

阿蘇海における秋季のアサリ浮遊幼生の出現傾向

山田充哉, 尾崎 仁, 久田哲二, 田中雅幸

Distribution of planktonic larvae of manila clam, *Ruditapes philippinarum*,
autumn 2016 and 2017, Aso Lagoon, Kyoto

Mitsuya Yamada, Hitoshi Ozaki*, Tetsuji Hisada, Masayuki Tanaka

The distribution and abundance of larval manila clam, *Ruditapes philippinarum*, were surveyed at Aso Lagoon and Miyazu Bay, northern Kyoto, in autumn 2016 and 2017. One or two peaks in larval density abundance occurred in November among nine stations in Aso Lagoon, suggesting this population was maintained by a few synchronous spawning events. Densities of larvae in Aso Lagoon were higher than those in Miyazu Bay. We therefore infer that adult clams inhabiting the channel area connecting Aso Lagoon and Miyazu Bay spawned when water from Miyazu Bay flowed into Aso Lagoon.

キーワード: *Ruditapes philippinarum*, 日本海, アサリ漁場, 浮遊幼生調査

阿蘇海は京都府宮津市および与謝郡与謝野町にまたがり、「天橋立」と称される砂嘴によって宮津湾から隔てられた海跡湖である。最大の流入河川である野田川のほかに複数の小規模河川が流入し、地元の漁業者から「みと（水門の意か?）」と呼ばれている水路部で宮津湾と連絡している。最深部の水深は約14 mで、水深3 m以深の塩分は年間を通じて30%以上に維持され、3 m以浅は河川水の影響で27%以下となる（桑原, 飯塚, 1983; 環境省, 2018）。

かつての阿蘇海は二枚貝漁業が盛んで、昭和初期においてはアサリ *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) とオオノガイ *Mya (Arenomya) arenaria oonogai* Makiyama, 1935 が阿蘇海の全漁獲量の約40%を占め、昭和後期にはアサリのみで23.8%を占めていた（桑原, 飯塚, 1983）。アサリの漁場は主に“みと”周辺の水深2 m以浅の範囲であり、1979年から1982年には年間平均8.5 tが漁獲されていた（桑原, 飯塚, 1983）。しかし、近年は資源量の減少により漁獲量が低下し（京都府農林水産技術センター海洋センター, 2011）、2019年時点で天然アサリ成貝の漁獲は行われなくなっている（山田, 未発表）。一方、閉鎖性の高い阿蘇海では珪藻類が高密度に分布することから（西岡, 1979）、それらを餌料とするアサリの養殖漁場としての利用が提唱された（京都府農林水産技術センター海洋センター, 2011）。それを受け、2010年から阿蘇海西岸の北部に位置する溝尻地区の漁業者が“みと”で採取した稚貝を利用した垂下養殖を開始している。

近年、5月から7月頃に溝尻地区から男山地区にかけての水深2 m以浅の海域に高密度のアサリ稚貝が発生するが、秋までには死滅して成貝に成長しないという情報が漁業者から寄せられた。類似の現象は三河湾や有明海沿岸でも報告されており、三河湾では発生した稚貝を湾内の他地区に移植して資源維持と生産量の増大を図っている（鳥羽, 2017）。三河湾の例にならえば、阿蘇海に発生する稚貝を養殖用種苗として養殖業者に供給することで、アサリ養殖業の振興を図ることができると考えられる。また、京都府はアサリに関する漁業規則を設けていないため、採取した稚貝の大きさに関わらず、府内や府外の養殖業者に販売することが可能である。これを受け、2017年から府外向けに阿蘇海産天然種苗の試行的販売が開始されている（崎山, 2018）。したがって、阿蘇海はアサリの養殖地だけでなく種苗の採取地としても極めて重要な漁場であると言える。

二枚貝養殖において天然種苗を利用する場合、種苗供給の安定性が課題となる（崎山, 2018; 兼松, 2018）。実際に、京都府の舞鶴湾や久美浜湾でもアサリの小規模な垂下養殖が行われているが、種苗はトリガイ *Fulvia mutica* (Reeve, 1844) の養殖コンテナに自然発生した稚貝に依存しており（藤原ら, 2008）、安定的な養殖生産は難しい状況である。阿蘇海で採取した稚貝を舞鶴湾や久美浜湾に供給することで府内における養殖アサリの生産を安定化できる可能性があるが、そのためには阿蘇海において稚貝が安定的に発生することが望ましい。しかし、稚貝の発生

*1 京都府水産事務所 (Kyoto Prefectural Fisheries Office, 1029-3 Odasyukuno, Miyazu, Kyoto, 626-0052, Japan)

量を人為的に調節することは不可能なため、毎年の発生量を可能な限り早い時期に把握し、その年に供給可能な種苗数を見極めた上で種苗販売および養殖計画を立てるのが現実的な生産体制である。そのためには阿蘇海に分布するアサリの成長段階による個体数変化を示す個体群動態を把握する必要がある。1980年代以降、東京湾以南の主要産地で発生した漁獲量減少の原因を解明するため、各地で個体群動態に着目した調査が行われてきた(鳥羽, 2017)。その中で、関口、石井(2003)は有明海での調査結果から、アサリ浮遊幼生の供給量が着底稚貝以降の生息密度を左右している可能性を指摘した。同様に、三河湾で浮遊幼生調査を行った松村ら(2001)は、浮遊幼生期の生態解明が個体群動態を理解にとって本質的な重要性を持つことを指摘した。また、鳥羽(2017)は、稚貝発生量はその海域に生息するアサリの再生産力を示す指標の一つになるとの考えに基づき、稚貝発生量の減少がその海域における資源維持の機構変化や機能衰退を意味する可能性を指摘した。このように、ある海域に生息するアサリの個体群動態を理解するためにはその海域における浮遊幼生期から着底稚貝期にかけての生態解明が重要となるが、目立ったアサリ漁場が存在しない日本海沿岸では個体群動態に関するすべての知見が極めて乏しい状況である。そのため、阿蘇海に発生するアサリ稚貝の種苗としての持続的利用に向けて、この海域におけるアサリの個体群動態を把握し、その資源維持機構を理解する必要がある。

そこで、本研究では阿蘇海におけるアサリの初期生態の解明を目標とし、翌年の種苗用稚貝量を左右すると考えられる浮遊幼生の出現状況調査を行った。その結果、秋季の産卵盛期、浮遊幼生の水平および鉛直分布の傾向、阿蘇海におけるアサリの再生産構造に関する知見が得られたので報告する。

材料と方法

調査期間 アサリには2回の産卵盛期が見られる傾向があり、例えば東京湾や有明海では7-8月と9-11月(それぞれ「春産卵」、「秋産卵」と呼ばれる)が産卵盛期とされる(粕谷ら, 2003a; 粕谷ら, 2003b; Ishii *et al.*, 2001; 熊本県水産研究センター, 2005, 2006, 2007)。春産卵に由来する稚貝は夏季の高水温や貧酸素による減耗が著しいが、秋産卵由来の稚貝はその影響を受けにくいことから、翌年の母貝集団を形成するのは主に秋産卵された稚貝であると考えられている(鳥羽, 2017)。阿蘇海では夏季にほとんどのアサリ稚貝が死滅することから(溝尻あさり育成部会, 2019)、調査は2016年10月から2018年1月にかけて

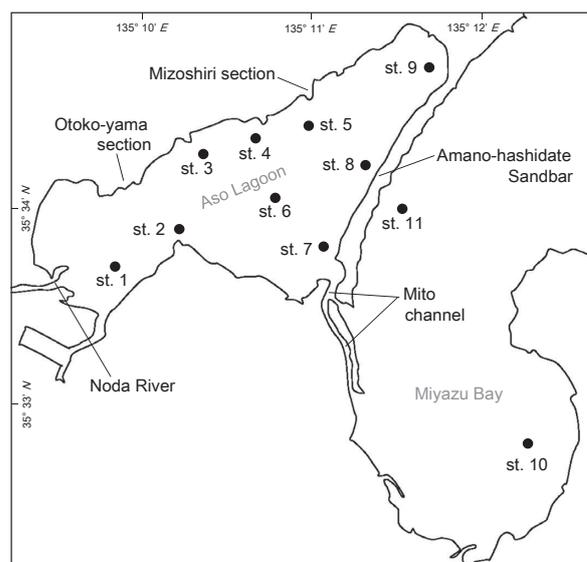


Fig. 1 Sampling sites in Aso Lagoon and Miyazu Bay; Sts 10 and 11 were added in 2017 and 2018.

