事例研究 CASE STUDY

Na⁺およびCl⁻濃度の日周的な上昇が観測される河川上流域でのカワシンジュガイの成長

辻 盛生*・丹波 彩佳・鈴木 正貴

岩手県立大学 総合政策学部 〒020-0693 岩手県滝沢市巢子 152-52

Morio TSUJI*, Ayaka TANBA, Masaki SUZUKI: Growth of *Margaritifera laevis* in the upper reaches of a river with diurnal increases in Na⁺ and Cl⁻ concentrations. *Ecol. Civil Eng.*

Faculty of policy studies, Iwate prefectural university, 152-52, Sugo, Takizawa, Iwate, 020-0693, Japan

Abstract: *Margaritifera laevis*, an endangered species of freshwater bivalves, inhabit the upper reaches of rivers. The survey site for this study was a small river, with about 1–4 m width in a river basin dotted with springs in inland Iwate prefecture. Four survey points were established, spanning about 6.5 km. For this study, diurnal increases in Cl⁻ and Na⁺ concentrations were observed during winter in the survey area upstream of the target river. The maximum value during the study period was 453 mg Cl⁻ L⁻¹. Concentrations exceeding 283 mg Cl⁻ L⁻¹, equivalent to EC 100 mS m⁻¹, were recorded 12 times in 2018 and 7 times in 2019, which suggests that sodium chloride, an anti-freezing agent, adhered to car bodies and subsequently flowed into the river from a car wash near a highway interchange upstream of the study area. Based on results of transplant surveys conducted over a two-year period at three locations (upstream, midstream, and downstream of the study river), almost no growth of the *M. laevis* was observed in the upstream area near the car wash. However, annual growth in the middle and downstream study areas was around 1.5 mm, which was less than earlier findings of 3–5 mm. Further investigations must elucidate factors affecting this species' habitat.

Key words: anti-freeze agent, sodium chloride, *Margaritifera laevis*, growth inhibition

はじめに

河川源流域は、人為的な負荷が一般的に少ないため、特有の生態系が形成され、貴重な生物が生息していることが多い。カワシンジュガイ (*Margaritifera laevis*) は河川中流域から上流域に生息する (竹内ほか 2016) 淡水二枚貝である。サクラマス (*Oncorhynchus masou masou*) を宿主とし、母貝から放出された幼生は 40–50 日程度の期間宿主の鰓に寄生する (近藤 2008) 特異な生

態を持つ。多個体によるコロニーを形成し、濾過食者であることによる水質改善効果 (Begum 2018) や、河床安定に寄与する (Miura et al. 2021) ことから、個体群の消失による河川水質や物理特性の変化も懸念される。さらに、カワシンジュガイはタナゴ (*Acheilognathus melanogaster*) の産卵基質の役割を担う (吉田ほか 2014) など、河川生態系において重要な役割を果たす種といえる。国内において本種は環境省レッドリストの絶滅危惧 IB 類 (EN) に分類される (環境省 2020)。ヨーロッパにおいても近縁種であるホンカワシンジュガイ (*Margaritifera margaritifera*) は、1990 年代には 90% 以上が失われ、今も減少が続いている (竹内ほか 2016)。減少の一因として、本研究で着目する道路の凍結防止剤に

2021 年 9 月 19 日受付, 2022 年 1 月 6 日受理
早期公開 (J-STAGE)
J-STAGE Advance published
doi: <https://doi.org/10.3825/ece.21-00027>
*e-mail: m_tsuji@iwate-pu.ac.jp

よる影響が挙げられている (Marsalek et al. 2003 ; Belamy et al. 2020)。

調査対象の A 川は流域面積 11.4 km², B 川の支川の小河川である。川幅は 1 ~ 4 m 程度であり湧水が点在する源流域であるものの、地形は比較的平坦である。現在は中流部の宅地化が進み、上流部は主要国道や高速道路に近いことから、人為の影響を受けた源流域といえる。現在の A 川には本種は見られないが、かつては生息が確認された (佐竹ほか 1984 ; 竹内ほか 2007)。しかしながら、A 川を所管する地方公共団体の環境年次報告書資料集 (2010 年) によると、データの残る 2002 年から 2006 年にかけて A 川下流の BOD 濃度は度々 5 mg L⁻¹ を超え、最大 13 mg L⁻¹ が記録された (年 2 回の調査による)。中流部の宅地化による生活雑排水の流入で水質悪化したことが A 川における本種減少の一因と考えられる。しかし 2006 年以降、下水道整備により水質は改善された。一方、B 川においては本種個体群が確認されており、場所によってはかなり高密度で生息する。しかし、60 mm 未満の小型個体がほとんど確認されておらず、何らかの影響により再生産が行われずに長寿である本種の成員のみが残存している状況 (竹内ほか 2016) と考えられ、近い将来個体群消失が懸念される。

