

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：水工研究グループ長 箱石 憲昭

研究担当グループ：水工研究グループ（水理チーム）、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、令和 2 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ている。流域スケールの土砂生産・流出特性を把握するうえで最も基本となる流域から海域への浮遊土砂流出量を評価するために、隣接する沙流川水系および鶴川水系を対象に 2011 年より濁度計観測を行っている。2016 年（平成 28 年）8 月豪雨による大規模な土砂生産・出水が発生したが、流域末端の水文観測点における濁度計観測により、大規模出水時の貴重な濁度の連続データを取得できた。

令和 2 年度は、岩石由来の放射性同位体をトレーサとした土砂生産源推定手法の汎用性を検討するため、岐阜県の山地流域を対象に浮遊土砂・掃流砂の生産源推定モデルを構築した。潜在的な生産源土砂の放射性同位体分

析と統計解析により、5種の放射性同位体を組み合わせた場合、流域の生産源を5つの異なる地質地域に区分できることがわかった。一方、これらのトレーサ特性の粒径依存性がトレーサの種類や地質によって様々に異なり、統一した粒径補正式を構築することが困難であることがわかった。そこで、改良型多変量土砂混合モデルを粒径階別に構築し、流域下流端からの流出土砂に対する各生産源の寄与度を評価したところ、各土砂生産源の寄与度は粒径階によって大きく異なることがわかった。放射性同位体トレーサによる生産源推定手法が砂礫サイズの土砂にも適用可能であることが示唆された。

(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、土砂供給に伴う河川水質の応答特性を把握するとともに、評価対象項目に関する毒性情報の収集や生物試験の実施により、生態リスク評価を目的とするものである。令和2年度は、土砂供給が実施される河川の安全・省力的な水質把握方法として薄膜拡散勾配（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）を用いた現地調査を実施し、適用性を検討した。置き土による土砂供給を実施する二瀬ダム下流河川を対象とし、土砂の流下が著しいと考えられる高流量時（7月）と土砂の流下が起こらないと考えられる低流量時（10月）に調査を実施した。その結果、Alでは高流量時と低流量時ともにDGT－パッシブサンプリング法による推定平均濃度と水試料の分析・測定による濃度の値が近く、濃度把握手法としての適用性が確認された。一方、Mnについては濃度を過大評価する傾向が見られ、過大評価を補正するための手法を検討する必要があることが考えられた。これらの結果から、一部の金属については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可能であることが示唆された。

(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。令和2年度では、以下の成果が得られた。

- ① 塵芥等の前処理システムの開発については、水深50mまでの堆砂に対して、潜行吸引式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技術を構築し共同研究を完了した。
- ② 潜行吸引式排砂管の吸引性能の向上および吸引管による土砂供給技術の実用化の検討については、群馬県坂本ダム（堤高約36m）において高落差で対応可能となるように管径300mm管と管径200mm管の組合せにより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、落差約21m、長さ約205mの排砂管を設置し、水深約10mの堆砂を下流へ排砂することが可能

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

であることや最大土砂濃度約 3.5%の吸引性能を確認し、設計通りの能力発揮を確認した。

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 Environment 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 the sediment management technology with these prediction and evaluation (3) 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：寒地水圏研究グループ（水環境保全チーム）

研究担当者：巖倉啓子、野上毅、水垣滋、村上泰啓

【要旨】

岩石由来の放射性同位体をトレーサとした土砂生産源推定手法の汎用性を検討するため、岐阜県の山地流域を対象に浮遊土砂・掃流砂の生産源推定モデルを構築した。潜在的な生産源土砂の放射性同位体分析と統計解析により、5種の放射性同位体を組み合わせた場合、流域の生産源を5つの異なる地質地域に区分できることがわかった。一方、これらのトレーサ特性の粒径依存性がトレーサの種類や地質によって様々に異なり、統一した粒径補正式を構築することが困難であることがわかった。そこで、改良型多変量土砂混合モデルを粒径階別に構築し、流域下流端からの流出土砂に対する各生産源の寄与度を評価したところ、各土砂生産源の寄与度は粒径階によって大きく異なることがわかった。放射性同位体トレーサによる生産源推定手法が砂礫サイズの土砂にも適用可能であることが示唆された。

キーワード：多変量土砂混合モデル、放射性同位体トレーサ、fingerprinting

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、浮遊土砂（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、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。

水環境保全チームでは、これまでに北海道の沙流川及び鶴川流域を対象に、山地から海域への浮遊土砂流出実態の把握と放射性同位体トレーサを用いた土砂生産源推定手法を組み合わせ、流域の土砂生産量推定手法を構築してきた。今年度は、岩石由来の放射性同位体をトレーサとした土砂生産源推定手法の汎用性を検討するため、岐阜県の山地流域を対象に浮遊土砂・掃流砂の生産源推定モデルを構築した。

2. 様々な粒径階の土砂生産源推定手法

2.1 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^{5),6)}、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⁷⁾。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。本研究の目的は、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。

2.2 材料と方法

2.2.1 調査地及び野外調査

調査流域は、神通川水系蒲田川流域の足洗谷（6.7

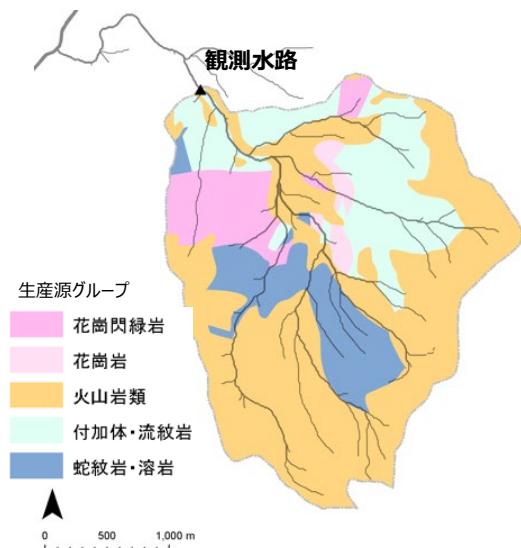


図-1 研究対象流域の観測地点と岩相による生産源区分



図-2 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）

km²)である(図-1)。生産源土砂のトレーサ特性を調べるために、地質図⁸⁾をもとに調査地点を54箇所設定し、裸地斜面の表層約5 cmから土砂試料を採取した。流出土砂は、下流端の観測水路(図-1)のスロットサンプラーで捕捉された土砂を3深度から採取した(図-2)。

2.2.2 分析方法

採取した土砂試料は、絶乾した後、a~eの5段階(a:

表-1 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
c	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
e	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

<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⁷⁾。

2.2.3 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、

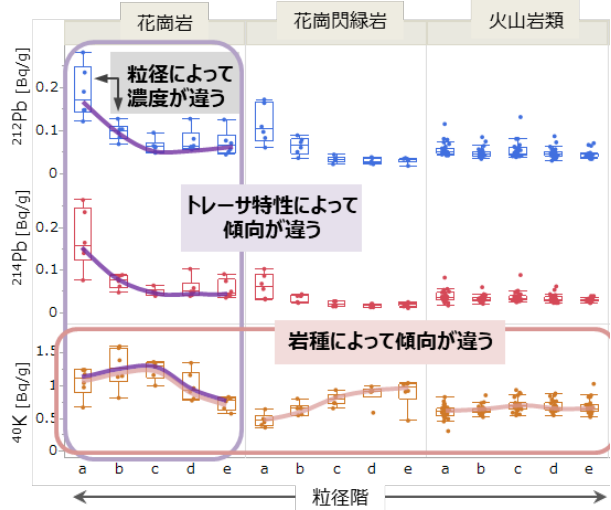


図-3 放射性同位体トレーサの粒径依存性

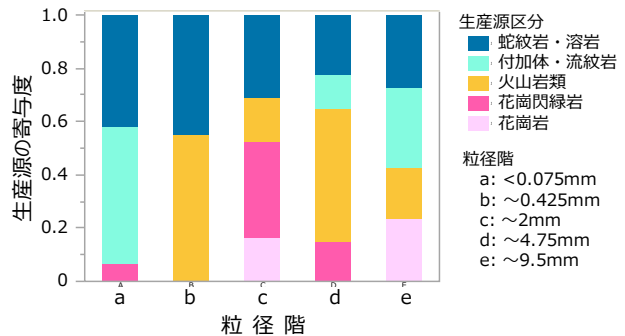


図-4 流出土砂の粒径階別の生産源寄与度(3深度の平均)

統計解析(Kruskal-Wallis検定及び判別分析^{6), 7)}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⁹⁾を採用することとした。

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

$$\text{with } \sum_{s=1}^n P_s = 1, \quad 0 \leq P_s$$

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。

3. 結果及び考察

生産源区分とトレーサ特性の組み合わせを探索したところ、いずれの粒径階においても5種の放射性同位体 (^{212}Pb , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{228}Ac , ^{40}K) により5つの生産源区分を94.4%~98.1%の正答率で判別できることがわかった(表-1)。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-1)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-3)。たとえば、花崗岩は微細な粒径で ^{212}Pb 及び ^{214}Pb 濃度が顕著に高くなり、 ^{40}K 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でない。したがって、多変量土砂混合モデルにおける粒径補正係数 Z_s について、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、粒径階別にモデルを適用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 S_{si} 、分散を考慮した加重 SV_{si} 、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 W_i (表-1)を整理し、多変量土砂混合モデルにより各生産源の寄与度を推定した。

各生産源の寄与度は、粒径階によって大きく異なることがわかった(図-4)。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、他の粒径階では小さかった。花崗閃緑岩の寄与度は粒径階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。

4. まとめ

本報告では、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。

参考文献

- 1) 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、東京、386 p.、2014
- 2) 佐藤慎司、宇多高明、岡安徹也、芹沢真澄：天竜川一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、pp. 571-575、2004
- 3) 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12(7)、pp. 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、pp. 553-558、2008
- 5) 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, pp. 31-52, 1998
- 6) 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
- 7) 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, pp.60-69, 2012

- 8) 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, 175p,
1990
- 9) 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

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

中村圭吾、宮川幸雄、末吉正尚

山下洋正、平山孝浩、村田里美、鈴木裕識、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。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、土砂供給が実施される河川の安全・省力的な水質把握方法として薄膜拡散勾配（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）を用いた現地調査を実施し、適用性を検討した。置き土による土砂供給を実施する二瀬ダム下流河川を対象とし、土砂の流下が著しいと考えられる高流量時（7月）と土砂の流下が起こらないと考えられる低流量時（10月）に調査を実施した。その結果、アルミニウム（Al）では高流量時と低流量時ともにDGT－パッシブサンプリング法による推定平均濃度と水試料の分析・測定による濃度の値が近く、濃度把握手法としての適用性が確認された。一方、マンガン（Mn）については濃度を過大評価する傾向が見られ、過大評価を補正するための手法を検討する必要があることが考えられた。これらの結果から、一部の金属については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可能であることが示唆された。

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。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⁴⁾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⁵⁾。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、以下の三つの点に着目し、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。これらの項目について、本年度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

2.1 はじめに

小渋ダム下流小渋川で平成30年度に発生した大規模出水を対象に、1次元河床変動計算モデルと平面2次元河床変動計算モデルを結び付けて河床変動を計算させる手法について検討した。小渋川はダムおよび土砂バイパストンネルによって、河川に供給される流量および流砂量がコントロールされる。河床変動計算では、このことを考慮し、長期の河床変動計算を実施するために1次元河床変動計算が必要となり、環境面での影響については必要な領域について平面2次元河床変動計算結果が必要になるので、1次元河床変動計算で得られるこの領域での流入土砂量を初期値として入力して与える

2.2 一次元・二次元河床変動計算の組合せによる検討

環境面への影響が大きい対象領域で、1次元河床変動計算結果から得られた流入土砂量をその下流領域での条件として2次元河床変動計算を実施できるモデルについて検討する。

2.2.1 一次元・二次元河床変動計算の組合せについて

一次元河床変動モデルと平面二次元河床変動モデルの組合せについては、図-1に示すイメージ図のように、一次元河床変動解析で得られた流量や粒径別の通過土砂量の情報を、平面二次元河床変動モデルの境界条件（上流端条件）として受け継ぐことで反映することとした。

2.2.2 対象領域の選定

小渋ダム下流河道の河道の経年変化を図-2に、小渋ダム下流河道の状況を表-1に示す。小渋ダム下流河道では、第

表-1 小渋ダム下流河道の状況

主な区間	川幅	河床勾配	流路の状況	河道の二次元性
天竜川合流点～第一床固	30～80m 程度	1/120 程度	流路の変化が小さい	△
第一床固～第二床固	80～200m 程度	1/110 程度	左・右岸に流路が分かれる区間があり、経年的に変化が見られる	○
第二床固～ダム下流	30～150m 程度	1/95 程度	流路の変化が小さい	×

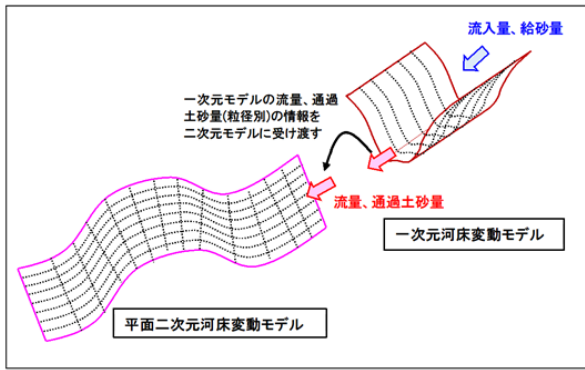


図-1 一次元河床変動モデルと平面二次元河床変動

一床固～第二床固で川幅の変化が大きく、また河道の平面形状の経年変化を見ると左・右岸に流路が分かれる区間があり、経年的に変化が見られるなど、河道の二次元性が最も富んでいる区間と考えられ、環境面の変化が生じやすい区間と考えられる。

以上を踏まえ、平面二次元河床変動計算を実施する区間を第一床固～第二床固とし、その上流の第二床固～ダム下流で一次元河床変動解析を実施し、境界条件を作成することとした。

2.3 一次元計算と平面二次元計算による河床変動計算の比較

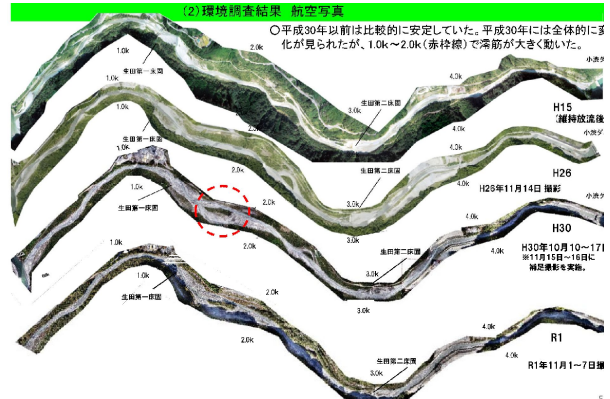
一次元計算と平面二次元計算による河床変動計算の比較を行い各モデルの特徴の考察を行った。一次元河床変動解析と平面二次元河床変動解析の主な計算条件を表-2に示す。

計算結果を図-3、図-4に示し以下に概要をまとめる。区間毎の堆積量に差異はあるものの、一次元・二次元計算ともに堆積・浸食傾向は概ね同様であった。床固工付近では一次元計算結果では1m程度の河床洗堀が見られるが平面二次元計算ではほとんど見られなかった。

