

TUMSAT-OACIS Repository - Tokyo

University of Marine Science and Technology

(東京海洋大学)

東京都大田区の洗足池公園と茨城県霞ヶ浦北浦における仔稚魚の時空間的分布と摂餌生態

メタデータ	言語: jpn 出版者: 公開日: 2018-06-18 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: 赤木, 光子 メールアドレス: 所属:
URL	https://oacis.repo.nii.ac.jp/records/1567

博士学位論文

東京都大田区の洗足池公園と茨城県霞ヶ浦北浦における
仔稚魚の時空間的分布と摂餌生態

平成 29 年度

(2018 年 3 月)

東京海洋大学大学院

海洋科学技術研究科

応用環境システム学専攻

赤木 光子

博士学位論文

東京都大田区の洗足池公園と茨城県霞ヶ浦北浦における
仔稚魚の時空間的分布と摂餌生態

平成 29 年度

(2018 年 3 月)

東京海洋大学大学院

海洋科学技術研究科

応用環境システム学専攻

赤木 光子

目次

第1章 緒言	1
第2章 クロダハゼとヌマチチブの仔魚の形態および季節的出現	4
2-1 はじめに	4
2-2 材料と方法	4
2-3 結果と考察	7
2-3-1 仔魚の同定	7
2-3-2 仔魚の形態の記載	11
2-3-2-1 クロダハゼ	11
2-3-2-2 ヌマチチブ	13
2-3-3 仔魚の季節的出現	15
2-3-3-1 水質	15
2-3-3-2 動物プランクトンの密度の変遷	16
2-3-3-3 仔魚の季節的出現	20
第3章 洗足池におけるクロダハゼとヌマチチブの仔魚の分布および食性	31
3-1 はじめに	31
3-2 材料と方法	32
3-3 結果	37
3-3-1 仔魚の空間分布	37
3-3-2 成長に伴う食性の変化	38
3-3-3 種間・月間での食性の違い	43
3-3-4 動物プランクトンの個体密度と仔魚の餌選択性	45
3-4 考察	48

第4章 霞ヶ浦北浦における沖合と沿岸の仔魚の分布および食性	53
4-1 はじめに	53
4-2 沖合の調査	54
4-2-1 材料と方法	54
4-2-2 結果	58
4-2-2-1 4月の調査	58
4-2-2-1-1 水質	58
4-2-2-1-2 仔魚の空間分布と体長組成	59
4-2-2-1-3 仔魚の食性	64
4-2-2-1-4 動物プランクトンの空間分布	73
4-2-2-1-5 仔魚の餌選択性	75
4-2-2-2 6月の調査	76
4-2-2-2-1 水質	76
4-2-2-2-2 仔稚魚の空間分布と体長組成	77
4-2-2-2-3 仔稚魚の食性	81
4-2-2-2-4 動物プランクトンの空間分布	88
4-2-2-2-5 仔魚の餌選択性	91
4-3 沿岸の調査	92
4-3-1 材料と方法	92
4-3-2 結果	93
4-3-2-1 4月の調査	93
4-3-2-1-1 水質	93
4-3-2-1-2 仔稚魚の空間分布	94
4-3-2-2 6月の調査	100
4-3-2-2-1 水質	100
4-3-2-2-2 仔稚魚の空間分布	101

4-3-2-3 仔魚の食性	107
4-4 考察	115
4-4-1 沖合における仔魚の水平分布・鉛直分布	115
4-4-2 沿岸における仔魚の分布	121
4-4-3 沖合の仔魚の摂餌生態	123
4-4-4 沿岸の仔魚の摂餌生態	126
4-4-5 種間での分布・摂餌生態の比較	126
第5章 総合考察	130
謝辞	136
引用文献	138

第1章 緒言

淡水域は地球上の全水域の0.009%を占めるに留まるが、それに対して魚類相は豊かで、地球上の全魚類相の43% (12000種) が淡水域に生息しているとされている (Nelson et al. 2006; Helfman 2007) . しかしながら、淡水域は人間活動 (過度な漁獲, 埋め立て, 水質汚染, 外来種の導入など) の影響を受けやすく (Dudgeon et al. 2006; Helfman 2007), 淡水生物相は地球上で最も脆弱な生物相である (Leidy and Moyle 1998; Duncan and Lockwood 2001) . そのため、世界中で保全に有用な知見の蓄積が急がれている.

魚類の生理生態に関する研究は主に成魚について行われており、仔稚魚については本格的に研究され始めたのが近年になってからで、ほとんどわかっていない (田中ら 2009) . しかし、多くの場合仔稚魚は成魚と異なる生息空間と餌を利用し、行動生態も異なり (Leis 1983) , さらに初期生活史にあたる仔稚魚期は魚類の生活史の中で最も減耗が著しいため (Hjort 1914, 1926) , 仔稚魚期の生理生態を調べることは、魚類相の保全や資源管理の上で重要であると考えられる.

国外では、湖沼の仔稚魚について、初期形態 (Corrow and Zale 1985; Muth 1990; Daoulas et al. 1993; Economou et al. 1994.; Gill and Morgan 1998) , 形態発育と空間的分布の関係 (Post and McQueen 1988; Nash and Geffen 1991; Post et al. 1995) , 時空間的分布 (Chubb and Liston 1986; Hartel et al. 2002; Roseman and O'Brien 2013) , 時空間的分布と生物的環境 (Post and MacQueen, 1988) あるいは物理的環境 (Roseman et al. 2005; Dettmers et al. 2005; Hook et al. 2006; Oyamadori and Auer 2008; Kaemingk et al. 2011) や植生 (Tanner et al. 2004; Paradis et al. 2014) , 底質 (Paradis et al. 2014) , 摂餌生態 (Applegate and Mullan 1967; Werner 1969; Keast 1978; Whiteside 1985; Dettmers and Stein 1992; Fisher and Willis 1997; Mayer and Wall 1997; Hoffman et al. 2001; Quist et al. 2002) , 餌生物と生残・成長の関係 (Dettmers and Stein 1992; Dettmers and Stein 1996; Bunnell and Stein 2003) , 種間関係 (DeVries and Stein 1992; Welker and Wahl 1994; Garvey and Stein 1998; Kaemingk et al.

2012) 等について, Yellow perch *Perca flavescens* やブルーギル *Lepomis macrochirus*, Pumpkin seed *Lepomis gibbosus*, オオクチバス *Micropterus salmoides*, Gizzard shad *Dorosoma cepedianum*, Walleye *Sander vitreus* 等の様々な魚種で詳細に調べられており, それらの知見が魚類群集の保全や管理に活かされている.

一方, 国内では湖沼の仔稚魚について, 初期形態についてはっきり調べられたものは少ないものの, 現在情報が蓄積されつつある (中村 1969 ; 沖山 2013) . また, 霞ヶ浦のワカサギ *Hypomesus nipponensis* とシラウオ *Salangichthys microdon* の仔魚の分布や摂餌生態については, 茨城県内水面水産試験場により 1980 年代から現在まで継続して行われている (熊丸 2003) . 近年では他の種の仔稚魚の生態についても調べられ始めており, 琵琶湖のクロヨシノボリ *Rhinogobius brunneus*, イサザ *Gymnogobius isaza*, アユ *Plecoglossus altivelis* の空間的分布と餌料生物の分布の関係 (Nagoshi 1982) , オオクチバスの摂餌生態 (舟橋ら 2003) , ヨシ帯の有無がクルマサヨリ *Hyporhamphus intermedius* の生息場所利用に及ぼす影響 (碓井ら 2010) , ニゴロブナ *Carassius auratus grandoculis* の摂餌生態および成育にヨシ帯の有無と DO が及ぼす影響 (藤原ら 2011) , ヌマチチブ *Tridentiger brevispinis* の空間分布と摂餌生態 (百成ら 2016) などがある. しかし, 調べられているのは湖沼に生息する魚類のうちごく一部である. また, 仔稚魚期の種間関係に関する研究はほとんどない. 現在, 国内の淡水域では, 外来種の侵入による魚類相の変化や沿岸環境の変化 (護岸化に伴うヨシ帯等の消失など) , 水質汚濁等が進行しているが, これらが仔稚魚の成育に与える影響はほとんどわかっていない.

そこで, 本研究では淡水域の仔稚魚の生息に必要な環境条件 (餌料環境や水域規模) と餌料や空間をめぐる種間関係について調べるために, 環境が異なる二つの水域で調査を行った. 一つ目の水域は, 都心に位置し, 規模が小さく, 沿岸環境や魚類相の多様性が低い洗足池公園 (東京都大田区) である. 二つ目の水域は, 茨城県の南東部の自然豊かな場所に位置し, 規模が大きく, 沿岸環境や魚類の多様性が高い霞ヶ浦北浦である. 本研究では, これらの水域で仔稚魚の分布および摂餌生態を調べ, 成長による変化や種

間の違い,あるいは水域による変化などを比較することにより,淡水域の仔稚魚の成育環境の保全に資する情報を提供することを目的とした.

第2章 クロダハゼとヌマチチブの仔魚の形態と季節的出現

2-1 はじめに

ハゼ亜目魚類は総種数が世界に2100種以上、国内に550種以上とされる著しく多様性に富んだ分類群である(瀬能ら2004)。陸水域から浅海域の多様な生息環境に各種が適応して生息しており、環境指標としても役立つ可能性が指摘されている(沖山2003)。かつて日本各地のため池や都市公園池の魚類群集においてハゼ科魚類はコイ科魚類に次ぐ主要な構成要員であったが、現在では人為的な水辺環境改変や外来魚の侵入などによって減少傾向にある(環境省自然環境局野生生物課2004)。そのような状況にも関わらず、陸水域のハゼ科仔稚魚の分類学的な研究はあまり行われておらず、種同定も困難なため、仔稚魚期の生態は限定された水域のごく一部の種でしか調べられていない(例えば、東2001; 熊川2001; 百成ら2012)。

本研究では、東京都内の都市公園池である洗足池で採集されたハゼ科2種(クロダハゼ *Rhinogobius kurodai* とヌマチチブ)の仔魚期の形態を新たに記載するとともに、両種の識別方法を確立した。また、洗足池における両種の季節的出現についても調査を行った。

2-2 材料と方法

調査地

本調査地の東京都大田区の洗足池は、北緯35°36'N、東経139°41'に位置し、水面面積約40,000 m²、周囲約1.2 km、最大水深約1.8 mの小規模で浅い淡水の溜池である(Fig. 2-1)。池の周囲は大半が垂直コンクリート護岸で覆われており、岸近くでも水深が50 cm以上の急深な形状になっている。池の北東部に遠浅で岸辺にヨシの茂った入り江が存在するが、その面積は池全体の0.5%を占めるのみである。水源は、池の北部に流入する湧水由来の小規模河川と雨水、池周辺からの絞り水である。底質は、沿岸帯では小

石や石が混じった砂泥質で、沖合では細かい泥状である。池の水は、池の北西に流入する湧水由来のごく小規模な流れと雨水により供給される。池の南部には水門が設けられており、水門の柵に取り付けられた水位計での水位が基準値(2011年までは 65 cm, 2012年は 60 cm)を上回った場合には開門して排水する水管理が行われている。人工的な景観の洗足池ではあるが、13世紀の歴史的書物にはその存在が記載されている(荻窪 2017)。

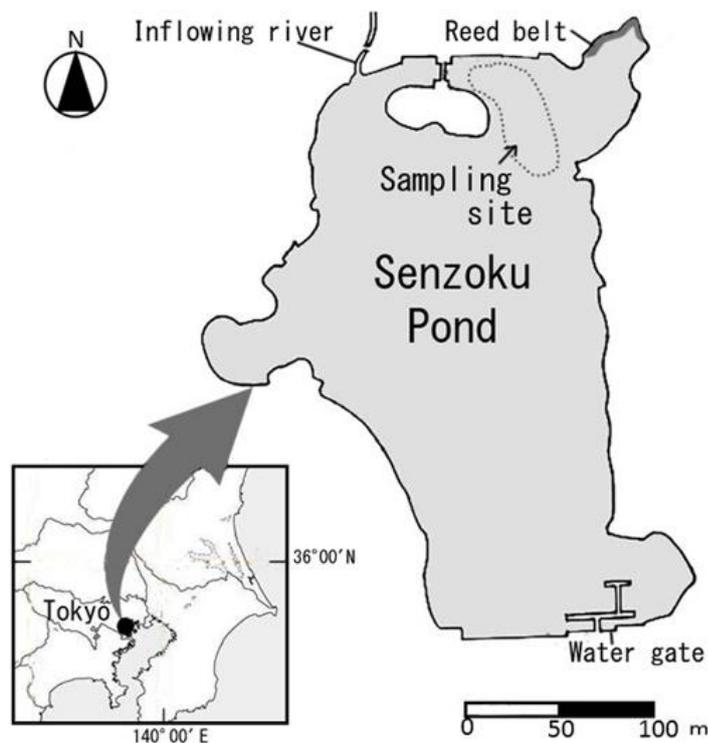


Fig. 2-1 Map of the sampling site in the Senzoku Pond, Tokyo Metropolitan, Japan

仔魚の採集

種同定に用いるハゼ科仔魚を採集するために、2012年5月20日と6月1日に、洗足池の北東部の表層から中層で、手漕ぎボートを用いてプランクトンネット(口径 45 cm, 目合 200 μm) を1回につき約 40–55 m 水平曳きした。曳網回数は計4回であった。

また、仔魚の季節的出現を調べるために、2015年と2016年の4–9月に毎週1日、各調査日につき1–5回、洗足池の湖心部の表層から中層で、手漕ぎボートを用いて濾水計

(General Oceanic Model 2030R) を取り付けた角枠円錐形ネット（口径 0.75×0.75 m, 測長 1.5 m, 網目 0.5 mm : Leis 1986) を 11–130 m 曳網した。

採集物は現地でただちに 5%ホルマリンで固定し、研究室へ持ち帰った。2012 年に採集されたサンプルについては、塩垣・道津 (2014) や明仁ら (2013) に従ってハゼ科魚類のみを選別し、2015 年に採集されたサンプルについては、ハゼ科魚類以外の仔魚についても沖山ら (2014) に従って同定を行った。種の同定後に発育段階を調べ、個体数の計数と体長 (BL, mm) の測定を行った。体長の測定は、マイクロメーターを取り付けた実態顕微鏡下で、0.1 mm の精度で行った。なお、仔稚魚の発育段階区分は原則として Kendall et al. (1984) および Leis and Carson-Ewart (2000) に従った。

仔魚の形態の記載

仔魚の形態の記載には、上記の 2012 年の標本から抽出したクロダハゼ 21 個体（体長 3.5–6.5 mm）とヌマチチブ 22 個体（体長 2.6–5.7 mm）を用いた。仔魚の標本の観察および描画は、描画装置付きの実体顕微鏡下で行った。計測方法は基本的に Leis and Carson-Ewart (2000) に従い、実体顕微鏡に取り付けた接眼マイクロメーターを用いて、体長、肛門前長、頭長、吻長、眼径、体高を 0.01 mm の精度で計測した。筋節数と各鰭の鰭条数の計数は、標本をサイアニン 5R（大和化学工業株式会社製）で染色した後に行った。なお、クロダハゼとヌマチチブの仔魚を同定し形態を記載する際の比較標本として、洗足池とその流入河川において 2011 年 8 月 13 日にタモ網で採集した両種の成魚の標本 [クロダハゼ 16 個体（体長 19.5–30.0 mm）とヌマチチブ 20 個体（体長 27.5–59.5 mm）] も用いた。成魚の同定は明仁ら (2013) に従い、標本の脊椎骨数は軟エックス線画像から計数した。

本研究で用いた標本は、東京海洋大学海洋科学部附属水産資料館（現在、東京海洋大学ミュージアム機構マリンサイエンスミュージアム）のコレクションに以下の番号で登録・保管されている：MTUF-P 30668, 30669, MTUF-P(L) 26633–26640。

動物プランクトンの採集

ヨシノボリ類やチチブ属の仔魚はカイアシ類やミジンコ類のような動物プランクトンを摂餌することが知られている（道津 1958；東 2006；百成ら 2016）。そのため、仔魚と動物プランクトンの季節的出現が同調しているか、もしくは仔魚の高密度の出現が動物プランクトンの種組成に影響を及ぼしているかを調べるために、動物プランクトンの季節的出現についても調べた。2015年と2016年の4-8月の仔魚の採集の直後に、目合0.072 mmのプランクトンネット（口径25 cm；側長50 cm）を水底（水深1.0-1.5 m）から鉛直曳し、動物プランクトンの採集を行った。各調査日につき3-5回、プランクトンネットの鉛直曳を行ったが、1回の曳網あたりの濾過水量は49-74 Lであった。標本は5%中性ホルマリンで固定した。

動物プランクトンの採集の直後に、湖心部の表層の水温と溶存酸素濃度（DO）を多項目水質計（Thremo, Orion Star A329）を用いて測定した。

動物プランクトンの標本は水野・高橋（2000）に基づき可能な限り下位の分類群まで同定し、実態顕微鏡下で計数した。

2-3 結果と考察

2-3-1 仔魚の同定

本研究で用いた737個体の仔魚は、細長い体型で、肛門が体の中央部付近に位置し、腹腔中背部の上面に黒色素胞を伴う鰓が明瞭に認められることで（Figs. 2-2, 2-3），一般的なハゼ科仔魚の形態（塩垣・道津 2014）と一致した。これらの仔魚の筋節数はいずれも $10+16=26$ であった。

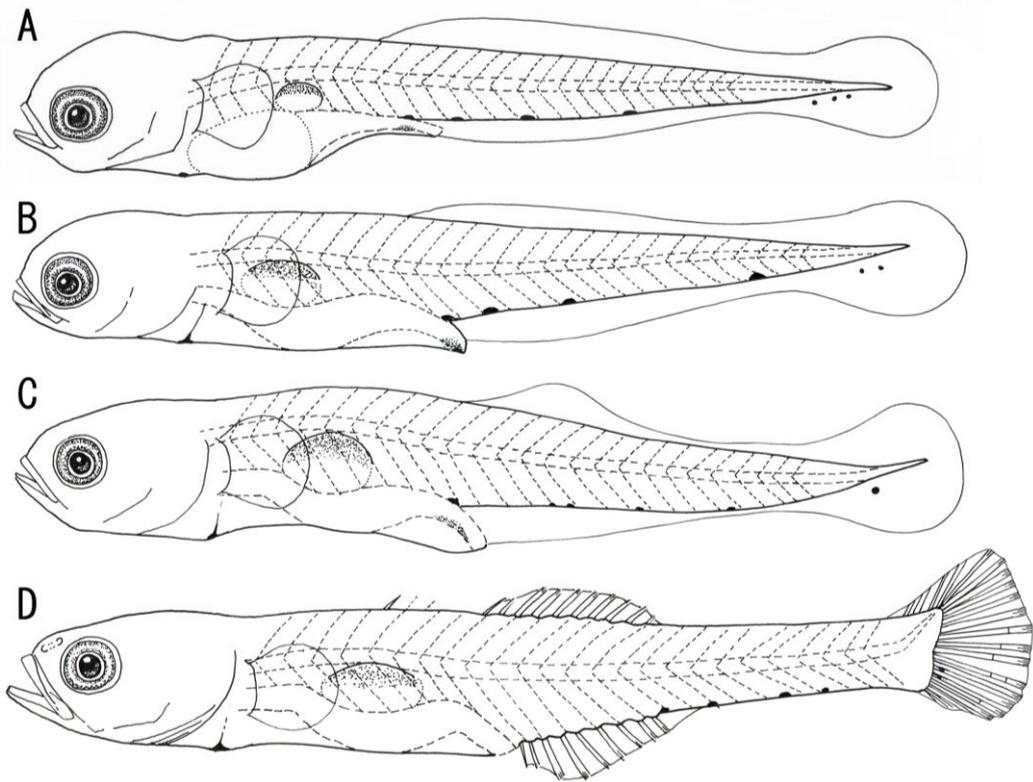


Fig. 2–2 Larvae of *Rhinogobius kurodai*. A) 3.5 mm BL, yolksac larva, MTUF-P(L) 26633; B) 3.9 mm BL, preflexion larva, MTUF-P(L) 26634; C) 4.4 mm BL, flexion larvae, MTUF-P(L) 26635; D) 6.4 mm BL, postflexion larva, MTUF-P(L) 26636.

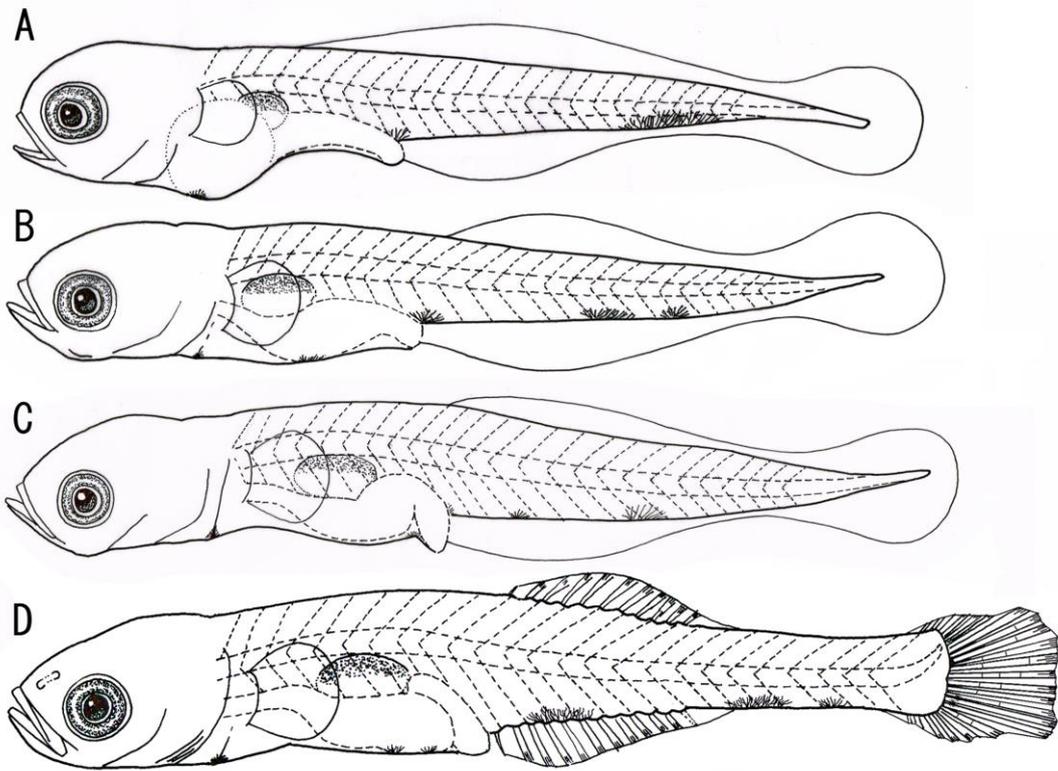


Fig. 2-3 Larvae of *Tridentiger brevispinis*. A) 2.6 mm BL, yolksac larva, MTUF-P(L) 26637; B) 3.2 mm BL, preflexion larva, MTUF-P(L) 26638; C) 4.2 mm BL, flexion larvae, MTUF-P(L) 26639; D) 5.7 mm BL, postflexion larva, MTUF-P(L) 26640.

これまでに洗足池で生息が確認されているハゼ科魚類は、ウキゴリ *Gymnogobius urotaenia* (Hilgendorf 1879) とクロダハゼおよびヌマチチブの3種である(河野ら 1992; 赤木 未発表)。これらの種のうち、前1種は筋節数が31-34(道津 1955; 原田 2005), 後2種は筋節数[あるいは筋節数と同数になるとされる脊椎骨数(Leis and Carson-Ewart 2000)]が $10+16=26$ である(明仁親王ら 1984; 百成ら 2012; 明仁ら 2013; 本研究の Table 2-1)。したがって、本研究で用いた仔魚は筋節数に基づいてクロダハゼかヌマチチブに該当すると考えられたが、既存知見では種レベルまで同定できなかった。

これらの仔魚はさらに黒色素胞の出現パターンから2つのタイプに分けられた (Figs. 2-2, 2-3) . 一方のタイプ [130 個体 (体長 3.5–6.5 mm)] (Fig. 2-2A–D : 以下タイプ A とする) では, 卵黄嚢仔魚 (体長 3.5–3.8 mm) と上屈前仔魚 (体長 3.9–4.3 mm) および上屈仔魚 (体長 4.4–6.0 mm) の脊索末端部下部に目立つ点状の黒色素胞が 1–5 個並んでおり (Fig. 2-2A–C) , これらの色素は脊索が上屈し尾鰭が形成された上屈後仔魚 (体長 6.4–6.5 mm) では尾鰭基底で 1–2 つの黒色素斑となる (Fig. 2-2D) . なお, 尾部の腹中線上に点状の黒色素胞が並ぶが, 尾部中央付近に樹枝状の大きな黒色素胞は形成されない (Fig. 2-2A–D) . もう一方のタイプ [607 個体 (体長 2.6–5.7 mm)] (Fig. 2-3A–D : 以下タイプ B とする) では, 卵黄嚢仔魚 (体長 2.6–3.1 mm) と上屈前仔魚 (体長 3.2–3.9 mm) には脊索末端部下部に黒色素胞はないが (Fig. 2-3A, B) , 脊索の上屈に伴って体長 5.3 mm 前後で尾鰭基底に沿うように 1–2 個が出現するようになる (Fig. 2-3D) . 尾部の腹中線上には点状の黒色素胞が並ぶほか, とくに尾部中央付近 (臀鰭の形成後は臀鰭基部の直後) に大きな樹枝状の黒色素胞がある (Fig. 2-3A–D) .

これら2つのタイプでは, 消化管末端付近の屈曲パターンも異なっている. タイプ A では, 孵化直後の卵黄嚢仔魚 (体長 3.5–3.8 mm) では消化管は直線状だが, それより大きな個体 (体長 3.9–6.5 mm) では消化管の末端付近が鈍角にくびれ, 浅い「∧」型を呈している (Fig. 2-2A–D) . 一方, タイプ B では, 体長 2.6–3.9 mm の卵黄嚢仔魚から上屈前仔魚では消化管末端付近が浅い「∧」型だが (Fig. 2-3A–B) , 体長 4.2 mm の上屈仔魚では消化管末端付近が深くくびれた「人」型になり (Fig. 2-3C) , さらに, 体長 5.3 mm の上屈後仔魚ではねじれた形の消化管へと変化する (Fig. 2-3D) .

これらの2つのタイプのうち, タイプ A では体長 6.4–6.5 mm で第2背鰭と臀鰭がどちらも1棘8–9軟条で, また, タイプ B では体長 5.3–5.7 mm で第2背鰭と臀鰭がどちらも1棘10軟条で定数に達する. 本調査地で採集されたクロダハゼの成魚16個体 (体長 19.5–30.0 mm) の第2背鰭と臀鰭はいずれも1棘8–9軟条であるのに対し, ヌマチチブの成魚20個体 (体長 27.5–59.5 mm) の第2背鰭と臀鰭はそれぞれ1棘10–11軟条

と 1 棘 10 軟条であった (Table 2-1) . これらの成魚の計数形質値のデータは, 明仁ら (2013) に示されている両種の形態的特徴とも一致している. 以上のことから, 本研究ではタイプ A をクロダハゼ, タイプ B をヌマチチブと同定した.

Table 2-1 Frequency distribution, shown as numbers of specimens, of fin-ray and vertebral counts of adult *Rhinogobius kurodai* and *Tridentiger brevispinis* collected from the Senzoku Pond

	Dorsal fin rays				Anal fin rays			Vertebrae
	8	9	10	11	8	9	10	26
<i>Rhinogobius kurodai</i>	2	14			3	13		16
<i>Tridentiger brevispinis</i>			2	18			20	20

2-3-2 仔魚の形態の記載

2-3-2-1 クロダハゼ (Fig. 2-2)

形態 仔魚は体が細長く, その体高は体長の 8.7–12.4% である (Fig. 2-2) . 肛門は体の中央付近に位置し, 肛門前長は体長の 46.4–54.4% である. 頭長は体長の 17.0–22.4%, 吻長は体長の 2.6–4.3%, 眼径は体長の 5.6–8.8% である.

体長 3.5 mm の卵黄囊仔魚は口がすでに開口しており, 卵黄のサイズは眼径よりやや大きい程度. 卵黄は成長とともに急速に小さくなり, 体長 3.9 mm で吸収がほぼ完了する. 体長 3.5 mm の卵黄囊仔魚では, 筋節数が $10+16=26$ で定数に達している. 腹腔中背部の上面に黒色素胞を伴う鰾が明瞭に認められる. 脊索の上屈は体長 4.4 mm から始まり, 体長 6.4 mm までに完了している.

体長 3.5–3.8 mm の卵黄囊仔魚では消化管は直線状だが (Fig. 2-2 A) , それより大きな個体 (体長 3.9–6.5 mm) では消化管の末端付近が鈍角にくびれ, 浅い「八」型を呈している (Fig. 2-2B–D) .

胸鰭の原基は体長 3.5 mm ですすでに出現しており、膜鰭が形成されていた。胸鰭鰭条の形成は、今回観察した最も大きな標本（体長 6.4 mm）でも確認されなかった。体長 3.5 mm の卵黄嚢仔魚から体長 4.6 mm の上屈仔魚の体後半部に認められた膜鰭は、尾鰭・第 2 背鰭・臀鰭鰭条の形成とともに消失した。尾鰭鰭条は体長 4.6 mm で 3 本が認められた。尾鰭主鰭条は体長 6.4 mm で定数に達していた。第 2 背鰭と臀鰭の原基は体長 6.0 mm で出現しており、それぞれの鰭条数は体長 6.4 mm で定数に達していた。第 1 背鰭の原基は体長 6.4 mm で出現しており、3 本の鰭条が確認された。腹鰭の原基は、今回観察した標本では認められなかった。

黒色素胞 体長 3.5 mm の卵黄嚢仔魚から体長 6.0 mm の上屈仔魚では、点状の黒色素胞が腹部前半の腹中線上、消化管末端部、尾部の腹中線上、脊索末端部の下部、腹腔中背部に位置する鰓の上面に分布する（Fig. 2-2A-C）。とくに、脊索末端部の下部に点状に並ぶ 1-5 個の黒色素胞は目立ち、これらの色素は体長 6.4-6.5 mm の上屈後仔魚では尾鰭基底で 1-2 個の黒色素斑へと変化する（Fig. 2-2D）。なお、卵黄嚢仔魚から上屈後仔魚にかけて、尾部の腹中線上に点状の黒色素胞が並ぶが、尾部中央付近（臀鰭の形成後は臀鰭基底部の直後）に大きな樹枝状の黒色素胞が形成されることはない。

備考 本研究で使用したクロダハゼ成魚の標本は、明仁ら（2013）に従い、腹鰭第 5 軟条の第 1 分岐と第 2 分岐の間が長いこと、雄の第 1 背鰭は伸長せず烏帽子型ではないこと、前鰓蓋管があること、腹鰭前方鱗があること、第 1 背鰭と尾鰭の斑紋などの形質を用いて同定した。明仁ら（2013）により整理された日本産ヨシノボリ属 17 種のうち、これまでに卵黄嚢仔魚から上屈後仔魚のシリーズの形態が記載されているのは 6 種のみである（道津 1961; Sakai and Yasuda 1978; 平嶋・立原 2000; Kon and Yoshino 2003; Yokoi and Hosoya 2003）。本研究ではクロダハゼ仔魚の脊索末端部下部に特徴的な点状の黒色素胞が確認された。これと同様の色素は、千葉県大風沢川で採集されたシマヨシノボリ *Rhinogobius nagoyae* Jordan and Seale, 1906 と千葉県夷隅川で採集されたヨシノボリ属の 1 種 *Rhinogobius* sp.（論文中で黒色大型 B と記載）（Sakai and Yasuda, 1978）で

は認められるが、ゴクラクハゼ *Rhinogobius giurinus* (Rutter, 1897) (道津, 1961), オガサワラヨシノボリ *Rhinogobius ogasawaraensis* Suzuki, Chen and Senou, 2011 (Yokoi and Hosoya, 2006), アオバラヨシノボリ *Rhinogobius* sp. BB (平嶋・立原 2000), キバラヨシノボリ *Rhinogobius* sp. YB (平嶋・立原 2000; Kon and Yoshino 2003; 四宮ら 2004) では認められておらず、スケッチにも描かれていなかった。一方、シマヨシノボリ (Sakai and Yasuda 1978) とキバラヨシノボリ (平嶋・立原 2000) では尾部中央付近の腹中線上 (臀鰭形成後は臀鰭基底部の直後) の黒色素胞が樹状で目立つこと、また、ゴクラクハゼ (道津, 1961), ヨシノボリ属の 1 種 (Sakai and Yasuda 1978), シマヨシノボリ (Sakai and Yasuda 1987), オガサワラヨシノボリ (Yokoi and Hosoya 2006), キバラヨシノボリ (四宮ら 2004) の 5 種では尾部中央部の背面 (第 2 背鰭基底部の直後) に黒色素胞が出現し、オガサワラヨシノボリではこの色素が特に目立つことなどが報告されているが、いずれの黒色素胞も本研究のクロダハゼ仔魚では確認されなかった。このような黒色素胞の分布パターンの違いが、種間での差異を示すものかどうかまでは、本研究では明らかにできなかった。なお、本調査地とは異なりヨシノボリ属の複数種が生息する河川や湖沼では、上記の形質のみで野外で採集した本属の仔魚を種レベルで同定するのは難しいのが実状である。

2-3-2-2 ヌマチチブ (Fig. 2-3)

形態 仔魚は体が細長く、その体高は体長の 7.9–12.7% である (Fig. 2-3)。肛門は体の中央付近に位置し、肛門前長は体長の 43.6–55.3% である。頭長は体長の 19.0–24.1%、吻長は体長の 1.8–5.1%、眼径は体長の 5.3–8.2% である。

体長 2.6 mm の卵黄嚢仔魚は口がすでに開口しており、卵黄のサイズは眼径よりやや大きく、体長 3.3 mm で吸収がほぼ完了した。体長 2.6 mm の卵黄嚢仔魚では、筋節数が $10+16=26$ で定数に達している。腹腔中背部の上面に黒色素胞を伴う鰓が明瞭に認められる。脊索の上屈は体長 4.2 mm から始まり、体長 5.7 mm までに完了した。

体長 2.6–3.9 mm の卵黄囊仔魚から上屈前仔魚では消化管末端付近が浅い「八」字型だが (Fig. 2–3A–B) , 体長 4.2 mm の上屈仔魚では消化管末端付近が深くくびれた「人」字型になり, 成長とともにくびれは深くなっていく (Fig. 2–3C) . さらに, くびれた箇所が成長とともに前傾し, 体側と垂直方向にずれ, ねじれた形の消化管へと変化する (Fig. 2–3D) .

胸鰭の原基は体長 2.6 mm ですでに出現しており, 膜鰭が形成されていた. 胸鰭鰭条の形成は, 今回観察した最も大きな標本 (体長 5.7 mm) でも確認されなかった. 体長 2.6 mm の卵黄囊仔魚から体長 5.3 mm の上屈仔魚の体後半部に認められた膜鰭は, 尾鰭・第 2 背鰭・臀鰭鰭条の形成とともに消失した. 尾鰭鰭条は体長 4.9 mm で 5 本の鰭条が認められた. 尾鰭主鰭条は体長 5.7 mm で定数に達していた. 第 2 背鰭と臀鰭の原基は体長 5.2 mm で出現し, 第 2 背鰭と臀鰭の鰭条数はそれぞれ体長 5.7 mm と体長 5.3 mm で定数に達していた. 第 1 背鰭と腹鰭の原基は, 今回観察した標本では認められなかった.

黒色素胞 体長 2.6 mm の卵黄囊仔魚から体長 5.3 mm の上屈仔魚では, 樹枝状または点状の黒色素胞が腹部の腹中線上, 消化管末端部, 尾部の腹中線上, 腹腔中背部に位置する鰓の上面に分布する (Fig. 2–3A–C) . とくに, 尾部中央付近 (臀鰭の形成後は臀鰭基底部の直後) の腹中線上にある大きな樹枝状の黒色素胞が目立ち, この色素は成長に伴い薄くなるものの上屈後仔魚まで出現する. 体長 5.2–5.7 mm の上屈仔魚と上屈後仔魚では尾鰭基底部に小さな 1–2 個の点状, もしくは淡いシミ状の黒色素胞が出現するようになる (Fig. 2–3D) .

備考 本研究ではヌマチチブ仔魚の尾部中央付近 (臀鰭の形成後は臀鰭基底部の直後) の腹中線上に目立つ大きな樹枝状の黒色素胞が確認された. この黒色素胞は, より成長した上屈後仔魚から稚魚 (体長 9.5–16.5 mm) では消失しているため (百成ら, 2012) , 仔魚期特有の形質であると考えられる. 日本産チチブ属 8 種のうち, これまでに卵黄囊仔魚から上屈後仔魚のシリーズの形態が記載されているのは, シマハゼ類 *Tridentiger*

spp. (小川, 1952; 道津, 1958) , ショウキハゼ *Tridentiger barbatus* (Günther 1861) (道津 1957) , シロチチブ *Tridentiger nudicervicus* (道津 1958) , チチブ *Tridentiger obscurus* (中村 1942; 中村 1978) の 4 種のみである. 本研究のヌマチチブ仔魚で確認された尾部中央付近の目立つ樹枝状の黒色素胞は, チチブ (中村 1942; 中村 1976) とシマハゼ類 (小川 1952) でも認められるが, ショウキハゼとシロチチブでは認められない (道津 1957; 道津 1958) . 一方, チチブ仔魚の尾部中央付近の背面 (第 2 背鰭基底部の直後) (中村 1942; 中村,1978) およびシマハゼの尾部背面 (小川 1952) に黒色素胞が出現することが知られているが, 本研究のヌマチチブ仔魚では認められなかった. このような黒色素胞の分布パターンの違いが, 種間での差異を示すものかどうかまでは, 本研究では明らかにできなかった.

2-3-3 仔魚の季節的出現

2-3-3-1 水質

水温は, 2015 年と 2016 年の調査開始時 (4 月上旬) は, それぞれ $12.9 \pm 0.03^{\circ}\text{C}$, $15.3 \pm 0.2^{\circ}\text{C}$ であった (Figs. 2-4, 2-5) . 両年とも, その後 5 月上旬にかけて急激に上昇し, 5 月上旬から 7 月初旬にかけては 24°C 前後で安定して推移した後, 再び上昇し, 8 月初旬には 31°C 前後と極めて高くなった. 2015 年の 8 月初旬以降は, 水温はなだらかに低下し, 8 月下旬には水温は 26°C 前後まで下がり, 9 月下旬には 23°C 前後になった. 2016 年は, 水温は 8 月上旬から下旬まで 29°C 前後と高かったが, その後ゆるやかに低下し, 9 月下旬には 25°C 前後になった.

DO は, 2015 年 4 月初旬と 2016 年 4 月中旬は, それぞれ $10.7 \pm 0.03 \text{ mg/L}$, $9.9 \pm 0.09 \text{ mg/L}$ と極めて高かったが, 両年ともその後 5 月初旬にかけて急激に低下し, 5 月初旬から 6 月上旬にかけては 8 mg/L 前後で安定して推移した (Figs. 2-4, 2-5) . 両年とも 6 月中旬には 6 mg/L 前後まで低下したが, その後は 9 月下旬まで $7-9 \text{ mg/L}$ の間を変動しながら推移した.

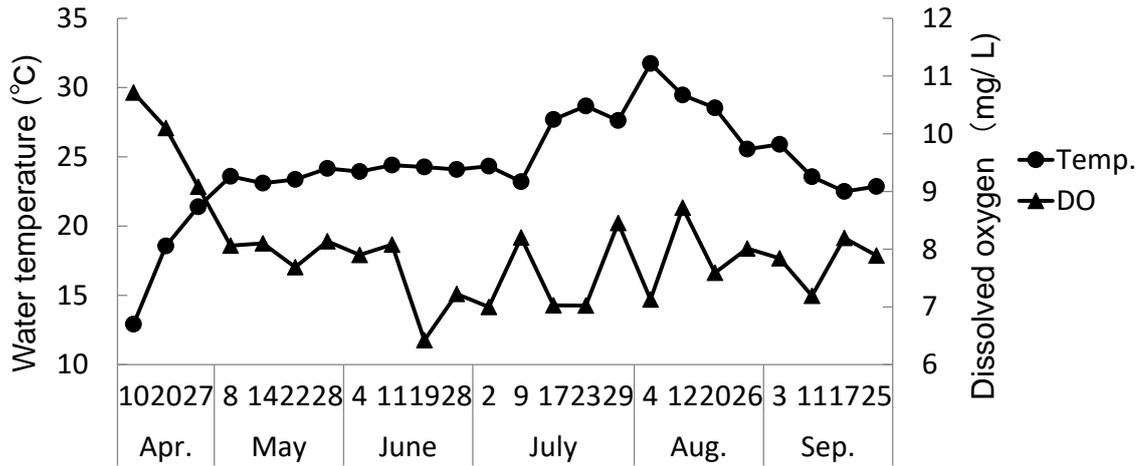


Fig. 2-4 Seasonal changes in water temperature and dissolved oxygen (DO) in limnetic zone in Senzoku pond from April to September 2015.

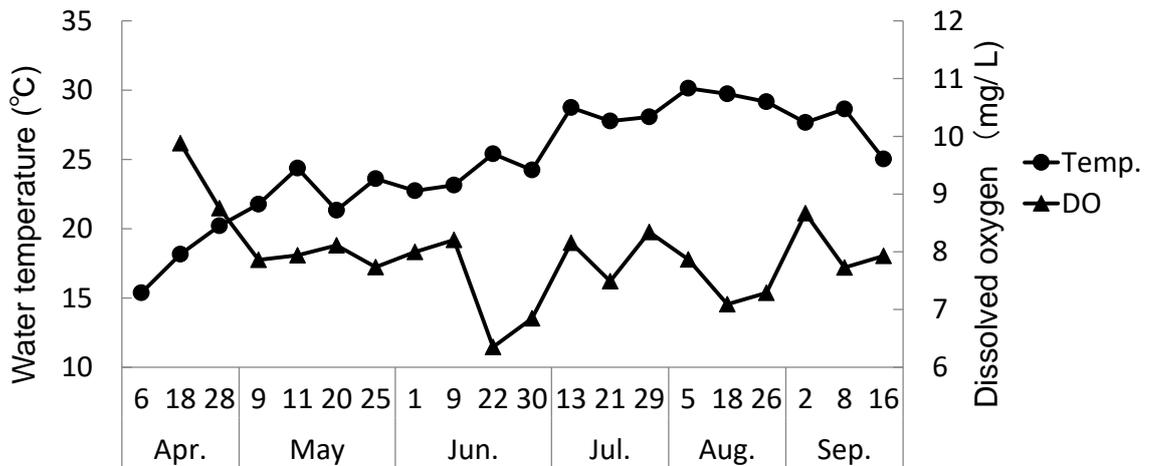


Fig. 2-5 Seasonal changes in water temperature and dissolved oxygen (DO) in limnetic zone in Senzoku pond from April to September 2016.

2-3-3-2 動物プランクトンの密度の変遷

2015年は2種のカイアシ類の幼生および成体（ミナミヒゲナガケンミジンコ *Tropodiatomus oryzanus* のコペポダイト期幼生・成体，ケンミジンコ *Acanthocyclops*

vernalis のコペポダイト期幼生・成体, および上記 2 種のいずれかのノープリウス期幼生) と 1 種のみジンコ類 (シダ属 *Sida cristallina*), 10 種のワムシ類 (ウシロヅノツボワムシ *Brachionus forficula*, カドナシコガタツボワムシ *Brachionus angularis*, ツボワムシ *Brachionus calyciflorus*, ツノワムシ *Schizocerca diversicornis*, カメノコウワムシ *Keratella* sp., ネズミワムシ科 Trichocercidae の一種, ハネウデワムシ *Polyarthra* sp., アワワムシ *Pompholyx* sp., ミジンコワムシ *Hexarthra mira*, ミツウデワムシ *Filinia* sp.) が採集された (Table 2-2). 2016 年は, 2015 年に採集された全ての動物プランクトンに加え, ミジンコ類のゾウミジンコ *Bosmina longirostris* も採集された (Table 2-3).

Table 2-2 Mean individual numbers (\pm standard error) of each prey organism in the limnetic zone of Senzoku pond in 2015

	Number of individuals per 1 L				
	April	May	June	July	August
Copepods					
Nauplius	156.5 \pm 19.0	99.7 \pm 35.9	110.0 \pm 30.6	147.8 \pm 24.6	157.8 \pm 50.3
Copepodite and adult					
<i>Tropodiptomus oryzanus</i>	33.8 \pm 24.5	28.5 \pm 12.3	56.1 \pm 23.1	26.6 \pm 7.1	15.2 \pm 5.6
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	6.4 \pm 1.3	0.5 \pm 0.2	2.9 \pm 0.9	2.0 \pm 0.9	9.4 \pm 4.4
Cladocera					
<i>Sida cristallina</i>	0	13.7 \pm 12.1	22.7 \pm 10.4	45.1 \pm 19.0	22.3 \pm 6.2
Rotifers					
<i>Brachionus forficula</i>	0.07 \pm 0.07	18.6 \pm 12.2	92.8 \pm 50.7	141.3 \pm 91.0	137.2 \pm 50.5
<i>Brachionus angularis</i>	43.1 \pm 9.0	0	0	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0	0	0	0.04 \pm 0.04	56.2 \pm 27.7
<i>Schizocerca diversicornis</i>	2.8 \pm 1.9	58.3 \pm 32.5	0.34 \pm 0.2	82.1 \pm 59.7	45.1 \pm 20.4
<i>Keratella</i> sp.	16.1 \pm 13.2	160.1 \pm 68.8	41.1 \pm 22.5	146.1 \pm 85.3	507.6 \pm 207.5
Trichocercidae	0	1.0 \pm 0.5	40.2 \pm 38.8	3.6 \pm 2.4	6.5 \pm 2.7
<i>Polyarthra vulgaris</i>	1.8 \pm 0.9	0	0	0	0.4 \pm 0.3
<i>Pompholyx</i> sp.	0	182.1 \pm 45.5	11.1 \pm 10.8	98.8 \pm 65.3	61.2 \pm 14.9
<i>Hexarthra mira</i>	0	0	0.4 \pm 0.4	316.7 \pm 154.9	125.6 \pm 65.6
<i>Filinia</i> sp.	7.3 \pm 0.8	12.3 \pm 4.2	3.9 \pm 1.9	3.4 \pm 2.3	0.08 \pm 0.08

Table 2–3 Mean individual numbers (\pm standard error) of each prey organism in the limnetic zone of Senzoku pond in 2016

	Number of individuals per 1 L				
	April	May	June	July	August
Copepods					
Nauplius	140.1 \pm 35.5	164.3 \pm 22.3	167.9 \pm 10.6	240.7 \pm 36.2	217.4 \pm 56.5
Copepodite and adult					
<i>Tropodiatomus oryzanus</i>	60.0 \pm 21.5	30.4 \pm 14.6	38.8 \pm 10.7	31.6 \pm 9.9	10.5 \pm 3.9
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	19.5 \pm 7.0	0	1.1 \pm 0.5	4.8 \pm 0.9	5.9 \pm 2.6
Cladocedra					
<i>Sida crystallina</i>	0.1 \pm 0.1	7.4 \pm 4.3	44.4 \pm 13.7	13.3 \pm 2.7	15.8 \pm 6.2
<i>Bosmina</i> sp.	18.9 \pm 9.3	81.7 \pm 17.3	21.6 \pm 9.9	0.1 \pm 0.1	0
Rotifers					
<i>Brachionus angularis</i>	23.6 \pm 10.1	0	0	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0	0	0	7.1 \pm 2.8	78.9 \pm 26.4
<i>Brachionus forficula</i>	0	1.3 \pm 0.6	14.3 \pm 5.5	87.0 \pm 26.6	131.5 \pm 37.1
<i>Schizocerca diversicornis</i>	0.6 \pm 0.5	14.4 \pm 5.0	10.1 \pm 3.1	29.2 \pm 7.1	36.7 \pm 16.1
<i>Keratella</i> sp.	17.3 \pm 4.9	382.1 \pm 86.4	104.2 \pm 11.6	151.6 \pm 62.2	754.6 \pm 177.7
Trichocercidae	0	2.3 \pm 1.0	1.0 \pm 0.4	1.1 \pm 0.6	6.4 \pm 2.9
<i>Polyarthra vulgaris</i>	31.3 \pm 12.9	0	0	0	0
<i>Pompholyx</i> sp.	0	131.1 \pm 40.4	0	0	0
<i>Hexarthra mira</i>	0	0	15.8 \pm 5.8	157.9 \pm 32.5	186.0 \pm 73.8
<i>Filinia</i> sp.	4.6 \pm 3.1	21.0 \pm 10.5	0	0	0

洗足池ではヌマチチブ仔魚とクロダハゼ仔魚はノープリウス期幼生, *S. crystallina*, ワムシ類を主に食べていたことが判明したため (第3章を参照のこと), 以下では, これらの密度の変遷を詳しくのべる.

