

北 水 試 研 報
Sci. Rep.
Hokkaido Fish. Exp. Stn.

CODEN: HSSHEE
ISSN : 0914-6830

北海道立水産試験場研究報告

第 50 号

SCIENTIFIC REPORTS OF HOKKAIDO FISHERIES EXPERIMENTAL STATION

No. 50

北海道立中央水産試験場

北海道余市町

1997年3月

Hokkaido Central Fisheries
Experimental Station

Yoichi, Hokkaido, Japan

March, 1997

北海道立水産試験場は、次の機関をもって構成されており、北海道立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ある。

北海道立水産試験場

北海道立中央水産試験場 (Hokkaido Central Fisheries Experimental Station)	046 余市郡余市町浜中町238 (Yoichi, Hokkaido 046, Japan)
北海道立函館水産試験場 (Hokkaido Hakodate Fisheries Experimental Station)	042 函館市湯川町1-2-66 (Yunokawa, Hakodate, Hokkaido 042, Japan)
北海道立函館水産試験場室蘭支場 (Muroran Branch, Hokkaido Hakodate Fisheries Experimental Station)	051 室蘭市舟見町1-133-31 (Funami-cho, Muroran, Hokkaido 051, Japan)
北海道立釧路水産試験場 (Hokkaido Kushiro Fisheries Experimental Station)	085 釧路市浜町2-6 (Hama-cho, Kushiro, Hokkaido 085, Japan)
北海道立網走水産試験場 (Hokkaido Abashiri Fisheries Experimental Station)	099-31 網走市鱚浦31 (Masuura, Abashiri, Hokkaido 099-31, Japan)
北海道立網走水産試験場紋別支場 (Monbetsu Branch, Hokkaido Abashiri Fisheries Experimental Station)	094 紋別市港町7 (Minato-machi, Monbetsu, Hokkaido 094, Japan)
北海道立稚内水産試験場 (Hokkaido Wakkanai Fisheries Experimental Station)	097 稚内市宝来4-5-4 (Horai, Wakkanai, Hokkaido 097, Japan)
北海道立栽培漁業総合センター (Hokkaido Institute of Mariculture)	041-14 茅部郡鹿部町字本別539-112 (Shikabe, Hokkaido 041-14, Japan)

北海道立水産試験場研究報告

第 5 0 号

目 次

西浜雄二, 川尻敏文, 坂崎繁樹 能取湖ホッケイエビの生残率	1-10
川井 唯史 北海道日本海南西部後志沿岸における 海藻群落の経年変化の特性	11-18
干川 裕, 田嶋健一郎, 藤沢千秋 アワビ人工種苗放流におけるヒトデ類の駆除試験	19-26
中島幹二, 奥村裕弥, 高島信一 バカガイ幼生の成長と生残に与える <i>Pavlova lutheri</i> と <i>Chaetoceros gracilis</i> の単独給餌と混合給餌の効果について	27-33
菅原 玲, 今村琢磨, 麻生真悟, 蛸谷幸司 ウバガイ及びマガレイの腸管内から分離した 海洋細菌による麻痺性貝毒の変換	35-42

(1997年 3 月)

SCIENTIFIC REPORTS OF HOKKAIDO FISHERIES EXPERIMENTAL STATION

No.50

CONTENTS

Yuji NISHIHAMA, Toshifumi KAWAJIRI and Shigeki SAKAZAKI	
Survival ratio of the grass shrimp <i>Pandalus kessleri</i> CZERNIAVSKY in the lagoon Notoro-ko, Hokkaido	1-10
Tadashi KAWAI	
Yearly fluctuations in algal biomass on the Shiribeshi coast, western Hokkaido, Japan	11-18
Hiroshi HOSHIKAWA, Ken-ichiro TAJIMA and Chiaki FUJISAWA	
Field experiment on traps for starfish on a rocky shore to protect released abalone spats from predation	19-26
Kanji NAKAJIMA, Hiroya OKUMURA and Shin-ichi TAKABATAKE	
Effect on growth and survival of reared larvae of Sunray surf clam, <i>Macra chinensis</i> PHILIPPI of single and mixed feeds of <i>Pavlova lutheri</i> and <i>Chaetoceros gracilis</i>	27-33
Akira SUGAWARA, Takuma IMAMURA, Shingo ASO and Kohji EBITANI	
Change of a paralytic shellfish poison by the marine bacteria living in the intestine of the Japanese surf clam, <i>Pseudocardium sybillae</i> and the brown sole, <i>Pleuronectes herzensteini</i>	35-42

(March, 1997)

能取湖ホッケイエビの生残率

西浜雄二^{*1}, 川尻敏文^{*2}, 坂崎繁樹^{*3}

Survival ratio of the grass shrimp *Pandalus kessleri* CZERNIAVSKY
in the lagoon Notoro-ko, Hokkaido

Yuji NISHIHAMA^{*1}, Toshifumi KAWAJIRI^{*2}
and Shigeki SAKAZAKI^{*3}

A high catch level of the grass shrimp *Pandalus kessleri* in the lagoon Notoro-ko have continued since 1990 after the implementation of a limit on the total number of shrimp pots used during a fishing season. The mean standing stock of the 2- and 3-years old shrimps prior to the fishing period of 1990-1995 was estimated at 11.0×10^6 individuals using the De Lury method based on the daily fishing records by fishermen, and consequently a mean fishing ratio was calculated as 49%. From these data and an index of stock abundance for the different year-classes obtained through shrimp dredge-net surveys conducted each year in October (1988-1995), a mean natural survival ratio of 0.78% was estimated up to 26 months after hatching.

キーワード： ホッケイエビ, 資源増大, 生残率, 再生産率, 能取湖

ホッケイエビ (*Pandalus kessleri* CZERNIAVSKY) は北海道や岩手県・青森県・サハリン・国後などの沿岸に産する寒海性の種である。北海道における主要な漁場は、野付湾、サロマ湖、および能取湖であり、最近10年間(1985～1994)の平均漁獲量は、それぞれ 57 t, 102 t, および 40 t である。これらの3漁場での漁獲量の合計は、北海道全域の84%を占めている。本種が棲息する場はアマモ・スガモ場に限定されているので、漁獲量は少ないが、地域特産種として希少価値が高い。

北海道産のホッケイエビの生態はこれまで野付湾で詳しく調査され、アマモ場での分布・減耗、生産性などが明らかにされてきた^{1, 2)}。しかし、野付湾では風打瀬網漁法による小型エビの減耗が少なくない³⁾ので、漁獲サイズに達するまでの生残率を把握することは困難であると思われる。

能取湖では1950年ころから小規模の船曳網によるホッケイエビ漁業が営まれていたが、1965年ころに極端な不漁に陥り、1966年から1977年まで禁漁になった。1974年に永久湖口化工事の完成によって、水質が外海水とほぼ同様になった⁴⁾ことに伴って、ホッケイエビ資源が回復しはじめたので、1978年にエビかごによる漁業が開始された。漁獲量は5年後の1983年には48 tに達したが、その後3年のうちに著しく減少したため、この対策として、操業制限が強化された。その結果、1986年以降、漁獲量は増加しはじめ、1990年には漁獲量が50 tをこえ、その後は高位安定状態が続いている。

ホッケイエビは雄性先熟の雌雄同体種であり、幼生は浮遊生活期をもたない。孵出後、そのままアマモ場に棲息するので、生涯を通じて移動が小さい。とくに能取湖のような半閉鎖海域では、湖外に流失することが少ない

報文番号 A266 (1997年1月28日受理)

^{*1} 北海道立函館水産試験場室蘭支場 (Hokkaido Hakodate Fisheries Experimental Station, Muroran Branch, Funami Muroran, Hokkaido 051, Japan)

^{*2} 西網走漁業協同組合 (Nishi-Abashiri Fishermen's Cooperative association, Yobito Abashiri, Hokkaido 099-24, Japan)

^{*3} 網走市水産科学センター (Abashiri Fisheries Science Center, Notoro-minato Abashiri, Hokkaido 093-01, Japan)

ので、漁業管理による資源の増大・安定が容易な種であると考えられる。このためには、資源量を把握するとともに、一定量の親エビを残すための根拠となる生残率を知ることが必要である。

筆者らは、漁獲量が落ちこんだ1984年から、能取湖におけるホッケイエビの資源調査に着手し、そり付き桁網による秋（10月）のエビの現存量調査と操業日誌による調査を定型化して継続してきた。ここでは能取湖におけるホッケイエビ資源が高位安定状態に達した経緯と、その状況下での生残率と再生産率について報告する。

調査の方法

各年のホッケイエビの漁獲量は漁業協同組合が集計した出荷量に基づいたものである。漁期当り漁獲量を延かご数（1人当りかご数、操業日数、人数の積）で割った値をCPU_{E1}（単位努力当り漁獲量）として、資源動向の目安とした。

1986年から漁業者（32戸）に操業日誌の記載を依頼した。項目は塩ゆで後の選別前の漁獲物の全重量と1kg当りの個体数である。後者を用いて、個体当り重量（平均体重）を求め、さらに漁獲量を個体数に換算した。記載が不十分な場合を除いて平均値を求め、32戸分に換算して、漁獲尾数を求めた。日漁獲尾数を漁獲努力量（1人当りのエビかご数、日当りかご揚げ回数、人数の積）で割った値をCPU_{E2}として、De Luryの方法によって初期資源尾数を計算した。また、漁期（7月末～8月）の初期と後期に、かごで採取したホッケイエビを測定し、体長組成を求めた。正規確率紙法⁵⁾によって初期の体長組成を2群に分けた。

能取湖湖内縁辺部のアマモ場の17地点（図1；1984～1985年：10地点）で、1984年以降、原則として10月に、そり付き桁網²⁾（1.5m幅、高さ0.6m、網目3mm）100m曳き（曳網時間：ほぼ4分）によってホッケイエビを採取し、当歳エビ、1歳雄エビ、および抱卵エビに分けて計数し、体長（眼窩後端から尾節先端まで）および体重を測定した。また抱卵エビの卵数を計数して、体長と卵数の関係式を求めた。この式に別に測定した抱卵エビの平均体長を代入して、個体当り平均卵数を求めた。そり付き桁網曳き150m²当りの入網数を1,000m²当りに換算した値を発育段階別の資源指数とした。

結果と考察

1. 漁獲努力量と漁獲量の変遷

1978年に能取湖でのホッケイエビ漁業が再開されたと

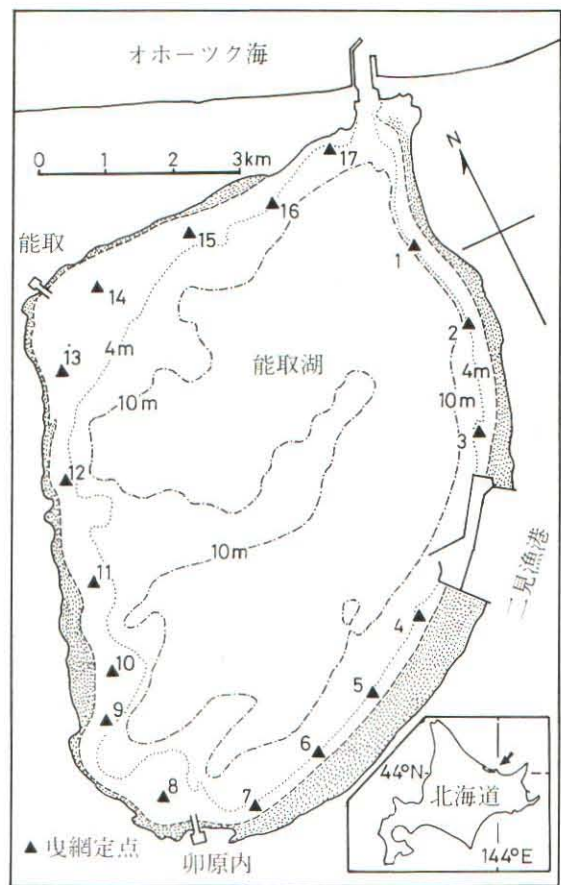


図1 調査地点の位置

図中の数字はソリネット曳網地点番号を示す。

き、それまでの曳き網を廃止して、エビかご漁法が採用された。1人当りのかご数は最初50個であったが、1982年以降は15個である。ただし、1990年には10個、1991年には13個であり、漁期後半にかご数を増やしたこともある。漁期は7～8月であり、操業日数は最初50日であったが、次第に短縮され、1986～1988年には10日に、その後やや延長されて、1991年以降は16～18日であった（表1）。

着業者数は1978年以降、32人である。エビかごの網目は1978～1983年までは12節、1984～1989年までは11節であり、1990年以降は10節に制限されている。出荷時のエビの体長制限は1978年だけ100mmであったが、1979年以降は85mmである。また、1989年までは湖西側の一部が禁漁区にされていたが、1990年に解除された。

延かご数で表される漁期中の総漁獲努力量は、1979年には26,000かごであったが、1985年には10,000かご以下に、1986～1988年には4,800かごにまで制限された。その後次第に増えて、1993年には8,000かごをややこえる程度になった（表1）。

漁獲量は1978年に22tほどであったが、1982年に48t

表1 能取湖ホッケイエビ漁業の実態、各種制限、単位当り漁獲量、および漁業生産の推移

年	漁期 月日	着業 日数	かご数 ／人	かご揚 げ回数	網目 節	延か ご数	CPUE ₁ * kg	漁獲量 トン	金 額 百万円
1978	7/01～8/19	50	50	自由	12	80000	0.28	22.2	44.5
1979	7/15～8/10	27	30	自由	12	25920	0.72	18.6	40.0
1980	7/01～7/31	31	25	自由	12	24800	1.70	42.2	93.7
1981	7/01～7/31	31	30	自由	12	29760	1.00	29.9	55.7
1982	7/01～9/04	31	15	自由	12	14880	3.20	47.6	93.3
1983	7/01～8/13	28	15	3回	12	13440	2.76	37.1	79.2
1984	7/01～8/13	28	15	2回	11	13440	1.32	17.7	54.9
1985	7/01～7/31	20	15	2回	11	9600	1.18	11.3	32.0
1986	7/01～7/11	10	15	2回	11	4800	3.43	16.5	47.6
1987	8/01～8/11	10	15	2回	11	4800	4.48	21.5	66.2
1988	8/01～8/11	10	15	2回	11	4800	6.24	29.9	93.1
1989	7/31～8/11	11	15	2回	11	5280	9.19	48.5	69.9
1990	7/23～8/12	19	10	2回	10	6080	9.52	57.9	127.3
1991	8/01～8/24	17	13**	2回	10	7456	5.54	41.3	90.1
1992	7/27～8/14	16	15	2回	10	7680	7.02	53.9	153.7
1993	7/26～8/13	17	15	2回	10	8160	6.42	52.4	82.1
1994	7/25～8/14	18	15	2回	10	8640	8.28	71.5	124.8
1995	7/25～8/14	18	15	2回	10	8640	6.56	56.7	107.8

*CPUE₁：単位努力当り漁獲量 (kg／かご・日・人)，かご揚げ回数は無関係である。

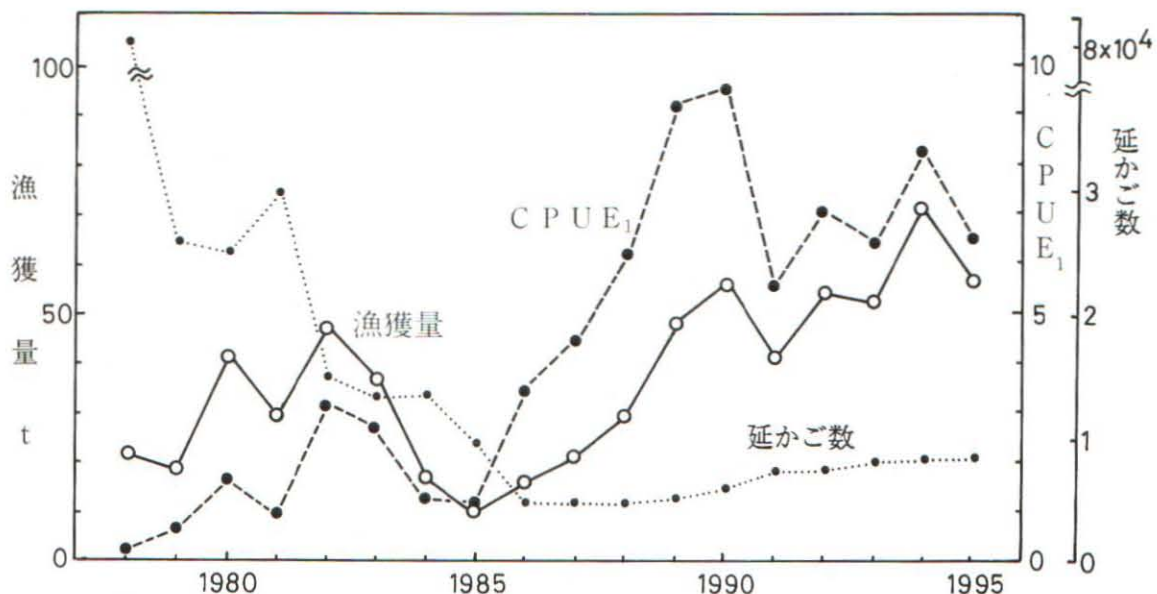
**漁期後半6日間のかご数は6個である。

に達したあと、1985年には11 t にまで減少した。その後、次第に増加し、1989年以降はほぼ50～60 t 前後（1994年には72 t）であった（表1）。

漁獲量（出荷量）、延かご数、および単位努力量当り漁獲量（CPUE₁, kg／かご・日・人）の推移を図2に示した。漁獲対象群は2～3歳なので、1984～1986年ころに漁獲量が激減したのは、1980～1983年ころに獲り

すぎたために、抱卵エビが減少したことによるのであろう。そのころの延かご数は13,000～30,000であった。

延かご数が13,000以上であったときに、1983年までは漁獲量は増加したが、その後は減少した。延かご数が4,800に抑えられた1986～1988年間にCPUE₁は増加しはじめ、漁獲量も徐々に増加した。延かご数は1987年から徐々に増え、1994年には8,000になった。延かご数

図2 能取湖におけるホッケイエビの漁獲量、CPUE₁、および年漁獲努力量の推移CPUE₁：単位努力当り漁獲量 kg／かご・日・人

年漁獲努力量：延かご数＝1人当りかご数×32人×操業日数

8,000ぐらいいでCPU E₁が6~8 kg, 漁獲量が50~60 tほどで, やや増加ぎみで安定した。

1986年から1990年までが資源の増加期であった。年ごとに漁獲量の一応の目標数量は設定されていたが, 終漁日は漁模様をみながら判断されていた。1991年には8月15日以降にも操業されたが, その後は8月14日で終漁になっている。最近の4年間の漁期は7月末から8月半ばまでであり, 操業日数は16~18日であった。

2. 発育段階別資源指数と卵数

能取湖のアマモ場の面積は11.8km²である。アマモは水深6 mほどまで分布するが, 濃密に分布するのは2~4 mまでであり, その面積は全アマモ場の58%である⁶⁾。分布域は, 基本的には水深に規制されているようであり, 岸深の湖東側では狭く, やや遠浅の湖西部では広い。

湖の周縁部のアマモ場の17地点でそり付き桁網を曳網した。北西側のSt.17では1994年にはアマモ場が見当らなかったで, 曳網しなかった。この場所のアマモ場の消滅の原因は, 1991年にオホーツク海外海沿岸一帯で発生したエゾバフンウニ卓越年級群⁷⁾の一部による食害であったと考えられる。また能取湖では1983~1988年に道東海域への移殖用として, 潜水業者にウニを採らせたことがある。その後, アマモ場が深いところまで広がった。このように, エビの棲み場となるアマモ場の消長は, ウニの分布量と関係するようである。

ホッケイエビは雄性先熟の生活史をもつ。5月に孵出する。秋にそり付き桁網を曳くと, 体長約40mm, 70~75mm, 95~100mmにモードをもつ3群が採集され, それぞれは当歳エビ, 1歳雄エビ, および抱卵エビに相当する(図3)。当歳エビと1歳雄エビとは, 体長ほぼ50~60mmを基準として区分される。当歳エビは未成熟である。1年後には1歳雄エビとなり, その後性転換して2歳で雌になる。9月ころ受精したあと, 抱卵する。なお, 野付湾では当歳の秋に早熟の雄が10%ほどみられることがある⁸⁾。能取湖でも同様のことがみられるが, 本稿ではそのことを除外した。

そり付き桁網による発育段階別資源指数の平均値(全地点の平均)の経年変化を表2に示した。1984~1995年の秋時点での当歳エビ, 1歳雄エビ, および抱卵エビの平均資源指数は, それぞれ 2,589, 1,132, および 234 であった。

表2に示した資料のうちの, 1993~1995年の入網数の分布を図4に示した。各発育段階とも1995年の入網数は他の年よりも多かった。そり付き桁網への入網数は各発育段階とも湖の北西側で年によってやや少ないことがあるが, 他の地点ではほぼ同様に分布していた。ただし,

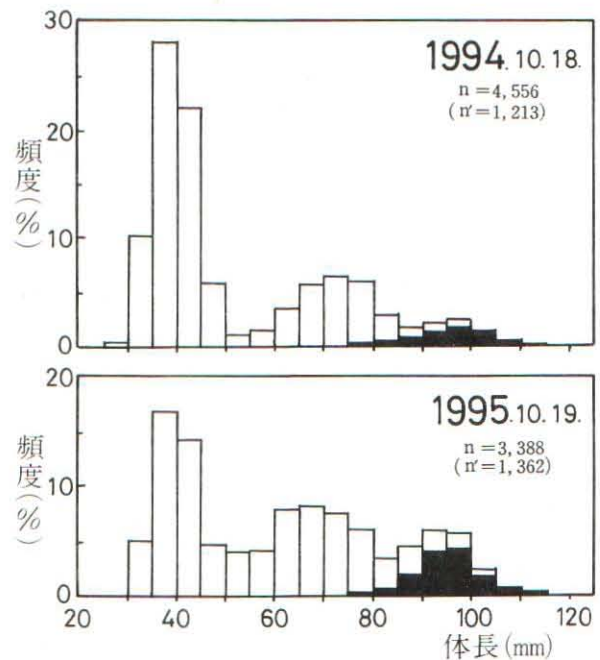


図3 ホッケイエビの体長組成
(そり付き桁網; 黒: 抱卵エビ n=5 地点入網総数, n'=分割測定総数)

抱卵エビの分布密度は地点によってやや不均一であった。

1993年の当歳エビ(1993年級群)は, 1年後には1994年の1歳雄エビとなり, さらに1年後には1995年の抱卵エビとなる(図4)。当歳(5か月)から1歳(と5か月)

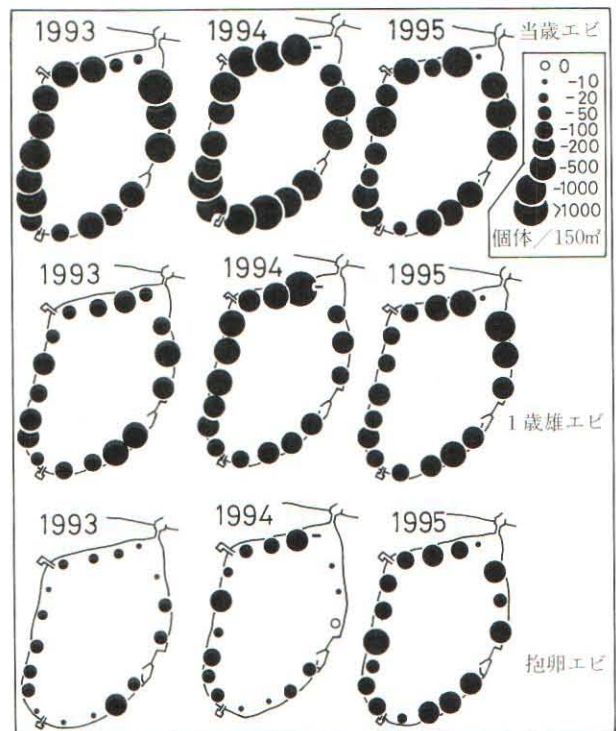


図4 能取湖におけるホッケイエビの発育段階別分布
(1993~1995, 10月, そり付き桁網)

表2 発育段階別資源指数、抱卵エビの平均体長・卵数、および孵出幼生指数の経年変化*

調査年	エビ資源指数**			抱卵エビ		N年年級群孵出幼生指数***
	当歳	1歳雄	抱卵	体長 mm	卵数	
1984	2680	873	55	—	—	—
1985	928	865	37	98.3	375	—
1986	1957	712	286	105.0	415	13.9×10^3
1987	2970	450	61	106.4	388	118.7×10^3
1988	2557	1379	187	101.4	334	23.7×10^3
1989	4459	2436	346	96.2	287	62.4×10^3
1990	1781	1076	142	86.7	198	99.3×10^3
1991	2155	872	277	97.0	261	28.1×10^3
1992	2254	1345	392	94.6	220	72.3×10^3
1993	2665	771	161	96.6	288	86.2×10^3
1994	4506	1611	262	91.9	219	46.4×10^3
1995	2158	1200	607	91.2	191	57.4×10^3
平均	2589	1132	234	96.8	289	60.8×10^3

