

令和元年度原子力規制庁委託成果報告書

放射性物質の海洋拡散抑制効果評価手法の調査

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構

令和2年3月

本報告書は、原子力規制委員会原子力規制庁からの委託により実施した業務の成果をとりまとめたものです。

本報告書に関する問い合わせは、原子力規制庁までお願いします。

目次

■ 1章	本受託事業の目的及び事業実施概要	1
1.1	本受託事業の目的	1
1.2	受託事業の具体的内容	1
1.3	本報告書の構成	2
■ 2章	水中懸濁態の物理・化学過程の学術的知見の調査	4
2.1	概説：水中での懸濁態の挙動	4
2.2	水中での懸濁態：その分類と一般的性質	8
2.3	水中での懸濁態の物理的挙動に係る学術的知見	10
2.4	水中での懸濁態の化学的挙動に係る学術的知見	17
■ 3章	水中での懸濁態の観測・分析手法及び必要機材の調査	30
3.1	水の流速及び懸濁態粒子の動態観測	30
3.2	懸濁態粒子の分析	35
■ 4章	簡易水槽での観測・分析試験	40
4.1	簡易水槽実験の構成	40
4.2	懸濁態沈降挙動の観察	42
4.3	懸濁態の移流・拡散を観察する断面水槽実験	46
4.4	懸濁態の再浮遊挙動を観察する断面水槽実験	58
4.5	懸濁態移流・拡散及び堆積挙動の観察に関する平面実験	63
4.6	簡易水槽実験まとめ	79
■ 5章	解析モデルと水槽実験での検証	80
5.1	沈降過程の数理モデルとシミュレーションへの実装	80
5.2	巻き上げ過程の数理モデルとシミュレーションへの実装	84
5.3	シミュレーションの検証I（断面水槽実験）	90
5.4	シミュレーションの検証II（港湾模擬平面水槽実験）	110
5.5	解析モデルと水槽実験との比較のまとめ	136
■ 6章	まとめと結論	137
6.1	懸濁態の物理・化学挙動について得られた知見のまとめ	137
6.2	水中での懸濁態の観測・分析手法及び必要機材の調査により得られた知見のまとめ	137
6.3	簡易水槽実験及びシミュレーションとの比較結果のまとめ	138
6.4	結論	138

■ 1章 本受託事業の目的及び事業実施概要

1.1 本受託事業の目的

本受託事業の目的は、原子炉施設からの放射性物質の海洋拡散抑制対策の一つとして設置が検討されているシルトフェンスの拡散抑制効果を解析・評価する際に必要となるデータ等を取得・整備することにある。データ取得に際し、港湾解析コード等を用いるが、そのコードの懸濁態の動態解析における現状と課題を調査・整理する。また、港湾解析コードの水槽実験による検証について、課題等を調査・整理する。以上の目的に従い、本受託事業で実施する調査・整理項目を以下の**1.2 受託事業の具体的内容**にて記す。

1.2 受託事業の具体的内容

本受託事業では先ず、シルトフェンス設置により、その拡散が抑止されると考えられているシルト等、懸濁態の水中における動態に係る知見や数理モデルを、文献情報を基に調査し整理する。また、それらの水中での物理的挙動を確認するため、懸濁態の挙動を可視化し分析する手法や用いられる機材等の特徴等を調査し整理する。更に、実際に簡易水槽を使用し、懸濁態の物理的挙動の観測試験を実施し、その結果（シミュレーションによる比較結果も含む）について報告する。以下、調査する対象項目を具体的に記す。

1.2.1 具体的調査対象項目

本受託事業の調査項目として、下記①～④の調査を実施する。

- ①懸濁態の水中における物理過程（移流、拡散、沈降、付着、堆積、巻き上げ等）と化学過程（凝集、分解、吸着/脱離等）に関する学術的知見と数理モデル。
- ②懸濁態の水中における物理過程（移流、拡散、沈降、巻き上げ）を把握するための観測・分析手法及び機材等の特徴。
 - (②-1) 実験環境において水の流速及び懸濁態の物理的挙動を観測分析した文献の収集と知見の整理（研究機関に対するインタビュー含む）。
 - (②-2) 観測環境及び観測機材の特徴（取得可能データ、精度、費用等）と解析コード検証に適した手法。
- ③②で調査した手法及び機材を用い、簡易水槽における懸濁態の移流、拡散、沈降、巻き上げ過程の観測・分析試験と各々の手法の特徴。
 - (③-1) 小型水槽における沈降観測。
 - (③-2) 模擬シルトフェンスを設置した港湾模擬水槽における流速、濃度、沈降量の観測。
 - (③-3) 断面水槽における流速及び懸濁態の動的挙動と巻き上げ観測。
- ④①の結果に基づく解析コードの現状と課題及び水槽実験による検証について以下の項目
 - (④-1) 沈着過程の数理モデルと検証。
 - (④-2) 巻き上げ過程の数理モデルと検証。
 - (④-3) 港湾模擬水槽を用いた検証。

1.2.2 港湾解析コード機能要件

取得した調査結果及び試験結果を基に、シルトフェンスによる拡散抑制効果の評価に使用すべき港湾

解析コード（以下、解析コードという）の現状とその課題、水槽実験による検証について整理・報告する。尚、調査対象解析コードが満たすべき要件は以下の(a)~(g)の通り。

解析コードが持つ要件：

- (a) 3次元 dual- σ 座標系を用い観測潮位を境界条件として利用する。
- (b) 港湾内海水流動をシミュレーションするコードであり、塩分濃度や異なる水（淡水）等の流入シミュレーションが可能である。
- (c) 放射性物質についてもイオン態及び懸濁態（無機及び有機懸濁態も含めて）移流、拡散挙動が追跡可能である。
- (d) 風の効果や日射による伝熱影響を考慮可能である。
- (e) 港湾内を適切な空間解像度で、詳細シミュレーションによる解析が見込める。
- (f) 港湾構造物については、堤防等に対し海水透過が考慮可能である。
- (g) シルトフェンスについては、その形状の変化は、海水の流れ場から受ける力に依るとし、海水及びシルトフェンス間の相互作用が考慮可能である。また、潮位による移動や海水の滞留効果等も考慮可能。

本受託事業では、上記要件を満たすコードとして、日本原子力研究開発機構（JAEA）が開発した **3D-Sea-SPEC(3-Dimensional Sea Simulation for Port and its Environmental Coast)**[1-1~1-8]を用いる他、一部本受託事業に即して改変する機能を用いる。尚、3D-Sea-SPEC とは港湾等の沿岸域や河川及びダム等の半閉鎖的水域を主たる対象として、水の動きや水中の懸濁態そして汚染物質の移流・拡散を解析するために開発したコードであり、29年度及び30年度規制庁事業[1-9,1-10]により、水の動きと共にシルトフェンスの変形動作も組み込んである。

1.3 本報告書の構成

本報告書では、本受託事業の目的と具体的内容に従い、水中での懸濁態の挙動に関する文献を調査・整理し、従来知見として取りまとめる他、それらの知見を基に簡易水槽を用いて懸濁態挙動の観測試験を実施した結果（シミュレーションとの比較を含む）を報告する。以下は本報告書の構成である。第2章では、水中での懸濁態の挙動を物理的挙動及び化学的挙動に分類し、各々の代表的な従来知見を調査・整理する。尚、本報告での物理的挙動とは、主に懸濁態粒子の物理的性質（重量、粒径、密度、形状等）に基づき、水中で示す運動特性とする一方、化学的挙動とは、主に懸濁態粒子がその化学的性質（有機/無機化合物、表面電荷、溶媒和効果、反応特性等）に基づき、水中で現れる様々な化学的变化を指す。第3章では、2章にて記した懸濁態の挙動を観測する手法について調査・整理し、水の動きの観測手法の知見と共に報告する。懸濁態の挙動に関しては、現地での挙動観測と水槽実験での挙動観測に分類できるが、本報告では主に水槽実験での観測について詳しく取り上げる（水槽実験を専門とする研究機関のインタビュー結果も記す）。第4章では、3章にて取得した知見を基に本事業で実際に実施した簡易水槽での観測試験とその結果について報告する。第5章は、第2章で取得した知見を基に懸濁態挙動を解析する上で必要な数理モデルについて記し、それをコード（3D-Sea-SPEC）に実装した上で、4章で記した水槽実験との比較検証を実施した結果について報告する。第6章は、本事業で調査・整理した従来知見をまとめる他、簡易水槽実験にて取得した結果と数理モデルを用いた比較検証結果のまとめを行い、現状の課題と結論を記す。

参考文献

- [1-1] A. Kitamura, et. al., Redistribution and export of contaminated sediment within eastern Fukushima Prefecture due to typhoon flooding, *Earth Surf. Process. Landforms*, 2016, 41, 1708-1726.
- [1-2] H. Kurikami, et. al., Numerical study of sediment and ^{137}Cs discharge out of reservoirs during various scale rainfall events, *Journal of Environmental Radioactivity*, 2016, Vol.164, pp.73-83.
- [1-3] K. Sakuma, et. al., A modeling approach to estimate the ^{137}Cs discharge in rivers from immediately after the Fukushima accident until 2017, *Journal of Environmental Radioactivity*, 2019, Vol.208–209, 106041.
- [1-4] S. Yamada et. al., Sediment transport and accumulation in the Ogaki Dam of eastern Fukushima, *Environmental Research Letters*, 2015, Vol.10, 014013.
- [1-5] S. Yamada et. al., High performance simulation for sediment transport on rivers on Fukushima area: Parallelization of 2D river simulation code Nays2D, *Proc. of M&C+SNA+MC 2015 on CD-ROM*.
- [1-6] 飯島和毅, 森林から河川水系を移動する放射性セシウムの環境動態研究の現状, *地球化学*, 2015, 49, 203-215.
- [1-7] T. Tsuruta, et. al., Horizontal and vertical distributions of ^{137}Cs in seabed sediments around the river mouth near Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, *Journal of Oceanography*, 2017, 73, pp.547-558.
- [1-8] 長尾郁弥 他, 福島における放射性セシウムの環境動態研究の現状(平成 30 年度版), *JAEA-Research*, 2019, 2019-002.
- [1-9] 平成 29 年度原子力規制庁委託成果報告書原子力施設等防災対策等委託費 (放射性物質の海洋拡散抑制モデルの整備) 事業 <https://www.nsr.go.jp/data/000256185.pdf>
- [1-10] 平成 30 年度原子力規制庁委託成果報告書原子力施設等防災対策等委託費 (放射性物質の海洋拡散抑制モデルの整備) 事業

■ 2章 水中懸濁態の物理・化学過程の学術的知見の調査

第2章では、水中での懸濁態の挙動の学術的知見を調査・整理した結果を報告する。2.1にて、水中での懸濁態についての従来知見を概説した後、2.2にて、環境の水中で生じる懸濁態を分類する。水中の懸濁態を構成する粒子は、粒径即ちサイズといった基本的性質により分類される他、化学的性質の違い（無機質/有機質その他）によっても分類される等、様々な指標に基づき分類される。2.3では、懸濁態の物理的挙動（沈降、沈殿、巻き上げ、移流・拡散等）について調査・整理した結果を報告し、2.4ではその化学的挙動（凝集、分解、左記の性質に係る物理化学的性質）について調査・整理した結果を報告する。尚、懸濁態の挙動に関する文献は膨大である一方、これまでに、従来の知見をまとめた総説・報告・論文（下記の文献）が多数公開されていることから、本報告では下記文献の分類方法やまとめ方等を参考にし、他の文献とも併せて、本受託事業の目的に関連する知見を広く集約した。

- 1) 鈴木準平、「貯水池・河川・感潮域における微細粒子の挙動に関する調査報告」電力中央研究所報告 V13005、平成 26 年 1 月発行。
- 2) 篠村理子、ベアトリス・カサレト、鈴木款、「海水中におけるサブミクロン粒子状物質の動態」、静岡大学地球科学研究報告、26（1999 年 7 月）p71.
- 3) 川西澄、余越正一郎、「停滞性沿岸域における海底境界層の乱流特性と懸濁粒子の挙動」海岸工学論文集、第 45 巻（1998）p 956.
- 4) 鈴木貴博、森本優希、日比野忠史、中下慎也、「堆積泥中のイオンや有機物量が液性限界値に及ぼす影響」土木工学会論文集 B2（海岸工学）Vol.73, No.2, (2017) I_1255.
- 5) 郡山益実、瀬口昌洋、「波と流れの共存場における底泥巻き上げ機構の実験的考察」佐賀大農学部彙報 第 84 号(1999) p108.
- 6) 小林梓、日下靖之、足立泰久、「ブラウン運動の解析に基づく単一粒子追跡法と顕微鏡電気泳動法によるコロイド複合体の解析」BUNSEKI KAGAKU, Vol. 61, No.2 (2012) pp87.
- 7) 中下慎也、森本優希、金城信隆、日比野忠史、「有機泥に吸着するイオンが泥の物理特性に及ぼす影響の把握」、土木学会論文集 B2（海岸工学）Vol.72, No.2 (2016) I_1321.
- 8) 日比野忠史、森本優希、福岡捷二、植田彰、「河口域に堆積する有機物を含む細粒泥の特性把握に関する考察」、土木学会論文誌 Vol.71, No.2 (2015) I_1474.

2.1 概説：水中での懸濁態の挙動

水環境における懸濁態、即ち懸濁態粒子（微細な粒子とも表現）の挙動が注目される場所として、河川、ダム及び貯水池、河口感潮域、沿岸そして海洋が挙げられる（図 2-1 参照）。尚、河川やダム及び貯水池等の維持管理のためには、堆砂挙動を理解予測することが大きな課題であり、堆砂の要因となる土砂（懸濁態粒子を含む）の発生源の理解が必要である。一般に土砂は、降雨による流出と共に、森林や裸地などの山間部や畑地などの農耕地、そして河道の近傍に堆積した溪岸堆積物等から発生する[2-1]。こうして流送される土砂は流砂形態の違いにより、掃流砂(Bed load)・浮遊砂 (Suspended-load)・ウォッシュロード (Wash-load) に分類され、下流域へと輸送される。ここで、図 2-1 のように、ダム・貯水池が存在する場合、流入土砂は流速の減少に伴い粒径ごとに分級されダム湖底や池底に堆砂デルタを形成することが知られている[2-2,2-3]。ここで、堆砂デルタの 60～80%は細粒分である懸濁態成分（シルトや粘土）が占め、特に堤体付近では 90%以上が細粒分で構成されることが多い。これらのダム・貯水池

内等での底質堆積物は、様々な環境変化により巻き上がり（再懸濁とも言う）、高濁度な水環境が長期化することがある一方、土砂のうちシルトや粘土、生物の遺骸等の有機物を含む微細粒子は、フロックを形成し複雑な沈降挙動や移流拡散を示すことが知られている。

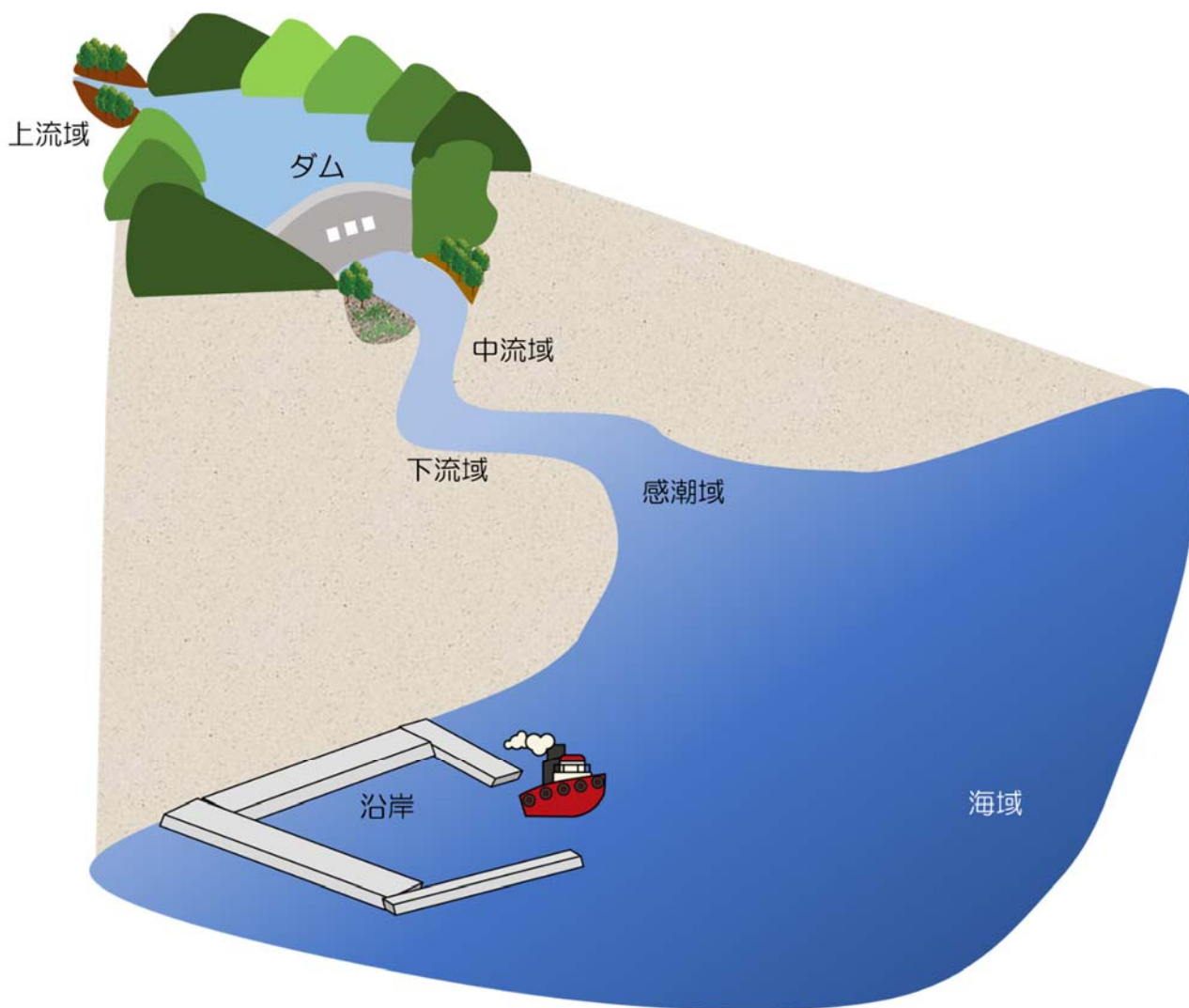


図 2-1 模式図：懸濁態が重要な役割を果たす各水域

これらの微細な粒子の挙動は、河川下流においては、景観の悪化や水道水源としての価値の低下、そして下流の生態系への影響等が懸念されることがある[2-4]。しかし、微細な粒子の生態系への影響は単純ではないことが知られている[2-5~2-8]。また、河川域での懸濁態粒子は有機物と無機物が複雑に混合・凝集した後、沈降によって底生生物の住処 (habitat) を形成する他、有機物や栄養塩を河川に供給する等、生物地球化学 (Biogeochemistry) 的に重要な役割 (特に物質循環) を果たしていることが知られている。更に、このような懸濁態粒子は、粒子自体の性質にもよるが、一般に比表面積が大きくなるため、物質を吸着する能力が極めて高い[2-9]ことが重要となる。この性質は、前述の通り下流域や海域にとって、重要な栄養物質の供給源となる一方、過剰な栄養塩や重金属・農薬等の汚染物質の主たる移動媒体ともなる[2-10]。事実、2011年3月11日の東日本大震災によって、福島原子力発電所から飛散した放射性物質も懸濁態粒子に吸着し、特に放射性セシウム (Cs) はシルト及び粘土粒子の特異な表面構造 (特に、その構造から Frayed Edge と呼ばれる雲母状粘土鉱物粒子の表面端構造) に選択的に吸着し、更に

は粘土粒子の種類によっては内部へ固定化されることが分かっている。しかも、一度固定化されると、その結合力の強さから、取りだすのが困難となる[2-11]。従って、放射性物質の拡散予測を行う上で、シルトそして粘土粒子を含む懸濁態粒子の挙動を把握することが極めて重要であることが分かる[1-1~1-8](膨大な文献があるため、JAEA の主要文献のみ列挙)。

次に感潮域及び沿岸域に目を向けると、沿岸海底近傍には海底高濁度層と呼ばれる中層に比べて懸濁態粒子濃度の高い濁った底層が多く存在する[2-12]。この海底高濁度層を形成している懸濁態は沿岸海域の富栄養化や貧酸素水塊の発生、底生生物の生態などに深く関わっていること[2-13]が知られている。これについては、従来、比較的潮流が大きく、濁度変動が流速変動とよく一致する場合[2-14]もあるが、潮流が非常に弱く底層の流れと濁度の間に見解な関連が見られない場合[2-15]もあり、両者とも海底近くの乱流が海底高濁度層の形成に関わっていると考えられている。こうした研究では、堆積物の巻き上げの生起に際し、海底乱流境界層に関する知識が海底高濁度層の挙動を理解する上で必要不可欠となる。しかし測定の高難度のため、停滞性の強い沿岸域における海底境界層の乱流と懸濁態粒子濃度の変動に関する研究はあまり多くないのが現状と言える。こうして、流体力や懸濁態粒子の乱流フラックス等を評価し、停滞性の強い海底境界層における乱流特性と懸濁粒子の挙動を明らかにすることが求められている。更に、沿岸域内に長期に渡り浮遊懸濁している微細な粒子の挙動は、物理的・化学的に極めて複雑な現象を伴うことが知られている。有機物が付着し成長した粒径 $200\mu\text{m}$ 以下の細粒子(有機泥とも呼ぶ)の沈降速度は沿岸環境を把握する上で重要なパラメータ[2-16]だが、個々の粒子はその粒子構造に依存した沈降速度を有しているため、沈降速度を直接測定することが難しい。例えば、沈降速度は沈降物の有機物付着量、フロック構造などによっては $10^{-4}\sim 10^0\text{cm/s}$ オーダーの幅広い範囲で変化すること[2-17]が分かっている一方、これらの沈降速度は測定方法によっても変化する等の複雑さを有する。

最後に海洋における懸濁態の研究を概説する。海洋では一般に観察のための操作上、 $0.45\mu\text{m}$ の粒径で溶存態と粒子に分けられることが多い。これは海水をろ過し、ろ液を溶存部分、ろ紙上に捕集されたものを粒子状物質として各々を分析するためである。こうして得られた結果から、海水中に存在する有機物は存在量が非常に微量であり、海洋全体での有機炭素量は粒子よりも溶存態の部分にその多くが存在していることが指摘されてきた[2-18]。しかし、実際に用いるろ紙の孔径が一定でない等、必ずしも正確な粒径で分けられるものではない[2-19]。こうした現状の下、近年、いわゆる溶存態の有機物の中でも、コロイドと呼ばれる分子量 $10^3\sim 10^8$ の有機物が注目されている。このコロイド粒子(<サブ μm 粒径)として分類される有機炭素量は凡そ溶存態の半分を占めているという試算がなされている[2-18]。しかし、それらの量や構成物質を調査するのは容易ではなく(通常のろ過では分画することは不可能であるため)、cross-flow ultrafiltration という特殊なろ過法を用いて分画する試みが行われている[2-20]。しかし、前述したように、そもそも溶存態有機物質量は非常に微量であるため、正確なコロイド状有機炭素量を得るには、試料を大量に必要とし、また、その際の汚染も重要な課題となる。現在、これらを解決する方法が検討されている[2-21]。更に、ろ過という手段を用いることで、実際の海水中における弱い結合形態を破壊する一方、結合し粒径を大きくさせる可能性もある等、これらの真の粒径や化学組成・存在量を特定するには依然様々な問題が残されている。尚、粒子状有機物は粒径 $10\mu\text{m}$ を越えると沈降粒子と呼ばれ、海水中から海底へ沈降するのに十分な大きさであると定義される[2-22]。従って、これらは表層から有機物を深層へ運ぶ形態として、海洋の炭素循環において非常に重要な存在であることが分かる。しかし、海洋全体の有機炭素量としては、これらの占める割合は少なく、もし海水中により多く存在していると考えられているコロイド状物質が、粒子態にまで大きくなったり、あるいは逆により小さな真の溶存物質へ移行したりするような粒径の変化が活発に起こり得るならば、コロイド状物質の動態は表

層から深層への輸送という点で、海洋の炭素循環にこれまで考えられていた以上に大きく影響を与える可能性があることが分かる。こうして、コロイドと粒子状物質の関係はどのようなものであるか？すなわち粒径の変化はどのように起こるか？そして、その変化を調節しているものは何かを知ることが重要であることが分かる。これらの知見から、海洋では非常に小さなサブ μm の粒子の動態を探ることが極めて重要と言える。このサイズは、ちょうどコロイド状粒子と隣接する粒径の粒子であり、これらの粒子の存在量、及び粒径分布、特にサブ μm より大きな粒径の沈降粒子との相互関係を調べる事が溶存一粒子間関係を論じる上で必要不可欠となる[2-23]。以上、海洋における懸濁態の研究においては、炭素等の物質循環研究が主たる課題としてその知見が集積しており、粒状物質の組成・量の時空間変動を把握するため活躍してきた伝統ある観測手法があることを最後に付記する。それは、沈降粒子捕集装置（セジメントトラップ）であり、様々な海域の様々な水深に設置することで、主に生物起源物質や陸起源物質の海洋での時空間変動が明らかにされてきた。実際、原子力発電所事故時に、事故により放出された放射性核種の挙動解析のため、セジメントトラップが活用され、溶存態と粒子状態との存在比、粒子状態での存在形態、粒子状態での輸送特性の解明等が盛んに行われている。チェルノブイリ原子力発電所事故及び東京電力福島第一原子力発電所事故の際には、環境中へ放出された放射性核種の挙動を分析するため、セジメントトラップで捕集された粒状態試料の観測研究例が多数報告されている。

以上、環境中での場所毎に、懸濁態粒子が示す挙動とその観測手法等に言及してきたが、まとめると以下の課題があることが分かった。

- 1) 懸濁態を構成する微細な粒子（シルト・粘土の粒径の粒子）は特有の凝集作用を示すことから、様々な粒子が複合的に集合しフロックを形成する等の複雑な挙動を示す。こうした作用は沈降速度や再懸濁（浸食）速度を大きく変化させてしまうため、モデル化の不確定要因となることが多い。より詳細に微細な粒子の輸送収支などを検討する際、これらについては詳細に考慮する必要がある。
- 2) 懸濁態を構成する微細な粒子の現地での状態を室内分析時まで維持することが困難なケースがあり、現地での観測技術が重要となる。また、その挙動には生物及び排水由来の有機物が及ぼす影響が大きいこと等が知られており、現地の環境変化をも考慮する必要があることが分かっている。従って微細な粒子の挙動予測には、現地の状況を十分に考慮した上でモデル化する必要がある。

本節で見てきた懸濁態粒子の動態の正確な理解とそのモデリングは、水環境中の生態系やダム・貯水池の維持管理の他、陸地と沿岸そして海洋という広い空間における環境影響評価を実施可能とさせるだけでなく、関係する人・生物への影響評価へと進める上で極めて重要であることが分かる。尚、懸濁態粒子の輸送モデルの改良は様々な目的の下、数多くの研究者により取り組まれており[2-24,2-25]、挙動を決定づける要因としては粒子態の粒径分布と沈降速度が最も重要と見做され[2-26~2-29]、次いで堆積（Sedimentation）、再懸濁（Resuspension）、凝集（Aggregation）、さらに分解（Fragmentation）、風化（Weathering）、生物膜（Biofilm）の発達等の物理的及び化学的且つ生物学的挙動が重要視されている[2-30~2-33]。しかし、上述のように、懸濁態粒子は様々な要因が相互に作用し合う複雑現象であることから、現象理解の進捗はゆっくりで、また、統一した検討が十分に実施されていないのが現状の課題と言える。

以上の現状を鑑み、本事業におけるシルトフェンスの拡散抑制の対象となる懸濁態粒子に対して、その性質と水環境中での挙動を把握する際、観測や実験を行う上での着目点や重視すべき事項を決定しておくことは極めて重要と言える。従って、本報告書では、これまでに得られた懸濁態粒子の基本的な性質や挙動について述べた後、そのモニタリング手法や分析手法、そして数値解析手法についてまとめる。その後、整理した知見の下、今後必要と考えられる手法や考え方等を抽出する。以下、本章の続きとして、様々な分野における分類方法を含めて懸濁態粒子の分類方法を 2.2 に記す。次に、水質や生物への影響及び河川から海域までの物質循環を把握する上で重要な懸濁態粒子の沈降過程、再懸濁（浸食）等の物理的挙動の知見を 2.3 に整理しまとめた後、粒子の物性に依拠する凝集と分解等の複雑な化学的挙動を整理し、2.4 に記す。

2.2 水中での懸濁態：その分類と一般的性質

懸濁態が存在する環境として、河川から沿岸そして海域等の様々な水環境が考えられ、多様な懸濁態粒子が存在していると考えられている。本報告の主たる調査対象である懸濁態は、水中での粒子に他ならないが、その粒子の起源は様々であり、粒子が有する特徴により分類される必要がある。本 2.2 節では、水環境中での粒子の分類法について記した後、その粒子の一般的性質について調査・整理した知見を報告する。

2.2.1 水環境中粒子の分類

以下に記す表 2-1~2-4 では、文献[2-34]を基にその分類法を整理した。粒子を分類する際、粒径による分類が最も基本となるが、観察に依拠する分類もある。

① 粒径による分類

主に粒子の分類に対して用いられるのが粒径による区分である。日本では、地盤工学会の示す 75 μ m 以下の粒径の土粒子[2-35]を、海外では Wentworth[2-36]が示す 63 μ m 以下の土粒子を微細な粒子としている。その他、粒径による分類法には数種あるが、懸濁態粒子の主要な粒子となる土粒子は、一般に粒径により、砂、シルト、粘土の 3 つに分類される。粒径が変化すると重量が変化し、それは物理的挙動の違いに反映される一方、比表面積も大きく変化する。比表面積の割合は粒径が小さくなると大きくなり、粒径の違いは表面を介する化学的挙動の違いに反映されることが分かる。実際、放射性物質の多くは、粒径の小さい粒子に多く且つ強く吸着されることが知られている[2-11]。

表 2-1

分類方法	d:粒径		
地盤工学会による区分	砂(sand)	シルト(Silt)	粘土(Clay)
	$2\text{mm} > d \geq 75\mu\text{m}$	$75\mu\text{m} > d \geq 5\mu\text{m}$	$5\mu\text{m} > d$
Udden 及び Wentworth による粒度階区分	砂(sand)	シルト(Silt)	粘土(Clay)
	$2\text{mm} > d \geq 62.5\mu\text{m}$	$62.5\mu\text{m} > d \geq 3.9\mu\text{m}$	$3.9\mu\text{m} > d$
	Cohesive sediment, Fine sediment, Mud		
	$63\mu\text{m} > d$		

② 流砂形態による分類

一般に、河川や海域を考える際、一方向に流れる土砂（流砂系）の観点からは、河床や海底との交換の

有無で分類することが可能であり、河床や海底と入れ替わりながら流下していく土砂を底質輸送流砂とするが、底質輸送流砂は、滑動や転倒、躍動（Saltation）を繰り返しながら運ばれる掃流砂と乱れの作用下で浮遊と沈降を通して河床・砂礁と交換しながら移動する浮遊砂とに分類される（表 2-2 参照）。尚、浮遊砂については、特に河川環境にて、ほぼ河床と入れ替わることなく河口域まで流れる 100 μm 以下の粒径を持つ土砂を特にウォッシュロードと区分している。しかし、このような流砂形態による粒径区分は、調査流域や調査条件、水理条件によって異なる場合が多い。その一方、江頭と芦田[2-37]によると、河川等においては、ほとんどの場合、100 μm 以下の成分であればウォッシュロードとみなすことができると報告している。

表 2-2

分類方法	d:粒径		
流砂系における分類	底質輸送流砂、浮遊砂	ウォッシュロード	
	(Bed material load)	(Wash load)	
	(Suspended load)		
	河床との交換あり	河床との交換なし	
	60 μm ~100 μm > d		
	d \geq 100 μm	100 μm > d	
	d \geq 250 μm	250 μm > d	
	d \geq 351 μm	351 μm > d	
運動形態による分類	浮遊砂	大きいウォッシュロード	小さいウォッシュロード
	(Suspended load)	(Wash load)	(Wash load)
	d \geq 71 μm	71 μm > d \geq 14 μm	14 μm > d

③ ろ過による分類

ろ過の観点からは、ろ過により補足される粒子態（Particulate phase）と通過する溶存態（Dissolved phase）に分類されることが多く、主に孔径 0.22 μm もしくは 0.45 μm のフィルターが用いられるため、その値を境界として分類がなされる。堆積学や生態学、物質収支モデルの観点からは、ろ過による分類が操作も簡易なことからよく利用されている[2-38]。しかし、2.1 にて記したように、実際には孔径 0.45 μm を通過した水試料中においても多くの粒子状物質（コロイド粒子）が観察されることが指摘されており[2-39,2-40]、生物学・化学的な観点からも真の溶存態（True-dissolved）とは言い難いことが指摘されている。つまり、放射性物質や重金属など詳細な物質循環及び動態を把握する必要がある場合等の汚染物質輸送に関しては、溶存体に含まれてしまうコロイド粒子態は十分に検討すべき事項となる[2-34]。

表 2-3

分類方法	d:粒径	
ろ過による分類	粒子態	溶存態
	0.22 μm \leq d	0.22 μm \geq d
	0.45 μm \leq d	0.45 μm \geq d

④ 吸着特性による分類

粒子の物質吸着量は一般的に比表面積に依存することが知られている[2-41]。粒径が小さいほど比表面

積は大きくなり、比表面積は $1\text{m}^2/\text{g}$ を境に微細な粒子と粗大な粒子に分類される。

表 2-4

分類方法	d:粒径	
吸着特性と溶解性による分類	粗大	微細
	比較面積 $1\text{m}^2/\text{g}$ 未満	比較面積 $1\text{m}^2/\text{g}$ 以上

⑤ 生成する場による分類

文献[2-34]によると、微細な粒子は生成された場を考慮した自生性 (Autochthonous)、他生性 (Allochthonous)、再懸濁性という観点からの分類が可能である[2-42]。実環境中の河川や河口域では微細な粒子として自生性である生物体粒子が多く含まれるが、生態系モデル以外では、あまりそれらが、考慮されることがない。しかし、物質輸送を考える上で、重要な役割を果たす場合もあり、着目する汚染物質が環境中の物質と類似の化学的性質を持つ場合、その動態を考える上で参考となるケースがある。

2.3 水中での懸濁態の物理的挙動に係る学術的知見

水中での懸濁態の物理的挙動として、沈降、移流・拡散、付着、堆積、巻き上げ等の現象があるが、最も重要な物理過程は鉛直方向の運動に関連する「沈降」であり「巻き上げ (再懸濁)」である。以下、沈降についての従来知見をまとめた後、流れがある場所において顕著に起こり得る巻き上げの知見を整理する。その後、移流・拡散や付着・堆積についても、その知見を整理し報告する。

2.3.1 沈降過程の学術的知見

微細な粒子の動態として最も特徴的な挙動は鉛直方向の動きである。その鉛直輸送を定量的に解明する上で、微細な粒子の沈降と再懸濁に関するモデルとそのパラメータが重要となる。尚、微細な粒子の挙動には、その粒子特有の凝集作用が関わることもあり、その基本的な性質についても記した後、その沈降過程についても記す。尚、微細粒子の沈降については、膨大な数の研究がなされており、まず、代表的な沈降速度式 (凝集性等の変化のない場合) を文献[2-34]に倣い表 2-5 にまとめた。

① 凝集性を考慮しない沈降速度式

表 2-5

No.	分類	名称/特徴	沈降速度式	現地/実験室
1		ストークスの式	$W_s = \frac{(\rho_s - \rho_w)g}{18\eta} d^2$	
2		Rubey の式	$W = \left[\frac{2}{3} + \frac{36w^2}{(\rho_s - \rho_w)gd^3} - \sqrt{\frac{36w^2}{(\rho_s - \rho_w)gd^3}} \right] \sqrt{(\rho_s - \rho_w)gd}$	
3	凝集性を	粒子形状を考慮した式	$W_s = \frac{W_s}{\sqrt{(s-1)gd_N}}$	$d_N = 0.9d_s$ が一般的 実験室
4	考慮しない式	粒子形状を考慮した式	$W = -W_s \{0.572[1 - (D_m/D_i)]^2 - 1\}$	実験室
5		粒径分布を考慮した式	$W = \frac{RgD^2}{C_1v + (0.75C_2RgD^3)^{0.5}}$	篩目の粒径に対して $C_1=18, C_2=1$ 実験室
6		分布のある粒子の平均速度を算出する式	$\bar{W} = \sum p_i d_i$ $d_i = 0.5[\log(d_{b,i}) + \log(d_{b,i+1})]$	San Jacinto estuary

一般的に流体中を沈降 (Deposition/Setteling) する粒子は、下向きの重力と上向きの抵抗力及び浮力とが働き、この釣り合いから沈降速度式が求められる (式(2-1) : 導出方法は 5 章にて詳述)。

$$W_s = \frac{(\rho_s - \rho_w)g}{18\eta} d^2 \quad (2-1)$$

凝集性を考慮しない (沈降に際し粒子は不変) 場合、粒子の沈降速度はストークスの式(2-1)に示されるように、粒径や有効密度から算出される。この最も良く使われるストークス式は粒子が球形であり、粒子レイノルズ数が $Re^* = 0.25$ 以下、つまり粒径が $63\mu\text{m}$ 以下の粒子に適用可能である。LeRoux[2-45]や Jimenez and Madsen[2-43]は、形状を考慮しストークス式を修正することでより詳細な検討を行っている (式(2-2)、(2-3)) (w_* は無次元沈降速度、 w_s はストークスの式から求めた沈降速度、 s は粒子密度と水の密度との比(ρ_s/ρ)、 d_N は名目上の粒径、 D_m は中央粒径、 D_i は d_b 間の平均粒径、 z は球形換算による偏差を元にした沈降式で用いる指数)。

$$W_* = \frac{W_s}{\sqrt{(s-1)gd_N}} \quad (2-2)$$

$$W = -W_s\{0.572[1 - (D_m/D_i)]^z - 1\} \quad (2-3)$$

また、粘性による抵抗力の他、慣性の役割も考慮する必要がある河川の浮遊砂の沈降速度に関しては Rubey の実験式が最も良く用いられている (式(2-4) : 導出方法は 5 章にて詳述)。

$$w = \left[\sqrt{\frac{2}{3} + \frac{36w^2}{(\rho_s - \rho_w)gd^3}} - \sqrt{\frac{36w^2}{(\rho_s - \rho_w)gd^3}} \right] \sqrt{(\rho_s - \rho_w)gd} \quad (2-4)$$

② 凝集性を考慮する沈降速度式

微細な粒子は一般に凝集性を示し、粒子の性質や水質、流れ場等に応じて様々な状態のフロックを形成する。そのため、沈降速度を把握するには、フロック形成に関する詳細を検討する必要がある[2-44,2-45]。フロックは、一般的にその径が大きいほど水中有効密度が低くなり、水中有効密度をフロック径の変数とみなすことでストークス式が適用可能となる[2-46]。多くの研究者らにより、フロック形成の特性を考慮した沈降速度式が提案されており、それらの式はフロックの濃度もしくは構造を指標として定式化されている。フロックの濃度を指標とした式は、濃度が高いほど粒子同士が近いことから衝突頻度が高く、フロックを形成しやすい特性を考慮する。更に、Baughand Manning [2-47]は、フロックのサイズに対し、影響が大きくなるせん断応力を係数として加え、流れ場を考慮した式(2-6) (各々の式は粒径区間毎に濃度とせん断応力に対し以下の関係式で与えられるとしている。 C は濃度、 τ はせん断応力 (Pa) : 粒径区間は原著文献を参照) を提案している。

$$\begin{aligned}
w &= 0.644 + 0.00047C + 9.36\tau - 13.1\tau^2 \\
w &= 3.96 + 0.000346C - 4.38\tau + 1.33\tau^2 \\
w &= 1.18 + 0.000302C - 0.491\tau + 0.057\tau^2 \\
w &= 0.244 + 3.25\tau - 3.71\tau^2 \\
w &= 0.65\tau^{-0.541}
\end{aligned} \tag{2-6}$$

尚、本式は対象とした流れ場の渦の最少スケールであるコルモゴロフスケールの境界となる 160 μm 前後のフロックに合わせて異なる式を導入しており、先見的研究と評価されている。更に、フロックの構造を指標とした沈降速度式も提案されており、フロックの密度やフラクタル次元で表される幾何学的構造（フロックの三次元形状）を考慮したものもある。例えば、谷本と星加[2-48]は大阪湾と江田内湾において連続写真撮影を用いた現地調査からフロックの沈降速度が、フロック径の 0.7-1.0 乗に比例していることを報告し、同様の手法を用いて、Dyer and Manning [2-49]は Elbe 川河口においてフロック径の 1 乗に比例すること、Fennessy and Dyer [2-50]は、フロック径の 0.6~1.5 乗に比例すること等を報告している。こうした差異が生じる要因として、フラクタル構造の場所による違いが指摘されている [2-49]。また、Winterwerp[2-45]は、粒子レイノルズ数を考慮し低乱流域におけるフロックの沈降に適応できる式(2-7)を提案している。(ξ はフロック形状係数, g は重力加速度, ν は動粘性係数, R_s は有効密度と水の密度との比, d_p は初期粒子の粒径, Re は粒子レイノルズ数, d_f はフロックの粒径)

$$w'_s = \frac{\xi}{18\nu} g R_s d_p^{3-n_f} \frac{d_f^{n_f-1}}{1 + 0.15Re^{0.687}} \tag{2-7}$$

