【技 術 研 究】

土砂バイパスによるダム下流生態系の再生 ～小渋ダムでの回復度合いと必要な時間～

国立研究開発法人国立環境研究所生物多様性領域　末吉正尚*
公益財団法人リバーフロント研究所　宮川幸雄**
豊田市矢作川研究所　小野田幸生***
株式会社建設技術研究所　堀田大貴
国立研究開発法人土木研究所自然共生研究センター　森照貴****
〃　流域水環境研究グループ　中村圭吾*****
名古屋工業大学社会工学専攻　萱場祐一******

キーワード　環境影響評価・河床環境・魚類・底生動物・藻類・群集

1. はじめに

人為活動による影響を受けてきた河川生態系の中でも，ダム下流での環境変化は特に大きい。河川生態系の基幹プロセスともいえる流況（flow regime）[1]，土砂レジーム（sediment regime）[2] がダムによって改変される程度は大きく，ダム下流では流況の平滑化，河床材料の粗粒化，藻類の過剰繁茂などの様々な変化が生じている[3, 4]。ダム下流での生態系劣化を食い止めるべく，日本を含む世界各地でダム下流生態系の再生事業が実施されてきた[5]。規模の小さな事業としては，サケ類などの産卵場造成のための土砂投入や河床の耕耘などがある[6]。一方で，これら局所的な事業では改善効果がみられないことや影響が短期にとどまることなどの指摘もあり，近年は上述の基幹プロセス自体を再生する試みが多くなっている[7]。人為的に放流量を大きくする人工洪水（artificial flushing）の実施や洪水に限らず流量変動を与える環境流量（environmental flow）の設定は，ダム下流での「基幹プロセスを自然に近づけようとした再生事業（process-based restoration）」の初期に位置づけられる手法である。国内外問わず，すでに 10 年以上にわたって継続されている事業もあり，河床環境の改善，底生動物相の回復，在来魚の増加，藻類の剥離更新，河畔林の更新などが報告されている[8, 9, 10, 11]。

近年は流量だけでなく土砂の動態も自然状態に近づけるための試みが行われており，スイスでは横断工作物が土砂の流れを極力阻害しないことが法律上位置づけられている。これまで，主に貯水池で捕捉されてしまう土砂を堤体下流へと流下させることを目的に，ダム下流への土砂還元が行われている[12]。土砂還元には複数の方法があるが，洪水時に流れてきた水と土砂を堤体のゲートや迂回トンネルを通して下流へと流すことは，他の方法に比べてより自然状態に近い流況・土砂レジームの再現が期待できる[13]。

土砂バイパストンネル（sediment bypass tunnel：以降 SBT と称する）は，ダム堤体の上下流をトンネルでつなぎ，洪水時に貯水池へと流れ込む水と土砂の一部を下流へと迂回させる通過型管理手法の一つである。まだ世界的にも数は少なく，日本，台湾，スイスでの建造が主である[14]。日本の旭ダムでは 1998 年から SBT が運用されており，16 年間にわたるモニタリングの結果から河床環境と底生動物が改善されたと報告されている[15]。また，SBT の建造年が異なる複数のダムを対象に底生動物相と生息場所の比較を行うことで，建造から年数が経過したダム下流ほど底生動物相が自然状態へ近づくなど，ダム下流の生態系が回復していることが報告されている[16]。

＊　研究員
＊＊　主席研究員
＊＊＊　研究員
＊＊＊＊　主任研究員
＊＊＊＊＊　グループ長
＊＊＊＊＊＊　教授

このように，「基幹プロセスを自然に近づけようとした再生事業（process-based restoration）」はダム下流の自然再生として成果を挙げてきたが，いくつかの課題も指摘されている。人工洪水やSBTの運用による効果を10年以上モニタリングした事例[8, 11, 15]では，魚類相や底生動物相は時間変化することが多く，初期に改善傾向がみられたものの徐々に効果が弱くなること，下流に向かうほど改善効果が弱くなることを報告している。これらの理由として，ダム下流の生息環境が改善されてからも周囲の自然河川から生物が移入・定着するには時間がかかることや，人工洪水やSBTだけでは改善できない他の要因（例えば水質や移動の問題）が影響している可能性が挙げられている。また，既存研究は特定の分類群のみに注目しての評価が多く，異なる分類群間での応答の違いを比較した研究例は少ない。そのため，どの分類群でも同様の応答を示すのか否かについての知見が得られておらず，どういった分類群に注目するべきかの理解には至っていない。

