

鹿児島湾喜入干潟での防災整備事業における 愛宕川河口干潟の巻貝類の生態回復

神野瑛梨奈・前川菜々・春田拓志・富山清升

〒 890-0065 鹿児島市郡元 1-21-35 鹿児島大学理工学部地球環境科学科

■ 要旨

鹿児島湾喜入町愛宕川支流の河口に位置する喜入干潟は、太平洋域における野生のマングローブ林の北限地とされ、腹足類や二枚貝類をはじめ多くの底生生物が生息している。しかし2010年から道路整備事業の工事が始まり、これによって干潟上の動物群集が大きな被害を受けた。干潟の破壊が干潟の動物群集にどれほどの影響を与えたか、また生態がどのように回復していくのか調査する必要がある。

喜入干潟には非常に多くの巻貝類が生息している。その中でも、主にウミナナ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869), ヘナタリ *Cerithidea (Cerithiopsis) cingulate* (Gmelin, 1791), カワアイ *Cerithidea (Cerithiopsis) djadjariensis* (K. Martins, 1899) が多く生息している。採集も容易で、個体の移動も少ないことから、この三種を環境評価基準として研究に用いた。種の同定を行う際、ヘナタリとカワアイの幼貝が目視で判別することが極めて困難であるため、本研究ではこの二種をヘナタリの仲間としてまとめた。研究地点は、二つ設定した。一つ目は工事により大きな影響を受けたと考えられる橋の真下である (Station A)。

二つ目は工事による直接的な影響を受けていないと考えられている愛宕川支流の近くである (Station B)。調査は、2014年12月から2015年11月まで行った。毎月一回採取したウミナナとヘナタリの仲間について、各月ごとのサイズ別頻度分布、個体数の季節変動をグラフにして、生態の変化について研究した。

結果として、ウミナナは Station A で、先行研究 (2013.12 ~ 2014.11) より新規加入個体は増加した。これは生態が少しずつ回復してきていると考えられる。しかし、干潟が掘削される前の新規加入個体数にはまだ及ばない。ヘナタリの仲間は Station A, Station B とともに新規加入個体が先行研究よりわずかながら増加している。しかし、先行研究と今研究の新規加入個体の数自体は少ない。このまま、個体数の大きな増加がなければ種は衰退していくだろう。よって、完全に生態が回復したとはいえないと推測される。

ウミナナとヘナタリの仲間の総個体数は先行研究より Station A で減少しているのに対し、Station B では増加していた。Station A では2011年から干潟の掘削が行われ、個体数の減少が起きた。次世代を担う新規加入個体の大きな増加がみられないことから、Station A では Station B よりも生態が回復するまでに時間を要するのではないかと推測される。

過去の報告 (春田, 2011; 前川, 2012; 前川ほか, 2015) と今研究より、喜入干潟の巻貝類への工事の影響は五年が経過しても持続していることが分かった。また Station A では工事の影響により、生態が回復するのに時間を要することが分かっ

Kouno, E., N. Maekawa, T. Haruta and K. Tomiyama. 2016. The habitation recovery of snailfauna in the disturbance of road construction on Atago River in Kiire at the tideflat in Kagoshima. *Nature of Kagoshima* 42: 437-452.

✉ KT: Department of Earth & Environmental Sciences, Faculty of Science, Kagoshima University, 1-21-35 Korimoto, Kagoshima 890-0065, Japan (e-mail: tomiyama@sci.kagoshima-u.ac.jp).

た。この工事の影響はいつまで続くのか、巻貝類の生態が回復するためにはどのくらいの時間を要するのか、これからも継続した調査が必要であると考える。

■ はじめに

干潟は海の中で最も生産力が高い場所の一つである。そこには多様な生物が生息している。栄養分が豊富で、底生物により浄化槽としての機能も持っている干潟はまさに「命の宝庫」である。その恩恵は干潟に生息している生物だけでなく、私達人間も多く受けている。ところが20世紀後半以降に、沿岸開発に伴う埋め立てや干拓などによってその多くが急速に減少した。日本にもともとあった干潟の約半分は、すでに失われてしまったと見積もられている(佐藤, 2014)。一度、消滅した干潟が自然に回復することは難しく、人工的な再生では持続的な生態系を維持することは難しい(安達, 2012; 風呂田, 2000; 上村・土屋, 2006; 森田, 1986; 田代・富山, 2001; 渡部, 1995; 山本・和田, 1999)。

鹿児島県鹿児島市喜入町愛宕川支流河口干潟である喜入干潟も人の手によって環境を攪乱された例の一つである。2010年から防災道路整備事業が行われ、マリンピア橋が建設された。これにより干潟の一部が破壊され、干潟上の動物群集が大きな被害を受けた。この干潟の破壊が干潟の動物群集にどれほどの影響を与えたか、また生態がどのように回復していくのか調査する必要がある。

この喜入干潟には非常に多くの巻貝類が生息している。その中でも、主にウミナ *Batilla multiformis* (Lischke, 1869), ヘナタリ *Cerithidea (Cerithideopsis) cingulate* (Gmelin, 1791), カワアイ *Cerithidea (Cerithideopsis) djadjariensis* (K. Martins, 1899) が生息している。ウミナは干潟上の貝類の大半を占め、ヘナタリとカワアイは同所的に生息している(若松・富山, 2000; 大滝ほか, 2001; 杉原・富山, 2002; 真木ほか, 2002; 武内・富山, 2004; 田上・富山, 2010; 吉住・富山, 2010; 春田・富山, 2011)。これら三種は干

潟上に多く生存しており、採集も容易であることから、環境評価基準として有用であると考えられ、今回の研究対象とした。調査は2014年12月から2015年11月までの一年間行った。毎月一回、巻貝類を採取し、各月ごとのサイズ別頻度分布と個体数の季節変化を調査した。Kojima et al. (2001) によると喜入干潟上に生息するウミナ属の個体は全てウミナ属のミトコンドリア DNA を持っているとして報告されている。よって、調査地点上に生息しているウミナ属の一種は全てウミナであるとした。またヘナタリとカワアイは、幼貝を目で判別することが困難であるため、本研究ではこの二種をヘナタリの仲間としてまとめた。調査で得られた結果は春田(2011), 前川(2012), 前川ほか(2015)による過去の報告と比較し、工事が開始されてから約5年間の生態の変化を考察した。

■ 調査概要

調査地 (Figs. 1, 3)

調査地は鹿児島県鹿児島市喜入町愛宕川支流河口干潟(31°23'N, 130°33'E)に設定した。愛宕川は鹿児島湾の中部に位置する日本石油基地の裏側に河口があり、この河口部で八幡川と合流している。干潟の底質は泥質、砂泥質である。干潟周辺にはメヒルギやハマボウなどからなるマングローブ林が広がっており、太平洋域における野生のマングローブ林の北限地とされている。干潟上には腹足類や二枚貝類をはじめ多くの底生生物が生息している。以上のことから貴重な干潟だと評価され、鹿児島県のレッドデータブックには「規模は小さいが重要な中小河口干潟や小規模前浜干潟」として掲載されている。

2010年から道路整備事業として、干潟上に三本の柱を持つマリンピア橋の建設が行われ、干潟の一部が破壊された。工事内容や日程に関する細かな資料は入手できなかったが、大まかには2009年に橋の両端の柱、2010年に中心の柱、2011年に橋の上部が建設された。2011年には橋自体は完成していたが、それ以降も橋の両端の道路整備が続き、周辺の土砂の流入が生じた。2015

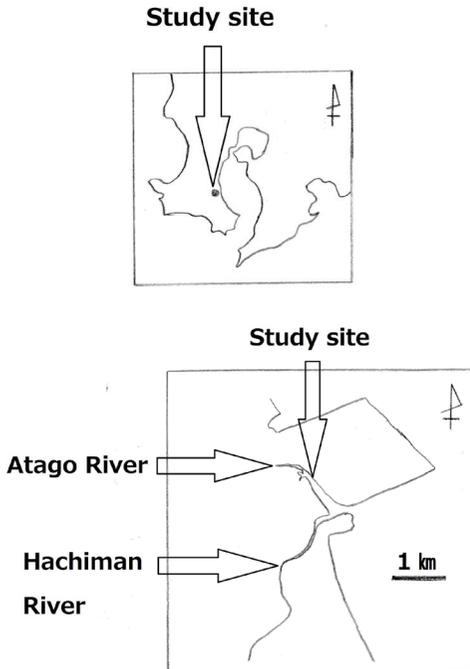


Fig. 1. 調査地の位置.

