

鹿児島湾喜入のマングローブ林干潟において 破壊された干潟表面に生息する巻貝相の12年間の回復過程の分析

平元千晴・富山清升

〒890-0065 鹿児島市郡元1-21-35 鹿児島大学理工学研究科理学系生物学コース

要旨

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において、2010年の防災道路整備事業による干潟破壊が巻貝類の生活史にどのような影響を与えているかを約10年間にわたって追跡調査してきた。本研究では、過去の報告と比較し、整備事業が開始されてから約11年間の干潟表面の巻貝相の変化を考察した。干潟の環境破壊は、現在でも貝類たちの生態に悪影響を与えており、今後、ウミナとヘナタリは喜入干潟で絶滅する可能性も否定できない。しかし、過去の総個体数の推移と比較すると、徐々にではあるが干潟を回復させていることも示唆されており、これらの要因によって今後個体数が減少する一方ではなく、生態が回復するためのきっかけになる可能性もゼロではないと考えられた。

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。また、干潟は陸上、淡水、海洋の生態系を機能的に結びつける生態学的プロセスをもつ重要な遷移帯である。底生生物は干潟の主要な生息生物であり、食物網を通じて生態学的機能を支えている。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(山本・和田, 1999; 風呂田, 2000; 田代・富山, 2001; 上村・土屋, 2006; 安達, 2012)。自然再生が難しい理由として、花輪(2006)は、現代の干拓や埋め立ては、比較的深い海底でも機械力を用いて大規模に行われ、ダム建設や砂利採取により河川からの土砂供給が大きく減少したためであると記している。これらの人為的な干潟の破壊は、仮に干潟が失われなかったとしても、干潟環境の悪化を促し、底生生物を減少または絶滅させる。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干潟の1つである。2010年からの防災道路整備事業によって喜入干潟近くにマリン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。本稿では、この防災道路整備事業による干潟破壊が巻貝類の生活史にどのような影響を与えているかを調査した。この喜入干潟には非常に多くの巻貝類が生息しているが、その中で主にウミナ、ヘナタリ、カワアイ、フトヘナタリが生息している。ウミ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ウミナとほぼ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; 吉住・富山, 2010; 春田・富山, 2011)。これら3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。

Hiramoto, C. and K. Tomiyama. 2022. The habitation recovery of tidal flat gastropod fauna in the disturbance of mangrove forest by construction during 12 years in Kiire, Kagoshima, Japan. *Nature of Kagoshima* 48: 285-311.

✉ KT: Department of Earth & Environmental Sciences, Faculty of Science, Kagoshima University, 1-21-35 Korimoto, Kagoshima 890-0065, Japan (e-mail: k2490509@kadai.jp).

Received: 18 March 2022; published online: 21 March 2022; https://journal.kagoshima-nature.org/archives/NK_048/048-049.pdf

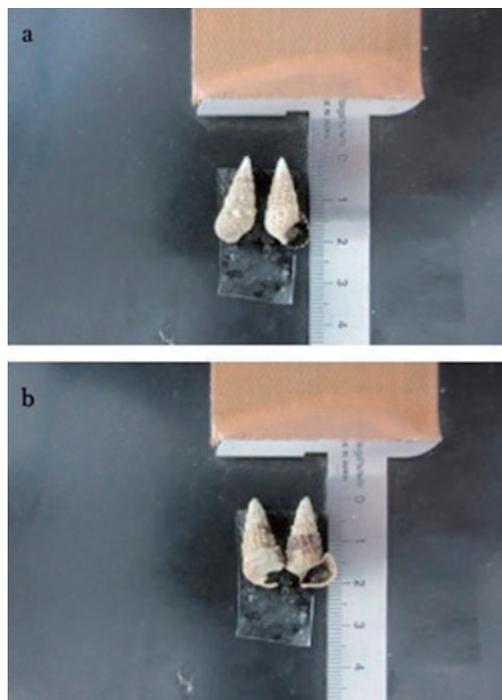


Fig. 1. 調査した巻貝類の写真. a: ウミニナ *Batillaria multiformis*. b: ヘナタリ *Pirenella nipponica*.

調査は 2021 年 1 月から同年 12 月までの 1 年間で行った。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月ごとの総個体数の季節変化をデータにした。なお、喜入干潟上に生息するウミニナ属の個体は全てウミニナのミトコンドリア DNA を持っていると報告され (春田, 2011), ウミニナの仲間であるホソウミニナ (*Batillaria cumingii*) は、山本ほか (2018) の調査によって喜入干潟には生息しないことが明らかにされている。従って、本研究では調査地点上に生息しているウミニナ属の種は全てウミニナであるとした。また、カワアイとフトヘナタリは十分な標本数が得られにくいため、調査対象から外した。したがって、本調査ではウミニナとヘナタリの 2 種に絞って分析を行った。調査で得られた結果は、若松・富山 (2000), 吉田・富山 (2003), 春田・富山 (2011), 前川・富山 (2012), 神野・富山 (2016), 井上・富山 (2017), 村永・富山 (2018), 上村・富山 (2019), 木村・富山 (2020) 中間・富山 (2021) らの過去の報告と比較し、整備事業が開始されてから約

11 年間の生態の変化を考察した。

材料と方法

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 (Fig. 1a)。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。同じウミニナ科に分類されるホソウミニナ (*Batillaria cumingii*) は仔貝を直接発生させる生活史をとる。山本ほか (2018) の調査によってホソウミニナは喜入干潟には生息しないことが明らかにされている。本種は堆積物食であり、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、近年干潟の埋め立てなどにより生息地が減少し、準絶滅危惧種になっている。同じ干潟に生息するフトヘナタリ、ヘナタリ、カワアイに比べると土壤汚染や水質汚濁などの環境の悪化に対しては比較的耐性が強く、かなり汚染された水質の河口干潟にも生息する (鹿児島県環境生活部環境保全課, 2003)。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 *Pirenella nipponica* (Ozawa and Reid in Reid and Ozawa, 2016) 吸腔目キバウミニナ科に属する腹足類 (Fig. 1b)。殻は高い円錐形で、成熟すると殻口縁が著しく拡大する。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 の生活史をとる、同じキバウミニナ科に分類されるフトヘナタリとは潮位面で棲み分けている。本種は堆積物食であり、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が、ウミニナ、フトヘ

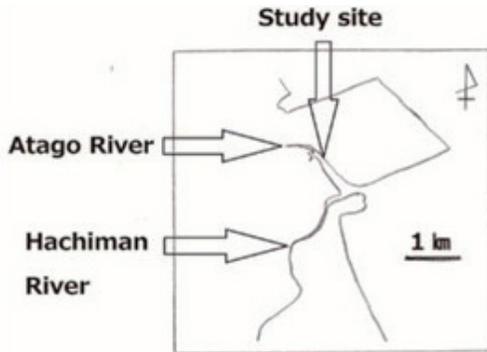


Fig. 2. 調査地の位置. 調査地は喜入の愛宕川河口の干潟に位置する.

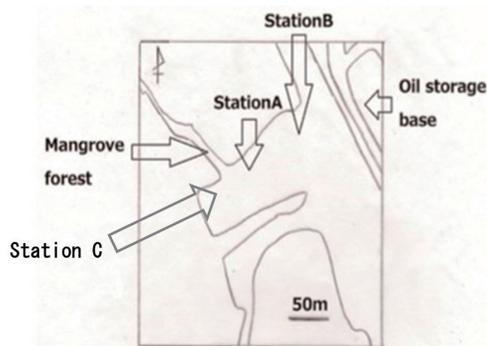


Fig. 3. Station A は橋の真下, Station B は愛宕川本流近く, Station C はマングローブ林近くの陸側に設定した.

ナタリに比べて環境劣化への耐性が弱く(藤田, 2009), 準絶滅危惧種に指定されている. 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.

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(Fig. 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, 喜入干潟は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(鹿児島県, 2003)にも「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. 2009年から2011年にかけて,

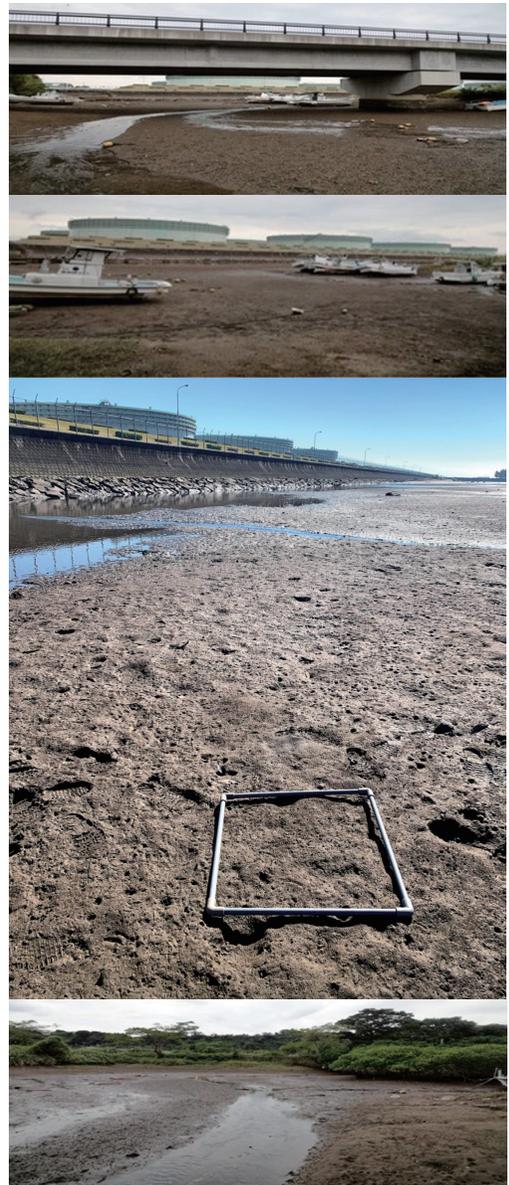


Fig. 4. 調査地の様子の写真. 上から順に, がマリニピア橋とその道路防災事業の工事によって生態系に影響を受けたとされる Station A, 愛宕川本流近くの Station B, Station B で実際に巻貝を採取している様子, マングローブ林と陸の Station Cの様子.

防災道路整備事業として3本の橋脚をもつマリニ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30cm程度削り取られるなど干潟の一部が破壊された. 工事内容や日程に関する詳細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, 住民が通行できるようになった。喜入干潟における防災道路整備事業が巻貝類へどれほどの影響を与えているか調査するため, 3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 Station A, 2つ目は工事による影響をあまり受けていないと考えられる愛宕川支流の海に近いところで Station B とした。3つ目はマングローブ林の近くの陸に近いところで, 泥質-砂泥質の底質を持つ地点を Station C とした (Figs. 3, 4)。

調査方法 2021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。調査地点である Station A, B, C にそれぞれ3ヶ所, 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-20°C で冷凍し, 乾燥機で一週間程乾燥させたあと巻貝を種類ごとに分類した。そして分類した貝の個体数を記録し, 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, そして過去の研究報告 (若松・富山, 2000; 吉田・富山, 2003; 春田・富山, 2011; 前川・富山, 2012; 木村・富山, 2020; 中間・富山, 2021) 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 におけるウミナナのサイズ別頻度分布の季節変化 (Fig. 5): 2021年1月は14.1-22.0 mm の範囲で, 18.1-20.0 mm をピークとする型を示した。殻高の平均は19.2 mm であり, 最大値は

22.0 mm, 最小値は14.7 mm であった。2月は8.1-24.0 mm の範囲で, 16.1-18.0 mm をピークとする裾引き型を示した。殻高の平均は17.0 mm であり, 最大値は22.1 mm, 最小値は8.2 mm であった。3月は8.1-22.0 mm の範囲で, 16.1-18.0 mm をピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は16.4 mm であり, 最大値は20.1 mm, 最小値は8.6 mm であった。4月は4.1-22.0 mm の範囲で, 16.1-18.0 mm をピークとする歯抜け型であった。殻高の平均は15.7 mm で, 最大値は20.8 mm, 最小値は5.9 mm であった。5月は8.1-22.0 mm の範囲で, 16.1-18.0 mm をピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は15.5 mm であり, 最大値は20.9 mm, 最小値は9.5 mm であった。6月は8.1-22.0 mm の範囲で, 14.1-16.0 mm をピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は15.3 mm で, 最大値は20.4 mm, 最小値は8.6 mm であった。7月は12.1-24.0 mm の範囲で, 16.1-18.0 mm をピークとする裾引き型を示した。殻高の平均は16.8 mm で, 最大値は22.7 mm, 最小値は9.2 mm であった。8月は6.1-20.0 mm の範囲で, 16.1-18.0 mm をピークとする裾引き型を示した。殻高の平均は15.4 mm で, 最大値は20.0 mm, 最小値は6.7 mm であった。9月は16.1-22.0 mm の範囲で, 16.1-18.0 mm をピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は18.1 mm で, 最大値は20.7 mm, 最小値は16.6 mm であった。10月は14.1-20.0 mm の範囲で, 18.1-20.0 mm をピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は17.5 mm で, 最大値は19.7 mm, 最小値は15.2 mm であった。11月は6.1-22.0 mm の範囲で, 10.1-12.0 mm, 18.1-20.0 mm をピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は14.9 mm で, 最大値は21.0 mm, 最小値は7.8 mm であった。12月は10.1-22.0 mm の範囲で, 10.1-12.0 mm, 18.1-20.0 mm をピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は17.0 mm で, 最大値は20.9 mm, 最小値は10.1 mm であった。Station A での年間の殻高の平均値は16.6 mm で, 最大値は7月の22.7 mm, 最小値は4月の5.9 mm となった。

