

鹿児島湾喜入での防災整備事業により破壊された干潟における 腹足類貝類の動物相の生態回復

村永 蓮・高田滉平・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

干潟は河川が運んだ土砂が河口付近や湾奥などの海底に堆積し、干潮の際に海面上へ姿を現したものであり、水質浄化や生物多様性の保全など重要な役割を持った環境である。日本の干潟は、全国で過去 60 年の間に 40% が失われた (花輪, 2006)。干潟は遠浅で開発がしやすいことから、埋め立てや干拓の対象になってきた。これらの一度消失した干潟は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困難である。鹿児島湾喜入町愛宕川支流河口干潟である喜入干潟は、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 年から始まった道路整備事業の工事によって喜入干潟の一部が破壊され、干潟上の生物相が大きな被害を受けた。この干潟の破壊が干潟上の生物相へどれほどの影響を与えているか調査する必要性を感じ、研究することとした。喜入干潟には非常に多くの巻貝類が生息している。その中でも特に多く生息している、ウミニナ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869)、ヘナタリ *Cerithidea (Cerithideopsis) cingulate* (Gmelin, 1791)、カワアイ *Cerithidea (Cerithideopsis) djadjariensis* (K.

Martins, 1899) が多く生息している。採集もしやすく、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、今研究ではこの 2 種をヘナタリの仲間としてまとめた。防災道路整備事業が巻貝類の生態へどれほど影響するかを比較するため、二つの調査地点を設置した。一つ目は干潟上に建設されている橋の真下で Station A、二つ目は工事による直接的な影響をあまり受けていないと思われる愛宕川支流の近くで Station B とした。調査は 2017 年 1 月から同年 12 月まで行った。毎月 1 回採取したウミニナとヘナタリの仲間について、各月土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、ウミニナの新規加入個体数は、Station A では昨年よりも増加している。Station B においては 10 mm 以上の成員の個体数が増加する一方で、10 mm よりも小さい新規加入個体の減少傾向が続いていた中、2015 年の研究では少し増加したが、昨年の研究では新規加入個体は少し減少した。今年の研究では昨年と比較すると新規加入個体は増加した。ヘナタリの新規加入個体は Station A では昨年とほぼ同様に、Station B では昨年よりかなり増加している。昨年は一昨年より Station A、Station B ともに減少しており、新規加入個体も少ないことから完全に回復傾向が続いているとは言えないと推測されていたが、今年の結果をしてみると個体数、新規加入個体は昨年に比べ Station A、Station B ともに増加しており、わずかではあるが回復傾向が見られるのではないかと推測される。2012 年以降急激に個体数の減少傾向が続いていき、2013、2016 年では一時増加しており、今年も増加が見られたため少しずつ生態

Muranaga, R., K. Takada and K. Tomiyama. 2018. The habitation recovery of snail fauna in the disturbance of road construction at the tideflat in Kiire, Kagoshima, Japan. *Nature of Kago-shima* 44: 233-248.

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

Published online: 22 Mar. 2018

http://journal.kagoshima-nature.org/archives/NK_044/044-032.pdf

が回復しているのではないかとと思われる。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まだ時間を要するのではないかと推測される。2010 年に行われた道路防災整備事業による人的破壊が干潟に影響を与えたことはこれまでの研究結果をみても否定できない。また、この 7 年間の研究結果を比較してみると、喜入干潟上の生態域が乱されて以来はっきりとした回復傾向に向かっているとは言えないと考えられる。この研究はこれからも継続していくことに意味があると思われる。

■ はじめに

干潟は川が海へ注ぎ込むところに砂や泥が蓄積して形成される汽水域、砂泥性地帯のことをいう。干潟は、海の中で最も生産力が高い場所の一つであり、そこには多様な生物が生息している。干潟周辺では、そこに生息する底生生物により海水が浄化され、栄養分も豊富となっている。干潟はまさに「命の宝庫」となっている。生物だけでなく、私たちもこの干潟から豊かな水産資源の恩恵を享受している。ところが、20 世紀後半以降、日本では沿岸域における埋め立て事業の進行によってその多くが急速に減少した。日本にあった干潟の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)。一度消失した干潟が再び自然に復活することは難しく、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(森田, 1986; 渡部, 1995; 山本・和田, 1999; 風呂田, 2000; 田代・富山, 2001; 上村・土屋, 2006; 安達, 2012)。

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ものの一つである。2010 年からの防災道路整備事業によって、マリニピア橋が建設された。これにより、喜入干潟の一部が破壊され、干潟上の生物相が大きな被害を受けた。

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、主にウミニナ、ヘナタリ、カワアイが生息している。ウミニナは貝類の生物

生産量の大半を占め、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, 2010; 吉住・富山, 2010; 春田・富山, 2011)。これら三種は干潟上に多く生息しており、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、2017 年 1 月から同年 12 月までの 1 年間行った。月に 1 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。喜入干潟上に生息するウミニナ属の個体はすべてウミニナのミトコンドリア DNA を持っていることが報告されている(春田, 2011)。したがって、本研究では、調査地点上に生息しているウミニナ属の一種はすべてウミニナであるとした。またヘナタリとカワアイの幼貝は目視での判別が難しいため、本研究ではこの二種をヘナタリの仲間としてまとめた。以下に示す先行研究において、今回の調査区ではカワアイの生息数が著しく少ないため、カワアイの幼貝をヘナタリの幼貝に加えて分析したとしても、統計的な影響は少ないことが判っている。調査で得られた結果は春田(2011)、前川(2012)、前川ほか(2015)、神野(2016)、井上(2017)による過去の報告と比較し、整備事業が開始されてから約 7 年間の生態の変化を考察した。

■ 材料と方法

調査地

調査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)にて行った(Figs. 1, 2)。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

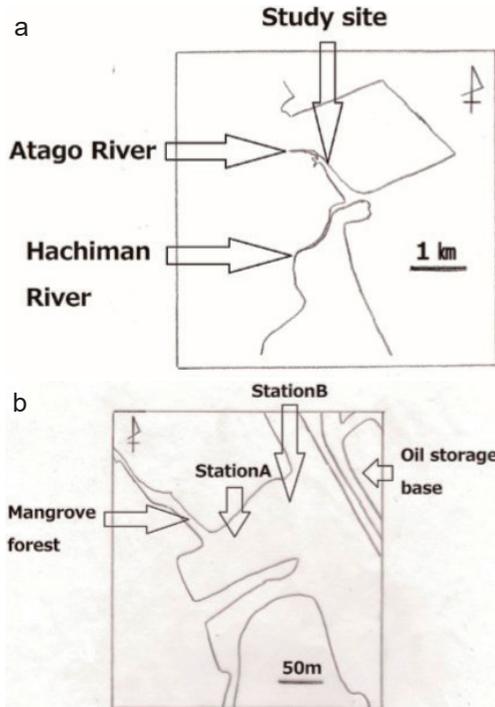


Fig. 1. 調査地の位置。調査地は喜入の愛宕川河口のマングローブ林干潟に位置する。Station A は架橋部分の真下に設置した。Station B は愛宕川本流の近くの川のほとりに設置した。

