

諫早湾アサリ覆砂漁場における
安定生産に向けた研究

Study on the Stable Production of the Manila Clam
Population (*Ruditapes philippinarum*) on the Artificially-
made Fishery Grounds in Isahaya Bay

長崎大学大学院生産科学研究科

水 田 浩 二

目次

緒言	27
1. 成長と生残	30
材料および方法	30
結果	32
考察	35
2. 密度の変動要因	46
2-1. 夏季の大量へい死	46
材料および方法	46
結果	47
考察	47
2-2. 台風	54
材料および方法	54
結果	55
考察	59
3. 夏季の大量へい死回避のための垂下式飼育	76
材料および方法	76
結果	78
考察	79
4. 漁場の有効活用に関する提言	87
4-1. 養殖漁場の底質管理	87
材料および方法	87
結果および考察	87
4-2. 大量へい死とアサリ密度	88
材料および方法	88
結果および考察	89
4-3. 乾燥身入率と適正密度	90
材料および方法	90
結果および考察	90
4-4. 安定生産へ向けて	91
謝辞	97
文献	97

緒 言

長崎県諫早市小長井町地先でのアサリ生産量は、長崎県の約9割を占める（第55次農林水産水産統計年報（水産編））。本地先では、他県から入手した種苗を、各人が割当てられた区画漁場へ移植して、アサリ養殖を行っている（藤井・山本 2003）。区画漁業権を設定したアサリ養殖は、広島県の一部と北海道の厚岸等全国的にも数例しか知られていない管理手法である。漁獲が早い者勝ちでないため、漁場を畑のように管理できる利点がある。

全国的にアサリ生産量は減少傾向にあり（松川ら 2008）、アサリ種苗の入手は容易ではなくなっている。2000年と2004年に本地先ではアサリの大量へい死により、各々2億6千万円（平野 2010）、2007年には約3億円（長崎水試 2008）の漁業被害が発生した。数年に一度、アサリの大量へい死に伴う漁業被害が発生しており、漁業経営の存続が危ぶまれる事態となっている。

本地先のアサリ養殖場では、2000年、2003年に実施された夏季のアサリへい死率調査で、稚貝発生量が比較的多いことが知られていた。移植種苗に依存せずに、地元で発生した稚貝を有効活用する養殖形態への転換を図るためには、地元産稚貝の加入時期と加入量の定量的な評価および成長と生残に関する基礎的な知見が必要である。また、本地先では、養殖漁場を維持管理する際、特に夏季におけるアサリの適正密度や底質環境の悪化を判断するための科学的根拠に基づいた数値基準がなく、養殖業者への適切な助言を実施し難い状況がある。養殖場の管理の目安となる数値基準が提示されると、密度調整や底質改善を適宜実施することで、夏季の大量へい死軽減へ貢献できるものと考えられる。本研究は本地先でのアサリ養殖場の安定的な生産へ寄与することを目的に実施された。

第1章では、養殖場における稚貝発生量を周

年調査し、着底稚貝から漁獲加入までの成長と定量的な検討を行った。アサリ養殖の生産性向上を図るには、資源の主体となっているコホートがいつ加入し、その後、どの程度生き残るかを知ることがある。一般的に、殻長組成のコホートへの分解では、稚貝の連続的な加入がある場合（水産庁 2008）や、多峰形分布のモードやこぶが分離して認められないような場合には、どのような精密な方法を用いてもよい結果が得られるとは限らない（田中 1998）。複数のコホートが重複した複合正規分布を解析的に分離して得られた平均殻長・標準偏差等のパラメータでは、成長と生残率を高い精度で推定し難くなる。よって、可能な限り、単一のコホートを追跡して、平均や標準偏差等のパラメータを推定することが望ましいと考えられる。既存漁場では複数のコホートが重複している可能性が高い。そこで、2005年6月に造成された漁場でコホートを追跡し、成長と生残に関する詳細な検討も試みた。

第2章では、アサリ資源の減少要因として、夏季の大量へい死と台風の影響を議論した。夏季のアサリ大量へい死に関しては、殻長10mm以下の稚貝が成貝より生残率が高かったという報告がある（坂口ら 1997）が、夏季の大量へい死発生前後における殻長サイズ別の生残を詳細に追跡した報告はない。大量へい死が発生した干潟養殖場において、殻長サイズ別のアサリの生残率の変化を検討したところ、成貝より稚貝の生残率が高いという定量的な結果が得られたので報告する。また、長崎県には2005年と2006年に、進路と規模が異なる2つの台風が上陸した。アサリの物理的な減耗要因として冬期の波浪が指摘されている（柿野 2006a）が、台風がアサリ漁場に及ぼした影響については、福島県相馬市の松川浦で、河口域に大量の土砂が堆積し、隣接するアサリ漁場一帯に浮泥が堆積して、アサリがへい死した事例（松本・小野 1987）の報告があるのみである。この報告では、台風の通過前後におけるアサリの分布密度お

よび底質環境の変化は検討されていない。本研究では、台風通過時の潮位や波浪・風向・風速・海岸線に沿った漁場の配置等により、アサリ個体群に異なる影響が及ぼされることを定量的に示し得る希少な機会を捉えたので報告する。

第3章では、夏季におけるアサリの大量へい死対策として、1ヶ月ほど沖合のカキ養殖筏で垂下飼育を実施し、この手法が簡便な大量へい死対策となり得るかを検討した。愛知県豊川河口域では稚貝を退避させる移植が試みられている(石田ら 2005a, 2006; 石田ら 2005b)。諫早湾では、夏季に本地先の対岸の島原半島側へ移植し、秋季に本地先に戻す耐夏試験(藤井ら 2005, 2006) および底層水の貧酸素化を予測し、遮断幕による貧酸素水塊の進入防止対策が試みられている(平野ら 2010)。ところで、本地先では、全域でアサリ養殖が行われているため、アサリを退避できる適地はみあたらない。*Chattonella* 赤潮の発生動向や貧酸素水塊の発達状況を確認しながら、島原半島側へ一時的な避難移植を即時に実施したくとも、干潟養殖場の管理者の判断だけでは対処できない。また、遮断幕による貧酸素水塊の進入防止対策の実用化には曝気システムに要するコストと防止可能な養殖漁場の範囲や作業性に課題が残されている。ところで、諫早湾の沖合域ではカキ養殖が盛んに営まれており、カキ養殖筏を用いてアサリを沖合で水柱中層に垂下飼育することができれば、表層を中心に滞留する *Chattonella* 赤潮と底層の貧酸素水塊を避けて被害を回避できる可能性がある。そこで、垂下飼育によるアサリの夏季大量へい死対策の有効性を検討するため、垂下飼育と垂下アサリの戻し移植試験を実施した。アサリの垂下式養殖に関しては、コンテナ容器の底にアンストラサイトを入れる方法(藤原 2008) や海砂を入れる方法(鈴木ら 2009) が検討されている。この方法では収容量に限られ作業性も悪いが、砂等の基質を入れずに、アサリだけをカゴに入れて、安全に垂下飼育を行うことができれば、

Chattonella 赤潮や貧酸素水塊の発生時の簡易な回避策として有効である。著者は基質を入れない簡易なアサリ垂下飼育法を検討するとともに、夏季に沖合で垂下飼育したアサリを干潟養殖場に戻し、翌年の春まで生残率を追跡して養殖生産への貢献を検討した。

以上、第1章から第3章までの研究により、本地先では、地元産稚貝が高いレベルで発生し、その後、1.5年から2年で殻長30mmサイズとなり、漁獲へ加入することが明らかになり、自給生産できる可能性が示唆された。アサリの安定生産を阻害する要因として、夏季の大量へい死では主として成貝が、台風の通過では稚貝がそれぞれ影響を受け、密度が大幅に減少する実例を確認した。大量へい死対策としては、短期間の垂下飼育が有効であることが分かり、稚貝密度の保持には被覆網(水田 未発表)の設置が有効であると考えられた。これらの対策により、アサリ稚貝や成貝の密度が確保され、安定生産へ向けた貢献が期待される。

第4章では、アサリ養殖の安定生産へ向けた取り組みとして、漁場管理の面から3つの提言をする。1つ目は底質環境の判断基準についてである。本地先は泥質化していく傾向があり、アサリ養殖場の維持のため覆砂や耕耘が適宜実施されている。ところで、アサリ養殖自体が、全国的にも珍しい管理手法であり、底質環境の現状を判断するための数値基準がない状況下にある。検知管による酸揮発性硫化物態硫黄(AVS-S)含量は、簡便に測定ができる手法である。水産用水基準では、AVS-S含量の基準値は0.2mg/乾泥g以下とされている。この基準値が底質環境の判断指標として、使用できるかを検討した。2つ目は、夏季における大量へい死とアサリ密度の関係についてである。小長井地先のアサリ養殖場では適正密度に関しての知見が皆無である。アサリの大量へい死は、夏季に発生する(藤井・山本 2003)。平野(2010)では、溶存酸素濃度が0.5mg/L以下を貧酸素と定義して、*Chattonella* 赤潮、貧酸素の継続時間

から、アサリの大量へい死との関係を議論している。この報告では、アサリ密度に関する検討はなされていない。そこで、アサリ密度と貧酸素の継続時間との関係を検討した。3つ目はアサリの身入りと密度の関係で、アサリの密度が高すぎると、餌料の面等から、身入りが悪くなることが考えられる。特に春先のアサリの身入りが良くないと、出荷先から取引を停止され、養殖場には高い密度のままアサリが生息することとなり、密植状態により夏季の大量へい死を引き起こし易くなる悪循環に陥ることが推察される。そこで、密度と身入率との関係を調べ、生産性の面から適正密度に関する検討を試みた。

※本報告は、2010年12月提出の学位論文に加筆修正を加えた。

第1章 成長と生残

諫早市小長井町のアサリ養殖場では、他県から入手したアサリ種苗を移植して、養殖を行っている。しかし、アサリ漁獲量は全国的に減少傾向にあり（松川ら 2008）、近年は移植種苗の入手が困難な状況にある。小長井町のアサリ養殖場では、2000年、2003年に実施された夏季のアサリへい死率調査において、稚貝発生量が比較的多いことが知られており、他県からの移植種苗に依存せずに、地元で発生した稚貝をうまく生産につなげる養殖形態への転換が課題となっている。地元産稚貝の有効活用を検討する上で、養殖場における稚貝発生量を周年調査し、稚貝から漁獲加入までの成長と生残に関する定量的な検討を行うことは、必要不可欠である。そこで、養殖場での稚貝の出現時期と出現量、稚貝から漁獲加入に至るまでの成長と生残を追跡調査した。

アサリ養殖の生産性向上を図るには、資源の主体となっているコホートがどの程度生き残るかを知らなければならない。アサリ個体群の成長と生残過程を明らかにするために、殻長頻度分布図を用いて、相澤・滝口（1999）の方法により、コホート解析を行った。この方法は頻度分布を1つ、もしくは複数の正規分布に分解して、それぞれの正規分布を1つのコホートとみなす解析法である。殻長の代表値には正規曲線の平均値を用い、コホートの個体数は当てはめた正規曲線の面積で推定し、生残率の推定に用いた。体長組成を単位の正規分布に分解しようとする時、体長の殻長組成中に単位群のモードが明らかに認められるような場合は、どのような方法によってもよい結果が得られる。逆にモードやこぶが分離して認められないような場合には、どのような精密な方法を用いてもよい結果が得られるとは限らない（田中 1998）。また、連続的な加入がある場合、殻長組成による分離が難しいという問題点がある（水産庁 2008）。よって、可能な限り、モードやこぶが明瞭なコ

ホートを追跡して、平均や標準偏差等のパラメータを推定することが望ましい。既存漁場では複数のコホートが重複している可能性が高い。そこで、2004年8月に大量へい死が発生した釜漁場（平野ら 2010）と、2005年6月に造成された金崎新規漁場とで、コホートを追跡し、成長と生残を検討した。

地元産稚貝を有効活用したアサリ養殖には、稚貝の加入時期の把握が必要不可欠である。アサリの産卵盛期は東京湾以南では春季～夏季と秋季の2回と報告されている（水産庁 2008）。熊本県有明海域の緑川河口域におけるアサリの漁獲主体は、熊本県水産研究センター（2007）によれば秋生まれ群、堤ら（2002）では春生まれ群と報告されている。一方、小長井町地先では、漁獲の主体となる群に関して詳細な知見はないので、漁獲の主体となる群の検討も試みた。

材料および方法

生育段階の区分 アサリの成育段階は、殻長により、0.2–0.3 mmを着底稚貝、0.3–1.0 mmを初期稚貝、1–15 mmを稚貝と便宜的に区分されている（全国沿岸漁業振興開発協会 1997）。また、殻長5 mmを境にして食性が変化し（Watanabe et al. 2009）、フルイに確実に残る個体は、1 mm目合いでは殻長2 mm以上、2 mm目合いでは殻長5 mm以上とされる（水産庁 2008）。これらのことから、殻長サイズにより、着底稚貝を0.20–0.29 mm、初期稚貝Ⅰを0.30–0.99 mm、初期稚貝Ⅱを1.0–1.9 mm、稚貝Ⅰを2.0–4.9 mm、稚貝Ⅱを5.0–14.9 mmとし、初期成貝は殻長15.0–24.9 mm、成貝は殻長25.0–44.9 mmと区分けして調査した。

着底稚貝と初期稚貝Ⅰ・Ⅱ 出現時期と出現量を調べるため、調査は諫早湾北岸に面した釜漁場（Fig. 1-1）で、2005年5月から2007年9月まで、月1回大潮干潮時に St. 1, St. 3, St. 5（Fig. 1-2）の3ヵ所で行った（Fig. 1-2）。調査定点を設定した漁場は、Fig. 1-2に示すよ

うな岸から沖に向かって長方形に延びた漁場である。これらの漁場の地盤高は、大潮平均低潮面（佐賀県太良町大浦港の潮位表基準面（CDL：Chart Datum Level）上 35 cm）と小潮平均低潮面（CDL 上 163 cm）の範囲内にあった。

試料は 5 cm の方形枠内の底質を深さ 1 cm まで、1 定点につき 4 ヶ所ずつ採集した。採集した試料は実験室に持ち帰り、1 mm 目合いのフルイで篩って、フルイを通過したものを更に 0.125 mm 目合いのフルイで篩って、0.125 mm 目合いのフルイに残ったそれぞれの試料を 10% 中性ホルマリン・0.1% ローゼベンガル溶液でそれぞれ固定・染色した。固定・染色した試料は（有）生物生態研究社へアサリ稚貝の同定と殻長測定を委託した。

稚貝 I・II 調査は、上記、着底稚貝と初期稚貝 I・II と同じ釜漁場の 3 定点 (St. 1, St. 3, St. 5) で、2005 年 5 月から 2007 年 9 月まで、月 1 回大潮干潮時に実施した。

試料は、5 cm 方形枠を用いて深さ 3 cm まで、1 定点につき 4 ヶ所ずつ採集した。採集した試料は実験室に持ち帰り、1 mm 目合いのフルイでそれぞれ篩って、フルイに残ったそれぞれの試料は、10% 中性ホルマリン・0.1% ローゼベンガル溶液で固定・染色した後、選別して、殻長測定と計数を行った。殻長 (mm) はデジタルノギスで小数第 2 位まで計測し、小数第 2 位を四捨五入した。なお、稚貝 I・II の出現密度は、調査定点別に算出した平均値とした。

成長と生残 調査は釜漁場 (2004 年 8 月に大量へい死発生 (平野ら 2010)) と金崎造成漁場 (2005 年 6 月に覆砂を施して造成) の 2 ヶ所の漁場で行った。調査期間は釜漁場の St. 3' (+103 cm, Fig. 1-2) では 2005 年 5 月から 2006 年 9 月まで、金崎新規造成漁場の定点 (+65 cm, Fig. 1-1) では 2006 年 1 月から 2007 年 7 月まで、大潮干潮時に毎月 1 回それぞれ行った。

着底稚貝と初期稚貝 I・II はおよび稚貝 I・II の試料の採集、処理そして測定方法は前述と同じとした。

ところで、アサリは成長とともに深く潜砂するようになり、潜砂深度は殻長の 2 倍程度になることが知られている (倉茂 1957)。また、小長井地先でのアサリの漁獲サイズは 30 mm 以上である。5 cm 方形枠を用いて深さ 3 cm まで採集した試料では成長と生残を十分には把握できない。成長と生残把握のため、20 cm 方形枠内の底質を表面から深さ 10 cm まで採集した後、2 mm 目合いのフルイで篩って、稚貝 II・初期成貝・成貝の試料とした。試料は採集誤差を軽減するため、1 定点につき 3 ヶ所ずつ繰り返して採集した。フルイに残った試料は、実験室で選別後、殻長測定と計数を行った。殻長 (mm) はデジタルノギスで小数第 2 位まで計測し、小数第 2 位を四捨五入した。本調査は釜漁場の St. 3' では 2005 年 8 月から 2006 年 9 月まで、金崎新規造成漁場の定点では 2006 年 11 月から 2007 年 7 月まで実施した。

コホート解析は、2 つの定点で実施した。釜漁場の St. 3' (Fig. 1-2) では 2005 年 5-7 月は 1 mm 目合い、2005 年 8 月-2006 年 9 月は 2 mm 目合いのフルイにそれぞれ残った個体で実施した。金崎新規造成漁場の定点 (Fig. 1-1) では 2006 年 5・6 月は 0.125 mm 目合い、2006 年 7-10 月は 1 mm 目合い、2006 年 11 月-2007 年 7 月は 2 mm 目合い、のそれぞれのフルイに残った個体で実施した。殻長度数分布の正規分布への分解は相澤ら (1999) の方法で行った。

漁場別稚貝密度 各漁場における稚貝の出現密度を調べるために、調査は釜、長里、金崎の 3 ヶ所の漁場 (Fig. 1-1) で、2005 年 5 月から 2007 年 9 月まで、月 1 回大潮干潮時に実施した。調査漁場と定点数は、佐賀県との県境の釜漁場で 10 定点、長里漁場で 4 定点、金崎漁場で 4 定点とした (Fig. 1-2)。

試料は、5 cm 方形枠を用いて深さ 3 cm まで、1 定点につき 4 ヶ所ずつ採集した。試料の処理から測定に至る処理は、上記、稚貝 I・II に同じとした。漁場別の稚貝 I・II の出現密度は、調査定点別に求めた平均値を漁場別にさらに平均

して算出した。また、稚貝 I・IIに加えて、初期成貝と成貝の漁場別出現密度を算出して、密度変動要因が稚貝と成貝に与える影響を予備的に検討した。

結 果

着底稚貝 調査定点別に着底稚貝の出現密度の月変化を Fig. 1-3A に示した。出現密度が 4,000 個体/m²を超えたのは、2006年1月,5月,7月,8月そして2007年5月であった。調査定点別の出現密度を 8,000 個体/m²以上の出現がみられた2006年1月,7月そして2007年5月でみると、2006年1月は St. 1 (+65 cm) で 18,900 個体/m², St. 3 (+103 cm) で 7,800 個体/m², St. 5 (+141 cm) で 1,300 個体/m², 2006年7月は St. 1 (+65 cm) で 15,600 個体/m², St. 3 (+103 cm) で 22,500 個体/m², St. 5 (+141 cm) で 3,100 個体/m², そして2007年5月の St. 1 (+65 cm) で 4,700 個体/m², St. 3 (+103 cm) で 8,600 個体/m², St. 5 (+141 cm) で 1,000 個体/m²であった。また、その他の月でも地盤高に関わらず着底稚貝が高密度で出現する月は同時期であるが、調査定点別にみると、St. 1 (+65 cm)・St. 3 (+103 cm) の低地盤高の方が St. 5 (+141 cm) の高地盤高より、出現密度が高かった。

初期稚貝 I 初期稚貝 I の出現密度を調査定点別に Fig. 1-3B で示した。初期稚貝 I の出現密度が 10,000 個体/m²を超えたのは、2005年6月,2006年1月,2月,6月,12月そして2007年5月であった。調査定点別の出現密度をみると、2005年6月の St. 1 (+65 cm) で 12,400 個体/m², St. 3 (+103 cm) で 7,200 個体/m², St. 5 (+141 cm) で 6,700 個体/m², 2006年1月から9月までの出現密度は、St. 1 (+65 cm) は 1,600-10,500 個体/m², St. 3 (+103 cm) は 1,300-14,800 個体/m², St. 5 (+141 cm) は 500-4,600 個体/m²で推移し、2006年12月には、St. 1 (+65 cm) で 14,200 個体/m², St. 3 (+103

cm) で 9,800 個体/m², St. 5 (+141 cm) で 1,700 個体/m², そして2007年5月には St. 1 (+65 cm) で 32,900 個体/m², St. 3 (+103 cm) で 7,800 個体/m², St. 5 (+141 cm) で 1,500 個体/m²であった。以上から、調査定点に関わらず稚貝 I が高密度で出現する月は同時期であるが、調査定点別にみると、St. 1 (+65 cm)・St. 3 (+103 cm) の低地盤高の方が St. 5 (+141 cm) の高地盤高より、出現密度が高かった。

初期稚貝 II 初期稚貝 II の出現密度を調査定点別に Fig. 1-3C で示した。初期稚貝 I の出現密度が 4,000 個体/m²を超えたのは、2005年6月,2007年7月と8月であった。調査定点別の出現密度をみると、2005年5月は St. 1 (+65 cm) で 500 個体/m², St. 3 (+103 cm) で 200 個体/m², St. 5 (+141 cm) で 4,700 個体/m², 2006年7月は St. 1 (+65 cm) で 7,000 個体/m², St. 3 (+103 cm) で 2,600 個体/m², St. 5 (+141 cm) で 200 個体/m², そして同年8月は、St. 1 (+65 cm) で 4,100 個体/m², St. 3 (+103 cm) で 1,200 個体/m², St. 5 (+141 cm) で 200 個体/m²であった。以上から、2005年5月を除くと、調査定点に関わらず稚貝 I が高密度で出現する月は同時期であるが、調査定点別にみると、St. 1 (+65 cm)・St. 3 (+103 cm) の低地盤高の方が St. 5 (+141 cm) の高地盤高より、出現密度が高かった。

稚貝 I 稚貝 I の出現密度の月変化を調査定点別に Fig. 1-3D で示した。稚貝 I の出現密度が 5,000 個体/m²を超えたのは、2005年8月,2006年7-9月であった。調査定点別の出現密度をみると、2005年8月には、St. 1 (+65 cm) で 5,000 個体/m², St. 3 (+103 cm) で 3,300 個体/m², St. 5 (+141 cm) で 200 個体/m², 2007年7月には St. 1 (+65 cm) で 18,000 個体/m², St. 3 (+103 cm) で 2,100 個体/m², St. 5 (+141 cm) で 0 個体/m²であった。また、その他の月でも調査定点に関わらず稚貝 I が高密度で出現する月は同時期であるが、調査定点別にみると、St. 1 (+65 cm)・St. 3 (+103 cm)

の低地盤高の方が St. 5 (+141 cm) の高地盤高より、出現密度が高かった。

稚貝Ⅱ 稚貝Ⅱの出現密度の月変化を調査定点別に Fig. 1-3E で示した。稚貝Ⅱの出現密度が 5,000 個体/m²を超えたのは、2006 年 1 月、8 月、9 月、12 月であった。調査定点別の出現密度をみてみると、2005 年 5 月から 2006 年 3 月までは、St. 1 (+65 cm) は 0-2,700 個体/m²、St. 3 (+103 cm) は 100-4,600 個体/m²、St. 5 (+141 cm) は 300-2,700 個体/m²で推移し、2006 年 9 月は、St. 1 (+65 cm) で 22,900 個体/m²、St. 3 (+103 cm) で 4,200 個体/m²、St. 5 (+141 cm) で 300 個体/m²、2006 年 10 月から 2007 年 9 月までは、St. 1 (+65 cm) は 200-6,700 個体/m²、St. 3 (+103 cm) は 0-1,600 個体/m²、St. 5 (+141 cm) は 0-100 個体/m²であった。以上から、2005 年 5-7 月を除くと、調査定点に関わらず稚貝Ⅱの高密度出現月は同時期であるが、調査定点別にみると、St. 1 (+65 cm)・St. 3 (+103 cm) の低地盤高の方が St. 5 (+141 cm) の高地盤高より、出現密度が高かった。

着底稚貝から稚貝Ⅱへの成長 出現群の推移をみてみると、2005 年 6 月に着底稚貝・初期稚貝Ⅰで出現した群 0-12,400 個体/m²は 7・8 月に稚貝Ⅰ・Ⅱに 100-5,000 個体/m²で達していた (Fig. 1-3A-3E)。

2006 年 1 月に着底稚貝で出現した群 1,300-18,900 個体/m²は、2-4 月に初期稚貝Ⅰで 1,300-12,000 個体/m²、4 月に初期稚貝Ⅱで 0-700 個体/m²、5-6 月に稚貝Ⅰ・Ⅱで 0-1,100 個体/m²へと低下した。

2006 年 5・6 月に着底稚貝・初期稚貝Ⅰで出現した群 0-14,800 個体/m²は、7 月に初期稚貝Ⅱ・稚貝Ⅰで 0-18,000 個体/m²、8-9 月に稚貝Ⅱで 300-22,900 個体/m²でみられた。また、同年 7 月に着底稚貝で出現した群 3,100-15,600 個体/m²は、8-9 月に稚貝Ⅰ・Ⅱで、5・6 月出現群と混合してみられた。

2006 年 12 月を中心に着底稚貝と初期稚貝Ⅰ

で出現した群は、2007 年 1-5 月にほぼみられなくなった。

2007 年 5 月に着底稚貝と初期稚貝Ⅰで出現した群は 2007 年 6 月に初期稚貝Ⅱ、7-8 月に稚貝Ⅱで 0-1,600 個体/m²へと減少した。

成長と生残 釜漁場 St. 3'での殻長組成の月変化を Fig. 1-4 に示した。2005 年 5 月には 3 つのコホートが出現した (Fig. 1-4B)。これらのコホートの月変化をみてみると、コホート a は 2005 年 5 月に殻長 11 mm 付近に出現し (Fig. 1-4B)、8 月に殻長 22 mm、12 月に殻長 25 mm、2006 年 5 月には殻長 31 mm、同年 9 月には殻長 34 mm モードでみられた (Fig. 1-4C)。コホート b は、2005 年 5 月に殻長 8 mm モードで出現し (Fig. 1-4B)、8 月に殻長 19 mm、12 月に殻長 22 mm、2006 年 5 月には殻長 28 mm、同年 9 月には殻長 31 mm 付近でみられた (Fig. 1-4C)。コホート c は、2005 年 5 月に殻長 3 mm モードで出現し (Fig. 1-4B)、8 月に殻長 15 mm、12 月に殻長 19 mm、2006 年 5 月には殻長 24 mm、同年 9 月には殻長 29 mm 付近でみられた (Fig. 1-4C)。次に、着底稚貝および初期稚貝Ⅰで出現後の個体群の月変化をみる。コホート d は、2005 年 5 月に殻長 0.2-0.3 mm モードで出現し (Fig. 1-4A)、7 月に殻長 5 mm (Fig. 1-4B)、12 月に殻長 15 mm、2006 年 5 月には殻長 19 mm、2006 年 9 月には殻長 24 mm 付近でみられた (Fig. 1-4C)。コホート e は、2005 年 6 月に殻長 0.2-0.3 mm モードで出現し (Fig. 1-4A)、7 月に殻長 2 mm、12 月に殻長 7 mm、2006 年 7 月には殻長 16 mm、同年 9 月には殻長 20 mm モードでみられた。コホート f は、2005 年 8 月に殻長 1.0 mm モードで出現し (Fig. 1-4A)、同年 9 月に殻長 2 mm (Fig. 1-4B)、2006 年 3 月には殻長 5 mm、2006 年 9 月には殻長 15 mm モードでみられた (Fig. 1-4C)。コホート g は、2006 年 1 月に殻長 0.2-0.3 mm モードで出現し (Fig. 1-4A)、5 月に殻長 4 mm モードでみられたが、その後モードは不明瞭となった。コホート h は、2006 年 5 月に殻長 0.3 mm モードで出現し (Fig. 1-4A)、7 月には殻長 2 mm (Fig. 1-4B)、

2006年9月に殻長4mmモードでみられた(Fig. 1-4C)。コホートiは2006年7月に殻長0.2mmモードで出現し(Fig. 1-4A),その後モードは不明瞭となった。コホートjは2006年9月に殻長0.5mmモードで出現した(Fig. 1-4A)。

コホート解析の結果をFig. 1-5に示した。2006年9月に殻長30mm以上へ到達した群は、2005年5月に出現したコホートa・b・cのみであった。コホートa・b・cの殻長は、2005年5月に11.4mm・7.0mm・3.5mm, 12月に25.7mm・22.0mm・19.0mm, 2006年5月に30.0mm・27.8mm・24.9mm, 9月に34.0mm・31.3mm・29.4mmと推定された。次に、コホートdの殻長は、2005年5月に4.0mm, 7月に5mm, 12月に15.5mm, そして2006年9月には24.8mmと推定された。コホートeの殻長は、2005年6月に2.5mm, 2006年3月に10.6mm, そして同年9月には21.4mmと推定された。コホートfの殻長は、2005年11月に4.6mm, 2006年4月に5.4mmと推定されたが、その後、成長して、同年9月には16.9mmと推定された。コホートgの殻長は、2006年5月に4.7mm, 同年9月には14.3mmと推定された。コホートhの殻長は、2006年7月に5.7mm, 同年9月で5.2mmと推定された。コホートiはその後追跡が出来なかったため、コホートjは初期稚貝Ⅱ以下のサイズのため、本報告の成長解析から除外した。

金崎新規造成漁場の定点における月別の殻長頻度分布の変化をFig. 1-6に示した。2006年1月に殻長0.3mmモードで出現したコホートaは、その後2006年4月には殻長0.8mmモードでみられたが、2006年5月以降はモードがみられなくなった。2006年5月に殻長0.3mmモードで出現したコホートbは、2006年7月には殻長3mmモード, 2006年11月には殻長17mmモード, 2007年3月には殻長22mmモード, 2007年5月には殻長27mmモードそして、2007年7月には殻長30-31mmモードでみられた。コホートcは、2006年7月, コホートdは2006年8月, コホートeは2006年9月に殻長

0.3mmモードでそれぞれ出現し、その後、コホートの分離が不明確となり、2006年11月から2007年3月には殻長5-6mmにモードがみられ、2007年7月にはモードを追跡出来なくなった。ところで、0.2-0.3mmモードで出現したコホートf・g・hは稚貝Ⅱ以下のサイズで追跡が出来なくなったため、本報告の成長解析から除外した。

コホート解析による殻長の成長をFig. 1-7に示した。また、コホートを着底稚貝から成貝まで追跡出来たコホートbに対して、成長と生残率の変化をFig. 1-8に示した。コホートaは2006年1月に殻長0.3mmで出現し、その後2006年4月には殻長0.8mmへと成長したが、その後追跡できなくなった。コホートbは2006年5月に殻長0.3mmで出現し、その後の殻長(mm)と生残率は(%)は2006年7月には2.3mmと63%, 2006年8月には5.4mmと69%, 2006年11月には16.4mmと13%, 2007年5月には26.1mmと5%, 2007年7月には31.3mmと1.2%となった。コホートcは、2006年7月に殻長0.4mmで出現し、2006年8月に殻長0.9mm, 2006年9月は殻長3.0mmとなり、その後追跡できなくなった。コホートdは、2006年8月に殻長0.4mmで出現し、2006年9月には殻長0.8mmとなり、2006年10月には殻長3.4mm, 2006年12月には殻長8.3mmとなり、その後追跡できなくなった。コホートeは、2006年9月に殻長3.3mmで出現し、2006年10月に殻長0.4mm, 2007年1月に殻長5.8mm, 2007年6月に殻長15.0mmとなり、その後追跡ができなくなった。

漁場別の密度変化 漁場別出現密度の変化をFig. 1-9に示した。稚貝Ⅰ・Ⅱと初期成貝・成貝の密度を比較すると、夏季の大量へい死では初期成貝・成貝の方が大きく低下し、台風の影響では稚貝の方が大きく低下していた。夏季の大量へい死と台風の影響に関しては第2章で詳細に検討することとし、ここでは漁場別に稚貝Ⅰ・Ⅱの発生状況を検討する。

稚貝Ⅰについて、釜漁場での出現密度は、2005年5月には2,900個体/m²であり、出現ピークは、2005年8月に3,400個体/m²、2006年8月に8,000個体/m²でみられたが、2006年10月から2008年6月までは1,000個体/m²で推移した。その後、出現密度は2008年8月には1,700個体/m²、そして2008年10月には2,000個体/m²となった。長里漁場での出現密度の出現ピークは、2005年10月には2,500個体/m²、2006年8月に2,900個体/m²でみられ、2006年10月から2008年1月までは800個体/m²以下で推移した。その後、出現密度のピークは2008年3月には4,600個体/m²、2008年8月には2,300個体/m²でみられた。金崎漁場での出現密度は、2005年5月には10,600個体/m²であったが、その後、出現密度は低下して、2005年11月から2007年5月までは1,000個体/m²で推移した。2007年6月には1,600個体/m²となり、その後、2007年8月に夏季の大量へい死が発生した後、2007年9月には50個体/m²へと激減し、2008年4月には2,600個体/m²となった。