* 調査時期は1988年以降10月である。 ** 150m²当り入網数を1000m²当りに換算した値の全地点の平均値を示した。

*** N年孵出幼生指数=N-1年抱卵エビ指数×N-1年平均卵数

までの減耗は食害などによる自然死亡によるものであるが、1歳から抱卵エビ(2歳と5か月以上)までの減耗は、自然死亡に加えて漁獲によるものである。

表2には抱卵エビの平均体長と平均卵数も示した。1985～1995年の平均体長は96.8mmであり、平均卵数は289個であった。体長と正の相関関係がみられる。平均体長が100mmをこえていた1987～1988年の例を示すと、体長(x)と卵数(y)の関係は次式で表される。

$$1987年: y = 10.09x - 686 \quad (r=0.737, n=49)$$

$$1988年: y = 8.96x - 574 \quad (r=0.718, n=48)$$

なお、近年、抱卵エビの体長が小型化している傾向がみられる。1991～1995年の抱卵エビの平均体長は94.3mmであり、平均卵数は236個であった。

3. 操業日誌に基づく初期資源尾数の推定

1日当りかご揚げ回数は1984年からは朝夕の2回である。前日の夕刻に設置したかごを翌日の早朝に揚げてエビをとり、餌を新しくして再び設置する。次に夕刻に同じ作業をする。朝のかご揚げに対する夕刻のかご揚げの漁獲量の比率は1994年の例では0.74であった。朝揚げの漁獲量が多いのは、かごの浸漬時間が長いことによると考えられる。煮エビは銘柄別に選別されて、前日の夕方分と当日の朝分と合わせて、昼間に1回出荷される。

かご揚げ回数は1992年からは翌日が休漁のときは朝1回に制限された。したがって、操業日誌による日漁獲量はかご揚げ回数でも変化する。かご揚げ回数を単位努力量に加味した。操業日誌に基づいて推定した日別漁獲尾数から日別単位努力当り漁獲尾数(CPUE₂、尾数

／かご・回)を求めた。

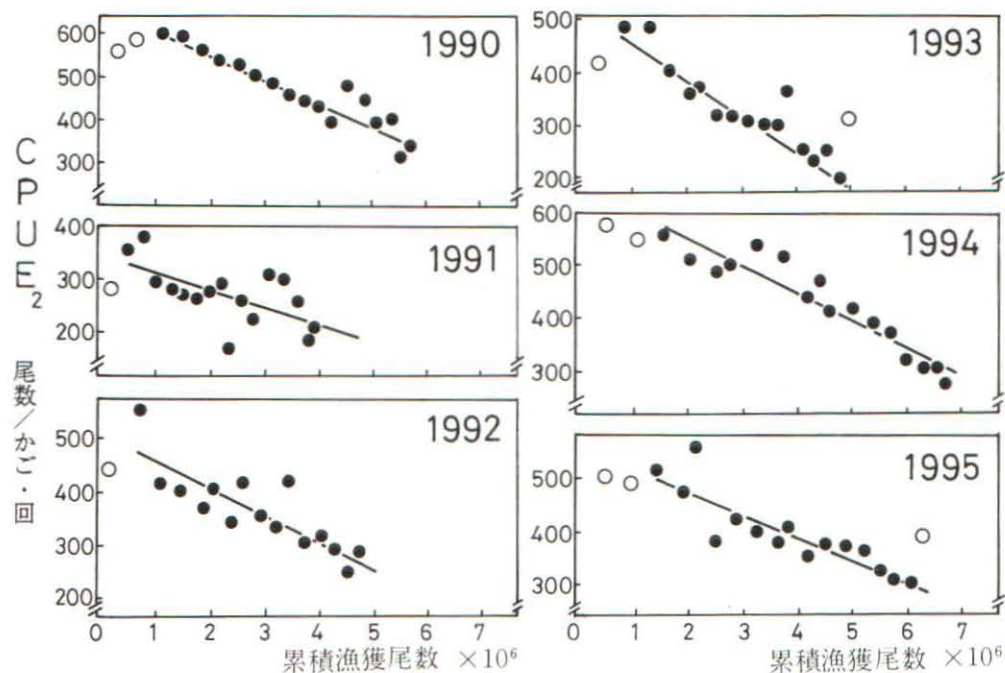
1990年から1995年までの年別のCPUE₂と累積漁獲尾数との関係を図5に示した。CPUE₂は多くの場合、漁期の進行とともに減少するので、De Lury法によって初期資源尾数を求めた(表3)。漁期の途中で5日間休漁した1991年を除いて、他の年の相関係数は0.84～0.94の範囲にあり、平均は0.90であった。回帰式から計算した1990～1995年の初期資源尾数は $8.3 \times 10^6 \sim 13.0 \times 10^6$ 個体の範囲にあり、平均は 11.0×10^6 個体であった。漁獲率(初期資源尾数に対する漁期最終日の累積漁獲尾数の割合)は平均49%(37～60%)であった(表3)。

4. 生残率

図2でみたように、1991年以降の単位努力当り漁獲量(CPUE₁)と漁獲量は、資源が高位安定状態にあることを示しているので、このような条件下におけるホッケイエビの生残率について検討する。

秋の分布調査によって得られた発育段階別の資源指数(そり付き桁網1,000m²曳き当りに換算した入網数)と、操業日誌から計算した初期資源尾数などを用いて、漁期前までの各発育段階間の生残率を推定する。この場合、初期資源尾数や漁獲尾数は実数なので、予め指数に換算することが必要である。なお、能取湖での孵出時期は5月なので、その時点年齢の基準とした。

そり付き桁網の桁効率が不明である。またアマモの繁茂程度(濃密区とパッチ状区⁶⁾)とエビの棲息密度との関係が不明なので、アマモ場の面積から漁期後残存尾数を指数化することは困難である。そこで、漁期終了後か

図5 単位努力当り漁獲尾数 (CPUE₂) と累積漁獲尾数との関係*

* 図中の直線は黒丸についてのものである。回帰式は表3に示されている。

表3 De Lury法による初期資源尾数の推定と漁獲率

	関係式 累積漁獲尾数 (X) CPUE ₂ * (Y)	初期資源 尾数	最終累積 漁獲尾数	漁獲率 %
1990	$Y = -0.000056X + 668$ $r=0.94, n=17, \text{除}^{**}=2$	11.93×10^6	5.78×10^6	48
1991	$Y = -0.000032X + 343$ $r=0.62, n=16, \text{除}^{**}=1$	10.63×10^6	3.90×10^6	37
1992	$Y = -0.000051X + 511$ $r=0.84, n=15, \text{除}^{**}=1$	9.96×10^6	4.70×10^6	47
1993	$Y = -0.000063X + 521$ $r=0.91, n=15, \text{除}^{**}=2$	8.27×10^6	4.93×10^6	60
1994	$Y = -0.000053X + 656$ $r=0.94, n=16, \text{除}^{**}=2$	12.30×10^6	6.72×10^6	55
1995	$Y = -0.000043X + 557$ $r=0.88, n=15, \text{除}^{**}=3$	12.97×10^6	6.30×10^6	49
	平均	11.01×10^6	5.39×10^6	49

* CPUE₂ = 漁獲尾数 / かご・回** 漁期初めの1~2日にCPUE₂が低い場合、あるいは終漁日の前日にCPUE₂が極端に高くなる場合には、それらの値を除いて回帰式を求めた。

らそり付き桁網による調査までの2か月の間に減耗がないと仮定して、漁期後残存尾数と抱卵エビ指数との関係から、漁期後残存尾数を指数化する係数 k を求めることにした。両者の関係は次式で表される。

$$\text{漁期後残存エビ尾数} = \text{抱卵エビ資源指数} \times k$$

De Lury法による初期資源尾数の推定が可能なのは1990年以降なので、1988年級群以降の漁期後残存エビ尾

数(初期資源尾数と最終累積漁獲尾数との差)から求めた k の値を表4に示した。 k の値は6年間に $11.0 \times 10^3 \sim 43.3 \times 10^3$ の範囲で変化した。 k は、資源指数(そり付き桁網1,000m²当り平均入網数)から湖全域のエビ棲息数を推定するための係数であり、面積抽出率と桁効率の積の逆数に相当するものである。

k はアマモ場の面積が大きく変化しない限り、またそ

り付き桁網の曳き方が同様であるかぎり、短期間(数年)での変化は小さいはずである。そこで、 k がかけはなれた値を示した1988年級群を除いて、他の5年間の平均値 $k = 18.1 \times 10^3$ を用いて、各年の漁期初期資源尾数を指数に換算した。漁期初期資源指数は1990～1995年(漁獲年)には457～717の範囲にあった(表4)。

このようにして求めた漁期初期資源尾数には、2歳のほかに3歳のエビが含まれている。この両者を形態的に区別して計数することは困難なので²⁾、かごで採取されたエビの体長組成から、両者の比率を求めることにした。1991年、1994年、および1995年の漁期初めの体長組成は、体長の範囲が広く、かつ体長が大きい方にすそをひいていた(図6)。正規確率紙法によって分けられた2群は、2歳および3歳に相当し、それぞれの平均体長は、1995年の場合には、84mmおよび96mmであった。2歳と3歳の個体数の比率は54:46であった。漁期後期の体長組成は2歳に相当するものだけだから、3歳エビは優先的に漁獲されたことになる。それゆえ、後期の個体数の比率は100:0になる。そこで、この比率の変化を漁期中に比例配分して、操業日誌から推定した日々の漁獲尾数を年齢別に分けた。このようにして求めた漁期初期資源尾数における2歳エビの割合は、1995年には87.6%であった。同様に、1994年には83.3%、1991年には89.5%であった。ただし、1994年の場合、群分けの精度が低かった。

なお、1992年と1993年の体長組成は初期・後期とも体長範囲がほぼ同じであり、かつ単峰型だったので、2歳エビの割合を50%とした。この両年には、操業日誌による漁獲エビの日々の平均体重は、上記の3年とは異なり、漁期中に減少することはなかった。このことの原因は不明である。しかし、10月のそり付き桁網調査による標本

中には、3歳と考えられる大型の抱卵エビはみられなかった。それゆえ、漁期後には3歳エビは残存していないとみなした。

これらの割合(表4参照)を適用して漁期初期資源指数を補正し、2歳漁期初期資源指数を求めた(表5)。なお、1歳エビは10月の時点でも平均体長が70mmほどなので(図3)、10節エビかごによっては8月時点ではほとんど漁獲されないと考えられる。

次に、孵出幼生指数を計算する。秋に腹肢に抱かれていた卵は、翌年5月に孵化して孵出幼生になる。冬季には害敵生物の活動が低下するだろうから、10月から5月までの抱卵エビの減耗が小さいと仮定すると、秋の抱卵エビ指数に平均卵数を乗ずれば、孵出幼生指数が求められる。1986～1995年年級群の孵出幼生指数は 13.9×10^3 ～ 118.7×10^3 の範囲にあった(表2)。

以上のようにして計算された指数を年級群別に整理して、1989～1993年年級群の各発育段階間の生残率を計算した(表5)。5月から10月までの5か月間の孵出幼生の生残率は、平均4.6%(1.8～7.7%)であった。当歳エビとして計数された10月から、1歳エビとして計数された翌年10月までの12か月間の生残率は、平均46.0%(24.1～62.4%)であった。10月時点の1歳雄エビから翌年7月(漁期前)までの9か月間の生残率は、平均46.6%(23.8～73.4%)であった。1989～1993年年級群の、孵出幼生から漁獲対象群となるまでの26か月間の生残率は、平均0.78%(0.42～1.14%)であった(図7)。

野付湾湾東奥部の禁漁区で1981年にそり付き桁網を用いて実施された調査によれば、当歳エビ、1歳エビ、および2歳エビの6月から11月までの生残率は、それぞれ11.4%、23.9%、および37%であった²⁾。同報告のTab.1

表4 係数 k^*1 と初期資源指数の計算

年級群 N 年	漁獲年 N+2	抱卵エビ 指数 N+2	漁期後残存エ ビ尾数 ^{*2} N+2	k^*1	漁期初期資源 尾数 ^{*3} N+2	初期資源 指数 ^{*4} N+2	2歳エビの 割合 ^{*6} %
1988	1990	142	6.15×10^6	(43.3×10^3)	11.93×10^6	659	—
1989	1991	277	6.73×10^6	(24.3×10^3)	10.63×10^6	587	89.5
1990	1992	392	5.26×10^6	(13.4×10^3)	9.96×10^6	550	76.4
1991	1993	161	3.34×10^6	(20.7×10^3)	8.27×10^6	457	70.1
1992	1994	262	5.58×10^6	(21.3×10^3)	12.30×10^6	680	83.3
1993	1995	607	6.67×10^6	(11.0×10^3)	12.97×10^6	717	87.6
平均 ^{*5}				18.1×10^3			81.4

^{*1} k = 漁期後残存エビ尾数 / 抱卵エビ指数 (k = 面積抽出率⁻¹ × 桁効率⁻¹)

^{*2} 漁期後残存エビ尾数 = 初期資源尾数 - 最終累積漁獲尾数 (表3参照)

^{*3} De Lury の式から求めた値 (表3参照) ^{*4} 初期資源指数 = 初期資源尾数 / 18.1×10^3

^{*5} 1988年級群を除く5年の平均値 (本文参照)

^{*6} 漁期初期資源尾数に対する割合 (本文参照)

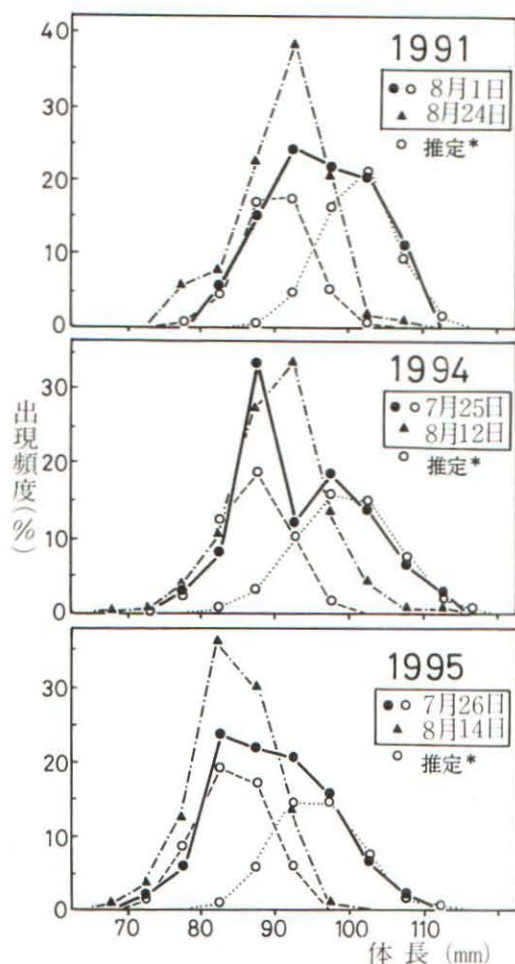


図6 漁期前期および後期のホッカイベの体長組成
(漁具: 10節エビかご)

* 正規確率紙法によって2群に分けた。

に基づいて計算すると、孵出幼生から26か月までの生残率は1.2%となる。この値は能取湖での値の1.5倍である。しかし、野付湾での調査は、調査域が同湾エビ漁場の一部なので、調査域内外のエビの移動を無視した条件下でのものである。また当歳および1歳のときの冬季間(12～5月)の減耗が十分小さいと仮定されている。

さらに能取湖での漁期後までの生残率を計算する。1989～1993年年級群の漁獲対象群となる2歳と3歳エビの比を1:0.23(表4)とし、漁獲率が49%(表3)で、かつ3歳エビから優先的に漁獲されるとすると、2歳エビの63%が漁獲を免れたことになる。したがって、漁期後時点までの通算生残率は平均0.49%となる。この値は、表2に示した孵出幼生指数と抱卵エビ指数(N+2年)から、年級群(1989～1993年)ごとに計算して得た値の平均値0.49(0.36～0.70)と同じである。

2歳のときに漁獲を免れた群は、翌年の5月に3歳となり、幼生を放出したあと、次の漁期にはほぼ漁獲されてしまうと考えられる(図6)。

5. 再生産率

1尾の抱卵エビから発生して26か月後の漁期前までに生き残った2歳エビの個体数は、1989～1993年年級群では平均1.87尾(1.21～2.81尾)であった(表6)。これに加えて、5月に幼生を孵出した3歳エビも漁獲対象となる。2歳と3歳の比率(1:0.23, 表4参照)から、3歳エビは0.43尾と推定されるので、合計2.30尾が漁獲対象となる。近年の平均漁獲率は49%だから(表3)、2.30尾のうち1.13尾(うち2歳エビ: 0.70尾)が漁獲され、残る1.17尾が抱卵することになる。

表5 能取湖におけるホッカイベの生残率

年級群	孵出幼生 指数* ¹	当歳群 指数* ¹	1歳雄 指数* ¹	2歳漁期初 期資源指数	生	残	率* ³	
N年	N年	N年	N+1年	N+2年* ²	0→当 5か月	当→1歳 12か月	1→2歳 9か月	0→2歳 26か月
1989	62.4×10 ³	4459	1076	525	0.071	0.241	0.488	0.0084
1990	99.3×10 ³	1781	872	420	0.018	0.490	0.482	0.0042
1991	28.1×10 ³	2155	1345	320	0.077	0.624	0.238	0.0114
1992	72.3×10 ³	2254	771	566	0.031	0.342	0.734	0.0078
1993	86.2×10 ³	2665	1611	628	0.031	0.605	0.390	0.0073
平均					0.046	0.460	0.466	0.0078
1994	46.4×10 ³	4506	1200	—	0.097	0.266	—	—
1995	57.4×10 ³	2158	—	—	0.038	—	—	—

*¹ 表2参照。 *² 漁期初期資源指数(表4)から3歳エビを除いた指数(本文参照)である。
*³ 「0→当」はN年5月から同10月までを、「当→1」はN年10月からN+1年10月までを、「1→2」はN+1年10月からN+2年7月までを指す。なお、「0→2」は前述の3区分の通算生残率である。

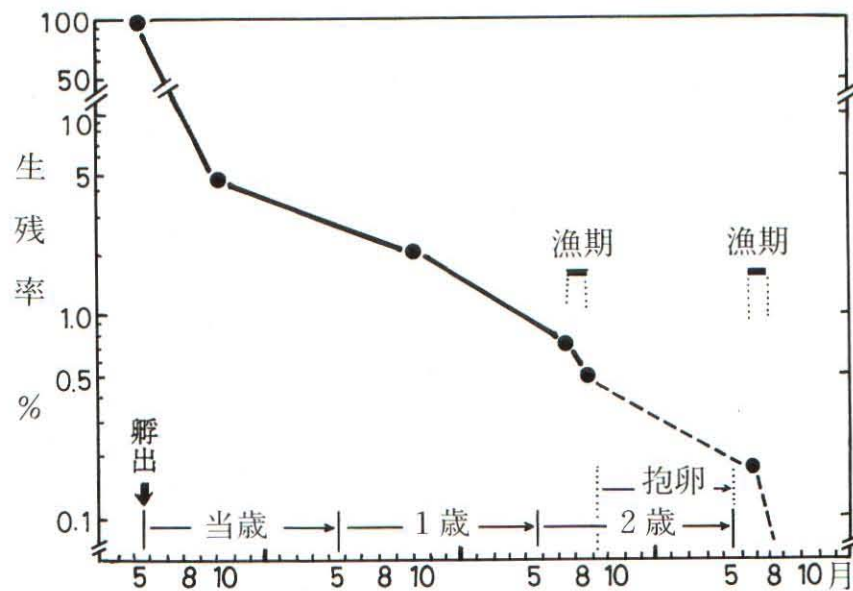


図7 能取湖ホッケイエビの生残曲線
(破線：本文 第5項参照)

抱卵エビは、孵出幼生指数の計算のときに、抱卵期間中の減耗がないと仮定したが、実際には孵出時までに1.0尾近くにまで減耗しているであろうから、前項で述べた通算生残率0.78%はやや過少評価されているであろう。

抱卵エビから孵出した群は、自然減耗を伴いながら成長して漁獲対象となる。漁獲を免れた個体は再び抱卵する。この周期は3年である。ある年級群(N年)を生み出した抱卵エビ資源指数(N-1年)に対するその年級群(N年)の抱卵エビ資源指数(N+2年)の割合を表6に示した。抱卵エビの3年周期の増加率は、1989～1993年級群の平均で1.2であるが、そのうち、1990～1992年級群ではほぼ1.0である。このことは能取湖における近年の

漁獲努力量が高い資源状態下でホッケイエビの生産性と均衡していることを示している。

要 約

1. 能取湖ホッケイエビ漁業における漁獲量と各種制限の経年変化を記録した。資源量は1986～1988年に延かご数を4,800に制限したことによって増加し、その後徐々に8,000に増やした過程で1991年以降、高位安定状態にある。
2. 10月に湖内17地点のアマモ場においてそり付き桁網によるホッケイエビ分布調査を実施した。1,000m²当

表6 ホッケイエビの年級群別の再生産率(1989～1993年)

年級群 N 年	抱 卵 エ ビ 指 数 N+1年* ¹	2 歳 漁 期 初 期 資 源 指 数 N + 1 年* ²	抱 卵 エ ビ 指 数 N+2年* ¹	再 生 産 率 * ³ 抱卵エビ → 漁期前 N-1年 N+2年	3 年 周 期 の 増 加 率 抱卵エビ → 抱卵エビ N-1年 N+2年
1989	187	525	277	2.81	1.5
1990	346	420	392	1.21	1.1
1991	142	320	161	2.25	1.1
1992	277	566	262	2.04	0.9
1993	392	628	607	1.60	1.5
平均				1.87	1.2

*¹ 表2参照。 *² 表5参照。 *³ 1尾の抱卵エビから孵出した群のうち、初めて漁獲される(2年後の夏)前までに生き残っていた尾数を指す。

りに換算した発育段階別入網数の平均値を資源指数とした。1984～1995年の当歳エビ, 1歳雄エビ, および抱卵エビ指数は, それぞれ2,589, 1,132, および 234であった。

3. 操業日誌から求めた単位努力当り漁獲尾数の日変化と累積漁獲尾数の関係から, De Lury法によって初期資源尾数を求めた。初期資源尾数は1990～1995年には平均 11.0×10^6 であり, 漁獲率は平均49%であった。
4. 漁期後残存尾数と抱卵エビ指数との関係から求めた係数 k ($=$ 面積抽出率 $^{-1} \times$ 桁効率 $^{-1}$)の平均値を用いて, 漁期初期資源尾数を指数化した。それらとそり付き桁網調査から得た資源指数から, 各発育段階間の生残率を求めた。孵出幼生から漁期直前までの26か月間の生残率は0.78%と推定された。
5. 抱卵エビ1尾から生まれた群のうち, 漁期直前までに1.87尾(2歳)が生き残り, そのうちの0.70尾が漁獲され, 残った1.17尾が秋に抱卵することになる。これらから翌年5月に幼生が孵出する。7月までにさらに減耗して, 次の漁期にほとんど漁獲されてしまうと推定された。

謝 辞

長期にわたる調査にご協力いただいた西網走漁業協同組合と能取湖漁業者の皆様に感謝申しあげる。また, 調査方法や報告のとりまとめに有益な助言・指導をいただいた北海道立網走水産試験場水島敏博氏に, 正規確率紙法による計算の労をとっていただいた北海道立栽培漁業総合センター干川 裕氏に深謝申しあげる。

文 献

- 1) 水島敏博 : “アマモ場におけるホッケイエビの生態と生産” 藻場・海中林, 日本水産学会編, 水産学シリーズ38, 恒星社厚生閣, 1981, 57-74.
- 2) 水島敏博 : ホッケイエビの個体群構造の季節変化. 北水試研報. 39, 53-63 (1986)
- 3) 水島敏博・蛸山 博・須貝英仁 : 打瀬網とエビかごによるホッケイエビの漁獲物組成について. 北水試月報. 43, 77-84 (1986)
- 4) 中尾 繁・菊地和夫 : 能取湖湖口の周年開口による環境と底生動物相の変化, 特に無生物域の消滅. 北水試月報. 35(5), 1-11 (1978)
- 5) 堤 裕昭・田中雅生 : 体長組成分布データからの世代解析. パソコンによる資源解析プログラム集, 東京, 東海区水産研究所, 1988, 189-207.
- 6) 高橋和寛 : “アマモ” 環境保全型沿岸域利用調査報告書. 北海道開発局長官房開発調査課, 1995, 44-52.
- 7) 高橋和寛・馬場勝寿・鈴木孝輝 : エゾバフンウニの増殖試験. 平成6年度網走水産試験場事業報告書. 1996, 156-159.
- 8) 水島敏博 : 野付湾におけるホッケイエビ当歳雄の出現と分布. 北水試月報. 38, 121-131 (1981)

北海道日本海南西部後志沿岸における 海藻群落の経年変化の特性

川井 唯史*

Yearly fluctuations in algal biomass on the Shiribeshi coast, western Hokkaido, Japan

Tadashi KAWAI*

Characteristics of the algal communities at Shiribeshi, Japan Sea, western coast of Hokkaido, Japan, were investigated from 1992 to 1996. Three sampling sites were used based around the Shakotan Peninsula in center of Shiribeshi. Two sites were located on the east side of the Peninsula at Otaru, and at the estuary of the Ume River at Yoichi and a further station southwest of the Peninsula at Shimamaki. Yearly fluctuations in algal biomass at Shimamaki and Otaru were similar. The biomass at both sites changed from a low level during 1992 to 1995, to a high biomass in 1996. However, no interannual fluctuations in biomass occurred at Yoichi. At Shimamaki and Otaru, the increase in the total algal biomass occurred from increase in the large annual algal species. Particularly increases in biomass of *Laminaria religiosa* MIYABE among the large annual algae significantly differed between years. The characteristics (blade length, width, wet weight), density, and maximum depth of *L. religiosa* at Otaru differed between the high biomass year (1996) and other years (1992-1995). *L. religiosa* appears to be a key species for monitoring interannual variations in algal biomass at Shiribeshi. To allow analysis of the causes of these marked interannual fluctuations in biomass and subsequently grazer species populations, the population structure of *L. religiosa*, biological, chemical and physical environmental parameters should be monitored continuously at typical sites, for example, Otaru.