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3本の橋脚を持つマリニピア橋の建設が行われ、干潟の一部が破壊された。工事に先立って、周辺の干潟にブルドーザーが入り、干潟表層の泥が深さ約30 cm程度削り取られた。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年3月25日に、旧市中名橋からマリニピア喜入グラウンド前交差点の区間の道路が開通され、住民が利用できるようになった。

喜入干潟でのこの防災道路整備事業が巻貝類へどれほど影響を与えているかを調査するため、2つの調査地点を設置した。1つ目は、干潟上に建設されている橋の真下で、工事の影響を大きく受けたと思われる地点で、Station Aとした。2つ目は、



Fig. 2. 調査地の様子。aの写真は愛宕川本流。bは調査地の干潟の写真と干潟破壊の原因となった干潟に架橋された道路橋。cの写真は陸地側である。

愛宕川の本流の傍で、工事の直接的な影響をあまり受けていないと思われる地点で、Station Bとした。

材料

ウミニナ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869)

吸腔目ウミニナ科に分類される腹足類で準絶滅危惧種である (Fig. 3a)。太い塔形で、成殻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、中国大陸に分布している。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、浜名湖以西に三河湾、伊勢湾、瀬戸内海、有明海等に健全

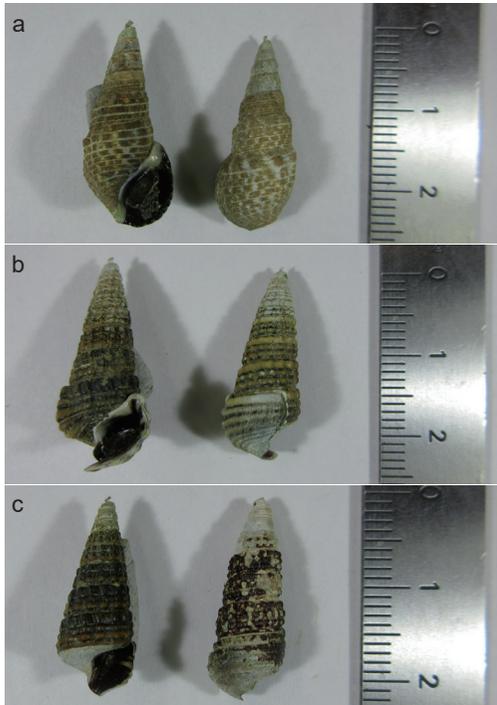


Fig. 3. 巻貝類の写真. a ウミニナ *Batillaria multififormis* (Lischke, 1869), b ヘナタリ *Cerithidea (Cerithideopsilla) cingulate* (Gmelin, 1791), c カワアイ *Cerithidea (Cerithideopsilla) djadjariensis* (K. Martins, 1899).

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 (Fig. 3b)。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方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 (Cerithideopsilla) 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 (Fig. 3c)。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。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 3 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

2017 年 1 月から同年 12 月までの期間に毎月 1 回、中潮～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, 乾燥機で乾燥した後分類した。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, 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; 神野, 2016; 井上, 2017)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

ウミナナのサイズ別頻度分布の季節変化

Station A (Figs. 4, 6a) 2017年1月は2.1–26.0 mmの範囲で, 14.1–16.0 mmと20.1–22.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は18.3 mmであった。最大値は24.7 mm, 最小値は3.5 mmであった。2月は4.1–26.0 mmの範囲で, 14.1–16.0 mmをピークとする山型を示した。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5.5 mmであった。3月は10.1–24.0 mmの範囲で, 14.1–16.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は17.8 mmであった。最大値は24.0 mm, 最小値は11.7 mmであった。4月は2.1–26.0 mmの範囲で, 4.1–6.0 mmと20.1–22.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は17.5 mmであった。最大値は24.5 mm, 最小値は3.7 mmであった。5月は2.1–24.0 mmの範囲で, 16.1–18 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は16.9 mmであった。最大値は24.0 mm, 最小値は3.9 mmであった。6月は4.1–26.0 mmの範囲で, 20.1–22.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は20.6 mmであった。最大値は25.0 mm, 最小値は5.0 mmであった。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2つの山型を示した。殻高の平均値は14.2 mmであった。最大値は24.3 mm, 最小値は5.8 mmであった。8

月は6.1–26.0 mmの範囲で18.1–20.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は18.4 mmであった。最大値は24.2 mm, 最小値は6.8 mmであった。9月は6.1–18.0 mmの範囲で8.1–10.0 mmと16.1–18.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は10.1 mmであった。最大値は19.8 mm, 最小値は6.8 mmであった。10月は4.1–22.0 mmの範囲で8.1–10.0 mmと20.1–22.0 mmをピークとする2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23.8 mm, 最小値は4.3 mmであった。11月は4.1–24.0 mmの範囲で8.1–10.0 mmと16.1–22.0 mmをピークとする2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22.8 mm, 最小値は5.3 mmであった。12月は8.1–24.0 mmの範囲で10.1–12.0 mmと18.1–22.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は16.3 mmであった。最大値は23.0 mm, 最小値は8.3 mmであった。Station Aでの年間の殻高の平均値は16.8 mmで, 最大値は6月の25.0 mm, 最小値は1月の3.5 mmとなった。

Station B (Figs. 5, 6b) 2017年1月は2.1–24.0 mmの範囲で, 4.1–6.0 mmと12.1–14.0 mm, 20.1–22.0 mmをピークとする3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23.4 mm, 最小値は3.3 mmであった。2月は4.1–26.0 mmの範囲で, 14.1–16 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均値は14.7 mmであった。最大値は24.3 mm, 最小値は4.1 mmであった。3月は4.1–26.0 mmの範囲で, 4.1–6.0 mmと16.1–18.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は10.3 mmであった。最大値は23.5 mm, 最小値は4.3 mmであった。4月は2.1–24.0 mmの範囲で, 6.1–8.0 mmと16.1–18.0 mmをピークとする2つの山型を示した。殻高の平均値は12.8 mmであった。最大値は23.4 mm, 最小値は3.7 mmであった。5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2つの山型を示した。殻高の平均値は10.6 mmであった。最大値は24.8 mm, 最小値は4.8 mmであった。6月は2.1–22.0 mmの範囲で,

