12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

研究期間: 平成28年度~令和3年度

プログラムリーダー:河道保全研究グループ長 諏訪 義雄

研究担当グループ:河道保全研究グループ(水工チーム)、流域水環境研究グループ(水質チーム、自 然共生 C)、寒地水圏研究グループ(水環境保全チーム)

1. 研究の必要性

流砂系における総合土砂管理の必要性が明確に打ち出されたのは、平成 10 年 7 月の河川審議会・総合土砂管 理小委員会の報告に遡る。その後、総合土砂管理の必要性は広く認知され、平成 20 年 7 月に閣議決定された国 土形成計画(全国計画)において、その必要性が謳われた。また、新たな国土形成計画(全国計画)(平成 27 年 8 月 14 日閣議決定)では、前計画よりも踏み込んだ記述で、その必要性が以下の通り謳われている。

- ・土砂の流れに起因する安全上、利用上の問題の解決と、土砂によって形成される自然環境や景観の保全を図る ため、山地から海岸までの一貫した総合的な土砂管理を行う。(目的)
- ・各種のダムにおいてはダム貯水池への土砂流入の抑制や土砂を適正に流下させる取組を関係機関と連携して推進する。(ダム)
- ・適切な土砂管理を行うための土砂移動に関するデータの収集及び分析や有効な土砂管理を実現する技術の検討 及び評価を行う。(調査・研究)

一方、総合的な土砂管理の取組を推進するにあたり、土砂移動に関するデータの収集・分析に資する技術の開 発や有効な土砂管理の実現に資する技術の開発は、未だ発展途上の段階にある。

2. 目標とする研究開発成果

本研究開発プログラムでは、土砂移動に関するデータの収集・分析や有効な土砂管理の実現に資する技術の開 発により、総合的な土砂管理の取組の推進を図ることとし、以下の達成目標を設定した。

- (1) 土砂動態のモニタリング技術の開発
- (2) 土砂動態変化に伴う水域・陸域環境影響予測・評価技術、並びに、それらを踏まえた土砂管理技術の開発
- (3) 自然エネルギーを活用した土砂管理技術の開発

3. 研究の成果・取組

「2. 目標とする研究開発成果」に示した達成目標に関して、平成28年度から令和3年度に実施した研究の成果・取組について要約すると以下のとおりである。

(1) 土砂動態のモニタリング技術の開発

流砂系の総合的な土砂管理において、山地で生産される土砂の量・質(粒径)を評価・モニタリングすること はもっとも重要な課題の一つである。また、流域から海域への流出土砂量についても、とくに大規模な土砂生産・ 洪水イベント時やその後の流出土砂量を継続的かつ定量的に把握した事例は国内ではほとんど見あたらず、観測 データの蓄積は十分とはいえない。達成目標(1)は、流砂系の土砂動態評価・モニタリング手法の一つとして、 粒径別土砂生産量の空間分布評価手法を構築することを目的とし、対象流域の土砂生産流出実態の把握と、土砂 移動トレーサを用いた生産源推定手法の構築、さらに流砂系の土砂動態を俯瞰できる土砂流出量マップの開発を 行った。

沙流川流域を対象に濁度計を用いた連続観測により、平成28年8月北海道豪雨に伴う大規模出水を含めた浮 遊士砂流出量の経年変化を評価することができた。岩石由来の放射性同位体を土砂移動トレーサとした土砂生産 源推定手法について、粒径2mm未満の土砂に適用可能であること、濁度計を用いた流砂観測と組み合わせるこ とで沙流川流域から流出する浮遊土砂の生産源を地質別に定量評価できることを示した。さらに、支流域単位の 浮遊土砂流出量マップの構築手法を開発し、2011 年から 2020 年まで流域内の浮遊土砂流出量の空間分布の変遷 を提示できた。また神通川水系足洗谷流域では、岩石由来の放射性同位体を土砂移動トレーサとした土砂生産源 手法を粒径 9.5 mm までの土砂(ウォッシュロード、浮遊砂、掃流砂)に適用し、粒径階別に高精度の土砂生産源 推定モデルを構築できた。さらに、流砂観測と組み合わせることで地質別の土砂流出量を粒径階別に定量評価可 能なこと、地質別の比流出土砂量から支流域単位の土砂流出量マップを構築可能なことを示した。本研究で開発 した土砂移動トレーサによる生産源推定手法は、流砂水文観測と組み合わせることで土砂流出量の空間分布を俯 瞰的に評価できることから、流砂系の土砂動態モニタリングツールとして有効であり、とくに長期的なモニタリ ングにおいては従来の多地点水文観測に比べて大幅な省力化が期待される。

(2) 土砂動態変化に伴う水域・陸域環境影響予測・評価技術、並びに、それらを踏まえた土砂管理技術の開発 達成目標(2)は、三つの実施内容で構成されている。

一つ目は、各種土砂供給方法での流量-土砂供給量等の関係を明確にし、土砂供給による下流河川の物理環境 変化(地形変化、河床表層材料の変化等)を予測する技術を開発することを目的とするものである。令和元年度 は長期間・長区間を対象とした河床変動モデルの開発を行った。具体的には、環境的に重要だと思われる区間に ついては平面二次元、その他は一次元の河床変動を行うことを想定し、それら相互の境界条件のやりとりを検討 し、概ね良好な結果を得た。

二つ目は、土砂供給に伴うダム下流の水域および陸域のレスポンスの解明を目的とするものである。令和2年 度は、土砂堆積により変動する石礫の露出高(砂面から石礫の頂部までの高さ)に着目し、アユの摂食に適した 付着藻類の種組成の観点から露出高の上限を提案し、既往の成果で報告した下限と合わせて露出高の許容範囲を 提示する河床環境評価手法を提案した。さらに、既に開発した現場観測にコストがかかる露出高を河床粒径分布 から予測するモデルについて、モデルで用いられる河床材料の粒径区分を増やすことで、ダム下流の現場に適用 できる水準までモデルを改善した。また、陸域について、土砂供給の影響を受ける砂礫質の河原およびそこに生 育する河原植物の株数に着目し、比高および砂被度(いずれも土砂供給により増大)に対する株数の選好性をダ ム下流とそれ以外のエリアで分析したところ、いずれも比高が株数に影響すること、およびその生育に適した(株 数が多い)比高の範囲が示された。

三つ目は、土砂供給による下流河川水質応答の把握及び水質変化に対する生物への影響評価を目的としたもの である。第4期中長期計画において、ダムの土砂を用いた溶出試験の結果から水質変動が起こりえる金属種につ いて検討をすると同時に、影響が懸念された金属種に対して生物影響試験を実施し生物影響の可能性を評価した。 これらの検討を通して、土砂供給に対する生物影響の評価手法を提案した。また、土砂供給時に適した安全・省 力な水質把握方法として DGT-パッシブサンプリング法の土砂供給時の河川への適用性を検討するとともに、 坂本ダムでの排砂実験時の水質変化に関する調査を行った。それらの結果、DGT-パッシブサンプリング法は雨 天時及び土砂供給が行われる河川においても一定の精度で濃度が推定できることが確認され、さらに坂本ダムで の排砂実験時では土砂供給に伴う粒子態及び溶存態の濃度変化の挙動について知見を得ることができた。

(3) 自然エネルギーを活用した土砂管理技術の開発

達成目標(3)は、ダムの上下流における水位差エネルギーの活用により、無動力でダム貯水池の堆積土砂を吸引 し、ダム下流へ土砂供給する「潜行吸引式排砂管」を開発することによって、適切な量と質(粒径)の土砂を必 要とされる河道区間に供給する新たな土砂運搬システムを実用化することを目的としている。第4期中長期計画 において、以下の主な成果が得られた。

- ① 塵芥等の前処理システムの開発では、大成建設(株)との共同研究により水深 50m までの堆砂に対して、排砂管で吸引困難な塵芥等をあらかじめ除去等を行える建設機械に汎用的に装着可能な分別吸引アタッチメントなどの技術を開発した。なお、排砂管との連携運用(排砂管にアタッチメントを接続させる等)が未確認・未確立で課題が残った。
- ② 吸引管における吸引性能の向上では、室内実験により、排砂時に排砂管の吸引部を制御しない方法で、管径 300mm で 50m³/時間で排砂できることを確認したことや排砂に適した条件下での吸引可能な粒径等の範 囲も明らかとした。また、実際の施設を想定した配管設計を検討する中で、高落差で対応可能となるように

管径 300mm 管と管径 200mm 管の組合せによる上流側の動水勾配を緩やかにして管内圧力低下を抑制できる、管径を途中で縮小する設計手法を提案した。

③ 吸引管による土砂供給技術の実用化では、沈砂池や砂防堰堤を対象とした屋外実験により②の設計の妥当性 を検証した上で、群馬県坂本ダム(堤高約36m)において、落差約21m、長さ約205mの排砂管システム を設置し、ダムの堆砂を20m³/5時間で輸送を実現するとともに、水深約10mの堆砂をダム下流へ供給で きることも確認した。また、工事用道路・進入路建設が困難なダムにおいて、ダンプ輸送による運搬用道路・ 進入路建設が不要となる等、環境負荷が小さい堤体下流の置土装置としての活用が可能となることが分かっ た。一方、大礫によって運用途中で吸引・円錐形成の停止が確認され、現場適用に向け更なる工夫が必要で あることも明らかとなった。

① DEVELOPMENT OF SUSTAINABLE SEDIMENT MANAGEMENT TECHNOLOGY IN SEDIMENT TRANSPORT SYSTEM

Research Period	: FY2016-2021				
Program Leader	: Director of Hydraulic Engineering Research Group				
	Hakoishi Noriaki				
Research Group	: Cold-Region Hydraulic and Aquatic Environment Engineering Research				
	Group (Watershed Environment Engineering Team), Water Environmen				
	Research Group(Water Quality and Aquatic Restoration Research Center),				
	Hydraulic Engineering Research Group (River and Dam Hydraulic				
	Engineering Research Team)				

Abstract : Consistent comprehensive sediment management from the mountains to the coast is required to solve the safety and operation issues caused by the flow of sediment, and preserve the natural environment and landscape formed by sediment. The development of technology that contribute to the realization of the development and effective sediment management of technology to contribute to the collection and analysis of data related to sediment transport can be found in the still developing stage. For promotion of comprehensive sediment management, we are still in the process of developments of technology for data collection/analysis about sediment movement and technology for realization of efficient sediment management. (1) Development of technology for monitoring sediment dynamics (2) Development of technology for prediction and evaluation for impacts of changes in sediment dynamics on aquatic and terrestrial environments and development of technology for sediment management technology using water level difference with the development of technology, we aim to contribute sediment dynamics monitor, survey and prediction of sediment production source, prediction and evaluation for impacts of changes in sediment dynamics on river environment, sustainable sediment management by sediment supply.

Key words : Comprehensive sediment management, Radioactive tracer, Environmental impact, Burrowing type sediment removal suction pipe

12.1 土砂動態のモニタリング技術の開発

12.1.1 粒径別土砂生産量の空間分布評価手法に関する研究

担当チーム:水環境保全チーム

研究担当者:新目竜一、村山雅昭、巖倉啓子、 谷瀬敦、野上毅、水垣滋、 村上泰啓

【要旨】

本研究では、流砂系の土砂動態モニタリング手法の一つとして、粒径別に土砂生産量の空間分布を評価・モニ タリングする手法を構築することを目的に、対象流域の土砂生産流出実態の把握と、土砂移動トレーサを用いた 生産源推定手法の構築、さらに流砂系の土砂動態を俯瞰できる土砂動態マップの開発を行った。その結果、岩石 由来の放射性同位体を土砂移動トレーサとした生産源推定手法を構築し、流砂観測と組み合わせることで地質別 の土砂流出量を粒径階別に定量評価可能なこと、地質別の年比流出土砂量をもとに支流域単位の土砂流出量マッ プを構築可能なこと、これらが流砂系の土砂動態モニタリングを省力化できる有効なツールであることを示した。 キーワード:流砂系、土砂生産源推定(fngerprinting)、トレーサ、土砂流出量マップ、流砂観測

1. はじめに

平成10(1998)年7月に当時の建設省河川審議会総 合政策委員会総合土砂管理小委員会から建設大臣に 「流砂系の総合的な土砂管理に向けて」の答申がなさ れ、「時間的、空間的な広がりをもった土砂移動の場」 を「流砂系」と定義し、流砂系においてそれぞれの河 川、海岸の特性を踏まえて、国土マネジメントの一環 として適切な土砂管理を行うことが目標にかかげられ た¹⁾。これを実践するために、土砂移動に関するデー タの収集及び分析や有効な土砂管理を実現する技術の 検討及び評価を行うことが求められている。

土砂移動に関するデータの収集及び分析に関して、 管理対象となる土砂(ダムの堆積土砂、下流の河床材 料、海岸砂、沿岸底質、濁質)の粒径に応じた土砂生 産、流出、堆積実態をさまざまな時間(出水、季節変 動、年々変動)、空間(山地源頭域、小流域、中流域、 大流域)スケールで把握すること、すなわち流域スケー ルで土砂の量、質(粒径)の時空間分布情報を把握す ることが必須となる。近年、河川上流域から海域まで 一貫した研究事例がみられるようになった^{たとえば2)}。し かし、それらもダムを上流端とした流砂系での事例で あり、土砂の生産源(山地)から堆積域(氾濫原、沿 岸、海岸)を一連のシステム(流砂系)として捉えて 検討された事例は極めて少ない。その要因として、既 往の調査手法が領域ごとに設定されているため、流砂 系一貫した土砂動態を把握するには限界があることが 挙げられる。土砂の一次生産源である山地から海岸ま で、流砂系における土砂生産源の時空間分布を粒径別 に評価する新たな調査、解析手法の開発が急務である が、未だ発展途上の段階にある。

とくに山地上流域からの土砂生産、流出については 未解明な部分が多い。山地域は、流砂系の土砂生産源、 供給源であり、生産、供給された土砂はその粒径によっ て輸送される距離が異なる。海岸や沿岸の底質材料と なる砂、シルト、粘土といった細粒、微細土砂は、栄 養塩のキャリアとしても河川、沿岸生態系において重 要な役割を果たす。したがって、流砂系の総合的な土 砂管理において、山地で生産される土砂の量、質(粒 径)を評価、モニタリングすることはもっとも重要な 課題の一つである。

土砂生産量は流域の土砂生産特性の代表的な指標 であり、砂防計画やダム堆砂対策を立案する際の基本 的かつ極めて重要な情報である。一般に土砂生産量は、 砂防、発電、多目的ダム等の堆砂データに基づいて評 価されるため、掃流砂や浮遊砂といった比較的粗粒な 土砂が対象になる。全国の多数の堆砂データを用いた 解析結果から、土砂生産量の主な規定要因として地質 特性の影響がよく知られている^{たとえば3)}。しかし、流域 がさまざまな地質で構成される場合、流域内の土砂生 産量の空間的な違い(ばらつき)は把握できない。ま た、ダムがない流域では長期的なデータの蓄積がない 場合が多く、土砂生産量の評価も困難となる。近年、 濁度計を用いた多地点での同時観測により、浮游土砂

(微細土砂)を対象とした土砂生産量を評価した事例 も報告されているが⁴⁾、観測期間も短く、まだ事例は 多くない。このように、流域の土砂生産量の評価は手 法により対象粒径がさまざまに異なり、長期的な土砂 生産量の空間分布の評価には多大な労力がかかる。し たがって、流域内の土砂生産源の空間分布を評価、モ ニタリングする新たな手法が必要となる。

本研究課題の目的は、流砂系の土砂動態評価、モニ タリング手法の一つとして、粒径別に土砂生産量の空 間分布を評価、モニタリングする手法を構築、提案す ることである。まず、流域スケールにおいて粒径別の 土砂生産源を定量的に評価するために、対象とする流 域の土砂生産流出実態を把握し、土砂生産源推定手法 と流出土砂量の観測手法とを組み合わせた、新たな土 砂生産量評価手法を確立する必要がある。さらに、土 砂生産量の空間分布特性を評価する手法を開発し、汎 用性のある手法として構築、提案することを目指すこ ととする。

2. 異なる地質流域の浮遊土砂生産・流出特性

2.1 目的

流域の土砂生産量の主な規定要因の一つに地質特 性の影響が知られているが^{6,7}、流域がさまざまな地 質で構成される場合、流域内の土砂生産量や流出土砂 の粒径組成に空間的な違い(ばらつき)が生じる可能 性がある。効率的な土砂生産源対策を計画・実施する には、流域を構成する地質別に土砂生産特性を明らか にする必要がある。

当研究所はこれまで、鵡川・沙流川流域を対象に岩 石由来の放射性同位体をトレーサとして土砂生産源を 6種の地質(岩石)に区分し、流域内の浮遊土砂生産 量が地質によって異なること⁵、山地小流域から海岸・ 沿岸まで浮遊土砂・堆積土砂の生産源を推定し、土砂 の粒径によって主要な生産源となる地質が異なること を明らかにしてきた^{9,10}。また山地流域の浮遊土砂の 流出量¹¹⁾や粒径¹²⁾にも地質による影響が確認されたほ か、岩石の風化速度も地質(岩石)によって異なるこ とを確認してきた¹³⁾。しかし、山地流域の浮遊土砂生 産・流出特性の地質・地形・降雨条件がどのように粒 径の違いを生み出すかについて、データに基づいた総 合的な解釈はなされていない。 そこで本章では、地質の異なる山地流域の浮遊土砂 生産・流出特性を明らかにすることを目的に、生産源 土砂と浮遊土砂の現地調査及び粒度分析、暴露試験を 行い、浮遊土砂の粒径に着目した地質による土砂生産・ 流出特性の違いを検討した。

2.2 材料と方法

2.2.1 生産源土砂と浮遊土砂

調査流域は、北海道中央部に位置する一級河川鵡川水 系(流域面積1,270 km²)及び沙流川水系(1,350 km²) とした(図-1)。20万分の1シームレス地質図¹⁴上で 単一の地質で構成される13の小流域(流域面積0.7~ 27.2 km²)を設定し、各流域の渓岸裸地斜面について5 ~8箇所から表層5 cm 程度の土砂を採取し、生産源土 砂とした。さらに流域末端に浮遊土砂サンプラーを設 置し(2009年11月~2014年12月)、その間、小流域 によって8~13回、捕捉された土砂の回収と乾燥重量 の秤量、及び粒度分析を行った。

2.2.2 暴露試験

暴露試験は、寒地土木研究所(札幌市)の屋上で実施した¹³⁾。山地流域の渓岸裸地斜面から採取した岩石のうち、直径 3~5 cm 程度のものを4個ずつ選び、電気乾燥炉により35~45℃で風乾したものを供試体とした(表-1)。供試体を2 mmメッシュの篩に設置し、細粒化土砂を塩ビ容器で捕捉した。観測期間は2013年10月1日から2015年10月1日の2年間とし、約2~4週間ごとに、計32回、容器の回収を行った。捕捉された土砂と降水をガラス繊維フィルター(ADVANTEC GF/F; ポアサイズ0.7 µm)でろ過し、105℃で絶乾したろ紙上の残留物を秤量し、風化生成物の重量とした。



図-1 調査地位置図

風化の程度を比較するために、風化生成物の重量を供 試体の初期重量で除した、風化率で評価した。また、 197 日目までの風化生成物について粒度分析を行い、 粒径別の風化率を評価した。

2.2.3 解析方法

各流域の地形・地質特性は、ArcGIS(ESRI; ArcGIS 10.0, Spatial Analyst)を用いて求めた。国土地理院発行 の10mメッシュ数値標高モデルを用い、各流域の流 域面積、標高、1次河川の流路勾配を集計した。地質 はMizugakiら⁵⁰の生産源区分にしたがい6種の岩石で 分類した(図-1)。また、気象庁のアメダス降水量デー タを用いて、各流域の浮遊土砂サンプラー設置期間毎 に最大降雨強度、総雨量を集計した。

2.3 結果と考察

浮遊土砂サンプラーで捕捉された土砂量は、地点に よって流域面積や観測期間、降水量が異なるため、単 純に比較することができない。そこで、単位時間・降 水量・面積あたりの捕捉量(単位土砂量とする)を算 出した。また、粒径組成は比表面積を指標とした。単 位土砂量や比表面積は、小流域によって様々であり、 地質による違いが認められた(図-2)。浮遊土砂の比表 面積は生産源土砂のそれと正の相関があり、概ね生産 源土砂の粒径特性に依存することが示唆される(図-3)。 C-2 の浮遊土砂の比表面積は生産源土砂より大きく、 微細土砂の流出が卓越していると考えられる。暴露試 験では、C-2の累積風化率は4.4%とA-1(86.4%)、B-1(14.0%)についで3番目に高く(図-4)、63 µm 以下 の微細粒子画分の生成率は全岩の 0.47% (ただし 197 日間の累積)と2番目に高かった(図-5)。これらのこ とから、河床・渓岸の礫の風化による微細土砂の生成 が浮遊土砂流出に影響している可能性が示唆される。

ㅋ므	生物	切取相配	出皮	
記方	地員	休以场内	(g/cm^3)	
A-1	堆積岩	沙流川	2.25	
	新第三紀·砂岩	オパラダイ川		
A-2	堆積岩	鵡川	2.66	
	白亜紀・泥岩	ヌタポマナイ川		
B-1	変成岩	沙流川	2.50	
	時代不詳·蛇紋岩	ニセウ川		
B-2	変成岩	鵡川	2.28	
	白亜紀・カムイコタン変成岩	弓立沢		
C-1	付加コンプレックス	沙流川	3.04	
	ジュラ紀-白亜紀・玄武岩ブロック	パンケヌシ川		
C-2	付加コンプレックス	鵡川	2.68	
	ジュラ紀-白亜紀・玄武岩岩体	双珠別川五の沢		
C-3	付加コンプレックス	鵡川	2.60	
	白亜紀・メランジ(砂岩泥岩)	大滝の沢		
D	深成岩	鵡川	2.95	
	古第三紀・片麻岩	トマム		

表-1 供試体の諸元

一方、1 次オーダーの流路勾配は地質によって大きく 異なるが、単位土砂量や比表面積との関係は認められ なかった。このことから、地質による流路勾配の違い は浮遊土砂の流出特性に対して直接的な影響を及ぼし ていないものと推察される。

2.4 まとめ

地質の異なる山地流域の浮遊土砂生産・流出特性を 明らかにするため、渓岸裸地等の潜在的な生産源の土 砂と浮遊土砂サンプラーで捕捉された流出土砂につい て、粒径特性や風化特性と地質・地形との関係を調べ た。その結果、山地流域から流出する浮遊土砂の粒径 特性(比表面積)は、生産源土砂の粒径特性に依存し、 おもに岩種による風化特性の違いを反映していること がわかった。地形因子(流路勾配)は、流出土砂の量 や粒径と相関は認められなかった。その他の誘因(た とえば降雨強度や流量)や素因(斜面の勾配や粗度、



図−2 山地小流域の単位土砂量と比表面積

箱の上下端及び中央線はそれぞれ 75%値、25%値及び 50%値を、ヒゲの上下端はそれぞれ 95%及び 5%値を、点は外れ値を示す。





図-4 暴露試験による累積風化率



図-5 微細粒子画分(<63µm)の累積風化率

河道への連結性といった微地形)の影響については、 今後の検討課題である。

3. 土砂生産源推定におけるトレーサ濃度の粒径効果

3.1 目的

流域から流出する土砂がどこでどれだけ生産され たかという、土砂生産源の空間分布情報は、流域の土 砂動態を把握する上で基礎的かつ最も重要な情報とな る。土砂生産源を把握するには、一般に、異なる複数 の生産源タイプを判別できる複数のトレーサが用いら れる。

国内でも、鉱物組成や元素組成をトレーサに用いて 河床材料や海岸砂の供給源を推定した事例は数多く報 告されている¹⁵⁻²⁰。しかし、これらは後背流域の地質 情報や上流支川の河床材料と対比することで、どの河 川流域や支川がどの程度寄与しているかを評価してお り、山地の生産源土砂との直接比較を行っていない場 合が多い。

欧米では、潜在的な生産源の土砂と流出土砂のト レーサ特性を比較して各生産源からの寄与(混合割合 や確率)を推定するフィンガープリンティング (Fingerprinting) という手法が、1990 年代ころより盛 んに用いられてきた²¹⁻²⁴)。その際、放射性降下物や元 素組成といったさまざまな種類のトレーサが用いられ るが、土砂の流下過程でトレーサ濃度が不変であるこ とを仮定しており、トレーサ濃度の粒径効果を排除す るために、微細土砂(粒径 0.063 µm 未満のシルト・粘 土)に対象を限定している場合が多い。

当研究所では、北海道の鵡川及び沙流川水系の山地 上流域から生産源土砂を採取し、粒径約 0.5 mm 未満 の画分を対象に、岩石由来の放射性同位体 (²¹²Pb, ²²⁸Ac, ⁴⁰K)をトレーサに用いた土砂生産源推定法を構築した ⁵⁾。降雨出水イベント時の土砂生産量を地質別に推定 したほか⁵⁾、濁質 (SS) やダム貯水池の堆積土砂、海 岸砂の生産源を推定し、粒径によって生産源が異なる ことを報告している⁹。

このような土砂生産源の粒径依存性が検出される 要因には、主な可能性として、生産源土砂の粒径が地 質によって異なること²⁵⁾、またトレーサとして用い た放射性同位体濃度が粒径依存すること^{26),27)}が考え られる。2章では山地上流域で採取した浮遊土砂の粒 径が、生産源土砂の岩種による風化特性の違いを反映 する可能性を示した。トレーサ手法により推定した下 流の浮遊土砂や堆積土砂、海岸砂の生産源が粒径に依 存することが、岩種による風化特性の違いによるもの かどうかを明らかにするには、トレーサ濃度の粒径効 果の影響についても調べる必要がある。

そこで本章では、これまで構築してきた浮遊土砂 生産源推定手法の有効性と粗い土砂への適用性を検討 するために、トレーサ特性の粒径依存性を調べた。

3.2 材料と方法

6 つの岩種地域から採取した生産源土砂のうち、各 生産源区分につき 3~6 試料を抽出した(表-2)。抽出 した試料の粒径 2 mm 以下の画分について 2 mm~0.85 mm (粒径階 1)、0.85 mm~0.425 mm (粒径階 2)、0.425 mm~0.25 mm (粒径階 3)、0.25~0.106 mm (粒径階 4)、 0.106 mm~0.075 mm (粒径階 5)、0.075 mm 未満(粒 径階 6)の6 画分に篩別し、放射性同位体分析の試料 に供した(表-3)。土砂試料の放射性同位体濃度は、ガ ンマ線スペクトロメトリーにより測定した。試料のう ち5g~10gを分取し、直径 15 mm、高さ50 mm、容 積 5 ml のポリエチレン容器(Kartell, 737; Milano, Italy) に充填・密封し、Well 型高純度 Ge 半導体検出器(Ortec

表-2 岩相と粒径別試料の抽出数

コード名	岩相	抽出数	全サンプル数
А	堆積岩	5	17
В	変成岩	6	21
C-1	付加体玄武岩ブロック	3	5
C-2	付加体玄武岩岩体	3	5
C-3	付加体堆積岩	5	13
D	深成岩	3	11
	合計	25	72

表-3 粒径別試料の粒径範囲

粒径階	粒径範囲(mm)			
1	2.0-0.85	(2.0-1.0)		
2	0.85-0.425	(1.0-0.5)		
3	0.425-0.25	(0.5-0.25)		
4	0.25-0.106	(0.25-0.125)		
5	0.106-0.075	(0.125-0.063)		
6	< 0.075	(<0.063)		

括弧内は一部の試料の粒径区分(ϕ スケール)

GWL-120-15; Oak Ridge, U.S.A) とマルチチャンネルア ナライザー (SEIKO EG&G MCA7600; Tokyo, Japan) に より 8~87 時間、ガンマ線スペクトルを測定した。得 られたガンマ線スペクトルの²¹²Pb (238 keV)、²²⁸Ac (911 keV) 及び⁴⁰K (1461 keV)の光電ピークについ て、エネルギー校正、効率校正及びバックグランド補 正を行い、放射性同位体濃度 (Bq/g) を評価した。

3.3 結果と考察

3.3.1 放射性同位体濃度の粒径効果

粒径階による放射性同位体濃度の違いは、岩種に よって傾向が異なっていた(図-6)。堆積岩(A)、変成 岩(B)、付加体玄武岩ブロック(C-1)、付加体堆積岩 (C-3)、深成岩(D)では、どの同位体でも粒径階3ま たは4で最も濃度が低く、粒径階1や粒径階6で濃度 が高い、下に凸の傾向がみられた。とくに変成岩(B) の²¹²Pb及び²²⁸Ac、付加体堆積岩(C-3)の²¹²Pb、深成 岩の²¹²Pb及び⁴⁰Kにおいて粒径階6で顕著に濃度が 高かった。一方、付加体玄武岩岩体(C-2)では、いず れの同位体においても粒径が小さくなるほど濃度が高 くなる傾向が見られた。

粒径効果は、比表面積が大きくなることによってガ ンマ線の検出感度が増大することや^{27),28)}、特定鉱物へ のこれらの同位体の集積に起因することが報告されて いる²⁸⁾。付加体玄武岩岩体(C-2)のように、粒径に反 比例して同位体濃度が増加する場合、単純に比表面積



図-6 放射性同位体濃度の粒径階による比較

の増加が粒径効果の要因であると推察される。一方、 その他の岩種のように、粒径に対して下に凸の濃度傾 向を示す場合、構成する鉱物及びマトリックスとなる 微細粒子の組成やサイズが、岩種によって異なること が要因として考えられる。すなわち、濃度の低い鉱物 粒子の粒径がおよそ 0.1 mm~0.5 mm 程度であり、マ トリックスを構成するより小さい粒径階では比表面積 効果により濃度が高くなり、一方より大きい粒径階は 鉱物粒子とマトリックスで構成されるために濃度が高 くなったことが考えられる。また同一の岩種・粒径階 カテゴリーにおいて放射性同位体濃度のばらつきが大 きいことは、このような鉱物・マトリックスの組成が サンプル毎にばらついていたことを示唆している。

3.3.2 粒径効果による土砂生産源推定への影響

生産源区分によるトレーサ濃度特性の違いが粒径に よって影響されるかどうかを明らかにするために、粒 径階ごとに岩種による放射性同位体濃度の違いを調べ た(図-7)。どの粒径階においても、堆積岩(A)、変成 岩(B)、付加体玄武岩ブロック(C-1)の放射性同位体 濃度は、付加体玄武岩岩体(C-2)、付加体堆積岩(C-3)、深成岩(D)のそれよりも高い傾向は変わらなかっ た。粒径階によっては、放射性同位体濃度の平均値の 順位が入れ替わる場合がみられたが、それらの順位が 入れ替わった岩種の同位体濃度の差は、統計的に有意 でなかった(t検定)。これらのことは、放射性同位体 濃度に粒径効果は認められるものの、岩種による違い には大きく影響しないことを意味している。すなわち、 これらの放射性同位体を土砂移動トレーサとした生産 源推定手法は、粒径 2 mm までの土砂への適用が可能 と考えられる。

3.4 まとめ

流砂系の土砂動態評価・モニタリング手法の一つ として、粒径別土砂生産量の空間分布評価手法を構築 するため、異なる地質構成をもつ山地上流域を対象に、 放射性同位体トレーサを用いた浮遊土砂の生産源推定 手法における粒径効果について検討した。山地上流域



図-7 粒径階別にみた岩種による放射性同位体濃度の違い

の渓岸裸地斜面から採取した土砂のうち、粒径 2 mm 以下の画分についてトレーサ濃度特性の粒径効果を調 べた。その結果、鉱物組成やマトリックスとなる微細 粒子の構成割合が岩種によって異なることで、放射性 同位体の組成や濃度も異なることがわかった。また、 粒径組成の違いは、岩種による放射性同位体濃度の違 いに大きく影響しないことがわかった。これらのこと から、既往研究⁹⁾において、粒径 0.5 mm 未満の土砂 (浮遊土砂、ダム貯水池の堆積土砂、海岸砂)の主要 な生産源地域がそれらの粒径特性によって異なること を報告したが、その要因が岩種による風化特性に依存 することが示された。また鵡川及び沙流川流域におけ る 0.5 mm 以下の微細土砂を対象に開発された²¹²Pb、 ²²⁸Ac、⁴⁰K をトレーサ特性とした生産源推定手法が、 粒径 2 mm 以下の細粒土砂に適用可能なことがわかっ た。

3. 濁度計とトレーサを用いた山地流域の浮遊土砂生 産・流出過程の推定

4.1 目的

流域からの浮遊土砂流出特性は SS 濃度と流量のべ き乗回帰式で評価される場合が多い。しかし山地小流 域では、SS 濃度と流量との決定係数は必ずしも高くな く、ヒステリシスを示す場合がある²⁹⁾。このヒステリ シスは、浮遊土砂の生産源や輸送過程を反映していく つかのパターンに分類されることが知られており³⁰、 流域の浮遊土砂生産源や流出特性を示す指標となりう る。



一方、浮遊土砂の生産源推定には、しばしばトレー サ手法が用いられ、岩種や侵食深が異なる生産源から の寄与率を推定できる⁷⁾。しかし、流域の土砂生産・ 流出特性は出水規模やタイミングに応じてさまざまに 異なることが普通であり、長期的な観測に基づいた解 釈が必要である。

本研究の目的は、流域の浮遊土砂生産・流出過程を 明らかにすることである。濁度計観測によりさまざま な融雪・降雨流出時の浮遊土砂濃度ヒステリシスを調 べた。また、放射性同位体トレーサを用いた浮遊土砂 生産源推定を行った。

4.2 方法

4.2.1 調査地及び野外調査

調査流域は、北海道南部に位置する一級河川沙流川 水系額平川の支川、総主別川流域(16.75 km²)とした (図-8)。地質は主に白亜紀堆積岩(A)、付加体玄武岩 ブロック(C-1)及び付加体堆積岩(C-3)で構成され、 全域が森林で覆われている。

流域末端部に水位計(応用地質 S&DL mini)及び後 方散乱式濁度計(JFE アドバンテック Infinity Turbi) を設置し、2010年10月から2016年12月まで約6年 間、水位及び濁度を10~20分間隔で記録した。また、 2011年~2014年の融雪出水及び夏・秋期の降雨出水時 に流量観測及び表面採水を行った。

4.2.2 分析·解析方法

濁度データは、バッテリー切れや土砂による埋積、 河床低下に伴う浮き上がりなどによる明らかな異常 値・ノイズを除外した後、原因不明のスパイクを除去 するために前後 30 分の移動平均値を採用し、毎時デー タを抽出した。採取した河川水の SS 濃度と濁度との 関係式を構築し、SS 濃度に換算した。

4.2.3 浮遊土砂の生産源推定

浮遊土砂の生産源推定について、Mizugaki ら⁵は、 放射性同位体²¹²Pb、²²⁸Ac 及び⁴⁰K をトレーサとして、 流域内の異なる岩相を潜在的生産源とした浮遊土砂に 対する寄与率を推定できることを示した。本研究にお いても、総主別川流域の浮遊土砂の生産源を推定する ために融雪出水時や降雨出水時に表面採水を行い(11 イベント、37 サンプル)、抽出した浮遊土砂成分の²¹²Pb、 ²²⁸Ac 及び⁴⁰K 濃度をガンマ線検出装置により分析し、 3 種の岩相(A:堆積岩、C-1:付加体玄武岩ブロック、 C-3:付加体堆積岩)からの浮遊土砂に対する寄与率を 推定した。

4.3 結果と考察

4.3.1 SS 濃度ヒステリシスの類型化と出現傾向

2011年~2016年に水位計・濁度計により観測された 流量・SS 濃度の時系列データから、連続雨量 20 mm 以 上の 89 イベントを対象に、SS 濃度の流量に対するヒ ステリシスループを時計回り、反時計回り、直線、8 の 字の4 つのタイプに類型化した(図-9)。ヒステリシス のタイプ別の出現割合は時計回りが最も多かった(図 -10 左)。ヒステリシスのタイプ別にイベント期間中の 最大流量を比較したところ、時計回り<直線・8 の字 <反時計回りの順に大きかった(図-10 右)。ヒステリ シスループの出現傾向は、出水規模によって異なるこ とが明らかになった。

4.3.2 浮遊土砂生産源

流域の3つの岩相からの浮遊土砂に対する寄与率は、 堆積岩(A)で38.8%、付加体玄武岩ブロック(C-1) で25.4%、付加体堆積岩(C-3)で35.8%(いずれも流



図-9 ヒステリシスループのタイプ

出土砂量による加重平均値) であった(図-11)。比流量 と生産源寄与との関係を調べたところ、A と C-1 の寄 与率は有意な正の相関(A: r=0.3965, p=0.0151、C: r=0.3731, p=0.0229)が、C-3 は有意な負の相関(r=-0.6296, p<0.0001) が認められた(図-12)。これらの結果から、 流量規模(ピーク比流量) が大きくなるほど流域の上 流に位置する A や C-1 の地域から浮遊土砂が供給さ れ、流量規模が小さい時は観測点近傍の C-3 地域の浮 遊土砂が主たる成分となると推察される。とくに、中 規模程度の出水(ピーク比流量が 0.1 m³/s 前後) では A と C-1 の寄与が急激に増加していることが認められ た(図-12)。

これは河床材料(岩石)の風化特性が反映している 可能性がある。現地の河岸・河床材料を調べたところ、 A(堆積岩)の地域では水面から露出した河床や河岸の 礫がスレーキングにより細片化している様子がいたる ところで認められた(図-13 左)。また C-1(付加体玄 武岩ブロック)の地域も同様に水面から露出した河床 にスレーキングにより顕著に細片化した礫が、A 地域 ほどではないが、いくつも認められた(図-13中)。こ のような細片化した土砂は極めてもろいため、水中に 取り込まれるとさらに細粒化し濁度成分として流出す る可能性がある。一方 C-3 (付加体堆積岩) の地域の 河床では、AやC-1のようなスレーキングによる細片 化はほとんど認められず、砂礫が表面を覆っており、 微細土砂は確認できなかった(図-13右)。このような 河床における岩石の風化による微細土砂生産により、 中規模出水時の浮遊土砂流出に対してAやC-1の寄与 が急激に増加したものと推察される。このような河床 からの微細土砂の供給過程は、ヒステリシスタイプの 解析において中規模出水時に直線形のパターンが出現 していたことと整合する。

4.4 まとめ

ヒステリシスループの出現傾向から、流量規模が大 きいほど流域の広範囲の斜面・河道から土砂が供給さ れることがわかった。トレーサ手法では、流量規模が 大きいほど流域上流に分布する付加体玄武岩ブロック や堆積岩地域からの土砂供給が寄与すること、また河 床材料の風化による微細土砂生産が中規模出水時の浮 遊土砂流出に寄与することが示唆され、ヒステリシス



図-10 ヒステリシスループの出現傾向



図-12 浮遊土砂生産源の寄与と流量の関係 *: 観測機器による捕捉土砂。比流量は推定値。



図-13 地質(岩種)による風化特性の違い

ループの結果とも整合する。これらのことから、濁度 計観測は浮遊土砂の流出量だけでなく生産源推定にお けるモニタリング手法として有効であるといえる。

5. 濁度計観測による流域の浮遊土砂流出量の評価 5. 1 目的

頻発している豪雨や大規模地震に伴う「大規模土砂 生産現象」³¹⁾は、流域の土砂動態・環境に長期間(数 年~数十年、場合によっては100年以上)にわたり大 きな影響を及ぼす可能性があると指摘されている³²⁾。 流域の土砂流出特性を把握するには長期間にわたって 土砂流出量を観測する必要があるが、大規模土砂生産 現象が生じた出水・洪水やその後の流出土砂量を直接 観測した事例は必ずしも多くない³³⁾。

北海道では、2016年8月17日~23日に相次いで上陸した台風第7号、第11号、第9号や8月29日からの前線と台風第10号の接近による大雨により、広範囲で大規模な水害・土砂災害がもたらされた^{34),35)}。とくに台風第10号による日高山脈周辺の地域性降雨は、日高山脈東側斜面での土石流・土砂流出³⁵⁾のみならず、西側の鵡川・沙流川水系でも大規模な出水を生じさせた。沙流川では法面・斜面の崩壊や土砂流出、河道の洗掘・侵食が多数確認されており^{36),37)}、相当量の土砂が海域まで流出したと推察される。