稚貝Ⅱについて、釜漁場での出現密度は、2005年5月から2006年5月までは2,200-4,200個体/m²で推移したが、2006年6月に800個体/m²へと減少した後に、次第に増加に転じて、2006年9月に5,800個体/m²に達した。その後、出現密度は、台風の通過で低下した後、減少傾向を示し、2008年8月に発生した夏季の大量へい死の後には200個体/m²となった。しかし、2008年9月から12月までには900-2,100個体/m²で推移した。長里漁場での出現密度は、2005年5月から2006年8月までは600個体/m²以下で推移したが、2006年9月には2,300個体/m²へと増加した。しかし、その後の台風の通過で出現密度は1,000個体/m²以下へ低下した後、さらに、2007年8月には夏季の大量へい死の発生もあり、2006年10月から11月までの出現密度は0個体/m²となった。その後、2008年5月には2,400個体/m²へと増加したものの、2008年7月に400個体/m²へと一旦低下し、その後

は1,600-2,800個体/m²で推移した。金崎漁場での出現密度は、2005年5月には13,500個体/m²であったが、その後、減少傾向を示し、2007年8月には夏季の大量へい死の発生もあり、2007年9月には0個体/m²へと激減し、2008年8月まで500個体/m²以下で推移し、2008年9月以降は600-1,200個体/m²であった。

考 察

着底稚貝から初期稚貝をまでの出現密度を調査した釜漁場の調査定点は、地盤高で+65 cmから+141 cmの範囲であった (Fig. 1-2)。地盤高別の出現密度を比較するため、地盤高+65 cmと+103 cmを低地盤高、地盤高+141 cmを高地盤高と区分けして議論する。2005年5-9月を除いて、成長段階別に各モード群の出現密度を地盤高によって比較すると、低地盤高の方が高地盤高より、出現密度が高かった (Fig. 1-3)。また、地盤高の差異に関わらず、各モード群の出現時期は同じ月にピークがみられた。すなわち、アサリ稚貝の着底は地盤高に関わらず、同時期に出現するが、着底量は低地盤高の方が高地盤高より高密度であり、低地盤高に着底したアサリは大きな移動をせず、その場で稚貝Ⅱまで成長したと推察された。

次に、着底稚貝から稚貝Ⅱへの個体群密度の変化から、諫早市小長井地先で生産の主体となる群を検討する。着底稚貝の出現密度は12-1月、5月そして7月に高かった。関東以南のアサリの産卵期は春と秋の2回あり、産卵から着底稚貝になるまで2-3週を要する (全国沿岸漁業振興開発協会 1997)。これらのことから、着底稚貝の2-1月出現群は秋生まれ群 (以後、秋群と略記)、5月と7月での出現群は春生まれ群 (以後、春群と略記) と考えられた。秋群と春群は、着底稚貝あるいは初期稚貝Ⅰでは10,000個体/m²以上の密度で出現していた (Fig. 1-3)。まず、秋群をみてみると、着底稚貝および初期稚貝Ⅰで2006年1月および2007年1月に出現

した群は、その後、初期稚貝Ⅱ・稚貝Ⅰで激減した (Fig. 1-3)。一方、春群をみてみると、着底稚貝で2005年5月、2006年5、7月 (2007年5月着底稚貝出現群を除く) に出現した群は、初期稚貝Ⅰから稚貝Ⅰ・Ⅱへと成長加入していた。以上から、本研究期間では、秋群より春群の方が漁獲サイズまで成長する割合が高いと推測された。続いて、稚貝Ⅰの出現状況を小長井地先の3つの漁場 (釜・長里・金崎) でみてみると、モード出現月に漁場間で大きな差異はなく (2005年5月の長里漁場を除く)、2005年は5月と8-10月、2006年は8-9月、2007年は6-7月にそれぞれみられた (Fig. 1-9)。2005年5月出現群以外は、春群と考えられる。以上からも、本研究期間では、小長井町地先でのアサリの生産主体は春群の可能性が高かったと推測された。

秋群と春群の成長を検討する。まず、秋群の成長を釜漁場の St. 3' の月別殻長頻度分布 (Fig. 1-4) とコホート解析の結果 (Fig. 1-5) からみてみると、2005年5月には4つのコホート a-d が殻長発生した (コホート d は着底稚貝で出現した春群のため、検討除外)。2005年5月に出現したコホート a・b・c は着底稚貝からの追跡が出来なかったため、春群か秋群かの特定が出来なかった。そこで、着底稚貝から追跡可能なコホート d-g の2006年5月の出現サイズをみてみると (Fig. 1-4)、春群であるコホート d・e の殻長は 19.5 mm・13.1 mm、秋群であるコホート f・g の殻長は 7.9 mm・4.7 mm であった。2005年5月のコホート a の殻長は 11.4 mm で、殻長はコホート e・f の中間程であり、コホート a は春群の可能性がある。一方、コホート b・c の2005年5月の殻長は 7.0 mm・3.5 mm であり、殻長はコホート f・g にそれぞれ近い値であった。以上から、コホート b・c は秋群と推測される。コホート b・c の殻長は2006年6月に 30.5 mm・25.1 mm、2006年9月に 31.3 mm・29.4 mm であった。2005年5月に出現したコホート b・c は、2006年6-9月には殻長 30 mm にほぼ

達していた。秋群は殻長 30 mm に達するのに、1.5~2年を要すると推察された。ところで、調査漁場のアサリは殻長 30 mm を超える頃から、成長が鈍化し、個体数密度に顕著な低下傾向がみられた。小長井地先での漁獲主体は殻長 30 mm 以上であり、この現象は本調査期間だけの問題だったのか、アサリ養殖の経営側面からも今後の調査・研究が望まれる。

つぎに春群の成長を検討する。コホートの重複を避けるため、調査は2005年6月に覆砂を施して造成された金崎造成漁場で実施した。2006年5月に着底稚貝の発生を確認した (Fig. 1-5)。春群と推測されるこの群は、その後、他のコホートとの重複が少なく、2007年7月に 31.3 mm へと成長し (Fig. 1-5, Fig. 1-6)、着底稚貝から殻長 30 mm サイズに至るまでの生残率は 1.2% と推定された (Fig. 1-7)。以上のことから、春群は殻長 30 mm に達するのに、1.5年程を要すると推察された。

千葉県の本更津では殻長 1 mm 未満の初期稚貝が成貝になるまでの生残率は約 0.2% (柿野 1992)、千葉県の船橋では産卵から殻長 30 mm に達するまでに 14~15 ヶ月 (柿野 1990) と報告されている。小長井地先と千葉県 (本更津、舟橋) のアサリを比較すると、小長井地先の方が生残率は 6 倍程高いものの、成長は幾分劣る結果となった。また、熊本県アサリ資源管理マニュアルによれば、生産主体は春群であり、この群は着底稚貝から殻長 30 mm に達するまで、1年半程を要する。生産主体と考えられる群の殻長 30 mm への到達期間で比較すると、小長井地先のアサリの成長は熊本県とほぼ同じと推察された。以上より、地元産稚貝が成長・生残において、他県産稚貝と比較して、大きく劣ることはないと考えられた。

長里漁場と金崎漁場では2007年8月に稚貝Ⅰ・Ⅱがほぼ全滅する大量へい死が発生した後、2008年3-4月には秋群と推察される群が出現し、稚貝Ⅰ・Ⅱへ加入したと考えられた (Fig. 1-9)。釜漁場では、2007年8月に大量へい死

が発生しなかった際には 2007 年 9 月から 2008 年 4 月の出現密度は低かったが、2008 年 8 月に大量へい死（稚貝 I・II は全滅には至らなかった）が発生した際には、2008 年 10-12 月には、春群と推察される稚貝 I が出現した。ところで、2004 年 8 月には釜漁場で大量へい死が発生しており（平野 2010）、その後の 2005 年 5 月には稚貝 I で 2,900 個体/m²、稚貝 II で 3,300 個体/m²がそれぞれ出現した。以上の事例から、大量へい死が発生した後は、稚貝密度が高くなり易い可能性が推察された。Williams (1980) はアサリ大型個体が高密度になると、稚貝の着底がよくないことを報告している。Woodin (1976) は親子の間には生息を制限する関係を報告しており、また、Porri et al. (2008) はイガイの大型個体が自種の幼生の約 40%を吸い込んでいることを報告している。養殖場にアサリが高密度で生息する場合、新規に加入してくる幼生、着底稚貝にとって、成育の阻害要因となる可能性も考えられ、アサリの安定生産のためには、稚貝および成貝の適正密度に関する検討が必要と考えられた。

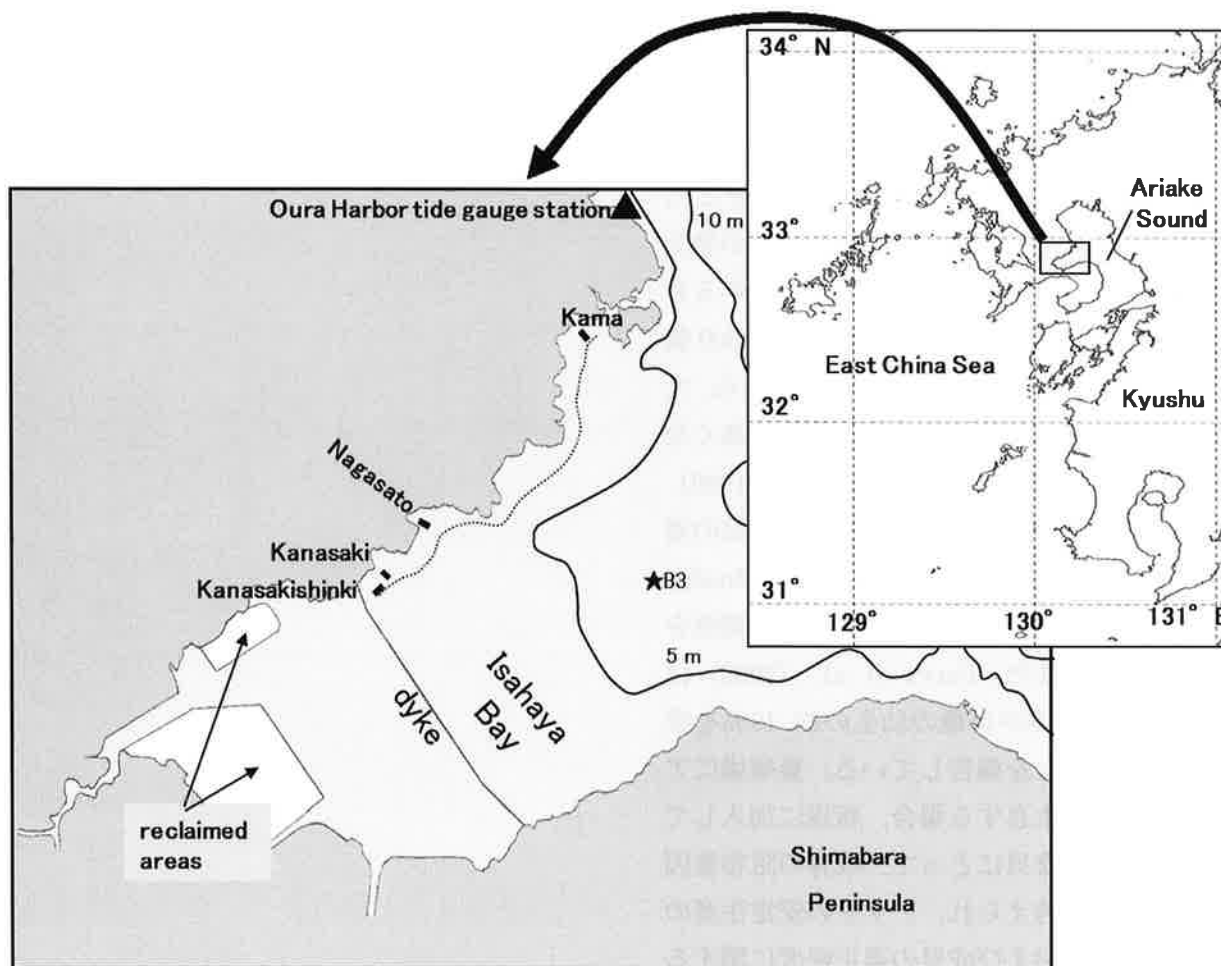


Fig. 1-1. Location of the four fishery grounds (Kama, Nagasato, Kanesaki, Kanesakishinki) with artificially introduced sand for the enhancement of yield of the Manila clam, in Konagai-cho, Isahaya City, Nagasaki Prefecture, western Kyushu, Japan. The dotted line and the solid lines with numbers indicate the range of fishery grounds and the contours representing 5-m water depth changes, respectively.

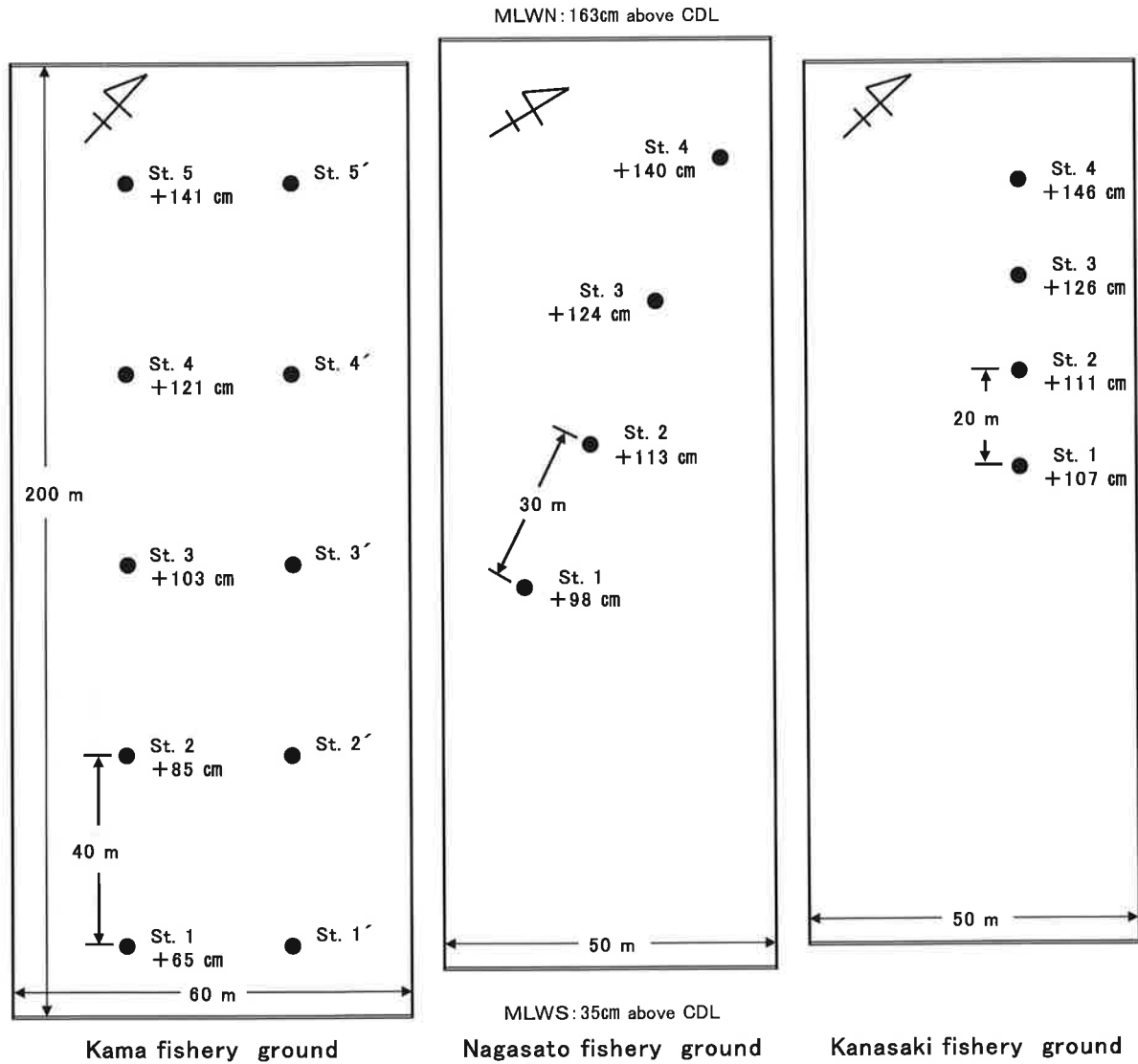


Fig. 1-2. Sampling stations for the regular survey of the density of the Manila clam and sediment conditions. The number under each station number indicates the elevation above the chart datum level (CDL) recorded at Oura Harbor tide gauge station run by the Meteorological Agency, Japan (Fig. 1-1). MLWS : mean low water at spring tide level. MLWN: mean low water at neap tide level.

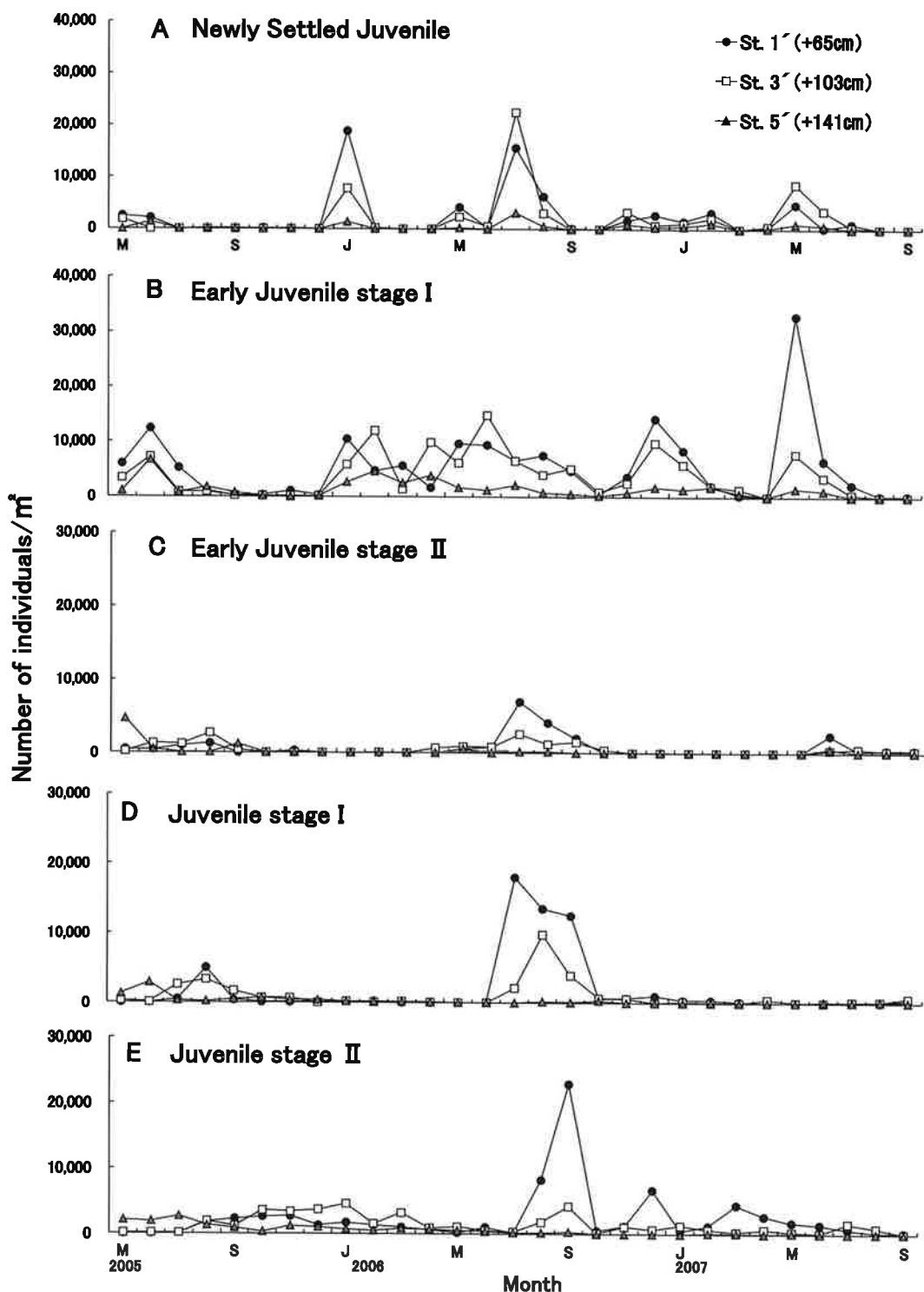


Fig. 1-3. Change in individual densities of five shell-length groups of the Manila clam at three sampling station in the Kama fishery grounds (Fig. 1-2) during the period from May 2005 to September 2007. The shell-length range for five clam stages are 0.20-0.29 mm (Newly Settled Juvenile), 0.30-0.99 mm (Early Juvenile stage I), 1.00-1.99 mm (Early Juvenile stage II), 2.0-4.9 mm (juvenile stage I) and 5.0 - 14.9 mm (juvenile stage II). The number on the right each station number indicates the elevation above the chart datum level (CDL) recorded at Oura Harbor tide gauge station run by the Meteorological Agency, Japan (Fig. 1-1).

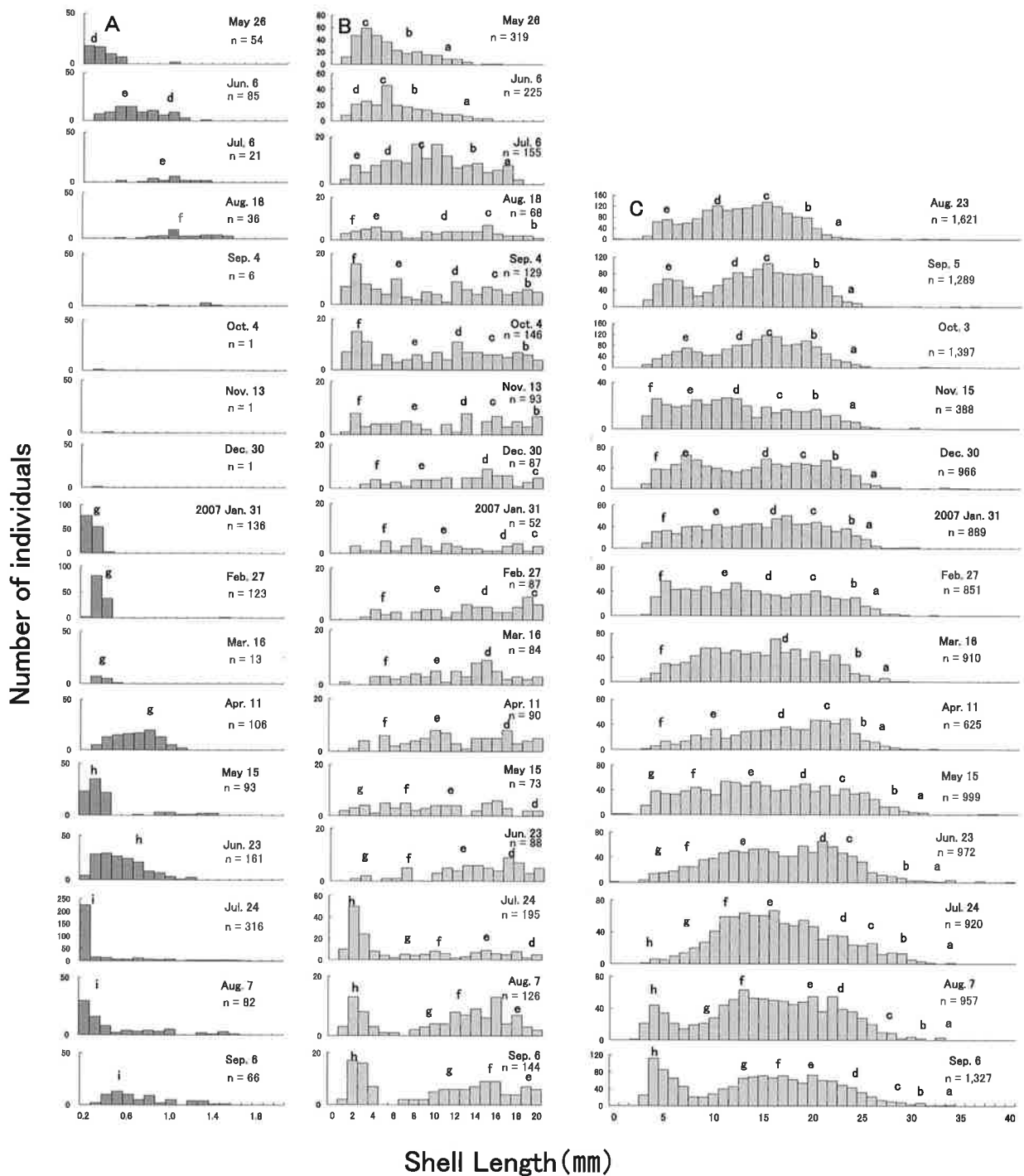


Fig. 1-4. Monthly shell size distributions of the Manila clam at Stn 3 in the Kama fishery ground (Fig. 1-2) from May 2005 to September 2006. Alphabet letters indicate cohorts. n denotes the sample size.

A, Collected in a 5 cm square frame-depth 1 cm and using a 0.125 mm mesh sieve, repeated four times;
 B, Collected in a 5 cm square frame-depth 3 cm and using a 0.1 mm mesh sieve, repeated four times;
 C, Collected in a 20 cm square frame-depth 10 cm and using a 0.2 mm mesh sieve, repeated three times.

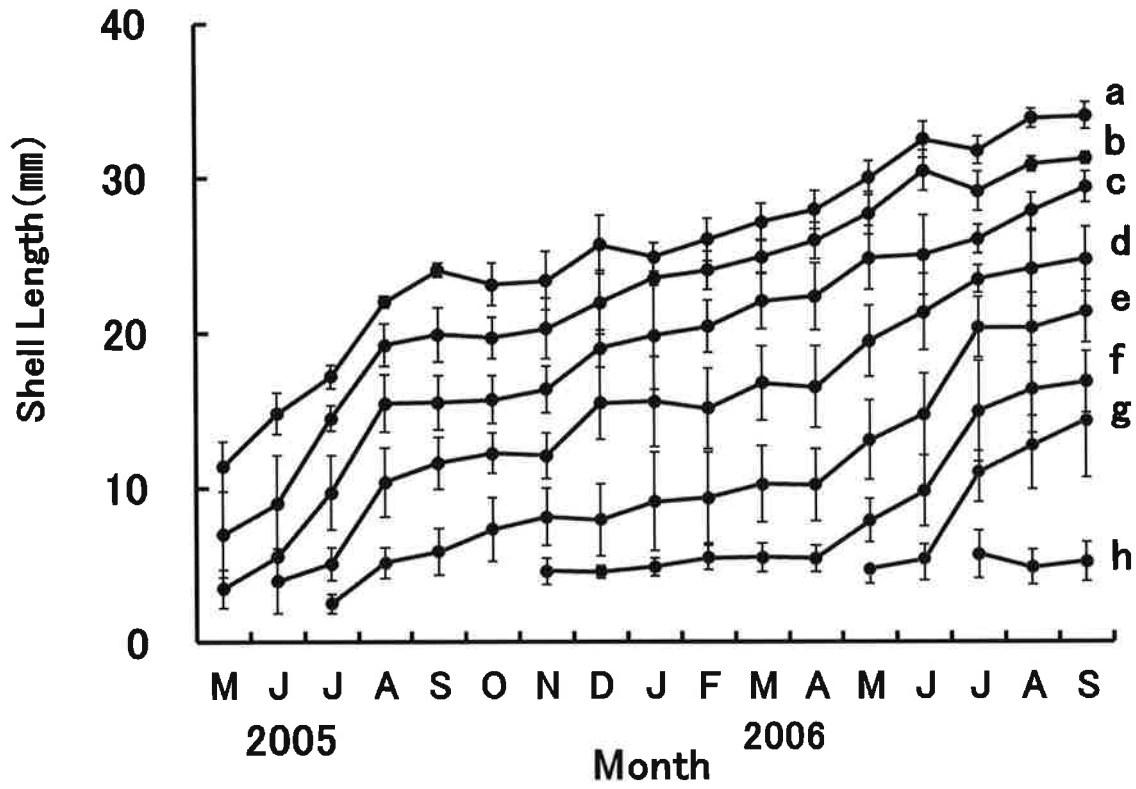


Fig. 1-5. Growth curves of the Manila clam at Stn 3' in the Kama fishery ground (Fig. 1-2) from May 2005 to September 2006. Vertical bars indicate standard deviation. Alphabet letters indicate the cohort number (Fig. 1-4).

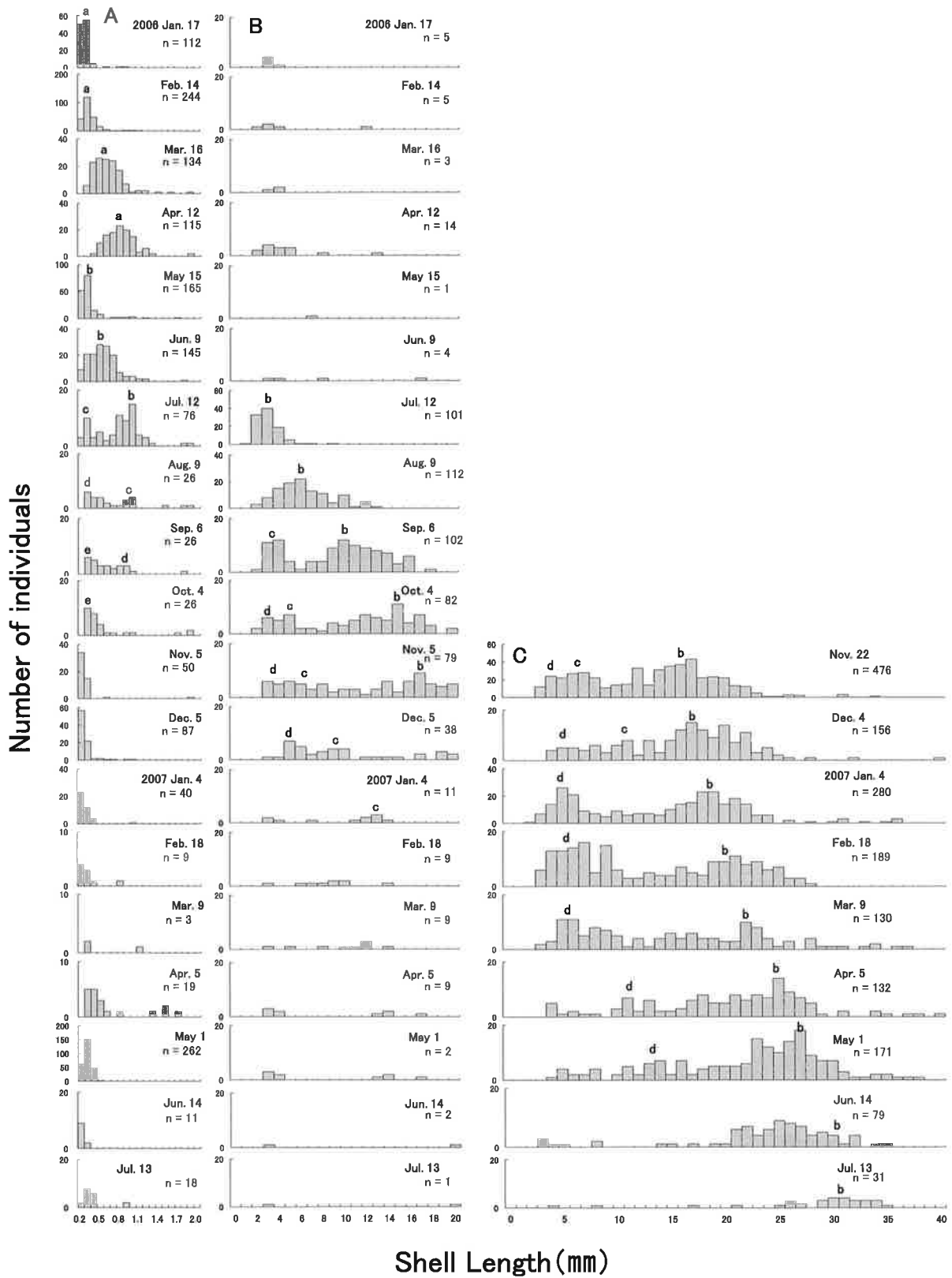


Fig. 1-6. Monthly shell size distribution of the Manila clam at the Kanesakishinki fishery ground (Fig. 1-2) from January 2006 to July 2007. Alphabet letters indicate cohorts. n denotes the sample size. A, Collected in a 5 cm square frame-depth 1 cm and using a 0.125 mm mesh sieve, repeated four times; B, Collected in a 5 cm square frame-depth 3 cm and using a 0.1 mm mesh sieve, repeated four times; C, Collected in a 20 cm square frame-depth 10 cm and using a 0.2 mm mesh sieve, repeated three times.

