

鹿児島湾喜入マングローブ干潟において 防災設備事業により破壊された巻貝類の生態回復

上村まこ・村永 蓮・富山清升・高田滉平

〒 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年から道路設備事業の工事が始まり、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。この干潟の破壊が干潟上の生物相にどれほどの影響を与えているか調査する必要があり研究することと至った。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、埋め立てや開拓の対照になってきた。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。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 (Cerithideopsi-*

lla) djadjariensis (K. Martins, 1899) が多く生息している。採取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生物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。防災道路設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2018年3月から同年の12月まで行った。毎月1回採取したウミ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、今研究では一部のみ個体数の増加がみられたが、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。また、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、まだ時間を要するのではないかと推測される。さらに、各月の両地点の個体数を比較すると、ウミナは Station A に、ヘナタリの仲間は Station B に生息している傾向が強いことがわかった。したがって、ウミナと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。2010年に行われた防災道路設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8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。

Kamimura, M., R. Muranaga, K. Tomiyama and K. Takada. 2019. The habitation recovery of intertidal snail fauna in the disturbance of construction on the tideflat of mangrove forest in Kiire, Kagoshima, Japan. *Nature of Kagoshima* 45: 297-310.

✉ 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).

Published online: 29 March 2019

http://journal.kagoshima-nature.org/archives/NK_045/045-052.pdf

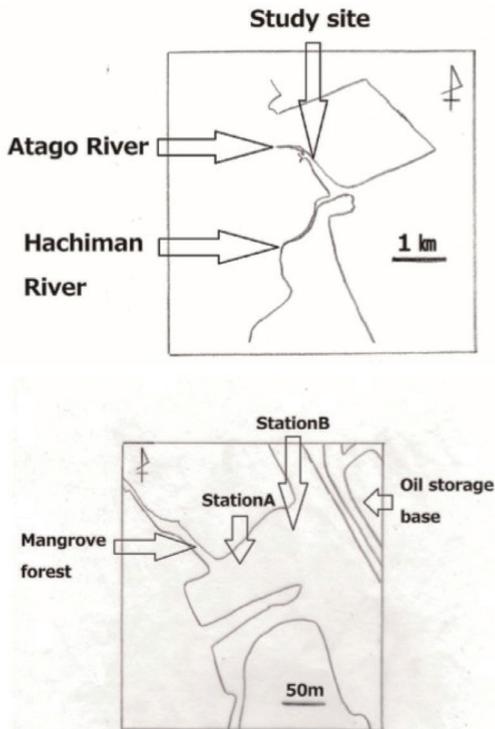


Fig. 1. 調査地の位置. 調査地は喜入町愛宕川支流河口干潟に位置する. Station A は架橋部分の真下に設置した. Station B は愛宕川本流近くの川のほとりに設置した.

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

干潟とは海岸部に発達する砂や泥により形成される汽水域, 砂泥性地帯のことをいう. 波浪の影響が少なく勾配が緩やかで土砂粒径が小さいため, 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. 栄養分が豊富で, 底生成物により浄化槽としての機能を持っている干潟はまさに「命の宝庫」である. 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受けている. 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や干拓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およそ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 (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 年から防災道路設備事業が行われ, 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 *Batilla multiformis* (Lischke, 1869), ヘナタリ *Cerithidea (Cerithideopsilla) cingulate* (Gmelin, 1791), カワアイ *Cerithidea (Cerithideopsilla) djadjariensis* (K. Martins, 1899) の個体数が多い. ウミニ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, 2010; 吉住・富山, 2010; 春田・富山, 2011). これら 3 種は干潟上に生息する貝類の優占種であり, 採集も容易であることから, 環境評価基準生物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, 2018 年 3 月から同年 12 月までの 10 カ月間行った. 毎月 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 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は幼貝を目視で判別することが困難であるため, 今研究ではこの 2 種をヘナタリの仲間としてまとめた. 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), 村永 (2018) による過去の報告と比較し, 防災設備事業が行われてから約 8 年間の生態の変化を考察した.



Fig. 2. 調査地の様子. 上段の写真は愛宕川本流, 中段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, 下段は陸地側である.

■ 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) で行った (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, 河口部は八幡川河口と交わっている. 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など多くの底生生物が生息している. このことから, 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」として記載されている.

干潟上に 2010 年から道路設備事業として 3 本の橋脚を持つマリンピア橋の建設が行われた. 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面の泥が深さ約 30 cm 程度に削り取られる