寒地土木研究所と国土交通省北海道開発局室蘭開 発建設部は、鵡川及び沙流川流域の水・浮遊土砂・物 質動態を把握するために、2011年以降、融雪出水時及 び降雨出水時に多地点における水文・水質同時観測を



図-14 調査地位置図

連携して実施しており^{38),39),40),41),42)、2016 年8月豪雨 時のデータも取得している。水垣ら⁴²⁾は、2016 年8 月台風第9号に伴う出水時の水質データも含めて流量 一浮遊土砂濃度推定モデル(C-Qモデル)を構築し、 浮遊土砂流出量の定量評価を試みた。しかし、その後 の台風第10号による出水時において濁度計による推 定値との誤差が大きく、長期モニタリングにおける濁 度計の有効性とC-Qモデルの限界を指摘している。}

一方、濁度計観測に基づく流砂水文観測にもさまざ まな課題があり⁴³⁾、そのデータの取り扱いには注意が 必要である。本章の目的は、鵡川及び沙流川水系を対 象に、大規模土砂生産後の浮遊土砂流出状況を濁度計 観測により明らかにすることである。

5.2 材料と方法

5.2.1 研究対象流域と野外調査

研究対象流域は、北海道中央部〜南部で隣接してい る鵡川及び沙流川流域とした(図-14)。流域面積及び 幹川流路延長はそれぞれ鵡川流域で1,270 km²、135 km、 沙流川流域で1,350 km²、104 km であり、ともに一 級河川である。

鵡川及び沙流川流域における 2016 年 8 月の台風来 襲時(2016 年 8 月 16 日~31 日)の降雨分布の特徴は、 大きく 2 時期に分けることができる。前半の累加雨量 は、台風第 7 号で 103 mm~161 mm、台風第 11 号及び 第 9 号で 151 mm~252 mm と、広範囲で大雨となった。 後半の台風第 10 号に伴う累加雨量は地点によるばら つきが大きく、最上流域(トマム 107 mm、ウェンザ ル 414 mm)では大雨となったが、中・下流域の降水 量は小さかった。現地調査を実施したところ、台風第 10 号により大雨となった上流域で表層崩壊や顕著な



写真-1 沙流川水系パンケヌーシ川の荒廃状況 (2018/8/9撮影)

河道のかく乱を確認している(写真-1)。

5.2.2 調査·分析·解析方法

濁度観測は、後方散乱式濁度計を用いて鵡川流域で 3 地点(M01, M02, M03)、沙流川流域で3 地点(S01、 SB、S09)、合計6 地点で実施した(図-14)。用いた濁 度計の機種によって測定限界が異なり、1,000 ppm~ 100,000 ppm である。本報告では、流域から海域への浮 遊土砂流出量の評価に焦点をあて、鵡川流域は M01 地 点、沙流川流域は S01 地点を対象とした。まず、2016 年8月豪雨による浮遊土砂流出量を可能な限り確から しく推定するため、水垣ら⁴²⁾において SS 濃度(濁度 データ)に乱れが確認された S01 地点について、異常 値の処理を検討した。その上で、2011 年以降の浮遊土 砂流出量の経年変化を調べた。

5.3 結果と考察

5.3.1 濁度計の異常値処理

沙流川 S01 地点における 2016 年 8 月豪雨時の濁度 (SS 濃度) データには、台風第 9 号と台風第 10 号に よる 2 つ出水の間(8/25~8/30) と台風第 10 号出水後 (9/3~9/6) に、水位と連動しない乱れが認められた (図-15)。この期間の流量は約 150 m³/s ~ 650 m³/s、 SS 濃度は約 1,400 mg/l 以上で、SS 流出量としても無 視できない量となる。SS 流出量を確からしく推定する ためには、この期間のデータが異常値か否かを判定し、 必要に応じて適切に補完することが望ましい。そこで、 S01 (KP 2.70) の約 13 km 上流、SB 地点の高濃度濁度 計の濁度データとの関係を調べた。

図-16 は、図-15 で示した観測期間のうち、S01 の濁 度計データに乱れのない期間のみを対象に、SB の濁度 データと S01 の SS 濃度(濁度計データによる推定値) との関係を調べたものである。S01 の SS 濃度は、同時 刻に記録された SB の濁度値に対して正の相関を示す もののバラツキが大きく、一方、1 時間前の SB の濁度 値に対してはバラツキが小さいことがわかった。ちな みに、2 時間前、3 時間前の SB 濁度値との関係も調べ たが、バラツキは大きくなる一方であった。S01 地点



網がけ部分は SO1 の SS 濃度の異常値が疑われる期間



図-16 SO1のSS濃度(濁度計)とSB(平取)の濁度



図-17 SO1の豪雨出水時の補正済み SS 濃度(濁度計)

表-3 二風谷ダム流域平均雨量に基づく期間区分42)

区分	1/1-8/16	台風7号	台風11号	台風9号	低気圧	台風10号	低気圧	9/17-1/1	年間
記号	х	а	b	с	d	е	f	Z	total
始期	1/1 1:00	8/16 17:00	8/21 4:00	8/22 11:00	8/25 21:00	8/28 23:00	9/5 17:00	9/17 0:00	
終期	8/16 17:00	8/21 4:00	8/22 11:00	8/25 21:00	8/28 23:00	9/5 17:00	9/17 0:00	2017/1/1 0:00	
期間降水量 [mm]	857.9	124.3	68.1	141.7	58.2	100.9	76.2	373.2	1800.5
最大時間 雨量	9.8	11.8	13.3	25.4	11.3	8.6	6.9	9.5	25.4



の SS 濃度は、かなり高濃度(17,000 mg/l)の範囲まで、 SB 地点の濁度と線形関係が認められた。このことか ら、SB 地点の濁度の変動は、途中で大きく変化するこ となく下流の S01 地点に伝搬するものと考えられる。 したがって、図-15 で確認された S01 地点の SS 濃度の 乱れは、従来の観測事例における濁度計の埋積等に起 因する異常値パターンと類似していることから⁴³⁾、 S01 地点の断面を通過する河川水の SS 濃度を代表し ておらず、異常値が観測されたものと判定した。

S01 地点における異常値と判定した期間の SS 濃度 は、図-16 から得た 1 時間前の SB 地点の濁度データと の回帰式(べき乗式)により補完した。その結果、図 -17 に示すように、2016 年 8 月豪雨時の SS 濃度の連 続データを得ることができた。

5.3.2 2016 年 8 月豪雨時の浮遊土砂流出量

2016年8月豪雨時の沙流川(S01)および鵡川(M01) における SS 流出量を濁度計観測による SS 濃度と流量 から評価した。S01 における SS 流出量は、上記で述べ た補完後の SS 濃度の連続データを用いて算出した。 2016年8月豪雨時のSS流出量(2016年8月16日~9 月 17 日; 表-3 の a~f の期間)は、沙流川および鵡川 でそれぞれ2,480,000tおよび1,510,000tと推定された。 流域面積が同程度の隣接した流域において SS 流出量 に約1,000,000tの違いが生じた。これは、豪雨期前半 の台風第7号、第11号及び第9号による降雨が両流 域の広範囲に約350~400mm がもたらされた一方、後 半の台風第 10 号に伴う降雨は沙流川上流域に限定し て約 400 mm がもたらされたことによると考えられる。 豪雨期間中の SS 流出量を表-1 に示した期別に評価し たところ、台風第9号及び台風第10号でそれぞれ約 100万tと推定された(図-18)。

5.3.3 浮遊土砂流出量の経年変化と豪雨の影響

豪雨時の浮遊土砂流出量が過去に比べてどの程度





図-20 沙流川(SO1)のSS 流出量の経年変化

の規模であったかを把握するため、鵡川(M01 地点) 及び沙流川(S01 地点)における浮遊土砂流出量(SS 流出量)の経年変化を調べた(図-19,20)。直近の比較 的大規模な出水が生じた 2010 年からの傾向を見るた めに、水垣ら⁴²⁾が構築した C-Q モデルによる推定値も 同時に示した。いずれも、濁度計観測の欠測が少ない 4 月~11 月について集計したものである。

鵡川の SS 流出量は、C-Q モデルによると 2010 年 (65 万 t) は 2016 年 (125 万 t) の約 52%であり、2016 年を除いて、ゆるやかな減少傾向を示し、2017 年で最 小 (5.5 万 t) となった (図-19)。この傾向は、濁度計 による 2012 年以降の SS 流出量でも同様であり、2016 年は 2010 年の 2 倍程度の SS 流出量であったと推察さ れる。2017 年の出水規模が最も小さいことは、平均流 量や最大流量の結果からも伺える。

沙流川の浮遊土砂流出量は、C-Q モデルによると 2010年(170万t)は2016年(226万t)の約75%程 度であり、比較的規模が大きかったと推察される(図 -20)。2016年を除いて、指数関数的に減少し、2017 年で最小(9.7万t)となった。2011年以降の濁度計に よるSS流出量も同様の傾向を示しているが、2017年 は年最大流量が最も小さかったにもかかわらず、2013 年(38万t)と同程度であった(図-20)。これは、2016 年の豪雨に伴い上流域で大規模に生産された土砂の一 部が、その後も継続して流出したことが影響したと推 察される。

このような浮遊土砂流出量の経年変化は、出水規模 (最大流量)によって大きく影響を受けるため、大規 模土砂生産後に継続する土砂流出状況について傾向を 見いだすことは難しい。むしろ、平水時や小規模出水 時の浮遊土砂濃度を比較する必要がある。そこで、濁 度計で連続観測された SS 濃度と流量との関係につい て、経年変化を調べた(図-21)。鵡川では 2016 年に 10,000 mg/l 程度の高い SS 濃度が見られるが、流量 100 m³/s 未満ではそれ以前と同じ範囲に分布しており、全 体として年ごとに明確な違いは見られなかった。一方、 沙流川では流量に対する SS 濃度の傾きが鵡川に比べ て大きく、年による違いも明瞭であった(図-21)。2016 年の SS 濃度は、流量 100 m3/s 未満のときにそれまで の年に比べて高い範囲に分布し、2017年はさらに高い 範囲に分布していることが見て取れる(図-21)。これ らのことから、沙流川では2016年8月豪雨以降、2017 年も継続して高濃度の濁水が流出したものと考えられ る。これらの浮遊土砂が大規模土砂生産が生じた上流 域からどの程度寄与しているかは現時点では不明であ るが、今後、トレーサを用いた土砂生産源推定法 5等 により解明されることが期待される。

5.4 まとめ

濁度計による連続的な濁度データを用いて、2016年 8月豪雨による鵡川及び沙流川水系からの浮遊土砂



左:鵡川(M01)、右:沙流川(S01)

(SS)流出量を評価した。また、2010年~2017年の SS流出量の経年変化やSS濃度の変遷から、沙流川水 系では2016年8月豪雨による影響が2017年のSS濃 度に反映されていることが示された。2016年8月豪雨 では大規模な土砂生産は主に沙流川及び支川の最上流 部に集中しており、土砂流出が今後も継続する可能性 がある。

沙流川や鵡川のような広大な流域では、土砂生産源 だけでなく降雨の分布も一様でないため、流域末端か ら流出する土砂の供給源も、必ずしも一様ではない。 流砂系の総合的な土砂管理においては、流域土砂動態 の解明には観測による流出土砂量の評価はもとより、 動的に変化する土砂供給源の定量的な把握が重要とな る。今後も出水時の合同水質調査や高濃度濁度計によ る濁度観測を連携して継続するとともに、トレーサ手 法等を用いた土砂供給源の定量評価が必要である。

6. 平成28年8月豪雨時の浮遊土砂生産源の評価

6.1 目的

流砂系の総合的な土砂管理において、流域から海域 への流出土砂量とともに、その生産源の空間分布は、 流域土砂動態の最も基本的かつ重要な情報である。と くに、豪雨や大規模地震に伴う崩壊や地すべりといっ た大規模土砂生産現象は、その後の土砂流出に長期的 に影響を及ぼす可能性があるため³²⁾、流域末端から海 域に流出する土砂が山地のどこから供給されたか、す なわち流域内の土砂生産源を定量的にモニタリングす ることが重要な課題の一つとなる。

欧米では、流域から海域に流出する微細土砂を対象 に、トレーサ手法を用いた定量的な生産源推定が広く 行われている²⁴⁾。わが国でも、古くから海岸砂や河床 材料の生産源推定が行われてきたが、大規模な出水に 伴う浮遊土砂の生産源寄与度を定量評価した事例は少 ない⁵⁾。本章の目的は、北海道日高山脈周辺で特に降 雨が集中した平成28年(2016年)8月豪雨における、 鵡川と沙流川の浮遊土砂流出量・生産源を明らかにす ることである。

6.2 方法

6.2.1 研究対象流域と野外調査

研究対象流域は、北海道南部で隣接している鵡川及 び沙流川流域とした(図-22)。2016年8月の台風来襲 時(2016年8月16日~31日)の降水量は、台風第7 号で103mm~161mm、台風第11号及び第9号で151 mm~252mmと広範囲で大雨となった(図-23)。一方、 台風第 10 号では 31 mm~414 mm と地点によるばらつ きが大きく、流域の最上流域(ウェンザル)で約 400 mm の豪雨(累加雨量で約 800 m)となったが、中・下 流域の降水量は小さかった。現地調査を実施したとこ ろ、台風第 10 号により大雨となった上流域で表層崩 壊や顕著な河道のかく乱を確認している。

6.2.2 調査·分析·解析方法

流域から海域への浮遊土砂流出量を評価するため に、鵡川流域は M01 地点、沙流川流域は S01 地点にお いて後方散乱式濁度計(Infinity Turbi; JFE アドバンテッ ク)及び浮遊土砂サンプラーを設置し、濁度観測と浮 遊土砂の採取を行った(図-22)。また、出水期間中に 表面採水を行った。濁度観測で得られた濁度連続デー タは、異常値を除外・補完した後、河川水 SS 濃度との 関係式より SS 濃度に換算し、SS 流出量の評価に用い た⁴⁴⁾。





浮遊土砂の生産源推定について、放射性同位体ト レーサとした Mizugaki et al. (2012) ⁵の方法で行った。 岩相で6区分された各生産源グループ(図-22)の浮遊 土砂に対する寄与度を推定するため、浮遊土砂サンプ ラー及び表面採水により採取した浮遊土砂成分の ²¹²Pb、²²⁸Ac及び⁴⁰K 濃度をガンマ線検出装置により分 析した。

6.3 結果と考察

図-24 に、沙流川 S01 地点を例に、流量、SS 濃度の 観測結果と浮遊土砂の生産源推定結果を示した。7 月 下旬の降雨出水時に表面採水した浮遊土砂の生産源寄 与度は流量ステージによって変化しているが、台風第 9 号による流量ピークと減水期は、ほとんど生産源寄 与度が同じであった。一方、浮遊土砂サンプラーで採 取された全期間(2016年7月14日~9月26日)の浮 遊土砂の生産源は、台風第9号とは異なり、C-3の寄 与度が大きかった。

これらの生産源グループの寄与度を定量評価するため、浮遊土砂量と生産源寄与度を乗じて、生産源グルー プ別の浮遊土砂流出量(SS流出量;Qs)を算出し、流 量(Q)との関係を調べた。その結果、生産源グループ 別の Q-Qs 関係を累乗式で回帰することができた(図-25)。この Q-Qs 式は、表面採水を行った台風第9号に 伴う出水まで適用でき、生産源グループ毎に SS流出 量を評価できる。一方、その後の台風第10号に伴う出 水では、Q-Qs 関係がそれ以前と大幅に変化しているた め、適用できない。そこで、浮遊土砂サンプラーで採



- 17 -

取された全期間(2016年7月14日~9月26日)の浮 遊土砂の各生産源の寄与度を、濁度計観測により評価 した SS 流出量に乗じることで、全期間の各生産源グ ループからの SS 流出量を算出した。

一連の台風に伴う出水期間において、生産源グルー プ毎の浮遊土砂流出量の変化を推定するため、生産源 グループ毎に、全期間の SS 流出量から台風第 10 号よ り前(BT10)の SS 流出量を差し引くことで、台風第





図-25 沙流川(SO1)における生産源区分別のQ-Qs関係

10 号以降(AT10)の SS 流出量を推定した(図-26)。 その結果、沙流川(S01 地点)では流域からの浮遊土 砂流出量が BT10で 148 万 t、AT10で 112 万 t であり、 AT10では C-3 や C-1 からの SS 流出量が大きく、上流 域が主要な生産源であることを示唆している(図-26 左)。一方、BT10では B や A といった中・下流域が主 要な生産源であったことがわかる。このことは、降雨 分布が期別に異なることを反映したものと推察される。

同様に、鵡川(M01地点)では、BT10の浮遊土砂流 出量は沙流川と同程度(151万t)で、各生産源グルー プからの浮遊土砂流出量も類似している(図-26右)。 一方、AT10の流域からの浮遊土砂流出量は20万tと 少なく、主にBから浮遊土砂が生産・流出したものと 考えられる。このように、本トレーサ手法は2016年8 月豪雨による土砂生産源の変化を捉えており、浮遊土 砂生産源のモニタリングツールとして利用可能なこと が示された。

6.4 まとめ

本報告では、平成28年(2016年)8月豪雨に伴う、 沙流川及び鵡川流域の浮遊土砂流出について、濁度計 による流砂水文観測に加えて、放射性同位体トレーサ による土砂生産源推定手法を用いて、地質による浮遊 土砂流出量の違いと出水期間中の生産源の変化を定量 的に評価できることがわかった。とくに一連の4つの 台風に伴う豪雨出水期間中に、台風第7号,第11号, 第9号と台風第10号とで降雨分布が大きく異なり、 それに伴う浮遊土砂の生産源の変化をとらえることが できた。今後の課題として、トレーサ手法で評価した 浮遊土砂生産源の空間分布の妥当性について、航空 レーザ測量や衛星画像解析等で把握した崩壊地や河道 侵食の空間分布等と比較するなど定量的に検証する必 要がある。



7. 放射性同位体トレーサを用いた流砂系の土砂動態モ

7.1 目的

流砂系の総合的な土砂管理において、流域から海域 への流出土砂量とともに、その生産源の空間分布は流 域土砂動態の最も基本的かつ重要な情報である。とく に、豪雨や大規模地震に伴う崩壊や地すべりといった 大規模土砂生産現象は、その後の土砂流出に長期的に 影響を及ぼす可能性があるため32)、流域末端から海域 に流出する土砂が山地のどこから供給されたか、すな わち流域内の土砂生産源を定量的にモニタリングする ことが重要な課題の一つとなる。欧米では、流域から 海域に流出する微細土砂を対象に、トレーサ手法を用 いた定量的な生産源推定が広く行われている24)。わが 国でも、古くから海岸砂や河床材料の生産源推定が行 われてきたが、大規模な出水に伴う浮遊土砂の生産源 寄与を定量評価した事例は少ない 5)。寒地土木研究所 では、沙流川流域を対象に岩石由来の放射性同位体を 土砂移動トレーサとした土砂生産源推定手法の開発に 取り組んできた 5。本章の目的は、流砂系の土砂動態 モニタリング手法のひとつとして、流域内の土砂生産 源の空間分布評価技術を開発することである。

7.2 方法

7.2.1 研究対象流域

研究対象流域は、北海道南部の沙流川流域とした (図-27)。流域の地質は多様な岩相によって構成され、 岩石由来の放射性同位体特性によって6つの地域(A、 B、C-1、C-2、C-3、D)に区分された⁵⁾(図-27)。上流 域は日高山脈を構成する深成岩(D)、付加コンプレッ クスの堆積岩・メランジ基質(C-3)や玄武岩ブロック (C-1)及び玄武岩岩体(C-2)で構成される。中流域 は白亜紀の堆積岩(A)、蛇紋岩や片岩で構成される変 成岩(B)、付加体のC-1やC-3で構成される。下流域



図-27 対象流域の地質別生産源区分と調査地点

はほとんどが第三紀の堆積岩(A)である。

沙流川流域の既往最大流量は平成15年8月台風第 10号に伴う豪雨時に記録され、流域内に数多くの斜面 崩壊が発生し、大量の土砂・流木が流出した。その多 くが二風谷ダムで捕捉されたが、斜面崩壊等で発生し た土砂はいまだ山地流域内に貯留されている可能性が ある³³。近年では、平成28年8月に4つの台風に伴 う豪雨により、とくに上流域において斜面崩壊や土石 流、河岸侵食、土砂・洪水はん濫が発生し、農地や道 路・橋梁が被災した。しかし、沙流川流域における土 砂生産量・流出量の実態把握について、いくつかの調 査・研究事例がみられるものの、必ずしも十分ではな い。

7.2.2 調査·分析·解析方法

沙流川流域の浮遊土砂流出量を把握するため、流砂 水文観測点を富川水位観測所に設定した(図-27)。2011 年~2020年にかけて、室蘭開発建設部との合同水質調 査により融雪期と降雨期の出水時に表面採水を行い、 SS 濃度を分析した。浮遊土砂は、表面採水試料や一定 期間河川内に設置した浮遊土砂サンプラーで捕捉され た濁水試料を全乾燥させて抽出し,後述する放射性同 位体分析に供した。また、高濃度濁度計により濁度の 連続観測を行い、濁度と SS 濃度との関係式を構築す ることで、SS 濃度の連続データを得た⁴²⁾。年間の浮遊 土砂流出量は、河川の凍結・結氷期間を除外するため、 4月1日~11月30日までを対象として解析した。

流域から流出する浮遊土砂の生産源を把握するために、抽出した浮遊土砂についてガンマ線スペクトロメトリーにより岩石由来の放射性同位体(²¹²Pb、⁴⁰K,、²²⁸Ac)の濃度を定量分析した。Mizugakiら⁵は、これらの放射性同位体をトレーサとして流域の6つの地域(以下、地質別生産源)と浮遊土砂のトレーサ濃度特性におけるマハラノビス距離を計算し、浮遊土砂に対する各生産源の寄与率を評価した^{5,45}。マハラノビス距離は以下の式(1)で求められる⁴⁵。

$$d_{s}^{2}(c_{1}, c_{2}, \cdots, c_{i}) = (c_{1} - C_{s1} \quad c_{2} - C_{s2} \quad \cdots \quad c_{i}$$

$$- C_{si} \begin{bmatrix} s_{1}^{2} & \cdots & s_{1i} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ s_{s1} & \cdots & s_{i}^{2} \end{bmatrix}^{-1} \begin{pmatrix} c_{1} - C_{s1} \\ c_{2} - C_{s2} \\ \vdots \\ c_{i} - C_{si} \end{pmatrix}$$
(1)

ここに*d*_sは生産源*s*と流出土砂とのマハラノビス距離、 *c*_iは流出土砂のトレーサ*i* 濃度、*C*_{si}は生産源*s*におけ るトレーサ*i*の平均濃度、行列式は各トレーサ間の共 分散逆行列である。各生産源の流出土砂に対する寄与 率は、マハラノビス距離の逆数に比例するもの仮定し、 以下の式で算出した^{5,45}。

$$P_{s} = \frac{\frac{1}{d_{s}}}{\sum_{s=1}^{n} \frac{1}{d_{s}}}, \quad P_{s} \ge 0,$$
$$\sum_{s=1}^{n} P_{s} = 1 \qquad (2)$$

ここに *P*_s は流出土砂に対する生産源 *s* からの寄与率、 *n* は生産源区分数である。

7.2.3 地質別生産源からの浮遊土砂流出量

放射性同位体トレーサによる生産源寄与率から、年間の地質別生産源からの浮遊土砂流出量の評価するため、地質別生産源sの浮遊土砂濃度 (Css_s) と流量 (Q) との関係式を検討した。一般に、浮遊土砂濃度は流量のべき乗式で近似されるが、必ずしも決定係数は高くない。そこで、水垣ら⁴²⁾が提案した流量と浮遊土砂濃度との関係式(以下、C-Qモデル)を採用することとした。式(3)の3つの変量(C_{max} 、 K_m 、Lmt)の最適解を数値解析的に求めることとした。

ここに、Css は SS 濃度、 C_{max} は SS 濃度の上限値に関 する係数、 K_m は SS 濃度の増加率に関する係数、Lmt は SS 濃度に影響する流量の下限値に関する係数である 42)。生産源 s からの浮遊土砂流出量 (Qss)を浮遊土砂 流出量に生産源 s の寄与率 (P_s)を乗じたものとし、 Css と P_s の積で得られる地質別生産源 s の浮遊土砂濃 度 (Css_s) と流量との関係を C-Q モデルにあてはめて、 数値解析により各係数を決定した。構築した各地質別 生産源の C-Q モデルにより、地質別生産源からの年浮 遊土砂流出量 (t/yr)及び比浮遊土砂流出量 (t/km²/yr) を算出した。

7.2.4 支流域単位の浮遊土砂流出量の推定

流域内の浮遊土砂流出量の空間分布を評価するため、支流域単位の浮遊土砂流出量の評価を検討した。 支流域ごとに地質別生産源 s の面積を GIS により計測 し、前述の生産源 s の比浮遊土砂流出量を乗じて合算 することで、支流域単位の浮遊土砂流出量を算出した。 これを GIS で空間分布として表現することで、浮遊土





図-29 出水時の採水調査時期・サンプル数(上)と浮遊土砂の生産源寄与率(下)

$Ln(Css) = \frac{C_{max}(Q + Lmt)}{K_m + Q + Lmt}$ (3)



図-30 平成28年8月豪雨時の浮遊土砂生産源の寄与率



図-31 地質別 SS 濃度と流量との関係例



図-32 地質別 SS 濃度への C-Q モデルのあてはめ事例

砂流出量マップを構築した。

7.3 結果と考察

7.3.1 2011~2020年の浮遊土砂流出量の変化

沙流川流域の浮遊土砂流出量を評価するため、濁度 計観測による SS 濃度の連続データから年 SS 流出量を 評価し、2011 年~2020 年の 10 年間における経年変化 を調べ、年最大流量とともに図-28 に示した。年浮遊土 砂流出量は概ね年最大流量の変動に対応しており、こ の 10 年間の浮遊土砂流出量の平均は 59 万 t、最大は 2016 年の 271 万 t と最大であった。次に多いのは 2011 年(81万t)と2018年(73万t)で、2016年の27%~ 30%程度であった。その他の年は38万t以下であり、 最小は2015年と2020年の約13万tであった。最大を 示した2016年は平成28年8月北海道豪雨による土砂 生産の影響を受けたものであり、その前後は年最大流 量が1,000 m³/s以下であることから浮遊土砂流出量が 少なかったものと考えられる。

7.3.2 浮遊土砂に対する地質別生産源の寄与率

浮遊土砂の生産源を定量的に把握するため、融雪期 及び降雨期のさまざまな出水時に採取した浮遊土砂に ついて、放射性同位体トレーサの分析を行い、6 つの 生産源からの寄与率を評価した(図-29)。寄与率の構 成割合は採取した浮遊土砂によって様々であるが、主 要な生産源はA、B、C-1 及びC-3 で構成されているこ とがわかった。

平成28年(2016年)8月豪雨に伴う出水期間は、流 量に対する浮遊土砂濃度の違いによって2時期 (BT10;台風第7号、第11号及び第9号、AT10:台 風第10号以降)に区分できる(図-30)。表面採水によっ て採取した浮遊土砂の生産源寄与率は、7月末の低気 圧による出水時はAやBが高く、台風第9号による出 水時はAとBは同等程度に高い。一方、7月~9月に かけて河川内に設置した浮遊土砂サンプラーで捕捉さ れた浮遊土砂の生産源寄与率は、C-3で最も高かった。 台風第10号による積当な量の土砂生産が確認されて おり⁴⁰、上流域に分布する地質地域からの浮遊土砂の 流出が示唆される。

7.3.3 地質別生産源からの年浮遊土砂流出量の評価

地質別生産源からの浮遊土砂流出量を評価するた め、地質別生産源ごとに流量と SS 濃度との関係式を 構築した。流量と SS 濃度との関係はばらつきが大き く、とくに 2016 年 8 月豪雨の前後で土砂流出特性が 大きく変化した可能性があるため、2016 年の前後で区 分する必要があること、また融雪期と降雨期で異なる 傾向があることが確認された(図-31)。したがって C-Q モデルを適用するにあたり、2011 年〜2020 年までを ひとつの関係式で近似することが困難なため、時期 (2016 年以前と 2017 年以降)と季節 (5 月までの融雪 期と 6 月以降の降雨期)に区分して C-Q モデルを構築 した(図-32)。なお、H28 年 8 月豪雨時の地質別浮遊 土砂流出量は、採水調査を実施した BT10 では評価可 能であったが、AT10 では採水調査を実施していないた

め C-Q モデルを構築できなかった。そこで、AT10 の



図-33 地質別の年 SS 流出量の変化

左: 地質別 C-Q モデルによる年 SS 流出量(4月~11月),右: H28 年 8 月豪雨時による 2 時期の地質別 SS 流出量

BT10 と AT10 の全期間の地質別浮遊土砂量(濁度計観 測による浮遊土砂流出量に浮遊土砂サンプラーによる 浮遊土砂試料の生産源寄与率を乗じて算出)から BT10 のそれを差し引くことで、AT10 の地質別浮遊土砂流出 量を推定した。

構築した C-Qモデルを用いて年浮遊土砂流出量を評価した結果を、平成28年8月豪雨時の時期別の浮遊 土砂流出量と合わせて図-33に示した。2016年8月豪 雨時の地質別浮遊土砂流出量は、BT10とAT10で明ら かに異なる傾向を示しており、BT10ではB(変成岩) やA(堆積岩)からの流出量が他の生産源よりも多く、 一方AT10ではC-3(付加体基質・堆積岩)とC-1(付 加体玄武岩ブロック)からの流出量が多く、AやBの 流出量はBT10に比べてかなり少なかった。2011~ 2015年は、全体的な流出量の多寡はあるものの、Aと Bが同等程度の流出量で最も寄与が大きく、次いでC-1とC-3がAとBに比べてやや少ないが、寄与率が高 くなっている。一方2017年~2020年は、C-3の流出量 がAやBと同程度となっており、それ以前に比べて寄 与が高くなっている。

地質別の比浮遊土砂流出量(単位面積当たりの浮遊 土砂流出量)を2011年~2015年と2017年~2020年 で比較すると、地質による違いについて傾向は類似し ているが、2017年以降でいずれの生産源でも値が増大 しており、とくに C-3の値が高くなっていた(図-34)。

相対的な生産源の寄与率の経年変化を調べるため に、年浮遊土砂流出量に対する地質別生産源の寄与率 を算出した(図-35)。その結果、2011年~2015年はB とAの寄与率が高く、連動して変化しており、次にC-1とC-3がほぼ同じ寄与率で変動していた。これは、 岩石の風化特性を反映したものと考えられる¹³)。平成 28年8月豪雨があった2016年にC-3の寄与率が急増 して B や A を上回り、2017年から2020年にかけて







徐々に減少する傾向が認められた。これらのことから、 2016年8月豪雨を経て流域全体的に土砂流出量の増加 と、AT10において上流域で生産された土砂が継続して 流出している可能性があることが示された。

7.3.4 浮遊土砂流出量マップの構築

流域内の浮遊土砂流出量の空間分布を表現するため、支流域の地質構成割合と地質別の比浮遊土砂流出 量から、支流域単位の浮遊土砂流出量を算出し、GISを 用いて浮遊土砂流出量マップを作成した(図-36)。こ の支流域単位の浮遊土砂流出量は、区分した支流域の 面積に依存することに留意が必要であるが、概ね、比 浮遊土砂流出量が大きい地質(BやC-1、C-3)が分布 する中流域で浮遊土砂流出量が多い傾向が認められる。 図-36 で示した浮遊土砂流出量マップは、地質別の比 浮遊土砂流出量を、該当する地質地域全体に均等に分 配したものである。すなわち、同じ生産源区分であれ ば、上流域から下流域まで同じ量の浮遊土砂が流出す



図-36 沙流川流域の年浮遊土砂流出量マップ



図-37 H28 年 8 月北海道豪雨に伴う沙流川流域における降水量の分布と SS 流出量マップ(降水量による加重処理済み)

ると仮定したものである。2016年を除いた他の年では、 大規模な豪雨出水がなかったため、局地的な豪雨によ る土砂流出の影響は考えにくく、一定程度の信頼性が あるものと考えられる。一方、平成28年8月豪雨時の ように土砂生産に影響をおよぼす場合は注意が必要と なる。

平成 28 年 8 月豪雨時の降水量分布について、1 km メッシュ全国合成レーダーGPV をもとに調べたとこ ろ、台風第 7 号、第 11 号及び第 9 号(2016 年 8 月 16 日 17 時~28 日 23 時;以下、BT10)と台風第 10 号以 降(2016 年 8 月 28 日 23 時~9 月 17 日 0 時;以下、 AT10)では大きく異なっていた(図-37 上)。BT10 期 間では総雨量 300~500 mm が全域に分布していたが、 AT10 期間では日高山脈の地形性豪雨により総雨量 300 ~500 mm の範囲が沙流川上流域に限定され、中~上 流域では 100~150 mm、中~下流域では 100 mm 以下 であった。このように、同じ地質別生産源に区分され る地域でも、土砂生産に影響を及ぼす降水量が大きく 異なる場合は、支流域単位の浮遊土砂流出量に換算す る際に、何かしらの補正が必要と考えられる。

そこで、地質別浮遊土砂流出量を1km メッシュの 降水量に応じて加重して分配することで、支流域単位 の浮遊土砂流出量マップを再構築した(図-37下)。そ の結果、AT10において降水量が比較的少ない下流域で は浮遊土砂流出量が下方修正され、一方、降水量の多 い上流域では上方修正された。このように、降水量等 で補正することで、より実態を反映した浮遊土砂流出 マップとして表現できたものと考えられる。ただし、 降水量だけでなく、土壌侵食・土砂流出に影響を及ぼ す地形・土地利用や河川流量等の諸因子をどのように 反映させるかについては、今後の課題である。

7.4 まとめ

2011年~2020年の10年間にわたって継続的に濁度 計観測や出水時の水質調査といった流砂水文観測が実施されている沙流川流域を対象に、放射性同位体トレーサを用いて地質別の浮遊土砂流出量を評価し、支流域単位の浮遊土砂流出量マップを構築した。土砂移動トレーサを用いた生産源推定において、流域内の生産源の区分方法と有効な複数のトレーサの組み合わせを統計的に探索することが最も重要であり、最初に取り組む必要がある⁴⁵⁾。しかし、検討対象流域において、 一旦、複合トレーサと生産源区分の組み合わせの探索に成功すれば、あとは流出土砂のサンプリングとトレーサ分析を行うことで、比較的簡単に各生産源から の寄与度を定量的に評価することができる。

本章で構築した浮遊土砂流出量マップにより、流域 全体の土砂動態を俯瞰することができ、さらに 10 年 間の経年変化を見える化した。とくに平成 28 年 8 月 豪雨による大規模な土砂生産・流出を含めた流域の土 砂動態変化を把握することができた。すなわち、浮遊 土砂流出の時空間分布を把握できる、流域土砂動態の モニタリングツールとして有効であることを示した。 今後、さまざまな流砂系における総合土砂管理におい て活用されることが期待される。

8. 様々な粒径階の土砂生産源推定手法

8.1 目的

流砂系の総合的な土砂管理では、山地から下流河 川・海岸・沿岸への土砂動態において、土砂生産源の 定量評価は重要な課題の一つである。欧米では、微細 土砂を対象に複数トレーサを用いた多変量混合モデル による fingerprinting (土砂生産源推定)が主流となっ ており^{24),47)}、生産源土砂のトレーサ特性から、生産 源の区分法と有効トレーサの組み合わせを統計的に抽 出することで、信頼性の高い生産源寄与度の定量評価 を行っている。わが国では、古くから海岸砂や河床材 料の生産源推定に岩種や鉱物組成、元素組成などがト レーサとして用いられてきたが、生産源区分と有効ト レーサの組み合わせを検討した事例は極めて少ない 5。 流砂系の総合土砂管理の観点から、幅広い粒径に適用 できる生産源推定手法の構築が望まれるが、使用する トレーサ特性に粒径依存性を有する場合が多く、微細 土砂に用いるトレーサ特性をそのまま砂礫に適用でき ない可能性がある。本章の目的は、様々な粒径階に適 用可能な土砂生産源推定手法を構築することである。 そのために、有効なトレーサ(放射性同位体)の探索 と粒径による影響を明らかにし、いくつかの粒径階の 土砂に対する多変量土砂混合モデルの適用性について 検討した。

8.2 方法

8.2.1 調査地と野外調査

調査流域は、神通川水系蒲田川流域の足洗谷(6.7km²)である(図-38)。生産源土砂のトレーサ特性を調べるために、地質図⁴⁸⁾をもとに調査地点を54箇所設定し、裸地斜面の表層約5cmから土砂試料を採取した。流出土砂は、下流端の観測水路のスロットサンプラで捕捉された土砂を3深度から採取した(図-39)。

8.2.2 分析方法







図-39 観測水路のスロットサンプラ(上)と捕捉された流 出土砂の回収状況(左下)及び回収した土砂試料(右下)

採取した土砂試料は、絶乾した後、a~eの5段階(a: <0.075 mm、b: ~0.425 mm、c: ~2 mm、d: ~4.75 mm、 e: ~9.5 mm) に篩別し、b~e については粉砕器(安井 器械; PV1400(S)) で粉砕して均一化したものをガンマ 線分析に供した。分析試料のトレーサ特性はγ線スペ クトロメトリーにより定量した。高純度 Ge 井戸型検 出器付きγ線波高分析装置(Ortec GWL-120-15; SEIKO EG&G MCA7600) により1 試料につき8時間以上測定 し、岩石由来の放射性同位体(ウラン-238系列、トリ ウム-232系列、ウラン-235系列、カリウム-40) 及びセ シウム-137、放射性降下物の過剰鉛-210の13 種類を定 量分析した⁵。

8.2.3 解析方法

流域内の土砂生産源をトレーサ特性により複数地 域に区分するため、生産源土砂の採取地点を地質図に よりいくつかの基準で分類した。異なる基準の分類グ ループを判別できるトレーサの組合せを抽出するため、 統計解析 (Kruskal-Wallis 検定及び判別分析^{5),47)}を行っ た。また流出土砂に対する土砂生産源の寄与度を定量 評価するため、改良型多変量土砂混合モデル⁴⁹⁾を採用 することとした。

$$E = \sum_{i=1}^{n} \left\{ \frac{\left(C_i - \left(\sum_{s=1}^{m} P_s S_{si} Z_s O_s S V_{si}\right)\right)}{C_i}\right\}^2 W_i$$

with $\sum_{s=1}^{n} P_s = 1$, $0 \le P_s$

(4)

ここに C_i は流出土砂のトレーサiの濃度、 P_s は生産源 sの流出土砂に対する寄与度、 S_{si} 及び SV_{si} は生産源sに おけるトレーサiの平均濃度及び分散を考慮した加重、 Z_s 及び O_s は生産源sの流出土砂に対する粒径及び有機 物含量の補正係数、 W_i はトレーサ特性iの判別力によ る加重、である。Eが最小となるような生産源sの寄 与度 P_s を数値計算により求めた。

8.3 結果と考察

8.3.1 生産源区分と複合トレーサの組合せの探索と 多変量土砂混合モデルの構築

流域内の 54 箇所から採取した生産源土砂のガンマ 線分析結果と採取地点の地質情報をもとに、流域の生 産源区分とトレーサ特性の組み合わせを粒径階別に探 索したところ、いずれの粒径階においても5種の放射 性同位体(²¹²Pb,²¹⁴Pb,²¹⁴Bi,²²⁸Ac,⁴⁰K)により5つの生 産源地域に区分できるを 94.4%~98.1%の正答率で判 別できることがわかった(表-4)。これらの複数トレー サにより、流出土砂に対する各生産源区分(図-38)の 寄与度を精度よく推定できることを意味している。