2015年は, ノープリウス期幼生の密度は4月中旬から7月初旬にかけて 13 \pm 0.8 ind./ml から 188.8 \pm 20.9 ind./ml の間で大きく変動し, 7月上旬から8月中旬までは 149.4 \pm 2.9 ind./ml から 243.9 ind./ml と高い値を維持し, 8月下旬は 33.5 \pm 2.1 ind./ml から 118.7 \pm 6.1 ind./ml と低かった (Fig. 2–6). 一方, *S. crystallina* の一種の密度は5月末 (50.0 \pm 19.4 ind./ml), 6月初旬 (50.9 \pm 23.7 ind./ml), 7月末 (118.8 \pm 92.3 ind./ml) を除いて 50 ind./ml 以下と低かった. ワムシ類の密度は4月中旬から7月初旬にかけて 32.1 \pm 5.4 ind./ml から 511.0 \pm 222.8 ind./ml の間で変動し, 7月上旬から8月下旬にかけては 241.3 \pm 53.6 ind./ml から 1395.5 \pm 393.4 ind./ml の間に大きく増加し, 8月末には 1651.9 \pm 150.1 ind./ml と, 最大になった.

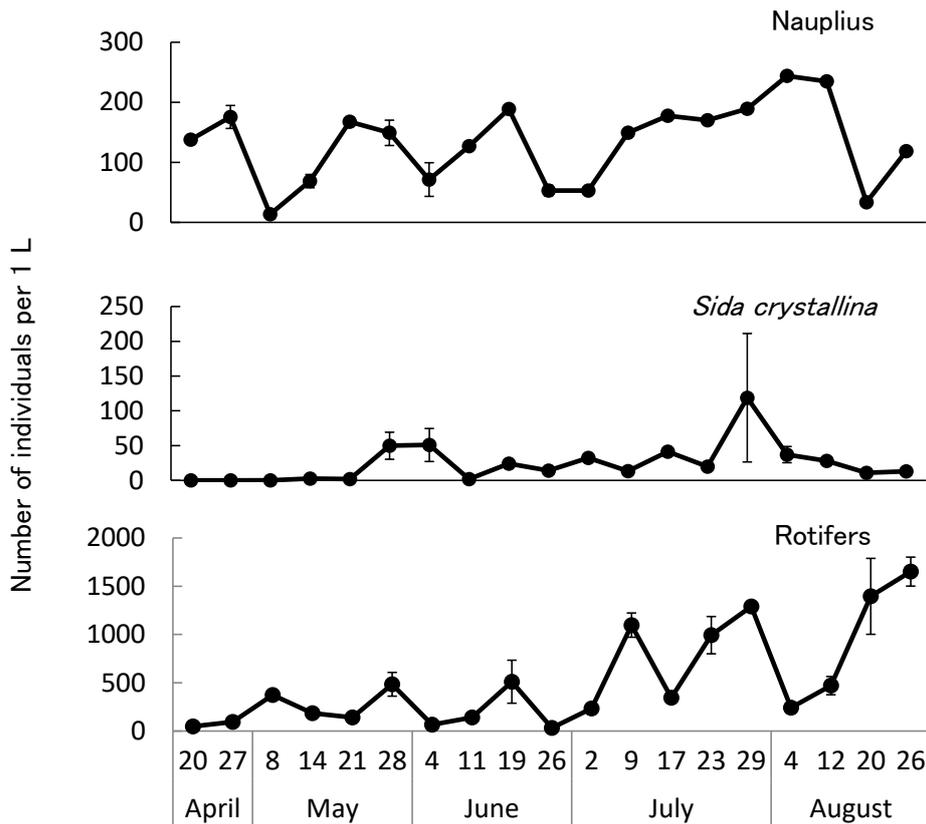


Fig. 2-6 Seasonal changes in the zooplankton density in the limnetic zone of Senzoku pond, 2015.

2016年は、ノープリウス期幼生の密度は4月初旬と8月末を除いて常に100 ind./ml以上と高めの値で推移し、特に7月末(316.0±74.6 ind./ml)と8月初旬(429.5±59.5 ind./ml)で高かった(Fig. 2-7)。一方、*S. crystallina*の密度は6月初旬(83.0±44.8 ind./ml)と中旬(57.4±21.8 ind./ml)を除いて50 ind./ml以下と低かった。ワムシ類の密度は4月初旬から末にかけては90 ind./ml以下で、5月初旬から中旬にかけては502.5±90.7 ind./mlから960.1±140.1 ind./mlと高かった。5月下旬には密度が96.8±28.1 ind./mlに急落したが、その後8月末(1375.4±226.6 ind./ml)にかけて緩やかに増加した。

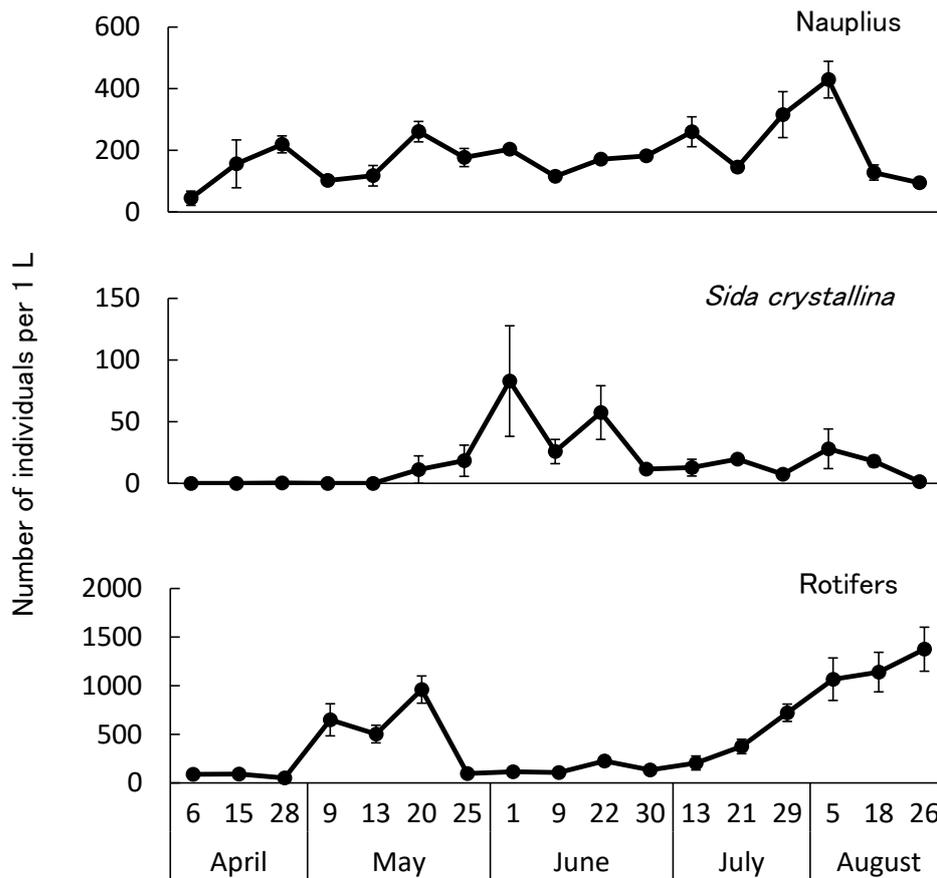


Fig. 2-7 Seasonal changes in the zooplankton density in the limnetic zone of Senzoku pond, 2016.

2-3-3-3 仔魚の季節的出現

2015年は、ヌマチチブ 4400 個体、クロダハゼ 708 個体、ウキゴリ *Gymnogobius urotaenia* 133 個体、ブルーギル *Lepomis macrochirus* 31 個体が採集された。2016 年は、ヌマチチブ 3298 個体、クロダハゼ 470 個体、ウキゴリ 74 個体、ブルーギル 6 個体が採集された。採集された魚類の個体数密度を Figs. 2-8, 2-9 に、ヌマチチブとクロダハゼの月ごとの体長組成を Figs. 2-10, 2-11 に、仔魚と動物プランクトンの密度の相関関係を Figs. 2-12, 2-13 に示した。

以下では種ごとの出現様式を結果と論議に分けて記述する。

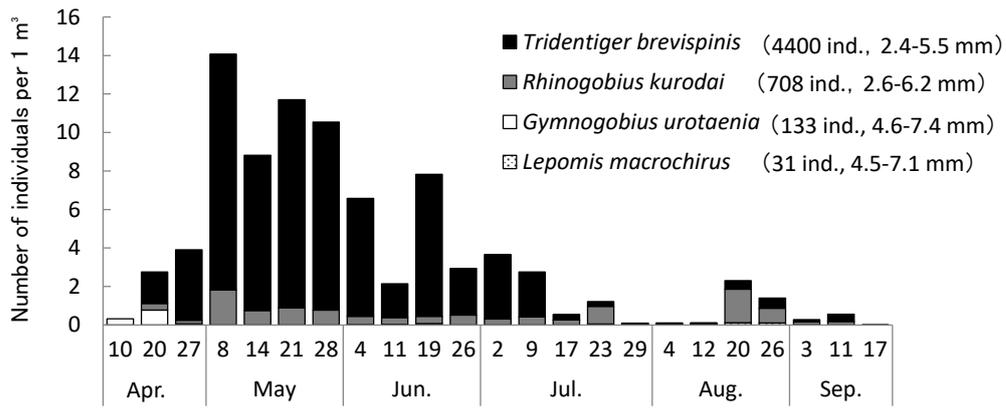


Fig. 2-8 Changes in the density of fish larvae caught in the limnetic zone in Senzoku pond, 2015.

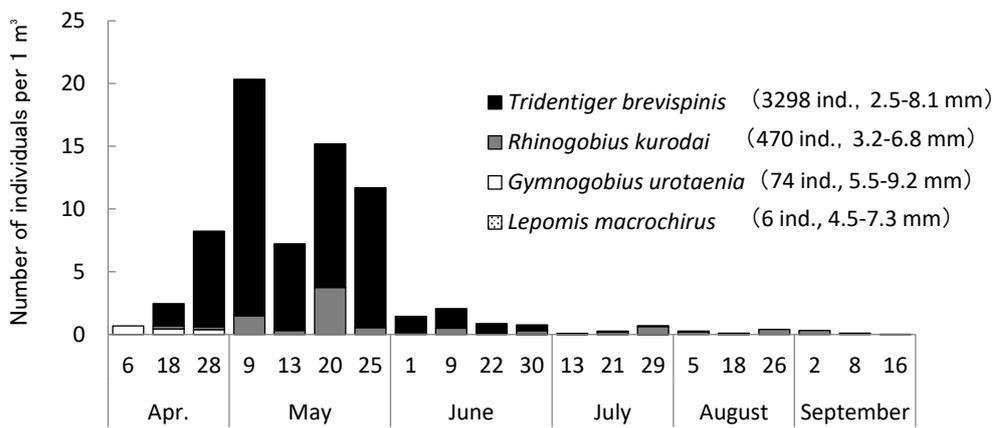


Fig. 2-9 Changes in the density of fish larvae caught in the limnetic zone in Senzoku pond, 2016.

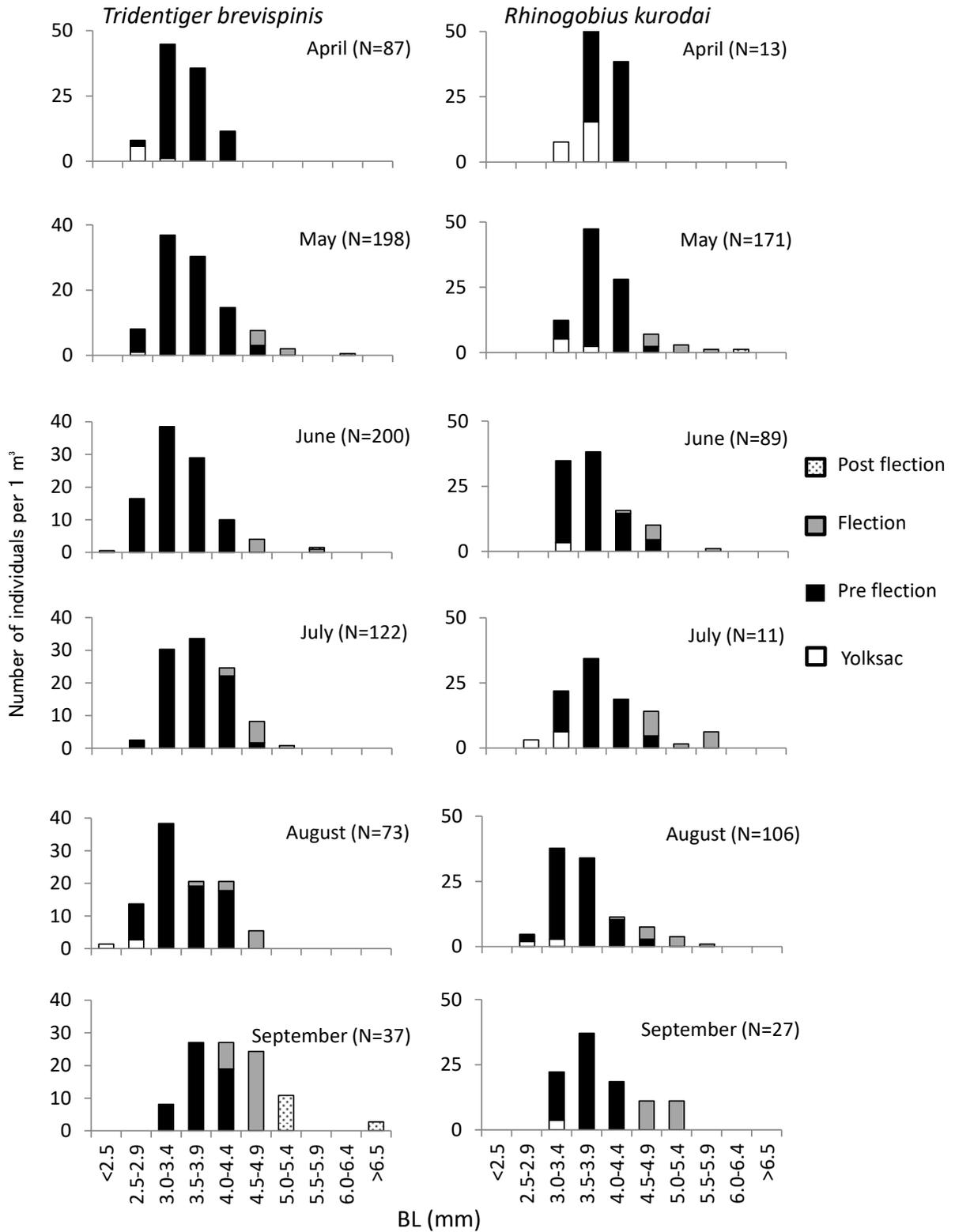


Fig. 2–10 Size frequency distribution of larval *Tridentiger brevispinis* and *Rhinogobius kurodai* caught in the limnetic zone in Senzoku pond, 2015.

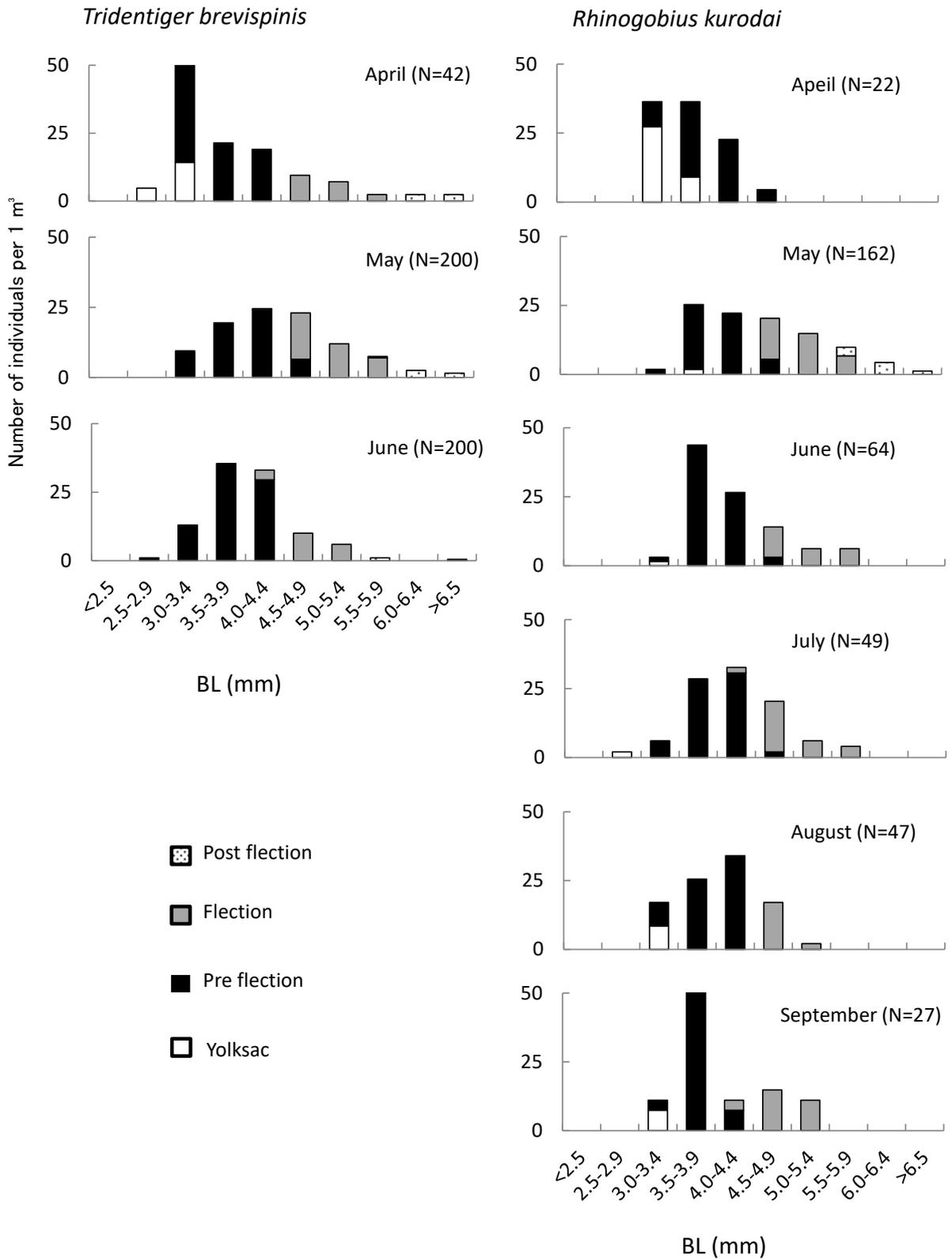


Fig. 2–11 Size frequency distribution of larval *Tridentiger brevispinis* and *Rhinogobius kurodai* caught in the limnetic zone in Senzoku pond, 2016.

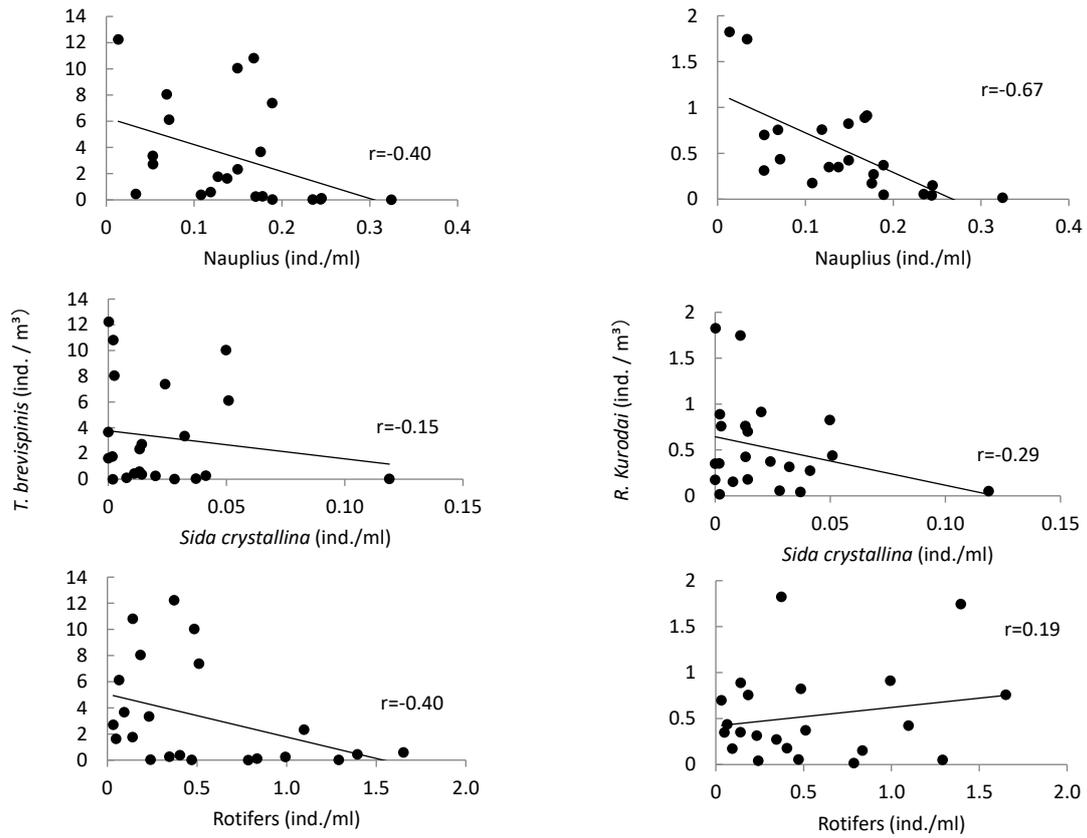


Fig. 2–12 Correlation between larval fish density and zooplankton density caught in the limnetic zone in Senzoku pond, 2015.

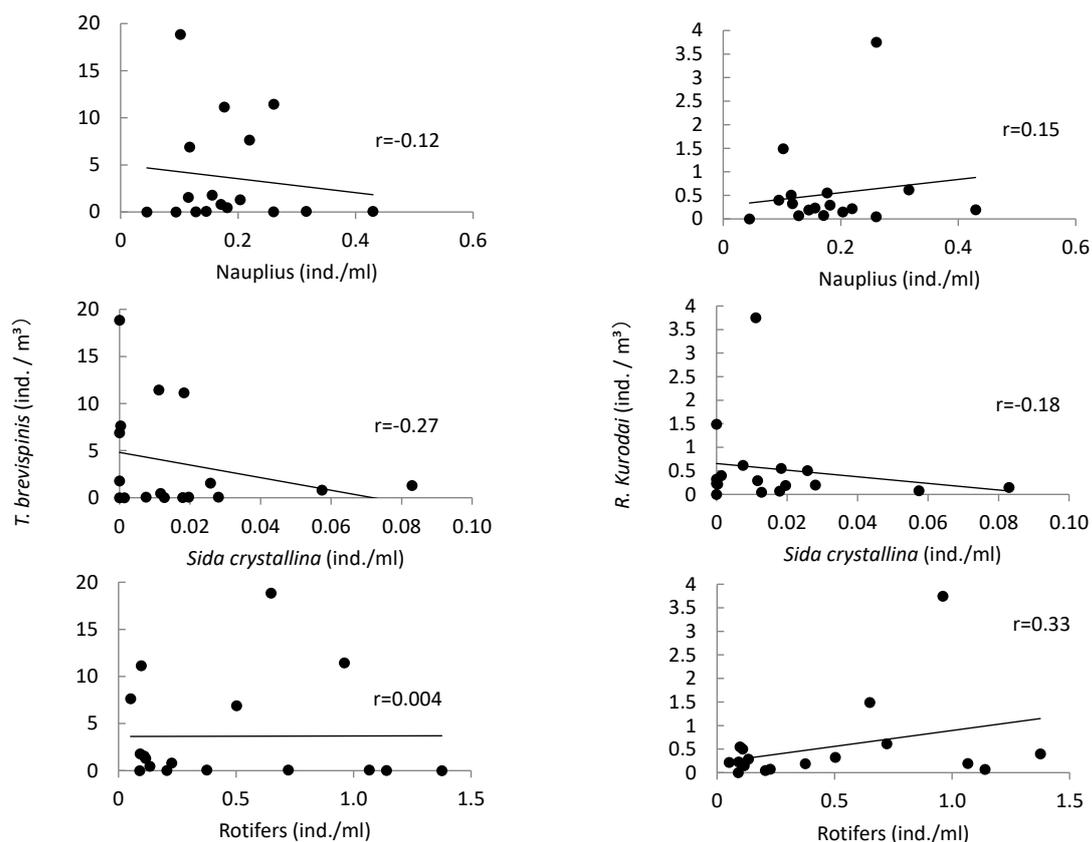


Fig. 2-13 Correlation between larval fish density and zooplankton density caught in the limnetic zone in Senzoku pond, 2016.

ヌマチチブ

ヌマチチブは2015年と2016年の両年とも4月中旬から出現し、個体数密度はそれぞれ1.6 ind./m³、1.8 ind./m³であった (Figs. 2-8, 2-9)。両年とも、その後ヌマチチブの個体数密度は急激に増加し、5月初旬にピークに達し (2015年: 12.2 ind./m³、2016年: 18.9 ind./m³)、5月下旬まで7 ind./m³以上の高さで推移した。2015年は、その後6月初旬と中旬に密度が高い日があったが、それ以外は7月上旬まで2-4 ind./m³の密度で推移し、7月中旬から9月中旬までは0.02-0.5 ind./m³の低い密度で出現した (Fig. 2-8)。一方、2016年は6月初旬から末にかけて0.5-1.6 ind./m³の低い密度で出現し、7月から8月中旬までは0.01-0.07 ind./m³のさらに低い密度で出現し、それ以降は出現しなくなった (Fig. 2-9)。

2015年と2016年の両年ともに、卵黄嚢仔魚から上屈後仔魚までが採捕されたが、そのほとんどが上屈前仔魚であった (Fig. 2-10, 2-11) . 2015年は4月から8月にかけては体長のモードは3.0–3.9 mm にあったが、9月は3.5–4.4 mm にあった. また、9月は4–8月よりも発育が進んだ仔魚 (上屈仔魚と上屈後仔魚) の割合が高かった (Fig. 2-10). 一方、2016年は4月の体長のモードは3.0–3.4 mm であったが、5月と6月の体長のモードはそれぞれ4.0–4.4 mm と3.5–3.9 mm であった (Fig. 2-11).

調査期間中のヌマチチブの密度とノープリウス期幼生、*S. crystallina*、ワムシ類の密度の相関を調べると、2015年は仔魚の密度とノープリウス期幼生およびワムシ類の密度でやや負の相関が見られ、仔魚の密度と*S. crystallina* では相関は見られなかった. 2016年はノープリウス期幼生、*S. crystallina*、ワムシ類の密度はいずれも仔魚の密度との間に相関は見られなかった (Fig. 2-12) . 2015年は、5月初旬のみ、ヌマチチブの密度の急増と動物プランクトンの密度の減少が同時に起こっていたが (Figs. 2-6, 2-8), 5月下旬までヌマチチブの密度が高い状態が続いたにもかかわらず、ノープリウス期幼生の密度は増加していた. また、ワムシ類の密度は、5月はヌマチチブの密度と同調した変動は全く示さず、密度が増加したのはヌマチチブ仔魚の出現ピークのかなり後であった.

「論議」

仔魚の出現様式と発育段階の調査結果から、ヌマチチブの産卵は4月から8月にかけて継続的に行われ、常に孵化後間もない仔魚が沖合に加入し続けていたと考えられる. 2015年は9月に入っても仔魚が採集されたが、体長のモードがそれ以前の時期のものよりも大きかったことから、ヌマチチブの産卵は行われなくなり、成長した仔魚のみが入網したものと考えられる.

洗足池におけるヌマチチブの繁殖期は4月から9月であると考えられるが、これは既存の関東におけるヌマチチブもしくはチチブの繁殖期に関する報告と一致する

(Kaneko and Hanyu 1985; 川那邊・水野 2001 ; 増子 2007; 百成ら 2012) . 仔魚の密

度のピークは5月であったが、これは同じ関東圏の霞ヶ浦北浦での上屈前仔魚のピーク（百成ら 2016）とほぼ同じである。

ヌマチチブと餌生物の密度の関係から、2015年に確認された負の相関は偶然であり、ヌマチチブ仔魚の捕食圧が動物プランクトンの密度に及ぼす影響は小さいと考えられる。なお、ヌマチチブは仔魚期を沖合の表中層で過ごすことが知られているため（百成ら 2016）、本研究でヌマチチブの仔魚が沖合の表中層で高い密度で採集されたのは既存の報告通りである。本調査ではヌマチチブ仔魚の密度は最盛期には 10 ind. / m^3 を超えていたが、これは百成ら（2016）の霞ヶ浦北浦の湖心部での採集結果と比べると著しく高い。このことから、洗足池は霞ヶ浦北浦と比べると規模は著しく小さいが、限られた沖合の表中層に仔魚が密集しているものと考えられる。

クロダハゼ

クロダハゼも 2015 年と 2016 年の両年とも 4 月中旬から出現し、個体数密度はそれぞれ 0.4 ind. / m^3 , 0.2 ind. / m^3 であった (Figs. 2-8, 2-9)。2015 年は、その後 5 月初旬に密度が 1.8 ind. / m^3 とやや高かったのを除いて、7 月下旬まで $0.2\text{--}0.9 \text{ ind. / m}^3$ の密度で推移した。7 月末から 8 月中旬にかけては $0.04\text{--}0.05 \text{ ind. / m}^3$ のごく低い密度で出現するのみであったが、8 月下旬と末にやや高密度 ($0.8\text{--}1.7 \text{ ind. / m}^3$) で出現し、その後再び密度が低下し、9 月上旬まで 0.2 ind. / m^3 前後の密度で出現した (Fig. 2-8)。一方、2016 年は、5 月初旬と中旬にそれぞれ 1.5 ind. / m^3 , 3.7 ind. / m^3 と高い密度で出現し、7 月末にも 0.6 ind. / m^3 とやや高め密度で出現したのを除いて、9 月中旬まで 0.5 ind. / m^3 以下の密度で出現した (Fig. 2-9)。

2015 年と 2016 年の両年ともに、卵黄囊仔魚から上屈後仔魚までが採捕されたが、採集された仔魚のほとんどが上屈前仔魚であった (Figs. 2-10, 2-11)。2015 年の体長のモードは、8 月が $3.0\text{--}3.4 \text{ mm}$ であったのを除いてすべての月で $3.5\text{--}3.9 \text{ mm}$ であった (Fig. 2-10)。2016 年の体長のモードは、4 月が $3.0\text{--}3.9 \text{ mm}$ で卵黄囊仔魚の割合が約 36% と高

く、上屈仔魚と上屈後仔魚は採集されなかったが、5、6月は体長のモードは3.5–3.9 mmで、卵黄嚢仔魚の割合はどちらも約1.5%で、上屈仔魚や上屈後仔魚も採集された。7、8月は体長のモードが4.0–4.4 mmであったが、発育段階組成は5、6月とほぼ同じであった (Fig. 2–11).

調査期間中のクロダハゼの密度とノープリウス期幼生、*S. crystallina*、ワムシ類の密度の相関を調べると、2015年はノープリウス期幼生の密度と強い負の相関が見られたが、*S. crystallina* とワムシ類の密度とは相関は見られなかった (Fig. 2–12)。一方、2016年はノープリウス期幼生、*S. crystallina*、ワムシ類の密度はいずれも仔魚の密度との間に相関は見られなかった (Fig. 2–13)。

「論議」

仔魚の出現様式と発育段階の調査結果から、洗足池におけるクロダハゼの繁殖期は4月から9月であると考えられるが、これは既存のヨシノボリ類の産卵期の報告と一致する (川那邊ら 2001)。

2015年は、5月初旬と8月下旬にクロダハゼの密度の増加とノープリウス期幼生の密度の減少が同時に見られた (Figs. 2–6, 2–8)。また、2015年7月末から8月中旬はクロダハゼの密度は極めて低かったが、ノープリウス期幼生の密度は高かった。そのため、2015年はクロダハゼの密度とノープリウス期幼生の密度の間に負の相関が見られたものと考えられる。しかし、クロダハゼの密度はヌマチチブと比べて非常に小さく、仔魚の体の大きさはヌマチチブとほぼ同じで、捕食量は両種の間でそれほど変わらないと考えられることから、クロダハゼの捕食圧がノープリウス期幼生の密度に影響を及ぼしたとは考えにくい。そのため、2015年に見られたクロダハゼとノープリウス期幼生の密度の負の相関は偶然であったと考えられる。なお、ヨシノボリ類も仔魚期を沖合の表中層で過ごすことが知られているため (熊川 2001; 東 2006; 百成ら 2016)、本研究でクロダハゼの仔魚が沖合の表中層で採集されたのは既存の報告通りである。

ウキゴリ

ウキゴリは2015年と2016年の両年とも調査開始時の4月上旬から4月末までの期間中にのみ採集された (Figs. 2-8, 2-9). 2015年の密度は0.07–0.8 ind./m³で2016年の密度は0.4–0.7 ind./m³であった.

「論議」

本調査では2015年と2016年の両年ともに調査開始時期が4月上旬であったため、それ以前に仔魚が出現していたかどうかについてはわからなかった。しかし、2010–2012年に年間を通して沖合で仔魚の採集を行った際には、3月までは仔魚は採集されず、4月中旬から下旬にかけてウキゴリ仔魚が採集されていた (赤木 未発表)。このことから、洗足池のウキゴリの繁殖期は概ね4月上旬から下旬であると考えられる。ウキゴリの産卵期は福岡市と京都府では1月から5月で最盛期は4月下旬から5月上旬 (宮地ら 1963), 霞ヶ浦では3月から5月で盛期は3月下旬から4月中旬 (竹内 1971), 北海道では水温が15°Cを超える5月上旬から6月下旬まで (石野 1987) と地域によって大きく異なる。洗足池のウキゴリの繁殖期はこれらと比べると短いようであるが、繁殖に適した水温で、且つ競合者 (ヌマチチブ仔魚やクロダハゼ仔魚) が少ない時期がちょうど4月にあたることから、極めて適応的であると考えられる。なお、竹内 (1971) によると、ウキゴリ仔稚魚は霞ヶ浦では湖岸一帯の表層及び中層に浮遊して群生していることから、本調査でウキゴリ仔魚が沖合の表中層で採集されたのは既存の報告通りである。

ブルーギル

ブルーギルは、2015年は6月初旬から中旬と7月下旬から9月初旬にかけて出現し、密度は0.01–0.1 ind./m³であった (Figs. 2-8, 2-9)。2016年は6月末から8月中旬にかけて出現し、密度は0.01–0.02 ind./m³であった。

「論議」

このことから、洗足池におけるブルーギルの繁殖期は6月から9月頃までであると考えられる。ブルーギルの産卵適水温は20–28℃であるため(中村ら 1969), 水温が20℃以上となる5月も産卵は可能なはずであるが, 5月はブルーギルの産卵場となる沿岸(中尾ら 2004) でモツゴが繁殖縄張りを形成し, ブルーギルを追い払う様子が頻繁に目撃されているので(赤木 未発表), 産卵開始は6月からとなっていると思われる。

第3章 東京の都市公園池におけるクロダハゼとヌマチチブの仔魚の生息場所利用と摂餌生態

3-1 はじめに

魚類の再生産を左右する要因の一つとして、生活史初期の餌料の豊富さが古くから挙げられてきた (Hjort 1914; May 1974; Lasker 1975; Crecco and Savoy 1987; Anderson 1988; Cowan and Shaw 2002). そのため、仔魚の摂餌生態と餌料生物の利用の関係について数多くの研究がなされてきた (e.g., Young and Davis 1990, 1992; Østergaard et al. 2005). 一般的に、海洋における仔魚の密度は低く、仔魚が餌料生物の密度に明らかな影響を及ぼすことはないとされる (e.g. Cushing 1983; Peterson and Ausubel 1984; Jenkins 1987). Kane (1984)によると、海洋における複数種の仔魚の共存していることについて、餌資源が豊富な環境下では競合が起こらないということで部分的に説明ができるという。しかし、淡水域の湖や溜池のような閉鎖環境下では、高密度の仔魚の捕食圧が餌生物の密度や組成に影響を及ぼす場合があり (Dettmers and Stein 1992, 1996; DeVries and Stein 1992), 時には時空間的なスケールでの餌をめぐる種間競合を生じることもある (Welker et al. 1994) とされている。

ハゼ科魚類のヨシノボリ類 *Rhinogobius* sp. とチチブ属 *Tridentiger* sp. は東アジアに広く分布し (明仁ら 2013), 日本の平野の河川, 湖, 池沼ではよく見られる底生魚である (川那部ら 2001). これらのハゼ科魚類は地元漁業の対象種であり (川那部ら 2001; 百成ら 2016), 湖沼生態系においては肉食魚の重要な餌生物である (Maezono and Miyashita 2004; 遠藤ら 2015). 東京都とその周辺地域の湖と池沼にはヨシノボリ類の一種であるクロダハゼやその近縁種 {明仁ら (2002)におけるトウヨシノボリ *Rhinogobius* sp. OR} が生息しているが, ヌマチチブも共存している場合がよくある (斎藤ら 2010, 2012; 赤木ら 2014; 碓井ら 2015). これらの魚類は春から夏に産卵するが, 両種が同時に採集される場合がよくある (百成ら 2012; 赤木ら 2014). これらのハゼ

科魚類の初期仔魚については、季節的出現や食性についての研究事例はある（赤木ら 2014；百成ら 2016）。しかし、仔魚の空間的分布や食性、餌の利用性にもとづいた種間関係については、これまでに明らかにされていない。

本章では、東京都の都市公園である洗足池におけるクロダハゼとヌマチチブの仔魚の分布生態、食性、餌の利用について述べる。また、種間の部分的棲み分けや餌の違いについても解明する。

3-2 材料と方法

仔魚の採集

仔魚は 2015 年 5 月から 8 月の日中に、洗足池（第 2 章参照）で採集された。採集は、濾水計（General Oceanic Model 2030R）を取り付けた角枠円錐形ネット（口径 0.75×0.75 m，測長 1.5 m，網目 0.5 mm：Leis 1986）を手漕ぎボートに取り付けて漕ぎ、水面直下を水平曳することにより行った。採集地点は、沿岸帯（湖岸線から 0–20 m の範囲，水深 50–80 cm）の 10 定線と沖合（湖岸線から 30 m 以上離れた水域，水深 80–180 cm）の 5 定線である（Fig. 3-1）。各曳網の所要時間は 20–30 秒で、濾水量は 3.6–14.1 m³であった。なお、水深の浅い水域ではネットの枠に取り付けた浮きの位置をずらして曳網した。得られた全ての標本はその場で 10%ホルマリン水溶液により固定した。標本は研究室に持ち帰り、実体顕微鏡下で仔魚の摘出を行った。クロダハゼ仔魚とヌマチチブ仔魚は赤木ら（2014）に記された形態的特徴を基に種同定を行い、個体数を調べ、各個体の体長（BL，mm）を測定した。体長の測定は、マイクロメーターを取り付けた実体顕微鏡下で、0.1 mm の精度で行った。体長（BL）と発育段階の定義は Leis and Carson-Ewart (2000) に従った。

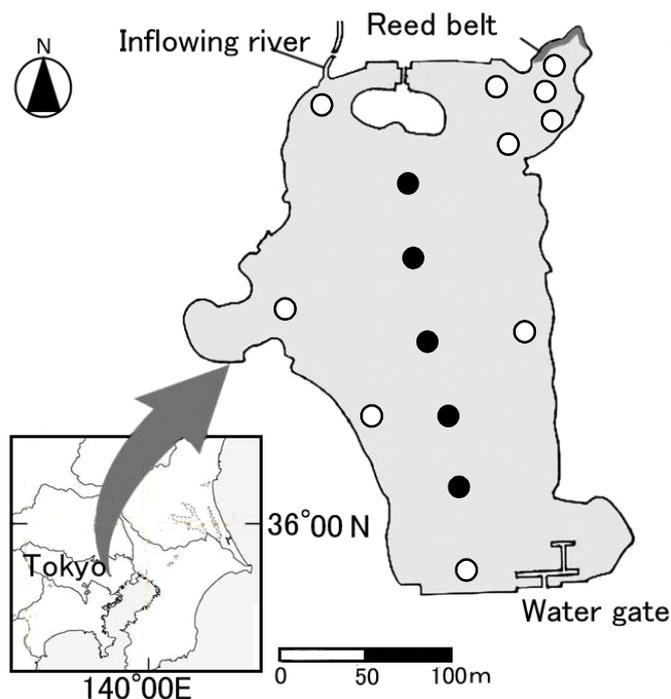


Fig. 3-1 Map showing Senzoku Pond, Tokyo Metropolitan, Japan. Solid and open circles indicate fish sampling stations in the limnetic and littoral zones, respectively.

動物プランクトンの採集

ヨシノボリ類やチチブ属の仔魚はカイアシ類やミジンコ類のような動物プランクトンを摂餌することが知られているため（道津 1958；東 2006；百成ら 2016），これらの環境中での密度や種組成の変化を，仔魚の食性の継時的変化と照らし合わせて調べることは仔魚の摂餌生態を調べるうえで有用であると考えられた．そこで，沖合で仔魚の採集の直後に，目合 0.072 mm のプランクトンネット（口径 25 cm；側長 50 cm）を水底（水深 1.0–1.5 m）から鉛直曳し，動物プランクトンの採集を行った．目合 0.072 mm ではカイアシ類のノープリウス期幼生や小型のワムシ類は網目からすり抜けてしまう個体も多く，採集量は大型のカイアシ類の成体やミジンコ類と比べると過小評価になってしまうと考えられた．しかし，本調査で扱う仔魚は発育段階初期で口幅が小さいため大きな餌は食べられず，またカメノコウワムシや初期のノープリウス期幼生のような特に小型の動物プランクトンは環境中に多く存在していても仔魚の消化管から確認されな

いことが事前の調査でわかっていたため（赤木 未発表），一定の大きさ以上の動物プランクトンが採集されていれば十分であると判断した．仔魚の採集を行った全ての地点で1回ずつ（沿岸10回，沖合5回），プランクトンネットの鉛直曳を行ったが，1回の曳網あたりの濾過水量は49–74 Lであった．標本は5%中性ホルマリンで固定した．

動物プランクトンの採集の直後に，沖合の各採集地点で表層の水温，溶存酸素濃度を多項目水質計（Thremo, Orion Star A329）を用いて測定した．5月，6月，7月，8月の平均水温はそれぞれ $24.6 \pm 0.6^\circ\text{C}$ ， $25.3 \pm 0.5^\circ\text{C}$ ， $30.8 \pm 0.5^\circ\text{C}$ ， $28.3 \pm 0.9^\circ\text{C}$ であり，平均溶存酸素濃度はそれぞれ $8.0 \pm 0.1 \text{ mg/L}$ ， $7.3 \pm 0.2 \text{ mg/L}$ ， $7.8 \pm 0.2 \text{ mg/L}$ ， $7.9 \pm 0.2 \text{ mg/L}$ であった．

動物プランクトンの標本はそれぞれ 25 ml に濃縮し，そのうち 1 ml を $1 \times 1 \text{ mm}$ のグリッドパターンが入ったスライド（離合社製，以下では「計数板」）上に広げ，水野・高橋（2000）に基づき可能な限り下位の分類群まで同定し，実態顕微鏡下で計数した．各餌料生物種目につき 50 個体まで体幅（甲殻類の場合は頭胸甲長の幅）の計測を行った．体幅の測定は，顕微鏡の接眼レンズに取り付けたデジタルマイクروسコープ（Dino-Eye, ANMO 社）を用いて 0.01 mm の精度で行った．

仔魚の食性

2種のハゼ科仔魚の成長に伴う食性の変遷を調べるために，沖合で採集された稚魚ネットの標本からクロダハゼ 106 個体（体長 2.9–6.3 mm）とヌマチチブ 81 個体（体長 2.4–5.5 mm）を無作為に抽出した．なお，7月は仔魚の個体数が少なかったため，5，6，8月に採集された仔魚のみを解析に用いた．調査月ごとの食性の変化を調べるにあたっては，このうちの特定のサイズ（体長 3.0–4.9 mm）の標本のみ（クロダハゼ 97 個体，ヌマチチブ 60 個体）をさらに抽出したが，これらの仔魚の平均体長は，月間および種間での有意差がないことを確かめたうえで解析した {クロダハゼ；5月： $3.8 \pm 0.1 \text{ mm}$ ($n = 33$), 6月： $3.7 \pm 0.1 \text{ mm}$ ($n = 34$), 8月： $3.8 \pm 0.1 \text{ mm}$ ($n = 30$)，ヌマチチブ；5月： $3.9 \pm 0.1 \text{ mm}$ ($n = 18$), 6月： $3.7 \pm 0.1 \text{ mm}$ ($n = 20$), 8月： $3.7 \pm 0.1 \text{ mm}$ ($n = 22$)，二元配置分散分析；

月間 : $F_{2,151} = 0.08, P = 0.78$; 種間 : $F_{1,151} = 1.59, P = 0.21$; 月間×種間 : $F_{2,151} = 0.21, P = 0.81$).

消化管内容物調査用に抽出した仔魚の口の大きさ(口吻の先端から上顎骨の末端)を、実態顕微鏡に取り付けられたマイクロメーターを用いて 0.01 mm の精度で計測した。その後、消化管全体(食道から肛門まで)を摘出した。消化管から確認された餌料生物は、全て可能な限り下位の分類群まで同定し、各餌項目の個体数を調べ、全個体の体幅を Dino-eye を用いて 0.01 mm の精度で測定した。さらに、消化管内容物を計数板に厚みを 0.2–1.0 mm に均して広げ、Dino-Eye により各餌生物の体積を調べ、分類群ごとの合計体積を求めた。

各餌料生物の消化管内容物中に占める重要性について調べるために、各餌項目の個数(ワムシ類の卵も含まれるため、「個数」とした)が消化管内容物全体の個数に占める割合を求め、餌項目ごとにその割合を合計し、調査した個体のうち消化管が空でなかった個体の数で割って、その餌項目の平均個数百分率 (percentage number, %N) を求めた。

また、摂餌強度の指標として消化管充満度指数 (gut fullness index, GFI) を算出した。計算式は

$$GFI=(GCV/BL^3)\times 1000$$

で、GCV は消化管内容物の体積 (mm³) , BL は体長 (mm) である。この計算には空消化管個体も含めた。

特定の体長階級の仔魚の消化管内容物組成の重複度を魚種間で比べる際には、重複度指数 (Schoener index) (Schoener 1970) を用いた。計算式は

$$T=1-0.5\sum_i|P_{xi}-P_{yi}|$$

で、 P_{xi} と P_{yi} はそれぞれ魚種 x と魚種 y の消化管内容物に占める餌料生物 i の割合である。T は 0 から 1 までの範囲の値で、0.6 以上で明確に重複していることを示す (Wallace 1981)。

仔魚の餌選択性を調べる際には Vanderploeg and Scavia's relativized electivity index (E^*) (Vanderploeg and Scavia 1979) を用いた。計算式は

$$W_i=(R_i/P_i)/\sum_i(R_i/P_i)$$

$$E^*=[W_i-(1/N)]/[W_i+(1/N)]$$

で、 R_i は各餌料生物が仔魚の消化管内容物に占める割合、 P_i は各餌料生物が環境中の餌料生物群集に占める割合、 N は仔魚の消化管内容物から確認された餌料生物の種類数である。 E^* は+1 から-1 までの範囲の値で、-0.3 以上+0.3 以下であれば無作為に選択していることを示し、-0.3 未満では負の選択、+0.3 超では正の選択をしていることを示す。なお、この分析はクロダハゼ全体もしくはヌマチチブ全体の%Nのうち5%以上を占めたカイアシ類のノープリウス期幼生、ミジンコ類 (*Sida crystallina*)、ワムシ類2種以外の餌料生物については「その他」としてまとめて扱った。

統計解析

仔魚の密度が月間（5月、6月、7月、8月）もしくは水域間（沖合と沿岸）で違っているかどうかを、二元配置分散分析で明らかにした（検定を行う前に対数変換

($\log(x+1)$) を行った)。有意差があった場合には ($P<0.05$)、どの体長階級間で違いがあるのかを多重比較法 (Scheffe's post hoc test) によって調べた。

仔魚の口幅、消化管内容物の体幅および個数について、体長階級間で違いがあるかどうかを、一元配置分散分析で明らかにした（消化管内容物の個数については、検定を行う前に対数変換 ($\log(x+1)$) を行った)。有意差があった場合には、どの体長階級間で違いがあるのかを多重比較法 (Scheffe's post hoc test) によって調べた。

仔魚の体長階級間で、主要な餌項目の%Nに違いがあるかどうかを検討する際、得られたデータについて対数変換や逆正弦変換 ($\arcsin\sqrt{\quad}$) などを行っても等分散性が得られなかったため、ノンパラメトリック統計手法である Kruskal-Wallis test を用いて検定を

行った。有意差があった場合には ($P < 0.05$) , どの体長階級間で違いがあったのかを, 多重比較法 (Steel-Dwass test) によって検討した。

特定の体長 (3.0–4.9 mm) の仔魚の GFI と消化管内容物個数を月間および魚種間で比較する際には, 二元配置分散分析で検定し, 月間で有意差が見られた場合にはさらにどの月間で違いがあるのかを多重比較法 (Scheffe's post hoc test) によって調べた。%N を魚種間で比較する際には Kruskal-Wallis test を用いて違いがあるかどうかを検討した。有意差があった場合には, どの体長階級間で違いがあったのかを, 多重比較法 (Steel-Dwass test) によって検討した。

3-3 結果

3-3-1 仔魚の空間分布

クロダハゼ 1,086 個体 (体長 2.9–6.2 mm, 卵黄囊仔魚, 上屈前仔魚, 上屈仔魚) , ヌマチチブ 2,632 個体 (体長 2.4–5.5 mm, 卵黄囊仔魚, 上屈前仔魚, 上屈仔魚) が採集された。クロダハゼは水域間で, ヌマチチブは月間でそれぞれ密度に有意差が見られた (Fig. 3-2, 二元配置分散分析, クロダハゼの水域間 : $P < 0.001$; ヌマチチブの月間 : $P < 0.001$) 。クロダハゼは調査期間を通して沖合よりも沿岸で密度が有意に高かった (Fig. 3-2, Scheffé test, $P < 0.01$) 。ヌマチチブは5月のみ, クロダハゼとは逆の傾向が見られたが (Fig. 3-2) , Scheffé test では水域間での密度の差は検出されなかった。

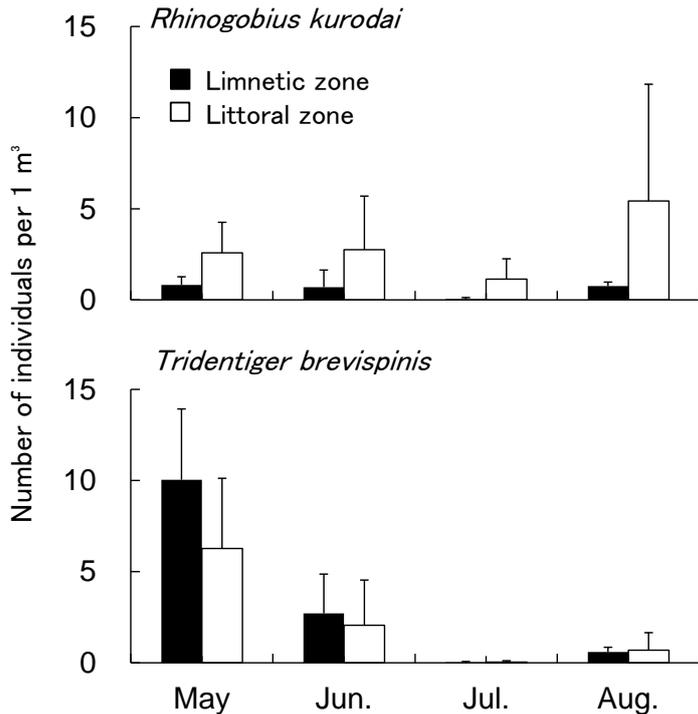


Fig. 3-2 Mean number per 1 m³ of larval *Rhinogobius kurodai* and *Tridentiger brevispinis* individuals collected with a square conical net in the limnetic and littoral zones of Senzoku Pond from May to August 2015. Bars indicate standard error.

