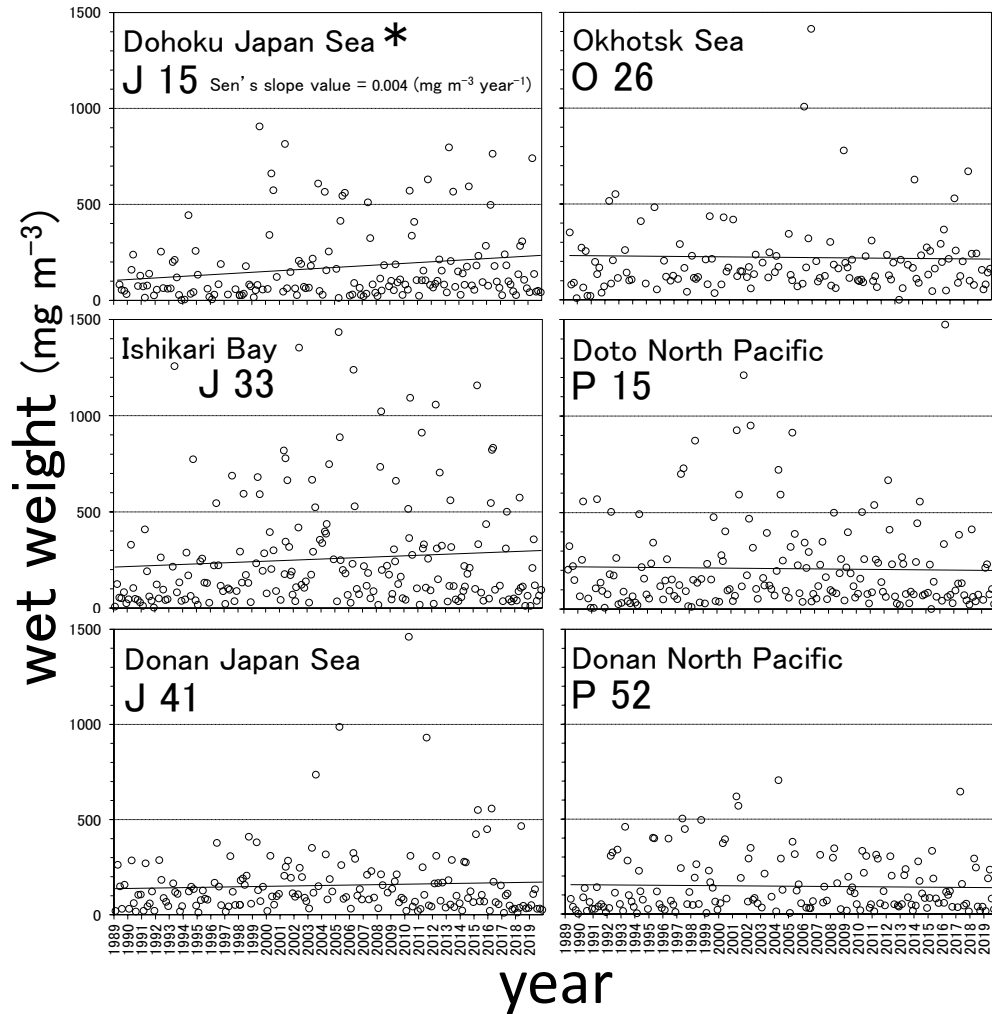


Fig.4 Scatterplots and regression lines showing the long-term changes of zooplankton biomasses (wet weight) at the six sampling stations around Hokkaido during 1989-2019 (updated from Shimada 2016). Asterisk (*) indicates a significant increasing trend (Mann-Kendall test, $p < 0.05$)

めとなる道南で早く、親潮が卓越する道東で遅い傾向が認められた (Fig.3, 嶋田・安永, 2012)。長期変動をみると、日本海の一部定点で増加トレンドが認められた他は、ほぼ横ばいであった (Fig.4, 嶋田, 2016にデータを追加)。

1989-2019年に得られた定点別の垂表層採集試料の湿重量の季節変化は、「動物プランクトンバイオマスの年間ピークは暖水域で早く冷水域で遅い」すなわち、バイオマスの年間季節ピークは温度依存的に決定されることを示唆する (嶋田, 2016)。今後、海洋温暖化が進行するにつれて本道周辺における動物プランクトンの季節ピークは早まることが予想され、稚魚期に動物プランクトンを餌として春季に成長するサケ、スケトウダラ、ホッケ等重要魚種の再生産過程との時空間的ミスマッチが将来的に危惧される。

一方、定点別の長期変動をみると、日本海の一部定点で増加トレンドが認められた (Fig.4, 嶋田, 2016にデータを追加)。日本海は魚類相が貧弱であり (例えば 本間,

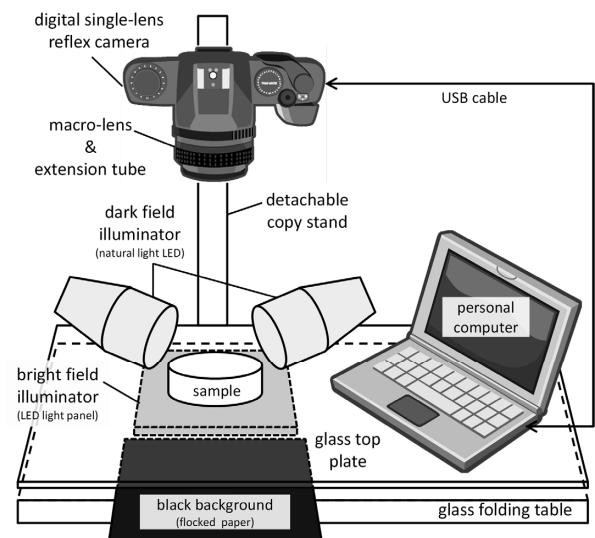


Fig.5 Schematic diagram showing the system for zooplankton imaging (modified from Shimada and Oku 2014)

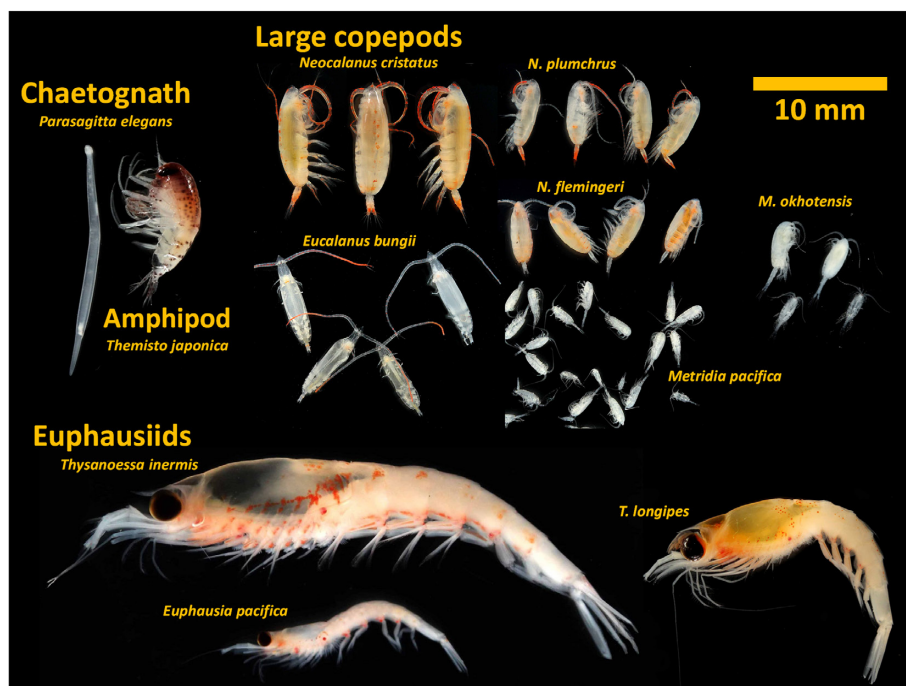


Fig. 6 Dominant large zooplankton species collected using the modified NORPAC net (vertically towed from mesopelagic layer) in the four areas around Hokkaido from 2008 to 2019 (modified from Shimada 2018)

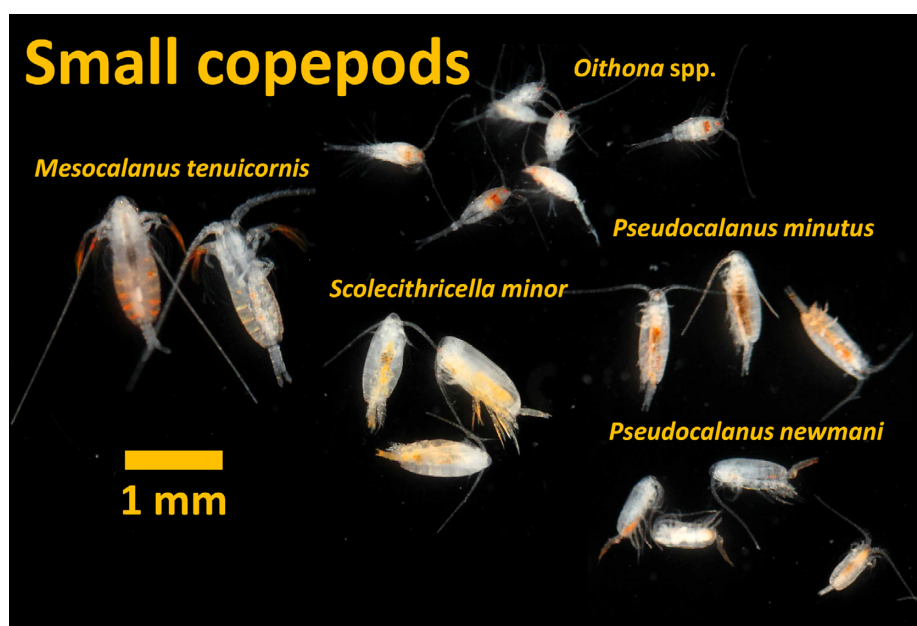


Fig. 7 Dominant small copepod species collected using the modified NORPAC net (vertically towed from mesopelagic layer) in the four areas around Hokkaido from 2008 to 2019 (modified from Shimada 2018)

1987), 調査期間中においてスケトウダラおよびホッケの資源状態が急速に悪化（水産庁・水産研究・教育機構 <https://abchan.fra.go.jp/digests2022/index.html> , 2023年3月8日）していることから、魚類による捕食圧の減少が動物プランクトンの増加の一因である可能性も考えられる（嶋田, 2016）。今後モニタリングを継続することにより、海洋温暖化および酸性化の進行によって新たな変動傾向

（冷水／暖水種の減少／増加, 炭酸カルシウムの骨格や殻を持つ生物の減少等）が現れる可能性もある。温暖化傾向が著しい日本海（気象庁 https://www.data.jma.go.jp/kaiyou/data/shindan/a_1/japan_warm/cfig/warm_area.html?area=F#title , 2023年3月28日）とオホーツク海（例えば 気象庁 https://www.data.jma.go.jp/kaiyou/shindan/a_1/series_okhotsk/series_okhotsk.html , 2023年3月28日）

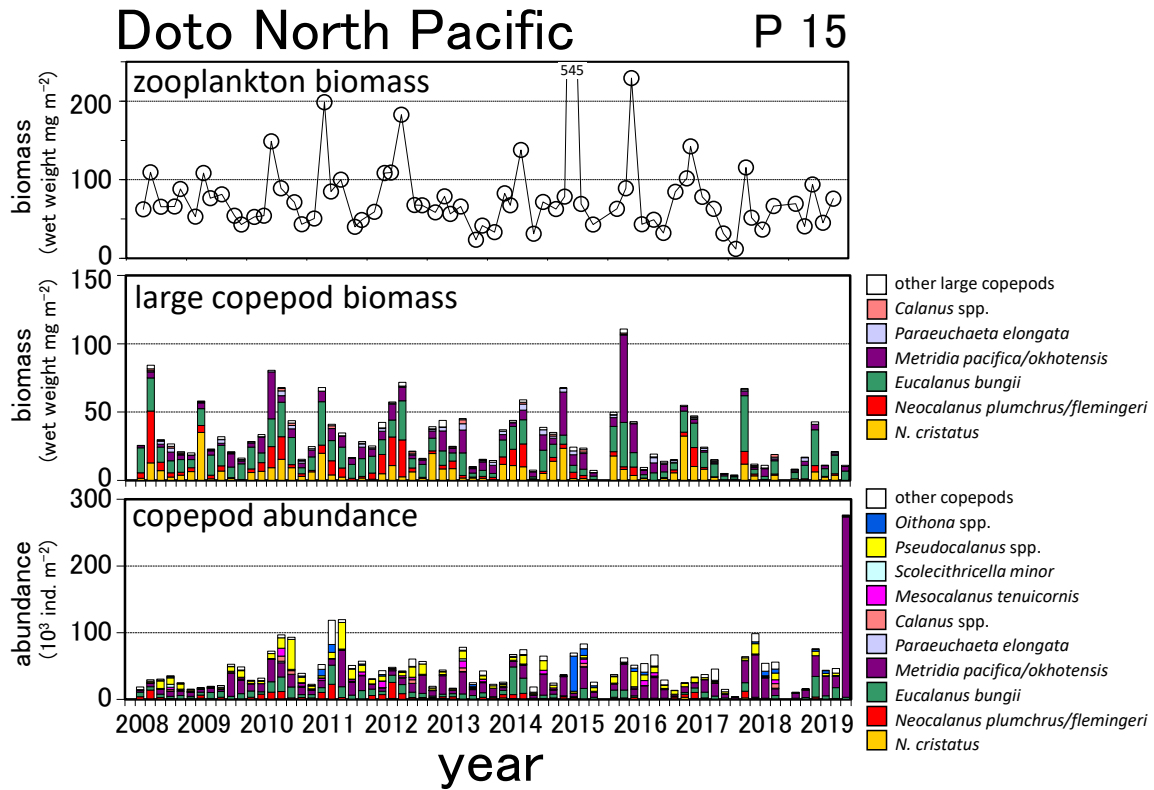


Fig. 8a Annual/seasonal changes of zooplankton biomass and dominant copepod species in the Doto North Pacific from 2008 to 2019 (updated from Shimada et al. 2012)

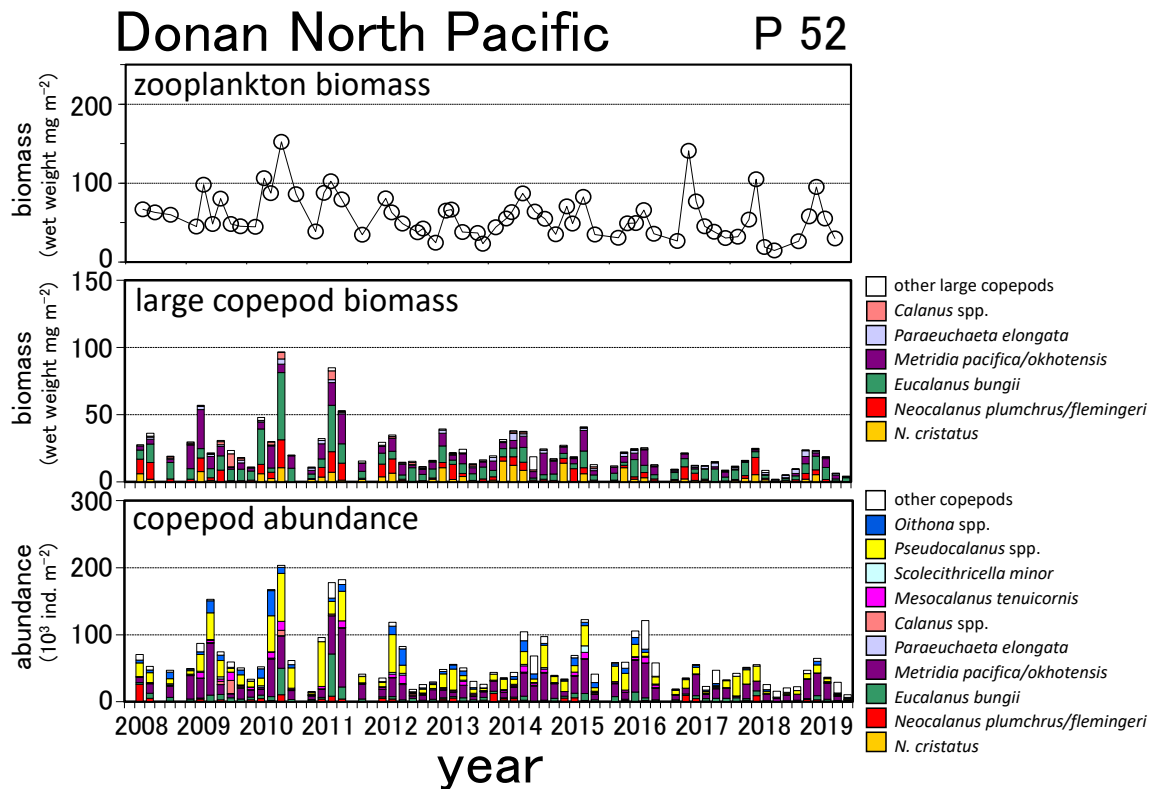


Fig. 8b Annual/seasonal changes of zooplankton biomass and dominant copepod species in the Donan North Pacific from 2008 to 2019 (updated from Shimada et al. 2012)

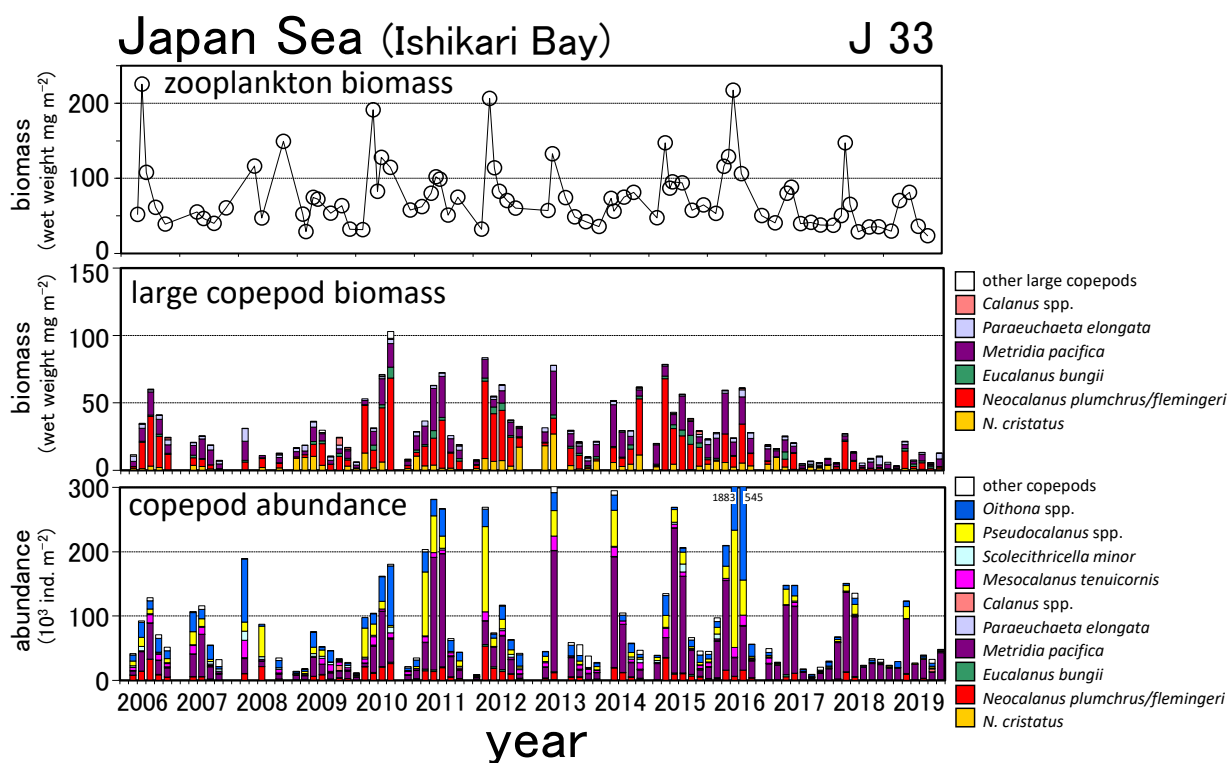


Fig. 8c Annual/seasonal changes of zooplankton biomass and dominant copepod species in the Sea of Japan from 2008 to 2019 (updated from Shimada et al. 2012)