更に、Winterwerp[2-51]は、式(2-7)にフロックの還流 (Returnflow) や伴流 (Wakeflow)、粘性、浮力を考慮した係数を追加することで 2000~3000 mg/L 以上の高濃度時に沈降速度が低下する現象 (Hindered settling)[2-52~2-54]を再現可能な式(2-8)を提案している。(w_s はストークスの式から求めた沈降速度, ϕ_* は体積濃度の最小値, ϕ_p は初期粒子の体積濃度)

$$w = w'_s \frac{(1 - \phi_*)(1 - \phi_p)}{1 + 2.5\phi} \tag{2-8}$$

また、西村ら[2-55]は、フラクタル次元の大きさは有機物が関連しているものと考え、有機物の量と分解度を加えた式(2-9)を提案している。(ρ_s は粒子密度, ρ_w は水の密度, d_p は初期粒子の粒径, d_f はフロックの粒径, IL は強熱減量, K は有機物の分解指数)

$$w = \frac{g}{18\mu} (\rho_s - \rho_w) \cdot d_p^{3-n_f} \cdot d_f^{n_f-1} \quad n_f = 3 - 2 \left(\frac{IL}{IL - K} \right) \tag{2-9}$$

③ 粒径分布を考慮した沈降速度式（凝集性なし）

上記の沈降速度式では、対象とする懸濁態粒子集団に対し、その中央粒径（もしくは代表粒径）を用いている。しかし、感潮域の底質に対し中央粒径を用いたストークスの式の場合、オーダーすら合わないことが報告されている[2-44]。その一方、粒径の分布を考慮した式(2-10)を用いた場合の沈降速度は、過小評価だがオーダーが一致することが報告されている[2-44]。

$$\tilde{w} = \sum p_i d_i \quad d_i = 0.5[\log(d_{b,i}) + \log(d_{b,i+1})] \quad (2-10)$$

微細な粒子で構成されるフロックについては、時空間的にフロック径に大きなばらつきがあることが想定され、フロック径の分布を考慮した汎用的な式を構築する必要がある。

④ 微細な粒子の沈降に対する流れの影響

実環境中においては、水の流れの影響を無視できない。特に乱流中の粒子の平均的な沈降速度は、静水中の粒子の沈降速度と異なることが古くから知られている。例えば Murray[2-56]は、弱い乱流中において、それは0.6~0.8倍になるが、乱流強度が増加すると沈降速度は0.4~4.5倍になること、Jobson et al.[2-57]は0.123mmの粒子と0.39mmの粒子において、それぞれ1.40~1.65倍と1.03~1.06倍に増加することを観察している。また、川西ら[2-58]は、10MHzの超音波ドップラー流速計(ADV)を用いた実験で、乱流強度に応じて沈降速度が増加したことを報告している。以上の報告をまとめると、乱流中の沈降速度は小粒径ほど大きくなる傾向を示した。これは、粒子が遠心力によって、渦度の強い領域からはじき出され、歪速度の高い領域に集められること(Preferential motion)[2-58]、そして重力下において粒子が渦構造の周囲を下向きの流れに沿って移動する傾向がある(Trajectory biasing)ためである[2-59,2-60]。その一方、流体中の粒子の沈降速度を減速させるメカニズムとして、渦による捕捉(Vortex trapping)[2-52]がある。しかし、その効果は他の効果と比較して小さいことが示されている。上記のように、微細な粒子の沈降速度は粒子の性質や水質だけでなく、乱流の時空間構造にも影響を受けていることが分かってきた。事実、複雑な流動場の下、観測事実が報告される例[2-61]もある等、様々な研究が行われている。これらの知見から、正確なモデリングを目指す際は、現場の状況を詳細に把握し、沈降速度を適切に選択する必要があることが分かる。

2.3.2 巻き上げ過程の学術的知見

懸濁態粒子の動態として最も特徴的な挙動は鉛直方向の動きであり、その鉛直輸送を定量的に理解する上で、沈降に関するモデルとそのパラメータが重要となることを記した。次に重要となるのは、巻き上げ(再懸濁現象)であり、底面に働く流体力と堆積した懸濁態粒子の物性に依存した限界摩擦力のバランスが巻き上げ現象の生起を決定する。従って、懸濁態粒子特有の凝集作用等、堆積物粒子の物性に依存する性質が巻き上げモデリングにおいて重要となることが分かる。以下では、それらの知見を整理する一方、堆積した相互作用しあう多数の懸濁態粒子が示す複雑現象として、モデルやパラメータ決定に係る課題等についても記す。

① 堆積懸濁物の巻き上げ：力学的機構

堆積した懸濁態粒子の巻き上げ(再懸濁(Resuspension))及び浸食(Erosion)とも呼ばれる)は、流体から堆積層の表面に作用する外力(底面摩擦力)とこれに対する堆積物粒子の抗力との力学的関係により決定される。ここで、作用する流体力とは、流れによるせん断応力や波動運動によるせん断応力と圧力から成る。但し、波動運動による圧力は流れによるせん断応力と比較して小さいことが知られている[2-62]が、重要な寄与がある場合も指摘されている(詳細は④参照)。その一方、津波や波砕等の鉛直方向に強い流れが発生する場合は、流れの乱れとなって底面に大きく作用すると考えられており、5章では、そのようなモデルについても港湾コードに実装し、比較評価する。本受託事業の目的として念頭におくべきシルトフェンスを考える際、鉛直方向への流れが強くと発生する場合も考えられることから、そのようなモデルの知見は重要となる。次に、底面堆積物が示す抵抗力に着目する。先ず、Lick et al.[2-63]

は石英を用いた実験で、約 100 μm 以下の粒子において重力が支配的となる砂質土と異なり、粘着力 (Cohesion) が支配的になることを報告している。つまり、粒子が微細になると、再懸濁に対する主要な抵抗力は粘着力へと変わる。こうしてシルトや粘土粒子で構成された堆積物は、粘着性堆積物 (Cohesive sediment) と呼ばれている。この粘着力には、土壌粒子同士等の同じ粒子間に働く粘着力 (Cohesion) と、土壌粒子表面と有機物等との異なる物質に働く付着力 (Adhesion) とに分類される[2-64,2-65]。以上、本受託事業の対象となる微細な懸濁態粒子 (シルト等) の堆積物の巻き上げを考える際は、土壌粒子間の粘着力と土壌粒子と有機物間に働く付着力をモデル化することが重要となることが分かる。尚、このような微細な粒子の巻き上げが重要となるのは、感潮域や沿岸であり、その域での巻き上げ等にかかる知見を以下にて記す。

② 堆積懸濁物の物性に強く依存する限界せん断応力

汽水域や沿岸等の底に堆積した粒子の輸送や堆積を考える際、その巻き上がりやすさを把握することは極めて重要である。粒子の巻き上がりやすさは、底面での限界せん断応力によって議論されており、そのパラメータとしては、粒子態の含水比や有機物量などが考慮されてきた。一方、電気化学的な面から巻き上げを考えると、粒子の凝集力は粒子間の引力と反発力によって定義され、間隙水のイオン濃度や土粒子の表面電位、吸着イオン等のパラメータが重要であることが知られている。特に河川感潮域に堆積する有機泥 (微細粒子から成る) 等は、河口からの距離に依存して間隙水のイオン濃度が空間的に変化することから、同じ物理性状を持った堆積泥であっても、空間的にその性状が変化する可能性がある。これらの知見については、2.4 節にて詳述するが、有機泥の泥の電気化学的な要因と液性限界値の関係に着目した研究の知見を記す。1) Warkentin[2-66]は粘土鉱物を対象に塩濃度が高くなると液性限界値が低下すること、2) 中下ら[2-67]は有機泥に吸着するイオンと液性限界値に関係があること。3) Zentar ら[2-68]は過酸化水素水により有機物を除去させることで液性限界値が 50~70%程度低下すること。4) 鈴木ら[2-69]は泥の限界せん断応力と相関のある液性限界値に着目し、有機泥に吸着する陽イオンの種類と量や間隙水のイオン濃度、有機物量を変化させた場合の液性限界値の変化について検討している。

③ 堆積懸濁物の再懸濁速度

堆積懸濁物の再懸濁に際し重要なパラメータは、底面摩擦力、限界せん断応力の他、再懸濁速度 (浸食速度) がある。再懸濁速度は単位時間、単位面積の浸食量[2-70]であり、多くの研究者によって、理論、実験室水路、現地水路、現地観測等の研究が盛んに行われてきた (表 2-6 参照)。

表 2-6 堆積する微細粒子の再懸濁速度式

再懸濁速度式	内容
$E = M \cdot \{(\tau - \tau_c) / \tau_c\}^n$	浸食速度は、限界せん断応力に依存するとした。
$E = M \cdot \{\tau - \tau_c(z)\}^n$	浸食速度は、限界せん断応力に依存するとした。 また、浸食深さに応じた限界せん断応力を設定した。
$E = \alpha \cdot R_w^{2.5} \cdot u^*$	浸食速度は、含水比に依存するとした。
$E = C_E \cdot u^*$	浸食速度は、堆積物の粘性や液性限界に依存するとした。

各記号の説明

C_E: 堆積物の粘性や液性限界に関する定数、E: 浸食速度、M: 土質力学的な性質による定数、n: 巾乗の変数、R_w 含水率、u*: 摩擦速度、z: 浸食深さ

<ギリシャ文字>

α: 粘土の種類と温度によって決まる定数、τ_c: 浸食に関わる限度せん断応力

表 2-6 に示されているように、基本的な再懸濁速度式としては、限界せん断応力を用いた楠田ら[2-71]や村上ら[2-72]の式(2-11)、

$$E = M \cdot \{(\tau - \tau_c) / \tau_c\}^n \quad (2-11)$$

Sanford and Maa[2-73]や Hanson and Simon [2-74]の式(2-12)が挙げられる。

$$E = M \cdot \{\tau - \tau_c(z)\}^n \quad (2-12)$$

ここで、の限界せん断応力 τ_c (Partheniades[2-75])には、1) 堆積物の物性(強度)に関係せずに再懸濁が始まるときのせん断応力(大坪[2-76]、角ら[2-77]は掃流限界と定義)、2) 堆積物の強度に依存し再懸濁速度が急増し始めるせん断応力(大坪[2-76]、角ら[2-77]は破壊限界と定義)とがあるが、一般には後者を用いる。また、式(2-11)、式(2-12)中の M は、含水比や温度、有機物含有量、その他の堆積物の物性等によって変化する変数であることを注意する。また式(2-12)の z は浸食深さに相当する。その一方、関根ら[2-78]は、再懸濁速度 E が摩擦速度 u^* と含水率 R_w に対して $E \propto u^{*3}$ 、 $E \propto R_w^{2.5}$ の関係を持つことを見だし、式(2-13)を提示している。

$$E = \alpha \cdot R_w^{2.5} \cdot u^{*3} \quad (2-13)$$

尚、 α は水温に応じた値である。この式は同じ成分の堆積物であっても、圧密の進行度合いや乾燥・湿润の履歴等の堆積状態が異なる場合、再懸濁速度が異なることを示している[2-79,2-80]。また、角と井口[2-81]は、液性限界が式(2-11)や式(2-12)の M または式(2-13)の α という堆積物固有の値に比例することを見出し、式(2-14)を示している。

$$E = C_E \cdot u^{*3} \quad (2-14)$$

尚、 C_E は含水比に関係しない値である。また、式(2-11)や式(2-12)のべき数 n が、有機物含有量が小さく含水比の低い場合に $n=1.5$ とする報告[2-82]がある。一方、有機物含有量が多く含水比が高い場合、 $n=1.0$ とする報告[2-83]もある。その他の再懸濁速度中の堆積物の物性に依存する値として、水温、鉱物種、含水比(間隙比、空隙率)、有機物含有量(強熱減量)、粒径、ベーンせん断試験などで測定された土塊強度、液性限界(液性指数)、陽イオン交換容量(Catio Exchange Capacity: CEC)、ナトリウム吸着率(Sodium Absorbance ratio: SAR)等の依存性が検討されている[2-77, 2-84, 2-85]。しかし、得られている定数値を実際に適用するには、現地の状況を十分に考慮する必要があると指摘されている。例えば、堆積物には、生物由来の様々な有機物(高分子)が混入し、付着力が増大する[2-64,2-86~89](詳細は電中研報告書[2-34]及び引用されている原著論文を参照)。

④ 波と流れの共存場における粒子の巻き上げ過程

本報告で重要な対象となる粘土やシルトなどの微細な土粒子は、感潮河川域や浅海干潟域に厚く堆積していることが知られている[2-90]。尚、それらは有機物を多く含む下水と結合し有機泥として還元的な状態で過剰に河口域に堆積しており、都市阿川を有する大都市では親水性の低下や悪臭の発生などが大きな問題となっている。このような堆積物は一般に底泥粒子と呼ばれ、潮流や波浪により比較的容易に

巻き上げられ、懸濁態粒子となり輸送されることが知られている[2-91]。このような底泥の輸送現象は、海域の水質環境や干潟の消長過程に多大な影響を及ぼしており、またシルテーション(航路や泊地の埋没)の予測や制御といった海岸工学分野においても極めて重要な現象であるため、多くの研究がある[2-92]。特に、化学的に粘着性を有する底泥は、底泥粒子間に作用する物理化学的結合において支配的効果を示すため、重力や摩擦力といった物理的力が支配的な砂質土とは大きく異なる特性を持つ[2-93]。こうして、底泥の巻き上げ現象は、同じ水理条件下でも底泥の性質や堆積条件等によって異なり、そのメカニズムは複雑となる。これまでに、粘着性底泥を用いた巻き上げ実験は数多く行なわれてきた。例えば、Partheniades や大坪は、現地泥を用いて流れによる巻き上げ実験を行い、2種類の巻き上げに対する限界せん断応力を見出している[2-94,2-95]。また、鶴谷らは流れ及び波による限界せん断応力について検討し、波の作用下では流れのみの場合に比べてかなり小さい底面せん断応力で巻き上げが生じることを確認している[2-96]。更に中野らは、相当粘度の概念に基づいた粘性流体多層モデルを用いて波と底泥の相互干渉について理論的に検討し、底泥床上における波高減衰率や波作用下における底泥運動について数多くの知見を見出した[2-97]。しかし、流れと波の作用下における底泥の巻き上げ形態は、底泥の性質や現場の状態等により大きく異なり、再懸濁速度は従来の底面せん断応力と限界せん断応力を用いた関係式での評価は十分でないとの指摘がある。以上、本事業にて念頭に置いているシルトフェンスによる懸濁態成分の拡散抑制効果を評価するような場合、上記の課題があることを認識した上でモデル化する必要があることが分かる。以下では、再懸濁のモデル化における様々な課題について記す。

⑤ 巻き上げ及び再懸濁過程における課題

懸濁態堆積物の再懸濁・浸食に関して数多くの研究が行われているが、統一した答えが得られないことや、室内実験の結果が現地に十分に適応できないことの原因として次の四つが挙げられる。1) 再懸濁・浸食は進行過程によって掃流限界、破壊限界に分類され、研究者毎に対象とする現象が異なる[2-98]。2) それらを評価する際、再懸濁速度や限界せん断応力という評価軸が異なり統合することが困難である。3) 対象とする堆積物を室内実験で使用する際、採取してきた現場の状態を保つことができない(例:含水比や圧密の状態が著しく変動することや堆積状態を維持できない場合、再懸濁特性に多大な影響を与えることが報告されている[2-98,2-99]。) 4) 懸濁態粒子(微細粒子)が持つ粘着力に対し、単に土質力学的な粘着力(Cohesion)のみを考慮し、生物由来の有機物を始めとして、複雑な化学的条件下での評価が難しいことが挙げられる[2-77,2-100,2-101]。実環境においては、微細粒子は有機物と無機物が混在して形成されており、生物学的な要素は無視できない。従って、生物・化学的な視点も取り入れ、無機シルト・粘土粒子が持つ特性としての粘着力(Cohesion)と生物学的作用による付着力(Adhesion)の特性を把握することが、より詳細な挙動を調べる上で重要であると言える。但し、生物学的な要因を考慮するには、種々の注意が必要である[2-101,2-48,2-102]。本事業にて着目する原発港湾内の場合、港湾内は半閉鎖環境であり、懸濁態粒子(シルト・粘土)が堆積している他、生物的活性も比較的高く、堆積物は強い粘着性を示している可能性が高い。従って、港湾内での巻き上がりや再懸濁をモデル化する際は、上記のような課題があることに注意する必要がある。

2.3.3 海洋中での乱流による懸濁態の移流・拡散に係る動態

懸濁態粒子の動態として最も特徴的な挙動は鉛直方向の動きであり、その鉛直輸送を定量的に解明することが重要であるとして、沈降及び巻き上げの物理現象に着目してきた。その一方、水平方向を含む挙動についても無視できない知見がある。一般に水平方向では、懸濁態粒子の多くは水の流動挙動に左右され輸送されるため、流動特性との関係性を把握する必要がある。以下では、複雑な挙動を示す海洋

での流れ場を主たる対象として、懸濁態の輸送特性に関する知見を整理する。

海洋での粒子の沈降過程は、海洋表層の炭素を深層へと輸送する役割を果たす生物ポンプと呼ばれる機構を通じて、地球規模での炭素循環や地球気候システムにおいて重要な役割を果たす。生物ポンプとは「海洋表層での粒子状有機炭素の生産」と「生産された粒子状物質の沈降」そして「粒子状物質の分解（無機化）」から構成され、これらのバランスにより海洋深層への炭素の輸送量が決まることを指す。これらは生物学的な過程を含む様々な要因に影響されると考えられているが、粒子状物質の平均沈降速度は、流れ場により影響を受け終端速度（静止流体中の沈降速度）が変化する[2-103]ことが指摘されている。この事実は LES モデルによるシミュレーションと実験とから明らかにされており、粒子の平均沈降速度は乱流により「Fast-tracking」、「Vortex-trapping」、「Loitering-effect」の3つの機構に支配されることが指摘されている。また、波による強制を加えた場合の変化も同様であることが指摘されている。実際、海洋の表層及び海底付近に目を向けると、風や潮汐流などの外力により活発な乱流が励起されるため、水温場や塩分場は一様な「混合層（表層混合層・海底混合層）」が形成され、様々な溶存物質や粒子状物質の鉛直輸送において、流れの乱れは重要な役割を果たしていることが分かっている。こうした乱流の成因は、数 m 規模での混合過程であり、これらを海洋の一般的なシミュレーションに取り込むのは困難であり、乱流混合過程をモデル内に組み込むには、鉛直渦粘性及び拡散係数に適切にパラメータ化する必要があることが分かる。これまで、多くの研究者がこれらの研究を進めてきた（例えば Mellor and Yamada[2-104]）が、巨視的な解析に相当するものが多く、詳細解析を精度良く行うためには、更なる研究が必要であることが分かっている。従って、本研究で念頭におくシルトフェンス近傍の流動現象を把握するには、可能な限り現実に近いスケールでの水槽実験、そして、現場での観測等が必要となることを指摘する。現時点で、最も精度の高いモデリングを実現するには LES 手法を用いる一方、現場において、可能な限り多数の流速観測結果を取得し、乱流モデルのパラメタリゼーションを実施することが必要となる。また、可能な限り、現場とスケールの近い水槽実験を実施し、流速分布と懸濁態粒子分布の相関等を観測することが重要と言えよう。

2.4 水中での懸濁態の化学的挙動に係る学術的知見

水中の懸濁態粒子は、一般に凝集・分解・付着・堆積等の化学的挙動を示す。これらの化学的挙動は主に、微細な粒子自身が持つ電気化学的性質に依拠するため、その性質を理解する必要がある。尚、電荷が現れるのは主に粒子表面であり、その表面電荷とそれを遮蔽する媒質（水分子及びイオン、そして有機物等）から成る化学の知見が重要となる。以下、それらの知見を整理した後、主要な化学的挙動について報告する。

2.4.1 懸濁態粒子の電気化学

懸濁態粒子の化学的性質を決定するのは粒子間の相互作用だが、粒子表面の電荷と媒質による遮蔽が静電的相互作用を与える一方、粒子内の電荷が分極することで生じる分子間引力が、それと拮抗する相互作用となる。それらの相互作用の下、媒質内を運動する粒子が示す挙動は、基本的に統計熱力学で記述されると考えられる。以下では懸濁態粒子の具体的な電気化学的知見を記す。

① 粒子間の相互作用を記述する DLVO 理論

微細な粒子の凝集性は粒子（ブロック）間の相互作用によって決まる。一般に相互作用は DLVO(Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek) 理論で説明される（式(2-15)参照）。

$$U = -\frac{A}{48d^2} + \left(\frac{64n^*kT}{\kappa}\right)\gamma^2 \exp(-\kappa 2d) \quad (2-15)$$

ここで、DLVO 理論とは帯電する 2 粒子間の分子間力と拡散電気二重層による反発力との釣り合いをモデル化したものである。DLVO 理論によると、粒子間の相互作用エネルギー U は粒子の大きさとおある溶液中の粒子の特性を規定する Hamaker 定数 A 、拡散電気二重層の厚さを示すデバイ長 $1/\kappa$ 、溶液中のイオン濃度 n^* 等から式(2-15)で与えられる。式(2-15)の第 1 項は分子間力、第 2 項は電気二重層による静電反発力である。電気二重層の厚さであるデバイ長 ($1/\kappa$) は、イオンの価数と濃度が大きいほど小さくなる。つまり、粒子の電氣的反発力は、それらの量が大きいほど、小さくなり凝集しやすくなることを示している。こうして、微細な粒子は河川から感潮域や海域に流入すると電解質濃度の増加とともに凝集し沈降しやすくなるのが分かる。しかし、フロックは DLVO 理論中で仮定されるような滑らかな表面をもつ球形ではなく、内部に水分子を保持し、凹凸のある表面を持っている。そこで、水分子の影響を取り入れた拡張 DLVO(XDLVO) 理論である式(2-16)や吸着した高分子の影響による有効粒子間距離などを考慮した式(2-17)が提案されている[2-105,2-106]。

$$U = -\frac{A}{48d^2} + \left(\frac{64n^*kT}{\kappa}\right)\gamma^2 \exp(-2\kappa d) + \pi R \lambda \Delta G_{l_0}^{AB} \exp\left(\frac{d_0 - d}{\lambda}\right) \quad (2-16)$$

$$U = -\frac{A}{48d^2} + \left(\frac{64n^*kT}{\kappa}\right)\gamma^2 \exp(-2\kappa d) + \frac{4\pi k_b T C^2 (1/2 - x)}{3V_1 \rho_p^2} \left[\left(\delta - \frac{s}{2}\right)^2 \left(3b + 2\delta + \frac{s}{2}\right) \right] \quad (2-17)$$

② 凝集性を考慮しない凝集速度

凝集現象自身の動的振る舞いを理解するためには、凝集速度を議論する必要がある。凝集速度の基本は、式(2-18)のスマルコフスキー方程式で表される。

$$\frac{dN_k}{dt} = \frac{1}{2} \sum_{\substack{i=1 \\ i+j=k}}^{i=k-1} \beta(a_i, a_j) n_i n_j - N_k \sum_{j=1}^{\infty} \beta(a_k, a_j) n_j \quad (2-18)$$

右辺の第一項は半径 a_i の i 次粒子と半径 a_j の j 次粒子との凝集による k 次粒子の生成速度を表し、第二項は k 次粒子が他の粒子と凝集することによる消滅速度を表している。深津と足立[2-107]は、凝集の後期過程を考慮するため、フロック発達によって生じる排除体積（同一の高分子の鎖のセグメントが同一の領域に存在することができないために生じる体積）効果を組み込んだ次式(2-19)を提案した[2-95]。

$$\frac{dN_k}{dt} = \frac{1}{2} \sum_{\substack{i=1 \\ i+j=k}}^{i=k-1} \beta(a_i, a_j) n_i n_j \left(\frac{1}{1-V_e}\right)^2 - N_k \sum_{j=1}^{\infty} \beta(a_k, a_j) n_j \left(\frac{1}{1-V_e}\right)^2 V_e = \sum_{n=1}^N \frac{\pi}{6} \left\{ (1/k)^{1/D} \cdot d_0 \cdot i_n^{1/D} \right\}^3 \quad (2-19)$$

凝集速度式中の衝突頻度関数 β は、主にブラウン運動による衝突(式(2-20))、せん断流れ場における速度勾配による衝突(式(2-21))、沈降速度の差による衝突(式(2-22))がある[2-108]。

$$\beta_{br} = \frac{8kT}{3\mu} \quad (2-20)$$

$$\beta_s = \frac{4}{3}(R_i + R_j)^3 G \quad (2-21)$$

$$\beta_a = \frac{\pi g}{72\nu\rho_w}(d_i + d_j)^2(\Delta\rho_j d_j^2 - \Delta\rho_i d_i^2) \quad (2-22)$$

ブラウン運動による衝突速度は粒径に依存しない一方、速度勾配や沈降速度差による衝突は粒径に依存する。例えば、粘土粒子の粒径となる $1\mu\text{m}$ 程度の場合、せん断速度が 10s^{-1} を超えた場合は、速度勾配による衝突速度がブラウン運動による衝突速度と比べて大きくなり、流れ場の影響が無視できなくなることが分かる。

③ 凝集性を考慮する凝集速度

②の知見は現象論であり、粒子自体が持つ電気化学的な性質を考慮する必要がある。こうして、DLVO理論に代表される表面間力を考慮した式が提案された[2-109,2-110]。その一方、乱流中で衝突が促進されることを考慮し、乱流中における衝突頻度関数の式が提案されている[2-111,2-46]。また、凝集により生じるフロックのスケールにあわせた式や破壊も考慮した式を含むモデルも提案されている [2-33,2-12,2-13]。

④ フロックの強度

フロックとなった粒子は、大きくなりすぎると流れの作用による引張応力またはせん断応力により破壊され、ある一定の大きさ以上には成長できない[2-112]。こうしたフロックの破壊の基準を考慮するモデルも提案され[2-113]、その妥当性が調べられている[2-114]。また、フロックの構造による強度の違い等も検討されている[2-99,2-115]。以上、実環境中では、フロックが形成された場や構造を考慮する必要があると考えられる。

⑤ 有機物が凝集性に及ぼす影響

ある環境では自然由来の有機物として腐植物質が大量に含まれている場合があり、その性質はフロックの挙動を考える上で無視することができない。ここで、腐植物質とは動植物の死骸が分解した後に残った物質[2-116]であり、その一種であるフミン酸は pH に依存するが、負に帯電していることが多く、粘土粒子の正 (+) に帯電するエッジ構造に吸着し、電気二重層の層厚を増大することで凝集性が低下することが報告されている[2-117~2-119]。その一方、フミン酸は Ca^{2+} の存在下でマイクロゲルを生成し、架橋結合することで凝集状態の安定性を増すことも報告されている[2-120,2-121]が、 Mg^{2+} や K^{+} の存在下 (特に Mg^{2+}) では、不安定になることも報告されている[2-122,2-123]。以上の他、他の腐食物質や脂質等の有機物についても報告 [2-123~2-125]がある。以上、腐植物質をはじめとした有機物はフロックの凝集作用に大きな影響を及ぼすが、研究者によって結果が異なる等、統一した見解には至っていない。その理由として、有機物や実験条件の特定が難しいことが挙げられる[2-123]が、今後、詳細な研究が必要な分野と考えられる。

2.4.2 コロイド粒子の化学

水環境中に存在する粒子の起源として、土壌中に存在する砂・シルト・粘土のような無機物や動植物由来の高分子有機物が考えられる他、河川、湖沼、沿岸及び海洋に生息する微生物も考えられ、自然界の水環境中には、膨大な量の粒子が見いだされる[2-126]。これらの粒子状物質の物質構成や表面特性、幾何形状は互いに大きく異なる一方、その特徴的な大きさから μm 程度までの微細な粒子をコロイド粒子とする。Buffle ら[2-127]は、この天然コロイドを無機コロイド、生体高分子、腐植物質の3種に分類し、自然環境下ではこれらの比率によりコロイド安定性が異なることを指摘している。一般に、コロイド粒子表面に存在する糖鎖やタンパク質などによる表面荷電の調節機能[2-128,2-129]、腐植物質のような天然高分子の表面吸着[2-130]の他、 pH やイオン強度等の化学的溶液条件により、コロイド粒子は互いに凝集する[2-131]ため、大半は単独では存在せずにコロイド複合体を形成する(図2-5 模式図参照)。こうして、代表的コロイド複合体は一般的に多孔質構造を有しており、コロイド複合体の移動特性や複合体同士の衝突頻度、それに伴う物質収支のモデル化を考える上で、その複合体内の透水性の評価が重要な問題となることが知られている[2-132]。その一方、コロイド凝集促進機構として、荷電中和、架橋作用、パッチ凝集などが挙げられ[2-133,2-134]、いずれの場合もコロイド粒子表面に吸着した高分子電解質により粒子の衝突半径は増大し、粒子同士の衝突頻度が高まることが知られている[2-135]。また、高分子電解質による凝集促進効果は流れ場や高分子濃度に強く依存することが分かっており[2-136]、コロイド表面における高分子電解質の吸着形態とそのダイナミクスの解明は、粒子の特性を考える上で重要な基礎的知見となることが分かる。

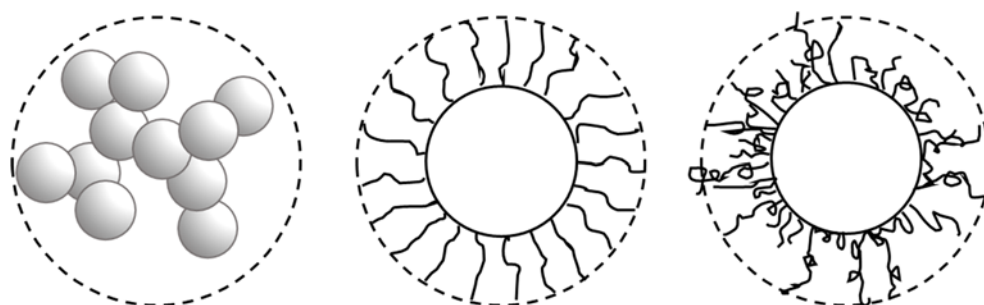


図 2-5 模式図：様々なコロイド粒子の凝集複合体

① (凝集) 粒子の流体力学的半径と電気泳動特性

土壌粒子など自然界から採集したコロイド粒子は、強固に凝集したフロック状態となっていることがよく観察される。数 $10\ \mu\text{m}$ 程度まで成長した凝集体に対しては、沈降速度を測定することで個々の粒子の流体力学的等価径を求めることができるが、それよりも小さい粒子では一般的に沈降速度は非常に小さく対流等の影響からその測定は難しい。しかし、文献[2-137]にあるように、単一粒子追跡法を用いると、ブラウン凝集で重要となる数ミクロン以下の多成分・多分散な懸濁液に対して、任意の凝集体の流体力学的大さの見積りが可能と報告されている。その結果、フロックの構成粒子数に対して、流体力学的等価径は非線形的に増加し、そのフラクタル的振る舞いはフロック内部への水の侵入量と対応するとも考えられている。一方、凝集体の構造に目を向けると、実際に土壌を構成する粘土粒子や腐植物質は一般に帯電している[2-138~2-140]ことから、河川や湖沼中の凝集体[2-141]としての凝集分散特性を推定するためには、粒子表面の帯電状態を評価する必要があり、電気泳動法がしばしば用いられてきた。しかし、その電気泳動データを適切に解釈するには、モデル凝集体の電場に対する応答を明らかにする必要

がある。一般にコロイド粒子は高分子を吸着させ、その表面が被覆されることで粒子表面の物理化学的性質が改質する。例えば、水中に分散する土壌粒子に腐植物質などの天然有機物が吸着すると粒子の立体安定化あるいは凝集を誘発し[2-142]、その大きさが変化することで輸送現象即ち動態に著しい影響が現れるからである。

② 吸着物質（イオン）が粒子の物理的特性に及ぼす影響

土粒子表面は負に帯電し、有機物や間隙水中の陽イオンが吸着することで、電気的平衡が保たれる一方、吸着物質によって堆積泥の性質が大きく変化することが報告されている[2-143]。河口・沿岸域における堆積泥では、河川上流から運ばれた微細な土粒子に先ず、海水の豊富な陽イオン（ Na^+ や Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} など）が吸着し、間隙水のイオン濃度が増加して粒子間の反発力を失わせ、河川中の有機物と凝集（フロック化）することで沈降速度を速めて堆積する。粘土工学分野やコロイド化学分野などにおいては、この単純な微細な土粒子（ベントナイトやカオリン等）に対し、イオン交換による強度や粘土などの変化について検討した例が数多くある[2-144]。その一方、土粒子に有機物が吸着した有機泥については、有機物の特性が様々であり現象の把握が難しいことから、有機泥を対象とした研究例は少なく、その特性はあまり明らかになっていないのが現状である[2-67]。しかし、陽イオンの種類や間隙水のイオン濃度を変化させた場合、有機泥の液性限界値がどのように変化するかを明らかにした報告がある[2-67]。今後、研究が進捗するものと考えられる。

③ 有機物の付着と水分保持能力

有機泥は微細な 2 次鉱物に有機物が結合して水分を保持し易いフロック構造を有しているため、通常、含水比は有機物含有量や微細な粒子の含有量と一意的な関係がある。例えば、広島市内派川に堆積する有機泥では有機物量の 10 倍の水分保持能力を持って堆積していることが報告されている[2-145]。一般に、有機物は負に帯電する 2 次鉱物表面に電気的に結合し、複数の土粒子と有機物が相互に結合することでフロック（フラクタル構造体）を形成する[2-146]。こうして一旦、フロックが形成されると粒子単体で存在するよりも自由水を保持し易くなるため、高い保水能力を持つと考えられる。このような粒子の沈降には、フラクタル性を考慮する必要がある一方、再懸濁を評価するには、複雑な粒子間相互作用を考慮する必要がある。

④ 吸着水の構造と含水比（粘着性）

粒子に束縛される水分子には、2 次鉱物内や表面に電気的に強く吸着する構造水（強吸着水）、電気二重層に吸着する水和イオン（弱吸着水）がある。その他、フロック内には自由水が保持されている。強吸着水は 500°C 以上で蒸発し、自由水は 100°C 程度で蒸発する一方、自由水には重力によって落下する重力水と重力に抗する毛管水が含まれる。110°C の炉乾燥で測定される含水比は弱吸着水と自由水の和で表わされる。これらの水の構造はフロックの粘着性と密接な関係があり、再懸濁の際のモデル化では十分に注意する必要がある。

⑤ 有機泥の沈降速度

懸濁態物質が海水中に流出すると沈降速度が速くなることがよく知られている。沈降速度は粒径と粒子密度に依存するが、陸水から海水に変わる区域での有機泥粒子等から成る懸濁態物質の沈降は、粒径に依る性質が強調されるとの報告がある[2-146]。粒子が海水中に流出すると pH が高くなることから、2 次鉱物にイオン結合していた H^+ が離れ、負に帯電した粒子表面に他の 2 次鉱物や有機物または金属イオンが結合して粒径が増大し沈降速度が速くなるためと考えられている。このような沈降速度の変化は、港湾等で淡水が流入するような場合に考慮すべき現象の一つと考えられる。

参考文献

- [2-1] 河村和夫, 井上大柴, 角田隆彦, 友利方彦, 中島達夫. わが国における地質別の崩壊特性と貯水池堆砂 (その2) . 応用地質. 1997, Vol.37, No.6 pp.31-41.
- [2-2] 大谷通弘, 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.2002, Vol.12, No.3, pp.174-187
- [2-3] Haracio, Toniolo. Numerical simulation of sedimentation processes in reservoirs as a function of outlet location. *International Journal of sediment Research*, 2009, Vol.24 pp.339-351.
- [2-4] 鈴木祥広, 出口近士, 関戸知雄, 塩盛弘一朗, 杉尾哲. 宮崎県小丸川水系のダム堆積土砂に含まれる難沈降粒子の物理・化学的性状. 土木学会論文集 G.2009, Vol.65, No.1, pp.16-25.
- [2-5] Suren, A. M., Martin, M. J., Smith, B. J. Short-term effects of high suspended sediment on six common New Zealand stream invertebrates. *Hydrobiologia*. 2005, Vol.548, pp.67-74.
- [2-6] Oihana, Izagirre., Alexandra, Serra., Helena, Guasch., Arturo, Elosegi. Effects of sediment deposition on periphytic biomass, photosynthetic activity and algal community structure. *Science of the Total Environment*. 2009, Vol.407, pp.5694-5700.
- [2-7] Birkett, C., Tollner, E.W., Gattie, D.K. Total suspended solids and flow regime effects on periphyton development in a laboratory channel. *Transactions of the ASABE*. 2007, Vol.50 No.3, pp. 1095-1104.
- [2-8] Robertson, M. J., Scruton, D. A. and Clarke, K. D., Seasonal effects of suspended sediment on the behavior of juvenile Atlantic salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*. 2007, Vol.136. No.3, pp.822-828.
- [2-9] Horowitz, A. J. A primer on sediment trace element chemistry. Michigan, Lewis Publishers. 1991, 140p.
- [2-10] US EPA, 2010. TMDLs 303(d) list. http://iaspub.epa.gov/waters10/attains_nation_cy.control?p_report_type¼T.
- [2-11] 山口紀子, 高田裕介, 林健太郎, 石川覚, 倉俣正人, 江口定夫, 吉川省子, 坂口敦, 朝田景・和穎朗太, 牧野知之, 赤羽幾子, 平館俊太郎. 土壤植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因. 農環研報. 2012, Vol.31, pp.75-129 (事故初期の総説) ; Masahiko Okumura, Sebastien Kerisit, Ian C. Bourg, Laura N. Lammers, Takashi Ikeda, Michel Sassi, Kevin M. Rosso, Masahiko Machida, Radiocesium interaction with clay minerals: Theory and simulation advances Post-Fukushima, *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol.210, 2019, pp105809 (最近の分子論的理解の総説) .
- [2-12] Kawana, K. and T. Tanimoto. Turbid bottom water layer and bottom sediment in the Seto Inland Sea, *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 1984, Vol. 40, pp.175-183.
- [2-13] 星加章, 谷本照己, 三島康史. 大阪湾における懸濁粒子の特性, 中国工業技術研究所報告, 1996, 47巻, pp.15-26.
- [2-14] Kawana, K. and T. Tanimoto. Temporal variation of resuspended matter for one tidal cycle in the Hiuchi-Nada area, *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 1981, Vol. 37, pp.173-178.
- [2-15] 谷本照己, 星加章. 江田内湾における海底高濁度層の季節変動, *Journal of the Oceanographical Society of Japan*, 1991, 47巻, pp.286-296.
- [2-16] 門谷茂. 物質輸送過程における粒子状物質の役割. 月刊海洋, 1991, Vol.23, pp. 178-186.
- [2-17] Fettweis, M. Uncertainty of excess density and settling velocity of mud flocs derived from in situ measurements. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2008, Vol.78, pp.426-436.
- [2-18] Libes S.M., *An Introduction to Marine Biogeochemistry*. JohnWiley&Sons, NewYork, 1992, 734p.

- [2-19] 鈴木款, 伊藤博, 地球環境における炭素循環と海水中の溶存有機炭素の測定, 環境化学, 1994, 4, 1-18.
- [2-20] Guo L. & SANTOSCHI H. Composition and cycling of colloids in marine environments. *Reviews of Geophysics*. 1997. 35. 17-40.
- [2-21] BUESSELER K.O., BAUER J.E., CHEN R.F., EGLINTON T.I., GUSTAFSSON O., LANDING W., MOPPER K., MORAN S.B., SANTOSCHI P.H., VERNONCLARK R.&WELLS M. An intercomparison of cross-flow filtration techniques used for sampling marine colloids: Overview and organic carbon results, *Marine Chemistry*, 1996, 55, 1-13.
- [2-22] 角皆静男, 乗木新一郎, 海洋化学—化学で海を解く (西村雅吉編) . 産業図書, 1983, 東京, 278p.
- [2-23] KOIKE I., HARA S., TERAUCHI K. & KOGURE K. 1990, Role of sub-micrometre particles in the ocean. *Nature*, 1990, 345. 242-243.
- [2-24] Haygarth, P. M., Wood, F. L., Heathwaite, A. L., Butler, P. J. Phosphorus dynamics observed through increasing scales in a nested headwater to river channel study. *The Science of The Total Environment*. 2005, Vol.344, No.1-3, pp. 83-106.
- [2-25] [Kay, D., McDonald, A., Stapleton, C., Wyer, M., Fewtrell, L. Europe: a challenging new framework for water quality. *Proceedings of the ICE- Civil Engineerign*. 2006, Vol.I 59, pp.58-64.
- [2-26] Mehta, A. and Lott, J.W. Sorting of fine sediment during deposition. In: *Proceedings of a Specialty Conference on Advances in Understanding of Coastal Sediment Processes*. American Society Civil Engineer., New York, 1987, pp. 348 362.
- [2-27] Fennessy, M.J., Dyer, K.R., Huntley, D.A. INSSEV: an instrument to measure the size and settling velocity of flocs in situ. *Marine Geology* 1994, Vol.117, pp. 107-117.
- [2-28] Dyer, K.R., Comelisse, J., Deamaley, M.P., Fennessy, M.J., Jones, S.E., Kappenberg, J., McCave, I.N., Pejrup, M., Puls, W., Van Leussen, W., Wolfstein, K. A comparison of in situ techniques for estuarine floe settling velocity measurements. *Journal of Sea Research*. 1996, Vol. 36, pp. 15-29.
- [2-29] McAnally, W.H. and Mehta, A.J. Coastal and Estuarine Fine Sediment Processes. *Proceedings in Marine Science*. 2000, Vol. 3, 507 p.
- [2-30] Eisma, D. Flocculation and de-flocculation of suspended matter in estuaries, Netherlands. *Journal of Sea Research*. 1986, Vol.20, pp. 183 199.
- [2-31] Milligan, T.G. and D.H. Loring. The effect of flocculation on the size distributions of bottom sediment in coastal inlets: implications for contaminant transport. *Water Air Soil Pollution*. 1997, Vol.99, pp. 33-42.
- [2-32] K.R. Dyer, and A.J. Manning. Observation of the size, settling velocity and effective density of flocs, and their fractal dimensions. *Journal of Sea Research*. 1999, Vol.41, pp.87-95.
- [2-33] Droppo, I. G. Biofilm structure and bed stability of five contrasting freshwater sediment. *Marine and Freshwater Research*. 2009, Vol.60, No.7, pp.690-699.
- [2-34] 電力中央研究所, 貯水池・河川・感潮域における微細粒子の挙動に関する調査報告 V13005. 2014.
- [2-35] 地盤工学会基準, 地盤材料の工学的分類方法 JGS0051.
- [2-36] Wentworth CK. A scale of grade and class terms for elastic sediments. *Journal of Geology*. 1922, Vol.30, pp.377-392.
- [2-37] 江頭進治, 芦田和男. 山地流域における微細土砂の生産場と流出過程に関する研究. 京大防災研年報, 1981, Vol.24 (B-4), pp.239-250.

