

広島県の干潟におけるサキグロタマツメタの分布と体サイズの変化

Distribution and body size changes of the moonsnail *Laguncula pulchella* in tidal flats in Hiroshima, Japan

吉田和貴*・瀬戸川智香・富山 毅

Kazuki Yoshida*, Tomoka Setogawa, Takeshi Tomiyama

広島大学大学院生物圏科学研究科, 広島県東広島市鏡山 1-4-4
Graduate School of Biosphere Science, Hiroshima University, Higashi-Hiroshima, Hiroshima 739-8528,
Japan

*Kazuki Yoshida, e-mail: coltgovernment114@gmail.com, 現所属: 徳島県立農林水産総合技術支援
センター水産研究課

Abstract

Abundance of the invasive and predatory moonsnail *Laguncula pulchella* was investigated at 10 tidal flats along the coast of Hiroshima, western Japan. They were found from two tidal flats where this species has already been known to occur. The size and density of egg collars of *L. pulchella* became smaller from 2015 to 2017 but thereafter recovered in 2018. This tendency was common between the two sites, indicating that the population and body size of adult *L. pulchella* are highly variable among years.

Key words: invasive species, naticids, unintentional introduction

緒言

サキグロタマツメタ *Laguncula pulchella* (鳥越・稲葉 2011) は中腹足目タマガイ科に属する肉食性の巻貝である。元々西日本に少数生息する程度の希少種であったが (和田ら 1996; 福田 2000; 福田・木村 2012)、1999 年以降に東北地方において生息が報告されるようになった (酒井 2000; 大越 2004; 富山ら 2011; 木下ら 2018)。これは日本が中国や北朝鮮などから輸入したアサリ *Ruditapes philippinarum* 種苗に混入し、日本の各干潟でアサリと共に放流されたものが繁殖したと考えられている (大越 2004)。サキグロタマツメタによるアサリの食害は一部の地域で問題となっており、積極的に駆除が行われている (酒井 2000; 大越 2007)。駆除の対象には成貝だけでなく、卵

塊も含まれる。サキグロタマツメタは 9~10 月に卵塊を作り、底土表面上に残すことが知られている (大越・山内 2011)。

西日本では、サキグロタマツメタの生物学的知見は乏しい。これまでに西日本では、愛知・三重・大阪・兵庫・広島・大分・佐賀・熊本でサキグロタマツメタが確認されている (鳥越 1988, 1989; 増田・福田 2006; 増田 2007; 大越 2011a; Yoshida et al. 2017)。しかし、分布に関する情報は十分ではなく、干潟生態系や二枚貝資源を保全するための基礎的知見としてサキグロタマツメタの生息状況を把握することが必要である。

本研究では、広島県の複数の干潟を対象として、サキグロタマツメタの分布状況を明らかにすること、生息が確認される干潟での分

布密度や体サイズの年変動について明らかにすることを目的とする。すでに広島県では広島市三筋川と尾道市海老干潟でサキグロタマツメタの生息が確認されている (Yoshida et al. 2017)。これらの干潟では過去にアサリの放流が実施されている。三筋川の集団については、遺伝的に外来個体群と違いがみられないことが示唆されている (大槻 未発表)。また、三筋川と海老干潟のどちらにおいても、外来個体群に特徴的に含まれる貝殻がピンク色を呈した個体 (大越 2011a; 福田・木村 2012) が見つかることから、両方の集団の少なくとも一部は外来由来である可能性が高い。広島県内の他の干潟においてもアサリ放流が行われているが (広島県 未発表データ)、サキグロタマツメタの分布については不明である。そこで、広島県内の三筋川と海老干潟を含めて 10 ヶ所の干潟においてサキグロタマツメタの分布調査を行った。さらに、サキグロタマツメタの生息が確認された干潟においてはサキグロタマツメタとその卵塊の密度やサイズについての調査を行った。

材料と方法

タマガイ科巻貝の生息状況調査

広島県内において干潟 10 ヶ所 (玖波・太田川河口・地御前・八幡川・切串・似島・三筋川河口・海老干潟・大野・黒瀬川) で調査を行った (Table 1, Fig. 1)。サキグロタマツメタは干潮時に水深の浅くなった底土表面上に出現し、匍匐することが知られている (大越 2011b)。広島県内の干潟におけるサキグロタマツメタの生息状況を調べるために、2016 年 6~7 月に、日中の干潮時に各干潟において 1 時間の目視による調査および採集を行った。干潟の底土表面に出現している個体に加え、底土表

Table 1. Mean release amount (kg year⁻¹) of Asari clam *Ruditapes philippinarum* at each site from 2004 to 2014 (data were provided by the Fisheries Division of Hiroshima Prefecture and the Fisheries Division of Hiroshima City).

Site*	Mean ± SD (kg year ⁻¹)	N**
1 Kuba	253.6 ± 371.8	4
2 Ono	0	0
3 Jigozen	178.6 ± 232.7	6
4 Misuji	330.9 ± 300.6	11
5 Yahata	812.7 ± 608.8	11
6 Ota	768.2 ± 456.7	11
7 Ninoshima	1180.9 ± 610.8	11
8 Kirikushi	9430.9 ± 16349.9	5
9 Kurose	0	0
10 Ebi	3859.7 ± 2603.6	9

*See Fig. 1 for the site locations. **The number of years in which clams were released during 2004 to 2014.