キーワード：日本海南西部，磯焼け，経年変化，大型1年生海藻，海藻群落，*Laminaria religiosa*，ホソメコンブ

はじめに

北海道南西部後志の一般的な沿岸漁業者は漁家収入の大半を磯根漁業に依存しているため、ウニ類とアワビ類が重要な漁業資源となっている。近年、日本海南西部では河川水の影響のない外洋に面した岩礁域で、コンブ類、ホンダワラ類等の大型海藻類の生育が汀潮線付近あるいは礁上の波浪の影響を受ける場所に限られ、漸深帯は無節サンゴモが長期間優占した状態が持続し、そこにはキタムラサキウニ *Strongylocentrotus nudus* (A. AGASSIZ) が底生動物の優占種として高密度に生息するが、これらの成長と生殖巣の発達は極端に低下する、いわゆる「磯焼け」が発生しており、これに伴って甚大な漁業被害が発生していると見込まれる。よって磯焼け対策は重要で

あり、とりわけ発生原因を究明することは大切である。しかし磯焼けの発生原因には諸説があり支配的な統一見解が見られず混乱している¹⁻¹⁰⁾。ただし北海道立中央水産試験場が参画した平成4-6年度水産庁委託研究、「磯焼けの発生機構の解明と予測技術の開発」で得られた解析結果としては、海況の変動が磯焼けの発生原因と考えられている。その科学的根拠はホソメコンブ *Laminaria religiosa* MIYABE 漁獲量の増加率と沿岸水温の相関で、水温が高い(低い)とホソメコンブの漁獲増加率が低く(高く)なる¹¹⁾。しかし漁獲統計量は社会情勢の影響を受け、資源量を正しく反映していない恐れがある¹²⁾。さらに磯焼けの解析にホソメコンブの統計量を利用するのは、本種が海藻類全体を代表していることが前提であるが、

その知見もない。これらのことから北海道南西部の磯焼けが海況変動に起因しているとの仮説には補強の必要がある。すなわち、海藻の資源量を実測し、その変化率が水温の変動と対応していること、ホソメコンブが海藻全体で支配的なことを確かめなければならない。これらの情報は長期的な藻場と海況の同時並行的なモニタリングによって得ることになる。モニタリング実施のためには、一般的な植生の地点を選定しておくことが好都合であろう。本研究では後志の南部、北部と河口域に調査定点を設けて海藻の経年変化を調査した。その結果、後志における一般的な植生の地点を選定できた。また、当該地点で海藻類全体の現存量の経年変化を左右する種類も特定できたので報告する。

材料及び方法

調査は北海道日本海南西部に位置する後志で行った。当該地区の中心部には積丹半島があり、その西部の島牧村と東部の小樽市を定点とした(Fig. 1)。島牧村の定点は開放的な地形であり、河川が周囲に見られず、外洋に面して海況の影響を強く受けていることが見込まれる。小樽市は湾内に調査定点を設けたが流入河川が無い。河川水の影響をみるため、梅川(2級河川)の河口域に位置する余市町も定点に加えた(Fig. 1)。調査年は島牧村と余市町では1993-1996年、小樽市は1992-1996年とした。調査時期は毎年5-7月とし、調査回数は1年に1回とした。なお北海道の後志において、初夏(5-7月)は海藻類の現存量が最も豊富になる時期であることは既存の調査で確かめられている¹³⁾。

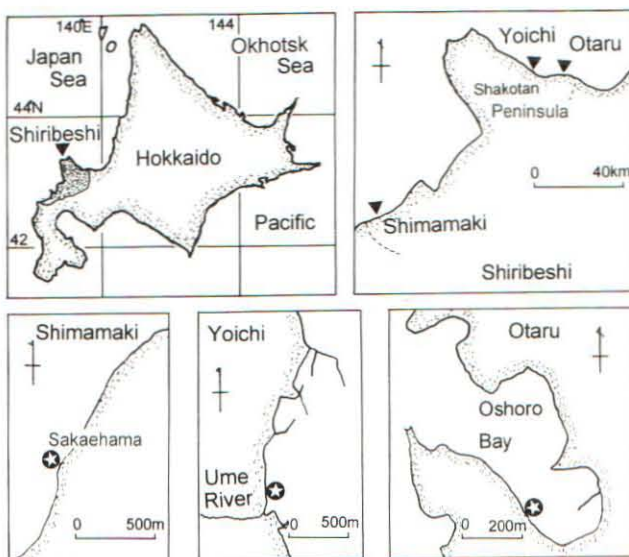


Fig. 1 Study sites at Otaru, Yoichi and Shimamaki around the Shiribeshi Peninsula, western Hokkaido.

各調査地点に設けた定点において(Fig. 1)水深約0mから沖に向かってロープラインを設置した。島牧村と余市町では200mのラインを張り、10mおきに、計21地点において、1/4m²の海藻の採取と水深、底質の記録を行った。採取によって得られた海藻は種類別に湿重量を測定し、21地点における種類別の平均現存量を求めた。底質は、底土である石の長径によって判別する今野の方法¹⁴⁾を準用し、長径2mm未満の石をS(砂)、2-60mmをG(礫)、6-25cmをB(転石)、25-100cmをR(岩)、それ以上をP(岩盤)と区別した。底質の判別は、水中での目視により行った。また2種類以上の底質が含まれているときは、最も多くの面積を占めた底質を記録した。小樽市でも同様に定点でロープを設置し、1mおきに、合計10地点において、採取と水深と底質の記録を行った。海藻類は生活型別に区別したが、区分の方法は海藻の寿命と藻体の高さによって大型1年生、小型1年生、大型多年生、小型多年生の4つにわけると谷口¹⁵⁾の方法を採用した。また各海藻の生活型の情報は Saito and Atohe¹⁶⁾ および谷口¹⁷⁾ を参考にした。各調査地区で出現した海藻の種類を生活型別に示したが(Table 2)、学名と提示の順序は吉田ら¹⁸⁾ に従った。小樽市の定点ではホソメコンブの年変動を葉体の形質等で比較するため、群落の中心部である水際(距岸距離0m)における葉長、葉幅、葉重量(湿重量)、現存量(g/m²)、密度(本数/m²)を測定した。またホソメコンブ群落の範囲の年による違いも検討するため、調査地点でホソメコンブが生育した最大水深も記録した。

結果

3調査地区における水深と底質は、各年の調査において、ほとんど差が見られなかったため、1993年の結果を代表させた(Fig. 2)。島牧地区の水深は0.7-7.5mで、なだらかに傾斜しており、目立った起伏はない。余市地区は水深1.0-3.8mで、ここも緩やかに傾斜しており、激しい起伏は見られない。小樽地区も0-3.0mで、なだらかなである。また各地区では激しい波浪でも動かないとみられる径が25cm以上である岩(R)と岩盤(P)が支配的である。よって水深や底質面で判断すると各調査地区は深所まで海藻の生育に支障がないと判断できる。各地区で出現した海藻の種類合計と平均現存量を生活型別に示した(Table 2-4)。また、各生活型の総種類数と平均現存量が全体に占める割合も表示した。なお3地区は水深条件や採集方法が異なり、平均現存量を地区間で比較することはできない。そのため、総種類数と全体の平均現存量の経年変化に注目した。

島牧地区で(Table 2), 種類数は大型1年生が1-4, 小型1年生が2-10, 大型多年生が1-2, 小型多年生が4-6, 全体が12-19で各調査年間で同様に推移していた。平均現存量に注目すると大型1年生が $6.6\text{g}-1.3\text{kg}/\text{m}^2$, 小型1年生が $37.6\text{g}-0.3\text{kg}/\text{m}^2$, 大型多年生が $40.4\text{g}-0.1\text{kg}/\text{m}^2$, 小型多年生が $14.6\text{g}-0.2\text{kg}/\text{m}^2$, 全体が $0.2-1.8\text{kg}/\text{m}^2$ であった。各生活型の経年変化の有無を知るために全調査年間における検定を行ったところ(Kruskal-Wallis test), 大型1年生と全体で有意差が認められ($P_s < 0.001$), 経年変化が存在した。余市では(Table 3), 調査期間における出現種類数が大型1年生が2種, 小型1年生が2-6種, 大型多年生が0-2種, 小型多年生が3-11種, 全体で8-21種で大幅な年変動が見られなかった。現存量は大型1年生が $0.3-0.8\text{kg}/\text{m}^2$, 小型1年生が $0.6\text{g}-0.2\text{kg}/\text{m}^2$, 大型多年生が $0-0.2\text{kg}/\text{m}^2$, 小型多年生が $8.9\text{g}-0.1\text{kg}/\text{m}^2$, 全体が $0.3-1.1\text{kg}/\text{m}^2$ であった。全調査年間における現存量を比較したところ小型1年生, 大型多年生, 小型多年生で有意な差があった(Kruskal-Wallis test, $P_s <$

0.05)。小樽(Table 4)において出現した種類数は大型1年生が0-2種, 小型1年生が0-3種, 大型多年生が0-1種, 小型多年生が0-3種, 全体が0-8種であり, 各調査年間で同様に推移した。現存量では大型1年生が $0-3.8\text{kg}/\text{m}^2$, 小型1年生海藻が $0-1.5\text{g}/\text{m}^2$, 大型多年生海藻が $0-4.6\text{g}/\text{m}^2$, 小型多年生 $0-3.0\text{g}/\text{m}^2$, 全体が $0-3.8\text{kg}/\text{m}^2$ であり, 全調査年間で現存量の経年変化の有無を検定したところ(Kruskal-Wallis test), 大型1年生と全体で高い水準の有意差があった($P_s < 0.001$)。海藻全体で経年変化があったのは島牧と小樽であったが, これらの地区において, どの年における現存量の増減により経年変化が発生したのかを知るため, 大型1年生と全体において, 2つの年の間における有意差を検定し(Mann-Whitney U-test), この検定はすべての調査年の間で相互に組み合わせた。

島牧では, 1993, 1994, 1995年の間での組み合わせは, それぞれ有意差が見られなかった($P_s > 0.05$)。しかし, これらの3年間と1996年の組み合わせでは, それぞれ高い有意差があり($P_s < 0.001$), 大型1年生と全体の経年変化は1996年の現存量の変化によって発生していた。同様な検定を小樽で行ったところ1992, 1993, 1994, 1995年の間では有意差が無く($P_s > 0.05$), これらの年と1996年の間ではすべて高い有意差があり($P_s < 0.001$), 島牧同様に1996年が経年変化の原因であった。

3調査地区で共通して認められた傾向として, 出現した生活型別の種類数には大きな年変動が認められなかった。一方, 平均現存量では島牧と小樽では1996年に大型1年生海藻の現存量が変化し, これに伴い海藻全体の現存量も変わっていた。これに対し余市では大型1年生海藻以外の生活型の現存量が変化していたものの全体では経年変化が認められなかった。そのため海藻類全体の現存量を増大させる主要因は, 種類数の変化や小型1年生, 大型多年生, 小型多年生海藻の経年変化ではなく, 大型1年生海藻の現存量の変化であると判断できる。大型1年生海藻の現存量増大には, どの種類が寄与していたのかを特定するため, 種類毎の平均現存量を示した(Table 5-7)。島牧(Table 5)ではケウルシグサ *Desmarestia viridis* (MUELLER) LAMOUROUX, ワカメ *Undaria pinnatifida* (HARVEY) SURINGAR, スジメ *Costaria costata* (C. AGARDH) SAUNDERS, ホソメコンブが出現した。ケウルシグサは $0-242.8\text{g}/\text{m}^2$ (最大/最小の比率が19.6倍以上), ワカメが $0-48.0\text{g}/\text{m}^2$ (比率が17.8倍以上), スジメが $0-17.0\text{g}/\text{m}^2$ (10.0倍以上), ホソメコンブが $1.7-1027.5\text{g}/\text{m}^2$ (604.4倍)でホソメコンブの増大した比率は最も著しかった。そこでホソメコンブにおいて, 1993-1996年の間で, 2つの年の間での現存量の検定をすべての組み合わせで行ったところ(Mann-Whitney U-test),

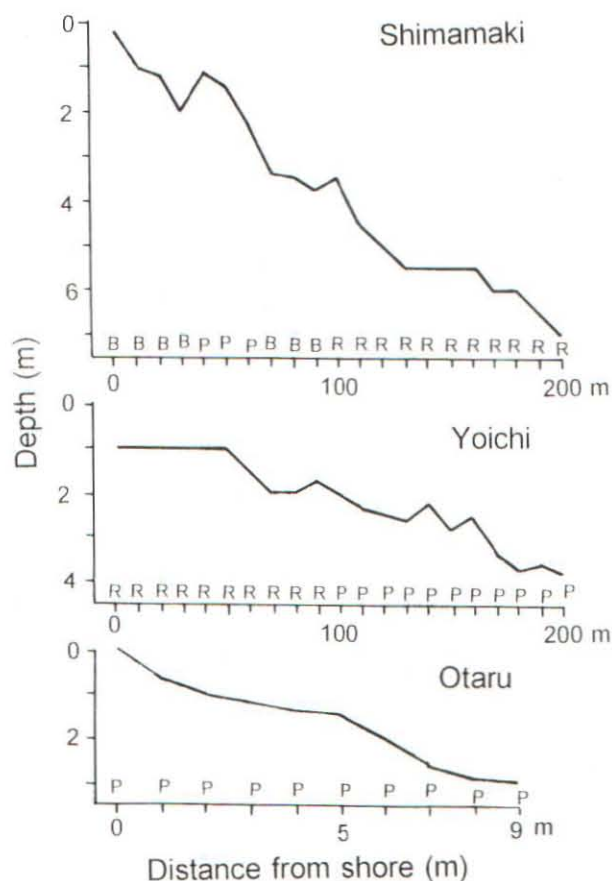


Fig. 2 Topography of the survey areas. Roman letters on the X-axis indicates the sea bed quality at each sampling point. Sea bed quality was defined by the longest diameter of the sediment: 6-25 cm, boulder (B); 25-100 cm, rock (R); 100-, bed rock (P).

1993-1995年ではそれぞれ有意差が見られず ($P_s > 0.05$), これらの年と1996年の間ではすべて有意差があった ($P_s < 0.001$). しかも1996年はホソメコンブは現存量が調査期間中の最大値を示し, この年の大型1年生海藻に占める割合が76.9%で支配的であった。余市では (Table 6) ワカメとホソメコンブが出現し, 調査期間における現存量の変化はワカメが $18.0-110.0\text{g}/\text{m}^2$ (最大/最小の比率が6.1倍), ホソメコンブが $223.1-700.1\text{g}/\text{m}^2$ (比率が3.1倍) で, ワカメの方が変動の率に富んでおり, 島牧とは異なった。小樽では (Table 7) ワカメとホソメコンブが出現し, ワカメの現存量は $0-122.0\text{g}/\text{m}^2$ (最大/最小の比率が4.0倍以上), ホソメコンブが $0-3808.5\text{g}/\text{m}^2$ (比率が162.8倍以上) で, ホソメコンブの経年変化の方が大きかった。より変動に富むホソメコンブにおいて, 1992-1996年の間で2つの年の間での現存量をすべての組み合わせで比較したところ (Mann-Whitney U-test), 1993-1995年ではそれぞれ有意差が見られず ($P_s > 0.05$), これらの年と1996年の間ではすべて高い水準の有意差があった ($P_s < 0.001$)。また1996年はホソメコンブの現存量が

$3808.5\text{g}/\text{m}^2$ で期間中の最大値を示し, 大型1年生海藻の現存量の99.2%で, ほとんどを占めた。

小樽市におけるホソメコンブの葉体の形質等の経年変化を検討するため1993年と1996年の測定値を比較した (Table 8)。1996年はホソメコンブが激増した豊漁年と解釈できるのに対し, 1992-1995年はコンブの現存量が一定して低水準で推移しているので, 通常年と考えることができる (Table 7)。後者の期間のうち1993年だけは30本を測定することができたので, この年を通常年 (1992-1995年) の代表として豊漁年 (1996年) と比較した (Table 8)。葉長, 葉幅, 葉重の平均は豊漁年が平常年を有意に上回っており (t検定), ホソメコンブの豊漁年は1本当たりの藻体が大型化していた。また豊漁年は単位面積の生育密度が1.7倍, 現存量が3.6倍に増大した。ホソメコンブが生育していた最深部は1993年には極浅所である0.3mであったが1996年には1.5mと5倍に拡大していた。

Table 1. Algal species and life forms which colonized the rocky subtidal zone (0-6m) (see Fig. 2) at Shimamaki, Yoichi, Otaru. Definitions of life forms follow Taniguchi (1991). Species are divided by longevities and body size of algae.

I. Annuals	S	Y	O*	II. Perennials	S	Y	O*
1. Large				1. Large			
<i>Desmarestia ligulata</i>	○		○	<i>Cystoseira hakodatensis</i>		○	○
<i>Undaria pinnatifida</i>	○	○	○	<i>Sargassum confusum</i>	○	○	○
<i>Costaria costata</i>	○		○	<i>S. horneri</i>	○		
<i>Laminaria religiosa</i>	○	○	○	<i>S. miyabei</i>	○		
2. Small				2. Small			
<i>Monostroma angicava</i>			○	<i>Dictyopteris divarica</i>	○	○	○
<i>Enteromorpha intestinalis</i>			○	<i>Dictyota dichotoma</i>	○	○	○
<i>Ulva pertusa</i>	○	○	○	<i>Gelidium elegans</i>	○	○	○
<i>Cladophora stimpsonii</i>	○	○		<i>G. vagum</i>		○	○
<i>Colpomenia sinuosa</i>	○	○	○	<i>Pterocladia cretacea</i>		○	○
<i>Petalonia fascia</i>			○	<i>Bossiella cretacea</i>			○
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	○		○	<i>Corallina pilulifera</i>			○
<i>Punctaria latifolia</i>	○	○	○	<i>Neodilsea yendoana</i>		○	○
<i>Porphyra yezoensis</i>			○	<i>Grateloupia okamurae</i>			○
<i>Hyalosiphonia caespitosa</i>	○	○		<i>Mazzaella pulcherum</i>		○	○
<i>Rhodomenia palmata</i>	○	○	○	<i>Chondrus elatus</i>		○	○
<i>Chrysomenia wrightii</i>	○	○	○	<i>C. ocellatus</i>		○	○
<i>Ceramium japonicum</i>		○	○	<i>Ahnfeltiopsis flabelliformis</i>		○	
<i>C. kondoi</i>	○	○		<i>Champia parvula</i>			○
<i>Heterosiphonia japonica</i>	○	○	○	<i>Lomentaria catenata</i>			○
<i>Delesseria serrulata</i>	○		○	<i>L. hakodatensis</i>			○
<i>Polysiphonia morrowii</i>	○		○	<i>Acrosorium yendoi</i>	○	○	
				<i>Laurencia intermedia</i>			○
				<i>L. nipponica</i>		○	○
				<i>L. okamurae</i>			○
				<i>L. saitoi</i>	○	○	○
				<i>Neorhodomela aculeata</i>	○		○
				<i>Symphocladia latiuscula</i>	○	○	○

*S, Shimamaki; Y, Yoichi; O, Otaru

Table 2. Structure of the algal community at Shimamaki and its interannual variation. Definitions of life forms follow Taniguchi¹⁵⁾ Data is divided by longevities and body sizes of algae. Percentage occurrences are given in parentheses. Percentages were calculated as 100 X number of species or biomass on each life form / total.

Date	Number of species					Mean biomass with SEM (g/m ²)				
	I. Annuals		II. Perennials		Total	I. Annuals		II. Perennials		Total
	1. Lage	2. Small	1. Lage	2. Small		1. Lage	2. Small	1. Lage	2. Small	
1993 June 21	3(15.8)	10(52.6)	2(10.5)	4(21.1)	19	30.8(7.5) ±21.18	164.4(40.2) ±71.35	114.4(28.0) ±104.65	99.2(24.3) ±51.52	408.8 ±104.65
1994 June 24	1(8.3)	3(25.0)	2(16.7)	6(50.5)	12	6.6(2.2) ±5.66	37.6(12.7) ±19.38	40.4(13.6) ±20.11	212.0(71.5) ±143.13	296.6 ±166.77
1995 July 25	4(33.3)	2(16.7)	1(8.3)	5(41.7)	12	12.1(8.0) ±7.20	83.8(55.3) ±42.15	48.8(32.2) ±22.96	14.6(9.6) ±6.56	151.6 ±49.07
1996 June 29	4(22.2)	8(44.4)	2(11.1)	4(22.2)	18	1335.3(73.1) ±475.64	270.6(14.8) ±41.62	93.0(5.1) ±58.99	128.0(7.0) ±41.62	1826.9 ±444.07

Table 3. Structure of the algal community at Yoichi and its interannual variation. Definitions of life forms follow Taniguchi¹⁵⁾ Data is divided by longevities and body sizes of algae. Percentage occurrences are given in parentheses. Percentages were calculated as 100 X number of species or biomass on each life form / total.

Date	Number of species					Mean biomass with SEM (g/m ²)				
	I. Annuals		II. Perennials		Total	I. Annuals		II. Perennials		Total
	1. Lage	2. Small	1. Lage	2. Small		1. Lage	2. Small	1. Lage	2. Small	
1993 June 22	2(9.5)	6(28.6)	2(9.5)	11(52.4)	21	398.4(63.5) ±214.19	168.0(26.8) ±82.62	10.0(1.6) ±6.52	51.2(8.2) ±25.49	627.6 ±220.38
1994 June 25	2(20.0)	3(30.0)	0(-)	5(50.0)	10	810.1(94.1) ±359.89	8.0(0.9) ±6.72	0(-) ±0.00	42.4(4.9) ±29.17	860.5 ±428.68
1995 July 23	2(25.0)	2(25.0)	1(12.5)	3(37.5)	8	265.5(81.8) ±128.87	0.6(0.2) ±0.24	49.4(15.2) ±58.99	8.9(2.7) ±4.31	324.4 ±125.46
1996 May 26	2(13.3)	5(33.3)	1(6.7)	7(46.7)	15	701.0(66.2) ±372.38	22.7(2.1) ±13.17	234.8(22.2) ±221.55	101.0(9.5) ±49.34	1059.5 ±469.21

Table 4. Structure of the algal community at Otaru and its interannual variation. Definitions of life forms follow Taniguchi¹⁵⁾ Data is divided by longevities and body sizes of algae. Percentage occurrences are given in parentheses. Percentages were calculated as 100 X number of species or biomass on each life form / total.

