

矢作川におけるダム下流の河床改善による コケ植物と河床環境の変化

Effect of river restoration on the moss growth and the riverbed environment
downstream of the dam in the Yahagi River

白金晶子・内田朝子・山本敏哉

Akiko SHIRAGANE, Asako UCHIDA and Toshiya YAMAMOTO

要 約

矢作川の阿摺ダム下流の瀬において、アユの生息に適した河床環境を回復するため、2017年4月に新たな礫を置いた河床を造成し、アユが忌避するとされるコケ植物と河床の物理環境について調査した。その結果、新たに置いた礫には2018年夏までコケ植物の生育が目視で確認できなかったが、2018年秋から確認され、2019年春には顕著となり、その後、僅かではあるが被度が増加する傾向が見られた。一方、既存の河床では2017年は3割前後の被度で推移したが、2018年、2019年と減少し、2020年に再び増加する傾向が見られた。季節変化を見ると春から夏、秋にかけて増加し、その後、冬にかけて減少する傾向が見られた。また、コケ植物は1000 m³/s 程度もしくは1,000 m³/s を超える出水後に、被度が減少し、巨礫の割合が高い河床ほど、被度が高くなる傾向がみられた。

キーワード：コケ植物、矢作川、粒径組成、河床環境、ダム下流

はじめに

ダムは治水、利水の目的のため、河川水を貯留し、貯留した水をコントロールして放流する。このため、ダム下流では出水時におけるピーク流量の低減や出水頻度の低下、平水時の流量の平滑化などが起こる（辻本, 1999；角, 2009）。さらに、ダムにより土砂移動が阻害され、ダム下流では土砂供給が大幅に減少し、河床の低下やアーマーコート化が生じる（辻本, 2009）。

矢作川中流では本流に7つのダムが設置されている。中流域では天然アユがなわばりを持たない、釣れないといった問題が指摘されており、ダムの影響によるアーマーコート化がアユをはじめとする河川生物の生息に影響を与えていることが懸念されている（田中, 1997；山本, 2000；北村ら, 2001；岡田・内田, 2016；山本, 2019）。特にアーマーコート化が顕著な場所では礫表面に生活史の長いコケ植物の繁茂が見られ、アユが摂餌する微細な付着藻類の生育場が減少している（内田, 2017；内田, 2021）。

矢作川研究所ではアユの良好な生息環境を回復するため、2017年に阿摺ダム下流約700 mの地点（通称 ソジバ）において、矢作ダムに堆積した礫を利用して河床に敷き詰めた。本研究は新たな礫を敷設したソジバの礫

置区と直上流の対照区において、アユが忌避するとされるコケ植物と河床の物理環境について調査し、アユの生息に適した河床環境を再生するための一助とした。なお、本報告は白金ほか（2019）、山本ほか（2020）、山本ほか（2021）で報告した内容に2020年の結果を加えてまとめた。

調査地と方法

調査地

本研究は矢作川本流の下流から3番目に設置された阿摺ダムから約700 m下流（通称ソジバ、河口から約51.8 km、北緯35度9分47秒、東経137度15分1秒）に実験区を設けて行った（図1 a）。

実験区には2017年4月、矢作ダム湖に堆積した砂礫を8 cm × 8 cmのマス目のスケルトンバケットでふるい、バケットに残った長径約8-30 cmの礫を用いて、横断方向に約22 m、縦断方向に約15 m、厚さ約20 cmで敷設した「礫置区」を設けた（図1 b）。また礫置区の上流側に隣接した同面積を「対照区」とした（白金ほか, 2019）。

方法

礫置区および対照区において、5 m メッシュの交点となる各区 12 交点、合計 24 交点にマーカー礫を置き、直上の水深、流速（コスモ理研 小型流速計 3631）を測定した。マーカー礫を中心とした 1 m^2 の面積において、河床の粒径組成は 5 段階（2 mm 未満、2–64 mm、64–256 mm、256–500 mm、500 mm 以上、ただし 2017 年は 256 mm 以上を分割せず 4 段階）で各段階の割合を目視し、コケ植物は同面積の被度を目視で観察し割合を記録した。本調査ではコケ植物の被度の変化を観察することを目的としたため、採集しての種の同定は行わなかった。調査地周辺で常時、水中に埋没する礫上で確認されたコケ植物はニブハタケナガゴケ *Ectropothecium obtusulum* およびアオハイゴケ *Rhynchostegium riparioides* が優占していた（内田, 2017; 内田, 2021）

