

ダムリハビリテーションに関わる
環境保全技術の開発

2004年1月

大矢 通弘

ダムリハビリテーションに関わる
環境保全技術の開発

2004年1月

大矢 通弘

目 次

	頁
第 1 章 序論 -----	1
1.1 研究の背景と目的 -----	1
1.2 ダムリハビリテーション -----	3
1.3 本論文の構成 -----	4
参考文献 -----	6
第 2 章 ダム堆砂問題の現状と課題 -----	7
2.1 概説 -----	7
2.2 ダム堆砂問題の現状 -----	8
2.3 ダム堆砂対策と課題 -----	13
2.4 結語 -----	16
参考文献 -----	17
第 3 章 利用面から見たダム堆砂の性状把握 -----	18
3.1 概説 -----	18
3.2 既往の知見 -----	19
(1) ダム堆砂性状に関する既往の知見 -----	19
(2) わが国におけるダム堆砂利用に関する既往の知見 -----	22
(3) 海外におけるダム堆砂利用に関する既往の知見 -----	24
3.3 分析データ -----	31
(1) ダム堆砂ボーリング調査概要 -----	31
(2) 各特性値の意味 -----	46
3.4 分析結果 -----	47
(1) 縦断方向のダム堆砂性状 -----	47
(2) 細粒分含有率と他の特性との相関 -----	54
(3) 鉛直方向のダム堆砂性状 -----	55
(4) ダム堆砂性状に影響を与える要因 -----	57
3.5 ダム堆砂の有効利用 -----	61
(1) 堆砂区分と利用法 -----	61
(2) ダム堆砂利用のための処理 -----	62
(3) 河川供給材としての利用 -----	63
3.6 結語 -----	66
参考文献 -----	67

第4章	ダム堆砂の河川還元材利用における環境影響	68
4.1	概説	68
4.2	既往の知見	69
	(1) ダム排砂に伴う環境影響に関する既往の知見	69
	(2) 粘性土の侵食特性に関する既往の知見	70
	(3) セメント処理材の pH 特性に関する既往の知見	71
4.3	試験方法	73
	(1) 水中でのすりへり試験の方法	73
	(2) 流水による侵食試験の方法	75
	(3) 静水への溶出試験の方法	77
4.4	試験結果	80
	(1) 水中でのすりへり試験の結果	80
	(2) 流水による侵食試験の結果	85
	(3) 静水への溶出試験の結果	103
4.5	試験結果のまとめと河川還元への反映	109
	(1) 試験結果のまとめ	109
	(2) 河川還元への反映	110
4.6	結語	113
	参考文献	115

第5章	ダム堆砂リサイクルの事業化検討	116
5.1	概説	116
5.2	ダム堆砂リサイクルシステム	117
	(1) 採取システム	117
	(2) 処理システム	119
	(3) 運搬システム	121
5.3	ダム堆砂リサイクルの事業可能性	124
	(1) コスト分析	124
	(2) 事業メリットの定量的把握	128
	(3) 事業可能性の検討	130
5.4	ダム堆砂リサイクルの事業化検討	132
	(1) これまでの事業形態と課題	132
	(2) PFI による新たな事業枠組みの提案	134
5.5	結語	140
	参考文献	141

第6章	結論	143
------------	-----------	------------

謝 辞	148
-----	-----

図表一覧

第 1 章 序論

1.1 研究の背景と目的

わが国における最初のコンクリートダム completion からすでに 100 年が経過し、その間多くのダムが築造されてきた。ダム建設の目的は、初期には上水道・農業用水などが中心であったが、その後の経済発展とともに、水力発電・工業用水などが加わった（図 1-1）。さらに、河川下流の氾濫源に発達した都市の治水安全度の向上を目的とする洪水調節などが目的として加わり、現在は、これら目的を複合的に果たす多目的ダムが主流となっている。わが国では、15m 以上のダムがこれまでに約 2,730 建設されており、その総貯水容量は 230 億 m^3 である¹⁾。

最近の環境問題や経済の低成長時代への変化から、これまで通りのペースで新規ダムの建設を進めることは困難となってきたおり、既存施設のリハビリテーション（機能回復、長寿命化）が重要な政策課題となっている。特に、1997 年の河川法改正や 2001 年の脱ダム宣言に象徴されるように、今後は環境配慮の重要性が増し、既存ダムのリハビリテーションにおいても環境保全技術の開発が求められる²⁾。

既存ダムのリハビリテーションに関連する事象の一つに堆砂現象があげられる。ダムの堆砂現象は経年に伴い確実に進行するものであり、ダム堆砂による種々の影響が顕在化・深刻化しつつある。ダム堆砂の影響として、貯水池容量の減少、上流河床の上昇、下流河床の低下や海岸線の後退、生物環境への影響などがある。特に、ダム堆砂に伴う長期的な貯水池容量の損失は世界的にも重大な課題であり、21 世紀半ばまでに全世界の貯水池容量の 30% 以上が堆砂によって消失するといわれる³⁾。

ダムの堆砂問題は古くから指摘されている。人間の手により流れる川を堰止める以上、水のみならず共に流れる土砂をも留めてしまうのはダムの宿命である。しかし、これまではダムの新規開発をいかに進めるかに重点が置かれてきており、通常は 100 年堆砂容量を確保することからただちに問題とならなかったことや、比較的歴史の古い発電専用ダムでは貯水容量が致命的な影響を及ぼす事例が少なかったことなどから、将来の課題として本格的に議論されて来なかったものと考えられる。しかしながら、完成後半世紀を越えるダムが増えてきたことや多目的ダムのように貯水容量の維持が不可欠なダムが多くなってきていること、さらには上述の環境意識の高まりなどから、改めてダムの堆砂問題がクローズアップされてきている。

ダムの堆砂対策の必要性は、以下の 3 点に集約できる⁴⁾。

- ① 取水設備の埋没やダム直上流の背砂を防止し、ダムおよび河道管理上の安全を確

保する。

② ダムの貯水機能を維持し、次世代に渡る洪水調節および水資源の持続的管理を実現する。

③ 流砂系における総合的な土砂管理を目的に土砂を流すダムを実現する。

①はダムの安全性確保、②はダムの長寿命化の問題であり、両者ともダムおよび貯水池自体の機能維持に関するものである。これに対し、③は流域管理の視点から、当面①、②に示すダムおよび貯水池自体での問題がない場合でも、下流域のために最低限必要な土砂をダム下流に積極的に供給しようとするものである。ダムの堆砂問題は今や万国共通の課題であり、また、この問題の放置は次世代に対する負の遺産の継承を意味する。

本研究は、上記を背景として、環境に配慮したダムリハビリテーションという側面からダムの堆砂問題を取り上げる。ダム堆砂という堤外地の事象を扱う訳であるが、人間生活の場である堤内地との関連を常に意識して考察を進めるものとし、ダム堆砂を貯水池から取り出した場合の環境に配慮した処理方法や有効利用（リサイクル）の手法を主な研究対象とする。本論文は、利用面から見たダム堆砂の性状と河川還元材利用における環境影響を明らかにし、ダム堆砂リサイクルの事業化を推進するための方策を具体的に提案することを目的としている。



図1-1 黒部ダム

(発電用アーチダム、堤高 186m、総貯水量 2 億 m³、1961 年完成)

1.2 ダムリハビリテーション

本節では、ダムリハビリテーションという言葉の意味について考えることにより、本研究の背景をより明らかにする。

ダムリハビリテーションという言葉の解釈は、国によって大きく異なる。わが国のリハビリテーションは一般に修理・修繕までを指し、設備が元々有していた性能の維持・回復目的で行われる工事に限定されている。設備の性能アップにつながる改造工事は、再開発として別に扱われることが多い。一方、欧米等においては、リハビリテーションは改造までを含めており、既設ダムに関わる工事のすべてをダムリハビリテーションと称している。設計洪水の再評価による洪水吐改修工事や耐震安定性の再評価によるダム形状変更工事などもリハビリテーションである⁵⁾。

本論文においては、ダムリハビリテーションという言葉を用いて、ダムが元々有していた性能の維持・回復に限定せず、一定の性能向上も含めたより広い意味で用いる。それは、ダムが当初有していた性能水準を越えるか否かという点よりも、適切な時期に適切な対策を施すことによりできるだけダムの長寿命化を図るという点に注目するためである(図1-2)。そして、ダムリハビリテーションに深く関わる事象としてダム堆砂現象を取り上げるものである。

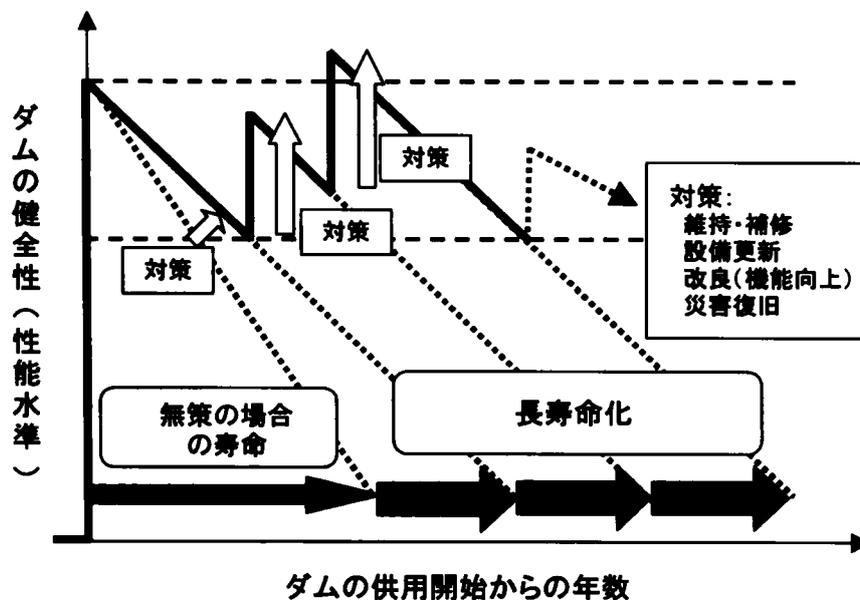


図1-2 ダムの長寿命化⁶⁾

1.3 本論文の構成

本論文は、環境に配慮したダムリハビリテーションという側面からダムの堆砂問題を取り上げ、人間生活の場である堤内地との関連性を常に意識した形で、ダム堆砂の性状やダム堆砂の河川還元材利用における環境影響を明らかにし、ダム堆砂リサイクルの事業化方策を検討するものである。図1-3に本論文の構成を示す。

第1章は、序論であり、本研究の背景と目的を述べ、本論文の構成を示す。

第2章では、ダム堆砂問題の現状と課題について述べる。ダム堆砂問題の現状として、ダム堆砂状況・貯水容量損失の影響・全体の土砂移動などを概観する。そして、現在行われているダム堆砂対策を示した後、環境に配慮したダムリハビリテーションという側面からダムの堆砂問題を捉えた場合の課題について整理する。これらの課題について、以降の章で個別に検討を加える。

第3章では、貯水池内の堆砂性状を把握するとともに、ダム堆砂の有効利用について考察する。ダム堆砂ボーリング調査で得られたデータを、有効利用の観点から主に細粒分含有率に着目して整理・分析を行い、ダム堆砂の河川縦断方向および鉛直方向の性状などを明らかにする。

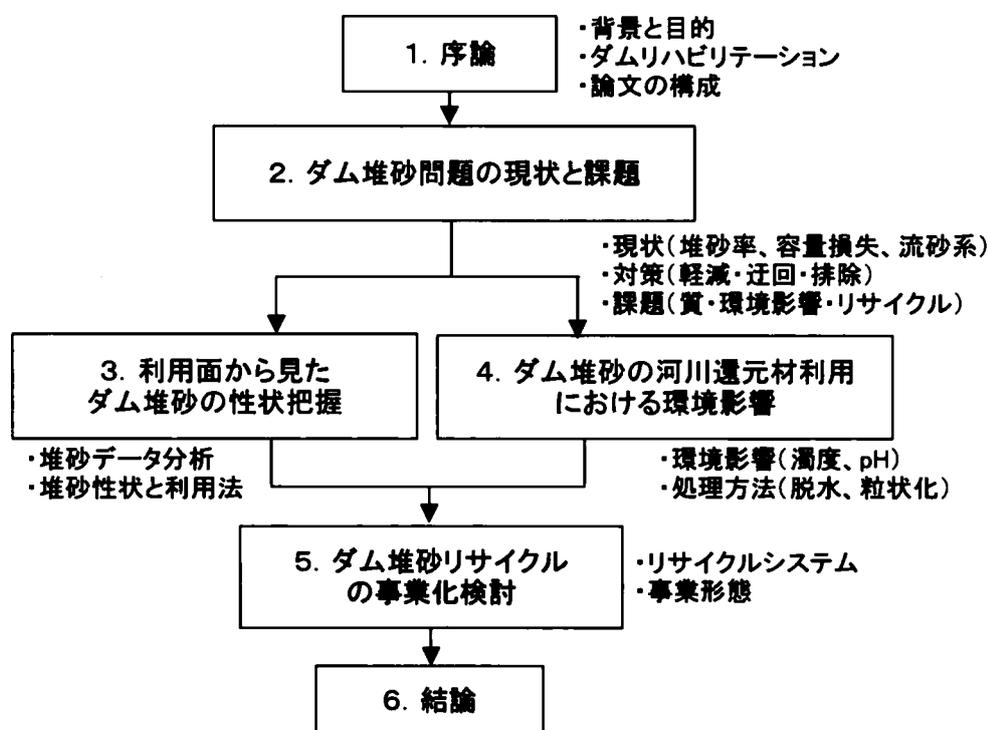


図1-3 本論文の構成

第4章では、ダム堆砂のうち、従来、その取り扱いが困難で処理に困っていた粘土・シルト分主体の材料を粒状化等の処理を行い河川還元する場合の環境影響を調べる。具体的には、処理方法による水域投入時の濁度発生の違いや粒状化処理の過程でセメントを添加することに起因するアルカリ溶出の影響などを室内試験により確認する。

第5章では、環境利用も含めたダム堆砂リサイクルのコスト分析を行う。そして、近年研究が進んでいる PFI やリスク・マネジメントの考え方をダム堆砂リサイクルに適用することにより、ダム堆砂リサイクルの事業可能性を明らかにする。その中で、流砂系における貯水池土砂管理の視点に基づいた、官民合同プロジェクトとしてのダム堆砂リサイクルの新たな事業枠組みを提案する。

第6章は、本論文の総括であり、ダムリハビリテーションに関わる環境保全技術としてのダム堆砂処理技術について得られた知見を整理するとともに、今後の課題について取りまとめる。

参考文献

- 1) 角哲也：日本における貯水池土砂管理、流域一貫の土砂管理（貯水池土砂管理に向けた挑戦）論文集、pp. 27～40、2003
- 2) 大矢通弘、角哲也、嘉門雅史：ダム堆砂の性状把握とその利用法、ダム工学 12(3)、pp. 174～187、2002
- 3) Gregory L. Morris：Reservoir Sedimentation Management-Worldwide Status and Prospects、Proceedings of the Session、p. 97、the 3rd World Water Forum、2003
- 4) 角哲也：ダム貯水池土砂管理の将来、貯水池土砂管理国際シンポジウム論文集、pp. 117～126、2000
- 5) 丹羽顯：ダムリハビリテーションシンポジウムの概要について、大ダム 167、pp. 24～31、1999
- 6) 金銅将史、川崎秀明：ダムの維持管理コストとライフサイクルマネジメント、土木技術資料 45-6、pp. 46～51、2003

第2章 ダム堆砂問題の現状と課題

2.1 概説

本章では、ダム堆砂問題の現状および対策を概観し、環境に配慮したダムリハビリテーションという側面からダム堆砂問題を捉えた場合の課題について整理する。

わが国におけるダム堆砂問題は、古くは、本川に設置された小規模な水力発電における発電取水口の土砂埋没問題があり、排砂門などが対策として設置されてきた。その後、中規模ダムの堆砂進行に伴って、貯水池上流河道の背砂による洪水リスクの増大が社会問題化し、全国的に堆砂問題の重要性が広く認識されるようになった。水路式発電の取水施設の場合などでは貯水容量の確保は大きな問題とはならないが、ダム式発電や利水・洪水調節目的のダムの場合には貯水容量の維持が課題となる。最近では、流砂系における総合土砂管理の観点からダムの堆砂問題が議論されている。ダム堆砂問題は古くて新しい問題であり、各時代の要請に応える形で、ダムの計画・設計段階における堆砂量予測からダムの維持・管理段階における堆積土砂の抑制・排除まで、文字通り総合的な対策が採られてきた。

最近の環境問題や経済の低成長時代への変化から、これまで通りのペースで新規ダムの建設を進めることは困難となっており、既存施設のリハビリテーションが重要な政策課題となっている。特に、1997年の河川法改正や2001年の脱ダム宣言に象徴されるように、今後は環境配慮の重要性が増し、既存ダムのリハビリテーションにおいても環境保全技術の開発が求められる。ダムの堆砂現象は経年に伴い確実に進行するものであり、既存ダムのリハビリテーションに関連する重要な事象の一つである。ダム堆砂問題に一定の解法を示し、容量回復・機能回復を図りながら既存ダムを末永く使うことは、新規ダムの代替となり地球環境の保全に資する。

こうした背景を踏まえ、本章では、まず、貯水池堆砂率を中心にダム堆砂問題の現状を概観し、続いてわが国で現在行われているダム堆砂対策を分類してその概要を示す。そして最後に、人間生活の場である堤内地との関連性を強く意識した形で、環境に配慮したダムリハビリテーションという側面からダム堆砂問題を捉えた場合の課題について整理する。

2.2 ダム堆砂問題の現状¹⁾

わが国では、ダムの計画・設計上、初期には容量ではなく、ダム堤体に作用する泥圧を計算するための計画堆砂深として堆砂が考慮されたのみであった。その後、1957年の建設省河川砂防技術基準に初めて堆砂量の考え方が明記され、多目的ダムにおいては、一般に100年の計画堆砂容量を有効容量とは別に確保して計画・建設されることとなった²⁾。なお、この計画堆砂容量は、わが国において提案された種々の堆砂量予測式（地形・地質・貯水容量などを考慮）や、近傍ダムや砂防ダムの堆砂実績などを考慮して算定されてきた。しかしながら、中には想定される流入土砂量が非常に多いために、やむを得ず100年未満（例えば、30年、50年など）の堆砂容量とした場合や、100年堆砂容量を確保した場合も、実績堆砂量が当初の堆砂量予測を大幅に超えている例があり、既に計画堆砂量以上に堆積し、有効貯水容量を年々喪失しているダムもみられる。

図2-1に、ダム建設後の経過年数別の貯水池堆砂率（容量損失）を示す。ここで、堆砂率は総貯水容量に対する堆砂量により算出している。第2次世界大戦（1945年終戦）以前に建設され、50年以上経過したダムのうち、発電用ダムにおいて60～80%以上も堆砂が進行しているものがある。同様に、戦後復興から高度経済成長期の1950～1960年頃に建設され、30年以上経過した発電用ダムにおいても40%以上の堆砂率となっているダムが多く見られる。なお、これら発電用ダムは、その発電形式により堆砂による影響度には相違がある。一方、この時期から多目的ダムが数多く建設されるようになり、これらのダムは発電用ダムほどではないものの、中には堆砂率が20～40%以上となっているダムもある。これらのダムでは、貯水容量の維持が洪水調節をはじめとするダム機能の維持に直結するため、堆砂による影響度は発電ダムよりも一般に大きい。

図2-2に、総貯水容量に対する年容量損失を示す。当然のことながら総貯水容量が大きくなると年容量損失は小さくなり寿命が長くなることがわかる。これを各ダム地点における流域面積を加味した相当容量(mm)で評価したものを図2-3に示す。多目的ダムの多くは相当容量50～1000mm、年容量損失1.0～0.1%程度であり、換言すれば、総貯水容量に対する寿命が100～1000年程度であることを意味する。一方、本川に設置された発電用ダムの場合には、貯水容量に対する流域面積が非常に大きく、年容量損失が極めて高い例がみられる。

図2-4に、世界におけるダム貯水容量の変遷とダム堆砂による容量損失の関係を示す。新規のダム建設により容量が開発される一方で、平均0.52%/年の速度でその容量

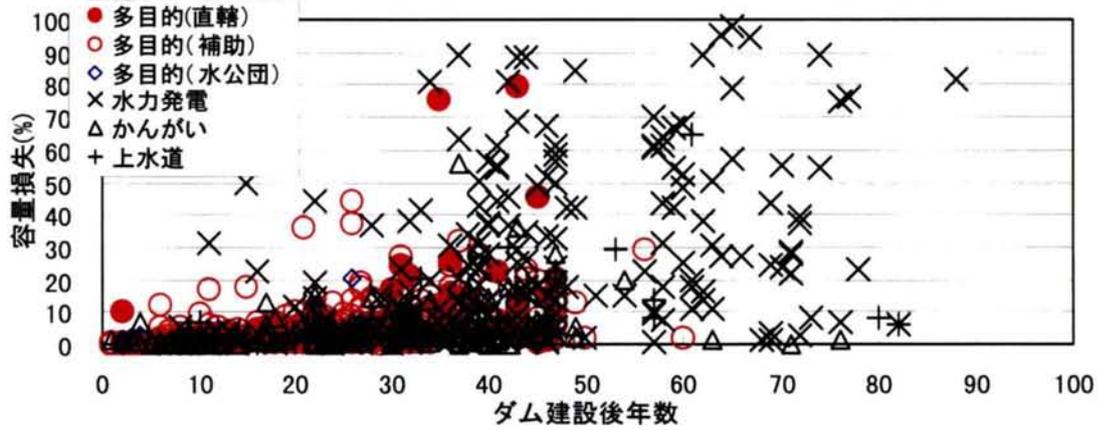


図2-1 ダム建設後年数と容量損失

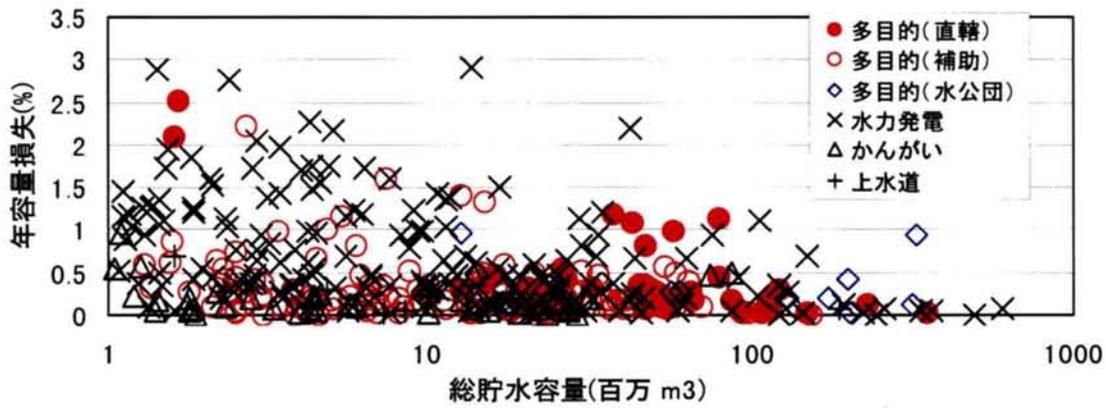


図2-2 総貯水容量と年容量損失

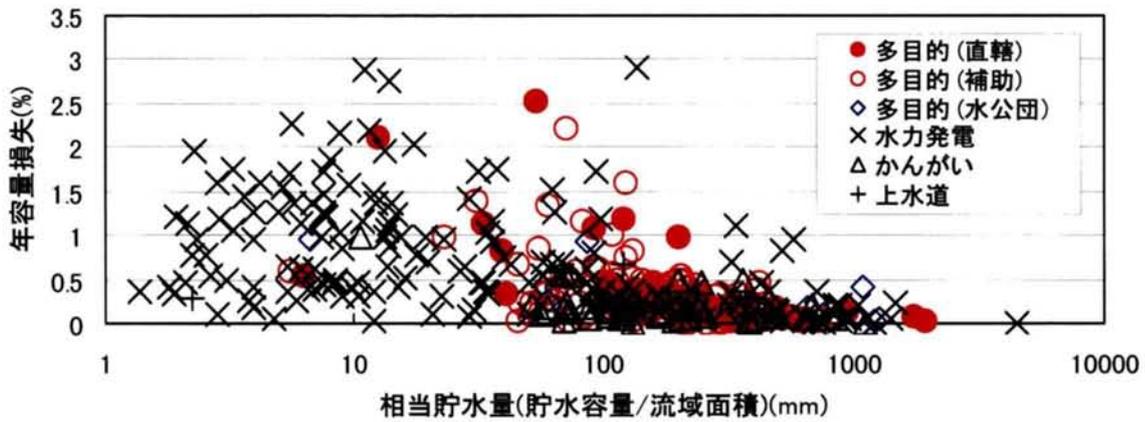


図2-3 相当貯水量と年容量損失

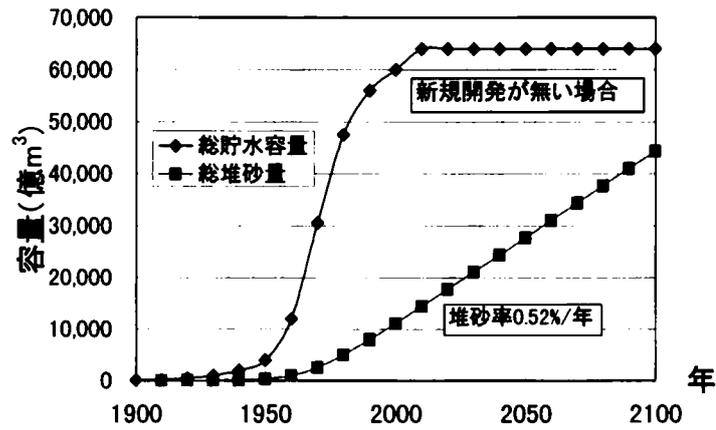


図2-4 ダム貯水容量と容量損失（世界）

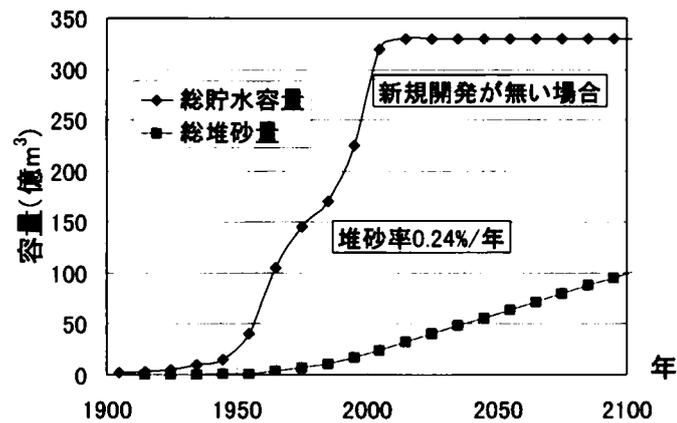


図2-5 ダム貯水容量と容量損失（日本）

が失われており、仮に新規開発容量が全く見込まれないとすると2100年には約1/2以下にまで貯水容量が減少してしまうことになる。同様に、図2-5に日本の状況をプロットしたものを示す。日本の場合は全国平均で見れば堆砂速度はやや小さい平均0.24%/年であり、世界平均から見れば堆砂の進行は幾分緩やかである。しかしながら、流域からの生産土砂の多い構造線沿いの中部・北陸地方に限定すれば堆砂による容量損失速度はかなり高い値を示しており、軽視できない状況である。また、多目的ダムでは標高の高い部分に有効貯水容量が設定されており、日本のように流入土砂の粒径が大きい河川ではこの貯水池末端の高標高部から堆砂が進行するため、ダム堆砂対策の重要性は発電専用ダムなどよりも高いものと考えられる。

このように、ダム堆砂の影響度はダムの経過年数はもちろん、ダムの種別・規模・流域状況などに大きく左右される。そのため、全国一律に論じることは困難であり、従来からダム堆砂対策は個別的・応急的な対応とならざるを得ない側面を有していた。しかし、堆砂問題の深刻化に伴い、現在ではより普遍的・恒久的な解決策が要求されている。

なお、今後 100 年間に生じるであろう社会問題に地球温暖化現象があるが、100 年後で数℃と言われる気温上昇の予測値には大きな幅があるのが現実である。これに対して、ダム堆砂の進行による水資源ストックの低下は確実に進行し好転することはないから、より深刻な問題と考える必要がある。このような長期的な水資源の持続的管理の問題は、「世代間の衡平」の問題として捉える必要がある³⁾。すなわち、これまでに水資源開発を行うために建設したダムは、地形・地質条件の比較的良好なダムサイトに建設されてきており、このような場所が有限であるとすれば、これを現在世代のみで使い捨てにすることはできないものと考えられる。また、単純に貯水機能を失うだけでなく、堆砂の進行によって貯水池が満砂状態となり、上流河道の背砂や構造上の問題などからこれを放置できない場合にはダム施設の撤去を含めて膨大な処理コストが発生する可能性がある。事実、ダム撤去に伴う必要コストの半分以上は貯水池内の堆砂処理コストとなる可能性があることが指摘されている⁴⁾。従って、このような不確定な費用を安易に将来世代に引き継ぐべきではなく、便益を享受している現時点から可能な限り持続性が得られる対策を講じておくことが重要である。

ダムの堆砂問題は、現在では、流砂系における総合土砂管理の一環として議論されている。図 2-6 に日本全体の土砂収支の概略を示す。山地部から生産される年間土砂量は約 2 億 m^3 に上るが、そのうち約 1 億 m^3 はダム等に堰止められ、残りの 1 億 m^3 が下流河川へ流出している。そのうち、約 4 百万 m^3 が砂利採取されているが、1950~60 年頃にはこの採取量が極めて大きく、河口を通じて海岸に供給される土砂量が著しく低下した。現在でも海岸を構成する砂分の土砂収支は堆積 (25 百万 m^3) よりも侵食 (35 百万 m^3) が大きいマイナスであり海岸侵食が進行中である。事実、日本の海岸線約 34,000km のうち侵食海岸は約 60%に達し、さらにその約 40%がダム堆砂を含む河川からの土砂供給量の減少が関係しているといわれる。

流砂系における適正な土砂移動を確保するためには、従来の砂防・ダム・河川・海岸の領域ごとの対策では限界があり、山地における土砂供給域から下流の河道・海岸域までを含めた広域的な土砂管理が必要である。ダムには完成後の数十年間における流砂情報が堆砂データとして蓄積保存されていると同時に、排砂などのダム堆砂対策が流砂系にもたらす影響は非常に大きく、広域的な土砂管理における要の役割が期待

されている⁵⁾。

このようにダム堆砂問題はダムや貯水池の機能維持に加え、長期的な水資源確保や総合土砂管理の観点からもその対応を強く迫られているのが現状である。

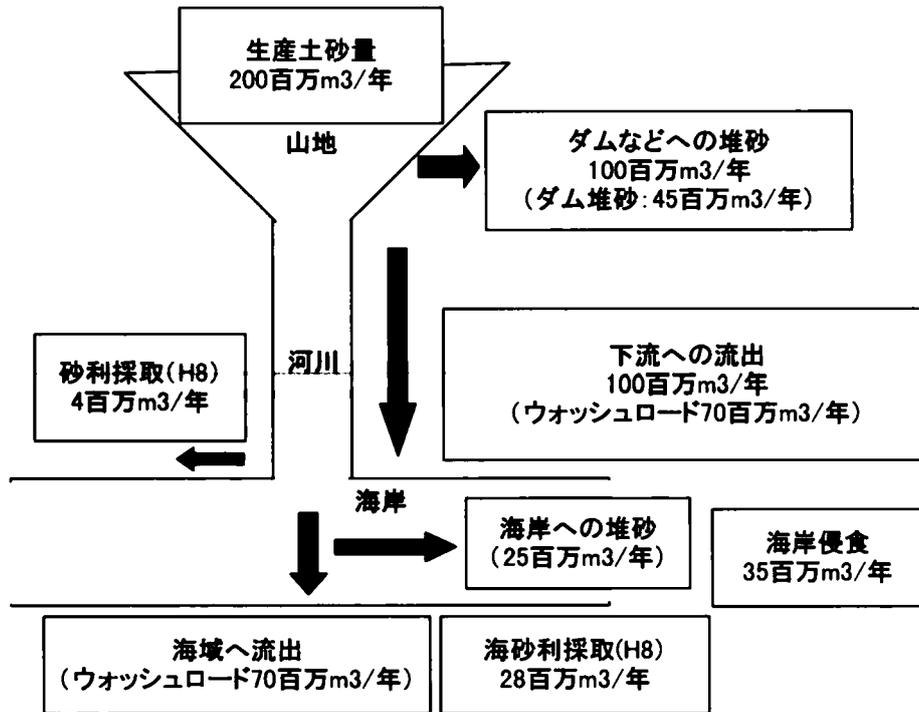


図2-6 日本の土砂収支

2.3 ダム堆砂対策と課題

図 2-7 に、現在、わが国で行われているダム堆砂対策の分類および事例を示す⁶⁾。ダム堆砂対策は、①流入土砂の軽減、②流入土砂の迂回、および③堆積土砂の排除、に大別できる⁷⁾。それぞれの概要を以下に示す。

分類	対策場所	具体的方法	事例	
流入土砂の軽減	貯水池上流	山腹・谷止め等による生産土砂の低減 砂防ダム・スリットダムによる貯砂、土砂調節 流路工による流出土砂の低減、河道安定	砂防指定区域多数、今後は貯砂ダムから調節ダムへ	
	貯水池末端	貯砂ダム	定期掘削・骨材・下流還元等に利用 美和ダム、小洪ダム、長島ダム、松川ダム、横山ダム他	
流入土砂の迂回	貯水池末端	排砂バイパス	旭ダム、美和ダム、小洪ダム、松川ダム、横山ダム	
		スルーシング	鱒石川ダム、出し平ダム～宇奈月ダム(連携排砂)	
	貯水池内	ゲートレス(自然排砂)	益田川ダム	
		密度流排出	洪水調節用放流管	小洪ダム、三瀬ダム、木川ダム他
			カーテンウォール付・ゲートレス放流管	片桐ダム
選択取水設備	矢作ダム他			
堆積土砂の排除	貯水池内	フラッシング(貯水位低下)	排砂ゲート 出し平ダム～宇奈月ダム(連携排砂)	
		部分排砂(貯水位維持)	排砂門	千頭ダム、泰阜ダム他
			排砂管	井川ダム他
	掘削・浚渫	骨材利用	美和ダム、小洪ダム、佐久間ダム、平岡ダム、泰阜ダム他	
		圃場整備、盛土、客土他	美和ダム、柳瀬ダム他	
湖内移動		佐久間ダム他		
	下流河川還元	秋葉ダム、長島ダム他		

図 2-7 ダム堆砂対策の分類および事例⁶⁾

① 流入土砂の軽減

流入土砂を軽減する方策としては、砂防ダムの建設を含めて流域全体を対象に行うものと、貯水池末端部を対象に貯砂ダムの設置により強制的に行うものに分けられる。流入土砂中における比較的粒径の粗い掃流砂の占める割合が高い日本の貯水池においては、貯砂ダムの設置による土砂の捕捉が有効であり、近年、多くのダムで実施されてきている。これは、貯水池上流端に堤高の低いダムを設置して流入土砂を堆積させ、それを定期的に排除するものであり、洪水時以外は堆積土砂の陸上掘削が可能となり、搬出土砂はコンクリート用骨材等として有効に活用される。なお、貯砂ダムへの堆積土砂は定期的に掘削・処理する必要があり、これを保証するための財源と処理方法が確保されていないと、本来の機能が持続的に発揮されない点に留意すべきである。

② 流入土砂の迂回

流入土砂の軽減の次に考えられるダム堆砂対策は、流入してくる土砂を貯水池内に堆積させることなく迂回させるものであり、

- ・ 土砂を含む流れを直接迂回させる排砂バイパス(Sediment bypass)
- ・ 洪水期に貯水池運用を一時的に制限するスルーシング (Sluicing)
- ・ 土砂を含む高濃度の流水の特性を利用する密度流排出 (Density current venting)
- ・ 土砂が通過しやすいように、本川には貯留せずに比較的土砂濃度の小さい流水のみを取水して別に貯留する河道外貯留 (Off-stream reservoir)

などの方策が提案されている。

これらの工法の特徴は、排砂バイパスが主にトンネル構造として物理的な土砂の迂回路を構成するのに対して、河道外貯留は逆に本川を土砂の通過路と考えるもので、いずれも浮遊砂・ウォッシュロード (Wash load、河床を構成しない流砂) から掃流砂までの幅広い粒径の土砂に対応可能である。一方、スルーシングは、年間の中で主な土砂流入が予想される洪水期に貯水位を通常よりも低下させて、貯水池内の土砂の滞留時間を低下させるものである。また密度流排出は、高濃度の土砂を混入した流れが元河床勾配が急な比較的深い貯水池内をあまり拡散せずに密度流となって流下する特性を利用して、ダム堤体に到達するタイミングに合わせてゲート放流などにより効果的に排出しようとするものであり、いずれも浮遊砂・ウォッシュロード程度の細粒土砂の排出が中心となる。

③ 堆積土砂の排除

種々の方策にもかかわらずやむを得ず貯水池に堆積してしまった土砂を排除する方法としては、

- ・ 機械力等により土砂を採取する貯水池上流部対策としての掘削
- ・ 貯水池の中下流部を対象とする浚渫
- ・ 流水の掃流力により土砂を排出するフラッシング (Flushing)

などがある。このうち、掘削・浚渫に関しては、適切な処理を行って土砂の再利用と組み合わせることが重要である。

一方、フラッシング排砂は、貯水位を低下させることによって貯水池の掃流力を限界掃流力以上に回復させ、流入水により主に開水路流の状態では堆積土砂を堤体に設置された底部放流設備を通じてダム下流へ放出させるものである。流入土砂が大量の場合には、掘削あるいは浚渫による人工的な排出方法が運搬機材や土捨場等の問題から

対応が難しいのに対して、このフラッシング排砂は条件さえ整えば恒久対策となり得る。フラッシング排砂の導入可能な条件は、ダム貯水位を低下し、かつ排砂中の流水を開水路で放流可能な規模の底部放流管（排砂ゲート）を有していること、および貯水位低下・開水路放流・貯水位回復の一連の操作に必要な水量が十分確保されることなどがあげられる。フラッシング排砂は、自然河道の掃流力を利用している点で極めて効率的な排砂方法と考えられるが、導入に当たっては、流入水量・流入土砂量・貯水容量・粒度構成・貯水池の運用などの条件を考慮して、計画時点での詳細な検討が必要である。また、排砂時の環境影響に対する対策についても合わせて検討することが求められる。

以上、ダム堆砂問題の現状および対策について概観したが、環境に配慮したダムリハビリテーションという側面からダムの堆砂問題を捉えた場合の課題について整理すると以下のとおりである。

ダム堆砂に関しては、これまで貯水池容量の減少という観点から堆砂形状や堆砂量を中心に研究が行われ、堆砂の質に関する研究は十分ではない。しかし、総合土砂管理および堆砂の循環利用（リサイクル）という観点からは、堆砂の量に加えて粒径や細粒分などの堆砂の質に関する情報が重要である。これらの情報をもとに、適用場所や土砂性状に応じた適切なダム堆砂対策を選択することが可能となる。

また、環境配慮の観点からダム堆砂を下流河川還元材として利用することが期待されるが、その場合の環境影響についての知見の蓄積が必要である。貯水池内に堆積した土砂はもともと従前の河道を流れていたものであるが、これを人為的に河道に戻す際の水質変化や生態系への影響、特に細粒土砂の影響について評価手法の確立が重要である。

さらに、ダム堆砂を貯水池から排除した場合には、その土砂の処分方法が問題となることが多い。ダム堆砂のリサイクルにとってコストが大きな制約条件の一つであるが、これまでコストに関する分析例は少なく、あっても骨材利用に関するものに限定されていた。経済性を含めたダム堆砂リサイクルの事業化に対する考察が必要である。

本論文は、これらの課題に対して一つの解答を試みるものであり、次章以降において各課題を順次取り上げ、考察を行う。

2.4 結語

本章では、ダム堆砂問題の現状および対策を概観し、環境に配慮したダムリハビリテーションという側面からダム堆砂問題を捉えた場合の課題について整理した。本章で明らかになった事項を以下にとりまとめる。

- ① ダム堆砂の影響度はダムの経過年数、種別・規模、流域状況などに左右される。そのため一律に論じることは困難であり、ダム堆砂対策は個別的・応急的な対応とならざるを得ない面があった。現在では堆砂問題の深刻化に伴い、より普遍的・恒久的な解決策が要求されている。
- ② ダム堆砂問題はダムや貯水池の機能維持に加え、長期的な水資源確保や総合土砂管理の観点からもその対応を強く迫られている。
- ③ ダム堆砂対策は、砂防ダムや貯砂ダムなどの流入土砂の軽減策、排砂バイパスやスルーシングなどの流入土砂の迂回策、フラッシングや掘削・浚渫などの堆積土砂の排除策の3つに分類できる。各方策にはそれぞれ得失があり、各得失に応じた形で実際の適用例がみられる。
- ④ 環境に配慮したダムリハビリテーションという側面からダムの堆砂問題を捉えた場合の課題として、適切なダム堆砂対策を選択するための堆砂の質に関する情報、ダム堆砂の下流河川還元材としての利用における環境影響についての知見、ダム堆砂リサイクルのコストや事業化手法に対する考察の必要性があげられる。

参考文献

- 1) 角哲也：日本における貯水池土砂管理、流域一貫の土砂管理（貯水池土砂管理に向けた挑戦）論文集、pp. 27～40、2003
- 2) (財) 全国建設研修センター：多目的ダムの建設－昭和 62 年版第 2 巻調査、p. 55、1991
- 3) 植田和弘：環境経済学、現代経済学入門、岩波新書、1996
- 4) Annandale, G. Randle, T. and Austin, R. : Sediment management associated with decommissioning of dams、Prc. Int. Conf. on Reservoir Sedimentation、2、1996
- 5) 角哲也：流砂系における貯水池土砂管理の課題、ダム工学会第 8 回講習会概要集、2003
- 6) 同 1)
- 7) Gregory L. Morris & Jiahua Fan: Reservoir sedimentation handbook、McGraw-Hill、New York、1997

第3章 利用面から見たダム堆砂の性状把握

3.1 概説

本章では、貯水池内のボーリング調査のデータをもとにダム堆砂性状の把握を行い、ダム堆砂の利用法について考察する。

ダム堆砂に関しては、これまで貯水池容量の減少という観点から、堆砂形状や堆砂量を中心に研究が行われてきた。堆砂の質に関する研究は十分ではなく、体系的に実施されたものはほとんどみられない。前章で概観したように、現在のダム堆砂対策においては、流域全体での土砂管理とともに除去した堆砂をいかに有効利用（リサイクル）するかという視点が重要である。貯水池から取り出した時点で、ダム堆砂問題は人間生活の場である堤内地側での扱いとなり、周辺環境へ配慮した処理がより必要となる。こうした総合土砂管理および堆砂の有効利用という観点からは、堆砂の量に加えて堆砂の質に関する情報が非常に重要である。

国土交通省は、その管理ダムを対象に堆砂ボーリング調査を行っている。本章では、それらのデータを、主に有効利用の観点から重要と考えられる細粒分含有率に着目して整理・分析することにより、貯水池縦断方向および鉛直方向の堆砂性状を明らかにする。さらに、場所ごとの堆砂性状を考慮した上で、総合土砂管理に資する河川供給材を含むダム堆砂の利用法について考察する。

3.2 既往の知見

(1) ダム堆砂性状に関する既往の知見

a. 河川からの流入土砂の分類

ダム堆砂は上流河川からの供給土砂により構成される。河川における全流砂量 (Total Sediment Load) をその粒径と運搬形態で区分すると、**図3-1** のようになる¹⁾。まず、河床を構成する材料か否かによりウォッシュロード (Wash Load) と河床材料 (Bed Material Load) に区分できる。その境界となる粒径は 0.1~0.2mm といわれる。ウォッシュロードは河床からの供給物を含まない河床材料よりも細粒の物質である。運搬形態で見ると、ウォッシュロードはすべて浮遊砂 (Suspended Load) であるのに対し、河床材料は浮遊砂と掃流砂 (Bed Load) に分かれる。浮遊砂は水中に分散し懸濁状態で運搬されるのに対し、掃流砂は河床近傍を転動 (Rolling)、躍動 (Saltation) あるいは滑動 (Sliding) 状態により運搬される (**図3-2**)。

これらの流入土砂を土質区分 (**図3-3**) で大まかに見ると、ウォッシュロードは粘土およびシルト、河床材料は砂および礫が主体となる。運搬形態では、粘土および

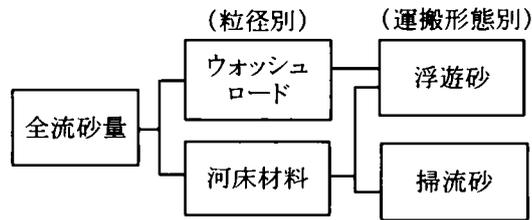


図3-1 河川における流砂の分類

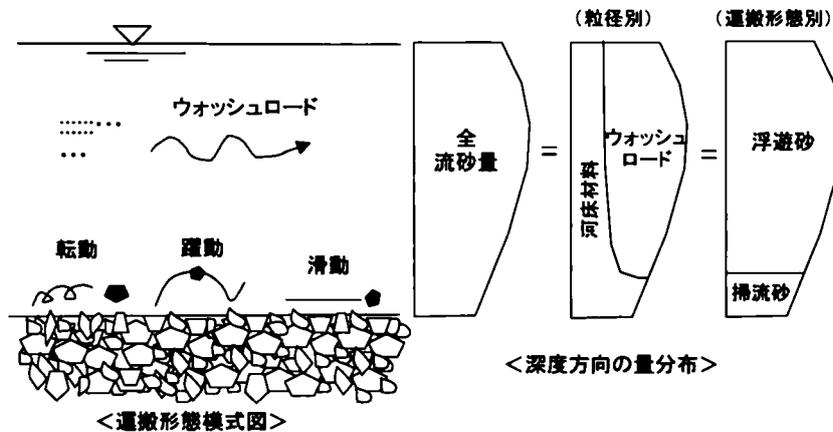


図3-2 河川における流砂の運搬形態模式図および深度方向の量分布

0.005		0.075		2			(単位:mm)
粘土	シルト	砂		礫			
		細砂	粗砂	細礫	中礫	粗礫	
		0.425		4.75		75	

図3-3 粒径による土質区分

シルトは通常浮遊砂、礫および玉石は掃流砂であるのに対し、砂は水流の乱れの程度により浮遊砂と掃流砂の両方の形態をとる。

b. ダム堆砂メカニズム

上流河川から貯水池に流入した土砂は、その粒度によって分級されて貯水池内に順次堆積していく。このようにして形成されるダムの堆砂形状は、流入土砂の粒度、水位変動、貯水池の形状、上流における他の貯水池の有無、堆砂率等の要因に影響されるが、最も典型的なものは図3-4に示すとおりである。なお、通常のダム貯水池であれば、流入土砂の大部分が捕捉されるが、ウォッシュロードの一部は、放流設備を通じて水流とともに下流へ流出する。この境界粒径はダム貯水池規模や貯水池回転率などで異なるが、概ね0.01mm程度といわれる。ここで、堆砂領域は以下の3つに大別できる²⁾。

- ① 頂部堆積層 (Topset beds)
- ② 前部堆積層 (Foreset beds)
- ③ 底部堆積層 (Bottomset beds)

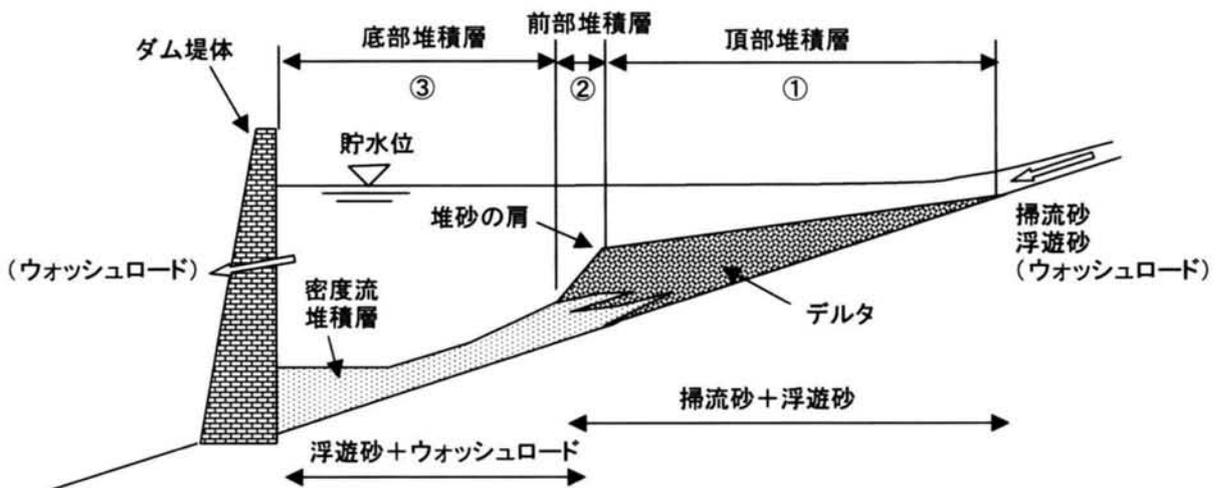


図3-4 典型的な堆砂形状

①および②はいわゆるデルタ（段丘）と呼ばれるもので、河床を転動してきた掃流砂および浮遊砂のうち粒径の比較的粗い部分（0.1～0.2mm以上）から成る。このうち②はデルタの肩（Pivot point）を通過した掃流砂がその直下に堆積し、それに浮遊砂による影響が加わって形成される比較的勾配の急な部分である。デルタの肩は一般に堆砂の肩と呼ばれる。デルタは一般に時間経過とともに前進すると同時に、その上流端は上流へ遡上していく。③の領域の堆積物はほとんど粒径が0.1mm以下のウォッシュロードから成る。このうちダム直上流部には濁水の密度流に起因する堆泥層が水平に形成される。

図3-5、6に海外およびわが国における堆砂デルタの成長過程の代表例を示す。下流へ行くほど貯水池の水深が深く、池幅が広くなるため、デルタの進行速度は徐々に遅くなる。また、デルタの進行により、それまで底部堆積層であったところに前部堆積層および頂部堆積層が新たに覆い被さる形になるため、堆砂の肩付近において深部ほど細粒になるという現象がしばしばみられる。

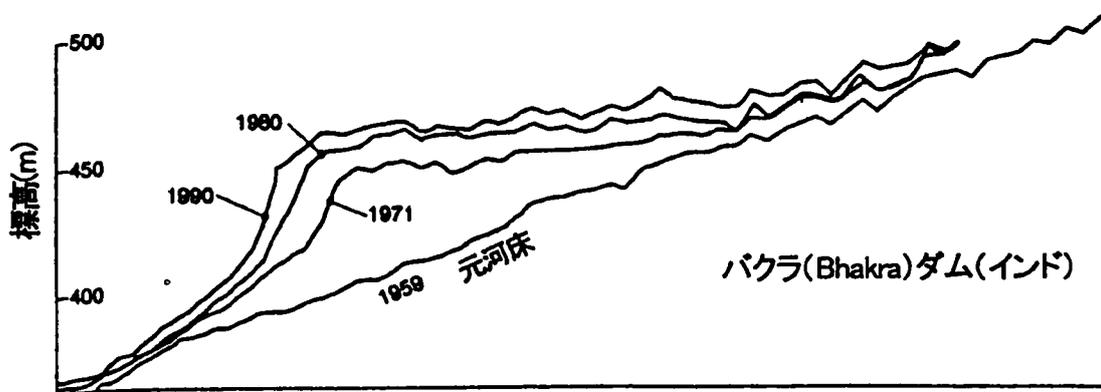


図3-5 堆砂の進行例（インド、バクラダム）¹⁾

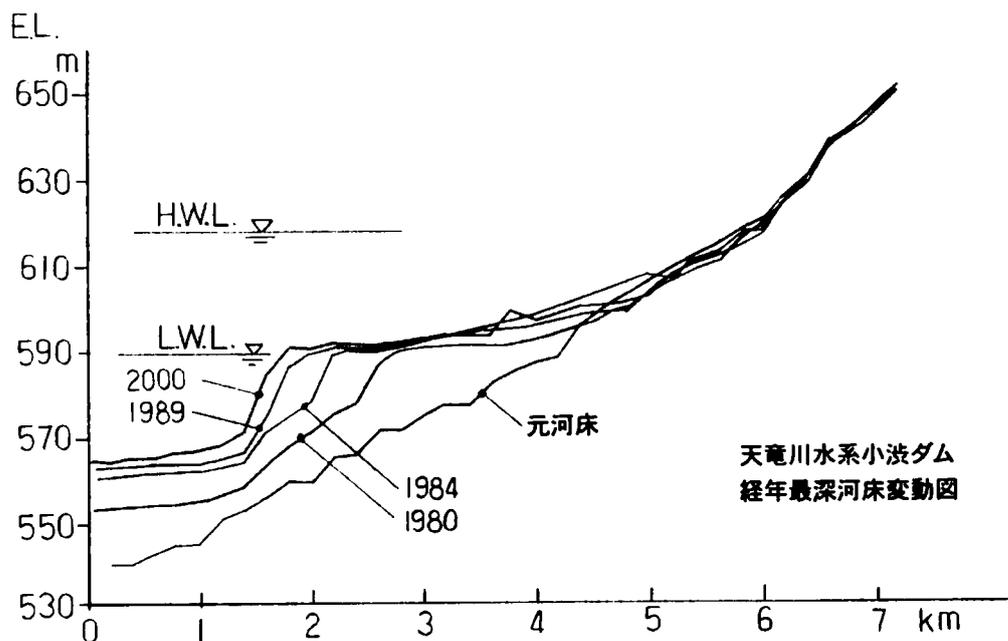


図3-6 堆砂の進行例（日本、小渋ダム）³⁾

（2）わが国におけるダム堆砂利用に関する既往の知見

わが国のダム堆砂利用の現状と問題点をまとめた国土交通省の調査結果によると、新たなダム堆砂利用を進めるために、①利用実績の約8割を占めるコンクリート用骨材や盛土材への利用促進、②大量処分方法として期待される河川供給材の使用方法の研究推進、の2点が必要であるとしている⁴⁾。