そこで本研究では，天竜川水系の小渋ダムに建造された世界最大規模のSBTを対象に，5年間にわたり河川生態系の変化をモニタリングした。河床材料，水質，藻類，底生動物，魚類と様々な視点から評価することで，生息環境と生物群集のそれぞれが回復に要する時間の違いを明らかにした。得られた結果は，「基幹プロセスを自然に近づけようとした再生事業（process-based restoration）」を評価するのであれば，中長期モニタリングが重要であることを示すものである。本事例は，国際誌に書かれた英語論文で報告しているため[17]，本稿では調査手法や解析手法の詳細は省略し，論文の概要と結果にもとづいた環境および生物相の回復時間の予測に焦点を当てる。なお，SBTの管理上の技術的課題や異なる管理手法による費用便益の議論などに関しては角ほか(2023)[12]を参照されたい。

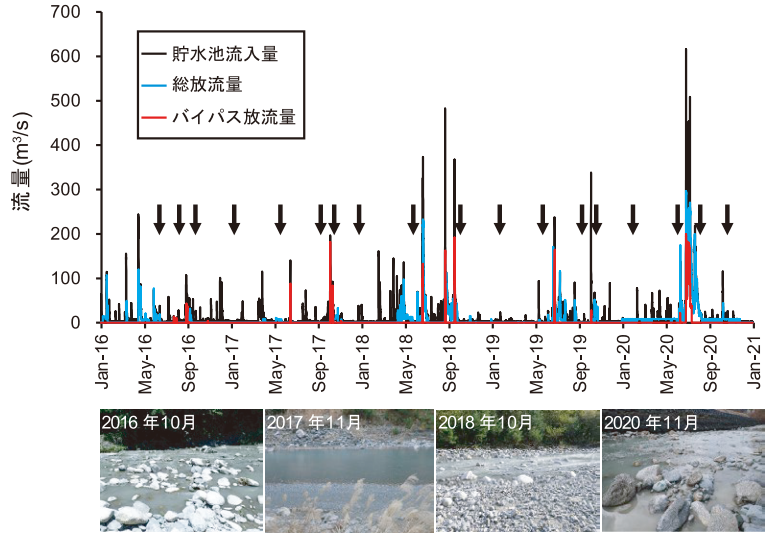
2. 小渋ダムでの土砂バイパストンネル事業

天竜川水系小渋川の本川合流部から約5 km上流に位置する小渋ダムは，1969年に建造されたのち2000年まではダム下流において無水または減水区間が存在していた。その後，0.72 m^3/sの維持放流が開始されたことで，小渋ダムの下流では主に天竜川本川からの移入定着による生物相が成立したと考えられる。小渋川は土砂生産が非常に多い流域であり，小渋ダムの堆砂率は土砂バイパストンネル（SBT）運用前の2015年時点で89%と高く，流入土砂量の管理が喫緊の課題となっていた。また，ダム下流では河床にあった細かな土砂が減少しており，粗粒化と呼ばれる大礫ばかりの川へと変化していた。そこで，SBTの設置に関する検討が進められ，2000年より建造に関する事業が開始された。2016年にSBTは完成し，ダム上流に作られた呑口から堤体の約150 m下流の吐口までの総延長3,999 mがつなげられた。SBTの勾配は1/50であり，計画放流量は370 m^3/sに設定され，通過対象となる土砂の粒径はシルトから礫サイズが想定された。2016年8月に試験放流を行ったのち，9月より運用が開始され，2020年12月までに計12回のSBTを用いた放流が実施された（図−1）。ただし，2020年6月末の放流時にトンネル内のコンクリート摩耗・損傷が確認され，修繕のために運用が一時停止された。それまで，SBTからの放流は数日以内にとどまっていたが，2020年6月の放流は，梅雨前線の停滞に伴う長期降雨の影響もあり，17日近く継続し，トンネル閉鎖後も堤体からの放流が約28日間続いた。本稿では2016年6月から2020年12月までの期間に，各放流前後で実施した計18回の環境および生物調査の結果から，SBTからの放流による自然再生効果を検証した。

3. 河川環境への影響評価の考え方と指標

土砂バイパストンネル（SBT）の運用などに伴う河川環境への影響を評価する際には，目指すべき目標を設定することが重要である。ただし，目標の設定は一律に決まるものではなく，特定の環境や生物種の再生自体が目標になる場合もあれば（例えば過剰繁茂した藻類の剥離更新や希少種・上位種の生息場造成・保全など），その地域本来の（代表的な）生物相や生態系の再生といった包括的な目標の場合もある。後者の場合，種数や個体数，群集構造などが評価の項目となり，典型性という区分で評価されることが多い。本稿ではこの典型性に焦点をあてた評価事例を紹介する。

また，上述の目指すべき目標を設定した上での影響評価を行う際には，モニタリング計画としてBARCI（before-after-reference-control-impact）デザインに基づくことが理想とされている[18]。SBTの運用などの再生事業を行った地点や区間が「インパクト（impact）」であり，「コントロール（control）」とは事業などを行っていない地点や区間，「リファレンス（reference）」は目指すべき目標とする地点や区間であり，通常は自然状態に近い環境を指す。これらの全ての地点もしくは区間で事業を行う「事前（before）」と「事後（after）」に調査を行い，結果を比較することが望ましい。ただし，今回のモニタリング計画においては，ダム下流でSBTの影響がないコントロールは堤体直下の約150 m区間のみ