本事例の移植調査は、水質が改善された A 川における本種生息の可能性を探り、将来的に生息域を広げ、個体群の拡大を図ることを目的としたものである。しかし、並行して実施した河川水質調査の結果、A 川において Na⁺ や Cl⁻ 濃度の上昇が観察され、凍結防止剤の影響が懸念された。淡水二枚貝を対象とした凍結防止剤の異なる暴露濃度による成長などへの影響が調査されている (Saleno et al. 2020 ; Beggel & Geist 2015 ; Belamy et al. 2020 ; Wang et al. 2018)。しかし、これらは実験室における暴露実験であり、実地での淡水二枚貝による凍結防止剤の影響に関する先行研究は限られる。ここでは、A 川における現在の水質がカワシシユガイに与える影響について、実地における移植調査を通して検証した結果を報告する。

材料と方法

調査地の概要

調査対象地は、岩手県内陸部の小河川である。本種は絶滅危惧種であることから、乱獲等を防ぐ目的で現地が特定できる情報は伏せて記載する。A 川には A1 ~ A4、B 川には B1 ~ B3 の調査地点を設定した (Fig. 1)。

Fig. 1. Investigation sites.
調査地点位置図。

各地点の環境条件は以下の通りである。A1 より上流は A 川の最上流部であり、1 km 程上流に水源の湧水が存在する。小規模な事業所団地とガソリンスタンド、宅地が存在する。A1 ~ A2 の間は国道との接点があるものの、周辺は畑地や水田である。A2 ~ A3 間は宅地である。A3 ~ A4 間の周辺は牧草を中心とした圃場である。なお、A3 下流約 0.5 km の地点で国道と交差する。B 川の周辺は水田や畑地であり、B2 の上流側約 1.5 km で高速道路と交差する。なお、A2 ~ A3 間を除く両河川は河畔林を伴う。A4、B3 は A、B 両川の合流点付近である。

水質調査

A1 ~ A4、B1 ~ B3 の全 7 地点において、2017 年 10 月から 2018 年 9 月の期間に月に 1 回の頻度で定期水質調査を実施した。現地にて携帯水質測定機器を用いて気温、水温、電気伝導度 (EC、東亜 DKK 社製 CM21)、pH (東興化学社製 TPX-999Si)、溶存酸素 (DO、WTW 社製 MonoLine Oxi 3310)、濁度 (Turner Designs 社製

AquaFluor, ホルマジン校正) を測定した。採水後持ち帰り, 化学的酸素要求量 (COD_{Mn}) の測定および, 硝酸態窒素 (NO₃-N), Na⁺, Cl⁻等主要イオンをイオンクロマトグラフィー (Thermo Fisher Scientific 社製 IC1100) を用いて測定した。両河川の合流部付近である A4 と B3 の水質の比較には, 対応のある t 検定を用いた。さらに, A1 において, 2018 年冬季の EC 値が上昇した際に採水を複数回実施し, EC 値および主要イオン濃度の測定を実施した。その結果に基づき, EC 値と Cl⁻濃度の相関から回帰式を算出し, 連続測定を実施した EC 値からの Cl⁻濃度の推定を行った。なお, ここでは鉱物や有機物による吸着の影響を受けにくい Cl⁻ (安田・佐藤 1986) を評価の対象とした。

2018 年 1 月 18 日から, A1 にて EC の連続測定を開始した。ロガー機能付き EC 計 (サトテック社製 WA-2017SDJ-CD) を用い, 10 分間隔で連続測定した。2018 年 12 月 15 日から 2019 年 5 月まで, A1 に加え, A2, A3, A4 においても同様に EC 連続測定を実施し, 流下過程における EC 値の経時変化を把握した。気温と日降水量は, 現地から約 5 km の最寄りのアメダス観測所の値を用いた。2019 年 1 月 27 日に A1, A2, A3, A4 の各調査地点における冬季間の標準流況として, 川幅, 水深, 流速を測定し流量を算出した。平均水深は, 水際部を除く横断方向に A1, A2 は 3 カ所, A3, A4 は 4 カ所の測定値の平均を用いた。流速は簡易式プロペラ流速計 (Kenek 社製 VR-201) を用いて 6 割水深で測定した。

カワシジギガイ移植調査

A1, A3, A4, B3 の各地点に, プラスチック製のカ

ゴ (内寸 L570 mm×W390 mm×H300 mm) を用いてカワシジギガイ移植調査区を設定した。カゴを試験地の河床に半分程度埋め込み, 内部に河床面と同じ高さになるように河床材料を埋め戻して金属製の杭で固定した。河川屈曲部を避け, 極力平瀬に設置した (Fig. 2)。カゴ内には B 川で採取した本種を 2017 年 12 月 20 日に A1, A3, A4 の各地点に, 2018 年 6 月 26 日に B3 の地点に 10 個体ずつ移植した。個体識別が可能になるようホワイトマーカーを用いて供試個体の殻の表面にマーキングした (Fig. 2)。成長を確認する目的であることから大型個体は除き, 移植した個体の平均殻長は 74.1 mm ± 5.5 mm であった。2018 年 6 月 26 日 (0 日), 2018 年

Fig. 2. Migration survey point installation status, and bivalve samples.