2.4 一次元・平面二次元河床変動計算を組合せた計算

2.4.1 一次元河床変動解析 (小渋ダム～第二床固工)

小渋ダムから第二床固工までを一次元河床変動解析により計算した。計算条件は表-2の一次元モデルと同様である。一次元河床変動解析の計算結果は、河床変動量について計算区間全体になだらかに堆積する結果となった。粒度割合の変化、流出土砂内訳について見ると、細砂(0.137)、中砂(0.461)はほとんど通過し、粗砂～粗礫(1.304～53.033)が主に堆積していると考えられる。



引用：第5回 小渋ダム土砂バイパストンネルモニタリング委員会 説明資料 (天竜川ダム総合管理事務所)

図-2 小渋ダム下流河道における二次元的な河道の変化

表-2 一次元河床変動解析と平面二次元河床変動解析の条件の比較

項目	一次元モデル	平面二次元モデル
モデル	一次元河床変動モデル	平面二次元河床変動解析モデル
計算領域	天竜川合流点～小渋ダム下流 (0.0k～4.8k)	同左
地形条件	データ：平成29年度LPデータ地形 Dx 約100m	データ：平成29年度LPデータ地形 メッシュサイズ：X 約25m、Y 約3～20m (低水路部5m程度) 4.0k上流は台形断面
時刻間隔 dt	2.0 sec	0.1 sec
流量条件 (上流端)	小渋ダムの実績流量波形 #30.9.30～10.3 波形	同左
水位条件 (下流端)	0.0k断面における等流水深 (H-Q式による推定値)	0.0k断面における等流水深
河床材料	・16粒径区分(0.005～632.456mm) ・8区間を設定	同左
粗度係数	0.035 ※床止工：0.02(コンクリートの粗度係数相当)	0.02～0.035 ※床止工：0.02(コンクリートの粗度係数相当)
空隙率	0.4	同左
層厚	交換層厚：0.25m 堆積層厚：0.5m×40層	同左
給砂条件	実績バイパス供給土砂	同左

2.4.2 平面二次元河床変動解析 (第二床固工～第一床固工)

小渋ダムから第二床固工までの区間で行った1次元河床変動解析結果を上流端条件とし、第二床固工から第一床固工の区間で平面二次元河床変動解析を行った。

検討ケースを表-3の平面二次元計算と同様である。本検

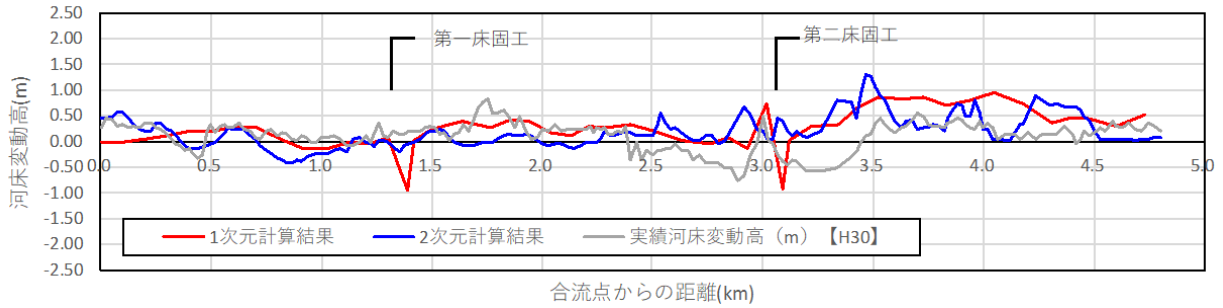


図-3 河床変動高の比較

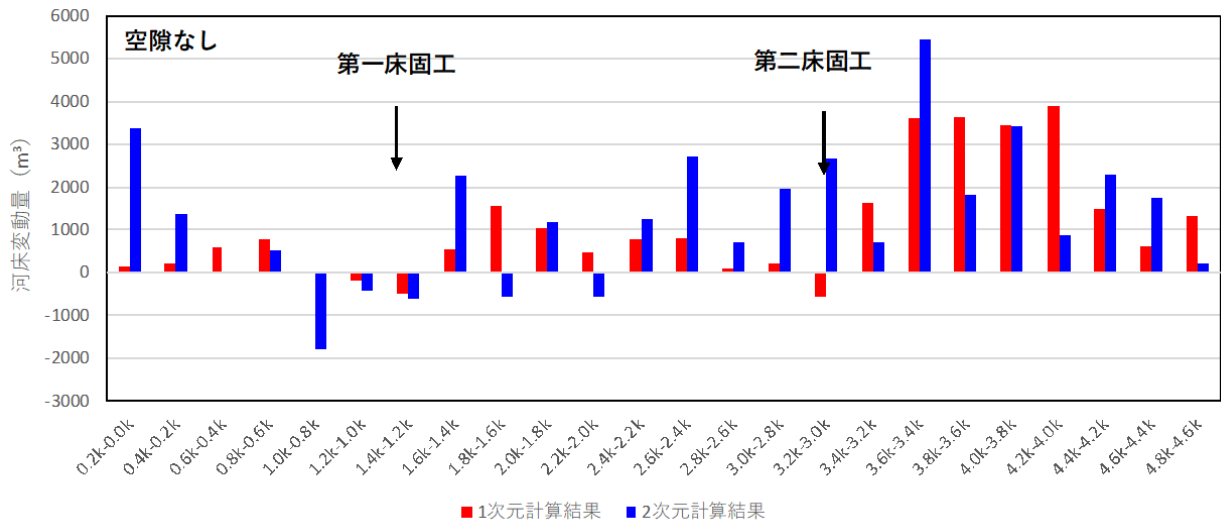


図-4 河床変動量の比較

討では一次元と二次元を組み合わせたケースと、全区間を二次元で計算した場合の第一床固工～第二床固工の計算結果と比較し妥当性を検討した。

いずれのケースにおいても流量の低減期に湾曲部や河道の左右岸付近で堆積が進行する傾向が見られた。特に上流端の境界条件を第二床固工下流に設けたCase3において、計算河道の上流区間で堆積しやすい傾向が見られたことから、平面二次元計算においては上流端の境界条件の設定によって堆積傾向に違いが生じるものと考えられる。

2.4.3 各ケースの計算結果比較

計算結果の比較表を図-5および図-6に示す。また以下に概要をまとめる。

Case1とCase2の河床変動傾向を比較すると、概ね堆積傾向は一致している様子が伺える。またCase2では堆積量がやや多いが、供給量がCase1よりも4km³ほど多いため、この差と考えられる。case2とcase3を比較すると、case3では上流端から2.5k付近まで外湾部にも堆積傾向がみられ、堆積土砂量も6km³程多い結果となった。

表-3 検討ケース

項目	Case1	Case2	Case3(参考)
計算対象区間	全区間	第一床固工～第二床固工 (1.3～3.4k)	第一床固工～第二床固工 (1.3～2.9k)
上流端供給土砂	パイパス供給土砂	一次元計算より得られた第二床固工通過土砂	一次元計算より得られた第二床固工通過土砂

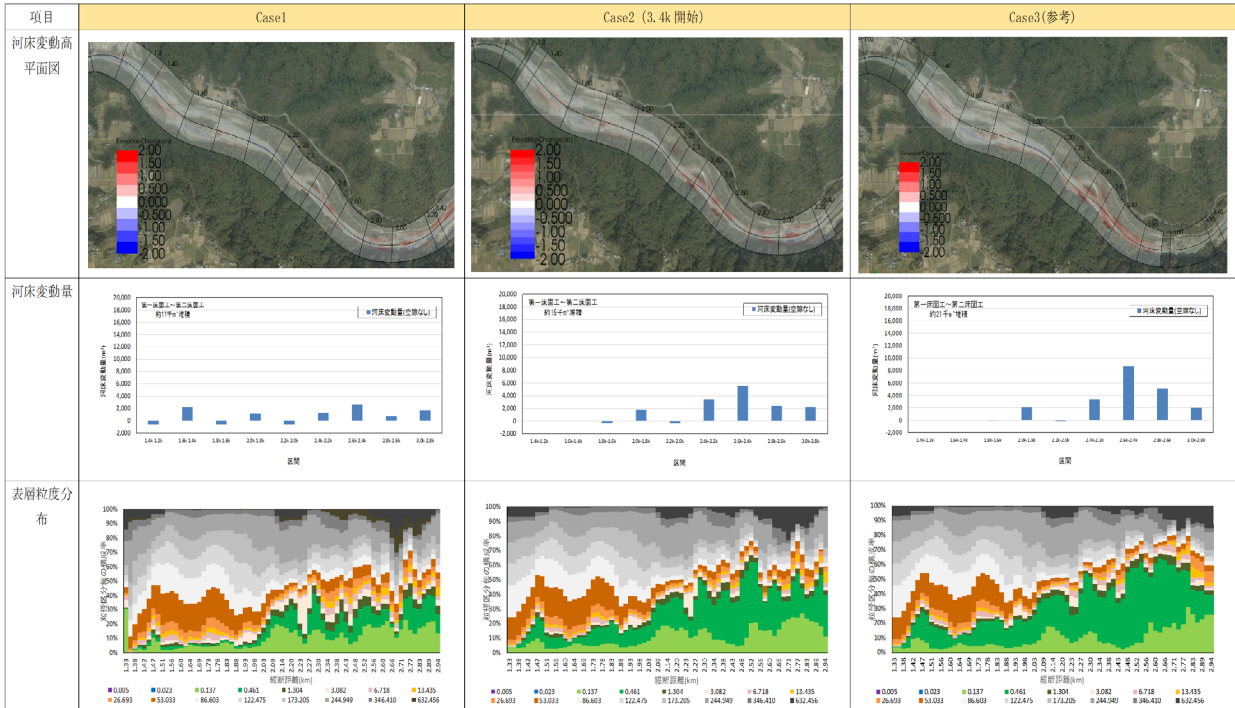


図-5 計算結果まとめ①

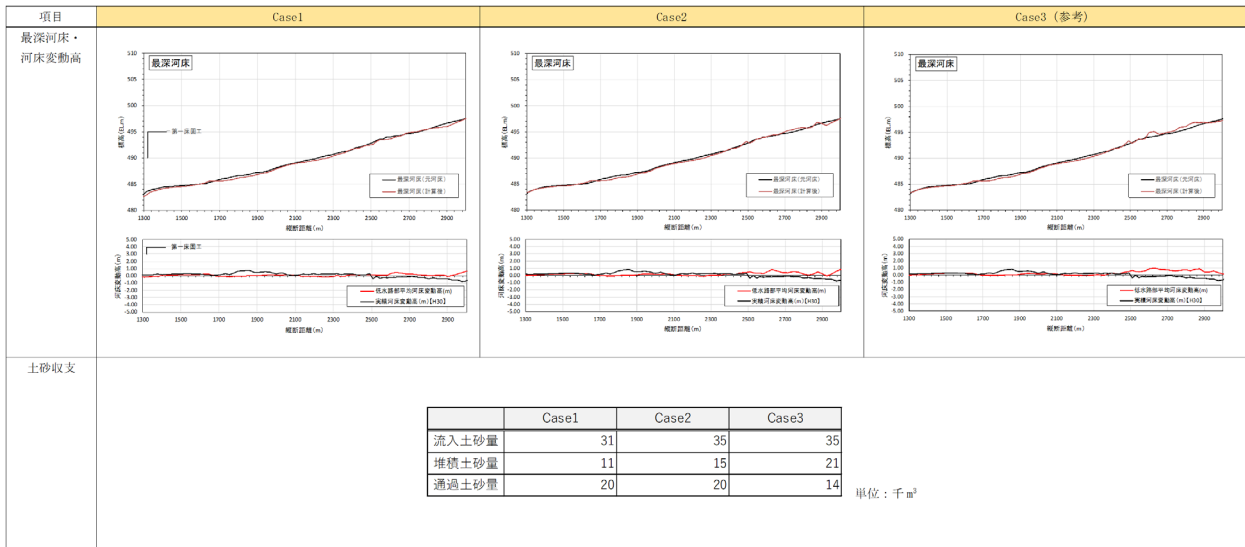


図-6 計算結果まとめ②

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、

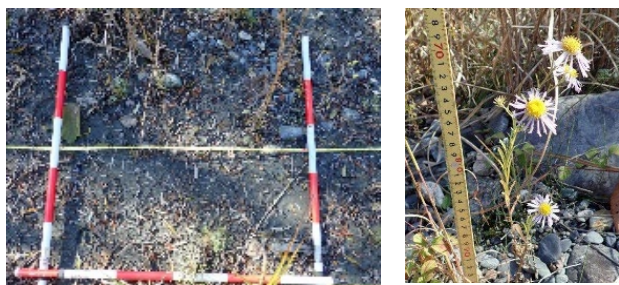


図-7 (左) 調査コドラートの一例

(右) 河原植物ツツザキヤマジノギク近影

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うことを目的とする。

令和2年度までの研究によって、土砂供給を開始したダムを対象に現地調査を行った結果、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(50×50 cm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、比高に応じて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⁸⁾。さらに、河原植物である絶滅危惧種ツツザキヤマジノギク(図-7 右)を対象に、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、陸域の物理環境を比較した結果、洪水前(6月)、洪水後(10月)ともに、在エリアの方が比高および砂被度が有意に高い結果が得られた⁹⁾。これらの結果は、河原植物の中でも特定の種、エリアにおける事例的な知見ではあるが、土砂供給が比高、砂被度の増大を促進すること、および比高、砂被度の変化が陸域の植生(本研究では河原植物)に影響を及ぼすことを示唆するものである。これらの報告は、陸域の植生がどのような条件の比高および砂被度を好むのかに関する知見が、陸域環境の予測・評価にとって重要であることを示している。

そこで、令和2年度は、ツツザキヤマジノギクが存在するエリアを対象として、ツツザキヤマジノギクの生育状況の解明のため、その株数、茎長と、比高および砂被度との関係を分析した。

3.1.2 方法

調査区として、2016年度より排砂バイパストンネルが運用され、下流への土砂供給が実施されている小渋ダム(長野県下伊那郡)直下のエリアを選定した。また、対照区として、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)のエリアを選定した。この地域には、前述のツツザキヤマジノギクが生育しており、この種を対象とした調査を行った(絶滅危惧種のため調査地の詳細は省略する)。

具体的には、調査区の左岸、対照区の右岸のツツザキヤマジノギクが生育している箇所において、それぞれ横断3測線をひき、測線上の陸域部の2 mごとにおける、50×50 cmコドラート内(図-7 左)の比高(m)、被度(%)を計測した。このとき、比高はトータルステーション(Trimble S3, ニコン社製)を用いて標高を計測し、水際との標高差から算出した。また、被度はコドラート内の河床材料をその粒径から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)、礫(16 mm以上~64 mm未満)、砂利(2 mm以上~16 mm未満)、砂(2 mm未満)の5つに分類し、それぞれのコドラート内に占める割合を10%刻みで目視計測した。一方、コドラート内の植生に関して、全植物の植被率(%)、植生の最大茎長、ツツザキヤマジノギクの株数(開花した株数とロゼット株数の和)および最大茎長(mm)を計測した。このとき、植被率は10%刻みで目視計測した。計測は、調査区は2018年10月、2019年の11月の計2回、対照区は2020年の11月に実施した(2020年は7月に大規模出水があり、調査区の地形が大きく変わり植生が消失したため、調査区での調査は未実施)。