また、実際のダム堆砂を対象に、単体では利用困難な細粒土（シルト・粘土）に良質土（礫・砂）を混合したり、安定処理することにより利用を図る検討も行われている⁵⁾。ダム堆砂の扱いも一般の浚渫土砂と同じ側面を有しており、細粒分が多く高含水比を示す材料の利用においては、脱水処理や固化処理など建設汚泥のリサイクル技術を応用できる部分も多い⁶⁾。

一方、有機物量が多いと安定処理等における利用面への悪影響が予想される。実際、地質を考慮した全国11箇所のため池底泥に関する調査では、強熱減量とフミン酸含有量との間には一定の関係が認められること（図3-7）、腐植酸の一種であるフミン酸含有量が多いほど改良土の強度は低下すること（図3-8）、などがわかっている⁷⁾。

以上の知見より、堆砂利用面から見た主要なパラメータとして、細粒分含有率と有機物量を指摘できる。

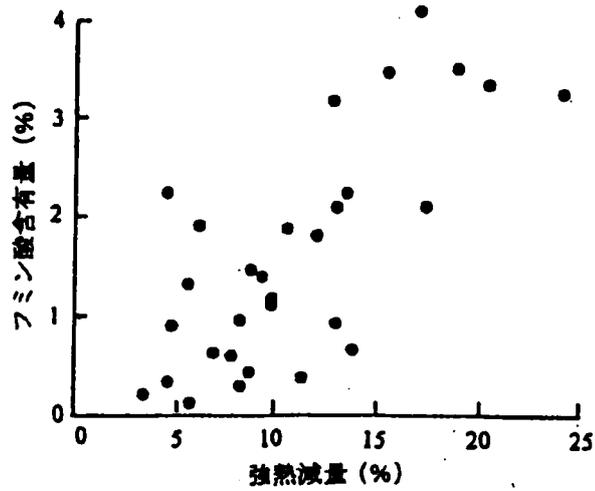


図3-7 ため池底泥の強熱減量とフミン酸含有量の関係⁷⁾

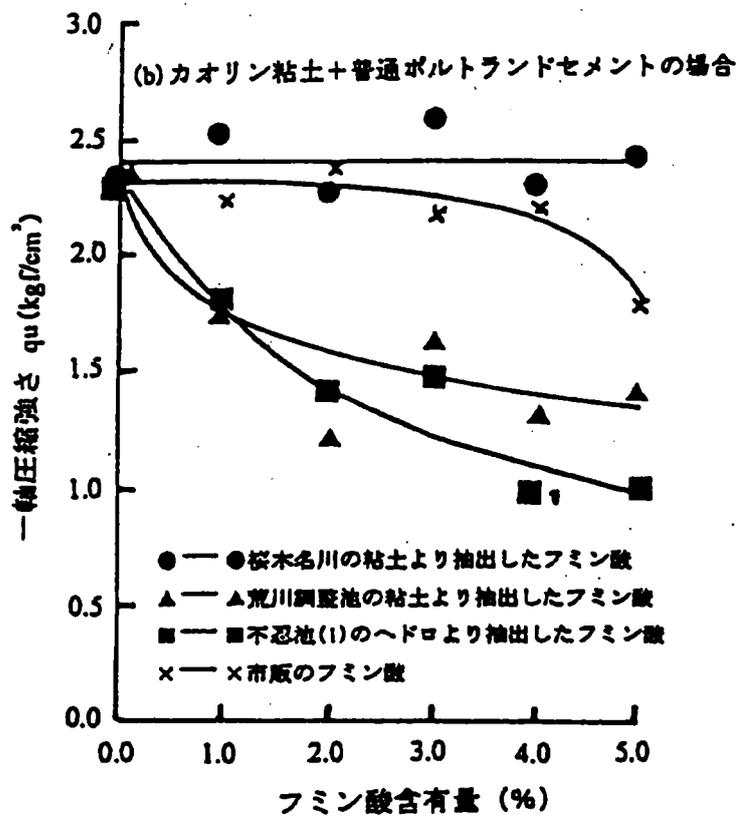


図3-8 フミン酸含有量と改良土の一軸圧縮強度の関係⁷⁾

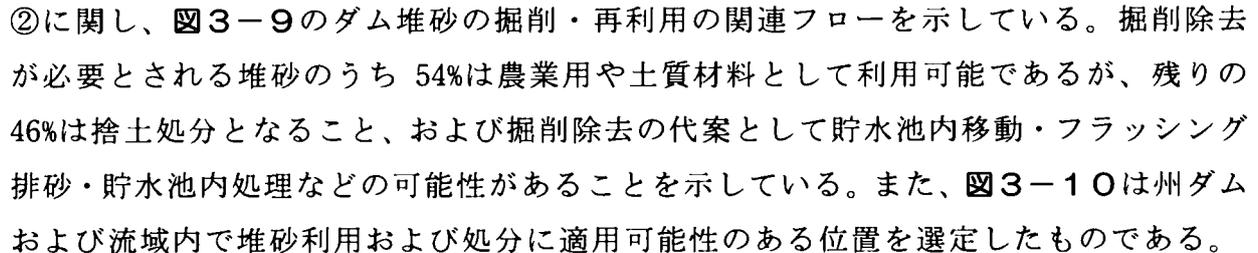
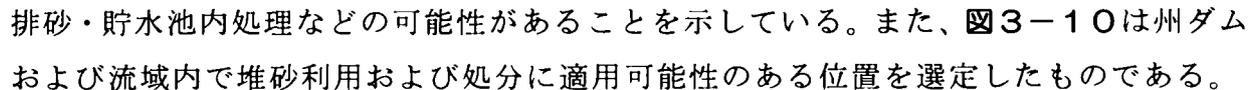
(3) 海外におけるダム堆砂利用に関する既往の知見

Batuca & Jordaan は、ダム堆砂利用に関して次のように述べている。ダム堆砂は質と量の面で適切であり、汚染問題がなく、低コストで採取できれば種々の利用が可能である。すなわち、①土地の肥沃化を目的とした農業利用（中国で幅広く行われている）、②土地埋立てへの利用（中国やオランダで一般的である）、③建設材料としての利用（日本やヨーロッパの国で行われている骨材利用など）、④その他の利用（レンガ製造用など）である。逆に、化学的に汚染されていたり有害物質を含む場合には利用は不可能で、処分場で処理をして溶出など環境影響に対するモニタリングが必要となる。また、汚染されていないなくても、技術面・環境面・経済的な側面から堆砂利用が困難な場合は捨土処分する必要がある⁸⁾。海外のダム堆砂利用に関し、ここではドイツにおけるダム堆砂の調査および除去の事例をとりあげる。

a. ドイツにおけるダム堆砂調査事例⁹⁾

ドイツの Saxony 自治州には LTV（州ダム管理局）管理のダムが約 120 あり、容量確保・機能回復・汚染物質や栄養塩類による水質問題などにより、堆砂除去の必要性の高いケースが増えている。そのため、全ダムを対象に堆砂に関する調査が実施された。この調査の特徴は以下の点である。

- ① 堆砂の量的な把握とともに重金属含有量など質的な調査を行っている。
- ② 除去した堆砂の利用および処分方法を体系的にかつ州全体で考えている。
- ③ 技術・環境・経済性の各面から個別ダムの状況を比較し、堆砂除去の優先度を示している。
- ④ 堆砂の利用方法として、農業用客土や鉱山跡地の埋め戻し材などの可能性を示している。

①に関し、緊急に掘削除去が必要とされる堆砂の約半分、1.7 百万 m³ の量は、現行基準に従えば廃棄物処分場にて処理する必要があること、堆砂の利用および処分において特に問題となる重金属は砒素・カドニウム・亜鉛であることなどを指摘している。②に関し、 図3-9のダム堆砂の掘削・再利用の関連フローを示している。掘削除去が必要とされる堆砂のうち 54%は農業用や土質材料として利用可能であるが、残りの46%は捨土処分となること、および掘削除去の代案として貯水池内移動・フラッシング排砂・貯水池内処理などの可能性があることを示している。また、 図3-10は州ダムおよび流域内で堆砂利用および処分に適用可能性のある位置を選定したものである。

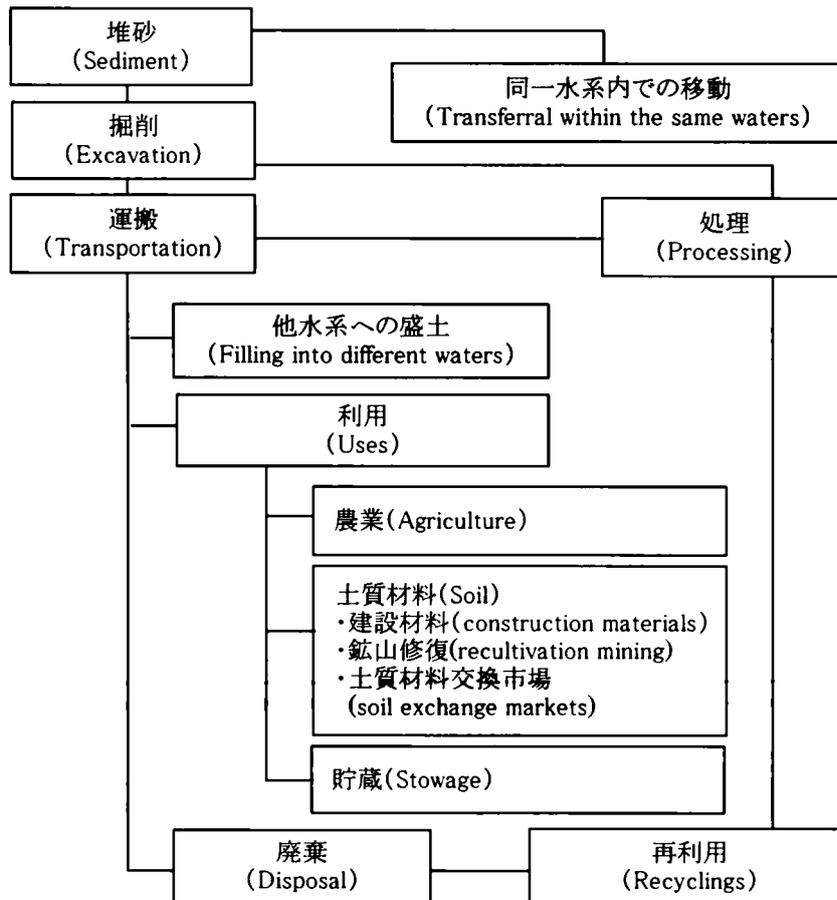


図3-9 ダム堆砂の掘削・再利用の関連フロー⁹⁾

③に関し、掘削除去の優先度を以下の4段階で示している。

- ・緊急度が非常に高い (very urgent) : 19 ダム
- ・緊急度が高い (urgent) : 8 ダム
- ・必要 (necessary) : 27 ダム
- ・現在は不要 (presently not urgent) : 66 ダム

緊急に (very urgent、urgent) 除去が必要な堆砂量は 3.7 百万 m³ であり全堆砂量の約 20%を占める。これら緊急度の高い堆砂処理にかかる費用は 233.3mill.DM (約 130 億円)、これも含めた全体での堆砂処理費用は 584.9mill.DM (約 330 億円) と試算している。

④に関し、農業用には 3 年おきに周辺の農地へ約 5t/ha の量の堆砂が利用できるとしている。また、土質材料として、褐炭やウランの鉱山跡地の修復などへの利用が検討されており、鉱滓山 (slagheaps) の被覆材として数百万 m³ の利用が可能との試算も

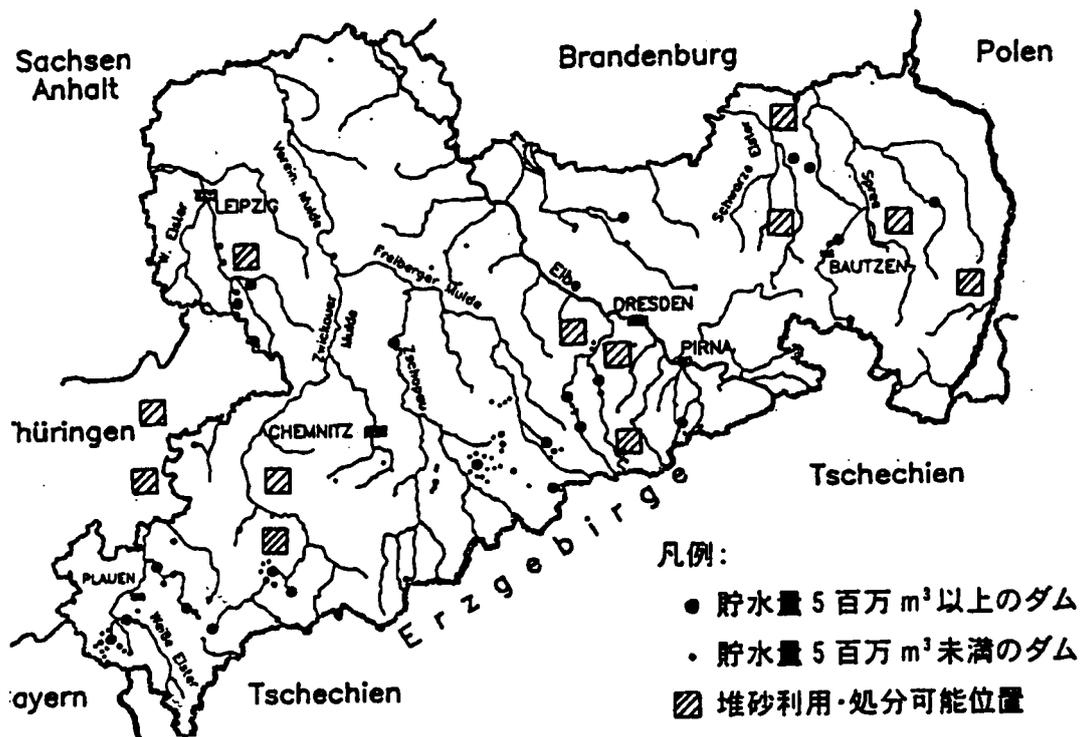


図3-10 ドイツ Saxony 州のダムおよび堆砂利用・処分可能位置図⁹⁾

ある。最後に、今後の検討課題として、

- ・ 堆砂および堆砂汚染の原因調査と緩和対策
- ・ 現地条件に応じた堆砂利用および処分方法
- ・ 堆砂の汚染除去技術（土壌浄化（soil rinsing）など）
- ・ 汚染された堆砂の扱いに関する法規制の見直し
- ・ 掘削除去に代わる対策（堆砂の現地処理など）

などの項目を指摘している。

b. ドイツにおけるダム堆砂除去事例¹⁰⁾

H. Goggel は揚水発電の上池に貯まった堆砂をすべて効率的に除去した事例を紹介している。この揚水発電の下池はライン河で上池との高低差は 410m、上池はアスファルト遮水構造で総貯水量 210 万 m³ であるが、堆砂の進行により底部放水口や取水ゲートなどに運用上の支障が出てきた。運転停止期間を最小限にするために、堆砂除去は 2 段階で行われた。まず、第 1 段階は貯水位を保ったまま、約 3.5 万 m³ をカッター付き

ポンプで浚渫して安定池 (settling pond) へ排出、安定池で含水比を低下させた後、埋立て材として利用した。第2段階は貯水位を下げても完全にドライにし、約 10 万 m^3 を通常の土工機械で掘削除去した。この事例の特徴として、安定池の設置・2段階施工・綿密な調査・環境への配慮などがあげられる。

① 貯水池平面と堆砂性状

図3-11に対象となる貯水池の平面図を示す。貯水池の上部隣接地には浚渫土の含

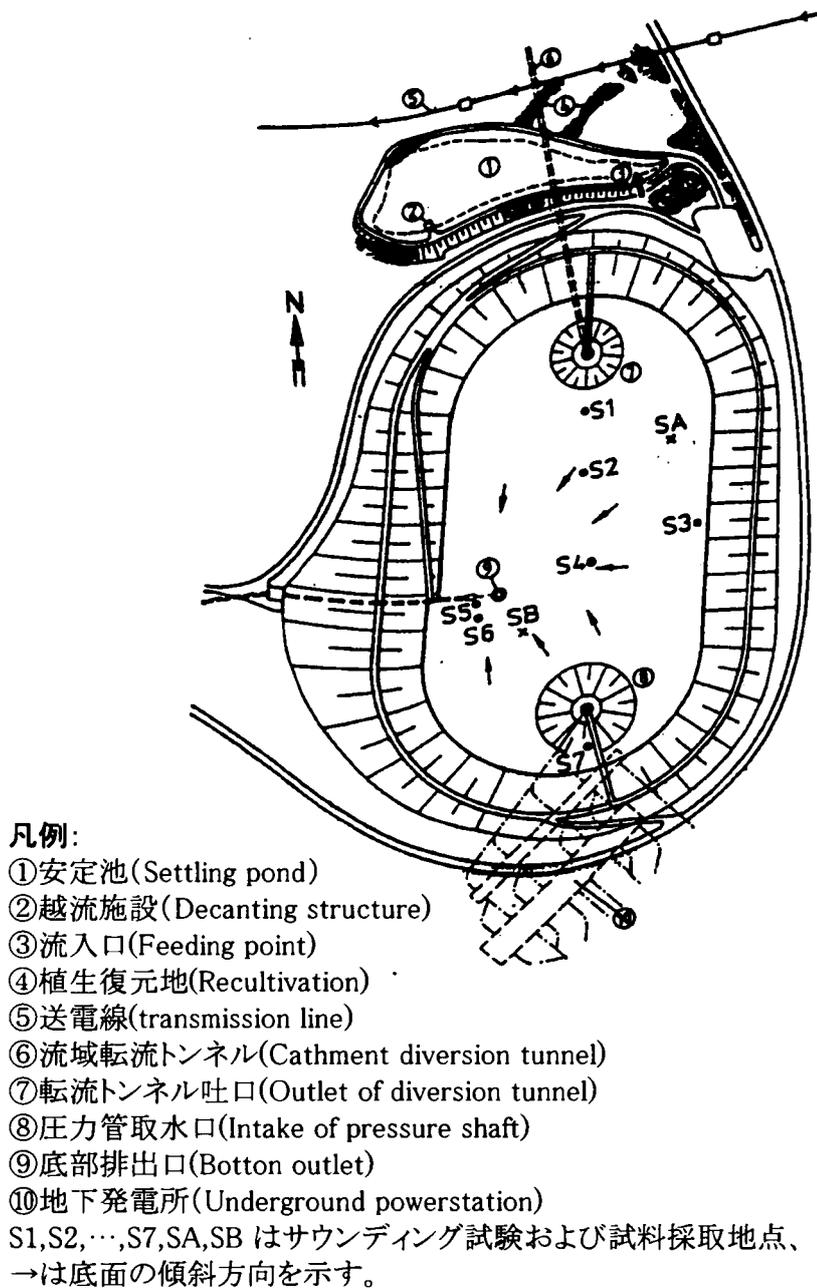


図3-11 貯水池平面図¹⁰⁾

水比を下げるための安定池を設置した。図の S1 から S7 の地点で調査ボーリングを行い不攪乱試料を採取し、粒度・密度・含水比・LL・PL・せん断強度・圧縮性・鉱物・有害物質（重金属）などの試験を行った。試験結果の一部を図 3-12、表 3-1～2 に示す。重金属については流域の岩石や堆積物、近隣の貯水池堆砂、ライン河堆積物および環境基準との比較を行っている。その結果、供給源であるライン河堆積物と大差はなく基準値よりも低い値であるため、特に堆砂性状からくる利用制限は無かったとしている。また、表層部ほど含水比が高く密度が小さくなる傾向や攪乱による強度低下傾向などが確認でき、これらの情報を施工にうまく反映させている。

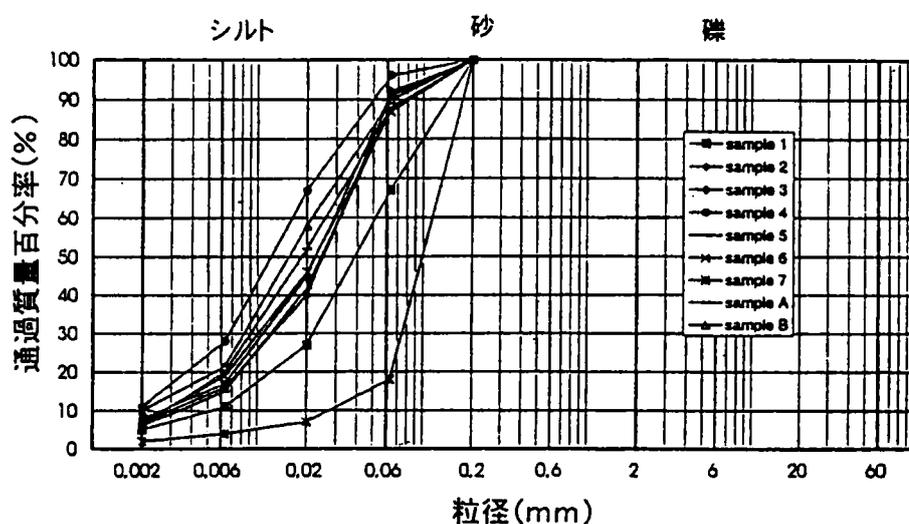


図 3-12 ダム堆砂の粒度曲線¹⁰⁾

表 3-1 ダム堆砂の特性¹⁰⁾

項目	記号	特性値
湿潤単位重量(saturated unit weight)	γ_r	11~17kN/m ³
含水比(water content)	w	75~200%以上
土粒子の単位重量(unit weight of solids)	γ_s	25.5kN/m ³
液性限界(liquid limit)	w _L	90%~125%
塑性限界(plastic limit)	w _P	50%~80%
塑性指数(plasticity index)	I _p	30%~45%
コンシステンシー指数(consistency index)	I _c	<0(液態)~0.7(やわらかい)
収縮限界(shrinkage limit)	w _S	50%~60%
ベーン試験によるせん断強度(shear strength of the undrained soil, vane test)	c _u	≒ 1kN/m ² (w=150%の時) ≒ 50kN/m ² (w=75%の時)
有機物含有量(organic content, 550°C)		3%~8%
粘土分含有量(clay minerals)		5%~15%
結晶水(crystal water)		2%~4%

表3-2 ダム堆砂の重金属含有量¹⁰⁾(単位: $\mu\text{g/g}$)

項目	対象池のダム堆砂				比較用データ				
	試料1	試料2	試料3	試料4	花崗岩	堆積岩 (粘土質)	Constance 湖の堆泥	ライン河 の堆泥	ドイツの基準 (AbfklarV 4/92)
亜鉛(Zinc Zn)	160	250	107	150	60	95	124	520	2,000
銅(Copper Cu)	40	60	21	30	30	45	30	86	800
鉛(Lead Pb)	33	46	18	2	15	20	19	155	900
ニッケル(Nickel Ni)	20	27	24	21	15	68	55	152	200
クロム(Chromium Cr)	94	100	18	2	22	90	50	121	900
カドニウム(Cadmium Cd)	10	13	1	3	0	0	0	4	5
水銀(Mercury Hg)	-	-	0.42	0.96	-	-	-	-	8

② 2段階施工

ステップ1: 満水位のままカッター付ポンプで浚渫する。この作業は水位低下して貯水池が空になった時点で底部や改造の必要な取水口へ速やかにアクセスできるようにすることを目的に行った。浚渫土は安定池にて含水比低下を図るが、どの程度まで含水比を下げれば扱いが容易になるかについて、含水比と強度との関係を調べた。また、ダンプ運搬中の振動により液状化するかどうかについて、ダンプ荷台の高さ1m、底盤と側面の隙間10mm、運搬距離40kmと設定して、50Hzの振動を加えて試験を行った。その結果、含水比 $w > 102\%$ なら運搬中に液状化する、 $w > 95\%$ なら10mmの隙間から流出、 $w < 95\%$ なら問題なくダンプトラックで運搬可能、という結果が得られた(図3-13)。

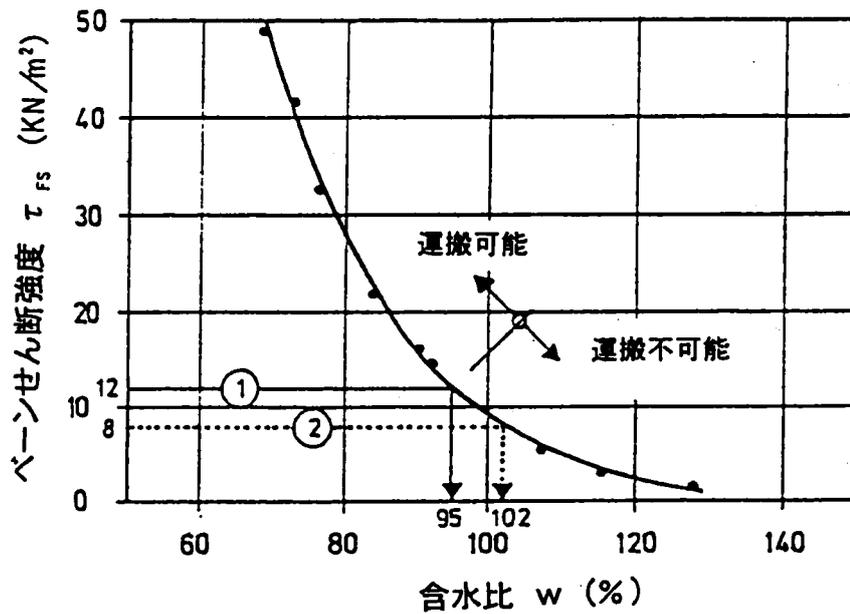
ステップ2: 夏期に完全に水を抜いて含水比低下を図り、通常の土工機械で掘削・搬出を行った。使用した重機は油圧ショベル(2.5 m^3 級)1台、ホイールローダー(4.5 m^3 級)2台、ダンプトラック(9.5~15.5 m^3 級)15台である。アスファルト面を損傷しないよう留意しながら施工し、実稼動日数38日で完了した。平均掘削量2,600 m^3 /日、最大掘削量4,700 m^3 /日であった。除去した堆砂は主に近傍の埋立て材に利用したが、中にはライン河を超えてスイスにまで運搬し、植生復元(recultivation)に用いたものもある。

③ 環境への配慮

安定池は面積3万 m^2 、容積4万 m^3 、最大堤高6.0mであり、浚渫土の処理に2回繰り返して使用した。最終的に安定池へ入れた浚渫土の一部はそのまま残し、導水や植生を行うことにより周囲の生態系に配慮した水辺空間を形成した。安定池の堤防と含水比低下設備(decanting facilities)は将来、再度このシステムで堆砂除去ができる

ようにそのまま残すことにした。今回のシステムは効率・安全・経済性の面で優れ、若干の修正のみで他ダムにも適用可能であるとしている。

本事例は揚水発電の上池のケースであり、流入形態・堆砂形状・底部構造などは通常のダム貯水池の場合と異なる。しかし、わが国のダム堆砂利用において、環境への配慮や調査・施工の方法など参考にすべき点は多いと考えられる。



- 凡例:
 ①10mm幅以上の隙間に対する安定限界
 ②勾配35°の斜面に対する安定限界

図3-13 含水比とせん断強度¹⁰⁾

3.3 分析データ

(1) ダム堆砂ボーリング調査概要

粒径や有機物・栄養塩含有量などのダム堆砂性状については、個別ダムでいくつか調査されてきたのみで、全国的に整理された資料はほとんど存在しない。ダム堆砂性状は有効利用をはじめとするダム堆砂対策の可能性を左右する重要な要素であり、国土交通省では1997～1998年度にかけて全国の直轄ダムを中心に貯水池内のボーリング調査等を実施した。ボーリング調査は、堆砂形状を考慮し堆砂の肩と思われる箇所を中心に、孔径86mmの全層コア採取で行い、1m間隔の標準貫入試験および3m間隔の不攪乱試料採取が標準仕様とされた。各ダムにおいて3～5本のボーリングが実施され、そのボーリング試料を用いて物理試験や力学試験が行われた。ここでは、その時得られた土質試験のデータシートを基に、特に下記の項目について堆砂利用の観点から新たに整理・分析を行う。

- ・ 物理特性：粒度分布、自然含水比、土粒子の密度、湿潤密度、間隙比、飽和度
- ・ 化学特性：pH、強熱減量、総リン、総窒素、総炭素、全鉄、全二価鉄、全硫化物、COD

図3-14に各ダムにおけるボーリング調査地点の模式図を、また、図3-15および表3-3に、対象としたダムの位置図および一覧表を示す。データは、堆砂の肩部分をNo.3地点とし、最も下流側（ダム堤体直上流）をNo.1地点、上流側をNo.4地点として整理した。さらに、図3-16～27に、代表的なダムにおけるボーリング調査地点の平面位置および縦断方向の堆砂形状を示す。

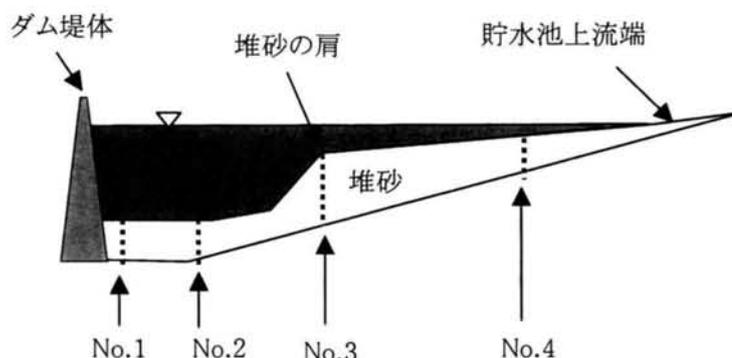


図3-14 調査地点模式図

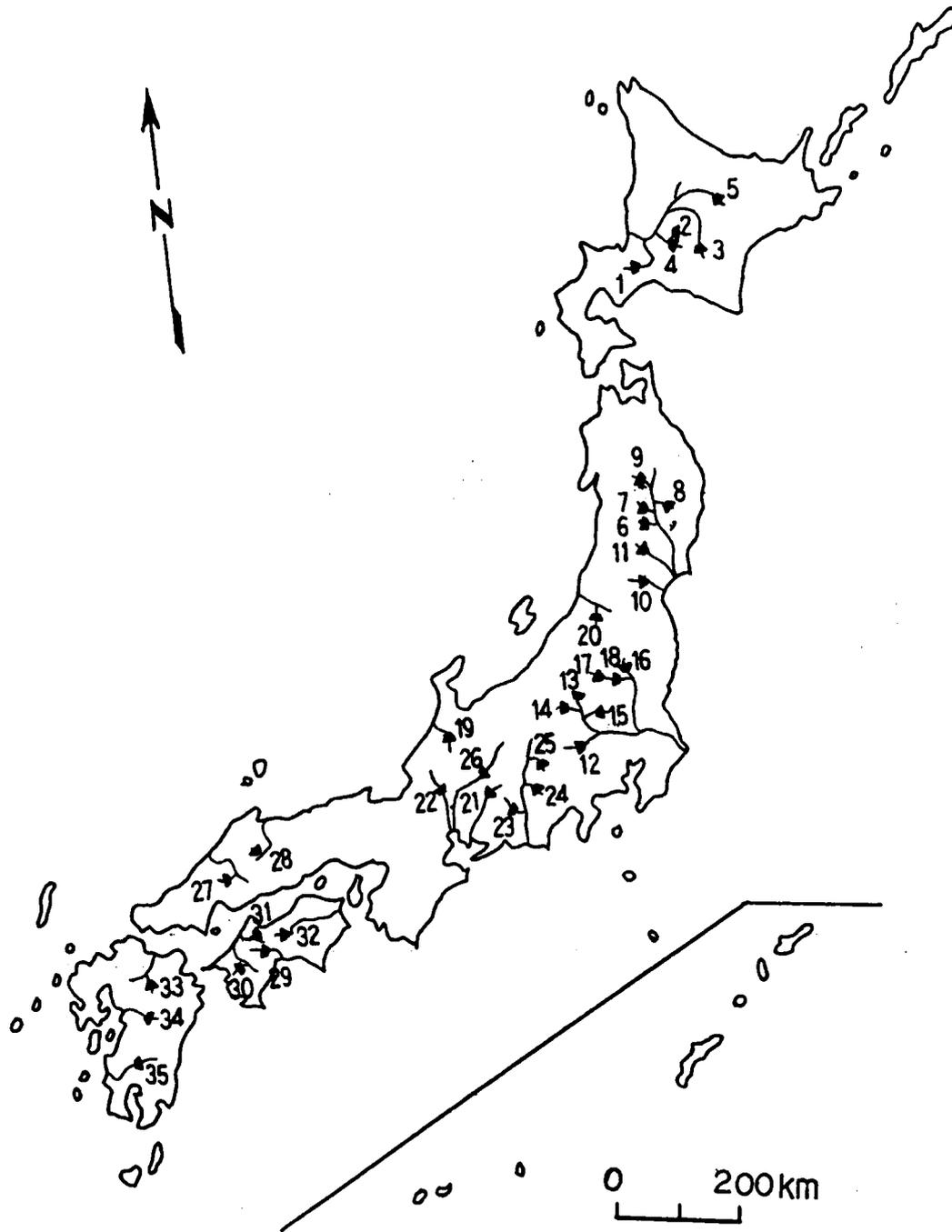
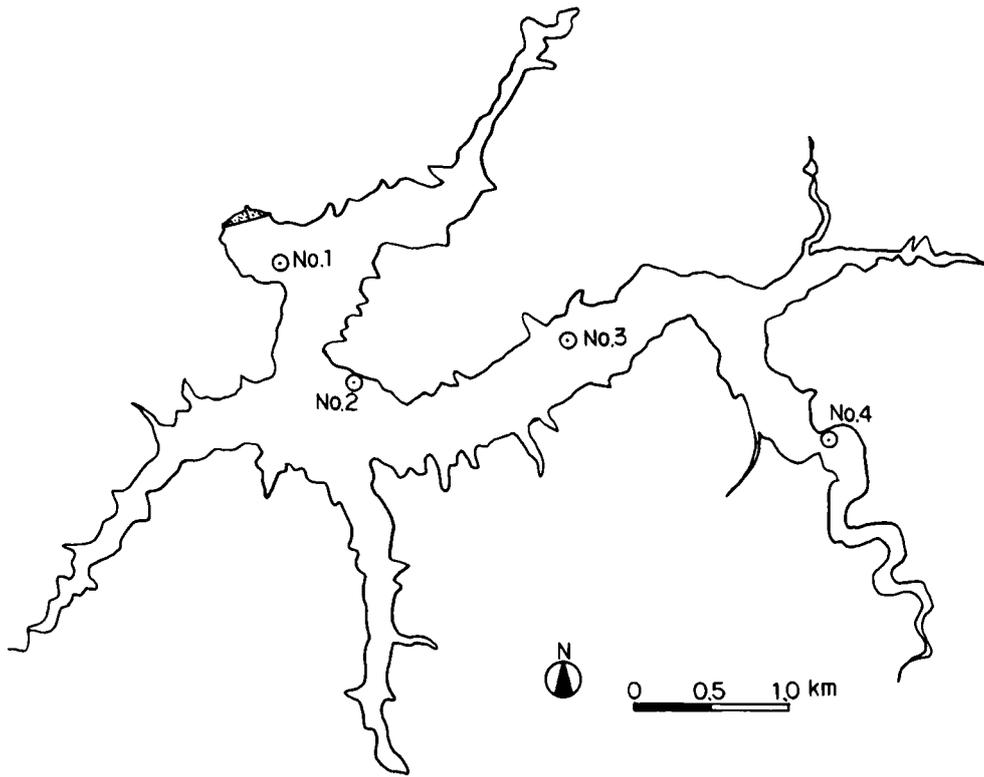


図 3-15 対象ダム位置図

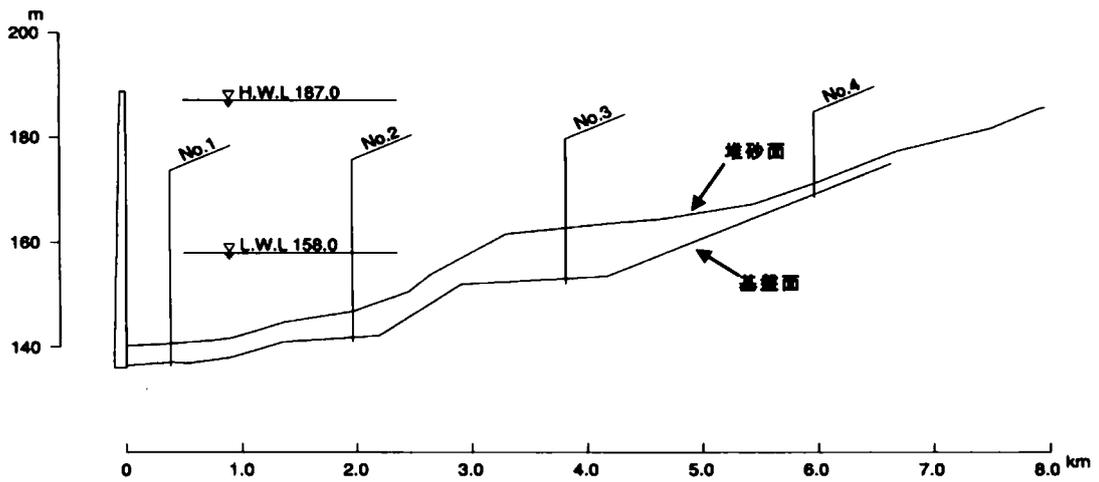
表3-3 調査対象ダム

地域	No.	ダム名	水系	総貯水量 (千m ³)	堆砂量 (千m ³)	総堆砂率 (%)	年間総流入量 (百万m ³)	貯水池 回転率
				A	B	B/A	C	C/A
北海道	1	漁川	石狩川	15,300	844	5.5	162	10.61
	2	芦別	石狩川	1,599	1,237	77.4	—	—
	3	金山	石狩川	150,450	711	0.5	100	0.66
	4	桂沢	石狩川	92,700	2,440	2.6	186	2.00
	5	大雪	石狩川	66,000	3,225	4.9	40	0.60
東北	6	石淵	北上川	16,150	3,239	20.1	405	25.06
	7	湯田	北上川	114,160	6,752	5.9	1,373	12.03
	8	田瀬	北上川	146,500	1,689	1.2	672	4.59
	9	御所	北上川	65,000	3,501	5.4	1,150	17.69
	10	釜房	名取川	45,300	3,630	8.0	270	5.97
	11	鳴子	北上川	50,000	6,103	12.2	434	8.67
関東	12	二瀬	荒川	26,900	3,838	14.3	155	5.77
	13	藤原	利根川	52,490	1,929	3.7	71	1.36
	14	相俣	利根川	25,000	1,034	4.1	175	7.00
	15	菌原	利根川	20,310	2,116	10.4	347	17.07
	16	五十里	利根川	55,000	1,617	2.9	315	5.72
	17	川俣	利根川	87,600	4,117	4.7	226	2.58
	18	川治	利根川	83,000	4,536	5.5	103	1.24
北陸	19	手取川	手取川	231,000	6,526	2.8	1,112	4.81
	20	大石	荒川	22,800	912	4.0	309	13.55
中部	21	矢作	矢作川	80,000	8,122	10.2	877	10.96
	22	横山	木曾川	43,000	11,338	26.4	953	22.16
	23	新豊根	天竜川	53,500	1,514	2.8	269	5.03
	24	小渋	天竜川	58,000	13,808	23.8	208	3.58
	25	美和	天竜川	29,952	6,983	23.3	454	15.17
	26	丸山	木曾川	79,520	35,356	44.5	4,810	60.49
中国	27	土師	江の川	47,300	1,435	3.0	412	8.70
	28	菅沢	日野川	19,800	393	2.0	69	3.48
四国	29	大渡	仁淀川	66,000	2,749	4.2	1,177	17.83
	30	野村	肱川	16,000	484	3.0	197	12.31
	31	石手川	重信川	12,800	861	6.7	26	1.99
	32	柳瀬	吉野川	32,200	4,583	14.2	277	8.59
九州	33	耶馬溪	山国川	23,300	484	2.1	130	5.58
	34	緑川	緑川	46,000	4,324	9.4	694	15.09
	35	鶴田	川内川	123,000	11,183	9.1	1,607	13.06

注)堆砂量はH11時点、また年間総流入量はS62-H8の10年間平均を示す。



(a) 調査地点



(b) 堆砂形状

図 3-16 桂沢ダムの調査地点平面図と堆砂形状

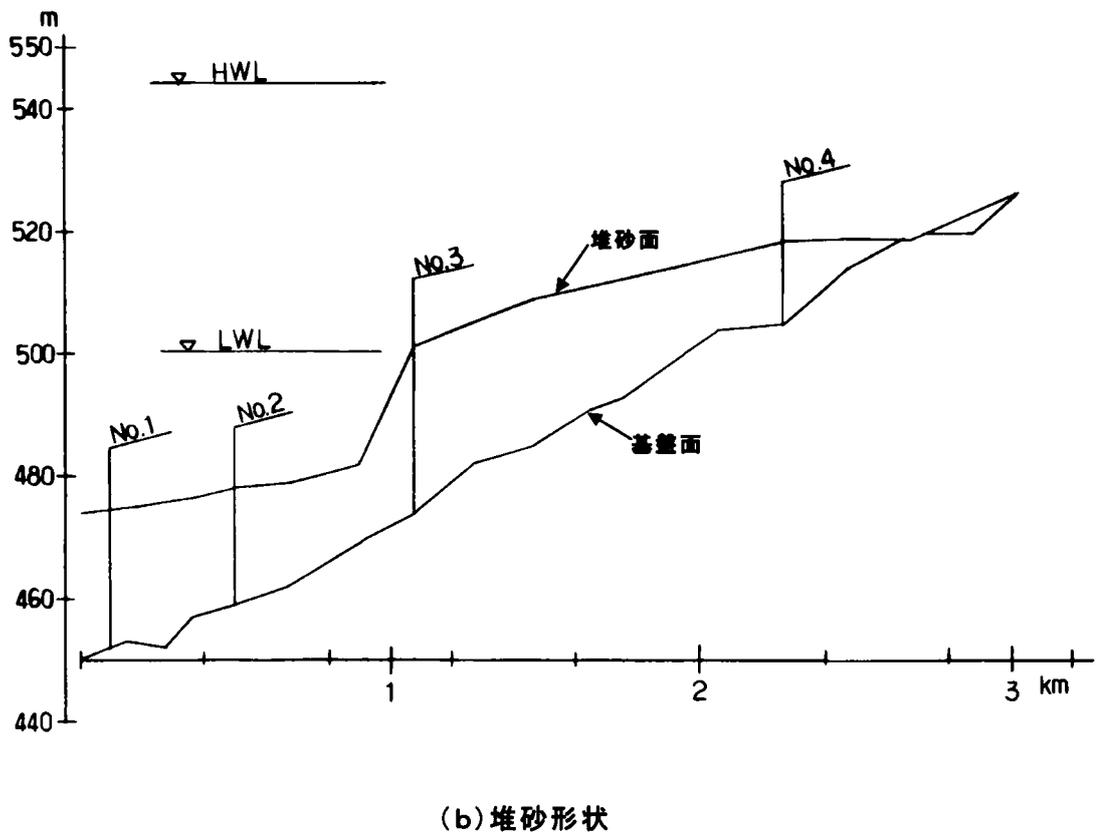
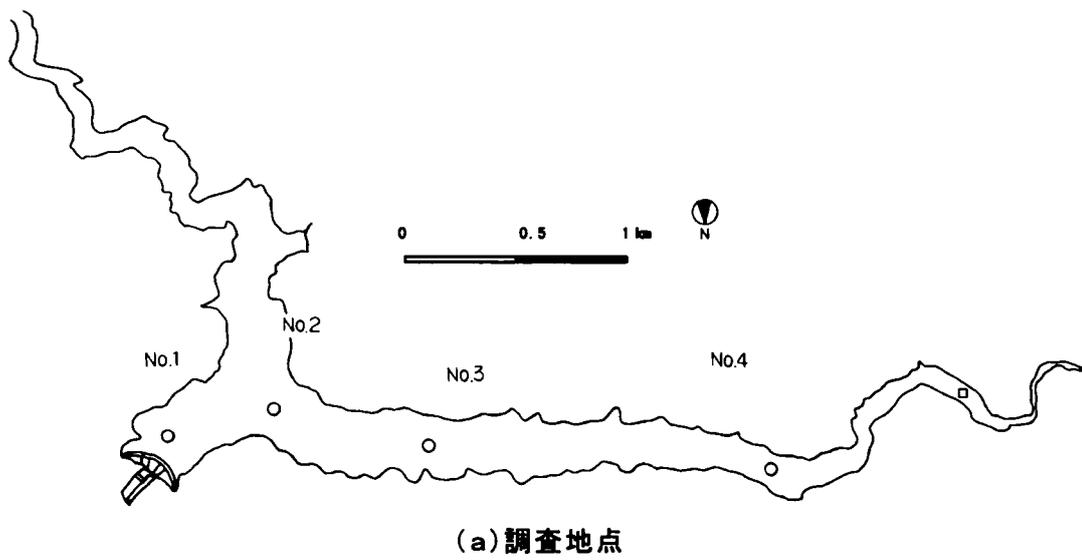
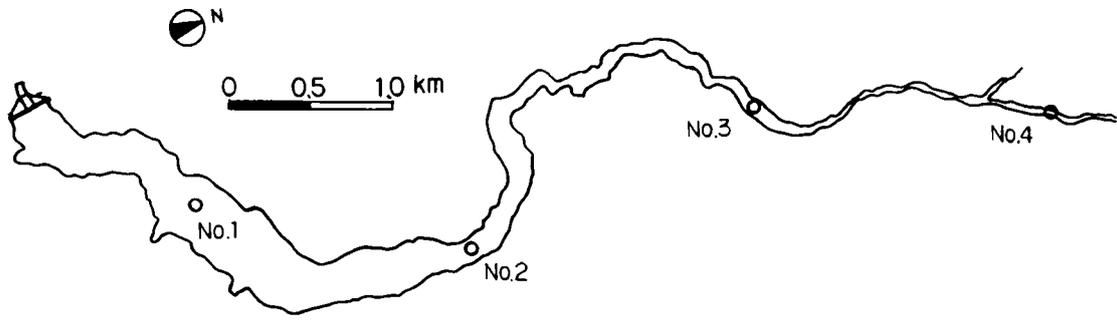
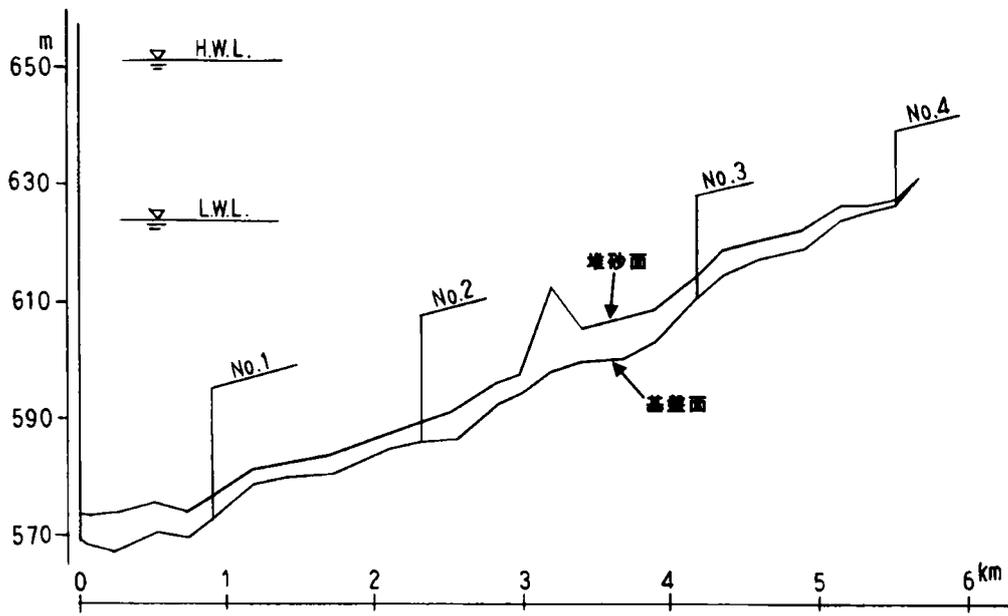