カワシジギガイ移植調査区の状況と供試貝。

Table 1. Date of survey implementation for each survey type.
各調査の実施日一覧。

Survey type	2017			2018								2019				2020	
	Oct.	Nov.	Dec.	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May.	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Dec.	Jan.	Mar.	Oct.	Jun.
Regular water quality survey	30	27	18	22	16	20	25	25	26	24	20	26					
Water quality survey at A1 in winter				18	9, 18												
Consecutive measurements of EC																	
A1				⑮												⑮	
A2, A3, A4													⑮		⑮		
River flow conditions survey													27				
Bivalve migration survey			⑮						⑮				⑮		⑮	⑮	⑮

EC = electric conductivity.

Numbers indicate days within the month of implementation.

Circles and lines indicate consecutive surveys.

12月8日(165日), 2019年10月11日(472日), 2020年6月8日(713日)に, カワシンジュガイの生存確認および殻長測定を行った。殻長測定にはデジタルノギスを用いた。カワシンジュガイの成長量の比較は713日の値を用い, パートレット検定で等分散性を確認後, Tukey-Kramer法を用いて多重比較検定を行った。

各調査の実施日をTable 1に示した。

結 果

水質調査結果

2019年1月27日に測定した各測定地点の河川の流況をTable 2に示した。最上流のA1の川幅が1.2m, 平均水深は約9cm, 最下流のA4の川幅は3.8m, 平均水深約15cmであった。A1からA4の各調査区付近の川幅に極端な変化はなく, 概ね平瀬からなる河川形態であった。流況測定時は厳冬期であり, 当日の最高気温は1.6℃であったことから, 雪解けはほとんど生じていないと考えられる。A2とA3の間には支川が流入することから, その分の水量増加が見られた。

定期水質調査から, 有機汚濁の指標であるCOD濃度(Fig. 3(a))はA川, B川共に2月の測定でA1が 12.8 mg L^{-1} , B2が 7.3 mg L^{-1} を示した。それ以外はA川, B川共に $2 \sim 3 \text{ mg L}^{-1}$ であった。両河川の最下流であるA4, B3のCOD濃度平均値はそれぞれ 2.3 mg L^{-1} , 2.4 mg L^{-1} であり, 有意差は見られなかった($p=0.60$)。生活排水や肥料など, 人為の影響を示す $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度はA1が冬季から初夏にかけて他区に比べ $0.5 \sim 1 \text{ mg L}^{-1}$ 程度高い値で推移した(Fig. 3(b))。A2~A4の各測定時における $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は 0.2 mg L^{-1} 以内の差で推移し, 春先に 2.5 mg L^{-1} を超えて若干高めではあるが夏期には 1 mg L^{-1} 付近に低下した。最下流の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度平均値と比較すると, A4は 2.0 mg L^{-1} , B3は 2.6 mg L^{-1} であり, 合流点付近においてはB川の濃度よりもA川の方が低い傾向が見られた($p<0.01$)。電解質の総量を

示す指標であるEC値はA1において12月に若干上昇し 23.8 mS m^{-1} , 2月には 136.9 mS m^{-1} を記録した(Fig. 3(c))。EC値が上昇した2月には, 平常時は 5 mg L^{-1} 未満であった濁度が 14.4 mg L^{-1} に上昇し, 目視でも濁りが確認出来た。A1以外の地点におけるEC値の推移は, $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の推移に比較的近い傾向が見られた。最下流のEC平均値を比較すると, A4は 16.2 mS m^{-1} , B3は

Fig. 3. Changes in each water quality item at each survey site. (a) shows COD, (b) shows $\text{NO}_3\text{-N}$, and (c) shows EC.

各水質項目の推移。(a)はCOD, (b)は $\text{NO}_3\text{-N}$, (c)はECを示す。

Table 2. River flow conditions at each measurement point.
各調査地点の流況。

	Width (m)	Depth (m)	Velocity (m s^{-1})	Flow rate ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)
A1	1.2	0.09	0.19	0.021
A2	2.1	0.08	0.23	0.042
A3	3.0	0.21	0.14	0.085
A4	3.8	0.15	0.13	0.097

19.0 mS m^{-1} であり、合流点付近においてはB川の濃度よりA川の方が低い傾向が見られた ($p < 0.01$). DO濃度は、水温の上昇する夏期は $9 \sim 10 \text{ mg L}^{-1}$ 、水温の低下する冬期は $13 \sim 15 \text{ mg L}^{-1}$ であり、各地点とも年間を通してほぼ飽和であった。