最後に、調査データをもとに、調査区、対照区のそれぞれのエリアにおいて、ツツザキヤマジノギクの生育状況に関するベストモデルの抽出のため、植被率、植生の最大茎長、ツツザキヤマジノギクの株数および最大茎長を目的変数とし、各目的変数で、比高、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通りの一般化線形モデル(GLM)を作成した。そして、これらの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を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、比高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。

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。

3.1.3 解析結果および考察

Rを用いたAICの分析の結果、あてはまりがよいとされた変数の組み合わせを上位5組まで示す(表-4)。植被率は、調査区では比高、比高の2乗項、砂被度、砂被度の2乗項の4変数を用いた組み合わせがベストモデルに選ばれた(表-4)。このうち、比高と植被率との関係に着目すると、ベストモデルでは比高に対して植被率が2次関数的に変動する傾向が見られる(表-4)。この理由として、水際に近い箇所では増水による攪乱が多く、遠い箇所では樹木が繁茂しその遮光により、植被率が低下したためと考えられる。一方、対照区では比高およびその2乗項、砂被度の3変数を用いた組み合わせがベストモデルに選ばれ、比高の2乗項と砂被度の係数が正で比例関係となった。調査区と結果が異なった理由として、対照区では比高が最大の箇所でも樹木が繁茂しておらず、増水による攪乱のみに左右される環境であったためと推定される。

植生の最大茎長については、調査区では比高、比高の2乗項、砂被度、砂被度の2乗項の4変数を用いた組み合わせ、対照区では比高、砂被度、砂被度の2乗項の3変数を用いた組み合わせがベストモデルに選択された(表-4)。砂被度との関係については、調査区、対照区とも比例関係であった一方、比高との関係については、調査区で二次関数的な変動、対照区で比例関係となった。

ツツザキヤマジノギクの株数は調査区、対照区とも比高および比高の2乗項の2変数を用いた組み合わせがベストモデルに選ばれた(表-4)。そこで、比高に対する株数のGLMをグラフ化すると、調査区では約1.2m、対照区では約2.8mで株数のピークが確認された(図-8)。株数が特定の比高を選好する理由として、調査区における植被率の場合と同様、水際に近い箇所では増水による攪乱が多く、遠い箇所では樹木が繁茂しその遮光により、株数が低下したためと考えられる。ただし、河原植物は一般的な植物よりも攪乱に強く比高が比較的低いエリアでも生息する可能性があること、他の植物との生存競争で河原植物の株数が減少する可能性があることを考慮すると、植被率およびツツザキヤマジノギクの株数のピークが現れる比高は一致しない可能性があるといえる。また、調査区と対照区で株数のピークが現れる比高が1.6m程度異なる理由としては、同じ比高でも攪乱の程度が異なるためと推定される。具体的には、対照区の方が河川規模が大きく同じ比高でも攪乱を受ける頻度は調査区より高くなるためと推定される。このとき、比高を冠水頻度に変換することで、場所による洪水時の水位変動の違いをある程度標準化できると考えられる。

表-4 小洪ダム下流、天竜川における比高(hi)および砂被度(s)に対する植被率、植生の最大茎長、ツツザキヤマジノギクの株数、最大茎長の一般化線形モデルを作成した場合のAIC(上位5位まで)。赤字はベストモデルで、比高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(灰色部)

小洪ダム下流 植被率						
順位	AIC	係数				定常項
		hi	hi ²	s	s ²	
1	3259.5	2.902	-0.964	7.40 × 10 ⁻³	-4.35 × 10 ⁻⁵	1.141
2	3261.5	3.031	-1.046	3.26 × 10 ⁻³	—	1.149
3	3269.8	3.118	-1.090	—	2.96 × 10 ⁻⁵	1.156
4	3299.6	3.054	-0.972	—	—	1.160
5	3355.1	1.098	—	1.54 × 10 ⁻²	-1.30 × 10 ⁻⁴	1.760

天竜川 植被率						
順位	AIC	係数				定常項
		hi	hi ²	s	s ²	
1	573.4	—	0.380	2.39 × 10 ⁻²	—	0.146
2	575.6	—	0.384	2.07 × 10 ⁻²	5.79 × 10 ⁻⁵	0.143
3	575.8	-0.0307	0.387	2.40 × 10 ⁻²	—	0.176
4	578.1	-0.0934	0.406	2.04 × 10 ⁻²	6.66 × 10 ⁻⁵	0.232
5	581.5	—	0.412	—	4.01 × 10 ⁻⁴	0.169

小洪ダム下流 植生最大茎長						
順位	AIC	係数				定常項
		hi	hi ²	s	s ²	
1	22476.5	28.540	-12.070	3.25 × 10 ⁻³	2.54 × 10 ⁻⁵	-11.730
2	22478.9	28.240	-11.920	5.63 × 10 ⁻³	—	-11.620
3	22482.1	28.800	-12.190	—	5.71 × 10 ⁻⁵	-11.820
4	22756.6	25.980	-10.700	—	—	-10.430
5	27770.7	1.853	—	3.06 × 10 ⁻²	-3.00 × 10 ⁻⁴	2.075

天竜川 植生最大茎長						
順位	AIC	係数				定常項
		hi	hi ²	s	s ²	
1	1945.8	—	0.374	-1.89 × 10 ⁻²	5.97 × 10 ⁻⁴	3.474
2	1946.1	2.112	—	-1.88 × 10 ⁻²	5.94 × 10 ⁻⁴	0.493
3	1950.6	-6.044	1.442	-1.92 × 10 ⁻²	6.07 × 10 ⁻⁴	12.010
4	1977.7	2.033	—	—	1.38 × 10 ⁻⁴	0.586
5	1977.8	—	0.3593	—	1.40 × 10 ⁻⁴	3.458

小洪ダム下流 ツツザキヤマジノギク株数						
順位	AIC	係数				定常項
		hi	hi ²	s	s ²	
1	379.7	12.450	-5.200	—	—	-7.142
2	381.7	12.300	-5.106	—	-6.82 × 10 ⁻⁶	-7.073
3	381.8	12.520	-5.245	3.86 × 10 ⁻⁴	—	-7.179
4	382.3	11.620	-4.742	1.39 × 10 ⁻²	-1.49 × 10 ⁻⁴	-6.958
5	405.1	1.659	—	3.26 × 10 ⁻²	-3.61 × 10 ⁻⁴	-2.310

天竜川 ツツザキヤマジノギク株数						
順位	AIC	係数				定常項
		hi	hi ²	s	s ²	
1	-470.0	322.9	-55.250	—	—	-470.000
2	-468.3	321.8	-55.050	—	1.18 × 10 ⁻⁵	-468.300
3	-470.7	323.4	-55.340	-2.94 × 10 ⁻⁴	—	-470.700
4	-23.0	8.531	—	—	—	-22.970
5	-11.2	—	1.538	—	—	-11.170

小洪ダム下流 ツツザキヤマジノギク最大茎長						
順位	AIC	係数				定常項
		hi	hi ²	s	s ²	
1	22476.5	28.54	-12.070	3.25 × 10 ⁻³	2.54 × 10 ⁻⁵	-11.730
2	22478.9	28.24	-11.920	5.63 × 10 ⁻³	—	-11.620
3	22482.1	28.80	-12.190	—	5.71 × 10 ⁻⁵	-11.820
4	22756.6	25.98	-10.700	—	—	-10.430
5	27770.7	1.85	—	3.06 × 10 ⁻²	-3.00 × 10 ⁻⁴	2.075

天竜川 ツツザキヤマジノギク最大茎長						
順位	AIC	係数				定常項
		hi	hi ²	s	s ²	
1	1945.8	—	0.374	-1.89 × 10 ⁻²	-5.97 × 10 ⁻⁴	3.474
2	1946.1	2.112	—	-1.88 × 10 ⁻²	-5.94 × 10 ⁻⁴	0.493
3	1950.6	-6.044	1.442	-1.92 × 10 ⁻²	-6.07 × 10 ⁻⁴	12.010
4	1977.7	2.033	—	—	-1.38 × 10 ⁻⁴	0.586
5	1977.8	—	0.3593	—	-1.40 × 10 ⁻⁴	3.458

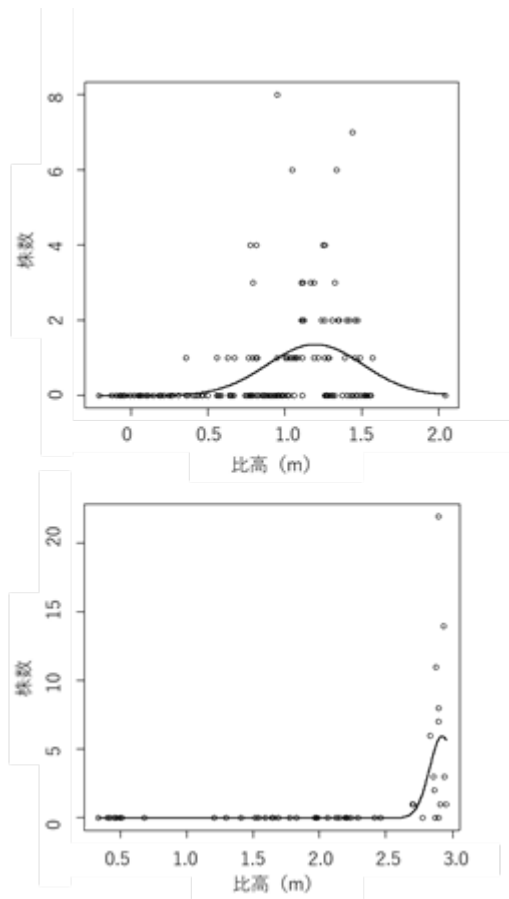


図-8 比高に対するツツザキヤマジノギクの株数のGLM解析結果 (上段：調査区、下段：対照区)

一方、ツツザキヤマジノギクの最大茎長については、調査区では比高、比高の2乗項、砂被度、砂被度の2乗項の4変数を用いた組み合わせ、対照区では比高、砂被度、砂被度の2乗項の3変数を用いた組み合わせがベストモデルに選択された(表-4)。調査区では砂被度、対照区では比高と比例関係となり、互いに異なる傾向であった。

以上の結果から、河原植物であるツツザキヤマジノギクの株数は、比高に左右され、その原因として攪乱の程度と関連があると推定された。この攪乱の程度は、冠水頻度を軸として定量化することで、異なる場所でもある程度一般化して比較できると考えられる。一方、砂被度についても、植生の最大茎長に対する比例関係が見られたことから、攪乱の程度が同じエリアでも植生の繁茂状況に差を生じさせる可能性もある。今後は、ツツザキヤマジノギクの株数に着目するとともに、比高を冠水頻度に変換した上で、冠水頻度、砂被度、植被率との関係をより詳細に解析する予定である。

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 水域の河床環境評価のための予測モデルのダム下流河川の適用による改善効果の検証

3.2.1 はじめに

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⁾。昨年度は、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⁹⁾。

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

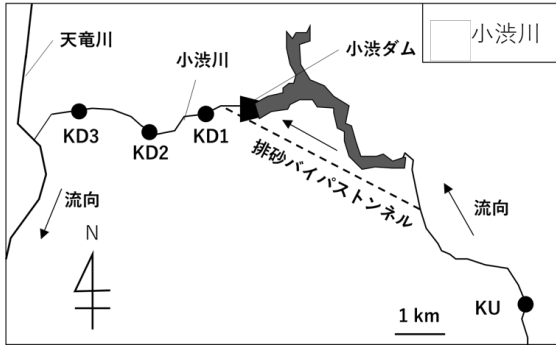


図-9 小渋川の各調査地点図 (KU, KD1~3)

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⁾。

しかし、モデルの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い。このため、本研究では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、土砂動態の変動が大きいダム下流の河床にモデルを適用し、その妥当性を確認するとともに、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、現行モデル)と比較した。

3.2.2 方法

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、4.0km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3.1km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2019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折尺で潜水測定した。同時に、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3つの測線を設定し、各測線を3等分して各地点における、50×50cm内

の河床の被度をWentworthの粒径区分に基づく¹⁰⁾5区分の存在割合の10%刻みで目視観測した。

現行モデルではWentworthの5区分のうち露出高として観測される大粒径の巨礫、大礫、中礫の割合F(1)~F(3)を用いて、下記の式から露出高の分布形P(x)および平均値Xを算出している(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))。

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

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

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

ここで、S_i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、σ_iは粒径区分iの標準偏差(本報告では=0.3で設定²¹⁾)を表す。現行モデルは、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²²⁾、i=1、2の範囲が64mm~と他の区分より広いことから、改善モデルではこれらをより細分化し、現行モデルからi=2のみ2分したものの(A)、i=1~3を概ね100(B)、50(C)、25mm(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330mm、改善モデルB~Dで400mmに設定した(表-5)。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。

この現行モデルと改善モデルを用いた解析を実施した。具体的には、現行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²²⁾、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、現行モデルについて、F(1)~

表-5 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.)

i	現行モデル	改善モデル			
		A	B	C	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

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。

3.2.3 解析結果および考察

2.(3)の扁平率から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-4)、KS testによる結果はモデルおよび地点ごとに異なった。現行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)。現行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($p > 0.05$ 、図-10、表-6)。一方、A~Dの4つの改善モデルでは、いずれの地点でも現行モデルより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-6)。

以上の結果から、改善モデルは現行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のものと同異なる上、p値も低い場合が多い(図-10、表-6)。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F(i)の値がA~Cよりも不規則にばらつく傾向が見られ、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(F(i)の数)が多すぎる(16個)ためと考えられる(表-6)。現行モデルに対する改善効果を粒径区

表-6 KS testによる観測値と各モデル値の分布形のp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	0.131	0.997	0.181
改善モデルC	0.395	0.102	0.988	0.286
改善モデルD	0.061	0.184	0.129	0.186

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(64 mm以上256 mm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いえる(図-10、表-6)。このため、現行モデルから大礫の粒径区分を2分割するわずかなモデルの改変でも、現場の露出高の分布をより精緻に予測できるといえる。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。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。

今後、既往研究から推定されるアユの餌資源の観点からの露出高の許容範囲および露出高の分布の予測モデルを活用することで、土砂供給前後の河床粒径分布の比較から、土砂供給による水域環境への効果を予測・評価する手法を提案することが可能である。さらに、この技術を土砂供給を想定した河床変動計算に組み込むことで、より広域的な予測およびそれに基づく評価が可能であり、今後の総合土砂管理計画に貢献できるといえる。

