

1-28 変動を加味した河川の正常流量に関する基礎調査

研究予算：運営費交付金(治水勘定)

研究期間：平13～平17

担当チーム：水循環研究グループ

(河川生態、自然共生研究センター)

研究担当者：天野邦彦、萱場祐一、皆川朋子、
傳田正利

【要旨】

本研究は、河川生態系に配慮した河川流量管理に資するため、流量変動の有無が河川水質・生物に与える影響の解明、土砂供給がハビタット及び生物に与える影響の解明を目的に実施したものである。得られた成果は以下のとおりである。①有機物の代謝速度を簡便に測定する手法を開発し、これを用いて、実験河川における平常時及び出水時の有機物動態を明らかにした。②中小規模出水に対する生物の応答として、付着藻類の掃流特性、底生動物の流下特性と群集構造に与える影響、魚類行動等を明らかにした。③フラッシュ放流による河床付着物の改善目標について、景観的観点、アユの餌資源としての質の観点から明らかにした。④流量平滑化に伴い生じている課題として造網型トビケラによる河床固化をとりあげ、その実態を明らかにした。⑤土砂投入について、空間スケール毎にハビタット、生物に与える影響と新たに生じる課題を整理し、実験河川を用いた検討を行い、土砂投入による影響評価を行う際の観点を得た。

キーワード：出水、有機物動態、付着藻類、底生動物、魚類

1. はじめに

河川における流量変動、すなわち季節的な流量変化や小・中・大規模出水は、生物のハビタットや自浄作用を維持し、また、河川生物はこれに適応・進化した生活史をもっている等、河川生態系に大きく関与している。しかし現在、ダムや堰等により流量は制御され、出水規模・頻度の減少、流況の安定化、さらに下流への供給土砂量の減少が生じる等、生物及び生態系へ影響を及ぼしていることが指摘されている^{1)~3)}。

これまで河川流量管理については、河川における流水の正常な機能を維持するために必要な流量＝正常流量という考え方にに基づき、渇水時に維持すべき流量が定められてきたが、近年、渇水時のみでなく1年365日を通じた流量の変動にも配慮する必要性が認識されるようになってきた⁴⁾。今後、河川生態系の保全を考慮した流量管理を行っていくためには、流量の制御によって生じている課題を明らかにし、出水など流量変動と水質、生物との関係を解明することが必要である。しかし、これらに関する知見は、河川管理に適用できるほど十分に蓄積されていないのが現状である。

そこで、本研究は、今後の河川流量管理に資するため、流量制御が可能な実験河川等を用いて、中小規模出水等が河川水質・生物へ与える影響、土砂供給がハビタット

及び生物に与える影響を明らかにすることを目的とする。

2. 流量変動と水質との関係—有機物動態の観点から—

2.1 はじめに

自浄作用と自濁作用は河川における水質現象に影響を及ぼす重要な要素である。河川の平常時流量の多少と洪水時の流量増加は自浄作用と自濁作用に影響を及ぼすため、河川水質を管理するためには河川流量と両作用との関係を明らかにし、この知見を流量管理に反映させることが必要となる。例えば、過去に行った研究によると、一定流量が長期間続くと河床に繁茂した付着藻類が剥離し、自浄作用が低下し、代わって自濁作用が相対的に大きくなるが、ここで流量が増加し、河床の付着藻類を含む河床付着物が掃流されると自浄作用の回復が見られる。

しかし、これらの報告は自浄作用・自濁作用の大きさのみを捉えただけで、両作用の大きさを支配する有機物の動態に関するメカニズムは明らかになっていなかった。

これは、自濁作用や自浄作用の実態を把握する上で必要となる河道内における有機物の一次生産と消費、すなわち、有機物の代謝に関する知見は、その測定法が確立していないため、本課題を進める上で大きな障害となっていたことが一因と考えられる。また、河川流量が自浄作用・自濁作用に及ぼす影響を適切に捉えることは、自然河川では流量の制御が難しいため容易に解明すること

ができなかったことも大きな理由であろう。

本研究では、河川における適切な水質の維持を有機物の動態、代謝といった観点から明らかにし、今後の流量管理に反映させることを目的として、流量が制御可能な実験河川を用いて、以下の研究を実施した。

- ①河道内における生産と呼吸による無機化を把握する簡便な手法を開発し、対象とした実験河川における自浄・自濁作用を含めた有機物の動態、収支の推定を試みる。
- ②この過程を通じて、実験河川における自濁作用、自浄作用に伴う有機物量の増減と上流から流入する有機物量、下流から移出する有機物量との相対的な関係を明らかにし、有機物の動態に占める自浄・自濁作用の大きさを定性的に把握する。
- ③洪水が有機物の動態に及ぼす実態を明らかにし、流量の増加が有機物の掃流に果たす役割を明らかにする。
- ④平常時流量の多少が河川の一次生産に及ぼす実態を明らかにし、平常時流量の多少が河川水質に及ぼす影響を検討する。
- ⑤以上の結果を取りまとめ、適切な河川水質を維持するための河川流量のあり方について取りまとめを行う。

2. 2. 自濁作用に関する知見の整理

2. 2. 1 既往の研究レビュー

自濁作用に関する概念 1970 年代中頃より日本において強調されてきたと言われている。諸外国では、浅い河川への二次処理水の放流が少ないためか、ほとんど問題にされていないようである⁹⁾。栄養塩類が多く流入する都市河川では、内部生産に伴う有機汚濁負荷が全有機汚濁負荷の比較的大きな割合を占めることが幾つかの研究で指摘されている。例えば、合葉ら⁶⁾は、Streeter-Phelps Model を拡張し、付着藻類による二次的負荷を導入し、付着藻類の生成と剥離に伴う自濁作用の定量化を試みている。このモデルの中では、1日あたりの光合成による藻類の増加量が単位時間あたり平均的な速度で剥離しているとし、藻類の存在量を常に一定と仮定して推定を行っている。また、このモデルによるシミュレーション結果から、藻類による二次負荷は支川から流入する BOD 負荷量に匹敵すると結論づけている。また、田口らは⁷⁾、付着藻類の chl-a と河川水中の POC、PON 及び POP との関係はそれぞれ高い相関を示すことを明らかにし、内部生産に伴う付着藻類の剥離が水中の粒子性有機物に対して大きな割合を占めることを示した。更に、近年では、坪郷らが⁸⁾、多摩川中流部の水質を測定し、浮遊性の C-BOD が C-BOD の 50%以上を占め、特に、河川中の付着藻類由来の C-BOD 割合が二子橋・田園調布堰で

38-51%と大きいことを示している。また、同報告の中で、水槽実験における栄養塩濃度と付着藻類の増殖速度とには極めて明瞭な相関関係が見られ、増殖速度が栄養塩類の濃度に強く規程されていることが述べられている。なお、坪郷らは、C-BOD を低下させるためには、無機態窒素を 3mg/l、リン酸態リンを 0.2mg/l 以下に低下させることが必要だとしている。しかし、これら自濁作用を対象とした研究では、生産と剥離が時間的に変化するものとして扱われていないため、自濁作用に伴う有機汚濁負荷が時間的にどのように変化するのか、そして、研究を実施した時点で測定した自濁作用が一連の時間的変化の中で、どの時点に位置するかは議論されていないのが現状である。

付着藻類の光合成活性は、日射量、水質、水温等によって変化することが知られているが⁹⁾、一方で、光合成活性は河床に付着する藻類の剥離によってももたらされることが報告されている。例えば、合葉らは付着藻類の増殖と剥離についての観察を、下水処理場の処理水を人工水路に流し、藻類の増殖が見られ2週間ほど経過すると剥離現象が顕著に見られることを報告している⁹⁾。しかし、この結果をモデルに組み込むための定量的な検討はなされておらず、自濁作用を一般的なモデルとして表現するには至っていない。また、八木は、木曾川およびその一次支川において人工付着版上の付着藻類現存量の経日変化を測定し、7日~14日程度で最大値に達することを示している¹⁰⁾。また、一次生産量の経日的な増加や減少を、付着藻類の剥離に起因する場合と、付着藻類が剥離した場合新たに活性の高い付着藻類が繁茂することにより一次生産量が高まるとしている。このように、付着藻類現存量の増加が、単純に一次生産量を押し上げるのではなく、活性の低い付着藻類が累積することにより一次生産量が低下する可能性を示唆している。

2. 2. 2 実験河川における自濁作用の実態

実験河川における自濁作用の実態を明らかにするため、平成 11 年度を中心に実施した調査結果の概略を示し、実験河川のような富栄養的環境で、かつ、水深の小さい小河川における付着藻類の剥離に伴う自濁作用と出水前後における自濁作用の経日変化を整理する⁷⁾

整理を行ったのは、1999 年 2 月 17 日~1999 年 3 月 15 日 (以下、冬期実験) に収集したデータ及び 1999 年 7 月 1 日~8 月 12 日 (以下、夏期実験) に収集したデータである。両調査とも各実験河川の上流端及び下流端で水質調査を行っている。冬期実験では出水実験より 6~8 日前から水質調査を行い、出水後 19~21 日後まで各実験

河川合計8回の調査を実施した。夏期実験では7月1日と7月22日に出水実験を行い、出水後それぞれ21日間調査を実施している。

冬期実験では、実験河川A及びBの下流端においてBOD、D-BOD、P-BODは出水後徐々に上昇する傾向が見られるが、実験河川Cではその傾向が見られない。一方、下流端と上流端の差は、出水後はほぼゼロを示し、BODに関する上流からの流入量と下流からの流出量は見かけ上釣り合っているように見える。chl-aを見ると下流端で出水後上昇する傾向が見られるだけでなく、下流端と上流端の差は出水後上昇を続け、最大30~40($\mu\text{g/l}$)程度まで上昇していることがわかる。なお、SSについてはその傾向を認めることができない。夏期実験を見ると、7月2日から21日に実施した実験では、BODが下流端で上昇する傾向が見られ、下流端と上流端との差も実験河川Cを除き上昇する傾向が認められる。しかし、7月23日から8月12日に実施した調査では、下流端及び下流端と上流端との差の双方でこの傾向が認められないことがわかる。

このように出水後の自濁作用は、BODを指標とした場合明確にならない場合もあり、出水後何日経過するとBODを上昇させるかはあまり明確にならなかった。しかし、chl-aの測定結果は9日後から上昇が見られ、3週間後には30 $\mu\text{g/l}$ 程度になっており付着藻類の剥離が経日的に増加する傾向が明瞭になっている。坪郷らの調査結果によるとC-BODはchl-a、1 $\mu\text{g/l}$ 当たり0.039mgに相当すると述べている⁹⁾また、田口は都市小河川を対照としたchl-aと有機炭素量との関係について検討し、有機炭素量に対するクロロフィルa量の比を36~48としている¹⁰⁾。また、その後の調査で、Org-Cに対するT-Chl.aの回帰式を $(\text{Org-C}) = 38.1 \times (\text{T-Chl.a}) + 1.91$ としており、やはり、クロロフィルa量の40倍程度が有機態炭素に相当すると述べている¹²⁾。これらの結果を利用すると、実験河川におけるchl-a量の上昇はBODで1~1.5mg/l程度上昇させている可能性がある。

このように実験河川においても出水からの時間の経過に伴い付着藻類の剥離量が増加し、自浄作用に代わって自濁作用が大きくなる傾向が認められた。

2. 3 実験河川における物質動態

2. 3. 1 有機物の生産速度の推定方法

1) 目的

河川における自濁作用は、河川のある区間における内部生産に伴う付着藻類の生産量と付着藻類の現存量変化量との差として表現できる。しかし、流水における一次

生産量を正確に測定することは技術的に難しいため、流下するchl-aや粒子性有機物量を測定する試みが多く行われてきた。しかし、本手法により自濁作用そのものが把握できたとしても、生産量と現存量の実態が未解明なまま残されているため、付着藻類が生産され剥離に至るプロセスを解明するための材料とはならない。

本課題では、以上を背景として実験河川を用いて溶存酸素を連続観測することにより流水の一次生産を直接測定することを試みる。具体的には2地点間における水塊の溶存酸素の変化量が気からの酸素移動量、呼吸量及び一次生産量とバランスすることから、夜間一次生産量がゼロの時間帯で再曝気量と呼吸量を推定し、この結果を昼間に当てはめることにより、一次生産速度の推定を試みる¹³⁾。

2) 方法

①一次生産速度の推定方法

一次生産量の推定は実験河川B及びCを上流区間、中流区間、下流区間の3区間に分割し、各区間の上流、下流2地点間の溶存酸素濃度を連続観測することにより行った。具体的には夜間の2地点間の溶存酸素濃度を測定し、ここから再曝気係数を推定し、この値を用いて昼間の光合成速度と呼吸速度の推定を行った。以下に再曝気係数の推定方法及びこれを用いた光合成速度と呼吸速度の推定方法について記す。

再曝気係数の推定は、夜間日射が全くない時間帯(21時より翌日3時)において2地点間(B1地点とB2地点)で酸素収支法を適用することにより推定した。光合成による酸素供給がなく、流下する単位面積当たりの水柱に沿った酸素収支式は式(1)のように表現できる。

$$h \frac{dX_{DO}}{dt} = -K_1 X_{org} + K_2 h (X_{DO}^* - X_{DO}) \quad (1)$$

$$\frac{dX_{DO}}{dt} = -K_1 \frac{X_{org}}{h} + K_2 (X_{DO}^* - X_{DO}) \quad (1)'$$

ここに、

K_1 : 呼吸速度を示す係数(呼吸速度係数)(h_t^{-1})

K_2 : 再曝気係数(h_t^{-1})

X_{org} : 呼吸速度に関わる基質 量($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$)

X_{DO} : 容存酸素濃度($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)、 X_{DO}^* : 飽和容存酸素濃度($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

h : 水深(m)、 t : 時間(h_t)

式(1)右辺第1項は単位面積当たりの水柱内に生息する生物群集の呼吸に伴う酸素消費速度を示す。一般に K_1 は脱酸素係数と定義され、水中の浮遊性有機物量に対する酸素消費速度を示す係数として扱われる。しかし、ここ

では、浮遊性有機物だけでなく河床に存在する有機物も呼吸基質と考え、消費される酸素量も対象とすることから、呼吸速度係数と呼称する。また、基質量は単位面積当たりの水柱内に存在する有機物量として定義する。右辺第2項は大气と水柱水面との単位面積当たりの酸素移動速度を示す。

呼吸速度係数は溶存酸素濃度、水温、Ph等様々な要素に影響を受けると考えられるが、ここでは、 K_1 の温度依存性だけを考慮し、温度影響係数を有機物の分解に関する一般的な値として1.047を用いる¹⁴⁾。また、右辺第2項の再曝気係数にも温度依存性があることを考慮し、温度影響係数として1.024を用いる¹⁵⁾

$$\text{式(1)' 右辺第1項} = -\frac{K_1^{20}\theta_1^{(T-20)}}{h} X_{org} \quad (2)$$

ここに、 K_1^{20} : 水温20°Cの場合の呼吸速度係数(h^{-1})、 θ_1 : 温度影響係数(1.047)

$$\text{式(1)' 右辺第2項} = K_2^{20}\theta_2^{(T-20)}(X_{DO}^* - X_{DO}) \quad (3)$$

ここに、 K_2^{20} : 水温20°Cの場合の再曝気係数、 θ_2 : 温度影響係数(1.024)

式(2)と式(3)を式(1)'に代入し、水柱が時刻 t_1 、時刻 t_2 で上流地点 (B1 地点) と下流地点 (B2 地点) を通過するとし、式(1)'を時刻 t_1 から時刻 t_2 まで積分する。

$$\int_{t_1}^{t_2} \frac{dX_{DO}}{dt} dt = -\int_{t_1}^{t_2} \frac{K_1^{20}\theta_1^{(T-20)}}{h} X_{org} dt + \int_{t_1}^{t_2} K_2^{20}\theta_2^{(T-20)}(X_{DO}^* - X_{DO}) dt \quad (4)$$

ここで、両地点間の水柱の流下時間が短く時刻 t_1 、時刻 t_2 における水温変化が小さいとして、両地点間を流下する水柱の水温を以下の式で与える。

$$\bar{T} = \frac{T(t_1) + T(t_2)}{2} \quad (5)$$

また、時刻 t_1 、時刻 t_2 における溶存酸素濃度が時間的に線形で変化するとして、

$$X_{DO} = \frac{[X_{DO}(t_2) - X_{DO}(t_1)]t + X_{DO}(t_1)t_2 - X_{DO}(t_2)t_1}{t_2 - t_1} \quad (6)$$

ここで、 $\Delta X_{DO} = X_{DO}(t_2) - X_{DO}(t_1)$ 、 $t_1 = 0$ 、 $t_2 = t_e$ 、 $\Delta t = t_2 - t_1$ と置き換え、水深 h が流下方向に一定とすると、

$$\text{式(5)左辺} = X_{DO}(t_2) - X_{DO}(t_1) = \Delta X_{DO} = L \quad (7)$$

$$\text{式(4)右辺第1項} = -\frac{K_1^{20}\theta_1^{(T-20)}}{h} \int_0^{t_e} X_{org} dt = -\frac{K_1^{20}}{h\Delta t} \int_0^{t_e} X_{org} dt R_1 \quad (8)$$

$$\text{ここに、} R_1 = \theta_1^{(T-20)} \Delta t \quad (9)$$

$$\text{式(4)右辺第2項} = K_2^{20}\theta_2^{(T-20)} \left[X_{DO}^* - \frac{\{X_{DO}(t_e) + X_{DO}(0)\}}{2} \right] \Delta t = K_2^{20} R_2 \quad (10)$$

$$\text{ここに、} R_2 = \theta_2^{(T-20)} \left[X_{DO}^* - \frac{\{X_{DO}(t_e) + X_{DO}(0)\}}{2} \right] \Delta t \quad (11)$$

となり、式(4)は最終的に式(12)で表現できる。

$$\frac{L}{R_1} = \frac{R_2}{R_1} K_2^{20} - K_1^{20} C \quad (12)$$

$$\text{ここに、} C = \frac{\int_0^{t_e} X_{org} dt}{h\Delta t} \quad (\text{mg} \cdot \text{m}^{-3})$$

式(12)中の C は単位面積当たりの水柱が2地点間を流下する際に含まれる呼吸基質量を単位体積当たりで示したものであり (以後、平均呼吸基質濃度と呼ぶ)、呼吸速度係数と平均呼吸基質濃度との積は摂氏20°Cにおける1時間当たりの呼吸量を示す (以下、基準呼吸速度と呼ぶ)。 C が時間的に変化しないと仮定すると、20°Cにおける再曝気係数及び基準呼吸速度は最小二乗法の解として得ることができる。具体的には、10分間隔で測定した上流地点の溶存酸素濃度及び水温と流下時間経過後の下流地点の溶存酸素濃度と水温から各夜間(21時から翌朝3時)について、20°Cにおける再曝気係数と基準呼吸速度を求めることとする。なお、一夜間における両値は時間的に変化しないが、異なる夜間における両値は変化するものとして取り扱う。

光合成速度の推定は、夜間において再曝気係数及び基準呼吸速度から再曝気量と呼吸量を求め、昼間において2地点間の ΔX_{DO} から当該区間の再曝気量及び呼吸量を減じて行った。ここで、21時から翌日3時までの再曝気係数及び基準呼吸速度は一定値として扱い、翌日3時から翌日21時までの昼間の値は、翌日21時から翌々日3時における一定値まで線形的に変化するものとして取り扱った。流下する単位面積当たりの水柱に沿った酸素消

費を単位体積当たりの水体について示すと以下のようになる¹⁶⁾。

$$\frac{dX_{DO}}{dt} = \frac{GP}{h} - \frac{R}{h} + D \quad (13)$$

ここに、

- X_{DO} : 単位体積当たりの溶存酸素量($g \cdot m^{-3}$)
- GP : 単位面積当たりの総生産速度($g \cdot m^{-2} \cdot hr^{-1}$)
- R : 単位面積当たりの呼吸速度($g \cdot m^{-2} \cdot hr^{-1}$)
- D : 単位体積当たりの再曝気量($g \cdot m^{-3} \cdot hr^{-1}$)

式(13)の各項が実験河川の縦断方向に変化しないとして上流地点 (B1 地点) から下流地点(B2)まで式(12)を代入して積分し、単位時間・単位面積当たりの総生産量に変換すると以下の式が得られる。

$$GP = \left(\frac{L}{\Delta t} - \frac{R_2 K_2^{20}}{\Delta t} + \frac{K_1 R_1 C}{\Delta t} \right) h \quad (14)$$

また、同様に純生産量 NP は以下の式で表すことができる。

$$NP = GP - \frac{k_1 R_1 C}{\Delta t} h \quad (15)$$

②溶存酸素と流下時間の測定

溶存酸素及び水温の測定はで自動観測式の溶存酸素計で行った。溶存酸素計はアレック電子(株)製 COMPACT-DOW (ガルバニ電極式) で、これを河床に垂直に埋め込んで設置し、センサー部分が河床から約 3cm 突き出るように設置した。

測定は 10 分間隔に行い、0.5 秒間隔で 10 回測定したデータを、実験終了後に平均化して用いた。なお、溶存酸素計は、回収後には溶存酸素飽和水にて校正を行った。また、回収時にウィンクラーアジ化ナトリウム法によって同一地点で溶存酸素の測定を行い、溶存酸素計の測定精度を確認した。また、溶存酸素計の設置時と回収時に棒状水銀温度計にて水温の測定を行い、溶存酸素計の水温測定精度を確認した。

流下時間の測定は、トレーサーとして塩化リチウム (10W/V%) 溶液 2 リットルを上流 (B1 地点) から一気に投入し、下流の代表地点において採水を行い、その濃度変化を把握することにより行った。流下時間は、本測定結果からセントロイド時間を算出し、これを用いた。なお、実験河川 C は実験河川 B とほぼ同様の形状を有していること、また、同一流量を供給していることから、ここでは、実験河川 B における流下時間を実験河川 C に適用す

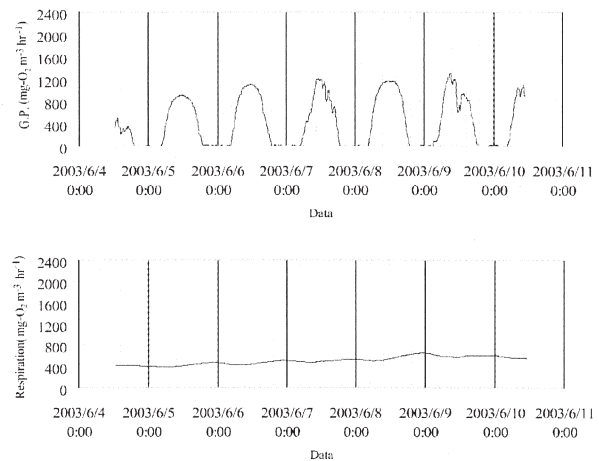


図 2.1 一次総生産速度と呼吸速度の日週変化

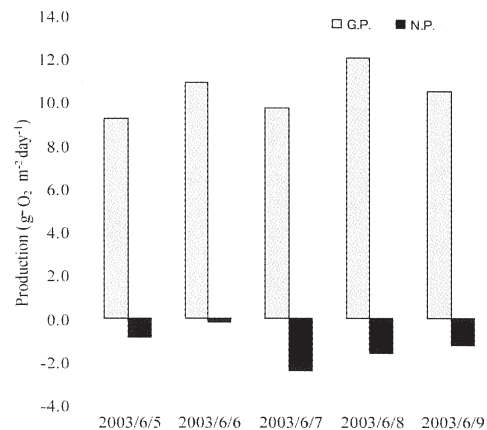


図 2.2 日総生産量と呼吸量

ることとした。観測結果から上流区間の流下時間は 26 分、中流区間は 54 分、下流区間は 29 分となった。

3) 結果

推定した総一次生産速度及び呼吸速度の日変化を実験河川 C 上流区間について示す (図 2.1)。代謝速度は単位面積当たりの水柱における 1 時間当たりの生産量を酸素量で表したものである。総生産速度は夜間日射がない時間帯でほぼゼロとなり、日中日射量の増減に従って、総生産速度も増加、減少する傾向を示す。6 月 5 日 0 時から 6 月 10 日 0 時までの 5 日間総生産速度の平均値は $440 \text{ mg-O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 、最大値は 6 月 9 日午前 9 時頃に見られ、その値は $1300 \text{ mg-O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ であった。一方、呼吸速度は、夜間に水温が上昇し早朝に低下する水温パターンと対応する。夜間に呼吸速度が若干増加し、昼間に若干減少する日変動パターンを基本とし、これが経日的に増加する傾向が見られた。5 日間の呼吸速度の平均値は $510 \text{ mg-O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 、最小値は 6 月 5 日早朝に見られ

380mg-O₂ m⁻² hr⁻¹、最大値は6月9日深夜に見られ660mg-O₂ m⁻² hr⁻¹、であった。6月5日0時から6月9日0時までの1日当たりの呼吸量の平均値は11.7g-O₂ m⁻² day⁻¹となった(図2.2)。6月5日0時から6月9日0時までの1日当たりの総生産量は9.2~12.0 g-O₂ m⁻² day⁻¹、日純生産量は-2.4~0.2 g-O₂ m⁻² day⁻¹の範囲に分布し(図2.2)、日総生産量の平均値は10.4g-O₂ m⁻² day⁻¹、日純生産量の平均値は-1.3g-O₂ m⁻² day⁻¹であった。また、日総生産量と日呼吸量との比(P/R ratio)を計算すると、0.75~0.91の間に分布し、いずれの日も1を下回った。以上の結果は、既往の有機物の代謝速度の測定結果から判断すると概ね妥当であることから、本手法により有機物動態の推定を行うこととする。

2. 3. 2 平常時と出水時の物質動態

1) 目的

出水が河道内の物質収支に与える影響を明らかにすため、平常時及び出水時における実験河川の上流及び下流において物質通過量を測定し、実験河川における物質収支の特徴を把握する。また、この際、従来から水質調査の対象となっていた1mm以下の物質だけでなく、1mm以上の物質も対象とした物質収支の測定を行い、出水時物質収支における粗粒物質(1mm以上の物質)がどの程度寄与するかについて明確にする。

2) 方法

①実験期間と実験流量

実験は2002年7月1日から開始し2002年7月31日に終了した。実験は初期条件の設定、平常時実験、出水時実験の3つの段階に区分できる。初期条件の設定では出水を実験河川に与え、平常時に河道内に堆積した物質をできる限り河道外に流出させることを目的とした。初期条件設定時の出水は2回実施した。1回目の出水(2002年7月2日)はピーク流量が大きく短時間の出水、2回目の出水(2002年7月10日)はピーク流量が小さく長時間の出水である。

平常時実験は低流量時における送流物質量の把握を目的として実施した。初期条件設定のために実施した2回目の出水が終了した時点をもって平常時実験開始とした。実験開始は2002年7月11日である。平常時実験では流量を0.1(m³/s)の一定流量とし、継続して2002年7月31日10時まで継続して与え続けた。出水時実験は高流量時の物質動態の把握を目的として実施した。10時より平常時流量を増加させ、20分後にピーク流量2(m³/s)まで流量を増加させ本流量を1時間継続した後、20分間で平常時流量まで流量を減少させた。調査地点は実験河川B及びC

の最上流地点(No.1)及び最下流地点(No.5)である。

調査は平常時(流量0.1m³/s)と出水時(流量2m³/s)の双方で行い、いずれも水質調査及び流下固形物調査を実施した。流下固形物調査とは、水質調査では対象とされない1mm以上の粗粒物質を対象としたもので、流水中の粗粒物質を採取し分析を行うものである。

②平常時調査

調査時間帯はいずれの調査日においても21時から翌日の21時までの24時間である。採水は各調査時間帯に各調査地点の流心で行い、採水した試料は無処理で冷暗保存し速やかに室内に持ち込み分析を行った。

現地調査項目は以下のとおりである。

現地測定項目:天候、気温、水位、水温、流速

水質分析項目:SS、TOC、T-N、NO₃-N、NO₂-N、NH₄-N、T-P、PO₄-P

流下固形物調査は幅2m、高さ30cmのステンレス製フレームに目合い1mmのネットを取り付けし、これを河床に設置することにより流下固形物を全量採取した。河床に設置する際にはフレームと河岸との隙間には土嚢を置き、流水が全てネットを通過するようにした。採取した流下固形物は、湿重量は水分をきった後、現地で電子式重量計にて計量し、乾重量は風乾後、110°Cで24時間乾燥し測定した。乾燥試料はメノウ乳鉢で粉末にし、TOC、T-N、T-Pを分析した。上流での採取は実験河川への流入物質量に影響を与える可能性があったため、いずれかの実験河川のみで実施した。分析項目を以下に示す。

分析項目:湿重量、乾重量、TOC、T-N、T-P

③出水時調査

出水時調査は実験河川Bで実施した。採水は、水質が大きく変化する水位上昇期からピーク時前半にかけては3分間隔で、水質変化が小さいピーク時後半から減水時にかけては5~10分間隔で流心・表層で行い、最初に濁度のみを測定した後冷暗保存し速やかに室内に持ち込んだ。その後濁度が時間的に変化した時間帯に採取した水のみを20サンプル選定し、以下に示す項目について分析を行った(濁度は連続観測)。

現地調査項目:天候、水位、気温、水温、

水質分析項目:透視度、濁度、SS、TOC、T-N、T-P、chl-a

流下固形物の採取は目合い1mmのサデ網を用い、調査員が実験河川に入り行った。採取時に水位及び流速を測定している。採取した流下固形物は水分をきった後湿重量を現地で電子式重量計にて計量し、乾重量は風乾後110°Cで24時間乾燥し測定した。TOC、T-N、T-Pの分析は乾燥試料から10個サンプルを抽出し、個々のサンプルをメノウ乳鉢で粉末にしてから行い、この平均値から全サン

ブルの TOC、T-N、T-P 含有量の推定を行った。分析項目を以下に示す。

分析項目：湿重量、乾重量、TOC、T-N、T-P、Chl-a

3) 結果

平常時及び出水時における水質調査結果、流下固形物調査結果から平常時3週間及び出水時の物質収支を計算した。計算は初期条件を設定した出水から次ぎの出水実験までの間の物質収支を2回の平常時実験から推定し、前後する出水実験間に河道内に蓄積した物質と出水実験時に流出した物質という観点から整理する。

推定は第1回平常時調査(7月12日21時~13日21時)のデータを実験開始日の7月10日~7月20日の11日間に適用し、第2回目の平常時調査(7月28日21時~29日21時)のデータを7月21日~30日の10日間に適用した。それぞれに期間ではそれぞれの平常時調査の物質収支の状態が同様に生起すると仮定している。出水時は上流及び下流で調査を実施した7月31日10時~13時までに流入・流出した値より収支を計算した。また、この時期に測定した一次生産速度、呼吸速度の推定結果から21日間の総生産量と呼吸量を算出し、河道内部での有機物代謝を考慮した。

以上の検討結果を用いて有機物の内部生産と呼吸による無機化を含めた有機物動態を推定し、平常時における自濁作用に及ぼす内部生産の寄与度、そして、内部生産量に対する出水による有機物の掃流量の寄与度を定性的に把握する。内部生産と呼吸量の測定年と平常時・出水時の物質動態の把握を行った年は異なるが、両時期の流量、水質、観測時期はほぼ同一であることから、有機物収支の概略を把握するには十分と考えた。

結果を図2.3に示す。ここでA:上流からの流入量、B:光合成による内部生産、C:呼吸による消費量、D:河道内への蓄積量、E:下流からの流出量、を示す。なお、D:河道内への蓄積量は河床に付着したままの付着藻類や河床に沈降・堆積している有機物量等河道内に残存する様々な有機物をひとまとまりにした。

21日間の有機物の動態を見ると(図2.3A)、上流から流入した有機物量は475kg、光合成による総生産量は102kgとなった。この結果から、上流端から流入する有機物量の23%程度が河道内部で生産されていることが解る。一方、実験河川内で呼吸により消費される有機物量は100kg、蓄積量は13kg、下流からの流出量は464kgとなった。呼吸により消費された量が“真の自浄作用”に寄与していると考えれば、自浄作用は概ね17%となる。自濁作用の定義は、内部で生産された有機物量の内「河床に沈降・堆積した長+下流への掃流量」と定義すべきだが、

本研究ではこれが明らかでないため、内部生産分を自濁作用とすると18%となる。しかし、実際には付着藻類として河床に残存する分と上位の栄養段階に位置する生物の成長や呼吸により消費される分があるので、18%よりは小さくなると考えられる。次に、洪水時の物質収支を見ると、合計でおよそ16kgの有機物が実験河川内部から流出していることが解る(図2.3B)。21日間の蓄積量13kgに相当する量の有機物が僅か3時間の出水により流出したことになり、出水が有機物に対して高いフラッシュ効果を有していることが理解できる。