- [2-38] Lars, Hakanson. Suspended particulate matter in lakes, rivers, and marine system. The Brackburn Press, 2005, 319 p.
- [2-39] Boulion, V. V. Regularities of primary production in limnetic ecosystems. St. Petersburg. 1994 222 p.
- [2-40] Johan Schijf and Alison, M. Zoll. When dissolves is not truly dissolved -The importance of colloids in studies of metal sorption on organic matter. *Journal of Colloid and Interface Science*. 2011, Vol.361, pp.137-147.
- [2-41] G.H. Bolt and M. G. M. Bruggenwert Soil chemistry, 岩田進午, 三輪審太郎, 井上隆弘, 陽捷行訳, 土壌の化学, 学会出版センター, 1978,309 p.
- [2-42] Dubko, N. V. The labile and stable organic matter: Ecological system of Naroch lakes. Minks, 1985, pp. 233-237.
- [2-43] Jose, A. Jimenez., Ole, S. Madsen, M.ASCE. A simple formula to estimate settling velocity of natural sediment, *Journal of waterway, port. Coastal and Ocean Engineering*. 2003 Vol.129, No.2, pp.7-78
- [2-44] Remya, G. Kumer., Kyle, B. Strom., Ali, Keyvani. Floc properties and settling velocity of San Jacinto estuary mud under variable shear and salinity conditions. *Continental Shelf Research*. 2010, Vol.30, pp.2067-2081.
- [2-45] Winterwerp, J. C. A simple model for turbulence induced flocculation of cohesive sediment. *Journal of Hydraulic Research*. 1998, Vol.36, No.3, pp.309-326.
- [2-46] Emmanuel, Partheniades. Cohesive sediment in open channels, Elsevier, 2009, 346 p.
- [2-47] John, B. Baugh. And Andrew, J. Manning. An assessment of new settling velocity parameterization for cohesive sediment transport modeling. *Continental Shelf Research*. 2007, Vol.27, pp.1835-1855.
- [2-48] 谷本照巳, 星加章. 大阪湾と江田内湾における懸濁粒子の沈降速度. *海の研究*. 1994, Vol.3, No.1, pp.13-20.
- [2-49] K.R. Dyer, and A.J. Manning. Observation of the size, settling velocity and effective density of flocs, and their fractal dimensions. *Journal of Sea Research*. 1999, Vol.41, pp.87-95.
- [2-50] M.J. Fennessy, and K.R. Dyer. Floc Population Characteristics Measured with INSSEV during the Elbe Estuary Intercalibration Experiment, *Journal of Sea Research*, 1996, Vol.36, pp.55-62.
- [2-51] J. C. Winterwerp • On the flocculation and settling velocity of estuarine mud. *Continental Shelf Research*. 2002, Vol.22, pp.1339-1360
- [2-52] Thorn, M. F. C. Physical processes of siltation in tidal channels. *Proceedings of Hydraulic Modeling Applied to Maritime Engineering Problems*, ICE, London. 1981, pp.47-55.
- [2-53] Ross, M. A. Vertical structure of estuarine fine sediment suspensions, Ph.D. Thesis, Coastal & Oceanographic Engineering Department, University of Florida, Gainesville, Florida, USA. 1988.
- [2-54] Wolanski, E., Gibbs, R. J., Mazda, Y., Metha, A. J. King, B. the role of turbulence in settling of mudfloc. *Journal of Coastal Research*. 1992, Vol.8, No.1, pp.35-46
- [2-55] 西村尚哉, TOUCH NARONG, 駒井克昭, 日比野忠史. 有機性状を考慮した有機懸濁質の沈降速度のモデル化, *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, 2009, Vol.65, No.1, pp.1151-1155.
- [2-56] Murray, S. P. (1970) Settling velocities and vertical diffusion of particles in turbulent water, *Journal of Geophysical Research*. 1970, Vol.75, No.3, pp.1647-1654.
- [2-57] Jobson, H. E. and Sayre, W. W. Vertical transfer in open channel flow, *Journal of the Hydraulics Division*, 1970, Vol. 96, pp. 703-724.
- [2-58] 川西澄, 塩崎遼平. 乱流境界層における固体粒子の沈降速度. *海岸工学論文集*.2005, Vol.52, pp.371-375.

- [2-59] Wang, L. P. and Maxey, M.R. Settling velocity and concentration distribution of heavy particles in homogeneous isotropic turbulence. *Journal of Fluid Mechanics*. 1993, Vol.256, pp.27-68.
- [2-60] Yang, C.Y. and Lei, U. The role of the turbulent scales in the settling velocity of heavy particles in homogeneous isotropic turbulence. *Journal of Fluid Mechanics*. 1998, Vol.371, pp.179-205.
- [2-61] 傳田正利, 岩本俊孝. 哺乳動物の行動予測および氾濫原の生態的機能に関する研究—阿川生態系変動予測モデルへの取り組み—, 第15回河川生態学術研究発表会.2012.
- [2-62] 楠田哲也, 山西博幸, 吉見博之, 三渡了. 攪乱・不攪乱底泥の巻き上げに関する実験的研究. *海岸工学論文集*. 1989, Vol.36, pp.314-318.
- [2-63] Lick, W., Jin, L. Gailani, J. Initiation of movement of quartz particles. *Journal of Hydraulic Engineer*. 2004, Vol.130, No.8, pp.775-761.
- [2-64] Winterwerp, J. C. and van Kesteren, W. G. M. *Introduction to the Physics of Cohesive Sediment in the Marine Environment*. Elsevier, Amsterdam. 2004, 576 p.
- [2-65] Sanford, L.P. Modeling a dynamically varying mixed sediment bed with erosion, deposition, bioturbation, consolidation, and armoring. *Computers and Geosciences*. 2008, Vol.34, No.10, pp.1263-1283.
- [2-66] Warkentin B.P. Interpretation of the Upper Plastic Limit of Clays, *Nature*, 1961, 190, pp.287-288.
- [2-67] 中下慎也, 森本優希, 金城信隆, 日比野忠史. 有機泥に吸着するイオンが泥の物理特性に及ぼす影響の把握, *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, 2016, Vol.72, pp.1321-1326.
- [2-68] Zentar R., Abriak N.-E., Dubois V. Effects of salts and organic matter on Atterberg limits of dredged marine sediments. *Applied Clay Science*, 2009, Vol.42, pp.391-397.
- [2-69] 鈴木貴博, 森本優希, 日比野忠史, 中下慎也. 堆積泥中のイオンや有機物量が液性限界値に及ぼす影響. *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, 2017, Vol.73, p. I_1255-I_1260.
- [2-70] 鶴谷広一, 江口秀二, 佐々木豊喜. 流れおよび波による底泥の巻き上げ限界値の検討. *海岸工学論文集*. 1990, Vol.37, pp.253-239.
- [2-71] 楠田哲夫, 海田輝之, 粟谷陽一, 石原達弘. 底泥の巻き上げと沈降に関する実験的研究(II). 第18回衛生工学研究討論会講演論文集. 1982, pp.160-165.
- [2-72] 村上和男, 菅沼史典, 佐々木均. 底泥の巻き上げ現象とそのモデル化に関する実験的検討. *海岸工学論文集*. 1989, Vol.36, pp.319-323.
- [2-73] Sanford, L. P. and Maa, J. P. A unified erosion formulation for fine sediments. *Marine Geology*. 2001, Vol.172, No.1-2, pp.9-23.
- [2-74] Hanson, G. J. and Simon, A. Erodibility of cohesive streambed in the loess area of the midwestern USA. *Hydrological Process*. 2001, Vol.15, No.1, pp.23-38.
- [2-75] Partheniades, E. Erosion and Deposition of Cohesive soils. *Journal of Hydraulic Division, Proc. of ASCE*. 1965, Vol.91, pp.105-139.
- [2-76] 大坪国順, 底泥の再浮上機構に関する基礎的研究. 京都大学学位論文. 1984, 138p.
- [2-77] 角哲也, 井口真生子, 藤井智康. 貯水池下部部に堆積した微細粒土砂の巻き上げ特性に関する実験的研究. *水工学論文集*. 2006, Vol. 50, pp.925-930
- [2-78] 関根正人, 西森研一郎, 藤尾健太, 片桐康博, 粘着性土の浸食進行過程と浸食速度に関する考察. *水工学論文集*. 2003, Vol. 47, pp.541-546.
- [2-79] Thomsen, L. and Gust, G. Sediment erosion thresholds and characteristics of resuspended aggregates on the western European continental margin. *Deep-Sea Research Part 1- Oceanographic Research Papers*. 2000

Vol.47 No.10, pp. 1881-1897.

- [2-80] Tolhurst, T.J., Friend, P.L., Watts, C., Wakefield, R., Black, K.S., Paterson, D.M., The effects of rain on the erosion threshold of intertidal cohesive sediments. *Aquatic Ecology*. 2006, Vol.40, No.4, 533-541.
- [2-81] 角哲也, 井口真生子. 貯水池に堆積した微細粒土砂の浸食特性に関する研究. *水工学論文集*. 2007, Vol. 51, pp.871-876.
- [2-82] 櫻井寿之, 鎌田昌行, 柏井条介, 鈴木伴行. 混合粒径河床変動モデルによる貯水池堆砂・排砂現象の再現. *ダム工学*. 2006, Vol.16, No. 1, pp.30-40.
- [2-83] 天野邦彦, 安田佳哉, 鈴木宏幸, 浅井貯水池における表層汚泥の巻き上げによる水質変化のモデリング. *水工学論文集*. 2002, Vol. 46, pp.1085-1090.
- [2-84] Lyle, W. M. and Smerdon, E. T. Relation of compaction and other soil properties to erosion resistance of soils, *Transactions of the ASABE*, 1965, Vol.8, No.3, pp.419-422.
- [2-85] Bale, A. J., Stephems, J. A., Harris, C. B. Critical erosion profiles in macro-tidal estuary sediment: implications for the stability of intertidal mud and the slope of mud banks. *Continental Shelf Research*. 2007, Vol.27. No.18, pp.2303-2312.
- [2-86] Pieter, G. E. F. Augustinus. Chapter Seven Biochemical factors influencing deposition and erosion of fine grains sediment. *Proceedings in Marine Science*. 2002, Vol.4, pp.203-228.
- [2-87] Sutherland, T.F., Grant, J., Amos, C.L. The effect of carbohydrate production by the diatom *Nitzschia curvilineata* on the erodibility of sediment. *Limnology and Oceanography*. 1998, Vol.43 No.1, pp. 65-72.
- [2-88] Friend, P.L., Ciavola, P., Cappucci, S., Santos, R. Bio-dependent bed parameters as a proxy tool for sediment stability in mixed habitat intertidal areas. *Continental Shelf Research*. 2003, Vol.23, pp.1899-1917.
- [2-89] Tolhurst, T.J., Jesus, B., Brotas, V., Paterson, D. M. Diatom migration and sediment armouring — an example from the Tagus Estuary, Portugal. *Hydrobiologia*. 2003, Vol.503, pp.183-193.
- [2-90] Partheniades, E. Erosion and deposition of cohesive soils. *Proc. A.S.C.E.* 1965, 91, NY1, pp.105-139.
- [2-91] Partheniades, E. and R. E. Paaswell. Erodibility of channels with cohesive boundary. *Proc. A.S.C.E.* 1970, 96, HY3, pp.755-771.
- [2-92] 大坪関順, 村岡浩繭. 流れによる成泥の飛び出し率. *土木学会論文報告集*. 1986, 375, pp.43-52.
- [2-93] 鶴谷広一, 江口秀二, 佐々木登喜. 流れおよび波による底泥の巻き上げ限界. *港湾技研資料*. 1990, 674, pp.8-12.
- [2-94] 中野晋, 鶴谷広一, 鷹濱潤. 波と底泥の相互干渉による波高減衰と底泥の流動. *港湾技研報告資料*. 1987, 26, pp.171-212.
- [2-95] 中野晋, 伊東信幸, 藤平依彦. 流れの中での波と底泥の相互干渉. *海岸工学論文集*. 1989, 36, pp.339-343.
- [2-96] Yamamoto T, H.L.K.H. Sellmeijer and E.V. Hijum. On the response of a Pore-elastic bed to water waves. *J.Fluid Mech.*, 1978, 87, part1, pp.193-203.
- [2-97] Madsen, O.S. Wave induced porepressures and effective stresses in a porous beds. *Geotechnique*, 1978, 28, pp.377-393.
- [2-98] Motoyoshi, Kobayshi., Yasuhisa, Adachi., Setsuo, ooi. Breakup of Fractal Floccs in a Turbulent Flow, *Langmuir*, 1999, Vol.15, pp.4351-4356.
- [2-99] 足立泰久, 小林幹佳, 福原康之. オリフィス収縮流れを用いたフロックの破壊強度に関する研究. *日本レオロジー学会誌*. 2007, Vol.35, No.2, pp.69-72.

- [2-100] 西森研一郎, 関根正人. 粘着性土の浸食過程と浸食速度式に関する研究. 土木学会論文集 B.2009, Vol.65, No.2, pp.127-140.
- [2-101] Liu, H., Fang, H.H.P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. *Journal of Biotechnology*. 2002, Vol.95, No.3, pp.249-256.
- [2-102] Fernandes, S., Sobral, P., Costa, M.H. Nereis diversicolor effect on the stability of cohesive intertidal sediments. *Aquatic Ecology*. 2006, Vol.40, No.4, pp.567-579.
- [2-103] Y. Noh, I. S. Kang, M. Herold, S. Raasch. Large eddy simulation of particle settling in the ocean mixed layer. *Physics of Fluids*, 2006, 18, 085109.
- [2-104] George L. Mellor, Tetsuji Yamada. Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems. *Reviews of Geophysics*, 1982, Vol. 20, pp.851-875.
- [2-105] Lundkvist, M., Grue, M., Friend, P.L., Flindt, M.R. The relative contributions of physical and microbiological factors to cohesive sediment stability. *Continental Shelf Research*. 2007, Vol.27, No.8, pp.1143-1152.
- [2-106] 原田浩幸, 横山勝英, 天野佳正, 吉野健児, 川喜多英孝. 有明海底泥および筑後川底泥中の全糖量とその底泥安定化に及ぼす影響. 土木学会論文集 B2. 2010, Vol.66, No.1, pp.1226-1230
- [2-107] 深津智典, 足立泰久. 急速ブラウン凝集速度の評価に対するフロック排除体積の影響. 化学工学論文集. 2009, Vol.35, No.1, pp.70-74.
- [2-108] 関根正人, 飯塚鴨明, 藤尾健太. 粘着性土の浸食速度予測に向けた実験的研究. 水工学論文集.2001, Vol.45, pp.667-672
- [2-109] van de Ven, T. G. M., Mason, S. G. The mirrorheology of colloidal dispersions, VIII. Effect of shear on perikinetic doublet formation, *Colloid and Polymer Science*. 1977, Vol.255, No.8, pp.794-804.
- [2-110] G. R. Zeichner and W.R. Schowalter, Use of trajectory analysis to study stability of colloidal dispersions in flow fields. *AIChE Journal*. 1977, Vol.23, pp.243-254.
- [2-111] P.G. Saffman. and J. S Turner. On the collision of drops in turbulent clouds. *Journal of Fluid Mechanics*, Vol.1, pp.16-30.
- [2-112] P. Jarvis., B.Jefferson., J. Gregory., S. A. Parsons. A review of floc strength and breakage. *Water Research*. 2005, Vol.39, pp.3121-3137.
- [2-113] Motoyoshi, Kobayashi., Yasuhisa, Adachi., Setsuo, Ooi. Breakup of Fractal Flocs in a Turbulent Flow. *Langmuir*. 1999, Vol.15, No.13, pp.4351-4356
- [2-114] Motoyoshi Kobayashi. Breakup and strength of polystyrene latex flocs subjected to a converging flow. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 2004, Vol.235, pp.73-78.
- [2-115] Hodges, C. S., Cleaver, J. A. S., Ghadiri, M., Jones, R., Pollock, H. M. Forces between Polystyrene Particles in Water Using the AFM: Pull Off Force vs Particle Size. *Langmuir* 2002, Vol.18, No.15, pp.5741-5748.
- [2-116] Gaffney, J. S., Marley, N. A. and Clark, S. B. Humic and Fulvic Acids: Isolation, Structure, and Environmental Role. American Chemical Society, NewYork. 1996, 338p.
- [2-117] Etelka Tombacz, Zsuzsanna Libor, Erzsebet Illes, Andrea Majzik, Erwin Klumpp. The role of reactive surface sites and complexation by humic acids in the interaction of clay mineral and iron oxide particles. *Organic Geochemistry*. 2004, Vol.35, pp.257-267.
- [2-118] Furukawa, Y., Watkins. J. L., Kim, J., Curry. K. J., Bennett, R. H. Aggregation of montmorillonite and

- organic matter in aqueous media containing artificial seawater. *Geochemical Transactions*. 2009, Vol.10, No.2, pp.1-11.
- [2-119] 小林幹佳, 阿部勉, 牛米慶太, 細田貴之. 天然有機物の存在下における懸濁粒子の凝集に関するモデル実験. *水工学論文集*. 2010, Vol.54, pp.1651-1656.
- [2-120] Xuyang, Liu., Mahmoud, Wazne., Tsengming, Chou., Re, Xiao. And Shiyou, Xu. Influence of Ca²⁺ and Suwannee River Humic Acid on aggregation of silicon nanoparticles in aqueous media. *Water Research*. 2011, Vol.45, pp.105-112.
- [2-121] Andrea Majzik. and Etelka, Tombacz Interaction between humic acid and montmorillonite in presence of calcium ions. *Interfacial and aqueous phase equilibria: Adsorption and complexation. Organic Geochemistry*. 2007, Vol.38, pp.1319-1329.
- [2-122] K. Kevekordes. Using light scattering measurements to study the effects of monovalent and divalent cations on alginate aggregates. *Journal of Experimental Botany*. 1996, Vol.47, pp.677-682.
- [2-123] Tsutomu, Abe., Satomi, Kobayashi., Motoyoshi, Kobayashi. Aggregation of colloidal silica particles in the presence of fulvic acid, humic acid, or alginate: Effects of ionic composition. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 2011, Vol.379, pp.21-26.
- [2-124] Decho, A. W. Microbial exopolymer secretions in ocean environments: Their role (s) in food webs and marine processes. *Oceanography and Marine Biology*. 1990, Vol.28, pp.73-153.
- [2-125] 原田浩幸, 天野佳正, 志岐昌彦, 吉野健児, 山本浩一, 横山勝英, 川喜多英孝, 大渡啓介. 有明海底泥から抽出した付着藻類起因多糖含有溶液の特性に関する研究. *化学工学論文集*. 2010, Vol.36, No.4, pp.323-327.
- [2-126] J. Buffle, H. P. van Leeuwen, K. J. Wilkinson, J. R. Lead. *Environmental Colloids and Particles*. John Wiley and Sons, 2007, New York.
- [2-127] J. Buffle, K. J. Wilkinson, S. Stoll, M. Filella, J. Zhang. *Environ. Sci. Technol.*, 1998, 32, 2887.
- [2-128] T. Poortinga, R. Bos, W. Norde, H. J. Busscher. *Surf. Sci. Rep.*, 2002, 47, 1.
- [2-129] 森崎久雄. *表面科学*, 2001, 22, 638.
- [2-130] E. Tombacz. *Soil Sci.*, 1999, 164, 814.
- [2-131] E. Balnois, K. J. Wilkinson, J. R. Lead, J. Buffle. *Environ. Sci. Technol.*, 1999, 33, 3911.
- [2-132] 足立泰久. *オレオサイエンス*, 2008, 8, 55.
- [2-133] J. Gregory. *Solid-Liquid Dispersions*, Edited by Th.F. Tadros, 1987, p.163 (Academic Press, London).
- [2-134] Y. Adachi. *Adv. Colloid Interface Sci.*, 1995, 56, 1.
- [2-135] Aoki, Y. Adachi. *J. Colloid Interface Sci.*, 2006, 300, 69.
- [2-136] Y. Adachi, K. Aoki. *Colloids Surf. A*, 2011, 230, 37.
- [2-137] 小林梓, 日下靖之, 足立泰久. ブラウン運動の解析に基づく単一粒子追跡法と顕微鏡電気泳動法によるコロイド複合体の解析. *BUNSEKI KAGAKU*, 2012, Vol. 61, No. 2, pp. 87-94.
- [2-138] E. Tombacz. *Applied Clay Sci.*, 2004, 27, 75.
- [2-139] H. Tsuchida, S. Ooi, K. Nakaishi, Y. Adachi. *Colloids Surf. A*, 2005, 265, 131.
- [2-140] M. Hosse, K. J. Wilkinson. *Environ. Sci. Technol.*, 2001, 35, 4301.
- [2-141] K. J. Wilkinson, A. Joz-Roland, J. Buffle. *Limnol. Oceanogr.*, 1997, 42, 1714.
- [2-142] R. Zhong, X. Zhang, F. Xiao, X. Li, Z. Cai. *Water Res.*, 2011, 45, 3981.
- [2-143] 阿部真己, 中下慎也, 日比野忠史. 感潮域における堆積有機泥の巻き上げ機構のモデル化. *土木*

学会論文集 B2 (海岸工学) , 2011, Vol.67, pp.1146-1150.

- [2-144] Marek Kosmulski, Per Dahlsten. High ionic strength electrokinetics of clay minerals, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2006, Vol.291, pp.212-218.
- [2-145] 今川昌孝, 駒井克昭, 日比野忠史, 阿部徹, 西田芳浩. デルタ何川河口部に堆積する有機泥の分布特性, *水工学論文集*, 2009, 第 53 卷, pp.1447-1452.
- [2-146] 岡村宏信, 小岐豪志, 中下慎也, 日比野忠史. 有機泥の沈降相生とブロック構造による有機泥密度の推定法の確立, *土木学会論文集 B2 (海岸工学)* , 2012, Vo l. 68, No.2, pp.1031-1035.

■ 3章 水中での懸濁態の観測・分析手法及び必要機材の調査

第3章では水中での懸濁態挙動の観測及び分析手法と必要となる機材等についての調査結果を整理し報告する。先ず、河川・ダム・貯水池・感潮域・沿岸・海洋等の環境中での現地観測手法について調査整理した後、実環境を模擬する水槽実験での観測手法及び機材等についての調査結果を整理し報告する。尚、環境及び水槽実験に対する調査では、研究機関のインタビューを実施した結果も含める。次に、懸濁態粒子の詳細な分析手法の技術と必要機材等について調査・整理した結果を報告する。尚、本調査・整理に当たり、環境中での観測に係る優れた報告書（下記）が近年公開されており、その報告書の分類項目を踏襲し、本受託事業の目的に併せて新たな文献や知見を付加する形で整理したことを付記する。

- 1) 鈴木準平、「貯水池・河川・感潮域における微細粒子の挙動に関する調査報告」電力中央研究所報告 V13005、平成 26 年 1 月発行（本報告書内での文献番号は[2-34]）。

3.1 水の流速及び懸濁態粒子の動態観測

2 章にて詳述したように、河川から海域に至る自然の水環境中では、様々な微細な粒子が存在している。その粒子の起源は種々多様であり、それらの粒子が有する特徴により詳細に分類され、物理的・化学的・且つ生物学的な要素をも複合的に含む微細な粒子の動態を把握するに当たり、以下では水の流れと粒子の現地観測手法とそれらの組成・構造の分析手法に関する最近の動向についてまとめる。

3.1.1 現地観測手法（インタビュー結果を含む）

①流量及び流速の観測手法

河川等の定常的流れが生じている環境で、その流量や流速を知ることは、治水計画のみならず水資源計画において極めて重要な情報となる。即ち、洪水災害等を未然に防ぐ等の目的に対し、過去の流量や流速のデータは必要不可欠であり、適切な対策を行うためにも長期間に渡る正確なデータの蓄積とその解析が必要である。しかし、河川等での流量観測を行う際、きめ細かな正確なデータを採取するのは容易ではないことが想像できる。そのような背景下、上記のように、河川の洪水時の流量を計測するため、浮子観測[3-1]が広く用いられてきた。浮子観測は他の観測手法と比べ安全且つ簡易に行え、且つ一定の精度を保って観測が可能である。また、洪水時等に見られるように、河川に大量のごみや浮遊物があっても安全に計測出来る利点がある。しかし浮子観測は更正係数の妥当性[3-2,3-3]や浮子の投入した場所による誤差の違い、また僅かな計測区間の違いによる流速の差異など様々な問題点があり、昨今では最新の技術を利用した流量観測法が提案され、状況に応じた観測手法の選択が可能となってきた。更に、既往の知見から、状況に応じた各手法の評価もなされており[3-4]、現在、選択の自由度は豊富にある。従って、現地観測では、浮子観測の他、時空間スケールや状況に応じた観測手法が選択できる。実際に近年、流量観測手法の 1 つとして ADCP[3-5,3-6](Acoustic Doppler Current Profilers)を利用した観測方法が用いられている。ADCP は、従来の浮子観測では計測出来ない緻密な横断断面の流速や鉛直分布の流速の計測が可能であり、豊富な情報が入手できる。他にもプライス式流速計や電波流速計[3-7,3-8]を用いた流速観測手法があり、各々の機器固有の性質があるが、豊富な情報が入手可能である。また、電波流速計は非接触であるため、観測中におけるトラブルが少なく連続したデータの採取が可能であるが、ある一点の表面流速等しか測定できない等の特徴がある。また、波立たないと計測値が得られないため、河川等の表面の状態に依存する欠点もある。プライス式流速計[3-9]は、流れに対して水平面内に角度の

ずれが生じて大きな流速測定誤差を生じないといった利点があるが、これもある一点の流速値しか得られない。以上、いずれの機器・手法にも特徴（計測ごとに長所と短所になりうる特徴）があるため、各々の流速測定機器の適性を活かした流量観測を実施するべきであり、そのためには既存の機器や手法を詳細に比較・検討する必要がある。

②懸濁態の現地観測手法

懸濁態の現地観測としては、目視による透視度観測から始まり、現在は光学や音響、映像などを利用した観測技術が確立されている(表 3-1 参照：価格帯についても記載。尚、百万以上での価格を高価とし、それ以下を安価とした。尚、これらの情報は研究機関をインタビューした際に得た購入価格の目安であることに注意。一は入手情報なし)[2-34]。光学探査技術を用いた観測手法として、濁度の観測は連続観測が可能であり安価な濁度計が広く用いられている。濁度計には、光の強度の減衰から濁度を推定する透過式と光の散乱の強度から算出する散乱式、それら両方の特徴を利用した積分球式の3つの方式がある。濁度はSS濃度との間に比較的良好な関係が得られることから、土砂流出や濁質生産量などの推定に広く用いられてきた[3-10,3-11]。しかし、透過式と散乱式の濁度計は、粒径依存性や色による影響が大きく、例えば粒径が45 μm 以下や400 μm を超えるような粒子が混ざっている場合においては、濁度の出力値が変動することが知られている[3-10,3-12]。その一方、積分球式は色や粒径による影響が他の方式と比べて小さいことから実際に近い値が得られることが知られている。但し、積分球式の濁度計は高頻度のメンテナンスを要するため他の方式と比べて高コストなどの欠点を有する。更に、Campbell et al.[3-12]は光ファイバーを用いた透過率計を用いて、多くの濁度計が対応できる2~4g/Lを大きく超える10g/Lまで分析が可能であり、粒径依存性も小さいことを報告している。しかし、上述の機器では微細な粒子の量のみを示したものであり、2章で説明したような現象の詳細を解明するための微細な粒子の構成を考慮した議論を行うことはできない。そこで近年では、現地粒径分布計を用いて沈降する粒子の粒径分布の観測を行うことも実施され[3-13]、Ahn[3-14]は粒径分布を把握したうえでサンプルを分画することでより詳細な起源推定までも実施している。以上、現地粒度分布計の最大の利点は、その名の通り現地における粒度分布と形状を把握することができる点にある。一般に凝集する粒子は、サンプリングや時間経過、分析時の操作によって現地とは異なる状況になることが多く、様々な物理現象を過小・過大評価する要因となり、現地粒度分布計の利用が今後進むものと考えられる。

表 3-1 微細な粒子の現地観測手法

分類	分析方法	特徴	価格帯
光学 探査	濁度計	現地に設置し光の透過、散乱などとSSとの関係から濁りの度合い(濁度)を算出する。複数ある算出方式によって、色や粒径などの影響の程度が異なるため使用上留意が必要である。	安価(比較的)
	濁度計式沈降筒	沈降筒中の濁度の変化から沈降速度分布を算出する。	—
	光ファイバー河川内透過率計(FIT)	水中に設置し光の透過度から濁度を算出する。濁度計と比較して高濃度の濁度にまで対応可能(10g/L まで)。また、粒径の依存性が散乱式濁度計と比較して低く適用性が高い。	—
	Fiber-optic In-stream Transmissometer		
	可搬型レーザー回折粒径分布計(LISSST シリーズ)	水中に設置しチャンパー内の粒子の前方散乱強度から粒度分布を算出する。現地に設置し、攪拌のない現場の粒径分布が測定可能である。	高価
	Portable Laser Diffraction Particle Sizer	(適用可能な最大 SS =2g/L, Gartner et al. 2001, SS =96mg/L, Xia et al. 2004)	
音響 探査	ADCP Acoustic Doppler Current Profiler	音の後方散乱エネルギーと粒子の堆積濃度が比例することから微細粒子の 1 次元方向の濃度を推定することができる。	高価
	マルチビーム音響測深(MBES)	音の後方散乱エネルギーと粒子の堆積濃度が比例することから微細粒子の 2, 3 次元の濃度を推定することができる。非常に広範なエリアをそくていすることができる。	高価
	Multi Beam Echosounding		
映像	ビデオ観察	ビデオカメラの質が向上し、廉価になったことから利用しやすい手法であり、実際の濁質の流出形態の観察が可能である。	安価~高価
	フロックカメラ	沈降筒の粒子を連続的に撮影し、沈降速度を測定することでフロックの密度を算出する。	—

③音響探査技術を用いた観測手法

光学系の装置と比較して利用頻度は低いものの、音響系の装置も利用されている。光学系の装置は設置した一点でのみの観測となり、流れの中の代表値と見るか、多数の装置を並置する必要がある一方、音響系の装置は空間的に広がりを持った分析が可能である。従来、超音波ドップラー流速計(ADCP)による音響の散乱特性を応用した濁度の推定が国内外で行われている[3-15]。ADCPには、鉛直もしくは水平プロファイルが計測可能である他、粒子の移動方向を決定する流速も同時に測定できるメリットがある[3-16,3-17]。また、音響散乱強度から濁度を算定するためのアルゴリズムは、煩雑だったが、橘田ら[3-16]によって汎用的な解析ソフトの提案がなされた。こうして、ADCPの性質から局所的な濁度変化や浅い河川では適用できないなどの課題はあるものの、比較的良好な観測が実施されている。その一方、ソナーに代表されるマルチビーム音響測深装置を利用した粒子の挙動を把握する技術も確立されつつある。この技術の最大の利点は、2次元もしくは3次元的に濁度の広がりをとらえることができることである。そのため、貯水池や河口域や沿岸及び海域一般において、広域の粒子の移動を把握し全体的なその動態を把握するのに最適な技術となるものと考えられる。

④映像を用いた観測手法

映像を利用した技術としては、カメラが山地などの土砂発生源に設置し流出現象の観測に用いられる一方、水中に投げ込むことで沈降現象の観察等にも活用されてきた。例えば、内山ら[3-18]はフロック観察用にフロックカメラを作成し、現地にて測定することで、より現場に近い状態でのフロック沈降特性を

観察している。しかし、粒径や凝集の状態を観測するための現地粒径分布計やブロックカメラは、河口汽水域や海域における観測がほとんどであり、出水時に強い水流が発生する河川等では、流亡の可能性があることや流下能力の阻害が懸念されるため、設置は困難であると考えられている。尚、本受託事業にて念頭におく港湾内設置予定のシルトフェンスについては、現地での懸濁態粒子の挙動等を詳細に観察する観測装置として水中に設置するカメラは有効であることを付記する（本報告書 4, 5 章参照：港湾を模擬した平面水槽実験では、上空からの映像が重要な観測手段となるが、水中の詳細な情報も必要である）。その場合、ROV（遠隔操作型無人潜水機）の利用等で豊富な情報が入手可能ではという指摘があった（研究機関インタビュー結果）。また、現地の港湾のような観測においては、懸濁した流体がシルトフェンスをどのように通過するか等の状況を濁度計だけの観測するのは、全体像の把握が難しく、上空からのカメラによる広範囲な撮影等が必須になると考えられ、ドローン搭載カメラ等の利用が有効ではないかとの指摘もあった（研究機関インタビュー結果）。

3.1.2 実験室での観測手法（インタビュー結果含む）

①利用する水槽施設

シルトフェンスによる放射性物質の拡散抑制効果（懸濁態粒子の拡散抑制効果）を調べることを念頭におき、実施すべき水槽実験とそこでの観測等について調査した結果（研究機関インタビュー結果も含む）を報告する。まず、原発港湾内等の環境を想定し、懸濁態粒子の挙動を調査するには主に二つの実験水槽が必要である（第 4 章参照：本受託事業でもその二つの実験水槽を用いて実験を行っている）。

- 1) 断面水槽（開水路）：懸濁態粒子の物理的挙動を詳細に観測することが可能である。また、シルトフェンスを開水路状の施設に敷設するような場合はモデルパラメータ取得に最適となる。尚、水槽は一方向に長く、その長軸に対し、定常流を流すことで、様々な懸濁体粒子の物理挙動が観測できる。
- 2) 平面水槽：港湾等を模擬した模型の作成に適した水槽だが、目的に従って、模型を作成する必要がある。尚、実際の港湾等を考慮すると、平面方向のスケールが鉛直方向のそれと比べて容易に大きく調整できることから、原発港湾等の模擬は容易に準備可能である。

尚、下記は実際に水槽を所有する研究機関にインタビューした結果を付記する。

- 1) 断面水槽や平面水槽を用いる際、特に平面水槽での底面から観測が鍵となる。懸濁態粒子の底面沈降や底面での巻き上がり等を詳細に分析するためには、底面方向からの観察が欠かせないのではないかとのコメントがあった。
- 2) 水槽実験の場合、ポンプにて水を還流させ、定常及び非定常流れを作り出すことになるが、シルト等の実験を行う際はポンプ等の保守に問題が生じる場合があり、実施できる研究機関は日本ではあまり多くはないのではないかとのコメントがあった。特に大型の水槽施設では実験を調整するのが難しいとのコメントがあった（投入したシルト等の浄化に課題あり）。
- 3) シルトフェンスのような局所的な敷設物にたいしては、周囲の濁度の水平分布及び鉛直分布とそれらの時系列変化を得る必要がある。極めて多数の濁度計及び流速計を設置する必要があるが、その場合は、それらによる擾乱の効果に注意する必要がある一方、全体像を掴むには、映像を活用するのが良いが、映像と粒子密度との相関等を事前に詳細に調査するのが重要とのコメ

ントがあった。

②流速の計測

実験室や開水路等で利用可能な流速計については、表 3-2 にまとめた。価格帯については実際に利用している研究機関のインタビュー結果による（百万以上での価格を高価とし、それ以下を安価とした。尚、これらの情報は研究機関をインタビューした際に得た購入価格の目安であることに注意。－は特に情報は必要ないと判断）

表 3-2 流速計測機器とその特徴他

観測機構	特徴	測定上の注意その他	価格帯
プロベラ流速計	回転と流速の関係利用	回転自身が擾乱を付加	安価
超音波流速計	超音波パルス利用	応答速度が遅い	安価
電磁流速計	電磁起電力を利用	空間分解能が低い	安価～高価
レーザー流速計	光ドップラー効果利用	レーザー光に注意要	高価
写真・動画計測	-	-	安価～高価

③水位計・波高計

一般に水位は液相・気層境界面での急激な物性変化を計測し水位を測定する。実験室や開水路等で利用可能な水位計・波高計について、表 3-3 にまとめた。価格帯の情報は上記②と同様だが、－は特に情報なし）。

表 3-3 水位計・波高計機器とその特徴他

観測機構	特徴	測定上の注意その他	価格帯
フロート式	境界面の接触力を検知	小型化に難	—
電気抵抗(容量)式	水・空気間の抵抗差検知	実験室での利用大	安価
光反射式	境界反射光を検出	色調非一様で誤差大	—
超音波(音響)式	反射時間を検出	実験室の利用はない	—
圧力式	静水圧分布を検出	実験室・野外での利用	—

③濁度計

入射光源はタングステンランプ、ハロゲンランプ、発光ダイオード等が用いられ、受光素子には、シリコン光電池等が用いられる。測定する方式により下記方式がある。方式による測定精度の違いは小さく、一般的に透過光式が高濁度（1000ppm以上）の測定に、他の方式は低濁度測定（1000ppm以下）に適している。価格帯としては、いずれも比較的安価で入手できる。

表 3-4 濁度計の種類と特徴他

種類	原理	標準的な測定範囲(ppm)*	精度(%FS)	使用条件など
透過光式	濁度 $\propto \log(I_o/I_t)$	0~20000	$\pm 2\sim 10$	卓上、据付、携帯
散乱光式	濁度 $\propto \log(I_s/I_o)$	0~20000	$\pm 1\sim 10$	卓上、据付、携帯
表面散乱光式	濁度 $\propto \log(I_s/I_o)$	0~2000	$\pm 1\sim 3$	据付
透過・散乱光式	濁度 $\propto \log(I_s/I_t)$	0~1000	$\pm 2\sim 3$	卓上、据付、携帯
積分球式	濁度 $\propto \log(\Sigma I_s/I_t)$	0~1000	$\pm 1\sim 3$	卓上、据付、携帯

I_o : 入射光強度, I_t : 透過光強度, I_s : 散乱光強度, ΣI_o : 積分球で集光した散乱光強度

*: 各方式ともレンジ切り替えあり

以上、シルトフェンスによる懸濁態粒子の拡散抑制等の効果を調査する際に必要な機材について得られた知見として重要と考えられる点は、相当数の濁度計を水槽内に取得し、各地点での流速及び濁度の時系列変化を計測する必要がある一方、それらの配置（必要最小限での設置も考慮）を最適化するには、数値シミュレーションによる事前の流速及び濁度分布の予測が必要であり、数値シミュレーションにより大きな時空間変化が期待される点を予測し、その部分に計測機器を配置すべきである。従って、十分に数値シミュレーションの検証を事前に行う必要があるとの指摘があった（研究機関インタビュー結果）。

3.2 懸濁態粒子の分析

本節では、水環境中の起源の異なる様々な微細な粒子に対し、それらの粒子が有する特徴を分析する手法や機器等についての知見を整理・報告する。粒子が有する様々な特徴は、粒子の物理的・化学的挙動と密接な関係があることから、懸濁態粒子のモデリングにとって必要不可欠な情報となる（尚、分析手法については文献調査のみの報告とする）。

3.2.1 微細な粒子の分析手法

微細な粒子の性質を把握するには、粒子の組成や構造を分析する必要がある(表(3-2)参照)。分析手法としては、粒径分布測定、組成分析、形状分析、フロック強度分析、有機物分析が挙げられる。これら进行分析することで、沈降速度や巻き上げ（再懸濁）のモデリングへ反映することが可能となり、現象の理解が促進されるだけでなく、予測精度が各段に向上する。本受託事業に関連しては、対象とする港湾内の微細な粒子の分析結果は現場のモデリングにおいて重要な役割を果たすと考えられる。

表 3-5 微細な粒子の室内分析手法

分類	分析方法	略名	特徴
粒径分布	動的光散乱法	PCS	系を攪乱せずに非破壊で分析可能であり、球有効径を分析する。
	コールターカウンター		系を攪乱せずに非破壊で分析可能であり、球相当径を分析する。
	画像解析粒度分布計		系を攪乱せずに非破壊で分析可能であり、球相当径と球有効径の両方を分析可能である。また、画像から形状の把握が可能であり、凝集の状態を把握できる可能性がある。
粒子の組成	X線回折分析	XRD	簡便で短時間で鉱物分析が可能である。
	蛍光 X 線分析	XRF	簡便で短時間で元素分析が可能である。
	レーザー励起ブレイクダウン分光分析	LIBS	感度も高く少量で元素の現地分析が可能であるまた深度方向に分析が可能である。
	Flow 作用場流動分別 ICP 質量分析	FFF-ICPMS	FFFによるサイズ分画を行ったうえで、サイズごとに ICP 質量分析装置に導入し元素分析が可能である
粒子の形状	走査型電子顕微鏡	SEM	3D-SEM や低真空 SEM の開発によって生体試料でも測定可能表面近くのみ観察可能
	透過型電子顕微鏡	TEM	試料を薄くかつ、高電圧・高真空が必要だが非常に高倍率の画像が得られる また、内部構造の観察も行うことができる。
	X線顕微鏡	TXM	3次元画像を得ることができるまた、蛍光 X 線分析の特徴を取り入れることで、元素の分布を把握することが可能である。
	共焦点レーザー顕微鏡	CLSM	非接触で分析可能であり、厚みがある誌料表面の 3 次元画像を得ることができる また染色と組み合わせることで有機化合物の分布を把握することができる。
	走査型プローブ顕微鏡	SPM	片持ち梁の変位から表面の凹凸を測定し、画像として抽出するまた、探針の性質に応じて表面間力や摩擦力、磁氣的・電氣的性質の把握手法としても用いられる。
	ゼータ電位	顕微鏡電気泳動法	
超音波振動電位法			パラメーターの設定が簡単だが、サンプルの調整が必要である。
レーザードップラー多点検出方式電気泳動法			粒子濃度に依存しないが、多くのパラメーターの設定が必要である。
フロックの強度	羽根車による攪拌を用いた強度測定手法		羽根車による攪拌前後のフロックの平均サイズから強度を求める。
	超音波による攪拌を用いた強度測定手法		超音波による攪拌前後のフロックの平均サイズから強度を求める。
	マイクロメカニカル手法		一つのフロックに引っ張り応力をかけ、破断したときの応力をフロックの強度とする。
	マイクロマニピュレーション手法		一つのフロックにせん断応力をかけ破断した時の応力をフロックの強度とする。
有機物の組成	核磁気共鳴	¹³ C-NMR	有機化合物の構造同定、構造解析を行えるが、試料調整に注意を要する。
	蛍光スペクトル解析	EEM	励起光と蛍光の波長と強度を測定した後統計解析 (PARAFAC) を行うことで有機化合物分析を簡便に行うことができる。
	赤外拡散反射分光法	DRIFTS	有機化合物の官能基を特異的に分析可能であり、測定の自由度も高い。