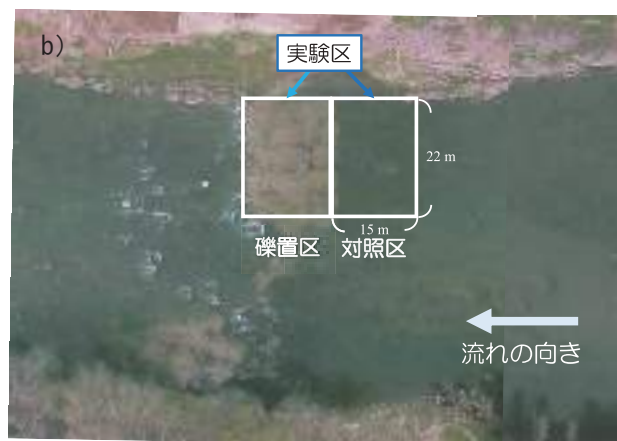
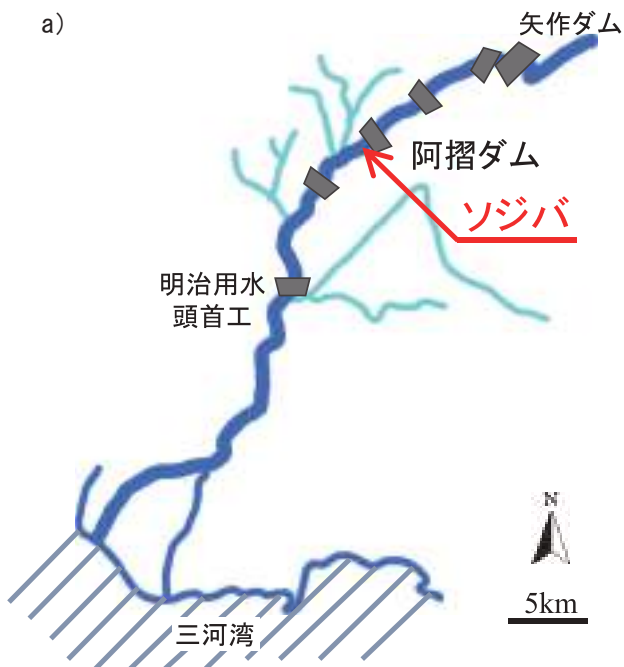


図 1 調査地の a) 位置図, b) ドローン写真 (2017 年 4 月 25 日撮影)。

ため、本調査で確認されたコケ植物もこれら 2 種が優占していたと考えられる。

調査は 2017 年 5 月から 2020 年 10 月までの期間に、水深・流速は 15 回、粒径組成は 19 回、コケの被度は 24 回行った。水温は水温ロガー（HOBO Pendant MX Water Temperature Loggers）を用いて、2017 年 4 月 24 日から 2020 年 10 月 31 日まで観測した（機器の不具合、付け替えのため、2017 年 11 月 7 日から 16 日、および 2018 年 1 月 30 日から 2 月 27 日まで欠測）。流量は 2017 年から 2020 年までの 4 月から 10 月について、調査地の約 700 m 上流に位置する阿摺ダムの毎正時および日最大放流量（中部電力株式会社提供）を利用した。

結果

・水温

2017 年度の観測期間における最高水温は 8 月 2 日の $26.1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 、最低水温は 1 月 28 日の $2.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 、2018 年度の最高水温は 8 月 6 日の $26.3 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 、最低水温は 1 月 29 日の $3.7 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 、2019 年度の最高水温は 8 月 13 日の $25.9 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 、最低水温は 2 月 11 日の $4.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 、2020 年度の最高水温は 8 月 21 日の $25.8 \text{ }^{\circ}\text{C}$ であった（図 2）。出水時に大きく水温が低下する傾向が確認され、 $5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 以上の水温低下が観測されたのは 2018 年 7 月 5 日、2019 年 7 月 1 日、7 月 28 日、8 月 16 日、2020 年 7 月 1 日の 5 回であった。2017 年を除き、毎年、7 月上旬に顕著な水温低下が認められた。矢作ダム湖では春頃から水温躍層が形成され、下層ほど水温が低下する。出水時にはダム湖内の濁水を早期に排除するため、選択取水塔の下段から取水され、ダム下流に放流されることから（深谷ら, 2007）、水温低下が発生したと考えられた。