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

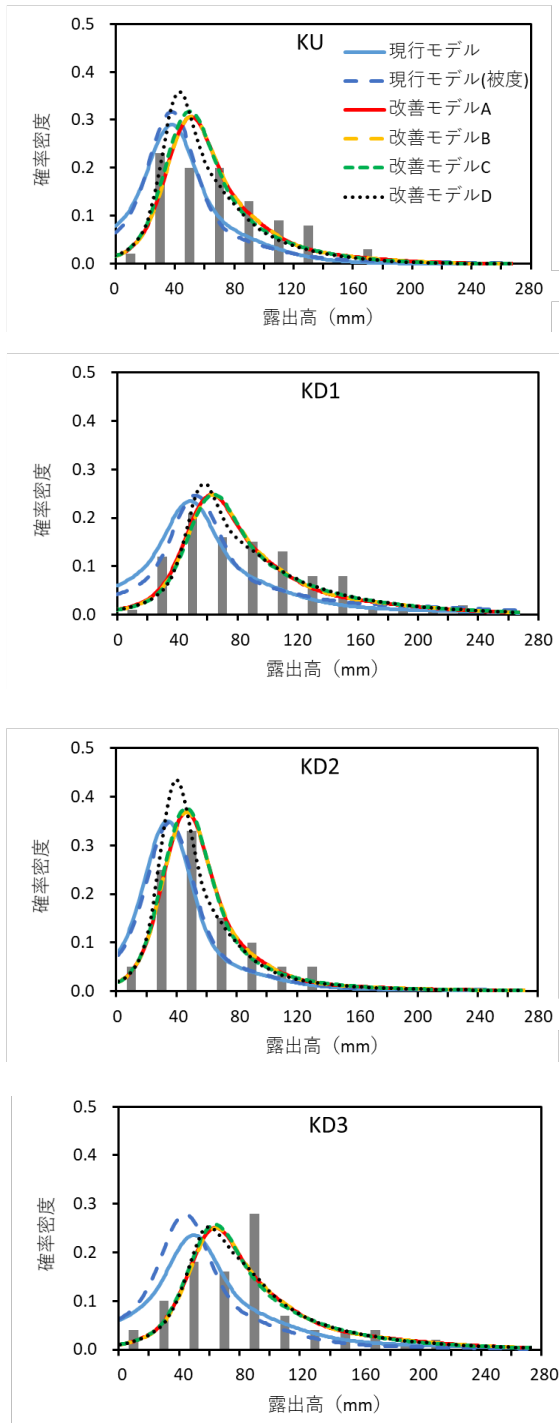


図-10 各調査地点における露出高に関する観測値とモデル値（現行モデルおよび改善モデルA～D、現行モデルはペブルカウントを用いた場合と河床の被度を用いた場合の2パターン）の分布形（ヒストグラムは観測値、曲線はモデル値を表す。）

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。

土砂供給時には上記の通り、供給土砂からの金属類の溶出が懸念され、水中の土砂濃度増加に伴う水質変動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²³⁾、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。

R1年度では、パッシブサンプリングの雨天時河川における適用性の基礎検討として、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) を用いて雨天時の恋瀬川 (茨城県) にて観測

実験を行い、MnやCuについて現場河川中の平均濃度をオーダーレベルで推定できることを確認し、雨天時河川においてもDGT—パッシブサンプリング法が適用可能であることを示した²⁴。

4.2 方法

4.2.1 現地調査の概要

本研究では荒川流域の最上流部である二瀬ダム（埼玉県秩父市、国土交通省関東地方整備局管理）の下流河川を対象として現地調査を行った。二瀬ダム周辺の流域概要及び調査地点（P1）を図-11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。

二瀬ダムにおける現地調査は、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-13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-13の調査2期間）の2回の調査を実施した。2020年における二瀬ダムの放流量を図-13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。本調査では、図-11に示すP1の位置でDGT—パッシブサンプリング法を用いた観測を実施し、平均濃度データの取得を試みた（詳細を4.2.3で記述する）。P1付近は図-12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

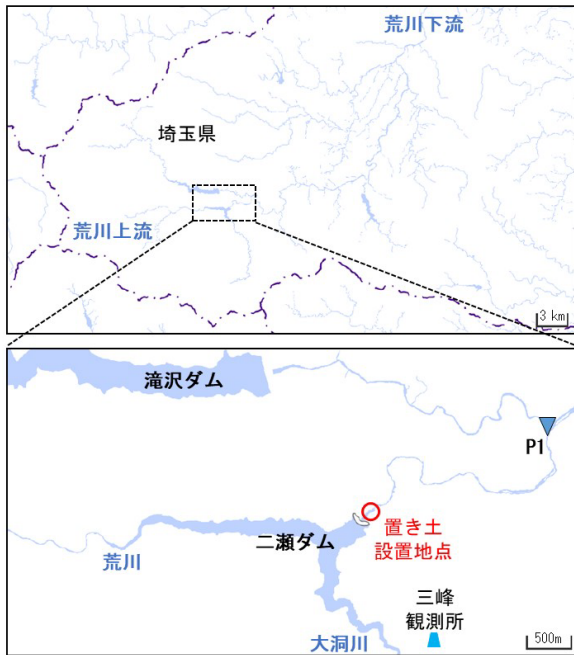


図-11 二瀬ダム流域の概要と調査地点 (P1)



図-12 調査地点 (P1) 付近の様子

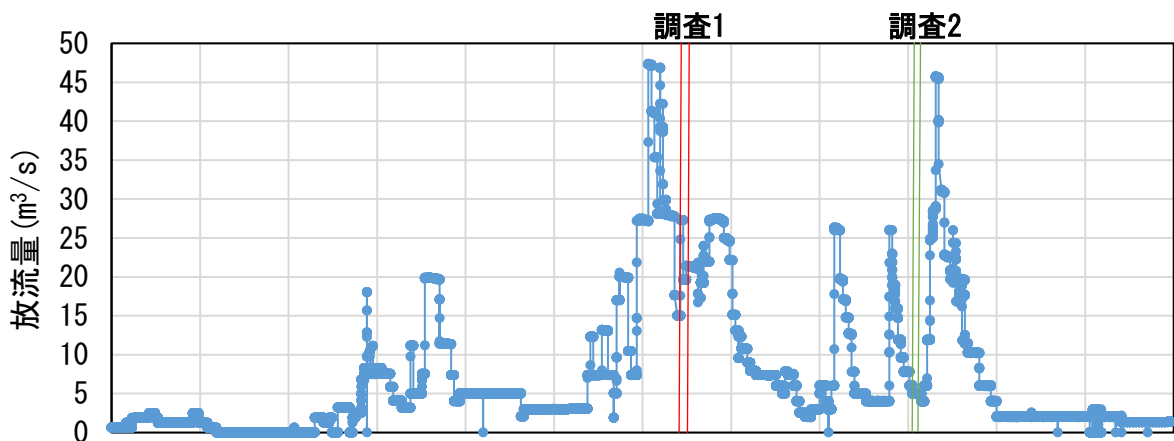


図-13 2020年における二瀬ダムの放流量（調査1が高流量時調査、調査2が低流量時調査）

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。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）。

4.2.2 水試料（グラブ法）の金属分析

現地にて採取した水試料は実験室に持ち帰り、金属の全量とlabile態の2形態について分析を行った。全量の分析では硝酸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（MetaSEPC H-1、GLサイエンス社製）に通液し、硝酸で溶出後、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、14種（Li、B、Al、Ti、V、Cd、Cr、Fe、Mn、Ni、Cu、Ag、Cd、Pb）金属濃度を定量した。

4.2.3 DGT—パッシブサンプリング法を用いた濃度推定

本研究で用いた薄膜拡散勾配測定ユニット（DGTユニット）はDGT Research製のLSNM-NPである。LSNM-NPのResin layer（Chelex樹脂）は12種の金属（Al、Ca、Cd、Co、Cr、Cu、Fe、Mn、Ni、Pb、Zn、U）のlabile態を対象とした吸着剤である。ICP-MSの分析対象を踏まえて本研究では9種金属（Al、Cd、Co、Cr、Cu、Fe、Mn、Ni、Pb）を対象に平均濃度データの取得を試みた。DGT—パッシブサンプリング法によ

る観測では、事前にマニュアルに記載されたDGTユニットのコンディショニングを実施した²⁵⁾。コンディショニング後のDGTユニットは、図-14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-15に示すようにDGTユニットを河川に浸漬した。DGTユニットの浸漬時間は24時間以上で実施されている既往調査例が多く^{23・26)}、高流量時調査では48時間、低流量時調査では26.5時間の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、Resin layer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。前処理を行い得られた溶出液は4.2.2の金属分析に供した。

平均濃度の算出においては、Resin layerに吸着された金属量をM(μg)、DGT—パッシブサンプリング法により算出される河川水中の平均濃度C_{DGT-labile} (μg/L)として、下記の式(1)、(2)を用いる。

$$M = \frac{C_{elu}(V_{gel} + V_{acid})}{f_e} \tag{1}$$

$$C_{DGT-labile} = \frac{M\Delta_g}{DA t} \tag{2}$$

ここで、C_{elu}：測定試料中濃度(μg/L)、V_{acid}：測定試料作成時の溶液量(5 mL)、V_{gel}：Resin layerの体積(0.16 mL)、A：Windowの面積(3.14 cm²)、f_e：溶出係数(マニュアルに従い0.85)、Δ_g：Diffusive gelと



図-14 DGTユニット取り付け用の観測機材

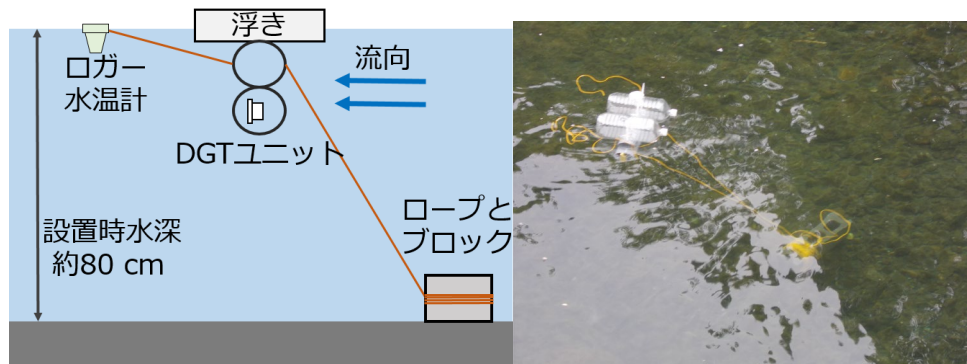
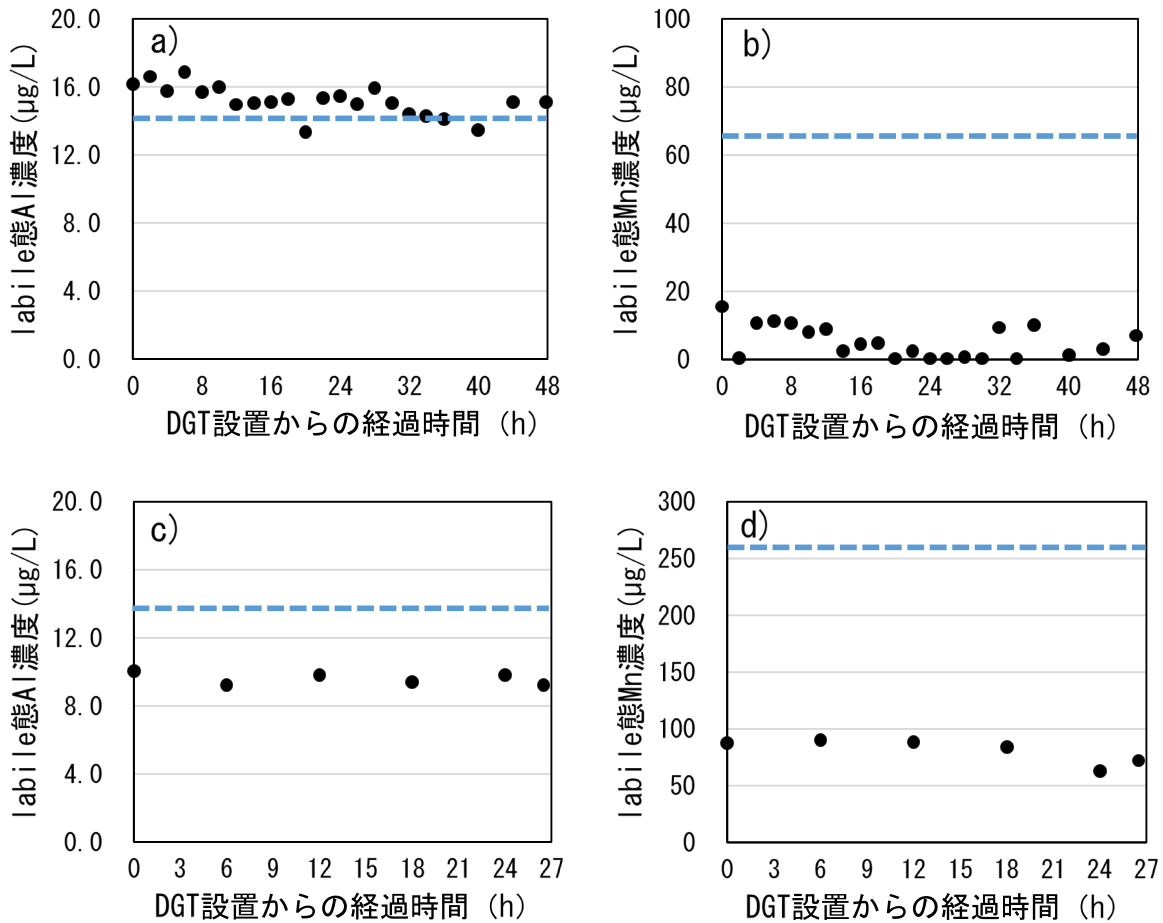


図-15 DGTユニットの設置模式図と河川浸漬中の様子



※●：グラブ法による水試料の濃度、—：DGT—パッシブサンプリング法による平均濃度 $C_{DGT-labile}$

図-16 河川調査におけるDGT—パッシブサンプリング法による濃度推定

- (a) 高流量時調査 (7/13-15) のlabile態Al濃度、(b) 同Mn濃度、
 (c) 低流量時調査 (10/1-2) のlabile態Al濃度、(d) 同Mn濃度

Membrane filterの厚さ (0.093 cm)、 D : 拡散係数 (cm^2/s)、 t : DGTの浸漬時間 (s) である。 C_{el} と t は各調査における値を代入し、 D はDGT Researchより各水温における物質ごとの拡散係数が提供されているため、各調査の水温の平均値からそれらを代入した²⁷⁾。他の値は記載した定数値を用いて、 M および $C_{DGT-labile}$ を算出した。

4. 3 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、濃度に関する情報が得られなかった。高流量時と低流量時とともに

安定的にlabile態の濃度が測定されたAlとMnの濃度算出結果を図-16に示す。

Alについては、高流量時調査(図-16 a)で算出された $C_{DGT-labile}$ は $14.2 \mu\text{g/L}$ であり、水試料の時間加重平均濃度は $15.1 \mu\text{g/L}$ 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-16 c)で算出された $C_{DGT-labile}$ は $13.9 \mu\text{g/L}$ であり、水試料の時間加重平均濃度は $9.58 \mu\text{g/L}$ 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-16 b)で算出され

た $C_{DGT-labile}$ は65.1 $\mu\text{g/L}$ であったが、水試料の時間加重平均濃度は4.77 $\mu\text{g/L}$ 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・16 d)で算出された $C_{DGT-labile}$ は258 $\mu\text{g/L}$ であり、水試料の時間加重平均濃度は82.8 $\mu\text{g/L}$ 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過年度の調査においても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²⁴⁾、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、上流部の水質変化が要因である可能性が考えられた。

5. 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。

- 長区間・長期間を対象とした河床変動解析の検討に必要な、1次元と2次元を組み合わせた数値計算を実施した。結果はおおむね良好であり、環境面で詳細な情報が必要な箇所については2次元で計算し、その他は1次元による計算が可能となる。
- 陸域において、河原植物の一種ツツザキヤマジノギクの生育状況と比高・砂被度との関係を一般化線形モデルで表し、AICで解析した結果、その株数について、比高のみを変数にした場合がベストモデルに選