①微細な粒子の粒度分布分析

微細な粒子の粒度分布は、動的散乱法とコールターカウンターによる分析が数多くなされてきた。動的散乱法とコールターカウンターとは、各々、球有効径、球相当径を分析しているため多様な形状で存在するフロックの質を明らかにするには不十分であったが、画像解析粒度分計を併せると、画像解析から粒径分布だけでなく、円形度や凹凸の程度などの形状パラメータが取得可能である。これらのパラメータから沈降等に影響の大きいフロックの形状を迅速に把握することが可能となり、今後利用が進むものと考えられる。

②微細な粒子の組成分析手法

粒子の組成を分析する方法として、X線回折(XRD)法や蛍光X線分析(XRF)法、レーザー励起ブレイクダウン分光分析(LIBS)法、Flow作用場流動分別ICP質量分析(FFF-ICP-MS)法などがある。XRDやXRFは利用が簡便なため、鉱物分析や元素分析手法として広く利用されている。特にXRFは重金属やその他の元素判別が可能のため、汚染物質の吸着情報等が取得可能である。一方、LIBSは、前処理の必要がなく圧縮成型するだけで分析が可能であり、また深度方向にも元素分析が可能であり、便利である[3-19]。FFF-ICP-MSは、分離チャンネルを通過させることでサイズ分画した後、分析感度が高いICP-MSでコロイドを構成する元素の定量が可能である。尚、FFF法はサイズ分画の後、UV分析、SEM等との併用により、粒径ごとの性質を把握する上で今後利用が進むものと考えられる[3-20]。

③微細な粒子の形状分析手法

粒子の形状を分析する手法としては、SEM、TEM、X線顕微鏡(TXM)、共焦点レーザー顕微鏡(CLSM)、走査型プローブ顕微鏡(SPM)等が利用されている。特にTXMやCLSM、SPMは、粒子の形状だけでなく、微細粒子の組成分析も可能であり今後の活用が期待され、特にTXMはXRFの技術を導入することで、元素の3次元分布を把握することが可能となる。特に、重金属などの分布に鋭敏であることから、生態系に影響を及ぼす汚染物質の動態把握に必須な分析法であると考えられる。更にCLSMは、蛍光物質による染色を用いてブロック内の有機物の成分分析と3次元分布を把握することができる[3-21]。一方、SPMは探針と粒子間に働く力を利用して画像を描画することから、その性質を利用して探針を目的とする分析に合わせて変更し、凝集性に密接に関係する表面間力や電気的な性質をも測定することが可能となり、粒子間に働く電気的な力の大きさを表すゼータ電位を測定する手法も広く利用されている。

④微細な粒子の電気化学的特性

微細な粒子の電気化学的特性を特徴づける指標として、ゼータ電位を測定するため、電圧が印荷された場において、粒子が移動する性質を利用する電気泳動法が用いられている。粒子の移動速度を画像解析や超音波、レーザーによって測定し、各パラメータからゼータ電位が求められる[3-22]。単一の粒子で分散が安定した粒子群のゼータ電位は、再現性の高い結果を得ることができるが、異なる粒子が混在する場合や沈降する粒子が存在する場合には、再現性に課題が生じる[3-23]。実環境中の微細な粒子は様々な成分で構成され、且つ、粒径のばらつきも大きいことから、あらかじめ分類を行うなど調整が必要となる[3-23]。

⑤ブロックの強度分析手法

ブロックの強度を分析する手法として、ブロックの粒径から推定する方法と直接ブロックの強度を測定する方法がある。ブロックの粒径から推定する方法としては、羽根車や超音波などの攪拌によって、ブロックにせん断応力をかけ、攪拌の強度と攪拌前のブロックの粒径との関係式を求める[3-24,3-25]。一方、直接ブロック強度を測定する手段として、マイクロメカニカル手法とマイクロマニピュレーション手法がある。一つのブロックに対し、各々、張力もしくはせん断応力を載荷し、破断した時の応力をブロックの強度とする[3-26,3-27]。

⑥微細粒子中の有機物分析手法

様々な物質が凝集して形成された微細な粒子中の有機物の分析には、核磁気共鳴法(NMR)、拡散放射分光法(DRIFT)、蛍光スペクトル解析(EEM)の利用が行われている。これらの利用により、様々な有機物の分析が可能だが、様々な検討項目が指摘されている[3-28~3-32]。尚、ブロックを分析する際は、時間経過と共に分解や反応などが起こる可能性があり、採取後直ぐの分析が求められる。また、保存のための前処理等についても注意が必要である。

参考文献

- [3-1] 安芸皎一. 浮子特に竿浮子による観測流速の更正係数に就て, 土木学会誌, 1932, Vol.18, No.1, pp.105-129.
- [3-2] 二瓶泰雄, 酒井雄弘. 実河川洪水流における浮子の更正係数, 土木学会論文集 B, 2010, Vol.66, No.2, pp.104-118.
- [3-3] 原田靖生, 二瓶泰雄, 酒井雄弘, 木水啓. 浮子観測の洪水流量計測精度に関する基礎的検討, 水工学論文集, 2007, 第 51 巻, pp.1081-1086.
- [3-4] 深見和彦, 今村仁紀, 田代洋一, 児玉勇人, 中島洋一, 後藤啓介. ドップラー式非接触型流速計(電波・超音波)を用いた洪水流量の連続観測手法の現地検証～浮子測法との比較～, 河川技術論文集, 2008, 第 14 巻, pp.307-312.
- [3-5] 萬矢敦啓, 岡田将治, 橋田隆史, 深見和彦. 日本における ADCP を用いた高水観測手法, 河川流量観測の新時代, 2011, 第 2 巻, pp.34-41.
- [3-6] 手計太一. ADCP を利用した水理・水文観測事例—塩水楔と失水・得水量—, 河川流量観測の新時代, 2011, 第 2 巻, pp.66-71.
- [3-7] 山口高志. 電波流速計による洪水流速観測の失敗を含めた事例集, 河川流量観測の新時代, 2011, 第 2 巻, pp.20-27.
- [3-8] 稲垣達弘, 柿沼孝治, 三宅洋. 十勝川千代田実験水路における ADCP 及び電波式流速計による流量観測, 河川流量観測の新時代, 2011, 第 2 巻, pp.57-65.
- [3-9] 独立行政法人土木研究所編. 水文観測, 社団法人全日本建設技術協会, 1992.
- [3-10] 横山勝英. 濁度計の粒径依存性と現地使用方法に関する考察. 土木学会論文集. 2002, Vol.58, No.698, pp.93-98
- [3-11] 清水康行, 嵯峨浩, 早川博, 品川守. 石狩川の土砂流出に関する研究. 水工学論文集.1998, Vol.42, pp.1039・1044
- [3-12] Campbell, C. G., Layker, D. T., Hoppes, W., Tran, N. T. Shi, F. G. High concentration suspended sediment measurements using a continuous fiber optic in stream transmissometer. Journal of Hydrology.2005, Vol.311, pp.244-253.
- [3-13] 鷺見栄一. 懸濁態粒子の粒径分布の現地測定 (5) 河口汽水域での懸濁粒子の集積, 海洋と生物. 2008, Vol.30, No.4, pp.555-563.
- [3-14] Jong Ho Ahn. Size distribution and settling velocities of suspended particles in tidal embayment. Water Research. 2012, Vol.46, 3219-3228.
- [3-15] 金子新, 伊藤集通. ADCP の普及と海洋学の発展. 海の研究. 1994, Vol.3, No.5, pp.359-372.
- [3-16] 橋田隆史, 岡田将治, 新井励, 下田力, 熊田康邦. ADCP を用いた阿川流況計測法における課題と国内外における応用観測事例. 河川技術論文集. 2006, Vol.12, pp.133-138.
- [3-17] 橋田隆史, 横山洋, 橋場雅弘, 新井励. ADCP の超音波反射強度を利用した濁度計測技術について. 河川流量観測の新時代. 2011, Vol.2, pp.49-56.
- [3-18] 内山卓也, 山本浩一, 古谷貴子, 横山勝英, 関根雅彦, 濱田孝治. フロックカメラを用いた筑後川感潮域における懸濁物質の沈降特性に関する研究. 土木学会論文集 B2.2011, Vol.67, No.2 pp.881-885.
- [3-19] 毎田充宏, 濱田智広, 桑子彰. レーザーブレイクダウン分光法における対比分析装置. 東芝レビュー. 2005, Vol.60, No.11, pp.45-48.

- [3-20] Björnm Stolpe, Martin Hasselov, Karen Andersson, David R. Turner. High resolution ICPMS as an on line detector for flow field flow fractionation; multi element determination of colloidal size distributions in a natural water sample. *Analytica Chimica Acta*. 2005, Vol. 535, pp.109-121.
- [3-21] Birgit Luef., Thomas, R. Neu., Irene, Zweimuller., and Peter, Peduzzi. Structure and Composition of aggregates in two large European rivers, based on Confocal Laser Scanning Microscopy and image and statistical analyses. *Applied and Environmental Microbiology*. 2009, Vol.75, No.18, pp.5952-5962.
- [3-22] 芝田隼次, 中村彰一, 仲井和之, 末吉俊信, 大島広行, 戸堀悦雄, 遠藤茂寿, 柳生裕聖, 武田真一, 篠原伸広, 椿淳一郎, 佐藤誠, 湯浅真, 石津義男, 松田厚範, 大幸裕介, 郷司春憲, 椎木弘, 辰巳昌典, 川原正和, 鵜田正雄, 豊福秀一, 本田俊康, 服部励治, 丸山哲, 加納義久, 会津英樹, 日口洋一, 津布子一男, 橋本準一郎, 野田正幸, 宮原岳彦, 川崎弘二, 吉留博雄. 分野別ゼータ電位利用集～基礎／測定／解釈・濃厚／非水系／分散安定など～. 情報機構. 2008, 418 p.
- [3-23] Xiaonan, Ynag., Fuyi, Cui., Xiaochun, Guo., Dapeng, Li. Effects of nanosized titanium dioxide on the physicochemical stability of activated sludge flocs using the thermodynamic approach and Kelvin probe force microscopy. *Water Research*. 2013, Vol.47, pp.3947-3958.
- [3-24] Frizpatrick, S. B., Fraidin, E., Gregory, J. Temperature effects on flocculation using different coagulants. *Water Science Technology*. 2004, Vol.50, No.12, pp.171-175.
- [3-25] Chu, C. P., Chang, B. V., Liao, G. S., Jeam, D. S., Lee, D. J. Observations on changes in ultrasonically treated waste activated sludge. *Water Research*. 2001, Vol.35, pp.1038-1046.
- [3-26] Yueng, A. K. C. and Pelton, R. Micromechanics: a new approach to studying the strength and breakup of flocs. *Journal of Colloid Interface Science*. 1996, Vol.184, pp.579-585.
- [3-27] Zhang, Z., Sick, M. L., Mashmouhy, H., Thomas, C.R. Characterisation of the breaking force of latex particle aggregates by micromanipulation. *Particle and Particle System Characterisation*. 1999, Vol.16, pp.278-283.
- [3-28] P. F. Вapон., M. A. Wilson., J. F. Stephens., B. A. Cornell. and K. R. Tate. Cross-polarization ¹³C NMR spectroscopy of whole soils. *Nature*. 1980, Vol.286, pp.585-587.
- [3-29] 藤獄暢英, 浅川大地, 柳由貴子. ¹³C NMR 並びに高速サイズ排除クロマトグラフィーによる土壤腐植酸の特徴付け. *分析化学*. 2012, Vol.61, No.4, pp.287-298.
- [3-30] Luc, Tremblay. and Juan, Pierre, Gagne. Organic matter distribution and reactivity in the waters of large estuarine system. *Marine Chemistry*. 2009, Vol.116, pp.1-12.
- [3-31] Perpet, D., Newman, M. E., Negre, J. C., Chen, Y. and Buffie, J. Submicron particles in the Rhine River I Physico chemical characterization. *Water Research*. 1994, Vol.28, pp.91-106.
- [3-32] Eyrolle, F. and Charmasson, S. Ultrafiltration large volumes for the determination of colloiddally bound artificial radionuclides in natural waters. *Applied Radiation and Isotopes*. 2000, Vol.52, pp.927-936.

■ 4章 簡易水槽での観測・分析試験

本受託事業の目的（シルトフェンスによる放射性物質の拡散抑制効果に係るデータの取得と整理）に鑑み、本事業では放射性物質が吸着すると想定される懸濁態の挙動を、水の動きの把握と共に実際に観測することに主眼をおいた。具体的な実験としては、3つの簡易水槽を用いた実験を実施した。以下、4章では、用いる3つの簡易水槽の構成を記したのち、各水槽を用いた実験結果について報告し、考察等を付記する。

4.1 簡易水槽実験の構成

利用する簡易水槽の構成を下に記す。一つ目は沈降管であり、現地の懸濁態粒子やサンプル粒子を投下し、沈降速度を測定する等の用途で用いられる。本受託事業では、沈降の様子の観察と沈降速度の計測等を実施する。二つ目の水槽は断面水槽であり、懸濁態粒子（シルト）の移流・拡散の様子を観察し、シミュレーションとの比較を実施する。また、水槽底面にシルトを敷きつめ、巻き上げ（再懸濁）試験を実施する。三つ目は港湾を模擬した平面水槽であり、細水路から懸濁態粒子が広範囲に拡散する状況を試験する。平面水槽実験についても、シミュレーションとの比較を行う。

①懸濁態沈降挙動の観察（図4-1参照）

模式図4-1のような沈降管を静置し、懸濁態粒子（シルト）を投下し、カメラや濁度計を用いて粒子の沈降の様子を観測する。

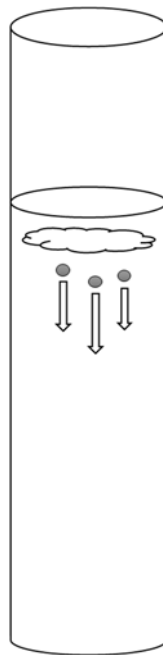


図4-1 本研究で実施する沈降実験（模式図）

②-(a) 懸濁態の移流・拡散の観察のための断面水槽実験（図4-2参照）

模式図4-2に示した断面水槽を用いて懸濁態粒子（シルト）の移流・拡散の様子を観察する。尚、シルトフェンスを模したアクリル板を図のように垂下させ、懸濁態の移行の様子がアクリル板無しの場合とどう変化するかを観察する。尚、本実験についてはシミュレーションを行い、結果を比較する（5章参照）。

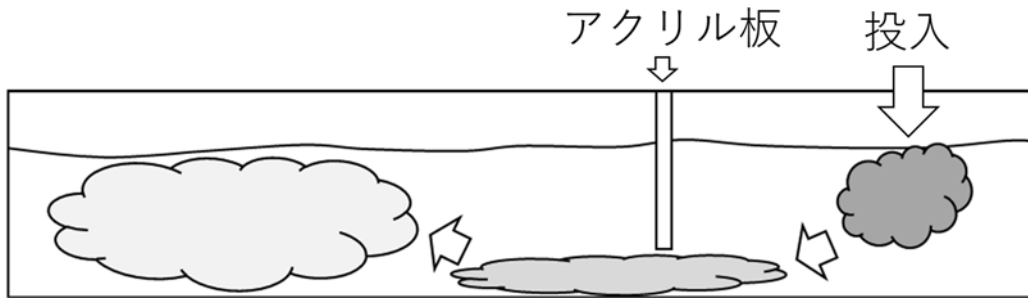


図 4-2 断面水槽実験（シルトフェンスを模したアクリル板 1 枚設置）模式図

②-(b) 懸濁態の再浮遊挙動の観察のための断面水槽実験（図 4-3 参照）

模式図 4-3 に示した断面水槽を用いて懸濁態粒子（シルト）の巻き上げの様子を観察する。はじめに底面にシルトをおいて、巻き上げ（再懸濁）が起こる様子を観察する。

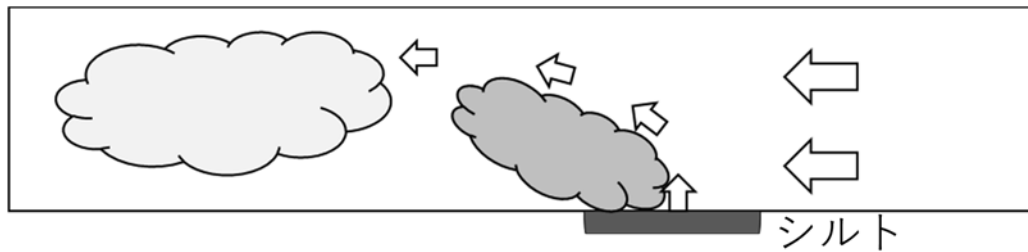


図 4-3 断面水槽実験（懸濁態再浮遊挙動観察のためシルトを底面に敷設）模式図

③懸濁態の移流・拡散及び堆積挙動の観察のための平面水槽実験（図 4-4 参照）

模式図 4-4 に示した平面水槽を用いて懸濁態粒子（シルト）の港湾内での移流・拡散及び堆積挙動を観察する。シミュレーションを実施し結果を比較する他、シルトフェンスを模したアクリル板を細水路内に敷設して、結果を比較する（5 章参照）。

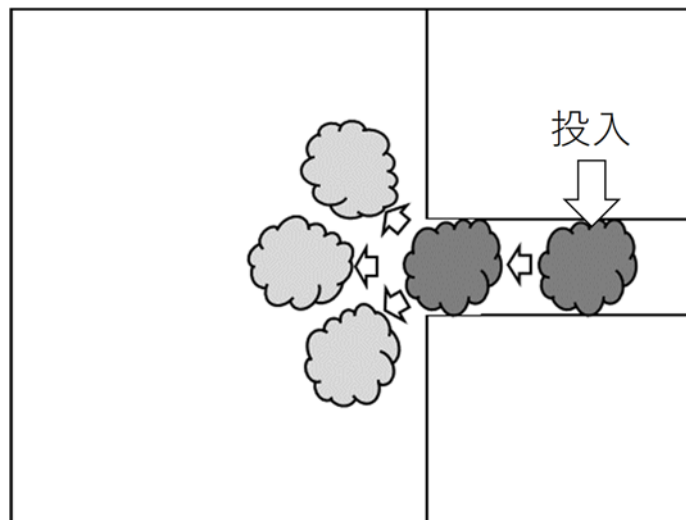


図 4-4 懸濁態の移流・拡散及び堆積挙動の観察のための平面水槽実験の模式図（シルトフェンスを模したアクリル板は細水路内に設置する）

4.2 懸濁態沈降挙動の観察

原発事故等の緊急時、原発港湾内での設置が検討されているシルトフェンスの敷設目的は放射性物質の港外及び沿岸への流出量を低減させることにある。一般に放射性物質は比表面積の高い微細な懸濁態粒子に吸着することが知られており、懸濁態粒子の拡散が抑制されることで、放射性物質の流出低減が期待される。シルトフェンスの懸濁態粒子の拡散の低減効果を解析するには、懸濁態粒子の物理的挙動を明らかにする必要がある。4.2 では、まず懸濁態粒子の挙動を明らかにする上で最も基本的な挙動である沈降速度の測定を実施した結果を報告する。

4.2.1 実験概要および計測項目

実験は中央大学に設置した沈降管を使用する。図 4-5 に懸濁態沈降挙動の観察実験の概要図を示す。沈降管の高さは 1m80 cm、半径は 16 cm の円筒管であり、鉛直方向に平行に静置されている。

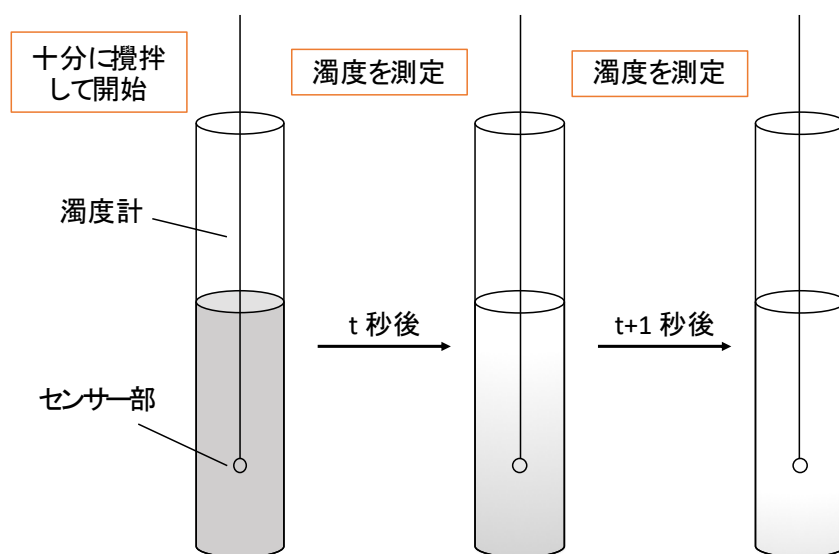


図 4-5 懸濁態沈降挙動の観察実験の概要図

4.2.2 実験結果の整理

シルトを投入し、攪拌させたときの管内の濁度変化の時系列を図 4-6～図 4-9 に示す。これらの図から分かるように、時間経過に連れシルトが沈降することにより濁度が低下（定点で濁度を測定）していることが分かる（但し、図のパネル内の時間は短く、その範囲での濁度の低下は殆ど見られないことに注意）。この結果から、シルト等の微細な粒子の沈降速度を観測できることが確認できた。本受託事業の目的であるシルトフェンスの放射性物質拡散抑制効果を検討するには、懸濁態粒子の沈降挙動の基本データを取得する必要がある。特に、原発港湾等での状況を模擬するには、想定した現場毎に懸濁態粒子を採集し、沈降速度等を含む沈降過程を計測する必要がある。また、本受託事業で行う全ての実験のためにシルト試料を購入したが、それらの粒径や特性についての詳細については本試験のような測定により常に確認する必要がある。以上、対象とするシルト試料に本試験を行うことで、当該試料の性質の確認ができた。更に、図 4-10 には、シルト水の濃度を変えて測定したシルトの沈降速度（観測された沈降速度）とシルト濃度との関係を示す。本測定では、シルト水の濃度が増加するにつれて、沈降速度が増加しているが、これは既往研究結果[4-1]と一致しており、本研究で行った沈降実験による計測結果が妥当であると言える。これは、一般に濃度が高くなると、シルト等の懸濁態粒子は集団としての沈降形態（不混和流体としての振る舞い）を取るためと説明される[4-2]。文献[4-2]によると、濃度が高くなることで、個々の懸濁態粒子は単独の粒子として独立に沈降するのではなく集団となり、あたかも周囲の流体

が粒子間を透過せず、粒子集団が不混和な液滴のように振舞うためと説明されている。こうした高濃度の懸濁態粒子集団の振る舞いは、懸濁態粒子を大量に投入する等のケースでのみ想定される一方、通常の港湾内の海水中で出現する可能性は海底付近以外で低いと考えられる。従って、これ以降、集団的沈降過程については言及しないが、海底付近の詳細なモデル化の際は考慮すべき点となることに注意。

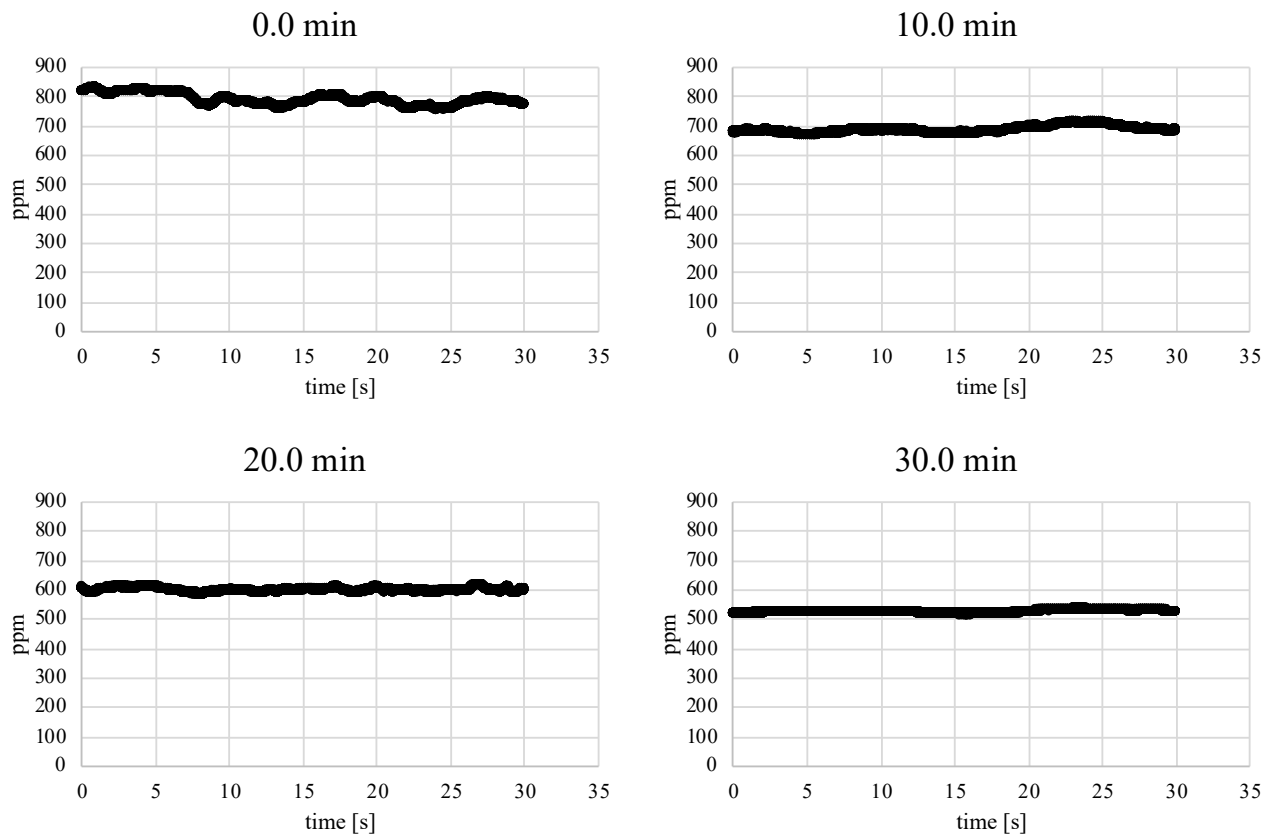


図 4-6 管内でシルトを攪拌してから、0, 10, 20, 30 分後に測定した濁度変化の時系列変化

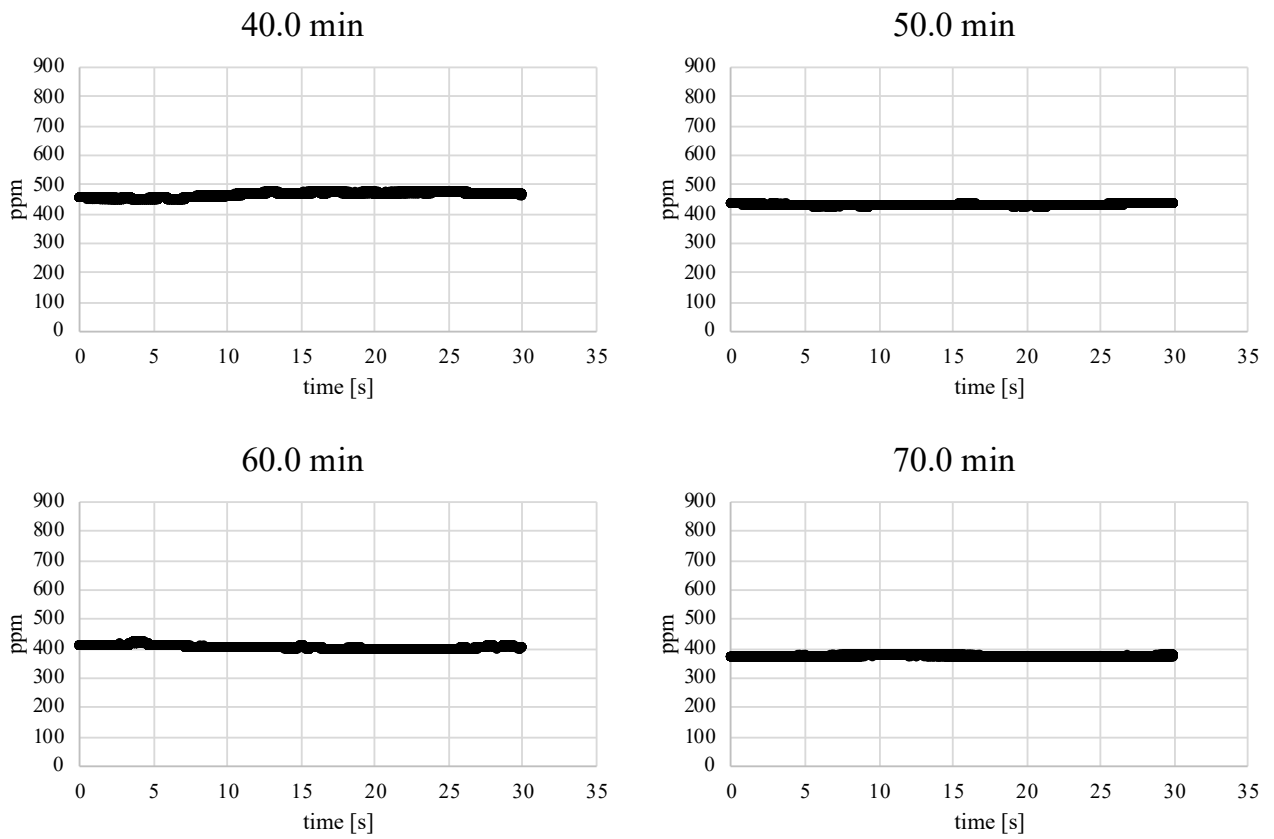


図 4-7 管内でシルトを攪拌してから、40、50、60、70 分後に測定した濁度変化の時系列変化

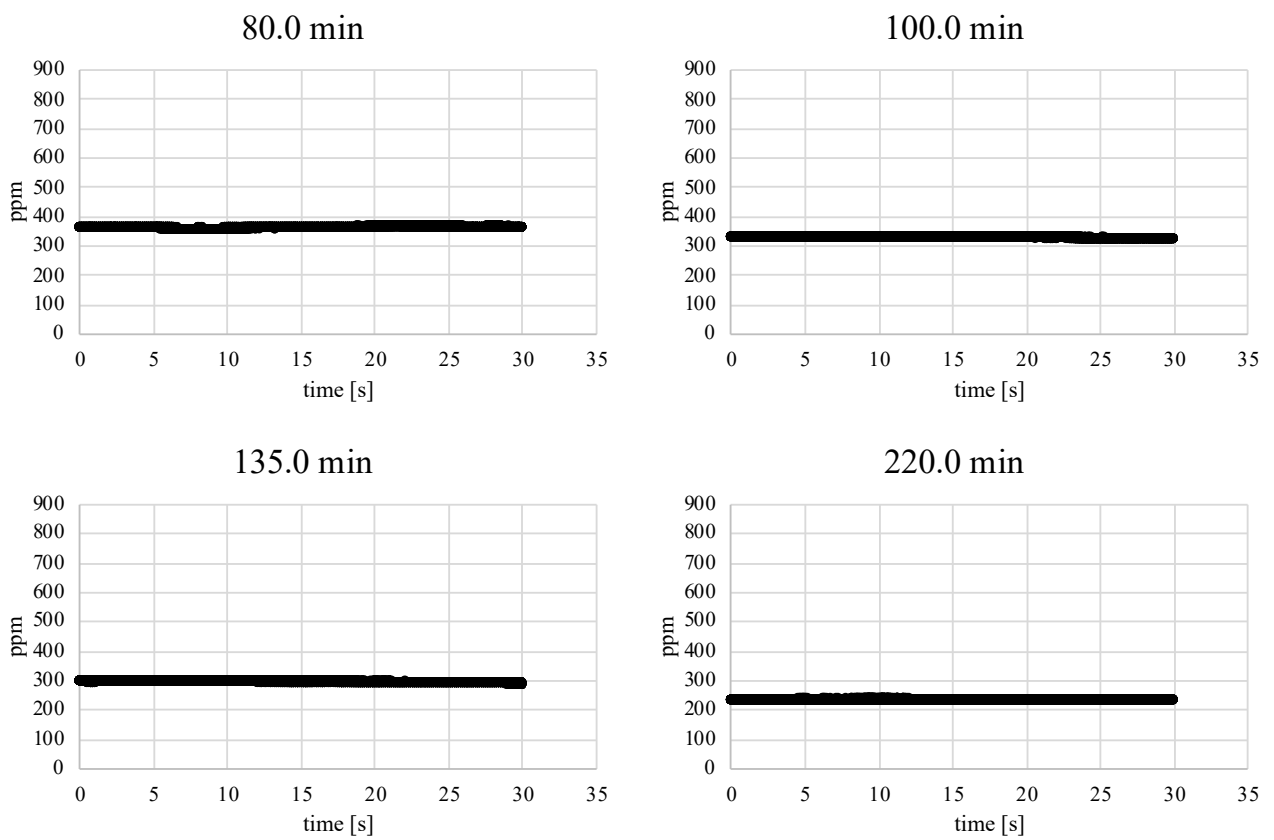


図 4-8 管内でシルトを攪拌してから、80、100、135、220 分後に測定した濁度変化の時系列変化

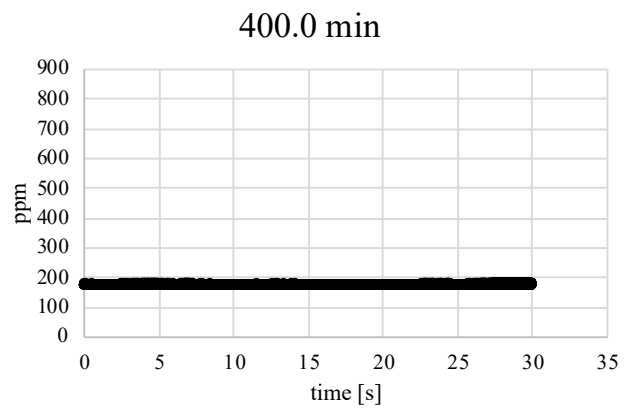


図 4-9 管内でシルトを攪拌してから、400 分後に測定した濁度変化の時系列変化

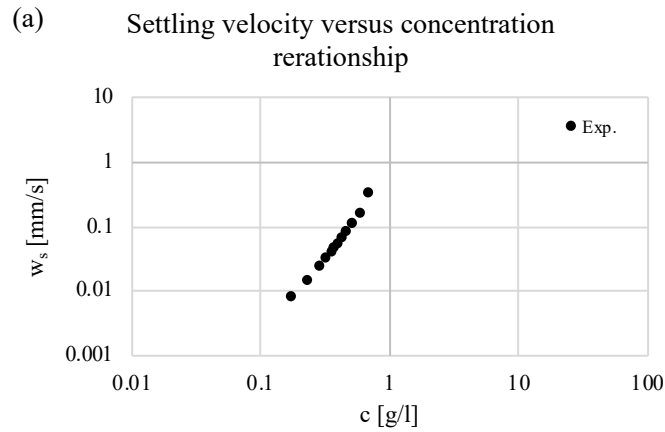


図 4-10 本実験で計測したシルト水の濃度と沈降速度の関係

4.3 懸濁態の移流・拡散を観察する断面水槽実験

シルトフェンスによる懸濁態粒子の流出低減効果を明らかにするには、まず、懸濁態粒子の中で主要な粒子成分であるシルトの輸送と流れ場の関係性を明らかにする必要がある。本節ではシルトの移流・拡散の様子と流速等との関係性を明らかにするために実施する断面水槽実験に関し、その緒言と観察結果を記す。

4.3.1 実験概要および計測項目

実験は中央大学が所有する断面水槽を使用する。図 4-11～図 4-13 に各々の実験概要図を示す。尚、本実験で使用するシルトの粒径は約 $1\sim 10\mu\text{m}$ が主要なサイズとなる。また、本実験では、シルトフェンスを模したアクリル板を設置しない条件(図 4-11)とアクリル板を 1 枚及び 2 枚設置した条件(図 4-12,4-13)で実施した。アクリル板を一枚設置した場合は、アクリル版を水面から水深 0.2 m の位置までに設置した(図 4-12)。アクリル板を 2 枚設置した場合は、上流側のアクリル版は水面から高さ 0.2 m の位置まで、下流側のアクリル版は水深 0.24 m の位置までで設置した(図 4-13)。これは、通常、2 重にシルトフェンスを設置した際、下流側のシルトフェンスの「ふかれ」が減少することを想定しているためである。尚、実験のスケールは表 4-1 に示すように 1/15 とした。アクリル板を設置しない場合の実験条件は、放水時に想定される現地スケールで 0.3 m/s(ケース 1)、0.6 m/s(ケース 2)の流速に対応するように、設定した(表 4-2)。アクリル板を設置した場合は、現地スケールで 0.3 m/s(ケース 1)の流速に対応するように設定した。表 4-3, 表 4-4 には、アクリル板を設置しない場合の本実験での濁度の計測位置を示す。アクリル板を設置した場合は、表 4-3, 表 4-4 に記載してある St.1, 2, 3 の位置のみで濁度を計測した。

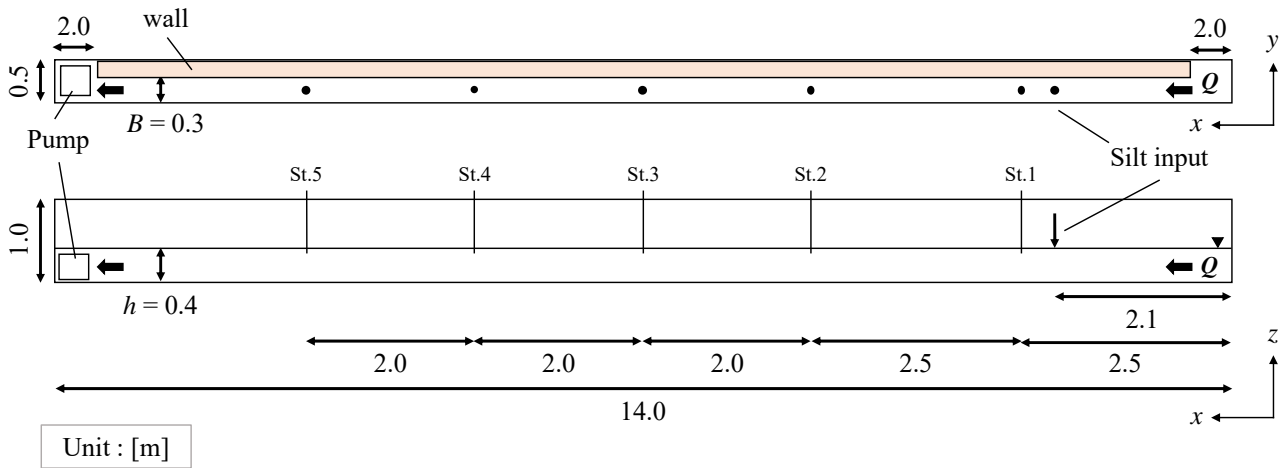


図 4-11 シルトフェンスを模したアクリル板を設置しない場合の断面実験概要図

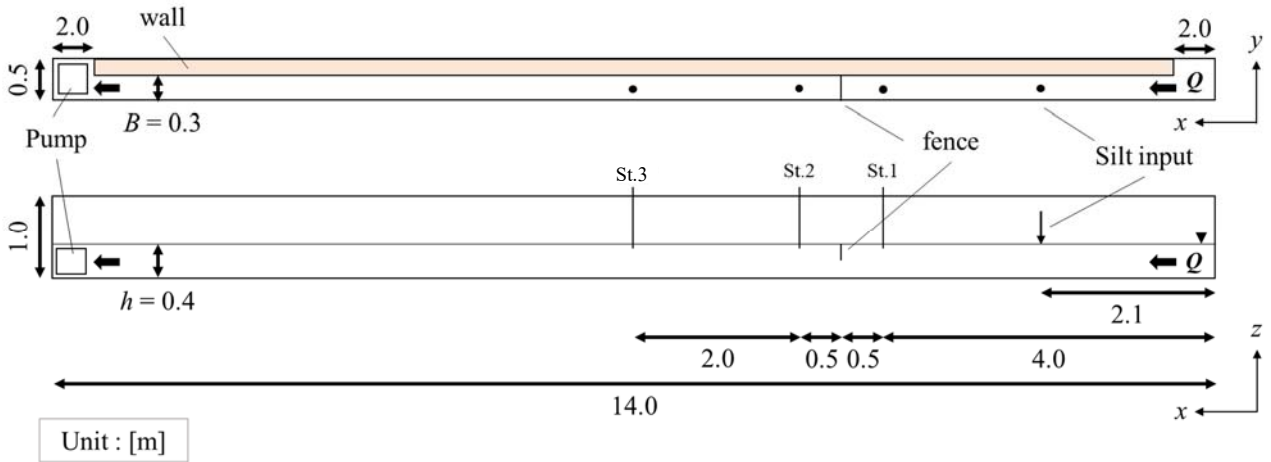


図 4-12 シルトフェンスを模したアクリル板を 1 枚設置する場合の断面実験概要図。アクリル版は水面から深さ 0.2 m までの位置に設置した。

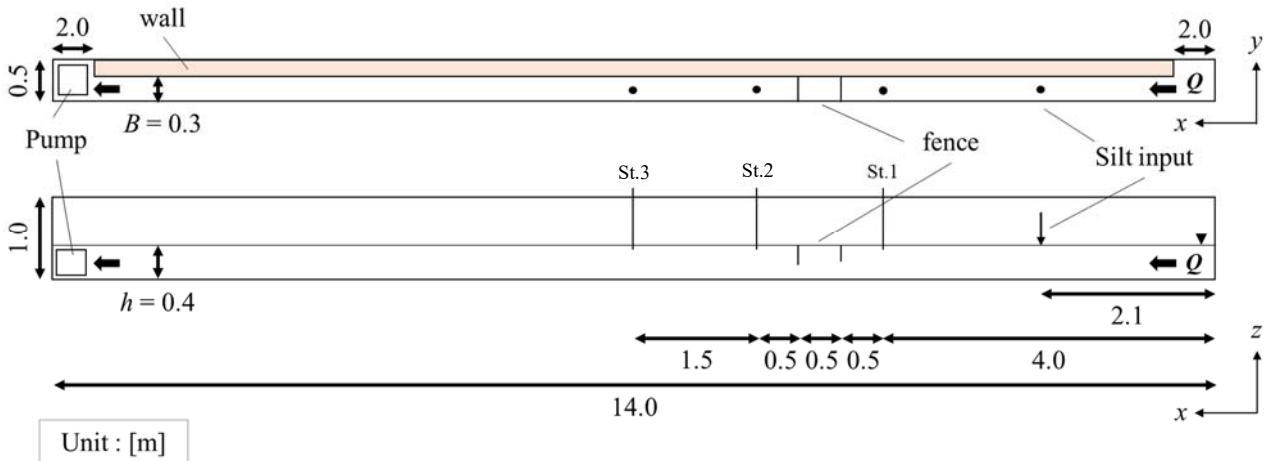


図 4-13 シルトフェンスを模したアクリル板を 2 枚設置する場合の断面実験概要図。上流側のアクリル版は水面から深さ 0.2 m の位置に、下流側のアクリル版は深さ 0.24 m の位置までに設置した。