3-3-2 成長に伴う食性の変化

クロダハゼ 106 個体中 83 個体，ヌマチチブは 81 個体中 62 個体から消化管内容物が確認された (Table 3-1) . 両種の主な餌はカイアシ類のノープリウス期幼生，ミジンコ類の一種 (*Sida crystallina*) , ワムシ類 (ツボワムシ *Brachionus calyciflorus*, ウシロヅノツボワムシ *Brachionus forficula*, ミツウデワムシ *Fillinia* sp., ミジンコワムシ *Hexarthra mira*, カメノコウワムシ *Keratella* sp., ツノワムシ *Schizocerca diversicornis*, ネズミワムシ *Trichocercidae* sp., ワムシの卵) であり，これら 3 つの餌項目 (ノープリウス期幼生, *S. crystallina*, ワムシ類) が消化管内容物に占める割合を調べたところ，クロダハゼではそれぞれ 73.4%, 6.8%, 19.2%, ヌマチチブではそれぞれ 63.2%, 11.2%, 24.8%であった。

Table 3–1 Percentage number (%N) of each of each food item

in the diet of larval *Rhinogobius kurodai* and *Tridentiger brevispinis*
throughout the study period

Food item	<i>R. kurodai</i>	<i>T. brevispinis</i>
Copepods		
Nauplius	73.4	63.2
Copepodite and adult		
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	0.6	
<i>Tropodiptomus oryzanus</i>		0.8
Cladocerans		
<i>Sida crystallina</i>	6.8	11.2
Rotifers		
<i>Brachionus calyciflorus</i>	5.6	
<i>Brachionus forficula</i>		0.8
<i>Filinia</i> sp.	1.1	
<i>Hexarthra mira</i>	4	16.8
<i>Keratella</i> sp.	2.3	0.8
<i>Schizocerca diversicornis</i>	0.6	
Trichocercidae spp.	1.1	3.2
Rotiferan eggs	4.5	3.2
Numbers of fish examined	106	81
Numbers of fish with food	83	62

両種とも口の大きさは体長階級間で有意に差があり（一元配置分散分析，クロダハゼ： $F_{3, 49} = 60.4$, $P < 0.001$; ヌマチチブ： $F_{3, 48} = 66.4$, $P < 0.001$ ），成長に伴い有意に増加した〔Fig. 3–3, Scheffé test, $P < 0.05$ （クロダハゼの体長 <3.0 mm と体長 $3.0–3.9$ mm の組を除く全ての組み合わせ）〕。さらに，両種とも餌の体幅にも体長階級間での有意な

差が見られた (Fig. 3-3, 一元配置分散分析, クロダハゼ : $F_{3, 109} = 18.3, P < 0.001$; ヌマチチブ : $F_{3, 108} = 9.86, P < 0.001$) . 餌の体幅は, クロダハゼでは成長に伴い緩やかに増大したが (Fig. 3-3, Scheffé test, $P < 0.05$) , ヌマチチブでは体長 4.9 mm までは成長に伴う有意な増大は見られず, 体長 > 5.0 mm になってから有意に増加した (Scheffé test, $P < 0.05$) . 消化管から餌が確認された仔魚の各個体の餌の最大体幅を調べ, 口幅に占める割合を求めたところ, クロダハゼでは 33.7–65.0%, ヌマチチブでは 60.7–77.4%であった. 消化管内容物の平均個数は, クロダハゼでは 1.4 個, ヌマチチブでは 1.5 個であり, クロダハゼでは体長階級間での有意な差は見られなかったが (Fig. 3-3, 一元配置分散分析, $F_{3, 132} = 2.28, P = 0.08$), ヌマチチブでは体長階級間での有意な差が見られ (Fig. 3-3, 一元配置分散分析, $F_{3, 77} = 8.17, P < 0.001$) , 体長 3.9 mm 以下と体長 4.0 mm 以上の間で有意な差が見られた (Scheffé test, $P < 0.05$) .

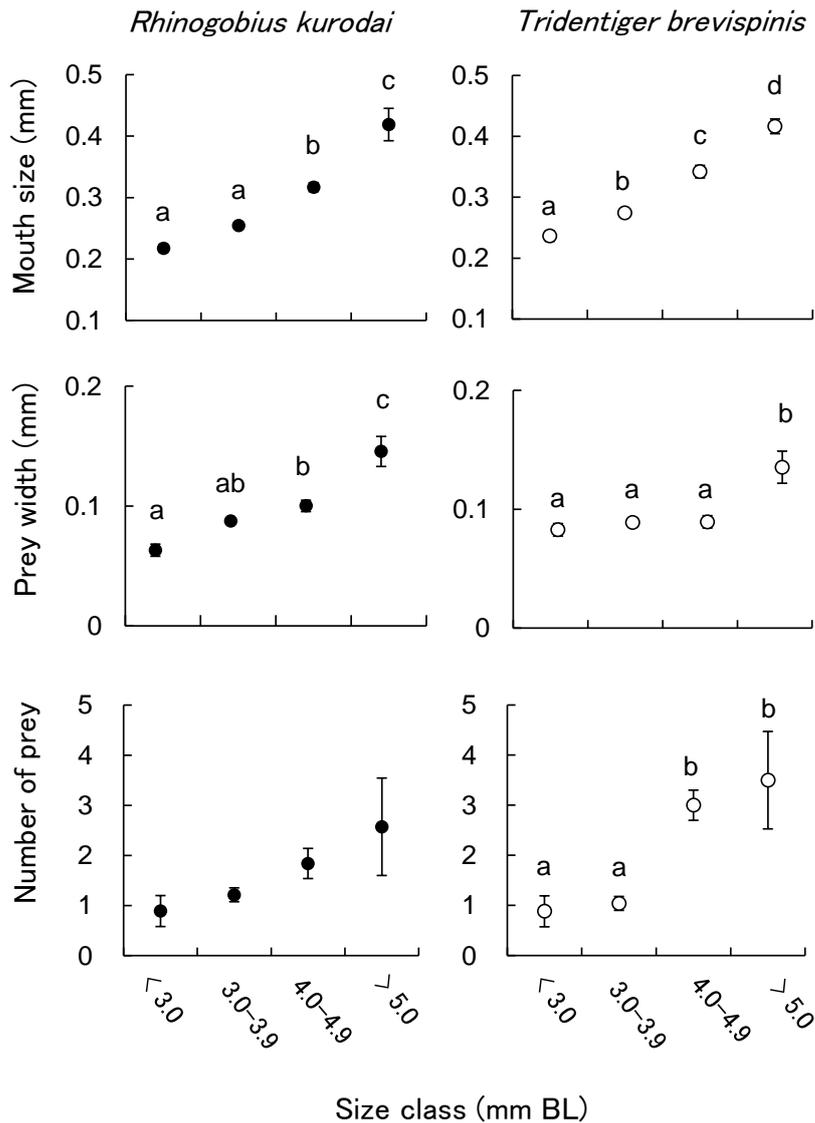


Fig. 3-3 Mean mouth size, number of prey and prey width for each size class of larval *Rhinogobius kurodai* and *Tridentiger brevispinis*. Bars indicate standard errors. Different letters denote significant differences within pairs of size classes ($P < 0.05$) detected by multiple comparison.

クロダハゼでは全ての主要餌項目の%Nが体長階級間で有意に異なっていた (Fig.3-4, Kruskal-Wallis test, ノープリウス期幼生 : $H = 15.6, P < 0.01$; *S. crystallina* : $H = 19.3, P < 0.001$; ワムシ類 : $H = 78.7, P < 0.001$). ワムシ類は主に体長3.0 mmの個体に

利用されており (Steel-Dwass test, $P < 0.05$) , 大きな体長階級 (体長 3.0–3.9 mm, 4.0–4.9 mm, 5.0 mm) になるにつれてノープリウス期幼生や *S. crystallina* に置き換わっていった。ヌマチチブでは *S. crystallina* の%N で体長階級間での有意な差が見られ (Fig. 3–4, Kruskal-Wallis test, $H = 14.8$, $P < 0.01$) , 体長 > 5 mm ではそれ以下の体長階級より大きな値となった (Steel-Dwass test, $P < 0.05$) . ノープリウス期幼生とワムシ類の%N には, 体長階級間で有意な差は見られなかった (Kruskal-Wallis test, ノープリウス期幼生 : $H = 1.33$, $P = 0.72$; ワムシ類 : $H = 1.82$, $P = 0.61$) .

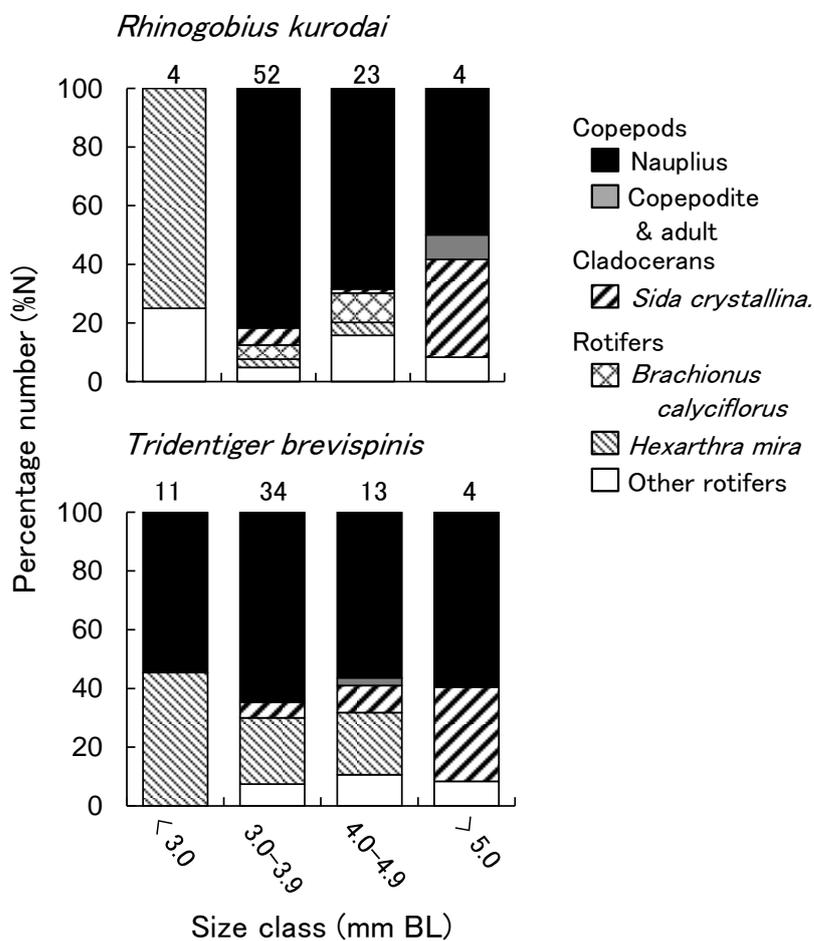


Fig. 3–4 Percentage number (%N) of food items in the diets of each size class of larval *Rhinogobius kurodai* and *Tridentiger brevispinis*. Numerals above each column indicate number of fish with food examined.

3-3-3 種間・月間での食性の違い

消化管内容物調査に供した仔魚全ての平均 GFI は、クロダハゼでは 0.44 ± 0.04 、ヌマチチブでは 0.43 ± 0.05 であり、消化管内容物個数はクロダハゼでは 0-6 個、ヌマチチブでは 0-10 個であった。GFI と消化管内容物個数はいずれも、月間では有意な差が見られたが、種間では有意な差は見られなかった [Fig. 3-5, 二元配置分散分析, GFI (月間: $F_{2,152} = 14.0, P < 0.001$, 種間: $F_{1,152} = 0.13, P = 0.71$), 消化管内容物個数 (月間: $F_{2,151} = 14.3, P < 0.001$, 種間: $F_{1,151} = 0.49, P = 0.48$)]。月間と種間の間での交互作用は見られなかった (GFI: $F_{2,152} = 0.06, P = 0.94$; 消化管内容物個数: $F_{2,151} = 0.26, P = 0.77$)。両種とも GFI と消化管内容物個数が 5 月から 8 月にかけて減少しており、どちらの値も 8 月は 5 月より有意に小さかった (Fig. 3-5, Scheffé test, $P < 0.05$)。

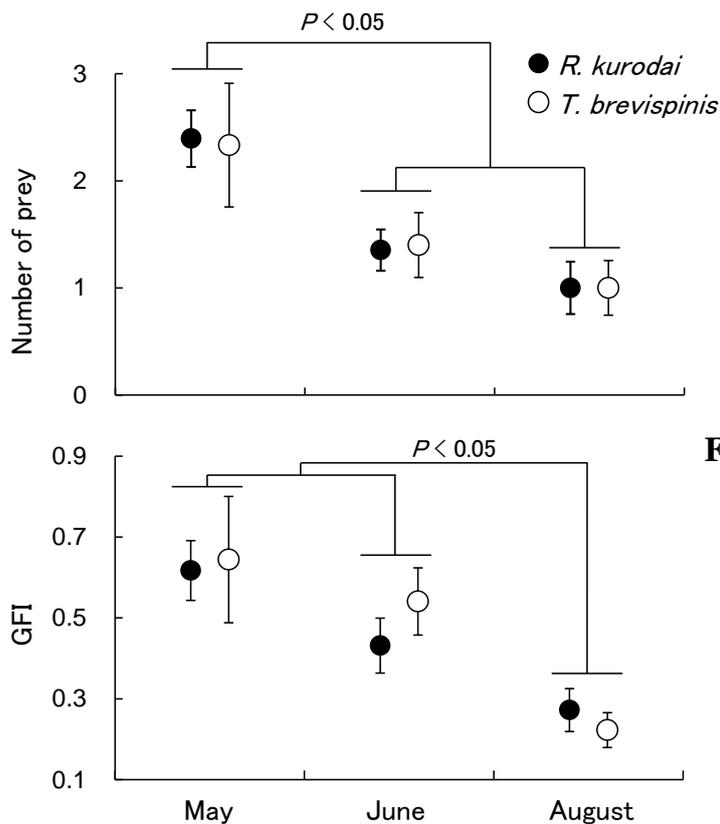


Fig. 3-5 Seasonal changes in mean number of prey and gut fullness index (GFI) in medium sized larvae (3.0-4.9 mm BL) of *Rhinogobius kurodai* and *Tridenteiger brevispinis*. Bars indicate standard errors.

ノープリウス期幼生とワムシ類の%Nは、両種とも月間で有意な差が見られた〔Fig. 3–6, Kruskal-Wallis test: クロダハゼ（ノープリウス期幼生： $H = 37.5, P < 0.001$ ；ワムシ類： $H = 46.5, P < 0.001$ ），ヌマチチブ（ノープリウス期幼生： $H = 14.9, P < 0.001$ ；ワムシ類： $H = 19.1, P < 0.001$ ）．両種とも，ノープリウス期幼生の%Nは5・6月で8月よりも有意に高く（Steel-Dwass test, $P < 0.05$ ），ワムシ類の%Nはそれと逆であった（Steel-Dwass test, $P < 0.05$ ）．そのため，両種の食性の季節変化はよく似ている．しかし，8月に両種が餌として利用していたワムシ類の種組成には違いが見られ，クロダハゼが比較的大型のツボワムシ *B. calyciflorus* を主に利用していたのに対して，ヌマチチブは中型のミジンコワムシ *H. mira* を主に利用していた．両種の食性の重複度（Schoener index）は，5月は0.75，6月は0.94で高かったのに対して，8月は0.32で低かった．

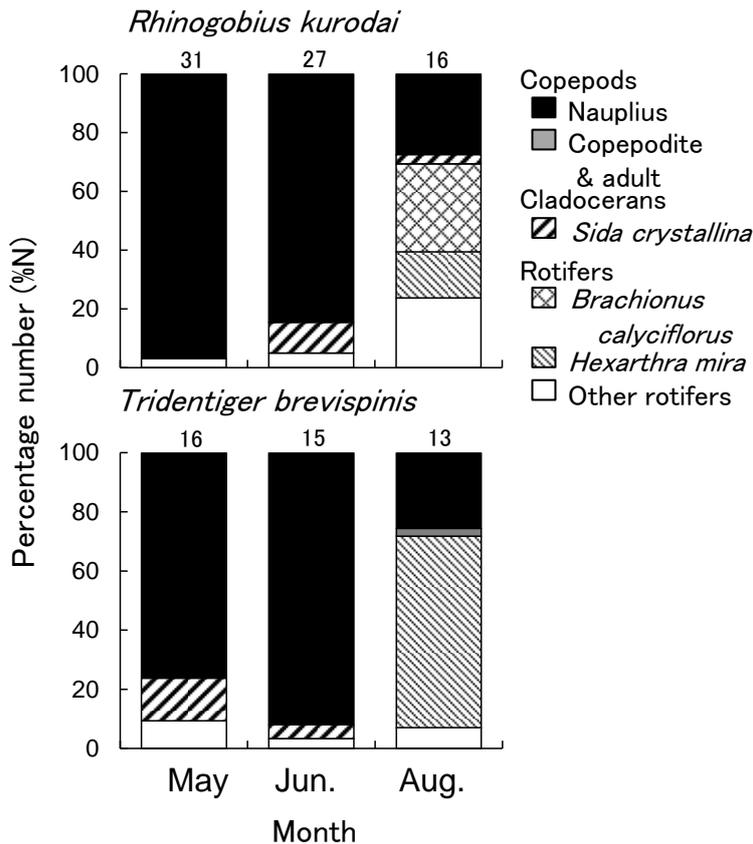


Fig. 3-6 Seasonal changes in percentage number (%N) of food items in the diets of medium sized larvae (3.0–4.9 mm BL) of *Rhinogobius kurodai* and *Tridentiger brevispinis*. Numerals above each column indicate number of fish with food examined.

3-3-4 動物プランクトンの個体密度と仔魚の餌選択性

本研究で採集された動物プランクトンは、2種のカイアシ類の幼生と亜成体・成体（ノープリウス期幼生、ケンミジンコ *A. vernalis* とミナミヒゲナガケンミジンコ *T. oryzanus* のコペポダイト期幼生・成体）、1種のみジンコ類（*S. crystallina*）、7種のワムシ類（ツボワムシ *B. calyciflorus*、ウシロツノツボワムシ *B. forficula*、ミツウデワムシ *Fillinia* sp., ミジンコワムシ *H. mira*、カメノコウワムシ属の一種 *Keratella* sp., ツノワ

ムシ *S. diversicornis*, ネズミワムシ類 Trichocercidae) であった (Table 3-2) . これらのうち, 2 種のはぜ科仔魚によく利用されていたノープリウス期幼生とワムシ類のツボワムシ *B. calyciflorus* とミジンコワムシ *H. mira* の密度は, 月間により有意な差が見られた (Table 3-2, Kruskal-Wallis test, ノープリウス期幼生: $H = 6.76, P < 0.05$; ツボワムシ *B. calyciflorus*: $H = 21.8, P < 0.001$; ミジンコワムシ *H. mira*: $H = 19.0, P < 0.001$) . ノープリウス期幼生の密度は 5 月から 8 月にかけて低下し, 5 月の密度は 8 月の密度よりも有意に高かった (Steel-Dwass test, $P < 0.05$) . ミジンコ類の *S. crystallina* でも同様の傾向が見られたが, 有意な差は検出されなかった (Steel-Dwass test, $P > 0.05$) . これに対して, 上記の 2 種のワムシ類の 8 月の密度は 5・6 月の密度よりも有意に高かった (Steel-Dwass test, $P < 0.05$) .

Table 3–2 Mean individual numbers (\pm standard error) and body width of each prey organism in the limnetic zone of Senzoku Pond from May to August 2015

Prey organism	Body width (μm)	Number of individuals per 1L			
		May	June	July	August
Copepods					
Nauplius	93.2 \pm 1.1	156.1 \pm 11.4 ^a	103.9 \pm 25.8 ^{ab}	181.9 \pm 7.4 ^a	86.8 \pm 16.0 ^b
Copepodite and adult					
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	166.7 \pm 5.7	0.9 \pm 0.3	2.3 \pm 1.1	4.1 \pm 1.2	11.6 \pm 5.5
<i>Tropodiatomus oryzanus</i>	204.0 \pm 4.7	47.7 \pm 15.4	62.1 \pm 19.4	44.2 \pm 5.0	15.7 \pm 6.7
Cladocera					
<i>Sida crystallina</i>	185.0 \pm 3.6	31.9 \pm 14.5	17.9 \pm 3.0	27.3 \pm 4.7	12.3 \pm 2.2
Rotifers					
<i>Brachionus calyciflorus</i>	134.1 \pm 8.9	0 ^a	0 ^a	0.1 \pm -0.1 ^a	105.9 \pm 13.0 ^b
<i>Brachionus forficula</i>	107.0 \pm 1.6	38.8 \pm 13.7	97.2 \pm 57.3	35.0 \pm 7.4	225.0 \pm 30.2
<i>Filinia</i> sp.	84.1 \pm 6.8	17.9 \pm 5.2	2.4 \pm 1.4	0	0.1 \pm 0.1
<i>Hexarthra mira</i>	89.2 \pm 1.2	0 ^a	1.0 \pm 0.4 ^a	613.9 \pm 83.7 ^b	239.7 \pm 46.2 ^c
<i>Keratella</i> sp.	78.3 \pm 1.0	69.1 \pm 9.1	47.8 \pm 18.9	71.4 \pm 15.2	852.6 \pm 124.5
<i>Schizocerca diversicornis</i>	152.8 \pm 3.5	114.3 \pm 53.3	0.0	228.4 \pm 47.6	81.1 \pm 16.2
Trichocercidae spp.	101.2 \pm 15.7	1.7 \pm 0.5	58.9 \pm 39.3	2.9 \pm 1.1	4.1 \pm 2.1

^{a,b,c} Significant differences found between groups with different superscripts: Steel-Dwass test, $P < 0.05$.

両種の餌選択性は、季節による違いが見られた (Table 3–3) . 両種とも、ノープリウス期幼生には、5月から8月にかけて、正の選択性もしくは無作為な摂餌傾向を示し、*S. crystallina* には負の選択性もしくは無作為な摂餌傾向を示した. 2種のワムシ類のうち、ミジンコワムシ *H. mira* は8月にヌマチチブが正の選択性、クロダハゼが負の選択性を示していたが、ツボワムシ *B. calyciflorus* は8月にヌマチチブが負の選択性、クロダハゼが無作為な摂餌傾向を示した. その他の餌については両種とも常に負の選択性を示した.

Table 3–3 Vanderploeg and Scavia's (1979) electivity index (*E*) for major prey organisms in the gut contents of larval *Rhinogobius kurodai* and *Tridentiger brevispinis* in the limnetic zone of Senzoku Pond from May to August 2015

Prey organism	<i>Rhinogobius kurodai</i>			<i>Tridentiger brevispinis</i>		
	May	June	August	May	June	August
Nauplius	0.49	0.38	0.28	0.15	0.50	0.45
<i>Sida crystallina</i>	-1	0.27	0.12	0.22	-0.02	-1
<i>Hexarthra mira</i>	-	-1	-0.47	-	-1	0.40
<i>Brachionus calyciflorus</i>	-	-	0.20	-	-	-1
Others	-0.92	-0.91	-0.83	-0.86	-0.93	-0.89

3-4 考察

空間分布

成熟したヨシノボリ類やヌマチチブの雄は、石などのかたい基盤の下に雌を呼び込み、雌がそこに粘着性の卵を産み付ける (Kaneko and Hanyu 1985; Mashiko and Yamane 1993; 川那邊ら 2001)。洗足池では、成熟したクロダハゼとヌマチチブが春から夏にかけて沿岸に集まり、石の下部に産卵する (赤木 未発表)。そのため、両種とも孵化直後の仔魚は沿岸で採集されると考えられた。しかし、本調査では、2種の間で初期仔魚 (卵黄囊期, 上屈前期, 上屈期) の空間分布に違いが見られた。クロダハゼ仔魚は沿岸で多く、ヌマチチブは沿岸から沖合にかけて等密度で分布しており、クロダハゼ仔魚は産卵水域付近の沿岸に留まり、ヌマチチブ仔魚は沖合まで拡散することが示唆された。

茨城県の北浦 (水面面積 36 km²; 最大水深 7 m) では、ヌマチチブの初期仔魚が、沿岸や流入河川で孵化してから数日の間に沖合 (水深 6–7 m) の表中層まで拡散し、稚魚期になると底層に集まることが報告されている (百成ら 2016)。そのため、ヌマチチブ仔魚は水域規模を問わず、孵化後すぐに沿岸から沖合へと拡散するものと考えられた。

一方、琵琶湖（水面面積 670.4 km²; 最大水深 103.6 m）や川原大池（水面面積 0.13 km²; 最大水深 9 m）のヨシノボリ類（ビワヨシノボリ *R. biwaensis*, オウミヨシノボリ *R. sp. OM*, ゴクラクハゼ *R. similis*）について、これらの産卵場所が沿岸や流入河川であるにも関わらず、仔魚が湖心部付近に多く出現したことが報告されている（Nagoshi 1982; 川那邊ら 2001; 東 2006）。これは、上記 3 種のヨシノボリ類とクロダハゼの生息環境の違いが影響しているものと考えられる。大規模な水域では沿岸と沖合の環境の違いが明瞭なため、そこに生息する仔魚は適した環境を求めて湖心部まで分散することが知られている（e. g. Houde 1969; Hinshaw 1986; Post and McQueen 1988）。そのため、ビワヨシノボリ、オウミヨシノボリ、ゴクラクハゼなどの仔魚は、孵化後ただちに産卵場から遠くまで分散するように適応したものと考えられる。一方、上記 3 種と比べて、クロダハゼは小規模な浅い池や流れでのみ生息が確認されている（明仁ら 2013; 鈴木ら 2017）。そのような環境では、沿岸と沖合の区分は不明瞭で、仔魚が遠くまで分散する必要はないと考えられる。

初期餌料と食性の変化

洗足池では、クロダハゼとヌマチチブの初期仔魚の主な初期餌料はカイアシ類のノープリウス期幼生や特定のワムシ類（ミジンコワムシ *H. mira* とツボワムシ *B. calyciflorus*）であった。

Siefert (1972)は、小型のミジンコ類やワムシ類があらゆる種の淡水性の初期仔魚の餌料として主に利用されるとしているが、洗足池ではミジンコ類は *S. crystallina* が出現するのみであり、本種は体幅が大きいため（Table 3-2）体長<5 mm の仔魚はあまり利用していなかった。しかもその密度はノープリウス期幼生と比べて低かった（Table 3-2）。また、ワムシ類のカメノコウワムシ *Keratella* sp., ウシロヅノツボワムシ *B. forficula*, ツノワムシ *S. diversicornis* は高密度で出現したが（Table 3-2）、これらはクロダハゼとヌマチチブにはほとんど利用されなかった（Table 3-1）。これらが仔魚に好まれなかつ

た原因については不明であるが、カメノコウワムシ *Keratella* sp. はワムシ類の中でも特に小さく、ウシロヅノツボワムシ *B. forficula* は刺状突起が長い割に体が小さい（被甲長が短い）（水野・高橋 2000）ことから摂餌効率が劣っていることが考えられる。また、ツノワムシ *S. diversicornis* は被甲の前縁と後縁に長く大きい刺状突起を持つために摂餌しにくい上に、被甲の長さや幅がほぼ同じであるツボワムシ *B. calyciflorus* と比べると体の厚みがないため摂餌効率が劣ると考えられる。さらに、ワムシ類はノープリウス期幼生に比べて仔魚の発育に必要な栄養素が乏しいとされる（Toledo et al. 1999）。したがって、洗足池でハゼ科の初期仔魚が、ノープリウス期幼生を好んで摂餌し、ワムシ類はごく限られた時期に、一部の種のみを摂餌していたことは、環境中の利用可能な餌料生物の種組成や栄養的な優劣を反映した現象であるのかもしれない。

洗足池では、クロダハゼ仔魚の主要な餌が、体長 3 mm 前後でワムシ類からノープリウス期幼生へ、体長 5 mm 前後でミジンコ類の *S. crystallina* へと変化した。ヌマチチブ仔魚の場合は、ノープリウス期幼生は一貫して摂餌され続け、ワムシ類が徐々に *S. crystallina* へと置き換わっていった。また、本研究ではこれらのハゼ科仔魚が、成長に伴い口の幅が増大したが、それと同時により大きな餌を選択するようになり、摂餌量も増すことも確かめられた。このような仔魚の食性の変化は、仔魚の口の大きさの増大（Hunter 1981）や顎骨の発達や咽頭歯の増加（Kohno et al. 1984, 1996）などの摂餌形態の発達、消化管の伸長・屈曲（Arthur 1976; 荒山ら 2003）を反映したものであると考えられた。

餌の大きさはほとんどの仔魚の餌選択性を左右する重要な因子であることが報告されている（Schmitt 1986）。仔魚の成長に伴う食性の変化として、カイアシ類のノープリウス期幼生からコペポダイト期幼生への連続的な置き換えが一般的に知られているが（Hunter 1981; Anderson 1994），本研究で見られたようなノープリウス期幼生からミジンコ類へと変わる例も数種の仔魚を用いた研究で報告されている（Young and Davis 1990; Dickmann et al. 2007; Robert et al. 2008; Murphy et al. 2012）。Sabatés et al. (2015) は、

Mullus barbatus の仔魚が、体長 8 mm 前後で主要な餌をノープリウス期幼生からミジンコ類へと置き換えていることを報告しており、これはミジンコ類が表層にパッチ状に集まるため、捕食しやすいことを理由の一部として挙げている。さらに、Sabatés et al. (2015) は、ミジンコ類が成長した仔魚の餌として利用されることの理由として、ミジンコ類の目立つ形態や、逃避能力の低さ、カイアシ類に匹敵する脂質の含有量も挙げている。

食性の季節的变化

一般的に、仔魚の摂餌成功率は環境中の利用可能な動物プランクトンの密度に左右される (Arthur 1976; Koslow et al. 1985; Young and Davis 1990)。本研究では、クロダハゼとヌマチチブの仔魚の平均消化管内容物個数と GFI が 8 月よりも 5 月に高い値を示していたが、季節に伴う密度の変化が見られたのはノープリウス期幼生だけで、8 月よりも 5 月に高密度で出現していた (Table 3-2)。一方、仔魚の餌の消化に要する時間は、水温の上昇に伴い短くなる (Brett and Higgs 1970)。洗足池の 5 月、6 月、8 月の沖合の平均水温は、それぞれ $24.6 \pm 0.6^{\circ}\text{C}$ 、 $25.3 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$ 、 $28.3 \pm 0.9^{\circ}\text{C}$ であった。これらのことから、8 月の GFI の低さの要因の一部としては、好ましい餌 (ノープリウス期幼生) が環境中に乏しいことや、水温の上昇による消化速度の増加が挙げられると考えられる。

多くの仔魚は日和見的な餌選択を行い、消化管内容物の組成は環境中の動物プランクトンの種組成とほぼ同じになるとされている (Stepien 1976; Last 1978)。洗足池のクロダハゼとヌマチチブの仔魚でもある程度この傾向があり、5 月と 6 月のノープリウス期幼生が豊富な時期にはこれを主に摂餌していた。したがって、5 月と 6 月は、両種の餌の重複度は高かった。しかし、環境中にノープリウス期幼生が乏しかった 8 月には、両種はそれぞれ特徴的な摂餌選択性を示した。この時期、ヌマチチブはミジンコワムシ *H. mira* を積極的に摂餌し、クロダハゼはミジンコワムシ *H. mira* を好まず、その代わりにツボワムシ *B. calyciflorus* をより多く摂餌していた (Table 3-3)。さらに、両種の餌の

重複度は8月には比較的低く、資源を分割している可能性が示唆された。Ibe et al. (2011) は、ミジンコワムシは水中で停止と急激な移動を繰り返す特徴的な遊泳をするが、この運動が視覚的に餌を探す仔魚を惹きつけていると考察している。ヌマチチブ仔魚も、ミジンコワムシ *H. mira* の動きに惹きつけられているのかもしれない。ツボワムシ *B. calyciflorus* はこのような行動は示さない分、捕食はミジンコワムシより容易であると考えられる。また、ツボワムシは体幅に対する縦幅（被甲長）、厚さが大きいいため体積が大きく、効率のいい餌であると考えられる。このため、両種は餌の選択基準が異なり、ヌマチチブ仔魚は動きが特徴的な餌を、クロダハゼ仔魚は大きな餌をそれぞれ積極的に摂餌していたものと考えられる。

結論

上述のように、クロダハゼ仔魚とヌマチチブ仔魚は似た食性を示すが、成育場所をずらしたり、餌資源が限られる時期には餌組成もわずかにずらすことで種間競争を防いでいると考えられた。しかし、本研究では両種の種間競争を示唆する決定的な証拠は見出せなかった。両種の初期仔魚の共存機構は複雑であると考えられるが解明するには、今後、仔魚とその餌、仔魚の捕食者の存在など、あらゆる観点からの実験が必要であると考えている。

第4章 霞ヶ浦北浦における沖合と沿岸の仔魚の分布および食性

4-1 はじめに

茨城県南東部から千葉県北東部に位置する霞ヶ浦（西浦，北浦，外浪逆浦，北利根川，鰯川，常陸利根川の各水域の総体）では，古くからワカサギ *Hypomesus nipponensis* やシラウオ *Salangichthys microdon*，ハゼ科魚類が主に漁獲されてきた（坂本 1980）．しかし，ワカサギとシラウオの資源量は年によって大きく変動（久保田 2002）し，ハゼ科魚類の資源量は減少傾向にある（富永ら 2013）ことから，漁業者は安定した漁業経営が難しい状況にある．また，本水域は多様な魚類が生息し（加瀬林 2004），さらに全国的に見ても在来のタナゴ類の重要な生息地である（君塚 1993；浜田 2000；諸澤・藤岡 2007）．しかし，近年の霞ヶ浦総合開発事業で湖岸築堤によって岸辺は人工護岸化され（浜田 2000），さらに外来種が増加している（遠藤ら 2015；根本 1995；野内ら 2008；半澤ら 2004；諸澤・藤岡 2007）こと等により，在来魚の生息環境の悪化が危惧されている．

ワカサギの資源量の年変動については，孵化直後の仔魚の初期餌料の量と直接的に関連付けられる可能性が示唆されている（熊丸 2003）．一方で，ワカサギの仔魚と同様に，沖合で生活するシラウオの仔魚やハゼ科魚類の仔魚に関しては，摂餌生態を詳細に調べた事例はない．そのため，これらの魚種がワカサギと同様に初期餌料の量の影響を受けるのか，また，同時期に出現する仔魚の種間で餌資源を巡る潜在的な競合関係が存在するのか，といったことについては明らかにされていない．また，これらの仔魚期を沖合で過ごす種以外の仔魚については，初期餌料のみならず，詳細な生活場所も明らかになっていないのが現状である．そこで，本章では，北浦の沖合に出現する仔魚の食性と環境中の餌生物の量や組成との関係を調査し，種間での摂餌生態の差異を明らかにした．さらに沿岸に出現する仔魚については，沿岸帯の中のどのような環境に出現するのかを明らかにし，一部の魚種については食性も調査した．

4-2 沖合の調査

4-2-1 材料と方法

調査地 茨城県南東部に位置する北浦は、霞ヶ浦を構成する湖の一つであり、面積は 36 km²、湖岸線は 75 km、平均水深は 4 m、最大深度は 7 m である (Fig. 4-1)。かつて北浦は湖の干満の影響を受ける感潮湖であったが、治水と塩害防止を目的として建設された常陸川水門が 1963 年に完成し、潮汐に伴う水位変動が失われた。また、1971 年からの霞ヶ浦総合開発事業によって、湖のほぼ全周が垂直に切り立ったコンクリート護岸で築堤され、かつて普通に見られたヨシ帯は激減した。近年では、富栄養化に伴う水質汚濁が発生し、魚貝類の酸欠死が確認されることもある。本研究では、北浦の全域の沖帯に、南北方向にほぼ等間隔に 10 定点 (St. 1-10, 水深約 1.9-7.0 m) を設けた (Fig. 4-1)。

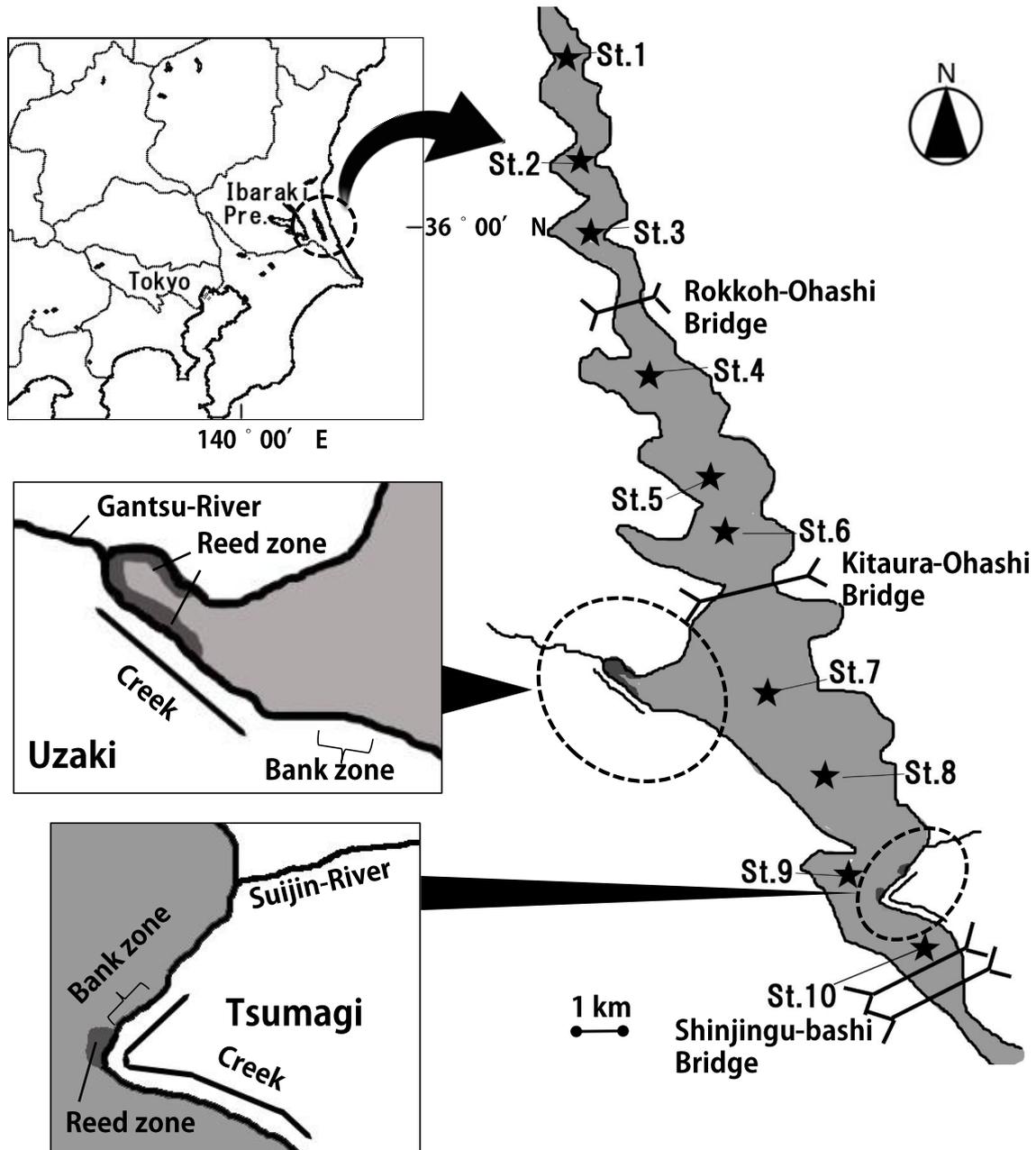


Fig. 4-1 Map showing study sites (★, ○) in Kitaura. ★ indicating sampling stations in the limnetic zone. ○ indicating sampling areas in the littoral zone.

仔稚魚および動物プランクトンの採集 2015年4月下旬と6月中旬に1回ずつ、北浦の全域の沖帯に設けた10定点 (St. 1-10) において、仔稚魚の採集と動物プランクトンの採集および環境項目の測定を行った。

仔稚魚は、各定点において濾水計を付けた稚魚ネット（口径 1 m, 濾過部側長 2.65 m, 目合 500 μm ）を表層（水深 1 m）と中層（4 m）で 135.0–259.9 m 水平曳きして採集した（中層曳きは湖心付近の St. 4–8 のみ）。1 曳網当たりの濾水量は 106.0–204.0 m^3 であった。採集した魚類はその場でただちに 10%ホルマリン溶液で固定した。標本は中村（1969）と沖山（2014）に従って種の同定を行ったあと、個体数と体長（Body length, BL）を計数・計測した。

動物プランクトンは、仔魚の採集の直前にジュディ型淡水用中層ネット（口径 0.25 m, 濾過部側長 2 m, 目合 75 μm ）を 2 m 鉛直曳きして採集した。採集物は現場でただちに 5%中性ホルマリン溶液で固定した。動物プランクトンについては、生物顕微鏡下においてできるだけ下位の分類群まで同定し、それぞれの分類群の個体数を計数した。

動物プランクトンの採集と同時に、表層と中層における水温、濁度、DO を測定した。測定には HORIBA 社製の多項目水質計を用いた。

仔魚の食性 4月に採集された仔稚魚のうち、ワカサギ 64 個体（体長 5.5–17.8 mm）、シラウオ 31 個体（5.4–18.2 mm）、ヨシノボリ類 *Rhinogobius* sp. 30 個体（体長 3.6–5.4 mm）を、また6月に採集された仔稚魚のうち、ヨシノボリ類 16 個体（体長 4.5–11.6 mm）、ヌマチチブ *Tridentiger brevispinis* 54 個体（体長 4.5–12.0 mm）を用い、体長階級、採集地点、および種間での食性の差異について調べた。

実体顕微鏡下で仔魚の体長と口幅を 0.01 mm の精度で計測したあとに、消化管を摘出した。直線状の消化管をもつ仔魚については消化管全体の内容物を、また、消化管が屈曲を開始している仔魚については、食道から第一屈曲部までの内容物をそれぞれ調査した。できるだけ下位の分類群にまで同定した消化管内容物については、顕微鏡の接眼レンズに取り付けたデジタルマイクروسコープ（Dino-Eye, ANMO 社）により体幅を測定し、分類群ごとの個体数を調べた。さらに、消化管内容物を 1×1 mm のグリッドパター

ンの入ったスライド（離合社製）に厚みを 0.2–1.0 mm に均して広げ、Dino-Eye により各餌生物の体積を調べ、分類群ごとの合計体積を求めた。

各餌料生物の消化管内容物中に占める重要性について調べるために、各餌項目の消化管内容物に占める平均個数百分率（percentage number, %N）を、摂餌強度の指標として消化管充満度指数（gut fullness index, GFI）をそれぞれ算出した。算出方法については第 3 章で記述した通りである。

特定の体長階級の仔魚の消化管内容物組成の重複度を魚種間で比べる際には、重複度指数（Schoener index 1970）を、仔魚の餌選択性を調べる際には Vanderploeg and Scavia's relativized electivity index (E^*) (Vanderploeg and Scavia 1979) をそれぞれ用いた。計算式は第 3 章で記述した通りである。

統計処理 仔魚の口幅、消化管内容物の体幅および個数について、体長階級間で違いがあるかどうかを、一元配置分散分析で明らかにした（消化管内容物の個数については、検定を行う前に対数変換（ $\log(x+1)$ ）を行った）。有意差があった場合には、どの体長階級間で違いがあるのかを多重比較法（Scheffe's post hoc test）によって調べた。

仔魚の体長階級間で、主要な餌項目の %N に違いがあるかどうかを検討する際、得られたデータについて対数変換や逆正弦変換（ $\arcsin\sqrt{\quad}$ ）などを行っても等分散性が得られなかったため、ノンパラメトリック統計手法である Kruskal-Wallis test を用いて検定を行った。有意差があった場合には、どの体長階級間で違いがあったのかを、多重比較法（Steel-Dwass test）によって検討した。標本数が 2 つである場合には Mann-Whitney U test を用いて検定を行った。

特定の体長階級の仔魚の GFI と餌個体数を魚種および水域間で比較する際には、一元配置分散分析を、%N を魚種および水域間で比較する際には Kruskal-Wallis test を用いて違いがあるかどうかを検討した。有意差があった場合には、どの体長階級間で違いが

あったのかを，多重比較法（Steel-Dwass test）によって検討した．標本数が2つである場合には Mann-Whitney U test を用いて検定を行った．

4-2-2 結果

4-2-2-1 4月の調査

4-2-2-1-1 水質

水深は，鹿行大橋から北側（St. 1-3；以降「北部」）では全体的に5 m以浅であったが（水深1.9-3.5 m），鹿行大橋から南側（St. 4-10；以降「南部」）では，南端のSt.9（水深3.0 m）とSt. 10（水深2.6 m）を除いて，5 m以深（水深5.0-7.0 m）であった（Fig. 4-2）．

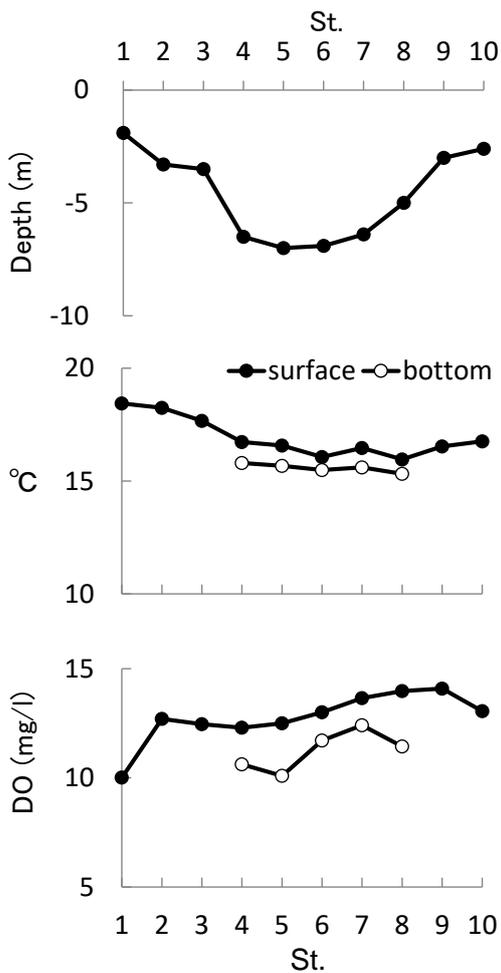


Fig. 4-2 Water depth, temperature and dissolved oxygen (DO) in each station in the limnetic zone in Kitaura in April 2015.

