

【原著論文】

八代海佐敷干潟におけるアサリ個体群の季節変動

徳永吉宏^{1)*}・原口浩一²⁾・八里政夫³⁾・堤 裕昭⁴⁾・一宮睦雄^{4)**}

1 林兼産業株式会社 〒750-8608 山口県下関市大和町二丁目4番8号

2 国立水俣病総合研究センター 〒867-0008 熊本県水俣市浜 4058-18

3 芦北町漁業協同組合 〒869-5453 熊本県葦北郡芦北町計石 2963

4 熊本県立大学環境共生学部 〒862-8502 熊本市東区月出3丁目1番100号

*e-mail: tottoko.yoshihiro11@gmail.com

**e-mail: ichinomiya@pu-kumamoto.ac.jp

Abstract

Seasonal variation in abundance of settler (shell length: 0.3-1.0 mm), juvenile (shell length: 1-15 mm) and adult (shell length: >15 mm) of short-neck clam (*Ruditapes philippinarum*), which is one of the most important commercial shellfish species in Japan, were investigated on Sashiki Tidal Flats in Yatsushiro Bay, western Japan. Its growth and mortality rates were also measured. The density of the settlers made a peak once or twice per year between late winter and early spring and between late summer and early autumn with the max. 7.4×10^4 ind. m^{-2} in December 2012, which was almost same level with the other fisheries of this species. On the other hand, the densities of the adults were quite low (14-41 ind. m^{-2}) on the tidal flats. This suggests that the planktonic larvae released to the water column on the other tidal flats in the Yatsushiro Bay are transported to Sashiki Tidal Flats. The growth rates of the clams on this tidal flats were slower than the other fishery grounds. A significant correlation between the growth rates and chlorophyll a concentrations in the surface sediments ($p < 0.05$) suggests that food supply for the clam tends to be deficient. Cohort analysis revealed that the mortality rates of the settlers were also higher than the other fishery grounds as well as the juveniles. The densities of both cohorts settled during summer-autumn and winter-spring decreased below the detection limit density (< 2 ind. m^{-2}) until the next November without maturity. The extremely low growth rates of the clams might cause the absence of adult-clams, which are better tolerated to environmental stresses than the settlers and juveniles, and consequent high mortality rates. In conclusion, the low reproductive ability of the clam due to low growth rates and the absence of the matured adult-clams would result in unstable catches of the clams on Sashiki Tidal Flats.

Key words: *Ruditapes philippinarum*, Sashiki Tidal Flats, Yatsushiro Bay, mortality rate, growth rate

(受付: 2015年1月5日, 受理: 2015年4月24日)

I はじめに

近年, アサリの漁獲量は全国的に急激に減少しており, 最盛期であった1983年にはアサリの

総漁獲量は約160,000 tに達したが, 2012年には約15,000 tにまで減少している¹⁾. 熊本県は有明海および八代海に面し, 本邦全干潟面積の

約20%を擁している。1970年代には、全国のアサリ総漁獲量の約40%を占め、1977年には、熊本県の漁獲量は66,000 tを記録した。ところが、1980年代になるとその漁獲量の大半を占める有明海側の漁場において、漁獲量が急激に減少した。2012年には、熊本県の漁獲量もわずか1,200 tにとどまる事態となった²⁾。

本研究の対象とする八代海の干潟域においては、有明海で起きてきたようなアサリ漁獲量の急激な減少はみられていないものの、漁獲量の年変動が大きく、安定した漁獲量が得られてこなかった³⁾。熊本県の有明海の干潟域におけるアサリ漁獲量の減少要因としては、乱獲⁴⁾、大雨発生時における河川からの大量の土砂の流入による死亡⁵⁾、ツメタガイ (*Glossaulax didyma*) による捕食⁶⁾、ナルトビエイ (*Aetobatus flagellum*) などによる食害^{7,8)}、アサリ成貝の減少に伴う浮遊幼生放出量の減少⁹⁾ および、干潟環境の悪化に伴う稚貝の死亡¹⁰⁻¹³⁾ などが指摘されている。一方、八代海の干潟域において、漁獲量が不安定化する要因については、繁殖期における浮遊幼生の定着量の変動が大きく、安定した密度の個体群が維持されないことが、金剛干拓地先の干潟域における研究で指摘されている³⁾。しかしながら、有明海の干潟域と比較すると研究情報の蓄積が少なく、どのようなメカニズムでアサリの個体群や漁獲量が大きく変動しているのかについては、未解明な部分が多い。

本研究においては、熊本県の八代海に面する芦北町の野坂の浦に面する干潟域（佐敷干潟）を調査地とした。この干潟域においても以前は高密度のアサリが生息し、漁獲の対象となっていた。しかしながら、近年、その生息密度が著しく減少し、採貝漁業が成り立たない状態となっている（八里氏私信）。アサリ資源の変動要因を明らか

にするためには、本干潟の環境やアサリの分布密度および生活史などの基礎的なデータの蓄積が不可欠である。そこで本研究では、佐敷干潟のアサリ個体群動態の季節変動調査を行い、同時出生集団（コホート）ごとの成長速度および死亡率を求めた。これらの調査結果をもとに、佐敷干潟におけるアサリ資源の変動要因について考察する。

II 材料および方法

調査地

八代海に面する熊本県葦北郡芦北町の野坂の浦には、佐敷川と湯浦川の2つの河川が流れ込み、佐敷干潟は、これら2つの河川の河口域に形成される河口干潟である（32°17' N, 130°29' E, 図1）。野坂の浦に2測点（Sts. 1および2）を設定し、海洋環境の観測を行った。干潟環境の調査およびアサリの個体群動態の季節変動調査は、佐敷干潟の上流部に St. H1, 下流部に St. H2 を設定し、これらの2調査地点において、2012年5月から2013年11月まで毎月1回実施した。また、同干潟におけるアサリ個体群の空間分布を明らかにする為に、同干潟上に2012年6月5-7日には28調査地点、2013年5月25-28日には27調査地点を設定した。

調査方法

海洋観測では、多項目水質計 (Model 650MDS, YSI) を用いて、海水表面から海底直上層まで深さ1 mごとに、水温および塩分を測定した。採水はバンドーン採水器を用いて0 mおよび1 m層で行った。試水の100 mLをGF/Fフィルター (Whatman) を用いて濾過し、フィルターをN,N-ジメチルホルムアミド (DMF) で抽出した。水柱中のクロロフィル a (水柱 Chl-a) 濃度は、抽出液を蛍光光度計 (10-AU