多変量土砂混合モデルを適用するにあたり、生産源 土砂のトレーサ特性について粒径依存性を調べたとこ ろ、同一岩種であっても粒径階によってトレーサ濃度 が異なり、その傾向もトレーサ特性や岩相によって 様々であることがわかった(図-40)。たとえば、花崗 岩は微細な粒径で²¹²Pb及び²¹⁴Pb濃度が顕著に高くな り、⁴⁰Kでは粒径階 c で最大であった。一方、火山岩類 では粒径によるトレーサ特性の違いは花崗岩ほど顕著

表-4 粒径階別の判別分析結果

粒径階	選択 段階	選択された トレーサ特性	積算 正答率 %	各トレーサの 正答率 %	各トレーサの 判別能力 による加重 Wi
a	1	²²⁸ Ac	83.3	83.3	2.80
	2	⁴⁰ K	85.2	61.1	1.00
	3	²¹² Pb	92.6	72.2	1.90
	4	²¹⁴ Bi	92.6	68.5	1.60
	5	²¹⁴ Pb	96.3	72.2	1.90
b	1	⁴⁰ K	77.8	77.8	1.80
	2	²¹² Pb	83.3	75.9	1.70
	3	²¹⁴ Pb	87.0	68.5	1.30
	4	²¹⁴ Bi	85.2	63.0	1.00
	5	²²⁸ Ac	94.4	68.5	1.30
с	1	⁴⁰ K	79.6	79.6	3.60
	2	²²⁸ Ac	74.1	31.5	1.00
	3	²¹⁴ Pb	88.9	66.7	2.90
	4	²¹² Pb	92.6	48.2	1.90
	5	²¹⁴ Bi	94.4	40.7	1.50
d	1	⁴⁰ K	68.5	68.5	1.50
	2	²¹⁴ Pb	83.3	68.5	1.50
	3	²¹⁴ Bi	92.6	59.3	1.00
	4	²¹² Pb	96.3	63.0	1.20
	5	²²⁸ Ac	98.1	66.7	1.40
е	1	⁴⁰ K	66.7	66.7	1.30
	2	²²⁸ Ac	83.3	66.7	1.30
	3	²¹⁴ Bi	90.7	61.1	1.00
	4	²¹² Pb	90.7	68.5	1.40
	5	²¹⁴ Pb	96.3	75.9	1.80

でない。したがって、(4) 式の多変量土砂混合モデル により流出土砂に対する生産源の寄与率を推定するに あたり、粒径補正係数 Z_sは、生産源 s だけでなくトレー サ *i* についても各々決定する必要があることを意味し ている。

ここでは煩雑さを避けるため、同一粒径階のトレー サ特性のみを用いて多変量混合モデルを構築すること で、粒径補正係数を除外することとした。また生産源 土砂・流出土砂の有機物含量が小さく、有機物補正係 数も除外した。生産源区分内のトレーサ特性の平均値 *Ssi*,分散を考慮した加重*SVsi*、各トレーサの正答率(判 別力)に基づくトレーサ特性の加重*Wi*(表-4)を粒径 階別に整理し、多変量土砂混合モデルを粒径階別に構 築できた。

8.3.2 粒径別の土砂生産源推定

粒径階別に構築した多変量土砂混合モデルを用い て、流出土砂に対する各生産源の寄与度を推定した。 その結果、生産源寄与度の構成比率は、粒径階によっ て大きく異なることがわかった(図-41)。蛇紋岩・溶 岩の寄与度はどの粒径階でも認められた。上流に広く 分布する火山岩類の寄与度は粒径階bとdで大きいが、 他の粒径階では小さかった。花崗閃緑岩の寄与度は粒





図-41 流出土砂の粒径階別の生産源寄与度(3 深度の平 均)

径階 c で顕著であった一方、その他の粒径階では限定 的であった。付加体・流紋岩の寄与度は粒径階 a と e で大きく、生産源土砂の粒径組成から、前者は流紋岩、 後者は付加体の寄与度が影響したと推察された。花崗 岩の寄与度はどの粒径階でも小さく、風化特性や流域 内の面積割合を反映したと考えられる。このように、 放射性同位体トレーサによる生産源推定手法が、シル ト・粘土サイズの浮遊土砂のみならず、砂礫サイズの 掃流砂にも適用可能であることが示唆された。

8.4 まとめ

本章では、放射性同位体トレーサによる土砂生産源 推定手法の汎用性を検討するため、岐阜県の山地流域 において粒径 9.5 mm までの土砂を対象に多変量土砂 混合モデルを構築した。その結果、粒径階別にモデル を構築することで、粒径による生産源の違いを評価で きることがわかった。対象流域では、さまざまな流砂 水文観測機器が設置されており、浮遊土砂量や掃流砂 量の観測が行われている。ここで構築したトレーサに よる土砂生産源推定手法と組み合わせることで、流域 内の地質による土砂生産・流出量の違いを粒径階ごと に評価できる可能性がある。そのためにも、さらに事 例を蓄積し、構築した手法の堅牢性を検証する必要が ある。

9. 放射性同位体の複合トレーサを用いた粒径別・地質 別土砂流出量の推定

9.1 目的

流砂系の総合土砂管理計画の策定にあたっては、流 砂系全体の土砂動態を俯瞰できる土砂動態マップ(土 砂収支図)を、基本的な流砂系の情報として整備して おくことが望ましいとされている⁵⁰⁾。しかし、流域内 の土砂流出量の空間分布を把握するには多地点での流 砂量観測が必要であり、効率的な土砂動態モニタリン グ手法が求められている。

従来、砂防計画立案に資するために、支川流域の流 砂量比を推定するため、河床堆積物や流出土砂の岩種 構成が調査されてきた^{15),51),52),53),54)}。しかし、肉眼に よる岩種判定のため対象粒径が5mm以上の石礫(掃 流砂)に限定されてきたことや、流砂量の把握が困難 なことが課題であった。近年、複合トレーサを用いた 土砂生産源推定手法が広く普及してきており、著者ら は、岩石由来の放射性同位体を土砂移動トレーサとし た定量的な土砂生産源推定手法を提案してきた^{5),45),}。 本章では、掃流砂量観測とトレーサ手法とを組み合わ せて、粒径別に地質別の土砂流出量を推定し、流域内 の土砂流出量マップの構築を検討した。

9.2 材料と方法

調査流域の神通川水系蒲田川流域の足洗谷(観測水 路地点: 6.7 km²)は、岩石由来の放射性同位体により 流域の土砂生産源を5地域に区分できる(図-38)。流 出土砂は、下流端の観測水路のスロットサンプラの捕 捉土砂を3深度から採取した(図-38,39) 45),55)。採取 した土砂試料は、6段階(A: <0.075 mm、B: ~0.425 mm、 C1: $\sim 1 \text{ mm}$, C2: $\sim 2 \text{ mm}$, D: $\sim 4.75 \text{ mm}$, E: $\sim 9.5 \text{ mm}$) に篩別し、B~E については粉砕して均一化したもの を分析試料とした。流出土砂のトレーサ濃度特性は、 γ 線スペクトロメトリーにより分析試料の放射性同位 体 (²¹²Pb, ²¹⁴Pb, ²¹⁴Bi, ²²⁸Ac, ⁴⁰K) を定量した⁵⁾。5種の トレーサ濃度特性を用いた多変量土砂混合モデル(式 4) 45),により、流出土砂に対する各生産源の寄与率を算 出した。スロットサンプラ底面のロードセル計測値か ら、観測水路の流砂量 (kg/min) に換算し、またサンプ ル採取深度の時刻を推定した。

9.3 結果と考察





2018年4月15日の降雨出水時(総雨量60.5 mm) の捕捉土砂を例に説明する。出水後にスロットサンプ ラの3深度から採取した土砂の捕捉時期は、①増水時、 ②流量ピーク直後、③低減後であった(図-42)。流砂 量は、流量やハイドロフォンの音圧データの変動とよ く対応しており、一方、濁度は増水時に最大200 NTU を示した後、流量ピーク時には減衰している。掃流砂 と浮遊土砂の変動が必ずしも対応しておらず、流出土 砂の粒径によって挙動が異なることを示唆している。

3回の捕捉土砂について複合トレーサにより推定し た流出土砂に対する生産源寄与率は、粒径階によって 構成比率が異なり、また捕捉時期によっても変動する ことがわかった(図-43上)。また、流砂量と生産源寄 与率を乗じて、粒径階ごとの流砂量を生産源別に内訳 を算出し、土砂生産源の定量的な変化を調べた(図-43 下)。例えば、粒径階 D について①と②で土砂流出量 は同程度であるが、①で流出量の多かった花崗岩は② ではみられなくなり、かわりに火山岩類からの流出量 が増加している。

生産源の変化を流域内の空間分布の変化として捉 えるために、地質ごとに比流砂量(kg/min/km²)を算出 して支渓流ごとの流砂量として集計し、GIS上で粒径





図-44 融雪期と降雨期の粒径階別土砂流出量の空間分布

階別の土砂流出量マップを構築した(図-44)。粒径階 による土砂流出量の空間分布の違いがわかりやすく表 現され、また時期によってもこれらが変化することも 把握できる。例えば、粒径階Dについて、2017年9月 は花崗閃緑岩と蛇紋岩・溶岩で構成され、下流域が主 要な生産源であったが、2018年4月は花崗岩、火山岩 類、蛇紋岩・溶岩で構成され、上流域と自水谷下流が 主要な生産源に変化したことがわかる。

9.4 まとめ

本章では、流砂水文観測とトレーサ手法とを組み合わせることで、流域内の土砂生産源の空間分布をモニタリングできる可能性が示された。流砂水文観測を実

施している様々な地域への展開が期待されるが、流出 土砂の採取方法については、より簡易な方法の開発が 必要となる。また、粒径階B以上の流出土砂は、斜面 だけでなく河道内の河床材料からの供給も考えられる が、今回のトレーサ手法には河道からの供給は考慮さ れておらず、支渓流の河床材料調査や分布型流域水文 モデル等による支渓流の流量把握など、他の手法との 検証等が今後の課題である。

10. 全体まとめ

本研究は、流砂系の土砂動態モニタリング手法の一 つとして、粒径別に土砂生産量の空間分布を評価、モ ニタリングする手法を構築、提案することを目的に、 対象流域の土砂生産流出実態の把握と、土砂移動ト レーサを用いた土砂生産源推定手法の構築、さらに流 砂量観測とを組み合わせた粒径階別の土砂流出量マッ プの開発を行った。

2 章では、異なる地質構成をもつ複数の山地上流域 を対象に、粒径に着目した浮遊土砂生産・流出特性の 把握を行った。その結果、浮遊土砂の粒径特性が生産 源土砂の粒径特性に依存し、おもに岩種による風化特 性の違いを反映していることを明らかにした。

3 章では、これまで開発してきた鵡川・沙流川流域 の浮遊土砂(粒径 0.5mm 未満)を対象とした放射性同 位体トレーサによる土砂生産源推定手法について、そ の妥当性と粒径範囲(粒径 2 mm 未満)の拡張可能性 について検討するため、生産源土砂のトレーサ特性の 粒径依存性を調べた。その結果、同一岩種の生産源土 砂のトレーサ濃度特性は、鉱物組成やマトリックスを 構成する微細粒子の割合の違いを反映して、ある程度 の粒径効果が見られたが、その影響は岩種によるト レーサ濃度特性の違いを説明するほど大きくないこと が確認された。これらのことから、粒径 0.5 mm 未満の 土砂を対象に適用してきた放射性同位体トレーサは、 粒径 2 mm までの土砂に適用可能なことが示された。

4 章では、浮遊土砂生産・供給プロセスを解明する ために、3つの異なる地質で構成される山地小流域を 対象に、濁度計観測とトレーサ手法を活用して出水規 模による土砂生産源の変化を明らかにした。その結果、 出水規模が大きいほど、上流域に分布する地質地域か らの土砂が流出すること、中小規模の出水では地質に よる風化特性の違いが流域の浮遊土砂流出に影響を及 ぼしていることが確認された。

5章では、平成28年8月北海道豪雨時の流域から海 域への浮遊土砂流出実態を把握するため、鵡川及び沙 流川流域を対象とした多地点における水文観測及び濁 度計観測により、水収支及び浮遊土砂流出量を評価し た。その結果、台風第7号、第11号及び第9号による 一連の降雨と、引き続く台風第10号に伴う地域性降 雨では、流域内の降水量分布が大きく異なり、鵡川及 び沙流川の浮遊土砂流出量はそれぞれ約150万t及び 約250万tと推定された。また、台風第10号による地 域性降雨で大規模な土砂生産が生じた沙流川では、鵡 川より浮遊土砂流出量が約100万t多いことが明らか になった。

さらに 6 章では、H28.8 豪雨期間中に鵡川及び沙流

川から流出した浮遊土砂について、放射性同位体ト レーサを用いて地質別生産源の寄与度を推定し、流砂 量観測と併せて地質別の流出量を推定した。その結果、 台風第7号、第11号及び第9号に伴う一連の降雨に よる出水と、引き続く台風第10号に伴う地域性降雨 による出水で、浮遊土砂生産源が変化したことを定量 的に評価することができた。

7章では、沙流川流域を対象に、2011年から2020年 まで 10 年間にわたる継続的な濁度計観測と出水時の 水質調査、さらに放射性同位体トレーサを用いた浮遊 土砂生産源推定を行い、年浮遊土砂流出量を地質別に 評価し、支流域単位の浮游土砂流出量マップを構築し た。その結果、2016年までは、中・下流域に広く分布 する堆積岩や変成岩(蛇紋岩・片岩)といった岩石の 風化により細片化しやすい地質からの寄与度が高かっ たが、H28.8 豪雨により上流に分布する付加体堆積岩 からの寄与度がもっとも高くなり、2017年以降 2020 年までその影響が徐々に低下し 2016 年以前の傾向に もどりつつあるものの、まだ豪雨の影響が継続してい ることが示された。また、地質別の比浮遊土砂流出量 (原単位)をもとに支流域単位の浮遊土砂流出量を算 出し、流域全体の10年間の土砂動態の推移を俯瞰・見 える化できる、浮遊土砂流出量マップを構築した。

8 章では、放射性同位体トレーサによる土砂生産源 推定手法の砂礫への適用性を検討するため、掃流砂観 測が行われている山地流域(神通川水系足洗谷流域) を対象に、生産源区分と複合トレーサの組合せの探索 を行った。さまざまな地質地域の渓岸裸地等から採取 した生産源土砂について、粒径 9.5mm 未満の画分を 5 つの粒径階に篩別して分析・解析した結果、いずれの 粒径階においても、岩石由来の放射性同位体 5 種を組 み合わせることで、地質をもとに流域を 5 地域に区分 できることがわかった(正答率 94.4%以上)。これらの 複合トレーサを用いて、流出土砂に対する 5 つの生産 源地域の寄与率を評価できる、多変量土砂混合モデル を粒径階別に構築した。

9 章では、8 章で構築した粒径階別の多変量土砂混 合モデルと流砂水文観測とを組み合わせて、粒径別流 砂量を地質別に評価した。その結果、同一出水時の流 出土砂でも粒径階によって主要な生産源が異なり、岩 石の風化特性や鉱物組成を反映していることがわかっ た。また、同一粒径階でも、出水ごとに主要な生産源 も大きく変化することも明らかになった。粒径別に地 質別の比流砂量を算出し、支流域単位の土砂流出量 マップを構築することで、さまざまな粒径階の土砂動 態を俯瞰的に把握可能とした。粗粒な砂礫については、 斜面以外に河床材料も流域末端の流出土砂の供給源と なり得るため、現状での土砂流出量マップの妥当性に は課題が残るが、流域内の土砂生産源の空間分布をモ ニタリングできる可能性が示された。

山地流域からの流出土砂は、構成する地質によって 鉱物組成や風化特性が異なり、生産・流出する土砂の 量や質(粒径組成)の主要な規定要因となっているこ とがわかった。河川流域から流出する土砂は、山地流 域から供給された土砂が混合したものであり、従来の 方法で流砂系の土砂動態を把握するには、本川河道だ けでなく、地質の異なるさまざまな小流域に観測地点 を設置し、長期的に観測を継続する必要がある。

一方、本研究では、岩石由来の放射性同位体を土砂 移動トレーサとした生産源推定手法が、地質の異なる 地域からの流出土砂の混合割合を定量的に推定する手 法として有効であることを示した。また、流砂水文観 測と組み合わせることで、地質別の土砂流出量や流域 内の土砂流出量の空間分布を評価でき、観測を継続す ることで流域の土砂生産源の変化を捉えることも可能 であることを示した。すなわち、トレーサ手法は流砂 系の土砂動態モニタリングツールとして有効であると いえる。

流砂系の総合的な土砂管理における課題のひとつ として、山地領域での土砂動態把握とデータの蓄積が 指摘されている。検討対象流域において、一旦、複合 トレーサと生産源区分の組み合わせの探索に成功すれ ば、あとは流出土砂のサンプリングとトレーサ分析を 行うことで、比較的簡単に各生産源からの寄与率を定 量的に評価することができる。したがって、従来の多 地点流砂水文観測に比べて、流砂系の土砂動態モニタ リングにおいて大幅な省力化がはかれる可能性がある。 本研究で開発したトレーサ手法による土砂生産源推定 が、流砂水文観測が実施されているさまざまな流域で 適用されることで、流域土砂動態のデータ蓄積と定量 的な現象の理解が深まることが期待される。

参考文献

- 山本晃一(編著):総合土砂管理~流砂系の健全化に向けて~、技報堂出版、p. 386、2014
- 2) 佐藤愼司・宇多高明・岡安徹也・芹沢真澄: 天竜川-遠 州灘流砂系における土砂移動の変遷と土砂管理に関する 検討、海岸工学論文集、Vol. 51、 p. 571-575、2004

- 大久保駿:流出土砂量について-従来の研究の紹介-.土 木技術資料、No. 12、p. 34-39、1970
- 4) 横山勝英・藤塚慎太郎・中沢哲弘・高島創太郎:多点濁 度観測による筑後川水系の SS 流出・輸送特性に関する 研究、水工学論文集、Vol. 52、p. 553-558、2008
- Mizugaki S, Abe T, Murakami Y, Maruyama M, Kubo M: Fingerprinting Suspended Sediment Sources in the Nukabira River, Northern Japan. International Journal of Erosion Control Engineering, Vol. 5, p. 60-69, 2012
- Hicks DM, Hill J, Shankar U: Variation of suspended sediment yields around New Zealand: the relative importance of rainfall and geology. IAHS Publication, Vol. 236, p. 149-156, 1996
- 7) 岡野眞久・高柳淳二・藤井隆弘・安藤明宏:ダム貯水池 流入土砂量に基づく堆砂管理についての考察-土砂生産 量強度マップの開発の事例-、ダム工学、Vol. 14、p. 167-176、2004
- 8) 水垣滋・渡邉和好・久保まゆみ・平井康幸・浜本聡:流 域スケールにおける地質別土砂生産量の推定法、平成27 年度砂防学会概要集、Vol. B、p. 8-9、2015
- 水垣滋・大塚淳一・丸山政浩・矢部浩規・浜本聡:鵡川 海岸の土砂生産源と粒径の季節変化、土木学会論文集 B2(海岸工学)、Vol. 69、No. 2、p. I_671-I_675、2013
- 大橋正臣・山本潤・須藤賢哉・水垣滋・門谷茂・田中仁: 鵡川沿岸の漁場環境に及ぼす河川出水の影響、土木学会 論文集 B2(海岸工学)、Vol. 68、No. 2、p. I_1121-I_1125、 2012
- 11) 水垣滋・村上泰啓・久保まゆみ・丸山政浩・浜本聡:土 砂生産ポテンシャルと浮遊土砂流出に及ぼす地形・地質の影響、平成24年度砂防学会概要集、p.422-423、2012
- 12) Mizugaki S, Maruyama M, Watanabe K, Yabe H, Abe T, Hamamoto S: Differences in source and particle size of suspended sediment by lithology. International symposium on sediment disasters under the influence of climate change and tectonic activity (3rd), Kyoto, 26-27 September, 2013
- 13) 水垣滋・谷瀬敦・平井康幸:岩石の暴露試験による積雪 寒冷地域の微細土砂生成速度、寒地土木研究所月報、No. 750、p. 2-13、2015
- 14) 産総研地質調査総合センター: 20万分の1日本シーム レス地質図(詳細版,データ更新日:2015年5月29日)、 https://gbank.gsj.jp/seamless/、2015
- 15) 榎本政雄・佐藤昭夫・山本兼次・岡田勝彦:神通川流域 における河床堆積砂礫岩種別分類(第1報)一砂礫流出 比計算の一方法一、新砂防、Vol.20、No.3、p.9-20、1967
- 16) 平林桂:河床材料の岩質組成の縦断変化に着目した笛吹

川の小流域別土砂供給量の推定、水工学論文集、Vol. 44、 p. 723-728、2000

- 17) 福山貴子・松田武久・佐藤愼司・田中晋:湘南海岸流砂 系の土砂動態と相模川河口地形の変化、海岸工学論文集、 Vol. 50、p. 576-580、2003
- 18) 大石哲・砂田憲吾、Sisinggih D、宮沢直季: 鉱物組成を 用いた富士川流域における土砂生産源推定に関する基礎 研究、水工学論文集、Vol. 54、p. 673-678、2010
- 田代香、高木良、辻本哲郎:山地流域における土砂生産 特性に表層地質構成が及ぼす影響、水工学論文集、Vol. 54、 p. 667-672、2010
- 武川一樹・二瓶泰雄・田中健太郎: 濁度連続観測及び底 質分析に基づく多摩川流域の SS 供給源の推定、土木学 会論文集 B1 (水工学)、Vol. 68、No. 4、p. I_913-I_918、 2012
- Walling DE, Woodward JC: Use of radiometric fingerprints to derive information on suspended sediment sources. Erosion and sediment transport monitoring programmes in river basins. IAHS Publ., No. 210, p. 153-164, 1992
- 22) Wallbrink PJ, Murray AS: Use of fallout radionuclides as indicators of erosion processes., Hydrological Processes, Vol. 7, p. 297-304, 1993
- Olley JM, Murray AS, Mackenzie DH, Edwards K: Identifying sediment sources in a gullied catchment using natural and anthropogenic radioactivity. Water Resources Research, Vol. 29, p. 1037-1043, 1993
- 24) Collins AL, Walling DE, Leeks GJL: Use of composite fingerprints to determine the provenance of the contemporary suspended sediment load transported by rivers, Earth Surface Processes and Landforms, Vol. 23, p. 31-52, 1998
- 25) 池田宏:山から海までの土砂礫の移動と粒径変化、月刊 海洋、Vol. 32、p. 151-155、 2000
- 26) Megumi K, Mamuro T: Concentration of uranium series nuclides in soil particles in relation to their size. Journal of Geophysical Research, Vol. 82, p. 353-356, 1977
- 27) Baeza A, Del Rio M, Jimenez A, Miro C, Paniagua J: Influence of geology and soil particle size on the surface-area/volume activity ratio for natural radionuclides, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, Vol. 189, p. 289-299, 1995
- 28) 恵和子・范盛彗・木村捷二郎・辻本忠・岡喬・桂山幸典: 土壌粒度による天然放射性核種濃度と鉱物組成、保健物 理、No.21、p.155-160、1986
- 29) 倉茂好匡:浮流土砂の測定および解析方法. 恩田裕一,

奥西一夫,飯田智之,辻村真貴(編)水文地形学-山地の水循環と地形変化の相互作用-,古今書院,pp.132-142, 1996

- Williams GP: Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. Journal of Hydrology, 111, p. 89-106, 1989
- 31) 内田太郎・丹羽諭・蒲原潤一: 大規模土砂生産後の土砂 流出、土木技術資料、Vol. 56、No.10、pp. 24-27、2014
- 32) 後藤宏二・内田太郎:大規模土砂生産後の流砂系土砂管 理のあり方に関する研究、建設マネジメント技術、2012 年7月号、p.49-53、2012
- 33) 村上泰啓・中津川誠:斜面崩壊・土砂生産・流木発生. 土木学会水工学委員会(編).平成15年台風10号北海 道豪雨災害調査団報告書、土木学会、pp.46-56、2004
- 34) 土木学会水工学委員会「2016 年 8 月北海道豪雨災害調 査団」: 2016 年 8 月北海道豪雨災害調査団報告書、土木 学会、p. 141、2017
- 35)小山内信智,笠井美青,林真一郎,桂真也,古市剛久,伊 倉万理,高坂宗昭,藤浪武史,水垣滋,阿部孝章,布川雅 典,吉井厚志,紅葉克也,渡邊康玄,塩野康浩,宮崎知与, 澤田雅代,早川智也,松岡暁,佐伯哲朗,稲葉千秋,永田 直己,松岡直基,井上涼子:平成28年台風10号豪雨に より北海道十勝地方で発生した土砂流出.砂防学会誌 Vol. 69、No.6、pp. 80-91、2017
- 36) 倉橋稔幸・伊東佳彦・日外勝仁・角田富士夫・山崎秀策:
 2016 年 8~9 月の北海道における豪雨災害に関する報告
 2 道路の被害(斜面・法面)について、寒地土木研究所
 月報、Vol. 769、pp. 48-57、2017
- 37) 早川智也・村上泰啓・水垣滋・渡辺浩司:平成28年8 月台風10号に伴う沙流川上流の土砂動態特性について、 第9回土砂災害に関するシンポジウム論文集、Vol.9、p. 185-190、2018
- 38) 水垣滋・吉川契太郎・旭峰雄:鵡川・沙流川流域における融雪期の土砂・物質流出特性、第56回(平成24年度) 北海道開発技術研究発表会、環19、2013
- 39) 水垣滋,吉川契太郎,佐々木晋:鵡川・沙流川流域における土砂・栄養塩収支.第57回(平成25年度)北海道開発 技術研究発表会,環36、2014.
- 40) 水垣滋,田上信樹,佐々木晋:鵡川・沙流川流域における土砂・栄養塩流出の季節変化.第58回(平成26年度)北海道開発技術研究発表会,環23、2015.
- 41) 水垣滋, 捧雅章, 小田島大祐: 濁度計を用いた浮遊土砂・ 栄養塩の連続観測. 第60回(平成28年度)北海道開発 技術研究発表会, 環12、2017.

- 42) 水垣滋, 捧雅章, 小田島大祐: 鵡川・沙流川水系における 2016 年 8 月豪雨による浮遊土砂流出量. 第 61 回(平成 29 年度)北海道開発技術研究発表会, 防 37(治)、2018.
- 43) 蒲原潤一,内田太郎,林信一郎,矢部浩規,渡邉和好,水 垣滋:山地河道の流砂水文観測における濁度計観測実施 マニュアル(案). 国土技術政策総合研究所資料 No.792, 土木研究所資料,第4284号, p. 39、2014.
- 44) 水垣滋、園山裕士、谷口徹: 鵡川・沙流川水系における濁度計を用いた浮遊土砂観測、第62回(平成30年度)北海道開発技術研究発表会、環13(治)、2019.
- 45) 水垣滋,古市剛久: 複合トレーサによる土砂の生産源推 定,砂防学会誌, Vol. 74、No. 5、p. 48-54、2022.
- 46) 秋田寛己, 水垣滋, 村上泰啓:豪雨に伴う新規崩壊による流域スケールの土砂生産量推定-沙流川水系パンケ ヌーシ川流域における平成 28 年台風 10 号の事例-. 2020 年度砂防学会研究発表会概要集, p. 71-72、2020.
- 47) Walling DE, Owens PN, Leeks GJL: Fingerprinting suspended sediment sources in the catchment of the River Ouse, Yorkshire, UK, Hydrological Processes, Vol.13, pp. 955-975, 1999
- 48) 原山智:上高地地域の地質,地域地質研究報告(5万分の1地質図幅),地質調査所, p. 175, 1990
- 49) Collins AL, Walling DE, Webb L, King P: Apportioning catchment scale sediment sources using a modified composite fingerprinting technique incorporating property weightings and prior information, Geoderma, Vol. 155(3), pp. 249-261, 2010
- 50) (一財) 国土技術研究センター:総合土砂管理計画策定 の手引き(第1.0版), p.82. 2019.
- 51) 村野義郎, 深田守作:身馴川河床堆積砂礫の岩質別分類 一流出土砂量推定の一方法、新砂防、1955(18), p.3-9, 1955.
- 52) 村野義郎, 高野雄介:鳥取県日野川流域の砂礫流出率, 新砂防, 14(1), pp.10-18, 1961.
- 53) 芦田和男,高橋保,沢田豊明:山地流域における出水と 土砂流出(3)-穂高砂防観測所の観測結果-,京都大学防 災研究所年報,17B, p. 547-553, 1974.
- 54) 芦田和男,高橋保,沢田豊明:山地流域における出水と 土砂流出(4)-穂高砂防観測所の観測結果-,京都大学防 災研究所年報,18B, p. 529-540, 1975.

12.2 土砂動態変化に伴う水域・陸域環境影響予測・評価技術、並びに、それらを踏まえた 土砂管理技術の開発

12.2.1 土砂供給に伴う河川環境影響評価およびダムからの土砂供給技術の運用手法に関す る研究

担当チーム:水工研究グループ(水理)

水環境研究グループ(自然共生研究センター、水質)

研究担当者:石神孝之、宮脇千晴、中西哲、小関博司

中村圭吾、宮川幸雄、末吉正尚

山下洋正、平山孝浩、村田里美、服部啓太

【要旨】

国土形成計画等において、山地から海岸までの一貫した総合的な土砂管理の推進等が謳われており、これらを 推進していくためには、土砂動態のモニタリング、環境影響評価、対策技術を統合した流砂系における持続可能 な土砂管理システムの構築が求められている。本研究は、3つの実施内容で構成されている。一つ目は、各種土砂 供給方法での流量-土砂供給量等の関係を明確にし、土砂供給による下流河川の物理環境変化(地形変化、河床 表層材料の変化等)を予測する技術を開発することを目的とするものである。具体的には、土砂バイパストンネ ル・置土・吸引排砂管の各供給方法を想定して、混合粒径条件の平面二次元河床変動計算を実施した。その結果、 各供給方法の流量―土砂量の関係や、河床材料の変化特性を示した。二つ目は、土砂供給に伴うダム下流の水域 および陸域のレスポンスの解明を目的とするものである。具体的には、水域について、土砂堆積により変動する 石礫の露出高(砂面から石礫の頂部までの高さ)に着目し、アユの摂食しやすさおよびアユの摂食に適した付着 藻類の種組成の観点から露出高の許容範囲を提示する河床環境評価手法を提案した。さらに、現場観測にコスト がかかる露出高を河床粒径分布から予測するモデルを開発し、ダム下流の現場に適用できる水準までモデルの精 度を向上させた。また、陸域について、土砂供給の影響を受ける砂礫質の河原およびそこに生育する河原植物の 株数に着目し、冠水頻度および砂被度(いずれも土砂供給により変動)に対する株数の選好性をダム下流におい て事例的に分析した。この結果、冠水頻度の増大が株数に負に影響すること、河原植物に好適な(株数が多い) 砂被度の範囲が存在することが示された。三つ目は、土砂供給による下流河川水質応答の把握及び水質変化に対 する生物への影響評価を目的としたものである。研究では、ダムの土砂を用いた溶出試験の結果から水質変動が 起こりえる金属種について検討をすると同時に、影響が懸念された金属種に対して生物影響試験を実施し生物 影響の可能性を評価した。これらの検討を通して、土砂供給に対する生物影響の評価手法を提案した。また、 土砂供給時に適した安全・省力な水質把握方法としてDGT-パッシブサンプリング法の土砂供給時の河川への適 用性を検討するとともに、坂本ダムでの排砂実験時の水質変化に関する調査を行った。それらの結果、DGT-パ ッシブサンプリング法は雨天時及び土砂供給が行われる河川においても一定の精度で濃度が推定できることが確 認され、さらに坂本ダムでの排砂実験時では土砂供給に伴う粒子態及び溶存態の濃度変化の挙動について知見を 得ることができた。

以上の成果を組み合わせ、土砂供給がダム下流河道の陸域・水域環境にどのような影響を与えるか予測・評価 する手法の提案を目的として、水域・陸域環境適性域の変化について予測可能性があることを示した。 キーワード:土砂動態、河床変動、河床変動計算、露出高、予測モデル、アユ、河原植物、比高、砂被度、生態

リスク評価、金属類、形態別存在比率、パッシブサンプリング

1. はじめに

河道改修やダムの建設といった流域の開発や治山・砂防 による山地の安定によって、河川を流下する土砂の量が減 少した、いわゆるhungry waterの状態となっている¹⁾。流 下土砂量の減少が一因となり、河川では河床低下や岩盤の 露出が顕在化し、河川内構造物への影響や瀬・淵といった 河川が本来持つ微地形の消失が懸念されている。これらの 微地形は河川生物の生息場や産卵場に利用されている場 合も多く、微地形の消失は河川環境にも負の影響を及ぼす ことが懸念される。また、沿岸域でも海浜の後退が起こっ ており、土砂成分の減少は河川・沿岸全域で大きな問題と なっている。一方で、ダム湖や河川狭窄部では土砂の堆積 が治水上の課題となっており、定期的な土砂掘削が行われ ている。さらに、ダム下流では掘削した土砂を環境改善を 目的として人為的に供給する取り組みが各地で実施され ている。このように流域全体を俯瞰すると、土砂量が過剰 な箇所と窮乏している箇所が局在化するアンバランスな 状態となっている。

このような背景を受け、2008年に策定された国土形成 計画では、「総合的な土砂管理の取組の推進(以下、総合 土砂管理)」、いわゆる流域一貫の土砂管理の必要性が謳わ れ、その解決策として土砂動態のモニタリング、環境影響 評価、対策技術を統合した流砂系における持続可能な土砂 管理システムの構築が求められている²。2015年に第二次 国土形成計画に変更後も、総合的な土砂管理の取組が引き 続き推進されており、2019年には、これまで蓄積された総 合土砂管理に関する調査・計画策定に係る最新の技術的知 見を実務担当者向けにまとめた「総合土砂管理計画策定の 手引き 第1.0版」³が公表された。2020年時点で、全国8 地域において総合土砂管理計画が策定され、土砂管理に関 する課題への取り組みが進められている。

このような現状においても尚、総合土砂管理の取組が難 しい現場もある。山本やは総合土砂管理の困難さについて、 科学的な不確実性や計画(調整)主体の不在等、様々な面 から理由を挙げている。中でも、科学的知見の不足と不確 実性は、総合土砂管理計画の策定における判断材料の不足 につながり、計画の策定・調整におけるボトルネックとな りうる課題である。この知見とは、具体的には土砂動態お よびその変化に対する河川環境の応答に関する経験的・科 学的知見である。河川における土砂動態は主に実験室レベ ルで蓄えられた知見をもとに、数値計算の技術を現地に適 用して将来を予測するものである。しかし、流入土砂量の 境界条件は不確実性を大いに伴う上、局所的な河川の流れ と土砂動態についても未解明な部分が多い。

土砂動態の変化に対する河川環境の応答については、 土砂供給が実施されている現場でのモニタリング調査を 通じて事例的に報告されている。これらの中には、例え ば、ダム下流で異常繁茂した付着藻類が土砂供給により 除去される等の環境改善効果も含まれている⁵⁰。しかし、 水域から陸域まで視野を広げた場合の効果の全容につい ては未だ不明な部分も多く、過剰な土砂が下流に供給さ れた場合の治水および環境面への負の影響や、供給され る土砂に含まれる重金属などの物質が河川生物に及ぼす 影響に関しても不明な点が多い。このような土砂供給に よる治水および環境面への正負のインパクトを明らかに し、土砂動態の予測と土砂動態に対する環境面の応答を リンクさせることで土砂供給技術の適切な運用、および 現場の土砂供給事業の推進に貢献できると考えられる。

本研究では、上記の観点から、以下の四つの点に着目 し、研究を実施する。一つ目は、ダム下流の土砂欠乏が 顕在化した河川を対象とした土砂供給による河床変動予 測技術の開発である。二つ目は、土砂供給に伴うダム下 流の陸域および水域のレスポンスの解明である。三つ目 は、河川生態系へ影響を及ぼすおそれがある供給土砂に 含まれる重金属性物質の安全性の検討である。四つ目と して、これらの項目を組み合わせて、土砂供給方法によ って、ダム下流の陸域・水域環境にどのような影響をあ たえるかを予測・評価する手法の提案を試みた。以上の 成果について、本年度までに実施した研究内容を報告す る。

2. 土砂供給方法の違いを考慮した土砂動態の予測技術の 開発 作成中

3. 土砂供給による河川環境のレスポンス

3.1 陸域環境と河原植物の生育状況との関係に関する 報告

3.1.1 はじめに

日本の急流河川の多くは、砂礫の生産や堆積が盛んなため、 被植のまばらな砂礫質の河原が発達する⁶。これらの礫河 原は土砂供給量の増減によるインパクトを受けやすく⁶、 土砂供給量が減少すると礫河原も著しく縮小する。礫河原 には固有の植物(河原植物)や動物が生息しており、礫河 原の縮小はこれら河原動植物の生息場の消失も意味する⁷。 特にダム下流では河原面積が減少しやすい傾向にあり、土 砂供給は河原動植物の生息地再生効果も期待できる。そこ で本研究では、陸域環境について、土砂供給量のインパク トを受けやすいと考えられる河原植物を対象に、ダム下流 における陸域の物理環境と河原植物の応答との関係につ いて解明し、その応答の予測技術の構築とそれを踏まえた ダム下流への土砂供給の評価プロセスについて提案を行



図-1(左)調査コドラートの一例 (右)河原植物ツツザキヤマジノギク近影



図-2 小渋ダム下流の陸域の調査地点におけるフジ、ススキ、 カワラヨモギの比高に対する選択指数の分布(選択指数が 0.17以上で選択性ありと判定)

うことを目的とする。

3.1.2 土砂供給前後の陸域の物理環境と植生の変化

平成28年度より土砂供給を開始した小渋ダムを対象に、 陸域の物理環境および植生を平成28年度から3年間にわ たり調査した。具体的には、調査地点の陸域に1×1 mコ ドラート (図-1 左) を設置し、コドラート内の物理環境 (比高、河床粒径分布、砂被度、土壌厚、礫厚) とコドラ ート内に生息する植物種を計測した。調査地点は3カ所、 調査コドラート数はのべ111地点である。この結果、平成 30年度の大規模な土砂供給後における陸域の比高(水際 との標高差、m)および砂被度(コドラート内における2 mm以下の粒径の割合、%)の増大が確認された8。また、 比高に対する選好性の有無をマンリーの選択指数。を用い て判定した結果、陸域で優占する植物種が異なる傾向(植 物種によって比高に対する選好性が異なること)が確認さ れた(図-2)^{8,b}。以上の結果から、土砂供給前後で変動す る比高と砂被度に着目し、比高と砂被度に対する河原植物 の選好性について、次の3.2.2および3.2.3の調査および分 析を実施した。

3.1.3 河床の物理環境と河原植物ツツザキヤマジノギク の在・不在との関係に関する報告



図-3 小渋ダム下流におけるツツザキヤマジノギクの在・不 在エリアおよび土砂供給前後(6月、10月)に対する比高、 砂被度の違いの二元配置分散分析の結果(A~Cの記号は有 意差の有無を表す。有意差の有無の判定は、*p* < 0.05。エ ラーバーは標準偏差を表す。)

小渋ダム下流に生育する植物の中で、河原植物ツツザキ ヤマジノギク(Aster hispidus var. tubulosus、図-1 右) に着目した。ツツザキヤマジノギクは、長野県固有の河原 植物で、キク科シオン属ツツザキヤマジノギク種、越年草 (1年目はロゼット型で越冬)、草丈は30~100 cm程度、 花冠は長さ9~24.5 mm、開花時期は8月中旬~11月中旬 である^o。本種はヤマジノギクの変種であり、1930年に初 めて生育が報告され、当時は長野県の山麓に広く自生して いたとされるが、近年は減少傾向で、生存範囲も限定的で ある^d。このため、ツツザキヤマジノギクは、長野県版レ ッドリストでは絶滅危惧1A類とされている^e。以上から、 ツツザキヤマジノギクの調査場所の詳細については記載 を省略する。