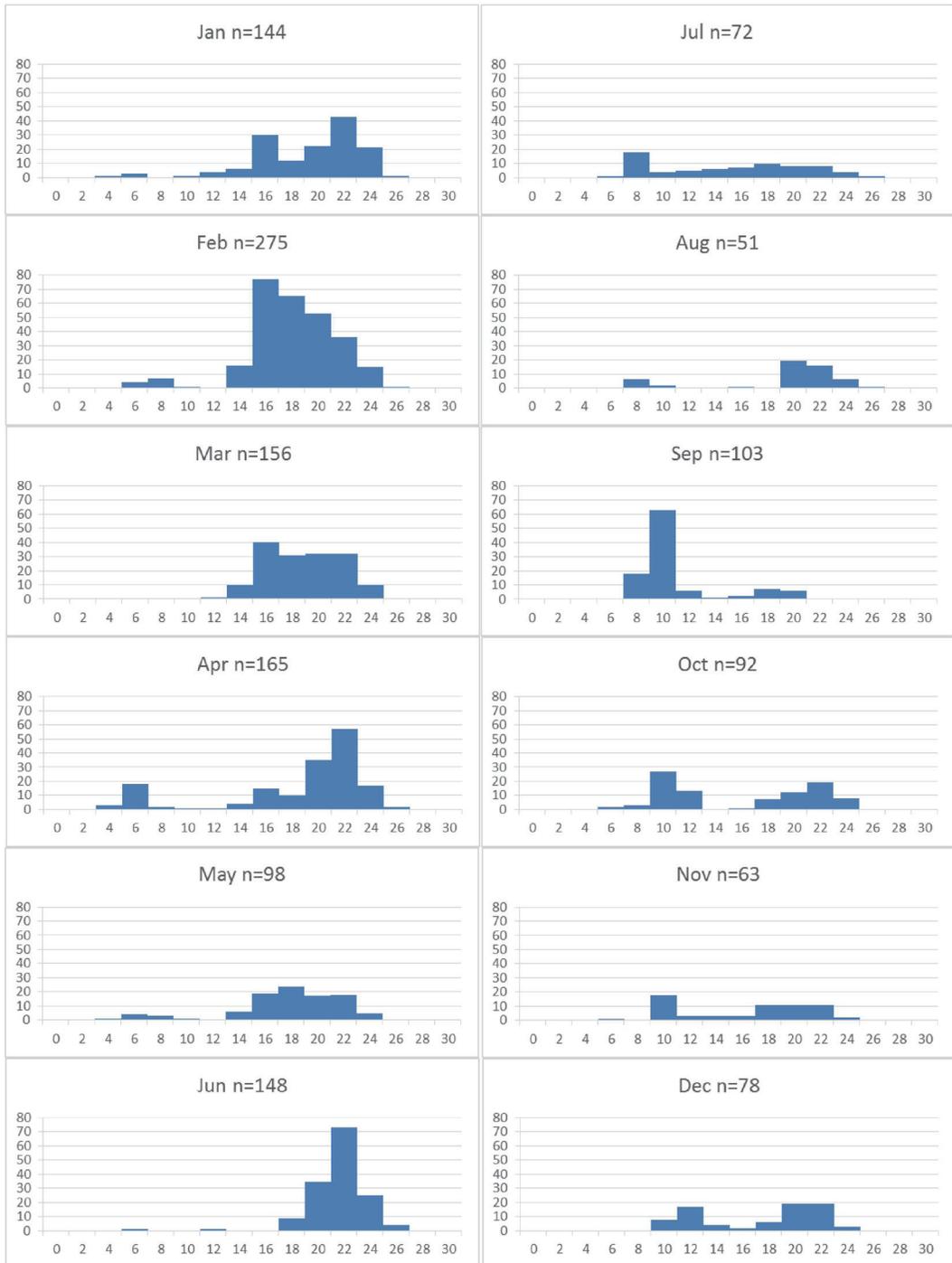


Fig. 4. Station A におけるウミナシのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

6.1–8.0 mm と 14.1–18.0 mm をピークとする 2 つの山型を示した。殻高の平均値は 9.3 mm であった。最大値は 20.6 mm, 最小値は 3.9 mm であった。

7 月 は 4.1–22.0 mm の 範 囲 で, 6.1–8.0 mm と 14.1–16.0 mm をピークとする 2 つの山型を示した。殻高の平均値は 9.9 mm であった。最大値は