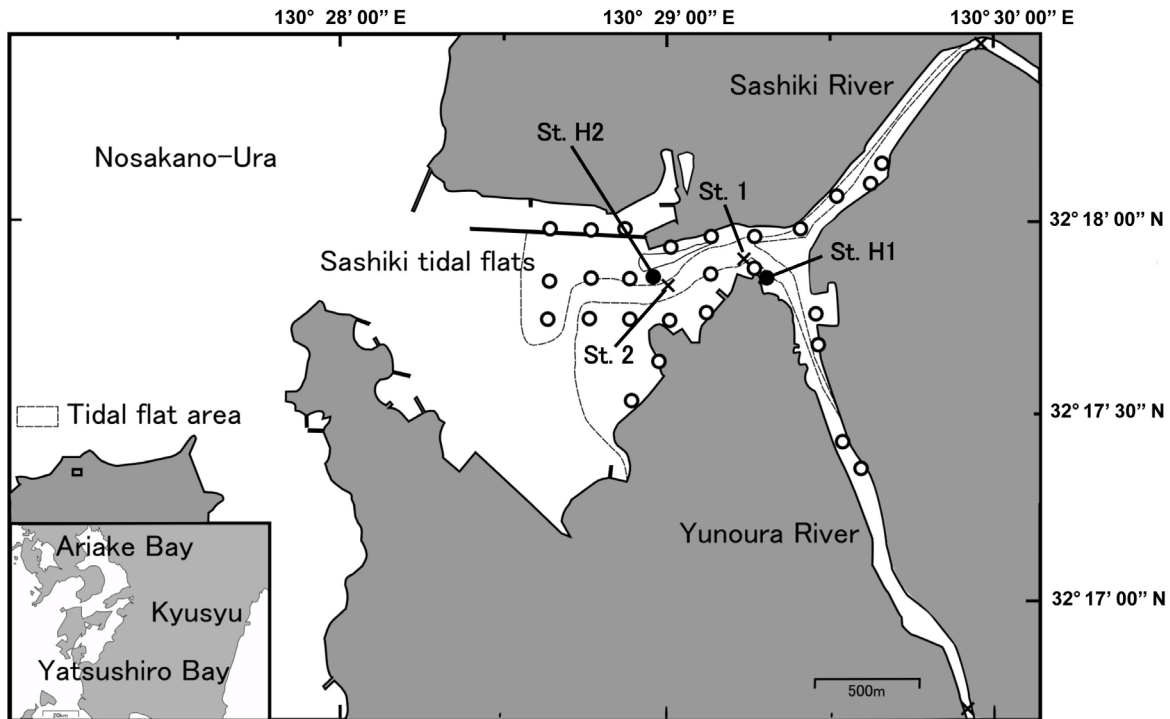


図1 野坂の浦および佐敷干潟における海洋調査地点 (Sts. 1 および 2: ×), 干潟調査地点 (Sts. H1 および H2: ●) およびアサリ密度分布調査地点 (○). 点線は最干時の潮位を示す.

Fluorometer, TURNER DESIGNS) を用いて測定することにより算出した¹⁴⁾.

佐敷干潟の各調査地点においては, ペンタブ型水温計 (CT-420 WR THERMOMETER, Ceustom) を用いて底質表面の温度を測定した. 底質表面の Chl-a 含量は, 先端を切ったプラスチック・シリンジ (断面積 6.6 cm²) を用いて, 深さ 0.5 cm までの底質表層を 1~3 回採集して混合し, 分析用サンプルとした. 採取した底質サンプルは DMF を用いて抽出し, 上澄み液を 20 倍希釈した. 泥中 Chl-a 濃度は, 希釈液を蛍光光度計を用いて測定することにより算出した. 底質の粒度組成については上記のシリンジを用いて, 深さ 2 cm までの表層を 4 回採取し, 混合して分析用サンプルとした. 粒度組成は松本 (2008)¹⁵⁾ に従い, 底質サンプルを, ふるい分け分析し算出した.

着底稚貝の定量用サンプルは先述のプラスチック・シリンジを用いて, 底質表層 (深さ 2 cm までの層) を 5~10 回採取した. 稚貝および成貝の定量調査用サンプルは, 10 cm および 25 cm 方形枠を用いて深さ 5 cm までを 5~10 回採取し, 目合い 4 mm および 1 mm の篩を用いてふるい, 篩上の残差物をローズベンガル入りホルマリン (最終濃度 10%) で着色および固定した. 着底稚貝の定量調査用サンプルは, ビーカーに水道水と堆積物を入れて攪拌し, 比重がより低い着底稚貝が浮いた上澄みを採取することで堆積物粒子と分離した. 稚貝および成貝の定量調査用サンプルは上記の方法を現場にて現場海水および桶を用いて攪拌し, 堆積物粒子と分離した. これらサンプルから実体顕微鏡 (MZ125, Leica) 下で堆積物とアサリ標本を分別し計数した. このとき, 着底稚貝, 稚貝および成貝の定量

限界は、それぞれ $1.5 \times 10^2 \sim 1.5 \times 10^3$, 2 ~ 14 および 2 ~ 14 ind. m^{-2} であった。本研究においては、アサリの着底稚貝、稚貝および成貝を、それぞれ殻長 0.3 ~ 1.0 mm, 1 ~ 15 mm および 15 mm 以上の個体と定義し、着底稚貝の殻長は同実体顕微鏡に接続されたデジタルカメラを用いて撮影し、画像解析ソフト (Image J, NIH) を用いて精密に測定した。稚貝および成貝の殻長はデジタルマチックキャリパ (CD-PSX, Mitsutoyo) を用いて測定した。

標本の殻長の計数結果を用いて、個体群の殻長頻度分布図を作成し、赤嶺 (2005)¹⁶⁾ の方法に従い、ソフトウェア R (version 3.0.1 R core team 2013) を用いてコホート解析を行うことにより、各コホートの殻長頻度分布図に分離した。各コホートの成長速度および死亡率はそれぞれ (1) 式および (2) 式を用いて算出した¹⁷⁾。

$$G_{(t)} = (g_{(t)} - g_{(t-1)}) \times d_{(t)} \cdot d_{(t-1)}^{-1} \times 30 \quad (1)$$

$$M_{(t)} = 100 \times \{ -\log_e(D_{(t-1)} / D_{(t)}) / (d_{(t)} - d_{(t-1)}) \} \quad (2)$$

ここで t は各コホートの調査回数 (回), G は成長速度 ($mm \text{ month}^{-1}$), g は平均殻長 (mm), d は経過日数 (day), M は死亡率 ($\% \text{ day}^{-1}$), D は個体数密度 (ind. m^{-2}) を示す。

環境条件がアサリの成長に及ぼす影響を調べるため、ソフトウェア R を用いて成長速度に対する泥温および Chl-a 含量との関係をスピアマンの相関分析を行った。

研究期間中の降雨量は、芦北町における観測データを用いた¹⁸⁾。

III 結果

環境条件

Sts. 1 および 2 における水温は表面と 1 m 層

で大きな違いはみられず、2012 年 12 月には 15°C 以下となり、2013 年 1 月に最低値 $11.1 \sim 11.7^\circ\text{C}$ となった (図 2)。2012 年 6 月および 2013 年 5 月には両測点で水温が 20°C を超え、2012 年 8 月および 2013 年 8 月には、それぞれ $26.1 \sim 26.8^\circ\text{C}$ および $28.9 \sim 29.2^\circ\text{C}$ に達した。塩分は調査期間を通して Sts. 1 および 2 の 1 m 層で 2012 年 6 月を除き $26.9 \sim 33.8$ と海水に近い値が観測されたが、表面ではしばしば淡水の影響が顕著にみられた。2012 年 6 月には、両測点の表面および 1 m 層で塩分が $0 \sim 0.9$ まで低下し、2013 年 1 月には表面で塩分が 6.0 に低下した。干潟上の Sts. H1 および H2 における底質表層の温度は、2012 年 7 月に 29.3°C および 8 月に 32.3°C 、ならびに 2013 年 7 月に 30.4°C および 7 ~ 8 月に 31.6°C の年間最高値を記録した。2013 年 2 月には両地点で 10.9°C の最低値となった。

堆積物中の粒度組成は調査期間を通して、St. H1 では中砂 (粒径 $0.25 \sim 1.0 \text{ mm}$) および粗砂 (粒径 $0.5 \sim 1.0 \text{ mm}$) が全体の $55.1 \sim 87.7\%$ を占めた (図 3)。一方、St. H2 では中砂および粗砂の割合が $38.3 \sim 67.3\%$ にとどまり、細砂 (粒径 $0.125 \sim 0.25 \text{ mm}$) の割合が $9.8 \sim 20.5\%$ を占め、St. H1 より細かい粒子で組成されていた。St. H1 の泥分 ($<0.063 \text{ mm}$) は 2013 年 11 月を除いて $0.9 \sim 7.9\%$ の範囲で変動し、2013 年 11 月には 20.6% と著しく高かった。St. H2 においても同様に、泥分が 2012 年 6 月を除いて $2.2 \sim 11.4\%$ を変動したが、2012 年 6 月には 18.2% となった。

