矢作川研究　No.30：29 ～ 39，2026

調査・研究

矢作川におけるマンガン，鉄の生物化学的移動過程

Biochemical transport processes of manganese and iron in the Yahagi River

内田朝子[1)]・宇佐見亜希子[2)]

Asako UCHIDA[1)] and Akiko USAMI[2)]

要　約

矢作川ではダム下流の河床で礫が黒色化する現象が確認されている．黒色化に対する Mn や Fe の関与を確認するため，流程に沿った 6 地点 8 ヶ所で河床礫表面に沈着した Mn と Fe の量を季節毎に調べた．その結果，Mn 量は矢作ダム上流の Stn. 1 よりも矢作ダム下流の Stn. 3 から Stn. 6 で有意に高かった．一方，これらの地点の Fe 量は対照地点と差がなく，Fe/Mn 比も小さかった．これらのことより礫の黒色化には Mn が関係していると考えられた．礫表面の Mn 量は，大型糸状藻カワシオグサ *Cladophora glomerata*，水生コケ植物および水草が多く生育している場所でより多かった．これは，水生植物の光合成活性による生物作用で河川水中の溶存 Mn が酸化，懸濁化が促進され礫表面に多く沈着したためと考えられた．藻食のアユ（*Plecoglossus altivelis*）に移動した Mn と Fe をアユの部位毎に分析すると，餌の藻類群落を多く含む内蔵で多い傾向が示された．

キーワード：マンガン，鉄，ダム，水生コケ植物，*Cladophora glomerata*

1. はじめに

矢作川は，流域面積 1830 km^2，全長 118 km の愛知県西三河地域を代表する一級河川である．本流に利水および発電用に 7 つのダムが設置され，河川水の利用率は 40%にも達する（野場，2014）．このように，矢作川は高度に利用されている都市河川でありながら天然アユが大量に遡上することで知られている（山本・永友，2010）．矢作川流域では，広く花崗岩類が分布し，マサ（真砂）を多く排出してきた．高度成長期には，骨材の原料とするために土砂採取が盛んに行われ，河床低下が進行した（森山，2003）．各ダムの下流域では，河床礫の粗粒化や礫同士が鎧兜のように組み合わさるアーマーコート化が進行している（内田ほか，2002b）．

矢作川本流は，上流から下流まで河畔が開け，主たる一次生産者は付着藻類である．筆者らは，2000 年 4 月から大型糸状緑藻 *Cladophora glomerata* の分布調査や付着藻類の種組成や量に関する調査を継続してきた（内田ほか，2002a，内田ほか，2013；内田・洲澤，2018）．それらの調査において矢作ダムより下流の河床では，礫表面の付着物を除去した後，黒色を呈する礫が多いことを確認している．また，岡田ほか（2016）も矢作第二ダムから巴川合流前のほとんどの地点で河床礫の黒色化を確認している．花崗岩は元来，白くゴマ状に有色鉱物が混ざった色彩をしているが，全体に黒色化するのは，何らかの物質でコーティングされた可能性がある．

河川水にマンガン（以下，Mn）や鉄（以下，Fe）が多く含まれると，石面に赤褐色から黒色の微生物被膜（バイオマット）が形成されることが知られている（田崎・盛一，2004）．ダム下流の河床礫が黒色化する現象は山口県で報告されており，池田ほか（2007）は，その要因についてダムの底層から溶出した Mn が流出し，酸化的な下流河川で析出・沈殿した可能性を指摘している．ダム湖などの止水域では湖底の堆積物表層に酸化された Fe および Mn 化合物が蓄積しやすく，夏期に底層が貧酸素化すると，底泥中の Fe や Mn が化学的あるいは微生物的な作用によって可溶化し，再び河川水中に溶出しやすくなる（Yagi, 1993；Robert, 2003）．矢作川の主な支流である巴川の羽布ダムでは，ダムを通過することにより河川水中の Mn 濃度が増加することが報告されている（吉田ほか，2010）．矢作川本流に建造されたダム湖でも同様の現象が生じ，流出した溶存態の Mn および Fe が河川水中で再酸化され河床礫に沈着した可能性がある．また，礫表面に Mn および Fe が沈着していた場合，礫表面に形成された生物膜を櫛状歯で削ぎ取って食すアユ（*Plecoglossus altivelis*）は，摂餌とともにこれらを体内に取り込んでいると考えられる．礫の黒色化は，Mn および Fe の移動過程に化学的な影響を及ぼす

だけでなく，アユを介して生物的な影響も及ぼしている可能性がある．

本研究では，河床礫の黒色化に Mn および Fe が関与している可能性を視野に入れ，矢作川本流の礫表面に沈着した Mn および Fe 量の流程分布を調査した．また，アユ体内に Mn および Fe が取り込まれているのか確認するため，アユの部位別に Mn および Fe 量の測定も行った．

2. 材料と方法

マンガン（Mn）および鉄（Fe）の流程分布

調査は図 1 に示す 6 地点 8 ヶ所で行った．対照地点とした Stn. 1 は，矢作川流域で最大規模の矢作ダムの上流に位置し，人為的河川構造物の影響のない場所である．Stn. 2–6 は，矢作ダム下流に位置する．Stn. 2 は，ダムによる減水域で水量のほとんどが支流の明智川からの流入水により維持されている．Stn. 3 は矢作ダムの貯留水が放流水路を経由して本流と合流した約 200 m 下流，Stn. 4 は支流の犬伏川合流点より約 200 m 上流の右岸と左岸，Stn. 5 は越戸ダムの下流約 2 km，Stn. 6 は支流籠川合流点の約 2 km 下流の豊田大橋の右岸と左岸である．Stn. 2 の上流には 3 つの堰（上流側から矢作ダム（堤高 100.0 m），矢作第二ダム（堤高 38.0 m），笹戸堰堤（堤高 6.5 m，貯水機能を持っていない）がある．Stn. 3 と Stn. 4 の間には百月ダム（堤高 14.4 m），阿摺ダム（堤高 13.9 m），Stn. 4 と Stn. 5 の間には，越戸ダム（堤高 22.8 m）がある．右岸と左岸で水生植物の生育状況が異なる Stn. 4 と 6 では，両岸を調査した．Stn. 4 の左岸はコケ植物（アオハイゴケ *Rhynchostegium riparioides* およびニブハタケナガゴケ *Ectropothecium obtusulum*）が多く生育し（Uchida et al., 2023），Stn. 6 の左岸は水草（オオカナダモ *Egeria densa*）が 2010 年から 2018 年にかけて継続して繁茂していた場所である（内田ほか，2014）．Stn. 4 右岸ではコケ植物，Stn. 6 右岸ではオオカナダモの密集した繁茂は，ほとんどないか少なかった．