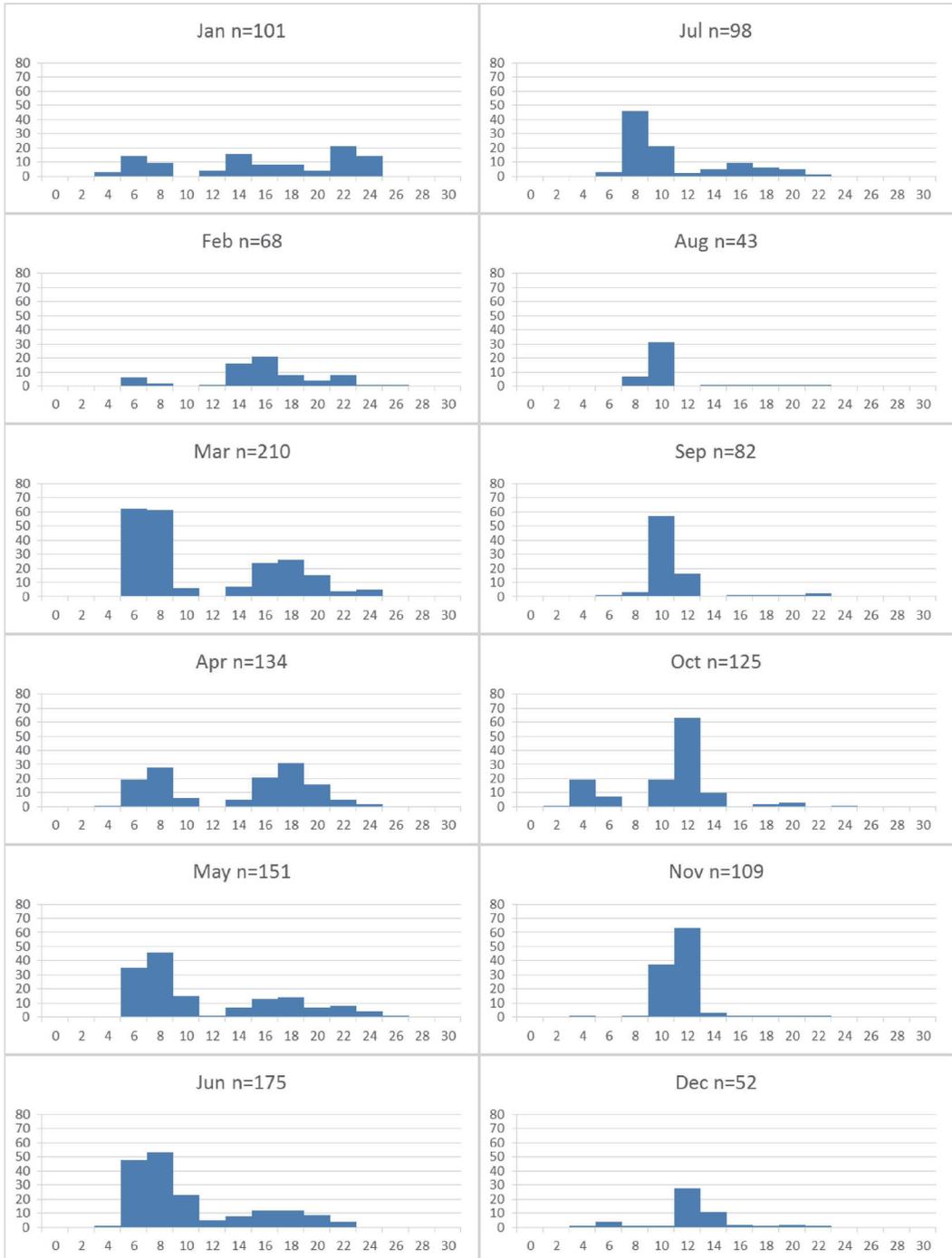


Fig. 5. Station Bにおけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

20.4 mm, 最小値は5.8 mmであった。8月は6.1–22.0 mmの範囲で、8.1–10.0 mmでピークを示し31個体、6.1–8.0の範囲で7個体、12.1–14 mm、14.1–

16.0 mm、16.1–18.0 mm、18.1–20.0 mm、20.1–20.2 mmの範囲で1個体ずつ確認された。殻高の平均値は9.7 mmであった。最大値は21.6 mm、

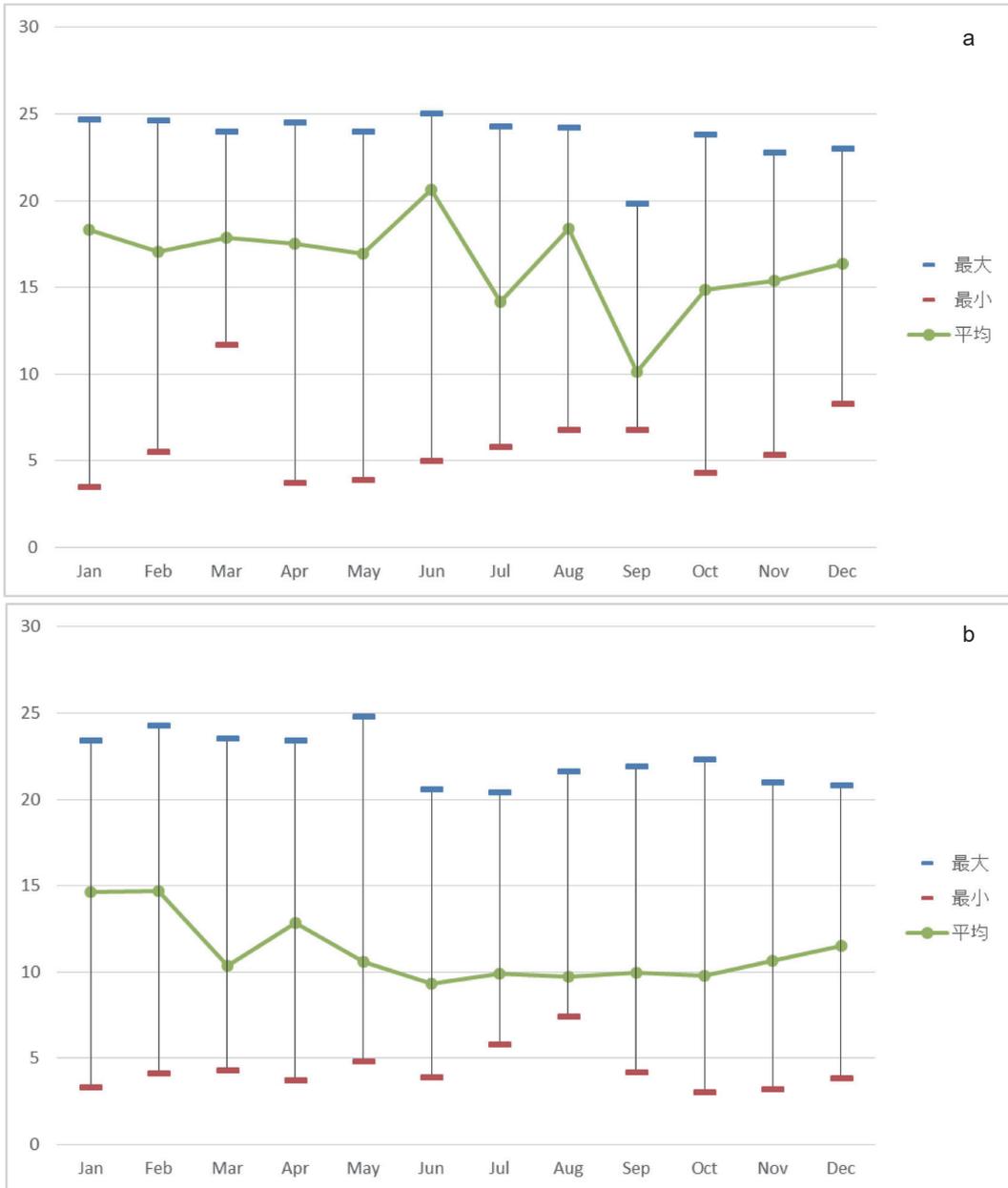


Fig. 6. ウミニナの季節ごとの殻長の最大値, 最小値, 平均値を示したグラフ。a 上図は Station A のグラフ。b 下図は Station B のグラフ。

最小値は 7.4 mm であった。9 月は 4.1–22.0 mm の範囲で、8.1–10.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 9.9 mm であった。最大値は 21.9 mm, 最小値は 4.2 mm であった。10 月は 2.1–24.0 mm の範囲で、2.1–4.0 mm と 10.1–12.0 mm をピークと 2 つのする山型を示した。殻高の平均値は 14.7 mm であった。最大値は 23.4 mm,