A1における2018年1月18日から2019年5月21日におけるEC連続測定の結果をFig. 4に示す。平常時は 20 mS m^{-1} 前後の値であるが、水温が低下する冬季に 50 mS m^{-1} を超える値を複数確認した。なお、春から秋にかけて水温の上昇を伴う一時的なEC値の低下が見られるが、これは水位の低下によって一時ECセンサーが露出し、電気伝導度が失われると共に水温より温度が高い大気の影響を受けたことによるものである。なお、空

欄は機器の不具合による欠測である。

上記A1におけるEC値の2018年1月18日から2月28日の間の推移をFig. 5に示す。EC値は10~11時頃上昇を始め、12~15時にピークに達し、20~24時頃に収束する日周性が見られた。定期水質調査を含め、A1において2018年1、2月に実施したEC上昇時の採水調査の結果をTable 3に示した。定期採水調査を実施した1月22日はほぼ平常時の水質であったが、それ以外の調査日においてはEC値の上昇と共に Cl^- 、 Na^+ が10倍を超える濃度まで上昇し、 SO_4^{2-} の濃度が2倍程度上昇した。EC値と Cl^- 、 Na^+ のモル濃度との相関をFig. 6に示す。回帰直線の傾き、切片共に近い値を示し、相関係数も高かった。なお、EC連続測定で得られたEC値か

Fig. 4. Consecutive measurements of EC and water temperature at A1.
A1におけるECと水温の連続測定結果。

Fig. 5. Consecutive measurements of EC and water temperature at A1 from January 21 to February 29, 2018.
A1における2018年1月21日から2月29日のECと水温の連続測定結果。

Fig. 6. Relationship between molar concentrations of Cl^- , Na^+ and EC values.
 Cl^- , Na^+ の各モル濃度とEC値との関係.

ら Cl^- 濃度を推定する際には、本結果の EC 値と Cl^- 濃度の回帰式から得られた①式を用いた.

$$y = 3.28x - 44.8 \quad \dots \dots \textcircled{1}$$

y : Cl^- 推定濃度 (mg L^{-1})

x : EC 値 (mS m^{-1})

2019 年 1 月 24 日から 1 月 26 日の間に観測された流下過程における EC 値の経時の変化から、EC 値が大きく、ピークの流下の追跡が明確にできた例を Fig. 7 に示す. 1 月 24 日 14 時 50 分に A1 で 136.6 mS m^{-1} の EC 最大値を記録し、同日 19 時 10 分に A2 で 97.0 mS m^{-1} , 23 時 40 分に A3 で 56.4 mS m^{-1} , 翌 25 日 7 時 10 分に A4 で 29.9 mS m^{-1} のそれぞれ最大値を示した. この EC 値の A1 に対する減少率は A2 が 29%, A3 が 59%, A4 が 78% であった. 測定期間内において、上記のように EC 値のピークが明らかに追えた 16 回の EC 最大濃度平均

Table 3. EC value and various ion concentrations in A1 during winter.
 冬季の A1 における EC 値と各種イオン濃度.

day	time	Water temp($^{\circ}\text{C}$)	EC(mS m^{-1})	$\text{NO}_3\text{-N}$	(mg L^{-1})			
					Cl^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+
2018/1/18	14:40	—	77.8	3.2	227.8	8.4	114.7	2.8
2018/1/22	11:58	6.4	20.6	3.4	19.4	5.6	10.4	1.5
2018/2/9	14:50	9.3	150.5	3.0	453.3	17.2	271.3	4.8
2018/2/16	14:00	6.3	136.9	6.7	391.3	13.1	267.6	4.2
2018/2/28	14:28	6.7	50.5	3.8	113.8	7.0	93.6	2.3

Fig. 7. Consecutive measurements of EC and water temperature from January 24 to January 26, 2019.
 2019 年 1 月 24 日から 1 月 26 日の EC と水温の連続測定結果.

Table 4. Averages of maximum EC values and Cl⁻ concentrations for each survey site (n = 16). Cl⁻ concentration is estimated by regression, based on measured EC and Cl⁻ concentrations.

各調査地点の EC 値および Cl⁻ 濃度最大値の平均 (n = 16). Cl⁻ 濃度は EC および Cl⁻ 濃度実測値による回帰式からの推定による.

	A1	A2	A3	A4
EC (mS m ⁻¹)	74.0 [37.0]	52.6 [26.6]	33.0 [13.4]	22.6 [4.5]
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	197.8 [121]	127.4 [87.3]	63.5 [44.0]	29.4 [14.8]

Numbers in [] indicate standard deviations.

値, Cl⁻ 最大濃度平均推定濃度を Table 4 に示した. EC 値から換算した Cl⁻ 平均推定濃度の A1 に対する減少率は, A2 が 36%, A3 が 68%, A4 が 85% であった.

カワシシユガイ移植調査結果

カワシシユガイ各移植地における生存個体数と積算成長量を Table 5 に, 積算成長量の推移を Fig. 8 に示した. なお, 積算日数は B3 の調査区を設営した 2018 年 6 月 26 日を始点とした.