調査は矢作川本流で 2011 年 2 月，8 月，11 月および 2012 年 5 月の計 4 回行った．各調査地の瀬（平水時に水面が波立つ場所）で川底の礫を 5 個採取し（2011 年 2 月では Stn. 1 のみ 3 個），ビニール袋に入れて持ち帰った．礫を採取した場所で水温と pH を測定した（HORIBA pH Meter D–12）．礫毎に 1 M･HCL（100℃）に約 30 分間浸し，礫表面の Mn，Fe を溶出させた（日本分析化学会北海道支部，1981；半谷・小倉，1995）．原子吸光分光光度計（SHIMADZU AA–6200）を用い，溶液中の Mn（波長：279.5 nm）と Fe（波長：248.3 nm）を定量した（定量下限値 Fe・Mn：0.1 mg L^{-1}）．

図 1　調査位置．

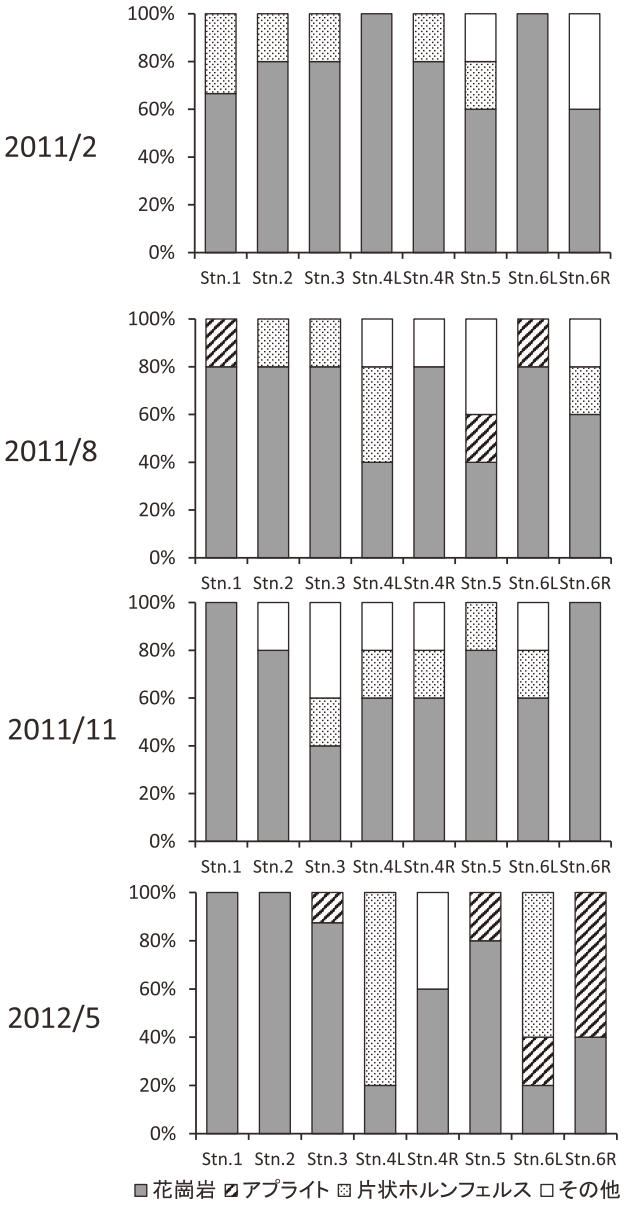

図 2　分析に用いた礫の種類．L は左岸，R は右岸を示す．

各礫の長径および短径から表面積を算出し，単位面積当たりの Mn と Fe 量を求めた．長径と短径を測定後，礫の種類を鑑定した．

礫種は，肉眼観察により鑑定した．礫の表面が不明瞭な場合，ハンマーで割った面をルーペもしくは実体顕微鏡を用いて確認した．全調査で採取した礫の種類を鑑定し，各調査における礫の組成を図 2 に示した．各地点とも花崗岩が多く，片状ホルンフェルスやアプライトなどが混ざっていた．2012 年 5 月の Stn. 4（左岸）および 6（左岸）では片状ホルンヘルスが多かった．分析に供した礫の各地点の平均サイズは，長径 81.5–109.0 mm，短径 44.0–64.7 mm の範囲にあった（図 3）．矢作ダム下流の地点の礫は，1 M・HCL（100℃），30 分間浸す処理により元来の地肌の色を呈した（Stn. 5 の例示，図 4）．

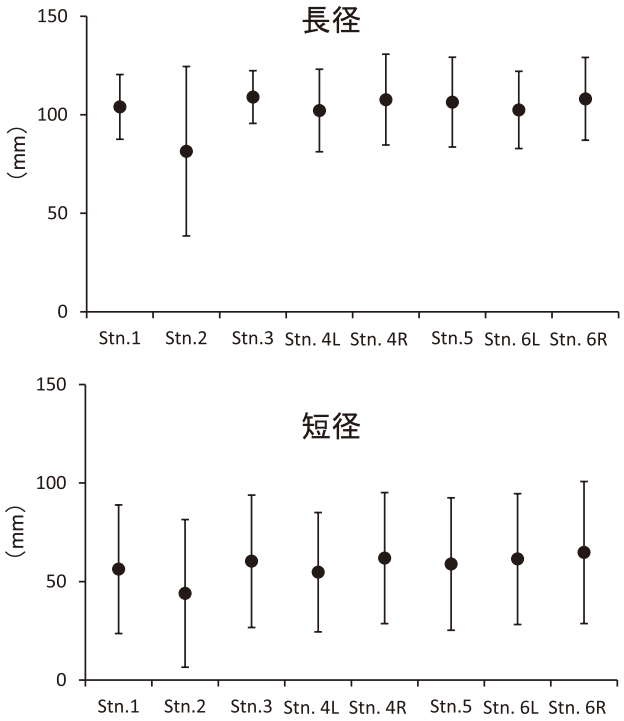

図 3　分析に用いた礫の長径と短径．Stn. 1; n = 18, Stn. 2–6; n = 20．L は左岸，R は右岸を示す．

各調査地で河川水を採取し，メンブレンフィルター（口径 0.5 μm）でろ過後ホットプレートで 10 倍以上に濃縮，塩酸で pH1 以下にし，溶存態の Mn と Fe を分析した（定量下限値：Fe・Mn：0.01 mg L^{-1}）（日本分析化学会北海道支部，1981）．