Date	Number of species					Mean biomass with SEM (g/m ²)				
	I. Annuals		II. Perennials		Total	I. Annuals		II. Perennials		Total
	1. Lage	2. Small	1. Lage	2. Small		1. Lage	2. Small	1. Lage	2. Small	
1992 July 9	2(30.3)	1(16.7)	1(16.7)	2(33.3)	6	203.1(97.8) ±132.17	1.5(0.7) ±1.12	0(-) ±0.00	3.0(1.4) ±1.61	207.6 ±126.73
1993 July 5	2(25.0)	3(37.5)	0(-)	3(37.5)	8	156.5(96.8) ±133.90	0.3(0.2) ±0.19	4.6(2.8) ±4.32	0.3(0.2) ±0.14	161.7 ±136.45
1994 July 7	2(50.0)	1(25.0)	0(-)	1(25.0)	4	102.6(98.7) ±97.36	0(-) ±0.00	0(-) ±0.00	1.4(1.3) ±0.99	104.0 ±97.12
1995 July 10	0(-)	0(-)	0(-)	0(-)	0	0(-) ±0.00	0(-) ±0.00	0(-) ±0.00	0(-) ±0.00	0 ±0.00
1996 July 22	2(100.0)	0(-)	0(-)	0(-)	2	3838.9(100.0) ±1307.71	0(-) ±0.00	0(-) ±0.00	0(-) ±0.00	3838.9 ±1307.71

Table 5. Large, annual algae colony structure and mean biomass with SEM(g/m²) of each species at Shimamaki, and its interannual variation. Percentage occurrences are given in parentheses. Percentages were calculated as 100 X biomass / total.

	<i>Desmarestia ligukata</i>	<i>Undaria pinnatifida</i>	<i>Costaria costata</i>	<i>Laminaria religiosa</i>	Total
1993 June 21	12.4(40.3) ±11.33	0 (-) ±0.00	0.8(2.6) ±0.03	17.6(57.1) ±17.23	30.8 ±21.17
1994 June 24	0 (-) ±0.00	0 (-) ±0.00	0 (-) ±0.00	6.6(100.0) ±6.44	6.6 ±6.44
1995 July 25	6.0(49.6) ±5.87	2.7(22.3) ±2.68	1.7(14.0) ±1.67	1.7(14.0) ±1.66	12.1 ±20.44
1996 June 29	242.8(18.2) ±84.33	48.0(3.6) ±45.68	17.0(1.3) ±16.64	1027.5(76.9) ±465.14	1335.3 ±440.24

Table 6. Large, annual algae colony structure and mean biomass with SEM(g/m²) of each species at Yoichi, and its interannual variation. Percentage occurrences are given in parentheses. Percentages were calculated as 100 X biomass / total.

	<i>Desmarestia ligukata</i>	<i>Undaria pinnatifida</i>	<i>Costaria costata</i>	<i>Laminaria religiosa</i>	Total
1993 June 22	0 (-) ±0.00	38.4(9.6) ±28.34	0 (-) ±0.00	360.0(90.4) ±213.67	398.4 ±214.19
1994 June 25	0 (-) ±0.00	110.0(13.6) ±65.44	0 (-) ±0.00	700.0(86.4) ±327.21	810.1 ±359.89
1995 July 23	0 (-) ±0.00	42.4(16.0) ±29.88	0 (-) ±0.00	223.1(84.0) ±108.14	265.5 ±134.01
1996 May 26	0 (-) ±0.00	18.0(2.6) ±17.55	0 (-) ±0.00	683.0(97.4) ±362.02	701.0 ±372.38

Table 7. Large, annual algae colony structure and mean biomass with SEM(g/m²) of each species at Otaru, and its interannual variation. Percentage occurrences are given in parentheses. Percentages were calculated as 100 X biomass / total.

	<i>Desmarestia ligukata</i>	<i>Undaria pinnatifida</i>	<i>Costaria costata</i>	<i>Laminaria religiosa</i>	Total
1992 July 9	0 (-) ±0.00	122.0(60.1) ±105.40	0 (-) ±0.00	81.1(39.9) ±64.16	203.1 ±132.17
1993 July 5	0 (-) ±0.00	52.5(33.5) ±35.16	0 (-) ±0.00	104.0(66.5) ±98.74	156.5 ±133.90
1994 July 7	0 (-) ±0.00	79.2(77.2) ±75.14	0 (-) ±0.00	23.4(22.8) ±22.22	102.6 ±97.36
1995 July 10	0 (-) ±0.00	0 (-) ±0.00	0 (-) ±0.00	0 (-) ±0.00	0 ±0.00
1996 July 22	0 (-) ±0.00	30.4(0.8) ±28.90	0 (-) ±0.00	3808.5(99.2) ±1278.81	3838.9 ±1307.71

考察

島牧と小樽において海藻現存量の増大は共に大型1年生海藻, とりわけホソメコンブによってもたらされていることが明らかになった(Table 2, 4)。また後志沿岸において西側(島牧)と東側(小樽)の藻場の現存量の年変動

は同様に推移していた(Table 2, 4)。これは2調査地区が共に外洋に面しており海況の影響が直接的であるため, 日本海南西部において広範囲に影響を及ぼしている海況の変動に対して, 2地区の藻場変動が同時的に同様な反応を示したものと考えられる。一方, 河口部では河川が海況の影響より強いと予想されるので, 外洋に面した藻

Table 8. Comparisons of characteristics of *Laminaria religiosa* at Otaru, between 1993 (typical of ordinary years) and 1996 (year of high biomass). Measured samples of *L. religiosa* were collected in depth 0 m. Blade length, width, and wet weight were tested using T test ($n=30$).

Date	Mean length ±SD (mm)	Mean width ±SD (g)	Mean weight ±SD (g)	Density (inds/m ²)	Biomass (g/m ²)	Maximum depth of <i>L. religiosa</i> (m)
1993 July 5	52.9±13.91	6.8±2.00	28.1±15.81	116.0	3259.6	0.3
1996 July 22	69.9±28.72 P<0.05	8.7±2.14 P<0.01	61.6±27.77 P<0.001	192.0	11827.2	1.5

場とは異った年変動を示したのであろう。藻場の年変動は、その現存量の高低を左右するホソメコンブの藻体自体が大型化し、群落が濃密になり、しかも群落が拡大した結果と考えられる (Table 8)。

これらのことから、今後は小樽市か島牧村の1カ所において主にホソメコンブに注目して継続的な調査を行えば後志の海藻群落の年変動を把握できるものと考えられる。併せて藻場の物理、化学、生物環境を調査することによって、磯焼けの発生原因が海況変動であるとの仮説を検証することが出来る。さらには、どの環境要因が藻場の変動に大きく影響しているか検討できるので、将来的には磯焼けの発生機構解明や予測技術の確立も可能になると見込まれる。

要約

北海道後志沿岸の積丹半島西側に位置する島牧村と東側の小樽市、梅川の河口域にある余市町にて海藻群落構造の年変動を1992年から1996年にかけて調査した。

1. 島牧村と小樽市では出現する海藻の種類数と全体の現存量で同様な経年変動が観察され、全体の現存量は1992年から1995年にかけて低レベルで推移したが、1996年に増大した。種類数は経年変化が見られなかった。余市町は全調査年にかけて種類数と全体の現存量が同様に推移し、島牧村、小樽市とは経年変化の状況が異なっていた。
2. 島牧村と小樽市において1996年の全体での現存量の増大は1年生大型海藻の増大によってもたらされ、とりわけホソメコンブの増加が大きく影響していた。
3. 小樽市において海藻全体の現存量が増大した1996年は低位に推移した1992-1995年と比べてホソメコンブの葉長、葉幅、葉湿重量、群落の中心である極浅所の密度と現存量、生育が見られた最大の水深で増大が見られた。
4. 小樽市におけるホソメコンブと周囲の環境を並行して調査することによって、後志の藻場経年変動の原因

が検討できる。

謝辞

本研究の設定に対して貴重な助言を頂いた北海道区水産研究所資源増殖部の大池数臣部長、町口祐二主任研究官、投稿用原稿を査読していただいた北海道区水産研究所の飯泉仁室長、英文を校閲していただいた千葉大学のC. P. Norman 博士、現場の潜水調査に協力して下さった西島牧・余市郡・小樽市漁業協同組合、北海道後志南部、北部地区水産技術普及指導所、中央水産試験場海洋部・資源増殖部の皆様・貴重な文献類を恵みいただいた北海道原子力環境センターの赤池章一氏には深謝する。同センターの吾妻行雄氏にはほとんどの潜水調査に同行してもらい、特別に謝意を表したい。また本研究の一部は水産庁委託による平成4-6年度特別研究、磯焼けの発生機構の解明と予測技術の開発および平成7-8年度忍路湾水域環境・生態系調査によって行われた。

文献

- 1) Ayling A. M.: The role of biological disturbance in temperate subtidal encrusting communities. *Ecology*, 62, 830-847 (1981).
- 2) 吾妻行雄, 松山恵二, 中多章文: 北海道忍路湾におけるキタムラサキウニの摂餌活動の季節変化. *日本誌*, 62, 592-597 (1996).
- 3) 谷口和也: 海中林造成の基礎と実践. *藻類*, 44, 103-108 (1996).
- 4) 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*, 35, 135-138 (1975).
- 5) Maegawa, M.: Ecological studies of *Eisenia bicyclis* (Kjellm) Stechell and *Ecklonia cava* Kjellman. *Bull. Fac. Bioresources, Mie Univ.* 2, 73-145 (1991).
- 6) 谷口和也, 佐藤美智男, 大和田淳: 常磐沿岸におけるアラメ群落の変動特性. *東北水研研報*, 48, 49-57

- (1986).
- 7) 谷口和也, 佐藤陽一, 長田稔, 末永浩章: 牡鹿半島沿岸におけるアラメ群落の構造. 東北水研研報. 49, 103-109 (1987).
 - 8) 谷口和也: 牡鹿半島沿岸におけるアラメ群落の更新過程. 東北水研研報. 52, 9-12 (1990).
 - 9) 谷口和也, 鬼頭均: アラメ群落における年級群組成の変動. 日水誌. 54, 1583-1588 (1988).
 - 10) 吾妻行雄: 北海道津軽海峡沿岸におけるキタムラサキウニ個体群の変動とその要因. 水産増殖. 42, 207-213 (1994).
 - 11) 河野時廣: 北海道日本海沿岸における海洋環境と磯焼けの関係. 北水研ニュース. 50, 5-7 (1996).
 - 12) 大谷清隆, 大西光代: 北海道南西部沿岸のこんぶ生産量の春ニシン漁獲量と沿岸水温による重回帰分析. 海の研究. 4, 175-185 (1995).
 - 13) 阿部英治, 名畑進一, 垣内政宏: ホソメコンブの群落形成が阻害される原因についての一考察. 北水試研報. 35, 37-60 (1990).
 - 14) 今野敏徳: 海藻群落の構造と遷移. 水産土木. 15, 49-52 (1978).
 - 15) 谷口和也: 牡鹿半島沿岸の漸深帯における海底面剥離後の海藻の再入植. 東北水研研報. 53, 1-5 (1991).
 - 16) Saito Y. and Atobe S.: Phytosociological study of the intertidal marine algae. I. Usujiri Benten-jima Hokkaido. *Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ.* 21, 37-69 (1970).
 - 17) 谷口和也: 牡鹿半島沿岸における漸深帯海藻群落の一次遷移. 日水誌. 62, 765-771 (1996).
 - 18) 吉田忠生, 吉永一男, 中嶋泰: 日本産海藻目録(1995年改訂版). 藻類. 43, 115-171 (1995).

アワビ人工種苗放流におけるヒトデ類の駆除試験

干川 裕^{*1}, 田嶋健一郎^{*2}, 藤沢千秋^{*3}

Field experiment on traps for starfish on a rocky shore to protect released abalone spats from predation.

Hiroshi HOSHIKAWA ^{*1}, Ken-ichiro TAJIMA ^{*2}, and Chiaki FUJISAWA ^{*3}

A field experiment on traps for starfish was conducted on a rocky shore in southern Hokkaido. Divers collected all the macrobenthos including starfish, in a 10m × 10m quadrat set at a depth of 4m. After that traps were set on each side and inside of the square and left for 8 days. The species and number of individuals collected in the traps were then examined and divers collected all the macrobenthos in the quadrat and examined the density of starfish around the quadrat. Five days after this, the density of starfish was examined to compare the rate of increase in the number of starfish with and without traps.

A total of 6 species of starfish were collected from around the quadrat with *Asterina pectinifera* being dominant among them.

The initial density of starfish in the quadrat was 0.38/m². The value was 0.2/m² after 8 days, and 0.19/m² after the subsequent 5 days. The density of starfish around the quadrat was higher than that of those in the quadrat after the trap experiment.

These results show that traps are effective to protect areas from invasion by starfish for a limited time period.

キーワード：エゾアワビ、種苗放流、ヒトデ駆除、イトマキヒトデ

はじめに

アワビ類の種苗は放流直後には昼間にもかかわらず表出したり、移動を続けるなどの異常な行動をとることが知られており¹⁻³⁾、この期間に捕食による減耗が大きい^{4, 5)}。

放流直後の減耗を防ぐため主に2つの方法がとられている。第一の方法は、放流場所の捕食動物を調べて、影響の大きい種の個体数を減らしたり、あるいは捕食者の活動が低下する時期に放流することによって、放流種苗が捕食動物と遭遇する機会を少なくすることである。青森県ではヒトデ類を駆除した場所に放流したアワビの死亡が減少したことが報告されており⁶⁾、秋田県では、カニ類の活動が低下する季節に小径の礫場に放流することで稚貝の生残を高めている⁷⁾。北海道沿岸でも冬季にカニ類の活動が低下することが報告されている⁸⁾が、本州に比べてアワビの行動を低下させるほど低温であるために、アワビの放流時期としては適していない。

第二の方法は捕食されにくい種苗を放流することである。放流貝を大型にすることによってカニ類の捕食を避けたり⁹⁾、放流前に放流場所に類似した環境で試験的に馴致させることによって逃避行動を促進させること¹⁰⁾が挙げられる。しかし、ヒトデ類ではかなり大型のアワビ稚貝をも捕食することが室内試験⁹⁾で知られているので、ヒトデ類の多い海域にアワビ稚貝を放流する際にはヒトデ類を効率的に駆除することが必要である。

そこで、北海道南部の上磯町当別で、放流直後のアワビ稚貝の減耗防止を目的として潜水とかごによるヒトデ類駆除試験を実施し、若干の知見を得たのでここに報告する。

報文番号 A268 (1997年1月28日受理)

^{*1}北海道立栽培漁業総合センター (Hokkaido Institute of Mariculture, Shikabe, Hokkaido 041-14, Japan)

^{*2}北海道立中央水産試験場 (Hokkaido Central Fisheries Experimental Station, Yoichi, Hokkaido 046, Japan)

^{*3}室蘭地区水産技術普及指導所 (Muroran Fisheries Extension Office, Hunami, Muroran, Hokkaido 051, Japan)

材料及び方法

北海道南部の津軽海峡に面した上磯町当別沿岸では、海岸線に沿って沖出し50~200mの平磯が発達している(図1)。これらの平磯は大潮の干潮時にはほとんどが干出するが、その縁は急な傾斜で水深3~5mになり、岩盤を主とする海底に続いている。平磯の縁辺部にはマコンブ *Laminaria japonica* ARESCHOUG が成育し、エゾアワビ *Haliotis discus hannai* INO やエゾバフンウニ *Strongylocentrotus intermedius* (A. AGASSIZ) が生息しているが、斜面の下部やその沖側には海藻はほとんど繁茂せず、エゾバフンウニ、キタムラサキウニ *Strongylocentrotus nudus* (A. AGASSIZ), イトマキヒトデ *Asterina pectinifera* MÜLLER et TROSCHEL, エゾヒトデ *Aphelasterias japonica* (BELL), ヒメエゾボラ *Neputunea orthritica* (BERNARDI), ヨツハモガニ *Puggetia quadridens* (DE HAAN) などが分布している。

試験場所は大当別橋の南西側に位置する平磯の縁辺から沖側約100m、水深は4mで、そこに1992年9月29日にSCUBA潜水により、10m四方の試験区をロープで囲んで設定した(図2)。試験区の底質は岩盤で、中央部沖側に浅い窪みがあり、海藻はまったく生育していなかった。

一般にアワビの種苗を放流する場所は、餌料となる海藻が繁茂し、稚貝の隠れ場となる礫や転石が多い所が望ましい。しかし、今回の試験はヒトデ類の駆除後の侵入状況を把握することを目的としたため、表層から発見しやすい岩盤の場所を試験区とした。

試験区を設定した後、その中のヒトデ類、ヨツハモガニ、ヒメエゾボラ、エゾバフンウニ等の大型底棲動物を採集した。採集した動物のうち、ヒトデ類の腕長、ウニ類の殻径、およびヨツハモガニの甲幅をノギスで0.1mmの精度で測定した。また、それぞれの体重を電子天秤で0.1gの精度で測定した。

底棲動物を採集した後、平均殻長30mmのエゾアワビ人工種苗1,000個体を付着器(塩化ビニール製の管を縦割りしたもの、長さ40cm、幅約20cm)に付けて試験区内にSCUBA潜水で放流した。

これと並行して、試験区の周囲に延縄式に連結したかご(現地のツブ類捕獲用)を、1辺に6かごになるように配置した。かご間の距離は約1.5m、設置した場所は試験区の端から約10mの位置であった。試験区内には1かご毎に小型の浮きを付け、立ちきりにしたかごを5個、別個に配置した。波浪により調査ができなかった9月30日と10月4、6日を除いて10月7日まで、計5回、これらのかごを引き上げて捕獲した動物を種類別に計数するとともに、ヒトデ類の腕長を測定した。

延縄式のかご(縦47.5cm、横37.5cm、高さ16.5cm;市販のプラスチック製の内側底面には錘として2kgの鉄筋を2個取り付けてある。上面は開放されており、目合い4cmの網を被せて中央部に動物が侵入できる隙間がある。餌はゴムバンドでかごの内側底面にとめるようになっている(図3)。

試験区内に設置した立ちきりかごは直径42cm、高さ17cmの半球状をしており、鉄筋の骨組みの外側に目合い2.5cmの網を被せたものである(図3)。平面を下側

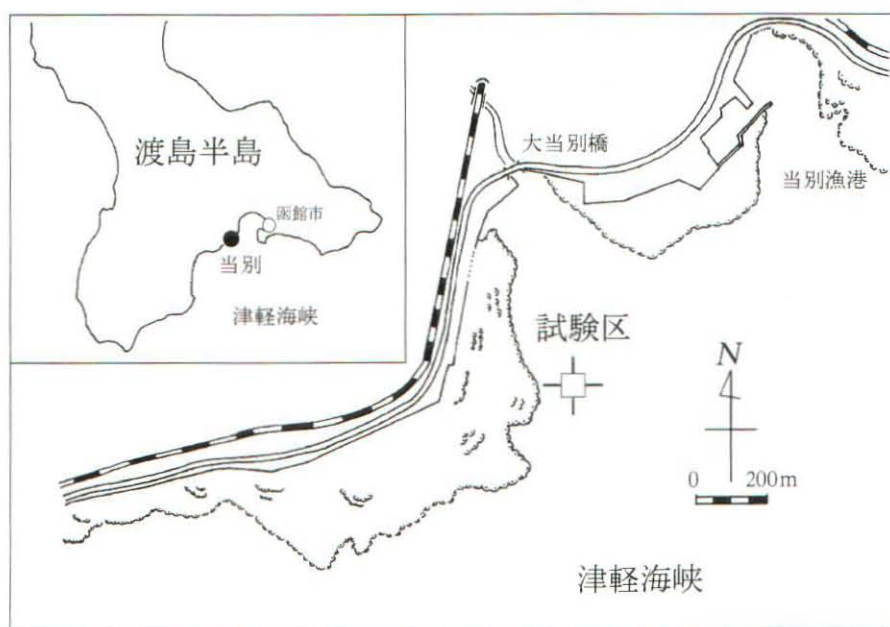


図1 上磯町当別におけるヒトデ駆除試験実施場所

にし上部に円形の入口があり、その部位にプラスチック板でできた返しが付いていて、入った動物が脱出できないようになっている。底面と入口の中間に吊り下げられた網袋に餌を入れた。

本試験で使用した餌はカレイ刺網漁業で混獲されたノコギリザメ *Pristiophorus japonicus* GÜNTHER とホシザメ *Mustelus manazo* BLEEKER の肉片であった。

10月7日にかご類を撤去し、試験区内、試験区外の海岸線に沿った両方向（南北）と沖陸方向に図2に示したように、それぞれ1m幅の調査線を配し、SCUBA潜水により長さ10m区間ごとに50mまでヒトデ類と放流したアワビ稚貝を計数した。

かご類を撤去してから5日後（10月12日）に、試験区内への侵入状況を調べるため、再び試験区内及び、上述の4調査線で30mまでヒトデ類とアワビ稚貝、及び大型底棲動物の分布を前述の方法で計数した。試験区内及び周囲で発見したヒトデ類は、全て採集し、腕長を測定した。

結 果

1. 試験区内の底棲動物相

9月29日に試験区内で潜水により捕獲した動物は、個体数ではヨツハモガニが最も多く、次いでエゾバフンウニ、イトマキヒトデであり、重量ではエゾバフンウニ、イトマキヒトデ、キタムラサキウニの順であった（表1）。エゾアワビはまったく発見できなかった。10月7日の潜水による試験区内の捕獲数は放流したエゾアワビ（計数のみ）が130個体で最も多く（残留率13%）、次いでイトマキヒトデ、ヨツハモガニ、エゾバフンウニであり、重量ではイトマキヒトデ、エゾバフンウニ、ヒメエゾボラの順であった。かご類を撤去してから5日後の10月12日では、捕獲数は放流したエゾアワビ（計数のみ）が最も多く119個体（残留率11.9%）で、次いでエゾバフンウニ、イトマキヒトデ、ヨツハモガニであり、重量ではエゾバフンウニ、イトマキヒトデ、エゾヒトデの順であった。なお、放流時に使用した付着器は試験区およびその周囲では見つけれなかった。

試験区内で捕獲されたヒトデ類の中で占めるイトマキヒトデの割合は、9月29日が80.8%、10月7日が84.2%、10月12日が63.1%であった。ヒトデ類の侵入率は9月29日から10月7日までが 0.025 個体/ m^2 /日、同日から10月12日までが 0.038 個体/ m^2 /日であり、駆除を止めた期間の方が高かった。

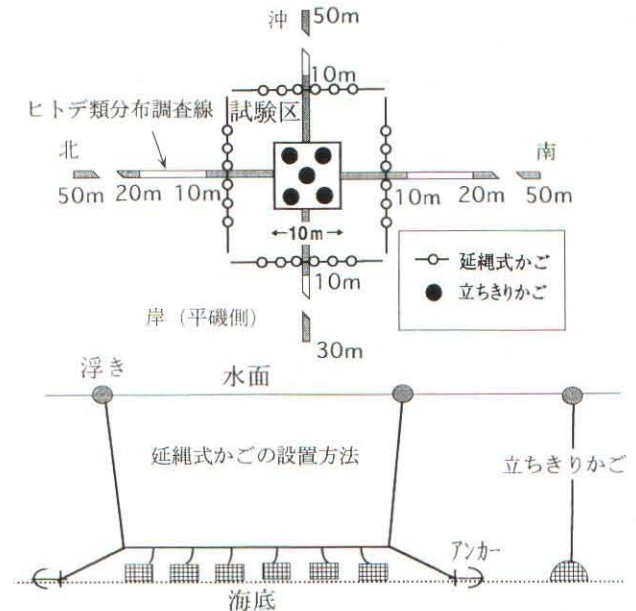


図2 試験区および周囲の捕獲かごの配置概略図

試験区の四方を沖、岸、海岸に平行に南、北と表す。調査線の起点は試験区の端である。

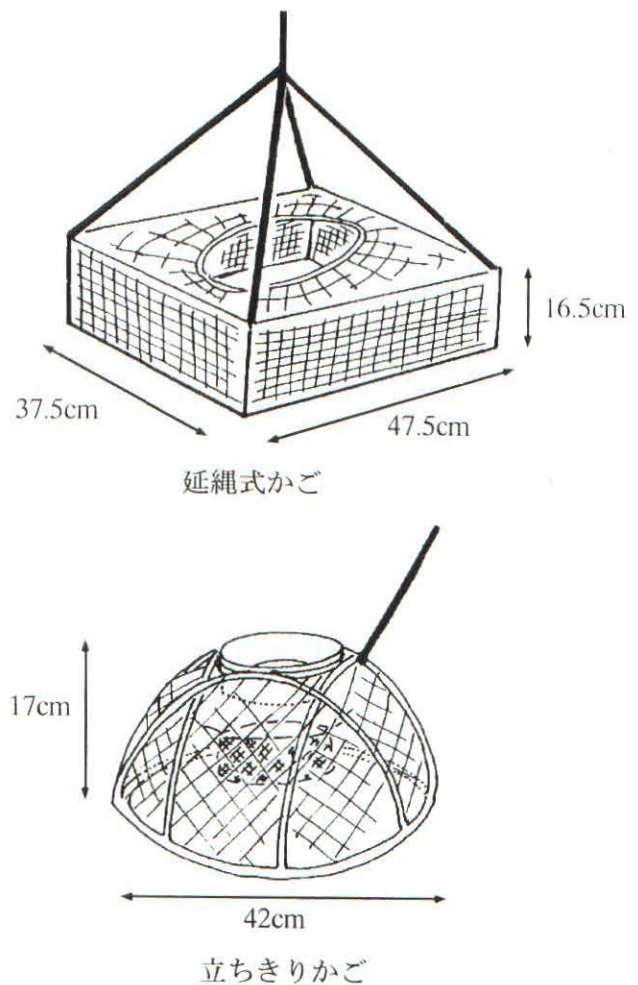


図3 ヒトデ駆除試験で使したかごの模式図

表1 試験区内で潜水により計数あるいは捕獲した大型底棲動物

日付	1992年9月29日		1992年10月7日		1992年10月12日	
種名	個体数	総重量(g)	個体数	総重量(g)	個体数	総重量(g)
イトマキヒトデ	38	1047	16	457.5	12	372.7
エゾヒトデ	4	94	1	34.5	5	152.4
ユルヒトデ	1	16	0	0	0	0
ヒトデ	3	143	0	0	0	0
ヒトデsp.	1	2	3	6.7	2	6.4
エゾバフンウニ	48	3259	6	348.6	22	1319
キタムラサキウニ	5	298	1	26.7	5	139.7
ヒメエゾボラ	4	190	3	236.9	0	0
他巻貝類	0	0	3	50.5	4	70.7
ヨツハモガニ	62	150	7	22.9	7	26.7
他カニ類	0	0	0	0	2	6.1
ヤドカリ類	0	0	0	0	1	1.3
エゾアワビ放流貝	0	0	130	—	119	—
エゾアワビ天然貝	0	0	0	—	1	—