表 4-1 実験スケール

	水深 h[m]	差渡し B[m]	スケール比	流速比
現地	6.0	4.5	-	-
実験	0.4	0.3	1:15	1:3.87

表 4-2 本実験で発生させる還流の流量と流速

実験 No.	実験スケール			現地スケール		
	Q [m ³ /min]	Q [m ³ /s]	V [m/s]	Q [m ³ /min]	Q [m ³ /s]	V [m/s]
1	0.560	0.009	0.078	487.996	8.133	0.301
2	1.120	0.019	0.156	975.992	16.267	0.602

表 4-3 流れの方向 (x) の濁度の計測位置。水路の右端を x = 0.0 [m] としたときに、5ヶ所で濁度を計測

	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5
x [m]	2.5	5.0	7.0	9.0	11.0

表 4-4 鉛直方向 (z) の濁度の計測位置。水槽底面を z = 0.0 [m] としたときに、3ヶ所で濁度を計測

	1	2	3
z [m]	0.10	0.20	0.30

4.3.2 実験結果の整理

①ケース 1 (アクリル板の設置無し)

本断面水槽実験では、まず、シルトフェンスを模したアクリル板を設置しないケースについて、その結果を示す。シルト投入直後とシルトが拡散し始める様子を写真 4-1 に示す。図 4-14 に各観測点での濁度の時系列変化を示す。これらの結果から懸濁態粒子が乱流拡散を示しながら、移流する様子が観察された。

②ケース 2 (アクリル板 1 枚設置)

アクリル板を 1 枚設置した場合において、シルト投入後のシルト拡散の様子を写真 4-2～写真 4-3 に示す。図 4-15、図 4-16 に各観測点での濁度、流速の時系列変化を示す。このケースでは、明らかに底面での濃度が底面より高い位置の濃度より高く、ケース 1 (ほぼ同じ濃度を示す) と対照的であることが分かる。これはアクリル板により、懸濁態粒子が底面へと下降させられたことを示している。また、アクリル板に近い位置では流速も底面に近いほど速いことが観測されているが、十分にアクリル板から離れると流速は一樣になることが分かる。この理由により、St.4, St.5 での濁度の計測は、アクリル板のない場合と同等となることを確認したため、計測を実施していない。

③ケース 3 (アクリル板 2 枚設置)

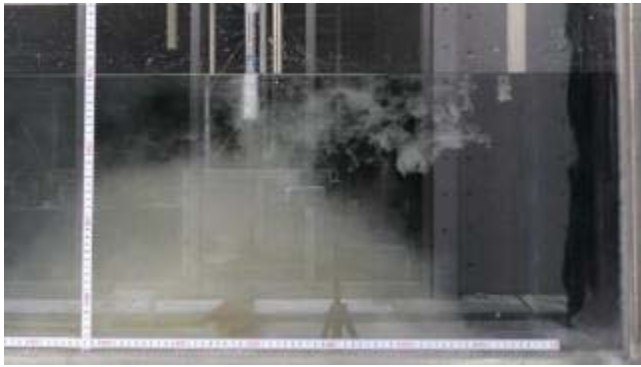
アクリル板を 2 枚設置した場合において、シルト投入後にシルトが拡散する様子を写真 4-4～写真 4-5 に示す。図 4-17、図 4-18 に各観測点での濁度、流速の時系列変化を示す。ケース 2 と同様の傾向がみられる。St.4 及び St.5 での濁度測定を実施していない理由は上記②と同じである。



0 s



5 s



10 s



20 s

写真 4-1 ケース 1 (実験 No.1)(表 4-2)の条件で還流を発生させた際の $x=2.5\text{ m}$ の位置の実験開始からの 0,5,10,20 秒後のシルトの拡散の様子。

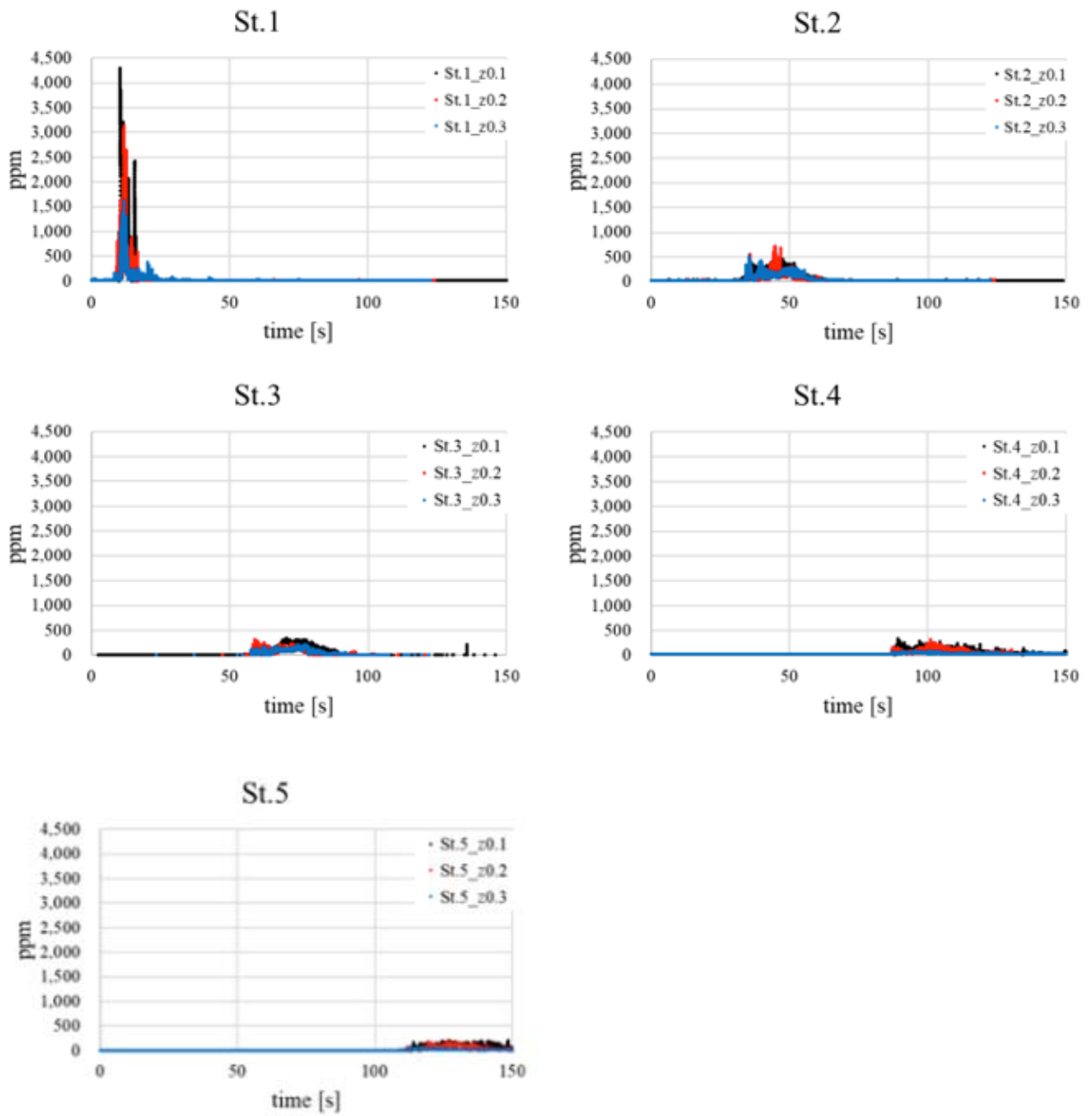
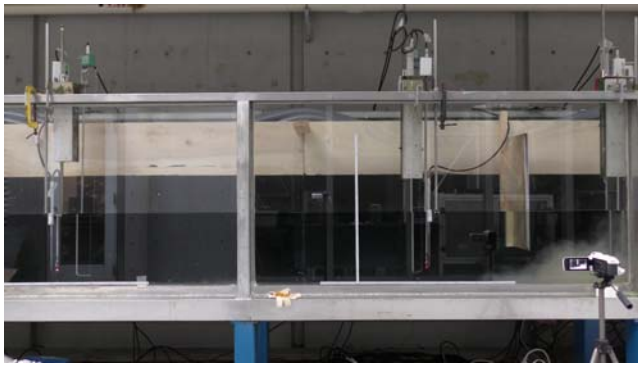
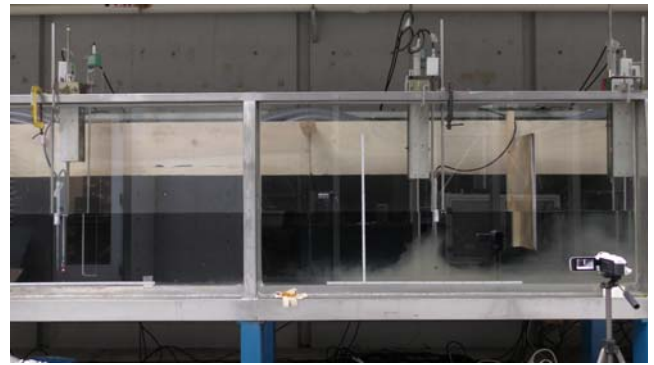


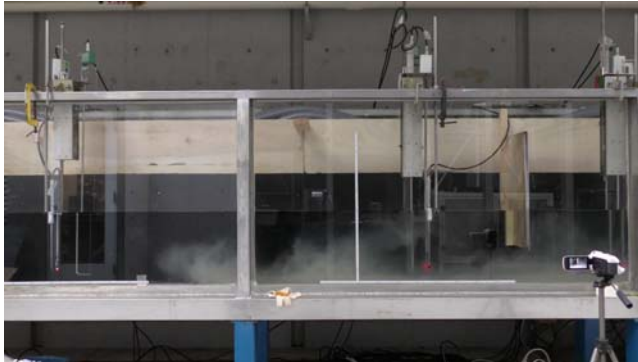
図 4-14 ケース 1 (実験 No.1)観測点(St.1-St.5)の底面から 10 cm (z0.1), 20 cm (z0.2), 30cm (z0.3)の位置での濁度の時系列変化



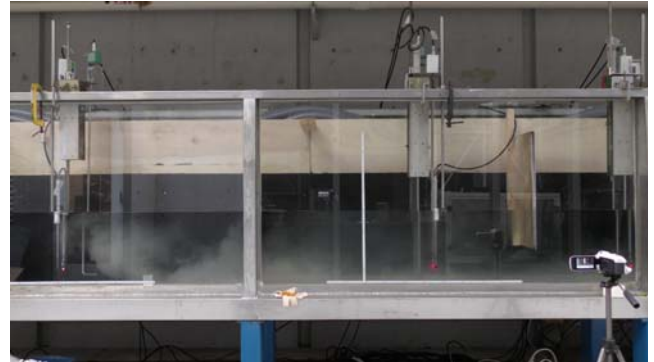
20 s



25 s

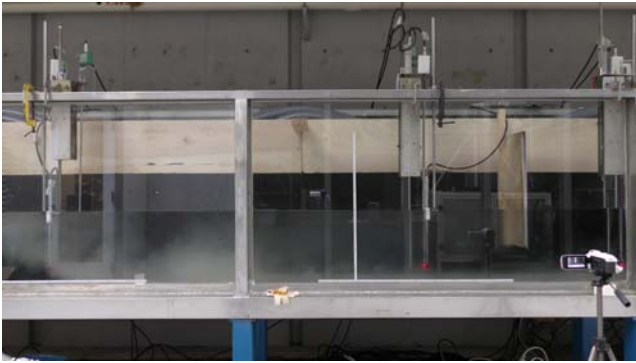


30 s

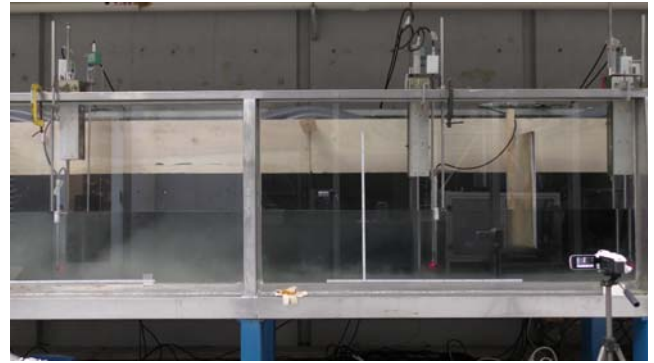


35 s

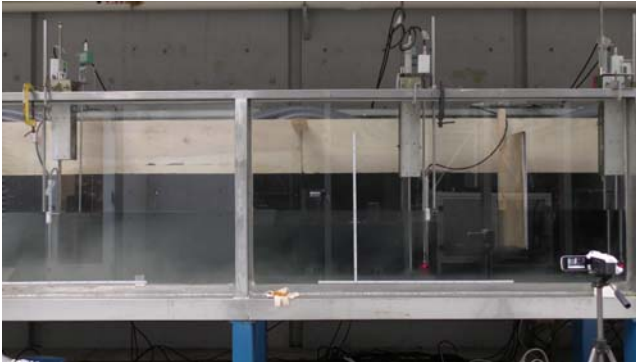
写真 4-2 ケース 2 (実験 No.1) (表 4-2) の条件でアクリル板を 1 枚入れた場合に、還流を発生させた際のアクリル板付近の実験開始と 20~35 秒後のシルトの拡散の様子。



40 s



45 s



50 s



55 s

写真 4-3 ケース 2 (実験 No.1) (表 4-2) の条件でアクリル板を 1 枚入れた場合に還流を発生させた際のアクリル板付近の様子。実験開始から 40~55 秒後のシルトの拡散の様子。

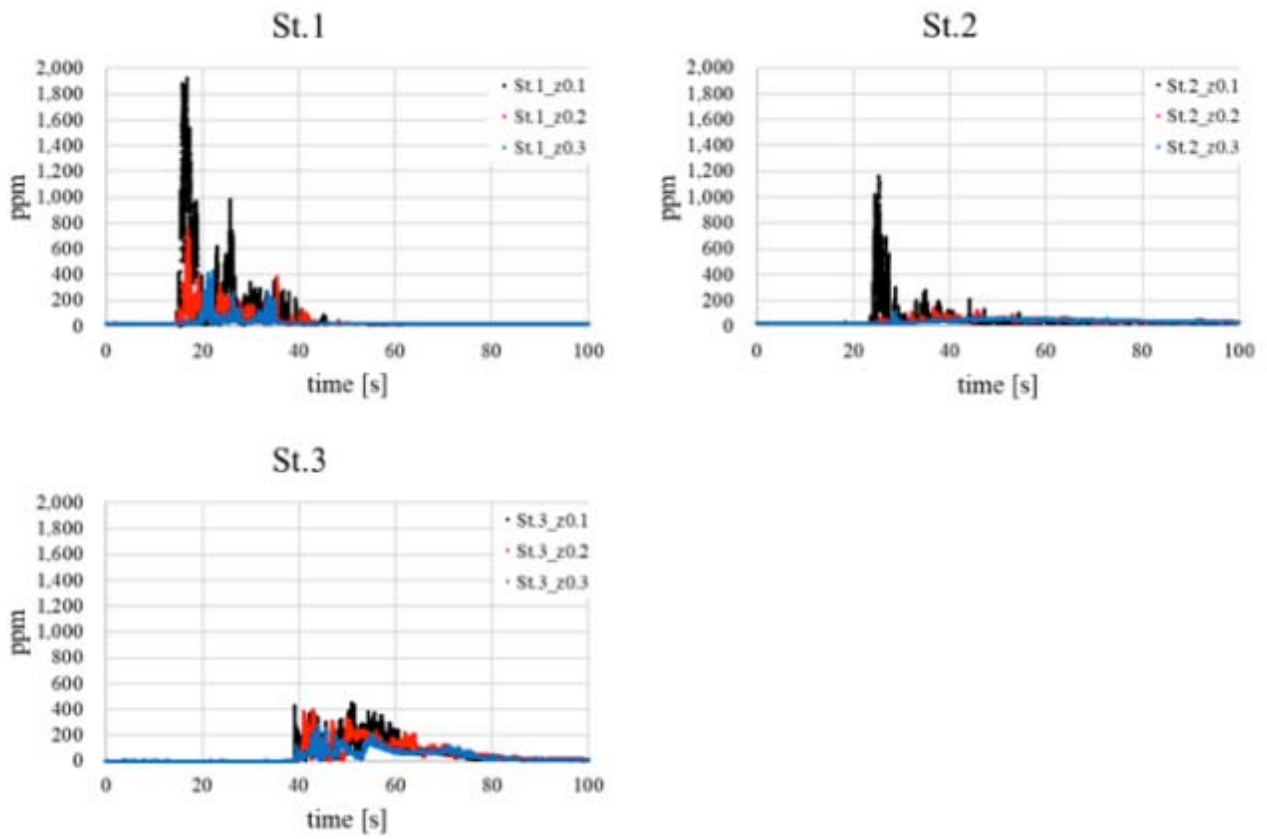


図 4-15 ケース 2 (実験 No.1) (表 4-2) の条件でアクリル板を 1 枚入れた場合の観測点(St.1-St.3)の底面から 10 cm (z0.1), 20 cm (z0.2), 30cm (z0.3) の位置での濁度の時系列変化

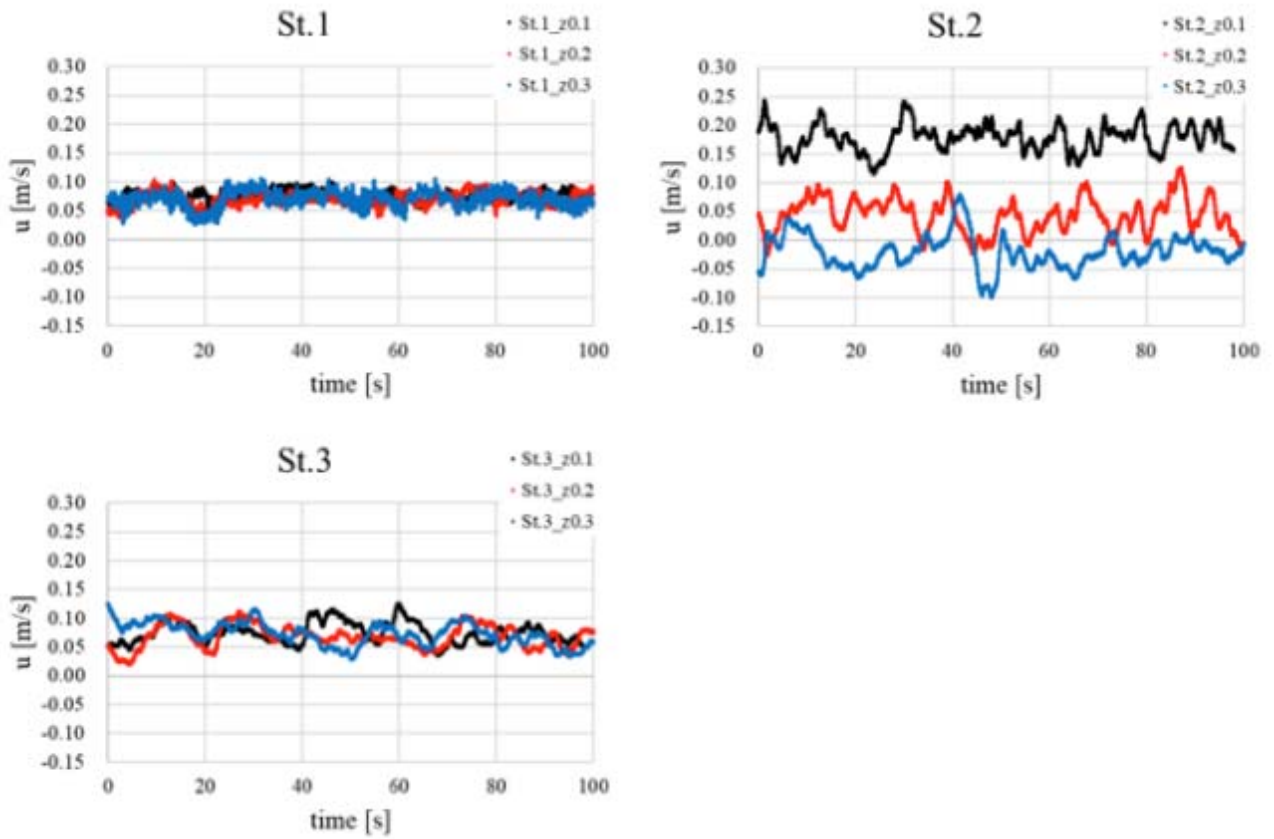
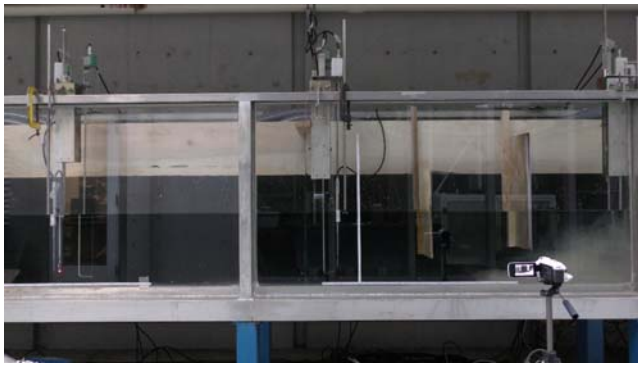
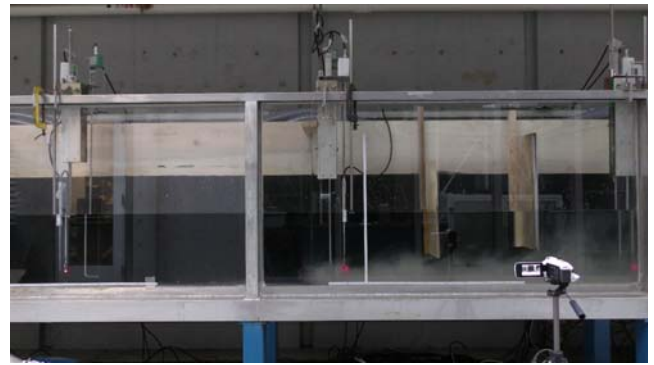


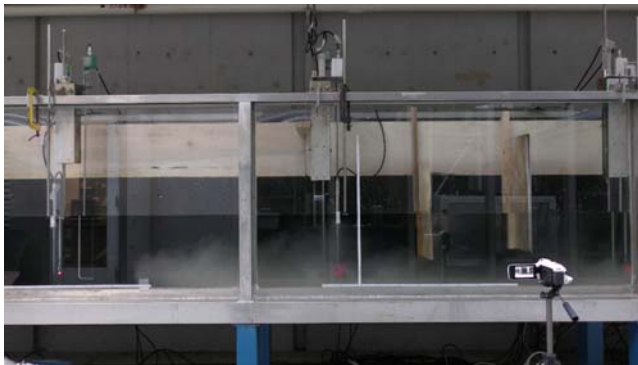
図 4-16 ケース 2 (実験 No.1) (表 4-2) の条件でアクリル板を 1 枚入れた場合の観測点 (St.1-St.3) の底面から 10 cm ($z=0.1$), 20 cm ($z=0.2$), 30 cm ($z=0.3$) の位置での流速の時系列変化



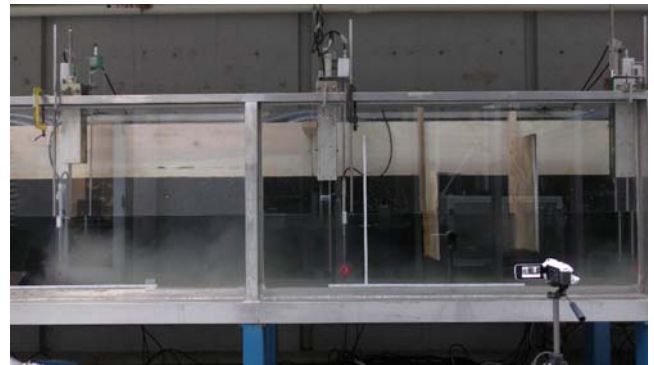
20 s



25 s

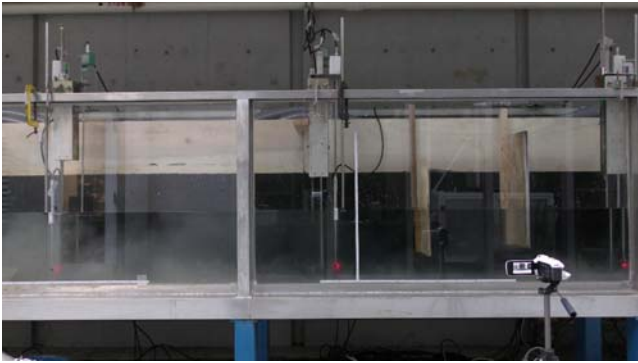


30 s

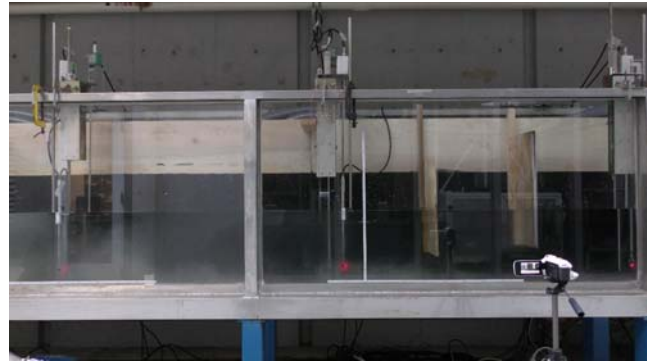


35 s

写真 4-4 ケース 3 (実験 No.1) (表 4-2) の条件でアクリル板を 2 枚入れた場合の還流を発生させた際のアクリル板付近の実験開始から 20~35 秒後のシルトの拡散の様子。



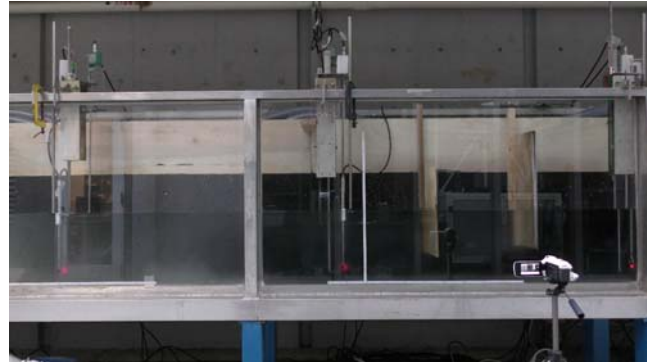
40 s



45 s



50 s



55 s

写真 4-5 ケース 3 (実験 No.1) (表 4-2) の条件でアクリル板を 2 枚入れた場合の還流を発生させた際のアクリル板付近の実験開始から 40~55 秒後のシルトの拡散の様子。

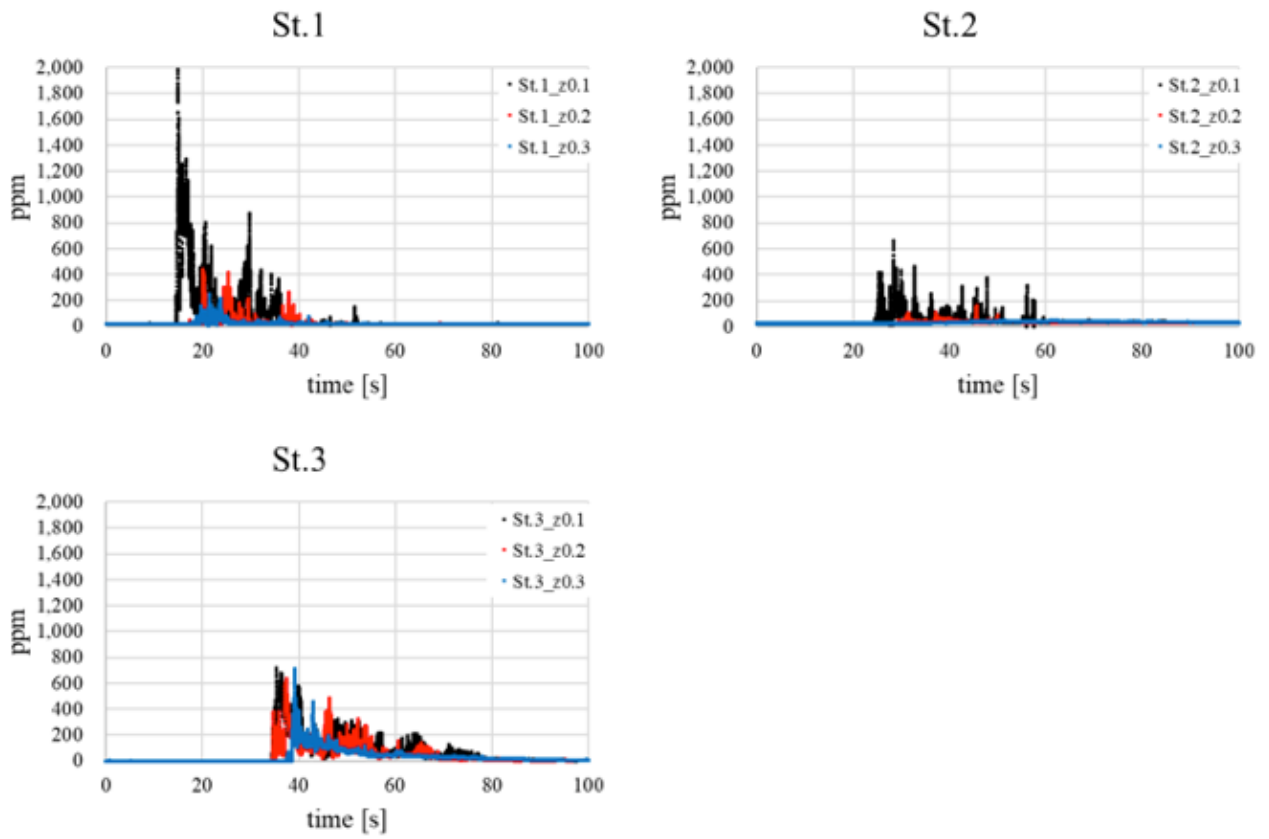


図 4-17 ケース 3 (実験 No.1) (表 4-2) の条件でアクリル板を 2 枚入れた場合の観測点(St.1-St.3)の底面から 10 cm (z0.1), 20 cm (z0.2), 30cm (z0.3) の位置での濁度の時系列変化

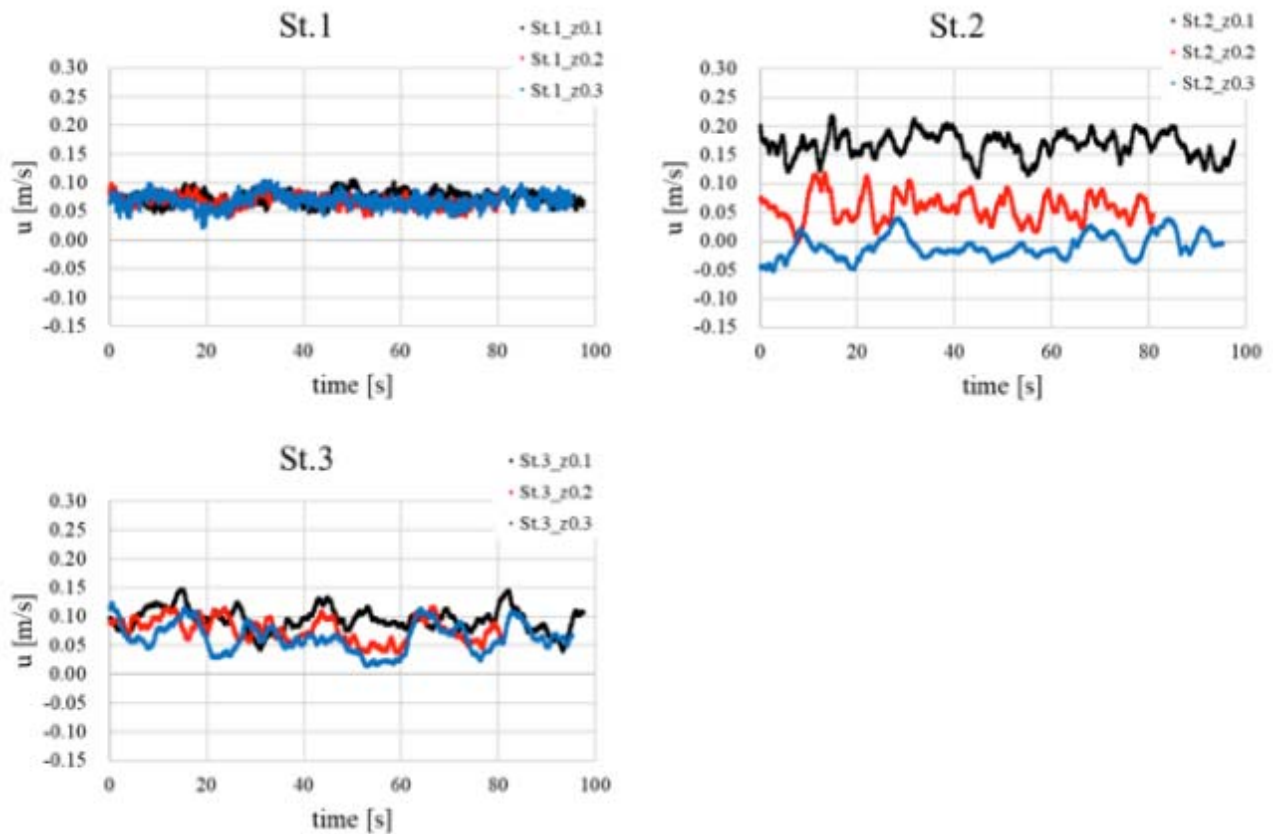


図 4-18 ケース 3 (実験 No.1) (表 4-2) の条件でアクリル板を 2 枚入れた場合の観測点 (St.1-St.3) の底面から 10 cm (z0.1), 20 cm (z0.2), 30cm (z0.3) の位置での流速の時系列変化

4.4 懸濁態の再浮遊挙動を観察する断面水槽実験

定常流の下、底面に堆積したシルトが侵食され、再懸濁する過程を観察するため、断面水槽実験を実施した。

4.4.1 実験概要および計測項目

図 4-19 に当該実験の概要図を示す。実験は中央大学が所有する大型断面水槽を使用する。尚、本実験で使用するシルトの粒径は約 $1\sim 10\mu\text{m}$ が主要なサイズとなる。図中、容量式波高計による水位計測地点及び電磁流速計による水平流速測定地点、濁度計による濁度の計測地点もあわせて記している (St.1 ~ St.3)。実験スケールは表 4-5 に示すように 1/15 である。実験条件は放水時に想定される現地スケールで 1.59 m/s の流速に対応するように実験スケールに応じて設定した (表 4-6)。尚、当該 (現地スケール) 流速はかなり高速であり、シルトフェンス設置状況としては、稀有なケースと考えられるが、この流速でのみ、はっきりと巻き上がりが観測できたことを付記する。また、表 4-7 に本実験での濁度の計測位置を示す。尚、計測位置 (鉛直方向) は $z=3.0\text{cm}$ (水槽底= 0.0cm) である。

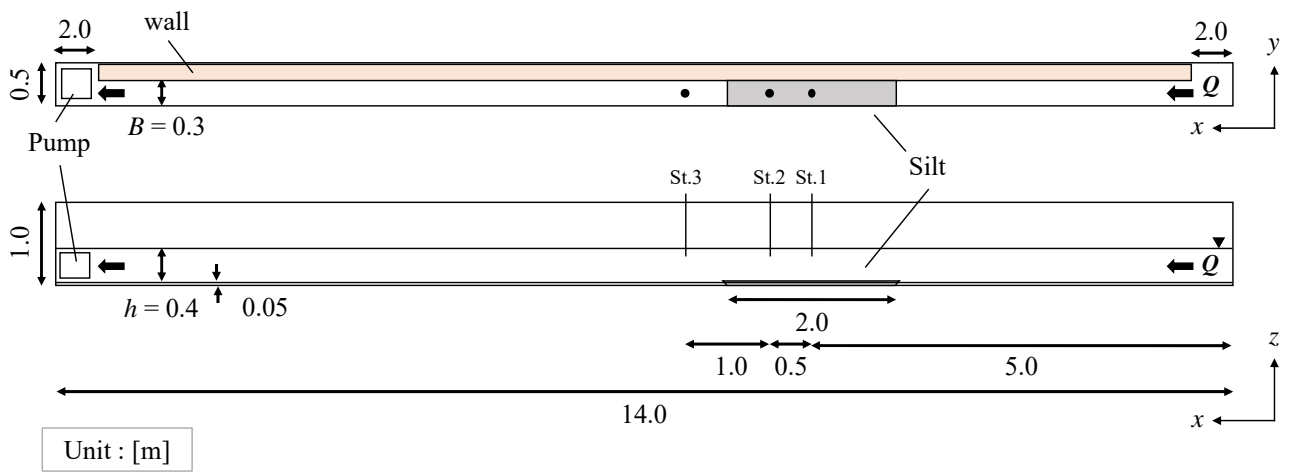


図 4-19 懸濁態再浮遊挙動の観察に関する断面実験概要図

表 4-5 実験スケール

	水深 h[m]	差渡し B[m]	スケール比	流速比
現地	6.0	3.0	-	-
実験	0.4	0.2	1:15	1:3.87

表 4-6 本実験で発生させた還流の流量(Q)と流速(V)

実験 No.	実験スケール			現地スケール		
	Q [m ³ /min]	Q [m ³ /s]	V [m/s]	Q [m ³ /min]	Q [m ³ /s]	V [m/s]
1	1.97	0.033	0.410	1716.700	28.612	1.588

表 4-7 x 方向の濁度の計測位置。水路の右端を x = 0.0 [m] としたときに、3ヶ所で濁度を計測

	St.1	St.2	St.3
x [m]	5.0	5.5	6.5

尚、鉛直方向の濁度の計測位置は z=3.0cm とした。

4.4.2 実験結果の整理

シルトの拡散の様子を写真 4-6 に示す。図 4-20 に、各計測地点での流速の時系列変化と濁度の時系列変化を示す。濁度の時系列変化から再懸濁は瞬間且つ間欠的に起こっていることが分かる。この観察結果から、シルト間には凝集力が働いており、定常的な巻き上がりが発生していない様子が伺える。これらの結果は砂粒子の場合と異なっている（間欠的だが定常的に起こる掃流成分と定常的な浮遊成分が見られる）。