アユ体内のマンガン（Mn）と鉄（Fe）

分析には，豊田市平畑町（Stn. 2 の約 4 km 下流に位置し，ダムによる減水域で水量のほとんどは支流からの流入水により維持されている区域），豊田市富田町（Stn. 4 左岸），豊田市扶桑町（Stn. 5），豊田市千石町（Stn. 6 右岸）の 4 地点で同一の釣師が友釣りで捕獲したアユ（各地点 3 個体）を用いた．また，比較対象として人工飼料で育成された養殖個体（3 個体）も同様に分析した．

捕獲されたアユおよび養殖アユは室内に持ち帰り冷凍保存した．自然解凍後，内蔵，肉，頭部と脊柱骨，ヒレ（尾ビレ，背ビレ，腹ビレ，胸ビレ，脂ビレ）の大きく 4 部位に分け，それぞれの部位をガラスシャーレに入れ 450℃で 3.5 時間燃焼させた．燃焼した試料は，硬質ガラス乳棒を用いて粉末状にした．粉末試料に 6 mol 塩酸を加え沸騰水浴中に 1 時間，その後室温にて 20 日間静置後，原子吸光分析法（SHIMADZU AA–6200）にて，Mn（波長：279.5 nm），Fe（波長：248.3 nm）を定量した．各部位から検出された Mn および Fe 量は，個

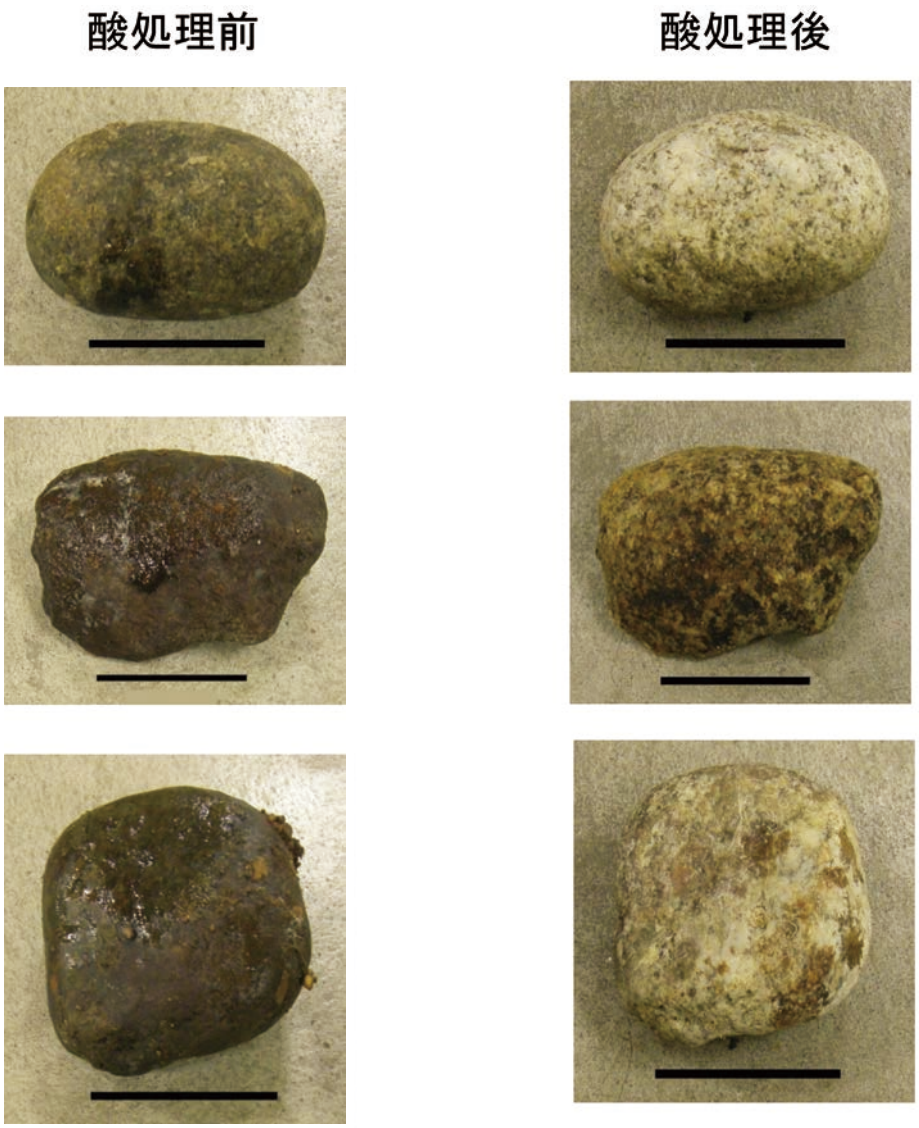

図 4　酸処理前後の礫．Stn. 5 で 2011 年 2 月 11 日採取．スケールバーはすべて 5 cm.

体毎にアユの湿重量 100 g あたりに換算した．

統計解析

礫表面および河川水中の Mn と Fe，礫表面の鉄マンガン比（Fe/Mn）の地点間での変化については，矢作ダムの上流と下流での違いに着目し，ダムの影響を受けない Stn. 1 を対照として，ダム下流地点 Stn. 2–6 のそれぞれと違いがあるのか Dunnett 法で解析した．一方，Mn と Fe の季節での変化については，季節間に違いがあるのか Tukey-Welsch 法で解析した．Dunnett 法および Tukey-Welsch 法の解析は，ともにステップダウン法を用いた（永田・吉田，1997）．また，Stn. 4 と Stn. 6 における右岸と左岸の Mn 量の比較は Welch の t 検定を用い解析した．

3. 結果

河川水中の溶存態マンガン（Mn）と溶存態鉄（Fe）

各調査地の河川水中に含まれる溶存態 Mn および溶存態 Fe を図 5–1 に示した．全調査で得られた溶存態 Mn は < 0.01–0.04 mg L^{-1} の範囲にあった．Stn. 1 は各調査季とも 0.01 mg L^{-1} 未満の低い値であった．全調査における最高値は 2011 年 8 月の Stn. 4 右岸および Stn. 5 で 0.04 mg L^{-1} であった．2012 年 5 月は各地点とも低く，Stn. 6 右岸を除く地点では 0.01 mg L^{-1} 未満と測定下限値を下回った．1 年を通した河川水中の溶存態 Mn は，Stn. 4 右岸および Stn. 6 右左岸が対照地点より高いことが示された（Dunnett 法 $p < 0.05$）．溶存態 Mn の季節変化をみると，夏は冬および春より有意に高いが（Tukey-Welsch 法 $p < 0.05$），秋とは差が認められなかった（Tukey-Welsch 法 $p > 0.05$）（図 5–2）．

