

分布南限である屋久島におけるアユの現在の生息状況と初期生活史

誌名	魚類學雜誌
ISSN	00215090
著者名	平野, 莊太郎 中尾, 遼平 赤松, 良久 岡, 紗也佳 関口, 一平 久米, 元
発行元	日本魚學振興會
巻/号	69巻2号
巻号補足	
掲載ページ	p. 225-233
発行年月	2022年11月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター

Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council
Secretariat



分布南限である屋久島におけるアユの現在の生息状況と 初期生活史

平野 荘太郎¹・中尾 遼平²・赤松 良久³・岡 紗也佳¹・関口 一平¹・久米 元¹

¹ 〒 890–0056 鹿児島県鹿児島市下荒田 4 丁目 50 番 20 号 鹿児島大学水産学部

² 〒 755–8611 山口県宇部市常盤台 2–16–1 山口大学大学院創成科学研究科

³ 〒 755–8611 山口県宇部市常盤台 2–16–1 山口大学工学部

(2022 年 1 月 20 日受付；2022 年 4 月 8 日改訂；2022 年 4 月 8 日受理；2022 年 6 月 3 日 J-STAGE 早期公開)

キーワード：環境 DNA, 分布, 産卵, 仔稚魚, 成長, 食性

魚 類 学 雑 誌
Japanese Journal of
Ichthyology

© The Ichthyological Society of Japan 2022

Sotaro Hirano, Ryohei Nakao, Yoshihisa Akamatsu, Sayaka Oka, Ippei Sekiguchi and Gen Kume*. 2022. Current status and early life history of ayu *Plecoglossus altivelis altivelis* at the southern limit of their range in Japan. Japan. J. Ichthyol., 69(2): 225–233. DOI: 10.11369/jji.22-002.

Abstract Current status and early life history of amphidromous ayu *Plecoglossus altivelis altivelis* were studied on Yakushima Island, southern Japan. Although the subspecies had been previously confirmed as distributed in five rivers on the island (Nagata, Issu, Miyanoura, Anbo, and Kurio Rivers), environmental DNA analysis strongly suggested that the population densities were generally low, and that the Anbo River population had disappeared. Spawning of the population in the Kurio River, the southern distribution limit of the subspecies in Japan, occurred in November, primarily around mid-month. Individuals reached 21.3 mm body length 35 days after hatching, the main food items being calanoid copepods. Upstream migrating individuals were observed in early April, suggesting that they remained in estuarine and marine waters for almost four months.

*Corresponding author: Faculty of Fisheries, Kagoshima University, 4–50–20 Shimoarata, Kagoshima, Kagoshima 890–0056, Japan (e-mail: kume@fish.kagoshima-u.ac.jp)

アユ *Plecoglossus altivelis altivelis* は日本列島からベトナムにかけて広く分布し、日本の内水面漁業において極めて重要な魚種である（西田, 2001）。寿命はおおよそ一年で、両側回遊型の生活史を送る（Tsukamoto and Kajihara, 1987；Takahashi et al., 1999；西田, 2001）。親は秋になると河川の下流域で産卵し、産卵後、多くの個体は死亡する。孵化した仔魚は汽水及び沿岸域へと流され、数か月間そこで主にカイアシ類等の動物プランクトンを摂餌しながら成長し、春になると河川へと遡上を開始する。その後、上中流域で主に川底の石に付着した藻類を食みながら生活し、秋になると親は産卵のために降河を開始する。

日本国内において、琵琶湖には陸封型の生活史を示す個体群が存在し、両側回遊型の他の個体群とは遺伝的に異なることが知られている（関ほか、

1988；Iguchi et al., 1997；Takagi et al., 1999）。一方、九州以北の両側回遊型の個体群の間にはそれほど大きな遺伝的分化は見出されていない（関ほか、1988；Takeshima et al., 2016）。屋久島には、本種の分布の南限に位置する島嶼個体群がみられ、鹿児島県により消滅危惧Ⅱ類に指定されている（久米, 2018）。澤志ほか（1993）は遺伝学的手法をもとに、屋久島と九州本土以北の集団とでは遺伝子組成が異なることを明らかにした。これまでに 5 河川（永田川、一湊川、宮之浦川、安房川、栗生川）で生息が確認されており（澤志ほか, 1993；阿部ほか, 2005；Kano et al., 2014）、Yagishita and Kume（2021）は少なくとも宮之浦川と栗生川の両河川間で遺伝的に異なる個体群が存在することを報告した。このように、屋久島のアユは島嶼集団として独自の遺伝的進化を遂げている貴重な個体群と考えられ

る。

屋久島の河川でアユを保全していくために、現在の生息状況、生活史について詳細に理解することが必要不可欠である。環境水进行分析することによって得られる環境 DNA は、魚類をモニタリングする際に極めて有用なツールである (Akamatsu et al., 2020)。アユについては在、不在のみならず、個体数の推定にも適用可能であることが実証された (Doi et al., 2017)。本研究では、環境 DNA を用いて現在のアユの分布状況について調査を行った。その上で、主要な生息河川の一つで、日本国内の南限個体群である栗生川の個体群を対象として産卵期、仔稚魚の成長及び食性について明らかにした。屋久島とはトカラ列島を挟んで南方に位置する奄美大島に、アユとは別の亜種であるリュウキュウアユの野生個体群が生息している (久米, 2016)。栗生川個体群の生活史特性に関しては、アユの他個体群、及び同じ島嶼個体群であるリュウキュウアユと比較した。