水柱 Chl-a 濃度の変動は明瞭な季節変動は見られず、2012 年 6 月 ($0.4 \sim 6.0 \mu\text{g L}^{-1}$)、2013 年 1 月 ($1.0 \sim 6.9 \mu\text{g L}^{-1}$) および 11 月 ($11.2 \sim 14.4 \mu\text{g L}^{-1}$) にピークを示した (図 4)。泥中 Chl-a 含量は両測点において、多くの場合 3 ~ 5

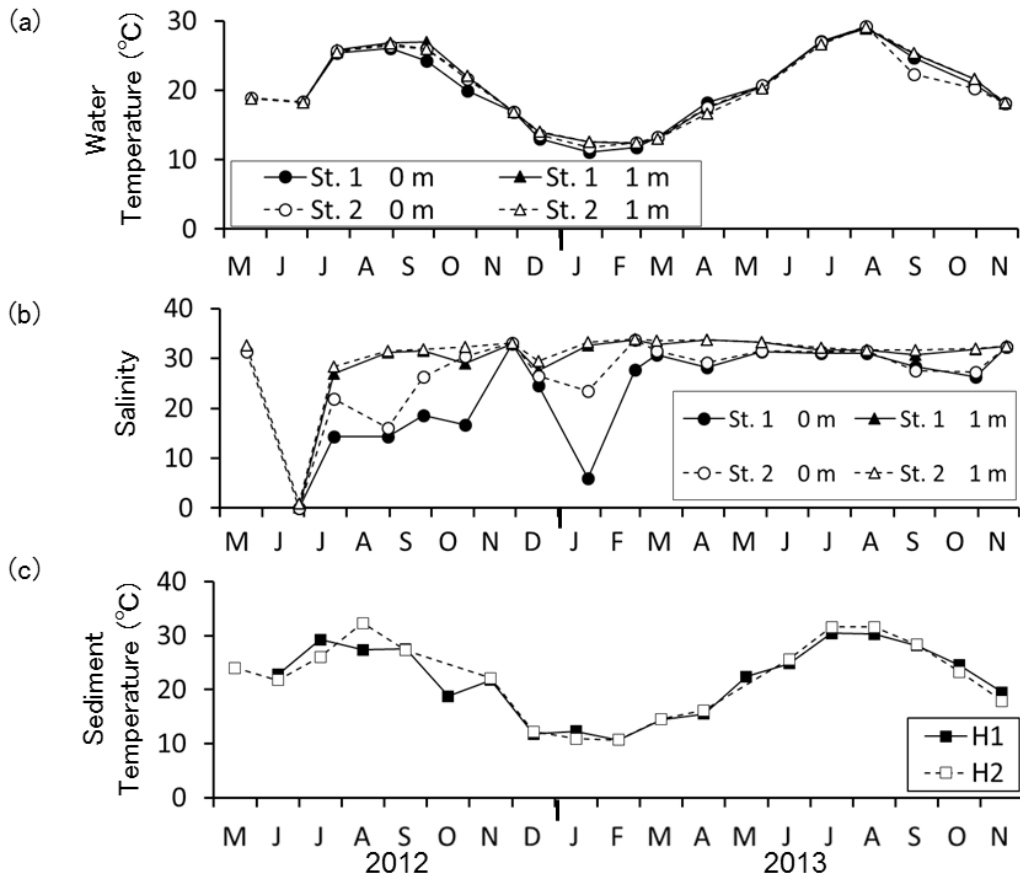


図2 海洋測点 (Sts. 1 および 2) における表面および 1 m 層の水温 (a) および塩分 (b), 干潟測点 (Sts. H1 および 2) における底質表層の温度 (c) の季節変動

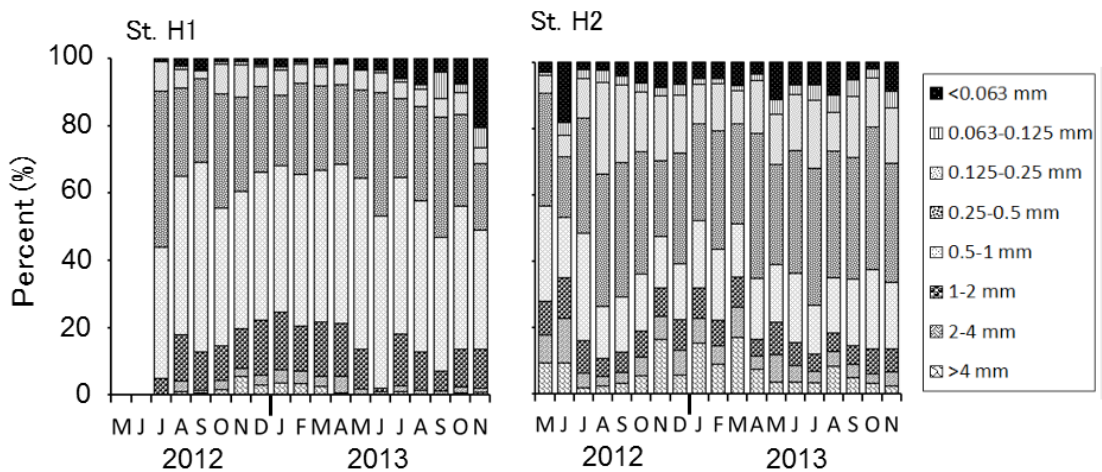


図3 干潟測点 (Sts. H1 および H2) における底質表層 (0 ~ 2 cm) の粒度組成の季節変動

月および 7 ~ 9 月で 10 mg m^{-2} 以上となり, 10 ~ 2 月には 10 mg m^{-2} 以下となった. St. H1 においては, 2012 年 8 月および 2013 年 4 月にそ

れぞれ年間最高値 67 mg m^{-2} および 32 mg m^{-2} を, 2012 年 11 月および 2013 年 10 月にそれぞれ年間最低値 1 mg m^{-2} および 3 mg m^{-2} を記録