面にみられる匍匐痕をもとに潜砂している個体を採集した。サキグロタマツメタの生貝および死殻が見つかった場合には、採集数を記録し、CPUE (個体数/人/時間) を算出した。その他のタマガイ科巻貝の生貝・死殻が見つかった場合にはその数を記録した。なお、ヤドカリ類に利用されている場合も死殻とみなした。ツメタガイ *Glossaulax didyma* については卵塊の有無も記録した。

アサリの分布密度

アサリの分布密度を調べるために、2016 年 6~7 月に各調査場所で 1~13 回、25 cm×25 cm の方形枠を用いて、スコップで深さ 10 cm まで掘り、目合 5.6 mm の篩でふるってアサリを採集した。これに加え、三筋川においては 2017 年 8 月に 9 回、2018 年 9 月に 6 回、海老干潟においては 2017 年 10 月に 10 回、2018 年 8 月に 3 回、同様の方法でアサリの分布密度を調査した。

サキグロタマツメタの採集及び卵塊密度調査

三筋川において 2016 年 3~10 月、2017 年 4~10 月、2018 年 4~12 月に、底土表面に出現していたサキグロタマツメタの採集を行った。

三筋川において 2016~2018 年の 10~11 月に、海老干潟において 2017 年と 2018 年の 10 月に卵塊の密度調査をそれぞれ 1 回行った。各調査地で 24~56 回、18 m×3 m の範囲にあるサキグロタマツメタの卵塊を採集し、数を記録した。採集したサンプルは研究室に持ち帰り、サキグロタマツメタの殻高、卵塊の長

径 (basal diameter) を計測した。

解析方法

2016 年から 2018 年に得られたサキグロタマツメタの殻高、卵塊の密度および卵塊の長径、三筋川と海老干潟における年ごとのアサリの密度について、Steel-Dwass 検定により採集年間での比較を行った。さらに、アサリ密度以外の項目については、2015 年の三筋川と海老干潟におけるデータ (Yoshida et al. 2017) を加えて解析を行った。