での秋季に限定して行った。

2016年秋産卵群を対象とした採集調査(以降、2016年度調査)は、2016年10月3日、10月28日、11月14日、11月30日の4回実施した。2017年秋産卵群を対象とした採集調査(以降、2017年度調査)は、2017年9月25日、11月1日、11月22日、12月15日および2018年1月15日の5回実施した。

調査定点と採集方法 調査定点は阿蘇海内の9地点とした(Fig. 1; Table 1)。また、阿蘇海では秋季に産卵母貝となる殻長25 mm以上の個体がほとんど確認されないことから^{*2}、阿蘇海で見られる浮遊幼生が宮津湾から流入している可能性を検討するため、2017年度調査では宮津湾内に2定点を設けた(Fig. 1)。

予備調査から阿蘇海における浮遊幼生の主な分布水深は3-5 mと想定されたため(尾崎, 未発表)、阿蘇海内の9定点では水深3 m層から採水を行った。また、浮遊幼生の鉛直方向の分布傾向を把握するため、河川水の影響を受けやすい野田川河口沖(St. 1)、宮津湾からの流入水の影響を受けやすい“みと”内側(St. 7)、多量の稚貝が発生する溝尻地先(St. 5)の3定点においては水深1 m層および5 m層からも採水を行った。エンジンポンプ(ハイデルスポンプ KM-25S型:株式会社工進製)に接続した吸引ホースを船外機船上から垂下し、汲み上げた海水を容量100 Lのパンライト中に設置した目合い40 μmのプランクトンネットで受けて濾過し、懸濁物を採集した。濾水量は排出ホースに取り付けた電子式渦流量計(エッグスデルタ FLM22-10PCW型:株式会社オー

*2 平成29年度革新的技術開発・緊急展開事業(うち地域戦略プロジェクト)「二枚貝養殖の安定化と生産拡大の技術開発」担当者会議

Table 1 Sampling stations and methods

Stations	Position coordinate		Depth (m)	Area	Sampling		
	Longitude	Latitude			Depth (m)	Methods	Mesh size (μm)
1	135° 9' 52.20"	35° 33' 41.22"	6.5	Aso Lagoon	1, 3, 5	Pump up of water	40
2	135° 10' 13.31"	35° 33' 51.78"	8.5	Aso Lagoon	3	Pump up of water	40
3	135° 10' 21.61"	35° 34' 15.58"	9.0	Aso Lagoon	3	Pump up of water	40
4	135° 10' 40.61"	35° 34' 20.72"	10.0	Aso Lagoon	3	Pump up of water	40
5	135° 10' 59.16"	35° 34' 25.25"	10.0	Aso Lagoon	1, 3, 5	Pump up of water	40
6	135° 10' 47.70"	35° 34' 2.80"	12.0	Aso Lagoon	3	Pump up of water	40
7	135° 11' 6.00"	35° 33' 48.38"	6.5	Aso Lagoon	1, 3, 5	Pump up of water	40
8	135° 11' 21.37"	35° 34' 12.71"	12.5	Aso Lagoon	3	Pump up of water	40
9	135° 11' 44.66"	35° 34' 42.22"	6.5	Aso Lagoon	3	Pump up of water	40
10	135° 12' 23.04"	35° 32' 45.31"	17.0	Miyazu Bay	<10	Vertical haul of net	80
11	135° 11' 35.27"	35° 34' 6.04"	11.5	Miyazu Bay	<10	Vertical haul of net	80

バル製)を用いて計測した。採水量は、2016年度調査では各定点の各層につき50 L、2017年度調査では100 Lとした。

宮津湾におけるアサリ浮遊幼生の鉛直分布に関する知見がなかったため、宮津湾の2定点では特定の水深に限った採集を避けてプランクトンネットの鉛直曳網を行った。北原式定量採集ネット(開口部面積0.04 m²、側長80 cm、目合い80 μm ：株式会社離合社製)を使用し、水深10 mから水面まで1回曳網した。

アサリ浮遊幼生の検出と計数および計測 採集した懸濁物は冷蔵して持ち帰り、二枚貝の浮遊幼生を選別した。水道水で5倍希釈した海水と採集した懸濁物を500 mL ビーカーに入れ、塩分を低下させることで浮遊幼生の遊泳行動を止めて2分間沈下させた。上澄みを捨てた後、沈殿物を腰高シャーレに移した。回転振動を与えることで浮遊幼生をシャーレの中心部に集め、実体顕微鏡下で1000 μL マイクロピペットを用いて二枚貝幼生のみを取り出した。取り出した浮遊幼生は5倍希釈海水中で冷凍保存した。

アサリ浮遊幼生の識別は、モノクローナル抗体を用いた蛍光抗体法(浜口, 1999a, 1999b)と形態法により行った。同定にあたっては、面盤のみが特異的に蛍光し、アサリに特徴的な殻形態を示す個体のみをアサリとして扱い、個体数と殻長を計測した。これらの分析は有限会社生物生態研究社に依頼した。

浮遊幼生の成長段階区分と個体数の算出 アサリの浮遊幼生数は、殻長に基づいて10 μm ごとの階級に区分した。粕谷ら(2003a)および水産庁(2013)を参考にして、殻長90–129 μm をD型期、殻長130–179 μm をアンボ期、殻長180–230 μm をフルグロウン期として扱った。成長段階別の浮遊幼生数は採水量に応じてm³あたりの個体数密度に換算した。

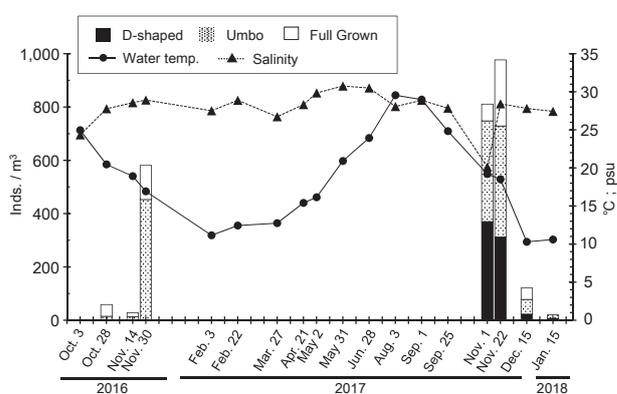


Fig. 2 Water temperature, salinity, and larval manila clam densities, 2016–2018. Water temperature and salinity were measured at 3 m depth at St. 5. Larval densities are presented as total values for nine stations at 3 m depth in Aso