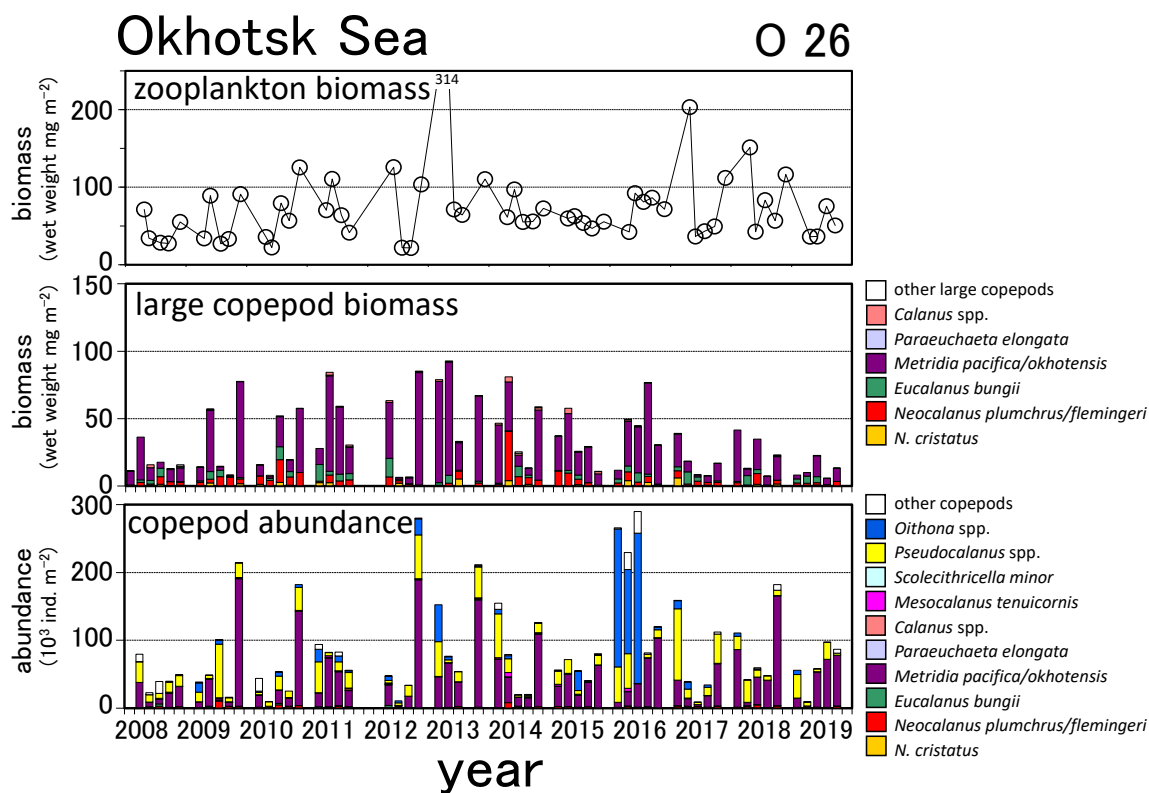


Fig. 8d Annual/seasonal changes of zooplankton biomass and dominant copepod species in the Okhotsk Sea from 2008 to 2019 (updated from Shimada et al. 2012).

の動向に注目しつつ, 北海道周辺4海域におけるモニタリングを並行して継続することが重要である。

道水試において亜表層採集試料の多くは湿重量のみを測定した状態で保管されており, 種組成の分析は進んでいない。今後はデジタルカメラを用いた分析を進め, 大型カイアシ類優占種について種組成の長期変動を解明する一方, 採集時間帯による生物量の差の原因を特定することが課題として残されている。後者については恐らく, 日周鉛直移動性の大型種すなわち*Metridia*属カイアシ類 (Hattori *et al.*, 1989; Hirakawa, 1991) や, 視覚的な逃避行動を行うオキアミ類および端脚類等の大型甲殻類

(Brinton, 1967; Shulenberger, 1978) が昼間に採集されにくいことが原因と想定される。特にオホーツク海は, 夜間に亜表層に浮上する*Metridia pacifica*および*M. okhotensis*が圧倒的に優占する海域であるために (嶋田ら, 2012), 採集時間帯による生物量の差が大きいものと考えられる。一方, 採集時間帯を考慮する必要のない道東/道南太平洋の亜表層試料については, 気候変動や海洋温暖化との関係を考慮しつつ, 大型優占種の年間ピーク時のバイオマス (温暖化が進行するほどピークの時期は早化, バイオマスは低下) に着目して長期変動を解析し, 水産資源変動との関係を明らかにすることが重要である。

Table 1 Length-weight equations of dominant zooplankton species/taxa collected around Hokkaido (modified from Shimada 2018)

| Species/Taxa | | Measuring length (X) of body parts | Length-weight equation (W = a X ^b) and/or Wet weight (WW)–dry weight (DW) equation (WW = c DW) | | | | | References |
|-----------------|--------------------------------------|---|---|------|------|-----------------------|------|-------------------------------|
| | | | Constant values for calculation formula for Wet weight (WW mg) | | | Dry weight (DW mg) | | |
| | | | a | b | c | a | b | |
| Crustacea | | | | | | | | |
| Copepoda | <i>Neocalanus</i> spp. | prosome length (mm) | 5.70x10 ^{−2} | 2.84 | 7.22 | 6.90x10 ^{−3} | 2.77 | Shimada (2018) |
| | <i>Eucalanus bungii</i> | prosome length (mm) | 6.60x10 ^{−3} | 3.70 | 9.98 | 1.20x10 ^{−3} | 3.39 | Shimada (2018) |
| | <i>Metridia</i> spp. | prosome length (mm) | 6.13x10 ^{−2} | 3.24 | 4.82 | 1.20x10 ^{−3} | 5.42 | Shimada (2018) |
| | <i>Paraeuchaeta elongata</i> | prosome length (mm) | 5.19x10 ^{−2} | 3.19 | 5.39 | 2.50x10 ^{−3} | 4.03 | Shimada (2018) |
| | <i>Calanus</i> spp. | prosome length (mm) | 3.25x10 ^{−2} | 3.45 | 5.79 | 5.00x10 ^{−3} | 3.42 | Shimada (2018) |
| | other large copepods | prosome length (mm) | 7.66x10 ^{−2} | 2.93 | 6.22 | 1.04x10 ^{−2} | 2.97 | Shimada (2018) |
| Amphipoda | <i>Themisto</i> spp. | prosome length (mm) | 2.47x10 ^{−1} | 2.81 | 7.84 | 2.01x10 ^{−2} | 3.16 | Shimada (2018) |
| | other amphipoda | prosome length (mm) | 2.90x10 ^{−1} | 2.33 | 6.18 | 4.14x10 ^{−2} | 2.33 | Shimada (2018) |
| Euphausiacea | <i>Euphausia pacifica</i> | carapace length (mm) | 3.18x10 ^{−1} | 2.96 | 5.19 | 3.68x10 ^{−2} | 3.20 | Shimada (2018) |
| | <i>Thysanoessa</i> spp. | carapace length (mm) | 1.05 | 2.31 | 3.68 | 1.03x10 ^{−1} | 2.75 | Shimada (2018) |
| other Crustacea | | | | | | | | |
| Mysidacea | <i>Meterythropeus microphthalmus</i> | carapace length (mm) | 7.07x10 ^{−1} | 2.13 | 6.43 | 4.86x10 ^{−2} | 2.54 | Shimada (2018) |
| Ostracoda | | standard length (mm) | | | 7.78 | 1.20x10 ^{−3} | 2.53 | Nakamura <i>et al.</i> (2017) |
| Chaetognatha | | body length (mm) | | | 11.1 | 1.00x10 ^{−4} | 3.13 | Nakamura <i>et al.</i> (2017) |
| Cordata | Appendicularia | trunk length (mm) | | | 8.83 | 5.01x10 ^{−2} | 1.99 | Nakamura <i>et al.</i> (2017) |
| | other Cordata | body length (mm) | | | 19.6 | 2.29x10 ^{−3} | 2.73 | Nakamura <i>et al.</i> (2017) |
| Cnidaria | | total length (mm) | | | 18.9 | 1.30x10 ^{−3} | 3.24 | Nakamura <i>et al.</i> (2017) |
| Annelida | | total length (mm) | | | 11.8 | 3.09x10 ^{−2} | 1.53 | Nakamura <i>et al.</i> (2017) |
| Mollusca | | total length (mm) | | | 9.05 | 1.95x10 ^{−1} | 1.13 | Nakamura <i>et al.</i> (2017) |

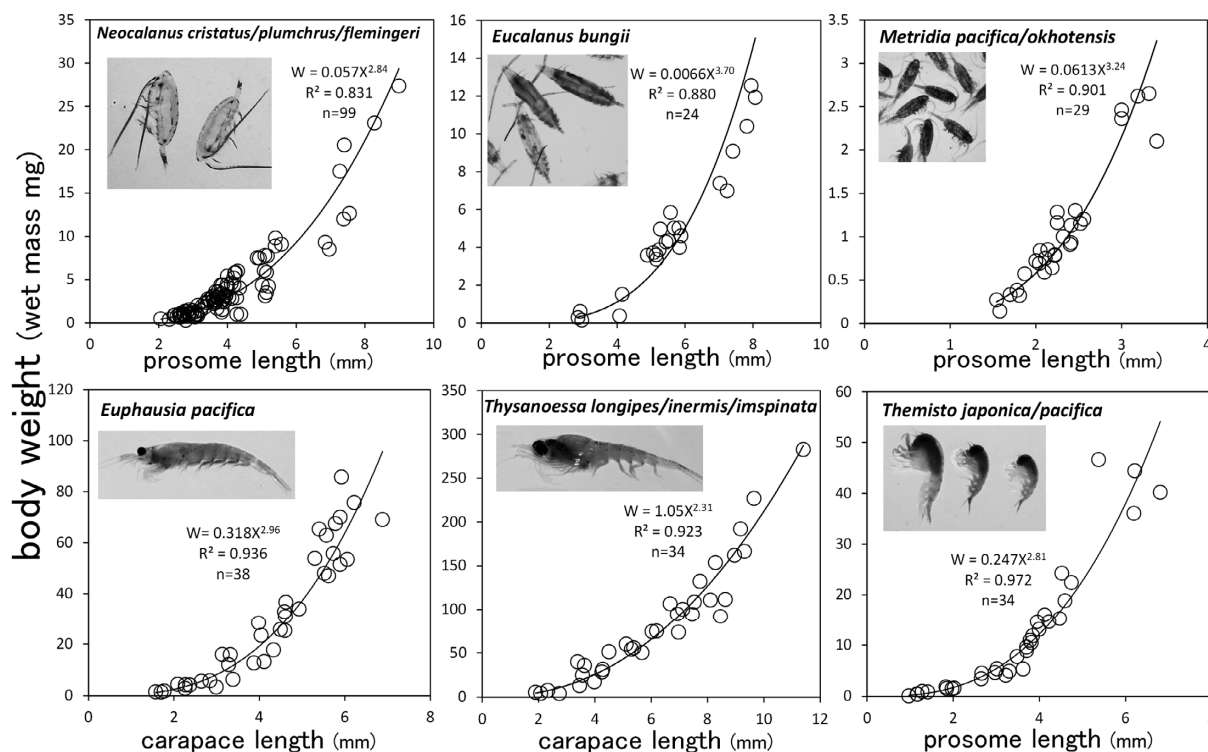


Fig.9 Relationships between body size and body weight of the six large zooplankton species (modified from Shimada et al. 2018)

中層からの鉛直採集で得られた 動物プランクトン組成の年変動

本調査は、上述の亜表層採集の問題点、すなわち採集時間帯による生物量の差を最小限としたうえで、動物プランクトンのバイオマス組成を明らかにする目的で、嶋田ら（2012）が下記のとおり新たに開始したものである。

動物プランクトン試料は、2008–2019年（日本海のみ2006–2019年）に北海道周辺4海域（道東太平洋，道南太平洋，日本海，オホーツク海，Fig.1）において、原則として年6回の頻度で、前述の改良型ノルパックネットを用いて、中層（深度500 m，ただし海底水深の浅いオホーツク海では300 m）から鉛直曳きによって採集し、前述同様に固定、湿重量を測定した。動物プランクトン組成については、適宜分割した試料について大型優占種（体長2 mm以上，ただしヤムシ類は5 mm以上）を選別、0.1 mg単位で秤量してバイオマス組成を求めたほか、小型優占種（体長2 mm未満）については実体顕微鏡下で種別に計数して個体数組成を求めた（嶋田ら，2012）。ただし2017年以降の採集試料については、次のようなデジタルカメラを用いた分析法によって、バイオマス組成および個体数組成を求めた。

簡便迅速に動物プランクトンを分析するため、嶋田・奥（2014）は、デジタル一眼レフカメラを用いた動物プ

ランクトンのマクロ撮影システムを開発した（Fig.5）。また、Nakamura *et al.*（2017）と嶋田（2018）は、大型優占種別の体サイズ、湿重量および乾重量データを蓄積して、体サイズとバイオマスの関係式（アロメトリ式）をとりまとめた。種組成の分析については、上述のマクロ撮影システムを用いてΦ90 mmシャーレに展開した未選別の動物プランクトン試料の画像（撮影倍率：0.15および0.37倍，それぞれ透過明視野／落射暗視野照明で撮影）を撮影し、大型ディスプレイ上に映出して優占種を同定して、画像解析ソフト（ImageJまたはMotic Images Plus）を用いて体サイズを記録した（嶋田，2018）。

動物プランクトン組成の分析の結果、十数種の大型種（Fig.6，嶋田，2018）および数種の小型カイアシ類（Fig.7，嶋田，2018）が優占種であることが明らかとなった。海域別の優占種バイオマスの変動をみると、冷水性大型カイアシ類（*Neocalanus* spp., *Eucalanus bungii*, *Metridia* spp.）が優占する点は各海域で共通するが、種組成は海域別に異なり、優占種バイオマスは年変動が大きいことが明らかとなった（Fig.8a–d，嶋田ら，2012に未発表データを追加）。道水試のモニタリングで得られた海域別の優占種組成は既往知見（Anraku, 1953；Anraku, 1954；鈴木・渡辺，1982；Ikeda *et al.*, 2008；浅見ら，2010）とほぼ同様であり、優占種別の季節変化の傾向についても、各種の生活史に関する既往知見と同様であった（Kobari and

Ikeda, 1999 ; 2001a ; 2001b ; Tsuda *et al.*, 1999 ; Padmavati *et al.*, 2004 ; Tsuda *et al.*, 2004 ; Shoden *et al.*, 2005)。小型種を含めた個体数組成をみると, *Metridia* spp.の未成体に加えて, 小型種の *Pseudocalanus* spp., *Oithona* spp.が多く出現し, 個体数全体の変動はバイオマス以上に大きかった (Fig. 8a-d, 嶋田ら, 2012に未発表データを追加)。

Nakamura *et al.* (2017) と嶋田 (2018) がとりまとめた体サイズとバイオマスの関係式 (Table 1, Fig. 9) を用いることによって, 未選別試料のデジタル一眼レフカメラを用いたマクロ撮影画像 (0.15倍) (嶋田・奥, 2014) から大型優占種のバイオマスが推定可能となった。小型優占種についても, 拡大画像 (0.37倍) の画像解析により同定および計数が可能であることが明らかとなった (嶋田, 2018)。

海域別の大型優占種のバイオマス組成をみると, 太平洋では優占6種 (*Neocalanus cristatus*, *N. plumchrus*, *N. flemingeri*, *Eucalanus bungii*, *Metridia pacifica*, *M. okhotensis*) が混在する (Ikeda *et al.*, 2008) のに対し, 日本海では *N. plumchrus* および *M. pacifica*, オホーツク海では *M. okhotensis* および *M. pacifica* に偏った単純な種組成であることが特徴であった (嶋田ら, 2012)。これら2海域の単純な種組成は環境変動に対して脆弱であることを暗示するため, 海洋温暖化の影響 (例えば, 大型優占種バイオマスの減少) を注意深く観察することが重要である。

年変動をみると, 種別のバイオマスは年毎に大きく変動することが明らかとなった (Fig. 8a-d, 嶋田ら, 2012に未発表データを追加)。特に閉鎖的な縁辺海として知られる日本海においては, 一次生産が二次生産を支配している可能性が示唆され (嶋田, 2020), 冬季の鉛直混合による有光層への栄養塩供給と春季の植物プランクトンブルームの発生規模が, 本海域の大型カイアシ類優占種のバイオマスをコントロールしている可能性がある。ともあれ, 大型優占種バイオマスのモニタリングを本道周辺4海域で並行して継続することは, 水産資源変動のバックグラウンドデータの取得に他ならず, 極めて重要である。例えば, 日本海では年毎の *N. plumchrus* の豊度がスケトウダラの再生産と関係がある可能性が示唆されていることから (北海道立総合研究機構 http://www.hro.or.jp/info_headquarters/domin/pdf/20200828_pressrelease.pdf, 2023年3月8日), 大型優占種の豊度データを海域別に蓄積し, 水産資源変動との関係を探ることが重要である。一方, 道東および道南太平洋における亜表層の動物プランクトンの生物量と種組成は, 水温等の物理環境の季節変化の影響を強く受けるために, 中層のそれよりも季節変化が大きいことが知られている (嶋田ら, 2012)。従って, 浮魚等の水産資源の餌料生物としての動物プランクトンをモ

ニタリングするためには, 中層からの採集と併せて, 亜表層の採集を行うことが望ましい。

プランクトンの自動分析に関する先行事例としては, 調査船設置型のEPCS (平野, 1993), 実験室設置型のOPC (横井ら, 2008) および卓上VPR (市川, 2008) 等があげられる。近年はZooScanを用いた方法が人気だが (例えば Gorsky *et al.*, 2010), 液浸試料を薄く展開する必要があるため, 大型種の分析には不向きである。そこで道水試では2013年から新たな分析法の構築に取り組み, 2017年にデジタルカメラによる分析法を実用化した (嶋田・奥, 2014 ; Nakamura *et al.*, 2017 ; 嶋田, 2018)。新たな分析法によって従来法 (優占種を実体顕微鏡下で選別, 精密電子天秤で秤量) よりも作業効率が4倍程度になった (1日あたり分析本数の2本から8本への増加) が, さらなる時間短縮および精度向上に向けて, 次のような課題が残されている。現状ではディスプレイ上の目視観察で優占種を同定しているが, 将来的にはAIによる自動認識 (例えば Cornils *et al.*, 2022) の導入が理想である。また, フォルマリン固定標本の分析では *N. plumchrus* および *N. flemingeri* のように形態が酷似した種を判別することが難しいため, 将来的には生鮮/凍結試料を用いた分子同定の併用も視野に入れてモニタリングと研究を進めるべきと考えられる (平井, 2021 ; Moseid *et al.*, 2021)。