最小値は 3.3 mm であった。11 月は 2.1–22.0 mm の範囲で、10.1–12.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 10.6 mm であった。最大値は 21 mm, 最小値は 3.2 mm であった。12 月は 2.1–22.0 mm の範囲で、10.1–12.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 11.5 mm であった。最大値は 20.8 mm, 最小値は 3.8 mm であっ

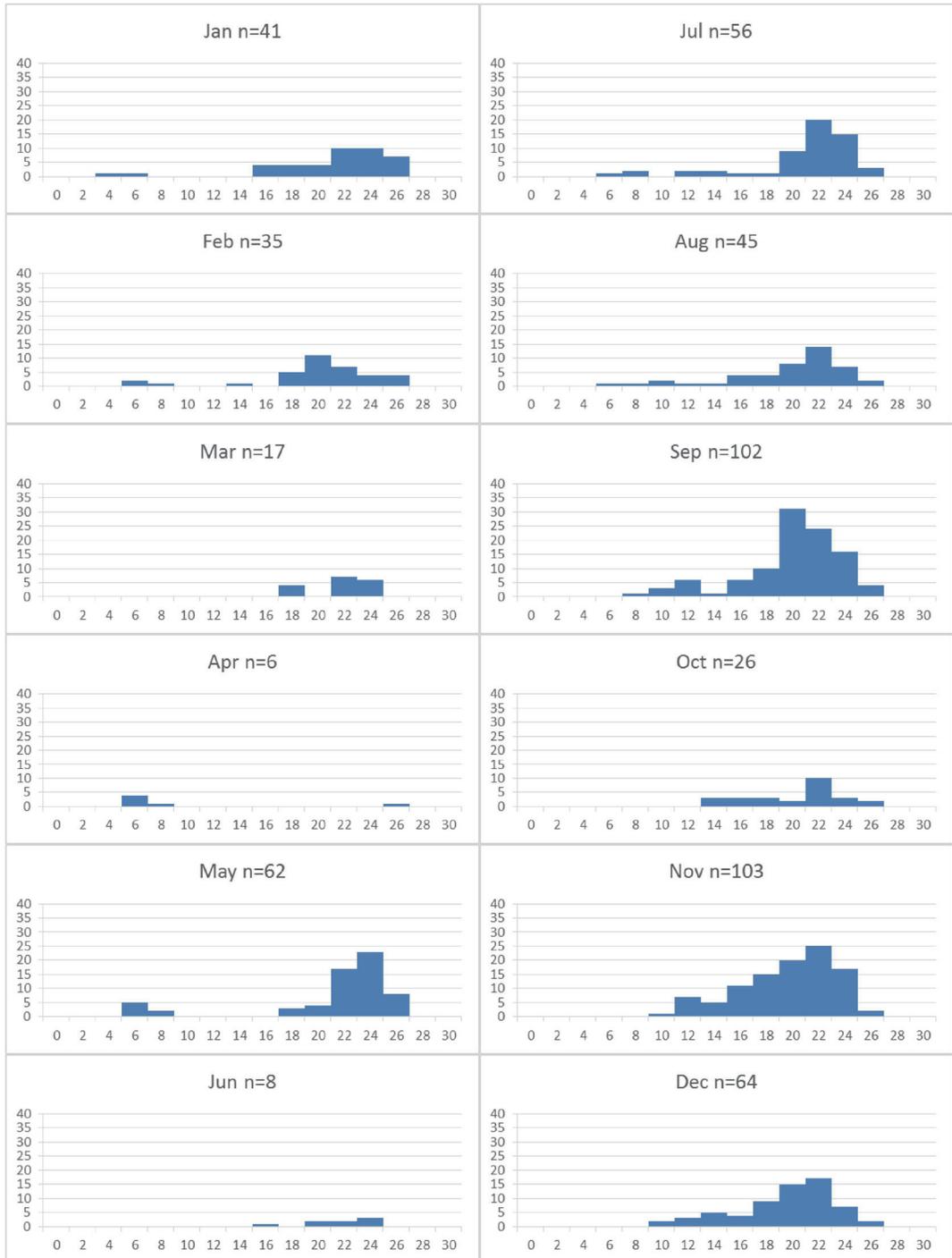


Fig. 7. Station A におけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

た。Station B での年間の殻高の平均値は 11.0 mm で、最大値は 5 月の 24.8 mm、最小値は 10 月の 3.0 mm となった。

ヘナタリの仲間のサイズ別頻度分布の季節変化