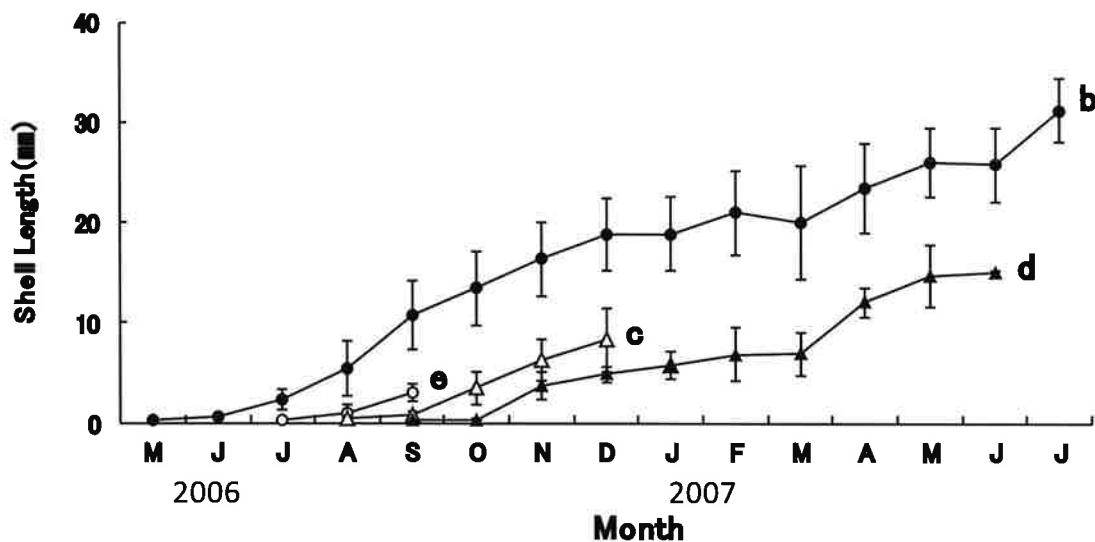


Fig. 1-7. Growth curves of the Manila clam at the Kanesakishinki fishery ground (Fig. 1-1) from May 2006 to July 2007. Vertical bars indicate standard deviation. Alphabet letters indicate the cohort number (Fig. 1-6).

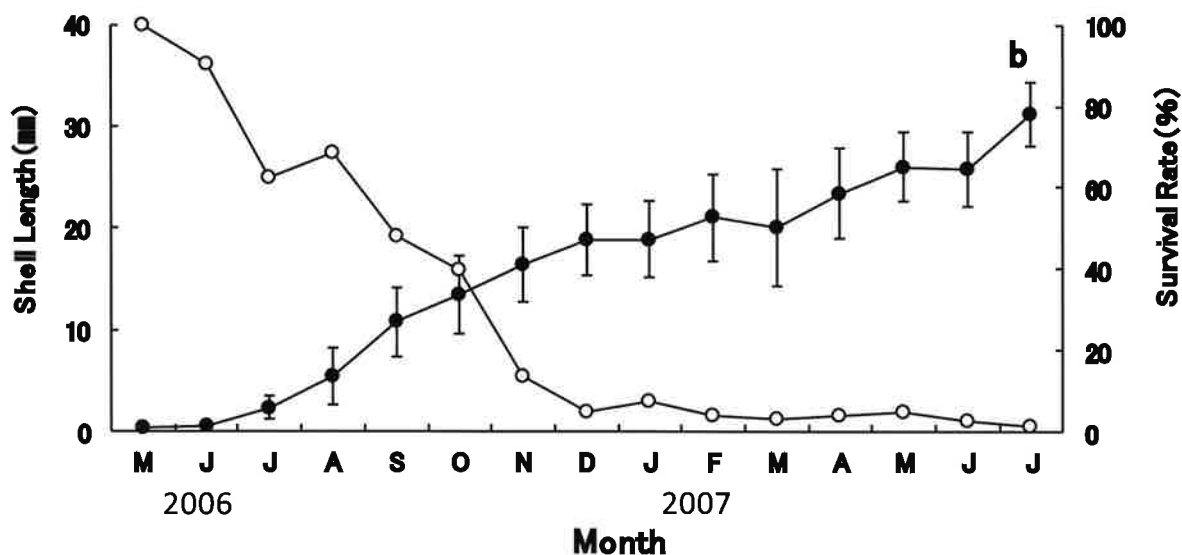


Fig. 1-8. Growth curves and survival rate of the Manila clam at the Kanesakishinki fishery ground (Fig. 1-2) from May 2006 to July 2007. ●, Shell length; ○, Survival rate. Vertical bars indicate standard deviation. Alphabet letter indicates cohort b (see Fig. 1-7).

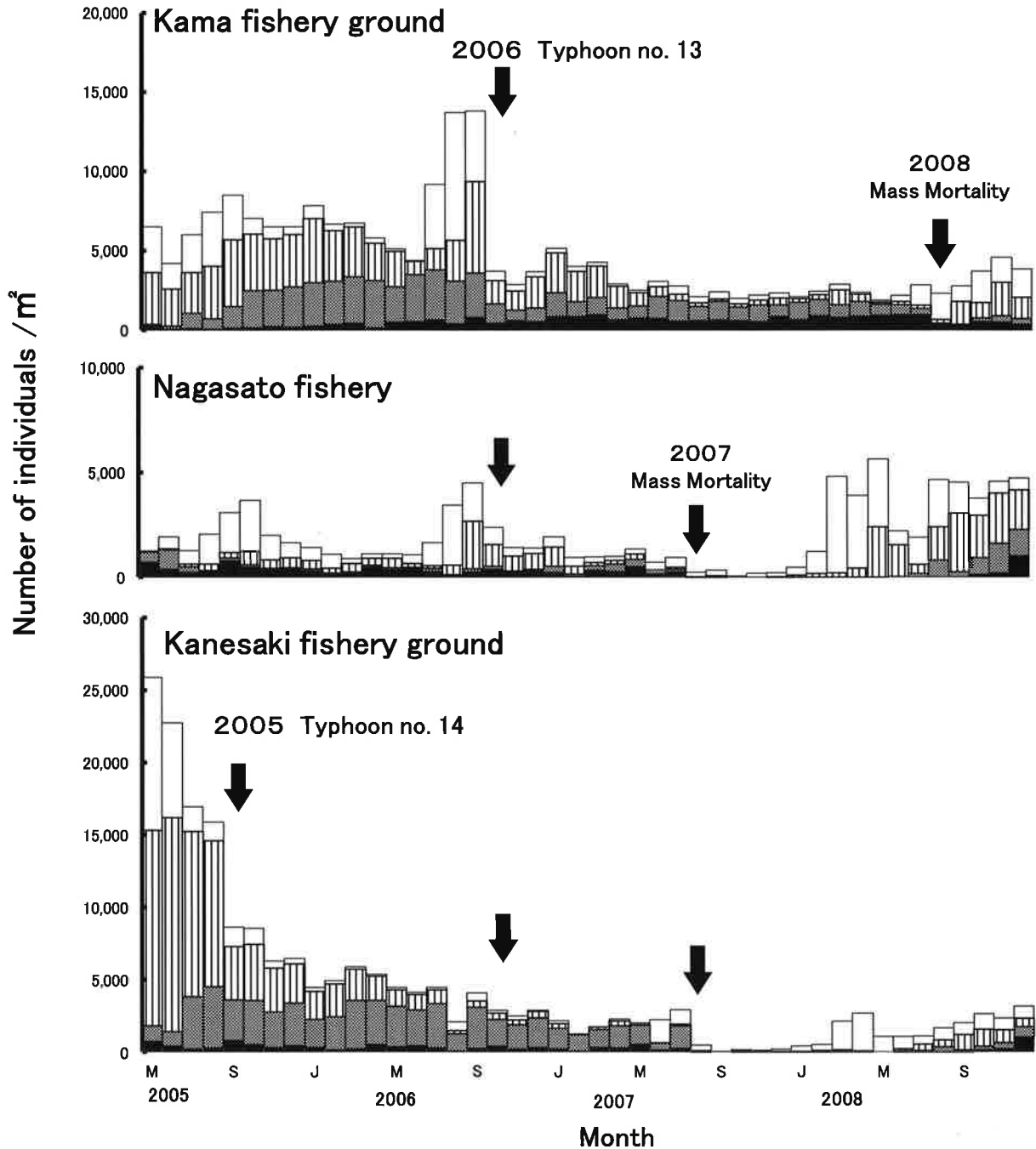


Fig. 1-9. Change in individual densities of the Manila clam at each sampling station in the Kama, Nagasato, and Kanasaki fishery grounds during the period from May 2005 to December 2008, with the arrows indicating the passage of Typhoon No. 14 in 2005, Typhoon No. 13 in 2006, and the Mass Mortality in 2007 and the Mass Mortality in 2008. □, juvenile stage I (2.0–4.9 mm); ▨, juvenile stage II (5.0–14.9 mm); ▩, early-stage adults (15.0–24.9 mm); ■, full-grown adults (25.0–34.9 mm).

第2章 密度の変動要因

2-1 夏季のアサリ大量へい死

著者は小長井町地先造成アサリ漁場において、生産を安定させるための調査・研究を行っており、その一貫として、アサリ稚貝を中心とした個体群動態を調べてきた。その中で、夏季の大量へい死と台風の影響によるアサリ個体群の急激な減少を確認した。この節では、個体数密度の減少要因として、夏季の大量へい死を検討する。

夏季にアサリが大量へい死した際、殻長 10 mm 以下の稚貝が成貝より生残率が高かったという報告がある（坂口ら 1997）。しかし、夏季大量へい死の発生前後で、殻長サイズ別の生残を詳細に追跡した報告はない。

2008年8月11-15日に *Chattonella* 赤潮と貧酸素水塊の発生状況により、小長井町釜地先ではアサリ大量へい死が発生した（この大量へい死に関しては第3章で詳述）。大量へい死が発生した釜養殖場で、殻長サイズ別にアサリ生残率の変化を追跡したところ、成貝より稚貝の残存率が高いという定量的な結果が得られたので報告する。

材料および方法

アサリの成育段階は、稚貝が 1-15 mm、初期成貝が 15-25 mm、成貝が 25 mm 以上と便宜的に区分されている（全国沿岸漁業振興開発協会 1997）。また、殻長 5 mm を境にして食性が変化し（Watanabe et al. 2009）、底質をふるったときフルイに確実に残る個体は、1 mm 目合いでは殻長 2 mm 以上、2 mm 目合いでは殻長 5 mm 以上である（水産庁 2008）。これらのことから、アサリ稚貝は殻長の違いから 2.0-4.9 mm を稚貝 I、5.0-14.9 mm を稚貝 II とし、初期成貝は殻長 15.0-24.9 mm、成貝は殻長 25.0-44.9 mm と定義した。

調査は 2008年7月16日、8月18日、9月14

日の3回、釜漁場で実施した（Fig. 2-1-1）。平野ら（2010）によれば、2008年8月11-15日の釜漁場の底層では、アサリの生残に影響があるとされる 0.5 mg/l 以下の貧酸素水塊は断続的に合計 35 時間発生した。このとき、ネットに収容したアサリ 100 個体を海底上に置き、8月15日に 59% の生残率を記録した。以上から 8月18日に実施した本調査は大量へい死後に行われた。

アサリ試料を各成長段階別に採集するため、干潮時に 2 種類のステンレス製の方形枠を用いた。まず、稚貝 I ~ 成貝については、5 cm 方形枠内の底質を深さ 3 cm まで、1 定点あたり 4 カ所ずつ合計 10 定点分を採集した。採取した試料は実験室に持ち帰り、1 mm 目合いのフルイでそれぞれ篩って、フルイに残ったそれぞれの試料は、10% 中性ホルマリン・0.1% ローゼベンガル溶液で固定・染色した後、選別後、殻長測定と計数を行った。殻長（mm）はデジタルノギスで小数第 2 位まで計測し、小数第 2 位を四捨五入した。

アサリは成長とともに深く潜砂するようになり、潜砂深度は殻長の 2 倍程度になることが知られている（倉茂 1957）。そこで、稚貝 II・初期成貝そして成貝の生残率を詳しく検討するために、釜漁場の St. 3' で、20 cm 方形枠内の底質を表面から深さ 10 cm まで採集した後、2 mm 目合いのフルイで篩って、フルイに残った個体を試料とした。試料は採集誤差を軽減するため、1 定点につき 3 カ所ずつ繰り返して採集した。フルイに残った試料は、実験室で選別後、殻長測定と計数を行った。殻長（mm）はデジタルノギスで小数第 2 位まで計測し、小数第 2 位を四捨五入した。なお、残存率は以下の式により算出した。

$$\text{残存率 (\%)} = (\text{8月または9月の個体密度} / \text{7月の調査開始時の個体密度}) \times 100$$

夏季の大量へい死の影響を統計学的に検討するため、アサリ密度に関しては繰り返しのあ一元配置分散分析を行い、有意差が認められ

た場合には、多重比較を Tukey test, 有意水準 (α) は 0.05 で行った。解析ソフトは、PASW SPSS Statistics 17.0 (エス・ピー・エス・エス株式会社) を使用した。

アサリの大量へい死の定義について、平野ら (2010) によれば、2 週間の間に 30% 以上のアサリ個体のへい死、と記載されている。本節でのアサリの大量へい死は、この条件に加えて、1 ヶ月以内に、統計的に有意な減少が認められた場合または 80% 以上のへい死が発生した場合と定義する。

結 果

2008 年 7-9 月に、諫早湾小長井町釜地先の干潟漁場 (Fig. 2-1-1) の 10 調査定点で、5 cm 方形枠で採集し、1 mm 目合いのフルイに残った個体 (稚貝 I ~ 成貝) の月別殻長頻度分布を Fig. 2-1-2 に示した。各成長段階の個体数密度を月別にみると、稚貝 I は、7 月 : 1,290 個体/m², 8 月 : 1,660 個体/m², 9 月 : 990 個体/m² で有意差はなく、稚貝 II は、7 月 : 200 個体/m², 8 月 : 220 個体/m², 9 月 : 1,430 個体/m² と有意に増加し、多重比較検定により 2 つのグループ { (7 月, 8 月), 9 月 } に分けられた (Table 2-1-1)。一方、初期成貝は 7 月 : 400 個体/m², 8 月 : 120 個体/m², 9 月 : 60 個体/m², 成貝は 7 月 : 950 個体/m², 8 月 : 300 個体/m², 9 月 : 290 個体/m² へと、両者とも有意に減少し、多重比較検定により 2 つのグループ { 7 月, (8 月, 9 月) } に分けられた (Table 2-1-1)。

20 cm 方形枠で採集し、2 mm 目合いのフルイに残った個体 (稚貝 II ~ 成貝) の月別殻長頻度分布を Fig. 2-1-3 に示した。各成長段階の個体数密度を月別にみると、稚貝 II は、7 月 : 560 個体/m², 8 月 : 190 個体/m², 9 月 : 70 個体/m² へと有意に減少し、多重比較を行うと 2 つのグループ { (7 月, 8 月), (8 月, 9 月) } に分けられた (Table 2-1-2)。一方、初期成貝は、7 月 : 190 個体/m², 8 月 : 180 個体/m², 9 月 :

25 個体/m² へと減少し、成貝は、7 月 : 670 個体/m², 8 月 : 280 個体/m², 9 月 : 75 個体/m² へと減少したが、両者とも有意差は認められなかった。

考 察

釜養殖漁場の 10 調査定点で 2008 年 7-9 月に 5 cm 方形枠・1 mm 目合いのフルイを用いた調査から、稚貝 I の月別個体数密度は有意差が認められず (Table 2-1-1), 7-9 月の残存率は 77% で、大量へい死は発生しなかった。稚貝 II の残存率は、7-8 月に 110%, 7-9 月には 715% となり、稚貝 I からの新規加入で有意な増加が認められ、多重比較検定から 2 つのグループ { (7 月, 8 月), 9 月 } に分けられた。新規加入があったため、稚貝 II の 8-9 月のへい死は十分に検討出来なかった。一方、初期成貝と成貝は多重比較検定により 2 つのグループ { (7 月, 8 月), 9 月 } に両者とも分けられ (Table 2-1-1), 大量へい死は 9 月に認められた。

稚貝 II, 初期成貝そして成貝の残存率をより詳しく検討するために、釜養殖漁場の St. 3' で、2008 年 7-9 月に 20 cm 方形枠・2 mm 目合いのフルイを用いた調査を行った。その結果、稚貝 II の残存率は 7-8 月に 34%, 7-9 月には 13% となり (Fig. 2-1-3), 有意な減少が認められ、多重比較検定により 2 つのグループ { (7 月, 8 月), (8 月, 9 月) } に分けられた (Table 2-1-2)。ところで、Fig. 2-1-3 から、稚貝 II の一部の個体群は 7-8 月に初期成貝へ成長加入したと推測された。しかし、8-9 月の稚貝 II および初期成貝の個体数密度をみると、稚貝 II は 190 個体/m² から 70 個体/m² へと減少し、初期成貝は 180 個体/m² から 25 個体/m² へと (稚貝 II からの新規加入群も含めて)、それぞれ減少した。以上から、稚貝 II の大量へい死は 9 月までに発生したと推察された。つぎに初期成貝をみると、残存率は 7-8 月の 92% (稚貝 II からの新規加入群も含む) から、7-9 月には 13% へと低下し、大量

へい死が発生した(統計学的には有意差は認められなかった (Table 2-1-2))。成員の残存率は7-8月の42%から、7-9月には11%へと低下し、大量へい死が発生した(統計学的には有意差は認められなかった (Table 2-1-2))。

夏季に *Chattonella* 赤潮と貧酸素水塊の発生状況により、アサリ大量へい死が発生した場合、稚貝Ⅰでは大量へい死は発生しなかったが、稚貝Ⅱ・初期成貝・成貝では9月までに大量へい死が発生したと推察された。ところで、8月18日に実施した本調査は大量へい死後に行われた。8月の稚貝Ⅰ出現群の一部は9月に稚貝Ⅱへの成長がみられた (Fig. 2-1-2)。一方、7月の稚貝Ⅱ出現群の一部は8月に初期成貝へと成長したが、この加入群は9月に個体数密度が激減した (Fig. 2-1-3)。稚貝Ⅰで大量へい死が確認されず、稚貝Ⅱ～成貝で大量へい死が確認されたことは、生理学的側面も含めた今後の研究が望まれる。

夏季のアサリ大量へい死では発生確認から1か月程後も、引き続き残存率の低下が確認されたことから、養殖経営に与える影響は極めて大きいと考えられた。

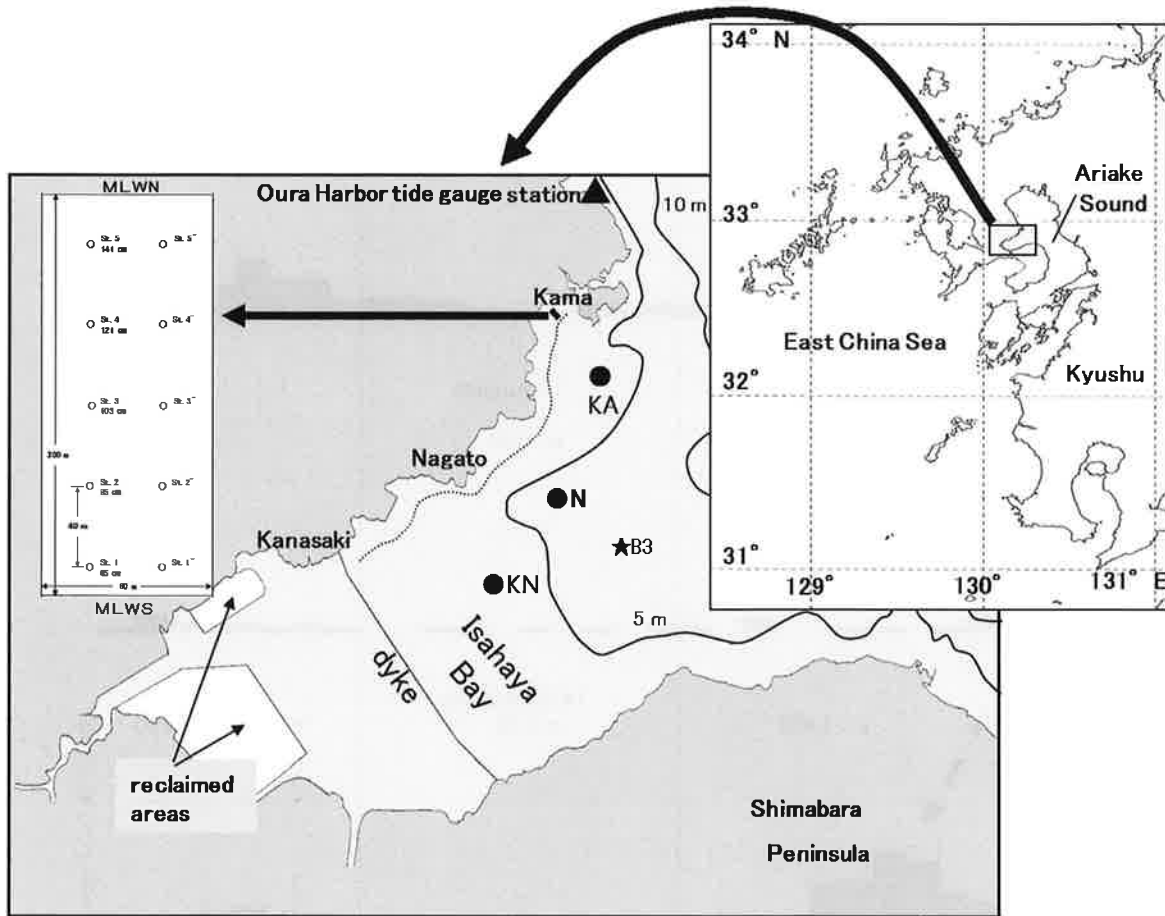


Fig. 2-1-1. Location of fishery grounds (rectangular area at Kama) for the Manila clam in Konagai-cho, Isahaya City, Nagasaki Prefecture, western Kyushu, Japan . The dotted line and the solid lines with figures indicate the range of intertidal flats and the contours representing 5-m water depth changes, respectively. In the inset panel for Kama fishery ground, the figure (cm) under each of 10 sampling stations for adult Manila clams indicates the elevation above the chart datum level (CDL) recorded at Oura Harbor tide gauge station run by the Meteorological Agency. MLWS, mean low water at spring tide level; MLWN, mean low water at neap tide level.

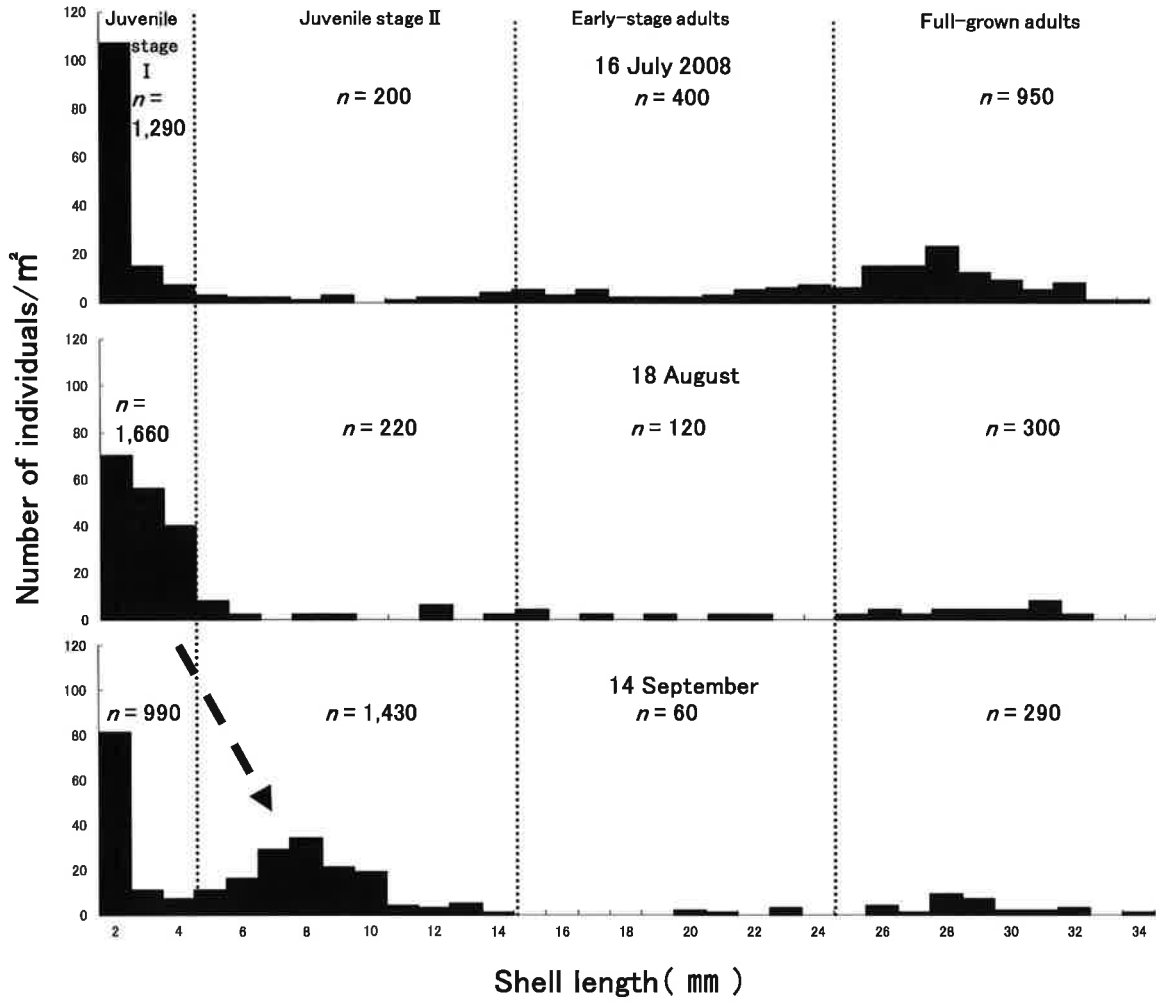


Fig. 2-1-2. Temporal change in shell-length-frequency distributions of the Manila clam at 10 sampling stations inclusive in Kama fishery ground (Fig. 2-2-1, inset panel) from July to September, 2008. The shell-length ranges for four clam stages are 2.0-4.9 mm (juvenile stage I), 5.0-14.9 mm (juvenile stage II), 15.0-24.9 mm (early-stage adults) and 25.0-44.9 mm (full-grown adults). The arrow designates the individual growth from juvenile stage I to juvenile stage II.

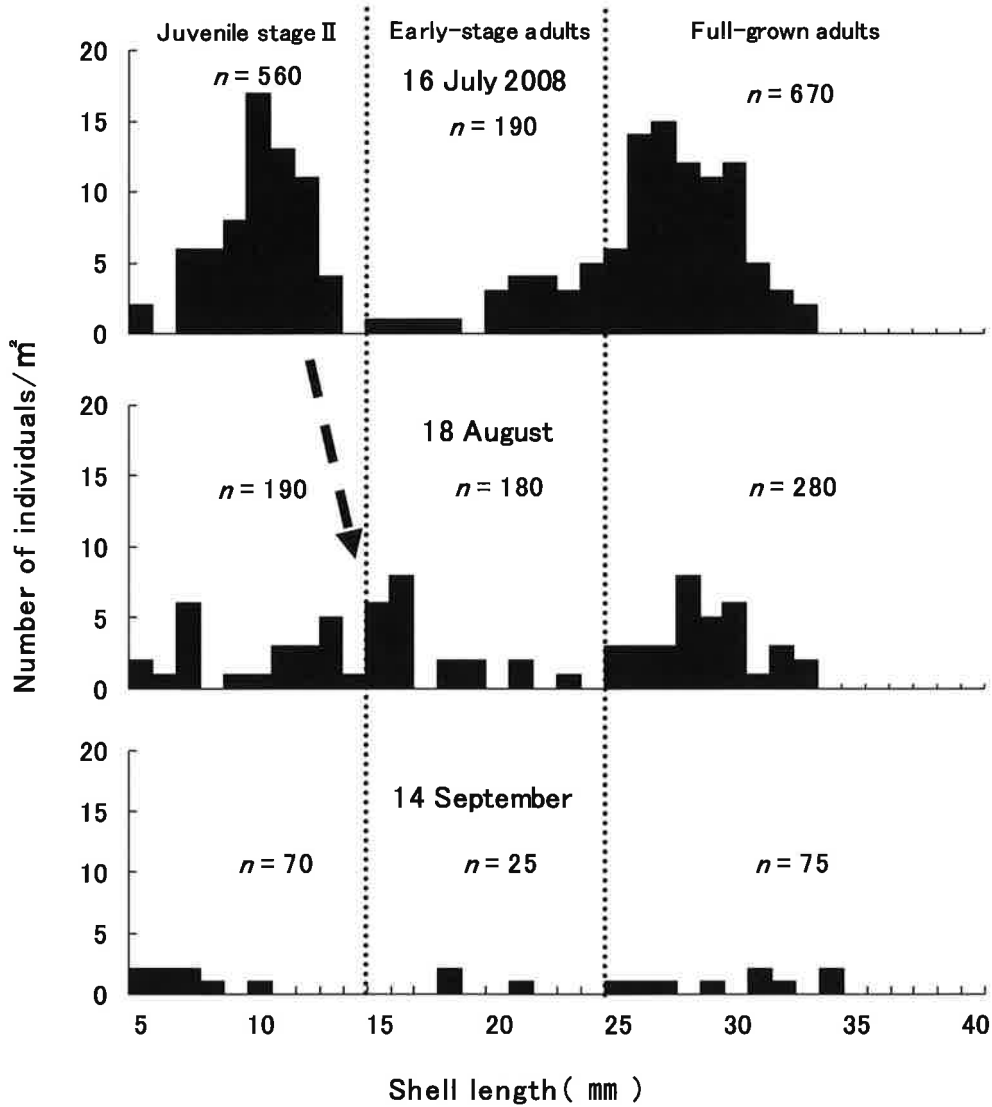


Fig. 2-1-3. Temporal change in shell-length-frequency distributions of the Manila clam at Stn 3' in Kama fishery ground (Fig. 2-1-1, inset panel) from July to September, 2008. The shell-length ranges for four clam stages are 2.0-4.9 mm (juvenile stage I), 5.0-14.9 mm (juvenile stage II), 15.0-24.9 mm (early-stage adults) and 25.0-44.9 mm (full-grown adults). The arrow designates the individual growth from juvenile stage II to early-stage adults.

Table 2-1-1. One-way analysis of variance for differences in population density of the Manila clam among three months in 2008 at 10 stations inclusive in Kama fisheryground (Fig. 2-1-1)

Source	df	MS	F	P	Multiple comparison test	
					Group 1	Group 2
Juvenile clam stage I						
Date	2	26.46	2.12	.13		
Error	117	12.50				
Juvenile clam stage II						
Date	2	109.61	10.54	.00	July	August
Error	117	10.40				September
Early-stage adults						
Date	2	9.63	13.71	.00	August	July
Error	117	.70			September	
Full-grown adults						
Date	2	33.30	15.36	.00	August	July
Error	117	2.17			September	

Four different growth stages of clams were tested separately.

Table 2-1-2. One-way analysis of variance for differences in population density of the Manila clam among three months in 2008 at Stn. 3' in Kama fishery ground (Fig. 3-1)

Source	df	MS	F	P	Multiple comparison test	
					Group 1	Group 2
Juvenile clam stage II					September	
Date	2	313.44	7.97	.02	August	August
Error	6	39.33				July
Early-stage adults						
Date	2	40.44	2.19	.19		
Error	6	18.44				
Full-grown adults						
Date	2	432.33	2.88	.13		
Error	6	150.22				

Three different growth stases of clams were tested separately.