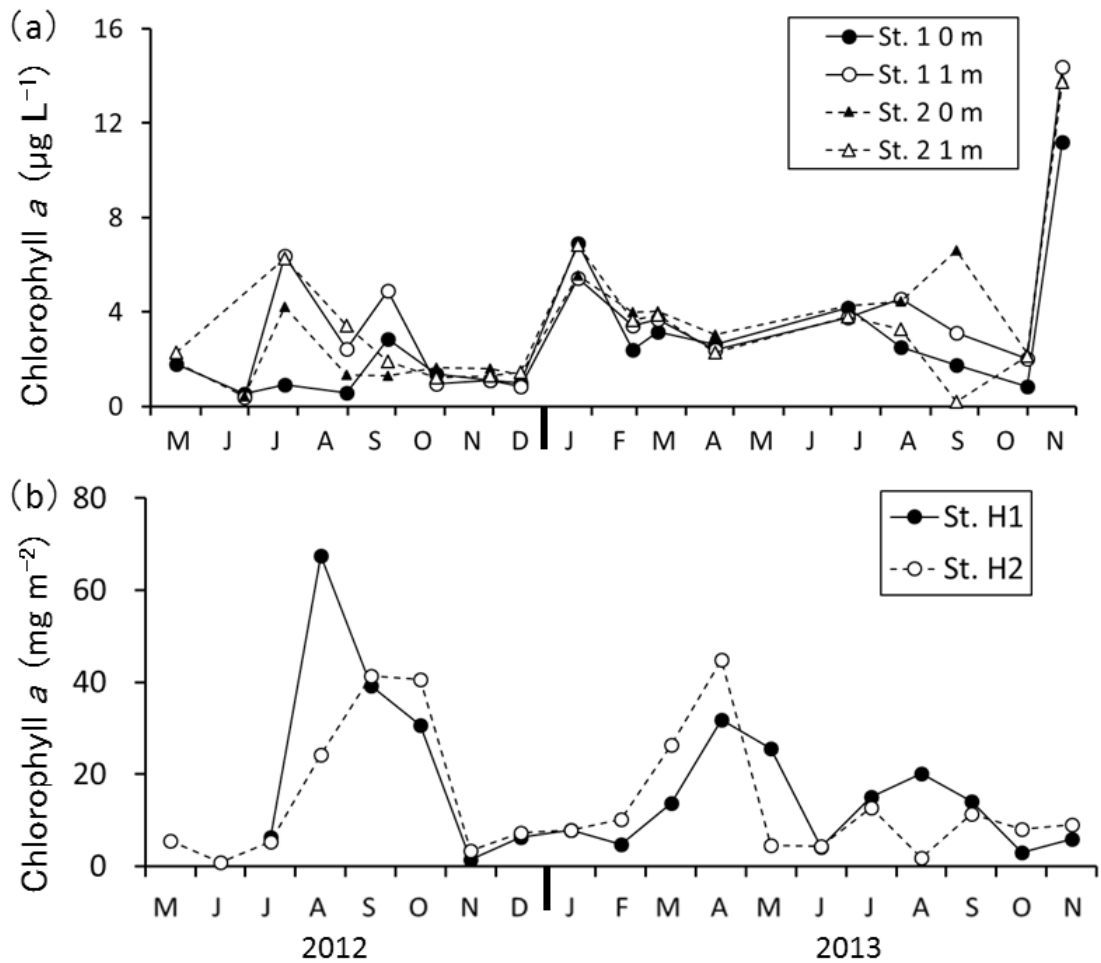


図4 海洋測点(Sts. 1および2)における表面および1 m層の水柱Chl a濃度(a)および干潟測点(Sts. H1およびH2)における底質表層(0~0.5 cm)の泥中Chl a含量(b)の季節変動

した。St. H2においてはSt. H1と同様に、2012年9月および2013年4月にそれぞれ年間最高値の 41 mg m^{-2} および 45 mg m^{-2} に達し、2012年の年間最低値は11月に 3 mg m^{-2} であったが、2013年は8月に年間最低値 2 mg m^{-2} が記録された。

アサリ個体群の密度の空間分布

着底稚貝は2012年6月には干潟の沖側の4測点で高密度($1.5 \times 10^3 \sim 1.1 \times 10^4 \text{ ind. m}^{-2}$)に分布していたが、2013年5月には岸側のSt. H1から川沿いに沖側へ9測点に $1.5 \times 10^3 \sim 3.0 \times$

10^4 ind. m^{-2} の密度で確認された(図5)。稚貝の密度は2012年6月では低く、 14 ind. m^{-2} 以上となったのは5測点であったものの、2013年5月には14測点で 50 ind. m^{-2} 以上となった。一方、成貝の分布は河口付近の調査地点に限られ、2012年6月には4測点での密度は $14 \sim 41 \text{ ind. m}^{-2}$ 、2013年5月には3測点で $28 \sim 41 \text{ ind. m}^{-2}$ の密度であった。

アサリ個体群の密度および成長

調査期間中、アサリ個体群の7コホートが確認された(図6)。2012年6月コホート1の生息

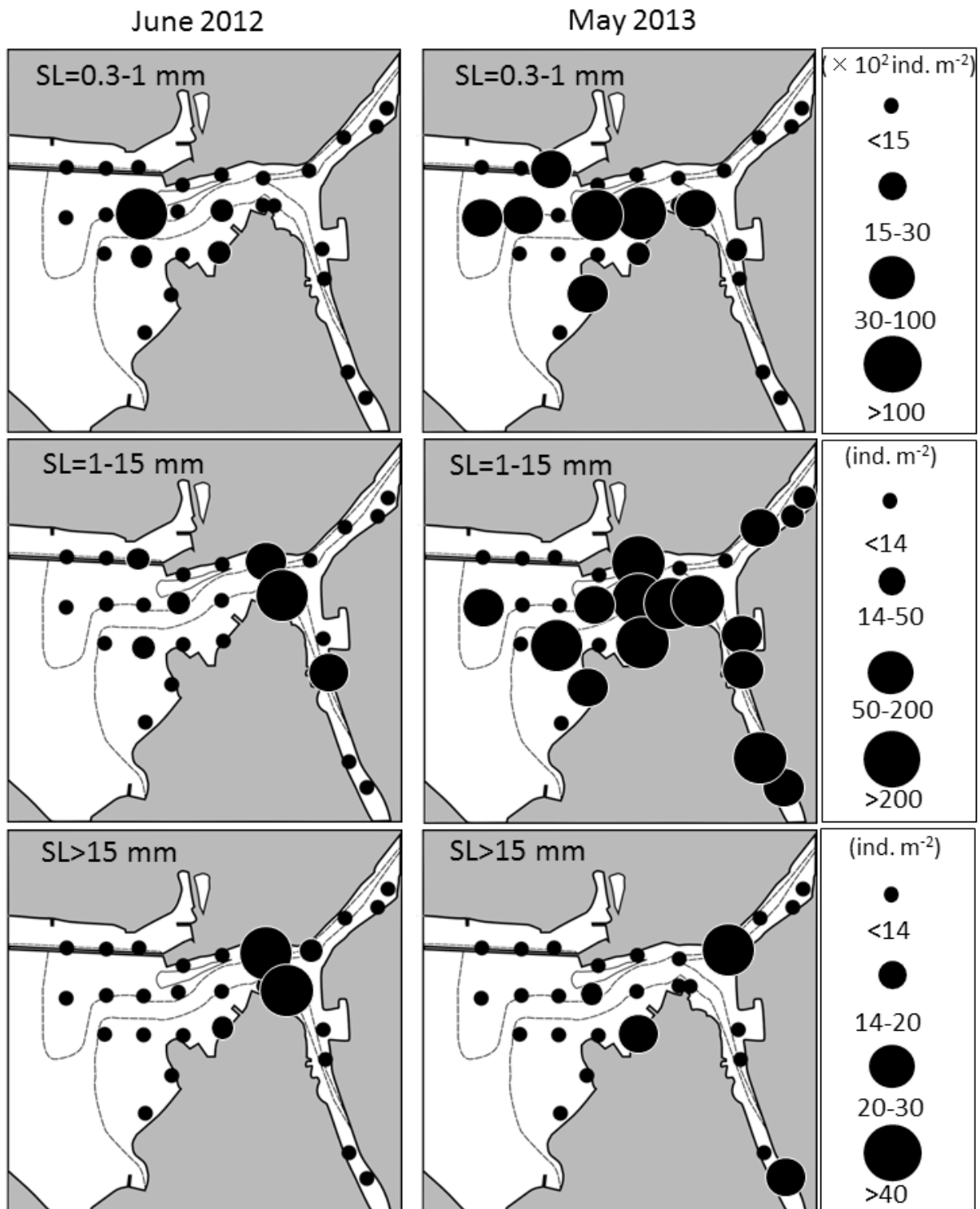


図5 2012年6月の28測点(左図)および2013年5月の27測点(右図)におけるアサリの密度分布。
 上段：着底稚貝，中段：稚貝，下段：成貝 SL：Shell length, 点線：最干時の潮位