・流量

調査期間中に日最大放流量が $500 \text{ m}^3/\text{s}$ を超える日が 10 回観測された（図 3）。2017 年は 10 月 23 日に $721 \text{ m}^3/\text{s}$ 、2018 年は 4 月 25 日に $509 \text{ m}^3/\text{s}$ 、7 月 6 日に $929 \text{ m}^3/\text{s}$ 、9 月 5 日に $1395 \text{ m}^3/\text{s}$ 、10 月 1 日に $1444 \text{ m}^3/\text{s}$ の 4 回観測され、出水の多い年となった。2019 年は 8 月 16 日に $779 \text{ m}^3/\text{s}$ 、2020 年は 6 月 30 日から 7 月 12 日までの期間、度重なる出水により、7 月 1 日に $1060 \text{ m}^3/\text{s}$ 、6 日に $741 \text{ m}^3/\text{s}$ 、8 日に $1118 \text{ m}^3/\text{s}$ 、12 日に $599 \text{ m}^3/\text{s}$ が観測された。

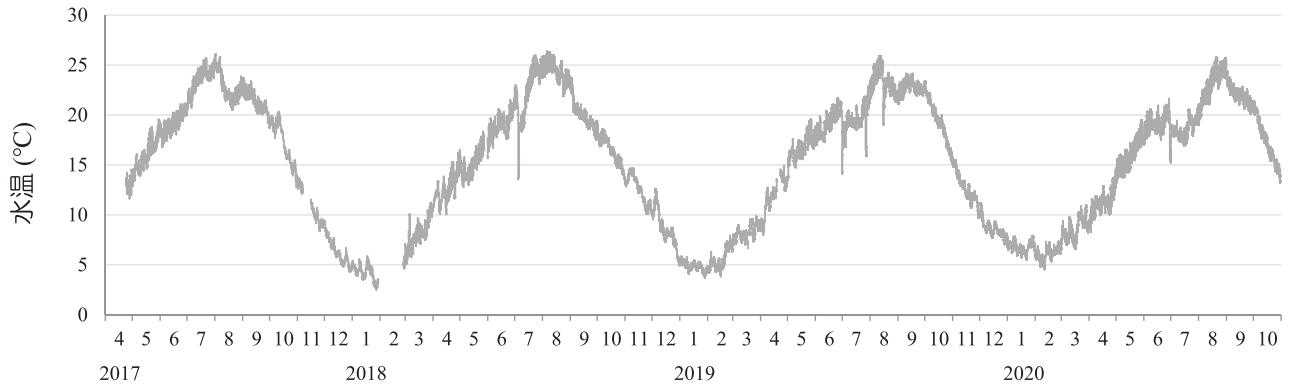


図2 ソジバの水温の変化.