択された。比高に対する株数のGLMは特定の比高をピークにもつ2次関数的なグラフとなったが、調査場所によってピークがある箇所は異なった。これらの結果により、株数が攪乱の程度に左右されることが示唆され、今後は攪乱の程度を冠水頻度で定量化して更に解析を行う予定である。

- 水域の河床環境評価ツールである石礫の露出高の予測モデルについて、大礫(64 mm以上256 mm未満)の粒径区分を細かく設定した改善モデルを構築し、ダム下流で精度を検証した結果、改善モデルの方が現行モデルよりも、観測した露出高の分布形に近い形状を示し、精度の向上が確認された。
- 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、labile態のAlについてはDGT—パッシブサンプリング法により算出される $C_{DGT-labile}$ 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。一方で、Mnについては既往研究と同様に濃度を過大に評価する傾向が見られ、現地河川の調査手法として適用するためには更に検討する必要があると考えられた。

参考文献

- 1) 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
- 3) 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
- 4) 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、木原健貴: 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、pp.99-104、2016
- 7) 村中孝司、鷺谷いづみ: 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

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

- 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
 - 10) Wentworth C. K.: A scale of grade and class terms for clastic sediments, *The Journal of Geology*, Vol.30(5), pp.377-392, 1922
 - 11) 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.R-project.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、富田陽子、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 river-bed material, *EOS Transactions American Geophysical Union*, Vol.35 (6), pp.869-1020, 1954
 - 21) 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/>

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、宮脇千晴、
高田翔也

【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）の土砂を制御しつつ必要とされる河道区間に土砂を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。令和2年度では、以下の成果が得られた。

- ①塵芥等の前処理システムの開発については、水深 50m までの堆砂に対して、潜行吸引式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技術を構築し共同研究を完了した。
- ②潜行吸引式排砂管の吸引性能の向上および吸引管による土砂供給技術の実用化の検討については、群馬県坂本ダム（堤高約 36m）において高落差で対応可能となるように管径 300mm 管と管径 200mm 管の組合せにより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、落差約 21 m、長さ約 205m の排砂管を設置した。水深約 10 m の堆砂を下流へ排砂することが可能であることや最大土砂濃度約 3.5%の吸引性能を確認し、設計通りの能力の発揮を確認した。

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。

このような中、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。

しかしながら、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、時間も多くなるのが現状であり、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、下流河川的环境改善に適切な質・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

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。

今次中長期計画前までの検討では、巨石、塵芥や粘性性のほぼ無い砂礫は小落差でもダム下流へ供給可能であることを確認してきている¹⁾⁶⁾。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、実用化には設計法の確立が必要であることなどダムでの適用に向けての課題は明らかであった。

そこで、今次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に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以下となっており、これらのダム貯水池への適用などを旨し、①塵芥等の前処理システムの開発、②潜行吸引式排砂管の吸引性能の向上、③吸引管による土砂供給技術の実用化の3つの課題を設定し研究を実施している。以下、詳細を述べる。

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

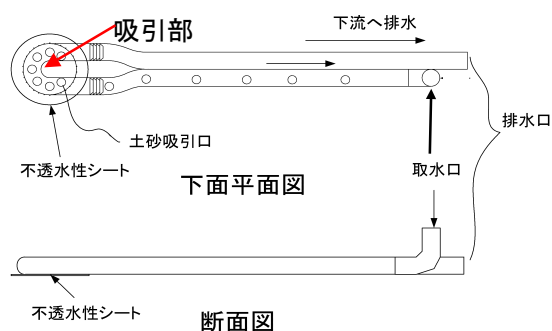


図-1 潜行吸引式排砂管の構造図

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ことから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うに、大成建設㈱が保有する水中施工技術 T-iROBO UW⁷⁾⁸⁾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。

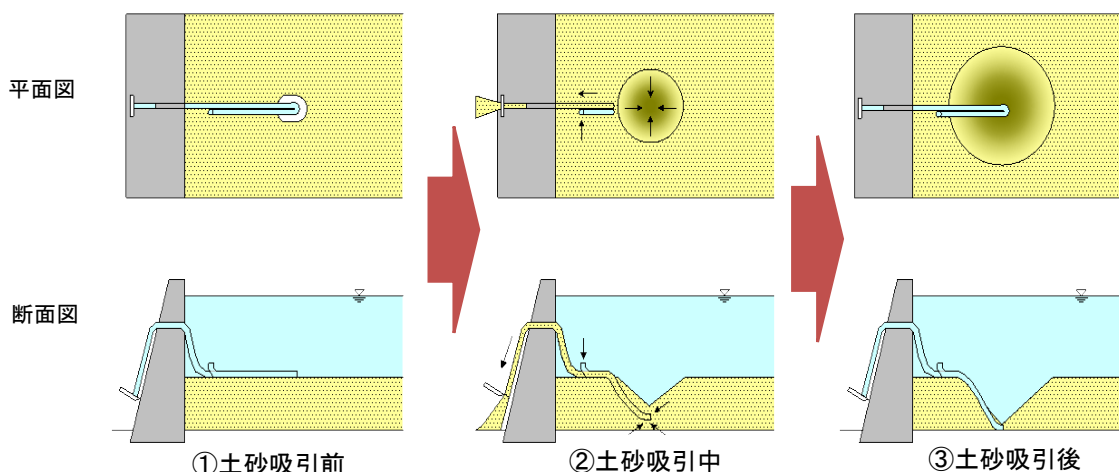


図-2 潜行吸引式排砂管の操作イメージ



図-3 貯水池 5.0k の堆砂の分級作業の様子



図-6 貯水池内流木の状況（拡大）



図-4 堆砂中の巨石の状況（石に 15cm のペンを配置）



図-7 貯水池内流木が散在している状況



図-5 貯水池内流木の状況



図-8 貯水池内塵芥（ゴム管、タイヤ等）の様子

また、既往の文献⁹⁾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は固結した状態では、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



図-9 貯水池内塵芥（有機物）の様子

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巨石や塵芥等については、分別や除去が必要であるとともに、吸引可能な細粒土砂のみを効率的に抽出できる技術の開発が必要である。
- 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）

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

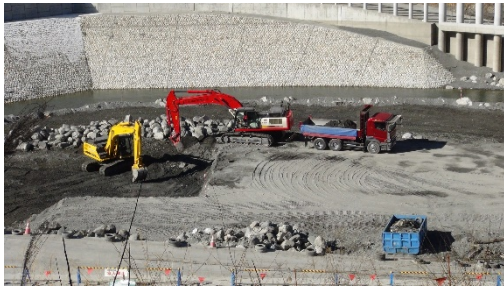


図-10 土砂バイパストンネル呑口部の掘削の様子



図-11 堆砂中に含まれていた流木等の状況

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¹⁰⁾。

① 使用機器の特徴

ダム湖の堆砂物は砂礫であり、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を探索対象とするので、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）

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

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型		掃流砂・浮遊砂ともが多い	大	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、デルタ扇が低水位付近にある
II型		掃流砂が少なく浮遊砂が多い	大	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	大	堆砂の比較的初期の段階に現れる
IV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 ダム堤体まで到達した塵芥等の状況

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、機材を艀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

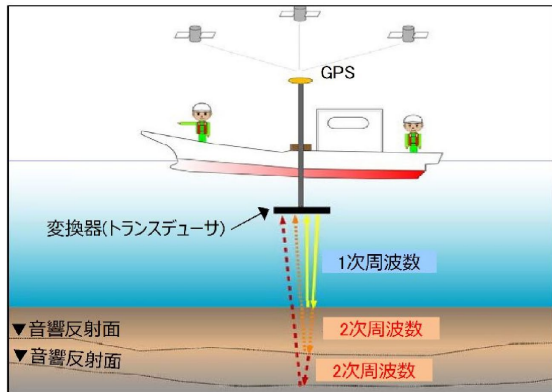


図-15 サブボトムプロファイラー探査イメージ図



図-16 試料の埋設状況写真 (水位低下時)

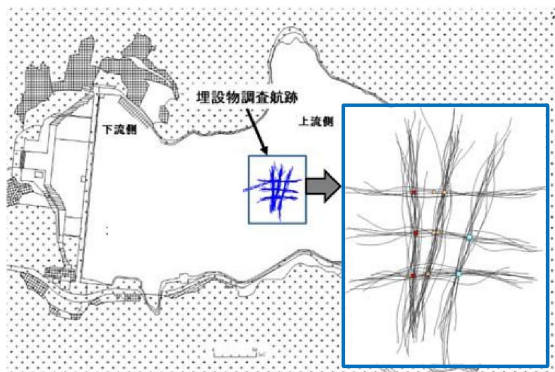


図-17 埋設物調査の航跡図

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

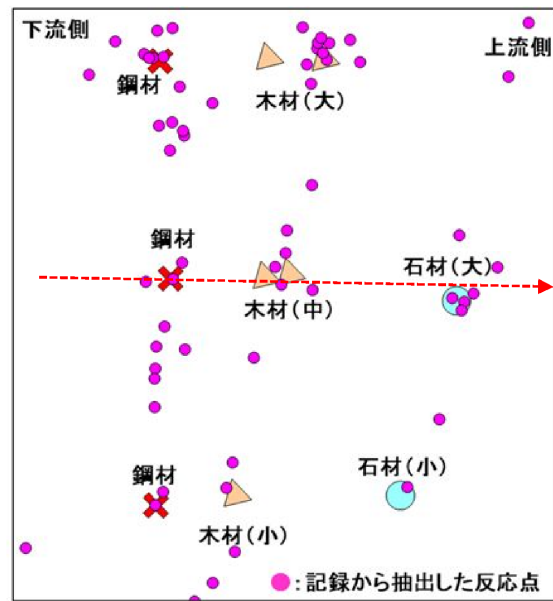


図-18 反応点の抽出結果と埋設試料との位置比較

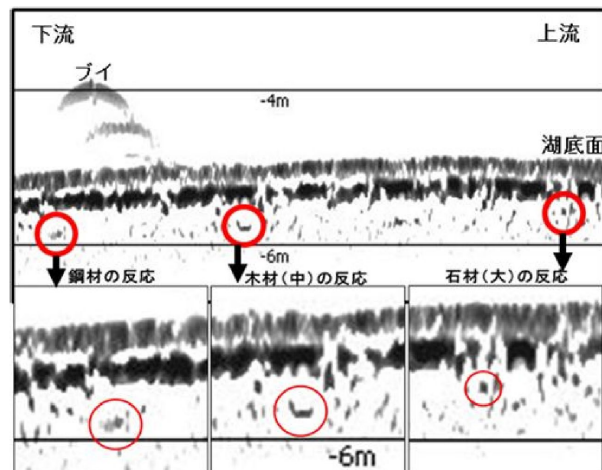


図-19 各試料の反応の比較

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まとめと今後の課題

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、埋設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、グラップルで掴めないような長尺の沈木はツインヘッド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ド型の新たなアタッチメントを開発した¹¹⁾。

①ピック形状

ツインヘッドは、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）を装着したツインヘッドにより、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、木材の破碎状況、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、ツインヘッド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 に比べてビット 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 の切削作業性が優れ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 はツインヘッド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。木材の破碎状況については、破碎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。

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まとめと今後の検討

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。今後は、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、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には既存のアタッチメントではないことから汎用機械に装着可能な分別吸引アタッチメントを開発した¹²⁾。

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。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150mm、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、吸引先端にケーシング回転式スクリーン（最大開口幅100mm）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¹³⁾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、ポンプ先端のスクリーンにより概ね60mm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

ポンプ口径150mmに対して最大スクリーン幅を100mmとしていたことが礫噛み込み閉塞の原因と

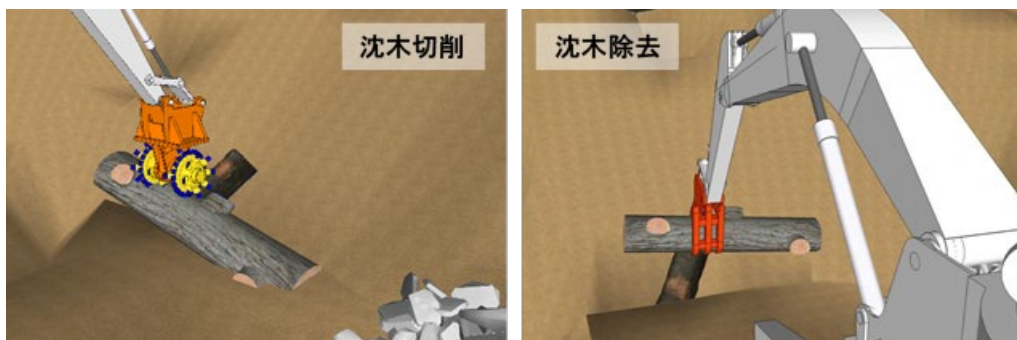


図-20 沈木前処理作業イメージ

表-1 従来品とピックとビット形状の比較

	A 従来品(根株用ピック)	B 新規開発品
ピック写真	 メーカーカタログより(3種類)	
ドラム取付写真		
刃先(ビット)形状	 台形またはくさび形切込した平板ビット	 単一四角形状ですくい角があるビット

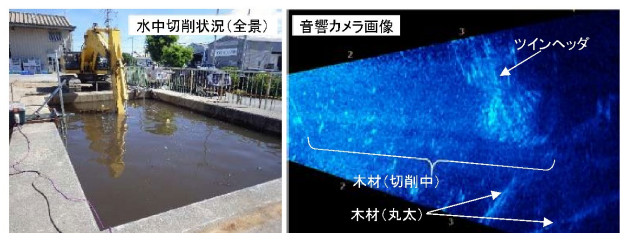


図-21 水中切削試験状況

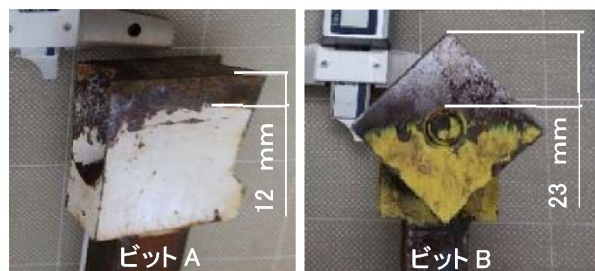


図-22 ビットの塗装の剥がれ状況



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-26 巨石、沈木の分別吸引状況



図-25 水陸両用バックホウ

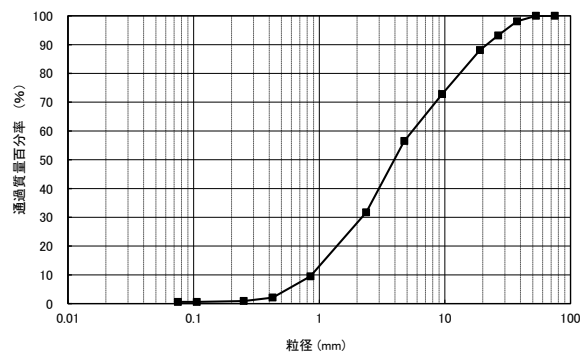


図-27 吸引後の粒度分布

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/分の水中攪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