表層水温は、鹿行大橋から北側 (St.1-3) では 17.7-18.4°C, 南側 (St.4-10) では 16.0-16.8°C であり, 北側の方がやや水温が高かった. 中層水温 (St.4-8) は, 15.3-15.8°C で, 表層水温よりやや低かった. 表層の DO は, St. 2-10 では 12.3-14.1 mg/L で, St. 1 ではこれらよりやや低い 10.0 mg/L であった. 中層の DO は, 10.1-12.4 mg/L で, 表層の同地点より低い傾向が見られた.

4-2-2-1-2 仔魚の空間分布と体長組成

ワカサギ 318 個体, シラウオ 586 個体, ヨシノボリ類の一種 175 個体, ウキゴリ *Gymnogobius urotaenia* 63 個体が採集された. 採集された魚類の個体数密度と体長組成を Fig. 4-3 と Figs. 4-4, 4-5, 4-6, 4-7 に示した.

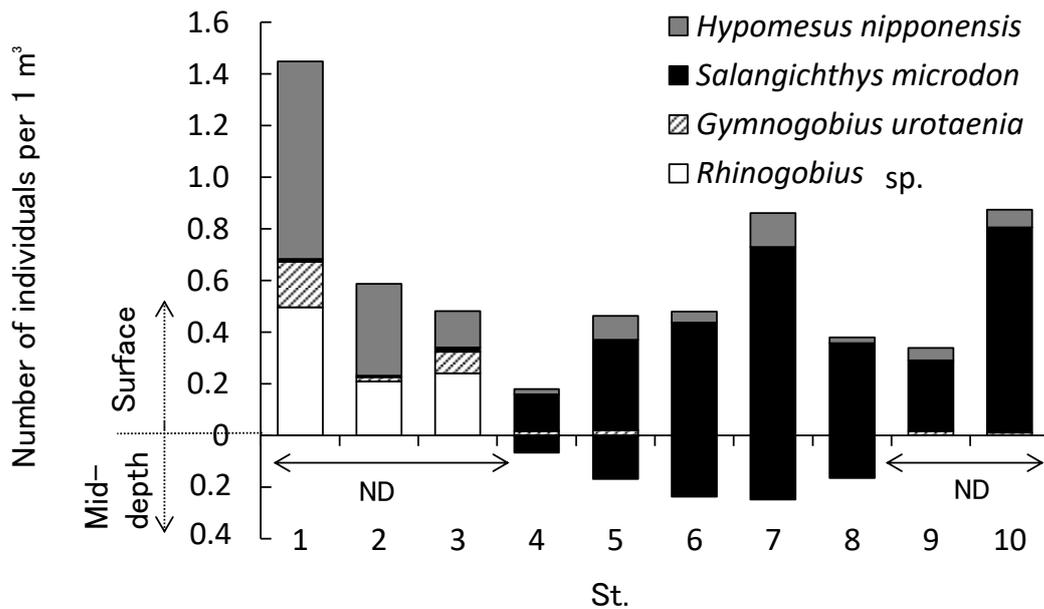


Fig.4-3 Number of fish individuals per 1 m³ in each station in the limnetic zone in Kitaura in April 2015.

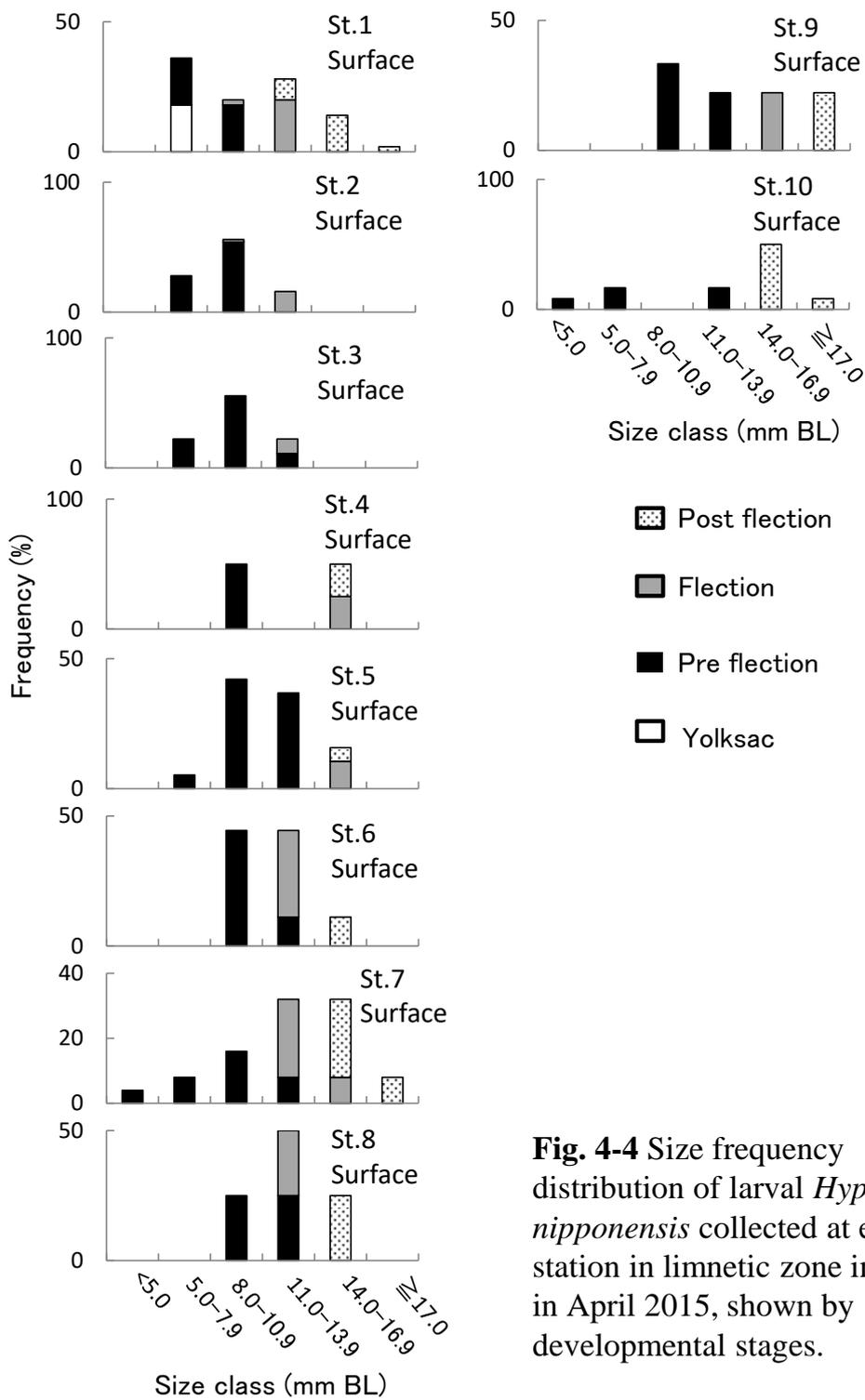


Fig. 4-4 Size frequency distribution of larval *Hypomesus nipponensis* collected at each station in limnetic zone in Kitaura in April 2015, shown by developmental stages.

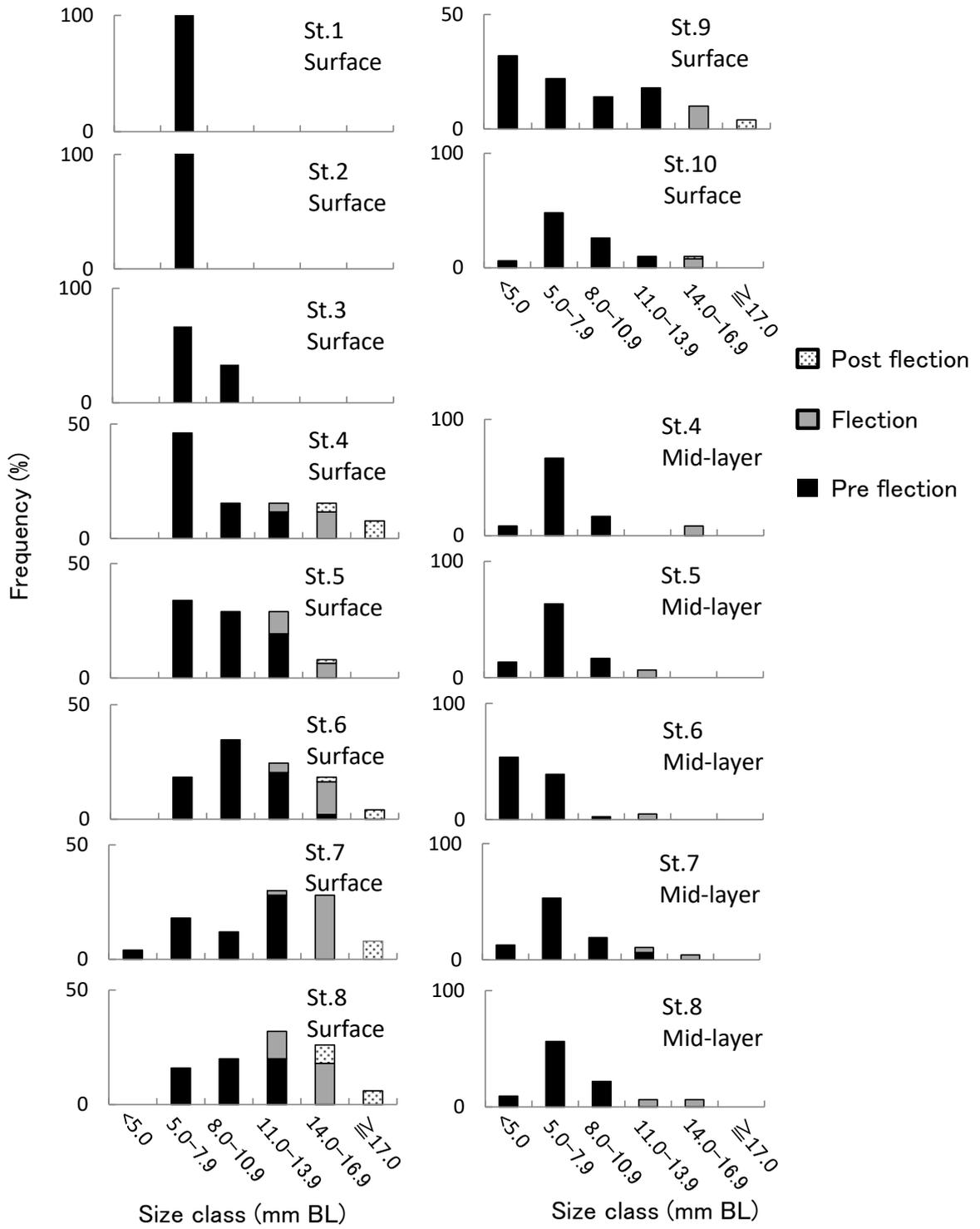


Fig. 4-5 Size frequency distribution of larval *Salangichthys microdon* collected at each station in the limnetic zone in Kitaura in April 2015, shown by developmental stages.

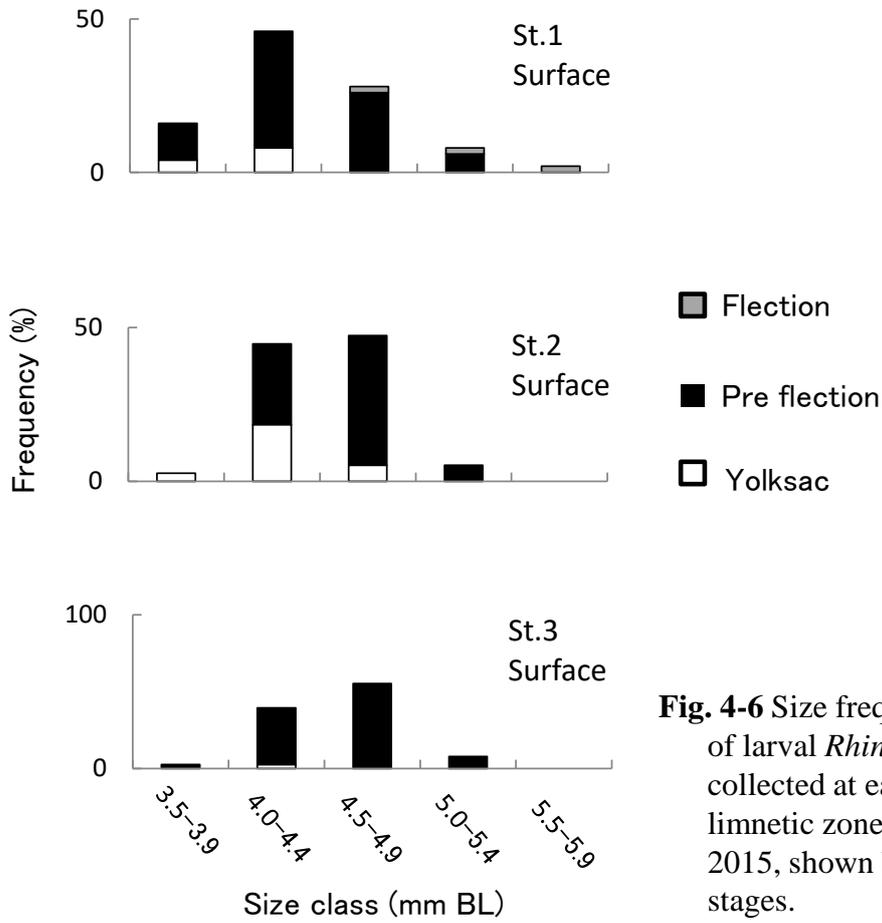


Fig. 4-6 Size frequency distribution of larval *Rhinogobius* sp. collected at each station in the limnetic zone in Kitaura in April 2015, shown by developmental stages.

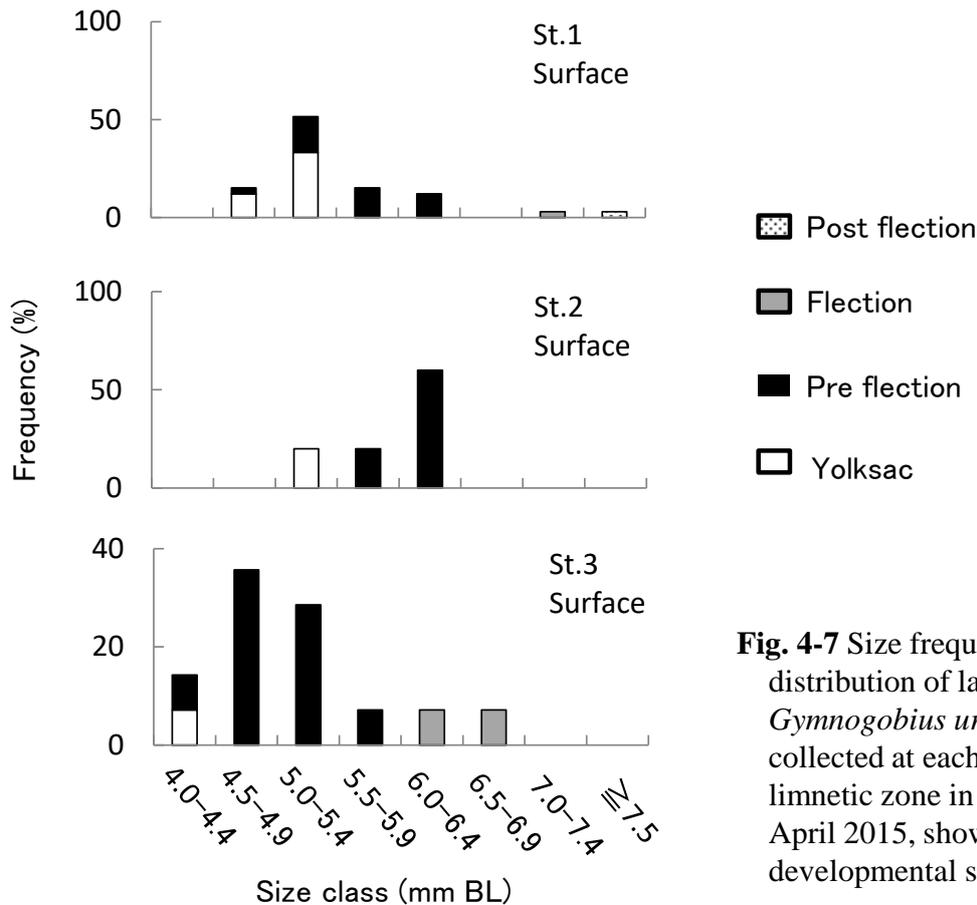


Fig. 4-7 Size frequency distribution of larval *Gymnogobius urotaenia* collected at each station in the limnetic zone in Kitaura in April 2015, shown by developmental stages.

ワカサギの個体数密度は、St. 1 で他地点と比べて高く (0.77 ind. /m³) , St. 2 (0.36 ind. /m³) , St. 3 (0.14 ind. /m³) と南下するにつれて低下した (Fig. 4-3) . 南部の表層では個体数密度はさらに低く、0.02–0.13 ind. /m³であった。中層 (南部の St. 4–8) では全く出現しなかった。北部では体長 5.0–17.5 mm, 南部の表層では体長 4.1–18.1 mm の仔魚が採集され、いずれの水域でも採れた個体の大半が上屈前仔魚であった。卵黄嚢仔魚は St. 1 のみ、上屈前仔魚は全ての表層水域、上屈仔魚は St. 10 以外の表層水域、上屈後仔魚は St. 2 と St. 3 以外の表層水域で採集された (Fig. 4-4) .

シラウオの個体数密度は、北部表層では 0.01–0.02 ind. / m³, 南部の表層では 0.14–0.79 ind. / m³, 南部の中層では 0.06–0.25 ind. / m³であり、南部の表層でもっとも高かった (Fig. 4-3) . 北部では体長 5.3–8.4 mm, 南部の表層では体長 3.8–19.5 mm, 南部の中層では体長 4.3–15.8 mm の仔魚が採集され、いずれの水域でも採れた個体の大半が上屈前仔魚

で、卵黄囊仔魚は採集されなかった (Fig. 4-5) . 北部では上屈前仔魚のみが採集されたのに対して、南部の表層では上屈前仔魚、上屈仔魚、上屈後仔魚が、南部の中層では上屈前仔魚と上屈仔魚が採集された。

ヨシノボリ類は北部のみで出現し、St.1での個体数密度 (0.50 ind./m³) は St.2 (0.21 ind./m³) と St.3 (0.24 ind./m³) よりも高かった (Fig. 4-3) . 卵黄囊仔魚と上屈前仔魚は北部の全ての水域で採集され、上屈仔魚は St. 1 のみで採集された (Fig. 4-6) . 上屈後仔魚は採集されなかった。

ウキゴリは北部と南部の St. 4, 5, 9, 10 で出現したが、St. 1 と St. 3 以外ではごく低密度だった (Fig. 4-3) . 卵黄囊仔魚から上屈後仔魚までが採集されたが、上屈前仔魚が多かった (Fig. 4-7) .

4-2-2-1-3 仔魚の食性

ワカサギ 64 個体中 57 個体、シラウオ 31 個体中 30 個体、ヨシノボリ類 30 個体中 22 個体から消化管内容物が確認された (Table 4-1) .

ワカサギの消化管からはカイアシ類のノープリウス期幼生、カイアシ類のコペポダイト期幼生もしくは成体、ミジンコ類の一種 (ゾウミジンコ *Bosmina longirostris*) , ワムシ類 (コガタツボワムシ *Brachionus angularis*, ツボワムシ *Brachionus calyciflorus*, ミツウデワムシ属の一種 *Filinia* sp., カメノコウワムシ属の一種 *Keratella* sp., ネズミワムシ類 *Trichocercidae*, ハネウデワムシ *Polyarthra vulgaris*, ワムシ類の卵) が確認され、それらの割合はそれぞれ 68.3%, 14.3%, 0.4%, 17.0%であった (Table 4-1) . シラウオの消化管からはカイアシ類のノープリウス期幼生、カイアシ類のコペポダイト期幼生・成体、ワムシ類 (*Lecane* sp.) , イサザアミ (*Neomysis awathchensis*) が確認され、それらの割合はそれぞれ 66.5%, 32.5%, 0.5%, 0.5%であった (Table 4-1) . ヨシノボリ類の消化管からはノープリウス期幼生とワムシ類 (*Brachionus angularis* と *Filinia* sp.) が確認され、それらの割合は 93.1%と 6.9%であった (Table 4-1) .

Table 4–1 Percentage number (%N) of each food item in the diet of larval *Hypomesus nipponensis*, *Salangichthys microdon* and *Rhinogobius* sp.

Food item	<i>H. nipponensis</i>	<i>S. macrochirus</i>	<i>Rhinogobius</i> sp.
Copepods			
Nauplius	68.3	66.5	93.1
Copepodite and adult	14.3	32.5	
Cladocerans			
<i>Bosmina longirostris</i>	0.4		
Rotifers			
<i>Brachionus angularis</i>	0.4		2.9
<i>Brachionus calyciflorus</i>	1.7		
<i>Filinia</i> sp.	0.2		4.0
<i>Keratella</i> sp.	0.4		
Trichocercidae spp.	0.2		
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0.4		
<i>Lecane</i> sp.		0.5	
Rotiferan eggs	13.6		
Mysida			
<i>Neomysis awathchensis</i>		0.5	
Numbers of fish examined	64	31	30
Numbers of fish with food	57	30	22
Feeding incidence	89.1	96.8	73.3

ワカサギとシラウオの口幅は体長階級により有意に異なり (Fig. 4-8, 一元配置分散分析, ワカサギ, $F_{4,46} = 124.0, P < 0.001$; シラウオ, $F_{4,26} = 80.3, P < 0.001$) , 成長とともに有意に増加した (Scheffé test, $P < 0.05$) . 餌の体幅も, 両種ともに体長階級により有意に異なり (Fig. 4-8, 一元配置分散分析, ワカサギ, $F_{4,454} = 13.0, P < 0.001$; シラウオ, $F_{4,196} = 17.2, P < 0.001$) , 成長とともに有意に増加した (Scheffé test, $P < 0.05$) が, ワカサギの方がシラウオよりも増加の速度は緩やかな傾向があった. ワカサギとシラウオの消化管内容物中の餌個体数は体長階級により有意に異なった (Fig. 4-8, 一元配置分散分析, ワカサギ, $F_{4,59} = 18.3, P < 0.001$; シラウオ, $F_{4,26} = 76.1, P < 0.01$) . ワカサギの餌個体数は体長 8.0–10.9 mm から 14.0–16.9 mm の間で緩やかに増加し, 17.0 mm 以上では急激に増加した (Scheffé test, $P < 0.05$) . 一方, シラウオの消化管内容物個数は体長 5.0–7.9 mm から 14.0–16.9 mm にかけてはほとんど増加せず, 17.0 mm 以上で有意に増加したが (Scheffé test, $P < 0.05$) , ワカサギと比べると緩やかだった.

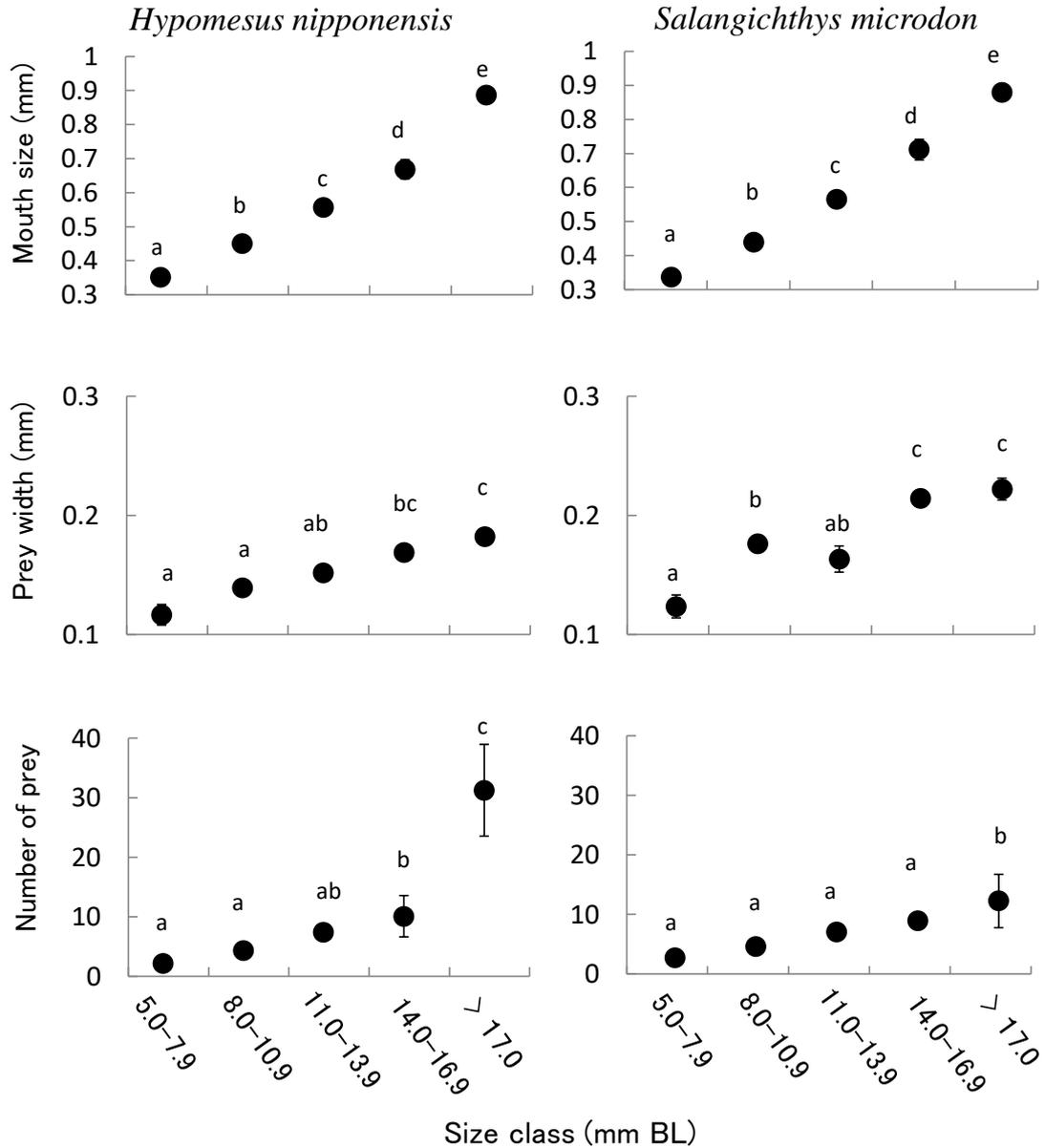


Fig. 4-8 Mean mouth size, number of prey and prey width for each size class of larval *Hypomesus nipponensis* and *Salangichthys microdon*. Bars indicate standard errors. Different letters denote significant differences within pairs of size classes ($P < 0.05$) detected by multiple comparison.

北部と南部のワカサギおよび南部のシラウオの体長階級ごとの主な餌項目の%Nを Fig. 4-9 に示した。北部のワカサギでは、ノープリウス期幼生とワムシ類の%Nについて、体長階級間で有意な差は見られなかった (Kruskal-Wallis test, ノープリウス期幼生,

$H=2.8, P>0.05$; ワムシ類, $H=0.8, P>0.05$) . コペポダイト期幼生・成体は, 体長 10.9 mm 以下と 14.0–16.9 mm の間で有意な差が検出された (Kruskal-Wallis test, $H=14.2, P<0.05$; Steel-Dwass test, $P<0.05$) .

南部のワカサギでは, ノープリウス期幼生とコペポダイト期幼生・成体の%N について, Kruskal-Wallis test の結果, 体長階級間で有意差が見られ, 成長とともにノープリウス期幼生の割合が減少し, コペポダイト期幼生・成体の割合が増加する傾向が見られた (Fig. 4-9: ノープリウス期幼生, $H=9.8, P<0.05$; コペポダイト期幼生・成体, $H=9.5, P<0.05$) . しかし Steel-Dwass test では有意な差のある組み合わせは見出せなかった ($P>0.05$) . ワムシ類の%N は体長階級間での有意差は見られなかった (Kruskal-Wallis test, $H=2.3, P>0.05$) .

南部のシラウオでは, ノープリウス期幼生とコペポダイト期幼生・成体の%N が体長階級間で有意に異なり (Kruskal-Wallis test, ノープリウス期幼生, $H=18.4, P<0.05$; コペポダイト期幼生・成体, $H=18.3, P<0.05$), いずれも体長 5.0–7.9 mm と 14.0–16.9 mm, 5.0–7.9 mm と 17.0 mm 以上の組み合わせで有意な差が見られ (Steel-Dwass test, $P<0.05$), 成長とともにノープリウス期幼生の割合が減少し, コペポダイト期幼生・成体の割合が増加することが確認された (Fig. 4-9) .

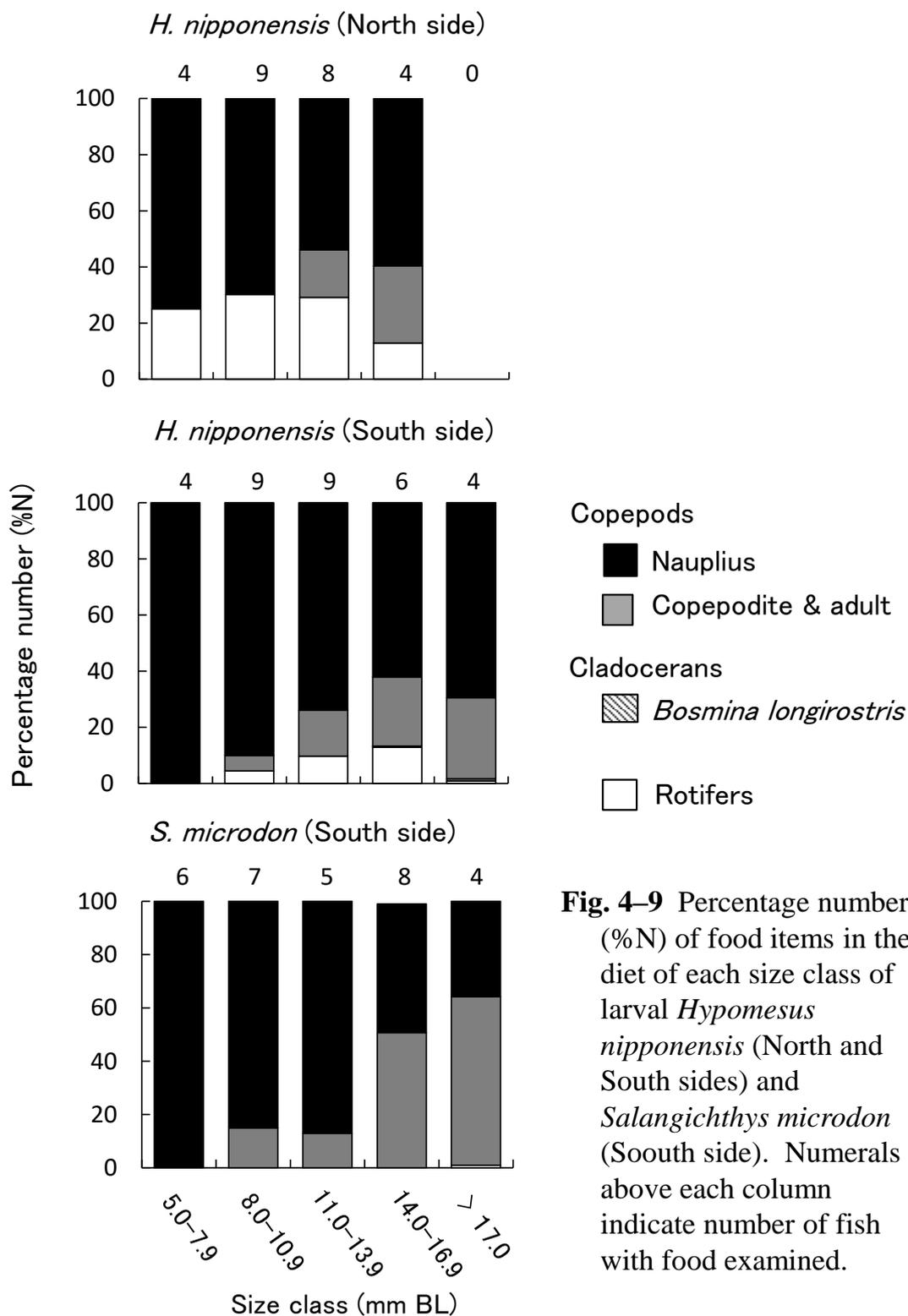


Fig. 4-9 Percentage number (%N) of food items in the diet of each size class of larval *Hypomesus nipponensis* (North and South sides) and *Salangichthys microdon* (South side). Numerals above each column indicate number of fish with food examined.

体長 8.0-13.9 mm の北部のワカサギ, 南部のワカサギ, 南部のシラウオの GFI を比較したところ, シラウオが他の 2 者と比べて高い傾向がみられたが, 3 者の間で有意な差

は見られなかった (Fig. 4-10, ANOVA, $F_{2,48}=2.83, P>0.05$) . また, 同様に 3 者の消化管内容物個数を比較したところ, 3 者の間で有意な差は見られなかった (Fig. 4-10, 一元配置分散分析, $F_{2,48}=0.09, P>0.05$) . 3 者の消化管内容物組成を比較したところ, ノープリウス期幼生とコペポダイト期幼生・成体の%N は有意な差は見られなかったものの (Fig. 4-11; Kruskal-Wallis test, ノープリウス期幼生, $H=5.3, P>0.05$; コペポダイト期幼生・成体, $H=0.4, P>0.05$) , ワムシ類の%N は 3 者の間に有意な差が見られ (Kruskal-Wallis test, $H=14.8, P<0.05$) , 北部のワカサギのワムシ類の%N が他の 2 者のワムシ類の%N と比べて有意に高かった (Steel-Dwass test, $P<0.05$) . 南部のワカサギとシラウオ, 北部のワカサギと南部のワカサギの消化管内容物組成の重複度 (Schoener index) はそれぞれ 0.92 と 0.77 で, いずれも明確な重複が見られた.

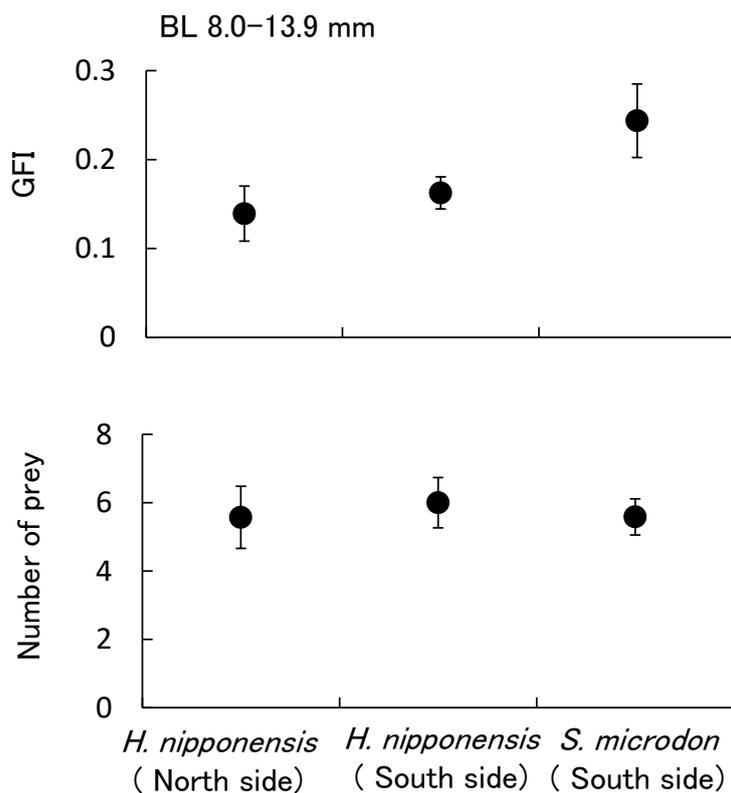


Fig. 4-10 Gut fullness index (GFI) and mean number of prey in medium sized larvae (8.0–13.9 mm BL) of *Hypomesus nipponensis* (North and South sides) and *Salangichthys microdon* (South side) . Bars indicate standard errors.

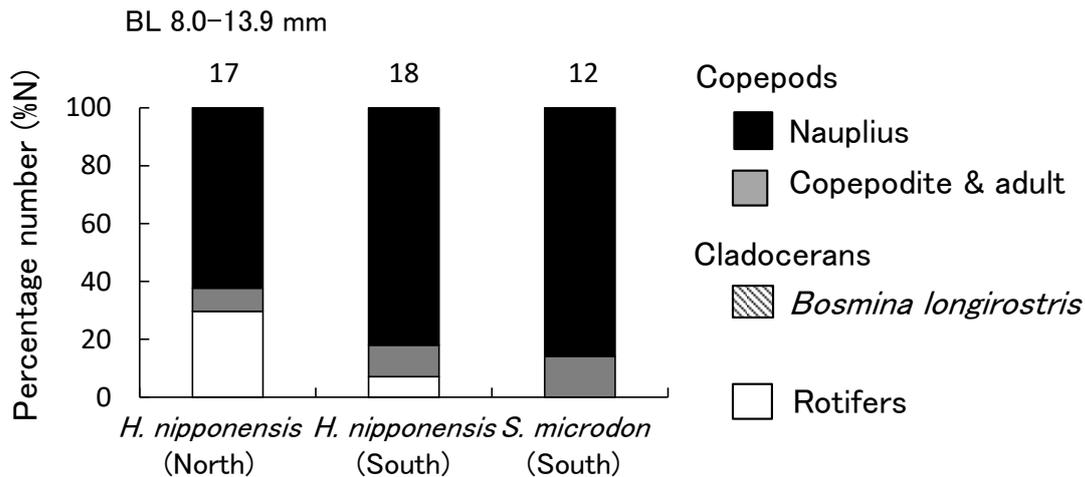


Fig. 4-11 Percentage number (%N) of food items in the diet in medium sized larvae (8.0–13.9 mm BL) of *Hypomesus nipponensis* (North and South sides) and *Salangichthys microdon*. Numerals above each column indicate number of fish with food examined.

体長 14.0 mm 以上の北部のワカサギ，南部のワカサギ，南部のシラウオの GFI を比較したところ，北部のワカサギが他の 2 者と比べて低い傾向が見られたが，3 者の間で有意な差は見られなかった (Fig. 4-12; 一元配置分散分析, $F_{2,23}=1.68, P>0.05$) . また，同様に 3 者の消化管内容物個数を比較したところ，南部のワカサギが他の 2 者と比べて多い傾向が見られたが，有意な差は見られなかった (Fig. 4-12; 一元配置分散分析, $F_{2,23}=3.30, P>0.05$) . 3 者の消化管内容物組成を比較したところ，ノープリウス期幼生とワムシ類の %N では 3 者の間で有意な差は見られなかった (Fig. 4-13; Kruskal-Wallis test, $H=4.6, P<0.05$) . コペポダイト期幼生・成体の %N では 3 者の方に有意な差が見られ (Kruskal-Wallis test, $H=8.5, P<0.05$) , シラウオが北部・南部のワカサギよりも有意に高かった (Steel-Dwass test, $P<0.05$) . 南部のワカサギとシラウオ，北部のワカサギと南部のワカサギの消化管内容物組成の重複度 (Schoener index) はそれぞれ 0.71 と 0.94 で，いずれも明確な重複が見られた.

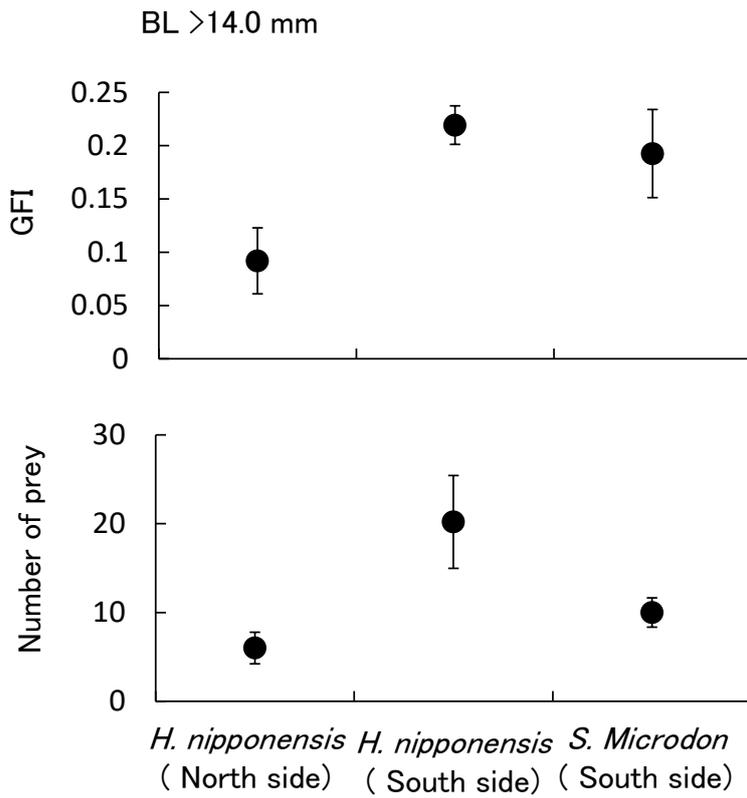


Fig. 4-12 Gut fullness index (GFI) and mean number of prey in medium sized larvae (>14.0 mm BL) of *Hypomesus nipponensis* (North and South sides) and *Salangichthys microdon* (South side). Bars indicate standard errors.

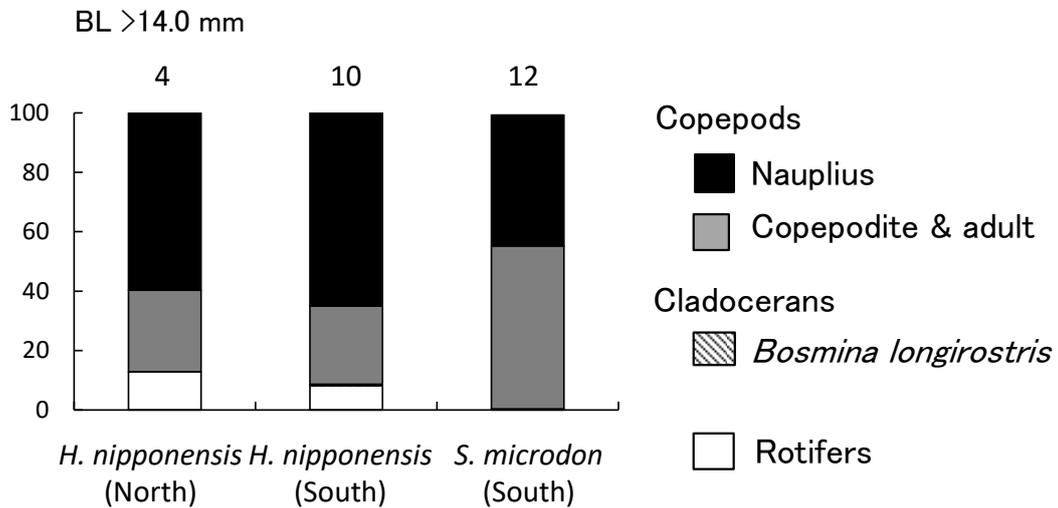


Fig. 4-13 Percentage number (%N) of food items in the diet in medium sized larvae (>14.0 mm BL) of *Hypomesus nipponensis* (North and South sides) and *Salangichthys microdon*. Numerals above each column indicate number of fish with food examined.

4-2-2-1-4 動物プランクトンの空間分布

2種類のカイアシ類（ノープリウス期幼生とコペポダイト期幼生・成体）、3種のミジンコ類（カブトミジンコ *Daphnia galeata*, ゾウミジンコ *Bosmina longirostris*, シカクミジンコ属の一種 *Alona* sp.）、8種のワムシ類（ミツウデワムシ属の一種 *Filinia* sp., アワワムシ *Pompholyx complanata*, ツボワムシ *Brachionus calyciflorus*, フクロワムシ *Asplanchna priodonta*, コガタツボワムシ *Brachionus angularis*, カメノコウワムシ属の一種 *Keratella* sp., ハネウデワムシ *Polyarthra vulgaris*, サラワムシ属の一種 *Lecane* sp.）が採集された（Table 2）。カイアシ類の密度は St. 1（ノープリウス期幼生： 10.4 ± 1.1 ind./L；コペポダイト期幼生・成体： 2.9 ± 0.5 ind./L）と St.4-9 の中層（ノープリウス期幼生： 3.8 ± 0.3 ind./L- 23.7 ind./L；コペポダイト期幼生・成体： 0.8 ± 0.4 ind./L- 3.8 ± 0.5 ind./L）で他の水域と比べて低かった（Fig. 4-14）。またノープリウス期幼生は St. 10 でもやや低かったが（ 23.4 ± 3.8 ind./L）、その他の水域の表層ではまんべんなく（ノープリウス期幼生： 50.9 ± 0.4 ind./L- 82.6 ind./L, コペポダイト期幼生・成体： 17.3 ± 2.6 ind./L- 54.1 ± 1.2 ind./L）分布していた。一方、ワムシ類の密度は北部ではカイアシ類と同程度であったが（ 62.3 ± 8.7 ind./L- 96.1 ± 8.6 ind./L）、南部では表層・中層ともに北部と比べて著しく低かった（表層： 3.8 ± 1.6 ind./L- 38.8 ± 0.4 ind./L；中層： 4.6 ± 0.7 ind./L- 7.2 ± 1.7 ind./L）。

Table 4–2 Mean individual numbers (\pm standard error) and body width of each prey organisms collected in the limnetic zone of Kitaura in April 2015 , shown by sampling layers and stations

Prey organism	Number of individuals per 1L									
	Body width (μ m)	Surface								
		St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6	St. 7	St. 9	St. 10
Copepods										
Nauplius	88.0 \pm 2.8	10.4 \pm 1.1	82.6 \pm 3.3	60.8 \pm 1.6	71.5 \pm 2.5	57.6 \pm 4.9	51.9 \pm 0.4	50.9 \pm 4.3	65.7 \pm 4.4	23.4 \pm 3.8
Copepodite and adult	300.6 \pm 9.9	2.9 \pm 0.5	17.3 \pm 2.6	28.3 \pm 1.2	31.1 \pm 3.1	54.1 \pm 1.2	34.9 \pm 2.7	43.4 \pm 4.1	29.1 \pm 0.6	20.1 \pm 1.2
Cladocera										
<i>Daphnia galeata</i>	324.7 \pm 13.5	0	0	0	0.2 \pm 0.2	0	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0.4 \pm 0.3	0.1 \pm 0.1
<i>Bosmina longirostris</i>	211.8 \pm 12.6	5.2 \pm 0.9	10.4 \pm 1.2	7.1 \pm 0.7	2.8 \pm 0.9	7.9 \pm 1.6	5.1 \pm 0.4	7.5 \pm 0.4	4.4 \pm 0.6	6.9 \pm 0.4
<i>Alona</i> sp.	268.9 \pm 14.8	0	0.4 \pm 0.1	0	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1	0
Rotifers										
<i>Filinia</i> sp.	77.3 \pm 1.2	9.2 \pm 4.0	55.2 \pm 6.9	41.6 \pm 2.7	11.5 \pm 0.7	0.6 \pm 0.4	2.2 \pm 0.7	1.2 \pm 0.5	1.8 \pm 0.8	0.2 \pm 0.1
<i>Pompholyx complanata</i>	43.9 \pm 0.6	38.4 \pm 8.1	19.4 \pm 6.9	4.7 \pm 0.4	12.1 \pm 0.4	0.6 \pm 0.6	4.2 \pm 0.6	0.7 \pm 0.4	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i>	172.3 \pm 4.2	8.3 \pm 0.5	8.8 \pm 0.4	10.2 \pm 2.3	0.3 \pm 0.2	0.4 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0	0.3 \pm 0	0.4 \pm 0.3
<i>Asplanchna priodonta</i>	286.3 \pm 10.5	0.3 \pm 0.2	1.5 \pm 0.2	5.7 \pm 0.7	9.3 \pm 0.7	7.3 \pm 0.6	2.6 \pm 0.4	1.2 \pm 0.5	1.0 \pm 0.6	3.5 \pm 0.4
<i>Brachionus angularis</i>	106.8 \pm 8.5	2.9 \pm 0.7	7.1 \pm 0.9	6.7 \pm 0.7	3.5 \pm 0.4	0.5 \pm 0.4	1.1 \pm 0.3	1.1 \pm 0.2	0	0.4 \pm 0.2
<i>Keratella</i> sp.	62.2 \pm 3.1	0.4 \pm 0.3	1.2 \pm 0.5	0.3 \pm 0.2	0.5 \pm 0.2	0.2 \pm 0.1	0.7 \pm 0.4	0.3 \pm 0	0.5 \pm 0.3	0
<i>Polysartha vulgaris</i>	75.5 \pm 2.6	2.5 \pm 0.9	2.4 \pm 0.6	7.0 \pm 2.5	1.6 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0.5 \pm 0.3	0.8 \pm 0.1	0	1.0 \pm 0.2
<i>Lecane</i> sp.	61.8 \pm 1.2	0.3 \pm 0.2	0	0	0	0	0	0	0	0
		Number of individuals per 1L								
		Middle layer								
Prey organism		St. 4	St. 5	St. 6	St. 7					
Copepods										
Nauplius	3.8 \pm 0.3	5.6 \pm 0.4	15.1 \pm 1.6	23.7 \pm 2.2						
Copepodite and adult	0.8 \pm 0.4	3.8 \pm 0.5	0.9 \pm 0.4	3.5 \pm 0.6						
Cladocera										
<i>Daphnia galeata</i>	0	0	0	0.1 \pm 0.1						
<i>Bosmina longirostris</i>	0.4 \pm 0.1	1.2 \pm 0.5	0.9 \pm 0.4	3.5 \pm 0.6						
<i>Alona</i> sp.	0	0	0	0						
Rotifers										
<i>Filinia</i> sp.	1.4 \pm 0.5	0.2 \pm 0.1	1.1 \pm 0.4	1.4 \pm 0.3						
<i>Pompholyx complanata</i>	5.0 \pm 1.3	4.8 \pm 0.7	1.3 \pm 0.4	1.3 \pm 0.9						
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0	0.1 \pm 0.1	0	0						
<i>Asplanchna priodonta</i>	0	0	0.1 \pm 0.1	0.2 \pm 0.1						
<i>Brachionus angularis</i>	0.1 \pm 0.1	0.2 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0.2 \pm 0.2						
<i>Keratella</i> sp.	0.1 \pm 0.1	0.2 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0.4 \pm 0.1						
<i>Polysartha vulgaris</i>	0.6 \pm 0.2	0.6 \pm 0.4	1.8 \pm 0.2	3.3 \pm 0.6						
<i>Lecane</i> sp.	0	0	0	0						

* For stations, see Fig. 4–1.