図 3-17 二瀬ダムの調査地点平面図と堆砂形状

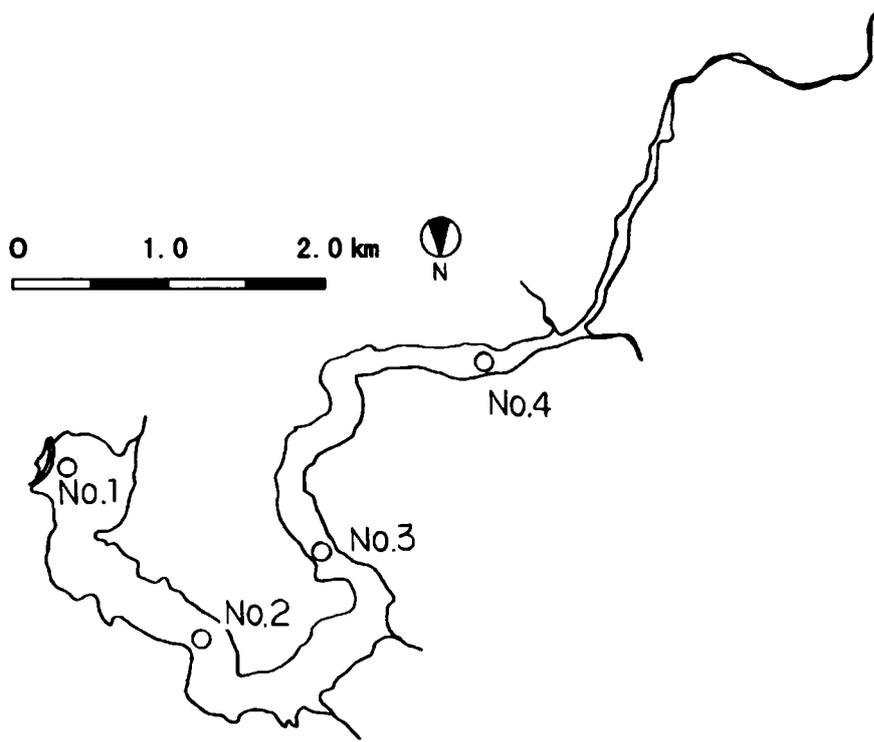


(a) 調査地点

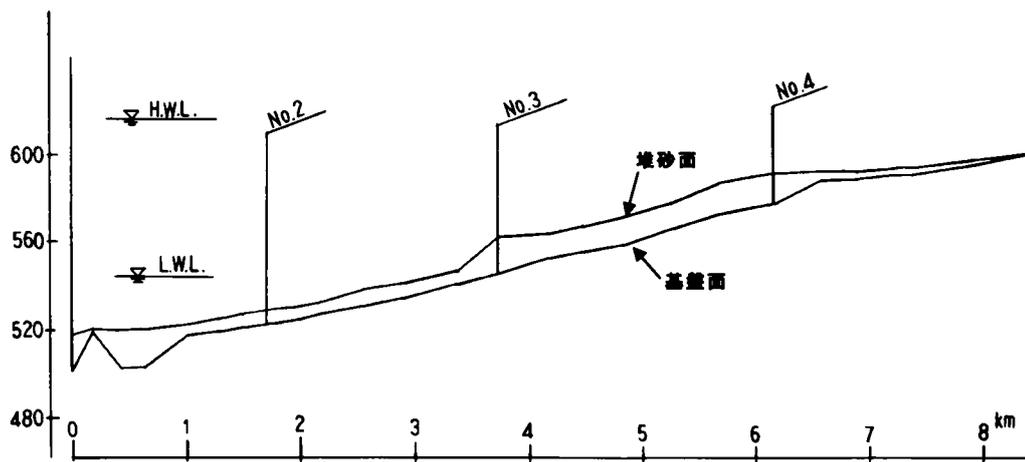


(b) 堆砂形状

図 3-18 藤原ダムの調査地点平面図と堆砂形状

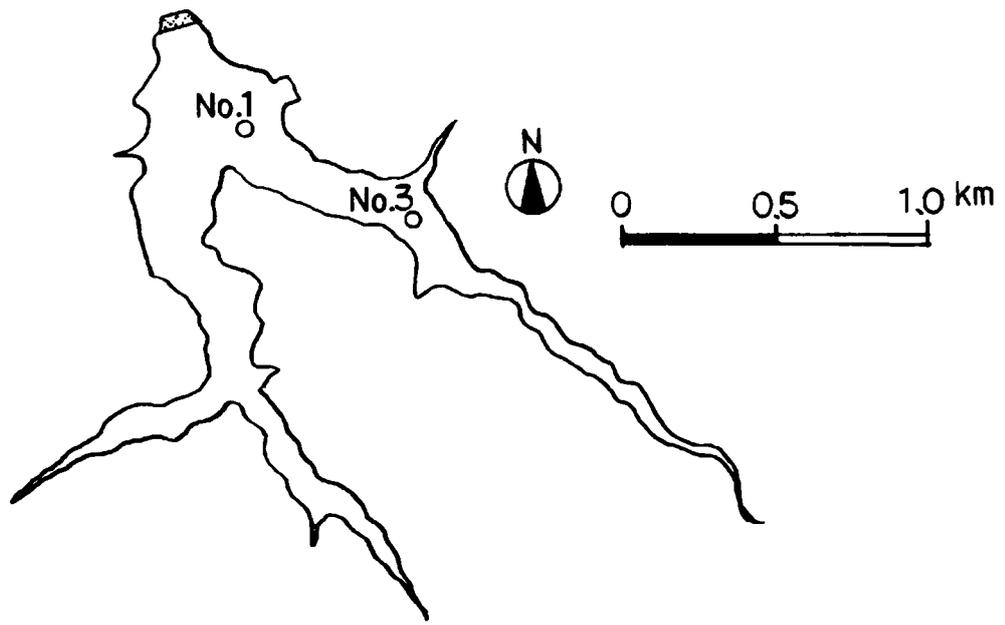


(a) 調査地点

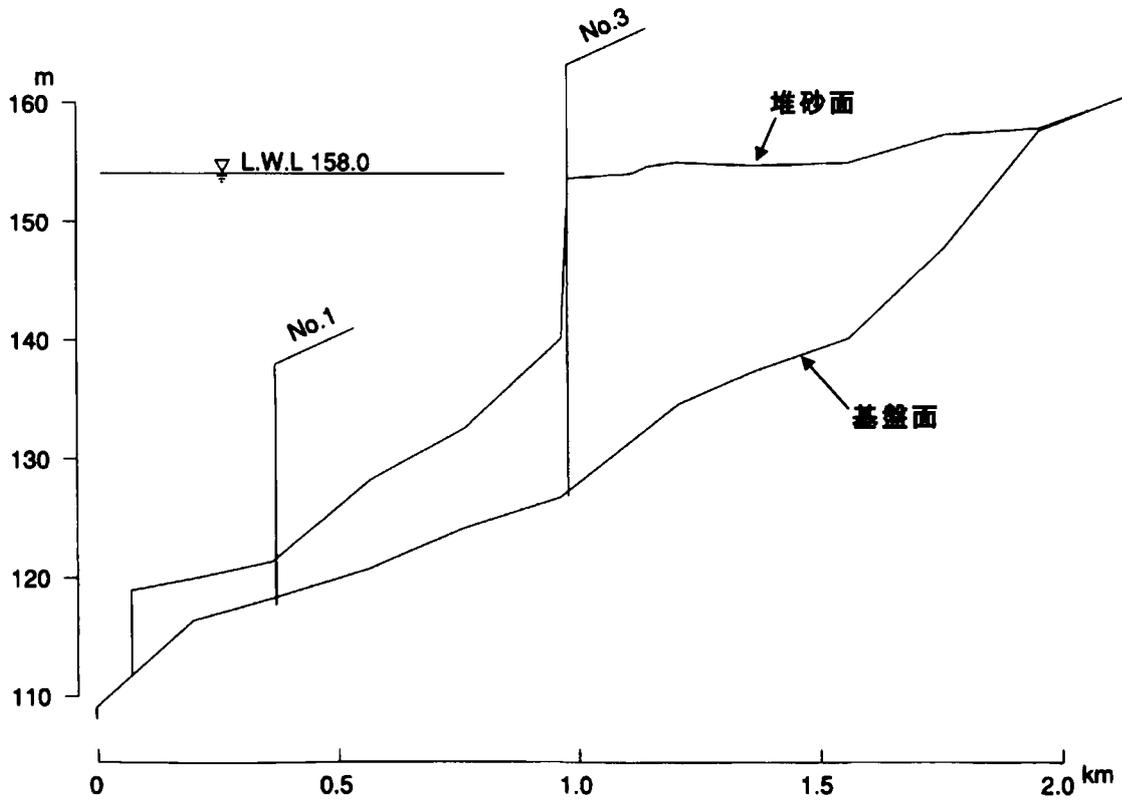


(b) 堆砂形状

図 3-19 川治ダムの調査地点平面図と堆砂形状

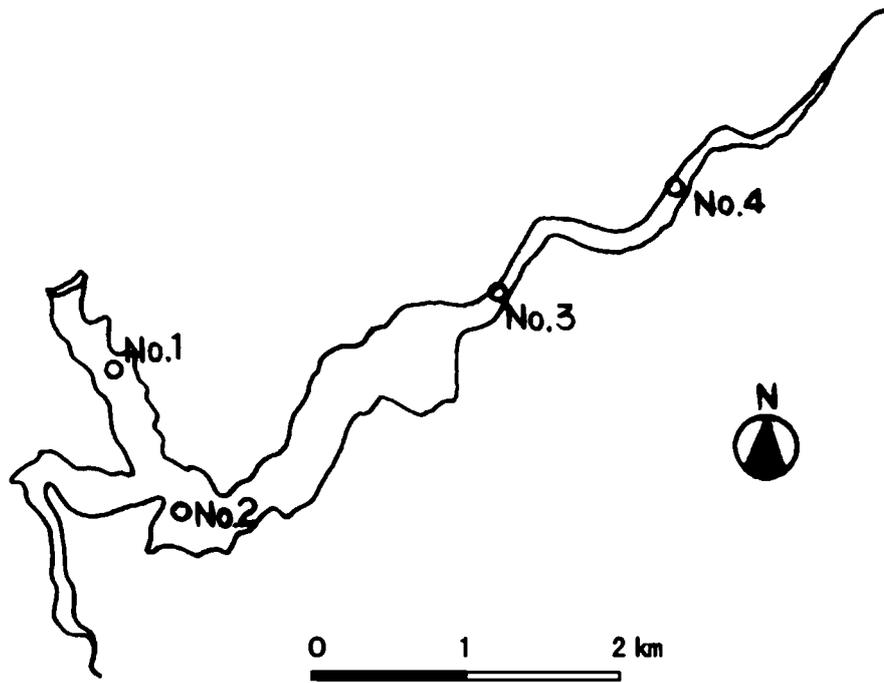


(a) 調査地点

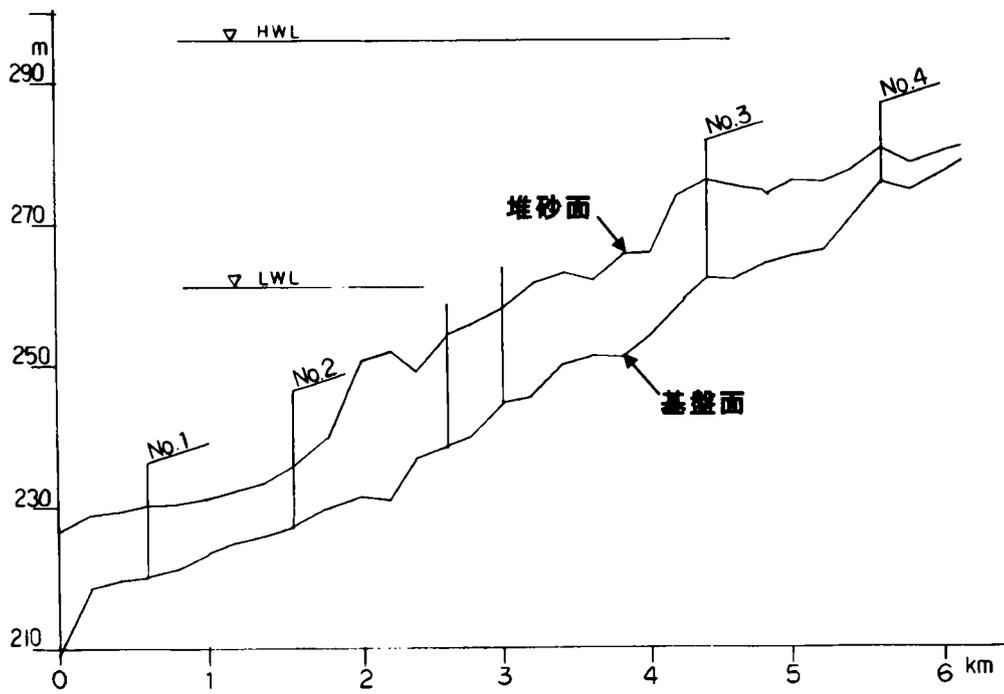


(b) 堆砂形状

図 3-20 大石ダムの調査地点平面図と堆砂形状

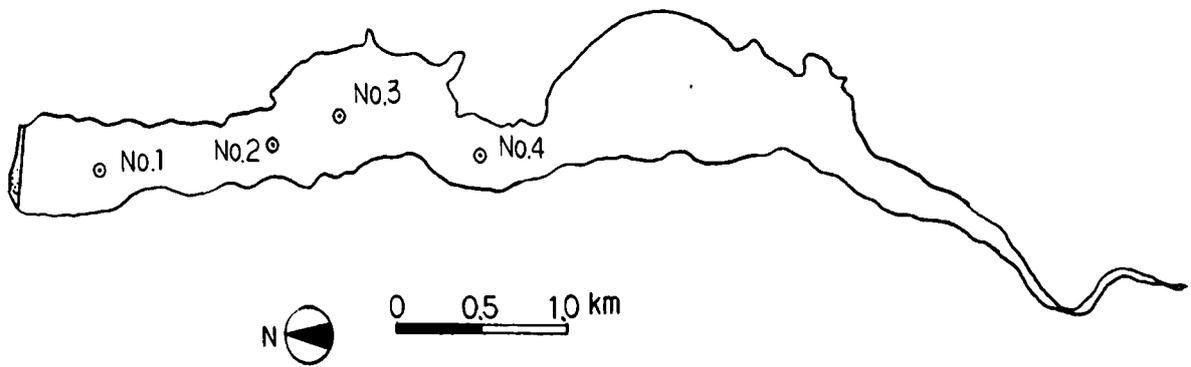


(a) 調査地点

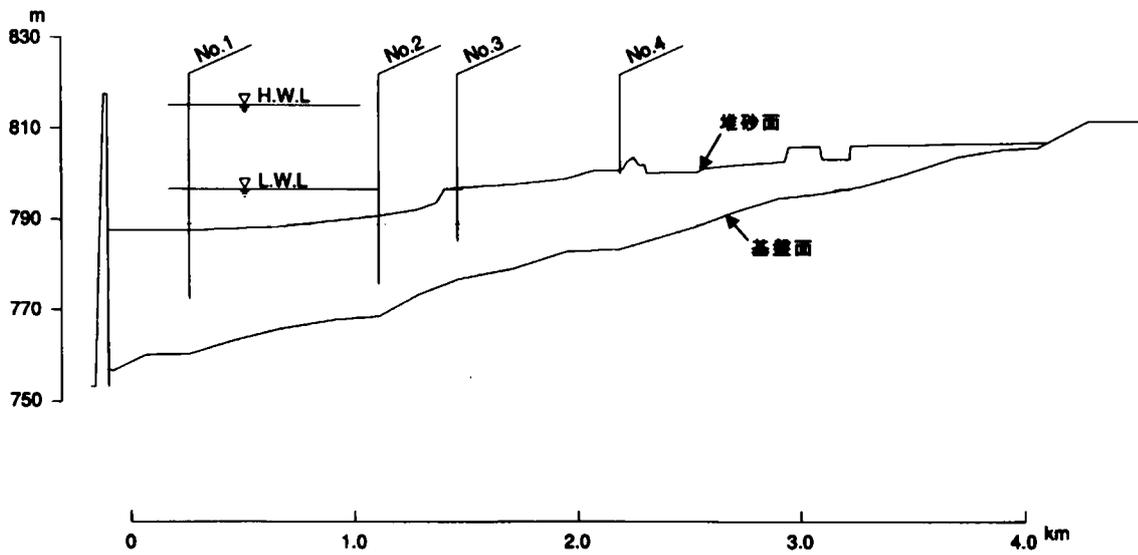


(b) 堆砂形状

図 3-21 矢作ダムの調査地点平面図と堆砂形状

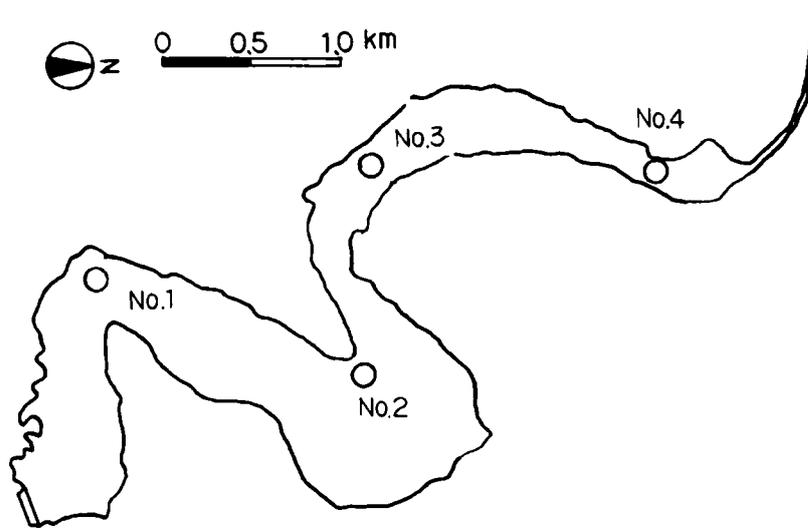


(a) 調査地点

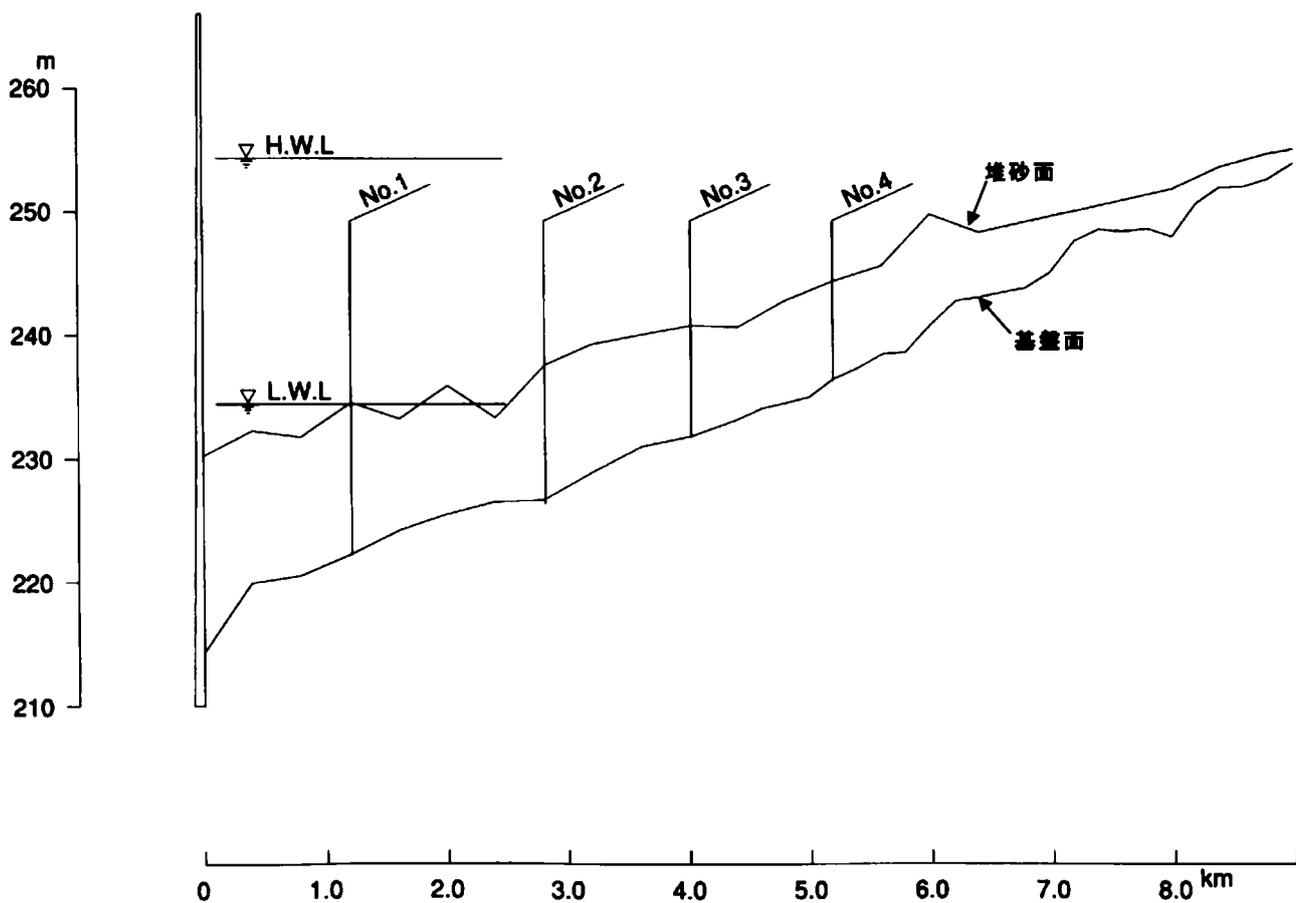


(b) 堆砂形状

図 3-22 美和ダムの調査地点平面図と堆砂形状

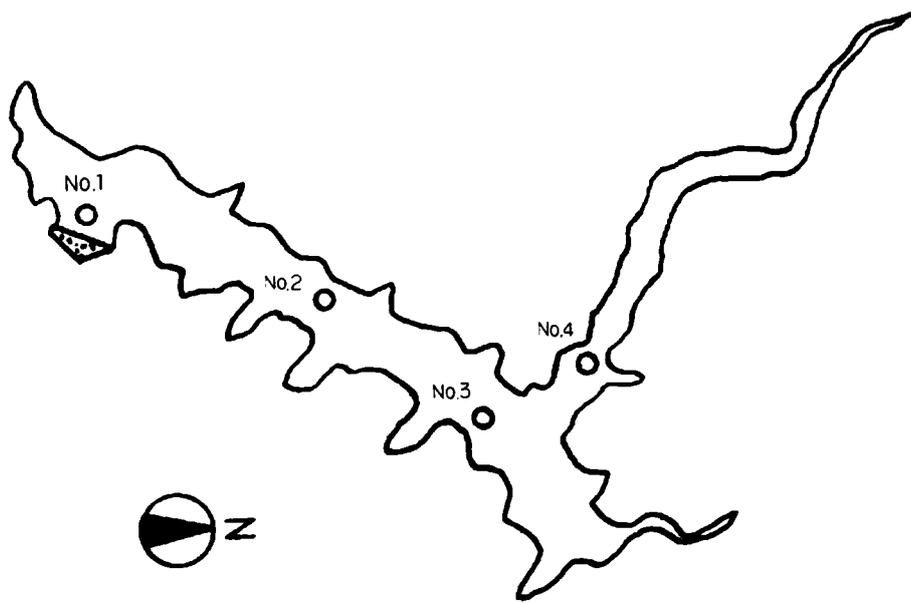


(a) 調査地点

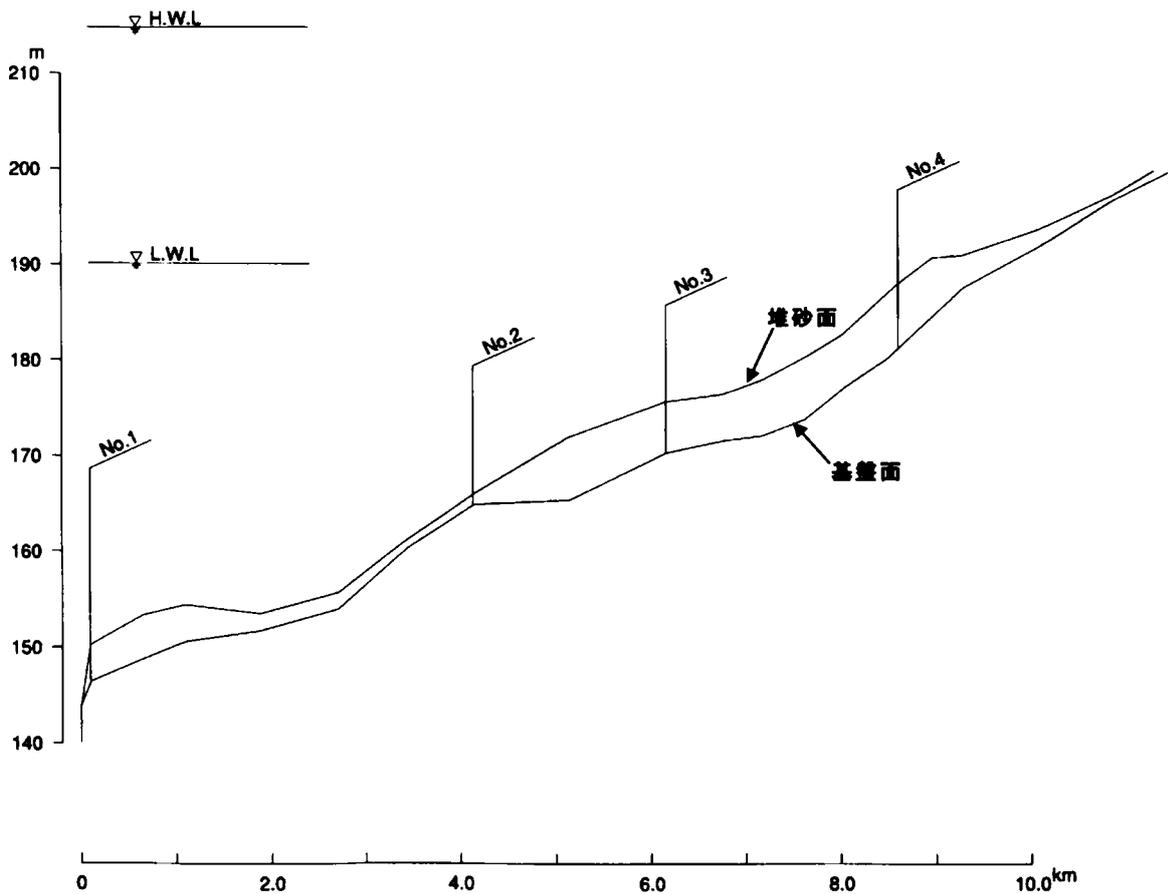


(b) 堆砂形状

図 3-23 土師ダムの調査地点平面図と堆砂形状

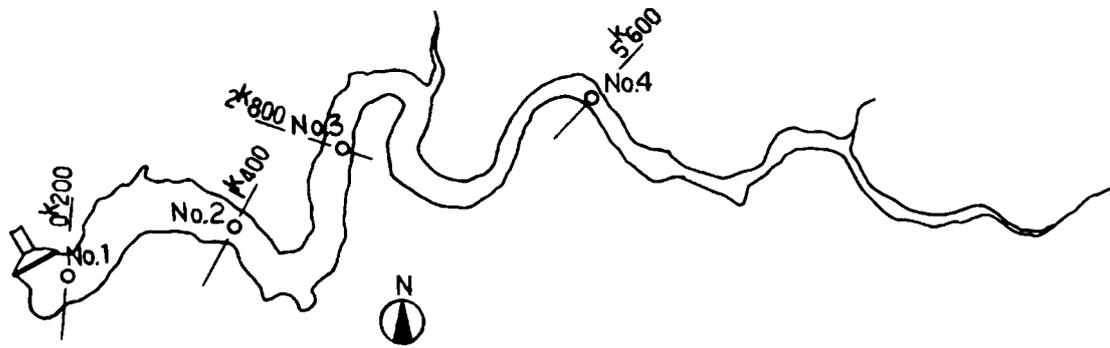


(a) 調査地点

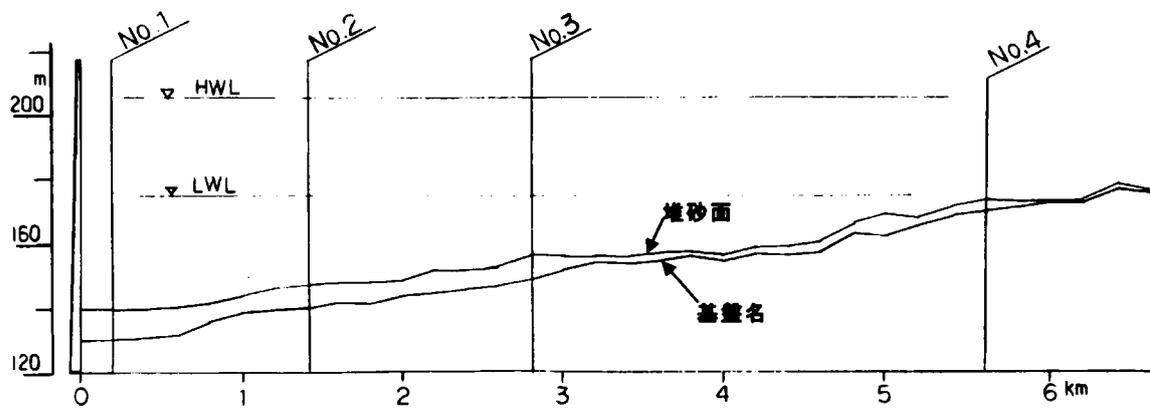


(b) 堆砂形状

図 3-24 菅沢ダムの調査地点平面図と堆砂形状

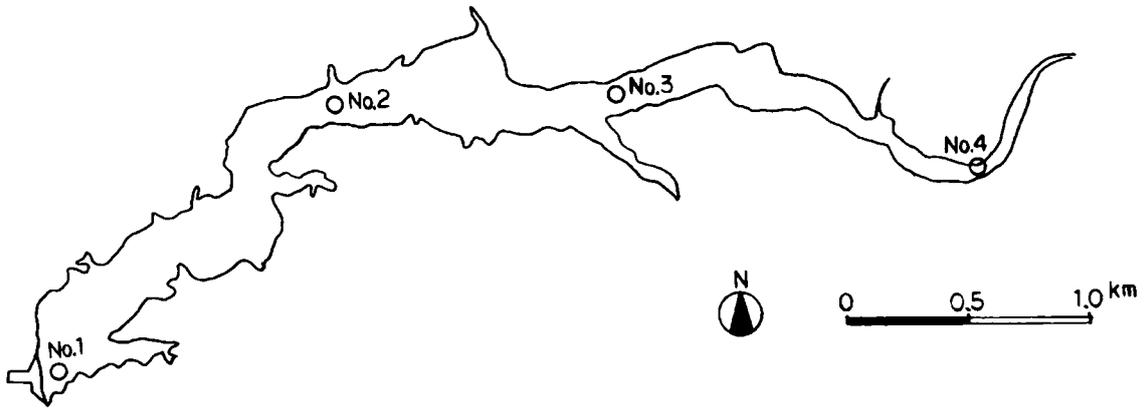


(a) 調査地点

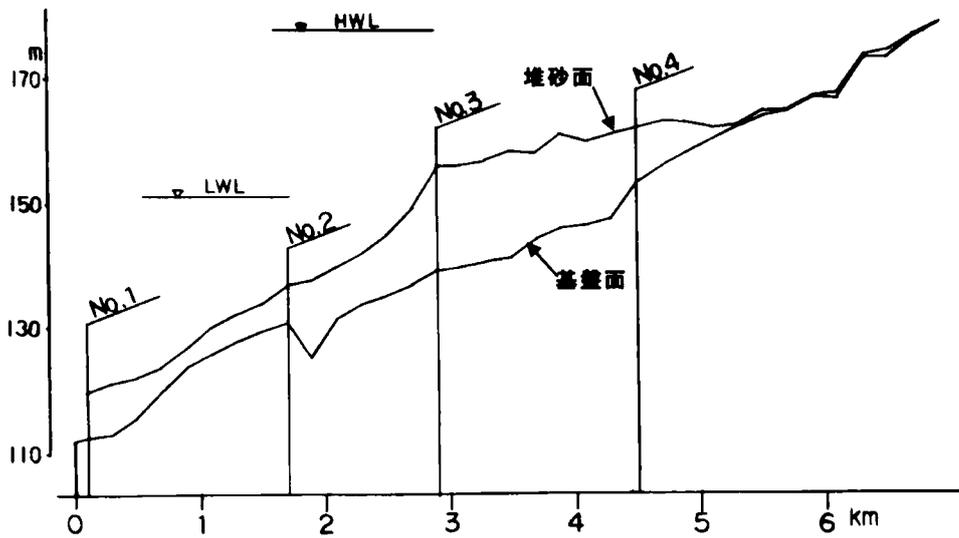


(b) 堆砂形状

図 3-25 大渡ダムの調査地点平面図と堆砂形状

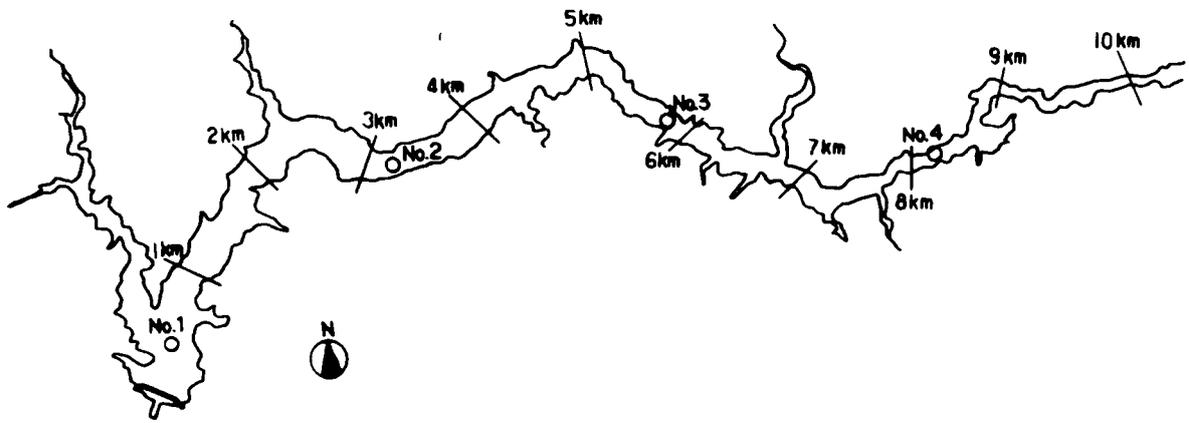


(a) 調査地点

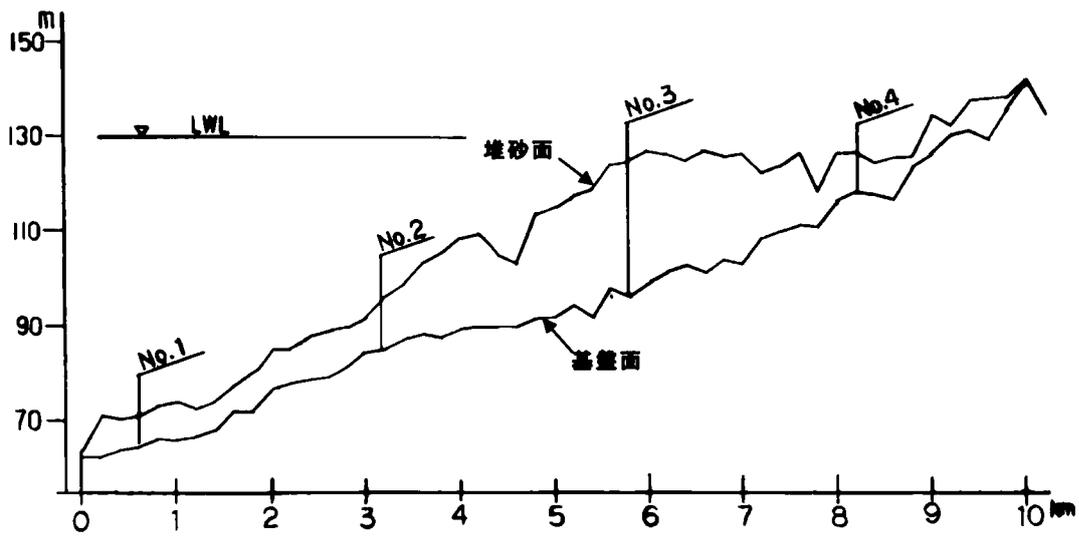


(b) 堆砂形状

図 3-26 緑川ダムの調査地点平面図と堆砂形状



(a) 調査地点



(b) 堆砂形状

図 3-27 鶴田ダムの調査地点平面図と堆砂形状

(2) 各特性値の意味

粒度特性は土の性質に大きな影響を与える。通常は図3-3に示す粒径で区分されるが、砂・礫を主体とする粗粒土と粘土・シルトを主体とする細粒土ではその性質に大きな違いがあり、利用用途も自ら異なる。そこで、ここで前述の通り、物理特性のうち細粒分（粒径 0.075mm 以下）含有率に着目して分析を行う。

また、化学特性値の意味等は以下のとおりである。窒素・リンは貯水池の富栄養化の原因となる物質である。ただし、今回は土質試料による試験であり、貯水池の水質を直接表現するものではない。土中に有機物が多く存在し微生物による分解が進めば窒素・リンなどの栄養塩が多くなる。これらは農作物の生育に欠かせない成分でもある。一方、有機物や二価鉄・硫化物等の含有量は、土壌の還元状態の指標となるものである。還元化の進行した堆積物を攪乱すると急激な酸素消費が起こり、水中溶存酸素が低下して水生生物へ影響を及ぼすことも考えられる¹¹⁾。強熱減量・総炭素・CODはいずれも有機物の存在量を示すもので、腐植物量の多寡により増減する。

3.4 分析結果

(1) 縦断方向のダム堆砂性状

a. 細粒分含有率

図3-28にNo.1地点からNo.4地点におけるダムごとの細粒分含有率を示す。値は鉛直方向の平均値である。なお、図中で数値表示のないものは、値がゼロではなく、データが存在しないことを意味する。図より、ダムごとの変動が大きいものの、堤体直上流（No.1地点）における細粒分含有率は90%を超過するものが大半であること、上流側（No.4地点）へ行くに従って細粒分含有率は減少することなどが明らかである。

図3-29～31は、図3-28の元のデータとなるもので、No.1地点からNo.4地点における粒度曲線を、代表的なダムについて示す。ダムによるバラツキはあるものの、No.4地点からNo.1地点に行くほど、すなわち上流からダム堤体に近づくほど、曲線は左上方に移動し、ダム堆砂が細粒化していく様子が明らかである。

図3-32は図3-28をもとに、縦断方向の傾向をより明らかにするために、各ダムの重みを同一として貯水池内の地点ごとに平均値を算出したものである。図より、ダム堤体へ近づくほど、細粒分が多くなる傾向が明瞭である。細粒分含有率は、堆砂の肩より上流側（No.4地点）で30%程度、堆砂の肩付近（No.3地点）で50%程度と次第に大きくなり、ダム直上流（No.1地点）では90%を超える値を示す。

b. その他の物理特性

その他の物理特性も細粒分含有率と同様に、各ダムの重みを同一として地点ごとに平均値を算出することにより、縦断方向の傾向を調べた。図3-33にその結果を示す。図より各特性値の概略範囲がわかり、ダム堆砂性状の全体平均像が把握できる。例えば、自然含水比は120～40%の範囲にあり、細粒分が多くなる下流側の方が大きい値を示す。自然含水比は土の性質（砂質土、粘性土あるいは腐植土）および堆積環境によって異なるが、一般的には砂質土よりも保水力の大きい粘性土の方が高含水比とされる。また、腐植物を多く含むほど大きな値となると言われており、今回の調査結果もこの傾向に合致している。

その他間隙比・粘土分含有率・シルト分含有率についても、細粒分含有率と同様にダム堤体へ近づくほど大きくなる傾向が見られる。逆に、土粒子の密度・湿潤密度・砂分含有率・礫分含有率はダム堤体へ近づくほど小さくなる傾向がみられる。土粒子の密度は土の鉱物組成によって異なり、密度の高い鉱物を多く含めば高い値を示し、一般に有機物量が多くなるほど低い値となる。一般的には、土粒子の密度は2.6～

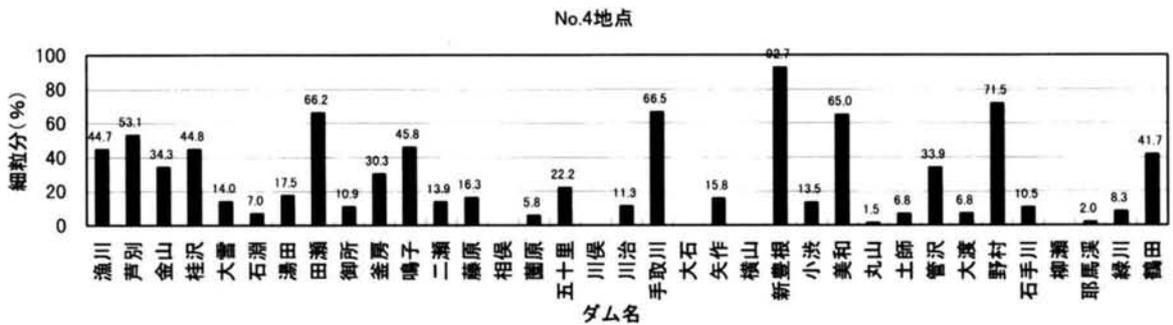
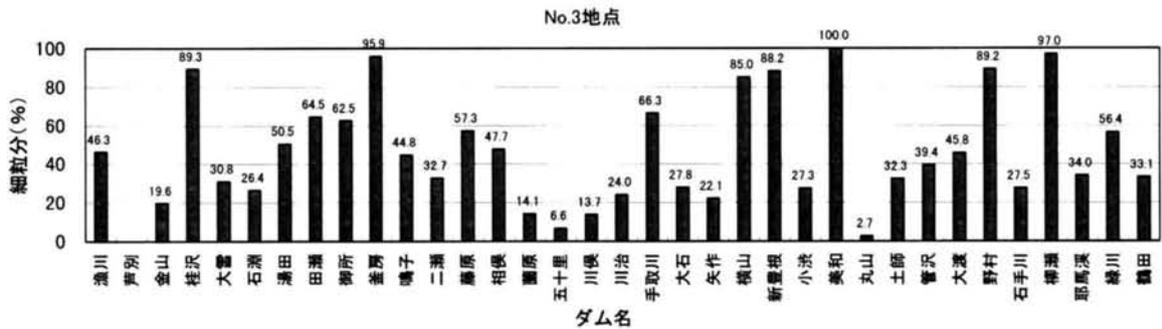
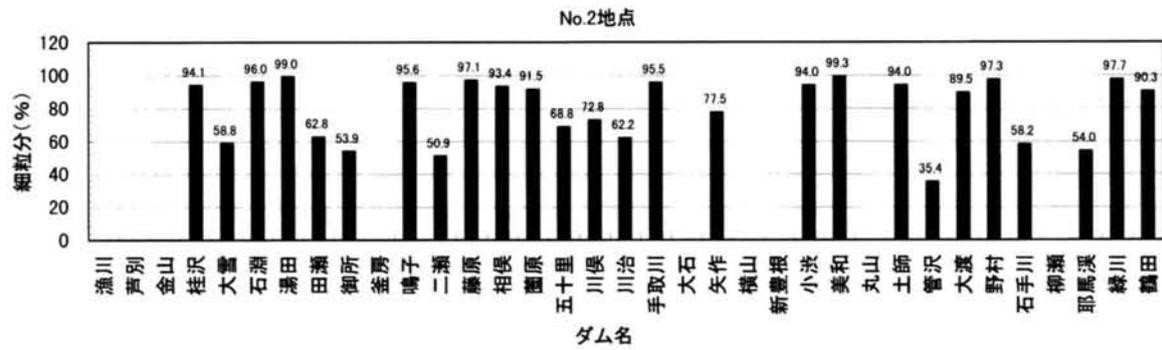
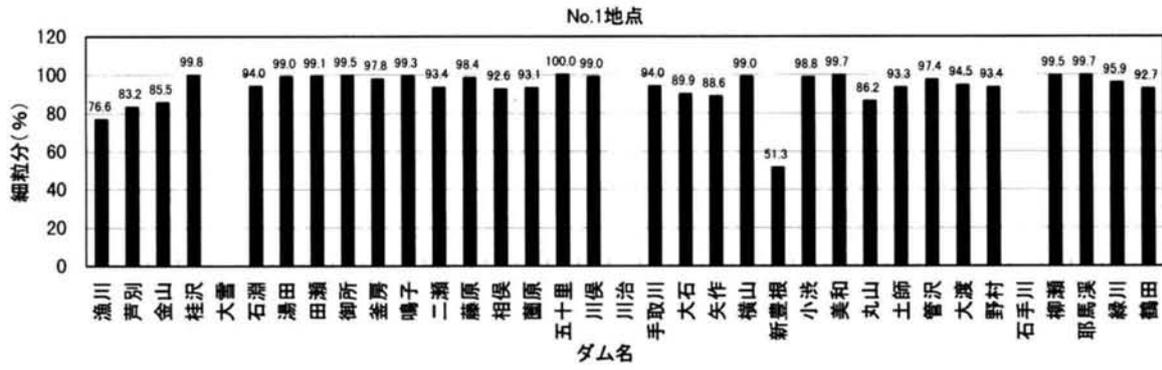
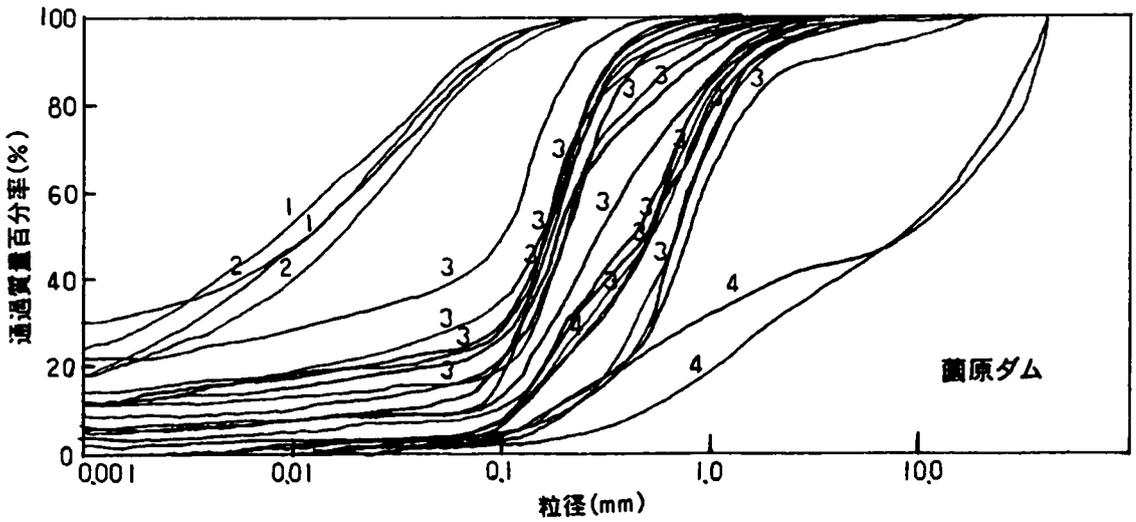
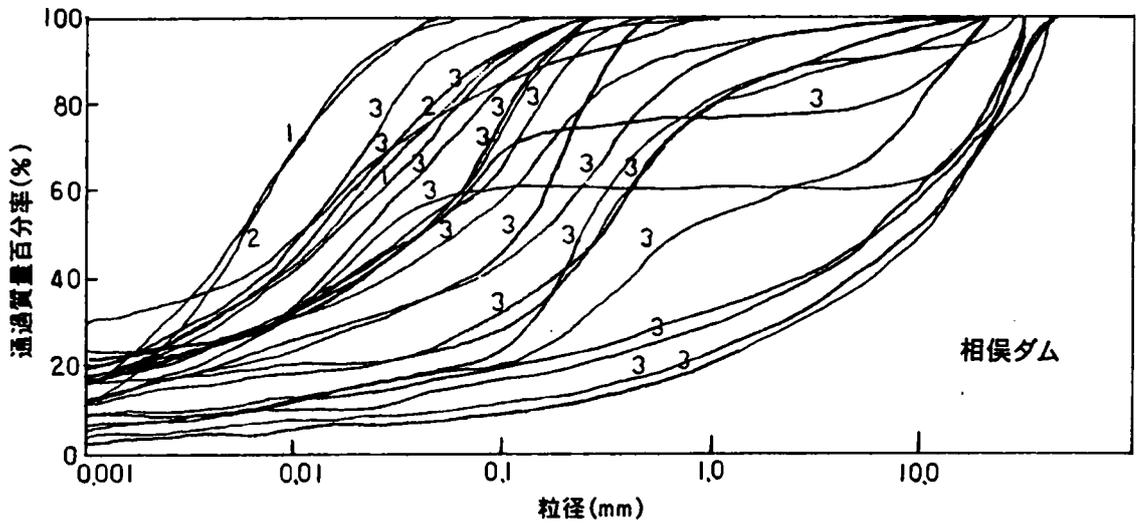
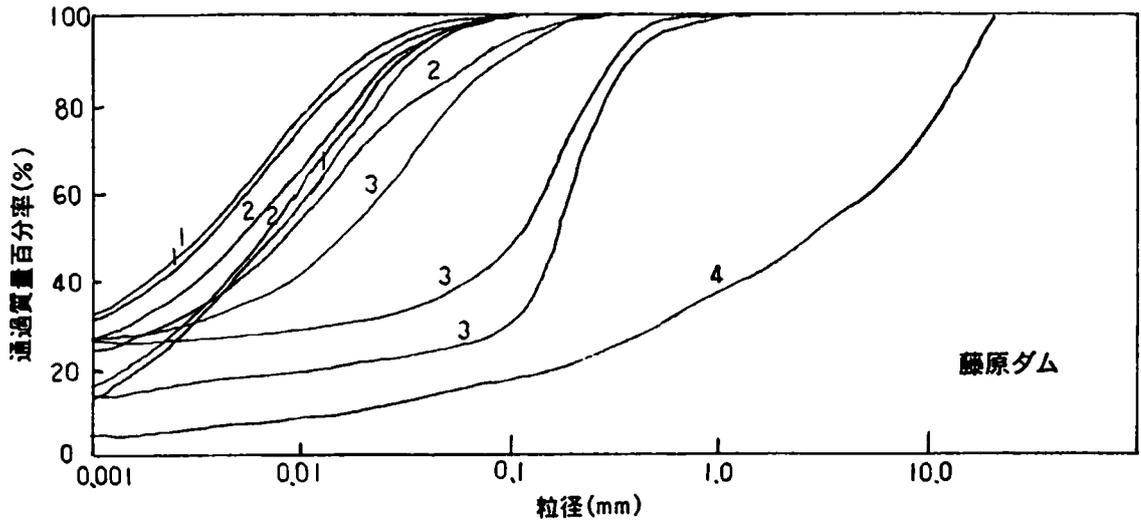


図 3-28 産粒分含有率 (ダムごと)



0.005	0.075	0.150	3	4.75	10	75
粘 土	シルト	細 砂	粗 砂	細 礫	中 礫	粗 礫

図 3-29 粒度曲線の例 (1/3)

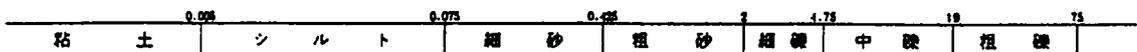
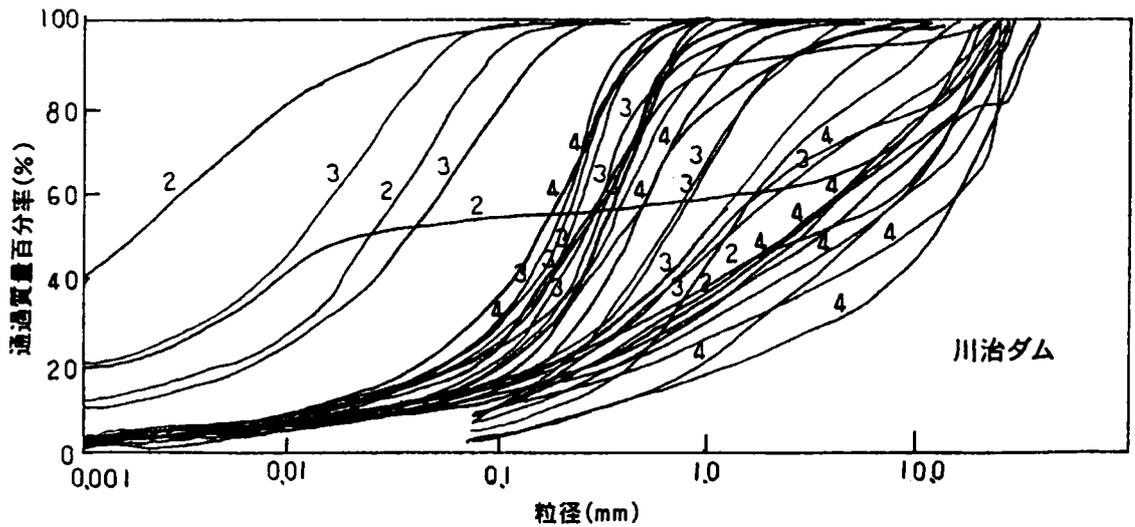
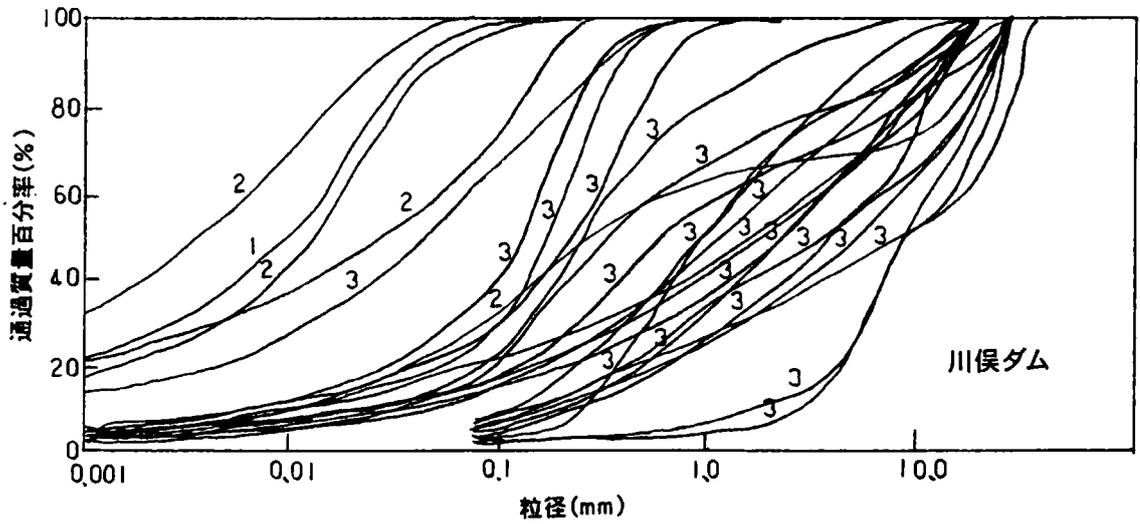
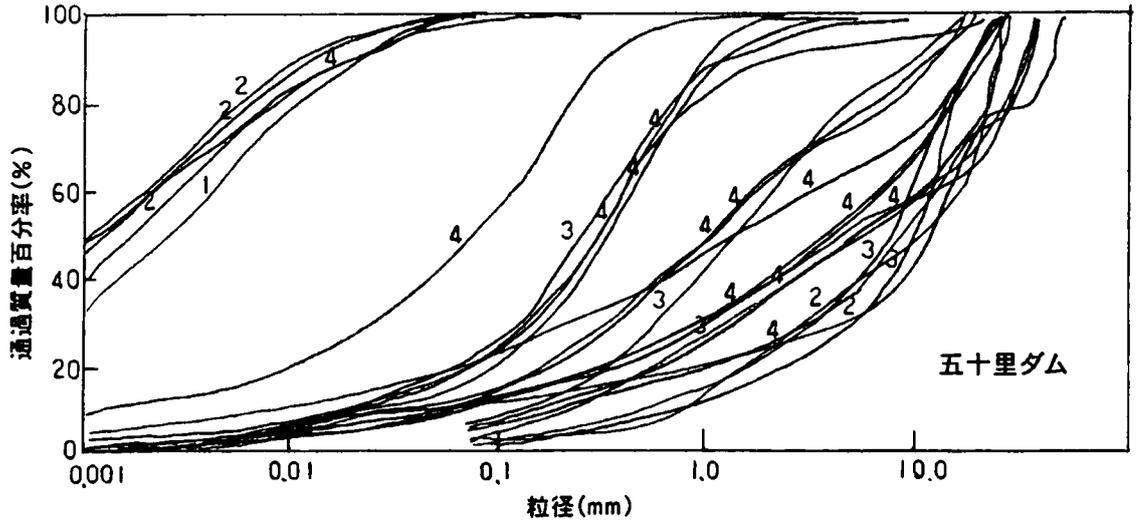
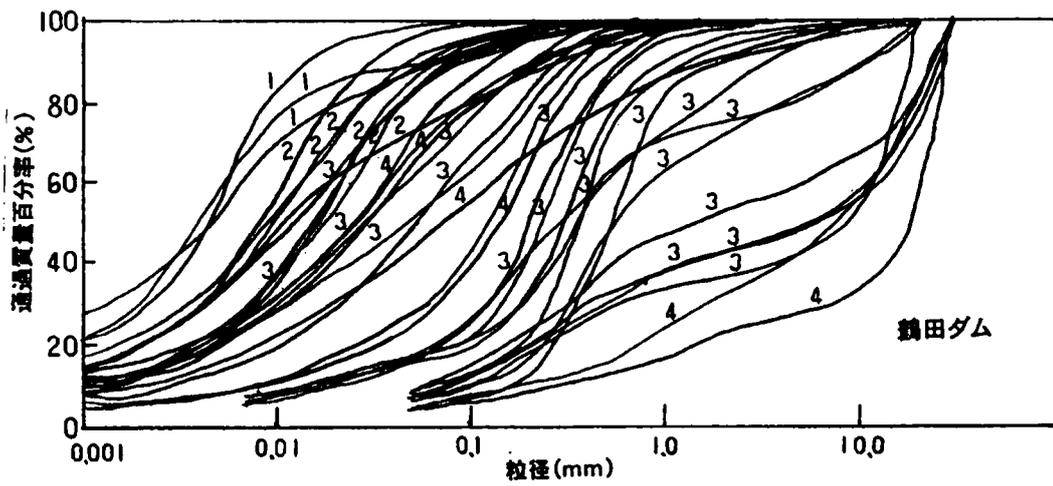
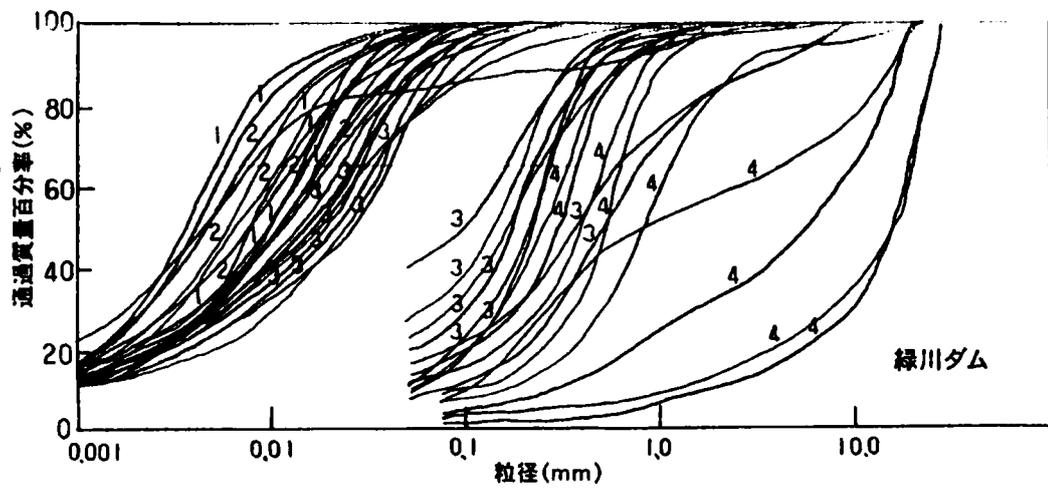
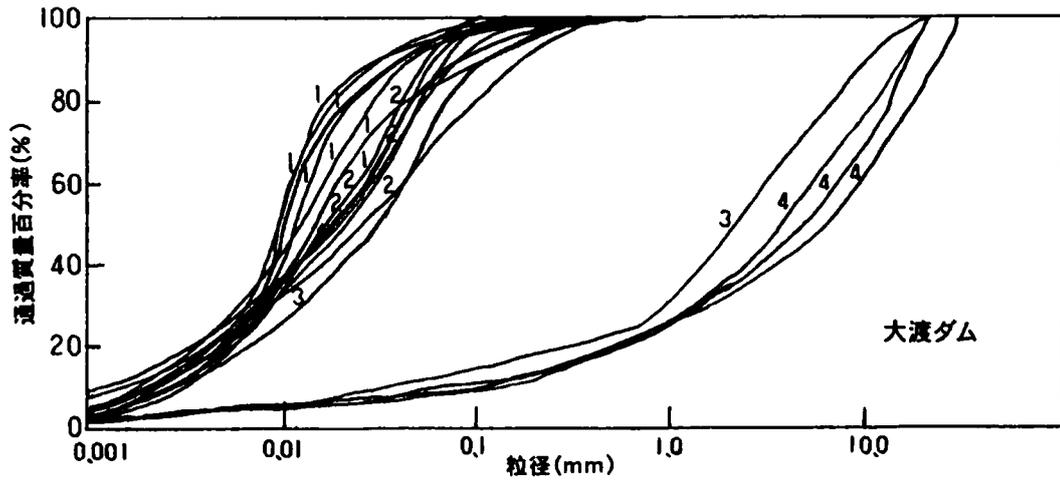