水質測定 水深別に浮遊幼生を採集した阿蘇海の3定点(Sts. 1, 5, 7)と、宮津湾の2定点(Sts. 10, 11)では、採集時に多項目水質計(MS5: Hydrolab社製)を用いて水面から海底直上までの水質を最小10 cm 間隔で測定した。また、年間の水質変化を把握するため、溝尻地先(St. 5)において約1ヶ月間隔で同様の測定を行った。測定項目は水温、塩分、溶存酸素量、クロロフィル a 量の4項目とした。

結果

水温、塩分および溶存酸素量 溝尻地先(St. 5)の水深3 mにおける水温は、10.3°Cから29.6°Cの間で変動した(Fig. 2)。塩分は20.13から30.76の間で変動し、10月から11月にかけては台風や大雨の影響で急激に低下する日があった。図示はしていないが、溶存酸素量は6.59 mg/Lから11.62 mg/Lの間で変動し、夏季に低下する傾向が見られた。クロロフィル a 量は4.41 $\mu\text{g/L}$ から64.82 $\mu\text{g/L}$ の間で変動し、2017

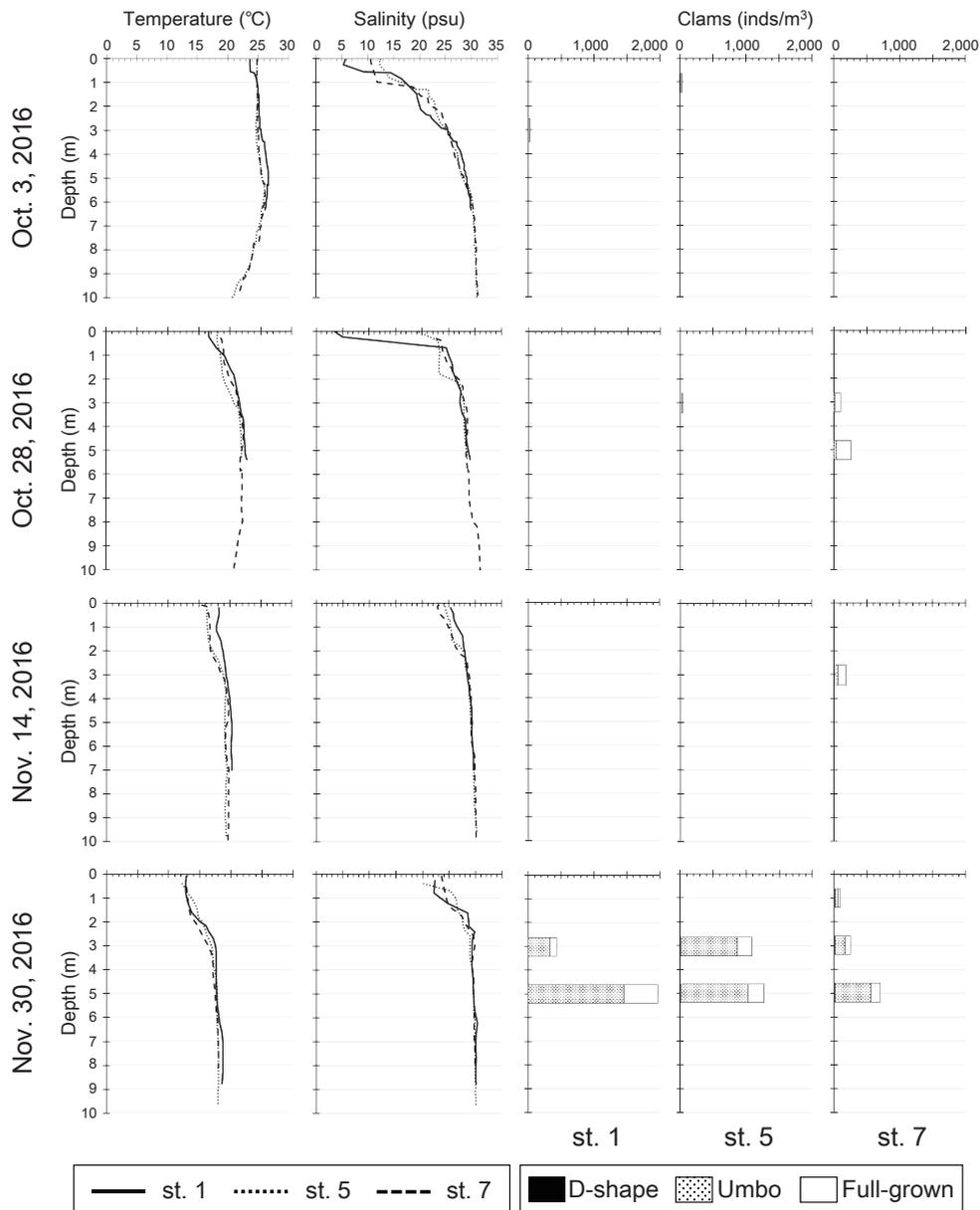


Fig. 3 Temperature and salinity profiles, and larval manila clam densities at Sts 1,

年5月から10月にかけては10 µg/Lを下回ることが多かった。

阿蘇海内の3定点 (Sts. 1, 5, 7) の全水深における調査期間中の最高水温は、2016年が26.7°C、2017年が25.4°Cであり、最低水温は2016年が12.0°C、2017年が4.5°Cであった (Figs. 3, 4)。また、最高塩分は2016年が31.55、2017年が32.34、最低塩分は2016年が2.06、2017年が2.10であった。3定点における水質の鉛直プロファイルはほぼ同じ傾向を示した。水深約5 m以深の水温と塩分は概ね安定しており、それ以浅では水面に向かって徐々に低下し、水深2 m以浅で急激に低下する傾向が見られた (Figs. 3, 4)。図示はしていないが、溶存酸素量は12月および1月

を除いて水深3 m以深で急激に低下し、St. 5の水深7 m以深ではほぼすべての観測日において2 mg/L以下であった。また、2016年10月3日および11月14日のSt. 1では水深3.5 m以深で2mg/L以下となった。

宮津湾の2定点における水温は10.6°Cから25.6°Cの間で変動し、塩分は23.21から35.05、溶存酸素量は5.65 mg/Lから10.25 mg/Lの間で変動した。水質の鉛直プロファイルは2定点で類似したパターンを示し、水深2 m以浅の表層では水温および塩分が低下する傾向が強く、2 m以深では水温、塩分、溶存酸素量すべてが鉛直方向に一様の分布を示した (Fig. 4)。