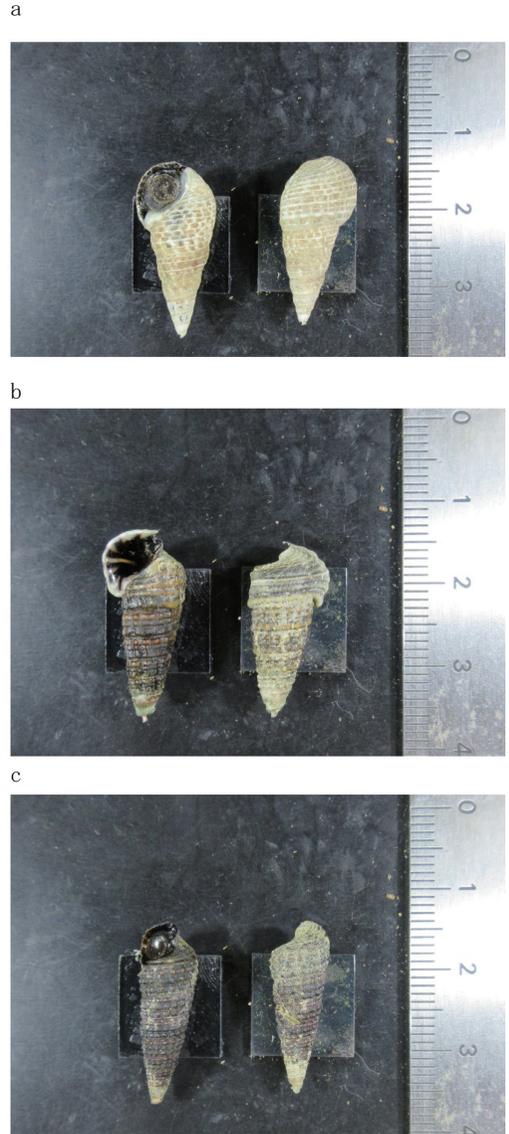


Fig. 3. 調査対象の巻貝類の写真. a ウミナナ *Batillaria multiformis* (Lischke, 1869), b ヘナタリ *Cerithidea* (*Cerithideopsis*) *cingulate* (Gmelin, 1791), c カワイイ *Cerithidea* (*Cerithideopsis*) *djadjariensis* (K. Martins, 1899).

など, 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設備が続き, 周辺の土砂の流入が生じた. 2015 年 3 月 35 日に, 旧市中名駅からマリン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。

防災道路設備事業が巻貝類へどれほど影響を与えているか調査するため、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、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。

ウミニナ *Batilla multiformis* (Lischke, 1869) 吸腔目ウミニナ科に属する腹足類で準絶滅危惧種である (Fig. 3a)。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。太層側面には低い縦張助が現れる。殻口後端の滑層瘤は白く顕著である。殻表の螺肋は低く、助間は狭い、縦助は不明瞭である。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。干潟上のデトリタスや藻類を食べている。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、浜名湖以西に三浦湾、伊勢湾、瀬戸内湾、有明海等に健全な個体数が残されている。しかし、生息地の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 (Cerithideopsis) cingulate* (Gmelin, 1791) 吸腔目キバウミニナ科に属する腹足類で準絶滅危惧種である (Fig. 3b)。殻は巻きの各層は膨らまず高い円錐形で、体層は幅広く、強い縦長助がある。殻口は大きく外反し、水管が背中側に曲がり、殻口の左側に瘤ができる。縦助は上部の螺層で強く、螺助と交差して顆粒状になるが、下方に向かって弱まる。殻色は顆粒列が白色で、縫合下は黄色で助間は黒褐色である。発生様式はプランクトン発生である。堆積物食である。房総半島、北長門海岸～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年以降死骸は多数見られるものの、生貝は一か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で準絶滅危惧種である (Fig. 3c)。殻は細長い円錐形である。体層の縦長助が弱く、殻前端的張り出しが弱い、各層は縦助と3本の螺助がそれぞれ垂直に交わり、規則正しいタイル状の彫刻となる。縦助は上部の螺層で強く、螺助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。成貝の殻口は外反するが、ヘナタリほど大きく反ることはない。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のにすぎず、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岩松・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。

方法 2018年3月から同年12月までの期間に

毎月1回、中潮から大潮の干潟時に行った。調査の時間帯は干潟時刻付近に設定した。調査地点A、Bに各2カ所、ランダムにコドラートを設置した。コドラートは50 cm × 50 cm のものを使用し、コドラート内を25 cm × 25 cm の4分割にした。そのうちランダムに2つの範囲を深さ約5 cm 採取し、1 mm メッシュの篩にかけ、貝類を採取した。採取した貝は研究室に持ち帰り冷凍した後、乾燥機で乾燥させた。その後、各種ごとの出現数を記録し、ノギスで殻高の計測を行った。ノギスは0.1 mm の制度のものを使用した。計測後は、貝をチャック付き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; 村永, 2018) 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. 4) 2018年3月は16.6–22.6 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19.8 mm であった。最大値は22.6 mm, 最小値は16.6 mm であった。4月は15.5–22.8 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22.8 mm, 最小値は15.5 mm であった。5月は16.8–22.5 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22.5 mm, 最小値は16.8 mm であった。6月は12.6–23.0 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23.0 mm, 最小値は12.6 mm であった。7月は15.4–25.0 mm の範囲で18.1–22.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は19.8 mm であった。最大値は25.0 mm, 最小値は15.4 mm であった。8月は13.0–24.5 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19.7 mm であった。最大値は24.5 mm, 最小値は13.0 mm であった。9月は8.6–22.6 mm の範囲