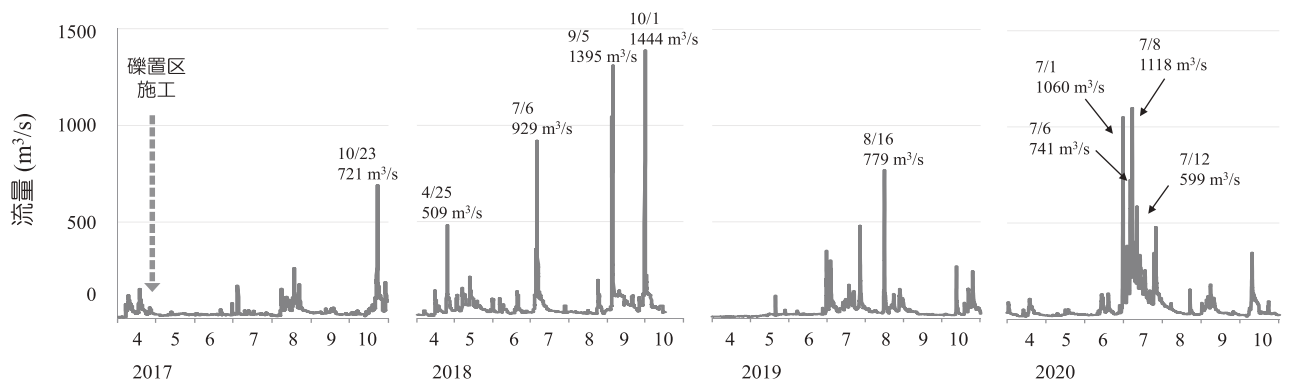


図3 ソジバから約700 m上流の阿摺ダム放流量の変化. 数値は500 m³/sを超える出水時の日最大放流量.

・水深と流速

観測時全体の平均水深±標準偏差は礫置区で47.5 ± 11.3 cm, 対照区で64.6 ± 14.3 cmであった. 各調査時における礫置区, 対照区それぞれ12箇所の平均水深±標準偏差は礫置区で30.2 ± 11.4 cm (2020年2月11日) ~ 59.4 ± 12.6 cm (2019年8月6日)の間で推移し, 対照区で44.0 ± 14.5 cm (2020年2月11日) ~ 78.8 ± 16.1 cm (2019年8月6日)の間で推移した. 観測時全体の平均流速±標準偏差は礫置区で1.03 ± 0.29 m/s, 対照区で0.70 ± 0.16 m/sであった. 各調査時における礫置区, 対照区それぞれ12箇所の平均流速は礫置区で0.63 ± 0.28 m/s (2020年2月11日) ~ 1.28 ± 0.33 m/s (2017年8月31日)の間で推移し, 対照区で0.39 ± 0.08 m/s (2019年4月19日) ~ 0.91 ± 0.22 m/s (2017年8月31日)の間で推移した. 水深, 流速の季節変化を見ると, 春から夏, 初秋にかけて大きくなり, その後, 冬にかけて小さくなる傾向が見られた.

・粒径組成

礫置区の粒径組成は敷設した礫の大きさを反映し, 調査期間を通じて64-256 mmの大礫が優占する傾向が見られた(図4). 2018年以降は500 mm以上の巨礫を分けて観測し始めたが, 2019年からは500 mm以上の既

存の河床礫が確認されるようになった.

対照区では2017年は256 mm以上の巨礫が優占していたが, 2018年以降, 64-256 mmの大礫が増加し, 64 mm以下の中礫, 細礫, 砂が減少する傾向が見られた. 500 mm以上の巨礫を分けて観測し始めた2018年以降は, 500 mm以上の巨礫が6.5 ~ 17.6%と礫置区より常に高い割合で確認された.

・コケ植物

礫置区では2017年は新たに置いた礫にコケ植物が確認されることは無く, 既存の礫にのみ確認された(図5). 2018年秋には新たに置いた礫の一部で僅かにコケ植物が観察され, 2019年春には顕著なコケ植物の生育が確認された(図6). その後, 若干ではあるが, 2020年にかけて被度が増加する傾向が見られた. 対照区では2017年は3割前後の被度で推移したが, 2018年, 2019年と減少し, 2020年に再び増加する傾向が見られた(図5). 季節変化を見ると春から夏, 秋にかけて増加し, その後, 冬にかけて減少する傾向が確認された. コケ植物は礫の上面および側面にパッチ状に群生していた. 植物体の長さは数mm ~ 20 mm程度が多く, 最長50 mm程が観察され, 流速の速い場所で短くなる傾向が見られた.