図 3-30 粒度曲線の例 (2/3)



	0.005	0.075	0.25	1	1.75	10	75
粘土	シルト	細砂	粗砂	細礫	中礫	粗礫	

図 3-31 粒度曲線の例 (3/3)

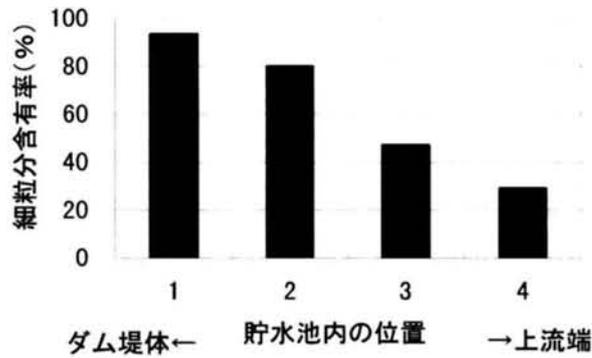


図 3-32 細粒分含有率（河川縦断方向）

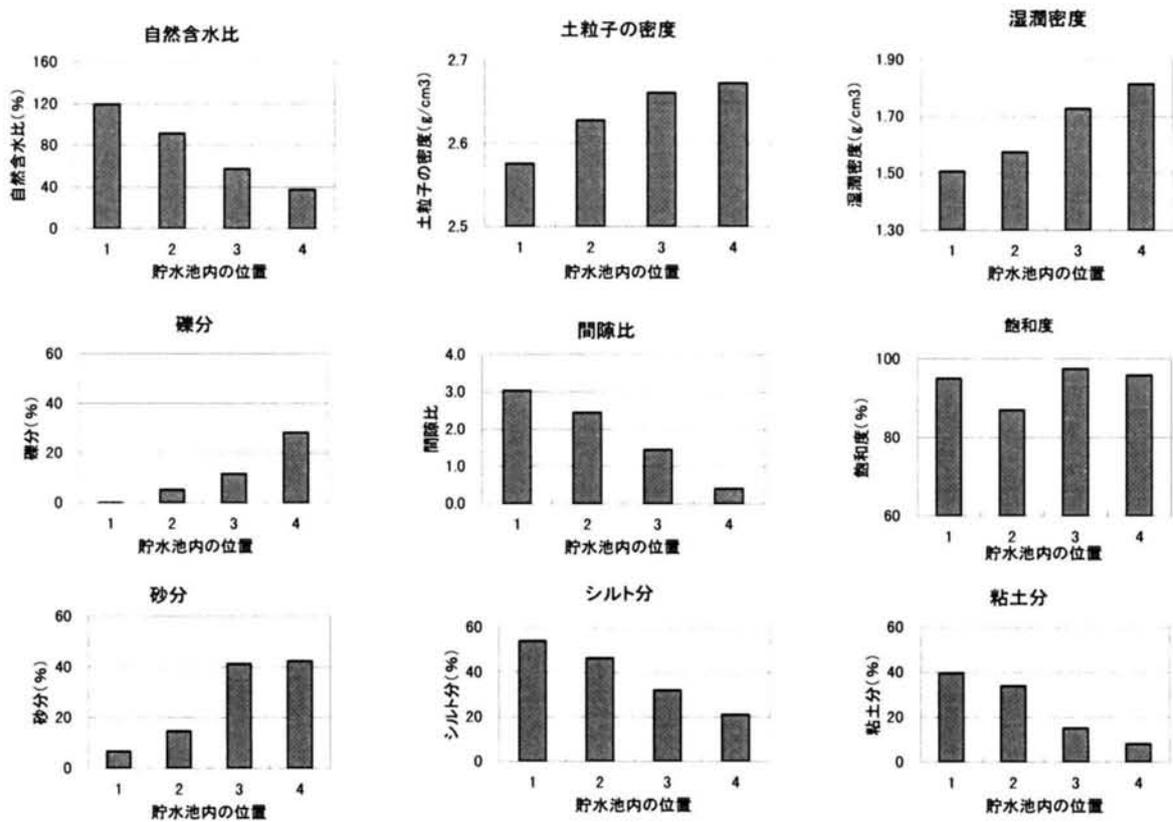


図 3-33 その他の物理特性（河川縦断方向）

2.7g/cm³を示し、火山岩・有機質土ではより小さい値を示すといわれるが、今回の測定値を見る限り一般的な範囲内にあるといえる。No.1 地点のみ土粒子の密度は2.6g/cm³以下の小さい値を示すが、これは次項で示すとおり、有機物量を多く含むことに起因すると考えられる。

c. 化学特性

化学特性のデータ数は物理特性よりも少ないが、物理特性と同様に平均値を算出し、河川縦断方向の傾向を調べた。図3-34にその結果を示す。図より、強熱減量・総リン・総窒素・全炭素・全鉄・全二価鉄・CODは細粒分含有率と同様にダム堤体へ近づくほど大きくなる傾向がみられる。この現象は、細粒分ほど有機物質や化学成分を吸着しやすく、洪水時にはこれらの細粒分とともに上流河川から流入してくるためと考えられる。また、落ち葉や腐植物の比重は軽く、容易に沈降せずにダム堤体付近まで浮遊運搬され易いことも一因であると考えられる。ただし、強熱減量の値そのものは、最大を示すNo.1地点の平均値で10%程度であり、図3-7に示すため池底泥における値と比較して同等かやや低いレベルにとどまっていることがわかる。

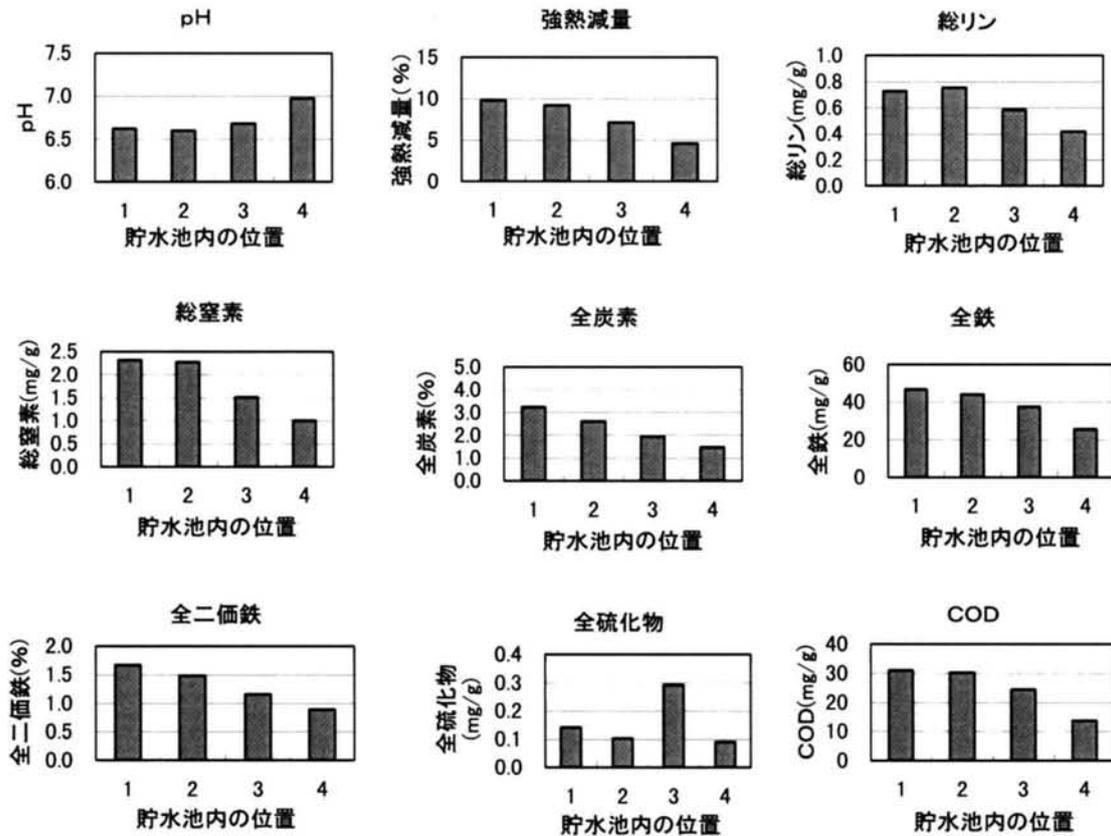


図3-34 化学特性（河川縦断方向）

片岡らによれば、出し平ダムの底質の全二価鉄量が細粒土砂の50%粒径との一次相関で与えられており、土砂の粒径が小さくなるほど全二価鉄量は大きくなる傾向を示している¹¹⁾。ただし、全二価鉄量の範囲は0.15%以下のレベルであり、今回の全二価鉄量と比較するとむしろ小さい値である。このことは還元化の進行した堆積物を攪乱することによるD0低下等の影響は、どの貯水池においても起こりうる現象であることを示唆する。なお、全硫化物については特に傾向は認められず、pHについてはダム堤体へ近づくほど低下する傾向が認められるようであるが、その理由は明らかではない。

(2) 細粒分含有率と他の特性との相関

図3-35は細粒分含有率と自然含水比との関係である。図には、各ダムの各ボーリング地点すべてのデータをプロットしており、バラツキはあるが、細粒分含有率が大きくなるほど、自然含水比が大きくなる傾向が認められる。細粒分含有率が50%以下の場合には自然含水比はおおよそ100%以下であるが、細粒分含有率が50%を超えると自然含水比が100%を超えるものも多く出現するようになり、かつバラツキも大きくなる。このことは細粒分含有率が大きくなるほど、土質材料としての取り扱いが困難になることを窺わせる。

図3-36は図3-35と同様に、全データを対象とした細粒分含有率と強熱減量との関係である。強熱減量は、700~800°Cで燃焼して消滅する質量から求めるもので、化合水や結晶水を含む有機物含有量を示す。図より、細粒分含有率が大きくなるほど、強熱減量が大きくなる傾向が認められ、最大で20%程度のものが確認された。細粒分含有率が50%以下の場合には強熱減量はすべて10%以下であるが、細粒分含有率が50%を超えると強熱減量は10%を超えるものも多く出現するようになり、かつバラツキも大きく

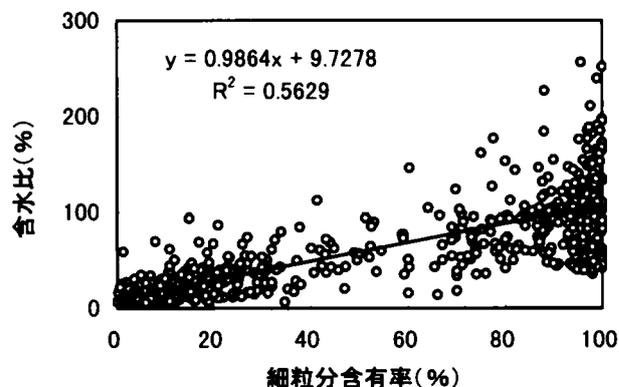


図3-35 細粒分含有率と自然含水比の関係

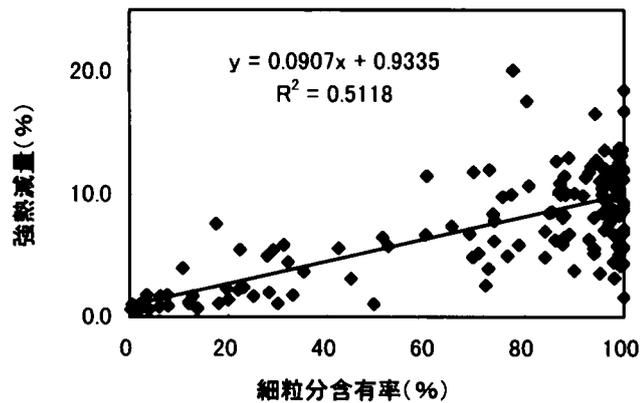


図3-36 細粒分含有率と強熱減量の関係

なることがわかる。図3-7、図3-8の関係を考慮すると、細粒分含有率が50%を超えると、フミン酸含有量は2%を超えるものが多くなり、改良土の一軸圧縮強度がフミン酸の影響の無い場合に比べて6割程度にとどまる場合もあり得ることを示唆する。

(3) 鉛直方向のダム堆砂性状

鉛直方向のダム堆砂性状を調べた。図3-37はダム堆砂の肩付近 (No. 3 地点) における鉛直方向の細粒分含有率を示す。深度が大きくなるほど、細粒分含有率が大きくなる傾向が認められる。この傾向は多くのダムにおいてみられ、図3-5、6に示す堆砂の進行により、元々細粒分の多い底部堆積層上にデルタの肩部分が覆い被さることが一因であると考えられる。図3-37は上記の傾向が明瞭に現れている3ダムのケースを示したものである。

図3-38はダム堆砂の肩付近 (No. 3 地点) における鉛直方向の平均粒径を示す。いずれも 0.01~1mm の範囲にあり、かつ深部ほど細粒になる傾向が明らかである。深度の浅い上半分を見ると、平均粒径はいずれも 0.1~1mm の範囲にあることもわかる。

図3-39はダム堆砂の肩付近 (No. 3 地点) における鉛直方向の粒度組成を示す。深部ほど粘土・シルト分が多くなること、礫は浅部にしか見られないこと、全体に砂分の占める割合が大きいことなどが分かる。なお、矢作ダムの深度 6m 付近において礫分が混入している様子が観察できる。これは、図3-38にも一部表れており、その理由として貯水池内の上流部に堆積した粗粒分が渇水時に発生した洪水により貯水池内を再移動した結果と考えられる。

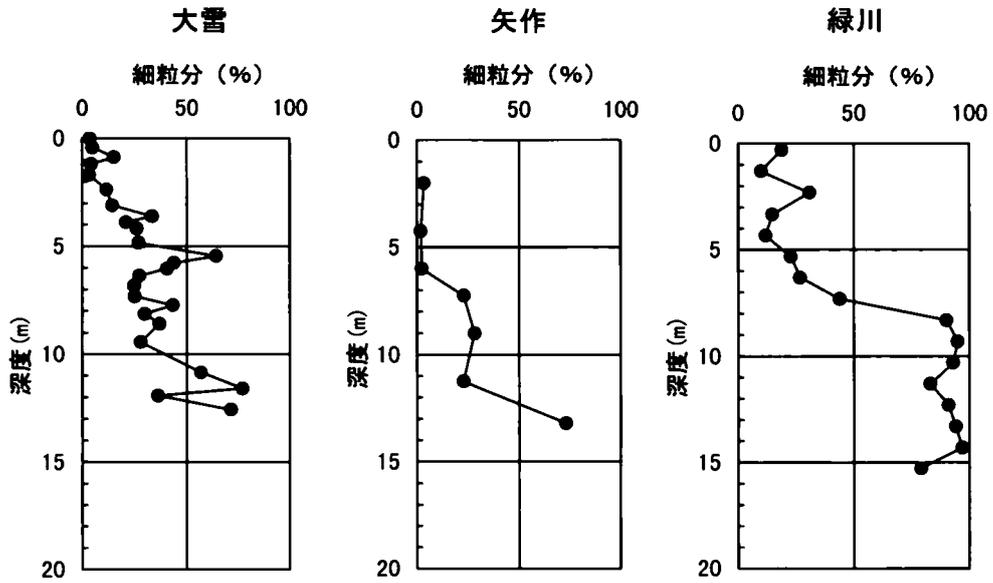


図3-37 細粒分含有率（鉛直方向、No.3地点）

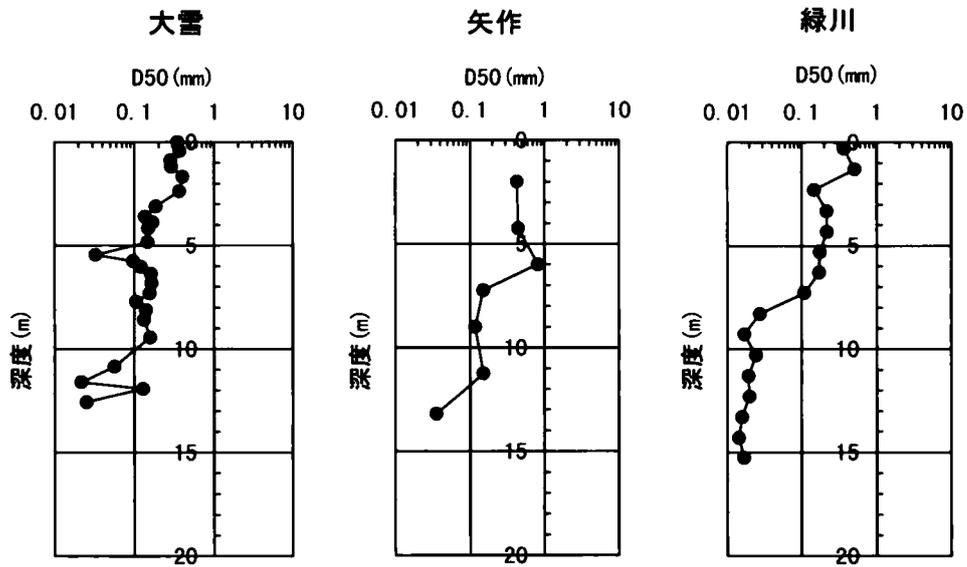


図3-38 平均粒径（鉛直方向、No.3地点）

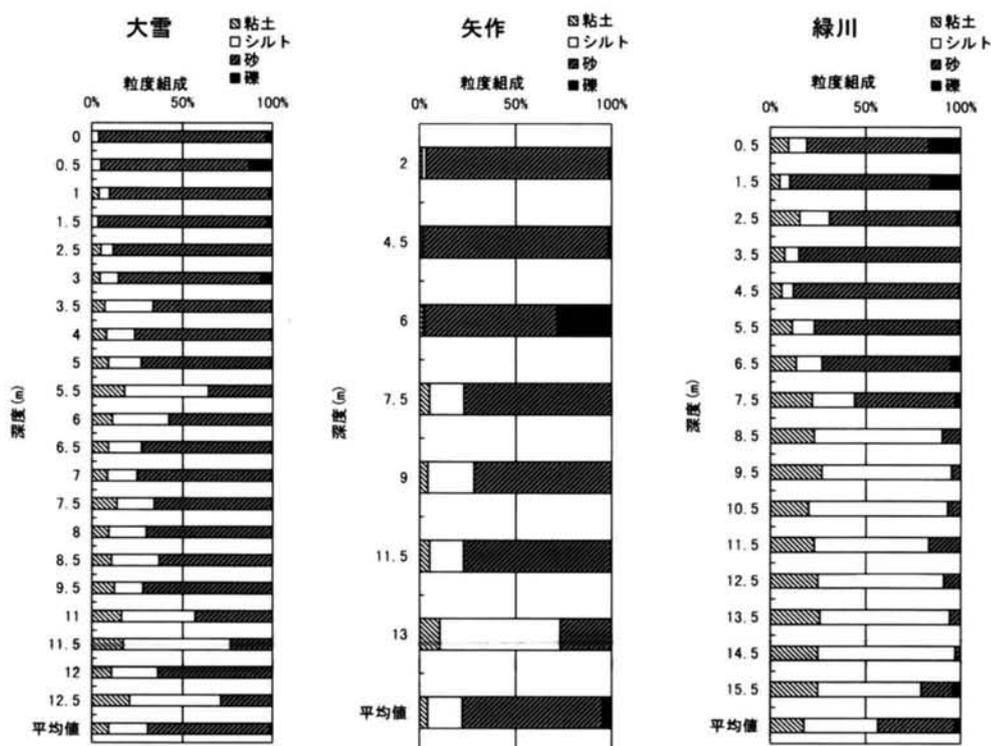


図3-39 粒度組成（鉛直方向、No.3地点）

（４）ダム堆砂性状に影響を与える要因

a. 特徴的なダムに対する考察

図3-28に示すダムごとの細粒分含有率をより詳細に検討することにより、堆砂性状に影響を与える要因について考察した。図より、データ数の最も多い堆砂の肩（No. 3地点）において細粒分含有率が最大（100%）を示す美和ダム、最小（2.7%）を示す丸山ダム、またダム堤体直上流（No. 1地点）の方が肩（No. 3地点）よりも細粒分含有率が小さい値となり他ダムと異なった傾向を示す新豊根ダム、これらの特徴的なダムについて個別に検討する。

まず、美和ダムの位置する天竜川水系は日本最大の大断層である中央構造線に代表される断層群が走っており、土砂流入量が非常に多くしかも細粒のウォッシュロードが大半を占めることが知られている。この事例より、細粒分含有率に影響を与える要因として流域の地質が考えられる。流域が構造線や断層の影響範囲にある場合、また堆積岩類よりも火成岩・変成岩類から成る場合には、ダム堆砂の細粒分含有率が多くなることが推測される¹²⁾。

次に、丸山ダムの細粒分含有率が非常に小さい要因については、貯水池特性が考え

られる。丸山ダムは貯水池の容量に対して流入量が非常に大きい（表3-3）。貯水池回転率60は、貯水池の水が年間60回入れ替わることを意味する。このため、流入土砂の浮遊成分は沈降する前に、容易に下流へ流出してしまうことが予想される。細粒分の流出のし易さはダム堤体における放流高さにも依存すると考えられる。

最後に、新豊根ダムは揚水式発電の上池である。下池は佐久間ダム貯水池であり、図3-40にその平面的位置関係を示す。新豊根ダムのNo.1地点とNo.3地点の中間に取水口があり、佐久間ダムの約5km上流付近と連結している。発電のために両貯水池間で水のやり取りを行うが、その際に砂分を下池から引き込んでいる可能性があり、そのために通常傾向と異なる堆砂性状を示したものと推測される。



図3-40 新豊根ダムと佐久間ダム

b. 細粒分含有率に影響を与える要因

上記の個別ダムに対する考察から、堆砂の細粒分含有率に影響を与える要因として以下の仮説を設定した。

- ① 断層や構造線沿いの方が、また堆積岩類よりも火山岩・変成岩類の方が細粒分含

有率は大きい。

② 貯水池回転率が小さいほど貯水池内滞留時間が長く、細粒分含有率が大きい。

③ 放流高さが高いほど沈降中の細粒土砂の放流可能性が低く、細粒分含有率が大きい。

このうち、①については、堆砂量の多寡のみならず、濁水長期化の問題からも指摘されている事項である。一方、②、③については、貯水池におけるSS捕捉率として検討されてきている事項である¹³⁾。この仮説を検証する目的で、データを再分析した。地質については、20万分の1の土木地質図をもとにダムごとの流域における支配的な岩種を特定し、堆積岩類と火山岩・変成岩類に区分した。また貯水池回転率は10年間の年間平均総流入量と総貯水容量との比で算出した(表3-3)。放流高さはコンジットゲートあるいはクレストゲート等の放流設備における敷高を洪水期の制限水位高さに対する比で無次元化した。一方、細粒分含有率は、ダムごとの代表値として最も堆砂厚があり、かつ堆砂粒径の変化点と考えられる堆砂の肩(No.3地点)の値を基本的に採用した。

図3-41は貯水池回転率と細粒分含有率(No.3地点)との相関、図3-42は放流高さとの相関である。地質はプロットで区別している。さらに、地質の影響を詳しく見るために、図3-32に示す貯水池内の地点ごとの細粒分含有率を堆積岩類のものと火成岩・変成岩類のものに分離して表示したのが図3-43である。これらの図からは、仮説で設定した相関は必ずしも明確ではない。その原因として、貯水池内におけるNo.3地点の代表性や流域地質の評価方法に対する課題などが考えられる。

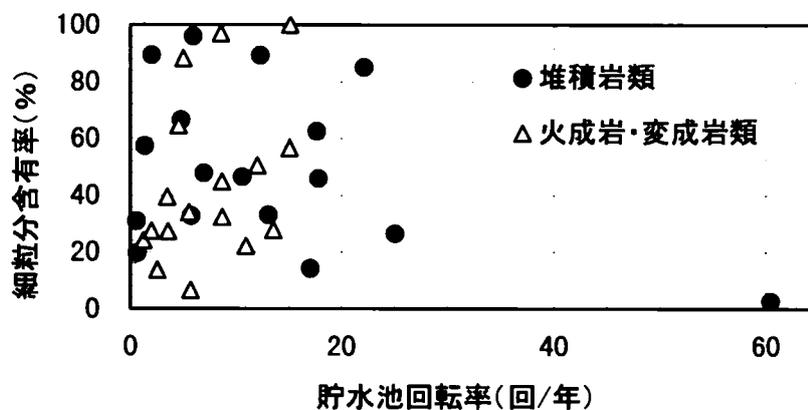


図3-41 貯水池回転率と細粒分含有率(No.3地点)

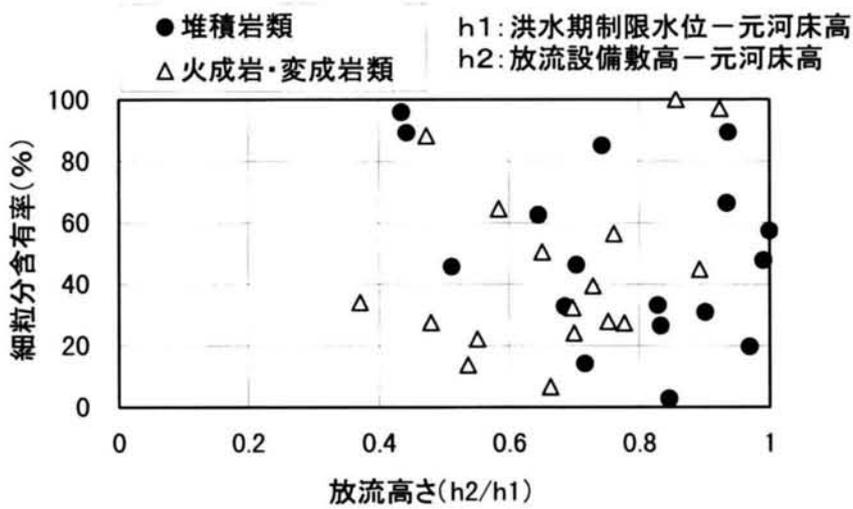


図3-42 放流高さと細粒分含有率 (No.3地点)

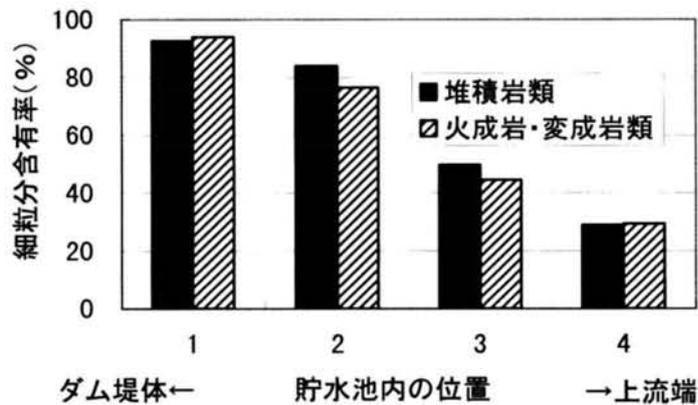


図3-43 細粒分含有率 (縦断方向、地質区分別)

今回の検証では、堆砂現象が種々の要因に左右され、一律的な取り扱いが難しいということを改めて示すにとどまった。しかし、貯水池内の堆積土砂に含まれる細粒分の割合およびこれらの貯水池内分布状況を把握することは利用面からも非常に重要である。今後、貯水池内全体の細粒分量で評価する方法や、地質構造の評価方法等についてさらなる検討が必要である。

3.5 ダム堆砂の有効利用

(1) 堆砂区分と利用法

今回の調査から得られたダム堆砂の基本性状をもとに有効利用について考察する。ダム堆砂は貯水池内の位置により、上流部（礫・砂主体）、中流部（砂主体）、下流部（粘土・シルト主体）の3つに区分でき、その平均的な性状は図3-44に示す通りである。図には、考えられる利用法についても示している。なお、図に示す値は、図3-32、33、34に示されている値のうち、下流部はNo.1地点とNo.2地点の平均値、中流部はNo.3地点、上流部はNo.4地点の値に対応している。

ここでダム堆砂の利用法としては、建設・農業等におけるリサイクル資源としての利用と環境利用に大別できる。中・上流部の砂・礫主体の材料は、需要地までの運搬

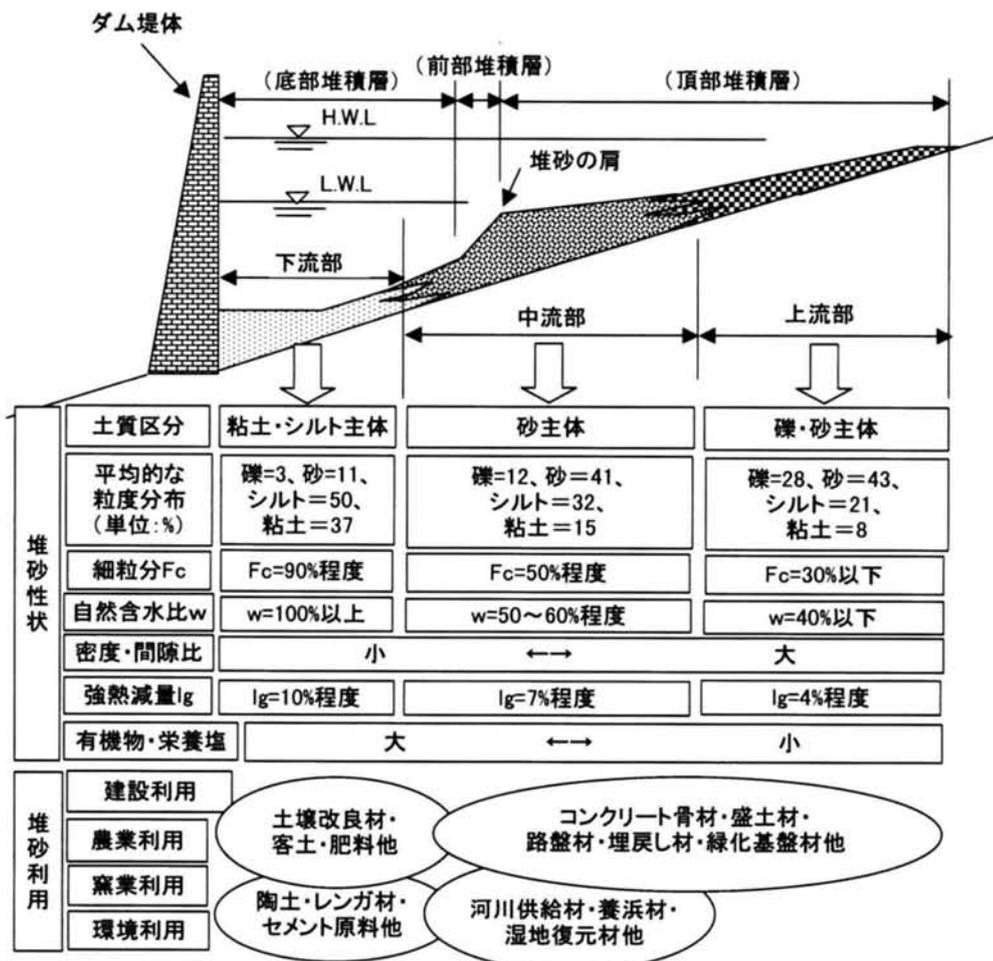


図3-44 ダム堆砂性状と考えられる利用法

距離等の問題はあるが、コンクリート用骨材や盛土材などの建設材料としての利用が考えられる。この場合、上流部ほど細粒分含有率は少なく、自然含水比も低いため利用は容易である。堆砂の肩を含む中流部においては、細粒分含有率は50%程度を示すため、分級等の適切な処理が必要である。さらに、下流部の粘土・シルト主体の材料は、細粒分含有率は90%程度を示し、それに応じて有機物や栄養塩が多く含まれる点を活用した農業利用や、細粒分に含まれる粘土成分を活用した窯業利用などが考えられる。これらリサイクル資源としての利用においては、図3-44に示すような堆砂の基本性状の把握と評価が重要であり、さらにこれに対応した適切な処理が必要となる。これに対して、山間部に位置するダムの堆砂は人間活動の影響が少ない自然材料であり、量的利用の可能性などを考慮すると、河川供給材・養浜材・湿地復元材などの環境材料としての利用が考えられる。この場合には、資源利用に比べて厳密な性状把握・評価および処理は必要ないが、環境材料としての導入前のアセスメントと導入後のモニタリングが必要となる。

(2) ダム堆砂利用のための処理

図3-45にダム堆砂利用のための処理フローを示す。処理方法には、分級処理・脱水処理・安定処理・高度処理等が考えられる。図に示す各処理の具体的内容は下記の通りである。

- ① 分級処理：流木や塵芥などの異物除去および粒度調整を行う処理。
- ② 脱水処理：フィルタープレスなどの機械力や重力の圧力をかけて水を絞り出す処理。ここでは、浚渫した堆砂を簡単な設備で水切り（含水比調整）することや天日乾燥処理も含める。
- ③ 安定処理：セメントや石灰等の固化材を添加混合して性状を改善する処理。
- ④ 高度処理：焼成処理、熔融処理などより大きいエネルギーをかけて、性状改善を図る。

掘削した堆砂をそのまま利用できる場合もあるし、分級・脱水・高度処理を行って製造したレンガブロックが利用不可のため最終的には廃棄処分となる場合もある。堆砂の性状、量、要求品質等を考慮して、適切な処理方法を選定する必要がある。

堆砂を利用可能性から捉えた処理レベルで見ると、以下の3つに大別できる。

- ・ レベル1：ほとんどそのまま利用可能（簡単な粒度調整程度の処理で済む）
- ・ レベル2：そのままは利用不可であるが処理を施すと利用可能（通常は脱水処理および安定処理、場合によっては高度処理まで必要）
- ・ レベル3：利用不可能（捨土・廃棄処分を検討すべき）

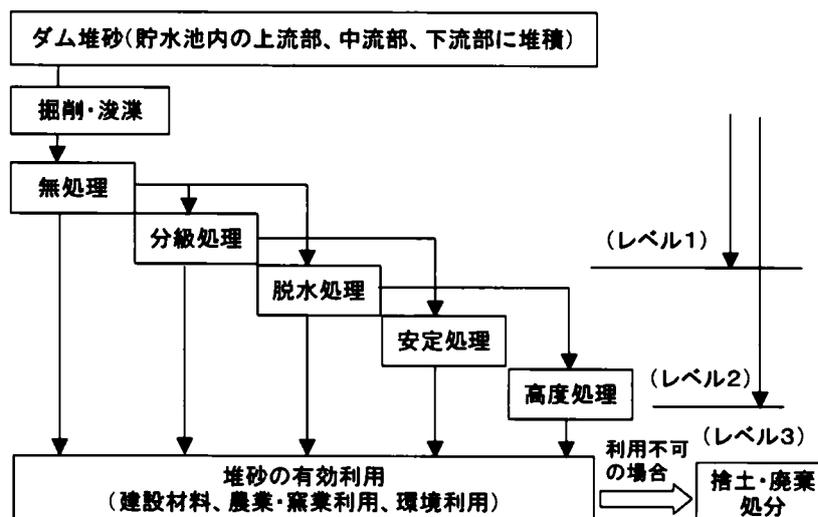


図3-45 ダム堆砂利用のための処理フロー

上流部の粗粒材は簡単な処理のみで利用できる場合が多く、レベル1に相当する。貯砂ダム等により、貯水池上流端でできるだけ採取し易い形で材料を捕捉する方法が有効である。中・下流部になると、細粒分が多くなり濁水発生や有機物による影響も懸念され、そのままの構造材としての利用はより困難になる。レベル2やレベル3の材料が混在する状況であり、採取や改質に関する技術開発が望まれる。

ダム堆砂の細粒分に着目した今回の検討により、細粒分含有率がわかるとある程度他の特性が推定できることや、細粒分が利用面において重要であること等が明らかになった。今後、ダム堆砂の有効利用を検討する際、堆砂の肩の位置を含む河川縦断方向の堆砂形状を考慮してかつ各地点における細粒分の比率を把握できるような調査を進めるべきである。

なお、堆砂利用においては、運搬や仮置き作業をいかに効率的に行うかも重要である。そのため処理はできるだけ現地で行い (on-site treatment)、利用もダム貯水池周辺で行うことが好ましい。

(3) 河川供給材としての利用

量的利用および現地処理・現地利用を考慮すると、環境利用、中でもダム堆砂の河川供給材としての利用が有望である。

河川供給材としての課題に、①下流ダムでの土砂堆積の影響、②供給材の粒度調整の必要性、③濁水発生等の河川環境への影響等、が指摘されている⁴⁾。この指摘から

もわかるように、河川供給材としての利用を考える場合、ダム下流へ流すべき粒径および量の設定が重要な要素である。

ここでは、河川供給材の粒径の目安として、一般的な海岸構成材料である砂分を考える。その理由として、粒径が大き過ぎると海岸までたどり着かず河床上昇につながるし、逆に細かすぎると濁水原因となるばかりか、海岸から沖合いにまで流出してしまうことが予想される。実際、粘土・シルト分は洪水時に沖合いに流され海浜形成に寄与しないこと、粘土質成分は河口全面に一時的には堆積するものの、波や流れの作用により容易に再浮遊させられるために安定した地形構成要素とはならないこと、事実、海岸構成材料は0.1~1mmの砂分からなることが多いこと、等が報告されている¹⁴⁾。

図3-46にその一例として、利根川河口部から鹿島港に至る鹿島灘南部海岸における汀線部の構成材料を示す。これによれば、河口からの土砂供給の減少により1980年代に海岸構成材の粗粒化が進行したが、1990年以降のヘッドランドの施工により細粒分の捕捉が行われた結果、中央粒径0.2~0.3mmの安定した海岸が形成されたことが

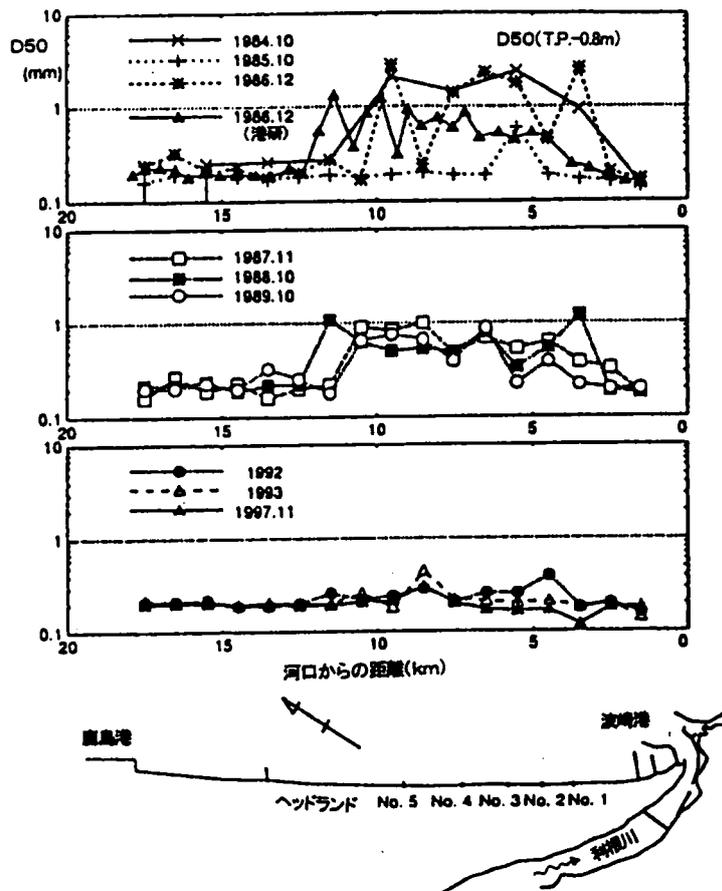


図3-46 鹿島灘南部海岸（利根川河口）における海岸構成材（汀線部干潮位付近）の中央粒径¹⁴⁾

わかる。海岸の安定化のためには、このような構造物による対策とは別に、本来必要とされる土砂を河口から適切に供給させることが考えられ、ダム堆砂のうちの砂分を河川供給材として効果的に利用できる可能性がある。

本章の検討においては、堆積土砂の構造物等への利用を前提に、特に細粒土砂の含有率を中心に整理を行ったが、上記のような河川供給材としての求められる条件にいかに対応するかも重要である。堆砂ボーリングデータより、堆砂の肩付近では、約50%が砂分から構成されることが明らかとなっており、流下過程における粒度変化を考慮しない場合は、この部分を選択的に採取し、積極的に下流へ供給することが考えられる。この場合には、図3-47に示すように堆砂を排除する場所をある程度限定した方法が有効になるものと考えられる。今後、貯水池内の堆砂の質に対する的確な把握と効果的に採取・放流できる方法論の確立が求められる。

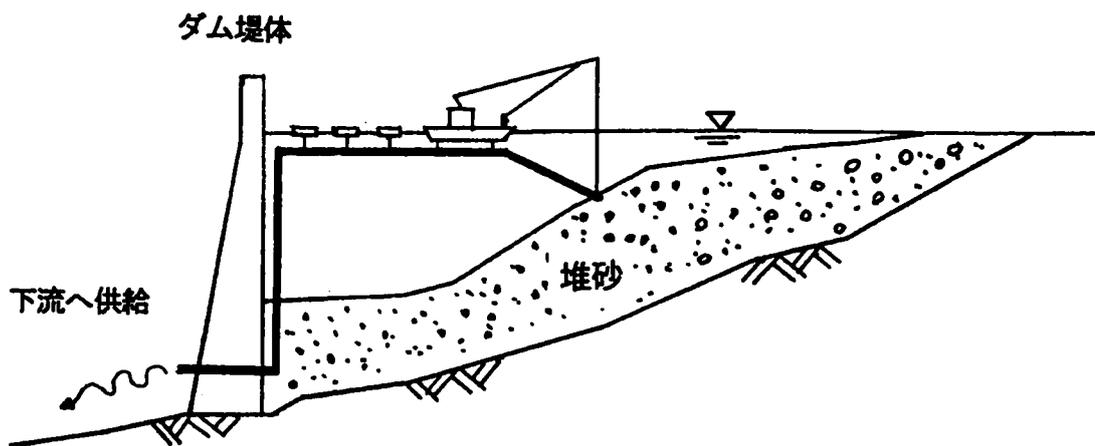


図3-47 堆砂の肩付近における砂分の選択的採取

3.6 結語

本章では、ダム堆砂の有効利用の観点から、既存のダム堆砂ボーリング調査の結果を用いて、主に細粒分含有率に着目して分析を進めた。本章で得られた知見を整理すると以下のとおりである。

- ① 堆砂の細粒分含有率は、ダム堤体へ近づくほど大きくなり、堆砂の肩付近で 50%程度、ダム直上流で 90%以上を示す。
- ② 堆砂の自然含水比・間隙比・有機物量・全二価鉄・COD 等は、細粒分含有率と同様にダム堤体へ近づくほど大きくなり、逆に、土粒子の密度・湿潤密度・砂分等はダム堤体へ近づくほど小さくなる。
- ③ 堆砂の細粒分含有率と自然含水比および強熱減量とは相関関係が認められる。細粒分が 50%を超えると、自然含水比は 100%を、強熱減量は 10%をそれぞれ超えるものが多く現れ、かつバラツキも大きくなる。
- ④ 堆砂の肩付近における平均粒径は 0.01~1mm の範囲にあり、深度が大きくなるほど細粒になる傾向が認められる。
- ⑤ 堆砂の細粒分含有率に影響を与える要因として、流域の地質・貯水池回転率・放流高さの 3 つに着目した。データ分析の結果、相関は必ずしも明確ではなく、今後、貯水池内全体の細粒分で評価する方法や、地質構造の評価方法についてさらなる検討が必要である。
- ⑥ 利用面から見ると、ダム堆砂は貯水池内の位置により、上流部（礫・砂主体）、中流部（砂主体）、下流部（粘土・シルト主体）の 3 つに区分できる。中・上流部の粗粒材は建設材料として、下流部の細粒材は農業や窯業分野での利用が考えられる。その他、環境材料としての利用も有望である。
- ⑦ 堆砂の処理方法には分級処理・脱水処理・安定処理・高度処理等がある。堆砂の性状・量・要求品質等を考慮して、適切な方法を選定する必要がある。下流部ほど高い処理レベルを要するため、排砂を含めて、採取や改質に関する技術開発が望まれる。
- ⑧ 細粒分が堆砂の利用において重要である。今後、ダム堆砂の有効利用を検討する際、堆砂の肩を含む河川縦断方向の堆砂形状を考慮してかつ各地点における細粒分の比率を把握できるような調査を進めるべきである。
- ⑨ 量的利用等を考慮し、ダム堆砂の河川供給材としての利用拡大が望まれる。その際、海岸構成材料を想定してダム堆砂の肩付近にある砂分を選択的に採取して下流へ流すことが考えられる。

参考文献

- 1) Gregory L. Morris & Jiahua Fan : Reservoir sedimentation handbook, pp.5-5
~6、McGraw-Hill、1997
- 2) 芦田和男、高橋保、道上正規 : 河川の土砂災害と対策、森北出版、pp.157~165、
1985
- 3) 国土交通省中部地方整備局天竜川ダム統合管理事務所 : パンフレットー天竜川の
流れと共に、p.10
- 4) 建設省 : 平成11年度(第53回)建設技術研究会指定課題、pp.13-1~23、1999
- 5) (財)ダム水源地環境整備センター : 堆砂の有効活用に関する研究、平成12年度
ダム水源地環境技術研究所所報、pp.3~20、2001
- 6) (財)先端建設技術センター編 : 建設汚泥リサイクル指針、大成出版社、2000
- 7) 谷茂他 : ため池底泥の物理的性質について、農業土木学会大会講演会講演要旨集、
5-36、1998
- 8) Dan G. Batuca & Jan M. Jordaan(Jr) : Silting and desilting of reservoirs、
pp.292~297、2000
- 9) B. Buff, et al. : Survey of sedimentation in dams in the Free State of Saxony、
Fed. Rep. of Germany、19th ICOLD Congress、Florence、Q.74、pp.183~205、
1997
- 10) H.Goggel, et al. : Cleaning a pumped Storage basin from accumulated
sediments、Commision Internationale des Grand Barrages、1997
- 11) 片岡幸毅他 : ダム排砂に伴う DO 変化に関する数値モデル、水工学論文集、第
45巻、pp.1195~1200、2001
- 12) (財)全国建設研修センター : 多目的ダムの建設ー昭和62年版第2巻調査、
pp.56~62、1991
- 13) 柏井条介 : ダムの堆砂と排砂、第37回水工学に関する夏期研修会講義集、A-5、
土木学会水理委員会・海岸工学委員会、2001
- 14) 例えば、佐藤慎司 : 海岸堆積物の分析に基づく流砂系における土砂移動実態の
推定、第37回水工学に関する夏期研修会講義集、B-3、土木学会水理委員会・海
岸工学委員会、2001

第4章 ダム堆砂の河川還元材利用における環境影響

4.1 概説

前章では、ダム堆砂の性状分析を行い、性状に応じた区分ごとに考えられる利用法を示した。その中で、ダム堆砂の環境利用、特に河川供給材としての利用が有望であり、今後利用拡大を図っていく必要があることを述べた。また、ダム堆砂の利用を考える場合には細粒分の把握が重要であることにも言及した。

そこで本章では、ダム堆砂のうち粘土・シルト分主体の細粒材を対象として、河川還元材としてリサイクルする場合の環境影響について考察する。なお、本章では、ダムに捕捉された土砂を本来の姿に戻すという点を強調する意味で、河川供給材の代わりに河川還元材という表現を用いることとする。

図4-1にダム堆砂の循環利用および本章の検討対象フローを示す。河川還元の手法には、フラッシングや排砂バイパスなどの方法もあるが、本章では貯水池運用上の制約が少なく、より一般的・汎用性のある浚渫・運搬・下流仮置の方法を取り上げる。浚渫した粘土・シルト分主体の細粒材は、含水比が高く取扱いが困難で、水域再投入時には濁水の発生が予想されるため、浚渫後に陸上で適切な処理を行うことを考える。処理には、前章において示したように脱水処理や安定処理などいくつかの方法があるが、ここでは比較的費用対効果に優れるセメント系固化材を用いた粒状化处理を主に取り上げる。そのため、河川還元材利用における環境影響としては、水域における発生濁度およびセメント添加によるアルカリ溶出の2つを主な対象とし、水中でのすりへり試験・流水による侵食試験・静水への溶出試験などの室内試験を行う。そして、これらの結果をもとに実際にダム堆砂を河川還元する場合について考察する。

