

三河湾一色干潟におけるアサリ *Ruditapes philippinarum* の 成長や肥満度に及ぼす密度依存的な影響

進藤 蒼・村田将之・服部宏勇・日比野学

(2023年12月19日受付, 2024年1月26日受理)

Density-dependent effects on growth and condition factor of Asari (short necked) clam *Ruditapes philippinarum* on the Isshiki tidal flat in Mikawa Bay, Japan

SHINDO Aoi^{*1}, MURATA Masayuki^{*2}, HATTORI Hirotake^{*3}, and HIBINO Manabu^{*1}

Abstract : Population dynamics of transplanted juvenile Asari (short necked) clam *Ruditapes philippinarum* were investigated from 2017 to 2023 in Isshiki tidal flat, Mikawa Bay, Japan, where the stock of clams has been low in recent years. The juvenile clams remaining one year after release in biomass and population density are relatively higher after release in 2020 compared to previous release groups. However, daily growth rate and condition factor tended to be low, suggesting that density-dependent effects occur. On the other hand, sexual maturity did not show a consistent trend. These findings suggest that maturation and spawning occur annually regardless of density. Moreover, the early juvenile density was low after 2021, despite an increase in spawners. These results suggest that density-dependent growth declines and reduced reproductive capacity, including reduced egg quality and quantity, may limit the recovery of clam stocks, especially in fishery environments where primary production has declined.

キーワード: アサリ, 三河湾, 密度効果, 個体群動態, 成長率, 肥満度

愛知県におけるアサリ *Ruditapes philippinarum* の漁獲量は2014年以降減少し、2020年には1,602トンと、直近のピークにあたる2008年(19,278トン)の1割以下となり、1966年以降最低の漁獲量となった。その後、2021年の漁獲量は2,400トン、2022年の漁獲量は3,000トンであり、現在も漁獲量の低水準期が続いている。愛知県における漁獲量の推移は沿岸の行政区分(知多, 西三河, 東三河)の3地区で傾向が異なっている(図1)。西三河地区では2014年以降漁獲量の減少が著しく、その中でも三河湾北西部に位置する一色干潟(図2)は、

特に漁獲量減少の著しい漁場の1つとして挙げられる。一色干潟の2021~2023年における資源量は、2009~2011年の25~34%であることに加えて、同漁場におけるCPUEも漁獲量が急減した2014年以降顕著に低下していることが報告されており、¹⁾資源量は漁獲量の動向に比例している。アサリの減少に関しては、貧酸素水塊、²⁾食害、³⁾波浪による洗掘⁴⁾等様々な要因が指摘されているが、最近では餌料環境の指標となるクロロフィルa濃度が大きく減少傾向にあることが明らかになっており、⁵⁾餌不足に起因する肥満度の低下⁶⁾が指摘されてい

*1 愛知県水産試験場 漁業生産研究所 (Marine Resources Research Center, Aichi Fisheries Research Institute, Toyohama, Minamichita, Aichi 470-3412, Japan)

*2 愛知県知多農林水産事務所 (Chita Agriculture, Forestry and Fisheries Office of Aichi Prefectural Government, 1-36 Deguchi-cho, Handa, Aichi, 475-0903, Japan)

*3 愛知県農業水産局水産課 (Fisheries Administration Division, Bureau of Agriculture and Fisheries, Aichi prefectural Government, 3-1-2 San-no-Maru, Naka-ku, Nagoya City, Aichi Prefecture, 460-8501, Japan)

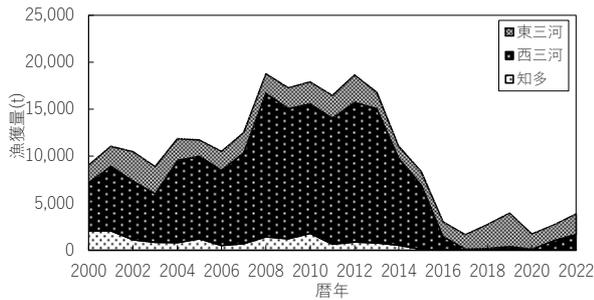


図1 愛知県行政地区別アサリ漁獲量の推移
(東海農林水産統計年報)

る。また、三河湾の浮遊幼生は長期的に減少傾向にあることが報告されており、⁷⁾ 再生産力の低下等を含め、個体群が縮小していることが明らかになっている。アサリに限らず、三河湾北東部に位置する蒲郡市地先干潟では2013年以降にシオフキガイ *Mactra veneriformis*、カガミガイ *Dosinia japonica* 等二枚貝類の現存量の低下が認められ、⁸⁾ 三河湾における二枚貝類全体の浮遊幼生密度は近年低下していることから、⁷⁾ 他の懸濁物食性の二枚貝についても現存量等の低下が示唆されている。

アサリを含む懸濁物食性の二枚貝類では、再生産や成長等が環境条件に対し密度依存的な影響を受ける、いわゆる密度効果が発現する事例があり、南米の浅海域に分布するマルスダレガイの仲間であるブラジルチドリマスオ *Mesodesma mactroides* は親貝の密度が高いと加入率が極端に低くなる一方、密度が低いと加入率が高くなることが報告されている。⁹⁾ また、ウバガイ *Pseudocardium sachalinense* では高密度により成長不良が生じることが示唆されており、¹⁰⁾ ホンビノスガイ *Mercenaria mercenaria*¹¹⁾ や Atlantic surf clam *Spisula solidissima*¹²⁾ においても高い生息密度が成長に影響を与えることが報告されている。一方、本研究で対象としたアサリにおいては、個体数密度が高いほど死亡率が高くなることが報告されているが、¹³⁾ 2カ月間の飼育実験の結果であり、実際の生息環境下で長期的にその影響を検討した研究はない。長期データから導出された三河湾のアサリの再生産関係においても、親資源量の増加に応じて再生産成功率 (RPS) は低くなる傾向にある。¹⁴⁾ 現在、三河湾では長期的に基礎生産が低下していることが報告されていることから、^{5, 15)} 餌料不足等により密度効果がより顕在化することで資源回復が抑制されている可能性があり、アサリの資源量が高水準であった時期と区別して検討する必要がある。湾内の基礎生産が低下している現状において、資源の持続的な利用や将来のアサリ資源回復のためには、密度効果がアサリに及ぼす影響を明らかにし、適切な漁場管理を進めていくことが重要である。

そこで本研究では、毎年漁業者によりアサリ稚貝が移植されている三河湾一色干潟の腰マンガ漁場に設定した調査点において、移植群の動態を追跡するとともに、現存量及び個体数密度に対する成長、肥満度及び成熟度との関連について考察した。

材料及び方法

(1) 調査期間及び調査方法

調査は2017年から2023年にかけて、各年の5月から翌年2月または3月まで(2023年は9月まで)の期間に毎月1回の頻度で実施した。調査地点は図2に示したとおり、三河湾北西部沿岸に位置する一色干潟の腰マンガ漁場内に3地点 (St.1-3) を設定した。地盤高は St.1 で DL-0.2 m, St.2 で DL-0.1 m, St.3 で DL+0.1 m であった。愛知県では、漁業者により三河湾湾奥部の豊川河口で発生するアサリ稚貝を採捕し、各漁場に移植放流が行われている。本調査地点においても各年の7月から10月の間に1~2回程度、約 1,000~10,000 ind./m² の密度で漁業者により豊川河口において採捕されたアサリ稚貝が移植された。試料の採取には目開き 5 mm、桁幅 0.55 m の稚貝採捕用の腰マンガを使用し、漁業者が約 1.5 m の距離を複数回曳いて得られた採取物を試料とした。また、簡易グラブ採泥器(特開 2015-099059;採取面積 0.05 m²) で底泥を採取し、得られた底泥からコアサンプラー (内径 76 mm) により試料を2回採取し、試料中の着底初期稚貝 (殻長 0.2~3.0 mm) の計数と個体数密度の算出を行った。

(2) 個体数密度・現存量・肥満度及び群成熟度

腰マンガによって得られた試料からアサリを選別し、個体数、湿重量を計測の上、採捕面積 (桁幅 0.55 m × 曳網距離 1.5 m × 曳網回数) で除したものをそれぞれ個体数

