

多摩川流域のドジョウ類の分布と生息環境、及び
ヒガシシマドジョウの河川内での季節移動と環境利用

2021年

吉川 朋子

共同研究者

米山 晃弘

目次

1. 緒言	1
2. 材料および方法	4
2. 1. 多摩川水系におけるドジョウ類の分布調査	
2. 2. 平井川におけるヒガシシマドジョウ生息調査	
3. 結果	8
3. 1. 多摩川水系における分布	
3. 2. 平井川におけるヒガシシマドジョウの生態	
3. 3. ヒガシシマドジョウの生息場所利用	
3. 4. ヒガシシマドジョウの利用環境と非利用環境	
4. 考察	18
4. 1. 多摩川流域における生息分布	
4. 2. 平井川におけるヒガシシマドジョウの生態	
4. 3. 生息場所利用	
4. 4. 保全	
おわりに	25
引用文献	26
図表	31

1. 緒言

日本では昔から稲作が行われてきたが、水田周辺に生息していたドジョウ類は身近な存在であり、生活の中に溶け込んできた。日本で生息が確認されているドジョウ類は3科6属33種・亜種であり（中島・内山2017）、このうち2種が日本国外から持ち込まれた種であるため、日本に自然分布するのは3科6属31種・亜種である（川那部ら2001；中島・内山2017）。

身近な川魚として、ドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus*は、江戸時代から「どぜう鍋」や「柳川鍋」として食用に利用されてきた（高橋 1985；中島・内山 2017）。ドジョウ以外にも、アジメドジョウ *Niwaella delicate* を甘辛く煮付けた「飴だき」（農林水産省 2012）、ヒガシシマドジョウ *Cobitis* sp. BIWAE type C を煮付けた「すさなび」や「すなはび」など（藤原 2015）、ドジョウ類は重要な食材として古くから地域の食文化を育んできた。

現在、日本に生息するドジョウ類は水田周辺だけではなく、河川の源流域から下流域や湖沼、ため池、湧水など様々な場所に生息している。これまで生活史が明らかになっているものでは、河川や湖沼等の恒久的水域に生息するもの（ヤマトシマドジョウ *C. matsubarai* やイシドジョウ *C. takatsuensis*；清水 2003；北川ら 2004；北川ら 2009）、氾濫原水域に生息するもの（ドジョウやサンヨウコガタスジシマドジョウ *C. minamorii minamorii* など齊藤 1993；田中 1999, 2001；中村・尾田 2003；片野・森 2005）通常は恒久的水域に生息するが繁殖期に氾濫原水域に移動するもの（アユモドキ *Parabotia curtus* やオオガタスジシマドジョウ *C. magnostriata*；阿部 2012；岩田 2006）など、大きく3つのタイプが知られている。恒久的水域に生息するドジョウ類は河川内で生活史が完結するものの全く移動しないわけではなく、例えばヤマトシマドジョウは繁殖期に岸際の植生域に移動することや、アジメドジョウは越冬のために伏流水中に移動することが知られている。さらに氾濫原水域でみられるサンヨウコガタスジシマドジョウも、梅雨時期の降雨をきっかけとして浅い湿地に移動して繁殖することが報告されている（Saitoh 1990）。このようにドジョウ類は生活史は多岐にわたるが、どの水域を利用する場合も、ドジョウ類は生活史の中で多様な環境を必要としているといえる。

しかし、ドジョウ類の生息場所は、水田水域や氾濫原など、人間生活に密接に関係していることが多く、利便性の向上を目的としたダムや堰堤の設置、護岸改修などの環境改変の影響を受けやすい（中島・内山 2017）。近年では水生生物の生息環境を意識した多自然型河川工法を用いた河川改修事業が積極的に実施されるようになってきているが（玉井ら 1993）、河川氾濫原の減少などを含めた河川環境の劣化は、今後も悪化が懸念されている（Malmqvist and Rundle 2002；根岸ら 2008）。

水田水域は、もともと河川氾濫原に生活史の一部またはすべてを依存している多くの魚類に成育場を提供する重要な場所として知られているが、昭和24年（1949年）の土地改良法制定以降、農業生産の効率化を目指した用排分離型のコンクリート水路整備が普及し、

水路の高低差により田—農業用水路—河川間の魚類の移動が妨げられ、水路の物理環境は均質化し、乾田化が進み、水田水域における水生生物の生息環境は悪化してきている（端 1985, 1987 ; Hata 2002 ; Katano *et al.* 2003 ; 永山ら 2012）．ドジョウ類の生息環境の悪化も近年深刻であり、環境省レッドリスト2020には在来のドジョウ類31種のうち23種が希少種として記載されている（中島・内山2017 ; 環境省 2020）一方で、ドジョウ類の保全対策は十分とは言い難い．

関東に生息するドジョウ類には、ドジョウ、ヒガシシマドジョウ、ホトケドジョウ *Lefua echigonia* がいるが、近年関東からも中国産のカラドジョウ *Paramisgurnus dabryanus* の生息が報告されている．カラドジョウはドジョウと食性が重複するとされ（加納ら 2007）、関東でも栃木県（小出水ら 2012）埼玉県（金澤 2014 ; 佐藤 2017）、2011年には多摩川流域からも報告があり（西田ら 2011）、現在環境省の生態系被害防止外来種にリストされている（環境省 2015）．多摩川で多く見られるのは、ヒガシシマドジョウである．ヒガシシマドジョウはドジョウ科シマドジョウ属の日本固有種であり、本州の中部地方以東に分布している（中島ら 2012 ; 中島・内山 2017）．ヒガシシマドジョウは河川の中流域から下流域やそれに付随する農業用水路に生息し、砂泥底や砂礫底で構成された緩流域を好み、底層の小動物やデトリタスを主に摂食すると報告されている（中島・内山 2017）．ヒガシシマドジョウの繁殖期は栃木県では4月から6月であり水温の上昇や降雨をきっかけとして、夜間に河川から農業用水路へ移動し、遡上先として水温が比較的高い用水路を選択して産卵する傾向にあることが知られている（中村・尾田 2002 ; 吉田 2013 ; 吉田ら 2013）．

かつては河川や水田周辺で普遍的にみられたヒガシシマドジョウも河川改修や圃場整備等の影響を受けて生息に適した環境が減り、関東地方では減少傾向にある．種苗放流は魚類の増殖方法の一つだが、沢田（1985）が行った養殖試験によれば、本種は一産卵期に一回繁殖を行い、産卵後は多くの成魚がへい死する可能性が高いとされている．また、ヒガシシマドジョウは高密度な給餌を行う養殖には適さないが、養殖池に自然に発生するミジンコ類やユスリカ類を用いた粗放的な無給餌養殖であれば増殖可能であると報告されている（沢田1989）．したがって、ヒガシシマドジョウの保全は自然繁殖を目指すべきで、現存の生息環境の維持あるいは新たな生息地を創造することが必要である．本種の保全活動として栃木県で生態系保全池の造成が行われ、一部、保全が成功した例があるが、成功の理由が明らかになっておらず、保全対策は確立されていない（吉田 2013）．

水田—農業用水路—河川の水域ネットワークが年々失われていること、河川においても洪水対策として横断工作物が増えていることから、特に都市河川では堰堤で仕切られた河川内に孤立する個体群が増えていると予想される．しかし、河川におけるヒガシシマドジョウの生活史を通じた生息場所利用に関する研究は多いとはいえ、特に繁殖期以外の生息環境について言及された研究は少ない．今後、自然繁殖を促す保全を計る上で、河川内の生態に関する基礎的知見の集積は不可欠であり、河川内で年間を通して本種が利用する微生息環境の把握が重要である．そこで本研究では多摩川流域のドジョウ類の分布を把握

するとともに、ヒガシシマドジョウが比較的多く生息する、多摩川水系の平井川下流域の2基の堰堤に囲まれた区域で、ヒガシシマドジョウが利用する微生息環境について季節別に調査し、移動能力の低い魚類の今後の保全対策に役立てることを目的とした。

2. 材料および方法

2. 1. 多摩川水系におけるドジョウ類の分布調査

多摩川水系におけるドジョウ類の生息状況を把握するために、水系全体で分布調査をおこなった(図1)。国土交通省京浜河川事務所の区分を参考に、東京都青梅市から福生市までを上流域、福生市から調布市までを中流域、調布市から東京湾までを下流域とした(国土交通省 2000)。多摩川本流に加えて、上流域は平井川、浅川、中流域は大栗川、湯殿川、残堀川、乞田川、三沢川、野川、仙川、下流域では谷沢川を分布調査の対象とした。多摩川本流および上述の支流において、約1 kmおきに流域を網羅するように河岸に降りることができる橋梁を選定し、その橋梁から上流・下流方向に最大200 mの範囲を、タモ網を用いて採捕を行った。採捕時間は1か所2時間とし、調査は2名で行った。各橋梁における採捕個体数を記録後、採捕個体は放流した。

2. 2. 平井川におけるヒガシシマドジョウ生息調査

調査区

最も多く観察されたドジョウ類であるヒガシシマドジョウの生息場所利用を把握するため、ヒガシシマドジョウが多く生息する平井川下流域、東京都あきる野市「草花公園」近辺を調査地とした(図2)。調査区間は、代田橋から下流へ約 100 m の所に位置する堰堤を上流端、新開橋の直下に位置する堰堤を下流端とする約 1 km の流路とし、生息場所利用、食性、繁殖期、移動追跡調査を、2018年 4月から 2020年 3月にかけて実施した

本区間は 1992 年 3 月から4 月にかけて多自然河川改修工事が行われており、護岸法面の多くが自然石による空石積みの自然石護岸(以降、石積護岸)であり、護岸と河床が接する法尻部には洗堀の防止のために河床にフトン籠(以降、蛇籠)が設置されている(土屋 1996; 東京都建設局 2007)。増水時に河岸に対する浸食作用が特に強まると予想される河道の蛇行部には法面に凹凸が少ないコンクリート張りの護岸(以降、コンクリート護岸)も見られる。また、本区間には 3 基の堰堤が建設されている。上流から 1 番目の堰堤は自然石を練りこんだ 1 段の落差工(落差、1 段約 1.5 m)、2 番目の堰堤は自然石を積み上げた 12 段の多段式落差工(落差、1 段約 0.5 m)、3 番目の堰堤はコンクリートによる 9 段の多段式落差工(落差、1 段約 1.5 m)である。1 番目と 3 番目の落差は 1.5 m あり、これらの堰堤はヒガシシマドジョウの移動を妨げられると思われる。本調査のヒガシシマドジョウは堰堤によって限定された区間に生息する個体群と考えられる。

平井川におけるヒガシシマドジョウ生息場所利用

調査区間全体でヒガシシマドジョウの採捕を月ごとに実施した。調査は1日8時間とし、調査区間の下流端から上流に向けて2名が並んで移動しながら、全域を網羅するようにタ

モ網（網目1mm，網口40 cm，網長50 cm）による採捕を行った。採捕した個体は，作成した河道図に採捕位置を記録し，麻酔（FA100，DSファーマアニマルヘルス株式会社）した後，全長（mm），標準体長（mm）を小数点第二位まで測定した。胸鰭の形状から雌雄および性別不明個体の判別を行った。調査区内の移動を知るために採捕個体には異なる色のイラストマー蛍光タグ（Northwest Marine Technology）またはPITタグ（B108B，8.4mm×1.4 mm，Biomark社）で標識を施した。蛍光色素の皮下注射の標識パターンは採捕位置ごとに変え，標識部位をデジタルカメラで記録した。PITタグは，標識個体の腹鰭前方に切り込みを入れ，腹腔内へ挿入した後，PITタグリーダー（HPR-Plus，Biomark社）で番号を記録した。標識個体は麻酔から覚醒したことを確認してから，それぞれの採捕位置に放流した。

ヒガシシマドジョウが利用している環境を把握するために，各個体の採捕位置の水深（cm），流速（ $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ ），底質の粒径，河岸に近い場合は河岸の草本植物による被覆割合（%）および水温（ $^{\circ}\text{C}$ ）を記録した。流速は採捕位置の川底にできるだけ近い位置で，プロペラ式流速計（KENEK VR-201）で測定した。底質は採捕位置に50 cm×50 cmの方形枠を置き，河床をカメラで撮影した後，画像上の100ポイントの粒径区分の割合（%）を算出した。粒径区分は砂泥（礫径 2 mm以下），小礫（2–16 mm），中礫（16–64 mm），大礫（64–256mm），巨礫（256 mm以上）とした。また，採集地点が河岸に近い場合は，河岸と並行に50 cm×50 cmの方形枠を置き，河岸植物が採捕位置を覆う割合を記録した。

また，調査地環境の季節変化を把握するために，本流の右岸7地点，本流の岸に形成されたワンド状の地形（以降，タマリ）2地点を定め，毎月2回，水温，水深，流速の測定を行った。測定は1地点につき3回測定し，平均値をその地点の調査データとした。また，測定した9地点の平均値を，その月の河川環境のデータとした。

食性

ヒガシシマドジョウが利用する餌資源を調べるために，平井川の調査区外で，各体長区分が（10 mm–80 mm の範囲で10 mmごとの7区分）それぞれ5 個体になるように，毎月最大 30 個体の食性調査を行った。採捕個体は10 %ホルマリン溶液で固定し，胃内容物の餌生物の個体数を計数した。水生昆虫が破碎されている場合は，水生昆虫の頭部の数を個体数として記録した。また，ポイント枠法（Campos-Arceiz *et al.* 2004 ; Ciucci *et al.* 2004）によりそれぞれの餌生物の胃内容物全体における占有率を求めた。餌生物は目レベルまで同定を行い，カゲロウ目，トビケラ目，カワゲラ目，双翅目ユスリカ科，双翅目ブユ科，貝形虫類，その他の 7 項目とした。

河川環境中の底生動物の採集は，タモ網（網目 1 mm）を用いたキックスイープ法で毎月行った。調査区内に定めた 9 地点で，各地点左岸，中央，右岸各 30 秒の採集をまとめて，その地点のサンプルとした。採集した底生動物は目レベルまで同定し（川合・谷田

2005 ; 津田 2010) , 個体数を計測した.

季節別, 体長区分別, 雌雄別に各底生動物に対する選択性を評価するため, Ivlev および Chesson の餌選択指数 (田中ら 2005 ; 赤澤ら 2008) を用いた.

$$\text{Ivlev の餌選択指数} \quad E_i = (r_i - p_i) / (r_i + p_i)$$

$$\text{Chesson の餌選択指数} \quad \alpha_i = (r_i / p_i) / \sum(r_i / p_i)$$

どちらの式においても, r_i は胃内容物中の特定の餌生物 i が占める割合, p_i は環境中の特定の餌生物 i が占める割合を表している.

Ivlev の選択指数 E_i は -1 から 1 の値を取り, 0 より大きい場合は正の選択性, 0 より小さい場合は負の選択性, 0 の場合は選択性を持たないことを示す. また, Chesson の餌選択指数 α_i は 0 から 1 の値を取り, 胃内容物から n 種類の餌生物が出現したとき, $1/n$ を基準値とし, それよりも大きい場合を正の選択性, 低い場合を負の選択性であることを表している. 本研究では胃内容物から出現した餌生物が 6 種類であったため, 基準値は $1/6 = 0.167$ とした

繁殖期の推定

平井川におけるヒガシシマドジョウの繁殖期を推定するため, 40 mm 以上の個体を対象として, 各月約 20 個体から生殖腺指数 (GSI) を求めた. 吉田 (2013) を参考に標準体長 50 mm 以上の雌, 40 mm 以上の雄を成熟魚として扱い, これらの個体の湿重量 (g) と取り出した生殖腺の重量 (g) を最小単位 0.001 g で測定し, GSIを算出した ($\text{GSI} = \text{生殖腺重量} / \text{湿重量} \times 100$) . 0.001 g に満たない生殖腺は 0.001 g とした.

河川内の微生物環境

調査区内の河川環境を把握するため, 井上・中野 (1994) を参考に, 流程 100 m の長方形の区画を河道上に9区画設け, 各区画内の微小環境を測定した. 上流側から区画 $1-9$ とし, 区画 9 のみ河道の蛇行により流程 80 m の区画とした (図2) . 各区画は水糸を用いて $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ のメッシュ (以下, セルとする) で区切り, その交点またはセル内で, 水深 (cm) , 流速 ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) , 底質の粒径区分, 河岸植物による被覆割合 (%) の計測を行った. 1 m^2 未満のセルは 0.5 m^2 とし扱い, 区画面積や個体数密度の算出を行った. 水深と川底近くの流速はセルの交点で測定し, セルをなす 4 点の測定値の平均をそのセルの水深および流速とした. 底質は画像から粒径区分ごとの被覆割合 (%) を算出し, 1 : 砂泥, 2 : 小礫, 3 : 中礫, 4 : 大礫, 5 : 巨礫のうち, 最も割合の大きい粒径カテゴリーをそのセルの底質とした. 河岸植物の被覆割合 (%) も画像から求めた.