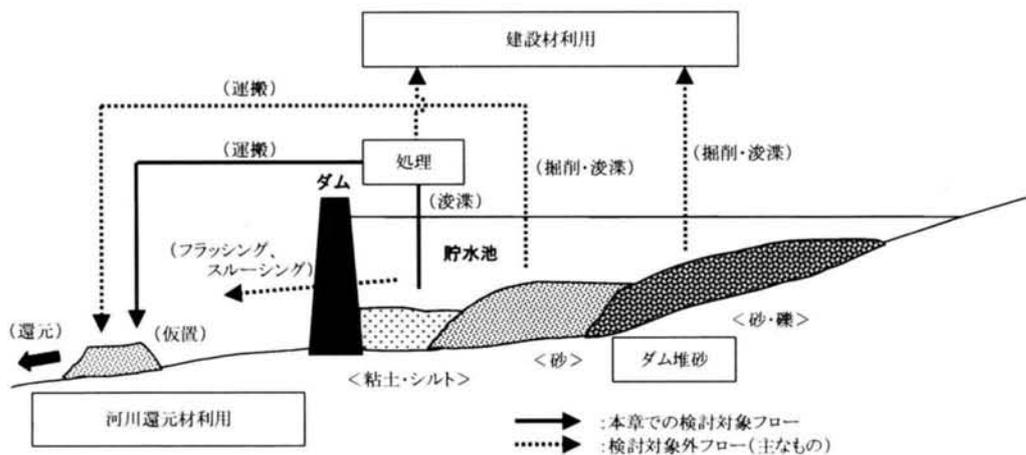


図4-1 ダム堆砂の循環利用および検討対象フロー

4.2 既往の知見

本章で行う試験に関連する既往の知見を整理する。すなわち、ダム排砂に伴う環境影響、粘性土の侵食特性、セメント処理材の pH 特性に関して、これまでに解明された点および今後取り組みが必要な点を以下に示す。

(1) ダム排砂に伴う環境影響に関する既往の知見

ダム排砂時には、貯水位の低下に伴って SS (Suspended solids : 浮遊物質) の上昇と DO (Dissolved oxygen : 溶存酸素) の低下等の水質変化が生じ、これらは貯水位低下速度、流量および堆積土砂の性状 (有機物量など) に関係すると考えられる (図 4-2)¹⁾。このような水質変化による環境影響は未解明な部分が多く、水質変化を的確に予測し、影響を最小化するための手法の確立が求められる。この課題については、スイスやフランスにおいて主に魚類に対する影響に着目した多くの知見が得られており、SS や DO に関する排砂基準として提案されている²⁾。なお、これらは濃度のみならず、その継続時間との組み合わせで評価する必要があり、Newcombe によるストレス・インデックスの考え方が参考にできる³⁾。わが国でも最近研究が始められ、アユやイ

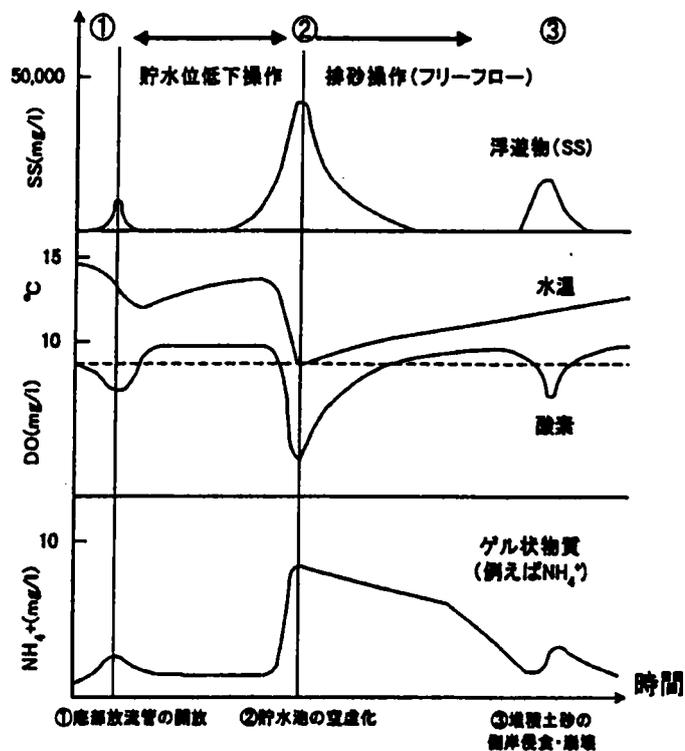


図 4-2 ダム排砂時の水質変化¹⁾

ワナの耐性について検討されている^{4) 5)}。一方、影響軽減策としては、降雨や融雪の自然出水に合わせて排砂を行いSS上昇を抑制することや、D0低下の原因となる有機質を多く含む微細土砂を長期間貯め込まないように努めることなどが提案され、黒部川の排砂計画にも反映されている。

ダム排砂により水質変化の他に、微細土砂が河道・河口・沿岸域に堆積して物理環境に変化をもたらすことによるマイナスの影響も考えられる。例えば、微細土砂の河道内への堆積が、底生昆虫の生息空間や魚類の産卵床を減少させたり、礫上の付着藻類の生育に影響を及ぼしたりする可能性がある。それらの影響を予測し最小化するための手法の確立も同様に求められる。影響軽減策としては排砂後に清水によるすすぎ放流を行うことなどが考えられるが、そのための必要流量や継続時間などに関する知見は少なく、経験的に決められているのが現状である。

一方、ダム排砂によるプラスの影響としては、土砂供給による河床低下防止や海岸侵食抑制などが考えられる。「森は海の恋人」という表現もあるように、森林域から供給される窒素やリンなどの栄養塩やその他の重要な物質（珪藻を構成するシリカ（珪酸）など）の流れが、海域の水産資源を含む生態系の維持に重要な役割を果たしているといわれる。このような河川が本来有していた種々の機能を適切な土砂管理によって回復させる効果についても今後適切に評価する必要がある。これまで試験的に実施されている河川還元は、比較的粒径の大きいものが多く、細粒分を河川還元した場合の土砂挙動および環境影響については不明な点が多い。

(2) 粘性土の侵食特性に関する既往の知見

河岸構成材料に粒度の細かい粘土粒子を含む場合には、電気的・力学的性質の違いにより、その量が多くなるともそれがない場合に比べて耐侵食力が大きくなる。粘性土の耐侵食性を決める要因としては、粘土鉱物・土質状態・粘性土内にある水の電気的な性質・粘着力等が考えられる⁶⁾。芦田・田中は、ベントナイトの侵食実験に基づき、掃流力が限界掃流力の数倍以上になると侵食速度は摩擦速度に比例し、他の条件が変化しなければ、比例定数は粘土の性質や含水比によって定まることを明らかにした⁷⁾。また、大坪・村岡は底泥を対象に、その流送システムの理解には、①初期移動機構の解明、②沈降・圧密機構（堆積状態）の解明、③底泥床面上の流体力（せん断応力）特性の解明、④浮上した底泥粒子の水流中での挙動の解明、が必要であると示し、そのうち飛び出し率や限界掃流力を中心に初期移動機構を実験的・理論的に論じている^{8) 9)}。

しかし、依然として粘性土の侵食特性は砂質土のそれに比べると、未解明の部分が

多い。侵食現象は剥離の過程と輸送の過程から成り、粘性土においては剥離過程が、砂質土においては輸送過程がそれぞれ現象を支配することが知られているが、両者の関係は明らかではなくその移行の問題も明確ではない。また、粘性土の侵食において、流出土砂量は斜面長に伴い増加することが知られているが、実験や観測の規模が限られていることや理論的アプローチの困難さのために一般的な定量化には至っていない。1つ1つの構成材料について実験や観測が行われている段階であり、これらを系統的に表現できる段階には達していないのが現状である。

(3) セメント処理材の pH 特性に関する既往の知見

小川らは、建設汚泥処理土の利用に関する研究において、セメント・石灰系固化材による改良土を長期間仮置き（ストック）した場合の品質変化を調べている¹⁰⁾。その中で、屋外暴露養生の仮置き土および降雨による浸透水の pH を調べた結果を図4-3に示す。これによると、浸透水の pH は、仮置き1ヶ月以内では10以上と高い値を示すが、2ヶ月後には8以下に低下している。さらに、浸透水は仮置き土よりも低い値を示し、かつ浸透水の pH 低下傾向は室内カラム試験に比べて早い。これは、仮置きを屋外で比較的開放された条件で行ったため、中性化が促進されたことによると考えられる。一方、嘉門らは安定処理土からのアルカリ溶出について、土の緩衝能力の評価における問題点を指摘するとともに、ろ過層を用いたアルカリ溶出制御の設計法を示している¹¹⁾。

また、改良土からのアルカリ溶出水が魚類へ与える影響を調べる目的で、各種のア

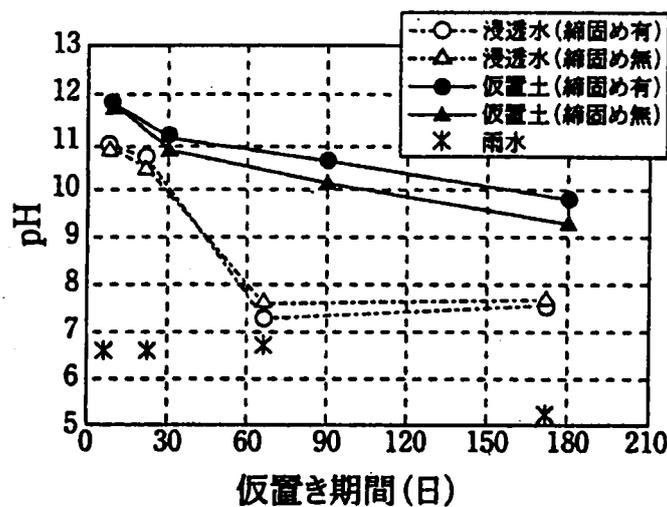


図4-3 改良土の仮置きによるpHの変化

ルカリ性水溶液を pH10 および pH11 に調整し、その溶液中でヒメダカを 96 時間飼育し、致死率を求める実験が行われている¹²⁾。この実験では、pH10 の場合は 4 日間の試験期間中水酸化ナトリウム溶液で 1 匹 (5%) 死んだのみ、pH11 の場合は水酸化ナトリウム溶液で 1 匹 (5%)、水酸化カルシウム溶液で 3 匹 (15%) の致死数となっている。ただし、水酸化カルシウム溶液のヒメダカの死因は、カルシウムイオンと二酸化炭素が反応して生成した不溶性沈殿物の炭酸カルシウムを絶食中のヒメダカが食べたことによると推定している。

上記は、いずれも固化材による安定処理土からのアルカリ溶出による地盤環境への影響とその制御に関するものであり、処理材の用途は建設材料を想定している。今回対象とする河川還元材という水域環境に直接影響を与える用途を想定した検討例は少ないのが現状である。

4.3 試験方法

表4-1に今回行った実験概要を示す。(1)、(2)の試験は茨城県つくば市にあるハザマの技術研究所で、(3)の試験は愛知県渥美町にある(株)環境生態研究所の実験所において実施した。以下に各試験方法を示す。

表4-1 実験概要

No.	実験名	主な実験目的	使用した装置	試料の種類	主な測定項目
(1)	水中でのすりへり試験	水中での粒子破碎状況の確認	ロサンゼルス試験機	粒状化処理材	粒子破碎状況、濁度、pH、水温
(2)	流水による侵食試験	処理ごとの下流濁度発生状況の確認	水路	粒状化処理材および各種脱水処理材	濁度発生状況、限界流速、濁度
(3)	静水への溶出試験	pH溶出状況と魚類への影響の確認	水槽	粒状化処理材	魚類への影響、pH、濁度、水温

(1) 水中でのすりへり試験の方法

試験はロサンゼルス試験機による粗骨材のすりへり試験方法(JISA1211)を準用して行った。内径710mm×長さ510mm×容量約200Lの鋼製円筒であるロサンゼルス試験機に試料と水を入れて回転させ、濁度・pH・水温の経時変化を測定した。表4-2に試験ケース、図4-4、5に試験状況を示す。試料はダム堆砂を粒状化処理したものを用いた。

表4-2 水中すりへり試験(試験ケース)

ケース	粒状化処理時のセメント量	水量	供試材量	供試材の粒度構成		鋼球の有無	測定項目
				5-10mm	10-15mm		
No.1	20%	50kg	5kg	3.75kg	1.25kg	有(6個)	濁度、pH、水温、粒子破碎状況
No.2	15%	50kg	5kg	3.75kg	1.25kg	無	
No.3	10%	50kg	2.5kg	1.875kg	0.625kg	無	

(備考)・ロサンゼルス試験機の回転速度:30-33回/分

・測定機器:マルチ水質モニタリングシステムU-22(HORIBA)(濁度計測:0~1,000NTU)

・測定頻度:0、63、125、250、1,000回転後(No.3については8、16、32回転後も測定)

・試料は粒状化処理後、袋詰め25ヶ月養生したものを使用。



図4-4 水中でのすりへり試験状況（全景）



図4-5 水中でのすりへり試験状況（近景）

(2) 流水による侵食試験の方法

試験は大型 2 次元造波水路 (長さ 50m×幅 0.8m×高さ 1.5m) の一部を用いて行った。測定部は水路幅 0.3m、水深 0.5m、水平床とした。水路床上に設けた凹部に試料を敷き詰め、流速を変化させて、試料の侵食および下流の濁度発生状況を観測した。表 4-3 に試験ケース、図 4-6 に測定部模式図、図 4-7、8、9 に試験状況を示す。試料はダム堆砂を粒状化処理したもの以外に無処理および脱水処理 (高圧および低圧) したものをを用いた。

表 4-3 流水による侵食試験 (試験ケース)

ケース	処理方法	試料概要	供試体長さ	測定項目				
				限界流速	移動状況	濁度	侵食速度	
A1	無処理	ダム湖の浚渫土砂。5mmふるい、脱水処理(ドラムプレス)後、屋外にストック。含水比50%に調整。細粒分84%。	30cm	試料表面より目にみえる濁り発生時点あるいは試料粒子の掃流移動発生時点	目視観察、ビデオ、写真で記録	各流速の濁度を計測。	限界流速における一定時間の流出量を重量で計測。	
A2			60cm					
B1	粒状化	上記材料をセメント添加して粒状化処理。0~20mm。細粒分1~3%。	30cm					
B2			60cm					
C	高圧プレス1	ダム湖の浚渫土砂を0.5mmでふるった後、セメントを5%添加して高圧フィルター処理。解砕5~20mmに調整。	30cm			目視観察、ビデオ、写真で記録		限界流速以上の流速について濁度を計測。
D	高圧プレス2	ダム湖の浚渫土砂を0.5mmでふるった後、高圧フィルター処理。解砕5~20mmに調整。						
E	低圧プレス	ダム湖の浚渫土砂を0.5mmでふるった後、低圧フィルター処理。						

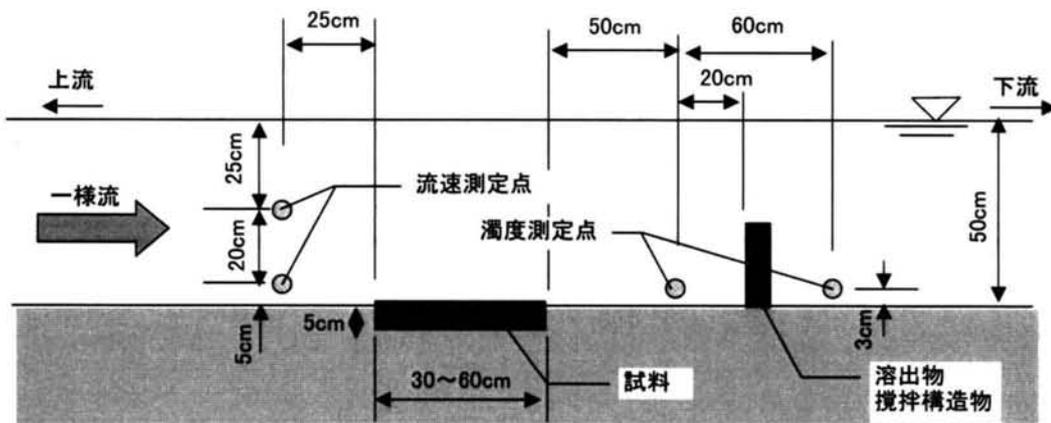


図 4-6 測定部模式図



図4-7 流水による侵食試験（全景）

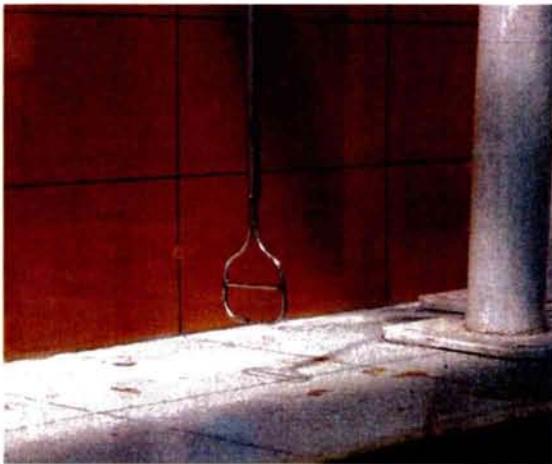


図4-8 流水による侵食試験状況
（濁度計）



図4-9 流水による侵食試験状況
（流速測定）

(3) 静水への溶出試験の方法

表4-4に示すとおり、静水への溶出試験として水質影響試験と生物試験の2種類の試験を行った。試験はすべて円形パンライト型の水槽を用いて行った。水質影響試験は、淡水10Lを入れた水槽に供試材を所定量投入して、pHおよびSSの経時変化を測定した。生物試験は、工業排水試験法（JIS K0102）に準拠して行った。ヒメダカおよびマダイ幼魚に対し、濃度系列を変えてそれぞれ2回行い、半数致死濃度（TL_m値：medium Tolerance Limit）を求めた。表4-5に養生期間別アルカリ溶出試験の供試材、図4-10に水質影響試験状況、図4-11、12、13に生物試験の装置模式図および試験状況を示す。試料はダム堆砂を粒状化処理したものをを用いた。

表4-4 水槽による溶出試験（試験ケース）

ケース	試験種別		方法	測定項目	測定頻度	試料
1	水質影響試験	濃度別アルカリ溶出試験	供試材を濃度0%、0.1%、1%、10%になるよう投入しpHを測定。	pH、水温の経時変化	投入直後、1,3,6,12,24hr後、以後24hr毎に120hrまで。	セメント添加量10%の粒状化処理材で野積み養生1ヶ月
2		養生期間別アルカリ溶出試験	供試材を濃度10%で投入、pHを測定。試料の養生条件を変更。			セメント添加量10%の粒状化処理材で養生期間・方法は表4-5
3		SS試験	供試材を濃度10%で投入、SSを測定。	SS、pHの経時変化		
4	生物試験	淡水魚への影響試験	ヒメダカを供試魚。工業排水試験法（JISK0102）に準拠。	水温、pH、DO、魚の挙動	投入直後、1,3,6,12,24,48,72,96hr後。	セメント添加量10%の粒状化処理材で野積み養生1ヶ月
5		海水魚への影響試験	マダイ幼魚を供試、天然海水を使用。工業排水試験法（JISK0102）に準拠。			

表4-5 供試材（養生期間別試験）

試験区	養生期間	養生方法
1区	（対照区：供試材無投入）	
2区	12ヶ月	屋外野積み
3区	12.5ヶ月	
4区	13ヶ月	
5区	13ヶ月	
6区	14.5ヶ月	
7区	16.5ヶ月	
8区	約3年	屋外転圧
9区	約3年	屋外野積み



図4-10 水質影響試験状況（濃度別アルカリ溶出試験）

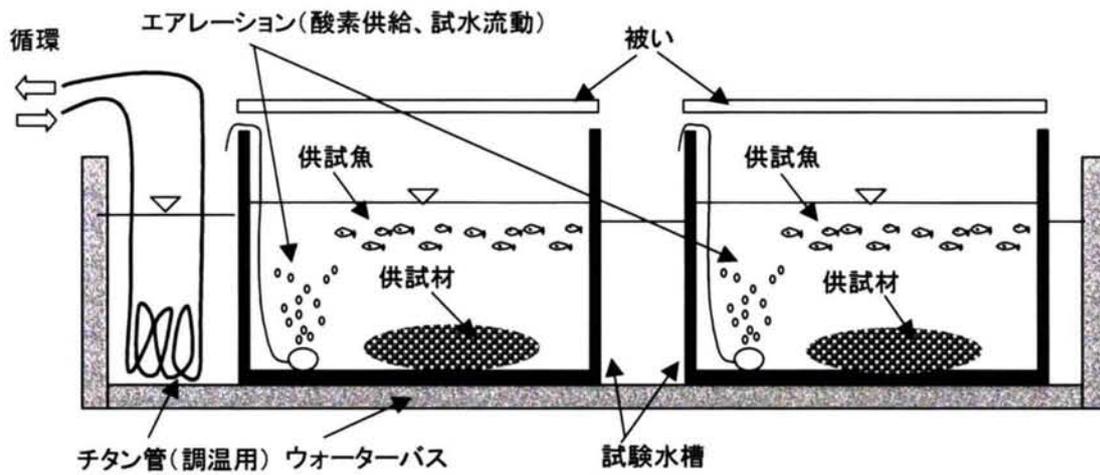


図4-11 生物試験装置模式図

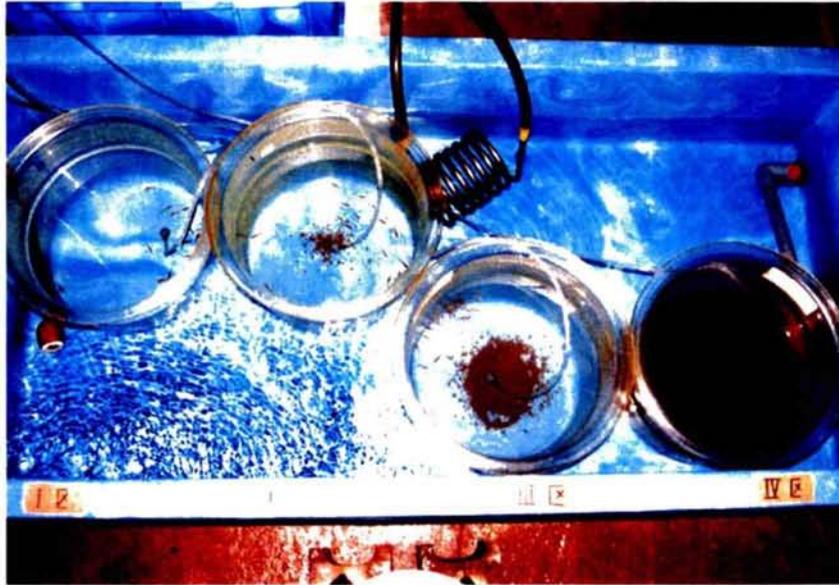


図4-12 淡水魚への影響試験状況
(1回目、試験開始時)



図4-13 海水魚への影響試験状況
(2回目、試験終了時)

4.4 試験結果

(1) 水中でのすりへり試験の結果

a. 濁度・pH・水温の変化

図4-14に回転数と濁度の関係を示す。No.1~No.3の各ケースとも、回転数60を超えると濁度は一気に900NTU以上を示す。No.1で濁度の上昇が急であったため、No.2は鋼球を使用せずに水流のみによる破碎としたが、No.1と同様に濁度の上昇が急であり、回転数と濁度の関係を捉えることはできなかった。試料の量を半分にし測定頻度を多くしたNo.3の試験結果より、回転数60までは回転数と濁度にほぼ比例関係があることが把握できた。図4-15は、図4-14のグラフのうちNo.3のケースについて回転数60までの部分を拡大したものであり、上記の比例関係を示す。今回の試験では、粒状化処理時のセメント量の相違による濁度の差はみられなかった。また、水流のみの攪乱によっても粒子破碎は進行し、濁度が急上昇する状況が確認できた。これらは、破碎エネルギーが大きく、かつ密閉容器を用いた試験であることが主な要因と考えられ、実現象との条件の相違に考慮する必要がある。

図4-16、17に回転数とpH、水温の関係を示す。回転数が増えるにつれpH、水温とも上昇する。pHは当初の7.2~7.4の中性域から、最終的には9.7~11.2のアルカリ域を示した。No.3(C=10%)がpHの立ち上がり最も急で、かつ最終的なpHも最も高い値を示す。このことは、処理材のセメント添加量が多いことや粒子破碎エネルギーが大きいことが単純に高アルカリに直結しないことを示し、固結度・破碎形態・細粒化の程度などが影響している可能性があると考えられる。一般に、セメント量が多いほどpHは高くなるが、同時に固結度も増すために細粒化しにくいと予想される。よって、試験からは明らかにできなかったものの、同じエネルギーで破碎した場合は、

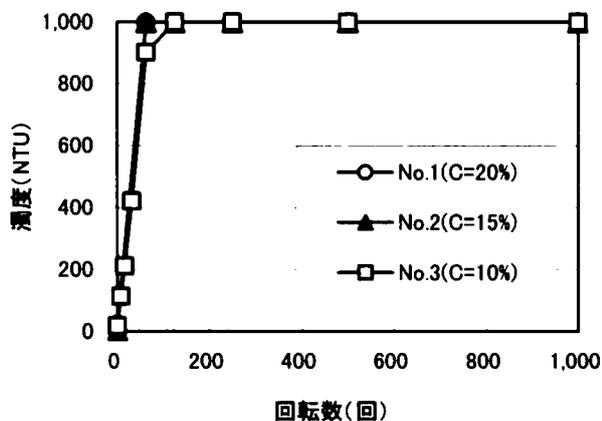


図4-14 濁度の変化(全体)

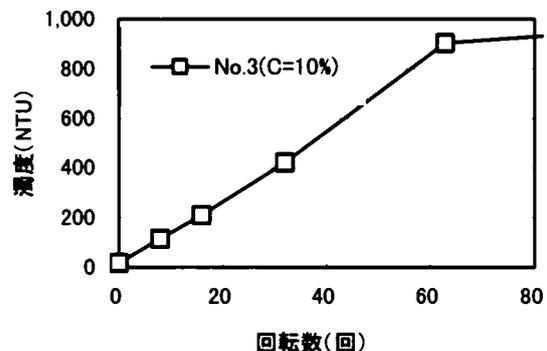


図4-15 濁度の変化(部分、No.3)

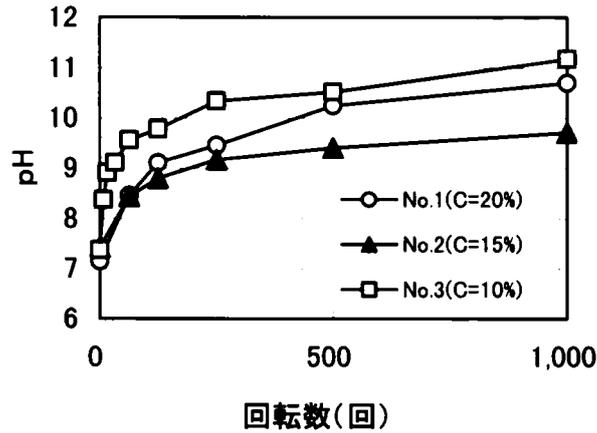


図4-16 pHの変化

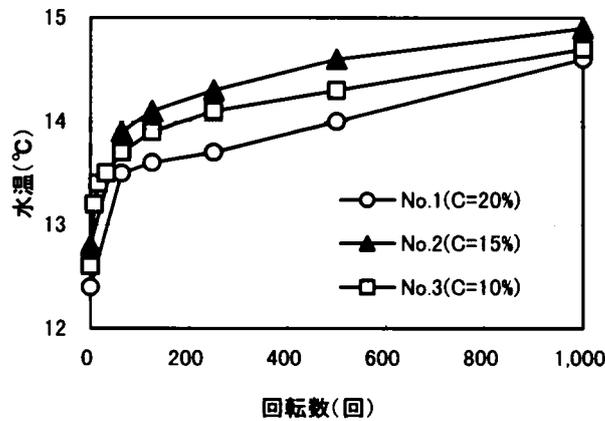


図4-17 水温の変化

ある一定のセメント量において pH がピーク値を示す、すなわち粒状化処理材においては pH が最も出やすいセメント添加量の存在が予想される。このことは環境に配慮した配合設計の可能性を示唆する。

b. 粒子破碎状況

図4-18に試験前後の試料の粒度分布を示す。No.2とNo.3はほぼ同じ粒度分布を示すが、No.1はより細粒化している。これは、鋼球の有無による破碎エネルギーの違いおよび水流や粒子同士の衝突・磨耗による粒子破碎状況の違いによるものと考えられる。粒子の破碎形態は、図4-19に示す2タイプに大別できる。割裂型は粒子同士の衝突等による衝撃的な力が作用した場合に発生し、すりへり型は河床や構造物面との接触による摩擦力や水流による連続的な力が粒子に作用した場合に発生すると推測される。破碎後の形状は、割裂型が扁平で同程度の大きさの粒子となるのに対し、すりへり型は微細粒子と大型粒子に分かれ、大型粒子はより抵抗の少ない球状に近づく。

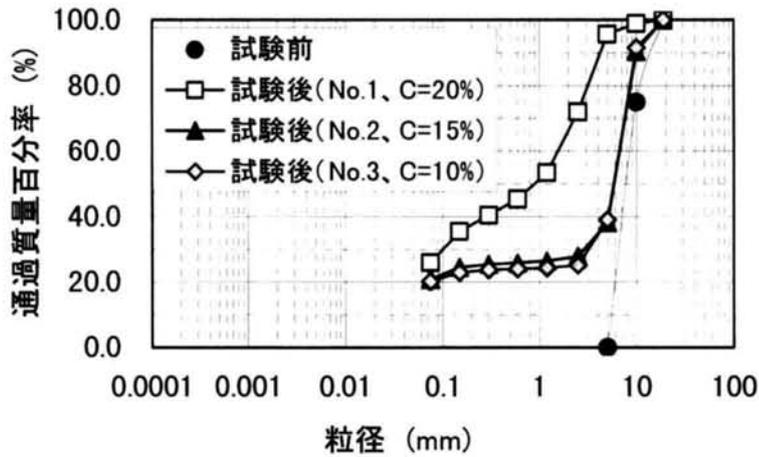


図4-18 粒度分布

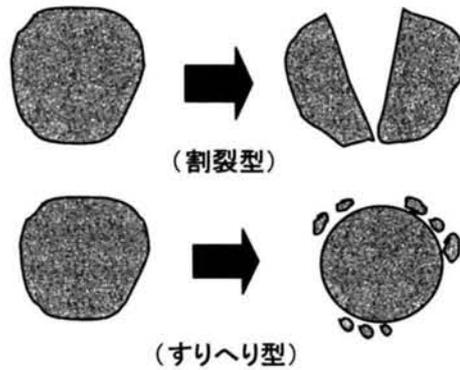


図4-19 粒子の破碎形態

現実には、粒子の硬さ等の性状に応じて、両タイプが混在する形で粒子破碎が進行するものと考えられる。

図4-20、21にNo.3の試験前後の粒子形状を、図4-22にNo.1の試験後の粒子形状を示す。No.1に比べるとNo.3の方がすりへり型の粒子破碎が卓越している。これは、No.3は鋼球を入れない水流のみによる破碎であり破壊エネルギーが小さく、衝撃的な力の作用が少ないことが要因であると考えられる。また、今回の試験では前述の2タイプのどちらにも区分できない、粒子の一部が剥離する形の粒子破碎形態(図4-23)が見られた。図4-24に試験後の状況を示す。この粒子破碎形態は、粒状化の生成過程との関連が深いと考えられる。すなわち、セメント系固化材を添加して攪拌する処理過程において、核となる土粒子の表面に皮膜が発達する形で粒状化するため、新旧の皮膜間の付着面が構造上の弱面となり、衝撃によりその部分で分離する

ためと考えられる。このように粒子の破碎形態が破碎後の粒度分布に影響を与え、さらには濁度等の発生状況に差異を及ぼすことが予想される。今回は、濁度においては特に大きな違いは認められなかったが、pHの発生状況の差異に粒子形状が影響している可能性も考えられる。図4-19の模式図からは、一般には割裂型よりはすりへり型の方が細粒分の生成が多いことが推測される。



図4-20 粒子状況（試験前、No.3、0～5mm）



図4-21 粒子状況（試験後、No.3、0～5mm）



図4-22 粒子状況（試験後、No.1、5~10mm）

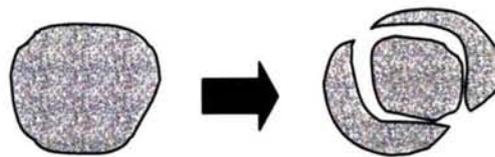


図4-23 実際に見られた粒子の
破砕形態（剥離型）



図4-24 粒子状況

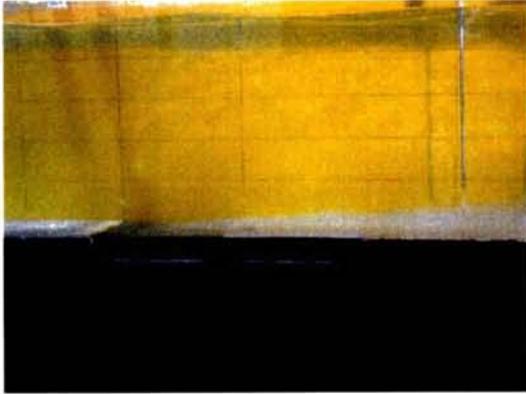
(試験後、No.2、2.5~5mm、フレーク状の薄片がみられる)

(2) 流水による侵食試験の結果

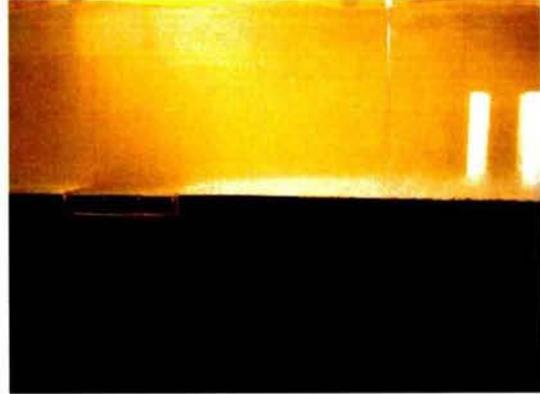
a. 侵食および濁度発生状況

図4-25~31に各ケースの侵食状況の代表例を示す。なお、写真下部のカッコ内の記号は、試験ケース-試験回数-流速 (cm/s) を表している。ケースA (無処理) は処理材から微細粒子が溶出する形で下流に濁度が発生しているのに対し、ケースB (粒状化处理) は塊状粒子が転がる形で下流に流出し濁度の発生が抑制されている状況が明らかである。ケースC (高圧プレス1) はケースBの流出状況に、ケースD (高圧プレス2)、E (低圧プレス) はケースAの流出状況にそれぞれ近い。

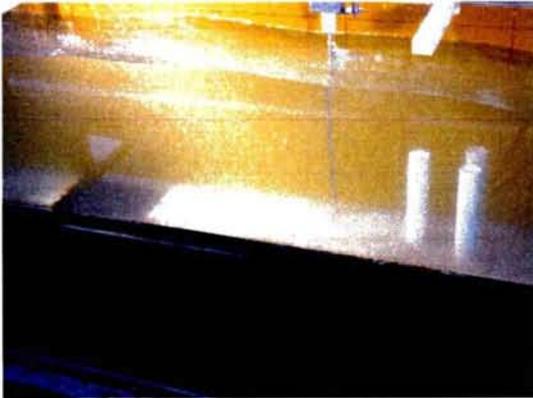
図4-32~35にケースごとの濁度測定データの代表例を示す。なお、ケースB、Cは濁度が小さく測定データは存在しない。ケースAに比べると、ケースD、Eは濁度が極端に小さい状況がわかる。なお、データ整理は図に示すように、濁度がある程度安定した後の一定時間 (30 または 60 秒) における測定値を平均化して行った。



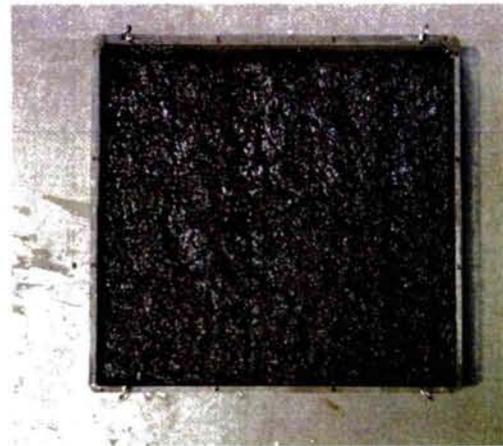
侵食状況 (A1-3-109)



侵食状況 (A1-3-119)

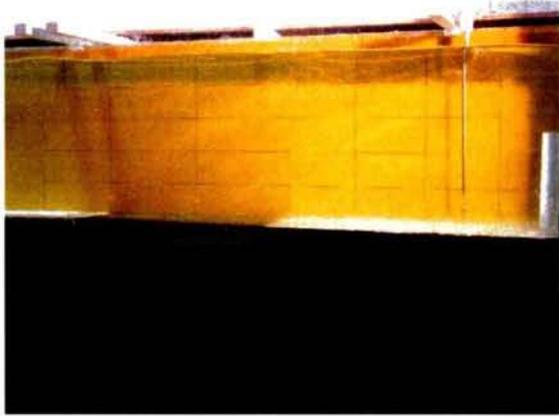


侵食状況 (A1-3-128)

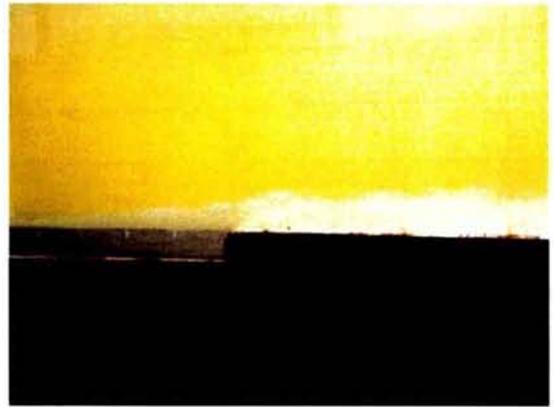


試験終了時 (A1-3)

図4-25 侵食状況 (A1-3)



侵食状況 (A2-2-110)



侵食状況 (A2-2-119)

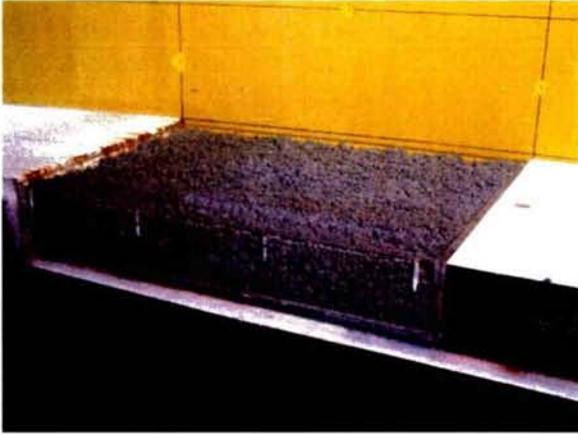


侵食状況 (A2-2-129)

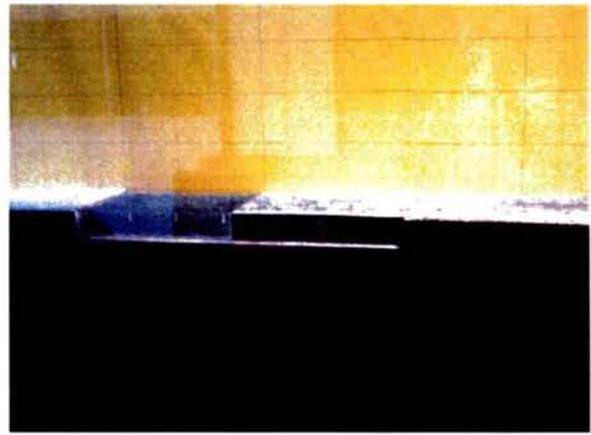


試験後 (A2-2)

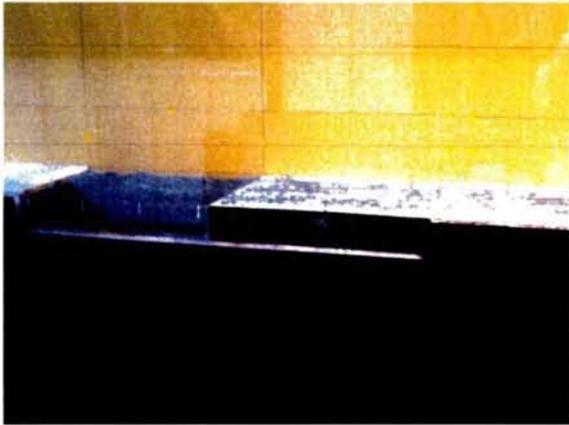
図4-26 侵食状況 (A2-2)



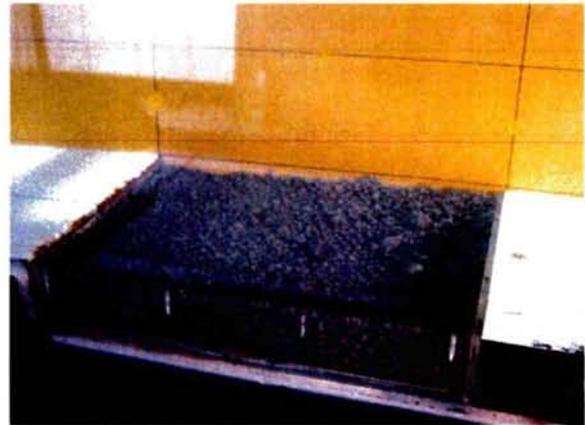
侵食状況 (B1-1-57)



侵食状況 (B1-1-67)

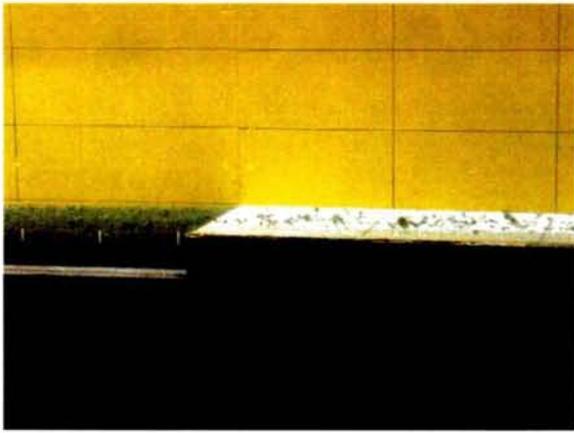


侵食状況 (B1-1-77)

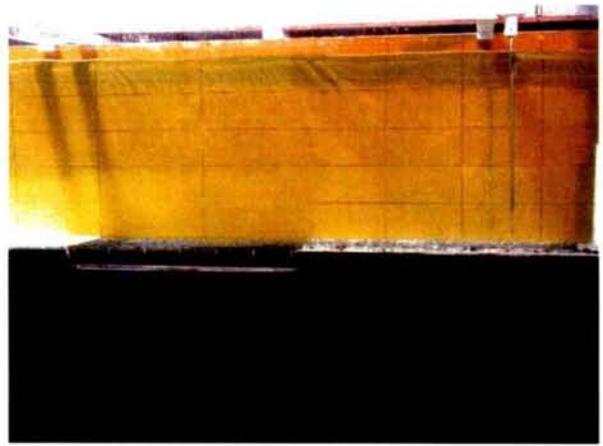


侵食状況 (B1-1-87)

図4-27 侵食状況 (B1-1)



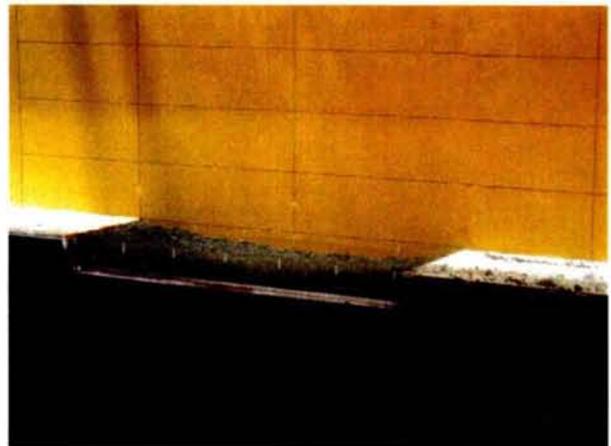
侵食状況 (B2-1-58)



侵食状況 (B2-1-67)

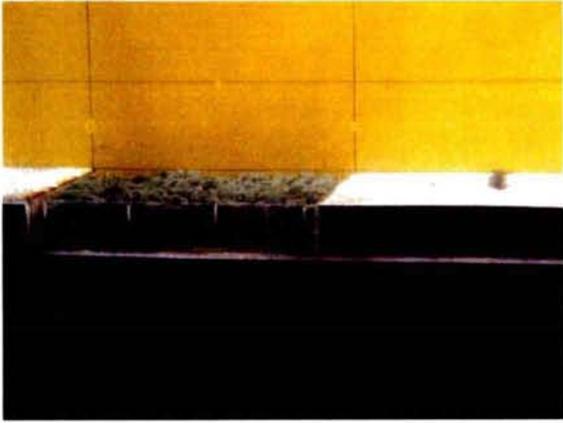


侵食状況 (B2-1-76)



侵食状況 (B2-1-86)

図4-28 侵食状況 (B2-1)



侵食状況 (C1-120)



侵食状況 (C1-129)



侵食状況 (C1-138)

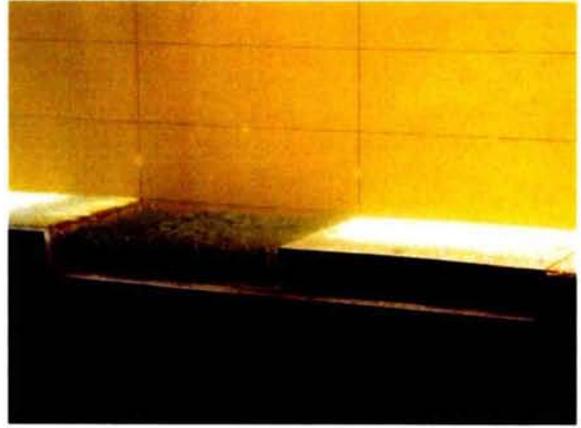


侵食状況 (C1-148)

図4-29 侵食状況 (C1)



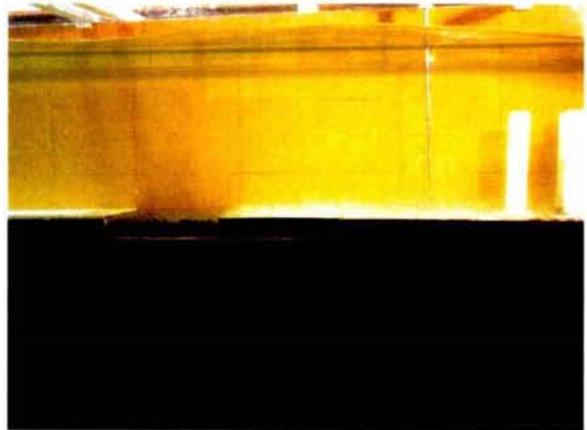
侵食状況 (D1-110)



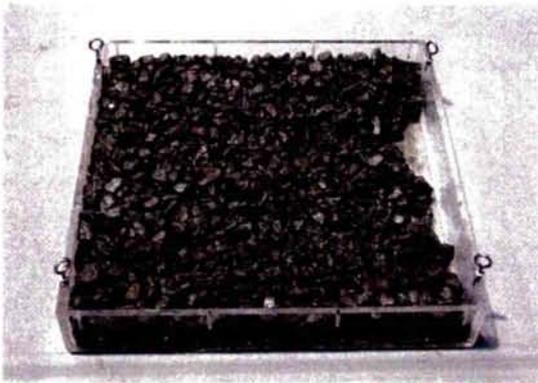
侵食状況 (D1-118)



侵食状況 (D1-128)

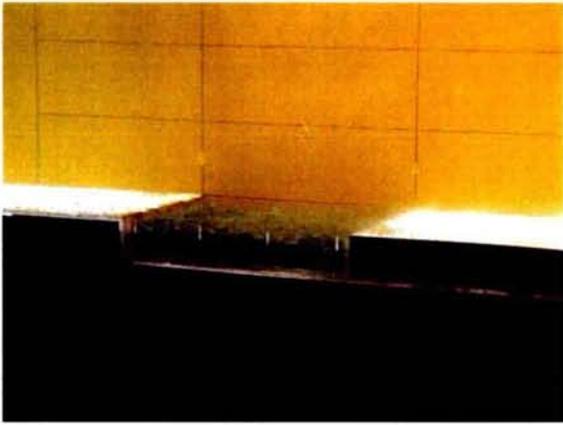


侵食状況 (D1-138)



試験後 (D1)

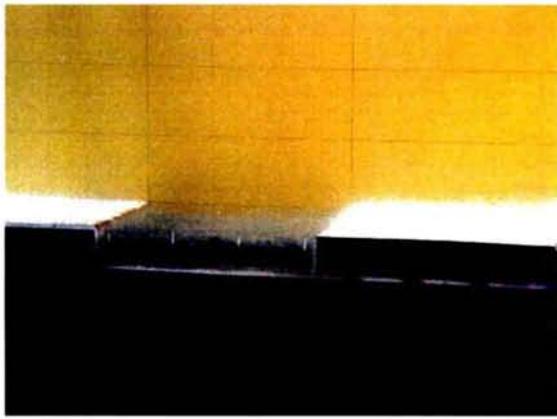
図4-30 侵食状況 (D1)



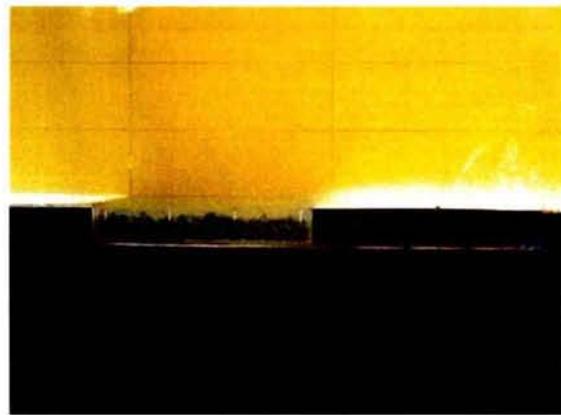
侵食状況 (E1-118)



侵食状況 (E1-128)



侵食状況 (E1-137)



侵食状況 (E1-147)



試験後 (E1)

図4-31 侵食状況 (E1)

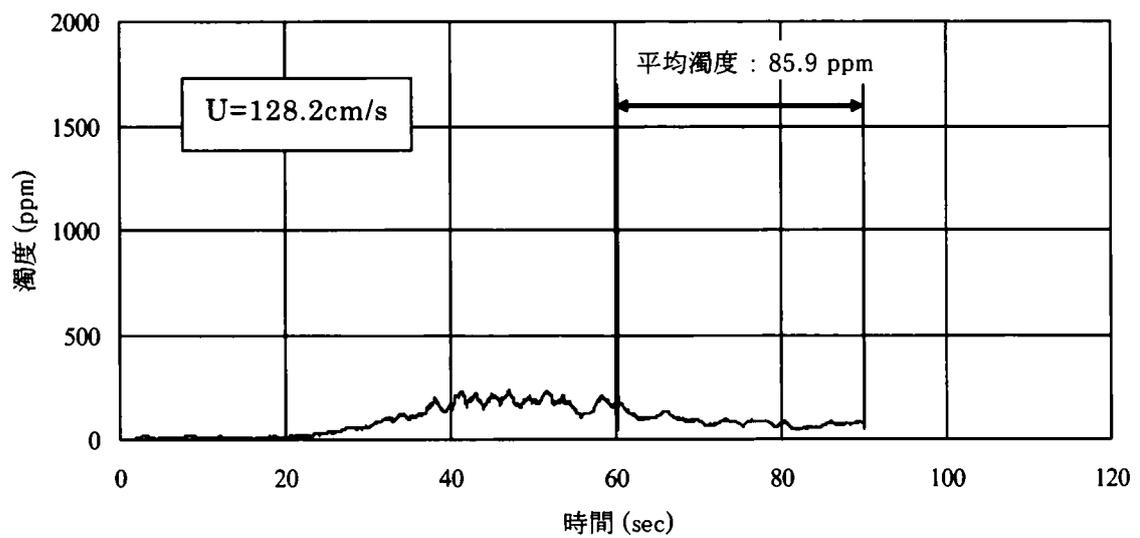
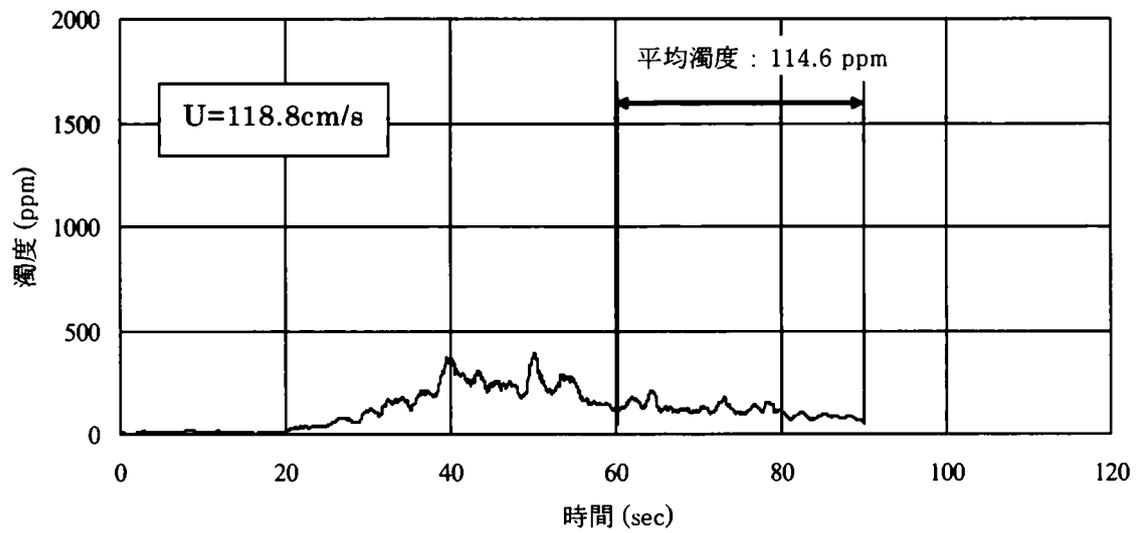
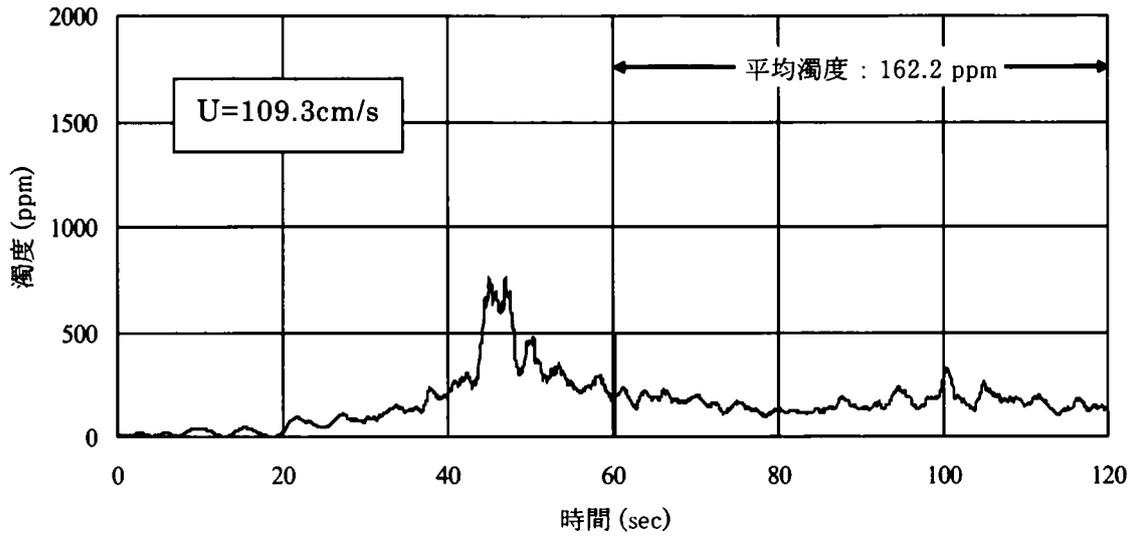


