

愛知県豊川中流域に生息する淡水性エビ類の分布と生息環境

本田陸斗・日野輝明*

名城大学農学部

(受領 2021 年 12 月 8 日 ; 受理 2022 年 1 月 27 日)

Distribution and the habitats of freshwater shrimps in the middle reaches of the Toyokawa River, Aichi Prefecture.

Rikuto Honda and Teruaki Hino*. Faculty of Agriculture, Meijo University, Nagoya 468-8502, Japan

Abstract

Freshwater shrimps play an important role in biodiversity conservation and function maintenance in river ecosystems. This study aims at clarifying the distribution and seasonal changes of freshwater shrimp populations in the middle reaches of the Toyokawa River, Aichi Prefecture, Japan. The amphidromous *Caridina leucosticta* Stimpson, 1860 was distributed in the lower stream sites, and its abundance increased significantly in the autumn due to the upwelling of larvae that spawned and hatched in brackish water. The two land-locked shrimps, *Neocaridina denticulata* De Haan, 1849 and *Palaemon paucidens* De Haan, 1844, were distributed in the upstream sites, and the seasonal abundance changes differed among sites. All the three dominant species were abundant in habitats with high aquatic plant cover and pH. Also, they differed one another in their microhabitat preferences such as flow rate, depth, dissolved oxygen, electrical conductivity, temperature. In order to increase the diversity of freshwater shrimps in river ecosystems, the retention of aquatic vegetation and the heterogeneity of the riverine environment are necessary.

Keywords: amphidromous, *Caridina leucosticta*, land-locked, *Neocaridina denticulata*, *Palaemon paucidens*

本研究の目的は、愛知県豊川の中流域において淡水性エビ類の個体数の分布・季節変化と環境要因との関係を明らかにすることである。両側回遊型のミゾレヌマエビ *Caridina leucosticta* Stimpson, 1860 は下流側に分布し、秋期には汽水域で産卵・孵化した幼生の遡上により個体数が大きく増加した。陸封型のミナミヌマエビ *Neocaridina denticulata* De Haan, 1849 とスジエビ *Palaemon paucidens* De Haan, 1844 は上流側に分布し、個体数の季節変化は地点間で違いがあった。優占種3種のいずれにおいても、植物被覆度と pH の高い環境において個体数が多かったが、流量、水深、溶存酸素量、電気伝導率、水温等の選好性は種間で異なった。河川生態系内の淡水性エビ類の多様性を高めていくためには、河畔の水生植物の保持と河川環境の異質性が必要である。

序 論

淡水性エビ類は、河川生態系のおもな食物連鎖では下位に位置し、高次捕食者の餌となることで食物網のおもな構成要素の役割を果たす (Covich *et al.*, 2009) ばかりでなく、プランクトン、藻類、デトリタスなどを食べることで、腐食連鎖において有機物の分解を促進する役割を果たす (中武

ら, 2011; Uno *et al.*, 2022)。そのため、淡水性エビ類は、河川における生物多様性保全や生態系機能の維持において非常に重要な役割を果たしていると考えられる。

浅香ら (2019) が愛知県東部を流れる豊川の下流部の汽水域から中流部の淡水域までの範囲で行ったエビ類の調査では、7 種のエビ類の生息が確認されている。下流部に多い両側回遊性エビ類は堰堤などの構造物によって遡

*Corresponding author: hino@meijo-u.ac.jp

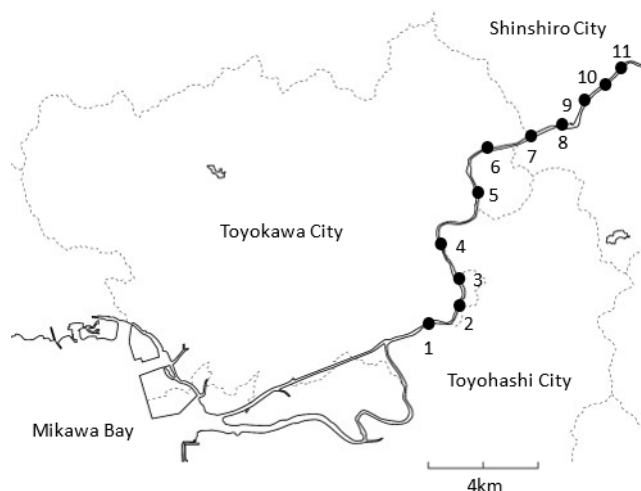


Fig. 1 Location of the study sites in the middle reaches of the Toyokawa River. 1: Tougo bridge, 2: Mikami bridge, 3: Futaba sluiceway junction, 4: Kamo bridge, 5: Kanazawa bridge, 6: Eshima bridge, 7: Uri river junction, 8: Umikura bridge, 9: Nodajo-ohashi bridge, 10: Noda river junction, 11: Shinsihro bridge.

上が妨げられていることや、上流部に多い陸封型のエビ類は河畔植物が少なく生息地が限定されていることなどが示唆されている。しかしながら、河川環境との関係についての定量的な分析は行われていない。同様に、国内での淡水性エビ類の研究においても、そのほとんどが異なる種の分布調査が主体であり（小川ら, 1986; 丹羽・横山, 1993; 佐藤ら, 1994; Yatsuya *et al.*, 2012 など）、環境要因との関係を調べた研究は限られている（井手口・山平, 2004; Saito *et al.*, 2012; 八谷, 2013）。国外では、主に熱帯域を中心に、淡水エビ類による流速、水深、pH などに対する環境要因に対する選好性が種間で異なることが示されてきているが、研究例は同様に限られている（Iwata *et al.*, 2003; Girard *et al.*, 2013; Da Silva *et al.*, 2020）。