各区画における, セルあたりのヒガシシマドジョウの生息密度を把握するために, 区画

内でタモ網による採捕を行った。採捕個体は採捕位置，全長，標準体長，雌雄を記録した後，採捕位置に放流した。採捕労力を統一するため，採捕時間を 2 時間，採捕者を 1 名とし，1 区画につき，2 日続けて 2 回の採捕を行った。採捕個体数をセル別に集計し，各区画の 1 セル当たりの個体数密度（個体・ m^{-2} ）を算出した。

3. 結果

3. 1. 多摩川水系における分布

多摩川水系におけるドジョウ類の生息状況を把握するために、多摩川全域で行った分布調査では、81 地点中 68 地点で合計 958 個体のヒガシシマドジョウを採捕した（図 3）。ドジョウが目視で確認された地点があったが、捕獲できなかった。また、多摩川では秋川との合流地点付近の農業水路で国外外来のカラドジョウが確認されているが（西田ら 2011）、今回のワンドを含めない本流の調査ではカラドジョウは捕獲されなかった。

流域別にみると上流域では 36 地点中 30 地点、計 118 個体（生息する地点での平均捕獲数は 1 地点あたり 3.93 個体）、中流域では 33 地点中 32 地点、計 508 個体（1 地点あたり 15.89 個体）、下流域では 12 地点中 6 地点、計 332 個体（1 地点あたり 55.33 個体）が採捕された。ドジョウ類が採捕されなかった地点（上流域、6 地点；中流域、1 地点；下流域、6 地点）の外観上の特徴をみると、上流域で採捕されなかった場所のうち 4 地点（平井川、1 地点；秋川、2 地点；残堀川、1 地点）が冬季に河川が伏流する地点であり、1 地点（平井川）は河川改修が行われている地点であった（図 3）。中流域の 1 地点（乞田川）および下流域の 4 地点（谷沢川）では護岸の様式が 3 面または 2 面張りのコンクリートであり、河床のほとんどがコンクリートが露出しており、水際に植生がほとんどみられない場所であった（図 3）。

3. 2. 平井川におけるヒガシシマドジョウの生態

繁殖期と体長組成

ヒガシシマドジョウの繁殖期を推定するために、体長40 mm以上を対象に、2018年1月から2019年9月までのオス189個体、メス212個体の生殖腺重量指数（GSI）を調べた（図4）。本調査で採捕されたヒガシシマドジョウのオスのGSIは、2018年1月から8月までゆるやかに上昇し、9月にその年の最高値を示し、10月には大きく低下した。2月以降は再び上昇し始め、2019年は6月に高い値を示した。メスのGSIは2018年1月から4月まで低かったが、5月に上昇し、6月まで高い値を維持したあと減少し、8月には最低値となった。その後は2019年3月までゆるやかな上昇があり、6月に最高値を示し、7月、8月にかけて減少した。2019年と2018年でGSIが高い時期はほぼ同じであった。

調査区間の9地点で測定した水温の平均は、2018年1月から8月まで上昇し、8月の最高平均水温は26.4℃であった（図4）。9月以降に水温は低下し、2019年2月に最低水温は6.9℃を示し、3月から8月にかけて再び上昇した。水温は2018年、2019年で類似した年間推移を示した。

平井川で捕獲した4365個体（オス、1984個体；メス、1976個体；性別不明個体、405個体）を、メスのGSIをもとに、4-6月の春の繁殖期、7-9月の夏季、10-12月の秋季、1-3月の冬季として、季節別に体長組成を示した（図5）。年間を通してオス、メスの体長の最頻値は40-50 mmであるが、7-9月のみ最頻値が30-40 mmであった。性別不明個体は4-6月、7-9月では0-20 mm、20-30mmの体長区分で出現するが、10-12月、1-2月になると、0-20 mmの区分はほぼ出現せず、20-30 mmの区分でもほぼ全ての個体が性別の判定が可能となった。

食性

ヒガシシマドジョウの食性の季節変化について調べるために、河川環境中の底生動物と胃内容物の調査を行った（図6）。河川環境中の底生動物は合計30302個体が採集された。各分類群が占める個体数を季節別にみると、4-6月、7-9月はカゲロウ目幼虫が最も多く、次にトビケラ目幼虫が多かった。10-12月、1-3月ではユスリカ科幼虫が最も多く、次にカゲロウ目幼虫が多かった。ブユ科幼虫は4-6月、7-9月、10-12月は底生動物全体で見ると少なかったが、1-3月になると増加した。

同じ期間に採捕されたヒガシシマドジョウの胃内容物を調べた結果、トビケラ目、カゲロウ目、カワゲラ目、ハエ目ブユ科、ハエ目ユスリカ科、貝形虫類、その他（植物片、砂礫、破碎して同定困難な水生昆虫）の計7項目が出現したが、河川環境中で生息が確認された他の9つの目（新生腹足目、マルスダレガイ目、ナガミミズ目、オヨギミミズ目、イトミミズ目、吻蛭目、ワラジムシ目、トンボ目、コウチュウ目）の生物は胃内容物からは出現しなかった。

胃内容物の季節変化を調べるために標準体長40-70 mmの個体を対象にして、餌項目別

に計数し、内容物全体に占める各餌項目の割合をポイント枠法を用いて示した（図6）。胃内容物の個体数をみると、大部分をユスリカ科幼虫が占めていた。占有率においても、どの季節もユスリカ科幼虫が最も大きく、50%以上を占めた。その他の餌項目の占有率は、ユスリカ科幼虫に次いで4-6月、7-9月、10-12月はトビケラ目幼虫、カゲロウ目幼虫の順で多く、この2種類の餌項目は10-12月にかけて増加する傾向がみられた。また、1-3月は他の季節に比べてブユ科幼虫の利用が増加した。

ヒガシシマドジョウの体長と胃内容物の関係をみると（図6）、全ての体長区分においてユスリカ科幼虫の占有率が大きかった。0-20 mm の体長区分ではユスリカ科幼虫に次いで貝形虫類の占有率が大きく、20 mm 以上の体長区分で摂餌されていたトビケラ目幼虫、カゲロウ目幼虫、カワゲラ目幼虫、ブユ科幼虫は、0-20 mm では確認されなかった。体長区分全体でみると、0-20 mm を除くと、体長が大きくなるにつれて、ユスリカ科幼虫の占有率は減少し、トビケラ目幼虫、カゲロウ目幼虫およびブユ科幼虫が占める割合が多くなった。

各餌項目に対する摂餌の選択性を検討するために、Ivlev の餌選択性指数を季節別および体長別に算出した。Ivlev の指数 ($-1 \leq E \leq 1$) は、正の値であれば正の選択、負の値であれば負の選択であることを表す。季節別にみると、どの季節においてもユスリカ科幼虫は正の値を示した（表1）。その他の餌項目については、4-6月は貝形虫類、7-9月はブユ科幼虫、貝形虫類、10-12月はトビケラ目、カゲロウ目、1-3月はトビケラ目、ブユ科幼虫が正の値を示した。カワゲラ目幼虫はどの季節においても負の値を示した。体長区分別にIvlev の指数をみると（表2）、ユスリカ科幼虫は全ての体長区分で正の値を示した。その他の餌項目については、0-20 mm は貝形虫類、20-30 mm、30-40 mm はユスリカ科幼虫のみ、40-50 mm、50-60 mm はブユ科幼虫、60-70 mm はトビケラ目幼虫、カゲロウ目幼虫、ブユ科幼虫、70-80 mm はトビケラ目幼虫、ブユ科幼虫、貝形虫類で正の値を示した。カワゲラ目は全ての体長区分で負の値を示した。

Chesson の選択指数 (α) は、餌項目が n 種類するとき、餌項目 i の選択指数 α_i が $1/n$ よりも大きければ正の選択、 $1/n$ よりも小さければ負の選択であることを表す。今回胃内容物から出現した餌生物が6種類（その他を除く）であったため、基準値は $1/6 = 0.167$ とした。季節別にみると、どの季節においてもユスリカ科幼虫は正の選択を示した（図7）。その他の餌項目については、4-6月は貝形虫類、7-9月はユスリカ科幼虫のみ、10-12月はトビケラ目、カゲロウ目、1-3月はトビケラ目、ブユ科幼虫で正の選択を示した。ほとんどの季節でユスリカ科幼虫に対する選択性が強かったが、10-12月のみユスリカ科幼虫よりもトビケラ目幼虫の選択性が強い傾向がみられた。カワゲラ目はどの季節においても負の選択を示した。体長区分別にみると、ユスリカ科幼虫は0-20 mm、40-50 mm を除いた全ての体長区分で正の選択を示した（図7）。その他の餌項目については20-30 mm は貝形虫類、30-40 mm はブユ科幼虫、貝形虫類、40-50 mm はカワゲラ目幼虫、ブユ科幼虫、貝形虫類、50-60 mm はカワゲラ目幼虫、ブユ科幼虫、60-70 mm、70-80 mm

はカワゲラ目、ブユ科幼虫に対して正の選択を示した。トビケラ目、カゲロウ目はどの全ての体長 区分でも負の選択を示した。20–30 mm, 30–40 mm, 50–60 mm の個体 はユスリカ科幼虫に対する選択性が最も強いが、0–20 mm では貝形虫類, ユスリカ科幼虫, 40–50 mm ではブユ科幼虫, カワゲラ目幼虫, 60–70 mm, 70–80 mm ではカワゲラ目幼虫, ブユ科幼虫の順で選択性が強かった。

3. 3. ヒガシシマドジョウの生息場所利用

季節と利用環境

ヒガシシマドジョウの生息場所利用を把握するために採捕位置の水深、流速、底質、カバーを記録し、季節間、体長区分間、雌雄の間で利用する環境について比較を行った。水深と流速を季節で比較する場合は河川の水量の季節変化を考慮する必要がある。そこで、調査区間の本流 9 地点、タマリ 2 地点での定点測定の結果から 4 月を基準として各月の水深および流速の変化を差し引き、季節ごとにヒガシシマドジョウが利用する水深および流速の比較した。

採捕位置の水深は（図8）、河川環境の季節変動を差し引いても、全ての体長区分において季節間で有意な差がみられ（Kruskal-Wallis検定, $p<0.001$ ）、年間を通してみると4-6月、1-3月は水深が小さい場所を、7-9月、10-12月は水深が大きい場所を利用する傾向がみられた（Steel-Dwass検定, $p<0.001$ ）。

採捕位置の流速（図8）においても、河川環境の季節変動を差し引いても、全ての体長区分において季節間で有意な差がみられ（Kruskal-Wallis 検定, $p<0.001$ ）、0-30 mm の個体では、4-6月、7-9月は流速が大きく、10-12月と1-3月は流速が小さい場所を利用していた（Steel-Dwass 検定, $p<0.01$ ）。30-50 mm の個体は、4-6月と1-3月は流速が小さい場所を、7-9月と10-12月は流速が大きい場所を利用していた（Steel-Dwass 検定, $p<0.05$ ）。50-80 mm の個体は全ての季節間で違いがみられ、年間を通してみると7-9月と10-12月は流速が大きく、4-6月と1-3月は流速が小さい場所を利用していた（Steel-Dwass 検定, $p<0.001$ ）。

採捕位置の底質は1：砂、2：小礫、3：中礫、4：大礫、5：巨礫、6：岩盤またはコンクリートの6つのカテゴリーに分け、採捕位置（50 cm×50 cm）において被覆割合が最も大きい粒径を、その採捕位置の底質カテゴリーとした。採捕位置の底質を季節間で比較すると、全ての体長区分において有意な差がみられた（図8）（Kruskal-Wallis検定, $p<0.01$ ）。0-30 mmの個体は4-6月と10-12月の間でのみ有意な違いがみられ（Steel-Dwass検定, $p<0.01$ ）、4-6月は細かく、10-12月に底質が粗い場所を利用していた。30-50 mmの個体は全ての季節間で有意な違いがみられ、年間を通してみると4-6月と1-3月は底質が細かい場所、7-9月と10-12月は底質が粗い場所を利用していた（Steel-Dwass検定, $p<0.001$ ）。50-80 mmの個体は、4-6月のみ底質が細かい場所を利用していた（Steel-Dwass検定, $p<0.05$ ）。

採捕位置のカバーは、全ての体長区分において季節間で有意な差がみられた（図8）（Kruskal-Wallis 検定, $p<0.001$ ）。4-6月における採捕位置のカバーが最も大きく、冬季に近づくにつれてカバーが減少し、1-3月のカバーが最も小さくなった（Steel-Dwass 検定, $p<0.001$ ）。

体長と利用環境

採捕位置の水深は全ての季節において体長区分間で有意な差がみられた (図9) (Kruskal-Wallis 検定, $p<0.05$) が, 4-6 月はその後の多重比較では有意な差はみられなかった. 7-9 月は 0-30 mm と 30-50 mm の個体, 0-30 mm と 50-80 mm の個体の間でのみ有意な違いがみられ (Steel-Dwass 検定, $p<0.001$), 0-30 mm が他の体長区分よりも水深が小さい場所を利用していた. 10-12 月は 0-30 mm と 30-50 mm, 30-50 mm と 50-80 mm の間でのみ有意な違いがみられ (Steel-Dwass 検定, 順に $p<0.001$, $p<0.01$), 0-30 mm と 50-80 mm が 30-50 mm よりも水深が小さい場所を利用していた. 1-3 月は全ての体長区分間で有意な違いがみられ, 体長が大きいほど深い場所を利用していた (Steel-Dwass 検定, 全ての比較で $p<0.001$).

採捕位置の流速は 7-9 月, 10-12 月, 1-3 月に体長区分間で有意な差がみられたが, 4-6 月では有意な差はみられなかった (図 9) (Kruskal-Wallis 検定, 7-9 月, 10-12 月, 1-3 月は $p<0.001$). 7-9 月と 10-12 月とともに, 全ての体長区分間で有意な違いがみられ, 体長が大きいほど流速が大きい場所を利用していた (Steel-Dwass 検定, 全ての比較で $p<0.001$). 1-3 月では 0-30 mm と 50-80 mm, 30-50 mm と 50-80 mm の間でのみ有意な違いがみられ (Steel-Dwass 検定, $p<0.001$), 0-30 mm と 30-50 mm の個体が 50-80 mm の個体に比べて流速が小さい場所を利用していた.

採捕位置の底質を体長区分間で比較すると, 4-6月, 7-9月, 1-3月に有意な差がみられた (図9) (Kruskal-Wallis検定, 4-6月 $p<0.01$; 7-9月 $p<0.001$; 1-3月 $p<0.001$). 4-6月は30-50mmの個体と50-80 mmの個体の間で有意な違いがみられたが (Steel-Dwass検定, $p<0.001$), その他の体長区分間の比較では違いはみられず, 30-50mmと50-80mmの個体は0-30mmの個体と同様の底質を利用していた. 7-9月では0-30mmと30-50 mmの個体, 0-30mmと50-80 mmの個体の間でのみ有意な違いがみられ (Steel-Dwass検定, $p<0.001$), 0-30mmが他の体長区分よりも底質が細かい場所を利用していた. 1-3月では全ての体長区分間で有意な違いがみられ, 体長が大きくなるほど底質が粗い場所を利用していた (Steel-Dwass検定, 全ての比較で $p<0.001$).

採捕位置のカバーは4-6月, 7-9月に体長区分間で有意な差がみられたが, 10-12月, 1-3月では有意な差はみられなかった (図 9) (Kruskal-Wallis 検定, 4-6月 $p<0.001$; 7-9月, $p<0.001$). 4-6月, 7-9月は全ての体長区分間で有意な違いがみられ, 体長が小さいほど, よりカバーが大きい場所を利用していた (Steel-Dwass 検定, 全ての比較で $p<0.001$).

性別と利用環境

採捕位置の水深は (図10) 7-9月と10-12月で有意な差がみられ, 4-6月と1-3月では有意な差はみられなかった (Kruskal-Wallis検定, 7-9月, 10-12月, $p<0.001$). 7-9月, 10-12月とともに, 性別不明個体とオス, 不明個体とメスの間でのみ有意な違い

がみられ、不明個体がオスとメスよりも水深が小さい場所を利用していた (Steel-Dwass 検定, 7-9月と10-12月ともに不明とオス, $p<0.001$; 不明とメス, $p<0.001$; オスとメス, $p>0.05$) .

採捕位置の流速 (図10) は7-9月, 10-12月で有意な差がみられ, 4-6月, 1-3月では有意な差はみられなかった (Kruskal-Wallis検定, 7-9月, $p<0.001$; 10-12月, $p<0.001$) . 7-9月, 10-12月はともに, 性別不明個体とオス, 性別不明個体とメスの間で有意な違いがみられ, 不明個体がオスとメスよりも流速が小さい場所を利用していた (Steel-Dwass検定, 7-9月と10-12月ともに不明とオス, $p<0.001$; 不明とメス, $p<0.001$; オスとメス, $p>0.05$) .

採捕位置の底質カテゴリー (図10) は, 7-9月のみに有意な差がみられた (Kruskal-Wallis検定, 7-9月, $p<0.001$) . 7-9月は不明個体とオス, 不明個体とメスの間で有意な違いがみられ, 不明個体がオスとメスよりも底質が細かい場所を利用していた (Steel-Dwass検定, 不明とオス, $p<0.001$; 不明とメス, $p<0.001$; オスとメス, $p>0.05$) .

採捕位置のカバー (図10) は, 4-6月, 7-9月で有意な差がみられた (Kruskal-Wallis検定, 4-6月, $p<0.001$; 7-9月, $p<0.001$) . 4-6月, 7-9月はともに不明個体とオス, 不明個体とメスの間でのみ有意な差が見られ, 不明個体はオスとメスよりも, よりカバーの割合が大きい場所を利用していた (Steel-Dwass 検定, 4-6月と7-9月ともに不明とオス, $p<0.001$; 不明とメス, $p<0.001$) .

利用環境の季節変化

調査区間全体でみると, 年間を通して, 流速が小さい石積護岸および蛇籠付近で多数のヒガシシマドジョウが確認された. 石積護岸であっても流速が大きい場所ではほとんど採捕されなかった. また, コンクリート護岸の周辺でも, どの季節においても, ほとんど採捕されなかった. ヒガシシマドジョウが多く出現する区域 (流程100 m) を上流からA, B, C, Dとし, 季節ごとの捕獲位置を示した (図11) . Aの区域では, 繁殖期にあたる4-6月は左岸側, 夏季7-9月が右岸側, 秋季10-12月, 冬季1-3月はタマリ (小規模なワンド状の地形) に集中した. Bの区域では, どの季節も堰上部の右岸側に多いが, 7-9月は堰内部が多くなった. Cの区域では4-6月は左岸側, 7-9月は右岸側, 10-12月, 1-3月はタマリに集中していた. 一方で, Dの区域の蛇籠付近では, 季節的な変化はみられなかった.

調査区間の水温の季節変化をみると (図12) 年間平均水温は $17.23 \pm 6.64^{\circ}\text{C}$ であり, 最高水温は8月に 29.1°C (タマリ B) , 最低水温は1月に 6.2°C (本流) であった. 本流とタマリの水温では, 年間を通して本流よりもタマリの水温が高い傾向にあった.