材料と方法

環境 DNA 先行研究によりアユの生息が確認されている 5 河川のうち、栗生川を除く 4 河川で採水を行い、環境 DNA による在・不在の調査を実施した (Fig. 1)。なお、2016 年 7 月以降、我々の研究室で定期的の実施しているシュノーケリング調査により、安房川、永田川、一湊川ではアユ個体とアユの摂餌痕を確認することはできていない。また、アユ個体が目視により確認されている宮之浦川と栗生川のうち、宮之浦川を対象河川として設定した。採水は 2019 年 10 月 15 日に永田川 (N)、一湊川 (I1, I2)、宮之浦川 (M)、2020 年 8 月 21 日に安房川 (A1-4) で実施した。なお、永田川、一湊川、宮之浦川の全ての定点及び安房川の最上流の一定点 (A1) は淡水域、安房川の残りの 3 定点 (A2-4) は潮汐の影響を受ける汽水域に相当する。かつて安房川の汽水域でアユの群れが目撃されていることから (久米, 私信)、本研究では汽水域でも調査を実施した。

各地点においてプラスチックボトルを用いて環境水を 1 L 採水し、DNA の分解を防止するために、各サンプルに対して 10% 塩化ベンザルコニウム水溶液 (オスバン S, 日本製薬株式会社) を 1 mL 添加した (Yamanaka et al., 2017)。水サンプルはクーラーボックス内にて冷蔵保存し、研究室へ持ち帰った。水サンプルのろ過および DNA 抽出

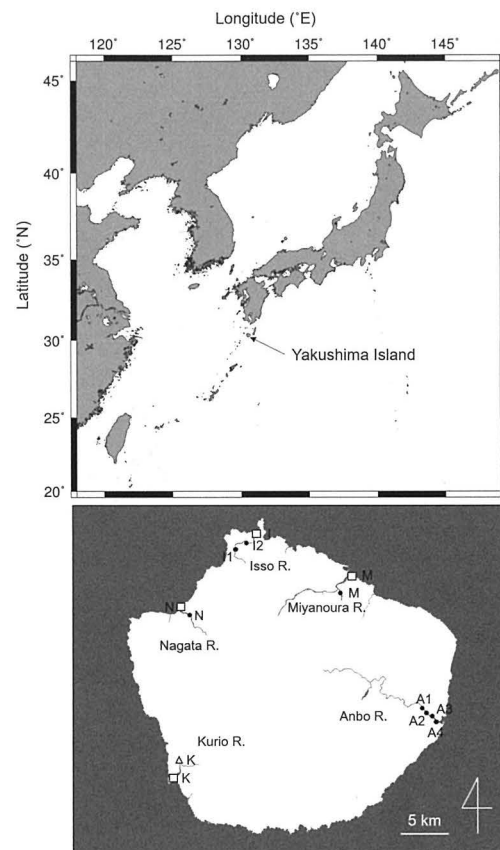


Fig. 1. Map showing study stations in the Nagata, Isso, Miyanoura, Anbo, and Kurio Rivers, Yakushima Island, southern Japan. Closed circles and squares indicate stations where water samples were taken for environmental DNA and fish specimens collected, respectively. Triangle indicates Kurio River station, where up-stream migrating individuals were surveyed by snorkeling.

については、環境 DNA 学会発行の調査・分析マニュアル (Minamoto et al., 2021) に従って実施した。水サンプルのろ過では、市販のファンネルカップおよびアスピレーター、ガラス繊維ろ紙 (GF/F, GE ヘルスケアジャパン) を用いて各サンプルの吸引ろ過を行い、アルミホイルに包んで DNA 抽出まで -20°C で冷凍保存した。ろ紙からの環境 DNA 抽出には、サリベットチューブ (SARSTEDT) および DNeasy Blood & Tissue Kit (QIAGEN) を用いた。各サンプルのろ紙をサリベットチューブ上部に設置し、Proteinase K 40 μL および Buffer AL 400 μL の混合液をろ紙に添加した後、 56°C で 30 分間静置した。その後、5000 g で 5 分間の遠心分離を行って溶液を落とし、ろ紙に TE バッファー 200 μL を添加し、再度 5000 g で 5 分間の遠心分離を実施した。サリベット下部に残った溶液に

99.5% エタノール 400 μ L を添加した後、混合液をスピンカラムへと移した。以降の行程は DNeasy Blood & Tissue Kit のプロトコルに従い、最終的に DNA 溶液 100 μ L に溶出した後、分析まで -20°C で保存した。