図-28 管閉塞の状況

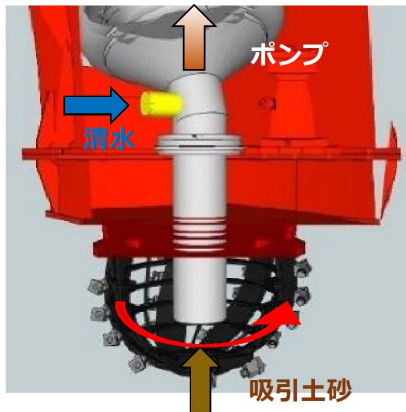


図-29 改良モデルの機構図



図-30 試験で使用した土砂

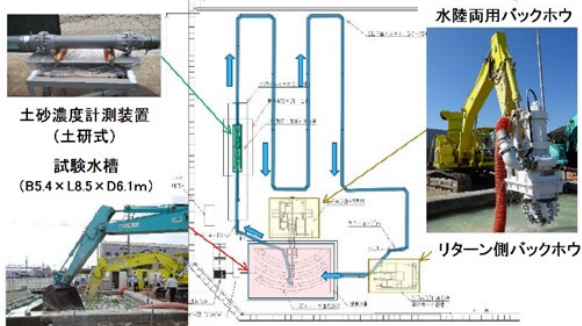


図-31 改良モデルの確認実験平面配置図

清水のみと土砂吸引した場合の実験結果を表-2 に示す。

表-2 改良モデルの性能確認実験結果

先端開口度(%)		46%				62%				80%			
スクリーン回転数(rpm)		20	40	60	20	40	60	20	40	60			
吸引 のみ	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		
	圧力(MPa)	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08			
流体	土砂	流量(m ³ /分)	9.13	8.92	8.69	8.38	8.27	8.55	8.71	8.59	8.39		
	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		

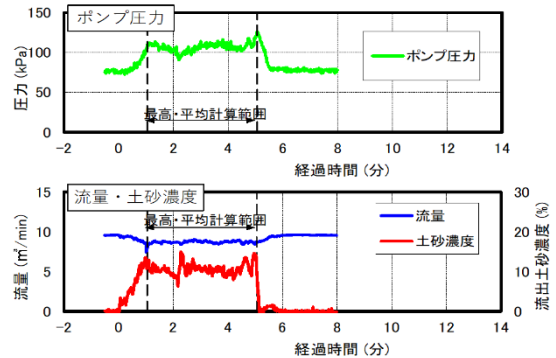


図-32 各測定値の経時変化

(先端開口度 80%, 20rpm)

(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。

④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

($6.9\text{m}^3/\text{分}$) から換算すれば、土砂濃度を 8%程度に制御して浚渫能力 $50\text{m}^3/\text{h}$ を実現できると考える。

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。現在開発中の潜行式吸引式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¹⁴⁾。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^{15),16)}。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。そのため、本検討では新たに開発した管路式濁水処理装置¹⁷⁾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。

① 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-33)。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

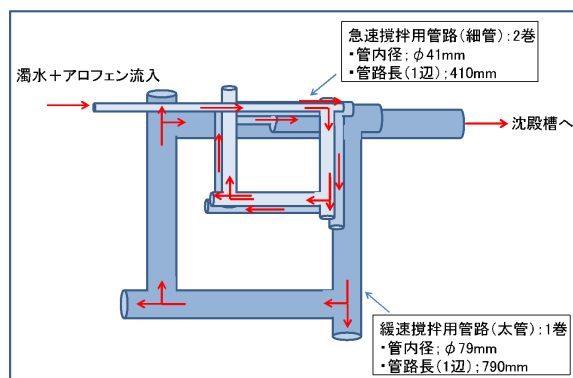


図-33 管路式攪拌装置の模式図



図-34 実験時の状況

濁水は、細管(急速攪拌部: $\phi 41\text{mm} \times 410\text{m}$ /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: $\phi 79\text{mm} \times 790\text{mm}$ /一辺)に流入させ、一卷(隅角部計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¹⁷⁾。

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SS 25mg/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-34に示す。試験は、所定の濃度の濁水とアロフェンを原水槽(1t)にて混合後、細管内の流速を最大5段階($1.5 \sim 5.6 \text{ m/s}$)に変化させ、濁水濃度は $300, 500, 1000, 3000\text{NTU}$ 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 $1.0 \sim 3.0$ 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ピテーションミキサ($\phi 25\text{mm}$, 全長 600mm)¹⁶⁾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($300 \sim 3000\text{NTU}$)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-35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

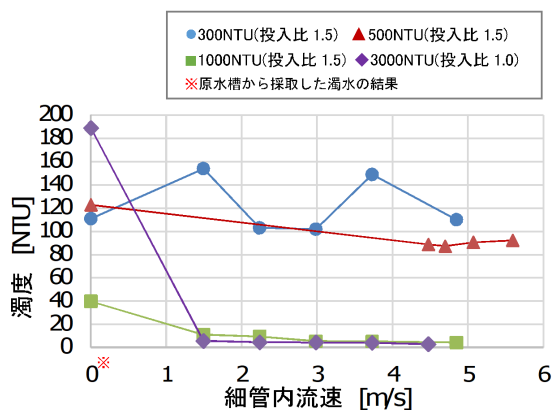


図-35 流速変化による24時間後の濁度 (濁水濃度 300~3000NTU)

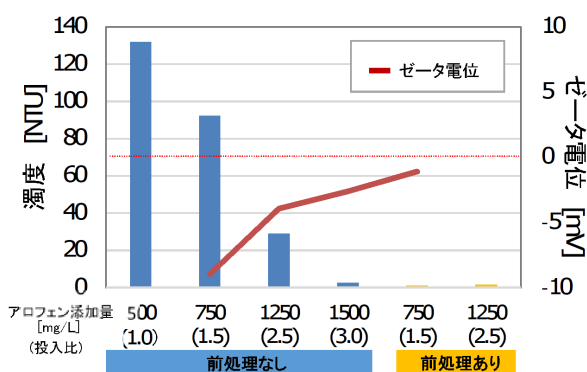


図-36 アロフェン添加量変化における濁度変化 (濁水濃度 500NTU)

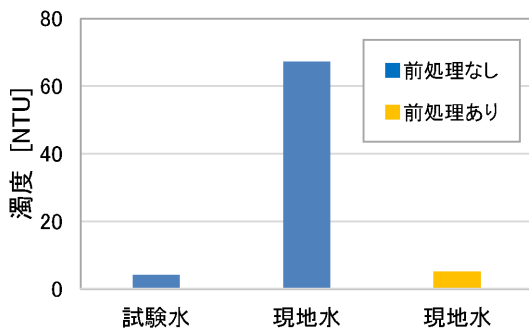


図-37 試験水と現地水の比較 (濁水濃度 1000NTU (アロフェン投入比 1.5))

は、投入比 1.0 まで下げた場合でも、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-36 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-37 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¹⁵⁾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-38) 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 20 k Hz) 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 の水中に浸漬させて 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



図-38 マイクロバブル発生装置

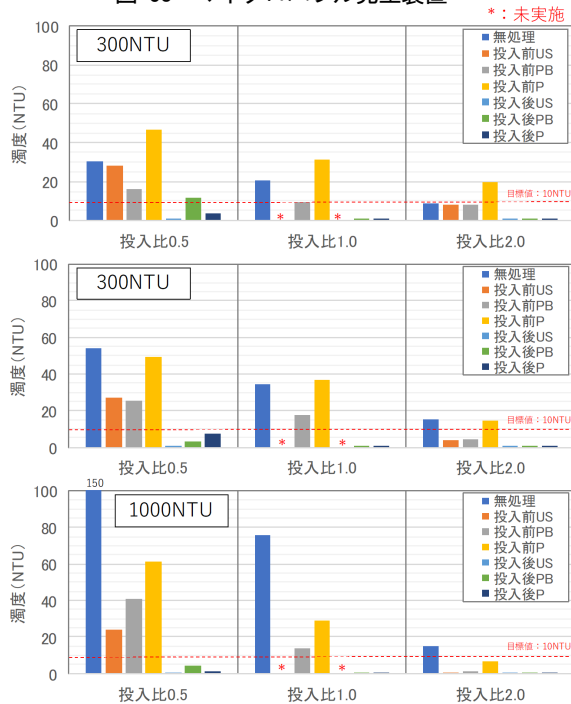


図-39 24時間経過後の濁度

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 1 L 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

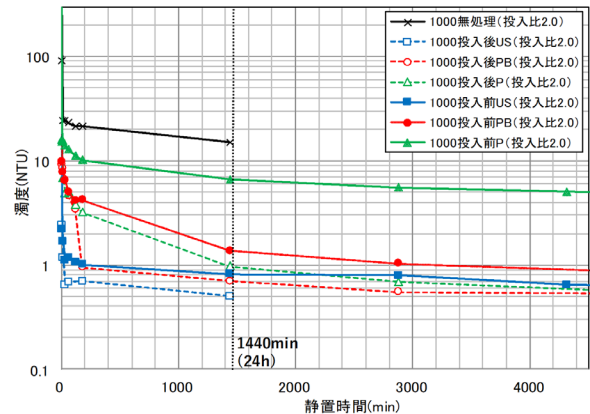


図-40 濁度の経時変化 (1000NTU、投入比 2.0)

表-3 ゼータ電位測定結果

対象	濁度 (NTU)	ゼータ電位値 (mV)			
		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 (バックマン・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-39 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-40 に示す。各ケースとも 200min 程度までの濁度低下が大きい, 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¹⁴⁾。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-3 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、投入比が大きいくほど、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-41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-42、図-43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

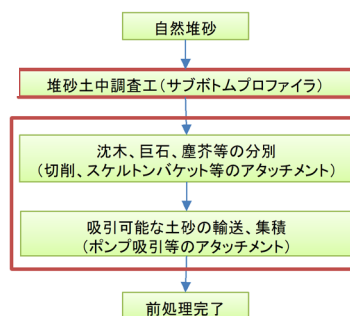


図-41 前処理施工フロー

機械名称	T-iROBO UW -50~10m	バックホウ台船 -10~2m	水陸両用バックホウ 地上~2m
水上設備	クレーン搭載台船、シャフト固定装置、発電機、支援ユニット他	スーパーロングバックホウ搭載台船、支援ユニット、発電機他	
作業範囲図			
動力源/駆動方法	可搬式発電機/水中モーター	可搬式発電機/ディーゼルエンジン	ディーゼルエンジン
出力	110 kW	122 kW	129 kW
操縦方法	船上からの遠隔操縦(ダイバーレス)	船上からの操縦(情報化施工)	潜水士による直接操縦
メリット	ダイバーレス作業による安全性 急峻な湖底でも清濁せず作業が可能 マシンガイダンスによる正確な施工管理	ダイバーレス作業による安全性 マシンガイダンスによる情報化施工 T-iROBOに比べて水上設備が少ない	動力ケーブルがない為機動性が高い 直接操縦の為、作業効率が高い
現場導入条件	クレーン付台船植立可能な運河 マルチファンビーム、音響カメラ他補助装置要	水中透過度が小さい場合でも、マシンガイダンスと音響カメラ等による情報化施工が可能	地盤のトラフィカビリティ調査 8'以下の離陸地にて適用可能
施工実績	2015年 天ヶ瀬ダム再開発工事		2010年~ 河川橋梁下掘削工事 NET'S登録済

図-42 水深別前処理施工イメージ



図-43 水深別基幹建設機械

吸引工法の課題への対応策

流木・ゴミ等が多い場合

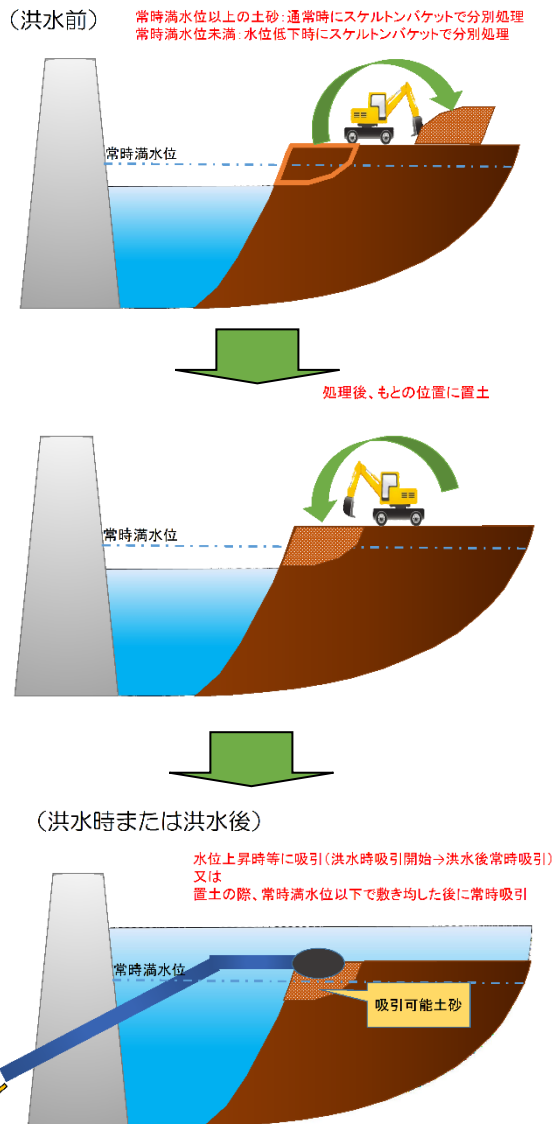


図-44 浅深および陸地化時における前処理の工程

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。対象とする堆砂が浅い場所の場合のイメージを図-44 に示す。水位が低い時期に汎用建設機械により巨石や塵芥等の除去等の前処理を行い、吸引可能な土砂を選別し、置土を行う。その後、貯水位が高くなり、前処理された置土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-45 に示す

とともに以下に流れを記載する¹⁸⁾。

(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 のシャフトの建て込み場所を浚渫する。

(STEP3 T-iROBO UW 建て込みおよび土砂分別)

掘削場所中央に T-iROBO UW のシャフトを建て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 巨石破碎工)

巨石は T-iROBO UW に搭載のブレイカーにより小さい粒径 (30cm 程度を想定) に破碎する。

(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、粉碎屑はエアリフトポンプなどで除去する。

(STEP7 浚渫工)