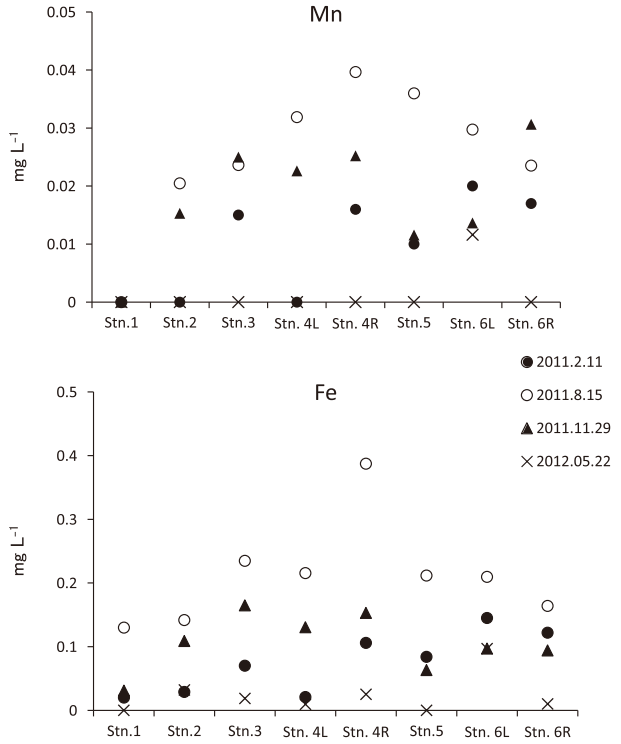

図 5–1　調査地点における河川水中の溶存態 Mn（上）と溶存態 Fe（下）．L は左岸，R は右岸を示す．

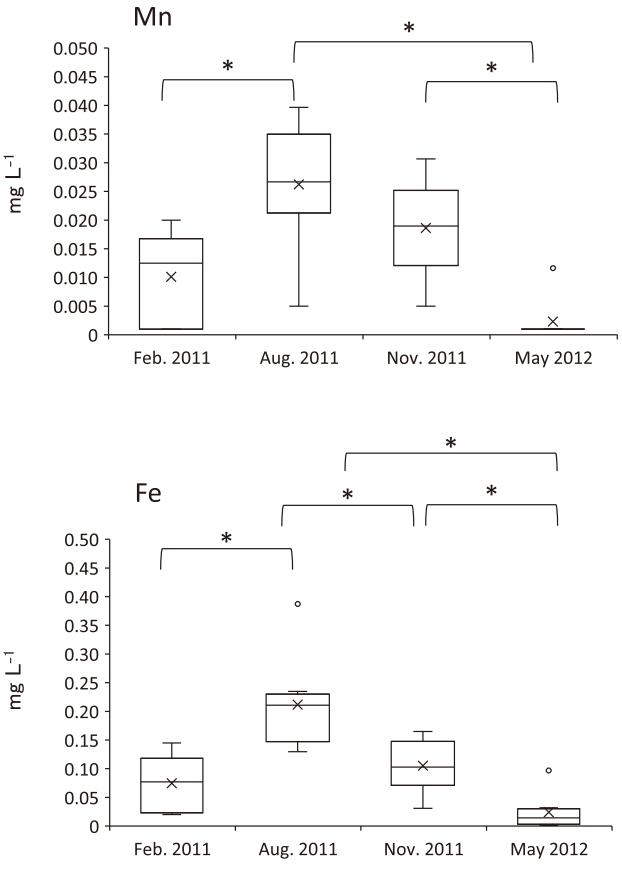

図 5–2　全調査地点における河川水中の溶存態 Mn（上）と溶存態 Fe（下）の季節変化．* 有意水準 5%で差があることを示す．

全調査で得られた河川水中の溶存態 Fe は < 0.01–0.4 mg L^{-1} の範囲にあった（図 5–1）．各地点とも夏季に 0.1–0.4 mg L^{-1} と高かったが，春季に低く 0.1 mg L^{-1} 以下であった．1 年を通した河川水中の溶存態 Fe は，Stn. 4 右岸でのみ対照地点よりも高いことが示された（Dunnett 法 $p < 0.05$）．季節変化をみると，夏の溶存態 Fe は他の季節より高いことが示された（Tukey-Welsch 法 $p < 0.05$）（図 5–2）．

礫表面から溶出したマンガン（Mn）と鉄（Fe）

各調査地点における水温および pH は附表 1 に示した．全調査における水温は 3.8–26.6℃，pH は 7.1–8.0 の範囲にあった．全調査季を通した各地点の礫表面の Mn と Fe の地点別含有量を図 6–1 に示した．全調査季を通し，礫表面を酸処理した溶液に含まれた Mn は，矢作ダム上流の Stn.1 で 0.1 g m^{-2}（n＝18，平均値）未満であったのに対し，矢作ダム下流の Stn. 2–6 では，0.2–1.8 g m^{-2}（n＝20, 平均値）の範囲にあった．Stn. 4（左岸）では，1.3–1.8 g m^{-2} と最も高く，次いで Stn. 4（右岸），Stn. 5，Stn. 6（左岸）で高い値を示した．矢作ダム下流の Stn. 3–6 の礫表面の Mn 量は対照地点の Stn. 1 よりも有意に多いことが示された（Dunnett 法 $p < 0.05$）．全調査地点の Mn 量を季節間で比較すると，冬が夏と秋より高く（Tukey-Welsch 法 $p < 0.05$），春とは差が認められなかった（Tukey-Welsch 法 $p > 0.05$）（図 6–2）．

礫表面から溶出した Fe 量は，0.4–4.6 g m^{-2} の範囲にあり，各地点の中央値は 0.69–1.16 g m^{-2} であった（図 6–1）．Stn. 2 では 2011 年 11 月と 2012 年 5 月に 10 g m^{-2} を超える礫が含まれ，ばらつきがみられた．Stn. 2 の礫表面の Fe は対照地点 Stn. 1 より有意に高いことが示されたが（Dunnett 法 $p < 0.05$），Stn. 3–6 では差がなかった（Dunnett 法 $p > 0.05$）．Fe に季節差はみられなかった（Tukey-Welsch 法 $p > 0.05$）（図 6–2）．

礫表面から溶出した Fe/Mn は，0.5–25 の範囲にあり，Stn. 1 では平均 26 と調査地の中で最高値であった（図 7）．Stn. 2 で 12，Stn. 3 で 9 と低くなり，Stn. 4 より下流地点では 0.5–3 と小さい値を示した．