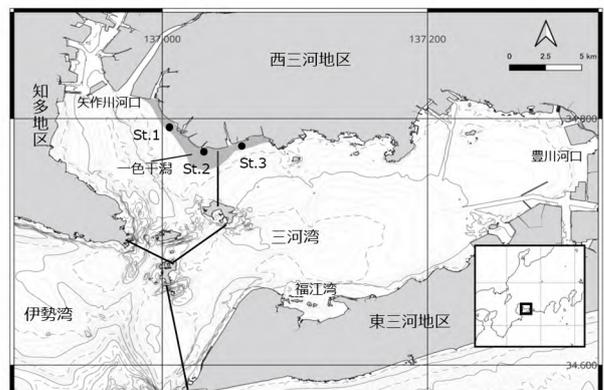


図2 三河湾一色干潟及び調査地点の位置

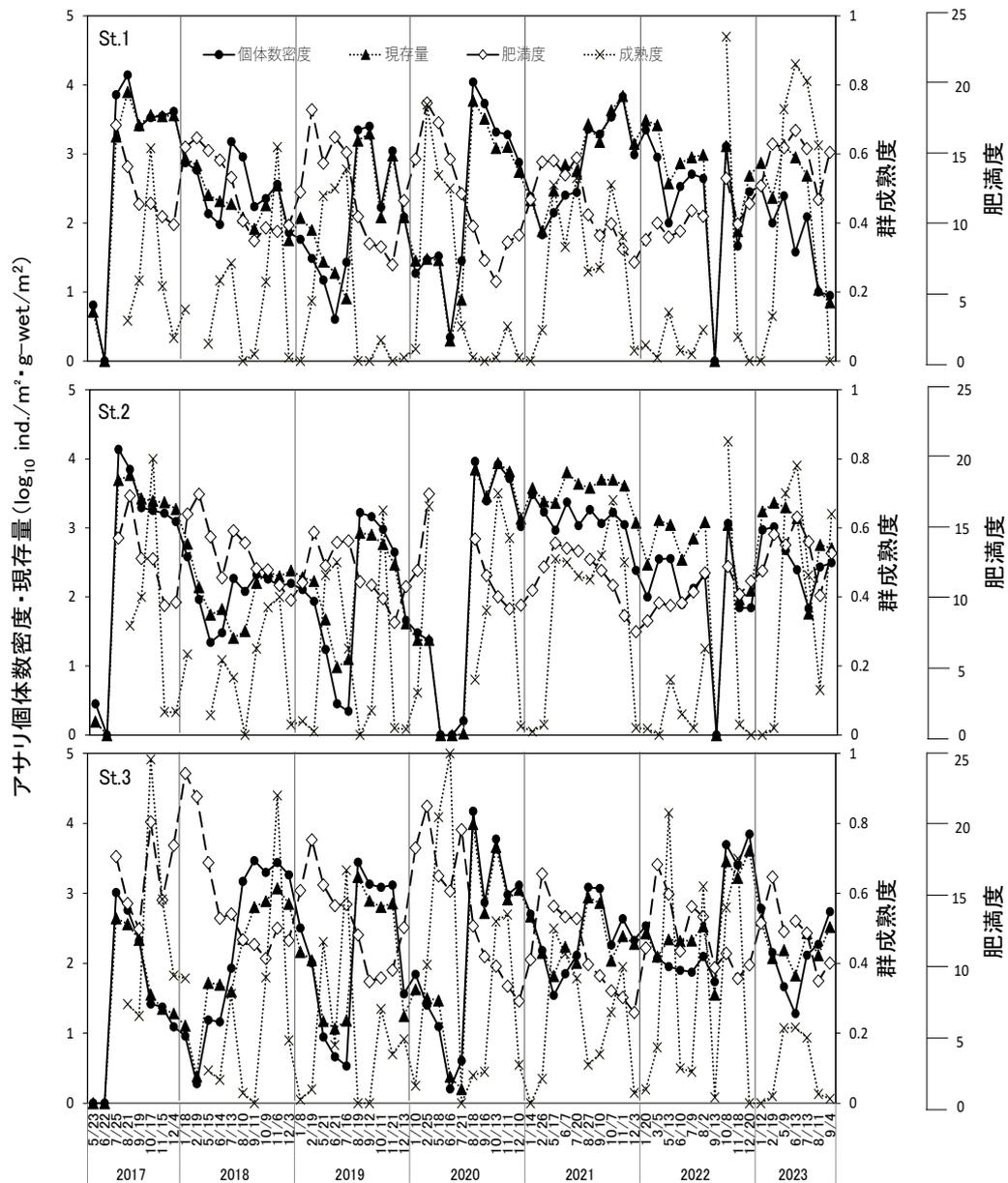


図3 調査期間における個体数密度・現存量・肥満度・群成熟度の推移

密度, 現存量とした。また, 生理状態を把握するために, 採取したアサリのうち開殻が可能である約 15 mm 以上の個体を対象とし, 各地点 50 個体を上限に殻長 (SL), 殻高 (SH), 殻幅 (SW) 及び軟体部湿重量 (STW) を測定し, 個体ごとの肥満度 (CF) を鳥羽・深山¹⁶⁾に基づき以下の式により算出した。

$$CF = STW / (SL \times SH \times SW) \times 10^5$$

また, アサリの成熟状態を把握するため, 群成熟度を求めた。成熟状態は安田ら¹⁷⁾を参考に, 生殖巣の外観観察から次の3段階とした。

A : 生殖巣は著しく発達し, 斧足部全体にわたり乳白色で膨潤している。

B : 生殖巣は乳白色を呈するものの, 斧足部の全体には至らない, もしくは中程度であるもの。

C : 乳白色の生殖巣が視認できない, または視認できたとしても斧足部の半分以下。中腸線が皮膜を通して視認できる状態。

これら3段階 (A, B, C) にそれぞれ 1, 0.5, 0 の数値を与え, 個体ごとの数値の平均値を群成熟度とした。これらは, 肥満度を測定した個体について行った。ただし, 採捕個体数が1個体のみであった調査日については欠測とした。

(3) 殻長組成と成長率

調査日及び地点ごとに採捕された全個体の殻長を測

定した。得られた殻長データから、殻長 1mm ごとの頻度分布図を作成した。また相澤・滝口¹⁸⁾の方法に従い、MS-Excel の Solver を用いた最尤法により混合正規分布を推定し、分離された各コホートの平均殻長を決定した。愛知県で漁業者により採捕、移植放流が行われているアサリ稚貝は殻長 10~15 mm 程度であることから¹⁹⁾、分離したコホートの殻長から各年に移植された稚貝群（以下、移植群）を同定し、決定した平均殻長から以下の式により移植群ごとに調査日間 (t, t+1) の日間成長率（以下、成長率）を算出した。

$$\text{成長率(\%)} = \frac{SL(t+1) - SL(t)}{SL(t)} \times \frac{1}{D} \times 100$$

なお、上式で SL は殻長、D は調査日間の日数を示す。

結 果

(1) 個体数密度・現存量・肥満度・群成熟度の推移

個体数密度、現存量、肥満度及び群成熟度の推移を図 3 に示した。稚貝移植直後の各年 7 月から 10 月の間の個体数密度と現存量は、St.1 で 1,294~11,074 ind./m² 及び 188~5,864 g-wet/m²、St.2 で 1,156~9,105 ind./m² 及び

849~6,956 g-wet/m²、St.3 で 1,029~15,084 ind./m² 及び 221~9,848 g-wet/m² の範囲であったが、その後、秋から翌年の春にかけて減少する傾向が見られた。特に、2019 年までは稚貝移植後の秋冬季における個体数密度及び現存量の減少が顕著であり、移植後翌年の 5 月と 6 月には、St.1 で 1~135 ind./m² 及び 0.9~253 g-wet/m²、St.2 では 0~29 ind./m² 及び 0~66 g-wet/m²、St.3 では 0.6~15 ind./m² 及び 1~52 g-wet/m² まで減少した。一方で 2020 年以降では、移植した稚貝が比較的生存するようになり、移植後翌年の 5 月と 6 月時点の個体数密度及び現存量は、St.1 で 37~337 ind./m² 及び 292~1,348 g-wet/m²、St.2 で 77~2,363 ind./m² 及び 345~6,396 g-wet/m²、St.3 で 18~89 ind./m² 及び 66~219 g-wet/m² であった。なお、2022 年 9 月に St.1 及び St.2 の個体数密度と現存量が 0 ind./m²、0 g-wet/m²、2023 年 8 月と 9 月に St.1 の個体数密度、現存量がそれぞれ 9 ind./m²、9 g-wet/m²、8 ind./m²、6 g-wet/m² と顕著に減少しているが、ミナミアオサ *Ulva ohnoi* またはアナアオサ *U. pertusa* の繁茂とそれらの腐敗によってアサリがへい死したことを確認している。各年の現存量及び個体数密度の最高値を分母、翌年 5 月、6 月の平均現存量及び個体数密度を分子とし、3 地点の平均残存率を算出すると、2017~2019 年の平均残存率は現存量で 0.5~6.4%、個体数密度で 0.3~1.7%、2020~2022 年の平均残存率は現存量で 14.6~71.8%、個体数密度で 6.7~14.1% であった（図 4a）。また、移植翌年の 5 月、6 月調査時の平均個体数密度を見ると、2017~2019 年の 3 地点平均は 7~51 ind./m² であったのに対し、2020~2022 年は 173~630 ind./m² であり、年ごとにばらつきはあるものの 2020 年以降では、翌年まで比較的高い個体数密度が維持されていることが確認された（図 4b）。肥満度は、各年概ね 2~7 月にかけて高い値を示し、その間の各年