デジタルカメラを用いた分析法は, プランクトン種別, 発育段階別の詳細な生態研究には向かないが, 水産資源の変動研究を目的としたモニタリングに有効と考えられる。例えば, サンマ (小達, 1977 ; 小達, 1994), スケトウダラ (小岡ら, 1997 ; 小岡ら, 2001 ; Yamamura *et al.*, 2002 ; Yamamura *et al.*, 2013), ホッケ (Kitagawa *et al.*, 2011) 等の大型カイアシ類を主な餌とする魚種の索餌回遊期の餌料環境把握には, 本分析法を用いたバイオマスベースの大型優占種のモニタリングが有効である。一方, スケトウダラ (中谷・前田, 1983), サケ (関ら, 1984 ; 関・清水, 1998 ; Asami *et al.*, 2005 ; 2007), ニシン (浅見ら, 2010 ; Arima *et al.*, 2014a ; 2014b) 等の稚魚期の餌料環境把握には, 小型種の個体数ベースのモニタリングが有効と考えられる。海洋温暖化が水産資源に及ぼす影響が危惧されるなか (品田, 2021), 餌料生物としての動物プランクトンの変動を簡便迅速に把握しておくことは極めて重要である。

水産資源の変動研究以外の プランクトン研究の意義

カイアシ類以外の分類群に関する研究も重要である。特に, 水塊指標となるヤムシ類 (例えば Kotori, 1976 ; Kotori, 1999), 春季に表層に浮上して産卵するオキアミ

類（例えば Taki, 2003; Iguchi and Ikeda, 2004）、肉食性の端脚類（例えば Yamada and Ikeda, 2004）等のマクロ動物プランクトンは、バイオマスとしてはカイアシ類に及ばないが、重要な生態的地位を占める（例えば Tait, 1968; Redden *et al.*, 2009）。本道周辺に分布するマクロ動物プランクトンの多くは冷水性であるため、これらの動態を海域別に把握することは、気候変動と低次生産の関係解明のために重要である。他方、これらの大型種は遊泳力が強いいため、採集時のネット逃避を減らす採集方法の工夫が必要であり（Brinton and Townsend, 1981）、従来の改良型NORPACネットではなくBONGOネット等の大型の器具を用いて採集することが望ましい。

気候変動と低次生産の長期変動における関係の知見として、18.6年潮汐振動やPDO等の10年規模の周期的環境変動が低次生産に及ぼす影響が報告されており（Chiba *et al.*, 2002; Chiba *et al.*, 2004; Tadokoro *et al.*, 2005; Chiba *et al.*, 2006）、これらを考慮しつつモニタリングデータを解釈することが重要である。これらの既往知見はそれぞれ単一の海域（親潮域または日本海）について考察したものであり、複数海域を網羅的に解析したものではない。対して、北水試の動物プランクトンデータは4海域（道東／道南太平洋、日本海、オホーツク海）でほぼ同時期に採集されたものであり、西部北太平洋とその縁辺海で起きている低次生産イベントを網羅的に解析できるデータセットである。しかしながら北水試のデータは、大型優占種のバイオマスを把握するために中層から鉛直採集を始めた2008年から10年あまりと歴史が浅いため、長期変動の解析に必要な30年のデータ蓄積を目標にモニタリングを継続する必要がある。

気候変動と関連した海洋温暖化／酸性化が低次生産に及ぼす影響の評価は重要な社会科学的課題であるが（Cheung *et al.*, 2013; Mills *et al.*, 2013; 伊藤ら, 2018）、モニタリングに必要な人材、予算および設備の問題から道水試単独での対応は難しい。世界の状況を注視しながら、大学との共同研究等に柔軟に対応していく必要があろう。

海洋の低次生産に関する アウトリーチ活動の必要性

デジタルカメラを用いた動物プランクトン分析法の導入によって、作業の効率化が実現する一方、湿重量測定／画像解析済の試料が相当量発生するようになった。標本庫の収納スペースには限りがあるため、永久保存用の分割標本を除いて、分析済みの試料は順次処分する必要がある。一方、分析済み試料には希少な種も含まれることから、一般向けの展示・教育用としての活用を目的と

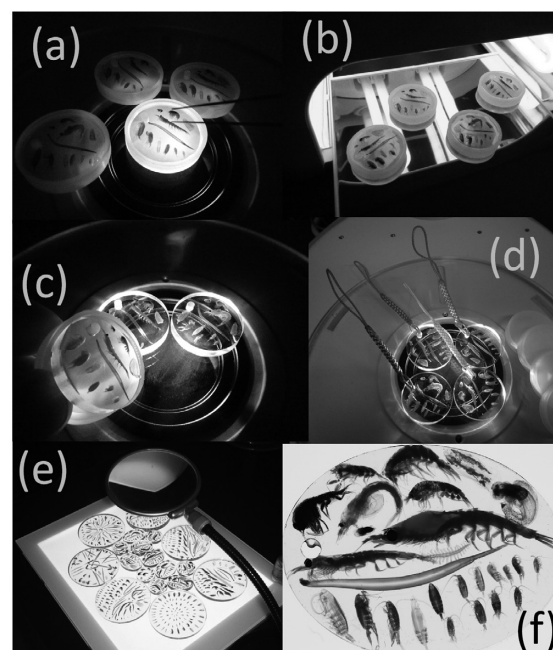


Fig. 10 Zooplankton specimens embedding in UV-curable resin for accessory and exhibition (modified from Shimada 2021)

- (a) Arranging zooplankton individuals in resin liquid on the silicone molds
- (b) Curing in UV light box
- (c) Removing the products from the molds
- (d) Accessory strap with plaited cord
- (e) Observation using a stand loupe on an LED light panel
- (f) Close-up image of the final product with >20 individual specimens

して、嶋田（2021）は、動物プランクトンのレジン封入標本の製作法を検討した（Fig. 10）。その結果、分析済みのホルマリン固定試料を水道水に置換してから染色を施し、数日かけて浸液を水道水からグリセリンに置換して、UVレジンに封入する方法が考案され、一般向けの安全で効果的な展示が可能となった。樹脂封入標本については、国立極地研究所において、他の方法による製作が試みられ、環境教育の素材として利用を進めている（櫻井ら, 2020）。今後はこのような展示、広報活動によって、動物プランクトン研究の重要性を一般向けに発信していくことも必要であろう。

近い将来、動物プランクトンの分析自動化が進んでも、調査船による海洋観測を基本とするモニタリングの重要性は今後も変わらない。しかしながら近年、動物プランクトン分析業務は民間企業への外注で行われるのが通常となっており、水産試験研究機関の多くにおいては、専門人材の不足のために、動物プランクトン研究に関する技術継承（例えば、実体顕微鏡を用いた種同定と選別や、得られたデータの意味を正しく理解すること等の訓練）が困難になりつつある。本稿に記したような地道な長期

モニタリング業務に携わる人材を将来にわたって確保するためには、SDGs達成のための環境教育の一環として、研究者自らが教育機関等に出向いたり、インターネットを通じて動物プランクトンの生態を紹介する等のアウトリーチ活動によって、海洋の低次生産に関する一般的知識の普及に努める必要がある。

謝 辞

道水試の定期海洋観測におけるプランクトン調査を設計し、モニタリングの継続に尽力された元中央水産試験場の小島守之博士および平野和夫氏をはじめとする諸先輩に深謝いたします。中央水産試験場おやしお丸（2010年用途廃止）、稚内水産試験場北洋丸、釧路水産試験場北辰丸および函館水産試験場金星丸の各試験調査船の船長ならびに乗組員各位には、長きにわたり現場採集にご協力頂きました。ここに記して御礼申し上げます。

引用文献

- Anraku M. Seasonal distribution of pelagic copepods at Oshoro Bay, west coast of Hokkaido. *Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ.* 1953 ; 3 : 187-192.
- Anraku M. Distribution of plankton copepods off Kitami, Hokkaido, in Okhotsk Sea in summer, 1949 and 1950. *Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ.* 1954 ; 4 : 249-255.
- Arima D, Yamaguchi A, Abe Y, Matsuno K, Saito R, Asami H, Shimada H, Imai I. Seasonal changes in zooplankton community structure in Ishikari Bay, Japan Sea. *Bull. Fish. Sci. Hokkaido Univ.* 2014 ; 64 : 17-23.
- Arima D, Yamaguchi A, Abe Y, Matsuno K, Saito R, Asami H, Shimada H, Imai I. Seasonal changes in body size and oil sac volume of three planktonic copepods, *Paracalanus parvus* (Claus, 1863), *Pseudocalanus newmani* Frost, 1989 and *Oithona similis* Claus, 1866, in a temperate embayment: what controls their seasonality? *Crustaceana* 2014 ; 87 : 364-375.
- Asami H, Sato H, Shimada H, Sawada M, Miyakoshi Y, Ando D, Nagata M. Fluctuations of the zooplankton community during early ocean life of chum salmon in the coastal waters of eastern Hokkaido, Okhotsk Sea. *NPAFC Tech. Rep.* 2005 ; 6 : 54-56.
- Asami H, Shimada H, Sawada M, Sato H, Miyakoshi Y, Ando D, Fujiwara M, Nagata M. Influence of physical parameters on zooplankton variability during early ocean life of juvenile chum salmon in the coastal waters of eastern Hokkaido, Okhotsk Sea. *NPAFC Bull.* 2007 ; 4 : 211-221.
- 浅見大樹, 嶋田宏, 石田良太郎, 高柳志朗. 春季の石狩湾において優占するカイアシ類数種の年変動. 北海道水産試験場研究報告2010 ; 77 : 1-11.
- Brinton E. Vertical migration and avoidance capability of euphausiids in the California Current. *Limnol. Oceanogr.* 1967 ; 12 : 451-483.
- Brinton E, Townsend AW. A comparison of euphausiid abundances from Bongo and 1-m CalCOFI nets. *CalCOFI Rep.* 1981 ; 22 : 111-125.
- Cheung WWL, Watson R, Pauly D. Signature of ocean warming in global fisheries catch. *Nature* 2013 ; 497 : 365-368.
- Chiba S, Saino T. Interdecadal change in upper water environment altered spring diatom community structure in the Japan Sea: an early summer hypothesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2002 ; 231 : 23-35.
- Chiba S, Ono T, Tadokoro K, Midorikawa T, Saino T. Increased stratification and decreased lower trophic level productivity in the Oyashio region of the North Pacific: a 30-year retrospective study. *J. Oceanogr.* 2004 ; 60 : 149-162.
- Chiba S, Tadokoro K, Sugisaki H, Saino T. Effects of decadal climate change on zooplankton over the last 50 years in the western subarctic. *North Pacific Glob. Change Biol.* 2006 ; 12 : 907-920.
- Cornils A, Thomisch K, Hase J, Hildebrandt N, Auel H, Niehoff B. Testing the usefulness of optical data for zooplankton long-term monitoring: Taxonomic composition, abundance, biomass, and size spectra from ZooScan image analysis. *Limnol. Oceanogr. Methods* 2022; <https://doi.org/10.1002/lom3.10495>.
- Gorsky G, Ohman MD, Picheral M, Gasparini S, Stemmann L, Romagnan J, Cawood A, Pesant S, Garcia-Comas C, Prejger F. Digital zooplankton image analysis using the ZooScan integrated system. *J. Plankton Res.* 2010 ; 32 : 285-303.
- Hattori H. Bimodal vertical distribution and diel migration of the copepods *Metridia pacifica*, *M. okhotensis* and *Pleuromamma scutellata* in the western North Pacific Ocean. *Mar. Biol.* 1989 ; 103 : 39-50.
- 平井惇也. 分子生物学的手法を用いた動物プランクトンの群集構造解析と多様性に関する研究. 海の研究 2021 ; 30 : 1-13.
- Hirakawa K. Vertical distribution and reproduction of planktonic copepods in Toyama Bay, southern Japan

- Sea, with special reference to *Metridia pacifica*. *Bull. Plankton Soc. Japan* 1991 ; Spec Vol: 373-382.
- 平野和夫. EPCSによる動物プランクトン計数とサイズ分け. 北海道水産試験場研究報告1993 ; 40 : 43-45.
- 本間義治. 日本海の成立ちから探る魚類相の特徴. 動物分類学会誌 1987 ; 36 : 65-66.
- 市川忠史. ビデオプランクトンレコーダーを用いた親潮域～黒潮親潮移行域におけるメソ動物プランクトン群集構造の解析に関する研究. 水産総合研究センター研究報告 2008 ; 24 : 23-104.
- Iguchi N and Ikeda T Vertical distribution, population structure and life history of *Thysanoessa longipes* (Crustacea: Euphausiacea) around Yamato Rise, central Japan Sea. *J. Plankton Res.* 2004 ; 26 : 1015-1023.
- Ikeda T, Shiga N, Yamaguchi A. Structure, biomass distribution and trophodynamics of the pelagic ecosystem in the Oyashio region, western subarctic Pacific. *J. Oceanogr.* 2008 ; 64 : 339-354.
- 伊藤進一, 船本鉄一郎, 志田修, 上村泰洋, 高橋素光, 白井厚太郎, 樋口富彦, 小松幸生, 横井孝暁, 坂本達也, 郭晨籟, 石村豊穂. 気候変動が水産資源の変動に与える影響を理解する上での問題点と今後の展望. 海の研究 2018 ; 27 : 59-73.
- Kitagawa T, Nakagawa T, Kimura R, Niino H, Kimura S. Vortex flow produced by schooling behavior of arabesque greenling *Pleurogrammus azonus*. *Fish. Sci.* 2011 ; 77 : 217-222.
- Kobari T, Ikeda T. Vertical distribution, population structure and life cycle of *Neocalanus cristatus* (Crustacea: Copepoda) in the Oyashio region, with notes on its regional variations. *Mar. Biol.* 1999 ; 134 : 683-696.
- Kobari T, Ikeda T. Life cycle of *Neocalanus flemingeri* (Crustacea: copepoda) in the Oyashio region, western subarctic Pacific, with notes on its regional variations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2001a ; 209 : 243-255.
- Kobari T, Ikeda T. Ontogenetic vertical migration and life cycle of *Neocalanus plumchrus* (Crustacea: Copepoda) in the Oyashio region, with notes on its regional variations in body size. *J. Plankton Res.* 2001b ; 23 : 287-302.
- Kotori M. The biology of chaetognatha in the Bering Sea and the northern North Pacific Ocean, with emphasis on *Sagitta elegans*. *Memoirs of the Faculty of Fisheries Hokkaido University* 1976 ; 23 : 95-183.
- Kotori M. Life cycle and growth rate of the chaetognath *Parasagitta elegans* in the northern North Pacific Ocean. *Plankton Biol. Ecol.* 1999 ; 46 : 153-158.
- 小島守之. 北海道近海における動物プランクトンの長期変動. 月刊海洋号外 2001 ; 27 : 19-24.
- 小岡孝治, 高津哲也, 亀井佳彦, 中谷敏邦, 高橋豊美. 北部日本海中層に生息するスケトウダラの春季と秋季における食性. 日本水産学会誌1997 ; 63 : 537-541.
- 小岡孝治, 和田昭彦, 石田良太郎, 武藤卓志, 安部幸樹, 三宅博哉. 北部日本海北海道西岸沖に生息するスケトウダラ成魚の夏季・冬季における食性. 北海道水産試験場研究報告 2001 ; 60 : 25-27.
- Mills KE, Pershing AJ, Brown CJ, Chen Y, Chiang F-S, Holland DS, Lehuta S, Nye JA, Sun JC, Thomas AC, Wahle RA. Fisheries management in a changing climate Lessons from the 2012 ocean heat wave in the northwest Atlantic. *Oceanography* 2013 ; 26 : 191-195.
- Moseid CVS, Falkenhaug T, Slettan A. Development of a TaqMan PCR assay for the identification of the non-native copepod *Acartia tonsa*, and detection of this species in Norwegian coastal waters. *J. Plankton Res.* 2021 ; 43 : 497-499.
- 元田茂. プランクトン標本の処理. 日本プランクトン学会報1975 ; 21 : 115-134.
- 元田茂. 簡単なプランクトン器具の考案 (第8報) . 日本プランクトン学会報1994 ; 40 : 139-150.
- Nakamura A, Matsuno K, Abe Y, Shimada H, Yamaguchi A. Length-weight relationships and chemical composition of the cominant mesozooplankton taxa/species in the Subarctic Pacific, with special reference to the effect of lipid accumulation in copepoda. *Zoological Studies* 2017 ; 56 : 56-13.
- 中谷敏邦, 前田辰昭. 噴火湾およびその周辺海域におけるスケトウダラ仔魚の分布と餌生物環境. 日本水産学会誌1983 ; 49 : 183-187.
- 小達和子. サンマの食性について. 東北区水産研究所研究報告 1977 ; 38 : 75-88.
- 小達和子. 東北海域における動物プランクトンの動態と長期変動に関する研究. 東北区水産研究所研究報告 1994 ; 56 : 115-173.
- Padmavati G, Ikeda T, Yamaguchi A. Life cycle, population structure and vertical distribution of *Metridia* spp. (Copepoda: Calanoida) in the Oyashio region (NW Pacific Ocean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2004 ; 270 : 181-198.
- Redden AM, Kobayashi T, Suthers IM, Bowling L, Rissik D, Newton G. Plankton processes and the environment. In: Plankton (Suthers IM, Rissik D eds), CSIRO Publishing, Collingwood. 2009 ; 15-38.
- 櫻井久恵, 佐野雅美, 高橋邦夫, 真壁竜介, 小達恒夫. 極