図－1　調査を行った 2016 年から 2020 年までのダム貯水池への流入量（黒色），総放流量（青色），およびバイパスからの放流量（赤色）。矢印は調査を行ったタイミングを示し，下部は 4 時期におけるダム下流の写真である。

であった。この区間は止水に近い環境であったため，コントロールは設定せず，インパクトとリファレンスのみを設定した。

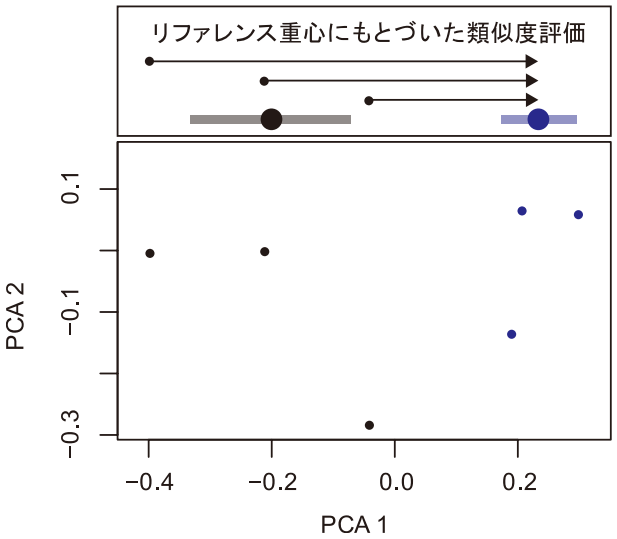
ダムに関連した河川環境への影響評価においては，上流やダム下流にそそぐ支流をリファレンスに設定することが多い。しかし，上流は標高が高く，支流は河川規模が小さくなりやすい。標高と河川規模は生物相を決定づける主要因であるため，可能であればこれらの要因をダム下流と揃えることが望ましい。そこで本事例では，小渋川と天竜川本川の合流部より約 42 km 下流に天竜川本川との合流部をもつ遠山川をリファレンスとして設定した。遠山川と小渋川は南アルプスの隣接する山岳に源を発し，流域面積も小渋川 295.0 km^2，遠山川 342.5 km^2 と類似している。遠山川には天竜川合流部より約 15 km 上流に電力用の取水堰が存在するが，洪水調整機能はなく堆砂量も少ない。平水時の流量減少は若干みられるが，洪水頻度や強度，土砂動態への影響は小さいと考えられる。そのため，遠山川を人為影響が比較的小さく，本来の生物相が残存している河川として，再生目標となるリファレンスに位置づけた。インパクトについては，小渋ダム下流の 3 地点（天竜川合流部から 1 km，2.2 km，4 km）を設定し，リファレンスはインパクトと同程度の標高帯から 3 地点選んだ。原著[17]では，小渋ダム上流でも 1 地点設定しているが，本稿での紹介からは省く。

インパクト 3 地点（インパクト区），リファレンス 3 地点（リファレンス区）の計 6 地点で水質（水温，溶存酸素濃度，pH，電気伝導度，濁度），河床環境（粒径サイズ：D_{16}，D_{50}，D_{84}，シルト被覆率）を環境要因として計測した。生物要因として，藻類を石礫表面から，底生動物を 50×50 cm コドラートから，それぞれ 3 反復採取した。魚類は約 50 m 区間から 40 分で 1 パスの電気ショッカーによる定量採捕を行った。採捕やその後の種同定・分析については原著[17]を参照されたい。

環境や生物群集の総合的な比較でよく用いられる解析として，主成分分析（PCA: Principal Component Analysis）や多次元尺度構成法（NMDS: Non-metric Multi-dimensional Scaling）が挙げられる。これらは環境や生物群集の類似性について言及することが可能な解析であり，得られた情報を主に 2 次元の平面図上に地点（区間）ごとにプロットし，地点間での環境や生物群集の違いを図上での距離として表現できる手法である。生物群集の場合，種ごとの在不在や個体数の差分の総和を情報として扱い，群集構造の違いを示す類似度とよばれる数値を求めたのち，図上での距離を算出する。2 つの地点で出現する種の在不在や個体数が全く同じであれば，類似度は 1 となり，図上での距離は 0 となる。類似度の算出に用いる対象（在不在や個体数）や計算方法，さらには図上での距離の計算手法は複数あるが，今回は種ごとの在不在を情報として用い，類似度として Jaccard 指数を用いた。水質や河床環境に関しては，各観測項目の標準化した値から Euclid 距離を求め，これの逆数（1/Euclid 距離）を類似度とした。