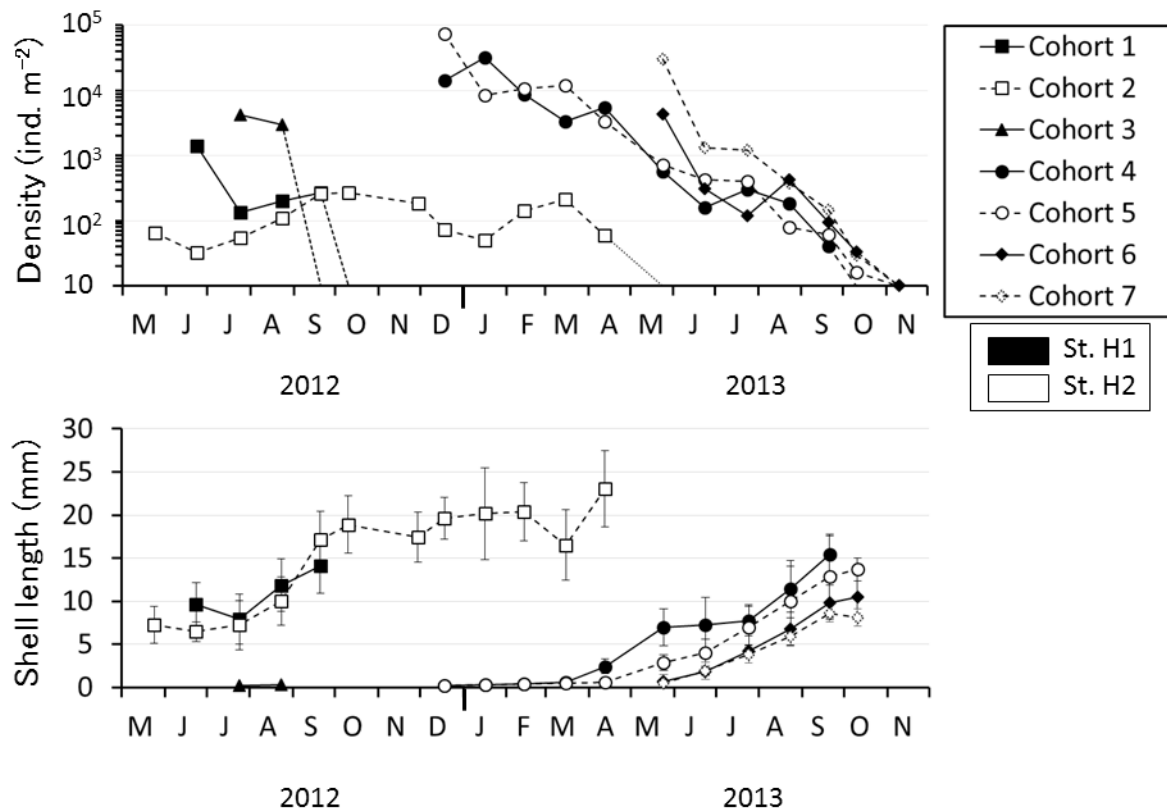


図6 干潟測点 Sts. H1 (黒塗り) および H2 (白抜き) におけるアサリのコホート別生息密度 (上図) および平均殻長 (下図) の季節変動. エラーバー: 標準偏差

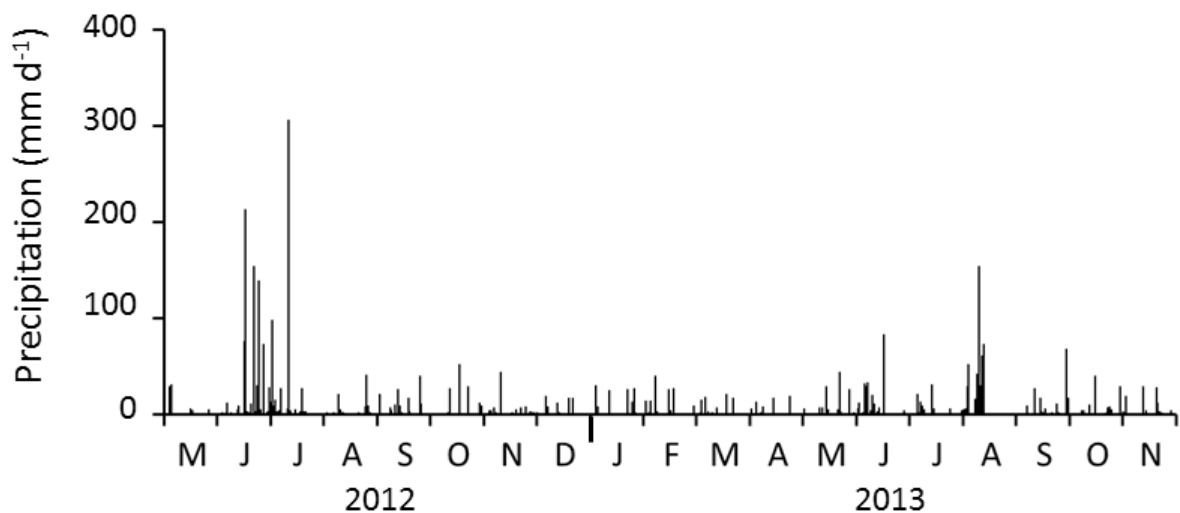


図7 熊本県芦北町における降水量の季節変動. 気象庁 (2014)¹⁸⁾ より作成

密度は、調査開始時には 1.4×10^3 ind. m^{-2} であったものが、9月に 2.7×10^2 ind. m^{-2} となった後、10月に定量限界未満 (< 5 ind. m^{-2}) となった。この期間、殻長は 9.7 mm から 11.9 mm まで成長した。一方、2012年5月コホート2の生息密度は2013年4月まで $32 \sim 2.7 \times 10^2$ ind. m^{-2} の範囲で変動し、2013年5月に定量限界未満となった (< 10 ind. m^{-2})。殻長は2012年5月に 7.2 mm であったものが、2012年10月までに 18.9 mm に達した。2012年11月から2013年3月までほとんど成長はみられず、2013年4月には 23.0 mm となった。2012年7月に St. H1 に着底したコホート3は、成長することなく同年9月に定量限界未満となった (< 302 ind. m^{-2})。2012年12月に着底したコホート4および5はそれぞれ 1.5×10^4 ind. m^{-2} および 7.4×10^4 ind. m^{-2} であったのが経時的に減少し、8-10月にかけて特に大きく減少した (図6)。それぞれ2013年10月および2013年11月にはコホート

追跡が困難となるほど減少した。これらのコホートは着底後2013年1月から3月にかけて成長速度は $0.1-0.6$ mm $month^{-1}$ とほとんど成長しなかったもの、2013年4月以降成長し、コホート4は9月には 15.4 mm、コホート5は10月に 13.7 mm まで成長した。一方、2013年5月に着底したコホート6および7の生息密度は、それぞれ 4.3×10^3 ind. m^{-2} および 3.1×10^4 ind. m^{-2} と低かった。これらのコホートは着底後すぐに成長し、2013年10月にコホート6および7は、それぞれ殻長 10.5 mm および 8.1 mm まで成長した。

各コホートの成長速度を表1に示す。コホート2の2012年11月および5月、コホート7の10月は平均殻長が減少したため、成長速度を算出できなかった。また、それらの翌月の成長速度は他の月と比較が困難であるため、解析から除いた。

コホート2は、2012年7月から10月までは $0.8 \sim 4.6$ mm $month^{-1}$ と高かったが、10月以降12

表1 各コホートの平均殻長および成長速度

Study period	Shell length(mm)						Growth rate (mm month ⁻¹)					
	Cohort 1	Cohort 2	Cohort 4	Cohort 5	Cohort 6	Cohort 7	Cohort 1	Cohort 2	Cohort 4	Cohort 5	Cohort 6	Cohort 7
2012 May 21		7.2										
Jun 5	9.7	6.5						-				
Jul 5	7.9	7.2					-	0.8				
Aug 2	11.9	10.0					4.3	3.0				
Sep 18	14.1	17.2					1.6	4.6				
Oct 29		18.9							1.3			
Nov 29		16.5							-			
Dec 18		19.6	0.2	0.2				3.4				
2013 Jan 16		20.2	0.3	0.3				0.6	0.1	0.0		
Feb 13		20.4	0.4	0.4				0.2	0.1	0.1		
Mar 15		16.5	0.5	0.5				-	0.1	0.1		
Apr 12		23.0	2.4	0.6				7.0	2.0	0.2		
May 24			7.0	2.8	0.6	0.5			3.2	1.6		
Jun 23			7.3	4.0	1.8	2.0			0.3	1.2	1.2	1.4
Jul 24			7.8	7.0	4.2	3.8			0.5	2.9	2.3	1.8
Aug 23			11.4	10.0	6.7	5.9			3.7	3.0	2.5	2.1
Sep 20			15.4	12.8	9.9	8.6			4.3	3.0	3.3	2.9
Oct 10			-	13.7	10.5	8.1				1.3	1.0	-