図4-32 濁度測定データ例 (A1-3、下流)

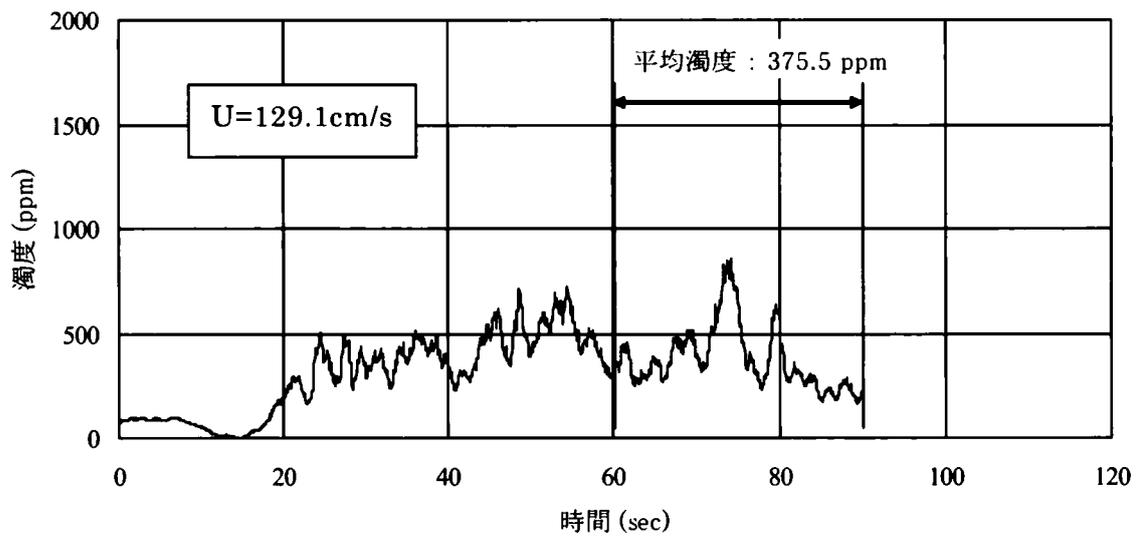
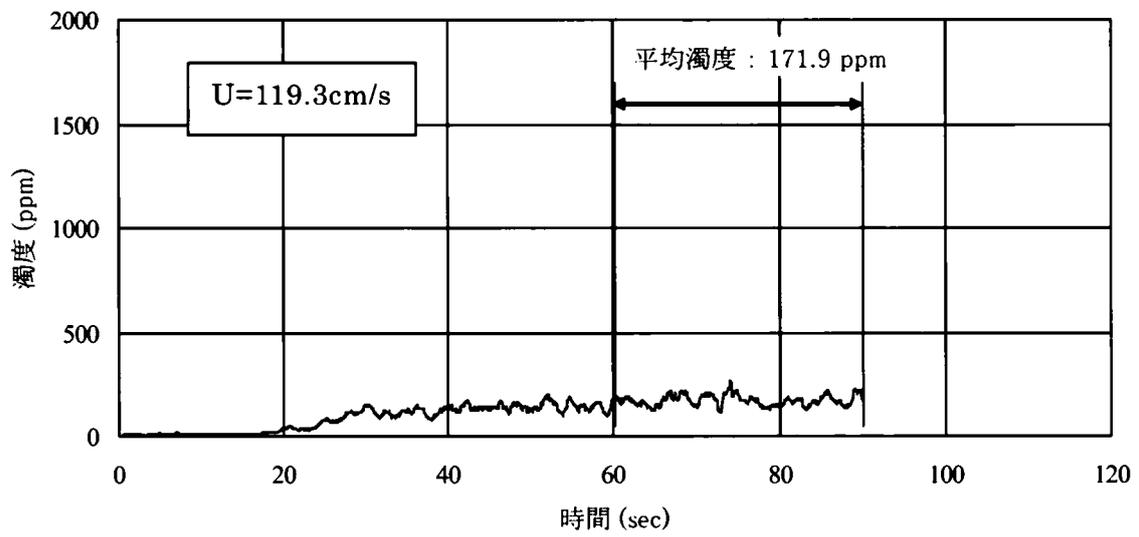
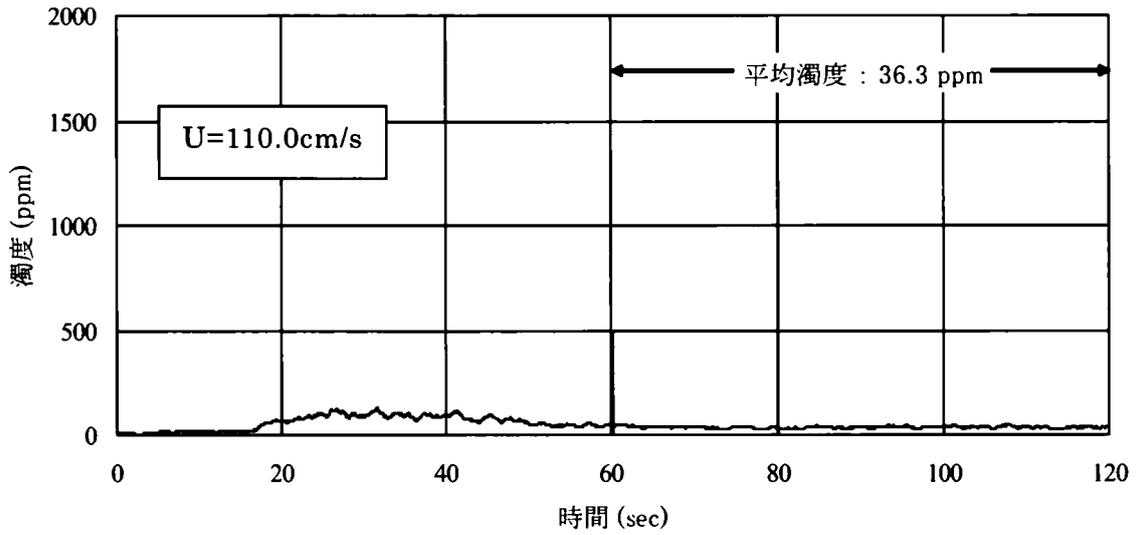
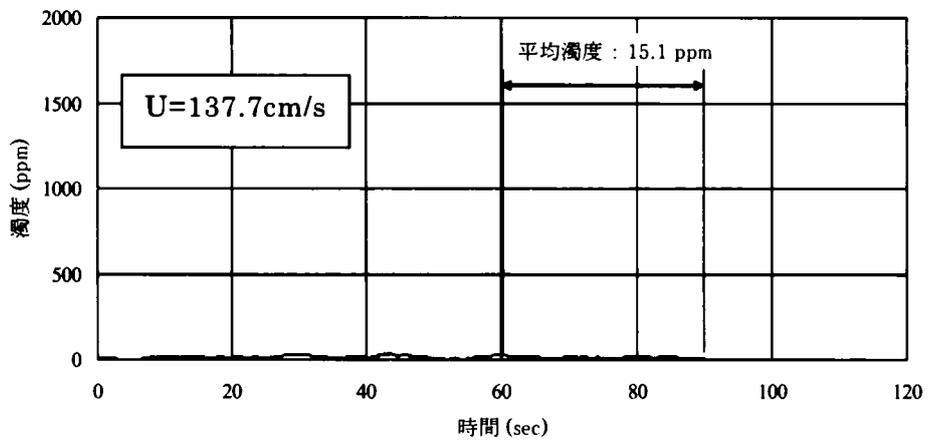
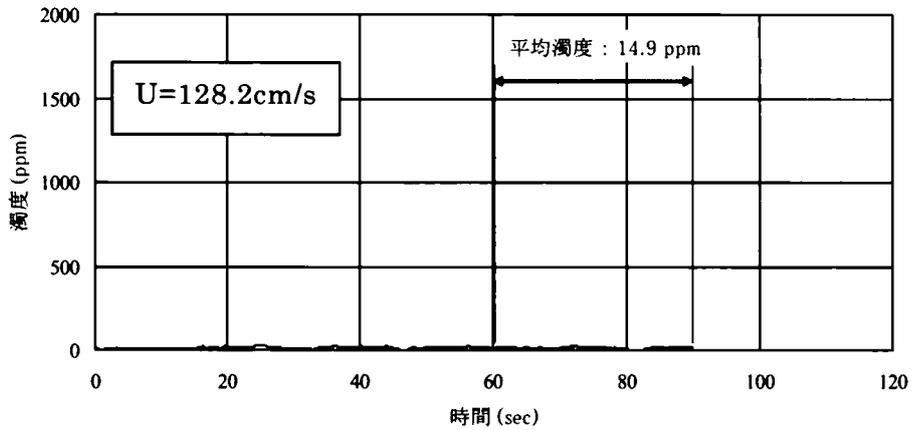
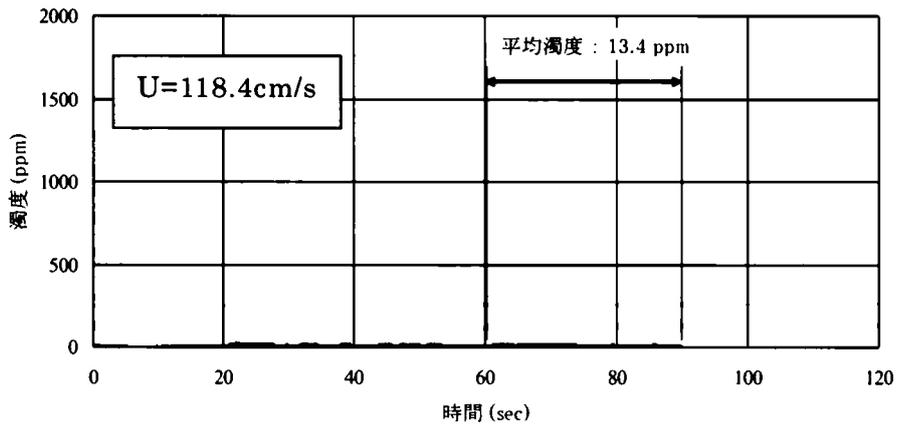
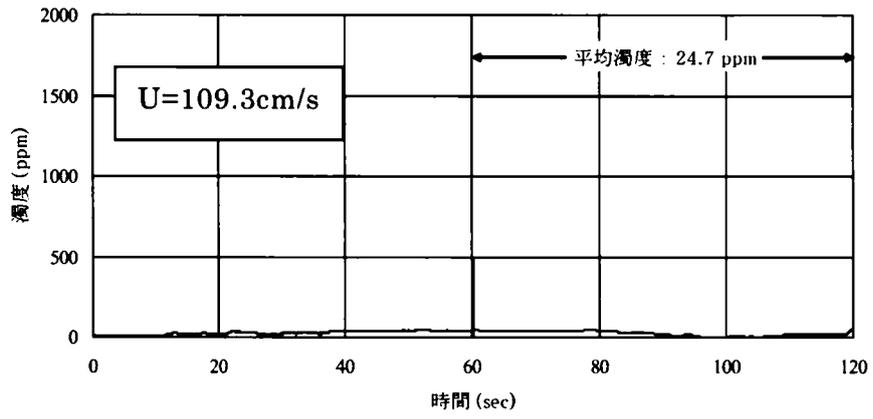


図4-33 濁度測定データ例 (A2-2、下流)



4-34 濁度測定データ例 (D1、下流)

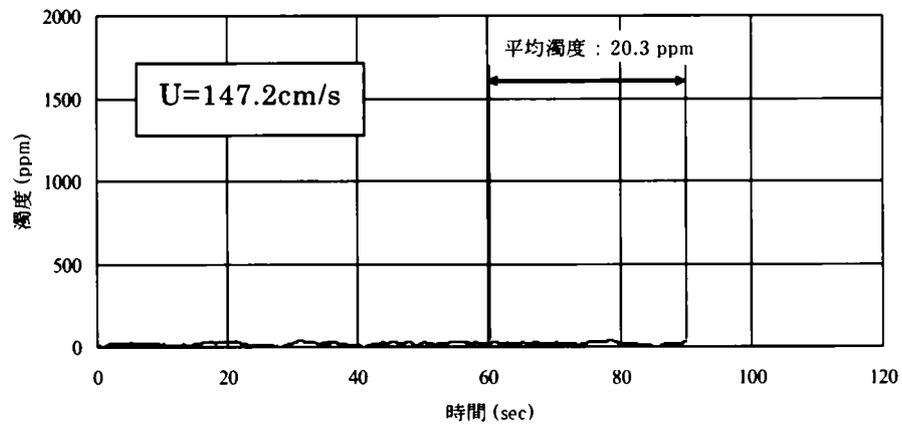
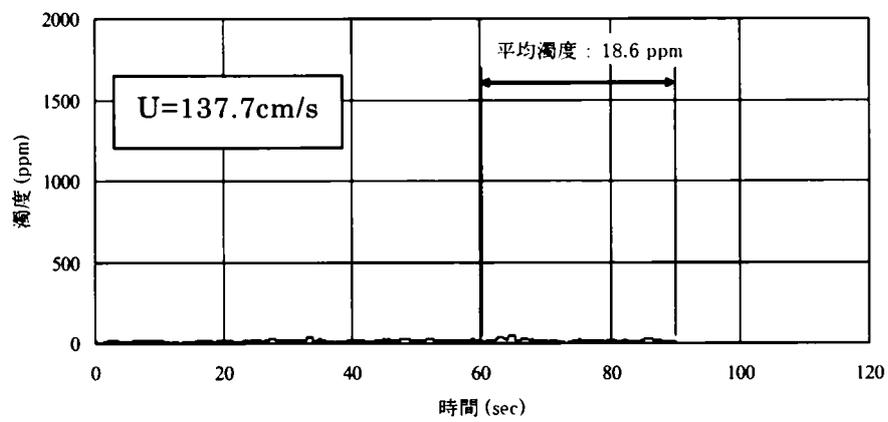
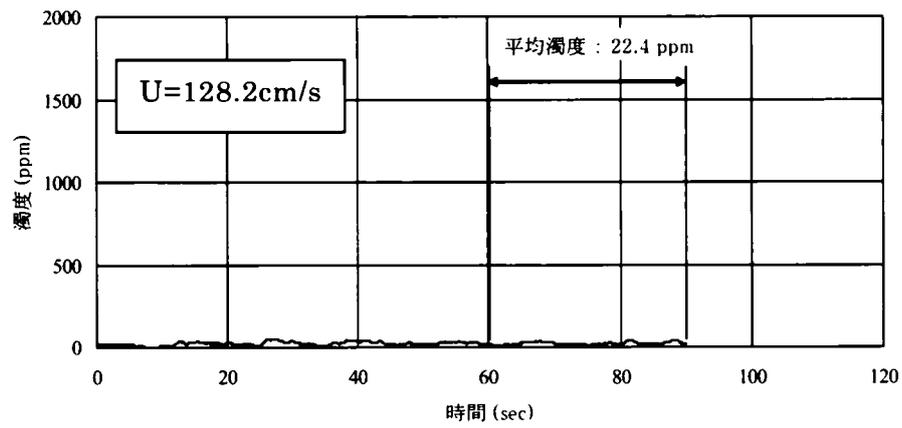
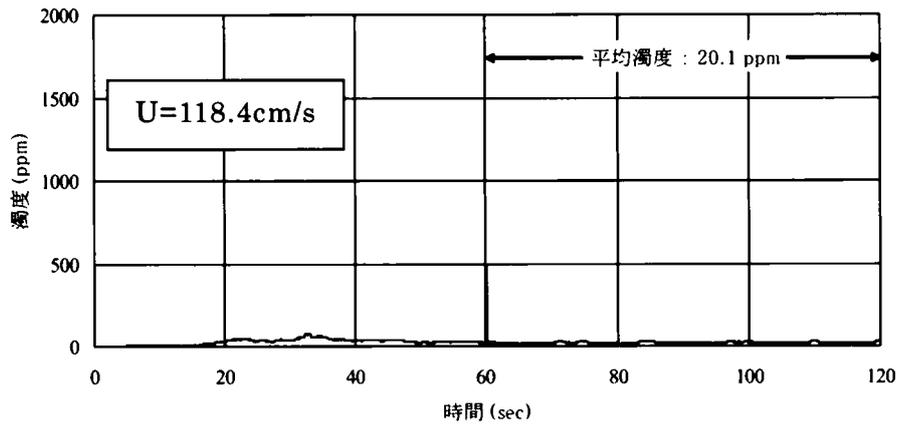


図4-35 濁度測定データ例 (E1、下流)

b. 流速と濁度の関係

図4-36に各ケースの限界流速を示す。限界流速は侵食状況の違いから、以下のよう
に定義した。

- ・ ケース A、D、E：試料表面より目に見える濁りが発生する流速
- ・ ケース B、C：試料粒子の掃流移動が発生する流速

図より限界流速は、ケース B 以外は概ね 100~110cm/s、ケース B のみ 50~60cm/s と
他の約半分であることがわかる。これは主に侵食形態および粒度の違いによると考え
られる。

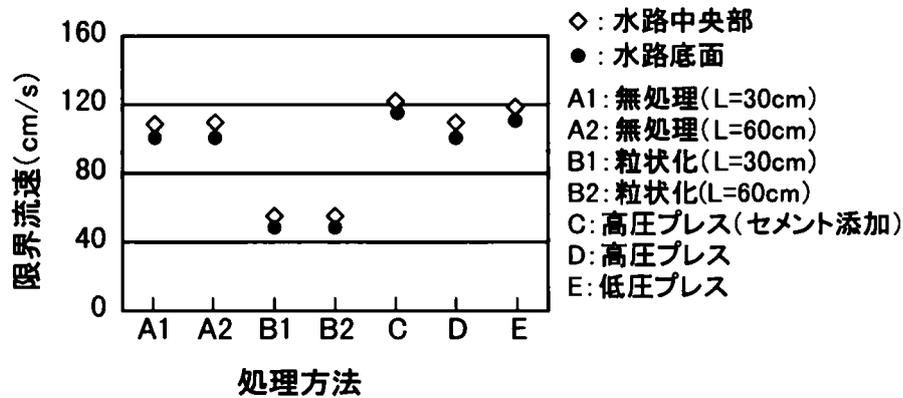


図4-36 処理ごとの限界流速

図4-37~40にケースごとの流速と濁度の関係を示す。濁度のレベルは、ケース
D、E はいずれも 50ppm 以下、また、ケース B、C はほとんど濁度が発生しなかつたの
に対し、ケース A では 200~600ppm に達するものがみられる。また、ケース A1（供試体
長さ 30cm）は流速の増加に伴い濁度が減少する傾向を示すのに対し、ケース A2（供試
体長さ 60cm）は流速の増加に伴い濁度が増加する傾向を示す。この違いは、流れによ
る下流側への試料の供給量の多寡に関係すると考えられ、ケース A1 は試料の細粒分が
初期段階でより多く流出したことが要因であると考えられる。以上の結果より、粒状
化あるいは脱水処理したものは濁度の発生を大きく抑えることができることが明らか
となった。また、脱水処理においては、低圧プレス処理でもかなり効果があることが
示唆される。

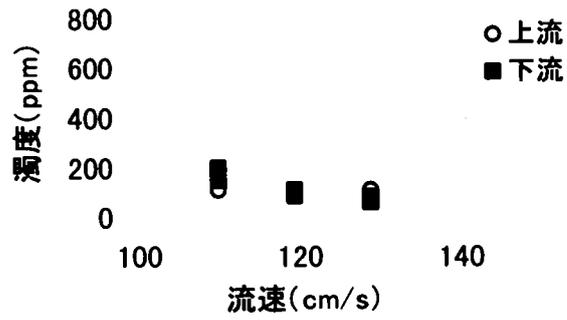


図4-37 流速と濁度 (A1)

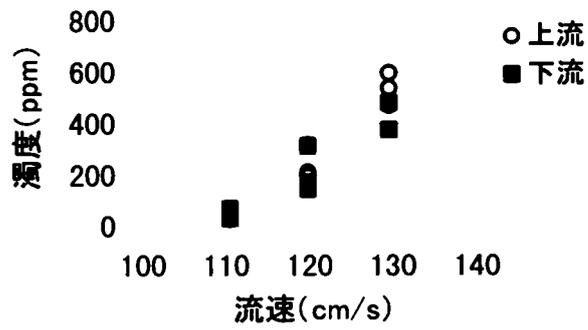


図4-38 流速と濁度 (A2)

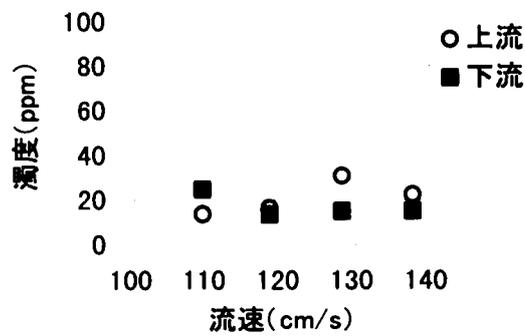


図4-39 流速と濁度 (D)

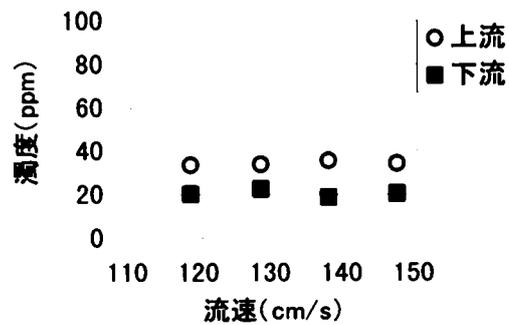


図4-40 流速と濁度 (E)

c. 実現象の推定

図4-41~43にケースA、D、Eにおける流速と単位長さあたり濁度の関係を示す。バラツキはあるものの、単位長さあたりの濁度の平均は、ケースAで4ppm/cm、ケースDで0.6ppm/cm、ケースEで0.9ppm/cm程度の範囲にプロットされる。

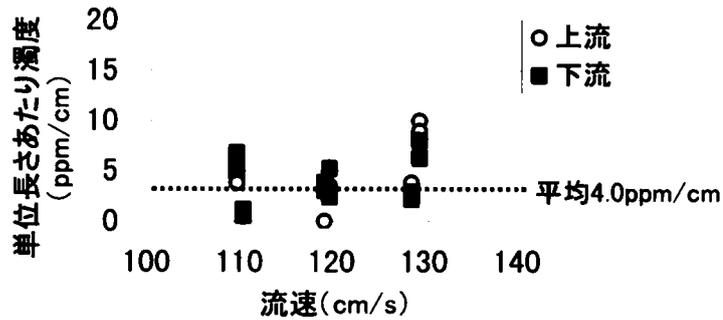


図4-41 流速と単位長さあたり濁度 (A1、A2)

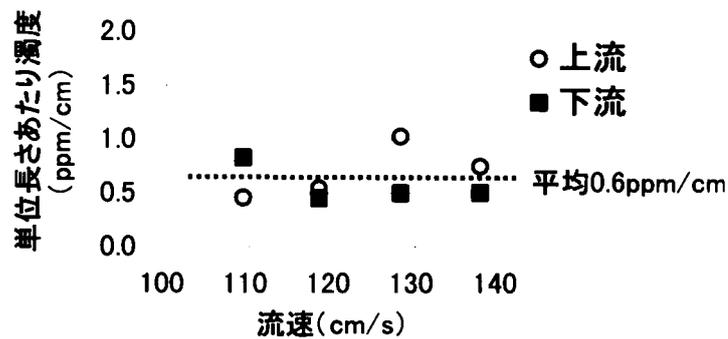


図4-42 流速と単位長さあたり濁度 (D)

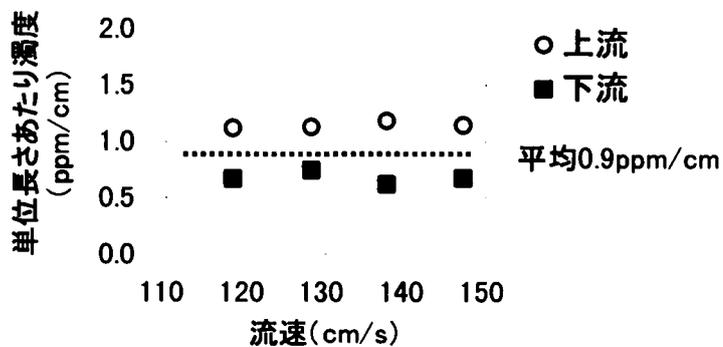


図4-43 流速と単位長さあたり濁度 (E)

そこで、この実験で得られた単位長さあたりの濁度を用いて、芦田らの既往の研究を参考に、以下に実際の河川還元における発生濁度の推定を行う（図4-44）¹³⁾。

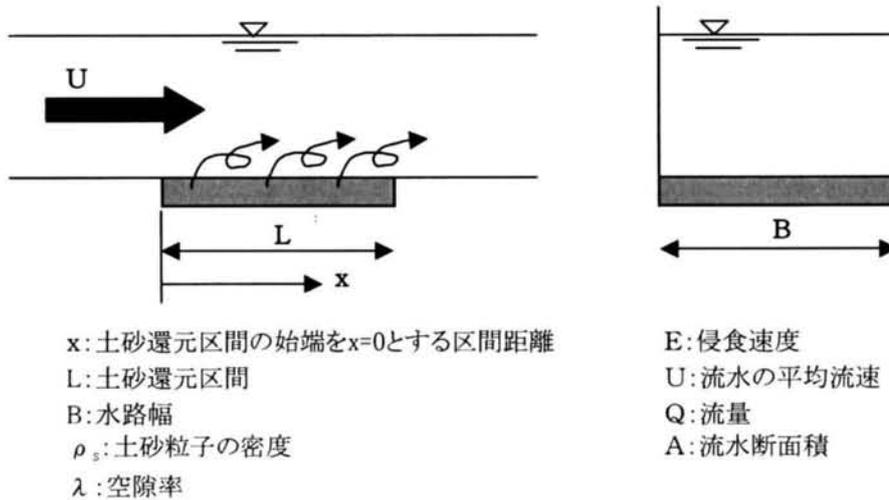


図4-44 侵食による土砂流出に関する模式図

単位時間、単位面積あたりの土砂生産量 m_t は、次式のように示される。

$$m_t = \rho_s E (1 - \lambda) \quad \dots (1)$$

m_t から流水中に放出される微細土砂の割合を p_f とすれば、単位時間、単位面積あたりの微細土砂の生産・流出量 m_f は次式のように示される。

$$m_f = \rho_s E (1 - \lambda) p_f \quad \dots (2)$$

また、単位長さあたりの微細土砂の生産・流出量 q_f は次式のように示される。

$$q_f = m_f \cdot B = \rho_s E (1 - \lambda) p_f \cdot B \quad \dots (3)$$

次に、水路における微細土砂の濃度 C は次のように示される。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} q_f \quad \dots (4)$$

そこで、(4)式に(3)式を代入して、水路幅一定の条件として解くと次式が得られる。

$$C(t, x) = \rho_s E (1 - \lambda) p_f \frac{x}{U(A/B)} \quad \dots (5)$$

これより微細土砂濃度は、侵食速度 E および土砂還元区間距離 x に比例することがわかる。

一方、侵食速度 E は、還元土砂の物性、水流の流体力によって規定され、芦田らの研究によれば、次のような関係が求められている¹⁴⁾。

$$E = \alpha (\tau - \tau_c)^\beta \quad \dots (6)$$

ここで、 τ : 掃流力、 τ_c : 限界掃流力、 α 、 β : 定数

よって、今回の実験から得られた、単位長さ当たりの濁度を実際の土砂還元区間長に換算することにより、実現象における発生濁度が推定できる。例として、**図4-45**に示すダム下流の河道内の流下方向に100mの長さで仮置きして河川還元する場合を想定する。なお、前述のように、粒状化处理した粒子は侵食される際に微細分に戻る部分と、粒状を保つ部分に分かれる。ここでは、一度河床から流水中に取り込まれた微細分は再沈降しないことと、掃流状態となった粒状部分からは新たな微細分の発生は無いものと仮定している。

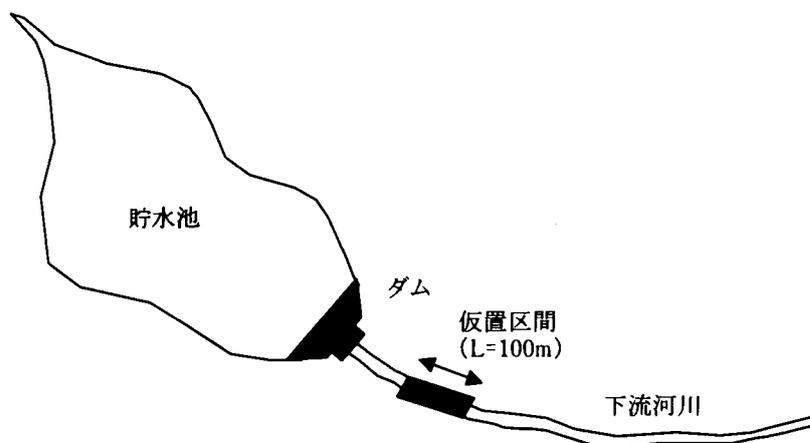


図4-45 ダム直下の土砂仮置イメージ

この場合の推定結果を表4-6、図4-46に示す。結果より、無処理の場合は約40,000ppmの濁度が発生するのに対し、粒状化処理およびセメント添加をした高圧脱水処理の場合は濁度はほとんど発生しないこと、また、通常の高圧脱水処理で6,000ppm程度、低圧脱水処理でも9,000ppm程度に発生濁度を抑制できることがわかる。

表4-6 発生濁度の推定

ケース	処理方法	実験結果		実現象の推定	
		単位長さ当たり発生濁度 (ppm/cm)	データ数	単位長さ当たり発生濁度 (ppm/m)	100m当たり発生濁度 (ppm)
A1	無処理	3.77	17	400	40,000
A2	無処理	4.12	18		
B	粒状化	-	-	-	-
C	高圧プレス1	-	-	-	-
D	高圧プレス2	0.63	8	60	6,000
E	低圧プレス	0.91	8	90	9,000

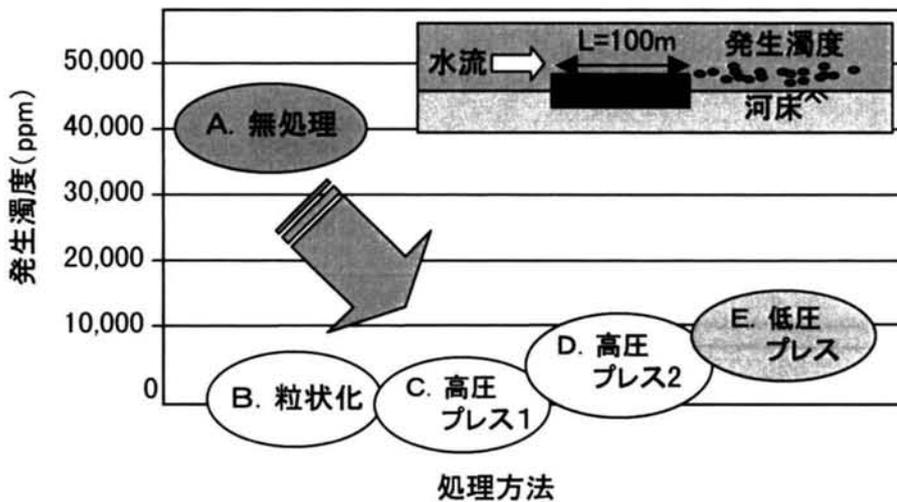


図4-46 処理による発生濁度の抑制

実際の河川還元を計画する場合、下流の濁度発生状況と同時に侵食速度も重要となる。侵食速度に関するデータとして、今回の試験では侵食前後に容器ごと水中重量を測ることにより求めた侵食重量（侵食量）と、侵食に要した時間（侵食時間）を測定した。なお、流速は限界流速とした。図4-47に結果を示す。なお、ケースC、D、Eは、侵食量が小さいため測定データはない。一般に、侵食量は侵食面積が大きくなれば増加することが予想されるが、図のケースA、Bは必ずしもその傾向を示していない。ケースAについては、図4-37、38に示す限界流速付近の濁度においても同様に逆の傾向が見られる。この理由として、限界流速付近は侵食の進行が不安定で状態が変化しやすいことや侵食時間の影響などが考えられるが、詳細は明らかではない。

仮に、図4-47の結果から、単位長さあたりの侵食速度を求めると、ケースA、Bとも1cm当たり0.05~0.20g/sとなる。これより、粒状化処理の侵食速度は無処理の場合とほぼ同等であり、粒状化処理の限界流速がより小さいことを考えると、無処理の場合よりも下流へ流出しやすい材料であるといえる。

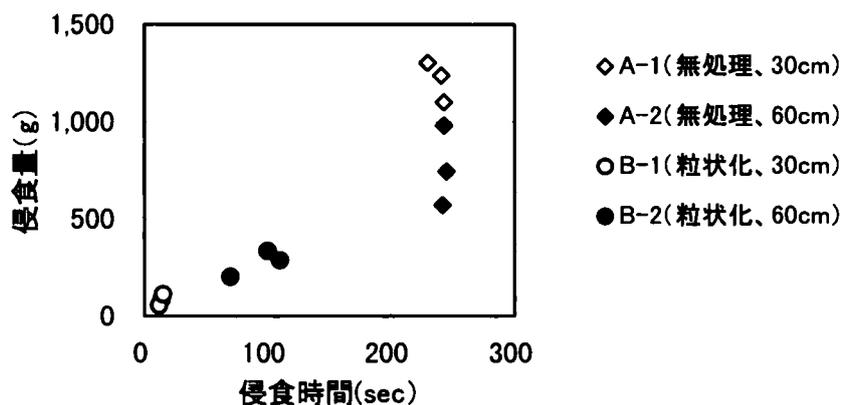


図4-47 侵食時間と侵食量

(3) 静水への溶出試験の結果

a. 水質影響試験

図4-48に濃度別アルカリ溶出試験の結果を示す。供試材の濃度が大きいほど、高いpH値を示す。濃度0.1%区は対照区と同様の傾向を示し、濃度1%区はピークでpH約10を示した後、低下傾向を示す。濃度10%区はピークでpH約11を示しその後の低下傾向は濃度1%区に比べ緩慢である。pHの上昇はセメントに含まれるCa(OH)₂成分の溶出、pHの低下は溶出した成分が水中のCO₂と反応してCaCO₃に変化することが原因と考

えられる。なお、水温はいずれも 19.5～20.8℃を示した。

図4-49に養生期間別アルカリ溶出試験の結果を示す。対照区以外はいずれも最終的に pH8 程度を示し、試料の屋外放置期間が 1～3 年あってもアルカリの影響は完全には無くならないことを示す。対照区以外では、2 区と 8 区の初期の pH 値が高く特徴的であるが、8 区は転圧により雨水等の影響が抑制されたこと、2 区は養生期間が比較的短いことがそれぞれ要因として考えられる。また、図4-48に示す濃度 10% の場合の pH 経時変化と比較すると、pH のピーク値および最終値の両方において、試料を屋外放置することによる pH の低減効果がみられる。図4-50に pH とともに SS を測定した結果を示す。投入直後の SS は 100mg/L 超であるがその後減少し、12hr 後には数 mg/L のレベルとなる。pH に比べて経時に伴う低減傾向が顕著であり、水流等の攪拌による影響がない場合は、水域における SS の影響は比較的短期間に収まることが予想される。

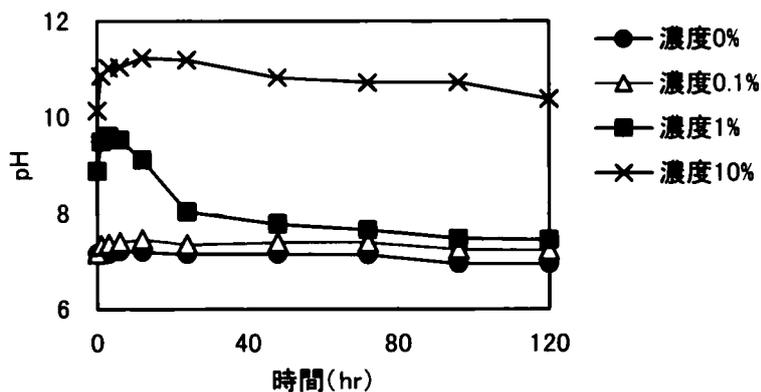


図4-48 pHの変化
(濃度による差異、野積み1ヶ月養生)

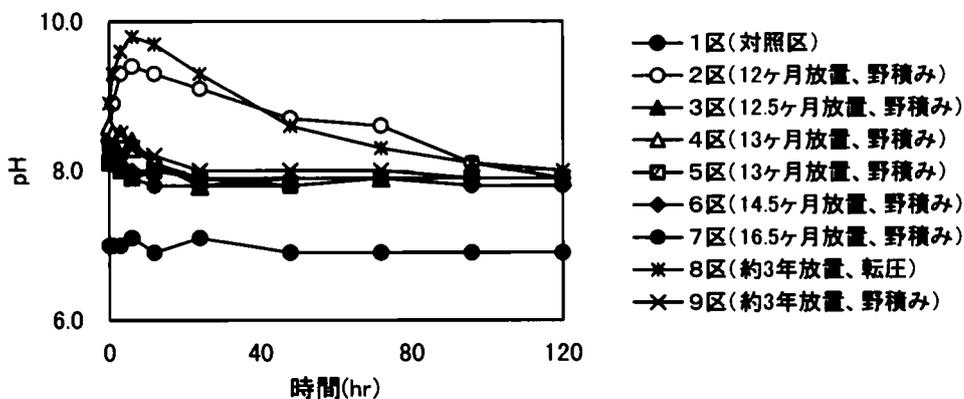


図4-49 pHの変化
(養生期間による差異、濃度=10%)

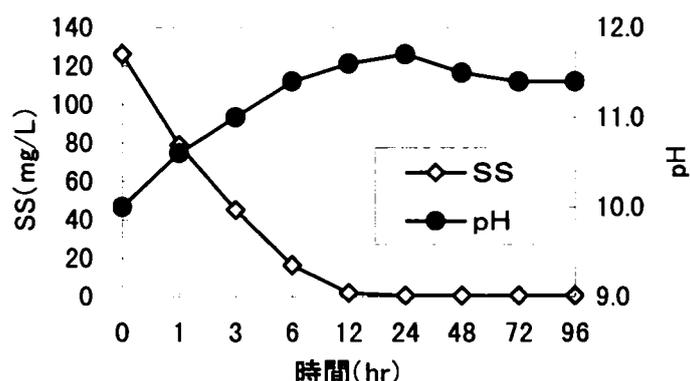
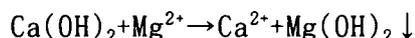


図4-50 SSとpHの変化

b.生物影響試験

表4-7に淡水魚に対する1回目の影響試験結果を示す。濃度10%で12hr後までに全個体20尾が斃死し、濃度1%以下では異常はみられなかった。水温、D0、濁りは特に問題とならず、魚の眼球白濁傾向などからも急激なpH上昇が主な死因と考えられる。表4-8に2回目の試験結果を示す。濃度5.6%で24hr後までに、濃度3.2%で48hr後までにそれぞれ全個体が斃死した。濃度1.8%で96hr後までに計4尾の斃死がみられ、図4-51よりヒメダカに対する96hr TLm値は2.3%（淡水1tに試料23kg投入）であることがわかった。

表4-9に海水魚に対する1回目の影響試験結果を示す。すべての試験区で斃死及び異常な挙動を示す個体はみられなかった。濃度10%でpH8~9であり、淡水の場合と比較するとpHの上限値は小さい値を示している。これは、海水の緩衝作用によるものであり、その主なメカニズムを以下に示す。



結果的に、海水域においては淡水域のようにCa(OH)₂からOH⁻イオンが解離せず、pHの上昇が抑制されることになる。表4-10に2回目の試験結果を示す。濃度20%で48hr後までに全個体15尾のうち計2尾の斃死がみられたのみであった。図4-52より、マダイ幼魚に対する96hr TLm値は20%（海水1tに試料200kg投入）以上となる。

フラッシング排砂時の環境に対する影響を、SSおよびその継続時間を用いて下記のストレス・インデックスSIにより評価することが可能と考えられている。

$$\text{SI} = \log_e (\text{SS濃度 (mg/L)} \times \text{継続時間 (hr)})$$

例えば、黒部川におけるダム排砂時のSSに関する管理基準は現在規定されていないが、スイスやフランスの知見を参考にこのSI=10程度を当面の目安とし、今後のデータの蓄積によりその精度を向上させていくことが提案されている¹⁵⁾。

pHが生物に与える影響も基本的にはSSと同様に、そのレベルと継続時間の関係で規定されると考えられる。この視点から再度、表4-7~10を検討すると、pH9.0以下の場合には継続時間が大きくなっても斃死尾数への影響は認められないこと、pH10付近に閾値の存在が認められることなどが伺える。図4-53は、半数致死の場合の継続時間を内挿および外挿法で求め、その時の平均pHとの関連を示したものである。pH11.0では継続時間7.4hr、pH10.5では10.5hrであったものが、pH10.3に下がると20.3hrとほぼ倍に伸び、さらにpH9.9の場合には継続時間は240hrと大きく伸びる。これより、プロット数は少ないものの、pH10を超えるか否かのレベルが魚類への影響の有無を判断する1つの目安になると推測される。

表4-7 淡水魚に対する影響試験結果（1回目）

経過時間 (hr)	濃度0%(対照区)				濃度0.1%				濃度1%				濃度10%			
	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	斃死 尾数
0	18.3	7.0	7.5	0	18.3	7.6	7.5	0	18.3	9.2	7.4	0	18.2	10.2	7.5	0
1	18.3	7.0	-	0	18.3	7.7	-	0	18.3	9.7	-	0	18.3	10.6	-	0
3	18.9	7.0	-	0	18.9	7.5	-	0	18.9	10.0	-	0	18.8	10.8	-	0
6	18.7	6.9	-	0	18.7	7.2	-	0	18.7	10.0	-	0	18.6	10.9	-	7
12	18.9	7.0	-	0	18.8	7.2	-	0	18.8	10.2	-	0	18.8	11.2	-	13
24	18.9	7.0	7.4	0	18.8	7.2	7.5	0	18.8	9.8	7.5	0	18.8	11.3	7.6	-
48	18.7	7.1	7.5	0	18.8	7.2	7.6	0	18.6	8.8	7.6	0	18.6	11.3	7.6	-
72	18.6	7.0	7.3	0	18.4	7.2	7.4	0	18.3	7.8	7.4	0	18.3	11.2	7.5	-
96	18.3	7.0	7.1	0	18.3	7.3	7.1	0	18.2	7.7	7.1	0	18.2	11.1	7.2	-
平均	18.6	7.0	7.4	-	18.6	7.3	7.4	-	18.5	9.2	7.4	-	18.5	11.0	7.5	-

表4-8 淡水魚に対する影響試験結果（2回目）

経過時間 (hr)	濃度0%(対照区)				濃度1.8%				濃度3.2%				濃度5.6%			
	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	斃死 尾数
0	19.0	7.0	7.1	0	18.9	9.2	7.1	0	18.8	9.5	7.1	0	18.8	9.7	7.0	0
1	18.1	7.0	-	0	18.0	9.7	-	0	18.0	10.0	-	0	18.0	10.2	-	0
3	18.2	6.9	-	0	18.2	9.9	-	0	18.1	10.2	-	0	18.1	10.3	-	0
6	18.8	7.0	-	0	18.8	10.0	-	0	18.6	10.4	-	0	18.6	10.6	-	1
12	18.8	6.9	-	0	18.7	10.1	-	0	18.6	10.4	-	1	18.6	10.6	-	12
24	18.3	6.9	7.3	0	18.3	10.1	7.3	0	18.3	10.5	7.4	13	18.3	10.7	7.4	7
48	18.1	7.1	7.3	0	18.1	10.1	7.2	2	18.0	10.7	7.3	6	18.0	11.0	7.3	-
72	19.4	7.1	7.1	0	19.4	9.9	7.1	1	19.3	10.5	7.2	-	19.3	10.8	7.2	-
96	18.1	7.1	7.3	0	18.0	9.8	7.3	1	18.0	10.5	7.4	-	18.0	10.9	7.4	-
平均	18.5	7.0	7.2	-	18.5	9.9	7.2	-	18.4	10.3	7.3	-	18.4	10.5	7.3	-

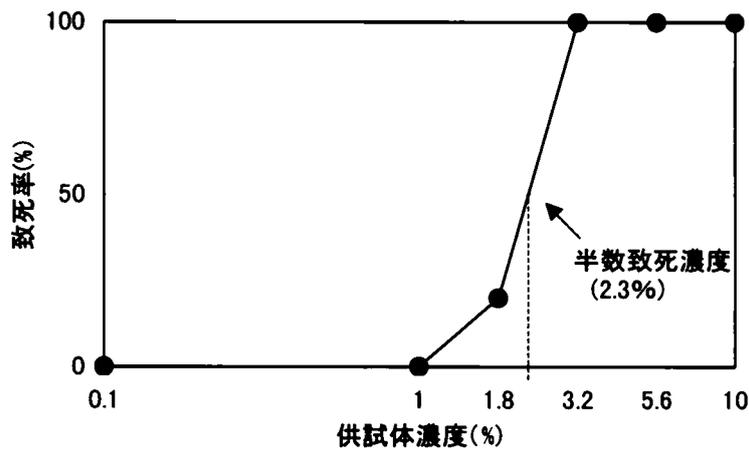


図4-51 ヒメダカの半数致死濃度(96時間TLm)

表4-9 海水魚に対する影響試験結果(1回目)

経過時間 (hr)	濃度0%(対照区)					濃度0.1%					濃度1%					濃度10%				
	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	塩分 (‰)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	塩分 (‰)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	塩分 (‰)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	塩分 (‰)	斃死 尾数
0	20.6	7.9	6.3	31.0	0	20.6	8.0	5.8	31.0	0	20.6	8.1	6.1	30.9	0	20.4	8.6	6.2	31.0	0
1	20.9	7.9	-	-	0	20.8	8.0	-	-	0	20.8	8.2	-	-	0	20.5	8.8	-	-	0
3	20.9	7.9	-	-	0	20.8	8.0	-	-	0	20.8	8.2	-	-	0	20.5	8.9	-	-	0
6	20.6	7.9	-	-	0	20.6	8.0	-	-	0	20.6	8.2	-	-	0	20.5	8.9	-	-	0
12	20.4	7.9	-	-	0	20.3	8.1	-	-	0	20.3	8.3	-	-	0	20.3	9.2	-	-	0
24	20.2	7.9	6.5	-	0	20.0	8.0	6.5	-	0	20.0	8.1	6.6	-	0	20.0	9.0	6.7	-	0
48	20.1	7.9	6.9	-	0	19.9	7.9	7.0	-	0	19.9	8.1	7.0	-	0	19.9	8.6	7.0	-	0
72	20.3	7.9	7.2	-	0	20.2	7.9	7.3	-	0	20.1	8.0	7.4	-	0	20.1	8.3	7.3	-	0
96	20.2	7.9	6.8	31.9	0	20.0	8.1	6.8	31.9	0	19.9	8.2	6.9	31.8	0	19.9	8.4	6.8	31.6	0
平均	20.5	7.9	6.7	31.5	-	20.4	8.0	6.7	31.5	-	20.3	8.2	6.8	31.4	-	20.2	8.7	6.8	31.3	-

表4-10 海水魚に対する影響試験結果(2回目)

経過時間 (hr)	濃度0%(対照区)					濃度10%					濃度14%					濃度20%				
	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	塩分 (‰)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	塩分 (‰)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	塩分 (‰)	斃死 尾数	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	塩分 (‰)	斃死 尾数
0	20.2	7.9	7.6	31.3	0	20.1	8.6	7.6	31.1	0	20.1	8.8	7.6	31.1	0	20.1	8.8	7.6	31.1	0
1	20.3	7.9	-	-	0	20.2	8.8	-	-	0	20.3	9.0	-	-	0	20.2	9.0	-	-	0
3	20.5	7.8	-	-	0	20.3	8.9	-	-	0	20.4	9.1	-	-	0	20.4	9.1	-	-	0
6	20.6	7.8	-	-	0	20.6	9.1	-	-	0	20.6	9.3	-	-	0	20.5	9.3	-	-	0
12	20.5	7.8	-	-	0	20.3	9.1	-	-	0	20.3	9.3	-	-	0	20.3	9.3	-	-	0
24	20.3	7.8	6.6	-	0	20.2	8.8	6.6	-	0	20.2	9.1	6.6	-	0	20.2	9.2	6.5	-	1
48	20.0	7.8	6.7	-	0	19.8	8.7	6.6	-	0	19.9	9.1	6.6	-	0	19.9	9.2	6.6	-	1
72	19.5	7.8	6.7	-	0	19.3	8.4	6.6	-	0	19.4	8.9	6.6	-	0	19.4	9.2	6.5	-	0
96	19.5	7.8	6.8	31.7	0	19.2	8.3	6.8	31.7	0	19.4	8.7	6.5	31.5	0	19.4	9.3	6.7	31.4	0
平均	20.2	7.8	6.9	31.5	-	20.0	8.7	6.8	31.4	-	20.1	9.0	6.8	31.3	-	20.0	9.2	6.8	31.3	-

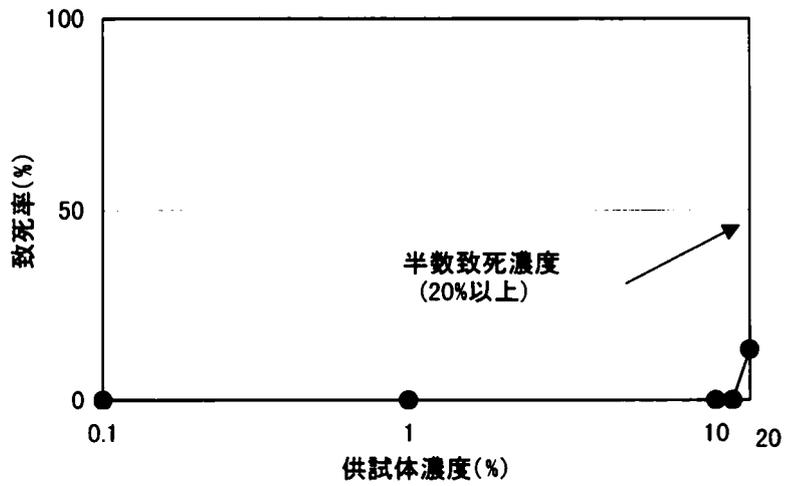


図4-52 マダイ幼魚の半数致死濃度(96時間TLm)