個体の移動

調査区内のヒガシシマドジョウの移動を把握するため、合計4632個体に標識を施して放流した。標識個体の内、再捕獲されたのは43個体であり（再捕獲率0.8%）、そのうち再捕獲1回が18個体、2回が12個体、3回以上が13個体であった。移動距離について、放流地点より上流側への移動を遡上として正の値、下流側への移動を降下として負の値として移動距離を算出した。複数回捕獲された場合は、最初と最後の位置の違いを移動距離とし、それぞれの再捕獲までの期間は考慮に入れていない。移動距離をみると標識個体の多くが放流地点より下流側に移動していた（図13）。体長区分間で移動距離を比較したところ、移動に違いがみられた（Kruskal-Wallis検定、 $H=8.11$, $df=2$, $p<0.001$ ）。体長が小さいほど降下しており、0–30mmの個体は降下の傾向が強く、50–80mmの個体はその場にとどまる傾向がみられた（Steel-Dwass検定、0–30mmと30–50mm, 0–30mmと50–80mm, どちらも $p<0.001$; 30–50mmと50–80mm, $p<0.01$ ）。0–30mmの個体のなかには放流地点より最長で790m下流側で再捕獲された個体も存在した。また、雌雄および性別不明個体の間でも移動に違いがみられ（Kruskal-Wallis検定、 $H=7.81$, $df=2$, $p<0.001$ ）、不明個体はオス、メスよりも降下の傾向が強く、メスはオスよりも留まる傾向がみられた（図13）（Steel-Dwass検定、不明とオス、不明とメス, どちらも $p<0.001$; オスとメス, $p<0.05$ ）。

標識個体のそれぞれの移動経路の例を図14、図15に示す。全体的な傾向として、標識個体の多くが最初の放流地点よりも下流側で再捕獲され、流下した個体が多く再捕獲されたのは流速が小さい石積護岸および蛇籠付近であった（図14）。また、大きく下流側に流されていない場合は比較的狭い範囲で移動していた（図15）。季節により捕獲される地点が異なり、繁殖期にあたる4–6月は右岸側、冬季にあたる1–3月はタマリに移動し、季節に応じて出現する場所が変化した。

3. 4. ヒガシシマドジョウの利用環境と非利用環境

区画ごとの河川環境

河川内の詳細な環境を把握し、その中のどのような環境をヒガシシマドジョウが利用しているか知るために、調査地に9つの区画(図2)を設け、各区画を1m×1mのメッシュで区切り、セルごとの出現個体数と環境要因を記録した。まず、9つの区画間で比較すると、ヒガシシマドジョウの採捕数が多かったのは(20個体・100m⁻²以上)は区画1, 4, 5, 8であり、区画6は区画の調査では全く採捕されなかった(図16)。調査区内では自然河岸、石積護岸、コンクリート護岸、蛇籠による護岸の計4種類の河岸タイプが確認された。河岸タイプと採捕数の関係をみると、採捕数が多かった区画のうち区画1, 4の河岸は石積護岸、区画5は自然河岸と石積護岸、区画8は自然護岸と蛇籠の組み合わせであった。採捕数が少なかった区画のうち、区画6, 7, 9はコンクリート護岸が約半分を占めていた。区画2, 3は自然河岸と石積護岸の組み合わせであったが、流速が大きい傾向にあった(図16)。

9区画の4つの環境要因と個体数の関係を検討するため、主成分分析を行った(図17)。第1主成分の寄与率は56.4%、第2主成分は30.2%であり、第2主成分までの累積寄与率は86.6%となった。第1主成分では流速、底質カテゴリーが負の相関、カバーが正の相関を示し、第2主成分では水深が正の相関、底質カテゴリーが負の相関を示した。採捕数が多かった区画1, 4, 8, 5は第1主成分に対して正の方向に位置し、流速が小さく、底質の粒径が小さく、カバーの割合が大きい環境の個体密度が高かったことを示している。

出現セルと非出現セルの環境

より詳細にヒガシシマドジョウが利用する環境を把握するため、区画ごとのセル(2m×2m)について、採捕されたセルと採捕されなかったセルの環境を比較した。区画6は捕獲された個体がいなかったためこの解析から除いた。また、カバーに関しては、記録されなかった区画2, 3, 7, 9を除いた。

水深は区画2, 3, 4, 7, 8および全区画で有意な差がみられ、これらの区画では非出現セルよりも出現セルの水深が小さい傾向があった(図18)(Mann-WhitneyのU検定, 区画2, W=324.0, p<0.001; 区画3, W=39.5, p<0.01; 区画4, W=19518.5, p<0.01; ; 区画7, W=866.5, p<0.01; 区画8, W=10017.0, p<0.05; 全区画, W=295849.5, p<0.001)。流速は区画3, 9以外の6つの区画および全区画で有意な差が見られ、これらの区画では非出現セルよりも出現セルの流速が小さい傾向があった(図18)(Mann-WhitneyのU検定, 区画1, W=6361.5, p<0.001; 区画2, W=171.5, p<0.001; 区画4, W=17814.0, p<0.001; 区画5, W=5501.0, p<0.001; 区画7, W=741.5, p<0.001; 区画8, W=8285.5, p<0.001; 全区画, W=251476.5, p<0.001)。底質カテゴリーは区画9以外の8つ区画および全区画で有意な差がみられ、これらの区画では非出現セルよりも出現セルの底質が細かい傾向があった(図18)(Mann-WhitneyのU検定, 区画1, W=5044.0, p<0.001; 区画2, W=9850.5, p<0.001; 区画3, W=38.5, p<0.01; 区画4, W=15469.5, p<0.001;

区画 5, $W=5220.0$, $p<0.001$; 区画 7, $W=357.0$, $p<0.001$; 区画 8, $W=7521.0$, $p<0.001$; 全区画, $W=23467.5$, $p<0.001$). カバーは区画 1, 4, 8 および全区画で有意な差がみられ, これらの区画では非出現セルよりも出現セルのカバーの割合が大きい傾向にあった (図 18) (Mann-Whitney の U 検定, 区画 1, $W=8874.0$, $p<0.05$; 区画 4, $W=24566.0$, $p<0.001$; 区画 5, $W=7133.5$, $p>0.05$; 区画 8, $W=12056.5$, $p<0.05$; 全区画, $W=474524.5$, $p<0.001$).

4. 考察

4. 1. 多摩川流域における生息分布

ドジョウ類は河川の中流域から下流域に生息するとされ（川那部ら 2001；中島・内山 2017），本研究でも上流域よりも中流域および下流域にて多く採捕された．今回は各河川の本流でも網を用いた捕獲を行い，ワンドは含めなかったところ，捕獲されたのはヒガシシマドジョウだけであった．ドジョウは目視で確認されることもあったが，数は少なく，捕獲はされなかった．国外外来種であるカラドジョウも，多摩川中流域の農業水路で出現の報告があるが（西田ら 2011），今回の調査では捕獲されなかった．これは，今回捕獲を行ったのが，流入水路ではなく，本流および支流の岸付近で行ったことが関係していると考えられる．関東に出現するドジョウ類各種のより詳しい生息場所や，今後のカラドジョウの分布の動向を知るためには，農業水路や隔離されたワンドをも含めた調査を行う必要があると考えられた．

今回ヒガシシマドジョウの生息密度は中流域および下流域で高かった．ドジョウ科のドジョウは，稚魚も遊泳能力が低いことが知られている（加藤ら 2005；大友 2008；矢田谷ら 2015）．ドジョウに比べて小型であるヒガシシマドジョウも，同様に遊泳能力は低いと予測され，流速が小さくなり，河床材料の粒径も小さくなる，中流域，下流域はドジョウの生息に適していると考えられる．上流域では降雨量が減る冬季に河川が伏流する地点もあり，そのような上流部では生息が難しいと考えられる．しかし，中流域および下流域であっても河岸の岸と河床がコンクリート化された区域ではヒガシシマドジョウは捕獲されなかった．三面張りコンクリート護岸は増水時の河床や護岸の洗堀に対して効果がある（玉井ら 1993）が，河川環境を均一化し，砂泥の堆積が減少することから，魚類のにとっては不適当な環境を形成する（Burgess and Binder 1980；Edward *et al.* 1984；Takahashi and Higoshi 1984；井上・中野 1994）．ドジョウ類は越冬時や捕食者の回避に砂泥や砂礫底に潜ることが知られており（中島・内山 2017），河床が単調化するコンクリート化した水路は生息に適さなかったと考えられる．

4. 2. 平井川におけるヒガシシマドジョウの生態

繁殖期

本研究ではヒガシシマドジョウのメスの生殖腺指数（GSI）は4月から5月にかけて増加し，7月から8月にかけて減少した．ヒガシシマドジョウの繁殖期は栃木県では4-6月とされている（吉田 2013；吉田ら 2013；中島・内山 2017）．水田水域において産卵する個体は4月中旬から河川から農業用水路へ遡上を始めると報告されており（中村・尾田 2002；吉田 2013，吉田ら 2013），河川では6月下旬に一時水域において本種の卵が確認されている（三内 2018）．本研究でもGSIが4月に増加することや，最初の抱卵個体が4月に確認されたことから，繁殖期は4月中旬には開始し，またGSIが7月に減少することから，7月には終了すると推測され，本調査区間における繁殖期は4-6月と考えら

れた。

メスの GSI は 8 月に最低値となった後、徐々に上昇した。岐阜県のドジョウでは早い個体で 10 月に次の繁殖に向けた卵黄形成が始まり、GSI も緩やかに上昇することが報告されており（木村・古屋 2011），また、寺西ら（1981）も北海道のドジョウで繁殖期終了後の 10 月に卵黄が蓄積していることを報告している。ヒガシシマドジョウにおいても、繁殖期終了後に、次の繁殖期に向けた準備が速やかに始まると考えられる。

オスの GSI は 1 月から 8 月にかけて増加し、メスより遅い 10 月に減少した。ドジョウでは、繁殖期前に精子形成が起き、複数回繁殖に参加すること（木村・古屋 2011），またナガレホトケドジョウ *Lefua* sp.1 でも、雄が複数回産卵に参加すること（青山・土井 2012）が報告されており、ヒガシシマドジョウでオスの GSI の減少がメスより遅いのは、オスが複数回産卵に参加するためである可能性が考えられた。

成熟体長については、栃木県のなかがわ水遊園内大池では、遡上した成熟魚の最小体長は、オスは 45 mm，メスは 53 mm であり（吉田 2013），栃木県の農業用水路の遡上個体の体長は 42–78 mm と報告されている（中村・尾田 2002）。本調査では繁殖期に出現する体長 40–50 mm の大型個体が、繁殖期後の 7–9 月にはオスメス共に減少している。沢田（1985）は多数のヒガシシマドジョウが産卵後に死亡することを報告しており、本調査地でも、繁殖を行った 40 mm 以上の個体は、繁殖後死亡するものがあると考えられた。

食性

本調査地では、年間を通してヒガシシマドジョウはユスリカ科幼虫を選択的に摂食していた。多くのドジョウ類は河川内の底層で生活し、吻部または頭部を砂泥中に突っ込み、砂泥とおもに餌生物を吸入し、鰓孔から体後方へ砂泥を噴出する形で摂餌する（久保田 1961；川那部 2001）。ユスリカ科幼虫は主に石に巣管で付着しており（Oliver, 1971；Chaloner and Wotton 1996），砂泥の表層近くにも多く（片野・青沼 1999；近藤 2001），同じ底層に生息するヒガシシマドジョウにとって摂餌しやすい水生昆虫であると推察される。4–6 月，7–9 月までに河川内では、ユスリカ科幼虫に比べてトビケラ目幼虫やカゲロウ目幼虫が多い傾向があった。北川（1969）はユスリカ科幼虫の 6–9 月の個体数減少は、この時期に降水量が増え、河川の増水により、卵塊や幼虫の流出が起き、また河床材料が動くことで羽化が減り、産卵が不活発になるためだと推察している。ヒガシシマドジョウが河川環境中にユスリカ科幼虫が少ない 4–6 月，7–9 月にもユスリカ科幼虫を主に摂餌していることから、本種にとってユスリカ科幼虫は重要な餌生物であるといえる。

1 年を通してユスリカ科幼虫を摂餌するヒガシシマドジョウだが、10–12 月にはカゲロウ目やトビケラ目幼虫の割合が増加し、1–3 月はブユ科幼虫の割合が増加した。北川（1969）は奈良県の吉野川にてユスリカ科幼虫の頭長の季節変動を調べた結果、夏季（5–9 月）は水温が高く（15℃以上），幼虫の脱皮・蛹化が早くなるため頭長が小さく、冬季（11–12 月および 1–2 月）は水温が低くなり脱皮・蛹化が抑制され、頭長が大きくなると報告してい

る。本研究でも 10–12 月, 1–3 月にユスリカ科幼虫の利用が減少しているのは, ユスリカ科幼虫の体長が大きく, 利用しにくかった可能性が考えられる。餌生物の大きさとヒガシシマドジョウの餌選択の関係については, 今後餌生物の体長の測定を含めた調査が必要となる。

水生昆虫の羽化の時期は種によって異なるため, 河川内の種組成は季節により変化することが知られている (水野・御勢 1993)。平井川の近くを流れる秋川でも, 夏季に多数出現したトビケラ目幼虫が冬季にかけて羽化のため減少し, かわりにユスリカ科とブユ科幼虫が増加し, それに対応するように, カジカとアカザは夏季にトビケラ目, 冬季はユスリカ科とブユ科幼虫を摂餌することが報告されている (小川ら 2015)。また, 平井川では毎年多くのアユが放流され (秋川漁業協同組合), 調査区間でも夏季はアユ釣りをする人々にぎわう。アユは摂餌により河床の石表面に生息するハエ目幼虫を減少させることが知られている (片野・青沼 1999)。アユが降下する 10 月以降に調査区間中のユスリカ科およびブユ科幼虫が増加したのは, 環境中からアユが消えたことが影響している可能性が考えられた。本研究で見られたヒガシシマドジョウの食性の季節変化には, ユスリカ科幼虫の大きさ, 水生昆虫の羽化時期, アユの生息の有無という餌環境が影響していると推測された。

体長別にみると, 20 mm 以下の個体は, 貝形虫類の利用が多かったが, 60–80 mm の個体は選択的にトビケラ目やカゲロウ目幼虫を摂取していた。成長を伴う食性の変化は遊泳能力や口径の増大による変化であり, 他の多くの魚類でみられる (魚谷 1985; 遠藤・竹内 2004)。

4. 3. 生息場所利用 生息場所の季節変化

ヒガシシマドジョウの利用する微生息環境には季節的な変化がみられた。どの体長の個体も, 4–6 月, 1–3 月は水深が浅く, 流速が遅く, 底質が細かい場所を利用し, 7–9 月, 10–12 月は前者よりも深く, 流速が大きく, 粒径が大きい場所を利用していた。

ヒガシシマドジョウは繁殖期になると河川から農業用水路, 河川内の一次的水域に移動して産卵することが報告されている (中島・内山 2017)。農業用水路では水路のなかでも水深が浅く, 流速が小さく, 沈水植物や藻類が存在する, 底質が砂泥で構成された地点から本種の卵が確認されている (三内 2018)。こうした環境は水深が浅いことで大型の魚類の捕食者が侵入しにくく (吉田 2013), カバーがあることで鳥類の捕食者を回避でき, 流れが遅いことで卵の流出を防ぐことができるという利点がある (Bohlen 2003)。ヒガシシマドジョウが卵を砂に埋没させる形で産卵するという報告もあり (沢田 1985), 今回得られた, 産卵期に本種が, 浅く, 流速の小さい砂地に出現するという結果は, 既存の報告と一致する。産卵環境としては, ナミスジシマドジョウ *Cobitis* sp.3 は水路の岸沿いの沈水植物の間にばらまくように産卵すること (Saitoh 1990) や, タイリクシマドジョウの一種 *Cobitis taenia* では植生が豊富な場所で産卵することが報告されている (Bohlen 2003)。

吉田ら (2013) は本種が植生の豊富な場所を繁殖に利用している。産卵期に岸沿いで多くの個体が採捕されたのは、産卵環境として、植生が豊富で、岸際に植物の茎や根が露出している場所を選択していたためと考えられる。しかし、三内 (2018) は植生が密ではなく、日当たりの良好な場所でヒガシシマドジョウの卵を採集している。本種の産卵環境における植生の必要性については、生息地域によって異なる可能性も踏まえて、今後さらに調査が必要だと考えられる。4-6月に本種が他の季節よりも岸沿いや砂地で多く採取されるのは、本研究のように堰に区切られて農業用水路や水田に移動できない河川内の個体群であっても、繁殖期には河川内で産卵に適した環境に移動することが示された。

夏季にあたる7-9月は、他の季節よりも、浅く、流速が速く、底質が粗い場所を利用していた。採捕位置をみるとタマリではほとんど採捕されず、河川の流心部付近で採捕数が増えていた。淀川のワンド・タマリでは年間を通じて本流に比べて2-3℃水温が高いことが報告されており (中谷ら 2000)、調査区間のタマリでも本流より水温が高かった。夏季にタマリにおける採捕数が少なかったのは、水温が高すぎる場所を避けたからだと考える。

一方で、冬季にあたる1-3月は、どの体長でも、水深が浅く、流速が遅く、底質が細かい場所を利用していた。また、10-12月と1-3月は、採捕位置がタマリに集中しており、平井川の調査区間のタマリは本流と比べて、水温が高い傾向にあった。ヒナイシドジョウやアジメドジョウでは水温が比較的高い地下水を求めて、礫間隙で越冬する (平松 2004; Inoue and Miyayoshi 2006)。ホトケドジョウでも秋季、冬季になると周囲と比べて水温の高い湧水付近に移動する (片野・森 2005; 守山ら 2007)。水温が低下する冬季は死亡率が高くなる季節であり (川西・井上 2018)、ヒガシシマドジョウのタマリへの移動は、河川の本流よりも水温が高いために起きたと考えられる。

成長段階と生息場所の変化

30 mm以上の個体は、4-6月以外の季節では、体長が大きいほど水深があり、流れが大きい場所を利用していたが、繁殖期の4-6月は0-30 mmの小型個体と同様の水深・流速・底質を利用していた。0-30 mmの個体は、年間を通して流速が小さく、底質が細かく、カバーの割合が大きい所を利用しており、成魚 (30 mm以上) が繁殖期の4-6月に、産卵に適した環境に移動するため、0-30 mmの個体と同じ環境に出現したと考えられる。

ドジョウの稚魚 (20-80 mm) では、体長が大きい個体ほど遊泳速度が速く、流速が大きいほど遊泳可能時間が減少することが知られている (矢田谷ら 2015)。ドジョウ稚魚が確認された岸辺は、河岸植生が茂り、水際に植物の茎や根が露出しており、このような環境は、増水時や外敵から身を隠すための避難所となると考えられる (玉井ら 1993; Everett and Ruiz 1993; Nakamura and Swanson 1993)。このような場所は有機物が堆積し、底生生物が豊富になりやすい。稚魚の成育場としても、緩流帯は砂泥と共に餌を吸い込むドジョウに、良好な採餌場を提供する。ヒガシシマドジョウの0-30 mmの個体がカバーの割合の大きい緩流帯を利用していたのは、植生が豊富な河岸沿いが、稚魚にとって重要な生育

場であり、体長が大きくなり、遊泳能力が上昇するにつれて、より流速が大きい場所を利用するようになると考えられる。

護岸タイプと生息数

河道における採集位置をみると、年間を通して石積護岸および蛇籠付近で多数のヒガシシマドジョウが採捕されたが、コンクリート護岸ではほとんど採捕されなかった。石積護岸も蛇籠も自然石を利用しており、平面的なコンクリート護岸よりも多様な物理環境を創出する（下田ら 2011）。石積護岸および蛇籠の間隙は流速が遅く、沈水植物や抽水植物が繁茂しやすく、複雑な物理構造になる（井上・中越 1999）石積護岸や蛇籠は、河岸植生と類似した利点を持ち、これらはヒガシシマドジョウにとって好適な環境を形成していると考えられる。魚類の生息には、増水時および捕食者からの避難場所や産卵場所など、成長段階に応じた生息環境が必要である（渡辺ら 2001；傳田ら 2006）。コンクリート護岸は隠れ場となる環境が乏しく（高橋ら 2009）、河岸植生も発達しにくいため、河川環境が単調になり、小型魚類にとって不適な環境が形成される（君塚 1992）。北海道では、コンクリート護岸に改修後に河床の巨礫が減少し、ハナカジカの生息数が低下したことが報告されている（渡辺ら 2001）。ヒガシシマドジョウにとっても、コンクリート護岸は生息に適さないと考えられる。

河川内での移動

標識個体の移動距離をみると、0–30 mm の個体は降下の傾向があり、50–80 mm の個体は放流地点付近に留まる傾向がみられた。50–80 mm の個体は遊泳能力が優れていることに加えて、繁殖期に産卵環境に移動するために、降下の傾向が弱いと考えられる。0–30 mm の個体が降下した理由として、増水時に流された可能性が高い。長い距離を降下した個体が再捕獲された位置をみると、石積護岸か蛇籠付近であり、これらの護岸が増水時の避難場所になっていると考えられる。

標識個体の季節による移動をみると、全体的な傾向として、繁殖期にあたる4–6月に浅い砂地の産卵環境に移動し、秋季と冬季の10–12月、1–3月にタマリに移動する傾向がみられる。長距離降下した個体を除いて、年間の移動範囲は最初の捕獲地点から20–200 m の範囲に収まっており、調査区間におけるヒガシシマドジョウの移動範囲は狭いと考えられる。秋季および冬季のタマリへの移動は、付近にタマリが存在する場所の個体に限られ、200 m 以上の溯上または降下をしてタマリに移動した個体は確認されていない。調査区間のヒガシシマドジョウの移動範囲が狭いことから、狭い範囲内で水温差がある場合のみの移動で、越冬場所を求めた長距離の移動はしないと推察される。