- 域動物標本コレクションの新シリーズ「プランクトン樹脂封入標本」～海洋教育の推進のために～, 日本プランクトン学会報 2020 ; 67 : 19-23.
- 関二郎, 真山紘, 清水幾太郎. 石狩湾沿岸におけるサケ稚魚の餌料環境と食性について - I - 春季の沿岸部における餌料生物の水平分布 - . 北海道さけ・ますふ化場研究報告1984 ; 38 : 1-23.
- 関二郎, 清水幾太郎. 北海道中部太平洋沿岸域における動物プランクトンの昼夜移動とサケ幼稚魚の摂餌生態. さけ・ます資源管理センター研究報告1998 ; 1 : 13-27.
- 嶋田宏, 栗林貴範. 2.1.3 低次生産環境に関する調査. 中央水産試験場事業報告書 2012 ; 68-70.
- 嶋田宏, 坂口健司, 森泰雄, 渡野邊雅道, 板谷和彦, 浅見大樹. 北海道周辺4海域 (道東・道南太平洋, 北部日本海および南部オホーツク海) における動物プランクトンバイオマスおよび種組成の季節変化と年変動. 日本プランクトン学会報 2012 ; 59 : 63-81.
- 嶋田宏, 奥修. デジタル一眼レフカメラとマクロレンズを用いた動物プランクトン試料の撮影と生物測定. 日本プランクトン学会報 2014 ; 61 : 87-90.
- 嶋田宏. 北海道周辺海域における植物・動物プランクトンの変動. 水産海洋研究 2016 ; 80 : 155-156.
- 嶋田宏. デジタル一眼レフカメラと画像解析による簡便迅速な動物プランクトンの分析法. 北水試だより 2018 ; 97 : 1-8.
- 嶋田宏. 北海道周辺海域の定期海洋観測で捉えられた低次生産の年変動. 水産海洋研究 2020 ; 84 : 250.
- 嶋田宏, 安永倫明. 2.3 低次生産環境に関する調査. 中央水産試験場事業報告書 2020 ; 50-53.
- 嶋田宏. UVレジンを用いた動物プランクトン封入標本の製法. 日本プランクトン学会報 2021 ; 68 : 10-17.
- 品田晃良. 北海道周辺沿岸海域における海面水温の近未来予測値 (資料). 北海道水産試験場研究報告2021 ; 99 : 19-23.
- Shoden S, Ikeda T, Yamaguchi A. Vertical distribution, population structure and life cycle of *Eucalanus bungii* (Copepoda: Calanoida) in the Oyashio region, with notes on its regional variations. *Mar. Biol.* 2005 ; 146 : 497-511.
- Shulenberger E. Vertical distributions, diurnal migrations, and sampling problems of hyperiid amphipods in the North Pacific central gyre. *Deep Sea Research* 1978 ; 25 : 605-623.
- Sugisaki H. Studies on long-term variation of ocean ecosystem/climate interactions based on the Odate collection: outline of the Odate Project. *PICES Press* 2006 ; 14 : 12-15.
- 杉崎宏哉. 東北海域の動物プランクトンの長期観測 (小達コレクションの解析). 日本プランクトン学会報 2008 ; 55 : 30-32.
- Sumaila UR, Cheung WWL, Lam VWY, Pauly D, Herrick S. Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. *Nature Climate Change* 2011 ; 1 : 449-456.
- 鈴木孝行, 渡辺安廣. 襟裳岬以西太平洋海域における動物プランクトンの周年変化. 北水試月報1982 ; 39 : 39-60.
- Tadokoro K, Chiba S, Ono T, Midorikawa T, Saino T. Interannual variation in *Neocalanus* biomass in the Oyashio waters of the western North Pacific. *Fish. Oceanogr.* 2005 ; 14 : 210-222.
- Tait RV. Marine zooplankton. In: Elements of Marine Ecology (Tait RV ed), Butterworths, London. 1968 ; 32-36.
- Taki K. Distribution and life history of *Euphausia pacifica* off northeastern Japan. *Fish. Oceanogr.* 2003 ; 13 : 34-43.
- Tsuda A, Saito H, Kasai H. Life histories of *Neocalanus flemingeri* and *Neocalanus plumchrus* (Calanoida:Copepoda) in the western subarctic Pacific. *Mar. Biol.* 1999 ; 135 : 533-544.
- Tsuda A, Saito H, Kasai H. Life histories of *Eucalanus bungii* and *Neocalanus cristatus* (Copepoda: Calanoida) in the western subarctic Pacific Ocean. *Fish. Oceanogr.* 2004 ; 13 : 10-20.
- Yamada Y, Ikeda T. Comparative life-history study on sympatric hyperiid amphipods (*Themisto pacifica* and *T. japonica*) in the Oyashio region, western North Pacific. *Mar. Biol.* 2004 ; 145 : 515-527.
- Yamamura O, Honda S, Shida O, Hamatsu T. Diets of walleye pollock *Theragra chalcogramma* in the Doto area, northern Japan: ontogenetic and seasonal variations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2002 ; 238 : 187-198.
- Yamamura O, Funamoto T, Chimura M, Honda S, Oshima T. Interannual variation in diets of walleye pollock in the Doto area, in relation to climate variation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2013 ; 491 : 221-234.
- 横井裕, 山口薦, 池田勉. 光学式プランクトンカウンター (OPC: Optical Plankton Counter) を用いた初夏の西部北太平洋における動物プランクトン群集構造の緯度・経年変動解析. 日本プランクトン学会報2008;55:9-24.
- 吉田英雄, 中多章文, 浅見大樹, 田中伊織. 北海道における海洋環境モニタリングの現状・成果と今後の取り組み. 月刊海洋 2004 ; 36 : 5-10.

道北日本海の一定点における*Neocalanus*属カイアシ類 (*Neocalanus plumchrus/flemingeri*) の個体数密度の年変動とその要因

浅見大樹*

北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場

Annual fluctuations and factors affecting the abundance of *Neocalanus plumchrus/flemingeri* in the Sea of Japan off northern Hokkaido

HIROKI ASAMI*

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

Annual fluctuations, i.e., between winter and summer in the abundance of the calanoid copepod *Neocalanus* spp. (*Neocalanus plumchrus/flemingeri*) in the northern Sea of Japan were investigated at a station from 1989 to 2011. *Neocalanus* spp. increased from June to August. The maximum abundances increased continuously from 1998, and prominently high abundances were observed in 2001. Except for 2000, these years were characterized by low water temperatures in April. After 2001, high abundances were found in 2003, 2005 and 2010. The abundance peaks in these years corresponded with a sharp decrease in water temperature in April. Significant negative correlations between water temperature in April and the maximum abundances of *Neocalanus* spp. in each year were recognized, suggesting that water temperature was the most important factor for the abundances of *Neocalanus* spp.

キーワード：*Neocalanus*, 個体数密度, 水温, 道北日本海, 年変動

*Neocalanus*属カイアシ類は亜寒帯域およびその縁海に分布する大型の植食性動物プランクトンで (Motoda and Minoda, 1974), その生物量は表層の動物プランクトン生物量の80~95%に達するとも言われ (Vinogradov, 1970; Vidal and Smith, 1986), 魚類や鯨類などの高次生産者の餌生物として重要である (Fukutaki, 1967, 1969; Kawamura, 1982; Odate, 1994など)。これまで, *Neocalanus* 属カイアシ類のうち, *Neocalanus plumchrus*と*Neocalanus flemingeri*について, 分類学的研究 (Miller, 1988), 春季ブルーム期に同調した個体発生に伴う鉛直移動を行う生活史 (Miller and Terazaki, 1989; Tsuda *et al.*, 1999; 小針・池田, 2000), *Neocalanus plumchrus*について, 年代による現存量ピーク時期のシフト (Mackas *et al.*, 1998; Batten and Mackas, 2009), 豊度や現存量が水温やクロロフィルa濃度などの環境要因に影響されること (Liu and Peterson, 2010; Ashlock *et al.*, 2021) などの研究がある。

*Neocalanus plumchrus/flemingeri*は北海道周辺海域でも春季から夏季にかけて動物プランクトン現存量の多くを占める (嶋田ら, 2012)。そして, 特に北海道日本海では, 水産資源であるニシン成魚 (元田・竹内, 1949), ホッケ稚魚 (石森, 2016) と成魚 (元田・佐藤, 1949, 浅見, 2015), サケ稚魚 (箕田・原野, 1982) などの餌生物として重要である。一般に, 動物プランクトンの変動は魚類の初期生残や成長などを通して資源豊度に影響を及ぼす (Cushing, 1990)。このため, 動物プランクトンの変動を明らかにすることは水産資源の変動要因を考える上で重要である (例えば, Brodeur and Ware, 1992; 二平, 2007)。本研究は, 水産資源の変動要因解明に資することを目的に日本海北部の一定点で動物プランクトンを採集し, 特に餌生物として重要な*Neocalanus plumchrus/flemingeri*の個体数密度の年変動とその要因を考察したものである。

試料及び方法

本研究は、北水試の礼文島西沖に設けた定期海洋観測定点の一つであるJ15 (Fig.1, 水深561 m, 45° 30'N, 140° 40'E) で、1989年から2011年にわたり概ね2月に1回の頻度で、試験調査船北洋丸で採集された合計80本の標本を検鏡して行った。本研究では、2月あるいは3月の調査は

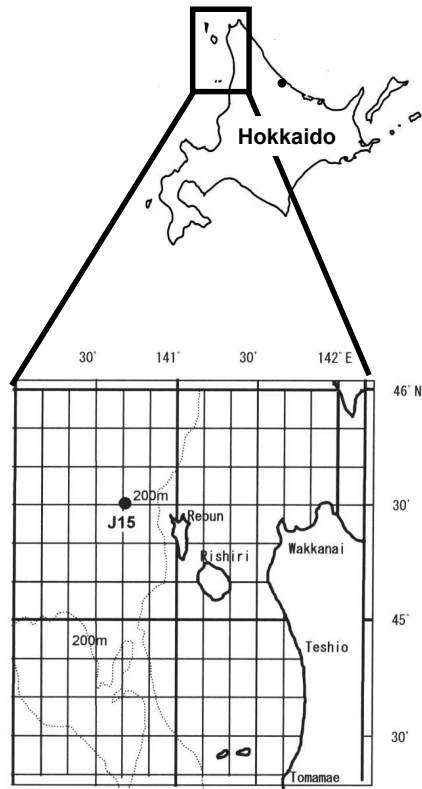


Fig.1 The location of Station (J15) in the Sea of Japan off northern Hokkaido.

2月期, 4月の調査は4月期, 5月下旬または6月上旬の調査は6月期, 7月下旬または8月上旬の調査は8月期の調査と呼ぶ。各年の採集日をTable 1に示した(ただし, 定期海洋観測は1989年4月から始まったため, 1989年2月期の標本は無い。その他, 1991年2月期, 1995年のすべての月, 1996年の6月期, 1997年の6月期と8月期, 2001年4月期, 2003年の8月期, 2010年2月期の標本は無い)。動物プランクトンの標本は, 濾水計を装着した口径45 cm, 側長180 cm, 網目幅0.335 mmの改良型ノルパックネット(元田1994)を用いて, 昼夜の区別なく, 深度150 mから表面まで鉛直曳きすることにより採集した。標本の採集後, 船上で直ちに標本の容量に対して中性ホルマリンが約10%になるように固定した。また, 動物プランクトンの採集時にはCTD (SBE 911 plus) 観測を実施した。表面水はバケツにより採水し, 表面水温は棒状水温計で計測した。動物プランクトンの標本は実験室に持ち帰った後, 元田式分割器(Motoda, 1959)で動物プランクトンの個体数に応じて, 適宜分割(1/2~1/32)した後, 実体顕微鏡を用いて*Neocalanus*属カイアシ類(*Neocalanus plumchrus/flemingeri*)についてコペポダイト期の発育段階別(コペポダイトI~V期)にソートしながら計数した。*Neocalanus*属カイアシ類の年変動と環境要因との関連を考察するにあたり, 水温および対馬暖流流量のデータを用いた。水温は表面から50 mまでを平均して, 個体数密度の年変動との関係を検討した。また, 北水試では道西日本海の定期海洋観測で得た水温と塩分のデータから対馬暖流の傾圧地衡流量を毎年推定してきた。本研究では, 水温と同様に対馬暖流流量と個体数密度の年変動との関係を検討した。対馬暖流流量データは, 中央水産試験場資源管理部海洋環境グループから提供を受けた。

Table 1 Sampling date of zooplankton at J15 from 1989 to 2011.

| Year | Date | Year | Date | Year | Date | Year | Date | Year | Date |
|------|---------|------|-----------|------|-----------|------|-----------|------|-----------|
| 1989 | | 1990 | Feb. 19 | 1991 | No sample | 1992 | Feb. 18 | 1993 | Feb. 16 |
| | Apr. 10 | | Apr. 16 | | Apr. 9 | | Apr. 13 | | Apr. 13 |
| | June 5 | | May 28 | | June 4 | | June 2 | | May 31 |
| | July 31 | | July 30 | | July 29 | | July 31 | | July 29 |
| 1994 | Feb. 16 | 1995 | No sample | 1996 | Feb. 13 | 1997 | Mar. 4 | 1998 | Feb. 16 |
| | Apr. 20 | | No sample | | Apr. 17 | | Apr. 9 | | Apr. 15 |
| | May 30 | | No sample | | No sample | | No sample | | June 2 |
| | Aug. 1 | | No sample | | Aug. 2 | | No sample | | July 28 |
| 1999 | Feb. 23 | 2000 | Feb. 23 | 2001 | Feb. 19 | 2002 | Feb. 20 | 2003 | Feb. 17 |
| | Apr. 15 | | Apr. 14 | | No sample | | Apr. 10 | | Apr. 10 |
| | June 2 | | May 31 | | May 28 | | May 28 | | May 26 |
| | July 26 | | July 26 | | July 23 | | July 31 | | No sample |
| 2004 | Feb. 17 | 2005 | Feb. 14 | 2006 | Feb. 6 | 2007 | Feb. 5 | 2008 | Feb. 5 |
| | Apr. 19 | | Apr. 15 | | Apr. 12 | | Apr. 16 | | Apr. 16 |
| | May 24 | | June 1 | | May 29 | | May 28 | | May 26 |
| | July 29 | | July 24 | | July 28 | | July 29 | | July 30 |
| 2009 | Feb. 25 | 2010 | No sample | 2011 | Feb. 9 | | | | |
| | Apr. 15 | | Apr. 25 | | Apr. 21 | | | | |
| | June 1 | | June 7 | | June 6 | | | | |
| | July 22 | | Aug. 2 | | July 28 | | | | |

Table 2 Date of maximum individual densities in each year. Because the continuous samplings from April to August were not conducted in 1995, 1996, and 1997, peaks of individual densities were unclear in these years.

| Year | Date of maximum individual density | Surveyed month namely |
|------|------------------------------------|-----------------------|
| 1989 | June 5 | June |
| 1990 | May 28 | June |
| 1991 | June 4 | June |
| 1992 | June 2 | June |
| 1993 | May 31 | June |
| 1994 | May 30 | June |
| 1998 | July 28 | August |
| 1999 | July 26 | August |
| 2000 | May 31 | June |
| 2001 | May 28 | June |
| 2002 | May 28 | June |
| 2003 | May 26 | June |
| 2004 | May 24 | June |
| 2005 | June 1 | June |
| 2006 | July 28 | August |
| 2007 | July 29 | August |
| 2008 | July 30 | August |
| 2009 | June 1 | June |
| 2010 | June 7 | June |
| 2011 | June 6 | June |

結 果

個体数密度の年変動 調査年を通じて、*Neocalanus*属カイアシ類の個体数密度は0~407 個体/m³ (平均35個体/m³) まで変動した (Fig. 2)。1994年、1996年および2003年の2月期には*Neocalanus*属カイアシ類の出現は見られなかった。*Neocalanus*属カイアシ類の個体数密度は2月期から4月期にかけて低密度であったが、それ以降は急激な増加が認められた。個体数密度は1993年および1994年は50個体/m³を超えたものの、概ね1989年から1997年までは約50個体/m³以下、1998年8月期 (7月下旬) には、59 個体/m³、1999年8月期 (7月下旬) には99個体/m³となり、以降連続して増加傾向にあり、2001年6月期 (5月下旬) には調査年を通して最高の407 個体/m³のピークに達した。2002年6月期には再び50個体/m³まで減少した。これ以降、1990年代と比べてその個体数密度は激しく変動し、中でも2001年以降は、約150個体/m³以上の高密度が2003年6月期 (5月下旬) に205個体/m³、2005年6月期 (6月上旬) に149個体/m³および2010年6月期 (6月上旬) に315 個体/m³としばしば観察された。

動物プランクトンの採集を4月期、6月期 (5月下旬または6月上旬) および8月期 (7月下旬または8月上旬) と連続して3回調査が出来た年で、それぞれの年の個体数密度の

極大時期を見ると、概ね6月期 (5月下旬から6月上旬) にあったが、1998年、1999年、2006年、2007年、2008年の5年間は7月下旬の8月期と遅い時期にピークがあった (Table 2)。1995年、1996年および1997年の3カ年は4月期から8月期まで連続した採集ができなかったため、個体数密度のピークを捉えることができなかった。

コペポダイトIV-V期の出現は現存量に大きく反映されることから、Fig. 3に各年で個体数密度がピークとなった時の*Neocalanus*属カイアシ類のコペポダイト期の組成率を示した。その結果、コペポダイトV期は度々高い組成率を示したが、とりわけ個体数密度が増加し始めた1999~2001年に約66~96%と卓越した。また、コペポダイトIV期も含めると1998年~2001年にはこれらで常に90%以上を占めた。これ以降、2008年もコペポダイトV期は97.5%、コペポダイトIV期も合わせるとこれらで99.5%を占めた。

水温 Fig. 4にはJ15における2月期、4月期、6月期および8月期の表層50 mまでの平均水温を示した。2月期の水温は1990年の5.4℃、1991年の6.2℃から以降、1999年の3.0℃まで下降し、調査年の中で最低となった。その後、2000年には4.9℃まで上昇したが2001年と2002年は再び3.4~3.5℃まで下降した。その後、2005年まで再び5.1~5.3℃まで上昇した。2006年には3.3℃まで下降し、その

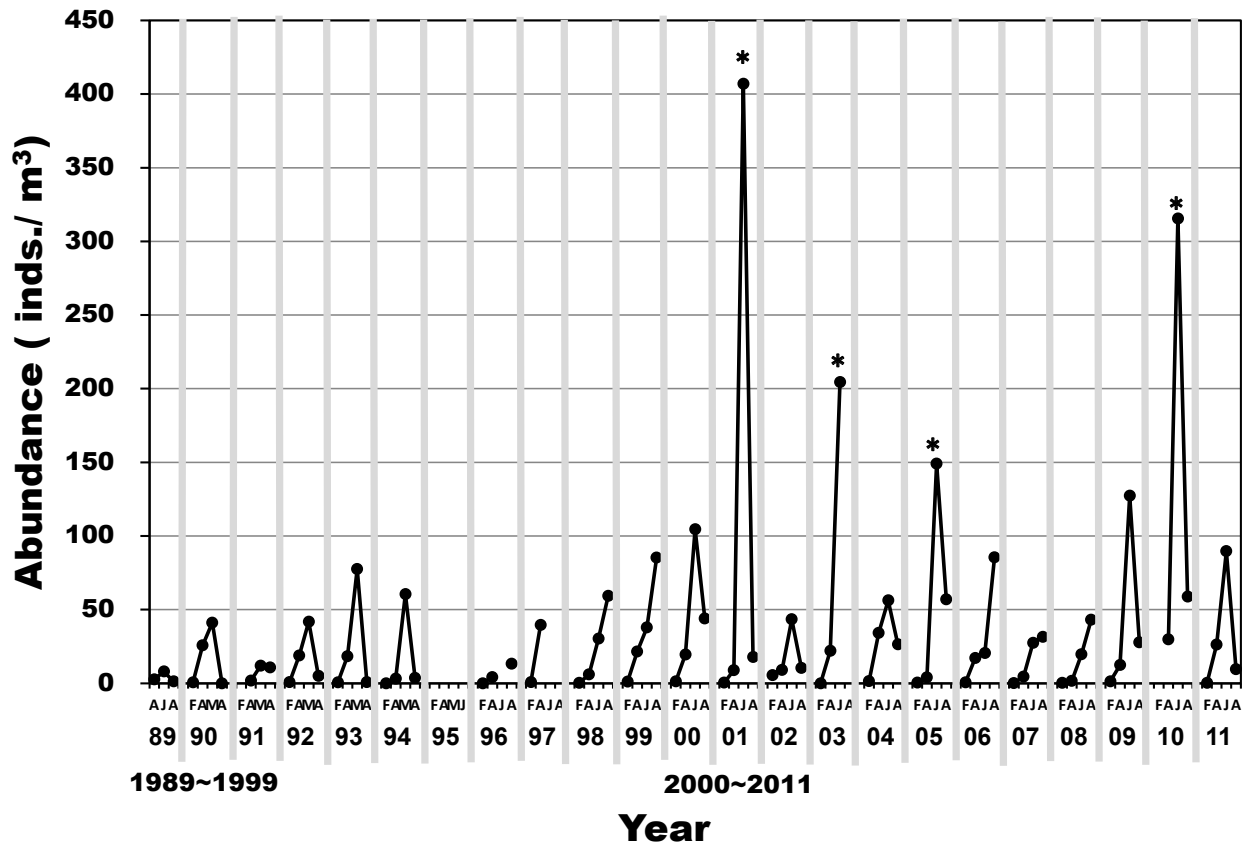


Fig. 2 Abundance of *Neocalanus plumchrus/flemingeri* at J15 from 1989 to 2011. Asterisks (*) indicate the peaks of individual densities that were higher than about 150 inds. /m³.