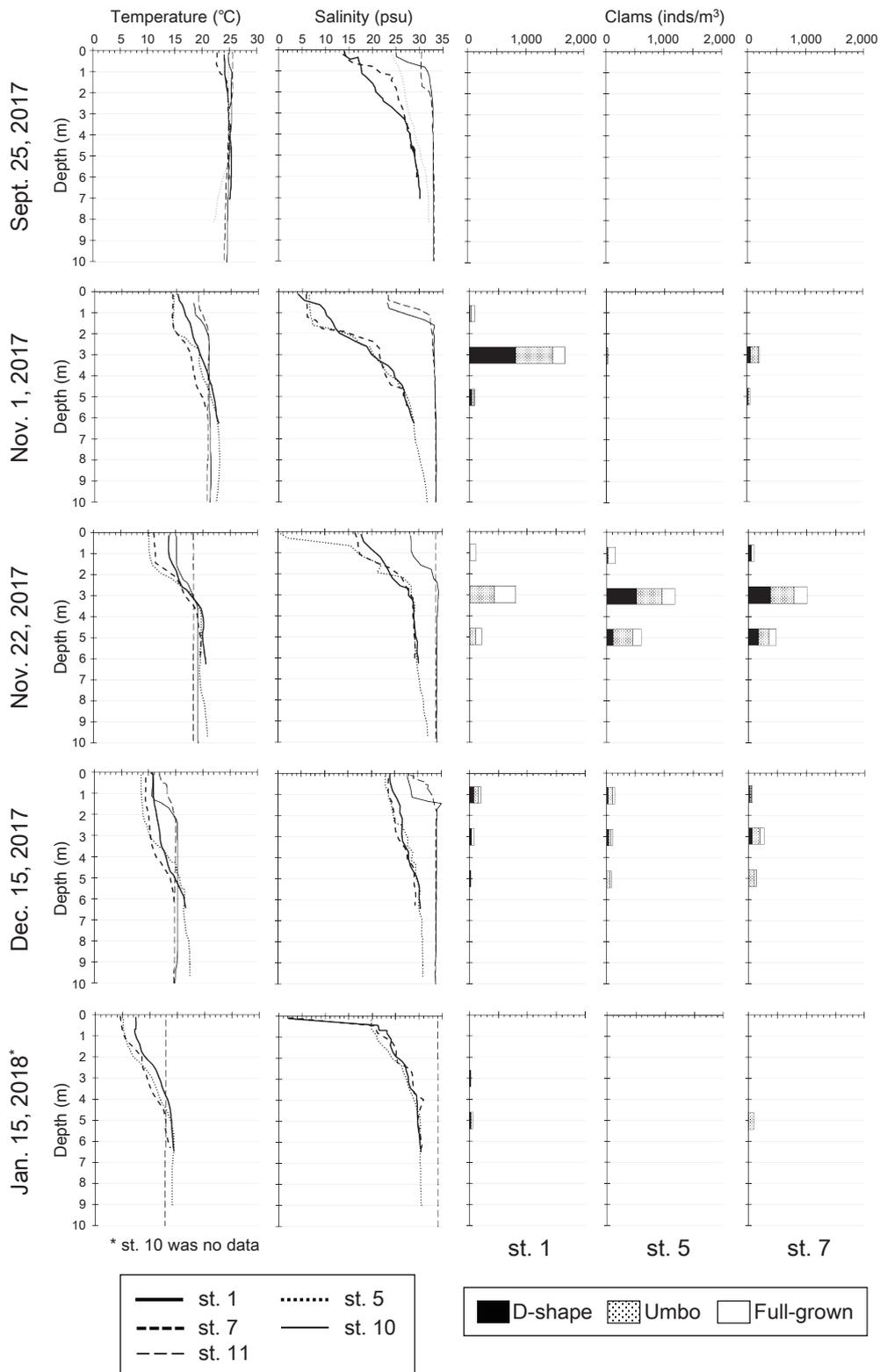


Fig. 4 Temperature and salinity profiles, and larval manila clam densities at Sts 1, 5 and 7, 2017. Larval densities were surveyed at 1, 3 and 5 m depth.

水深 3 m 層における浮遊幼生の分布 アサリ浮遊幼生は 2017 年 9 月 25 日を除くすべての調査日で観察された (Sts. 1, 5, 7) と、宮津湾の 2 定点 (Figs. 5, 6)。

2016 年 11 月 30 日, 2017 年 11 月 22 日および 12 月 15 日に観察されたアサリ浮遊幼生総数は阿蘇海全域でほぼ同程度であったが、それ以外の調査日では

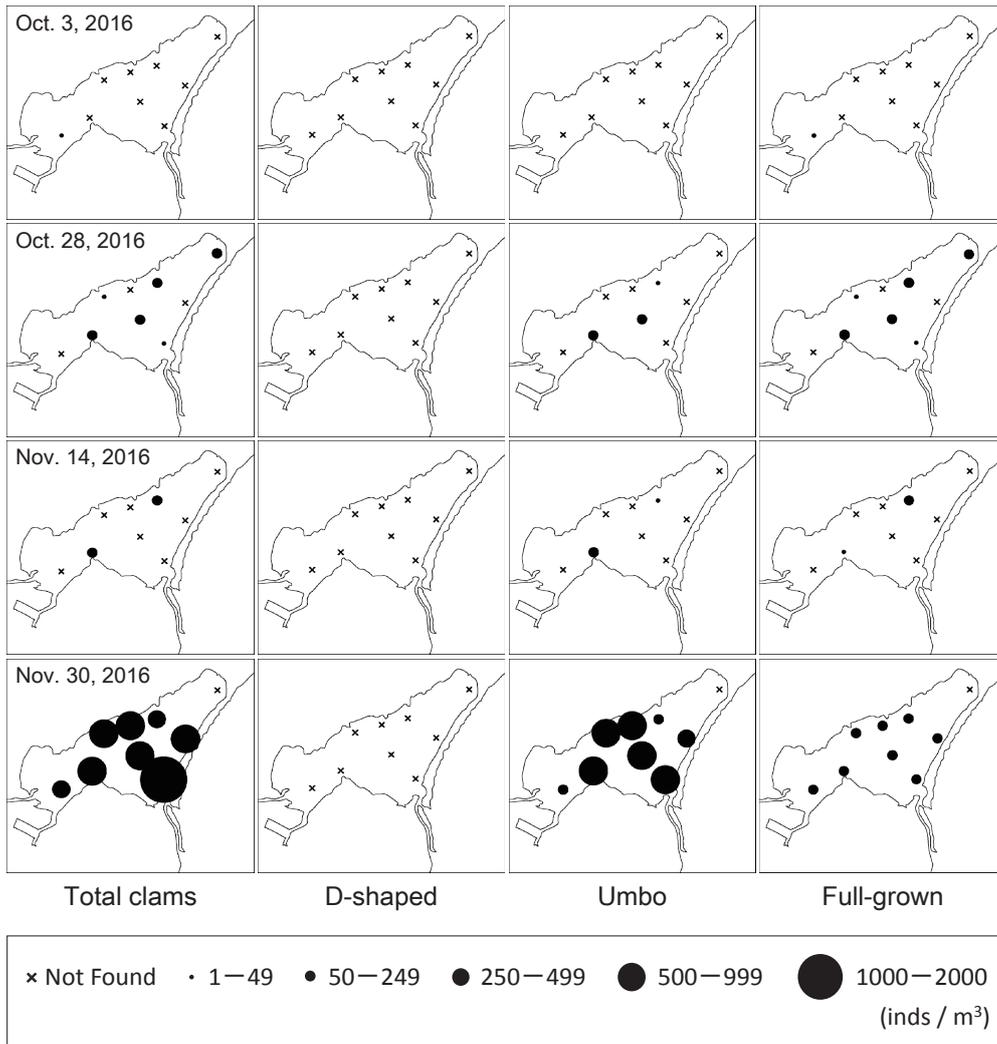


Fig. 5 Distributions of larval manila clam at 3 m depth, Aso Lagoon, 2016.