インパクト区の環境や生物群集がリファレンス区に近

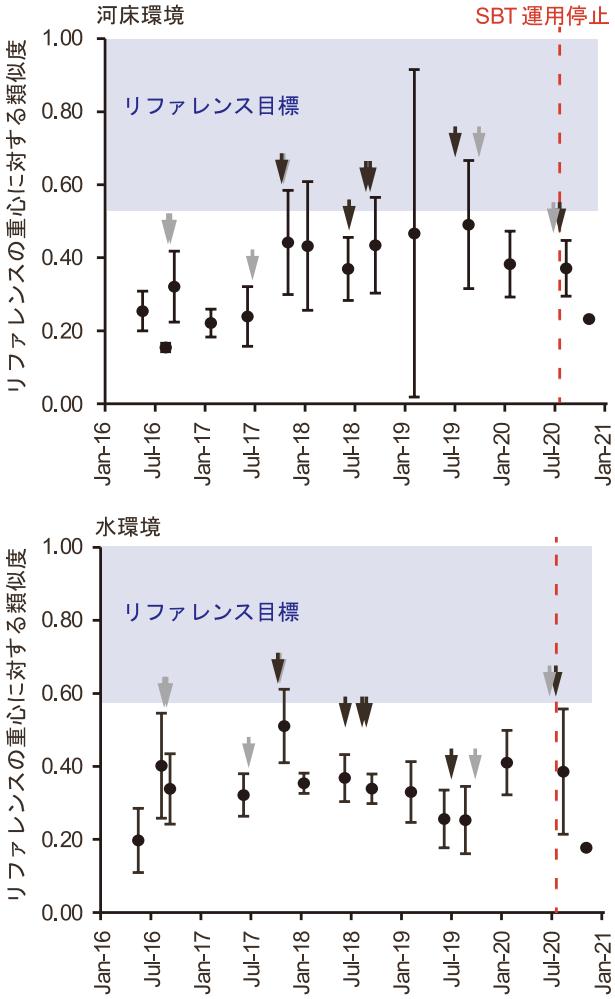
づいたかどうかを，類似度に基づいて評価した。この時に重要なのが，リファレンス自体が唯一定まるようなものではなく，地点間での差異が存在することである。さらに，各地点で得られる情報は一定ではなく，季節や年変動を示す。そこで5年間の調査で得られたリファレンス区での値から変動幅（ここでは95%信頼区間）を設定し，その幅も考慮した目標を設定した。この考え方はDynamic referenceと呼ばれており，目標自体の変動性を加味したリファレンスの設定方法である[19]。さらに，類似度に基づいた評価を行うにあたり，PCAやNMDSで平面図上のプロットしたリファレンスは地点ごとに異なることが多い。そこで，リファレンスの各地点の値から重心を求め，調査によって得られた全データから95%信頼区間を算出し，目標として定めた。今回の検討では，リファレンスの重心とインパクトの各地点との距離を，「リファレンスの重心に対する類似度」と定義し（図－2）[20]，Dynamic referenceの考え方からリファレンスの95%信頼区間（図－2での半透明青色棒グラフ）とインパクトの95%信頼区間（図－2での半透明黒色棒グラフ）が重なるかどうかで回復度合いを評価した。



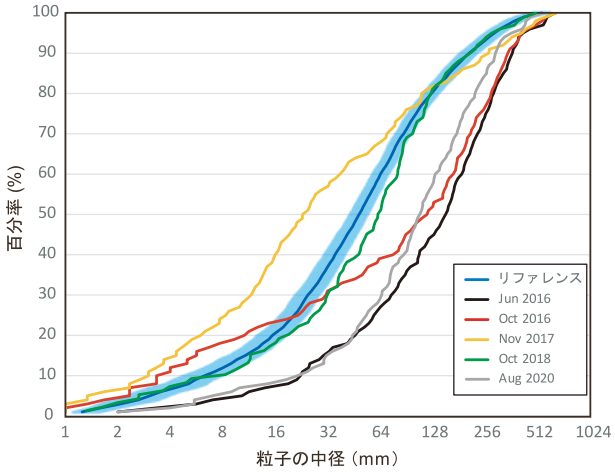
図－2　主成分分析に基づいた目標の設定と回復度合いの評価に関するイメージ。PCA1とPCA2の2次元平面図にインパクト区（黒色）とリファレンス区（青色）がプロットされており，ここでは第1軸（PCA1）の値に注目した場合に求められるリファレンス区の重心を青色の大プロットで示し，リファレンス区の各地点のバラツキから求められる95%信頼区間を半透明の青色棒グラフで示した。インパクト区としての各地点の値から，リファレンス区の重心までの距離を矢印で示しており，これが「リファレンスの重心に対する類似度」となる。そして，インパクト区の各地点のバラツキから求められる95%信頼区間が半透明の黒色棒グラフであり，半透明の青色棒グラフとの重なりで回復度合いを評価する。