Station A (Figs. 7, 9a) 2017 年 1 月は 2.1–26.0 mm の範囲で、20.1–24.0 mm をピークとする山型

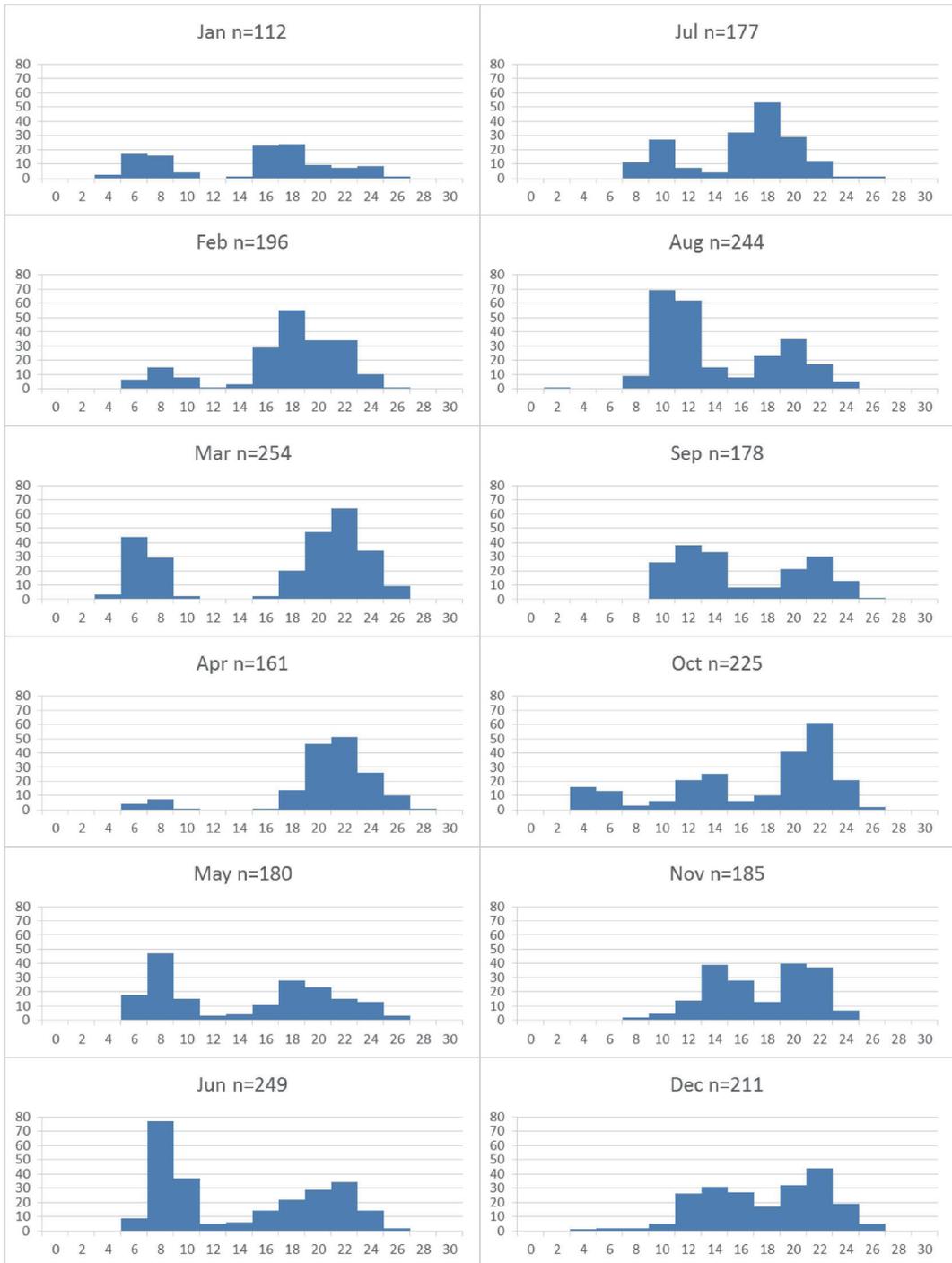


Fig. 8. Station B におけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

を示した。殻高の平均値は 20.3 mm であった。最大値は 25.8 mm, 最小値は 4.0 mm であった。2 月は 4.1–26.0 mm の範囲で、18.1–20.0 mm をピー

クとする山型を示した。殻高の平均値は 19.2 mm であった。最大値は 25.1 mm, 最小値は 5.7 mm であった。3 月は 16.1–24.0 mm の範囲で、20.1–

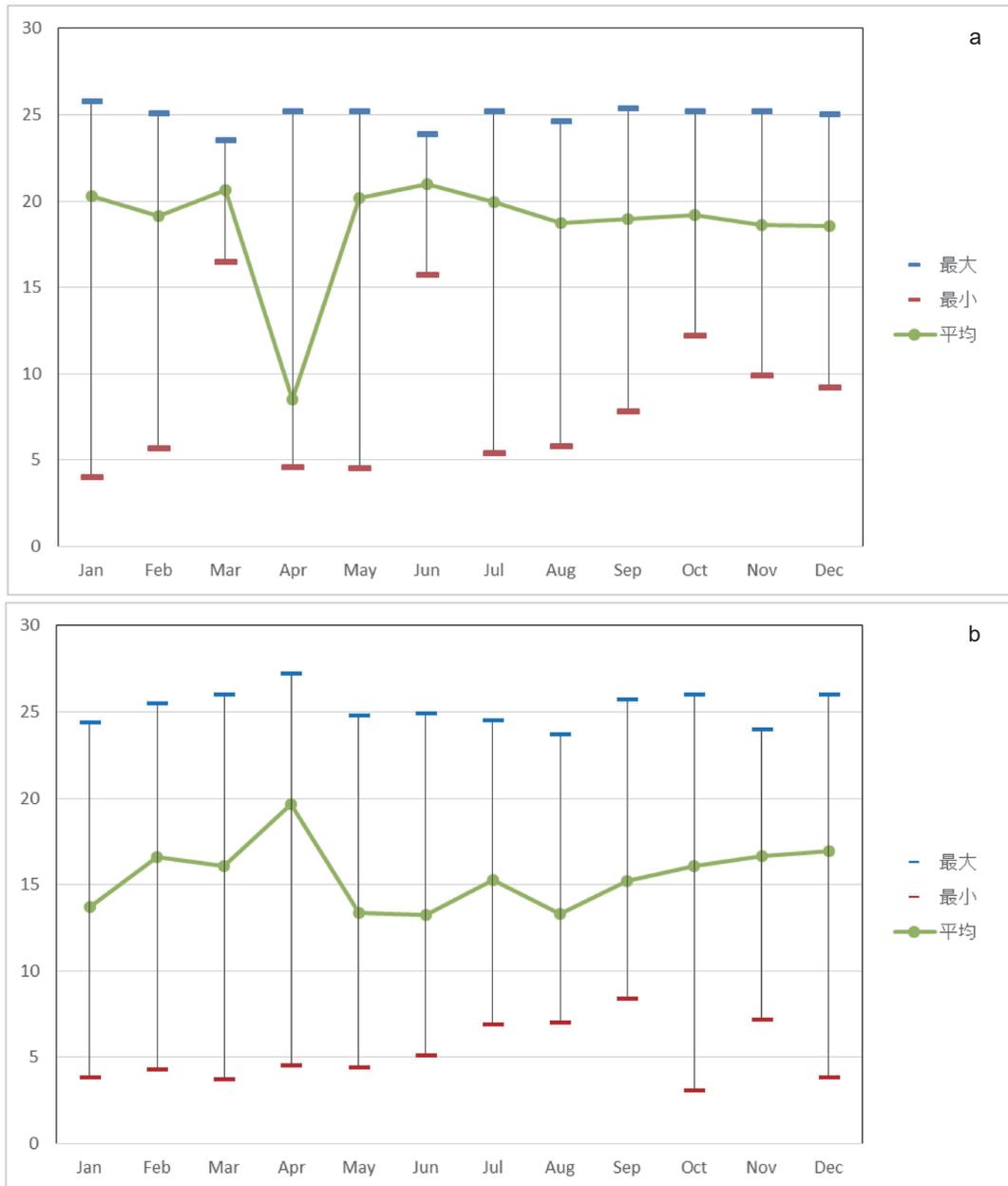


Fig. 9. ヘナタリの仲間の季節ごとの殻長の最大値, 最小値, 平均値を示したグラフ. a Station A のグラフ. b Station B のグラフ.