Station B におけるウミナナのサイズ別頻度分布の季節変化 (Fig. 6): 2021年1月は12.1-22.0

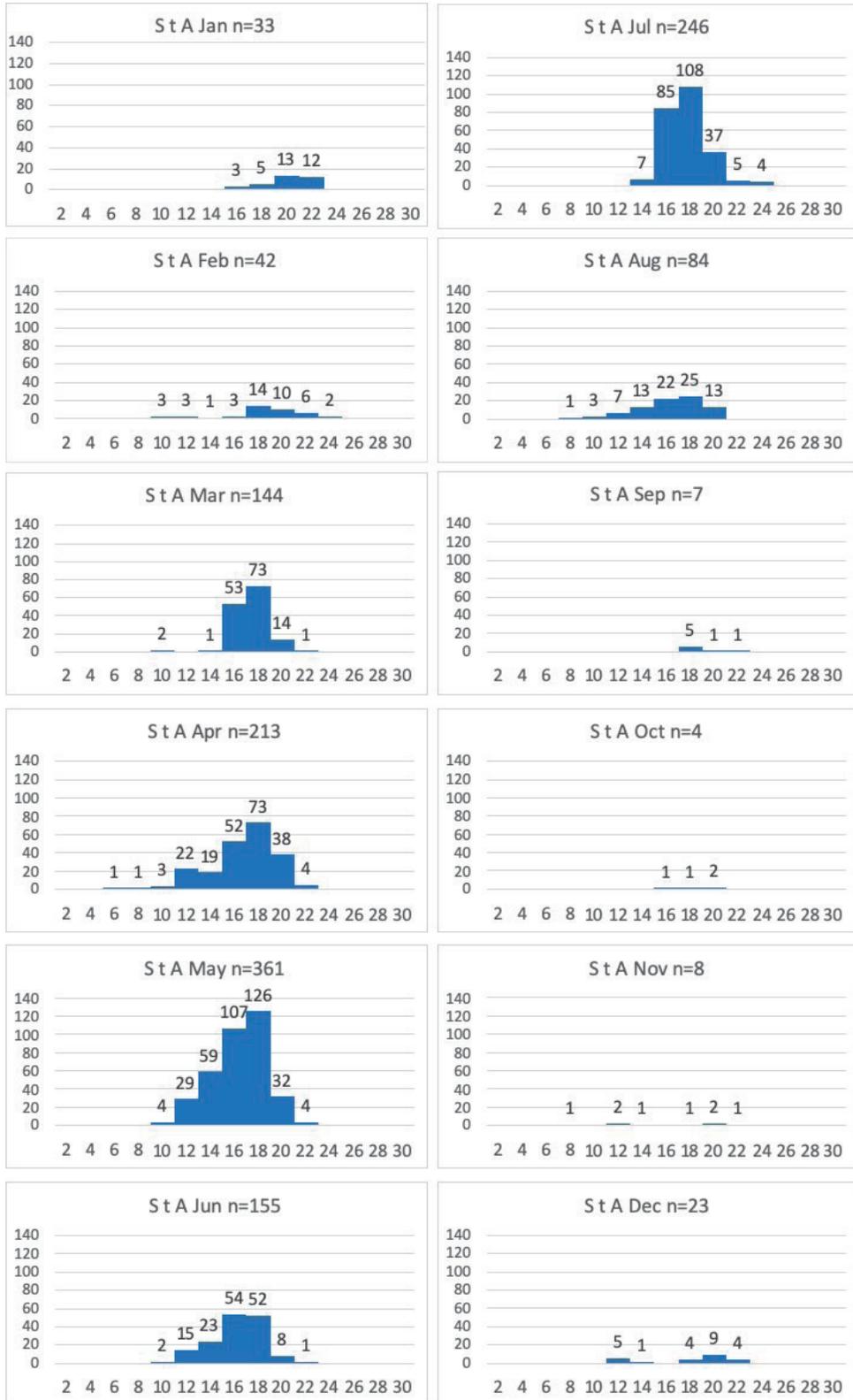


Fig. 5. Station A におけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

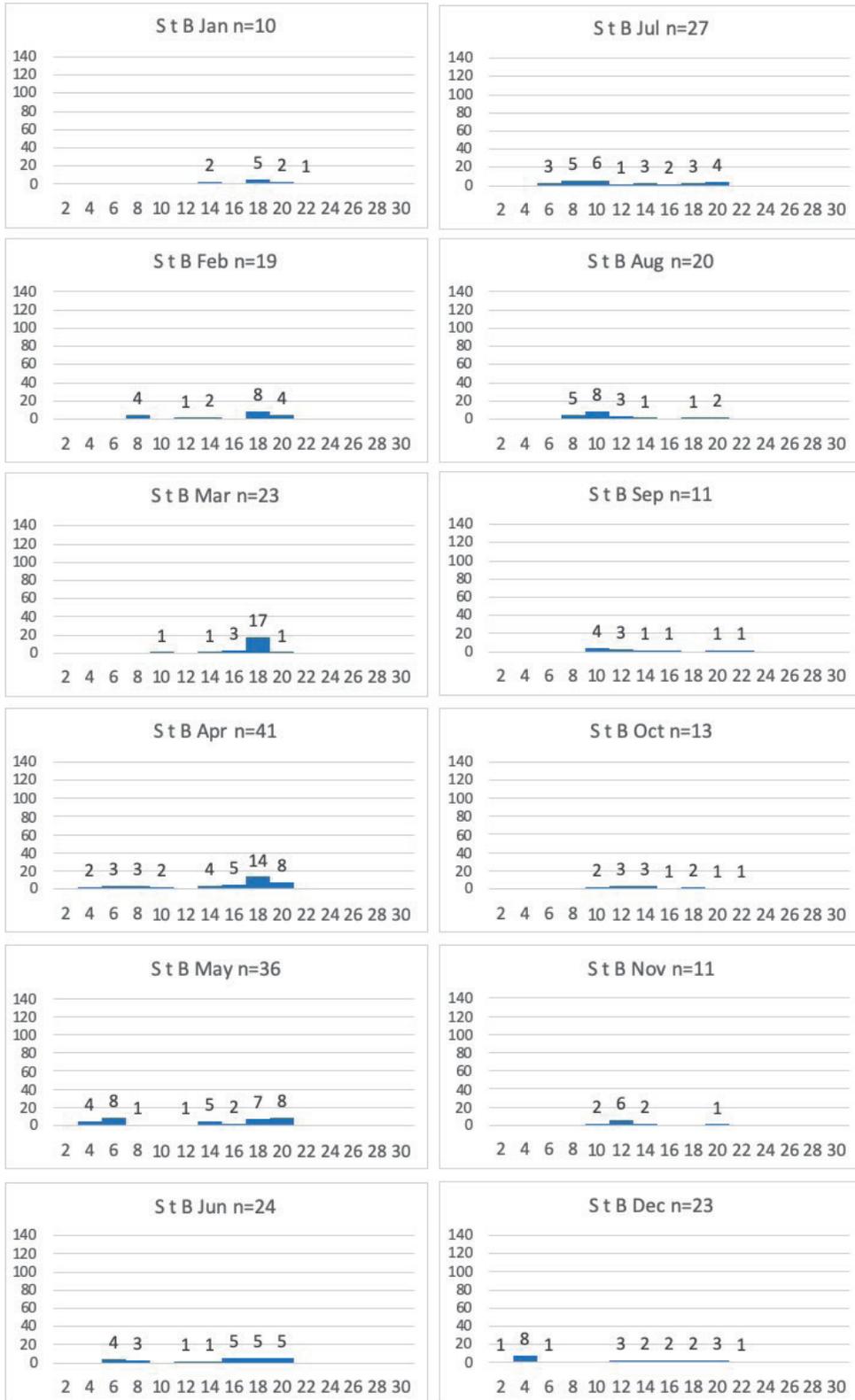


Fig. 6. Station B におけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

mmの範囲で、12.1–14.0 mm, 16.1–18.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は17.3 mmで、最大値は21.3 mm, 最小値は13.3 mmであった。2月は6.1–20.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は14.8 mmで、最大値は19.3 mm, 最小値は6.3 mmであった。3月は8.1–20.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は16.4 mmで、最大値は18.4 mm, 最小値は9.9 mmであった。4月は2.1–20.0 mmの範囲で、4.1–6.0 mm, 16.1–18.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は14.0 mmで、最大値は19.2 mm, 最小値は2.2 mmであった。5月は2.1–20.0 mmの範囲で、4.1–6.0 mm, 18.1–20.0 mmをピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は12.3 mmで、最大値は19.5 mm, 最小値は3.4 mmであった。6月は4.1–20.0 mmの範囲で、14.1–20.0 mmをピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は13.6 mmで、最大値は19.7 mm, 最小値は5.0 mmであった。7月は4.1–20.0 mmの範囲で、8.1–10.0 mmをピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は11.7 mmで、最大値は19.7 mm, 最小値は5.0 mmであった。8月は6.1–20.0 mmの範囲で、8.1–10.0 mmをピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は10.5 mmで、最大値は18.4 mm, 最小値は7.3 mmであった。9月は8.1–22.0 mmの範囲で、8.1–10.0 mm, 18.1–22.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は12.4 mmで、最大値は20.1 mm, 最小値は8.9 mmであった。10月は8.1–22.0 mmの範囲で、10.1–14.0 mmをピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は13.6 mmで、最大値は21.0 mm, 最小値は8.8 mmであった。11月は8.1–20.0 mmの範囲で、10.1–12.0 mm, 18.1–20.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は12.1 mmで、最大値は19.2 mm, 最小値は9.4 mmであった。12月は0.1–22.0 mmの範囲で、2.1–4.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は10.2 mmで、最大値は20.1 mm, 最小値は1.9 mmであった。Station Bでの年間の殻高の平均値は13.2 mmで、最大値は1月の21.3 mm, 最小値は12月の1.9

mmとなった。

Station Cにおけるウミナナのサイズ別頻度分布の季節変化 (Fig. 7) : 2021年1月は8.1–20.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は15.2 mmで、最大値は19.5 mm, 最小値は8.8 mmであった。2月は2.1–20.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は14.5 mmで、最大値は19.0 mm, 最小値は4.0 mmであった。3月は14.1–20.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする山型を示した。殻高の平均は17.3 mmで、最大値は18.9 mm, 最小値は15.2 mmであった。4月は4.1–20.0 mmの範囲で、12.1–14.0 mmをピークとする据引き型を示した。殻高の平均は15.0 mmで、最大値は18.9 mm, 最小値は5.3 mmであった。5月は2.1–22.0 mmの範囲で、14.1–16.0 mmをピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は14.0 mmで、最大値は20.2 mm, 最小値は3.2 mmであった。6月は4.1–20.0 mmの範囲で、4.1–6.0 mm, 16.1–20.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は13.3 mmで、最大値は19.9 mm, 最小値は4.4 mmであった。7月は4.1–20.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は12.7 mmで、最大値は18.8 mm, 最小値は5.2 mmであった。8月は6.1–20.0 mmの範囲で、6.1–8.0 mm, 18.1–20.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は10.6 mmで、最大値は19.3 mm, 最小値は6.5 mmであった。9月は6.1–20.0 mmの範囲で、8.1–10.0 mm, 16.1–18.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は13.1 mmで、最大値は19.8 mm, 最小値は7.1 mmであった。10月は6.1–22.0 mmの範囲で、10.1–12.0 mm, 20.1–22.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は12.9 mmで、最大値は20.7 mm, 最小値は7.0 mmであった。11月は6.1–22.0 mmの範囲で、10.1–12.0 mm, 16.1–18.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は12.5 mmで、最大値は20.5 mm, 最小値は6.2 mmであった。12月は8.1–20.0 mmの範囲で、12.1–14.0 mmをピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は