2-2. 台風

2005年と2006年に長崎県に上陸した、進路と規模が異なる2つの台風に遭遇した。アサリの物理的な減耗要因として冬期の波浪が指摘されている(柿野 2006a)が、台風がアサリ漁場に及ぼした影響については、福島県相馬市の松川浦で、河口域に大量の土砂が堆積し、隣接するアサリ漁場一帯に浮泥が堆積して、アサリがへい死した事例の報告があるのみである(松本・小野 1987)。この報告では、台風の通過前後におけるアサリの分布密度および底質環境の変化は検討されていない。本研究では、台風通過時の潮位や波浪・風向・風速・海岸線に沿った漁場の配置等により、アサリ個体群に異なる影響が及ぼされることを定量的に示し得る希少な機会を捉えたので報告する。とくに、台風の通過により生じたアサリの空間分布と密度変化、および底質の攪乱作用が環境を改善する可能性を検討した。

材料および方法

調査地 調査は諫早湾北岸に面した小長井町地先の釜, 長里, 金崎の3ヵ所の造成アサリ漁場で実施した(Fig. 2-2-1)。調査定点を設定した造成アサリ漁場は, Fig. 2-2-2に示すような岸から沖に向かって長方形に延びた漁場である。これらの漁場の地盤高は, 大潮平均低潮面(佐賀県太良町大浦港の潮位表基準面(Chart Datum Level, CDL)上35 cm)と小潮平均低潮面(CDL上163 cm)の範囲内であった。調査点数は, 釜漁場で7, 長里漁場で4, 金崎漁場で4とした。

台風 長崎県に上陸した台風は, Fig. 2-2-1に進路をそれぞれa, bで示した2005年の台風第14号(以下, 05年14号と略記)と2006年の台風第13号(06年13号)の2つであった。05年14号は, 9月6日14時過ぎに長崎県諫早市付近に最大風速35 m/s, 960 hPaで上陸した。06年13号は9月17日18時過ぎに長崎県佐世保

市付近に最大風速40 m/s, 950 hPaで上陸した。台風の進路と勢力は気象庁ホームページ(http://www.data.jma.go.jp/fcd/yoho/typhoon/position_table/table2000s.html), 潮位は気象庁ホームページの大浦港検潮所(<http://www.data.kishou.go.jp/db/tide/genbo/genbo.php>), 風向・風速は気象庁ホームページの雲仙岳測候所(<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>), 降水量は気象庁ホームページの諫早観測所(<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>)からのデータを使用した。波高は, 2005年には潮下帯のSt. A (Fig. 2-2-1; CDL下220 cm)にアイオーテック社製 Wave Hunter-Σ WH-303を設置し, 海底から40 cmの高さで2時間間隔で計測し, 2006年には釜漁場のSt. B (Fig. 2-2-2; CDL上75 cm)にアレック電子社製 Compact-WHを設置し, 干潟面から15 cmの高さで, 1時間間隔で計測した。なお, 小長井町地先は北東から南西側は海に面しており(Fig. 2-2-2), 特に東北東から南西の風の影響を受け易い。そこで, ここでの台風の通過時刻は東北東から南西への風向の変化で定義する。

アサリ密度調査

台風による短期間の密度変化 調査は台風通過の前後に実施した。05年14号では, 釜と金崎の漁場で9月4日と同月15日に, 06年13号では, 釜, 長里, 金崎の漁場で9月6日と同月21日のいずれも大潮干潮時に行った。アサリの成育段階は, 稚貝を1-15 mm, 初期成貝を15-25 mm, 成貝を25 mm以上と便宜的に区分されている(全国沿岸漁業振興開発協会 1997)。また, 稚貝については, 殻長5 mmを境にして食性が変化することが知られている(Watanabe et al. 2009)。本調査で用いたフルイについては1 mm目合いでは確実に残る個体は殻長2 mm以上とされ, 2 mm目合いでは殻長5 mm以上とされていることから(水産庁 2008), 稚貝は殻長2.0-4.9 mmを稚貝I, 5.0-14.9 mmを稚貝IIと区分し, 初期成貝は殻長15.0-24.9 mm, 成貝は

殻長 25.0–44.9 mmとした。

各成長段階別の試料は、干潮時に2種類のステンレス製の方形枠で採取した。まず、5 cm方形枠内の底質を、表面から深さ3 cmまで、各定点あたり4カ所ずつ採取した後、1 mm目合いのフルイでそれぞれ篩って、稚貝I・IIの試料とした。つぎに、20 cm方形枠内の底質を、表面から深さ10 cmまで、釜漁場の2つの定点(St. 3', St. 5'; Fig. 2-2-2)で、3カ所ずつ採取した後、2 mm目合いのフルイで篩って初期成貝・成貝の試料とした。それぞれのフルイに残った試料は、10%中性ホルマリン・0.1%ローズベンガル溶液で固定・染色した後、実験室で選別後、殻長測定と計数を行った。殻長(mm)はデジタルノギスで少数第2位まで計測し、少数第2位を四捨五入した。

長期間の密度変化 アサリ漁獲量の変動要因のひとつとして、台風通過の影響を調べるために、2005年9月から2008年7月まで、毎月2回、大潮干潮時に、釜漁場のSt. 3' (Fig. 2-2-2)で調査を実施した。試料は、20 cm方形枠内の底質を表面から深さ10 cmまで、3カ所で採取後、項目「台風による短期間の密度変化」と同様の処理をした。なお、調査地点およびその周辺域では熊手を用いた殻長35 mm以上の個体採取を除いて、移植や密度調整のための稚貝の間引きは2006年11月中旬以降禁止とした。よって、ここでの成貝は殻長25.0–34.9 mmとした。

底質調査 底質試料は、上記の項目「台風による短期間の密度変化」の稚貝I・IIの試料と同じ採取日に同じ定点で採集した。試料は、ステンレス製の5 cm方形枠内の底質を表面から深さ3 cmまで採取した。得られた試料は保冷して持ち帰り、分析に供するまで -30°C の冷凍庫に保存した。分析は試料を解冻後、混合して均一化し、検知管法(日本水産資源保護協会1980)により酸揮発性硫化物態硫黄(AVS-S)含量を、また、燃焼法(550°C , 6時間; 佐藤ら1987)により強熱減量(IL)を求め、さらに篩分法(日

本海洋学会1986)により粒度分析を行った。

統計解析 台風の影響を統計学的に検討するため、アサリ密度に関しては繰り返しのある二元配置分散分析を行い、多重比較は、交互作用が認められた場合にはBonferroni testを行い、交互作用が認められなかった場合にはTukey testを行った。AVS-S, ILに関しては、繰り返しのない二元配置分散分析を行い、多重比較はTukey testで行った。粒度は細礫~極細砂(4 mm–0.063 mm)の範囲の7区分および泥(<0.063 mm)を対象とし、粒度分布に関してKolmogorov-Smirnov testを行った。有意水準(α)はいずれも0.05とした。なお、解析ソフトには、PASW SPSS Statistics 17.0(エス・ピー・エス・エス株式会社)を使用した。

結 果

台風の状況 台風通過時の潮位、風向・風速、有義波高の変化をFig. 2-2-3に示す。ただし、06年13号の通過に伴い9月17日18–23時の大浦港検潮所の潮位データは、危険回避のため欠測となっていた。また、釜漁場のSt. B (Fig. 2-2-2)に設置した波高計は台風通過の未明の時刻に、波浪の影響で元の場所から潜掘され、他の場所に運ばれた。このため、上記18–23時の潮位はこの波高計の水深データから推定した。

05年14号の通過時 9月4日0時には東の風3.7 m/s、波高11 cmであったが、その後、いずれも次第に上昇し、9月6日0時には東北東の風20.3 m/s、波高85 cmになった(Figs. 2-2-3B, 2-2-3C)。台風の中心が鹿児島県阿久根市沖にあった6日12時には、東北東の風16.8 m/s、波高は142 cmで、期間の最大値を示した。その後、風向は時計回りで変化し、台風の中心が橘湾にあった14時には、潮位258 cm、南南東の風12.3 m/s、波高は114 cmとなった。台風は14時過ぎに諫早市に上陸した。その後、福岡市方

面へ移動した18時には、潮位202 cm、西南西の風9.2 m/s、波高52 cm、山口県北西沖へ移動した20時には、潮位358 cm、西北西の風13.4 m/s、波高24 cmとなり、そして日本海方面へ移動した7日16時には南東の風1.5 m/s、波高10 cmとなった。

以上より、本台風の通過時刻は9月6日12時-17時とした。また、9月4日-7日の総降水量は125 mm、1時間あたりの最大降水量は16 mmであり、降水量は多くなかった。

06年13号の通過時 9月15日3時には、東南東の風5.2 m/s、波高2 cmであったが、16日2時には南東の風8.3 m/s、波高3 cmとなり、17日2時には東の風5.7 m/s、波高2 cmであった (Figs. 2-2-3E, 2-2-3F)。その後、風向は時計回りで変化し、台風が中心が長崎県男女群島東方にあった17日15時には潮位314 cm、東南東の風24.9 m/s、波高41 cmとなり16時には潮位が368 cm、東南東の風33.2 m/s、波高86 cmへと急上昇した。台風が佐世保市へ上陸した18時には、推定潮位414 cm、南南東の風24.7 m/s、期間中の波高の最大値である185 cmに達した。その後、台風が中心は、北東へ移動して、北九州市北西沖へと移動した21時には、南西の風14.7 m/s、波高39 cmとなり、日本海方面へと移動した18日0時には西の風8.3 m/s、波高14 cmとなった。

以上より、本台風の通過時刻は9月17日14時-21時とした。また、9月15日-18日の総降水量は33 mm、1時間あたりの最大降水量は12 mmであり、降水量は少なかった。

アサリ密度変化

台風による短期間の密度変化 05年14号と06年13号の通過前後におけるアサリ密度の各調査地点での変化を漁場別・成長段階別に、それぞれFig. 2-2-4とFig. 2-2-5に示す。また、これらの二元配置分散分析の検定結果をTable 2-2-1に示す。

05年14号の通過時の密度変化 釜漁場の稚貝

Iでは、調査定点と台風通過前後の日付との交互作用があり、台風の影響は調査定点で異なる結果となった (Fig. 2-2-4A)。調査定点ごとに通過前後の平均密度 (個体/m²) を比較すると、St. 4では3,600から6,000へと通過後に有意に増加したが、その他の調査定点では700-3,100から500-1,700へと減少したが、有意差はなかった。つぎに、通過前と通過後とに分けて調査定点の密度を比較すると、通過前は1組 (Sts. 4 vs. 5) で有意差があった。通過後にはSt. 4と他の全調査定点間では有意差があったが、他の調査定点間には有意差がなかった。稚貝IIでは、調査定点と台風通過前後の日付との交互作用がなく、調査定点間の密度および通過前後の密度にも有意差がなかった (Fig. 2-2-4B)。初期成貝では、調査定点の密度はSt. 3'の方がSt. 5'より有意に高かったが、台風通過前後の密度には、有意差がなかった (Fig. 2-2-4C)。成貝は、平均密度が低く、台風通過前・後の平均密度 (個体/m²) は、St. 3'では50と130、St. 5'では30と20であった (Fig. 2-2-4C)。調査定点の密度はSt. 3'の方がSt. 5'より高かったが、有意水準至近で有意差はなく ($P = 0.06$)、台風通過前後の密度にも有意差がなかった。

金崎漁場の稚貝Iでは、調査定点と台風通過前後の日付との交互作用はなかった (Fig. 2-2-4D)。調査定点間の密度には有意差がなかったが、台風通過後には密度が有意に減少した。稚貝IIでは、調査定点と台風通過前後の日付との交互作用があった (Fig. 2-2-4E)。調査定点ごとに通過前後の密度を比較すると、平均密度 (個体/m²) がSts. 1~3では8,200-13,000から2,200-6,200へと有意に減少したが、St. 4では4,600から2,700へと減少したものの、有意差はなかった。つぎに、台風通過前と通過後とに分けて、調査定点ごとの密度を比較すると、通過前は2組 { (Sts. 2 vs. 4), (Sts. 3 vs. 4) } で有意差があったが、通過後に各調査定点間に有意差がなくなり、密度は低水準で均

一化された。

06年13号の通過時の密度変化 釜漁場では台風通過前と通過後とで、各調査定点の平均密度(個体/m²)は、稚貝Ⅰでは100-12,500から200-1,300へ(Fig. 2-2-5A)、稚貝Ⅱでは300-22,900から100-4,600へと激減した(Fig. 2-2-5B)。稚貝Ⅰ・Ⅱには、調査定点と台風通過前後の日付との交互作用があった。調査定点ごとに通過前後の密度を比較すると、稚貝ⅠではSts. 1~3、稚貝ⅡではSts. 1・2で密度が有意に減少し、稚貝ⅡのSt. 3では有意水準至近で有意差がなかった($P=0.07$)。つぎに、通過前と通過後とに分けて、調査定点ごとの密度を比較すると、通過前は稚貝Ⅰでは5組{(Sts. 1 vs. 3~5), (Sts. 2 vs. 4・5)}、稚貝Ⅱでは7組{(Sts. 1 vs. 2~5), (Sts. 2 vs. 3~5)}で有意差があったが、通過後は稚貝Ⅰ・Ⅱともに調査定点間の密度には有意差がなくなった。すなわち、密度が高い低地盤高の調査定点で台風の通過後に密度が激減し、高地盤高の調査定点では低密度のまま変化せず、全調査定点で密度が均一化された。初期成貝では、調査定点ごとの密度には有意差がなかったが、台風通過前後の密度は有意に減少した(Fig. 2-2-5C)。成貝は、調査定点ごとの密度はSt. 3'の方が有意に高かった(Fig. 2-2-5C)。台風通過前・後の平均密度(個体/m²)は、St. 3'では800から600へ、St. 5'では300から200へと減少したが、有意差はなかった。

長里漁場の稚貝Ⅰでは調査定点と台風通過前後の日付との交互作用があった。各調査定点の台風通過前後における平均密度(個体/m²)は、St. 1では3,500から800へ、St. 2では2,500から900へとそれぞれ有意に減少したが、St. 3では600から1,900へと有意に増加し、St. 4では有意差がなかった(Fig. 2-2-5D)。つぎに、通過前と通過後とに分けて、調査定点ごとの密度を比較すると、通過前は4組{(Sts. 1 vs. 3・4), (Sts. 2 vs. 3・4)}で密度に有意差があったが、通過後には調査定点ごとの密度に有

意差がなくなった。稚貝Ⅱでは、台風通過前の平均密度(個体/m²)は、Sts. 1・2では3,100-4,600であったが、Sts. 3・4では500-900で、高地盤高より低地盤高の調査定点で密度が高かった(Fig. 2-2-5E)。調査定点と台風通過前後の日付との交互作用はなく、調査定点間の密度には2組(Sts. 1 vs. 3・4)で有意差があり、通過前後の密度には有意差がなかった。

金崎漁場においては、稚貝Ⅰ・Ⅱとも、調査定点と台風通過前後の日付との交互作用がなかった(Figs. 2-2-5F, 2-2-5G)。稚貝Ⅰでは、台風通過前の平均密度(個体/m²)は、Sts. 1・2では1,000であったが、Sts. 3・4では0-200であり、高地盤高より低地盤高の調査定点で高かった。ただし、このとき調査定点間の密度には有意水準至近で有意差がなかった($P=0.05$)だが、通過後の密度は有意に減少した。稚貝Ⅱでは、調査定点ごとの密度には有意差がなく、台風通過の前後の平均密度にも有意差がなかった。

長期間の密度変化 釜漁場における稚貝Ⅱ・初期成貝・成貝それぞれの平均密度(個体/m²)を合計した値は、05年14号が通過前後の2005年8月から10月には9,500-12,900で推移し、大きな変動はみられなかった(Fig. 2-2-6)。2005年10月から11月に沖側への移植が行われ、これら平均密度の合計値はいったん3,000へと減少した。その後、平均密度の合計値は、2006年9月6日には9,900となったが、06年13号の通過後の9月21日には3,200へと激減した。成長段階別の通過前と通過後の平均密度は、稚貝Ⅱが4,000と1,100、初期成貝が5,100と1,600、成貝が800と600であり、稚貝Ⅱと初期成貝で大きく減少した。その後、

10月下旬から11月初旬に移植が行われ、11月5日の平均密度の合計値は、3,300となったが、11月中旬以降は、稚貝Ⅱの加入が少なく、2008年7月まで平均密度の合計値は1,200-4,100の低水準で推移した。

底質環境の変化

粒度組成 台風通過前後における漁場別・調査定点別の底質の粒度組成を Fig. 2-2-7 に示す。05 年 14 号と 06 年 13 号それぞれの通過前後で各粒径区分の頻度組成には有意な差はなかった。

05 年 14 号の通過時 05 年 14 号が粒度組成へ与えた影響については、釜漁場では粒子の移動に調査定点間で一貫した傾向がみられなかった。しかし、St. 1 では細礫・極粗砂の増加と粗砂・中砂の減少、St. 5 では細礫・極粗砂の減少と粗砂・中砂の増加がみられた。また、Sts. 2・4 では細礫～粗砂が減少し、中砂・細砂が増加したが、St. 3 では細礫～細砂(極粗砂は除く)の増減は Sts. 2・4 のそれと逆であった (Fig. 2-2-7A)。金崎漁場では、全ての調査定点で細砂・極細砂が減少したが、Sts. 1～3 では細礫～粗砂の増加と、中砂の減少、St. 4 では細礫の減少と粗砂・中砂の増加がみられた (Fig. 2-2-7B)。台風通過前後における泥分率の増加は両漁場の最大値でも 0.3% であり、顕著な浮泥の堆積は起こらなかった。

06 年 13 号の通過時 06 年 13 号が粒度組成へ与えた影響については、釜漁場では Sts. 1～4 で細礫・極粗砂が減少し、中砂が増加した (Fig. 2-2-7C)。St. 5 では細礫・粗砂が増加し、中砂～泥が減少した。長里漁場では、全調査定点で極細砂・泥の増加が確認された (Fig. 2-2-7E)。また、Sts. 1・4 では細礫～粗砂が減少し、中砂・細砂が増加したが、Sts. 2・3 ではそれらと逆の変化を示した。金崎漁場では、Sts. 1・2 で細礫が減少し、極粗砂・粗砂が増加した (Fig. 2-2-7D)。Sts. 3・4 では細礫が増加し、極細砂・泥が増加した。以上のことから、06 年 13 号の通過が粒度組成に与えた影響は、CDL 上 120 cm 台の地盤、すなわち釜漁場では Sts. 4・5、金崎漁場では Sts. 2・3 の間を境にして、低地盤では粒径が小型化し、高地盤では粒径が大型化する傾向を示した。長里漁場では泥の増加が確認されたが、泥の増加は 1.5% 以下であり、顕

著な浮泥の堆積はなかった。

強熱減量 (IL) 台風通過前後における漁場別・調査定点別の IL の変化を Fig. 2-2-8、繰り返しのない二元配置分散分析の結果を Table 2-2-2 にそれぞれ示す。

05 年 14 号の通過時 釜漁場において、調査定点間の IL (%) には、4 組 { (Sts. 1 vs. 5), (Sts. 2 vs. 4・5), (Sts. 3 vs. 5) } で有意差があり、低地盤高より高地盤高の調査定点の方が高い値を示した (Fig. 2-2-8A)。一方、台風通過前後の IL の値は、Sts. 1～4 では 2.4-4.3 から 2.1-3.9 へと低下し、St. 5 では 4.5 から 5.1 へと上昇したが、有意差はなかった。金崎漁場においては、調査定点間の IL には有意差はなく、台風通過前後の値は、3.2-4.1 から 2.7-3.3 へと低下したが、有意差はなかった (Fig. 2-2-8C)。

06 年 13 号の通過時 釜漁場では、調査定点間の IL には有意差がなく、台風通過前後の IL の値は、2.6-3.7 から 1.9-2.4 へと有意に低下した (Fig. 2-2-8A)。長里漁場と金崎漁場では、調査定点間の IL は有意差がなかった (Figs. 2-2-8B, 2-2-8C)。台風通過前後の IL の値は、両漁場ともに有意差がなかったが、長里漁場では 2.7-3.6 から 3.6-5.8 へと上昇し、金崎漁場では St. 1 で 3.7 から 4.2 へと上昇し、Sts. 2～4 で 2.3-3.1 から 1.8-2.3 へと低下した。

酸揮発性硫化物態硫黄 (AVS-S) 台風の通過前後における漁場別・調査定点別の AVS-S 含量の変化を Fig. 2-2-9、繰り返しのない二元配置分散分析の結果を Table 2-2-3 にそれぞれ示す。

05 年 14 号の通過時 台風通過前後の AVS-S 含量 (mg/乾泥 g) の値は、釜漁場の Sts. 1～4 では 0.01-0.04 から 0.01-0.03 へと低下し、St. 5 では 0.01 から 0.02 へと上昇した (Fig. 2-2-9A)。金崎漁場の Sts. 1～4 では 0.04-0.15 から 0.02-0.06 へと低下した (Fig. 2-2-9C)。しかし、両漁場とも、調査定点間および台風通過前後の AVS-S 含量には有意差はなかった。

06 年 13 号の通過時 通過前後の AVS-S 含量の

値は、釜漁場の全調査定点(St. 3を除く)では0.04-0.10から0.02-0.03へと低下し(Fig. 2-2-9A),長里漁場のSts. 1~3では0.08-0.12から0.07-0.08へと低下した(Fig. 2-2-9B)。しかし、両漁場とも、調査定点間および台風通過前後のAVS-S含量には有意差がなかった。一方、金崎漁場では、調査定点間で、2組{(Sts. 1 vs. 2), (Sts. 1 vs. 4)}に有意差があり、台風通過前後の値は、Sts. 1~4では0.06-0.11から0.02-0.10へと有意に低下した(Fig. 2-2-9C)。

考 察

気象庁諫早観測所における総降水量は05年14号と06年13号でそれぞれ125 mmと33 mmであり、少ない雨量であった。小長井町周辺には大きな河川がないことから、福島県の松川浦で発生したような、河口域へ流出した大量の土砂が堆積して、アサリのへい死(松本・小野1987)が引き起こされた可能性は低い。そこで、今回の二つの台風の通過によってアサリが受ける影響については、波浪による底質攪乱に絞って検討する。はじめに、台風による波浪が海底面に到達したか否かを移動限界水深で検討する。つぎに、波浪が粒度組成に与えた影響すなわち底質の輸送を検討する。さらに、成長段階別にアサリの密度が台風から受けた影響すなわち減耗要因としての評価を行った後、アサリ個体と土粒子の移動について対応関係をみる。最後に、台風がアサリ資源の変動要因として負の影響を残す可能性と、台風が底質環境へもたらす正の側面を検討する。

底質の移動限界水深 波の作用がどれだけの水深の底質にまで及ぶかは、底質の移動限界水深により評価できる。ここで、底質の表層移動とは、海底表層の堆積物が波の進行方向に集団的に掃流される場合を、また、完全移動とは水深変化が明瞭に現れるほど顕著な移動を示す場合をさす(合田1998)。

05年14号の通過時刻である9月6日12時-17時の潮汐は、満潮から干潮を経て満潮へ向かう途中であり、最干潮時である16時の潮位はCDL上151 cmであった。釜漁場と金崎漁場の調査定点はCDL上65-146 cmの範囲にあり(Fig. 2-2-2)、金崎漁場のSt. 4では16時の水深は5 cmであった。波高が最大値を示した9月6日12時には、St. A(Fig. 2-2-1; CDL下220 cm)の水深はCDL上654 cm、有義波高と周期(T)はそれぞれ142 cmと4.9 sであった。沖波波長を37.46 m ($=1.56 \times T^2$)、中央粒径値を釜漁場のSts. 1・2の平均値である0.45 mmとした場合、底質の表層移動限界水深は899 cm、完全移動限界水深は524 cmと推定される(合田(1998)の図6.22)。浅海域を伝播する波は水深の減少に伴って波高が変化する(浅水変形)。浅水変形を無視した場合、6日12時におけるSt. Aの海底面は表層移動限界と完全移動限界の間であった。同時刻での2つの漁場の水深はCDL上285-347 cmの範囲にあり、底質は波浪による潜掘移動の影響を受けた可能性がある。

06年13号の通過時刻である9月17日14時-21時の潮汐は、干潮から満潮を経て干潮へ向かう途中であり、最干潮時である18日1時の潮位はCDL上215 cmであり、各漁場の調査定点は何れも海面下であった。風向は東南東から南南西が卓越し、台風通過時の20時の潮位は、CDL上505 cmに達した(Figs. 2-2-3D-3F)。これには、海水の吹き寄せ効果と海面の吸い上げ効果(村山2006)の寄与が推察される。波高が最大値を示した9月17日18時には、釜漁場のSt. B(Fig. 2-2-2; CDL上75 cm)の水深はCDL上339 cm、有義波高と周期(T)はそれぞれ185 cmと6.5 sであった。沖波波長を65.91 m ($=1.56 \times T^2$)、中央粒径値を釜漁場のSts. 1・2の平均値である0.45 mmとした場合、表層移動限界水深は1,450 cm、完全移動限界水深は791 cmと推定される。浅水変形を無視した場合、18時にSt. Bの海底面(CDL上339 cm)は完全移動限界に達していたと考えられる。また、釜

漁場の St. B に設置した波高計が潜掘されており、このとき、釜漁場およびその他の漁場でも底質は大きな攪乱を受けた可能性が高い。

以上より、05年14号と06年13号による波浪は海底面にまで到達していた可能性が高く、底質は攪乱を受けたと推察された。

底質の輸送 調査漁場の地形的配置は、まず、全漁場の南西から北東側は陸地である。釜漁場では、北東から東南東側、南から南西側は近隣に陸地があるが、東南東から南側には防御物が存在せず、風が起こす波浪の影響を受け易い。長里漁場および金崎漁場では、北東から東北東側は近隣に陸地があり、南から南西側は水深が浅く、さらに潮受け堤防があるが、東北東から南側には防御物が存在せず、風が起こす波浪の影響を受け易い (Fig. 2-2-1)。

台風が底質に与えた影響を風向・風速・波高および地形的条件を総合して、底質の輸送の面から検討する。05年14号通過前の9月4日22時から6日11時までは東北東の風 13.6-20.4 m/s であったが、通過中の6日12時には東北東の風 16.8 m/s となり、同じく通過中の13-17時には東～南西の風 8.0-15.4 m/s であり、通過後の6日18時から7日3時には西北西の風 7.8-16.0 m/s であった (Fig. 2-2-3B)。有義波高は9月6日12時に最大で、142 cm であった

(Fig. 2-2-3C)。釜漁場では、陸地により、東北東～東の風の影響が弱められ、かつ南南東からの風の影響が1時間程であったため、調査定点間で細礫を含む他の粒子の移動に一貫した痕跡を留めなかった可能性がある (Fig. 2-2-7A)。一方、金崎漁場では、長時間における東北東の風の影響と、東風および南南東の風の影響が波浪を起こした結果、細礫・極粗砂が低地盤である Sts. 1~3 で増加、すなわち細礫・極粗砂が移入してきた可能性がある (Fig. 2-2-7B)。

06年13号通過前は、9月15日0時から17日0時には東南東から南西の風 0.8-8.7 m/s で

あったが、その後、通過前の17日1-13時には東の風 5.7-17.3 m/s と次第に強くなり、通過中の17日14-21時には東南東から南西の風 14.7-33.2 m/s となり、通過後の22時から18日6時には西南西から西北西の風 6.8-13.2 m/s となった (Fig. 2-2-3E)。有義波高は9月17日18時に最大で185 cm であった (Fig. 2-2-3F)。東南東から南南西の風の影響を受けた波浪により、細礫・極粗砂は、釜漁場では Sts. 1~4 で減少、St. 5 で増加 (Fig. 2-2-7C)、金崎漁場では Sts. 1・2 で減少、Sts. 3・4 で増加 (Fig. 2-2-7D)、すなわち低地盤高から高地盤高への細礫の移動が推察された。長里漁場では、泥分は全調査定点で増加したが、細礫・極粗砂は、変化は大きいものの調査定点間には一貫した形跡がみられなかった (Fig. 2-2-7E)。長里漁場では、他の2漁場より波浪の影響が複雑に作用した可能性が考えられる。以上より、台風通過中に東南東から南南西へと向きを変化させる風が大きな波浪を起こした結果、釜漁場では細礫の移動を伴う大きな底質攪乱が確認された。一方、金崎漁場と長里漁場では南から南西側は水深が浅く、潮受け堤防があるため、南南西から南西の風の影響が弱められ、波浪の影響が釜漁場よりも和らげられた可能性が考えられた。

アサリ個体の移動と逸散 アサリ稚貝 I・II の密度は、各年・各漁場ともに低地盤の調査定点の方が高い傾向にあり、台風の通過により、総体的には低地盤の調査定点と高地盤の調査定点の密度が低水準で均一化されていた (Figs. 2-2-4, 2-2-5; Table 2-2-1)。つぎに、台風の通過前後による年別・漁場別・成長段階別に、アサリ個体の移動と逸散について検討する。

05年14号通過後の密度は、釜漁場の稚貝 I、金崎漁場の稚貝 I・II では有意に減少したが、釜漁場の稚貝 II・初期成貝・成貝では有意差がなかった (Table 2-2-1)。調査定点別にみると、釜漁場における稚貝 I では、Sts. 1~3 で減少

し、St. 4で増加した (Fig. 2-2-4A)。Sts. 1~3の減少分は、陸側へ移動してSt. 4の密度増加および調査漁場外への逸散につながったと推察される。金崎漁場では、密度変化が小さかったSt. 2の稚貝Iを除くと、全調査定点で稚貝I・IIの密度が減少しており (Figs. 2-2-4D, 2-2-4E), 減少に関与した個体の大部分は漁場外へ逸散したか、底質の深層部に埋没され死亡したと推察される。以上より、台風による影響は釜漁場より金崎漁場の方が大きかったと考えられる。06年13号通過後の密度は、釜漁場では稚貝I・II, および初期成貝で有意に減少したが、成貝では有意差がなかった (Table 2-2-1)。長里漁場と金崎漁場では、稚貝Iは有意に減少したが、稚貝IIでは有意差がなく、稚貝Iの密度の方がより減少した (Table 2-2-1)。漁場別に調査定点ごとの密度をみると、釜漁場では全成長段階の全調査定点で密度が減少していた (Figs. 2-2-5A-5C)。減少分は漁場外へ逸散したか、底質の深層部に埋没され死亡したと推察された。長里漁場の稚貝I・IIでは地盤高が低いSts. 1・2で密度が減少し、地盤高が高いSts. 3・4で密度が増加した (Figs. 2-2-5D, 2-2-5E)。Sts. 1・2の減少分は、Sts. 3・4への移動および漁場外へ逸散したと推察される。金崎漁場では、稚貝IはSts. 1~3で減少し、St. 4で若干の増加となり (Figs. 2-2-5F, 2-2-5G), 減少した大部分は漁場外へ逸散したか、底質の深層部に埋没され死亡したと推察される。稚貝IIでは調査定点間で一貫した移動や逸散の傾向がなく、稚貝Iよりは台風による波浪の影響が小さいと推測された。

以上より、台風による波浪は特に稚貝の減耗要因となり得ることが明らかになった。

アサリ個体と細礫粒子の移動 上記の項目「底質の輸送」と「アサリ個体の移動と逸散」から、台風通過により、粒度組成と稚貝密度に変化がみられた。特に、粒度組成の変化で、同一漁場内の隣接する複数の調査定点で細礫に一貫し

た増減がみられた、05年14号通過後の金崎漁場、06年13号通過後の釜漁場では、稚貝密度の減少が顕著であった。そこで、台風通過前後における細礫の重量頻度の変化と稚貝密度の変化との対応関係を検討する。

アサリの比重は殻長4mmで約1.4であり (柿野 2006b), 有明海の海底表土の土粒子比重は2.5-2.8である (渡辺ら 1978)。土粒子の比重を2.6とすると、粒径2mmと4mmの粒子重量は0.01gと0.09gである。アサリの殻長-重量換算式 (長谷川・日向野 2010) より、0.01gと0.09gは殻長で3.5mmと7.3mmに相当する。細礫の粒径は2mm以上4mm未満であり、稚貝の殻長は2.0-14.9mmであるので、細礫粒子は大きさと重量が稚貝に相当する部分がある。そこでまず、年別・漁場別・調査定点別に下の(1)式より、稚貝I・IIに関する密度の変化率、(2)式より細礫重量頻度の変化率を求め、さらに調査定点ごとのデータセットを用いて、(1)と(2)の相関係数 (r) を求めた (Table 2-2-4)。

$$\text{稚貝I・IIの密度変化率 (\%)} = \left\{ \frac{\text{通過後密度} - \text{通過前密度}}{\text{通過前密度}} \right\} \times 100 \quad (1)$$

$$\text{細礫の重量頻度変化率 (\%)} = \left\{ \frac{\text{通過後重量頻度} - \text{通過前重量頻度}}{\text{通過前重量頻度}} \right\} \times 100 \quad (2)$$

相関係数は、稚貝Iの変化率と細礫の変化率が $-0.59 < r < 0.95$ (2006年金崎漁場の稚貝Iを除く), 稚貝IIの変化率と細礫の変化率が $-0.42 < r < 0.41$ であった。相関係数の絶対値は、稚貝IIより、稚貝Iの方が高い値を示した。そこで、稚貝I密度に着目すると、05年14号通過により、釜漁場ではSts. 1~3で減少し、St. 4で増加したが、金崎漁場ではおおむね減少した (Figs. 2-2-4A, 2-2-4D)。相関係数は釜漁場では -0.59 で負の相関を示したが、金崎漁場では 0.92 で正の相関を示した。負の相関の原因は、釜漁場ではSt. 1で稚貝I密度の減少と細礫の重量頻度の増加, St. 4で稚貝I密度の増加と細礫の重量頻度の減少, すなわち、細礫を含む他の粒子の移動と稚貝Iの変動には一様な傾向がなかったためと考えられる。06年

13号通過後には釜漁場、長里漁場、金崎漁場で稚貝Ⅰの密度が著しく変動した(Figs. 2-2-5A, 2-2-5D, 2-2-5F)。このときの相関係数は、釜漁場が0.95、長里漁場が0.76と高い値を示した(金崎漁場は $n = 3$ より検討除外)。以上より、台風の影響がより顕著な場合、稚貝Ⅰと細礫の挙動は並行関係にあったと推察される。

アサリ資源への影響 06年13号通過直後に、稚貝Ⅱ・初期成貝・成貝の合計密度は減少し、2006年11月以降、稚貝Ⅱの新規加入が少なく、現存量は低水準で推移した(Fig. 2-2-6)。有明海の緑川の河口干潟では、主に春生まれの稚貝だけが生き残って翌年に漁獲対象となり、夏と秋生まれの稚貝はほとんど翌年の漁獲対象になっていない(松川ら 2008)。また、諫早湾でアサリ幼生は、5月から12月に出現し、6月下旬に出現ピークが認められ、10月中旬にも小さなピークが認められた(山本ら 2004)。諫早湾での漁獲主体も春季発生群の可能性があり、本湾におけるアサリの産卵期や稚貝加入量に関しては十分な知見がなく、今後詳細な研究が必要とされる。06年13号通過後に、各漁場で特に稚貝Ⅰの密度が激減した(Figs. 2-2-5A, 2-2-5D, 2-2-5F)。春季発生群が稚貝Ⅰとなった時期に、最大波高と南風とが重なる大型台風遭遇すると、その密度の減少により、養殖場内の資源量が減少する可能性がある。また、漁場に影響を与える台風遭遇した後に、アサリ稚貝の加入が低水準で2年間経過すると、将来的に漁業生産へ負の影響が出て、生産の減少要因となることが懸念された。