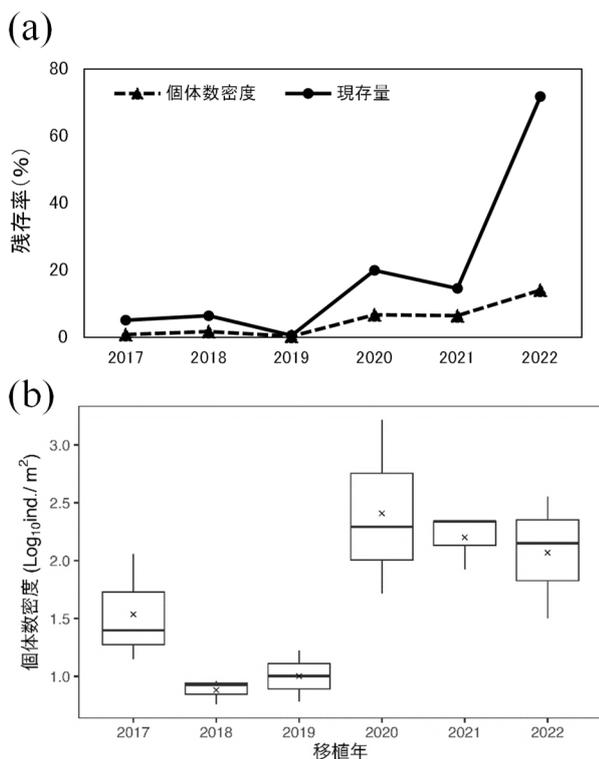


図 4 各移植群における個体数密度及び現存量の平均残存率 (a)、及び翌年の 5・6 月調査時における平均個体数密度の対数値 (b) (図中の×は平均値、箱中の横線は中央値、縦棒の端は最大値及び最小値をそれぞれ示す。)

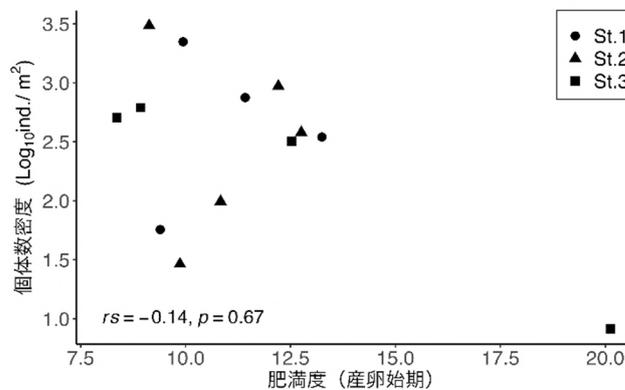


図 5 産卵初期（秋の群成熟度ピーク時）の肥満度と翌年 1 月の個体数密度の関係

の最高値は St.1 で 13.2~18.7, St.2 で 12.2~17.5, St.3 で 16.2~23.6 であった (図 3)。一方, 8 月以降肥満度は低下し, 各年の最低値は概ね 9 月から翌年 1 月にかけて確認され, St.1 で 5.8~9.9, St.2 で 7.5~10.2, St.3 で 6.5~12.5 の範囲であった。群成熟度については年によって異なるが, 概ね 6~8 月, 10~12 月の間に最高となり, St.1 で 0.50~0.94, St.2 で 0.40~0.85, St.3 で 0.43~0.98 であった (図 3)。また, 肥満度と個体数密度との関係について, 服部ら⁶⁾に従い秋の群成熟度ピーク時を産卵始期とし, 産卵始期の肥満度と翌年 1 月の個体数密度との関係と比較し, その結果を図 5 に示した。ただし, ピーク時でも群成熟度が 0.5 以下であった St.1 の 2019 及び 2020 年, St.2 の 2018 年, St.3 の 2019 及び 2021 年は解析から除き, データ数が少なかったため相関の解析には Spearman の順位相関係数を用いた。2017 年 10 月の St.3 の肥満度のみ 20.1 と高い値であったが, それ以外は全ての地点で 8.0~13.2 と相対的に低い値であった。2017 年 10 月の St.3 の結果を除いて解析したところ, 産卵始期の肥満度と移植後翌年 1 月の個体数密度には一定の傾向は確認されなかった (Spearman の順位相関係数: $r_s = -0.14$, $p = 0.67$)。

(2) 着底初期稚貝の出現状況

着底初期稚貝の出現状況を図 6 に示した。年によりばらつきはあるが, 概ね春と秋に出現のピークが確認された。調査期間中, 個体数密度は St.1 で 0~7,635 ind./m², St.2 で 0~2,509 ind./m², St.3 で 0~33,813 ind./m² の範囲で推移した。ピーク時の個体数密度の推移については, St.2 ではほとんど変化はなかった。その一方で, St.1 では 2018 年 6 月に 7,635 ind./m², 2020 年 6 月にも 7,635 ind./m², St.3 では 2017 年 12 月に 13,853 ind./m², 2018 年

11 月に 33,813 ind./m², 2019 年 6 月に 11,235 ind./m² の個体数密度が確認されたが, それ以降では 10,000 ind./m² 水準の個体数密度は確認されなかった。特に 2021 及び 2022 年の個体数密度は, St.1 で 0~654 ind./m², St.2 で 0~1,854 ind./m², St.3 で 0~3,599 ind./m² と低い水準であった。

(3) 殻長組成の推移

コホート別の殻長組成の推移を図 7 (a-c) に示した。2017~2019 年までの移植群は, いずれの地点においても翌年の春~夏には密度の低下により追跡が困難になった。例えば, St.1 では各年とも当年の 7~9 月に移植された群は, 翌年の 5~8 月にはほとんど確認されなくなった (図 7a)。St.2 では 8~9 月に移植された群は翌年の 5~7 月までに (図 7b), St.3 では 7~8 月に移植された群は翌年の 5~7 月までにほとんど確認されなくなった (図 7c)。その一方で, 2020~2023 年にかけては, 翌年の春以降も移植群の生残が確認され, 2020 年移植群は St.1 及び St.2 で 2022 年 8 月まで, St.3 で 2022 年 6 月まで, 2021 年移植群はいずれの地点でも 2022 年 8 月まで, 2022 年移植群は St.1 で 2023 年 7 月まで, St.2 及び St.3 で 2023 年 9 月まで確認された。2021 年 5 月から 2022 年 8 月までは, 2020 年移植群と 2021 年移植群の 2 群が確認された。秋冬を越えて生残するようになった 2020 年以降の移植群について成長をみると, 移植時の平均殻長が St.1 で 14.6~16.0 mm, St.2 で 15.0~16.9 mm, St.3 で 13.3~14.5 mm だったものが, 翌年の 7 月または 8 月には St.1 で 19.8~30.8 mm, St.2 で 23.2~31.9 mm, St.3 で 25.8~27.2 mm まで成長していた (図 7a, b, c)。このように, 移植群の多くは翌年の夏までには漁獲サイズ (愛知県漁業調整規則: 25 mm) 程度に達したが, 2つ