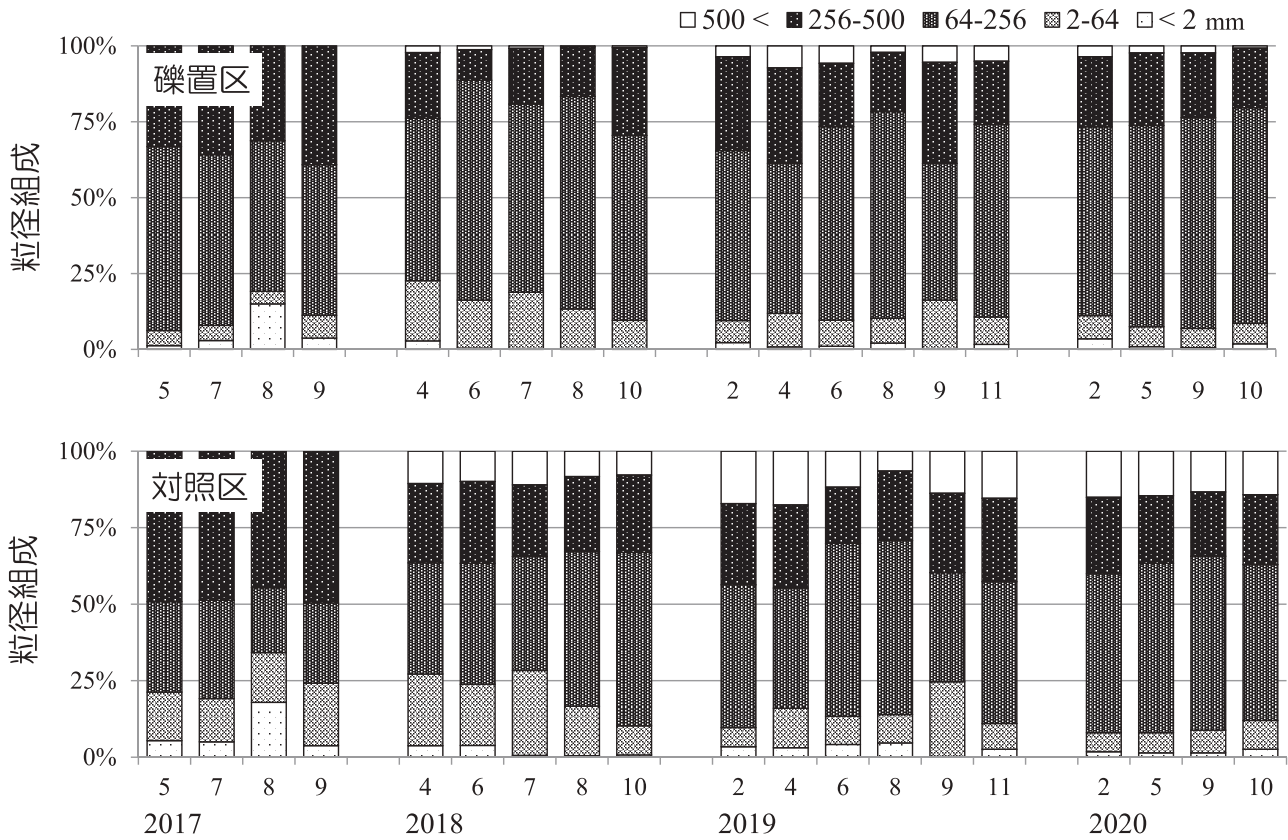


図4 河床の粒径組成の変化.