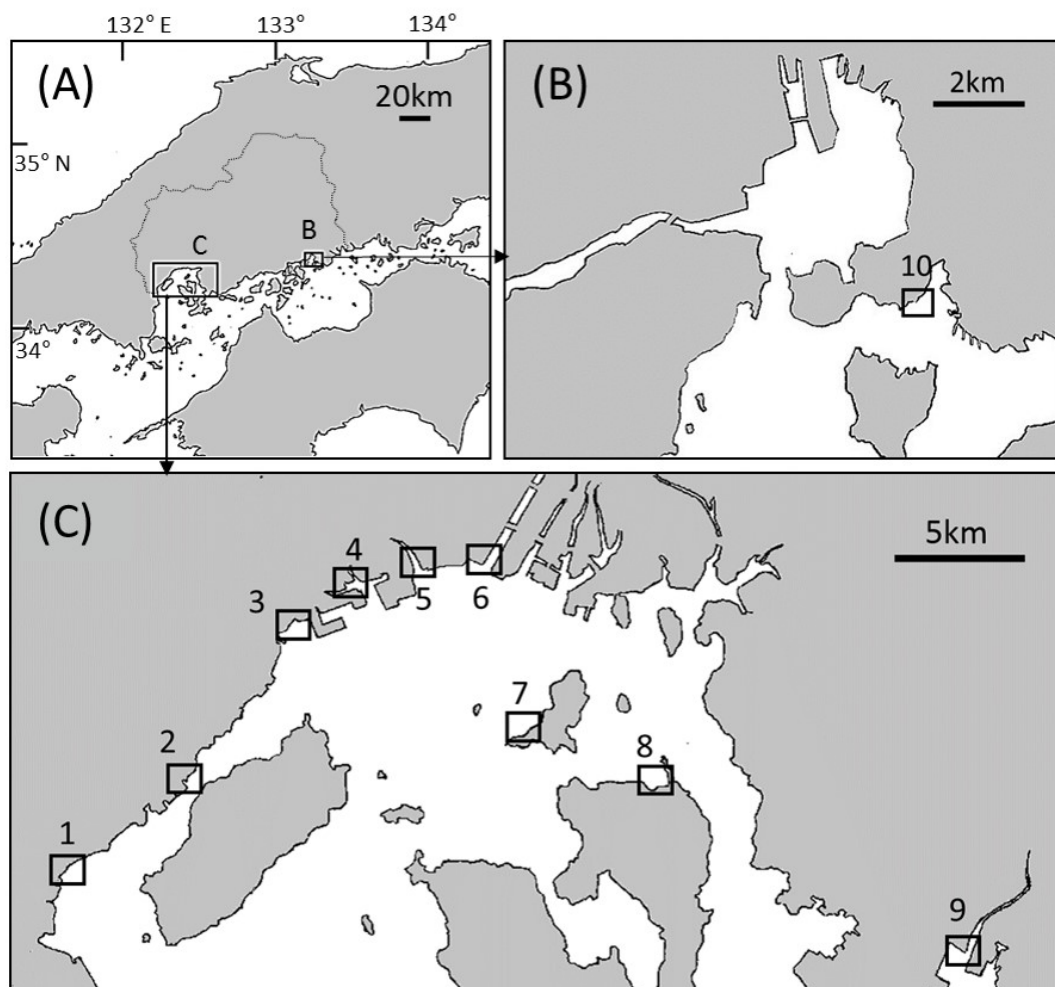


Fig. 1. Map of the study sites. (A) Seto Inland Sea area showing Hiroshima and adjacent prefectures, (B) Hiroshima Bay area showing 1: Kuba, 2: Ono, 3: Jigozen, 4: Misuji, 5: Yahata, 6: Ota, 7: Ninoshima, 8: Kirikushi, 9: Kurose, and (C) Onomichi City area showing 10: Ebi.

結果

タマガイ科とアサリの生息状況

調査した 10 地点のうちでサキグロタマツメタが見つかった場所は、広島市三筋川河口と尾道市海老干潟の 2 ヶ所のみで、CPUE はそれぞれ 13 個体と 1 個体であった (Table 2)。三筋川河口および海老干潟以外ではサキグロタマツメタの死殻や匍匐痕も発見できなかった。玖波ではツメタガイの死殻と卵塊が見つかった。切串ではエゾタマガイ *Cryptonatica janthostomoides* の死殻とツメタガイの卵塊が見つかった。似島では、エゾタマガイとツメタガイの死殻、ツメタガイの卵塊が見つかった。黒瀬川ではエゾタマガイ、ツメタガイ、ゴマフダマ *Paratectonatica tigrina*、アダムスタマガイ *C. adamsiana* の死殻が見つかった。海老干潟ではサキグロタマツメタの生貝と死殻のほかにエゾタマガイ、ゴマフダマの生貝、ツメタガイの死殻と卵塊が見つかった。三筋川ではサキグロタマツメタの生貝・死殻が見つ

かり、サキグロタマツメタ以外は生貝・死殻を含めてタマガイ類が見つからなかったものの、ツメタガイの卵塊は見つかった。太田川放水路、地御前、八幡川、廿日市市大野地先ではタマガイ科の生貝・死殻・卵塊は見つからなかった。

アサリの分布密度は玖波で最も高く、 346.7 ± 312.9 個体/m² (n=3, 平均値±標準偏差) であった (Fig. 2)。アサリの分布密度が最も低い場所は八幡川 (0 個体/m², n=1) であったが、調査場所近辺ではアサリの生息が確認されているため、生息していないわけではない。

三筋川におけるアサリの分布密度は 2016 年で 28.0 ± 29.8 個体/m² (n = 12)、2017 年で 30.2 ± 29.3 個体/m² (n = 9)、2018 年で 88.0 ± 36.1 個体/m² (n=6) であり、2017 年から 2018 年にかけて有意に増加した (2016 vs 2017: p = 0.97, 2016 vs 2018: p < 0.05, 2017 vs 2018: p < 0.05)。海老干潟におけるアサリの分布密度は 2016 年で 134.2 ± 183.0 個体/m² (n = 13)、

Table 2. Observation of moonsnails, their egg collars and density of *Ruditapes philippinarum* (mean number of individuals/m²) at each study site in 2016.

Site	LP	CJ	GD	PT	CA	Egg collar	Density of <i>R. philippinarum</i>	N*
1 Kuba	×	×	△	×	×	GD	346.7 ± 312.9	3
2 Ono	×	×	×	×	×	×	248.0 ± 79.2	2
3 Jigozen	×	×	×	×	×	×	341.3 ± 51.4	3
4 Misuji	○ (13)	×	×	×	×	GD	28.0 ± 29.8	12
5 Yahata	×	×	×	×	×	×	0	1
6 Ota	×	×	×	×	×	×	336	1
7 Ninoshima	×	△	△	×	×	GD	40.0 ± 11.3	2
8 Kirikushi	×	△	×	×	×	GD	80.0 ± 48.0	3
9 Kurose	×	△	△	△	△	×	10.7 ± 18.5	3
10 Ebi	○ (1)	○ (2)	△	○ (1)	×	GD, UN	134.2 ± 183.0	13

LP: *Laguncula pulchella*, CJ: *Cryptonatica janthostomoides*, GD: *Glossaulax didyma*, PT: *Paratectonatica tigrina*, CA: *C. adamsiana*, UN: undetermined. Circles, triangles, and crosses indicate presence of living moonsnails, no living but empty shells of moonsnails, and none of them, respectively. Number in parenthesis indicates CPUE (number of living moonsnails/person/h).

*Number of surveys for *Ruditapes philippinarum* density.