河川生態系の保全のためには、食物連鎖や腐植連鎖において重要な役割を果たしている淡水性エビ類の分布と多様性に対して環境要因が与える影響を定量的に評価する必要がある。本研究では、愛知県の豊川中流域 11 地点において、淡水性エビ類の分布と個体数の季節変化を明らかにし、優占種の生息環境要因について分析を行った。

方 法

1. 調査地

調査は、愛知県北部を水源として東三河地方を南下し三河湾に注ぐ延長 77 km、流域面積 724 km²の一級河川である豊川（国土交通省, 2021）で行った。中流域において、

当古橋、三上橋、二葉樋門管合流点、賀茂橋、金沢橋、江島橋、宇利川合流点、海倉橋、野田城大橋、野田川合流点、新城橋の 11 か所に調査地点とした（Fig 1）。各地点の橋直下もしくは水路・支流合流点の川岸に長さ 100 m の調査区画を設置した。

2. 採集調査

2021 年の 7-8 月と 9-10 月の 2 回、雨天・増水のない平水時に、淡水性エビの採集調査を行った。7-8 月の調査では調査区 100 m 全体で採集を行い 9-10 月の調査では 20 m ずつの 5 区画に分けた。川岸の水際において、タモ網（フレーム幅 35 cm、網目 5 mm）を用いて各区画 20 m あたり 50 回の採集を 1 人で行った。採集したエビ類は、種の同定と計数を行った後、全長（額角から尾筋まで）を定規（直尺 30 cm、シンプ測定、新潟）を用いて 5 mm 単位で測定した。在来種はその場で放流し、国外外来種であるアメリカザリガニ *Procambarus clarkii* Girard, 1852 は放流せずに冷凍による殺処分を行った。ミナミヌマエビ *Neocaridina denticulata* De Haan, 1849 と同定されたものは、近年日本各地で発見され分布を広げている外来種のカワリヌマエビ属 *Neocaridina* の一種である可能性もあるが、同河川で調査を行った浅香ら（2019）に合わせて、ミナミヌマエビとして分析を行った。

3. 環境調査

9-10 月の採集調査終了後に、調査区画 20 m ごとに環境要因の調査を行った。各区画中心の川岸から 1 m 離れた地点の水深に対して水面下 60% の場所において、バッテリー式流量計（DF0671/1-053-12、アズワン、大阪）を用いて流量（L/min）、防水マルチ水質計（HJ-PC5、サトテック、神奈川）を用いて pH、電気伝導率（EC: $\mu\text{s}/\text{cm}$ ）、水温（ $^{\circ}\text{C}$ ）、デジタル溶存酸素計（DO-5509、サトテック、神奈川）を用いて溶存酸素量（DO: mg/L）、コンボックス（FM2013、三共コーポレーション、大阪）を用いて水深（cm）を測定した。また、調査区画 20 m ごとに河川沿いに生育する水生植物の範囲の長さ（m）を植物被覆度、流木、コンクリートなどの植物以外の物質が河川沿いに占める範囲の長さ（m）を非植物被覆度として、それぞれをコンボックスを用いて測定した。さらに、河床構成については、Atterberg scale（Ilhéu, 2004）に基づいて、泥（ ~ 0.06 mm）、砂（0.06 \sim 2 mm）、小礫（2 \sim 30 mm）、中礫（30 \sim 100 mm）、大礫（100 \sim 250 mm）、巨礫（250 mm \sim ）、岩盤、コンクリートに区分して、川岸から 1 m、横幅 1 m の範囲内に占める割合を区画ごとに目視で記録した。

4. 統計分析

全ての統計分析は、統計ソフト R4.1.1（R Core Team,

Table 1 Total number of freshwater shrimps collected at each study site in July-August and September-October.

Scientific Name	Study site											Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
	Tougo bridge	Mikami bridge	Futaba sluiceway junction	Kamo bridge	Kanazawa bridge	Eshima bridge	Uri river junction	Umikura bridge	Nodajo-ohashi bridge	Noda river junction	Shinshiro bridge	
Jul-Aug												
<i>Paratya improvisa</i>	1	3		1	1		2	2	1	2		13
<i>Caridina leucosticta</i>	8	40	98	25	20		1	1	7	8	3	211
<i>Caridina serratirostris</i>	2											2
<i>Neocaridina denticulata</i>					3	1		4	16	24	15	63
<i>Palaemon paucidens</i>		2			1		2	22	25	38	8	98
<i>Macrobrachium nipponense</i>			1				1					2
<i>Procambarus clarkii</i>			1				1					2
Total	11	45	100	26	25	1	7	29	49	72	26	391
Sep-Oct												
<i>Paratya improvisa</i>	2			1			1	2		2		8
<i>Caridina leucosticta</i>	62	113	300	259	341	19	24	145	9	68	6	1346
<i>Caridina serratirostris</i>	2											2
<i>Neocaridina denticulata</i>					1	2	64	117	39	88	39	350
<i>Palaemon paucidens</i>	2	1			5	2	13	4	3	26	44	99
Total	68	114	300	260	347	23	102	268	51	184	89	1805

2020) を用いて行った。ミゾレヌマエビ *Caridina leucosticta* Stimpson, 1860, ミナミヌマエビ, スジエビ *Palaemon paucidens* De Haan, 1844 の調査地点全体で採集された平均個体数について, 7-8 月と 9-10 月の調査時期間の比較を対応のある Wilcoxon 符号順位和検定を用いて行った。地点ごとの採集個体数については, 調査時期間で母比率 0.5 と仮定した個体数からの偏りを二項検定を用いて行った。また, 各種の全長の平均値については, 調査時期間比較と期間ごとの種間比較のそれぞれを 2 標本 *t* 検定を用いて行い, Bonferroni 補正によって有意性を判断した ($P=0.05/9=0.0056$)。各調査地点で測定した環境要因間相互の関係については Pearson 相関係数を求めた, また, 各調査地点の環境要因と河口からの距離との関係については, 最下流部の地点 1 (当古橋) から最上流部の地点 11 (新城橋) までの順位との関係を Spearman 順位相関を用いて分析した。