で12.1–14.0 mm と18.1–20.0 mm をピークとする緩やかな2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22.6 mm, 最小値は8.6 mm であった。10月は17.9–22.4 mm の範囲で20.0–22.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は20.2 mm であった。最大値は22.4 mm, 最小値は17.9 mm であった。11月は10.0–26.5 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19.7 mm であった。最大値は26.5 mm, 最小値は10.0 mm であった。12月は10.2–21.8 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13.7 mm であった。最大値は21.8 mm, 最小値は10.2 mm であった。

Station B (Fig. 5) 2018年3月は10.5–19.6 mm の範囲で12.1–14.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は12.6 mm であった。最大値は19.6 mm, 最小値は10.5 mm であった。4月は12.2–20.6 mm の範囲で14.1–16.1 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は15.0 mm であった。最大値は20.6 mm, 最小値は12.2 mm であった。5月は11.2–19.9 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16.0 mm であった。最大値は19.9 mm, 最小値は11.2 mm であった。6月は10.9–19.5 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14.6 mm であった。最大値は19.5 mm, 最小値は10.9 mm であった。7月は12.6–19.0 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15.4 mm であった。最大値は19.0 mm, 最小値は12.6 mm であった。8月は10.3–18.7 mm の範囲で10.1–12.0 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13.9 mm であった。最大値は18.7 mm, 最小値は10.3 mm であった。9月は11.0–21.0 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15 mm であった。最大値は21.0 mm, 最小値は11.0 mm であった。10月は18.6–24.4 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20.8 mm であった。最大値は24.4 mm, 最

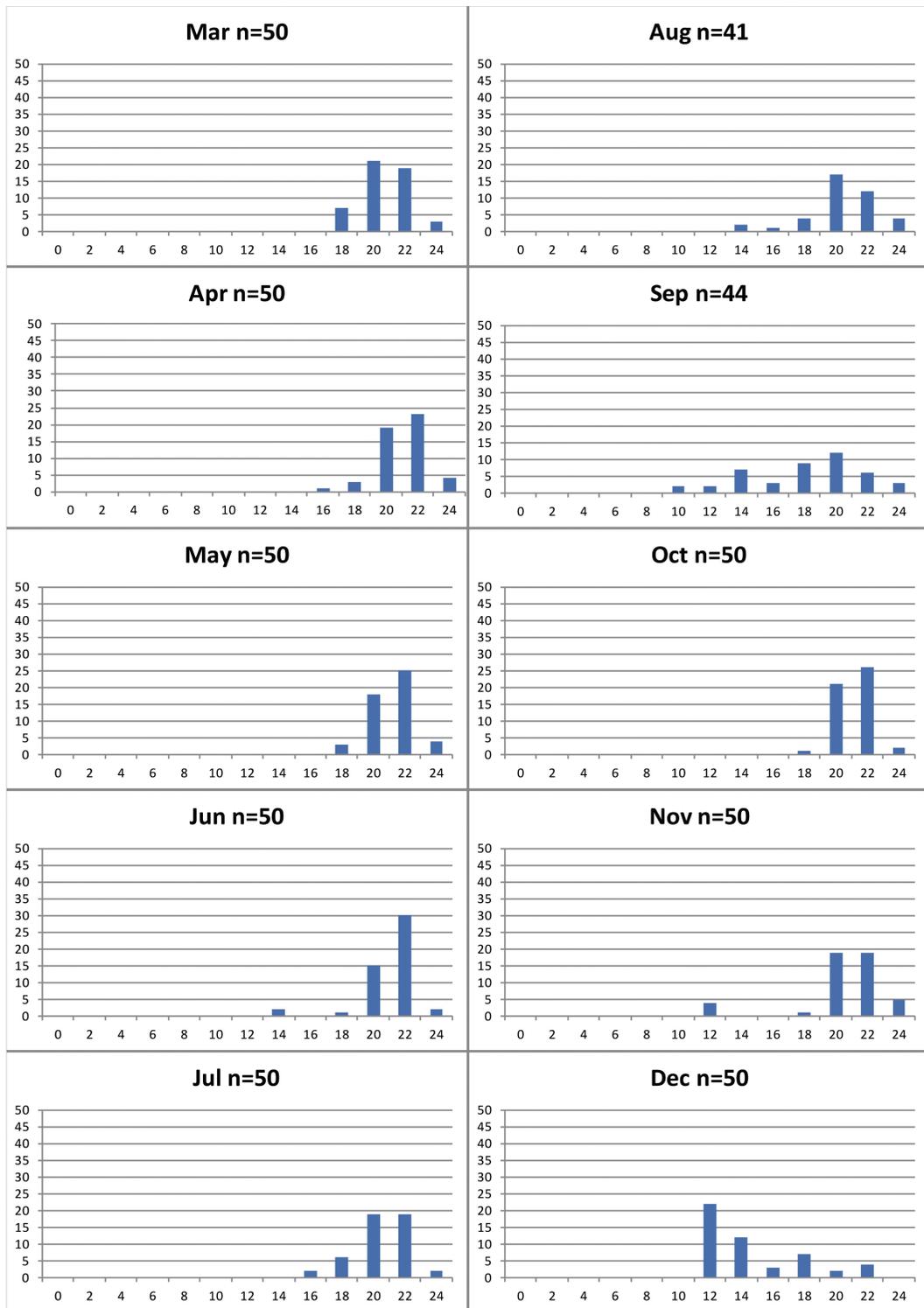


Fig. 4. Station A におけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は穀高 (mm) を示す。