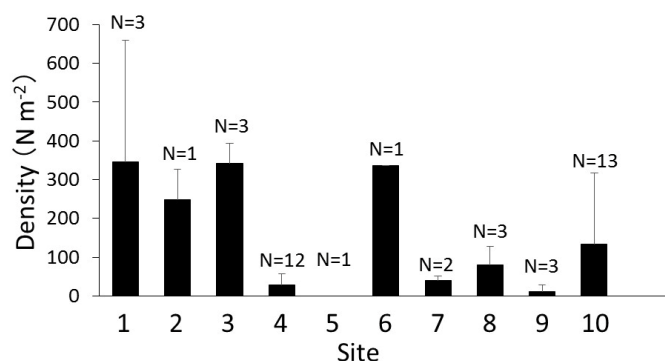


Fig. 2. Density of *Ruditapes philippinarum* at each study site in 2016. Vertical bars indicate SD. N indicates the number of surveys.

2017年で 56.0 ± 74.4 個体/m² (n = 10)、2018年で 21.3 ± 18.5 個体/m² (n = 3) であり、有意差はみられなかった (2016 vs 2017: p = 0.973, 2016 vs 2018: p = 0.325, 2017 vs 2018: p = 0.210) もの、減少していた。

サキグロタマツメタのサイズ

三筋川におけるサキグロタマツメタの殻高は、2015年では 26.6 ± 5.9 mm (n = 79)、2016年では 22.6 ± 7.7 mm (n = 79)、2017年では 19.1 ± 5.8 mm (n = 266)、2018年では 26.3 ± 5.3 mm (n = 404) で2015年から2017年まで徐々に小さくなっていったが、2018年では前年に比べて大きくなっていった (2015 vs 2016: p < 0.01; 2016 vs 2017: p < 0.01, 2017 vs 2018: p < 0.001, Fig. 3)。

卵塊の密度・サイズ

三筋川における卵塊の密度は、2015年では 3.8 ± 4.1 個/100 m² (n = 52, 平均値±標準偏差、Yoshida et al. 2017 を修正)、2016年では 1.8 ± 2.2 個/100 m² (n = 56)、2017年では 0.5 ± 1.3 個/100 m² (n = 56)、2018年では 2.5 ± 3.4 個/100 m² (n = 110) で、2015年から2017年までは徐々に小さくなっていったが、2018年では前年に比べて大きくなっていった (2015 vs 2016: p < 0.01, 2016 vs 2017: p < 0.01, 2017 vs 2018:

p < 0.01, Fig. 4a)。海老干潟における卵塊の密度は、2015年では 2.4 ± 2.9 個/100 m² (n = 24)、2017年では 0.5 ± 1.1 個/100 m² (n = 29)、2018年では 1.1 ± 1.5 個/100 m² (n = 24) であった (2015 vs 2017: p < 0.05, 2015 vs 2018: p = 0.39, 2017 vs 2018: p = 0.13, Fig. 4)。

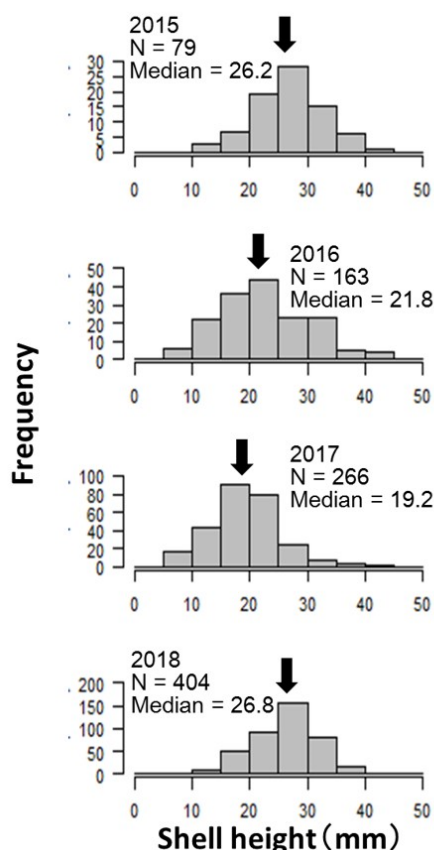


Fig. 3. Shell height of *Laguncula pulchella* at Misuji from 2015 to 2018. Solid arrows show the median.

三筋川における卵塊の長径は 2015 年では 86.3 ± 9.1 mm ($n = 120$)、2016 年では 81.6 ± 11.3 mm ($n = 24$)、2017 年では 65.3 ± 5.0 mm ($n = 42$)、2018 年では 82.2 ± 7.7 mm ($n = 51$) であり、2017 年では 2015, 2016 年と比較して有意に小さかったが、2018 年では 2017 年より有意に大きかった (2015 vs 2016: $p = 0.22$, 2016 vs 2017: $p < 0.01$, 2015 vs 2017: $p < 0.01$, 2017 vs 2018: $p < 0.01$, Fig.5)。卵塊長径の最大サイズは 2015 年では 108.8 mm、2016 年では 100.0 mm、2017 年では 78.7 mm で、2018 年では 105.5 mm であった。最小サイズは 2015 年では 59.7 mm、2016 年では 53.0 mm、2017 年