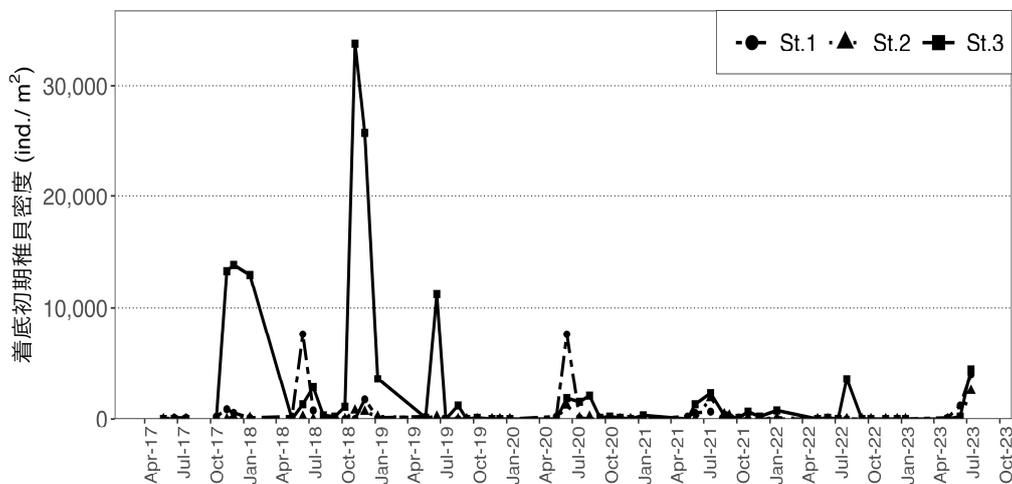


図 6 各地点における着底初期稚貝の出現状況

(a) St.1 5月 6月 7月 8月 9月 10月 11月 12月 1月 2月 3月

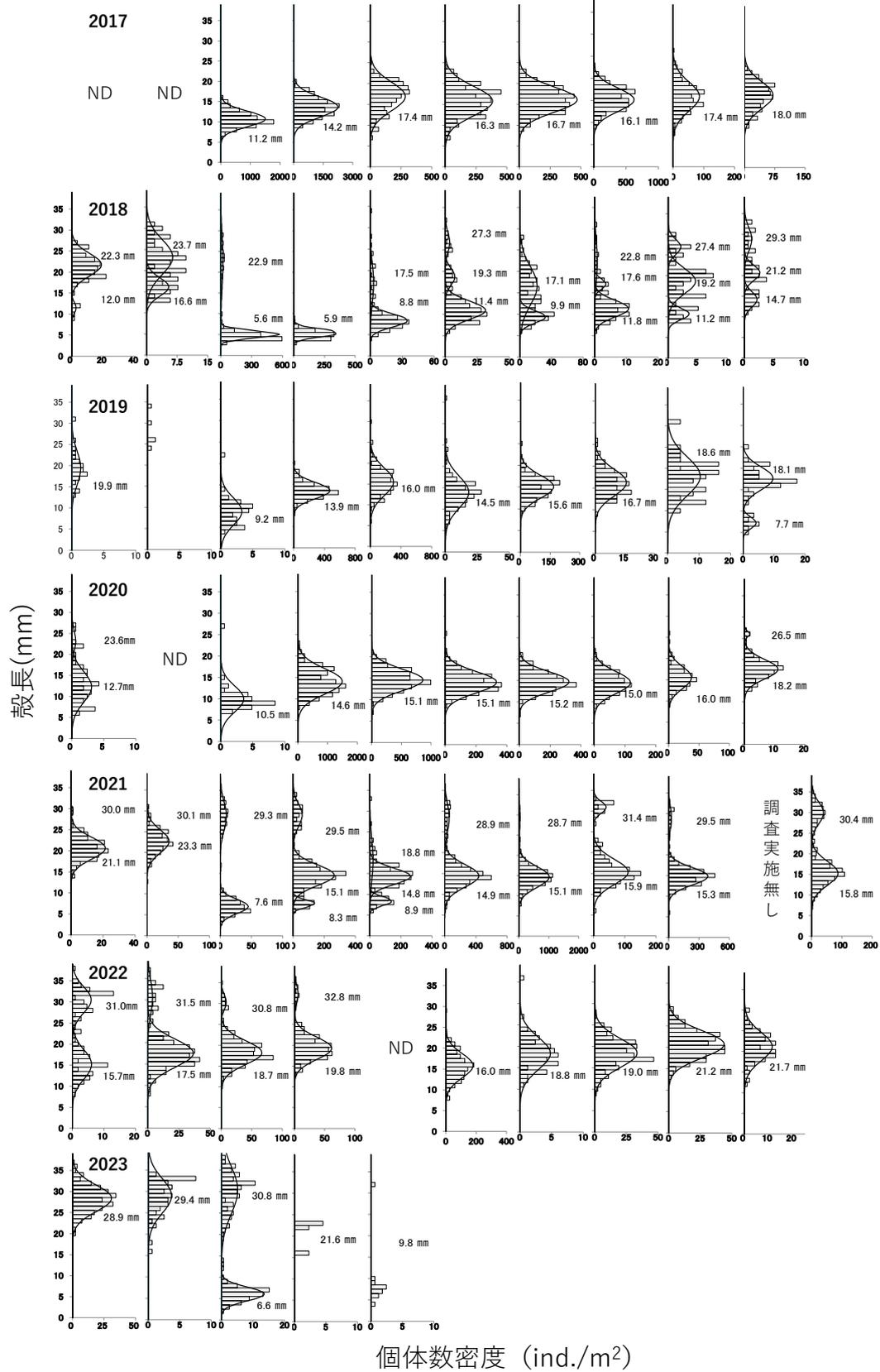


図7 各調査地点 (St.1: a, St.2: b, St.3: c) における殻長組成の推移

(b) St.2 5月 6月 7月 8月 9月 10月 11月 12月 1月 2月 3月

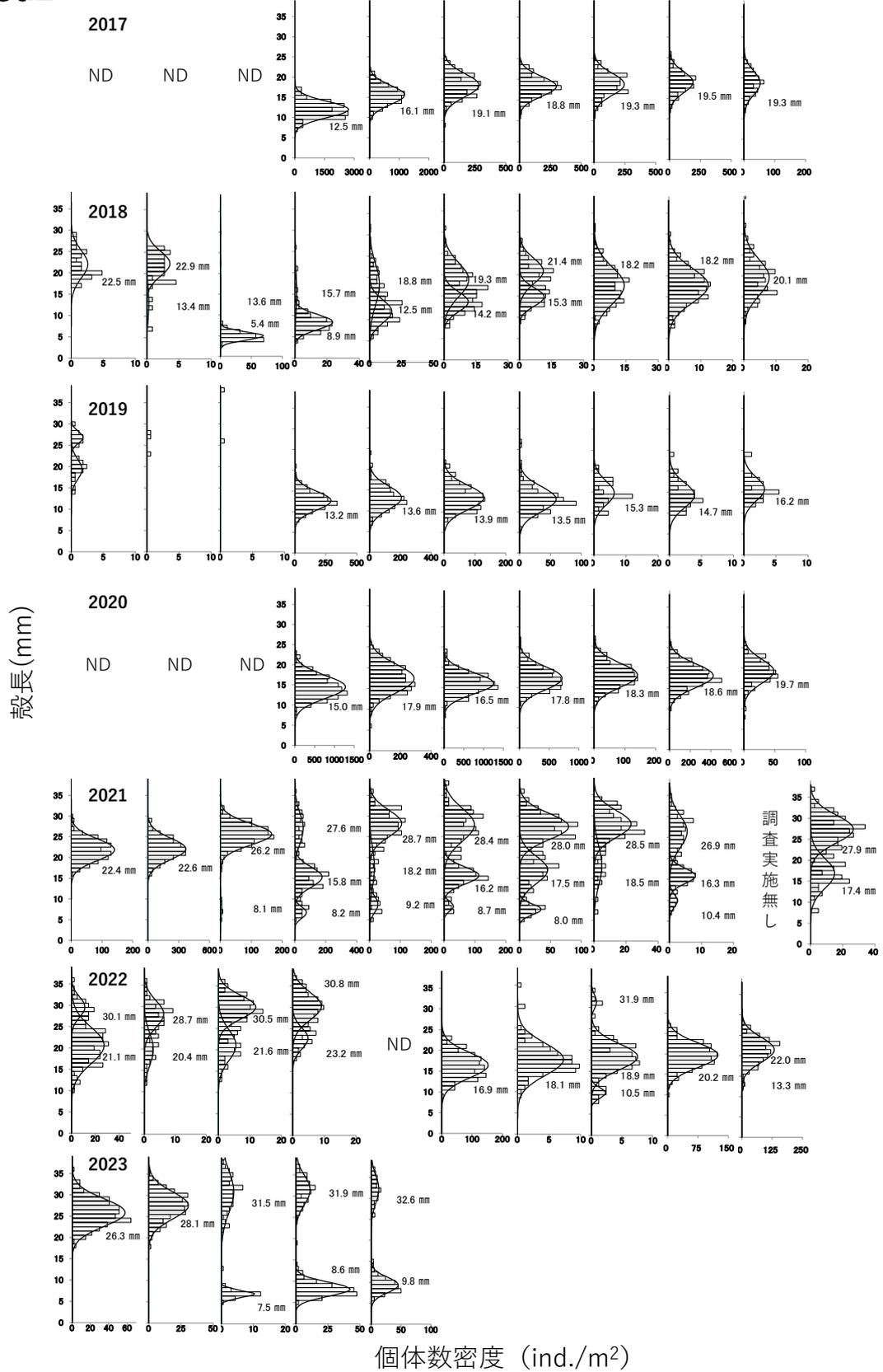


図7 (続き) 各調査地点 (St.1: a, St.2: b, St.3: c) における殻長組成の推移

(c) St.3 5月 6月 7月 8月 9月 10月 11月 12月 1月 2月 3月

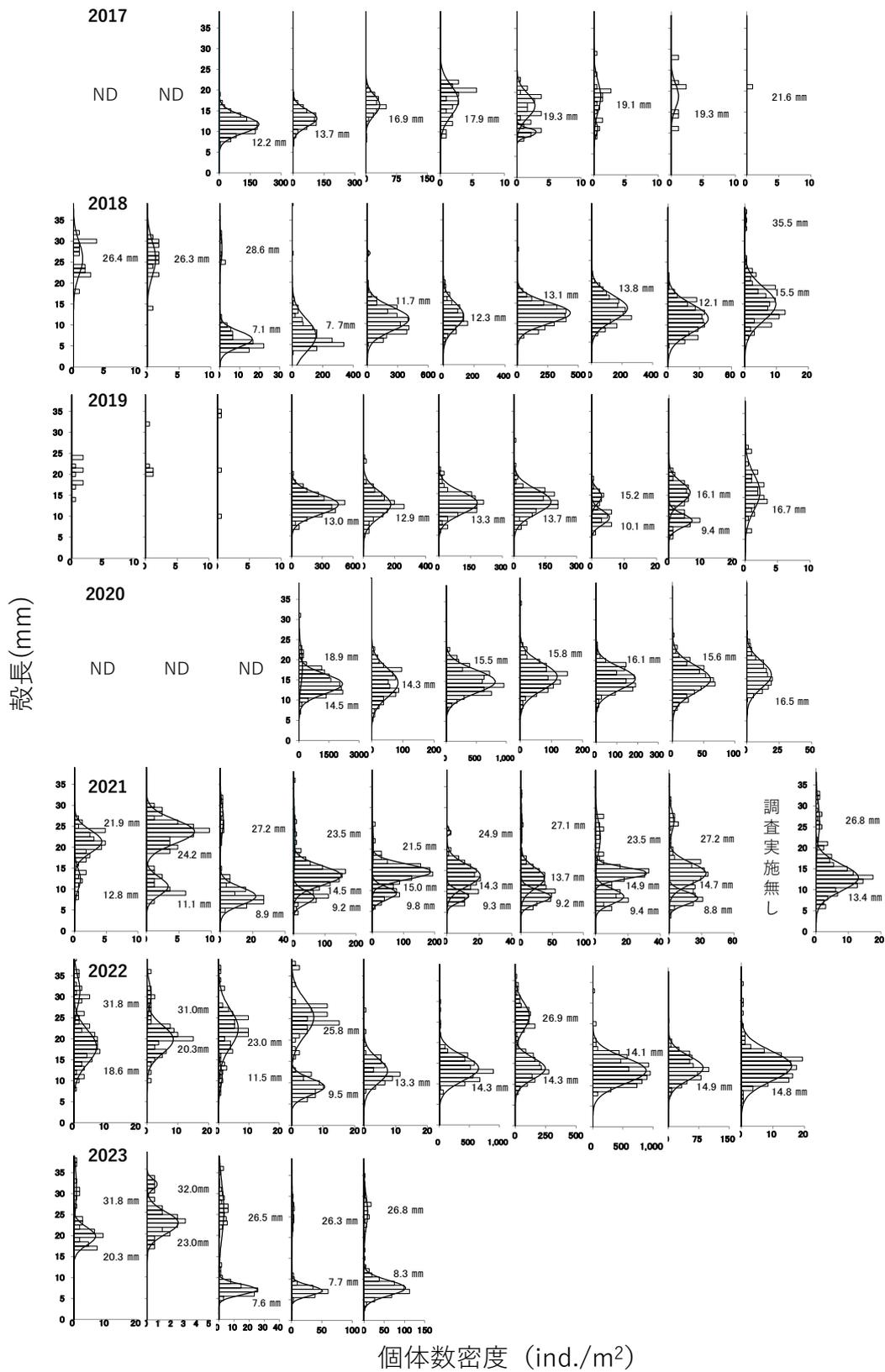


図7 (続き) 各調査地点 (St.1: a, St.2: b, St.3: c) における殻長組成の推移

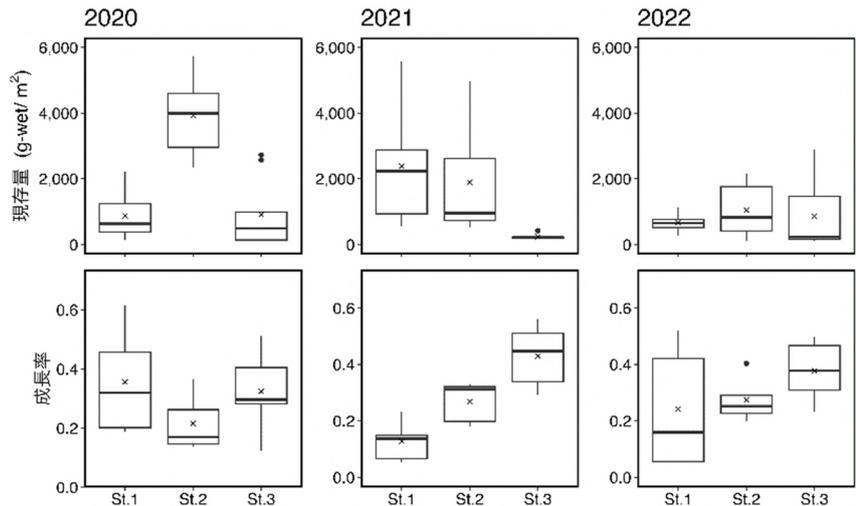


図 8 各移植群が確認された期間における現存量と上位 5 位までの平均成長率（図中の×は平均値，黒点は外れ値，箱中の横線は中央値，縦棒の端は外れ値を除く最大値及び最小値をそれぞれ示す。）

の移植群が同時に確認された 2021 年 8 月から 2022 年 8 月にかけては、2021 年移植群は移植時の平均殻長 14.6 mm (St.1) 及び 15.0 mm (St.2) から 19.8 mm (St.1) 及び 23.2 mm (St.2) までしか成長せず、漁獲サイズに達しなかった (図 7a, b)。St.3 については、2020 年度移植群が 2022 年 6 月頃から確認されなくなり、2021 年度移植群は翌年の 8 月には 25.8 mm まで成長した (図 7c)。

(4) 現存量及び個体数密度に対する成長率・肥満度及び成熟度との関係

翌年春以降まで移植群が生き残るようになった 2020 年以降について、各移植群が確認された期間における現存量と、各移植群の移植時から翌年 8 月の期間における上位 5 位の成長率を比較した (図 8)。その結果、各年の地点ごとの現存量と成長率には概ね負の関係が見られた。St.1 では現存量が 2,400 g-wet/m² 程度であった 2021 年の成長率は平均 0.13 と低く、現存量が 900 g-wet/m² 程度であった 2020 年の成長率は平均 0.36 と高くなった。