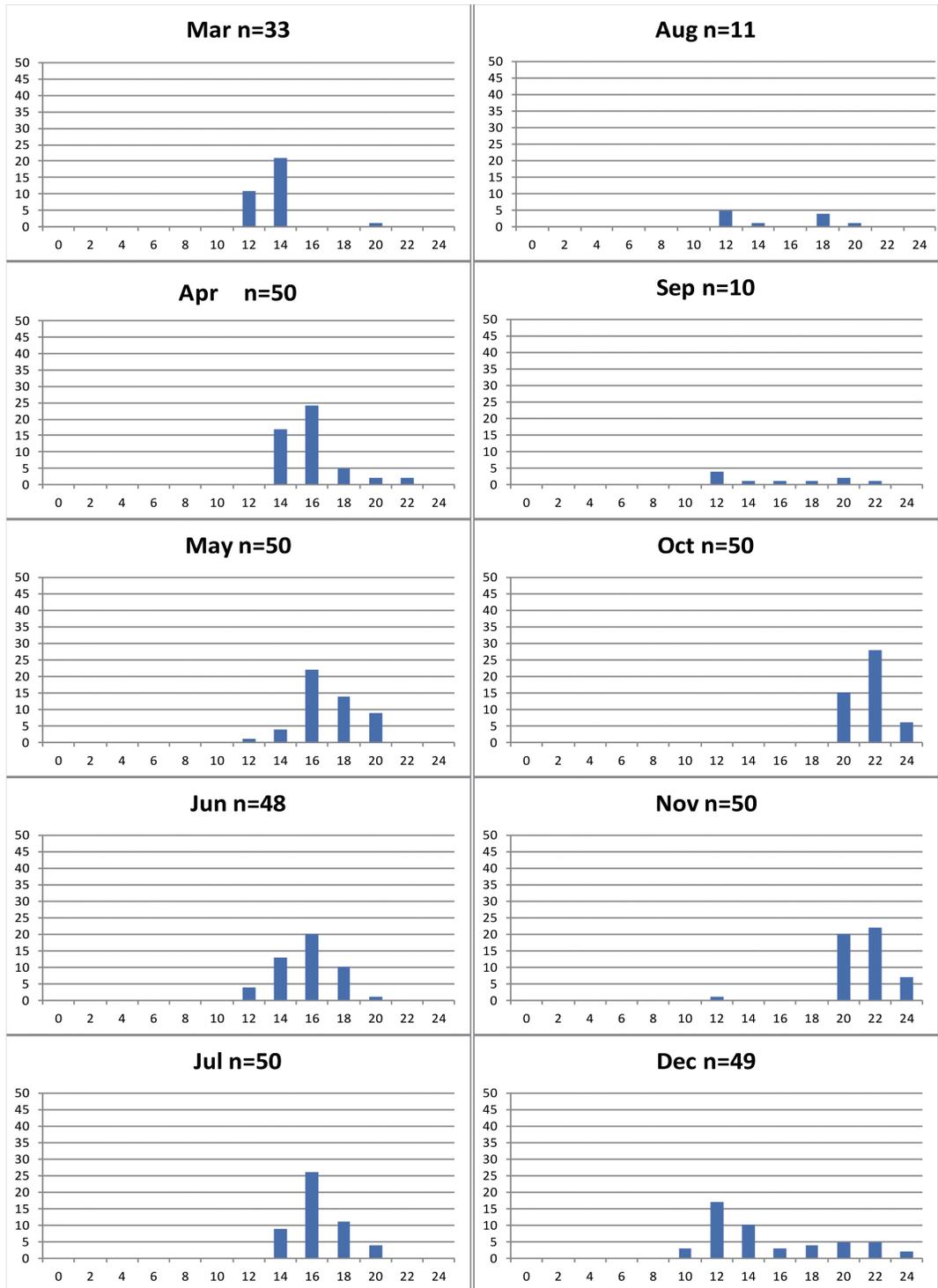


Fig. 5. Station B におけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

小値は 18.4 mm であった。11 月は 11.5–23.2 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 20.4 mm であった。最大値は 23.2 mm, 最小値は 11.5 mm であった。12 月は 9.9–22.7 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 14.4 mm であった。最大値は 22.7 mm, 最小値は 9.9 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. 6) 2018 年 3 月は 15.5–24.8 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 20.2 mm であった。最大値は 24.8 mm, 最小値は 15.5 mm であった。4 月は 13.5–24.4 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 20.9 mm であった。最大値は 24.4 mm, 最小値は 13.5 mm であった。5 月は 14.7–25.7 mm の範囲で 22.1–24.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 21.2 mm であった。最大値は 25.7 mm, 最小値は 14.7 mm であった。6 月は 18.4–24.0 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 21.1 mm であった。最大値は 24.0 mm, 最小値は 18.4 mm であった。7 月は 15.1–26.1 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 20.4 mm であった。最大値は 26.1 mm, 最小値は 15.1 mm であった。8 月は 10.9–26.1 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 21.0 mm であった。最大値は 26.1 mm, 最小値は 10.9 mm であった。9 月は 12.8–24.1 mm の範囲で 18.1–22.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均値は 20.1 mm であった。最大値は 24.1 mm, 最小値は 12.8 mm であった。10 月は 13.0–26.3 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 19.3 mm であった。最大値は 26.3 mm, 最小値は 13.0 mm であった。11 月は 10.8–25.8 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 19.1 mm であった。最大値は 25.8 mm, 最小値は 10.8 mm であった。12 月は 10.6–24.9 mm の範囲で

18.1–20.0 mm 山型を示した。殻高の平均値は 18.2 mm であった。最大値は 24.9 mm, 最小値は 10.6 mm であった。

Station B (Fig. 7) 2018 年 3 月は 12.2–24.8 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 19.6 mm であった。最大値は 24.8 mm, 最小値は 12.2 mm であった。4 月は 14.9–25.8 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 20.9 mm であった。最大値は 25.8 mm, 最小値は 14.9 mm であった。5 月は 13.4–25.0 mm の範囲で 16.1–18.0 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 18.8 mm であった。最大値は 25.0 mm, 最小値は 13.4 mm であった。6 月は 13.6–24.3 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 19.5 mm であった。最大値は 24.3 mm, 最小値は 13.6 mm であった。7 月は 14.8–29.8 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 19.7 mm であった。最大値は 29.8 mm, 最小値は 14.8 mm であった。8 月は 15.4–23.9 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 23.9 mm, 最小値は 15.4 mm であった。9 月は 14.5–25.0 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 19.8 mm であった。最大値は 25.0 mm, 最小値は 14.5 mm であった。10 月は 10.4–23.1 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 16.8 mm であった。最大値は 23.1 mm, 最小値は 10.4 mm であった。11 月は 13.4–23.8 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 19.1 mm であった。最大値は 23.8 mm, 最小値は 13.4 mm であった。12 月は 16.4–24.7 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 19.8 mm であった。最大値は 24.7 mm, 最小値は 16.4 mm であった。