本研究では、Yamanaka and Minamoto (2016) で開発されたアユの種特異的プライマーセット (Paa-CytB-Forward : 5'-CCTAGTCTCCCTGGCTTTA TTCTCT-3', Paa-CytB-Reverse : 5'-GTAGAATGG CGTAGGCGAAAA-3') および TaqMan プローブ (Paa-CytB-Probe : 5'-FAM-ACTTCACGGCAGCCAA CCCCC-TAMRA-3') を用いてリアルタイム定量 PCR (qPCR) を実施し、アユの環境 DNA 濃度を推定した。qPCR では、1 $\times$ PCR マスターミックス (Environmental Master Mix, Thermo Fisher Scientific) 10 μ L, 各プライマー (900 nM), TaqMan プローブ (125 nM), AmpErase Uracil N-Glycosylase (Thermo Fisher Scientific) 0.1 μ L, 超純水 6.9 μ L, DNA 抽出液 2.0 μ L を含む 20 μ L の反応液を用いた。qPCR には CFX connect (Bio-Rad Laboratories, Inc.) を用い、qPCR の温度条件については Yamanaka and Minamoto (2016) に従った。分析時のコンタミネーションを評価するために、qPCR 時には DNA サンプルの代わりに超純水をローディングした PCR ブランクを設定した。また、 6.0×10^1 – 10^4 または 3.0×10^1 – 10^4 copies/ μ L に調整した既知濃度の定量スタンダードを同時に分析することで、サンプル中の DNA 量の定量を行った。各サンプル、PCR ブランクおよび定量スタンダードの PCR 繰り返し数は 3 とし、それらの平均値を各サンプルの環境 DNA 濃度として算出した。

仔稚魚の採集と形態計測 2016 年 12 月から 2017 年 3 月、2017 年 12 月、2018 年 1 月に月に一度、一湊川、宮之浦川、栗生川の三河川の河口および碎波帯 (I, M, K) で小型地曳網 (縦 1 m, 横 10 m, 側長 1.5 m, 目合 1 mm) を岸に沿って 3 分間曳網した (Fig. 1)。2017 年 12 月、2018 年 1 月に月に一度、永田川の河口 (N) で同規格の小型地曳網を岸に沿って 3 分間曳網した。これまでにアユの生息が確認されている安房川では、河口域に小型地曳網の曳網に適した場所がなかったため標本採集は実施しなかった。標本採集の際、棒状温度計により水温を、また手持屈折計 (MASTER-M/Mill α , Atago Corporation) により塩分を測定した。採集した標本は 99.5% エタノールで保存した。

実験室で、デジタルノギス (Mitsutoyo Digimatic

Caliper CD-20PMX, Mitsutoyo Corporation) により全ての標本の体長 (脊索長もしくは標準体長) を 0.1 mm の精度で測定した。

栗生川個体群の仔稚魚の成長及び消化管内容物の解析 2016 年 12 月、2017 年 1 月に栗生川で採集した個体のうち、無作為に選択した 81 個体を成長解析に用いた。実体顕微鏡 (Nikon SMZ1500, Nikon Corporation) 下で、虫針を使用して頭部から耳石を摘出した。耳石を透明なマニキュアでスライドガラス上に固定し、光学顕微鏡 (Nikon ECLIPSE 50i, Nikon Corporation) 下で油浸により読輪を行った。

先行研究により、アユの孵化時の体長は 5.7 mm で、一輪目の日輪は耳石の核から 15 μ m より外側に形成されることが報告されている (Tsukamoto and Kajihara, 1987)。これに従い、本研究では耳石の核から 15 μ m より外側に形成されている輪紋を日輪とみなして解析を行った。各個体の孵化日を日齢と採集日から逆算して推定した。光学顕微鏡下で画像ソフト (NIS-Elements D, Nikon Corporation) を使用し、耳石の長軸に沿って核から各輪紋と外縁 (耳石径) までの距離についてそれぞれ計測した (1 μ m の精度)。本研究では、Biological-intercept 法により各個体の各日齢時の体長について算出した (Campana, 1990)。耳石径と体長の関係はアロメトリー式で近似することができたので (結果を参照)、各個体の体長と耳石径との間のアロメトリー式から各輪紋形成時の体長を逆算した。その際、標本が 5 個体以上得られた日齢時 (35 日、結果を参照) までの体長を算出した。

2016 年 12 月の標本から無作為に選択した 74 個体、2017 年 12 月の全 5 個体を消化管内容物の解析に使用した。スライドガラス上で消化管の内容物をグリセロールゼラチンにより固定し、光学顕微鏡下で画像ソフトを使用して、外部形態をもとに餌生物の同定を行った。

以下の式に従い、消化管内から出現した各餌生物の出現頻度 (%F)、個体数百分率 (%N) を求めた (上原ほか, 2021)。なお、本分析は空胃個体を除いて実施した。

$$\%F = (\text{ある餌生物を摂餌していた個体数} / \text{調査個体数}) \times 100$$

$$\%N = \Sigma [(\text{ある餌生物の個体数の合計} / \text{全ての餌生物の個体数の合計}) \times 100] / \text{調査個体数}$$

2016 年 12 月の 74 個体を対象として、体長 20

mm 未満の小型個体と 20 mm 以上の大型個体との間で、空胃率と餌組成を比較した。

栗生川個体群の遡上時期の推定 2017 年 3 月 2 日と 4 月 9 日に、栗生川の淡水域に設定した定点 (K) でシュノーケリングにより遡上個体の有無を確認した (Fig. 1)。水中で目視により全長について記録した。その際、棒状温度計により水温を測定した。