場所によって浮遊幼生総数の多寡が見られた。特に2017年11月1日はその傾向が顕著であり、阿蘇海中心部東寄りの4定点 (Sts. 5, 6, 7, 8) における浮遊幼生総数は他の5定点よりも著しく少なかった (Fig. 6)。

阿蘇海全域に多量のアサリ浮遊幼生が出現した「出現ピーク」は、2016年11月30日、2017年11月1日および22日であった (Figs. 2, 5, 6)。各出現ピークの全定点におけるアサリ浮遊幼生総数の最大密度は、2016年がSt. 7の1,060 inds./m³、2017年11月1日がSt. 1の1,710 inds./m³、11月22日がSt. 3の1,140 inds./m³であった。2016年の出現ピークでは、アンボ期にあたる殻長150–159 μmと170–179 μmの個体数が多く (Fig. 7)、各定点におけるアサリ浮遊幼生の63–89%がアンボ期幼生で占められていた。また、D型期幼生は2016年のすべての調査で観察されなかった。2017年の出現ピークでは、11月1日はD型期にあたる殻長100–109 μmとアンボ期にあ

たる殻長140–149 μmの個体数が多く、11月22日はD型期にあたる殻長90–99 μmとアンボ期にあたる殻長160–169 μmおよびフルグロウン期にあたる殻長180–189 μmの個体数が多かった (Fig. 7)。両日における定点別のアサリ浮遊幼生総数に占めるD型期幼生、アンボ期幼生およびフルグロウン期幼生の割合は、それぞれ0–59%、33–71%、1–46%であった。他の調査日における各定点の平均アサリ浮遊幼生総数は、2016年が91 inds./m³、2017年が86 inds./m³であった。

同一調査日における各定点の殻長組成に大きな差は見られなかったが (Fig. 7)、2017年11月1日のSt. 7および11月22日のSt. 1では他定点で出現しているD型期幼生が確認されなかった (Fig. 7)。

宮津湾の2定点における調査期間中の最大個体密度は、2018年1月15日のSt. 10で観察された94 inds./m³であった (Fig. 6)。その他の調査日では0–86 inds./m³の範囲で出現した。また、同一調査日に阿蘇

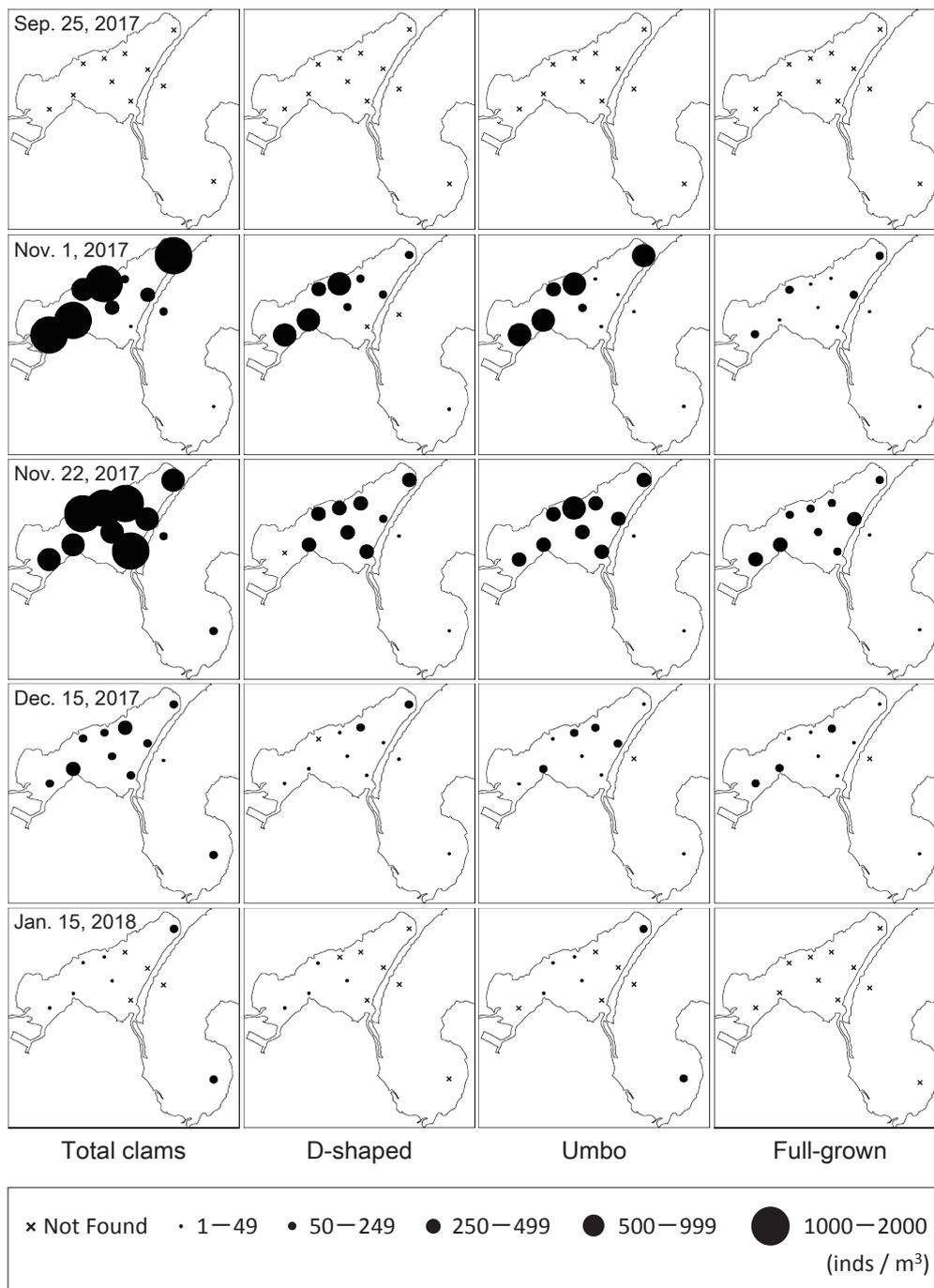


Fig. 6 Distribution of larval manila clam at 3 m depth, Aso Lagoon, and < 10 m depth, Miyazu Bay, 2017 and 2018.

海の9定点で観察された浮遊幼生との間に殻長組成の差は見られなかった (Fig. 7)。

水深別の浮遊幼生出現状況 3定点 (Sts. 1, 5, 7) における水深別のアサリ浮遊幼生密度は、調査期間を通じ、すべての層において St. 1 が最も高く、1 m 層では 200 inds./m³、3 m 層では 1,710 inds./m³、5 m 層では 1,980 inds./m³ であった (Figs. 3, 4)。また、1 m 層の浮遊幼生密度は 3 m 層および 5 m 層のそれに比

べて常に低い傾向が見られた。2016 年度調査では 5 m 層の浮遊幼生密度が最も高く、2017 年度調査では 3 m 層の浮遊幼生密度が最も高かった。3 定点の全水深でアサリ浮遊幼生がまったく出現しないか極めて低密度であった 2017 年 9 月 25 日と 2018 年 1 月 15 日を除き、フルグロウン期幼生はすべての調査日で確認されたが、D 型およびアンボ期幼生は出現しない日があった (Figs. 3, 4)。浮遊幼生の成長段階とそれぞれの分布水深に対応は見られなかった。