底質改善の可能性 台風の通過前後でILとAVS-S含量が有意に減少したのは、ILでは06年の釜漁場のみでありAVS-Sでは06年13号の金崎漁場のみであった。ILとAVS-S含量に関して、釜漁場と金崎漁場のデータを統合して、繰り返しのない二元配置分散分析を行ったところ、台風の通過前後で、両者とも05年14号で

は有意差が認められなかったが、06年13号では有意に減少した(Table 2-2-5)。06年13号の通過時には、底質の完全移動限界水深に達しており、釜漁場の粒度組成は、細礫-極粗砂が低地盤の調査定点で減少し、高地盤の調査定点で増加した。すなわち、底質に大きな攪乱が生じて底質環境が変化し、ILとAVS-Sの減少へつながったと推察される。このような底質攪乱はアサリ稚貝を逸散させる一方で、漁場環境を改善する役割も果たすと考えられた。ところで、長里漁場では、06年13号通過後にAVS-S含量は減少傾向を示したが、ILは各調査定点で増加した。その原因として、少ないながらも泥分の増加が寄与していたことが推察された(Fig. 2-2-7E)。

2005年と2006年の各9月に諫早湾北岸の造成アサリ漁場は台風により攪乱を受けた。本研究は、この影響を明らかにするため、アサリ密度と底質変化を記録したものである。05年14号では稚貝Ⅰは2漁場(釜・金崎)、稚貝Ⅱは1漁場(金崎)で密度がそれぞれ有意に減少した。06年13号では、稚貝Ⅰは3漁場(釜・長里・金崎)、稚貝Ⅱ・初期成貝は1漁場(釜)で密度がそれぞれ有意に減少した。しかし、成貝の密度は影響を受けなかった。本研究では、台風の通過による底質の潜掘の詳細な程度は明らかにできなかったが、アサリは成長に伴って潜砂深度が深くなる(倉茂 1957)潜砂深度の浅い小型貝ほど台風の影響が大きいものと考えられた。また、漁場による密度変化の違いは、卓越波浪に対する漁場の向きによって生じたと考えられた。06年13号通過後における釜漁場での密度の推移により、アサリ稚貝の加入が低水準状態で2年間続くと、将来的に漁業生産に負の影響が出て、生産の減少要因となることが懸念された。一方、底質のうちILとAVS-S含量は台風の通過後に減少傾向がみられ、台風による底質攪乱で漁場環境の改善が起ころうすることも推察された。

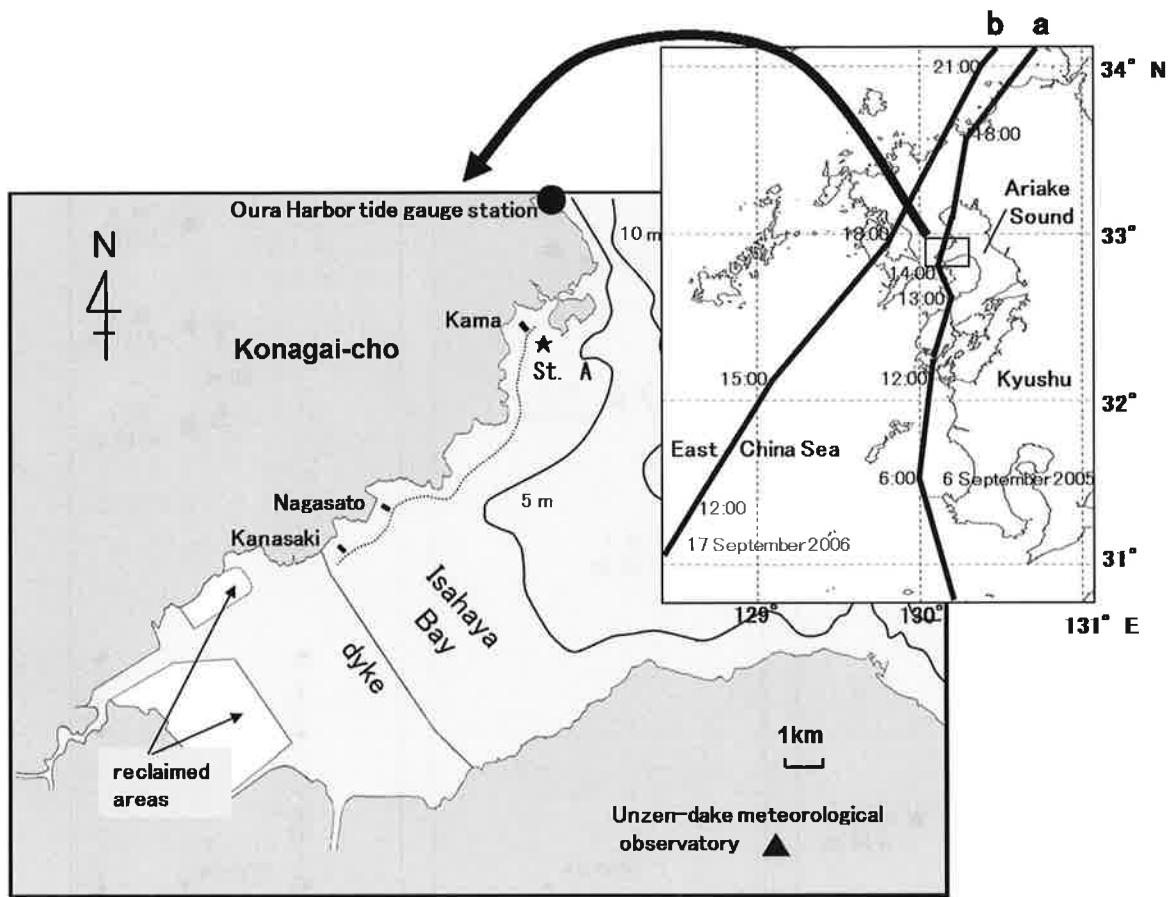


Fig. 2-2-1. Location of three fishery grounds (Kama, Nagasato, Kanasaki) with artificially introduced sand for the enhancement of yield of the Manila clam and two typhoon passage routes (a, no. 14 (September 2005) ; b, no. 13 (September 2006)). The dotted line and the solid lines with figures indicate the range of fishery grounds and the contours representing 5-m water depth changes, respectively.

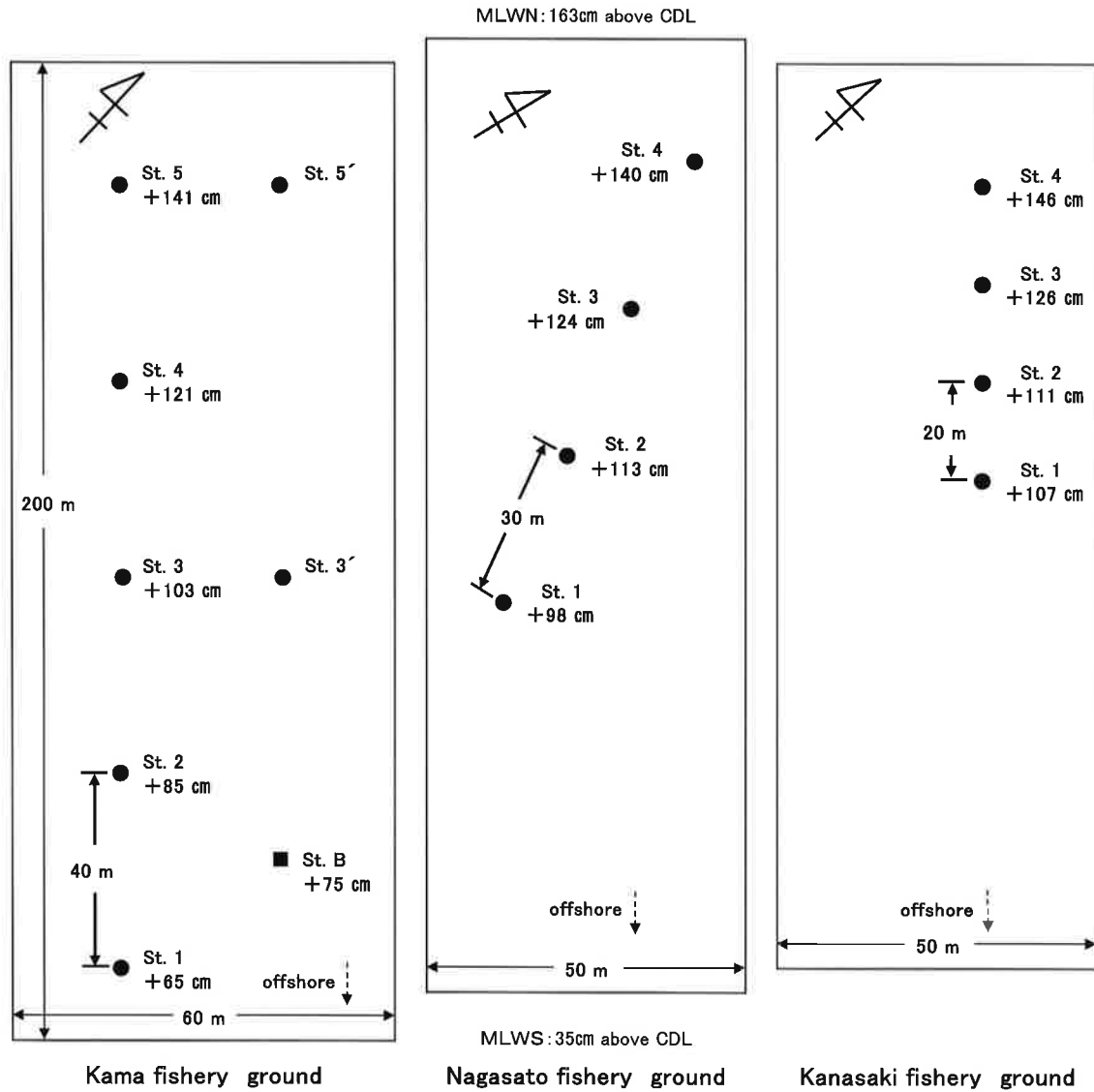


Fig. 2-2-2. Sampling stations for regular survey for the density of the Manila clam and sediment conditions. The figure under each station number indicates the elevation above the chart datum level (CDL) recorded at Oura Harbor tide gauge station run by the Meteorological Agency, Japan (Fig. 2-2-1). In Kama fishery ground, a wave-height gauge was installed at St. B, and two pairs of stations (Sts. 3 and 3' and Sts. 5 and 5') were established at an equal distance from the mean low water at spring tide level (MLWS) for each. MLWN: mean low water at neap tide level.

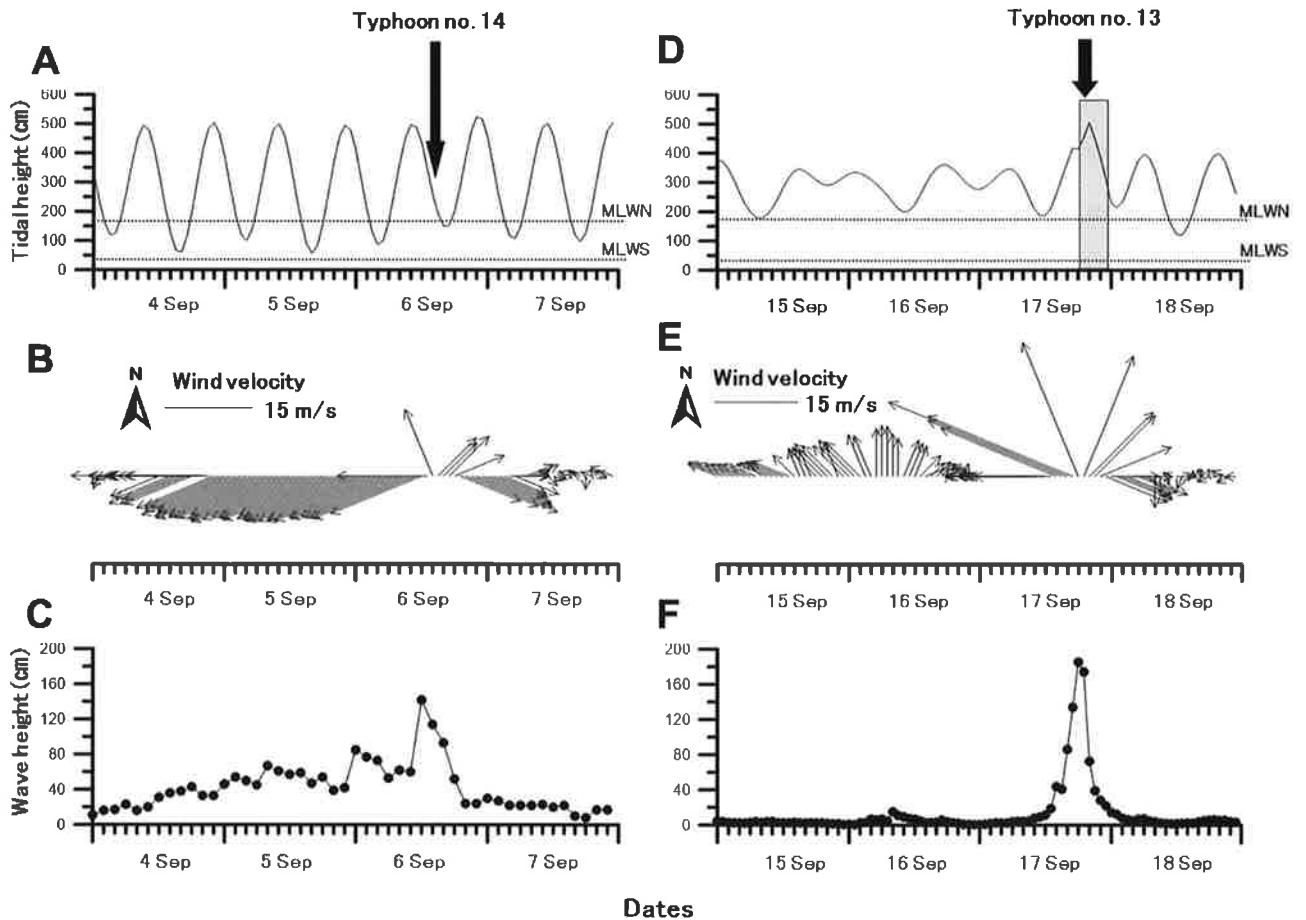


Fig. 2-2-3. Changes in tidal height (A, D), wind velocity (B, E), and significant wave height (C, F) during the passage of Typhoons no. 14 in 2005 and no. 13 in 2006. The tidal height was derived from data recorded at Oura Harbor tide gauge station (Fig. 2-2-1). The tidal heights in the dotted rectangular area in 2006 come from the estimates from water depths recorded with a wave height gauge installed at St. B in Kama fishery ground (Fig. 2-2-2), which was due to the lack of tidal height data at the tide gauge station during the period from 18:00 to 23:00 on 17 September. Wind velocities come from data recorded at Unzen-dake observatory run by the Meteorological Agency, Japan (Fig. 2-2-1). The arrows indicate the landing of Typhoon no. 14 at Isahaya City and that of Typhoon no. 13 at Sasebo City.

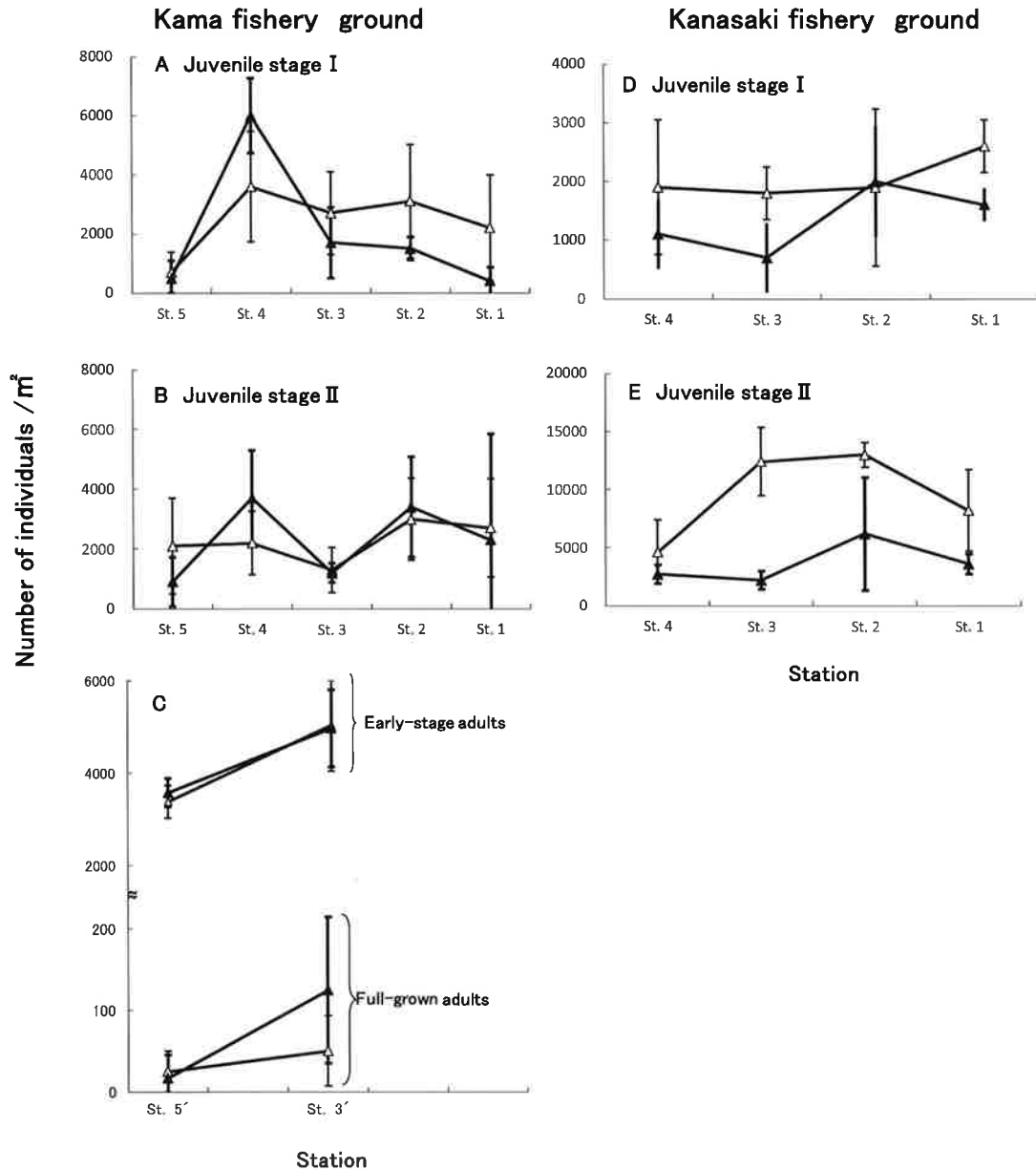


Fig. 2-2-4. Change in individual densities of the Manila clam, at each sampling station in Kama and Kanasaki fishery grounds before (4 September ; dotted lines) and after (21 September ; solid lines) the passage of Typhoon no. 14 in 2005 (mean \pm SD, $n = 4$ (juvenile stages I and II) or $n = 3$ (early-stage and full-grown adult clams)). The shell-length ranges for four clam stages are 2.0–4.9 mm (juvenile stage I), 5.0–14.9 mm (juvenile stage II), 15.0–24.9 mm (early-stage adults), and 25.0–44.9 mm (full-grown adults).

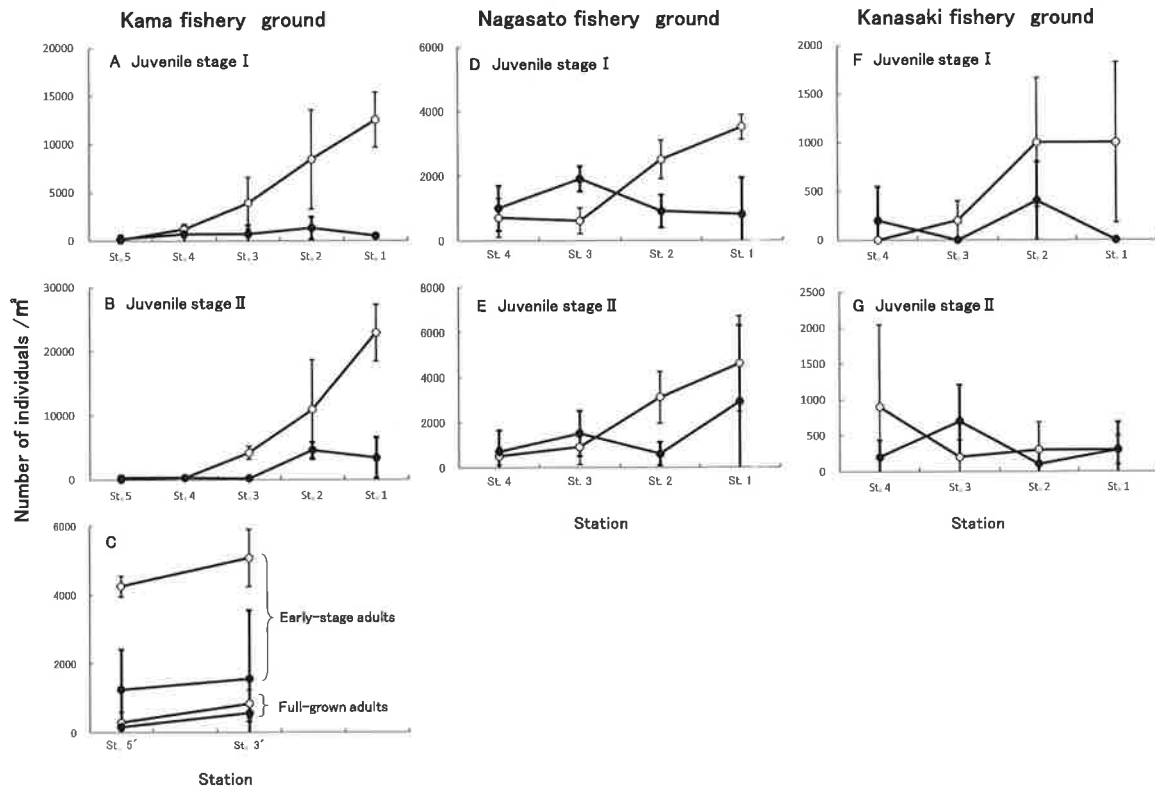


Fig. 2-2-5. Change in individual densities of the Manila clam at each sampling station in Kama, Nagasato, and Kanasaki fishery grounds before (6 September ; dotted lines) and after (21 September ; solid lines) the passage of Typhoon no. 13 in 2006 (mean \pm SD, $n = 4$ (juvenile stages I and II) or $n = 3$ (early-stage and full-grown adults)). The shell-length ranges for the four clam stages are 2.0–4.9 mm (juvenile stage I), 5.0–14.9 mm (juvenile stage II), 15.0–24.9 mm (early-stage adults), and 25.0–44.9 mm (full-grown adults).

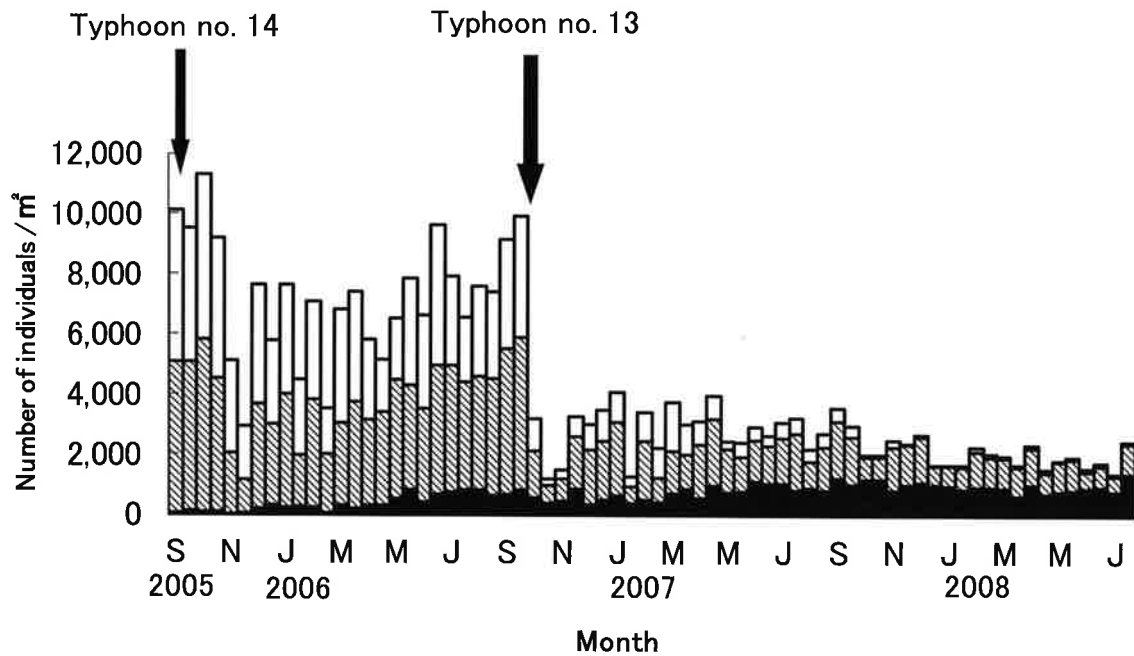


Fig. 2-2-6. Change in individual densities of three shell-length groups of the Manila clam, at St. 3' in Kama fishery ground (Fig. 2-2-2) during the period from September 2005 to June 2008, with two arrows indicating the passage of Typhoons no. 14 in 2005 and no. 13 in 2006. □, juvenile stage II (5.0–14.9 mm) ; ▨, early-stage adults (15.0–24.9 mm) ; ■, full-grown adults (25.0–34.9 mm).

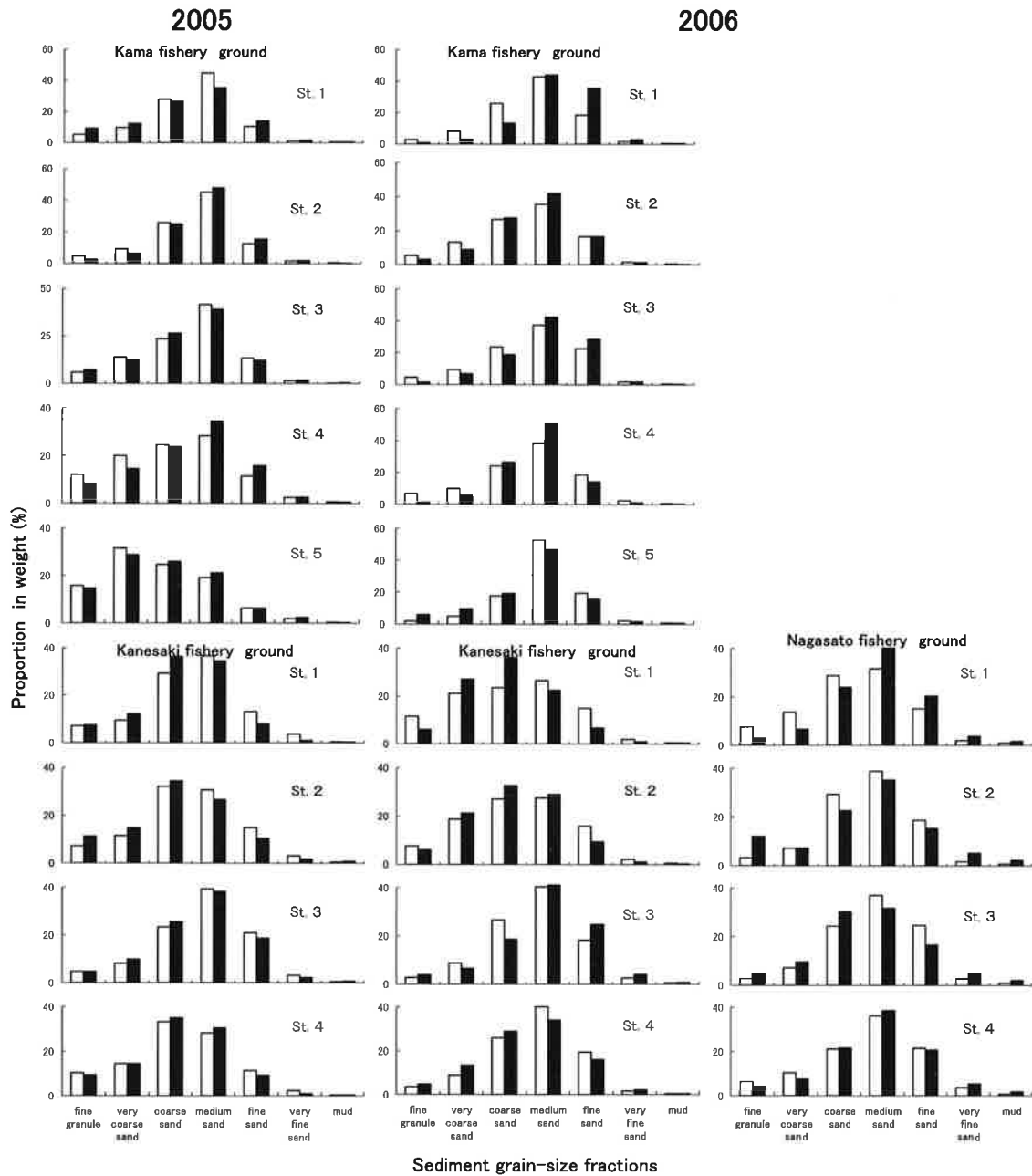


Fig. 2-2-7. Change in weight-frequency distribution of sediment grain-size fractions at sampling stations in the three fishery grounds before (□) and after (■) the passage of Typhoons no.14 in 2005 (4 Sep. and 15 Sep.) and no.13 in 2006 (6 Sep. and 21 Sep.) . The grain-size fractions are defined as 4 mm > fine granule ≥ 2 mm, 2 mm > very coarse sand ≥ 1 mm, 1 mm > coarse sand ≥ 0.5 mm, 0.5 mm > medium sand ≥ 0.25 mm, 0.25 mm > fine sand ≥ 0.125 mm, 0.125 mm > very fine sand ≥ 0.063 mm, and mud < 0.063 mm.

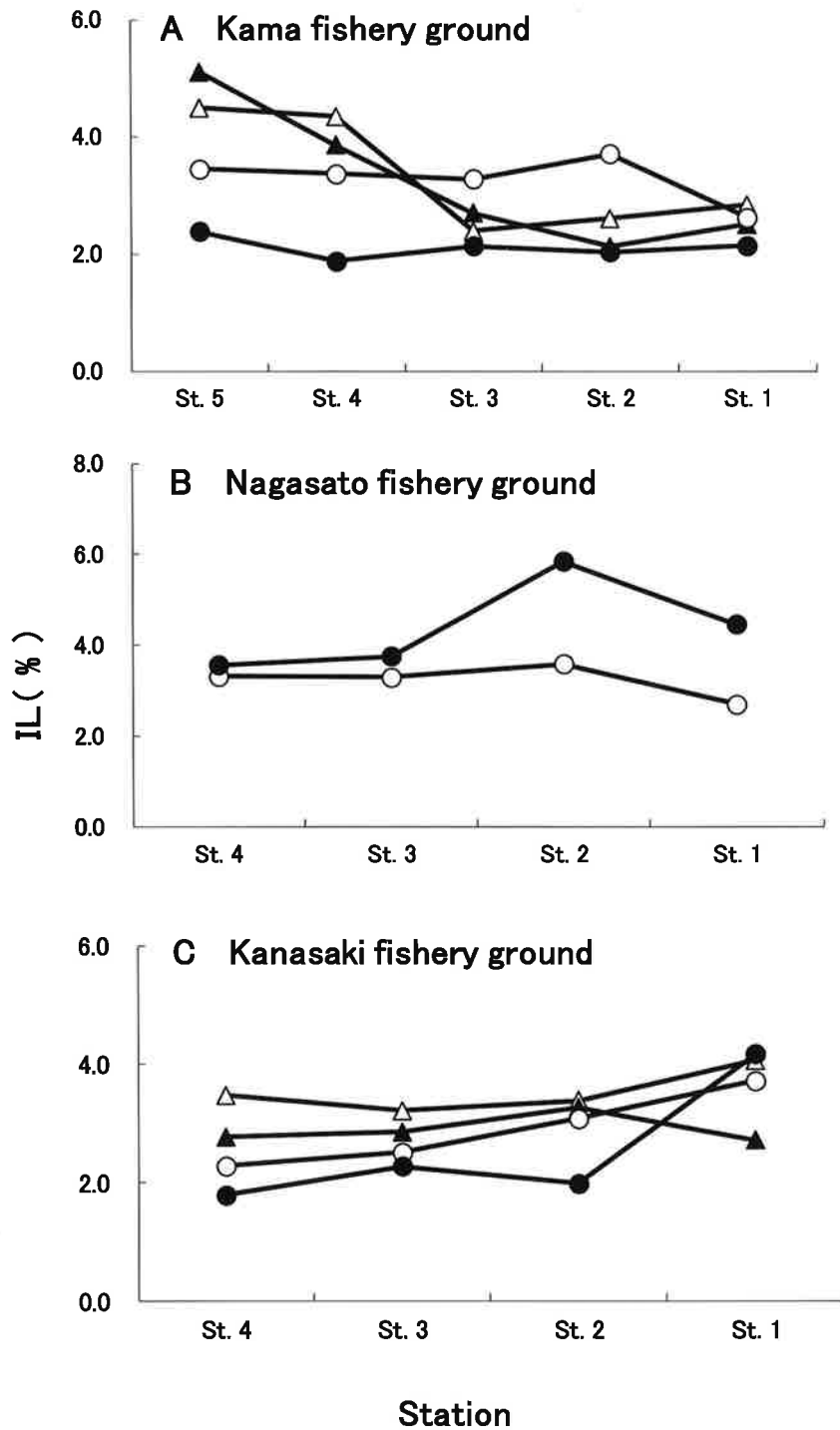


Fig. 2-2-8. Change in ignition loss (IL) of sediments at sampling stations in the three fishery grounds before and after the passage of Typhoons no. 14 in 2005 and no. 13 in 2006. △, 4 September 2005 ; ▲, 15 September 2005 ; ○, 6 September 2006 ; ●, 21 September 2006.