2. かごにより捕獲した動物相の変化

かごによって捕獲した動物は、カニ・ヤドカリ類と巻貝類が多く、次いでヒトデ類であり、この他に少数のウニ類と魚類などが捕獲された(図4)。カニ・ヤドカリ類のうちヨツハモガニが非常に多く、個体数で80~99.2%を占め、周辺部のかごよりも試験区内のもので捕獲数が多かった(表2)。これは、かごの形状が半球型でカニ類が上りやすかったためと思われる。貝類ではエゾイソニナ *Searlesia fuscobiata* (SMITH) が最も多く、75~81.6%を占め、次いでヒメエゾボラが多かった。ヒトデ類は周辺部で主に捕獲され、イトマキヒトデが優占しており、全体の96.6~100%を占めていた。

捕獲数の経日変化を比較すると、全個体数は10月2日あるいは3日が最も高く、その後減少する傾向が見られた。カニ・ヤドカリ類と巻貝類でこの傾向が強く、ヒトデ類では一定であった。

3. 試験区周辺の放流稚貝とヒトデ類の分布

10月7日と12日に潜水により調べた試験区周辺の放流稚貝とヒトデ類の分布を表3と表4に示した。放流稚貝は、10月7日には沖側で多くの個体が確認された。移動距離は10m以内であった。海岸線に沿った2方向では10~20mの間でそれぞれ1個体が確認された。10月12日にも同様に沖側で確認された個体が多く、20~30mまで移動していた(表3, 4)。

ヒトデ類(イトマキヒトデ, エゾヒトデ, ユルヒトデ *Lysastrosoma anthosticta* FISHER, ヒトデ, タコヒトデ *Plazaster borealis* (UCHIDA), 未同定の6種)は、10月7日には計102個体, 10月12日には76個体が計数あるいは

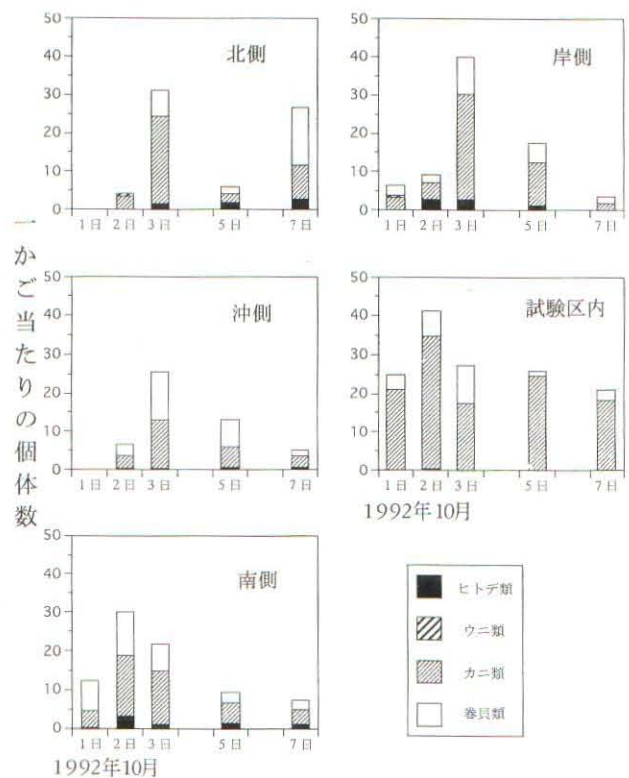


図4 上磯町当別沖でかごにより捕獲された個体数の変化

表2 上磯町当別でかごにより捕獲した動物

試験期間	1992年9月29日~10月7日				
種名/設置場所	北側	沖側	南側	岸側	試験区
イトマキヒトデ	2.71	0.9	1.44	1.41	0.1
ユルヒトデ	0.1	0	0	0	0
他ヒトデ類	0	0	0	0.05	0
エゾバフンウニ	0.14	0	0.04	0	0
キタムラサキウニ	0	0	0	0.05	0
ヨツハモガニ	13.24	8	8.7	8.45	28.05
他カニ類	0	0	0.04	0.05	0.65
ヤドカリ類	3	2	1.15	0.36	6.15
ヒメエゾボラ	0.38	0.65	0.37	0.23	0.95
エゾイソニナ	4.76	7.5	6.41	4.41	4.8
他巻貝類	0.86	1.15	1.07	0.91	0.4
魚類	0.05	0.05	0	0	0

注: 数字は一かご当たりの捕獲数を示す。

捕獲された。これらのうち、イトマキヒトデの割合は10月7日には85.3%, 10月12日には84.1%であった。試験区周辺でのヒトデ類の分布は、一部を除いて試験区周辺で低くなる傾向が見られた(図5, 6)。

4. イトマキヒトデの腕長組成

各調査時に採集されたイトマキヒトデの平均腕長と標準偏差は43.6mm ± 5.3であった。潜水採集とかご採集

表3 1992年10月7日の潜水調査によるエゾアワビとヒトデ類の分布

調査場所	試験区からの距離(m)	エゾアワビ		ヒトデ類				合計
		放流	天然	イトマキヒトデ	エゾヒトデ	ユルヒトデ	ヒトデ sp.	
北側	0-10	4	0	3	0	0	0	3
	10-20	1	0	4	2	0	0	6
	20-30	0	0	14	2	0	0	16
	30-40	0	0	7	0	1	0	8
	40-50	—	—	—	—	—	—	—
計		5	0	28	4	1	0	33
沖側	0-10	26	1	3	0	0	0	3
	10-20	0	0	7	0	0	0	7
	20-30	0	0	8	0	0	0	8
	30-40	0	0	15	0	0	2	17
	40-50	0	1	5	0	3	2	10
計		26	2	38	0	3	4	45
南側	0-10	0	0	8	2	0	0	10
	10-20	1	0	9	1	0	0	10
	20-30	0	0	2	0	0	0	2
	30-40	0	0	2	0	0	0	2
	40-50	0	0	4	0	0	0	4
計		1	0	25	3	0	0	28
試験区		130	0	16	1	0	3	20

表4 1992年10月12日の潜水調査によるエゾアワビとヒトデ類の分布

調査場所	試験区からの距離(m)	エゾアワビ		ヒトデ類						合計
		放流	天然	イトマキヒトデ	エゾヒトデ	ユルヒトデ	ヒトデ	タコヒトデ	ヒトデ sp.	
北側	0-10	0	0	3	1	0	0	0	0	4
	10-20	0	0	10	1	1	0	0	0	12
	20-30	0	0	7	2	0	1	0	0	9
計		0	0	20	4	1	1	0	0	26
沖側	0-10	5	0	1	0	0	0	0	0	1
	10-20	6	0	6	0	0	0	0	0	7
	20-30	2	0	12	0	0	1	1	0	14
計		13	0	19	0	0	0	1	0	22
南側	0-10	1	0	1	0	0	0	0	0	1
	10-20	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	20-30	1	0	1	0	0	0	0	0	1
計		3	0	2	0	0	0	0	0	2
岸側	0-10	0	0	8	0	0	0	0	0	8
	10-20	1	0	4	2	1	0	0	0	7
	20-30	0	0	18	1	0	0	0	0	19
計		1	0	30	3	1	0	0	0	34
試験区		119	1	12	5	0	0	0	2	19

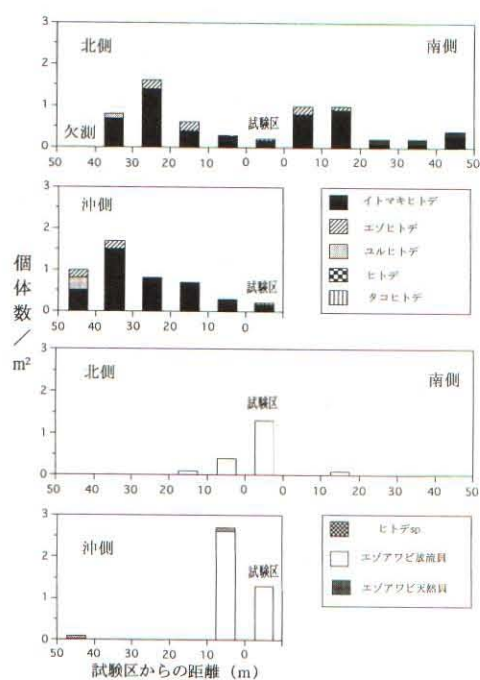


図5 10月7日の潜水調査で確認されたエゾアワビおよびヒトデ類の分布

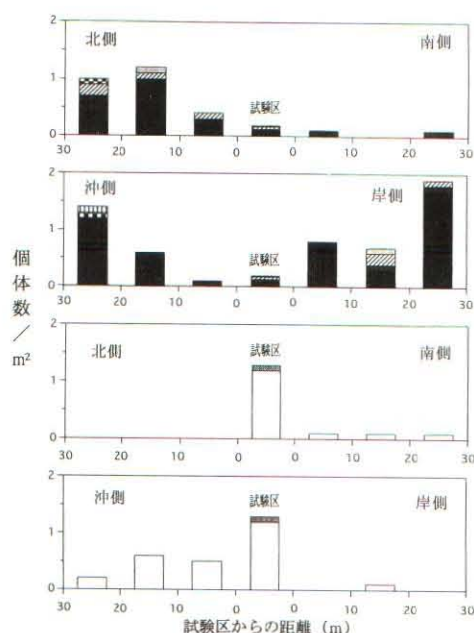


図6 10月12日の潜水調査で確認されたエゾアワビおよびヒトデ類の分布

に分けて腕長組成を比較すると、潜水で採集した群では平均値が42.8mmで、20mm台の小型個体が含まれており、一方かごにより捕獲した群の平均値は44.3mmで大きい傾向にあった(図7, t 検定, $0.05 > P > 0.01$)。捕獲数の少なかった他のヒトデ類の平均腕長と標準偏差は、エゾヒトデが74.7mm $\pm$ 10.6, ユルヒトデが71.7mm $\pm$ 12.7, ヒトデが76.3mm $\pm$ 17.0, ヒトデ sp.が28.0mm $\pm$ 4.6, タコヒトデが164.5mmであった。

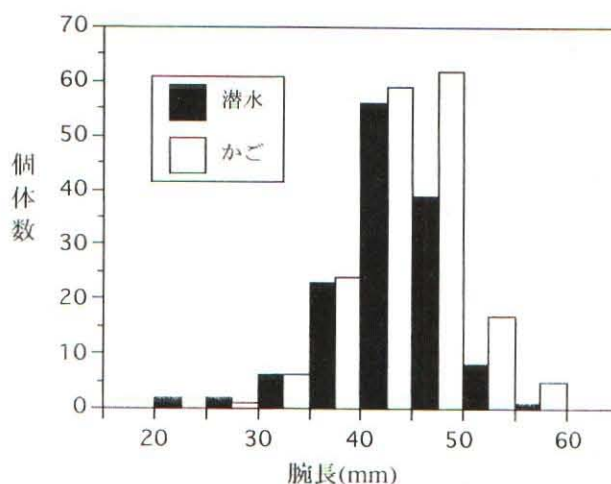


図7 上磯町当別で潜水とかごにより捕獲したイトマキヒトデの腕長組成

考 察

野生のアワビ稚貝がすばやく物陰に隠れるのに対して、人工種苗は表出したまま移動するために、人工種苗の方が捕食による減耗が高いことが室内試験で明らかにされている¹⁰⁾。しかし、数日の馴致により隠れ場所の探索行動が速やかに行われるようになることが報告されているので¹⁰⁾、放流直後の人工種苗が正常な行動を行うまでの期間、捕食者から放流種苗を保護することが必要になる。

捕食者を放流漁場から取り除く作業は、ホタテガイのように漁場が砂底で平滑な場合には桁網など効率的手法が使えるが、海底地形や底質の複雑な岩礁域では駆除用漁具が海底に引っかかるなど困難であることが多い。また、潜水による駆除では狭い面積しか対象とできないことに加え、礫が堆積している場所では表面から発見できる個体は一部に限られ¹¹⁾、効率的に動物を捕獲できない。

今回の試験では、潜水により駆除した試験区に外部からの再侵入を防ぐ手法としてかごの使用を試みた。試験区周辺で捕獲された動物ではヨツハモガニ、エゾイソナ、イトマキヒトデが多く、ヨツハモガニは潜水で駆除した場所でもかごにより大量に捕獲されていることから、潜水による駆除ではほとんど効果がないことが明らかになった(表2)。また、エゾイソナは小型の巻貝であり、アワビ稚貝に及ぼす影響は明らかでない。

山口県のアカガイ放流漁場の報告では、4日間連続してヒトデトラップでヒトデを駆除した場合に、1日目が多く、その後は減少して4日目には全く採れなくなった。しかし、1週間の間隔をおいて同様な試験を行うと多数の個体が捕獲された¹²⁾。今回の試験では、試験開始直後に時化があり、そのためか最初の捕獲数よりもその後の値が高くなる傾向が見られた(図4)。また、8日間の

かご試験では、全く採れなくなることはなかった。これは、周囲から移動してくる個体が多いためと思われる。

ヒトデ類のうちイトマキヒトデはかごにより捕獲できたが、アワビ放流稚貝の減耗に及ぼす影響が大きいと考えられるエゾヒトデ、ユルヒトデ、ヒトデ、タコヒトデ^{9, 13)}はわずかしこ捕獲できなかった(表2)。能取湖では4種のヒトデ類が生息しているが、生息密度の高いヒトデがかごで最も多く捕獲されることが報告されている^{14, 15)}。また、岩手県で行ったかごによる害敵生物駆除試験でも生息量の多いイトマキヒトデが最も多く捕獲された¹⁶⁾。本試験でも、試験区の周囲で潜水により計数あるいは捕獲されたヒトデ類のうち、イトマキヒトデが最も多く、約85%を占めていた。従って、イトマキヒトデ以外のヒトデ類の捕獲数が少ない理由として、これらのヒトデ類の密度が低かったことが挙げられる。

天売島で行われたエゾアワビ人工種苗放流試験では、放流1か月後にはタコヒトデがアワビ放流地点に蟄集したことが報告されている¹⁷⁾。今回の試験のようにかごの餌で捕食者を蟄集させる駆除方法は、逆に捕食者を放流場所周辺に集め放流したアワビ稚貝の減耗を起こすことが危惧される。しかし、今回の結果では試験区内の放流稚貝密度が周囲に比べて高かったにもかかわらず、ヒトデ類の顕著な蟄集は見られなかった。また周囲のヒトデ類の分布では、10月7日に南側に配置したかごへの蟄集が見られたが、他の方向では顕著な蟄集はなかった(図5)。10月12日には試験区の周囲の方が離れた場所よりもヒトデ類の棲息密度が低下する傾向が見られた(図6)。

かごへのヒメエゾボラの蟄集範囲は、約10~30mである¹⁸⁾。ヒトデ類ではそのような報告はないが、今後駆除を行う際のかごの間隔等を検討する上で、その蟄集距離を把握することが必要と考える。

周辺部にかごを配置して駆除を行っている期間と、駆除を中止した後の期間の試験区内へのヒトデ類の侵入は後者が高い値を示したが、試験区内のヒトデ類が急激に増加する現象は見られなかった。このことは、駆除により試験区周辺からのヒトデの侵入をかごに蟄集させることによって遅くするとともに、周囲のヒトデ類の密度を減少させることで、駆除終了時においても侵入を抑制させる効果があったと考えられる。

本試験では1,000個体のエゾアワビ稚貝を放流したが、8日後の10月7日に試験区内で確認されたものは130個体で、その残留率は13%であった。主な底質は平滑な岩盤であり、アワビの隠れ場所は少なく、必ずしも放流に適した場所ではなかった。一部は周囲に移動しており、特に沖側の0~10mまでの範囲では2.6個体/m²と高い密度であった。しかし、他の方向では稚貝はほとんど発

見されておらず、分布の範囲も20m以内に限られており、必ずしも移動により試験区内の個体数が減少したとは考えにくい。10月12日に試験区内で確認された稚貝数は119個体であり、周囲のかごによる捕獲を止めたにもかかわらず、10月7日の値の91.5%が残っていた。このことは、放流から1週間を経過した後は、魚類を含めた捕食による減耗はほとんど起きていないことを示唆している。放流から8日後の残留率が低かった理由は、試験区周辺で放流に用いた付着器が発見できなかったことから、放流直後の9月30日の時化により、付着器に付いた状態で試験区外に移送されたために残留数が少なくなったと考えられる。

今回の試験を行った場所は比較的平滑な岩盤であり、一部に窪みと小型の転石が見られただけであり、アワビを放流している一般的な漁場と比べると単調であった。しかし、このような海底でも、延縄式に配置したかごが海底の突起に引っかかり、かごが切れてしまう事例が8例起きている。これが、大小の転石からなる海域であったなら、延縄式のかごによる方法ではさらにかごの紛失や施設の破損が大きいと思われる。

潜水による駆除とかごに蟄集させ侵入を防ぐ手法の組み合わせは、ヒトデ類の密度を一定期間下げる効果があることが明らかになったが、効率的に漁業者が駆除作業に従事するためには、海底の突起に影響を受けない蟄集捕獲器材の開発とともに、漁業者自身が行える鈎採りによる駆除を含めた手法の検討が必要と思われる。

要 約

アワビ人工種苗の放流直後の生残率向上を目的として、上磯町当別沖の岩礁域(水深4m)で、潜水とかごによるヒトデ類の駆除試験を行った。10m×10mの試験区内のヒトデ類の密度は当初0.38個体/m²であったが、周辺からの侵入をかごで防ぐことによって放流8日後でも0.2個体/m²に抑えることができた。周囲のヒトデ類の密度は駆除区に近いほど低い傾向が見られた。かごによる捕獲は駆除区への侵入を防ぐだけでなく、駆除期間後も侵入を抑える効果があると推察された。

謝 辞

本調査を実施するに当たって、試験用種苗を提供して頂いた北海道栽培漁業振興公社、野外調査にご協力を頂いた当別漁業協同組合(現上磯町はまなす漁業協同組合)の金子 久氏、ならびに函館水産試験場資源増殖部、栽培漁業総合センター貝類部の職員の方々に深謝する。

また, 原稿の校閲をして頂いた函館水産試験場室蘭支場西浜雄二博士に感謝の意を表す。

文 献

- 1) Momma, H. and Sato, R.: The locomotion behavior of the disc abalone, *Haliotis discus hannai* Ino, and the siebolds abalone, *Haliotis selidoldi* Reeve, in the fishing grounds. *Tohoku J. Agr. Res.* 20(3), 150-157 (1969)
- 2) Momma, H. and Sato, R.: The locomotion behavior of the disc abalone, *Haliotis discus hannai* Ino, in a tank. *Tohoku J. Agr. Res.* 21(1), 20-25 (1970)
- 3) 門間春博: エゾアワビ種苗放流に関する研究一. 放流直後の行動. 日水誌. 38(7), 671-676 (1972)
- 4) 小島 博: クロアワビ放流稚貝の死亡について. 日水誌. 47(2), 151-159. (1981)
- 5) 井上清和: アワビ類の放流直後の行動特性. 平成元年度アワビ増殖技術問題研究会資料 (1989)
- 6) 青森県: 昭和63年度放流漁場高度利用技術開発事業報告書. 1-48 (1989)
- 7) 秋田県: 昭和61年度放流漁場高度利用技術開発事業報告書. 1-82 (1987)
- 8) 高橋和寛, 宮本建樹, 水鳥純雄, 伊藤雅一: 忍路湾の磯浜に生息するカニ類の生態. 北水試研報. 27, 71-89 (1985)
- 9) 千川 裕・伊藤義三: アワビ人工種苗放流による漁獲倍増モデル事業. 平成2年度北海道立栽培漁業総合センター事業報告書. 57-73 (1991)
- 10) Schiel, D.R. and Welden, B.C.: Response to predators of cultured and wild red abalone, *Haliotis rufescens*, in laboratory experiments. *Aquaculture* 60, 173-188 (1987)
- 11) 千川 裕, 元谷 怜: 造成漁場におけるエゾアワビ放流貝の表面からの発見数と裏側の生息数の関係について (短報). 北水試研報. 43, 45-48 (1993)
- 12) 高見東洋, 井上 泰, 岩本哲二, 中村達夫, 吉岡貞範: アカガイの増殖に関する研究, 食害生物特にヒトデの駆除効果について. 水産増殖. 29(2), 47-56 (1981)
- 13) 門間春博, 高杉新弥: 貝類種苗中間育成試験 1. エゾアワビ. 昭和63年度北海道立栽培漁業総合センター事業報告書. 39-44 (1989)
- 14) 蔵田 護: ヒトデの蛸集に関する調査. 昭和61年度北海道立網走水産試験場事業報告書. 242-246 (1987)
- 15) 蔵田 護, 西浜雄二: 能取湖ヒトデ類分布調査, 昭和61年度北海道立網走水産試験場事業報告書. 247-250 (1987)
- 16) 天下谷昭文, 佐々木精一, 高橋宏樹: アワビの害敵生物駆除試験. 昭和60年度岩手県栽培漁業センター事業報告書. 128-129 (1986)
- 17) 高丸禮好, 杉本 卓, 新原義昭, 野沢 靖, 金子孝: エゾアワビ人工種苗放流技術改良試験. 昭和61年度稚内水産試験場事業報告書. 168-174 (1987)
- 18) Ito, H., Wakui, T., Tateuchi, Y. and Tachizawa, S.: Observations on the behaviour of a sea snail, *Neptunea arthritica*, toward a trap. *Bull. Hokkaido Reg. Fish. Res. Lab.* 46, 97-111 (1981)

バカガイ幼生の成長と生残に与える *Pavlova lutheri* と *Chaetoceros gracilis* の単独給餌と混合給餌の効果について

中島幹二*, 奥村裕弥*, 高畠信一*

Effect on growth and survival of reared larvae of Sunray surf clam, *Macra chinensis* PHILIPPI of single and mixed feeds of *Pavlova lutheri* and *Chaetoceros gracilis*.

Kanji NAKAJIMA, Hiroya OKUMURA and Shin-ichi TAKABATAKE *

Single and mixed feed of *Pavlova lutheri* and *Chaetoceros gracilis* were given to larvae of Sunray surf clam, *Macra chinensis*. Good growth was observed for the mixed-fed larvae. Mixed-fed larvae were significantly larger than single-fed ones when the experiment finished. However, survival rates seemed did not differ. Therefore we calculated the daily growth values during the periods of measurement, and drew curves for the values. The 3 curves of the growth values have the following characteristic patterns: ① the curve for *Pavlova lutheri* feed is lower than that for the mixed feed, ② the one for the mixed feed indicated the highest values forming peak in the middle of each experiment, and ③ the one for *Chaetoceros gracilis* feed reached the highest values at the end of the experiment. These features are thought to be related to the morphology of the larva and feed, and to the nutritional requirements of the for larvae. We consider that a mixture of *P. lutheri* and *C. gracilis* is more effective than single feeds.