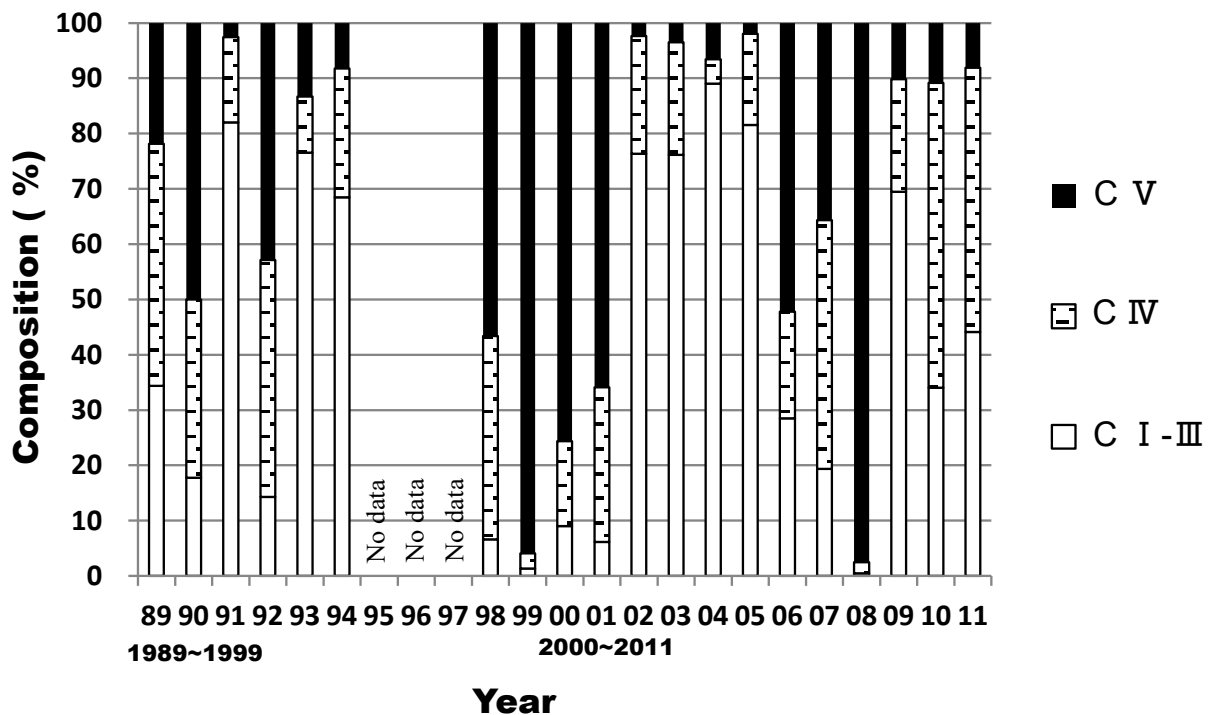


Fig. 3 Percentage composition of developmental stages of *Neocalanus* spp. at the peak abundance each year. Because the continuous samplings from April to August in 1994 and 1997 were not conducted, the abundance peaks in these years were unclear (see Table 1).

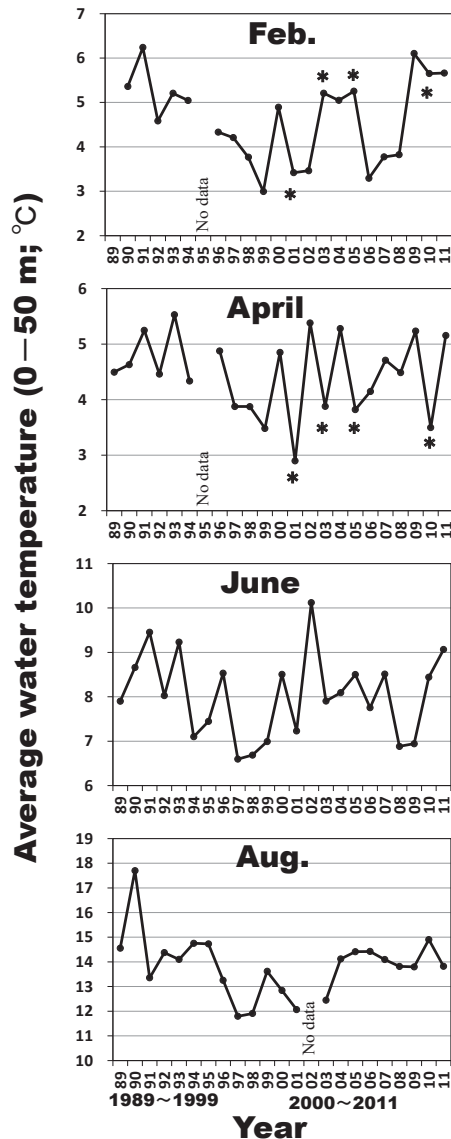


Fig.4 Average water temperature at 0-50 m at J15 in February, April, June, and August. Asterisks (*) in February and April indicate the peaks of individual densities that were higher than about 150 inds./m³ in June (see Figure 2).

後は2011年まで上昇に転じた。4月期の水温は1989年から1996年まで4.3～5.5℃の間を変動して推移した。しかし、1997年以降1999年には3.5～3.9℃まで下降した。2000年には再び4.9℃まで上昇したが、2001年には調査期間を通じて最低の2.9℃まで下降した。2002年には5.4℃まで上昇し、以降、2011年まで上昇と下降を繰り返しながら変動した。この間、2003年には3.9℃、2005年には3.8℃、2010年には3.5℃といずれも4℃以下の低水温が観測された。4月期の水温が、特に低水温であった2001年、2003年、2005年および2010年はいずれも*Neocalanus*属カイアシ類が約150個体/m³以上の高密度で出現した年である。6月期の水温は1989年から1996年まで、7.1～9.7℃の間を

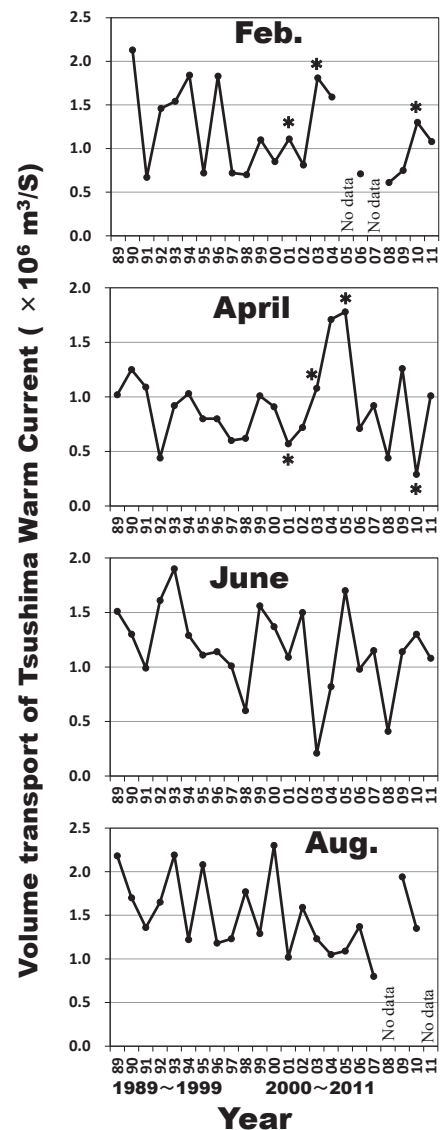


Fig.5 Volume transport of Tsushima Warm Current in the south-western area of the Sea of Japan in Hokkaido in February, April, June, and August. Asterisks (*) in February and April indicate the peaks of individual densities that were higher than about 150 inds./m³ in June (see Figure 2).

激しく変動しながらも下降した。そして、1997年には調査期間を通じて最低の6.6℃となった。約7.0℃の低水温は1998年および1999年まで続いた。2000年には8.5℃まで上昇し、その後2007年まで7.2～10.0℃の間を大きく変動して推移した。2008～2009年には再び6.9℃まで下降した。それ以降は2011年まで上昇に転じた。8月期の水温は1989年に14.6℃であったが、1990年には17.7℃まで上昇した。しかし、1991年には再び13.4℃まで下降した。1995年までは約14～15℃の間を変動したが、1997～1998年には12℃以下となった。1999年には13.6℃と上昇したが、2003年まで13℃以下と低水温が続いた。その後は2011年

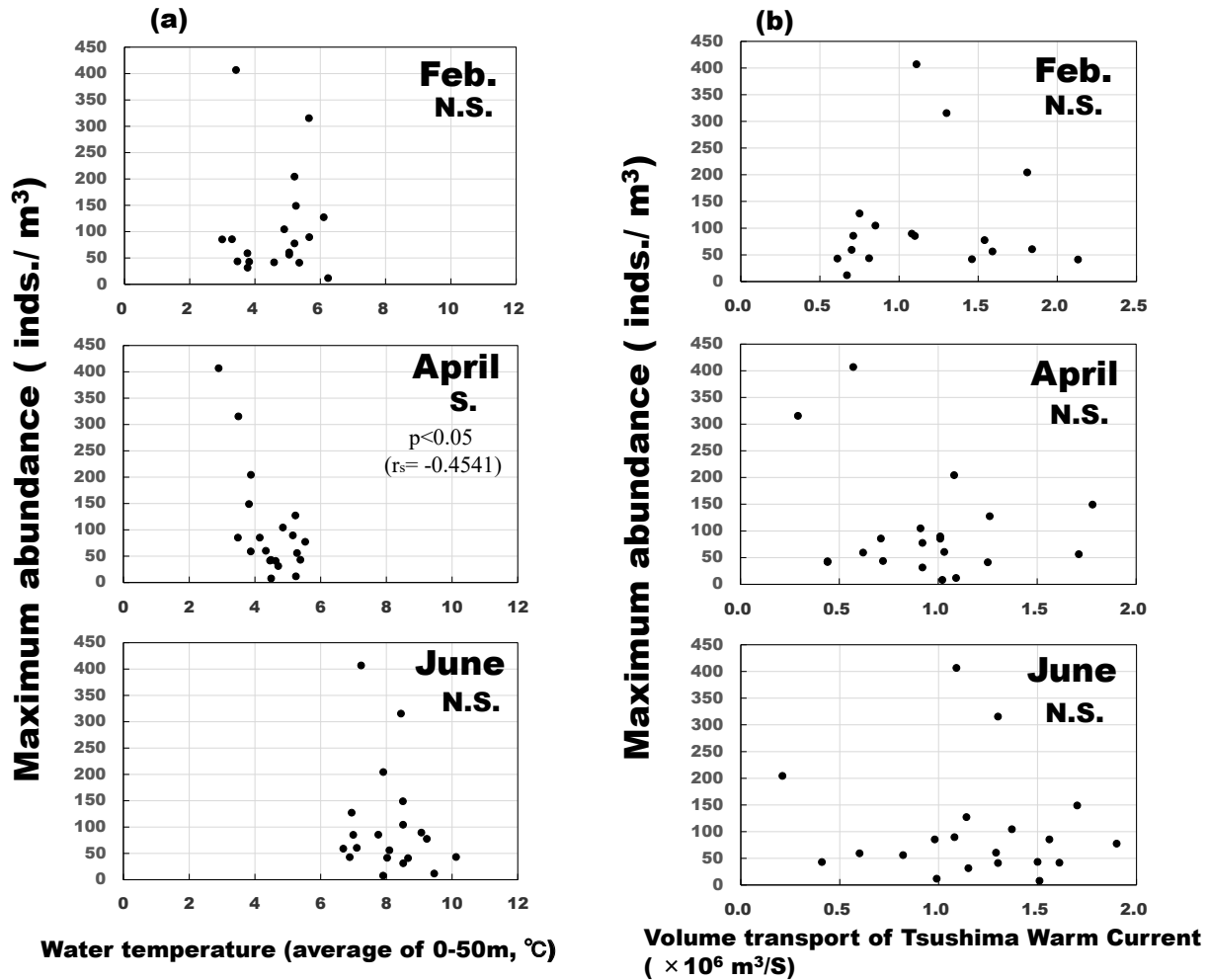


Fig. 6 (a) Relationships between average water temperature (0-50 m) and maximum abundance of the *Neocalanus* spp. in each year in February, April, and June. (b) Relationships between volume transport of Tsushima Warm Current in the south-western area of the Sea of Japan in Hokkaido in February, April, and June. S. and N.S. superimposed onto figures indicate the Significance and Not Significance, respectively.

まで約14~15℃の間で推移した。以上、どの月の水温も調査を開始した1989年から1997年にかけて下降傾向となり、その後、2000年を除いて、比較的低水温が続く、その後は2月期、4月期および6月期は大きく変動しながら、そして8月期は比較的一定して推移していた。

対馬暖流流量 Fig. 5に、道西日本海において得られた対馬暖流の流量の年変化について、2月期、4月期、6月期および8月期について示した。2月期の対馬暖流流量は1989年から1996年まで $0.7 \sim 2.1 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ の間を変動しながら推移したが、1997年から2002年には $0.7 \sim 1.1 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ と減少傾向となった。2003~2004年には $1.6 \sim 1.8 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ まで増加するものの、2006年以降は2009年まで再び $0.6 \sim 0.8 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ と減少した。しかし、2010~2011年には $1.1 \sim 1.3 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ となった。4月期の対馬暖流流量は、1989年から2002年まで $0.5 \sim 1.3 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ と、2月期の低水準にあったレベルと同程度の間を変動して推移した。その後、

2005年までには増加し、 $1.8 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ となった。しかし、2006年には再び減少し $0.7 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ となり、以降、2010年の $0.3 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ から2009年の $1.3 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ の間を変動した。6月期の対馬暖流流量は、1989年から1993年は $1.0 \sim 1.9 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ の間を変動したが、1994年以降、1998年まで減少し、1998年には $0.6 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ となった。1999年から2002年には再び $1.1 \sim 1.6 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ まで上昇した。これ以降は2003年の $0.2 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ から2005年の $1.7 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ まで大きく増減を繰り返し推移した。8月期の対馬暖流流量は、1989年から2000年まで $1.0 \sim 2.5 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ の間を大きく変動しながら推移した。2001年から2006年には $1.0 \sim 1.6 \text{ m}^3/\text{s}$ で変動し、2007年には $0.8 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ と調査期間を通じて最小となった。しかし、2009年以降は $1.4 \sim 1.9 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ まで再び増加した。以上、対馬暖流流量の特徴として、特に2月期には1997~2002年の間に、流量の少ない年代が続いた。

環境要因とNeocalanus属カイアシ類の個体数密度との関係 Fig. 6 (a) (b) には、植物プランクトンの春季ブルームに影響を及ぼす時期と考えられる2月期、4月期および6月期の表層水温および対馬暖流流量と各年のNeocalanus属カイアシ類のピーク時の個体数密度との関係について示した。その結果、表層水温と最大個体数密度の間には、4月期に有意な負の相関が認められた（スピアマンの順位相関、 $p < 0.05$ ）。対馬暖流流量と最大個体数密度との間には、どの月も両者には有意な関係は見出せなかった。

考 察

日本海北部定点でのNeocalanus 属カイアシ類について過去23年間、その個体数密度を観察した結果、Neocalanus属カイアシ類は1998年に増加の兆しが見え始め、そして2001年に顕著なピークに達した。Neocalanus属カイアシ類は亜寒帯域およびその縁海に分布する典型的な冷水性種である。日本海ではNeocalanus plumchrusは春季増殖期に同調してコペポダイトI期からV期まで急速に成長する（Miller and Terazaki, 1989）。Neocalanus flemingeriについては、春季2～4月にコペポダイトI期からIV期まで表層で急速に成長し、IV期で深層に潜り休眠する。次の年の春季の4～5月に表層でV期となり、再び深層に潜り成体となって成熟後、冬季に産卵する。卵は表層で春季にノープリウスとなり、再びI期からIV期まで発育し、二年一世代の生活史を持つとされる。本研究ではNeocalanus plumchrusとN. flemingeriを区別せず、一括して扱ったが、本研究ではNeocalanus属カイアシ類のピークは6月期（5月下旬～6月上旬）あるいは8月期（7月下旬～8月上旬）であったことから、そのほとんどはN. plumchrusであったと考えられる。いずれにしても、両種ともに植物プランクトンの春季大増殖期に同調した季節的な個体発生に伴う鉛直移動を行う（Tsuda et al., 1999, 小針・池田, 2000）。これらのことから、本属にとっては低水温や高いクロロフィルa濃度がより好適な環境要因と考えられる。日本海北部の表層水温は、2000年を除いて1997～2001年の2月期および4月期において低水温であった。また、対馬暖流の流量も特に2月期で少ない傾向があった。本研究ではクロロフィルa濃度の測定は行わなかったが、Neocalanus属カイアシ類個体数密度の1998～2000年までの増加傾向、そして2001年に見られた極大は、これらの年代の低水温および対馬暖流流量の低下などによってもたらされたと考えられる。

2001年以降は、しばしばNeocalanus属カイアシ類の個体数密度のピークが認められた。すなわち、2003年、2005

年および2010年の各年にも、個体数密度は約150個体/m³を超え、調査年の中では比較的高密度となった。2001年は2月期と4月期、2003年、2005年および2010年は4月期の水温が低水温という共通した現象が認められた（Fig. 4参照）。この低水温は、極前線北側の冷水（磯田, 1999）の移流や海面冷却などの物理機構によってもたらされたものと推察されるが、本研究からは明らかではない。しかし、低水温は混合層が深いことを意味し、それによって栄養塩が持続的に表層へ供給されたと考えられる。これに、有光層が混合層よりも深くなり、栄養塩に加えて光条件も整うことで大規模な春季ブルームが起こったことが推察される（Sverdrup, 1953；川原田, 1975）。その結果、Neocalanus属カイアシ類の生残にとって好適な一次生産環境が形成され、2001、2003、2005および2010年の高密度に繋がったと考えられる。しかし、1997～1999年も4月期の水温が4℃以下と低かったものの（Fig. 4）、Neocalanus 属カイアシ類の個体数密度は必ずしも高くはなかった。ただし、これらの年代はNeocalanus 属カイアシ類の増加の兆しが見られた年代に相当し、低水温が何らかの影響を及ぼしたことも考えられる。

Neocalanus属カイアシ類の増加の兆しが見られた1998年から、ピークに達した2001年の豊度のピーク時のコペポダイト期は、コペポダイトIV～V期が90%以上を占めた。Neocalanus plumchrusに関して、アラスカ環流域においても、現存量のピーク時にはコペポダイトV期が個体群の80%以上を占めることが知られる（Batten and Mackas, 2009）。コペポダイトIV～V期が多くを占めたことは、1998～2001年の年代の現存量も高かったことを示唆する。コペポダイトIV～V期が多くを占めた1998年と1999年のピークは8月期に見られ（Table 2）、これら両年の直近の6月期の水温は23年間の調査の中では最も低水温であった（Fig. 4）。また、2008年のピークも8月期に見られ（Table 2）、コペポダイトIV～V期の組成率が90%以上を占めて卓越した。これも、この年の環境要因の特徴として直近の6月期の水温が低水温だった（Fig. 4）。一般にカイアシ類では、卵からある発育段階までに要する期間は水温が低いほど長いことが知られている（Corkett and McLaren, 1978；Kimoto et al., 1986；Uye, 1988）。このことから、本研究で観測された6月期の低水温により、Neocalanus属カイアシ類の各ステージまでの発育時間が延長されたことで、ピークが8月期となった可能性がある。2001年は6月期にピークにあり（Table 2）、直近の4月期は低水温であった（Fig. 4）こともコペポダイトIV～V期の優占に繋がったのかもしれない。しかし、同じく6月期にピークがあった2000年（Table 2）は、直近の4月は必ずしも低水温ではなかった（Fig. 4）。おそらくコペ

ボダイトⅣ-Ⅴ期が卓越した要因は他にもあり, 本研究からは明らかではない。

本研究では, 各年の個体数密度のピークは概ね6月期の5月下旬から6月上旬に観察されたものの, 8月期にピークが観察された年が5年(1998~1999年, 2006~2008年)あった(Table 2)。そして, 極大の時期のシフトは連続して2~3年続いた。Mackas *et al.* (1998) は太平洋東岸のSt. Pで1956年から1980年の25年間に亘って*Neocalanus plumchrus*の出現量を調べた結果, 現存量のピーク時期が年代によってしばしば, シフトしたことを明らかにしている。また, 小鳥(2001)は道西日本海の石狩湾において1989年から1999年に亘り動物プランクトン現存量を調べたところ, 1992年を境にそれ以前は現存量のピークが4月にあったのに対し, それ以後は6月にピークがシフトしたことを述べている。そして, これらのピーク時の動物プランクトンの種組成は主に*Neocalanus plumchrus*であったとしている。このような*Neocalanus*属カイアシ類のピークのシフトはこれを餌とする魚類の来遊時期や漁期に影響を及ぼすことが示唆されている(浅見, 2015)。さらに, 本研究で示した*Neocalanus*属カイアシ類の個体数が増加した1990年代後半から2000年代初期にかけては, 本種を主に摂餌するホッケ道北系群の0~1歳魚の資源量が増大した時期であった(中央水産試験場ら, 2022)。このように, 餌料生物としての動物プランクトンの変動は水産資源の変動に影響を及ぼしていることは充分考えられる。水産資源の変動を考察するに当たり, 今後も動物プランクトンのモニタリングを継続して, *Neocalanus*属カイアシ類をはじめとした動物プランクトンの年変動を明らかにすることが重要と考える。

謝 辞

本研究を行うにあたり, 北海道立稚内水産試験場(当時)試験調査船北洋丸の歴代船長並びに乗組員の皆様に深く感謝致します。また, 動物プランクトンの標本を採集していただきました歴代の稚内水産試験場の担当者に深く感謝致します。対馬暖流流量のデータを提供していただくとともに, 本論文に有益なコメントをいただきました中央水産試験場資源管理部海洋環境グループの西田芳則研究主幹, および有馬大地主査に感謝致します。

引用文献

浅見大樹. 北海道北部日本海における餌料プランクトンの動態とホッケ漁業. 2015年日本ベントス学会・日本プランクトン学会合同大会公演要旨集. 2015; 講演

番号S06.