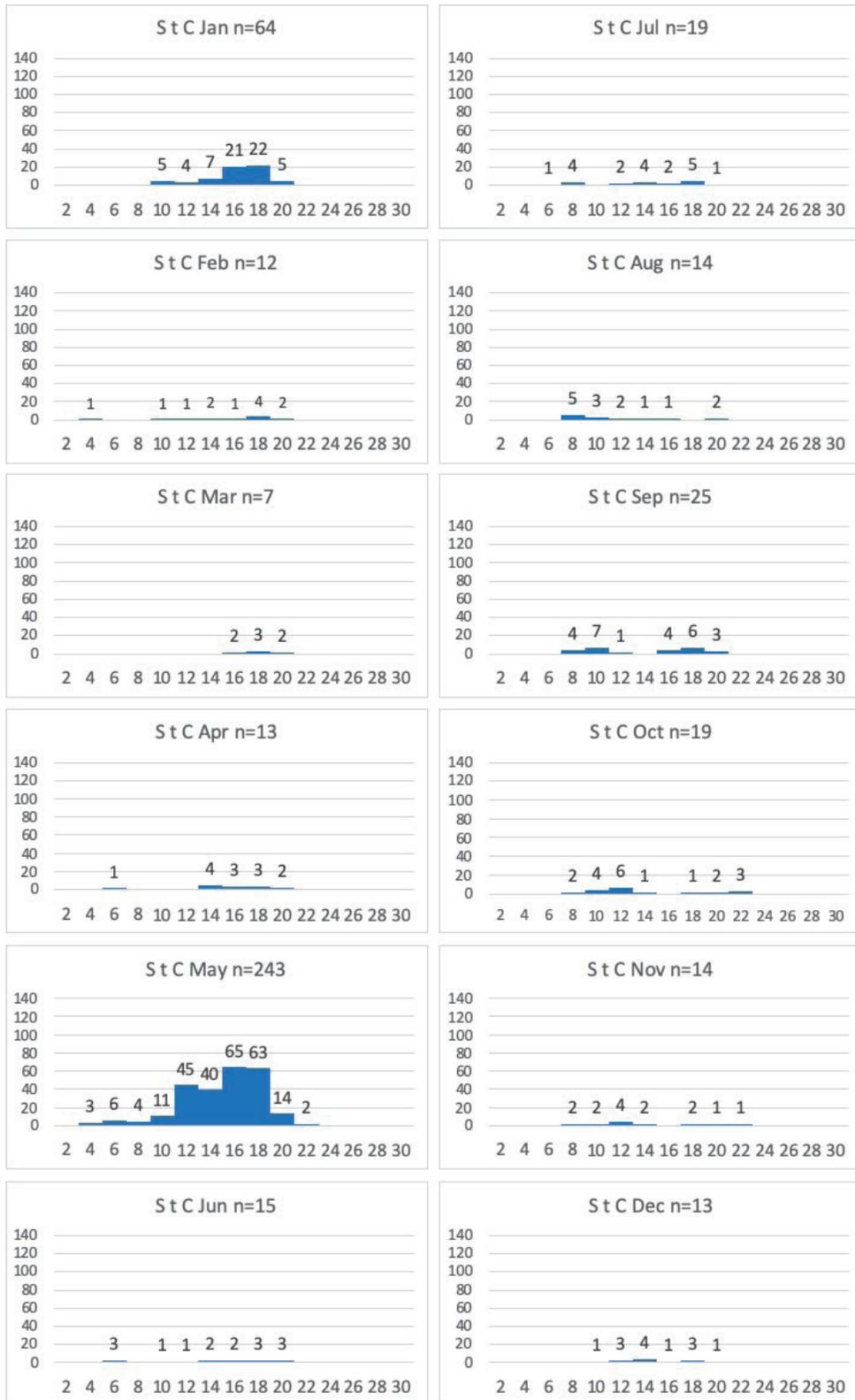


Fig. 7. Station C におけるウミナナのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

13.8 mm で、最大値は 18.4 mm、最小値は 9.9 mm であった。Station C での年間の殻高の平均値は 13.7 mm で、最大値は 10 月の 20.7 mm、最小値は 5 月の 3.2 mm となった。

ヘナタリのサイズ別頻度分布の季節変化

Station A におけるヘナタリのサイズ別頻度分布の季節変化 (Fig. 8) : 2021 年 1 月は 14.1–22.0 mm の範囲で、16.1–18.0 mm をピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は 18.4 mm で、最大値は 21.6 mm、最小値は 15.9 mm であった。2 月は 16.1–22.0 mm の範囲で、18.1–20.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均は 19.2 mm で、最大値は 21.2 mm、最小値は 17.6 mm であった。3 月は 10.1–22.0 mm の範囲で、10.1–12.0 mm、18.1–20.0 mm をピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は 17.4 mm で、最大値は 20.2 mm、最小値は 11.8 mm であった。4 月は 8.1–22.0 mm の範囲で、18.1–20.0 mm をピークとする裾引き型を示した。殻高の平均は 17.6 mm で、最大値は 21.0 mm、最小値は 8.3 mm であった。5 月は 4.1–24.0 mm の範囲で、12.1–14.0 mm、16.1–18.0 mm をピークとするふた山型を示した。殻高の平均は 15.0 mm で、最大値は 22.3 mm、最小値は 4.5 mm であった。6 月は 4.1–22.0 mm の範囲で、6.1–8.0 mm、14.1–16.0 mm をピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は 12.4 mm で、最大値は 21.9 mm、最小値は 4.6 mm であった。7 月は 8.1–24.0 mm の範囲で、12.1–14.0 mm、16.1–18.0 mm をピークとするふた山型を示した。殻高の平均は 15.2 mm で、最大値は 22.6 mm、最小値は 8.2 mm であった。8 月は 6.1–22.0 mm の範囲で、16.1–20.0 mm をピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は 16.3 mm で、最大値は 21.5 mm、最小値は 7.5 mm であった。9 月は 8.1–26.0 mm の範囲で、18.1–20.0 mm をピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は 17.0 mm で、最大値は 25.9 mm、最小値は 8.7 mm であった。10 月は 8.1–24.0 mm の範囲で、10.1–12.0 mm、16.1–18.0 mm をピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は 16.0 mm で、最大値は 23.2 mm、最小値は 9.4 mm であった。11 月は 4.1–26.0 mm の範囲で、10.1–12.0

mm、18.1–20.0 mm をピークとするふた山型を示した。殻高の平均は 15.6 mm で、最大値は 25.1 mm、最小値は 5.5 mm であった。12 月は 1.0–24.0 mm の範囲で、12.1–14.0 mm、18.1–22.0 mm をピークとする歯抜け型を示した。殻高の平均は 16.0 mm で、最大値は 23.3 mm、最小値は 1.8 mm であった。Station A での年間の殻高の平均値は 16.3 mm で、最大値は 9 月の 25.9 mm、最小値は 12 月の 1.8 mm となった。

Station B におけるヘナタリのサイズ別頻度分布の季節変化 (Fig. 9) : 2021 年 2021 年 1 月は 4.1–22.0 mm の範囲で、6.1–8.0 mm、18.1–20.0 mm をピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は 17.4 mm で、最大値は 21.5 mm、最小値は 4.1 mm であった。2 月は 12.1–20.0 mm の範囲で、16.1–18.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均は 17.8 mm で、最大値は 21.3 mm、最小値は 13.7 mm であった。3 月は 10.1–22.0 mm の範囲で、16.1–18.0 mm をピークとする山型を示した。殻高の平均は 16.5 mm で、最大値は 22.0 mm、最小値は 11.0 mm であった。4 月は 2.1–24.0 mm の範囲で、4.1–6.0 mm、16.1–18.0 mm をピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は 15.1 mm で、最大値は 22.1 mm、最小値は 2.7 mm であった。5 月は 1.0–24.0 mm の範囲で、4.1–6.0 mm、16.1–18.0 mm をピークとするふた山型を示した。殻高の平均は 13.9 mm で、最大値は 20.5 mm、最小値は 1.7 mm であった。6 月は 4.1–22.0 mm の範囲で、4.1–6.0 mm、18.1–20.0 mm をピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は 14.2 mm で、最大値は 21.2 mm、最小値は 4.2 mm であった。7 月は 4.1–24.0 mm の範囲で、6.1–8.0 mm、18.1–20.0 mm をピークとするふた山型を示した。殻高の平均は 15.5 mm で、最大値は 21.8 mm、最小値は 4.5 mm であった。8 月は 6.1–24.0 mm の範囲で、8.1–10.0 mm、16.1–18.0 mm をピークとするふた山型を示した。殻高の平均は 16.3 mm で、最大値は 23.3 mm、最小値は 7.1 mm であった。9 月は 8.1–24.0 mm の範囲で、12.1–14.0 mm、16.1–18.0 mm をピークとするふた山型を示した。殻高の平均は 16.4 mm で、最大値は 22.9 mm、最小値

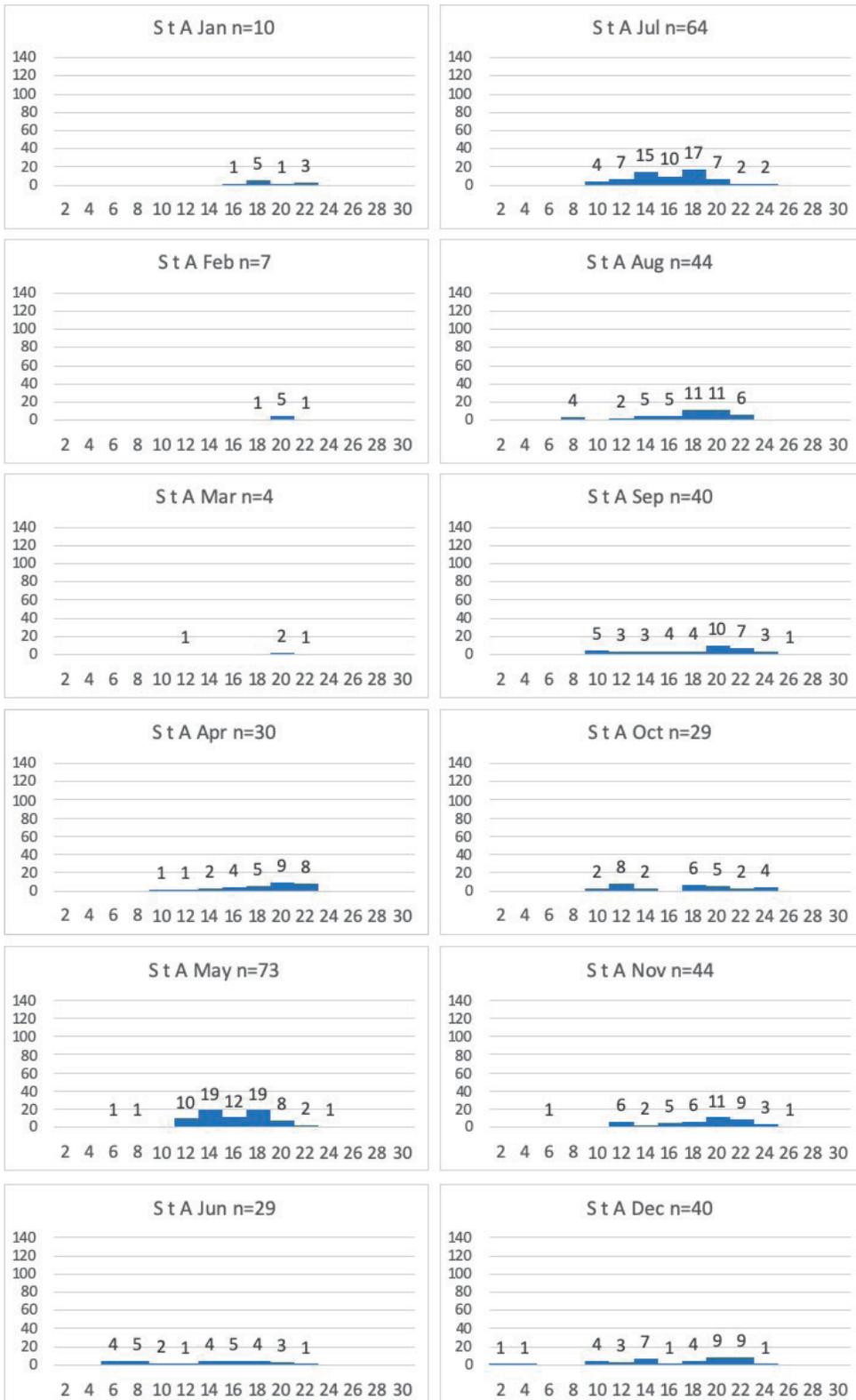


Fig. 8. Station A におけるヘナタリのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

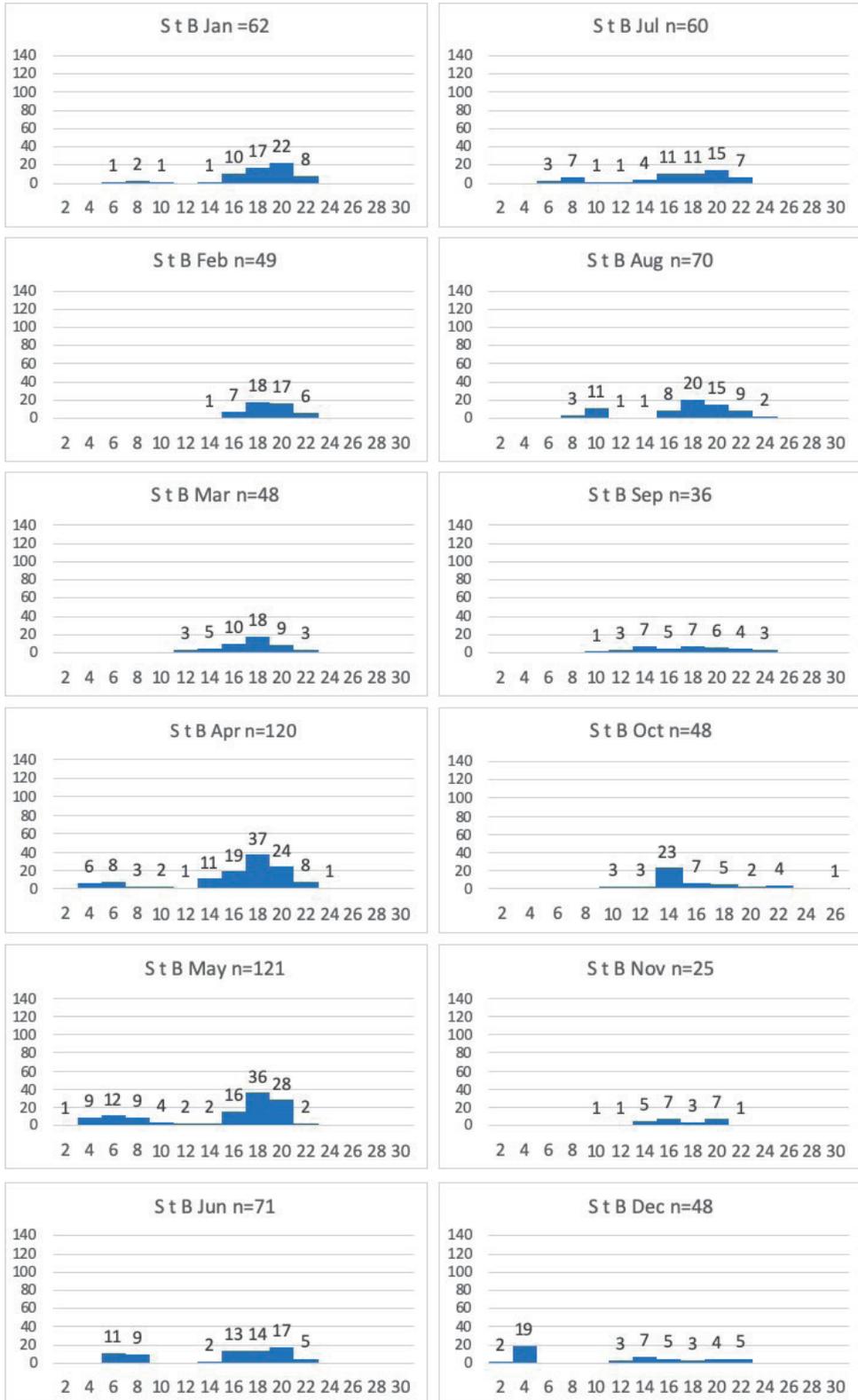


Fig. 9. Station B におけるヘナタリのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム、縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