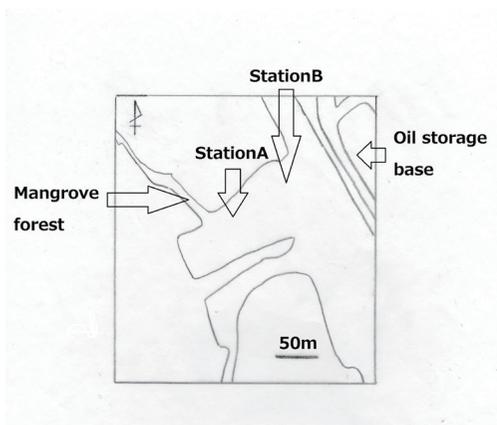


Fig. 2. 調査地の位置. Station A は架橋部分の真下に設定した. Station B は本流近くの干潟に設定した.

年3月25日に、旧市中名橋からマリンピア喜入グラウンド前交差点の区間の道路(橋)が開通され、住民が利用できるようになった。

調査地点 (Fig. 2)

喜入干潟における防災道路整備事業が、巻貝類にどのような影響を与えているのか調査するた



Fig. 3. 調査地の様子. 上の写真は愛宕川本流側, 下の写真は陸地側である.

め2つの調査地点を設置した. 1つ目は喜入干潟上に建設された橋の真下である. これを Station A とした. 工事により大きな影響を受けた地点であると考えられる. 底質は泥質である. 2つ目は愛宕川本流の傍である. これを Station B とした. 工事による直接的な影響をあまり受けていない地点であると考えられる. 底質は砂質である.

材料 (Fig. 4)

ウミニナ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869) 吸腔目ウミニナ科に属する腹足類. 準絶滅危惧種である. 殻は太い塔形で, 成貝では殻口が張り出してずんぐりしている. 体層側面には低い縦張肋が現れる. 殻口後端の滑層瘤は白く顕著である. 殻表の螺肋は低く, 肋間は狭い. 縦肋は不明瞭である. 発生様式は紐状の卵鞘を産み, ベリンジャー幼生が孵化するプランクトン発生の生活史をと

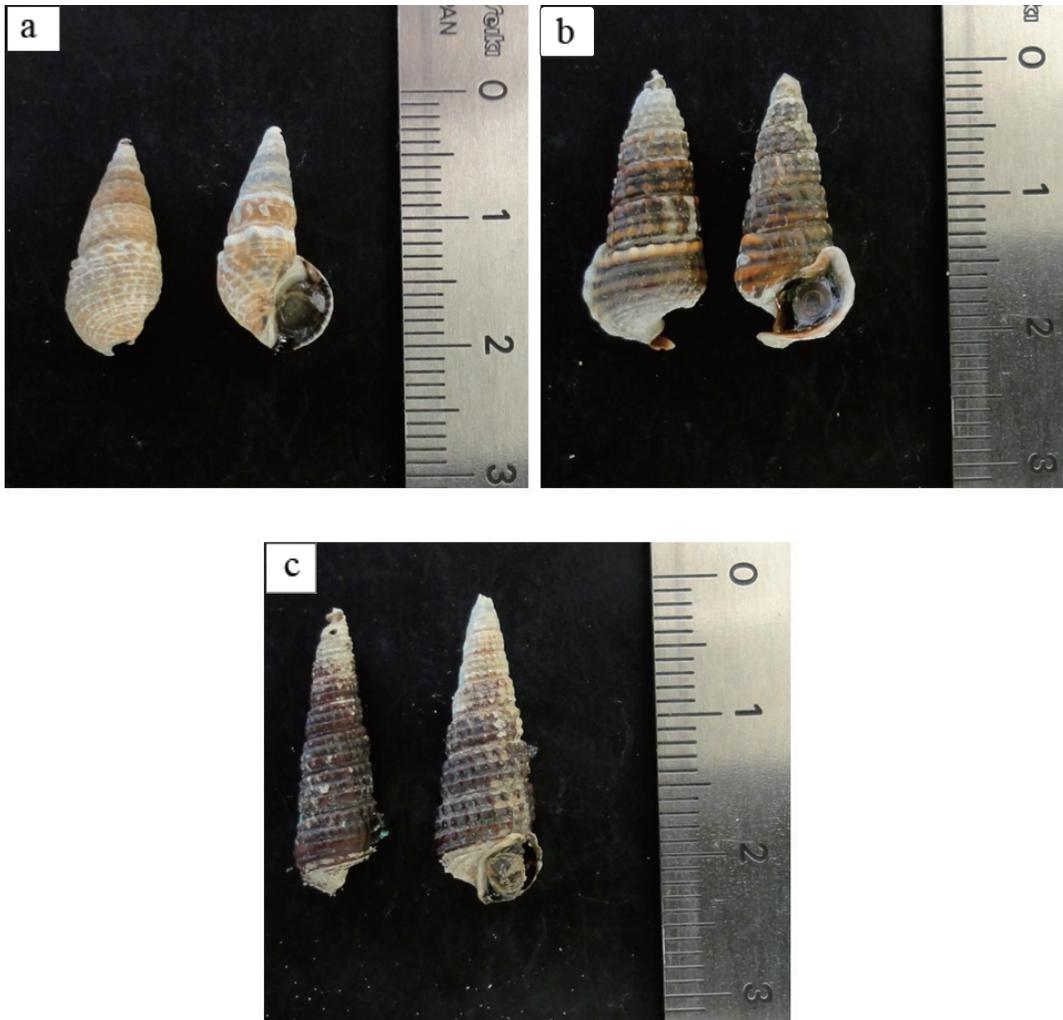


Fig. 4. 巻貝類の写真. a: 上左はウミニナ *Batillaria multififormis* (Lischke, 1869), b: 上右はヘナタリ *Cerithidea (Cerithideopsilla) cingulate* (Gmelin, 1791), c: 下はカワアイ *Cerithidea (Cerithideopsilla) djadjariensis* (K. Martins, 1899).

る。堆積物食である。北海道南部から九州，朝鮮半島，中国大陸に分布し，内湾の砂泥質干潟に生息する。かつては各地の内湾域に多産していたが，東京湾や三浦半島では著しい減少傾向が認められる。イボウミニナと比較すると本種の生息地は多く，浜名湖以西の三河湾，伊勢湾，瀬戸内海，有明海等に健全な個体群が残されている。しかし，生息地場所は埋め立て等で減少している（風呂田，2000）。喜入干潟では粒の粗い砂礫～砂を好み，潮間帯の中流～下流に生息している。

ヘナタリ *Cerithidea (Cerithideopsilla) cingulate* (Gmelin, 1791) 吸腔目キバウミニナ科に属する腹足類，準絶滅危惧種である。殻は高い円錐形で，体層は幅広く，強い縦張肋がある。殻口は大きく外側に広がり，前端は水管溝を超えて延びる。縦肋は上部の螺層で強く，螺肋と交差して顆粒状になるが，下方に向かって弱まる。殻色は殻色と黄褐色の縞模様を体層に巡らす。発生様式はプランクトン発生である。堆積物食である。房総半島・北長門海岸から南西諸島，朝鮮半島，中国大陸，インド・西太平洋に分布し，内湾部の干潟や河口

汽水域の干潟，低潮帯表層に生息している。西日本や南西諸島では現在も多産地が少なくないが，東京湾や瀬戸内海中央部など湾奥の開発と汚染が著しい地域で激減し，岡山県では2000年以降死殻は多数見られるものの生貝は一カ所からしか見出されていない（行田，2003）。喜入干潟では粒子の細かい泥質～砂泥質を好み，潮間帯の中流～下流に生息している。