ウミニナの個体数の季節変化

Station A (Fig. 8) 2018 年 3 月から 12 月までの総個体数は 485 個体であった。各月の上限採取

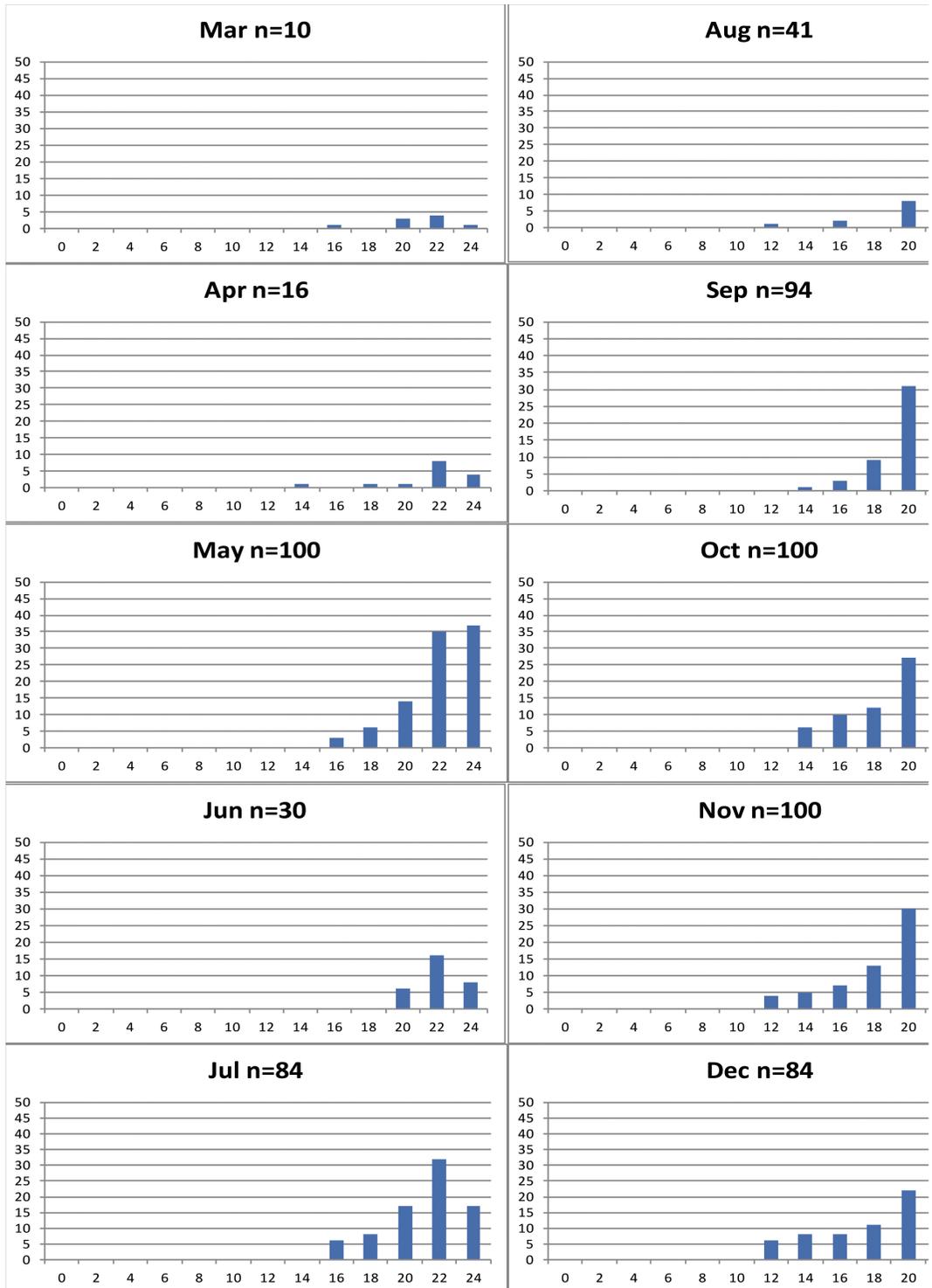


Fig. 6. Station A におけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

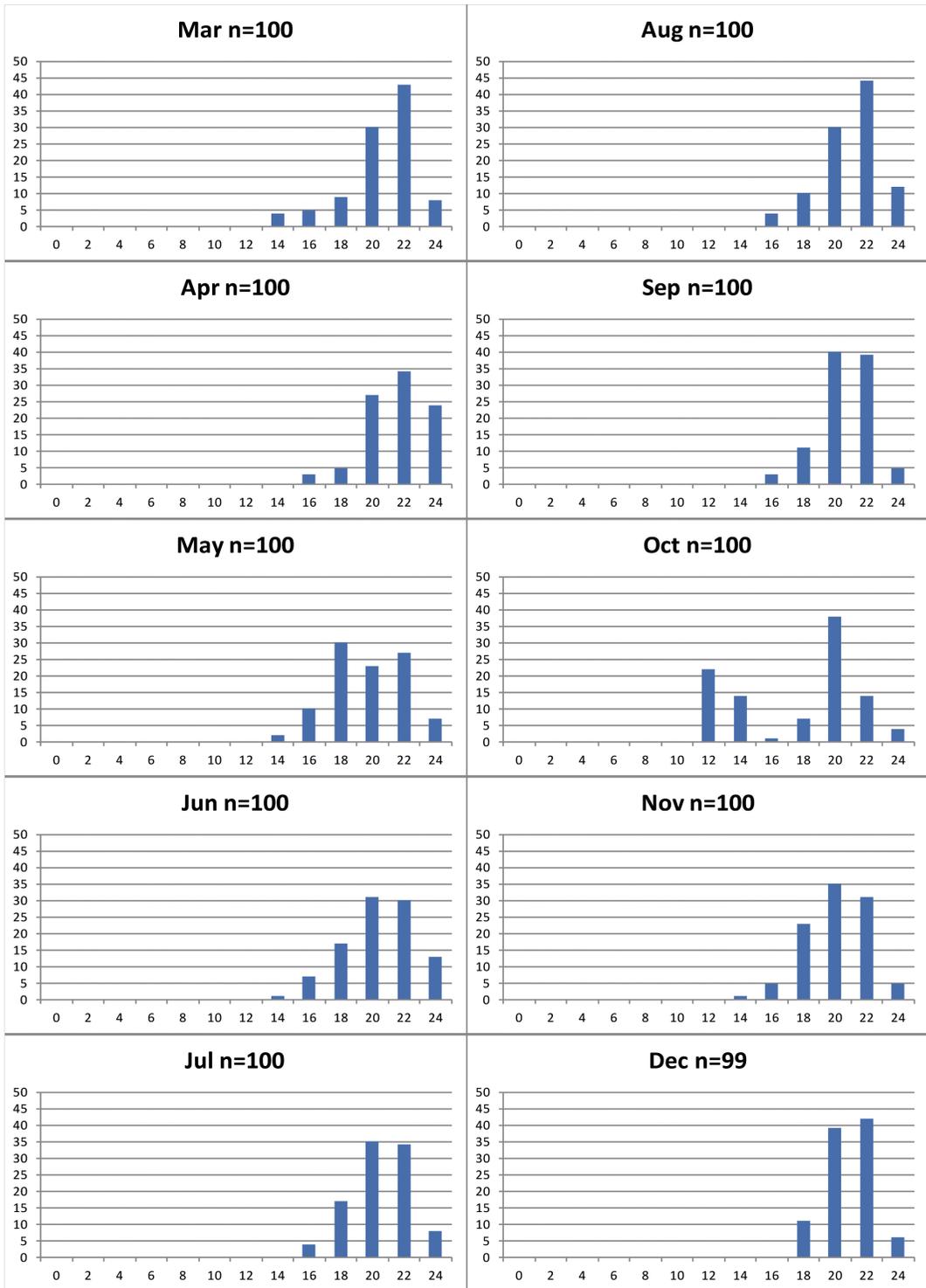


Fig. 7. Station Bにおけるヘナタリの仲間のサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