では 55.7 mm、2018 年では 68.8 mm であった。海老干潟における卵塊の長径は、2015 年では 78.5 ± 12.7 mm ($n = 24$)、2017 年は 57.5 ± 8.5 mm ($n = 28$)、2018 年は 67.9 ± 7.3 mm ($n = 33$) で、2017 年の卵塊は 2015 年より有意に小さかったが、2018 年の卵塊は 2017 年より有意に大きかった (2015 vs 2016: $p < 0.01$, 2015 vs 2018: $p < 0.01$, 2016 vs 2018: $p < 0.01$, Fig. 5)。卵塊の長径の最大値は、2015 年では 99.5 mm、2017 年では 73.4 mm、2018 年は 86.3 mm で、最小サイズはそれぞれ 2015 年では 57.3 mm、2017 年では 41.0 mm、2018 年は 53.0 mm であった。

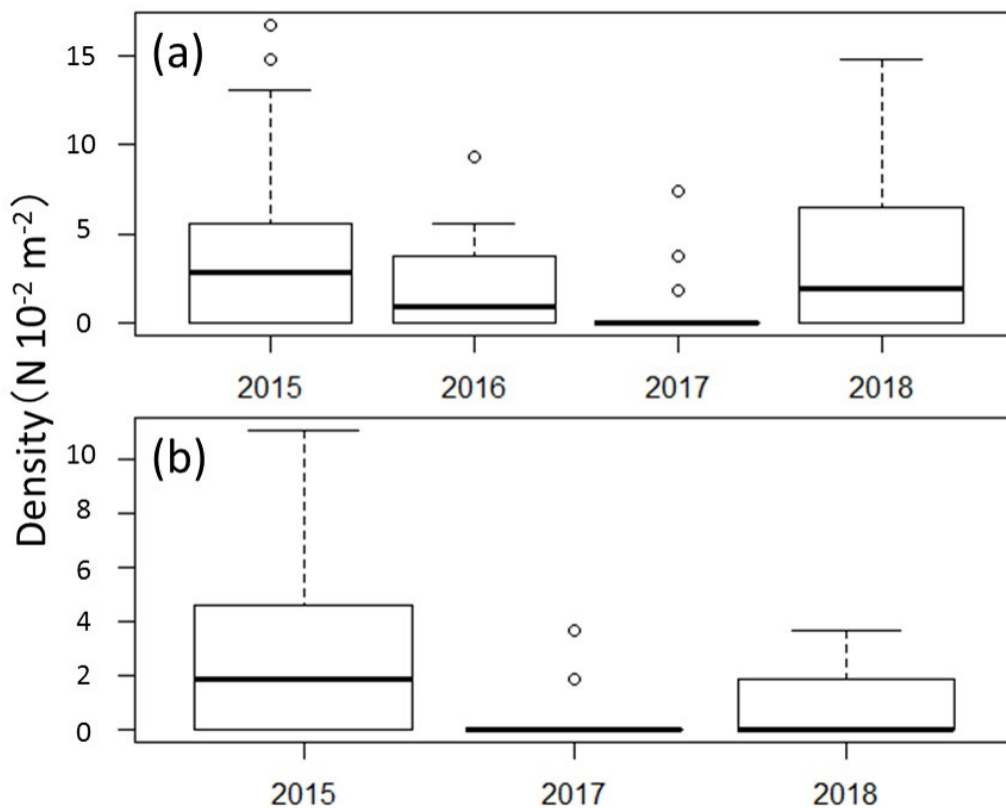


Fig. 4. Egg collar density of *Laguncula pulchella* at (a) Misuji and (b) Ebi from 2015 to 2017.