は8.6 mmであった。10月は8.1–26.0 mmの範囲で、12.1–14.0 mmをピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は14.6 mmで、最大値は24.5 mm、最小値は8.5 mmであった。11月は8.1–22.0 mmの範囲で、14.1–16.0 mm、18.1–20.0 mmをピークとするふた山型を示した。殻高の平均は15.8 mmで、最大値は21.1 mm、最小値は9.1 mmであった。12月は1.0–22.0 mmの範囲で、2.1–4.0 mmをピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は10.2 mmで、最大値は21.4 mm、最小値は1.7 mmであった。Station Bでの年間の殻高の平均値は15.3 mmで、最大値は10月の24.5 mm、最小値は5月と12月の1.7 mmとなった。

Station Cにおけるヘナタリのサイズ別頻度分布の季節変化 (Fig. 10) : 2021年1月は6.1–22.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする裾引き型を示した。殻高の平均は15.3 mmで、最大値は21.0 mm、最小値は7.8 mmであった。2月は8.1–22.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする裾引き型を示した。殻高の平均は16.4 mmで、最大値は21.7 mm、最小値は8.8 mmであった。3月は10.1–20.0 mmの範囲で、16.1–18.0 mmをピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は16.4 mmで、最大値は19.7 mm、最小値は10.3 mmであった。4月は2.1–22.0 mmの範囲で、4.1–6.0 mm、18.1–20.0 mmをピークとするふた山型を示した。殻高の平均は14.1 mmで、最大値は21.5 mm、最小値は2.4 mmであった。5月は2.1–22.0 mmの範囲で、4.1–6.0 mm、14.1–16.0 mmをピークとするふた山型を示した。殻高の平均は13.7 mmで、最大値は21.0 mm、最小値は3.4 mmであった。6月は4.1–24.0 mmの範囲で、4.1–6.0 mm、16.1–18.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は16.6 mmで、最大値は22.4 mm、最小値は4.3 mmであった。7月は4.1–24.0 mmの範囲で、6.1–8.0 mm、18.1–20.0 mmをピークとするふた山型を示した。殻高の平均は13.8 mmで、最大値は22.2 mm、最小値は5.0 mmであった。8月は6.1–24.0 mmの範囲で、8.1–10.0 mm、18.1–20.0 mmをピークとする離れ小島型を示した。殻高の平均は14.0 mmで、最大値は23.8

mm、最小値は6.5 mmであった。9月は6.1–22.0 mmの範囲で、10.1–12.0 mmをピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は11.8 mmで、最大値は21.9 mm、最小値は6.4 mmであった。10月は6.1–24.0 mmの範囲で、10.1–12.0 mmをピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は12.5 mmで、最大値は23.0 mm、最小値は7.7 mmであった。11月は6.1–24.0 mmの範囲で、10.1–12.0 mmをピークとする絶壁型を示した。殻高の平均は14.0 mmで、最大値は23.4 mm、最小値は7.0 mmであった。12月は8.1–24.0 mmの範囲で、10.1–12.0 mm、18.1–20.0 mmをピークとするふた山型を示した。殻高の平均は13.8 mmで、最大値は22.1 mm、最小値は9.5 mmであった。Station Cでの年間の殻高の平均値は14.4 mmで、最大値は8月の23.8 mm、最小値は9月の11.8 mmとなった。

ウミニナの個体数の季節変化 (Fig. 11)

Station Aにおけるウミニナの個体数の季節変化 : 年間の総個体数は1320個体であった。最も多かったのは3月の361個体で、最も少なかったのは10月の4個体であった。1–5月にかけて個体数が急増し、6月で一度減少して再び7月に急増、その後は急激に減少した。

Station Bにおけるウミニナの個体数の季節変化 : 年間の総個体数は258個体であった。最も多かったのは4月の41個体で、最も少なかったのは1月の10個体であった。Station A, Station Cに比べて個体数は少なく、1年を通してメリハリの少ないグラフとなった。1–4月にかけて個体数が徐々に増加し、5–8月はやや減少してほぼ横ばいで推移、9–11月はより減少して横ばいで推移した。

Station Cにおけるウミニナの個体数の季節変化 : 年間の総個体数は468個体であった。最も多かったのは5月の253個体で、最も少なかったのは3月の7個体であった。5月が他の月に比べて圧倒的に個体数が多く、1月はやや個体数が多いものの、それ以外の月ではほぼ横ばいで推移した。

ヘナタリの個体数の季節変化 (Fig. 12)

Station Aにおけるヘナタリの個体数の季節変化 : 年間の総個体数は414個体であった。最も多かつ

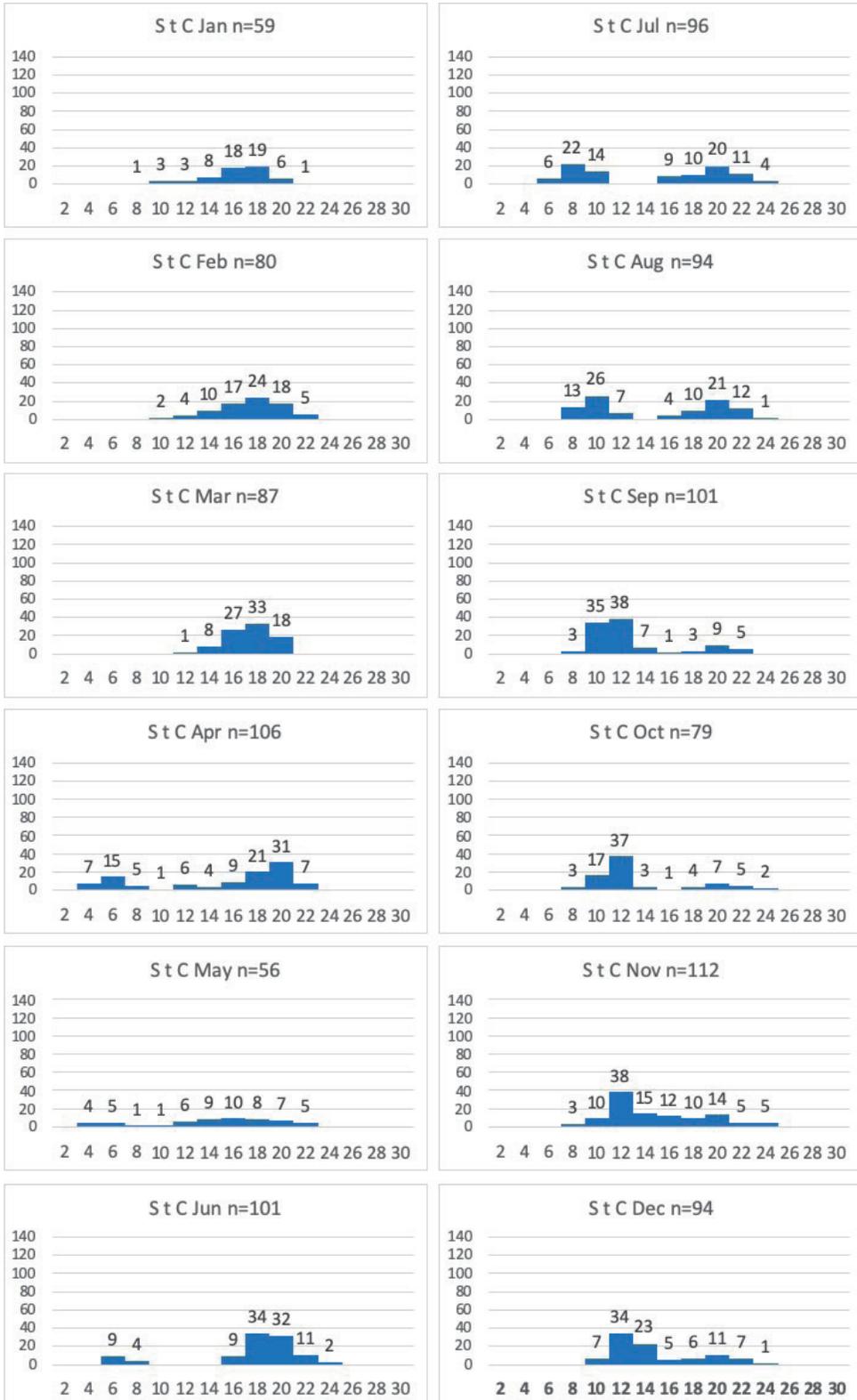


Fig. 10. Station C におけるヘナタリのサイズ頻度分布の季節変化のヒストグラム。縦軸は採取個体数、横軸は殻高 (mm) を示す。

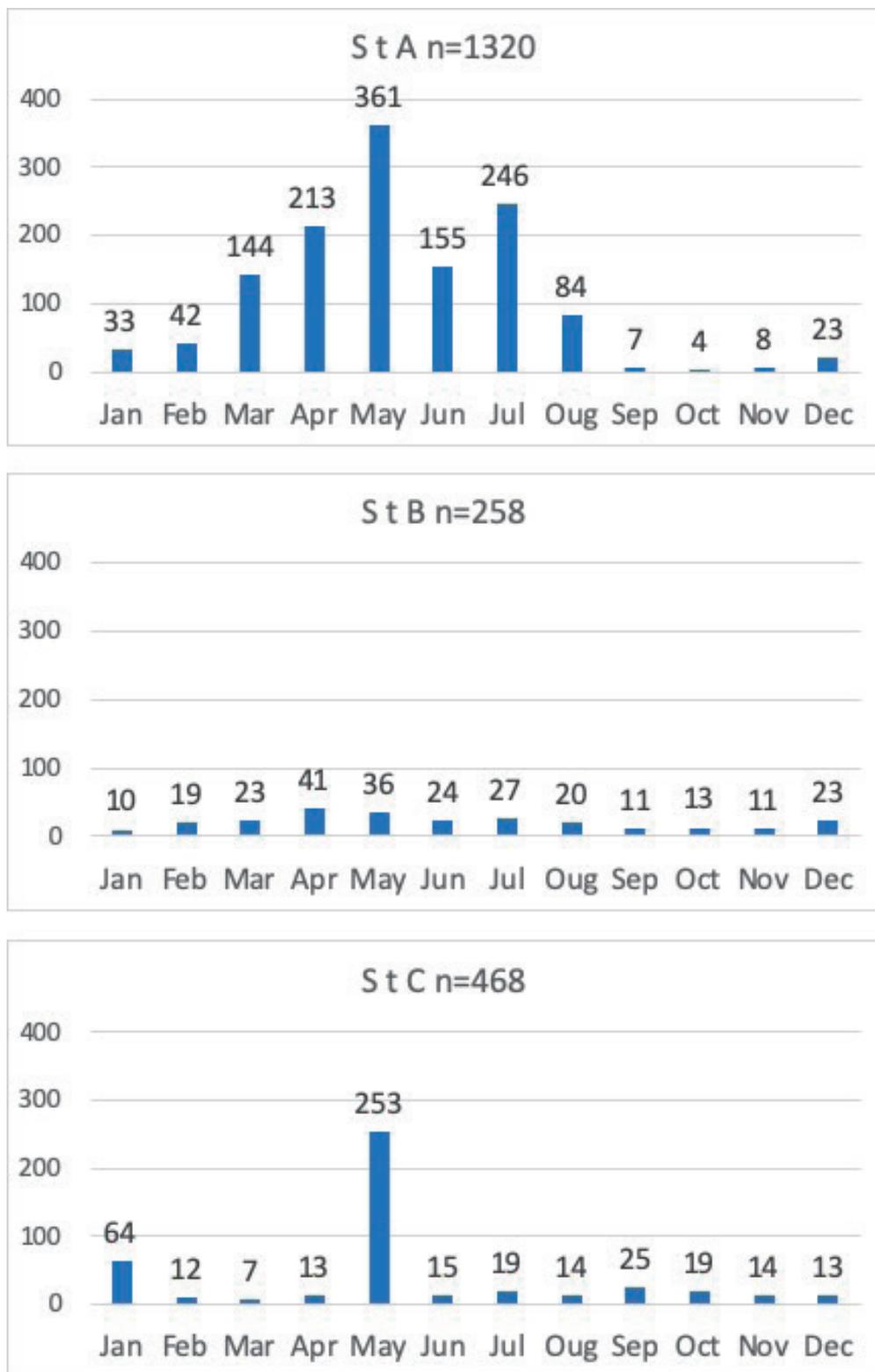


Fig. 11. ウミナナの総個体数の季節変化. 上から順に Station A, Station B, Station C の個体数季節変化である. 縦軸は個体数, 横軸は採取した月を示す.