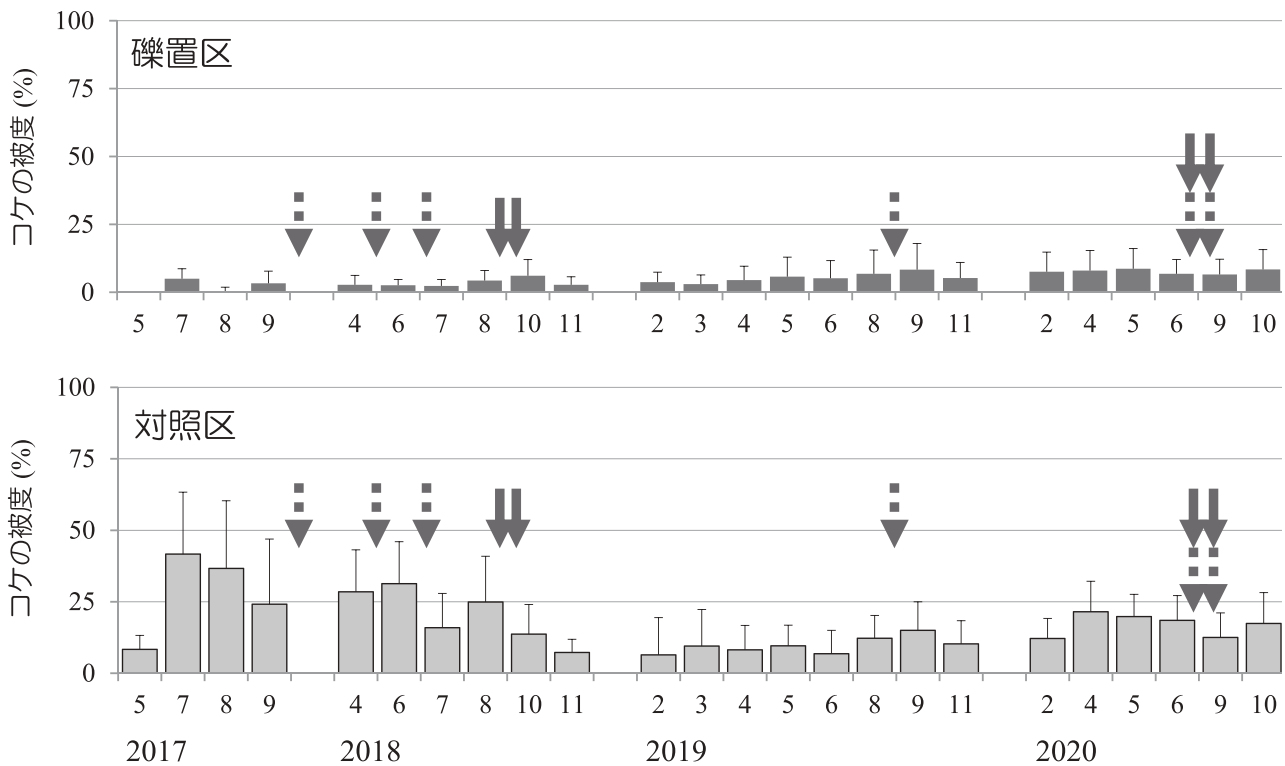


図5 コケ植物の被度の変化. 点線の矢印は日最大放流量 $500\text{--}1000 \text{ m}^3/\text{s}$, 実線の矢印は $1000 \text{ m}^3/\text{s}$ 以上の出水時期を表す. エラーバーは標準偏差を示す.



図6 新たに置いた礫（礫置区）に生育したコケ植物の様子（2019年5月27日撮影）。

考察

コケ植物の分布を決める要因として、河床の安定度、河床粒径、流速、水質、透明度などが挙げられるが、特に粒径サイズの大きい、安定した河床に生育することが報告されている（Slack and Glime, 1985; Suren and Ormerod, 1998; Ceschin et al., 2012）。また、アユの好適な河床環境として、25 cm 以上の巨礫が重要であり（水産庁, 2011; 阿部ら, 2014）、アユの漁場改善のための巨礫の投入が全国で実施されている（水野, 1987）。本研究では矢作ダム湖に堆積した砂礫を分粒し、約8～30 cm の礫をソジバの河床に置き、礫置区を造成した。新たに置いた礫にアユの餌となる微細な付着藻類が生育し、アユの好適な生息場となることが期待されたが、同時にいつ新たな礫にコケ植物が生育しはじめ、アユの生息場としての機能が低下するかを見極めることが重要と考えられた。今回の調査では2017年の4月に置かれた礫について、目視でコケ植物の生育状況を観察し続けたところ、2018年秋にコケ植物の生育が確認され、2019年春には顕著となった（図6）。本実験で利用した礫は矢作ダム湖に堆積し、その後長期間大気中に曝されていたため、コケ植物は生育していなかったが、コケ植物に覆われた河床に置いたため、既存の礫に生育していたコケ植物が栄養繁殖で再生し（内田, 2021）、新たな礫に定着したと考えられた。2019年から2020年にかけて、僅かではあるが増加する傾向が見られたことから、2～3年後には対照区と同様のコケ植物の被度になることが危惧される。矢作川のダム下流のようなコケ植物が繁茂した河床環境では、巨礫を用いて安定した河床を造成することは、コケ植物の定着・分布拡大を促す可能性があるため、河床改善の方法は慎重に選択することが重要で