また、夏季の7–9月に12段（1段0.5 m）の堰の内部で捕獲された2個体が、4–6月は堰よりも上流の浅い穏流域に溯上し、7月以降は降下したことが確認された。ヒガシシマドジョウは階段状の堰を溯上できないと推測していたが、溯上可能であることが示された。

段になっている堰は流心部の流速は非常に大きいですが、堰の脇には流れが緩やかな場所が形成されており、そのような場所を利用して溯上すると考えられる。ホドケドジョウでは秋季や冬季に1年中通水している用水路から河川に降下することが報告されており、降下を誘発する要因として、水位、水温、流速の低下が挙げられている(守山ら 2007)。本調査地でも10-12月、1-3月には水深、流速、水温の低下がみられるが、ヒガシシマドジョウの移動を誘発する環境要因は不明であった。

区画における河川内環境

調査区間を100mの区画を設けて比較すると、生息数が区画により異なっていた。採捕数が多い区画は、流速が小さく、底質が細かく、カバーの割合が多かった。このことから、底質が砂の緩流域という環境がヒガシシマドジョウに適していることがわかる。また区画ごとに出現するセルとしないセルを比較すると、出現するセルは、水深が浅く、流速が遅く、底質が細かく、カバーの割合が大きいという特徴があった。100m区画という大きいスケールでも、2x2mのスケールであっても、本種が浅い緩流域を好むことが示された。柿野ら(2009)は栃木県の谷津水域において、流速が遅く、砂および湿生植物の被覆割合が大きい環境では、シマドジョウ、ドジョウ、ホドケドジョウの生息密度が高くなることを示しており、岩田ら(2002)や片野ら(2011)は、シマドジョウおよびドジョウが、流速が小さい一時水域を利用すること、河村ら(2015)はトウカイコガタスジシマドジョウ *Cobitis minamorii tokaiensis* が比較的穏やかな流速の環境に多く生息する傾向があると報告している。これらは本研究の結果は一致するものであり、本種の生息は、水深、流速、底質およびカバーに左右されると考えられる。

4. 4. 保全

ドジョウ類は各地で数を減らしており，都市河川においても生息数は大きく減少している（中島・内山 2017）．河川改修により物理環境が単調化した河川において，三面コンクリート護岸から石積護岸へ再改修するなど，水生生物の生息環境に配慮する試みも行われてきている（水山ら 1991；原田・野呂 2020；原田ら 2020）．豊島ら（1996）は，直線化した河川において河岸のコンクリート構造の除去や，河岸から流心部に向けて突き出るように構造物を設置して，河岸周辺の流速を弱める水制工を設置したところ，改修前に比べて水深および流速が多様化し，サクラマス，エゾウグイの個体数が増加し，様々な体長のフクドジョウがみられるようになったことを報告している．下田ら（2011）は，魚類の生息環境の改善を目的とした河川の再改修を長期間モニタリングした結果，再改修前よりも流速が弱まり，河岸の植生が回復し，河床材料が多様化して，サクラマスやアメマスの幼魚が確認されるようになったことを報告している．

平井川において，ヒガシシマドジョウは底質が砂で，カバーの割合の大きい，浅い緩流域を利用しており，石積護岸や蛇籠周辺に多くの個体が生息すること，季節や体長に応じて生息場所が変化することが明らかになった．本種の保全のために生息地を造成する場合も，多様な物理環境の創出が必要になると考えられる．小型個体の多くが流下傾向にあったこと，1-3月に多数の個体がタマリに移動したことから，緩流域を確保することは特に重要である．コンクリート護岸は増水時の河岸の過度な浸食を防ぐ目的で建設されることが多い（国土交通省 2018）が，護岸が必要な地点では，本種が多く生息する石積や蛇籠を用いた護岸を採用することで，洪水対策をとりながら生物への人為的影響を抑えることも可能だと考えられる．ヒガシシマドジョウは河川から水路に遡上する個体群も報告されているが（中村・尾田 2002；吉田 2013），堰堤により隔離されている平井川調査地では本種の移動範囲は狭かった（20-200 m）．今後は今まで以上に河川改修や堰堤の設置が増え，水田への移動が困難になり，河川内に孤立する個体群が増えることが予想される．こうした状況下で，今後溯上能力の低い底生魚類の保全を行っていくためには，護岸が必要な場合は蛇籠などを用い，堰堤の建設では1段0.5 m以下で細かく多数の段を設けることが必要である．個体群の存続は，短い河川区間において生活史を完結させるための環境の維持にかかっており，治水機能との両立を図りながらも，河川環境の多様性を向上させる選択肢を常に選ぶことが重要だと考える．

おわりに

今回、河川内で、堰で隔離されたヒガシシマドジョウが、春は産卵に適した岸際の砂地に、夏は河川全体に、秋冬は水温の高い砂地のタマリに移動し、流程 200m ほどの範囲で、微生物環境を選びながら、生活史を完成させていることがわかった。また、成長の初期に小型個体が下流に流出する傾向が見られた。これらの結果より、遊泳能力の低い底生魚類の保全のためには、狭い範囲に多様な環境が必要で、特に河道内に氾濫原を設けるなど、緩流域の維持により流下を防ぐことが重要である。また平井川に設けられているような、蛇籠や高さ 50 cm 以下の複数の段差の堰が有効であることが示唆された。

合計 4632 個体に標識を付けたが、採捕率は 0.8%と低く、これは全体として個体が流下する傾向があること、また産卵後死亡する個体がいるためだと考えられる。2019 年の秋の 2 つの台風の後には、個体数が減り、河岸の植生は無くなり、タマリが消失するなど、河川の地形も大きく変化した。2020 年には、前年に確認できなかった繁殖行動の観察と、タマリが消失した環境での移動の追跡を予定したが、Covid-19 の流行によるヒトの移動制限のため、継続して調査に出ることができず、標識個体は見つからなかった。

今後豪雨の頻度が増えることが予測されるが、増水後に異なる河岸タイプの地点をモニタリングすることで、河岸植生、蛇籠、石積護岸の避難場所として機能を評価することができれば、環境に配慮した河川整備を進める上での一助になると考えられる。また多摩川流域でのドジョウ類の生息状況を把握するためには、河川だけではなく、ワンドや農業水路を含めた調査が必要であることがわかった。カラドジョウは全国的に分布をひろげており、多摩川流域での分布範囲のモニタリングは必要であろうと考える。

本研究において、助成をいただいた公益財団法人東急財団に深く感謝いたします。また、平井川での調査を可能にして頂いた、秋川漁業協同組合に感謝申し上げます。

本研究成果の一部は、次の学会・研究会で発表した。なお、予定していた第 4 回関東淡水魚研究会での発表は、Covid-19 により中止となった。

米山晃弘・吉川朋子. 2019. 多摩川水系平井川におけるヒガシシマドジョウの微生物環境と食性について. 日本魚類学会年会 2019/09

米山晃弘・中川竜希・吉川朋子. 2020. 多摩川水系平井川におけるヒガシシマドジョウの季節別の生息場所利用. 日本生態学会第 67 回全国大会 2020/03

米山晃弘. 多摩川流域におけるヒガシシマドジョウの生息分布と河川内の微生物環境利用 第 20 回東日本魚類生態研究会 2020/02

引用文献

- 阿部司. 2012. アユモドキ (*Parabotia curta*) の氾濫原環境への適応と繁殖場所の保全・復元. 応用生態工学 15 : 243-248.
- 赤澤敦司・阪倉良孝・萩原篤志. 2008. 大きさと形の異なるシオミズツボワムシ 3 株に対するホシガレイ, ブリ, ヨシノゴチ仔魚の摂餌選択性. 日本水産学会誌 74 : 380-388.
- 秋川漁業協同組合. <http://akigawagyokyo.or.jp/> (参照, 2020 年 12 月 18 日).
- 青山茂・土井敏男. 2012. 徳島県吉野川水系産ナガレホトケドジョウの産卵行動. 伊豆沼・内沼研究報告 6 : 53-62.
- Bohlen J. 2003. Spawning habitat in the spined loach, *Cobitis taenia* (Cypriniformes: Cobitidae). Ichthyological Research 50: 98-101.
- Burgess, S. A. and J. R. Bider. 1980. Effects of stream habitat improvements on invertebrates, trout populations, and mink activity. Journal of Wildlife Management 44: 871-880.
- Campos-Arceiz, A., S. Takatsuki and B. Lhagvasuren. 2004. Food overlap between Mongolian gazelles and livestock in Omnogobi, southern Mongolia. Ecological Research 19: 455-460.
- Chaloner, D. T., and R. S. Wotton. 1996. Tube building by larvae of 3 species of midge (Diptera: Chironomidae). Journal of the North American Benthological Society 15: 300-307.
- Ciucci, P., E. Tosoni and L. Boitani. 2004. Assessment of the point-frame method to quantify wolf *Canis lupus* diet by scat analysis. Wildlife Biology 10: 149-153.
- 傳田正利・天野 邦彦, ・辻本 哲郎. 2006. 一時的水域の魚類群集多様性向上への寄与とそれを支える物理環境に関する研究. 土木学会論文集 62: 340-358.
- Edwards, C. J., B. L. Griswold, R. A. Tubb, E. C. Weber and L. C. Woods. 1984. Mitigating effects of artificial riffles and pools on the fauna of a channelized warmwater stream. North American Journal of Fisheries Management. 4: 194-203.
- 遠藤雅人・竹内俊郎. 2004. ティラピア仔稚魚における摂餌可能なタマミジンコの選別. 生態工学会誌 16 : 65-68.
- Everett, R. A. and G. M. Ruiz. 1993. Coarse woody debris as a refuge from predation in aquatic communities. Oecologia 93: 475-486.
- 藤原昌高 2015 美味しいマイナー魚介図鑑 マイナビ出版, 東京. 320p
- 原田 守啓, ・永山 滋也, ・河口 洋一・萱場 祐一. 2020. 中小河川の河道内氾濫原と河川合流部の重要性. 応用生態工学 23: 109-115.
- 原田佐良子・野呂健志. 2020. 河川の横断的連続性の再生及び保全に向けた遠賀川での取り組み. 景観生態学 25 ; 19-24.

- 端憲二. 1985. 農業用水路の魚類保護について. 淡水魚 11 : 64-72.
- 端憲二. 1987. 魚類の生息を考慮した水路の改良. 農業土木学会誌 55 : 1067-1072.
- Hata, K. 2002. Perspectives for fish protection in Japanese paddy field irrigation systems. *Japan Agricultural Research Quarterly* 36: 211-218.
- 平松和也. 2004. 安威川におけるアジメドジョウの生息環境解析. 大阪府立食とみどりの総合技術センター研究報告 40 : 33-40.
- Inoue, M. and M. Miyayoshi. 2006. Fish foraging effects on benthic assemblages along a warm-temperate stream: differences among drift feeders, benthic predators and grazers. *Oikos* 114: 95-107.
- 井上雅仁・中越信和. 1999. 河川内に設置された石積み護岸における植生動態. ランドスケープ研究 62 : 565-568.
- 井上幹生・中野繁. 1994. 小河川の物理的構造と魚類の微生息場所. 日本生態学会誌 44 : 151-160.
- 岩田明久 2006 アユモドキの生存条件について水田農業の持つ意味. 保全生態学研究 11: 133-141.
- 柿野亘・水谷正一・後藤章. 2009. 栃木県下における谷津水域の魚類の生息環境モデルの構築. 農業農村工学会論文集 77 : 567-575.
- 金澤光. 2014. 埼玉県に生息する魚類の生息状況について. 埼玉県環境科学国際センター報 14 : 95-106.
- 環境省. 2015. 生態系被害防止外来種リスト.
https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/list/fuka_animal.pdf (2021年4月3日アクセス).
- 環境省. 2020. 環境省レッドリスト2020.
<https://www.env.go.jp/press/files/jp/114457.pdf> (2021年4月3日アクセス).
- 加納光樹・斉藤秀生・淵上聡子・今村彰伸・今井仁・多紀保彦. 2007. 渡良瀬川水系の農業水路におけるカラドジョウとドジョウの出現様式と食性. 水産増殖 5 : 109-114.
- 片野修・青沼佳方. 1999. 依田川におけるアユの丸石上の大型無脊椎動物群集への影響. 中央水産研究所研究報告 14 : 39-48.
- Katano, O., K. Hosoya, K. Iguchi, M. Yamaguchi, Y. Aonuma and S. Kitano. 2003. Species diversity and abundance of freshwater fishes in irrigation ditches around rice fields. *Environmental Biology of Fishes* 66: 107-121.
- 片野修・黒川マリア・北野聡・東城幸治. 2011. 小河川におけるワンド・タマリの魚類群集. 陸水学雑誌 72 : 181-192.
- 片野修・森誠一. 2005. 希少淡水魚の現在と未来—積極保全のシナリオ—. 信山社出版. 432p.
- 加藤宗英・水谷正一・鈴木正貴・後藤章. 2005. 小規模魚道の設置諸元を検討するための小

- 型魚類の遊泳能力. 農業土木学会論文集 235 : 59-65.
- 川合禎次・谷田一三. 2005. 日本産水生昆虫 第二版 : 科・属・種への検索. 東海大学出版部, 平塚. 1752p.
- 河村年広・鈴木正二・宇佐美公規・小室正人・河合成昭・渡部勉・横井久善. 2015. 農業用排水路におけるトウカイコガタスジシマドジョウの生息環境. 愛知県農業総合試験場研究報告 47 : 115-118.
- 川那部浩哉・水野信彦・細谷和海・桜井淳史. 2001. 日本の淡水魚 改訂版 (山溪カラー名鑑). 山と溪谷社, 東京. 719p.
- 川西亮太・井上幹生. 2018. 魚類の生息場所としての河床間隙水域—河川における鉛直的つながりの重要性—. 地下水学会誌 60 : 157-167.
- 君塚芳輝. 1992. 魚類の生息環境としての河川工法の評価. 環境システム研究 20 : 52-57.
- 木村敦子・古屋康則. 2011. 岐阜県産のドジョウ野生個体群の生殖年周期. 魚類学雑誌 58 : 1-12.
- 北川えみ・星野和夫・岡崎登志夫・北川忠生. 2004. 大分県大分川水系から得られたシマドジョウとその生物地理学的起源. 魚類学雑誌 51 : 117-122.
- 北川えみ・中島淳・星野和夫・北川忠生. 2009. 九州北東部におけるシマドジョウ属魚類の分布パターンとその成立過程に関する考察. 魚類学会誌 56 : 7-20.
- 北川礼澄. 1969. 吉野川におけるユスリカ幼虫 *Spaniotoma* sp. A の成長の研究. 陸水学雑誌 30 : 59-67.
- 小出水規行・森淳・水谷正一・渡部, 恵司・竹村, 武士・西田一也 2012. 農村生態系保全に向けてのドジョウとカラドジョウの簡易な種判別式. 農村工学研究所技報 212 : 167-175.
- 国土交通省. 2018. 美しい山河を守る災害復旧基本方針 (ガイドライン).
https://www.mlit.go.jp/river/shishin_guideline/bousai/saigai/measures-saigai/pdf/10.pdf (参照, 2019年12月18日).
- 国土交通省. 2000. 多摩川流域の概要.
http://www.ktr.mlit.go.jp/keihin/keihin_index014.html (参照, 2019年12月16日).
- 近藤繁生. 2001. ユスリカの世界. 培風館, 東京. 306p.
- 久保田善二郎. 1950. ドジョウ卵巣の成熟課程に就いて, 第1報, 天然産ドジョウの卵巣の成熟過程. 農林水産講習所研究報告 2 : 35-39.
- 久保田善二郎. 1961. ドジョウの生態に関する研究 (II) : 食性. 水産大学校研究報告 11 : 177-195.
- Malmqvist, B. and Rundle, S. 2002. Threats to the Running Water Ecosystems of the World. *Environmental Conservation* 29: 134-153.
- 三内悠吾. 2018. 河川におけるヒガシシマドジョウの産卵環境. 伊豆沼・内沼研究報告 12 : 73-78.
- 水野信彦・御勢久右衛門. 1993. 河川の生態学. 築地書館, 東京. 247p.

- 水山高久・阿部宗平・矢島重美・磯田統. 1991. 自然環境を考慮したコンクリート表面の処理. 砂防学会誌 44 : 3-11.
- 守山拓弥・水谷正一・後藤章. 2007. 栃木県西鬼怒川地区の湧水河川におけるホトケドジョウの季節移動. 魚類学雑誌 54 : 161-171.
- 永山滋也・根岸淳二郎・久米学・佐川志朗・塚原幸治・三輪芳明・萱場祐一. 2012. 農業用の水路における季節と生活史段階に応じた魚類の生息場利用. 応用生態工学 15 : 147-160.
- 中島淳・洲澤譲・清水多孝昭・斉藤憲治. 2012. 日本産シマドジョウ属魚類の標準和名の提唱. 魚類学雑誌 59 : 86-95.
- 中島淳・内山りゅう. 2017. 日本のドジョウ. 山と溪谷社, 東京. 223p.
- Nakamura, F. and F. J. Swanson. 1993. Effects of coarse woody debris on morphology and sediment storage of a mountain stream system in western Oregon. *Earth Surface Processes and Landforms* 18: 48-61.
- 中村智幸・尾田紀夫. 2002. 栃木県那珂川水系の農業用水路における遡上魚類の季節変化. 魚類学雑誌 50 : 25-33.
- 中谷貴史・宮本和・綾史郎. 2000. 城北ワンド群の水温観測と水温解析 No.28 実験ワンドを中心にして 土木学会年次学術講演会公園概要集第2部 55 : 640-641.
- 根岸淳二郎・萱場祐一・佐川志郎. 2008a. 指標・危急生物としてのイシガイ目二枚貝：生息環境の劣化プロセスと再生へのアプローチ. 応用生態工学 11 : 195-211.
- 農林水産省 2012. 新日本の郷土食. AFF 農林水産省広報誌 6月号
https://www.maff.go.jp/j/pr/aff/1206/spe2_02.html
- 西田一也・小出水規行・皆川明子・渡部恵司・竹村武士・森淳. 2011. 多摩川流域におけるドジョウの遺伝的構造. 農業農村工学会大会講演会講演要旨集 2011 : 150-151.
- 小川拓・片野修・横田賢史・C. A. Strussmann. 2015. 東京都秋川におけるアカザとカジカの食性. 日本水産学会誌 81: 438-446.
- Oliver, D. R. 1971. Life history of the Chironomidae. *Annual Review of Entomology* 16: 211-230.
- 大友芳成. 1008. モツゴ, メダカ, ドジョウの遊泳能力. 埼玉県農林総合研究センター研究報告 7 : 129-131.
- Saitoh, K. 1990. Reproductive and habitat isolation between two populations of the striated spined loach. *Environmental Biology of Fishes* 28: 237-248.
- 斉藤憲治. 1993. スジシマドジョウ小型種と大型種の急減. 魚類学雑誌 40 : 394-397.
- 佐藤正康. 2017. 新河岸川水路の魚類相 埼玉県自然の博物館研究報告 11 : 65-72.
- 沢田守伸. 1985. シマドジョウの人口採苗試験. 栃木県水産試験場業務報告書 29:10-12.
- 沢田守伸. 1989. シマドジョウの人工採苗試験. 栃木県水産試験場業務報告書 33 : 7-8.
- 清水孝昭. 2003. 愛媛県におけるインドジョウの分布および生息状況. 魚類学雑誌 50 :

153-158.