吸引不能な破碎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-46 に示

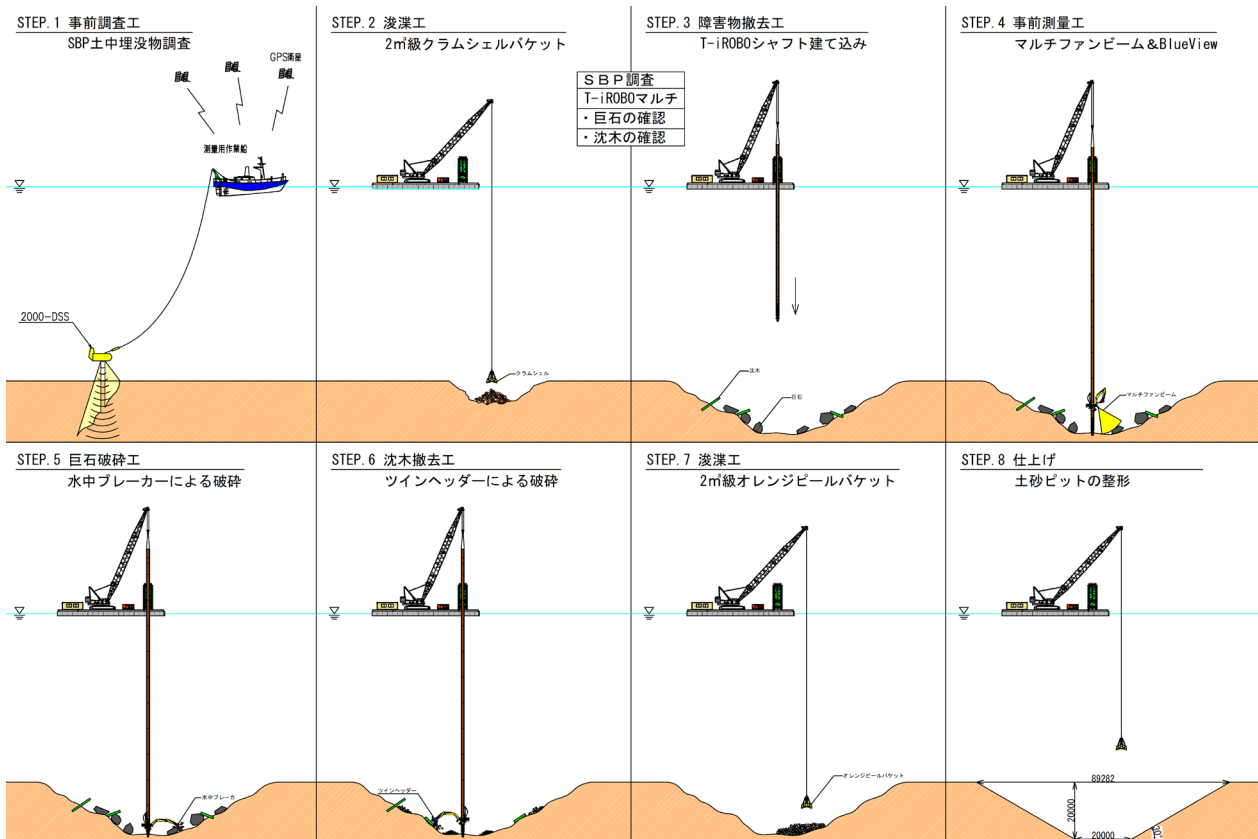


図-45 T-iROBO UWによる前処理施工法

自然エネルギーを活用した水中堆砂除去技術(吸引工法)

貯水池運用に影響を与えず、上下流の水位差を利用して水中の堆砂を吸引して除去しながら、下流へ排砂する技術

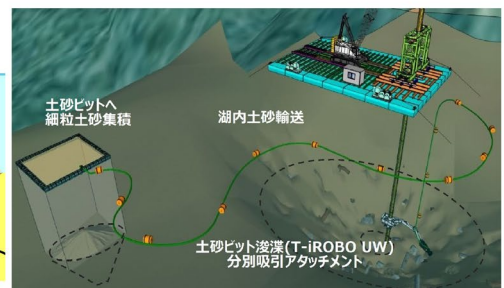
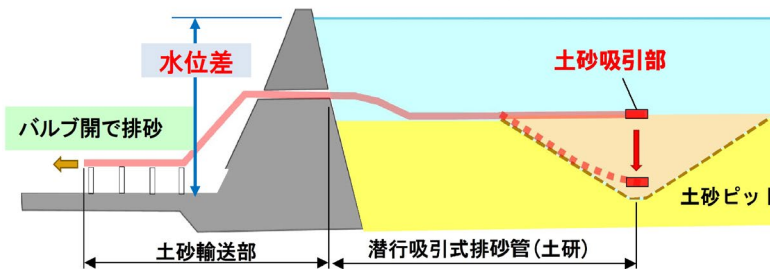


図-46 潜行吸引式排砂管との技術連携のイメージ

す。図-46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および吸引管による土砂供給技術の実用化の検討

3.1 排砂管の排砂設備の設計法

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。設計法を以下説明する^{19,20}。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(1)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-47を参照)と速度水頭は比重を考慮した(2)式、(3)式で表わすことができる。また、圧力水頭は(4)式となる。

$$\gamma = (1 - C) + \gamma_s C \quad (1)$$

$$H_h = \gamma(h - H_o) + H_o \quad (2)$$

$$H_v = \gamma \frac{v^2}{2g} \quad (3)$$

$$H_p = \frac{P}{\rho_w g} \quad (4)$$

ここに γ :管内比重、 C :排出土砂濃度、 H_h :位置水頭(m)、 h :管の任意位置の高さ(m)、 H_o :吐口部標高(m)、 H_v :速度水頭(m)、 H_p :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(5)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(6)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(7)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。

$$H_e = (H_n - H_i) + \gamma(H_i - H_o) \quad (5)$$

$$H_f = F\gamma \frac{v^2}{2g} \quad (6)$$

$$(H_n - H_i) + \gamma(H_i - H_o) = \gamma \frac{v^2}{2g} + F\gamma \frac{v^2}{2g} \quad (7)$$

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 :管内での吸引や曲がり等の抵抗や摩擦による損失水頭(m)、 F :全管路損失係数、 P_h :任意の位置 h での圧力(kN/m²)を表す。

ここで、吐口部を基準($H_o=0$)とし(7)式を管内流速で整理すると(8)式となる。

$$v = \sqrt{\frac{2g(H_n - H_i + \gamma H_i)}{\gamma(1+F)}} \quad (8)$$

さらに、全管路損失係数 F は(9)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。

$$F = f_i + f_l \frac{L}{D} + f_{etc} \quad (9)$$

ここに f_i :吸引部の損失係数、 f_l :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。

以上から全管路損失係数 F を求めれば(8)式より土砂濃度 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。

また、ポンプ浚渫において用いられている長谷川ら

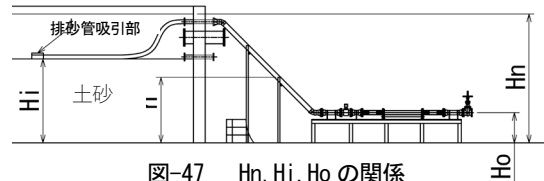


図-47 Hn, Hi, Ho の関係

表-4 材料係数²²⁾

材料	β
粘土・シルト	2
細砂	3
砂・機交じり砂	4
礫	5

21)が提案した送泥時の管路摩擦係数 f を算出する(10)式、(11)式がある。

$$f'_i = \alpha \times f_i \quad (10)$$

$$\alpha = 1 + \beta(\gamma - 1) \quad (11)$$

ここに f'_i :送泥時の管路摩擦係数、 f_i :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-4)を表す。

また、詳細を後述するものもあるが、表-5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。

また、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-48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-48)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、圧力水頭の下限值は-7~-8.5mとなる²²⁾。このと

表-5 これまでの実績

実施年度	管径	吸引口径	場所	落差	管距離	排砂可能粒径	流速 (清水)	排砂時流速 (概ね)	時間当たり排砂量	土砂濃度 (平均)
H29	100mm	50mm	室内	2.6m	約16m	0.1mm~2mm	2.8m/s	2.5m/s	約6.7m ³ /h	5.66%
H29			発電所 沈砂池	3.2m	約36m	0.1mm~50mm (長径80mm)	2.3m/s	2.2m/s	約4.8m ³ /h	4.63%
H30	300mm	150mm	室内	2.4m	約16m	0.1mm~2mm	3.4m/s	2.7m/s	約50m ³ /h	5.13%
R1			松川砂防 堰堤	11.6m	約70m	0.1mm~150mm (長径200mm)	3.0m/s	2.97m/s	約25m ³ /h	1.98%
R2			坂本ダム	21m	約205m	0.1mm~50mm	3.3m/s	3.2m/s	約50m ³ /h	3.50%

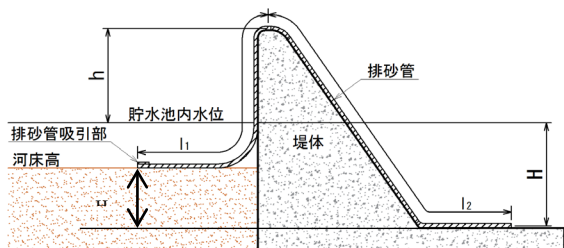


図-48 排砂管のサイフォン形式

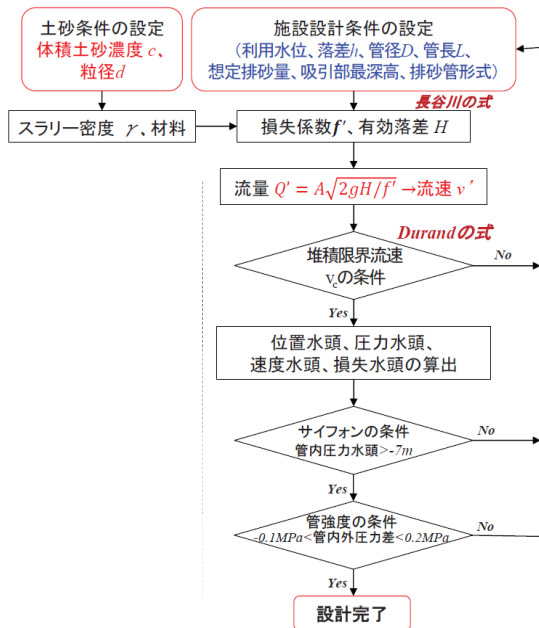


図-49 排砂設備設計の流れ

き水位差 H は(12)式を満たす限界値以下となる設計が必要となる。

$$-7 \sim -8.5 \leq -\gamma h - \left(\gamma - \frac{F_2}{1+F_1+F_2}\right)H - \frac{F_2(1-\gamma)}{1+F_1+F_2} H_i \quad (12)$$

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_i : 吸引部標高 (出口基準) (m)、 F_1 : 吸引部から頂部までの区間(l_1)の全管路損失係数、 F_2 : 頂部から吐口までの区間(l_2)の全管路損失係数を表す。

また、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¹⁹⁾。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。

以上の設計条件を基にした排砂管の設計フロー(図-49)を過年度提案した²⁰⁾。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、(10)式、(11)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、(8)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る。

3.2 実際のダムでの排砂設備の設計

以上の設計手法を用いて、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。排砂管配置縦断面図および事前の概略設計の結果(土砂濃度3%での管軸

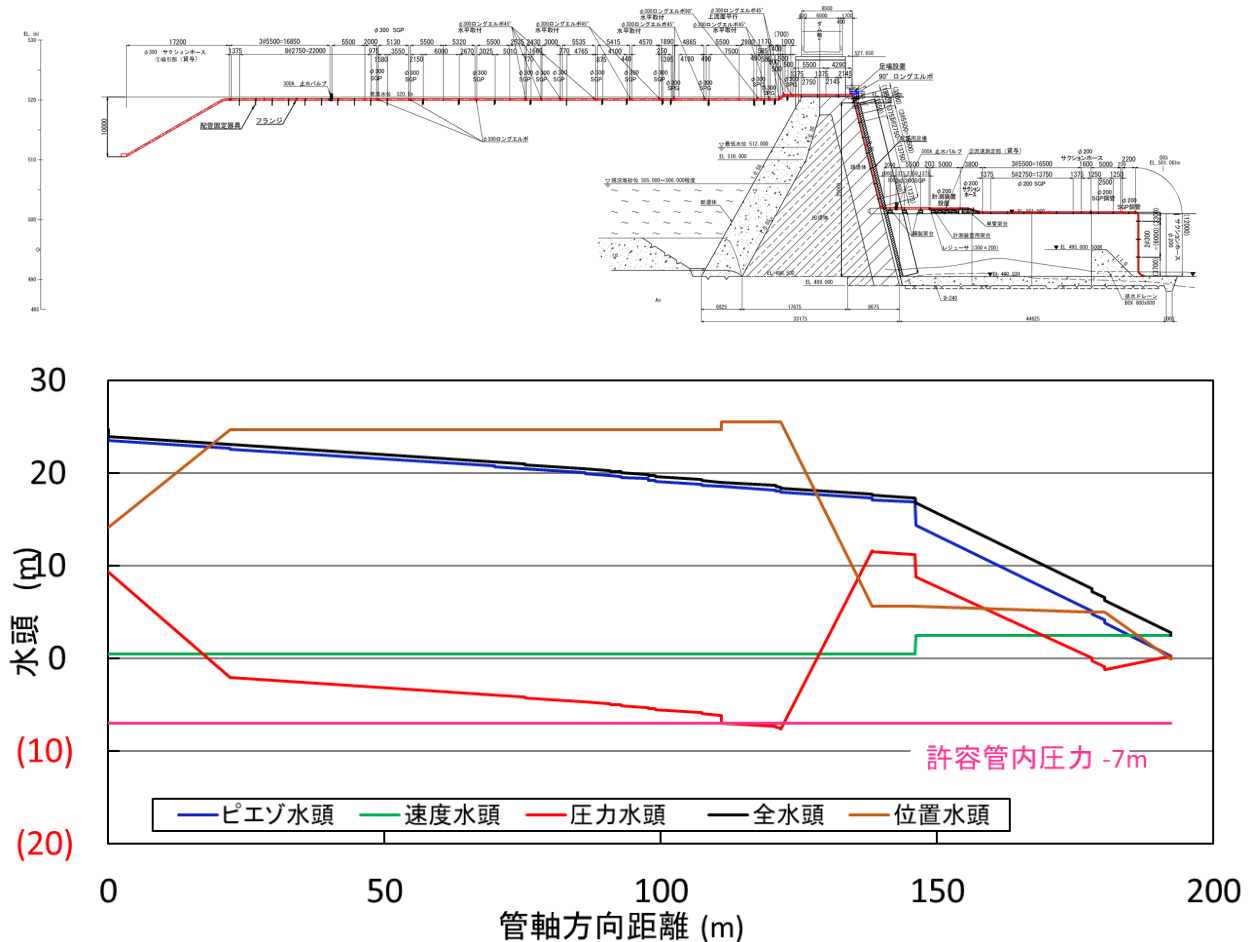


図-50 排砂管配置縦断図と管軸方向距離における水頭分布 (土砂濃度 3%)

方向距離における水頭分布)を図-50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24.5m、上流側管長122m、堰堤部管長16.5m、下流側管長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(表-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、(10)式、(11)式からもとめた。

その結果、管内流速は(8)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。

3.3 現地実験結果

①実験方法

実験は群馬県が管理する坂本ダム(堤高約36m)で2021年2月に実施した²³⁾。図-50の設計を基に排砂実験設備を図-51に示すとおり設置した。上流側は、貯水池内からダム堤体直下流までの約165mを管径300mmで配管し、下流側はレデューサーで管径を300mmから200mmに縮小し、約40mを管径200mmで配管(うち5mは図-52、図-53に示す管径200mmの流量・土砂濃度計測装置を設置)し減勢工の下流の河川へ排砂する設備である。最終的に配管は、管長約205m、水位差約21mの排砂システムが設置できた。なお、管径を途中で縮小しているのは上流側の動水勾配線を緩やかにして高落差でも使用可能となるために圧力低下を抑えたものである²⁰⁾。図-54に実験で使用した堆砂の粒度分布を示す。対象土砂は、50mmのス