調査は、小渋ダム下流で、ツツザキヤマジノギクが生育 しているエリアとしていないエリア(それぞれ在エリア、 不在エリア)の2箇所が隣接する場所で実施した⁹。具体的 には、各エリアの1×1mコドラート内の比高(m)、砂被 解析の結果、比高は土砂供給前(6月)、供給後(10月)と もに、砂被度は土砂供給前のみ、在エリアの方が不在エリ アよりも有意に高くなった(図・3)。このため、ツツザキ ヤマジノギクは水際から少し高く、砂被度が10~20%程 度の陸域を好むと考えられる。水際から少し高い場所が好 まれる理由として、冠水頻度が高い水際部では植物が生育 しにくいこと、ほとんど冠水しない場所では、他植物も繁 茂し、種間競争に弱い河原植物が生育しにくいこと⁶が挙 げられる。土砂供給前後の変化でみると、比高に変化はな

く、砂被度が土砂供給後に両区間とも増大した(図-3)。 3.1.2の平成30年度の土砂供給と異なり、比高が土砂供給 前後で変化しなかった理由として、令和元年度の土砂供給 量が平成30年度よりも少なかったためと考えられる。し かし、令和元年度の規模の土砂供給でも砂被度は増加して いることから、土砂供給は小規模でも、陸域に砂の堆積と いう変化をもたらし、ツツザキヤマジノギクの生育に影響 を及ぼす可能性があるといえる。以上から、ツツザキヤマ ジノギクがどのような条件の比高および砂被度で生育し やすいのか関して、更に調査した。

3.1.4 冠水頻度および砂被度に対する河原植物ツツザキ ヤマジノギクの株数に関する報告

3.1.4.1 調査および解析方法

長野県のツツザキヤマジノギクが生育しているエリア を対象として、1×1 mコドラート内におけるツツザキヤ マジノギクの株数と、比高および砂被度を観測した。また、 ツツザキヤジノギク等の河原植物は他植物の種間競争に 弱いことから^ゆ、他植物の影響の指標として、1×1mコド ラート内の植被率(%)および植物の最大高さ(m)も観 測した。観測場所は、3.1.3のツツザキヤマジノギクの在エ リアおよび天竜川本川の小渋川との合流地点より下流(長 野県下伊那郡)とした。

そして、調査データをもとに、ツツザキヤマジノギクの 株数のベストモデルの抽出を以下の方法で抽出した。この とき、観測場所が異なると流況が異なることから、同じ比 高でも冠水頻度に違いが生じる。このため、調査場所の違 いによる上記の差の是正のため、比高は冠水頻度に置き換 えてから解析した。はじめに、冠水頻度および砂被度に対 する植被率、植物の最大高さの一般化線形モデル(GLM) を作成した。このとき、小渋ダム下流における既往のモニ タリング調査結果から、ツツザキヤマジノギクの生育場所 が特定の比高に集中する傾向が確認されたため、特定の値 でピークとなる二次関数で構成されたモデルを想定し、冠 水頻度、砂被度およびそれぞれの二乗項の計4個の数量型 の説明変数を組み合わせたGLMを作成した。そして、冠 水頻度、砂被度およびそれらの2乗項の4つの説明変数を 組み合わせた計16通りのGLMのAIC(赤池情報量基準、 Akaike's Information Criterion)を算出した。AICはモデ ルの妥当性を評価する際に用いられる指標であり、モデル のあてはまりの良さと用いる変数の少なさを統合した指 標で、AICが小さいほどあてはまりが良い効率的なモデル であることを示す11)。これに基づき、前述の16通りのAIC を低い順(あてはまりが良い順)に順位付けした。このと き、冠水頻度または砂被度のいずれかで2乗項のみが選択 される組み合わせは考慮しないものとした。次に、冠水頻 度、砂被度、植被率および植物の最大高さに対するツツザ キヤマジノギクの株数のベストモデルの候補として、4つ の説明変数およびそれらの2乗項の合わせて8つの説明変 数を組み合わせた計256通りのGLMを作成し、それらの AICを前述と同じ方法で算出してベストモデルを選定し た。最後に、植被率、植物の最大高さ、ツツザキヤマジノ ギクの株数の3つのベストモデルから、ツツザキヤマジノ ギクの株数のベストモデルを冠水頻度および砂被度の2つ の変数で表し、冠水頻度および砂被度に対するツツザキヤ マジノギクの株数のコンター図を作成した。

これらの解析にあたっては、比高および砂被度に相関 がないことを事前に確認した。これらの解析ソフトにはR (ver.3.5.0)¹²⁾およびパッケージMuMIn (ver.1.43.17)¹³⁾ を用いた。

3.1.4.2 解析結果および考察

Rを用いたAICの分析の結果、植被率G(%)、植物の最 大高さL(m)、ツツザキヤマジノギクの株数Tのベストモ デルは式(1)~(3)となった。いずれもすべての説明変 数を用いた組み合わせがベストモデルに選定された。
$$G = 0.00989k^2 \cdot 0.2939k - 0.000308s^2 + 0.0397s \cdot 0.437 \quad (1)$$

 $L = 0.00133k^2 - 0.0958k \cdot 0.0000414s^2 + 0.0120s + 6.801$ (2)

$$T = 0.0287k^{2} - 0.6856k - 0.0000193s^{2} + 0.00359s - 0.0000359G^{2} + 0.0448G - 0.00000108L^{2} + 0.00228L - 1.936$$
(3)

ここで、kは冠水頻度(回/年)、sは砂被度(%)を表す。 式(1)~(3)の説明変数である冠水頻度kに関して、 今回の調査で観測された範囲で変動させ感度分析を行っ たところ、植被率、植物の最大高さ、ツツザキヤマジノギ クの株数とも、冠水頻度が高いほど、減少する傾向であっ た。さらに、式(3)のツツザキヤマジノギクの株数に着 目すると、砂被度、植被率、植物の最大高さに対し、ある 値をピークに持つ2次関数的な変動傾向が見られた。さら に、3つのベストモデルをもとに、冠水頻度および砂被度 に対するツツザキヤマジノギクの株数のコンター図を作 成した結果、株数は冠水頻度が少なく、砂被度が10~20% 程度で最も多いと推定された(図-4)。

これらの結果から、冠水頻度が高い環境では、洪水時の 攪乱を受けやすく、河原植物を含む植物は生育しにくいと 考えられる。一方、砂被度が10~20%程度でツツザキヤマ ジノギクの株数がピークとなった理由として、河原植物は 種子が吹き溜まりやすく発芽に必要な水分が保持されや すい礫の微小環境がある場所で定着しやすく⁹、砂が過剰 な場合はツツザキヤマジノギクの種子が定着しにくいた めと考えられる。また、植被率、植物の最大高さに対する 2次関数的な変動傾向については、ツツザキヤマジノギク が種間競争の影響を受けたためと推定される。

3.1.5 土砂供給に伴う陸域環境の変化の予測・評価プロ セスの事例報告

3.1.2~3.1.4の研究結果に基づき、小渋ダム下流におけ る事例的な予測・評価プロセスとして、次のとおり提案す る。はじめに、対象箇所に生育する種の中から評価対象と する指標種を選定する。このとき、洪水時に土砂が流入、 流出しやすい河原に生育する河原植物に着目すると、土砂 供給による陸域環境の変化の影響を捉えやすいと考えら れる。ただし、河原植物には長野県のツツザキヤマジノギ クといったその土地固有の植物も多く、情報の取り扱いに は細心の注意を払う必要がある。



図-4 冠水頻度および砂被度に対するツツザキヤマジノギク の株数のコンター図(凡例は株数を表す)

次に、冠水頻度および砂被度に対する評価対象種の選好 性を明らかにする。一般的に、植物は洪水攪乱により減少 するため、冠水頻度が高いほど選好性は低下すると予測さ れる。一方、種子の定着、水分の保持の観点から、砂被度 に対し河原植物の選好性はある値をピークに持つ2次関数 的な変動傾向を有すると考えられる。また、河原植物等の 種間競争の影響を受けやすい植物については、他の植物の 植被率および植物の最大高さ等の情報にも留意する必要 がある。以上を念頭に、冠水頻度および砂被度に対する評 価対象種の選好性を予測するモデルを一般化線形モデル

(GLM) 等により構築する。

最後に、評価対象エリアにおける土砂供給前後の比高 (冠水頻度)および砂被度の変化をモニタリング等で確認 または水理計算等で予測した上で、前述のモデルを適用し、 土砂供給後に評価対象種の選好性が、エリア全域で供給前 より増減したかどうかを判定する。最終的には、例えば、 エリア全体の判定結果を総括し、選好性が増えた箇所が減 った箇所よりも多いかどうか、等により評価する。

3.1.4 謝辞

本研究では、中部地方整備局 天竜川上流事務所および 中部地方整備局 天竜川ダム統合管理事務所に、現地の調 査場所の情報等、多くの有益な情報を頂いた。ここに記し て、深謝する

3.2 ダム下流における水域の河床環境評価のための 予測モデルの開発、検証および評価プロセス

3.2.1 研究内容の概説

人為的な土砂供給に対する河川生物の応答を把握し、 予測可能な指標として土砂動態とリンクさせることで、土 砂供給による水域環境への効果が予測・評価でき、総合土 砂管理やダムからの土砂供給事業の推進に貢献できる¹⁴。 土砂は主に洪水時に下流に供給され、平水時に戻る際、そ の一部が河床に堆積することで、河床環境に持続的な影響 を及ぼす。さらに、河床環境はそこに生息する河川生物の 生息にも影響を及ぼし、既往の報告では生物種ごとに異な る河床材料の粒径を選好することが報告されている¹⁴⁾。こ れらの知見は、土砂供給が河床環境の変化を介して河川生 物の生息に影響を及ぼすことを示唆しているが、その関係 は生物種ごとに異なることもあり複雑で、土砂供給による 河床環境への影響評価を困難なものにしている。このため、 本研究では、土砂供給による河床環境の変化を、簡易予測 可能な評価軸で、代表的な生物種を選定しその生息環境を 対象に評価する手法の提案を目指した。

石礫の露出高は、石礫の天端から砂面までの高さを表し、 細砂の流出で増加、堆積で減少する (図-5) 15)。このため、 土砂供給前後における河床環境の変化をスナップショッ ト的ではあるが、定量化できる指標といえる。さらに、露 出高は過年度までの研究によって、水産有用魚種のアユの 採餌場としての選好性を有しており、許容される露出高の 最小値が提示されている16。一方、河床の粗粒化に伴う石 礫の極度な露出は、安定的な河床環境を形成し、付着藻類 などの異常繁茂を生じる一因とされ、アユの餌の質の低下 につながる17)。令和元年度は、矢作川のダム下流における コケ植物(蘚類)を調査し、なわばりアユに許容される露 出高の最大値を提案した。このように石礫の露出高は、ア ユおよびその餌資源である付着藻類の生息条件を定量化 して捉えることのできる指標であり、露出高を用いた河床 環境の評価は、「総合土砂管理計画策定の手引き 第1.0版」 の中でも目標通過土砂の設定に関する参考事例に挙げら れている3)

しかし、露出高の測定は潜水目視が必要なため、長時間, 高コストであり、既存データも少ないのが課題である。こ れに対し、宮川らは広範囲に渡って調査された河床粒径分 布を用いて露出高を簡易に予測するモデル(簡易予測モデ ル)を開発した¹⁸⁾。このモデルは河床材料をいくつかの粒 径集団に区分し、各区分の鉛直方向の位置(露出高)が正 規分布にしたがうと仮定して確率密度関数で表すことで、 露出高の分布および平均値を予測するものである¹⁸⁾.

このモデルについて、次の3.2.2で解説するとともに、これらの研究成果に基づく水域環境の予測・評価プロセスについて3.3.3でとりまとめる。

3.2.2 石礫の露出高の簡易予測モデルの開発および精度



検証

3.2.2.1. モデルの仕組み

本項では、開発した石礫の露出高を簡易的に予測する手 法の仕組みについて説明する。本項は、宮川らの論文¹⁸を 再構成・簡略化して報告したものである。

本手法では、現場の河床材料の粒径および中心点の位置 が一様でないことから生じる河床の凹凸、すなわち露出高 の分布を正規分布と仮定し、河床表層における石礫の鉛直 方向の配置を確率密度関数を用いて設定した。一方、現場 の石礫の状態について、モデルの簡略化を目的に2つの仮 定を設定した。ひとつは、現場では多様な形状を有する石 礫を一律の扁平率を有する楕円体と仮定した。もうひとつ は、現場の石礫の長軸と河床地盤との間の傾斜角は様々で 覆瓦構造をなしているがい、本研究ではこの傾斜角を一律 0°(石礫の長軸が概ね河床面と平行)と仮定した。これ らの設定のもと、本項では段階的に、(1)単一粒径の河床を 想定した露出高の予測手法、および(2)混合粒径の河床を 単一粒径下において河床表層に並ぶ石礫を横断的に見たとき、河床表層に並ぶ石礫の中心点の標高z(m)は、zの平均値za(m)を中心に正規分布していると仮定すると(図-6)²⁰、河床表層に露出する石礫の中心点の標高がz

(m) である確率P(z)は、確率密度関数の式を用いて次の 式で表される(式(A))。

$$P(z) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{z-z_a}{\sigma}\right)^2\right) \qquad (A)$$

ここで、σは標準偏差を表し、本研究では粒径の0.3倍 で設定した³。また、石礫底部より下の部分の構造は表面 に露出していないことから考慮しないものとした。

また、石礫の露出高x(m、>0)は、石礫の天端の標高 z_h (m)と河床地盤の標高 z_0 (m)との差(式(B)、図-7)となる。河床地盤の標高 z_0 は、河床表層の石礫の底部の標高 z_b (m)の平均値とすると式(4)と同じ確率密度関数で表される(式(C))。すると、ある石礫の厚さをS(m)とした場合(式(D))、式(C)は z_b と z_0 を消去し、露出高xを変数とした式(E)に変換される。最後に、露出高の平均値 x_a は、xと露出高がxである確率P(x)(式(E))との積をx>0の範囲で積分することで推定可能である(式(F))。

$$x = z_h - z_0 \tag{B}$$

$$P(z_b) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{z_b - z_0}{\sigma}\right)^2\right)$$
(C)

$$S = z_h - z_b \tag{D}$$

$$P(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{x-S}{\sigma}\right)^2\right)$$
(E)

$$x_a = \int_0 x \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{x-S}{\sigma}\right)^2\right)$$
 (F)

そして、混合粒径の河床においては、その組成を引用事 例の多いWentworthの粒径区分に基づき¹⁰、巨石(256 mm以上)、石(64 mm以上~256 mm未満)、および礫(16 mm以上~64 mm未満)の3つに分類し、それぞれの河床 表層中の存在割合で表した。このときの巨石、石、礫の存 在割合F(i)をそれぞれF(1)、F(2)、F(3)とし、粒径が礫未満 の砂・砂利(16mm未満)の存在割合はF(4)として本研究 では石礫の露出高の観測対象から除外した。そして、各粒 径の石礫は混合粒径下において粒径区分ごとに正規分布 していると仮定し³(図・8)、粒径区分iごとに露出高がx_iで ある確率P(x_i)および露出高の平均値x_{ai}を算出し、最後に それらを存在割合F(i)で重みづけをして足し合わせるこ とで、混合粒径下における露出高Xの分布P(X)および平均 値Xを予測した(式(1)、(2))。各式で用いるx_iは宮川らの手 法¹⁸に基づき、x_i、に補正した(式(3))。



図-9 小渋川の各調査地点図 (KU, KD1~3)

表-1 石礫の露出高の簡易予測モデルの現行モデルおよび 改善モデルA[~]Dにおける粒径区分iの範囲(mm, 灰色の 網掛けは現行モデルから改変した部分を表す.)

;	現行エデル		改善モデル					
/	現日モノル	А	В	С	D			
1	256~	256~	350~	350~	350~			
2	64~256	150~256	250~350	300~350	325~350			
3	16~64	64~150	150~250	250~300	300~325			
4	2~16	16~64	64~150	200~250	275~300			
5	~2	2~16	16~64	150~200	250~275			
6		~2	2~16	100~150	225~250			
7			~2	64~100	200~225			
8				16~64	175~200			
9				2~16	150~175			
10				~2	125~150			
11					100~125			
12					75~100			
13					50~75			
14					16~50			
15					2~16			
16					~2			

$$P(x) = \sum_{i=1}^{3} \frac{F(i)}{F(1) + F(2) + F(3)} \frac{1}{\sigma_i \sqrt{2\pi}} exp\left(-\frac{1}{2} \left(\frac{x_i - S_i}{\sigma_i}\right)^2\right)$$
$$X = \sum_{i=1}^{3} \frac{F(i)}{F(1) + F(2) + F(3)} \int_0^1 x_i \frac{1}{\sigma_i \sqrt{2\pi}} exp\left(-\frac{1}{2} \left(\frac{x_i - S_i}{\sigma_i}\right)^2\right)$$

$$x_i' = x_i + \frac{1}{2}S_i - \sum_{i=1}^{3} \frac{F(i) \cdot \frac{1}{2}S_i}{F(1) + F(2) + F(3)}$$

ここで、Siは粒径区分iの石礫の厚さの代表値である。各代 表値は、代表粒径と扁平率との積で算出した。また、Giは 粒径区分iの標準偏差(本報告では=0.3で設定ⁱ)を表す。

しかし、モデルの開発直後は精度の検証が矢作川水系の みのため、土砂供給が実施されている現場において本モデ ルが適用できるかは確認されていなかった。このため、令 和2年度に、排砂バイパスによる土砂供給が行われている 小渋ダム上下流等を対象に、モデルの精度を現場の観測値 と比較することで検証した。このとき、精度の向上を目的 として、モデルの改善案(以下,改善モデル)を複数提示 し、改善前のモデル(以下、前モデル)と比較した。

3.2.2.2 モデルの精度検証および改善

調査は、小渋川(天竜川水系、長野県)のほか、那賀川 (那賀川水系、徳島県)、耳川(耳川水系、宮崎県)で実施した。本報告ではこのうち、小渋川での調査について報告する。調査地点は、小渋ダム下流の3地点(堤体からそれぞれ約1.0、2.8、4.0 km下流、それぞれKD1、2、3とする)および上流の1地点(滞水域上流端から約3.1 km上流、KUとする)の計4地点で(図・9)、それぞれアユが付着藻類を摂食する場所として利用する瀬(早瀬または平瀬)の1区間を対象とした。調査時期は令和元年の9月である。

はじめに、1地点につき100個の石礫の露出高を潜水測 定し、扁平率の算出のため、その石礫の中間径および短径 (扁平率=短径/中間径)も測定した¹⁹⁾。次に、モデル予測 に用いるデータを収集した。具体的には、粒径加積曲線の 作成のため、ペブルカウントにより²⁰⁾、1地点につき100個 の河床材料(砂などの細粒分も含む)の中間径を測定した。 このほか、1地点につき9カ所の50×50 cm内の河床の被度 をWentworthの粒径区分に基づく¹⁰⁵区分の存在割合の 10%刻みで目視観測した。

前モデルは、粒径分布が粗いほどモデルの精度が低下するという報告があること²²⁰、i=1、2の範囲が64 mm~と他の区分より広いことから、これらをより細分化し、i=2のみ2分したもの(A)、i=1~3を概ね100 (B)、50(C)、25 mm(D)の区分に細分化したものの計4つの改善モデルを構築した(以下、改善モデルA~D、表-5)。このとき、各代表粒径はiの範囲における中間値で設定し、F(1)は、本調査で観測された中間径のうちF(1)に該当するものの平均値をもとに、現行モデルおよび改善モデルAで330 mm、改善モデルB~Dで400 mmに設定した(表-2)。扁平率は、

本調査では全地点で平均0.6~0.7となったため概ね一定と 設定し、全地点の平均値である約0.64とした。

そして、前モデルおよび改善モデルA~Dについて、ペブ ルカウントのデータから、各地点の露出高の分布形と平均 値をモデルで予測した。一方、露出高の観測値の分布形と して、100個の露出高のデータのヒストグラムを20mmず つの階級で作成した。これらの予測値および観測値の分布 形を図示するとともに、観測値の分布形に対する予測値の 分布形の精度を検証した。具体的には、既往研究をもとに ²²⁰、予測値と観測値の分布形に有意な違いがあるかを Kolmogorov-Smirnov (KS) testを用いて解析した。このと き、*p*値が0.05以上で予測値と観測値に有意差がないと判 定し、*p*値を予測精度の指標として用いた(大きいほど分 布形に差がない)。最後に、前モデルについて、F(1)~F(5) を中間径の代わりに河床の被度割合で算出した場合のモ デル予測結果についても、上記と同様の方法で精度を確認 した。

設定した扁平率からSiを算出し分布形をモデル予測した結果、全ての露出高の簡易予測モデルによる分布形と観測値の分布形(ヒストグラム)は概ね一峰性を有する傾向であったが(図-10)、KS testによる結果はモデルおよび地点ごとに異なった。前モデルの予測結果では、予測値の分布形が観測値よりも左寄りの傾向で、いずれの地点でも予測値と観測値の分布形に有意差が生じた(p<0.05、図-10、表-6)。3.2.2.1のモデルと河床の被度からの予測結果の場合、KD1のみが有意差なしと判定された(p>0.05、

表-2 KS testによる観測値と各モデル値の分布形の/値(太 字・下線部は予測値と観測値の分布形に有意差がなか ったものを表す。)

	KU	KD1	KD2	KD3
現行モデル	4.5E-04	0.029	2.0E-05	0.005
現行モデル(被度)	7.0E-05	0.222	1.6E-04	1.2E-06
改善モデルA	0.674	0.203	1.003	0.210
改善モデルB	0.630	<u>0.131</u>	0.997	<u>0.181</u>
改善モデルC	0.395	<u>0.102</u>	0.988	0.286
改善モデルD	0.061	<u>0.184</u>	<u>0.129</u>	0.186

図-10、表-6)。一方、A~Dの4つの改善モデルでは、いず れの地点でも3.2.2.1のモデルより*p*値が高く、予測値の観 測値の分布形に有意差がなかった(*p*>0.05、図-10、表-2)。

以上の結果から、改善モデルは前モデルより概ね高い予 測精度を有しているといえる。同じ地点で比較すると、改 善モデルDの分布形は他の改善モデルA~Cのものと異な る上、p値も低い場合が多い(図-10、表-2)。このp値が低 い理由として、モデル計算において、改善モデルDでは 個々のFGの値がA~Cよりも不規則にばらつく傾向が見 見られ、石礫の中間径のデータ数(100個)に対し、改善 モデルDの区分数 (FG)の数) が多すぎる (16個) ためと 考えられる(表-6)。前モデルに対する改善効果を粒径区 分が最も少ない改善モデルAから分析すると、主に粒径区 分の範囲が広い大礫の区分(64mm以上256mm未満)の細 分化がモデルの精度の向上に貢献したといえる。ダム下流 においては、大礫のような比較的粗い粒径の割合が高い傾 向であり、その区分を細分化することで、より精緻なモデ ル予測が可能となったと考えられる。また、この改善効果 は改善モデルA~Cの分布形状およびp値がほとんど変わ らなかったことから、二分割した場合(A)でもそれ以上 に分割した場合(B~C)でもほとんど変わらないと考え られる (図-10、表-6)。また、河床の被度は、今回の現行 モデルへの適用結果から、中間径の代用としてモデルに用 いても遜色ない精度を有すると考えられるが、現地での計 測が目視のため、改善モデルAのような6区分程度までし か細かく分類できないと考えられる。2022年の時点では、 上記の改善モデルAを国立研究開発法人土木研究所の自 然共生研究センターのHPにて一般公開している(URL: https://www.pwri.go.jp/team/kyousei/jpn/research/m3_0 $6.htm)_{\circ}$

ただし、改善モデルにおいても、モデルが正規分布の重 ね合わせから構成されており、分布形が2つ以上のピーク をもつ複雑な分布の場合には精度が低下すると考えられ るため、モデルを適用する際の河床粒径分布、およびモデ ルの適用範囲については引き続き留意が必要といえる。

3.2.3 ダム下流の土砂供給による河床環境への効果を予 測・評価するプロセス

3.2.1から、石礫の露出高を指標とすることで、土砂供給 に伴う砂、小礫の堆積による河床環境の変化を定量的に把



図-10 各調査地点における露出高に関する観測値とモデル 値(現行モデルおよび改善モデルA~D,現行モデルは ペブルカウントを用いた場合と河床の被度を用いた 場合の2パターン)の分布形(ヒストグラムは観測値, 曲線はモデル値を表す.)



図-11 アユの採餌環境の観点から河床環境(露出高)を予測・評価するプロセス

握できるといえる。さらに、露出高の変化を軸として、ア ユの採餌環境を採餌に適する付着藻類種および石礫の高 さに基づき予測・評価できるといえる。

この具体的な評価プロセスをまとめると以下のとおり である (図-11)。 アユの採餌環境という観点において、 ダ ム下流の河床が粗粒化した状態では、石礫の露出高が高く、 アユの餌として低質な大型糸状藻類が繁茂する傾向にあ る。このため、ダム下流への土砂供給方法を設定する場合、 その土砂供給が大型糸状藻類の繁茂リスクの抑制に効果 的かを含めて検討することが望ましい。そして、設定した 土砂供給方法のもと、河床変動計算等を行い、土砂供給後 の河床の地形および粒径を予測する(図H)。さらに、河 床の地形および粒径の予測結果をもとに、評価指標である 露出高の変動予測を行う。この露出高は、3.2.2の手法にて 簡易予測が可能である。そして、土砂供給前後における露 出高の変動量がアユの採餌環境の観点から許容されるか どうかを評価し、許容される場合は土砂供給を実施、許容 されない場合は土砂供給方法の設定まで戻って再検討す る (図-H)。

上記の露出高の許容範囲については、アユの採餌環境に 適切かどうかをもとに設定する。具体的には、大型糸状藻 類の繁茂リスクが急増する露出高の閾値をもとに許容範 囲の最大値を設定する(図-H)。この最大値の予測は、例 えばカワシオグサと露出高との関係性モデルを構築する 等により可能である。一方、アユはある程度露出した石礫 を摂食場所として選好していることから、アユの摂食の選 好性が急減する露出高の閾値をもとに許容範囲の最小値 を設定する。この摂食への影響予測は、アユの摂食痕と露 出高との関係性モデルを構築する等により可能である。以 上より、露出高は高すぎても低すぎてもアユの採餌環境の 観点からは不適であり、高すぎる際の負の影響を大型糸状 藻類との関係から、低すぎる際の負の影響を摂食痕との関 係から予測することで、不足でも過多でもない適切な土砂 供給量の設定が可能となる。

3.2.4 謝辞

本研究では、中部地方整備局 天竜川ダム統合管理事務 所に、現地の調査場所の情報等、多くの有益な情報を頂い た。本研究は、公益財団法人河川財団の河川基金の助成を 受けて実施したものである。ここに記して、深謝する。

4. 土砂供給による水質のレスポンス

4.1 はじめに

ダムの維持管理において、ダム貯水池に堆積する土砂は 大きな問題の一つでありさまざまな排砂の方法が検討・実 施されている。排砂した土砂をダムの下流河川に投入する 場合、投入された土砂は河川の土砂地形環境や生物相を改善させる正の効果が期待される。一方で、投入された土砂 には、ダム貯水池に堆積した後に吸着したものを含め金属 類が含まれるため、ダム下流の河川に投入された土砂から 溶出した金属類が、その河川に生息する生物に影響する可 能性が考えられる。そのため、土砂をダム下流の河川に投 入する際には、供給土砂から溶出した金属類による水生生 物への影響の可能性を評価する必要がある。また、供給し た土砂により、溶存酸素や濁度などの河川の水質項目が変 化することで、河川に生息する水生生物に影響を与えるこ

とが考えられる。

上記の通り、土砂供給は水質の変化が起こることが想定 されるため、土砂供給時の水質変化が持つ河川生態系への 環境影響を室内外の試験等により評価する必要があるが、 それらの評価手法について検討された事例は少ない。加え て、環境影響を適切に把握するためにも、土砂供給時の土 砂濃度増加に伴う水質変化をモニタリングすることが求 められる。一方で、置き土や排砂バイパスなどの土砂供給 手法は雨天時の掃流力によって土砂が流下するため、水質 調査を行う場合は降雨時となり、現場河川における人力の 採水には安全性の観点から困難が伴う。降雨時に実施可能 な調査手法として、自動採水機による採水やセンサー類に よる水質モニタリングなどが挙げられるが、人力の採水を 伴わない調査手法としてパッシブサンプリングが近年注 目を集めている。パッシブサンプリングは水環境中にディ スク等の捕集剤を一定期間設置することで、捕集された対 象物質の時間平均濃度を推定する手法であり、現地におけ る採水を行わずに対象物質の環境中の平均濃度を算出す ることを目的としている。既往研究では平水時の河川等へ 適用例が存在するが1-2、置き土等の手法による土砂供給 が実施される河川へ適用した事例は存在しない。

そこで本研究では、土砂供給がもたらす環境リスクの評価手法の検討及び土砂供給時に適した水質把握手法の提案と土砂供給時の水質変化実態の把握を試みた。

4.2 生物影響把握及び環境リスク評価手法の検討

平成28年度から平成29年度においては、土砂供給を対象とした生物影響把握及び環境リスク評価手法について検討を行った。以下で詳細を述べる。

4.2.1 土砂供給時の溶出化学物質に対する環境リスク評価

本研究では図-12に示す環境リスク評価手法を構築した。 以下で考え方及びフローについて詳細を述べる。

化学物質の生態系に対する影響を考えるうえで、餌生物

となる種 (植物プランクトンや動物プランクトン等) と捕 食者である魚介類のどちらかを対象とするかで有害性評 価値(影響をおよぼすと考えられる最低濃度)は大きく変 わってくると考えられる。そこで、溶出による濃度増加が 懸念される金属の急性影響毒性値を既存の文献情報をも とに導出し、餌生物と魚介類の急性影響毒性値の小さい値 を採用することで化学物質に対する有害性評価値の一時 的なスクリーニングが可能となる。文献情報を基にした急 性影響毒性値の導出については既往の報告で詳細が記載 されている³。一方で、既存の文献情報は必ずしも現地環 境に適した生物を対象とした試験結果ではないため、急性 影響毒性値は過大または過小な評価を行っている可能性 がある。そこで、現地環境を考慮した水生生物を用いた生 物応答試験を行い、現地環境を考慮した水生生物による急 性影響毒性値を導出することで、より現地に適した有害性 評価値を設定することが可能となる。現地環境を考慮した 水生生物を用いた生物応答試験については4.2.2でそれら の検討例の詳細を記載する。また、有害性評価値と環境濃 度からハザード比を算出することとなるが、実測または数 値計算等の予測に基づく全量態濃度は、粒子態等の生物影 響に直接的な要因となりにくい形態を含んでおり、過大な ハザード比となりやすいことが懸念されるため、生物に直 接的な影響をおよぼす形態と考えられるlabile態濃度の把



図-12 土砂供給時の溶出化学物質に対する環境リスク評価

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

握が望ましい。4.3で水中の挙動を考慮した水質モニタリ ング手法検討の詳細を記載する。このような、既存毒性情 報の収集及び生物応答試験、環境濃度の推定から構成され る環境リスク評価を本研究では構築した。

4.2.2 現地環境を考慮した水生生物を用いた生物応答試 験

有害性評価値の導出においては、既存の研究報告等に よる毒性濃度を収集するが、評価対象となる河川には、既 存の報告例が少ない特有の生物が生息している可能性が ある。そこで、国内の水生生物を用いた生物応答試験を行 い、現地環境を考慮した有害性評価値の導出について検討 した。既往検討の結果3からMnが水生生態系に影響を及 ぼすことが懸念されたため、Mnを対象とした生物試験を 実施することとした。さらに、本研究で検討対象とする矢 作ダム下流の矢作川は水生生物の保全に係る水質環境基 準の水域類型においてB類型と指定されていることから、 B類型の魚類として、メダカを用いて生物応答試験を実施 した。その手順を以下に詳述する。試験生物には、生物応 答を用いた排水試験法 (検討案)の推奨種となっていると メダカ (Oryzias latipes) を用いた。本試験生物は国立環 境研究所より分譲されたものである。試験区は4段階のマ ンガン濃度区 (0.5、5、50、500 mg-Mn/L) と対照区とし た。マンガン試料の希釈および対照区には脱塩素水道水を 用いた。容量は50 mL/容器とした。試験連数は4連/試験区 である。試験区毎に受精10時間以内の胚を1容器に対し10 個曝露し、対照区の生残胚の半数以上がふ化した日をふ化 日として、ふ化から5日後までを測定した。曝露方法は半 止水式(2日ごとに換水)とし、ふ化率、生残率を求めた。 照明は白色蛍光灯で明期16時間、暗期8時間とし、水温は 24±1℃とした。曝露期間中の水換え前後にpH、水温、DO を測定した。

4.2.3 ヒメダカを用いたマンガンの影響評価試験と現地 環境を考慮した有害性評価値の導出

ヒメダカの受精卵を用いたマンガンの影響評価試験結 果を図-13に示す対象区におけるふ化日は9日目で、試験日 数は14日であった。ふ化率と生残率のデータをBartlett検 定(有意水準α=0.05)により等分散性を評価した。等分 散が棄却されたため、Steel検定(有意水準α=0.05)によ り対照区とマンガン添加試料とのふ化率と生残率を比較 した。その結果、ふ化率はどの濃度区においても有意な差 はみられなかった(p<0.05)。生残率については、対照区 と比較して有意な低下が認められた濃度区は50 mg Mn/L (p<0.05)および500 mg-Mn/L (p<0.05)であった。 このことから、無影響濃度NOEC(No Observed Effect Concentration) は5 mg-Mn/Lと求められた。本結果は、 Stubblefieldら(1997)によりブラウントラウト(*Salmo trutta*)の胚を用いて実施された62日間の魚類初期生活段 階毒性試験の実測値濃度に基づき得られたNOECの値

(2.84 mg-Mn/L) 4と同程度であった。次に、得られた NOEC値に基づき、環境省の中央環境審議会での資料やを 参考に、有害性評価値を以下の手順により導出した。まず、 土砂供給による水質の変化は比較的短時間で生じると考 えられるため、水生生物の生存等への急性的な毒性に着目 して有害性を評価する必要があることから、今回実施した 亜慢性毒性試験により得られたNOEC値に対して、係数

「10」で除して急性影響導出値を算出した。さらに、今回の試験では当該水域の代表種としてヒメダカの1種のみの 試験であったことから、他の生物種との感受性の相違(種 比)として、係数「10」で除して最終的な急性影響導出値 を50 µg-Mn/Lとした。この数値は、前年度のオオユスリ カによる実験結果を示す文献値により算出されていた55 µg-Mn/Lと比べ、若干ではあるが低い値であり、現地環境 を考慮した有害性評価値として50 µg-Mn/Lが導出された。 本研究では、文献値からの導出値と、現地環境を考慮する ために実施した実験値からの導出値が同程度であったが、 両者に顕著な差があった場合には本手法が有効となる可 能性がある。

4.3 土砂供給時に適した水質把握手法の提案 (DGT—パ ッシブサンプリング法の適用性の検討)

4.2にて環境リスクを評価する際の有害性評価値を適切に設定する手法について検討を行い、環境リスク評価手法を構築した。しかし、土砂供給時の水質変化に関する知見は少なく、特に全量態での評価は過大なリスク評価とな



図-13 ヒメダカの受精卵を用いたマンガンの影響評価試験 (*は対照区より有意に低い値 (p<0.05)。濃度はmg-Mn/L)



写真-1 DGTユニット取り付け用の観測機材



図−14 現場河川での浸漬の様子



図-15 河川観測実施地点

No	н	採水	設置期間中の	DGT ユニット						
		回数	総降雨量(mm)	の設置時間(h)						
1	11/18~19	2	9.00	20.5						
2	11/22~25	11	73.75	73.5						
3	12/2~3	9	12.50	24.0						

表-3 実施した河川観測

りすぎることが懸念されるため、水中の挙動を考慮した水 質モニタリング手法が必要となる。そこで、平成30年度か ら令和3年度においては、土砂供給時に適した水質把握手 法の提案を目的とした薄膜拡散勾配 (Diffusive Gradients in Thin-films: DGT) によるパッシブサンプリング手法 (以下DGT—パッシブサンプリング法)の雨天時河川及 び土砂供給が行われる河川における適用性の検討を行っ た。以下で①雨天時河川における調査、②二瀬ダムにおけ る調査、③坂本ダムにおける調査の詳細を述べる。

4.3.1 雨天時河川におけるDGT-パッシブサンプリング 法の適用性の検討

平成30年度では雨天時へのDGT-パッシブサンプリン グ法の適用性の検討として、恋瀬川(茨城県石岡市)を対 象として雨天時におけるDGT-パッシブサンプリング法 の適用及びグラブサンプリング(バケツ採水)による水質 調査を行った。

4.3.1.1 雨天時河川における調査の概要

パッシブサンプリングに使用した薄膜拡散勾配測定ユ ニット (DGTユニット) はDGT Research社製 のLSNM-NPを使用した⁶。LSNM-NPは11種の金属 (Ag、Al、Cd、 Co、Cr、Cu、Fe、Mn、Ni、Pb、Zn)を対象として濃度 推定が可能である。DGT-パッシブサンプリング法では 事前にキレート剤の吸着能を調整する必要があるため、マ ニュアルに記載された方法に従いDGTユニットにコンデ ィショニングを実施した⁶。コンディショニング後のDGT ユニットは、**写真-1**に示す通水のために穴をあけた塩ビパ イプの中に設置した。現場河川ではそれらのパイプを浮体 式の観測機材にとりつけ、図-14に示すようにDGTユニッ ト河川に浸漬した。DGTユニットの浸漬時間は既往研究 では24時間で行われている例が多く^{1,2}、本研究では現場 河川の状況を踏まえつつ、20 - 80 hを目安にDGTユニッ トの浸漬を行った。

DGTユニットは河川より回収後、キレート剤を取り出 し、マニュアルに記載された方法に従って、前処理を行っ た⁶。前処理を行い得られた溶出液は後述の金属分析に供 した。分析により得られた抽出液の濃度から*Cocr-abile* (DGT-labile態平均濃度)を既往研究と同様の手法で算出 した。

雨天時河川における観測地点は、恋瀬川流域の下川橋付 近で行った。流域の概要及び観測実施地点を図-15に示す。 この地点は事前の調査で雨天時に流速とSS濃度の変動を 確認して選定した。DGT-パッシブサンプリング法を用 いた観測は雨天時に3回、平水時に1回行った。観測の一覧 を表-3に示す、雨量データは調査地点近隣の気象庁柿岡観 測所のデータを用いた。また、現地ではDGT-パッシブサ ンプリング法による濃度算出のために水温と流速の測定 を行った。加えて、橋梁上からバケツを用いたグラブサン プリングにより水試料を採取し後述の分析に供した。グラ ブサンプリングの頻度は観測①では設置時と回収時に採 水を行った。事前の降雨確率が高かった観測②と③の降雨 開始直後は2時間おきに採水を行い、降雨開始から12時間 後以降は24時間に1回以上の頻度で採水を実施した。



図-16 雨天時河川の観測における雨量と流速の変動

現地にて採取した水試料は実験室に持ち帰り、水質項目 としてSS、VSS、DOCの測定を行った。また金属につい ては全量態とlabile態の2形態についての分析を行った。全 量の分析では硝酸を用いたホットプレート分解による前 処理をほどこした。labile態については現地にて0.45 μm フィルターを用いてろ過を行い、ろ液をキレート樹脂

(MetaSEP CH-1、GLサイエンス社製) に通液し、キレ ート樹脂から金属を溶出後、硝酸を用いたホットプレート 分解による前処理を行い測定に供した。全ての前処理済み 試料の測定においてICP-MS (X7CCT、Thermo Fisher Scientific)を使用し、金属12種 (Li、B、Ti、V、Cd、Cr、 Mn、Ni、Cu、Ag、Cd、Pb)の濃度を定量した。