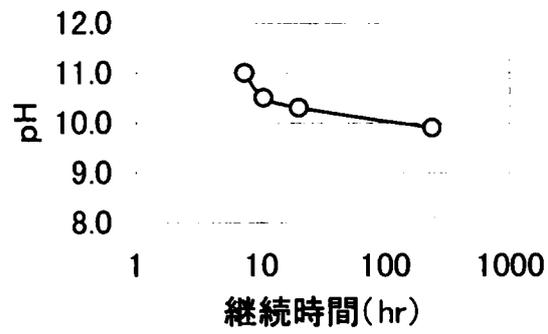


図4-53 pHと継続時間

4.5 試験結果のまとめと河川還元への反映

(1) 試験結果のまとめ

一連の試験結果をまとめると以下のとおりである。

a. 水中でのすりへり試験

ロサンゼルス試験機を用いた水中すりへり試験では、回転数と濁度にほぼ比例関係があることや水流のみの攪乱によっても粒子破碎は進行し、濁度が急上昇する状況などを確認した。また、pH・水温とも回転数に応じて上昇すること、処理材のセメント添加量が多いことや粒子破碎エネルギーが大きいことが単純に高アルカリに直結せず、固結度・破碎形態・細粒化などの影響を受ける可能性のあることを示した。

さらに、試験前後の粒子形状を調べることにより、粒子の破碎形態が破碎後の粒度分布に影響を与え、濁度や pH の発生状況にも差異を及ぼす可能性を示した。そして、粒子の破碎形態は、破碎エネルギーの違いおよび水流や粒子同士の衝突・磨耗による破碎メカニズムの違い、さらには処理方法による粒子構造の違いなどの影響を受けることを考察により明らかにした。

b. 流水による侵食試験

流水による侵食試験では、水路床上に設けた凹部に試料を敷き詰め、流速を変化させて処理の違いによる侵食状況の違いを観察した。その結果、無処理の場合は試料から微細粒子が溶出する形で下流に濁度が発生しているのに対し、粒状化処理の場合は塊状粒子が転がる形で下流に流出し濁度発生が抑制されることがわかった。また、限界流速は粒状化処理材で 50~60cm/s、それ以外は概ね 100~110cm/s 程度であり、この相違は主に流出形態および粒度の違いによると考えられた。

さらに、流速と濁度の関係を調べ、単位長さ当たりの濁度を用いて、実際の河川還元における発生濁度の推定を行った。その結果、流下方向に 100m の長さで仮置きして河川還元する場合、無処理の場合は約 40,000ppm の濁度が発生するのに対し、粒状化処理およびセメント添加をした高圧脱水処理の場合は濁度の発生はほとんどみられないこと、また、通常の高圧脱水処理で 6,000ppm 程度、低圧脱水処理でも 9,000ppm 程度に発生濁度を抑制できることがわかった。

c. 静水への溶出試験

水槽を用いた溶出試験より、粒状化処理材の濃度が大きい程高い pH 値を示すこと、処理材の屋外放置期間が 1~3 年あっても最終的に pH8 程度を示しアルカリの影響は完

全には無くならないことなどがわかった。同時に試料を屋外放置することによる pH の低減効果がみられることや仮置き時の転圧により雨水等の影響が抑制されることなども確認できた。また、SS は pH に比べて経時に伴う低減傾向が顕著であり、水流等の攪拌による影響がない場合は、水域における SS の影響は比較的短期間に収まることを確認した。

さらに、生物影響試験により、ヒメダカに対する 96hr TL_m 値は 2.3% (淡水 1t に試料 23kg 投入)、マダイ幼魚に対する 96hr TL_m 値は 20% (海水 1t に試料 200kg 投入) 以上であることがわかった。また、ストレス・インデックスの考え方を参考に、半数致死の場合の継続時間と平均 pH との関係を調べた結果、pH10 を超えるか否かのレベルが魚類への影響の有無を判断する 1 つの目安になることを示した。

(2) 河川還元への反映

図 4-54 に一般に考えられる河川還元の検討フローを示す¹⁶⁾。河川還元においては、濁度などの環境影響を抑えながら、仮置き土砂を確実に流下させることが必要であり、仮置き土砂の質と量との関連で妥当な対象流量を設定することが重要である。一般に流量が増加するほど河道の掃流力は大きくなり、流下可能な土砂の粒径を大きく設定できる。仮置き土砂は洪水により水位が上昇しかつ水が濁り始めてから自然流下するような位置・形状を設定することが望ましい(図 4-55)。また、過去の水文データから洪水継続時間を整理し、掃流砂量の予測を行い、仮置き土砂量と対象流量の安全性・妥当性を確認することが必要である。さらに、河床変動等の治水面や濁度・生物等の環境面への影響を事前に予測するとともに、河川還元の実施においては適切なモニタリングを行うことも重要である。

今回の試験で、脱水処理などの簡易な処理を行うことにより、そのままでは河川還元が困難な細粒土砂の河川還元時の濁度発生を大きく抑制できることが明らかになった。濁度発生の抑制は、河川還元の対象土砂の範囲を広げ、土砂仮置きの位置・形状の選定幅の拡大につながる。また、今回の試験における限界流速および侵食速度を考慮すると、下流河川への供給という点からは粒状化処理が有利である。粒状化処理は、セメントを添加することによるアルカリ溶出に対する留意が必要であるものの、粒径調整により下流域で必要とされる粒径の土砂を選択的に供給することも可能である。さらに、海水によるアルカリ緩衝作用を考慮した利用、例えば養浜材利用なども考えられる。このように、適切な処理を行うことにより、細粒材の河川還元リサイクルの可能性は大いに高まる。今後、現地での環境影響試験やモニタリング方法に対する検討が必要である。

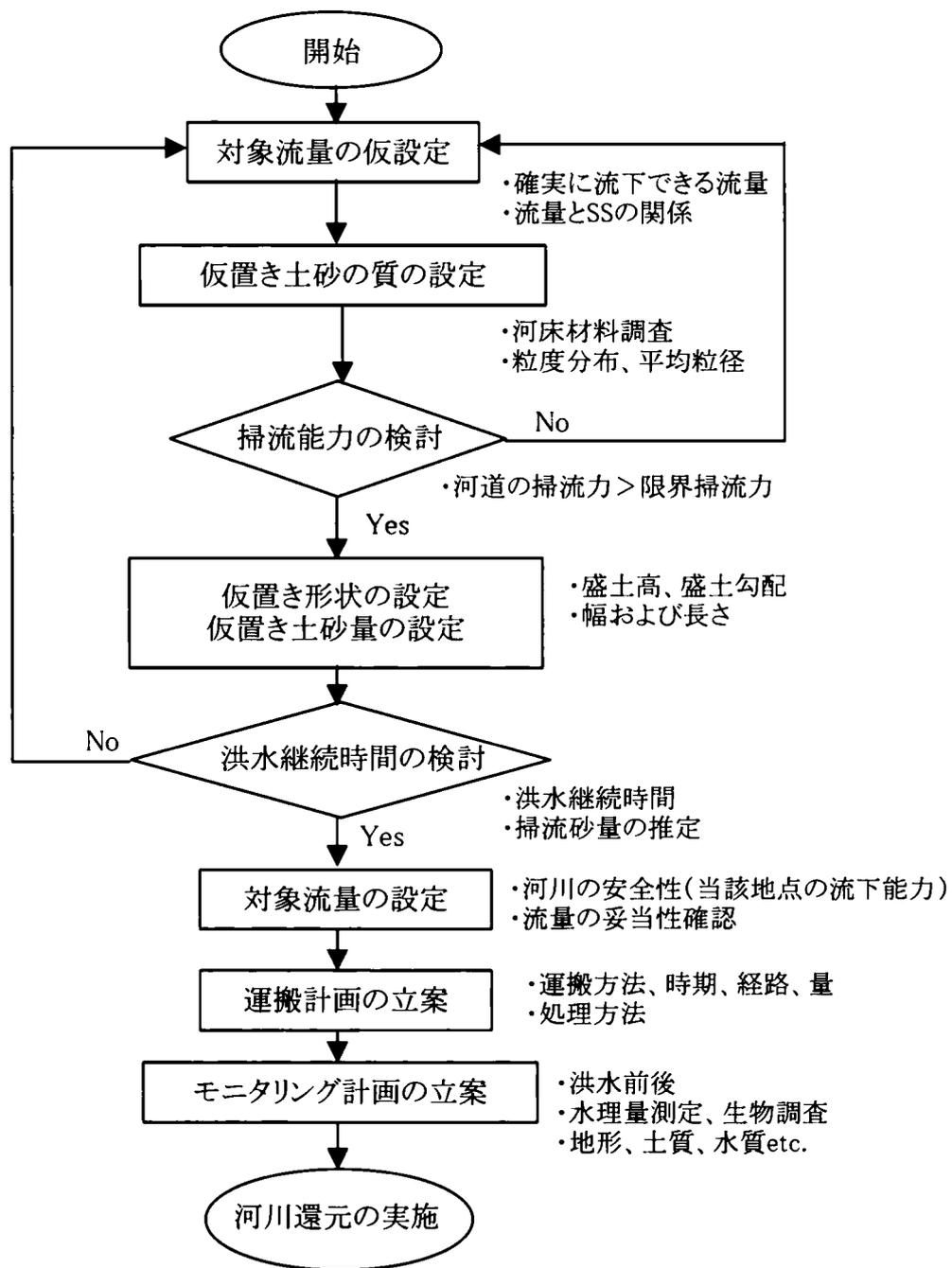


図4-54 河川還元の検討フロー（文献16をもとに加筆修正）

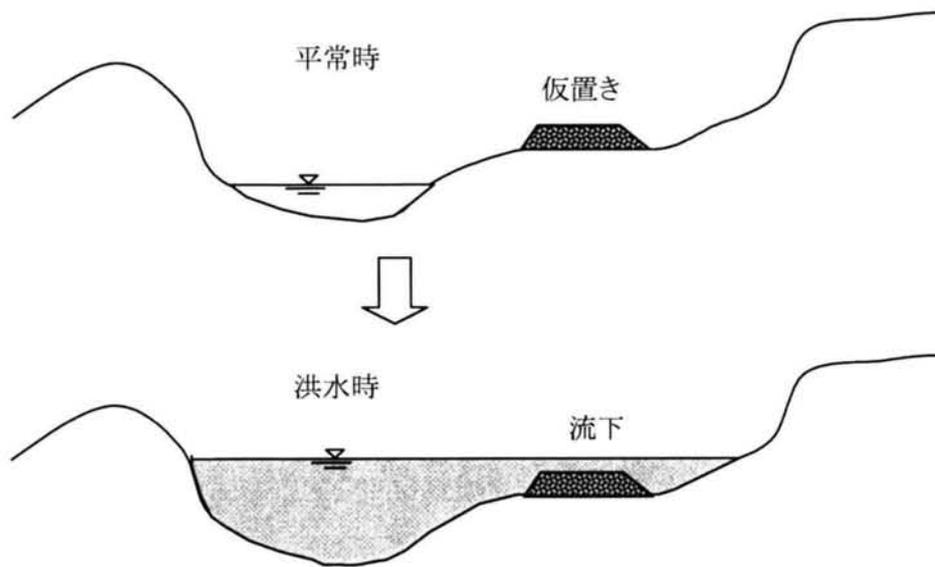


図4-55 河川還元方法（文献16をもとに加筆修正）

4.6 結語

本章では、ダム堆砂のうち粘土・シルト分主体の細粒材を対象として、河川還元材としてリサイクルする場合の環境影響について検討した。水中でのすりへり試験、流水による侵食試験、静水への溶出試験などの室内試験を行い、その結果をもとに実際にダム堆砂を河川還元する場合について考察した。得られた知見は以下のとおりである。

- ① 水中でのすりへり試験では、回転数に応じて濁度・pH・水温が上昇することおよび処理材のセメント添加量や粒子破碎エネルギーが大きいことが単純に高アルカリに直結しないことなどを確認した。さらに、試験前後の粒子形状を調べることにより、粒子の破碎形態が破碎後の粒度分布に影響を与え、濁度やpHの発生状況にも差異を及ぼす可能性を示した。
- ② 流水による侵食試験では、処理の違いによる侵食状況の違いを観察した。その結果、無処理の場合は微細粒子の溶出により下流に濁度が発生するのに対し、粒状化処理の場合は塊状粒子が転がる形で流出するため濁度発生が抑制されることがわかった。また、限界流速は粒状化処理材で50~60cm/s、それ以外は概ね100~110cm/s程度であった。
- ③ 流水による侵食試験の結果より、流速と濁度の関係を調べ、単位長さ当たりの濁度を用いて、実際の河川還元における発生濁度の推定を行った。その結果、流下方向に100mの長さで仮置きして河川還元する場合、無処理の場合は約40,000ppmの濁度が発生するのに対し、粒状化処理およびセメント添加をした高圧脱水処理の場合は濁度の発生はほとんどみられないこと、また、通常の高圧脱水処理で6,000ppm程度、低圧脱水処理でも9,000ppm程度に濁度発生を抑制できることがわかった。
- ④ 静水への溶出試験より、粒状化処理材の濃度が大きい程高いpHを示すこと、処理材の屋外放置期間が1~3年あってもアルカリの影響は完全には無くならないこと、屋外放置によるpHの低減効果が見られること、SSはpHに比べ経時に伴う収束傾向が顕著であることなどを確認した。また、粒状化処理材のヒメダカおよびマダイ幼魚に対する生物影響試験より、海水によるアルカリ緩衝効果およびpH10を超えるか否かのレベルが魚類への影響の有無を判断する1つの目安になることなどを示した。
- ⑤ 河川還元は洪水時の水位上昇と濁度発生に合わせる形で自然流下させる方法が考えられる。今回の試験で、簡易な処理による濁度発生の抑制効果が明らかになり、河川還元の対象土砂の範囲や土砂仮置き の位置・形状の選定幅が広がる。また、下流河川への供給や海水のアルカリ緩衝作用の点からは、粒状化処理材の河川還元材

や養浜材としての利用にメリットがある。このように、適切な処理により細粒材の河川還元リサイクルの可能性は大いに高まることがわかる。

参考文献

- 1) 角哲也：ダム貯水池からの排砂と排砂時の放流水質管理、ダム技術 127、pp. 30～38、1997
- 2) Erich Staub：Effects of Sediment Flushing on Fish and Invertebrates in Swiss Alpine Rivers、貯水池土砂管理国際シンポジウム論文集、pp. 185～194、2000
- 3) Newcombe, C. P. and Macdonald, D. D.：Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems、North American Journal of Fisheries Management 11、1991
- 4) 村岡敬子、角哲也：高濃度の濁りがアユに与える影響について、土木学会関東支部年次学術講演概要集、pp. 1048～1049、1998
- 5) 木下篤彦、水山高久、藤田正治、澤田豊明、吉清守：ヒル谷における人為的排砂のイワナへのインパクト、河川技術論文集、7、pp. 363～368、2001
- 6) 土木学会：水理公式集平成 11 年度版、pp. 178～179、2000
- 7) 芦田和男、田中健二：粘土分を含有する砂れき床の侵食と流砂機構に関する研究、京大防災研究所年報、第 17 号 B、pp. 571～584、1974
- 8) 大坪国順・村岡浩爾：底泥の物性および限界掃流力に関する実験的研究、土木学会論文集 363 号 II-4、pp. 225～234、1985
- 9) 大坪国順・村岡浩爾：流れによる底泥の飛び出し率、土木学会論文集、第 375 号 II-6、pp. 43～52、1986
- 10) 小川伸吉、杉山雅彦、佐藤靖彦、久野嘉代：建設汚泥処理土の利用に関する研究（その 3）－長期仮置きした改良土の品質－土木学会第 51 回年次学術講演会、pp. 504～505、1996
- 11) 嘉門雅史、勝見武、応長雲：地盤工学における環境質の影響評価とその制御、材料 47 (2)、pp. 112～115、1998
- 12) (財)先端建設技術センター編：建設汚泥リサイクル指針、大成出版社、2000
- 13) 芦田和男、江頭進治、金屋敷忠儀：斜面侵食による濁質物質の生産・流出機構に関する研究、第 24 回水理講演会論文集、pp. 135～141、1980
- 14) 土木学会：水理公式集平成 11 年版、pp. 178～179、2000
- 15) 同 1)
- 16) 羽原伸、旗持和洋：長島ダムの堆砂対策について、平成 11 年度ダム水源地環境技術研究所所報、調査研究 1-1、2000

第5章 ダム堆砂リサイクルの事業化検討

5.1 概説

前章までに、ダム堆砂の性状分析とその利用法、河川還元材利用における環境影響などについて論じた。その中で、貯水池の位置による区分ごとに考えられる利用法が異なること、脱水等の簡易な処理により細粒材の河川還元リサイクルの可能性が高まることなどが明らかになった。しかし、リサイクルの実現においては技術的に可能であっても経済性が隘路になる場合が多い。事実、ダムは山間部に位置するため、ダム堆砂の有効利用においては、運搬コストが課題となることがしばしばみられる。

そこで本章では、ダム堆砂リサイクルを事業としてとらえ、その推進方策について検討する。ダム堆砂を浚渫や掘削などにより排除し、その土砂をリサイクルすることを考える。土砂管理の観点からはダム堆砂の「排除」であるが、リサイクルの観点を重視する場合にはダム堆砂の「採取」という表現を用いる。

ダム堆砂のリサイクルにとって前述のとおりコストが大きな制約条件の一つであるが、これまでコストに関する分析例は少なく、あっても骨材利用に関するものに限定されていた。本章では、前章で取り上げた河川還元材などの環境利用も含めたダム堆砂リサイクルのコスト分析を行う。そして、近年研究が進んでいる PFI やリスク・マネジメントの考え方をダム堆砂リサイクルに適用することにより、ダム堆砂リサイクルの事業可能性を明らかにする。その中で、貯水池土砂管理の視点に基づいた、官民合同プロジェクトとしてのダム堆砂リサイクル事業の新たな事業枠組みを提案する。

5.2 ダム堆砂リサイクルシステム

ダム堆砂のリサイクルシステムは、基本的にはダム貯水池での採取、必要に応じた処理、利用先までの運搬の3つの作業工程から構成される。リサイクルを成功させるためには、その用途、期間、対象物の量と質、運搬距離、周辺環境などの諸条件を考慮して、採取・処理・運搬の最適な組合せを構築することが重要である。そこで、現状の技術レベルで考えられるダム堆砂の採取・処理・運搬の各システムを整理し、ダム堆砂リサイクルへの適用性等について分析した¹⁾。

(1) 採取システム

採取システムは掘削と浚渫に大別できる。掘削を行うには、堆積場所が水没していないことやその場所への進入路が確保できること等が前提となる。一方、浚渫の場合は、浚渫船が寄り付けるに十分な水深があること、浚渫船の搬入・搬出が可能でかつ洪水時の退避方法が確保できること等が前提となる。

a. 掘削

現在実施されている機械力による堆砂排除の多くは、陸上建機による掘削である。これは、ドライワークの方が掘削効率が良いこと、浚渫のような余水処理が不要であること、ダム貯水池末端部の骨材利用に適した粒径の大きな堆砂排除が多いことなどがその主な理由である。表5-1に各種掘削機械の特徴とダム堆砂への適用性について示す。機械の汎用性、入手の容易さ、現地への搬入性等から、バックホウとブルドーザーの適用性が高い。長期・大量の場合には連続掘削系の適用の可能性も考えられる。

b. 浚渫

海工事と異なり、ダム堆砂の浚渫の場合には移動距離が限られている上、船の搬入組立にも制限がある。そのため船の選定においては可搬性や現有状況を含めた調達可能性が重視される。表5-2に代表的な浚渫工法の特徴とそれらのダム堆砂への適用性を示す。浚渫方式は、グラブ式とポンプ式に大別できる。沈木や玉石等の障害物対応性、土質変化対応性等を重視すると、グラブ系浚渫船の適用性が高い。事前に堆砂が均質であることが判明している場合などは、ポンプ系浚渫船の適用も可能である。

表5-1 各種掘削機械の特徴とダム堆砂への適用性(参考文献¹⁾を加筆修正)

	ショベル系		ブローザー系	ローダー系	スクレーパー系	連続掘削系
	バックホウ	トラグライン、 クラムシェル	ブローザー、 スクレーパーブローザー等	ブローザースケレ、 ホイールローダー等	被牽引式スクレーパー、 モータースクレーパー等	バケットホイールエクスカベーター等
概要	掘削と積込みを行う機械で油圧ショベルがベース、大きさは通常バケット容量で表わされ0.5m ³ 未満の小型から3.0m ³ の大型まで種類は多い。	掘削と積込みを行う機械でクローラークレーンがベース、トラグラインは横引きしにくい。取れる。親常は標準・湿地・超湿地の区分あり、特殊な水陸両用タイプもある。	掘削・運搬の他、敷均し・締固め・伐倒・除根等にも使われる。親常は標準・湿地・超湿地の区分あり、特殊な水陸両用タイプもある。	掘削・積込みの他、押上・敷均し・短距離の運搬等に用いられる。ブローザースケレは履帯式、ホイールローダーは大型低圧タイヤを装着。	掘削・運搬・捨土・敷均しの一貫作業が可能。牽引式と自走式がある。通常広範囲な土壌造成等に用いられる。	掘削のみ。クローラ型走行機に複数のバケットを装置した回転ホイールを取付け、これで掘削。土砂は本体のペレコンで後方へ運ぶ。
適応土質	礫から粘性土まで適応可。硬質土にも対応可。	礫から粘性土まで適応可。硬質土には不適。	礫から粘性土まで適応可。リップ装置により固結土の破砕可。	礫から粘性土まで適応可。ショベル系よりは掘削力劣る。	硬質土や軟弱土は不適。作業性低下。補助ブローダーを用いる場合あり。	礫から粘性土まで適応可。
適応場所	水面下の掘削も可。接地圧は40~100kPa程度。	同左	接地圧は標準タイプで40~90kPa、湿地タイプで20kPa程度。	接地圧はブローザースケレで40~90kPa、ホイールローダーで20~60kPa。	走行可能なコーン指数の下限値。自走式1,000、被牽引式400、超ワイド低圧タイヤ400kPa。	水面下の掘削には不適。接地圧は80~140kPa程度。
障害物	沈木や転石の対応可。処分土選別必要。	同左	同左	同左	沈木や転石の対応不適。	同左
環境	濁りが多いが対応可。騒音は一般レベル。	同左	通常は陸上作業で濁りは対象外。騒音は一般レベル。	濁りは対象外。騒音は一般レベル。	同左	濁りはやや多いが対応可。騒音は一般レベル。
施工実績	ダム、湖沼、河川における実績は多い。主に掘削積込み。	同左	ダム、湖沼、河川における実績は多い。主に土砂集積。	ダム、湖沼、河川における実績は多少はある。	ダム、湖沼、河川における実績は少ない。	湖沼、河川の実績あり。常陸那珂港の埋立造成で使用。
施工能力	能力は機種と台数で対応可。現場条件により台数制限を受ける場合あり。	同左	同左	能力は機種と台数で対応可。現場条件により台数制限を受ける場合あり。	勾配が少なく良好な土質の箇所で効果を発揮。広い作業面積必要。	10万m ³ /月以上の掘削に適する。
可搬性	小型はトラック積込み。大型は一部分解輸送。	同左	同左	ホイールローダーは自走可。他はトラック輸送。	同左	分解輸送または一部分解輸送。
汎用性	汎用性大。機械調達容易。	同左	水陸両用型以外は汎用性大で機械調達容易。	用途多様で汎用性大。機械調達は容易。	同左	掘削や大規模長期土木工事で汎用性に欠ける。
ダム堆砂への適用性	適用土質が広く、作業能力に優れ、機種も豊富で施工条件に合った選択が可能。掘削・積込み可能。ダム堆砂採取に適する。 ○	適用土質が広く、水面下の掘削が可能であるが作業能力は落ちる。小規模な水面下掘削には適用可。 △	適用土質が広く掘削、押上には適するが積込み能力はない。短距離の掘削、運搬、敷均しに適する。 △	適用土質、作業能力ともバックホウより劣る。接地盤よりの掘削には不向き。積込み機械としては適用可。 ×	運搬、敷均し向きで、地耐力を要し、積込み能力はない。対象土質、汎用性も劣る。ダム堆砂には不適。 ×	適用土質は広く、大量連続施工に適する。障害物に弱く、接地圧も高い。汎用性劣る。長期・大量の場合には可。 △

表5-2 各種浚渫船の特徴とダム堆砂への適用性(参考文献¹⁾を加筆修正)

	グラブ系浚渫船			ポンプ系浚渫船		
	グラブ浚渫船	バックホウ浚渫船	バケット浚渫船	カッター付ポンプ浚渫船	水中サントポンプ浚渫船	高濃度浚渫船
概要	グラブバケットで水底土砂をかき上げる。一般に非自航式。土砂は通常土運船で運搬。圧送ポンプ、スラリーポンプ内臓型もある。	台船にバックホウを搭載。通常船体をスラッドで固定して浚渫。土砂運搬は土運船の場合と空気圧送の場合がある。	船体に装着したバケットライナーで、水底土砂を連続的にすくい上げる。土砂はコンベアシートで土運船に積込む。	水底土砂をカッターで切崩し、船内ポンプで水とともに吸い上げる。搬出は船内ポンプによるスラリーのバイブライン輸送。	サンドポンプを単一あるいは複数用い、組立台船から懸垂して浚渫。懸垂装置には支柱やクローラークレーンが用いられる。	水の侵入を防ぐ特殊装置を取付け、高含泥率の浚渫を行う。土砂は通常、空気圧送方式のバイブライン輸送。
適応土質	軟弱土から硬質土まで適応範囲が広い。	同左	適応土質の範囲は広いが、硬質地盤の場合は困難。	砂質土から粘性土まで適応可。大径・硬質は能力低下。含泥率10%程度。	シルトおよび細砂向き。含泥率5%程度。	シルト以下の粒径が主体。含泥率は60-80%程度。
浚渫深度	巻上げワイヤの長さにより深度変化に容易に対応可。	現在8mまで対応可。11m前後までの開発可。	民間現有船は15mまで浚渫可。	500ps級で2.5~10m、1000ps級で3~15mが一般的。	50m程度まで浚渫可。	現状では7.5m程度まで浚渫可。
障害物	沈木・転石の対応可。選別・除去装置必要。	礫も浚渫可。大きな沈木の引上げは困難。	対応は困難。	大型障害物には前処理必要。雑物には防護カバーで対処。効率は低下。	障害物があると不適。事前除去が必要。	対応は困難。
環境	濁りはグラブ型式による。開放型は多く密閉型は少ない。騒音は多少あり。夜間作業時は防音装置必要。	濁りは多い。騒音は多少あり。夜間作業時は防音装置必要。	濁りは多い。騒音は一般的なレベル。	濁りは比較的少。余水処理必要。騒音は一般的なレベル。輸送経路や夜間作業時の対応が必要な場合あり。	濁りは軽微。騒音も軽微。	濁りは軽微。騒音は一般的なレベル。
施工実績	ダム、湖沼、河川における実績は多い。	同左	ダム、湖沼、河川における実績は見られない。	ダム、湖沼、河川における実績は多い。	ダム、湖沼、河川における実績はある。	同左
施工能力	グラブバケット容量0.6~8m ³ と種々で土質に応じ能力も異なる。一般に2m ³ 容量で80m ³ /hr程度。	バックホウのバケット容量は0.6~3m ³ のものが多く、可搬式では現状50m ³ /hr程度。	バケット容量は0.2~0.5m ³ 程度が多い。民間船で150m ³ /hr程度。	ポンプの規格、土質、N値、排送距離により異なる。500ps級で80~175m ³ /hr程度。	ポンプは15~250馬力のものが主。小規模な局所工事に使用。	100m ³ /hr程度。
可搬性	組立台船の可搬式あり。	同左	現在、可搬式なし。	可搬式は十分可能。	元来可搬式工法である。	可搬式は十分可能。
現有船	多数あり。	同左	少ない。	多数あり。	調達容易。	少ない。
ダム堆砂への適用性	適用土質、施工能力の範囲は広い。障害物対応も別途必要であるが基本的に可能。実績、現有船は多い。ダム堆砂への適用性は高い。 ○	適用土質、施工能力はグラブ船に準じる。障害物も特に大きなもの以外は対応可能。浚渫深度に制限。ダム堆砂へは条件付きで適する。 △	硬質地盤を除き適用土質は広く、作業能力も高い。障害物能力、浚渫深度に制限。現有船少なく可搬式はない。ダム堆砂への適用性は低い。 ×	硬質地盤を除き適用土質は広く、作業能力も高い。障害物能力、浚渫深度に制限。余水処理必要。現有船豊富。ダム堆砂へは条件付きで適する。 △	濁りや騒音は少なく、シルトや細砂に適する。作業能力は低い。機材調達による汎用性は高い。障害物の少ない局所的な浚渫には適する。 △	濁りが少なく、シルト質向きで、作業能力も中程度である。障害物への対応は難しく、現有船も少ない。ダム堆砂への適用性は低い。 ×

(2) 処理システム

ダム堆砂の処理システムには以下のものがある。第3章では、主に処理レベルに着目してダム堆砂利用のための処理について記述した。また、第4章では、粒状化処理や脱水処理を取り上げて、各処理材の河川還元時の環境影響をより具体的に調べた。ここでは、ダム堆砂リサイクルにおいて一般的に想定される処理システムを利用法との関連で再整理する。

a. 無処理

貯水池の中・上流部に堆積している砂・礫主体の粗粒材は、採取してそのままあるいは水切り等の簡単な処理でコンクリート用骨材等に利用できる場合がある。極力簡単な処理で利用できる用途を探ることが、ダム堆砂のリサイクル推進には不可欠である。特に、河川還元材や湿地還元材などの環境材料は、建設材料に比べて強度等の要求レベルは低く、簡単な処理で大量利用の可能性²⁾がある。

b. 物理的処理

物理的処理として分級や脱水が行われる。特に、浚渫の場合は、含水量低減が減容化ならびに安定化の観点から重要である。時間的・敷地的制約が少ない場合には天日乾燥などの自然エネルギーを利用する方法もあるが、通常は加圧脱水法や遠心力脱水法などの機械式工法が用いられる。代表的な機械脱水工法について、霞ヶ浦の底泥を用いて大掛かりな性能比較試験が行われているが、この中では第3章でも取り上げた、高压フィルタープレスによる処理の脱水効果が最も高く、盛土材としての適性或植生への適応性に優れることが示されている³⁾。また、建設汚泥の連続脱水・固化処理システムの構築を目的に処理効率の評価等を行った研究例⁴⁾もあり、ダム堆砂処理分野への応用が期待される。

c. 化学的処理

堆砂にセメントや石灰を添加することにより、土粒子どうしを固結させたり、水和反応により間隙水を固定化して、安定化を図るものである。セメント添加による粒状化処理もこの中に含まれる。利用の困難なダム堤体近傍に堆積する細粒分主体の浚渫土砂を粒状化処理により、リサイクルの容易な材料に改質することも行われ、その有効性が確認されている⁵⁾。

d. 熱的処理

熱的処理としては焼成や熔融がある。焼成は、対象材料を800~1,200℃程度に熱し

て、材料に含まれる有機成分の熱分解、脱水作用、部分的な粒子どうしの接着を期待する方法である。溶融は、1,200~1,500℃に熱して材料中の有機物を全分解させるとともに残りの無機物を熱的に融かす方法である。粘土分の多いダム堆砂から焼成処理によりレンガブロック・擬岩・粒状物等を製造し、力学特性や水質浄化機能について調べた事例⁶⁾があるが、より大きいエネルギーを必要とするためコスト面での制約が大きい。

図5-1にダム堆砂の処理と利用方法の関連性を示す。ダム堆砂の処理・利用方法とも複数あり、種々の組合せの可能性が考えられる。現場条件に応じた最適な組合せを追求する必要がある。一般に、処理レベルは原料（投入側）と製品（産出側）の相対的な品質レベルにより決まるため、処理システムの選択においては、用途が要求する品質基準に対する認識が必要である。

建設材料の要求品質は工業規格等により明確であるが、環境材料としての河川還元材や養浜材には明確な品質基準はない。現在実施されているダム堆砂の下流河川への還元試験は砂礫材が中心であるが（例えば、長島ダム⁷⁾では平均粒径26mm、粘土シルト分0%）、海岸構成材を考慮するとさらに細かい土砂供給が必要である。

ダム堆砂は本来、河川を流下していた土砂であり、河川還元材は河道内に仮置して洪水時に下流へ流すのに対し、養浜材は人工的に海岸まで運搬して直接投入するケースが多いことなどを考慮すると、養浜材の方がより高い品質レベルが求められる。例えば、河川還元材は埋戻し用不洗砂（粘土シルト分10%以下程度）、養浜材はコンクリー

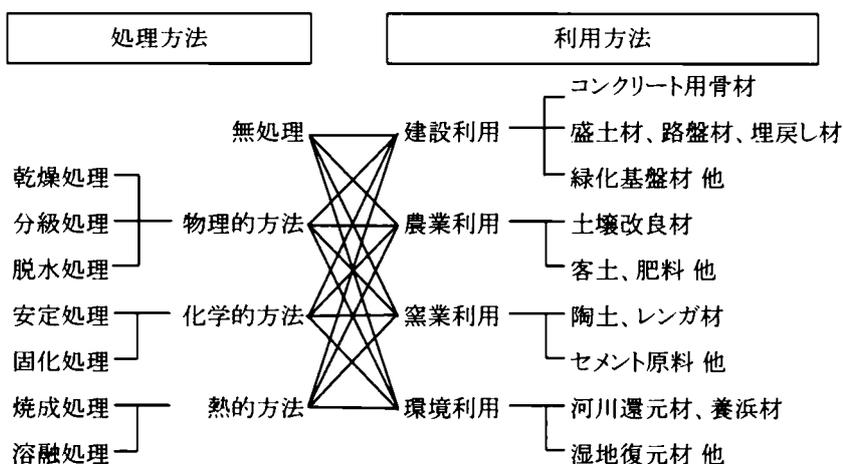


図5-1 ダム堆砂の処理と利用方法

ト用洗い砂（粘土シルト分 5%以下程度）といった品質規準が想定される。環境材料の要求品質を明らかにするためには、粒度分布と水域投入時の発生濁度の関係等、河川環境への影響に関する考察が必要である。

（3）運搬システム

採取量と輸送量の調整、採取量の検定、余水や分級の処理等の目的で、通常はダム貯水池周辺にストックヤードが設けられる。ストックヤードまでの1次輸送は、掘削の場合はダンプトラックが、浚渫の場合は土運船またはパイプラインが一般的に用いられる。ストックヤードから需要地までの2次輸送としては下記の方法が考えられる。

a. ダンプトラックによる運搬

ダンプトラックによる運搬は、特別のインフラ整備が不要であり、汎用性が高いので多くのダムで採用されている。既存道路を利用する場合は、輸送量に見合った交通容量を有しているかの確認が必要である。

特に、ダム貯水池周辺の道路は、地元の生活道路になっている場合が多いので、ダンプトラックの運行に当っては、交通量のみならず住民生活への影響に対する配慮が必要である。既存道路の交通容量や環境に対する影響が大きい場合には、拡幅・改修や専用道路の設置も必要である。

b. ベルトコンベア輸送

ベルトコンベアは、輸送量の変動が少なく長時間連続使用する場合に有利である。ダム堆砂の輸送も富士川水系雨畑ダム（日本軽金属㈱）などで実績がある。ベルトコンベアの輸送能力は、ベルト幅およびベルト速度によって決まり、それらは堆砂の質と量や路線勾配などに左右される。また、ヘドロや浚渫直後の高含水状態のものは水切り等の前処理が必要となる場合がある。

設置断面は、ベルトコンベア本体以外に維持管理スペースを確保する必要がある。限界勾配、限界曲率半径、外界からの隔離の必要性等を考慮すると、小断面のトンネル形式が適している。山間部をトンネルで通過し平地に出た後、最終目的地まで距離がある場合には、高架や路下トンネルのような設置形式が考えられる。

c. カプセル輸送

カプセル輸送は、貨物を積載した容器（カプセル）をパイプライン中の流体の流れの中に挿入し、その前後に生じる圧力差を推進力として走行させることにより、貨物を目的地に輸送するシステムである。

住友大阪セメント葛生鉱業所において、石灰岩の輸送に 20 年近い実績がある。図 5-2 に設置状況を示す。これは、直径 1m、延長 3.2km、高低差 50m の設備で、年間 200 万 t (125 万 m³) の輸送能力を有する。管内を 3 連カプセル×24 セットが連続的に平均時速 30km で運行している。管のメンテナンスはほとんど不要であり、発着地点でカプセルの状態（躯体の損傷、タイヤの磨耗等）をチェックする程度である。明かり部でも騒音・振動はほとんどない。粉塵、排気ガス、第三者災害等の影響がなく、覆土による自然復元も容易である。初期投資は比較的大であるが、メンテナンス費用、環境影響等を考慮すれば、ダム堆砂輸送への適用性は高い。



図 5-2 カプセル輸送のパイプライン設置例

d. スラリー輸送

スラリー輸送とは、ポンプにより固体粒子をスラリー状態（泥水状態）でパイプライン中を輸送するものであり、海上における浚渫土砂輸送システムとしての実績が多い。天竜川水系佐久間ダム（電源開発株）において、長距離、長時間のスラリー輸送実証実験が 1984 年から 3 カ年に渡って実施された。耐摩耗性に優れたポリウレタンライニング鋼管を佐久間貯水池と新豊根貯水池間に、延長 3,470m、高低差 236m の規模で設置し、スラリー重量濃度 35%で、約 5,000 時間の運転を行っている。スラリー輸送は輸送に大量の水を要するため、ダム貯水池の水収支に対する留意や、余水処理、濁水、騒音等に対する配慮が必要である。

e. パイプラインによる空気圧送

パイプラインによる空気圧送は、圧縮空気を原動力として、管路を通して送泥する工法である。揚泥に用いるバックホウ、土砂と障害物を仕分けるふるい、土砂を送泥管に送り込む供給装置（タンクや渦巻きポンプ）、圧縮空気を流入し土砂を送り出す送泥管などから構成される。高濃度で送泥できるため余水処理が比較的簡易で済む。高濃度空気圧送工法、パルスエア式高濃度圧送工法、高濃度浚渫圧送工法などがある。輸送距離は現状では2~3.5km程度であり、それより長い場合は中継ブースターや中継ポンドの設置が必要となる。

表5-3に各種運搬システムの特徴を整理し、ダム堆砂への適用性について考察した。従来は汎用性や経済性を重視してダンプトラックによる運搬システムが採用されることが多かったが、騒音・振動・排気ガス・粉塵・交通渋滞等の社会環境へのマイナス影響を考慮すると、ダンプトラックが最適解ではないケースの増加が見込まれる。今後、大量のダム堆砂運搬を検討する場合には、特に環境への影響等について、ダンプトラック以外の専用設備による運搬システムの可能性を十分調査する必要がある。

表5-3 各種運搬システムの特徴とダム堆砂への適用性（参考文献¹⁾を加筆修正）

	トラック輸送	ベルトコンベア輸送	カプセル輸送	スラリー輸送	空気圧送
概要	ダンプトラックで道路輸送を行う。短距離から長距離まで対応が可能。	コンベアをループ状に走行させ、連続的に運搬する。ベルト形状によりラフ型、U型、円筒型がある。	貨物を積載した容器をパイプライン中の流体の流れの中に挿入し、前後の圧力差を推進力として走行させる。	パイプラインを用いてポンプにより固体粒子をスラリー状態に輸送。海上での浚渫土砂輸送に実績。	圧縮空気を原動力として、管路により送泥。海底軟泥を高濃度で連続的に浚渫する技術として開発。
適応土質	大塊以外は可能。分離水の多い土砂は輸送箱使用。	含水比の高い土砂は前処理が必要。	カプセルに入れられるものであれば適用可。	粒径が大きな土砂では能力が落ちる。	高含泥率で送る。通常は軟泥を対象とする。
コスト	設備費は少なく、輸送量に対しては台数の増減で対応可。	設備費が大きいのので長期、大量輸送に有利。	設備費はベルコンより高いが、輸送路断面が小さいため輸送路コストは安い。	濁水処理や余水を循環排送するコストが割高となる場合がある。	濁水処理軽減を目的。スラリー輸送に比べ割高。
環境	排ガス、騒音、振動、交通渋滞等の影響あり。	粉塵、騒音等の発生あり。通常、密閉型で対応。	粉塵、排ガスの問題なし。騒音、振動は覆土で対応。環境調和型。	排砂管に騒音が発生する。余水や濁水への配慮必要。	圧縮空気の解放音や吐出される土砂の飛散対策必要。
実績	多い。ダム堆砂の輸送にも実績多い。	ダム堆砂の輸送についても雨畑ダムで実績あり。	ダム堆砂の実績はない。石灰岩、骨材等の実績あり。	ポンプ船と組合わせたシステムでの実績多い。	実績多い。空気圧送船の数も多い。
輸送能力	道路条件と台数により柔軟性あり。	輸送能力の範囲は広い。国内鉱山の事例では100t/hr~600t/hr程度。	能力大。多種分列設置可。輸送物の大きさに制限あり。	現有可搬式(D1350ps)で200m ³ /h程度。	圧送距離1.5~2.0kmで最大150m ³ /h程度。
制約条件	道路の維持補修必要。積雪等の天候、沿道条件等に影響。	必要断面、限界勾配、限界曲率半径を確保。	初期投資額が大きく、ルート変更が難しい。	輸送に大量の水を要するため、水収支への配慮必要。	長距離大量輸送には不向き。揚程ロスに留意必要。
ダム堆砂への適用性	汎用性や経済性から現在最も適用例は多い。ただし、大量輸送の場合は、環境面からの配慮が必要。	輸送量、距離の適応性があり、大量高速輸送に多くの実績があり有望な輸送方法である。	含水比調整必要。運搬経路の制約は少なく、大量輸送が可能で、適用性は高い。	ポンプ浚渫船から直接接続して輸送することも可能であり、条件によっては適用可能。	現在ではシルトや砂も輸送可能。比較的距離の短い一次輸送などに適する。

5.3 ダム堆砂リサイクルの事業可能性

(1) コスト分析

a. 概算コストの把握

ダム堆砂リサイクルを事業として行うことを想定し、概算コストの試算を行った。用途はある程度量的利用が見込める河川還元材、養浜材、建設骨材とする。図5-3にこれら3用途の運搬経路を模式的に示す。コスト試算は以下の仮定に基づく。

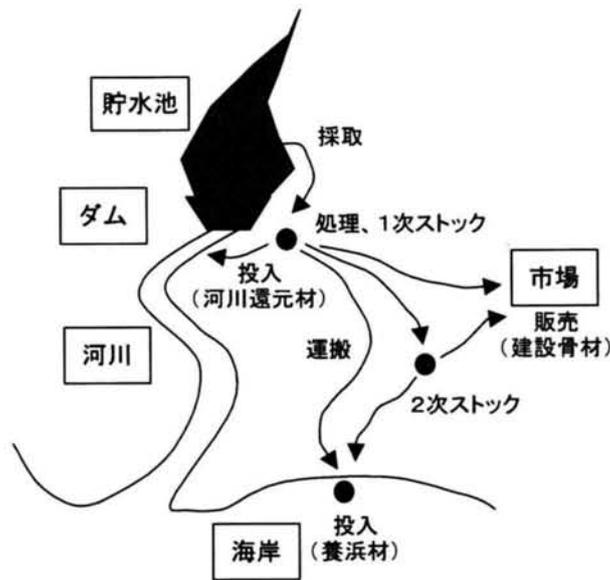


図5-3 ダム堆砂の運搬経路模式図

① 採取コスト

図5-4に採取コストの実績および試算例を示す¹⁾⁸⁾⁹⁾。採取量や採取方法によりそのコストは変動するが、ここでは概略のコスト構成の把握が目的であるため、一律2,000円/m³と仮定した。これには、採取からダム近傍のストックヤードまでの一次運搬が含まれる。浚渫の場合は、浚渫～湖上輸送～陸揚げ～仮置きに関する一連のコストを意味する。

② 処理コスト

図5-5に処理コストの試算例を示す¹⁰⁾。これらは、ある条件設定を行って算定した単価であり、いずれも直接工事費で仮設費や経費は含まれていない。堆砂の質およ

等の簡単な物理的処理を行う場合を想定した。前述の通り、ある程度量的利用の見込める 3 用途に限定しているため、粗粒材主体の材料を対象に比較的簡易な処理システムで対応できると仮定した。

③運搬コスト

図5-6に運搬コストの実績および試算例を示す¹⁾⁸⁾⁹⁾。運搬距離が長くなる程、単位 m^3 当たりの運搬コストが下がる傾向が見られる。ここでは、現状で最も一般的な輸送手段であるダンプトラックを取り上げ、ダンプトラック 1 台当たりの賃料 1 日 50,000 円、稼働 8 時間、積載量 $6 m^3$ 、時速 30km、積込み 10 分、積卸し 10 分と仮定し、ストックヤードから消費地まで休み無くピストン輸送する場合の $1 m^3$ 当たりのコストを計算した。

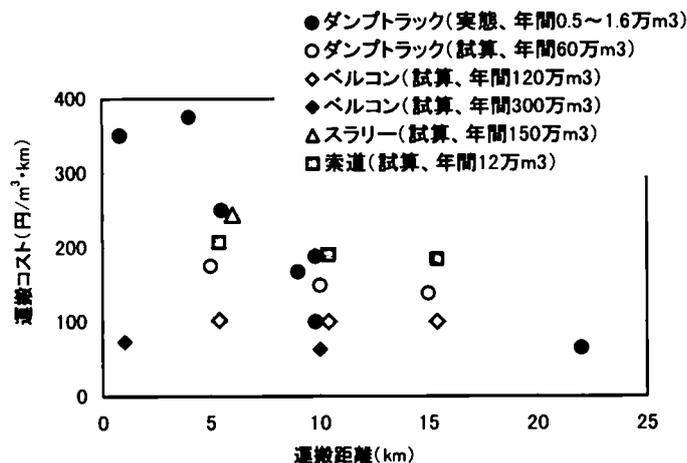


図5-6 ダム堆砂の運搬コスト
(実績および試算)
(参考文献^{1) 8) 9)}をもとに作成)

図5-7に以上の結果をまとめたものを示す。図の横軸はダム近傍のストックヤードからの運搬距離、縦軸は上記で設定した採取～処理～運搬の一連コストの合計を示す。図より、処理レベルと運搬距離がトータルコストに影響を与える傾向が明瞭である。

また、図には処理レベルと運搬距離の観点から、上記の 3 用途の想定される適用範囲を概念的に示す。河川還元材は、ダム近傍で自然河川に投入するもので運搬距離が少なく済み、かつ処理レベルも比較的簡易なものが適用でき、コスト的に最も有利である。これに対し、養浜材は沿岸部まで運搬する必要があるため、トータルコストに占める運搬コストの割合が非常に大きくなる。図では 40~50km の運搬距離を想定し

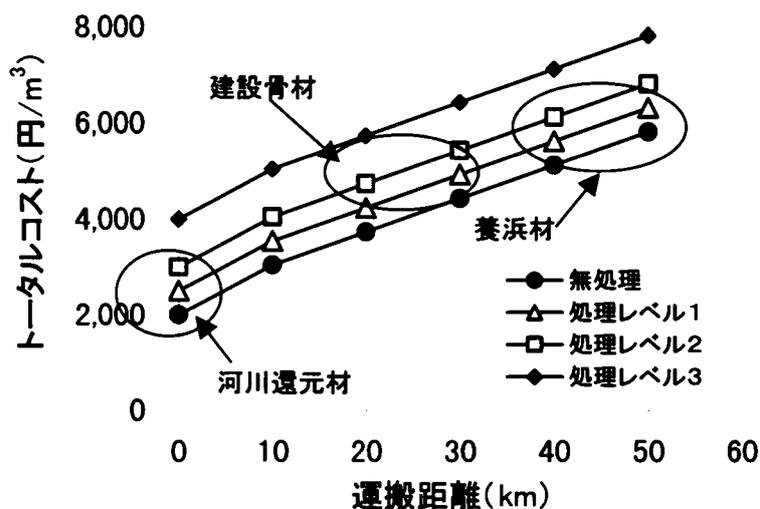


図5-7 運搬距離とトータルコスト

ているが、山間部に多いダムの立地を考慮すると、運搬距離はさらに大きくなるケースも考えられる。

建設用骨材は、需給に連動した市場価格が存在するため、それに応じて処理コストおよび運搬コストが制約を受ける。例えば、仮に市場価格が 4,000 円/ m³ であるとするれば、要求される品質を満たすために処理レベル 3 が求められる場合は全く運搬コストをかけられないが、仮に無処理で対応可能な場合は 30km まで運搬可能であり流通範囲を拡大できる。現在、物価版による市場価格は、地域差はあるもののコンクリート用骨材 3,000~4,000 円/ m³、埋め戻し用砂 2,000 円/ m³ 程度であり、骨材利用における事業採算性の厳しさが伺える。

b. 砂輸入コストとの比較

主要な建設資材の 1 つである骨材については、海砂、河川砂利などの良質な天然骨材が減少し、地域的な骨材不足が懸念されている。特に、西日本では、海砂の採取制限による砂供給不足が言われる。国土交通省の骨材需給動向調査によると、2009 年度には約 830 万 m³ (需要量の 17.4%) の砂不足が生じると予測され、国産海砂に代わる材料の検討が行われている¹¹⁾。

以下、国産海砂の代替材の一つと考えられる輸入砂の状況を調べ、コスト面でのダム堆砂との比較を行った。砂の輸入量は 1993 年~1998 年ごろまでは、年間 100 万 t~200 万 t で推移してきたが¹²⁾、1999 年から 2000 年にかけて関西国際空港 2 期工事の地

盤改良工事で海砂を大量に輸入したことなどから、1999年は290万t、2000年は980万tと急激に増大している。2001年は440万tの輸入実績である。輸入元は中国、韓国、台湾が主体である。

輸入骨材のコストは輸出側コストと輸入側コストに大別されるが、このうち、輸出側コストは人件費が割安であり、積出しのインフラも整備されており全体コストに占める割合は1/4程度と言われる。課題はむしろ輸入側にある。輸入側コストには、船賃、港費、荷揚費、横持費、ヤード経費などを含むが、受入のインフラが未整備であるために船型や荷揚能力の制限を受け、さらに高い人件費や複雑な荷揚作業システムが全体のコストを押し上げる要因となっている。

以下は、台湾に現地合弁会社を設立して骨材輸入を行っている日本の砕石メーカーからのヒアリングに基づく。

- ・ 台湾から沖縄地区中心に年間40万tの砂を定常的に輸入している。
- ・ 洋上で積荷替えが可能なアンローダー船を2隻(21,000t、6,300t)所有し、スポット需要にも対応している。
- ・ 合弁8年目に入り日本人も現地に常駐している。
- ・ 砂の輸入においては検疫や関税は無く、品質的にも問題はない。
- ・ 台湾、中国から砂を輸入する場合のコストの目安は、出荷3~4US\$/t(360~480円/t)、船賃7~8US\$/t(840~960円/t)であり、日本国内の岸壁着のコストで11~13US\$/t(1,320~1,440円/t)程度である(為替レートは120円/US\$と仮定)。

単位容積重量を1.6t/m³とすると、日本の岸壁着で2,100~2,500円/m³となり、日本の市場単価と大差はない。要は、荷揚費用および荷揚後の国内輸送費によって競争力は左右されるといえる。

ダム堆砂の場合のコストを、採取1,000~2,000円/m³、処理に1,000円/m³程度と仮定すれば、海外輸入砂と同等である。ただし、ダム堆砂は山間部、輸入砂は沿岸部にストックされた状態でのコストであり、両者ともその先の流通コストをいかに低減させるかが利用拡大上の課題である。特に、ダム堆砂は量・質両面で建設骨材としての利用可能性は高く、今後のリサイクルが期待される。

(2) 事業メリットの定量的把握

ダム堆砂リサイクルを事業として行う場合の収入面である事業メリット(効用、便益)について定量的把握を行った。具体的には、長期的な水資源管理および流砂系における総合土砂管理の観点に基づき、貯水容量の回復および養浜による海岸線保全の代替案実施に要するコストを事業メリットと考えた。

a. 貯水容量回復メリット

ダム堆砂の採取により貯水池容量が回復する。ダム堆砂は有効貯水容量範囲外に存する場合もあるが、ここでは堆砂採取量が有効貯水容量の回復量に等しいと仮定し、新たに貯水池を開発する場合に必要なコストを堆砂リサイクル事業によるメリットとした。

図5-8に、有効貯水容量当たりのダム新設および既存ダムの嵩上げにかかるコストを示す。対象ダムは、水需要の大きい大都市近郊で比較的竣工年次が新しいダムとし、コストは物価変動分を考慮した事業費ベースで示す¹³⁾。図に示すダム新設のコストは、有効貯水容量当たり、大規模ダムで約3,000円/m³、中規模ダムで約5,000円/m³であり、小規模ダムの場合は10,000円/m³を超える場合もある。また、ダム嵩上げに要するコストは、有効貯水容量当たり、2,000~6,000円/m³の範囲である。