アユ体内のマンガン（Mn）と鉄（Fe）

分析に用いたアユの体重および体長は，それぞれ Stn. 2 で 70.7–98.9 g，16.8–19.2 cm，Stn. 4 左岸で 28.6–64.0 g，13.0–16.0 cm，Stn. 5 で 30.6–109.3 g，13.7–19.1 cm，Stn. 6 右岸で 21.3–32.2 g，11.8–14.3 cm の範囲にあった．養殖アユは体重 38.5–46.6 g，体長 14.2–

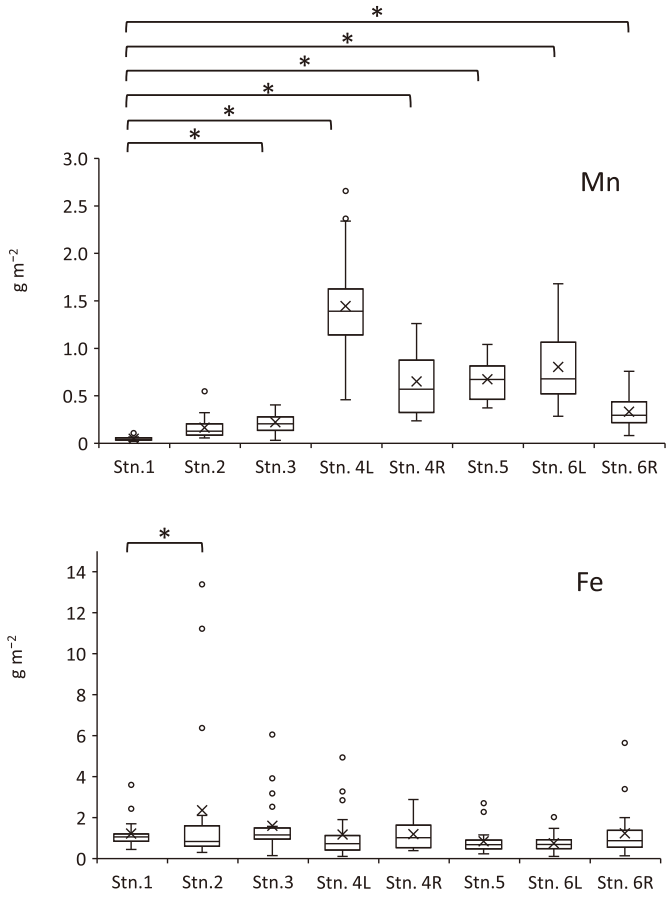

図 6–1　全調査季を通した各地点の礫表面の Mn（上）と Fe（下）の地点別含有量．*有意水準 5%で差のあることを示す．L は左岸，R は右岸を示す．

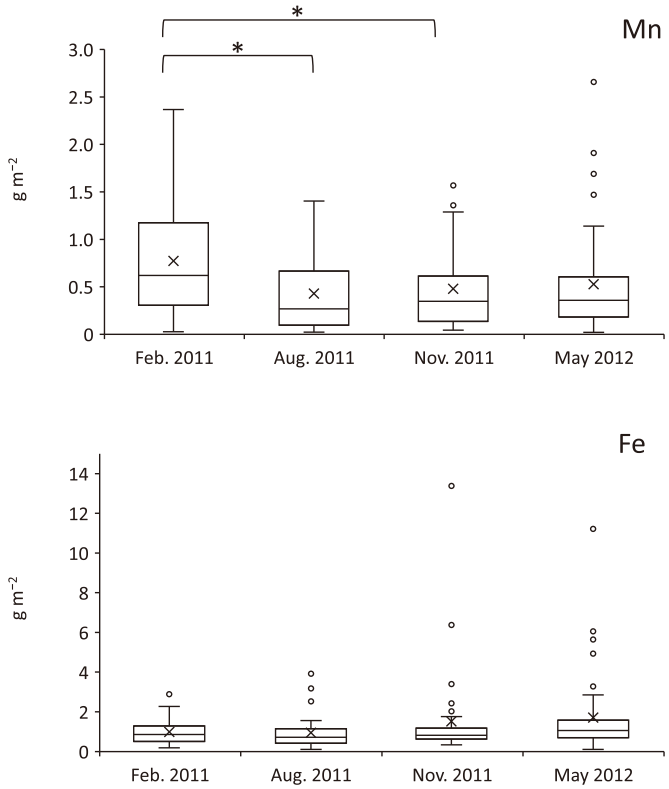

図 6–2　全調査地点の礫表面の Mn（上）と Fe（下）の季節変化．*有意水準 5%で差があることを示す．

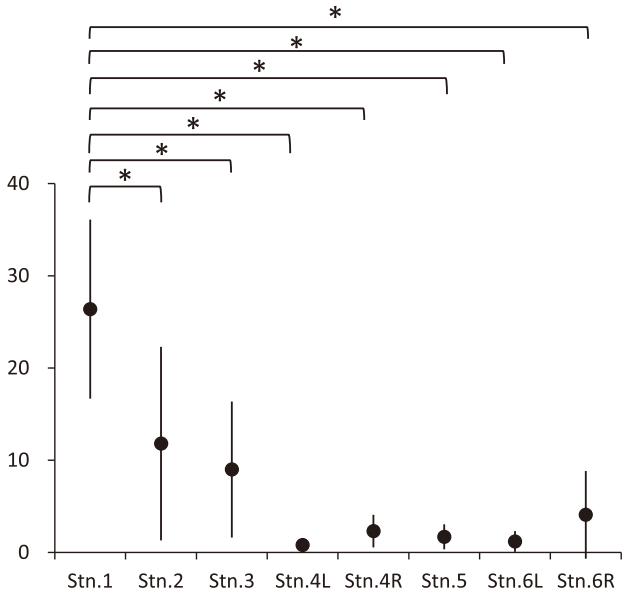

図 7　全調査を通した各地点の礫表面の Fe/Mn 比．*有意水準 5%で差があることを示す．L は左岸，R は右岸を示す．

14.8 cm の範囲にあった．

Stn. 2–6 において友釣りで捕獲したアユの各部位の Mn 含有量（アユ 1 尾　湿重量 100 g あたり）は内蔵が他の部位より高かった．内蔵の Mn は，Stn. 4, 5 では 2.3 および 2.6（平均値 n＝3）mg を示したが，Stn. 6 および Stn. 2 では 1.0 mg 未満であった（図 8 左図）．内蔵の次に高かった部位は，頭部および脊柱骨で，最高値は Stn. 6 の 0.82 mg であった．肉やヒレでは，0.4 mg 未満であった．養殖アユの各部位の Mn 量は天然アユより顕著に少なく，各部位とも 0.1 mg 未満であった．