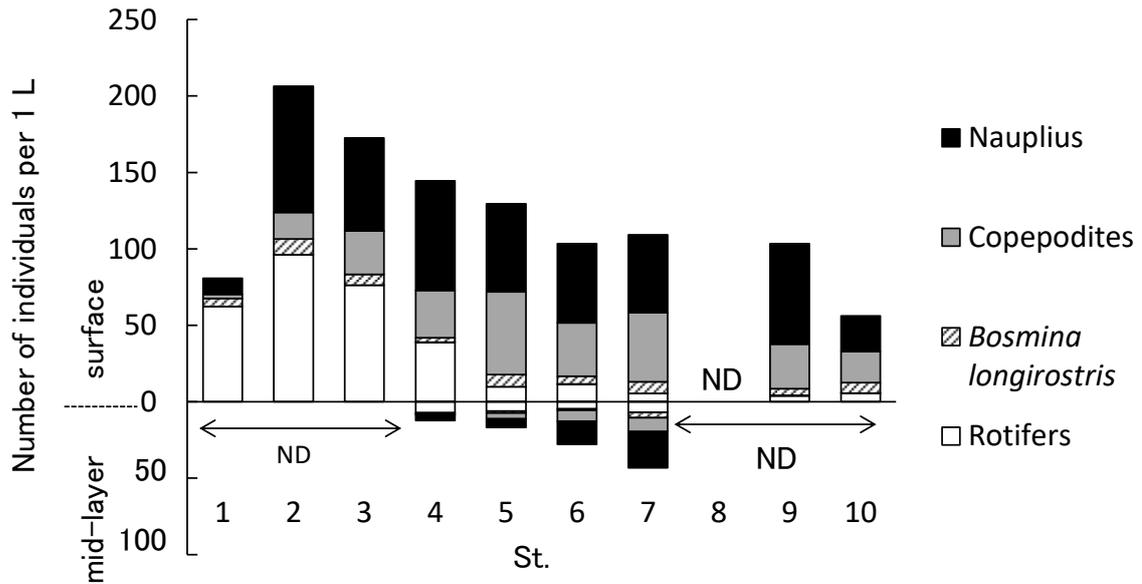


Fig. 4-14 Number of zooplankton per 1 m³ collected in each station in the limnetic zone in Kitaura in April 2015.

4-2-2-1-5 仔魚の餌選択性

体長 8.0–13.9 mm の北部のワカサギ, 南部のワカサギ, 南部のシラウオの餌選択性を調べたところ, 北部のワカサギはノープリウス期幼生に正の選択性, ミジンコ類に負の選択性を示していた (Table 4-3) . 南部のワカサギはノープリウス期幼生に正の選択性, コペポダイト期幼生・成体とミジンコ類に負の選択性を示した. 南部のシラウオは, ノープリウス期幼生に正の選択性, ミジンコ類とワムシ類に負の選択性を示した.

体長 14.0 mm 以上の北部のワカサギ, 南部のワカサギ, 南部のシラウオの餌選択性を調べたところ, 北部のワカサギはノープリウス期幼生とコペポダイト期幼生に正の選択性, ミジンコ類とワムシ類には負の選択性を示した (Table 4-3) . 南部のワカサギはノープリウス期幼生に正の選択性を示し, それ以外の餌には負の選択性を示した. 一方, シラウオはコペポダイト期幼生・成体に正の選択性, ミジンコ類とワムシ類に負の選択性を示した.

Table 4-3 Vanderploeg and Scavia's (1979) electivity index (E) for major prey organisms in the gut contents of larval *Hypomesus nipponensis* (north and south sides) and *Salangichthys microdon* (south side)

BL 8.0-13.9 mm

Prey organism	<i>Hypomesus nipponensis</i>		<i>Salangichthys microdon</i>
	North	South	
Nauplius	0.40	0.43	0.52
Copepodites	-0.03	-0.33	-0.09
Cladocera	-1.00	-1.00	-1.00
Rotifers	-0.16	-0.03	-1.00

BL >14.0mm

Prey organism	<i>Hypomesus nipponensis</i>		<i>Salangichthys microdon</i>
	North	South	
Nauplius	0.38	0.34	0.24
Copepodites	0.53	-1.00	0.51
Cladocera	-1.00	-1.00	-1.00
Rotifers	-0.52	-1.00	-0.90

4-2-2-2 6月の調査

4-2-2-2-1 水質

表層水温は, St. 1 (26.1 °C) から St. 8 (23.7 °C) に南下するにつれて下がり, St. 9 と St. 10 で再びやや上昇 (約 24.5 °C) する傾向が見られた (Fig. 4-15) . 中層水温も St. 4 (25.0 °C) から St. 8 (23.6 °C) に南下するにつれて下がる傾向が見られた. St. 4 から St. 8 の同地点の表層水温と中層水温には差はほとんど見られなかった. 表層の DO は, St. 8 (11.7 mg/L) を除く全ての水域で 15 mg/L 以上で非常に高かった. 中層の DO は

表層と比べると低かったものの、全ての水域で 10 mg/L 以上で、St. 4 (16.2 mg/L) から St. 8 (10.5 mg/L) に南下するにつれて低下した。

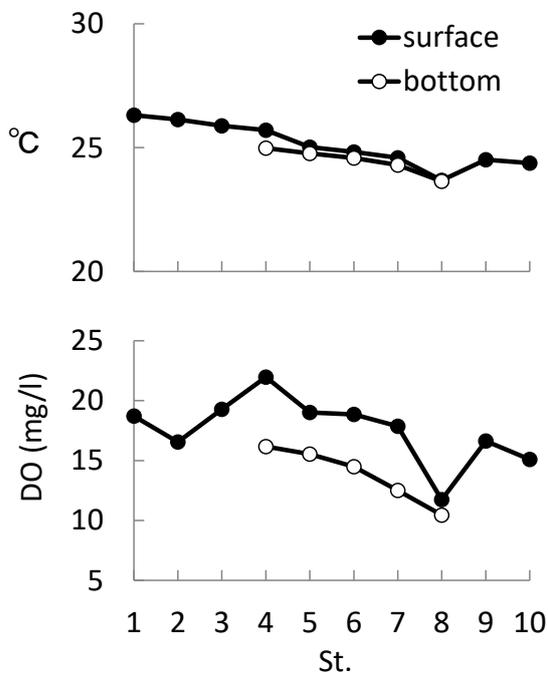


Fig. 4-15 Water temperature and DO in each station in the limnetic zone in Kitaura in June 2015.

4-2-2-2-2 仔稚魚の空間分布と体長組成

ヌマチチブ *Tridentiger brevispinis* 15743 個体, ヨシノボリ類の一種 *Rhinogobius* sp. 1153 個体が採集された. 採集された魚類の個体数密度と体長組成を Fig. 4-16 と Figs. 4-17, 4-18 に示した.

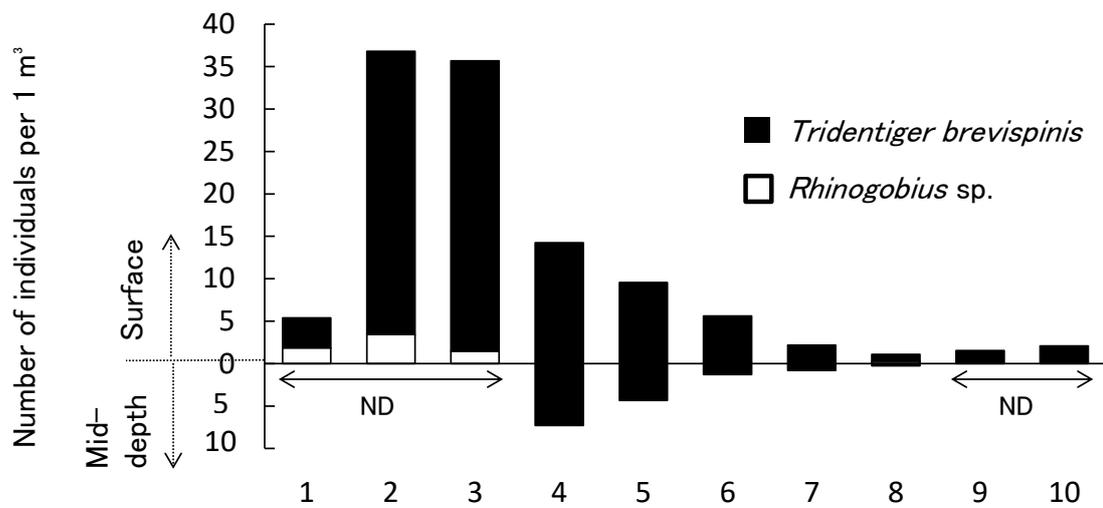


Fig. 4-16 Number of fish individuals per 1 m³ in each station in the limnetic zone in Kitaura in June 2015.

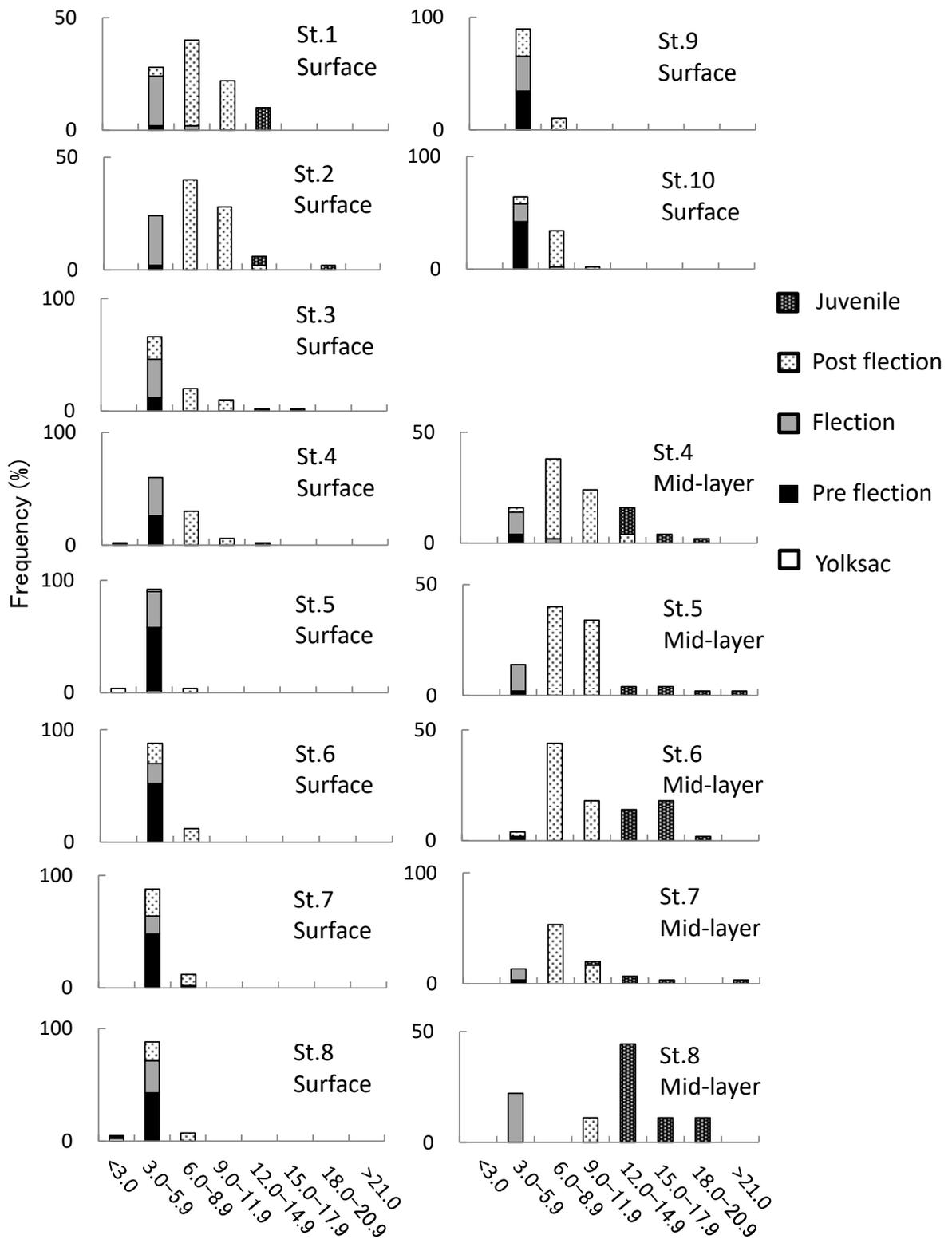


Fig. 4-17 Size frequency distribution of larval *Tridentiger brevispinis* collected at each station in limnetic zone in Kitaura in June 2015.

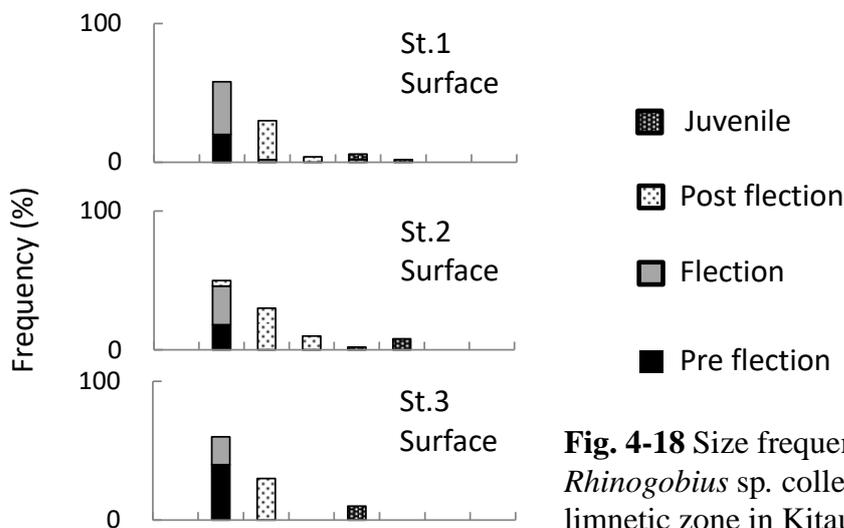


Fig. 4-18 Size frequency distribution of larval *Rhinogobius* sp. collected at each stations in the limnetic zone in Kitaura in June 2015.

ヌマチチブの個体数密度は St.1 (3.5 ind./m³) では低かったが、St.2 (33.4 ind./m³) と St.3 (34.2 ind./m³) では他の地点と比べて著しく高かった (Fig. 4-16)。南部の表層では、St.4 (14.2 ind./m³) から St.8 (0.8 ind./m³) にかけて南下するにつれて個体数密度が減少し、St.8 から St.10 (2.0 ind./m³) にかけては低密度で推移した。南部の中層では、同水域の表層と比べて個体数密度は低かったが、表層と同様、St.4 (7.3 ind./m³) から St.8 (0.2 ind./m³) にかけて南下するにつれて個体数密度が減少する傾向が見られた。北部では体長 3.1–19.1 mm の卵黄囊仔魚を除く全発育段階の仔魚と稚魚が採集されたが、特に上屈後仔魚の割合が高かった (Fig. 4-17)。南部の表層では体長 2.4–14.9 mm の全発育段階の仔魚が採捕されたが、特に上屈前仔魚の割合が高かった。南部の中層では体長 4.3–24.0 mm の卵黄囊仔魚を除く全発育段階の仔魚と稚魚が採捕されたが、上屈後仔魚および稚魚の割合が高かった。

ヨシノボリ類は、北部 (1.5–3.4 ind./m³) では低密度ながら採捕されたが、南部では表層と中層のいずれにおいてもほとんど採捕されなかった (Fig. 4-16)。採捕された仔魚の発育段階は卵黄囊仔魚を除く仔魚と稚魚で、上屈前仔魚、上屈仔魚、上屈後仔魚がほぼ等密度で採捕された (Fig. 4-18)。稚魚の密度は仔魚と比べると低かった。

4-2-2-2-3 仔稚魚の食性

ヌマチチブ 54 個体中 40 個体から, ヨシノボリ類 16 個体中 15 個体から消化管内容物が確認された (Table 4-4) .

Table 4-4 Percentage number (%N) of each food item in the diet of larval *Tridentiger brevispinis* and *Rhinogobius* sp.

Food item	<i>T. brevispinis</i>	<i>Rhinogobius</i> sp.
Copepods		
Nauplius	11.1	2.0
Copepodite and adult	12.9	2.0
Cladocerans		
<i>Bosmina longirostris</i>	12.0	5.1
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	18.0	48.0
<i>Daphnia galeata</i>	4.3	1.0
<i>Moima</i> sp.		1.0
Rotifers		
<i>Brachionus forficula</i>	0.4	1.0
<i>Brachionus calyciflorus</i>	24.0	35.7
<i>Shizocerca diversicornis</i>	2.6	4.2
<i>Keratella</i> sp.	3.0	
Rotiferan eggs	11.6	
Numbers of fish examined	54	16
Numbers of fish with food	40	15
Feeding incidence	74.1	93.8

ヌマチチブの消化管からは, カイアシ類のノープリウス期幼生, カイアシ類のコペポダイト期幼生・成体, ミジンコ類 (ゾウミジンコ *B. longirostris*, オナガミジンコ

Diaphanosoma brachyurum, カブトミジンコ *D. galeata*, シカクミジンコ属の一種 *Moina* sp.), ワムシ類(ウシロツノツボワムシ *B. forficula*, ツボワムシ *B. calyciflorus*, ツノワムシ *S. diversicornis*, カメノコウワムシ *Keratella* sp.) が確認され, それらの割合はヌマチチブではそれぞれ 11.1%, 12.9%, 34.3%, 41.6%であった. ヨシノボリ類の消化管から確認された餌料生物の種類は, ワムシ類のうち的一种 (カメノコウワムシ *Keratella* sp.) が確認されなかったことを除いて, ヌマチチブとほぼ同じであった. ノープリウス期幼生, コペポダイト期幼生・成体, ミジンコ類, ワムシ類の割合はそれぞれ 2.0%, 2.0%, 54.1%, 40.8%であった (Table 4-4).

ヌマチチブとヨシノボリ類の口幅は体長階級により異なり (Fig. 4-19, 一元配置分散分析, ヨシノボリ類, $F_{2, 13} = 46.1, P < 0.001$; ヌマチチブ, $F_{2, 20} = 109.6, P < 0.001$), 成長とともに有意に増加した (Scheffé test, $P < 0.05$). 餌の体幅は, ヌマチチブでは体長階級により有意な差があり (一元配置分散分析, $F_{2, 188} = 17.0, P < 0.001$), 体長 9.0–11.9 mm の仔魚の餌の体幅は, 体長 6.0 mm 未満と体長 6.0–8.9 mm の仔魚の餌の体幅よりも有意に大きかった (Scheffé test, $P < 0.05$). 一方, ヨシノボリ類では体長階級間で餌の体幅に有意な差は見られなかった (一元配置分散分析, $F_{2, 83} = 2.6, P = 0.08$). 消化管内容物個数は, 両種とも体長階級間で有意な差があり (一元配置分散分析, ヌマチチブ: $F_{2, 51} = 42.2, P < 0.001$; ヨシノボリ類: $F_{2, 12} = 20.4, P < 0.001$), ヌマチチブは全ての体長階級間で, ヨシノボリ類は体長 6.0 mm 未満と体長 6.0–8.9 mm, 体長 6.0 mm 未満と体長 9.0–11.9 mm の間でそれぞれ有意な差が見られ (Scheffé test, $P < 0.05$), 両種とも成長に伴う消化管内容物個数の増加が確認された.

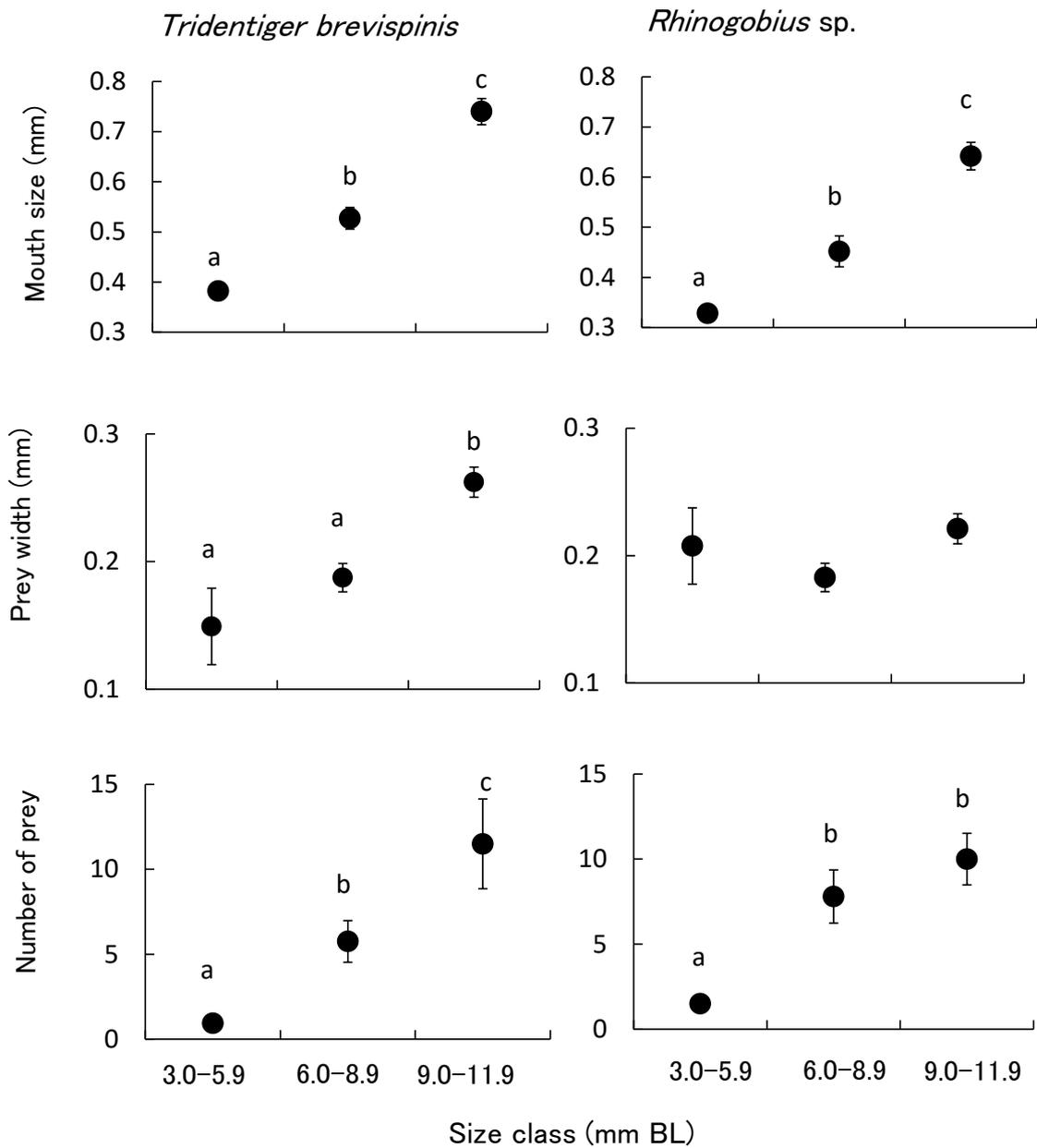


Fig. 4-19 Mean mouth size, number of prey and prey width for each size class of larval *Tridentiger brevispinis* and *Rhinogobius sp.*. Bars indicate standard errors. Different letters denote significant differences within pairs of size classes ($P < 0.05$) detected by multiple comparison.

ヌマチチブとヨシノボリ類の主な餌項目の%Nを、場所ごと〔北部 (St. 2) , 南部の北側 (St. 4) , 南部の南側 (St. 9) 〕に比較した (Fig. 4-20) . St. 2 で採捕されたヌマチチブでは、いずれの体長階級においてもワムシ類の%Nが50%以上を占めていた。ノープリウス期幼生とワムシ類の%Nは体長階級による有意な差は見られなかったが (Kruskal-Wallis test, ノープリウス期幼生, $H=3.5, P>0.05$; ワムシ類, $H=4.1, P>0.05$) , オナガミジンコの%Nは体長階級間で有意な差が見られ (Kruskal-Wallis test, $H=11.7, P<0.05$) , 体長 9.0-11.9 mm のオナガミジンコ *D. brachyurum* の%Nはそれより小さな体長階級のものと比べて有意に高かった (Steel-Dwass test, $P<0.05$) . St. 4 で採捕されたヌマチチブでは、いずれの体長階級においてもオナガミジンコ *D. brachyurum* を主とするミジンコ類の%Nが50%以上を占めていた。主要な餌であったコペポダイト期幼生・成体とオナガミジンコ *D. brachyurum* の%Nは体長階級間での有意な差は見られなかった (Kruskal-Wallis test, コペポダイト期幼生・成体, $H=3.7, P>0.05$; オナガミジンコ *D. brachyurum*, $H=0.5, P>0.05$) . St. 9 で採捕されたヌマチチブでは、体長 3.0-5.9 mm と体長 6.0-8.9 mm のいずれにおいてもノープリウス期幼生の%Nが高かった。主要な餌であったノープリウス期幼生とコペポダイト期幼生・成体の%Nは体長 3.0-5.9 mm と体長 6.0-8.9 mm の間で有意な差は見られなかった (Mann-Whitney *U* test, ノープリウス期幼生 : $Z=0.5, P>0.05$; コペポダイト期幼生・成体 : $Z=0.7, P>0.05$) . ヨシノボリ類では、主要な餌はオナガミジンコ *D. brachyurum* とワムシ類であったが、いずれの%Nも体長階級間による有意な差は見られなかった (Kruskal-Wallis test, オナガミジンコ *D. brachyurum* : $H=2.1, P>0.05$; ワムシ類 : $H=4.9, P>0.05$) .

傾向があったが、有意な差は見られなかった (Fig. 4-21; 一元配置分散分析, $F_{3, 56} = 2.5$, $P > 0.05$) . 同様に 4 者の中で消化管内容物個数も比較したところ, St. 4 のヌマチチブが他の 3 者と比べて少ない傾向があったが、有意な差は見られなかった (一元配置分散分析, $F_{3, 51} = 2.3$, $P > 0.05$) . 体長 9.0 mm 未満の各水域のヌマチチブ (St. 2, St. 4, St. 9) とヨシノボリ類 (St. 2) の消化管内容物組成を比較したところ, ノープリウス期幼生, コペポダイト期幼生・成体, オナガミジンコ *D. brachyurum*, ツボワムシ *B. calyciflorus* の%N は有意な差があった (Fig. 4-22; Kruskal-Wallis test, ノープリウス期幼生: $H = 14.8$, $P < 0.05$, コペポダイト期幼生・成体: $H = 11.4$, $P < 0.05$, オナガミジンコ *D. brachyurum*: $H = 9.0$, $P < 0.05$, ツボワムシ *B. calyciflorus*: $H = 21.6$, $P < 0.05$) . ノープリウス期幼生の%N では St. 9 のヌマチチブがヨシノボリ類と St. 4 のヌマチチブよりも有意に高く

(Steel-Dwass test, $P < 0.05$) , コペポダイト期幼生・成体の%N では St. 9 のヌマチチブが St. 2 のヌマチチブよりも有意に高かった (Steel-Dwass test, $P < 0.05$) . オナガミジンコ *D. brachyurum* の%N ではヨシノボリ類が St. 2 のヌマチチブよりも有意に高かった. ツボワムシ *B. calyciflorus* の%N ではヨシノボリ類と St. 2 のヌマチチブが St. 4 と St. 9 のヌマチチブよりも有意に高かった (Steel-Dwass test, $P < 0.05$) .

St. 2 のヨシノボリ類とヌマチチブの消化管内容物組成の重複度 (Schoener index) は 0.55 で、やや低かった.

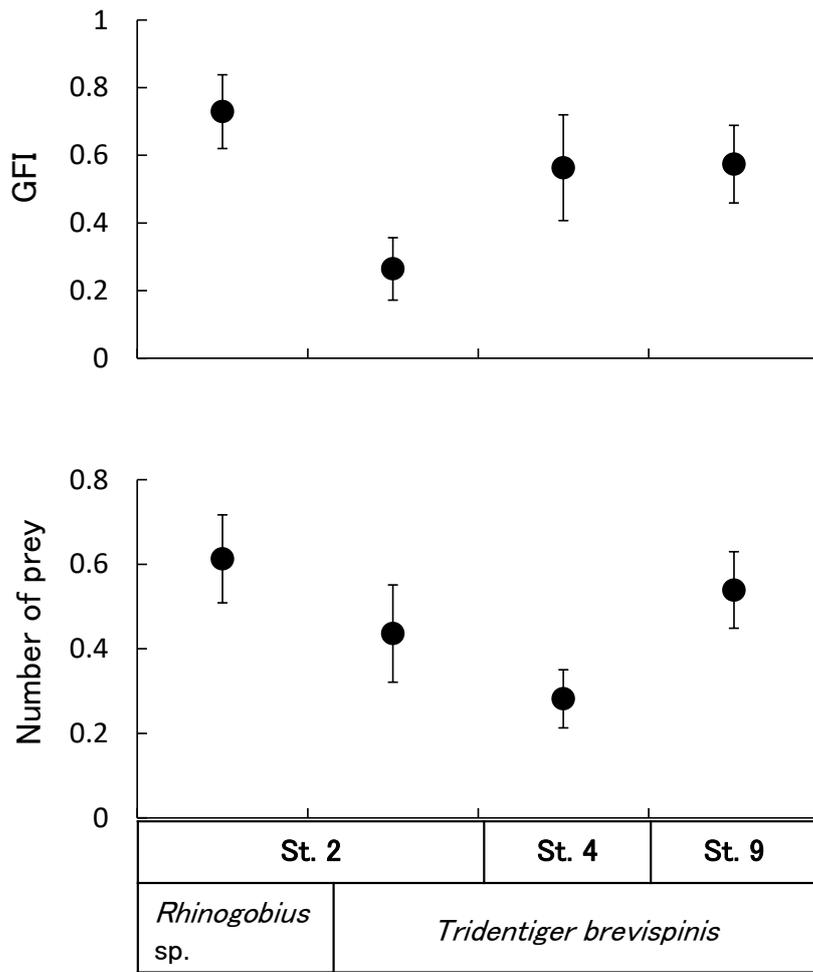


Fig. 4-21 Gut fullness index (GFI) and mean number of prey in moderate sized larvae (<9.0 mm BL) of *Tridentiger brevispinis* and *Rhinogobius* sp.. Bars indicate standard errors.

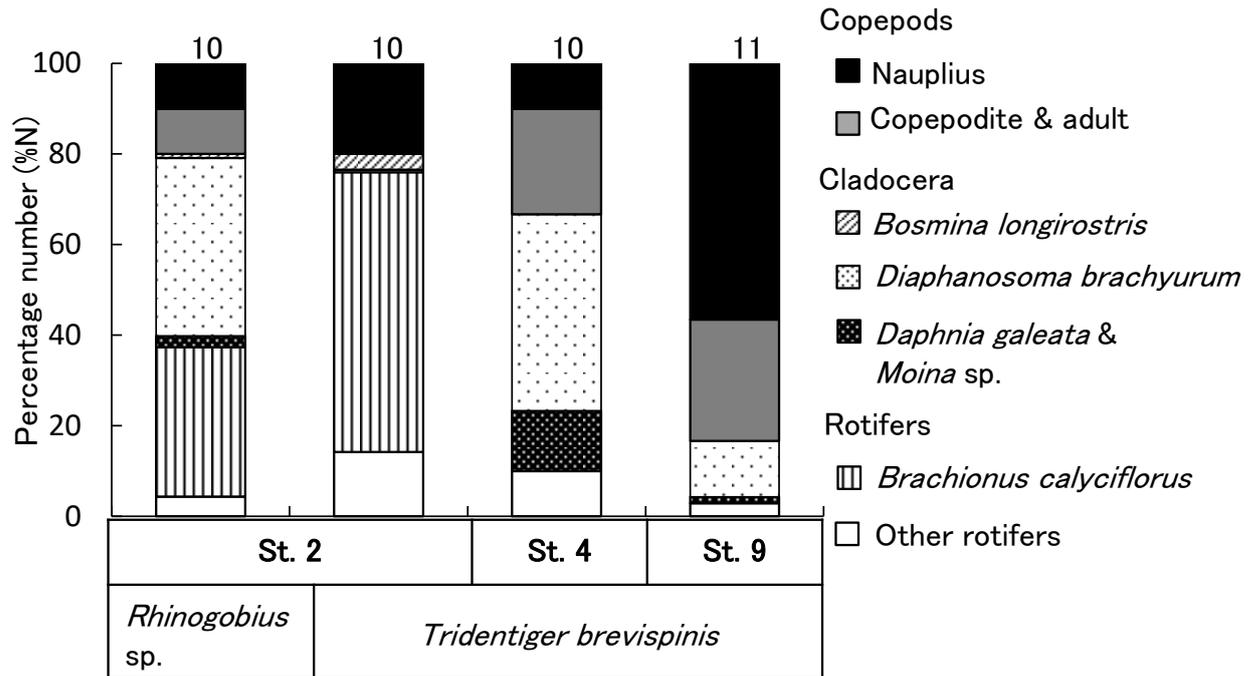


Fig. 4-22 Percentage number (%N) of food items in the diets in moderate sized larvae (<9.0 mm BL) of *Tridentiger brevispinis* and *Rhinogobius sp.* Numerals above each column indicate number of fish with food examined.

4-2-2-2-4 動物プランクトンの空間分布

2種類のカイアシ類（ノープリウス期幼生とコペポダイト期幼生・成体），5種のミジンコ類（オナガミジンコ *D. brachyurum*，カブトミジンコ *D. galeata*，ゾウミジンコ *B. longirostris*，タマミジンコ属 *Moina sp.*，ノロ *Leptodora kindtii*），10種のワムシ類（ミツウデワムシ属の一種 *Filinia sp.*，ツボワムシ *B. calyciflorus*，フクロワムシ *A. priodonta*，コガタツボワムシ *B. angularis*，カメノコウワムシの一種 *Keratella sp.*，ハネウデワムシ *P. vulgaris*，ミジンコワムシ *H. mira*，ウシロヅノツボワムシ *B. forficula*，ツノワムシの一種 *Schizocerca sp.*，ネズミワムシ類 *Trichocerca*）が採集された（Table 4-5）．ノープリウス期幼生は北部ではごく低密度であったが，南部の北側（St. 4-6）では密度やや上昇し，南部の南側（St. 7-10）では高密度であった（Table 4-5; Fig. 4-23）．中層ではノープリウス期幼生の密度は同水域の表層より低かった．コペポダイト期幼

生・成体は北部ではほとんど出現せず，南部の表層と中層ではごく低密度で出現した．ゾウミジンコ *B. longirostris* は北部で高密度で出現したが，南部の表層と中層ではほとんど出現しなかった．オナガミジンコ *D. brachyurum* は北部の St. 3 と南部の St. 4, 9, 10 で低密度で出現したが，それ以外の水域ではほとんど出現しなかった．カブトミジンコ *D. galeata*, は，北部では St. 3 のみで低密度で出現したが，南部の St. 4-7 の表層では高密度で出現し，St. 8 の表層と St. 9 では密度は再び低下し，St. 10 ではほとんど出現しなかった．中層では低密度で出現した．ワムシ類の密度は北部で高く，南部の表層では低く中層ではほとんど出現しなかった．

Table 4-5 Mean individual numbers (\pm standard error) and body width of each prey organism in the limnetic zone of Kitaura in June 2015

Prey organism	Body width (μ m)	Number of individuals per 1L									
		Surface									
		St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6	St. 7	St. 8	St. 9	St. 10
Copepods											
<i>Nauplius</i>	88.0 \pm 2.8	1.8 \pm 0.2	2.1 \pm 0.5	6.2 \pm 1.0	8.1 \pm 2.0	3.6 \pm 1.4	21.7 \pm 2.0	45.5 \pm 2.0	45.0 \pm 3.8	55.5 \pm 3.3	41.8 \pm 1.7
<i>Calanoida</i>	300.6 \pm 9.9	0	0	0.2 \pm 0.2	0.4 \pm 0.3	1.2 \pm 0.3	0.8 \pm 0.1	1.5 \pm 0.2	3.9 \pm 0.6	3.2 \pm 1.0	2.3 \pm 0.5
<i>Cyclopoida</i>	239.7 \pm 15.0	0.5 \pm 0.3	0.3 \pm 0.2	0.5 \pm 0.3	1.9 \pm 0.5	3.5 \pm 0.2	4.5 \pm 0.7	11.0 \pm 1.1	4.0 \pm 0.5	2.6 \pm 0.2	0.9 \pm 0.4
Cladocera											
<i>Bosmina longirostris</i>	211.8 \pm 12.6	13.7 \pm 1.6	78.6 \pm 5.8	108.7 \pm 2.2	0.9 \pm 0.3	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1	0
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	195.3 \pm 7.4	0.8 \pm 0.4	6.2 \pm 1.1	16.9 \pm 0.9	11.4 \pm 1.3	0.2 \pm 0.2	0.5 \pm 0.1	0.4 \pm 0.3	0.8 \pm 0.3	6.2 \pm 0.5	5.2 \pm 0.8
<i>Daphnia galeata</i>	324.7 \pm 13.8	0	0.8 \pm 0.1	23.2 \pm 2.5	146.0 \pm 20.2	202.2 \pm 10.1	62.9 \pm 4.5	78.1 \pm 4.5	18.5 \pm 0.7	36.8 \pm 3.0	3.1 \pm 0.6
<i>Moinidae</i> sp.	310.7 \pm 8.5	0	0.1 \pm 0.1	0.5 \pm 0.2	0	0	0.1 \pm 0.1	0.2 \pm 0.1	0.2 \pm 0.2	0	0.2 \pm 0.1
<i>Leptodora kindtii</i>	763.5 \pm 53.5	0	0.2 \pm 0.1	1.2 \pm 0	0.1 \pm 0.1	4.8 \pm 0.5	0.3 \pm 0.2	0	0	0	0
Rotifers											
<i>Filinia</i> sp.	77.3 \pm 1.2	22.0 \pm 2.6	2.4 \pm 0.6	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hexarthra mira</i>	84.5 \pm 2.8	1.9 \pm 0.2	1.3 \pm 0.2	0.3 \pm 0.2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i>	172.3 \pm 4.2	117.1 \pm 0.8	51.2 \pm 0.7	11.6 \pm 0.8	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus forticula</i>	88.3 \pm 0.9	12.0 \pm 1.0	13 \pm 1.0	10.3 \pm 1.6	0.2 \pm 0.1	0	0.2 \pm 0.1	0.5 \pm 0.5	0	0	4.2 \pm 0.5
<i>Asplanchna priodonta</i>	286.3 \pm 10.5	24.6 \pm 1.8	9.1 \pm 0.4	1.3 \pm 0.7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus angularis</i>	106.8 \pm 8.5	0.4 \pm 0.1	0.5 \pm 0.1	1.1 \pm 0.6	0.3 \pm 0.2	0	0.4 \pm 0.3	0.6 \pm 0.2	0	0	0.4 \pm 0.3
<i>Schizocerca</i> sp.	110.7 \pm 3.5	16.4 \pm 0.6	11.2 \pm 1.3	0.3 \pm 0.2	0	0	0	0	0	0	7.8 \pm 2.6
<i>Keratella</i> sp.	62.2 \pm 3.1	0	0.2 \pm 0.2	0.3 \pm 0.3	0.4 \pm 0.3	0	0.5 \pm 0.1	0.6 \pm 0	0	0	0.3 \pm 0.2
<i>Polysartha vulgaris</i>	75.5 \pm 2.6	1.9 \pm 0.5	0.9 \pm 0.6	0	0	0.1 \pm 0.1	4.0 \pm 0.6	22.3 \pm 2.6	1.1 \pm 0.4	3.1 \pm 0.5	2.0 \pm 0.2
<i>Trichocerca</i>	66.4 \pm 3.7	0.8 \pm 0.5	0	0	0	0	0	0	0	0.5 \pm 0.2	1.1 \pm 0.3
Number of individuals per 1L											
Prey organism	Middle layer										
	St. 4	St. 5	St. 6	St. 7	St. 8						
Copepods											
<i>Nauplius</i>	8.8 \pm 1.0	3.9 \pm 0.5	4.3 \pm 1.1	14.6 \pm 1.3	15.7 \pm 1.4						
<i>Calanoida</i>	0.3 \pm 0.2	0	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0.2 \pm 0						
<i>Cyclopoida</i>	0.8 \pm 0.1	0.6 \pm 0.2	1.1 \pm 0.3	3.3 \pm 0.4	2.9 \pm 0.3						
Cladocera											
<i>Bosmina longirostris</i>	0.3 \pm 0.2	0.3 \pm 0.2	0	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0						
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	2.3 \pm 0.4	0.4 \pm 0.3	0.4 \pm 0.1	0.5 \pm 0.1	0.4 \pm 0.2						
<i>Daphnia galeata</i>	21.0 \pm 1.4	24.9 \pm 3.0	2.6 \pm 0.5	6.7 \pm 0.9	6.2 \pm 0.6						
<i>Moinidae</i> sp.	0	0.2 \pm 0.1	0	0	0						
<i>Leptodora kindtii</i>											
Rotifers											
<i>Filinia</i> sp.	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0						
<i>Hexarthra mira</i>	0	0	0	0	0						
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0	0	0	0	0						
<i>Brachionus forticula</i>	0	0.2 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0	0						
<i>Asplanchna priodonta</i>	0	0	0	0	0						
<i>Brachionus angularis</i>	0	0	0	0	0						
<i>Schizocerca</i> sp.	0	0	0	0	0						
<i>Keratella</i> sp.	0	0	0	0	0						
<i>Polysartha vulgaris</i>	0.7 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0.3 \pm 0.2	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0						
<i>Trichocerca</i>	0.3 \pm 0.3	1.4 \pm 0.6	4.2 \pm 0.8	3.4 \pm 1.1	2.0 \pm 0.8						

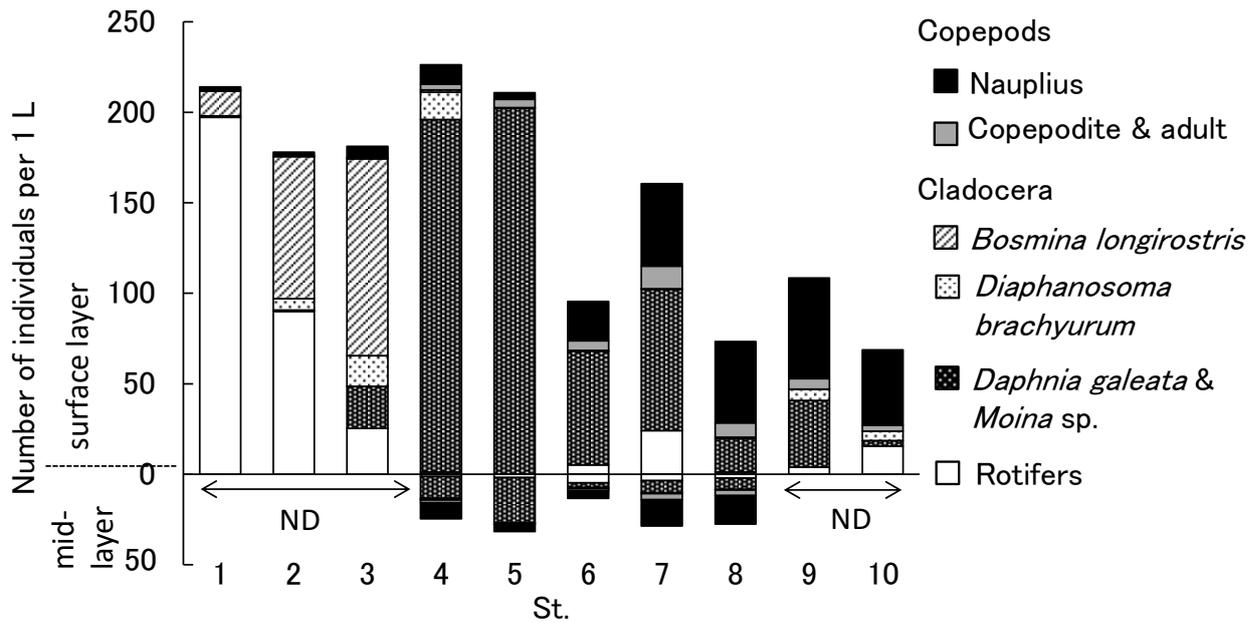


Fig. 4-23 Number of zooplankton per 1 m³ in each station in the limnetic zone in Kitaura in April 2015.

4-2-2-2-5 仔魚の餌選択性

体長 9.0 mm 未満のヌマチチブおよびヨシノボリ類の餌選択性を調べたところ、St. 2 のヨシノボリ類はノープリウスとコペポダイト期幼生・成体、ツボウムシ *B. calyciflorus* に明確な負の選択性を示し、オナガミジンコ *D. brachyurum* に明確な正の選択性を示した (Table 4-6) . St. 2 のヌマチチブはコペポダイト期幼生・成体とオナガミジンコ *D. brachyurum* に明確な負の選択性を、ノープリウス期幼生に明確な正の選択性をそれぞれ示し、ツボウムシ *B. calyciflorus* に正の選択性の傾向が見られた. St. 4 のヌマチチブはノープリウス期幼生に負の選択性傾向を示し、コペポダイト期幼生・成体とオナガミジンコ *D. brachyurum* には明確な正の選択性を示した. St. 9 のヌマチチブはコペポダイト期幼生・成体に明確な正の選択性を示し、ノープリウス期幼生には負の選択性傾向を示した. .