4. 水および河床環境の変化

水環境に関する5項目（水温，溶存酸素濃度，pH，電気伝導度，濁度）と河床環境に関する4項目（粒径サイズ：D_{16}，D_{50}，D_{84}，シルト被覆率）から，それぞれに関する類似度としてEuclid距離を算出し，PCAによる平面図上への表示を行った。そして，Dynamic referenceの考え方にもとづき，リファレンスとインパクトの信頼区間の重なりによる評価を行った（図－3）。河床環境については，2017年10月に実施された5回目のバイパス放流後，インパクト区の信頼区間がリファレンス区の信頼区間（リファレンス目標）との重なりが生じた



図－3　水および河床環境に関するリファレンス区の信頼区間から求められるリファレンス目標とインパクト区の信頼区間の時間変化。青色の領域がリファレンス区の95%信頼区間を表し，プロットおよびエラーバーがインパクト区の重心と95%信頼区間を表す。矢印は100 m^3/s以上の大規模放流を黒色で示し，100 m^3/s未満の小規模放流を灰色で示す。



図－4　リファレンス区およびインパクト区の粒度加積曲線。各区で採取した 100 個の河床材料の中径を横軸，その累積百分率を縦軸で示す。

ことで，改善効果として目標を達成したと判断された。その後，2019 年までは重なりが失われることもあったが，比較的リファレンス目標に近い状態を維持していた。しかし，2020 年 6 月の放流後に運用前とほぼ同程度にまで低下した。次に，水環境に関する類似度は，一度だけインパクト区の信頼区間がリファレンス目標に重なったが，調査期間を通じて乖離がみられた。

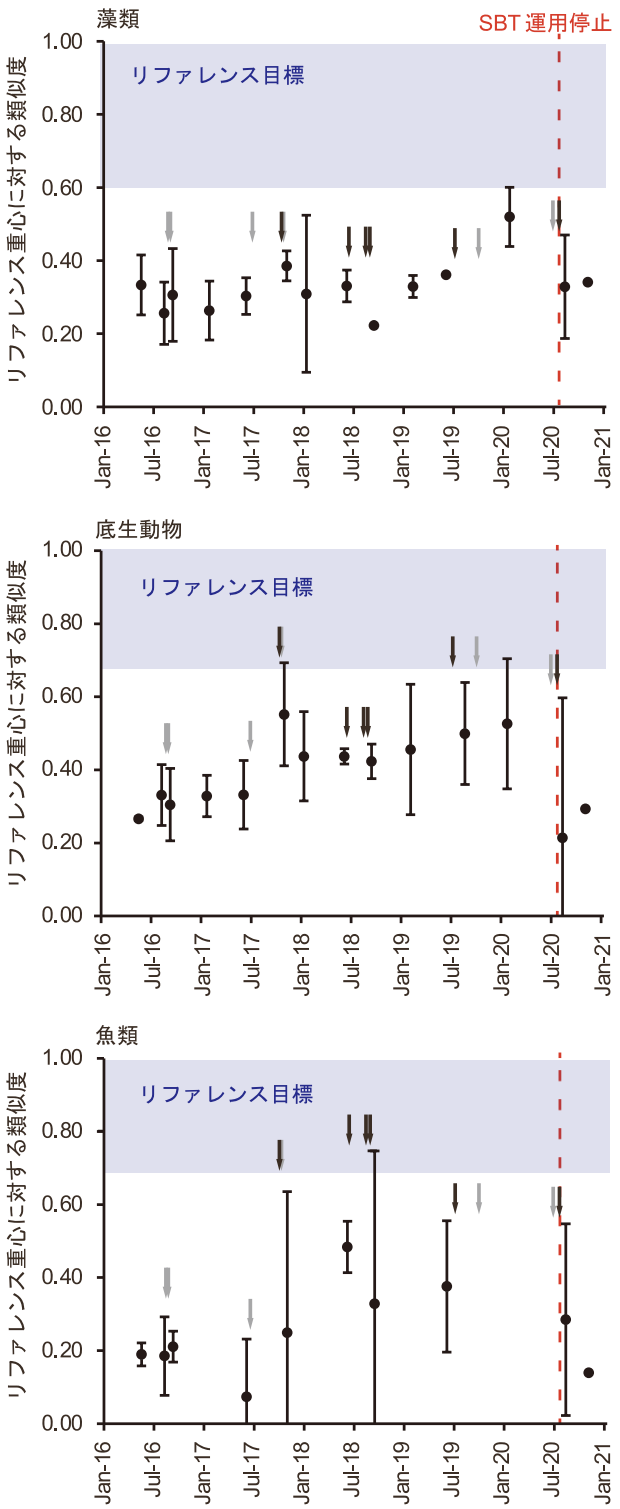
河床環境として調査を行った粒径サイズについて，代表的な調査結果を図示した（図－4）。リファレンスに対して，バイパス運用前のインパクト区は大粒径の石礫が優占していた。2016 年 9 月に実施された 2 回目の放流後，小粒径の砂・砂利が増加し，5 回目の運用となる 2017 年 10 月の放流後，32 mm 未満の粒径がリファレンスよりも増加する傾向がみられた。その後，2018 年 10 月以降はほぼリファレンスと同程度の粒径分布となっており，河床環境に関してはほぼ自然状態まで改善したといえる。一方で，2020 年 6 月の放流後には運用前とほぼ同程度の粒度分布に戻っていた。これは，土砂バイパストンネル（SBT）の閉鎖後にも堤体から土砂を伴わない放流が長期間実施されたことによって，ダム下流に還元されていた土砂が流出したことが原因と考えられる。これらの結果から，SBT からの放流によって河床環境はほぼ自然状態にまで改善されたが，水環境はあまり改善されず，河床環境も最後の放流によって運用前の粗粒化状態に戻ってしまったことが示された。