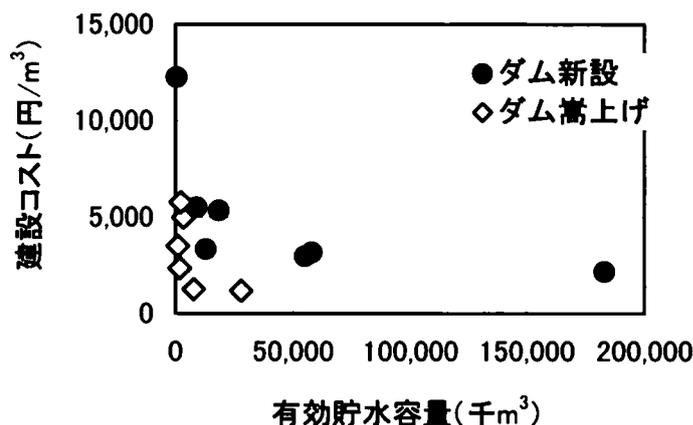


図5-8 有効貯水容量当たりの
ダム新設・嵩上げのコスト
(参考文献¹³⁾をもとに作成)

また、農業用ダムにおいて、平均的なダム（基準ダム）を想定し、貯水池容量の確保を目的に浚渫した場合とダムを新設した場合のコスト比較を行った事例によると、

・浚渫および処分のコスト

$$= \text{年間堆砂量}(\text{m}^3) \times (\text{掘削費 } 0.3 \text{ 万円}/\text{m}^3 + \text{運搬費 } 0.4 \text{ 万円}/\text{m}^3 + \text{処分費 } 0.1 \text{ 万円}/\text{m}^3)$$

$$= 7.3 \text{ 千 m}^3 \times 0.8 \text{ 万円}/\text{m}^3 = 5,800 \text{ 万円}$$

・ダム新設のコスト

=基準ダムの現在の平均建設額×竣工後 100 年での堆砂率/100 年

=145 億円/ダム×11%/100=1,600 万円

となり、現状では浚渫で既存ダムを維持するよりも、堆砂を放置して新規ダムを建設した方が有利になる。しかし、ダム適地は有限であることやダム新設の場合には環境への影響が懸念されること等も含めて考えると長期的には両者のコストは逆転する可能性があるとしている¹⁴⁾。この事例において、逆に、ダム新設のコストである年間1,600万円が堆砂リサイクル事業によるメリットであると仮定すると、流入土砂量当たりでは2,200円/ m³となる。

以上を考慮すると、貯水容量の回復メリットは、低めに評価した場合にも、2,000円～5,000円/ m³の範囲に算定できる。

b. 海岸保全メリット

ヘッドランド（漂砂制御構造物）による海岸保全と土砂管理による海岸保全の経済比較が行われている。例えば、基本流入土砂量 11 万 m³/年、入射波向 10° の海岸において、流入土砂量が基本流入土砂量の 30%減少した場合に、この海岸の汀線変化量を 0m とするためには、有効堤長 100m のヘッドランドを 1,900m 間隔で設置する必要があるが、その代替として 33,000 m³/年の養浜材を確保できれば構造物によらない海岸保全が可能であるとしている¹⁵⁾。

この場合、対象とする海岸延長が長くなるほど、構造物による海岸保全コストは大きくなる。この事例を取り上げ、ヘッドランドのみによる対策を行った場合の海岸保全コストを求め、このコストを養浜材数量で除した単価を算出すると、下記の通りである。

- ・海岸延長 5km : 2,220 円/ m³
- ・海岸延長 10km : 4,440 円/ m³
- ・海岸延長 15km : 6,660 円/ m³
- ・海岸延長 20km : 8,880 円/ m³

この試算によると、ダム堆砂を養浜材として利用する場合の海岸保全メリットは、海岸延長 5～10km の場合で、2,000～4,000 円/ m³程度と見積ることが可能である。

(3) 事業可能性の検討

上述のコストおよびメリットからダム堆砂リサイクルの事業可能性を検討した。図 5-7 は事業可能性の視点から下記の解釈もできる。即ち、ダム直下に無処理で河川

還元するコスト（2,000 円/m³：採取コストのみと仮定）が選択肢の基本になるとすれば、骨材資源として処理してリサイクルする実質コスト（トータルコスト－売却代金）がこれと同等かそれ以下となるためには、

- ・ 売却代金を 3,000～4,000 円/ m³ とすれば運搬距離は 20km 程度以下まで、
- ・ 売却代金の他に公的補助が仮に 2,000 円/ m³ あるとすれば運搬距離は 50km 程度以下まで、

可能となる。これは、公的補助により流通の範囲が拡大し、その分事業可能性が高まることを示す。

表5-4に、ダム堆砂リサイクルのコスト分析と事業可能性の検討例を示す。コストおよびメリットはあくまでも仮定値であり、現実には個別ダムの条件に応じた算定が必要である。ただし、表より、河川還元等の環境利用の場合においても事業メリットを明確にすることにより、公的補助が可能となり、その結果、事業可能性が大いに高まることが理解できる。

表5-4 ダム堆砂リサイクルのコスト分析と事業可能性

No.	用途	コスト(支出:円/m ³)				メリット(収入:円/m ³)				収入/ 支出	事業 可能性
		採取	処理	運搬	合計	貯水容量 回復	海岸保全	その他	合計		
1	河川還元材	2,000	0	0	2,000	2,000	1,000	0	3,000	1.50	大
2	養浜材	2,000	1,000	3,000	6,000	2,000	3,000	0	5,000	0.83	小
3	建設骨材	2,000	1,000	2,000	5,000	2,000	0	4,000	6,000	1.20	中

備考:

※コストは図5-7をもとに設定。

※メリットは代案実施コストで算定。河川還元材の海岸保全メリットは養浜材の1/3を見込む。

※河川還元材のその他メリットには、河川環境保全等が考えられるが定量化困難のため、計上せず。

※建設骨材のその他メリットには、予想される骨材販売収入を計上。

※事業可能性は収入/支出の比率の大きさを評価。

5.4 ダム堆砂リサイクルの事業化検討

(1) これまでの事業形態と課題

表5-5にダム堆砂リサイクルに関連する事業例を示す¹⁶⁾。一般に事業主体は民間、官側、官民複合の3形態に大別できる。以下、それぞれの特徴と課題を示す。

表5-5 ダム堆砂リサイクルに関連する事業例

ダム名	事業主体	ダム堆砂の排除(採取)目的	用途	概要
佐久間	民間 (独立採算)	リサイクル	骨材、ゴルフ場目砂、埋戻し材	河川法による許認可を取得した地元砂利業者が年間40万 ³ m ³ 程度採取して骨材として販売。
井川	官側 (ダム管理者)	必要性Ⅰ	(盛土材)	ダム底部の排砂管および放水管の機能維持のために、ダム前面の底泥約4万 ³ m ³ をグラブバケットにより浚渫、ポンプ圧送により陸揚げ後、脱水固化処理を実施。
小渋	官側 (ダム管理者)	必要性Ⅰ、 リサイクル	骨材	貯水池上流に貯砂ダムを設け、ここに堆積した土砂を陸上掘削により排除し骨材として利用。
横山	官側 (ダム管理者)	必要性Ⅰ、 リサイクル	近傍(徳山)ダムの堤体材料	既設ダムの貯水容量回復と堆砂の資源化、新設ダムの環境負荷低減等を目的に、既設ダムの堆砂を新設ダムの堤体材料に利用。
二瀬	官側 (ダム管理者)	必要性Ⅰ、必要性Ⅲ	河川還元材	貯水池上流に貯砂ダムを設け、ここに堆積した土砂を陸上掘削により排除し、下流河川の環境改善(砂利供給)として還元。
三春	官側 (ダム管理者)	必要性Ⅰ、必要性Ⅲ	河川還元材	貯水池上流に副ダム(前貯水池)を設け、ここに堆積した土砂を陸上掘削により排除し、下流河川の環境改善(砂利供給)として還元。
美和	官民複合	必要性Ⅰ、 リサイクル	骨材、圃場基盤土	堆積土を圃場整備事業の基盤土として利用。育苗土や土壌改良材としての有効性も実証済み。堆積土を無償提供することにより新たな有効活用法を広く模索。
相模	官民複合	必要性Ⅰ、 リサイクル	骨材	貯水容量回復、上流域の災害防止等を目的に、浚渫35万 ³ m ³ /年、貯砂ダムでの砂利採取25万 ³ m ³ /年、民間による砂利採取25万 ³ m ³ /年行う。官の関連部局が共同で費用負担して事業化。
雨畑	官民複合 (管理者も民間)	必要性Ⅰ、 リサイクル	骨材	貯水容量回復と冠水災害防止を目的。ダム管理者が堆砂の採取・骨材製造を別会社にて行い、販売は地元砂利組合が参加する販売組合を通じて実施。
秋葉	官民複合 (管理者も民間)	必要性Ⅰ、リサイクル、 必要性Ⅲ	骨材、 河川還元材	ダム管理者のグラブ船により浚渫、ダム上流8km地点の揚砂場に陸揚げ・水切り・検収後、地元砂利業者に引渡し骨材としてリサイクル。河川還元はダム管理者主導で試験を実施。

※ダム堆砂の排除(採取)目的における必要性は以下のとおり。

- ・必要性Ⅰ:ダム貯水池自体の安全性確保
- ・必要性Ⅱ:長期的な水資源の持続的管理
- ・必要性Ⅲ:流砂系における総合土砂管理

a. 民間による独立採算事業

地元砂利業者やその組合などの民間業者がダム堆砂を採取し、砂利市場までの運搬および販売を行うものである。採取はアクセスが容易で歩留まりの良い場所に限られ、ダム管理者の立場から除去したい場所とは必ずしも一致しない。すなわち、この事業

形態においては、最小設備で必要時に必要量だけの砂を選別採取するという手法となり、貯水池側から見た堆砂問題の計画的解決にはつながらない。

民間業者の河川砂利採取の延長に位置付けられる事業形態であり、事業採算性とダム堆砂のリサイクルの視点はあがるが、貯水池土砂管理の視点を組み込む余地は少ない。

b. 官側（河川管理者およびダム管理者）による事業

河川管理者およびダム管理者により、ダム貯水池機能の維持や災害復旧等の目的で、ダム堆砂処理事業として多くのダムで実施されている。その大部分は、ダム貯水池の安全性確保の視点によるものであり、長期的な水資源管理や流砂系全体を視野に入れたケースは現時点では少ない。また、官側による事業の場合は、採算性向上や堆砂リサイクルの推進に対するインセンティブが働きにくく、骨材等に利用できない堆積土砂は周辺で盛土（埋土）処理することを前提とした計画が多い。

その中で、木曾川水系揖斐川横山ダム（国土交通省）の堆砂を上流に建設中の徳山ダム（水資源開発公団）の堤体材料にリサイクルするケースは新しい取り組みとして注目される。これは、横山ダム貯水池機能回復のために除去・廃棄する堆積土砂を、12km上流の徳山ダムのフィルター材（約110万 m^3 ）やコンクリート用骨材（約30万 m^3 ）として活用するものである。貯水位低下時にダム堆砂を掘削・採取、ダンプトラックで運搬し、徳山ダムのプラントで選別・分級・洗浄により不純物除去・粒度調整等の処理を行い、堤体材料として出荷している。

c. 官民の複合的な事業

ダム管理者が採取したい場所までのアクセス道路等のインフラを整備することにより、民間による独立採算事業を促すことも可能である。また、大水深で採取コストがかかる、粘土分や支障物のため処理コストが高くなる、消費地までの運搬コストが高くなる等の問題がある場合には、採算ベースにのせるために採取や処理あるいは運搬にかかるコストの一部を公的補助として官側が負担する方法も考えられる。

官側がコストを分担するには、あくまでも公共のメリットの対価として国民の税金を投入するという点を明確にする必要がある。官側による安易なコスト負担は、民間の経営努力やコスト意識の低下、市場原理が弱まることによる効率性の低下などのマイナス面も考えられる。よって、ダム堆砂の採取による貯水容量の増加などの事業メリットを正当に評価して、それに見合うコストを官側が事業体に還元するとともに、還元の仕方も事業者の経営効率化への取り組み意欲を保持した形で行うことが重要である。

現状では、官民複合の事業形態であっても、民間のコスト意識や市場原理を維持した形で官側がうまく関与している事例は少なく、実質は官主導の事業か、民間の独立採算に近い事業のものが多い。

そこで、民間の経営の自律性を保持した形で、貯水池土砂管理の視点を持つ公共が関与できる、新たな事業の枠組みが必要である。こうした新たな事業枠組みを考える場合に、公共部門から事業者への公共サービスに関する対価の支払い方法に着目したPFI (Private Finance Initiative: 民間資金等の活用による公共施設等の整備) の事業類型¹⁷⁾ の考え方が参考となる(表5-6)。

表5-6 PFIの事業類型¹⁷⁾

類型	サービス購入型	ジョイントベンチャー型	独立採算型
内容	民間が施設の建設・管理を行い、公共に対しサービスを提供すること等により、コストは主として公共からの収入により回収する。	官民双方の資金を用いて施設整備を行い、運営は民間が主導する。権利調整等のプロセスを要するものに適用されることが多い。	公共から事業許可を受けた民間が施設の整備・運営を行う期限付きの民営化事業。民間がリスクを全面的に負い、事業コストは利用料金等により回収する。
公共の関与	公共がサービス提供の対価としてサービス料を払う。	補助金等の付与を中心とした公的支援措置	公共の負担は基本的にはない。
事例	病院、刑務所、道路、スポーツ施設等	再開発、鉄道等	有料橋等
モデル図	<pre> graph LR Public[公共] -- サービス料支払い --> PFI[PFI事業者] PFI -- サービス提供 --> User[利用者] </pre>	<pre> graph LR Public[公共] -- 補助金等 --> PFI[PFI事業者] PFI -- サービス提供 --> User[利用者] User -- 利用料金支払い --> PFI </pre>	<pre> graph LR Public[公共] -.- 事業許可 --> PFI[PFI事業者] PFI -- サービス提供 --> User[利用者] User -- 利用料金支払い --> PFI </pre>

(2) PFIによる新たな事業枠組みの提案

ダム堆砂を採取して骨材や河川還元材などとして利用する事業をPFIとして成立させるための要件および仕組みを考察した。

a. リスク・マネジメント

PFIは民間の資金や技術を活用して社会資本の整備・運営を図ろうとするものであり、リスク・マネジメントの考え方がその基本にある。リスク・マネジメントは、一般にリスクの識別、分析・評価、リスク対応からなる。以下、ダム堆砂リサイクル事業をリスク・マネジメントの視点から概観する。ここでリスクとは、その事象が顕在化すると好ましくない影響が発生する性質のものであり、

・リスク=発生確率×被害規模

で表現することができる。

図5-9はダム堆砂リサイクル事業に想定されるリスクを洗い出したものである¹⁸⁾。表5-7はこれらのリスクを評価したものであり、各リスクの発生確率と被害規模をそれぞれ2段階で評価し4つのリスク領域(図5-10)に区分し、合わせて事業主体の予見可能性の評価を示している。また、用途が河川還元材と建設骨材に特定された場合に特に留意すべきリスクを表示した。骨材利用に比べて河川還元材利用の場合は、事業収支面よりも環境面や事業計画面でのリスクが特徴的であり、民間部門よりも公的部門において対応し易い性格のリスクが多いといえる。

これらのリスク評価結果を基にリスク対応方針を立てるが、その場合に基本となる考え方は以下の通りである¹⁹⁾。

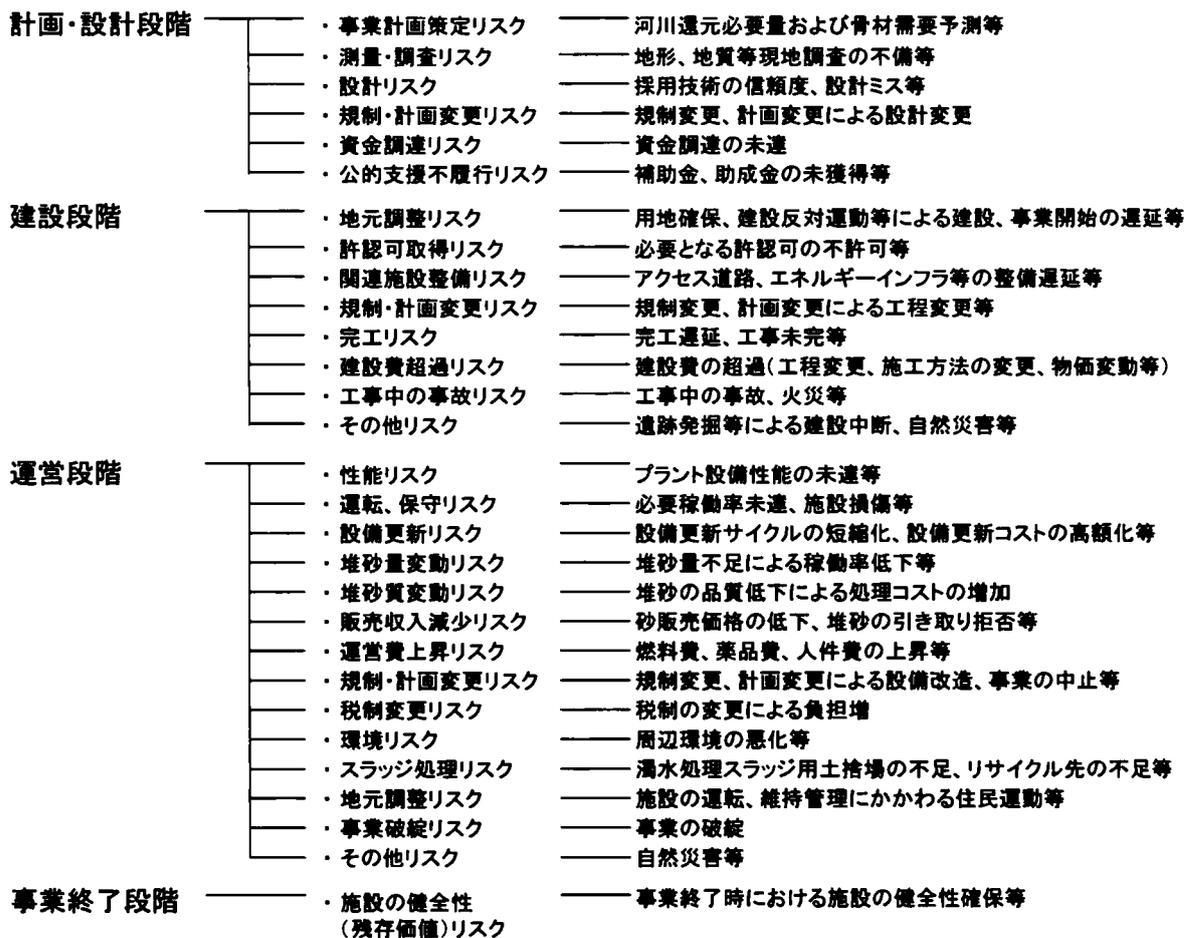


図5-9 ダム堆砂リサイクル事業におけるリスク

表5-7 リスク評価

事業段階	リスク項目	リスク評価				河川還元 材利用	骨材利用
		発生 確率	被害 規模	リスク 領域	予見 可能性		
計画・設計段階	事業計画策定リスク	大	大	I	可	斜線	斜線
	測量・調査リスク	小	小	IV	可		
	設計リスク	小	小	IV	可		
	規制・計画変更リスク	小	大	II	難	斜線	
	資金調達リスク	大	大	I	可		斜線
	公的支援不履行リスク	小	大	II	難		
建設段階	地元調整リスク	小	大	II	可	斜線	
	許認可取得リスク	小	大	II	難		
	関連施設整備リスク	大	小	III	難	斜線	斜線
	規制・計画変更リスク	小	大	II	難		
	完工リスク	小	小	IV	可		
	建設費超過リスク	大	小	III	可		斜線
	工事中の事故リスク	小	大	II	可		
	その他リスク	小	小	IV	可		
運営段階	性能リスク	小	小	IV	可		
	運転、保守リスク	小	小	IV	可		
	設備更新リスク	小	小	IV	可		
	堆砂量変動リスク	小	小	IV	可		
	堆砂質変動リスク	大	大	I	難		斜線
	販売収入減少リスク	大	大	I	難		斜線
	運営費上昇リスク	大	小	III	可		斜線
	規制・計画変更リスク	小	大	II	難		
	税制変更リスク	小	大	II	難		
	環境リスク	大	大	I	可	斜線	
	スラッジ処理リスク	大	大	III	可	斜線	
	地元調整リスク	大	小	III	可	斜線	斜線
	事業破綻リスク	小	大	II	難		
その他リスク	小	大	II	可			
事業終了段階	施設の健全性 (残存価値)リスク	小	小	IV	可		

凡例:  は用途が特定された場合に特に留意すべきリスク

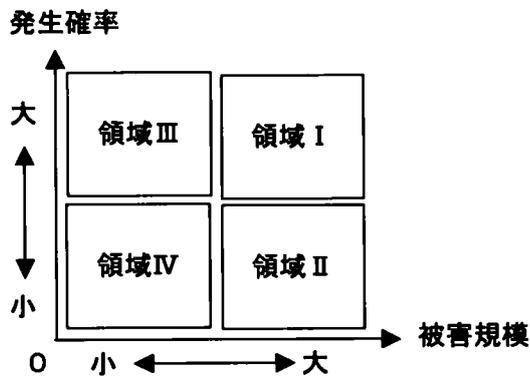


図5-10 リスク領域

- ・ 顕在化した場合の被害規模が大きく、発生確率も大きいリスク（領域Ⅰ、資金調達リスク、堆砂質変動リスクなど）は、最優先事項としてリスクの削減や回避対策を立てる。
- ・ 被害規模は大きいが発生確率が低いリスク（領域Ⅱ、規制変更リスク、事故リスクなど）は、発生確率がある値以下ではリスクを保有するか、保険等によりリスクを外部移転する。対策の優先順位は次の領域Ⅲよりも高い場合が多い。
- ・ 発生確率は大きい被害規模が小さいリスク（領域Ⅲ、建設費超過リスク、スラッジ処理リスクなど）は日常経験することが多い現象であり、被害規模が一定の値より小さい場合はリスクを保有する。
- ・ 発生確率、被害規模ともに小さいリスク（領域Ⅳ、堆砂量変動リスク、残存価値リスクなど）は、対策にかかるコストとの関連でリスクを許容することも検討する。
- ・ リスク分担は、リスクの予見可能性も含め、当該リスクを管理する能力（防止能力、対処能力等）を勘案してリスクごとに決める。

このようにして、リスクを PFI 事業者適切に移転することにより、事業者は経営努力をして収入を増やしたり、コストを削減したり、残存価値を最大化するために良質な水準の維持管理を行うなど、企業努力の最大化が図られることになる。

b. 堆砂リサイクル事業が PFI として成立するための要件

貯水池土砂管理の対策としての堆砂リサイクル事業が PFI として成立するためには以下の要件が必要である。

- ① 公共の利益：税金を投入する価値があること
- ② プロジェクトファイナンスの成立：事業の収益性への期待
- ③ 官民リスク配分の適正化：あらゆるリスクを想定し許認可内容を細分化
- ④ 流通の確実性：骨材や養浜材としての需要の確保

①の公共の利益としては、前述した貯水容量回復メリット、海岸保全メリットの他に、洪水調節能力の増加や河床低下の回復なども考えられる。②の事業への融資が得られるか否かは利益の大きさではなく利益の確実性で決まる。そのためには、③に示す官民のリスク分担方法、リスクが顕在化した場合の対応方法をあらかじめ明確にしておく必要がある。

そして、④の流通の確実性が本事業の成否の根幹である。採取した堆砂が売れなければ休止すれば済む問題ではない。休止中の金利、元本返済、管理費をどうするかという問題が生じる。本事業は、この流通部分をいかに定量的に安定させるか、安定をいかに保証するか、安定しない場合に誰がどれだけ負担するかを仕組む問題であると

いえる。この安定化は、初期の投資規模にそのまま反映する。いくら安くても良いものを出荷できる施設を建設しても、流通の安定がなければ単なる重荷になってしまう恐れがある。

c. 新たな事業枠組みの提案

PF1の事業類型を参考に、ダム堆砂リサイクル事業における新たな事業枠組みを検討した。その結果を図5-11に示す。この事業枠組みの特徴の一つは、官と民の役割が契約で明確にされる点である。官と事業会社の間には、許認可関係以外に、各種リスクの配分に関する契約（契約A）や事業メリットの対価支払いに関する契約（契約B）が結ばれる。また、官と金融機関の間には、万が一事業会社が破綻した場合の権利に関する契約が交わされる。これらの契約内容が金融機関による事業への融資の実質担保となる。

図で、砂販売収入を全て官側に入金し、契約A、Bですべての資金回収を図る場合は、販売のリスクをすべて官側が負うことになり、図の実質担保は有意となりプロジェクトファイナンスの取得は容易である。逆に、契約Bで多少の収入があったとしても資金回収の源泉のほとんどを砂の販売に負う場合は、独立採算事業に近くなり、民のリスクが大きくなり、プロジェクトファイナンスの取得には困難が伴う。上記の中間的な形態を試行するのが現実的と考えられる。その場合の具体的内容案を以下に示す。

① 事業メリットの定量的把握を基準に、契約Bでできるだけ高い単価を設定する。で

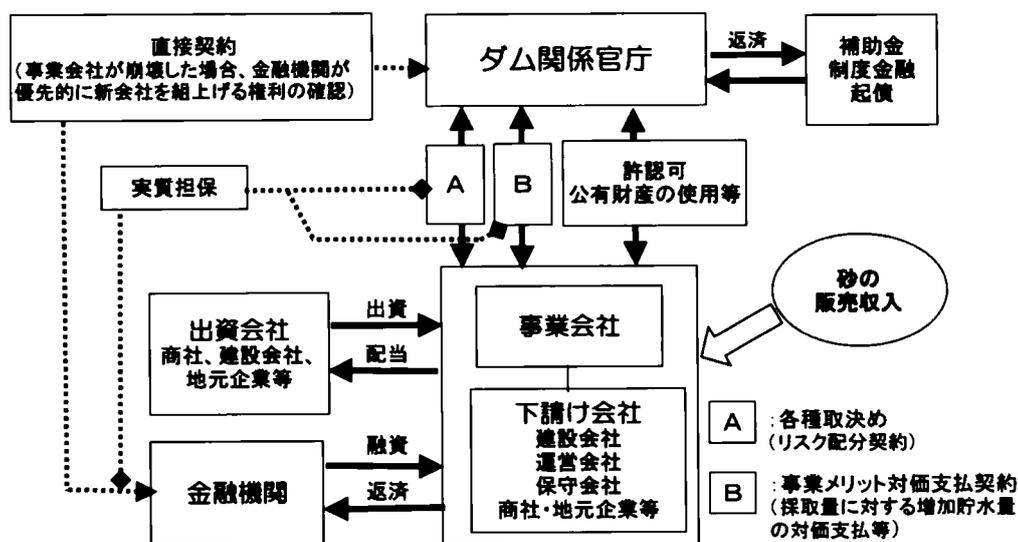


図5-11 新たな事業枠組み

できれば砂が売れなくても資金回収が可能なくらいの単価を設定する。

- ② 砂の販売収入があるレベル（契約 B と砂販売で資金回収できるレベル）を超えた部分の利益のあらかじめ定めた一定割合（例えば 60%）を官側に還元する。割合は事業者のインセンティブを勘案して設定する。また、官側には単なる国庫収入ではなく、ダム管理費会計として還元資金を受け入れる財布（会計）を新たに創設する。
- ③ 砂の販売が事実上不可能になった場合（市場価格に運転経費、元利返済が追いつかない場合）には、元利返済＋維持管理費のあらかじめ定めた一定割合（例えば 60%）を官側が負担する。
- ④ 上記②、③を契約 A に盛り込む。

上記、①～④によって、プロジェクトファイナンスが得られる方向に進み、貯水池土砂管理の視点に基づいたダム堆砂リサイクル事業は大きく前進するものと考えられる。

5.5 結語

本章では、前章で取り上げた河川還元材などの環境利用も含めたダム堆砂リサイクルのコスト分析を行い、ダム堆砂リサイクルの事業可能性について検討した。本章において得られた結論を以下に示す。

- ① 現状の技術レベルで考えられるダム堆砂の採取・処理・運搬の各システムの特徴を整理した。ダム堆砂リサイクルへ適用する場合は、用途・期間・対象物の量と質・運搬距離・周辺環境などの諸条件に合致した最適なシステムを構築することが重要である。
- ② ダム堆砂リサイクルの事業可能性に関連して、ある程度大量利用の見込める用途のコスト分析を行った。河川還元材としての利用がコスト的に最も有利であり、養浜材や建設骨材としての利用は運搬距離が事業採算性に大きな影響を与える。
- ③ 砂輸入コストとの比較では、ダム堆砂と輸入砂はコスト的に同等であるが、前者は山間部、後者は沿岸部にそれぞれストックされた状態であり、両者ともその先の流通コストをいかに低減させるかが利用拡大上の課題である。
- ④ ダム堆砂リサイクルの事業メリットを試算した結果、貯水容量回復メリットとして2,000～5,000円/ m³、養浜材としてリサイクルした場合の海岸保全メリットとして2,000～4,000円/ m³が算定できる。
- ⑤ ダム堆砂リサイクルの事業可能性をコストとメリットの比較により検討した。その結果、河川還元等の環境利用の場合においても事業メリットを明確にすることにより、公的補助(収入増)の道が開け、事業可能性が大いに高まることがわかった。
- ⑥ ダム堆砂リサイクルの事業形態としては、民間・官側・官民複合の3つに大別できるが、採算性・リサイクル・貯水池土砂管理の観点からはいずれも課題があり、新たな事業枠組みの創設が必要である。
- ⑦ PFI やリスク・マネジメントの考え方をういてダム堆砂リサイクルの事業可能性を明らかにした。そして、貯水池土砂管理の視点に基づき、官民が適正にリスクを担うことができる新たな事業枠組みを提案した。

参考文献

- 1) (財) エンジニアリング振興協会：平成8年度環境調和を考慮した既存ダムの堆積物除去・活用に関する調査研究報告書、pp.109～241、1997
- 2) 大矢通弘、角哲也、嘉門雅史：ダム堆砂の性状把握とその利用法、ダム工学 12(3)、pp.174～187、2002
- 3) 寺菌勝二、上條勝彦、田原昇二：高圧フィルタープレスを用いた底泥の有効利用、ダム技術 118、pp.43～55、1996
- 4) 嘉門雅史、勝見武、乾徹：建設汚泥の連続脱水・固化処理システムによる再資源化、京都大学防災研究所年報、第40号、B-2、1997
- 5) 大矢通弘、内藤斉、本田章人、高橋博：ダム堆砂を用いた粒状化処理試験、第57回土木学会年次学術講演会、IV-261、pp.521～522、2002
- 6) 野村和弘、内藤斉、本田章人、大矢通弘：ダム堆砂と流木チップを用いた焼成体の水質浄化特性について、第57回土木学会年次学術講演会、IV-464、pp.927～928、2002
- 7) 岡野真久、仁木兼二、松井初男、藤井隆弘：貯水池堆砂をダム下流河川に還元する排砂方式の導入、第6回水資源に関するシンポジウム論文集、pp.201～206、2002
- 8) (財) 日本ダム協会：ダム堆砂除去に関する調査報告書、1979
- 9) 開発問題研究所：ダム堆砂文献資料集成、1985
- 10) (財) ダム水源地環境整備センター：堆砂の有効利用に関する調査研究、平成12年度ダム水源地環境技術研究所所報、pp.3～20、2001
- 11) 国土交通省総合政策局：「骨材需給動向調査～西日本の砂需給動向とその対応～」、2000
- 12) (財) 経済調査会：輸入骨材の現状（骨材輸入実績）、2002
- 13) (社) 日本プロジェクト産業協議会：分かり易い水資源開発手法の整理検討、水資源対策委員会報告書、1999
- 14) 常住直人：農業用ダムの持続的活用に関する一考察、水と土 121、2000
- 15) 鳥居謙一：流砂系一貫の土砂管理による海岸保全、第37回水工学に関する夏期研修会講義集、Bコース、土木学会海岸工学委員会・水理委員会、2001
- 16) (社) 日本大ダム会議技術委員会排砂対策分科会：ダム排砂対策の現状と課題、大ダム No.176、pp.55～107、2001
- 17) (社) 日本プロジェクト産業協議会：次世代民活（PFI）事業に関する報告書、次世代民活事業研究会、1999

- 18) 高橋博、大矢通弘：フィルダム工事における CM 方式導入のリスク評価、建設マネジメント研究論文集 Vol.9、2002
- 19) 後藤多美子：構造物のリスク・マネジメント、土と基礎、47-1、1999

第6章 結論

本論文は、環境に配慮したダムリハビリテーションという側面からダム堆砂問題を取り上げ、人間生活の場である堤内地との関連性を常に意識した形で、ダム堆砂の性状やダム堆砂の河川還元材利用における環境影響を明らかにし、ダム堆砂リサイクルの事業化方策を検討するものである。

第1章では、本研究の背景として、古くからあるダム堆砂問題が最近の環境意識の高まりから改めてクローズアップされていることや、流域管理や次世代に対する責務の観点からもダム堆砂問題に取り組む必要があることなどを記述した。そして、本研究の目的および本論文の構成を示した。

第2章では、ダム堆砂問題の現状および対策を概観し、環境に配慮したダムリハビリテーションという側面からダム堆砂問題を捉えた場合の課題を整理した。ダム堆砂の影響度はダムの経過年数、種別・規模、流域状況などに左右されるため一律に論じることは困難であり、ダム堆砂対策は個別的・応急的な対応とならざるを得ない面を有すること、しかし現在では堆砂問題の深刻化に伴いより普遍的・恒久的な解決策が要求されていることなどを示した。そして、ダム堆砂問題は、ダムや貯水池の機能維持に加え、長期的な水資源確保や総合土砂管理の観点からもその対応を強く迫られている現状を述べた。また、ダム堆砂対策について、現在わが国で行われている事例を整理・分類し、それぞれの特徴を記述した。そして本章の最後に、環境に配慮したダムリハビリテーションという側面からダム堆砂問題を捉えた場合の課題として、

- ① 適切なダム堆砂対策を選択するための堆砂の質に関する情報
- ② ダム堆砂の河川還元材としての利用における環境影響についての知見
- ③ ダム堆砂リサイクルのコストや事業化手法に対する考察

の必要性を指摘した。

第3章では、ダム堆砂の有効利用の観点から、既存のダム堆砂ボーリング調査の結果を用いて、主に細粒分含有率に着目してダム堆砂性状の分析を行った。本章で得られたダム堆砂性状に関する知見としては、

- ① 堆砂の細粒分含有率は、ダム堤体へ近づくほど大きくなり、堆砂の肩付近で50%程度、ダム直上流で90%以上を示す。
- ② 堆砂の自然含水比・間隙比および有機物量・全二価鉄・COD等は、細粒分含有率と同

様にダム堤体へ近づくほど大きくなり、逆に、土粒子の密度・湿潤密度・砂分等はダム堤体へ近づくほど小さくなる。

- ③ 堆砂の細粒分含有率と自然含水比および強熱減量とは相関関係が認められる。細粒分が50%を超えると、自然含水比は100%を、強熱減量は10%をそれぞれ超えるものが多く現れ、かつバラツキも大きくなる。
- ④ 堆砂の肩付近における平均粒径は0.01~1mmの範囲にあり、深度が大きくなる程細粒になる傾向が認められる。
- ⑤ 堆砂の細粒分含有率に影響を与える要因として、流域の地質・貯水池回転率・放流高さの3つに着目したが、データからの相関は明確ではなく、今後、貯水池内全体の細粒分で評価する方法や、地質構造の評価方法についての検討が必要である。

などである。

また、これらの性状を踏まえたダム堆砂の有効利用に関する考察から、

- ① ダム堆砂は貯水池内の位置により、上流部（礫・砂主体）、中流部（砂主体）、下流部（粘土・シルト主体）の3つに区分できる。中・上流部の粗粒材は建設材料として、下流部の細粒材は農業や窯業分野での利用が考えられる。その他、環境材料としての利用も有望である。
- ② 堆砂の処理方法には分級処理・脱水処理・安定処理・高度処理等があり、堆砂の性状・量・要求品質等を考慮して、適切な方法を選定する必要がある。下流部ほど高い処理レベルを要するため、排砂を含めて、採取や改質に関する技術開発が望まれる。
- ③ 細粒分が堆砂の利用において重要である。今後、ダム堆砂の有効利用を検討する際、堆砂の肩を含む河川縦断方向の堆砂形状を考慮してかつ各地点における細粒分の比率を把握できるような調査を進めるべきである。
- ④ 量的利用等を考慮し、ダム堆砂の河川供給材としての利用拡大が望まれる。その際、海岸構成材料を想定してダム堆砂の肩付近にある砂分を選択的に採取して下流へ流すことが考えられる。

などの知見を得た。

第4章では、ダム堆砂のうち粘土・シルト分主体の細粒材を対象として、河川還元材としてリサイクルする場合の環境影響について検討した。水中でのすりへり試験、流水による侵食試験、静水への溶出試験などの室内試験を行い、その結果をもとに実際にダム堆砂を河川還元する場合について考察した。室内試験の結果より得られた知見をまとめると以下のとおりである。

- ① 水中すりへり試験では、回転数に応じて濁度・pH・水温が上昇すること、処理材のセ

メント添加量や粒子破碎エネルギーが大きいことが単純に高アルカリに直結しないこと、粒子の破碎形態が濁度や pH の発生状況に影響を与える可能性があることなどを確認した。

- ② 流水による侵食試験では、処理の違いによる侵食状況の違いを観察した。そして、単位長さ当たりの濁度を用いて、実際の河川還元における発生濁度の推定を行ったところ、流下方向に 100m の長さで仮置きして河川還元する場合、無処理の場合は約 40,000ppm の濁度が発生するのに対し、粒状化処理およびセメント添加をした高圧脱水処理の場合は濁度の発生はほとんどみられないこと、また、通常の高圧脱水処理で 6,000ppm 程度、低圧脱水処理でも 9,000ppm 程度に濁度発生を抑制できることがわかった。
- ③ 静水への溶出試験では、粒状化処理材の屋外放置による pH の低減効果が見られるものの、放置期間が 1~3 年あってもアルカリの影響は完全には無くならないことや SS は pH に比べて経時に伴う収束傾向が顕著であることなどを確認した。また、生物影響試験より、海水によるアルカリ緩衝効果および pH10 を超えるか否かのレベルが魚類への影響の有無を判断する 1 つの目安になることなどを示した。

これらの試験結果をもとに、実際にダム堆砂を河川還元する場合の設計について考察した結果、

- ① 河川還元は、洪水時の水位上昇と濁度発生に合わせる形で自然流下させる方法が考えられる。
- ② 簡易な処理により濁度発生を抑制することが可能であり、河川還元の対象土砂の範囲および土砂仮置きの位置・形状の選定幅を拡大できる。
- ③ 下流河川への供給や海水のアルカリ緩衝作用の点から、粒状化処理材の河川還元材や養浜材としての利用にメリットがある。

などの知見を得た。このように適切な処理により細粒材の河川還元リサイクルの可能性は大いに高まることがわかった。

第 5 章では、第 4 章で取り上げた河川還元材などの環境利用を含めたダム堆砂リサイクルのコスト分析を行い、ダム堆砂リサイクルの事業可能性について検討した。まず、現状の技術レベルで考えられるダム堆砂の採取・処理・運搬の各システムの特徴を整理し、ダム堆砂リサイクルへ適用する場合には、用途・期間・対象物の量と質・運搬距離・周辺環境などの諸条件に合致した最適なシステムを構築することの重要性を示した。次に、ダム堆砂リサイクルの事業可能性に関連して、ある程度大量利用の見込める用途のコスト分析を行った。その結果、

- ① 河川還元材としての利用がコスト的に最も有利であり、養浜材や建設骨材としての利用は運搬距離が事業採算性に大きな影響を与える。
- ② 砂輸入コストとの比較では、ダム堆砂と輸入砂はコスト的に同等であるが、前者は山間部、後者は沿岸部にそれぞれストックされた状態であり、両者ともその先の流通コストをいかに低減させるかが利用拡大上、課題となる。
- ③ ダム堆砂リサイクルの事業メリットを試算した結果、貯水容量回復メリットとして2,000～5,000 円/m³、養浜材としてリサイクルした場合の海岸保全メリットとして2,000～4,000 円/m³が算定できる。
- ④ ダム堆砂リサイクルの事業可能性をコストとメリットの比較により検討した。その結果、河川還元等の環境利用の場合においても事業メリットを明確にすることにより、公的補助（収入増）の道が開け、事業可能性が大いに高まる。

などの知見を得た。

また、ダム堆砂リサイクルの事業形態としては、民間・官側・官民複合の3つに大別できるが、採算性・リサイクル・貯水池土砂管理の観点からはいずれも課題があり、新たな事業枠組みの創設が必要であることを示した。そして最後に、PFI やリスク・マネジメントの考え方をういてダム堆砂リサイクルの事業可能性を明らかにするとともに、貯水池土砂管理の視点に基づき、官民が適正にリスクを担うことができる新たな事業枠組みを提案した。

ダム堆砂のリサイクルを考える場合、従来は建設材料としての骨材リサイクルがその中心であったが、本論文では河川還元をリサイクル手法の一部と位置付け、第4章でその環境影響を調べるとともに、第5章で骨材リサイクルと対等にコスト比較を行った。ダム堆砂リサイクルは、ダム・河川ごとにその条件が異なり、また、第3章で示したように貯水池内の堆積場所ごとの土砂性状によっても経済的に有利な用途先が異なる。もちろん、骨材リサイクルが有利な場合にはこれを推進することが望ましいが、一般には第5章で検討したように、河川還元の方がコスト的に有利であり、かつ流砂系における貯水池土砂管理の面からも重要である。

本論文で得られた成果は以上であるが、序論でも述べたように、既存施設のリハビリテーションは重要な政策課題であり、ダム堆砂問題はダムリハビリテーションにおける重要な事象の一つである。本論文では、そのダム堆砂問題を流域管理やリサイクルの視点から取り上げ、既往の研究をも踏まえて、ダム堆砂の性状や河川還元時の環境影響からダム堆砂リサイクルの事業化方策までを体系的に取りまとめた。特に、ダム堆砂リサイクル推進上のクリティカルとなる環境影響と経済性の2つについて一定の方向性を示した。これら

の成果は、従来、ダムごとの個別対応であった堆砂問題に対しより普遍的対応を可能とし、ダム堆砂リサイクル事業の推進とともに、環境配慮型のダムリハビリテーションの実現化に少なからず貢献するものと考えられる。

今後は、骨材リサイクルに比べて必ずしも明確ではない河川還元による事業メリットに関する研究を進め、環境を考慮した還元方法や事業化手法に対する知見を蓄積していく必要がある。

謝 辞

本研究の取りまとめにあたり、終始懇切なるご指導・ご激励と細部にわたるご教示を賜りました京都大学大学院 地球環境学堂 教授 嘉門雅史先生に深甚なる謝意を表する次第です。

また、ご多忙にもかかわらず本論文の草稿を査読いただき、貴重なご意見・ご指導を賜りました京都大学大学院 工学研究科 教授 宮川豊章先生に謹んで感謝の意を表します。さらに、京都大学大学院 工学研究科 助教授 角哲也先生には、研究の着手から取りまとめに至るまで、惜しみないご指導と有益なご意見を数多くいただきました。特に、研究の各段階において都内での会議の合間に貴重な時間を割いていただき、木目細かいご指導を賜ったことが本研究の成果につながりました。ここに記して厚く御礼申し上げます。そして、本研究を進めるにあたり、暖かい励ましのお言葉と多大なご配慮を賜りました京都大学大学院 工学研究科 教授 田村武先生に心より感謝申し上げます。

さらに、京都大学防災研究所 助教授 三村衛先生ならびに京都大学大学院 地球環境学堂 助教授 勝見武先生には、研究室ゼミでの発表の場において貴重なご意見・ご指導を賜りました。心より御礼申し上げます。そして、京都大学大学院 地球環境学堂 助手 乾徹先生をはじめ嘉門研究室の各位には、研究室ゼミを通じて、有難いご助言・多大なご協力を賜りました。また、独立行政法人 土木研究所 水工研究グループおよび国土交通省 国土技術政策総合研究所 ダム研究室からは、ダム堆砂の性状把握に関して、貴重な資料を貸与させていただきました。ここに記して感謝申し上げます。

本研究の発端は、著者が2000年10月から京都大学大学院 工学研究科 土木工学専攻 博士後期課程へ編入する機会を得たことにありますが、この社会人ドクターコースへ行く機会を与えていただいた当時の(株)間組 土木事業総本部 ダム統括部長 鹿江一郎氏(現 西武建設 技術部長)ならびに(株)間組 土木事業総本部長 岡田宜昭氏(現 東京舗装工業 副社長)に、深く感謝いたします。

また、(株)間組 土木事業本部 ダム統括部 高橋博部長をはじめ、ダム統括部の各位には、本研究を存分に進められる環境を整えていただくとともに、多大なご助力を賜りました。そして、茨城県つくば市にある技術研究所における実験では、(株)間組 技術・環境本部 環境開発部 斉藤栄一氏ならびにダム統括部 早瀬学氏に大変お世話になりました。皆様のご協力に感謝の意を表しつつ、本論文を結びたいと思います。

図表一覧

第1章

- 図 1-1 黒部ダム（発電用アーチダム、堤高 186m、総貯水量 2 億 m³、1961 年完成）
- 図 1-2 ダムの長寿命化
- 図 1-3 本論文の構成

第2章

- 図 2-1 ダム建設後年数と容量損失
- 図 2-2 総貯水量と年容量損失
- 図 2-3 相当貯水量と年容量損失
- 図 2-4 ダム貯水容量と容量損失（世界）
- 図 2-5 ダム貯水容量と容量損失（日本）
- 図 2-6 日本の土砂収支
- 図 2-7 ダム堆砂対策の分類および事例

第3章

- 図 3-1 河川における流砂の分類
- 図 3-2 河川における流砂の運搬形態模式図および深度方向の量分布
- 図 3-3 粒径による土質区分
- 図 3-4 典型的な堆砂形状
- 図 3-5 堆砂の進行例（インド、バクラダム）
- 図 3-6 堆砂の進行例（日本、小渋ダム）
- 図 3-7 ため池底泥の強熱減量とフミン酸含有量の関係
- 図 3-8 フミン酸含有量と改良土の一軸圧縮強度の関係
- 図 3-9 ダム堆砂の掘削・再利用の関連フロー
- 図 3-10 ドイツ Saxony 州のダムおよび堆砂利用・処分可能位置図
- 図 3-11 貯水池平面図
- 図 3-12 ダム堆砂の粒度曲線
- 図 3-13 含水比とせん断強度
- 図 3-14 対象ダム位置図
- 図 3-15 調査地点模式図
- 図 3-16 調査地点平面位置の例（1/6）
- 図 3-17 調査地点平面位置の例（2/6）
- 図 3-18 調査地点平面位置の例（3/6）
- 図 3-19 調査地点平面位置の例（4/6）
- 図 3-20 調査地点平面位置の例（5/6）
- 図 3-21 調査地点平面位置の例（6/6）
- 図 3-22 堆砂形状の例（1/6）
- 図 3-23 堆砂形状の例（2/6）
- 図 3-24 堆砂形状の例（3/6）
- 図 3-25 堆砂形状の例（4/6）
- 図 3-26 堆砂形状の例（5/6）

- 図 3-27 堆砂形状の例 (6/6)
- 図 3-28 細粒分含有率 (ダムごと)
- 図 3-29 粒度曲線の例 (1/3)
- 図 3-30 粒度曲線の例 (2/3)
- 図 3-31 粒度曲線の例 (3/3)
- 図 3-32 細粒分含有率 (河川縦断方向)
- 図 3-33 その他の物理特性 (河川縦断方向)
- 図 3-34 化学特性 (河川縦断方向)
- 図 3-35 細粒分含有率と自然含水比の関係
- 図 3-36 細粒分含有率と強熱減量の関係
- 図 3-37 細粒分含有率 (鉛直方向、No. 3 地点)
- 図 3-38 平均粒径 (鉛直方向、No. 3 地点)
- 図 3-39 粒度組成 (鉛直方向、No. 3 地点)
- 図 3-40 新豊根ダムと佐久間ダム
- 図 3-41 貯水池回転率と細粒分含有率 (No. 3 地点)
- 図 3-42 放流高さと細粒分含有率 (No. 3 地点)
- 図 3-43 細粒分含有率 (縦断方向、地質区分別)
- 図 3-44 ダム堆砂性状と考えられる利用法
- 図 3-45 ダム堆砂利用のための処理フロー
- 図 3-46 鹿島灘南部海岸 (利根川河口) における海岸構成材
(汀線部干潮位付近) の中央粒径
- 図 3-47 堆砂の肩付近における砂分の選択的採取
- 表 3-1 ダム堆砂の特性
- 表 3-2 ダム堆砂の重金属含有量
- 表 3-3 調査対象ダム

第 4 章

- 図 4-1 ダム堆砂の循環利用および検討対象フロー
- 図 4-2 ダム排砂時の水質変化
- 図 4-3 改良土の仮置きによる pH の変化
- 図 4-4 水中すりへり試験状況 (全景)
- 図 4-5 水中すりへり試験状況 (近景)
- 図 4-6 測定部模式図
- 図 4-7 流水による侵食試験 (全景)
- 図 4-8 流水による侵食試験状況 (濁度計)
- 図 4-9 流水による侵食試験状況 (流速測定)
- 図 4-10 水質影響試験状況 (濃度別アルカリ溶出試験)
- 図 4-11 生物試験装置模式図
- 図 4-12 淡水魚への影響試験状況 (1 回目、試験開始時)
- 図 4-13 海水魚への影響試験状況 (2 回目、試験終了時)
- 図 4-14 濁度の変化 (全体)

- 図 4-15 濁度の変化（部分、No. 3）
- 図 4-16 pH の変化
- 図 4-17 水温の変化
- 図 4-18 粒度分布
- 図 4-19 粒子の破碎形態
- 図 4-20 粒子状況（試験前、No. 3、5～10mm）
- 図 4-21 粒子状況（試験後、No. 3、5～10mm）
- 図 4-22 粒子状況（試験後、No. 1、5～10mm）
- 図 4-23 実際に見られた粒子の破碎形態（剥離型）
- 図 4-24 粒子状況（試験後、No. 2、2.5～5mm、フレーク状の薄片がみられる）
- 図 4-25 侵食状況（A1-3）
- 図 4-26 侵食状況（A2-2）
- 図 4-27 侵食状況（B1-1）
- 図 4-28 侵食状況（B2-1）
- 図 4-29 侵食状況（C1）
- 図 4-30 侵食状況（D1）
- 図 4-31 侵食状況（E1）
- 図 4-32 濁度測定データ例（A1-3、下流）
- 図 4-33 濁度測定データ例（A2-2、下流）
- 図 4-34 濁度測定データ例（D1、下流）
- 図 4-35 濁度測定データ例（E1、下流）
- 図 4-36 処理ごとの限界流速
- 図 4-37 流速と濁度（A1）
- 図 4-38 流速と濁度（A2）
- 図 4-39 流速と濁度（D）
- 図 4-40 流速と濁度（E）
- 図 4-41 流速と単位長さあたり濁度（A1、A2）
- 図 4-42 流速と単位長さあたり濁度（D）
- 図 4-43 流速と単位長さあたり濁度（E）
- 図 4-44 侵食による土砂流出に関する模式図
- 図 4-45 ダム直下の土砂仮置イメージ
- 図 4-46 処理による発生濁度の抑制
- 図 4-47 侵食時間と侵食量
- 図 4-48 pH の変化（濃度による差異、野積み 1 ヶ月養生）
- 図 4-49 pH の変化（養生期間による差異、濃度=10%）
- 図 4-50 SS と pH の変化
- 図 4-51 ヒメダカの半数致死濃度（96 時間 TL_m）
- 図 4-52 マダイ幼魚の半数致死濃度（96 時間 TL_m）
- 図 4-53 pH と継続時間
- 図 4-54 河川還元の検討フロー

図 4-55 河川還元方法

表 4-1 実験概要

表 4-2 水中すりへり試験（試験ケース）

表 4-3 流水による侵食試験（試験ケース）

表 4-4 水槽による溶出試験（試験ケース）

表 4-5 供試材（養生期間別試験）

表 4-6 発生濁度の推定

表 4-7 淡水魚に対する影響試験結果（1回目）

表 4-8 淡水魚に対する影響試験結果（2回目）

表 4-9 海水魚に対する影響試験結果（1回目）

表 4-10 海水魚に対する影響試験結果（2回目）

第5章

図 5-1 ダム堆砂の処理と利用方法

図 5-2 カプセル輸送のパイプライン設置例

図 5-3 ダム堆砂の運搬経路模式図

図 5-4 ダム堆砂の採取コスト（実績および試算）

図 5-5 ダム堆砂の処理コスト（試算）

図 5-6 ダム堆砂の運搬コスト（実績および試算）

図 5-7 運搬距離とトータルコスト

図 5-8 有効貯水容量当たりのダム新設・嵩上げのコスト

図 5-9 ダム堆砂リサイクル事業におけるリスク

図 5-10 リスク領域

図 5-11 新たな事業枠組み

表 5-1 各種掘削機の特徴とダム堆砂への適用性

表 5-2 各種浚渫船の特徴とダム堆砂への適用性

表 5-3 各種運搬システムの特徴とダム堆砂への適用性

表 5-4 ダム堆砂リサイクルのコスト分析と事業可能性

表 5-5 ダム堆砂リサイクルに関連する事業例

表 5-6 PFI の事業類型

表 5-7 リスク評価