Table 4-6 Vanderploeg and Scavia's (1979) electivity index (E) for major prey organisms in the gut contents of larval *Tridentiger brevispinis* and *Rhinogobius* sp. in the limnetic zone in Kitaura in June

Prey organism	<i>Rhinogobius</i>	<i>Tridentiger brevispinis</i>		
	sp.	St.2	St.4	St.9
Nauplius	-0.50	0.45	-0.27	-0.20
Copepodites	0.40	-1.00	0.83	0.46
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	0.33	-0.38	0.61	0.26
<i>Brachionus calyciflorus</i>	-0.53	0.29	-	-
Others	-0.92	-0.83	-0.64	-0.77

4-3 沿岸の調査

4-3-1 材料と方法

調査地 宇崎地先の湾内と爪木地先の岬にはそれぞれ湖岸線に沿って800 mおよび200 mのヨシ帯が存在しており、これらを沿岸帯の調査区域に設定した (Fig. 4-1) . 宇崎地先のヨシ帯は湾入部に位置しているため、波浪の影響を受けにくく、底質は砂泥ではあるが泥っぽい。一方、爪木地先のヨシ帯は開放的であるため、波浪の影響を受けやすく、2017年現在までの数年間だけでも波浪による浸食作用により陸側に向けて一年間に1-2 mほどの速度で削られており、底質は砂泥である。また、爪木のヨシ帯には、波浪による浸食作用でヨシ帯前縁にあるヨシの根元部分の底土が洗堀され、根が露出もしくははえぐれている箇所がところどころ存在している。また、これらの他にも宇崎地先と爪木地先でそれぞれ流入河川、堤脚水路、護岸帯も沿岸帯の調査区域に設定し、ヨシ帯との仔稚魚相を比較した。

仔稚魚の採集 2015年4月下旬と6月中旬に1回ずつ、宇崎地先と爪木地先の流入河川、堤脚水路、ヨシ帯、護岸帯で仔稚魚の採集をし、同時に環境項目の測定を行った。

仔稚魚の採集には、各定点において濾水計を付けたルイス式ネット（開口部 0.75×0.75 m、濾過部測長 1.5 m、目合 500 μm）を用いた。ヨシ帯では、ネットの開口部の枠を掴んで前方に押しながらヨシ帯の際を歩くようにして採集を行い、その他の調査区域では表層を水平曳きして採集を行った。仔魚の採集と同時に水温、濁度、DO を測定した。測定には HORIBA 社製の多項目水質計を用いた。

仔魚の食性 沿岸に生息する仔魚の食性を沖合に生息する仔魚の食性と比較するために、仔魚の解剖を行った。卵黄が吸収され、摂餌を開始していると思われる、上屈前期以降の発育段階の個体が十分に確保されたのはブルーギル、タイリクバラタナゴ *Rhodeus ocellatus ocellatus*、オオタナゴ *Acheilognathus macropterus* の3種のみであった。そこでこれら3種の仔魚10個体ずつ（ブルーギル：体長 5.9–8.6 mm、タイリクバラタナゴ：体長 5.7–9.4 mm、オオタナゴ：体長 7.2–8.0 mm）の消化管内容物を調べた。消化管内容物調査は、5-2-1 項に記した手法に倣って行った。

4-3-2 結果

4-3-2-1 4月の採集

4-3-2-1-1 水質

各水域の水温を比較したところ、水域間で有意な差が見られた（Fig. 4-24、一元配置分散分析、 $F_{7,32} = 5.4, P < 0.001$ ）。宇崎地先の堤脚水路（creek, 20.3 ± 0.7 °C）および爪木地先の流入河川（river, 19.7 ± 0.8 °C）で低く、宇崎のヨシ帯（reed belt, 24.2 ± 1.1 °C）で高く前2者と後1者の間では有意な差が見られた（Scheffé test, $P < 0.05$ ）。他の水域は 20.9 ± 0.7 – 23.5 ± 0.5 °Cであった。

各水域のDOを比較したところ、水域間で有意な差が見られ（Fig. 4-24、一元配置分散分析、 $F_{7,32} = 11.8, P < 0.001$ ）、宇崎の堤脚水路のDOは 4.0 ± 1.0 mg/L であり、他の水域（ 8.8 ± 1.1 – 12.9 ± 0.3 mg/L）よりも有意に低かった（Scheffé test, $P < 0.05$ ）。

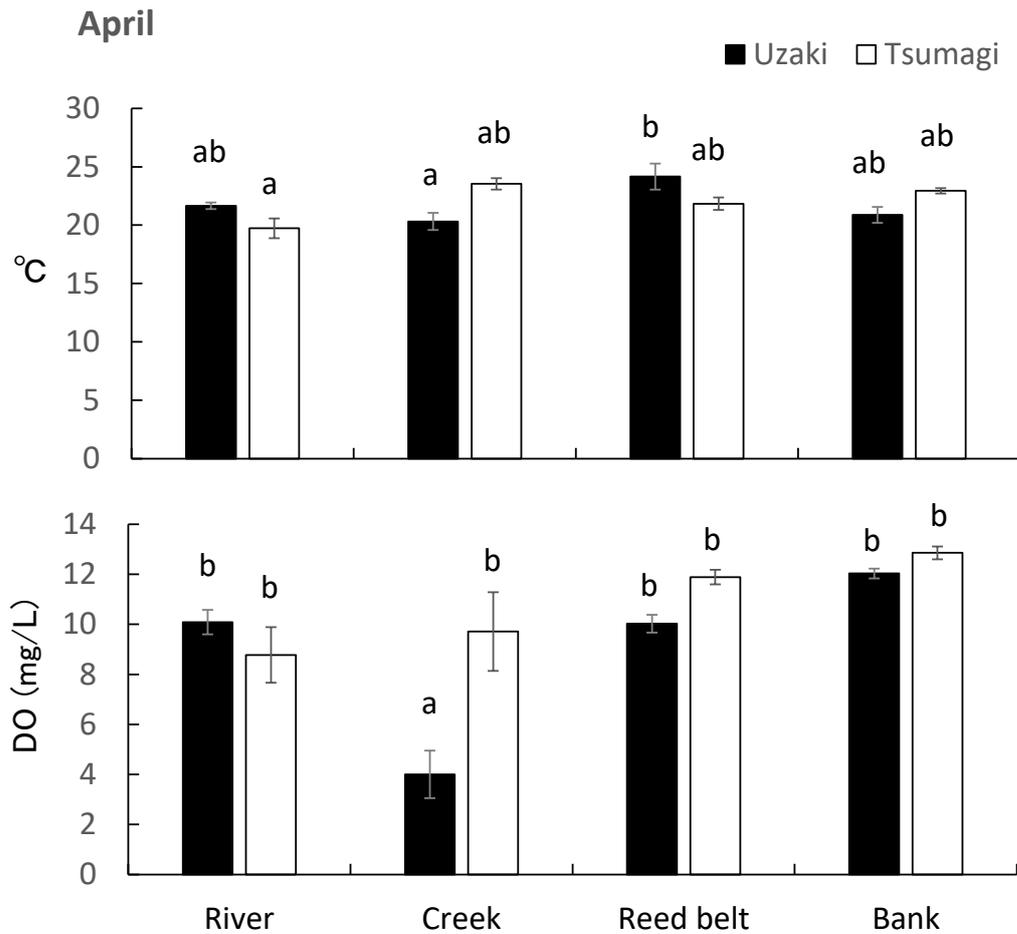


Fig. 4-24 Water temperature and DO in the littoral zones and water areas connecting to Kitaura in April 2015.

4-3-2-1-2 仔稚魚の空間分布

宇崎地先ではワカサギ 9 個体, シラウオ 15 個体, コイ *Cyprinus carpio* 6 個体, フナ類の一種 *Carassuis* sp. 14 個体, タモロコ *Gnathopogon elongatus* 33 個体, モツゴ 5 個体, ヨシノボリ類 74 個体, ヌマチチブ 4 個体が採集された. 一方, 爪木地先ではシラウオ 1 個体, コイ 56 個体, フナ類の一種 1 個体, タモロコ 1 個体, モツゴ 1 個体, ヨシノボリ 8 個体, ヌマチチブ 2 個体, ウキゴリ 21 個体が採集された. 採集された魚類の個体数密度 (ind./10 m³) を Table 4-7 に, 発育段階組成を Figs. 4-25, 4-26 に示した.

Table 4-7 Mean number per 10 m³ of fish larvae individuals collected in the littoral zones and connecting water areas of Kitaura in April 2015

Uzaki

	Gantsu river	Creek	Reed zone	Bank zone
<i>Hypomesus nipponensis</i>	4.8±4.8	0	0	1.3±0.7
<i>Salangichthys microdon</i>	0	0.4±0.4	0	4.2±2.0
<i>Cyprinus carpio</i>	0	23.0±21.8	4.5±2.3	0
<i>Carassius</i> sp.	1.4±1.4	191.3±173.0	0	0
<i>Gnathopogon elongatus</i>	2.6±2.6	456.4±316.5	0	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	0	88.2±64.3	0	0
<i>Rhinogobius</i> sp.	51.5±37.6	220.5±220.5	1.7±1.2	0.4±0.4
<i>Tridentiger brevispinis</i>	2.7±2.7	0.8±0.8	0	0
<i>Gymnogobius urotaenia</i>	0	0.8±0.8	0.3±0.3	0

Tsumagi

	Suijin river	creek	Reed zone	Bank zone
<i>Hypomesus nipponensis</i>	0	0	0	0
<i>Salangichthys microdon</i>	0	0	0	0.7±0.7
<i>Cyprinus carpio</i>	0	4.9±3.1	15.2±6.1	24.3±9.8
<i>Carassius</i> sp.	0	0	0.5±0.5	0
<i>Gnathopogon elongatus</i>	0	0	1.4±1.4	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	0	1.1±1.1	0	0
<i>Rhinogobius</i> sp.	7.6±1.2	0	0	0
<i>Tridentiger brevispinis</i>	0	0	0.3±0.3	0.6±0.6
<i>Gymnogobius urotaenia</i>	1.7±1.7	1.1±1.1	12.7±9.6	1.8±1.3

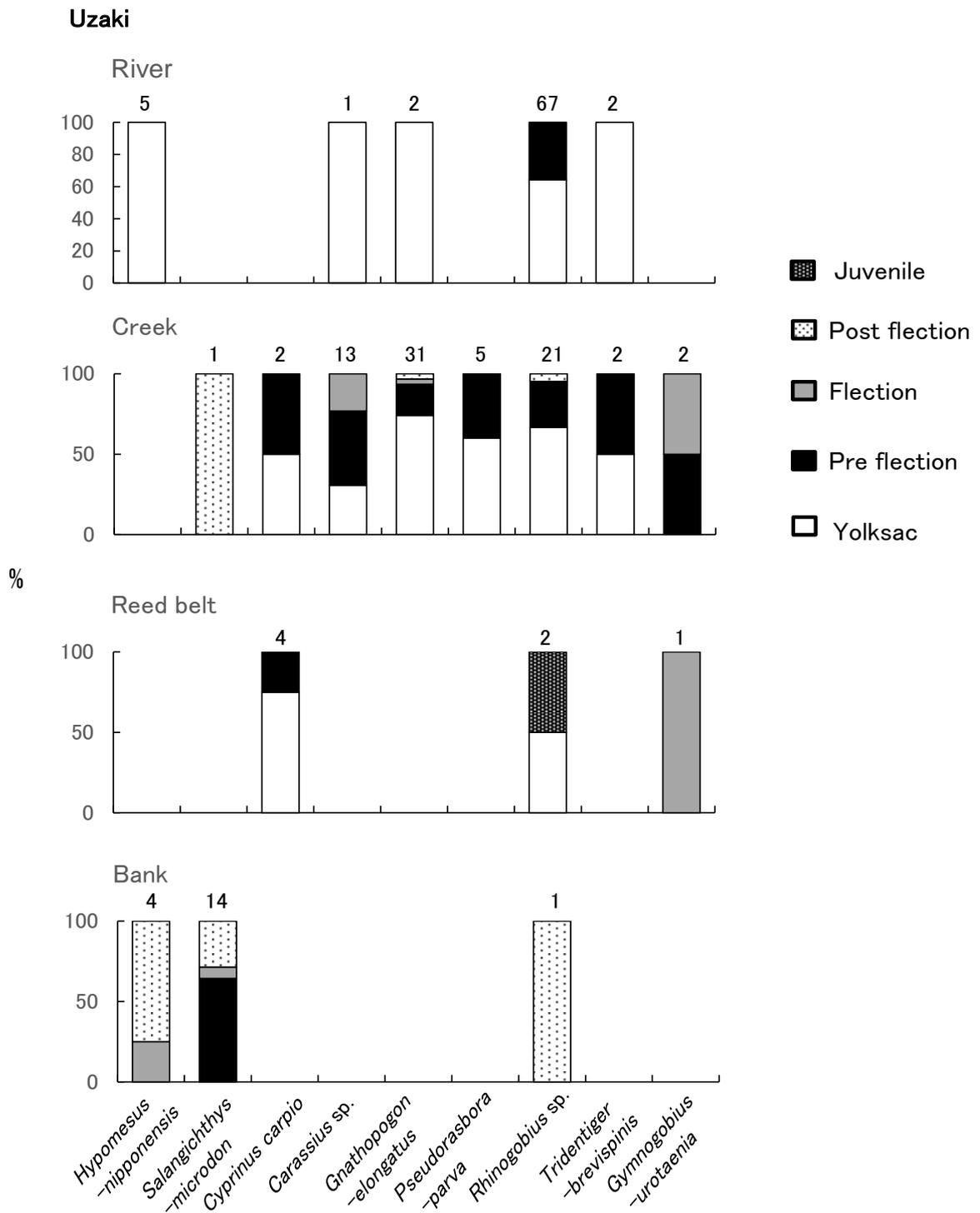


Fig. 4-25 Composition of developmental stages of larvae in Uzaki area in April 2015.

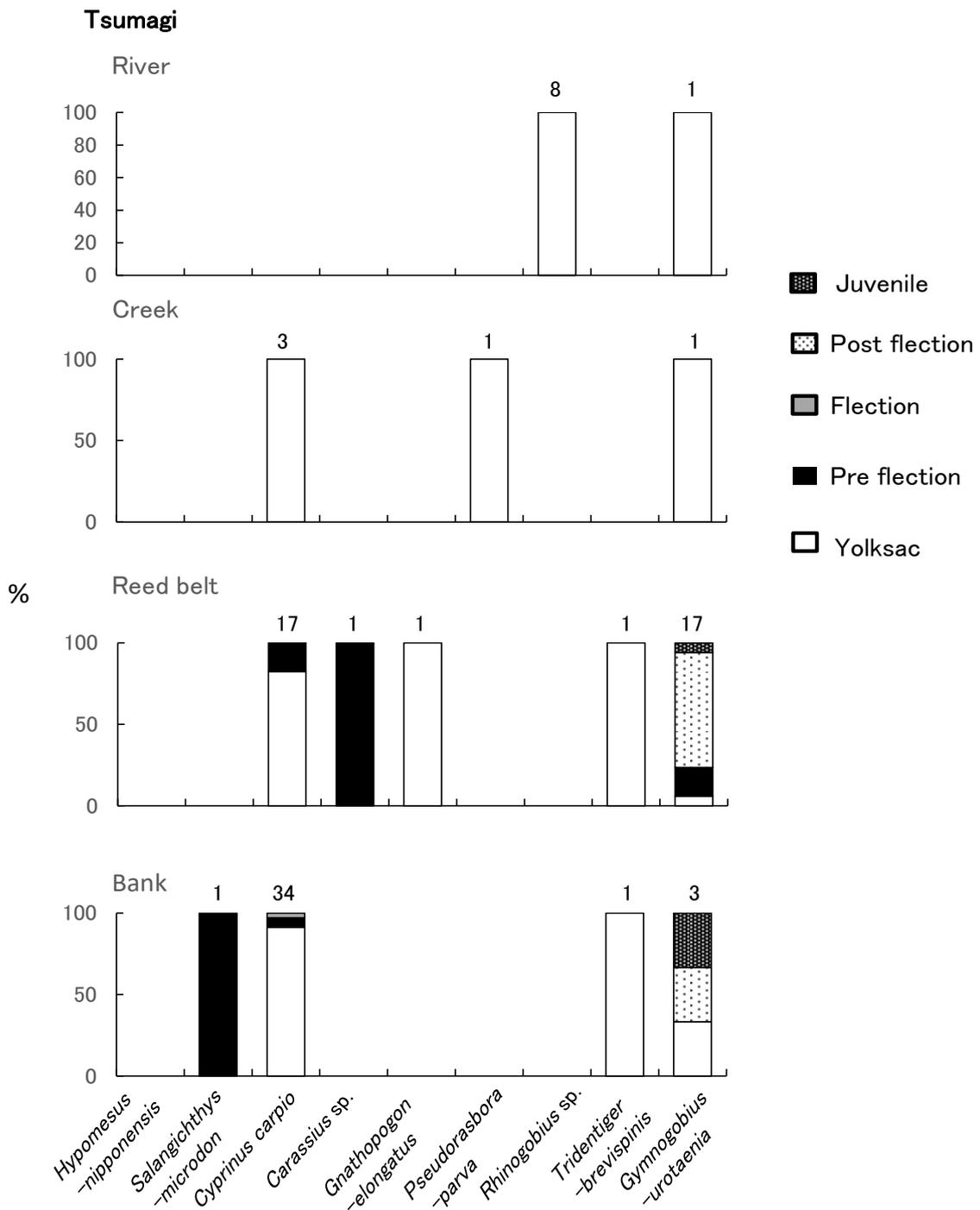


Fig. 4-26 Composition of developmental stages of larvae in Tsumagi area in April 2015.

ワカサギは宇崎地先の流入河川（雁通川，Gantsu river）と護岸帯（bank）で採集され、密度はそれぞれ $4.8 \pm 4.8 \text{ ind.}/10 \text{ m}^3$ と $1.3 \pm 0.7 \text{ ind.}/10 \text{ m}^3$ であった（Table 4-7）。雁通川

では体長 4.2–4.7 mm の卵黄囊仔魚 5 個体が、護岸帯では体長 13.3 mm の上屈仔魚 1 個体と体長 14.3–17.1 mm の上屈後仔魚 3 個体が採集された (Fig. 4–25) .

シラウオは宇崎地先の堤脚水路と護岸帯、爪木地先の護岸帯で少数ずつ採集され、密度はそれぞれ $0.4 \pm 0.4 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $4.2 \pm 2.0 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $0.7 \pm 0.7 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$ であった (Table 4–7) . 宇崎地先では、堤脚水路で体長 15.0 mm の上屈後仔魚 1 個体が採集され、護岸帯で体長 4.6–9.6 mm の上屈前仔魚 9 個体、体長 7.2 mm の上屈仔魚 1 個体、体長 11.8–19.4 mm の上屈後仔魚 4 個体が採集された (Fig. 4–25) . 爪木地先の護岸帯では体長 5.3 mm の上屈前仔魚 1 個体が採集された (Fig. 4–26) .

コイは宇崎地先の堤脚水路とヨシ帯でそれぞれ $23.0 \pm 21.8 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $4.5 \pm 2.0 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$ の密度で採集され、爪木地先の堤脚水路、ヨシ帯、護岸帯でそれぞれ $4.9 \pm 3.1 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $15.2 \pm 6.1 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $24.3 \pm 9.8 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$ の密度で採集された (Table 4–7) . 宇崎地先では、堤脚水路で体長 5.6 mm の卵黄囊仔魚 1 個体と体長 9.4 mm の上屈前仔魚 1 個体が採集され、ヨシ帯で体長 5.3–6.1 mm の卵黄囊仔魚 3 個体と体長 8.1 mm の上屈前仔魚 1 個体が採集された (Fig. 4–25) . 一方、爪木地先では、堤脚水路で体長 4.8–5.0 mm の卵黄囊仔魚 3 個体、ヨシ帯で体長 5.0–6.1 mm の卵黄囊仔魚 14 個体と体長 6.0–7.2 mm の上屈前仔魚 3 個体、護岸帯で体長 5.0–6.5 mm の卵黄囊仔魚 31 個体、体長 6.6 mm と体長 6.7 mm の上屈前仔魚 2 個体、体長 9.0 mm の上屈仔魚 1 個体が採集された (Fig. 4–26) .

フナ属の一種は、宇崎地先では雁通川と堤脚水路でそれぞれ $1.4 \pm 1.4 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $191.3 \pm 173.0 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$ の密度で採集され、爪木地先ではヨシ帯で $0.5 \pm 0.5 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$ の密度で採集された (Table 4–7) . 宇崎地先では、雁通川で体長 5.0 mm の卵黄囊仔魚 1 個体が採集され、堤脚水路では体長 5.2–5.6 mm の卵黄囊仔魚 4 個体、体長 5.5–7.5 mm の上屈前仔魚 6 個体、体長 6.6–8.7 mm の上屈仔魚 3 個体が採集された (Fig. 4–25) . 爪木地先では、体長 5.5 mm の上屈前仔魚 1 個体が採集された (Fig. 4–26) .

タモロコは、宇崎地先では雁通川と堤脚水路でそれぞれ $2.6 \pm 2.6 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $456.4 \pm 316.5 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$ の密度で採集され、爪木地先ではヨシ帯で $1.4 \pm 1.4 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$ の

密度で採集された (Table 4-7) . 宇崎地先では、雁通川で体長 4.1 mm と体長 4.2 mm の卵黄囊仔魚 2 個体が採集され、堤脚水路では体長 4.2–5.9 mm の卵黄囊仔魚 23 個体、体長 4.8–6.1 mm の上屈前仔魚 6 個体、体長 7.4 mm の上屈仔魚 1 個体、体長 8.7 mm の上屈後仔魚 1 個体が採集された (Fig. 4-25) . 爪木地先のヨシ帯では体長 3.8 mm の卵黄囊仔魚 1 個体が採集された (Fig. 4-26) .

モツゴは、宇崎地先の堤脚水路で体長 88.2 ± 64.3 ind. /10 m³ の密度で採集され、爪木地先の堤脚水路で 1.1 ± 1.1 ind. /10 m³ の密度で採集された (Table 4-7) . 宇崎地先の堤脚水路では体長 4.7–4.8 mm の卵黄囊仔魚 3 個体、体長 5.0–5.1 mm の上屈前仔魚 2 個体が採集された (Fig. 4-25) . 爪木地先の堤脚水路では体長 4.0 mm の卵黄囊仔魚 1 個体が採集された (Fig. 4-26) .

ヨシノボリ属の一種は、宇崎地先では雁通川、堤脚水路、ヨシ帯、護岸帯でそれぞれ 51.5 ± 37.6 ind. /10 m³ , 220.5 ± 220.5 ind. /10 m³ , 1.7 ± 1.2 ind. /10 m³ , 0.4 ± 0.4 ind. /10 m³ の密度で採集され、爪木地先では流入河川 (水神川, Suijin river) で 7.6 ± 1.2 ind. /10 m³ の密度で採集された (Table 4-7) . 宇崎地先では、雁通川で体長 3.2–3.8 mm の卵黄囊仔魚 43 個体、体長 3.3–3.8 mm の上屈前仔魚 24 個体が、堤脚水路で体長 3.3–3.5 mm 卵黄囊仔魚 14 個体、体長 3.5–3.8 mm の上屈前仔魚 6 個体、体長 10.6 mm の上屈後仔魚 1 個体が、ヨシ帯で体長 3.3 mm の卵黄囊仔魚 1 個体と体長 9.7 mm の稚魚 1 個体が、護岸帯では体長 6.8 mm の上屈後仔魚 1 個体が採集された (Fig. 4-25) . 爪木地先では水神川で体長 3.2–3.8 mm の卵黄囊仔魚 8 個体が採集された (Fig. 4-26) .

ヌマチチブは、宇崎地先では雁通川と堤脚水路でそれぞれ 2.7 ± 2.7 ind. /10 m³ , 0.8 ± 0.8 ind. /10 m³ の密度で採集され、爪木地先ではヨシ帯と護岸帯でそれぞれ 0.3 ± 0.3 ind. /10 m³ , 0.6 ± 0.6 ind. /10 m³ の密度で採集された (Table 4-7) . 宇崎地先では、雁通川で体長 2.7 mm の卵黄囊仔魚 2 個体が、堤脚水路で体長 2.6 mm の卵黄囊仔魚 1 個体と体長 4.0 mm の上屈前仔魚が採集された (Fig. 4-25) . 爪木地先では、ヨシ帯と護岸帯で体長 2.6 mm の卵黄囊仔魚が 1 個体ずつ採集された (Fig. 4-26) .

ウキゴリは、宇崎地先では堤脚水路とヨシ帯でそれぞれ 0.8 ± 0.8 ind./ 10 m^3 , 0.3 ± 0.3 ind./ 10 m^3 の密度で採集され、爪木地先では水神川、堤脚水路、ヨシ帯、護岸帯でそれぞれ 1.7 ± 1.7 ind./ 10 m^3 , 1.1 ± 1.1 ind./ 10 m^3 , 12.7 ± 9.6 ind./ 10 m^3 , 1.8 ± 1.3 ind./ 10 m^3 の密度で採集された (Table 4-7)。宇崎地先では、堤脚水路で体長 5.4 mm の上屈前仔魚 1 個体、体長 7.2 mm の上屈仔魚 1 個体が、ヨシ帯で体長 7.2 mm の上屈仔魚 1 個体が採集された (Fig. 4-25)。爪木地先では、水神川で体長 4.7 mm の卵黄囊仔魚 1 個体が、堤脚水路で体長 4.5 mm の卵黄囊仔魚 1 個体が、ヨシ帯で体長 5.2 mm の卵黄囊仔魚 1 個体、体長 5.4–6.5 mm の上屈前仔魚 3 個体、体長 9.2–13.8 mm の上屈後仔魚 12 個体、体長 16.2 mm の稚魚 1 個体が、護岸帯で体長 4.4 mm の卵黄囊仔魚 1 個体、体長 12.9 mm の上屈後仔魚 1 個体、体長 16.9 mm の稚魚 1 個体が採集された (Fig. 4-26)。

4-3-2-2 6月の採集

4-3-2-2-1 水質

各水域の水温を比較したところ、水域間で有意な差が見られた (Fig. 4-27, One-way ANOVA, $F_{7,32} = 20.9$, $P < 0.001$)。雁通川 ($29.2 \pm 0.25^\circ\text{C}$) で他の水域 (23.9 ± 0.07 – $25.3 \pm 0.9^\circ\text{C}$) よりも高く、有意な差が見られた (Scheffé test, $P < 0.05$)。

各水域の DO を比較したところ、水域間で有意な差が見られ (Fig. 4-27, One-way ANOVA, $F_{7,32} = 11.8$, $P < 0.001$)、宇崎地先の護岸帯で他の水域よりも低く、有意な差が見られた (Scheffé test, $P < 0.05$)。

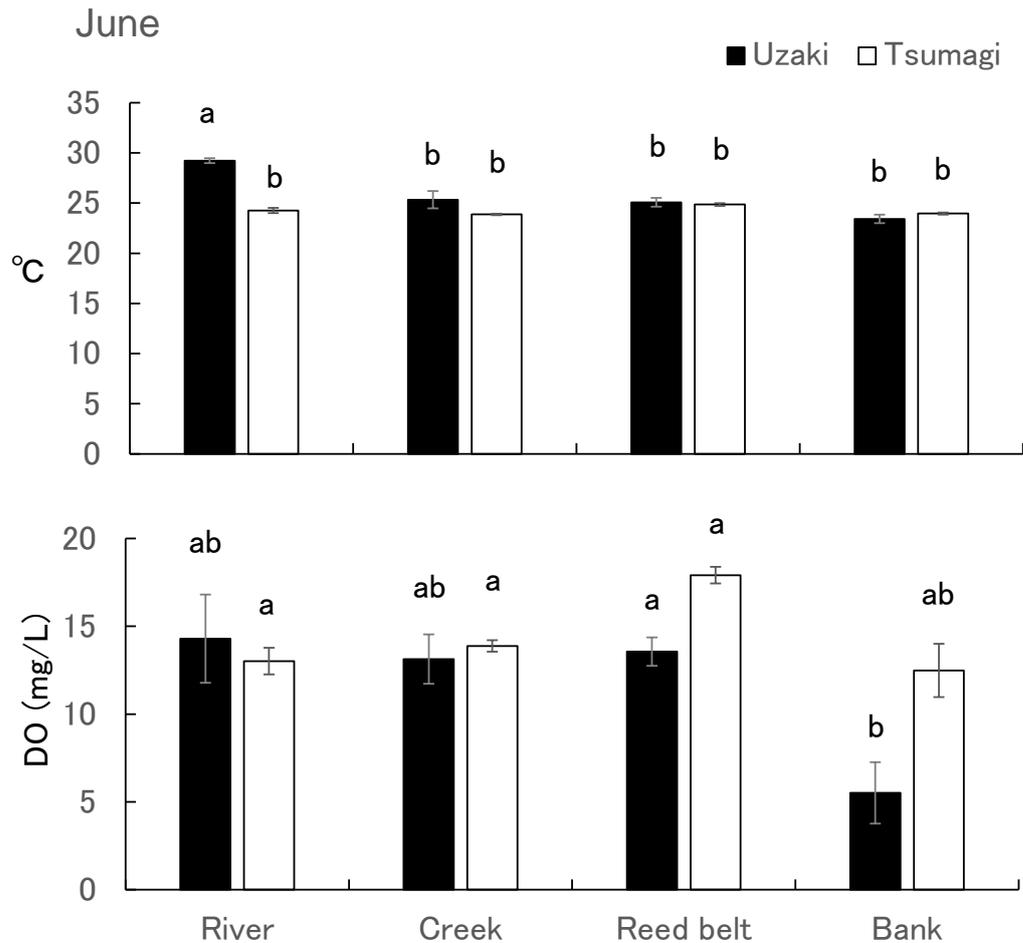


Fig. 4-27 Water temperature and DO in the littoral zones and water areas connecting to Kitaura in June 2015.

4-3-2-2-2 仔稚魚の空間分布

宇崎地先ではシラウオ 1 個体，タイリクバラタナゴ 3 個体，フナ類の一種 2 個体，モツゴ 6 個体，ハス *Opsariichthys uncirostris* 1 個体，ヨシノボリ類 21 個体，ヌマチチブ 20 個体，ウキゴリ 2 個体，ブルーギル 73 個体，オオクチバス 1 個体，クルメサヨリ *Hyporhamphus intermedius* 1 個体，メダカ属の一種 *Oryzias* sp. 3 個体が採集された。一方，爪木地先ではタイリクバラタナゴ 56 個体，オオタナゴ 15 個体，フナ類の一種 8 個体，ヨシノボリ属の一種 1 個体，ヌマチチブ 9 個体，ブルーギル 7 個体，オオクチバス 1

個体，メダカ属の一種 5 個体が採集された。採集された魚類の個体数密度を Table 4-8 に、発育段階組成を Figs. 4-27, 4-28 に示した。

Table 4-8 Mean number per 10 m³ of fish larvae individuals collected in the littoral zones and connecting water areas of Kitaura in June 2015

Uzaki				
	Gantsu river	creek	reed zone	bank zone
<i>Salangichthys microdon</i>	0	0	2.0 ± 2.0	0
<i>Rhodeus ocellatus</i>	0	0	5.3 ± 3.9	0
<i>Acheilognathus macropterus</i>	0	0	0	0
<i>Carassius</i> sp.	0	0.4 ± 0.4	0	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	3.7 ± 3.7	0.9 ± 0.9	0	11.6 ± 8.3
<i>Opsariichthys uncirostris</i>	0	0.6 ± 0.6	0	0
<i>Rhinogobius</i> sp.	72.7 ± 30.2	0	0	1.1 ± 1.1
<i>Tridentiger brevispinis</i>	4.1 ± 4.1	0.6 ± 0.6	0	71.7 ± 48.8
<i>Gymnogobius urotaenia</i>	3.5 ± 3.5	0	0	8.8 ± 8.8
<i>Lepomis macrochirus</i>	0	0	308.8 ± 254.6	252.2 ± 223.6
<i>Micropterus salmoides</i>	18.4 ± 0.37	0	0	1.1 ± 1.1
<i>Hyporhamphus intermedius</i>	0	0	1.3 ± 1.3	0
<i>Oryzias</i> sp.	3.8 ± 3.8	5.6 ± 5.1	0	0

Tsumagi				
	Suijin river	creek	reed zone	bank zone
<i>Salangichthys microdon</i>	0	0	0	0
<i>Rhodeus ocellatus</i>	0	0	622.8 ± 607.6	0
<i>Acheilognathus macropterus</i>	0	0	168.6 ± 164.6	0
<i>Carassius</i> sp.	0	28.5 ± 22.5	0	0.7 ± 0.7
<i>Pseudorasbora parva</i>	0	0	0	0
<i>Opsariichthys uncirostris</i>	0	0	0	0
<i>Rhinogobius</i> sp.	0	0	12.7 ± 12.7	0
<i>Tridentiger brevispinis</i>	11.3 ± 8.1	0	0	3.8 ± 1.8
<i>Gymnogobius urotaenia</i>	0	0	0	0
<i>Lepomis macrochirus</i>	0	0	44.6 ± 37.4	0
<i>Micropterus salmoides</i>	33.1 ± 33.1	0	0	0
<i>Hyporhamphus intermedius</i>	0	0	0	0
<i>Oryzias</i> sp.	0	4.3 ± 2.9	0	0

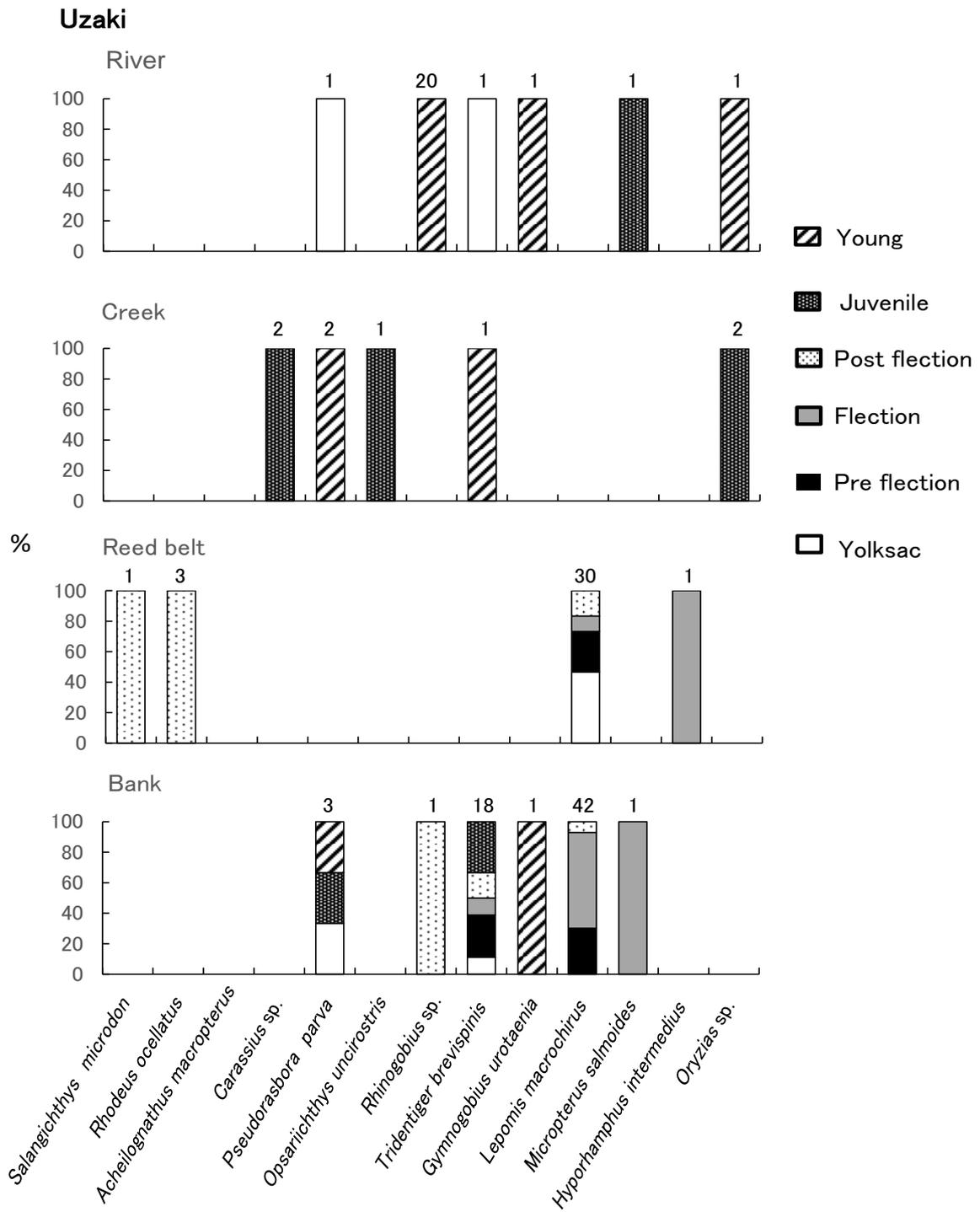


Fig. 4-28 Composition of developmental stages of larvae in Uzaki area in June 2015.

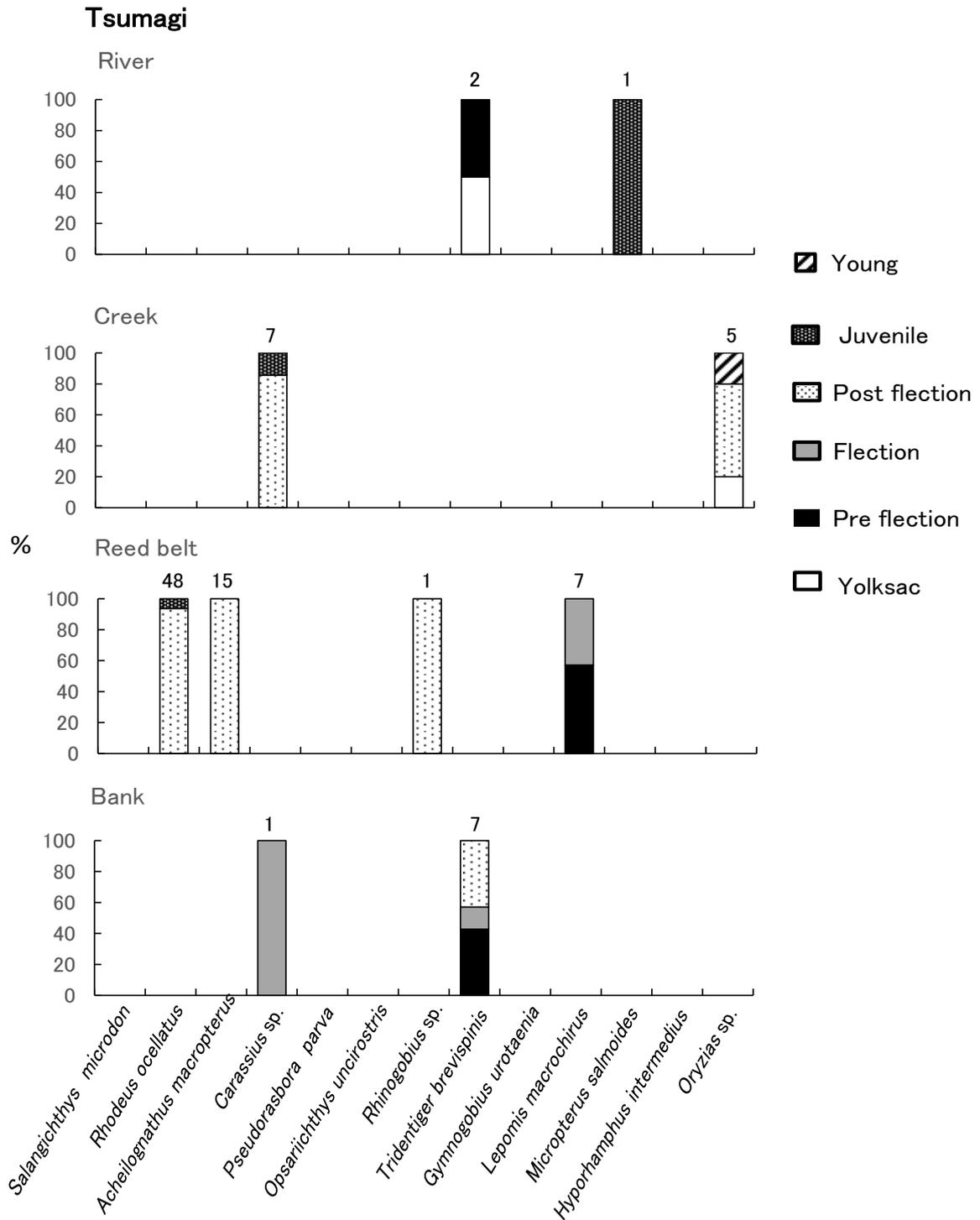


Fig. 4-29 Composition of developmental stages of larvae in Tsumagi area in June 2015.

キュウリウオ目では、シラウオ (BL 15.6 mm, 上屈後仔魚) が宇崎地先のヨシ帯で 1 個体採捕されたのみであった (Table 4-8 ; Fig. 4-28) .

タイリクバラタナゴは, 宇崎地先のヨシ帯と爪木地先のヨシ帯でそれぞれ 5.3 ± 3.9 ind./10 m³, 622.8 ± 607.6 ind./10 m³ の密度で採集された (Table 4-8) . 宇崎地先のヨシ帯では, 体長 5.6–7.5 mm の上屈後仔魚 3 個体が採集され (Fig. 4-28) , 爪木地先では体長 6.0–7.9 mm の上屈後仔魚 45 個体と体長 8.7–11.3 mm の稚魚 3 個体が採集された (Fig. 4-29) .

オオタナゴは, 爪木地先のヨシ帯で 168.6 ± 164.6 ind./10 m³ の密度で採集され (Table 4-8) , その内訳は体長 7.5–8.1 mm の上屈後仔魚 15 個体であった (Fig. 4-29) .

フナ属の一種は, 宇崎地先の堤脚水路と爪木地先の堤脚水路と護岸帯で, それぞれ 0.4 ± 0.4 ind./10 m³, 28.5 ± 22.5 ind./10 m³, 0.7 ± 0.7 ind./10 m³ の密度で採集された (Table 4-8) . 宇崎地先では, 堤脚水路で体長 10.6–13.2 mm の稚魚 2 個体が採集された (Fig. 4-28) . 爪木地先では, 体長 10.0–15.7 mm の上屈後仔魚 6 個体と体長 22.5 mm の稚魚 1 個体が, 護岸帯では体長 7.7 mm の上屈仔魚 1 個体が採集された (Fig. 4-29) .

モツゴは, 宇崎地先の雁通川, 堤脚水路, 護岸帯でそれぞれ 3.7 ± 3.7 ind./10 m³, 0.9 ± 0.9 ind./10 m³, 11.6 ± 8.3 ind./10 m³ の密度で採集された (Table 4-8) . 雁通川で体長 4.4 mm の卵黄囊仔魚 1 個体が, 堤脚水路で体長 10.6 mm と体長 13.2 mm の稚魚 2 個体が, 護岸帯で体長 5.5 mm の卵黄囊仔魚 1 個体, 体長 18.5 mm の稚魚 1 個体, 体長 32.8 mm の幼魚 1 個体が採集された (Fig. 4-28) .

ハスは, 宇崎地先の堤脚水路で体長 13.7 mm の稚魚が 1 個体のみ採集された (Table 4-8; Fig. 4-28) .

ヨシノボリ属の一種は, 宇崎地先の雁通川と護岸帯, 爪木地先のヨシ帯でそれぞれ 72.7 ± 30.2 ind./10 m³, 1.1 ± 1.1 ind./10 m³, 12.7 ± 12.7 ind./10 m³ の密度で採集された (Table 4-8) . 宇崎地先では, 雁通川で体長 17.0–26.5 mm の幼魚 20 個体が, 体長 12.3 mm の

上屈後仔魚 1 個体が (Fig. 4-28) , 爪木地先のヨシ帯で体長 7.5 mm の上屈後仔魚 1 個体が採集された (Fig. 4-29) .

ヌマチチブは, 宇崎地先の雁通川, 堤脚水路, 護岸帯, 爪木地先の水神川と護岸帯でそれぞれ $4.1 \pm 4.1 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $0.6 \pm 0.6 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $71.7 \pm 48.4 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $11.3 \pm 8.1 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $3.8 \pm 1.8 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$ の密度で採集された (Table 4-8) . 宇崎地先では, 雁通川で体長 3.2 mm の卵黄囊仔魚 1 個体が, 堤脚水路で体長 18.2 mm の幼魚 1 個体が, 護岸帯で体長 2.8 mm の卵黄囊仔魚 2 個体, 体長 3.5–4.8 mm の上屈前仔魚 5 個体, 体長 4.7 mm と体長 5.3 mm の上屈仔魚 2 個体, 体長 5.3–6.6 mm の上屈後仔魚 3 個体, 体長 13.9–17.9 mm の稚魚 6 個体が採集された (Fig. 4-28) . 爪木地先では, 水神川で体長 2.6 mm の卵黄囊仔魚 1 個体, 体長 3.5 mm の上屈前仔魚 1 個体が, 護岸帯で体長 3.2–3.5 mm の上屈前仔魚 3 個体, 体長 5.1 mm の上屈仔魚 1 個体, 体長 5.3–7.3 mm の上屈後仔魚 3 個体が採集された (Fig. 4-29) .

ウキゴリは, 宇崎地先の雁通川と護岸帯でそれぞれ $3.5 \pm 3.5 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $8.8 \pm 8.8 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$ の密度で採集され (Table 4-8) , その内訳は, 雁通川で体長 39.3 mm の幼魚 1 個体と護岸帯で体長 31.8 mm の幼魚 1 個体であった (Fig. 4-28) .

ブルーギルは, 宇崎地先のヨシ帯と護岸帯, 爪木地先のヨシ帯で, それぞれ $308.8 \pm 254.6 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $252.2 \pm 223.6 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $44.6 \pm 37.4 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$ の密度で採集された (Table 4-8) . 宇崎地先では, ヨシ帯で体長 5.5–7.2 mm の卵黄囊仔魚 14 個体, 体長 5.9–7.5 mm の上屈前仔魚 8 個体, 体長 7.0–7.8 mm の上屈仔魚 3 個体, 体長 7.8–8.9 mm の上屈後仔魚 5 個体が, 護岸帯で体長 5.2–7.3 mm の上屈前仔魚 13 個体, 体長 6.8–8.8 mm の上屈仔魚 27 個体, 体長 9.0–10.7 mm の上屈後仔魚 3 個体が採集された (Fig. 4-28) . 爪木地先のヨシ帯では, 体長 5.3–7.0 mm の上屈前仔魚 4 個体と体長 7.6–7.8 mm の上屈仔魚 3 個体が採集された (Fig. 4-29) .

オオクチバスは, 宇崎地先の護岸帯と爪木地先の水神川でそれぞれ $1.1 \pm 1.1 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$, $33.1 \pm 33.1 \text{ ind. / } 10 \text{ m}^3$ の密度で採集された (Table 8) . 宇崎地先の護岸帯では体長 9.5 mm

の上屈仔魚が (Fig. 4-27) , 水神川では体長 26 mm の稚魚がそれぞれ 1 個体ずつ採集された (Fig. 4-28) .

クルメサヨリは宇崎地先のヨシ帯で体長 5.7 mm の上屈仔魚 1 個体が採集されたのみであった (Table 4-8 ; Fig. 4-28) .

メダカは, 宇崎地先の雁通川と堤脚水路, 爪木地先の堤脚水路でそれぞれ 3.8 ± 3.8 ind./10 m³, 5.6 ± 5.1 ind./10 m³, 4.3 ± 2.9 ind./10 m³ の密度で採集された (Table 4-8) . 宇崎地先の雁通川では, 雁通川で体長 26.4 mm の幼魚 1 個体が, 堤脚水路で体長 8.8 mm と体長 11.2 mm の稚魚 2 個体が採集された (Fig. 4-28) . 爪木地先の堤脚水路では, 体長 5.6 mm の卵黄囊仔魚 1 個体, 体長 7.1–7.9 mm の上屈後仔魚 3 個体, 体長 26.0 mm の幼魚 1 個体が採集された (Fig. 4-29) .

4-3-2-3 仔魚の食性

ブルーギル, タイリクバラタナゴ, オオタナゴの各 10 個体の消化管内容物を調べたところ, それぞれ 6 個体, 9 個体, 7 個体から内容物が確認された (Table 4-9 ; タイリクバラタナゴのうち 1 個体は, 消化が進んで形状を失ったものしか確認されなかったが, 内容物が確認された個体として扱う) .