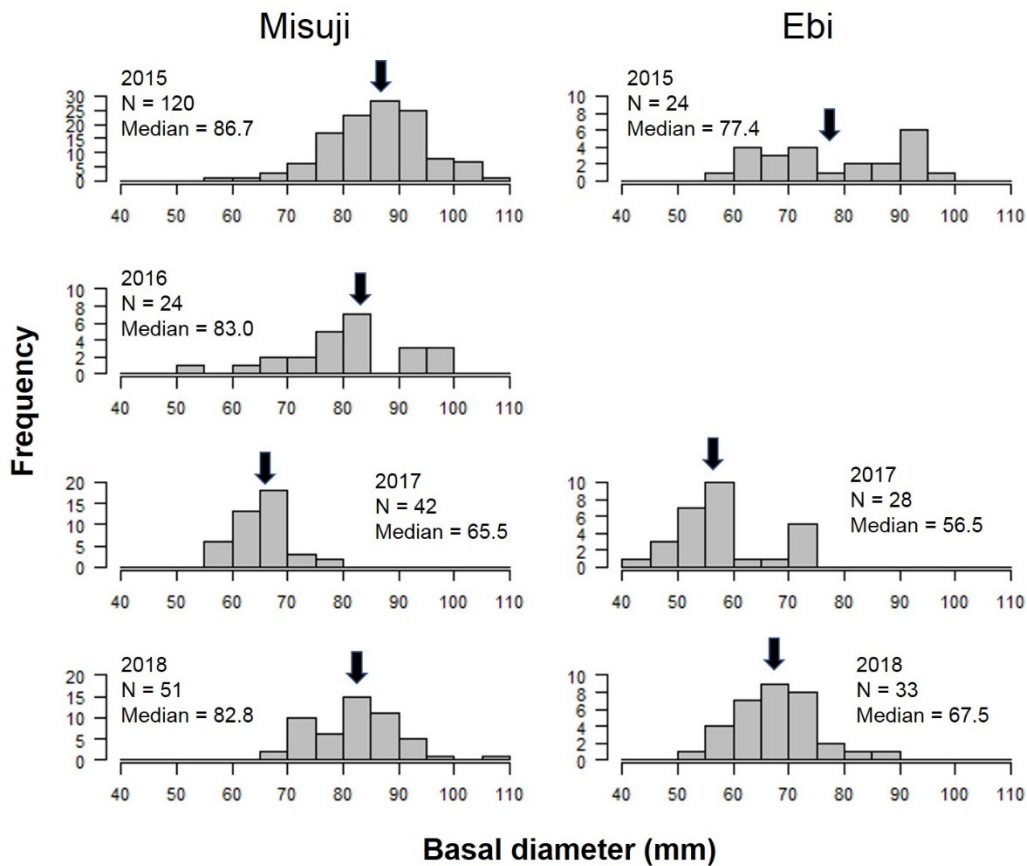


Fig. 5. Frequency distribution of the size of egg collars of *Laguncula pulchella* at Misuji and Ebi. Solid arrows show the median.

考察

本研究によって、サキグロタマツメタの生息が報告されている三筋川 (Yoshida et al. 2017) と海老干潟 (大越 2011a) において、その密度およびサイズに年変動があることが明らかとなった。三筋川や海老干潟のように生貝が見られた地点では、死殻も見つかったことから、今回調査を行った三筋川と海老干潟以外の地点では、サキグロタマツメタが分布している可能性は低いと考えられる。

サキグロタマツメタの分布の有無をより正確に調査するためには、産卵期において卵塊を探す方法が効率的である。生貝は普段は潜砂しており、小型個体は底土表面上に出現し

ていても発見が難しい。一方、卵塊は産み付けられてから底土表面上 1 ヶ月ほど残っているため発見が容易であり、サキグロタマツメタの分布の有無が判断しやすい。卵塊の発生時期は 2015 年の三筋川においては 10 月中旬であったが、サキグロタマツメタの外来個体群が定着している福島県松川浦では、同年の 9 月下旬には卵塊が見つかった (Yoshida et al. 2017)。このように、卵塊調査を行う際にはあらかじめ卵塊が発生する時期を把握しておく必要がある。

今回の調査では、サキグロタマツメタ以外のタマガイ科 4 種の巻貝が確認された。ツメタガイの卵塊は 10 地点中 5 地点で確認され

ており、他のタマガイ科の種と比べると広く分布していると考えられる。海老干潟では種不明の卵塊が発見された。本研究では詳細な観察を行わなかったものの、これらは生貝がこの干潟で見ついているエゾタマガイかゴマフダマのものである可能性が高く、両者は卵塊および幼生の形態が大きく異なるため（網尾 1963）、判別は可能と考えられる。ゴマフダマは国内のレッドデータブックに絶滅危惧IB類に登録されている種であり、これまで広島県での分布報告はなかった。ツメタガイは一部地域でアサリ等の漁業被害が出ている種であり、駆除が行われている（瀬川・服部 1997; 柴田・河西 1999）。その他のタマガイ科巻貝については漁業被害の報告はないが、二枚貝の捕食者として分布を把握することは有意義である。

アサリ放流が行われているところであってもサキグロタマツメタの定着が確認されなかった場所がみられた要因として、以下の2つが考えられる。1つ目は、放流したアサリにサキグロタマツメタが混入していなかったか、混入の頻度や量が少なく、定着に至らなかった可能性である。外来生物の移入量や放流回数が多ければ多いほど定着するリスクは高くなる（Ruiz et al. 2000）。しかし、切串、似島、八幡川、太田川は三筋川よりも多くのアサリが放流されているにもかかわらず、サキグロタマツメタを確認することができなかった。放流されたアサリ種苗の由来については情報が得られなかったため、サキグロタマツメタの混入状況については不明であるが、大越（2004）で示されている混入率（アサリ 100 kg あたりサキグロタマツメタ 0.8 個体）と同等であったと仮定すると、最も放流量の多い切串でもサキグロタマツメタは 75 個体しか放流され

ていないことになる。一方で、初めて確認された年から 1~2 年で急速に分布量が増大する事例が松川浦や宮城県松島湾で確認されていることから（富山ら 2011 ; Sato et al. 2012）、わずかな混入量であったとしても移入した環境によっては十分に定着可能かもしれない。2つ目は、放流された場所の環境がサキグロタマツメタにとって不適であった可能性である。餌の量がサキグロタマツメタにとって充分か否かが定着を決定している可能性が考えられるが、各調査地におけるサキグロタマツメタの密度とアサリ分布密度に関係性は見いだせなかった。ただし、サキグロタマツメタはアサリ以外の二枚貝も捕食することが報告されており（大越・大越 2011）、アサリ以外の二枚貝資源も影響すると考えられる。また、サキグロタマツメタは砂利や貝殻が多く含まれる底質では、潜砂しにくいことが示唆されている（酒井・須藤 2006; 須藤 2011）。これにより餌を捕食しにくくなることや、捕食者に遭遇しやすくなり、定着が阻害された可能性が考えられる。ほかにも捕食者の多寡といった生物条件が挙げられる。サキグロタマツメタの定着を規定する要因の解明は、今後の分布拡大を防ぐために重要な情報となる。