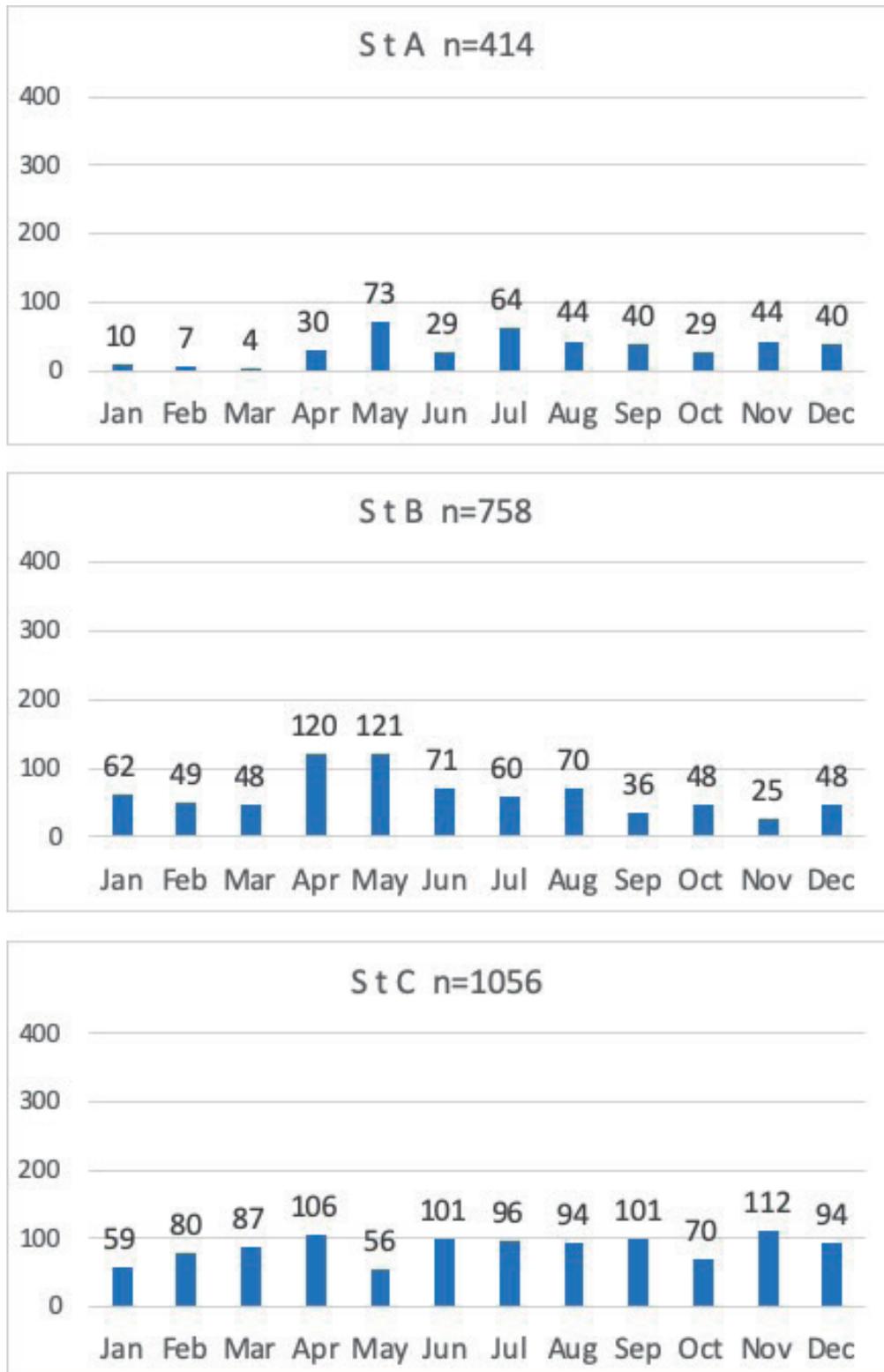


Fig. 12. ヘナタリの総個体数の季節変化. 上から順に Station A, Station B, Station C の個体数季節変化である. 縦軸は個体数, 横軸は採取した月を示す.

たのは5月の73個体で、最も少なかったのは3月の4個体であった。Station B, Station Cに比べて個体数はかなり少なく、特に1-3月は他の月に比べて少ない。5月と7月は急増したものの、8-12月はほぼ横ばいで推移した。

Station Bにおけるヘナタリの個体数の季節変化：年間の総個体数は758個体であった。最も多かったのは5月の121個体で、最も少なかったのは11月の25個体であった。4-5月が他の月に比べてかなり多く、6-3月はほぼ横ばいで推移した。

Station Cにおけるヘナタリの個体数の季節変化：年間の総個体数は1056個体であった。最も多かったのは11月の112個体で、最も少なかったのは5月の56個体であった。1-4月にかけて徐々に増加し、5月で減少したあと、6-9月はほぼ横ばいで100個体近くが採取された。10月で一度減少したあと11月に最多の112個体まで増加した。

考 察

ウミナナのサイズ頻度分布の季節変化について(2021年の12ヶ月間の季節変化) Station Aにおけるウミナナのサイズ頻度分布の季節変化：1月は14.1 mm以上の個体のみで18.1-22.0 mmの個体が特に多かったが、2月は8.1-14.0 mmの個体も採取でき、また、16.1-18.0 mmをピークとする山型の分布になった。3月-7月は12.1-18.0 mmのサイズの個体数が圧倒的に多く、4月で4.1-10.0 mmの小さなサイズの個体を確認できたものの、それ以外で10.0 mm以下の個体を採取することはできなかった。9-10月も14.1-22.0 mmの範囲でのみ確認され、11月は8.1-22.0 mmの広範囲で個体を採取できた。12月は再び12.1-22.0 mmの範囲で特に18.1-20.0 mmをピークとした分布になった。ウミナナは、冬の終わりと夏の中頃に卵鞘が産み付けられ、ベリジャー幼生の孵化後に初春と夏の終わりごろに着底し、1-4ヶ月後に4.0-6.0 mmまで成長する(田上, 2003)という生活史を持つ。Station Aでは、冬の終わりごろに産卵した稚貝が4月で一度新規加入するものの、その他では稚貝があまり見られないことか

ら、稚貝にとっては生息しにくい環境であり、新規加入もされにくいことが考えられる。大谷(2018)は、干潟における開発や埋め立てによる水質の悪化によって浮遊幼生が生存できなくなると述べている。Station Aは工事の影響を最も受けた地点であるため、生態が回復するにはまだ時間を要することが推測される。

Station Bにおけるウミナナのサイズ頻度分布の季節変化：1月はStation Aと同じく14.1 mm以上の個体のみ採取され、16.1-18.0 mmが一番多くなった。2月もStation Aと同じで6.1-14.0 mmの個体が採取でき、16.1-18.0 mmのサイズが最も多いほぼ横ばいの分布となった。3月-6月は12.1-20.0 mmのサイズが多く採取され、Station Aとは異なって4-6月では2.1-8.0 mmの小さなサイズの個体も分布していた。7-8月は、Station Aでは14.1-20.0の範囲に多く分布していたが、Station Bではその範囲にはあまり個体数が見られず、4.1-10.0 mmの範囲の方に多く分布していた。9-11月も7-8月と同じで14.1 mm以上の個体はほとんど採取できず、8.1-14.0 mmの範囲の方が多く採取された。これは14.1-22.0 mmの範囲で分布が確認されたStation Aとは分布の仕方が異なっていた。12月は10.1-22.0 mmの範囲で少ない個体がほぼ横ばいで分布していた。そして2.1-4.0 mmの個体が最も多く採取された。16.1-22 mmのサイズの個体が多く採取され、18.1-20.0 mmと10.1-12.0 mmをピークとする山型の分布を示したStation Aとは全く異なる分布となった。全体を通して、Station Aは20.1-24.0 mmのサイズも採取できたが、Station Bではあまり採取できず、22.1-24.0 mmに至ってはどの月でも分布していなかった。このことから、Station Bでは4-5月と12月で新規個体の加入があったことが推測される。また、Station Bでは初春にベリジャー幼生を経た稚貝が着底し、その個体が4-6月に成長したことが示唆される。12月に分布した4.1-6.10 mmの小さな幼貝は夏の終わりに着底した稚貝である。このことは、田上ほか(2018)の、ウミナナは冬の終わりと夏の中頃に卵鞘が産み付けられ、ベリジャー幼生の孵化後に初春と夏の終わり

ごろに着底し、1-4ヶ月後に4.0-6.0 mmまで成長するという研究から推測される。

Station Cにおけるウミナナのサイズ頻度分布の季節変化:1月はStation A, Station Bとは異なり、8.0-14.0 mmの個体が採取された。14.1-18.0 mmに集中して分布していた。2月はStation Bと同じような分布をしており、8.1-20.0 mmの範囲で16.1-18.0 mmが最も多いほぼ横ばいの分布をしていた。2.1-4.0 mmの個体も1個体採取された。3月は14.1-20.0 mm, 4月は12.1-20.0 mmの範囲で少ない個体でほぼ横ばいに分布していた。4月は4.1-6.0 mmの個体が1個体採取された。2-4月はStation A, Station Bと比べて他の範囲と個数が集中して分布するピークがない。5月は2-4月とは違って10.1-18.0 mmに集中して分布し、14.1-16.0 mmをピークとしている。2.1-8.0 mmの小さな個体も分布していた。6-12月も再び大きなピークのない横ばいの分布となった。8-12月は一度12.1-16.0 mmのサイズの範囲で減少または個体数が採取されていない月が多く、6.0 mm以下の個体は見られなかった。全体を通して、Station Cでは5月と10月以外では20.0 mm以上の個体は採取できなかった。Station Cでも5-7月にベリジャー幼生を経た稚貝の新規加入が行われ、その個体が9-11月まで成長したことが示唆される。

ヘナタリのサイズ頻度分布の季節変化について (2021年の12ヶ月間の季節変化) Station Aにおけるヘナタリのサイズ頻度分布の季節変化:1-2月は14.0 mm以下の個体は採取されず、16.1-22.0 mmの間に少ない個体でほぼ横ばいに分布した。3月も18.1-22.0 mmで3個体のみ採取され、10.1-12.0 mmに1個体存在した。4月から広範囲で分布するようになり、4月は18.1-22.0 mmの個体が最も多い。5-6月は12.1-18.0 mmの個体が多く、4.1-8.0 mmの個体も採取された。7-10月は6.0 mm以下の個体は分布しなかった。7月は12.1-18.0 mmをピークに分布し、8-9月は16.1-22.0 mmをピークに分布した。10月は10.1-12.0 mmと16.1-18.00 mmをピークに分布した。間の12.1-16.0 mmはわずかな個体しか採取されなかった。11月は18.1-22.0 mmをピークに分布

したが10月と同じで10.1-12.0 mmも多く分布し、12.1-14.0 mmは個数が一度減少した。11月は4.1-6.0 mm, 12月は0.1-4.0 mmと小さな個体も1-2個体採取された。11-12月はどちらも18.1-22.0 mmが多く分布し、11月は12.1-14.0 mm, 12月は14.1-16.0 mmが一度減少する。全体的に、1-3月は大きなピークが見られず横ばいに同じ位のサイズが分布し、5-12月は幅広い範囲でピークがわかる、似たような分布となった。また、5-6月, 8月, 10-12月は2ヶ所ピークができるような分布となった。ヘナタリは7-8月に産卵し、プランクトン幼生期を持つことが報告されている(波部, 1995; 網尾, 1963)。このことからヘナタリのプランクトン幼生は8-9月に自由浮遊をし、徐々に稚貝が干潟へ着底するため11-12月に新規加入が分布したと考えられる。また、富山ほか(2005)は、10月頃から新規加入した稚貝はおおよそ1年かけて5.0-7.0 mmまで成長すると推測しており、このことを踏まえると、5-6月に分布している稚貝は、前年に加入した個体であると考えられる。