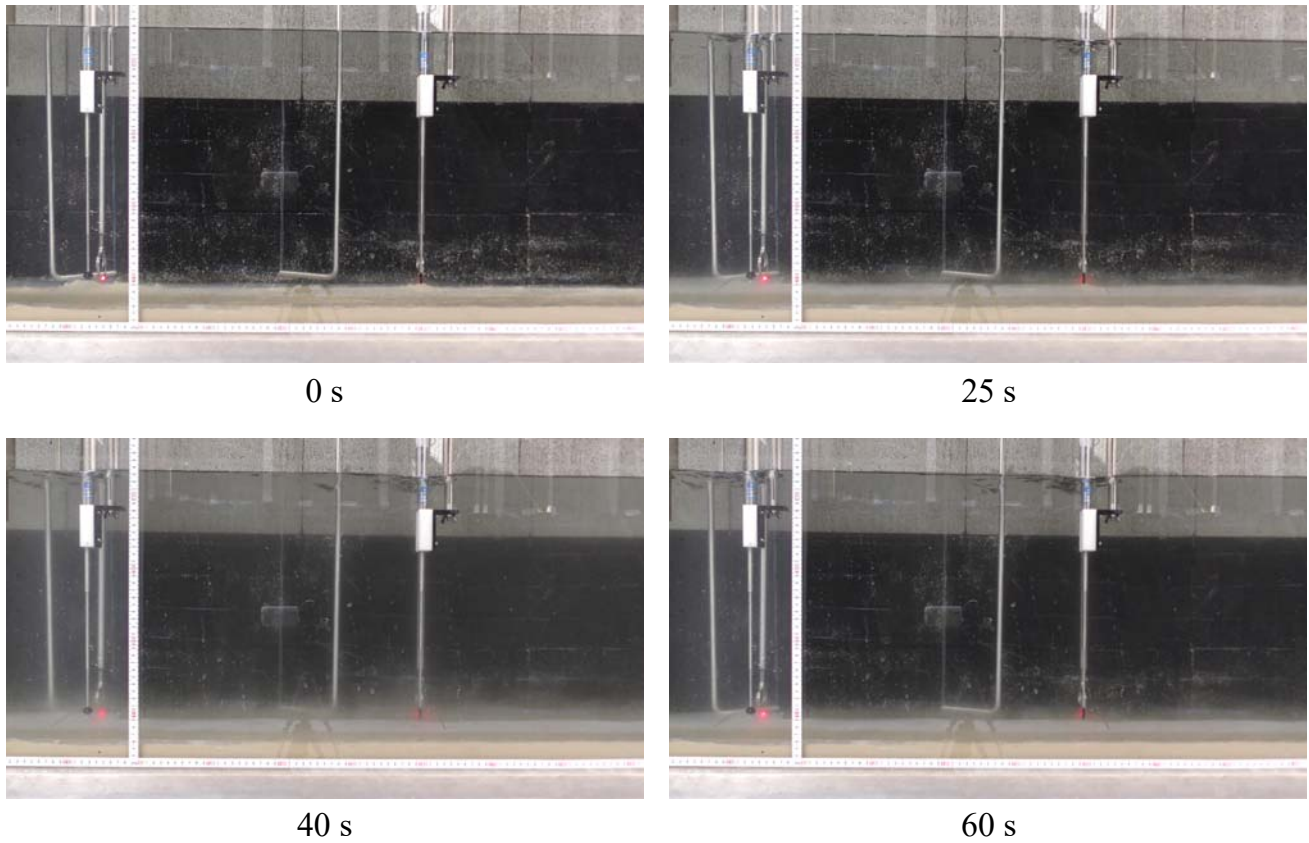


写真 4-6 実験開始から 0~60 秒後の St.1, St.2 付近でのシルトの拡散の様子。

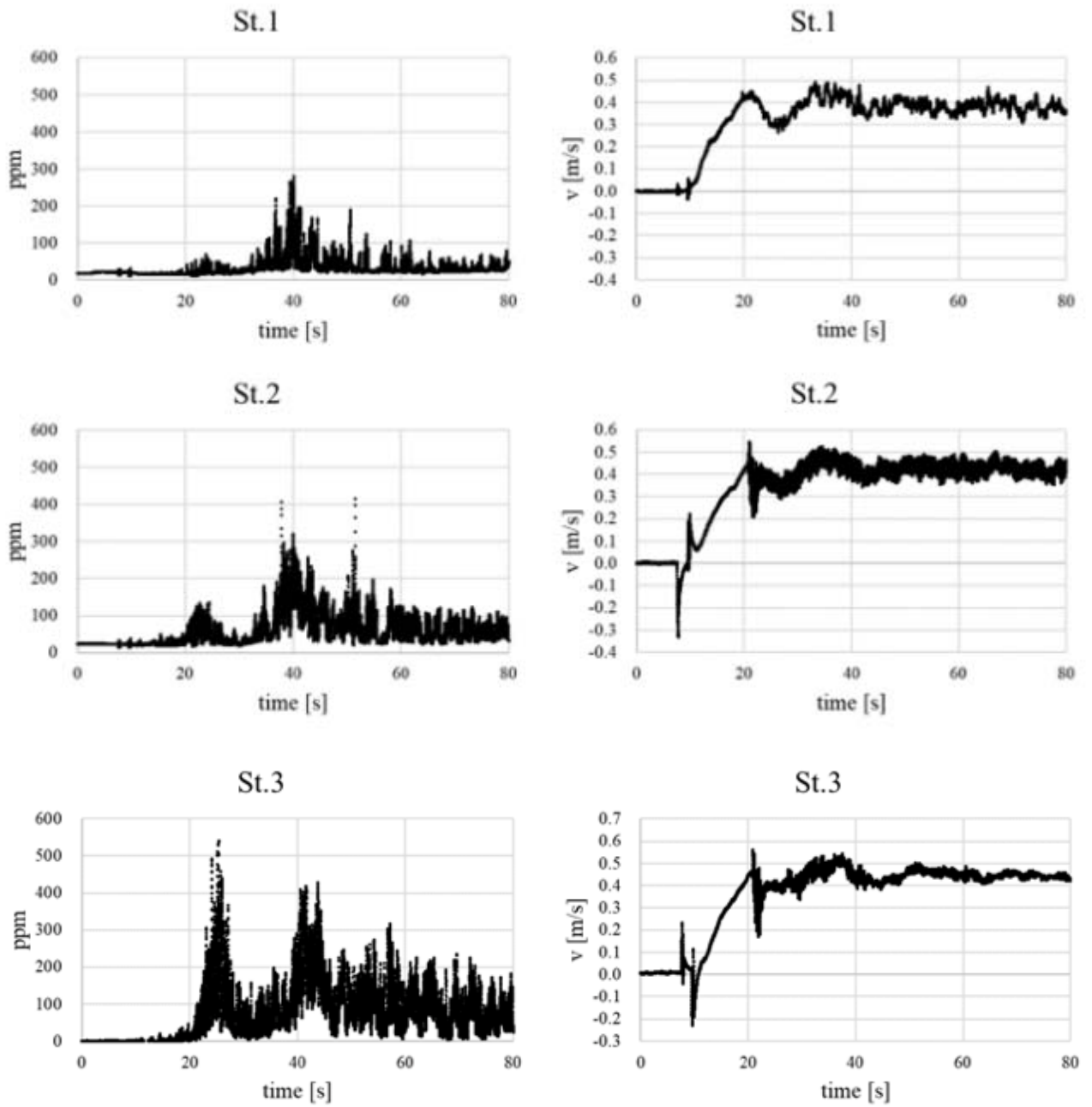


図 4-20 St.1~St.3 で観測した濁度と流速の時系列変化

4.5 懸濁態移流・拡散及び堆積挙動の観察に関する平面実験

本節では港湾を模擬した平面水槽を用いた実験を実施し、その結果を記す。前節では定常流下でのシルトの基礎的な挙動を明らかにするために断面水槽実験を行なったが、本節では、細水路や防波堤を含む港湾形状を模擬した模型により、懸濁態の細水路からの移流・拡散挙動を観測する。

4.5.1 実験概要および計測項目

実験は中央大学が所有する平面水槽を使用する。図 4-21, 4-22, 4-23 に本実験の概要図を示す。図中には容量式波高計による水位計測地点および電磁流速計による流速測定、濁度の計測地点もあわせて記している (St.0~St.4)。本実験で使用するシルトの粒径は約 1~10 μm である。本実験ではシルトフェンスを模したアクリル板を設置しない条件(図 4-21)とアクリル板を 1 枚及び 2 枚設置した条件(図 4-22, 4-23)で実施した。アクリル板を一枚設置した場合は、アクリル版を底面から高さ 0.12 m の位置に設置した(図 4-22)。アクリル板を 2 枚設置した場合は、上流側のアクリル版は底面から高さ 0.09 m の位置に、下流側のアクリル版は高さ 0.12 m の位置に設置した(図 4-23)。

実験スケールは表 4-8 に示すように 1/40 である。本実験のすべての実験条件は放水時に想定される現地スケールで 1.59 m/s の流速に対応するように実験スケールに応じて表 4-9 のように設定した。表 4-10、表 4-11 に本実験での濁度の計測位置を示す。

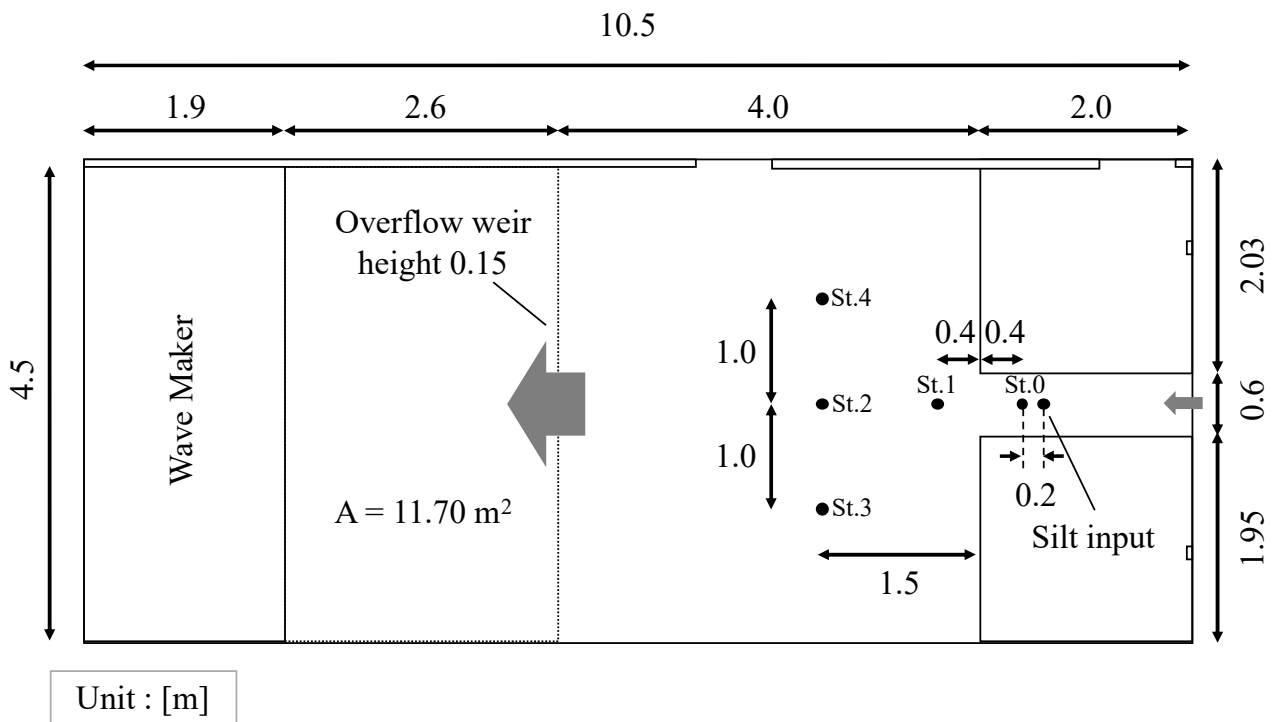


図 4-21 シルトフェンスを模したアクリル板を設置しない場合の懸濁態移流・拡散及び堆積挙動の観察に関する平面実験の概要図

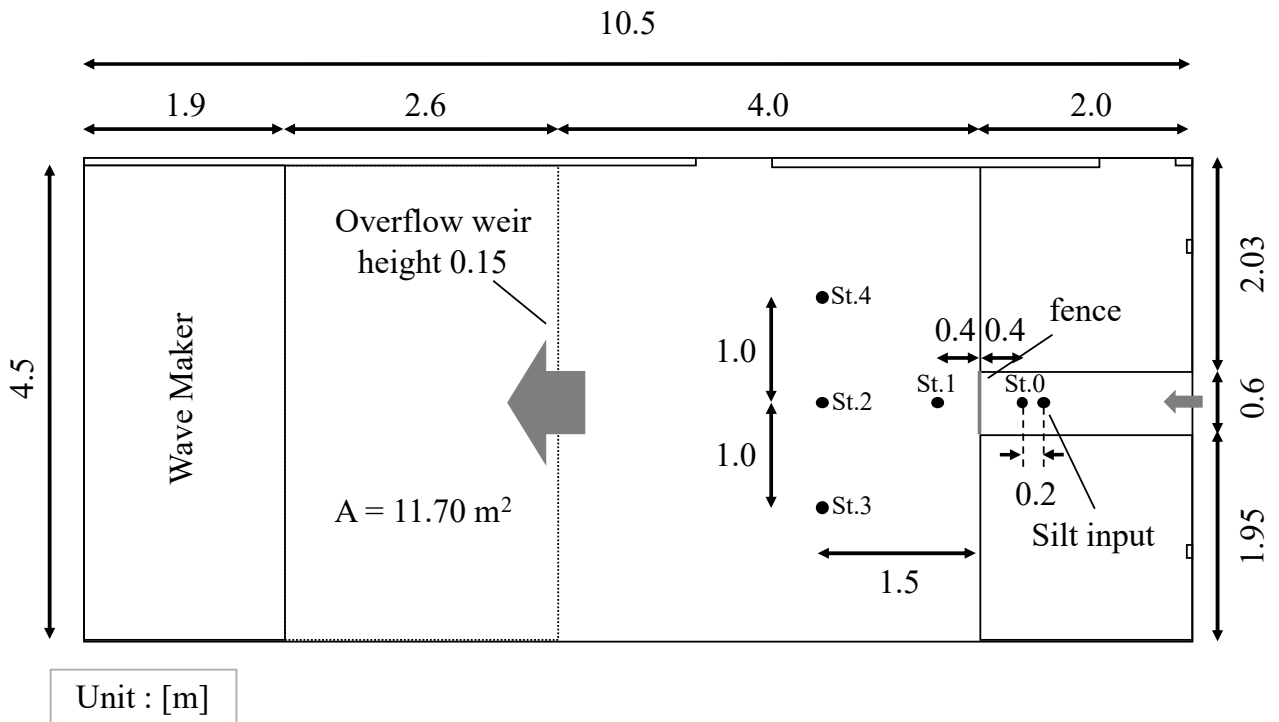


図 4-22 シルトフェンスを模したアクリル板を 1 枚設置する場合の懸濁態移流・拡散及び堆積挙動の観察に関する平面実験の概要

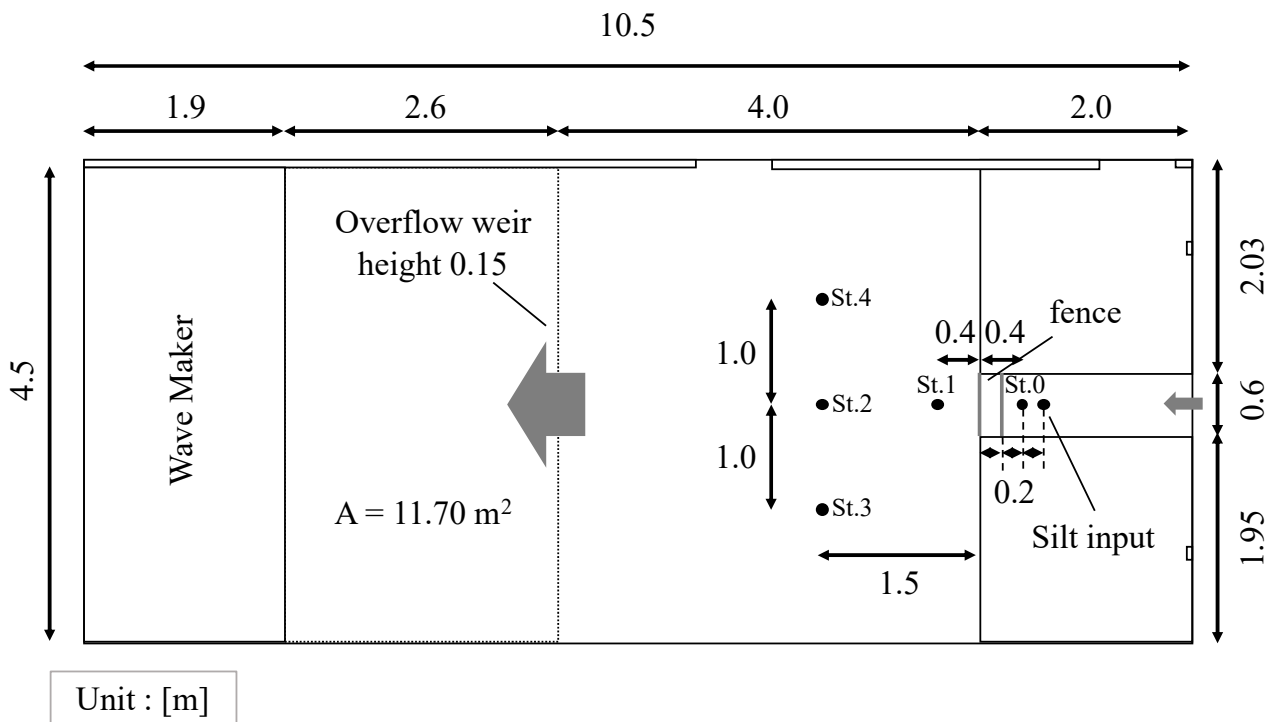


図 4-23 シルトフェンスを模したアクリル板を 2 枚設置する場合の懸濁態移流・拡散及び堆積挙動の観察に関する平面実験の概要

表 4-8 実験スケール

	水深 h[m]	差渡し B[m]	スケール比	流速比
現地	6.0	24	-	-
実験	0.15	0.6	1:40	1:6.34

表 4-9 本実験で発生させた還流の流量(Q)と流速(V)

実験 No.	実験スケール			現地スケール		
	Q [m ³ /min]	Q [m ³ /s]	V [m/s]	Q [m ³ /min]	Q [m ³ /s]	V [m/s]
1	1.97	0.033	0.410	1716.700	28.612	1.588

表 4-10 x 方向の濁度の計測位置。水路の右端を x = 0.0 [m] としたときに、5ヶ所で濁度を計測

	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5
x [m]	2.5	5.0	7.0	9.0	11.0

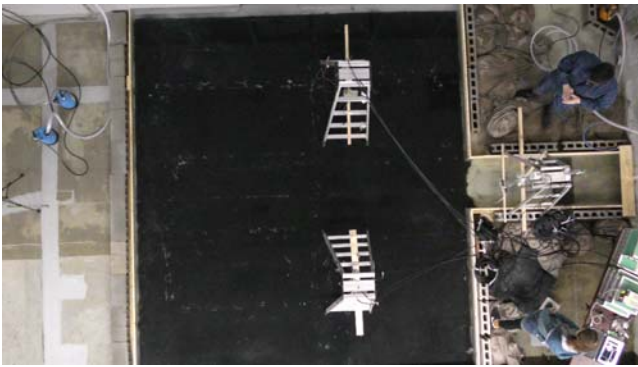
z 方向の濁度の計測位置は水槽底面を z = 0.0 [m] とした場合、z=3.0cm である。

4.5.2 実験結果の整理

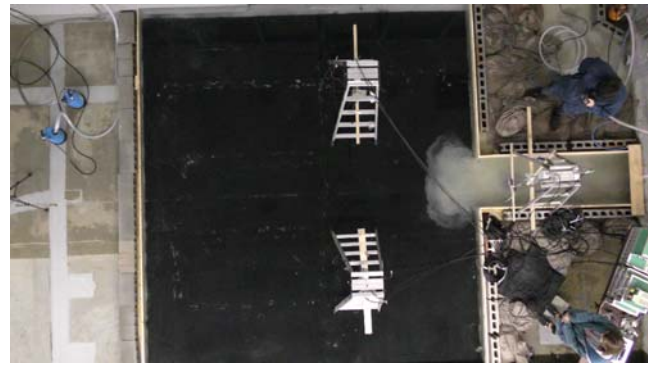
シルトフェンスを模したアクリル板を設置しないケースでの、発生させた流れによる平面水槽内のシルトの拡散の様子を、**写真 4-7**～**写真 4-8** に示す。**図 4-24**、**図 4-25** に各々、各観測点での濁度と流速の時系列変化を示す。これらの結果から、投下したシルトは乱流拡散を示しながら流れの方向へと移流する様子が分かる。

次に、アクリル板を1枚設置した場合の、流れによる平面水槽内のシルトの拡散の様子を**写真 4-9**～**写真 4-10** に示す。**図 4-26**、**図 4-27** に各々、各観測点での濁度と流速の時系列変化を示す。これらの結果とアクリル板を設置しないケースとの比較から、シルトの一部はアクリル板の上流方向で滞留させられる一方、アクリル板の底部を通過したシルトは、アクリル板のない場合と比べて速く拡散していることが分かる。これらの結果から、滞留成分の沈降とアクリル板底部を速くに拡散した成分の沈降（アクリル板により既に底部へと移流しているため）が期待される。これらの沈降成分については、本受託事業内では、定量的に観測されていないが、水槽底部に10~20%のシルトが沈降したことが、実験終了後に収集したシルトの重量から分かっている。

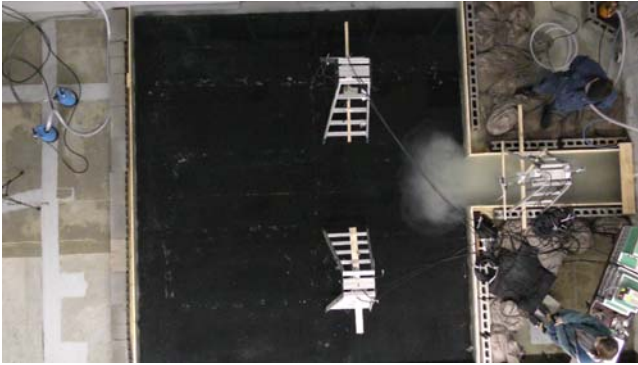
更に、アクリル板を2枚設置した場合の、流れによる平面水槽内のシルトの拡散の様子を、**写真 4-11**～**写真 4-12** に示す。**図 4-28**、**図 4-29** に各々、各観測点での濁度と流速の時系列変化を示す。アクリル板を1枚設置した場合と同様の傾向を示すことが分かる。このケースでは、目視の範囲で2枚のアクリル板内にシルトが強く滞留している様子が観察できた。これらの過滞留成分の沈降が期待される。



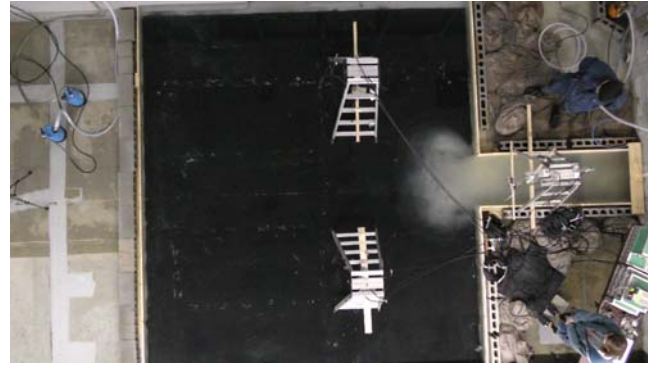
10 s



40 s

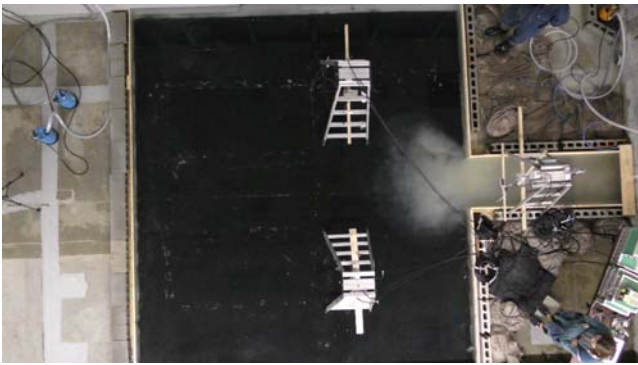


70 s

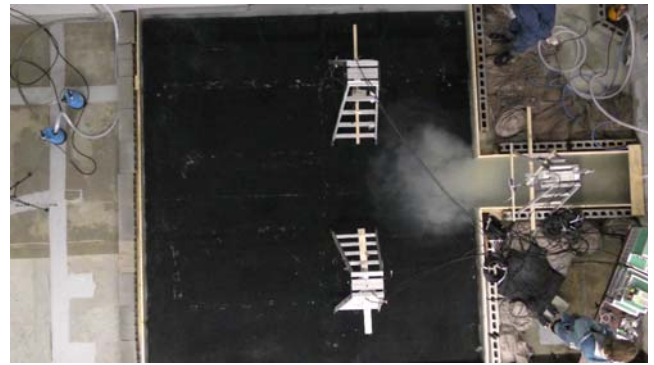


100 s

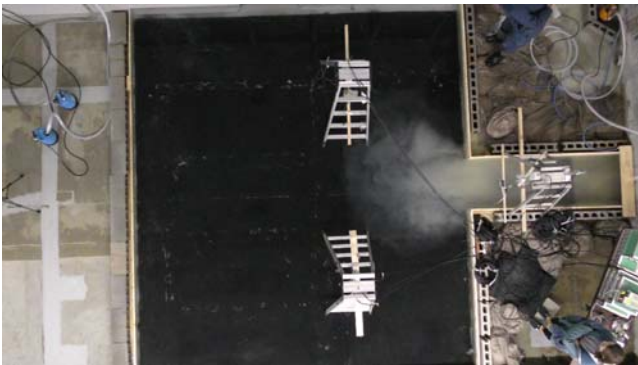
写真 4-7 アクリル板を設置しない場合のシルト投入後から 0-100 秒後までの拡散の様子



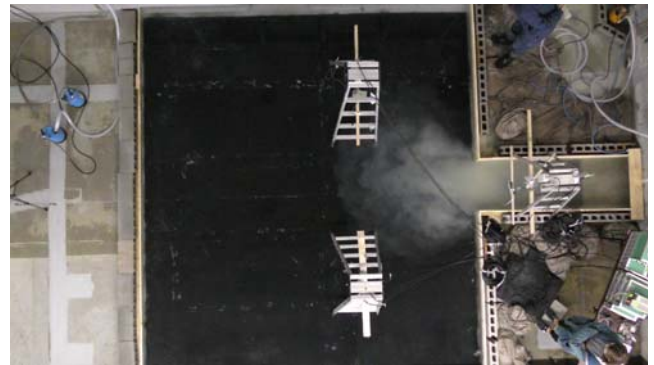
130 s



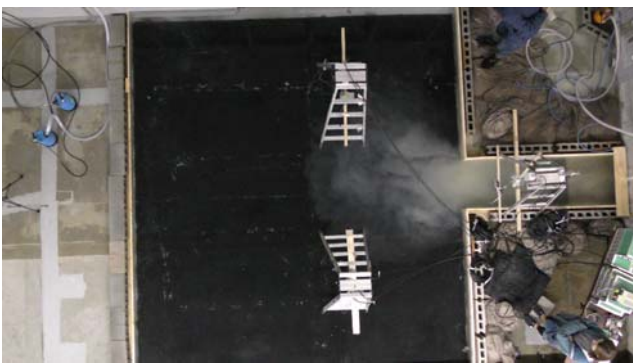
160 s



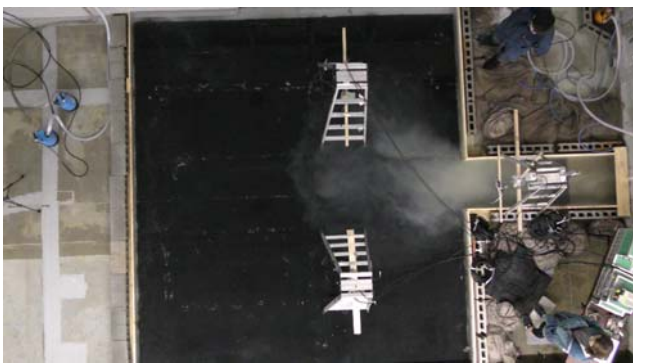
190 s



220 s

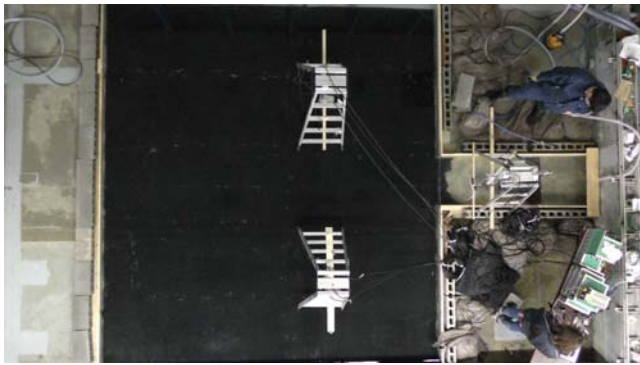


250 s

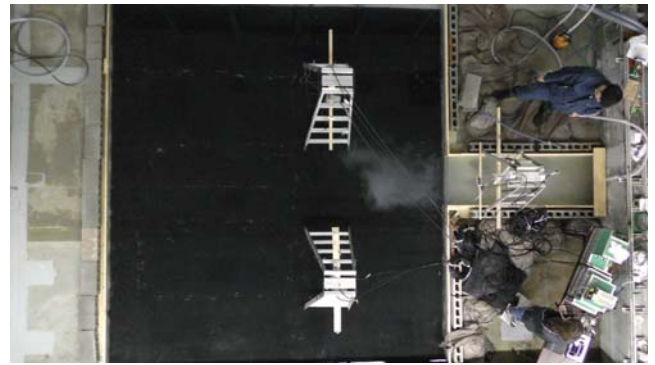


280 s

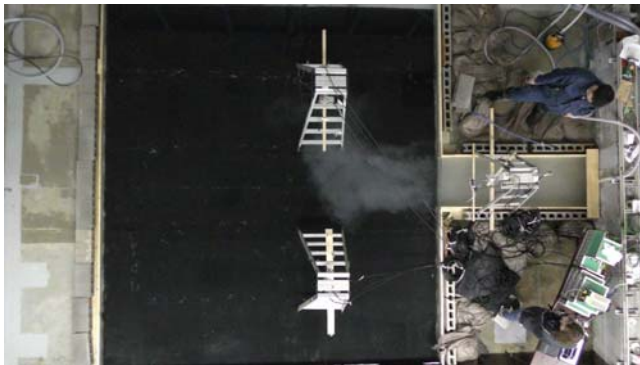
写真 4-8 アクリル板を設置しない場合のシルト投入後から 130-280 秒後までの拡散の様子



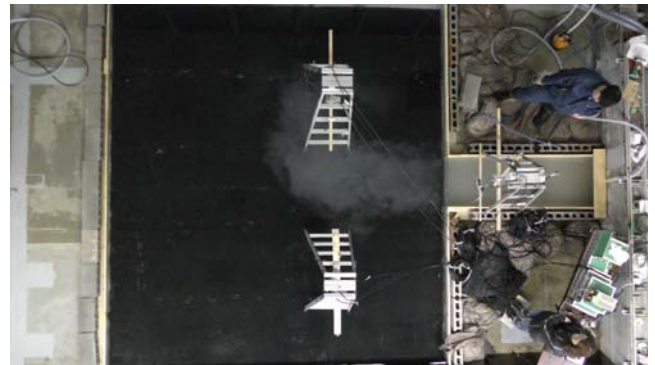
10 s



40 s

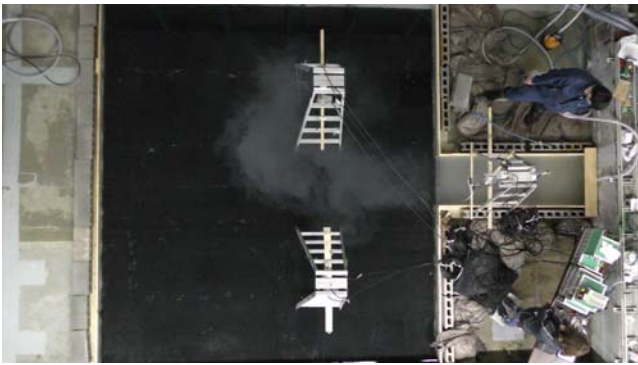


70 s

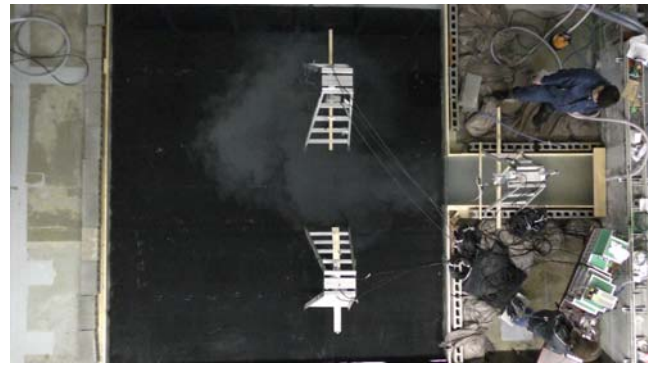


100 s

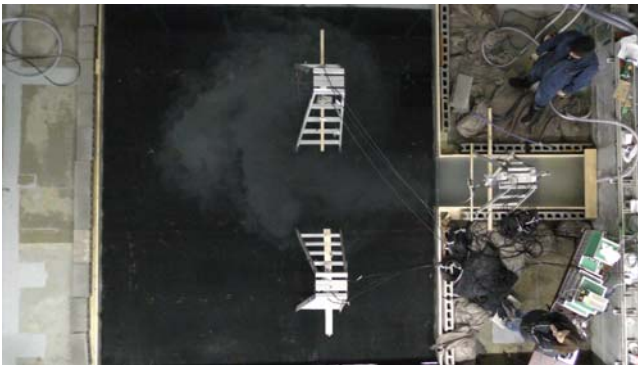
写真 4-9 アクリル板を 1 枚設置した場合のシルト投入後から 10-100 秒後までの拡散の様子



130 s



160 s

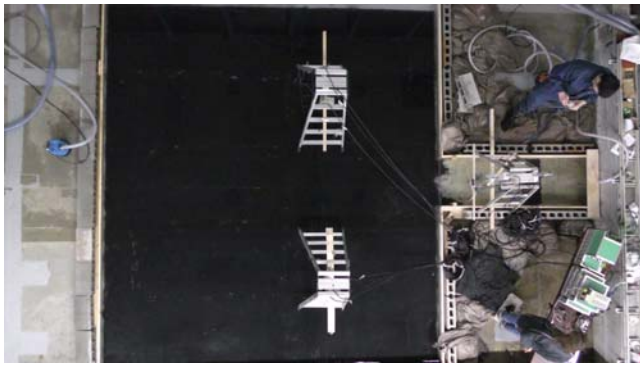


190 s

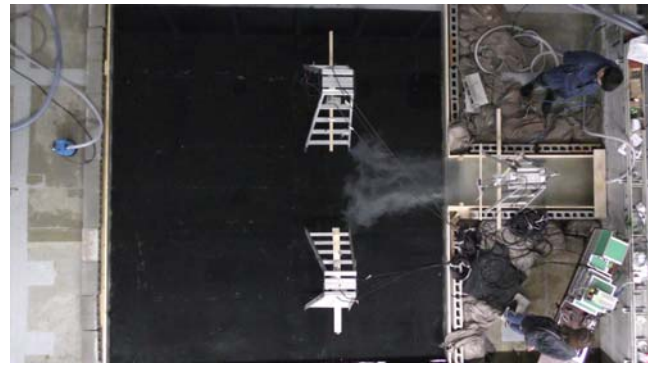


220 s

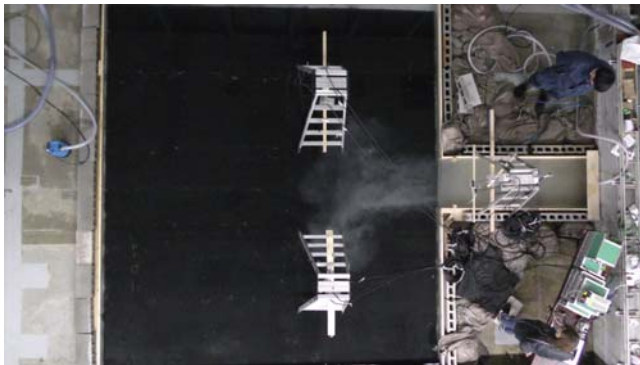
写真 4-10 アクリル板を 1 枚設置した場合のシルト投入後から 130-220 秒後までの拡散の様子



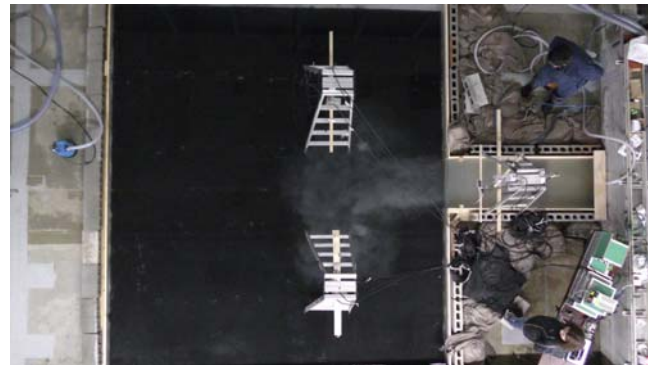
10 s



40 s

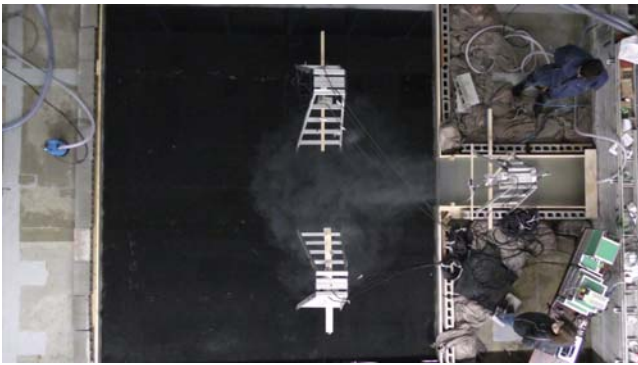


70 s

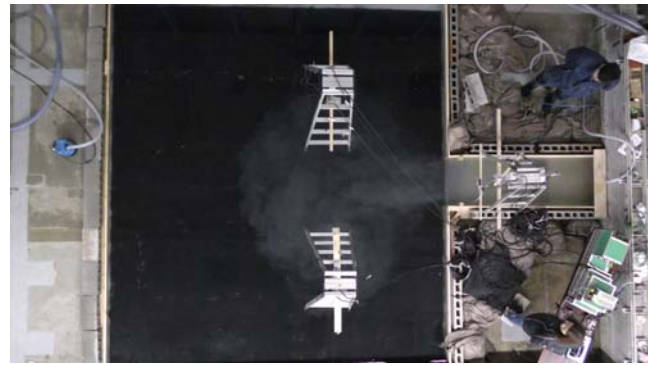


100 s

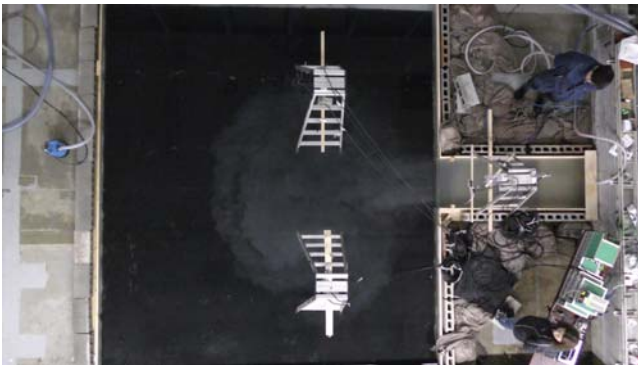
写真 4-11 アクリル板を 2 枚設置した場合のシルト投入後から 0-100 秒後までの拡散の様子