22.0 mm をピークとする山型を示した. 殻高の平均値は 20.6 mm であった. 最大値は 23.5 mm, 最小値は 16.5 mm であった. 4月 は 4.1–26.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm でピークを示し 4 個体, 6.1–8.0 mm の範囲で 1 個体, 24.1–26.0 mm の範囲で 1 個体確認された. 殻高の平均値は 8.5 mm であった. 最大値は 25.2 mm, 最小値は 4.6 mm であった. 5

月 は 4.1–26.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm と 22.1–24.0 mm をピークとする 2 つの山型を示した. 殻高の平均値は 20.2 mm であった. 最大値は 25.2 mm, 最小値は 4.5 mm であった. 6月 は 14.1–24.0 mm の範囲で, 22.1–24.0 mm でピークを示し 3 個体, 14.1–16.0 mm の範囲で 1 個体, 18.1–20.0 mm, 20.1–22.0 mm の範囲で 2 個体ずつ確認され

た。殻高の平均値は 21.0 mm であった。最大値は 23.9 mm, 最小値は 15.7 mm であった。7 月は 2.1–26.0 mm の範囲で, 20.1–22.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 20.0 mm であった。最大値は 25.2 mm, 最小値は 5.4 mm であった。8 月は 2.1–26.0 mm の範囲で, 8.1–10.0 mm と 20.1–22.0 mm をピークとする 2 つの山型を示した。殻高の平均値は 18.7 mm であった。最大値は 24.6 mm, 最小値は 5.8 mm であった。9 月は 2.1–26.0 mm の範囲で, 10.1–12.0 mm と 18.1–20.0 mm をピークとする 2 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 25.4 mm, 最小値は 7.8 mm であった。10 月は 2.1–26.0 mm の範囲で, 20.1–22.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 19.2 mm であった。最大値は 25.2 mm, 最小値は 12.2 mm であった。11 月は 2.1–26.0 mm の範囲で, 10.1–12.0 mm と 20.1–22.0 mm をピークとする 2 つの山型を示した。殻高の平均値は 18.6 mm であった。最大値は 25.2 mm, 最小値は 9.9 mm であった。12 月は 2.1–26.0 mm の範囲で, 12.1–14.0 mm と 20.1–22.0 mm をピークとする 2 つの山型を示した。殻高の平均値は 18.6 mm であった。最大値は 25.0 mm, 最小値は 9.2 mm であった。Station A での年間の殻高の平均値は 19.2 mm で, 最大値は 1 月の 25.8 mm, 最小値は 1 月の 4.0 mm となった。

Station B (Figs. 8, 9b) 2017 年 1 月は 2.1–26.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 13.7 mm であった。最大値は 24.4 mm, 最小値は 3.8 mm であった。2 月は 4.1–26.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 16.6 mm であった。最大値は 25.5 mm, 最小値は 4.3 mm であった。3 月は 2.1–26.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 16.1 mm であった。最大値は 26.0 mm, 最小値は 3.7 mm であった。4 月は 4.1–28.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 19.7 mm であった。最大値は 27.2 mm, 最小値は 4.5 mm であった。5 月は 4.1–26.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を

示した。殻高の平均値は 13.4 mm であった。最大値は 24.8 mm, 最小値は 4.4 mm であった。6 月は 4.1–26.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 13.2 mm であった。最大値は 24.9 mm, 最小値は 5.1 mm であった。7 月は 6.1–26.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 15.3 mm であった。最大値は 24.5 mm, 最小値は 6.9 mm であった。8 月は 6.1–24.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 13.3 mm であった。最大値は 23.7 mm, 最小値は 7.0 mm であった。9 月は 8.1–26.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 15.2 mm であった。最大値は 25.7 mm, 最小値は 8.4 mm であった。10 月は 2.1–26.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 16.1 mm であった。最大値は 26.0 mm, 最小値は 3.1 mm であった。11 月は 6.1–240 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 16.6 mm であった。最大値は 24.0 mm, 最小値は 7.2 mm であった。12 月は 2.1–26.0 mm の範囲で, 4.1–6.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 16.9 mm であった。最大値は 26.0 mm, 最小値は 3.8 mm であった。Station B での年間の殻高の平均値は 15.5 mm で, 最大値は 4 月の 27.2 mm, 最小値は 10 月の 3.1 mm となった。

ウミナナの個体数の季節変化

Station A 年間の総個体数は 1,445 個体であった。最も多かったのは 2 月の 275 個体で, 最も少なかったのは 8 月の 51 個体であった。2 月は 1 月から急増し最も多い個体数を確認した。3 月には 119 個体減少し, その後も 6 月まで増加と減少を繰り返した。7 月から 8 月にかけて再び減少し, 9 月に増加するも 11 月まで減少し続け 12 月に少し増加した。また年間の 10 mm 以下の個体数は 222 個体であった。そのうち最も多かったのは 9 月の 81 個体で, 最も少なかったのは 3 月の 0 個体であった。1 月から 2 月にかけて増加したが 3 月には減少し 0 個体であった。その後, 4 月に個

体数が増加し6月まで減少した。7月から9月にかけて、増加と減少を繰り返し、81個体まで増加した。10月以降毎月減少し続けた。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15.6%、最大は10月の78.6%、最小は3月の0%であった。

Station B 年間の総個体数は1,348個体であった。最も多かったのは3月の210個体で、最も少なかったのは8月の43個体であった。1月から3月にかけて個体数が一度減少してからまた増加した。その後、4月に3月の約2/3まで減少するが、6月まで毎月徐々に増加し175個体となった。その後、7月から8月まで減少、9月から10月まで増加、11月から12月まで減少した。また年間の10 mm以下の個体数は698個体であった。そのうち最も多かったのは3月の129個体で、最も少なかったのは12月の7個体であった。1月から2月にかけて減少し、3月には急増し129個体となった。そこから4月には1/2以下に減少し6月まで毎月増加、8月まで再び減少した。9月に一度増加するも12月まで毎月減少し続けた。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51.8%、最大は8月の88.4%、最小は2月の11.7%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565個体であった。最も多かったのは11月103個体で、最も少なかったのは4月の6個体であった。1月から4月まで毎月個体数は減少し、5月から12月まで毎月増加と減少を繰り返した。また年間の10 mm以下の個体数は31個体であった。そのうち最も多かったのは5月の7個体で、最も少なかったのは3、6、10月で個体数が確認されなかった。1月から2月には1個体増加し3個体となるも3月に0個体となった。4月、5月には増加し6月には再び0個体となった。7月には増加し9月までほぼ横ばいであった。10月に0個体となり12月まで1個体ずつ増加した。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、年間は5.5%、最大は4月の83.3%、最小は3、6、