結 果

環境 DNA 2019 年に調査を行った永田川、一湊川、宮之浦川では、アユの環境 DNA を検出することができた (196–1468 copies/L)。このうち最もアユの環境 DNA 濃度が高かったのは宮之浦川 (1468 copies/L) であった。2020 年に調査を行った安房川では、4 つの全ての定点で環境 DNA を検出することができなかった (Table 1)。qPCR における増幅効率 は 82.71–94.14% であり、スタンダード DNA の回帰線の信頼度を示す R^2 値は 0.981–0.994 であった。PCR ブランクからはアユ

の DNA は検出されなかった。

河口沿岸域の環境 全ての定点で塩分が検出されたことから、汽水もしくは海水環境にあることが分かった (Fig. 2)。永田川の定点は他の定点に比べ水温、塩分ともに最も低く、淡水に近い環境を呈していた。宮之浦川の定点は調査期間を通して水温、塩分ともに他の定点に比べて高い値を示していた。

仔稚魚の出現 永田川を除く 3 つの定点で仔稚魚を採集することができた (Table 2)。一湊川ではごく少数ではあったが、2016 年 12 月、2017 年 12 月に仔稚魚を合計 11 個体採集することができた。宮之浦川では多くの個体を採集することができたが、両年ともにその多くは 12 月に採集された。栗生川では 2016 年 12 月に多くの個体を採集することができ、2017 年 1 月に 2 個体の仔魚を採集することができたが、2017 年 12 月には 5 個体のみ、2018 年 1 月には全く採集することはできなかった。今回採集した標本のうち、栗生川の河口で採集した体長 29.8 mm の稚魚が最大であった (Table 2)。

Table 1. Numbers of target eDNA copies for *Plecoglossus altivelis altivelis* from the Nagata, Issu, Miyanoura, and Anbo Rivers, Yakushima Island

Date	River	Site	eDNA concentration (copies/L)
2019/10/15	Nagata River	N	196
2019/10/15	Issu River	I1	216
2019/10/15		I2	577
2019/10/15	Miyanoura River	M	1468
2020/8/21	Anbo River	A1	0
2020/8/21		A2	0
2020/8/21		A3	0
2020/8/21		A4	0

See Fig. 1 for site abbreviations.

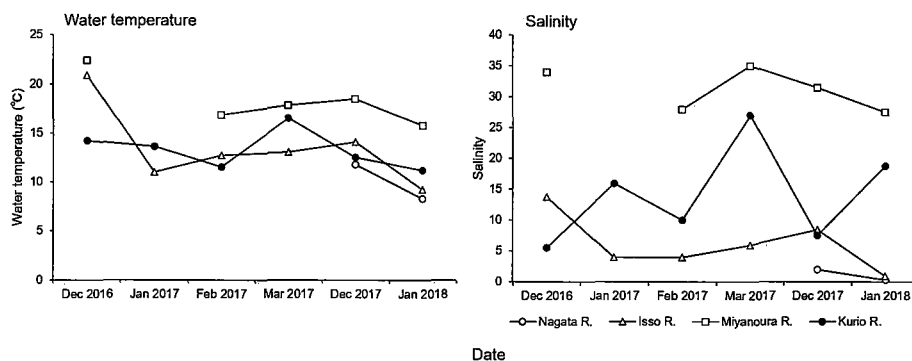


Fig. 2. Water temperature and salinity at four study sites on the Nagata, Issu, Miyanoura, and Kurio Rivers, Yakushima Island.

栗生川個体群の仔稚魚の孵化日、成長、食性
今回採集した仔稚魚は、2016年11月20日から
12月13日にかけて孵化し、最も多くの個体は11
月30日に孵化したものと推定された (Fig. 3).

耳石径と体長の関係はアロメトリー式 ($y = 1.86x^{0.518}$) で近似することができた (Fig. 4). 本
解析に使用した全ての耳石の輪紋の読み取りが可能
であった (判読率: 100%). Biological-intercept
法により各個体の各日齢時の体長について算出し
た (Fig. 5). 35日齢で21.3 mm に達していた.

食性解析に使用した2016年12月の74個体中、
32個体が空胃で空胃率は43.2%であった. 一方、
2017年1月の5個体の消化管において消化管内
内容物は出現せず、空胃率は100%であった. 空胃
率は体長20 mm未満の小型個体で60.7%, 20 mm
以上の大型個体で32.6%と大型個体で大いに低下
していた (Table 3). 小型個体、大型個体ともに
カラヌス目カイアシ類が最も重要な餌生物として
利用されていた (Table 3). カラヌス目カイアシ
類以外に、低い割合ではあるがハルパクチクス目

Table 2. Body length ranges and sample sizes of *Plecoglossus altivelis altivelis* larvae and juveniles collected from four study sites in the Nagata, Isso, Miyanoura, and Kurio Rivers, Yakushima Island

		Nagata River				Isso River			
		Minimum	Maximum	Mean $\pm$ SD	<i>n</i>	Minimum	Maximum	Mean $\pm$ SD	<i>n</i>
2016	December	—	—	—	—	13.2	15.4	14.6 $\pm$ 0.9	5
2017	January	—	—	—	—				0
	February	—	—	—	—				0
	March	—	—	—	—				0
2017	December				0	9.3	24.2	17.7 $\pm$ 5.3	6
2018	January				0				0

		Miyanoura River				Kurio River			
		Minimum	Maximum	Mean $\pm$ SD	<i>n</i>	Minimum	Maximum	Mean $\pm$ SD	<i>n</i>
2016	December	10.6	23.1	16.2 $\pm$ 2.0	247	12.1	22.8	19.9 $\pm$ 1.6	143
2017	January				0	26.2	29.8		2
	February				0				0
	March				0				0
2017	December	11.2	21.9	16.6 $\pm$ 2.5	79	12.1	15.3	14.3 $\pm$ 1.3	5
2018	January	18.8	21.6		2				0

n means sample size.