カワアイ *Cerithidea (Cerithideopsis) djadjariensis* (K. Martins, 1899) 吸腔目キバウミニナ科に属する腹足類。準絶滅危惧種である。殻は細長い円錐形である。体層の縦張肋が弱く，殻前端の張り出しが弱い。縦肋は上部の螺層で強く，螺肋と交差して顆粒状になるが，下方に向かって弱まる。縫合下とその次の螺溝の深さが同じである。発生様式はプランクトン発生である。堆積物食である。東北地方から南西諸島，朝鮮半島，中国大陸，インド・太平洋に分布し，内湾環境の干潟，河口域の汽水に生息している。潮間帯中部の泥地干潟を好む。かつて各地の内湾域にごく普通に生息していたが，東京湾や三浦半島では著しい減少傾向が認められる。浜名湖でも現在生息が確認できない。三河湾では汐川干潟の狭い範囲でのみかろうじて生息が確認できるにすぎず，伊勢湾でも個体数が著しく減少している場所が少なくない。伊勢湾以西から南西諸島にかけて健全な個体群が確認できる干潟が多いが，生息場所は埋め立て等で減少している（行田，2003）。喜入干潟ではヘナタリと同所的に，わずかに生息している。

ウミニナ科の生態に関する研究例としては，沖縄本島に生息するイボウミニナの個体群と餌資源の季節変動，また喜入マングローブに生息する4種の腹足類について垂直分布や塩分濃度と乾燥要因を報告した若松・富山（2000）の研究や，喜入干潟でのウミニナ科1種とフトヘナタリ科3種の分布と底質選好性を報告した真木ほか（2002）の研究や，喜入干潟に生息するウミニナ，ヘナタリ，フトヘナタリの三種のサイズ別の季節変動と新規加入について報告した吉住・富山（2010）の研究などがあげられる。

調査方法

2014年12月から2015年11月までの期間に毎月1回，大潮の日に調査を行った。時間帯は干潮時刻付近に設定した。調査地点A，Bにそれぞれ2カ所，ランダムに50 cm × 50 cmのコドラートを設置した。コドラート内を4分割し（25 cm × 25 cm），そのうちランダムに2つの範囲の砂泥を深さ約5～10 cm採取し，それらを1 mmメッシュの篩にかけ貝類を採取した。採集した貝類は研究室に持ち帰り，一度冷凍したのち分類した。そして分類した貝の出現数を記録し，ノギスで0.1 mmの精度で殻高の計測を行った。その後，乾燥機にて乾燥させチャック付ポリ袋に入れて保管した。

結果は月ごとの頻度分布，年間の個体数季節変化を表にした。そして過去の研究報告（春田，2011；前川，2012；前川ほか，2015）との比較を行い，環境の変化に対する巻貝類の変化を考察した。

結果

ウミニナのサイズ別頻度分布の季節変化

Station A (Fig.5)

2014年12月は6.1–22.0 mmの範囲で16.1–18.0 mmをピークとする一つの山型を示した。殻高の平均値は16.9 mmであった。最大値は20.5 mm，最小値は7.5 mmであった。

2015年1月は6.1–20.0 mmの範囲で8.1–10.0 mmと16.1–18.0 mmをピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は13.2 mmであった。最大値は19.5 mm，最小値は6.5 mmであった。2月は4.1–20.0 mmの範囲で，8.1–10.0 mmと16.1–18.0 mmをピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は13.4 mmであった。最大値は20.0 mm，最小値は4.1 mmであった。3月は4.1–20.0 mmの範囲で8.1–10.0 mmと16.1–18.0 mmをピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は12.0 mmであった。最大値は19.5 mm，最小値は4.1 mmであった。4月は4.1–20.0 mmの範囲で8.1–10.0 mmと16.1–18.0 mmをピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は12.0 mmであった。最

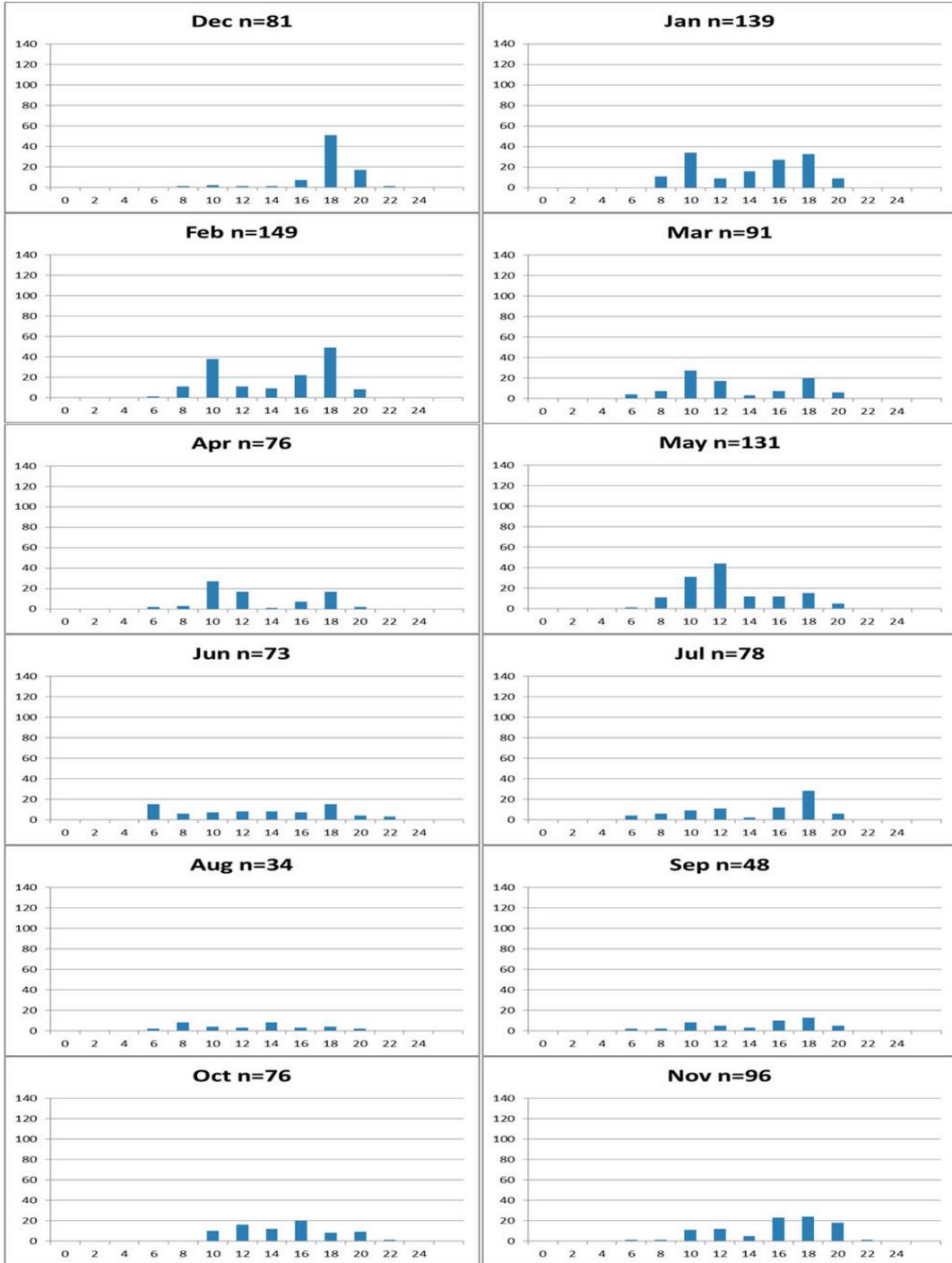


Fig. 5. Station A におけるウミナシのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採集個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

大値は 18.8 mm, 最小値は 5.0 mm であった。5 月は 4.1–20.0 mm の範囲で 10.1–12.0 mm と 16.1–

18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 11.7 mm であった。最大値は 19.7

mm, 最小値は 5.5 mm であった。6 月は 4.1–22.0 mm の範囲で 4.1–6.0 mm と 16.1–18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 12.0 mm であった。最大値は 21.5 mm, 最小値は 4.4 mm であった。7 月は 4.1–20.0 mm の範囲 10.1–12.0 mm と 16.1–18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 13.6 mm であった。最大値は 19.2 mm, 最小値は 5.0 mm であった。8 月は 4.1–20.0 mm の範囲で 6.1–8.0 mm と 12.1–14.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 11.4 mm であった。最大値は 18.5 mm, 最小値は 5.4 mm であった。9 月は 4.1–20.0 mm の範囲で 8.1–10.0 mm と 16.1–18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 13.7 mm であった。最大値は 19.4 mm, 5.6 mm であった。10 月は 8.1–22.0 mm の範囲で 10.1–12.0 mm と 14.1–16.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 13.8 mm であった。最大値は 21.6 mm, 最小値は 8.4 mm であった。11 月は 4.1–22.0 mm の範囲で, 10.1–12.0 mm と 16.1–18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 14.9 mm であった。最大値は 20.3 mm, 最小値は 4.4 mm であった。