Ashlock L, Garcia-Reyes M, Gentemann C, Batten S, Sydeman, W. Temperature and patterns of occurrence and abundance of key copepod taxa in the Northeast Pacific. *Front. Mar. Sci.* 2021; 8: 670795.

Batten SD, Mackas DL. Shortened duration of the annual *Neocalanus plumchrus* biomass peak in the Northeast Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2009; 393: 189-198.

Brodeur RD, Ware DM. Long-term variability in zooplankton biomass in Subarctic Pacific Ocean. *Fish. Oceanogr.* 1992; 1: 32-38.

中央水産試験場, 稚内水産試験場, 網走水産試験場. ホッケ道央日本海~オホーツク海海域. 2022年度北海道周辺海域における主要魚種の資源評価書. 道総研水産研究本部. 2022; 94-120.

Corkett CJ, McLaren IA. The Biology of *Pseudocalanus*. *Adv. mar. Biol.* 1978; 15: 1-231.

Cushing DH. Plankton production and year-class strength in fish populations; an update of the match/mismatch hypothesis. *Adv. mar. Biol.* 1990; 26: 249-293.

Fukataki H. Stomach contents of the pink salmon, *Oncorhynchus gorbusha* (Walbaum), in the Japan Sea during spring season of 1965. *Bull. Jpn Sea Reg. Fish. Res. Lab.* 1967; 17: 49-66.

Fukataki H. Stomach contents of the masu salmon, *Oncorhynchus masou* (Brevoort), in the offshore regions of the Japan Sea. *Bull. Jpn Sea Reg. Fish. Res. Lab.* 1969; 21: 17-34.

石森謙太郎. 北海道沖日本海におけるホッケ仔稚魚の食性. 修士論文, 北海道大学, 函館. 2016.

磯田豊. 日本海における冬季海面水温の6~8年スケール変動. 海と空 1999; 74: 156-164.

Kawamura A. Food habits and prey distributions of three rorqual species in the North Pacific Ocean. *Sci. Rep. Whale Res. Inst.* 1982; 34: 59-91.

Kimoto K, Uye S, Onbe T. Growth characteristics of a brackish - water calanoid copepod *Sinocalanus tenellus* in relation to temperature and salinity. *Bull. Plankton Soc. Japan.* 1986; 33: 43-57.

川原田裕. 第4章 植物プランクトンの季節変化. 「海洋プランクトン 海洋科学基礎講座 6」元田茂編 東海大学出版会, 東京都. 1975; 33-37.

小針統, 池田勉. 親潮域における*Neocalanus*属カイアシ類の生活史. 日本プランクトン学会報. 2000; 47: 129-135.

小鳥守之. 北海道近海における動物プランクトン群集の

- 長期変動. 月刊海洋 総特集 動物プランクトン. 海洋出版株式会社, 東京. 2001 ; 号外 No.27 19-24.
- Liu H, Peterson WT. Seasonal and inter-annual variations in the abundance and biomass of *Neocalanus plumchrus* in continental slope waters off Oregon. *Fish. Oceanogr.* 2010 ; **19** : 354-369.
- Mackas DL, Goldblatt R, Lewis AG. Interdecadal variation in developmental timing of *Neocalanus plumchrus* populations at Ocean Station P in the subarctic North Pacific. *Can. J. Aquat. Sci.* 1998 ; **55** : 1878-1893.
- Miller CB. *Neocalanus flemingeri*, a new species of Calanidae (Copepoda: Calanoida) from the subarctic Pacific Ocean, with a comparative redescription of *Neocalanus plumchrus* (Marukawa) 1921. *Prog. Oceanogr.* 1988 ; **20** : 223-273.
- Miller CB, Terazaki M. The life histories of *Neocalanus flemingeri* and *Neocalanus plumchrus* in the Sea of Japan. *Bull. Plankton Soc. Japan.* 1989 ; **36** : 27-41.
- 箕田嵩, 原野茂樹. 石狩湾沿岸におけるサケの食性と餌要求量. さけ別枠1981河川型研究グループリポート. 発行 北海道区水産研究所, 釧路市. 1982 ; 119-127.
- 元田茂, 竹内勇. 春鯀食餌調査(昭和23年度). 北海道水産試験場研究報告1949 ; **1** : 32-44.
- 元田茂, 佐藤重勝. ホッケ (*Pleurogrammus azonus*) の食餌 並に漁場プランクトンの観察. 日本水産学会誌1949 ; **15** : 343-353.
- Motoda S, Minoda T. Plankton of the Bering Sea. In: Hood DW, Kelley EJ (eds). *Oceanography of the Bering Sea*. Inst. Mar. Sci. Univ. Alaska, Fairbanks. 1974 ; 207-241.
- Motoda S. Devices of simple plankton apparatus. *Mem. Fac. Fish. Hokkaido Univ.* 1959 ; **14** : 152-162.
- 元田茂. 簡単なプランクトン器具の考案 (第8報). 日本プランクトン学会報1994 ; **40** : 139-150.
- 二平章. 第5章7. 動物プランクトン量の増加シフトと底魚類の生き残り. 「レジーム・シフト—気候変動と生物資源管理—」 川崎健, 花輪公雄, 谷口旭, 二平章 編著 成山堂書店, 東京都. 2007 ; 157-173.
- Odate K. Zooplankton biomass and its long-term variation in the western north Pacific Ocean, Tohoku Sea area, Japan. *Bull. Tohoku Natl. Fish. Res. Inst.* 1994 ; **56** : 115-173.
- 嶋田宏, 坂口健司, 森泰雄, 渡野邊雅道, 板谷和彦, 浅見大樹. 北海道周辺4海域 (道東・道南太平洋, 北部日本海および南部オホーツク海) における動物プランクトンバイオマスおよび種組成の季節変化と年変動. 日本プランクトン学会報 2012 ; **59** : 63-81.
- Suverdrup HU. On conditions for the vernal blooming of phytoplankton. *J. Cons. Explor. Mer.* 1953 ; **18** : 287-295.
- Tsuda A, Saito H, Kasai H. Life histories of *Neocalanus flemingeri* and *Neocalanus plumchrus* (Calanoida: Copepoda) in the western subarctic Pacific. *Mar. Biol.* 1999 ; **135** : 533-544.
- Uye S. Temperature-dependent development and growth of *Calanus sinicus* (Copepoda: Calanoida) in the laboratory. *Hydrobiologia.* 1988 ; **167/168** : 285-293.
- Vidal J, Smith SL. Biomass, growth, and development of populations of herbivorous zooplankton in the southeastern Bering Sea during spring. *Deep-Sea Res.* 1986 ; **33** : 523-556.
- Vinogradov ME. *Vertical distribution of the oceanic zooplankton*. Israel program for Scientific Translations. Jerusalem. 1970.

春季の石狩湾における動物プランクトンの現存量および種組成の昼夜比較—特にカイアシ類について— (資料)

浅見大樹^{*1}, 嶋田 宏^{2,3}

¹北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場, ²北海道立総合研究機構水産研究本部

³現所属: 北海道立総合研究機構釧路水産試験場

Comparisons of zooplankton biomass and composition during the day and night in spring at a station in Ishikari Bay, western Hokkaido, with special reference to copepods (Note)

HIROKI ASAMI^{*1} and HIROSHI SHIMADA^{2,3}

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

² Central Fisheries Research Institution, Fisheries Research Department, Hokkaido Research Organization,
Yoichi, Hokkaido 046-8555,

³ Present address: Kushiro Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization,
Kushiro, Hokkaido 085-0027, Japan

キーワード: カイアシ類, 現存量, 種組成, 昼夜比較, 動物プランクトン

石狩湾は北海道南西海域に位置する開放型の湾であり、サケ、ニシン、ホッケ、スケトウダラなどの多くの水産資源の好漁場である (林, 1980)。本湾におけるこれら多くの水産資源を支える低次生産力評価のために、動物プランクトンの現存量 (小島, 1977; 小島・渡辺, 1978; 小島, 1981; 小島, 1983a, 1983b)、出現種と消長 (箕田ら, 1979; 小島・浜岡, 1979; 鹿又ら, 1983; 関ら, 1985) など多くの研究がある。近年では、動物プランクトンの出現個体数の中で最も卓越するカイアシ類について、特に春季に優占する種の出現量の年変動 (浅見ら, 2010)、周年を通じた動物プランクトン群集の季節変化 (Arima *et al.*, 2014a)、カイアシ類数種の季節変化をもたらす要因 (Arima *et al.*, 2014b) などの研究がある。これまで、北水試 (現在、道総研水試) は北海道周辺海域において海洋観測を定期的 to 実施し、昼夜の区別無く水深150 m からの鉛直曳により動物プランクトンの採集を行ってきた。一方、多くの動物プランクトンは昼夜で能動的に生息深度を変える日周鉛直移動を行うことが知られている (元田, 1972; 服部, 1989)。しかしながら、石狩湾では動物プランクトンの出現量や出現種に関して昼夜で比較検

討した研究はほとんど行われていない。このことから、このような表層域で昼夜により違いがあるかどうかを把握しておくことは重要である。さらに、餌料としての動物プランクトン研究の観点から、昼夜差を考慮して動物プランクトンの出現種や出現密度を分析することは、水産生物の餌料環境の適切な評価に繋がると考えられる。本研究は、特に個体数の上で最も優占して出現するカイアシ類に焦点を当て、動物プランクトンの生物量が増大する春季の石狩湾 (小島, 2001) で、昼と夜の採集量や種組成の違いを明らかにすることを目的とした。

試料及び方法

2003年5月12日、石狩湾の一定点 (J33, 水深700 m) で、北海道立中央水産試験場所属試験調査船おやしお丸 (総トン数178トン) により、日中 (13:03–13:22) と夜間 (21:35–22:00) に、改良型ノルパックネット (口径0.45 m, 目合0.33 mm, (元田, 1994)) の鉛直曳きを実施した (Fig. 1)。改良型ノルパックネットには濾水計を装着し、深度200 mから表面まで、および深度500 mから表面

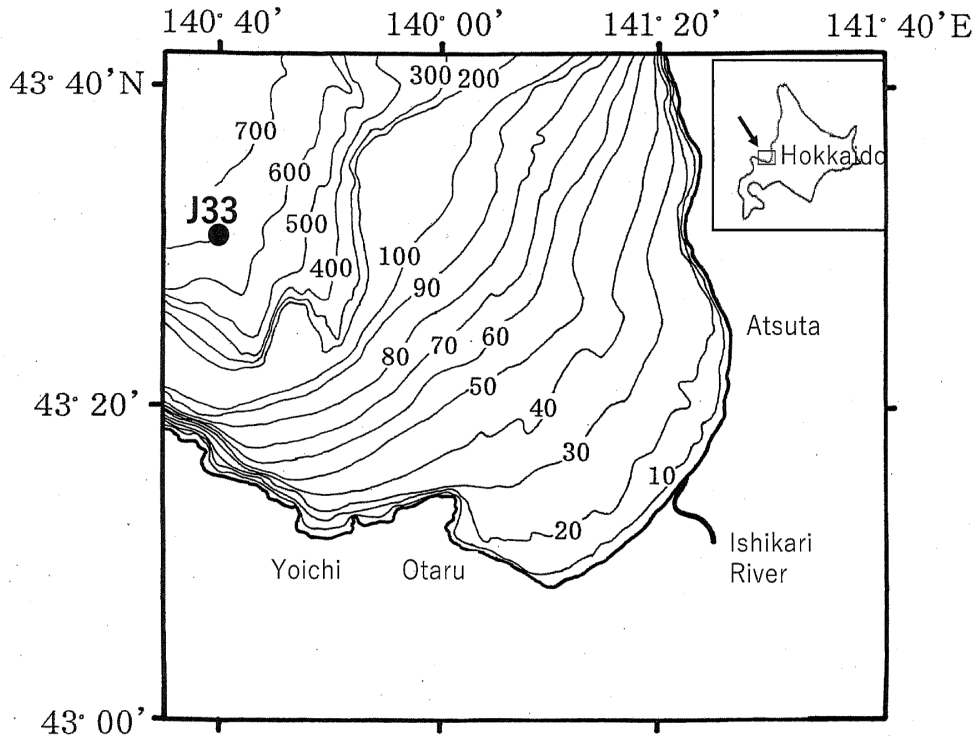


Fig.1 2003年5月12日に実施した石狩湾の調査地点 (J33)

まで, 日中と夜間にそれぞれ1回, 曳網を実施した。得られた標本は船上で直ちに中性ホルマリンで固定した。標本は実験室に持ち帰った後, 分割器を用いて, 1/2分割後, 湿重量を測定した。深度200 mからの曳網で得られた標本について, 残りの1/2分割は, さらに適宜分割後 (4分割~16分割), 実体顕微鏡下で各分類群別に個体数を計数しながらソートした。さらに, カイアシ類については可能な限り種あるいは属まで査定して計数した。本研究では, *Neocalanus cristatus*以外の*Neocalanus*属は*Neocalanus plumchrus/flemingeri*として扱った。また, *Pseudocalanus*属は*Pseudocalanus newmani/minutus*として扱った。*Oithona*属については属までの査定とした。さらに, *Paracalanus parvus*について, 現在は日本近海に出現する*Paracaranus parvus*は, 原記載の*P. parvus*とは異なる3種で構成されることが示されており (Hidaka *et al.*, 2016; Ueda *et al.*, 2022), 本研究では従来通りの広義の*Paracalanus parvus* s. lとして扱った。

動物プランクトンの採集と並行して, ナンセン採水器により, 各層 (10, 20, 30, 50, 75, 100, 125, 150, 200 m) からクロロフィルa濃度分析用の試水を採取した。また, 表面水はバケツで採水した。試水は, 直ちに船上で300 mLをGF/Fフィルターで濾過し, フィルターを暗黒下で冷凍保存した。船上で冷凍保存したGF/Fフィルターを実験室に持ち帰り, 90 %アセトン溶液で抽出し後, 酸添加法 (Holm-Hansen *et al.*, 1965) によりクロロフィルa濃度を

分析した。さらに, 日中の1回, CTDにより, 水温と塩分を観測した。水温の鉛直プロファイルから水温躍層の底部が約200 mにあったことにより, 上述したノルパックネットの曳網深度を200 mとした。表面水の水温は棒状水温計で測定した。塩分は塩検瓶に採水し, 実験室に持ち帰った後, 塩分計 (AUTOSAL MODEL 8400B) で測定した。

結果

水温, 塩分およびクロロフィルa濃度の鉛直プロファイル 水温は表面から約120 mまでは約7~10℃, 120~200 mは約3~7℃, 200~300 mは約1~3℃, これより300 m以深では1℃以下となった。(Fig.2)。塩分は表面から30 mまで33.9, 30 mから約100 mまで34.0, これより500 mまではほぼ34.1であった。クロロフィルa濃度は, 昼夜ともに, 表面から30 mまでが0.4~0.7 µg/Lであったが, 50~75 mで1.8~2.1 µg/Lと極大になり, 100 m以深では0.01~0.4 µg/Lに低下した。

動物プランクトン湿重量 深度500 mまでの湿重量は昼夜でそれぞれ, 123.0 g/m²および122.0 g/m²とほぼ同じ値であった (Table 1)。一方, 深度200 mまでの昼夜の湿重量はそれぞれ, 79.8 g/m²および108.2 g/m²であり, 夜間の湿重量は昼間のその約1.4倍であった。