9-10 月の調査で採集された優占種ミゾレヌマエビ, ミナミヌマエビ, スジエビのそれぞれの個体数と環境要因との関係について, それぞれポアソン分布を仮定した一般化線形混合モデルをもちいて分析を行った。目的変数として各種個体数, 説明変数として, 流量, 水深, pH, 電気伝導率, 溶存酸素量, 水温, 植物被覆, 非植物被覆, 河床構成について標準化(平均値=0, 標準偏差=1)した値を用い, 調査地点をランダム効果とした。河床構成については, 粒径の大きさを相対的に評価するために, Banha and Anastácio (2011)を参考にして, 泥を 1 点, 砂を 2 点, 小礫を 3 点, 中礫を 4 点, 大礫を 5 点, 巨礫を 6 点, 岩盤も

しくはコンクリートを 7 点と点数化した。説明変数間の多重共線性 (VIF) は 10 以下であることを確認した。赤池情報量規準 (AIC) によるモデル選択を行い, AIC 最小のモデルおよび $\Delta AIC < 2$ のモデルの変数について評価した。

結 果

1. 種数と個体数

7-8 月の調査では 7 種 393 個体, 9-10 月の調査では 5 種 1805 個体の淡水性エビ類が採集された (Table 1)。どちらの調査においてもミゾレヌマエビが最も多くの個体数が採集され, 全体の 53.7%と 74.6%をそれぞれ占めた。ミナミヌマエビとスジエビは, ミゾレヌマエビに次いで多く採集された種で, 7-8 月はそれぞれ全体の 16.0%と 25.4%, 9-10 月はそれぞれ全体の 19.4%と 5.5%を占めた。7-8 月の調査ではテナガエビ *Macrobrachium nipponense* De Haan, 1849 とアメリカザリガニが採集されたが, 9-10 月の調査では採集されなかった。ヒメヌマエビ *Caridina serratirostris* De Man, 1892 は 7-8 月, 9-10 月ともに最下流部の地点 1 でのみ採集された。種数で最大となった地点は, 7-8 月の調査では地点 7 の 5 種, 9-10 月の調査では地点 1, 7, 8, 10 の 4 箇所の 4 種であった。一方で, 種数が最小となった地点は, 7-8 月の調査では地点 6, 9-10 月の調査では地点 3 の 1 種であった。

優占種であったミゾレヌマエビ, ミナミヌマエビ, スジエビ類 3 種について, 調査地点全体の平均個体数を季節間で比較した結果, ミゾレヌマエビ ($z = 2.93, p = 0.003$,

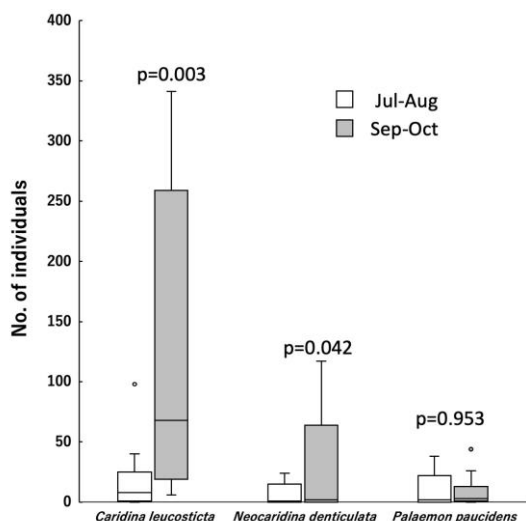


Fig. 2 Box plots of the numbers of the three dominant species collected in July-August and September-October. Significance probabilities are shown above the bars for each species.

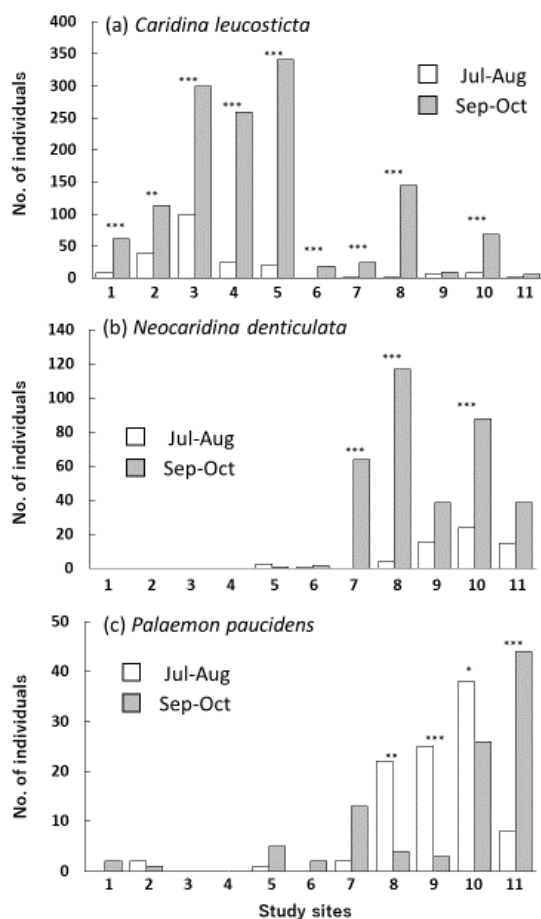


Fig. 3 Comparison of the numbers of three dominant species, (a) *Palaemon paucidens*, (b) *Neocaridina denticulata*, (c) *Caridina leuosticta*, collected at each study site in July-August and September-October. Binomial test: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$.