A1 においては 472 日時点で生存は 3 個体, 1 個体は斃死直後で殻が調査区内に残存した状態であった. なお, この斃死個体は殻の状態が良かったことから殻長測定を実施した. 斃死個体の 353 日から 472 日間の殻長には 0.18 mm の成長が見られた. 713 日における積算成長量は, A1 と A3 および A4 の間で統計的有意差が見られた ($p < 0.01$). B3 は, A3, A4 に比べ, 積算成長量は若干低い傾向で推移した. 713 日における B3 の積算成長量は A1 に比べて 2.2 mm 大きかったものの, 増水による流失と考えられる残存個体数減少から, 統計的有意差は見られなかった ($p = 0.07$).

考 察

A 川の水質の現状

A 川においては, 中流に造成された宅地からの生活雑排水により水質が悪化した時期があった. 宅地を経た A3, A4 の現在の水質を見ると, 人為由来による汚濁の指標となる COD や NO₃-N の濃度 (都築ほか 1996) が上昇する傾向は見られず, 定期水質調査時には宅地からの排水による汚濁の影響は見られなかった. 2006 年前後に整備された下水道が機能したことが要因と考えられる. A 川, B 川の合流点付近の水質を比較した場合, COD 濃度の差は見られず, NO₃-N 濃度, EC 値については A 川の方が有意に低かった. したがって, 定期水質調査の結果では A 川における宅地からの有機汚濁や栄

Table 5. Number of remaining individuals and cumulative growth in the bivalve migration survey.

二枚貝移植調査における生存個体数と積算成長量.

Elapsed days	0	165	472	713
Number of remaining individuals				
A1	10	9	4	3
A3	10	10	9	9
A4	8	7	6	5
B3	10	5	4	3
Cumulative growth (mm)				
A1	0	-0.03	-0.03	0.22
A3	0	0.80	1.95	2.79
A4	0	1.27	2.08	3.07
B3	0	0.64	1.67	2.42
Standard deviation (mm)				
A1		0.45	0.26	0.14
A3		0.37	0.71	0.95
A4		0.81	1.14	1.42
B3		0.45	0.69	0.74

Elapsed days was set to 0 on June 26, 2018.

Fig. 8. Changes in cumulative amount of bivalve growth at each site.

各地点における貝の積算成長量の推移.

養塩による影響は減少し、カワシンジュガイが生息するB川と同等以上の水質であると評価可能である (Fig. 3).

他方で、宅地より上流のA1において2月にEC値が 136.9 mS m^{-1} と突出して高くなった。A1におけるEC連続測定の結果から、冬季においてEC値が日中にピークを持つ日周期性が確認された (Fig. 4, 5)。さらに、A1からEC値のピークが減少しつつ流下する過程が確認出来た (Fig. 7)。EC値が上昇した際の水質分析の結果から、 Cl^- 、 Na^+ の濃度が他の溶存物質の濃度と比べて大幅に上昇しており (Table 3)、EC値に対するモル濃度比が Cl^- 、 Na^+ 共に極めて近い (Fig. 6) ことから、ECの上昇にはNaClが関与していることが強く示唆された。NaClは凍結防止剤に一般的に用いられており (Marsalek et al. 2003; 山本・曾根 2010) A川のA1より上流に冬季日中に流入したと考えられる。なお、気温が 0°C 以上にならなかった日におけるEC値の上昇も見られる (Fig. 5) ことから、路面に散布された凍結防止剤が融雪に伴って流出しているとは考えにくい。A1上流側には、数カ所の事業所と宅地、種苗業者に加え、物流拠点とトラック洗車場を備えたガソリンスタンドが存在する。高速道路のインターチェンジにも近く、車体の腐食防止のためにトラックに付着した凍結防止剤を洗車場で洗い落としていたと考えられ、多い日にはトラックが洗車を待つような状態であった。現地は下水道処理区域には含まれず、水質汚濁防止法では Na^+ および Cl^- 濃度の規制は無いことから、ガソリンスタンドの洗車場排水がA1上流部に流入していることが示唆された。ただし、この流入がA1を含むA川で観測されたEC値や Na^+ および Cl^- 濃度上昇への貢献度合いは本研究結果からは明らかではない。なお、Fig. 7において最上流部であるA1の水温がEC値の変動に関わらず $2\sim 3^\circ\text{C}$ 高く推移したのは、流量に占める湧水の割合が高いことによると考えられる。また、2019年1月24日の18時頃に見られるA4のピークは、A3とA4の間に負荷の流入地点があることを示唆する。

A川流域のカワシンジュガイの消長

1982年のA川流域には、高密度のカワシンジュガイ個体群が確認されていた (佐竹ほか 1984)。現在、宅地内で合流する支川の個体群は失われていることから、宅地開発による生活雑排水の本種への影響が現れたといえる。他方、A1、A2は宅地より上流であり、生活排水の影響は受けていない。近隣の住民からの聞き取りでは、A1付近において1980年頃に多くの本種の生息が確認された。なお、現在A1はA2との間に存在する落差工に