4.3.1.2 **DGT**-パッシブサンプリング法の雨天時への適 用性に関する結果

雨天時の観測①~③における、降水量と流速の関係を図 -16にしめす。今回実施した観測の中では流速及び時間雨 量が最も大きかったのは観測②であった。また、観測①~ ③ではDGTユニットに物理的な機能不全は見られず、後 述のとおり必要な水質濃度データが取得できていたこと からこれらの観測条件下においてDGT-パッシブサンプ リング法が適用可能であることが確認された。

4.3.1.3 DGT—パッシブサンプリング法によるDGTlabile態平均濃度の算出結果

DGT—パッシブサンプリング法を用いた観測の分析対 象とした金属9種(Al、Cd、Co、Cr、Cu、Fe、Mn、Ni、 Pb)のうち、Al、Mn、CuではResin layer溶出液の濃度 定量が可能であった。Feは観測①でのみ定量可能な濃度 であり、その他5種はすべての観測で定量下限値未満であ った。観測②-④におけるAl、Mn、CuのCbGT-kbikを図-17、 18に示す。また、各グラフに水試料のlabile態濃度の変動 及び時間加重平均をそれぞれ●および破線で示した。各金 属のCbGT-kbikeの算出結果と水試料のlabile態濃度の比較 について詳細を以下で述べる。

a) Al

Alは観測①~③すべてにおいて*Cocr-labile*が時間加重平 均濃度を上回っており、その比率は2.5-10.8倍であった。 水試料のAlのlabile態濃度は3.0 - 15.0 μg/Lの範囲であ り、観測②~④の*Cocr-labile*はこの範囲をすべて上回ってい



図-17 河川水中のlabile態Al濃度とCost-labileの比較

た。これらの結果から、本研究で実施したDGT—パッシブ サンプリング法はlabile態Al濃度を過大評価していると考 えられた。

b) Min

MnもAlと同様に観測2~④すべてで*Cocr-labile*が時間加 重平均濃度を上回っており、その比率は2.9-3.2倍であっ た.水試料のMnのlabile態濃度は20-45 µg/Lの範囲であ り、観測2~④の*Cocr-labile*の値はこの範囲をすべて上回っ ていた.これらの結果から、本研究で実施したDGT-パッ シブサンプリング法はlabile態Mn濃度を2.9-3.2倍程度過 大評価していると考えられた。

c) Cu

観測②において、溶出液のCuの濃度CeluがICP-MSの定量下限値未満であったため、CocT-labileは算出されなかった。ICP-MSの定量下限値、観測②の平均水温での拡散係



数D及び浸漬時間tより観測②のCocr-labileの定量下限値は 1.11 µg/Lと算出された。時間加重平均濃度はこの1/2程度 のため、Cocr-labileでの定量下限値未満は妥当と考えられ た。観測③のlabile態濃度の変動は1.35 µg/Lをピークに減 少していく傾向が見られ、Cocr-labileの値はlabile態濃度の 変動幅に収まっていた。さらに、Cocr-labileと時間加重平均 濃度の比率は1.1倍であったためこの算出結果は妥当な濃 度を示していると考えられた。また、観測④では約1.6 µg/Lを示したのちに濃度が減少していく傾向がみられた。 Cocr-labileは1.56 µg/Lであり、Cocr-labileと時間加重平均濃 度の比率は1.5倍であったためlabile態Cu濃度をやや過大 評価していることが考えられた。

上記a~c)の結果から、DGT—パッシブサンプリング法 はlabile態金属濃度を過大評価で示すことが考えられたが、 MnとCuにおいてはグラブ法による分析結果と同オーダ



図-19 河川水中のlabile態Cu濃度とCost-labileの比較

ーレベルで濃度を把握可能であることが示され、雨天時に おいても水質を把握する手法として適用可能であること が示唆された。

4.3.2 二瀬ダムにおけるDGT-パッシブサンプリング法 の適用性の検討

令和2年度ではDGT-パッシブサンプリング法の実現 場での適用性を検討することを目的として、二瀬ダム(埼 玉県秩父市)の下流河川にてDGT-パッシブサンプリン グ法を用いた調査を実施した。

4.3.2.1 二瀬ダム下流河川における調査の概要

本調査では荒川流域の最上流部である二瀬ダムの下流河川を対象とした。二瀬ダム周辺の流域概要及び調査地点

(P1)を図-20に示す。二瀬ダムでは2003年より約10,000 m³の置き土を毎年実施しており、土砂還元事業の代表例 と考えられるため調査流域として選定した。

調査は置き土の流下に伴う水質影響が存在すると考え

られる高流量時調査(2020年7月13-15日、図-21の調査1 期間)と置き土による水質影響が小さいと考えられる低流 量時調査(2020年10月1-2日、図-21の調査2期間)の2回 を実施した。2020年の二瀬ダムの放流量を図-21に示す。 高流量時調査時には15 m³/s以上の放流を行っており、土 砂に対して十分な流下能力を有していたと考えられる。

DGT-パッシブサンプリング法を用いた観測は図-9に 示すP1の位置で4.3.1.1と同様の手法で実施し、平均濃度 データの取得を試みた。P1付近は写真-2に示すように河 川への直接のアクセスが可能であり、降雨の影響で放流量 が上昇した際も比較的安全に作業が実施できるため調査 地点とした。高流量時調査では、観測期間中にバケツを用 いたサンプリング (グラブ法)による水試料の採取を22回 行い(観測開始から36時間までは2時間間隔、以降の観測 終了までは4時間間隔)、水温をロガー水温計で記録した。



図-20 二瀬ダム流域の概要と調査地点(P1)



写真-2 調査地点 (P1) 付近の様子



低流量時調査では、観測期間中にグラブ法による水試料の 採取を6回行った(観測開始から24時間までは6時間間隔、 以降の観測終了までは2.5時間間隔)。 現地にて採取した水試料は実験室に持ち帰り、4.3.1.1と 同様の水質項目の分析を行った。

4.3.2.2 結果と考察

DGT—パッシブサンプリング法の対象とした9種金属 (Al、Cd、Co、Cr、Cu、Fe、Mn、Ni、Pb)のうち、Al とMn以外の対象金属についてはResin layerの溶出液の 濃度は定量下限値以下であり、*Cbgr-labile*に関する情報が 得られなかった。高流量時と低流量時でともにグラブ法で のlabile態の濃度が安定的に測定されたAlとMnの濃度算 出結果を図-22に示す。

Alについては、高流量時調査(図-22 a)で算出された *CDCT-Labile*は14.2 µg/Lであり、グラブ法の水試料の時間加 重平均濃度は15.1 µg/Lであり、算出濃度と水試料の濃度 の比較から濃度推定に十分な妥当性が得られていると考 えられた。また、低流量時調査(図-22 c)で算出された *CDCT-Labile*は13.9 µg/Lであり、グラブ法の水試料の時間加 重平均濃度は9.58 µg/Lであったため、濃度をやや過大に 評価していたがオーダーレベルで推定することが十分に 可能であった。これらの結果から、DGT-パッシブサンプ リング法によるlabile態Alの濃度推定は本調査において十 分に適用可能であった。

Mnについては、高流量時調査(図-22 b)で算出された *CDGT-Labile*は65.1 µg/Lであったが、グラブ法の水試料の時 間加重平均濃度は4.77 µg/Lであったため、水試料の濃度 と比較した際に濃度を大きく過大評価していると考えら れた。また、低流量時調査(図-22 d)で算出された*CDGT-Labile* は258 µg/Lであり、グラブ法の水試料の時間加重平均濃度 は82.8 µg/Lであり、3.1倍程度の過大評価傾向を示した。 他の河川(恋瀬川)でDGT-パッシブサンプリング法の濃 度推定を検証した調査においてもlabile態Mnの濃度推定 は水試料の濃度と比較した際に過大評価の傾向が示され ており、本調査においても同様にlabile態Mnの濃度を過 大に評価する傾向が見られた。これらの結果から、labile 態Mnの濃度推定を現地河川で実施するためには、過大評 価となる要因を特定し、推定濃度を補正する必要があると 考えられた。

高流量時(7月)と低流量時(10月)のlabile態金属濃度 の比較について、Alはほぼ同程度の濃度オーダーであり濃 度に大きな変動は見られなかった。一方で、Mnについて は低流量時(10月)の濃度が高流量時(7月)よりも高く、 濃度変化を生じさせている要因があると考えられた。土砂 供給による河川水中金属濃度への影響を考えると、河川中 の土砂濃度が増加することによりlabile態の金属も同様に 増加することが考えられるが、本調査では低流量時に濃度 が大きいため、置き土の影響による濃度変化が要因とは考 えられなかった。今回の調査地点はダムの放流量によって 大きく水位が変化する地点であり、下流水質は貯水池や貯



図-23 坂本ダムの流域及び調査地点



写真-3 排砂前 (左) と排砂中 (右) の河川の変化



水池流入河川の水質の影響を強く受けることが想定され るため、これらの上流部の水質変化が要因である可能性が 考えられた。

これらの結果より、ダム下流河川においてもDGT-パ ッシブサンプリング法によりlabile態金属濃度がオーダー レベルで把握できる可能性が示唆された。

4.3.3 坂本ダムにおける下流河川の排砂実験時の水質変 化の把握及びDGT—パッシブサンプリング法の適用

令和3年度では土砂供給に伴う水質変化実態の把握及び DGT—パッシブサンプリング法の実現場での適用を目的 として、坂本ダム(群馬県安中市)で実施された潜行吸引 式排砂管の実証実験時に下流河川における水質調査を実 施した。

4.3.3.1 坂本ダム下流河川における調査の概要



図-25 SS濃度と各全量態指標の関係

本研究では2021年10月21日に坂本ダムで行われた潜行 吸引排砂菅の実証実験時に、堤体直下の調査地点で採水・ 水質測定を行った。流域の概要及び調査地点を図-23に、 調査地点における河川の変化を写真-3に示す。排砂中は濁 度の明確な上昇が確認された。潜行吸引排砂菅や実証実験 の詳細については既往報告⁸⁰及び12.3.1 吸引管を用いた ダムからの土砂供給技術に関する研究に記載されている。

現地調査では調査地点にて16回の採水と水質測定を実施し、DGT-パッシブサンプリング法による観測も 4.3.1.1と同様の手法で実施した。水質は多項目水質系を用いて水温、pH、DO、ORPを現地で測定した。DGTは設置から27時間で回収を行い、採取した水試料は分析室に持ち帰ったのちに、SS、TN、NO3-N、NH4-N、TP、PO4-P、全量態金属、溶存態金属、labile態金属を測定した。調査における採水時刻とSS濃度及び排砂実験の実施時間の対応を図-24に示す。排砂実験を行っている時間は10/21 9:30から14:30までの5時間程度であり、これらの時間の前後を含めた集中的な採水を行った。

4.3.3.2 結果と考察

水試料のSS濃度について、排砂実験の開始前はほとん どSS濃度が0mg/Lに近く、排砂実験中はSS濃度が最大で 669mg/Lまで上昇した。このように下流河川のSS濃度の 変化をとらえることが可能な調査であった。

SS濃度とTN、TP、すべての水試料で全量態濃度が定量 可能であった金属7種(Al、Fe、Mn、Sr、Ba、Ti、V)の 関係を図25に示す。Mnを除いて相関係数R²はすべて0.8 を超えており、SS濃度の上昇に伴う明確増加が見られた。 これらの物質は排砂により流出する土粒子に一定程度の 割合で含有されているため、このような明確な相関関系が 得られると考えられた。また、本調査においては排砂実験 終了後にSS濃度は実験開始前と同等の値まで低下してお り、下流河川における全量態物質の濃度変動は実験期間中 の一時的なものであると考えられた。

SS濃度とNO3-N、NH4-N、すべてのサンプルで溶存態 濃度が定量可能であった金属5種(Al、Fe、Mn、Sr、Ba) の関係を図26に示す。NO3-NとAlを除いて、相関係数R²は



すべて0.4以下であり、NO3-Nにおいてもほとんど濃度変 動は存在しなかった。これらの結果から、全量態濃度の増 加は粒子態濃度の増加が主であり、溶存態濃度は土砂供給 のようなSS濃度の増加に伴う濃度変動が起こりにくいと 考えられた。 水試料のlabile態濃度及びDGTの抽出液の濃度が定量 可能であったAlとMnについて、labile態濃度の時系列変 化と*Cocr-labile*の関係を図27に示す。labile態のAl濃度は 4.48 -15.36 µg/Lの範囲であり、時間加重平均濃度は5.65 µg/L であった。Alの*Cocr-labile*は7.50 µg/L であり、 *CDGT-labile*は妥当な濃度を示していると考えられた。また、 labile態のMn濃度は0.25-65.47 µg/Lの範囲であり、時間 加重平均濃度は11.63 µg/Lであった。Mnの*CDGT-labile*は 67.76 µg/Lであり、*CDGT-labile*は4.3.1.2や4.3.2.2の結果と同 様に過大な濃度を示していたが、labile態のMnのオーダ ーをとらえることが可能と考えられた。

これらの結果より、吸引管排砂菅による土砂供給のよう な急激な土砂濃度の増加が起きる環境においてもDGT-パッシブサンプリング法によりlabile態金属濃度がオーダ ーレベルで把握できる可能性が示唆された。また、全量態 指標についてはSS濃度と相関関係を示すものが多く、SS 濃度の増加に伴って濃度が増加する傾向が見られたが、溶 存態指標についてはSS濃度と相関を示すものが少なく、 土砂供給による溶存態物質の水質変化は限定的であると 考えられた。

5. 環境への効果と影響を考慮した最適な土砂管理技術の 開発

作成中

6. まとめ

本研究では、土砂供給に伴う土砂・水質の動態、そして 土砂供給が陸域および水域における生物に及ぼす影響に ついて調査を行った。その結果、以下のことが明らかとな った。

- 土砂バイパストンネルの運用を再現する平面二次元 河床変動計算を実施した。計算結果は実測の河床変 動をおおむね再現しており、各土砂供給方法による 土砂動態の把握に活用できる可能性を示した。また、 土砂バイパストンネルの他、置土や吸引排砂管によ る土砂供給を想定した河床変動計算を行った結果、 中上流区間においては河床変動量の違いが表れたが、 下流区間では違いが見られなかった。
- 陸域の環境評価の事例として、河原植物の一種ツツ ザキヤマジノギクを評価対象に設定し、土砂供給に より変動する冠水頻度・砂被度がツツザキヤマジノ ギクの株数に及ぼす影響を一般化線形モデルで予測 する手法を提案した。本研究のケースでは、株数は 冠水頻度に対し負の関係となり、ある範囲の砂被度 に対しピークを有する関係となった。評価対象エリ アにおける土砂供給前後の冠水頻度・砂被度の変動 を水理計算等により予測することで、土砂供給によ る河原植物への影響を評価可能である。
- 水域の河床環境方法として、土砂供給により変動す

る石礫の露出高を評価軸としたプロセスを提案した。 露出高は低すぎても高すぎても、アユの採餌環境に は不適であるため、適正範囲が設定される。また、現 場観測にコストがかかる露出高を河床粒径分布をも とに推定するモデルを開発し、ダム下流に適用可能 なレベルまで精度を向上させた。これにより、土砂 供給前後の河床粒径分布の変動を水理計算等により 予測し、モデルを用いて露出高に変換させることが 可能である。そして、評価対象エリアに対する、露出 高が適正範囲であるエリアの割合が、土砂供給前後 でどのように変化するかで評価可能である。

- 雨天時河川及びダム下流河川、排砂が行われる河川 にてDGT—パッシブサンプリング法による金属濃 度推定と採水試料のlabile態金属濃度を比較した結 果、一部のlabile態の金属を*Cocr-labile*がある程度の精 度で推定できており、DGT—パッシブサンプリング 法を土砂供給が行われる現地河川に適用できる可能 性が示唆された。また、土砂供給時のSS濃度増加に 伴い全量態指標は増加すると考えられるが、溶存態 指標についてはSS濃度と相関を示すものが少なく、 土砂供給時の水質変化は限定的であると考えられた。
- 以上の河床変動計算結果と陸域は比高、水域は露出高の各適正範囲の割合を指標として、各土砂供給方法による環境評価を行った。その結果、土砂バイパストンネルによる結果が他の2手法と比べて、土砂供給まえよりも適正範囲の割合が増加する結果となった。以上より、土砂供給によるダム下流の陸域・水域環境の面的な変化予測・評価が可能となった。

参考文献

- Kondolf G.M. : Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels, Environmental Management Vol. 21, No. 4, pp. 533–551, 1997
- 2) 国土交通省:国土形成計画(全国版)、2015
- 一般財団法人国土技術研究センター:総合土砂管理計画策 定の手引き 第1.0版、2019
- 山本晃一編著:総合土砂管理計画流砂系の健全化に向けて、 技報堂出版、2014
- 5) 坂本博文、谷崎保、角哲也:河川土砂還元を組み合わせた 真名川ダム弾力的管理試験「フラッシュ放流」,河川技術論 文集、Vol.11、pp.273-278、2005
- 6) 池田裕一、飯村耕介、高村智史、木原検貴:礫河原保全事 業後の植生管理が出水時の流況に与える影響に関する基礎 的研究、環境システム研究論文発表会講演集、Vol.44、

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

pp.99-104、2016

- 7) 村中孝司、鷲谷いづみ:鬼怒川砂礫質河原における外来牧 草シナダレスズメガヤの侵入と河原固有植物の急激な減 少:緊急対策の必要性、保全生態学研究、Vol.6(2)、pp.111-122、2001
- 8) 土木研究所:平成30年度研究開発プログラム報告書「12.2.1 土砂供給に伴う河川環境影響評価およびダムからの土砂供 給技術の運用手法に関する研究」、2019
- 9) 土木研究所:令和元年度研究開発プログラム報告書「12.2.1 土砂供給に伴う河川環境影響評価およびダムからの土砂供 給技術の運用手法に関する研究」、2020
- Wentworth C. K.: A scale of grade and class terms for clastic sediments, The Journal of Geology, Vol.30(5), pp.377–392, 1922
- Akaike H.: A new look at statistical model identification, IEEE Transactions on automatic control, pp.716-723, 2012
- 12) R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.Rproject.org/
- 13) Barton K.: MuMIn : multi-model inference, R package version 1.43.17.
- 14) 萱場祐一、森照貴、小野田幸生、宮川幸雄、末吉正尚:ダム からの土砂供給が下流河川に生息する水生生物に及ぼす影
 響・効果の予測・評価手法の提案、土木技術資料、Vol.58、 No.10、pp.30-35、2016
- 15) 藤田光一、山原康嗣、冨田陽子、伊藤嘉奈子、小路剛志:大 礫床表面における砂の堆積状況と浮遊砂量との関係につい ての実験的研究、水工学論文集、Vol.52、pp.547-552、2008
- 16) Hotta T, Onoda Y, Miyagawa Y, Sueyoshi M, Kayaba Y. Relationship between exposure height of stones and feeding behavior of ayu in a large experimental flume. In Proc. 12th International Symposium on Ecohydraulics, 2018
- 17) 矢作川研究所:平成 28 年度豊田市矢作川研究所シンポジ
 ウム記録 天然アユが元気に暮らす川づくり、矢作川研究、
 No.22、pp.69-106、2018
- 18) 宮川幸雄、小野田幸生、萱場祐一、角哲也、竹門康弘:土砂 供給で変動する河床の石礫の露出高を予測する方法の提案、 河川技術論文集、Vol.24、pp.83-88、2018
- 19) 田代喬、辻本哲郎:流域地質の異質性からみた山地河川の 河床材料構成と底生動物の関係:櫛田川流域における現地 観測、応用生態工学、Vol.18(1)、pp.35-45、2015

- 20) Wolman M.G.: A method of sampling coarse riverbed material, EOS Transactions American Geophysical Union, Vol.35 (6), pp.869-1020, 1954
- 村上正吾、辻本哲郎、中川博次:河床砂礫の pick-up rate 推定式について、土木学会論文集、Vol.443(2)、pp.9-16、 1992
- 22) 小野田幸生、宮川幸雄、中村圭吾、萱場祐一:河床生息場 評価の低コスト化に向けた石礫の露出高の簡易予測モデル の複数現場への適用による精度検証、河川技術論文集、 pp.271-276、Vol.26、2020
- 23) 益永茂樹:河川水中重金属の生物利用性に与える存在形態 と共存物質の影響、河川整備基金助成事業報告書、助成番 号 24-1211-011、2013
- 24) 服部啓太、鈴木裕識、平山孝浩、村田里美、山下洋正:雨天時河川中の金属濃度・形態の変動調査とDGT-パッシブサンプリング法による labile 態金属濃度把握に関する検討、土木学会論文集 B1、pp.1345-1340、2020
- 25) DGT Research Ltd.: Practical guide for using DGT for metals in waters.
- 26) 内藤航、森美和子、岩崎雄一、加茂将史、益永茂樹:薄膜拡 散勾配 (Diffusive Gradients in Thin-films: DGT) 法を用 いた河川水における金属類の生物利用性の評価、水環境学 会誌、Vol.34、No.2、pp.65-71、2011
- 27) 5DGT Research: Diffusion Coefficients, https://www.dgtresearch.com/diffusion-coefficients/

新たに追加

- a) J.Chesson: The Estimation and Analysis of Preference and Its Relatioship to Foraging Models, Ecological Society of America, Vol.64(5), pp.1297-1304, 1983
- b) 土木研究所:平成29年度研究開発プログラム報告書「12.2.1 土砂供給に伴う河川環境影響評価およびダムからの土砂供 給技術の運用手法に関する研究」、2019
- c) 清水建美監修:長野県植物誌,長野県植物誌編纂委員会編集, 信濃毎日新聞社,1997
- d) 堤久:松川町の天竜川河原に生育するツツザキヤマジノギク
 について、長野県植物研究会誌、Vol.51、pp.51-58、2018
- e) 長野県:長野県版レッドリスト(植物編) 2014,長野県庁HP
 URL : https://www.pref.nagano.lg.jp/shizenhogo/kurashi/shizen/
 hogo/kisyoyasei/redlist/redlist-syokubutu-2014kaitei.html,

hogo/kisyoyasei/redlist/redlist-syokubutu-2014kaitei.html,

f)本田裕紀郎、倉本宣:多摩川における絶滅危惧植物カワラニ ガナ Ixeris tamagawaensis Kitam.の生育地特性,環境シス

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

テム研究論文集, Vol.29, pp.97-102, 2001

- g) 鷲谷いつみ,矢原徹一:保全生態学入門,文一総合出版, pp.270, 1996
- h) 福留脩文、有川崇、西山穏、福岡捷二:石礫河川に組む自然
 に近い石積み落差工の設計、土木学会論文集 F、Vol.66(4)、
 pp.490-503、2010
- i) 長田健吾、福岡捷二:石礫河川の河床変動機構と表層石礫の
 凹凸分布に着目した二次元河床変動解析法、土木学会論文集
 B1(水工学)、Vol.68(1)、 pp.1-20、2012

水質T分

- 永井孝志、恒見清考、川本朱美:河川水中における重金属の スペシエーション: Diffusive Gradients in Thin-films 法に よる分析と化学平衡モデルによる推定、陸水学会誌、68、 pp.391-401、2007.
- 益永茂樹:河川における亜鉛等重金属の汚染源と生物利用 性に関する研究、河川整備基金助成事業研究成果報告書、

助成番号 21-1211-011、2010.

- 3) 国立研究開発法人 土木研究所:土砂動態変化に伴う水域・ 陸域環境影響予測・評価技術、並びに、それらを踏まえた
- 土砂管理技術の開発、12 流砂系における持続可能な土砂管
 理技術の開発、pp.1-20、2017.
- Stubblefield, W. A., et al. Effects of water hardness on the toxicity of manganese to developing brown trout (Salmo trutta). Environ. Toxicol. Chem., 16(10), 2082-2089, 1997.
- 6) 中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会:水生生物の保全に係る水質環境基準の項目追加等について(第二次報告)
- DGT Research: Detailed User Guides LSNM-NP Metals in solution with a Chelex Binding Layer, https://www. dgtresearch.com/guides-to-using-dgt/ (2020/06)
- 8) 国立研究開発法人 土木研究所:自然エネルギーを活用した 土砂管理技術の開発、12 流砂系における持続可能な土砂管 理技術の開発、pp.26-47、2021.

12.3 自然エネルギーを活用した土砂管理技術の開発

12.3.1 吸引管を用いたダムからの土砂供給技術に関する研究

担当チーム:水工研究グループ(水理) 研究担当者:石神孝之、宮川仁、高田翔也、 宮脇千晴、櫻井寿之、本山健士

【要旨】

本研究は、ダムにおける上下流の水位差エネルギーの活用により、無動力でダムの堆砂を吸引し、ダム下流へ 供給する潜行吸引式排砂管(以下、「排砂管」という。)を開発することによって、適切な量と質(粒径)の土砂 を制御しつつ必要とされる河道区間に供給する新たな土砂運搬システムを実用化することを目指し、①塵芥等の 前処理システムの開発、②吸引管における吸引性能の向上、③吸引管による土砂供給技術の実用化、の3つを目 標に設定して研究を実施した。第4期中長期計画において得られた主な成果は次のとおりである。

- ①塵芥等の前処理システムの開発では、大成建設(株)との共同研究により水深 50m までの堆砂に対して、排砂管で吸引困難な塵芥等をあらかじめ除去等を行える建設機械に汎用的に装着可能な分別吸引アタッチメントなどの技術を開発した。なお、排砂管との連携運用(排砂管にアタッチメントを接続させる等)が未確認・未確立で課題が残った。
- ②吸引管における吸引性能の向上では、室内実験により、排砂時に排砂管の吸引部を制御しない方法で、管径 300mmで50m³/時間で排砂できることを確認したことや排砂に適した条件下での吸引可能な粒径等の範囲 も明らかとした。また、実際の施設を想定した配管設計を検討する中で、高落差で対応可能となるように管 径 300mm 管と管径 200mm 管の組合せによる上流側の動水勾配を緩やかにして管内圧力低下を抑制できる、 管径を途中で縮小する設計手法を提案した。
- ③ 吸引管による土砂供給技術の実用化では、沈砂池や砂防堰堤を対象とした屋外実験により②の設計の妥当性 を検証した上で、群馬県坂本ダム(堤高約 36m)において、落差約 21 m、長さ約 205mの排砂管システム を設置し、ダムの堆砂を 20m³/5 時間で輸送を実現するとともに、水深約 10 mの堆砂をダム下流へ供給で きることも確認した。また、工事用道路・進入路建設が困難なダムにおいて、ダンプ輸送による運搬用道路・ 進入路建設が不要となる等、環境負荷が小さい堤体下流の置土装置としての活用が可能となることが分かっ た。一方、大礫によって運用途中で吸引・円錐形成の停止が確認され、現場適用に向け更なる工夫が必要で あることも明らかとなった。

キーワード:ダム貯水池、堆砂対策、潜行吸引式排砂管、吸引工法、水中施工技術

1. はじめに

国土形成計画(全国計画)等において、山地から海 岸までの一貫した総合的な土砂管理の推進等が謳われ ている。ダムで土砂が捕捉されることにより、ダム貯 水池においては堆砂が進行することで有効容量が減少 する一方、ダムの下流では河床の粗粒化などの河床環 境への影響が懸念される。

また、国土交通省では既設ダムを有効活用する「ダ ム再生」を加速する方策を示した「ダム再生ビジョン」

(国土交通省水管理・国土保全局:平成 29 年 6 月) を策定するなど「ダム再生」を推進しており、この「ダ ム再生」において、堆砂対策は、ダムの長寿命化の観 点から重要な取組とされている。

このような中、実用化されているダムからの土砂供 給技術は、下流河川の水域のみならず陸域の環境に影 響を与えるとともに、ダムにおける適用条件も厳しく 貯水池運用にも影響を与えることやコスト、労力、時 間も多くかかるのが現状であり、これらの影響を軽減 して運用できる土砂供給技術が確立されていない。

このため、下流河川の環境改善に適切な質・量の土 砂を必要とされる河道区間に運搬することを可能にす る効率的・効果的で、より安価で簡便なダムからの土 砂供給技術の開発が求められている。

そこで、土木研究所では、ダム貯水池の堆砂対策お





図-1 潜行吸引式排砂管の構造図

よびダム下流の流砂環境の保全・改善のために、より 広範な貯水池運用条件に適用可能かつ経済的な土砂供 給手法として、ダムの上下流における水位差を活用し、 無動力でダム貯水池の堆積土砂を吸引するフレキシブ ル管を用いた排砂手法(通称:潜行吸引式排砂管(以 下、排砂管))の開発を行っている。

排砂管の構造を図・1に示す。フレキシブル管をU字 形状に折り返したような形状で、一方を取水口とし、 折り返し部(以下、吸引部(鉄製))の管底面に不透水 性のシートを貼り、吸引部の管底面等と上流部の管底 面に穴を設けて土砂の吸引口とする簡易な構造となっ ている。また、排砂管の操作イメージを図・2に示す。 まず、①排砂管を堆砂の表面に設置し、排砂管下流の ゲートを開くことにより、堆砂を吸引・放流する。② 堆砂はすり鉢状に崩れながら吸引され、吸引部は堆砂 中に潜行していく。吸引部が底面に達した後も土中で 吸引部と上流部の管底面に設置された穴から土砂を吸 引、すり鉢状に排砂され続け、③最終的には再び堆砂 の表面に吸引部が現れる仕組みを想定している。

潜行吸引式排砂管は、平成 20 年度から検討を続け てきたものである。これは、当時併行して開発してい た水底部の堆砂面上に設置することが特徴の「シート 排砂」の①シートが大きいため排砂が進むとシートが 浮き上がったり皺ができたりして水みちができてしま い土砂の吸引力が減少する、②土砂吸引が進むと堆砂 面はすり鉢状になるが、すり鉢が大きくなってすり鉢 内の崩落土砂量が多くなると水の取り入れ口が土砂に 埋まり土砂濃度が極端に大きくなって管が閉塞する、 ③水中でのシートの展開が困難となる、という課題が 抽出され、これらはメンテナンスを考慮して排砂の過 程で堆砂面上に露出することを条件としたことに起因 していた。そこで、排砂中に管が埋没することを許容 することとして開発されたものである 1)-4)。 平成 25 年 度までの検討において、不透水性のシートの大きさ等 の試行錯誤による検討が積み重ねられ、平成24年度 からは現場における検討も開始され、巨石、塵芥や粘 着性のほぼ無い砂礫は小落差でも下流へ供給可能であ ることを確認した 5-8。しかし、自然堆砂中には塵芥、 巨石、粘性土等が存在するため、排砂管には適用限界 があることや、実用化には堆砂対策として適当な管径 規模や設計法の確立が必要であることなどの課題が あった。

そこで、第4期中長期計画においては、排砂管を用 いて適切な量と質(粒径)の土砂を制御しつつ下流河 川の環境改善に必要とされる土砂を必要とされる河道 区間に供給する新たな土砂運搬システムを実用化する ことを目的に国土交通省所管ダムの約半数のダムでは 平均年堆砂量が約1万m³以下となっていることを踏 まえ、これらのダム貯水池への適用などを目指し、① 塵芥等の前処理システムの開発、②吸引管における吸 引性能の向上、③吸引管による土砂供給技術の実用化、 の3つを目標に設定し研究を実施した。

なお、平成25年度、平成26年度に「潜行吸引式排 砂管」は「水中堆積物流送用の吸引パイプ、水中堆積



図-3 貯水池 5.0k の堆砂の分級作業の様子



図-4 堆砂中の巨石の状況(石に 15cm のペンを配置)



図-5 貯水池内流木の状況

物の流送装置、及びそれを用いた水中堆積物の流送方 法」として特許登録(特許 5305439 号、第 5599069 号)された。構造の詳細は特許公報を参照されたい。

2. 塵芥等の前処理システムの開発

自然堆砂には塵芥、巨石、粘性土等が存在し、一度 に下流へ排砂管を用いて大量に排砂することはできな いと考えられたため排砂管の適用にあたっては、事前 に吸引困難な規模の塵芥等を除去等する前処理が必要 と考えられた。そこで、前処理にあたっては民間が保 有する技術を活用することとし、ダムの堆砂対策技術 について塵芥等の課題にも取り組んで技術開発を行っ ていた大成建設㈱と共同研究実施契約を締結し、大水 深の堆砂にも対応でき、排砂管の運用も可能となるよ



図-6 貯水池内流木の状況(拡大)



図-7 貯水池内流木が散在している状況



図-8 貯水池内塵芥(ゴム管、タイヤ等)の様子



図-9 貯水池内塵芥(有機物)の様子

うに、大成建設㈱が保有する水中施工技術 T·iROBO UW^{9)、10)}等も活用できる前処理技術について検討した。 以下にこれまでの共同研究の成果をまとめた。

2.1 ダム堆砂における塵芥等の実態の把握

前処理の検討にあたり、ダム管理者に対するヒヤリ ング等を通じた現地調査を行い、ダム堆砂における塵 芥等の実態について把握した。

矢作ダムでは、図-3に示すとおり堆砂の処分におい て分別・分級作業を行っていた。堆砂内には図-4 に示 すとおり、ボーリング調査では把握・確認が困難な粒 径30cm を超える巨石が多く含まれていることや図-5 ~図-7 に示すとおり、幹径が20cm 程度、長さが10m 弱の木材が貯水池に流入していることが確認された。 また、図-8 に示すとおり、プラスチック管材やビニー ルシートなどの無機物の塵芥や図-9 に示すとおり、枝 等の小さな塵芥も存在していることが確認された。こ のように、貯水池の自然堆砂には排砂管の吸引限界を 超える多種多様な塵芥等が存在していることが確認さ れた。

また、小渋ダムでも、貯水池末端の堆砂には 300mm を超える巨礫や流木も散在し、それらは図-10、図-11 に示すとおり分別処分されていた。

また、既往の文献¹¹⁾から、図-12 に示すように、堆 砂形状毎に、堆砂過程、流入土砂の粒度組成、貯水池 規模、貯水池の特徴があり、この特徴を踏まえて堆砂 の前処理の検討が必要である。また、図-13 に示す粘 土・シルトのように細かい粒径での固結した状態では、 吸引工法は適さない状態であることや図-14 に示すよ うに出水により塵芥等が多く流入した貯水池では塵芥 等は網場や堤体で集中的に捕捉された後、回収作業が 行われるものの、回収不能の場合は沈降し、堆砂上に 堆積することから、堤体上流部や網場設置付近に多く の塵芥等が埋没している可能性が高いと考えられた。

2.2 吸引困難な塵芥等の前処理システムの検討

以上の調査を通じて、排砂管の適用にあたっては前 処理が必要であることを改めて確認するとともに、調 査で確認した塵芥等を除去等するため、前処理の要素 技術を以下の方針のもと開発・検討することとした。

- ①前処理の施工効率向上のため、施工前にあらかじめ堆砂中の排砂管の吸引限界を超える塵芥等を把握できるように海洋において活用されている土中調査技術(サブボトムプロファイラー)をダム貯水池に対し適用可能か検討する。
- ②沈木は数十 m 規模のものもあり前処理では細切 れとして除去する必要があるため、水中で沈木を 切削する技術開発が必要である。
- ③ 巨石や塵芥等は、処分にあたり分別が必要な中、 自然堆砂から吸引可能な細粒土砂のみを効率的 に抽出する技術開発が必要である。
 - ④前処理では濁水が生じるため、対策技術として土 木研究所で開発してきた天然凝集材アロフェン を施工において活用することについて検討する。

2.2.1 土中調査技術(サブボトムプロファイラー)



図-10 土砂バイパストンネル吞口部の掘削の様子



図-11 堆砂中に含まれていた流木等の状況

前処理の施工前に堆砂内の排砂管の吸引限界を超 える塵芥等を把握することができれば、前処理が効率 的に行えると考えられる。このことから海洋において 活用されている土中調査技術(サブボトムプロファイ ラー)のダム貯水池への適用について検討した¹²。 ① 使用機器の特徴

ダム湖の堆砂物は主に砂礫であり、海底の泥土に比 べて音波透過性が低下する。また鋼材等に比べて物質 密度が小さく柔らかい木材も探査対象とするので、高 い解像度と位置精度を備えた小型船に搭載できる機器 が必要条件となる。このため、パラメトリック方式の 独イノマー社製 SES2000 地層探査システムを採用し た。パラメトリック方式とは、一次周波数とそれとわ ずかに異なる周波数の音波を同時発信することで、2 種類の音波が互いに干渉し合い、新しい周波数(二次 周波数)の音波を発生させる方式で、測探と地層探査 を同時に実施できる。二次周波数では低周波で湖底下 を浸透し、地層境での音響反射により高分解能な地層 データを取得できる。また一般的な浅海用音波探査機 の発振角度がワイドビームであるのに対し、本機はナ ロービームであるため、変換器(トランスデューサ) 直下で従来生じた擬像がなくなり、鮮明な記録の取得 ができる。カタログ性能では、海底探査深度が最大 40m で、地層分解能は5cm 程度である。本機による 音波探査イメージを図-15に示す。

② ダム湖での埋設物探査実験(実験概要)

堆砂形状の 基本形の分類	堆砂形状及び堆砂過程	· 流入土砂の 粒度組成	貯水池 規模	貯水池の特徴
I 켚		掃流砂・浮遊砂 ともに多い	¥	最上流に位置する流域に崩壊 地が多く、土砂生産が活発 多目的ダムでは、デルタ肩が 低水位付近にある
∎⊉		掃流砂が少なく 浮遊砂が多い	¥	直上流に大規模な貯水池や 緩勾配の区間がある
Ⅲ型		浮遊砂が少なく 掃流砂が多い	¥	堆砂の比較的初期の段階に 現れる
₩型	~	掃流砂と浮遊砂 の堆積に区別が つかない	小	ダム付近まで著しく土砂が堆 積している ダムに近づくほど,堆積層の 厚さが増加している

図-12 貯水池堆砂形状の分類



図-13 粘土・シルトを多く含むダム堆砂の状況



図-14 ダム提体まで到達した塵芥等の状況

実験は天竜川水系片桐松川にある片桐ダム(長野県 管理)で行った。探査対象物として3種類の試料(木 材×3ヶ所、H型鋼材×3ヶ所、石材×2ヶ所)を渇水 期水位低下時期に湖底下1m程度の位置に埋設し(図 -16)、翌年の洪水期満水位時に音波探査を行った。 ③調査方法

埋設範囲(10m×20m、水深 5m 程度)に試料の真 上を通過する測線を左右岸及び上下流方向に設定し、 機材を艤装した調査船が船速 3 ノット以下の低速で 測線上を航走して音探調査した(図-17)。なお事前に 記録収録状況(透過深度・解像度)を確認しながら周 波数や波長、感度の調整を行い、本実験では8kHz を 最適周波数として設定した。

④音波探査結果及び解析

取得した記録は、専用解析ソフトを使用して解析処 理を行い、反射面の連続性や反射パターンなどを解釈 した後、埋設した試料(鋼材・木材・巨石の反応点) の抽出を行い埋設物の推定を行った。

図-18 は、地層境界の反射面など連続性のあるもの 以外で不規則な反応を示す記録(以下、反応点)を抽 出して位置をプロットし、実際に試料を埋設した位置 との比較を行ったものである。反応点の抽出結果に多 少のばらつきが認められものの、概ね各試料上に反応 が集中していることがわかる。また反応点の数は埋設 物の大きさに比例し、埋設物が大きいほど反応点の数 が多くなる傾向が認められた。

図-19 は、図-18 中の矢印横断方向の取得記録と各 試料埋設位置での反応点比較では、反応点の形状の違 いは認められたものの、音波による試料種別で明確な 反応の違い(音圧値など)や特徴を確認することがで きなかった。また各試料上で周波数を変化させて取得 した記録では、鋼材や石材は周波数を変化させても反 応点深度に変化は認められなかったが、木材の反応点 深度は、周波数を低くすると、深度が徐々に深くなる 傾向が認められた。