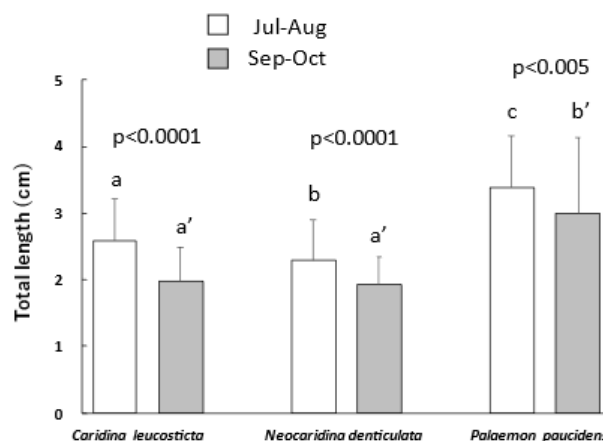


Fig. 4 Average total lengths (with lines of SD) of the three dominant species collected in the first (Jul-Aug) and second (Sep-Oct) surveys. Significance probabilities are shown above the bars for each species. The different alphabets indicate significant differences between species for each period.

$df = 10$) とミナミヌマエビ ($z = 2.032, p = 0.042, df = 10$) では9-10月の調査期間に有意に増加したが、スジエビ ($z = 0.059, p = 0.953, df = 10$) においては有意な差はなかった (Fig. 2). 地点ごとの個体数を季節間で比較した結果、ミゾレヌマエビでは、地点9と地点11を除く9地点で9-10月の調査期間において有意な増加がみられた (Fig. 3a), 同様に、ミナミヌマエビでは、上流部の地点7, 8, 10の3地点において有意な増加がみられた (Fig. 3b). その一方で、スジエビで有意な増加が見られたのは最上流部の地点11だけで、その下流側の地点8, 9, 10では有意に減少した (Fig. 3c).

2. 全長

優占種3種の平均体長はいずれも7-8月の調査よりも9-10月の調査において有意に減少した (ミゾレヌマエビ: $t = 15.8, p < 0.0001, df = 1,555$; ミナミヌマエビ: $t = 5.75, p < 0.0001, df = 411$; スジエビ: $t = 2.81, p = 0.005, df = 195$). 種間での比較においては、7-8月の調査では、ミゾレヌマエビがミナミヌマエビよりも有意に大きく ($t = 3.55, p < 0.0001, df = 270$), スジエビが他2種よりも有意に大きかった (ミゾレヌマエビ: $t = 9.59, p < 0.0001, df = 307$; ミナミヌマエビ: $t = 9.42, p < 0.0001, df = 159$; Fig. 4). 9-10月の調査では、スジエビが他の2種よりも有意に大きかった (ミゾレヌマエビ, $t = 16.5, p < 0.0001, df = 1443$; ミナミヌマエビ, $t = 14.2, p < 0.0001, df = 447$; Fig. 4).

3. 環境要因との関係

各調査地点の環境要因を Table 2 に示した. 流量は支

Table 2 Means and standard deviations (in parentheses) for environmental factors measured in five 20-m sections at each study site in September and October.

No.	Site	Flow rate (L/min)	Water depth (cm)	pH	EC (μS/cm)	DO (mg/L)	Water temperature (°C)	Plant cover (m)	Non-plant cover (m)	Substrate class
1	Tougo bridge	0.00 (0.00)	29.0 (2.83)	7.20 (0.23)	78.5 (11.4)	7.32 (0.15)	23.6 (0.30)	8.20 (5.60)	2.40 (2.94)	2.52 (0.98)
2	Mikami bridge	0.00 (0.00)	61.4 (16.5)	7.42 (0.08)	70.9 (1.37)	7.58 (0.13)	23.3 (0.07)	5.00 (2.45)	1.60 (1.36)	2.24 (0.24)
3	Futaba sluiceway	0.22 (0.12)	20.8 (11.1)	7.32 (0.10)	104.7 (13.1)	8.26 (0.48)	23.8 (0.32)	10.8 (8.08)	0.00 (0.00)	4.02 (0.50)
4	Kamo bridge	0.00 (0.00)	38.0 (10.9)	7.59 (0.14)	73.7 (2.70)	7.94 (0.15)	21.3 (0.17)	5.20 (2.71)	11.4 (2.15)	4.00 (0.61)
5	Kanazawa bridge	0.00 (0.00)	24.4 (11.3)	7.34 (0.08)	72.8 (1.60)	7.86 (0.22)	23.2 (0.45)	9.60 (5.46)	0.00 (0.00)	3.70 (0.52)
6	Eshima bridge	0.00 (0.00)	22.4 (12.8)	8.47 (0.13)	90.0 (2.21)	8.96 (0.26)	21.9 (0.13)	2.20 (1.47)	0.00 (0.00)	4.60 (0.60)
7	Uri river	0.04 (0.07)	32.6 (11.0)	7.91 (0.34)	105.0 (20.6)	7.82 (0.32)	22.0 (0.35)	2.60 (1.85)	0.00 (0.00)	2.10 (1.16)
8	Umikura bridge	0.14 (0.14)	55.8 (6.62)	7.95 (0.03)	73.8 (1.39)	7.78 (0.07)	21.4 (0.07)	11.4 (2.58)	0.60 (1.20)	3.80 (1.13)
9	Nodajo-ohashi bridge	0.00 (0.00)	28.8 (4.35)	7.57 (0.21)	70.9 (3.73)	7.70 (0.14)	21.7 (0.06)	2.00 (1.79)	0.00 (0.00)	7.00 (0.00)
10	Noda river	0.04 (0.05)	23.8 (8.84)	8.22 (0.13)	100.3 (8.72)	7.82 (0.19)	23.6 (0.66)	6.80 (2.23)	0.00 (0.00)	3.50 (0.85)
11	Shinsiro bridge	0.00 (0.00)	24.4 (7.14)	8.04 (0.12)	69.7 (5.11)	7.98 (0.15)	21.1 (0.26)	2.00 (0.89)	0.00 (0.00)	1.52 (0.31)
	Average	0.04 (0.07)	32.9 (13.1)	7.73 (0.39)	82.7 (13.7)	7.91 (0.40)	22.4 (1.00)	6.69 (3.40)	1.45 (3.20)	3.55 (1.40)