実験河川は比較的栄養塩濃度が高く、かつ、BOD濃度も高いことから、本課題で得られた成果は都市域を流下する河川における有機物の物質動態をある程度表現していると考えられる。自浄作用と自濁作用の大きさは流入する有機物量に対して比較的大きいことから、両作用を制御することによる一定の水質改善効果が期待できると考えられ、今後、平常時流量の多少に伴う生産・呼吸速度の定量化が必要となる。また、本実験における出水は実際の河川のそれと比較して小さいが、蓄積された有機物のフラッシュには相当の効果を発揮していることが解った。出水によるフラッシュは下流への有機物負荷を与えるため、この適否については海域を含む総合的な判断が必要だが、洪水規模と有機物の掃流に関する定量的な関係の把握が今後必要となる。

2. 4 流量の多少が有機物動態に及ぼす影響

1) 目的

一次生産速度に影響を与える要因としては栄養塩類濃度、水温、流速、光量子量等が挙げられる。これらの要素の中で、水温、流速、光量子量は流量の多少によって変化することから、流量は平常時の有機物の代謝速度を支配する要因となる。

本研究では、実験河川において異なる2つの流量を再現して、生産・呼吸速度の実態を把握したので、これを報告する。

2) 研究の方法

①実験区間

異なる流量下における生産・呼吸速度の推定は実験河川B、実験河川Cの上流区間(それぞれ200m、180m)を用いて行った。本区間の平均河床勾配はおよそ1/300であり、河床材料は砂礫より構成されている。

②実験期間と実験流量

実験期間は2004年7月20日~28日で、実験期間中は実験河川Bに0.05m³/s、実験河川Cに0.2m³/sの水を安定して供給した。7月26日から12時前からDO及び水

温の測定を自動観測式の DO メーターで行い、7月28日正午まで概ね3日間実施した。本流量が流下する場合の当該区間の平均水深は実験河川Bで16cm、実験河川Cで29cm、平均流速は実験河川Bで10cm/s、実験河川Cで18cm/sであった。

③生産・呼吸速度の推定

河道内での一次生産・呼吸速度を推定するため2点法を実験区間に適用した。溶存酸素及び水温の測定は実験区間の上流地点及び下流地点に自動観測式の溶存酸素計を設置して行った。溶存酸素計はアレック電子(株)製 COMPACT-DOW(ガルバニ電極式)で、各地点にある人道橋上から吊り下げた。測定は10分間隔で行い、測定値は同時刻に1秒間隔で30回測定したデータを、実験終了後に平均化して用いた。

流下時間の測定は実験終了後実験区間を縦断方向に10m間隔で横断測量を行い推定した。横断測量では水際から50cm間隔に水深と流速を測定し、流量を断面積で除して10m区間の流下時間を推定した。その後全10m区間の流下時間を積分し流下時間とした。

3) 結果

測量結果より得られた推定流下時間は実験河川Bで概ね35分、実験河川Cで19分となり、流量の小さい実験河川Bはおおよそ2倍の流下時間となった。上流地点における溶存酸素濃度と水温、下流地点における流下時間後の溶存酸素濃度及び水温は、流下時間が相対的に長い実験河川Bでは日中に上流から下流に向かって水温が上昇し、溶存酸素濃度は日中に下流に向かって上昇、夜間に降下する傾向を示した。一方、実験河川Cでは上流地点と下流地点の差が小さく、両河川の結果は流下時間の長短を反映した結果となった。

7月26日の12時～7月28日の12時における両実験河川の総生産速度・呼吸速度を推定した。両河川とも夜間の総生産速度はほぼゼロとなり、光量子量がゼロとなる時間帯において再曝気係数と基準呼吸速度の推定が妥当であることを示している。総生産速度を見ると、7月27日正午頃に実験河川Cのピーク値が大きく実験河川Bと同程度となっているが、ピーク値以外の昼間における値は実験河川Bで大きくなっている。一方、呼吸速度は両河川とも水温が上昇する時間帯で呼吸速度が大きく、降下する時間帯で呼吸速度が小さい変動パターンを有している。全体として実験河川Bで呼吸速度が大きく、どの時間帯においても実験河川Cを上回っている。

一日当たりの総生産速度、呼吸速度は実験河川Bで実験河川Cを上回った(図2.5)。ただし、両河川における

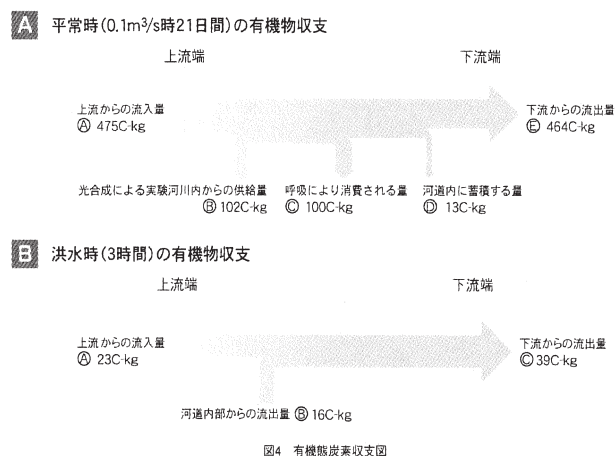


図2.3 一次生産と呼吸量を加味した有機物動態
平常時(A)、洪水時(B)

差は呼吸速度で大きく、生産速度の差よりも呼吸速度の差がより顕著となっている。純生産速度は両河川でマイナスとなり、実験河川Bではマイナス値が大きく、実験河川Cの概ね2倍となっていることが解る。両河川の内生産と呼吸の比を示すP/R比は実験河川Bで0.5、実験河川Cで0.6程度となり、流量の大きな実験河川Cにおいて相対的に有機物に関する他生的な系となっている。

流量の変化は流速・水深の変化を介して、付着藻類の光合成速度及び生物群集の呼吸速度を支配する環境要因に影響を及ぼす。ここでは、既往の研究から流速・水深と環境要因との関係を整理し、流量と総生産速度及び呼吸速度との関連性について考察を行う。

総生産速度については、流速の増加が付着藻類に対する栄養塩類の供給速度を増加させ光合成速度に正の効果をもたらすことが知られている¹⁷⁾。この効果は栄養塩類濃度と関係があり、栄養塩類濃度が高い場合には栄養塩類の供給量は低流速で飽和に達し、それ以上の流速の増加は光合成速度の上昇に寄与しないとされている¹⁸⁾。一方、流速の増加は付着藻類の移入量を減らし移出量を増加させるために、流速の増加は付着藻類の堆積量に負の効果をもたらすことが示されている^{19) 20)}。流量増加に伴う水深の増加は河床に到達する光量子量の減少を引き起こし、光合成速度の低下を引き起こす負の要因として働く。特に、透明度が低く消散係数が高い河川においてはこの効果が大きく、水深の増加に伴い指数関数的に光量子量が低下する²¹⁾。

今回の実験における水理量の平均値を見ると、実験河川Bで流速が10cm/s、水深が16cm、実験河川Cではそれぞれ18cm/s、29cmであり、実験河川Cで流速・水深とも概ね2倍となっている。また、実験河川において

2001年7月、2002年7月に実施した水質調査結果によると、T-Nは1.08~2.20mg/l、T-Pは0.11~0.14mg/lであり栄養塩濃度は比較的高い^{18) 19)}。光合成速度はこれらの要因が複雑に作用した結果であるので、流速及び水深の減少・増加がどのようなプロセスを経て総生産速度の減少・増加に寄与したかを定量的に考察することはできない。しかし、高流速・高水深の実験河川Cで総生産速度が減少したという事実は、流速増加に伴う負の効果が流速・水深増加に伴う正の効果を上回ったことを示唆している。特に、実験河川における栄養塩濃度が高いことを考慮すると付着藻類細胞内への栄養塩類が飽和に達する流速は小さい可能性があり、結果として流速が光合成速度の上昇に与える正の効果が小さく、負の効果が現れやすかったとも考えられる。

次に、実験河川Bにおいて相対的に呼吸速度が大きかった点について考察する。実験河川Bにおける呼吸速度の相対的上昇は両河川における総生産速度の違いよりも大きく、結果として実験河川Bにおける純生産速度の著しい低下につながった。流量の大小に伴う水深と流速の変化は呼吸量の増加に対して正と負の効果を有している。正の効果としては、流量増加に伴う魚類生息量の相対的増加が挙げられる。実験河川を用いて流量を段階的に増加させて魚類生息量を調査した既往実験結果を見ると、3つの異なる流量(0.05 m³/s、0.15 m³/s、0.25 m³/s)において魚類の生息量は流量の増加と共に上昇することが確認されている²⁰⁾。今回の実験流量は0.05 m³/s、0.15 m³/sであることから、後者の流量下における魚類の生息量は大きかったと推定され、結果として呼吸量を増加させる方向に寄与したものと考えられる。一方、流量増加は流速を相対的に増加させるため、付着藻類を含む流下有機物の河床への移入量の減少、移出量の増加を引き起こし、河床に堆積する有機物量を低下させる可能性が高い。河床堆積有機物の低下は、河床に現存する呼吸基質量を減らすだけでなく、堆積物中に生息する微生物と底生動物の生息量の低下を引き起こすことから、結果として呼吸量が減少する。今回の実験では、負の効果が正の効果を上回り結果として実験河川Bにおける生物群集の呼吸速度の上昇を引き起こしたと推定される。

本考察では、異なる流量条件下において総生産速度・呼吸速度が上昇もしくは低下する理由を定量的に考察することはできなかった。また、大小2つの流量規模のみで実験を行っているため、より大きい流量、より小さい流量、中間的な流量下における代謝の状況は不明なまま残された。

しかし、流量の大小が純生産速度に影響を及ぼすとい

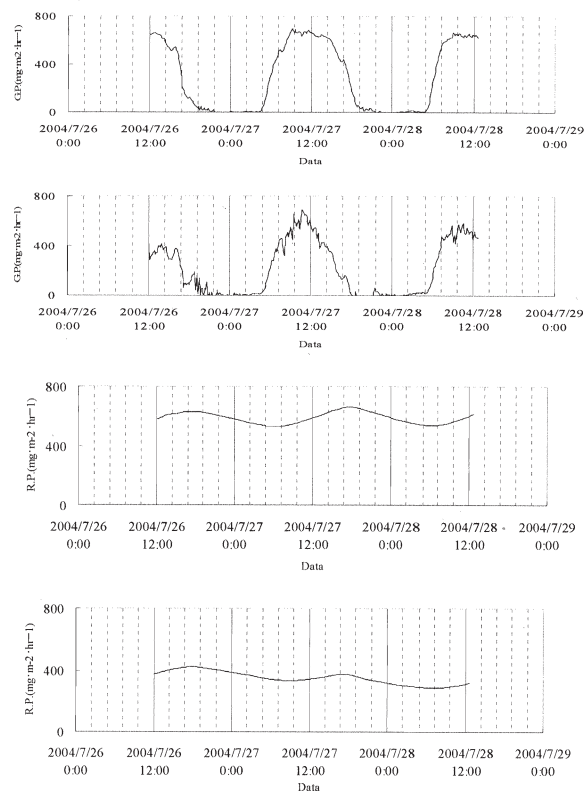


図2.4 異なる流量下の生産速度・呼吸速度日周変化
それぞれ、低流量の実験河川B(上)、高流量の実験河川C(下)を示す。

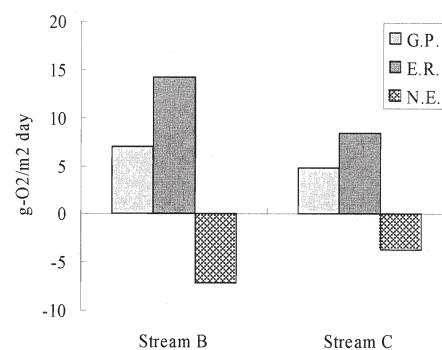


図2.5 実験河川B及びCにおける日総生産量(G.P.)、日呼吸量(E.R.)、日純生産量(N.P.)

う事実は川の自浄作用や自濁作用、水生生物の餌資源を考える上で重要であり、今後正常流量等を設定する際の一つの視点として重要となるだろう。

2.5 まとめ

本研究では溶存酸素の連続観測から有機物の代謝速度を簡便に測定する手法を開発し、この手法を用いて平常時流量時、出水時流量時の有機物動態を明らかにした。平常時流量時は河道外から流入する有機物量の20%が河

道内から供給されており、富栄養化が進んでいる河川では内部生産を抑制し、呼吸速度を上昇させることが水質の維持に重要であることが明らかになった。また、平常時流量の違いにより内部生産と呼吸のバランスは異なる、流量が増加するに従い、一次生産速度に対して呼吸速度が減少する傾向が見られ、水質浄化といった観点からのみ考えれば、単位幅流量の減少は自浄作用を向上させる可能性が示唆された。ただし、単位幅流量の減少は水温の上昇や水深の減少とそれに伴う魚類等水生生物の生息を困難にするため注意が必要である。

一方、出水は内部に蓄積された有機物を効果的に流出させることが解った。本文では述べなかったが、本実験で実施している出水は摩擦速度が最大でも 10cm/s と小規模であり、この程度の出水であっても河床付着物、堆積物の流出には効果的であることが解る。ただし、対象区間からの有機物の流出は下流への負担を増加させるだけなので、系全体を見据えた流量管理が必要となろう。

3. 流量変動と付着藻類（河床付着物）の関係

3. 1 はじめに

河床砂礫表面上に形成される付着藻類を主体とした被膜（以下、「河床付着物」とする）は、河川生態系の生産者としての役割を担っている²⁵⁾。しかし、近年、人為的制御による流量の減少や河床攪乱頻度の減少²⁶⁾に起因したシルト等の微細な土砂の堆積²⁷⁾や大型糸状藻類の繁茂²⁸⁾等が生じ、魚類や底生動物の餌資源の観点からみた河床付着物の質の低下²⁹⁾³⁰⁾、礫に産卵する魚類への影響³¹⁾等が指摘されている。また、景観の悪化も指摘され、地域住民がその改善を求めるケースも増加してきている。

これらは、特にダム下流部のような人為的な流量制御の影響が顕著である区間において課題になるケースが多く、その一時的な対策として、ダムの弾力的管理試験が1997年より実施されている。これは、ダムの運用を弾力化させ、洪水調整容量の一部を活用し、維持流量の増量放流やフラッシュ放流を行う³¹⁾もので、河床の有機物や泥のフラッシュ、付着藻類の更新、あるいはアユの餌としての付着藻類の育成が目的の一つとされている³²⁾。しかし、放流の効果について調査は実施されているが、定量的かつ科学的に評価されているケースは少ない。例えば、河床付着物の剥離効果の評価においては、放流量と藻類現存量や有機物量の減少量等の量的把握はなされているが、流量を単位として扱われている場合が多く、具体的な河床に働く水理諸量との関係は示されていないため、他の河川との比較や適用は困難な状況にある。また、河床付着物の剥離しやすさは、付着藻類の遷移時間や種によって異なること³³⁾³⁴⁾、カワシオグサ *Cladophora glomerata* などの大型糸状緑藻等の剥離は、掃流力のみで剥離・掃流させることは困難であること³⁵⁾、付着藻類やデトリタスが含まれる有機物よりも活性が高い藻類群の方が抵抗が大きいこと³⁶⁾等が指摘されている。これは、付着藻類の付着基質への付着力の程度の違いや河床付着物の構成によって剥離の程度は異なることに起因するものと考えられるが、これまで、大型糸状藻類以外の藻類に関する定量的知見はほとんど得られていない。しかし、河床付着物の掃流を目的とした放流計画を立案する上で、また、掃流効果を評価する上で、河床付着物の状態の違いに起因した剥離特性に関する知見は基礎的情報になるものと考えられる。

また、近年実施されているフラッシュ放流等についても、景観の改善やアユの餌資源としての質的改善を主な目的として実施されているが、目標とすべき河床付着物の質的評価について、定量的に明らかにされていないのが現状である。

以上を鑑み、本研究では、以下を明らかにすることを目的として実施した。

- ①小規模出水に対する河床付着物の剥離特性
- ②河床付着物に対する人間の視覚的評価
- ③アユの餌資源としての観点からみた河床付着物の評価

3. 2 小規模出水に対する河床付着物の剥離特性

3. 2. 1 方法

河床付着物は、藻類及び菌類以外（デトリタス、バクテリア、菌類等）の有機物及び、無機物（シルト等の微細な土粒子（以下、細粒土砂とする））から構成される³⁷⁾。付着藻類については、植物が草本から木本へと遷移するのと同様に遷移し、平面的な珪藻から、長い柄をもったり、ロゼット状を呈する珪藻と、さらに糸状性の緑藻や藍藻からなる上層へと発達し極相に達する³⁸⁾ことが知られている。また、季節的にも群集構造は変化する。藻類以外の有機物や無機物については、水中の浮遊砂や有機物の沈降や、藻類が分泌する粘性物質による補足³⁸⁾によって河床付着物に取り込まれ³⁹⁾、時間の経過とともに量的変化や、構成比の変化が生じる。さらに、付着物の膜が厚くなると、光が届かなくなった下層の藻類は死滅する藻類が増加するものと考えられる。このように、河床付着物の状態は経時的に変化する。そこで、実験河川を用いて、時間の経過とともに藻類群集や状態が変化する河床付着物を対象に、出水前の河床付着物の状態と出水による剥離との関係を分析する。

1) 実験条件

実験に用いた基質は、試料採取に際し、材質や形状の違いによる影響を排除するため、これらが統一されている市販の自然石（花崗岩、10cm×20cm×厚さ4.5cmに加工されている）を用いた。基質の設置地点は、実験河川B上流の直線部とした（図3.1）。本区間の水面幅は約3m、水深約16cm、流速（6割水深）は35～40cm/s程度である。

調査は、基質の設置（2003年5月22日）から20日が経過した2003年6月10日から9月4日まで行った。この間の実験河川の基底流量は0.1m³/sとし、計8回の出水（出水①～⑧）を与えた（図3.2）。出水①～④及び出水⑤～⑧の間は約1ヶ月間隔を設け、前半をI期、後半をII期とし、河床付着物の状態に違いをもたせた。各出水は、基底流量0.1m³/sから10分かけて徐々に出水流量1～2m³/sまで増加させ、これを1～12時間継続させた後、再び10分かけて徐々に基底流量に低下させた。なお、出水時の摩擦速度等、河床付着物の剥離に関与すると考えられる水理諸量は、各流量条件でピーク時の水深及び水面

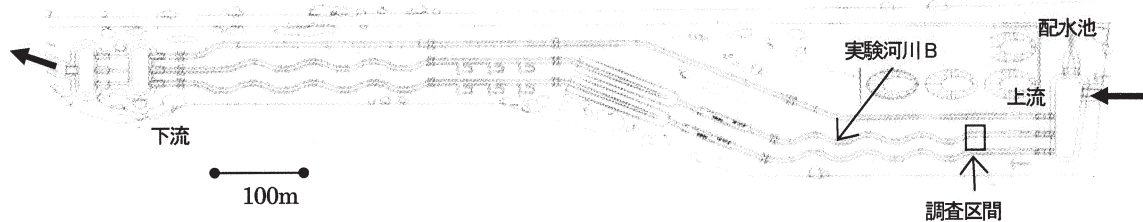


図3.1 実験河川平面図

勾配を測定し、算定した。

河床付着物の採取は、出水の前後に、付着基質を河床からランダムに3つずつとりあげ、それぞれ上面5×5cmの範囲からナイロン製ブラシと蒸留水を用いて行い、各ケース3検体ずつ得た。

調査期間中の水温は、調査地点に自動水温計測計(ONSET社製、StowAway TidbiT、TBI32-05+37)を設置し、1時間ピッチで測定した。また、水質分析のための採水を月1~2回の頻度で行った。

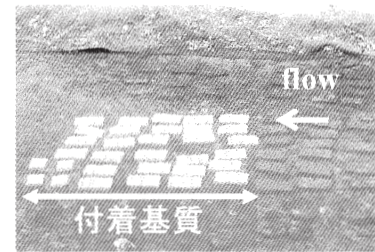


写真3.1 付着基質の設置 (2003. 5. 22 撮影、基質設置直後)

2) 分析方法

a) 河床付着物

①河床付着物量及び構成

有機物量の目安となる強熱減量、シルト等の細粒土砂量の目安となる強熱残留物量を河川水質試験法(案)⁴⁰⁾で測定し、活着している藻類量の目安となるクロロフィルa量、及び死滅した藻類量を示すフェオフィチン量は、Lorenzen (1967)の方法(標準法1(単波長吸光度法)⁴⁰⁾で測定した。また、これらの構成比を示す指標として、有機物の割合を示す強熱減量(%),そして、有機物に占める藻類量の比率(以下、藻類比率とする)、全藻類量に占める活着している藻類量の割合(以下、生藻類比とする)をそれぞれ以下のように定義し用いた。なお、ここで定義した生藻類比について、渡辺は、藻類の活性の目安になるとしている⁴¹⁾。

$$\text{藻類比率} = \frac{\text{クロロフィル } a}{\text{強熱減量}} \times 100 (\%)$$

$$\text{生藻類比} = \frac{\text{クロロフィル } a}{(\text{クロロフィル } a + \text{フェオフィチン})}$$

②付着藻類の種組成

各試料を濃縮後、試水を十分に攪拌し、オートピペッターを用いて0.05mlを、0.5mm間隔の界線入りスライドガラス上に採り、カバーガラスを被せ、顕微鏡下で全列計数し、1mm²当たり占有する種とその細胞数を算出した。ただし、細胞数が多い種が観察された場合は、適宜希釈または列数を減らして計数した。なお、糸状体を形成す

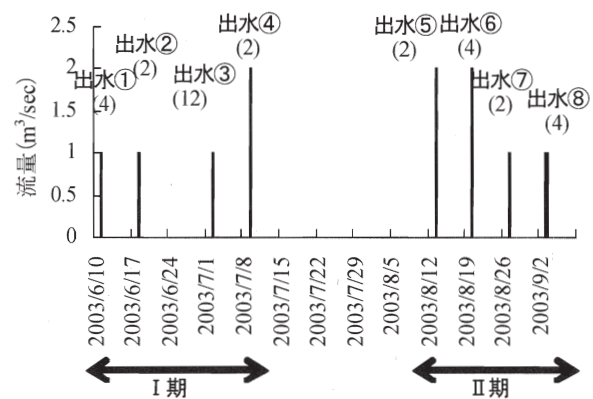


図3.2 与えた出水流量と継続時間

(()内の数字はピーク流量の継続時間を示す)

る種については、細胞区分が不明瞭なため、糸状体数で計数した。

珪藻の種類同定は、試料の一部を酸処理して有機物を分解した後、プレウラックスで封入し、永久プレパラートを作成し、これを用いて行った。種名の同定には、珪藻は、Krammer K. und Lange-Bertalot H.⁴²⁾、小島貞男・須藤隆一・千原光雄編⁴³⁾、その他の藻類は、廣瀬弘幸ほか⁴⁴⁾等を用いた。

③付着力

藻類の付着基質への付着力は、付着形態と関係していることものと考えられる。河村は、珪藻の付着形態を、群体形成の有無と群体の形状、粘液の分泌様式、運動性及び付着力等から図3.3に示す8型に分類し⁴⁵⁾⁴⁶⁾、それらの付着力を、弱い、比較的弱い、強い、極めて強い4

表 3.2 調査期間中の水質 (平均値、n=6)

水温 °C	pH	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	TN (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	TP (mg/l)	EC (µS/cm)
25.8*	7.0	0.13	1.16	1.99	0.066	0.103	13.3

* 水温は、調査期間中の毎時測定値の平均値を示した。

表 3.3 出水時の水理諸量

流量 (m ³ /s)	水深 (m)	水面勾配 (%)	摩擦速度 (m/s)	仕事率 (N/m/s)	掃流限界 粒径(cm)	浮遊限界 粒径(mm)
0.1	0.16	0.23	0.06	0.23	0.46	0.07
1.0	0.46	0.39	0.13	2.37	2.20	0.33
2.0	0.61	0.32	0.14	2.62	2.35	0.35

段階で示している⁴⁶⁾。ここでは、珪藻の付着形態区分については、河村の分類⁴⁶⁾ (表3.1) に基づき行うこととした。また、付着基質に付着せず、水中に浮遊し生活する種は別に区分した。藍藻及び緑藻については、出現種ごとに文献⁴²⁾⁴³⁾⁴⁴⁾⁴⁷⁾及び観察から、基質に付着するタイプと水中に浮遊するタイプに区分した。

b) 水質

pH (ガラス電極法)、TN (JIS K0102 45.4)、NO₃-N(EPA-1992 353.1)、NH₄-N(EPA-1992 350.1)、TP(JIS K0102 46.3.1)、PO₄-P(JIS K0102 46.1.1)、導電率(JIS K0102 13)で測定した。

(3) 水理諸量の算定

各流量条件で得られた水深 h 、水面勾配 L_e を用いて、出水時の摩擦速度及び河床に作用する流体力の仕事量を以下のように算定した。

$$u_* = \sqrt{ghL_e}$$

$$W = \tau_0 \cdot \frac{\Delta L}{\Delta t} \cong \tau_0 \cdot u_*$$

ここで、 u_* ：摩擦速度、 W ：単位時間、単位面積あたりの河床に作用するせん断力がなす仕事率、 τ_0 ：底面せん断応力、 ΔL ：せん断力の作用する距離、 Δt ：時間長である。

また、河床付着物の剥離に係わる流体力以外の掃流砂、浮遊砂による作用を検討するため、河床材料の移動状況、及び付着基質周辺を移動しうる掃流砂礫の跳躍高さ等を算定した。移動限界粒径の算定に際し、掃流限界については岩垣⁴⁸⁾式を、浮遊限界についてはRubey⁴⁹⁾の式から算定される沈降速度と摩擦速度の比 (ここでは、1.0) を用いた。また、付着基質周辺を移動しうる掃流砂礫の跳躍高さは、石橋⁵⁰⁾、辻本・中川⁵¹⁾に基づき推算した。

表 3.4 出水時の仕事量

	流量 (m ³ /s)	継続時間 (h)	仕事量 (×10 ⁵ N/m)
出水①	1.0	4	0.34
出水②	1.0	2	0.17
出水③	1.0	12	1.02
出水④	2.0	2	0.19
出水⑤	2.0	2	0.19
出水⑥	2.0	4	0.38
出水⑦	1.0	2	0.17
出水⑧	1.0	4	0.34

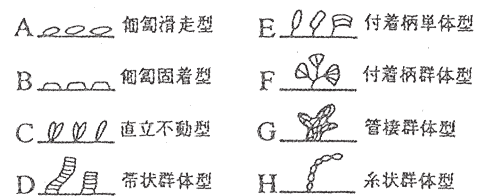


図 3.3 河村による付着形態の8分類⁴⁶⁾

表 3.1 河村による付着形態分類⁴⁶⁾

形態分類と付着力	
A) 匍匐滑走型	・蓋殻の前面で基質に水平方向に付着。活発な滑走運動を行う。付着力は弱い。
B) 匍匐固着型	・蓋殻の前面で基質に水平方向に付着。滑走運動は活発でない。付着力は極めて強い。
C) 直立不動型	・細胞の一旦から分泌される粘液で基質に直立に付着。運動性なし。付着力は比較的弱い。
D) 帯状群帯型	・群体の末端細胞で基質に付着。付着力は比較的弱い。
E) 付着柄単体型	・群体の一端から分泌される粘液物質が付着柄を形成し基質に付着。付着力は強い。
F) 付着柄群体型	・群体の末端細胞から分泌される付着柄で基質に付着。付着力は強い。
G) 管棲群体型	・多細胞が連結した形成された糸状または樹枝状群体のチューブの末端で基質に付着。付着力は強い。
H) 糸状群体型	・多細胞が連結した糸状群体を形成。末端細胞で基質に付着。付着力は弱い。

3. 2. 2 結果

(1) 水温・水質及び水理諸量

調査期間中の水温、水質の平均値を表3.2に示す。調査期間中の水温の平均値は25.8°Cで、水質は、やや富栄養化している状況であり、期間中大きな変動はみられなかった。

表 3.3 に各流量時の水深及び水面勾配の測定値と水理諸量の算定結果、及び掃流、浮遊の各輸送形態別の移動限界粒径を示した。また、表 3.4 には出水の継続時間に応じ算定した流体力がなす単位面積あたりの仕事量を示

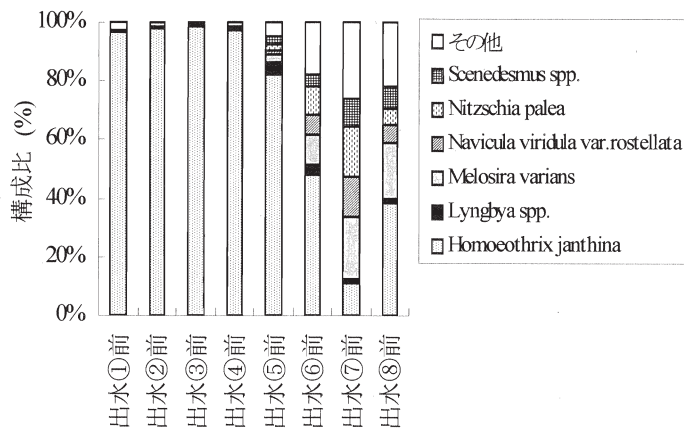


図 3.4 附着藻類群の種組成

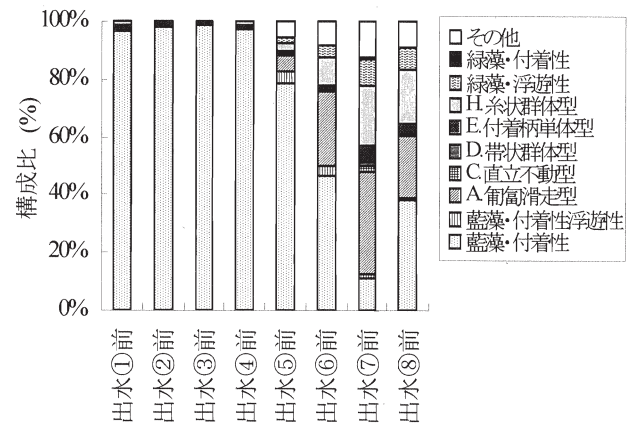


図 3.5 附着形態区分⁴⁶⁾による構成比

した。摩擦速度および仕事率はそれぞれ、基底流量 0.1 m³/s 時は 0.06 m/s および 0.23 N/m/s、出水流量 1.0 m³/s 時は 0.13 m/s および 2.37 N/m/s、2.0 m³/s 時は 0.14 m/s および 2.62 N/m/s となり、各出水時の仕事量は、0.17～1.02×10⁵N/m であった。掃流限界粒径は 1.0 m³/s、2.0 m³/s 時では 2 cm 程度であり、出水による附着基質の移動はない。また、附着基質周辺を移動しうる掃流砂礫の跳躍高さは、本条件下では附着面の河床からの突出高さ (4.5 cm) に及ばないこと、また、浮遊状態で流送される土砂は最大でも 1.85 mm であったことから、いずれも河床附着物の剥離に作用しないものとみなした。

表 3.5 出水前の河床附着物量と構成 (平均値±標準偏差)

項目	I 期 (n=9)	II 期 (n=12)	検定結果
①強熱減量(g/m ²)	18.3±5.4	25.8±7.8	*
②強熱残留物量 (g/m ²)	23.4±13.8	171.3±122.2	**
③chl.a (mg/m ²)	90.6±54.5	98.5±42.6	n.s
④フェオフィチン (mg/m ²)	4.9±1.9	13.2±8.7	**
⑤強熱減量 (%)	46.9±15.7	15.6±6.0	***
⑥藻類比率 (%)	0.51±0.19	0.38±0.14	n.s
⑦生藻類比	0.94±0.03	0.87±0.11	n.s

* ; P<0.05, ** ; P<0.01, *** ; P<0.001, n.s ; P>0.05 (Student's t-test)

(2) I 期と II 期の河床附着物の違い

a) 附着物量及び構成

表 3.5 に、I 期、II 期の出水前の①強熱減量、②強熱残留物量、③クロロフィル a、④フェオフィチン、⑤強熱減量(%), ⑥藻類比率(%), ⑦生藻類比の平均値及び標準偏差を示した。また、表中には I 期、II 期の両者の違いについて Student の t 検定を用いて検定した結果を示した。*、**、***はそれぞれ、危険率 P<0.05、0.01、0.001 で有意差が検出されたことを示している。なお、出水①前の強熱減量及び強熱残留物量の値は欠測した。