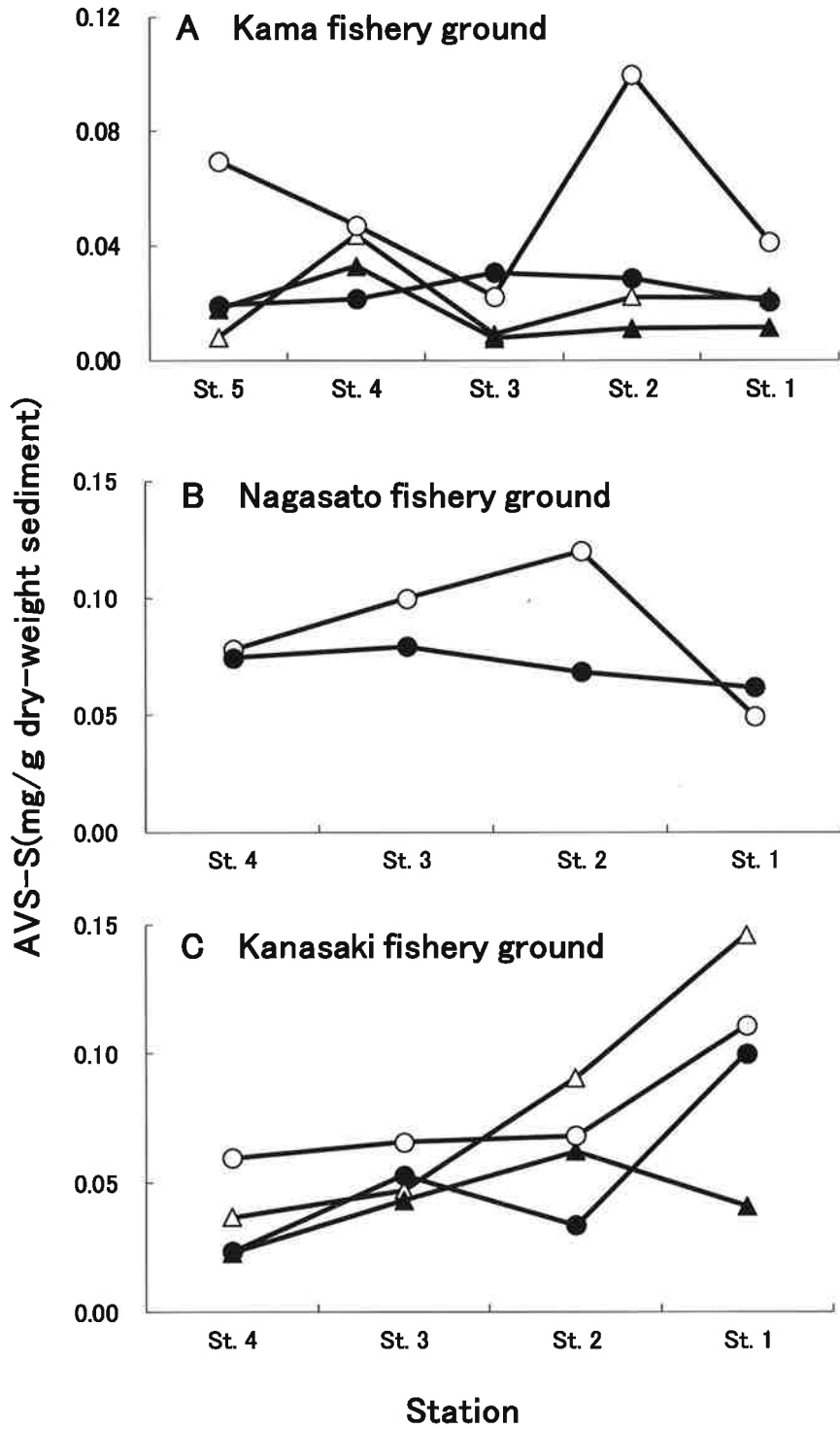


Fig. 2-2-9. Change in sulfur content of acid volatile sulfides (AVS-S) of sediments at sampling stations in the three fishery grounds before and after the passage of Typhoons no. 14 in 2005 and no. 13 in 2006. △, 4 September 2005 ; ▲, 15 September 2005 ; ○, 6 September 2006 ; ●, 21 September 2006.

Table 2-2-1. Two-factor analysis of variance with replication for the change in individual density of the four shell-length groups of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, across sampling stations and dates (before and after the passage of typhoons in 2005 and 2006) in the three fishery grounds.

Source	df	MS	F	P
2005, Kama fishery ground				
Juvenile stage I				
date	1	12.100	1.165	.289
station	4	126.650	12.197	.000
date * station	4	36.350	3.501	.018
error	30	10.383		
Juvenile stage II				
date	1	.100	.006	.940
station	4	37.663	2.175	.096
date * station	4	12.538	.724	.582
error	30	17.317		
Early-stage adults				
date	1	24.083	.032	.862
station	1	11102.083	14.786	.005
date * station	1	80.083	.107	.752
error	8	750.833		
Full-grown adults				
date	1	5.333	1.164	.312
station	1	21.333	4.655	.063
date * station	1	8.333	1.818	.214
error	8	4.583		
2005, Kanasaki fishery ground				
Juvenile stage I				
date	1	24.500	4.558	.043
station	3	7.750	1.442	.255
date * station	3	3.750	.698	.563
error	24	5.375		
Juvenile stage II				
date	1	1725.781	39.989	.000
station	3	311.365	7.215	.001
date * station	3	154.115	3.571	.029
error	24	43.156		
2006, Kama fishery ground				
Juvenile stage I				
date	1	1288.225	45.994	.000
station	4	355.937	12.708	.000
date * station	4	318.288	11.364	.000
error	30	28.008		
Juvenile stage II				
date	1	2250.000	38.560	.000
station	4	1582.037	27.113	.000
date * station	4	799.938	13.709	.000
error	30	58.350		
Early-stage adults				
date	1	51090.750	17.754	.003
station	1	1518.750	.528	.488
date * station	1	310.083	.108	.751
error	8	2877.667		
Full-grown adults				
date	1	192.000	1.525	.252
station	1	1045.333	8.302	.020
date * station	1	27.000	.214	.656
error	8	125.917		
2006, Nagasato fishery ground				
Juvenile stage I				
date	1	22.781	9.151	.006
station	3	15.781	6.339	.003
date * station	3	40.865	16.414	.000
error	24	2.490		
Juvenile stage II				
date	1	36.125	2.291	.143
station	3	93.250	5.913	.004
date * station	3	27.708	1.757	.182
error	24	15.771		
2006, Kanasaki fishery ground				
Juvenile stage I				
date	1	8.000	5.333	.030
station	3	4.500	3.000	.050
date * station	3	3.333	2.222	.112
error	24	1.500		
Juvenile stage II				
date	1	.500	.312	.582
station	3	1.208	.753	.531
date * station	3	3.083	1.922	.153
error	24	1.604		

Table 2-2-2. Two-factor analysis of variance without replication for the change in ignition loss (IL) of sediments across sampling stations and dates (before and after the passage of typhoons in 2005 and 2006) in the three fishery grounds.

Source	df	MS	<i>F</i>	<i>P</i>
2005, Kama fishery ground				
date	1	.014	.113	.754
station	4	2.366	18.464	.008
error	4	.128		
2005, Kanasaki fishery ground				
date	1	.800	5.606	.099
station	3	.055	.389	.771
error	3	.143		
2006, Kama fishery ground				
date	1	3.600	34.286	.004
station	4	.105	1.000	.500
error	4	.105		
2006, Nagasato fishery ground				
date	1	2.880	6.496	.084
station	3	.688	1.553	.363
error	3	.443		
2006, Kanasaki fishery ground				
date	1	.211	.955	.401
station	3	1.395	6.303	.082
error	3	.221		

Table 2-2-3. Two-factor analysis of variance without replication for the change in sulfur content of acid volatile sulfides (AVS-S) of sediments across sampling stations and dates (before and after the passage of typhoons in 2005 and 2006) in the three fishery grounds.

Source	df	MS	<i>F</i>	<i>P</i>
2005, Kama fishery ground				
date	1	.000	1.000	.374
station	4	.000	4.750	.080
error	4	.000		
2005, Kanasaki fishery ground				
date	1	.004	3.454	.160
station	3	.002	1.637	.348
error	3	.001		
2006, Kama fishery ground				
date	1	.003	5.565	.078
station	4	.001	1.087	.469
error	4	.000		
2006, Nagasato fishery ground				
date	1	.001	1.960	.256
station	3	.001	2.067	.283
error	3	.000		
2006, Kanasaki fishery ground				
date	1	.002	13.444	.035
station	3	.002	14.630	.027
error	3	.000		

Table 2-2-4. Correlation coefficients between increase rate of individual density of the Manila clam juvenile stage I or II and that of weight-frequency of sediment fine-granule fraction in the three fishery grounds.

Fishery grounds	Kama		Kanasaki		Nagasato
	No. 14 in 2005	No. 13 in 2006	No. 14 in 2005	No. 13 in 2006	No. 13 in 2006
Juvenile I *	-0.59	0.95	0.92	—***	0.76
Juvenile II **	-0.42	-0.12	0.13	0.41	0.39

*Juvenile I : 2.0-4.9 mm in shell-length.

**Juvenile II : 5.0-14.9 mm in shell-length.

***Excluded from analysis due to the lower sample number ($n = 3$).

Table 2-2-5. Two-factor analysis of variance without replication for the change in sulfur content of acid volatile sulfides (AVS-S) and ignition loss (IL) of sediments across sampling stations and dates (before and after the passage of typhoons in 2005 and 2006) for the combined Kama and Kanasaki fishery ground data.

Source	<i>df</i>	MS	<i>F</i>	<i>P</i>
2005, IL				
date	1	.467	2.836	.131
station	8	1.222	7.420	.005
error	8	.165		
2006, IL				
date	1	2.961	12.244	.008
station	8	.576	2.383	.120
error	8	.242		
Source	<i>df</i>	MS	<i>F</i>	<i>P</i>
2005, AVS-S				
date	1	.002	3.245	.109
station	8	.002	2.874	.078
error	8	.001		
2006, AVS-S				
date	1	.004	14.727	.005
station	8	.001	4.293	.027
error	8	.000		

第3章 夏季の大量へい死回避のための垂下式飼育

有明海の中西部、長崎県側に位置する支湾である諫早湾の主な漁業対象種はアサリ、マガ等の貝類である。同湾では2000年以降、毎年夏季にアサリのへい死が発生し、それが大量へい死に至ることもしばしば確認されている（農林水産省農林水産技術会議事務局 2005；平野ら 2010）。とくに、同湾北西部の諫早市小長井町にあるアサリ養殖場では2000年8月と2004年8月にいずれも約2億6千万円の甚大な漁業被害があり（藤井・山本 2003；平野ら 2010）、このことが安定生産を阻害する最大の要因となっている。アサリのへい死原因に関しては、貧酸素水塊の発生（藤井・山本 2002；水産庁 2008；平野ら 2010）、*Chattonella* 赤潮（藤井・山本 2003；Kim et al. 2004）の影響による可能性が指摘されているが、これらの要因がアサリの大量へい死を引き起こす詳細な仕組みについては不明である（山砥ら 2006；Higano et al. 2010）。

諫早湾では海底層の溶存酸素濃度が0.5 mg/l以下に達するとアサリのへい死が発生することが報告されている（平野ら 2010）。また、Kim et al. (2004)によると、*Chattonella marina*がアサリの生残に影響を及ぼすとされる密度は25,000 cells/ml以上であり、これまで諫早湾では、そのような細胞密度は表層の水深0.5 m以浅のみで観察されている（長崎水試 2008）。したがって、アサリの大量へい死を防止・軽減するためには、これらの要因を排除する対策を講じる必要がある。愛知県豊川河口域では、8月末から9月上旬に発生する苦潮（貧酸素水塊の湧昇）によるアサリ稚貝（殻長20 mm前後）の大量へい死の回避対策として、苦潮発生前の7-8月に稚貝（殻長10-15 mm）を退避させる移植が試みられている（石田ら 2005）。諫早湾では、夏季にへい死発生が比較的少ない対岸の島原半島側へ移植を行い、秋季に小長井地先へと戻し移植を行って漁業生産の安定を図る耐夏試

験（藤井ら 2006, 2007）および底層水の貧酸素化を予測し、遮断幕で貧酸素水塊の進入防止を図ることで大量へい死を回避する対策が試みられている（平野ら 2010）。しかし、これらの大量へい死防止対策は、*Chattonella* 赤潮や貧酸素水塊の発生に合わせて直ちに実施するには、労力と費用がかかることが問題となっており、より簡便な大量へい死防止対策がアサリ養殖業者から望まれている。ところで、諫早湾の沖合域ではカキ筏式養殖が盛んに営まれており、カキ養殖筏を利用して、アサリを沖合の中層に垂下飼育することができれば、表層を中心に滞留する*Chattonella* 赤潮と底層の貧酸素水塊を避けて被害を回避できる可能性がある。

アサリの垂下式養殖に関しては、コンテナ容器の底にアンスラサイトや海砂を入れて飼育する方法（藤原ら 2008；鈴木ら 2009）が検討されている。大量へい死対策として、これらの方法では収容量に限られ、作業性も悪い。砂等の基質を入れずに、アサリだけをカゴに入れて、安全に垂下飼育ができれば、*Chattonella* 赤潮と貧酸素水塊の発生時の簡易な回避策として有効であると考えられる。そこで、本研究では、網カゴを用いた簡易なアサリ垂下式飼育法を検討するとともに、夏季に沖合で垂下飼育したアサリを干潟養殖場に再び戻し移植した場合、翌年春まで生き残って生産につなげることができるかを追跡調査した。

材料および方法

垂下式飼育

生残率 試験用のアサリは、2008年7月30日に長崎県小長井町の釜養殖場において（Fig. 3-1）、水揚げポンプの水流で海底面を攪乱し、舞い上がったアサリ個体をジョレンに受けて採集した。試験には真珠養殖用の丸カゴ（ポリエチレン製、直径45 cm、目合9 mm；Fig. 3-2）を使用し、収容量は、作業労力と適正重量を勘案して8 kgとした。採集したアサリは、直ちに丸

カゴに収容後、諫早湾に設定した3定点（釜沖（KA）、長戸沖（N）、金崎沖（KN）；Fig. 3-1）のカキ養殖筏に垂下した。試験に使用したアサリの殻長は、釜沖では 26.7 ± 1.5 mm（平均±標準偏差， $n = 100$ ），長戸沖と金崎沖では 29.3 ± 1.9 mm（ $n = 100$ ）で、垂下期間は2008年7月30日から同年9月9日の間であった。調査定点の水深（Chart Datum Level（CDL）、佐賀県太良町大浦港の潮位表基準面からの数値）は、釜沖がCDL下3 m、長戸沖が5 m、金崎沖が4 mであり、垂下水深は釜沖で1.5 m、長戸沖と金崎沖で1.5 mと2.5 mの2ヵ所とした。付着生物がアサリの生残率に及ぼす影響を検討するため、3定点には8月13日と9月1日に丸カゴを交換した区を設け、さらに、釜沖と金崎沖では丸カゴの無交換区を設定して比較した。以上をまとめると、試験区は、丸カゴ2個を1組として、垂下水深と丸カゴ交換回数によって、A区（1.5 m、2回）、B区（1.5 m、0回）、C区（2.5 m、2回）、D区（2.5 m、0回）とし、釜沖ではA、B区、長戸沖ではA、C区、金崎沖ではA-D区を設けて実施したことになる（Table 3-1）。

アサリのへい死数と丸カゴへの付着生物の着生状況は、1週間間隔を目安に5回（8月8日、8月13日、8月20日、9月1日、9月9日）、丸カゴをカキ養殖筏の上に引き上げて調べた。試験開始時の個体数は、丸カゴへの収容量8,000（g）を平均個体重量（g）で除して求め、生残率（%）は、以下の式により算出した。

$$\text{生残率（\%）} = \left\{ \frac{\text{試験開始時の個体数} - \text{累積へい死個体数}}{\text{試験開始時の個体数}} \right\} \times 100$$

なお、ここでのへい死個体は、殻のみ残存する個体のほかに、刺激を与えても、閉殻しない個体および閉殻反応が速やかでない個体とした。アサリへの付着生物の着生率 夏季の垂下式飼育が長期間になると、アサリ個体へのフジツボ類やホヤ類等の着生が増加し、アサリのへい死数の増加や、戻し移植の際に潜砂を阻害する要因になると考えられた。そこで、アサリへの付着生物の有無を釜沖ではA区で9月10日（42

日目）と10月2日（64日目）、長戸沖ではA区とC区で10月4日（66日目）、金崎沖ではA区とC区で9月24日（56日目）にそれぞれ調べた。付着生物の付着率（%）は以下の式により算出し、その推移から垂下式飼育の適正期間を検討した。

$$\text{着生率（\%）} = \left(\frac{\text{付着個体}}{\text{検査個体}} \right) \times 100$$

干潟養殖場への戻し移植

戻し移植 垂下飼育したアサリを干潟養殖場へ戻す移植は、釜沖（KA）と金崎沖（KN）のA区の2カゴから、それぞれ100個体ずつ計200個体を採取し、100個体ずつ別のコンテナカゴ（ポリエチレン製、縦29.5 cm、横45.5 cm、高さ13.5 cm）へ収容後、釜沖分（以後、KA-1、KA-2と略記）は釜養殖場のSt. 3'へ、金崎分（KN-1、KN-2）は金崎養殖場のCDL上150 cmの地点へ、それぞれコンテナカゴごと埋設した（Fig. 3-1）。

戻し移植は、金崎養殖場では2008年9月1日に、釜養殖場では2008年9月10日に実施した。戻し移植には付着生物の付着がないアサリを用い、平均殻長は、無作為抽出したKA-1で 25.5 ± 1.6 mm、KN-1で 29.0 ± 2.3 mm、KN-2で 28.9 ± 2.1 mm、小型個体を選別して抽出したKA-2で 22.7 ± 2.1 mmであった。

潜砂 金崎養殖場に戻し移植したKN-1とKN-2（それぞれ、金崎沖（KN）のA区から採集）については、移植翌日の9月2日に潜砂した個体数を計数し、潜砂率を求めた。また、KN-1とKN-2を採取した丸カゴからは、アサリ20個体を9月1日に無作為抽出して、長崎県総合水産試験場の実験室にて、常温海水（27.0℃）で、1時間後に潜砂した個体数を計数して潜砂率を求めた。

干潟養殖場でのアサリの残存率 垂下式飼育試験を実施した期間中の干潟養殖場におけるアサリの残存状況を調べるため、個体数密度の枠取り調査を行った。調査は2008年7月16日、8月18日、9月14日の干潮時に、釜養殖場のSt. 1 - St. 5およびSt. 1' - St. 5'で実施し

た (Fig. 3-1)。

アサリの殻長サイズは成育段階によって、稚貝が 1–15 mm, 初期成貝が 15–25 mm, 成貝が 25 mm以上と便宜的に区分けされている (全国沿岸漁業振興開発協会 1997)。また、稚貝は殻長 5 mmを境にして食性が変化し (Watanabe et al. 2009), 底質を篩ったときにフルイに確実に残る個体は、1 mm目合いでは殻長 2 mm以上, 2 mm目合いでは殻長 5 mm以上とされている (水産庁 2008)。これらのことから、稚貝は殻長サイズから、殻長 2.0–4.9 mmを稚貝 I, 殻長 5.0–14.9 mmを稚貝 II とし、成貝は殻長 15.0–24.9 mmを初期成貝, 殻長 25.0–44.9 mmを成貝として区分けして整理した。

アサリは成長段階別に採集するため、2 種類のステンレス製の方形枠を用いた。まず、稚貝 I ~ 成貝については、5 cm 方形枠を用いて底質を深さ 3 cm まで、1 定点あたり 4 ヶ所ずつ繰り返して採取し、合計 10 定点分を採集後、1 mm 目合いのフルイでそれぞれを篩って試料とした。アサリは成長とともに深く潜砂するようになり、潜砂深度は殻長の 2 倍程度になることが知られている (倉茂 1957)。そこで、初期成貝と成貝の残存率を詳しく検討するために、稚貝 II ~ 成貝については釜養殖場の St. 3' で、20 cm 方形枠を用いて底質を深さ 10 cm まで 3 ヶ所ずつ採集した後、2 mm 目合いのフルイで篩って試料とした。それぞれのフルイに残った試料は、10% 中性ホルマリン・0.1% ローゼベンガル溶液で固定・染色した後、選別を行って、殻長を測定し、個体数を計数した。殻長はデジタルノギスで小数第 2 位まで計測し、小数第 1 位まで四捨五入した。なお、残存率は以下の式により算出した。

$$\text{残存率 (\%)} = (\text{8月または9月の個体密度} / \text{7月の調査開始時の個体密度}) \times 100$$

統計解析 垂下式飼育では、垂下水深間と丸カゴ交換回数、定点間と垂下水深間、定点間と丸カゴ交換回数の影響を統計学的に検討するた

め、アサリへい死個体数に関して繰り返しのある二元配置分散分析を行った。7月16日から9月14日までの干潟養殖場のアサリについては、成長段階別の個体数密度に対して、繰り返しのある一元配置分散分析を行った。一元配置および二元配置の分散分析の結果、有意差が認められた場合には、多重比較を Tukey test により行った。平均殻長の比較は *t*-test により行った。有意水準 (α) はいずれの検定法でも 0.05 とした。なお、解析ソフトには、PASW SPSS Statistics 17.0 (エス・ピー・エス・エス株式会社) を使用した。

結 果

垂下式飼育

丸カゴへの付着生物の着生状況 2008年7月30日から9月24日まで、金崎沖 (KN; Fig. 3-1) で垂下式飼育を行った A-D 区における丸カゴへの付着生物の着生状況を Fig. 3-2 に示した。14日目にはドロクダムシ等の付着生物の着生がみられ、B区、D区では、9月1日 (33日目) にはホヤ類とフジツボ類の着生もみられはじめ、9月24日 (56日目) にはホヤ類の着生が顕著となった。一方、A区、C区では、約2週間ごとにカゴを交換したために、B区、D区に比べて付着生物の着生量は少なかった。水深別には、A区、B区とC区、D区の間には付着生物の着生状況に顕著な差はみられなかった。

生残率 2008年7月30日から9月9日の間の平均生残率は、定点別には釜沖、長戸沖、金崎沖それぞれで 93%, 93%, 94%, 水深別には 1.5 m, 2.5 m それぞれで 93%, 94%, 丸カゴ交換回数別には 2回, 0回それぞれで 94%, 93% といずれも高かった (Table 3-1)。

金崎沖での水深と丸カゴ交換回数別、水深 1.5 m での定点 (釜沖・金崎沖) と丸カゴ交換回数別、丸カゴ交換回数 2 回での漁場 (長戸沖・釜沖) と水深別、これら 3 項目すべてで、アサリへのへい死数に有意差はなかった (Table 3-2)。

すなわち、試験条件の違いは生残率に影響を与えなかった。沖合の3定点で垂下式飼育を行った丸カゴは各試験区を合わせると合計16個で、これらの生残率を平均すると、8月13日が97%、9月9日が93%となった (Fig. 3-3)。試験終了時の平均殻長は、釜沖で 25.5 ± 1.6 mm ($n = 100$)、金崎沖で 29.0 ± 2.0 mm ($n = 200$) であり、試験開始の前後の平均殻長に有意な増加はみられなかった。

アサリへの付着生物の着生率 釜沖のA区での付着率は、9月10日には11%であった。付着生物としては、フジツボ類やホヤ類等容易に手で剥離可能なものが大部分を占めていたが、少量着生したマガキは容易に剥がれなかった。10月2日には35%となり、ホヤ類が増加し、フジツボ類はさらに剥がし難くなった。長戸沖のA区とC区では、10月4日での着生率は35%と29%で、深所でその率は低かった。金崎沖のA区とC区は、9月1日時点での付着生物は皆無であったが、9月24日には水深別の着生率に差がなく、ともに着生は10%に増加した。以上のことから、着生率は、いずれの漁場でも垂下期間が長くなるほど増加し、定点や水深で異なっていた。ところで、A-D区のアサリは、9月9日(41日目)には付着生物の着生が顕著でなく、干潟養殖場への戻し移植を実施できた。しかし、B区とD区のアサリは、9月24日(56日目)には付着生物に取り巻かれて団塊状となり、アサリを干潟養殖場へ戻すことができなくなった (Fig. 3-2)。

干潟養殖場への戻し移植

戻し移植 2009年3月12日における生残率は、釜養殖場ではKA-1とKA-2は平均80%、金崎養殖場ではKN-1とKN-2は平均88%、両漁場の結果を平均すると84%であった。戻し移植前・後のアサリ平均殻長は、釜養殖場ではKA-1で25.5 mmと26.1 mmで有意差はなかった。KA-2では22.7 mmから26.3 mmへと有意に増加した。金崎養殖場では両コンテナカゴの平均殻長は

29.0 mmから31.1 mmまでであり、KN-1で29.0 mmから31.2 mm、KN-2で28.9 mmから31.0 mmへと、それぞれ有意に増加した (Table 3-3)。

潜砂 金崎養殖場へ戻し移植したKN-1とKN-2の潜砂率は、両者とも98%であった。室内での潜砂試験では、潜砂率は1時間後に75%であった。

干潟養殖場でのアサリ分布密度の変化 干潟養殖場で採集した成貝の7月16日、8月18日、9月14日の平均個体数密度は、670 (個体/m²)、280 (個体/m²)、75 (個体/m²) であった (Fig. 3-4)。以上より、成貝の残存率は、7月から8月までで42%、7月から9月までで11%であった。

考 察

Chattonella 赤潮と貧酸素水塊の発生状況

Chattonella 赤潮は2008年7月26日から8月21日までの間に表層で発生し、最高細胞密度は8月15日に小長井港の表層から0.5 m層で34,900 cells/mlが観測され、10,000 cells/ml以上の高密度分布は0.5 m層でのみ確認された (長崎県総合水産試験場 2009)。平野ら (2010) によれば、2008年8月11-15日の釜漁場の底層では、アサリの生残に影響があるとされる0.5 mg/l以下の貧酸素水塊は断続的に合計35時間発生した。このとき、ネットに収容したアサリ100個体を海底上に置き、8月15日に59%の生残率を記録した。

Kim et al. (2004) によると、*Chattonella marina* がアサリの生残に影響を及ぼすとされる密度は25,000 cells/ml以上と報告されている。本研究では、アサリの垂下飼育を水深で1.5 m層と2.5 m層にしたことで、*Chattonella* 赤潮の影響と貧酸素水塊の影響を回避できたと推測される。

垂下式飼育と戻し移植

アサリの成長 試験開始時、戻し移植前および戻し移植後におけるアサリの平均殻長は、金崎

沖垂下から金崎養殖場への移植では 29.3 mm, 29.0 mm および 31.1 mm であった。垂下前後では殻長に有意差がなく、移植後には 2.2 mm 有意に成長し、多重比較検定を行った結果、「試験開始時と移植前」 vs. 「移植後」のグループに区分された (Table 3-6)。殻長の成長は垂下期間中は認められず、移植後に有意な増加が確認された。ところで、コンテナ容器の底にアンスラサイトを入れた垂下式飼育方法では、7 月から 9 月に殻長の成長が確認されている (藤原 2008)。本研究の方法では飼育密度が高く、底質を用いていない点等で、アサリを成長させるには不向きな環境であったと考えられた。

丸カゴの管理と垂下飼育期間 丸カゴの付着生物は 14 日目にはカゴ全体で顕在化していたが、戻し移植を行った 41 日目の無交換区でも、アサリが付着生物に覆われるほどには増加しなかった。その後、観察を継続した 56 日目の無交換区では垂下水深に関わらず、アサリは付着生物に覆われて団塊状になり、塊からアサリを個々に解きほぐすことが容易ではなくなった (Fig. 3-2)。一方、アサリへの付着生物の着生率は、垂下飼育期間が長くなると高くなり、42 日目にはマガキの着生が確認され、剥がすことが困難になった。諫早湾では、これまでに夏から秋にかけて付着生物の影響と考えられる養殖マガキの大量へい死が報告されており (大橋ら 2008)、長崎県南水産産業普及指導センターの調査から諫早湾における付着生物の発生時期や量には年変動があることが知られている。そこで、丸カゴの交換は、付着生物の着生状況を観察して実施する必要があるが、今回の結果から交換作業の容易さを考慮すると付着生物が顕在化し始める 14 日目以内での交換が望ましい。また、垂下飼育期間は、基本的には *Chattonella* 赤潮や貧酸素水塊の発生状況によって限定されるが、アサリへのマガキ等付着生物の着生率を最小限に留めるには、垂下水深は可能な限り深くし、期間は 1 ヶ月以内の設定を行う必要があると考えられた。

干潟養殖場への戻し移植の注意点 藤井ら (2007) の室内実験によると、夏季のアサリの潜砂率は 1 時間後で 90%、本研究では 75% であった。垂下飼育されたアサリは、長期間潜砂しない状況で飼育されているため、潜砂行動が干潟のアサリより鈍くなった可能性があり、マガキ等付着生物の着生により、潜砂が阻害されることが考えられる。潜砂行動が遅いと、波浪によって漁場外へと逸散される危険性が高くなることが考えられる。佐々・渡部 (2007) は、底質の表面の硬さが潜砂効率を支配していると報告している。したがって、夏季のアサリへい死対策として垂下式飼育を実用化する場合には、戻し移植を安全に実施するために養殖場を予め耕耘して、アサリが潜砂し易い地盤硬度にしておくことが望ましい。

大量へい死発生時期の予測技術の向上 垂下飼育の試験期間中 (7 月 30 日から 9 月 9 日まで) のアサリの生残率は平均 93% と高かったが (Fig. 3), ほぼ同じ期間の干潟養殖場 (7 月 16 日から 9 月 14 日まで) での残存率は 11% と低く、垂下飼育アサリの生残率が顕著に高かった。本研究年の釜養殖場におけるアサリの大量へい死は 8 月 10 日から 15 日の間に発生したことが報告されており (平野ら 2010)、今回の結果はこれを裏付けていた。夏季に 1 ヶ月ほど垂下飼育したアサリはほとんどへい死しないことが明らかになった。さらに、戻し移植後の平均生残率 (9 月～3 月) は、釜養殖場の初期成員では 80%、金崎養殖場の成員では 88% であった。戻し移植したアサリ成員は生産盛期を迎えた 3 月にも高い生残率を示し、総合的に殻長の増加が認められたことから、漁獲へ貢献できるものと考えられた。丸カゴを用いた簡易なアサリ垂下飼育は付着生物を最小限に留める観点から、垂下期間を 1 ヶ月以内の短期間に設定することにより、夏季の大量へい死対策として有効な手段となり得ることが明らかになった。

諫早湾では *Chattonella* 赤潮と貧酸素水塊

の発生状況についてモニタリング調査が行われており、溶存酸素濃度が0.5 mg/lを下回るような極度の貧酸素が発生する時期は、*Chattonella* 赤潮の発生期間と一致しており、風が弱く（日平均風速5 m/s未満）、日間の潮差が極小になった日かその翌日であると報告されている（平野ら 2010）。また、これは釜地区のデータに基づいており、他地区でもデータの蓄積が必要であることが指摘されている。今後これらの予測技術が向上することで、垂下飼育の開始および終了時期が的確に判断でき、垂下期間を短縮することで、丸カゴの管理作業やアサリへの付着生物量の軽減が図られると考えられる。

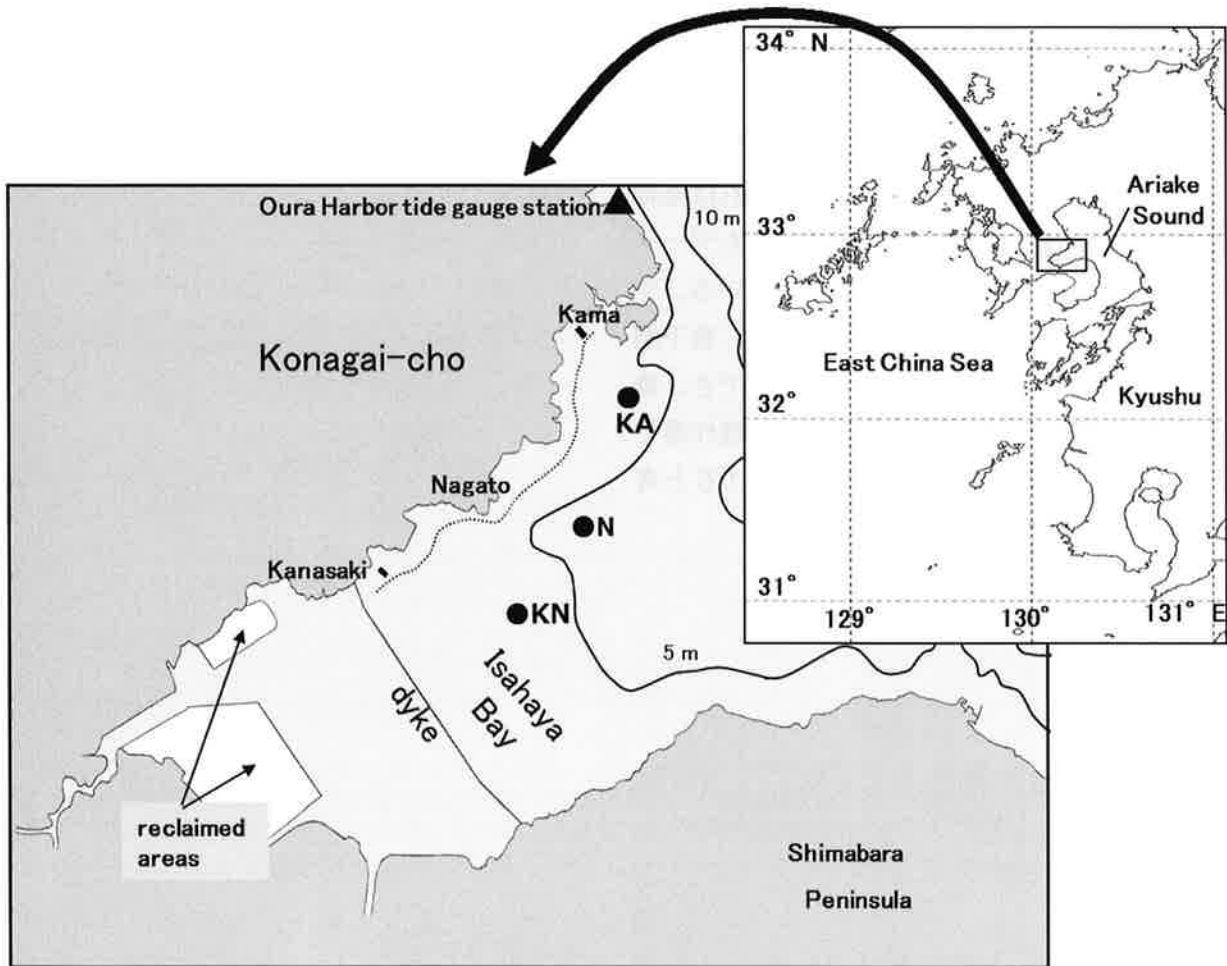


Fig. 3-1. Location of two fishery grounds (rectangular areas at Kama and Kanasaki) for the Manila clam in Konagai-cho, Isahaya City, Nagasaki Prefecture, western Kyushu, Japan and of three caging experimental stations in the water column of Isahaya Bay in Ariake Sound (KA, N, KN). The dotted line and the two solid lines with figures indicate the range of intertidal flats and the contours representing 5-m water depth changes, respectively.