- 下田和孝・神力義仁・川村洋司・佐藤弘和・長坂晶子・長坂有. 2011. 魚類の生息環境の改善を目的とした河川修復事業の長期的効果. 応用生態工学 14 : 123-137.
- Takahashi, G. and S. Higashi. 1984. Effect of channel alteration on fish habitat. *Japanese Journal of Limnology* 45: 178-186.
- 高橋 雅弘 1985 江戸の味・京の味 (2) 日本醸造協会雑誌 80 : 114-118
- 高橋伸拓・水谷正一・後藤章. 2009. 設備環境の違いからみた井桁護岸の生息魚類に対する効果. 農業農村工学会論文集 77: 345-353.
- 玉井信行・水野信彦・中村俊六. 1993. 河川生態環境工学—魚類生態と河川計画—. 東京大学出版会, 東京. 312p.
- 田中道明. 1999. 水田周辺の水環境の違いがドジョウの分布と生息密度に及ぼす影響. 魚類学会誌 46 : 75-82.
- 田中道明. 2001. 水田とその周辺域に生息するドジョウ個体群の季節消長. 日本環境動物昆虫学会雑誌 12 : 91-101.
- 田中由香里・阪倉良孝・田中久・萩原篤志・安元進. 2005. マハタ仔魚のワムシサイズの対する摂餌選択性. 日本水産学会誌 76 : 911-916.
- 寺西哲夫・原彰彦・高橋裕也. 1981. ドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus* の生殖周期に伴うピデロジェニンの変動. 北海道大学水産学部研究彙報 32 : 281-292.
- 東京都建設局. 2007. 多摩川水系平井川流域河川整備計画(平成 19 年 6 月). <http://www.kensetsu.metro.tokyo.jp/content/000007271.pdf>(参照, 2019年10月18日).
- 豊島照雄・中野繁・井上幹生・小野有吾・倉茂好匡. 1996. コンクリート化された河川流路における生息場所の再造成に対する魚類個体群の反応. 日本生態学会誌 46 : 9-20.
- 土屋十囀・佐藤一夫・岩永勉・金子義明・清水孝之・久保好明. 1996. いきものの生息環境を考慮した河川改修と生物相に関する調査, 平井川における多自然型川づくり. 水工学論文集 40 : 175-180.
- 津田松苗. 2010. 水生昆虫学, 復刻版. 北隆館, 東京. 269p.
- 魚谷逸朗. 1985. カタクチイワシの摂餌器官の発達と摂餌方法. 日本水産学会誌 51 : 197-204.
- 渡辺恵三・中村太士・加村邦茂・山田浩之・渡邊康玄・土屋進. 2001. 河川改修が底生魚類の分布と生息環境におよぼす影響. 応用生態工学 4 : 133-146.
- 矢田谷健一・泉完・東信行・丸居篤. 2015. ドジョウ稚魚の遊泳能力の測定. 農業農村工学会論文集 300 : 121-126 .
- 吉田豊. 2013. ヒガシシマドジョウの産卵期における水路への遡上と産卵場所の特徴(平成 23 年度). 栃木県水産試験場研究報告. 56 : 4-11.
- 吉田豊・石嶋久男・水谷正一・後藤章. 2013. 栃木県那珂川水系箒川に流入する農業水路における魚類の産卵環境. 応用生態工学 16 : 1-11.

表1. 季節別選択性 (Ivlevの餌選択指数 $-1 \leq E \leq 1$)

調査月	n	トビケラ目	カゲロウ目	カワゲラ目	ハエ目ブユ科	ハエ目ユスリカ科	貝形虫類
4-6月	270	-0.25	-0.69	-0.64	-0.59	<u>0.65</u>	<u>0.48</u> *
7-9月	270	-0.32	-0.47	-0.72	<u>0.09</u>	<u>0.69</u>	<u>0.04</u>
10-12月	270	<u>0.53</u>	<u>0.09</u>	-0.75	-0.35	<u>0.13</u>	-0.86
1-3月	270	<u>0.03</u>	-0.31	-0.53	<u>0.31</u>	<u>0.13</u>	-

*下線は正の選択を示した項目を表す

表2. 体長別餌選択性 (Ivlevの餌選択指数 $-1 \leq E \leq 1$)

標準体長 (mm)	n	トビケラ目	カゲロウ目	カワゲラ目	ハエ目ブユ科	ハエ目ユスリカ科	貝形虫類
0-20	270	-	-	-	-	<u>0.16</u>	<u>0.92</u> *
20-30	360	-0.49	-0.51	-	-	<u>0.46</u>	-0.31
30-40	360	-0.28	-0.45	-0.70	-0.01	<u>0.40</u>	-0.75
40-50	360	-0.14	-0.35	-0.80	<u>0.09</u>	<u>0.35</u>	-0.61
50-60	360	-0.09	-0.22	-0.93	<u>0.19</u>	<u>0.41</u>	-0.03
60-70	360	<u>0.02</u>	<u>0.06</u>	-0.39	<u>0.38</u>	<u>0.30</u>	-
70-80	43	<u>0.13</u>	-0.18	-0.37	<u>0.26</u>	<u>0.14</u>	<u>0.11</u>

*下線は正の選択を示した項目を表す

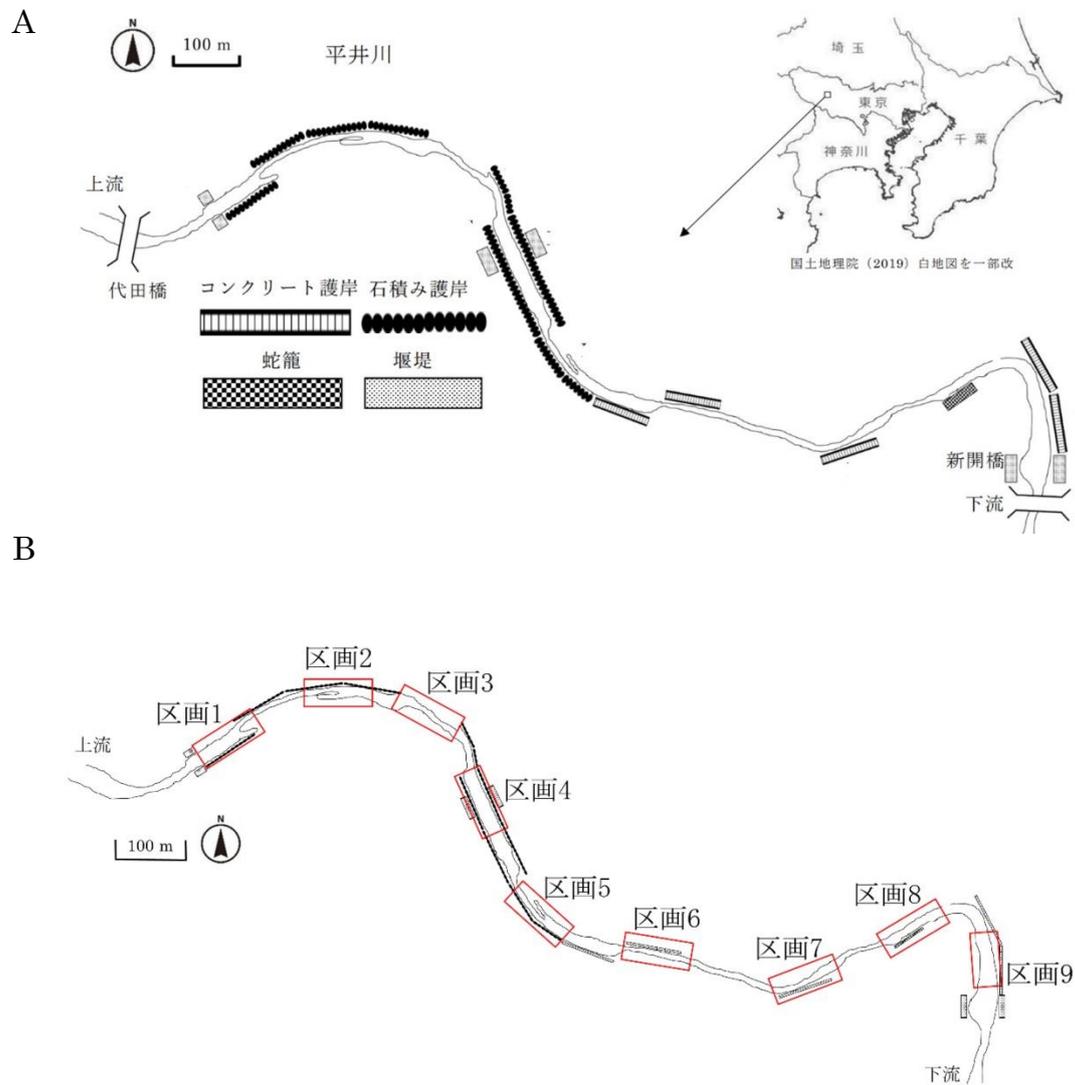


図 2. ヒガシシマドジョウ生息調査を行った平井川の調査地.

A: 生息調査を行った東京都あきるの市「草花公園」付近の平井川. 調査区間は約 1 km とした. 本調査区の上流端および下流端はヒガシシマドジョウの移動を妨げるような堰堤 (落差, 約 1.5 m) がある. また, 本調査区は平成初期に河川改修が行われており, コンクリート護岸, 石積み護岸, 蛇籠による護岸が存在し, 多段式の堰堤 (落差, 1 段約 0.5 m) が建設されている.

B: 微生息環境調査をおこなった 9 区画. 区画は上流側から 1-9 とし, 各区画は流程に沿って 100 m の区画とした (区画 9 のみ 80 m). 各区を 1 m × 1 m のメッシュに区切り, セルごとの環境を測定した. 各区画でヒガシシマドジョウの捕獲を行い, セルごとの個体密度を算出した.

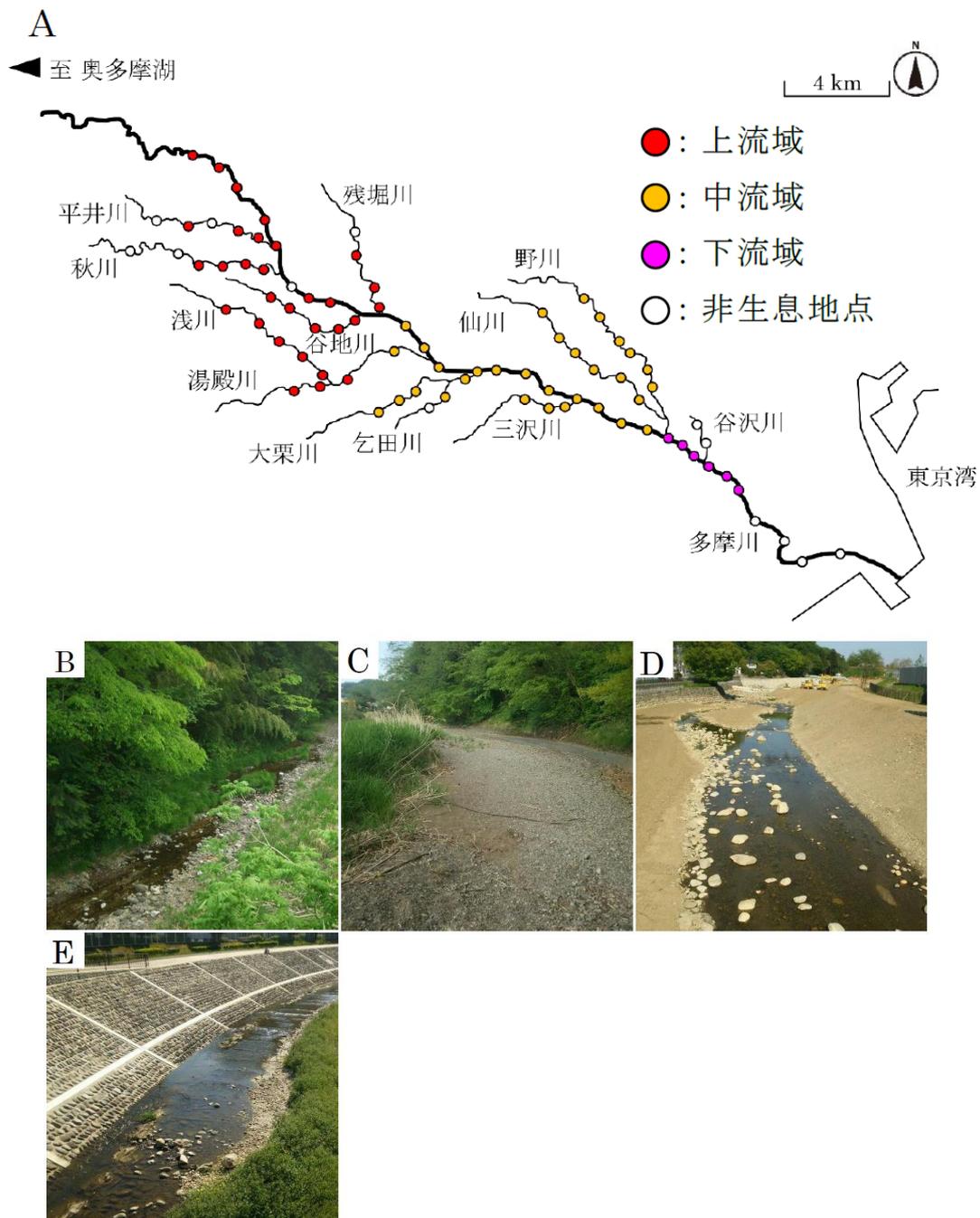


図3. 多摩川流域におけるドジョウ類の分布.

A : 多摩川流域のヒガシシマドジョウの採集された地点. 上流域では 36 地点中 30 地点, 計 118 個体, 中流域では 33 地点中 32 地点, 計 508 個体, 下流域では 12 地点中 6 地点, 計 332 個体を採捕した. B : 採捕されなかった表流水が少ない地点の例, C : 冬季に河川が伏流する地点の例 (平井川), D : 河川改修地点 (平井川), E : コンクリート護岸地点 (谷沢川).

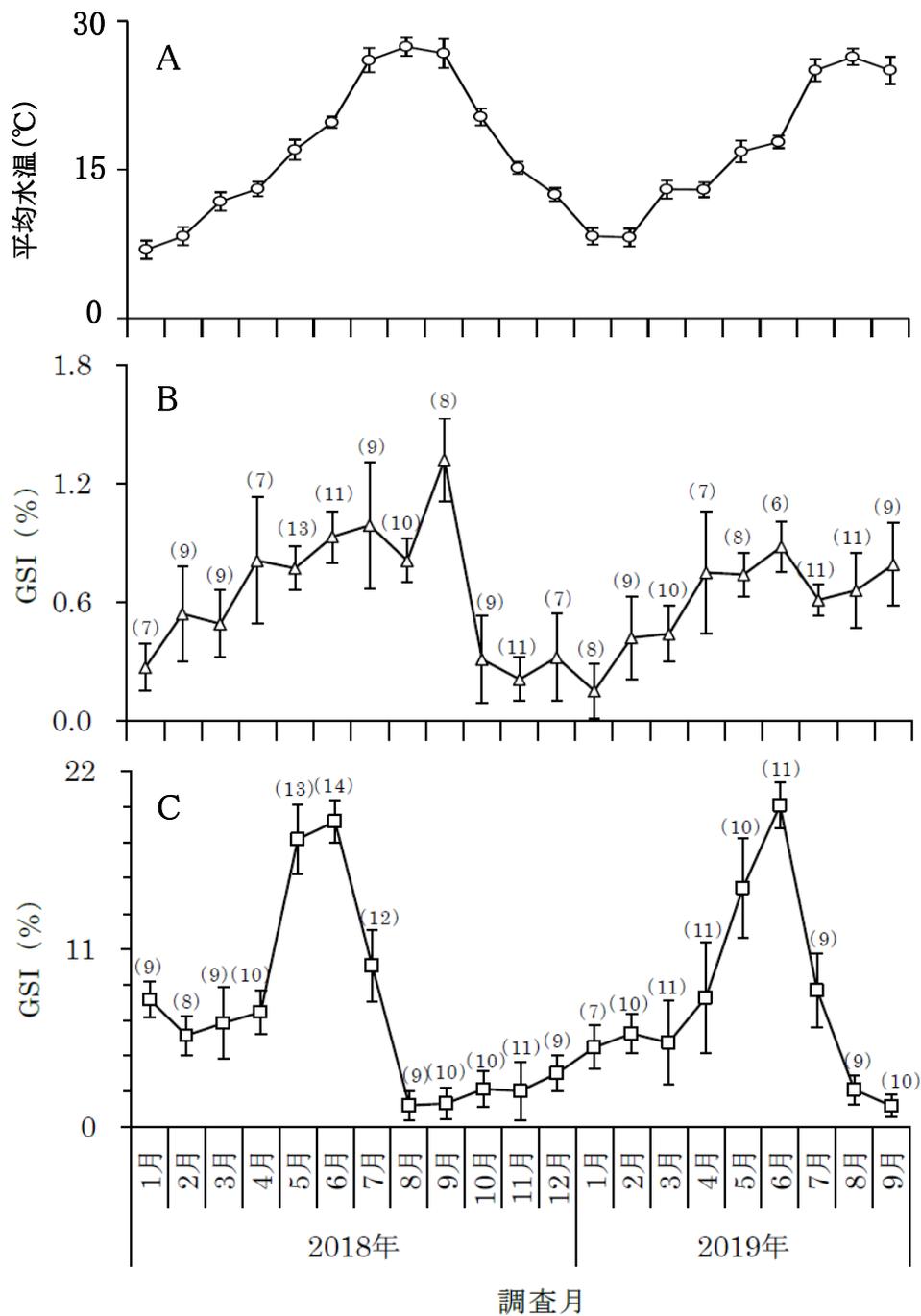


図4. ヒガシシマドジョウの生殖腺重量指数 (GSI) .

A : 調査区間7か所の平均水温, B : オスのGSI, C : メスのGSI.

縦線は標準偏差を表し, 括弧内の数値は標本数を表す. オス, メスともに 40 mm 以上を対象とした.