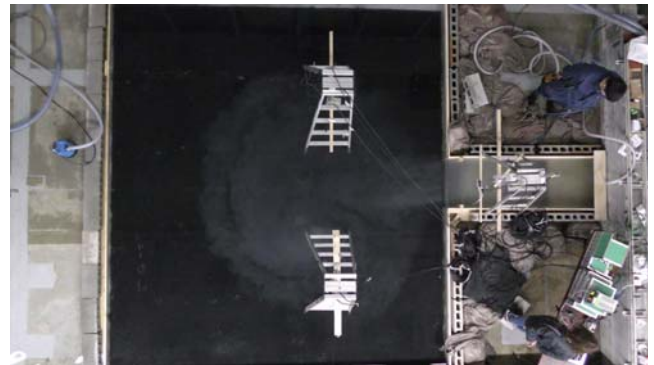
130 s



160 s



190 s



220 s

写真 4-12 アクリル板を 2 枚設置した場合のシルト投入後から 130-220 秒後までの拡散の様子

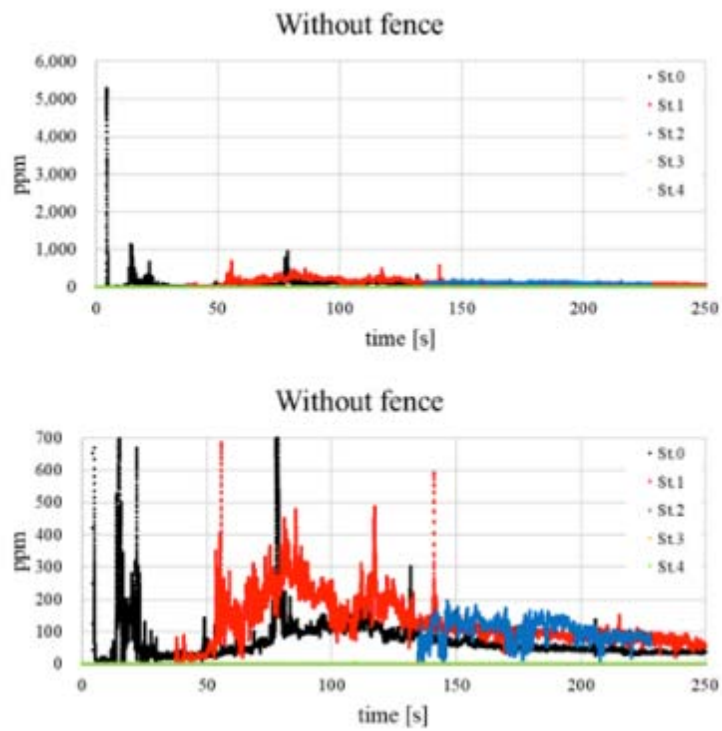


図 4-24 アクリル板を設置しない場合の各観測点での濁度の時系列変化。上図と下図は縦軸の最大値をそれぞれ 6000,700 とした。

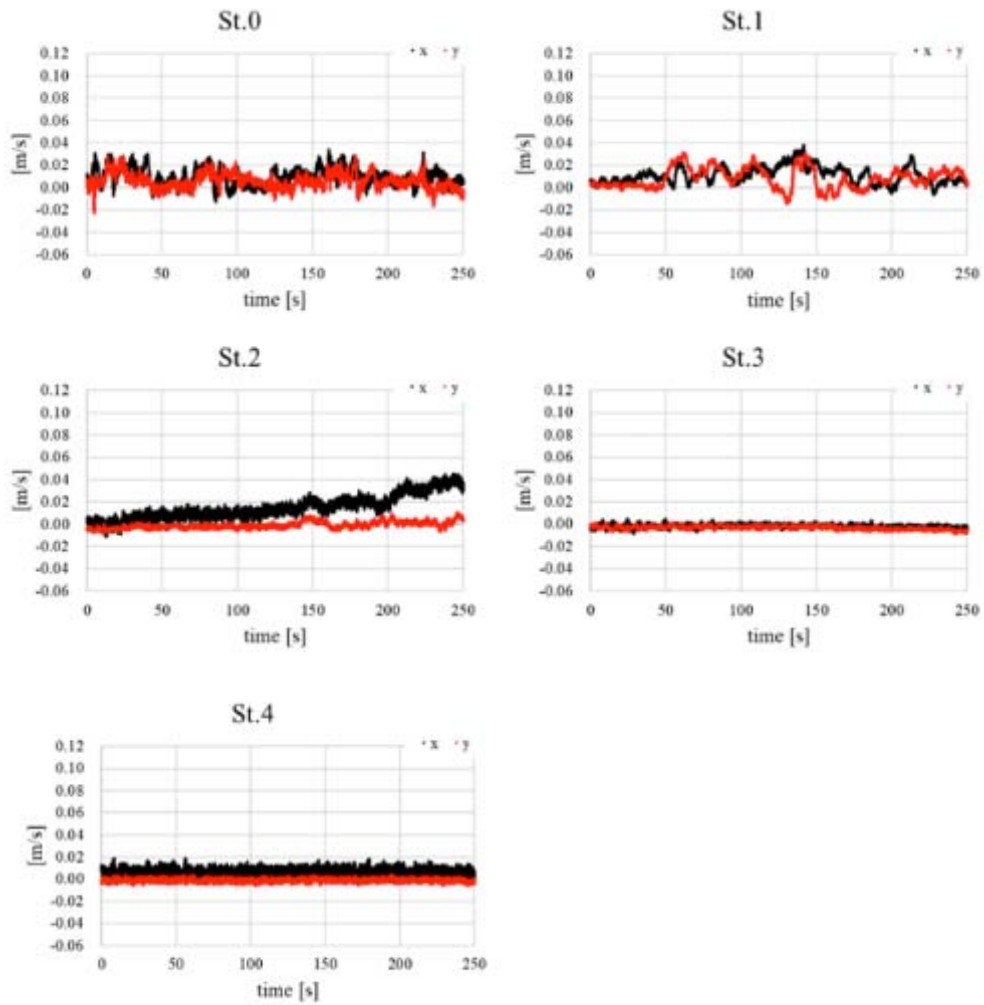


図 4-25 アクリル板を設置しない場合の各観測点での x 方向(黒線)、y 方向(赤線)の流速の時系列変化。

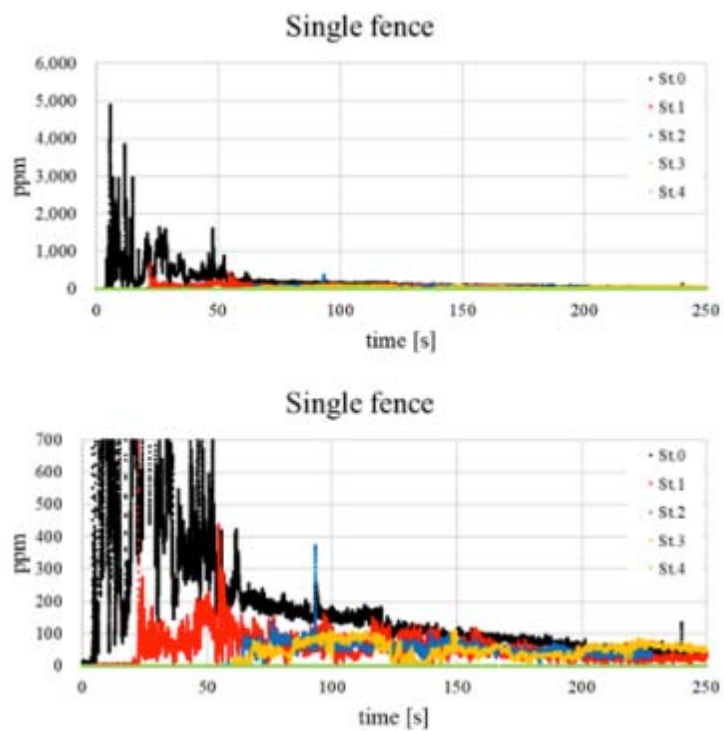


図 4-26 アクリル板を 1 枚設置した場合の各観測点での濁度の時系列変化。上図と下図は縦軸の最大値をそれぞれ 6000,700 とした。

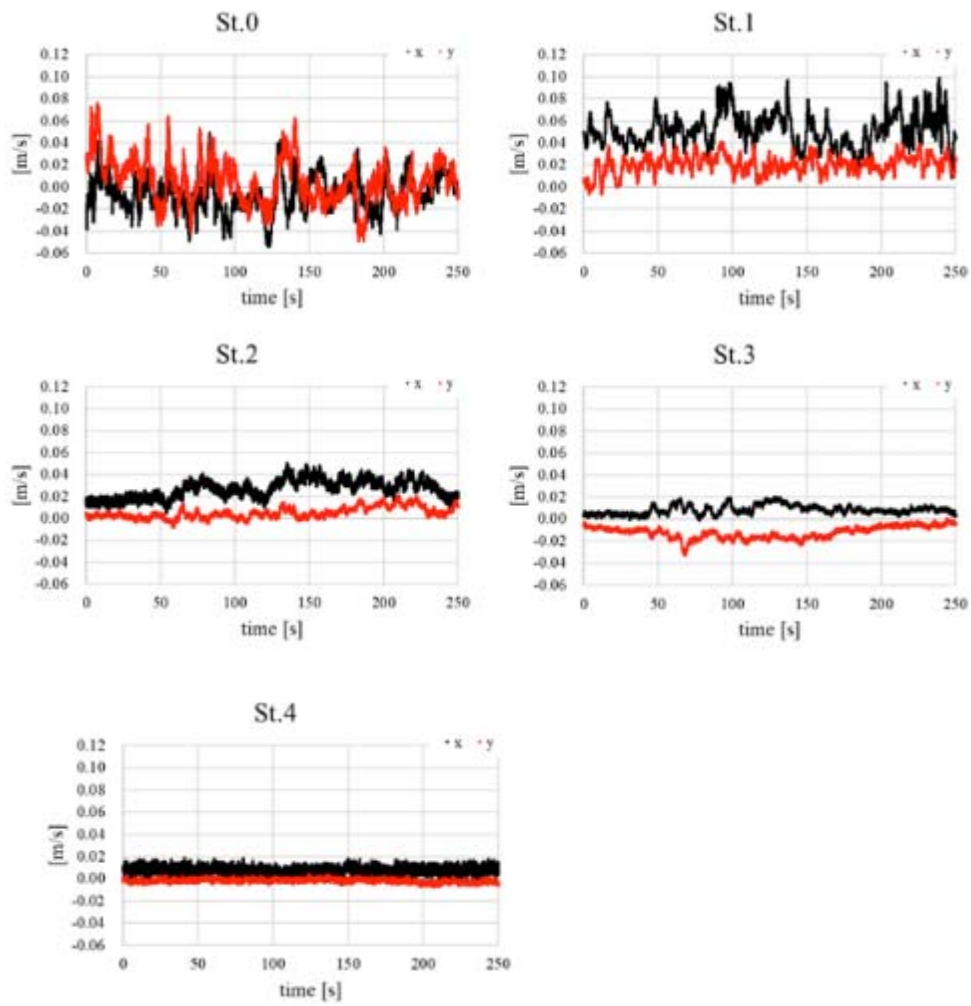


図 4-27 アクリル板を 1 枚設置した場合の各観測点での x 方向(黒線)、y 方向(赤線)の流速の時系列変化。

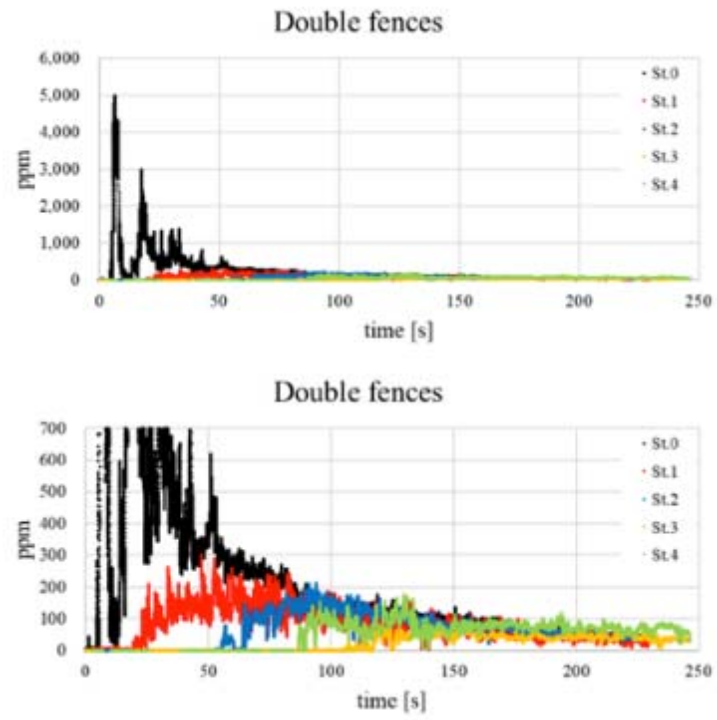


図 4-28 アクリル板を 2 枚設置した場合の各観測点での濁度の時系列変化。上図と下図は縦軸の最大値をそれぞれ 6000,700 とした。

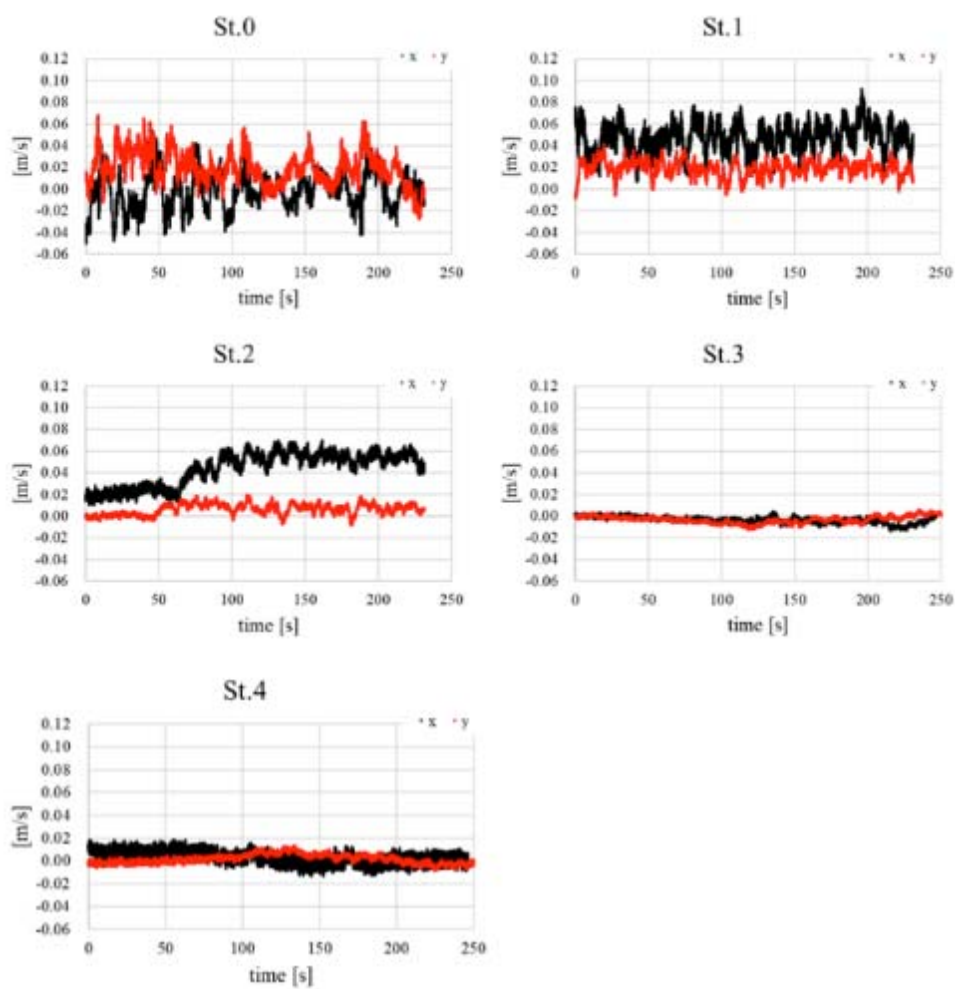


図 4-29 アクリル板を 2 枚設置した場合の各観測点での x 方向(黒線)、y 方向(赤線)の流速の時系列変化。

4.6 簡易水槽実験まとめ

以上、3つの簡易水槽を用いた実験を準備し、水中での懸濁態の挙動についての以下の4つの観測試験を行った。

- ①懸濁態の沈降挙動の観察と沈降速度の計測
- ②断面水槽での懸濁態の移流・拡散の計測（アクリル板なしとありのケースの比較）
- ③断面水槽での懸濁態の巻き上げ過程の観察
- ④平面水槽での懸濁態の移流・拡散の計測（アクリル板なしとありのケースの比較）

以下に結果のまとめ及び結論と今後の課題を記す。上記の観測試験を通して、注入されたシルトは水の流れの乱流成分により拡散すると同時に流れの方向に移流するが、アクリル板を敷設することで、シルトは底面に向け下方へ移流することが確認できた。しかし、アクリル板を敷設することで、底面近傍の流速は増大し、底部に沈降したシルトの巻き上げが起こると想定されるが、一旦、堆積したシルトの巻き上げには、一定以上の流速が必要であることが分かる。次に平面水槽を用いた港湾を模擬した実験では、アクリル板を敷設することで、アクリル板の上流側にシルトが滞留する一方、アクリル板底部を通過するシルトは、速い速度で底面付近を移流することが観測された。これらの試験を通して、平面水槽を用いた実験ではシルトの一部が沈降していたが、その定量的評価を実施することができなかった。今後は、実験毎に沈降したシルトの量を定量的に計測することが重要となり、測定上の課題であることが分かった。

参考文献

- [4-1] Chai et. al., Effect of submerged dike/lifted area on seabed and transport, Proc. of the International Symposium on Lowland Technology, Saga University, 2002, pp.241- 246.
- [4-2] 原田周作, 濃度界面が引き起こす部粒子の集団運動, 可視化情報, 2012, Vol. 32 No. 126, pp. 14-18.

■ 5章 解析モデルと水槽実験での検証

本5章では、懸濁態粒子の沈降や巻き上げモデルをシミュレーションコードに実装し、水槽実験との比較検証を行い、懸濁態粒子の動態を解析する際に必要な知見やデータ等を取得する。先ず、5.1節では沈降モデルの具体的導出法を説明し、粒径と具体的沈降速度について議論する。次の5.2節では、代表的な巻き上げモデルを議論し、モデル間の違いと共通な点等を議論する。これらの議論の下、シミュレーションモデルを定め、4章にて説明した水槽実験結果の再現を試みる(5.3~5.4節)。

5.1 沈降過程の数理モデルとシミュレーションへの実装

河川・河口域及び沿岸から海域において、懸濁している粒子の沈降は物質の動態を理解する上で極めて重要な過程である。しかし、微細な粒子は、其の粒子が持つ物性に依存し、凝集・分解等の化学的過程をも加味する必要があることから、複雑であり、沈降過程をモデル化することは、一般に難しいことが知られている。その一方、粒子を球体とし、密度を一様と仮定することで、物理過程としての解析は単純化され、沈降速度を求めることができる。本節では、その沈降速度の求め方等を整理する(尚、参考文献は2章参照)。

5.1.1 Stokes の式

先ず、最も一般的に用いられている沈降速度式として、Stokes 式があるが、これは流体中の球体粒子に働く抵抗力 F_s 、浮力 F_b 、重力 F_g が釣り合うことを仮定して終端速度を求める。

$$F_s = 6\pi r\eta v \quad (5-1)$$

$$F_b = \frac{4\pi r^3}{3} \rho g \quad (5-2)$$

$$F_g = \frac{4\pi r^3}{3} \rho_s g \quad (5-3)$$

ただし、 r : 粒子の半径 [m]、 η : 流体の粘度 [Pa・s]、 v 終端速度 [m/s]である。ここで粒子に働く力は釣り合っているとすると下記の式が成り立つ。

$$F_s + F_b = F_g \quad (5-4)$$

上式より、終端速度は以下のように与えられる。

$$v_s = \frac{2}{9} g \frac{\rho_s - \rho}{\eta} r^2 \quad (5-5)$$

5.1.2 Rubey の式

上記 Stokes 式は、流体から受ける抵抗は粘性で決まるという仮定が果たされており、慣性の効果が無視できる粒径の小さな粒子にのみ成立することに注意すべきである。ある程度、粒径が大きくなると、慣性の効果が寄与し始め、その領域で成立する Impact 式では、流体中の球体粒子に働く運動量 F_i 、浮力

F_b 、重力 F_g が釣り合うことを仮定して終端速度を求まる。

$$F_i = \pi r^2 v^2 \rho \quad (5-6)$$

$$F_i + F_b = F_g \quad (5-7)$$

$$v_i = \sqrt{\frac{4}{3} g \frac{\rho_s - \rho}{\rho_f} r} \quad (5-8)$$

この Impact 式では粘性を無視しているため、それを無視できるほど粒径の大きな粒子に適用できる。その一方、Rubey の実験式では粒子に働く力すべてが釣り合っていると仮定して沈降速度 w_f を計算する。

$$F_s + F_i + F_b = F_g \quad (5-9)$$

$$w_f = \frac{\sqrt{\frac{4}{3} g \rho (\rho_s - \rho) r^3 + 9 \eta^2} - 3 \eta}{\rho r} = \sqrt{\frac{2}{3} s g d + \frac{36 \nu^2}{d^2}} - \frac{6 \nu}{d} \quad (5-10)$$

ここで、 d および ν はそれぞれ粒径 ($d = 2r$) および動粘性係数 ($\nu = \frac{\eta}{\rho}$) であり、また $s = (\rho_s - \rho) / \rho$ と置いている。こうして、懸濁態粒子の沈降を考える際には Rubey の式が用いられることが多く、河川やダムや沿岸域等で広く用いられているが、シルト粒径で安定な懸濁態粒子を考える場合は、Stokes 式でも十分である。実際、Stokes 式は広く用いられている。

5.1.3 流れに依存した式

次に、流体の流れに依り、沈降速度がどう変化するかについて説明する。粒子が分散媒（ここでは水）を乱さずに静かに沈降するとき、つまり粘性に対して慣性が小さいとき、粒子の抵抗係数は

$$C_d = \frac{24}{Re^*} \quad (5-11)$$

と近似できる。この抵抗係数を用いた際の抵抗力 F_s は下記の式に従う。

$$F_s = \frac{1}{2} C_d \rho \pi r^2 v^2 \quad (5-12)$$

ここで Re^* は粒子レイノルズ数と呼ばれる無次元数で、慣性力と粘性力との比で定義される。

$$Re^* = \frac{vd}{\eta/\rho_w} \quad (5-13)$$

すると、粒子の抵抗係数は粒子レイノルズ数に依存し、実験から下記のように与えられることから、

$$C_D = \begin{cases} \frac{24}{Re} & (Re < 2) \\ \frac{10}{\sqrt{Re}} & (2 < Re < 500) \\ 0.44 & (500 < Re < 10^5) \end{cases} \quad (5-14)$$

終端速度は次の様に与えられる。

$$u_t = \begin{cases} \frac{d^2(\rho_s - \rho_f)g}{18\mu_f} & (Re < 2) \\ \left\{ \frac{4}{225} \frac{(\rho_s - \rho_f)^2 g^2}{\rho_f \mu_f} \right\}^{\frac{1}{3}} d & (2 < Re < 500) \\ \left\{ \frac{4}{3 \times 0.44} \frac{(\rho_s - \rho_f)g}{\rho_f} d \right\}^{\frac{1}{2}} & (500 < Re < 10^5) \end{cases} \quad (5-15)$$

尚、粒子レイノルズ数により、流速域は下記のように呼ばれている。

- $Re < 2$: ストークス域 (層流域)
- $2 < Re < 500$: アレン域 (中間域)
- $500 < Re < 10^5$: ニュートン域 (乱流域)

こうして、流体中での終端沈降速度モデル式が得られる。また、中間速度域での抵抗係数については、下記の式で与えられる場合もある。

$C_D = \frac{10}{\sqrt{Re}}$	Allen の式(式 5-14)
$C_D = \left(0.55 + \frac{4.8}{\sqrt{Re}}\right)^2$	$1 < Re < 3 \times 10^3$ [5-1] $1 < Re < 1 \times 10^4$
$C_D = \frac{18}{Re^{0.6}}$	$1 < Re < 1 \times 10^4$
$C_D = \frac{18.5}{Re^{0.6}}$	Bird [5-2][5-3]
$C_D = \frac{24}{Re}(1 + 0.15Re^{0.687})$	Schiller ら [5-2][5-4]

以上が、懸濁態粒子を球状として仮定した際の沈降速度式の導出についての考え方であるが、実際の

懸濁態粒子は球状でない場合もあり、それを考慮した報告がある他、凝集過程の影響を受け、フロックとしての沈降モデルが幾つか提唱されている（これらについては2章参照）。本受託事業で実施する実験は4章にて記したように、シルト粒径を中央粒径とした粒子を用いて実験を行うため、本報告で用いるシミュレーションではストークス式を用いた。

5.1.4 シミュレーションへの沈降モデルの実装

流れ場に対して移流拡散する汚染物質の形態としては、溶存態汚染物質と懸濁態汚染物質（懸濁態粒子に吸着した状態）がある。溶存態汚染物質の動態は移流拡散方程式に従うが、懸濁態粒子の場合には水と粒子の密度差から生じる重力沈降作用も考慮する必要がある。懸濁態粒子の沈降速度 $S_v(m/s)$ はStokesの式を採用する。

$$S_v = \frac{1}{18} \left(\frac{\rho_s}{\rho_w} - 1 \right) \frac{gd^2}{\nu} \quad (5-16)$$

ただし、 $g(m/s^2)$ は重力加速度とし、 $\rho_s(kg/m^3)$ と $\rho_w(kg/m^3)$ はそれぞれ粒子密度と水の密度とする。また、 $d(m)$ は粒子の平均直径とし、 $\nu(m^2/s)$ は水の動粘性係数とする。以上により、懸濁態も含めた移流・拡散は重力沈降を考慮した次式に従う。

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + \nabla \cdot (\mathbf{u}\phi) = \nabla \cdot (k\nabla\phi) - S_v \frac{\partial \phi}{\partial z} \quad (5-17)$$

①沈降速度の具体例（その1）

Stokesの法則（式(5-16)参照）で計算される沈降速度 $S_v(m/s)$ の値について、粒子密度が $2,650(kg/m^3)$ で与えられた場合の具体的な懸濁態粒子に対する沈降速度を表5-1に例示する。 $10\mu m$ 粒径のシルトの沈降速度は遅く、沈降するには十分に滞留するか、凝集等の過程が重要となることが分かる。

表 5-1 粒径と沈降速度（ストークス式）

粒径（半径）		沈降速度	
(μm)	(m/s)	(mm/s)	
10	8.98E-05	0.090	
20	3.59E-04	0.359	
30	8.09E-04	0.809	
40	1.44E-03	1.437	
50	2.25E-03	2.246	
60	3.23E-03	3.234	
70.0	4.40E-03	4.402	
80.0	5.75E-03	5.749	
90.0	7.28E-03	7.277	
100.0	8.98E-03	8.983	

②沈降速度の具体例（その2）

Stokes の式で計算される沈降速度 $S_v(m/s)$ の値について、粒径（半径）と沈降速度の関係を図 5-1 に示す。この際、粒子密度は4つのパターン（1,500kg/m³, 2,000kg/m³, 2,650kg/m³, 3000.0kg/m³）とした。

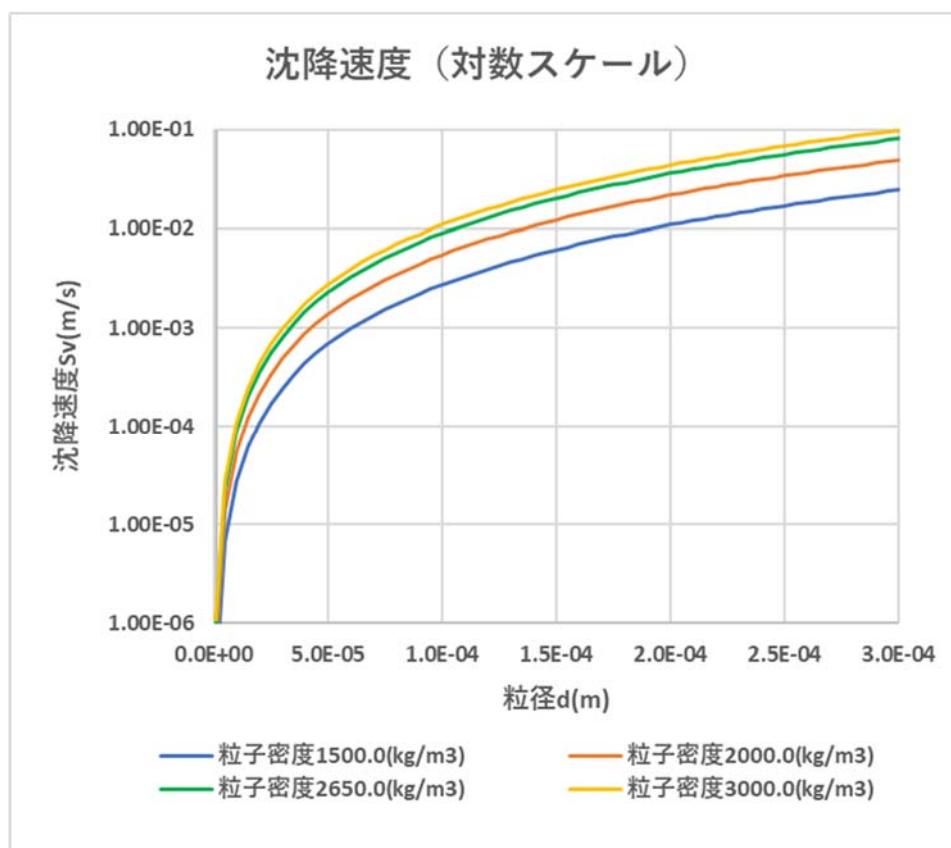


図 5-1 粒径と沈降速度の関係

5.1.5 土砂の沈降堆積のモデル

懸濁態粒子は沈降することで底面に堆積する。シミュレーションでは、底面での堆積を模擬するため、懸濁態粒子の底面への沈降堆積モデルの機能を追加した。各時刻の沈降堆積する懸濁態物質の量は懸濁態物質の濃度と Stokes の法則で決まる沈降速度 S_v に依存する。つまり、次式により水中から堆積土砂への懸濁態移動量 dW が決定できる。

$$dW = |S_v| \times \phi \times dt \quad (5-18)$$

ただし、 $S_v(m/s)$ は沈降速度とし、 $\phi(kg/m^3)$ は懸濁物質の濃度である。 dW は時間 dt 当たりの単位面積当たりの移動量となる。

5.2 巻き上げ過程の数理モデルとシミュレーションへの実装

河川・河口域及び沿岸から海域において、懸濁している粒子の巻き上げ（再懸濁）は物質の動態を理解する上で、沈降過程に続き極めて重要な過程と位置付けられる（2章参照）。一般に巻き上げは底面で働く流体力と堆積粒子間の相互作用等からモデル化できるが、微細な粒子間には電気化学的な粘着力が働く他、有機物が媒介すると粒子の構造も変化し複雑な相互作用が働くことが知られており、再懸濁速

度等のパラメータを設定するには、其の粒子と媒体が持つ物性そして凝集・分解等の化学的過程をも加味する必要があることから、複雑でありモデル化することの難しさが知られている。これらの知見を考慮し、本節では港湾レベルでの解析で用いられるモデルを複数取り上げ、それらを実装し比較する。

5.2.1 巻き上げモデルの概説

沿岸の海底に堆積している砂・泥が原子力発電所港湾内へと運ばれ、港湾内に堆積する他、取水口等が閉塞されることが懸念されている。しかし、そのような土砂移動を予測するためには、様々な要因を加味した海底地形変化予測モデルが必要となるが、シミュレーションの成否は流れや波等により生じる海底の土砂移動をどのようにモデル化するかにある。モデルによっては、輸送される土砂量が異なり、対象とする現場を的確に捉えたモデルの選択が重要となる。これまでに、河川を対象として土砂移動の研究が盛んに行われ、様々な河川における流砂量算定式が提案されてきた（例えば、Brown [5-5]; 芦田・道上[5-6]; Garcia and Parker[5-7]）。しかし、こうした理論モデルが、実際の土砂移動特性を十分に記述しているかどうかについては、検討の余地が残っている。本事業では、シルトフェンスを対象として、その放射性核種拡散抑制効果に係るデータの取得が目的であることを鑑み、様々な懸濁態粒子の巻き上げモデルを取り上げ、その比較を試みる。尚、モデルを選択する際、原発事故時に発生した放水により発生した流れをシルトフェンスで抑制するという状況を想定し、非定常な流れや鉛直方向の流れが卓越する場合に用いられている巻き上げモデルを取り上げることとする。以下、底面における懸濁態物質の巻き上げについて、下記の3つの文献に記してある巻き上げモデルを調査した。

- ・モデル1 : Nakagawa and Tsujimoto(1980)[5-8]
- ・モデル2 : Nielsen(1992) [5-9]
- ・モデル3 : Ikeno, Yoshii, Matsuyama and Fujii(2009) [5-10]

尚、上記モデルは最近、下記の文献にて採用され、その有用性が報告されている。

モデル1 ⇒ 『3次元局所洗掘数値解析手法の高精度化と発電所放水口前面への適用性の検証』 [5-11]

モデル2 ⇒ 『砕波による乱れの影響を考慮した底質巻き上げ関数の開発』 [5-12]

モデル3 ⇒ 『津波による砂移動量実験と浮遊砂巻上量式の提案』 [5-13]

尚、モデル1,2,3を採用している上記文献[5-11~5-13]で対象とする系は、いずれも津波や砕波や洗堀等の鉛直方向の強い流れを考慮する系であり、本受託事業で用いるアクリル板（シルトフェンスを模擬）やシルトフェンスを用いた場合に誘起される鉛直方向の流れに対しても、十分に適用可能なモデルと考えられる。

①モデル1 : Nakagawa and Tsujimoto(1980)

文献[5-11]『3次元局所洗掘数値解析手法の高精度化と発電所放水口前面への適用性の検証』で採用されている、底面せん断力による懸濁態物質の巻き上げモデルについて、以下に要約する。

非平衡状態における掃流砂量式として、pick-up rate に関して局所的な無次元掃流力 τ_* を用いた次の近似式を与える。

$$p_s \sqrt{\frac{d}{\left(\frac{\sigma}{\rho} - 1\right) g}} = 0.03 \tau_* \left(1 - \frac{0.035}{\tau_*}\right) \quad (5-19)$$

ここで、 p_s は次元(1/s)の pick-up rate であり、 d と σ は砂粒子の粒径と密度、 g は重力加速度、 ρ は流体密度、 τ_* は無次元掃流力であり、摩擦速度 u_* を用いて次式で定義される。

$$\tau_* = \frac{u_*^2}{\left(\frac{\sigma}{\rho} - 1\right) g d} \quad (5-20)$$

なお、摩擦速度 u_* は水平方向の摩擦速度の各成分の2乗和を利用する。すなわち、

$$u_* = \sqrt{u_*^2 + v_*^2} \quad (5-21)$$

ここで、 u_* および v_* は水平方向の摩擦速度成分であり、各成分は次式の粗面上の対数則から求められる。

$$\frac{u}{u_*} = \frac{1}{\kappa} \ln \left(\frac{h_u}{k_s} \right) + C_2 \quad (5-22)$$

ここで、 h_u は底面に最も近い流速の定義点から底面までの距離であり、 k_s は相当粗度である。 k_s および係数 κ, C_2 としては、一般的な値である、 $4d$ と 0.25 および 8.5 を用いる。

pick-up rate が求めれば、時間 dt に単位面積の砂面から離脱する砂粒子の質量 dW は以下の関係から求められる。

$$dW = p_s \left(\frac{A_3}{A_2} d \right) \sigma \times dt \quad (5-23)$$

ここで、 A_2 と A_3 は砂粒子の2次元および3次元形状係数で、今回は $\pi/4$ と $\pi/6$ を使用する。

②モデル2 : Nielsen(1992)

文献[5-12]『砕波による乱れの影響を考慮した底質巻き上げ関数の開発』で採用されている、底面せん断力による懸濁態物質の巻き上げモデルについて、以下に要約する。

底質巻き上げ量の計算値として、Nielsen(1992)の底質巻き上げ関数がある。

$$p = 0.00033 \left(\frac{\theta' - \theta_c}{\theta_c} \right)^{1.5} \frac{(s-1)^{0.6} g^{0.6} d^{0.8}}{\nu^{0.2}} \quad (5-24)$$

ここで、 θ' は瞬間シールズ数、 θ_c は限界シールズ数、 s は底質水中比重、 g は重力加速度、 d は底質粒径、 ν は水の動粘性係数である。また、シールズ数は下式により算定する。なお、限界シールズ数 θ_c は岩垣の公式(式(5-35)参照)から計算される移動限界摩擦速度と式(5-25)から計算する。

$$\theta = \frac{u_b^2}{(s-1)gd} \cdot \frac{3C_D}{4} \quad (5-25)$$

u_b は摩擦速度であり、流速 u から式(5-26)により計算する。

$$\frac{u(z)}{u_b} = \frac{1}{\kappa} \ln \left(\frac{30.1z}{d} \right) \quad (5-26)$$

C_D は抗力係数であり、粒子レイノルズ数 Re の関数として式(5-27)で計算する。

$$C_D = \frac{24}{Re} (1 + 0.15Re^{0.687}) \quad (5-27)$$

粒子レイノルズ数 Re は式(5-28)により計算する。

$$Re = \frac{u_b d}{\nu} \quad (5-28)$$

底質巻き上げ関数 p (m/s)が求めれば、時間 dt 当たりの単位面積当たりの巻き上げ量 dW は粒子密度 σ を用いて、

$$dW = p \times \sigma \times dt \quad (5-29)$$

と計算する。

③モデル3 : Ikeno, Yoshii, Matsuyama and Fujii(2009)

文献[5-13]『津波による砂移動量実験と浮遊砂巻上量式の提案』で採用されている、底面せん断力による懸濁態物質の巻き上げモデルについて、以下に要約する。

砂の粒径依存性を考慮した巻き上げ量 P (m/s)の計算式として、式(5-30)を与える。

$$\frac{P}{\sqrt{sgd}} = 0.15 \left(\frac{\nu^2}{sgd^3} \right)^{0.2} \left\{ \left(\frac{w_s}{\sqrt{sgd}} \right)^{0.8} (\Psi - \Psi_{cr}) \right\}^2 \quad (5-30)$$

ここで、 s は底質水中比重、 g は重力加速度、 d は底質粒径、 ν は水の動粘性係数である。 w_s は粒子の沈降速度として、 Ψ と Ψ_{cr} はそれぞれシールズ数と限界シールズ数である。

なお、シールズ数 Ψ は下式により計算する。

$$\Psi = \frac{u_b^2}{sgd} \quad (5-31)$$

ここで、摩擦速度 u_b は対数則を用いて式(5-32)により計算する。

$$\frac{u}{u_b} = \frac{1}{\kappa} \ln \left(\frac{30.0z}{k_s} \right) \quad (5-32)$$

k_s は相当粗度であり、ここでは粒径 d と同じにする。

また、限界シールズ数 Ψ_{cr} も同様にして式(5-33)により計算する。

$$\Psi_{cr} = \frac{u_{cr}^2}{sgd} \quad (5-33)$$

ただし、移動限界摩擦速度 u_{cr} は岩垣の公式（式(5-35)参照）を用いて計算する。

巻き上げ量 P (m/s)が求めれば、時間 dt 当たりの単位面積当たりの巻き上げ量 dW は粒子密度 σ を用いて、

$$dW = P \times \sigma \times dt \quad (5-34)$$

と計算する。

④モデル共通の限界摩擦速度（岩垣の公式(1956)）

懸濁態物質の巻き上げにおいて、移動限界摩擦速度 u_{cr} の計算には文献[5-14]『限界掃流量に関する基礎的研究 (I)限界掃流量の流体力学的研究』で導入される岩垣の公式を使用する。移動限界摩擦速度の2乗 u_{cr}^2 (cm/s)に対して、懸濁態物質の粒径を d (cm)とすると、岩垣の公式は下式で表される。

$0.303 \leq d$	\Rightarrow	$u_{cr}^2 = 80.9d$	(5 - 35)
$0.118 \leq d \leq 0.303 \text{ cm}$	\Rightarrow	$u_{cr}^2 = 134.6d^{31/22}$	
$0.0565 \leq d \leq 0.118 \text{ cm}$	\Rightarrow	$u_{cr}^2 = 55.0d$	
$0.0065 \leq d \leq 0.0565 \text{ cm}$	\Rightarrow	$u_{cr}^2 = 8.41d^{11/32}$	
$d \leq 0.0065 \text{ cm}$	\Rightarrow	$u_{cr}^2 = 226d$	

⑤巻き上げ量の具体例

それぞれの巻き上げモデルで計算される巻き上げ量を底面流速の関数として比較した。その際、粒子密度は2650.0kg/m³とし、粒径は4つのパターン（10.0μm, 20.0μm, 40.0μm, 80.0μm）を対象とした。限界流速に違いはあるものの、凡その傾向は一致しており、本事業の水槽実験で用いられる条件での違いは殆ど見られなかったことを記す（いずれのモデルでも殆ど巻き上げは起こらない）。

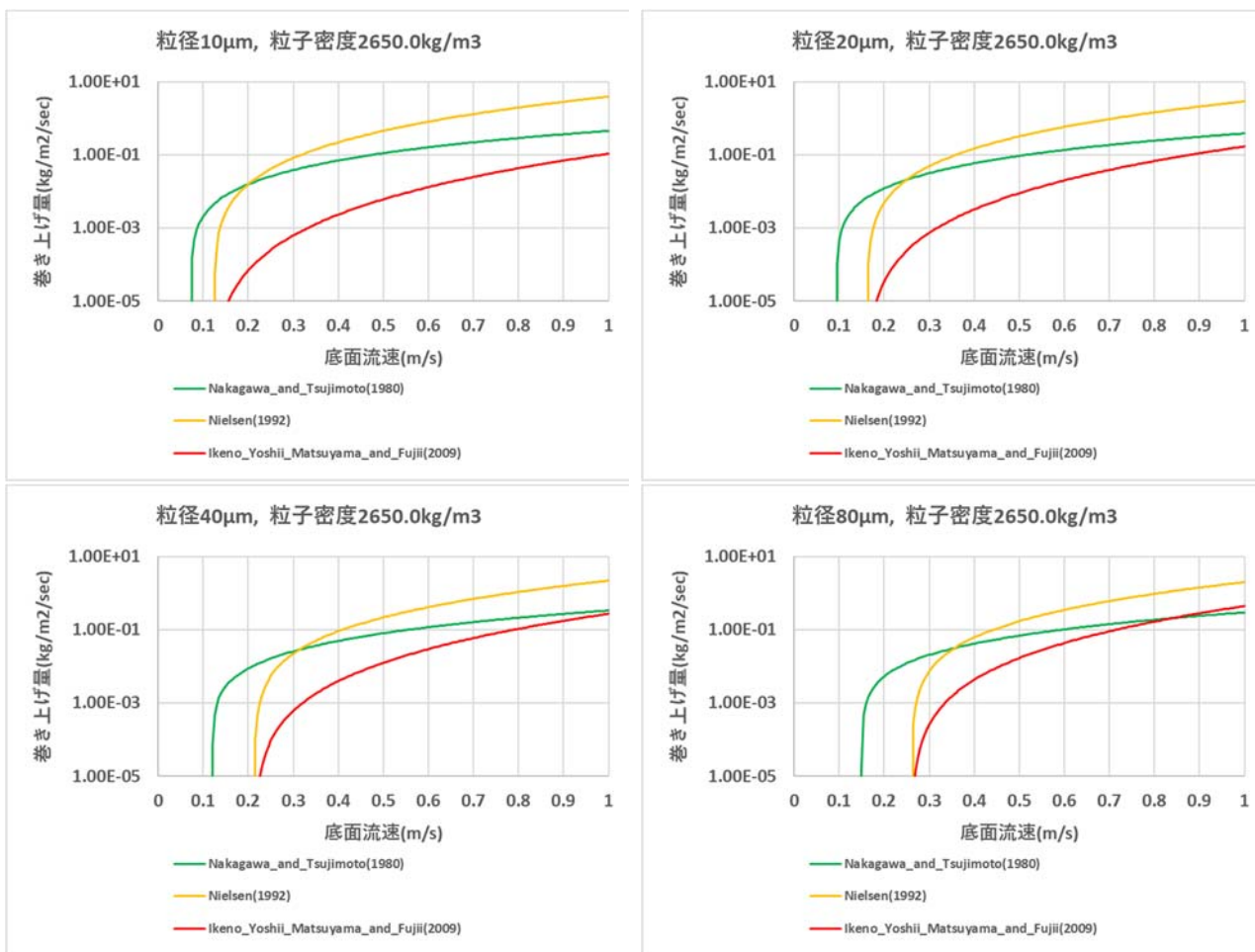


図 5-2 底面流速と巻き上げ量の関係

5.3 シミュレーションの検証 I (断面水槽実験)

上記の沈降及び巻き上げモデルを組み込んだシミュレーションコードを用いて、4章で記した断面水槽及び平面水槽の実験のシミュレーションを実施し、実験結果とシミュレーションの比較を実施する。本受託事業では、シルトフェンスによる放射性物質拡散抑制効果に係るデータの取得を目的として懸濁態の挙動に係るモデルの検討を行うことから、実験で観測された濁度の時系列変化やその変化を与える流速の時系列変化を中心に比較評価を進める。

5.3.1 数値計算の概要

中央大学が実施する大型断面水槽の実験に合わせて、水深 40.0cm の断面水槽モデルを作成した。本計算ではシルトフェンスを模したアクリル板について、アクリル板を 1 枚設置する条件と 2 枚設置する条件、およびアクリル板を設置しない条件の 3 パターンを考慮する。図 5-3～図 5-5 に、3 パターンごとの断面水槽モデルの概要図を示す。尚、アクリル板を 1 枚設置する場合のアクリル板の有効膜高さは 20.0cm とする。このとき、開口部の高さは 20.0cm となる。また、アクリル板を 2 枚設置する場合について、上流側のアクリル板の有効膜高さは 20.0cm とし、下流側のアクリル板の有効膜高さは 24.0cm とする。このとき、開口部の高さは上流側が 20.0cm、下流側は 16.0cm となる。実験スケールは表 5-2 に示すように 1/15 である。現地スケールにおいて、放水時に想定される流速は 0.3 m/s(ケース 1)と 0.6 m/s(ケース 2)である。数値計算では、これに対応する実験スケールの流速を設定する。