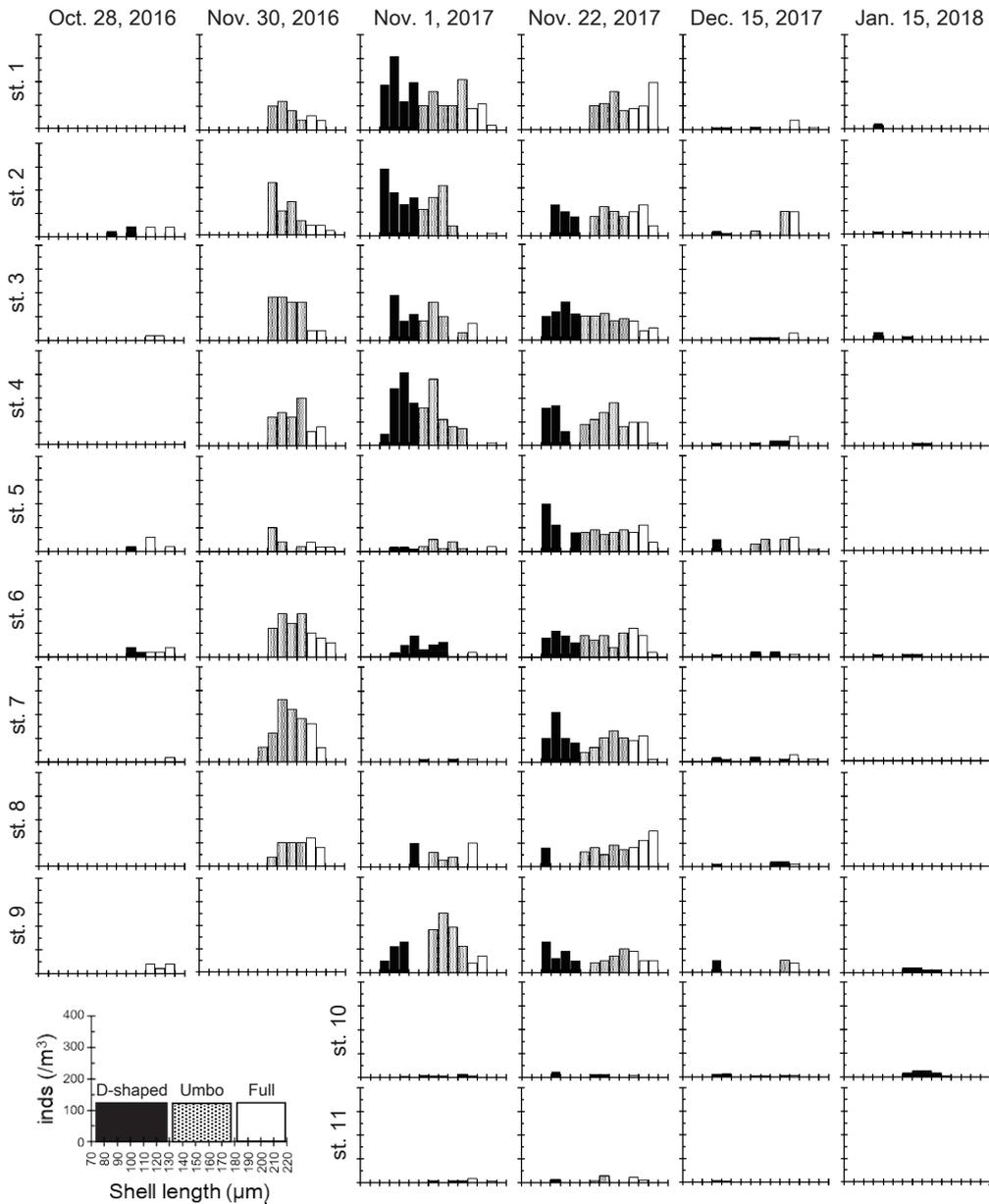


Fig. 7 Larval manila clam shell length frequencies, Aso Lagoon on days during which larvae were detected at three or more stations.

考 察

阿蘇海における秋季のアサリ浮遊幼生の出現パターン アサリ浮遊幼生の成長速度は水温に大きく依存し、室内水槽での飼育試験では秋季産卵された浮遊幼生は19日前後で着底し(鳥羽, 1992), 野外観察ではそれよりも早い約14日で着底すると推定されている(浜口, 手塚, 2007; 粕谷ら, 2003b)。本研究の調査間隔は、2016年度調査が最短16日、最長25日、2017年度調査が最短21日、最長36日であり、各調査日の間に1回の発生群が着底を迎えてしまうことから、調査期間中のすべての発生群を捉えることはできていないと考えられる。しかし、三河湾や有明

海では約1ヶ月間隔の調査で浮遊幼生の出現ピークを捉えられていることに加え(松村ら, 2001; 西濱ら, 2001), 後述するように阿蘇海における産卵のピークは1週間程度継続すると推測されたことから、それらを考慮すると本調査は阿蘇海における浮遊幼生の出現傾向を十分に捉えられていたと考えられる。

本調査から、阿蘇海では10月下旬から12月上旬の間に大きく1回の出現ピークがあることが明らかとなった。出現ピーク時の水深3m層における浮遊幼生の分布密度と殻長組成は定点間で概ね一様であったことから(Figs. 5, 6, 7), 阿蘇海のアサリ浮遊幼生は全域ほぼ均質的に分布する傾向が強いと考えられる。しかし、2017年11月1日の分布密度や同

月 22 日の St.1 の殻長組成には偏りが見られた。一般に、浮遊幼生は潮流等の流れや、貧酸素水塊等に代表される不適環境からの忌避によって移動することが想定されている（浜口、手塚、2007）。上述の両調査日には、各定点の水深 3 m 層で生物の生存を脅かすほどの貧酸素現象は観測されていなかったことから、本研究で観察された浮遊幼生分布の偏りは環境水流動の影響による一時的なものと考えられる。

一方、浮遊幼生の鉛直分布は水深 3 m もしくは 5 m 層に集中していた（Figs. 3, 4）。アサリの浮遊幼生は成長段階に応じて塩分の嗜好性が変化するとされており、水槽実験によるとアサリの受精卵は 29–36 psu の高塩分層に沈降し、トロコフォア期には 18–24 psu の低塩分層、D 型期には一時的に 29 psu 程度の比較的高塩分層に移動した後、アンボ期からフルグロウン期にかけて次第に 21–23 psu の低塩分層に浮上する傾向があることが示されている（石田ら、2005）。しかし、本調査においては、浮遊幼生が成長段階に応じて分布水深を変えているような傾向は見られなかった。D 型およびアンボ期幼生は出現しない調査日があったが、フルグロウン期幼生はほぼすべての調査日で観察されており、それらが出現した水深の塩分は 27–30 psu であることが多かったものの、20 psu を下回る水深 1 m 層にも低密度ながら出現した。また、水深 3 m もしくは 5 m 層に集中していた浮遊幼生にはすべての成長段階が含まれており、成長段階に応じて塩分の異なる水深に移動しているようには見えなかった。浜口、手塚（2007）は、浮遊幼生の鉛直分布に影響する要因として塩分の他に調査場所の水深と光条件を挙げており、阿蘇海における浮遊幼生の鉛直分布が塩分以外の環境要因に規定されている可能性も考えられる。このことから、今後の調査においては水中の光条件についても検討する必要がある。

本調査におけるアサリ浮遊幼生の最大密度は 2017 年 11 月 1 日の St. 1 で観察された 1,710 inds./m³ であり、その他の出現ピーク時の最大密度は 1,000 inds./m³ 程度であった。溝尻地区沿岸では 2–4 月頃に前年秋季発生群と思われる稚貝が 20,000–30,000 inds./m² 程度出現し*³、多い時には 100,000 inds./m² に達する（久田、未発表）。例えば、福島県の松川浦では秋季に平均約 1,000 inds./m³ の浮遊幼生が安定的に出現することが確認されており、同じ海域における稚貝分布密度は平均約 800 inds./m² である（佐藤ら、2016）。また、愛知県の六条潟では初夏に約 20,000–50,000 inds./m² の稚貝が確認され（蒲原ら、2013）、それらの供給源と推定される三河湾内の他地点におけるアサリ浮遊幼生密度は約 2,000–7,000 inds./m³ であったと報告さ