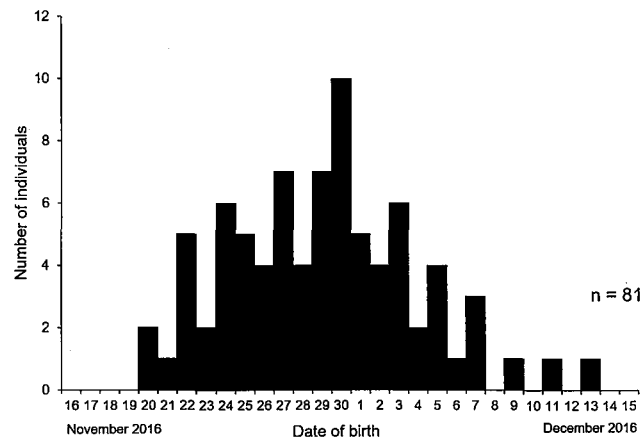


Fig. 3. Hatching-date distribution of *Plecoglossus altivelis altivelis* larvae and juveniles collected from the Kurio River estuary, Yakushima Island.

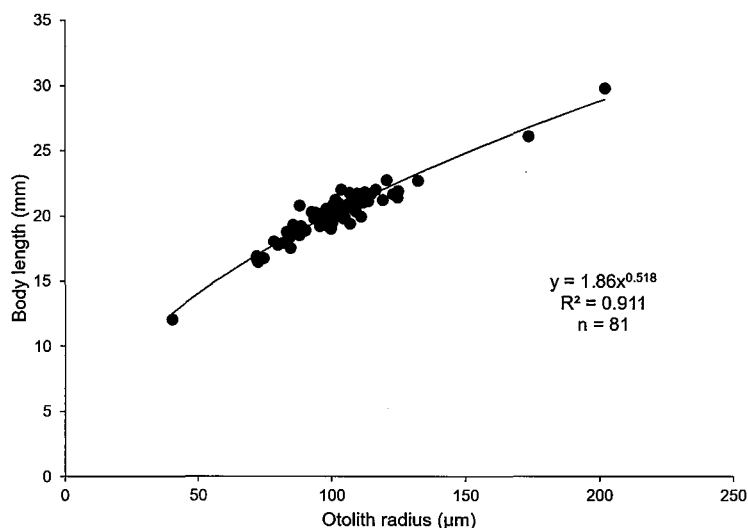


Fig. 4. Allometric relationship between body length and otolith radius of *Plecoglossus altivelis altivelis* larvae and juveniles collected from the Kurio River estuary, Yakushima Island.

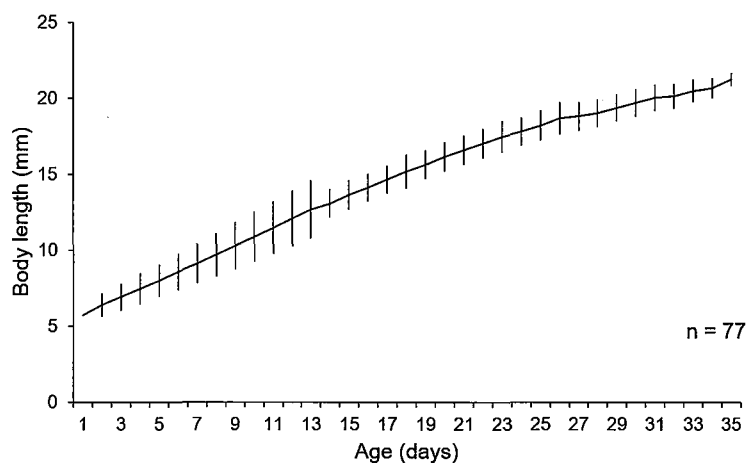


Fig. 5. Back-calculated mean body length $\pm$ SD (bar) at daily ages of *Plecoglossus altivelis altivelis* larvae and juveniles collected from the Kurio River estuary, Yakushima Island.

カイアシ類が小型個体と大型個体の両方で出現していた。同様に低い割合ではあるが、ポエキロストム目カイアシ類と枝角類が大型個体でのみ摂餌されていた。

栗生川個体群の遡上時期 2017年3月2日にアユは出現しなかったが、4月9日におよそ全長7 cmの3個体を確認することができた。3月2日、4月9日の水温はそれぞれ8.5°C、11.4°Cであった。

考 察

本研究で、安房川ではアユの環境DNA濃度は検出されず、他の3河川（永田川、一湊川、宮之浦川）の環境DNA濃度も過去に報告されている本州の河川のものと比較すると非常に低い値であった（Doi et al., 2017; Inui et al., 2021）。2016年7月以降、我々の研究室で定期的に行っているシュノーケリング調査により、これまでにアユの生息が確認されている5河川（永田川、一湊川、宮之浦川、安房川、栗生川）のうち、本研究にお

Table 3. Percentage number (%N) and percentage frequency of occurrence (%F) of prey items in diet of *Plecoglossus altivelis altivelis* larvae and juveniles from the Kurio River estuary, Yakushima Island

Prey items	< 20.0 mm (11)		≥ 20.0 mm (31)	
	%N	%F	%N	%F
Calanoida	47.0	54.5	39.0	51.6
Poecilostomatoida	0.0	0.0	7.0	12.9
Harpacticoida	9.1	9.1	1.1	3.2
Unidentified Copepoda	43.9	54.5	52.2	67.7
Cladocera	0.0	0.0	0.8	3.2

Numbers in parentheses indicate sample sizes.