個体数を 50 個体としていたが、8 月と 9 月は 50 個体に満たなかった。8 月は 41 個体、9 月は 44 個体であった。8 月から 9 月にかけて個体数が一度減少してからまた増加した。それ以外は安定的に 50 個体採取できた。

Station B (Fig. 8) 2018 年 3 月から 12 月までの総個体数は 401 個体であった。各月の上限個体数 50 個体を満たした月は、4 月、5 月、7 月、10 月、11 月であった。最も少なかったのは 9 月の 10 個体であった。3 月から 4 月にかけて個体数が増加した。その後、6 月に少し個体数の減少がみられたが 7 月まではほぼ横ばいであったが 7 月から 10 月にかけて急減し再び急増した。10 月以降は 12 月に少し減少したがほぼ横ばいであった。

ヘナタリの仲間の個体数の季節変化

Station A (Fig. 9) 2018 年 3 月から 12 月までの総個体数は 659 個体であった。各月の上限採取個体数を 100 個体としていたが、5 月、10 月、11 月以外はそれを満たさなかった。3 月から 5 月までは毎月増加したが、5 月から 6 月にかけて減少した。そこから 7 月にかけて再び増加するが、8 月にかけて再び減少した。8 月から 10 月までは毎月増加したが 11 月から 12 月にかけて少し減少した。

Station B (Fig. 9) 2018 年 3 月から 12 月までの総個体数は 999 個体であった。12 月以外は上限採取個体数の 100 個体採取できた。12 月は 99 個体と少し減少したがさほど変わりはない。

■ 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、20–22 mm 付近の 1 つの山型を表すグラフが多かった。6 月からは 12–14 mm 付近の個体が少し増え、9 月には 12–14 mm 付近と 18–20 mm 付近の 2 つの山型を表すグラフとなり、12 月には 10–12 mm の 1 つの山型を表すグラフとなった。村永 (2018) の報告によると 8 mm 付近と 18–20 mm 付近の 2 つの山型を表すグラフが多く、少し違いがみられた。

Station B では、3–7 月は 12–14 mm 付近の 1 つ

の山型を表すグラフとなった。8 月からは 10–12 mm 付近の個体が増え、10 月には 10–12 mm 付近の個体を確認できなかったが、12 月には 10–12 mm 付近の 1 つの山型を表すグラフとなった。前川ほか (2015)、神野 (2016)、井上 (2017)、村永 (2018) 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 付近での山型がみられず、それ以降に 10 mm 付近で山型がみられた。今研究でも同様の結果となった。

ヘナタリの仲間のサイズ別頻度分布の季節変化について

Station A では、各月 20–22 mm 付近の 1 つの山型を表すグラフとなった。村永 (2018) の報告によると、2015 年 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 付近の山型が多いことから、少し異なっている。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 10 mm 付近の幼貝よりも 20 mm 付近の成貝がみられていると考えられている。このことは、今研究でも同様の結果となった。

Station B では、5 月と 10 月以外は 20–22 mm 付近の 1 つの山型を表すグラフとなった。村永 (2018) の報告によると、過去の全体の個体数よりかなり増加しており Station A と比較してもかなり多く、このことは 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 で定着したと考えられている。今研究でも 12 月だけ上限採取個体数を 1 個体満たないだけで、それ以外の月では上限の 100 個体を採取でき、Station A と比較しても個体数が多いことから同様のことが考えられる。

ウミニナの個体数の季節変化

Station A では、8–9 月に個体数が減少したが、再び増加した。これは、夏に向けて個体数が減少し、春に向けて増加しているという杉原 (2002)、田上 (2004)、安永 (2008)、春田 (2011) の調査結果と同様であった。巻貝類の生活史は生活環境

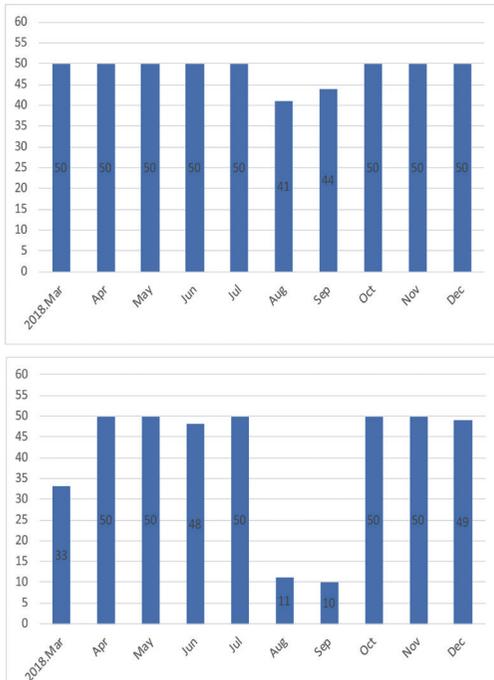


Fig. 8. ウミニナの総個体数の季節変化. 上の図は Station A, 下の図は Station B の個体数季節変化である. 縦軸は個体数, 横軸は採取した月を示す.