設置からの経過日数が多い II 期の方が、強熱減量 (有機物量)、強熱残留物量 (細粒土砂量)、死滅している藻類量を示すフェオフィチン量が多く、強熱減量 (%) は低い。なお、藻類比率(%), 生藻類比については、統計的には有意差は認められなかったが、II 期は I 期よりも低く、藻類の活性が低下している傾向がみられた。

b) 附着藻類群の種組成

表 3.6 に、出水前の検体から得られた種ごとの細胞数を合計し、全細胞数に占める割合が 0.2%以上の 16 種を示すとともに、各種の附着形態型について示した。全細

表 3.6 全細胞数の 1%以上を占めた種

	Taxa	割合	附着形態
藍藻	<i>Homoeothrix janthina</i> *	+	附着性
	<i>Lyngbya</i> spp.*	+	浮遊性/附着性
珪藻	<i>Melosira varians</i>	+	H)糸状群体型
	<i>Fragilaria construens</i>		D)带状群体型
	<i>Synedra ulna</i>		C)直接不動型
	<i>Cymbella minuta</i>		E)附着柄単体型
	<i>Gomphonema parvulum</i>		E)附着柄単体型
	<i>Navicula cryptocephala</i>		A)匍匐滑走型
	<i>Navicula cryptotenella</i>		A)匍匐滑走型
	<i>Navicula goepertiana</i>		A)匍匐滑走型
	<i>Navicula viridula var.rostellata</i>	+	A)匍匐滑走型
	<i>Achnanthes subhudsonis</i>		E)附着柄単体型
緑藻	<i>Nitzschia palea</i>	+	A)匍匐滑走型
	<i>Nitzschia</i> spp.		A)匍匐滑走型
	<i>Scenedesmus</i> spp.	+	浮遊性
	<i>Stigeoclonium</i> sp.		附着性

+ ; >1%

* ; 糸状体の数を 1 として計数した種。

胞数の 1%以上を占めた種は、このうち 6 種で、藍藻の *Homoeothrix janthina*, *Lyngbya* spp.珪藻の *Melosira varians*, *Navicula viridula var. rostellata*, *Nitzschia palea*, 及び緑藻の *Scenedesmus* spp.であった。図 3.4 には、この 6 種を対象に、出水前の附着藻類群の種組成

を、各ケースで得た3検体の平均値で示した。出水①～④までは、*Homoeothrix janthina*が大きく優占する群集であったが、出水⑤の出水によって *Homoeothrix janthina* が減少した後は(図3.9参照)、他の4種が増加した群集へと変化した。なお、*Homoeothrix janthina* は、糸状体性で、日本の多くの河川で春から秋にかけて優占する種である⁵²⁾。図3.5には、表3.6に示した16種を対象に、付着形態型による区分の構成比を示した。出水⑤以降は、藍藻・付着性 (*Homoeothrix janthina*) の割合が減少し、A) 匍匐滑走型、H) 糸状群体型の割合が増加した。なお、16種において、珪藻で付着力が強い付着形態型とされる⁴⁶⁾ B) 匍匐固着型、F) 付着柄群体型、G) 管棲群体型に該当する種はなかった。

(3) 出水による河床附着物の剥離

図3.6に出水前後の強熱減量、強熱残留物量、クロロフィルa量、フェオフィチン量の変化を各ケースで得た3検体の平均値と標準偏差で示した。なお、図中の*、**は、Welchのt検定によって出水前後でそれぞれ $P < 0.05$ 、 0.01 で有意差が検出されたことを示している。各項目の出水前後の変化は、I期出水①～④と、II期出水⑤～⑧では異なる傾向がみられ、前者は、出水による減少が明瞭ではないのに対し、後者は、出水⑤、⑦、⑧で強熱減量、強熱残留物量、クロロフィルa量等において有意差を伴う減少が認められ、これ以外の項目や出水⑥においても有意差は検出されていないものの、減少の傾向がみられた。表3.7には、I期出水①～④と、II期出水⑤～⑧の各項目の減少率を以下のように算出し、それらの平均値及び標準偏差を示した。

$$\text{減少率} = (\text{出水前} - \text{出水後}) / \text{出水前}$$

各附着物量の減少率の平均値は、いずれもII期の方が高く、II期では、強熱減量及び強熱残留物は出水前の約3～4割、クロロフィルa及びフェオフィチンは約6～7割が減少した。

(4) 剥離に関する要因

表3.5、3.7に示したようにI期とII期では、出水前の河床附着物量や構成比、及び付着藻類群の種組成は異なり、出水による減少率は異なっていた。このような出水による剥離の程度の違いをもたらす要因を検討するため、まず、出水流量時の摩擦速度、仕事量と、各項目の減少率との関係について、Pearsonの相関係数の検定を用いて検定した。その結果、いずれも有意な相関関係は検出されなかった。また、I期、II期で区分し検討したが、今

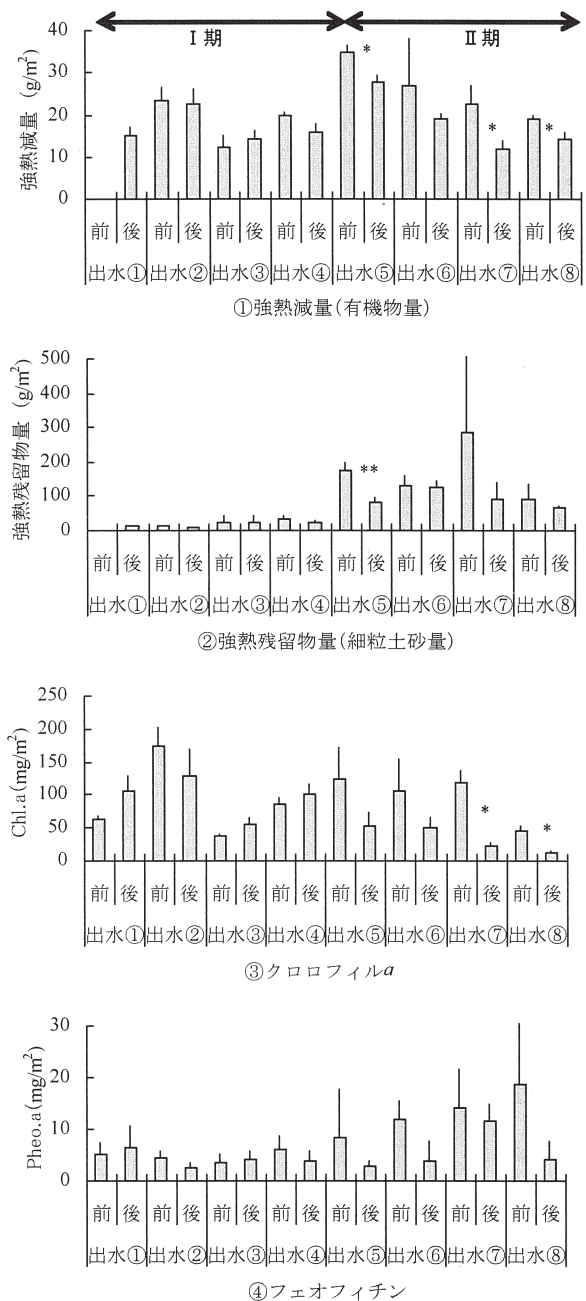


図3.6 出水前後の河床附着物量の変化
(平均値±標準偏差, n=3)

回のケースでは水理量との関係は得られなかった。出水流量が $1\text{m}^3/\text{s}$ 、 $2\text{m}^3/\text{s}$ で摩擦速度では 0.13 、 $0.14\text{m}/\text{s}$ であり、変数の幅が小さかったことが要因の一つとして考えられた。このことから、以下の検討において、各出水の水理諸量の違いによる剥離への影響は考慮しないこととした。

a) 出水前の河床附着物量及び構成比との関係

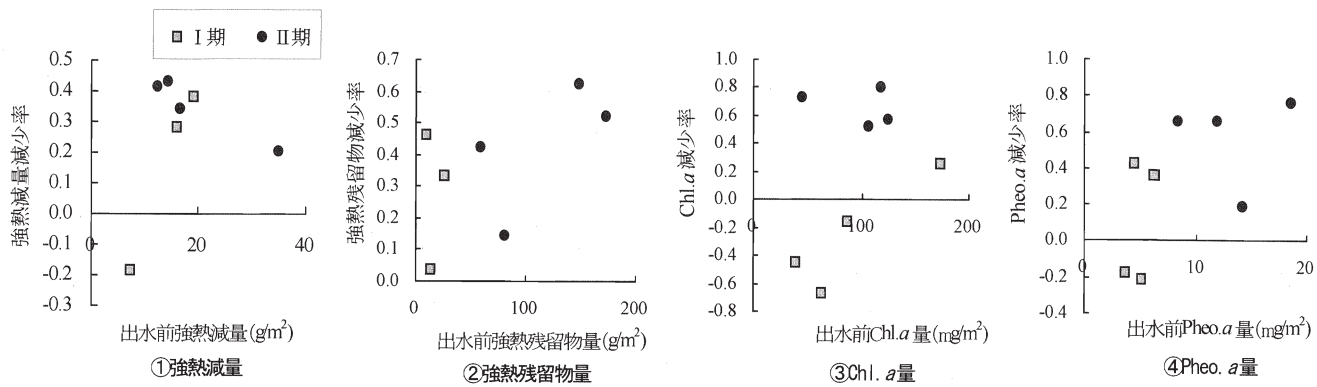


図3.7 出水前の付着物量と減少率の関係

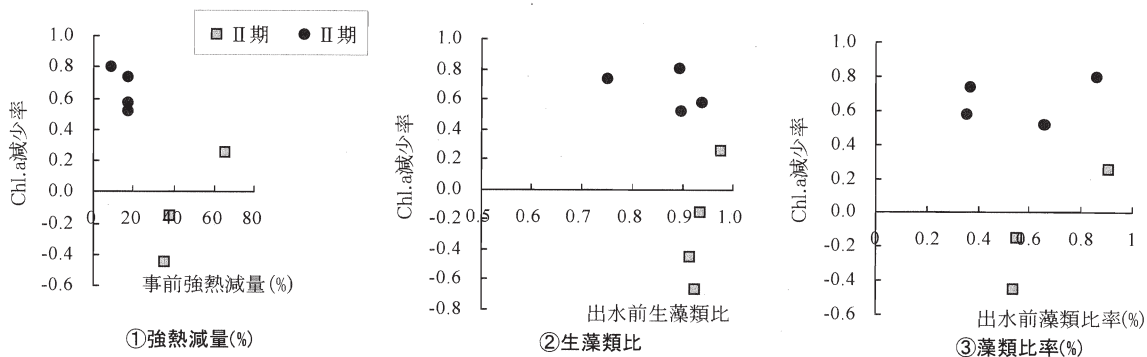


図3.8 出水前の構成比とクロロフィルa減少率との関係

図3.7に、各項目の出水前の付着物量と減少率との関係をI期とII期で区分し示した。強熱減量においては、出水前の付着物量との明瞭な関係は見いだせない。強熱残留物及びフェオフィチンについては、II期の方が出水前の付着物量がI期より多く、出水前の付着物量が多いほど、減少率が高くなる傾向がみられる。一方、クロロフィルaは、出水前のクロロフィルa量との関係はみられなかった。そこで、河床付着物の質的な違いとの関係を検討するため、図3.8に、クロロフィルa減少率と強熱減量(%)、生藻類比、藻類比率(%)との関係を示した。強熱減量(%)及び生藻類比が高いI期の方がII期よりもクロロフィルa減少率が低い傾向がよみとれる。このことは、細粒土砂の堆積が少なく、死滅した藻類量が少ない付着物ほど、藻類は剥離しにくいことを示すものと考えられた。なお、藻類比率との関係は見だせなかった。

b) 付着形態との関係

図3.9に各付着形態型の出水前後の細胞数の変化を3検体の平均値で示した。また、表3.8には図3.9に示したI期出水①～④、II期出水⑤～⑧の出水前後の各付着形態型の細胞数減少率をそれぞれ平均値と標準偏差で示した。ただし、表3.8では、細胞数が少ない付着形態型は除いた。また、藍藻の *Lyngbya* spp. は、種によって浮遊性と付着

表3.7 出水による河床付着物の減少率 (平均値±標準偏差)

項目	I期 (n=4)	II期 (n=4)
①強熱減量減少率	0.16±0.30	0.35±0.009
②強熱残留物減少率	0.28±0.22	0.43±0.20
③chl.a減少率	-0.25±0.40	0.66±0.11
④フェオフィチン減少率	0.10±0.34	0.57±0.26

性の両方の形態をとることから、図3.9、表3.8から除いた。

これらの図表から、藍藻・付着性等は、出水による細胞数の減少がほとんどみられないのに対し、带状群体型や緑藻・浮遊性等のように、出水により大きく細胞数が減少し剥離しているタイプなど、以下、i)～iii) に示すような付着形態が付着力や剥離の程度に関与している傾向がみられた。

- i) I期において、藍藻の付着性 (*Homoeothrix janthina*), E) 付着柄単体型 (*Cymbella minuta*, *Gomphonema parvulum*, *Achnanthes subhudsonis*) は、出水による減少がほとんどみられない。このことから、基質への付着力は強いと判断される。
- ii) II期において、A) 匍匐滑走型 (主に、*Navicula viridula var. rostellata*, *Nitzschia palea*)、緑藻・付着性 (*Stigeoclonium* sp.) は、出水前の細胞数の約2～3割が減

少しており、付着力はやや弱いと判断される。

iii) II期において、珪藻のc)直立不動型 (*Synedra ulna*)、D)帯状群帯型 (*Fragilaria construens*)、H)糸状群帯型 (*Melosira varians*)、及び緑藻の浮遊性は、出水前の細胞数の半数以上が減少しており、付着力は弱いと判断される。

珪藻については、河村の区分⁴⁶⁾で付着力が弱いとされるA)匍匐滑走型、H)糸状群帯型、比較的弱いとされるC)直立不動型はii)あるいはiii)に該当し、付着力が強いとされるE)付着柄単体型はi)に該当する等、付着力の程度は、河村の区分⁴⁶⁾と概ね一致するものであった。ただし、I期とII期、両方で対象となった藍藻・付着性及びE)付着柄単体型は、II期の方がI期よりやや減少しやすい傾向がみられ、これにはa)で示した細粒土砂や死滅した藻類の増加など付着物の構成の違いが関与していることが推察された。このことから、I期の状態の方が、付着形態に起因した付着力がより正確に表れているものと考えられた。II期のみで対象となった藻類については、付着物の構成による影響が関与しているが、i) ii) にみられるような剥離の程度にやや違いがみられ、付着力の違いがある程度反映されているものと考えられた。そこで、i) ii) iii) に該当する種の細胞数の全体に占める割合と出水前のchl. a量を用いて、出水後のchl. a量の予測を試みた。図3.9に、実測値と予測値の関係を示した。予測式の重相関係数 $R=0.97$ で説明することができた。

3. 2. 3 考察

本研究は、時間の経過に伴って生じる河床付着物の状態の違いに起因した小規模出水に伴う剥離量とこれに係わる要因を検討した。

基底流量 $0.1\text{m}^3/\text{s}$ (摩擦速度 0.06m/s)の下、付着基質の設置から20日経過した6月から7月 (I期) にかけての河床付着物の付着藻類は、*Homoeothrix janthina*でほぼ構成され、シルト等の微細な土粒子の堆積が少なく、また、死滅した藻類が少ない状態であった。これに $1\sim 2\text{m}^3/\text{s}$ の出水 (摩擦速度、 $0.13\sim 0.14\text{m/s}$) を与えたが、河床付着物量の減少はほとんどみられなかった。

その後、基底流量 $0.1\text{m}^3/\text{s}$ を約1ヶ月継続させた後の8月から9月にかけての河床付着物は、シルト等の微細な土粒子が増加し、強熱残留物量ではI期の約5倍の約 $100\text{g}/\text{m}^2$ 、死滅した藻類量を示すフェオフィチンもI期の約2倍の $10\text{mg}/\text{m}^2$ に達していた。また、付着藻類群は、出水⑤によってI期で優占していた*Homoeothrix janthina*の糸状体数が減少した後は、珪藻の*Navicula viridula var. rostellata*、*Nitzschia palea*、*Melosira varians*が増

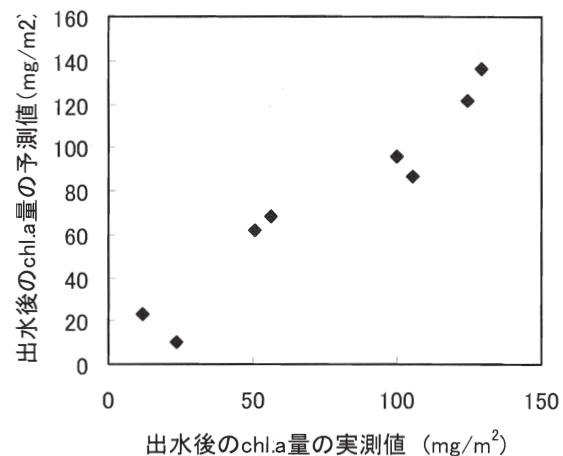


図3.9 出水中のchl. a量の実測値と予測値

表3.8 付着形態型細胞数減少率 (平均値±標準偏差)

付着形態型		I期 (n=4)	II期 (n=4)
藍藻	付着性	-0.12 ± 0.49	0.39 ± 1.25
珪藻	A)匍匐滑走型	—	0.28 ± 0.64
	C)直接不動型	—	0.72 ± 0.09
	D)帯状群帯型	—	0.65 ± 0.28
	E)付着柄単体型	-0.62 ± 0.77	0.21 ± 0.53
緑藻	H)糸状群帯型	—	0.56 ± 0.35
	浮遊性	—	0.41 ± 0.45
	付着性	0.29 ± 0.19	—

加し、I期とは種組成が異なる付着藻類群へと変化した。このようなII期の河床付着物は、剥離しやすい傾向があり、I期とII期で、出水による剥離の程度は異なっていた。本研究では、これに係わる要因として、出水前の付着物量や構成、及び付着藻類の種組成との関係を検討した。

出水前の付着物量について、Biggs *et al.*は出水による藻類の剥離量は、流量増加前の付着物の現存量が多いほど多くなる³⁶⁾ことを指摘している。また、井上は、剥離後の残存する炭素量を、出水時の最大流量の指数関数で表し³⁸⁾、Biggs *et al.*と同様に剥離量は、流量増加前の付着物の現存量が多いほど多くなる⁵⁵⁾⁵⁶⁾ことを指摘している。本研究においては、細粒土砂や死滅した藻類は、出水前の付着物量が多いほど、出水による減少率は高くなる傾向がみられたが、藻類量については、出水前の藻類量との関係はみられず、有機物と細粒土砂量の割合を表す強熱減量 (%) や生きている藻類と死滅した藻類の比を示す生藻類比等が関与しており、細粒土砂や死滅した藻類の割合が高いほど、剥離・掃流しやすい状態にある傾向が示された。本研究では、河床付着物の状態を加味し、

剥離特性を検討したことによって、出水前の現存量のみでなく、河床付着物を構成の違いにより剥離の特性は異なることを示すことができた。

Ⅱ期で細粒土砂が増加した主な要因は、それまで約1ヶ月間一定流量を流下させていたため、沈降や藻類の取り込み³⁰⁾により増加したものと考えられるが、死滅した藻類量の増加については、この細粒土砂量の増加が関与したことが推察される。山田は、細粒土砂量が200g/m²を超えると付着藻類は死滅すること³⁰⁾、相崎は、付着物の層が薄い場合、付着藻類は河川水中の栄養塩類を利用して高い生産性を示すが、流量が安定化すると層は厚くなり、内部へ光の透過が制限させ、平均光合成速度は低下することを報告している⁵⁴⁾。Ⅱ期における出水前の細粒土砂量は平均値で171.3g/m²であることを考慮すると、下層では、光の透過の遮断が生じ、死滅した藻類が増加したものと考えられた。

一方、Ⅰ期の河床付着物は、細粒土砂や死滅している藻類量が少なく、藻類の活性が高い状態であったと考えられる。藻類の活性と出水に対する抵抗について、Biggs *et al.* は、付着藻類やデトリタスが含まれる有機物よりも活性が高い藻類群の方が抵抗が大きいことを示している³⁶⁾。このことから、Ⅰ期の河床付着物は、これを支持する結果であったものと考えられる。

藻類の細胞数の変化については、Ⅰ期で優占した *Homoeothrix janthina* の細胞数の減少はほとんどみられなかった。*Homoeothrix janthina* は糸状体の藍藻で、基質に直立に付着した連鎖体が伸長することにより生長し⁵³⁾、連鎖体は、固着しているため、アユの補食に対して強い抵抗性があると考えられており⁵³⁾、このことから基質への付着力は極めて強いものと考えられる。一方、Ⅱ期で優占した *Navicula viridula var. rostellata*、*Nitzschia palea* 等の匍匐滑走型の藻類は、出水前の細胞数の約2～3割が減少し、糸状群体型の *Melosira varians* も、約6割が減少する等、減少しやすい傾向があった。これらの基質への付着力は、河村の付着形態型の分類⁴⁰⁾においても付着力が弱いとされており、本研究の結果とほぼ一致するものであった。藻類の剥離は、一定流量下における自然の剥離においても、流れのせん断力よりも藻類の種組成や生理的特性の影響をうけることが指摘されている < Conservation Biology > April Vol.20 No.2

< Geomorphology > April Vol.75 Issue 1-2

< nature > April Vol.440 No.7088 May Vol.441 No.7089

< Science > April Vol.312 No.5774

< The Journal of Educational Research > March/April Vol.99 No.4.

本研究の結果も、出水による河床付着物の剥離において、流体によるせん断力だけでなく、付着藻類の付着形態による基質への付着力の違いが関与することを示すものであった。しかし、Ⅱ期では、細粒土砂の増加等、付着物の構成も剥離の程度に影響し、これと、付着藻類の付着形態に起因した要因が複合的に作用しているため、付着形態のみによる付着力や剥離しにくさは示すことはできていない。今後、これを排除した条件の下での考察を行うことが必要であると考えられる。

また、本研究では、流体によるせん断力や仕事量との関係は明らかにできなかったが、今回の実験における出水流量規模1m³/s、2m³/s (摩擦速度で0.13、0.14m/s) は、*Homoeothrix janthina* の剥離には寄与しないが、シルト等の細粒土砂や、付着力が弱い藻類をある程度剥離掃流させる効果が期待される。しかし、効果の評価においては、具体的な掃流後の状態の設定 (例えば、アユの餌資源として利用可能な付着物の状態や、景観の観点からの河床付着物量等) が必要であり、また、剥離の効果がどの程度継続するかの検討が必要であると考えられる。

3. 2. 4 まとめ

本研究は、小規模出水に対する河床付着物の剥離特性について、河床付着物の付着力の違いに着目し、検討した。

付着基質の設置から20日経過後の6月から7月の河床付着物 (*Homoeothrix janthina* が優占し、シルト等の微細な土砂や死滅した藻類が少ない) の減少は明瞭ではなかった。これに対し、設置から80日が経過した8月から9月における河床付着物 (*Homoeothrix janthina*、*Navicula viridula var. rostellata*、*Nitzschia palea*、*Melosira varians* が優占し、シルト等の微細な土砂や死滅した藻類量が多い) は減少し、両者の剥離特性は異なっていた。これに係わる要因として、シルト等の微細な土粒子の増加、これに伴う藻類活性の低下、付着藻類の付着形態に起因した基質への付着力の違いが関与していることを示唆した。これらの知見は、河床付着物の掃流を目的とした放流を行う際、河床付着物の状態を考慮し、放流規模を設定する必要があることを示唆するものと考えられる。なお、ここでは示していないが、以上の付着藻類群集による付着力の違いによる剥離特性の違いは、実河川で実施された放流前後の調査結果からも検証され、現在、そもモデル化を行っている。追って報告したいと考えている。

3.3 河床付着物に対する人間の視覚的評価

3.3.1 方法

河床付着物に対する人間の視覚的評価を明らかにするため、自然共生研究センター実験河川（川幅約 2.5~3m）及びその取水河川である新境川（川幅約 15~20m）を対象に、公募により募った 10 代から 60 代の被験者による評価実験を行った。実験河川においては、瀬、淵、平瀬を対象に、長期間一定流量を保った状態や、人工的に出水を与えた後の状態等 34ヶ所、新境川においては、瀬及び平瀬の 7ヶ所とし、様々な河床の状態を対象とした。評価実験は、実験河川では、2003 年 4 月 24 日、28 日、新境川では、8 月 21 日、9 月 26 日に行い、被験者数はそれぞれ 32 名（男性 16、女性 16）、17 名（男性 5、女性 12）、32 名（男性 23、女性 9）、10 名（男性 5、女性 5）であった。河床評価は、被験者に対して、河床を視認できる場所（河床からの高さ約 1.2~2.5m）の河岸または橋梁上から河床を観察してもらい、「石表面のきれいさ」、「川底のきれいさ」、「水のきれいさ」「生物がすんでいそうか」、「川に手を入れてみたい」等の項目について 5 段階評価を求めた（例えば、「水のきれいさ」；1：きたない、2：ややきたない、3：どちらでもない、4：ややきれい、5：きれい）。

河床付着物については、河床の投影面積において、粒径 10~15cm の礫の占める割合が高かったことから、各

地点からこれをランダムに 3 つ選定し、それぞれ石の上面 5cm×5cm の範囲の付着物をナイロンブラシと蒸留水を用いて擦り取り試料とした。分析は、総付着物量を示す乾燥重量、有機物量の指標となる強熱減量、シルト等の細粒土砂量の指標となる強熱残留物量を測定した⁴⁰。また、藻類現存量の指標となるクロロフィル a 量（以下、chl.a とする）、及び死滅した藻類量を示すフェオフィチン量を Lorenzen（1967）の方法（単波長吸光度法⁴⁰）で測定し、さらに、SCOR/UNESCO（1975）の方法（三波長吸光度法⁴⁰）でクロロフィル a、b、c 量（以下、chl.a、chl.b、chl.c とする）を測定した。

河床付着物の色については、外観からその場を代表している色を大まかに記録した。そして、これらの色と付着藻類群の組成を関係づけるため、採取した検体のいくつかについて、藻類の種同定、計数を行った。また、水理量把握のため、水深、流速（6 割水深）、河床勾配を測定した。なお、実験河川の水深は淵を除き 10cm 程度と浅く、新境川についても 20cm 程度であり、透明度も高く、河床を十分視認することができた。流速は、実験河川では平均 20cm/s 程度、新境川では 40cm/s 程度であり、新境川の方が速かった。

3.3.2 結果

(1) 河床付着物量との関係

表 3.9 評価値と付着物量の相関係数

評価項目	乾燥重量	強熱減量 (有機物量)	強熱残留物量 (細粒土砂量)	chl.a	フェオフィチン	強熱減量(%)	藻類比率
「石表面のきれいさ」	-0.64**	-0.58**	-0.66**	-0.53**	-0.53**	0.20	-0.35*
「川底のきれいさ」	-0.63**	-0.61**	-0.61**	-0.54**	-0.50**	0.11	-0.30
「水のきれいさ」	-0.61**	-0.62**	-0.34*	-0.62**	-0.49**	-0.26	-0.34*
「生物がすんでいそう」	-0.67**	-0.64**	-0.49**	-0.63**	-0.53**	-0.06	-0.39*
「川に手を入れてみたい」	-0.71**	-0.65**	-0.60**	-0.64**	-0.54**	0.15	-0.39*

*: <0.05, **: P<0.01; Pearson's correlation coefficient test.

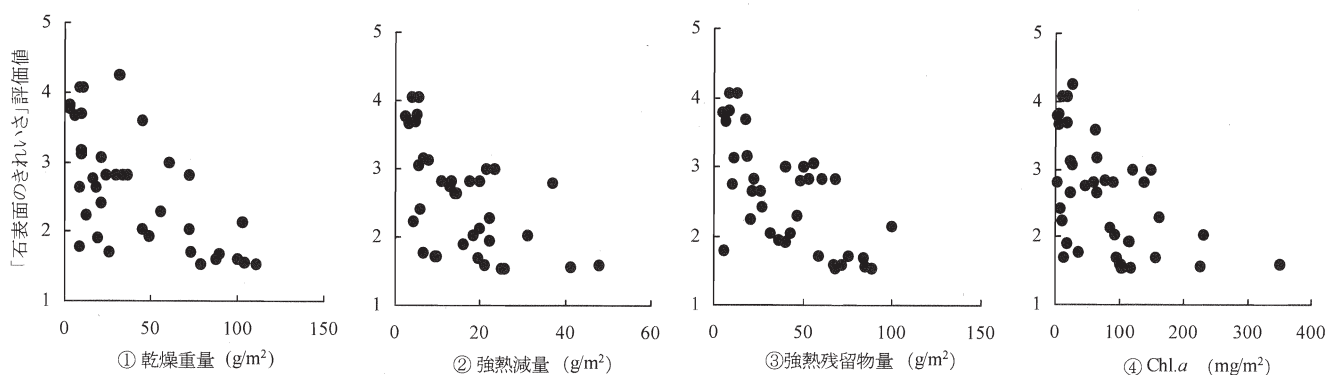


図 3.10 河床付着物量と「石表面のきれいさ」の関係

以下、分析には、視覚的な評価値として、各地点の全被験者の平均値、付着物量として、各地点から得られた3サンプルの平均値を用いた。

表 3.9 に、評価値と付着物量や質を示す項目との相関係数を示した。表中の*、**は、ピアソンの相関係数の検定において、それぞれ有意水準 $P < 0.05$ 、 $P < 0.01$ で有意な相関が検出されたことを示している。なお、表中に示した強熱減量 (%) は、付着物中に占める有機物の割合を示すものであり、藻類比率は、有機物に占める藻類の比率を表すものとして、以下のように定義し用いた。藻類比率が低いほど、藻類以外の有機物 (デトリタス等) が多いことを示す。これらの項目は、付着物の質的な評価のための指標になるものと考えられる。

$$\text{藻類比率} = \text{chl.a} / \text{強熱減量} \times 100 (\%)$$

「川底のきれいさ」や「石表面のきれいさ」は、乾燥重量、強熱減量、強熱残留物量、chl.a、フェオフィチン、藻類比率と負の相関があり、これらの値が高いほど、評価は低い。また、これらの項目は、「水のきれいさ」、「生物がすんでいそうか」、「川に手をいれてみたい」とも相関関係があり、河床付着物は、河床の視覚的な評価のみでなく、水質評価、生物の生息空間としての評価、親水利用に対する評価を行う際の判断要素になっていることがわかる。なお、「川底のきれいさ」と「石表面のきれいさ」の相関係数は 0.98 であり、今回対象とした河床においては、河床の視覚的評価は、礫上の付着物の評価とほぼ一致するものであると判断された。よって、採取した河床付着物を直接評価している項目である「石表面のきれいさ」との関係についてみていくこととする。

図 3.10①~④に、相関係数が高かった乾燥重量、強熱減量、強熱残留物量、chl.a と「石表面のきれいさ」との関係を示した。「石表面のきれいさ」の評価は、概ね乾燥重量で約 10g/m²、強熱減量で約 5g/m²、強熱残留物量で 20g/m²、chl.a で約 20mg/m² 以下であれば評価値が 3 以上の割合が高くなり、視覚的に許容される傾向がみられた。

(2) 2 河床付着物量の色、藻類群との関係

①色との関係

河床の色は、Group-1 (茶系)、Group-2 (緑系)、Group-3 (黒系) に大きく区分された。Group-1、2 は主に実験河川の河床であり、Group-3 は、新境川の河床である。図 3.11 に、「石表面のきれいさ」と乾燥重量の関係 (図 3.10 ①) に河床の色の情報を加え示した。同程度の乾燥重量であっても Group-2 (緑系) の方が Group-1 (茶系) 及び Group-3 (黒系) よりも評価が高い傾向がみられる。このことは、河床付着物の色が評価に関与していること

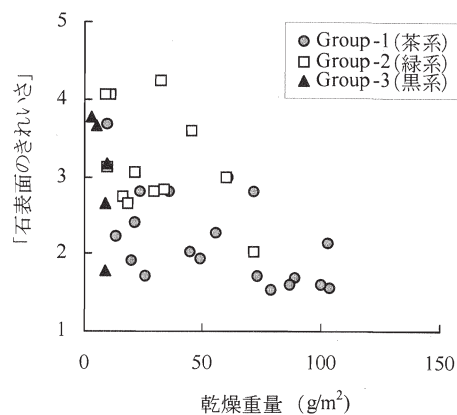


図 3.11 「石表面のきれいさ」に関する色の影響

表 3.10 各グループの優占5種と構成比 (%)