いてアユの環境 DNA 濃度が検出されなかった安房川と、特に環境 DNA 濃度の低かった永田川と一湊川ではアユ個体とアユの摂餌痕を確認することはできていない。安房川では 1986 年 8 月に目視でアユの生息が確認されているが（澤志ほか, 1993）、今回、全定点で環境 DNA が検出されなかったことから、本河川においてアユ個体群は既に消失している可能性が高い。一方、永田川と一湊川では極めて低濃度ではあるが環境 DNA が検出され、一湊川の河口沿岸域からは少数の仔稚魚が採集された。一湊川の河口沿岸域で採集された仔稚魚の由来について検討の余地はあるが（隣接した河川から来遊した可能性）、アユの環境 DNA が検出されたことは、極めて低密度ではあるが現在も永田川と一湊川ではアユ個体群が維持されている可能性を示唆している。永田川では仔稚魚の生息数が極めて少なく、また、成育場として河口ではなく碎波帯を含む沿岸域を主に利用しているため、今回仔稚魚を採集することができなかったのかもしれない。

本研究では、先行研究によりアユの生息が確認された 5 河川のみを対象として生息状況について明らかにした。両側回遊性のアユは、仔稚魚期を沿岸域で過ごすため、河口の隣接する河川間で移動することが可能である。従って、本研究によりアユの生息が確認された宮之浦川と栗生川、依然として生息している可能性が高い永田川と一湊川に隣接する河川でもアユが生息している可能性を排除することはできない。屋久島の河川におけるアユの生息状況についてより正確に把握するために、今後、島内の全河川を対象とした調査が必要である。

アユの成熟は日長の短日化が引き金となって進行する（白石・武田, 1961）。従って、産卵期は日照時間が短い高緯度地方ほど早く、日本全土では 8 月下旬から 12 月下旬のおよそ 4 か月間の長

期に及ぶ（白石・武田, 1962）。アユの卵は受精後、2 週間ほどで孵化するため（田子・渡辺, 2009）、栗生川においてアユの産卵は 11 月上旬から 11 月末のおよそ一か月以内に行われ、最盛期は 11 月中旬と考えられた。奄美大島でリュウキュウアユの産卵は 11 月上旬から 3 月上旬にかけて行われ、盛期は 12 月中旬から 1 月中旬である（久米, 2016）。日本国内の南限に位置する栗生川個体群の産卵期は同亜種内において最も遅く、より南部に生息するリュウキュウアユに比べてやや早いことが明らかとなった。

アユの遡上開始のタイミングは河川の水温に大きく依存しており、水温が 10°C 前後に上昇する時期が遡上を開始する目安となる（田子, 2004；東ほか, 2020）。遡上開始時期は年によって変動し、茨城県久慈川では 3 月上旬から 4 月上旬、高知県四万十川では 2 月上旬から 3 月中旬と報告されている（荒山, 2006；東ほか, 2020）。本研究において、2017 年 3 月 2 日には栗生川の水温は 8.5°C とまだ 10°C には達しておらず、11.4°C に達していた 4 月 9 日に初めて遡上個体を確認できたことから、栗生川においても遡上開始のタイミングとして河川の水温が 10°C 前後に達することが重要と考えられた。栗生川において仔稚魚は 2016 年 11 月 20 日から 12 月 13 日にかけて孵化し、最も多くの個体は 11 月 30 日に孵化していたことから、海洋生活期間はおよそ 4 か月と推定された。

アユは体長 60 mm 以上に達し、各器官を十分に発達させた後に河川への遡上を開始するのに対し、リュウキュウアユでは体長 25 mm 程度で各器官が未発達な時期に遡上を開始する（久米, 2016）。屋久島以北の河川とは異なり、亜熱帯に位置する奄美大島の河川では冬でも水温が 10°C を下回ることはない（岸野・四宮, 2003）。このように、亜種間で遡上開始時のサイズには顕著な

違いがみられるが、これには河川の水温の違いが大きく影響していると推察された。

坂野・内田 (2011) は、アユの孵化仔魚を塩分 12 の人工海水で、L 型ワムシを飽食状態で給餌し、水温 15°C で 21 日間、20°C で 17 日間、25°C で 13 日間飼育した。その結果、仔魚は水温 15°C に比べて 20°C と 25°C で有意に高い成長率を示し、15°C で 14.4 mm、20°C で 16.0 mm、25°C で 13.3 mm に達していた。このように、アユ仔魚は飽食状態の下で水温 25°C までは水温が高いほどよい成長を示すことが分かる。本研究では、孵化後 21 日で 16.6 mm、17 日で 14.7 mm、13 日で 12.7 mm に達しており、先行研究で確認された 15°C よりも高い成長率を、20°C、25°C よりも若干低い成長率を示していた。栗生川で仔稚魚が最も多く出現した 12 月の水温は 14.2°C と 15°C を下回っており、飼育下において水温 15°C で飽食状態の仔魚に比べても良い成長を示していたことから、2016 年 1 月から 2017 年 1 月にかけて栗生川河口の餌環境は良好であったと推察された。