分類群別採集個体数 深度200 mから採集された動物プ

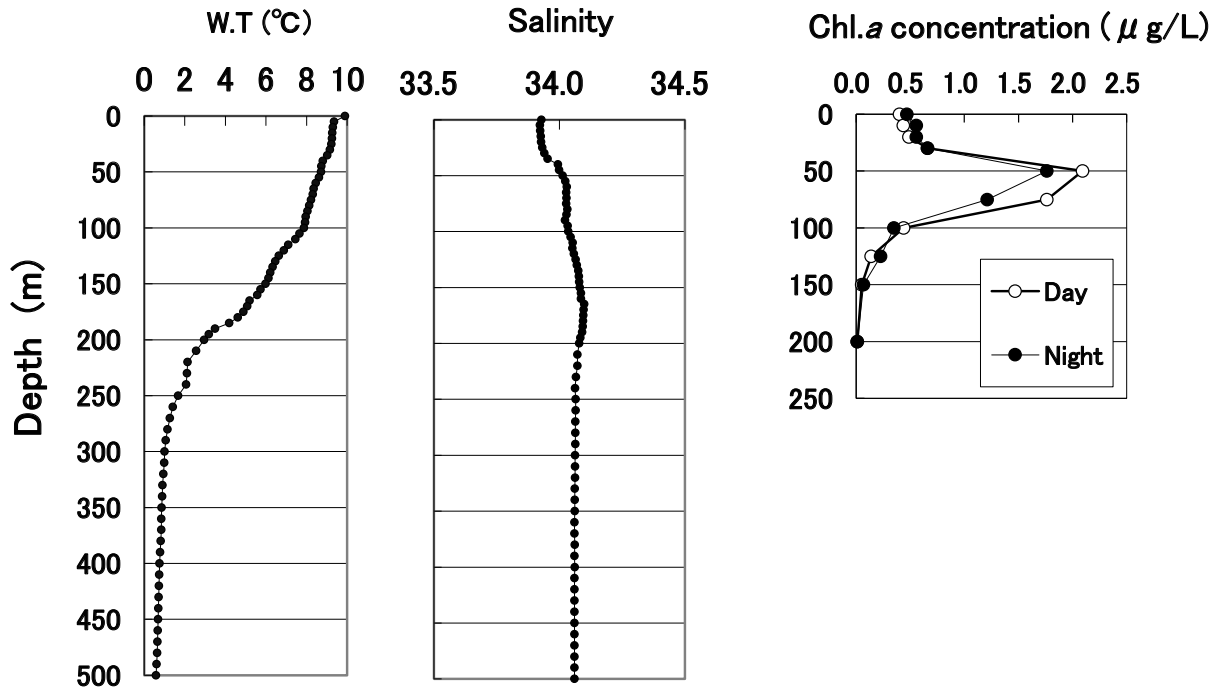


Fig.2 調査地点 (J33) における水温、塩分およびクロロフィルa濃度の鉛直分布

Table 1 調査地点 (J33) における深度200 mおよび500 mまでにおける動物プランクトン湿重量 (g/m²) の昼夜比較

| Depth (m) | Day | Night |
|-----------|-------------|-------------|
| | 13:03-13:32 | 21:35-22:00 |
| 200 | 79.8 | 108.2 |
| 500 | 123.0 | 122.0 |

ランクトン総個体数密度は、昼間には 251.6×10^3 個体/m²、夜間には 375.2×10^3 個体/m²と、湿重量同様に、夜間の個体数密度は昼間のそれよりも約1.5倍高かった (Table 2)。分類群別採集個体数ではカイアシ類が圧倒的に多く約80-87%を占め、オキアミ類 (幼体) がこれに次いだ。総個体数密度の昼夜の違いは、カイアシ類 (Copepoda) の昼夜での採集個体数の違いによるところが大きく、カイアシ類の個体数密度は昼間の 202.2×10^3 個体/m²に対し、夜間には 327.5×10^3 個体/m²と約1.6倍まで増加した。また、個体数密度は非常に少なかったが、貝虫類 (Ostracoda) と棘皮動物の幼生 (Echinodermata larva) なども昼夜で違いが認められた。

カイアシ類およびその発育段階別の採集個体数の昼夜比較 出現して同定し得たカイアシ類は14属であった (Table 3)。これらの出現種のうち、*Calanus pacificus*, *Mesocalanus tenuicornis*, *Paracalanus parvus*, *Clausocalanus pergens*, *Corycaeus affinis*は暖水種である。昼夜のいずれかで個体数密度が 10.0×10^3 個体/m²を超えて多く出現

したのは、*Neocalanus plumchrus/flemingeri*, *Mesocalanus tenuicornis*, *Pseudocalanus newmani/minutus*, *Metridia pacifica*, *Oithona* spp.等であった (Table 3)。*Neocalanus plumchrus/flemingeri*は昼夜ともに約 50.0×10^3 個体/m²とほぼ同じ個体数密度だった。同様に、*P. newmani/minutus*も昼夜の差がほとんど認められなかった。*Pseudocalanus* 属は大部分が*P. newmani*であった。*Oithona* spp.については昼夜の採集個体数の比率 (昼/夜) が約0.7と小さかった。

*Metridia pacifica*および*Mesocalanus tenuicornis*では、昼夜の採集量に約2.0倍以上の違いが認められ、特に*Metridia pacifica*では夜間の採集量が昼間の2.6倍と大きかった。(Table 3)。また、採集個体数は多くはないものの、*Scolecithricella minor*も昼夜で採集個体数が3.4倍、*Clausocalanus pergens*は昼夜で採集個体数が2.6倍と異なった。これら4種のうち、最も優占して出現した*Metridia pacifica*について発育段階を調べた (Table 4)。*Metridia pacifica*はコペポダイトI期を除き、どのコペポダイト期においても夜間の採集個体数密度が多い傾向にあり、成体は夜間にのみ出現し♀の採集数が多かった。

考 察

一般に、日本海は深度200 m以浅の表層は対馬暖流の影響を受け、これより深い約300 m以深の中深層は日本海固有水と呼ばれる水温0~1℃の水で占められる (宇

Table 2 調査地点 (J33) における深度200 mから採集された動物プランクトン各分類群の個体数密度($\times 10^3$ inds./m²)の昼夜比較

| Taxa | Day | Night |
|--|-------|-------|
| Hydrozoa | 2.2 | 2.0 |
| Chaetognath | 2.8 | 2.3 |
| Polychaeta | 0.2 | 0.3 |
| Ostracoda | 0.1 | 1.4 |
| Copepoda | 202.2 | 327.5 |
| Amphipoda | 0.5 | 1.0 |
| Euphausiacea larva | 39.3 | 33.4 |
| Gastropoda larva | 0.7 | 1.0 |
| Echinodermata larva | 0.5 | 3.5 |
| Appendiculata | 3.3 | 2.8 |
| others | 0.0 | 0.03 |
| Total ($\times 10^3$ inds./m ²) | 251.6 | 375.2 |

田, 1934)。北海道西岸を北上する対馬暖流は100 mから150 mの厚さがあるが, 塩分34.0以上の対馬暖流水の上のごく表層に比較的低塩分の暖流表層水が現れる場合がある(吉田ら, 1977)。本研究で30 m以浅に観察された塩分34.0以下の水塊は, 暖流表層水と推察される。また, 石狩湾の湾口部では, 水温7℃以上, 塩分34.1の対馬暖流水が現れて冬季から春季の水塊交代は完了するとされている(阿部・藤井, 1982)。調査時の水温は表面から約120 mまでは7℃以上であり, 塩分は100 mから500 mまで34.1であったことから, 水塊交代がほぼ完了した春季の海洋環境であったと考えられる。クロロフィルa濃度は, 昼夜ともに50~75 mで約2.0 $\mu\text{g/L}$ の極大値が観察された。本調査と同年の2003年に石狩湾の湾央で1月から6月まで月1回観測したクロロフィルa濃度の結果では, 今回の観測よりも約1カ月早い4月中旬に表層から約20 mにかけて約3~5 $\mu\text{g/L}$ の春季ブルームのピークを観測したことから(浅見ら, 2010), 今回の調査時期は春季ブルームの衰退期であると推察される。後述するようにカイアシ類の中には春季ブルームと密接に関係した生活史を持つ種もいて, 本研究では衰退期ではあるが春季ブルームを捉えているので, 調査時期は適切な環境下にあったと考えられる。

本研究では, 深度500 mからの鉛直曳きによって得られる動物プランクトンの湿重量は昼夜の違いはないものと考えられた。一方, 水深200 mまでの湿重量は昼夜で異なったことから, 現存量の推定には昼夜間での補正が考慮されている(嶋田 私信)。

春季5月の石狩湾に出現するカイアシ類は暖水種と冷水種の混合した群集から成り立っている(浅見ら, 2010)。

なかでも昼夜ともに個体数が多かったのは, *Neocalanus plumchrus/flemingeri*, *Mesocalanus tenuicornis*, *Metridia pacifica*, *Pseudocalanus newmani/minutus*, *Oithona* spp.等であった(Table 3)。これらの種はすべて春季の石狩湾の優占種として知られる(浅見ら, 2010)。

*Neocalanus plumchrus/flemingeri*は春季の石狩湾のみならず(鹿又ら, 1983;小鳥1983b), 北海道周辺海域では多産し(嶋田ら, 2012), ニシン成魚(元田・竹内, 1949), ホッケ稚魚(石森, 2016), ホッケ成魚(元田・佐藤, 1949;浅見, 2015), サケ稚魚(箕田・原野, 1982; Nagata et al., 2007)などの餌生物として重要である。日本海において*Neocalanus*属カイアシ類2種(*Neocalanus plumchrus*と*Neocalanus flemingeri*)の生活史について, Miller and Terazaki (1989)により, 植物プランクトンの生産サイクルに密接に関係した個体発生に伴う鉛直移動を行うことが知られていることから, 春季には植物プランクトンの豊富な表層域に多く分布すると考えられる。Minoda (1971)は5~6月に, ベーリング海および北西北太平洋において*Calanus plumchrus* (*Neocalanus plumchrus*)の垂直分布について, 昼夜ともに50 m以浅に分布したとしている。平野(2008)は, 早春3月に水深約500 mの根室海峡沿岸で日中に, *Neocalanus flemingeri*の鉛直分布を調べたところ, 分布の中心は100 mにあったとしている。関(2005)は春季5, 6月に水深が約50 mの太平洋静内沿岸域で, *Neocalanus* spp. (*N. plumchrus/flemingeri*)の日周鉛直分布を調べたところ, 日の出後に降下し, 日没前に上昇することを観察した。*Neocalanus plumchrus*と*Neocalanus flemingeri*の両種を区別して観察することが必要であるが, 本研究でその個体数密度に昼夜でほとんど違いが

Table 3 調査地点 (J33) における深度200 mから採集されたカイアシ類の個体数密度($\times 10^3$ inds./ m^3)の昼夜比較

| Species | Day | Night |
|--|-------|-------|
| <i>Calanus pacificus</i> | 0.2 | 0.2 |
| <i>Neocalanus cristatus</i> | 0.1 | 0.1 |
| <i>Neocalanus plumchrus/flemingeri</i> | 51.8 | 52.9 |
| <i>Mesocalanus tenuicornis</i> | 7.8 | 15.6 |
| <i>Eucalanus bungii</i> | 2.8 | 1.8 |
| <i>Paracalanus parvus</i> | 1.5 | 0.4 |
| <i>Pseudocalanus newmani/minutus</i> | 45.6 | 45.8 |
| <i>Microcalanus pygmaeus</i> | 0.1 | 0.0 |
| <i>Clausocalanus pergens</i> | 2.6 | 6.8 |
| <i>Paraeuchaeta elongata</i> | 0.2 | 0.1 |
| <i>Scolecithricella minor</i> | 0.7 | 2.3 |
| <i>Metridia pacifica</i> | 62.5 | 164.0 |
| <i>Acartia longiremis</i> | 0.1 | 0.1 |
| <i>Oithona</i> spp. | 26.4 | 36.9 |
| <i>Corycaeus affinis</i> | 0.0 | 0.2 |
| Unidentified calanoid | 0.0 | 0.03 |
| Unidentified harpacticoid | 0.0 | 0.1 |
| Total ($\times 10^3$ inds./ m^2) | 202.2 | 327.5 |

Table 4 調査地点 (J33) における深度200 mから採集されたカイアシ類, *Metridia pacifica*の発育段階別個体数密度($\times 10^3$ inds./ m^3)の昼夜比較

| Stages | Day | Night |
|---------|------|-------|
| C I | 0.2 | 0.1 |
| C II | 1.7 | 4.3 |
| C III | 26.5 | 49.6 |
| C IV | 22.3 | 79.0 |
| C V | 11.9 | 23.0 |
| adult ♂ | 0.0 | 0.2 |
| adult ♀ | 0.0 | 8.4 |

認められなかった。その理由は、おそらく、*Neocalanus plumchrus/flemingeri*は百メートル以内の規模で見れば昼夜で鉛直分布が異なるが、本研究のように春季ブルームの発生範囲より鉛直的に深い100 m以上の規模で観察したため、昼夜の採集個体数に違いは生じなかったと考えられる。

*Pseudocalanus*属に関しては出現した*Pseudocalanus*属のほとんどが*Pseudocalanus newmani*であり、同年の5月下旬に石狩湾央部定点においても*Pseudocalanus newmani*

が優占していた(浅見ら, 2010)。本種に関して、山口・志賀(1997)は北海道南西部恵山沖の水深約250~450 mの海域で、1~2カ月毎に*Pseudocalanus newmani*の日中の鉛直分布を調べた。その結果、本種は周年に亘り、深度約200 m以浅に分布していたことを明らかにした。*Pseudocalanus newmani*は*Neocalanus*属カイアシ類同様に百メートル以上の規模の観察からは、昼夜での分布の違いは見出されなかったと推察する。

*Oithona*属では*Oithona similis*と*Oithona atlantica*の2種について北海道噴火湾(水深90 m)での日周鉛直分布について、2月と9月の観察例がある(伊藤, 1993)。それによれば、両種ともに2月にはわずかに表層へ移動、9月には顕著な移動は観察されなかった。また、冬季と春季の富山湾(水深1000 m)で、*Oithona atlantica*は昼夜の分布差は小さく昼夜移動は認められなかった(高橋・平川, 2001)。これらのことから、石狩湾においても本種は昼夜の分布にはほとんど違いはないものと考えられる。

Metridia pacifica, *Mesocalanus tenuicornis*, *Scolecithricella minor*および*Clausocalanus pergens*の各種では昼夜で採集個体数が比較的異なり、夜間で多く採集されたことから、これら4種は日周鉛直移動の距離が大きいものと推察された。

*Metridia pacifica*は顕著な日周鉛直移動によって夜間に浮上することは良く知られている (Morioka, 1976; Vinogradov and Sazhin, 1978; 高橋・平川, 2001)。本種は春季ブルーム時に活発に摂餌し, 急速に成長しコペポダイトⅤ期に達する。そして, 水温が20℃を超える夏季には500 m以深の中層に移動して休眠状態に入ることが富山湾で知られている (Hirakawa and Imamura, 1993)。また, 石狩湾でも同様の生活史が示唆されている (浅見, 2003)。また, 富山湾では, 6月に*Metridia pacifica*の成体♀が, 日中は300 mの中深層に分布していたものが, 夜間には50~75 mの表層に浮上することが観察され, 表層へ移動した♀の多くは産卵準備あるいは活発な産卵活動にあったことが示唆されている (Hirakawa, 1991)。本研究で観察された成体♀の夜間の浮上も, その要因の一つとして産卵に関係したものかもしれないが, 生殖巣の観察などさらに詳しい検討が必要である。

Minoda (1971) は5~6月に, ベーリング海および北西太平洋において*Scolecithricella minor*は夜間には表層, 早朝には50 m以深に分布したことを述べている。また, *Scolecithricella minor*の日周鉛直移動が10月の日本海の佐渡近海で知られている (Morioka, 1976)。さらに, 富山湾 (水深1000 m) で*Mesocalanus tenuicornis*および*Scolecithricella minor*のコペポダイト後期 (Ⅳ期, Ⅴ期) および成体の昼夜鉛直分布についての研究例もある (高橋・平川, 2001)。これによれば, 春季3月にこれら2種には顕著な夜間浮上が観測されている。さらに, Yamaguchi *et al.* (1999) は, 富山湾 (水深1000 m) において, 2月, 9月, 11月に*Scolecithricella minor*の日周鉛直分布を観察したところ, どの発育段階も100~400 mの間に分布し, この水深の範囲内で, 2月にはすべての発育段階で, 9月には成体, そして11月にはコペポダイトⅤ期から成体が夜間に上昇したことを観察している。*Clausocalanus pergens*の昼夜の鉛直分布の比較については, 元田・佐藤 (1948) の7月, 知床半島西岸沖 (水深100 m) での報告がある。それによれば本種は夜間には深層に多く (示されている図から読み取ると約30 m以深), 夜明けには表層 (同様に約15 m以浅), そして午前から午後には表層から深層に移動したとしており, 本調査結果と昼夜の行動は異なる。本種は*Mesocalanus tenuicornis*や個体数は少なかったが*Paracalanus parvus*などと並んで代表的な暖水性種であり, 夜間に水温躍層を超えて表層に分布した可能性はあるが, 対馬暖流が占める石狩湾では対馬暖流による水平的な輸送も想定されるため, より詳細な鉛直採集を行って水塊構造との関係を考察する必要がある。

本研究の結果, 採集個体数の昼夜差が特に大きい種は*Metridia pacifica*であり, 本種は石狩湾で出現個体数およ

び現存量も多く (浅見, 2003), 本種の季節的消長を把握するためには中層 (500 m) からの採集が必須であることが明らかとなった。北海道周辺にはカイアシ類の他にも, 日周鉛直移動を行う端脚類やオキアミ類などのマクロ動物プランクトンが多く分布する (Ikeda *et al.*, 1992; Iguchi and Ikeda, 2004; 嶋田ら, 2023)。水産資源の餌料環境調査として低次生産モニタリングを行う場合は, 中層からの採集を基本として, できるだけ夜間に亜表層の採集を併せて実施することが望ましいと考えられる。

謝 辞

調査に御協力いただきました, 試験調査船おやしお丸 (当時) の船長ならびに乗組員の皆様に感謝致します。

引用文献

- 阿部深雪, 藤井浄. 春季石狩湾に現れる外洋水の特性と春季の網走湾周辺の沿岸水の動向. 1981年度 農林水産技術会議別枠研究 遡川性さけ・ますの大量培養技術の開発に関する総合研究 「河川型研究グループ」リポート. 発行 北海道区水産研究所, 釧路市. 1982: 69-79.
- Arima D, Yamaguchi A, Abe Y, Matsuno K, Saito R, Asami H, Shimada H, Imai I. Seasonal changes in zooplankton community structure in Ishikari Bay, Japan Sea. *Bull. Fish. Sci. Hokkaido Univ.* 2014a; 64: 17-23.
- Arima D, Yamaguchi A, Abe Y, Matsuno K, Saito R, Asami H, Shimada H, Imai, I. Seasonal changes in body size and oil sac volume of three planktonic copepods, *Paracalanus parvus* (CLAUS, 1863), *Pseudocalanus newmani* Frost, 1989 and *Oithona similis* Claus, 1866, in a temperate embayment: what controls their seasonality? *Crustaceana* 2014b; 87: 364-375.
- 浅見大樹. 動物プランクトンの生活史を調べる カイアシ類の一種, メトリディア パシフィカ (*Metridia pacifica*). 北水試だより 2003; 61: 22-24.
- 浅見大樹, 嶋田宏, 石田良太郎, 高柳志朗. 春季の石狩湾において優占するカイアシ類数種の年変動. 北海道立水産試験場研究報告 2010; 77: 1-11.
- 浅見大樹. 北海道北部日本海における餌料プランクトンの動態とホッケ漁業. 2015年日本ベントス学会・日本プランクトン学会合同大会公演要旨集 2015; 講演番号S06.
- 服部寛. 第4章. カイアシ類の日周鉛直移動. 「生物海洋学-低次食段階論-」西澤敏編. 恒星社厚生閣, 仙台市.