Table 3 Results of model selection by GLMM for environmental factors that determine the abundance of the three dominant species. The coefficients of the models with the minimum AIC and $\Delta AIC < 2$ are shown. Wald test: ***p < 0.001, **p < 0.01, *p < 0.05.

Model	Flow rate	Water depth	pH	EC	DO	Water temperature	Plant cover	Non-plant cover	Substrate class	AIC
<i>Caridina leucosticta</i>										
1	-0.173***		0.365**		0.428***	-0.439***	0.687***	1.12***	-0.682***	497.7
2	-0.165***	0.0636	0.293		0.426***	0.351*	0.687***	1.10***	-0.685***	498.9
3	-0.171***		0.366**	0.0168	0.430***	-0.271***	0.688***	1.12***	-0.686***	499.6
<i>Neocaridina denticulata</i>										
1	-0.160*		0.820***	0.400***	-0.708**		0.443**			269.6
2	-0.173*		0.920***	0.324**	-0.585*	-0.316	0.480**			269.8
3	-0.152*	0.151	0.772***	0.344**	-0.612*		0.410**			270.6
4	-0.140*		0.808***	0.379***	-0.619**		0.462**		-0.111	270.7
5	-0.156*		0.904***	0.310*	-0.511*	-0.300	0.498**		-0.099	271.0
6	-0.123	0.194	0.743***	0.303*	-0.468		0.425**		-0.146	271.1
<i>Palaemon paucidens</i>										
1		0.769**				1.00**	0.493	-1.73		174.6
2	0.404	0.822**		-0.338		1.07**	0.464	-1.73		175.4
3		0.754**				0.996**	0.569*			175.5
4		0.297	0.743**	-0.303			0.735**	-1.67		175.5
5			0.781***	-0.264			0.693**	-1.50		175.6
6		0.552	0.499	-0.252		0.558	0.542*	-1.75		175.8
7		0.810**		-0.135		1.02**	0.504	-1.76		175.8
8		0.605	0.270			0.746	0.499	-1.72		175.9
9		0.792**			-0.189	1.12**	0.517	-1.74		176.1
10	0.440	0.802**		-0.358		1.06**	0.536*			176.1
11			0.635**				0.671**	-1.47		176.1
12	0.131	0.750**				1.01**	0.472	-1.73		176.1
13			0.775**	-0.264			0.784***			176.5

流・水路合流点である地点 3, 10 と水門のある地点 8 でのみ測定され、他の地点はゼロであった。水深は地点 2 と地点 8 が 50 cm 以上で、他の 7 地点に比べて深かった。pH は地点 6, 10, 11 の 3 地点で 8.0 を超えており、他の地点よりもアルカリ性に偏っていた。電気伝導率は水路合流点の 3 地点で 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ を超えており、他地点よりも高かった。溶存酸素量は地点 3 と地点 6 の 2 地点で 8 mg/L を超えており他地点より高かった。水温は全体的に下流側で高かった。地点 3 と地点 8 の 2 地点の植物被覆は 10 m 以上で調査区全体の半分以上を占めたのに対して、地点 6, 9, 11 では 2 m 程度で全体の 1 割しかなかった。非植物被覆は 4 地点で見られ、地点 4 では 10 m 以上で調査区全体の半分以上を占めた。河床構成は、この地点では川岸がコンクリートで護岸されていた地点 9 では得点が最も高かった。環境要因間で有意水準 $P = 0.05$ で有意な正の相関関係があったのは、植物被覆度と流量 ($r = 0.649$, $p = 0.031$) で、有意水準 $P = 0.1$ で弱い正の相関関係が見られたのは pH と溶存酸素量 ($r = 0.593$, $p = 0.054$) であった。また河口からの順位と有意水準 $P = 0.05$ で有意な正の相関関係があったのは、pH ($r = 0.736$, $p = 0.010$) で、有意水準 $P = 0.1$ で弱い負の相関関係が見られたのは水温 ($r = -0.590$, $p = 0.056$) であった。

9-10 月の調査における優占種 3 種のミゾレヌマエビ、ミナミヌマエビ、スジエビの各個体数を決める環境要因は種間で違っていた。ミゾレヌマエビでは、最適モデルとして pH、溶存酸素量、植物被覆、非植物被覆、による有意な正の効果、流量、河床構成、水温による負の有意な効果からなるモデルが選択された (Table 3)。ミナミヌマエビでは、最適モデルとして pH、電気伝導率、植物被覆による正の有意な効果、流量と溶存酸素量による負の有意な効果からなるモデルが選択された (Table 3)。スジエビでは、最適モデルとして水深、水温による正の有意な効果からなるモデルが選択され、 $\Delta \text{AIC} < 2$ 以下のモデルとして、pH、植物被覆による正の有意な効果からなるモデルも選択された (Table 3)。

考 察

1. 個体数の分布と季節変化

優占種 3 種のいずれの全長も、7-8 月の調査よりも 9-10 月の調査で有意に減少していたのは、春から夏にかけて孵化した幼生が成長して採集されるようになったためだと考えられる。しかしながら、個体数の分布と季節変化は種ごとに異なる特徴を示した。最優占種のミゾレヌマエビは調査地の下流側で多く採集され、9-10 月の調査において個体数が大幅に増加した。ミゾレヌマエビは孵化後にゾエア幼生の形態で海へ下って 1 か月ほど過ごし、稚エビに変