St.2 でも現存量が 4,300 g-wet/m² 程度であった 2020 年の成長率は平均 0.21 であったが、現存量が 1,000~1,800 g-wet/m² 程度であった 2021 年、2022 年の成長率はどちらも平均 0.27 とやや高くなった。St.3 ではいずれの年も現存量は 200~900 g-wet/m² 程度と他 2 地点よりも比較的 low、成長率は平均 0.32~0.43 と他の 2 地点より高い傾向がみられた。現存量及び個体数密度と成長率との関係を図 9 に示した。現存量及び個体数密度に対する成長率との関係については、Pearson の積率相関係数による相関分析 (以下、相関分析) を行った。ただし、減耗等によりコホートの成長率がマイナスとなった場合と、

移植そのものによる生残等への影響を排除するため移植月とその翌月は解析から除外した。全期間の成長率は、現存量 (相関分析, $r=-0.28$, $p<0.01$) 及び個体数密度 (相関分析, $r=-0.24$, $p<0.05$) との間で有意な負の相関が認められ、現存量及び個体数密度が高いと成長率は低くなる傾向が認められた。また、これらの関係について年ごとにみると、成長率と現存量の相関係数は、2017 年で $r=0.05$ ($p=0.87$)、2018 年で $r=-0.44$ ($p=0.09$)、2019 年で $r=-0.15$ ($p=0.64$)、2020 年で $r=-0.46$ ($p<0.05$)、2021 年で $r=-0.72$ ($p<0.001$)、2022 年で $r=-0.06$ ($p=0.80$) となり (図 9a)、2020 年と 2021 年で有意な負の相関であった。さらに 2 つの移植群が同時に存在していた 2021 年で最も強い負の相関 ($r=-0.72$) が確認された。成長率と個体数密度の相関係数は、2017 年で $r=0.17$ ($p=0.56$)、2018 年で $r=-0.12$ ($p=0.65$)、2019 年で $r=-0.19$ ($p=0.55$)、2020 年で $r=-0.61$ ($p<0.01$)、2021 年で $r=-0.73$ ($p<0.001$)、2022 年で $r=-0.09$ ($p=0.71$) であり (図 9b)、現存量と同様に 2020 年、2021 年で有意な負の相関となり、うち 2 つの移植群が同時に存在していた 2021 年で最も強い負の相関 ($r=-0.73$) が確認された。