キーワード: バカガイ, 幼生飼育, 混合給餌, *Pavlova lutheri*, *Chaetoceros gracilis*

はじめに

二枚貝の人工種苗生産技術開発課題として幼生や稚貝と餌料藻類との関係は重要であり, 対象種に有効な餌料種の選定や給餌方法の検討は, 生産の安定化や大量生産さらに事業の効率化や省力化につながるものである。

二枚貝人工種苗生産に関連して幼生期, 稚貝期と餌料との関係を報告した例は多く, 特に幼生飼育の好適餌料や餌料価値について, アコヤガイ¹⁻³⁾, アサリ⁴⁾, クロチョウガイ⁵⁾, トリガイ⁶⁾, ウバガイ⁷⁾, バカガイ^{8, 9)}, カキ等¹⁰⁻¹²⁾で研究され, これらの中では混合給餌の有効性が報告されている^{1, 2, 6, 8-12)}。

北海道は1989年からバカガイの人工種苗生産研究を行っているが, 愛媛県¹³⁾, 福岡県⁸⁾ではすでに混合給餌による生産が事業的規模で行われている。しかし, 混合給餌と行った事例についての紹介にとどまり, 給餌方法の違いによる本種幼生期での成長や生残についての詳しい研究報告はない。

本研究では, 北海道でウバガイやウニの幼生飼育に用

いている *Pavlova lutheri* と *Chaetoceros gracilis* を供試餌料として, バカガイの幼生飼育での単独給餌と混合給餌について実験を行い, それぞれの成長と生残を調べ, 本種に対する好適給餌方法について検討した。

材料と方法

1. 給餌と幼生飼育方法

餌料藻類は, *Pavlova lutheri* (以下 *P.l.*) と *Chaetoceros gracilis* (以下 *C.g.*) を用いた。これらを単独および混合して給餌しバカガイ幼生の飼育期間中の成長と生残を比較した。餌料濃度は1または2万細胞/mlとし, 混合給餌の場合は細胞数の合計がこの値になるようにして毎日給餌し, 残餌の計数は行わなかった。1993年と1994年の試験は *P.l.* と *C.g.* に混合の割合について, 1995年と1996年は両餌料の給餌の切り換えについて検討した。

供試幼生は人工受精から2日目のD型幼生を用いた。

飼育密度は1個体/mlとし、飼育水は0.04mmセラポアフィルター（日本濾水機製）で濾過した。飼育は18~20℃に空調した室内で止水にして行い、水槽の中央からガラス管にて通気した。原則として毎日測温し、換水は全量とした。幼生個体数の計数は換水時に容積法にて行い、殻長はホルマリンで固定し、万能投影機で拡大して計測した。飼育試験は1993年から1996年にかけて年1回、合計4回行い、1回の飼育日数は15日とした。

2. 各年の試験方法

1) 1993年の試験

9月18日から10月2日に行った。1cmの厚さに砂を敷いた12ℓ容のスチロール角型水槽10槽に飼育水量を10ℓとして幼生を収容した。試験は、*P.l.* 単独給餌（P区）、*P.l.* 対 *C.g.* が2対1で混合給餌（2P/C区）、*P.l.* 対 *C.g.* が1:1で混合給餌（P/C区）、*P.l.* 対 *C.g.* が1対2で混合給餌（P/2C区）、*C.g.* 単独給餌（C区）の5区とし、各2槽ずつ設けた。餌料濃度は期間を通して1万細胞/mlとした。換水は毎日行い、計数と計測は2日毎に行った。

2) 1994年の試験

8月4日から8月18日に行った。1993年と同様の水槽5槽に飼育水量10ℓとして幼生を収容した。試験区は1)と同様の5区とし、各区1槽とした。餌料濃度は7日目までは1万細胞/ml、8日目以降は2万細胞/mlとした。換水は最初は5日目に、以降2日毎に行った。計数は4日毎と終了日に、計測は換水日毎に行った。

3) 1995年の試験

7月27日から8月10日に行った。試験開始後7日間は、35ℓ容のスチロール角型水槽2槽に飼育水量30ℓとして *P.l.* と *C.g.* を単独給餌し、また、20ℓ容のスチロール角型水槽1槽に飼育水量15ℓとして *P.l.* と *C.g.* を1対1で混合給餌した。7日目に *P.l.* と *C.g.* それぞれの単独給餌から混合給餌に切り換えるため合計5槽の20ℓ水槽で試験を継続した。それぞれの試験区は、終始 *P.l.* 単独給餌（P区）、*P.l.* 単独給餌の後 *P.l.* と *C.g.* の混合給餌（P→P/C区）、終始 *P.l.* と *C.g.* の混合給餌（P/C区）、*C.g.* 単独給餌の後 *P.l.* と *C.g.* の混合給餌（C→P/C区）、終始 *C.g.* 単独給餌（C区）とした。給餌濃度は、7日まで1万細胞/ml、8日目からは2万細胞/mlとした。換水と計数は3日毎に、計測は換水日毎に行った。

4) 1996年の試験

7月17日から7月31日に行った。試験開始後7日間は、100ℓ容のパンライト水槽で *P.l.* と *C.g.* の単独給餌2槽と *P.l.* 対 *C.g.* が1対1の混合給餌の3槽で飼育し、8日目からは給餌方法を切り換えるため各飼育水槽の幼生を3等分し20ℓ水槽3槽に飼育水量15ℓとして収容し、合

計9槽として試験を継続した。試験区は、終始 *P.l.* 単独給餌（P区）、*P.l.* 単独給餌の後 *P.l.* と *C.g.* の混合給餌（P→P/C区）、*P.l.* 単独給餌の後 *C.g.* 単独給餌（P→C区）、*P.l.* と *C.g.* の混合給餌の後 *P.l.* 単独給餌（P/C→P区）、終始 *P.l.* と *C.g.* の混合給餌（P/C区）、*P.l.* と *C.g.* の混合給餌の後 *C.g.* 単独給餌（P/C→C区）、*C.g.* 単独給餌の後 *P.l.* 単独給餌（C→P区）、*C.g.* 単独給餌の後 *P.l.* と *C.g.* の混合給餌（C→P/C区）、終始 *C.g.* 単独給餌（C区）とした。給餌濃度は7日まで1万細胞/ml、8日目からは2万細胞/mlとした。換水と計数は3日毎に、計測は換水日毎に行った。

結 果

1. 各年の試験結果

1) 1993年の試験

試験区別の殻長と水温の変化をFig. 1に示した。水温は20.0~20.4℃ではほぼ一定に推移した。混合給餌の2P/C、P/C、P/2C区での成長が単独区のP、C区を上回っていた。混合給餌区の中では *C.g.* の割合が高い区ほど成長が良かった。特にP/2C区は最も大型であった。単独区では11日目まではP区の方が成長が良かったが、その後C区の成長が良くなり、15日目には逆転した。この時の殻長はそれぞれP区:235.8μm、2P/C区:247.5μm、P/C区:252.2μm、P/2C区:259.6μm、C区:242.8μmであった。15日目の殻長の差をノンパラメトリック法によって試験区間で検定した結果、特にP/C区とP区、P/2C区と単独区・2P/C区の間に有意な差（ $P < 0.001$ ）が認められた。

試験区別の生残率の変化をFig. 2に示した。飼育前期はP、2P/C、P/C区が高い傾向があったが、後期はP区の減耗が大きく、15日目の生残率はP/2C区:71.5%、2P/C区:70.0%、P/C区:67.0%、C区:61.0%、P区:25.0%の順で、混合区での生残が高かった。

2) 1994年の試験

試験区別の殻長と水温の変化をFig. 3に示した。水温は18.5~21.0℃で、3、15日目に20℃以下となった。成長は1993年と同様混合給餌区が良く、*C.g.* の割合が多い区ほど良く成長し、P/2C区は常に他の区を上回った。単独区は1993年と異なり、終始C区の方が大きかった。15日目の殻長はそれぞれP区:257.5μm、2P/C区:281.7μm、P/C区:279.3μm、P/2C区:290.9μm、C区:260.6μmであった。この殻長の差を1993年同様検定した結果、混合給餌区と単独給餌区の間には有意差（ $P < 0.001$ ）のあるものが認められた。

試験区別の生残率の変化を Fig. 4 に示した。P, 2 P/C, C区で収容後急激な減耗が認められ、13日目にはP/C区で40%以下となった。5日目以降はP/2 C区の減耗も大きく、15日目の生残率はP/C区: 56.0%, P区: 45.4%, 2 P/C区: 37.4%, P/2 C区: 34.6%, C区: 29.4%の順となり、単独給餌区、混合給餌区での違いは明らかではなかった。

3) 1995年の試験

試験区別の殻長と水温の変化を Fig. 5 に示した。水

温は19.1~20.2℃で、ほぼ一定に推移した。成長は7日目までは混合給餌区、P.l.単独給餌区、C.g.単独給餌区の順で良く、殻長はそれぞれ138.3 μm , 131.8 μm , 110.9 μm であった。8日目以降、P区はP/C区に比べ成長が遅くなった。しかし、P→P/C区は混合給餌とすることによって成長が良くなり、P/C区とほぼ同等の大きさになった。一方C→P/C区は混合給餌によりP区に迫る成長を示し、またC区は10日目以降急速に成長してP→P/C区、P/C区と同等の大きさに達した。

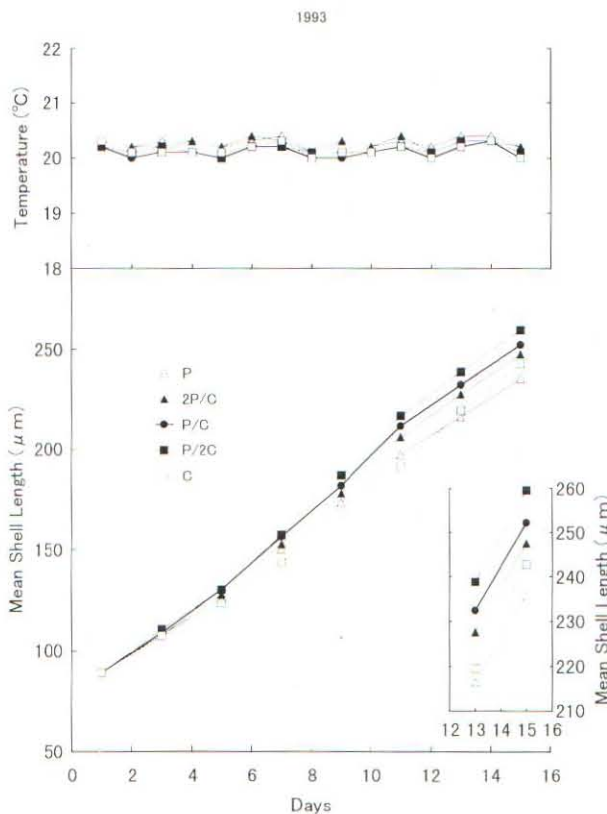


Fig. 1 Growth of larvae and culturing temperature of experiment in 1993

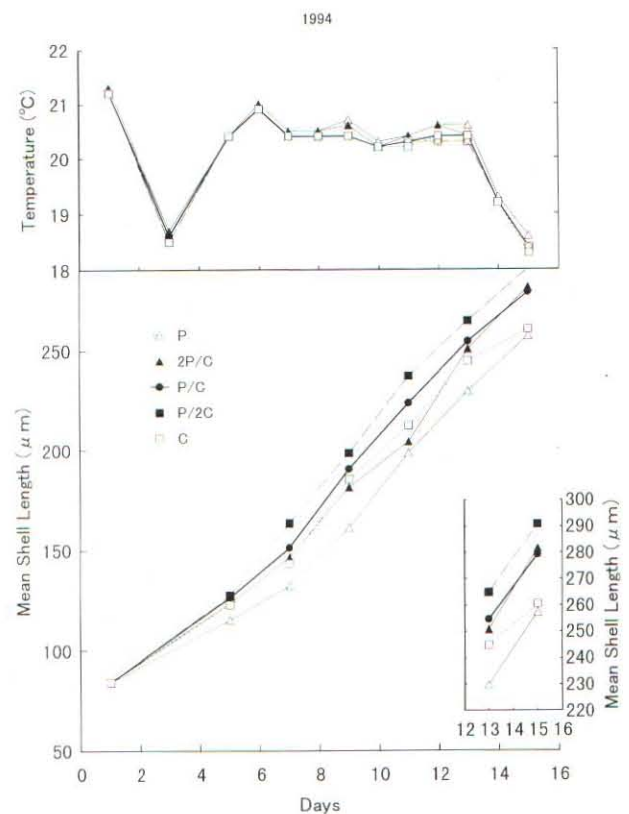


Fig. 3 Growth of larvae and culturing temperature of experiment in 1994

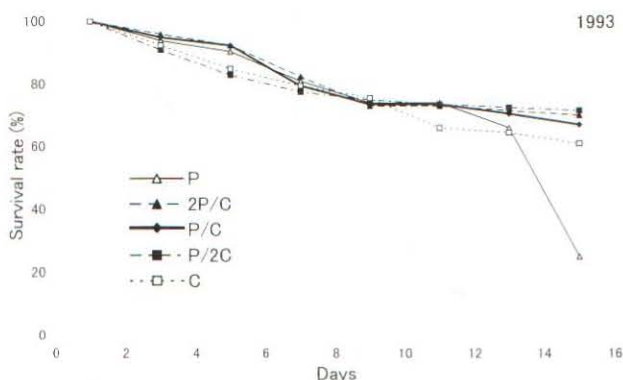


Fig. 2 Survival of larvae of experiment in 1993

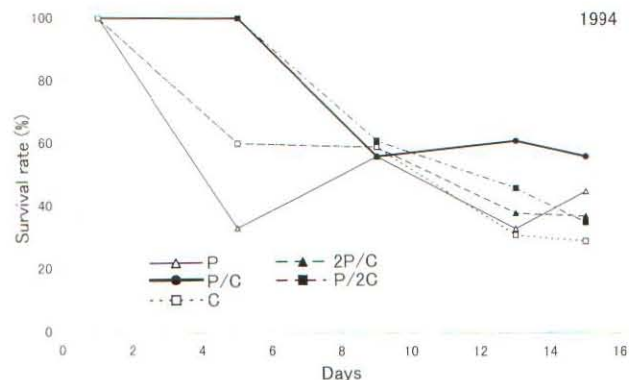


Fig. 4 Survival of larvae of experiment in 1994

15日目の各区の殻長は、それぞれP区: $231.0\ \mu\text{m}$, $P \rightarrow P/C$ 区: $247.8\ \mu\text{m}$, P/C 区: $250.3\ \mu\text{m}$, $C \rightarrow P/C$ 区: $225.3\ \mu\text{m}$, C区: $247.8\ \mu\text{m}$ であった。この殻長を同様に検定した結果, P区と $C \rightarrow P/C$ 区, $P \rightarrow P/C$ 区と P/C 区とC区でそれぞれ有意差($P > 0.05$)がなく, P区と $P \rightarrow P/C \cdot P/C \cdot C$ 区, $C \rightarrow P/C$ 区と $P \rightarrow P/C \cdot P/C \cdot C$ 区で有意差($P < 0.05$)が認められた。

試験区別の生残率の変化を Fig. 6 に示した。飼育初期にC区で減耗が見られたが, 1994年同様, 飼育方法に

よる違いは明らかではなかった。各区の生残率は, $P \rightarrow P/C$ 区: 74.0%, C区: 63.8%, $C \rightarrow P/C$: 62.9%, P/C 区: 62.7%, P区: 62.5%の順であり, $P \rightarrow P/C$ 区のみが他に比べて高かった。

4) 1996年の試験

試験区別の殻長と水温の変化を Fig. 7 に示した。水温は $17.0 \sim 19.0^\circ\text{C}$ で, 他の年に比べ約 2°C 程低く推移した。成長は7日目までは1994年と同様混合給餌区, *P.I.* 単独給餌区, *C.g.* 単独給餌区の順で成長が良く, 殻長

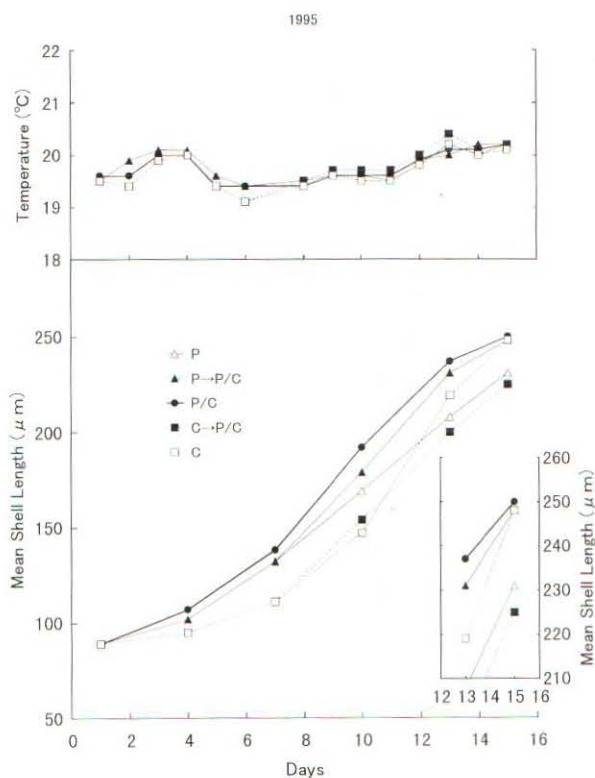


Fig. 5 Growth of larvae and culturing temperature of experiment in 1995

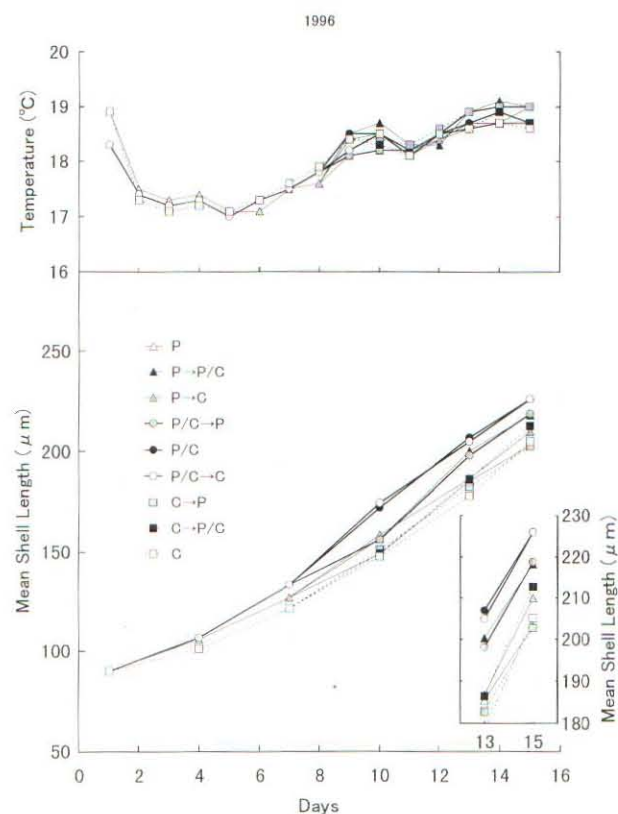


Fig. 7 Growth of larvae and culturing temperature of experiment in 1996

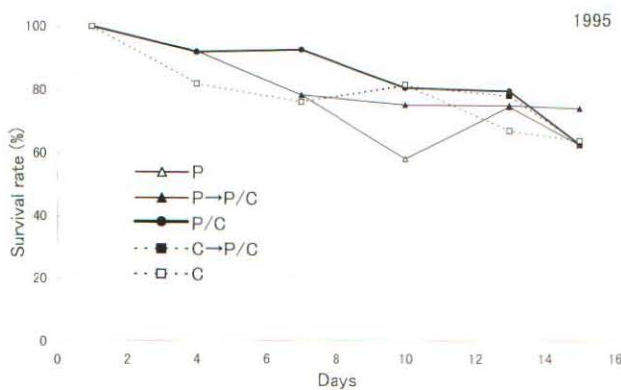


Fig. 6 Survival of larvae of experiment in 1995

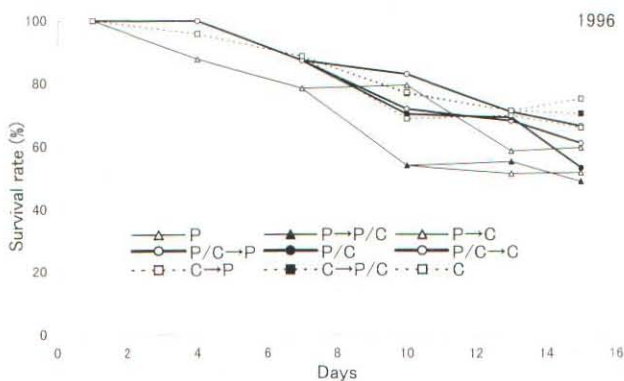


Fig. 8 Survival of larvae of experiment in 1996

はそれぞれ $133.2\mu\text{m}$, $126.6\mu\text{m}$, $121.1\mu\text{m}$, であった。8日目以降はP/C, P/C→C区, P→P/C区, C→P/C区がそれぞれ成長が良くなり, 8日目まで混合給餌とした区が単独給餌したものより良好となった。15日目の殻長はそれぞれP/C区: $226.0\mu\text{m}$, P/C→C区: $225.9\mu\text{m}$, P/C→P区: $218.7\mu\text{m}$, P→P/C区: $218.2\mu\text{m}$, C→P/C区: $212.2\mu\text{m}$, P→C区: $209.9\mu\text{m}$, C区: $205.1\mu\text{m}$, P区: $203.0\mu\text{m}$, C→P区: $202.7\mu\text{m}$ の順となった。飼育水温が低く経過したため他の年より成長が遅かった。この殻長を同様に検定した結果, 成長の良いP→P/C, P/C→P, P/C, P/C→C区は, 成長の劣るP, C→P区より有意($P < 0.05$)に大きかった。前期に混合給餌区であった区は成長が良く, 後期にP.I.単独給餌した区は成長が悪かった。

試験区別の生残率の変化をFig. 8に示した。P.I.単独給餌区の生残率は, 混合給餌区, C.g.単独給餌区に比べ低く, P, P→P/C区は半数が減耗した。15日目の各生残率は, C区:75.3%, C→P/C区:70.5%, P/C→C区:66.5%, C→P区:66.0%, P/C→P区:61.1%, P→C区:59.8%, P/C区:53.3%, P区:51.8%, P→P/C区:48.9%の順であった。

5) 各年次の日間成長量

各年に共通するP.I.の単独給餌区(P区), P.I.対C.g.が1:1の混合給餌区(P/C区), C.g.の単独給餌区(C区)について日間成長量を算出し, その経日変化をFig. 9に示した。1993年と1996年は日間成長量が低く最高値はそれぞれP/C区での $15.0\mu\text{m}/\text{日}$, C区での $13.5\mu\text{m}$ であった。1994年と1995年はこれらより高く最高値はそれぞれC区での $21.0\mu\text{m}/\text{日}$, C区での $24.0\mu\text{m}/\text{日}$ であった。P/C区とC区で最も高いピークが認められ, P区は全体的に低く推移した。

考 察

1993年, 1994年では, 混合の割合について検討したが, 単独の区と混合の区で回収時の大きさに明らかな違いが認められた。中でもC.g.の割合が高い方が良好な成長を示した。1995年, 1996年では, 飼育途中で給餌方法を変えたが, 混合区は飼育期間中終始他の区より良かったが, P.I.を単独で給餌したものでも混合に換えると, それ以降に成長が良くなることが認められた。また, C.g.の単独給餌の場合はP.I.と異なり, 飼育後期に成長の伸びのよいことが注目される。これら4回の試験を通して, 混合給餌がより成長に効果的であるといえる。一方, 生残りは1993年のP区が極端に劣るが, 全体的にはそれぞれの区で明確な差は認められない。従って生残りに