Station A での年間の殻高の平均値は 13.2 mm, 最大値は 10 月の 21.6 mm, 最小値は 2 月と 3 月の 4.1 mm であった。

Station B (Fig.6)

2014 年 12 月は 6.1–20.0 の範囲で 10.1–12.0 mm と 16.1–18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 14.4 mm であった。最大値は 19.6 mm, 最小値は 8.0 mm であった。2015 年 1 月は 4.1–24.0 mm の範囲で 16.1–18.0 mm をピークとする一つの山型を示した。殻高の平均値は 14.6 mm であった。最大値は 22.3 mm, 最小値は 5.6 mm であった。2 月は 4.1–22.0 mm の範囲で 10.1–12.0 mm と 16.1–18.0 mm を主なピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 15.4 mm であった。最大値は 22.0 mm, 最小値は 5.7 mm であった。3 月は 4.1–24.0 mm の範囲で 6.1–8.0 mm と 16.1–18.0 mm をピークとする二つの山型

を示した。殻高の平均値は 15.4 mm であった。最大値は 22.3 mm, 最小値は 5.3 mm であった。4 月は 4.1–22.0 mm の範囲で 6.1–8.0 mm と 16.1–18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 16.4 mm であった。最大値は 21.0 mm, 最小値は 4.9 mm であった。5 月は 4.1–22.0 mm の範囲で 8.1–10.0 mm と 16.1–18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 14.7 mm であった。最大値は 21.5 mm, 最小値は 5.3 mm であった。6 月は 4.1–20.0 mm の範囲で 8.1–10.0 mm と 16.1–18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 15.8 mm であった。最大値は 19.3 mm, 最小値は 6.0 mm であった。7 月は 4.1–20.0 mm の範囲で 8.1–10.0 mm と 14.1–18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 13.8 mm であった。最大値は 19.9 mm で, 最小値は 4.8 mm であった。8 月は 4.1–20.0 mm の範囲で 10.1–12.0 mm をピークとする一つの山型を示した。殻高の平均値は 12.2 mm であった。最大値は 19.1 mm, 最小値は 5.0 mm であった。9 月は 8.1–24.0 mm の範囲で 8.1–10.0 mm と 16.1–18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。また, 22.1–24.0 mm にも 1 個体確認された。殻高の平均値は 14.8 mm であった。最大値は 22.3 mm, 最小値は 8.1 mm であった。10 月は 4.1–24.0 mm の範囲で 10.1–12.0 mm と 14.1–16.0 mm をピークとする二つの山型を示した。また, 4.1–6.0 mm にも 4 個体確認された。殻高の平均値は 13.5 mm であった。最大値は 23.2 mm, 最小値は 4.1 mm であった。11 月は 4.1–24.0 mm の範囲で 6.1–8.0 mm と 16.1–18.0 mm を主なピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 12.5 mm であった。最大値は 23.2 mm, 最小値は 4.8 mm であった。

Station B での年間の殻高の平均値は 16.8 mm, 最大値は 10 月と 11 月の 23.2 mm, 最小値は 10 月の 4.1 mm であった。

ヘナタリの仲間のサイズ別頻度分布の季節変化

Station A (Fig. 7)

2014 年 12 月は 6.1–24.0 mm の範囲で 6.1–10.0 mm と 16.1–22.0 mm をピークとする二つの山型

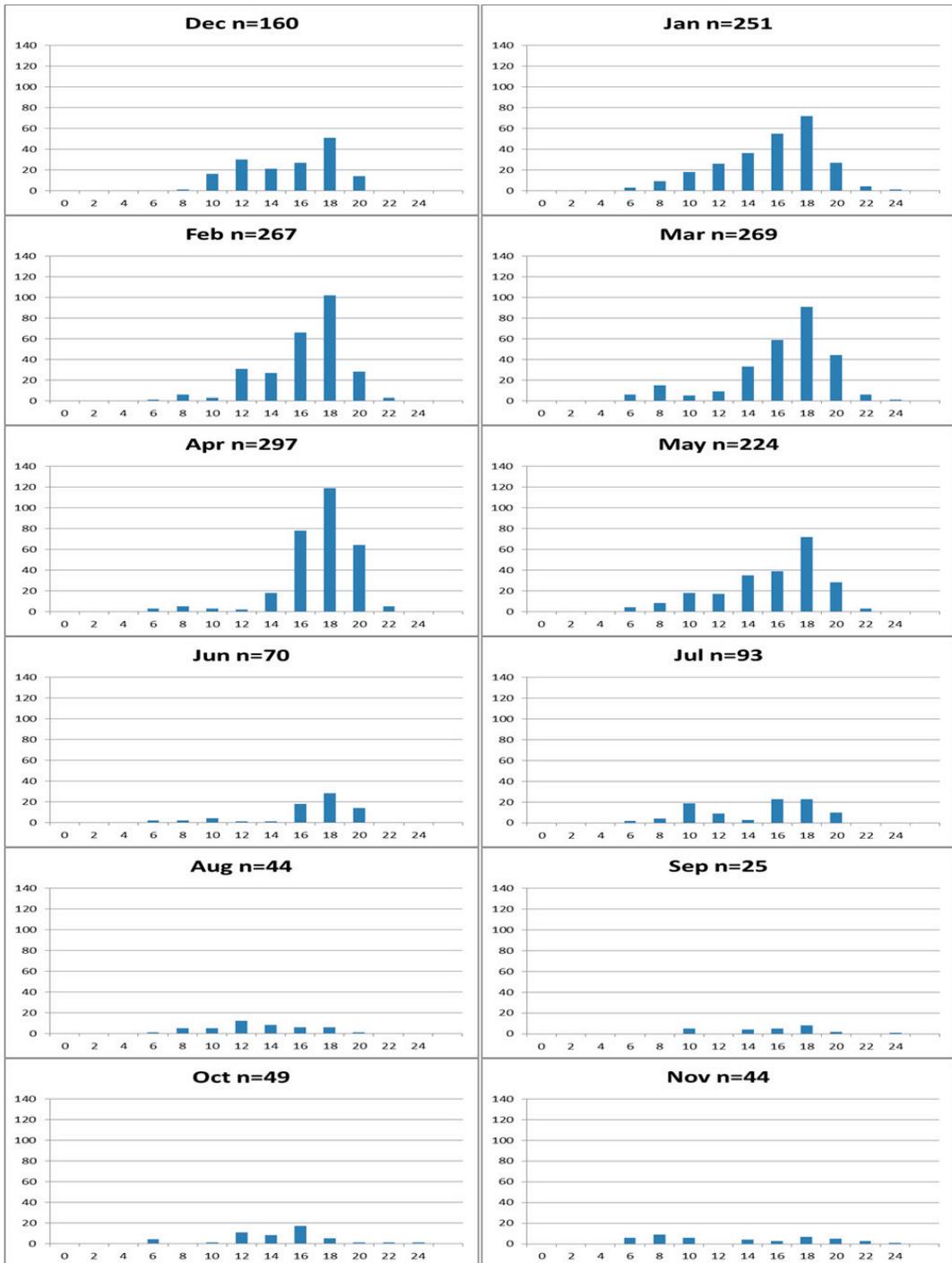


Fig.6. Station B におけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採集個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