よって水域が分断された状態である。2018年に実施した魚類調査の結果、年間4回の調査を通してA1ではドジョウ (*Misgurnus anguillicaudatus*) 1尾のみの採捕であったことから、魚類に対する凍結防止剤の影響も示唆された (鈴木ほか 2019)。また、この落差工による移動阻害によって孤立したA1のカワシンジュガイ個体群が衰退したことも考えられるが、落差工下流であり宅地より上流のA2においても本種は確認されていない。推測ではあるが、上流からの冬季における凍結防止剤の影響は、 Cl^- 濃度がA1に比べ3割以上減少した (Table 4, Fig. 7) A2においても現れたと考えることもできる。

カワシンジュガイの塩分耐性

カワシンジュガイの塩分耐性に関する調査結果は限られることから、ここではイシガイ科の淡水二枚貝を対象に検討する。Saleno et al. (2020) は、淡水のイシガイ類である *Villosa iris* と *Lampsilis fasciola* の幼生に対して行ったNaClの急性毒性試験の結果、*V. iris* 幼生の48時間EC50 (半数影響濃度) は $480.5 \text{ mg Cl}^- \text{ L}^{-1}$ 、*L. fasciola* の幼生に対するLC50 (半数致死量濃度) は $1738.2 \text{ mg Cl}^- \text{ L}^{-1}$ としている。Beggel & Geist (2015) は、淡水イシガイ類である *Anodonta anatina* のグロキディウム幼生に対するNaCl急性毒性試験の結果、 $727 \text{ mg Cl}^- \text{ L}^{-1}$ で生存に有意な影響を与えるとしている。Belamy et al. (2020) は、近縁種であるホンカワシンジュガイの寄生後脱落した幼貝によるNaCl急性毒性試験の結果、96時間EC50はNaCl濃度で $1190\sim 1330 \text{ mg L}^{-1}$ ($722\sim 807 \text{ mg Cl}^- \text{ L}^{-1}$) としている。上記先行研究による一連の急性毒性試験の結果は一定のNaCl濃度条件下で4日未満の暴露試験が淡水貝類の生存に与える影響を評価したものであり、短期間の塩分毒性試験の結果である。Wang et al. (2018) は、淡水イシガイ類である *Lampsilis siliquoidea* の2ヶ月齢の個体を用い、4週間にわたる比較的長期のNaCl暴露試験の結果、生物量の増加を対象としたEC20は $264 \text{ mg Cl}^- \text{ L}^{-1}$ であるとした。

本調査結果では、冬季の3ヶ月程度の間にEC値の上昇が見られた。A1のNaCl濃度変化には冬季に上昇する年変動に加え日周期性があり、数時間ではあるが Cl^- 、 Na^+ 共に平常時濃度の10倍を越える濃度に上昇した。A1における実測値では、2018年2月9日の Cl^- 濃度が $453 \text{ mg Cl}^- \text{ L}^{-1}$ が最大であった。A1におけるEC連続測定によって記録されたもののみで 100 mS m^{-1} (Cl^- の推定濃度 $283 \text{ mg Cl}^- \text{ L}^{-1}$) を越える濃度が2018年に12回、2019年に7回、 50 mS m^{-1} (Cl^- 推定濃度 $119 \text{ mg Cl}^- \text{ L}^{-1}$) を越える濃度が2018年に28回、2019年に16回記録さ

れており、毎年このような日周性を持つNaCl濃度の上昇が見られたと推察される。この結果としてA1におけるカワシンジュガイをはじめとする水生生物の生息に凍結防止剤が影響を与えたことが示唆された。このような周期的な濃度変化を持つ条件は、上記先行研究に見られる濃度を一定に設定した毒性試験とは条件が異なる。

Angel et al. (2015) は、有毒物質である銅が断続的に供される条件で珪藻類の受ける影響を調査した。その結果、時間あたり平均濃度で暴露した場合の毒性が僅かに高いとした。他方で、Dobry et al. (2021) は、ユスリカの一種を用いた2世代に渡るNaCl暴露実験の結果、塩分濃度の周期的な変化に由来する浸透圧のストレスにより繁殖力が低下した結果を示した。毒性物質の濃度による影響だけではなく、塩分濃度の変動による浸透圧の変化が水生生物へ与える影響を示している。対象とする生物が異なり、本研究においてはカワシンジュガイに対する塩分濃度の変動による直接的な影響は不明であるが、注目すべき成果と考える。さらに、川尻ほか (2020) は、雪堆積場湧出水によるNaClが実地の河川生態に与える影響を評価し、Cl⁻濃度の平均値が64 mg Cl⁻ L⁻¹の比較的低濃度の雪堆積場融雪水によるトビケラ目への影響を示唆した。このように、濃度変化や、比較的低濃度であっても長時間にわたる凍結防止剤の暴露による水生生物への影響が示されており、人体に対する毒性が低いとされるNaCl等の凍結防止剤であっても水域生態系に与える影響が明らかになりつつある。