綱	種	Group-1	Group-2	Group-3
藍藻	<i>Homoeothrix janthina</i>		9.7	82.4
	<i>Pleurocapsa</i> sp.			2.7
珪藻	<i>Fragilaria construens</i>		8.4	
	<i>Gomphonema parvulum</i>			
	<i>Melosira varians</i>	73.0	41.2	
	<i>Navicula cryptocephala</i>	1.6		
	<i>Nitzschia palea</i>	1.5		
	<i>Synedra rumpens</i>	7.3		
緑藻	<i>Cladophora</i> sp.		2.9	
	<i>Cloniophora</i> sp.		7.3	14.3
	<i>Scenedesmus</i> spp.	6.5	14.8	

注) Group-3 は、構成比が1%以上の優占3種までを記載した。

を示唆するものと考えられる。また、Group-3 (黒系) は、評価値のばらつきが大きく、これには新境川の流速が速かったこと等、色以外の要因が関与していることが推察された。

②色と藻類群との関係

藻類の葉緑体には各種のクロロフィル (葉緑素) や、カロチン、キサントフィン等の色素が含まれ、その種類は、藻類群によって異なる⁴⁷⁾。したがって、Group-1 (茶系)、Group-2 (緑系)、Group-3 (黒系) の色の違いは、主に付着藻類群の組成の違いに起因する。そこで、各グループの付着藻類群と色との関係を明らかにするため、各グループの試料から、ランダムに抽出した3地点の試料を対象に種を同定し、細胞数を計数した。なお、細胞数の判断ができない糸状体性の藍藻 *Homoeothrix janthina* 等については、糸状体数を計数した。図 3.12 に、各グループの綱別構成比を3試料の平均値で示した。また、表 3.10 に、各グループの優占5種で、かつ全細胞数の1%以上を占めた種を示した。Group-1 は、珪藻の割合が高く約 90%を占め、*Melosira varians* (チャヅツケイ

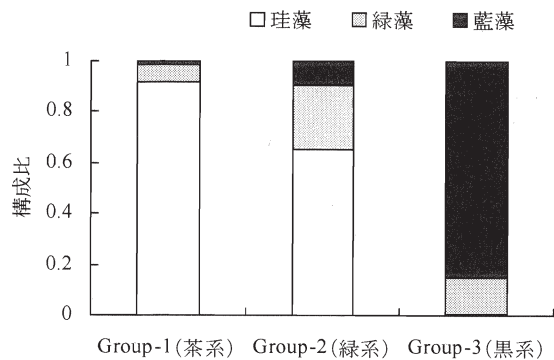


図 3.12 網別構成比

ソウ)が73%を占めた。Group-2も、珪藻の割合が高く、*Melosira varians*が41%を占めたが、緑藻も約30%を占め、*Scenedesmus* spp. (セネデスマス)が15%を占めた他、糸状緑藻の *Cloniophora* sp. (トゲナシツルギ)、*Cladophora* sp. (カワシオグサ)も優占していた。Group-3は、藍藻の割合が高く、その多くが *Homoeothrix janthina* (ホモエオスリックス)で82%を占め、次いで緑藻の *Cloniophora* sp.が14%で、ほぼこの2種で構成されていた。

以上のように、各グループで付着藻類群の組成の特徴は異なり、茶系の Group-1 の藻類群は、*Melosira varians*が多く珪藻が優占する群落、緑系の Group-2 は、これと、*Cloniophora* sp., *Cladophora* sp.等の緑藻の割合が高い群落、黒系の Group-3 は、藍藻の *Homoeothrix janthina*が優占する群落であった。

③クロロフィルを用いた色、藻類群の区分

クロロフィルには、chl.a, b, c, dの4種類があり、chl.aは、すべての藻類に含まれ、chl.bは、緑藻や緑虫類、chl.cは、珪藻、黄色鞭毛藻、渦鞭毛藻類、chl.dは、紅藻類に含まれ、藍藻類はchl.a以外を含まない⁶⁰⁾。したがって、緑藻に含まれるchl.bや珪藻に含まれるchl.c等、含まれる色素の違いを利用することにより、藻類群を構成する緑藻や珪藻の割合をある程度示すことができ³⁸⁾、これにより緑色の度合いを定量化することができる。なお、本研究で用いたSCOR/UNESCO法によるchl.a, b, cの定量は、chl.aは精度の高いものであるが、chl.b, cは、大まかな存在量を示す参考値⁶⁰⁾とされている。また、クロロフィル含量は、藻類の種類や年齢により変化するため、藻類量への換算には注意が必要とされる⁶⁰⁾が、群集の組成の違いやこれに起因した色の違いを定量的に示すことは可能であると考え用いた。

chl.b及びchl.c量を用いて、珪藻の割合が高いGroup-1 (茶系)、緑藻の割合が高いGroup-2 (緑系)、緑藻の割

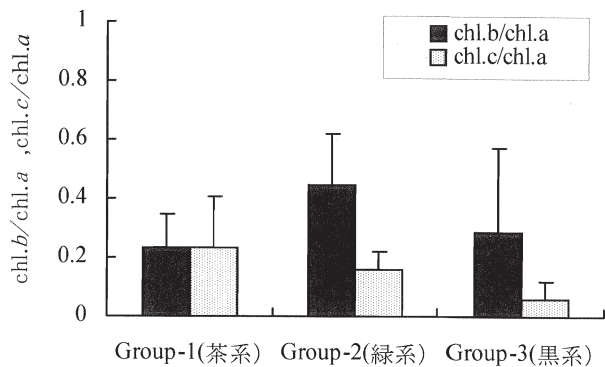


図 3.13 chl. a量に対するchl. b, chl. c量の割合 (平均値±標準偏差)

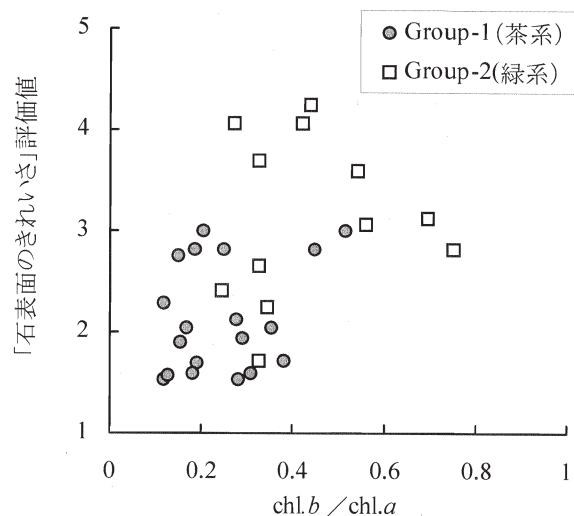


図 3.14 chl. b/chl. aと「石表面のきれいさ」の関係

合がやや高く、珪藻の割合が低いGroup-3 (黒系)の違いを示し得るかを検討するため、図3.13にすべての藻類の含まれるchl.a量に対するchl.b, chl.c量の割合を示した。Group-2におけるchl.b/chl.aは、Group-1, 3と比べ1.6~2倍程度高い値を示し、緑藻の割合が高いことを示している。また、chl.c/chl.aは、Group-1が最も高い値を示し、珪藻の割合が高いことを示している。これらの結果は、図3.12に示した網別構成比と一致するものであり、色素比は、網別にみた付着藻類群の組成の違いを概ね反映するものであることが確認された。

④緑色の度合いの定量化と評価との関係

(1)では、河床付着物の色が評価に関与し、Group-2 (緑系)の方がGroup-1 (茶系)よりも評価が高くなる傾向を示唆した。また、(3)では、chl.b/chl.aは、緑藻の割合をある程度示し得る指標となることが示唆された。そこで、chl.b/chl.aを緑色の度合いを定量化する指標として用い、これと「石表面のきれいさ」との関係について試みる。

図 3.14 に、Group-1、2 における chl.b/chl.a と「石表面のきれいさ」の関係を示した。これらの中には有意な正の相関関係が認められ ($P < 0.01$ 、ピアソンの相関係数の検定)、相関係数は $r = 0.45$ であった。chl.b/chl.a が高い、すなわち、緑藻の割合が高く、緑色の度合いが高いほど、評価は高くなる傾向がみられた。

(3) 付着物量と色 (藻類群) を加味した評価

3.1、3.2 から、「石表面のきれいさ」には、付着物量と色が関与していることが明らかになった。そこで、これらの関係を定量的に示すため、「石表面のきれいさ」を目的変数、付着物量を示す変数の代表として乾燥重量、緑藻の割合を示す chl.b/chl.a を説明変数とした重回帰分析を行ったところ、重相関係数 $R = 0.68$ が得られた。さらに、乾燥重量の代わりに、強熱残留物量、すなわち、細粒土砂量を説明変数とした場合には、重相関係数はより説明力が高い $R = 0.74$ となり、以下の回帰式が得られた。

$$y = -0.02x_1 + 1.29x_2 + 2.95$$

y : 「石表面のきれいさ」評価値、 x_1 : 強熱残留物量 (細粒土砂量) (g/m^2)、 x_2 : chl.b/chl.a、

以上より、今回対象とした河床における「石表面のきれいさ」は、付着物量 (特に細粒土砂量)、及び chl.b/chl.a でほぼ説明されることが示された。

3.3.3 考察

表 3.11 に、既往研究^{38)・61)~65)}から、河床付着物量に対する親水利用や視覚的な観点からの基準や許容値を整理し示した。平山⁶¹⁾はきれいと感じる河床の付着物量の目安は、乾燥重量で $15\text{g}/\text{m}^2$ 、強熱減量で $5\text{g}/\text{m}^2$ 、chl.a で $30\text{mg}/\text{m}^2$ であるとし、Horner *et al.*⁶⁴⁾は、chl.a で $100 \sim 150\text{mg}/\text{m}^2$ 以上、あるいは、糸状藻類が 20% 以上覆われると許容できないとしている。本研究における結果は、ややばらつきが大きいものの、これらと概ね一致するものであった。なお、評価値が 3 以上 (どちらでもない~きれい) の付着物は、視覚的には、石の模様が認識できるほど、付着物量はかなり少ない状態であるといえよう。

今回対象とした河床付着物では、「石表面のきれいさ」に最も寄与していた付着物量のパラメータは、細粒土砂量 (強熱残留物量) であった (表 3.9)。そこで、細粒土砂量に着目し、河川流量管理との関係について考察する。なお、河床付着物中の細粒土砂量は、上流からの流入量、沈降に係わる土砂の粒径、河床の粗度、水理諸量 (摩擦速度、沈降速度、フルード数³⁹⁾、流れの乱れの程度 (レイノルズ数) 等の他、藻類が分泌する粘性物質による捕捉⁶⁶⁾等、様々な要因が関与するが、ここでは、摩擦速度について取りあげ、細粒土砂量との関係についてみてみ

表 3.11 既往研究における付着物量の評価

項目	項目	値
親水・リクリエーション利用の基準値 (ニュージーランド環境省が河川局に推奨) ⁶²⁾	糸状藻類 (被覆率)	<40%
	chl.a	<100mg/m ²
	AFDM (強熱減量)	<40g/m ²
親水・リクリエーション利用の許容値 ⁶³⁾	chl.a	<50mg/m ²
水生生物の許容 ⁶³⁾	chl.a	<100mg/m ²
許容できない付着物量 ⁶⁴⁾	chl.a	100-150
	糸状藻類 (被覆率)	>20%
河床の広範囲を覆う量 ⁶⁵⁾	AFDM (強熱減量)	>50g/m ²
きれいと感じる河床付着物の目安 ⁶¹⁾	乾燥重量	15g/m ²
	AFDM (強熱減量)	5g/m ²
	chl.a	30mg/m ²

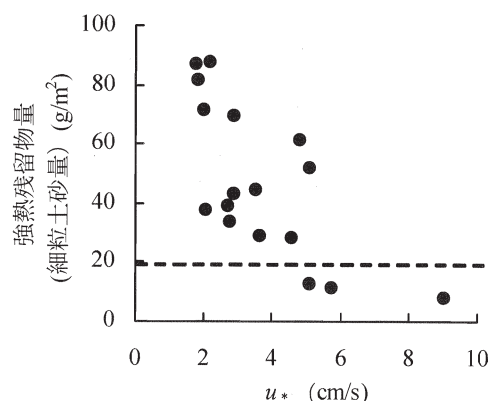


図 3.15 摩擦速度と細粒土砂量との関係

る。

図 3.15 に、実験河川で対象とした河床のうち、長期間 (約 4 ヶ月間) 流量一定を保った条件下における摩擦速度 u^* と細粒土砂量との関係を示した。これらの中には、有意な負の相関関係が認められた ($P < 0.01$ 、ピアソンの相関係数の検定)。図 3.15 より、今回対象とした条件 (水質、水温、日射量の環境条件、付着藻類群集等) では、視覚的に許容される上限値を細粒土砂量で $20\text{g}/\text{m}^2$ とした場合 (破線)、摩擦速度約 $5 \sim 6\text{cm}/\text{s}$ 以上を確保することによって維持されることが読みとれる。この値は、生物相を保全するための摩擦速度として山田が示した値 ($u^* = 5\text{cm}/\text{s}$ 以上)³¹⁾とほぼ一致するものであることを勘案すると、河川流量管理を考える上で重要な条件となる可能性が示唆される。

次に、色の違いとして現れる付着藻類群と評価との関係については、緑藻の割合が高いほど、評価は高い傾向があった。品田らは、人間は緑の自然に安らぎを感じていることを示し⁶⁷⁾、河合は、緑の自然を求めるのは、人間が樹上生活、すなわち緑の中で暮らしていたサルから進化したことに起因すると推察している⁶⁸⁾。本研究で示された緑色の藻類の方が評価が高いという結果も、これらに起因したものと推測される。しかし、Group-2 で優

占していた *Cladophora* sp. (カワシオグサ) 等の糸状緑藻は、しばしば、毛髪状に長く成長し、不快さをもたらす⁶⁹⁾、被覆率が20%を超えると、許容できないとされる⁶²⁾。今回対象とした緑藻は、毛髪状に繁茂した状態ではなかったため、評価が高い傾向が示されたが、長く毛髪状に繁茂した場合は、評価は低くなっていたものと考えられる。また、*Cladophora* sp. (カワシオグサ) 等の大型糸状緑藻は、河床攪乱がない安定した環境条件の下で繁茂する種とされ²⁸⁾、さらに、アユにとって、成長阻害となる可能性が指摘されている⁵⁹⁾。したがって、糸状緑藻については、人為的な制御下で繁茂している場合、河川生態系の健全さの観点から評価すれば、むしろ健全な状態ではないと評価されるであろう。河川流量管理において、留意すべき点である。

3. 3. 4 まとめ

本研究は、河床付着物と人間の視覚的評価の関係を明らかにするため、自然共生研究センター実験河川及び新境川の河床を対象とした評価実験を行った。結果は以下のとおりである。

- ① 河床付着物の視覚的評価には、主に付着物量と色が関与している。
- ② 付着物量は、付着物量が多いほど視覚的な評価は低くなり、乾燥重量では約 10g/m^2 、強熱減量（有機物量）では約 5g/m^2 、強熱残留物量（細粒土砂量）では約 20g/m^2 、chl.a量では約 20mg/m^2 以下であれば概ね視覚的に許容される傾向がある。
- ③ 色については、緑藻の割合をある程度示し得る指標 $\text{chl.b}/\text{chl.a}$ を用いて、緑色の度合いを定量化し、この値が高いほど、石表面のきれいさの評価値が高くなる傾向がある。

3. 4 アユの餌資源としての観点からみた河床付着物の質の評価

3. 4. 1 はじめに

アユの餌資源としての付着藻類の現存量や種組成、摂食圧等との関係に関する研究は比較的多く行われている。しかし、河川流量管理に結びつけていくためには、これらと出水時における河床攪乱や平常時の水理条件との関係を明らかにすることが必要であると考えられる。特に河床攪乱については、アユの餌資源としての質の維持に重要な役割を果たすことが指摘されているが⁷⁰⁾、これを定量的に示した研究はない。また、平常時においても、灰分率の維持の観点から流速との関係を指摘した報告⁷¹⁾の他、ほとんどみられない。さらに、河床付着物の評価を行うためには、現存量や付着藻類の種組成のみならず、河床付着物を構成する付着藻類以外の要素、例えば、渡辺・上條⁵⁸⁾や Yamada & Nakamura³⁹⁾が指摘している微細な土砂や、枯死した藻類、あるいは藻類以外の有機物等を含め、総合的に捉えることが必要であると考えられるが、個別に扱われている場合がほとんどである。そこで、本研究では、河床付着物を構成する要素間関係を捉えながら、河床攪乱（ここでは、出水時において代表粒径程度の河床材料が移動を伴う攪乱とする）が河床付着物の質の維持に果たす役割について、特にアユの餌資源として利用可能な餌資源としての質の維持に着目しながら、これを定量的に明らかにすることを目的とする。

平常時流量とアユの餌資源としての河床付着物の評価 (1) 方法

多摩川の河口から 52~53km 区間の礫床河川（平均河床勾配 1/310、低水路幅 20~30m）における平瀬、瀬における 3 横断側線、及び木曾川支川新境川の平瀬における 1 側線を対象に、水際から横断方向に約 1~2m 間隔で調査地点を設け、水深、流速（6 割水深）の測定、径 15~20cm の礫を対象としたアユのハミ跡の有無の確認及び河床付着物の採取を行った。付着物の採取は、礫の上面 5cm×5cm の範囲からナイロンブラシと蒸留水を用いて行い、有機物量の目安となる強熱減量、シルト等の細粒土砂量の目安となる強熱残留物量を河川水質試験法（案）⁵²⁾により測定し、藻類現存量の指標となるクロロフィル a 量、及び死滅した藻類量を示すフェオフィチン量については、Lorenzen (1967) の方法（標準法 1（単波長吸光度法）⁴⁰⁾）で測定した。また、付着物の構成を示す指標として、有機物の割合を示す強熱減量（%）、そして、有機物に占める藻類量の比率、生きている藻類の割合を、それぞれ、藻類比率（=クロロフィル a/強熱減量×100（%））、生藻類比（=クロロフィル a/（クロロフィル a+フェオフィチン））と定義し、用いた。付着藻類群の種組成については、種の同定及び計数を行った。得られたデータを用いて、アユのハミ跡の有無と河床付着物の状態（付着物量及び構成、付着藻類群の種組成）、及び水理量との関係を検討した。なお、調査は多摩川においては、2004.9.11、新境川においては、2005.9.8 に行

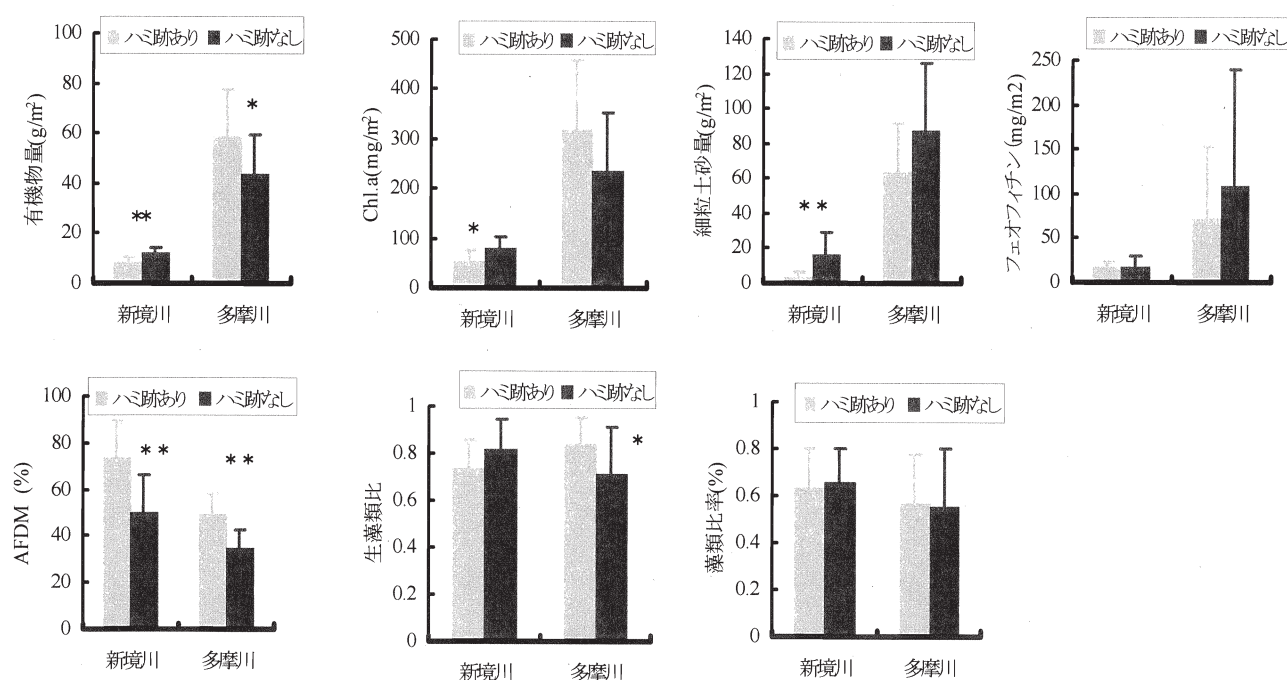


図 3.16 ハミ跡の有無の河床付着物量、質の違い

った。

3. 4. 2

(2) 結果

図 3. 19 に、ハミ跡有無別に強熱減量、強熱残留物量、クロロフィル a、フェオフィチン量、強熱減量 (%)、藻類比率、生藻類比の平均値及び標準偏差を示した。なお、図中の*、**は、ハミ跡の有・無の違いを Student's t test で検定した結果、それぞれ有意水準 $P < 0.05$ 、 $P < 0.01$ で有意差が認められたことを示している。両河川で同様の傾向が検出された項目は、強熱減量 (%) であり、ハミ跡有の方が高い値を示した。また、図 3. 17 に全細胞数に占める藍藻、珪藻、緑藻の割合を示した。両河川においてハミ跡がある河床付着物は藍藻の割合が多い傾向があり、優占していたのは糸状藍藻の *Homoeothrix janthina* であった。また、図 3. 18、3. 19 には、多摩川における流速と強熱減量(%), 流速と藍藻、珪藻の割合の関係をそれぞれ示した。流速が、強熱減量(%), すなわち、細粒土砂量を規定し、これが藍藻、珪藻の割合に関与していることがよみとれる。

(3) まとめ

強熱減量 (%) が 45%以上の付着物にハミ跡がみられるという結果は、既往の報告による灰分率 50%以下⁷⁾とほぼ一致するものであった。このことから、この値は、アユの餌資源としての河床付着物の評価における一つの指標になるものと考えられる。また、流速約 40cm/s で、その状態は維持されていた。

アユの選好流速 (40~70cm/s)⁷²⁾を勘案すると、アユのハミ跡は、アユが選好する場の河床付着物を摂食しているものと考えられる。また、アユのはみ跡のみでみられた *H. janthina* が優占する群落は、アユが摂食することで維持されることが報告され⁷³⁾、珪藻よりも栄養価が高いとされる⁵³⁾。このことは、アユの餌資源として良好な河床付着物が維持されるためには、細粒土砂が堆積しない水量とアユの摂食が必要であることを示唆するものだと考えられる。

3. 4. 3 河床攪乱がアユの餌資源の質の維持に果たす役割

(1) 方法

実験河川 (自然共生研究センター内) に、河床攪乱の有無を人為的に設定した以下の 2 種類の基質 (Sub.A、Sub.B) を設置し、経時的变化を追いながら、河床付着物の状態の違いとアユの餌資源としての利用の有無を調査した。調査期間は 2003 年 6 月中旬~10 月初旬とした。

Sub.A : 長期間河床攪乱が生じていない状態を想定

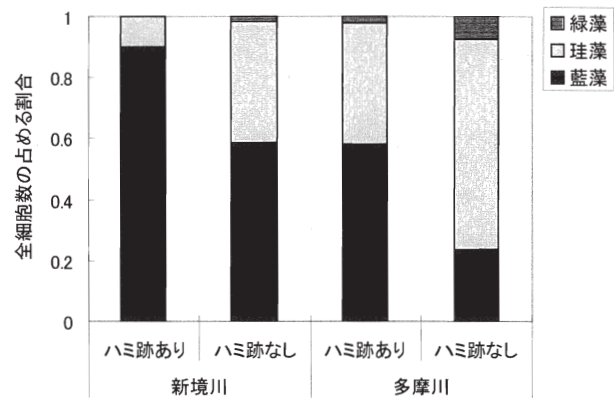


図 3. 17 全細胞数に占める藍藻、珪藻、緑藻の割合

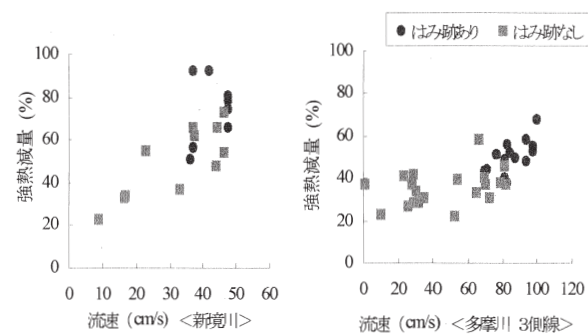


図 3. 18 流速と強熱減量(%)の関係

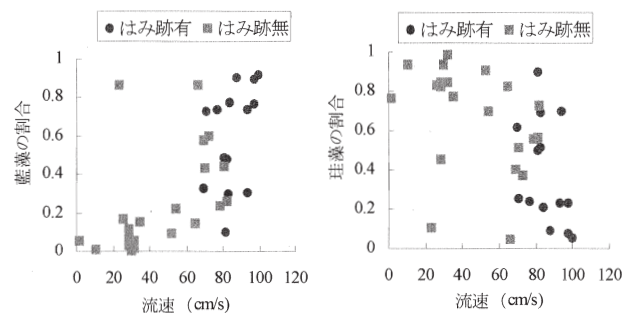


図 3. 19 流速と藍藻、珪藻の割合

(2002 年 7 月 18 日に設置)

Sub.B : 河床攪乱が生じた直後の状態を想定 (2003 年 5 月 22 日に設置)

材質や形状が統一している市販の自然石 (花崗岩、10cm×20cm×厚さ 4.5cm に加工されている) を付着基質として用い、実験河川 B 上流の直線区間の河床 (水面幅 2.5m、河床勾配約 1/500) に設置した。調査期間中の実験河川の基底流量は 0.1m³/s (水深; 16cm、流速 (6 割水深); 35~40cm/s) で、この間、河床材料の移動を伴わない計 11 回の増水 (流量は 0.5~2m³/s、継続時間は 0.5~24 時間) が与えられた。

河床付着物は、週 1~2 回の頻度で、Sub.A、Sub.B からそれぞれ 3 つの基質をランダムに選定し、その上面 5×5cm

の範囲からナイロン製ブラシと蒸留水を用いて採取した。また、同時にアユが餌として利用していたかどうかを、ハミ跡の有無で判断し、記録した。なお、河床付着物の採取において、ハミ跡が確認された場合には、これ以外の箇所から採取した。調査期間の水温は、月平均 23.6~27.7°C、導電率は、平均 12.9 mS/m であった。

採取した試料は、河床付着物を構成している要素（藻類、藻類と藻類以外の有機物（デトリタス、バクテリア、菌類等）及び無機物（シルト等の微細な土粒子））を定量するため、クロロフィル a、フェオフィチン、強熱減量、強熱残留物を測定した。また、これらの構成を示す指標として、有機物の割合を示す強熱減量(%)、そして、有機物に占める藻類量の比率、生きている藻類の割合を、それぞれ、藻類比率 (%) (=クロロフィル a / 強熱減量 × 100)、生藻類比 (=クロロフィル a / (クロロフィル a + フェオフィチン)) と定義し、算出した。付着藻類群の種組成については、顕微鏡観察により、種の同定及び計数を行った。

なお、実験河川の生息魚種については、取水河川である木曾川支川新境川と同様のアユを含む 22 種が確認されている⁷⁴⁾。また、調査期間におけるアユは、未成魚から成魚期にあたり、6 月から 8 月中旬までは遡上したアユが中流から上流域の瀬に定着し、付着藻類を摂餌し、それ以降は、降河しながら付着藻類を摂餌する時期にあたる。

(2) 結果

① 設置期間の異なる基質 (Sub. A、Sub. B) の経時変化

クロロフィル a、フェオフィチン、有機物量は、Sub. A が Sub. B より高い値を推移し、クロロフィル a については、増加から最大値に達し、その後、減少するというサイクルが、Sub. A、Sub. B でほぼ同周期でみられた (図 3. 20a)。無機物量は、Sub. B では、2003 年 8 月はじめまでは Sub. A より低い値を推移したが、時間の経過に伴い増加する傾向を示し、これ以降は、Sub. A とほぼ同程度の値となった (図 3. 20b)。生藻類比は、Sub. B の方が Sub. A よりやや高い値を推移し、わずかであるが、両者ともに時間の経過に伴い低下する傾向がみられた (図 3. 20c)。藻類比率 (%) は、Sub. A、Sub. B でほぼ同様な値をとりながら、時間の経過に伴い低下する傾向がみられた。強熱減量 (%) は、Sub. B では、7 月末まで Sub. A より高い値を示したが、時間の経過に伴い低下し、これ以降、Sub. A とほぼ同様の値を推移した。Sub. A では、調査期間を通して 20% 前後を推移した (図 3. 20d)。

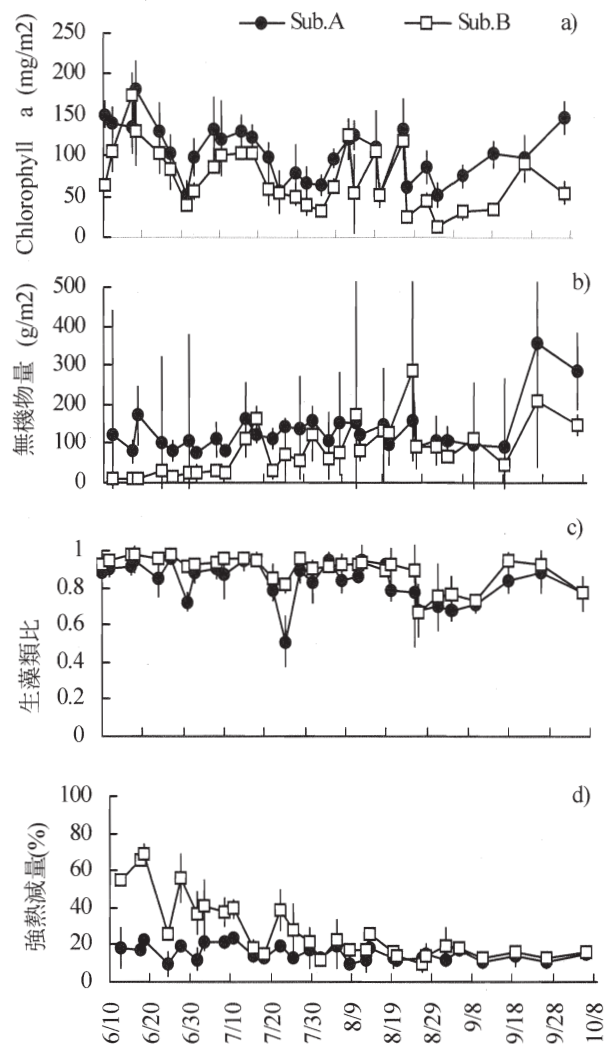


図 3. 20 付着物量及び構成比の経時変化

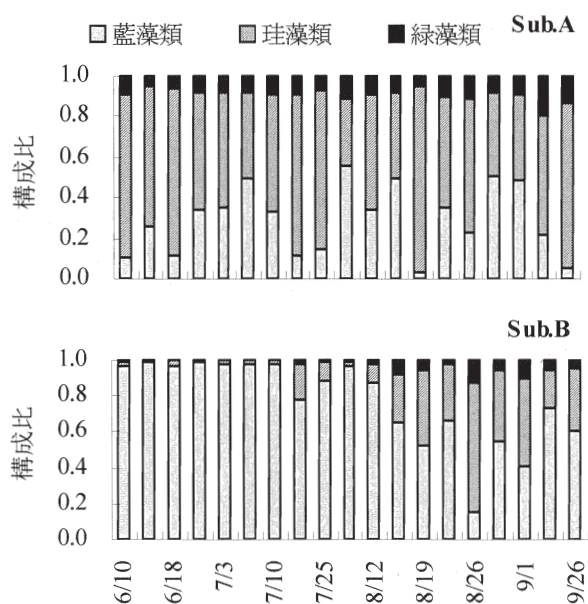


図 3. 21 付着藻類群集の組成の経時変化

藻類群集は、Sub.A では、調査期間を通して珪藻の割合が高く、珪藻類と藍藻類を合わせると80%以上を占めた(図3.21)。比較的多く出現した種は、藍藻類の *Chamaesiphon* sp.、*Homoeothrix janthina*、珪藻類の *Melosira varians*、*Navicula cryptotenella*、*Navicula viridula* var. *rostellata*、*Achnanthes subhudsonis*、*Nitzschia palea*、緑藻類の *Scenedesmus* spp.等であった。一方、Sub.B では、2003年8月中旬までは藍藻類、主に、糸状藍藻の *Homoeothrix janthina* が大きく優占し、Sub.A とは異なる傾向を示した。しかしその後は、藍藻類は減少し、珪藻類、主に *Melosira varians*、*Nitzschia palea*、*Navicula viridula* var. *rostellata*、や緑藻類 *Scenedesmus* spp.が増加し、珪藻類が高い割合を占めるようになった。