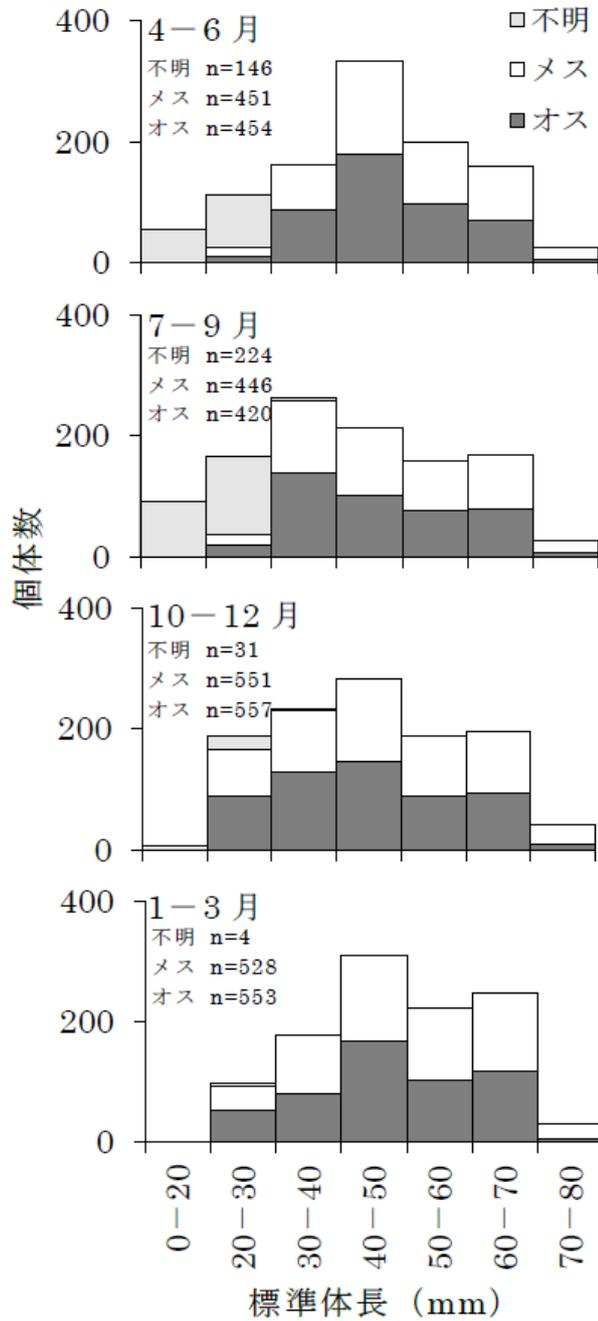


図5. 季節別体長組成.

4-6月を春季, 7-9月を夏季, 10-12月を秋季, 1-3月を冬季として4つの期間に分けた. 調査期間中にオス, 1984個体, メス, 1976個体, 性別不明個体, 405個体の計4365個体を採捕した.

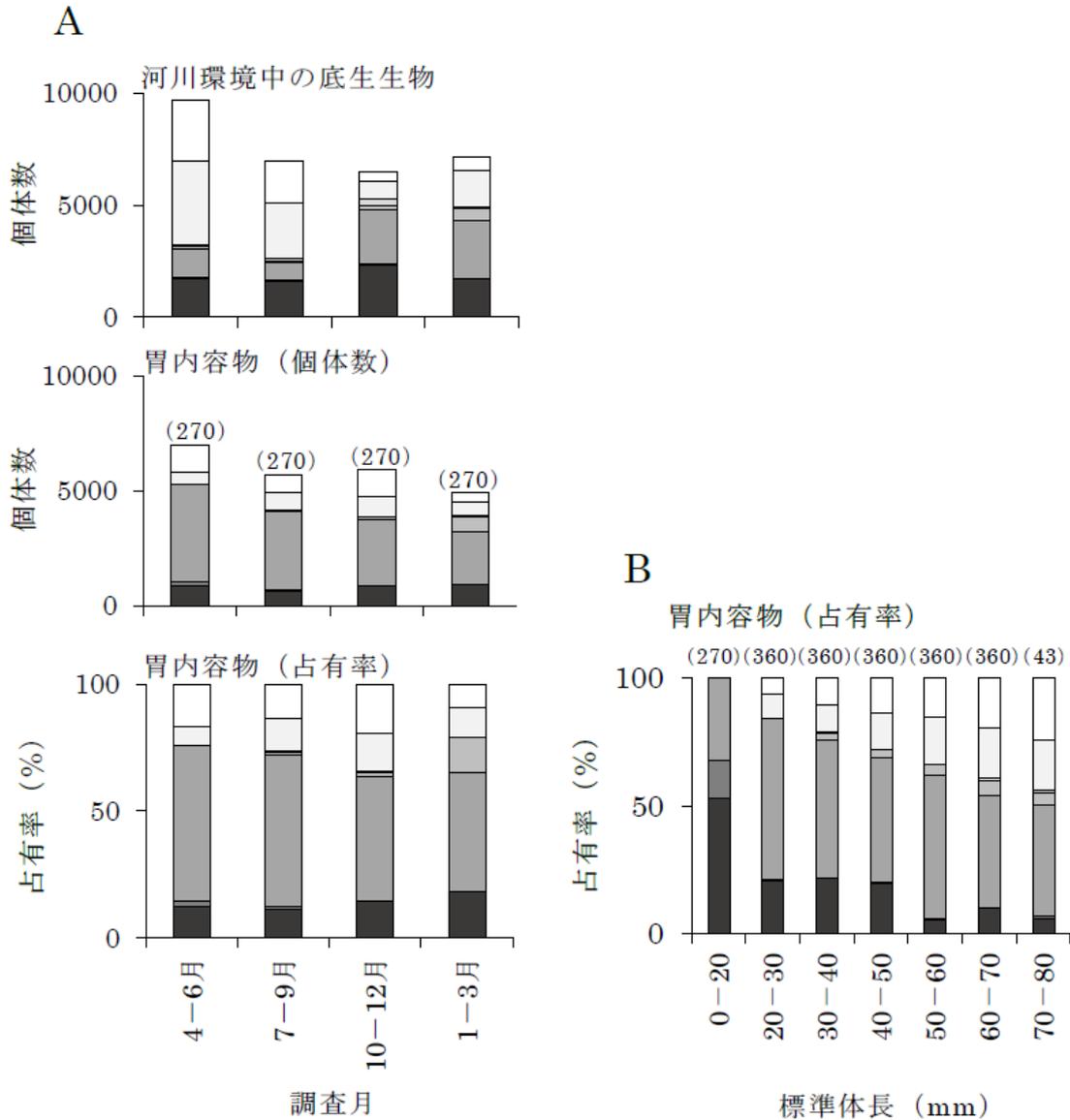
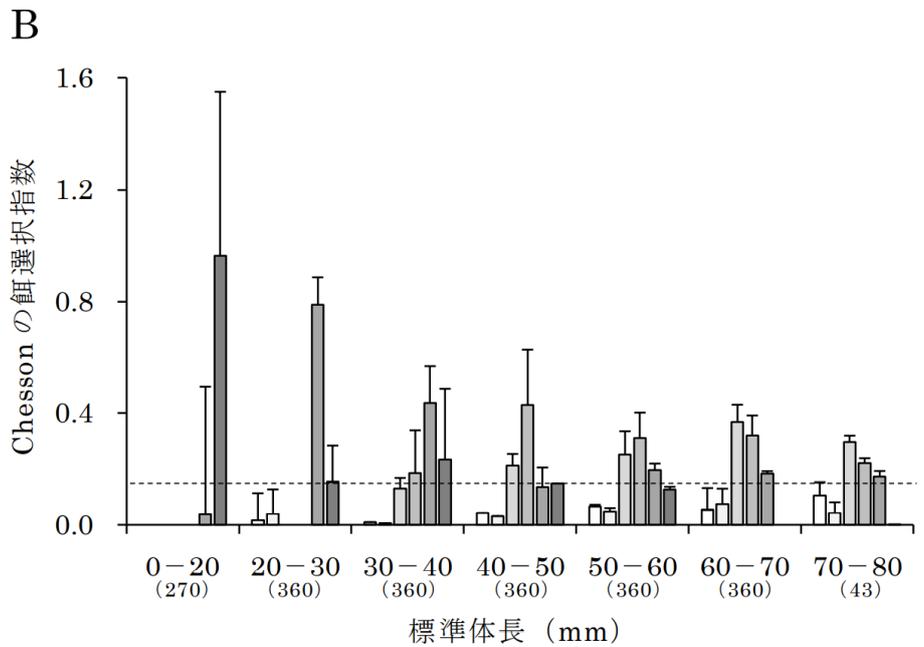
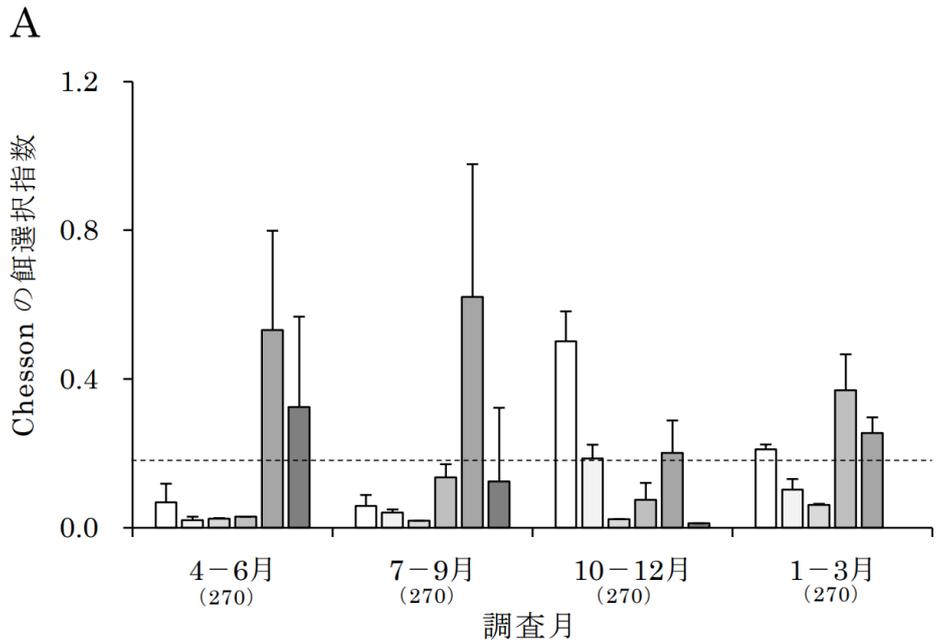


図6. 食性の季節変化及び成長による変化.

A: 食性の季節変化, B: 食性の成長による変化. 河川内の底生生物は決められた9地点で毎月2回採集したものを計数した. 食性の季節変化は, 体長40-70mmの個体を用いて, 各餌項目の占有率をポイント枠法で評価した. 食性の体長による違いでは, 体長区別に年間を通した胃内容物を表している. 河川内底生生物における「その他」は胃内容物から出現しなかった底生生物が含まれ, 胃内容物における餌項目の「その他」には植物片や砂泥, 大きく破碎して同定が困難であった昆虫体が含まれている. 括弧内の数値は標本数を表す.



□トビケラ目 □カゲロウ目 □カワゲラ目 ■ハエ目ブユ科 ■ハエ目ユスリカ科 ■貝形虫類

図7. 季節別および体長別餌選択性 (Chesson の餌選択指数).

A: 季節別の餌選択性, B: 体長区分別の餌選択性. 縦線は標準偏差, 括弧内の数値は標本数を表す. 胃内容物の季節変化には体長 40-70 mm の個体を用いた. Chesson の餌選択指数は n 種類の餌項目が存在するとき, $1/n$ を基準にそれよりも高い値を正の選択性, 低い値を負の選択性とみなす. 今回は餌項目が 6 種類のため (その他を除く), 0.167 を基準とし, 図中の破線はこれを表す

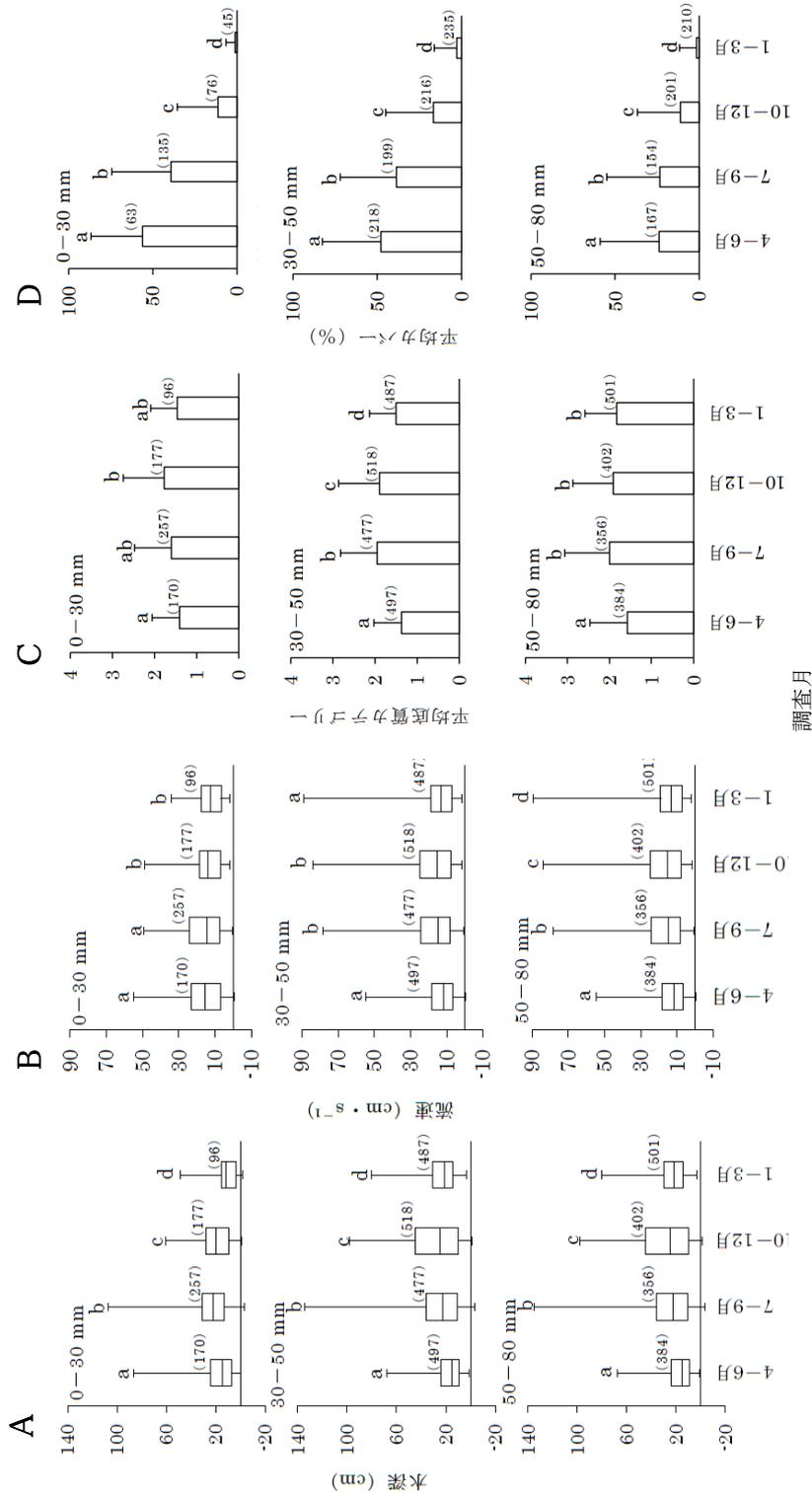


図8. 体長別の季節ごとの水深、流速、底質、カバー利用。
 A: 水深利用. 定点観測をもとに4月を基準に各月の季節変化による増減を差し引いた水深を解析に用いた(5-3月の順に, -1.0, -9.0, -6.25, -8.25, -8.25, -7.25, -6.25, -3.25, 1.25, -1.25, -0.25を補正). B: 流速利用. 各月の季節変化を差し引いた流速を解析に用いた(5-3月の順に, -1.75, -1.62, -1.66, -1.75, -1.67, -2.04, +0.27, +0.25, +0.25, 0, -0.75を補正). C: 底質利用. 底質は1: 砂, 2: 小礫, 3: 中礫, 4: 大礫, 5: 巨礫, 6: 岩盤またはコンクリートのカテゴリーに分け, 採捕位置(50 cm × 50 cm)で最も被覆割合が大きい粒径カテゴリーを各採捕位置の底質とした. D: カバーの利用. カバーは岸から2 m以内で採捕されたものを対象に河岸に成育する植物高2 m以下の草本植物による採捕位置の水面の被覆割合を指す. 縦線は最大値と最小値, 箱の横線は75, 50, 25パーセンタイル, 括弧内の数値は標本数を示す. Kruskal-Wallis検定を用いて比較した後, Steel-Dwassの多重比較を行った. 図中の異なるアルファベットは有意な差を表す.

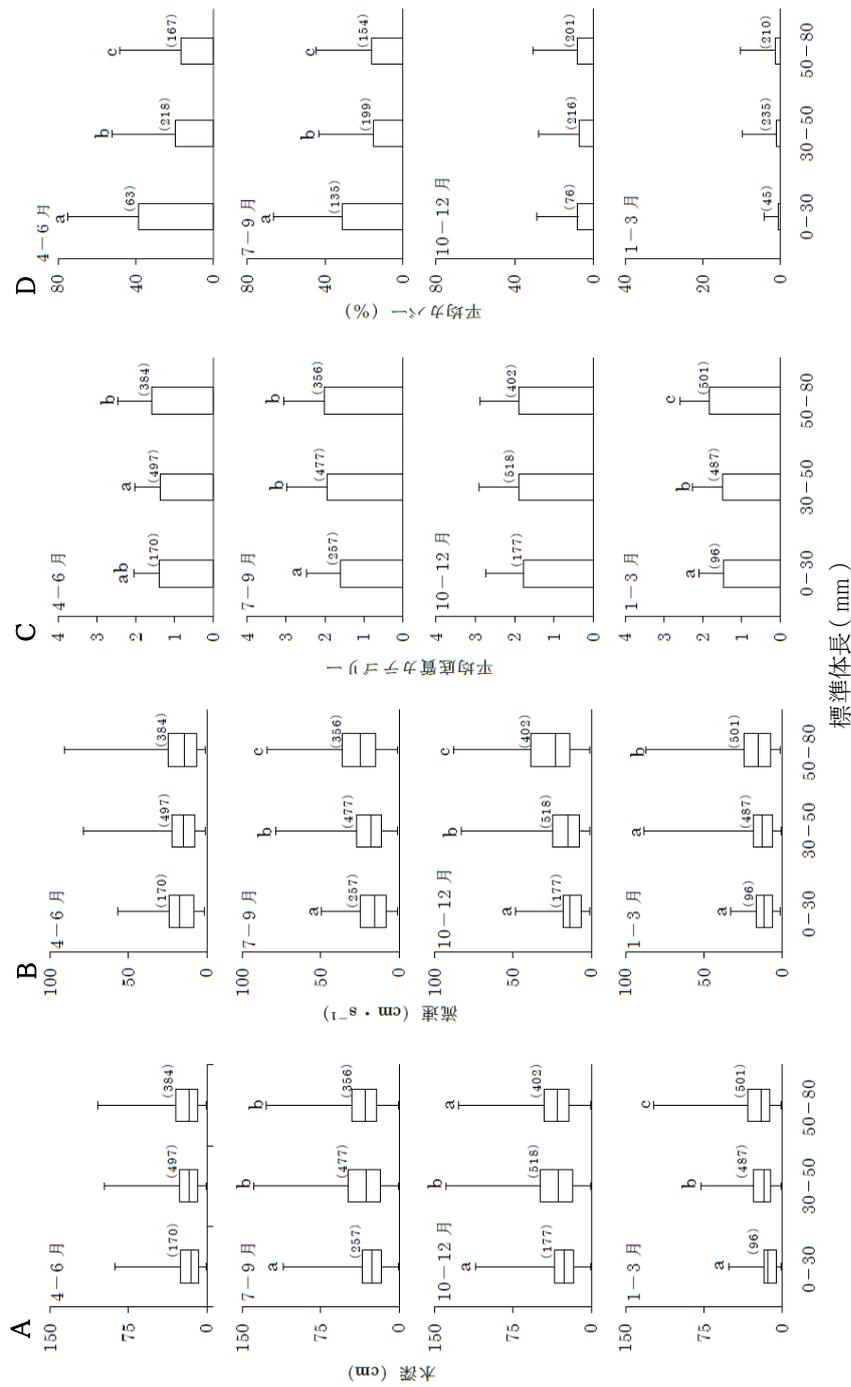


図9. 季節別の体長区分ごとの水深、流速、底質、底質、カバリー利用。
 A: 水深利用。定点観測をもとに4月を基準に各月の季節変化による増減を差し引いた水深を解析に用いた(5-3月の順に, -1.0, -9.0, -6.25, -8.25, -8.25, -7.25, -6.25, -3.25, 1.25, -1.25, -0.25を補正)。B: 流速利用。各月の季節変化を差し引いた流速を解析に用いた(5-3月の順に, -1.75, -1.62, -1.66, -1.75, -1.67, -2.04, +0.27, +0.25, +0.25, 0, -0.75を補正)。C: 底質利用。底質は 1: 砂, 2: 小礫, 3: 中礫, 4: 大礫, 5: 巨礫, 6: 岩盤またはコングリートの カテゴリーに分け、採捕位置(50 cm × 50 cm)で最も被覆割合が大きい粒径カテゴリーを各採捕位置の底質とした。D: カバリーの利用。カバリーは岸から 2 m 以内で採捕されたものを対象に河岸に成育する植物高 2 m 以下の草本植物による採捕位置の水面の被覆割合を指す。縦線は最大値と最小値、箱の横線は75, 50, 25パーセンタイル、括弧内の数値は標本数を示す。Kruskal-Wallis検定を用いて比較した後、Steel-Dwassの多重比較を行った。図中の異なるアルファベットは有意な差を表す。