Station Bにおけるヘナタリのサイズ頻度分布の季節変化:1月はStation Aとは異なり、14.0 mm以下の個体もわずかに採取された。14.1-22.0 mmの範囲で18.1-20.0 mmをピークとする山型の分布となった。2月は14.0 mm以下の個体が1個体採取でき、1月と同じく14.1-22.0 mmの間に16.1-18.0 mmをピークとする山型の分布となった。3月はStation A, 2月よりも幅広い分布の個体が採取でき、10.1-22.0 mmの間に16.1-18.0 mmをピークとする山型ができた。4-8月は14.1-22.0 mmの範囲で16.1-18.0 mm (4-5,8月), 18.1-20.0 mm (6-7月)をピークとする山型の分布ができた。4-8月では2.1-8.0 mmの範囲でも山型の分布ができ、4.1-6.0 mm (4-6月), 6.1-8.0 mm (7-8月)をピークとした。4-8月の間は8.1-12.0 mmの範囲で一度減少した。9-11月は10.0 mm以下の個体は採取されなかった。9月は8.1-24.0 mmの範囲で12.1-14.0 mm, 16.1-18.0 mmをピークとする山型ができた。10月は8.1-22.0 mmの範囲で12.1-14.0 mmをピークに分布した。

Station A とは反対の分布となった。24.1–26.0 mm で1個体採取された。11月は大きなピークは見られなかったが、Station A で減少した12.1–16.0 mm で多く採取され、ピークであった16.1–18.0 mm で一度減少した。12月はStation A と同じで0.1–4.0 mm で個体が採取され、個数も増加した。10.1–22.0 mm の範囲で12.1–14.0 mm が最も多く採取された。11–12月は大きなピークは見られなかった。1–2月は範囲に波がなく同じようなサイズに集まった分布をした。4–8月、12月は小さなサイズと大きなサイズで2ヶ所ピークができるような分布となった。Station B も稚貝の分布はStation A と似ており、Station A で示したヘナタリの生態に起因していると考えられる。

Station C におけるヘナタリのサイズ頻度分布の季節変化：1月は14.0 mm 以下の個体も採取され、6.1–22.0 mm の範囲で16.1–18.0 mm をピークとする山型の分布となった。2月も8.1–22.0 mm の範囲で16.1–18.0 mm をピークとする1月と同じような分布となった。3月はStation A, B, 1–2月に比べて範囲は狭く、10.1–20.0 mm の間で16.1–18.0 mm をピークとする山型となった。4–7月は2.1–10.0 mm の範囲で山型の分布ができた。4–5月は8.1–10.0 mm で一度個数が減少し、10.1–22.0 mm の範囲で16.1–18.1 mm, 14.1–16.0 mm をピークとする分布ができた。6月は8.1–14.0 mm の個体数が採取されず、14.1–24.0 mm の範囲で16.1–18.0 mm をピークとする分布ができた。7月は10.1–14.0 mm のサイズの個体は採取されず、14.1–24.0 mm の範囲で18.1–20.0 mm をピークとする分布ができた。18.1–20.0 mm の個体数よりももうひとつのピークである6.1–8.0 mm の個体数の方が多かった。8月も12.1–14.0 mm のサイズの個体は採取されず、14.1–24.0 mm の範囲で18.1–20.0 mm をピークとする分布ができた。また、18.1–20.0 mm の個体数よりももうひとつのピークである8.1–10.0 mm の個体数の方が多かった。9–10月は14.1–16.0 mm のサイズの個体は1個体しか採取されず、16.1–24.0 mm の範囲で18.1–20.0 mm をピークとする分布ができた。また、18.1–20.0 mm の個体数よりももうひとつのピーク

クである10.1–12.0 mm の個体数の方が多かった。7–10月は同じような分布の仕方をした。11月はStation B とは異なり大きなピークが見られ、Station A で減少した12.1–16.0 mm でピークとなる分布となった。12月はStation A, B と異なり、8.0 mm 以下個体は採取されなかった。10.1–24.0 mm の範囲で10.1–12.0 mm が最も多く採取された。14.1–18.0 mm で一度個体数が減少し、18.1–20.0 mm でまた個体数が増加した。1–3月は範囲に波がなく同じようなサイズに集まった分布をした。4–10月は小さなサイズと大きなサイズで2ヶ所ピークができるような分布となった。Station C は4–6月に前年に加入した稚貝が分布しているが、Station A やStation B とは異なり、10–12月に6.0 mm 以下の稚貝が分布していない。新規個体が加入されていない理由として、別の場所に稚貝が着底したことや産卵が行われなかったこと、性成熟した成貝の減少などが考えられる。

ウミニナのサイズ頻度分布の季節変化について（過去の季節変化との比較） Station A におけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化：道路防災整備事業による工事の影響を受けた直後であるとされる春田・富山（2011）と翌年の前川・富山（2012）の調査では、新規加入個体は確認されなかった。中間・富山（2021）の調査では、6月と11–12月、木村・富山（2020）の調査では、どの月でも6.0 mm 以下の稚貝が採取されているが、特に3–6月の新規加入が多かった。村永・富山（2018）の調査では、4–5月、10–11月に新規加入が行われていた。2020年の中間・富山（2021）の調査では、新規加入の個体数は減少した。本調査では新規加入の個体が採取されなかったことから、やはり稚貝にとって生息しにくい環境であることが推測される。しかし、安永ほか（2019）によると、ウミニナは、着底する際に底質の粒度や干出時間、塩分条件などの環境要因で着底場所を選んでいるとも考えられており、同じ調査地の中でも着底に適する場所と適さない場所がありそれを外して採取した可能性も考えられると考察していることから、今回の調査でも着底に適さない場所で採取した可能性も考えられる。本調査の8月、

木村・富山 (2020), 中間・富山 (2021) の8-9月には10.0 mm程度の小さな個体が分布しており, 網尾 (1999) の報告から, この個体は前年度の初夏に産卵され成長したものだと考えられる。また, この10.0 mm程度のサイズも年々頻度が減少していることから, 年々産卵数の減少, または産卵場所の移動が行われていることが推測される。

Station Bにおけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化: 道路防災整備事業の工事の影響を受ける前である吉住・富山 (2010) では10-11月に多く新規加入個体が分布し, 春田・富山 (2011) の調査では, 10-11月と4-8月の2回でわずかに新規加入が見られた。中間・富山 (2021) の調査では11月, 木村・富山 (2020) の調査では3-6月, 村永・富山 (2018) の調査では1-6月, 11-12月の2回で新規加入が行われていた。木村・富山 (2020) の調査では, 冬に小さなサイズ分布がなかったことから, 夏に産卵がなく幼生の着底がなかったと推測される。中間・富山 (2021) の調査では4-6月頃に小さなサイズ分布がなかったことから, 冬に産卵がなく幼生の着底がなかったと推測される。しかし本調査と村永・富山 (2018), 春田・富山 (2011) では2回産卵があり, 稚貝の新規加入もあった。春田・富山 (2011) より前の調査でも Station Bでは稚貝の新規加入が確認されており, また, Station Aより Station Bの方が新規個体数は多いことから, Station Bの方が産卵や稚貝の生息に適している環境であるが, 新規加入の個体はあまり多くないことが推測される。

Station Cにおけるウミニナのサイズ頻度分布の季節変化: 中間・富山 (2021) の調査では, 6月と11-12月, 木村・富山 (2020) の調査では, 3-6月, 11-12月に新規加入が行われていた。新規加入の頻度としては, 木村・富山 (2020) の調査が最も多かった。本調査の Station Cでは, 初春頃に産卵があったが, 夏に産卵が行われず, 11-12月頃に新規加入がなかった。従って, 新規加入の頻度が減少していることが推測される。

ヘナタリの頻度分布の季節変化について (過去の季節変化との比較) Station Aにおけるヘナ

タリの頻度分布の季節変化: 本調査では, 6.0 mm以下の稚貝は3-4月, 11-12月に少ない個数が分布しており, 1-2月, 4-5月, 7-8月に分布した村永・富山 (2018) や6.0 mm以下の稚貝はどの月でも採取されなかった中間・富山 (2021) との結果とは異なっていた。富山ほか (2015) が, ヘナタリは7-8月の夏季に繁殖し, プランクトン生活を送った後に10月頃の秋に稚貝に変態し干潟に着底すると述べていることから, 木村・富山 (2020) の調査と本調査では, 夏頃に繁殖し, 新規加入した稚貝が分布していたことが推測される。また, 10月頃から新規加入した稚貝は, おおよそ1年かけて5.0-7.0 mmまで成長していると考えられ, 2月頃から5月頃にみられた5.0-7.0 mmの個体は前年に加入した個体である(富山, 2015)ということから, 本調査で3-4月に分布した個体は前年に繁殖して成長した個体であることが予想される。しかし, 村永・富山 (2018) の調査で10-12月に6.0 mm以下の稚貝が採取されず, また, 中間・富山 (2021) の調査でも6.0 mm以下の稚貝は採取されておらず, 分布した個体も1-2個体程度であることから, Station Aでは近年プランクトン幼生が着底しにくく, また, 稚貝も成長しにくい環境になっていることが推測される。8.1-18.0 mmの範囲において, 本調査では1-3月はほぼ分布はゼロに近いが, 5月に個体数が増加し, 10-12月も10.1-14.0 mmにピークがあることから, 春-夏の時期にこの範囲の個体数が減少する点は村永・富山 (2018) と中間・富山 (2021) の調査の結果と同じであった。10-12月にこの範囲の個体数が増加する点も全ての年の調査と同じであった。18.1-24.0 mmのサイズ分布においては, 本調査ではどの月にも分布しており, 特に5月, 8-12月に多く, 5月と9月と11月では24.1-26.0 mmの個体も採取された。どの年とも, 春頃と夏頃にこの範囲の個体が多く分布している点と同じであるが, 10-12月の秋, 冬に個体が多く分布したのは本調査のみであった。2回目の冬越しをした稚貝の大半は, 3年目の6-8月の夏季の繁殖期に性成熟をする(富山, 2015)。そのため, 春から夏にかけてこの範囲のサイズの個体が多く

分布しているのは、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。本調査で冬にこの範囲の個体が多く分布した理由は明らかにできなかった。

Station B におけるヘナタリの頻度分布の季節変化：本調査では、6.0 mm 以下の個体は1月、4-7月、12月に分布しており、4-6月には2.1-6.0 mm が、12月は4.0 mm 以下の個体が多く採取された。この結果は、前年の中間・富山 (2021) の結果と似ており、6.0 mm 以下の稚貝が7月、10月、11月以外の月に分布しており、特に1月、3月、5月の初春に多かった木村・富山 (2020) の結果とは全く異なった。本調査と前年の中間・富山 (2021) の調査では村永・富山 (2018)、木村・富山 (2020) の調査に比べて秋-冬に新規個体が多く、Station A と比べても新規加入の個体が多いことから、近年では Station B がヘナタリにとっての繁殖、着底場所に適した環境であることが推測される。これは、道路防災整備事業の工事の影響を受けた直後である前川・富山 (2012) の結果とも一致していた。8.1-18.0 mm の成貝はどの月にも分布しており、1-8月は14.1-18.0 mm の分布が大きく、14.0 mm 以下の個体はあまり分布していないのに対して、9-12月は14.0 mm 以下の個体が多く分布した。本調査の結果は村永・富山 (2018) の結果と分布の仕方が似ていることがわかった。本調査では初春-夏は14.1-18.0 mm の比較的大きなサイズが多く分布し、秋-冬は8.1-14.0 mm の比較的小きなサイズが分布するが、木村・富山 (2020) の調査では4月の初夏の時点から8.1-14.0 mm のサイズが多く分布しており、中間・富山 (2021) の調査では8.1-14.0 mm に分布が集中するのは9月のみで、あとの月は16.1-18.0 mm の方が多く分布した。全体を通して、Station A に比べて8.1-18.0 mm の分布は多かった。これは、成貝は4-6月の産卵前に干潟上部へ移動し、産卵後の7-9月には大部分が死亡する (Vohra, 1970) とのことから、Station A から Station B の方へ成貝が移動してきたのではないかと考えられる。移動する原因について確かな研究はないが、安東ほか (2015) は、稚貝の成長に伴う底質選好

性や食性の変化、狭い干潟内での他種との棲み分けなどが考えられると述べている。また、秋-冬に8.0-14.0 mm の範囲が多く分布するのは、前年に着底した稚貝が成長した個体であることが推測される。そのため、前年に新規加入がなかった中間・富山 (2021) の調査の分布と前年に多くの新規加入個体があった本調査の分布には大きな違いがあった。18.1-24.0 mm の範囲は本調査で1-7月に多く分布しており、木村・富山 (2020) の結果とよく似ていた。村永・富山 (2018) とは秋-冬に多く分布している点と24.0 mm 以上の個体が全ての月で見られるという点が異なっていた。中間・富山 (2020) の9月と12月にピークがあるという点が異なっていた。また、村永・富山 (2018)、中間・富山 (2021) の結果と本調査では春-夏にこの範囲の分布が多く、これは繁殖活動のために成熟個体が集まって分布しているからだということが推測できる。

Station C におけるヘナタリの頻度分布の季節変化：本調査では6.0 mm 以下の個体は4-7月のみ分布しており、11月以外で見られた木村・富山 (2019) と中間・富山 (2021) の結果と異なり、個体数も年々減少した。新規加入がある11-12月にはどの年も分布が少ない、またはゼロなことから、Station C では新規加入が行われなことが推測される。先行研究では1-5月に6.0 mm 以下の個体が多いことから、違う場所で着底した稚貝が成長していく中で Station C に移動してきたことが考えられる。ヘナタリは粒子の細かい泥地に対する選好性があり、(真木ほか, 2002)、水はけの良い砂地を回避することが知られている (安東ほか, 2005) ため、稚貝が移動してきた可能性は十分有り得る。8.1-18.0 mm の個体の分布は、1-6月は14.1-18.0 mm の範囲でのみピークがあり7-8月は8.1-10 mm と16.1-18.0 mm の2ヶ所でピークがあるが8.1-10.0 mm の方が多く分布した。9-12月は16.1-18.0 mm の分布が減少し、10.1-12.0 mm 付近に大きなピークが見られた。先行研究とは1-6月に1ヶ所しかピークがない点と、16.1-18.0 mm の個体の分布が少ない点が異なっていた。どの年も Station A、