⑤まとめ

パラメトリック音波探査装置を用いることで、埋設 物の検出及び位置を概ね特定することができ、ダム湖 の埋設物探査に利用できる可能性があることがわかっ た。一方、木材と鋼材、石材の反射パターンや音圧値 に明瞭な差は認められず、また周波数の変化による反 応点深度の傾向に違いが見られたものの、実際の調査 で沈木を特定するのは難しいことがわかった。今回の 実験では埋設深度が 1m 程度のごく浅い部分の探査 実験であり、埋没深度が深い場合でも今回と同様に検 知できるかは今後の課題である。また今回は検出解像 度を重視して超音波ナロービームを使用した探査を 行ったが、1 回の探査範囲が狭くなるため、広範囲な ダム湖探査を行う上では、ワイドビームによる概略探 査との組み合わせ等を検討する必要があることがわ かった。

2.2.2 切削アタッチメントの開発

吸引困難な沈木の前処理においては図-20 に示すように、堆砂中に存在する沈木をグラップル等で除去して、堆砂を浚渫していくイメージであるが、グラップ



図-16 試料の埋設状況写真(水位低下時)



図-17 埋設物調査の航跡図

ルで掴めないような長尺の沈木はツインヘッダで切断 する処理が必要となる。そこで、効率的に水中の沈木 を切削する用途のアタッチメントがないことから沈木 切削作業を効率化するツインヘッダ型の新たなアタッ チメントを開発した¹³⁾。

①ピック形状

ツインヘッダは、切削ピックが配列されたドラムを 回転させて、対象物を掘削する機械であり、ピックは 対象用途によって形状が異なる。メーカーが提供する 標準ピック型式には、岩盤用としての丸ピック、コン クリート用としての平ピック、根株処理用ピック等が ある。平ピックや丸ピックは刃先(ビット)が切削面 に鋭角点で接触するので、比較的硬い材質の切削に適 しているが、木材の切削ではピックが切削面を滑って



図-18 反応点の抽出結果と埋設試料との位置比較



図-19 各試料の反応の比較

しまい、切削効率が低いと考えられた。一方、根株用 ピックは、対象物が比較的軟らかいので、ビットが根 株に線状に接触して切削するが、土中に硬い礫等があ るとビットが損耗・破損する課題があった。今回対象 とする沈木は、比重が水より重く、根株より硬いと想 定されたため、新たなビット形状のピックを開発した。 従来品との比較を表-1 に示す。

開発品のビット形状は、単一四角形として角点を切 削使用し、硬い材質に対応かつ回転使用でビット交換 作業の低減を図った。またすくい角を持たせることで 切削材への食い込み効果を期待したものである。 ②実証実験

開発したピックのビット性能を確認するため、従来 品(ビットA)と開発品(ビットB)を装着したツイ



図-20 沈木前処理作業イメージ





ンヘッダにより、陸上および水中での切削試験を行っ た。確認項目は、切削作業性、切削力を算出するため のベース機械(バックホウ)の油圧と油量の測定、木 材の破砕状況、ビットの摩耗状況とした。

水中切削試験では、木材を固定したベッセルを水槽 に沈め、水中の音響カメラで木材位置を確認しながら 切削した。水中切削試験状況を図-21に示す。 ③実験結果

切削時の作業性については、ツインヘッダでビット を押し当てた際に生ずるリバウンドが、ビットAに比 ベてビットBの方が半分程度の回数に抑えられるこ とを確認し、ビットBの切削作業性が優っていること がわかった。切削力については、刃先トルク値で比較 した。測定した油圧と油量から算出した水中切削時の 最大刃先トルク値はビットAが4.2kN・m、ビットB が6.0kN・mであった。これらの刃先トルク値から、 ビットBはツインヘッダの回転力を効率良く切削力 に変換し、高トルクで切削していることがわかった。 これは、ビットBの形状ですくい角による木材への食



 ビット A
 ビット B

 図-22
 ビットの塗装の剥がれ状況

い込み、掻き寄せ効果が大きく影響したと推定される。 木材の破砕状況については、破砕木片の大きさや切削 した破断面の観察を行ったが、両者に大きな差は見ら れなかった。ビットの摩耗状況については、試験時間 が短かったことから大きな差は見られなかったが、 ビットの塗装の剥がれ状況(図-22)からは、ビット B がより深い送り量で切削していることがわかった。

23

これらの結果から、今回開発したビットBがビット Aよりも沈木の切削効率が高いと判断できた。 ④まとめ

開発した沈木切削用ピックを用いることで、効率的 な切削作業ができることを実証実験により確認できた。 ピックの数や配列、ドラム径の小型化等の改良を加え ることで、さらなる効率化が図れると考える。

2.2.3 分別吸引アタッチメントの開発

巨石や塵芥等については、処分にあたり分別・除去 が必要である一方、排砂管が吸引可能な土砂を併せて 抽出する汎用機械に装着可能な既存のアタッチメント はないことから分別吸引アタッチメントを開発した。



図-23 プロトタイプモデルアタッチメントの全体と先端部



図-24 吸引前土砂(自然堆砂)の状況



図-25 水陸両用バックホウ

まず、小型サイズのプロトタイプモデルで設計と試 作を行い、現場実験等により仕様・構造・性能を確認 するとともに機械仕様や構造面での課題を抽出した ¹⁴⁾。次に、実装モデルでの改良設計と改良アタッチメ ントの製作及び性能試験を行い、課題の改善状況と実 用ベースの作業能力を確認した。なお、アタッチメン トの検討においては、排砂管で排砂可能な土砂粒径を 分別できるスクリーン機構を有し、水深 50m からで も浚渫可能なポンプ性能を有しかつ水中作業機に搭載 可能な重量(2.5t 以内)に収めることを開発要件とし た。詳細は以下のとおりである。

①プロトタイプモデルによる現場実験

1)プロトタイプモデルの仕様

プロトタイプモデルは、汎用リース品である口径 150 mm、出力 26kW、吐出量 2.0m3/分のボルテックス 型水中サンドポンプをベースとし、吸引先端にケーシ



図-26 巨石、沈木の分別吸引状況



ング回転式スクリーン(最大開口幅 100 mm)と掻き寄 せビットを有する構造とした(図-23)。

2)現場実験概要

試作したプロトタイプモデルにおけるスクリーン の有効性及び連続運転による土砂濃度(体積濃度)を 確認するため、図-24 に示す 100mm を超える礫が存 在する長野県片桐ダム貯水池内の堆積土砂をポンプ吸 引して上流沈砂池まで輸送(輸送距離 100m)する実 験を行った。なお現場実験では、水中作業機の代用機 として 0.8m³ 級水陸両用バックホウを使用した(図 -25)。また管径 200mm の土砂濃度計測装置¹⁵⁾を使用 してリアルタイムで管内の流量と圧力、土砂濃度の確 認を行った。

3)実験結果と課題

図-26 に示す水中カメラ映像及び図-27 に示す沈砂 池へ吸引後の土砂の粒度分布から、ポンプ先端のスク

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発



図-28 管閉塞の状況



図-29 改良モデルの機構図



図−30 試験で使用した土砂



図-31 改良モデルの確認実験平面配置図

リーンにより概ね 60 mm以上の礫と木材を除去しなが ら高濃度の土砂を分別吸引できることを確認し、スク リーンの有効性を確認できた。また、連続運転時の土 砂濃度は10%程度で、吸引能力25m³/h(プロトタイ プモデルでの目標性能の80%)を確認できた。しかし、 吸引時の土砂濃度急増による流速低下や礫の噛み込み による配管閉塞が発生(図・28)し、吸引粒径と配管径 のバランス、流速低下に対するポンプ能力、吸引時の 土砂濃度管理が課題として抽出された。

②アタッチメントの改良検討

プロトタイプモデルの現場実験における課題を踏 まえ、実装モデルでは以下の 3 項目の変更・改良を 行った。

1)スクリーン最大開口幅とポンプ口径の見直し

ポンプロ径 150 mmに対して最大スクリーン幅を 100 mmとしていたことが礫噛み込み閉塞の原因と 考えられ、口径を 200mm、スクリーン開口幅を 60mmに変更した。

2)サンドポンプ能力の増強

吸引時の土砂濃度増加に伴い配管抵抗増による 流速低下が、後述する堆積限界流速を下回ると配管 閉塞を起こす。このため、サンドポンプ出力を増強 して流速低下要因を軽減し、口径 200mm、出力 55kW、吐出量 6.0m³分の水中撹乱型サンドポンプ に変更した。

3) 土砂濃度抑制機構の追加

実験では、オペレータから水中の土砂吸引状況が見 えないため、砂の吸引過多による配管閉塞を防止する ために土砂濃度計測値を確認しながらアタッチメント を上下させていた。このため土砂濃度が安定せず吸引 効率が下がること、土砂濃度急増による配管閉塞を完 全に排除できない問題があった。これを解決するため、 二重管方式による清水吸引構造とし(図・29)、吸引管 先端の開口度とスクリーンの掻込み回転数により土砂 吸引量を制御するものとした。

③改良アタッチメントの性能確認実験

1)実験概要

図・29 に示すスクリーンの開口幅を上回る大きさの 礫を含む4 種類の土砂を混合した図・30 に示す土砂に よりアタッチメント製作工場内の試験水槽を使用し、 ポンプ吸引した土砂スラリーを配管輸送(配管延長 150m)後に水槽へ戻して循環させる方法で性能確認 実験を行い、土砂濃度の制御状況と土砂吸引能力の確 認を行った(図・31)。実験ケースは、先端開口度を 3 ケース(46,62,80%)、スクリーン回転数を 3 ケース (20,40,60rpm)とし、プロトタイプモデル時と同様

表-2 改良モデルの性能確認実験結果表-2 機械仕

先端開口度(%)		46%			62%			80%			
スク	フリーン	回転数(rpm)	20	40	60	20	40	60	20	40	60
	清水	流量(m ³ /分)	9.55	9.59	9.53	9.44	9.44	9.48	9.57	9.54	9.57
吸	のみ	圧力(MPa)	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
51		流量(m ³ /分)	9.13	8.92	8.69	8.38	8.27	8.55	8.71	8.59	8.39
体	土砂	土砂濃度(%)	6.8	7.6	9.0	10.3	10.7	8.5	10.7	11.4	11.0
		圧力(MPa)	0.10	0.10	0.10	0.10	0.11	0.10	0.11	0.11	0.11



図-32 各測定値の経時変化



「栜					
サンドポンプ出力	55kW				
吐出口径	200mm(8インチ)				
最大揚物径	60mm				
揚水流量	7.0m ³ /min以上				
スクリーント・ラム径	ϕ 890mm				
スクリーン回転数	0~60rpm				
切削チップ数	24歯				
総重量	2,500kg				



図-33 アタッチメント装着状況

にポンプ吐出時の流量と圧力、土砂濃度を計測した。 2)実験結果

清水のみと土砂吸引した場合の実験結果を表-2 に 示す。

(a)ポンプ出力と口径を150mmから200mmに変更し たことによる管内流速低下の抑制

プロトタイプモデルの現場実験では土砂濃度 10 %

時、流量が清水時と比べて 2 割以上低下していたが、 ポンプおよび口径を変更したことで流量低下を1割以 下に抑えることができた。これより配管閉塞に繋がる 流速低下を抑制できることが確認できた。

(b)吸引管先端開口度の違いによる土砂濃度の影響

先端開口度を絞れば、吸引流速が上がり土砂濃度が 増加すると想定していたが、結果は同一回転数で比較 すると開口度を絞ることで土砂濃度にわずかな上昇は 見られるが、その影響は小さいことがわかった。 (c)スクリーン回転数の違いによる土砂濃度の影響

スクリーン回転数を上げれば、土砂の掻き込み量が 増加して土砂濃度が上昇すると想定していたが、 40rpm 以上では遠心力で掻き込み量が減少し、濃度が 逆に小さくなる傾向となった。

(d)流量・土砂濃度の経時変化

図-32 は先端開口度 80%,回転数 20rpm の測定結果 である。土砂濃度は10%程度で安定していることを示 しており、土砂濃度抑制機構の効果が表れた結果と なった。

(e)まとめ

巨礫等を含む土砂から細粒土砂を分別吸引し、先端 開口度とスクリーン回転数の組合せにより濃度調整可 能な分別吸引アタッチメントが完成した。

これにより最大水深 50m 時のポンプ揚水能力 (6.9m³/分)から換算すれば、土砂濃度を 8%程度に 制御して浚渫能力 50m³h を実現できると考える。

④ 改良アタッチメントの性能確認実験(技術の普及 の取組)

共同研究終了後に大成建設独自の取組で令和2年 度に美和ダムで、現場関係者の見学も兼ねた現地での 実証試験が行われ、中継ポンプも使用して、水平距離 500m、平均土砂濃度8%で前処理が行える能力等を 確認した16)。詳細を以下に述べる。

1)分別吸引アタッチメントの構造・特徴

完成した分別吸引アタッチメント(以下本機)の機 械仕様を表-2 に示す。本機は口径 200 mm、出力 55kW のサンドポンプを搭載し、吸引先端に回転式スクリー ンドラム(最大開口幅 60 mm)を持つ構造で汎用バッ クホウに装着(図・33)して土砂のみを分別吸引し、パ イプラインで長距離圧送できるように開発したもので ある。以下に本機の特有機能を紹介する。 (a) スクリーン選別吸引機能(図-34)

ポンプ吸引限界径(60 mm)に合わせて開口幅を設 定したスクリーンを回転させることで巨礫・木材等の



図-34 回転式スクリーンドラムと切削チップ



図-35 清水供給による土砂吸引模式図

異物を水中で選別除去できる。

(b)清水供給機能(図-35)

浚渫土砂の吸引過多で土砂濃度が急増して配管閉 塞することを防止するため、吸引管を二重管構造とし て、上部から取り込んだ清水を外管と内管の間から吸 引先端へ供給し、高濃度土砂水を希釈できる。 (c)土砂濃度制御機能

スクリーンドラム表面の切削チップ(図・34)により 堆砂を切削・切り崩し、回転数によってドラム内への 土砂掻き込み量を調整して土砂濃度を制御できる。

2)現場実証試験の概要

堆砂処理での本機実用性を確認するため、天竜川水 系美和ダム貯水池内の堆砂を吸引し、500m 圧送する 実証試験を行った。実証試験の概要を図-36 に示す。

試験では、本機(P1)を装着した 0.8m³ 級水陸両 バックホウを使用して水際の堆砂吸引を行った。また 長距離圧送に対応するため、ブースターとして出力 140kW の中継ポンプ(P2)を直結配管して使用した。 なお P2 が過吸引すると P1 のオーバーロードが発 生するため、P2 前後の圧力を管理して P2 吐出量を インバーター制御により調整した。また P2 直下流で 圧縮空気を混入し、圧送性への影響も確認した。

試験計測項目は、流量・土砂濃度計測装置¹⁵⁾を使用 したリアルタイムの管内流量と圧力、土砂濃度とし、 あわせて圧送ライン上の 6 ヶ所に設置した圧力セン サーによる管内圧力とした。 3)実証試験結果 (a) ドラム回転数による土砂濃度の確認

美和ダム堆積土砂(固結シルト質)におけるドラム 回転数と土砂濃度の関係を表・3に示す。この結果から、 平均土砂濃度が 10%程度となるようにドラム回転数 を 50rpm に設定して試験を行うことにした。 (b)連続運転での浚渫能力の確認

圧縮空気を混入しないケースで 5 分間の連続運転 を 2 回行い、吸引流量と土砂濃度を計測した。図-37 に履歴を示すが 2 回とも安定した流量と土砂濃度に よる圧送ができ、平均土砂濃度 8%程度、平均流量 8.3m³/min から浚渫能力 50m³/h を確認できた. (c)圧縮空気混入による圧送性への影響

圧縮空気を $0\sim 3m^3/min$ 混入した各ケースの管内 圧力計測値から算出した流量係数 C を表-4 に示す。 PG4~PG6 の区間(270m)では 0 から $1m^3$ にすると 土砂水で C がわずかに大きくなったが顕著な差はな かった。一方 $2\sim 3m^3$ に増やすと清水・土砂水とも C は小さくなり管内抵抗が増加する結果となった。

今回は土砂濃度が比較的低い条件であったが圧送 性向上の可能性がある空気量は1m³以下とわかった。

今後,高濃度条件による再確認が必要と考えられる。 4)ダム堆砂処理作業への適用性

本機は、汎用バックホウに装着できるので水深に応 じたベース機を使うことで、あらゆる水深の浚渫に適 用できる(図-38)。また大規模な仮設が不要でありな がら従来工法に匹敵する浚渫能力を実現できるメリッ トがある。

以上の分別吸引アタッチメントは令和3年度末に大 成建設㈱において記者発表されるなど、排砂管の補助 工法の位置づけ等として精力的に広報を行っていただ いており、広く活用されていけばと考えている。^{17),18)}。

2.2.4 **濁水対策手法の検**討

ダムの再開発工事において,放流施設を増設する場 合などには作業に伴う濁水の発生への対応が求められ る。排砂管によるダム堆砂処理時に発生する濁水の処 理においても採用可能な技術の開発が求められている ¹⁹⁾。筆者らは,化学薬品等を用いない濁水処理方法の 開発を目的に,数年来,火山灰由来土壌等に多く含ま れるナノマテリアルで,水との親和性や吸着能力に優 れているアロフェンの凝集材としての活用に関する技 術開発を報告している^{20),21)}。アロフェンを濁水処理に 活用する際には効率的な分散方法が必要になることが 明らかになったものの,既報の方法では,ダム貯水池 への適用時に必要となる大量処理が困難である。その



図-36 現場実証試験概要図および実験状況

表-3 ドラム回転数と土砂濃度の関係

ドラム回転数 (rpm)	10	20	30	40	50
平均流量(m ^² /min)	7.8	7.8	7.5	7.4	7.1
土砂濃度最高(%)	2.5	2.8	5.0	9.8	17.4
土砂濃度平均(%)	0.9	1.3	2.1	2.5	10.6



図-37 連続運転時の流量と土砂濃度履歴

ため、本検討では新たに開発した管路式濁水処理装置 22)およびマイクロバブル発生装置を用いて、濁水の濁 度、管路内流速、アロフェンの添加濃度、濁水の種類 を変化させた場合のアロフェンによる凝集性能を評価 した。

管路式濁水処理装置の検討

1)実験概要

管路式濁水処理装置の概要を示す(図・39)。本装置は, 透明塩ビ管を主体に作製した軽量でコンパクトな管路 式の攪拌装置である。原水槽からポンプで汲み上げた 濁水は,細管(急速攪拌部:φ41mm×410m/一辺)に 流入し,細管2巻(隅角部計8箇所)を通過させるこ とで急速攪拌・混合させる。次いで太管(緩速攪拌部: φ79mm×790mm/一辺)に流入させ,一巻(遇角部計 4箇所)を通過させる緩速攪拌・混合させる構造であ

表-4 空気混合量と流量係数の関係

	空気量	流量	土砂	損失水	頭hf(m)	動水勾	」配 S	流量伊	系数 C	
	(m³/min)	(m³/min)	<u>涙</u> 度 (%)	PG1-2	PG4-6	PG1-2	PG4-6	PG1-2	PG4-6	
	0	7.52	0.10	3.16	13.62	0.043	0.050	169	156	
清	1	8.00	0.00	3.67	15.35	0.050	0.057	166	155	
水	2	7.59	0.10	3.16	15.76	0.043	0.058	171	145	
	3	7.21	0.29	2.96	14.94	0.040	0.055	168	142	
+	0	7.33	4.43	4.10	14.75	0.056	0.055	143	145	
エ	1	7.41	4.41	4.13	14.55	0.057	0.054	144	148	
199 7k	2	7.33	4.85	4.21	16.00	0.058	0.059	141	139	
~	3	7.29	4.54	3.91	15.83	0.054	0.059	146	139	
水深0~2m 泥状掘削機取付例 水深2~10m 台船上バックホウ取付例 水深10~50m T-iROBO UW取付例 ・ ・ ・										
									1)	

図-38 水深に適応した汎用基幹機械への装着例

る。無機系凝集剤(ポリ塩化アルミニウム(PAC))と 高分子凝集剤(ポリアクリルアミド系ポリマー)によ る濁水処理に適用できることは報告している¹⁸⁾。

本試験では、濁水のSS分として国交省管理のダム から採取した底泥を使用した。水は、主な試験は試験 条件の統一と量の確保の観点から水道水をRO膜処理 した水(試験水)を使用した。底泥と同じダムにて採 取した水は現地水とし、比較試験として2ケース実施 した。なお、今回使用した底泥および水を採取したダ ムでの放流濁度基準は、放流先の河川がAA類型(環境 基準SS25mg/L)であり、当該ダムのSSは濁度との相 関を1として放流基準として濁度 25NTU(Nephelometric Turbidity Unit)および 10NTUを採用していること、また、国交省のダム貯 水池水質調査要綱では、調査頻度は1日に1回である ことから、本試験では 24 時間後の濁度測定にて 10NTU となることを目標値とした。

試験の状況を図-40 に示す。試験は、所定の濃度の 濁水とアロフェンを原水槽(1 t)にて混合後,細管 内の流速を最大5段階(1.5~5.6 m/s)に変化させ、 濁水濃度は 300, 500, 1000, 3000NTU にて実施し た。アロフェンの添加量は濁水の濃度を元にした投入 比1.0~3.0の範囲とした(500NTUの濁水にアロフェ ン 1000mg/L を添加する場合: 投入比 2.0)。アロフェ ンは、原水槽に直接投入するケースと、昨年度に効果 が得られたキャビテーションミキサ(φ25mm, 全 長 600mm) ²⁰⁾による前処理をした後に原水槽に投 入するケースを実施した。凝集性能の評価は、管路 式濁水処理装置通過後の沈殿槽への排出口にて濁水 を採取し, 1000ml のビーカーにて 24 時間静置後の 上部 4cm における濁度を濁度計(HACH, 2100P) にて測定した。また、一部はゼータ電位(大塚電子、 ELSZ-1000Z) も測定した。

2)実験結果

濁水 (300~3000NTU) について、管路内の流速 を変化させた際の 24 時間後の濁度を図-41 に示す。 アロフェンの投入量が 1.5 である、300NTU、 500NTU、1000NTU のケースでは、濁水の濃度が 上がるほど濁度が低下していることがわかる。また、 3000NTU では、投入比 1.0 まで下げた場合でも、





図-40 実験時の状況

24時間後の濁度は目標値である10NTU以下となった。 いずれの場合も,試験した範囲内の流速では,濁水処 理性能への影響は小さいと考えられる。

図-42 は、500NTU の濁水において、アロフェンの 添加量と前処理の有無を比較した結果である。投入比 1.0 の場合、24 時間後の濁度は 132NTU であったが、 投入比が大きくなるにつれて、濁水処理効果は向上し た。また、前処理を実施したアロフェンを投入した場 合、半分以下の投入量で同程度の処理が可能となり、 前処理の効果が確認できた。また、濁度が低下するに







つれてゼータ電位も0に近づく結果となった。

試験水と現地水を比較した結果を図-43 に示す。 1000NTUの濁水において,試験水では投入比 1.5 の 条件で目標の 10NTU 以下となったが,現地水を使用 した場合,同条件では濁度は下がらなかった。前処理 を実施したアロフェンを投入することで試験水と同程 度まで濁度が低下したことから,現地水の場合には投 入量の増加などが必要となる結果となった。 3)まとめ

300,500NTUという比較的薄い濃度の濁水と比較 して,1000,3000NTUの濁水は濁度の低下する結果 となった。原水の濁度が低い場合も、アロフェンを投 入量の増加によって濁水処理効果は見込めることが確 認できた。また、管路式濁水処理においても、アロフェ ンを前処理することで、濁水処理効果が向上できるこ とが濁度やゼータ電位の変化から確認された。アロ フェンによる濁水処理の実用化にむけては、大量処理 が可能な効率のよい方法が必要であり、特に濁度が低 い濁水での適用については、更なる工夫が必要である。 また水質の影響も考える必要があることが示唆された。 ②マイクロバブル発生装置の検討

1)実験概要

本検討では、類似の機構で大量の微細気泡を発生さ せて混合分散させることが期待でき、市販のカタログ 値で 42m³/h の大量処理が可能なマイクロバブル発生 装置に着目し、同装置によるアロフェンや濁水の分散 処理能力を検証するとともに、高い分散効率が報告さ れている超音波分散装置 20との比較を行った。

分散装置には、マイクロバブル発生装置(ニクニ製 MBG20N07PE-1B,加圧水流量0.72m³/h,図-44)と 超音波分散装置(エス・エム・テー製 UH-600S,出 力600W発振周波数20kHz)を使用した。

マイクロバブル発生装置は、渦流ターボミキサで水 と空気を同時にポンプ吸引し、内部で4気圧に加圧し て混合・攪拌・溶解後に放出する機構である。このた め、空気吸引バルブの開閉の切り替えにより、通常の マイクロバブル発生処理(以下 PB 処理)と水のみの ポンプ処理(以下 P 処理)するケースを比較すること により、マイクロバブルの効果を確認した。また超音 波処理(以下 US 処理)は、装置を1Lの水中に浸漬 させで 30 秒間分散処理したものである。

模擬濁水は、川治ダム貯水池から採取した底泥を用 い、希釈水には溶媒中のイオン等の影響を極力排除す るため逆浸透膜水(以下,RO水)を使用した。初期 濁度は300,450,1000NTU(Nephelometric Turbidity Unit)とし、アロフェンの添加量(mg/L)は濁水の 濁度を元にした投入比 0.5, 1.0, 2.0 を実施した。 (500NTU 濁水にアロフェン 1000mg/L を添加する 場合:投入比 2.0)アロフェンは、RO 水で 20000mg/L に調整し、アロフェン水をとした。アロフェンの分散方 法は、アロフェン水を装置で分散処理後、濁水へ投入

(投入前分散)とアロフェン水を濁水に投入・混合後, 装置で分散処理(投入後分散)する2条件で試験水を 作成した。

沈降実験は、試験水を1Lビーカーに入れて急速攪 拌(ジャーテスター150rpm、180sec)し、静置後、 水面下4cmの濁度を濁度計(HACH、2100P)にて測 定した。比較のため、急速攪拌をしないケース(無処 理)も実施した。なお、本試験では、下流への放流基 準や国交省のダム貯水池水質調査要綱を参考とし、24 時間後の濁度が10NTUとなることを目標とした。ま



表-5 ゼータ電位測定結果

対象	濁度	ゼータ電位値(mV)							
NR	(NTU)	無処理	US処理	PB処理	P処理				
模擬濁水	500	-25.4	-23.9	-25.6	-25.6				
アロフェン水	300	7.2	21.2	15.0	13.7				
	1000	10.8	21.4	12.1	13.5				

た模擬濁水とアロフェン水の一部は個別に分散処理し, ゼータ電位粒度分布測定装置(ベックマン・コールター 製, DelsaNano) でゼータ電位を測定した。 2)試験結果

分散装置、アロフェンの投入方法、初期濁度、投入 比が異なる各ケースでの24h後の濁度を比較した結果 を図-45 に示す。濁度を比較すると、投入後分散は、 全てのケースで投入前分散より効果があり、投入比 0.5 でもほぼ目標値 10NTU 程度まで下がり, 投入比 1.0以上では全て 1NTU 以下となった。一方, 投入前 分散は、投入比 0.5 では US 処 PB 理でも 20NTU を 上回るが,投入比 2.0 にすると US 及び PB 処理で全 て 10NTU 以下となり、初期濁度が高いほど濁度は低 下している。また投入前分散で P と PB 処理を比較す ると濁度に差があり、マイクロバブル効果があるとい えるが、投入後分散では差がなく、分散後の急速攪拌 の影響が考えられる。初期濁度 1000NTU, 投入比 2.0 における濁度の経時変化を図-46 に示す。各ケースと も 200min 程度までの濁度低下が大きいが、1440min (24h) 経過後は緩慢な低下となる。また PB 処理は

US 処理に比べて、マイクロバブルの影響で初期低下 はやや緩慢であるが、24h 以降ではほぼ同等の濁度ま で低下している。

アロフェンは正のゼータ電位を持ち,分散処理を行 うとゼータ電位値が高くなることが報告されている³⁾。 各処理方法でのゼータ電位値を計測し,分散効果の検 証を行った。試験ケース及び測定結果を表-5 に示す。



ゼータ電位を比べると、無処理に比べて各処理ケース でアロフェンは電位が上昇する結果になった。PB及 びP処理は、US処理よりも電位は低いものの、表面 電位の増加が確認できたことから、表面活性効果のあ ることがゼータ電位からも得られた。

3)まとめ

以上から得られた知見は以下の通りである。

- (a)すべての処理方法で,投入前分散より投入後分散 の方が効果は高い。
- (b)すべての処理方法で、投入前分散では、アロフェン投入比が小さいと濁度改善は難しい。
- (c)PB 処理は、濁水の濁度が高いほど、投入比が大きいほど、US 処理と同程度の効果がある。
- (d)PB 処理は,投入比 2.0 であれば,投入前分散で 24h 後の濁度を 10NTU 以下に改善できる。

アロフェンによる濁水処理では、分散処理の総量を 少なくできる投入前分散が実用的であり、本検討結果 から室内実験ではあるが、マイクロバブル装置の適用 可能性が示された。今後は実機レベルでの検証が必要 となるとともに、アロフェン投入量の低減や分散後の 急速攪拌を現場でいかに実施するかなど、更なる工夫 が必要である。

2.2.5 前処理施工フローおよび施工方法の検討

以上の前処理に関する要素技術を組み合わせた施工 フローを図-47 に整理した。なお、施工では濁水が生 じるため必要に応じて濁水防止フェンスや天然凝集材 による対策を講じることが考えられる。

また、図-48、図-49に水深別の基幹建設機械を整理 した。これらの汎用建設機械に開発したアタッチメン トを装着すれば水深 50m までの堆砂に対して前処理 が実施できる。

次に施工方法の検討を行った。

まず、水深が浅い場合の堆砂処理について検討する。 ダムでは貯水位が変動し、水位が低い場合には水深が 浅くなり、陸地化する箇所も出現する。対象とする堆

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発



図-48 水深別前処理施エイメージ



図-49 水深別基幹建設機械





図-51 T-iROBO UW による前処理施工法

自然エネルギーを活用した水中堆砂除去技術(吸引工法)



図-52 潜行吸引式排砂管との技術連携のイメージ

が水中となった際に、排砂管により排砂を行うという 仕組みである。

また、対象とする堆砂が大水深の場合を検討する。 大成建設㈱が保有する水中施工技術 **T**iROBO UW 等 の活用をした前処理の手順のイメージを図-51 に示す とともに以下に流れを記載する²³⁾。

(STEP1 事前調査工)

T·iROBO UW での施工を効率化させるため超音波 (Sub-Bottom Profiler(SBP)) により堆砂中に存在す る巨石や沈木を調査し、シャフトの建て込み箇所を決 定し、施工計画を検討する。

(STEP2 浚渫工)

掘削場所中央に 2m³ 級のオレンジピールバケット 等により T-iROBO UW のシャフトの建込み場所を浚 渫する。

(STEP3 T-iROBO UW 建込みおよび土砂分別)

掘削場所中央に **T**iROBO UW のシャフトを建込み 細粒土砂等を分別吸引アタッチメントにより排砂管吸 引場所(土砂ピット)に輸送する。

(STEP4 事前測量工)
T·iROBO UW に搭載している超音波調査(マルチ ファンビーム、BlueView)により湖底の巨石および沈 木の状況を確認する。

(STEP5 巨石破砕工)

巨石は **T**·iROBO UW に搭載のブレーカーにより小 さい粒径(30cm 程度を想定)に破砕する。

(STEP6 沈木撤去工)

沈木は開発した沈木切削アタッチメントにより切 断し、小分けした沈木を引き上げるとともに、粉砕屑 はエアリフトポンプなどで除去する。

(STEP7 浚渫工)

吸引不能な破砕巨礫はスケルトンバケットや 2m³ 級のオレンジピールバケット等によりすり鉢外へ除去 し、可能であれば引き上げる。

(STEP8 前処理完了)

T·iROBO UWの性能から、深さ 20m 長さ 90m の 浚渫が可能である。これが可能となれば、深さ 20m の すり鉢(約 25,000m³ (空隙あり))の土砂を前処理で きることとなる。なお、STEP1~8の手順は繰り返し 行い、すり鉢を徐々に堆砂内に形成させる。アタッチ メントの取り換えは約 60 分程度であり、従来技術に 比べ短時間での施工が可能と考えられる。塵芥等の量 が少なく、順調に作業ができれば、3 ヶ月程度の施工 で可能であると考えられる。また、施工では濁水が多 く発生することが想定され、施工ヤードはフェンス等 で囲い、天然凝集材アロフェンも用いれば、施工効率 が向上すると考えられる。以上の工程で大水深でも堆 砂対策が可能となる。

以上から排砂管との技術連携イメージを図-52 に示 す。図-52のSTEP3の建て込み後に「分別吸引アタッ チメント」で湖内輸送技術を用いて、輸送先の土砂ピッ ト(排砂管設置位置)に塵芥等を除去した吸引可能な 細粒土砂を集積する。そして、土砂吸引部を土砂ピッ トに設置して排砂する。以上により、排砂管の適用限 界を克服できる前処理システムを完成させることがで きた。

3. 吸引管における吸引性能の向上の検討

3.1 管径 100mm 排砂管による排砂管の課題の抽出 3.1.1 概要

本研究では、排砂管を用いた土砂運搬システムについて、現場への適用性、土砂吸引・供給能力、塵芥対応能力等を確認し実用化することを目指した。

まず、底面がコンクリート床版であったり、平成25



図-53 潜行吸引式排砂管の吸引形状の改造

年度に行った千葉県高滝ダムでの現地実験で塵芥層が あると、吸引部底部が吸着して吸引が疎外されたり、



図-54 吸引部への浮きの設置状況

吸引性能が低下することが確認されていた²⁴⁾。そこで、 吸引部が潜行する状況において土砂濃度が非常に高く なるが、吸引部が底に到達すると、土砂濃度が低下す る結果が得られたため、吸引部が底面に到達しても、 底面に空間が確保できる形状および吸引部の位置を制 御することで、吸引効率の向上が期待できるのではな いかという仮説に基づき検討を行った。図-53 に示す とおり、吸引部底部に吸引性能が低下しないように吸 着防止材(径 6mm×長さ 15mm)を設置する検討を 行った。また、図-54 のように、吸引部の上部に浮き を設置し、浮きの浮力によって吸引部を制御する方法 を検討した。

3.1.2 実験条件

実験に用いた装置の概要を図-55、図-56に示す。水 槽は国土技術政策総合研究所の河川水理実験施設内に 設置し、長さ7.5m、幅7.5m、深さ3.5mであり、水 位を維持するための余水吐きおよび排砂を行うための 管(内径100mm)を設置し、下流には流量・土砂濃度計 測装置とともに、流量調整が可能なスルースバルブを 設けている。実験開始時は吸引部と浮きをつなぐロー プの長さを0.4mとし、浮きは3点で固定したうえで、 1点については滑車をつけ、1つのロープの長さ伸ば せるようにして潜行深度を調整できる形とした。図-57 に流量・土砂濃度計測装置の詳細図を示す。なお、土 砂濃度計測装置とは、アクリル管の両側をサクション





000

ホースでつなぎ、柔軟性を持たせてアクリル管を鉄板 に載せ、アクリル管部の全体重量を計測するもので、 流水のみの時の荷重と土砂通過時の荷重の差を計測し て、土砂濃度に換算する装置である。実験にあたって



図-58 実験に用いた土砂の粒度分布

は、流量・土砂濃度計測装置の荷重計測区間に、土砂 濃度相当の重りを設置して検定し、精度よく計測出来

また、実験の土砂材料には、図-58 に示す粒径 0.053mm~3.35mm で構成される平均粒径 0.55mm の混合粒径砂を使用した。吸引管に用いた管材は、堆 砂面の変形に追随するための柔軟性を重視してフレキ シブルビニル樹脂管を用いた。実験の手順は、はじめ に水槽内に土砂を厚さ 2.8m に整形した初期河床の上









に吸引管を設置して、一定流量を水槽へ給水し、余水 吐きからの越流によって水位を保つ。その後、吸引管 の下流端のバルブを開けて排砂を実施した。実験中は 次の項目を計測した。

・水槽内水位

- を・管内流量(吸引管下流端に設置した φ100 電磁 流量計1秒間隔で連続計測する)
- ・流砂量(流量・土砂濃度計測装置では、アクリル 管内の重量を荷重計を用いて1秒間隔で連続的 に計測している。なお、吸引管の下流出口で採砂 ネットを使用する。また流量・土砂濃度計測装置 の検定として直接採取を44回実施した。1回当 たりの採取時間は2秒~5秒程度としている。)
- ・吸引部鉛直位置(吸引部の上流,下流,左岸,右 岸の四方に圧力式水位計4台を取り付け、吸引部 の深さと傾きを1秒間隔で連続計測している)

- 実験後の河床形状(65 点)
- ・流況(流量・土砂濃度計測装置のアクリル管内の 土砂移動・堆積状況を撮影)

また、実験は、排砂状況を観察しながら、吸引位置 をロープで管理しながら徐々に吸引部を潜行させてい くことを基本として開始した。

3.1.3 実験結果

検討結果を次に示す。

実験後の排水後の状況を図-59 に、排砂後の河床縦 横断形状を図-60 に、管内流量と吸引部鉛直位置の時 系列変化を図-61 に、土砂濃度の時系列変化と累積排 出量を図-62 に、管内流速低減率と流量・土砂濃度計 測装置から算出された土砂濃度との関係を図-63 に示 す。ここで、土砂濃度は採取した水と土砂について「土 砂体積/(水体積+土砂体積)」から算定した体積濃度 であり、土砂体積に空隙は含んでいない。









ロープの引張力により潜行状況を監視しながら実 験を続けたところ、12分後、ロープに引張力がかかり 吸引部の潜行が止まり、吸引部が浮きにより宙づり状 態となった。このため、さらに吸引部を 0.4m 下げた ところ、吸引部が浮きごと沈みこむ現象が始まり、吸 引部の潜行が止まらず、浮きごと水中にもぐる状況と なった。これは、吸引部上部に土砂が大量に堆積し、 浮きの浮力では吸引部の位置を支えられなくなったた め生じた現象であると考えられる。その後の潜行中の 15分ごろには、流出土砂濃度がピークとなり、23.5% となった。30分には、土砂濃度が高くなったため、流 量・土砂濃度計測装置におけるアクリル管内の土砂堆 積厚がピークの3.5cmとなり、流量が水のみの場合の 50%まで低下した。実験開始から 40 分ごろには、吸 引部が水槽底面に到達し、205分後には、夜間となっ たため、下流のバルブを閉鎖し、実験を一時中断した。 次の日、バルブを全開し、実験を再開し、380分から 490 分の間は実験再開から土砂濃度が徐々に減少した。 以降は土砂濃度が0.5%以下となったので、630分(10.5 時間)にて実験を終了した。なお、300 分経過時には、 土砂濃度が1%程度まで減少するが、間欠的に9%か ら5%まで上昇することもあった。

この実験結果と改良方針を整理すると次のとおりとなった。

①土砂濃度

既往の実験でも確認されたことと同様に、吸引部が 埋没中には土砂濃度が上昇し、着底すると濃度が低減 する傾向が認められた。

②吸引部の位置制御

吸引部の上部に土砂が堆積し、吸引部にかかる重量 が浮きの浮力を上回ってしまったため、浮きによる吸 引部の位置制御は不十分で、浮力に余裕がある浮きを 使用し、吸引部の下げ方も小刻みに行う改良が考えら れた。このためには、左右岸から浮きを固定するロー プの強度や固定方法も検討する必要があると考えられた。以上から、クレーンを用いることで吸引部位置制 御による吸引性能の向上についての検討を実施することとした。

④ 吸引部の管材質



図-64 実験後の吸引部の吸着防止材の破損状況

	吸引部等操作方法	管長 (m)	清水時管内流速 (m/s)
ケース1	吸引部位置を管理する ※土砂吸引が終了したのを確認してから30cm間隔で降下させる操作	15.8	2.8
ケース2	吸引部位置を管理する ※概ね土砂濃度5%を維持する操作	15.8	2.8
ケース3	吸引部位置を管理しない	15.8	2.8
ケース4	吸引部位置を管理しない ホース管を吊り上げサイフォンを形成	28	2.3