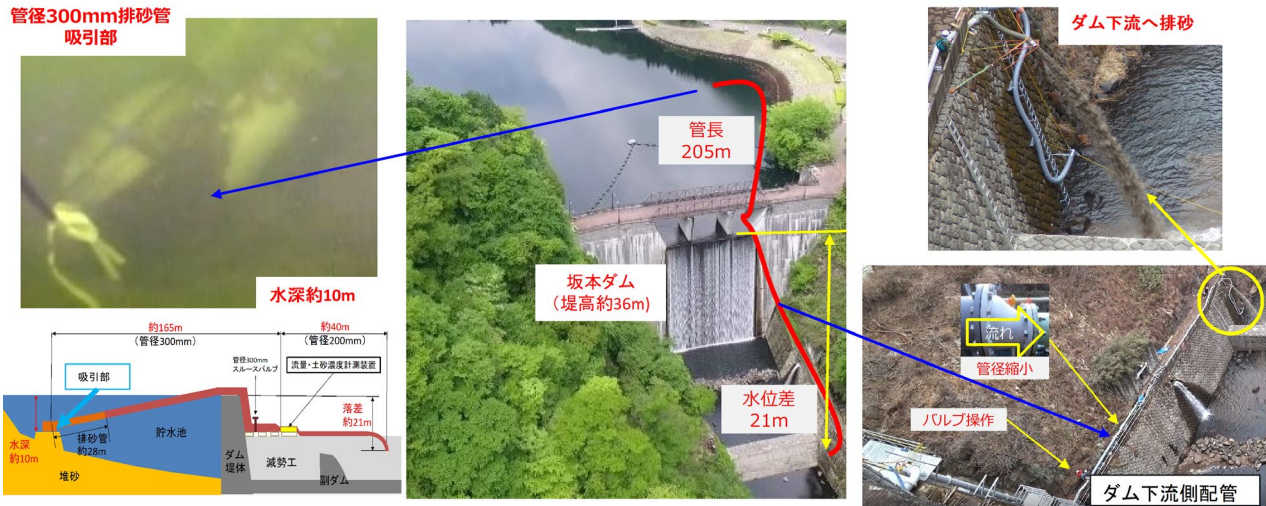


図-51 群馬県坂本ダムでの現地実験状況

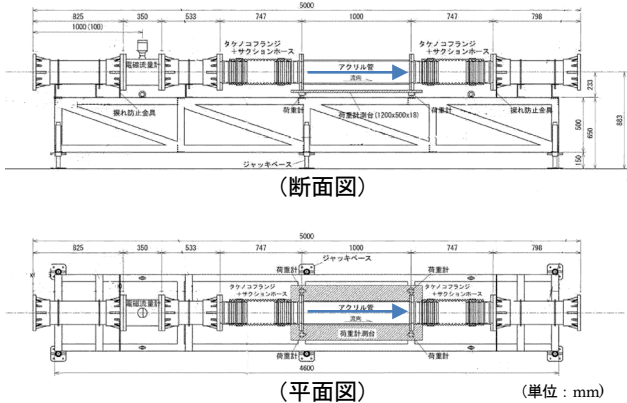


図-52 管径 200mm 流量・土砂濃度計測装置



図-53 流量・土砂濃度計測装置据付状況

ケルトンバケットにより塵芥等を除去した土砂である。粒度は粒径 0.015mm~26.5mm で構成され平均粒径は約 3.1mm であり、土粒子の水に対する比重は 2.703 であった。

計測項目としては、以下の項目を計測した。

- 1) 電磁流量計で管内流量をリアルタイムで計測。
- 2) 圧力計により管内圧力をリアルタイムで計測。
- 3) 土砂濃度計測装置で、土砂濃度をリアルタイムで計測。また、実験前後の堆砂形状を水中地形測量機等で計測し排出土砂量を算出した。
- 4) 吸引部位置を排砂管の潜行状況を水位計でリアルタイムで計測。

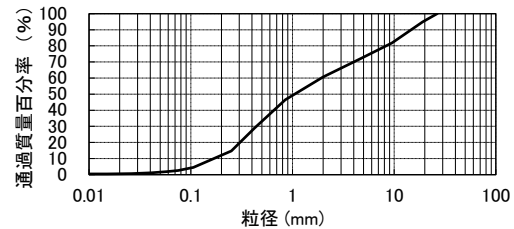


図-54 実験土砂の粒度分布

- 5) 貯水位を実験開始から終了まで水位計でリアルタイムで計測
- 6) 流量・土砂濃度計測装置の亚克力管について、流砂状況をビデオ撮影。

なお、図-52、図-53 に示した管径 200mm の流量・土砂濃度計測装置は、管路の一部区間(1m)を亚克力管として土砂の流下状況が把握できるようにし、両端部はフレキシブル管を配置する。亚克力管両端下部に合計 4 つの荷重計を配置し、亚克力管とフレキシブル管で構成されるフレキシブル部（以下、土砂濃度計測区間）内の重量（4 つの荷重計の合計値）を秒単位で計測し、清水のみの重量の比から管内土砂濃度を換算するものである。また電磁流量計も併設し、秒単位で流量も計測し、排出土砂濃度を推定するものである。ここでの土砂濃度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無し(13)式で示す体積土砂濃度をさす。また、土粒子の水に対する比重は(14)式となる。

$$C = \frac{V_s}{V} = \frac{W_s - 1}{\gamma_s - 1} \quad (13)$$

$$\gamma_s = \frac{\rho_s}{\rho_w} \quad (14)$$

ここに C :空隙無し体積土砂濃度, V_s :土粒子の実質部



図-55 実験中のアクリル管内の流れの様子

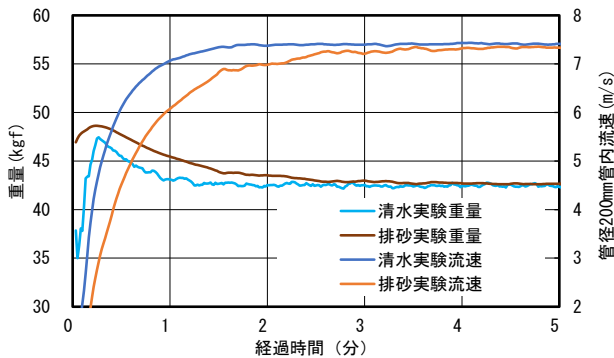


図-56 重量と流速の経時変化 (ケース 1)

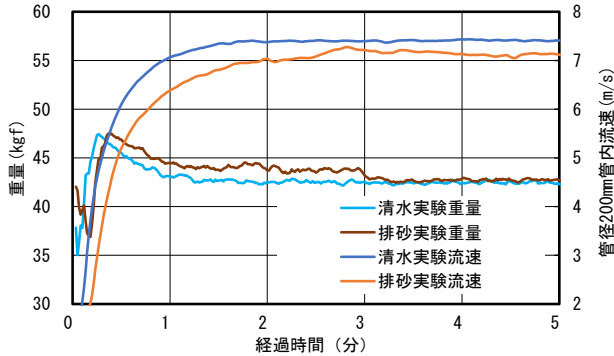


図-57 重量と流速の経時変化 (ケース 2)

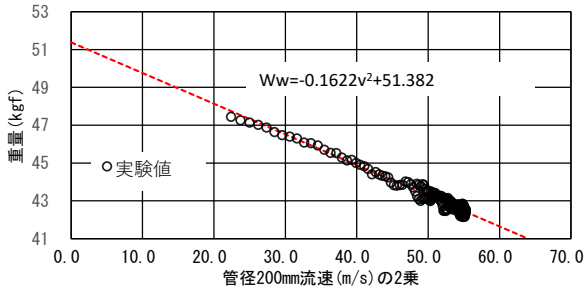


図-58 清水実験における流速の 2 乗と重量の関係

分の体積(m^3), V : 土砂混じりの水の体積(m^3), W : 管内が土砂混合時の流体重量(tf), W_w : 管内が水だけの流体重量(tf), ρ_w : 水の密度(t/m^3), ρ_s : 土砂の密度(t/m^3), γ_s : 土粒子の水に対する比重を表す。

②実験結果

実験は清水実験と排砂実験 2 ケースを行った。清水実験は、吸引部をクレーンで持ち上げて水中で堆砂を

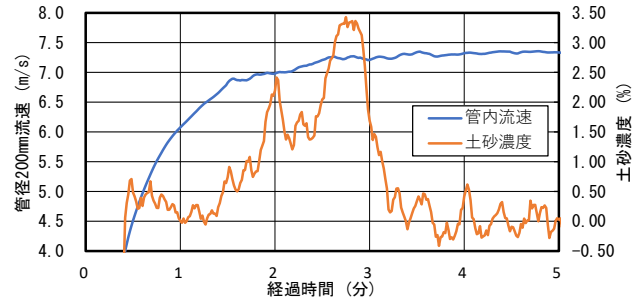


図-59 排砂実験(ケース 1)の土砂濃度の時間変化

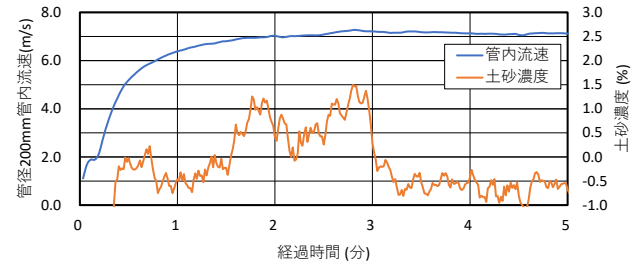


図-60 排砂実験 (ケース 2) の土砂濃度の時間変化

吸引しない状態として水位差約 21m 程度で実施した。排砂実験は水深約 2m (ケース 1)、水深約 10m (ケース 2) の堆砂上に排砂管を設置して、吸引部は自重で潜行する条件としバルブを全開にして実施した。土砂濃度は実験中の土砂濃度計測区間の重量から空虚時の重量を控除した水だけの重量と土砂混合時の重量をそれぞれ求めて(13)式により換算した。換算計測値は 5 秒平均値を採用した。

図-55 に実験中のアクリル管内の流れの様子を示す。(13)式の土砂濃度 C は、流速が小さい場合、管底部に土砂が堆積するため補正が必要である²⁰⁾が、土砂が流下した流速 6m/s 以上の領域の流況を確認したところ浮遊砂状態であったことから補正は必要ないと判断した。

図-56 に清水実験と排砂実験 (ケース 1)、図-57 に清水実験と排砂実験 (ケース 2) における重量と流速の経時変化を示す。実験開始時はバルブの開操作や空気混入の影響により満管流ではなかったため重量は不安定であったが、重量が最大値となる時間以降は流況として満管流となっていることを確認した。その後は、流速が大きくなるにつれて清水実験、排砂実験ともに重量は小さくなる現象を確認した。図-58 に清水実験での水だけの重量の最大値以降の時間における流速の 2 乗と重量の関係を示す。流速の増加とともに重量が小さくなる(15)式の関係を示すことができた。

$$Ww = -0.1622v^2 + 51.382 \quad (15)$$

ここに v : 清水時の流速 (m/s) を表す。

次に(13)式を基に、(15)式を用いて排砂実験で計測した流速から水のみを重量を推定し、実際に計測した土砂混合時の重量の比から土砂濃度を算出した結果を図-59、図-60に示す。図-59では流況から土砂の流下を確認した土砂濃度が正となる1分半以降に着目すると土砂濃度が大きくなると流速の増加の程度が小さくなっていることが分かり、既往の結果と同様の傾向を確認できた。図-60でも同様の傾向が確認できた。

以上からバルブ操作のみの運用で実際のダムにおいて吸引性能の時間変化を確認するとともに、水深約10mの堆砂をダム下流へ設計どおりの能力発揮により排砂が確認できた。

また、流速が大きい場合においても流速と重量の関係を用いれば装置により排出される土砂濃度が推定できると考えられた。最大の土砂濃度が3.5%程度となった。この濃度は既往の実験から事前に想定した土砂濃度と同等であり、管延長約205mの排砂設備の吸引性能も併せて確認することができた。

③まとめ

排砂管による排砂を行う際、管径200mm管において流速が約7m/s程度と大きな流速となった場合、土砂濃度計測区間の水のみを流速と重量の関係から補正を行うことによって、実際の排砂時の排出土砂濃度が装置によって推定できることが分かった。

また、落差約21m管延長約205mでの排砂設備で水頭差が大きい場合でも、サイフォンを形成し、さらに水路長の調節などにより、所要の流速に調整できる見通しがたった。また、実用的な洪水時排砂性能(1洪水・1系統あたり約1000m³排砂)を満たす見通しがたった。今後の実用化にむけて、

- ・排砂材料置土形状の設計(設計手法の確立)
- ・排砂材料の合理的な前処理
- ・排砂材の置土場所までの輸送および造成の検討
- ・運用可能水位の検討
- ・排砂計画(排砂ルール)の検討

などを現地の条件をふまえて、経済性も考慮し進めていく必要があると考える。

4. まとめ

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た。これにより、4系統あれば2日間で約1万m³の排砂が可能となる能力とすることが確認された。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、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。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。

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。

引き続き、確実に排砂できる粒径や粒径毎の排砂管の損失を評価し、設計に必要なデータを追加して整理していくことや、洪水時に排砂することでより多くの土砂を排砂することを確認する実用化試験を行うとともに、現場条件に応じた最適な施設の設計手法をとりまとめた技術資料を作成・公表することなどにより、技術の普及につなげていく所存である。なお、流量・土砂濃度計測装置における土砂濃度についてはこれまでの検討過程を整理しているところであり、引き続きより正しい値となるように精査を行っていく。

謝辞

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、長野県飯田建設事務所松川ダム管理事務所、(株)ダムドレ、東洋エンジニアリング(株)、東海大学海洋学部に協力をいただいた。

また、現地での排砂管に係る調査、検討や実験では、群馬県河川課、群馬県安中土木事務所、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

- 1) 櫻井寿之・箱石憲昭：貯水池排砂のための潜行式吸引排砂管の開発，河川技術論文集，Vol.15，pp.441-446，2009.
- 2) 櫻井寿之・箱石憲昭：大規模実験による潜行吸引式排砂管の開発，河川技術論文集，Vol.17，pp.311-316，2011
- 3) 櫻井寿之，箱石憲昭：潜行吸引式排砂管の現地排砂実験，土木学会論文集 B1(水工学) Vol.69, No.4, I_1075- I_1080, 2013.
- 4) Miyakawa, M., Hakoishi, N. and Sakurai, T.: Development of the Sediment Removal Suction Pipe by

- Laboratory and Field Experiments, Dams and Reservoirs under changing Challenges "82th Annual Meeting of ICOLD 2014", pp.V-15-V-24, International Commission on Large Dams, Bali, Indonesia. 2014.
- 5) 宮川仁：室内実験と現地実験による潜行吸引式排砂管の開発、大ダム、No.230、pp.38-44、2015.
 - 6) 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.
 - 7) 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.
 - 8) 谷地宜之、蒲谷大輔、八重田義博、上山淳：TiROBO 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.
 - 9) 江崎一博、芦田和男：貯水池の堆砂に関する研究
 - 10) 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.
 - 11) 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.
 - 12) 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
 - 13) 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.
 - 14) 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.
 - 15) 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
 - 16) 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.
 - 17) 川又睦、大野剛、伊藤一教、忠野裕介、西寫望、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
 - 18) 宮川仁、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.
 - 19) 土木研究所：平成30年度研究開発プログラム報告書「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」、2019.
 - 20) 土木研究所：令和元年度研究開発プログラム報告書「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」、2020.
 - 21) 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.
 - 22) 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.
 - 23) 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.