Station B より多く分布しており、他の地点で新規加入して移動してきた稚貝にとっても、2回の冬越しをした性成熟前の幼貝にとっても生息しやすい環境であることが推測される。しかし、この範囲の分布の個体数は年々減少している。18.1–24.0 mm の個体は、本調査では2–8月に18.1–20.0 mm の範囲で多く分布しており、先行調査と似たような分布となった。Station A に比べてかなり多く分布し、Station B とはあまり変わらなかった。春–夏にかけて繁殖活動のため成熟個体が集まりやすくなるため、どの年でも春–夏に多く分布していると考えられるが、Station C では新規個体の加入がないことから Station C では繁殖するために個体が分布している可能性は低いことが考えられる。また、本調査では18.1–24.0 mm の性成熟した個体は Station B と Station C に比べて Station A が圧倒的に少ないことがわかった。

ウミナナの個体数の季節変化について 本調査の1年間の個体数変化において、Station B、Station C と比べると9–11月以外を除くほとんどの月で Station A が最も多い個体数であることがわかった。これは先行研究で報告された、Station A に比較的多くのウミナナが生息するという傾向と一致していた。ウミナナは、底質を構成する粒子が粗い砂地を生息地として好む傾向があるため、砂地の多い Station A で個体数が多いのは妥当であると考えられる。また、同じような干潟に生息するフトヘナタリ、ヘナタリ、カワアイに比べると環境劣化に比較的強い(佐藤, 2011) ため、Station A でも生息できることが可能であると示唆される。Station B と Station C は、本調査の1年間の個体数変化において、1月と5月を除くほとんどの月でほぼ同じ個数が採取された。これは先行研究の結果と同じであった。Station C では5月に著しく個体が増加しているが、おそらく本調査で小潮の日に採取したことが原因だとされる。

1999–2012, 2015–2021年の間に行われた先行研究において、各年のウミナナの総個体数をグラフに表した(Fig. 13)。本調査における Station A の1年間の総個体数は1320個体であり、ここ4年の間では最も多い個体数となった。木村・富山

(2020)の結果と中間・富山(2021)の結果よりも個体数が増加したのは、本調査において3–7月の個体数が先行研究に比べて著しく多くなったからである。著しい増加があった本調査の5月は小潮の日調査を行なったこと、3–4月と6–7月は–16 cm–60 cm 未満の低潮位の日で採集したことが原因であると考えられる。Station A では道路防災整備事業の工事の影響を受けていない年には5000以上の個体が採取され、橋が完成された直後の春田・富山(2011)、前川・富山(2012)の調査でも2000個体以上が採取されていた。しかし、道路防災整備事業による土砂の流入後の2015年以降から急激に個体数は減少している。春田・富山(2011)と翌年の前川・富山(2012)の調査では新規加入個体は確認されていないことから、橋の建設によって新規加入の個体数が減少し、急激に個体数が減少したことが推測されるが、橋の建設よりも、その後の道路整備における土砂の流入によって底質が大きく変化したことが個体数の急激な減少に大きく関与していると考えられる。Station B の1年間の総個体数は258個体であり、近年においても年々個体数が急激に減少している。ほとんどの年で Station A より個体数は少なく、ここ最近では Station A との個体数の差が大きくなっている。Station B は Station A とは異なり、橋が完成された直後である前川・富山(2012)の調査で急激に個体数が減少している。その後の2015年からは、5000個体近く採取していた元々の個体数よりは減少しているものの、再び個体数が増加した。このことから、Station B では2015年までの間でわずかに生態回復が行われた可能性があること、Station A は Station B に比べて生態回復に時間を要することが考えられる。しかし、生態回復が行われたとしている Station B でも未だ減少傾向にあることから、まだ完全には元の生態回復が行われていないことが推測される。Station C の1年間の総個体数は468個体であり、中間・富山(2021)の結果より61個体増加したが、木村・富山(2020)の結果より約半分の400個体減少した。木村・富山(2020)の結果を除いては Station A より個体数は少なく、年々 Station A と

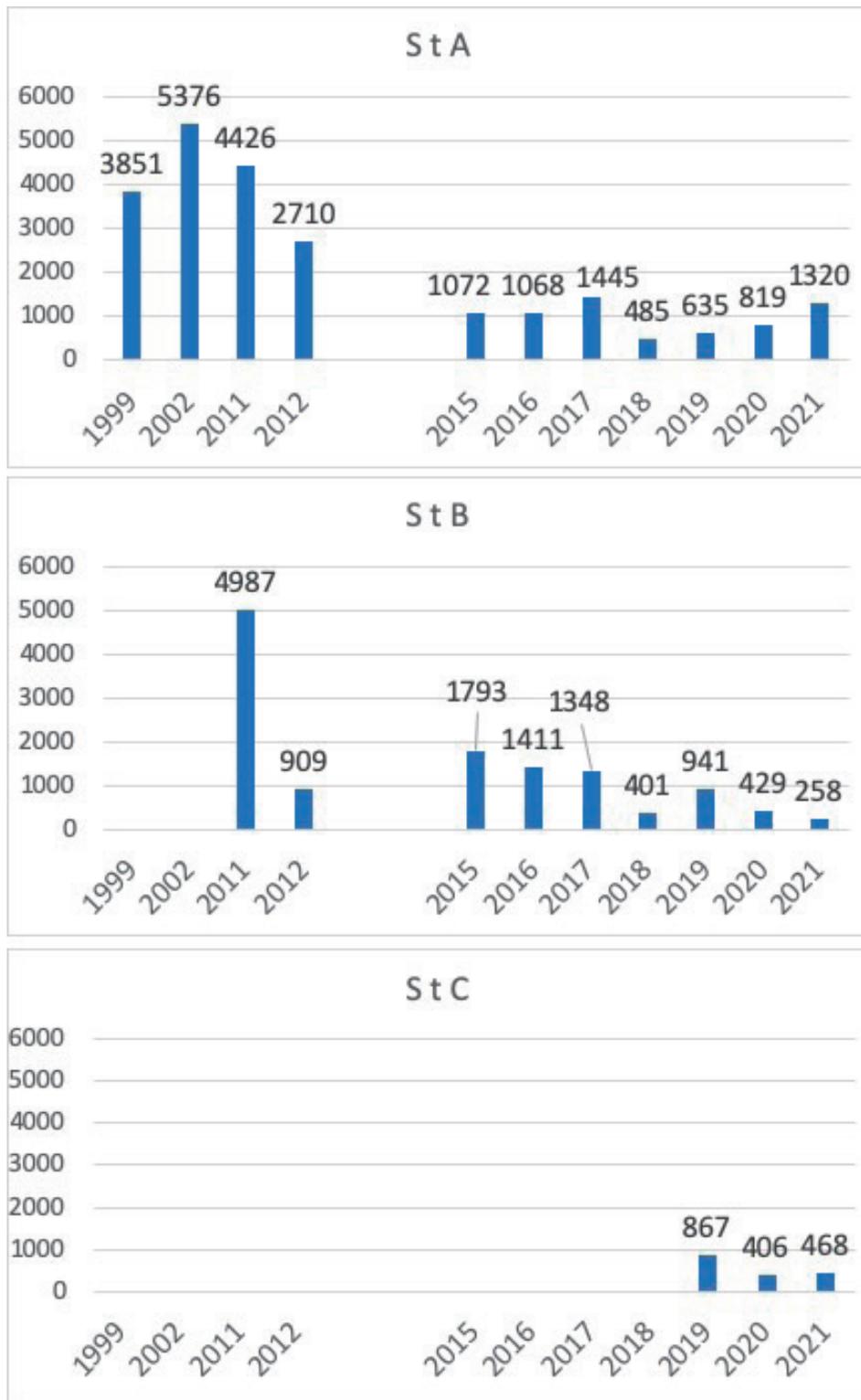


Fig. 13. 先行研究のデータに因る調査地点ごとのウミナナの総個体数の変化である。縦軸は総個体数、横軸は採取した年を示す。
なお 2013-2014 年は道路整備工事で立ち入り禁止となっていたため調査はできておらず、Station C は 2019 年から調査を開始した。

の個体数の差は大きくなっている。Station Bとは、先行研究では個数に大きな差はなく、やや Station Bの方が個体数は多かったが、本研究では総個体数に200個体ほどの差があり、Station Cの方が個体数は多かった。Station Cに関しては過去のデータが少ないことから、生態回復が行われているのかは分からなかった。これらをまとめると、ウミナナにとって最適な生息場所は Station A であるが、年々個体数は減少していることから生態回復はまだ完全には行われておらず、個体数は減少し続けていることがわかる。また、ウミナナのサイズ別頻度分布の季節変化においてどの地点でも新規加入個体が減少していることから、浮遊性のプランクトン幼生によって分散するウミナナにとって、干潟の埋め立てや開発は着底場所の消失、すなわち種の衰退に大きく影響すると考えられる。

ヘナタリの個体数の季節変化について 本調査の1年間の個体数変化において、Station Aでは1-3月の初春で個体数が少なく10個体以下であった。4月から徐々に増加し5月でピークの73個体を採取したのち、8-12月は30-40個体が採取された。1-3月に個体数が少ないのは先行研究の結果と一致していた。

Station Aは、年間を通して Station B, Station Cより個体数が少ない月が多かった。特に1-3月は他の地点に比べて個体数が著しく少なかった。6-8月は繁殖時期であるため個体数が増加すると考えられるが、着底したあとの稚貝や冬を越した成貝のヘナタリは、繁殖時期以外は Station A以外の地点に移動してより棲みやすい環境で成長していることが推測される。本調査では5月と7月に個体数のピークがあったが、村永・富山(2019)、中間・富山(2021)の結果では9月、木村・富山(2020)の結果では2月にピークがあり、個体数の年間推移には統一性がなかった。また、本調査において、Station Aでの年間のヘナタリの総個体数は、ウミナナより906個体も少なかった。Station Aでウミナナの総個体数よりヘナタリの総個体数の方が少ないのは先行研究の結果と一致しているが、近年の研究の中で最もウミナナとヘナタリの個体数に差があった。このことからウミナ

ナとヘナタリは環境によって生息場所を棲み分けており、比較的環境劣化に強いウミナナが Station Aでは優勢であることが推測される。Station Bにおける本調査の1年間の個体数変化においては、4-5月に120個体でピークとなり、9月と11月で一度減少するがその他の月では40-70個体ほど採取された。11月は3地点の中で最も個体数が少なく、4-5月は3地点の中で最も個体数が多かった。その他の月では Station Cの次に個体数が多かった。Station Bの年間の個体数変化は年によって全く異なり、村永・富山(2018)は冬に個体数が多く春-夏に個体数が少なかった。木村・富山(2020)の結果では初春に多く、冬に個体数が少なかった。Station Bでウミナナの総個体数よりヘナタリの総個体数の方が多いたのはほとんどの先行研究の結果と一致していた。Station Bの環境ではウミナナよりもヘナタリの方が優勢であることがわかる。本調査の1年間の個体数変化において、Station Cは Station Aと Station Bよりも1月、4-5月を除いたほとんどの月で最も個体数が多かった。5月に一度減少するが、4月と6月は100個体以上採取でき、11月も112個体採取できてピークとなった。Station Cが他の地点に比べて個体数が多くなったのは先行研究と一致しており、泥地を好むヘナタリにとって最も泥の多い砂泥地である Station Cで一番個体数が多いのは妥当であった。また、真木ほか(2002)の報告と同様、ヘナタリには底質選好性があることが再確認された。しかし、木村・富山(2020)では2月、中間・富山(2021)では6月にピークがあり、個体数の季節変化は年によってやや異なった。本調査において Station Cでの年間のヘナタリの総個体数は、ウミナナより588個体多くなり、Station Cにおいてウミナナよりヘナタリの方が個体数が多いという結果は先行研究と一致していた。このことから Station Cではヘナタリが Station Bよりも優勢であることと、一番生息しやすい Station Cでも年々個体数は減少していることがわかった。しかし、Station Cは一昨年から調査を開始したためデータ量が少なく、有意義な考察ができなかったため、今後も継続してデータを収集していく必要がある。