成長に伴い、空胃率は低下し、摂餌する餌の種類が増加する傾向がみられた。一方で、体サイズに関わらず一貫してカラヌス目カイアシ類が最も重要な餌生物として利用されていた。他の水域でもアユとリュウキュウアユの仔稚魚はカイアシ類を主要な餌として利用している。土佐湾の碎波帯、沿岸域、奄美大島の河川河口及び碎波帯で比較的高い割合でみられたカイアシ類のノープリウス幼生やオイトナ属のカイアシ類は、今回出現していなかった (浜田・木下, 1988; 高橋ほか, 1990; 岡ほか, 1996; 八木ほか, 2006; Aritomi et al., 2017)。四万十川河口内で実施された調査ではミミズハゼの仔魚が摂餌されていたが (高橋ほか, 1990)、栗生川の仔稚魚の消化管から魚類の仔魚は出現していなかった。

現在、屋久島の安房川ではアユ個体群が消失した可能性が高く、他の河川においてもアユの個体数は総じて少ない。久米 (2018) は、2016 年から 2017 年に宮之浦川と栗生川でアユの目視調査を実施し、いずれの河川においても生息密度は 100 m² あたり 4.8 尾以下と低いことを報告した。また、永田川と一湊川では現在、アユ個体とアユの摂餌痕を目視で確認できないほど資源状態は低レベルにある。各河川のアユの個体数に関する詳細な時系列データが存在しないため、現在の個体数の少なさが屋久島のアユ集団にとって本来のものなのか、もしくは減少傾向にあるものなのかは分から

ない。屋久島には九州本土以北の両側回遊型の個体群とは遺伝子組成が異なる貴重な個体群が存在している (澤志ほか, 1993)。屋久島におけるアユのそれぞれの生息河川の河口の距離は大きく離れており、さらに周囲の高い海水温は河川間での仔稚魚の交流を阻む高い障壁となっていると考えられる。宮之浦川と栗生川の両個体群は遺伝的に異なるが (Yagishita and Kume, 2021)、屋久島のそれぞれの河川に独自の遺伝子集団が生息している可能性は極めて高い。今後、この遺伝子的にも貴重な屋久島のアユ集団について、河川ごとの個体群単位で適正に保全、管理していく必要がある。

謝 辞

本研究に際し、野外調査では稲次祐二氏に多大なるご協力をいただいた。本研究は JSPS 科研費 JP16K07827, JP21H03651 の助成を受けたものである。

引 用 文 献

- 阿部信一郎・井口恵一朗・南雲 保・片野 修. 2005. 鹿児島県屋久島の河川におけるアユの分布と付着藻類植生. 藻類, 53: 1-6.
- Akamatsu, Y., G. Kume, M. Gotou, T. Kono, T. Fujii, R. Inui and Y. Kurita. 2020. Using environmental DNA analyses to assess the occurrence and abundance of the endangered amphidromous fish *Plecoglossus altivelis ryukyuensis*. Biodivers. Data J., 8: e39679.
- 荒山和則. 2006. 茨城県久慈川におけるアユの遡上様式. 茨城県内水面水産試験場研究報告, 40: 45-54.
- Aritomi, A., E. Andou, T. Yonezawa and G. Kume. 2017. Monthly occurrence and feeding habits of larval and juvenile Ryukyu-ayu *Plecoglossus altivelis ryukyuensis* in an estuarine lake and coastal area of the Kawauchi River, Amami-oshima Island, southern Japan. Ichthyol. Res., 64: 159-168.
- 東 健作・堀岡喜久雄・大木正行・伊与田 猛・松岡 功・伊与田邦明. 2020. 四万十川における目視観察および水中ビデオによる遡上アユの計数. 水産増殖, 68: 375-382.
- Campana, S. E. 1990. How reliable are growth back-calculations based on otoliths? Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47: 2219-2227.
- Doi, H., R. Inui, Y. Akamatsu, K. Kanno, H. Yamanaka, T. Takahara and T. Minamoto. 2017. Environmental DNA analysis for estimating the abundance and biomass of stream fish. Freshw. Biol., 62: 30-39.
- 浜田理香・木下 泉. 1988. 土佐湾の碎波帯に出