Stn. 2–6 で友釣りで捕獲したアユの各部位の Fe 含有量は，内臓で最も高く，Stn. 4 および Stn. 5 でそれぞれ 33.4 および 32.5 mg であった（図 8 右図）．この部位の次に高かったのは頭部および脊柱骨で 0.3–0.5 mg であった．Stn. 2 では，内臓の次に高い部位は肉で 1.5 mg であった．養殖アユの含有量は，各部位とも友釣りで捕獲した個体より低いまたは同様な値であった．

4. 考察

礫表面に沈着したマンガン（Mn）と鉄（Fe）

矢作川流域では，段戸川に愛知県唯一のマンガン鉱床が知られているが，その生産量は全国の 0.35%に留まる（地質調査総合センター鉱石課，1959）．矢作川流域で実施された公的水質調査では，河川水中の溶存態 Mn はほとんど対象になっておらず，唯一，矢作ダム上流の矢作川桃田橋で，2011 年 6 月 29 日に 0.02 mg L^{-1} 以下（検

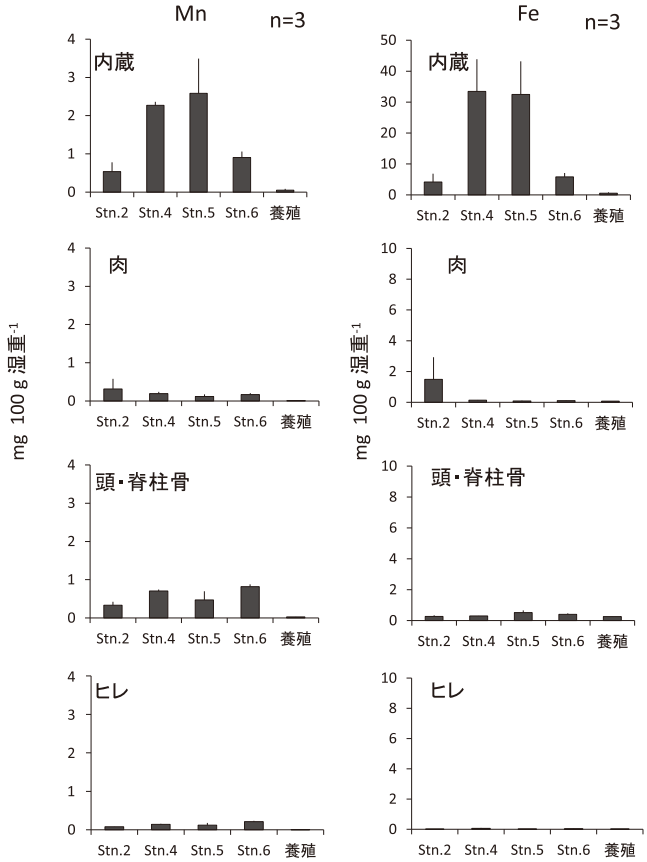

図 8　アユ 100 g 湿重量あたりの Mn（左）と Fe（右）．

出値以下）であったことが報告されている（長野県 HP）．日本のほとんどの河川で Mn 濃度は 0.2 mg L^{-1} 未満であり（環境省 HP），Fe 濃度の全国河川の平均は 0.01–0.5 mg L^{-1} と報告されている（小林，1961）．本調査における矢作川の河川水では，溶存態 Mn の最高値が 0.04 mg L^{-1}，溶存態 Fe の最高値が 0.4 mg L^{-1} と季節的に高濃度が検出された．ただし，これらは一般的な天然水中に準じる濃度であった．矢作川流域は Mn を多く含んだ流域ではないため，公共用水域の水質調査において注目されていない．

わが国において火成岩の Fe/Mn は 57（日本化学会，1958），花崗岩では 68（浜口，1970），湖沼堆積物では 35（西條ほか，1956）が報告されており，一般的に Fe が Mn より 2 桁多く含まれている．本研究では矢作川の礫表面の Fe/Mn は 0.1 から 53.5 と幅がみられた．対照地点 Stn. 1 の比は，年平均値 26.3 ± 9.71（標準偏差）と一般的な Fe/Mn であった．一方，矢作ダム下流の Stn. 4–6 では，Mn 値が急増したことで，Fe/Mn は年平均値 4.1 と小さかった．Stn. 2–6 の比は対照地点より低いことが示された（$p < 0.05$）．Mn の酸化還元電位は Fe よりかなり高く，一般的に河川水中での酸化反応は Fe では容易におこるが Mn ではほとんど起こらず Mn^{2+} として存在することが多い（高井・中西，1987）．礫表面の Fe/Mn（図 7）は，Stn. 4 より下流で急激に小さく，Mn 付着量が増えていることが示されている．これらの地点では Mn^{2+} を酸化物にできるほどの酸化環境にあることや水生植物やバクテリアの作用（後述）による影響が示唆される．

吉田ほか（2010）は，矢作川流域の巴川上流の羽布ダムで夏場に底層水中の Mn 濃度の上昇と下流河川水の Mn 濃度の増加を観測し，ダム湖底の水と堆積物の界面での貧酸素化を示唆した．矢作ダム（堤体高 100.0 m）においても，夏期に底層（底上 1.0 m）の貧酸素化が確認されている（例えば, 2000 年 9 月 8 日–11 日の底上 1.0 m 層の溶存酸素濃度は 0.1 mg L^{-1}，国土交通省資料）．矢作ダム下流の百月ダム，阿摺ダムおよび越戸ダムのダム堤体高は，それぞれ 14.4 m，15.0 m および 22.8 m であり，いずれも夏期に成層が形成される水深を有しており，底層では貧酸素化の可能性がある（新井，1964；伊藤ほか，2008）．従って，これらのダム湖でも矢作ダムと同様に，夏季に湖底堆積物から Mn および Fe が溶出され，下流河川に流出している可能性がある．実際，本研究の水質調査において，夏の溶存態 Mn は冬と春より有意に高く，夏の溶存態 Fe は他の季節より有意に高かったことから，ダム湖底の堆積物から溶出したものが河川水に流出したと考えられる．

礫表面の Mn 量は Stn. 3–6 が対照地点 Stn. 1 より有意に高いことが示された．これらの地点ではダム湖を通過した河川水が流れており，溶存態 Mn が再酸化した可能性がある．一方，本流に位置してもダム運用の減衰区間にある Stn. 2 の Mn 量は対照地点の Stn. 1 と差がなかった．Stn. 2 では平水時の河川流量は支流の河川水で維持され，上流のダムを通過した水がほとんど流れていないためと考えられる．Stn. 3 の Mn 量は対照地点と有意差が認められたが，値は Stn. 4–6 より小さかった．Stn. 3 では矢作ダムの貯水が 2 ヶ所で揚水発電に利用された後，放流された河川水と Stn. 2 を流れるほぼ支流の河川水とが混合している．これらが Stn. 3 の Mn 量に影響していると考えられる．