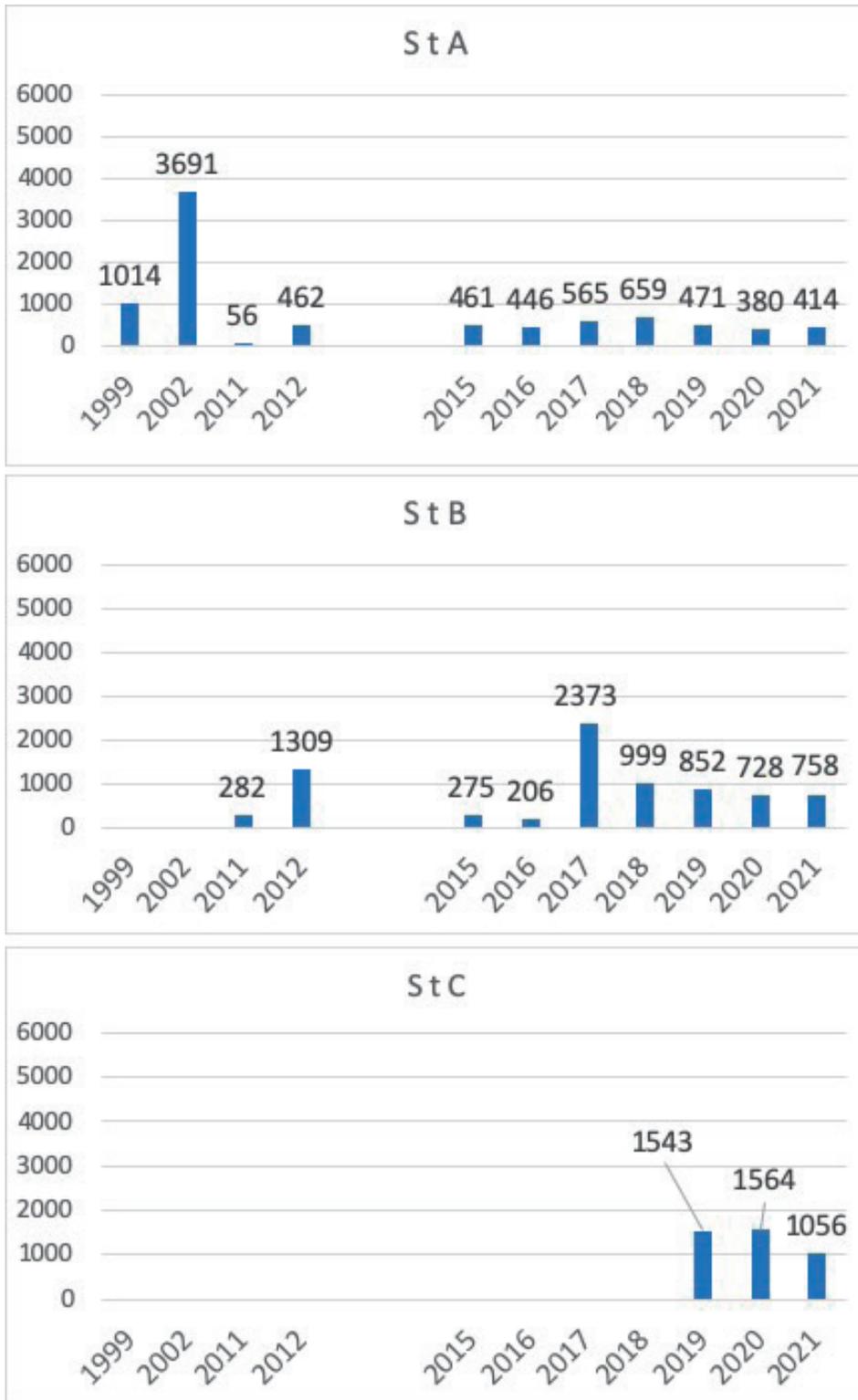


Fig. 14. 先行研究のデータに因る調査地点ごとのヘナタリの総個体数の変化である。縦軸は総個体数、横軸は採取した年を示す。なお 2013-2014 年は道路整備工事で立ち入り禁止となっていたため調査はできておらず、Station C は 2019 年から調査を開始した。

る。

1999–2012, 2015–2021年の間に行われた先行研究において、各年のウミニナの総個体数をグラフに表した (Fig. 14)。本調査において、Station Aでのヘナタリの年間の総個体数は414個体であり、2015年以降の先行調査の中で最も個体数が減少した。Station Aでのヘナタリの個体数変化は、ウミニナが2015年以降から急激に減少したのに対し、橋が完成したとされる2011年の春田・富山 (2011) の調査の時点で急激に減少した。そして2012年の前川・富山 (2012) の調査には2011年の8倍にまで個体が急増した。このことに対して、前川 (2012) は、干潟の攪乱によって干潟の高さが下がったため、干潟域を流れる水の流れが変化し、ヘナタリの好む環境に変化したためだと推測している。その後、2012–2022年の間は、個体数はほぼ横ばいで増減をしていることから、2012年にはある程度の生態が回復したのではないかと考えられる。しかし、工事前の2002年である吉田・富山 (2003) の調査では3000個体以上の個体が採取できていたことから、工事前の干潟環境には未だ回復できていないことが推測できる。Station Bでのヘナタリの年間の総個体数は758個体であり、前年の中間・富山 (2021) の調査よりは30個体ほど増加したものの、年々減少している。Station Bも2011年で個体数が減少し、翌年の2012年には急増したことから、水の流れや底質の変化などの何らかの要因によって一度生態回復が行われたことが推測される。そして道路整備による土砂の流入が行われたあと、2015–2016年で再び個体数が激減し、その後増加していることから、2017年以降再び生態回復が行われていると考えられる。しかし、新規個体数はあまり増加していないことから個体数増加にはまだまだ時間を要すると考えられる。

総括 本研究では、先行研究と同じく、ウミニナは防災道路整備事業による環境の破壊が一番起こったとされるStation Aで個体数が多かったが、新規加入は減少しており、やはり防災道路整備事業によって稚貝が生息しにくい環境であることが推測された。個体数が多いStation Bでもウ

ミニナの個体数は減少傾向にあり、防災道路整備事業前の環境には未だ回復できていないとされる。また、Station Cでも減少傾向となっていることがわかった。ヘナタリにおいても先行研究と同じでStation Cで最も個体数が多かった。真木ほか (2002) は、胃内容物の顕微鏡観察では、ウミニナとヘナタリの食性の間には有意差は確認されず、食性の違いが同じ潮位面での同所的生息を可能にしている証拠は得られなかったと述べていることから、ウミニナとヘナタリは底質選好性や塩分濃度に対する適応の相違などによって生息場所を棲み分けていることがわかった。未だ干潟に生息するウミニナやヘナタリは防災道路整備事業の影響を受けており、生態系の回復には時間を要すると考えられるが、この個体数の減少の要因として、干潟の形の変化も考えられる。干潟は潮汐や潮流によって地形変化を行う。内山 (2005) は、干潟で生じる地形変化は小規模なものであったとしても干潟に棲む生物に与えるインパクトは計り知れないと述べている。実際に、本調査でも4月頃からStation B付近で干潟の地形が変化し、潮間帯の部分が広がった。それに伴い、泥地の多かったStation Bは砂泥地となった。先行研究で干潟の地形があったのかはわからなかったが、調査中に地形が変化し、その変化に伴う底質の変化や季節によって貝類の底質選好性が変化する可能性などを考慮すると、完全に防災道路事業の影響だけが個体数の減少に関与しているとは限らない。しかし、過去の研究と比較すると、干潟の地形変化に伴う海水の塩分の変動、底質の変化、貝類同士の棲み分けなどによって、徐々にではあるが干潟を回復させていることも示唆されており、これらの要因によって今後個体数が減少する一方ではなく、生態が回復するためのきっかけになる可能性もゼロではないと考える。

喜入干潟における今後の課題 過去の調査と比較すると、2010年から行われた防災道路整備事業が、今なお干潟状の生態系に影響を与えており、干潟環境の回復や貝類の生態の回復が行われていないということは否定できない。ウミニナもヘナタリも個体数に減少傾向であることから、今

後絶滅していく可能性も有り得る。ウミナヤやヘナタリが絶滅すれば、干潟の生態系全てが破滅し、干潟としての機能も失われかねない。ウミナヤやヘナタリを絶滅させないために、ウミナヤやヘナタリにとって生息しやすい環境を保持していく必要がある。そのためにも今後も同じ研究を継続させ、個体数が増加した場合にはその調査日の気候や干潟地形の記録、潮位などを細かく記録し、保全していくための対策に生かしていくべきだと考える。また、毎年同じ研究を継続しているが、年々月によってコドラートを設置する場所が異なったことや、調査地の写真が少なく干潟地形の変化が分からなかったこと、先行研究の毎月の採集日の潮位や潮汐が分からなかったことなどにより、全く同じ条件で調査できておらず、それによって個体数やサイズの季節変化にも誤差が生じた可能性もある。今後はできる限り同じ条件で調査を行い、喜入干潟に生息する貝類の生態回復に貢献できるような研究をしていくべきである。

謝 辞

本研究を行うにあたり、適切なお指導、ご助言をいただいた鹿児島大学理学部生物学履修プログラム生態学研究室の皆様にご心からお礼申し上げます。また、助言や励ましを頂いた鹿児島大学理工学研究科富山研究室の皆様にご深く感謝申し上げます。本稿の作成に関しては、用皆依里様（鹿児島学 URA センター）、および、本村浩之先生（鹿児島大学総合研究博物館）には投稿でお世話になりました。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- 令和 2 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、令和 3-4 年度基盤研究 (C) 一般「都市生態系における外来種および適応外来種の都市進化生態学的分析」21K12327-0001、平成 27- 令和 3 年度特別経費（プロジェクト分）一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、2021 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

- 安達達夫. 2012. 干潟の絶滅危惧種動物図鑑－海洋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, 東京.
- 網尾 勝. 1963. 海産腹足類の比較発生学ならびに生態学研究. 水産大学校研究報告, 12: 15-144.
- 網尾 勝. 1999. 初期生活史, 腹足類. In: 波部忠重・奥谷喬司・西脇三郎 (編者), 軟体生物学既説, 317-321. サイエンティスト社, 東京.
- 安東美穂・富山清升. 2005. マングローブ干潟におけるヘナタリ (腹足綱: フトヘナタリ科) のサイズ分布の季節変化. *Venus*, 63 (3-4): 145-151.
- 藤田めぐみ・富山清升. 2009. 鹿児島湾河口・干潟における巻貝相の調査. 鹿児島大学理学部地球環境科学卒業論文. *Nature of Kagoshima*, 47: 237-244.
- 風呂田利夫. 2000. 湾内の貝類. 絶滅と保全－東京湾のウミナヤ類衰退からの考察. 月間海洋号外, 20: 74-82.
- 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.
- 花輪伸一. 2006. 日本の干潟の現状と未来. *地球環境*, 11 (2): 235-244.
- 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. 2011 年度鹿児島大学理学部地球環境科学卒業論文.
- 井上真里奈・富山清升. 2017. 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*, 43: 347-362.
- 鹿児島県環境生活部環境保護課. 2003. 鹿児島県の絶滅の恐れのある野生動植物 動物編－鹿児島県レッドデータブック－.
- 上村まこ・村永蓮・富山清升・高田滉平. 2019. 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. *Nature of Kagoshima*, 45: 297-310.
- 上村了美・土屋 誠. 2006. 沖縄本島におけるイボウミナヤ個体群および餌資源の季節変動. *Venus*, 66 (3-4): 191-204.
- 神野瑛里奈・前川菜々・春田拓志・富山清升. 2016. 鹿児島湾喜入干潟での防災設備事業における巻貝類の生態回復. *Nature of Kagoshima*, 42: 437-452.
- 木村玄太郎・富山清升. 2020. 鹿児島湾喜入マングローブ干潟において防災道路整備事業により破壊された愛宕川河口の巻貝類の生態回復. 2019 年度鹿児島大学理学部地球環境科学卒業論文. *Nature of Kagoshima*, 46: 383-406.
- 前川菜々・富山清升. 2012. 鹿児島湾喜入干潟での防災道路事業における巻貝類の生態. 2012 年度鹿児島大学地球環境科学卒業論文.
- 真木英子・大滝陽美・富山清升. 2002. ウミナヤ科 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.
- 村永蓮・高田滉平・富山清升. 2018. 鹿児島湾喜入での防災道路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. *Nature of Kagoshima*, 44: 233-248.

- 中間朋和・富山清升. 2021. 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. 2020年度鹿児島大学理学部地球環境科学科卒業論文.
- 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: 25-44.
- 佐藤海・富山清升. 2020. 鹿児島県内のウミナ類の分布と形態比較. Nature of Kagoshima, 46: 283-290.
- 佐藤正典. 2014. 海をよみがえらせるー諫早湾の再生から考える. 岩波書店, 東京.
- 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. Nature of Kagoshima, 42: 429-436.
- 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.
- 田上英憲・富山清升. 2018. 干潟におけるウミナナの生態. Nature of Kagoshima, 44: 119-128.
- 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.
- 富山清升・平田浩志郎・安東美穂・金田竜祐. 2015. 鹿児島湾におけるヘナタリ *Cerithidea (Cerithideopsis) cingulate* (Gmelin, 1791) の殻の内部成長線解析. 日本生物地理学会会報, 70: 1-10.
- 内山雄介. 2005. 干潟の流れと地形変化. ながれ, 24: 57-66.
- 若松あゆみ・富山清升. 2000. 北限の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.
- Yamamoto, Y., Kagohara, T., Yamamoto, K., Kamimura, S. and Hamaguchi, M. 2018. Distribution of *Batillaria multiformis* and *B. attramentaria* (Batillariidae) in southern Kyushu. Plankton Benthos Res., 13 (1): 10-16.
- 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.
- 吉田健一. 2003. 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比較.
- 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. Nature of Kagoshima, 46: 291-305.
- 行田義三. 2003. 貝の図鑑ー採集と標本の作り方. 南方新社, 鹿児島.