10月で0%であった。

Station B 年間の総個体数は2,373個体であった。最も多かったのは3月の255個体で、最も少なかったのは1月の112個体であった。1月から毎月増加し3月には225個体となり最も多くなった。4月に一度減少するも6月まで増加した。その後は12月まで減少と増加を繰り返した。また年間の10 mm以下の個体数は558個体であった。そのうち最も多かったのは6月の123個体で、最も少なかったのは11月で7個体であった。1月の39個体から4月まで減少と増加を繰り返し12個体となった後、6月まで増加し続け123個体となった。その後、12月まで減少と増加を繰り返し10個体となった。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23.5%、最大は6月の49.4%、最小は11月で3.8%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、8 mm 付近と18–20 mm 付近の2つの山型を表すグラフになった。1–5月は6 mm 付近の個体が比較的多くみられ、7–12月は10 mm 付近の個体が比較的多く見られる。井上(2017)の調査では10–12 mm 付近と16–18 mm 付近の2つの山型を表すグラフが多く、その点が少し異なっている。

Station B では、1–7月は8 mm 付近と18 mm 付近の二つの山型を表すグラフが多く8–12月は12 mm 付近の1つの山型を表すグラフが多かった。前川ほか(2015)、神野(2016)、井上(2017)の報告によると、春から夏にかけて10 mm 付近で山型がみられていない。今回も春から夏にかけて10 mm 付近で山型がみられず、秋以降は10 mm 付近の1つの山型のグラフが見られた。

ヘナタリのサイズ別頻度分布の季節変化について

Station A では、4月と6月を除いて1–7月は22 mm 付近の1つの山型が多く、8–12月は10–12 mm 付近と22 mm 付近の2つの山型が多かった。井上(2017)の報告によると、2015年12月～

2016年5月は18–20 mm 付近の1つの山型のグラフになった月が多く、2016年6–11月になると20–22 mm 付近の個体が多く確認されており、新規加入個体はほぼ同様になった。また、神野(2016)の報告によると、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ている。今研究でも同様の結果となった。

Station Bでは、1–6月は8 mm 付近と20 mm 付近の2つの山型を表すグラフが多く、7–12月は12 mm 付近と22 mm 付近の2つの山型を表すグラフが多かった。昨年と比較すると全体の個体数がかかなり増加しておりStation Aと比較してもかなり多い。そして、ヘナタリは潮間帯の比較的粒の粗い泥地を好む傾向にあり(真木・富山, 2002)、先行研究よりStation Aにおいて砂~砂礫に変化したため生息域の移動が起こったということと異なる。これは、Station Bの地質が変化した、もしくは夏に産卵され孵化した個体がStation Bで着底したということが考えられる。

ウミニナの個体数の季節変化

Station Aでは、1–2月に急増し3月に一度減少する。その後6月まで増加と減少を繰り返し7–8月には減少する。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いう杉原(2002)、田上(2004)、安永(2008)、春田(2011)の調査報告とほぼ同様であった。また、9月に個体数が急増したのち11月まで減少し12月に再び増加した。巻貝類の生活史は生活環境によって異なる場合が多いが、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、9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。これは別の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。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。2017年9月も

半数以上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 Bでは、1–3月に急増し、4月に減少するも6月まで増加傾向にある。7–8月には減少し、9–11月には再び増加傾向が見られた。これは春に向けて個体数が増加し、夏にか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。ここでもStation Aと同様に10–11月に新規加入個体が確認されたため、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。そして12月には再び減少した。

Station A, Station Bともに冬に個体数が多く見られる。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。年間の新規加入個体は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ニ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(2016.12–2017.11)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、干潟が掘削される以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化

Station Aでは、春から夏にかけて個体数は少ないが、7月から個体数は増加した。生活環境によ

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。10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、春から夏にかけて個体数が増加している。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10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ためではないかと考えられる。

Station A, Station B を比較すると夏に Station A で産卵され、孵化した個体は Station B で着底したと考えられる。さらに、新規加入個体は昨年と比較して、Station A ではやや増加、Station B ではかなり増加した。しかし、干潟が掘削される以前の新規加入個体数にはまだ及ばないことから、回復傾向にはあるが生態系が完全に回復するにはまだまだ時間を要するのではないかと考えられる。

ウミナナとヘナタリの仲間の総個体数の季節変動

今研究では、先行研究より両地点ともに増加していた。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。また各月の両地点の個体数の比較をすると、ウミナナ、ヘナタリの仲間はともに Station B に生息している傾向が強いことが分かった。

喜入干潟における今後の課題

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、佐賀県東よか干潟、佐賀県肥前鹿島干潟、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。また、干潟上の巻貝類が同所的に生息できる要因は大変複雑に関係し合っており、干潟の破壊が起こるとこれらの要因に大きな影響を及ぼすことになる。そのため、2010年に行われた道路防災整備事業による人的破壊が干潟に影響を与えたことはこれまでの研究結果をみても否定できない。また、今研究の7年間の研究結果を比較してみると、喜入干潟上の生態域が乱されて以来、干潟の巻き貝相は回復傾向に向かっているとは言えないと考えられる。今研究では一部のみ個体数の増加が見られたが、2012年以降大きく減少し続けていることから個体群の消滅の可能性がないとは言えない。そのため、この研究はこれからも継続することに意味があるだろう。

■ 謝辞

本研究の調査をするにあたり、鹿児島大学理学部生態学地球環境科学科の生態学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、日本学術振興会科学研究費助成金の平成26-29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27-29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27-29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2017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.
- 井上真理奈・富山清升. 2017. 鹿児島湾喜入干潟において防災整備事業によって破壊された愛宕川河口干潟の巻貝相の生態回復. *Nature of Kagoshima*, 43: 347-362.
- 上村了美・土屋 誠. 2006. 沖縄本島におけるイボウミナ類個体群および餌資源の季節変動. *Venus*, 66 (3-4): 191-204.
- 神野瑛梨奈・前川菜々・春川拓志・富山清升. 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. *Nature of Kagoshima*, 42: 437-452.
- 金田竜祐・中島貴幸・片野田裕亮・富山清升. 2013. 鹿児島湾喜入干潟における海産巻貝. ウミナ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869) (腹足綱ウミナ科) 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.
- 前川菜々・春田拓志・富山清升. 2015. 鹿児島湾喜入での防災道路整備事業における巻貝類の生態回復. *Nature of Kagoshima*, 41: 271-286.
- 真木英子・大滝陽美・富山清升. 2002. ウミナ科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属の比較生物的観察. 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 (*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 (*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. *Venus*, 18: 204-205.
- 山本百合亜・和田恵次. 1999. 干潟に生息するウミナ科貝類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 (*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. 鹿児島湾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.