5. 生物群集の変化

藻類，底生動物，魚類それぞれの種ごとの在不在に関する情報を用い，類似度として Jaccard 指数を算出し，NMDS による平面図上への表示を行った。水および河床環境と同様に，Dynamic reference の考え方に基づく評価を行った（図－5）。3 つの分類群の中で，最もリファレンス目標に近づくといった改善傾向がみられたのは，底生動物群集であった。2017 年 10 月のバイパス放流後にインパクト区の信頼区間がリファレンス目標と重なり，その後も重なることがないものの SBT の運用前に比べると自然状態に類似していると判断でき，2020 年 2 月に再びリファレンス目標との重なりが生じた。一方，藻類群集は，SBT の運用後も 2019 年までほぼ変わらない傾向だったが，2020 年 2 月にリファレンス目標に到達した。魚類は，2018 年に一度インパクト区の信頼区間がリファレンス目標と重なったが，ばらつきが大きく信頼区間が 0 にも重なっていたため，期間を通じてリファレンスに到達したとは言えない結果となった。

このように分類群によって，生息環境が改善することで自然状態に近づいた度合いと，回復に要する時間は異なる結果となった。この分類群による差異は，主に水・河床環境による変化と新規に移入する個体の経路が影響したものと考えられる。川底に生息する底生動物は，河床環境に鋭敏に反応しており，河床環境の改善に連動した変化がみられた。また，幼虫期は水中生活を送る一方で，成虫期には飛翔する種が多いことから，分散が水中に依存する藻類や魚類に比べると生息環境が整った際の移入・定着が早かったものと考えられる。さらに，底生動物に比べると，改善効果があまりみられなかった藻類と魚類は，水質による影響が原因と考えられる。小渋ダムでは，SBT の運用前に貯水池へ堆砂した膨大なシルトによって，長期濁水が生じており，調査期間中もダム下流では濁りが発生していた（図－1 写真参照）。河川水の濁りは藻類の光合成を阻害するものであり[21]，魚類の忌避行動を引き起こすものであるため[22]，一部の種が定着・回復しなかった可能性がある。このように，SBT の運用は河床環境とそれに依存する底生動物群集の改善には効果的であるが，平常時の放流水の水質が悪化している場合，水環境に対する改善効果は限定的であり，藻類や魚類といった生物相の回復の遅れにつながることが示唆された。

また，いずれの分類群も 2020 年 6 月のバイパス放流後，リファレンス目標からは遠ざかっており，運用前の状態に戻っていた。河床環境の項で述べた通り，この時の運用ではバイパス放流後，堤体からの長期放流をしており，改善された河床環境が元の粗粒化状態に戻り，細粒土砂を利用する生物種が消失したためと考えられる。