三筋川と海老干潟における卵塊の平均密度は、2015 年から 2017 年の間で減少したものの、2018 年には卵塊密度が増加した。したがって、親貝 1 個体あたりの卵塊形成数に年変動がないと仮定すると、この 2 地点では卵塊と同様に親貝の密度に同様の年変動が生じていると解釈できる。親貝の個体数に年変動が生じる理由の 1 つとして、餌となる二枚貝密度の増減が挙げられる。三筋川におけるアサリ密度は、2017 年では 2015 年に比べて有意に小さくなったが、2018 年では 2017 年より

有意に大きかった。このことから、アサリ資源が減少したことによりサキグロタマツメタの生残に影響を及ぼしている可能性が考えられる。ただし、上述の通り、サキグロタマツメタはアサリ以外の二枚貝も捕食するので、アサリ以外の二枚貝資源の変動も考慮する必要があるだろう。さらに、海老干潟においては2017年のアサリ密度は2016年よりも小さかったものの2018年は2017年よりさらにアサリの密度が小さく、卵塊密度の増加と一致しておらず、今後はより詳細な調査が必要である。なお、採捕したサキグロタマツメタはリリースせずに実験室に持ち帰ったが、殻高25 mm以上を成貝とみなした場合（大越・山内2011）の三筋川での成貝の採集個体数は、2015年は52個体、2016年で50個体、2017年で25個体であった。Yoshida et al. (2017) は、2015年の三筋川河口における成貝の生息数を2048個体と推定しており、採捕数はその1.2~2.5%であることから、採捕の影響は小さいと考えられる。海老干潟では2015年と2017年に1度ずつ採集を行ったが、2015年では1個体が採集されたのみであった。また、これらの干潟では、ほとんど駆除活動も行われていない。したがって、サキグロタマツメタの密度の減少は人為的な要因によって生じたものではないと考えられる。

また、三筋川と海老干潟における卵塊の平均長径は、2015年から2017年の間で小さくなっていたが、2018年には大きくなった。この原因として以下の2つが挙げられる。1つは大型個体の増減である。三筋川において底土表面上に出現したサキグロタマツメタに占める25 mm以上の個体の割合は、2015年では65.8% (n=79)、2016年では36.2% (n=163)、2017年では17.4% (n=143)、2018年では

63.9% (n=404) であった。採集数が大きく変化していないことから、25 mm以上の大型個体の数が2015年から2017年にかけて減少したものの、2018年には増加しており、この変動が卵塊のサイズの変動と対応していることが考えられる。

もう1つは成熟サイズの変化である。2015年では三筋川河口域と海老干潟において長径が80 mm以上の卵塊が多数見られたが、2017年では両地点で長径が80 mm以上の卵塊は全く見られなくなり、2018年には再び見られるようになった。また、2015年の卵塊の長径の最小サイズは三筋川で59.7 mm、海老干潟で57.3 mmであったが、2017年ではそれぞれ55.7 mm、41.0 mm、2018年では68.8 mm、53.0 mmであった。したがって、2017年のように大型の卵塊の数が少なくなった年は、他の年では少なかった小型の卵塊が増加していた。卵塊の最小サイズの減少から、2017年は他の年に比べて小型の個体が卵塊を作っていたと考えられる。卵塊のサイズと親貝の殻高には正の相関があること（大越・山内2011; Tomiyama 2013）から、卵塊の小型化は親貝の小型化を示している。

本研究では、広島県において、アサリ放流が行われている場所でもサキグロタマツメタの分布が確認されない場所が多いことを明らかにした。さらに、現存する2つの地域個体群では、密度の低下や卵塊の小型化が共通して生じており、個体群サイズが小さくなる傾向が見られた。今後、さらに西日本におけるサキグロタマツメタの分布状況および底質などの環境特性との関係について知見を集積するとともに、その年変動についても情報を収集することが必要である。

謝辞

アサリ放流量のデータを提供していただいた広島県水産課、広島市経済観光局農林水産部水産課、調査にご協力いただいた広島大学大学院生物圏科学研究科の皆様には感謝申し上げます。また、論文の内容に関して有用なご指摘やご助言を下さった査読委員の先生に、深く感謝を申し上げます。本研究の一部は笹川科学研究助成を受けて行われた（研究番号：28-749）。