Mn の酸化は，溶存酸素濃度がより高い早瀬で起きるほか，水生植物の光合成により pH が上昇した場所で促進されることが知られている（Richardson et. al., 1988）．水中の pH の上昇は，*Leptothrix* 属などの Mn 酸化バクテリアの分泌する酸化酵素の働きを高め，Mn 酸化の速度を加速する（Robbins et al., 2005）．鉱山開発活動で汚染され，二酸化マンガン（MnO_2）が 66 mg L^{-1} と高濃度になったアリゾナの Pinal 川では，見た目に優占する酸化マンガンの塊はコケ植物や緑藻のマット上にあり，光合成時の pH 上昇による沈殿と一致することが報告されている．さらに Pinal 川では，藻類の生物膜に存在するバクテリアの作用によって，珪藻群落や糸状緑藻 *Ulothrix* 属の仮根や糸状体が酸化 Mn でコーティングされる現象も確認されている（Robbins et al., 2005）．

阿摺ダム下流の Stn. 4 では，右左岸で礫表面の Mn 量に差があり，左岸で高い値を示した（Welch の t 検定 $p < 0.001$）．Pinal 川の事例から考えると，Stn. 4 の左岸では多く生育しているコケ植物の光合成活動で河川水の pH が上昇し，それに伴った Mn 酸化バクテリアの働きで Mn の酸化が促進したと考えられる．同様に Stn. 6 の Mn 量は，左岸が右岸より高かった（Welch の t 検定 $p < 0.001$）．この差は，左岸側に多く生育していたオオカナダモに起因する可能性がある（内田ほか，2014；2016）．Mn 酸化の生物関与は廃水処理の濾過層でも確認されており，糸状緑藻 *Ulothrix* 属や *Hormidium* 属が繁殖すると Mn の酸化が促進され Mn 化合物として沈殿し，除去能力が高まることが報告されている（高井・中西, 1987）．矢作川で礫表面の Mn 量が高かった地点は，

仮根で付着している *Cladophora glomerata* やコケ植物が大量発生した場所であることから，水生植物の生物的な作用によって酸化 Mn の沈積が多くなったと考えられる．矢作川における Mn の循環は，ダム湖底にトラップされた Mn 化合物が成層期に湖底から溶出し，溶存状態の Mn が下流河川に流出して河床で酸化すると考えられる．さらに水生植物が繁茂した河床では生物的な Mn の酸化が引き起こされている可能性がある．

本研究により，矢作川の河床礫の黒色化には，河川における Mn の循環に加え，大型糸状藻や水生コケ植物の生物的な働きも関与していると考えられた．近年，矢作川では，流域土砂還元事業が推進され，小渡や越戸ダム下流に約 1 万 m^3 の置土が施されている．出水毎に置土された土砂は流出し，下流の河床アーマー化の改善，水生コケ植物や *Cladophora glomerata* の生育を抑制する効果が期待されている．移動土砂量の増加による物理的な研磨作用や水生植物の生育が抑制されることにより，溶存態 Mn の酸化や Mn 化合物の沈積が低下し，礫表面の黒色化が低減および解消される可能性がある．

アユ体内のマンガン（Mn）と鉄（Fe）

アユに取り込まれた Mn 量は，地点間で差があり，同じ地点でも捕獲個体でばらつきがあった．部位別では内蔵に多い傾向があり，Mn の値が高かった Stn. 4, 5, 6 では河床礫の表面の Mn 量も多かった．藻食魚のアユの内蔵, 特に消化管は摂餌した藻類で満たされている（内田，2002）．アユは礫表面の付着藻を剥ぎ取って摂餌するため，礫表面の生物膜内に沈積していたコロイド状や粒状の Mn 酸化物も一緒に消化管内に移動したと考えられる．河川でアユが蝟集する時期にカワウの胃内容物に占めるアユの割合が高いことが確認されている（水産庁，2003）．本来の Mn 循環では河川からそのまま海域に到達するが，河床礫が黒色化した矢作川では，アユを介した陸域への移動経路が形成されている可能性がある．

Summary

In the Yahagi River, blackening of riverbed cobbles has been observed downstream of dams. To investigate the potential involvement of manganese (Mn) and iron (Fe) in this phenomenon, surface Mn and Fe on cobbles were seasonally extracted and analyzed at eight sites distributed across six longitudinal locations along the river. Mn concentrations at stations 3–6, located downstream of the Yahagi Dam, were found to be significantly higher than those at the control site (Stn. 1) upstream of the dam. On the other hand, Fe concentrations at these sites were comparable to those at the control site, resulting in a low Fe/Mn ratio. These results indicate that Mn is primarily responsible for the blackening of cobbles. Mn concentrations on cobble surfaces were higher in areas with abundant growth of the large filamentous alga *Cladophora glomerata*, aquatic bryophytes, and submerged macrophytes. This suggests that photosynthesis activity of aquatic plants promotes the oxidation and flocculation of dissolved Mn in the river water, leading to its increased deposition on cobble surfaces. Analysis of Mn and Fe concentrations in body parts of the algae-eating fish ayu (*Plecoglossus actively*) showed that both metals tended to accumulate more in the viscera, which contain large amounts of algae communities.

謝辞

本研究を進めるにあたり，豊田市矢作川研究所の白金晶子研究員，濱野綾子氏には多大なご協力をいただきました．天然アユ調査会の永島由加里氏および中根耕造氏には現地調査を手伝っていただきました．天然アユ調査会の椿隆明氏にはアユの友釣りにご尽力いただきました．矢作川漁業協同組合には養殖アユを提供いただきました．吉鶴靖則氏および柴田尚氏には礫の同定をしていただきました．豊田市矢作川研究所の浜崎健児博士には統計解析についてご教示をいただきました．山口健一氏にはデータ解析作業を手伝っていただきました．愛知工業大学の八木昭彦先生には分析方法の指導および塩酸溶液の処理にご支援をいただきました．国土交通省　中部地方整備局　矢作ダム管理所には，ダム湖の水温の鉛直データを開示いただきました．ここに，お世話になったすべての方に心より感謝申し上げます．

引用文献

新井　正（1964）湖沼の熱的性質と湖沼のスケールとの関係．地理学評論，37：131–137.