現存量及び個体数密度に対する肥満度との関係については相関分析を行った。肥満度の推移結果 (図 3) より季節的な高低に応じて、低い傾向にあった 8 月から翌年 1 月を低水準期、高い傾向にあった 2 月から 7 月を高水準期と区分した。調査期間については、移植稚貝の生残状況が異なる 2017~2019 年と 2020~2023 年の 2 期間に区分し、結果を図 10 に示した。低水準期 (図 10 上段) では、肥満度と現存量の相関係数は、2017~2019 年で $r=$

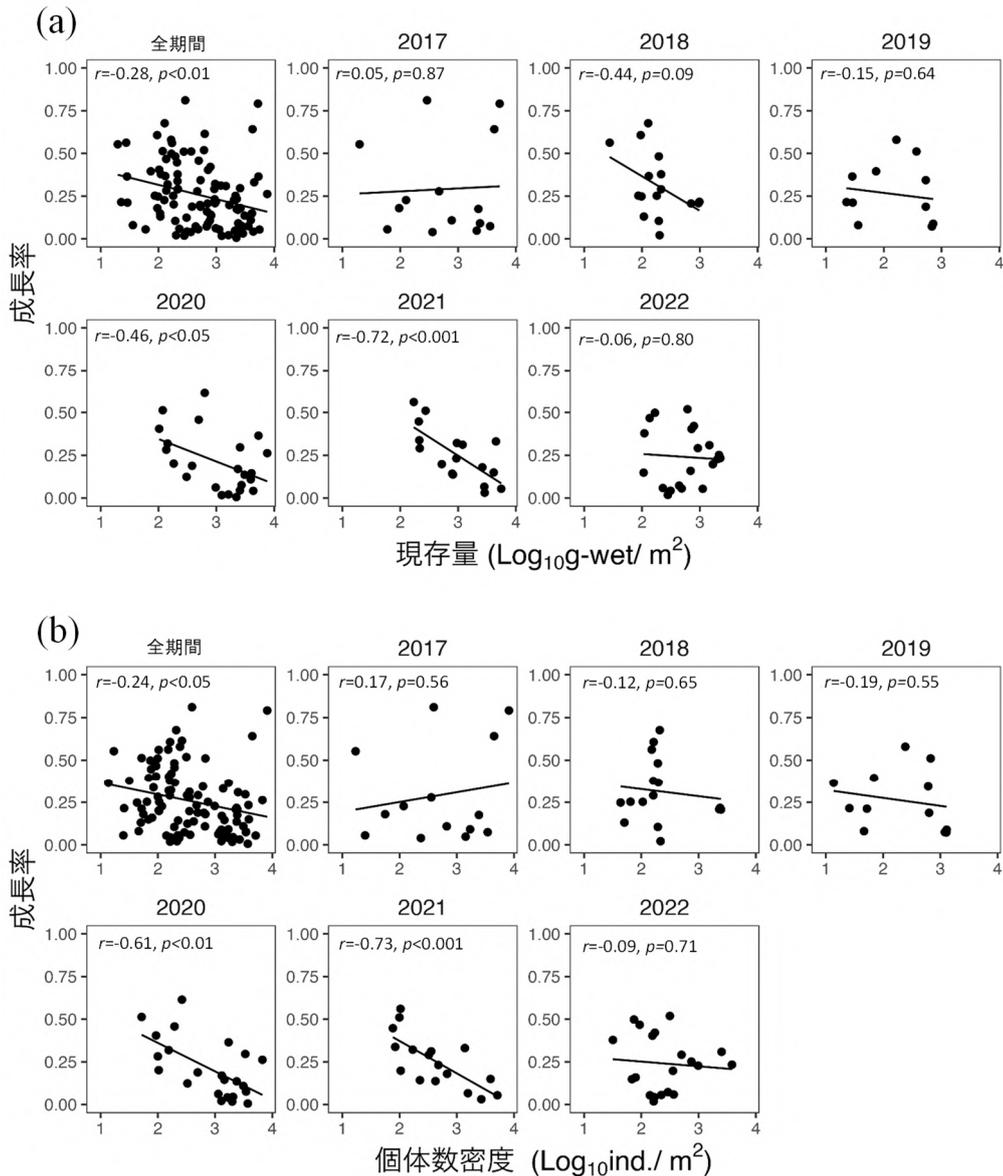


図9 全期間及び移植年群別の成長率と現存量 (a) 及び個体数密度 (b) との関係

-0.33 ($p<0.05$), 2020~2023年で $r=-0.28$ ($p<0.05$) であり, 肥満度と個体数密度の相関係数は, 2017~2019年で $r=-0.39$ ($p<0.05$), 2020~2023年で $r=-0.29$ ($p<0.05$) であった。現存量と個体数密度のどちらにおいても両期間で有意な負の相関が認められた。高水準期(図10下段)では, 肥満度と現存量の相関係数は2017~2019年で $r=-0.17$ ($p=0.39$), 2020~2023年で $r=-0.46$ ($p<0.001$) であり, 肥満度と個体数密度の相関係数は2017~2019年で $r=-0.07$ ($p=0.71$), 2020~2023年で $r=-0.41$ ($p<0.01$) であった。高水準期では現存量と個体数密度のどちらにおいても2020~2023年のみ肥満度との間に有意な負の相関がみられ, 低水準期とは異なり2017~2019年では相関が見られなかった。

現存量及び個体数密度に対する群成熟度との関係については相関分析を行い, 図11に示した。村田ら⁷⁾より浮遊幼生出現のピークがみられた7月, 11月とその前後1カ月を抽出し, 6~8月及び10~12月の2期間に区分するとともに, 調査期間については肥満度と同様, 移植稚貝の生残状況が異なった2017~2019年と2020~2023年の2期間に区分した。6~8月(図11上段)において, 現存量では2017~2019年で有意な負の相関(相関分析, $r=-0.50$, $p<0.05$), 個体数密度では両期間において有意な負の相関(相関分析, $r=-0.57$, $p<0.01$; $r=-0.35$, $p<0.05$)が見られた。10~12月(図11下段)では, 2020~2023年の期間における現存量及び個体数密度ともに群成熟度との間に有意な正の相関(相関分析, $r=0.42$,

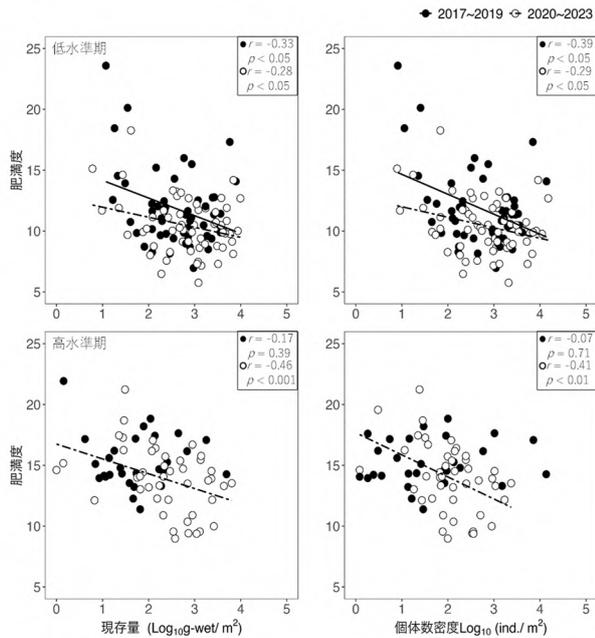


図 10 肥満度 (上段：低水準期 (8～翌年 1 月), 下段：高水準期 (2～7 月)) と現存量 (左), 個体数密度 (右) との関係 (図中の回帰式について実線は 2017～2019 年, 一点破線は 2020～2023 年を示す。)

$p < 0.05$; $r = 0.49$, $p < 0.01$) が見られた。2 期間の群成熟度と現存量, 個体数密度との相関係数の符号に一定の傾向は確認されなかった。