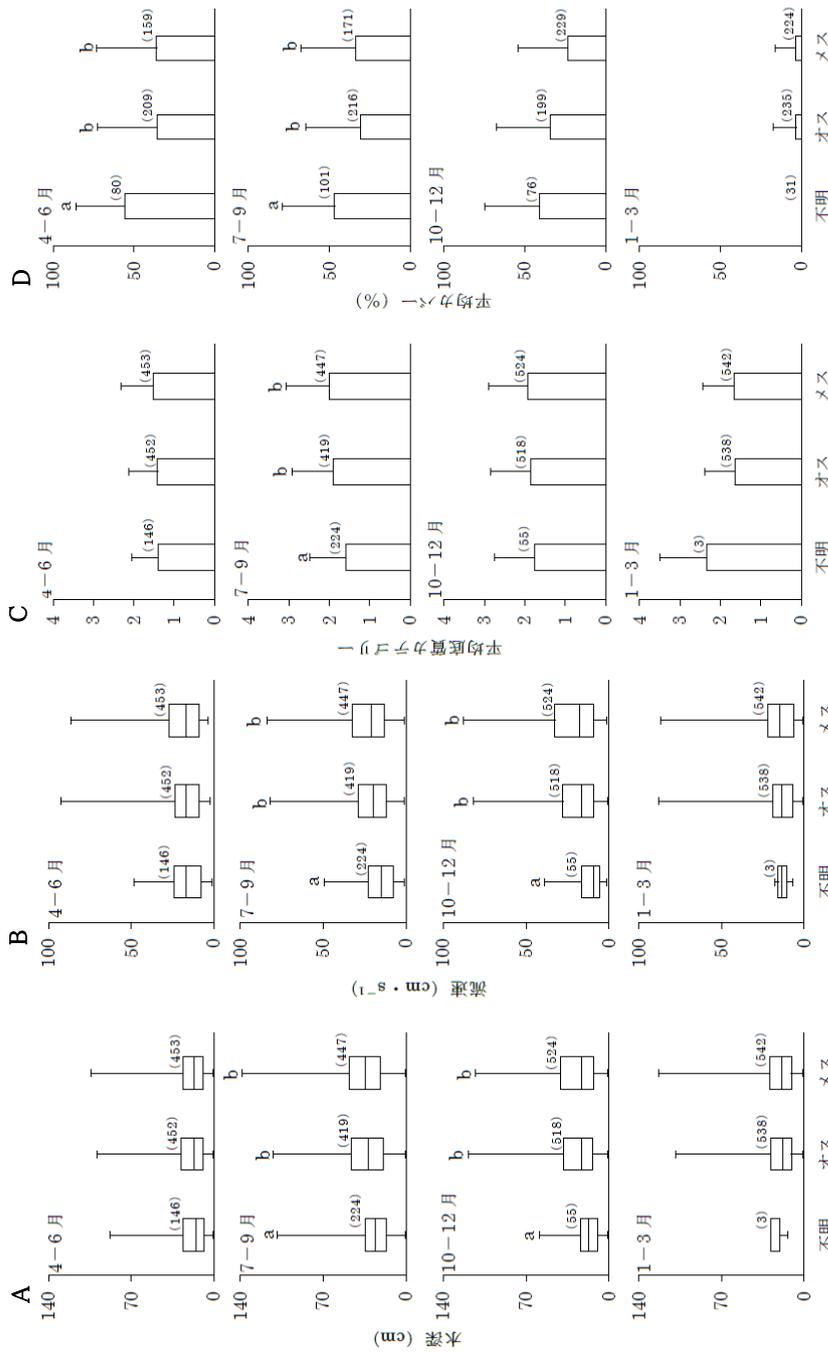


図10. 季節別の雌雄および性別不明個体の水深、流速、底質、カバー利用。
 A: 水深利用。定点観測をもとに4月を基準に各月の季節変化による増減を差し引いた水深を解析に用いた(5-3月の順に, -1.0, -9.0, -6.25, -8.25, -8.25, -7.25, -6.25, -3.25, 1-.25, -1.25, -0.25を補正)。B: 流速利用。各月の季節変化を差し引いた流速を解析に用いた(5-3月の順に, -1.75, -1.62, -1.66, -1.75, -1.67, -2.04, +0.27, +0.25, +0.25, 0, -0.75を補正)。C: 底質利用。底質は1:砂, 2:小礫, 3:中礫, 4:大礫, 5:巨礫, 6:岩盤またはコンクリートのカテゴリーに分け、採捕位置(50 cm × 50 cm)で最も被覆割合が大きい粒径カテゴリーを各採捕位置の底質とした。D: カバーの利用。カバーは岸から2 m 以内で採捕されたものを対象に河岸に植物高2 m以下の草本植物による採捕位置の水面の被覆割合を指す。縦線は最大値と最小値, 箱の横線は75, 50, 25パーセントイル, 括弧内の数値は標本数を示す。Kruskal-Wallis検定を用いて比較した後, Steel-Dwassの多重比較を行った。図中の異なるアルファベットは有意な差を表す。

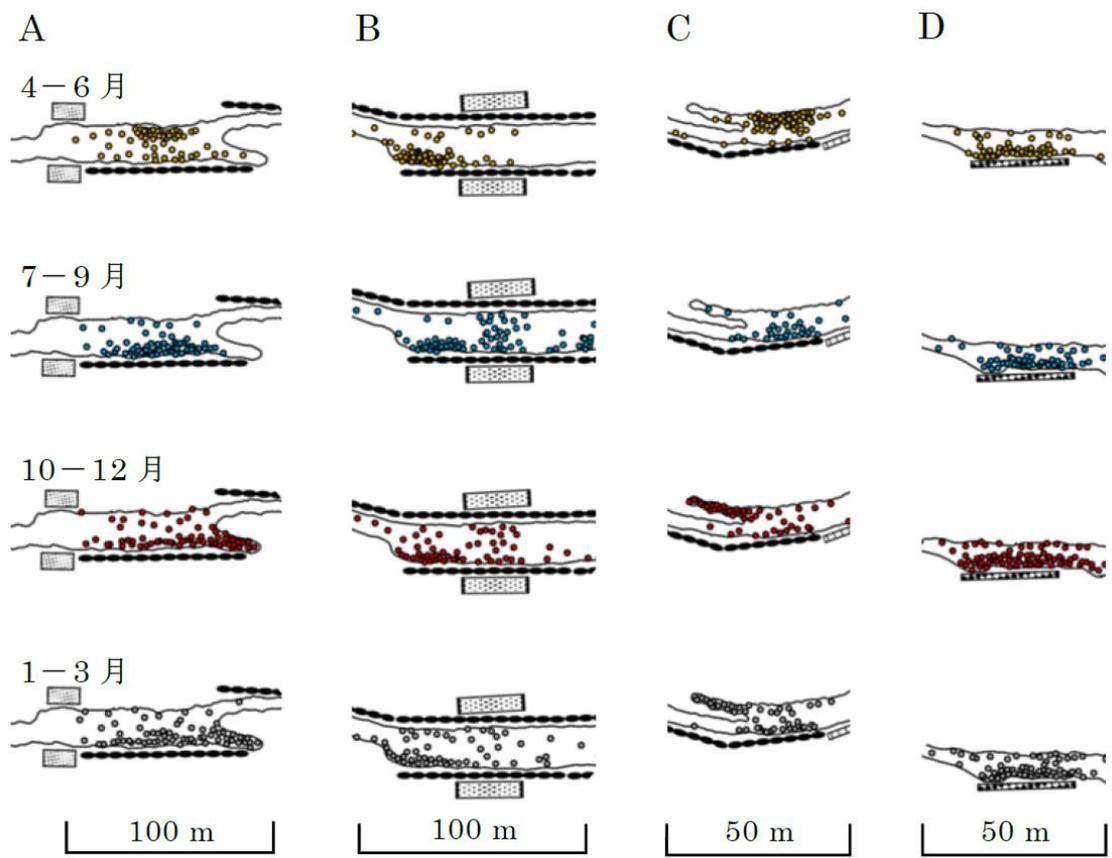
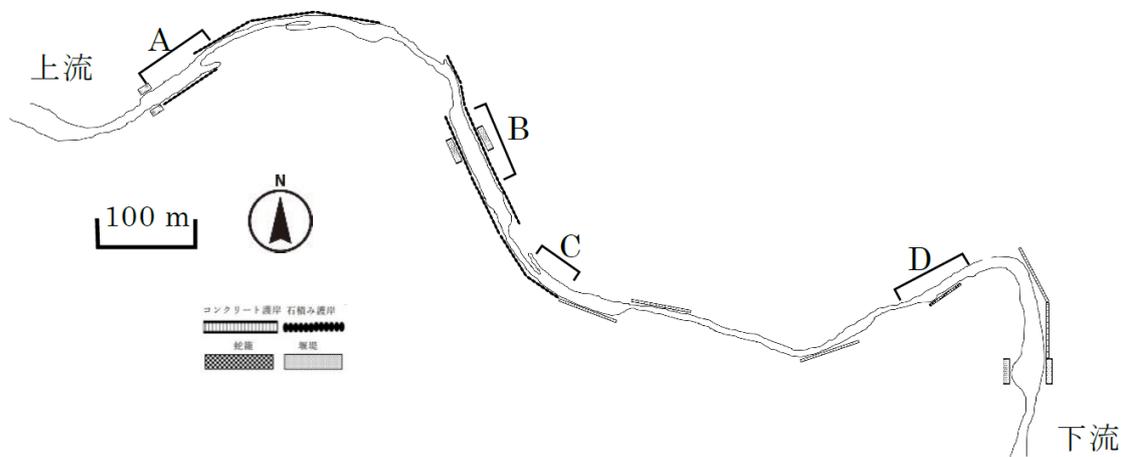


図11. 採捕数が多い4つの区域の個体の採捕位置の季節変化。
 上流からA, B, C, Dの区域はそれぞれ流程100 m. マークはそれぞれの個体が採捕された位置を表す.

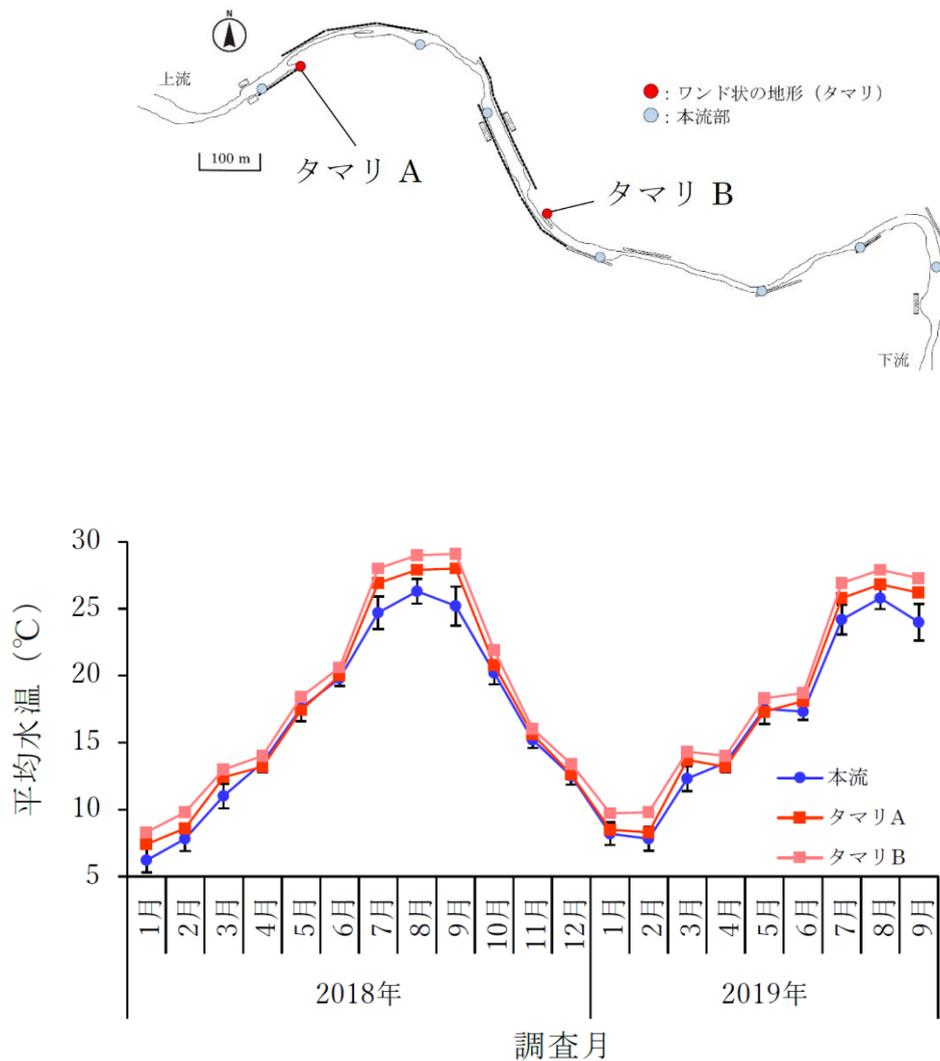


図 12. 平井川本流とタマリの年間水温.

A : 水温を測定した 9 地点 (本流, 7 地点 ; タマリ, 2 地点). B : 調査区における本流部とタマリ 2 地点の水温の月変化. 本流 7 地点は平均と標準偏差で表した. 水温は毎月 2 回測定した平均値を示す.

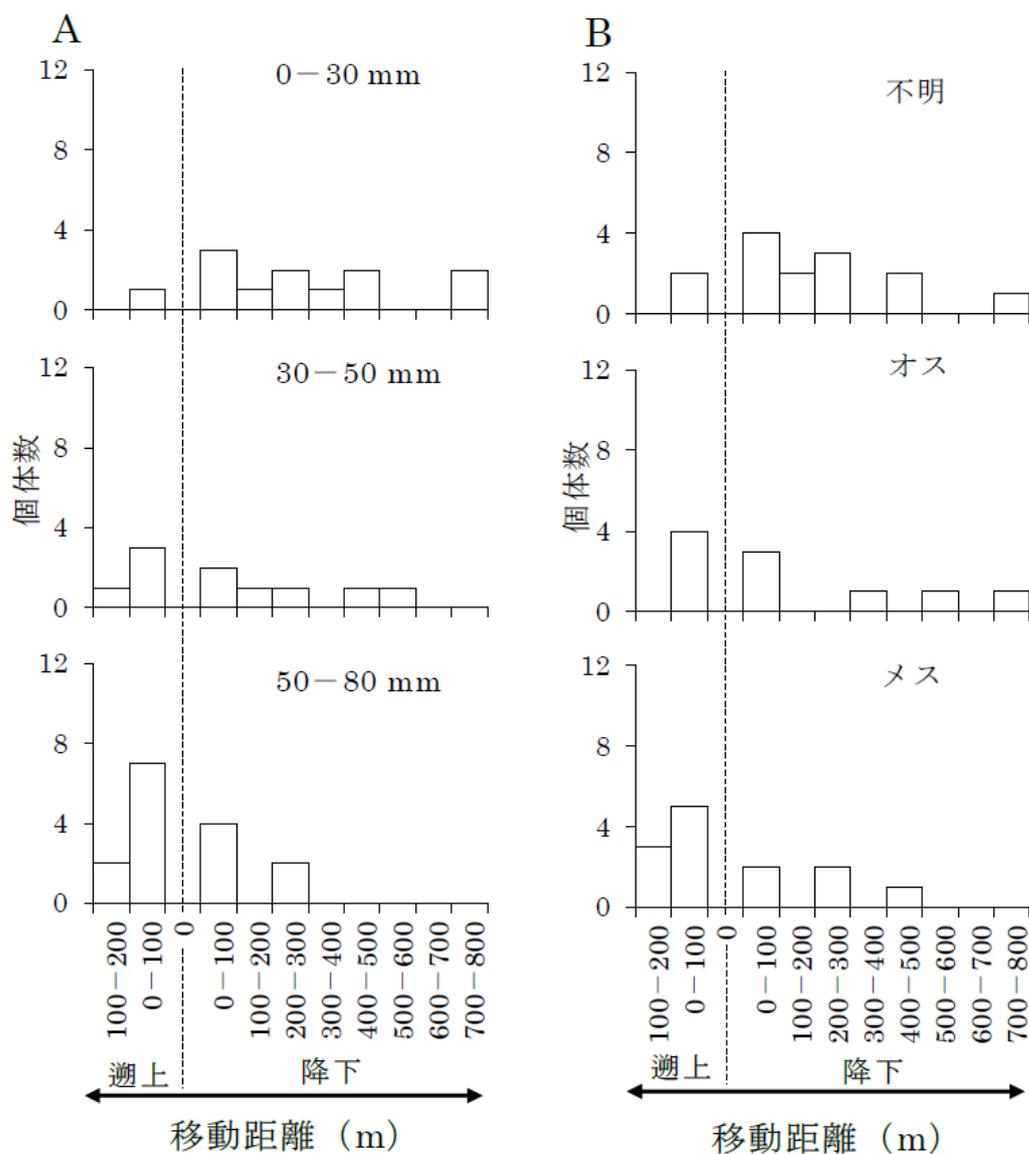


図 13. 体長区分別および雌雄別総移動距離。

A は体長区分別，B は雌雄別の移動距離を示す。再捕獲された標識個体について，放流地点より上流側への移動を遡上として正の値で，下流側への移動を降下として負の値で移動距離を記録した。複数回捕獲された場合は最初と最後の位置で算出した。また再捕獲までの期間も考慮に入れていない。