②アユが餌として利用した河床付着物の特徴

アユのハミ跡は、Sub.B において、6月18日、7月3日、7月10日に確認され、Sub.A では確認されなかった。ハミ跡がみられた Sub.B は、基質表面に密着した黒色の層の上に薄白茶色の層が形成され、ハミ跡の部分は、上層が除かれ、黒い層の部分が残っている様子が見られた。一方、Sub.A の付着物は、やや緑色を呈しており、目視でも糸状緑藻や細粒土砂の堆積が確認できた。

Sub.B でハミ跡が確認された期間(6月18日～7月10日まで)において、ハミ跡の有無による各項目の違いは認められなかったため、ハミ跡が確認された期間(2003年6月18日～7月10日)における Sub.B (GS-Sub.B) をアユが餌として利用可能な付着物の状態とみなし、ハミ跡が確認されなかった同期間の Sub.A (GS-Sub.A) の付着物との違いを検定した。すべての項目において有意差が認められ、GS-Sub.B のクロロフィル *a*、フェオフィチン、有機物量、無機物量は、GS-Sub.A より低く、強熱減量(%)、藻類比率(%), 及び生藻類比は高いことが認められた。

藻類群の組成については、ハミ跡が確認された GS-Sub.B は、*H. janthina* が95%以上優占していたことが特徴としてあげられた。

(3) 考察

約1年河床に設置されていた基質 Sub.A の方が、新たに設置した基質 Sub.B よりも、藻類現存量、有機成分量、及び無機物量(以下、細粒土砂量とする)は高く、強熱減量(%)と藻類比率(%)は、Sub.B の方が高い等、設置期間の違いにより、付着物量や構成比は異なっていた。しかし、Sub.B では、経時的に、細粒土砂量の増加、強熱減量(%)の低下がみられ、Sub.A と同様の値に低下していった。また、藻類群集についても、Sub.B では、

糸状藍藻の *H. janthina* が大きく優占していたが、経時的に、糸状藍藻が減少し、珪藻類が増加し、Sub.A の群集構造に近づく傾向がみられた。また、このような Sub.B における細粒土砂の増加、藻類群の種組成の変化は、ほぼ同時期に進行していた。

細粒土砂と藻類群集との関係について、Pringle and Hamazaki (1998)⁷⁵⁾は、摂食圧がない条件の下で細粒土砂量を人為的に除去した場合、珪藻の細胞数の大幅な減少、糸状藍藻の増加と糸状体の長さの伸長が生じることを示し、また、細粒土砂量が多い状態で珪藻が増加できる要因について推察している。このことから、Sub.B における藻類の組成の変化においても、細粒土砂の増加が関与していることが示唆された。また、Power *et al* (1988)⁷⁶⁾は、魚類及び底生動物の摂食がない場合、糸状藍藻は珪藻に覆われること、Pringle and Hamazaki (1998)⁷⁵⁾は、魚類の摂食がある場合、摂食がない場合と比較して糸状藍藻が増加すること、Abe *et al* (2001)⁷³⁾は、アユの摂食がない場合、藍藻は増加せず、珪藻が増加し、摂食がある場合は、藍藻が増加することを示している。これらのことから、群集構造の変化には、アユの摂食がなかったことも関与している可能性が考えられた。

アユのハミ跡については、新たに設置した基質 Sub.B において、細粒土砂の増加、藻類群の種組成の変化が生じる前に確認され、ハミ跡が確認されなかった Sub.A と比べ、クロロフィル *a*、フェオフィチン、有機物量、細粒土砂量は低い、強熱減量、藻類比率及び生藻類比は高く、また、藻類は、糸状藍藻の *H. janthina* が大きく優占する群集であった。既報において、強熱減量については、正常に成育するためには灰分率は50%以下が望ましくない(全国内水面漁業協同組合連合会 2002)とされ、本研究でハミ跡が確認された強熱減量(%)もほぼこの範囲にあることから、これらを支持する結果が得られたものと考えられ、強熱減量(%)は、アユの餌資源としての質を評価する際の指標になりうることを示唆された。その他の項目については、これまで報告がほとんどないため、実河川における検討を行い、餌資源として利用可能な質の評価において、寄与する項目であるかどうか検証する必要がある。

ハミ跡のあった河床付着物で優占していた *H. janthina* については、日本の多くの河川で春から秋にかけて優占する種であり⁵²⁾、アユの漁場で多くみられる種⁷⁷⁾⁷⁸⁾として報告されており、既報の知見と一致するものであった。

以上より、アユの餌資源として利用可能な状態の維持には、微細土砂の堆積が重要な因子になることが示唆さ

れた。河床攪乱は、付着基質自体が掃流、あるいは、河床攪乱前には下層にあった河床材料が表層へと露出することにより、細粒土砂量の低い状態、あるいは、ほとんどない状態にリセットされ、アユの餌資源としての河床付着物の質の維持に寄与していることが推測された。また、河床攪乱後の河床材料には、*H. janthina* が優占していたことを確認しており、河床攪乱に対する *H. janthina* の抵抗性は高いと考えられ、細粒土砂量が低下した状況下で、攪乱後も残存しえた *H. janthina* が速やかに増殖することを可能にすることに寄与していることが推測された。

(4) まとめ

河床攪乱の有無を人為的に設定した2種類の基質(約1年間河床に設置されていた基質と新たに設置した基質)を用いて、河床付着物の状態を比較するとともに、アユの餌資源としての観点から評価した。アユは、長期間河床攪乱がない状態を想定した前者の基質の付着物は利用せず、攪乱後を想定した後者の付着物を利用した。利用した付着物は、利用されなかったものと比較し、細粒土砂量が少なく、強熱減量(%)や生藻類比等が高い状態であり、藻類群落は、糸状藍藻の *H. janthina* が優占する群落であった。しかし、新しい基質の付着物も経時的な細粒土砂量の増加に伴い、藍藻類の減少、珪藻類の増加がみられ、1年間河床に設置されていた付着物の状態に近づく傾向がみられ、アユの餌資源として河床付着物の評価には、微細土砂の堆積が重要な因子になることが示唆された。

3. 4. 3 まとめ

本研究では、アユの餌資源の観点から河床付着物の状態を評価した。アユが摂食していた河床付着物は、シルト分が少ない、強熱減量(%)が概ね45%以上のもので、糸状藍藻の *H. janthina* が優占する群落であった。このような河床付着物の状態が維持されるためには、シルト分の堆積しない水理条件とアユの摂食が必要であると考えられた。また、これまでアユは餌となる河床付着物に対して、選択性や嗜好性をもたない⁷⁹⁾と考えられていたが、ある条件の下では、河床付着物を選択的に摂食している可能性が示唆された。

4. 流量変動と底生動物の関係

4. 1 はじめに

出水が及ぼす底生動物への影響について、大規模出水による攪乱の影響やその回復過程に関する研究は比較的多く行われているが、中小規模出水に対する影響については、ほとんど明らかにされていない。しかし、人為的に制御可能な中小規模の出水の影響を明らかにすることは、河川流量管理を行っていく上で重要な知見であると考えられる。

一方、流量が平滑化されると、底生動物群集においては、極相とされる造網型トビケラの増加が生じることが知られている。造網型トビケラは、河床間隙に棲み込み、砂や小礫を中礫や大礫に絹糸で結び付けて営巣する。そのため、それまで出水時に移動していた河床材料が移動できなくなり、河床が固結化され、攪乱される頻度がさらに減少する。ここでは、この現象を造網型トビケラの棲み込みによる河床の固化とよぶこととする。このような河床固化は、さらに、下流への土砂流送の減少させることが指摘されており⁸²⁾⁸³⁾、下流の河床の環境をも改変させてしまうことが懸念される。しかしながら、この実態についてはこれまで実験室レベルでの把握はあるが⁸⁴⁾、実河川で定量的に把握された例は少ない。

そこで、本研究では、流量制御可能な実験河川を用いて、中小規模出水に対する底生動物の影響を明らかにすること、実河川における網型トビケラの棲み込みによる河床固化の実態を明らかにすることを目的に研究を実施した。

4. 2 中小規模出水に対する底生動物の応答

4. 2. 1 方法

同様の形状をもつ実験河川において人工出水を与え、出水中の底生動物と粒状物質の流下パターン及び出水に対する底生動物群集の応答に関する調査を行った。調査は2001年、2002年に実施した。対象とした出水は、表4.1に示す計5回とした。なお、平常時流量（基底流量）は $0.1\text{m}^3/\text{s}$ であった。

(1) 出水中の底生動物と粒状物質の流下パターン

実験河川中流部にポンプを設置し、平常時及び出水時における河川水を汲み上げた。河川水の汲み上量は1回につき100Lとし、平常時は2分～5分おきに採取し、出水時は1回目の採集から水位がピークになるまでは2分おきに、ピークからは3分～5分間隔で採集した。サンプルを実験室に持ち帰り、微細粒状無機物 (FPIM)、微細

表 4.1 対象出水

	平常時	2001 出水①	2001 出水③	2001 出水④	2002 出水①	2002 出水②
実施日	—	2001/7/13	2001/9/28	2001/12/5	2002/7/31	2002/8/21
流量 (m^3/s)	0.1	2.5	2.0	1.5	2.0	1.0
継続時間 (時間)	—	5/6	3	1/6	1.0	2.0
水深 (m)	0.11	0.64	0.64	0.67	0.64	0.50
流速 (6割水深, m/s)	0.35	1.48	1.48	1.34	1.48	1.04
摩擦速度 (m/s)	0.04	0.13	0.10	0.08	0.10	0.09

粒状有機物 (FPOM)、水生植物や糸状藻類などの有機物 (CPM) の測定及び底生動物の同定、個体数、湿重量の測定を行った。

(2) 出水に対する底生動物群集の応答

2002①②を対象に、石単位調査を用いて、早瀬と平瀬の各調査地点において流心と岸の石を各20個選定し、その表面に付着している底生動物について採集した。各石については表面積の換算に用いた。採集は出水前、出水直後とした。得られたサンプルは、実験室内で同定後、個体数、湿重量を測定した。

4. 2. 2 結果

(1) 出水中の底生動物と粒状物質の流下パターン

結果を図4.1に示す。底生動物の多くは出水のピーク以前に流下しており、出水初期に大半が流出することが明らかになった。表4.2に、流量が最大値となるまでの流下量を初期流下量として、全流下量に占めるFPOM、FPIM、CPM、底生動物の流下割合(%)を算出した結果を示す。初期流量割合に対して、FPOM、FPIM、CPM、底生動物の流下割合は有意に高いことがわかる。

次に、FPOM、FPIM、CPM、底生動物のピーク時の流下密度に関与する要因を明らかにするため、それぞれ、対象出水が与えられる前の平常時流量の継続期間(日)、対象出水のピーク流量(m^3/s)、平常時の流下密度との相関関係について検定した。結果を表4.3に示す。なお、ピーク時の流下密度とは、ピーク値の75%値をもつ流下密度の平均値を算出し求めた。有意な相関関係が認められたのは、FPOM、CPM、底生動物と平常時流量の継続期間(日)で相関係数はそれぞれ0.56、0.79、0.69であったが、その他は認められなかった。このことから、流下量を決める要因は、平常時流量の継続期間が関与していることが明らかになった。

(2) 出水に対する底生動物群集の応答

出水前後の底生動物の種数、密度、湿重量の変化、及び、多様性指数 (H : Shinnom' s index)、均衡度指数 (J : Pielou' s index) の変化を表4.4に示す。種数や湿

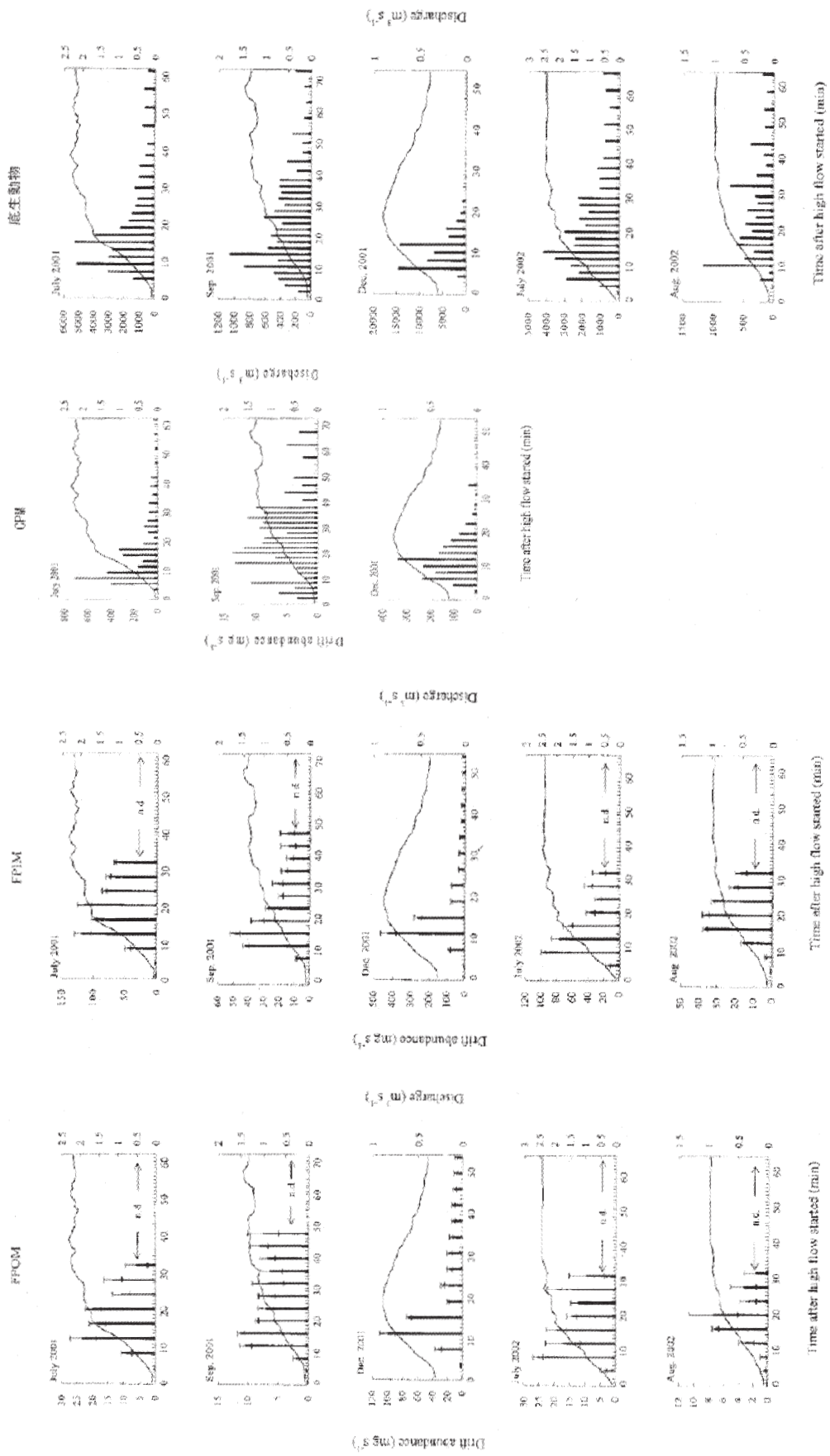


図 4.1 出水時の FPOM、FPIM、CPM 及び底生動物の流下量

表 4.2 初期流下割合 (%)

対象出水	流量 (%)	FPOM (%)	FPIM (%)	CPM (%)	底生動物 (%)
2001①	16.6	36.3	23.6	79.0	67.1
2001②	17.1	18.5	26.6	59.3	64.8
2001④	44.3	69.9	81.3	91.9	97.1
2002①	31.6	45.4	48.8	—	77.6
2002②	17.5	33.7	22.9	—	57.7

表 4.3 流下ピーク密度に関与する要因

ピーク密度	平常時流量継続期間 (日)	ピーク流量 (m³/s)	平常時流下密度 (mg or 個体数/m³)
FPOM(mg/m³)	0.56*	0.32	0.28
FPIM (mg/m³)	0.48	0.33	-0.05
CPOM(mg/m³)	0.79**	0.13	0.48
底生動物 (個体数/m³)	0.69**	0.29	0.23

注) *, **はそれぞれ $P < 0.05$, 0.01 で有意な相関関係が得られたことを示している。

表 4.4 出水前後のタクサ数, 密度, 湿重量, 多様性指数と均衡度指数の変化

	2002①		2002②	
	出水前	出水後	出水前	出水後
全タクサ数	28	17	25	21
母群集タクサ数	38	19	30	26
平均タクサ数	11.3 ± 0.6	9.6 ± 0.4	11.0 ± 0.53	9.35 ± 0.5
総密度 (個体数/m²)	4696 ± 1016	3256 ± 466	7570 ± 1285	3164 ± 707
総湿重量 (mg/m²)	2350 ± 686	1391 ± 466	1440 ± 301	634 ± 175
多様性指数 (Shanon' s index)	2.89 ± 0.08	2.72 ± 0.08	2.46 ± 0.11	2.37 ± 0.10
均衡度指数 (Pielou' s index)	0.82 ± 0.02	0.83 ± 0.02	0.72 ± 0.03	0.75 ± 0.03

重量は出水により減少がみられたが、多様性指数や均衡度指数については変化がみられなかった。

現存量が高いタクサについて、図 4.2 に出水前の個体数密度と出水後の個体数密度を示した。出水によりほとんどのタクサで減少を示し、カワラザラガイ、ミズミミズ属、ハモンユスリカ属、ヒゲユスリカ属で有意に減少し ($P < 0.05$, Mann-Whitney' s test)、小型の底生動物が影響を受けていた。

次に、出水後の回復状況について、2002①出水後と 2002②出水前を比較すると (表 4.4)、約 20 日間で、タクサ数については出水前のレベルにほぼ回復している。総密度については洪水前よりも高いが、総生物量についてはほとんど変化がなかった。多様性指数及び均衡度指数についても回復していなかった。個体数密度が高いタクサにつ

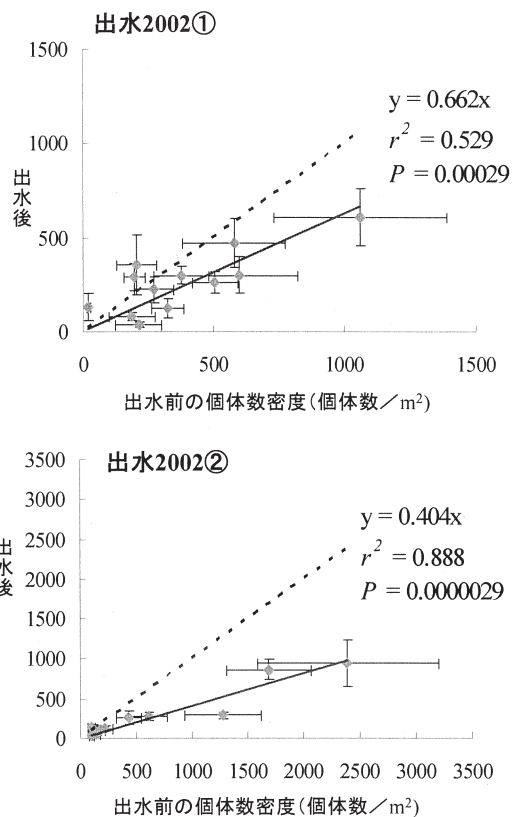


図 4.2 出水前後の個体数密度の関係

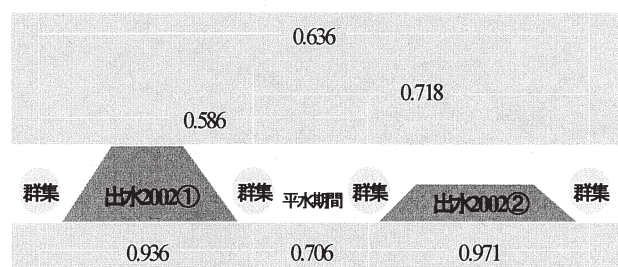


図 4.3 底生動物群集の類似度指数の変化

いては、洪水前のレベルまで回復したタクサは、ミズミミズ属、エダゲヒゲユスリカ属、ナガレユスリカ属、ヒゲユスリカ属であり、主に短い生活環をもつ種であった。また、出水による底生動物群集の類似度指数の変化を図 4.3 に示す。出水前後の類似度指数は高いが、例えば、出水 2002①前と出水 2002②後の類似度指数は 0.59 であり、低くなっている。このことは、出水が底生動物群集に与える影響よりも、出水後の回復過程における影響の方が大きいことを示唆するものと考えられた。

4. 2. 3 まとめ

(1) 出水中の底生動物と粒状物質の流下パターン

5 回の出水を対象に、流下する底生動物、水中植物及び粒状物質を分単位で連続採取し、流量変化に対応する

各々の時間的変化パターンを明らかにした。生物や粒状物質の流下量ピークは流量ピーク以前に出現し、流量の増加が続いていても流下量ピーク到達後数分以内に急減した。その後流量ピークが継続していても、それらの流下量は平水時レベルにまで減少した。また、生物や粒状物質の流下量は、洪水規模（洪水時間、ピーク流量・時間）によって決まらず、洪水前の安定期間が長いほど増加する傾向が見られた。

(2) 出水に対する底生動物群集の応答

2回の出水を対象に、底生動物群集に対する直接的影響や洪水後の回復過程を考察するため、密度、多様性、個体重及び類似度指数等について検討した。その結果、洪水によって現存量が高い種の群集密度はほぼ半分に減少し、種類数も減少していた。しかし、洪水前後の群集の類似度指数は高く、本研究の規模の洪水では群集の相対的な密度組成はほとんど変化しなかった。一方、洪水後の短期間（夏季で20日間）で、全群集密度は洪水前のレベル以上に回復したが、群集組成は比較的大きく変化した。この回復過程は、生活環の短い底生動物による内生的なものであった。群集組成に与える影響は、中小規模洪水による攪乱よりも回復過程のほうが大きいことが明らかになった。

以上より、環境改善のためのフラッシュ放流は、長いピーク流量の持続時間や大きな洪水流量は必ずしも必要ではなく、小規模な洪水を頻度高く起こすことが効果的であることが推測された。

4.3 底生動物の棲み込みによる河床固化の実態

4.3.1 方法

(1) 調査地および日程

調査地は、神奈川県愛甲郡愛川町を流れる相模川水系中津川の平瀬であり、宮ヶ瀬ダム下流約1.5 km地点に架かる愛川大橋の直上流に位置する。現地河床は大礫(64-256mm)や巨礫(>256mm)の割合が多く(>60%)、水際死水域を除いて河床固化が見受けられる。宮ヶ瀬ダムは1999年から運用が開始された首都圏最大級の多目的ダムであり、河川環境の改善を目的としたフラッシュ放流が計画されている⁸⁵⁾。本研究は2005/2/22に行われた放流に関する影響調査の一環として行われた。

(2) 調査方法

同一ユニット（平瀬、約10 m×10 m）に位置する河床材料をランダムに15個選定し、各対象材料の3軸径（長径、中径、短径）および河床固化度を計測し、近傍の流速（6割水深点）、水深を調べた。河床固化の計測には、

既往の研究^{86)、87)}を参考に、写真4.1に示す装置を作成し利用した。計測対象とする材料を熊手により捕捉し、流れと同方向に徐々に力を加えながらこれが移動するまで引っ張り続け、移動時点での引張力 F_{before} （底生動物除去前）を記録した。この際、流下物の流失を防ぐために材料の下流にサーバーネット（網目0.25 mm）を設置しながら行い、ここでの集積物に移動後の材料から採取した付着物を併せて対象材料ごとの付着物サンプルとした。このサンプルを分析することで対象材料ごとの底生動物の現存量（湿潤重量）を把握した。これは礫単位での底生動物の定量調査を行うことに相当する。さらに、付着物除去後の対象材料を元の位置に戻し、再度、移動に必要な引張力 F_{after} （底生動物除去後）を計測した。これら2種の引張力から、底生動物の棲み込みによる材料の移動限界の変化を推定した。上記の調査は、フラッシュ放流によるインパクトを受ける前の2005/2/21に行われた。

また、調査地におけるフラッシュ放流によるインパクト



写真4.1 河床固化の測定装置、ばねばかり（置針式丸型テンシオンゲージ、株大場計器製作所製）と熊手にて作成、径10 cm程度の礫には100 N程度の秤量が必要であること⁸⁷⁾から、秤量200 N（最小2 N）で瞬間最高値を計測可能な置針式を採用。

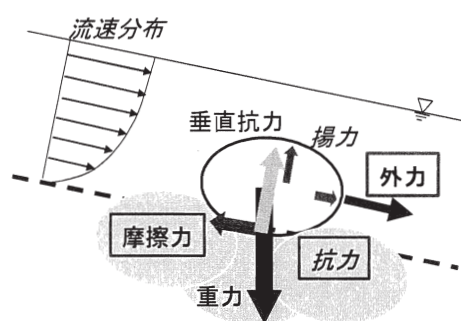


図4.4 流水中の河床材料の力の釣り合い

トを推定するために、現地で採取した材料を着色した上で河床上に横断的に設置し、放流前後での変位状況を追跡した。これらの着色礫をサイズによって大小の2クラスに区分し、それぞれのサンプル数は各10とした。なお、各クラスの材料サイズ（平均値±標準偏差）は、大：13.6±1.2 cm、小：8.6±0.6 cmである。

(3) 河床固化の定量評価

対象材料にかかる力の釣り合いを考え、移動限界掃流力を算定した。流れ方向に関する力の釣り合いは流体力による抗力、底面に沿って働く摩擦力によって成り立つが、本調査における引張力（外力）が加わると図 4.5 のように書ける。式(1)には対象材料の移動限界状態における関係を、式(2)には本研究に用いた Manning-Strickler の式を示した。

$$\tau_{*cx} = \tau_* + \frac{F_x}{A} \cdot \frac{1}{\rho(\sigma/\rho - 1)gd} \quad (1)$$

$$\tau_* = \rho u_*^2, \quad \frac{U}{u_*} = 7.66 \left(\frac{h}{d} \right)^{1/6} \quad (2)$$

ここで、 τ_{*c} ：無次元（限界）掃流力、 x ：底生動物除去前 or 後を表す添え字、 F ：材料移動に必要な引張力、 A ：接着部の面積、 ρ/σ ：水密度 / 材料密度、 g ：重力加速度、 d ：材料径、 u_* ：摩擦速度、 U ：断面平均流速、 h ：水深である。はじめに、底生動物除去後の移動限界を対象とし、岩垣⁴⁸⁾の式から $\tau_{*c/after}$ (=0.05) を、計測した流速、水深、粒径（3 軸の平均）から τ_* を求め、実測した F_{after} とともに式(1)に代入することで接着部の面積 A を算定した。この接着部面積は実測不可能ではないが、現地の不攪乱材料を対象とした場合には引き剥がした後に接着部を判定することが困難であるため、この算定方法を採用するものとした。ここで得られた τ_* 、 A と F_{before} から、再度式(1)を用いて $\tau_{*c/before}$ を逆算した。この無次元限界掃流力 $\tau_{*c/before}$ が底生動物の棲み込みによって引き起こされた河床固化を評価する指標となる。

表 4.5 調査地の物理環境

	平均	標準偏差
水深 (cm)	20.9	6.2
流速 (cm/s)	33.0	14.1
礫径 (cm)	18.8	2.9
形状係数	0.54	0.14
接着部面積 (cm ²)	217.0	96.8
引張力・前 (N)	80.8	19.9
引張力・後 (N)	32.8	16.2
底生動物現存量 (g)	1.43	0.92
造網型係数	0.80	0.23

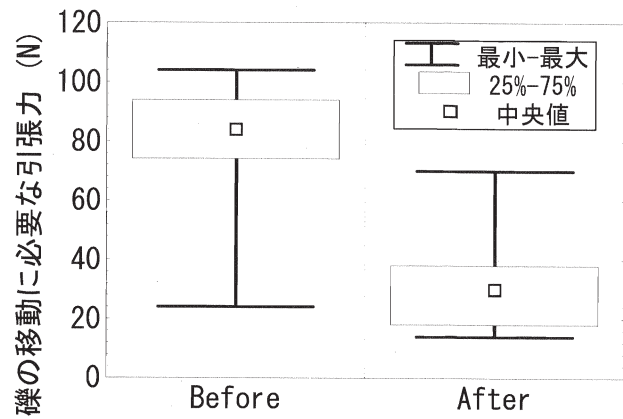


図 4.5 底生動物除去前後で異なる材料の移動に必要な引張力

(4) 統計解析を用いた河床固化要因の推定

河床固化と物理環境および底生動物の棲み込み状況との関係を総合的に解釈するために、はじめに 2 変量の相関関係の検定を行い、次いで多変量解析を行った。相関関係の検定（ピアソンの相関係数の検定、有意水準 5%）は調査時に計測された各種の変量について行った。多変量解析は、はじめに環境の類型化を目的としたクラスター分析（ウォード法、ユークリッド距離を採用）を行い、ついで因子間の相互関係について考察するために主成分分析を行った。解析に用いた因子は、相関関係の検定の結果を踏まえて共線性を有する ($r > 0.8$) 因子を排除して選定した。選定された 8 因子は次の通りである。これらはそれぞれ、水理条件、河床材料、底質の構成・構造、底生動物の棲み込み状況についての特性を示唆するものと考えられる。

- 水深、流速（6割水深点）
- 河床材料粒径（3軸径の平均値）および材料の形状係数⁸⁸⁾
- 材料同士の接着部面積、底生動物除去後の材料移動に必要な引張力
- 底生動物の現存量および造網型係数⁸⁹⁾

ここで、材料の形状係数は McNown and Malaika⁸⁸⁾にしたがい、短軸径を長軸と中軸の幾何平均で除すことにより得た。また、造網型係数は津田⁸⁹⁾にしたがい、造網型昆虫の全重量に占める割合を算定することにより得た。なお、多変量解析は統計ソフト STATISTICA（StatSoft Japan 株式会社）を用いて行った。

4. 2. 3. 結果と考察

表 4.5 には、調査地の物理環境として物理量データ ($N=15$) および材料単位の底生動物量データ ($N=13$) の平均と標準偏差を併記した。調査を行った計 15 地点の

うち、2点については底生動物量を把握できなかったためである。図 4.5 には、底生動物除去前後における礫の移動に必要な引張力の計測結果を示した。両者の分布とも正規性が確認されたことから、対応のある t 検定を行うとこれら 2 者の間には有意な差が確認された ($P = 1.44 \times 10^{-9}$)。材料の移動に必要な引張力は、中央値レベルでも 1/3 程度に減じられていることが分かり、河床固化の顕在化を示唆する結果となった。

河床固化要因の推定に当たっては、全変量が計測できた 13 地点分を有効データとした。2 (3) の手法により算定された底生動物除去前の無次元限界掃流力を対象に、その他の 11 変数 (水深、流速、河床材料粒径 (長・中・短径) および形状係数、材料同士の接着部面積、底生動物除去前・後の材料移動に必要な引張力、底生動物現存量、造網型係数) との相関関係について検定したところ、材料同士の接着部面積、底生動物除去後の材料移動に必要な引張力との間にのみ、それぞれ有意な相関関係があることが確認された。これらはともに底質の構成・構造の特性に関わるものと考えられるところが興味深い。図 4.6 には、河床固化の影響を受けた無次元限界掃流力と材料同士の接着部面積および底生動物除去後の材料移動に必要な引張力との関係を示す。それぞれ両者の関係には負の相関があり、材料の接着面積が小さい、あるいは、材料移動に必要な引張力が小さいと無次元限界掃流力が大きくなった。小さな引張力で移動させられるということは対象とした材料が周囲の材料との間に嵌まり込んで