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わかっている (金田・富山, 2013). 生殖活動のため夏に向けて個体が集合して, 8-9 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. これは別の地点で産卵されたものが Station A で着底した, もしく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. さらに Station B と比較しても新規加入個体が少ない. 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課程をもつ. 風呂田 (2000) はこのような広域分散課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. 本研究でも同様に考えられる. Station A で毎年新規加入個

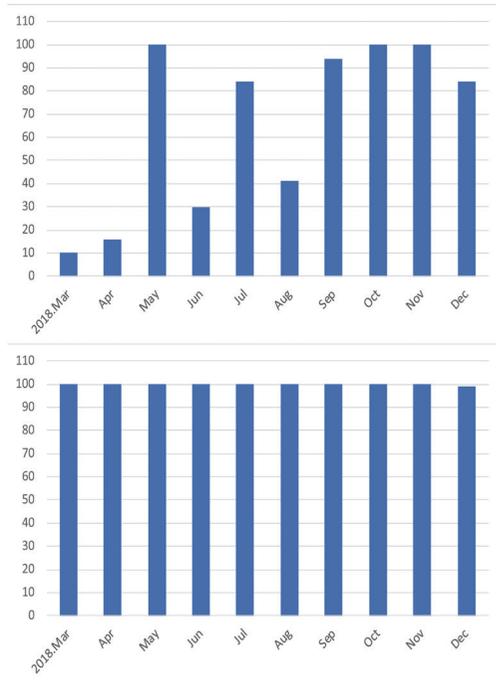


Fig. 9. ヘナタリの仲間の総個体数の季節変化. 上の図は Station A, 下の図は Station B の個体数季節変化である. 縦軸は個体数, 横軸は採取した月を示す.

体が減少したのは, このことが理由の一つであると考えられる.

Station B では, 6 月に少し減少したが 3 月から 7 月にかけて増加した. 8 月, 9 月は急激に個体数が減少し再び増加した. これは夏に向けて個体数が減少し, 春に向けて個体数が増加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. 夏に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 8-9 月に新規加入個体数が確認されているため, 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.

Station A, Station B ともに冬に個体数が多くみられる. 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。

ヘナタリの仲間の個体数の季節変化

Station A では、5月を除いては春から夏にかけて個体数は少なく、8月に一度減少したが7月から個体数が増加した。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と考えられる。9-10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、性成熟した成員の減少などが考えられる。

Station B では、12月以外は上限採取個体数に達しているため、個体数の季節変化を考察するのは難しい。しかし、10月に新規加入個体が増加している。これは夏に産卵され、孵化した個体が着底したためではないかと考えられる。また、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。

Station A と Station B を比較すると、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。

ウミニナとヘナタリの仲間の総個体数の季節変化

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、ウミニナは Station A に、ヘナタリの仲間は Station B に生息している傾向が強いことがわかった。したがって、ウミニナ、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。

喜入干潟における今後の課題

2010年に行われた道路設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はできない。この8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みられたが、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。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。

また、個体の減少だけでなく、ウミニナ、ヘナタリの仲間の同所的な生息は不可能になりつつあることも分かった。風呂田（2000）はウミニナやヘナタリといったプランクトン幼生による広域分散課程を持つ底生生物にとって干潟の埋め立てのような着底場所の消失による局所個体群のネットワークの消失がそれらの種の衰退の原因ではないかと推測している。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、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。ウミニナやヘナタリの仲間もそのうちの一つである。

今後、現存している日本の干潟が破壊を受けることがないように破壊された一例である喜入干潟の今研究を報告した。また、継続的な研究調査として、本研究における調査地での観察を続けるとともに、これらの巻貝類についての保護をするのに干潟上を面としてとらえた調査地の範囲を広げることも必要になってくると考えられる。

■ 謝辞

本研究を行うにあたって、サンプル採取や測定、論文作成にあたり多くの助言やご協力を頂いた鹿児島大学理工学研究科の富山研究室の皆様方に、深くお礼申し上げます。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27-30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、2018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設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設備事業によって破壊された愛宕川河口干潟の巻貝類の生態回復. *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ガ个体群および餌資源の季節変動. *Venus*, 66: 191–204.
- 神野瑛梨奈・前川奈々・春川拓志・富山清升. 鹿児島湾喜入干潟での防災設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.
- 前川奈々・春田拓志・富山清升. 2002. ウミナガ科1種とフトヘナガリ科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: 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. 有明海の生き物たち – 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 – 謙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ガ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: 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.
- 岩松あゆみ・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: 225–243.
- 渡部忠重. 1995. カワアイとフトヘナガリの産卵. *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.
- 村永 蓮・高田滉平・富山清升. 2018. 鹿児島湾喜入での防災設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. *Nature of Kagoshima*, 44: 233–248.