なお、ガソリンスタンドの洗車場排水には、冬季の凍結防止剤以外にも界面活性剤等生態毒性が懸念される物質が含まれる (Tamiazzo et al. 2015)。2018年2月にEC値が136.9 mS m⁻¹を記録した際、COD濃度が12.8 mg L⁻¹に上昇した。これは、界面活性剤の有機成分が関与した可能性も考えられる。今後の調査で明らかにしていきたい。

移植調査におけるカワシンジュガイ生息状況

移植したカワシンジュガイは、A1においてほとんど成長が見られず、冬季の凍結防止剤による影響が現れた。A1の713日における残存数は3個体であり、472日には斃死個体を確認した。増水などによる流亡も否定できないことから推察の域は出ないが、調査期間中に個体の成長が阻害されていたこと、攪乱された状況はほとんど見られず、同流域の下流のA3において9個体残存したことなどから、A1における個体数減少には、凍結防止剤由来と思われるEC値 (Na⁺およびCl⁻濃度) 上昇が関与している可能性が高いと考える。一方、A4、B3に

おける残存個体数の減少は、増水後に調査区内が攪乱された状況が確認されたことから、流亡した可能性が高い。

移植調査における本種の生長量を見ると、宅地を経て流下したA3における713日時点の積算成長量にA4およびB3との差は見られなかった ($p=0.96$)。流下過程におけるEC値の変化 (Fig. 7, Table 4) から、支川の流入などの希釈によってA3においてはA1の1/2以下のEC値となり、凍結防止剤の影響が低減されたことによると考えられる。本調査における713日時点の積算成長量を年間成長量に換算すると、A1が0.1 mm、A3が1.4 mm、A4が1.6 mm、B3が1.2 mmであった。A1を除き、期間を通して成長速度は概ね一定であることが確認できたことから (Fig. 8)、A3、A4における成員の生息が可能であることが明らかになった。しかしながら、カワシンジュガイ成員の年間成長速度は、北海道の事例では50 mm程度の個体で約4 mm、100 mmの個体では2 mm (岡田・石川 1959)、同じく北海道の事例で70~80 mmの個体では5 mm前後 (Akiyama 2007)、長野県の事例 (小林・近藤 2008) では、70~80 mmの個体において約3 mmとされる。生息地の諸条件の違いなどもあり、一概に比較はできないものの、A1を除いてもA川の年間成長量は他の事例に比べて少なく、上流からの凍結防止剤の影響が残存することも考えられる。統計的な有意差は見られないものの、本種生息地であるB3における年間成長量はA3、A4よりさらに小さい傾向が見られた。B川において本種の再生産が滞っている状況も含め、A川下流と同様に凍結防止剤を含む何らかの影響が及んでいる可能性が示唆された。A川B川共に他地域に比べて生長量が低い要因について、今後のさらなる調査が必要である。

謝 辞

本調査の実施に際しては、A川の所在する地方公共団体の河川課、下水道課の方々のご協力をいただいた。近隣住民の方々には、過去の本種生息状況に関する貴重な情報をいただいた。また、調査の実施に際しては玉山瞬氏をはじめとする岩手県立大学総合政策学部の学生諸氏から調査補助を得て実施した。本調査の一部は岩手県立大学地域政策研究センター地域協働研究事業によって行われた。記して感謝申し上げます。

摘 要

カワシンジュガイは、河川上流域に生息する淡水二枚貝であり、絶滅危惧種である。調査地は湧水が点在する河川源流域の河川幅1～4 m程度の小河川であり、流程約6.5 kmに4箇所の調査区を設けた。上流の調査区で冬季に日周性のある Cl^- 、 Na^+ 濃度の上昇が確認された。調査期間中の最大値は $453 \text{ mg Cl}^- \text{ L}^{-1}$ であり、 $\text{EC}100 \text{ mS m}^{-1}$ に相当する $283 \text{ mg Cl}^- \text{ L}^{-1}$ を越える濃度が2018年に12回、2019年に7回記録された。調査区上流の高速道インターチェンジ付近の自動車洗車場から、車体に付着した凍結防止剤である塩化ナトリウムが流入したと推察された。調査河川上流、中流、下流の3箇所で実施した2年間に渡る移植調査の結果、洗車場に近い上流の調査区において、本種の成長はほとんど見られなかった。中流、下流の調査区における年間成長量は、1.5 mm前後であり、3～5 mmとする既往の知見より少なかった。本種の生息に影響を与える要因について、さらなる調査が必要である。