表2 各コホートの生残期間と，生残期間中の平均殻長，個体数密度の範囲および死亡率

	Study period	Duration (day)	Shell length (mm)	Density (ind. m ⁻²)	Mortality rate (% d ⁻¹)
Cohort 1	Jun 5 - Sep 18, 2012	146	9.7 - 14.1	1.4×10 ³ - <4.6	3.8
Cohort 2	May 21, 2012 - May 24, 2013	368	7.2 - 23.0	65.5 - <10	0.3
Cohort 4	Jan 16 - Apr 16, 2013	86	0.3-2.4	3.2×10 ⁴ - 5.4×10 ³	2.2
	Apr 16 - Nov 10, 2013	181	2.4 - 15.4	5.4×10 ³ - <1.8	3.6
Cohort 5	Dec 18 2012 - May 24, 2013	157	0.2 - 2.8	7.4×10 ⁴ - 7.3×10 ²	2.4
	May 24 - Nov 10, 2013	170	2.8 - 13.7	7.3×10 ² - <1.8	3.6
Cohort 6	May 24 - Nov 10, 2013	170	0.6 - 10.5	4.3×10 ³ - <1.8	3.7
Cohort 7	May 24 - Nov 10, 2013	170	0.5 - 8.1	3.1×10 ⁴ - <1.8	5.1

月および2013年4月を除いて0.2～0.6 mm month⁻¹と低かった (Table 1) コホート1および2の成長速度は，2012年7月から10月までは0.8～4.6 mm month⁻¹と高かったが，10月以降12月 (3.4 mm month⁻¹) および2013年4月 (7.0 mm month⁻¹) を除いて0.2～0.6 mm month⁻¹と低かった (表1) . コホート4および5の成長速度は2012年1月から2013年3月まで0～0.1 mm month⁻¹であったのが，4月以降0.2～4.3 mm month⁻¹となった . コホート6および7の成長速度は6-10月にかけて1.0～3.3 mm month⁻¹となった .

コホート1および2の死亡率は，3.8および0.3% d⁻¹であった (表2) . コホート4および5の殻長3 mm未満までの死亡率は2.2～2.4% d⁻¹，3 mm以上では共に3.6% d⁻¹と高かった . コホート6および7の死亡率は，3.7および5.1% d⁻¹であった .

IV 考察

佐敷干潟の生育環境

アサリは殻長20 mm以上に成長すると成熟し，東北地方以南では満一年で産卵が可能となる¹⁹⁾ . 佐敷干潟においてアサリ成貝 (殻長>15 mm) の個体数密度は低く (14～41 ind m⁻²，図5) ，

殻長20 mm以上のアサリ個体数密度は2013年2月のSt. H2で最高値の83 ind. m⁻² (平均殻長22.6 mm) であった (図6) . これらの値は，本邦の主要なアサリ漁場である熊本県菊池川河口干潟の1.8×10⁴ ind. m⁻² (平均殻長24.0 mm)²⁰⁾，北海道火散布干潟の2.8×10⁴ ind. m⁻² (平均殻長27.7 mm)¹⁷⁾ および東京湾盤洲干潟の3.9×10³ ind. m⁻² (平均殻長23.5 mm)²¹⁾と比較すると著しく低い . 一方，着底稚貝の個体数密度 (平均殻長0.3 mm) は2012年12月のSt. H2で7.5×10⁴ ind. m⁻²と最も高かった (図6) . これらの値は菊池川干潟の7.7×10⁵ ind. m⁻² (平均殻長0.3 mm)²⁰⁾よりも低いものの，火散布干潟の6.5×10⁴ ind. m⁻² (平均殻長0.3 mm)¹⁷⁾ および盤洲干潟の4.0～7.9×10⁴ ind. m⁻² (殻長0.25 mm未満)²¹⁾と同程度であった . したがって，佐敷干潟では多くのアサリ稚貝が着底するものの，再生産に寄与するまで成長するアサリは少ないといえる .

佐敷干潟における堆積物中の粒度組成は調査期間を通して，Sts. H1 および H2それぞれ中砂～粗砂 (0.25～1.0 mm) および細砂～極細砂 (0.125～0.5 mm) が主に占めていた (図3) . アサリは粒径0.063 mm および0.125 mmの底質では潜砂できずに着底率が低くなり，着底に

は粒径 1 ~ 2 mm の粒度が最も適している^{22, 23)}。粒径 0.125 mm 未満の粒度の割合は St. H1 では 2013 年 11 月を除いて 1.1 ~ 12.0%, St. H2 では 2012 年 6 月を除いて 4.1 ~ 15.7% と共に低く、アサリの着底には適していたと考えられる。しかしながら、St. H1 における 0.063 mm 未満の泥分の割合は、主要なアサリ漁場 (3 ~ 40%) と比べると低かった²⁴⁾。このことは、St. H1 では流速が速いため軽い泥分が堆積しにくいことを示唆している。稚貝は河川水流入に伴って塩分が 15 以下となるような環境下では、ほとんど潜砂することができない²⁵⁾。St. 1 では 2012 年 6 月に 1.0 m まで塩分が 0.2 まで低下していたことから、上流に位置する St. H1 では潜在的な低塩分による環境ストレスがアサリの生残や成長に影響を与えるのかもしれない。

泥中 Chl-a 含量は、多くの場合 3 ~ 5 月および 7 ~ 9 月で 10 mg m^{-2} 以上となり、10 ~ 2 月には 10 mg m^{-2} 以下となった (図 4)。泥中 Chl-a 含量の変動は水柱 Chl-a 濃度と同調していなかったことから、泥中 Chl-a は主に底生微細藻類に由来すると考えられる。本調査と同時に行われたアサリの炭素安定同位体 ($\delta^{13}\text{C}$) 値は -18.0 ~ -15.7‰ であり、浮遊性植物プランクトン (-24 ~ -18‰)²⁶⁾ よりも底生微細藻類 (-20 ~ -10‰)²⁶⁾ の既報値に近かった (徳永未発表データ)。捕食者の $\delta^{13}\text{C}$ 値は主に摂食している餌の $\delta^{13}\text{C}$ 値に似ることが知られている²⁷⁾。有明海の干潟に分布するアサリは餌の多くを植物プランクトンに依存することが知られているものの²⁸⁾、本干潟のアサリは主に底生微細藻類を摂食していたと考えられる。したがって、泥中 Chl-a 含量は本干潟に分布するアサリの餌量の指標となるといえる。泥中 Chl 含量は 4 ~ 10 月では $2 \sim 67 \text{ mg m}^{-2}$ であり (図 4)、有明海に面する菊池川河口干潟

の 2002 ~ 2005 年の 3 ~ 9 月に記録された $18 \sim 261 \text{ mg m}^{-2}$ よりも著しく低かった²⁰⁾。このことは、本干潟ではアサリの成長期である春季から秋季にかけて、底生微細藻類を主体とした餌が不足していることを示唆している。

着底過程

稚貝着底のピークは 2012 年 7 月 ($4.3 \times 10^3 \text{ ind. m}^{-2}$)、12 月 ($7.5 \times 10^4 \text{ ind. m}^{-2}$) および 2013 年 5 月 ($3.1 \times 10^4 \text{ ind. m}^{-2}$) にみられた (図 6)。コホート 1 および 2 は、平均殻長がそれぞれ 7.2 mm および 9.7 mm であったことから、2011 年秋 ~ 初冬に着底したと推測される。