れている（松村ら、2001）。これらの調査結果は、本調査と同様にすべてスナップショット的であり、海域面積、地形、海流、浮遊幼生密度と着底稚貝密度の関連性等の条件がそれぞれの海域で大きく異なるため直接的な比較は不可能である。しかし、浮遊幼生が平均的に 1,000 inds./m³ 程度しか出現しない阿蘇海において、三河湾と同程度かそれ以上の稚貝密度が観察されることは、他海域に比べて浮遊幼生の生残率が高いか、海域の閉鎖性が高いことによって浮遊幼生の無効分散が低く抑えられた結果ではないかと考えられる。この点において、阿蘇海は閉鎖的の海域におけるアサリの再生産構造を理解するためのモデルケースとなり得る海域であり、今後より詳細な再生産構造解明のための調査が必要である。

阿蘇海における秋季産卵の特徴 舞鶴湾中央部で行われた着底稚貝調査では、6 月から 9 月にかけて初期着底稚貝が出現し始め、10 月および 11 月に着底量が最大になることが明らかにされ、舞鶴湾におけるアサリの主産卵期は 10–12 月であると結論付けられている（辻ら、1996）。また、東京湾での調査から、アサリ浮遊幼生の夏季における浮遊期間は約 10 日、秋季では約 14 日と推定されている（粕谷ら、2003a; 2003b）。本調査の出現ピークにおける全定点の水深 3 m 層の水温は 16.1–19.0°C であったことから（Fig. 2）、粕谷ら（2003b）が推定した秋季の日間成長量 8–9 μm/day を用いて、2016 年 10 月 3 日、2017 年 11 月 1 日および 22 日における浮遊幼生の殻長から産卵日を推定した。その結果、2016 年 11 月 30 日に観察された幼生は主に 11 月 17–20 日頃に産卵されたと考えられた。同様に、2017 年 11 月 1 日に観察された浮遊幼生は主に 10 月 24–28 日頃に産卵されたもので、11 月 22 日の幼生は主に 11 月 8–19 日頃に産卵されたものであると推定された。したがって、阿蘇海におけるアサリの秋季産卵は主に 10 月下旬から 11 月中旬に生じ、その間に複数回の同調的産卵が生じていると考えられる。これは舞鶴湾で推定された主産卵期と合致しており、京都府沿岸域におけるアサリの産卵期の特徴と言える。

三河湾では浮遊幼生の出現ピークは年 2 回見られ、4–8 月に出現する春季発生群は比較的長期間にわたって継続的に出現するのに対し、8–11 月に出現する秋季発生群は短期間に集中して出現する（松村ら、2001）。本研究では春季から夏季の調査を行っていないため単純な比較はできないが、阿蘇海における秋季の出現ピークは短期間に集中していると判断され、その出現パターンは三河湾と類似したものである可能性が高い。三河湾の六条潟では当年着底の

*³ 阿蘇海におけるアサリの天然採苗について 続報。久田哲二。平成 29 年度あさり勉強会

秋季発生群のみが冬季を越えて生き残るため（山田ら、2015）、結果的に単年の発生群だけで翌年の資源が維持されることになり、そのような再生産構造の脆弱性が指摘されている（鳥羽、2017）。本研究では浮遊幼生調査に連動した着底稚貝の調査を行っていないため、確認された浮遊幼生が着底後いつまで生き残るのかは不明である。しかし、5月から7月頃にかけて高密度に生息していた稚貝が秋季には死滅するという漁業者の情報に基づくと、阿蘇海のアサリ個体群も六条潟同様に脆弱な再生産構造である可能性が高いと考えられる。

浮遊幼生から見た阿蘇海におけるアサリの再生産構造

宮津湾の2地点におけるアサリ浮遊幼生密度は常に100 inds./m³未満であり、阿蘇海で出現ピークが見られた日においても極めて低密度であった（Fig. 6）。使用したプランクトンネットの目合いは80 µmと他の定点で使用した40 µmよりも大きい、殻長100 µmのD型期幼生も採集されていることから、殻長100 µm以上のほぼすべての浮遊幼生を採集できていたと考えられる。特定水深からの定量採水による9定点の結果と鉛直曳網による宮津湾の結果を単純に比較することはできない。しかし、宮津湾と阿蘇海の間には潮汐や静振の影響による海水の流出入が頻繁に生じており（上田ら、1989）、その条件の下で阿蘇海から最大1,980 inds./m³の浮遊幼生が確認されることは、阿蘇海の浮遊幼生が同海内に生息する成貝から供給されていることを示唆する。

東京湾において流動シミュレーションと組み合わせられて実施された浮遊幼生動態調査から、アサリの受精卵は産卵場所から極めて速やかに広範囲に拡散することが判っている（浜口ら、2004）。また、アサリは水温20℃の下では産卵から約2日後に殻長100 µmのD型期幼生に成長する（鳥羽、1987）。これらを考え合わせると、阿蘇海のような小規模な水域における浮遊幼生の出現状況から産卵場所を特定することは不可能だと言える。ただし、阿蘇海における成貝の漁獲が“みと”周辺の水深2 m以浅の範囲のみで行われてきたこと、それ以外の場所では秋季に殻長25 mm以上の個体がほとんど生息していないことから*³、本研究で観察された浮遊幼生の多くは“みと”周辺に生息する成貝が供給している可能性が極めて高い。

自然環境下でアサリの産卵を誘発する直接的要因は解明されていないが、鳥羽（1992）は東京湾で採取したアサリを用いた水槽内での産卵誘発試験から、水温の反復上下動による刺激が反応個体数、産卵数、卵および幼生の生残率の点で最も有効な産卵誘発刺激であることを報告した。2017年における宮津湾の水温、塩分、溶存酸素量の鉛直構造は阿蘇海に比べ

均質的であり（Fig. 4）、宮津湾口に近いSt. 11よりも湾奥のSt. 10で水温が低い傾向は見られたものの、“みと”の水深にあたる約3 m層における水温は両定点間でほぼ同じであった。そこで、“みと”に最も近い阿蘇海のSt. 7と宮津湾のSt. 11について、2017年の出現ピークが見られた11月1日および22日と、その前後にあたる9月25日と12月15日の水深3 m層における水温を比較したところ、11月以降に両定点の水温に大きな差が生じていた。すなわち、浮遊幼生出現前の9月25日には両定点間の水温は0.1℃差であったのに対し、11月1日は3.2℃、11月22日は1.3℃、12月15日は4.6℃、それぞれ阿蘇海が宮津湾より低かった。阿蘇海と宮津湾の間では、下げ潮時に阿蘇海上層部の海水が宮津湾に流出し、上げ潮時には宮津湾の海水が流入する（上田ら、1989）。成貝の主な生息場と推測される“みと”はこの流出入の影響を大きく受けるため、そこに生息する成貝は10–11月頃になると1日のうちに何度も水温の上下動刺激を受けるはずである。阿蘇海の浮遊幼生が主に“みと”の成貝に由来するとすれば、産卵は宮津湾からの海水流入時に生じている可能性が高く、したがって阿蘇海のアサリは水温上下動刺激のうちの水温上昇時に産卵していると推測される。ただし、浮遊幼生は低密度ながら宮津湾の2地点でも出現することから、阿蘇海からの流出時、つまり水温下降時に産卵している可能性も否定できない。阿蘇海におけるアサリの産卵開始要因の解明に向けて、今後より詳細な調査が必要である。