地質調査総合センター鉱石課（1959）わが国のマンガン鉱床．地質ニュース，63：12–20.

浜口　博（1970）超微量成分分析 1　―地球化学的試料―. P99–100. 産業図書出版. 東京.
半谷高久・小倉紀雄（1995）第 3 版　水質調査法. p252–255. 丸善. 東京.
池田智子・中村謙太郎・藤永公一郎（2007）ダム下流域で見られた黒色化礫の原因―微量分析を用いた事例報告―. 地盤工学ジャーナル, 2：107–112.
伊藤　歩・遠田和弘・相澤治郎・海田輝之（2008）ダム湖におけるマンガンの負荷源と底質からの溶出因子の推定. 水環境学会誌, 31：635–641.
環境省 HP：令和 5 年度公共用水域　水質測定結果. https://www.env.go.jp/water/suiiki/index.html（2025 年 7 月 25 日閲覧）
厚生労働省：日本人の食事摂取基準（2025 年版）策定検討会報告書. https://www.mhlw.go.jp/stf/seisakunitsuite/bunya/kenkou_iryou/kenkou/eiyou/syokuji_kijyun.html（2025 年 7 月 25 日閲覧）
小林　純（1961）日本の平均河川水質とその特徴に関する研究. 農学研究 48：63–106.
森山昭雄（2003）矢作川の生い立ちをさぐる流域の地形と地質. 定本矢作川, 25–35.
長野県 HP：河川・湖沼等の水質測定結果. https://www.pref.nagano.lg.jp/mizutaiki/kurashi/shizen/suishitsu/kasen/index.html（2025 年 7 月 1 日閲覧）.
永田　請・吉田道弘（1997）統計的多重比較法の基礎. サイエンティスト社. 東京.
日本分析化学会北海道支部（1981）水の分析　第 3 版. p203–210. 化学同人. 京都.
日本化学会（1958）地球科学. 実験化学講座 14：285–286. 丸善出版. 東京.
野場嘉輝（2014）矢作川における平成 24 年水収支の概要. 矢作川研究, 18：63–66.
岡田和也・内田臣一・小久保嘉将（2016）矢作川における造網性トビケラ類を用いた河床攪乱の評価. 愛知工業大学研究報告, 51：55–66.
Richardson, L. L., A, Carmen and K. H. Nealson (1988) Manganese oxidation in pH and O_2 microenvironments produced by phytoplankton. Limnology Oceanography, 33: 352–363.
Robbins, E. I. and T. L. Corley (2005) Microdynamics and seasonal changes in manganese oxide epiprecipitation in Pinal Creek, Arizona. Hydrobiologia, 534: 165–180.
Robert, G. W. (2003) Iron and Manganese Cycling in Lakes. Limnology. 298–301.
西条八束, 杉村行勇, 半谷高久（1956）本邦湖底堆積物中の鉄, マンガンおよび燐について. 地理学評論, 29：500–506.
水産庁（2003）内水面生態系管理手法開発事業報告（カワウ等食害防止対策）. 水産庁.
高井　雄・中西　弘（1987）用水の除鉄・除マンガン処理. 産業用水調査会. 東京.
田崎和江・盛一慎吾（2004）鉄・マンガン酸化バクテリアによる鉄・マンガン集積構造のメカニズム. 環境技術, 33：284–291.
内田朝子（2002）矢作川中流域におけるアユの消化管内容物. 矢作川研究, 6：5–20.
内田朝子・藤居勇・山戸孝浩（2002a）矢作川における大型糸状緑藻の時空間変動. 矢作川研究, 6：113–124.
内田朝子・大八木麻希・加藤元海・中西正己（2013）矢作川の生態系を支える付着藻類の栄養状態. 陸水学雑誌, 74：63–72.
内田朝子・白金晶子・洲崎燈子・硲伸夫・水野修・椿隆明（2014）矢作川における要注意外来生物オオカナダモ（*Egeria densa*）の繁茂状況と駆除活動. 矢作川研究, 18：33–40. 豊田市矢作川研究所.
内田朝子・白金晶子・角野康郎・古川　彰（2016）矢作川オオカナダモ駆除検討会の記録. 矢作川研究, 20：43–52.
内田朝子・洲澤多美枝（2018）矢作川中流域（古鼡地区）の付着藻類の季節変化. 矢作川研究, 22：23–34. 豊田市矢作川研究所.
内田臣一・加藤大典・末松朋浩・西山正臣（2002b）矢作川のアーマ化した河床における砂礫粒径の特徴. 愛知工業大学研究報告, 37B：109–114.
Uchida, A., Y. Yamauchi and Y. Yamada (2023) Submerged aquatic bryophyte flora in the upper and middle reaches of the Yahagi River, central Japan. 応用生態工学, 25：103–110.
Yagi A. (1993) Manganese cycle in Lake Fukami-ike. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 25: 193–199.
山本敏哉・永友昌秀（2010）明治用水頭首工におけるアユの遡上データ（1998 ～ 2009 年）. 矢作川研究, 14：73–76.
吉田恭司・丹羽智子・大沼淳一・白金晶子・野崎健太郎（2010）深層曝気が行われているダム湖での水温, 水質分布の観測～愛知県巴川・羽布ダム湖における事例～. 陸の水（Limnology in Tokai Region of Japan）, 43：37–44.

1）豊田市矢作川研究所
〒 471–0025　愛知県豊田市西町 2–19　豊田市職員会館 1 F
2）名古屋大学減災連携研究センター
〒 464–8601　名古屋市千種区不老町 名古屋大学減災館

附表 1　各調査地点における河川水の水温と pH.

	2011/2/16		2011/8/15		2011/11/29		2012/5/22	
	水温(℃)	pH	水温(℃)	pH	水温(℃)	pH	水温(℃)	pH
Stn. 1	3.8	7.96	23.1	7.80	9.1	7.63	15.1	7.69
Stn. 2	7.4	7.10	—	—	11.1	7.69	16.1	7.92
Stn. 3	6.3	7.86	24.1	7.41	11.0	7.50	15.6	7.14
Stn. 4L	5.3	7.44	25.1	7.45	11.6	7.64	15.4	7.43
Stn. 4R	7.4	7.47	24.5	7.65	11.4	7.63	15.2	7.41
Stn. 5	6.6	7.65	25.8	7.41	10.8	7.54	16.2	7.32
Stn. 6L	7.8	7.44	26.6	7.70	11.4	7.57	18.0	7.55
Stn. 6R	6.9	7.99	26.5	7.80	11.4	7.65	18.0	7.87

R：右岸　L：左岸　—：欠測