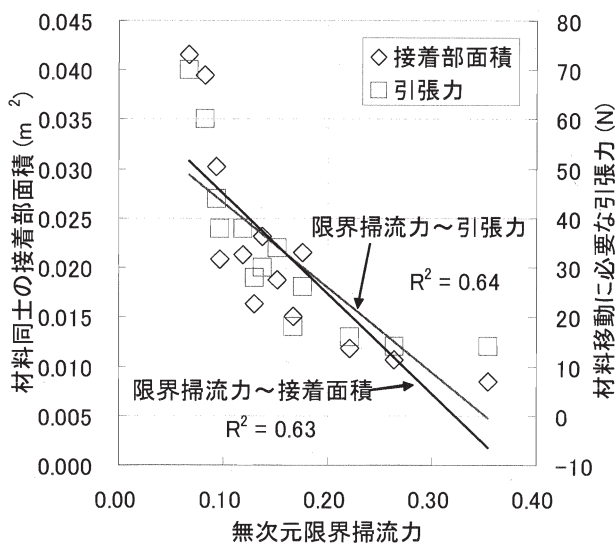


図 4.6 底生動物除去前の無次元限界掃流力と材料同士の接着部面積*および除去後の材料移動に必要な引張力**との関係 (ただし、* : $P < 0.01$, ** : $P < 0.001$)

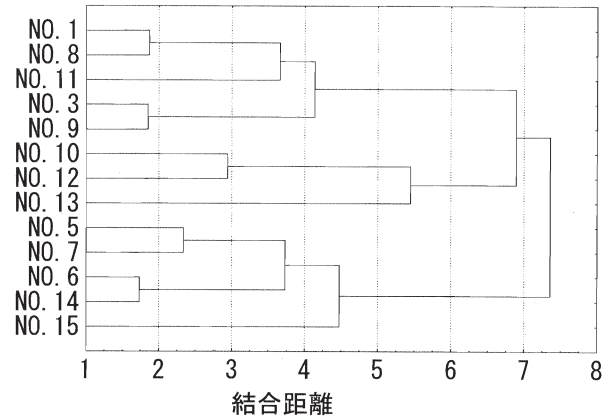


図 4.7 クラスタ分析による中津川平瀬における調査地点 (13 箇所) のデンドログラム

いないことを意味するものと考えられる。したがって、材料間の空隙が大きく、周囲の材料と噛み合っていない状態にあると河床固化の影響が大きくなることを示しており、いわゆる浮き石において河床固化が顕在化しやすいことを示す結果になった。

また、ここで見積もられた無次元限界掃流力は、既往の研究における数値 ($\tau_{c0} = 0.05 \sim 0.2$)⁸⁴⁾を上回った。ただし、これは実験水路で確認された結果であって、造網型トビケラ (ヒゲナガカワトビケラ属 *Stenopsyche* sp.、オオシマトビケラ *Macrostemum radiatum*) のみを扱い、かつ、安定した低流速 (10 cm/s 程度) 条件下で制御しやすい人工タイルなどに営巣させたもの⁹⁰⁾である。実験水路においてさえ、ヒゲナガカワトビケラ属については、水温の差異によって固化の程度に差が見られることが確認されている⁹⁰⁾ことから、流速、材料など営巣場所の物理条件によって固化の程度に差が現れることは十分に考えられる。その他、多用な生物が生息することによって異種間の餌資源をめぐる競争など⁹⁰⁾が固化に影響した可能性も考えられる。したがって、今回、見積もられた無次元限界掃流力が大きくなったのは、実河道という多様な環境条件下における観測結果であったためと考えられ、河床固化という問題の複雑さ、深刻さを改めて裏付けているものと考えられた。

次に、調査地点の環境の類型化を目的としたクラスタ分析を行った結果、(1)No. 1, 8, 11, 3, 9 からなるもの、(2)No. 10, 12, 13 からなるもの、(3)No. 5, 7, 6, 14, 15 からなるものに三分された。図 4.7 には結果として得られたデンドログラムを示す。(1)~(3)のクラスタにおける河床固化状況について、無次元限界掃流力を対象としたクラスカル・ワーリス検定を行ったとこ

ろ、危険率5%で帰無仮説が棄却され、クラスターによって無次元限界掃流力に有意な差が確認された。クラスター分析は教師なしの判別分析と呼ばれる⁹⁾ように、その要因について考察することはできないが、河床固化状況の観点から調査地の環境を類型化できたものと考えられる。

河床固化に対する環境因子の複合的要因を考察するために主成分分析を行った結果、第3主成分までの固有値が大きく累積寄与率が74%に達した。表4.6には、使用8変数に対する各主成分の因子負荷量と寄与率を示す。第1主成分(PC1)には水深、(底生動物除去後の)引張力、造網型係数、第2主成分(PC2)には接着部面積、第3主成分(PC3)には形状係数が大きく寄与した。これら3軸(PC1~3)によって展開されたバブルチャートを図4.8に示す。図中のプロットはそれぞれの地点(図中に枠付で表示)に対応し、バブルの大きさは、固化の影響を受けない岩垣⁴⁸⁾の無次元限界掃流力を1.0としてその増分に応じて重み付けられたもので、付記された数値はその比を表す。また、図中のプロットを頂点として描かれた多角形は、先のクラスター分析の結果に基づき、分類された3類型を囲ったものである。各主成分の数値のパラッキとバブルの大きさの関係に着目すると、PC1が大きいほど無次元限界掃流力も大きくなる傾向が見てとれたが、PC2およびPC3ではその傾向が明確でなかった。表中の因子負荷量と併せて考えると、水深および材料を移動させるための引張力が比較的小さく、造網型係数が大きい地点で無次元限界掃流力の数値は大きくなっていった。つまり、水深の浅い浮き石帯に造網型昆虫が多く生息する条件において河床固化が顕在化することを唆しており、現地での観察結果と一致する結果となった。これは2変量間の相関関係の解析からは導き得なかった結果であり、多変量解析の有用性を示すものと思われる。一方で、無次元掃流力との有意な相関が認められた材料同士の接着部面積は、PC2の数値の挙動をほぼ規定しているにもかかわらず、この主成分分析においては明確な傾向が表れなかった。これについては両者の相関関係が先に偶然検出されたという可能性も否定しきれないが、本調査の分析だけでは結論付けられない。今後、追加調査を行って検証していく必要があるものと思われる。また、PC3に大きく寄与した材料の形状係数も、扁平な材料か否かを判断する基準になり得るため、今後の更なる検討が求められる指標といえよう。

さらに、図中に示される先に類型化された(1)~(3)のクラスターにおける「無次元限界掃流力比」と各主成分の

表4.6 主成分分析における使用8変数に対する各主成分(PC1~3)の因子負荷量と寄与率(*: $P < 0.05$ で有意)

	PC1	PC2	PC3
礫径平均	-0.574	-0.677	0.163
形状係数	-0.192	-0.001	-0.921*
接着部面積	-0.356	0.897*	-0.031
水深	-0.712*	0.048	0.441
流速	-0.262	-0.338	-0.440
引張力・後	-0.845*	0.380	0.069
底生動物現存量	0.632	0.452	-0.072
造網型係数	0.834*	-0.106	0.250
寄与率(%)	36.0	21.7	16.7

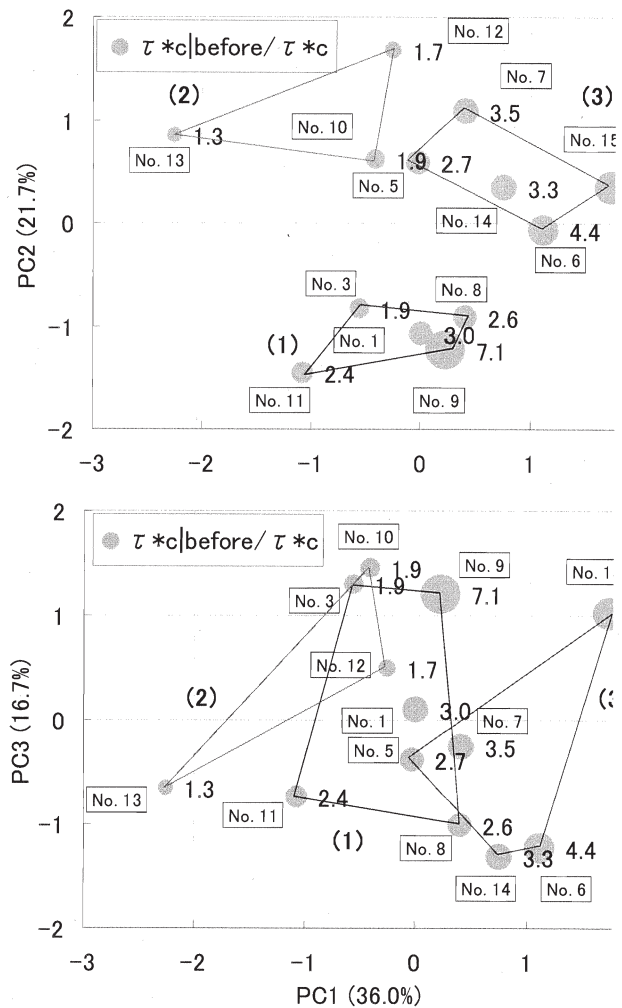


図4.8 河床固化の影響要因に関する主成分分析(括弧内は各主成分の寄与率を示す)

関係を見ると、次のような見方ができる。図4.8の上図(PC1~PC2)によれば、PC2が正の領域においてはPC1の数値に応じてクラスター(2)より(3)の方で無次元掃流力が大きくなる傾向にあったが、負の領域にあるクラス

ター(1)においては無次元掃流力のバラツキが大きかった。また、下図(PC1~PC3)より、PC3では3つのクラスターを分離できなかった。以上から、各クラスターの環境特性は、大まかに次のように類型化することができる。すなわち、(1)は材料の接着部の小さいが移動に要する外力は程々であることから、やや嵌まり込んだ浮き石状であって、水深、造網型係数も中程度である。(2)は、材料の接着部が大きく移動に要する力も大きいことから嵌り具合の大きい沈み石状であって、水深はやや大きく造網型係数は小さい。(3)は、材料の接着部がやや大きいものの移動に要する力は小さいことから嵌り込みの少ない載り石状(浮き石~沈み石の中間的狀態)であって、水深はやや小さく造網型係数は大きい。固化の程度は、図より(2)→(1)→(3)の順に大きくなると考えられ、嵌り込みの少ない材料に造網型昆虫が多く生息することが河床固化の顕在化の条件になるものと推察された。

ところで、フラッシュ放流による影響については、用意した着色礫20個(10地点)のうち流芯に近い5地点で9サンプル、その他にも1サンプルが最大で2.0m程度移動した。調査時の流量は2.7 m³/sであり、その後のフラッシュ放流時には100.0 m³/sにまで達したが、今回の放流規模は、底生動物による影響を受けていない着色礫が移動し得ない程度であり、放流が河床固化に与える影響については無視できるものと考えられた。なお、今回の放流時水位は、調査地の横断面形状に水面勾配(1/625)に粗度条件($n=0.0207$)を与えて行った等流計算により再現できたが、本試算も上記を裏付けている。すなわち、100 m³/s流量時における無次元掃流力は、13.6 cm径(着色礫大クラス平均径)の礫に対して0.009、8.6 cm径(同小クラス平均径)の礫に対しても0.014と見積もられ、移動限界値(0.05)とは大きな隔たりがあった。また、固化の影響を受けない礫(着色礫最小の7.7 cm径)の移動にさえ、670~850 m³/s程度の流量規模が必要であると推定され、影響を受けた材料についてはより大きな流量を必要とすることが予想された。調査地においてこれだけの規模のフラッシュ放流は現実的でなく、流量をコントロールするだけで河川環境を再生していくことには限界がある。今後は改修の経緯などを振り返りながら、河川の規模に合った断面形状の見直しなども併せた複合的な検討が必要かも知れない。

4. 2. 4. まとめ

本研究では、簡易な計測装置を用いた調査結果とその解析から、実河道における底生動物の棲み込みによる河床固化の実態把握とその影響要因の推定を試みた。得ら

れた結論は以下に集約される。

- ・ 観測結果から、固化が生じている礫の移動要する力は、生じていない礫の約3倍に達した。
- ・ 底生動物除去前後における材料についての力の釣合を考慮することにより、固化された材料の無次元限界掃流力を推定した。
- ・ 本観測では河床固化の影響を受けた無次元限界掃流力は0.07~0.35と推定され、既往の室内実験のそれ(0.05~0.20)⁹⁰よりも大きかった。本結果は実河道の多様な環境の存在が影響したものと考えられた。
- ・ 相関分析から無次元限界掃流力と有意な関係が見出されたのは、材料間の接着面積と底生動物除去後の材料移動に必要な引張力だけであった。
- ・ 調査地内の13地点を対象に、材料粒径および形状係数、材料間の接着部面積、底生動物除去後の材料移動に必要な引張力、水深、流速、底生動物の現存量および造網型係数の8変数を用いてクラスター分析を行ったところ、3類型(浮き石、沈み石、載り石)に区分された。
- ・ 上記3類型における無次元限界掃流力について、クラスカル・ワーリス検定を行ったところ、危険率5%で類型間に有意な差が検出された。
- ・ さらに、前述の8変数を用いた主成分分析により、水深が小さく嵌り込みの少ない材料に造網型昆虫が多いと河床固化が顕在化することが示唆された。

以上より、実河道における河床固化は、実験水路などで想定されたよりも顕著な現象であると推察された。

ただし、本検討はダム下流で低攪乱化が進行した河川を対象として、冬季に限って行われた調査についてのものである。そのため、人為的影響の少ない河川においての実態は不明であるし、季節変化に応じてどのような挙動を示すかについても明らかにはされていない。また、計測した礫そのものの固化を扱っただけであって、河道全体に占める固化の割合がどの程度あるのか、周辺に存在する礫の状態によってどのような影響を被るのかについては把握できていない。今後は、他河川での調査事例を追加していくとともに、季節変化、物理環境の差異や底生動物の群集組成の違いによる影響などについても検討を進めながら、河床固化の実態把握に努めていきたい。

5. 出水の水力特性が魚類行動に与える影響

5. 1 はじめに

河川は常に流量を変動させ、時には極端な増水によって生物に大きな影響を与える。特に水中に生息する魚類は河川の流量変動に大きく影響を受けながら河川内を移動し生息していると考えられる。

魚類の移動は、産卵や摂餌のために意図的に河川内を遡上、降下するものの他に、増水によって意図的でない降下を行うものがある。このような個体には、その後元の生息場まで戻ろうとする「復帰回帰」を行うものと、おおよそ流された場所で再度日常ルーティンを再開する生息場選択性の広いものがあると考えられている。しかし、いずれの場合にとっても出水が魚類群集の生息に与える影響は大きい⁹²⁾。

河川に生息する魚類にとって良好な生息環境を保全・創出するためには、出水時の魚類移動の特性、特に水力特性との関係の理解は重要である。出水の水力特性から魚類の行動を予測することができれば、ワンドや氾濫源等に代表される魚類の避難場を効果的に整備し河川改修による魚類群集への影響を軽減することが可能になると考えられる^{93) 94)}。

このような背景から、本研究では以下の検討を行った。
①実大規模の実験河川において、複数パターン的人工出水を発生させ、出水に対応して魚類がどのような行動をとるかを電波テレメトリ手法（魚類に電波発信機を装着して行動を追跡する手法）で追跡する実験。
②魚類の行動追跡を行った人工出水時の水力計算を行い、出水時の水力特性（流量、流速、加速度）が魚類行動に与える因果関係の把握。
③因果関係を行動予測アルゴリズムとして実装した行動予測ソフトを作成し因果関係の妥当性についての検証。本稿では、以上の3点について検討し、出水の水力特性が魚類群集に与える影響についての情報を提供することで今後の河川環境保全に有益な情報提供を行うことを目的とする。

5. 2 方法

(1) 実験地の概要

実験は2002年9月、11月、2003年6月にかけて、木曽川支川新境川沿いに位置する自然共生研究センター（35° 22' N、136° 48' E）の蛇行河川水路で行った。実験河川の縦断形状は3河川ともに等しく、河床勾配は上流と下流区間が1/300、中流区間が1/800で、標準的な川幅は底幅で2.5mとなり、河道周辺にワンドや模擬氾濫源（冠水頻度研究ゾーン）が設置されている。実験河川には、測量用横断面が10mおきに設置されている。河床材料は砂、中礫が主要構成材料である（図5.1）。実験河川への魚類の移

動は上流端もしくは下流端から自然に行われ、放流等の人為的な制御は行っていない。

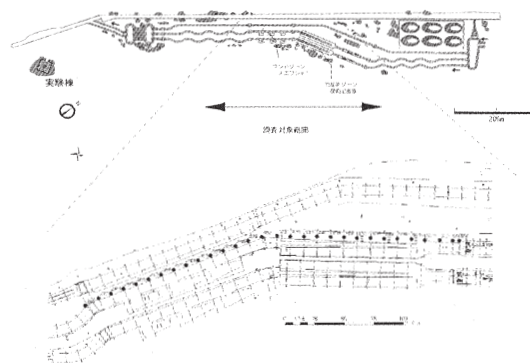


図5.1 調査地の概要

(2) 実験方法

a) 実験河川における人工出水時の魚類行動データの収集

実験の基本条件として実験河川放流流量が異なる6ケースを設定した（表5.1）。各ケースでの魚類追跡調査の概要を以下に示す。

表5.1 出水調査の概要

No	出水日時	出水時刻	ピーク流量 (m ³ /s)	立ち上がり 時間 (min)	ピーク継続 時間 (min)
1	2002/9/11	10:00~12:30	1.93	40	5
2	2002/11/7	14:00~16:00	0.39	50	5
3	2002/11/8	10:00~12:00	0.39	55	20
4	2002/11/8	15:15~17:00	0.39	35	25
5	2003/6/4	9:30~12:30	1	30	90
6	2003/6/4	13:30~16:30	1	60	60

表5.2 供試魚の概要と発信機データ

No	魚種	供試魚データ			発信機データ	
		体長 (mm)	湿重量 (g)	周波数 (MHz)	発信機重量 (g)	
1	コイ	185	151.7	143.5	1.8	
2	ギンブナ	138	91.6	143.6	1.8	
3	ギンブナ	142	87	143.4	1.8	
4	ギンブナ	152	97.1	143.3	1.8	
5	ギンブナ	143	84.3	143.4	2.3	
6	ギンブナ	151	115.3	143.1	1.4	

実験に用いた魚類（以下、供試魚）は、実験河川での確認個体数が多く、テレメトリ装着の負荷への耐性が強いコイ及びギンブナを対象とした（表5.2）。実験河川及び新境川において、定置網（袖網長5m、袋網直径60cm、袋網長6m、目合約12mm）、投網（目は18mm）及びエレクトロフィッシャー（スミスルート社、ModelLR-24）を用いて採集した。

麻酔薬（田辺製薬株式会社製魚類・甲殻類用麻酔薬FA-100）を濃度が約5%になるようにしたバケツ内に供試魚を入れて麻酔をかけ十分な麻酔状態になるまで観察した。麻酔状態を確認後、供試魚の腹腔内をメスで開き、発信機（LOTEK社 MBF氏リース143MHz帯）を埋め込み外科手術糸で縫合した。その後、麻酔薬が混合していない

バケツ内で麻酔から覚醒するまで、安静化をはかった。

供試魚を実験河川終末池内に設置した生簀に実験日前日16:00に入れ実験日午前7:30まで蓄養した。実験前約60分前には放流地点周辺に移動し、小型生簀内で実験河川の水への適応をはかった。供試魚の放流地点は、出水実験時魚類が上流へ移動する可能性が高いことから実験河川上流端から600m下流のワンド研究ゾーン下流側とした。供試魚を出水実験が始まる概ね30分前に実験河川に放流し行動追跡を行った。

供試魚の移動追跡は、テレメトリ調査手法を用いて調査員2名(A、B)で行った。調査員A、Bはテレメトリ機材(電波受信機:ALINCO DJ-X3、ハンディアンテナ:北辰産業株式会社製八木アンテナMY-144E2F)及びDGPS受信機を持ち、供試魚に取り付けられた電波発信機の発信信号を聞き取り供試魚がいた河川横断面を特定できるように追跡した。調査員Bはテレメトリ機材を携帯し調査員Aが追跡が困難になった場合に追跡補助を行うものとして追跡した。

b) 水理計算 (1次元不等流計算)

魚類の行動と出水時の水理条件を関連付ける目的で、魚類が定位置した断面の流速、加速度を算出した。水理計算断面は、実験河川に10mおきに設置された基準点の横断面とした計算方法は1次元不等流計算を行った⁹⁵⁾。算定方法は、①不等流計算により対象地点の流量(以下、 Q)、流速(以下、 V)を算出し Q - V 曲線を作成する。②対象地点の時刻(以下、 t) $\cdot Q$ を求めた。流量観測結果と計算結果から補正した t - Q を作成した。③①、②で用いた関係式を用いて t - V 、 t -加速度(以下、 α)の関係式を算出した。

(3) 魚類行動データと水理計算結果の関係性の把握

a) 出水時魚類行動追跡調査データの定量化

出水時の魚類行動と水理特性とを結びつけるため、出水時の供試魚の正確な位置特定、水理計算断面への関連付けをDGPS、GIS(ESRI社 ArcGIS Ver8.2)を用いて行った。DGPSにより収集したデータをソフトウェア(Trimble社 Pathfinder Office ver2.9)及び国土地理院が公開するDGPS基準局用補正データを用いて補正した。DGPSの位置精度検証した結果、概ね既知座標点 ± 1 m程度の精度があった。その後、DGPSデータをGIS上に投影した。GISの空間解析ツールを用いて、各GPSポイントデータに最も近傍に位置する横断面を特定し、供試魚の位置とした。DGPSの時刻データを用いて供試魚追跡結果と水理特性量との関連付けを行った。

b) 魚類行動データと水理計算結果の関係性の把握

魚類行動と水理計算結果の関係性を以下の方法で解析した。(1)魚類位置(横断面番号で記述、以下、P.NO)と魚類が存在したP.NOの水理計算結果(流量、流速、加速度)を時系列上で比較する。(2)P.NOと魚類が存在したP.NOの水理計算結果(流量、流速、加速度)の関係を分析し、水理計算結果が魚類行動に与える因果関係を設定する。(3)設定した因果関係をもとに水理計算結果から魚類が移動すると考えられるP.NOを予測する行動予測アルゴリズム(以下、アルゴリズム)を作成する。

(4) 魚類行動予測ソフトの開発によるアルゴリズムの妥当性の検証

作成したアルゴリズムを実装するソフトウェアを独自に開発した。開発環境は、開発環境(DELL DIMENSION 8250、CPU:Pentium4 2.4GHz、メモリー:768MHz)、オペレーションシステムとソース記述言語(OS:Microsoft Windows Xp Professional、言語: Borland社 Delphi Version 7.0)で行った。以降、シミュレーションソフト上で遊泳する魚類個体を仮想魚と呼ぶ。

開発は、石川らの研究⁹⁶⁾を参考に(3)で作成したアルゴリズム(後述)を実装した。行動アルゴリズムの検証は、開発したソフトウェア上で供試魚と仮想魚の行動予測データの比較を行うことで、行動アルゴリズムの妥当性を検証した。

5. 3 結果

(1) 実験河川における人工出水時の魚類行動の追跡結果と水理計算結果の関係性の把握

特徴的な行動を示した実験ケース(ケース1、2、5)について実験河川の平面形状とP.NOの関係、供試魚の特徴的な行動追跡結果と水理計算結果の時系列比較を図5.2~5.6に示し、全ケースの、魚類の移動特性の整理結果を表4.3に示す。なお、ここでの Q 、 V 、 α は各時刻における供試魚が存在した位置の値を示す。

表4.3 実験全ケースの移動特性

ケースNo	魚種	放流地点	移動した最小P. NO	移動した最大P. NO	備考
1	コイ	280	270	390	ワンド付近を利用
2	ギンブナ	270	390	390	-
3	ギンブナ	290	280	300	-
4	ギンブナ	290	290	310	-
5	ギンブナ	290	290	510	模擬氾濫源を利用
6	ギンブナ	290	290	510	模擬氾濫源を利用

地点を表す数字は、下流基準点からの距離(m)

出水の Q により、供試魚は異なる行動をとった。 Q が大きい出水時(ケース1、5、6)では、供試魚が上流側へ移動した。一方、 Q が少ない出水時(ケース2、3、4)では、供試魚は上流への移動をしなかった(表5.2)。

ケース1では、出水時、供試魚はハイドロのピーク付近から上流へ移動を開始し、途中、実験河川沿いのワンド入り口付近で一時的に滞留しながら上流へ移動した。供試魚は、 Q がピークを過ぎ減少開始時に上流へ移動する。 V との関係で見ると、10:43分頃、 Q ピーク時に一旦増加した V が約 $0.6(m/s)$ 以下になった時点で上流へ移動を始めている (図 5.2)。 α とは明瞭な関係性を示し、 α が $0.0001(m/s^2)$ 以下となり減少している 10:43分頃に上流へ移動している (図 5.3)。

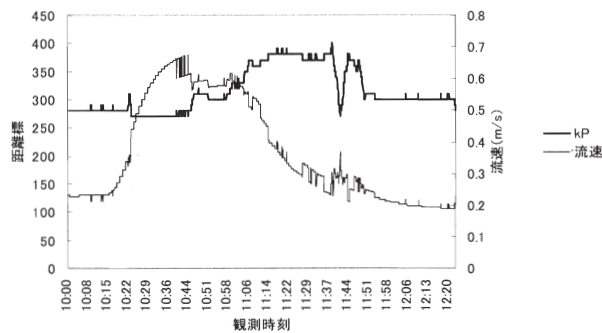


図 5.2 ケース 1 における速度と供試魚(コイ)の行動の関係

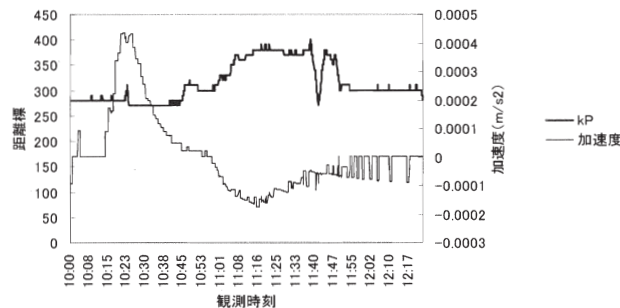


図 5.3 ケース 1 における加速度と供試魚(コイ)の行動の関係

ケース 5 では、供試魚は、出水前から緩やかに上流へ移動を始め、出水による Q の増加時にも上流側へ移動をし、供試魚は実験河川沿いにある 490m の距離ポスト付近の模擬氾濫源で滞留した。その後、 Q の減少に伴い模擬氾濫源の水位が低下し水位が約 $0.3m$ 以下になった状態で実験河川の本流へ移動していく様子が現地調査で把握できた。供試魚は、 Q がピークを迎える 10:00 頃まで断続的に上流へ移動した。また、 V が $0.43(m/s)$ に達した 9:42 分頃に一時的に上流への移動を停止するが、 $V=0.43(m/s)$ を切る 9:50 分頃から 10:00 頃まで上流へ移動する (図 5.4)。 $V=0.43(m/s)$ は概ね魚類の巡航速度の限界値とされる $3BL$ (BL : 標準体長) に概ね一致している。 α との関係は、 α が激しく上昇する 9:35 頃でも上流へ移動を続け、9:42 分頃一時的に移動を止めるが、 α の減少と共に上流側に移動をはじめ、 α が 0 になった時点で停止している (図 5.5)。

Q が少ない場合の移動ケース (ケース 2、3、4) では、

供試魚は大きな移動をせずほぼ同一箇所に滞留した。また、 Q が多いケースと異なり α が減少傾向にある場合でも上流側へ移動しないことが特徴的である (図 5.6)。

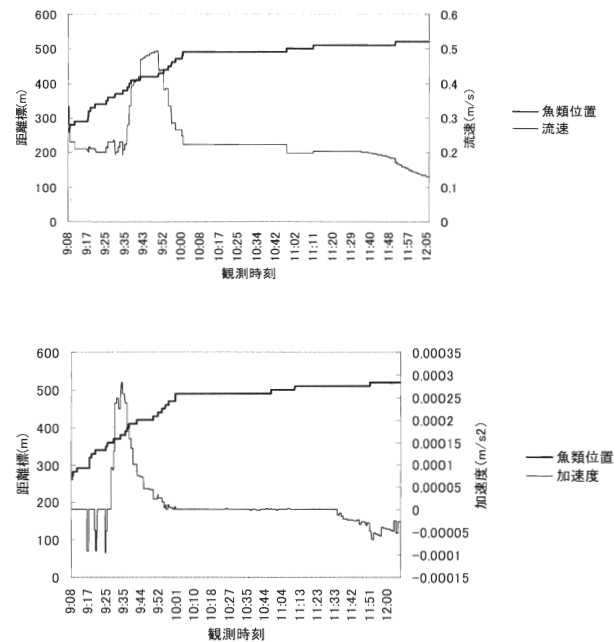


図 5.5 ケース 5 における加速度と供試魚(ギンブナ)の行動の関係

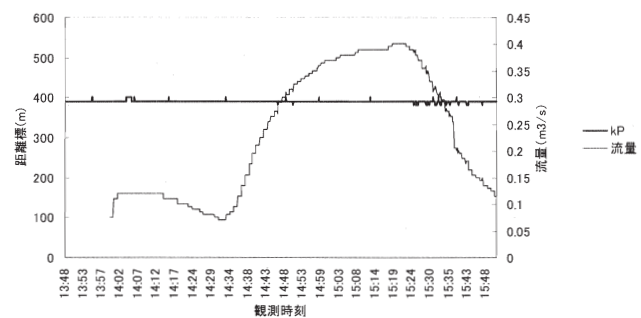


図 5.6 ケース 2 における速度と供試魚(ギンブナ)の行動の関係

(2) 魚類の行動特性を考慮した行動アルゴリズムの開発とその妥当性の検証

a) アルゴリズムの作成

ルール 1 (以下、R1): (出水の判断及び遡上の動機付け)

出水の規模を魚類は存在する α 、 V 、の組み合わせで判断し一定の閾値以上で上流へ移動する。本研究では α は $0.0001(m/s^2)$ 、 V は反応速度とした。反応速度は本研究において定義したパラメータで後述する。R1 に応じて魚が出水対応モードに移った後、ルール 2 及び 3 に従い行動を開始する。ルール 2 及び 3 では速度及び加速度の種々の閾値を複数設定し魚類行動解析を行った。

ルール 2 加速度の閾値に関するルール (以下、R2)

R2-1: 魚類は $\alpha=0$ の場合上流へ移動しない。

R2-2: 加速度が減少傾向の時には上流への移動が可能。

加速度の減少傾向は以下の様に判断する。魚類は加速度の増減を直前時間の状態と現在の状態を比較して判断すると仮定して加速度の差分を判断材料とした。

$$\Delta\alpha = \alpha_t - \alpha_{t-1} \quad (1)$$

α_t : 供試魚の存在する位置における現時刻の加速度

α_{t-1} : 直前の時刻においての加速度

$\Delta\alpha < 0$ の時、供試魚が加速度が減少傾向にあると判断し上流へ移動する。

R2-3: 加速度が減少傾向か微増の場合には上流への移動する ($\Delta\alpha \leq 0.000025$)。

R2-4: 加速度が減少傾向で $\Delta\alpha$ の絶対値が大きい場合には上流への移動距離も大きい。予測計算では、 $\Delta\alpha \leq -0.00003(\text{m/s}^2)$ では上流へ 10m、 $-0.00003(\text{m/s}^2) < \Delta\alpha < 0$ では上流へ 5m 移動する。R2-4 を適用しない場合は常に 10m 移動するとした。

R2-5: 魚類は加速度の微妙な変化は感知できない。 $-0.00001(\text{m/s}^2) < \Delta\alpha < 0.00001(\text{m/s}^2)$ では移動しない。

ルール 3 速度に関するルール (以下、R3)

R3-1: 移動限界速度 (定義: 速度が魚類の行動能力以上の速度) 以上である場合には魚類は上流へは移動できない。この速度は供試魚の個体差を考え各ケースに設定した。

R3-2: 反応速度 (定義: 魚類は流失の危険性を感じない速度) 以下になった時は上流へ移動を終え出水対応モードから出る。この速度は供試魚の個体差を考え各ケースに設定した。