本研究の実施にあたり、水産研究・教育機構瀬戸内海水産研究所の浜口昌巳博士には、浮遊幼生の調査計画および試料処理方法に関する貴重なご助言および情報提供をいただいた。有限会社生物生態研究社の颯田美幸氏には浮遊幼生の分析および同定をお世話になり、種同定に関する情報提供をいただいた。また、採水作業にあたっては、京都府水産事務所船舶課（平安丸）の皆様ならびに溝尻あさり育成部会の長谷川隆嗣氏に多大なるご協力をいただいた。ここに記して厚く御礼を申し上げる。

なお、本研究の一部は国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構生物系特定産業技術研究支援センター革新的技術開発・緊急展開事業（うち地域戦略プロジェクト）委託試験研究「二枚貝養殖の安定化と生産拡大の技術開発」により行われた。

引用文献

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

- 浜口昌巳. 1999a. 貝類浮遊幼生の免疫学的特性の解明. 魚介類の初期生態解明のための種判別技術の開発. 21-31. 農林水産技術会議事務局, 東京.
- 浜口昌巳. 1999b. 瀬戸内海アサリ漁場生態調査における適用方法の開発. 魚介類の初期生態解明のための種判別技術の開発. 66-77. 農林水産技術会議事務局, 東京.
- 浜口昌巳, 粕谷智之, 日向博文, 古川恵太. 2004. 内湾・内海域におけるベントス幼生の分散・回帰: 東京湾におけるアサリを例に. 日本プランクトン学会報, 51(2): 120-125
- 浜口昌巳, 手塚尚明. 2007. アサリ浮遊幼生の分散と着底. *Sessile Organisms*, 24(2): 69-79
- 石田基雄, 小笠原桃子, 村上知里, 桃井幹夫, 市川哲也, 鈴木輝明. 2005. アサリ浮遊幼生の成長に伴う塩分選択行動特性の変化と鉛直移動様式再現モデル. 水産海洋研究. 69(2): 73-82
- Ishii R., Sekiguchi H., Nakahara Y., Jinnai Y. 2001. Larval recruitment of the manila clam *Ruditapes philippinarum* in Ariake Sound, southern Japan. *Fisheries Science*, 67: 579-591
- 蒲原 聡, 山田 智, 和久光靖, 曾根亮太, 岩田靖宏. 2013. 三河湾六条潟におけるアサリ着底初期稚貝の動態. 愛知県水産試験場研究報告, 18: 13-20
- 兼松正衛. 2018. クローズアップここまできた! アサリ養殖の産業化 — 人工種苗生産技術の開発と生産コストのシミュレーション —. 養殖ビジネス, 701: 14-17
- 環境省. 2018. 阿蘇海におけるケーススタディ. きれいで豊かな海を目指して〜地域が主体となる閉鎖性海域の環境改善の手引き〜. 99-121. 環境省 水・大気環境局 水環境課 閉鎖性海域対策室, 東京.
- 粕谷智之, 浜口昌巳, 古川恵太, 日向博文. 2003a. 夏季東京湾におけるアサリ (*Ruditapes philippinarum*) 浮遊幼生の出現頻度の時空間的変動. 国土技術政策総合研究所研究報告, 8: 1-13
- 粕谷智之, 浜口昌巳, 古川恵太, 日向博文. 2003b. 秋季東京湾におけるアサリ (*Ruditapes philippinarum*) 浮遊幼生の出現頻度の時空間的変動. 国土技術政策総合研究所研究報告, 12: 1-12
- 熊本県水産研究センター. 2005. アサリ増殖手法開発調査II (アサリ分布状況調査・アサリ浮遊幼生調査). 平成16年度熊本県水産研究センター事業報告書, 287-293. 熊本県水産研究センター, 熊本.
- 熊本県水産研究センター. 2006. 二枚貝資源回復調査I (アサリ分布状況調査・アサリ浮遊幼生調査). 平成17年度熊本県水産研究センター事業報告書, 250-256. 熊本県水産研究センター, 熊本.
- 熊本県水産研究センター. 2007. 二枚貝増殖手法開発調査I (アサリ分布状況調査・アサリ浮遊幼生調査). 平成18年度熊本県水産研究センター事業報告書, 234-240. 熊本県水産研究センター, 熊本.
- 桑原昭彦, 飯塚 覚. 1983. 阿蘇海の漁場性について. 京都府立海洋センター研究報告, 7: 63-76
- 京都府農林水産技術センター海洋センター. 2011. アサリの垂下育成 — 阿蘇海の環境改善と特産品の創出を目指して —. 季報, 101: 1-12
- 松村貴晴, 岡本俊治, 黒田伸郎, 浜口昌巳. 2001. 三河湾におけるアサリ浮遊幼生の時空間的分布 — 間接蛍光抗体法を用いた解析の試み —. 日本ベントス学会誌, 56: 1-8
- 溝尻あさり育成部会. 2019. 平成30年度漁村研究実践活動助成事業 — 阿蘇海における天然アサリ稚貝の有効利用. 日本水産資源保護協会季報, 560: 8-11
- 西濱士郎, 坂本達也, 内藤 剛, 森 勇一郎, 藤井明彦, 那須博史, 木元克則, 前野幸男. 2001. 有明海におけるアサリ浮遊幼生の出現傾向と殻長組成. 水産増殖, 59(2): 255-264
- 西岡 純. 1979. 阿蘇海のプランクトンについて. 京都府立海洋センター研究報告, 3: 96-102
- 崎山一孝. 2018. クローズアップここまできた! アサリ養殖の産業化 — アサリ養殖のポテンシャルと分業化が生産拡大のカギ —. 養殖ビジネス, 701: 4-7
- 佐藤太津真, 岩崎高資, 阿部博和. 2016. 松川浦におけるアサリ浮遊幼生と稚貝の発生状況. 福島県水産試験場研究報告. 17: 83-89
- 関口秀夫, 石井 亮. 2003. 有明海の環境異変 — 有明海のアサリ漁獲量激減の原因について —. 海の研究, 12 (1): 21-36
- 水産庁. 2013. 二枚貝漁場における問題点と環境改善技術. 有明海漁場造成技術開発事業 二枚貝漁場環境改善技術導入のためのガイドライン. 3-20. 水産庁 増殖推進部 研究指導課, 東京.
- 鳥羽光晴. 1987. アサリ種苗生産試験 —I 人工種苗生産したアサリの成長. 千葉県水産試験場研究報告. 45: 41-48
- 鳥羽光晴. 1992. アサリ幼生の成長速度と水温の関係. 千葉県水産試験場研究報告, 50: 17-20
- 鳥羽光晴. 2017. アサリ資源の減少に関する議論への再訪. 日本水産学会誌, 83 (6): 914-941
- 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(1): 25-30

- 上田 彬博, 濱根 貴志, 筒井 剛毅, 鯨奈 順子. 1989. 阿蘇海の水質汚濁機構における閉鎖性水域としての特性に関する研究 — 内海水と外海水との交換率 —. 水質汚濁研究, 12(10): 635-645
- 山田 智, 和久 光靖, 曾根 亮太. 2015. 河口域資源向上技術開発試験 — アサリ稚貝発生量調査 —. 72-73. 平成 26 年度愛知県水産試験場業務報告, 愛知.