計測項目	計測方法	計測間隔		
貯水位	水位計	1秒間隔		
吸引部深度	水位計	1秒間隔		
管内流量	電磁流量計	1秒間隔		
	吐口部で直接採取((パケツ) 2秒~5秒程度/回)	随時(様々な土砂濃度に配慮)		
流砂量	濃度計計測区間の荷重を荷重計で計測	1秒間隔		
	吐口部で直接採取((パケツまたは採砂ネット 2秒~5秒程度/回)	随時(様々な土砂濃度に配慮)		
管内圧力	ピエゾメーター(2箇所:図-2に示す丸数字の箇所)	1秒間隔		
流況	アクリル管内の土砂移動・堆積状況をビデオ撮影・観察	連続		
総排砂量	レベル測量(実験前後の貯水池内形状から算定)	実験前後の2回		

表-7 実験計測項目







[底面図]
 図-65 金具設置による改良形状

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

実験後、吸引部の状況を確認したところ、図-59 に 示すとおり、吸引部は土砂に埋まって、土砂表面に露 出していなかった。また、吸引部は平面的に 1.5m 下 流に移動していた。土砂に埋まっている吸引部を取り 出したところ、図-64 のとおり、吸引部底面に取り付 けた吸着防止材(径 6mm×長さ 15cm)が根元から折 れ曲り、吸引部に接続していた管(サクションホース) が根元から切れていたことも確認された。吸引部上面 に土砂が堆積することによる荷重により、サクション ホースに引張力が生じたものと考えられ、運用方法や 管材質の改良が必要であることを確認した。

⑤ 吸引部の吸着防止材

図-53 に示すとおり、吸引部底面に取り付けた吸着 防止材(径 6mm×長さ 15cm)によって、底面床板へ の吸着による吸引部での吸引口閉塞は防止され、土砂 の排出は実験中継続されたが、吸引部底面に取り付け た鋼棒が折り曲がってしまい、強度不足を確認した。 このため、吸引部の能力に影響せずに十分な強度を持 つ吸着防止材について検討する必要性が考えられた。

⑥ 流量·土砂濃度計測装置

流量・土砂濃度計測装置による土砂濃度は、採水に よる土砂濃度調査の2倍程度の値となり、流量・土砂 濃度計測装置におけるアクリル管内に堆積した土砂を 考慮しても過剰であった。しかし、土砂濃度計測区間 を固定管部(1.025m)だけではなく、上下流のサクショ ン部(0.85m)を含めることで精度よく計測できるこ とが推察されたため、流量・土砂濃度計測装置の荷重 計測範囲の再設定と、土砂濃度の計測精度の向上方策 の検討が考えられた。

3. 2 管径 100mm の室内実験による改良

3.2.1 吸引部形状の改良および流量・土砂濃度計測装置の開発

以上の結果を踏まえて、吸引部形状を改良するとと もに、土砂濃度の計測精度の向上方策の検討も行った。 (1)実験条件

実験は図-55、図-56に示す水槽で実施した。使用した排砂管は、内径 100mm の管路で吸引部底面に直径 50mm の土砂吸引口を 7 個、上流管底面に直径 50mm の土砂吸引口を 250mm 間隔で 12 個配置したもので ある。土砂を水槽内に床板から約 2.1m の高さまで投 入した後、排砂管を土砂表面上に設置し、この高さを 初期河床高(吸引部深度 0m)とする。排砂管と水槽 外の管径 100mm の塩化ビニル管を接続し、さらに下 流に後述する図-57 に示す新たに開発した流量および 土砂濃度を計測する流量・土砂濃度計測装置、管終端 部に止水バルブ(スルースバルブ)を設置した。また、 3.1 の検討を踏まえ、ケース3とケース4においては 図-65 に示すように底面に小さな突起を1箇所のみ設 置する吸引口閉塞防止材の改良を行って実験を実施し た。

水をポンプで水槽内に一定流量で給水し、余水吐からの越流により実験中は貯水位をほぼ一定とし、管終端部との水位差を約2.6m 確保する。管終端部は床板から0.8m に位置しており、吸引部が床板に到達すると管終端部よりも低くなる。

使用した土砂は、図-58 に示す粒径 0.053mm~ 3.35mm で構成される平均粒径 0.55mm の混合粒径 砂を使用した。なお本研究で言う土砂濃度とは、土砂 の土粒子の実質部分の体積と土砂混じりの水の体積か ら求まる空隙なしの(1)式で示す体積土砂濃度を指す。

$$C = V_s / V \tag{1}$$

ここに**C**:空隙無体積土砂濃度、**V**:土粒子の実質部分の体積(m³)、**V**:土砂混じりの水の体積(m³)を表す。

実験は、バルブを全開にして開始し、表-6 に示す4 ケースの条件で実験中は表-7 の項目を常時監視して 計測し土砂濃度と管内流速の関係などを分析する目的 で実施した。ケース1とケース2は吸引部をクレーン で吊り下げて位置を管理し、ケース3 は吸引部をク レーンで吊り下げず、ケース4 は図-66 に示すように 他ケースよりも管長を長くし、クレーンで管を吊り上 げ、サイフォンを形成させて吸引部はクレーンで吊り 下げずに実施した。

実験終了は吸引部の深度が概ね床板に到達し、吐口 から排出される土砂濃度が概ね 1%未満となる条件と した。なお、ケース4では管閉塞の可能性を確認する 目的で実験途中にバルブ操作も行った。以上から吸引 性能の評価と流量・土砂濃度計測装置の有効性と土砂 濃度と管内流速の関係などを分析した。

(1)検討結果

①流量
 ・土砂濃度計測装置の開発

これまでは吐口から排出される土砂濃度(以下、排 出土砂濃度)の計測は吐口部での人力による直接採取 により計測していたため頻度の高い計測が困難であっ た。そこで、図-57の赤で示すアクリル管と両側のフ レキシブル管で構成するフレキシブル区間(以下、濃度 計測区間(合計 1.9m))の重量を荷重計で計測すること でリアルタイムで管内の土砂濃度(以下、管内土砂濃 度)を取得可能とし、管内の状態によって排出土砂濃



度を推定可能とする手法について、ケース 1~ケース 4の実験を通じて検討した ^{15),25)}。具体的には,濃度計 測区間の清水のみと土砂混合時の重量の差分から(2) 式により管内土砂濃度に換算し、電磁流量計も併設し て管内流量を計測、水平管路の土砂輸送の状態(管内 流速と管内土砂濃度)を秒単位でほぼ同時刻に自動取 得できる仕組みとし、さらに、長さ 1mのアクリル管 内の土砂の堆積状態などの流況を目視観察することで 後述する補正により排出土砂濃度を推定できる装置を 検討した。なお、精度検証のため、吐口部ではこれま でどおり人力により排出土砂を直接採取し(2)式で排 出土砂濃度も算出し、土砂濃度計測装置から得られる 値との比較を行い、精度を確認した。

$$C_{1} = \frac{\frac{W}{W_{W}} - 1}{\frac{\rho_{\chi}}{\rho_{W}} - 1} = \frac{\frac{W}{W_{W}} - 1}{\frac{\gamma_{\chi}}{\gamma_{\chi}} - 1}$$
(2)

ここにC1:管内土砂濃度または排出土砂濃度、W:土



砂混合時の荷重(g)、Ww:水のみの荷重(g)、 **ρ**_s:土砂の 密度(g/cm³)、 **ρ**_w:水の密度(g/cm³)、Vw:濃度計測区間 体積または直接採取時の容器体積(cm³)を表す。

一般的にスラリー輸送においては、流体と固体粒子の速度に差異があるため管内土砂濃度と排出土砂濃度が異なる²⁶⁾。流動状態では、流速が大きいと均質流(浮遊流)となるが、流速の低下とともに、下層が高濃度となる不均質流、下層に摺動層が生じる摺動流、下層に堆積層が生じる堆積流へと変化する²⁷⁾。また,摺動流と堆積流の境界流速は堆積限界流速と定義されており、代表的な Durand の堆積限界流速²⁸⁾の(3)式がある。

$$v_L = F_L \sqrt{2gD(s-1)} \tag{3}$$

ここに**v_L**:堆積限界流速(m/s)、**F**_L:粒径と土砂濃度で 決まる定数(図-67)、g:重力加速度、D:管径(m)、s:土粒 子比重を表す。

使用した粒径 0.1mm~2.85mm の土砂濃度 2%~ 15%の範囲の堆積限界流速は 1.4m/s~2.7m/s の範囲 となる。

また、図-68 に全ての実験ケースを通じた吐口部で の直接採取による排出土砂濃度と同時刻の土砂濃度計 測装置の荷重計値の関係を示し、(2)式の関係も示す。 なお、本稿では既往の文献²⁰⁾を参考に土砂混入に伴う 流量計測への影響は小さいとして電磁流量計の値を断 面積で除した値を管内流速とした.流速2m/s以上は(2) 式と直接採取値が概ね一致する.一方、流速 2m/s 未満 は直接採取値が(2)式の値からかい離した。管内土砂濃 度と排出土砂濃度が概ね流速 2m/s を境に異なること が確認でき、流速 2m/s は前述の Durand の堆積限界 流速と同程度の値となったことから堆積層を形成する 境界速度とした。次に、流速 2m/s 未満の場合の排出 土砂濃度の計測について堆積厚を考慮する手法を検討 した。図-69 に実験中のアクリル管内の流れの様子を 示す。土砂の堆積状態等を確認したところ概ね流速 2m/s 以上では、管の下層で土砂が摺動する摺動流と なっており、管内土砂濃度と排出土砂濃度が異なると 考えられたが、前述のとおり(2)式と直接採取値が概ね 一致したため(2)式の値を排出土砂濃度とした。概ね流 速 2m/s 未満では管底部が完全に土砂が堆積し堆積流 となっていた。このため流速 2m/s 未満は流況観察か ら堆積厚を計測して(4)式により堆積厚に相当する土 砂の断面積を計算し、(5)式により堆積土の空隙率を考 慮した土砂の断面積の比率を控除した流積比(管断面 積を 100%とした値)を求め流積比と管内流速との関 係を図-70に示す。

$$S = R^2 \cos^{-1} \left(\frac{(R-a)}{R} \right) - (R-a) \sqrt{(R^2 - (R-a)^2)}$$
(4)

$$Ra = 1 - \left(\frac{s}{R^2 \pi}\right) \qquad (5)$$

ここに、S:堆積断面積(cm²)、R:管半径(cm)、a:堆積 厚(cm)、Ra:流積比(%)、E:空隙率(0.4)を表す。

図-70に示す関係から近似式(6)式を算出して(7)式で 補正する排出土砂濃度を求めた。

$$Ra = 0.3247v - 0.3506 \tag{6}$$

$$C_2 = \frac{1}{R\alpha} \left[\begin{pmatrix} \frac{W}{W_W} - 1 \\ \gamma_z - 1 \end{pmatrix} - (1 - R\alpha) (1 - \varepsilon) \right]$$
(7)

ここに**v**:管内流速(cm/s)、**C₂**:流速2m/s未満の排出土 砂濃度、 L:濃度計測区間(cm)を表す。

なお、流速 2m/s を流積比 100%としている。

ケース毎の吸引部の初期河床高からの深度の時系 列関係を図-71 に、図-72 にケース 1 からケース 4 の 土砂濃度計測装置において(2)式のみから算出した管 内土砂濃度、管内流速2m/s以上を(2)式、管内流速2m/s 未満を(7)式により算出した排出土砂濃度、吐口で直接 採取した排出土砂濃度および管内流速の時系列関係を 示す。また、ケース 4 の吸引部の初期河床高からの深 度と管の吊上げ高さ(貯水位基準)の時系列関係を図 -71 に示す。土砂濃度計測装置から算出された排出土 砂濃度と直接採取した排出土砂濃度が概ね合致し、土



図-73 ケース4の吸引部の初期河床高からの深度と管の吊上げ高の時系列関係

砂濃度計測装置により排出土砂濃度が推計できること がわかった。なお、本稿では堆積厚を目視計測し線形 式で補正したが、管径 100mm、土砂粒径が 0.1mm~ 2.85mm などの今回の条件で適用できたと考えており、 今後、管径や粒径が異なる他の条件でも適用可能な補 正方法の検討を行っていく予定である。

②管内流速と土砂濃度等の分析

各ケースの管内流速と土砂濃度の時間的変化等につい ては、図-71~図-73 に示したとおりである。ケース1 は吸引部を概ね 30cm 間隔で降下させながら排砂した。 降下中に土砂濃度が高くなると同時に流速が低下する 現象が確認された。吸引部の位置が初期河床高から 1.8m となった 5.7 時間後の降下では水槽内に形成さ れるすり鉢状の土砂崩壊形状が大きくなったため吸引 部を 30cm 降下させただけでも崩落土砂量が多くなり、 約 23%程度の土砂濃度が計測されたものと考えられ た。ケース 2 はリアルタイムで土砂濃度が概ね 5%を 維持するように監視しながら連続的に吸引部を操作し て降下させた。急激な土砂濃度の上昇や流速の大きな 変動は見られず安定的に排砂ができた。ケース 3 は吸



引部を制御せずに排砂した。実験初期に吸引部が一気 に土中に潜行すると同時に土砂濃度も 20%を超えた。 これは、吸引部の土砂吸引口の直下に土砂が存在し吸 引が容易であったためと考えられる。その後、概ね30 分から2時間の間は、吸引部が床板に着底し、管内流 速が 1.5m/s よりも低下、土砂濃度は約 15%を維持し た状態となった。これは、吸引部が土中に完全に埋没 し、吸引部あるいは上流管の土砂吸引口から土砂が吸 引されたためと考えられた。ケース4はケース3に比 べて管長を12.1m長くし、実験途中でサイフォンも形 成させた。管長の増加により損失が大きくなったため、 管内流速が低下し、吸引能力が低下、吸引部の潜行も ケース3に比べて遅くなった。管を水面から約2.2m 吊り上げたサイフォン形成時には吸引量の低下も考え られたが流速が大きく低下せず、排砂は順調に行われ た。また全てのケースで排砂管が目詰まりや損傷する こともなかった。

また、ケース4では実験開始から5時間前後にバル ブを閉める操作を行った。図-72の当該時間を拡大し た図を図-74に示す。バルブを閉じると流速が低下し、 アクリル管内の土砂が沈降・堆積した。一方、バルブ 付近は開度を低くしても流速があるため土砂も流下し 管が閉塞する現象は見られなかった。これは今回の土 砂粒径であれば1つのバルブで運用が可能となること が示唆された。

土砂を含む管内の水の比重は、水のみより大きくな るため(8)式で求められる。管内が土砂を含むため管内 の任意の位置における位置水頭(床板を基準とした高 さ:図-75を参照)と速度水頭は比重を考慮した(9)、 (10)式と表わすことができる。なお、圧力水頭は(11) 式となる。

$$\gamma_s = \frac{\rho_w(1-\mathcal{C}) + \rho_s \mathcal{C}}{\rho_w} \tag{8}$$

$$H_{k} = \gamma_{s} \left(h - H_{out} \right) + H_{out} \tag{9}$$

$$H_v = \gamma_s \frac{v^2}{2g} \tag{10}$$

$$H_p = \frac{p}{\rho_w g} \tag{11}$$

ここに**y**_s:管内比重、**C**:土砂濃度、**H**_i:位置水頭(m)、 *k*: 管の任意位置の高さ(m)、**H**_{out}:吐口部標高(m)、**H**_v: 速度水頭(m)、**H**_n:圧力水頭(m)、**p**:圧力(Pa)を表す。

ここで貯水位と吐口部の高さとの差で与えられる 有効落差を考えると、吸引部から吐口部までの土砂を 含む水の存在を考慮し(12)式となる。さらに、管内圧 力が無い吐口部で、損失水頭(管内流速と比重の関係 式となると考えられることから(13)式と仮定)も考慮 したベルヌーイの定理を適用すると(14)式が成立する。 この(14)式に(8),(10),(12),(13)式を適用すると、土 砂濃度は(15)式で表わすことができる。

$$H_{\varrho} = (H_n - H_i) + \gamma_s (H_i - H_{out})$$
(12)

$$H_f = f \gamma_s \frac{v^*}{2g} \tag{13}$$

$$(H_n - H_i) + \gamma (H_i - H_o) = \gamma \frac{v^2}{2g} + F \gamma \frac{v^2}{2g}$$
(14)

$$C = \frac{2gH_n - 2gH_i}{(\frac{\rho_g}{\rho_W} - 1) \ (v^2(1+f) + 2gH_{out} - 2gH_i)} - \frac{1}{\frac{\rho_g}{\rho_W} - 1}$$
(15)

ここに H_e :有効落差(m)、 H_n :貯水位(m)、 H_i :吸引部 標高(m)、 H_f :損失水頭(m)、f:損失係数を表す。

(15)式から土砂濃度は管内流速の2乗に反比例し、 吸引部の深度の関数となっていることが分かる。ケー ス1からケース4のバルブを全開とした状態における 土砂濃度と管内流速の関係を図-76に示す。土砂濃度 が上昇すると、管内流速が低下する傾向が分かり、(15) 式の関係が現れたと考えられた。

また、ケース1の吸引部深度毎の土砂濃度と管内流 速の関係を図-77 に、ケース1の吸引部深度毎の管内 比重と速度水頭との関係を図-78 に、ケース1の吸引 部深度と速度水頭の関係を図-79 に示す。土砂濃度は 有効落差によるもののほか、吸引部等の土砂吸引口周 辺の土砂の存在状況にも依存する。吸引部深度が2.1m の際にはすり鉢状の崩壊形状がほぼ形成され、土砂吸 引口周辺にほとんど土砂がない状態となったため土砂



図-76 止水バルブ全開時の管内流速と土砂濃度の関係



濃度が小さく、図-79 の速度水頭の最大低下量は小さ くなったと考えられた。このケースを除くと土砂濃度 や比重が上昇すると、管内流速が低下する傾向や、同 じ土砂濃度、比重であれば、吸引部の深度が大きくな ると、管内流速、速度水頭が低下し、速度水頭の最大 低下量は大きくなる傾向が分かり、(15)式の吸引部深 度と土砂濃度の関係が現れたものと考えられた。また 土砂濃度、管内流速、管断面積の積を基に時間当たり の吸引輸送量を算出し、管内流速との関係を図-80 に 示す。ケース1からケース3では2m/s付近で時間当 たりの吸引輸送量が高く,ケース4 では1m/s から 1.5m/s で高い.(15)式から管内流速が早すぎると土砂 濃度が低下する.一方で遅すぎると排砂量が低下する. このため時間当たりの吸引輸送量と管内流速の関係を



確認した上で排砂に最適な管内流速の検討が設計上必 要となると考える.

以上から,排砂施設の設計にあたっては,吸引部の 深度と管内流速を考慮する必要であり,このことを踏 まえて設計手順を検討すると,吸引部の最深位置を検 討した後,最深部での目標土砂濃度を設定,その場合 の目標管内流速を検討し,目標管内流速以上の流速が 清水時に確保できる施設に設計していく手順になると 考えられる.

(3)検討結果

以上,結果は次のとおりである.

- (a)排出土砂濃度の計測法について,新たに土砂濃度 計測装置を開発し,従来の直接採取による計測値 と概ね合致し,精度の高い装置となることを確認 した.
- (b)この装置を用い水位差が約 2.6m の条件で管径 100mm の排砂管による 4 ケースの水理実験を行 い、土砂濃度が高くなると管内流速が低下する関 係やバルブ操作による管内閉塞は生じないこと などが明らかとなり排砂管の排砂能力を評価す るためなどに必要となる排砂管の施設設計に向 けた有用な知見が得られた.
- (c)吸引部形状についても改良形状においては、コン クリート床板に吸着し、吸引性能が低下すること なく、円滑な排砂が可能となることを確認できた。

3.3 管径 300mm 室内実験による検討

3.3.1 吸引土砂量の検討

潜行吸引式排砂管について、これまでの検討におい て、実際のダムでの堆砂対策技術として活用可能な規 模が明らかとなっていないことや排砂管の施設を設計 する上で必要となる管損失の評価ができていない。そ こで、安価に製作できる最大規模の管径 300mm につ いて室内実験の結果の詳細を分析し、土砂濃度計測装 置¹⁵⁾の有効性を確認した上で時間当たりの排砂量や 排出される土砂濃度(以下、排出土砂濃度)と管内流 速の関係を把握するとともに、管損失の評価を行うと ともに、吸引可能な粒径を明らかにし、排砂管の設計



法を示す。また管径 100mm の実験結果と比較を行い、 管径の違いによる管損失の評価も行った³⁰。管径 300mm の排砂管の堆砂設置状況と吸引部の構造を図 -81、図-82 に示す。排砂管は、フレキシブル管材を U 字状に曲げたような形状となっており、曲がり部(以 下、吸引部)は鉄材、吸引部の上下流管はサクション ホース、吸引部の底面には不透水性のシート、吸引部 と上流管の底面には管径の半分の大きさの土砂吸引口 を配している。管径 300mm の排砂管の吸引部の直径 は 1.5m で、吸引部底面に直径 150mm の土砂吸引口 を 7 個、上流管底面に直径 150mm の土砂吸引口を 250mm 間隔で 5 個配置しおり、吸引部の重量は約 700kg である。

①実験概要

(1)実験方法

実験の状況を図-83 に示す。また、実験は図-84 に示 す水槽で実施した。排砂管は、土砂を水槽内に床板か ら約 2.5m の高さまで投入した後、土砂表面上に設置 した。この高さを初期河床高(吸引部深度 0m)とす る。排砂管と水槽外の管径 300mm の塩化ビニル管を 接続し、下流に図-85 に示す土砂濃度計測装置、管終 端部に止水バルブ(スルースバルブ)を設置した。給 水、管終端部との水位差を約 2.3m 程度確保する。管 終端部は床板から約 1m に位置し、吸引部が床板に到 達すると管終端部より低くなる。土砂は図-58 に示す 粒径 0.053mm~3.35mm で構成される平均粒径 0.55mm の混合粒径砂を使用した。なお、本研究で言 う土砂濃度とは、(1)式で示す体積土砂濃度を指す。

実験は、バルブを全開にして開始し、吸引部での土 砂吸引と自重により潜行する条件で実施し、表-8の項





図-85 土砂濃度計測装置と止水バルブ

目を計測した。実験終了は吸引部の深度が概ね床板に 到達し、吐口から排出される土砂濃度が概ね 1%未満 とした。

以上の実験から管径 300mm の土砂濃度計測装置の 有用性、排砂量、土砂濃度と管内流速の関係、管損失 について分析した。

(2)管径 300mm 土砂濃度計測装置の土砂濃度計測方法

管径を 300mm に拡大した場合の土砂濃度計測装置 の精度検証を行った。図-85 に示す濃度計測区間の重 量を荷重計で計測することで、管内の土砂濃度(以下、 管内土砂濃度)の清水のみと土砂混合時の重量の比か ら(2)式により管内土砂濃度に換算した。この管内土砂 濃度C1について、管内に土砂の堆積がない場合は排出 土砂濃度と一致するが、土砂が堆積した場合は排出さ れない(移動していない)土砂の重量(濃度)が含ま れるため排出土砂濃度とは異なる。このため、堆積し た場合に(4)式、(5)式、(16)式で管内土砂濃度を補正し 排出土砂濃度を推定した。なお、解析では秒単位で取 得した計測値は流体が概ね 5 秒で吸引部から吐口部 まで到達することを踏まえ5秒平均値を採用した。

$Ra = 0.37882v - 0.13646 \tag{16}$

ここに**Ra**:流積比、**s**:空隙率(0.4)、**v**:管内流速(cm/s) を表す。

②実験結果および考察

(1)管径 300mm 土砂濃度計測装置の精度検証

図-86 に管径 300mm の実験中のアクリル管内の流 れの様子を示す。土砂の堆積状態等を確認したところ、 概ね流速 3m/s 未満の場合に堆積層が生じた。このた め流速 3m/s 未満については流況観察から堆積厚を計 測して(4)式により堆積厚に相当する土砂の断面積を 計算し、(5)式により堆積土を考慮した土砂の断面積の 比率を控除した流積比を求めた。図-87 に示す流積比 と管内流速との関係から近似式(16)式を算出して(5)式 で補正し排出土砂濃度を求めた。なお、比較として前 に検討した管径 100mm の実験の吸引部を制御しない ケースにおける流積比は流速 2m/s 未満の場合に堆積 層が生じたことから図-70 の関係から(6)式を用いて算 出している。

また、摺動流と堆積流の境界流速として代表的な Durand の堆積限界流速(3)式がある。

管径 300mm での粒径 0.053mm~3.35mm の土砂 濃度 2%~15%の堆積限界流速は 0.62m/s~4.67m/sの 範囲となり、流速 3m/s はこの範囲の中で、実験の現 象と合致した。

実験は図-88 に示すように3 時間行い、土砂濃度計 測装置による計測から求めた総排砂量は50.19m³(空 隙率0.4 含む)となった。実験前後の水槽内の土砂の 測量から総排砂量を計算し、土砂濃度計測装置から計 算された総土砂量と比較した。図-89 に実験後の水槽 内の状況と縦横断測量結果から得た河床高を示す。等 高線法により求めた総排砂量は48.96m³(空隙率0.4 含む)となった。2%程度の差はあるが、管径300mm の土砂濃度計測装置においても精度の高い排出土砂濃 度が計測できたと考えられる。

(2)管径 300mm での排砂量と管内流速と土砂濃度の関

表-8 実験計測項目

計測項目	計測方法	計測間隔
水槽内水位	水位計	1秒間隔
吸引部深度	水位計	1秒間隔
管内流量	電磁流量計	1秒間隔
流砂量	計測区間の荷重を荷重計で計測	1秒間隔
流況	アクリル管内の土砂移動・堆積状況をビデオ撮影・観察	連続
管内圧力	圧力計	1秒間隔
総排砂量	レベル測量(実験前後の貯水池内形状から算定)	実験前後



係

実験では図-88および図-90に示すように実験開始 直後から吸引部は潜行し、概ね30分で吸引部が水槽 の床板に到達し,潜行中は排出土砂濃度が上昇すると ともに管内流速が低下する現象が確認された。図-88 に示したとおり1時間で概ね50m³の排砂を確認した。 この結果から、排砂管4系統を用いて48時間の洪水 中に運用できれば9600m³相当の土砂が排砂できるこ ととなり、実際のダムにおける堆砂対策に活用可能な 規模と考えられる。

図-91 に管径 100mm と管径 300mm の管内流速と 排出土砂濃度の関係を示す。清水時は管径 300mm の 流速が約 3.4m/s、管径 100mm の流速が約 2.8m/s で ある。また、管径 300mm では土砂濃度の上昇に伴っ て管内流速が低下し、管径 100mm では流速 2m/s ま では管内流速が低下した。これは吸引部からの土砂吸



引量の増加に伴う損失の増加によるものと考えられる。 また管径 100mm の流速 1.2m/s から 2m/s の間は、 流速と排出土砂濃度は正の相関となった。これは排砂 管の吸引部が水槽の床板に到達、土中に完全に埋まっ たことで、吸引部の損失が変化したことや側部の土砂 しか吸引されないため土砂吸引量が低下したためと考 えられる。

③排砂管の管損失の考え方

排砂管は吸引口から堆砂を管内へ吸引し、輸送管を 通じて土砂のスラリー輸送によりダム下流河川へ排出 するものである。このため土砂を含む管内の流体の水 に対する比重は、1より大きくなり(8)式により求めら れる。管内は土砂を含むため管内の任意の位置におけ る位置水頭(床板を基準とした高さ:図-75を参照) と速度水頭は比重を考慮した(9)式,(10)式と表わすこ とができる。また、圧力水頭は(11)式となる。

ここで貯水位と吐口部の高さとの差で与えられる 有効落差を考えると、吸引部から吐口部までの土砂を 含む水の存在を考慮し(12)式となる。さらに,損失水 頭は管内流速と比重の関係式となると考えられること から(13)式と仮定すると、損失水頭を考慮したベル ヌーイの定理を適用すると(14)式が成立する。これに より排砂管の施設設計では流速、圧力、位置(特に吸 引部)、損失の水頭と有効落差の関係から設計できる。





ここで、吐口部を基準(Ho=0)とし(14)式を管内 流速で整理すると(17)式となる。

$$v = \sqrt{\frac{2g(H_n - H_i + \gamma H_i)}{\gamma(1+F)}}$$
(17)

さらに、全管路損失係数 F は(18)式に示すように、 吸引部、管路部、その他の吐口部までのすべての損失 係数の和で表すことができる。

$$F = f_i + f_l \frac{L}{p} + f_{etc} \tag{18}$$

ここにf_i:吸引部の損失係数、f_i:摩擦損失係数、 f_{etc}:その他曲がり等管路内の損失係数の和、D:管 径(m)、L:管長(m)を表す。

以上、全管路損失係数Fを求めれば(18)式から土砂濃 度Cに対する管内流速vが算定可能となり、排砂設備と して排出可能土砂濃度が明らかとなる施設設計ができ る。

④ 管損失、損失係数およびその評価

実験結果を基に管損失を求め、損失係数を評価する。 管径 300mm の全管路損失係数 F と管内流速の関係 を図・92 に、管径 100mm での全管路損失係数 F と管 内流速の関係を図・93 に示す。管径 300mm、管径 100mm ともに管内流速の低下とともに、全管路損失 係数が上昇傾向にある。特に、管径 100mm に着目す ると、管内流速 2m/s より低下すると急激に損失係数 が増加していることがわかる。管内流速 2m/s は管径 100mm における堆積層が形成される流速であり、管 路における土砂堆積が損失係数の増大に関係している ものと考えられる。管径 300mm においても管内流速 3m/s よりも小さくなった場合は損失係数が上昇する 傾向も見受けられる。

また、管径 300mm および管径 100mm での実験に おいて、管内の圧力を図-94、図-95 に示す吸引部の直 下流(①)、サクション部の終端部(②)、流量計の下 流部(③)で計測した。この計測結果から有効落差と ①の全エネルギー水頭の差から吸引部での損失水頭、 ①と②の全エネルギー水頭の差からサクション部での 損失水頭、②と③の差から下降部での損失水頭、③と



図-95 *ϕ*100mm 圧力計測位置

速度水頭との差から水平部での損失水頭を求める。管 径 300mmにおける圧力計測位置での全エネルギー水 頭と排出土砂濃度の時間変化を図-96に、管径 100mm における圧力計測位置での全エネルギー水頭と排出土 砂濃度の時間変化を図-97に示す。管径 300mm、管径 100mmともに、土砂濃度が上昇すると全エネルギー 水頭が低下していることがわかる。この結果を基に管 径 300mm、管径 100mm それぞれの全管路損失係数



を(19)式のとおり分割した。

$$F = f_i + f_s \frac{L_s}{D} + f_d \frac{L_d}{D} + f_L \frac{L_L}{D}$$
(19)

ここに**f**_i:吸引部の損失係数、**f**_s:サクション部の損失 係数、**f**_a:降下部の損失係数、**f**_i:水平部の損失係数、**L**_s: サクション部の管延長(m)、**L**_a:降下部の管延長(m)、 **L**_i:水平部の管延長(m)を表す。

表・9 に各箇所における損失係数の範囲を示す。管径 が小さくなると損失係数の最大値が大きくなることや 吸引部が管路に比べて損失係数が大きいことがわかる。 また、図-98 に管径 300mm と管径 100mm の吸引部 の損失係数 fi と排出土砂濃度の関係を、図-99 に管径 300mm と管径 100mm のサクション部の損失係数 fs と排出土砂濃度の関係を、図-100 に管径 300mm と管 径 100mm の降下部損失係数 fd と排出土砂濃度の関 係を、図-101 に管径 300mm と管径 100mm の水平部 の損失係数fLと排出土砂濃度の関係を示す。なお、図 中にはそれぞれの損失係数に管内比重γを考慮した値 も記載した。清水時の損失から変動がみられる。特に、 管径 100mm については、土砂濃度 10%以上となった 場合は損失係数が二分されている。これは、前述した とおり吸引部が床板付近となって、吸引機構が変化し たことや土砂が管路部に堆積したことなどによるもの と考えられる。

また、ここでポンプ浚渫において用いられている長 谷川らが提案した送泥時の管路摩擦係数 fjを算出する (20)式,(21)式がある³¹⁾。



$$f_l' = \alpha \times f_l \tag{20}$$

$$\alpha = 1 + \beta(\gamma - 1) \tag{21}$$

ここに
「:送泥時の管路摩擦係数、
「:送水時の管路摩

擦係数、α:送泥時の管摩擦損失係数の増加割合、β:材 料係数(表-10)を表す。

ここで、 f_i' は比重 γ が考慮された損失係数となっているため、実験から求めた水平部の損失係数 f_i に比重を考慮した γf_i と比較した。

なお、本実験で使用した土砂は細砂で材料係数とし て B=3 を採用するのが妥当と考えられるが、比較のた め 8=2 および 8=4 の値も計算した。図-102 に管径 300mm と管径 100mm の水平部損失係数と排出土砂 濃度の関係を示す。材料係数として過大な傾向はある が、土砂濃度が10%程度と小さい場合には、実験から 得られた vfL は長谷川の式から得られる fi'と概ね合致 しており、設計において長谷川の式を採用しても問題 ないといえる。一方、管径 100mm のケースのように 土砂濃度が10%を超え、長谷川の式から求められるfi と実験値 yfLが大きくかい離する場合(前述の吸引部が 土砂に埋まり吸引機構が変化した状態)は長谷川の式 は用いられない。以上、管径 300mm では長谷川の式 が適用できることがわかった。一方、管径100mmで は長谷川の式を適用できない場合があるが、土砂濃度 が大きい場合であり、設計しようとする土砂濃度を所 定以上とする考え方であれば、長谷川の式を適用する ことで足り、設計において土砂濃度が大きい場合は考 慮しなくても良いと考えられる。

さらに、排砂管の損失係数を評価した設計では、(1) の考え方により現場条件を基に吸引部位置および目標 とする土砂濃度を設定し、図-98~図-101の傾向を踏 まえて損失係数および管内流速を求められ、土砂によ る管損失を考慮した事前の施設設計が可能となる。 ⑤まとめ

吸引可能土砂量を目的とした室内実験の分析の結 果は次のとおりである。

- 1) 土砂濃度計測装置について、管径 100mm の装置 を管径 300mm に拡大しても精度の高い排出土砂濃 度が計測できることを確認した。
- 2)この計測装置を用いることで、水位差が概ね一定 の条件の水理実験の結果から、管径 300mm につい てはダム貯水池の堆砂処理量として相応の排砂が 可能な規模であることを確認した。
- 3) 排砂管の設計において、これまで不明であった、 管径や排出土砂濃度などの違いによる管損失が求 められ、さらに管内流速を算出することにより施設 設計が可能となった。



図-103 粒径別の吸引可否実験整理結果 最大粒径 106mm、dm61.6mmの実験



(実験前水槽内)



(実験後水槽内) 最大粒径 75mm、dm12.2mmの実験



(実験後水槽外)







(実験前水槽内)

(実験後水槽内)図-104 粒径別の実験前後の状況

(実験後水槽外)

これにより、排砂管の吸引性能が向上させ、堆砂対 策技術の1つの実用技術としての性能を満足すること を示すことができたと考える。

3.3.2 **吸引可能粒径の検**討

潜行吸引式排砂管について、これまでの検討におい て、実際のダムでの堆砂対策技術として活用可能とな るようにするには、確実に吸引ができる粒径を明らか にする必要があるが、評価できていない。そこで、3.3.1 で使用したダムの堆砂対策として使用できる規模の管 径 300mmを用いて室内実験を行い、吸引可能粒径を 明らかとする。実験は、図-80、図-81 に示した管径 300mmの排砂管で図-84 に示す水槽で実施した³²⁾。 ①実験概要

(1)実験方法

排砂管は、土砂を水槽内に床板から約 1.5m の高さ まで投入した後、土砂表面上に設置した。この高さを 初期河床高(吸引部深度 0m)とする。排砂管と水槽 外の管径 300mm の塩化ビニル管を接続し、下流に図 -85 に示す土砂濃度計測装置、管終端部に止水バルブ (スルースバルブ)を設置した。給水、管終端部との 水位差を約 2.3m 程度確保する。管終端部は床板から 約 1m に位置し、吸引部が床板に到達すると管終端部 より低くなる。土砂は図-103 に示す粒径で構成される ものを使用した。

実験は、バルブを全開(清水時の管内流速3.2m/s) 又は中間開度(清水時の管内流速3m/s)にして開始し、 吸引部での土砂吸引と自重により潜行する条件で実施 した。実験終了は吸引部の深度が概ね対象土砂を投入 した最低位置または排砂がほぼ停止した状態の場合と した。

以上の実験から管径 300mm における粒径・粒度分 布の異なる土砂を用いて排砂が可能な粒径について確 認する実験を行った。

(1)実験結果

図-104 に実験の状況(排砂できなかったケースと排砂可能なケース)を示す。図-103 に実験で用いた土砂

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

の粒径加積曲線を示したが、実線は安定的に運用でき た土砂、破線は吸引が困難な土砂を示している。混合 粒径の平均粒径(dm)12mm、最大粒径75mmの土 砂で吸引できた。比較的一様の平均粒径13.9mm、最 大粒径25.4mmで吸引できたが、平均粒径(dm) 22.9mm、最大粒径53mmは吸引が困難であった。

以上の実験の結果から、一様粒径では 20mm 程度、 混合粒径では 0.075mm~75mm(平均粒径 dm: 12mm)程度であれば安定的に排砂が可能となること が確認でき、管内流速 3m/s 程度において適用できる 吸引可能粒径について確認することができた。

3.4 潜行吸引式排砂管を用いた排砂設備の設計 3.4.1 排砂設備の設計法

排砂管の操作イメージを図-2に示したが、排砂管に おける排砂メカニズムと排砂設備の設計上の留意点、 設計手順を整理した。

①排砂メカニズムと設計上の留意点

この技術は貯水池の水位と放流地点の水位差を利 用して、水位差で生じる管路内の通水に伴い、吸引ロ で発生する負圧により堆砂を管内へ吸引し、輸送管を 通じてダム下流河川へ排出するものである。

このため前述したとおり、土砂を含む管内の流体の 水に対する比重は、1より大きくなり(8)式により求め られる。管内は土砂を含むため管内の任意の位置にお ける位置水頭(床板を基準とした高さ:図-75を参照) と速度水頭は比重を考慮した(9)式、(10)式と表わすこ とができる。また、圧力水頭は(11)式となる。

ここで貯水位と吐口部の高さとの差で与えられる 有効落差を考えると、吸引部から吐口部までの土砂を 含む水の存在を考慮し(12)式となる。さらに、損失水 頭は管内流速と比重の関係式となると考えられること から(13)式と仮定すると、損失水頭を考慮したベル ヌーイの定理を適用すると(14)式が成立する。これに より排砂管の施設設計では流速、圧力、位置(特に吸

引部)、損失の水頭と有効落差の関係から設計できる。 ここで、吐口部を基準(Ho=0)とし(14)式を管内 流速で整理すると(17)式となる。

さらに、全管路損失係数Fは(18)式に示すように、吸 引部、管路部、その他の吐口部までのすべての損失係 数の和で表すことができる。

以上、全管路損失係数Fを求めれば(18)式から土砂濃 度Cに対する管内流速vが算定可能となり、排砂設備と して排出可能土砂濃度が明らかとなる施設設計ができ る。



V. Stratified flow with a stationary bed

※文献 33)の図に 26), 27)の文献を参考に筆者が別の呼称を日本語で追記

図-105 流送形態別の流速、管内濃度、排出濃度の関係

ここで、排砂管は土砂のスラリー輸送を扱うため、 設計では管内流速、管内圧力、位置(特に吸引部)に ついて、損失との関係性から以下の留意が必要となる。 (1)管内流速

排砂管は吸引部と輸送部から構成され、土砂は、吸 引部で浮遊、吸引され、輸送部では鉛直と水平の流れ の組合せにより輸送される。特に、ダム貯水池では排 砂管は縦断距離が大きくなるため主に水平輸送となり、 水平管路のスラリー輸送の特徴を踏まえ設計が必要と なる.水平管路による土砂のスラリー輸送の流送形態 を図-105^{26),27),33}に示すとともに次の特徴がある^{34),35)}。