上記のルールを組み合わせ、行動予測アルゴリズムを 6 構成想定した。想定した 6 構成の概要及びパラメータの設定を示す (表 5.4、5.5)。なお下流へ移動する行動はケース 1 のみに限定されたためアルゴリズムには組み込まなかった。

表 5.4 実験全ケースの移動特性

	R1		R2					R3	
	α	V	R2-1	R2-2	R2-3	R2-4	R2-5	R3-1	R3-2
			a	b	c				
A1	○		○	○					
A2	○		○	○	○	○			
A3	○	○	○	○	○	○	○		
A4	○	○	○	○	○	○	○	○	○
A5	○	○	○	○	○	○	○	○	○
A6	○	○	○	○	○	○	○	○	○

A: アルゴリズム

表 5.5 巡航速度とパラメータ (反応速度, 移動限界速度) の比較

No	2BL(m/s)	3BL(m/s)	反応速度(m/s)	移動限界速度(m/s)
1	0.37	0.56	0.56	0.62
2	0.28	0.41	0.3	0.45
3	0.28	0.42	0.3	0.45
4	0.26	0.47	0.33	0.4
5	0.29	0.43	0.18	0.51
6	0.3	0.45	0.33	0.45

b) シミュレーションソフトによる行動アルゴリズムの妥当性の検証

ケース 1、2、5 の供試魚と仮想魚の行動を比較した結果を示す。

ケース 1 との比較では、アルゴリズム 1 (以下、A1) は仮想魚が供試魚よりも上流へ移動し続ける結果となる。アルゴリズム 2、3 (以下、A2、A3) はほぼ同様の結果を示し供試魚が上流へ移動する状況が再現されているが、移動のタイミング、移動距離等が供試魚と仮想魚で大きく異なっている。アルゴリズム 4、5、6 (以下、A4、A5、A6) は同様の結果を示している。上流への移動のタイミングが若干異なっているが上流への移動する傾向、上流への移動距離も概ね供試魚の動きと類似している結果となっている (図 5.7)。

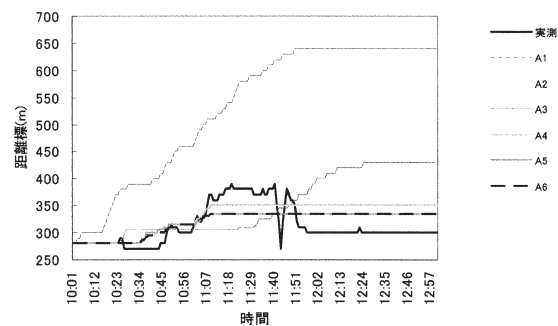


図 5.7 ケース 1 の供試魚と仮想魚の行動比較の関係

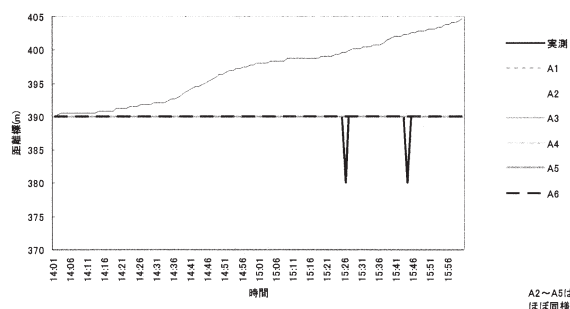


図 5.8 ケース 2 の供試魚と仮想魚の行動比較の関係

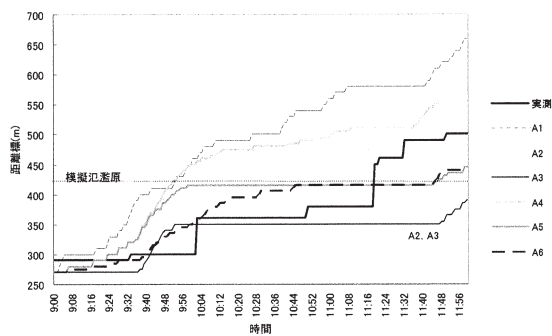


図5.9 ケース5の供試魚と仮想魚の行動比較の関係

ケース2との比較では、A1は、仮想魚が上流へ移動し続け供試魚が同じ場所に定位する状態が再現されていない。A2～A6は、仮想魚が同じ場所に定位する状態が再現され供試魚の動きとほぼ合致している(図5.8)。

ケース5との比較では、A1では仮想魚は上流へ移動を続け供試魚の行動と一致していない。A2、A3は、供試魚が上流へ移動しすぎる状況が軽減され移動のタイミングもあっているが移動距離が供試魚の移動と異なっている。A4、A5は同様の結果を示し、上流への移動する特性、移動距離は概ね合致しているが移動のタイミングがあっていない。A6は、上流への移動特性、移動距離、上流への移動のタイミングが供試魚の動きと概ね合致し供試魚の動きをほぼ再現しているといえる。また、ケース5に関しては、全アルゴリズムとも11:16分頃の移動のタイミングを再現できていない点、魚類が模擬氾濫源に移動し流速、加速度変化がない箇所に入った場合、行動を再現できていないのが特徴である(図5.9)。

5.4 考察

(1) 出水の水理特性が魚類の行動に与える影響の可能性

魚類行動追跡実験の結果、実験ケースにより行動が異なったことが特徴的である。ケース1、5、6では流量の増加と伴に上流へ移動している様子は河川に生息する魚類が下流への流失を恐れ上流側へ移動するとされる既往研究の報告と一致する⁹⁾(図5.2、5.4)。一方、ケース2、3、4では流量が増加しても大きな移動はしていない。ケース2、3、4の流量では、魚類は流失する可能性が少なかったため上流側へ移動せず同じ場所に滞留したと考えられる(表5.3)。魚種の違い、季節的な違いも上流への移動意欲に影響を与える要因として考えられるが、魚種、季節が異なるケース1、5、6共に上流へ移動していることから魚類が上流への移動する要因として出水の流量規模が影響を与えている一つの要因と考えられる。また、ケース5、6では魚類の移動範囲がほぼ一致している(表5.2)。魚種、水理条件、時期を均一にした場合には魚類

の行動が概ね一致する可能性が高いことを示している。これらの実験結果は、①出水の流量規模、水理特性に魚類が敏感に対応しながら行動すること、②出水流量が大きく魚類が下流側へ流失する規模の出水である場合、魚類は上流側へ移動を行う可能性があることを示している。(2) 出水時の魚類の行動に与える新たな水理指標として加速度の重要性

流速は魚類個体にかかる流体力を増減させ、常に水流の影響を受ける魚類にとって重要なパラメータである。水理特性が魚類行動に影響を与える指数として流速、特に巡航速度(疲れをしらない血合筋だけを使って泳ぐ早さ)がよく評価に用いられる⁹⁸⁾⁹⁹⁾¹⁰⁰⁾。しかし、魚類行動に影響を与えるパラメータは流速だけでなく加速度も重要であると考えられる(図5.3)。水流にいる魚類にとって、加速度の増加は大きな圧力変化として感じられ下流への流失の可能を感じると考えられる。加速度の増加に対応し流失回避の行動をとる可能性は高いと思われる。

また、魚類の行動生態学的に考えれば、下流へ流失することを回避し上流へ移動するには、個体に作用する流体力に抗し上流へ移動できるだけの運動を行う必要がある。運動を行うには限られたエネルギーを戦略的に使用する必要がある。最も合理的なのは加速度が増加傾向で流体力が増大している時には、魚類は定位に必要な運動だけで上流へ移動しないのが適切である。また、加速度変化が流下方向に対してマイナスの時、魚類は相対的に上流へ押し上げられる力を感じていると考えられる時を積極的に選択して上流へ移動すれば移動に消費するエネルギーの軽減の可能性が高く有利である。このことは、ケース1、5、6の実験結果が示唆している。

このようなことから出水時の魚類行動に影響を与える指標として加速度が重要な指標と考えられる。

(3) 流速と加速度の複合条件から魚類行動を評価する重要性

魚類行動に影響を与える水理特性は流速(V)、加速度(α)が単独で作用するのではなく二つの要素が複合的に作用していると考えられる。

α だけが、魚類行動に影響を与える上流へ移動する要因とするとA1のシミュレーション結果では、仮想魚の上流への移動タイミングは供試魚と異なり、仮想魚は上流側へ移動し続ける(図5.7、5.8、5.9)。しかし、実際の魚類は一定の範囲で行動を止める。A1には実際の魚類行動と何らかの矛盾があり、アルゴリズムの構成から判断するとA1ではVが魚類に与える影響を考慮していない点にあると考えられる。

一方、 α に加え V を考慮したA2～A6では改善がみられる。特に上流側への移動限界速度、反応速度を組み込んだA4～A6は、移動開始のタイミング、移動距離共に供試魚と仮想魚の動きが類似していることがわかる。この結果は、例え α がマイナスであっても、ある V の範囲でしか魚類は上流へ移動していないことを示している(図5.7、5.8、5.9)。その範囲は、ギンブナの場合では巡航速度の範囲、 $2BL < V < 3BL$ (BL : Body Length 標準体長)程度で表された(表5.5)。出水のように長時間泳ぎ続けながら流失を回避する場合には、魚類は以下のような動きで運動コスト最適化していると考えられる。① $V < 2BL$ では激しい遊泳行動を行わなくても流失を回避できるため定位を続ける。② $V \geq 2BL$ では遊泳行動を行ないと流失する可能性が高いため遊泳し上流へ移動する。③ $V > 3BL$ では、遊泳行動の限界になり上流への移動が停止する(図5.4、図5.7)。④ $V > 3BL$ を経験した後は、 α が減少傾向でかつ $3BL > V \geq 2BL$ の時、再び移動をする。この動きを繰り返し長時間続く流失の可能性を低くしていると考えられる。実際の魚類行動は、流速、加速度により複合的な影響を受けながら流失を避けるために上流へ運動コストを最適化しながら行動していると考えられる。

5.5 今後の課題

本研究では、出水時の魚類行動の把握、魚類の行動と水理特性の関係が概括できた。しかし実験ケースは少ない。特に、調査時期、魚種、個体差を考慮した実験ケースを実施していない。今後は追加のデータを加えより詳細に評価する必要がある。また、魚類の移動に関する情報の不足があげられる。特に今回の魚類移動追跡手法では、1次元的な魚類移動しか把握できず横断面上での議論に限定された。今後は、魚類移動と水理特性の関係を平面的に展開する必要がある。また、出水時水理特性だけが魚類の行動を支配するわけではない。このため、水温、濁度等の水質データとの関連等、行動に影響を与える可能性があるパラメータを追加し行動予測をする必要がある。

5.6 まとめ

実験河川での人工出水時の魚類行動を追跡した結果、魚類は、出水の流量により異なる行動をとった。出水流量が小さい出水 {0.4 (m³/s)} では、同じ箇所定位し続けたのに対し、出水流量 {約1 (m³/s)、約2 (m³/s)} が大きい出水では上流へ向かって移動をした。

このことから魚類が上流した出水ケースでは、魚類の移動に影響を与える水理特性としては、魚類が存在する位置の流速と加速度が影響を与えたと考えられる。

そしてシミュレーションとの比較を行い、出水時の水理特性から魚類の行動分析を行った結果、ある程度の流量増加後の加速度の減少傾向、巡航速度の下限値が上流への移動要因、巡航速度の上限値が移動の制限要因とするアルゴリズムで概ねの説明が可能になった。

6. 土砂投入がハビタット、生物の与える影響

6. 1 はじめに

流量の変動とハビタット、生物との関係について、これまでは、実験河川において主に流水のみをコントロールし、その影響について検討してきた。しかし、実河川においては出水時、流量のみでなく土砂も下流へと流下し、ハビタット、生物に影響を及ぼす。本研究では、土砂が生物に及ぼす影響に着目する。

土砂管理については、平成10年7月に河川審議会総合土砂管理小委員会から「流砂系の総合的な土砂管理にむけて」の報告において源頭部から海岸までの一貫した総合的な土砂管理の必要性が提言され、その重要性が認識されている。天竜川や相模川等、いくつかの河川においては懇談会や委員会が設置され検討されている。この対策として現在、主にダム貯水池における適切な排砂システムの検討や、諫止された土砂を下流へと運搬、設置し、土砂の連続性を保とうとする措置（以下、土砂投入とする）が検討されている。特に後者は、早急かつ継続的な対策として今後多く実施されていくものと考えられる。

これまで土砂投入は、ダム下流区間の河床低下、河床材料の粗粒化、これに伴い変質した生物の生育・生息環境の改善等を目的に、阿賀川河口ダムでは1991～1996年¹⁰¹⁾、矢作川阿摺ダム及び越戸ダムでは1995～1997年¹⁰²⁾、荒川水系二瀬ダムでは1998、2002年、阿武隈川水系大滝根川三春ダムでは1999、2001年¹⁰³⁾、天竜川秋葉ダムでは1999～2001、長島ダムでは2000、2001、荒川水系浦山川浦山ダムでは2000年¹⁰⁴⁾に実施された。しかし、試験的・実験的段階にあり、土砂投入とハビタットや生物との応答関係について明らかにされている事例は少なく、また、砂の堆積等新たな課題が生じた理由等から中止されている事例もある。今後、土砂投入を河道の修復技術として位置づけていくためには、事例研究や実験などにより、土砂投入がハビタット、生物、生態系へ与える影響を解明し、知見を集積していくことが必要であると考えられる。しかし、実河川においては土砂投入の影響を定量的に把握することは難しい。

そこで本研究では、土砂投入によるハビタット、生物への影響を定量的に把握することを目的に、まず、土砂投入がハビタット、生物へ及ぼす影響について整理した上で、実験河川を用いた実験を実施した。

6. 2 土砂投入が及ぼすハビタット、生物への影響と新たに生じる課題

投入された土砂は、流れによって下流へと流下し、ハビタット、生物、生態系に影響を及ぼす。ここでは、まず、

ハビタットや生物に限定しこれまでの知見を整理することとする。ハビタット、生物への影響把握においては、空間スケールによって、捉えられる現象や対象となる生物は異なること、また、上位の空間スケールで生じた現象は下位の空間スケールに影響を及ぼすことから、様々な空間で生じている現象を捉え、さらにそれらを総合的に捉えることが必要であると考えられる。そこで、表6.1には、Frissell *et al.*の河川環境の階層性¹⁰⁵⁾を参考に、Segment～Reach、Habitat、Micro Habitatに区分し、各スケールにおいて生じている主な課題、課題に対する改善効果、これ以外に予想されるハビタット、生物への影響と新たに生じる可能性のある河川管理上の課題、既往の土砂投入事例について整理した。なお、これらの影響の把握においては、河道の応答や生物への影響は短期的な影響のみでなく、時間的な遅れを伴うこと、それぞれのハビタットや生物は、形成・修復の時間や消長時間が異なるため、把握すべき時間スケールは異なること等を考慮する必要がある。また、土砂投入による影響は、投入土砂量や粒度分布、流況（規模、頻度、継続時間等）、投入時期などにより異なる。今後、これらを考慮した土砂投入の考え方の整理が必要になるものと考えられる。

以上を考慮して、付着藻類への影響について整理する。投入された土砂は、出水時の流れで運搬される。このため、出水の規模は、付着藻類への影響を規定する大きな要因であり、出水の規模によって、Segment～Reachスケールで生じる河床変動等、河床材料の移動を伴う場合と、河床材料の移動を伴わない場合で影響は大きく区分できる¹⁰⁶⁾。また、その影響は土砂投入がない場合と比較すると、攪乱は大きく、河床変動量や流砂による作用もより大きくなる。

なお、流砂の付着藻類への作用については、Powerら¹⁰⁷⁾により、摩擦によって現存量に影響を及ぼすことが指摘されている。また、北村ら³⁵⁾、山本ら¹⁰⁸⁾の砂礫を用いた藻類除去の実験結果からも、効果的に作用することが指摘されている。このような流砂の作用は、出水時のみでなく平常時においても、河床に堆積した土砂のうち、例えば砂などが掃流砂となり得る場においては、影響を及ぼすことが予想される。ただし、付着藻類は、他の生物と比較し、増殖速度も大きく、遷移が短期間で生じるため、影響や回復は速やかであると考えられる。

底生動物については、土砂の移動は、直接的な生息場所の維持形成に関わるため、その多様性や現存量に大きな影響を与えるとされる¹⁰⁹⁾。しかし一方で、シルトや細粒土砂で埋め尽くされ、総種数への影響や剥ぎ取り食者優占から堆積物者優占へと変化する¹¹⁰⁾といった摂食型の変化が報告されている。

表 6.1 流送土砂量の減少や流量制御に起因し生じている主な課題と土砂投入の影響¹¹³⁾

空間スケール	主な課題	土砂投入によるハビタット、生物への影響と河川管理上の課題 ^{注)}	既往事例におけるねらいや効果
【Segment】 勾配などが同一の区間	A: 土砂投入量の減少→横断構造物下流から生じる河床の低下→時間経過に伴う河床勾配の緩勾配化→掃流力の減少	○河床上昇による掃流力の増加 ○河床低下の改善 ◆堆積土砂厚の不均一化(たとえば淵が埋まる) △恒常的な土砂投入の必要性	・多摩川永田地区においては、河原のしくみの機能を早期に回復させるため、河床勾配を大きくし、掃流力を高めることを目的に実施された ¹¹⁰⁾
	【Reach】 1リーチ～数リーチ	B: 土砂投入量の減少→河道横断形状の変化→B/hの変化→中規模河床波の変化(複列砂州から単列砂州への変化など)→これに伴う瀬・淵構造の変化、面積の	○砂州形態の変化とこれに伴うハビタットの修復と生物の回復 △回復までの時間 △砂州の不安定化による治水上の課題
【Habitat】 瀬・淵構造、河原、河岸 植生、河畔林など	A+B+攪乱規模・頻度の減少→植生遷移の進行、細粒土砂の捕捉促進→樹林化の進行	○水際域の掃流力の増大や冠水頻度の増加→河原の形成・維持、植生の変化	・多摩川永田地区では、造成河原の維持を目的としている ¹¹¹⁾ ¹¹²⁾
	B→瀬、淵構造の変化(水深・流速分布の変化、構成材料の変化)、河床材料の変化→魚類群集や底生動物群集の変化	○瀬・淵の水深・流速分布の回復、これらを構成する河床材料の更新→ハビタットの機能回復、生物の回復	・荒川水系浦山ダム下流の事例では、ウグイの産卵場となる洗い瀬の維持形成に寄与した ¹⁰⁹⁾
【Micro Habitat】 底質、河床材料、 河床間隙など	土砂投入量の減少→河床材料の粗粒化(アーマー化)→底生動物群集や魚類群集の変化	○底質の粒度組成の修復→底生動物群集、魚類群集の回復 ◆土砂の堆積によって浮き石面積が低下した場合、底生動物、魚類への影響	・阿賀川河口ダム下流の事例では、砂利の堆積が見られ ¹⁰⁰⁾ 、岩の間には砂がつくようになり、魚が増えたとされたが、その後、土砂がたまりすぎて水流が悪くなった ¹⁰⁰⁾
	攪乱規模・頻度の低下→河床の安定化→底生動物群集の遷移の進行と多様性の低下、瀬の産卵床としての機能低下	○攪乱による河床材料の移動・更新→ハビタットの機能回復、生物群集構造を遷移の初期段階に戻す	・阿武隈川水系三春ダム下流の1995年に実施された事例では、投入量が少なく、河床低下や河床材料の粗粒化防止等に対する効果は小さかった ¹⁰³⁾
	攪乱規模・頻度の低下→河床の安定化→付着藻類の剥離・更新頻度の減少→活性の低下、糸状緑藻の繁茂→魚類や底生動物の餌資源としての質・量の変化→魚類群集や底生動物群集への影響	○付着藻類の群集構造を遷移の初期段階に戻す ○藻類の剥離・更新、活性化、餌資源としての質の向上 ◆流下した土砂のうち比較的粒径の細かい砂等が河床に堆積した場合→生産量の低下、底生動物や魚類への影響 ◆投入土砂に細かい粒径のシルト等が多く含まれ濁水が発生した場合→付着藻類の光合成阻害、魚類の餌資源としての質の低下	・矢作川阿留ダム及び越戸ダム下流の事例では、土砂投入量が少ないことから、垂相以上遷移を逆行させることにつながらなかった ¹⁰²⁾
	攪乱規模・頻度の低下→河床間隙の透水性の低下→河床間隙生物や魚類の産卵床への影響	○河床間隙の透水性の回復→ハビタットの機能回復→生物の回復	

注) ○; 課題に対する改善効果、◆; ○以外に予測されるハビタット、生物への影響、△; 新たに生じる可能性のある河川管理上の課題を示す。

以上を考慮し、実験河川を用いた検討においては、付着藻類については土砂の流下による藻類の剥離とその後の回復と増殖への影響、底生動物については、土砂の流下による底生動物に減少とその後の回復状況を追跡するとともに、堆積場所に着目し検討することとした。

6. 3 実験河川を用いた検討

6. 3. 1 方法

土砂投入を行わない区間を対照区、土砂投入する区間を実験区Ⅰ及び実験区Ⅱとして、供給土砂の流下が付着藻類、底生動物へ与える影響を把握する。

実験河川A上流の直線区間(720-830地点、河床勾配1/300)を用いて、上流から対照区、実験区Ⅰ、実験区Ⅱを設定し、実験区Ⅰ、Ⅱのそれぞれ上流端に土砂を設置した。土砂の粒径は、河床勾配と出水条件を考慮し、掃流砂となり得る粒径で、かつ入手が可能であったφ8～

12mm、φ4～6mmの砂利を各1,080kg設置した。また、実験区Ⅰ、Ⅱの下流端には、土砂が下流へ流下しないよう河床を長さ2m、深さ0.5m程度掘り下げ、土砂吐けとした。また、これによって生じる乱れが実験に影響しないよう、各区間の間に6mの緩衝区間を設けた。

与えた出水は3回(出水①、②、③)で、各出水のピーク流量は、出水①は1m³/s、出水②及び③は2m³/sである(写真6.1、6.2)。なお、ピーク流量の継続時間は30分間とした。表6.2に各区の実験条件を示す。出水日は2003.8.7である。

出水による土砂の流下状況は、各出水前後において気球から写真撮影を行うことにより把握した。付着藻類の採取は、各出水の前後及び4日後、7日後、11日後、底生動物は、出水前、出水③後、7日後、15日後に行った。付着藻類は、各区間の河床(実験区Ⅰ、Ⅱは、流下土砂が通過した河床)において代表的な河床材料6つを選定

表 6.2 実験条件

	対照区	実験区 I	実験区 II
区間位置	800-820	770-790	740-760
区間長	20m	20m	20m
河床勾配	1/300	1/300	1/300
投入土砂粒径	-	8-12mm	4-6mm
投入土砂量	-	1,080kg	1,080kg

し、その上面に 5×5cm のコドラートを設置し、ナイロンブラシと蒸留水を用いて採取した。また、採取した河床材料の長径と短径を測定し記録した。分析項目は、クロロフィル a、フェオ色素、強熱減量、強熱残留物量とした。底生動物は、25×25cm のコドラート（網付き、目合い 250μm）を設置し、河床約 3cm の深さまでの底生動物を底質ごと採取し、ホルマリンで固定した後、種同定、個体数の計数、種ごとの湿重量を測定した。なお、実験区 I と II における底生動物の 7 日後、11 日後の調査については、河床の状態が土砂の流下状況により異なっていたため、流下土砂が通過した河床、投入土砂が堆積している河床、堆積土砂表層に区分し採集した。検体数は各ケース 3 検体とした。

6.3.2 結果

(1) 土砂の流下状況

表 6.3 に出水時の水理量、図 6.1 に実験区 I、II における投入土砂の流下状況を示す。なお、土砂の流下状況の詳細については 9 章を参照されたい。

各区間の出水時の水理量は、本実験区間の下流の勾配が 1/800 と緩いため背水の影響等を受けているものと考えられ、3 区間で若干水理特性が異なるものであった。土砂の流下状況は、実験 I、II でほぼ同程度で、出水③後それぞれ 9m、8m 流下していた。なお、投入した土砂は、あまり分散せずに、占有面積を拡げながら群体が移動するように流下した。出水後の実験区 I、II の河床の状況は、土砂が流下した河床、土砂が堆積している河床、まだ土砂が達していない河床に区分された。したがって出水 7 日後、15 日後においては、それぞれの区分から底生動物を採取した。

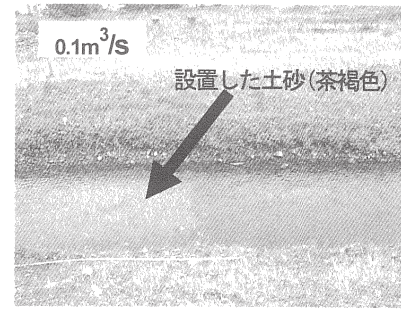


写真 6.1 土砂設置状況

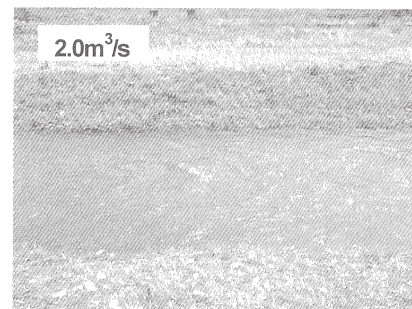


写真 6.2 出水②2m³/sの様子

表 6.3 出水時の水理量

		対照区	実験区 I	実験区 II
出水①	水深(m)	0.45	0.51	0.67
	流速(m/s)	0.85	0.83	0.68
	水面勾配	1/257	1/159	1/171
	摩擦速度(m/s)	0.11	0.12	0.10
	無次元掃流力	0.16	0.08	0.11
出水②及び③	水深(m)	0.69	0.80	0.95
	流速(m/s)	1.0	1.1	0.84
	水面勾配	1/218	1/162	1/202
	摩擦速度(m/s)	0.12	0.13	0.11
	無次元掃流力	0.18	0.10	0.14

注) 摩擦速度、掃流力、流速、水面勾配、水深は観測中の最大値を示す。

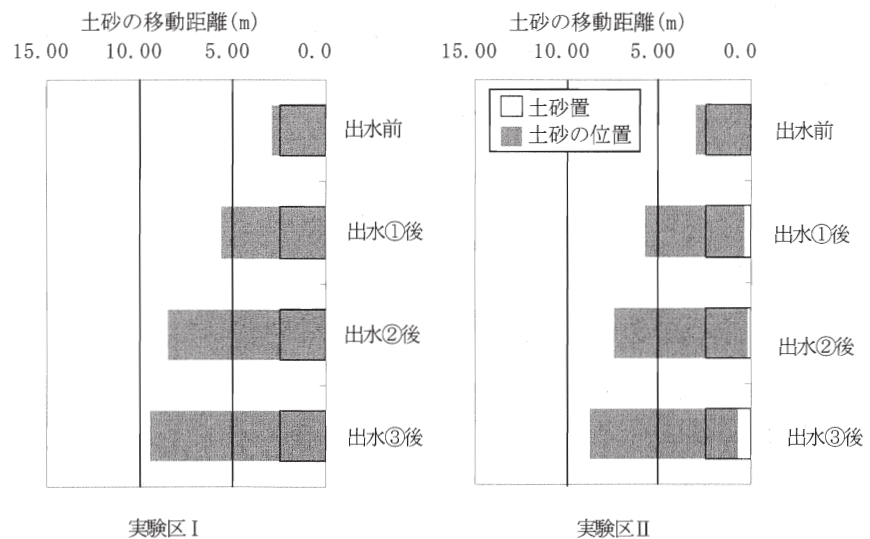


図 6.1 投入土砂移動状況

(2) 付着藻類への影響

図6.2①②③に藻類現存量を示すクロロフィルa、有機物量を示す強熱減量の変化を示す。クロロフィルaは、出水によって出水前の約21~38%が減少した。しかし4日後には、出水前とほぼ同様の値まで回復し、7日後にはさらに増加した。強熱減量の変化についても、クロロフィルaとほぼ同様の傾向を示した。区間の違いについては顕著な差異はみられなかった。

次に、質的な変化をみるため、強熱減量(%)、生きている藻類の割合(=クロロフィルa/(クロロフィルa+フェオ色素)(%))、有機物に占める藻類の割合(クロロフィルa/強熱減量(%))を算出し、図6.2④~⑥に示した。強熱減量(%)については、出水後上昇するが、4日後には減少する傾向がみられた。有機物に占める藻類の割合(図6.2⑤)については、出水前後でほとんど変化

はみられないが、4日後に各区間ともに増加がみられ、7日後にはやや減少した。生きている藻類の割合(図6.2⑥)については変化がみられなかった。

以上より、土砂投入の有無にかかわらず藻類量や有機物量は減少し、出水後、有機物量の割合や有機物量に対するクロロフィルa量の割合が増加するなど、付着物の質的な変化がみられた。しかし、その影響は4日後あるいは7日後という短期的なものであった。この要因としては、土砂の粒径が大きくかつ出水時の掃流力が小さかったため、土砂移動に伴う河床面への作用が小さかったことがあげられる。