引用文献

- 網尾 勝 (1963). 海産腹足類の比較発生学ならびに生態学的研究. 水産大学校研究報告 12: 229-358.
- 福田 宏 (2000). 巻貝類 I—総論. 佐藤正典 (編), 有明海の生きものたち, 海游舎, 東京, pp. 100-137.
- 福田 宏・木村昭一 (2012). *Laguncula pulchella* Benson, 1842. 干潟の絶滅危惧動物図鑑 海岸ベントスのレッドデータブック, 東海大学出版会, 神奈川, p. 58.
- 木下今日子・佐々木 尚・關 明日香・松政正俊・竹原明秀 (2018). 東北地方太平洋沖地震で被災した織笠川河口におけるサキグロタマツメタの分布と同所に生息する貝類群集への捕食の影響. 日本ベントス学会誌 72: 61-70.
- 増田 修・福田 優 (2006). 赤穂市千種川河口で確認されたサキグロタマツメタ. 兵庫陸水生物 58: 113-116.
- 増田 修・福田 優 (2007). 千種川のサキグロタマツメタ—その後—. 兵庫陸水生物 59: 149-153.
- 大越健嗣 (2004). 輸入アサリに混入して移入する生物—食害生物サキグロタマツメタと非意図的移入種. 日本ベントス学会誌 59: 74-82.
- 大越健嗣 (2007). 非意図的移入種による水産被害の実例—サキグロタマツメタ. 日本水産学会誌 73: 1129-1132.
- 大越健嗣 (2011a). 絶滅寸前, 外来移入, 食害生物—3つの顔をもつ貝. 「海のブラックバス サキグロタマツメタ 外来生物の生物学と水産学」大越健嗣・大越和加, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 1-33.
- 大越健嗣 (2011b). フローティング, 移動, 捕食・被食関係. 「海のブラックバス サキグロタマツメタ 外来生物の生物学と水産学」大越健嗣・大越和加, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 119-134.
- 大越健嗣・大越和加 (2011). 捕食・穿孔行動. 「海のブラックバス サキグロタマツメタ 外来生物の生物学と水産学」大越健嗣・大越和加, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 87-114.
- 大越健嗣・山内 東 (2011). 成熟と産卵, 初期発生と成長. 「海のブラックバス サキグロタマツメタ 外来生物の生物学と水産学」大越健嗣・大越和加, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 50-86.
- 大越健嗣 (2012). 外来巻貝サキグロタマツメタのアサリに対する捕食. 日本水産学会誌 78: 979-982.
- 酒井敬一 (2000). 万石浦アサリ漁場におけるサキグロタマツメタガイのアサリの食害について. 宮城県水産研究開発センター研究報告 16: 109-111.
- 酒井敬一・須藤篤史 (2006). サキグロタマツメタ防除のためのアサリ漁場の改良. 宮城県水産研究開発センター研究報告 6: 83-86.
- Sato, S., Chiba, T., Hasegawa, H. (2012). Long-term fluctuations in mollusk populations before and after the appearance of the alien predator *Euspira fortunei* on the Tona coast, Miyagi Prefecture, northern Japan. Fish. Sci. 78: 589-595.
- 瀬川直治・服部克也 (1997). 伊勢湾小鈴谷干潟におけるツメタガイによるアサリの食害. 愛知県水産試験場研究報告 4: 41-48.
- 柴田輝和・河西伸治 (1999). 東京湾盤洲干潟と富津干潟のアサリ漁場におけるツメタガイの大量発生と駆除方法. 千葉県水産試験場研究報告 55: 25-31.
- 須藤篤史 (2011). 食害防除・駆除対策. 「海のブラックバス サキグロタマツメタ 外来生物の生物学と水産学」大越健嗣・大越和加, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 50-86.
- 富山 毅・鈴木孝男・佐藤利幸・加藤 靖・亀岩翔太・杉林慶明・大越健嗣 (2011). 外来性巻貝サキグロタマツメタの松川浦における移入および分布. 日本水産学会誌 77: 1020-1026.
- Tomiyama, T. (2013). Timing and frequency of egg-color production of the moon snail *Euspira fortunei*. Fish. Sci. 79: 905-910.
- 鳥越兼治 (1988). 山口県岐波のサキグロタマ

- ツメタガイ. ちりぼたん 19: 69–70.
- 鳥越兼治 (1989). サキグロタマツメタガイ *Lunatia fortunei* (Reeve, 1865) の歯舌. 貝類学雑誌 48: 46–49.
- 鳥越兼治・稲葉明彦 (2011). 西宮市貝類館研究報告 第 7 号, 西宮市貝類館, 兵庫, p133.
- Yoshida, K., Sato, T., Narita, K., Tomiyama, T. (2017). Abundance and body size of the moonsnail *Laguncula pulchella* in the Misuji River estuary, Seto Inland Sea, Japan: comparison with a population in northern Japan. *Plankton Benthos Res.* 12: 53–60.
- 和田恵次・西平守孝・風呂田利夫・野島 哲・山西良平・西川輝昭・五嶋聖治・鈴木孝男・加藤 真・島村堅正・福田 宏 (1996). 日本における干潟海岸とそこに生息する底生生物の現状. *WWF Japan Science Report* 3: 1–182.

Received: 22 May 2019 | Accepted: 15 July 2019 | Published: 17 July 2019