考 察

2017 年から 2023 年の間, 各年に移植された稚貝を追跡した結果, 2017～2019 年の移植群はすべての地点において現存量と個体数密度が秋冬季に顕著に減耗したのに対し, 2020 年以降の移植群は大きく減耗することなく, 翌春以降も比較的高い水準で確認された (図 3, 4)。殻長組成の推移についても同様の傾向を示し, 2017～2019 年までの移植群は漁獲サイズに達する前に消失した。近年, 三河湾におけるクロロフィル *a* 濃度は長期的に減少していることが報告されており,¹⁵⁾ 日比野ほか¹⁴⁾ は再生産成功率 (RPS) の変動要因を重回帰分析により解析し, 稚貝の生き残りにはクロロフィル *a* 濃度に加え秋の水温や秋冬季の風速が複合的に影響するとし, 特に 2014 年以降悪条件が重なって RPS が極端に下振れしていたことを示した。調査地点が位置する西三河地区の漁獲量は 2014 年以降減少し, 2017～2020 年では 34～217 トンと著しく減少した (図 1)。一方 2020 年以降の移植群については, St.1 と St.2 における 2021 年移植群を除き, 翌年の夏までには漁獲サイズまで成長したこと

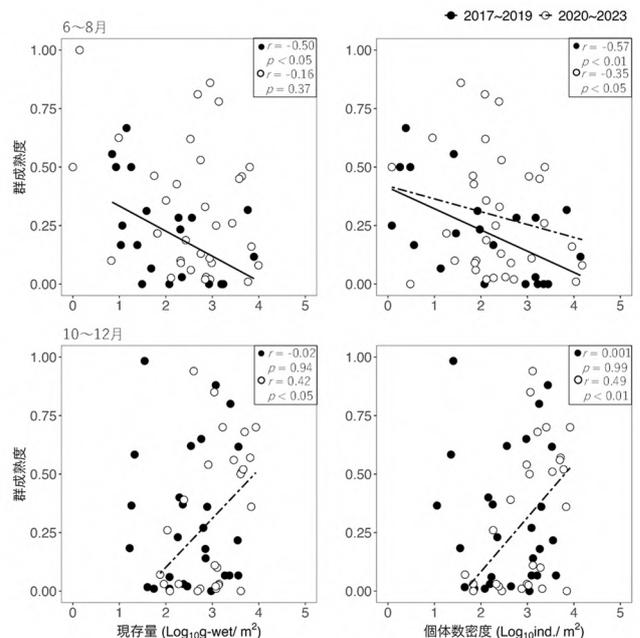


図 11 群成熟度 (上段：6～8 月, 下段：10～12 月) と現存量 (左), 個体数密度 (右) との関係 (図中の回帰式について実線は 2017～2019 年, 一点破線は 2020～2023 年を示す。)

が確認され, 漁獲加入に成功したと考えられた。実際に一色干潟における漁獲量は 2021 年で 1,015 トン, 2022 年で 1,675 トンと増加し, 漁獲量と本研究における移植群の動態はよく対応すると考えられた。また, 一色干潟において直近のアサリ現存量の推定を行った結果でも, 2021 年以降には漁獲資源が形成されていることが明らかになっている。¹⁾ 2017～2019 年までの現存量及び個体数密度の減少が秋冬季に顕著であったことは, 服部ら⁶⁾ においても同様に確認されており, 秋冬季減耗と近年の資源減少との関連性が報告されている。本研究と直近の状況からも, 資源形成には秋冬季減耗の回避が重要であることが再確認された。

2020 年以降の移植群が翌年の春以降も生残するようになったことで, 現存量及び個体数密度は, 2022 年 9 月を除きそれ以前よりも高い水準で推移した。各年の移植群のうち 2021 年移植群に注目すると, 2020 年移植群と 2021 年移植群の 2 群が存在した St.1 と St.2 では, 2021 年移植群は翌年の夏までに漁獲サイズに達しなかった。2020 年以降について移植群の上位成長率とその期間の現存量を比較した結果では, 現存量が高く推移した年の移植群の成長率は低くなる傾向が認められた (図 8)。本研究の結果では現存量が概ね 1,000 g-wet/m² を上回ると

上位成長率の平均は0.3を下回ったが、今後のデータの蓄積によりアサリの成長に影響を及ぼす現存量等を定量的に明らかにしていく必要がある。成長率と現存量及び個体数密度との間にも同様に負の相関が確認され、現存量や個体数密度が高いと成長率は低くなることが認められた。この関係について移植群別に見ると、現存量及び個体数密度のどちらにおいても2020年及び2021年移植群の成長率との間に有意な負の相関がみられ、2021年移植群で最も強い負の相関が確認された(図9)。2020年移植群以降、稚貝の生残が確認されるようになり、2021年移植群については2020年移植群も同期中に確認されていることから、漁場全体でも現存量や個体数密度はそれ以前よりも高い水準であると考えられ、特に2021年以降に密度依存的な影響が増大し、当年移植群の成長が抑制された可能性が示唆された。本種と同じ懸濁物食性の二枚貝であるブラジルチドリマスオは、親貝の密度が低いと稚貝の成長が良いことが報告されている。⁸⁾ また、ウバガイにおいても高密度生息域では同年齢での小型化が顕著となることが確認されている。¹⁰⁾ また、アサリについても飼育実験下であるが、個体数が多いほど成長率は低下することが確認されている。¹³⁾ これらの報告及び本研究の結果は、実際の生息環境下のアサリにおいても、現存量及び個体数密度の多寡が成長に影響することを強く示唆していると考えられた。

本研究の結果から、現存量及び個体数密度は肥満度にも影響を及ぼしていることが明らかになった。現存量及び個体数密度と肥満度との関係は、肥満度の低水準期では2017~2019年と2020~2023年の両期間で、高水準期では2020~2023年でそれぞれ有意な負の相関が認められた(図10)。低水準期は稚貝の移植時期と主な減耗期である秋冬季を含んでおり、密度依存的な影響をより受けやすい時期である可能性が推察される。また、2019年までは肥満度の高水準期にあたる2~7月に移植群がほとんど確認されなかったのに対し、2020年以降では比較的高い現存量が維持されていたため、高水準期でも密度依存的な影響がみられたと考えられた。ウバガイ及びホンビノスガイについては、高い生息密度による局所的な餌不足が成長に影響を及ぼすことが推測されている¹⁰⁾。 ¹¹⁾ ことから、本研究においても調査地点での高い現存量及び個体数密度によって餌の競合が生じ、肥満度の低下に影響を及ぼしていたと考えられる。特に肥満度はアサリにおいて個体の活力指標であるとともに、減耗との関連も指摘されていることから、⁴⁾ 本研究の結果から密度依存的に自然死亡率が変化する可能性が推測される。服部ら⁶⁾ は、より広域的な地点間での比較により産卵始

期の肥満度と翌1月の個体数密度に正の相関があることを示しているが、本研究ではそのような傾向はみられなかった(図5)。これは、本研究では環境条件の類似した近隣漁場や同一漁場を比較したため、環境条件の差より個体数密度の差がより強く反映された結果であると考えられる。このような状況下、再生産の指標の一つである群成熟度は、本研究では現存量及び個体数密度との関係に一定の傾向は認められなかった。このことは、現存量及び個体数密度に関わらず毎年成熟・産卵自体は行われることを示唆している。その一方、移植群の生き残りが確認されるようになった2020年以降は肥満度が低い傾向にあることに加え(図10)、着底初期稚貝の出現密度は2021年及び2022年において特に低い状況であった(図6)。三河湾におけるアサリ浮遊幼生の長期的な出現状況では、漁獲量が減少した2014年以降でも特に2021年の浮遊幼生の出現密度が低いことが確認されており、加えて近年では浮遊幼生の残存率も低下している可能性が報告されている。⁷⁾ 着底初期稚貝の密度は、流動等の海洋物理構造にも影響されると考えられるが、少なくとも河口付近への浮遊幼生集積傾向は変化しておらず、⁷⁾ 低い着底初期稚貝密度の要因は着底量の低下による可能性が高い。本種と同じ二枚貝類であるセタシジミ *Corbicula sandai* では肥満度の低下がD型幼生の発生量に悪影響を及ぼすことが示唆されている。²⁰⁾ またヤマトシジミ *Corbicula japonica* は身入り度(肥満度と同義)と卵径の変動は類似することが報告されており、²¹⁾ アサリにおいては鳥羽・深山¹⁶⁾ により卵径の大きな卵のほうが幼生期の生残が良いことが報告されている。これらのことから、現存量の増加に伴う低い肥満度は卵量や卵質に負の影響を及ぼしている可能性が示唆される。

本調査地点では、アサリ以外にもハマグリ *Meretrix lusoria* やバカガイ *Macra chinensis*、シオフキガイ、カガミガイ、サルボウガイ *Scapharca kagoshimensis*、ホトトギスガイ *Musculista senhousia* が採捕されたが、調査範囲での現存量ベースでは概ねアサリが主体であった。本研究では移植したアサリ稚貝に着目しその動態を把握したが、漁場全体としては2021年以降ホトトギスガイの増加が確認されており、¹⁾ アサリと同じ懸濁物食性の二枚貝類の現存量や個体数密度の変化がアサリの成長や肥満度に影響を及ぼしている可能性も十分に考えられる。したがって、今後はアサリ以外の二枚貝類の現存量等の変化とそれらが及ぼす影響を総合的に明らかにしていく必要がある。