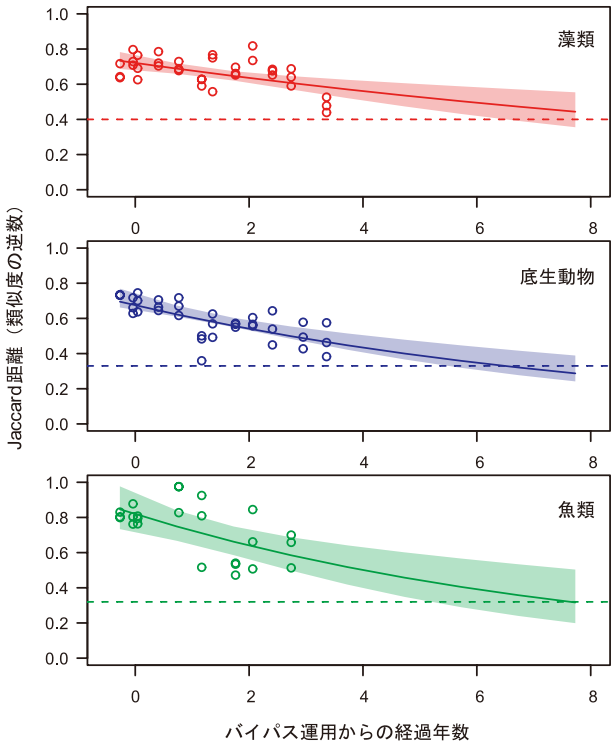


図－5　藻類，底生動物，魚類に関するリファレンス区の信頼区間から求められるリファレンス目標とインパクト区の信頼区間の時間変化。青色の領域がリファレンス区の 95％信頼区間を表し，プロットおよびエラーバーがインパクト区の重心と 95％信頼区間を表す。矢印は 100 m^3/s 以上の大規模放流を黒色で示し，100 m^3/s 未満の小規模放流を灰色で示す。

6. 土砂バイパストンネルによる再生と課題

小渋ダムに建造された土砂バイパストンネル（SBT）では，5 年間で計 12 回の放流が行われたことで河床環境の改善と河床環境に依存する生物群集の改善が明らかとなった。一方で，目標として設定したリファレンスの信頼区間への到達は底生動物で 1 年，藻類で 4 年，魚類は到達なし（信頼区間が 0 に重なったため）となった。ここで，回帰年解析（Regression time to recovery）[20] を用いて小渋ダムで運用を継続した際に，各分類群が何年でリファレンスに到達するのかを推定した（図－6）。

2020 年 6 月の放流は SBT だけでなくダム堤体からの長期放流が重なった運用となったことで，全分類群でリファレンス目標が遠ざかるといった特殊な状況だったと考えられる。そこで，2020 年 6 月以前のデータを用いて解析した。その結果，底生動物と魚類は約 5 年でリファレンスに到達し，藻類は 7 年ほどかかるとの予測となった。ただし，魚類に関しては 2019 年以降の調査



図－6　回帰年解析による生物群集の回復に要する時間の予測。プロットは各調査地・調査回のリファレンス重心に対するインパクト区の値である。実線と半透明で示した領域が予測値と 95％信頼区間を示す。点線はリファレンス目標を示す。モデル式の都合上，縦軸は類似度の逆数（1−類似度）で表した。モデル式は log（Jaccard 距離）～経過年数であり，各調査地での時間的な繰り返しを考慮して調査地 ID をランダム切片とした[20]。

データが欠損しており，他の２分類群に比べて予測精度の不確実性が高いことに注意する必要がある。また，SBT からの放流は不定期であり，イベントごとに放流量や土砂量が異なる。そのため，必ずしも線形的な変化とならないことが考えられ，ここで示した年数はあくまで参考として扱うべきであろう。ただし，これらの注意点を踏まえても，モニタリングを実施すべき年数の目安になるだろう。

小渋ダムでの SBT による事業では，土砂以外の要因によって生物相の回復が制限されていた可能性が示唆された。SBT の運用で回復できない項目に関しては，別の事業，例えば選択取水による水質の改善[23]，ダム周辺河川からの移入を可能とする連続性の改善など[24]を組み合わせることで回復を促すことができるかもしれない。また，SBT の運用は「基幹プロセスを自然に近づけようとした再生事業（process-based restoration）」に位置づけられ，自然流況と土砂レジームの再生が期待されていた。しかし，自然流況（図－１ダムへの流入量）に比べると，SBT の運用後も出水の頻度・規模ともに低く，SBT での計画流量や計画土砂粒径次第で，再生効果が大きく変わる点に注意すべきであろう。また，最後に貴重な事例として，SBT の運用を開始したとしても，停止してしまっては堤体からのフラッシュ放流が長く続くことで元に戻ってしまうことが確認できた。フラッシュ放流は過度に安定したダム下流の河床や陸域に攪乱を与え，生物群集の更新を促す目的で行われているが，今回のように土砂の流出も引き起こすことも考えられる。このような効果を防ぐためには，フラッシュ放流を行う際には SBT との同時運用やダム下流へ土砂を設置（置土）したうえでの放流が望ましいだろう。

謝辞：本研究を進めるにあたり，天竜川ダム統合管理事務所には，放流量に関するデータを提供いただき，調査の許可等のご協力を頂いた。また，土木研究所自然共生研究センターの各位には調査補助等のご協力を頂いた。ここに記して謝意を示す。