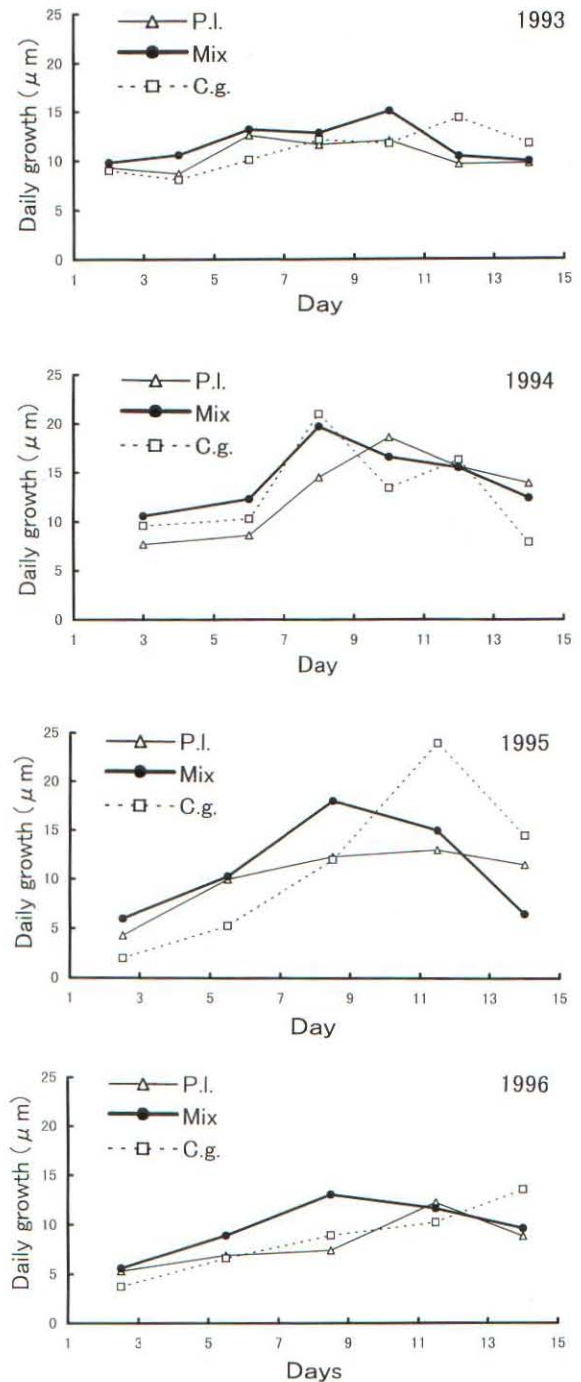


Fig. 9 The curves of daily growth of single and mixed-fed larvae in 1993-1996

これらの餌料とは別の要因が関係していると考えられる。一般に二枚貝の成長は混合給餌の結果が良好で, アコヤガイ幼生^{1,2)}, トリガイ幼生⁶⁾, アコヤガイ稚貝¹⁴⁾, ミルクイガイ稚貝¹⁵⁾等でその有効性が報告されている。C.g.とChlorella sp.を混合給餌した場合バカガイ幼生⁹⁾でもその効果は明らかであり, 餌料の混合投与が, 幼生の成長を良くする要因の1つになると考えられる。

次に各年の日間成長量の推移を給餌方法別にみると、3つの試験区で3様の形を示した。それぞれで成長量のピークをもつが、急速な成長は150 μm 前後に認められる。二枚貝の幼生は発育過程でD型幼生からアンボ期となり沈着期を迎える。この大きさは、丁度このうちのアンボ期にあたり、この時期以降に急成長すると思われる。アンボ期の変態に伴い摂餌能力が高まるものと考えられる。また、飼育期間の終わりには成長量が低下している。この時期は幼生が沈着期となり、底生生活に移行するための変態が起こるため、成長が停滞すると思われる。

これらのことは、各年でそれぞれ類似した型として認められ、1994年のC.g.区で他の場合と異なるが、次の3種類にパターン化することができる。①型、P.I.単独給餌区は飼育期間を通じて混合給餌区より日間成長量は低い値を示す。②型、混合給餌区は飼育期間を通じて日間成長量が高く推移し、特に飼育期間の中間で最高値となる。③型、C.g.単独給餌区は飼育後期にかけて日間成長量が向上する。これらは1995年に特に典型的な形として認められる。これら3型の違いは、餌料の形状や大きさと幼生の摂餌機能、栄養要求に起因していると思われる。P.I.とC.g.はバカガイ幼生の餌として好適であることが確かめられており⁹⁾、単独でも変態期まで飼育可能であるが、これらを混合して用いると、単独で与えた場合より成長の良くなることが明らかになった。

トリガイやアサリでは混合給餌が幼生の栄養要求の相互補完になっている可能性が報告され^{6, 16)}、本研究においてバカガイ幼生でも同様の効果が示された。これに対し、C.g.単独給餌区では飼育初期に成長が遅れた。C.g.は刺毛を有し、P.I.より大型のため、ウバガイ幼生の初期はC.g.を摂餌できないことが報告されている⁷⁾。また、田中⁵⁾は摂取可能な細胞種を限定する要因は摂餌構造の差異に起因するのが妥当とし、クロチョウガイの幼生は刺毛のないP.I.は物理的に利用可能な細胞であるとしている。これらのことから、C.g.での初期成長の遅れは幼生の摂餌能力によるものと考えられる。P.I.とC.g.の餌料価値を栄養面から直接比較したものはないが、鳥羽ら¹⁶⁾は高度不飽和脂肪酸が二枚貝の餌料価値を決定する大きな要素の1つと報告しており、今後幼生の栄養要求について検討が必要である。

以上のことから、本種の幼生にP.I.とC.g.を単独または混合で与えた場合の成長様式の違いが明らかとなった。人工種苗生産を行う場合、幼生の飼育期間を通して混合給餌を行うことが最も望ましいと考えられるが、単独であっても、飼育期間のうち短期間でも混合給餌にすることで、その効果が期待できると思われた。

人工種苗生産事業を推進していくうえで餌料の選定は

重要な要素となる。餌料について田中¹⁷⁾はその大きさ、形状など幼生が摂餌可能なものとしているが藤本・瀧口⁹⁾は増殖が速くて安定したもの、林・羽田¹⁰⁾は常温で簡単に安定して培養できるものとしており、培養効率を重視している。混合給餌は効率的な幼生飼育に有効なものとなると考えられるが、2種類以上の餌料を常に培養しておく必要がある。これに対し、単独給餌は混合給餌より効果は劣るものの省力化が図れる。これらのことは、今後バカガイの幼生飼育を事業規模で行う場合での検討すべき課題である。

要 約

1993から1996年に計4回、*Pavlova lutheri*と*Cheatoceeros gracilis*を用いてバカガイ幼生飼育での単独給餌と混合給餌の試験を行い、各給餌方法での幼生の成長と生残を調べた。

1. 1993と1994年は混合比率を変えて行ったが、どちらの年もP.I.対C.g.の割合を1対2とした区が最も良く成長し、単独給餌区はどちらも混合給餌区に比べて成長が劣った。
2. 1995と1996年は飼育の前期と後期で給餌方法を変えて行ったが、P.I.は混合に変えると成長が促進された。
3. 生残は単独給餌区、混合給餌区とも同じような減少傾向を示し、双方の生残率に明らかな違いは認められなかった。
4. 飼育期間中の日間成長量の経日変化は、①P.I.単独区は混合区より低く推移、②混合区は飼育期間の中間で最高値、③C.g.は右上がりであり後期にかけて成長量が向上、の3つにパターン化できた。
5. 混合給餌による良好な成長は2種の餌料による栄養の相互補完と考えられたが、C.g.での初期の成長不振は、幼生の摂餌能力に起因するものと思われた。
6. バカガイの幼生飼育では飼育期間を通して混合給餌が最も有効であるが、短期間の混合給餌でもその効果が期待できるものと思われた。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、*Cheatoceeros gracilis*の餌料の確保に快く協力いただいた、北海道栽培漁業振興公社鹿部支所職員諸氏、ならびに当センター名畑進一主任研究員に深く感謝申し上げる。

引用文献

- 1) 和田克彦：三種類の微細藻類を与えたアコヤガイ幼生の成長. 国立真珠研報. 17, 2075-2083 (1973)
- 2) 西村昭史： *Monochrysis lutheri* の培養方法の簡素化と四種餌料を与えたアコヤガイ幼生の成長三重県浜島水産試験場年報. 昭和50年度. 40-45 (1977)
- 3) Okauchi, Masanori : Food value of *Isochrysis* aff. *galbana* for the growth of Pearl Oyster Spat. *Nippon Suisan Gakkaishi*. 56(8), 1343 (1990)
- 4) 深山義文, 鳥羽光晴：アサリ種苗生産試験－Ⅲアサリ浮遊幼生に対する8種の微小藻の餌料価値. 千葉水試研報. 48, 93-96 (1990)
- 5) 田中弥太郎, 伊野波盛仁, 嘉数清：沖縄におけるクロチョウガイの種苗生産に関する基礎研究－Ⅲ. 東海区水研報. 63, 79-85 (1970)
- 6) 西広富夫：トリガイの人工種苗に関する研究－Ⅱ浮遊幼生の投与餌料と飼育密度について. 京都海洋センター研究報告. 4, 18-21 (1980)
- 7) 天神僚, 石井孝幸：ウニ類と二枚貝の幼生飼育のための餌料生物. 福島種苗研報. 1, 29-34 (1984)
- 8) 藤本敏昭, 瀧口克己：バカガイ *Mactra chinensis* PHILIPPI の種苗生産企業化試験－Ⅱ50トン水槽における量産化試験. 福岡豊前水試研報. 2, 95-106 (1989)
- 9) 藤本敏昭・瀧口克己：バカガイ *Mactra chinensis* PHILIPPI の種苗生産企業化試験－Ⅲ明るい条件化における幼生飼育技術開発. 福岡豊前水試研報. 3, 77-87 (1990)
- 10) Davis, H. C. : On food and feeding of larvae of the American Oyster, *C. virginica*. *Biol. Bull.* 104(3), 334-350 (1953)
- 11) Davis, H. C. and Guillard, R. R. : Relative value of ten genera of Micro-Organisms as foods for oyster and larvae. *Fish. Bull.* 136, 293-304 (1958)
- 12) Helm, M. M. and I. Lang : Preliminary observations on the nutritional value of 'Tahichi *Isochrysis*' to bivalve larvae. *Aquaculture*. 62, 281-288 (1987)
- 13) 武智昭彦, 弓立春樹：バカガイの種苗生産. 平成4年度愛媛中予栽培センター業務報告書. 27-34 (1992)
- 14) 林政博, 羽田好孝：アコヤガイ稚貝の餌料について. 昭和58年度三重県栽培漁業センター事業報告書. 55-64 (1983)
- 15) 大澤博, 山田智：イソクリシスのミルクイガイ初期稚貝に対する餌料価値. 愛知水試研報. 2, 1-5 (1995)
- 16) 鳥羽光晴, 深山義文, 境美恵：イソクリシス・タヒチ株の大量培養－Ⅳ 単一藻類給餌でのアサリ稚貝に対する餌料価値. 栽培技研. 22(2), 75-81 (1994)
- 17) 田中弥太郎：二枚貝の種苗生産技術. さかな. 13, 28-31 (1974)

ウバガイ及びマガレイの腸管内から分離した 海洋細菌による麻痺性貝毒の変換

菅原 玲*, 今村琢磨*, 麻生真悟*, 蛸谷幸司*

Change of a paralytic shellfish poison by the marine bacteria living in the intestine of the Japanese surf clam, *Pseudocardium sybillae*, and the brown sole, *Pleuronectes herzensteini*.

Akira SUGAWARA*, Takuma IMAMURA*, Shingo ASO* and Kohji EBITANI*

To investigate the possibilities of a change of a paralytic shellfish poison (PSP) by the activities of a bacterium living in an intestine of marine animals, we inoculated the bacterial strain which have been isolated from the intestine of the Japanese surf clam, *Pseudocardium sybillae*, and the brown sole, *Pleuronectes herzensteini*, and incubated in the laboratory, into a purified toxin (GTX2,3). After the shaking culture, a comparison was made between the initial and final contents of the PSP in medium using a high performance liquid chromatography (HPLC). By screening of the present experimental bacterial strains, three bacterial strains which probably have ability to change the PSP were isolated. The 3 bacterial strains reduced the contents of GTX2,3 into 46 to 73% of the initial ones after ten-day culture experiment.

These bacterial strains also reduce the PSP contents in crude toxin extracted from a scallop midgut gland: GTX1-4 decreased into 81-90%, and C1,2 into 46-73% of the initial contents. The result isolated by a mouse-test also indicated that the 3 bacterial strains have ability to reduce the PSP. It is therefore suggested that the 3 bacterial strains isolated from the intestine of the Japanese surf clam and brown sole have ability to change or degrade the PSP. The 3 bacterial strains were identified to be *Acinetobacter* (MH), *Pseudomonas* (MH), and *Acinetobacter* (T) by an ocean bacterium simplified identification method.

キーワード: 麻痺性貝毒, ウバガイ, マガレイ, 海洋細菌, 変換

Key word: PSP, Japanese surf clam (*Pseudocardium sybillae*), Brown sole (*Pleuronectes herzensteini*), marine bacteria, change

まえがき

北海道では例年春から初夏にかけて、貝毒プランクトンである渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* が発生し、ホタテガイなどが毒化する。毒の正体は、その臨床的症状から麻痺性貝毒(PSP)と呼ばれ、北海道のみならず全国的にもホタテガイ、カキ、アサリなどで大きな問題となっている。麻生らは、噴火湾及び日高海域に生息する海洋生物における PSP の体内分布について調査を行い、種や部位により毒組成や量に違いがあることを報告した¹⁾。

水産物の安全供給の面から言えば、これら PSP を含有する魚貝類は、その毒力を低下させ、無毒なもの(規制値以下)にすることが必要である。これまで、これら PSP の変換や分解

についてはいくつか報告がなされている。

PSP の変換については、河野ら²⁾、Y. Shimizu et al.³⁾、J. J. Sullivan et al.⁴⁾、大島ら⁵⁾、小瀧⁶⁾、浅川ら^{7, 8)}などによって種々の二枚貝の酵素やカニと巻貝から分離した細菌、そして還元剤を利用した報告がなされている。また、PSP の分解については、太田ら⁹⁾、高田ら¹⁰⁾、水田ら¹¹⁾、野口ら^{12, 13)}、浅川ら¹⁴⁾、菊池ら¹⁵⁾などの報告があり、エクストルーダーや缶詰などの加工処理中の加熱や微生物を利用した減毒の効果をみている。

そこで、著者らは PSP の減毒を目的に、体内に PSP の蓄積が少ない海洋生物から粗酵素や腸管内細菌を分離し、それらによる PSP の変換について検討を行った。その結果、ウ

バガイ及びマガレイの腸管内から分離した海洋細菌がPSPを変換することを認めたので報告する。

材料と実験方法

1. 海洋細菌の分離

試験に供した細菌は、ウバガイ及びマガレイの腸管内から海産動物消化管内細菌分離法¹⁶⁾に準じて分離した。すなわち、ウバガイ及びマガレイから摘出した腸を10倍量以上の滅菌海水で3回洗浄した後、9倍量の滅菌海水を加えてホモジナイズした。このホモジネートを滅菌海水で適宜希釈して、BACTO MARINE AGAR 2216 (Difco 社製、以後 M.A. と略記) で混濁培養 (25℃, 3 日) を行った後、出現したコロニーからウバガイでは54株、マガレイでは36株を無作為に釣菌し、それぞれを M.A. 斜面培地に接種して再度25℃で一夜培養し、分離菌株とした。

なお、試料のウバガイは1995年2月20日に伊達市前浜で漁獲されたものを生きたまま当场に搬入し、翌日処理を行った。マガレイは同年5月12日に豊浦町前浜で漁獲されたものを冷却して当场へ搬入し、3時間以内に処理を行った。

2. 精製貝毒の調製

精製貝毒 (GTX2,3及びSTX) は次のように調製した。ホタテガイ中腸腺に0.1N HCl を等量加えて、80~90℃で加熱抽出を行った。抽出物をクロロホルムで数回洗浄して脱脂を行い、これを活性炭カラムに充填した。活性炭カラムは蒸留水で洗浄し、次に20% C₂H₅OH - 1% CH₃COOH で PSP 成分を溶出させ、減圧濃縮した。濃縮液を Bio Gel P2 カラム (φ 2.0×90cm) に充填し、0.05N CH₃COOH (流速2.5ml/min.) で GTX 群画分と STX 群画分を溶出させた。各画分を減圧濃縮、真空凍結乾燥後、0.05N CH₃COOH に溶解して Bio Rex 70 (φ 1.0×90cm) に充填し、0.05N CH₃COOH (流速2.5ml/min.) で溶出してくる画分から GTX2,3 を分画した。また、同様に1N CH₃COOH で溶出してくる画分から STX を分画した。これらは、真空凍結乾燥後、Tris-HCl buffer に溶解して試験に供した。

3. 海洋細菌による精製貝毒の変換

表1に示したように、GTX2,3またはSTX (Tris-HCl buffer (pH7.5)) を、0.22 μm 孔径のメンブランフィルターで濾過滅菌し、これに BACTO MARINE BROTH 2216 (Difco 社製、以後 M.B. と略記) を等量混合して培地とした。この培地に先に分離した菌株を接種し、25℃の好気条件で10日間振とう培養し、培地中のPSPの変化を測定した。また、培養終了時のpH及び濁度 (620nmの吸光値) も測定した。特にPSP変換能が高いと判断

された菌株については、0, 2, 4, 7, 10日ごとのPSPの経日変化を調べた。なお、対照 (Cont.) は分離菌を接種せず同条件で無菌的にインキュベートしたものを使用した。PSP成分の分析は、大島の方法¹⁷⁾に準じて高速液体クロマトグラフィー (以後 HPLC と略記) 法により、GTX1,2,3,4,5, neoSTX, dcSTX, STX の各8成分について定量した。

表1 海洋細菌による精製貝毒の変換試験の方法

精製貝毒 (GTX2,3 or STX in 50mM Tris-HCl buffer (pH7.5))
↓
BACTO MARINE BROTH 2216 (Difco 社製) を等量加え、分離菌を接種
↓
25℃, 好気条件で10日間振とう培養
↓
反応液を超音波処理 (200W, 10min)
↓
反応液をバイアル瓶に採取し、等量の0.1N HCl 加え、密栓して沸騰水中で5分間加熱抽出
↓
限外濾過 (分画分子量10,000) もしくは0.22 μm 孔径メンブランフィルターで濾過
↓
HPLC 分析

4. 精製貝毒のアルカリ域での安定性

精製した GTX2,3 を Tris-HCl buffer (pH8.2または pH8.6) に溶解し、0.22 μm 孔径のメンブランフィルターで濾過滅菌し、無菌的に25℃で10日間インキュベートし、PSPの経日変化をHPLCで測定した。

5. 菌体懸濁液による精製貝毒の変化

表2に示した方法で菌体を集め、GTX2,3を含む Tris-HCl buffer (pH7.5) 0.5mlを加えて菌体懸濁液を調製し、25℃で6日間振とう培養して、培養前後における菌体懸濁液中のPSPの変化をHPLCにて測定した。

表2 菌体懸濁液による精製貝毒の変換試験の方法

BACTO MARINE BROTH 2216 (Difco 社製) に菌株を接種し、25℃の好気条件で3日間振とう培養
↓
遠心分離 (3000rpm, 10min.) し、上清を除去
↓
集めた菌体に精製貝毒 (GTX2,3 in Tris-HCl buffer (7.5)) を加えて菌体懸濁液を調製し、25℃の好気条件で6日間振とう培養
↓
反応液を超音波処理 (200w, 10min.)
↓
反応液をバイアル瓶に採取し、等量の0.1N HCl 加え、密栓して沸騰水中で5分間加熱抽出
↓
0.22 μm 孔径メンブランフィルターで濾過
↓
HPLC 分析

6. 海洋細菌による未精製貝毒の変換

未精製貝毒の調製並びに試験方法を表3に示した。すなわち、ホタテガイ中腸腺に Tris-HCl buffer (pH7.5) を等量加えてホモジナイズした後、遠心分離、吸引濾過 ($0.45\mu\text{m}$ 孔径メンブランフィルター) し、濾液の pH を Tris で7.5に調整した。これを $0.22\mu\text{m}$ 孔径のメンブランフィルターで濾過滅菌して未精製貝毒とした。これに M.B. を等量混合して培地とし、先に分離した菌株を接種後、25℃の好気条件で10日間振とう培養して培養前後の培地中の PSP の変化を HPLC 及びマウステストにより測定した。HPLC では先の8成分の他に、C1, C2 も測定した。なお、培養終了時の pH 及び生菌数も測定した。

表3 海洋細菌による未精製貝毒の変換試験の方法

未精製貝毒 (ホタテガイ中腸腺から、等量の50mM Tris-HCl buffer (pH7.5)で抽出し、Tris で pH を7.5に調整)	
↓	
BACTO MARINE BROTH 2216 (Difco 社製) を等量加え、分離菌を接種して25℃の好気条件で10日間振とう培養接種	
↓	
反応液を超音波処理 (200W, 10min.)	
↓	
反応液をバイアル瓶に採取し、等量の0.1N HCl を加え、密栓して沸騰水中で5分間加熱抽出	
↓	
反応液をバイアル瓶に採取し、等量の0.1N HCl 加え、密栓して沸騰水中で5分間加熱抽出	
↓	
抽出液を ODS カラム (SeppakC18 (カートリッジ型), Waters 社製) で処理	
↓	
$0.22\mu\text{m}$ 孔径メンブランフィルターで濾過	
↓	
HPLC 分析	マウステスト

また、ホタテガイ中腸腺から Tris-HCl buffer (pH8.2) で抽出して Tris で pH を8.2に調整した未精製貝毒を、 $0.22\mu\text{m}$ 孔径メンブランフィルターで濾過滅菌後、無菌的に25℃で10日間インキュベートし、培地中の PSP の経日変化を HPLC にて測定した。

7. 海洋細菌の同定

分離菌株の同定は、絵面・清水らによる海洋細菌の簡易同定法¹⁸⁾ に準じて行った。

結 果

精製 GTX2,3 を用いて PSP 変換能を有する海洋細菌のスクリーニングを行った。その結果、ウバガイから7

株、マガレイから3株の PSP 変換能を有すると認められる菌株を得た。このうち、特に PSP の変換能が高いものとして、ウバガイ A11 株及び N21 株、マガレイ M29 株を選定した。これら菌株による精製 GTX2,3 の変換では、図1に示したように10日間の振とう培養後 GTX2,3 がそれぞれの菌株で46%, 63%, 73% 減少し、このとき全ての菌株で若干の STX が生成した。その際 GTX1.4.5 及び neoSTX, dcSTX の生成はみられなかった。総 PSP 量はそれぞれの菌株で44%, 58%, 69% 減少した。振とう培養後の pH と濁度 (620nmAbs.) を表4に示した。pH はいずれも8.4 (対照7.2) であり、濁度は A11 株で1.11, N21 株で0.57, M29 株で1.39であった。

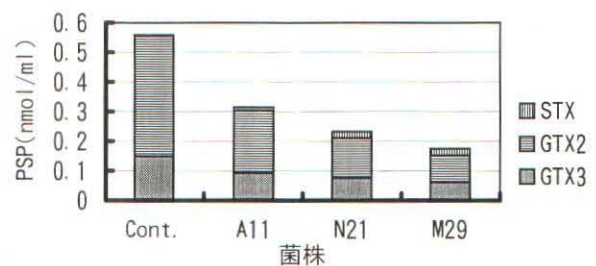


図1 海洋細菌による GTX2,3 の変換

GTX2,3 (pH7.5) と M. B. を等量混合し、各菌株を接種し、25℃で10日間好氣的に振とう培養を行った。

精製 STX の変換では、図2に示したように STX 群が A11 株、M29 株ではそれぞれ38%, 32% 減少し、N21 株では26%増加した。また、N21 株では dcSTX が顕著に増加していた。

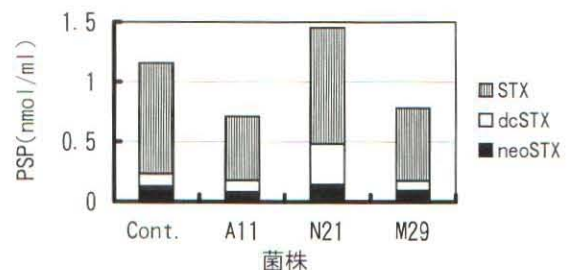


図2 海洋細菌による STX の変換

STX (pH7.5) と M. B. を等量混合し、各菌株を接種し、25℃で10日間好氣的に振とう培養を行った。

分離菌株接種後の精製 GTX2,3 及び培地の濁度、pH の経日変化を図3, 4に示した。培養2~4日目に GTX2,3 が急激に減少し、濁度および pH は上昇した。このとき培養2日目に pH は8を超えたため、GTX2,3 のアルカリ分解が考えられた。そこで、pH8.2及び8.6での GTX2,3 の安定性を調べ、その結果を図5に示した。