三河湾におけるクロロフィルa濃度は長期的に減少しており、アサリ漁獲量が1~2万トン水準であった1990

年代後半からの減少割合は 51.7%と報告され、¹⁵⁾ それに伴いアサリの餌不足や育成への影響が指摘されている。⁵⁾ 2017～2020 年では移植稚貝の減耗が顕著であったことについても、上記のような環境の変化が一要因と考えられる。このような状況に対して愛知県では、2017 年から毎年秋冬期間に矢作川及び豊川の 2 ヶ所の広域流域下水道処理施設において総量規制基準内でのリンの増加放流を行っており、2020 年からはそれまでより 1 ヶ月早い 9 月から実施されている。2020 年以降の移植稚貝が生残するようになったことは、日比野ら¹⁾における別調査でも同様の傾向が確認されており、緩和運転の前倒しにより基礎生産速度の高い季節に栄養塩供給が促された結果、アサリの餌料環境が改善した可能性も推測されている。¹⁾ 一色干潟において、夏季クロロフィル *a* 濃度、秋季水温や秋冬期の風速から予測される RPS は、2020 年以降上昇傾向にあることが指摘されており、¹⁴⁾ これらの環境条件が生き残りにとって有利に働いたと考えられ、本研究において移植稚貝の残存率に改善が見られた結果とも一致する。一方、本研究では 2020 年以降に成長の停滞、肥満度や初期着底稚貝密度等の再生産力指標の低下を捉えており、現在の漁場では過去の資源量水準より低い水準で密度効果が働いている可能性が推察される。すなわち、漁場の基礎生産力は資源回復に充分ではなく、わずかな現存量増加がアサリの再生産に負の影響を及ぼすことで個体群が自己調節されやすく、低い資源量水準が継続する可能性が危惧される。資源量については 2021 年以降に若干の増加傾向が見られているが、過去の資源量水準からみると依然として低い状況であり、¹⁾ 現状以上の資源回復には環境収容力の改善が必要であると推測される。本研究で示したアサリの資源生態的特徴における密度依存的な変化も、漁場環境の影響を強く受けていると推測されることから、今後はこれらの環境の影響を定量しつつ個体群動態にどのような影響を及ぼしうるかについて検討していく必要がある。

本研究の結果より、アサリの現存量や個体数密度は成長や肥満度に影響を与えており、三河湾では餌料環境の悪化等により密度効果が増長する可能性が示唆された。現在の漁場環境では、過去の漁場環境より密度効果が生じやすく資源回復の制限要因となっている可能性が想起されることから、資源回復には環境収容力のベースとなる基礎生産等の改善を図る必要がある。また、当面の漁場環境において持続的にアサリ漁業を営むためには、新規加入や成長が密度効果によって抑制されないことが重要であり、適切な漁場選択や漁獲によって大型コホートが優占しないよう現存量を調節することや、過密に

なりすぎない稚貝移植等、限られた環境収容力に応じて加入資源に対し順応的な資源管理を進めていくことが重要であるといえる。

要 約

三河湾の一色干潟において毎年移植したアサリ稚貝を追跡し、基礎生産の低下に伴い漁獲量が減少した近年のアサリの成長や肥満度に及ぼす密度依存的な影響を考察した。移植された稚貝の現存量及び個体数密度は 2020 年以降比較的高い水準であったが、現存量及び個体数密度が高いと日間成長率や肥満度は低くなるといった密度依存的な影響が見られた。一方、群成熟度にはそれらとの間に一定の傾向は見られず、成熟と産卵は現存量等とは無関係に毎年行われていることが示唆された。その一方で、産卵群が増加しているのにもかかわらず、着底初期稚貝密度は 2021 年以降低水準であることから、卵量、卵質の低下が考えられた。現在の漁場環境下で確認された密度効果による成長の鈍化、また肥満度の低下に伴う卵量や卵質の低下は、資源回復の制限要因となる可能性が示唆された。

謝 辞

調査実施に際しては西三河腰まんが協会の高須裕二氏、稲垣晃二氏、田中隆博氏、中村正彦氏、鈴木大助氏はじめ歴代役員の方々にご協力いただいた。有限会社生物生態研究社の颯田美幸氏には試料の分析にご協力いただいた。また、調査及び試料分析においては愛知県水産試験場漁業生産研究所栽培漁業グループの方々にご協力いただいた。各位に心よりお礼申し上げます。

文 献

- 1) 日比野学・進藤 蒼・村田将之・平井 玲・鈴木勝海・濱崎真美・市川哲也 (2024) 三河湾一色干潟におけるアサリ資源状況と資源管理. 黒潮の資源海洋研究, 25, 147-158.
- 2) 松川康夫・張 成年・片山知史・神尾光一郎 (2008) 我が国のアサリ漁獲量激減の要因について. 日水誌, 74, 137-143.
- 3) 日比野学・村田将之・山田穂高 (2022) タイムラプスカメラを用いた潮下帯に移植されたアサリ稚貝を捕食する魚類の観察. 愛知水試研報, 27, 1-9.
- 4) 松村貴晴 (2019) 三河湾のアサリ, ノリ生産量と水質の変動. 水産海洋研究, 83, 107-109.
- 5) 蒲原 聡・芝 修一・鶴島大樹・鈴木輝明 (2021) 三河湾のアサリ *Ruditapes philippinarum* の育成と全室

- 素・全リン濃度の経年変化との関連. 水産海洋研究, 85, 69-78.
- 6) 服部宏勇・松村貴晴・長谷川拓也・鈴木智博・黒田拓男・和久光靖・田中健太郎・岩田靖宏・日比野学 (2021) 愛知県内アサリ漁場における秋冬季のアサリ肥満度の変動と減耗. 愛知水試研報, 26, 1-16.
- 7) 村田将之・日比野学・長谷川拓也・宮川泰輝・松村貴晴・岡本俊治・黒田伸郎 (2023) 三河湾におけるアサリ資源の減少に伴う浮遊幼生の出現状況の変化. 愛知水試研報, 28, 20-31.
- 8) 服部克也・岩田靖宏・中嶋康生・甲斐正信・石元伸一・石田俊朗・大島寛俊 (2019) 三河湾・蒲郡地先干潟のシオフキ, カガミガイ, マテガイ, バカガイ, ハマグリ及びアサリの生息量. 愛知水試研報, 24, 26-34.
- 9) Defeo O (1996) Experimental management of an exploited sandy beach bivalve population, *Revista Chilena de Historia Natural*, 69, 605-614.
- 10) 堀井貴司・村上修・櫻井泉 (2002) ウバガイ *Pseudocardium sachalinense* の成長に及ぼす生息密度の影響. 日水誌, 68, 666-673.
- 11) Peterson CH, Beal BF (1989) Bivalve Growth and Higher Order Interactions: Importance of Density, Site, and Time. *Ecology*, 70, 1390-1404.
- 12) Weinberg JR (1998) Density-dependent growth in the Atlantic surfclam, *Spisula solidissima*, off the coast of the Delmarva Peninsula, USA. *Marine Biology*, 130, 621-630.
- 13) Ohba S (1956) Effects of population density on mortality and growth in an experimental culture of Bivalve *Venerupis semidecussata*. *Biol. J. Okayama Univ*, 34, 169-173.
- 14) 日比野学 (2023) 三河湾一色干潟におけるアサリの資源変動要因. 黒潮の資源海洋研究, 24, 115-120.
- 15) 蒲原 聡・高須雄二・湯口真実・美馬紀子・天野禎也 (2018) 三河湾における栄養塩の低下. 愛知水試研報, 23, 30-32.
- 16) 鳥羽光晴, 深山義文 (1991) 飼育アサリの性成熟過程と産卵誘発. 日水誌, 57, 1269-1275.
- 17) 安田治三郎, 浜井生三, 堀田秀之 (1954) アサリの産卵期について. 日水誌, 20, 1954-1955.
- 18) 相澤 康・滝口直之 (1999) MS-Excel を用いたサイズ度数分布から年齢組成を推定する方法の検討. 水産海洋研究, 63, 205-214.
- 19) 蒲原 聡 (2014) 愛知県豊川河口域に発生するアサリ稚貝の移植. 豊かな海, 33, 44-51.
- 20) 石崎大介, 幡野真隆, 井戸本純一, 久米弘人, 亀甲武志 (2015) 琵琶湖固有種セタシジミにおける産卵期の肥満度と採苗量の関係. 日水誌, 81, 998-1000.
- 21) 成田光好, 細井 崇, 長崎勝康, 古丸 明 (2006) 小川原湖産ヤマトシジミの低塩分条件下における産卵の可能性. 水産増殖, 54, 201-208.