態して河川を遡上する両側回遊性の生活史をもつ (山平ら, 2007)。そのため、秋になって遡上してきた個体が海に近い下流側に定着していると考えられる。他の河川で行われた研究においても、ミゾレヌマエビが下流域に分布すること (丹羽・横山, 1993; 佐藤ら, 1994; Yatsuya *et al.*, 2012)、稚エビが 8 月から 11 月にかけて出現することが報告されている (山平ら, 2007)。

ミナミヌマエビは、調査地の下流側で多く採集され、9-10 月の調査に有意に増加した。ミナミヌマエビは陸封型の生活史を持ち、上流部に定着して繁殖していることが他の河川でも報告されている (小川ら, 1986; 佐藤ら, 1994; Yatsuya *et al.*, 2012)。その一方で、兵庫県では上流から下流まで連続的に分布することが報告されており、その理由としてミゾレヌマエビなどの競争種が存在しないことがあげられている (丹羽・横山, 1993)。調査地のミナミヌマエビにおいても、ミゾレヌマエビが分布している下流部を避けて分布している可能性がある。

スジエビには、湖沼や河川の上流域に生息する陸封型と河川下流に生息する両側回遊型の 2 つのタイプが存在することが遺伝的に確かめられており、浮遊幼生期間、塩分耐性、卵サイズ等が異なることが知られている (Chow and Fujio, 1985; 張ら, 2018)。今回の調査では遺伝的な違いや生活史特性については調べていないが、上流側で多くの個体が採集されたため、豊川で生息するスジエビは陸封型である可能性が高い。9-10 月の調査では、最上流部 (新城橋) で有意に増加したのに対して、その下流側 3 地点で個体数が減少したのは、春から夏にかけて孵化した幼生が生息場所を移動した結果の可能性はあるが、詳細については今後の調査で明らかにしていく必要がある。

優占種以外では、ヒメヌマエビが最下流部の当古橋で少数個体が採集されており、浅香ら (2019) と同じ結果が得られた。本種はミゾレヌマエビと同じく両側回遊性の生活史をもつが、主な生息場所は汽水域である (鈴木ら, 2018) ために分布が最下流部に限られたと考えられる。今回の調査で採集されたヌカエビ *Paratya improvisa* Kemp, 1917、テナガエビ、アメリカザリガニの個体数はそれぞれ 21 個体、2 個体、2 個体であり、同じ河川で行われた調査 (浅香ら, 2019) の同じ範囲で採集された個体数 (215 個体、185 個体、83 個体) に比べて非常に少なかった。浅香ら (2019) では調査回数が多かっただけでなく調査範囲 (1 km) が広がったことから、本研究の調査範囲 (100 m) 内では、これら 3 種が好む環境 (大野ら, 1977; 平社, 2001; 長谷川ら, 2015) が含まれなかった可能性が高い。

2. 優占種の生息環境

優占種 3 種の生息場所として共通して選好されたのは、水中の植物被覆度と pH の高い環境であった。両側回遊型

ミゾレヌマエビは、秋期に多くの稚エビが孵化した海域から遡上する際には、水流から逃れるための休息場所として植物被覆度の高い環境が必要だと考えられる。しかしながら、植物被覆度の高い環境は陸封型のミナミヌマエビとスジエビにおいても好まれていたことから、採食場所や天敵からの回避場所としても選ばれている可能性がある。淡水エビ類の生息場所として植物被覆度の高い場所が好まれることは、多くの研究で報告されており、同じ理由で説明されている（井手口・山平，2004；Banha and Anastácio, 2011；八谷，2013）。調査地の pH (7.2-8.5) の特徴は、水生動物に適した河川の pH (6.5-8.5；早水ら，2022) に比べてアルカリ性に偏っていることである。上流側に分布する陸封型の 2 種と pH との関係については、調査地の pH が上流側ほど高かったことから説明できる。しかしながら、下流側に分布し両側回遊型で塩分耐性の強いミゾレヌマエビが pH の高い場所で個体数が多かった理由は不明である。統計的には有意ではなかったが、pH が高い場所では本種が好む植物被覆度が少ない傾向 ($r = -0.410$, $p = 0.210$) にあったことと関係があるかもしれない。

植物被覆度と pH 以外の環境要因については、優占種 3 種間でそれぞれに異なる選好性を示した。ミゾレヌマエビは、植物だけでなく流木や消波ブロックなどの人工物のある環境を好んでいた。稚エビが海域からの遡上する際にこれらの人工物を休息場所として利用可能であることから、両側回遊性の種にとっては好都合であったのかもしれない。逆に、スジエビは非植物被覆度が高くなるほど減少した。陸封型のスジエビにとっては遡上のための休息場所はいらないが、定着場所においては餌資源の豊富な環境が必要である。肉食性の強いスジエビにとっては、流木や人工物が多い場所では餌となる水生昆虫や小型甲殻類、貝類が少なくなることが推測されるため、採食環境としては適さないのかもしれない。

ヌマエビ科 2 種は流量の緩やかな環境で個体数が多かった。同じ結果は、ヌマエビ科の *Atyaephyra desmarestii* Millet, 1831 においても報告されている（Banha and Anastácio, 2011）。ヌマエビの仲間の主要な餌である付着藻類や有機物は流速の早い環境では少なくなることから（森・萱場，2011）、そのような場所を生息場所として避けていた可能性がある。しかしながら、八谷（2013）は、ミナミヌマエビは流速の遅い場所、ミゾレヌマエビは早い場所を好むことを示しており、後者の説明として、稚エビの遡上にはある程度の速さの水流による誘引が必要であると記している。