を示した。殻高の平均値は 18.7 mm であった。最大値は 23.5 mm, 最小値は 8.0 mm であった。

2015 年 1 月は 10.1–24.0 mm の範囲で 16.1–18.0 mm をピークとする一つの山型を示した。殻高の

平均値は 17.4 mm であった。最大値は 24.0 mm, 最小値は 10.5 mm であった。2 月は 8.1–22.0 mm の範囲で 18.1–20.0 mm をピークとする一つの山型を示した。また, 8.1–10.0 mm にも 1 個体確認された。殻高の平均値は 17.7 mm であった。最大値は 21.1 mm, 最小値は 9.5 mm であった。3 月は 10.1–24.0 mm の範囲で 18.1–20.0 mm をピークとする一つの山型を示した。殻高の平均値は 18.1 mm であった。最大値は 22.1 mm, 最小値は 10.9 mm であった。4 月は 8.1–26.0 mm の範囲で 18.1–20.0 mm をピークとする一つの山型を示した。また 8.1–10.0 mm にも 2 個体確認された。殻高の平均値は 18.2 mm であった。最大値は 25.6 mm, 最小値は 8.4 mm であった。5 月は 6.1–22.0 mm の範囲で 10.1–12.0 mm と 16.1–18.0 mm と 20.1–22.0 mm をピークとする三つの山型を示した。殻高の平均値は 16.2 mm であった。最大値は 21.8 mm, 最小値は 8.0 mm であった。6 月は 4.1–24.0 mm の範囲で 6.1–8.0 mm と 12.1–14.0 mm と 18.1–20.0 mm をピークとする三つの山型を示した。殻高の平均値は 18.0 mm であった。最大値は 23.9 mm, 最小値は 5.7 mm であった。7 月は 8.1–26.0 mm の範囲で 16.1–18.0 mm をピークとする一つの山型を示した。殻高の平均値は 18.5 mm であった。最大値は 25.7 mm, 最小値は 9.9 mm であった。8 月は 10.1–26.0 mm の範囲で 12.1–14.0 mm と 18.1–20.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 19.1 mm であった。最大値は 24.2 mm, 最小値は 11.1 mm であった。9 月は 10.1–26.0 mm の範囲で 20.1–22.0 mm をピークとする一つの山型を示した。殻高の平均値は 19.7 mm であった。最大値は 25.2 mm, 最小値は 11.2 mm であった。10 月は 16.1–24.0 mm の範囲で 20.1–22.0 mm をピークとする一つの山型を示した。殻高の平均値は 20.0 mm であった。最大値は 22.5 mm, 最小値は 16.5 mm であった。11 月は 14.1–24.0 mm の範囲で 20.1–22.0 mm をピークとする一つの山型を示した。殻高の平均値は 20.0 mm であった。最大値は 23.4 mm, 最小値は 15.7 mm であった。

Station A での年間の殻高の平均値は 18.3 mm

で, 最大値は 7 月の 25.7 mm, 最小値は 6 月の 5.7 mm となった。

Station B (Fig. 8)

2014 年 12 月は 8.1–22.0 mm の範囲で 18.1–20.0 mm をピークとする一つの山型を示した。また 8.1–10.0 mm にも 1 個体確認された。殻高の平均値は 18.9 mm であった。最大値は 21.7 mm, 最小値は 9.2 mm であった。2015 年 1 月は 20.1–22.0 mm の範囲で 1 個体のみ確認された。殻高は 23.2 mm であった。2 月は 16.1–24.0 mm の範囲で 18.1–22.0 mm をピークとする一つの山型を示した。殻高の平均値は 20.4 mm であった。最大値は 23.2 mm, 最小値は 17 mm であった。3 月は 16.1–24.0 mm の範囲で 18.1–20.0 mm を底とする V 字型を示した。殻高の平均値は 21.1 mm であった。最大値は 23.0 mm, 最小値は 18.0 mm であった。4 月は 20.1–22.0 mm の範囲で 1 個体, 22.1–24.0 mm の範囲で 1 個体の計 2 個体確認された。殻高の平均値は 21.7 mm であった。最大値は 22.2 mm, 最小値は 21.2 mm であった。5 月は 16.1–18.0 mm の範囲で 1 個体, 20.1–22.0 mm の範囲で 1 個体の計 2 個体確認された。殻高の平均値は 19.2 mm であった。最大値は 20.7 mm, 最小値は 17.6 mm であった。6 月は個体が確認されなかった。7 月は 4.1–26.0 mm の範囲で 6.1–8.0 mm と 16.1–18.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 16.2 mm であった。最大値は 24.6 mm, 最小値は 6.0 mm であった。8 月は 10.1–22.0 mm の範囲で 18.1–20.0 mm をピークとする一つの山型を示した。また, 10.1–12.0 mm にも 1 個体確認された。殻高の平均値は 18.7 mm であった。最大値は 21.6 mm, 最小値は 10.7 mm であった。9 月は 16.1–24.0 mm の範囲で 18.1–20.0 mm をピークとする一つの山型を示した。殻高の平均値は 19.0 mm であった。最大値は 22.8 mm, 最小値は 3.4 mm であった。10 月は 2.1–26.0 mm の範囲で 4.1–6.0 mm と 18.1–20.0 mm をピークとする二つの山型を示した。殻高の平均値は 17.1 mm であった。最大値は 24.6 mm, 最小値は 3.4 mm であった。11 月は 4.1–20.0 mm の範囲で 6.1–8.0

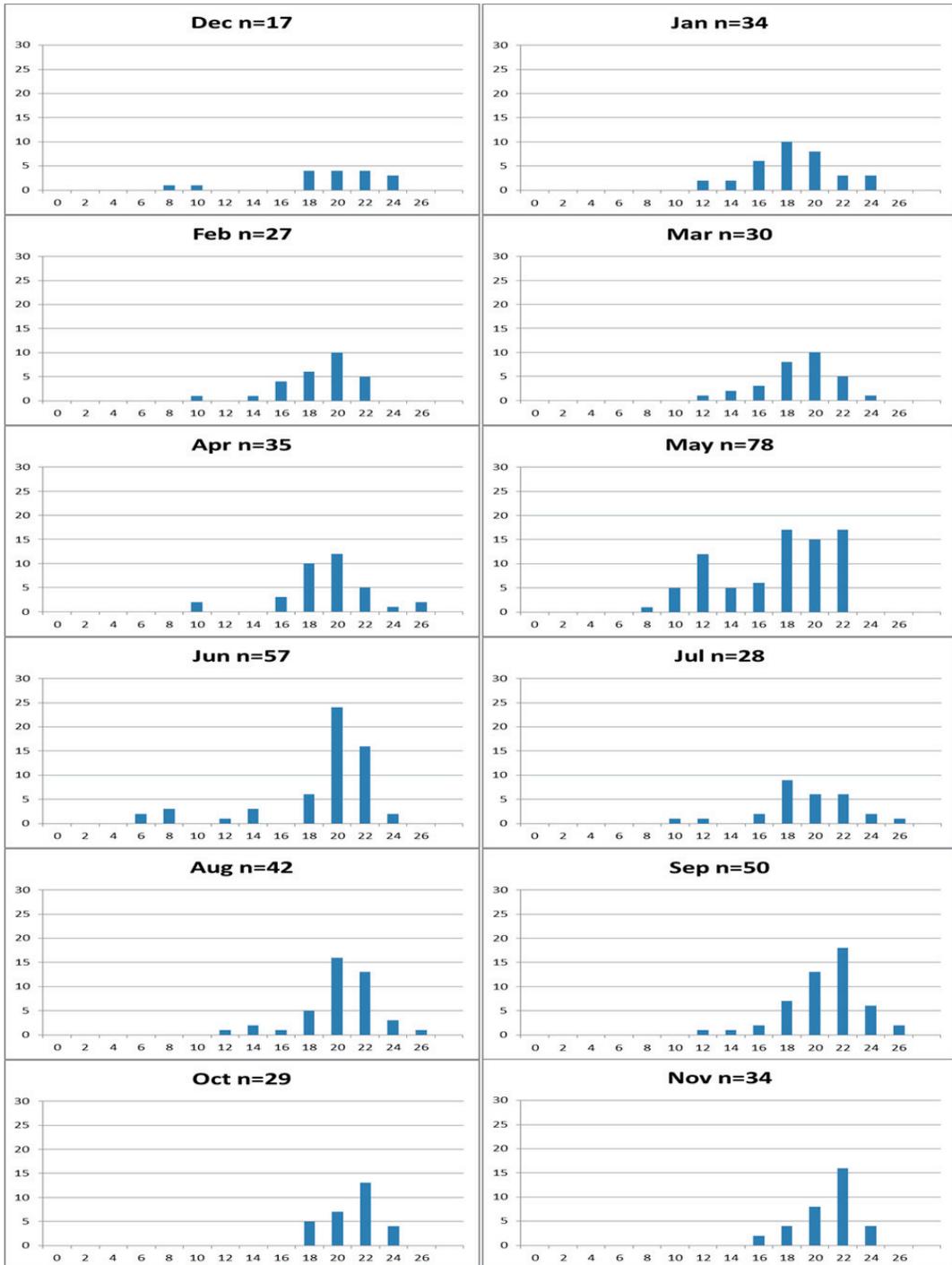


Fig. 7. Station A におけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採集個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