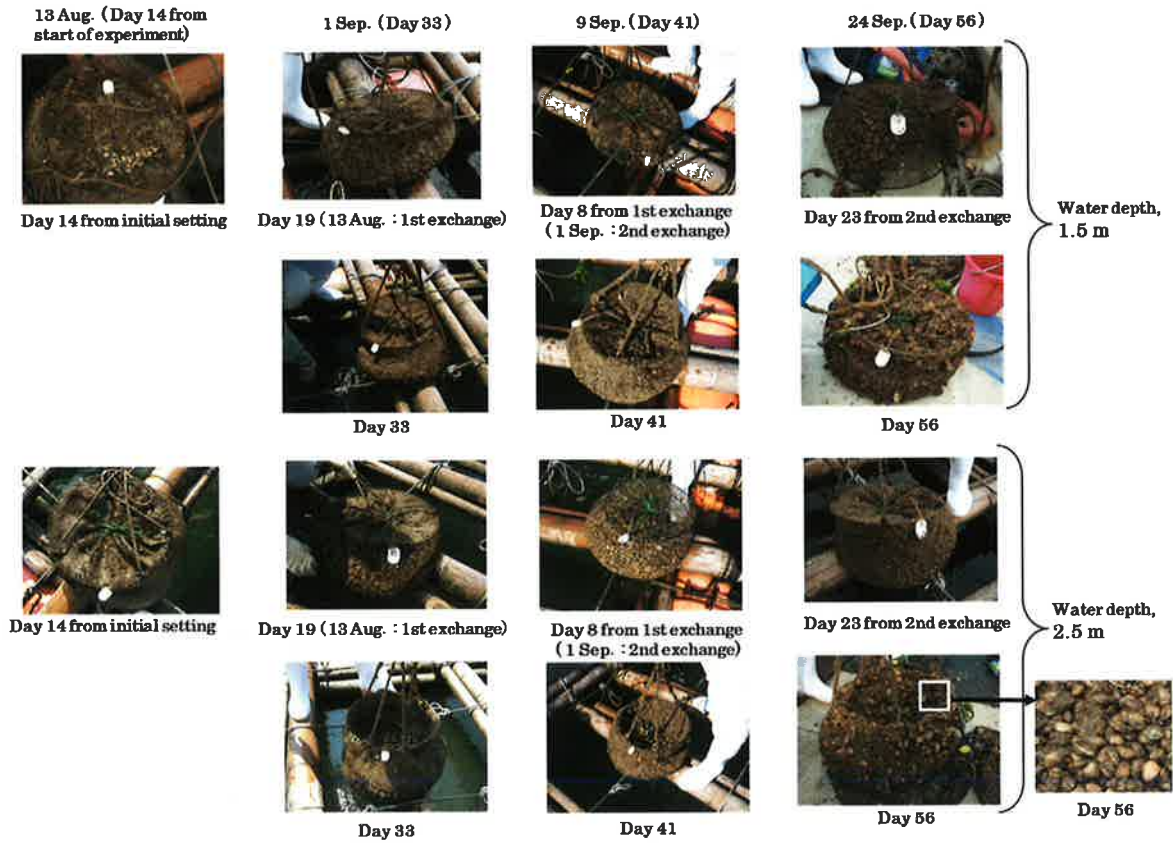


Fig. 3-2. Manila clams and fouling organisms in cages installed at Stn KN (Fig. 3-1) during 13 August to 24 September, 2008, showing differences between the 1.5- and 2.5-m water depths and between the cages-exchanges conducted on 13 August and 1 September, 2008.

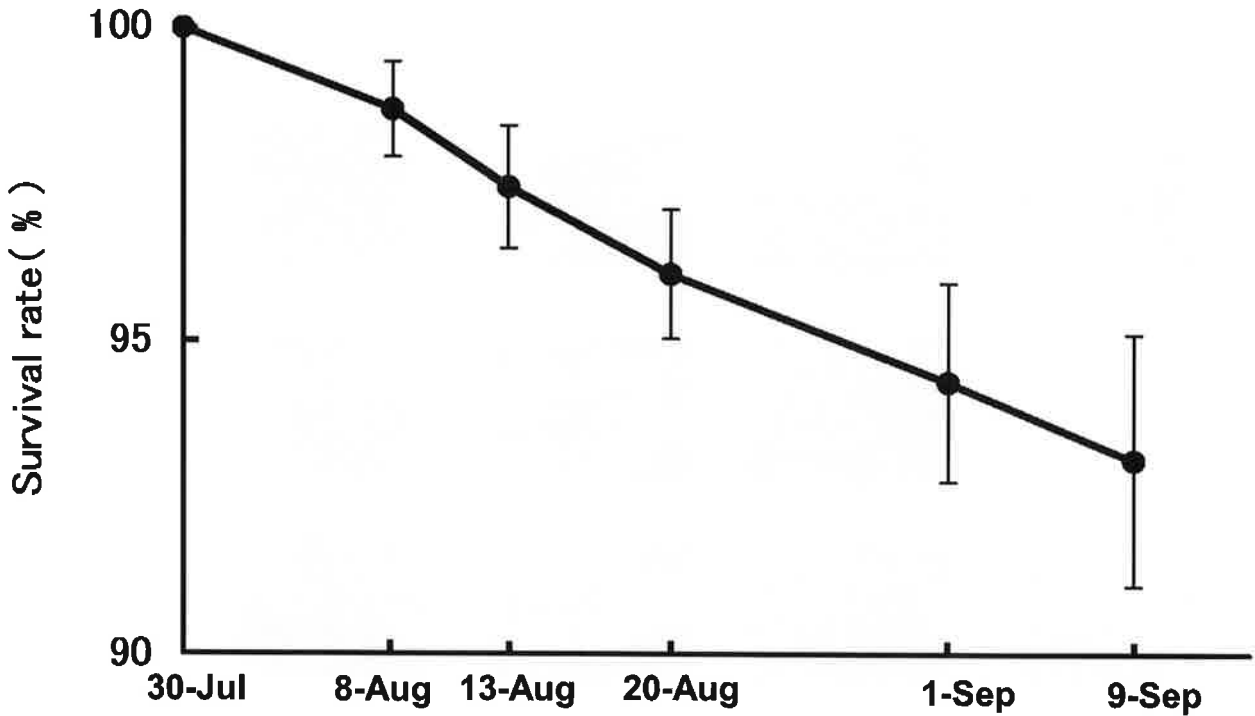


Fig. 3-3. Temporal change in survival rates of the Manila clam from July to September, 2008, at two caging experimental stations given in Fig. 3-1 inclusive (mean \pm SD ; each $n = 16$; shell lengths ≥ 22 mm).

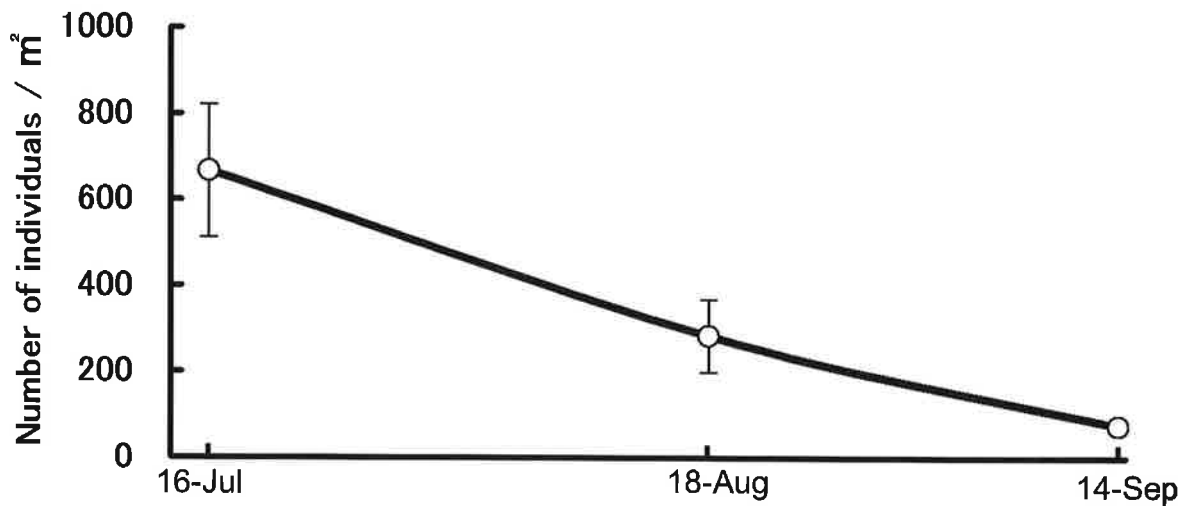


Fig. 3-4. Change in individual densities of Manila clams (mean \pm SD ; each $n = 3$) from July to September, 2008, in Kama fishery ground (Fig. 3-1) . The shell-length range for the clam stage is 25.0–45.0 mm (full-grown adults).

Table 3-1. Survival rates of the Manila clam for the experimental treatments with different water depths and frequencies in cage exchanges at three offshore stations in Fig. 1 during 30 July to 9 September, 2008

Depth (m)	Frequency in cage exchanges	Plot name	stations						Mean
			KA		N		KN		
1.5	2	A	94.9	91.5	92.7	90.3	95.5	95.1	93.3
	0	B	90.2	94.3	—	—	93.3	93.4	92.8
2.5	2	C	—	—	91.4	96.9	95.3	96.2	94.9
	0	D	—	—	—	—	91.5	94.4	93.0
Mean			92.7		92.8		94.3		93.3

Bars indicate no data.

Table 3-2. Two-way analysis of variance for mortality rates of the Manila clam (water depth vs. cage-exchange frequency; stn vs. cage-exchange frequency; stn vs. water depth)

Source	df	MS	F	P
Water depth vs. cage-exchange frequency				
Water depth	1	32	0.10	0.77
Cage-exchange frequency	1	1058	3.28	0.14
Water depth * cage-exchange frequency	1	50	0.16	0.71
Error	4	322.5		
Stn vs. cage-exchange frequency				
Stn	1	6.13	0.01	0.93
Cage-exchange frequency	1	78.13	0.11	0.76
Stn* cage-exchange frequency	1	276.13	0.39	0.57
Error	4	704.88		
Stn vs. water depth				
Stn	1	231.13	0.42	0.55
Water depth	1	595.13	1.09	0.36
Stn * water depth	1	136.13	0.25	0.64
Error	4	546.88		

Table 3-3. Temporal change in shell length (mean, SD) of the Manila clam from termination of the offshore caging experiment at Stns KA and KN to that of the back transplantation on Kama fishery ground (see Fig. 3-1 for locations)

Cage number	Date	<i>n</i>	Mean	SD	<i>t</i>	<i>df</i>	<i>P</i>
KA-1	10-Sep-08	100	25.5	1.65	-1.925	145	.056
	12-Mar-09	86	26.1	2.45			
KA-2	10-Sep-08	100	22.7	2.05	-10.482	145	.000
	12-Mar-09	74	26.3	2.34			
KN-1	10-Sep-08	100	29.0	2.26	-6.848	187	.000
	12-Mar-09	89	31.2	2.07			
KN-2	10-Sep-08	100	28.9	1.72	-7.183	165	.000
	12-Mar-09	86	31.0	2.08			

Note that two cages were used at each station.

Table 3-4. One-way analysis of variance for differences in shell length of the Manila clam among "pre-caging (Pre-cage)", "Pre-back-transplantation(Pre-trans)" and "Post-back-transplantation(Post-trans)" in Kanasaki fishery ground and its offshore station, KN (Fig. 1)

Source	<i>df</i>	MS	<i>F</i>	<i>P</i>	Multiple comparison test	
					Group 1	Group 2
Between groups	4	111.55	27.64	.00	Pre-cage	
Within groups	470	4.04			Pre-trans (KN-1)	
Total	474				Pre-trans (KN-2)	
						Post-trans (KN-1)
						Post-trans (KN-2)

Note that two cages were used at Stn KN.

第4章 漁場の有効活用に関する提言

4-1. 養殖漁場の底質管理

小長井地先はもともと泥干潟であったが1970年代後半に覆砂をしてアサリ養殖場が造成され、約100経営体が地蒔式養殖を行っている(藤井・山本 2003) 本地先の干潟は泥質化していく傾向があり、アサリ養殖場の維持のために、覆砂や耕耘が漁業者により適宜実施されている。ところで、アサリ養殖自体が全国的にも珍しい管理手法であるため、底質環境の改善を判断する際に、客観的な数値基準がない状況下にある。

水産庁(2008)では、硫化水素を通じたアサリへの悪影響が記載されている。底質環境を調べる手法の一つに、検知管による酸揮発性硫化物態硫黄(AVS-S)含量がある。AVS-S含量は検知管で簡便に測定できる手法であり、水産用水基準では0.2mg/乾泥g以下を基準値としている。この基準値が干潟養殖場での底質環境の判断指標として使用できるか、検討を試みた。

検討は、耕耘と覆砂の実施頻度が異なる3つの漁場で行った。1つ目の釜漁場は適宜頻繁に耕耘と覆砂を実施、2つ目の長里漁場は2005年5月から2007年12月まで耕耘・覆砂未実施であったが、その後2008年1・5・12月、2009年5月に漁場全体の耕耘を実施、3つ目の金崎漁場は当地先で平均的な頻度での耕耘と覆砂を実施している。

材料および方法

調査は、釜漁場5定点(St. 1' ~St. 5')、長里漁場と金崎漁場では4定点で、2005年5月から2010年6月まで実施した(Fig. 4-1; Fig. 4-2)。

試料は、ステンレス製の5cm方形枠内の底質を表面から深さ3cmまで採取した。得られた試料は保冷して持ち帰り、分析に供するまで-30℃の冷凍庫に保存した。分析は試料を解凍後、

混合して均一化し、検知管法(日本水産資源保護協会 1980)によりAVS-S含量を測定した。

結果および考察

3漁場におけるAVS-S含量の月変化をFig. 4-3に示した。調査期間でのAVS-S含量は、釜漁場で0.001-0.20 mg/乾泥g、長里漁場で0.011-0.16 mg/乾泥g、金崎漁場0.001-0.17 mg/乾泥gで推移した。毎年夏季にAVS-S含量の値は高くなり、アサリが大量へい死を引き起こした2008年8月の釜漁場で0.20 mg/乾泥g、2007年8月の長里漁場で0.16 mg/乾泥g、2007年8月の金崎漁場で0.17 mg/乾泥gであった。各年・各漁場ともにAVS-S含量は大量へい死発生後に高い値を示した。ところで、大量へい死発生後でもAVS-S含量は0.16-0.20 mg/乾泥gであり、水産用水基準の0.2 mg/乾泥gでは漁場の持続的利用を目指すための判断基準としては使用できない。夏季に大量へい死が発生した年を除外して、各年における漁場別AVS-S含量の最大値をみると、釜漁場では0.04-0.10 mg/乾泥g、長里漁場では0.10-0.12 mg/乾泥g、金崎漁場では0.09-0.16 mg/乾泥gであった。また、調査時に腐敗した臭気が確認された2005年8月の長里漁場でのAVS-S含量は、0.11 mg/乾泥gであった。覆砂の軽減と漁場の持続的利用の観点から夏季にAVS-S含量が、0.10 mg/乾泥gを超える場合には耕耘等の対策を実施することが望まれる。また、AVS-S含量の基準値については今後より詳細な検討が望まれる。

3つの漁場におけるAVS-S含量の月変化(Fig. 4-3)から、各漁場の底質環境を推察すると、釜漁場では、2008年の大量へい死発生時を除いて、0.10 mg/乾泥gを下回っており、適切な漁場管理が行われていると推察された。

長里漁場では、2008年9月と2009年5月に大規模な耕耘を実施した。その結果、AVS-S含量は、2008年8月の0.12 mg/乾泥gが同年9月には0.05 mg/乾泥gへと減少し、2009年5-6月

の0.02 mg/乾泥 gが2009年8-9月は0.08-0.1 mg/乾泥 gとなった。ところで、2009年8-9月のAVS-S含量は、釜漁場では0.06-0.10 mg/乾泥 gであったが、金崎漁場では0.12-0.15 mg/乾泥 gであり、長里漁場での底質環境の改善効果が推察された。

金崎漁場は2007年の夏季の大量へい死発生以降、毎年夏季には0.10 mg/乾泥 gを上回っており、底質環境の悪化が推察される。この漁場では耕耘等の対策頻度を増やすことが必要と考えられた。

今回、耕耘の実施時期や耕耘方法、覆砂を軽減する手法に関しては、検討に至らなかった。近年、海砂は入手困難な状況となっており、覆砂軽減に関しては、浮泥の堆積の問題も含めて、今後の研究が望まれる。

4-2. 大量へい死とアサリ密度

小長井地先では、他県から入手した種苗を、各人が割当てられた区画漁場へ移植して、アサリ養殖を行っている(藤井・山本 2003)。

アサリ養殖に大きな影響を与える大量へい死は、夏季を主体に発生する(Fig. 1-9)。平野(2010)では、溶存酸素濃度が0.5mg/L以下を貧酸素と定義して、*Chattonella* 赤潮、貧酸素の継続時間から、アサリの大量へい死との関係を議論している。この報告ではアサリの密度とへい死に関する議論は十分にはなされていない。また、同地先では適正密度に関する知見が皆無である。

著者は同漁場でアサリ生産を安定させるための調査・研究を行っており、その一貫として、アサリ稚貝を中心とした個体群動態を調べてきた。この調査では、5 cm方形枠内の底質を表面から深さ3 cmまで採取した後、1 mm目合いのフルイで篩って、実施している。ところで、アサリは成長とともに深く潜砂するようになり、潜砂深度は殻長の2倍程度になることが知られている(倉茂 1957)。また、小長井地先でのアサリの漁獲サイズは30 mm以上である。5 cm方形

枠内の底質を表面から深さ3 cmまで採集した試料ではアサリの密度即ち現存量を十分には把握できない。

漁場別調査定点別の現存量を把握するため、20 cm方形枠を使用して、この枠内の底質を表面から深さ10 cmまで採集する調査を2006-2008年の7-9月に毎月1回実施し、5 cm方形枠での調査結果との対応関係を調べた。つぎに、この対応関係から換算式を作成し、漁場別定点別の現存量(kg/m²)を推定した。この現存量とへい死率そして貧酸素の継続時間との関係から、へい死を軽減するための適正密度について、予備的検討を試みた。

材料および方法

稚貝を主体とした調査(稚貝調査と略記)は釜、長里、金崎の3ヵ所の漁場で実施した(Fig. 4-1)。調査漁場と定点数は、佐賀県との県境の釜漁場で10定点、長里漁場で4定点、金崎漁場で4定点とした(Fig. 4-2)。調査は、2006年-2008年の7-9月に、大潮干潮時に毎月1回の実施とした。試料は5 cm方形枠を用いて深さ3 cmまで採集した。採集誤差を軽減するため、1定点につき4ヵ所ずつ繰り返して採取した後、1 mm目合いのフルイでそれぞれ篩って、試料とした。フルイに残った試料は、10%中性ホルマリン・0.1%ローズベンガル溶液で固定・染色した後、実験室で選別後、殻長はデジタルノギスで小数第2位まで計測し、小数第2位を四捨五入した。

上記、稚貝調査で得られた調査結果を現存量へ変換する換算式を得るため、釜漁場のSt. 3'(Fig. 4-2)で、2006年-2008年の7-9月に、大潮干潮時に毎月1回の調査を実施した。現存量調査は、20 cm方形枠内の底質を表面から深さ10 cmまで採集した後、2 mm目合いのフルイで篩って、フルイに残ったものを試料とした。試料は採集誤差を軽減するため、1定点につき3ヵ所ずつ繰り返して採集した。フルイに残った試

料は、実験室で選別後、殻長と個体重量を速やかに測定した。殻長は全個体をデジタルノギスで小数第2位まで計測した。個体重量は稚貝Iから成貝までを網羅した100個体を抽出し、デジタル秤で小数第2位までそれぞれ測定した。この100個体での殻長と個体重量の対応関係から、アロメトリー式を調査月毎に作成した。

3 漁場での稚貝調査および釜漁場 St. 3'での現存量調査でそれぞれ測定した殻長は上記の月別アロメトリー式で個体重量へとそれぞれ変換した。漁場別調査定点別稚貝密度 (kg/m²) と St. 3'での現存量 (kg/m²) は個体重量の合計値を1 m²あたりに換算して算出した。

つぎに、稚貝調査と現存量調査から算出した密度 (kg/m²) 間の対応関係を調べるため、釜漁場 St. 3'で、2006-2008年の7-9月に毎月1回、合計9回、両調査を実施した。両調査での算出密度 (kg/m²) から散布図を作成し、相関関係と関係式を求めた。この関係式を用いて、稚貝調査での漁場別調査定点別密度 (kg/m²) から漁場別調査定点別現存量 (kg/m²) を推定した。

2006-2008年において、アサリ大量へい死は2007年8月に長里漁場と金崎漁場、2008年8月に釜漁場で8月にそれぞれ発生した (Fig. 1-9)。大量へい死と現存量 (kg/m²) との関係を検討するため、大量へい死発生前後の7月と9月の現存量 (kg/m²) から重量比を以下の式で求めた。つぎに、釜漁場と長里・金崎漁場の調査点別に、7月の現存量 (kg/m²) と重量比とで散布図を作成した。

$$\text{重量比 (\%)} = \frac{\text{漁場別定点別9月現存量 (kg/m}^2\text{)}}{\text{漁場別定点別7月現存量 (kg/m}^2\text{)}} \times 100$$

結果および考察

釜漁場 St. 3'で、稚貝調査と現存量調査とで推定した密度 (kg/m²) の対応関係から以下の関係式が得られた。

$$\begin{aligned} \text{現存量 (kg/m}^2\text{)} \\ = 8.3786 \times \text{稚貝調査密度 (kg/m}^2\text{)} + 1.2534 \end{aligned}$$

(回帰分析, $r^2 = 0.8118$, $t < 0.05$, Fig. 4-5) 回帰の優位性の検定の結果、両調査間には対応関係が認められたので、漁場別にこの回帰式で、調査定点別稚貝調査密度 (kg/m²) から調査定点別現存量 (kg/m²) を算出した。

大量へい死と現存量 (kg/m²) との関係を検討するため、大量へい死発生前の7月の現存量 (kg/m²) と重量比とで散布図を作成した (Fig. 4-5)。つぎに、7月の現存量 (kg/m²)、重量比そして貧酸素の継続時間との関係を以下に論議する。

2006年8月には *Chattonella* 赤潮が発生しておらず (長崎水試 2007)、8月5-6日の釜漁場における貧酸素の累積継続時間は15時間 (平野ら 2010) であり、釜漁場と長里・金崎漁場で大量へい死は発生しなかった。7月現存量と重量比の関係をみてみると、釜漁場は現存量 6.8 kg/m²で重量比 120%、現存量の増加に伴い重量比には減少傾向がみられた (Fig. 4-5A)。長里・金崎漁場は現存量 5 kg/m²以下で重量比は概ね 100%以上、5 kg/m²を越えると重量比は概ね 100%を下回った (Fig. 4-5B)。

2007年8月には *Chattonella* 赤潮が発生したものの (長崎水試 2008)、8月23-26日の貧酸素の累積継続時間は釜漁場では15時間であり (平野ら 2010)、釜漁場で大量へい死は発生しなかった。7月現存量と重量比の関係をみてみると、釜漁場は現存量 5 kg/m²未満で重量比 170%以上、現存量 5 kg/m²以上で 39-125%であった (Fig. 4-5D)。一方、長戸漁場 (Fig. 4-1) での 10%以下の溶存酸素濃度は累積で 84 時間継続し、大量へい死が発生した (平野ら 2008)。7月現存量と重量比の関係をみてみると、長里・金崎漁場は現存量 1.3 kg/m²で重量比 93%、現存量 1.9-2.7 kg/m²で重量比 47-66%、現存量 4.8-8.7 kg/m²で重量比 14-27%であった (Fig. 4-5D)。

2008年8月は *Chattonella* 赤潮が発生し、8月11-15日の釜漁場における貧酸素の累積継続時間は29時間 (平野ら 2010) であり、大量へ

い死が発生した。7月現存量と重量比の関係をみると、釜漁場は現存量 3.1-5.6 kg/m²で重量比 23-156%、現存量 7.4-10.2 kg/m²で 17-50%であった (Fig. 4-5E)。一方、長戸漁場での 10%以下の溶存酸素濃度は累積で 16 時間の継続であり (平野ら 2008)、大量へい死は発生しなかった。7月現存量と重量比の関係をみると、長里・金崎漁場は現存量 1.3-1.8 kg/m²で重量比 90-166%であった (Fig. 4-5F)。

以上より、3 漁場共に、現存量 5 kg/m²を越えると重量比が概ね 100%以下となる傾向がみられた。また、8月に大量へい死が発生した 2008 年釜漁場 (Fig. 4-5E) をみると、現存量 5 kg/m²を境に重量比の不連続的低下がみられた。

アサリのへい死原因に関しては、不明な点が多い (山砥ら 2006)。しかし、夏季の大量へい死の軽減を図るため、現存量を 5 kg/m²に引き下げておくことは、マイナス要因になるとは考え難い。夏季の大量へい死発生時期には、垂下式飼育や他地区への移植を行うなど、漁場のアサリ密度を下げる工夫が望まれる。大量へい死の軽減・回避は底質環境の悪化の予防策ともなり、経営安定への貢献も期待される。

4-3. 乾燥身入率と適正密度

アサリの生息密度が高すぎると、餌の競合等により、身入率の低下が考えられる。また、アサリの身入率は餌料環境の影響を受けることが推察される。そこで、アサリの身入率とアサリの密度そして餌料の指標としてクロロフィル a 濃度を用いて、これらの関係の予備的な検討を試みた。

材料および方法

試料は、釜漁場の St. 3' (Fig. 4-2) で 2005 年 9 月から 2009 年 7 月まで毎月 1 回、20 cm 方形枠内の底質を表面から深さ 10 cm まで採取後、2mm 目合いのフルイで篩って、フルイに残った

ものとした。試料は採集誤差を軽減するため、1 定点につき 3 カ所ずつ繰り返して採集した。現存量の調査手法は前節 4-2 に同じとした。乾燥身入率の調査は、実験室で選別されたアサリ個体の中から、概ね殻長 25 mm 以上の個体を無作為に 30 個体抽出して、殻長はデジタルノギスで小数第 2 位まで計測し、重量はデジタル秤で小数第 2 位までそれぞれ測定した。測定後のアサリ個体は、軟体部と殻に分け、軟体部の表面の水分を十分取り除いて、軟体部の湿重量を測定した。軟体部は 105°C で 24 時間以上乾燥させて、デシケーターに保管後、乾燥軟体部重量の測定を行った。乾燥身入率は、成熟と栄養蓄積状態の指標として以下の式により算出した。

$$\text{乾燥身入率 (\%)} = (\text{乾燥軟体部重量 g} / (\text{殻重量 g} + \text{乾燥軟体部重量 g})) \times 100$$

水温・クロロフィル a 濃度は、九州農政局が諫早湾の定点 B4 (Fig. 4-1) で実施している海洋観測データの中から、水深 1m 層を使用した。

結果および考察

2005 年 9 月から 2009 年 7 月までの定点 B4 (Fig. 4-1) 1m 層では、水温は 8.5-28.6°C、クロロフィル a 濃度は 0.5-20.7 μg/L で推移した。釜漁場の St. 3' (Fig. 4-2) では、現存量は 0.5-13.0 kg/m²、乾燥身入率は 3.8-13.0% で推移した (Fig. 4-6)。経月変化の概要は以下に示した。

2006 年 5-9 月は、水温 18.8-28.6°C、クロロフィル a 濃度 9.4-20.7 μg/L で推移し、同年 5-8 月の現存量は 8.9-10.5 kg/m²へと増加した。2006 年台風 13 号が 9 月に長崎県を通過した。台風通過の影響等で、現存量は通過前 8 月の 10.5 kg/m²から通過後 10 月の 3.2 kg/m²へと激減した。乾燥身入率は 5-9 月には 4.9-6.3% で推移していたが、10 月に 10.4% へ増加後、11 月には 5.7% へと減少した。10 月のクロロフィル a 濃度は 3.2 μg/L、現存量は 3.2

kg/m²であった。乾燥身入率の増減には産卵の関与が考えられた。

2006年11月-2008年3月は、水温9.0-28.0°C、クロロフィルa濃度0.5-13.3μg/Lとなり、同年5-8月の現存量は4.4-8.3kg/m²そして、乾燥身入率は4.8-7.8%で推移した。

2008年4月-2009年7月は、水温10.0-28.1°C、クロロフィルa濃度2.3-14.2μg/Lで推移した。現存量は2008年4-7月には4.6-5.4kg/m²であったが、8月に大量へい死が発生して、9月に0.5kg/m²へと激減した。その後、現存量は次第に増加傾向を示し、2009年7月には5.3kg/m²まで回復した。乾燥身入率は2008年4月-2009年7月に6.1-3.0%で推移し、2008年5月に9.6%、同年9月に9.4%そして2009年3月に13.0%へと増加しており、産卵への関与が考えられた。

適切な漁場管理を検討するうえで、現存量と乾燥身入率の関係をみってみる。2005年9月-2008年7月まで、現存量は5kg/m²を概ね上回り、乾燥身入率は8%以下であった(2006年10月、2008年5月を除く)。つぎに、2008年8月の大量へい死発生後から2009年6月まででみると、現存量は5kg/m²以下であり、乾燥身入率は2008年9月と2009年2-5月に8%を上回った(Fig. 4-5)。現存量5kg/m²以下の場合、乾燥身入率は概ね10%を上回っていた。