- 現するアユ仔稚魚の食性. Jpn. J. Ichthyol., 35: 382-388.
- Iguchi, K., Y. Tanimura and M. Nishida. 1997. Sequence divergence in the mtDNA control region of amphidromous and landlocked forms of ayu. Fish. Sci., 63: 901-905.
- Inui, R., Y. Akamatsu, T. Kono, M. Saito, S. Miyazono and R. Nakao. 2021. Spatiotemporal changes of the environmental DNA concentrations of amphidromous fish *Plecoglossus altivelis altivelis* in the spawning grounds in the Takatsu River, western Japan. Front. Ecol. Evol., 9: 622149.
- Kano, Y., M. Iida, K. Tetsuka, T. Saitoh, F. Kato, T. Sato and S. Nishida. 2014. Effect of waterfalls on fluvial fish distribution and landlocked *Rhinogobius brunneus* populations on Yakushima Island, Japan. Ichthyol. Res., 61: 305-316.
- 岸野 底・四宮明彦. 2003. 奄美大島の役勝川におけるリュウキュウアユの遡上生態. Nippon Suisan Gakkaishi, 69: 624-631.
- 久米 元. 2016. 絶滅危惧種リュウキュウアユの生活史. 鹿児島大学生物多様性研究会 (編), pp. 254-260. 奄美群島の生物多様性. 南方新社, 鹿児島.
- 久米 元. 2018. 屋久島におけるアユの出現状況. 南太平洋海域調査研究報告, 59: 95-96.
- Minamoto, T., M. Miya, T. Sado, S. Seino, H. Doi, M. Kondoh, K. Nakamura, T. Takahara, S. Yamamoto, H. Yamanaka, H. Araki, W. Iwasaki, A. Kasai, R. Masuda and K. Uchii. 2021. An illustrated manual for environmental DNA research: water sampling guidelines and experimental protocols. Environmental DNA, 3: 8-13.
- 西田 睦. 2001. アユ. 川那部浩哉・水野信彦・細谷和海 (編), pp. 66-79. 日本の淡水魚. 山と溪谷社, 東京.
- 岡 慎一郎・徳永浩一・四宮明彦. 1996. 奄美大島住用湾の碎波帯におけるリュウキュウアユ仔稚魚の食性. 魚類学雑誌, 43: 21-26.
- 坂野博之・内田和男. 2011. 異なる給餌と水温条件が汽水環境下で飼育したアユふ化仔魚の成長に与える影響. Nippon Suisan Gakkaishi, 77: 237-239.
- 澤志泰正・藤本治彦・東 幹夫・西島信昇・西田睦. 1993. 琉球列島北部におけるアユの分布ならびにその遺伝的・形態的特徴. 日本水産学会誌, 59: 191-199.
- 関 伸吾・谷口順彦・田 祥麟. 1988. 日本及び韓国の天然アユ集団間の遺伝的分化. Nippon Suisan Gakkaishi, 54: 559-568.
- 白石芳一・武田達也. 1961. アユの成熟に及ぼす光周期の影響. 淡水区水産研究所研究報告, 11: 69-81.
- 白石芳一・武田達也. 1962. アユの産卵生態に関する研究. 淡水区水産研究所研究報告, 12: 83-107.
- 田子泰彦. 2004. 富山湾への流入河川における遡上アユの大きさと水温の関係. 水産増殖, 52: 315-323.
- 田子泰彦・渡辺孝之. 2009. 異なる塩分で飼育したアユ仔魚の初期の生残率と大きさ. 富山県農林水産総合技術センター水産研究所研究報告, 1: 23-31.
- Takagi, M., E. Shoji and N. Taniguchi. 1999. Microsatellite DNA polymorphism to reveal genetic divergence in ayu, *Plecoglossus altivelis*. Fish. Sci., 65: 507-512.
- Takahashi, I., K. Azuma, H. Hiraga and S. Fujita. 1999. Different mortality in larval stage of Ayu *Plecoglossus altivelis* by birth dates in the Shimanto estuary and adjacent coastal waters. Fish. Sci., 65: 206-210.
- 高橋勇夫・木下 泉・東 健作・藤田真二・田中克. 1990. 四万十川河口内に出現するアユ仔魚. Nippon Suisan Gakkaishi, 56: 871-878.
- Takeshima, H., K. Iguchi, Y. Hashiguchi and M. Nishida. 2016. Using dense locality sampling resolves the subtle genetic population structure of the dispersive fish species *Plecoglossus altivelis*. Mol. Biol., 25: 3048-3064.
- Tsukamoto, K. and T. Kajihara. 1987. Age determination of ayu with otolith. Nippon Suisan Gakkaishi, 53: 1985-1997.
- 上原匡人・太田 格・海老沢明彦・立原一憲. 2021. 沖縄島近海に生息するイトヨリダイ属2種の生物学的知見. 魚類学雑誌, 68: 93-107.
- 八木佑太・美藤千穂・舟越 徹・木下 泉・高橋勇夫. 2006. 土佐湾沿岸域におけるアユ仔魚の分布および食性. Nippon Suisan Gakkaishi, 72: 1057-1067.
- Yagishita, N. and G. Kume. 2021. Genetic characteristics of the amphidromous fish Ayu *Plecoglossus altivelis altivelis* (Osmeriformes: Plecoglossidae) on Yaku-shima Island in Japan, the southernmost population of the subspecies. Genetica, 149: 117-128.
- Yamanaka, H. and T. Minamoto. 2016. The use of environmental DNA of fishes as an efficient method of determining habitat connectivity. Ecol. Indic., 62: 147-153.
- Yamanaka, H., T. Minamoto, J. Matsuura, S. Sakurai, S. Tsuji, H. Motozawa, M. Hongo, Y. Sogo, N. Kakimi, I. Teramura, M. Sugita, M. Baba and A. Kondo. 2017. A simple method for preserving environmental DNA in water samples at ambient temperature by addition of cationic surfactant. Limnology, 18: 233-241.