mm をピークとする一つの山型を示した。また 18.1–20.0 mm にも 1 個体確認された。殻高の平

均値は 8.2 mm であった。最大値は 19.9 mm、最小値は 5.9 mm であった。

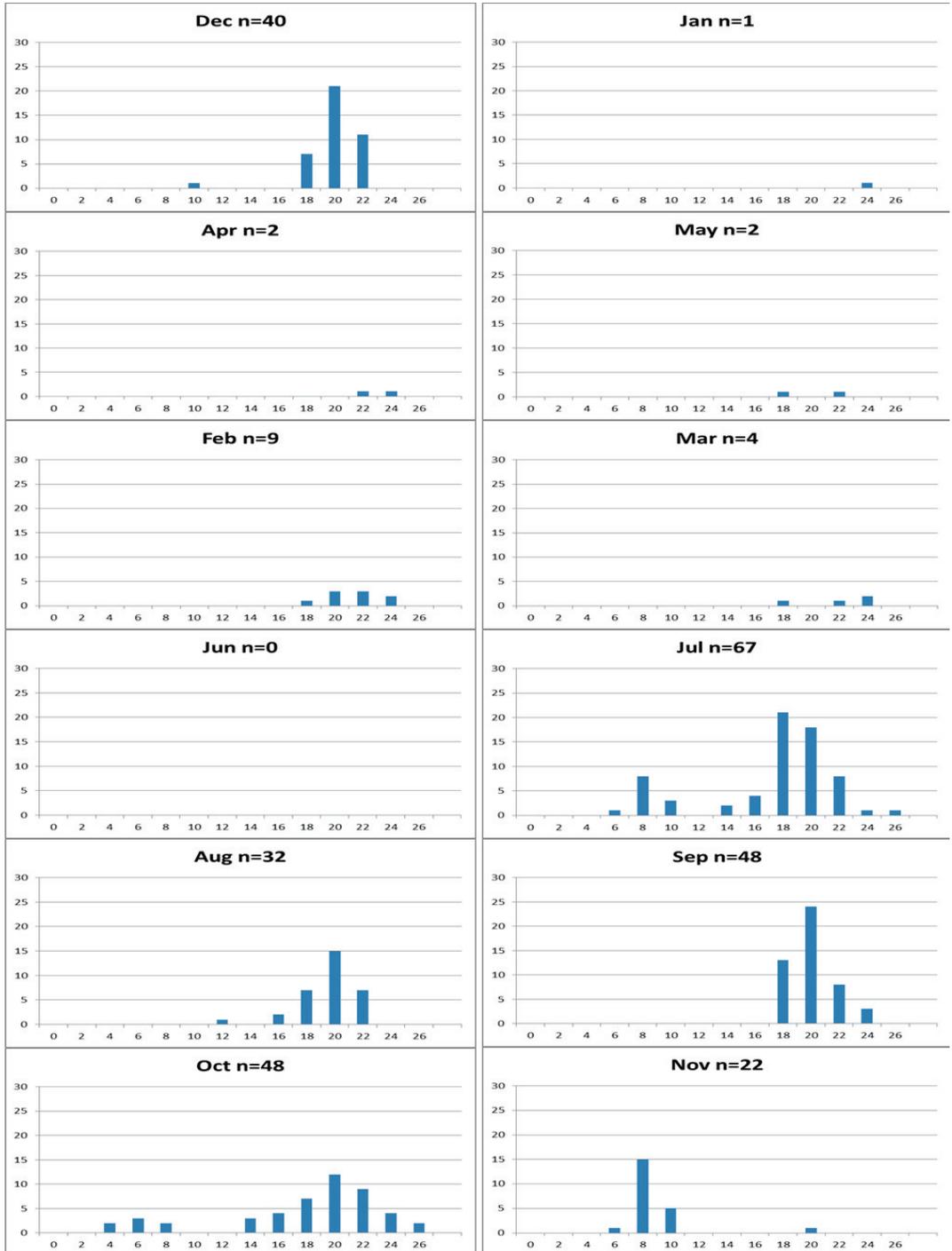


Fig. 8. Station B におけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム、縦軸は採集体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

Station B での年間の殻高の平均値は 17.2 mm、最大値は 7 月と 10 月の 24.6 mm、最小値は 9 月

と 10 月の 3.4 mm であった。

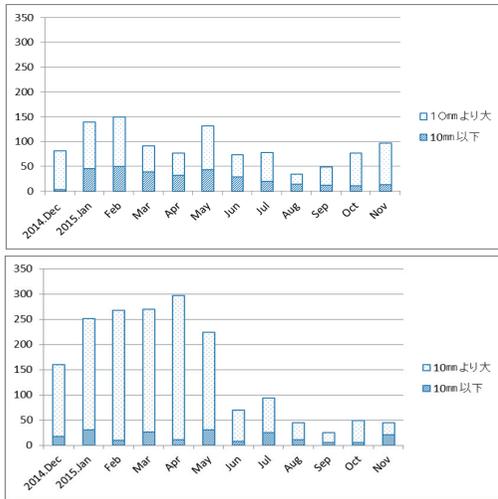


Fig. 9. ウミナナの総個体数の季節変化。上の図は Station A, 下の図は Station B の個体数季節変化である。縦軸は個体数 (点描部は殻高 10 mm を超える個体, 斜線部は殻高 10 mm 以下の個体を示す), 横軸は採集した月を示す。

ウミナナの個体数の季節変化

Station A

年間の総個体数は 1,072 個体であった。最も多かったのは 2 月の 149 個体で、最も少なかったのは 8 月の 34 個体であった。12 月から 2 月にかけて個体数が増加した。その後個体数が減少していき、4 月は 2 月の約 1/2 の 76 個体まで減少した。そして 5 月に再び 131 個体まで増加し、6 月にまた減少した。最も少ない個体数を確認した 8 月以降は毎月増加していき、11 月は 2 月の約 2/3 の 96 個体まで回復した。

また年間の 10 mm 以下の個体数は 307 個体であった。そのうち最も多かったのは 2 月の 50 個体で、最も少なかったのは 12 月の 3 個体であった。1 月は 12 月の 15 倍の 45 個体まで急増した。2 月は少し増加した後、3 月 4 月と減少し、4 月は 32 個体であった。5 月は少し増加し 43 個体確認された。6、7 月と約 10 個体ずつ減少した。その後の 8、9、10、11 月はほぼ横ばいであった。

総個体数に対する 10 mm 以下の個体数を百分率で表してみたところ、年間 28.6%、最大は 4 月の 42.1%、最小は 12 月の 3.7% であった。

Station B

年間の総個体数は 1,793 個体であった。最も多かったのは 4 月の 297 個体で、最も少なかったのは 9 月の 25 個体であった。12 月から 4 月にかけて毎月個体数が増加した。4 月は 12 月の個体数の約 2 倍の 297 個体になった。5、6 月と個体数は減少していき、6 月は 4 月の約 1/4 の 70 個体まで激減した。7 月は少し個体数が増加した。8、9 月は再び減少した。10 月に少し個体数が増加し、11 月は 10 月とほぼ横ばいであった。

また年間の 10 mm 以下の個体数は 199 個体であった。そのうち最も多かったのは 1 月と 5 月の 30 個体で、最も少なかったのは 9 月と 10 月の 5 個体であった。12 月から 8 月までは毎月増加と減少を繰り返した。9 月は 8 月の約 1/2 の 5 個体に減少し、10 月は 9 月と同数の個体数であった。11 月は 9、10 月の約 4 倍の 21 個体まで急増した。

総個体数に対する 10 mm 以下の個体数を百分率で表してみたところ、年間 11.1%、最大は 11 月の 47.7%、最小は 2 月の 3.7% であった。

ヘナタリの仲間の個体数の季節変化

Station A

年間の総個体数は 461 個体であった。最も多かったのは 5 月の 78 個体で、最も少なかったのは 12 月の 17 個体であった。12 月から 1 月にかけて 2 倍に増加し、2 月に少し減少した後毎月少しずつ増加していった。5 月は急激に増加して、前の月の 4 月の約 2 倍の 78 個体であった。6、7 月は個体数が減少し、7 月には 5 月の約 1/3 の 28 個体だった。その後 8、9 月と個体数が増加した。しかし 10 月には再び減少した。11 月は少し増加した。