(3) 底生動物への影響

図6.3①~③、図6.4①~③に、①出水前および出水後、7日後、14日後の土砂が流下した部分の河床、②投入した土砂が流下し堆積した層(以下、土砂堆積層)、③②の

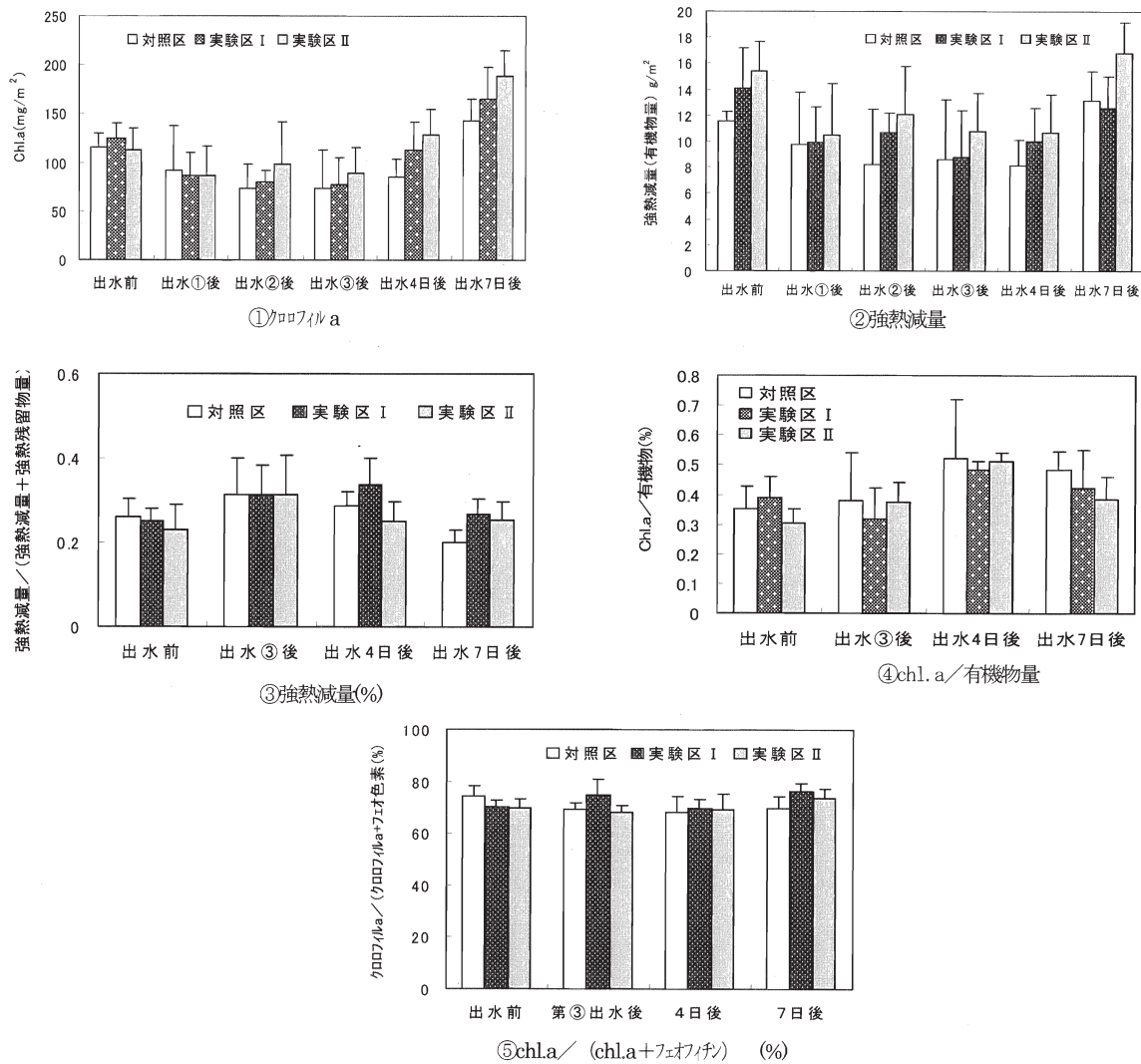


図-2 河床付着物の変化

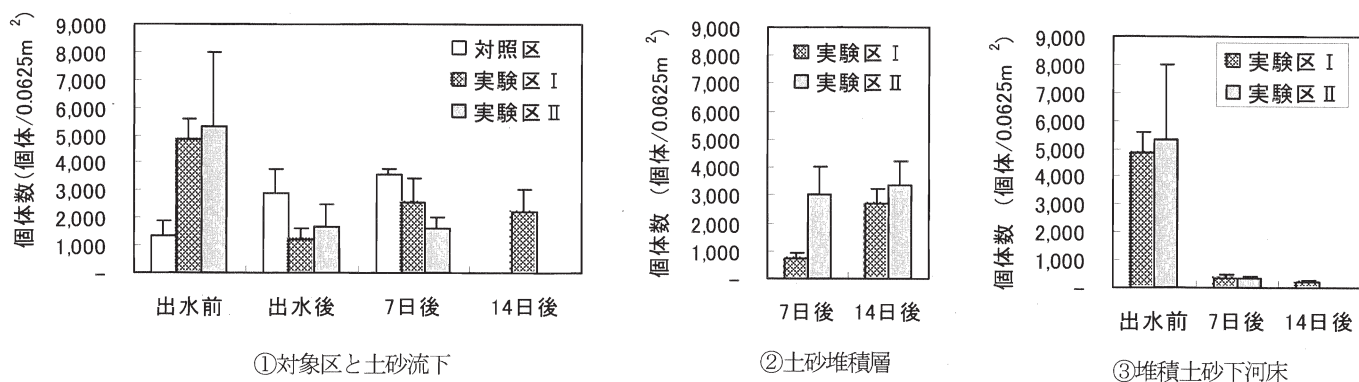


図 6.3 個体数の変化

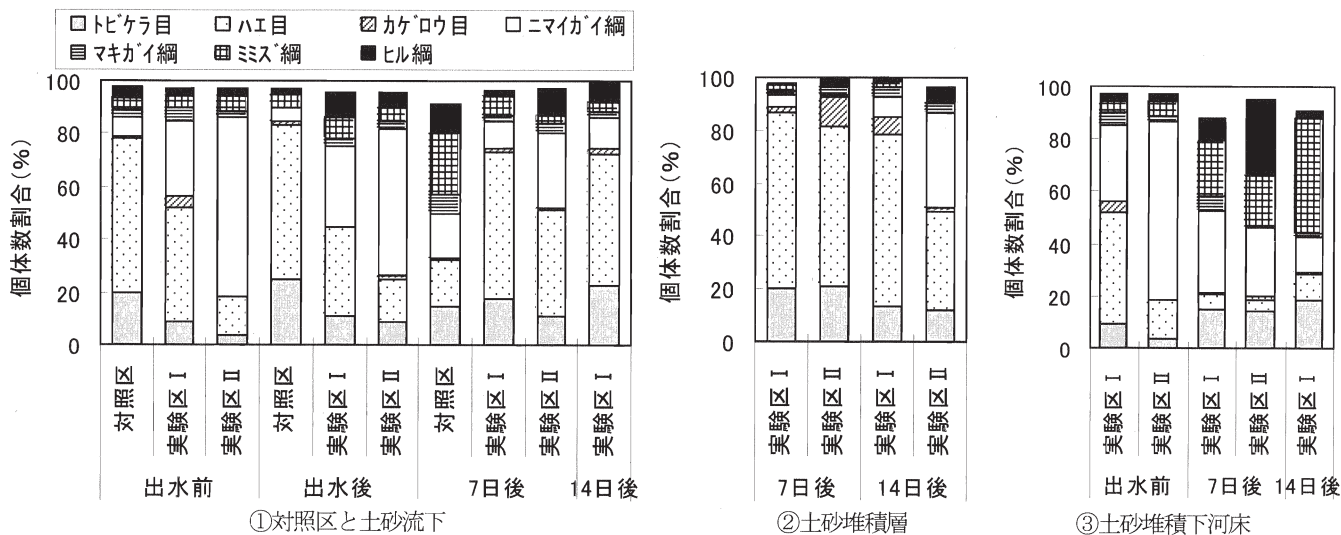


図 6.4 個体数割合の変化

下の元河床（以下、堆積土砂下河床）から採取したサンプルの個体数の変化（平均値と標準偏差）と代表的な6網目（トビケラ目、ハエ目、カゲロウ目、ニマイガイ綱（全てシジミ科）、マキガイ綱、ミミズ綱、ヒル綱）の全個体数に対する割合（平均値）を示す。以下に上記①～③の個体数及び組成の変化について示す。

①土砂流下河床

出水後、実験区 I、IIにおける個体数は有意に減少し、对照区の個体数よりも実験区 I、IIは有意に低かった。しかし、对照区については、出水前の値が実験区 I、IIと比較して低く、また、出水後は個体数の増加がみられるなど、実験区 I、IIの個体数の減少が、土砂投入によって助長されたかどうかの判断は今回の結果からは難しいが、土砂投入+出水によって個体数は減少し、7、14日後には回復していないことがよみとれる。なお、出水前の对照区の個体数が低い主な要因は、シジミ科 *Corbicula* sp.の個体数が、実験区 I、IIと比較して低いことによるものである（図 6.4①）。

組成については、出水前後ではほとんど変化はみられず、对照区ではハエ目、実験区 I ではハエ目とニマイガイ綱（シジミ科）、実験区 II ではニマイガイ綱（シジミ科）

が優占していた。7日後においては、对照区ではミミズ綱の割合が増加し、実験区 I 及び実験区 II ではハエ目の割合が増加した。14日後は、実験区 I のみの結果であるが、個体数は 7 日後とほとんど変化がみられないが、ハエ目の割合が増加した。

②土砂堆積層

7日後には、実験区 I では、ハエ目、トビケラ目、実験区 II ではこれらに加えカゲロウ目が主に定着し、14日後には、ニマイガイ綱（シジミ科）が定着し、個体数は、①実験区 II の土砂が流下した後の個体数と同程度になった。

③堆積土砂下河床

7日後には実験区 I、IIの個体数は、それぞれ出水前の7%、6%に大きく減少した。個体数割合の割合では、ハエ目やニマイガイ綱（シジミ科）が減少し、ミミズ綱、ヒル綱が増加した。さらに 14 日後には実験 I において、出水前の個体数の 4%にまで減少した。

6. 3. 3 まとめ

流砂の河床付着膜への影響についてはこれまで、Power ら¹¹⁰⁾により、摩擦によって現存量は影響を受ける

ことが指摘されている。また、北村ら¹¹⁾、山本ら¹²⁾の砂利を用いた藻類の除去を目的とした実験結果からも効果的に作用することが指摘されている。しかし、今回の実験河川で制御できる摩擦速度が低い場合、土砂投入の有無の違いにより付着藻類の剥離及びその後の回復過程において差は検出することができなかった。さらに摩擦速度の高い条件での検討が必要である。

底生動物への影響については、河床が流下した後の河床においては、個体数が出水前の20~30%まで減少し、その後15日後においても出水前の個体数には増加しなかった。また、堆積した土砂層には、速やかに底生動物が移入し、もともとの河床と同程度の個体数になった。しかし、土砂が堆積した下の元河床では、個体数は大きく減少し、種組成も変化した。このことは、底質に大きく生息環境が規定される底生動物は、付着藻類と比較すると、投入土砂の影響をより受けやすいことを定量的に示すものである。さらに、その後の回復過程は、底質の変化に伴い時間的に遅れを伴って影響を受け、放流直後よりも底生動物群集へ与える影響は大きい。また、今回の実験では、特に土砂が堆積するところでは、移動能力の低い種は影響を受ける場合もありうることを示された。現在、主にダム下流における環境を修復するための土砂還元が実施されているが、今後の土砂投入の影響を捉える際の一つの観点を定めることができたものと考えられる。土砂の影響は、空間的・時間的に捉える必要がある。ここでは、空間的に小さいスケールのみを対象に実施したが、土砂投入により瀬淵構造などの河床形態が変化するなど、より大きなスケールでの影響については検討していない。今後の課題である。

7. まとめ

本研究は、河川生態系に配慮した河川流量に資するため、中小規模出水等の流量変動が河川水質・生物に与える影響の解明、土砂供給がハビタット及び生物に与える影響の解明を目的に実験河川等を用いて実施したものである。得られた成果は以下のとおりである。

(1) 流量と有機物動態

溶存酸素の連続観測から有機物の代謝速度を簡便に測定する手法を開発し、この手法を用いて平常時流量時、出水時流量時の有機物動態を明らかにした。平常時流量時は河道外から流入する有機物量の20%が河道内から供給されており、富栄養化が進んでいる河川では内部生産を抑制し、呼吸速度を上昇させることが水質の維持に重要であることが明らかになった。また、平常時流量の違いにより内部生産と呼吸のバランスは異なり、流量が増

加するに従い、一次生産速度に対して呼吸速度が減少する傾向が見られ、水質浄化といった観点からのみ考えれば、単位幅流量の減少は自浄作用を向上させる可能性が示唆された。ただし、単位幅流量の減少は水温の上昇や水深の減少とそれに伴う魚類等水生生物の生息を困難にするため注意が必要である。

一方、出水は内部に蓄積された有機物を効果的に流出されることを明らかにした。なお、本文では述べなかったが、本実験で実施している出水は摩擦速度が最大でも10cm/sと小規模であり、この程度の出水であっても河床付着物、堆積物の流出には効果的であった。

(2) 中小規模出水に対する生物の応答

① 付着藻類の掃流特性

河床付着物の状態の違いに起因した掃流特性について、付着藻類群集の付着力および河床付着物の構成の違い(主に細粒土砂量)により異なることを定量的に示した。

② 底生動物の流下特性と群集構造に与える影響

流量変化に対応する各々の底生動物及び粒状有機物の時間的変化パターンを明らかにした。出水時の流下量ピークは流量ピーク以前に出現し、流下量は、出水前の安定期間の長さに関係していることを示した。また、底生動物群集に与える影響は、中小規模洪水による攪乱よりも回復過程のほうが大きいことを明らかにした。これらの結果を踏まえ、環境改善のためのフラッシュ放流は、長いピーク流量の持続時間や大きな洪水流量は必ずしも必要ではなく、小規模な洪水を頻度高く起こすことが効果的であることなどを示唆した。

③ 魚類行動との関係

実験河川での人工出水時の魚類行動を追跡した結果、魚類は、出水の流量により異なる行動をとることを示し、魚類の移動に影響を与える水理特性として、魚類が存在する位置の流速と加速度が影響を与えていることを考察した。また、出水時の水理特性から魚類の行動分析を行った結果、ある程度の流量増加後の加速度の減少傾向、巡航速度の下限値が上流への移動要因、巡航速度の上限値が移動の制限要因とするアルゴリズムで概ね説明できることを示した。

(3) 景観的観点、アユの餌資源としての観点からの河床付着物評価

① 河床付着物に対する人の視覚的評価

河床付着物の視覚的評価は、主に付着物量と色が関与していることを定量的に示した。付着物量は、付着物量が多いほど視覚的な評価は低くなり、乾燥重量では約10g/m²、強熱減量(有機物量)では約5g/m²、強熱残留物量(細粒土砂量)では約20g/m²、chl. *a*量では約20mg/m²

以下であれば概ね視覚的に許容される傾向がある。色については、緑藻の割合をある程度示し得る指標 chl. *b*/chl. *a* を用いて、緑色の度合いを定量化し、この値が高いほど、石表面のきれいさの評価値が高くなる傾向があった。

②アユの餌資源としての観点からみた河床付着物評価

アユが摂食していた河床付着物は、シルト分の含有が少ない、強熱減量(%)が概ね45%以上のもので、糸状藍藻の *H. janthina* が優占する群落であった。このような河床付着物の状態が維持されるためには、シルト分の堆積しない水理量の確保及びアユの摂食が条件となることを指摘した。

(4) 造網型トビケラの棲み込みによる河床固化の実態

簡易な計測装置を用いて河床固化の実態把握とその影響要因の推定した。河床固化が生じている礫の移動要する力は、生じていない礫の約3倍に達した。また、固化された材料の無次元限界掃流力を推定したところ、河床固化の影響を受けた無次元限界掃流力は0.07~0.35と推定され、実河道における河床固化は、実験水路などで想定されたよりも顕著な現象であることを示した。

(5) 土砂供給がハビタット、生物に及ぼす影響

土砂投入について、空間スケール毎にハビタット、生物に与える影響と新たに生じる課題を整理し示した。また、実験河川を用いた検討から、底生動物へ与える影響は、土砂投入により、底質の粒度組成がパッチ状に変化することによる影響が大きい等、今後の土砂投入の影響を把握する際の観点を得た。

8. 今後の課題

本研究で得られた成果は、中小規模出水を対象に実施したもので、ダムからのフラッシュ放流の役割やその効果を評価する際等の基礎情報を提供することができたものと考えている。ただし、流量変動と水質、生物との関係については、未解明な部分が多く、また、健全な生態系の保全のためには、流量と生物との関係のみならず、生物間の関係やハビタットの形成を加味し検討することが必要となる。今後、これらの関係も加味した研究を実施していく予定である。また、土砂投入の影響に関する課題については、今後、より現場のニーズに対応できるよう、ダム下流の課題を踏まえた土砂投入のあり方を検討し、これを評価する方法を提案していく必要がある。今後、これらについても継続して研究を実施する予定である。

<参考文献>

- 1) 辻本哲郎：ダムが河川の物理的環境に与える影響—河川工学及び水理学的視点から—, 応用生態工学 2(2), pp. 103-112, 1999.
- 2) Peterson C.G.&Steavenson R.J.:Resistance and resilience of lotic algal communities:importance of disturbance timing current, Ecology,73, pp.1445-1461., 1992.
- 3) 谷田一三・竹門康弘：ダムが河川の底生動物に与える影響、応用生態工学 2(2), pp. 153-164, 1999.
- 4) 建設省河川局河川環境課：正常流量の手引き(案), 1999.
- 5) 川島博之・鈴木基之：「河川における自浄作用と自濁作用。生産研究」第34(7), pp.287-295, 1982
- 6) 合葉：「下水道協会誌」、12、131、1、1975.
- 7) 田口哲・榊美代子：「河川の自浄作用に関する研究(第5報)—都市小河川における河床付着物の現存量について—」, 広島県環境センター研究報告、第3号、pp.49-54、1982
- 8) 坪郷久子・和波一夫・嶋津暉久：「多摩川中流部の再生に関する研究(その5)—付着藻類による有機物の生成とその河川水質への影響—」, 東京都環境科学研究所年報、pp.185-192、1999
- 9) 小林弘、秋山優・有賀祐勝・坂本充・横浜康継(編集)：「河川底生藻類の生態 藻類の生態」、pp.309-346、内田老鶴圃、1997
- 10) 八木明彦：「木曾川下流部の付着藻類の光合成量」、名古屋女子大学紀要、29、pp.79-83、1983
- 11) 建設省土木研究所：平成11年度自然共生研究センター研究報告書。土木研究所資料第3747号, 2000.
- 12) 田口哲：「河川の自浄作用に関する研究(第2報)—都市小河川における浄化特性について—」, 広島県環境センター研究報告第2号、pp.23-27、1981
- 13) 萱場祐一：「溶存酸素濃度の連続観測を用いた実験河川における再曝気係数、一次生産速度及び呼吸速度の推定」、陸水学雑誌、Vol.66 No.2、pp93-105、2005
- 14) 土木学会水理委員会：「水理公式集」、丸善(株)、pp.403、2000
- 15) Rathbun, R.E.: “Reaeration coefficients of stream-state of the art”, Proceedings of the American Society of Civil
- 16) Odum, H.T.: “Primary production in flowing waters”, Limnology and Oceanography, 2, pp.85-97, 1956
- 17) Horner, R. P., Welch, E. B., Seeley, M. R., and Jacoby, J. M.: “Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration.”, Freshwater Biol, 24, pp.215-232, 1990
- 18) Stevenson, R. J.: “The stimulation and drag of current. In the Alga”, pp.321-340, Academic Press, 1996

- 19) Peterson, C. G. and Steverson, R. J. : "Substratum conditioning and diatom colonization in different current regimes. J. phycol. " 25. pp.790-793, 1989
- 20) McIntire, C. D. : "Some effects of current velocity on periphyton communities in laboratory streams. " Hydrobiologia. 27, pp.559-270, 1966
- 21) 高橋正征・古谷研・石丸隆 (監訳) : 「生物海洋学 2」
- 22) 土木研究所 : 「平成 13 年度自然共生研究センター研究報告書」、土木研究所資料第 3873 号、2000
- 23) 土木研究所 : 「平成 14 年度自然共生研究センター研究報告書」、土木研究所資料第 3915 号、2003
- 24) 土木研究所 : 「平成 15 年度自然共生研究センター研究報告書」、土木研究所資料第 3946 号、2004
- 25) Home, A. J. and Goldman, C. R. : "Limnology, Second edition" , McGraw-Hill Book Company, 1994
- 26) 北村忠紀・田代喬・辻本哲郎 : 「生息場指標としての河床攪乱頻度について」、河川技術論文集、Vol.7、pp.297-302、2001
- 27) 墨田迪影・渡辺仁治 : 「石川県手取川におけるダム建設に伴う着生珪藻群集の変化」、藻類、No.34、pp.194-202、1986
- 28) 野崎健太郎・内田朝子 : 「河川における糸状緑藻の大発生」、矢作川研究所、No.4、pp.159-168、2000
- 29) 全国内水面漁業協同組合連合会 : 「魚を育む豊かな流れ～河川生物資源保全流量調査報告書～」、pp.204-205、1988
- 30) Ryan, P.A. : "Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. New Zealand" , journal of marine and freshwater research, Vol.25, pp.207-221, 1991
- 31) 山田浩之 : 「細粒土砂堆積による河床構造及び河川生物相の変化機構に関する研究」、学位論文、2002
- 32) 尾澤孝思、大杉奉功、原田譲二 : 「ダム放流による下流河川の環境復元」、大ダム、No.177、pp.87-97、2001
- 33) 福嶋 悟・皆川朋子・萱場祐一 : 「人工出水が付着藻類の遷移及ぼす影響」、日本珪藻学会第 22 回研究集会要旨集、2002
- 34) 皆川朋子・福嶋 悟・萱場祐一・尾澤孝思 : 「河床石面付着物に及ぼす影響に関する実験的検討」、河川技術に関する論文集、Vol.9、pp.475-480、2003
- 35) 北村忠紀、加藤万貴、田代喬、辻本哲郎 : 「砂利投入による付着藻類カワシオグサの剥離除去に関する実験研究」、河川技術に関する論文集、Vol.6、pp.125-130、2000
- 36) Biggs, B. F. and Close, M. E. : Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: "the relative effect of flows and nutrients" , Freshwater Biology, Vol.22, pp.209-231, 1989
- 37)アレキサンダー・J・ホーン、チャールス・R・ゴールドマン 著、手塚泰彦訳 : 「陸水学」、東京大学学術出版会、pp.282-284、1999
- 38) Stevenson R. J , Bothwell, M. L, Lowe R.L.: "Algal Ecology" , ACADENMIC PRESS, 1996
- 39) Hiroyuki YAMADA and Futoshi NAKAMURA : "Effect of fine sediment deposition and channel works on periphyton biomass in the MAKOMANAI RIVER, North Japan" , River Res. Applic., No.18, pp.481-493, 2002.
- 40) 建設省河川局監修 : 「河川水質試験法 (案) [1997 年版] 試験方法編」、技法堂出版、1997
- 41) 渡辺泰徳 : 「光合成研究法」、共立出版、p137、1981
- 42) Krammer K. and Lange-Bertalot H.: Bacillariophyceae 1 ~4, Suesswasserflora von Mitteleuropa Band 2/1~2/4. Gustav Fischer Verlag, 1986-1991.
- 43) 小島貞男、須藤隆一、千原光雄編 : 「環境微生物図鑑」講談社、1995
- 44) 廣瀬弘幸他 : 「日本淡水藻図鑑」内田老鶴圃、1991.
- 45) Kawamura, T. and R. Hirano: "Seasonal changes in benthic diatom communities colonizing glass slides in Aburatsubo Bay" , Diatom Reseach, Vol.7, pp.227-239, 1994.
- 46) 河村知彦 : 「付着藻類群落の変動機構」、月刊海洋、27 (10) , pp.591-595、1995
- 47) 山岸高旺 : 「淡水藻類入門」、内田老鶴圃、pp.11-12、1999
- 48) 岩垣雄一 : 「限界掃流力に関する流体力学的研究」、土木学会論文集、第 41 号、pp.1-21、1956
- 49) Rubey, W.W.: "Settling velocities of gravels, sand and silt particles" , American Journal of Science, Vol. 25, pp.325-338, 1933.
- 50) 石橋毅 : 「ダム排砂設備の流下砂礫による磨耗・損傷に関する水理学的研究」、土木学会論文集、第 334 号、pp.103-112、1983
- 51) 辻本哲郎・中川博次 : 「掃流粒子の Saltation の確率過程論的解析」、土木学会論文集、第 345 卷 II-1 号、pp.83-90、1984
- 52) 田中志穂子、渡辺仁治 : 「日本の清浄河川における代表的付着藻類群集 Homoeothrix janthina-Achnanthes japonica 群集の形成過程」、藻類、Vo.38、pp.167-177、1990
- 53) 阿部信一郎 : 「アユが自ら創る生活空間ーアユと付着藻類の相互作用を通してー」、中央水研ニュース、28、2002
- 54) 相崎守弘 : 「富栄養河川における付着微生物群集の発達に伴う現存量及び光合成量の変化」、Linnol、41 (4) , pp.225-234、1980
- 55) 井上隆信 : 「河床付着生物膜による河川流下課程の水質変化

- に関する研究」、学位論文、1996
- 56) 井上隆信・海老沼潜一：「河床付着生物膜現存量の周年変化と降雨に伴う剥離量の評価」、水環境学会誌、16 (7)、pp.59-66、1993
- 57) 戸田祐・赤松良久・池田俊介：「水理特性が付着藻類の一次生産特性に与える影響のに関する研究」、土木学会論文集、No.705 II-59、pp.161-174、2002
- 58) 渡辺仁治・上條裕規：「九頭竜川水系の付着生物におよぼす濁りの影響」、陸水学雑誌、35(2)、pp.73-81、1974
- 59) 内田朝子：「矢作川中流域におけるアユの消化管内容物」、矢作川研究、No.6、pp.5-20、2002
- 60) 日本分析化学学会北海道支部編：「水の分析」、化学同人、第3版、1988
- 61) 平山公明、今岡正美他：「水質のきれいさの視覚的な判断要因に関する検討」、土木学会第52回年次学術講演会、VII-44、pp.88-89、1994
- 62) Zuur, B., ed.: "Guidelines for the control of Undesirable Biological Growths in Water." ,Water Quality Guidelines, No.1, 1992.
- 63) Nordin, R.N.: "Water Quality Criteria for Nutrient and Algae (Technical Appendix)" Water Quality Unit, Resource Quality Section, Water Management Branch, British Columbia Ministry for the Environment, Victoria, 1985.
- 64) P.R.Horner, E.B.Welch and R.B. Veenster: "Development of nuisance periphytic algae in laboratory streams in relation to enrichment and velocity", Periphyton of Freshwater Ecosystems, pp.121-134, 1983
- 65) Biggs, J. F. , and Price, G. M. : "A survey of filamentous algal proliferations in New Zealand rivers" , N. Z. J. Mar. Freshwater Res., 21, pp.175-191, 1987.
- 66) Hogland K.D, Roemer S.C.& Rosowski JR.: "Colonization and community structure of two periphyton assemblages, with emphasis on the diatoms (Bacillariophyceae)", *American Journal of Botany* , 69 , pp.188-213, 1982
- 67) 品田穰：「ヒトと緑の空間」、東海大学出版会、1980
- 68) 河合雅雄：「なぜ緑を求めるとか一人の本性への回帰、人はなぜ自然を求めるとか」、三田出版会、pp.41-74、1995
- 69) Wharfe, J. R., Taylor, K. S., and Montgomery, H. A. C. : "The growth of *Cladophra glomerata* in a river receiving sewage effluent" . Wter Res, 18, pp.971-979, 1984
- 70) 村上恭祥：「アユのつぶやき 昔と今、広報ないすいめん」No.29、全国内水面漁業連合組合、pp.8-23、2002
- 71) 全国内水面漁業協同組合連合会：「魚を育む豊かな流れ〜河川生物資源保全流量調査報告書〜」、205p、1988
- 72) 和田吉弘：「長良川のアユづくり」、治水社、123p、1993
- 73) Abe S., Uchida K., Naguma T., Ioriya T. & Tanaka J. : "Effects of a grazing fish, *Flecoglossus altivelis* (Osmeridae)" , on the taxonomic composition of freshwater benthic algal assemblages, Arch. Hydrobio. 150(4), pp.581-595, 2001
- 74) 土木研究所水循環研究グループ自然共生研究センター：「平成11年度自然共生研究センター研究報告書」、土木研究所資料、No.3747、pp.58-125、2000
- 75) Pringle C.M. and Hamazaki T.: "The role of omnivory in a neotropical stream: "separating diurnal and nocturnal effects" , Ecology , 79,pp.269-280,1998.
- 76) Power, M. E. Matthews: "Grazer control of algae in an Ozark Mountain stream: effects of short-term exclusion" , 1988
- 77) 岐阜県水産試験場：「アユの放流技術に関する研究アユの放流研究—(アユ放流研究部 昭和57~59年度のとりまとめ)」、全国湖沼河川養殖研究会アユ放流部会、pp.166-175、1986
- 78) 群馬県水産試験場：「アユ適正放流基準(尾数)の検討(アユの放流研究—アユ放流研究部昭和57~59年度のとりまとめ)」、全国湖沼河川養殖研究会アユ放流部会、pp.136-150、1986
- 79) 宮地伝三郎：「アユの話」、岩波新書、1960
- 80) 皆川朋子、萱場祐一：「アユの餌資源としての観点からみた河床付着物の評価」、第60回土木学会年次学術講演会、pp.433-434、2005
- 81) 皆川朋子、萱場祐一：「設置期間が異なる基質を用いた河床付着物の状態の経時変化とアユの餌資源としての評価」、第9回研究発表会講演集、応用生態工学会、pp.147-150、2005
- 82) Statzner, B., Arens, M.F., Champagne, J.Y., Morel, R. and Herouin, E.: "Silk-producing stream insects and gravel erosion: Significant biological effects shear stress" , *Water Resources Res.* Vol. 35, pp.3495-3506, 1999.
- 83) Cardinale, B.J., Gelmann, E.R. and Palmer, M.A.: "Net spinning caddisflies as stream ecosystem engineers: the influence of Hydropsyche on benthic substrate stability" , *Functional Ecology*, Vol.18, pp.381-387,2004
- 84) 田代喬・渡邊慎多郎・辻本哲郎：「造網型トビケラの棲み込みによる河床の固結化」、河川技術論文集、Vol.10、pp.489-494、2004

- 85) 国土交通省関東地方整備局相模川水系広域ダム管理事務所:「宮ヶ瀬ダムのフラッシュ放流」
- 86) Downes, B.J., Glaister, A. and Lake, P.S.: “Spatial variation in the force required to initiate rock movement in 4 upland streams: implications for estimating disturbance frequencies”, J. N. Am. Benthol. Soc., Vol. 16, pp.203-220, 1997
- 87) 高尾彰・布川雅典・五味高志・根岸淳二郎・中原修:「北海道北部の小河川におけるヒゲナガカワトビケラ (*Stenopsyche marmorata*) の巣網が河床礫安定性に及ぼす影響」、応用生態工学会第7回研究発表会講演集, pp.5-8, 2003
- 88) McNown, J.S. and Malaika, J.: “Effect of particle shape of settling velocity at low Reynolds number”, Trans. AGU, Vol.31, pp.74-82, 1950
- 89) 津田松苗:「川の底棲動物の現存量をめぐる諸問題 特に造網昆虫の重要性について」、陸水学雑誌, Vol. 20, pp.86-92, 1959
- 90) Hemphill, N.: “Competition between two stream dwelling filter-feeders, *Hydropsyche oslari* and *Simulium virgatum*”, Oecologia, Vol.70, pp.73-80, 1988
- 91) 新村秀一:「パソコンによるデータ解析 -統計ソフトを使いこなす-」、ブルーバックス B-1095、講談社、pp.318、1995
- 92) 東信行・鴨下真吾・佐原雄二・関泰夫・渡辺勝栄:「増水時における河川魚類の挙動と河川構造」、環境システム研究、Vol.27、pp.793-798、1999.
- 93) 大橋弘道・清水康行:「数値計算による魚道における魚の挙動の解析」、水工学論文集、Vol.48、pp.1597-1602、2001
- 94) 天野邦彦・傳田正利・時岡利和・対馬孝治:「河川環境評価における流域特性の河川地形からの視点と新技術の適用」、土木技術資料、46(5)、2004
- 95) 土木学会水理委員会編:「水理公式集 河川編」、丸善、1999
- 96) 石川雅朗・足立恒・平野弘晃:「個体ベースモデルによる魚類生息環境評価手法の構築」、河川技術論文集、Vol.7、pp.315-320、2001
- 97) 森下郁子・森下雅子・森下依理子:「川の H の条件 陸水生態学からの提言」、山海堂、pp.3-8、2000
- 98) 中村俊六著(財)リバーフロント整備センター編:「魚道のはなし 魚道設計のためのガイドライン」、山海堂、pp.84-93、1997
- 99) 廣瀬利雄・中村中六編著(財)ダム水源地環境整備センター編:「魚道の設計」、山海堂、pp.202-215、1991
- 100) 玉井信行・水野信彦・中村俊六:「河川生態環境工学 魚類生態と河川計画」、東京大学出版会、pp.190-192、1993
- 101) 島谷幸宏・皆川朋子:「日本の扇状地河川の現状と自然環境保全の事例」、河川に自然復元に関する国際シンポジウム論文集、pp.191-196、1998
- 102) 田中蕃:「砂利投入による河床構造回復の試みとその効果」、矢作川研究、No.1、pp.175-202、1997
- 103) 浅見和弘・齋藤大・三浦義征:「ダム下流の河床低下・河床構成材料の粗粒化防止策—三春ダムにおける土砂投入実験例—」、応用地質技術年報、20、pp.147-155、2000
- 104) 梶野健・浅見和弘・中嶋一彦・杉尾俊治・林貞行・高橋陽一:「浦田ダム下流に投入した土砂がウグイの産卵にもたらす効果について—ダム下流河川における土砂投入の効果—」、応用生態工学、6(1)、pp.51-58、2003
- 105) Frissell, C.A., Liss, W. J., Warm, C. E. and Hurleu, M.D.: “A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing stream in a watershed context”, Environment Management, 10, pp.199-214, 1986
- 106) 皆川朋子・清水高男・島谷幸宏:「流量変動による生物への影響に関する実験的検討」、河川技術に関する論文集、Vol.6、pp.191-196、2000
- 107) Power, M. E., and A. J. Stewart: “Disturbance and recovery of an algal assemblage following flooding in an Oklahoma stream”, American Midland Naturalist, 17, pp.333-345, 1987
- 108) 山本亮介・松梨史郎・下垣 久:「移動粒子を伴う流れの付着藻類剥離効果」水工学論文集、Vol.47、pp.1069-1074、2003
- 109) Nicolas R. Bond, Barbara J. Downes: “The independent and interactive effect of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland stream”, Freshwater Biology, 48, pp.455-465, 2003.
- 110) Zuellig R.E., Kodratieff B.C., Rhodes H.A.: “Benthos recovery after an episodic sediment release into a Colorado Rocky Mountain River.” Western North American Naturalist, 62(1), pp.59-72, 2002.
- 111) 服部敦・瀬崎智之・伊藤政彦・末次忠司:「河床変動の観点で捉えた河原を支える仕組みの復元—多摩川永田地区を事例として—」、河川技術論文集、Vol.9、pp.85-90、2003
- 112) 島谷幸宏:「多摩川永田地区の河道修復」、応用生態工学、5(2)、pp.233-240、2003
- 113) 皆川朋子・福嶋 悟・天野邦彦:「土砂投入が付着藻類に及ぼす影響—多摩川永田地区を事例に—」、河川技術論文集、Vol.10、pp.477-482、2004