引用文献

- Akiyama Y. (2007) Factors causing extinction of a freshwater pearl mussel, *Margaritifera laevis* in Japan (Bivalvia: Unionoida). Doctoral Thesis, Hokkaido University.
- Angel B.M., Simpson S.L., Chariotn A.A., Stauber J.L. & Jolley D.F. (2015) Time-averaged copper concentrations from continuous exposures predicts pulsed exposure toxicity to the marine diatom, *Phaeodactylum tricornutum*: Importance of uptake and elimination. *Aquatic Toxicology* **164**: 1-9.
- Beggel S. & Geist J. (2015) Acute effects of salinity exposure on glochidia viability and host infection of the freshwater mussel *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758). *Science of The Total Environment* **502**: 659-665.
- Begum K. (2018) Effects of the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* on river ecosystem and water quality. Master's Thesis, University of Jyväskylä.
- Belamy T., Legeay A., Etcheverria B., Cordier M.A., Gourves P.Y. & Baudrimont M. (2020) Toxicity of sodium chloride, nitrates, ortho-phosphates, cadmium, arsenic and aluminum for juveniles of the freshwater pearl mussel: *Margaritifera margaritifera* (L.1758). *Environments* **7**: 48.
- Dobry E., Schoeniger G. & Nutile S.A. (2021) The effect of salinity fluctuation in freshwater streams on the fecundity of post-diapause *Chironomus dilutus*. *Ecotoxicology* **30**: 224-320.
- 環境省 (2020) 環境省レッドリスト 2020. 2021年8月21日確認. <https://www.env.go.jp/press/files/jp/114457.pdf>.
- 川尻啓太・末吉正尚・石山信雄・太田民久・福澤加里部・中村太士 (2020) 札幌市における雪堆積場からの融雪水が河川の水質および底生動物・付着藻類に与える影響. *応用生態工学* **22**: 133-148.
- 小林収・近藤高貴 (2008) 長野県中部農具川におけるカワシンジュガイの年齢推定. *Venus* **67**(1-2): 61-71.
- 近藤高貴 (2008) 日本産イシガイ目貝類図譜. 日本貝類学会特別出版物第3号, 東京.
- Marsalek J., Oberts G., Exall K. & Viklander M. (2003) Review of operation of urban drainage systems in cold weather: water quality considerations. *Water Science and Technology* **48**(9): 11-20.
- Miura K., Watanabe N., Takagi Y., Ishiyama N. & Negishi J.N. (2021) The effects of endangered freshwater pearl mussels on channel morphology and flow in a low-gradient sandy river. *Hydrobiologia* **848**: 5119-5134.
- 岡田雋・石川嘉郎 (1959) カハシンジュガイ *Margaritifera margaritifera* (L.) の生態研究 (第1報). 北海道立水産孵化場研究報告 **14**: 73-81.
- Saleno J., Gillis P.L., Klian H., Burton E., Deeth L.E., Bennett G.J., Sibley P. & Prosser R.S. (2020) Sensitivity of larval and juvenile freshwater mussels (unionidae) to ammonia, chloride, copper, potassium, and selected binary chemical mixtures. *Environmental Pollution* **256**: 113398.
- 佐竹邦彦・沢田邦久・田畑靖夫 (1984) 岩手県における縄文時代以降のカワシンジュガイ (イシガイ目, 二枚貝綱) の衰退について. 岩手県立博物館研究報告 **2**: 1-11.
- 鈴木正貴・佐々木実莉・丹波彩佳・辻盛生 (2019) カワシンジュガイの移植可能性の検討. 農業農村工学会大会講演会講演要旨集 **68**: 746-747.
- 竹内基・佐竹邦彦・中村学 (2007) 岩手県における淡水二枚貝類の分布と現状. 岩手県立博物館研究報告 **24**: 15-32.
- 竹内基・柿野亘・岡田あゆみ (2016) カワシンジュガイ類研究の現状と課題. 青森自然史研究 **21**: 109-129.
- Tamiazzo J., Breschigliaro S., Salvato M. & Borin M. (2015) Performance of a wall cascade constructed wetland treating surfactant-polluted water. *Environmental Science and Pollution Research* **22**: 12816-12828.
- 都築俊文・伊藤八十男・上田祥久 (1996) 水と水質汚染. 三共出版, 東京.
- Wang N., Kunz J.L., Dorman R.A., Ingersoll C.G., Steevens J.A., Hammer E.J. & Bauer C.R. (2018) Evaluation of chronic toxicity of sodium chloride or potassium chloride to a unionid mussel (*Lampsilis siliquoidea*) in water exposures using standard and refined toxicity testing methods. *Environmental Toxicology and Chemistry* **37**: 3050-3062.
- 山本裕一郎・曾根真理 (2010) 道路用凍結防止剤の河川への影響調査. *土木技術資料* **52**(9): 26-29.
- 安田道夫・佐藤雄夫 (1986) 施肥窒素の土層内移動とそのトレーサーとしての塩素利用の可能性. 果樹試験場報告 A **13**: 61-67.
- 吉田豊・網川孝俊・高木優也 (2014) 農業水路における魚類の産卵・生育環境の把握. 栃木県水産試験場研究報告 **57**: 15-16.