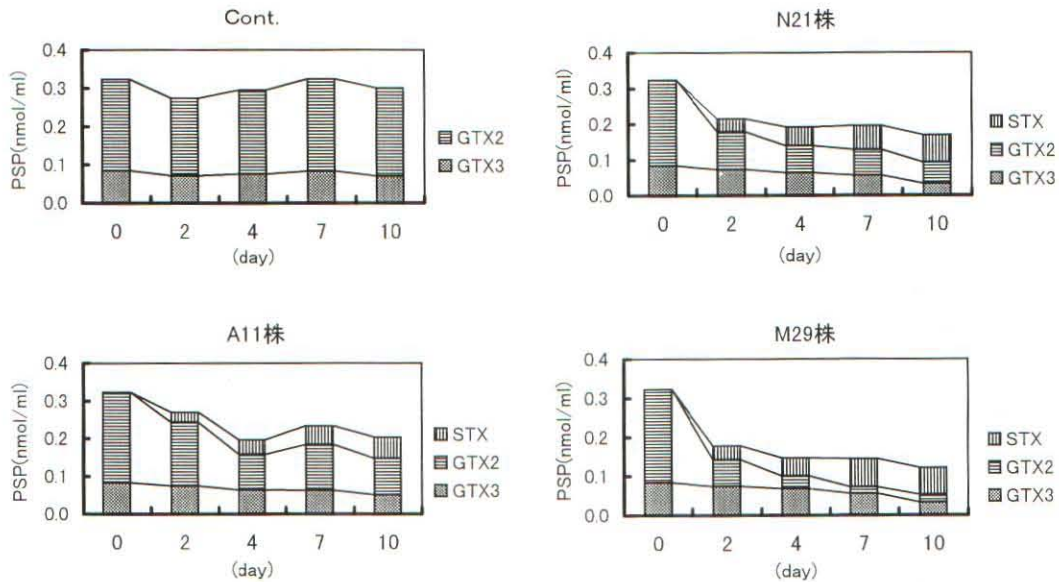


図3 海洋細菌による GTX2,3の変換 (経日変化)

GTX2,3 (pH7.5) と M. B. を等量混合し, 各菌株を接種し, 25℃で10日間好氣的に振とう培養を行った。

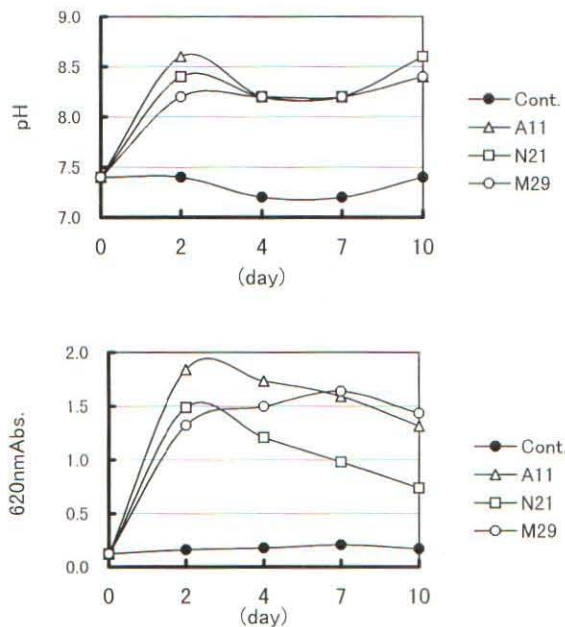


図4 GTX2,3を含む培地で各菌株を培養した時の培養液の pH 及び濁度 (620nmAbs.) の変化

GTX2,3と M. B. を等量混合し, 25℃で10日間好氣的に振とう培養を行った。

GTX2,3は, pH8.6で約22%減少した。

次に, 濁度の上昇時 (細菌の増殖) に GTX2,3が大きく減少したことから, GTX2,3の減少に細菌の増殖が関与しているかどうかについて検討した。高濃度に菌体を集めた菌体懸濁液による GTX2,3の変化を図6に示した。6日間の培養後で, M29株では GTX2,3は約25%減少したが, A11, N21株では変化が小さかった。また,

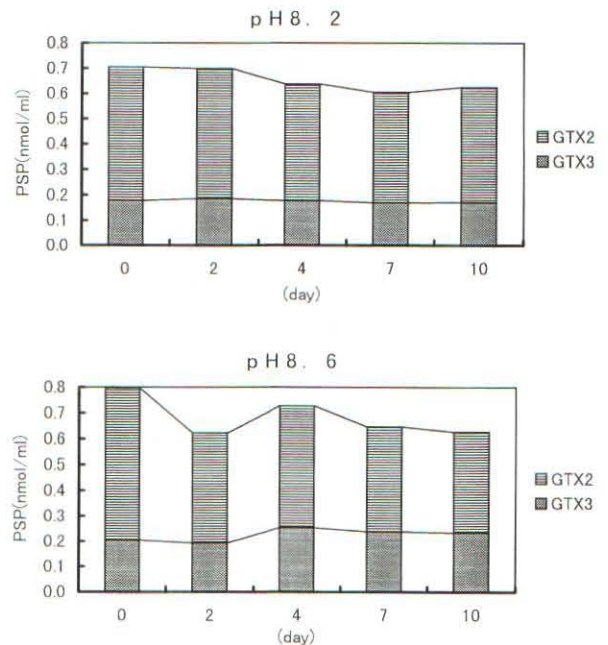


図5 pH8.2及び pH8.6での GTX2,3安定性

各 pH に調整した緩衝液に精製貝毒 GTX2,3を溶解し, バイアル瓶に入れ, 25℃で無菌的に10日間インキュベートを行った。

M29株においては, 菌体外液 (あらかじめ菌株を M.B. で培養し, その培養液を0.22 μ m孔径メンブランフィルターで濾過滅菌したもの) と超音波で破碎した菌体 (あらかじめ菌株を M.B. で培養し, 菌体を遠心分離により集め, これを200W で10分間超音波処理したもの) とをそれぞれ GTX2,3を含む Tris-HCl buffer (pH7.5) と25℃で24時間反応させたが, GTX2,3の変化はほとんど

認められなかった。以上の結果は、これら分離菌株では細菌増殖を伴わない場合に GTX2,3の減少が小さいことを示唆している。

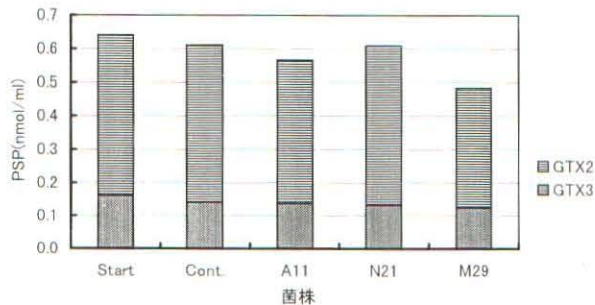


図6 菌体懸濁液による GTX2,3の変化

M. B. に分離菌株を接種し、25℃で3日間培養して菌体を集め、その菌体を滅菌海水で洗浄後、GTX2,3(pH7.5)を0.5ml加え、25℃で6日間振とう培養を行った。

一方、A11, N21, M29株による未精製貝毒の変換結果を図7に示した。GTX1~4はA11株では90%, N21株では89%, M29株では81%減少し、特に GTX4はこれらの菌株では消失していた。STX 群は、A11株では45%減少したが、M29株とN21株は30%程度増加した。C 群では、A11株が88%, N21株が64%, M29株が78%それぞれ減少した。総 PSP 量では、A11株が88%, N21株が76%, M29株が70%とそれぞれ減少した。これら反応のうちで、A11株による未精製貝毒の変換を表わす HPLC のクロマトチャート (GTX 群) を代表して図8に示した。

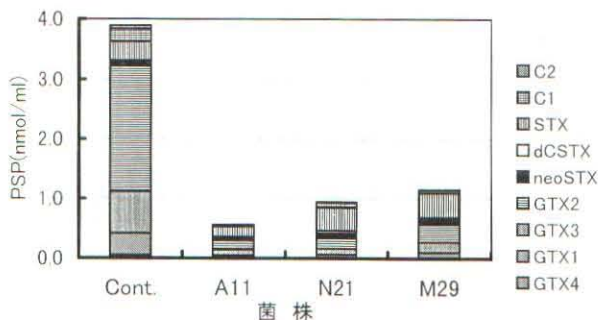


図7 海洋細菌による未精製貝毒の変換

ホタテ中腸腺から抽出した未精製貝毒 (pH7.5に調整) を0.22 μm 孔径のメンブランフィルターで濾過滅菌した後、等量の M. B. を混合して、各菌株を接種し、25℃で10日間好氣的に振とう培養を行った。



図8 A11株による未精製貝毒の変換についての HPLC クロマトチャート (GTX 群)

HPLC とマウステストの毒性値の相関について A11株, N21株, M29株のほか、PSP 変換能を有すると思われる他の7株を未精製貝毒 (Tris-HCl buffer (pH7.5)) を含む培地に接種して10日間振とう培養を行い、培養前後における毒性値 (MU) の変化を HPLC とマウステストにより求め、その結果を図9に示した。

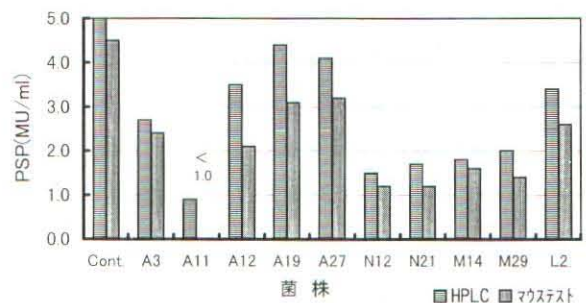


図9 海洋細菌による未精製貝毒の変換における HPLC とマウステストの毒性値

未精製貝毒に各菌株を接種して10日間振とう培養を行った後の変化を HPLC とマウステストにより測定

HPLC での換算毒性値とマウステストでの毒性値では、総じて HPLC の値がマウステストの値を上回っていた。また、毒性値を50%以上減少させた菌株は、ウバガイから分離した A11, N12, N21の3菌株とマガレイから分離した M14と M29の2菌株であった。HPLC とマウス

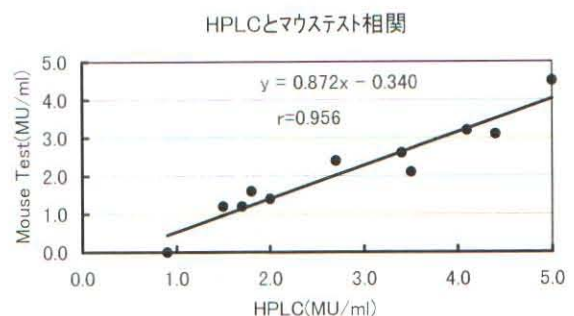


図10 海洋細菌による未精製貝毒の変換における HPLC とマウステストの毒性値の関係

テストの毒性値の相関は非常に高かった ($r=0.956$, 図10)。振とう培養後の培地の pH と生菌数を表5に示した。pH は7.9~8.3 (対照7.1), 生菌数は $10^5 \sim 10^9$ cells/mL 培地であり, 精製貝毒のときと同様に pH の上昇や細菌の増殖がみられた。

表4 振とう培養後の培地の pH, 濁度

菌株	pH	濁度
Cont.	7.2	0.09
A11	8.4	1.11
N21	8.4	0.57
M29	8.4	1.39

GTX2, 3 (pH7.5) と M. B. を等量混合し, 各菌株を接種し, 25°C で10日間, 好氣的に振とう培養を行った。

未精製貝毒を無菌的に pH8.2 の同条件下でインキュベートしてアルカリ域での安定性をみた結果を図11に示した。その結果, 経過日数とともに PSP 量は減少したが, 10日後で GTX 群, STX 群および C 群の合計の減少率は29%であった。

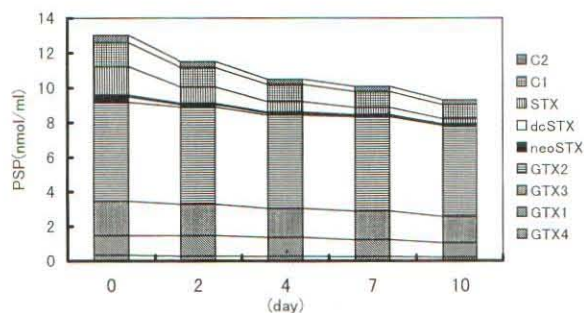


図11 pH8.2での未精製貝毒の安定性

ホタテガイ中腸腺より緩衝液で抽出し, pH を8.2に調整してから0.22 μ m 孔径メンブランフィルターで濾過滅菌後, 25°C でインキュベートした。

PSP の変換が大きいと判断されたこれら分離菌株は, ウバガイ A11株が *Acinetobacter* (MH), ウバガイ N21株が *Pseudomonas* (MH), マガレイ M29株が *Acinetobacter* (T) と同定された (表6)。

表5 振とう培養後の培地の pH 細菌数

菌株	pH	細菌数 (cells/mL 培地)
Cont.	7.09	—
ウバガイ		
A3	8.14	3.2×10^8
A11	8.11	8.0×10^7
A12	7.85	5.0×10^5
A19	8.15	1.7×10^8
A27	8.03	8.0×10^7
A12	8.12	1.7×10^8
A21	8.30	8.0×10^7
マガレイ		
M14	8.05	1.4×10^9
M29	8.21	2.5×10^8
L2	8.20	3.0×10^7

未精製貝毒に各菌株を接種し, 25°C, 好気条件下で10日間振とう培養を行った。

表6 分離菌株の同定結果

	ウバガイ A11	ウバガイ N21	マガレイ M29
グラム染色	—	—	—
形態	桿菌	桿菌	桿菌
サイズ (μ)	3.5	3.7	1.7
運動性	—	+	—
鞭毛染色		極毛	
オキシダーゼ	—	—	—
カタラーゼ	+	+	+
色素	—	+	—
MOFテスト	O	O	N
寒天分解性	—	—	—
デンプン分解性	—	—	—
ゼラチン分解性	+	+	+
DNA分解性	+	—	—
好塩性	MH	MH	T
属	<i>Acinetobacter</i> (MH)	<i>Pseudomonas</i> (MH)	<i>Acinetobacter</i> (T)

考 察

PSP の変換や分解に関与する細菌についての報告として, 小瀧⁶⁾ は, 有毒カニやチョウセンサザエの内臓から, *Alteromonas* sp., *Vibrio* sp. の2菌株を分離し, GTX2, 3からSTXへの変換能をみている。また, 菊池ら¹⁵⁾ は魚類の消化管から分離した細菌がPSPを減少させることを報告している。この菌株はGTX群を大きく減少させるが, STX群は全く減少させない。そして, このとき1モルのGTX2またはGTX3から約5.5モルのアンモニアが生成するとしており, アミノ基及びイミノ基の

遊離を伴う PSP の分解経路を推定している。

本報告で、ウバガイ及びマガレイの腸内から分離した菌株は、GTX 群を大きく変換する点においては菊池らの報告と類似しているが、10日間の振とう培養後でも、GTX 群は完全に消失せず、また、GTX2,3の減少に伴い若干の STX 群が生成する点などが異なっていた。

今回の試験で精製毒に菌株を接種して振とう培養を行った時、細菌の増殖に伴って GTX2,3が大きく減少し、同時に pH の上昇がみられた。しかし、GTX2,3が pH8.2または8.6で比較的安定であること、また、菌体増殖が伴う場合にのみ GTX2,3が減少していたことから、この GTX2,3の減少には細菌の増殖が強く関与していることが推定された。未精製貝毒を用いてその変化をみた場合でも、精製貝毒とほぼ同様の傾向を示した。さらに、未精製貝毒を用いた場合、HPLC で測定した毒性値とマウステストで得られた毒性値ではほぼ一致した結果が得られた。

以上のことから、これらウバガイ及びマガレイの腸管内から分離した海洋細菌は、それら自身の増殖を伴う際に PSP を無毒な形態にまで変換もしくは分解していることが推定された。ホタテ貝毒の減毒化のためには、今後その変換もしくは分解経路を明らかにし、何がその因子になっているかを究明していく必要がある。さらに、海洋生物におけるこれら細菌の存在状態を明らかにしていくことも重ねて重要になろう。

要 約

1. ウバガイ及びマガレイから PSP を大きく変換する海洋細菌 3 種を分離した。この細菌は25℃の好気条件下で GTX2,3を大きく変換するが、STX の変換は小さかった。
2. 細菌の増殖と PSP の減少は対称的な結果を示した。また、細菌の増殖に伴い、培養液の pH は上昇した。
3. 精製 GTX2,3及び未精製貝毒は pH8.2または8.6で比較的安定であった。また、菌体懸濁液や菌体外液、破碎菌体を用いて精製 GTX2,3の変換について検討したが、その程度は小さかった。
4. 未精製貝毒に各菌株を接種した場合も、それらは PSP を大きく変換した。また、変換後における培地中の毒性値を HPLC とマウステストで測定したが、両者の結果は一致した。
5. 以上の結果から、分離した海洋細菌は PSP を分解していることが推定された。

謝 辞

マウステスト実施に便宜を図っていただきました(財)日本冷凍食品検査協会札幌検査所の千引義朗氏に深く感謝申し上げます。

文 献

- 1) 麻生真悟, 今村琢磨: 1992年噴火湾および日高海域に生息する数種の海洋生物における麻痺性貝毒の分布. 北水試研報. 43, 37-43(1993)
- 2) 河野迪子, 野口玉雄, 橋本周久, 清水千秋: PSP 分解酵素. 昭和56年度日本水産学会春季大会講演要旨集, 212p
- 3) Y. Shimizu, M. Yoshioka: Transformation of Paralytic Shellfish Toxins as demonstrated in Scallop Homogenates. *Science*. 212, 547-549(1981)
- 4) J. J. Sullivan, W. T. Iwaoka and J. Liston: Enzymatic transformation of PSP toxins in the Littleneck Clam(*Protothaca staminea*). *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 114(2), 465-472(1983)
- 5) 大島泰克, 木村礼子, 杉野希代子, 安元 健: 二枚貝中の麻痺性貝毒変換酵素. 昭和63年度日本水産学会春季大会講演要旨集, 80
- 6) 小瀧裕一: サンゴ礁生物における麻痺性貝毒の動態. 化学と生物. 25(9), 561-563(1987)
- 7) 浅川 学, 高木光造, 飯田 優, 大石圭一: 麻痺性貝毒成分の化学的還元的変換 二枚貝における麻痺性貝毒成分の相互変換に関連して. 衛生化学. 32(3), 212-218(1986)
- 8) 浅川 学, 高木光造, 飯田 優, 大石圭一: 麻痺性貝毒成分の生化学的還元剤による変換. 衛生化学. 33(1), 50-55(1987)
- 9) 太田智樹, 野俣 洋, 武田忠明, 金子博実, 飯田訓之, 信田茂春: ホタテガイ貝毒に関する研究 第1報 エクストルーダ処理による麻痺性貝毒の減毒について. 北水試研報. 38, 23-30(1992)
- 10) 高田久美代, 水田満里, 門田達尚: 麻痺性貝毒により毒化したカキの加熱による減毒. 食衛誌. 35(6), 624-630(1994)
- 11) 水田満里, 高田久美代, 門田達尚, 米田達雄, 山内慎也: 麻痺性貝毒によって毒化したカキの缶詰加工による減毒. 食衛誌. 36(3), 423-427(1995)
- 12) 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, 三島 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. 日水誌. 46(10), 1273-1277(1980)
- 13) 野口玉雄, 上田要一, 尾上義夫, 河野 子, 小山絹江, 橋本周久, 竹内俊郎, 妹尾芳郎, 三島 進: PSP により著しく毒化したホタテガイの缶詰製造および貯蔵中における毒性値の変化. 日水誌. 46(11), 1339-1344(1980)
- 14) 浅川 学, 高木光造: 麻痺性貝毒に対する pH, 加熱の影響~毒化ホタテガイのボイル加工, 缶詰加工に関連して~. 北大水産彙報. 34(3), 260-263(1983)
- 15) 菊池慎太郎, 館脇正和: 麻痺性貝毒を微生物により無毒化する. 化学と生物. 33(9), 563-565(1995)

- 16) 杉田治男: “1. 3 海産動物消化管内細菌” 海洋微生物研究法. 門田 元・多賀信夫編. 東京, 学会出版センター, 1990, 17-22.
- 17) 大島泰克: “6. 生理活性物質の蛍光 HPLC”. 海洋生理活性物質研究法. 日本水産学会監修, 水産学シリーズ89. 東京, 恒星社厚生閣, 1992, 59-69.
- 18) 絵面良男, 清水 潮: “6. 細菌相に関する調査”. 沿岸環境調査マニュアルⅡ [水質・微生物篇] 日本海洋学会編. 東京, 恒星社厚生閣, 1990, 357-372.

能取湖ホッケイエビの生残率

西浜雄二, 川尻敏文, 坂崎繁樹

能取湖のホッケイエビ資源量は総漁獲努力量(延かご数)の調整によって増加し, 1990年以降, 高位安定状態にある。操業日誌による単位努力当り漁獲尾数の日変化と累積漁獲尾数との関係から求めた漁期初期資源尾数は, 1990~1995年には平均 11.0×10^6 であり, 漁獲率は49%であった。10月にそり付き桁網による分布調査を実施して, 発育段階別入網数を資源指数とした。これらの指数, 平均抱卵数, および漁期初期資源尾数から, 孵出幼生から漁期直前までの26か月間の生残率は0.78%と推定された。

A266 北水試研報50 1-10 1997

北海道日本海南西部後志沿岸における海藻群落の経年変化の特性

川井 唯史

1992年から1996年にかけて北海道後志における海藻群落の構造の経年変化を調査した。後志は中央部に積丹半島があり, その西側(島牧), 東側(小樽), と河口域(余市)に調査定点を設けた。島牧と小樽の海藻現存量の経年変化は同様に, 余市では2地区と状況が異なった。島牧と小樽において海藻類全体の現存量の拡大は大型1年生海藻の増大により支えられており, その中でもホソメコンブの増大が重要であった。またホソメコンブの葉長, 葉幅, 葉湿重量, 密度, 生育する最大水深は豊漁年が通常年を上回った。

A267 北水試研報50 11-18 1997

アワビ人工種苗放流におけるヒトデ類の駆除試験

千川 裕, 田嶋健一郎, 藤沢千秋

アワビ人工種苗の放流直後の減耗防止を目的として, 上磯町当別沖の岩礁域で, 潜水とかごによるヒトデ類の駆除試験を行った。10m×10mの試験区内の大型底棲動物をSCUBA潜水により捕獲後, エゾアワビ人工種苗を放流した。同時に, 試験区の周囲に延縄式にかごを配置し, 8日間連続して捕獲を行った。

この海域ではイトマキヒトデが多かった。試験区内のヒトデ類の密度は当初0.38個体/m²であったが, 周辺からの侵入をかごで防ぐことによって放流8日後でも0.2個体/m²に抑えることができた。

かごによる捕獲は駆除後の試験区への侵入を防ぐだけでなく, 駆除期間後も侵入を抑える効果があると推察された。

A268 北水試研報50 19-26 1997

バカガイ幼生の成長と生残に与える *Pavlova lutheri* と *Cheatocheros gracilis* の単独給餌と混合給餌の効果について

中島幹二, 奥村裕弥, 高島信一

バカガイ幼生に餌料として *Pavlova lutheri* と *Chaetoceros gracilis* を単独または混合して与え, 成長と生残を調べた。混合給餌は単独給餌より成長が良く, 両者に有意な差がみられたが, 生残では試験区間で違いが認められなかった。日間成長量は, *P. lutheri* 単独区は混合区より低く推移, 混合区は飼育の中間で最高値, *C. gracilis* 単独区は飼育の後期にかけて成長量が向上, という3つのパターンが認められた。混合区給餌の良好な成長はバカガイ幼生の栄養要求と2種類の餌料にもつ栄養に関係し, *C. gracilis* での初期の成長不振は幼生の摂餌能力に起因すると思われた。これらから, 幼生飼育には混合給餌が最も有効であるが, 短期間の混合給餌でもその効果が期待できると思われた。

A269 北水試研報50 27-33 1997

ウバガイ及びマガレイの腸管内から分離した海洋細菌による麻痺性貝毒の変換

菅原 玲, 今村琢磨, 麻生真悟, 蛭谷幸司

ウバガイ及びマガレイの腸管内から海洋細菌を分離し、麻痺性貝毒 (PSP) 変換菌のスクリーニングを行った。その結果、ウバガイから2株、マガレイから1株のPSP変換菌を分離した。これらの菌株は、菌の増殖が伴う際に、麻痺性貝毒の GTX 群、C 群を大きく減少させるが、STX 群の減少の程度は小さかった。毒性値の変化をマウステストで確認したところ、HPLC による換算毒性値とほぼ一致した。以上の結果から、分離した3菌株はPSPを無毒な形にまで変換もしくは分解していることが推定された。

なお、これら3菌株は海洋細菌簡易同定法により、*Acinetobacter* (MH), *Pseudomonas* (MH), *Acinetobacter* (T) と同定された。

北海道立水産試験場研究報告 第50号

1997年3月25日 発行

編集兼 北海道立中央水産試験場

発行者 〒046 北海道余市郡余市町浜中町238

電 話 総合案内 0135(23)7451(総務課)

図書案内 0135(23)8705(企画情報室)

F A X 0135(23)3141

Hamanaka-cho 238, Yoichi-cho, Hokkaido 046, Japan

印刷所 株式会社 おおはし

余市郡余市町大川町14丁目14番地

電話 (0135)23-4591番