- 1989 ; 73-94.
- 林清. 第11回 北洋研究シンポジウム 北海道周辺海域に関する漁業生物と環境 1. 石狩湾における有用魚類の出現様式と生物環境. 水産海洋研究会報 1980;37: 19-23.
- Hidaka K, Itoh H, Hirai J, Tsuda A. Occurrence of the *Paracalanus parvus* species complex in offshore waters south of Japan and their genetic and morphological identification to species. *Plankton Benthos Res.* 2016 ; 11 : 131-143.
- Hirakawa K. Vertical distribution and reproduction of planktonic copepods in Toyama Bay, southern Japan Sea, with special reference to *Metridia pacifica*. *Bull. Plankton Soc. Japan, Spec. Vol.* 1991 ; 373-382.
- Hirakawa K, Imamura A. : Seasonal abundance and life history of *Metridia pacifica* (Copepoda: Calanoida) in Toyama Bay, southern Japan Sea. *Bull. Plankton Soc. Japan.* 1993 ; 40 : 41-54.
- 平野和夫. 根室海峡における早春の動物プランクトン鉛直分布. 釧路水試だより 2008 ; 89 : 5-7.
- Holm-Hansen O, Lorenzen CJ, Holmes RW, Strickland JDH. Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.* 1965 ; 30 : 3-15.
- Ikeda T, Hirakawa K, Imamura A. Abundance, population structure and life cycle of a hyperiid amphipod *Themisto japonica* (Bovallius) in Toyama Bay, southern Japan Sea. *Bull. Plankton Soc. Japan.* 1992 ; 39 : 1-16.
- Iguchi N, Ikeda T. Vertical distribution, population structure and life history of *Thysanoessa longipes* (Crustacea: Euphausiacea) around Yamato Rise, central Japan Sea. *J. Plankton Res.* 2004 ; 26 : 1015-1023.
- 石森謙太郎. 北海道沖日本海におけるホッケ仔稚魚の食性. 修士論文, 北海道大学, 函館市. 2016.
- 伊藤正輝. 噴火湾における *Oithona similis* と *O. atlantica* (オイトナ科: 橈脚類) の季節分布および日周鉛直分布. 修士論文, 北海道大学, 函館市. 1993
- 鹿又一良, 渡辺智視, 田村真樹, 小鳥守之. 春の余市沖定点におけるカラヌスの消長と外圍条件. 北水試月報 1983 ; 40 ; 297-303.
- 小鳥守之. 北海道石狩湾産プランクトン調査 昭和50年夏季および秋季の動物プランクトン生体現存量. 北海道立水産試験場報告 1977 ; 19 : 1-11.
- 小鳥守之, 渡辺智視. 北海道石狩湾産プランクトン調査 II 昭和50年夏季“沿岸水域”における植物プランクトン量と植食性プランクトン量との関係. 北海道立水産試験場報告 1978 ; 20 : 1-12.
- 小鳥守之, 浜岡莊司. 北海道石狩湾産プランクトン調査 III かい脚類の出現種. 北海道立水産試験場報告 1979 ; 21 : 1-16.
- 小鳥守之. 北海道石狩湾産プランクトン調査 V 1975～1979年温暖季(6～11月)における動物プランクトンの“現存量曲線”. 北海道立水産試験場報告 1981 ; 23 : 1-7.
- 小鳥守之. 北海道石狩湾産プランクトン調査 VI 1980年および1981年の動物プランクトン現存量. 北海道立水産試験場報告 1983a; 25 : 1-6.
- 小鳥守之. 北海道石狩湾産プランクトン調査 VII 動物プランクトン現存量の鉛直分布. 北海道立水産試験場報告 1983b; 25 : 7-13.
- 小鳥守之. 北海道近海における動物プランクトン群集の長期変動. 月刊海洋 総特集 動物プランクトン. 海洋出版株式会社, 東京. 2001 ; 号外 No.27 : 19-24.
- Miller CB, Terazaki M. The life histories of *Neocalanus flemingeri* and *Neocalanus plumchrus* in the Sea of Japan. *Bull. Plankton Soc. Japan.* 1989 ; 36 : 27-41.
- Minoda T. Pelagic copepoda in the Bering Sea and the north-western North Pacific with special reference to their vertical distribution. *Mem. Fac. Fish., Hokkaido Univ.* 1971;18 : 1-74.
- 箕田嵩, 志賀直信, 金子実. 沿岸域におけるさけ・ます稚魚の食性と動物プランクトン-2. 春季石狩川河口域表層における動物プランクトンの分布. さけ別枠 1978河川型研究グループリポート. 発行 北海道区水産研究所, 釧路市. 1979 ; 99-115.
- 箕田嵩, 原野茂樹. 石狩湾沿岸におけるサケの食性と餌要求量. さけ別枠1981河川型研究グループリポート. 発行 北海道区水産研究所, 釧路市. 1982 ; 119-127.
- Morioka Y. Vertical invasion of boreal calanoid copepods into the shallow warm stratum. *Bull. Jap. Sea Reg. Fish. Res. Lab.* 1976 ; 27 : 91-101.
- 元田茂, 佐藤重勝. 北海道知床半島西岸沖に於ける動物性プランクトンの昼夜移動. 北海道大学農学部水産学教室業績 1948 ; 101 : 72-77.
- 元田茂, 竹内勇. 春鯉食餌調査(昭和23年度). 北海道水産試験場研究報告 1949 ; 1 : 32-44.
- 元田茂, 佐藤重勝. ホッケ (*Pleurogrammus azonus*) の食餌 並に漁場プランクトンの観察. 日本水産学会誌 1949 ; 15 : 343-353.
- 元田茂. 動物プランクトンの生態特に日周鉛直移動の習性について. 日本海洋学会誌 1972 ; 28 : 278-292.
- 元田茂. 簡単なプランクトン器具の考案 (第8報). 日本プランクトン学会報 1994 ; 40 : 139-150.

- Nagata M, Miyakoshi Y, Ando D, Fujiwara M, Sawada M, Shimada H, Asami H. Influence of coastal seawater temperature on the distribution and growth of juvenile chum salmon, with recommendations for altered release strategies. *N. Pac. Anadr. Fish Comm. Bull.* 2007 ; 4 : 223-235.
- 関二郎, 真山紘, 清水幾太郎. 石狩湾におけるサケ稚魚の餌料環境と食性について—II—春季の沿岸部における餌料生物の垂直分布—. 北海道さけ・ます孵化場研究報告 1985 ; 39 : 27-90.
- 関二郎. 北海道太平洋沿岸域におけるサケ幼稚魚の摂餌特性と餌料環境に関する研究. さけ・ます資源管理センター研究報告 2005 ; 7 : 1-104.
- 嶋田宏, 坂口健司, 森泰雄, 渡野邊雅道, 板谷和彦, 浅見大樹. 北海道周辺4海域（道東・道南太平洋, 北部日本海および南部オホーツク海）における動物プランクトンバイオマスおよび種組成の季節変化と年変動. 日本プランクトン学会報 2012 ; 59 : 63-81.
- 高橋卓, 平川和正. 冬季・春季の富山湾におけるカイアシ類群集の昼夜鉛直分布, 特に*Metridia pacifica*と*Oithona atlantica*について. 日本プランクトン学会報 2001 ; 48 : 1-13.
- 宇田道隆. 日本海及び其の隣接海区の海況. 水産試験場報告 1934 ; 5 : 57-190.
- Ueda H, Itoh H, Hirai J, Hidaka K. *Paracalanus orientalis* n. sp. (Copepoda, Calanoida), formerly referred to as *P. parvus* in Japanese coastal waters. *Plankton Benthos Res.* 2022 ; 17 : 221-230.
- Vinogradov ME, Sazhin AF. Vertical distribution of the major groups of zooplankton in the northern part of the Sea of Japan. *Oceanology.* 1978 ; 18 : 205-209.
- 山口篤, 志賀直信. 北海道南西部恵山沖における*Pseudocalanus minutus*と*P. newmani* (Copepoda; Calanoida) の鉛直分布および生活史. 日本プランクトン学会報 1997 ; 44 : 11-20.
- Yamaguchi A, Ikeda T, Hirakawa K. Diel vertical migration, population structure and life cycle of the copepod *Scolecithricella minor* (Calanoida: Scolecithrichidae) in Toyama Bay, southern Japan Sea. *Plankton Biol. Ecol.* 1999 ; 46 : 54-61.
- 吉田喜一, 土門和子, 渡部智視. 石狩湾沿岸漁場の物理・化学的環境. 北水試月報1977 ; 34 : 1-6.

訂正 (Erratum)

北水試研報85号（野村 温，久保徹郎，志田 修，板谷和彦，伊藤 靖，桜井泰憲: 2011年8月と10月の北海道西部日本海において観察されたスケトウダラ幼魚の食性，北水試研報，85，13-19（2014）；Feeding habits of juvenile walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, in waters of the western Hokkaido, Japan Sea in August and October 2011, *Sci. Rep. Hokkaido Fish. Res. Inst.* 85, 13-19（2014）（In Japanese））に以下の誤植がありましたので，お知らせいたします。

| ページ | 行 | 誤 | 正 |
|---------------|--------------|--|--|
| 15 Table 1 | Station SK01 | Mean fork length(mm) W/SD ^{*3} 88.6 ± 6.7 | Mean fork length(mm) W/SD ^{*3} 89 ± 7 |
| | 〃 SK02 | 〃 91.2 ± 6.7 | 〃 91 ± 7 |
| | 〃 SK06 | 〃 102.1 ± 6.3 | 〃 105 ± 7 |
| | 〃 SK07 | 〃 98.0 ± 6.1 | 〃 98 ± 6 |
| | 〃 SK08 | 〃 95.0 ± 5.9 | 〃 95 ± 6 |
| | 〃 SK09 | 〃 91.4 ± 6.5 | 〃 91 ± 6 |
| | 〃 AK05 | 〃 108.8 ± 4.1 | 〃 109 ± 4 |
| | 〃 AK06 | 〃 108.1 ± 7.3 | 〃 108 ± 7 |
| | 〃 AK07 | 〃 104.9 ± 11.9 | 〃 105 ± 12 |
| | 〃 AK09 | 〃 98.8 ± 9.0 | 〃 101 ± 10 |
| | 〃 AK10 | 〃 101.3 ± 7.0 | 〃 104 ± 8 |

高齡ウニ（キタムラサキウニ）生殖巣の大きさと色調の給餌飼育による改善

干川 裕, 菅原 玲, 奥村裕弥, 中島幹二, 鵜沼辰哉

磯焼け海域に生息するキタムラサキウニの生殖巣は餌不足のために小さく商品価値が低い。これらのウニを給餌飼育することで短期間に生殖巣を量的に増大させて商品価値を高める取り組みが行われている。しかし、磯焼け海域に多い高齡ウニの生殖巣は、大きくなりにくいという、色が黒ずんでいると指摘されてきた。そこで、磯焼け海域で採集したキタムラサキウニに飽食量のマコンブを与えて飼育し、年齢別に生殖巣指数と色調を調べた。その結果、高齡個体でも餌料を十分に与えれば、若齡個体と同様に生殖巣が増大することと、生殖巣指数の上昇にともなって黒ずみが改善されることが明らかになった。この結果は高齡ウニの有効利用に結び付く。

A615 北水試研報 104, 1-11 (2023)

噴火湾における養殖ホタテガイ中腸腺に蓄積された麻痺性貝毒の消失速度の推定

夏池真史, 金森 誠

近年の噴火湾では、麻痺性貝毒プランクトンの出現量の増加によって養殖ホタテガイが高毒化して出荷の自主規制期間が長期化する傾向にあり、計画的な水揚げの支障となっている。そこで、自主規制が発生したときの解除時期を早期に予測するために、噴火湾における2021年と2022年の麻痺性貝毒プランクトンおよび湾内1海域における養殖ホタテガイ中腸腺の麻痺性毒性値のモニタリングデータを解析することによって、麻痺性貝毒の消失速度定数および生物学的半減期の推定を試みた。その結果、消失速度定数は0.0219（毎日2.19%の毒が消失することに相当）、生物学的半減期は31.7日と推定された。

A616 北水試研報 104, 13-19 (2023)

有害渦鞭毛藻*Karenia mikimotoi*の噴火湾における初出現と室蘭港における赤潮形成について

夏池真史, 金森 誠, 工藤 勲

北海道南西部の噴火湾で2021年7月下旬に有害渦鞭毛藻*Karenia mikimotoi*の出現が初めて検出された。*K. mikimotoi*が比較的高密度（最大6.6 cells mL⁻¹）に出現した7月後半には、強い水温成層と下層における比較的高濃度の栄養塩類濃度が観測された。その後、9月まで*K. mikimotoi*は比較的低密度（<1 cells mL⁻¹）で観測されたが、本種の赤潮が湾口に位置する室蘭港において9月末に初めて観測され、10月11日に最大細胞密度4400 cells mL⁻¹に到達した。*K. mikimotoi*の赤潮は一時的に港外にも及んだと考えられ、10月上旬に近隣の漁港やホタテ養殖漁場周辺で比較的高い密度（それぞれ最大890 cells mL⁻¹, 21 cells mL⁻¹）で*K. mikimotoi*が検出された。*K. mikimotoi*の赤潮が形成された期間、例年より気温が高く、降水量が多い傾向があった。

A617 北水試研報 104, 21-31 (2023)

回遊経路における海面水温の変動が天塩川のサケ河川回帰率に与える影響（短報）

品田晃良, 實吉隼人

天塩川でサケ河川回帰率の変動要因を調べた。海面水温は、4～6月にかけて日本海側でオホーツク海側より昇温が早く、2～3℃の水温ギャップがあった。日本海側の春季の海面水温と河川回帰率に正の相関があり、降海直後の海面水温が高いほどサケの生残率が高まる可能性が示された。一方、河川回帰率はオホーツク海側の海面水温では5月上旬と正の相関、6月下旬と負の相関があった。5月上旬はサケ稚魚の生息に適する下限水温を上回る時期で、6月下旬は沿岸に滞在可能な上限水温に達する時期である。以上より、降海直後の海面水温と、回遊経路であるオホーツク海側での滞在可能期間が河川回帰率の変動に関係している可能性が示された。

A618 北水試研報 104, 33-36 (2023)

絶食はサケ稚魚の群れ構造を変化させる(短報)

虎尾 充

栄養状態がサケ稚魚*Oncorhynchus keta*の群れ構造に及ぼす影響を調べるため、3段階の給餌率(魚体重の0%, 1%, 3%)で5日間飼育し、それぞれの群れの個体間距離(ND)を映像解析で比較した。NDは給餌率0%群で有意に大きく、栄養状態の低下が個体の追隨行動の低下を通じてサケ稚魚の群れ構造に影響したことが示唆された。

A619 北水試研報 104, 37-40 (2023)

シシャモ*Spirinchus lanceolatus*からの*Aeromonas salmonicida*の初分離(短報)

伊藤慎悟, 岡田のぞみ, 長谷川竜也

2022年に飼育中のシシャモでふらふらの遊泳や痩せを伴う死亡が発生し、その原因を調べた。腎臓の塗抹標本のサフラニン染色像を観察したところ、桿菌が多数観察された。1%塩化ナトリウム含有のTSA培地に腎臓を塗抹し、15℃で1週間培養したところ、5検体中4検体で褐色色素を産生する単一コロニーが多数観察された。分離されたコロニーは抗*Aeromonas salmonicida* (As) ウサギ血清で凝集し、16SrDNA領域の部分配列(1,422塩基)がAsと100%一致した。また、生化学的性状からも本菌は非定型のAsであると同定された。シシャモからのAsの分離は初めての報告となる。

A620 北水試研報 104, 41-43 (2023)

宗谷海峡周辺日本海およびオホーツク海で採集された若魚期のホッケ(資料)

守田航大, 黒川大智, 鈴木祐太郎, 板谷和彦

ホッケの表層生活期のうち仔稚魚期を過ぎた若魚期についての知見は限定的である。カイト式トロールネットおよびリングネットにより2022年6月21日-23日に宗谷海峡周辺日本海およびオホーツク海でホッケ若魚を採集した。採集された個体の体長は110-159 mmであった。採集された深度は20 m以浅であり、これは深度10-20 mに形成された水温躍層上部以浅であった。採集された深度帯の水温は10-15℃であり、これは先行研究と比較して大きな乖離は無く、当該時期のホッケ若魚の特性として、海面から水温躍層上部までの範囲で、水温10-15℃前後の海域に分布することが示唆された。

A621 北水試研報 104, 45-51 (2023)

2021年および2022年の道南海域における赤潮発生と有害赤潮プランクトンの出現について(資料)

夏池真史, 小西哲弥, 水上卓哉

道南海域において2021年および2022年に発生した赤潮について原因種の出現状況や形態的・生理生態学的特徴をまとめた。2か年に道南海域で発生した16件の赤潮の優占種は7種、そのうち有害赤潮原因種は4種(のべ11件)であった。また、2011年以降道南海域で行ってきた顕鏡を伴う調査において出現が確認された有害赤潮原因種8種について出現状況や形態的・生理生態学的特徴をまとめた。これらは赤潮形成には至らなかったものの潜在的な有害赤潮リスクを有することから、本資料は将来の赤潮対応時の参考資料となる。

A622 北水試研報 104, 53-62 (2023)

北海道周辺海域における年6回の定期海洋観測で得られた動物プランクトン生物量の長期変動（総説）

嶋田 宏, 有馬大地, 浅見大樹

道総研による30年余りの動物プランクトン調査の成果を総説した。低次生産の変動を明らかにするため、本道周辺における年間約6回の海洋観測で改良型ノルパックネットの鉛直曳きで得た動物プランクトン試料の生物量を調べた。6定点において亜表層から得た試料の湿重量の長期変動をみると、年変動は大きいものの、日本海の一部定点を除き、長期的にはほぼ横ばいで推移した。一方、4海域において中層から得た試料の大型カイアシ類優占種は*Neocalanus* spp., *Eucalanus bungii*および*Metridia* spp.であり、生物量は年変動が大きかった。これらは冷水種であり、サケ、スケトウダラおよびホッケ等の餌料生物であることから、海洋温暖化や水産資源変動との関係を注視する必要がある。

A623 北水試研報 104, 65–78 (2023)

道北日本海の一定点における*Neocalanus*属カイアシ類(*Neocalanus plumchrus/flemingeri*)の個体数密度の年変動とその要因

浅見大樹

日本海北部で、1989～2011年の冬季から夏季に、*Neocalanus* 属カイアシ類(*Neocalanus plumchrus/flemingeri*)の個体数密度の年変動を調べた。どの年も個体数密度は6月あるいは8月に増加した。年間最大密度は4月の表層水温が低下した1998年から増加し、2001年にピークに達した。これ以降、2003、2005および2010年も高密度であった。これらの年はいずれも、特に4月の表層水温が低い年であった。4月の表層水温と各年の最大密度との間には有意な負の相関が認められた。個体数密度の変動には、表層水温が影響を及ぼしていると考えられた。

A624 北水試研報 104, 79–87 (2023)

春季の石狩湾における動物プランクトンの現存量および種組成の昼夜比較—特にカイアシ類について—（資料）

浅見大樹, 嶋田 宏

春季の石狩湾口部の一定点で深度500 mおよび200 mから動物プランクトンを昼夜で採集し、湿重量を比較した。加えて水深200 mからの標本では、分類群組成およびカイアシ類の種組成を比較した。水深500 mから採集された動物プランクトン湿重量は昼夜で違わなかったが、水深200 mからの採集では違いが認められた。昼夜ともにカイアシ類が卓越し80 %以上を占め、夜間の個体数密度は昼間の約1.5倍であった。特に*Metridia pacifica*は昼夜ともに優占し、個体数密度は夜間でより多かった。

A625 北水試研報 104, 89–96 (2023)

水産研究本部図書出版委員会

委員長 杉西 紀元

委員 美坂 正 萱場 隆昭 中野 敦博 板谷 和彦
嶋田 宏 奥村 裕弥 高畠 信一 清水 洋平
藤原 真

事務局 高嶋 孝寛 川村 啓介 加賀 均

水産研究本部出版物編集委員会

委員長 高嶋 孝寛

委員 美坂 正 西田 芳則 萱場 隆昭 吉村 圭三
中野 敦博 秋野 雅樹 藤原 真 下田 和孝
楠田 聡 安藤 大成

事務局 川村 啓介 加賀 均 (作業補助：武田 奈緒子)

北海道水産試験場研究報告 第104号

2023年9月22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 札幌支社
〒065-0021 札幌市東区北21条東1丁目4番6号
電話 011(731)9500