また年間の 10 mm 以下の個体数は 17 個体であった。そのうち最も多かったのは 5 月の 6 個体で、最も少なかったのは 1、3、8、9、10、11 月で個体数が確認されなかった。12 月から 4 月まで毎月、個体数は減少と増加を繰り返した。5 月に増加した後、6、7 月は減少した。8 月以降、個体数は確認されなかった。

総個体数に対する 10 mm 以下の個体数を百分率で表してみたところ、年間 3.9%、最大は 6

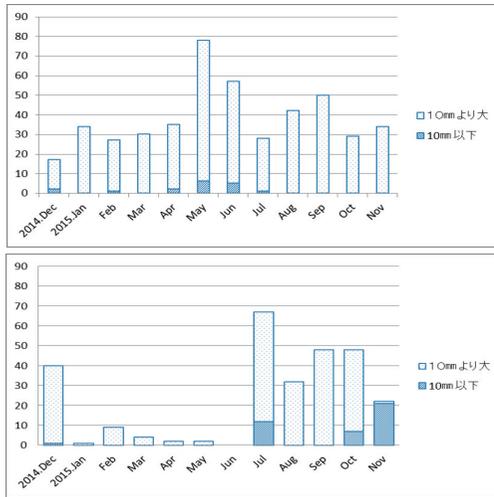


Fig. 10. ヘナタリの仲間の総個体数の季節変化. 上の図は Station A, 下の図は Station B の個体数季節変化である. 縦軸は個体数 (点描部は殻高 10 mm を超える個体, 斜線部は殻高 10 mm 以下の個体を示す), 横軸は採集した月を示す.

月の 8.8%, 最小は 1, 3, 8, 9, 10, 11 月で 0% であった.

Station B

年間の総個体数は 275 個体であった. 最も多かったのは 7 月の 67 個体で, 最も少なかったのは 6 月で個体数が確認されなかった. 1 月は 12 月から激減してわずか 1 個体であった. 2 月は少し増加し 9 個体確認された. その後, 個体数が減少していき 6 月には個体数が確認されなかった. しかし 7 月には 67 個体に急激に増加した. 8 月は再び減少し, 9 月に少し増加した. 10 月は 9 月と個体数が同数確認された. そして 11 月は 9, 10 月の約 1/2 の 22 個体であった.

また年間の 10 mm 以下の個体数は 41 個体であった. そのうち最も多かったのは 11 月の 21 個体で, 最も少なかったのは 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9 月で個体数が確認されなかった. 12 月に 1 個体確認された後, 6 月までは個体が確認されなかった. 7 月は急激に増加し 12 個体だった. 8, 9 月は再び個体が確認されなかった. 10 月は 7 個体確認され, 11 月は 10 月の 3 倍の 21 個体であった.

総個体数に対する 10 mm 以下の個体数を百分

率で表してみたところ, 年間は 14.9%, 最大は 11 月の 95.5%, 最小は 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9 月で 0% であった.

■ 考察

ウミニナのサイズ別頻度分布の季節変化について

Station A では, 12 月以外 10 mm 付近と 18 mm 付近の 2 つの山型のグラフになった. 1-5 月は, 10 mm 付近の個体が他の月よりも比較的が多いことが分かった. 前川ほか (2015) の報告によると, 2014 年もほとんどの月で 10 mm 付近と 18 mm 付近の 2 つの山型のグラフになった. 同様に, Station A では 2014 年と似たようなサイズ分布になった.

Station B では, 12 mm 付近と 18 mm 付近の 2 つの山型のグラフになった月が多かった. 前川ほか (2015) の報告によると, 2011 年は春から夏にかけて 6-9 mm, 15-20 mm の範囲で 2 つの山型を示し, 2012 年以降は徐々に 10-18 mm 範囲の一つ山へと変化した. 今研究でも春から夏にかけて 10 mm 付近で山型がみられていない. したがって 2011 年は, 各月 10 mm 付近の大きさの幼貝が比較的に見られていたが, 2012 年以降の Station B では, 各月幼貝よりも 18 mm 付近の大きさの成貝が見られていると考えられる.

これらの結果から, Station A より Station B の方がやや大きく成長していると思われる. Station B では 2012 年以降, 各月が構成する個体の大きさが変化していると考えられる.

ヘナタリの仲間のサイズ別頻度分布の季節変化について

Station A では, 20 mm 付近の一つの山型のグラフになった月が多かった. 前川ほか (2015) の報告によると, 2013 年に 10 mm 付近の個体が多く確認されたが, 2014 年は 20 mm 付近の個体が多く確認された. したがって 2014 年以降の Station A では, 各月比較的に 10 mm 付近の大きさの幼貝よりも 20 mm 付近の成貝が見られていると考えられる.

Station B では, あまり個体が確認されなかった.

個体の数が、ある程度確認された月では、20 mm 付近でグラフが山型を示していた。前川 (2012)、前川ほか (2015) の報告によると、2012 年は 10 mm 付近の個体が多く確認されたが、しかし 2013 年以降は 10 mm 付近の大きさの個体よりも 20 mm 付近の大きさの個体の方が多く確認されている。したがって 2012 年は比較的多く幼貝が見られていたが、2013 年以降の Station B では、幼貝よりも 20 mm 付近の大きさの成貝が見られていると考えられる。

これらの結果から、Station A では 2014 年以降、Station B では 2013 年以降、各月が構成する個体の大きさが変化していると考えられる。

ウミナナの個体数の季節変化

Station A では 3 月から減少してきた個体数が 5 月に増加し、また減少している。これは春に向けて個体数が増加し、夏に向けて減少していると示唆している杉原 (2002)、田上 (2004)、安永 (2008)、春田 (2011) の調査報告とほぼ同様であった。8 月は個体数が最少という結果になった。巻貝類の生活史は生活環境によって異なる場合があるが、喜入干潟では過去の研究報告から、7-8 月が繁殖期、9-10 月が幼貝として着底後、幼貝のまま冬を越し、3 年目の 6-8 月に成熟することが分かっている (金田・富山, 2013)。生殖活動のため夏に向けて個体が集合して、8 月は別の場所で生殖活動を行ったのではないかと考えられる。また、冬から春にかけて新規加入個体が増加している。これは別地点で産卵されたものが Station A で着底した、もしくは別地点で着底したものが移動してきたのではないかと考えられる。

Station B では、個体数が 4 月まで増加傾向にあり、5 月から減少傾向にある。これは春に向けて個体数が増加し、夏に向けて減少していると示唆している杉原 (2002)、田上 (2004)、安永 (2008)、春田 (2011) の調査報告とほぼ同様であった。夏は別の場所で生殖活動を行ったのではないかと考えられる。また、吉住 (2010) と前川 (2012) は 10-11 月に新規加入個体が確認されたと示唆している。2015 年 11 月も約半数が新規加入個体であっ

たため、上記の考え方が当てはまると考えられる。夏に産卵され、孵化した個体が着底したのではないかと考えられる。

Station A、Station B ともに冬に総個体数が多い傾向がある。これは干潟上に流入している地下水に関係していると考えられる。地下水は海水の表面水よりも温度が高いため、寒い冬を耐えしのぐのに好都合である。したがって、その周辺に個体が集合したのではないかと考えられる。もしくは潮の満ち引きの関係で個体が集合しやすい場所ができたのではないかと考えられる。

年間の 10 mm 以下の個体、つまり次世代を担う個体は Station A では 2012 年から毎年減少している。小島 (2003) の研究によると、喜入干潟に生息するウミナナはプランクトン幼生による広域分散過程をもつ。風呂田 (2000) はこのような広域分散過程をもつ多くの底生生物にとって、干潟の着底場所の消失による局所個体群のネットワーク消失が、種の衰退の原因であると推測した。Station A で毎年新規加入個体が減少したのは、これも理由の一つであると考えられる。今研究では、先行研究 (2013.12-2014.11) よりも新規加入個体は増加した。これは生態が少しずつ回復してきていると考えられる。しかし、干潟が掘削される前の新規加入個体数にはまだ及ばないことから、完全に生態が回復したとはいえないと推測される。