コホート 2 は 2012 年 9 月に、コホート 4 は 2013 年 9 月に成貝 (>15 mm) へと成長した (Fig. 6, Table 1)。一方、2012 年 7 月の St. H1 で着底したコホート 3 は、稚貝に成長することなく同年 10 月に、定量限界未満 ($<302 \text{ ind. m}^{-2}$) となった (図 6)。コホート 6 および 7 は、着底後すぐに成長し同年 10 月には平均殻長 8.1 ~ 10.5 mm に成長したものの、10 月までには $30\text{-}37 \text{ ind. m}^{-2}$ に減少し、11 月には定量限界未満となった ($<2 \text{ ind m}^{-2}$, 図 6)。舞鶴湾²⁹⁾、盤洲干潟²¹⁾、東京湾³⁰⁾ および有明海緑川河口¹¹⁾ においても、春 ~ 夏期着底群は大きく減耗するため、アサリ資源を形成するのは秋期着底群であると報告されている。佐敷干潟においても、春季 - 初夏着底群よりも晩秋 ~ 初冬着底群が成貝まで成長し、アサリ個体群維持に重要な役割を果たしていると考えられる。

成長過程

コホート 2 は 2012 年 7-10 月に成長して平均殻長 18.9 mm に達し、2013 年 3 ~ 4 月に再び成長して平均殻長 23.0 mm となった (図 6, 表

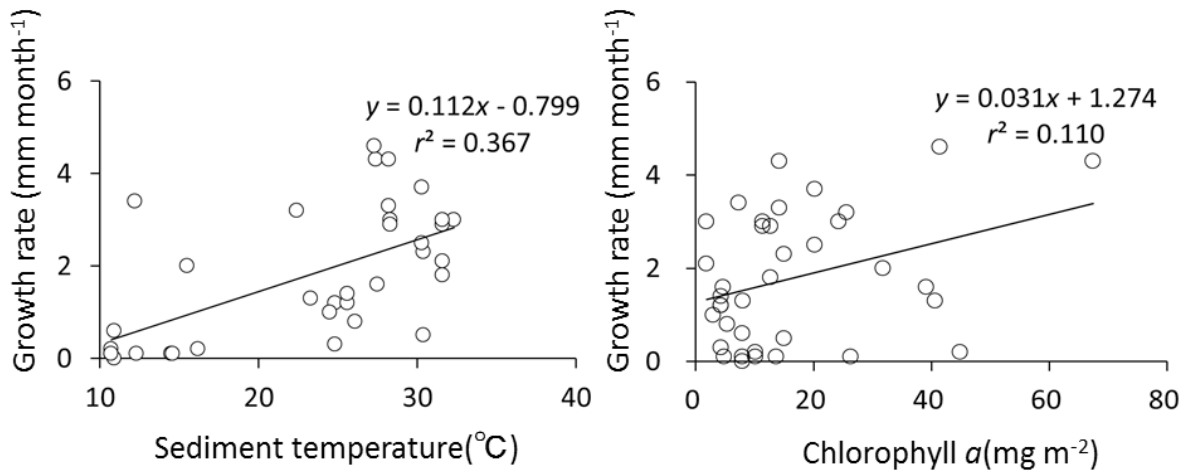


Fig. 8. アサリの成長速度と底質表層の温度およびクロロフィル a 含量との関係.

1) . コホート 4 は, 2013 年 3 ~ 4 月まで平均殻長 1 mm 以下であったものが, 9 月までには平均殻長 15.4 mm と成貝まで成長した. 一方, コホート 7 は着底後から成長し 5 ヶ月で 10.5 mm まで成長した. すべてのコホートで 8 ~ 9 月に最も成長速度が高かった (1.6 ~ 4.6 mm month⁻¹, 表 1) . アサリの成長に適した温度は 15 ~ 28°C だといわれており³¹⁾, 佐敷干潟では 2012 年 5-10 月および 2013 年 4 ~ 10 月に泥温が 15 ~ 28°C の範囲内であった (図 2) . 本干潟の泥温とアサリの成長速度には有意な正の相関関係がみられた (p<0.01, 図 8) . これらのことから, 本干潟のアサリは着底時期に関わらず主に 4 ~ 10 月に成長し, 泥温が高い時期ほどアサリの成長速度が高いといえる.

コホート 4 と 5 およびコホート 6 と 7 の 4-10 月における成長速度は, それぞれ 0.2 ~ 4.3 mm month⁻¹ および 1.0 ~ 3.3 mm month⁻¹ であった (表 1) . これらの値は有明海福岡県地先における秋および春着底のアサリコホートの 4 ~ 8 月における成長速度 (3 ~ 7 mm month⁻¹) よりも遅かった³²⁾. アサリの成長速度は水温および餌環境, 特に主要な餌生物である底生微細藻類の生物

量に最も影響を受けるといわれている²¹⁾. アサリの成長速度と泥中 Chl-a 濃度には, 有意な正の相関関係がみられたことは (p<0.05, 図 8) , 本干潟のアサリの成長速度が低いのは泥中 Chl-a 濃度が低かったことによると考えられる. したがって, 本干潟の成長速度が他の海域よりも遅いのは, 成長期である 4 ~ 10 月に餌不足となっていることが要因の 1 つであると考えられる.

死亡過程

コホート 4 および 5 が着底してから殻長 3 mm 未満まで成長する過程での死亡率は, それぞれ 2.2% d⁻¹ および 2.4% d⁻¹ であった (表 2) . これらの値は菊池川河口干潟の 1.6% d⁻¹ (殻長 0.3 ~ 1.9 mm)²⁰⁾ および火散布干潟の 1.34 % d⁻¹ (殻長 0.3 ~ 3.0 mm)¹⁷⁾ よりも高かった. 菊池川河口干潟において, 殻長 3.6 ~ 17.2 mm まで成長する過程でのアサリの死亡率は 0.49% d⁻¹ であったのが, 殻長 17.2 ~ 24.0 mm まで成長する過程では 0.44% d⁻¹ と下がることが報告されている²⁰⁾. 火散布干潟においても殻長 3.0 ~ 3.5 mm まで成長する過程でのアサリの死亡率は 0.24% d⁻¹ で, 殻長 15.8 ~ 27.7 mm まで成長する過程

では $0.17\% \text{ d}^{-1}$ と下がることを見出されている¹⁷⁾。しかしながら、佐敷干潟では2012年12月および2013年5月に着底したコホート共に殻長3 mm以上に成長しても死亡率は高いままであった ($3.6\% \text{ d}^{-1}$, 表2)。このことは本干潟が着底稚貝期だけでなく稚貝期の生育にも不適であったことを示している。

堤ら (2013)³⁾ は八代海北部金剛開拓地地先の7～10月に降雨や台風による低塩分化が殻長5～15 mmのコホートの主な減少要因であると報告している。しかしながら、2012年6月に干潟の直上まで塩分が1以下に低下したことを除き、顕著な塩分の低下はみられなかった (図2)。本研究のアサリの死亡率には調査地からの移出も含まれているため、アサリの死亡率は過大評価をしているかもしれない。西岡 (2015)³³⁾ は2014年に本研究と同一測点で調査を行い、アサリの生貝密度の減少とともに、死貝密度が増加することを見出した。今後、死貝密度を定量するなど、より正確に死亡率や死亡要因を明らかにしていくことが重要である。

V まとめ

本研究の結果より佐敷干潟におけるアサリ個体群の現存量、分布および季節変化が明らかとなった。着底稚貝の密度は他の干潟と比べ同程度であるものの、殻長20 mmを超える成貝の個体群密度が著しく低かった。また、着底稚貝は春-夏期および晩秋-初冬の年2回みられるものの、そのほとんどが成貝まで成長しなかった。本干潟のアサリは他の干潟と比べて成長速度が低く、死亡率が高かった。高い死亡率の要因は明らかにならなかったものの、餌となりうる泥中 Chl-a が低いことが成長速度が低いことの要因であることが示唆された。アサリのにとって不適である夏季の