溶存酸素量に関しては、ミゾレヌマエビ個体数に対して正の効果、ミナミヌマエビ個体数に対しては負の効果が示され、逆の結果が得られた。ヌマエビ科の *Atyaephyra desmarestii* においても溶存酸素が多い環境で多くなるこ

とが知られている（Banha and Anastácio, 2011；Mabrouki *et al.*, 2018）。藻類の多い環境では、光合成による二酸化炭素吸収により溶存酸素量と pH が高くなることが知られており（森・香川，1999）、調査地においても両変数間の弱い正の相関が得られている。ヌマエビの仲間は、河床の付着藻類や有機物を主要な餌とすることから（March *et al.*, 2002）、ミゾレヌマエビにとって溶存酸素量の高い環境は、採食環境としても好ましい環境であったと言える。同じ食性を持つにもかかわらず逆の結果が得られたミナミヌマエビについては、この理由では説明できない。その一方で、本種は電気伝導率が高い環境で個体数が増加した。東京都内の河川で行われた調査（加藤，1988）では、電気伝導率が高い場所では、有機物量が多く付着藻類の現存量も多くなることが示されている。したがって、ヌマエビ科 2 種の個体数については、環境要因の違いはあるものの、上記した流速の効果と同様に、餌資源量の多い環境を好んで生息している可能性がある。

水温の上昇にともなって、下流部に多いミゾレヌマエビの個体数が減少したのに対して、上流部に多いスジエビの個体数が増加した。この結果は、水温が下流側よりも上流側で低いという関係に基づく、流域内の分布と水温の選好性は逆の関係にあった。調査地における水温の範囲は 21-24 °C であり、淡水エビの飼育で使用される水温の範囲内にある（小川・角田，1988；荒木ら，2021）ため、水温の違いで分布を説明するのは難しい。先行研究においても、水温と淡水エビとの関係は明確な関係は示されてきていない（Banha and Anastácio, 2011；Da Silva *et al.*, 2022）。しかしながら、本研究の結果で示されたように、水温の高い環境ではより低水温の場所を好み、水温の低い環境ではより高水温の場所を好む傾向があるのであれば、同じ地点でも水温が一樣ではない生息環境が存在することが望ましいといえるだろう。スジエビが水深の大きな地点で個体数が多くなったのは、本種の餌となる水生昆虫や小型甲殻類、貝類が水深の小さな場所よりも多くなるからかもしれない。ミゾレヌマエビが河床の底質サイズが小さな環境で個体数が多くなったのは、遡上中の稚エビにとっては大きい礫よりも小さい礫の方が流されずに掴まりやすいためかもしれない。

3. 河川生態系の保全のために

優占種 3 種のいずれにおいても、植物被覆度の高い環境において個体数が多く、陸封型のヌマエビ 2 種は流速の穏やかな環境で個体数が増えることが示された。国土交通省（2021）によると、豊川流域内の年降水量は約 2000 mm で全国平均 1700 mm の約 1.2 倍である。また、河床勾配は一般的な河川中流部で 1/1000 であるのに対して、調査を行った豊川中流域では 1/970~1/780（豊橋河川事務所、

2022)である。そのため、豊川は一般的な河川に比べて急勾配で水量の変化や流量が激しいことが推測される。したがって、豊川中流域における淡水性エビの多様性を高めていくためには、河畔植生の保全・再生によって植物被覆度を高め、コンクリート護岸を行う場合においても人工的な待避場所を設置することで、水流の緩やかな場所を増やしていくことが望ましい。また、植物被覆度以外の環境要因については、種間で選好性が異なることも示された。また、pH や水温のように、上流から下流への変化の傾向とは逆の特徴をもつ場所を局所的に選んでいることも示唆された。したがって、淡水性エビが共存するためには、河川の形状や構造の細かな違いから生み出される環境の複雑性を維持していく必要がある。

謝 辞

本研究を行うにあたって、浅香研究所の浅香智也氏に多くの助言をいただいた。また、豊川での水生生物の採捕においては、愛知県農業水産局水産課からの許可をいただき、下豊川漁業協同組合、豊川上漁業協同組合、寒狭川下漁業協同組合、三輪川下漁業協同組合からの同意をいただいた。本原稿の作成に当たっては、査読者の方に大変有益なコメントをいただいた。