Table 4–9 Percentage number (%N) of each food item in the diet of larval *Lepomis macrochirus*, *Rhodens ocellatus* and *Acheilognathus macropterus*

Developmental stage	<i>L. macrochirus</i>			<i>R. ocellatus</i>		<i>A. macropterus</i>
	Pre flexion	Flexion	Post flexion	Flexion	Post flexion	Post flexion
Number of individuals	All examined 2	6	2	3	7	10
	With foods 1	3	2	2	7	7
BL (mm)	5.6–5.9	6.0–7.5	8.5–8.6	5.7–6.1	6.6–9.4	7.2–8.0
Copepods						
Nauplius		33.3			89.3	76.4
Copepodite and adult					8.9	23.6
Cladocerans						
<i>Daphnia galeata</i>			100			
%N					1.8	
<i>Diaphanosoma brachyrum</i>						
Rotifers						
<i>Brachionus angularis</i>		33.3				
<i>Keratella</i> sp.	50	33.3		100		
Dinophyceae						
<i>Ceratium</i> sp.	50					

3種の消化管内容物組成を調べたところ、ブルーギルは上屈前仔魚ではカメノコウワムシ *Keratella* sp. やツノオビムシ *Ceratium* sp. (渦鞭毛虫類) のような微小な生物のみ確認されたが、上屈仔魚ではカドナシコガタツボワムシ *B. angularis* やノープリウス期幼生のようなやや大きめの生物も確認されるようになり、上屈後仔魚ではカブトミジンコ *D. galeata* のような大型の生物のみが確認された (Table 4-9) . タイリクバラタナゴは上屈仔魚ではカメノコウワムシのみ確認されたが、上屈後仔魚ではノープリウス期幼生が主に食べられるようになり、それより大型のコペポダイト期幼生やシダ類も少数確認された. タイリクバラタナゴはノープリウス期幼生とコペポダイト期幼生のみ確認された.

3種の口幅を調べたところ、ブルーギルが他の2種と比べて体長に対する口幅が大きい傾向が見られた (Fig. 4-30) . タイリクバラタナゴとオオタナゴでは、前者の方が後者よりも体長に対する口幅がやや大きかったが、ほぼ同じであった.

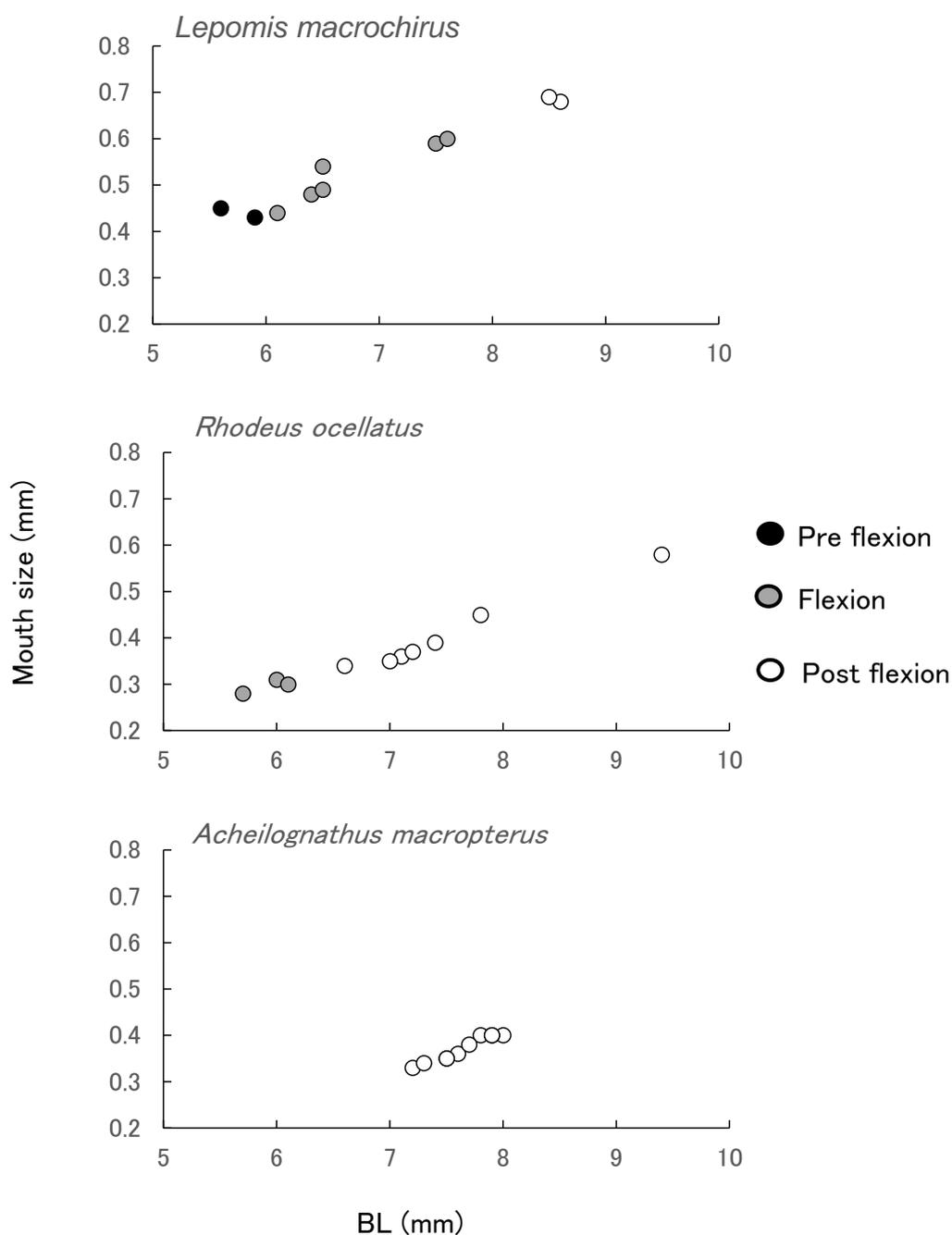


Fig. 4-30 Mouth size of larval *Lepomis macrochirus*, *Rhodeus ocellatus* and *Acheilognathus macropterus*.

3種の消化管内容物の体幅を調べたところ、ブルーギルの上屈前仔魚（体長 5.6 mm, 5.9 mm）および上屈仔魚（体長 6.0–7.5 mm）の消化管内容物は体幅 0.05–0.12 mm であったが、上屈後仔魚（体長 8.5 mm, 8.6 mm）では体幅 0.22–0.30 mm に増大した (Fig. 4-31)。

タイリクバラタナゴ（体長 6.0 mm の上屈仔魚および体長 6.6–9.4 mm の上屈後仔魚）の消化管内容物の体幅は，成長に伴う明瞭な変化は見られず，体幅 0.05–0.18 mm であった．オオタナゴは，消化管内容物が確認された個体がいずれも上屈後仔魚で，体長の幅は体長 7.2–8.0 mm のごく限られた範囲であったにも関わらず，消化管内容物の体幅は 0.08–0.34 mm と広い範囲に及んだ．

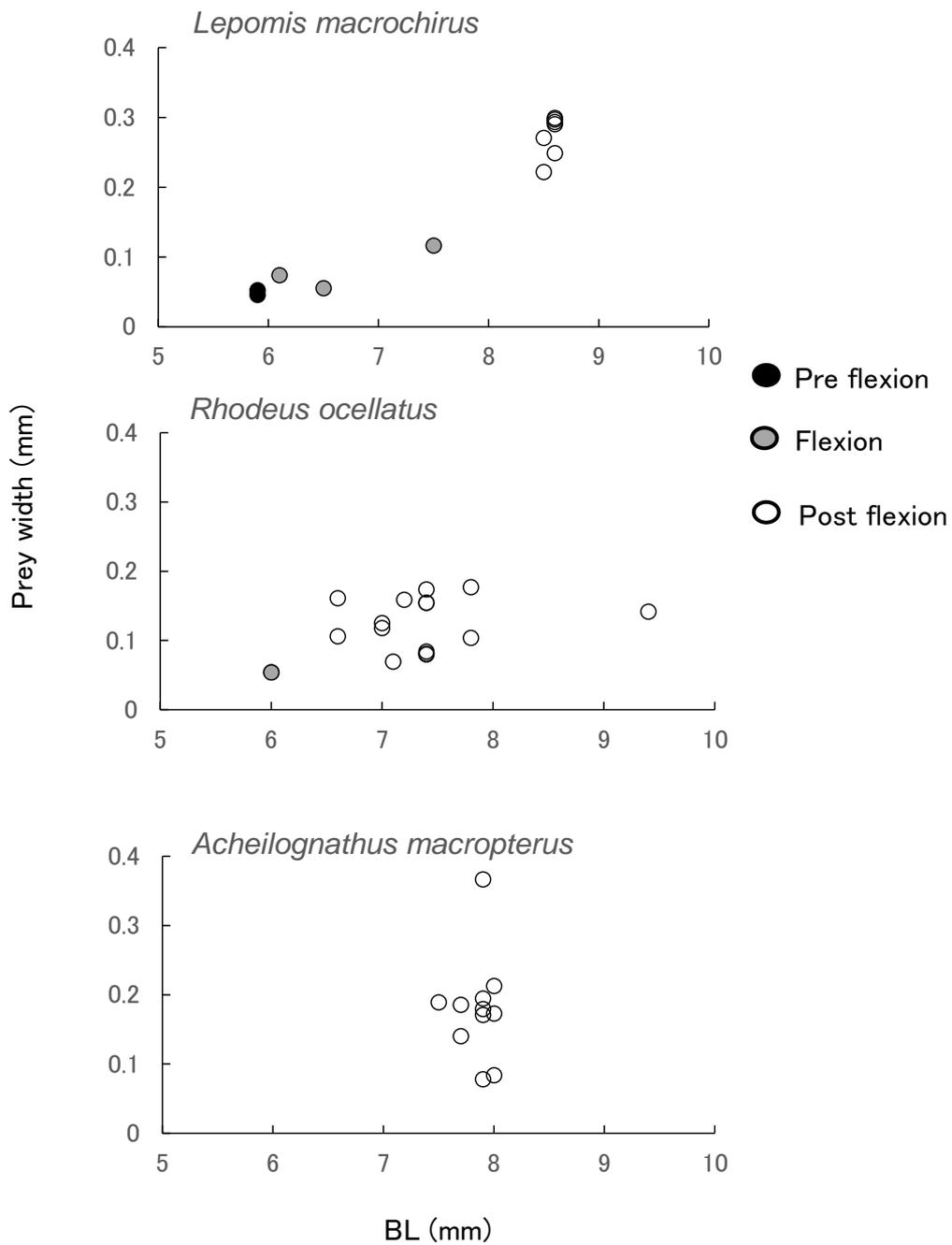


Fig. 4-31 Prey width of larval *Lepomis macrochirus*, *Rhodeus ocellatus* and *Acheilognathus macropterus*.

3種の消化管内容物の個体数を調べたところ、ブルーギルは上屈仔魚までは0-2個体であったが、上屈後仔魚は3個体および6個体であった (Fig. 4-32) .

タイリクバラタナゴの消化管内容物の個体数は、上屈仔魚では0-2個体であったが、上屈後仔魚では2-8個体であった。オオタナゴの消化管内容物の個体数は、0-6個体であった。ただし、タイリクバラタナゴとオオタナゴの消化管内容物は原型を留めておらず、消化管内容物個数として扱うことができなかつたものもあつたため、過小評価していると考えられる。

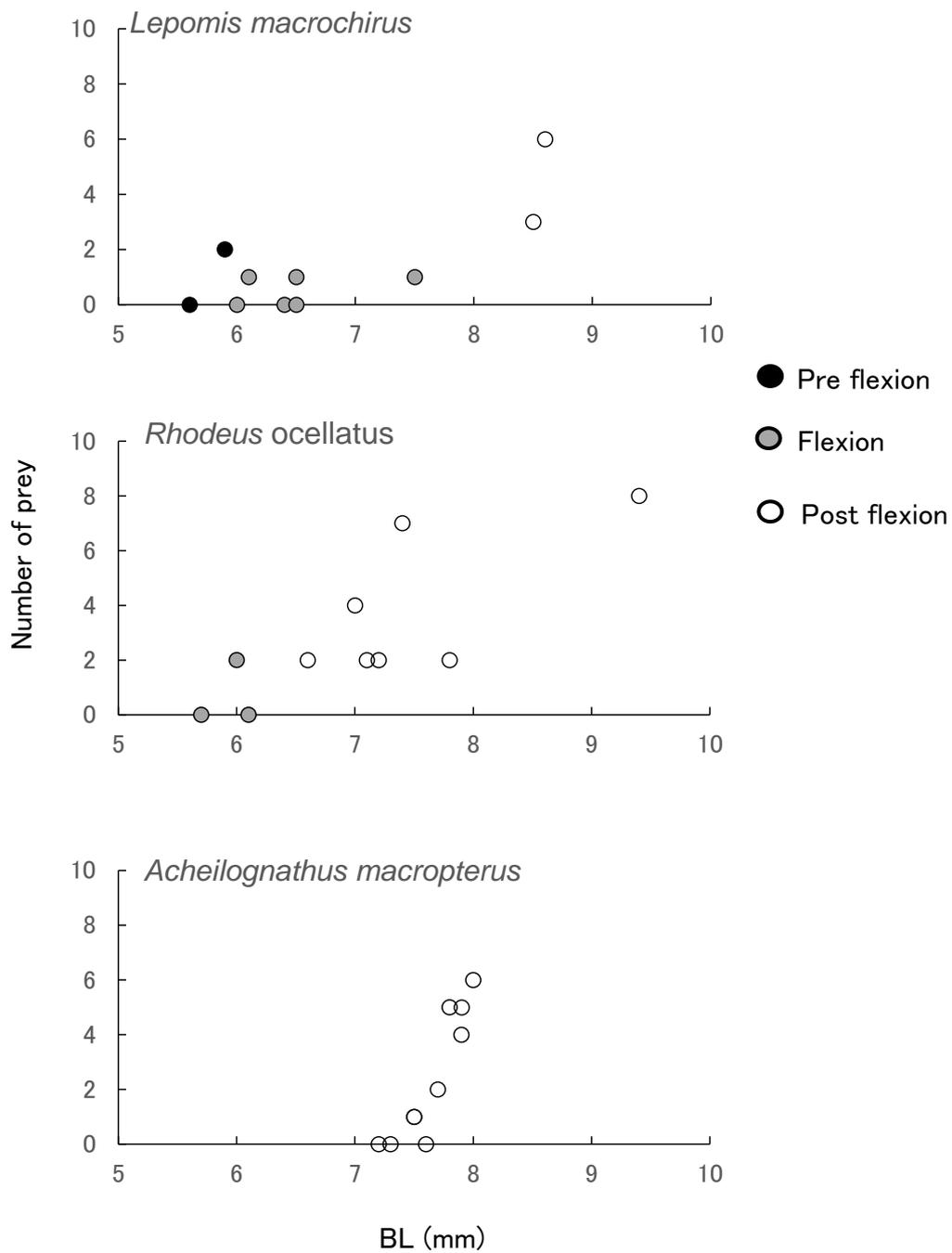


Fig. 4–32 Number of prey per gut of larval *Lepomis macrochirus*, *Rhodeus ocellatus* and *Acheilognathus macropterus*.

3種の平均GFIを調べたところ、ブルーギルは 0.16 ± 0.11 、タイリクバラタナゴは 0.45 ± 0.22 、オオタナゴは 0.56 ± 0.27 であり、ブルーギルが他の2種と比べて低い傾向が見られたが、有意な差は見られなかった (Fig. 4-33; Kruskal-Wallis test, $H=3.7$, $P>0.05$) .

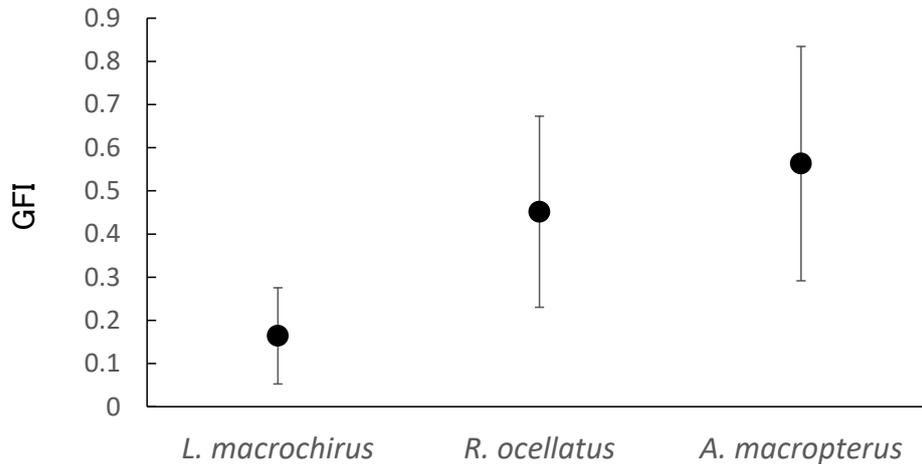


Fig. 4-33 Gut fullness index (GFI) of larval *Lepomis macrochirus*, *Rhodeus ocellatus* and *Acheilognathus macropterus*. Bars indicate standard errors.

4-4 考察

4-4-1 沖合における仔魚の水平分布・鉛直分布

1) 北部のみに限定で出現するウキゴリとヨシノボリ類

ウキゴリ仔魚は、4月のみ、北部 (St.1-3) で主に出現し、南部でも St.6-8 を除く地点で低密度ながら出現した。また、仔魚の発育段階は卵黄囊仔魚から上屈後仔魚までであった。仔魚が主に出現した北部の St.1-3 は南部の St. 4-10 と比べて沿岸からの距離が近い (< 0.2 km) 。一方、仔魚が出現しなかった St.6-8 は、本調査での採集地点 (St.1-10) の中で最も沿岸からの距離が離れている (> 1 km) 。そのため、ウキゴリ仔魚は沖合の中でも沿岸からの距離が近い水域で集中的に出現していたことになる。ウキゴリは流入河川で産卵し、孵化仔魚はその沿岸域に留まって遊泳生活を行うことが報告されている

ため（宮地ら，1963），仔魚の分散範囲はそれほど広くないと考えられる．そのため，ウキゴリは北浦の全域で繁殖し，いずれの水域においても仔魚がある程度沖合の方へと分散しているものの，仔魚は沿岸付近に留まり，そこで上屈後仔魚まで成長するものと考えられる．

ヨシノボリ類仔魚は4月と6月に，北部のみで出現した．4月は卵黄囊仔魚，上屈前仔魚，上屈仔魚が採集され，6月は上屈前仔魚から稚魚までが採集された．これについては，ヨシノボリ類が北部でのみ繁殖を行っている可能性も考えられたが，沿岸の調査結果で明らかになったように，南部の宇崎地先の雁通川でも孵化後間もないヨシノボリ類仔魚が採集された．また，百成ら（2012）の調査でも雁通川の流入部付近でヨシノボリ類稚魚が採集されている．したがって，ヨシノボリ類仔魚はウキゴリ仔魚と同様，産卵場からの分散範囲が狭く，ほとんどの個体は流入河川の河口付近の沿岸にとどまって成長すると考えられる．北浦での分散範囲は，沿岸からおよそ0.2 km 範囲内であると考えられるが，これは琵琶湖や川原大池のヨシノボリ類（ビワヨシノボリ *R. biwaensis*，オウミヨシノボリ *R. sp. OM*，ゴクラクハゼ *R. similis*）（Nagoshi 1982; 川那邊ら 2001; 東 2006）と比べると狭く，第3章で調べた洗足池のクロダハゼと同じかやや広い程度であると考えられる．なお，4月よりも6月の方が発育段階の進んだ仔魚の割合が高かったが，これは4月がヨシノボリ類の繁殖時期の初期であるため（川那邊ら 2001），孵化後間もない仔魚しか採集されなかったためであると考えられる．

2) 北部に偏って出現するワカサギとヌマチチブ

ワカサギ仔魚は4月に採集水域の全域の表層で出現したが，高密度水域は北部に偏っており，特に北端の St. 1 で最も密度が高かった．採集された仔魚の発育段階は卵黄囊仔魚から上屈後仔魚であったが，卵黄囊仔魚は St. 1 のみで出現した．湖沼に生息するワカサギは，湖岸域だけではなく流入河川でも産卵し（白石 1952），霞ヶ浦（西浦）でも流入河川で産卵場の形成が見られ，産卵環境が好適な河川では湖内の産卵場と比べ

て著しく卵の密度が高いことが報告されている（富永・野内 2006）．本調査でワカサギ仔魚の密度が最も高く，唯一卵黄嚢仔魚が採集された St. 1 の北側には規模が大きな河川が流入している．このことから，この流入河川がワカサギにとって重要な産卵場となっており，そこで孵化した仔魚は卵黄嚢が吸収され終わらないうちに St. 1 まで流下し，徐々に成長しながらさらに南側へと分散したものと考えられた．ただし，野内ら（2006）や加納ら（未発表）の調査では，ワカサギ仔魚は南部の沖合でも多く採集されている．したがって，南部にも St. 1 に流入する河川に匹敵する産卵場が存在するが，本調査時にはたまたま北部の方が流入河川から流下してきた仔魚が多かったものと考えられる．また，ワカサギ仔魚は上述のウキゴリ仔魚やヨシノボリ類仔魚と比べると分散範囲は広いものと考えられる．

なお，浅見（2004）は網走湖においてワカサギ仔魚の日周鉛直分布を調べ，日中，仔魚は表層よりも深層に多く分布し，夜間はこれが逆転し，表層に多く分布していたことを確認し，これは光環境に同調した内因的な行動であると考察している．一方，本調査は日中（午前 9 時から 12 時の間）に行ったにも関わらず，仔魚は南部の中層ではほとんど採集されなかった．さらに，浅見（2004）の調査では，ワカサギ仔魚の日中の摂餌個体の出現率および消化管内容物個数は夜間と比べて著しく低かったことが報告されているのに対して，本調査でのワカサギ仔魚の摂餌率は 89.1% であり，ほとんどの個体が餌を食べていた．また，本種が餌として利用するノープリウス期幼生やコペポダイト期幼生・成体も中層よりも表層で密度が高かった．浅見（2004）が確認した網走湖におけるワカサギ仔魚の日周鉛直移動は，日中に表層で捕食者に見つかるのを避けるための適応であると考えられるが，全国的に見ても水質が悪い北浦では（環境省 2016），透視度が低く，濁度は高いため（水資源機構 2015），日中に表層で摂餌していても捕食者に見つかる危険性は比較的低いと考えられる．そのため，北浦ではワカサギ仔魚は日中でも動物プランクトンの多い表層に集まって摂餌していたものと考えられる．仔魚の鉛直移動を左右する要因としては，一般的に光環境（Heath et al. 1988; Munk et al. 1989;

Olla and Davis 1990) や水温 (Ahlstrom 1959; Kendall and Naplin 1981; Olla and Davis 1990) などが挙げられ、物理環境により内因的に支配されているものと考えられているが、餌料環境に応じて柔軟に変えている可能性を示唆する研究例もある (Munk and Kiørnøe 1985; Batty 1987) . 北浦と網走湖 (浅見ら 2004) におけるワカサギ仔魚の日中の鉛直分布の違いは、本種の分布層が種特異性のものとして固定されたものではなく、餌料環境に応じて分布層を柔軟に変えられることを示していると考えられる.

ヌマチチブ仔魚の密度は北部で高く、南部で低かった. また、北部と南部中層では発育が進んだ上屈後仔魚や稚魚の割合が高かったのに対して、南部表層では上屈前仔魚の割合が高いという特徴が見られた. ヌマチチブは、仔魚期には表層から中層に分布し、発育とともに分布層が深くなり、稚魚期になると底層に分布するようになることが報告されている (百成ら 2016) . しかし北部では、水深が浅く、稚魚ネットを表層で曳網すると、水面直下の仔魚のみならず、底層付近に分布する発育段階の進んだ仔稚魚も採集されると考えられる. そのために、北部の採集密度が南部よりも高くなった可能性が考えられた. これについて確かめるために、ヌマチチブ仔魚の表中層の密度を発育段階ごとに分け、水域ごとに比較した (Fig. 4-34) . すると、上屈後仔魚の密度は St. 2 と St. 3 で高かったが、それ以前の発育段階の仔魚の密度は St. 2 から St. 5 にかけてほぼ一様に高く、上屈前仔魚に限れば St. 3 から St. 6 にかけて、St. 5 をピークとしてほぼ等密度に出現していた. したがって、ヌマチチブは前述の他のハゼ科 2 種の仔魚と比べて沿岸から遠く離れた沖合の水域まで分散し、水深の浅い北部では表層から底層にかけて幅広い発育段階の仔稚魚が集中して生息するが、水深が深い南部では仔稚魚は発育段階に応じて異なる層に散らばって分布するようになるため、今回のような層別採集を行うと、各層の密度が北部と比べて小さくなるものと考えられた.

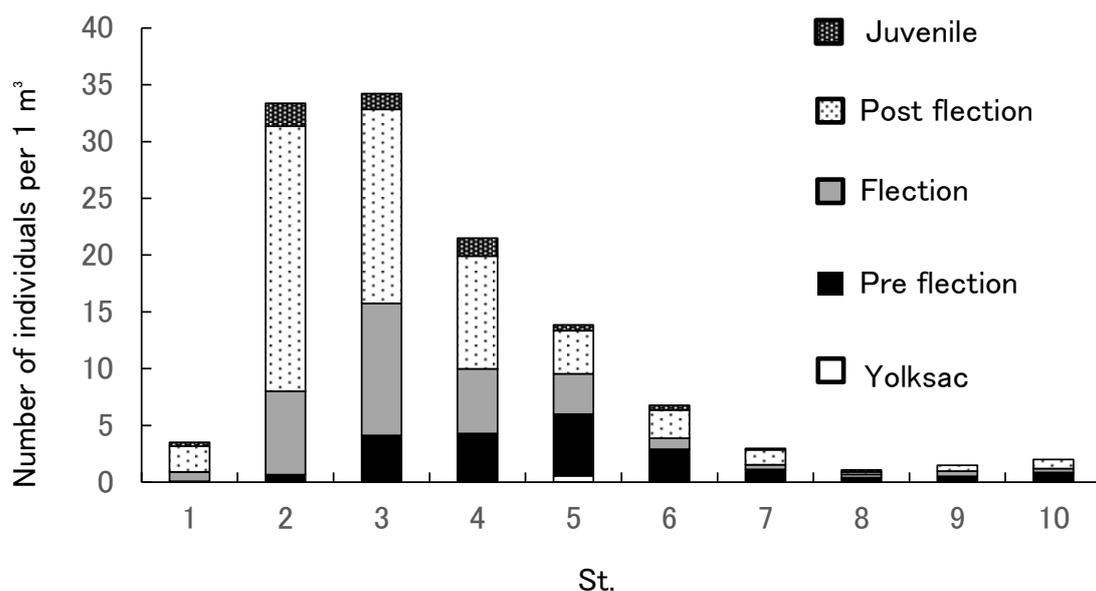


Fig. 4-34 Number of larval *Tridentiger brevispinis* per 1 m³ in each station in the limnetic zone in Kitaura in June 2015.

また、ヌマチチブ仔魚は南部の中層でも低密度で出現した。前述のように、ヌマチチブの鉛直分布を同じ採集地点間で比較すると、表層で採集された仔魚は主に上屈前仔魚で、中層で採集された仔魚は主に上屈後仔魚であり、深度が増すにつれて発育段階の進んだ仔稚魚の割合が高くなるという点では、百成ら（2016）の報告結果と一致した。しかし、百成ら（2016）の調査では、表層では上屈前仔魚の割合が高かったものの、密度は低く、上屈前仔魚を含む全ての発育段階の仔稚魚が表層よりも中層において高密度で採集された。一方、本調査では上屈前仔魚が表層において高密度で採捕され、結果として表層の方が中層よりも密度が高くなった。仔魚の分布を左右する要因として水温や（Straburg 1960; Davis et al. 1990; Haldorson 1993; Boehlert and Mundy 1994） DO（Breitburg 2002; Taylor and Rand 2003; Vabderploeg et al. 2009; Johnson-Collegrove et al., 2015）が挙げられるが、本調査時の中層の水温や DO は百成ら（2016）の調査時と比べても低くなく、むしろ高い傾向があったため、中層の水環境を発育段階初期の仔魚が避

けたとは考えられない。そのため、発育段階後期の仔魚は分布層が概ね決まっているが、上屈前仔魚の分布層は表層から中層の中では明確に定まっていなかったのかもしれない。

3) 南部に偏って分布するシラウオ

シラウオ仔魚は4月に採集水域の全域で出現したが、南部の表層で密度が高く、中層ではそれよりも低密度で、北部ではさらに低密度だった。野内（2006）が北浦で1987年から2004年にかけて行った7年間の調査でも、いずれの年も、北部の水域よりも南部の水域の方がシラウオ仔魚の採集個体数が多かった。シラウオは湖岸や川岸の浅瀬、河口の浅瀬（千田 1973; Saruwatari 2002 ; 藤川ら 2005 ; 山口 1994 ; 隼野 2013）に産卵するため、仔魚が産卵場である沿岸からの距離が近い北部よりも、沿岸からの距離が遠い南部で多く採集されたことは意外であった。また、水域ごとのシラウオ仔魚の発育段階を調べたところ、北部では上屈前仔魚のみが採集されたのに対して、南部ではこれに加えて上屈仔魚や上屈後仔魚も採集された。食性調査の結果で明らかになったように、成長したシラウオ仔魚はコペポダイト期幼生・成体への選択性が高かったが、コペポダイト期幼生・成体も南部の表層で多い傾向が見られた。そのため、シラウオ仔魚は北部と南部の両方で出現するが、孵化直後は北部で過ごした個体も、間もなく大きな餌生物を求めて南下している可能性や、北部では成長に伴う大きな餌への転換がうまくいかず、生存率が低くなっている可能性が考えられたが、本調査結果からは明確な理由はわからなかった。また、シラウオ仔魚の密度は南部の表層と比べて中層では低かった。ノープリウス期幼生とコペポダイト期幼生・成体はいずれも表層と比べて中層では密度が低かったため、シラウオ仔魚とその餌料生物の分布は鉛直方向でも一致していると言える。シラウオ仔魚の鉛直分布について調べた事例は見当たらなかった。ただし、上述のように、同じキュウリウオ目のワカサギ仔魚も同じ傾向であったことから、シラウオ仔魚も餌料の多い層を能動的に選択していた可能性がある。

4-4-2 沿岸における仔魚の分布

1) ヨシ帯

本調査で、ヨシ帯ではコイの卵黄嚢仔魚、ウキゴリの上屈後仔魚と稚魚、タイリクバラタナゴの上屈後仔魚と稚魚、オオタナゴの上屈後仔魚、ブルーギルの上屈前から上屈後仔魚が採集された。ただし、宇崎と爪木で利用のされ方に違いが見られ、ブルーギルは宇崎のヨシ帯を主に利用していたが、他の種類の仔稚魚は爪木のヨシ帯を主に利用していた。

コイについては、爪木のヨシ帯は波浪の影響を強く受けているため、底土が洗掘されてヨシの根が露出しており、そのヨシの根に産着卵が多数見られた。一方、宇崎のヨシ帯のヨシは根がほとんど底土に埋まっており、産着卵は確認されなかった。コイが植物の根などに卵を産み付けることは既に知られている（中村 1969）。しかし、本調査結果から、産卵基盤が泥に覆われていないことも重要であると考えられた。

タイリクバラタナゴとオオタナゴについては、二枚貝に産卵し、孵化仔魚は貝の中である程度成長してから貝の体外へ浮出する（中村 1969）。さらに、両種が産卵母貝としているイシガイ類の数種は砂質が優占する底質に頻繁に見つかり、泥が優占する底質環境下ではその生息密度が低いことが報告されている（Strayer and Ralley 1993）。本調査では貝類の調査は行わなかったため、爪木と宇崎の貝類の種組成はわからなかったが、より多くの仔稚魚が出現したことから、爪木の方が産卵母貝の成育環境として良好であった可能性が考えられる。

ブルーギルについては、水底にすり鉢状の産卵床を形成し、特にヤナギ類の茂みや沈水植物群落に隣接する環境を好むこと（中尾ら 2006）、軟泥が堆積した底質よりも砂礫が優占する底質を産卵場として好むこと（Gosch et al. 2006）が報告されている。本調査では、ヨシ帯でブルーギルの仔魚が採集され、これは中尾ら（2006）の報告した産卵水域として適していると思われるが、軟泥が堆積した宇崎のヨシ帯の方が爪木のヨシ帯よりも仔魚が多かったことは従来の知見とは矛盾するように考えられた。ただし、開け

た水域よりも、波浪が少ない湾内でブルーギルの産卵床が多く確認された事例があることから（中尾ら 2006）、爪木のヨシ帯の波浪がブルーギルが産卵床を安定して維持するのに強すぎた可能性がある。

2) 堤脚水路

堤脚水路はフナ属の仔魚やタモロコ仔魚に主に利用されていた。これは、これらの種類の産卵水域として用水路などを主に挙げている中村（1969）の報告と一致している。また、荒山・富永（2009）は、霞ヶ浦の堤脚水路、沿岸帯の垂直護岸帯および水生植物帯で仔稚魚の採集を行ったところ、採集されたフナ属仔稚魚のほとんどが堤脚水路から採集されたことから、フナ属の仔稚魚の成育場としての堤脚水路の重要性を強調している。琵琶湖では、水生植物帯がニゴロブナ仔稚魚の成育場であることが報告されている（平井 1972；藤原ら 2011；山本・遊磨 1999）、霞ヶ浦の西浦および北浦ではフナ属仔稚魚の成育場としては湖内の水生植物帯よりも堤脚水路の方が重要であると考えられる。

3) 流入河川

雁通川は、ワカサギの卵黄囊仔魚とヨシノボリ類の卵黄囊仔魚と幼魚に主に利用されていた。両種とも流入河川で孵化し、仔魚期を沖合で過ごすことが知られている（浅見 2004；野内 2006；百成 2016）。また、ヨシノボリ類については稚魚期以降に再び流入河川に遡上することが報告されており（増子 2007；百成ら 2012）、ワカサギについても産卵期に成魚が遡河する場合があることが知られている（白石 1952）。そのため、これら2種が生活史を全うする上で雁通川のような流入河川が重要であると考えられる。ただし、水神川では仔魚は少なかった。水神川の川幅は2 m以下で、雁通川（川幅5 m前後）と比べて狭い。そのため、規模の小ささから親魚が産卵に適した水域とみなさなかつた可能性が考えられる。また、ワカサギ親魚は流速7 cm/sでは遡上せず、

14 cm/s 以上で遡上する（河崎・位田 1996）ことが報告されているが、水神川では流れがほとんど見られないのに対して、雁通川では流速が 14 cm/s 以上になることがしばしば確認されていることから（滑川 未発表），ワカサギに関しては流入河川の流速も産卵場形成に重要であると考えられる。

4) 護岸帯

護岸帯ではシラウオ仔魚，コイ仔魚，ヌマチチブ仔稚魚が採集された。

シラウオ仔魚とヌマチチブ仔魚は，すでに述べたように沖合でも採集されており，既存の報告においても仔魚期は沖合で過ごすと言われていた（野内 2006；百成ら 2016）。一方，碓井ら（2015）の調査では両種の仔魚が宇崎のヨシ帯で採集されている。このことから，両種の仔稚魚は沖合だけでなく沿岸にも分布し，湖全体を利用しているものと考えられる。

コイの卵黄囊仔魚が護岸帯で採集されたことは，本種が水草帯で産卵し，仔魚がそこで成育するという報告（中村 1969）と矛盾する。しかし，コイ仔魚は爪木の護岸帯で採集されているが，爪木の護岸帯はヨシ帯と隣接しているうえに沿岸に打ち寄せる波浪は強く，ヨシ帯で孵化した仔魚が護岸帯まで流出している可能性が考えられる。そのため，爪木のヨシ帯は波浪の影響でヨシの根の泥が洗い流されて卵が産み付けやすくなるが，そこで孵化した仔魚がヨシ帯の中に留まることが困難な側面も持っていると考えられる。

4-4-3 沖合の仔魚の摂餌生態

1) ワカサギ

ワカサギ仔魚の食性については国内において複数の研究例があるが，その多くは小型のワカサギ仔魚（概ね体長 10 mm 以下）はワムシ類およびノープリウス期幼生を摂餌し，成長につれてミジンコ類やカイアシ類のコペポダイト期幼生・成体を摂餌するよう

なることを報告している（佐藤 1954；山岸 1974；堀・位田 1977；小沼 1985；高橋ら 1994；浅見・坂本 2001；浅見ら 2004）。これは、本研究で明らかになった仔魚の成長に伴う食性の変遷と一致している。

本研究では、ワムシ類の割合が高かった北部で採集されたワカサギの方が、南部で採集されたワカサギよりも消化管内容物にワムシ類が含まれている割合が高く、孵化後間もないワカサギ仔魚はノープリウス期幼生とワムシ類のいずれも利用できるものと考えられた。ただし、本研究ではワカサギ仔魚のワムシ類に対する選択性は体長階級や水域を問わず常に低かった。また、本調査結果と上記の既存の調査結果のいずれにおいても、仔魚の成長とともにノープリウス期幼生の摂餌割合が高くなっている。そのため、ワムシ類は孵化直後の仔魚に一時的に利用されるのみであり、ノープリウス期幼生の方がワムシ類よりも重要性は高いと考えられた。また、ワムシ類の中にもワカサギ仔魚が好むものとそうでないものがあり、Ibe et al. (2011)の実験では、水中をジャンプするようにして移動するミジンコワムシ *H. mira* とハネウデワムシ属 *Polyathra* sp.にはワカサギ仔魚による被食の影響が有意に認められたが、ミツウデワムシ *Filinia longisera* にはその影響は顕著には見られず、カメノコウワムシ *Keratella cochlearis* に対してはほとんど影響が見られなかった。本研究では、ワカサギ仔魚の出現時期にはミジンコワムシ *H. mira*、ハネウデワムシ属 *Polyathra* sp., カメノコウワムシ *Keratella* sp. はごく低密度に出現するか、もしくは全く出現しなかったためワカサギ仔魚による選択性についてはわからなかった。しかし、ミツウデワムシ *Filinia* sp. は出現密度が他のワムシ類よりも高かったにもかかわらず、ワカサギ仔魚はほとんど利用していなかった。ミツウデワムシ *Filinia* sp. が持つ3本の剛毛は長さが捕食者の密度により変化するという

(Pourriot et al. 1997)。そのため、この剛毛は捕食者からの攻撃を回避するためのものと考えられる。本調査水域で採集されたミツウデワムシ *Filinia* sp. の体幅は他のワムシ類と比べて大きくはなかったが、剛毛を伸ばすと体幅の8倍ほど長さになるため口幅により食べられる餌が限られる仔魚にとっては捕食しづらいと考えられる。

2) シラウオ

シラウオ仔魚の食性に関する報告事例はごくわずかであったが、小沼（1985）が霞ヶ浦の西浦と北浦で調査を行った結果では、シラウオ仔魚は主にノープリウス期幼生を食べており、特に体長が小さい個体はノープリウス期幼生への依存度が高かった。本研究でも体長 14 mm 未満のシラウオ仔魚はほぼノープリウス期幼生のみを食べており、小沼（1985）の調査結果と概ね一致する。本研究では体長 14.0 mm 以上のシラウオ仔魚はコペポダイト期幼生を主に食べるようになっていた。一方、小沼（1985）の調査結果では、体長 14.0 mm 以上のシラウオ仔魚が主に食べていたものはノープリウス期幼生とコペポダイト期幼生・成体、もしくはノープリウス期幼生とミジンコ類のいずれかの組み合わせであり、コペポダイト期幼生とミジンコ類が同時に消化管から出てくることはごく稀であった。このことから、体長 14 mm 前後までのシラウオ仔魚の主な餌はノープリウス期幼生であるが、より成長すると、周囲の餌料環境に応じてコペポダイト期幼生・成体かミジンコ類のいずれかにシフトすると考えられる。また、ワムシ類はほとんど利用しないものと考えられる。

3) ヌマチチブ

ヌマチチブはワムシ類の密度が高い北部ではワムシ類のツボワムシ *B. calyciflorus* を、鰓脚類の密度が高かった南部の北側ではオナガミジンコ *D. brachyurum* を、カイアシ類の密度が高かった南部の南側ではカイアシ類をそれぞれ主に食べており、本種は餌料環境に応じて柔軟に食性を変えられることがわかった。

ヌマチチブ仔魚の餌の体幅は、体長 9 mm 以上になると有意に増大したが、消化管内容物組成は、北部でオナガミジンコ *D. brachyurum* の%N が成長に伴い有意に増加したのを除き、成長に伴う変化は明瞭ではなかった。このことから、ヌマチチブ仔魚は成長しても、小さな餌から口に入る最大の大きさの餌まで幅広く摂餌するものと考えられる。

4) ヨシノボリ類

ヨシノボリ類はほとんど北部でのみ出現したが、そこで採集された仔魚は主にワムシ類のツボワムシ *B. calyciflorus* とオナガミジンコ *D. brachyurum* を食べていた。ヨシノボリ類の餌の体幅と消化管内容物組成はいずれも体長階級間で有意な差は見られなかった。仔稚魚のほとんどは成長に伴い餌の体幅が増大することが知られているが (Hunter 1981) , 本調査結果はそれと反するものとなった。

4-4-4 沿岸の仔魚の摂餌生態

ブルーギルは摂餌開始初期と思われる上屈前仔魚は小型のワムシ類を食べており、成長すると中型のワムシ類やノープリウス期幼生を食べるようになり、さらに上屈後仔魚になるとカブトミジンコのような大型のミジンコ類を食べており、このような食性の変化は既存の報告と一致する (Werner 1969) .

タイリクバラタナゴとオオタナゴは主にノープリウス期幼生とコペポダイト期幼生・成体を食べていた。両種は二枚貝の体内である程度発育してから浮出し、摂餌を開始するため、摂餌開始初期からカイアシ類の幼生のようなある程度大きさがあり、逃避能力も高い餌を捕食できると考えられる。

4-4-5 種間での分布・摂餌生態の比較

1) ワカサギとシラウオの比較

本調査ではワカサギ仔魚は北部に、シラウオ仔魚は南部に高密度で出現したが、これは両種の棲み分けによるものではないかと考えられた。しかし、野内 (2006) の調査結果では、両種とも主に南部で同所的に出現しているため、棲み分けをしている可能性は低いものと考えられる。上述の種ごとの分布に関する考察で記したように、ワカサギ仔魚は湖全体で出現し、シラウオ仔魚は南部に偏って出現するため、両種の分布は南部で重なる。また、ワカサギ仔魚とシラウオ仔魚はどちらも主な餌はノープリウス期幼生で

あり、成長に伴いコペポダイト期幼生・成体を食べるようになるという点で共通していたため、競合が生じる可能性が大きいと推測された。

しかし、両種の食性を詳細に比較すると、種間での微妙な差が見られ、それにより競合が回避されている可能性が考えられた。

シラウオ仔魚はワムシ類をほとんど摂餌していなかったのに対して、ワカサギ仔魚はワムシ類も低い割合ながら摂餌しており、特に北部で採集されたワカサギ仔魚は南部のワカサギ仔魚やシラウオ仔魚よりもワムシ類の摂餌割合が有意に高かった。小沼(1985)も霞ヶ浦西浦と北浦で仔魚の食性の調査を行っているが、シラウオ仔魚の方がワカサギ仔魚よりもノープリウス期幼生の摂餌割合が高く、ワムシ類の摂餌割合が低い結果となっており、本調査結果と一致する。そのため、ワカサギ仔魚の方がシラウオ仔魚よりも利用できる餌が多様で、ワムシ類が優占する北部でも生息できるため、分布が完全に重なることが回避されていると考えられる。

成長に伴う餌の大きさを調べたところ、シラウオ仔魚の方がワカサギ仔魚よりも体長に対する餌の体幅が有意に大きかった。シラウオ仔魚はワカサギ仔魚と比べて成長に伴う口幅の増大速度が大きかったが、これはシラウオ仔魚が早期に大型の餌にシフトするのに有利であると考えられる。また、消化管内容物を調べたところ、体長 8.0–13.9 mm のワカサギ仔魚とシラウオ仔魚はいずれもほとんどがノープリウス期幼生であったのが、体長 14.0 mm 以上になるとワカサギ仔魚は依然としてノープリウス期幼生の割合が高かった(約 60%) のに対して、シラウオ仔魚はコペポダイト期幼生・成体の割合が 60%ほどになっていた。つまり、シラウオ仔魚の方がノープリウス期幼生(調査時の平均体幅: $88.0 \pm 2.8 \mu\text{m}$) のような小さな餌からコペポダイト期幼生・成体(調査時の平均体幅 $300.6 \pm 9.9 \mu\text{m}$) のような大きな餌への転換が早いと考えられる。このようにシラウオ仔魚がワカサギ仔魚より大きな餌を多く食べることも小沼(1985)の報告と一致する。また、両種の餌選択性について調べたところ、北部のワカサギ仔魚と南部のシラウオ仔魚は嗜好する餌が成長に伴いノープリウス期幼生からコペポダイト

期幼生・成体へと変化していたのに対して、南部のワカサギ仔魚は成長を通じてノープリウス期幼生を一貫して嗜好しており、コペポダイト期幼生・成体には負の選択性を示していた。これは、両種が共存する南部では、ワカサギ仔魚がシラウオ仔魚との餌の競合を避けるために、選択性をずらしている可能性を示唆している。

2) ヌマチチブとヨシノボリ類の比較

北浦におけるヌマチチブ仔魚とヨシノボリ類仔魚はいずれもノープリウス期幼生、コペポダイト期幼生・成体、オナガミジンコ *D. brachyurum*、ワムシ類を食べており、4月に出現したワカサギ仔魚やシラウオ仔魚と比べると餌の偏りは少なく、食性が幅広かった。そのため、いずれの水域でも生息は可能であると考えられる。ただし、上述のようにヌマチチブ仔魚の方がヨシノボリ類仔魚よりも沖合への分散範囲が広いため、ヨシノボリ類が生息していない南部の湖心部も利用することで、分布が完全に重なることが回避されていると考えられる。

分布が重なる水域でも、両種は食性の違いにより競合が回避されている可能性が示唆された。St. 2で同所的に採捕されたヌマチチブとヨシノボリ類の消化管内容物組成は大きく異なっており、ヨシノボリ類がヌマチチブよりもオナガミジンコ *D. brachyurum* を多く摂餌していた。また、ヌマチチブとヨシノボリ類の餌選択性を調べたところ、ヌマチチブはノープリウス期幼生に正の選択性、ツボワムシ *B. calyciflorus* に弱い正の選択性、コペポダイト期幼生・成体とオナガミジンコ *D. brachyurum* に負の選択性を示したのに対して、ヨシノボリ類はコペポダイト期幼生・成体とオナガミジンコ *D. brachyurum* に正の選択性、ノープリウス期幼生とツボワムシ *B. calyciflorus* に負の選択性を示しており、種間でほぼ逆の選択性を示すことが分かった。一方、南部 (St. 4とSt. 9) で採集されたヌマチチブはノープリウス期幼生に負の選択性傾向、コペポダイト期幼生・成体とオナガミジンコ *D. brachyurum* に正の選択性を示しており、北部のヌマチチブと餌選択性に大きな違いが見られた。このことから、ヌマチチブは本来オナガミ

ジンコ *D. brachyurum* を好むが，ヨシノボリ類が同所的に出現する北部では敢えてオナガミジンコ *D. brachyurum* を避け，他の餌を多く食べるように餌の選択性をシフトさせている可能性が考えられた．

以上のように，ヌマチチブ仔魚とクロダハゼ仔魚は，分散範囲が異なることと，ヌマチチブが餌の選択性をずらすことにより，競合が回避されている可能性が示唆された．

第5章 総合考察

仔魚の分布

洗足池と北浦では沖合で多くの仔魚が浮遊生活をしており、またその分布は種ごとに異なっていた。

仔魚が産卵場である沿岸から沖合へと分散することについては、多くの魚種で知られている (Werner 1967; Post and McQueen 1988; Nash and Geffen 1991; Post 1995; Dettmers et al. 2005; Roseman et al. 2005; Dettmers et al. 2005; Zhao et al. 2009) 。また、仔魚が沖合に分散する意義については、餌料環境 (Kelso and Ward 1977; Dettmers et al. 2005) 、沿岸域での捕食者の回避 (Post and McQueen 1988) 、安定した物理環境 (Mortimer 2004; Dettmers et al. 2005) などが挙げられている。しかし、湖沼での仔魚の分布は、同じ種でも水域により異なり (Paradis et al. 2014) 、仔魚の沖合への分散のメカニズムについては正確にはわかっていない。仔魚は遊泳能力が低いため、沖合への分散は潮汐や湧昇流、下降流による流れに受動的に輸送されるものであると、海域 (Boehlert and Mundy 1994; Burke et al. 1995) や規模の大きい湖沼 (Dettmers et al. 2005) では考えられている。

一方、洗足池と北浦では、体の大きさと体型がほぼ同じであるヌマチチブとクロダハゼ (もしくはヨシノボリ類) の仔魚が異なる分布をしていたが、もし仔魚が能動的に湖流に移送されるだけであればこのような分布の違いは生じなかったと考えられる。規模の小さな溜池では Yellow perch *Perca flavescens* の仔魚が植生帯付近で集中的に採捕されることから、能動的に適した環境に移動している可能性が示唆されている

(Kaemingk et al. 2011; Paradis et al. 2014) 。さらに、同一の淡水感潮域に出現するアリアケヒメシラウオ *Neosalanx reganius* とアリアケシラウオ *Salanx ariakensis* の仔魚は、前者は流れの緩やかな場所に集まることで産卵場に留まるのに対して、後者は流れの強い場所に集まり孵化後数日以内に下流へ流下することが報告されており (飯野 2008) 、仔魚が種ごとに能動的な移動を行うことで分布の違いが生じる例もある。このことから、洗足池のような規模が小さく湖流の影響が小さい水域では、ヌマチチブ仔魚がより沖合

へと分散し、クロダハゼ仔魚が沿岸に留まろうとするように、沖合方向への分散範囲が仔魚の種ごとの能動的な移動習性により決定づけられている可能性がある。北浦も、規模は洗足池と比べると遥かに大きい、海域や海外の規模の大きな湖沼と比べると規模は小さく、水深が浅いため、湧昇流や下降流の影響は小さいと考えられ、やはり洗足池と同様に仔魚が種ごとに能動的な分布選択を行っている可能性がある。また、クロダハゼ（ヨシノボリ類）とヌマチチブの分布の差は洗足池よりも北浦でより明確であった。これは、ヌマチチブの本来の分散範囲が広く、水域規模が大きいほど分布範囲を広げられるためであると考えられる。このことから、規模の大きな水域の方が種ごとの棲み分けをしやすく、より多くの種の仔魚が共存可能であると考えられる。

一方、北浦のワカサギとシラウオの仔魚も、体型・大きさがほぼ同じであるにも関わらず、分布に差が見られたが、これは沖合方向への分散範囲の違いによるものではなく、シラウオ仔魚が甲殻類性の動物プランクトンが少ない水域では生息できず、結果として餌料環境により分布が限られているためであると考えられる。シラウオが、どのようなメカニズムで、適した餌料環境に分布しているかは本研究ではわからなかったが、ワカサギとシラウオの仔魚が共存する上で重要な習性であると考えられる。また、両種は既存の報告（浅見ら 2004）とは異なり、調査時（午前中から昼間にかけて）は中層よりも表層に多く分布していた。これは両種が光環境や餌料の鉛直分布のような水域環境に応じて鉛直分布を能動的に選択している可能性を示唆している。

湖沼の沖合で浮遊生活を送る仔魚の棲み分けは主に鉛直分布の違いに注目されていたが（Nash and Geffen 1991）、本研究で水平分布でも棲み分けが生じていることが判明した。また、仔魚の分布は、湖流による受動的な輸送のみならず、能動的な分布選択によっても左右されることがわかった。

また、北浦の沿岸では、沖合では見られなかった種を含む多くの仔稚魚が採集され、その分布は沿岸環境（ヨシ帯、接続水域など）によって種・発育段階ごとに特徴が見られた。一方、洗足池では沿岸性の魚類の仔魚はほとんど採集されなかった。このことか

ら、北浦で見られるような沿岸環境の多様性は、魚類が初期生活史を全うする上で非常に重要であると考えられる。

仔魚の食性

洗足池と北浦では仔魚はいずれも甲殻類プランクトンと一部のワムシ類を選択的に摂餌していることがわかった。特に、カイアシ類のノープリウス期幼生はいずれの種の仔魚も発育段階初期に多く利用しており、重要な餌であることがわかった。また、シラウオについては甲殻類プランクトンへの依存が特に顕著に見られた。仔魚は一般に日和見的な餌選択をされると考えられており、ワムシ類が多い淡水域では発育段階初期の仔魚はワムシ類に依存すると考えられている (Hunter 1981)。そのため、淡水産魚類の資源管理を行う目的で初期餌料のモニタリングをする際に、甲殻類プランクトンもワムシ類もいっしょにして「動物プランクトンの総個体数密度 (もしくは重量)」として扱っていることが多い (熊丸 2003; 富永 2015)。しかし、本調査結果から、淡水産の仔魚も海産の仔魚と同様、甲殻類プランクトンを好み、種によっては依存度が高く、場合によっては分布や資源量を左右する可能性があるため、小型から中型の甲殻類プランクトンとワムシ類などをできるだけ下位の分類群にまで分けた個体数密度と魚類の再生産の比較を行う必要があると考えられる。

ヌマチチブやクロダハゼ (北浦ではヨシノボリ類) のような出現期間が長い仔魚は、出現時期に応じた食性の違いが見られ、甲殻類プランクトンが少ない時期にはワムシ類も利用するといったような柔軟性も見られた。また、ワカサギとヌマチチブのような広域に出現する仔魚については、出現場所による食性の違いも見られた。このように餌料環境に応じて食性を柔軟に変化させることは、再生産に有効な時期の長期化や仔魚の生息水域の拡大に適していると考えられる。

また、洗足池のヌマチチブとクロダハゼおよび北浦のヌマチチブとヨシノボリ類の食性の調査結果から、両種は餌資源に限られる、もしくは一部の水域で出現が重なる際

には餌選択性が異なっていることがわかった. そのような際にはどちらの水域においてもクロダハゼ（ヨシノボリ類）の方が相対的に大きな餌を摂餌していた. さらに, 北浦ではヌマチチブがヨシノボリ類と共存する水域では他の水域と比べて餌の選択性がほぼ正反対になっていることがわかった. このことから, ヌマチチブ仔魚は他種の仔魚と共存する際には餌選択性をずらすといった適応ができるものと考えられる.