高水温期に他海域に比べより強く影響を受けることで、高い死亡率をもたらしているのかもしれない。低い成長速度と高い死亡率の結果として、再生産に寄与する個体は少なく、浮遊幼生が他の海域から供給されていると考えられた。本干潟では浮遊幼生の供給を他の海域に依存することで、着底稚貝の着底密度が年によって大きく増減し、アサリ資源の不安定さを招いているのかもしれない。今後、佐敷干潟におけるアサリ資源の回復のためには、泥中 Chl-a 含量の変動要因および高い死亡率をもたらす環境要因を詳細に調査することが必要である。

謝 辞

本研究を遂行するにあたり、熊本県立大学環境共生学部の小森田智大講師より、論文原稿を校閲していただいた。野坂の浦および佐敷干潟における調査は芦北町漁業協同組合の協力を受けて実施し、同学環境共生学部・環境資源学科の学生および大学院生による支援を受けた。この研究は、財団法人水俣・芦北地域振興財団およびJSPS 科研費 30601918 からの研究助成を得て実施した。

文 献

- 1) 農林水産省 2012a. 主要漁業種類・魚種別漁獲量 - 採貝・採藻. (<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001116218>, accessed on 3 Apr. 2014)
- 2) 農林水産省 2012b. 漁業・養殖業生産統計年報 熊本 (昭和31年 - 平成24年). (<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?bid=000001024930&cyclo=0>, accessed on 3 Apr. 2014)
- 3) 堤裕昭・小川純・小森田智大 2013. 球磨川河口域の金剛干拓地地先の砂質干潟におけるア

- サリの棲息を制限する要因．不知火海・球磨川流域圏学会誌 7: 8-13.
- 4) 熊本水産研究センター 2005. アサリ管理マニュアルⅡ, 第1章 熊本県のアサリ生産量. (http://www.suiken.pref.kumamoto.jp/manual/asari/3_1%5E3syu.pdf, accessed on 4 Apr. 2014)
- 5) 梶山実・藤森常生・野尻節郎 1983. 畠口地先アサリへい死調査(その1). 昭和57年度熊本県のり研究所事業報告書, pp. 197-200.
- 6) 藤森常生・堤泰博・岩村征一郎 1983. 畠口地先アサリへい死調査(その2). 昭和57年度熊本県のり研究所事業報告書, pp. 201-205.
- 7) Ishii R, Sekiguchi H, Nakamura Y, Jinnai Y 2001. Larval recruitment of the manila clam *Ruditapes philippinarum* in Ariake Sound, southern Japan. Fish. Sci. 67: 579-591.
- 8) 中原康智・那須博史 2002. 主要アサリ産地からの報告—有明海熊本県沿岸. 日本ベントス学会誌 57: 139-144.
- 9) 石井亮 2002. 有明海のアサリの幼生加入過程と漁場形成. 博士学位論文, 三重大学, 三重: 81 pp.
- 10) Tsutumi H, Tsutuda M, Yoshioka M, Koga M, Shinohara R, Choi K -S, Cho S -C, Hong J-S 2003. Heavy metal contamination in the sediment and its effect on the occurrence of the most dominant bivalve, *Ruditapes philippinarum* on the tidal flats of Ariake Bay in Kumamoto prefecture, the west coast of Kyusyu, Japan. Benthos Res. 58: 121-130.
- 11) 堤裕昭 2005. 有明海に面する熊本県の干潟で起きたアサリ漁業の著しい衰退の原因となる環境悪化. 応用生態工学 8: 83-102.
- 12) Tsukuda M, Yamaguchi H, Takahashi T, Tsutsumi H 2008. Impact of high concentrations of manganese on the survival of short neck clam *Ruditapes philippinarum* juveniles in sandy tidal flat sediment in Ariake Bay, Kyushu, Japan. Plankton Benthos Res. 3: 1-9.
- 13) Tsutsumi H 2008. Reduction of manganese dioxide in the sediment and its negative impact on the physiology of clams on two sandy tidal flats, Midori River Tidal Flat and Arao Tidal Flat, in Ariake Bay. Plankton Benthos Res. 3: 64-71.
- 14) Suzuki R, Ishimaru T 1990. An improved method for the determination of phytoplankton chlorophyll using N, N-dimethylformamide. J. Phys. Oceanogr. 46: 190-194.
- 15) 松本英二 2008. 5. 堆積物分析 沿岸環境調査マニュアル(底質・生物篇). 日本海洋学会(編) 恒星社厚生閣, 東京, pp. 31-34.
- 16) 赤嶺達郎 2005. 混合正規分布とEMアルゴリズム. 水産海洋研究 69: 174-183.
- 17) Komorita T, Shibamura S, Yamada T, Kajihara R, Tsukuda M, Montani S, Shibamura S 2009. Impact of low temperature during the winter on the mortality in the post-settlement period of the juvenile of short-neck clam, *Ruditapes philippinarum*, on the tidal flats in Hichirippu Lagoon, Hokkaido, Japan. Plankton Benthos Res. 4: 31-37.
- 18) 気象庁 2014. 気象統計情報. (<http://www.jma.go.jp/jma/index.html>, accessed on 14

- Feb. 2014)
- 19) 鳥羽光晴 2005. アサリ 水産増養殖システム 3 貝類・甲殻類・ウニ類・藻類. 恒星社厚生閣, pp. 287-298.
- 20) 佃政則 2008. 有明海東岸の砂質干潟におけるアサリ (*Ruditapes philipinarum*) の個体群維持機構. 博士学位論文, 熊本県立大学, 熊本.
- 21) 柴田輝和 2004. 東京湾盤洲干潟におけるアサリ稚貝の着底と成長, 生残. 千葉水研研報 3: 57-62.
- 22) 柳橋茂昭 1992. アサリ幼生の着底場選択性と三河湾における分布量. 水産工学 29: 55-59.
- 23) Tezuka N, Kanematsu M, Asami K, Hamaguchi M, Usuki H 2013. Effect of salinity and substrate grain size on larval settlement of the asari clam (Manila clam, *Ruditapes philippinarum*). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 439: 108-112.
- 24) 河辺博・富永清人 1982. 貝類(ハマグリ)の資源培養技術の開発研究. 昭和56年度研究開発促進事業, 貝類(ハマグリ)の資源培養技術開発研究報告書, 熊本のり研究所, pp. 75.
- 25) 相島昇 1993. アサリ稚貝の潜砂行動に及ぼす水温と塩分の影響. 福岡水技研報 1: 145-150.
- 26) Fry B, Sherr EB 1984. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystem. Contrib. Mar. Sci. 27: 12-47.
- 27) Deniro MJ, Epstein S 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. Geochem. Cosmochem. Acta 42: 495-506.
- 28) Yokoyama H, Tanaki A, Koyama K, Ishii Y, Shimada K, Harada K 2005. Isotopic evidence for phytoplankton as a major food source for macrobenthos on an intertidal sandflat in Ariake Sound, Japan. Mar. Ecol. Prog. Ser. 304: 101-116.
- 29) 辻秀二・宗清正廣・井谷匡志・道家章生 1996. 舞鶴湾のアサリ稚貝の沈着, 成長, 減耗. 水産増殖 44: 25-30.
- 30) Toba M, Yamakawa H, Kobayashi Y, Sugiura Y, Honma K, Yamada H 2007. Observations on the maintenance mechanisms of metapopulations, with special reference to the early reproductive process of the manila clam *Ruditapes Philippinarum* (Adam & Lieve) in Tokyo bay. J. Shellfish Res. 26: 121-130.
- 31) 磯野良介・喜田潤・岸田智穂 1998. アサリの成長と酸素消費量におよぼす高温の影響. 日本水産学会誌 64: 373-376.
- 32) 林宗徳 1993. 有明海におけるアサリの成長. 福岡水技報 1: 151-154.
- 33) 西岡祐玖 2015. 佐敷干潟におけるアサリ (*Ruditapes philippinarum*) 個体群の季節変動とその要因. 平成26年度熊本県立大学 環境資源学科卒業論文.