ヘナタリの仲間の個体数の季節変動

Station A では春から夏にかけて個体数が増加している。生活環境によって異なることがあるが、喜入干潟でのヘナタリの仲間の生活史は、夏に産卵し (鋼尾, 1963)、秋に着底、2 年目に成熟個体となる。また、ヘナタリは世代交代が他の腹足類よりも比較的遅く、産卵も少ないという報告がある。したがって春から夏にかけて個体数が増加しているのは生殖活動のためであると考えられる。8-11 月に新規加入個体が確認されなかったのは別の場所に着底したのではないかと考えられる。もしくは繁殖が行われていない、性成熟した成貝の減少などが考えられる。

Station B では、5-8 月に個体数が増加している。

これは前川（2012）の研究でも同じような結果が出ている。これは生殖活動のために、個体が集合したからであると考えられる。また11月に新規加入個体が増加しているのは、夏に産卵され、孵化した個体が着底したのではないかと考えられる。冬から春に個体数が減少しているのは別の場所に個体が移動したからではないかと考えられる。Station Bでは、ほとんどの月で新規加入個体がみられない。これは別の場所に着底したのではないかと考えられる。もしくは繁殖が行われていない、性成熟した成員の減少などが考えられる。

年間の10 mm以下の個体、つまり次世代を担う新規加入個体はStation A、Station Bともに昨年一年間よりわずかながら増加している。しかし、先行研究（2013.12–2014.11）、今研究と新規加入個体の数自体は少ない。このまま個体数の大きな増加がなければ種は衰退していきだろう。したがって、完全に生態が回復したとはいえないと推測される。

ウミナナとヘナタリの仲間の総個体数をみると、先行研究よりStation Aは減少し、Station Bは増加していることが分かる。Station Aでは2011年から干潟の掘削が行われ、個体数の減少が起きた。次世代を担う新規加入個体の大きな増加がみられないことから、Station AではStation Bよりも生態が回復するまでに時間を要するのではないかと推測される。また各月の両地点の個体数の比較をすると、ウミナナはStation B、ヘナタリの仲間はStation Aに生息している傾向が強かった。したがって、ウミナナ、ヘナタリの仲間の同所的な生息が不可能になっている可能性もある。

■ おわりに

この五年間の変化を観察してみて、防災道路整備事業が干潟上の巻貝類の生態へ影響を与えていることは否定できないだろう。総個体数の減少は現在でも続いている。この減少傾向が今後も続いていくのであれば、種は衰退の道を歩むことになるだろう。しかし、小規模であるが新規加入個

体が増加したとの結果も出ている。この新規加入個体が、今後成長していき、子孫を残していけば、個体数の減少または種の絶滅を阻止できるかもしれない。それが何年先になるか、これから継続した調査が必要である。その際、点ではなく干潟上を面としてとらえた調査や干潟の高さ計測も行う必要があると考える。

干潟は生物に対して、生息機能、水質浄化機能、生物生産機能、親水機能などの様々な役割をもっている。その重要性は世界でも評価され、現在、干潟はラムサール条約によって保全される湿地の一つとされている。日本でも千葉県谷津干潟、愛知県藤前干潟、熊本県荒尾干潟がラムサール条約登録湿地になっているなど、干潟への保全意識は高まりつつある。干潟の破壊は、生物にとっての重要な機能を奪い、生物の多様性に繋がりにくくなる。今後、現存している干潟が破壊を受けることのないように今研究を報告したい。2020年には東京オリンピックが開催される。1960年代にはオリンピックを開催するために、東京湾の多くの干潟が失われた。人間の都合の良いように物事を進めていくのではなく、環境保全にも目を向けていかなければならないことが、これからますます必要となっていくのではないだろうか。

■ 謝辞

今研究を行うにあたって、研究に対するご指導と助言を頂いた鹿児島大学理学部富山研究室の皆様にご心よりお礼申し上げます。また、調査や論文作成にあたり多くの助言やご協力を頂きました生態学研究室の先輩方、4年生の皆様にも深くお礼を申し上げます。本稿の作成に関しては、「鹿児島県レッドデータブック第二版作成」の調査・編集作業予算（鹿児島県自然保護課）、日本学術振興会科学研究費助成金の、平成26・27年度基盤研究（A）一般「亜熱帯島嶼生態系における水陸境界域の生物多様性の研究」26241027-0001・平成27年度基盤研究（C）一般「島嶼における外来種陸産貝類の固有生態系に与える影響」15K00624・平成27年度特別経費（プロジェクト分）—地域貢献機能の充実—「薩南諸島の生物多

様性とその保全に関する教育研究拠点整備」, および, 2014 年度・2015 年度鹿児島大学学長裁量経費, 以上の研究助成金の一部を使用させて頂きました。以上, 御礼申し上げます。

引用文献

- 安達建夫. 2012. 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. 日本ベントス学会編. 東海大学出版会.
- 安達建夫. 2014. 干潟の自然と文化. 山下博由・李善愛編. 東海大学出版部.
- 行田義三. 2003. 貝の図鑑 — 採集と標本の作り方. 南方新社.
- 風呂田利夫. 2000. 湾内の巻貝, 絶滅と保全 — 東京湾のウミナガ類衰退からの考察. 月刊海洋号外, (20): 74-82.
- 春田拓志・富山清升. 2011. 鹿児島湾喜入干潟での防災道路整備事業における巻貝類の生態. 2010 年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 上村了美・土屋 誠. 2006. 沖縄本島におけるイボウミナガ个体群および餌資源の季節変動. *Venus*, 66 (3-4): 191-204.
- 金田竜祐・中島貴幸・片野田裕亮・富山清升. 2013. 鹿児島県喜入干潟における海産巻貝. ウミナガ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869) (腹足綱ウミナガ科) の貝殻内部成長線分析. *Nature of Kagoshima*, 39: 127-136.
- Kojima, S., Ota, N., Mori, K., Kurizumi, T. and Furuta, T. 2001. Molecular phylogeny of Japanese Gastropods in the genus *Batillaria*. *Journal of Molluscan Studies*, 67: 377-384.
- 真木英子・大滝陽美・富山清升. 2002. ウミナガ科 1 種とフトヘナタリ科 3 種の分布と底質選好性: 特にカワアイを中心にして. *Venus*, 61 (1-2): 61-76.
- 森田昌之. 1986. 東京湾およびその周辺に産する潮間帯腹足類ウミナガ属の比較生物学的観察. 東邦大学特別問題研究報告. 30 pp.
- 大滝陽美・真木英子・富山清升. 2001. 北限マングローブ林周辺の周辺干潟における腹足類 5 種の垂直分布. 九州の貝, 57: 35-44.
- 佐藤正典. 2000. 有明海の生きものたち — 干潟・河口域の生物多様性. 海遊舎.
- 佐藤正典. 2014. 海をよみがえらせる — 諫早湾の再生から考える. 岩波書店.
- 杉原祐二・富山清升. 2002. ウミナガ (*Batillaria multiformis*) 集団におけるサイズ頻度分布季節変動の個体群間比較. 2001 年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 田上英憲・富山清升. 2004. 干潟におけるウミナガ (*Batillaria multiformis*) の生活史. 2003 年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 武内麻矢・富山清升. 2004. 鹿児島県喜入干潟におけるフトヘナタリの生活史及びウミナガ類の鹿児島県内における分布. 2003 年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 田代美穂・富山清升. 2001. 濁沼水系におけるカワザンショウガイの分布と各地域の個体群構造. *Venus*, 60 (1-2): 79-91.
- 和田恵次. 2000. 干潟の自然史 — 砂と泥に生きる動物たち. 京都大学学術出版会.
- 若松あゆみ・富山清升. 2000. 北限マングローブ林周辺干潟におけるウミナガ類分布の季節変化. *Venus*, 59 (3): 225-243.
- 渡部忠重. 1995. カワアイとフトヘナタリの産卵. 貝類学雑誌, 18: 204-205.
- 山本百合亜・和田恵次. 1999. 干潟に生息するウミナガ科貝類 4 種の分布とその要因. *南紀生物*, 41: 15-22.
- 安永洋子. 2008. 干潟におけるウミナガ (*Batillaria multiformis*) の生活史. 2007 年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 吉住嘉宗・富山清升. 2010. 鹿児島県喜入干潟における巻貝相の生態学的研究. 2009 年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.