ある。今後はコケ植物が生育し辛く、かつアユの餌となる微細な付着藻類が生育できる程度にクレンジングされる河床を維持することが必要であろう。

調査期間中に500–1000 m³/s の出水が6回、1000 m³/s を超える出水が4回発生した（図3）。2018年4月に発生した日最大放流量509 m³/s の出水では、対照区のコケ植物の被度にほとんど変化が見られなかった（図5）。一方、7月6日に発生した日最大放流量929 m³/s の出水後および9月5日、10月1日に連続して発生した日最大放流量1400 m³/s 前後の2回の出水後には対照区のコケ植物の被度が半減した（図5）。

2019年8月16日に日最大放流量779 m³/s の出水が発生したが、その後の9月に行った調査ではコケ植物の被度は僅かに増加していた。2020年は7月上旬から中旬にかけて、日最大放流量1060 m³/s、741 m³/s、1118 m³/s、599 m³/s の4回の出水が発生したため、その後長期に渡り調査が行えず、9月15日にコケ植物の被度を確認したところ、2/3程度に減少していた。出水後は増水、濁水により長期間、調査に入れないことが多く、出水直後にコケ植物の被度を確認することは難しかったが、今回の調査では1000 m³/s 程度もしくは1000 m³/s を超える出水後に、コケ植物の被度が減少する傾向が見られた。

コケ植物の被度が大きく減少した2018年7月、9・10月、2020年7月の出水前後でコケ植物と巨礫の関係を図7に示した。2018年は出水前、巨礫の割合が高い地点ほど、コケ植物の被度が高くなる傾向が見られたが、出水後は相関が低くなる傾向がみられた。一方、2020年は出水前後ともに、巨礫の割合が高い地点ほど、コケ植物の割合が高くなる傾向が見られた。2018年は2度の出水後、ともにコケ植物の割合が半減していたことから、巨礫ほどコケ植物の剥離の割合が高くなり、巨礫の

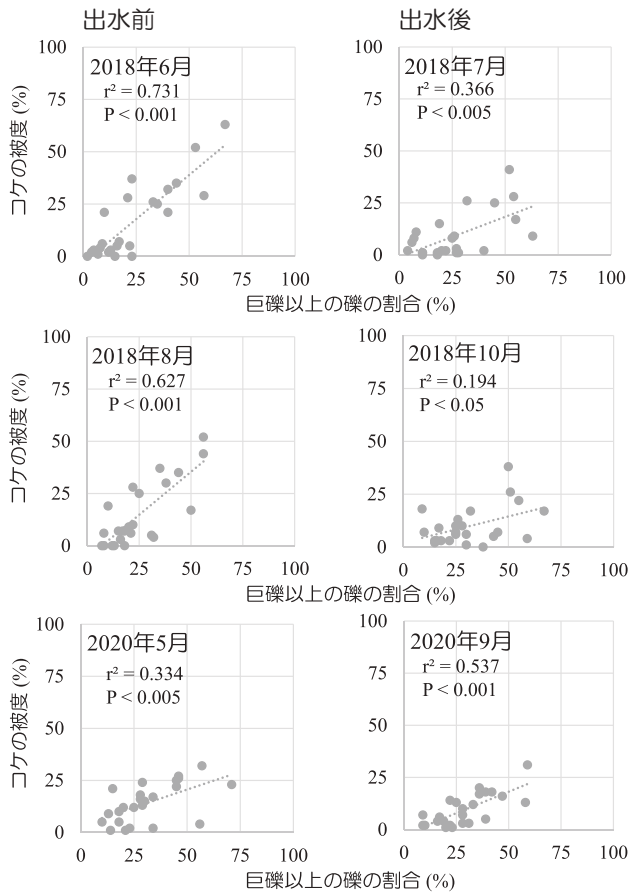


図7 出水前後の巨礫（256 mm 以上）の割合とコケ植物の被度の関係。

割合とコケ植物の被度の相関が低くなったと推測された。一方、2020年は度重なる出水によって、出水後の調査までに期間が空いてしまったため、コケ植物が再び生長し、出水前に近い生育状況に回復していたと考えられた。