湖沼における仔魚の餌をめぐる種間関係に関する研究例は, 北米の湖沼において少数ではあるが存在する. *Gizzard shad* とブルーギルの仔魚は同じ時期に同所的に出現するため, 種間関係についていくつか研究がなされているが, 両種の食性の重複度は高く (Welker et al. 1994), ブルーギルよりも少し早く沖合に出現する *Gizzard shad* の仔魚が餌をめぐる競合に有利になり, ブルーギル仔魚の成長や再生産に影響を及ぼす場合があることが報告されている (DeVries and Stein 1992; Welker et al. 1994; Garvey and Stein 1998). また, *Yellow perch* とブルーギルの仔魚については, 前者がブルーギル仔魚よりも早い時期に沖合に出現し, 動物プランクトン (*Daphnia* sp.) を大量に消費することによりブルーギル仔魚の成長に影響を及ぼす場合があることが報告されている

(Kaemingk et al. 2012). このように, 北米における既存の研究では, 湖沼で食性が重なる仔魚が複数種出現する場合には, 出現時期が少しでも早い種が豊富な餌資源を利用し, 後から出現する仔魚に影響を及ぼすことが主に報告されているが, 餌の種類を種間でずらすことにより競合を回避する現象は報告されていない.

このため, ヌマチチブ仔魚は本調査で扱った他の種の仔魚や, 既存の文献で調べられている北米の湖沼の仔魚と比べ, 餌選択の可塑性が高く, 仔魚が柔軟に食性を変えて他種の仔魚と共存する例として注目するべきものである.

また, 本研究では北浦のワカサギとシラウオの食性にも違いが見られ, ワカサギがワムシ類も利用すること, シラウオの方がワカサギと比べて成長に伴う大きな餌への転換期が早いことにより餌の重複が回避されている可能性が考えられた. このような, 仔魚が種間で餌の大きさの違いにより競合を回避している可能性については湖沼ではほ

とんど報告されていない。しかし海洋では、ミナミマグロ *Thunnus maccoyii* とビンナガ *T. alalunga* (Young and Davis 1990) やハダカイワシ類の数種 (Sassa and Kawaguchi 2004, 2005)などは、種ごとの口の大きさにより餌が異なり、それにより餌の重複が緩和されている可能性が指摘されている。ただし、本研究ではワカサギがシラウオの共存する水域では大型の餌に負の選択性を示し、シラウオが存在しない水域では大型の餌に正の選択性を示していたことから、餌の大きさに対する選択性は口の大きさだけで決まるものではなく、他種の存在にも左右されるものと考えられる。

溜池・湖沼の管理に対する提言

本研究の沖合における仔魚の分布と摂餌生態の調査から、仔魚は分布と食性を種間でずらすことで競合を回避しており、水域規模が大きいほど多くの種の仔魚が共存できると考えられた。そのため、大規模な水域であれば、沖合で浮遊生活を送る仔魚が種間競合を起こす恐れは少ないと考えられる。一方、都市域では小さな溜池が主であり、大規模な水域と比べると分布の重複により仔魚の種間競合が起りやすくなると考えられた。しかし、洗足池ほどの規模の水域でも食性の柔軟性が高い仔魚であれば2種ほどが共存できる可能性も示された。また、ウキゴリのように出現時期が短く、他の種の出現と重ならない場合であれば、さらに共存することが可能かもしれない。ただし、動物プランクトンの個体数密度が低かったり、動物プランクトンの組成がカメノコウワムシ等の仔魚に好まれない種に偏ったりしている場合には、食性が重なってしまい、競合が生じる可能性がある。

関東の溜池ではヨシノボリ類がもともと多く生息していたが、近年、ヌマチチブが人為的に放流されており、分布範囲が拡大しているとされている(荒井 2004)。ヌマチチブの分布拡大には、本調査で明らかになった仔魚期の生息水域の広さおよび食性の柔軟性も影響している可能性がある。洗足池と北浦のいずれにおいても、ヌマチチブとヨシノボリ類が共存し、両種の仔魚が餌をめぐる競合を回避しているとみられる現象も

見られたことから、仔魚期に限ればヌマチチブがヨシノボリ類の生息に及ぼす影響は小さいと考えられる。しかし、ヌマチチブ仔魚は分散範囲が広いため、ヨシノボリ類よりも水域環境の変化に対する適応力が強いと考えられる。また、成魚になるとヌマチチブは縄張りを形成し、同種だけでなく他種の魚類も攻撃するようになる。このことから、ヌマチチブの溜池における分布拡大には留意しなければならない。

沿岸における仔魚の分布調査から、多くの魚類が初期生活史の全てもしくは一部をヨシ帯や接続水域で過ごしていたことがわかり、これらの維持・造成は仔稚魚期の成育場の保全として有効であると考えられた。しかし、本調査では、ヨシ帯をブルーギル、タイクバラタナゴ、オオタナゴなどの多くの外来種が利用していた。霞ヶ浦北浦では近年、水生生物の保全を目的としてヨシ帯の造成が行われているが（茨城県 2017）、むやみな沿岸環境の改変は外来種の仔稚魚の成育場の造成につながりかねない。そこで、沿岸環境の整備は以下のような手順を進めるべきであると考えられる：

- ① 保全対象種および駆除対象種の仔稚魚の種や発育段階ごとの沿岸環境の利用特性について調査する。
- ② 保全対象種の密度が駆除対象種を十分に上回るよう、駆除活動を実施する。駆除は成魚の捕獲のみならず、①の情報も利用して、産卵場の囲い込みや仔稚魚の群れの捕獲なども行う。
- ③ 保全対象種が産卵から稚魚期までを過ごすのに適した沿岸環境を整備する。

謝辞

本研究を行うにあたり，東京海洋大学海洋科学技術研究科魚類学研究室の河野 博教授には常日頃から熱心な御指導御鞭撻を賜りました。茨城大学広域水圏環境科学教育研究センターの加納光樹准教授には，細部にわたり徹底した御指導を賜り，北浦での採集では施設や船の手配していただき，人員が少ない際には調査に同行していただきました。河野教授と加納准教授には，さらに仔稚魚研究を行うことの意義や面白さ，研究者としてのマナーや姿勢等も教えていただき，研究が行き詰った際には励ましの御言葉をいただき，深く感謝いたします。

洗足池の調査では，大田区の調布まちなみ維持課から採集許可をいただき，洗足風致協会の守屋氏とスタッフの皆様にはボートを快く貸していただきました。採集された仔魚の同定をする際には東京都島しょ農林水産総合センター振興企画室企画調整係長の前田洋志氏にソフテックスを貸していただきました。心より御礼申し上げます。

北浦の調査では，茨城大学広域水圏環境科学教育研究センターの瀬谷将宣氏に船の操船をしていただきました。また，同大学の学生の平山拓弥氏，石塚実紀氏，遠藤友樹氏および東京海洋大学魚類学研究室の丸山啓太氏，高木宗一郎氏には採集に御協力いただきました。茨城大学広域水圏環境科学教育研究センターの中里亮治准教授と碓井星二氏には，調査での道具の貸し出し，情報の提供をしていただきました。調査での滞在中，東京大学水域保全学研究室の大学院生の金子誠也氏，茨城大学広域水圏環境科学教育研究センターの学生の皆様，事務，清掃スタッフの皆様には大変御親切にいただきました。心より御礼申し上げます。

東京海洋大学魚類学研究室の茂木正人准教授には日頃から道具の使用方法や研究室の使い方等，御親切な御指導をいただきました。同大学藻類学研究室の鈴木秀和教授，無脊椎動物学研究室の土屋光太郎准教授には日ごろから様々な御助言を賜りました。心より御礼申し上げます。

宮内庁の岸田宗範氏にはデータの解析手法等貴重な御助言をいただきました。信州大学大学院理工学系研究科の大学院生の伊藤和輝氏にはプランクトンの採集に関して有益な御助言をいただきました。心より御礼申し上げます。

所属している東京海洋大学魚類学研究室では常に在籍する学生の皆様に大変お世話になっておりました。心より感謝いたします。

最後に、長年にわたる学生生活を支えてくれた家族に心より感謝いたします。

引用文献

- Ahlstrom, E. H. 1959. Vertical distribution of pelagic fish eggs and larvae off California and Baja California. *Fishery Bull. Fish Wildl. Ser. U. S.*, 60: 107–146.
- 赤木光子・加納光樹・河野 博・丸山 隆. 2014. 東京都大田区の洗足池で採集されたハゼ科 2 種の仔魚の形態. *日本生物地理学会会報*, 69:169–176.
- 明仁・坂本勝一・池田祐二・藍澤正宏. 2013. ハゼ亜目. 中坊徹次 (編), pp. 1347–1553. *日本産魚類検索 全種の同定. 第3版*. 東海大学出版会, 秦野.
- 明仁親王・林 公義・吉野哲夫. 1984. ハゼ亜目. 益田 一・尼岡邦夫・荒賀忠一・上野輝彌・吉野哲夫 (編), *日本産魚類大図鑑 (解説編)*, pp. 228–276. 東海大学出版会, 秦野.
- Anderson, J. T. 1988. A review of size dependent survival during pre-recruit stages of fishes in relation to recruitment. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 8:55–66.
- Anderson, J. T. 1994. Feeding ecology and condition of larval and pelagic juvenile redbfish *Sebastes* spp. *Mar. Eco. Prog. Ser.*, 104: 211–226.
- Applegate, R. L. and Mullan, J. W. 1967. Food of young largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in a new and old reservoir. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 96:74–77.
- 荒井 寛. 2004. 井の頭池で新たに見つかった外来魚. *どうぶつと動物園*, 56: 8–9.
- Arthur, D. K. 1976. Food and feeding of larvae of three fishes occurring in the California Current, *Sardinops sagax*, *Engraulis mordax*, and *Trachurus symmetricus*. *Fish. Bull.*, 74: 517–530.
- 荒山和則・今井 仁・河野 博・藤田 清. 2003. 砂浜海岸砕波帯におけるシロギスの初期生活史. *日本水産学会誌*, 69: 359–367.
- 浅見大樹. 2004. 網走湖産ワカサギの初期生活に関する生態学的研究. *北海道立水産試験場研究報告*, 67: 1–79.

- 浅見大樹・坂本博幸. 2001. 阿寒湖産ワカサギ稚仔魚の餌環境. 魚と水, 37: 45–53.
- 東 幹夫. 2006. 川原大池のハゼと外来魚たち. 千田哲資・南 卓志・木下 泉(編), pp. 111–124. 稚魚の自然史-千変万化の魚類学. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- Batty, R. S. 1987. Effect of light intensity on activity and food-searching of larval herring, *Clupea harengus*: a laboratory study. Mar. Biol., 94: 323–327.
- Boehlert, G. W. and Mundy, B. C. 1994. Vertical and onshore-offshore distributional patterns of tuna larvae in relation to physical habitat features. Mar. Ecol. Prog. Ser., 107: 1–13.
- Brett, J. R. and Higgs, D. A. 1970. Effect of temperature on the rate of gastric digestion in fingerling sockeye salmon. J. Fish. Res. Board. Can., 27: 1767–1779.
- Breitburg, D. 2002. Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries. Estuaries, 25: 767–781.
- Bunnell, D. B., González, M. J. and Stein, R. A. 2003. Zooplankton biomass enhances growth, but not survival of first-feeding *Pomix* spp. larvae. Can. J. Fish. Aq. Sci., 60:1314–11323.
- Burke, L., Seikai, T. and Tanaka, M. 1995. Influence of light and salinity on behavior of larval Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*) and implications for inshore migration. Netherlands J. Sea Res., 34: 59–69.
- Chubb, S. L. and Liston, C. R. 1986. Density and distribution of larval fishes in Pentwater Marsh, a coastal wetland on Lake Michigan. J. Great Lake Res., 12:332–343.
- Conrow, R. and Zale, A. V. 1985. Early life history of fishes of Orange Lake, Florida: and illustrated identification manual. University of Florida, FloridaCooperative Fish and Wildlife Research Unit 15, 45 pp.
- Cowan, J. H. Jr. and Shaw, R. F. 2002. Recruitment. In: Fuiman, L.A., Werner R. G. (eds), pp 88–111. Fishery science: the unique contribution of early life stages. Blackwell Publishing, Oxford.

- Crecco, V. A. and Savoy, T. 1987. Review of recruitment mechanisms of the American shad: the critical period and match-mismatch hypothesis reexamined. *Am. Fish. Soc. Symp.* 1: 455–468.
- Cushing, D. H. 1983. Are fish larvae too dilute to affect the density of their prey? *J. Plankton Res.*, 5: 847–854.
- Daoulas, C.H., Economou, A. N., Psarras, Th., Barbieri- Tseliki, R. 1993. Reproductive strategies and early development of three freshwater gobies. *J. Fish. Biol.*, 42 (5): 749–776.
- Davis, T. L. O., Jenkins, G. P. and Young, J. W. 1990. Diel patterns of vertical distribution in larvae of southern bluefin *Thunnus maccoyii*, and other tuna in the East Indian Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 59: 63–74.
- DeVries, R. D. and Stein, R. A. 1992. Complex interactions between fish and zooplankton: quantifying the role of an open-water planktivore. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1216–1227.
- Dettmers, J.H., Stein, R.A. 1992. Food consumption by larval gizzard shad: zooplankton effects and implications for reservoir communities. *Trans. Am. Fish. Sci.*, 121: 494–507.
- Dettmers, J. H., Stein, R. A. 1996. Quantifying linkages among gizzard shad, zooplankton and phytoplankton in reservoirs. *Trans. Am. Fish. Sci.*, 125: 27–41.
- Dettmers, J. M., Janssen, J., Pientka, B., Fulford, R. S. and Jude, D. J. 2005. Evidence across multiple scales for offshore transport of yellow perch (*Perca flavescens*) larvae in the Lake Michigan. *Can. J. Fish. Aq. Sci.*, 62: 2683–2693.
- Dickmann, M., Möllmann, C. and Voss, R. 2007. Feeding ecology of central Baltic sprat *Sprattus sprattus* larvae in relation to zooplankton dynamics: implications for survival. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 342: 277–289.
- 道津喜衛. 1955. ウキゴリの生活史. 九州大学農学部学芸雑誌, 15: 367–374.
- 道津喜衛. 1957. 有明海奥部におけるショウキハゼの生態・生活史, 九州大学農学部学芸雑誌, 16: 261–274.

- 道津喜衛. 1958. 有明海奥部におけるシロチチブおよびシマハゼの生態・生活史. 九州大
学農学部学藝雑誌, 16: 343–358.
- 道津喜衛. 1961. ゴクラクハゼの生態・生活史. 長崎大学水産学部研究報告, 10: 120–125.
- 道津喜衛, 1988. チチブ. 沖山宗雄 (編), 日本産稚魚図鑑第 2 版, pp.1330–1331. 東海
大学出版会, 秦野.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabara, Z., Knowler, D. J., Lévêque, C. L.,
Naiman, R. J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M. L. J. and Sullivan, C. A. 2006.
Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological
Reviews* 81: 13–24.
- Duncan, J. R. and Lockwood, J. L. 2001. Extinction in a field of bullets: a search for causes in
the decline of the world's freshwater fishes. *Biol. Cons.*, 102: 97–105.
- Economou, A. N., Daoulas, Ch., Psarras, Th. and Barbieri-Tseliki, R. 1994. Freshwater larval
fish from lake Trichonis (Greece). *J. Fish. Biol.*, 45: 17–35.
- 遠藤友樹・金子誠也・猪狩健太・加納光樹・中里亮治・亀井涼平・碓井星二・百成 涉.
2015. 茨城県北浦の沿岸帯におけるチャネルキャットフィッシュの摂餌特性. 水産
増殖, 63: 49–58.
- Fisher, S. J. and Willis, D. W. 1997. Early life history of Yellow Perch in two South Dakota
glacial lakes. *J. Freshw. Ecol.*, 12: 421–429.
- 藤川裕司・江角陽司・大北晋也. 2005. 宍道湖におけるワカサギ, シラウオ卵の出現特
性. 平成 15 年度島根県内水面水産試験場事業報告, 39–44.
- 藤原公一・臼杵崇広・根本守仁. 北田修一. 2011. 琵琶湖沿岸のヨシ帯におけるニゴロ
ブナ *Carassius auratus grandoculis* の初期生態とその環境への適応. 日本水産学会誌,
77: 387–401.

- 舟橋信行・鈴木 緑・内田直樹・河野 博・茂木正人・邑井徳子・今井 仁・久保田正秀.
2003. 皇居日比谷濠におけるオオクチバス仔稚幼魚の食性と形態の変化. J. Tokyo Univ. Fish., 90: 1–11.
- Gill, H. S. and Morgan, D. L. 1998. Larval development of *Nannatherina balstoni* Regan (Nannopercidae), with a description of ontogenetic changes in diet. Ecol. Freshw. Fish., 7: 132–139.
- Gosch, N. J., Phelps, Q. E. and Willis, D. W. 2006. Habitat characteristics at bluegill spawning colonies in a South Dakota glacial lake. Ecol. Freshw. Fish, 15: 464–469.
- Garvey, J. E. and Stein, R. A. 1998. Competition between larval fishes in reservoirs: the role of relative timing of appearance. Trans. Am. Fish. Sci., 127: 1021–1039.
- Haldorson, L., Pritchett, M., Sterritt, D. and Watts, J. 1993. Abundance patterns of marine fish larvae during spring in a southeastern eastern Alaskan bay. U. S. National Mar. Fish. Serv. Fish. Bull., 91: 36–44.
- 浜田篤信. 2000. 外来魚類による生態影響 霞ヶ浦はなぜ外来魚に占拠されたか. 生物科学, 52 : 7–16.
- 半澤浩美・久保田次郎・堀 直. 霞ヶ浦におけるペヘレイ (*Odonthestes bonariensis*) の生活史—産卵期, 成長, 成熟, 食性—. 茨城内水試研報, 39 : 52–58.
- 原田慈雄, 2005. ウキゴリ属 (*Gymnogobius*, Gobiidae) 魚類の個体発生と生活史の進化に関する研究. 京都大学博士論文. 210 pp.
- Hartel, K. E., Halliwell, D. B. and Launer, A. E. 2002. Diel vertical migration of round goby larvae in the Great Lakes. J. Great Lakes Res., 33: 295–302.
- 隼野寛史・田村亮一・小出展久・成 基百・工藤秀明・帰山雅秀. 2013. 日本水産学会誌, 79, 166–174.
- Heath, M. R., Henderson, E. W., Baird, D. L. 1988. Vertical distribution of herring larvae in relation to physical mixing and illumination. Mar. Ecol. Prog. Ser., 47: 211–228.

- Helfman, G. S. 2007. Fish conservation: a guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources. Island Press, Washington. 600 pp.
- Hinshaw, J. M. 1985. Effects of illumination and prey contrast on survival and growth of larval yellow perch *Perca flavescens*, Trans. Am. Fish. Soc., 114: 540–545.
- 平井賢一. 1972. びわ湖内湾の水生植物帯における仔稚魚の生態. III ニゴロブナ仔稚魚の食性と生息域の関係. 日本成体学会誌, 22: 69–93.
- 平嶋健太郎・立原一憲. 2000. 沖縄島に生息する中卵型ヨシノボリ 2 種の卵内発生および仔稚魚の成長に伴う形態変化. 魚類学雑誌, 47: 29–41.
- Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research. Rapp. P-v Reun. Cons. Int. Explor. Mer., 20:1–228.
- Hjort, J. 1926. Fluctuations in the year classes of important food fishes. Journal du Conseil International Pour L'Exploration de la Mer., 1: 5–38.
- Hoffman, J. C., Smith, M. E. and Lehman, J. T. 2001. Perch or plankton: top-down control of *Daphnia* by yellow perch (*Perca flavescens*) or *Bythotrephes cederstroemi* in an inland lake? Freshwater Biology, 46:759–775.
- Houde, E. D. 1969. Sustained swimming ability of larvae of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and yellow perch (*Perca flavescens*). J. Fish. Res. Board. Can., 26: 1647–1659.
- 堀直・位田俊臣. 1977. ワカサギの人口種苗技術の開発に関する研究—I 仔魚が摂餌可能な餌の大きさなどについて. 茨城内水試調研報, 14: 11–19.
- Hunter, J. R. 1981. Feeding ecology and predation of marine fish larvae. In: Lasker R (ed), pp 45–51. Marine fish larvae. College of Ocean and Fisheries Science, University of Washington, USA.
- 百成 渉・柴田真生・加納光樹・碓井星二・金子誠也・佐野光彦. 2016. 茨城県北浦の沖帯から沿岸帯におけるヌマチチブ仔稚魚の生息場所利用と食性. 日本水産学会誌, 82: 2–11.

- 百成 涉・碓井星二・加納光樹・荒山和則. 2012. 茨城県北浦のヨシ帯で採集されたハゼ科 2 種の仔稚魚の形態と季節的出現. 日本生物地理学会会報, 67: 121–131.
- Höök, T. O., McCormik, A. J., Rutherford, E. S., Mason, D. M. and Carter, G. S. 2006. Short-term water mass movement in Lake Michigan: implications for larval fish transport. J. Great Lakes Res., 32:728-737.
- 茨城県. 2017. 霞ヶ浦・北浦における水生植物帯造成の取り組み：
<http://www.pref.ibaraki.jp/nourinsuisan/suishin/ryutsu/syokubututai.html>
- Ibe, K., Nagata, T. and Hanazato, T. 2011. Experimental analysis of the predation impact of the larvae of pond smelt (*Hypomesus transpacificus nipponensis*) on zooplankton populations established in mesocosms. Limnology, 12: 169–174.
- 飯野浩太郎. 2008. アリアケヒメシラウオとアリアケシラウオの初期生活史比較. 田中克・田川正明・中山耕司（編）， pp. 181–187. 稚魚学—多様な生理生態を探る. 生物研究社，東京.
- 石野健吾. 1987. ウキゴリーすみ場所への適応と分化. 水野信彦・後藤晃（編）， pp. 189–197. 日本の淡水魚類—その分布，変異，種分化をめぐって. 東海大学出版会，秦野.
- Jenkins, G. P. 1987. Comparative diets, prey selection, and predatory impact of co-occurring larvae of two flounder species. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 110: 147–170.
- Johnson-Colegrove, A., Ciannelli, L. and Brodeur, R. D. 2015. Ichthyoplankton distribution and abundance in relation to nearshore dissolved oxygen levels and other environmental variables within the Northern California Current System. Fish. Ocean., 24: 495–507.
- Kaemingk, M. A., Jolley, J. C., Willis, D. W. and Graeb, B. D. S. 2011. Exploring spatial distributions of larval yellow perch *Perca flavescens*, bluegill *Leopomis macrochirus* and their prey in relation to wind. J. Fish. Biol., 78:1132–1151.
- Kane, J. 1984. The feeding habits of co-occurring cod and haddock larvae from Georges Bank. Mar. Ecol. Prog. Ser., 16: 9–20.

- Kaneko, T. and Hanyu, I. 1985. Annual reproductive cycle of the chichibu-goby *Tridentiger obscurus*. Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish., 51: 1645–1650.
- 環境省. 2016. 公共用水域 水質測定結果 : <https://www.env.go.jp/water/suiiki/>
- 環境省自然環境局野生生物課 (編). 2004. ブラックバス・ブルーギルが在来生物群集及び生態系に与える影響と対策. 自然環境研究センター, 東京. 234 pp.
- 加瀬林成夫. 1994. 霞ヶ浦の魚たち. pp. 117–133. 霞ヶ浦情報センター, 茨城.
- 川那邊浩哉・水野信彦・細谷和海. 2001. 日本の淡水魚. 山と溪谷社, 東京. 719 pp.
- 河崎正・位回俊距. 1996. 試験用人工河川でのワカサギ親魚の遡上試験について. 茨城県内水試研報, 32: 1–7.
- Kelso, J. R. M. and Ward, F. J. 1977. Unexploited percid populations of Rest Blue Lake, Manitoba and their interactions. J. Fish. Res. Board Can., 34: 1655–1669.
- Kendall, A. W. Jr. and Naplin, N. A. 1981. Diel-depth distribution of summer ichthyoplankton in the middle Atlantic Bight. Fish. Bull. U. S., 79: 705–726.
- Kendall, A. W. Jr., Ahlstrom, E. H. and Moser, H. G., 1984. Early life stages of fishes and their characters. In: Moser, H. G., Richards, W. J., Cohen, D. M., Fahay, M. P., Kendall, A. W. Jr. and Richardson, S. L., (eds). pp. 11–22. Ontogeny and Systematics of Fishes. American Society of Ichthyologists and Herpetologists, Lawrence, KS.
- Kohno, H., Ordonio-Aguilar, R. and Ohno, A. and Taki, Y. 1996. Osteological development of the feeding apparatus in early stage larvae of the seabass, *Lates calcarifer*. Ichthyol. Res. 43: 1–9.
- 河野 博・渋川浩一・多紀保彦, 1992. 多摩川下流域の魚類相-II. 洗足池・丸子川. 東京都大田区環境保全課 (編), pp. 47–54. 水生生物調査結果報告書.
- 君塚芳輝. 1993. ゼニタナゴ. 川那部浩哉・水野信彦 (編), 日本の淡水魚. 山と溪谷社, 東京. 367 pp.

- Kohno, H., Shimizu, M. and Nose, Y. 1984. Morphological aspects of the development of swimming and feeding functions in larval *Scomber japonicas*. Nippon Suisan Gakkaishi 50: 1125–1137.
- Kon, T. and Yoshino, T. 2003. Coloration and ontogenetic features of fluviatile species of *Rhinogobius* (Gobioidei: Gobiidae) in Amami oshima Island, Ryukyu Island, Japan. Ichthyol. Res., 50: 109–116.
- 小沼洋司. 1985. 霞ヶ浦・北浦の湖沖帯に現れる稚仔とその摂餌について. 茨城内水試
調研報, 22: 1–30.
- Koslow, J. A., Brault, S., Dugas, J., Fournier, R. O. and Hughes, P. 1985. Condition of larval cod (*Gadus morhua*) off southwest Nova Scotia in 1983 in relation to plankton abundance and temperature. Mar. Biol., 86: 113–121.
- 久保田次郎. 2002. 霞ヶ浦北浦におけるワカサギ・シラウオの資源動向について. 茨城
内水試研報, 37 : 1–28.
- 熊川真二. 2001. 諏訪湖およびその周辺水域におけるハゼ科魚類の性成熟と諏訪湖にお
ける仔稚魚の浮遊行動. 長野県水産試験場研究報告, 5: 25–30.
- 熊丸敦郎. 2003. 霞ヶ浦における近年のワカサギ資源変動要因について. 茨城内水研報,
38: 1–18.
- Lasker, R. 1975. Field criteria for survival of anchovy larvae: the relation between inshore chlorophyll maximum layers and successful first-feeding. Fish. Bull., 73: 453–462.
- Last, J. M. 1978. The food for four species of pleuronectiform larvae in the eastern English Channel and southern North Sea. Mar. Biol., 45: 359–368.
- Leidy, R. A. and Moyle, P. B. 1998. Conservation status of the world's fish fauna: an overview. In: Fiedler, N. P. L. and Lareiva, P. M. (eds). pp 187–227. Conservation biology: for the coming decade. New York, Chapman and Hall,.
- Leis, J. M. 1986. Vertical and horizontal distribution of fish larvae near coral reefs at Lizard Island, Great Barrier Reef. Mar. Biol. 90: 505–516.

- Leis, J. M. and Carson-Ewart, B. M. 2000. The larvae of Indo-Pacific coastal fishes: an identification guide to marine fish larvae. Brill, Leiden. 850 pp.
- Leis, J. M. and Rennis, D. S. 1983. The larvae of Indo-Pacific coral reef fishes. Brill Academic Pub, 850 pp.
- Maezono, Y. and Miyashita, T. 2004. Impact of exotic fish removal on native communities in farm ponds. *Ecol. Res.*, 19: 263–267.
- 増子勝男. 2007. ヌマチチブ. 萩原富司・熊谷正裕 (編), pp. 95–96. 新・霞ヶ浦の魚たち. 社団法人霞ヶ浦市民協会, 土浦.
- Mashiko, K. and Yamane, S. 1993. Sexual dimorphism in the goby *Tridentiger kuroiwae brevispinis*. *Jpn. J. Ichtyol.* 40: 363–368.
- May, R. C. 1974. Larval mortality in marine fishes and the critical period concept. In: Blaxter JHS (ed), pp 3–19. The early life history of fish. Springer-Verlag, New York.
- Mayer, C. M. and Wall, D. H. 1997. The relationship between prey selectivity and growth and survival in a larval fish. *J. Fish. Aq. Sci.*, 54:1504–1512.
- 水野寿彦・高橋永治. 2000. 日本淡水動物プランクトン検索図説. 東海大学出版会, 秦野. 551 pp.
- 水資源機構. 2015. 霞ヶ浦開発 :
https://www.water.go.jp/honsya/honsya/torikumi/kankyo/suisitu/pdf/h27/2/h27_16kaka.pdf
- 諸沢崇裕・藤岡正博. 2007. 霞ヶ浦における在来4種と外来3種のタナゴ類 (Acheilognathinae) の生息状況. *魚類学雑誌*, 54, 129–137.
- Mortimer, C. H. 2004. Lake Michigan in motion. The Univ. of Wisconsin Press.
- Munk, P. and Kiørboe T. 1985. Feeding behavior and swimming activity of larval herring (*Clupea harengus*) in relation to density of copepod nauplii. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 24: 15–21.
- Munk, P., Kiørboe T. and Christensen, V. 1989. Vertical migration of herring, *Clupea harengus*, larvae in relation to light and prey distribution. *Env. Biol. Fish.*, 26: 87–96.

- Murphy, H. M., Jenkins, G. P., Hamer, P. A. and Swearer, S. E. 2012. Interannual variation in larval survival of snapper (*Chrysophrys auratus*, Sparidae) is linked to diet breadth and prey availability. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 69: 1340–1351.
- Muth, R.T. 1990. Ontogenetic and taxonomy of humpback chub, bonytail, and roundtail chub larvae and early juveniles. Colorado State University, 524 pp.
- Nagoshi, M. 1982. Diel vertical migration of zooplankters and fish larvae in Lake Biwa. *Bull. Fac. Fish. Mie Univ.*, 9: 1–10.
- 中村守純. 1969. 日本のコイ科魚類：日本産コイ科魚類の生活史に関する研究. 資源科学研究所, 東京. 455 pp.
- 中村守純. 1976. チチブの胚と仔稚魚. 宮地伝三郎 (編), 原色日本淡水魚類図鑑. 保育社, 大阪. 462 pp.
- 中村中六. 1942. チチブ *Tridentiger obscurus* (Temminck and Schlegel) の生活史. 植物及動物, 10: 115–119.
- 中村中六・笹原正五郎・矢田敏晃. 1969. 実験動物としてのブルーギルサンフィッシュに関する研究：I. 産卵習性について. 広島大学水畜産学部紀要, 8: 1–11.
- 中尾博行・藤田健太郎・川端健人・中井克樹・沢田裕一. 2006. 琵琶湖北湖における外来魚ブルーギル *Lepomis macrochirus* の繁殖生態. 魚類学雑誌, 53: 55–62.
- Nash, R. D. M. and Geffen, A. J. 1991. Spatial and temporal changes in the offshore larval fish assemblage in Southern Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.*, 17: 25–32.
- Nelson, J. S., Grande, T. C. and Mark, V. H. W. 2006. *Fishes of the world*. 5th ed., John Wiley and Sons Inc, 752 pp.
- 根本 孝. 1995. 霞ヶ浦におけるペヘレイ (*Obontheistes bonariensis*) の成体—11. 茨城内水研報, 31: 23–29.
- 宮地伝三郎・川那邊浩哉・水野信彦. 1963. ウキゴリ. pp. 187–189. 原色日本淡水魚図鑑. 保育社, 大阪.

- 野内孝則. 2006. 霞ヶ浦・北浦におけるワカサギ及びシラウオ仔魚の出現について. 茨城内水研報, 40: 29–36.
- 野内孝則・荒山和則・富永 敦. 2008. 霞ヶ浦北浦で確認された外来魚の導入経緯. 茨城内水試研報, 41: 47–54.
- 小川良徳. 1952. シマハゼの生態について. 医学と生物学, 24: 229–232.
- 荻窪 圭. 2017. 東京古道探訪 江戸以前からの東京の古道を探る歴史散歩. 青幻舎, 京都. 176 pp.
- 沖山宗雄. 2014. 日本産稚魚図鑑. 東海大学出版会, 秦野. 1912 pp.
- 沖山宗雄. 2003. 沿岸魚類群集の解析. 竹内 均 (監), pp. 627–630. 地球環境調査計測事典. 第3巻沿岸域編. フジテクノシステム, 東京.
- Olla, B. L. and Davis, M. W. 1990. Effects of physical factors on the vertical distribution of larval walleye pollock *Theragra chalcogramma* under controlled laboratory conditions. Mar. Ecol. Prog. Ser., 63: 105–112.
- Oyadomari, J. K. and Auer, N. A. Transport and growth of larval cisco (*Coregonus artedii*) in the Keweenaw current region of Lake Superior. Can. J. Fish. Aq. Sci., 65: 1447–1458.
- Paradis, Y., Bertolo, A., Mingelbier, M., Brodeur, P. and Magnan, P. 2014. What controls distribution of larval and juvenile yellow perch? The role of habitat characteristics and spatial processes in a large, shallow lake. J. Great Lakes Res., 40: 172–178.
- Peterson, W. T. and Ausubel, S. J. 1984. Diets and selective feeding by larvae of Atlantic mackerel *Scomber scombrus* on zooplankton. Mar. Ecol. Prog. Ser., 17: 65–75.
- Post, J. R. and McQueen, D. J. 1988. Ontogenetic changes in the distribution of larval and juvenile Yellow Perch (*Perca flavescens*): A response to prey or predators? Can. J. Fish. Aq. Sci., 45: 1820–1826.
- Post, J. R., Rudstam, L. G. and Schael, D. M. 1995. Temporal and spatial distribution of pelagic age-0 fish in Lake Mendota, Wisconsin. Trans. Amer. Fish. Soc., 124: 84–93.

- Pourriot, R. 1996. *Filinia* (Rotifera, Monogononta) populations in French Guiana: *F. novaezealandiae*, *F. saltator*, with remarks on the variability of some characters. *Archiv. Für. Hydrobiologie*, 139: 563-575.
- Quist, M. C., Guy, C. S., Barrot, R. J. and Stephen, J. L. 2002. Ecology of larval White Bass in a laege Kansas Reservoir. *North Ame. J. Fish. Man.*, 22: 637–642.
- Robert, D., Castonguay, M. and Fortier, L. 2008. Effects of intra- and inter-annual variability in prey field on the feeding selectivity of larval Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*). *J. Plankton Res.*, 30: 673–688.
- Roseman, E. F. and O'Brien, T. P. 2013. Spatial distribution of pelagic fish laevae in the northern main basin of Lake Huron. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 16: 311-321.
- Roseman, E. F., Taylor, W. W., Hayes, D. B., Tyson, J. T. and Hass, R. C. 2005. Spatial patterns emphasize the importance of coastal zones as nursery areas for larval Walleye in Western Lake Erie. *J. Great Lakes Res.*, 31: 28–44.
- Sabatés, A., Zaragoza, N. and Raya, V. 2015 Distribution and feeding dynamics of larval red mullet (*Mullus barbatus*) in the NW Mediterranean: the important role of cladocera. *J. Plankton Res.*, 37: 820–833.
- 齋藤和久・金子裕明・勝呂尚之. 2010. 相模川水系の魚類相. 神奈川自然誌資料, 31:59–68.
- 齋藤和久・金子裕明・勝呂尚之. 2012. 酒匂川水系の魚類相. 神奈川自然誌資料, 33:103–112.
- 佐藤隆平. 1954. ワカサギの漁業生物学. 水産増殖叢書, 5: 1–99.
- Sakai, H. and Yasuda, F. 1978. Development of eggs and larvae of the freshwater goby, *Rhinogobius brunneus*. *Ichthyol. Res.*, 25: 92–100.
- 坂本 清. 1980. 霞ヶ浦の漁撈風俗. 筑波書林, 茨城. 246 pp.
- Saruwatari, T. 1988. Studies on the reproductive biology of Japanese Salangid fishes. Ph. D. Thesis, Univ. Tokyo, Tokyo.

- Sassa, C. and Kawaguchi, K. 2004. Larval feeding habits of *Diaphus garmani* and *Myctophum asperum* (Pisces: Myctophidae) in the transition region of the western North Pacific. Mar Ecol Prog Ser 278: 279–290.
- Sassa, C. and Kawaguchi, K. 2005. Larval feeding habits of *Diaphus theta*, *Protomyctophum thompsoni*, and *Tarletonbeania taylori* (Pisces: Myctophidae) in the transition region of the western North Pacific. Mar Ecol Prog Ser 298: 261–276.
- Schmitt, P. D. 1986. Feeding by larvae of *Hypoatherina tropicalis* (Pisces: Atherinidae) and its relation to prey availability in One Tree Lagoon, Great Barrier Reef, Australia. Environ. Biol. Fish., 16: 79–94.
- Schoener, T. W. 1970. Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. Ecology 51: 408–418.
- 瀬能 宏・矢野維幾・鈴木寿之・渋川浩一. 2004. 決定版 日本のハゼ. 平凡社, 東京. 534 pp.
- 千田哲資. 1973. 岡山県高梁川におけるシラウオの産卵場. 魚雑., 20: 25–28.
- 四宮明彦・笹邊幸藏・桜井 真・岸野 底, 2004. 奄美大島住用川におけるキバラヨシノボリ孵化仔魚の形態と仔稚魚の出現場所. 魚類学雑誌, 52: 1–8.
- 白石芳一. 1952. 諏訪湖産ワカサギ (*Hypomesus olidus*) の標識による産卵移動調査並びに遡河の生態について. 淡水研報, 8: 33–43.
- 塩垣 優・道津喜衛. 2014. ハゼ亜目. 沖山宗雄 (編), pp. 1215–1218. 日本産稚魚図鑑. 第2版. 東海大学出版会, 秦野.
- Siefert, R. H. 1972. First food of larval yellow perch, white sucker, bluegill, emerald shiner, and rainbow smelt. Tran. Am. Fish. Soc., 101: 219–225.
- Stepien, W. J. Jr. 1976. Feeding of laboratory-reared larvae of the sea bream *Archosargus rhomboidalis* (Sparidae). Mar. Biol., 38: 1–16.
- Strasburg, D. W. 1960. Estimation of larval tuna abundance in the central Pacific. Fish. Bull. U. S. Fish. Wildl. Serv., 60: 231–255.

- Strayer, D.L., and Ralley, J. 1993. Microhabitat use by an assemblage of stream-dwelling
nionaceans (Bivalvia), Including 2 rare species of Alasmidonta, J. North Am. Benthol. Soc.,
12: 247–258.
- 鈴木寿之・藍澤正宏・渋川浩一. 2017. クロダハゼ—シマヒレヨシノボリとの識別点と
“トウヨシノボリ偽橙色型”との関係—. 東海自然誌, 10: 1–10.
- 高橋一孝・桐生透・岡崎 巧・大浜秀規. 1994. ワカサギの資源生態学的研究—I. 平成
6年度山梨水技センター事報. 54–92.
- 竹内直政. 2004. 霞ヶ浦及び北浦におけるウキゴリの生態. 資源科学研究所彙報, 75:
16–27.
- 田中 克・中山耕至・田川正明 (2009) 稚魚—生残と変態の生理生態学. 京都大学学術
出版会, 京都 387 pp.
- Tanner, D. K., Brazner, J. C., Brady, J. C. and Regal, R. R. 2004. Habitat associations of larval
fish in a Lake Superior Coastal Wetland. J. Great Lakes Res., 30:349–359.
- Taylor, J. C. and Rand, P. S. 2003. Spatial overlap and distribution of anchovies (*Anchoa* spp.)
and copepods in a shallow stratified estuary. Aquat. Living Resour. 16:191–196.
- Toledo, J. D., Golez, Ma. S., Doi, M. and Ohno, A. 1999. Use of copepod nauplii during early
feeding stage of grouper *Epinephelus coioides*. Fish. Sci., 65: 390–397.
- 富永 敦. 2015. 霞ヶ浦における仔魚の初期餌料密度の季節変化. 茨城内水研報, 45: 8–15.
- 富永 敦・半澤浩美・野内孝則・荒山和則. 2013. 霞ヶ浦における魚類および甲殻類の
現存量の経年変化. 陸水學雑誌, 74 : 1–14.
- 富永 敦・野内孝則. 2006. 霞ヶ浦の流入河川におけるワカサギの産卵. 茨城内水研報,
40: 23–27.
- 碓井星二・加納光樹・荒山和則・中里亮治. 2010. 北浦の沿岸帯におけるクルマサヨリ
仔稚魚の生息場所利用パターン. 日本生物地理学会会報, 65:29–38.

- 碓井星二・加納光樹・荒山和則・佐野光彦. 2015. 茨城県北浦のヨシ帯における魚類群集構造の季節変化. 日本水産学会誌, 81: 964–972.
- Vanderploeg, H. A. and Scavia, D. 1979. Two electivity indices for feeding with special reference to zooplankton grazing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 36: 362–365.
- Vanderploeg, H. A., Ludsin, S.A., Ruberg, S.A., Ruberg, S. A., Höök, T. O., Pothoven, S. A., Brandt, S. B., Lang. G. A., Liebig, J. R. and Cavaletto, J. F. 2009. Hypoxia affects spatial distributions and overlap of pelagic fish, zooplankton, and phytoplankton in Lake Erie. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 381: S92–S107.
- Wallace, R. K. Jr. 1981. An assessment of diet-overlap indexes. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 110: 72–76.
- Welker, M. T., Pierce, C. L. and Wahl, D. H. 1994. Growth and survival of larval fishes: roles of competition and zooplankton abundance. *Trans. Am. Fish. Sci.*, 123: 703–717.
- Werner, R. G. 1969. Ecology of limnetic bluegill (*Lepomis macrochirus*) fry in Crane lake, India. *American Midland Naturalist*, 81: 164–181.
- 山岸 宏. 1974. 諏訪湖におけるワカサギ稚魚の生態について：付. 諏訪湖の富栄養化の進行とワカサギ漁業量の関係. 日生態学会誌, 24 : 10–21.
- 山本敏哉・遊磨正秀. 1999. 琵琶湖におけるコイ科仔魚の初期生態—水位調節に翻弄された生息環境. 森 誠一編著, pp. 193-203. 淡水生物の保全生態学—復元生態学に向けて—. 信山社サイテック, 東京.
- Yokoi, Y. and Hosoya, K. 2006. Early development of the endangered freshwater goby, *Rhinogobius* sp. BI (Gobiidae). *Ichthyol. Res.*, 53: 160–165.
- Young, J. W., Davis, T. L. 1990. Feeding ecology of larvae of southern bluefin, albacore and skipjack tunas (Pisces: Scombridae) in the eastern Indian Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 61: 17–29.

- Young, J. W. and Davis, T. L. 1992. Feeding ecology and interannual variations in diet of larval jack mackerel, *Trachurus declivis* (Pisces: Carangidae), from coastal waters of eastern Tasmania. *Mar. Biol.*, 113: 11–20.
- Zhao, Y., Jones, M. L., Shuter, B. J. and Roseman, E. F. 2009. A biophysical model of Lake Erie walleye (*Sander vitreus*) explains interannual variations in recruitment. *Can. J. Fish. Aqu. Sci.*, 66: 114–125.
- Østergaard, P., Munk, P. and Janekarn, V. 2005. Contrasting feeding patterns among species of fish larvae from the tropical Andaman Sea. *Mar. Biol.*, 146: 595–606.