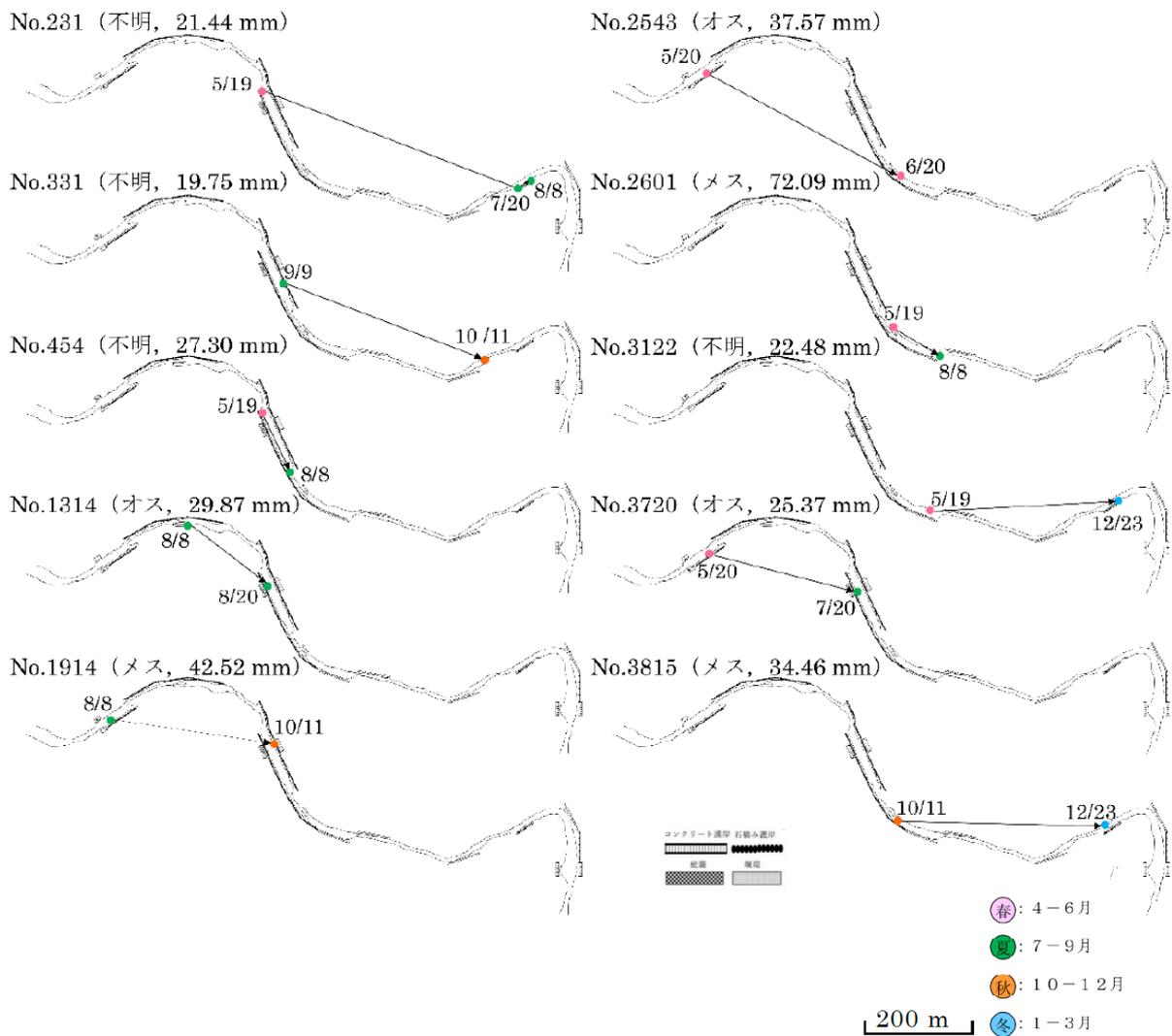


図 14. 下流に 200 m 以上移動した標識個体の捕獲位置.

括弧内は性別, 最初の採捕時の標準体長を表す. マークは個体が捕獲された位置を示す. 採捕日は月/日で表した.

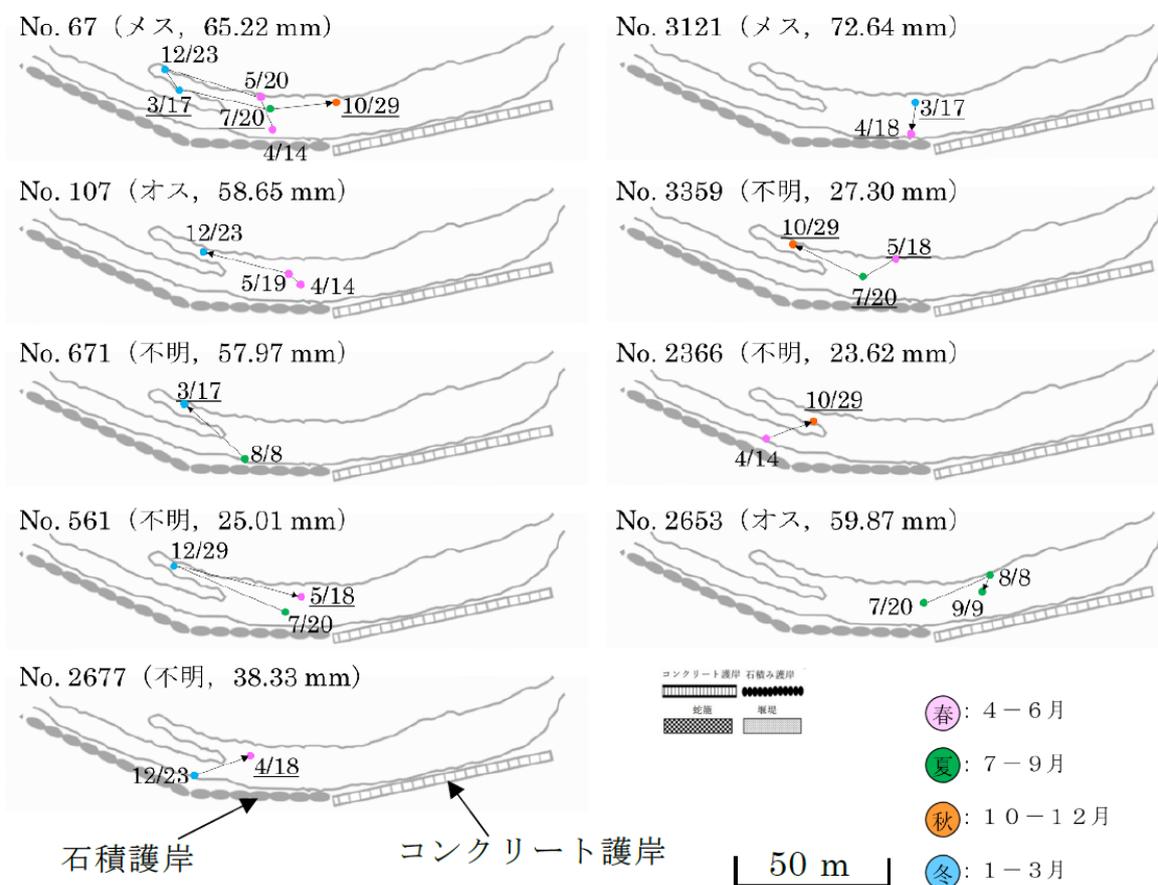


図 15. 一定の場所に留まった標識個体の捕獲位置.

括弧内は性別，最初の採捕時の標準体長を表す．マークは個体が捕獲された位置を示す．採捕日の下線は翌年を示し，月／日で示した．

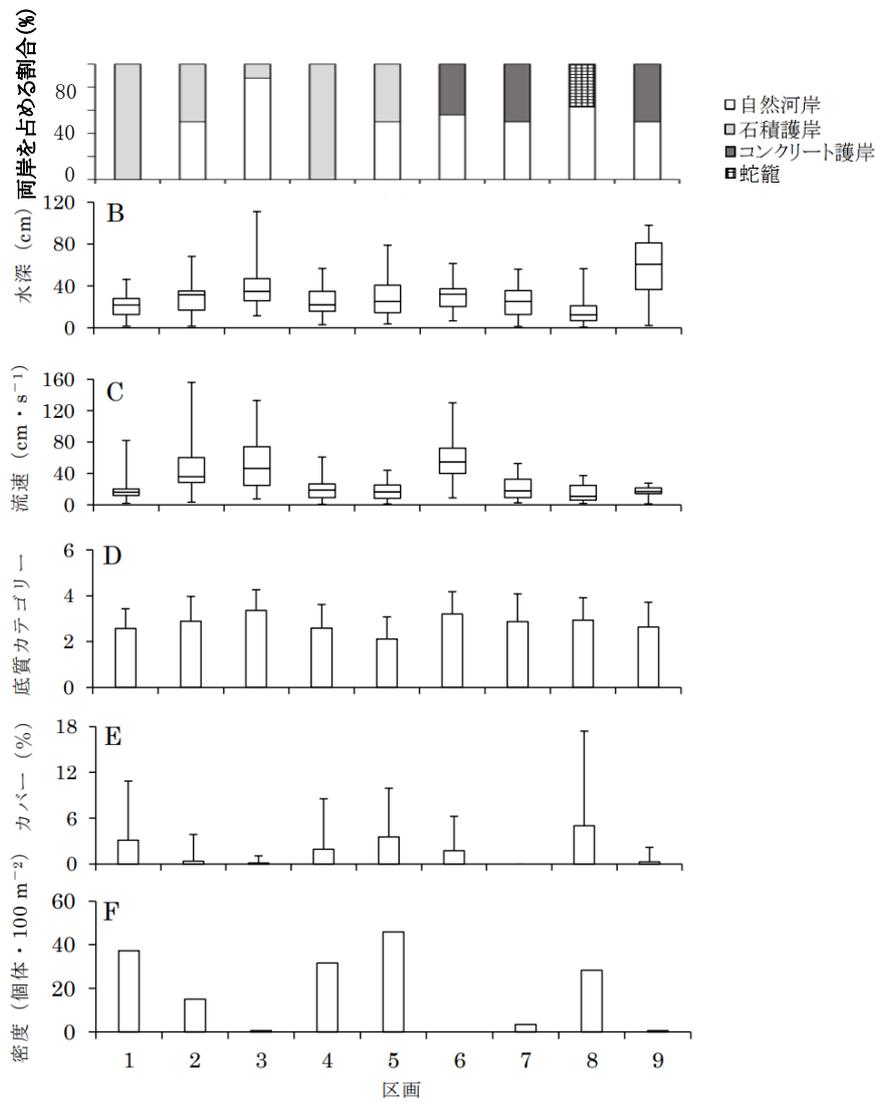


図 16. 平井川の 9 区画の河川内環境と生息密度.

各区画, 流程に沿って 100 m の調査区 (区画 9 のみ 80 m) であり, 上流側から区画 1-9 とした. A: 調査区内の区画の両岸の護岸タイプの割合, B: 水深, C: 流速, D: 底質カテゴリー, E: 河岸 植生による水面の被覆割合 (カバー), F: 個体数密度. 個体数密度は 100 m^{-2} あたりの個体数を表す.

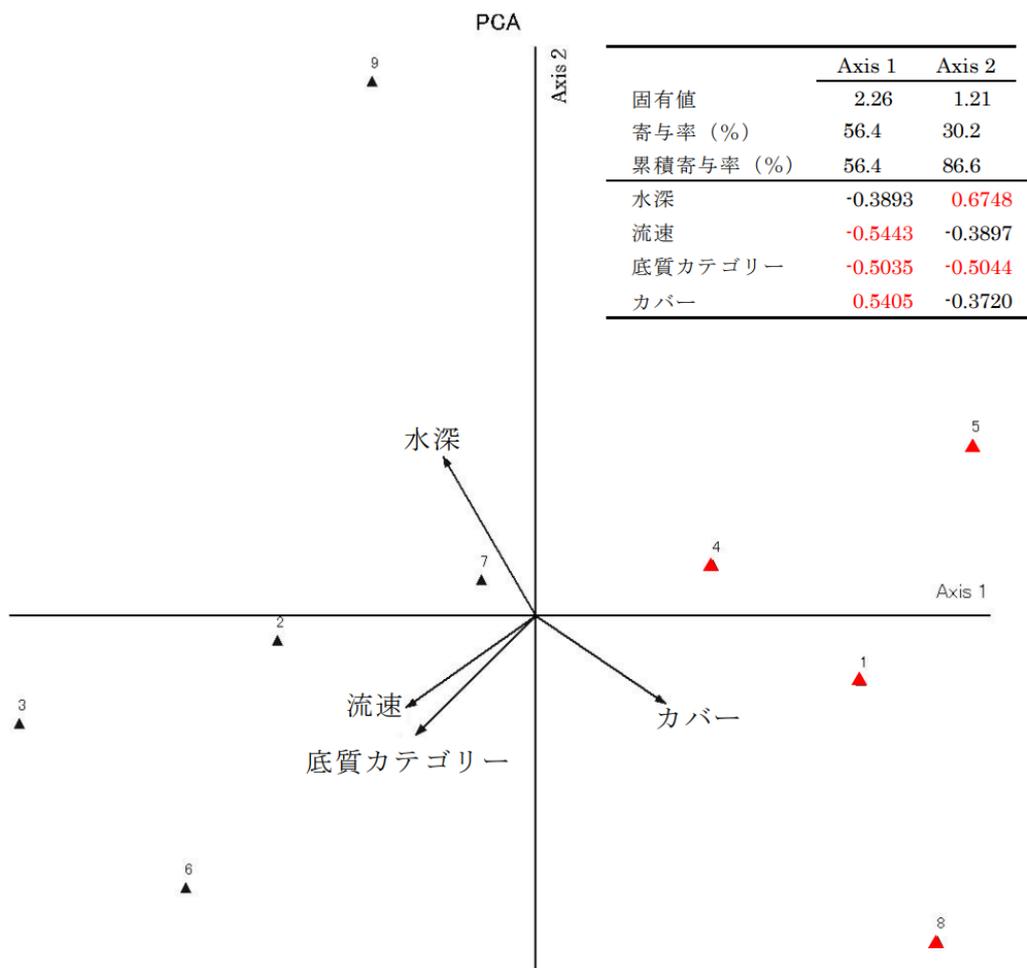


図 17. 平井川 9 区画の環境の主成分分析.

Axis 1 は流速, 底質カテゴリーが負の相関, カバーが正の相関を示し, Axis 2 では水深が正, 流速と底質カテゴリーが負の相関を示した. マーク上の数値は区画番号, 赤いマークは採捕数が $20 \text{ 個体} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ 以上の区画を表す.

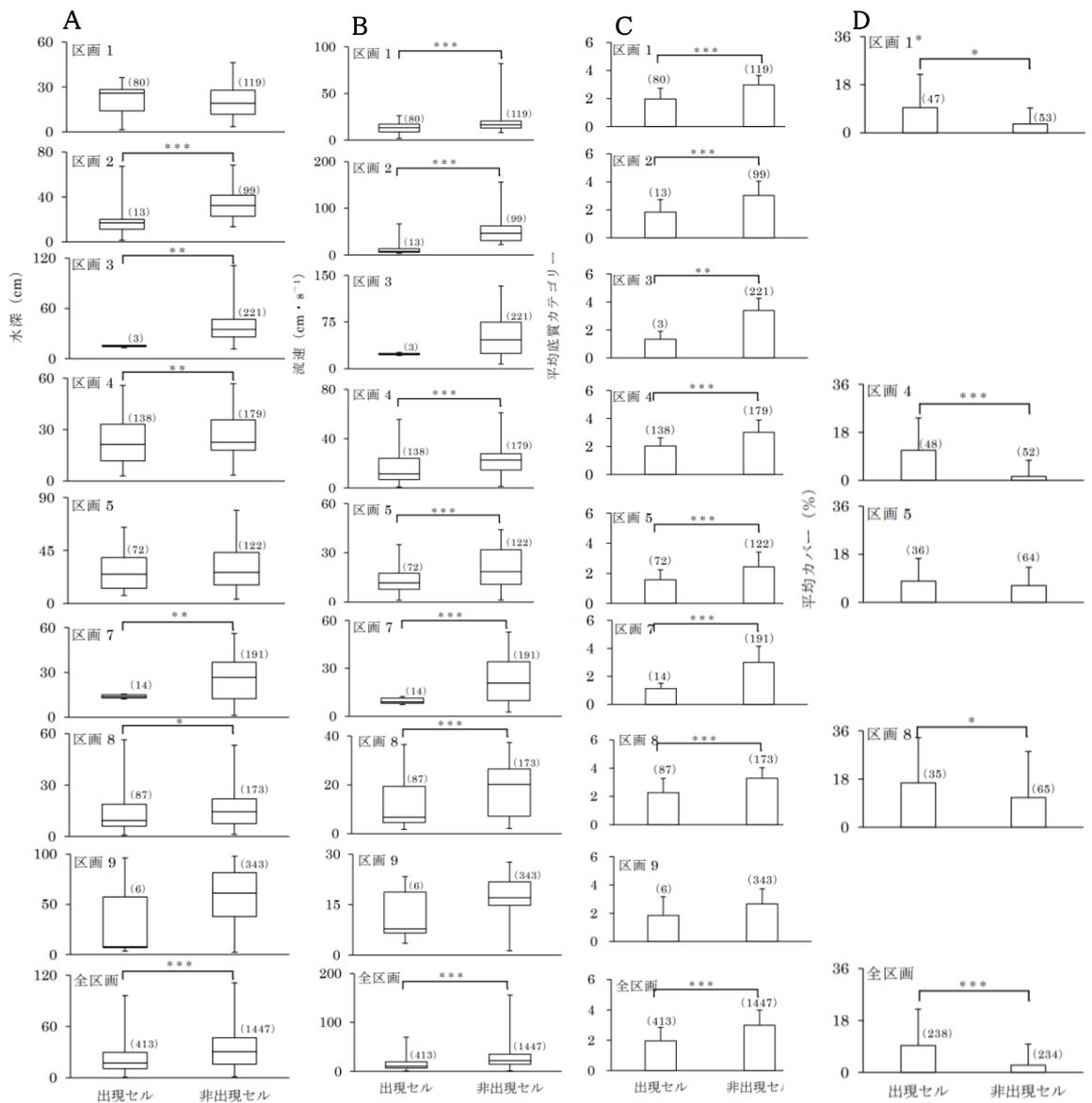


図 18. ヒガシシマドジョウが確認されたセルと確認されなかったセルの環境.

A: 水深, B: 流速, C: 底質, D: カバー (河岸植生による水面の被覆割合であり, カバーが記録されなかった区画 2, 3, 7 を除いた). 出現セルはヒガシシマドジョウが採捕されたセル, 非出現セルが採捕されなかったセルを表す. 縦線は最大値と最小値, 箱の横線は 75, 50, 25 パーセントイル, 弧内の数値はセル数を示す. Mann-Whitney の U 検定を用いて, 出現セルと非出現セルの流速の比較を行った (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$)

多摩川流域のドジョウの分布と生息環境、及び
ヒガシシマドジョウの河川内での季節移動と環境利用

(研究助成・学術研究 VOL. 50—NO. 357)

著 者 吉川 朋子

玉川大学農学部 生産農学科教授 (採択当時)

発行日 2021年12月

発行者 公益財団法人 東急財団

〒 150-8511

東京都渋谷区南平台町5番6号

TEL (03) 3477-6301

<http://foundation.tokyu.co.jp>