引用文献

- 荒木 晶・井手口佳子・浜野龍夫 (2021) 淡水エビ類 8 種の第 1 期, 第 2 期ゾエアの光に対する応答. *J. Nation. Fisher. Univ.* 70: 11-25.
- 浅香智也・鈴木誉士・中川雅博 (2019) 愛知県豊川のエビ類相. 伊豆沼・内沼研究報告 13: 57-65.
- Banha, F. and P. M. Anastácio (2011) Interactions between invasive crayfish and native river shrimp. *Knowl. Manag. Aquat. Ec.* 401: 1-12.
- Chow, S. and Y. Fujio (1985) Biochemical evidence of two types in the fresh water shrimp *Palaemon paucidens* inhabiting the same water system. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fisher* 51: 1451-1460.
- 張 成年・今井 正・池田 実・他 29 名 (2018) スジエビ *Palaemon paucidens* の 2 タイプを判別するための DNA マーカーおよび日本における 2 タイプの分布. 日本水産学会誌 84: 674-681.
- Covich, A. P., T. A. Crawl, C. L. Hein, M. J. Townsend and W. M. McDowell (2009) Predator-prey interactions in river networks: comparing shrimp spatial refugia in two drainage basins. *Freshwater Biol.* 54: 450-465.
- Da Silva, E. P., G. C. Borba, C. Magalhães, J. Zuanon and W. E. Magnusson (2020) Habitat segregation among freshwater shrimp species in an Amazonian rainforest stream system. *Freshwater Biol.* 65: 674-687.
- Girard, V., D. Monti, P. Valade, N. Lamouroux, J. P. Mallet and H. Gondin (2013) Hydraulic preferences of shrimps and fishes in tropical insular rivers. *River Res. Appl.* 30: 766-779.
- 長谷川政智・池田 実・藤本泰文 (2015) 宮城県に侵入した淡水エビ: カワリヌマエビ属 *Neocaridina* spp. の分布拡大とヌカエビ *Paratya compressa improvisa* への影響. 伊豆沼・内沼研究報告 9: 47-56.
- 早水輝好・井上知也・今泉圭隆・鈴木規之・大野浩一 (2022) 環境基準等の設定に関する資料集. <https://www.nies.go.jp/eqsbasis/> (2022 年 4 月 24 日アクセス).
- 平社定夫 (2001) アメリカザリガニ (*Procam barusclarleii* (Girard)) の棲管 - 休耕田での観察 -. 地球科学 55: 227-239.
- 井手口佳子・山平寿智 (2004) 河川人工構造物が通し回遊性無脊椎動物の生息に与える影響について—河川間比較による検討. 応用生態工学 6: 145-156.
- Ilhéu, M. (2004). Padrões de uso de habitat da Ictiofauna em rios de tipo Mediterrâneo, Ph.D. Dissertation, Universidade de Évora, Portugal.
- Iwata, T., M. Inoue, S. Nakano, H. Miyasaka, A. Doi and A. P. Covich (2003) Shrimp abundance and habitat relationships in tropical rain-forest streams, Sarawak, Borneo. *J. Trop. Ecol.* 19: 387-395.
- 加藤和弘 (1988) 多変量解析を用いた浅川における附着珪藻群集の研究. 日本水処理生物学会誌 24: 119-131.
- 国土交通省 (2021) 豊川. https://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/nihon_kawa/0506_toyokawa/0506_toyokawa_00.html (2021 年 12 月 2 日アクセス).
- Mabrouki, Y., A. F. Taybi, A. Berrahou, K. Chaabane and B. Legssyer (2018) Case study of the freshwater shrimp *Atyaephyra desmarestii* (Millet, 1831) (Crustacea, Decapoda) in the watershed of Moulouya and eastern Morocco. *Vie Milieu* 64: 175-183.
- March, J. G., Pringle, C. M., Townsend, M. J. and A. I. Wilson (2002) Effects of freshwater shrimp assemblages on benthic communities along an altitudinal gradient of a tropical island stream. *Freshwater Biol.* 47: 377-390.
- 森 雅佳・香川尚徳 (1999) 河川の溶存酸素濃度を変動させる環境要因: 石手川の場合. 陸水学会誌 60: 335-345.
- 森 照貴・萱場祐一 (2011) 高流速および高濃度濁水が付

- 着藻類におよぼす影響：流速及びSS濃度の変化と付着藻類の変化に着目して. 土木技術資料 53: 38-41.
- 中武禎典・高村典子・佐治あずみ・宇野晃一 (2011) スジエビの在・不在が動物プランクトン群集と水質に与える影響. 応用生態工学 14: 11-20.
- 丹羽信彰・横山達也 (1993) 兵庫県夢前川水系におけるミナミヌマエビを中心とした十脚甲殻類の分布. 水産増殖 41: 519-528.
- 小川泰樹・角田俊平 (1988) スジエビの交尾及び放卵行動. 水産増殖 36: 151-156.
- 小川泰樹・若下藤雄・角田俊平・具島健二・橋本博明 (1986) 広島県東部, 芦田川水系のエビ類とその分布. 広島大学生物生産学部紀要 25: 29-40.
- 大野 淳・小笠原義光・安田富士郎 (1977) 四万十川におけるテナガエビ類の分布域と生息場所. 日本生態学会誌 27: 23-32.
- R Core Team (2020) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Saito, M., T. Yamashiro, T. Hamano and K. Nakata (2012) Factors affecting distribution of freshwater shrimps and prawns in the Hiwasa River, southern central Japan. *Crust. Res.* 41: 27-46.
- 佐藤正典・新井けい子・大原由佳里 (1994) 鹿児島県万之瀬川水系における淡水産エビ類の分布およびミナミヌマエビの生活史. 鹿児島大学理学部紀要 27: 245-262.
- 鈴木廣志・豊福真也・岡野智和・岡野和夏 (2018) 奄美大島嘉徳川における陸水産甲殻十脚類の生息状況と下流域の利用. *Nature of Kagoshima* 44: 215-219.
- 豊橋河川事務所 (2022) 豊川河川維持管理計画. <https://www.cbr.mlit.go.jp/toyohashi/jigyou/toyogawa/ijikanri/index.html> (2022年1月18日アクセス).
- Uno, H., K. Fukushima, M. Kurasawa, A. Kurasawa and T. Sato (2022) Direct and indirect effects of amphidromous shrimps on nutrient mineralization in streams in Japan. *Oecologia* 198: 493-505.
- 山平寿智・井上亜希子・大石俊介・井手口佳子 (2007) 両側回遊種ミゾレヌマエビにおけるデモグラフィーの河川流程間変異. 日本ベントス学会誌 62: 9-16.
- 八谷三和 (2013) 生息環境に基づいた淡水性エビ類の保全生態学的研究. 京都大学農学部 2013年度博士論文.
- Yatsuya, M., M. Ueno, and Y. Yamashita (2012) Occurrence and distribution of freshwater shrimp in the Isazu and Yura Rivers, Kyoto, western Japan. *Plankt. Benth. Res.* 7: 175-187.