参 考 文 献

1）Poff N. L., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestegaard K. L., Richter B. D., Sparks R. E. and Stromberg J. C.: The natural flow regime. Bioscience, Vol.47, pp.769–784, 1996.
2）Wohl E., Bledsoe B. P., Jacobson R. B., Poff N. L., Rathburn S. L., Walters D. M. and Wilcox A. C.: The natural sediment regime in rivers: Broadening the foundation for ecosystem management. Bioscience, Vol.65, pp.358–371, 2015.
3）Kondolf G. M.: Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. Environmental Management, Vol.21, pp.533–551, 1997.
4）Bergkamp G., McCartney M., Dugan P., McNeely J. and Acreman M.: Dams, ecosystem functions and environmental restoration. Thematic review II, Vol.1, pp.1–187, 2000.
5）Wohl E., Lane S. N. and Wilcox A. C.: The science and practice of river restoration. Water Resource Research, Vol.51, pp.5974–5997, 2015.
6）Staentzel C., Kondolf G. M., Schmitt L., Combroux I., Barillier A. and Beisel J-N.: Restoring fluvial forms and processes by gravel augmentation or bank erosion below dams: A systematic review of ecological responses. Science and the Total Environment, Vol.706, 135743, 2020.
7）Friberg N., Angelopoulos N. V., Buijse A. D., Cowx I. G., Kail J., Moe T. F., Moir H., O'Hare M. T., Verdonschot P. F. M. and Wolter C.: Effective river restoration in the 21st century: from trial and error to novel evidence-based approaches. pp.536–611 In: Dumbrell AJ, Kordas RL, Woodward G（eds）Advances in Ecological Research, Large-Scale Ecology: Model Systems to Global Perspectives. Academic Press, Cambridge, Massachusetts, 2016.
8）Robinson C. T.: Long-term changes in community assembly, resistance, and resilience following experimental floods. Ecological Applications, Vol.22, pp.1949–1961, 2012.
9）浅見和弘，影山奈美子，山内尚也，米内祐史，沖津二朗，小山幸男：三春ダムにおける付着藻類の剥離に効果的なフラッシュ放流のタイミングの検討事例．応用生態工学，Vol.19, pp.203–210, 2017.
10）Nakamura F., Watanabe K., Negishi J., Akasaka T., Yabuhara Y., Terui A., Yamanaka S. and Konno M.: Restoration of the shifting mosaic of floodplain forests under a flow regime altered by a dam. Ecological engineering, Vol.157, 105974, 2020.
11）Jacinto E., Fangue N. A., Cocherell D. E., Kiernan J. D., Moyle P. B. and Rypel A. L.: Increasing stability of a native freshwater fish assemblage following flow rehabilitation. Ecological Applications, Vol.33, e2868, 2023.
12）角哲也，竹門康弘，天野邦彦，一柳英隆：ダムと環境の科学Ⅳ流砂環境再生．京都大学出版，京都，2023.
13）Sumi T. and Kantoush S. A.: Comprehensive sediment management strategies in Japan: sediment bypass tunnels, Proceedings of the 34 th IAHR World Congress, pp.18031–1810, 2011.
14）Sumi T.: Sediment Bypass Tunnels in 3 countries. In the Proceedings of the 2 nd International Workshop on Sediment Bypass Tunnels, 2017.
15）Kobayashi S., Otsubo Y., Sumi T. and Takemon Y.: Long-term trajectory of the macroinvertebrate community in the downstream channel of a hydropower dam after the operation of a sediment bypass tunnel. Ecological Indicators, Vol.147, 109988, 2023.
16）Auel C., Kobayashi S., Takemon Y. and Sumi T.: Effects of sediment bypass tunnels on grain size distribution and benthic habitats in regulated rivers. International Journal of River Basin Management, Vol.15, pp.433–444, 2017.
17）Sueyoshi M., Miyagawa Y., Onoda Y., Hotta T., Kayaba Y. and Nakamura K.: Effects of repeated sediment bypassing on stream ecosystems in a Japanese mountainous river. Restoration Ecology, Vol.32, e14049, 2023.
18）河川環境目標検討委員会：川の環境目標を考える．技法堂出版，東京，2008.
19）Hiers J. K., Mitchell R. J., Barnett A., Walters J. R., Mack M., Williams B. and Sutter R.: The dynamic reference concept: measuring restoration success in a rapidly changing no-analogue future. Ecological Restoration. Vol.30, pp.27–36, 2012.
20）Rydgren K., Halvorsen R., Töpper J. P., Auestad I., Hamre L. N., Jongejans E. and Sulavik J.: Advancing restoration ecology: A new approach to predict time to recovery. Journal of Applied Ecology,

Vol.56, pp.225–234, 2019.
21）Lange K., Liess A., Piggott J. J., Townsend C. R. and Matthaei C. D.: Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. Freshwater Biology, Vol.56, pp.264–278, 2011.
22）Kemp P., Sear D., Collins A., Naden P. and Jones I.: The impacts of fine sediment on riverine fish. Hydrological Processes, Vol.25, pp.1800–1821, 2011.
23）Olden J. D. and Naiman R. J.: Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. Freshwater Biology, Vol.55, pp.86–107, 2010.
24）Perkin J. S. and Gido K. B.: Fragmentation alters stream fish community structure in dendritic ecological networks. Ecological Applications, Vol.22, pp.2176–2187, 2012.