ところで、2009年3月はクロロフィルa濃度は5μg/Lであり、アサリ密度が5kg/m²、水温13°Cのとき、乾燥身入率は13%であった。アサリ密度が低く、クロロフィルa濃度が高い場合、アサリ身入率が高くなると推察された。身入は水温や産卵との関係もあり、密度だけで厳密な議論はできない。今後はクロロフィルa量、水温等も加味した実用的な身入り予測を行い、安定生産に向けて、より一層の貢献を目指したい。

4-4. 安定生産へ向けて

本研究により小長井町地先では、地元産稚貝

が高いレベルで発生し、その後、1.5年から2年で殻長30mmサイズとなり、漁獲サイズへと加入することが明らかになり、自給生産の可能性が示唆された。

アサリ密度の減少要因として、夏季の大量へい死では主として成貝、台風の通過では主に稚貝が大きな影響を受けることを明らかにした。

大量へい死対策では、短期間の垂下飼育の有効性を確認し、稚貝密度の保持では被覆網(水田 未発表)の設置効果を確認した。これらの施策により、アサリ稚貝や成貝の密度が確保され、安定生産へ向けた貢献が期待される。

最後に、漁場管理のまとめとして、夏季のAVS-S含量が0.1mg/乾泥g以下での底質環境の管理を提案する。また、大量へい死の回避と身入率向上の観点から、特に夏季の密度は5kg/m²以下での漁場管理を提案する。

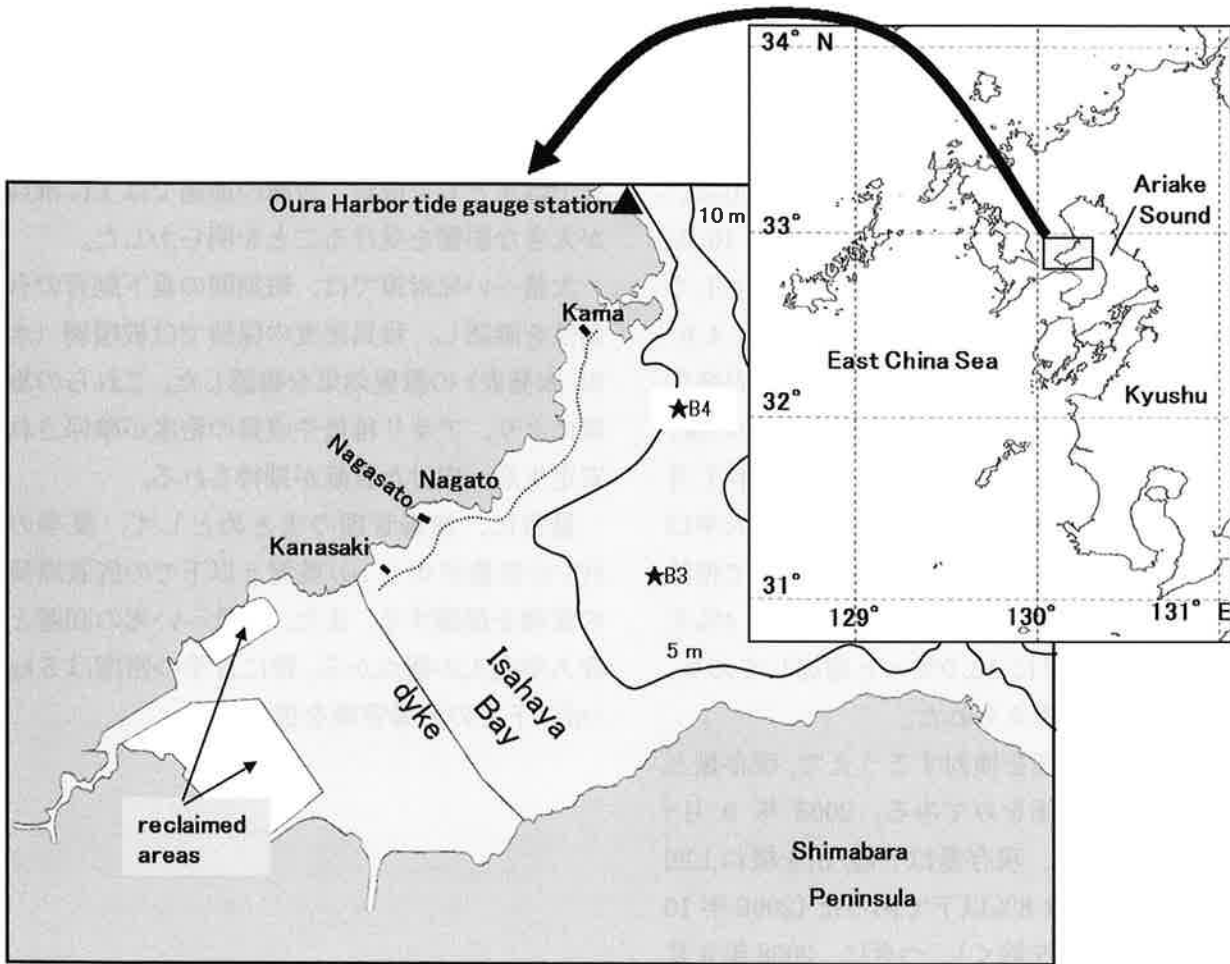


Fig. 4-1. Location of the three fishery grounds (Kama, Nagasato, Kanasaki) with artificially introduced sand for the enhancement of yield of the Manila clam, in Konagai-cho, Isahaya City, Nagasaki Prefecture, western Kyushu, Japan. The dotted line and the solid lines with numbers indicate the range of fishery grounds and the contours representing 5-m water depth changes, respectively.

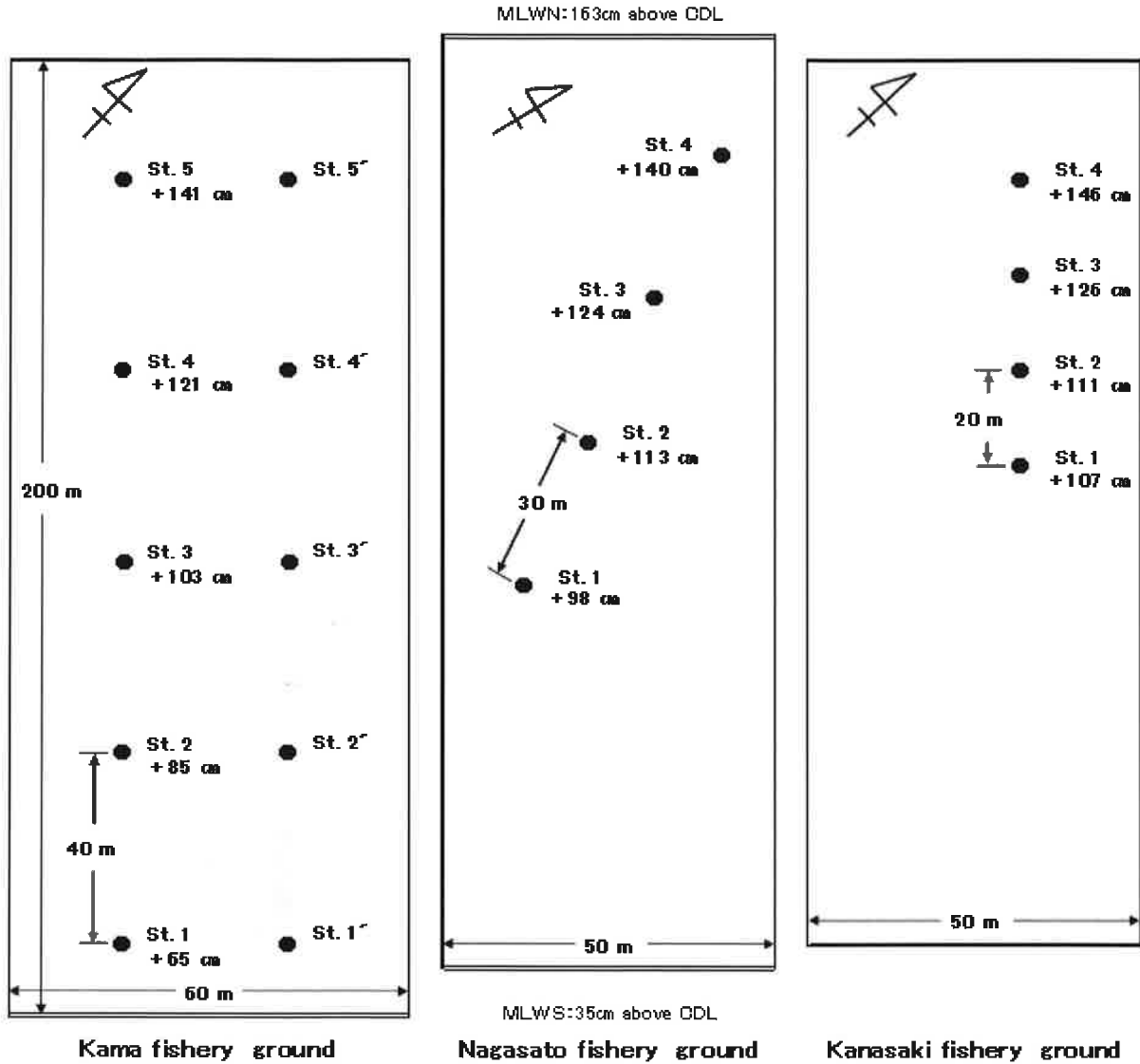


Fig. 4-2. Sampling stations for the regular survey of the density of the Manila clam and sediment conditions. The number under each station number indicates the elevation above the chart datum level (CDL) recorded at Oura Harbor tide gauge station run by the Meteorological Agency, Japan (Fig. 4-1). MLWS: mean low water at spring tide level. MLWN: mean low water at neap tide level.

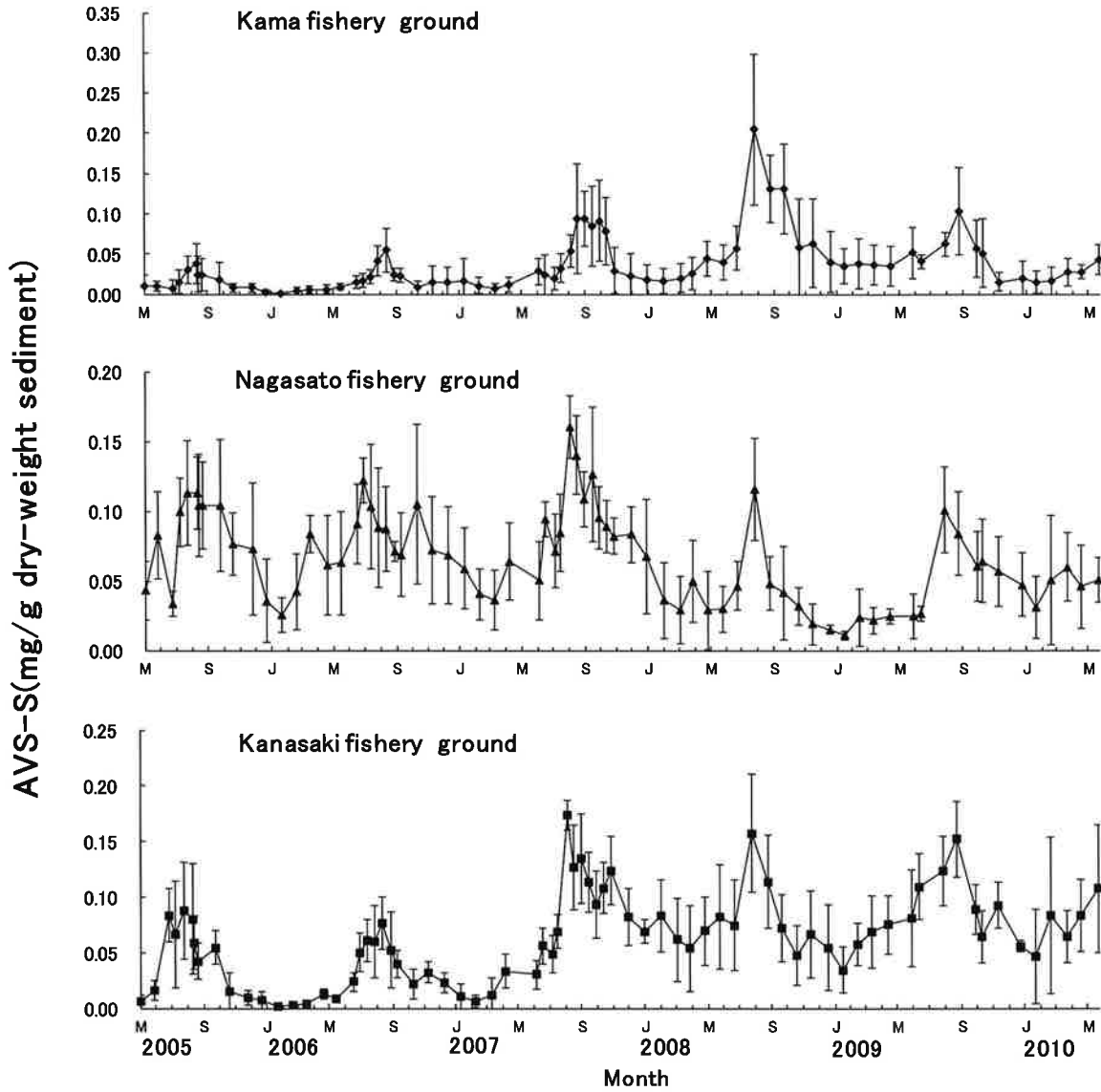


Fig. 4-3. Change in AVS-S at each sampling station in Kama, Nagasato, and Kanasaki fishery grounds during the period from May 2005 to May 2010. Vertical bars indicate standard deviation. Kama fishery ground was a five-point survey, and Nagasato and Kanasaki fishery grounds were four-point surveys. The survey was conducted once or twice a month.

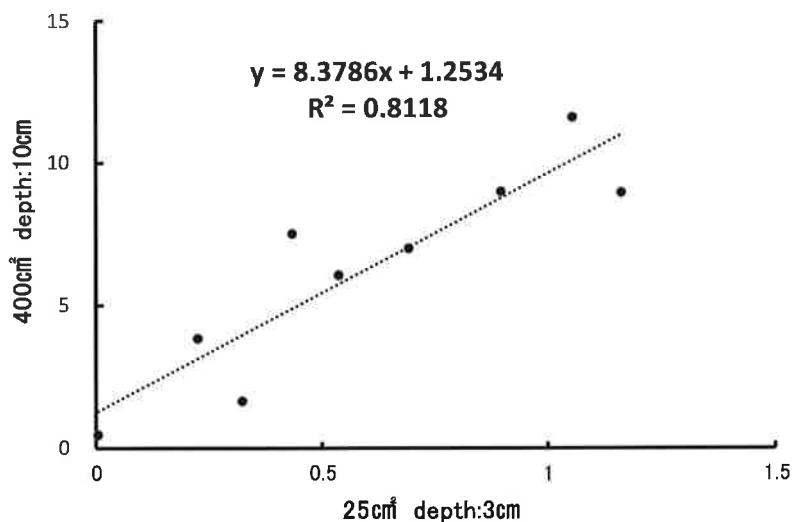


Fig. 4-4. Relationship between estimated density sampled using a 5 cm square frame-depth 3 cm and estimated density using a 20 cm square frame-depth 10 cm of the Manila clam at sampling station in the Kama fishery grounds St. 3' (Fig. 4-2) during the period from July to September in the 2006-2008.

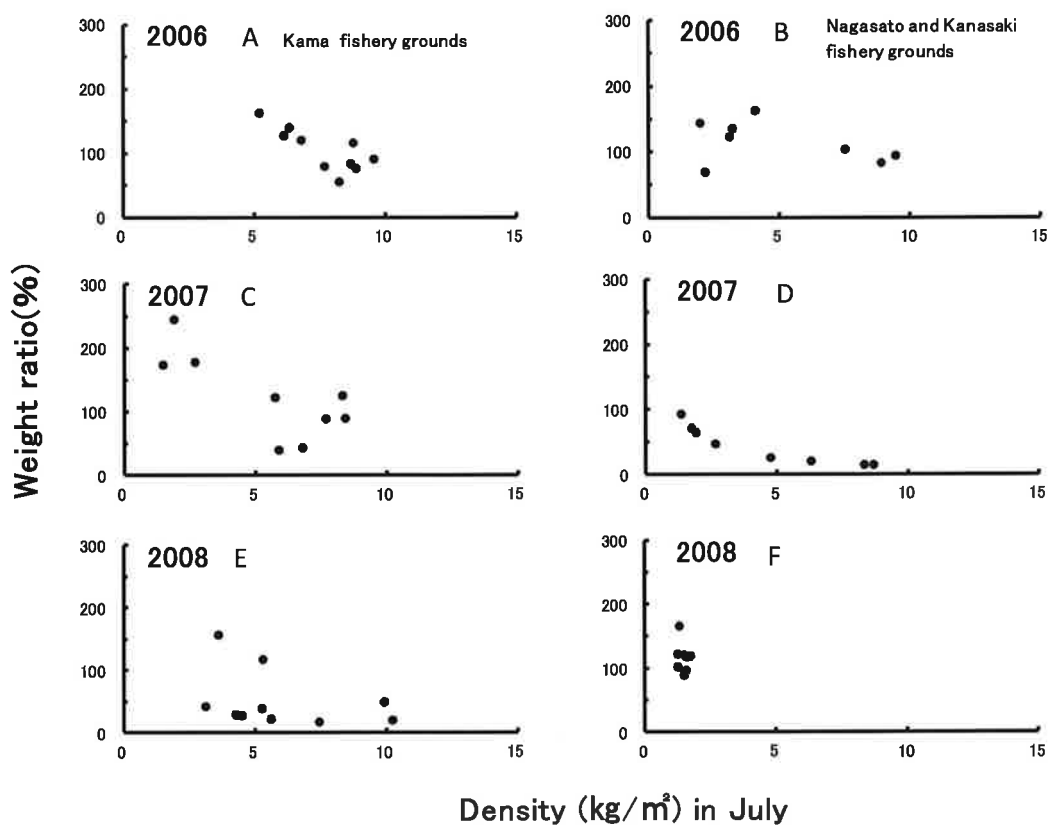


Fig. 4-5. Relationship between density in July and weight ratio of the Manila clam at each sampling station in Kama, Nagasato, and Kanasaki fishery grounds during July and September in the 2006-2008.

$$\text{Weight ratio (\%)} = \{\text{Density(kg/m}^2\text{) in September} / \text{Density(kg/m}^2\text{) of July}\} \times 100$$

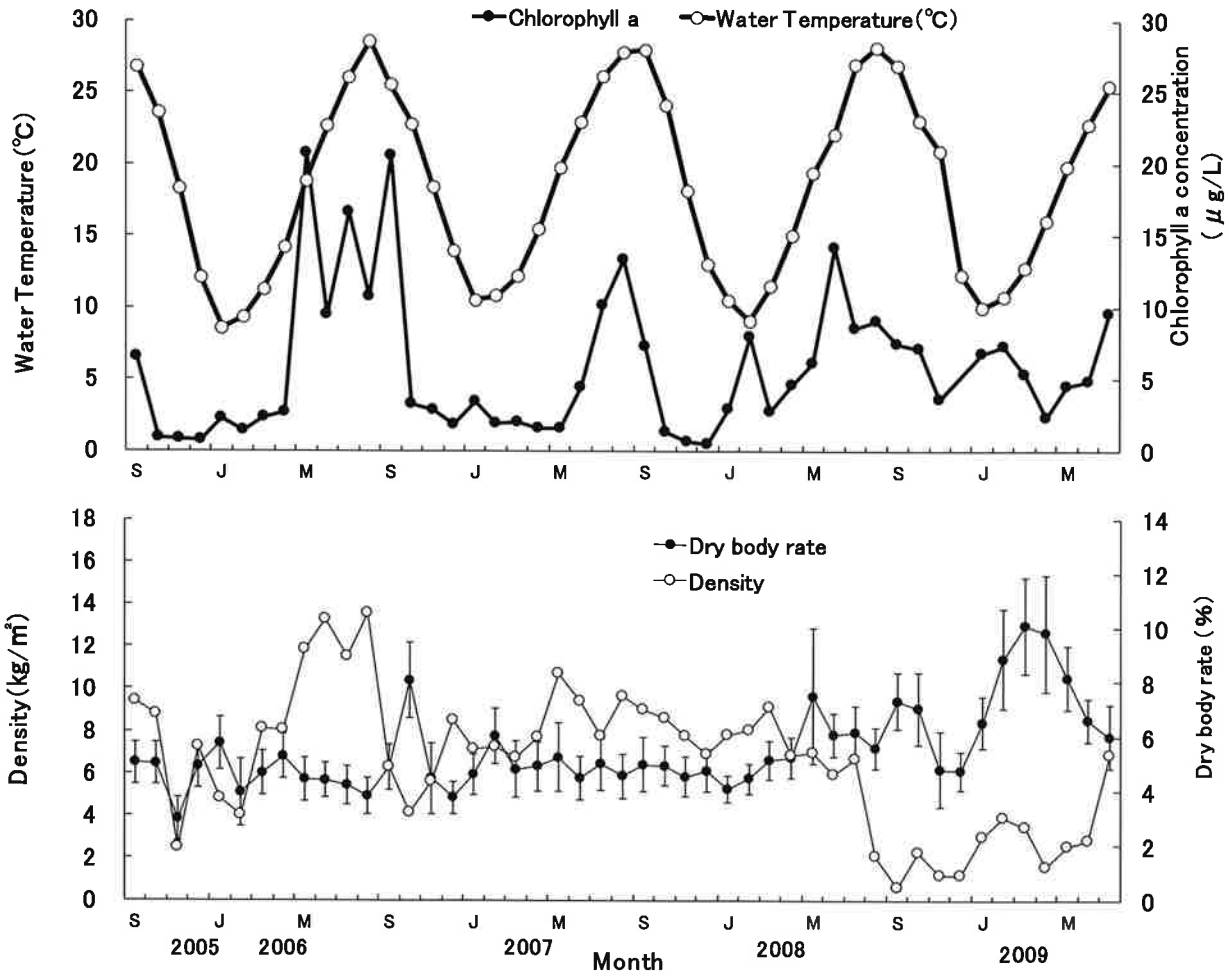


Fig. 4-6. Change in water temperature, chlorophyll a concentration, density and dry body rate during the period from September 2005 to July 2009. Water Temperature and chlorophyll a concentration observed at station B4 (Fig. 4-1) of the depth one meter. (Observation of Kyushu Regional Agricultural Administration Office (Kumamoto)). Vertical bars indicate standard deviation. Density and dry body rate samples were collected in Kama fishery grounds at St. 3' (Fig. 4-2). Dry body rate samples were 30 individuals per month.

$$\text{Dry body rate (\%)} = (\text{Dry soft part weight} / (\text{Shell weight} + \text{Dry soft part weight})) \times 100$$

謝 辞

本研究の遂行および本論文のとりまとめにあたり、懇切なるご指導とご校閲の労を賜った長崎大学教授玉置昭夫博士に心から感謝し、暑くお礼申し上げます。本論文のとりまとめにあたり、ご助言、ご校閲の労を賜った長崎大学教授橋本淳博士並びに鈴木利一博士にお厚くお礼申し上げます。

本研究を遂行するにあたり、貴重なご助言を頂いた独立行政法人水産総合研究センター養殖研究所日向野純也博士、独立行政法人国際農林水産業研究センター前野幸男博士並びに塚本達也博士、長崎県総合水産試験場藤井明彦博士、平野慶二博士そして山砥稔文博士に心から感謝し、厚くお礼申し上げます。

学位を取得するにあたって、ご理解とご支援を頂いた濱口博彦場長、池田修二場長をはじめ長崎県総合水産試験場、長崎県科学技術振興局、長崎県水産部の関係者各位に感謝する。

現地調査において、多大なご協力とご配慮を頂いた長崎県小長井町漁業協同組合新宮隆喜代表理事組合長、鶴田武美氏、田実里志氏はじめ関係者の皆様方、長崎県県南水産業普及指導センターの職員の方々に感謝する。また、諫早湾の海洋観測データを提供して頂いた九州農政局北部九州土地改良調査管理事務所環境調整課に深謝する。

最後に様々なご支援、ご協力を頂いた全ての方々に厚くお礼申し上げます。

文 献

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.
秋山章男(1985)底生動物の挙動と食物連鎖, 潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究. 昭和 59 年度研究成果報告書, 東海区水産研究所・南西海区水産研究所, 99-104
藤井明彦・山本憲一(2002) 2001 年夏季に諫早湾

の浅海域でみられた貧酸素化について. 長崎県水産試験場研究報告, 28, 9-14.

藤井明彦・山本憲一(2003) 諫早湾におけるタイラギ・アサリの現状と問題点. 月刊海洋, 35, 235-240

藤井明彦・中田 久・池田義弘・岩永俊介・北田哲夫(2006) ながさき型新水産業創出事業(諫早湾アサリの耐夏試験). 平成 17 年度長崎県総合水産試験場事業報告, pp. 106-108.

藤井明彦・馬場潤次郎・安達誠司・池田義弘・岩永俊介・北田哲夫(2007) ながさき型新水産業創出事業(諫早湾アサリの耐夏試験). 平成 18 年度長崎県総合水産試験場事業報告, pp. 105-109.

藤原正夢・辻 秀二・田中雅幸・今西裕一・中西雅幸(2008) 垂下コンテナ飼育におけるアサリの成長. 京都府立海洋センター研究報告, 30, 49-53.

合田良實(1998) わかり易い土木講座 17 ニ訂版 海岸・港湾, 彰国社刊, 東京, pp. 79-151.

長谷川夏樹・日向野純也(2010) 伊勢湾におけるアサリの殻長-重量換算式. 水産増殖, 58, 155-158.

Higano, J., K. Hirano, S. Kitahara, M. Matsuda, K. Mizuta, A. Fujii and A. Shinaqawa (2010) Manila clam and pacific oyster culture in Isahaya Bay-For the sustainable production in stressful environment-. Bull. Fish. Res. Agen., 29, 39-47.

平野慶二・日向野純也・中田英昭・品川 明・藤田孝康・徳岡誠人・向後恵一(2010) 諫早湾のアサリ養殖場における夏季大量へい死対策. 水産工学, 47, 53-62.

石田俊朗・石田基雄・家田喜一・武田和也・鈴木好男・柳沢豊重・黒田伸郎・荒川純平(2005) 夏季のアサリ小型稚貝の移植について. 愛知県水産試験場研究報告, 11, 43-50.

柿野 純(2006a) アサリの減耗に及ぼす物理化学的環境の影響に関する研究. 水産工学, 43, 117-130.

- 柿野 純 (2006b) 殻長 1~4 mm サイズアサリ稚貝の浮泥堆積に対する挙動 (短報). 千葉水総研報, 1, 99-102.
- Kim, D., O. Kumamoto, K. Lee, A. Kuroda, A. Fujii, A. Ishimatsu and T. Oda (2004) Deleterious effect of *Chattonella marina* on short-necked clam (*Ruditapes philippinarum*); possible involvement of reactive oxygen species. *Journal of Plankton Research*, 26, 967-971.
- 熊本県水産研究センター (2007) 熊本県アサリ資源管理マニュアル, 熊本県水産研究センター, 熊本, pp. 5-12.
- 倉茂英次郎 (1957) アサリの生態研究. 特に環境要因について (松本文夫編), 水産学集成, 東京大学出版会, 東京, pp. 611-655.
- 松川康夫・張 成年・片山知史・押尾光一郎 (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.
- 松本育夫・小野 剛 (1987) 台風が松川浦に及ぼした被害について. 昭和 61 年度福島県水産試験場事業報告, pp. 276-281.
- 村山貢司 (2006) 台風学入門, 山と溪谷社, 東京, pp. 92-93.
- 長崎県総合水産試験場 (2007) 平成 18 年度有害赤潮プランクトン等監視調査事業報告-I, 長崎県総合水産試験場, pp. 4-7.
- 長崎県総合水産試験場 (2008) 平成 19 年度有害赤潮プランクトン等監視調査事業報告-I, 長崎県総合水産試験場, pp. 75-82.
- 長崎県総合水産試験場 (2009) 平成 20 年度有害赤潮プランクトン等監視調査事業報告-I, 長崎県総合水産試験場, pp. 48-49.
- 日本海洋学会 (1986) 沿岸環境調査マニュアル (底質・生物篇), 日本海洋学会, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 31-34.
- 日本水産資源保護協会 (1980) 新編水質汚濁調査指針, 日本水産資源保護協会, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 256-257.
- 農林水産省農林水産技術会議事務局 (2005) 有明海の海洋環境の変化が生物生産に及ぼす影響の解明, 農林水産省農林水産技術会議事務局, 東京, pp. 96-103.
- 大橋智志・鳥越 力・C. G. Satuito (2008) 養殖マガキに付着するフジツボ類の防除及び駆除対策技術の研究. 平成 19 年度長崎県総合水産試験場事業報告, pp. 186-187.
- Porri F., T. Jordaan, C. D. McQuaid (2008) Does cannibalism larvae by adults affect settlement and connectivity of mussel population? *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 79, 687-693.
- 坂口研一・南 勝人・瀬古準之助・伊藤 徹 (1998) 貧酸素によるアサリ漁場影響調査. 平成 9 年度三重県水産技術センター事業報告, pp. 187-188.
- 佐々真志・渡部洋一 (2007) アサリの潜砂限界強度について. 海岸工学論文集, 54, 1196-1200.
- 佐々木克之 (1999) 内湾および干潟における物質循環と生物生産 29. 干潟と漁業生物 4. 有明海のアサリ. 海洋と生物, 2, 62-166.
- 佐藤善徳・捧 一夫・木全裕昭 (1987) 浅海の底質の強熱減量測定法の改善. 東海水研報, 123, 1-13.
- 水産庁 (2008) 干潟生産力改善のためのガイドライン, 水産庁, 東京, pp. 58-116.
- 鈴木杏子・山本義和・高岡素子 (2009) 兵庫県における垂下養殖アサリと天然アサリの比較について. ヒューマンサイエンス, 12, 7-17.
- 玉置昭夫 (2004) 「特集」有明海問題の科学的意味とその歴史的経緯. ベントスに関することごとくにアサリ漁獲量激減に関して. 水環境学会誌, 27, 301-306.
- 田中昌一 (1998) 水産資源学総論, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 175-180.
- 堤 裕昭, 石澤紅子, 富重美穂, 森山みどり, 坂元香織, 門谷 茂 (2002) 緑川河口干潟における盛砂後のアサリ (*Ruditapes Philippinarum*) の個体群動態. 日本ベントス学会誌, 57, 177-187.

- 渡辺 潔, 加来 研, 藤本昌宣, 吉田 勲, 中島 明, 瀬口昌洋 (1978) 有明海の高度利用に関する基礎的研究Ⅲ. 海底表土の土質. 佐賀大学農学集報, 44, 87-93.
- Watanabe, S., S. Katayama, M. Kodama, N. Cho, K. Nakata and M. Fukuda (2009) Small-scale variation in feeding environments for the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in a tidal flat in Tokyo Bay. *Fish. Sci.*, 75, 937-945.
- Williams, J.G (1980) The influence of adults on the settlement of spat of the clam, *Tapes japonica*. *J. Mar. Res.*, 38, 729-741.
- Woodin, S.A (1976) Adult-Iarval interactions in dense infaunal assemblages: patterns of abundance. *J. Mar. Res.*, 34, 25-41.
- 山本憲一・前迫信彦・藤井明彦・池田義弘 (2004) タイラギ, アサリ等の幼生とタイラギ初期着底稚貝の分布調査. 平成 15 年度長崎県総合水産試験場事業報告, pp. 111-113.
- 山砥稔文・坂口昌生・岩滝光儀・松岡數充 (2006) 諫早湾に出現する有害赤潮鞭毛藻 4 種の増殖に及ぼす水温, 塩分の影響. 日水誌, 72, 160-168.
- 山砥稔文・坂口昌生・水田浩二・平野慶二・安元進 (2008) 有害赤潮プランクトン等監視調査事業. 平成 19 年度長崎県総合水産試験場事業報告, pp. 131-140.
- 全国沿岸漁業振興開発協会 (1997) 増殖場造成計画指針-ヒラメ・アサリ編- (平成 8 年度) (増殖場造成計画指針編集委員会編), 全国沿岸漁業振興開発協会, 東京, pp. 123-124.

[学会誌等への発表論文]

インピーダンスを用いたブリおよびマアジの脂肪量の非破壊測定

久保久美子, 松本欣弘, 桑原浩一 (長崎水試), 岡部修一 (大和製衡), 谷山茂人, 橘勝康,

村田昌一 (長大院水環)

インピーダンス (電気抵抗) を用いて非破壊で鮮魚の脂肪量を推定する機器開発を目指した。周波数には 5, 20, 50, 100 kHz を用いた。どの周波数でも死後の経過時間により電気抵抗は変動したが, 100 kHz の電気抵抗と脂肪量との相関が高かった。温度変化により電気抵抗の変動を確認し, 魚体サイズに応じた電極幅にすることで精度の向上が図られたため, 脂肪量推定には魚体温と取上げからの経過時間を統一し, 魚体サイズに応じた電極幅にすることで脂肪量を推定できると考えられた。

日本水産学会誌 82(5), 743-752 (2016)