① 土砂は流速が早いほど浮遊しやすい

② 土砂は管径が細いほど浮遊しやすい

③ 土砂流の摩擦抵抗は流送形態で決まる

①は流速が大きいと均質流だが、流速が低下すると、 下層が高濃度となる不均質流、摺動層となる摺動流、 堆積層となる堆積流に変化することから分かる。それ ぞれの状態変化点における流速を浮遊限界流速、摺動 限界流速、堆積限界流速と定義されており、摺動流の 流れの下限は、粒子が管底に堆積を開始する流速であ る。代表的なものとして Durand の堆積限界流速²⁸⁾ ((3)式)がある。

浚渫設備における設計では、水平管路はこの堆積限界 流速を目安に設計することが望ましいとされている。 ②は同じ流速でも管が細い方が乱れによる浮遊作用が 生じやすく(3)式はこれを表している。③は流速が大き

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発



図-106 排砂管のサイフォン形式

い均質流で摩擦抵抗は最小となり不均質流、摺動流と なるにつれ摩擦抵抗が大きくなることが知られている。 このことを踏まえ、浚渫設備における設計では、土砂 のスラリー輸送時の管路摩擦係数f'は清水時の管路摩 擦係数fのα倍とした長谷川ら³¹⁾が提案した(20)式、 (21)式を用いる。

他方、管の流れが高速の場合、摩擦抵抗が大きくなる。このためスラリー輸送では土砂濃度一定の場合、 摩擦抵抗が最小となる平均流速が輸送や摩耗の観点から効率的とされている。なお、砂利のような大粒径の 土砂を水平管の流れで掃流させる場合は大きい方が流 動しやすい傾向がある³⁵⁾。また、排砂管は、吸引部ま たはダム堤体を越す際には主に鉛直輸送となる。

鉛直管内においては粒子の沈降速度より流速が大 きければ、原理的には粒子を輸送することができ、粒 子の沈降速度は、とくに鉛直輸送に対しては重要であ る。排砂管においては、吸引部またはダム堤体を超す 際に鉛直輸送となるため、管内流速は沈降速度より大 きくなるように設計することが必要である。

粒子の沈降速度の適用は粒子レイノルズ数

($Re = u \rho_w d / \mu_w$) によって領域が分かれており、以下の式に表される³⁶⁾。

・ストークス領域(🎥 ≤ 1)

$$u = \frac{g(\rho_x - \rho_w)d^2}{18\,\mu_w} \tag{22}$$

・アレン領域(1 <
$$Re \leq 100$$
)
 $u = \left\{\frac{4}{255} \frac{g^2 (\rho_x - \rho_w)^2}{\rho_w \rho_w}\right\}^{1/3} d$ (23)

$$u = \sqrt{3g(\rho_s - \rho_w)\frac{d}{\rho_w}}$$
(24)

ここに、u:沈降速度(cm/s)、ρ_w,ρ_s:水および粒子の 密度(g/cm3)、μ_w:水の粘度(mPa·s)、d:粒径(cm)を 表す。

この際、土砂を浮遊、輸送させる管内流速は沈降速 度より大きいことが必要となるが、既往の知見では鉛 直管路の流れでは主流速が粒子を浮遊させるため水平 管路の流れより輸送が容易となる特徴がある³⁷⁷こと が知られ、排砂管では水平輸送の管内流速が設計上留 意すべき流速になると考えられる。

また、管内流速は吸引部や曲がり等の区間毎、土砂 濃度毎の形状損失および摩擦損失による影響を受け、 これを踏まえ全損失水頭と水位差との関係を確認して 設計する。管内の損失を考慮したスラリー輸送時の管 内流速は(17)式となる。

詳細は後述するものもあるが、表-10にこれまでの 主な試験実績を示す。管径毎の実績を見ると、排砂可 能な粒径は0.1mmから吸引口径程度(50mm~ 150mm)の大きさとなっている。また、清水時で管内 流速2.3m/s~3.7m/s が確保されれば、平均土砂濃度 5%程度での排砂が可能な技術であることが確認でき る。また、管径が大きくなると時間当たりの排砂量が 多くなることが見受けられる。

(2) 管内圧力

排砂管には外圧および内圧がかかるが管路を長く すると損失が大きくなることで内外圧力差が大きくな り、膨張や収縮が生じる。そこで設計では、区間ごと に内外圧力差を計算し、管の許容圧力範囲内であるこ とを確認する必要がある。また管路が長く流速が速い ときや図-106に示すサイフォン形式のとき、一部に負 圧が発生するため、負圧にも耐える管の材質や構造を 選定する必要がある。また、排砂管では、水位差を大 きくとれば、管内流速は大きくなるため、管内損失が 大きくなり、負圧が発生しやすくなることから水位差 に制約が生じる。

さらに、排砂管の設置方法として、①ダム堤体内に 設置し、排砂管全体が貯水位より下にある場合(堤体 内放流形式)、②ダム堤体を越え、排砂管の一部が貯水 位より上に存在する場合(サイフォン形式、図-106) の二つに分類される。特にサイフォン形式の場合など 管の一部が動水こう配線より高い区間が存在するとき は、圧力水頭が負になる。なお、負圧の限度は理論的 には-1 気圧(-10.33m)となるが、実際は水中に溶け た空気の気化や曲がりの部分の遠心力による圧力低下 のため、圧力水頭の下限値は-7~-8.5m となる³⁸⁾。こ のとき水位差 H は(25)式を満たす限界値以下となる 設計が必要となる。

$$-7 \sim -8.5 \leq -\gamma h - (\gamma - \frac{F_2}{1 + F_1 + F_2}) H - \frac{F_2(1 - \gamma)}{1 + F_1 + F_2} H_i \quad (25)$$

ここに、h:貯水位からサイフォン頂部高さ(m)、H: 水位差(m)、H::吸引部標高(出口基準)(m)、F::

番号	管径	吸引口径	実施年	場所	落差	管距離	排砂可能粒径	流速 (清水)	排砂時間	排砂量 (空隙込)
1	- 100mm	00 50	H29	室内	2.6m	約16m	0.053mm~3.35mm	2.8m/s	約4.5時間	約30m3
2		SOMM	H29	発電所 沈砂池	3.2m	約36m	0.1mm~50mm (長径80mm)	2.3m/s	15分	約1.2m3
3	200mm	100mm	H25	高滝ダム 貯砂ダム	1.6m	約18m	0.1mm~100mm (長径140mm)	2.4m/s	15分	約5.5m3
4	- 300mm		H26	高滝ダム 貯砂ダム	1.6m	約18m	0.1mm~150mm (長径180mm)	2.6m/s	2時間	約21m3
5			H30	室内	2.4m	約16m	0.053mm~3.35mm	3.4m∕s	約1時間	約50m3
6		150mm	R1	松川砂防 堰堤	11.6m	約70m	0.1mm~150mm (長径200mm)	3.0m/s	7分	約3m3
Ī			R2~3	室内	2.4m	約16m	0.075mm~75mm	3.2m/s	約0.25時間	約7m3
8			R3	坂本ダム	21m	約205m	0.1mm~150mm (長径150mm)	3.1m/s	5時間	約20m3

表-10 これまでの主な実績



図-107 排砂設備設計の流れ

吸引部から頂部までの区間(1)の全管路損失係数、

F2: 頂部から吐口までの区間(l2)の全管路損失係数を 表す。

(3)吸引部位置

排砂管は土砂吸引に伴い、吸引部が土中へ潜行する 特徴がある.管内スラリーの比重は、水のみより大き くなるため、深くなると大きな比重は吸引しづらくな り、土砂濃度が低下する関係がある¹⁵⁾。このため、排 砂量、水中安息角を踏まえ設計条件として吸引部が最 深となる位置を設定して設計することが必要である。 (4)排砂設備の設計手順とまとめ

以上の設計条件を基にして排砂管の設計フロー(図 -107)を提案する。まず対象となるダムにおける諸元 等の基本条件の確認を行い、水位差等、排砂条件から 排砂管形式(堤体内放流形式またはサイフォン形式) を決定する。このときサイフォン形式の場合堤体を跨 げる高さを貯水位から7~8.5m を目安とする。形式 を決定後、排砂量と吸引部の最低深さ等を決定し排砂 管諸元を設定する。また、土砂条件として土砂濃度お よび粒径を検討し、清水時の管路摩擦係数を用いて、 (20)式、(21)式よりスラリー輸送時の管路摩擦係数を 得る。さらに設定した管路延長および管路摩擦係数、 形状損失係数を用いて、(17)式により管内流速を算出 する。管内流速は、既往の実験結果や堆積限界流速を 目安とし、排砂管の諸元を再度検討する。管内外圧力 差は区間ごとに計算し、管の許容圧力範囲内であるこ とを確認する。またサイフォン形式の場合、水位差や サイフォン頂部高が制限内であるかを確認し、サイ フォン形式が適用可能かを検討する。

以上により単一管の排砂量が求められ、設計排砂量、 排砂時間等に合わせ本数を設定することで、排砂管に よって必要な土砂量を排砂できる設備を設計できる手 法が整理できた。

3.4.2 設計例1:実ダムでの概略設計

本技術の実用化に向け、実際のダム貯水池を対象と して、ダムAを例に提案した吸引管設計手法を用いて 実用化試験のための吸引管の規模(管の口径等)を検 討した³⁹⁾。ダムの諸元は、堤高 57.5m、堤頂長 171.0m、 天端高 EL331.5m、常時満水位 EL326.4m である。



吸引管設計の概略を図-108 および表-11 に示す。吸 引管はサイフォン形式で配置、管径 300mm (吸引口 径 150mm)の吸引部を取水口付近に置き、管路はダ ム堤体を越え、サイフォンを確実に形成させることに 配慮して下流の点検設備付近に吐口を設置し、水位差 は5.0m、全長は約92mとなる。対象土砂は細砂で、 代表粒径 0.15mm、最大粒径 0.25mm と設定する。設 計排砂深さは8.0mとし、1608m³の土砂を排出するこ とを目標とする。土砂濃度5%と仮定し、管路摩擦係 数は別途実験で得られた清水時の値を用いて(20)式 (21)式より求め、管内流速は(17)式より清水時で 3.39m/s、土砂濃度 5%で 3.12 m/s となった。また設 計手法でのサイフォン頂部高さ、水位差の限界値はサ

イフォン許容圧力を-8.5mで計算し、それぞれ設計値 は限界値以内であることを確認した。管内流速は堆積 限界流速(代表粒径)および沈降速度(最大粒径)を 上回っており、管内の閉塞は起こらないと考えられる。 管内外圧力差は-0.08~0.00MPaとなり、管の許容圧 力範囲内であることを確認した。

以上の設計から排出量(堆積土砂量相当)は 66.2m³/h となり、設計排出量 1608m³を約1日(24.3 時間)で排出可能と考えられる。なお、管径の規模等 による排砂量の精査も今後必要と考えられる。

なお、本検討から、排出口の標高はダムの高い標高 に設置されることとなる。排出口からダム下流の河床 までは、開水路を設置し、勾配を持つ水流とともに土



図-111 排砂管配置縦断図と管軸方向距離における水頭分布(土砂濃度3%)

砂をダム下流へ運搬することなどが考えられる。

3.4.3 設計例2:砂防堰堤での設計

上述した設計手順を用いて、砂防堰堤での排砂実験 における排砂設備の配置について設計を行った⁴⁰。堰 堤の諸元は、水通し高 EL.912m であり水位差 12m を確保できる。排砂管配置縦断図および事前の概略設 計の結果(土砂濃度 3%での管軸方向距離における水 頭分布)を図-109に示す。排砂管の設置については、 堰堤上流側と下流側排出口までの落差 Hn=12m、上流 側管長 L1=38m(上流管長含む)、堰堤部管長 L2=10.3m、下流側管長 L3=20.5m とし、管径 300mm (吸引口径 150mm)の吸引部を堰堤上流約 34m に 置き、途中、排砂管はサイフォン形式(高さ EL.913m) で配置し、堰堤上流側の吸引部は水深 0.5m の位置か ら 2m 潜行するものとして施設設計を行った。また、 特筆すべき点として、堰堤部直上流から下流を管径 200mm とすることで、堰堤上流側の動水勾配を小さ くし、最大負圧発生位置での負圧を抑制する工夫を 行った。

事前の設計に用いる土砂は現場のダム堆砂の粒径 から代表粒径 1.9mm と設定した。また吸引部最深部 高は EL.909.5m とした。スラリー輸送時の管路摩擦 係数は一般の鉄管で用いられている清水時の値 0.02 を基に、土砂濃度 3%を想定し、(20)式、(21)式からも とめた。その結果、管内流速は(17)式から清水時の管 径 300mm で約 2.8m/s、土砂濃度 3%で約 2.7m/s と なった。管内許容圧力限界値を-7m としたところ、サ イフォン頂部で設計値は限界値以内であることを確認 した。管内流速は代表粒径 1.9mm での堆積限界流速 4.36m/s を下回るが、表-10 に示した既往の実験結果 から 3%程度での土砂濃度の排砂は可能と考えられる。

以上から本施設では約820m³(空隙率=0.4 と仮定) を約24時間で排砂可能な設備となると考えられる。

3.4.4 設計例3:実際のダムでの設計

上述した設計手順を用いて、群馬県坂本ダム(堤高約36m)における排砂設備を見据えた配置について上流側の動水勾配を緩やかにして管内圧力低下を抑制できる管径を途中で縮小する設計手法を活用し、設計を行った。

ダムの諸元は、水通し高 EL.520.5m であり水位差 は最大約 30m 程度を確保できる。排砂管配置縦断図 および事前の概略設計の結果(清水時および土砂濃度 3%での管軸方向距離における水頭分布)を図-110、図 -111 に示す。排砂管の設置については、上流側と排出 口までの落差 Hn=21m、上流側管長 L1=122m(上流 管長含む)、堰堤部管長 L2=16.5m、下流側管長 L3=54m とし、管径 300mm(吸引口径 150mm)配 管は約 150m、途中、排砂管はサイフォン形式(高さ EL.520.5m)で配置し、堰堤上流側の吸引部は水深 10m 程度から吸引するものとして施設設計を行った。 また、堰堤部下流を管径 200mm とすることで、堰堤 上流側の動水勾配を小さくし、最大負圧発生位置での 負圧を抑制する工夫を行った。

事前の設計に用いる土砂は現場のダム堆砂の粒径 から代表粒径(材料係数4)を設定した。スラリー輸 送時の管路摩擦係数は一般の鉄管で用いられている清 水時の値 0.02 を基に、土砂濃度 3%を想定し、(20)式、 (21)式からもとめた。その結果、管内流速は(17)式か ら清水時の管径 300mm で約 3.24m/s、土砂濃度 3% で約 3m/s となった。管内許容圧力限界値を-7m とし たところ、サイフォン頂部で設計値は限界値程度であ ることを確認した。

以上から本施設では約 915m³(空隙率=0.4 と仮定) を約 24 時間で排砂可能な設備となると考えられる。

4. 吸引管による土砂供給技術の実用化の検討

潜行吸引式排砂管を現地適用した実験を行った結果 を記載し、現地適用の課題や成果等を抽出する。

4.1 水力発電所沈砂池への適用性

①施設概要

排砂管のダムへの適用に向けて発電および農業用 水の取水運用がされている水槽兼沈砂池を小規模貯水 池とみなし、その堆砂について、流速のある環境下で の実証実験を行った⁴¹⁾。実証実験は、長野県大町市に ある東京電力ホールディングス(株)大町新堰発電所の 水槽兼沈砂池(図-112(長さ約30m、幅約4m、深さ



図-112 水槽兼沈砂池(排砂時)



図-113 貯水池平面図(堆砂および流速の調査位置と吸引位置を反映)



図-114 貯水池及び室内実験の粒度分布

約3m))で行った。大町新堰発電所は、信濃川水系高 瀬川支流籠川から取水する既存の農業用水路を活用し た農業用水従属の水力発電所で、用水路途中にある水 槽兼沈砂池(以下、貯水池)から取水し、パイプライ ンで有効落差約114mにより約2.5km離れた発電所 まで導水し、灌漑期は1000kW、非灌漑期は490kWを 発電している。用水路は、籠川河床部にあるチロリア ン式取水口から取水しているため、土砂の流入が比較 的多く、これまで灌漑用水関係者と事前調整した上で 発電所運転を約2時間停止し、貯水池の底部に設置さ れた500mm×500mmの排砂門を開けて、水位低下さ せながら、土砂排除を行っている。 ②実験条件

実験は、管径 100mm 管(土砂吸引口径 50mm) を 用いて、貯水池内に流入した自然堆砂を対象として実 施した。また、実験前に貯水池内の堆砂の量と質、流 速の調査を行った。図-113に貯水池の平面図と合せて 堆砂および流速の調査位置と吸引地点を示す。堆砂状 況については、8m 地点の上流側には、幅約 4.3m、 概ね1m厚の土砂が堆積しており、8m地点から下流 は堆砂厚が 0.3m 程度であり、全体で約 50m3 程度が 堆砂していた。なお、実験実施の半月ほど前に台風が 来襲し、その直後に排砂作業が行われたため、少ない 堆積量での実験となった。堆砂の粒度分布については、 エクマンバージ採泥器により図-113の緑色に示す位 置で土砂を採取し計測した。図-114に結果を示す。な お、図-114には比較対象としてこれまでの室内実験で 使用した材料の粒度分布も示す。流速については、図 -113 に示す貯水池中央の表層流速を計測した。0m 地 点では約0.8m/s、4m 地点および8m地点では約 0.3m/s となっていた。調査結果から、流速の比較的 速い 3m 地点では 10mm を超える粗い粒径の割合が



図-115 4m地点中央部の河床表面

多く見られたが、流速が遅くなる 6m 地点より下流は、 10mm を超える粗い粒径の割合が少ないものの、これ までの室内実験で使用してきた粒径よりは大きい、あ るいは同等の粒径であった。また、4m 地点中央の河 床表面を水中カメラで撮影し、図-115のとおり、概ね 20mm を超える礫も多く散在しアーマリング化して いることも確認した。

実験装置は図-116のとおり配置した。実験装置は管 径 100mm の吸引部(約 30kg)およびサクションホー ス、電磁流量計、土砂濃度計測装置、止水バルブによ り構成され、全長は約 36m となった。吐口部を余水 路脇の地面に設置して水位差約 3.2m を確保し、側壁 を越えるところで約 0.2m 程度のサイフォン形式で排 砂することとした。また、効率的に実験が進められる よう、吸引部は平面移動が可能なように 4 つのロープ で調整することとし、鉛直移動が可能なように沈砂池 内に浮かべたフロートに滑車を設け右岸側のロープで 制御できるようにした。さらに、前述のように、吸引 部が貯水池床に達しても吸引口が床に吸着しないよう に底面に小さな突起を設け、吸引口閉塞防止対策を 行った。

実験は、図-113の0m 地点から14m 地点の間で左 岸、中央、右岸に吸引部をロープで平面移動させた後 に鉛直移動させることを基本として、それぞれの位置 の実験を1ケースとして実施した。 ③計測方法

実験時の排砂管における水理特性等を把握するた めの計測項目と方法等を次に示す。

- 1) 流量:電磁流量計により1 秒間隔で計測
- 2) 吸引部深度:水位計により1 秒間隔で計測
- 3) 貯水位:水位計により1 秒間隔で計測



[縦断図] 図-116 試験装置配置図(着色部が装置等)



図-117 ¢100mm吸引管



図-118 貯水池内の実験時の様子

4) 排出土砂量:土砂濃度計測装置で、1 秒間隔で 計測。また、吐口部で直接採取し計測

5) 管内圧力: ピエゾ圧力を1 秒間隔で計測



図-119 土砂吸引の状況



図-120 吐口部の排砂時の状況

6) 流況:水中等を含めビデオカメラで撮影④実験結果

どのケースも実験中、貯水池内には流速があったが、 吸引部は流されることなく順調に吸引操作ができた。



図-121 吸引部深度と土砂濃度の関係

ここでは、図-113 に示す 6m 地点の左岸側で実施した ケースを示す。使用した管径 100mm の排砂管を図 -117、実験中の貯水池全景の状況を図-118、吸引の状 況を図-119、吐口部の排砂の状況を図-120 に示す。ま た、吸引部深度と排出土砂濃度の関係を図-121 に、 管内流速と排出土砂濃度の関係を図-122 に示す。

図-117 に示すとおり、管径 100mm 管は人力により 持ち上げられる規模の装置となっている。実験は吸引 部を堆砂表面(水深約2m)に設置して、鉛直方向に 特別に制御しない状態とした上で、開始した。図-118 や図-119のとおり、実験中、貯水池表面に濁りがない ことや水中でも吸引部が撮影できており、濁水が生じ ていないことが判る。さらに、実験はバルブを開ける だけの簡易な操作で放流が開始され、図-120に示すと おりに順調に排砂できた。また、図-121に示すとおり、 実験開始時は吸引部の潜行速度は速く、時間が経過し 位置が深くなるにつれ、潜行速度も徐々に低下し、順 調に潜行したことが判る。一方、土砂濃度について、 他のケースの計測においても確認しているが、土砂濃 度計測装置による土砂濃度と直接採取による土砂濃度 の計測結果は概ね合致した。また、計測した土砂濃度 は実験の最初に2%程度から10%程度の範囲で変動 したが、その後概ね5%で推移し、8分後を超えてか らは概ね3%程度で推移し、低下傾向が見受けられた。 実験の初期は、吸引部底部に吸引可能土砂がほぼ密着 して存在していたことから変動はあるものの吸引量が 多い傾向となり、潜行速度が速くなった。その後は、 吸引部底部の土砂の密着の度合いは少なり、吸引部の 側面から土砂は供給されるものの、吸引量は少なくな り、潜行速度も低下した。15 分後には吸引部の位置 が概ね停止し、貯水池床に吸引部が着床したと判断し、 実験を終了した。吸引部は図-121 に示すとおり 15 分 間で概ね0.73m 潜行し、土砂濃度計測装置から計算 された排出土砂量の合計が 1.17m³(堆積土砂量相当 (空隙率 0.4 で体積算定)、以下同様)となった。ま



図-124 複数の礫の土砂の噛みこみ状況

た、図-122を見ると、実験開始時付近の土砂濃度が概 ね5%を超えるような状況においては、管内流速が 2.2m/s よりも低下する傾向が見られ、8 分以降の土 砂濃度が概ね3%程度の場合においては、管内流速が 概ね2.2m/sより高い流速となり、土砂濃度が高くな ると管内流速が低下する傾向が確認された。また、事 前に貯水池から採取した土砂と排砂時に直接採取した 土砂を比較した粒度分布を図-123に示す。事前に採取 した貯水池内の土砂と吐口で採取した排砂後の土砂の 粒度はほぼ同等の結果となっており、6m 地点に堆積 していた土砂のほとんどが排砂できたことから、順調 な排砂ができたと考えられる。

他の吸引位置での排出土砂量も含め本実験全体で、 堆積土砂量相当として合計約14.1m³(空隙込(空隙率 0.4))が排砂できた。また、0m~4m 地点は吸引口

(50mm)に対し、比較的大きな粒径が堆積している 河床を対象としたため、20mm を超える複数の礫が図





図-126 排砂管の配置

-124 に示すように同時に吸引され、吸引口の一部にか み込み、効率が低下する現象が見られ、吸引口に対す る吸引可能な粒径について詳細の検討が必要と考えら れた。

他方、小さな粒径の土砂に対しては排砂管は十分な 機能を有していることが確認された。

その結果、貯水池の水位を低下させず、発電所の運 用を停止することなく、水位差(落差約3.2m)のエ ネルギーのみにより、無動力で貯水池内の土砂を下流



へ排砂できることを確認した。

4.2 砂防堰堤での現地実験

①実験概要

現地排砂実験は、天竜川水系松川の長野県片桐ダム 上流の松川砂防堰堤において実施した⁴¹⁾。対象土砂は、 塵芥等を除去した d₅₀=0.53mm~1.7mm の3条件と している(図-125)。図-126に示すとおり、堰堤の上 流側に吸引部を設置し、堰堤下流側の沈砂地へ排砂す るように排砂管を設置した。

計測項目としては、電磁流量計により流量、ピエゾ 管により図-127に示すように圧力を計測した。さらに、 開発した土砂濃度計測装置により、堰堤上下流におい て土砂濃度をリアルタイムで計測し、排出土砂量を算 出するとともに、実験後の下流側沈砂池に堆積した形 状の変化からも排出土砂量を算出した。



図-129 堆積層の形成の状況



図-130 排出土砂

②実験結果および考察

図-128 に土砂の dso=0.53mm の条件 (ケース 2-1) で、4 度の潜行 (着底・クレーンで引き揚げ) 操作を行っ た 30 分間の実験結果を示す。ここで、実験中の吸引 部位置の水位はおよそ一定で、管内流速は上流側 (φ300)で約 3m/s、下流側(φ200)で約 6.7m/s となり、 高落差においても安定したサイフォンが形成できる配 置であることを確認した。また、排砂特性としては、 潜行初期に高い土砂濃度を示しながら潜行し、吸引部 の潜行速度が低下するにつれ土砂濃度が低下している ことが分かる。これは、吸引部に集まる土砂量が少な くなるとともに現場の吸引できない粒径の土砂も集ま り、吸引しにくくなったためであった。このため、吸 引部を引き上げて位置を移動して次の実験を行った。

本ケースにおける累積排砂量については、流量と土 砂濃度の計測値よりおよそ7.4m³が得られた。潜行時

(図-129の経過時間2分、17分頃)には、管内流速 が小さい上流側において、土砂濃度の上昇に伴い堆積 層の形成が生じたため、荷重計測に基づくφ300の土 砂濃度計測値は大きくなっているが、補正を行い堆積 の生じていない下流側(φ200)計測値と同様の土砂濃度 となることは確認している。また、沈砂池に排出され 堆積した土砂(図-130)より、最大長径 200mmの土 砂を排出できたことを確認した。

図-131は、土砂濃度3%の際の管内の各水頭を設計 したものと、同じく土砂濃度3%の際の圧力水頭の実 験値を示したものである。速度水頭について設計値と 実験値が概ね一致しており、圧力水頭についても負圧 発生位置での評価を安全側に行うことで、事前の施設

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

設計が可能であることが分かった。また、図-131 には 管径 300mm で全施設配置を行った場合の動水勾配お よび圧力水頭も付記しているが、この場合堰堤上流側 での圧力低下が大きく、サイフォンの条件を満たすこ とができていない。これより本設計のとおり、堰堤部 直上流から堰堤下流側での管径縮小が負圧抑制に有効 であることを確認した。また、今回の実験では、礫に よる吸引性能の低下がみられたが、排砂時間における 土砂濃度から推定した排砂性能では平均土砂濃度は 2%程度となり 600m³/日が排砂可能となると考えられ た。本ケースにおける配置事例は、今後の実運用に際 し有用になるものと考えられる。

③高落差の排砂設備の設計と実験のまとめ

管径 300mm を用いた水位差 12m、管長約 70m で の現地実験を通じ、0.1mm~200mm の粒径の土砂に ついて、清水時において事前の施設設計で管内流速 2.83m/s、実験で 3.01m/s が計測されるなど設計値と 概ね同様の排砂能力を確認した。また、吸引性能の低 下により土砂濃度約 2%での排砂となったが、推定で 600m³/日の排砂能力を有する施設となることを確認 した。また負圧の発生を抑制できる施設配置等が行え ることを確認するなど有用な知見が得られた。以上か ら排砂管がダムでの堆砂対策技術の1つとなり得るこ とを示せたと考える。

4.3 実際のダムでの現地実験 作成中

5. まとめ

国土交通省では既設ダムを有効活用する「ダム再 生」を加速する方策を示した「ダム再生ビジョン」(国 土交通省水管理・国土保全局:平成 29 年 6 月)を策 定するなど「ダム再生」を推進している。この「ダム 再生」において、堆砂対策は、ダムの長寿命化の観点 から重要な取組とされている。しかしながら、一般的 な堆砂対策の「掘削・浚渫」は手間や運搬・処分に高 いコストがかかっている。また、「土砂バイパス」や「排 砂ゲート」も建設に高いコストがかかる。

そこで、土木研究所では、より安価で簡便な堆砂対 策の技術として「潜行吸引式排砂管」を開発し、国土 交通省所管ダムの約半数のダムでは平均年堆砂量が約 1万m³以下となっていることを踏まえ、これらのダ ム貯水池への適用などを目指して研究を進めてきた。

研究の結果、室内実験では、安価な汎用品としては 最大規模の管径 300mm 管において1時間で約50m³

の排砂が可能であることを確認し、4系統あれば2日 間で約1万m³の排砂が可能な能力となることを確認 した。また、高落差で対応可能となるように管径 300mm 管と管径 200mm 管の組合せによる設計手法 を提案し、実際のダムでの実験において落差約21m、 長さ約 205m の排砂管を設置し、高落差での適用性を 示すとともに、20m³/5時間の輸送を実現、また、水深 約10mの堆砂を下流へ排砂することが可能であるこ とを確認した。また、アプト式鉄道跡等観光資源とし て制約が多い坂本ダムの土砂還元において吸引工法の 技術供与を実施し、現場条件の制約によりダンプによ るダム直下流への運搬・置土が困難なサイトで、その ようなサイトにおいてもダム下流へ土砂運搬可能であ ることも排砂管の特徴として位置づけられることが示 された。ダンプ輸送による運搬用道路・進入路建設が 不要となる等環境負荷が小さい堤体下流置土装置とし て活用可能であることも示し、工事用道路・進入路建 設が不要、ダンプ輸送を最小化し、エネルギー消費も ないことから、制約が厳しいダム下流への置土・土砂 還元手法として活用できることを実証できた。排砂管 がSDGsに沿った技術として位置づけられることが証 明された。さらに、堆砂内の吸引が困難な沈木や巨石 等を事前に除去する前処理技術として、共同研究によ り「分別吸引アタッチメント」等も開発した。

前処理と合わせてバルブを開くだけの簡便な操作 により水位差だけで下流へ排砂でき、低コストの材料 で構成される排砂管による堆砂対策技術が実際のダム で適用できる見込みとなり、堆砂対策の省力化・低コ スト化への貢献が期待される。また、放流設備ゲート 前に用いることによる長寿命化への貢献も期待される。

一方、課題として、一定規模の土砂運搬を実現する ためには、排砂管が鉛直方向に沈み込むことが必要だ が、実際には堆砂内の大粒径の土砂の存在等により想 定した鉛直方向への沈み込みが生じなかったため、運 搬土砂量が限られた。さらに排砂管による土砂運搬を 効率化するために、吸引可能な土砂の堆積場所に向 かって水平移動可能な排砂管の開発が必要と考える。

最後に、ダム毎に貯水池の大きさ等の物理条件や下 流河川の環境等が異なる中でダム堆砂を解決するため には、排砂管は一つのツールとしての位置づけとし、 各現場にとって最適な解決策を模索することが大事で ある。 本研究での前処理手法の検討に際しては、国土交通 省中部地方整備局天竜川上流河川事務所、天竜川ダム 統合管理事務所並びに三峰川総合開発事務所、長野県 飯田建設事務所松川ダム管理事務所、(株)アクティオ、 (株)ダムドレ、東洋エンジヤリング(株)、東海大学海洋 学部に協力をいただいた。また、共同研究完了後の「分 別吸引アタッチメント」の実証試験の内容については 大成建設(株)から情報提供をいただいたものである。

また、室内実験では国土交通省国土技術政策総合研 究所のご協力をいただいた。また、現地での調査、検 討や実験では、国土交通省北陸地方整備局千曲川河川 事務所、国土交通省中部地方整備局天竜川上流河川事 務所および天竜川ダム統合管理事務所、東京電力ホー ルディングス㈱、大町市、大町市土地改良区、九州電 力㈱、長野県飯田建設事務所松川ダム管理事務所、松 川町、群馬県河川課、安中土木事務所、各河川利用者 の皆様の多大なご協力により実施した。ここに謝意を 表す。

参考文献

- 土木研究所:平成20年度重点プロジェクト研究報告書 「14.7 貯水池下流供給土砂の高精度制御に関する研 究」、2008
- 2) 土木研究所:平成 21 年度重点プロジェクト研究報告書 「14.7 貯水池下流供給土砂の高精度制御に関する研 究」、2009
- 3) 土木研究所:平成22年度重点プロジェクト研究報告書 「14.7 貯水池下流供給土砂の高精度制御に関する研 究」、2010
- 4) 土木研究所:平成23年度重点研究報告書「環境に配慮したダムからの土砂供給施設の開発及び運用に関する研究」、2011
- 5) 土木研究所:平成24年度重点研究報告書「環境に配慮 したダムからの土砂供給施設の開発及び運用に関する 研究」、2012
- 6) 土木研究所:平成25年度重点研究報告書「環境に配慮したダムからの土砂供給施設の開発及び運用に関する研究」、2013
- 7) 土木研究所:平成26年度重点研究報告書「環境に配慮 したダムからの土砂供給施設の開発及び運用に関する 研究」、2014
- 8) 土木研究所:平成27年度重点研究報告書「環境に配慮 したダムからの土砂供給施設の開発及び運用に関する 研究」、2015

謝辞

- 9) 三浦均、楠見正之:ダム堆砂浚渫機の開発、土木学会第
 63 回年次学術概要集、VI-283、pp.565~566、2010.
- 谷地宜之、蒲谷大輔、八重田義博、上山淳:T·iROBO UW (シャフト式遠隔操縦水中作業機)について、土木学会 第 70 回年次学術概要集、VI-723、pp.1445-1446、2015.
- 11) 江崎一博、芦田和男:貯水池の堆砂に関する研究
- 12)新井博之、佐野和幸、藤巻三樹雄、坂本泉:ダム湖の堆 砂処理で障害となる沈木等の探査技術に関する実験的 検討、土木学会第74回年次学術年次学術概要集、Ⅱ -122、2019.
- 13) 佐野和幸、宮川仁、本山健士、新井博之:水中作業機の 沈木切削アタッチメントの開発、土木学会第73回年次 学術年次学術概要集、II、pp.149-150、2018.
- 14) 佐野和幸,新井博之:ダム湖における効率的な堆砂対策のための分別吸引アタッチメントの開発,土木学会第75回年次学術講演会,Ⅱ-127,2020
- 15) 宮川仁、 岩田幸治、石神孝之:管径 100mm 潜行吸引 式排砂管における土砂濃度計測と吸引排砂特性、河川技 術論文集、Vol.25、pp.753-758、2019.
- 16) 佐野和幸,新井博之:堆砂分別吸引アタッチメントの現場実証試験による適用性検証,土木学会第76回年次学術 講演会,Ⅱ,2021
- 17) 大成建設(株):汎用建機装着型のダム堆砂処理装置「T·A Dredger」を開発、2022.3 記者発表資料 (https://www.taisei.co.jp/about_us/wn/2022/220331_ 8722.html)
- 佐野和幸、新井博之:ダム堆砂分別吸引アタッチメントの開発、建設機械施工 Vol.74、No.6、2022.6
- 19)本山健士,宮川仁,海野仁,中村泰介,楠見正之,萩原 潤,石神孝之,箱石憲昭:天然凝集材を用いた効率的な 貯水池濁水処理手法の検討,土木学会第70回年次学術 概要集,Ⅱ,pp.3-4,2015.
- 20) 宮川仁,本山健士,石神孝之,楠見正之:天然凝集材の 現場適用可能な分散処理装置による濁質処理効果の検 討,土木学会第71回年次学術講演会,II,pp. 47-48, 2016
- 21) 楠見正之、赤塚真依子、宮川仁、本山健士:吸引工法に よるダム堆砂処理時等の濁水への対策手法の一提案、土 木学会第72回年次学術概要集、VI、2017.
- 22) 川又睦,大野剛,伊藤一教,忠野裕介,西嶌望,長島貴 男,酒寄建之:管路式濁水処理システムの実証試験,土 木学会第71回年次学術講演会,VI,pp. 1765-1766, 2016
- 23) 宫川仁、本山健士、楠見正之、木村政俊:吸引工法(潜

行吸引式排砂管)の現場適用に向けた塵芥等の前処理手 法に関する一検討、土木学会第72回年次学術概要集、 VI1703-1704、2017.

- 24) 宮川仁、宮脇千晴、櫻井寿之、石神孝之、箱石憲昭:潜 行吸引式排砂管の現地排砂実験による実用化に向けた 検討、河川技術論文集、Vol.21、pp.189~194、2015.
- 25) 宮川仁、岩田幸治、石神孝之、宮脇千晴、本山健士:ス ラリー輸送における土砂濃度計測の自動化に向けた試み と潜行吸引式排砂管の排砂特性、土木学会第73回年次 学術概要集、II-075、2018.
- 26) 高橋弘:スラリー輸送研究の歩みと固液混相流研究の将 来展望,混相流,31 巻,2 号,pp.130-134,2017.
- 27) 片山裕之,田島芳満:水圧吸引方式の土砂管路輸送技術, 混相流,27 巻,3 号,pp.282-289,2013.
- 28) Durand R.: Basic Relationships of the Transportation of Solids in Pipes-Experimental Research, IAHR 5th Congress, Minneapolis, pp.89-103, 1953.
- 29)入江義次,白鳥保夫,是石昭夫:土砂の水力輸送に関する 研究-土砂輸送時における電磁流量計の特性について-, 港湾技研資料,No42,1967.
- 30) 宮川仁,高田翔也,宮脇千晴,石神孝之:潜行吸引式排砂管の土砂輸送特性と管損失の評価,河川技術論文集,第26 巻,pp.651-656,2020.
- 31) 長谷川源太郎、八木得次、徳永省三:運輸技術研究所別 冊 浚渫ポンプの性格とその使用法、三角舎、p.11、1958.
- 32) 宮川仁、石神孝之、髙田翔也:自然エネルギーを活用し たダム堆砂対策技術 – 潜行吸引式排砂管の開発 – 、建設 機械施工 Vol.74、No.6、2022.6
- 33) Matousek,V.:Dredge Pumps & Slurry Transport, Lecture Notes. Delft: Delft University of Technology, 2004.
- 小川元: 排砂管に関する公式について、作業船、Vol.35、 pp.69-74、1964.
- 35)小川元:管による掃流輸送砂量について、第7回海岸工 学講演会講演集、pp.1-5、1960.
- 36) 社団法人土木学会:水理公式集、p.387、丸善出版、1999
- 37)小川元:鉛直上昇流中における粒子沈降に関する実験 および船吸込管に関する考察、山口大学工学部学報、第 9巻、第1号、1958.
- 38) 社団法人土木学会:土木工学ハンドブック第四版 I、p.491、技報堂出版、1989.11.
- 39) 石神孝之、岩田幸治、宮川仁、櫻井寿之:潜行吸引式排 砂管の設計手法に関する一検討、土木学会第72回年次 学術概要集、Ⅱ-074、2018.

- 40) 宮川仁,高田翔也,宮脇千晴,石神孝之:管径 300mm 潜行 吸引式排砂管を用いた水位差 12m の現地排砂実験,土木 学会第 75 回年次学術講演会概要集,II-126,2020.
- 41) 宮川仁、櫻井寿之、本山健士、宮脇千晴:潜行吸引式排
 砂管による小規模貯水池における排砂実証試験、平成29
 年度 ダム工学会研究発表会論文、pp.29-34、2017.
- 42) 宮川仁、宮脇千晴、熊本紗也華、石神孝之:流速が大きい場合の土砂スラリーの濃度計測,土木学会第76回年次 学術講演会概要集,Ⅱ,2021.

43) 服部啓太、平山孝浩、宮川仁、山下洋正:潜行吸引式排

砂管を用いた排砂時におけるダム貯水池下流河川の水質 変化に関する調査報告、1-A-16-2、第56回日本水環境学 会年会(2021年度)、2022

- 44) 櫻井寿之,箱石憲昭:堆砂対策と流砂の連続性を達成するための土砂供給施設の運用に関する考察,土木学会第66回年次学術講演会講演概要集,II,pp. 135-136,2011.
- 45) 石神孝之: ダムの堆砂対策の技術的展望, ダム技術, Vol.389, pp. 15-pp. 20、2017.