対照区のコケ植物の経年変化をみると、2017年は3割程度と被度が高かったが、2018年に発生した1400 m³/s前後の2度の出水により、被度が大きく減少した。2019年も低い被度で推移したが、2020年には増加する傾向がみられた。近年、1000 m³/sを超える出水が頻発しているが、コケ植物の被度は一時的に減少するものの、回復することが明らかとなった。一旦、コケ植物が定着した河床では中規模出水が発生しても、コケ植物は一扫されず、比較的速やかに回復することから、今後アユの餌資源となる微細付着藻類の生育場を保全するためには、コケ植物を可能な限り低密度で管理することが重要である。

引用文献

阿部信一郎・新井 肇・荒木康男・榎本昌宏・原 徹・藤本

勝彦・伊藤陽人・井塚 隆・松崎 賢・田子泰彦・山本敏哉 (2014) 河床に露出した巨石の割合とアユの漁獲不振の関係。水産増殖, 62 (1) : 37-43.

Ceschin, S., M. Aleffi, S. Bisceglie, V. Savo and V. Zuccarello (2012) Aquatic bryophytes as ecological indicators of the water quality status in the Tiber River basin (Italy). *Ecol. Indic.*, 14: 74-81.

深谷壽久・岡本幸久・城敬治・竹尾敬三 (2007) 矢作ダム浮沈式濁水対策フェンスの操作方法と構造。ダム工学, 17(1) : 54-64.

北村忠紀・田代 喬・辻本哲郎 (2001) 生息場評価指標としての河床攪乱頻度について。河川技術論文集, 7 : 297-301.

水野信彦 (1987) 成育場 (瀬と淵). 内水面漁場環境・利用実態報告書 魚のすみよい川への設計指針 (案), 全国内水面漁業協同組合連合会 (編) : 11-59. 全国内水面漁業協同組合連合会, 東京.

岡田和也・内田臣一 (2016) 矢作川中流の瀬の底生動物群集の遷移におけるヒゲナガカワトビケラとオオシマトビケラの位置付け。矢作川研究, 20 : 1-11.

白金晶子・内田朝子・山本敏哉 (2019) 矢作川の河床改善実験によるアユの生息環境の回復—実験の概要と物理環境・蘚類について—。矢作川研究, 23 : 35-39.

Slack, N. G. and J. M. Glime (1985) Niche relationships of mountain stream bryophytes. *Bryologist*, 88: 7-18.

水産庁 (2011) 良好なアユ漁場を維持するための河川環境調査の指針—漁場環境調査指針作成事業報告書—。水産庁.

角哲也 (2009) 4.1 河川における「フィルタ」としてのダム。ダムと環境の科学 I ダム下流生態系, 池淵周一 (編) : 81-86. 京都大学学術出版会.

Suren, A. M. and S. J. Ormerod (1998) Aquatic bryophytes in Himalayan streams: Testing a distribution model in a highly heterogeneous environment. *Freshwat. Biol.*, 40: 697-716.

田中 蕃 (1997) 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, 1 : 175-202.

辻本哲郎 (1999) 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) : 103-112.

辻本哲郎 (2009) 5.2 流砂の改変とそれが下流河川にもたらすもの。ダムと環境の科学 I ダム下流生態系, 池淵周一 (編) : 127-134. 京都大学学術出版会.

内田朝子 (2017) 矢作川の水中に生えるコケ。豊田市矢作川研究所 *Rio*, 204 : 6.

内田朝子 (2021) 河川の分断化が著しい矢作川における付着藻類の栄養状態及び一次生産に関する研究。愛媛大学, 博士論文.

山本敏哉 (2000) アユ釣りの記録からたどった釣果の変遷。矢作川研究, 4 : 169-175.

山本敏哉 (2019) アユ漁場の回復を目指した河床改善の先行事例と矢作川の阿摺ダム下流での河床改善実験。矢作川研究, 23 : 47-50.

山本敏哉・内田朝子・白金晶子 (2020) 矢作川の河床改善によるアユの生息環境の回復 : 2年目の結果。矢作川研究, 24 : 35-42.

山本敏哉・内田朝子・白金晶子 (2021) 矢作川の川底改善に

よるアユの生息環境の回復～大規模野外実験の3年間の結
果～. 矢作川研究, 25 : 67-81.

(豊田市矢作川研究所
〒 471-0025 豊田市西町 2-19)