表 5-2 実験スケール

	水深 h[m]	差渡し B[m]	スケール比	流速比
現地	6.0	4.5	-	-
実験	0.4	0.3	1:15	1:3.87

表 5-3 設定流速の対応

実験 No.	実験スケール			現地スケール		
	Q [m ³ /min]	Q [m ³ /s]	V [m/s]	Q [m ³ /min]	Q [m ³ /s]	V [m/s]
1	0.560	0.009	0.078	487.996	8.133	0.301
2	1.120	0.019	0.156	975.992	16.267	0.602

実験の計測方法に合わせて、数値計算でも特定のポイントで流速と濁度（懸濁物質の濃度）の時刻歴を取得した。詳しくは、図 5-3～図 5-5 の位置 (St.1、 St.2、 St.3、 St.4) で示したポイントで時刻歴を取得する。なお、計測ポイントの鉛直位置は水槽底面を z=0.0m としたときに、次の 3 か所の位置とする。

表 5-4 計測ポイントの鉛直位置

	1	2	3
z [m]	0.10	0.20	0.30

5.3.2 対象モデル

アクリル板を設置しない断面水槽モデルを図 5-3 に示す。

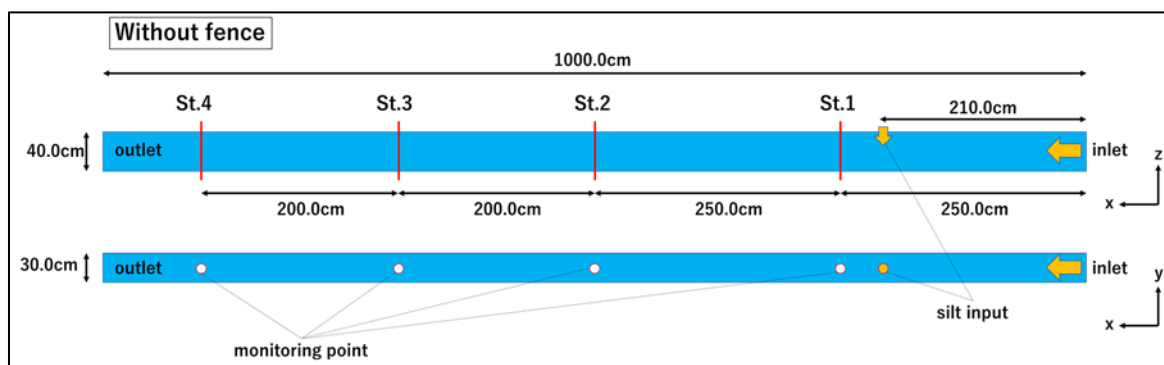


図 5-3 断面水槽モデル（アクリル板なし）

アクリル板を 1 枚設置した断面水槽モデルを図 5-4 に示す。アクリル板の有効膜高さは 20.0cm とする。このとき、開口部の高さは 20.0cm となる。

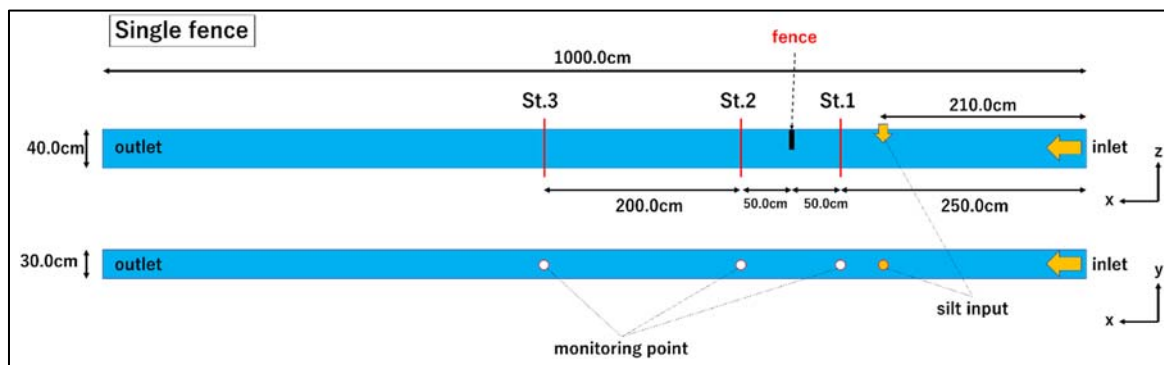


図 5-4 断面水槽モデル（アクリル板 1 枚設置）

アクリル板を 2 枚設置した断面水槽モデルを図 5-5 に示す。上流側のアクリル板の有効膜高さは 20.0cm とし、下流側のアクリル板の有効膜高さは 24.0cm とする。このとき、開口部の高さは上流側が 20.0cm、下流側は 16.0cm となる。

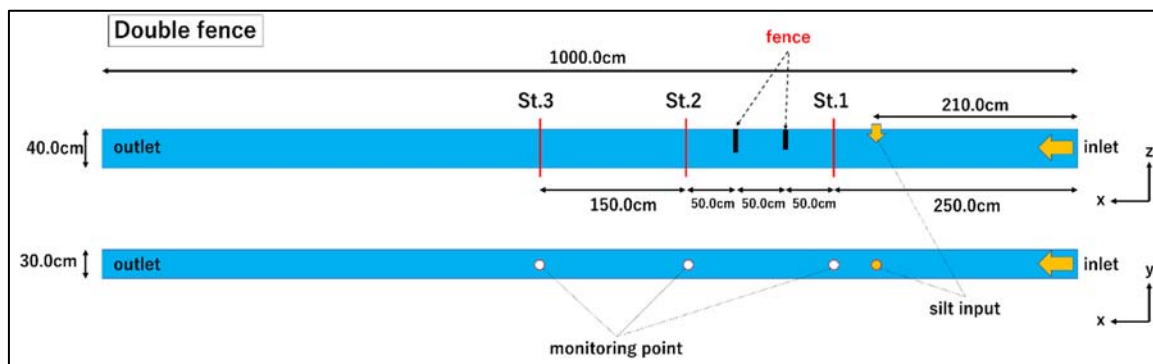


図 5-5 断面水槽モデル（アクリル板 2 枚設置）

なお、アクリル板の厚みは流体の計算セルの解像度に依存して決まる。本計算では計算セルの解像度を $dx=1.0\text{cm}$ としたため、アクリル板は 1.0cm の厚みを持つものとして扱われる。

5.3.3 流れ場の計算条件

対象モデルに対して、流れ場の計算条件は表 5-5 のように設定する。

表 5-5 計算条件

項目	設定
計算格子：(nx, ny, nz)	(nx, ny, nz)=(1000, 30, 40)
空間刻み：dx	dx=1.0 cm
計算時間：T	T=600.0 sec
時間刻み：dt	dt=0.005 sec もしくは dt=0.002 sec
境界流速：U	U=0.078 m/s
海水密度： ρ_f	$\rho_f = 1000.0 \text{ kg/m}^3$
粘性係数： μ_f	$\mu_f = 1.0E - 3 \text{ Pa} \cdot \text{s}$

尚、計算スキームは表 5-6 で与える。

表 5-6 計算スキーム

項目	設定
計算スキーム	SMAC
時間微分	前進オイラー
対流項	2次精度中心差分
粘性項	2次精度中心差分
圧力ポアソンソルバー	共役勾配法
乱流モデル	Large Eddy Simulation スマゴリンスキー係数 C_s は $C_s=0.173$ とする
境界条件	<ul style="list-style-type: none"> ・流入境界は一様流速を固定する ・流出境界は斉次ノイマン条件を与える ・側面はフリースリップ ・水位変動は考慮しない

5.3.4 懸濁態粒子の拡散の計算条件

懸濁態粒子の拡散計算については、表 5-7 のような条件で実施する。

表 5-7 計算条件

項目	設定
時間微分	前進オイラー
移流項	1 次精度風上差分
拡散項	2 次精度中心差分
乱流モデル	Large Eddy Simulation スマゴリンスキー係数 C_s は $C_s=0.173$ とする。 プラントル数は 7.56 とする (18.0°Cの水中相当)。

また、懸濁物質は 6 種類のタイプのシルトを考慮し、それぞれの諸元を表 5-8 のように与える。

表 5-8 懸濁物質のタイプ

タイプ	粒径	粒子密度
	$d(m)$	$\rho_p(kg/m^3)$
silt100	100.0E-6	2650.0
silt80	80.0E-6	2650.0
silt60	60.0E-6	2650.0
silt40	40.0E-6	2650.0
silt20	20.0E-6	2650.0
silt10	10.0E-6	2650.0

それぞれの懸濁物質について、図 5-3～図 5-5 の「silt input」で示した位置から、懸濁物質 50.0g、水 200.0g の溶液を 5.0 秒間で投入する。

5.3.5 乱流格子の設置

実験ではアクリル板の設置に関わらず流れ場に微細な渦が生じており、その影響によりシルトの拡散が促進されていることが観察された。これは還流するポンプの口が小さく、流入断面にて既に十分に発達した乱流が形成されているためと考えられ、数値シミュレーションにて、これを模擬するには、流れ場全体の乱流強度を大きくする目的で乱流格子を配置したケースも併せて計算を行い、結果を比較する。尚、乱流格子は図 5-6 右図のように設定することとする。また、底面での摩擦も乱流の生成に寄与することから、底面摩擦を考慮した場合についても併せて計算を行い、結果を比較する。

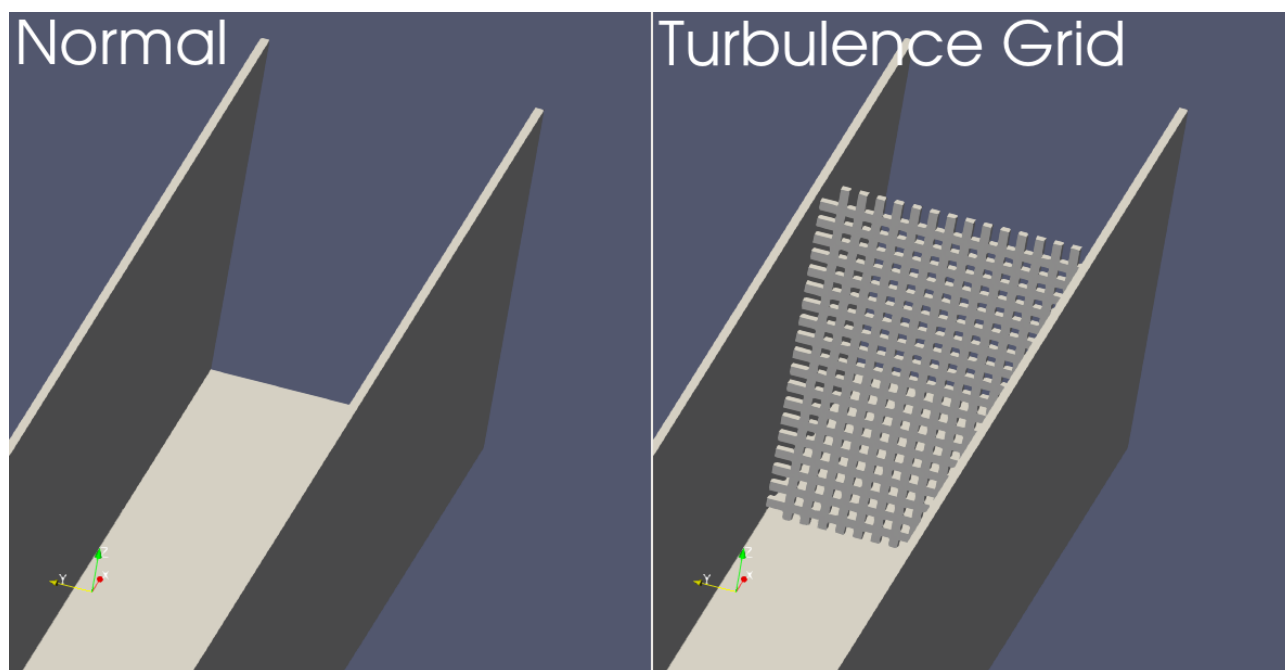


図 5-6 乱流格子

以降、各々の条件を次の記号で表示する。

- ・ [Normal] : 乱流格子なし、底面摩擦を考慮しない。
- ・ [TG] : 上流に乱流格子を設置、底面摩擦を考慮しない。
- ・ [TG_Cf] : 上流に乱流格子を設置、底面摩擦を考慮する。

各々の条件にてシミュレーションを行った結果（断面水槽実験との比較）を 5.3.6, 5.3.7 に示す。尚、断面水槽実験において、3つの条件に大きな差はないが、[TG]が最も実験を再現することが分かった。尚、水槽はアクリル素材が使われており、底面摩擦は考慮しない条件が最も流速の時系列変化を再現することが分かった。一方、5.4 以降で記す港湾を模擬した平面水槽実験においては、乱流格子は用いず、直接にポンプからの流入口を実際に用いているホース口を模擬し流入条件を与えた（5.4 以降詳述）。

5.3.6 シミュレーション結果および実験結果との比較：流れ場

下図に $t=50.0\text{sec}$ における流れ場の流速分布（鉛直断面）を示す。ただし、それぞれの画像には3ケース分の結果が掲載しており、上から順番にケース[Normal]、[TG]、[TG-Cf]に対応する。

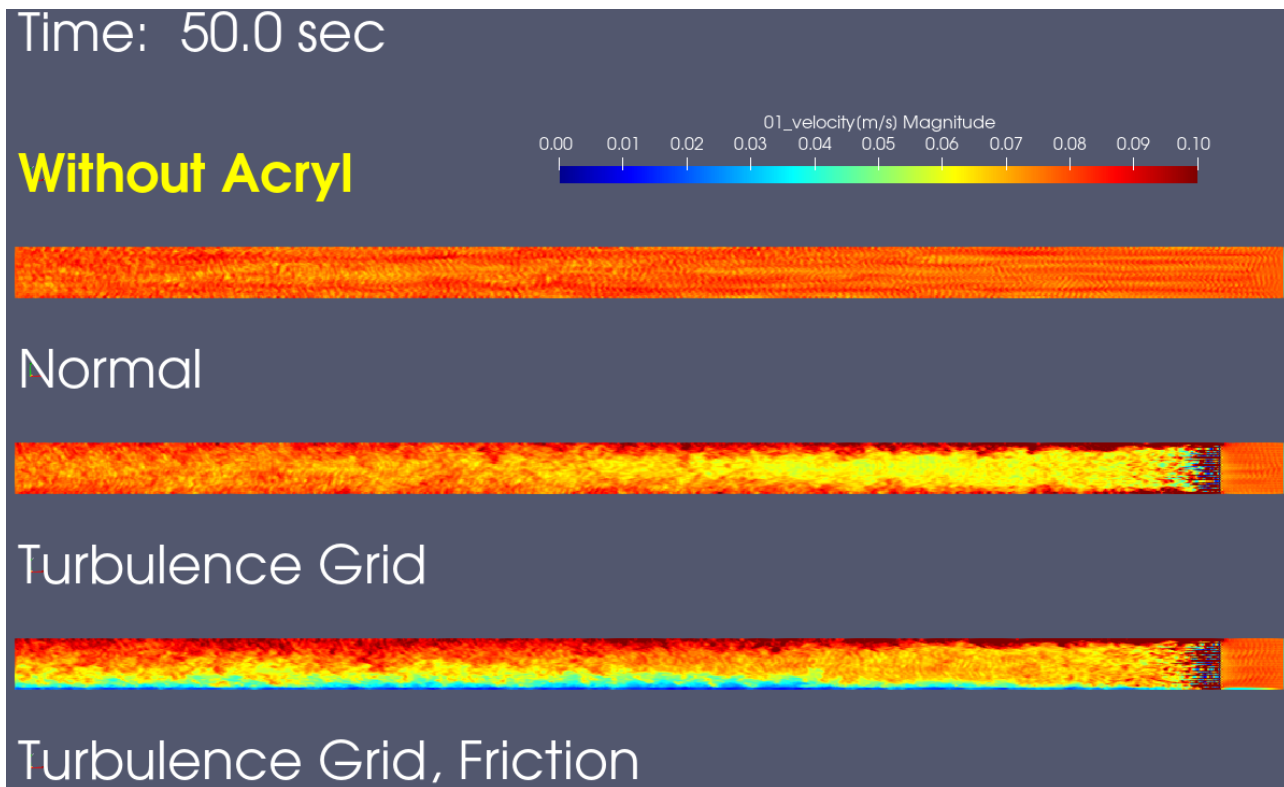


図 5-7 流れ場（アクリル板なし）

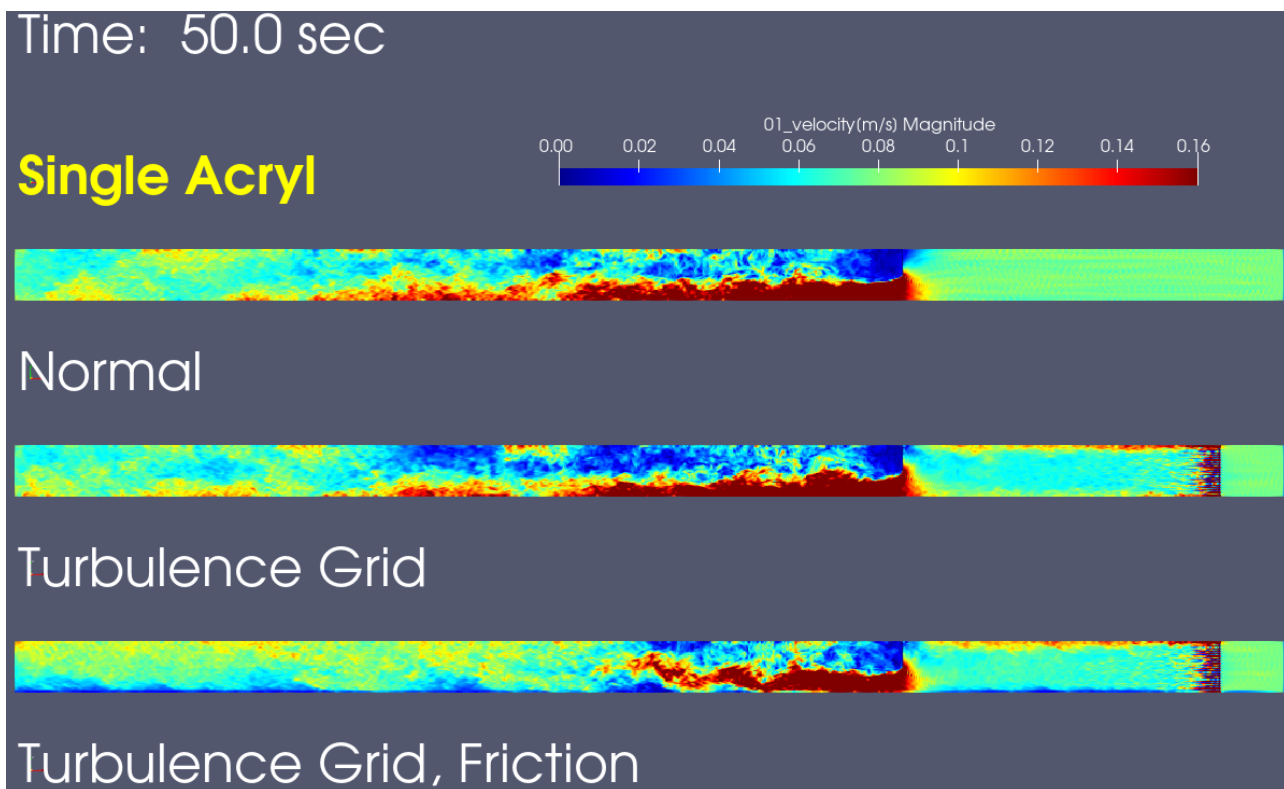
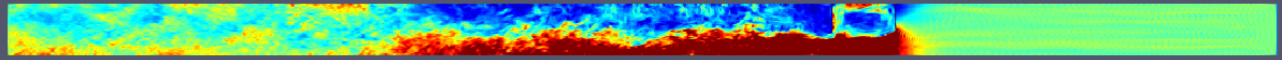
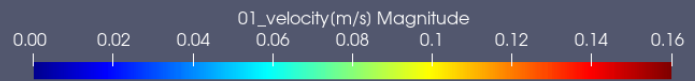


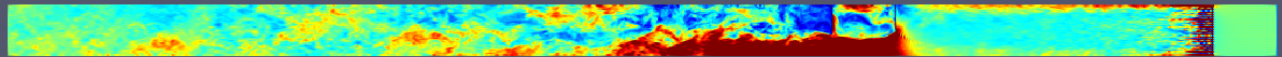
図 5-8 流れ場（アクリル板 1 枚設置）

Time: 50.0 sec

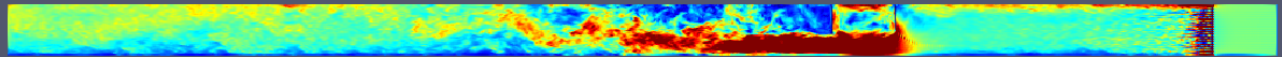
Double Acryl



Normal



Turbulence Grid



Turbulence Grid, Friction

図 5-9 流れ場 (アクリル板 2 枚設置)

アクリルを1枚設置した場合について、観測点 (St.1-St.3) の底面から 10 cm (z0.1)、20 cm (z0.2)、30cm (z0.3)の位置での時系列流速をシミュレーション結果と実験結果で比較する。それぞれの観測点で得られる平均流速および流速変動の様子が (鉛直方向の分布も) 整合していることがわかる。

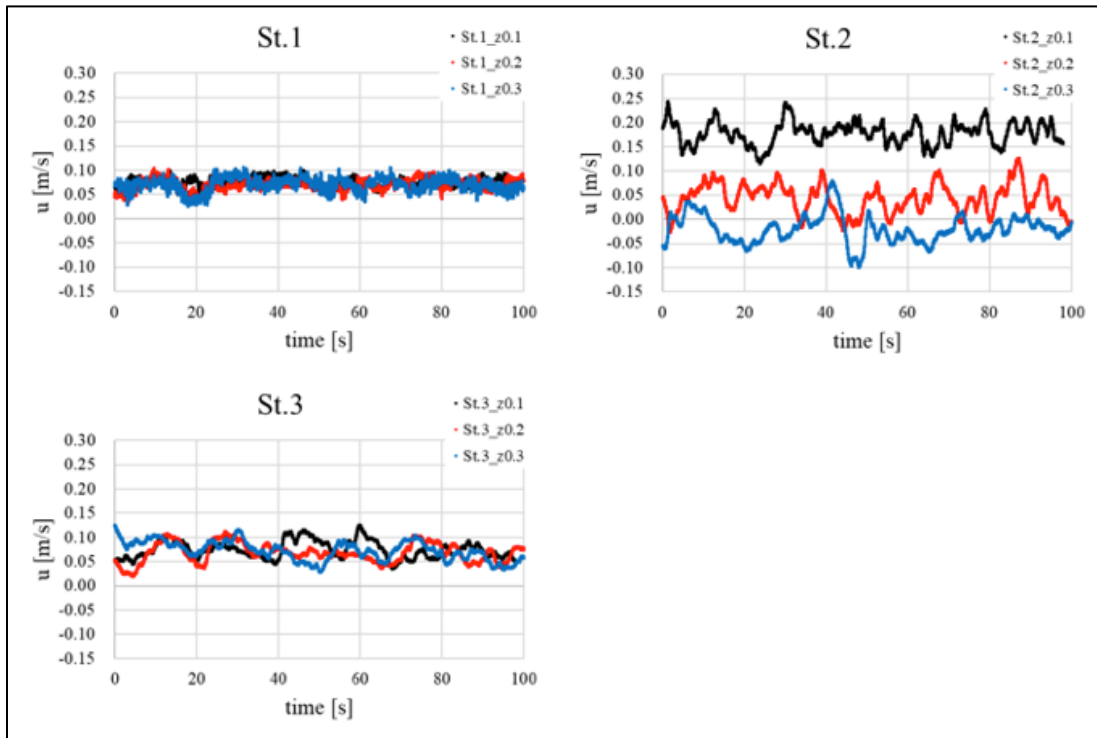


図 5-10 中央大学の実験結果

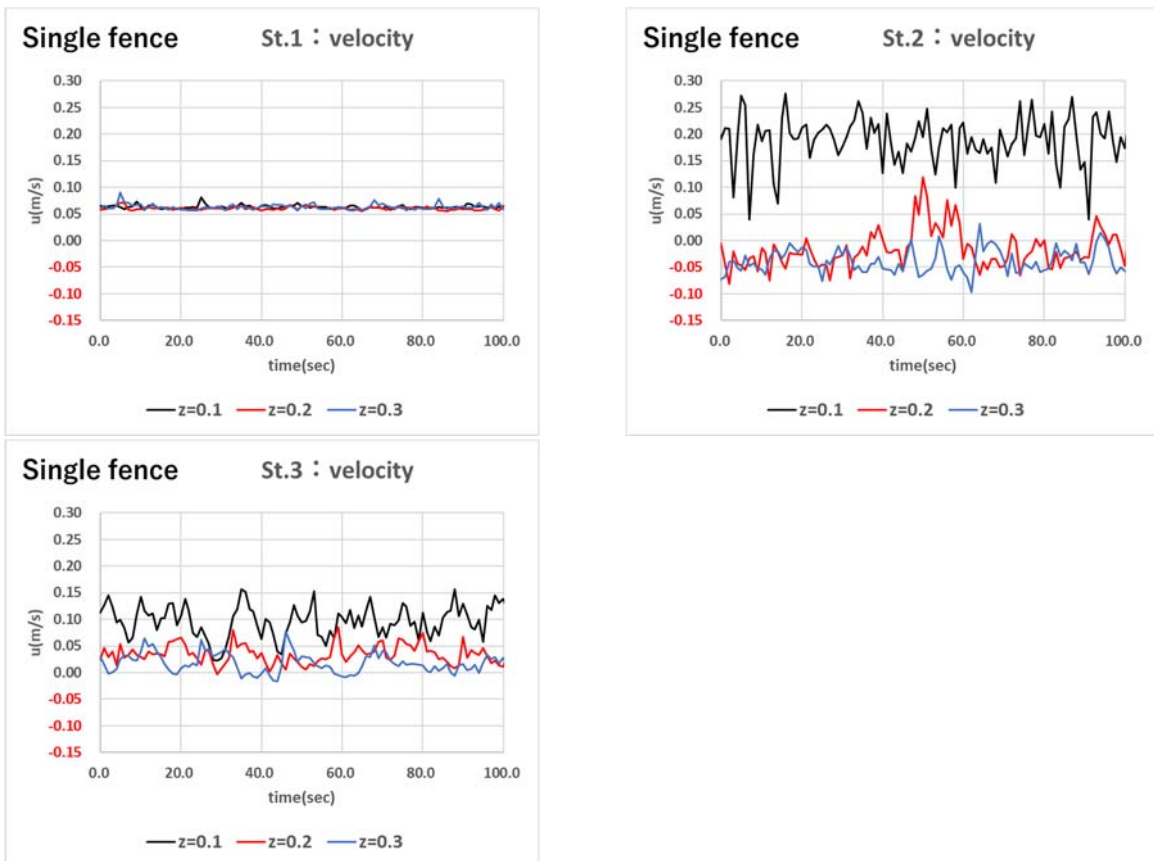


図 5-11 シミュレーション結果 ケース[TG]

アクリルを2枚設置した場合について、観測点 (St.1-St.3) の底面から 10 cm (z0.1), 20 cm (z0.2), 30cm (z0.3)の位置での時系列流速をシミュレーション結果と実験結果で比較する。それぞれの観測点で得られる平均流速および流速変動の様子 (鉛直方向の分布) が整合していることがわかる。

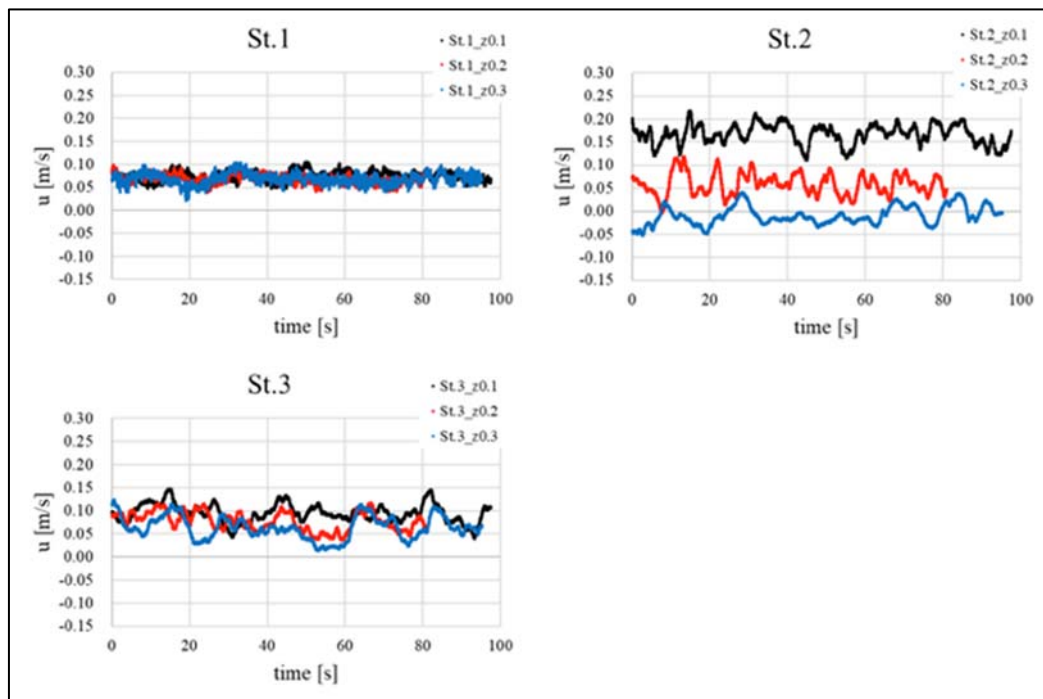


図 5-12 中央大学の実験結果

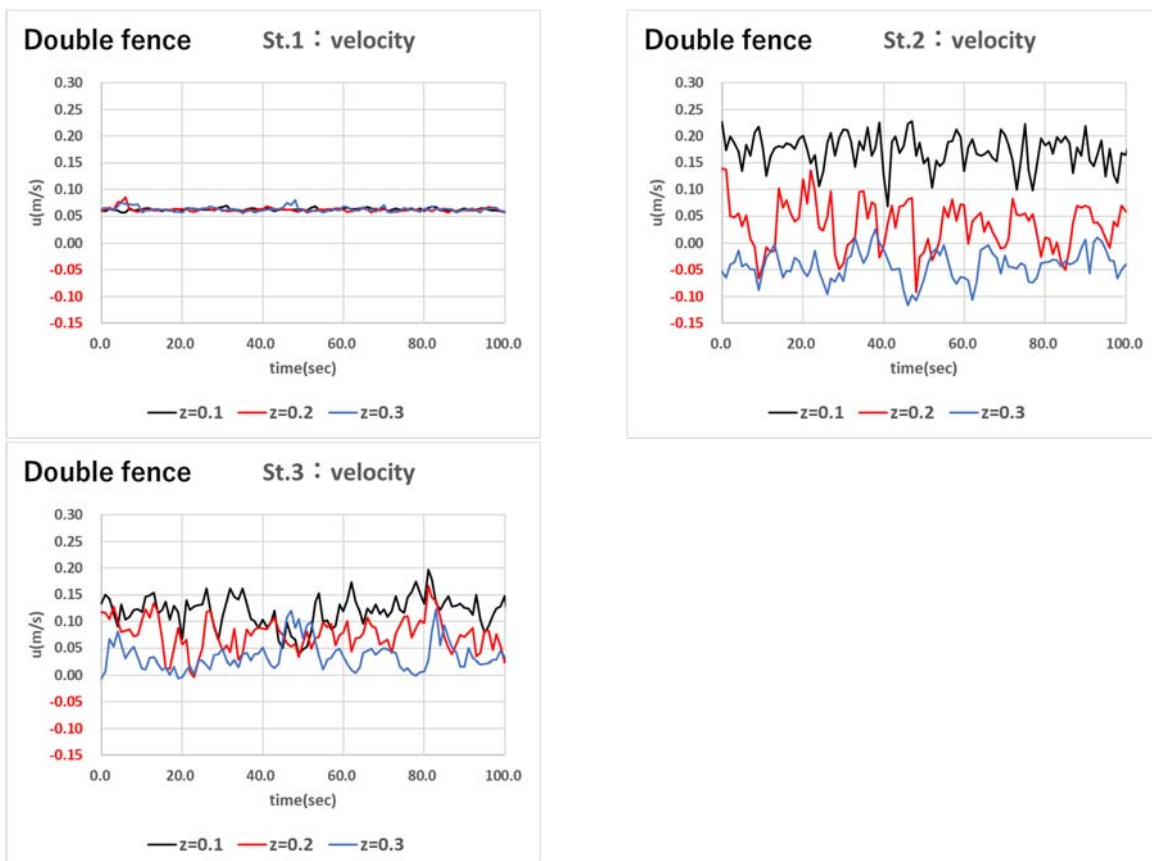


図 5-13 シミュレーション結果 ケース[TG]

5.3.7 シミュレーション結果および実験結果との比較：シルト濃度（粒径 20.0 μm ）

①シルト濃度分布（アクリル板なし）シミュレーション結果

アクリル板を設置しない場合のシルト（粒径 10.0 μm ）の濃度分布（鉛直断面）を示す。ただし、各々の画像は3ケースの結果を並置している、上から順番にケース[Normal]、[TG]、[TG-Cf]に対応する。ここで、濃度の集中範囲を強調する目的で濃度カラーは対数スケールで可視化している。

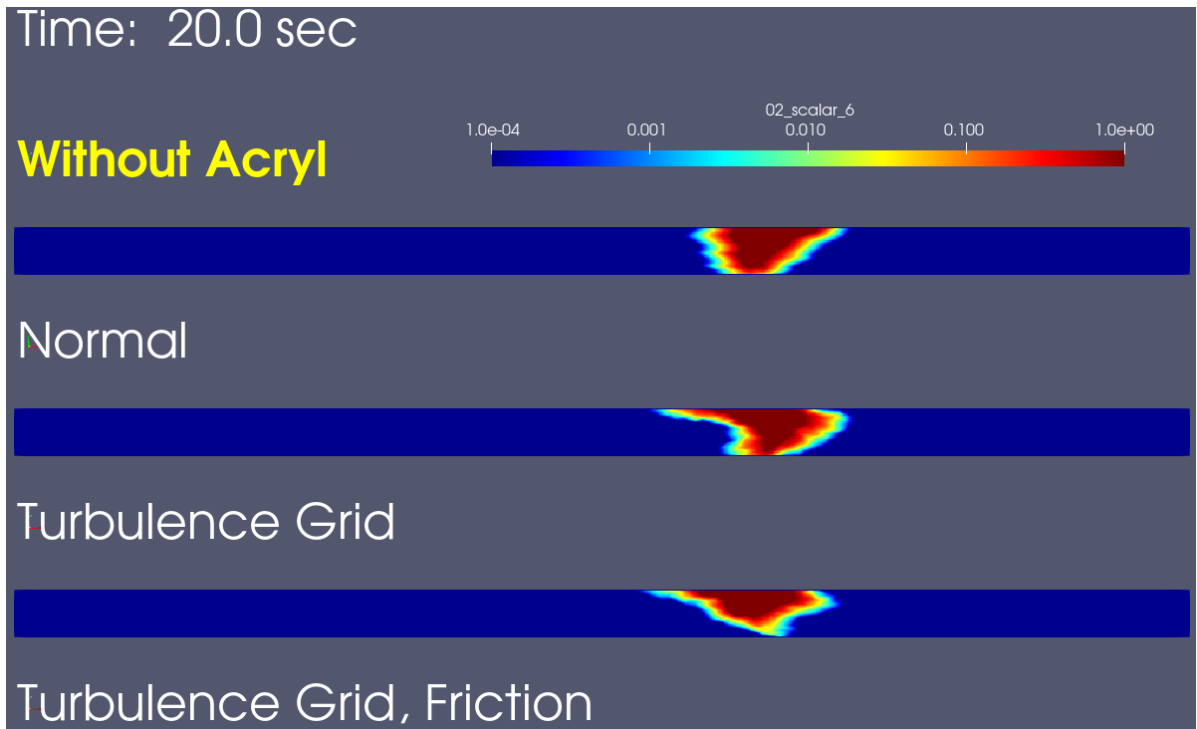


図 5-14 シルト濃度（アクリル板なし、20.0 秒後）

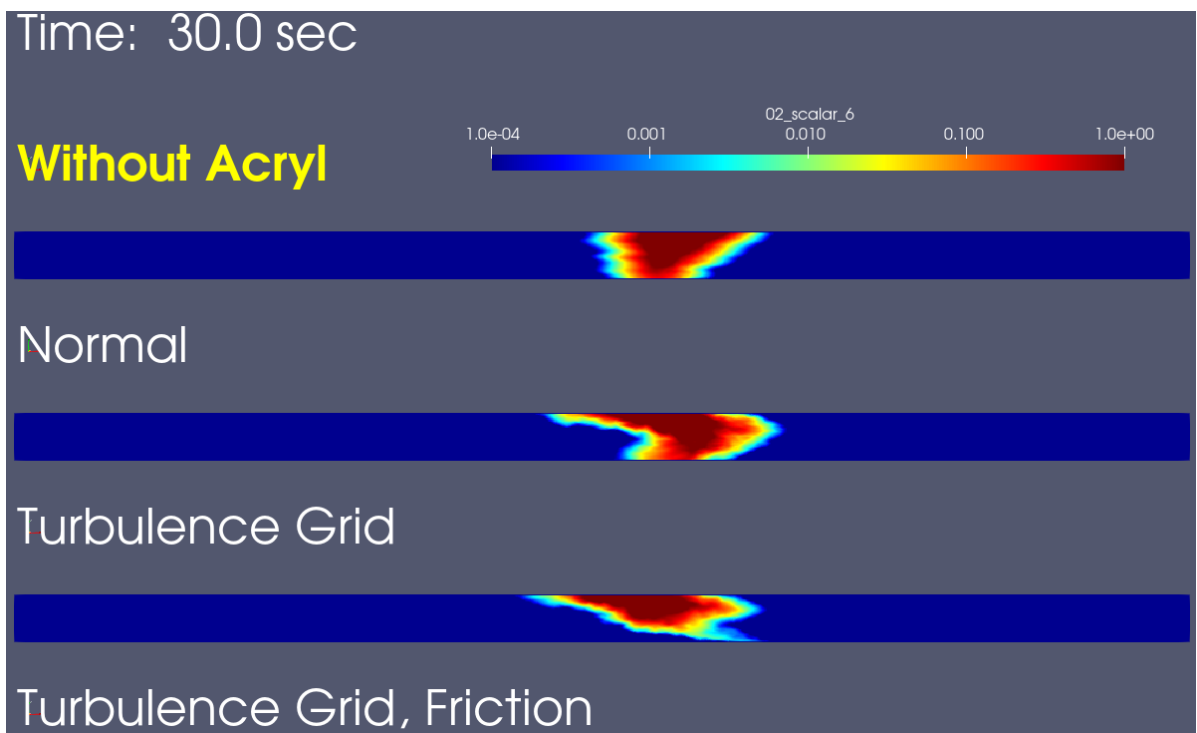


図 5-15 シルト濃度（アクリル板なし、30.0 秒後）

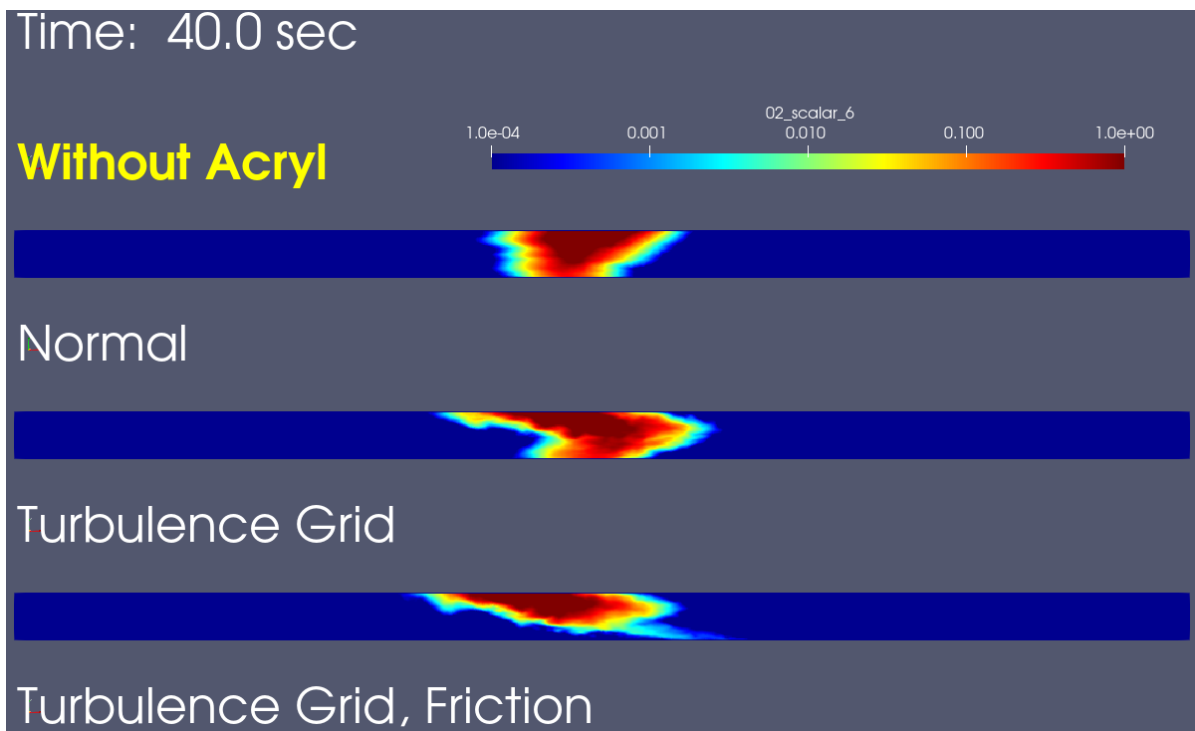


図 5-16 シルト濃度（アクリル板なし、40.0 秒後）

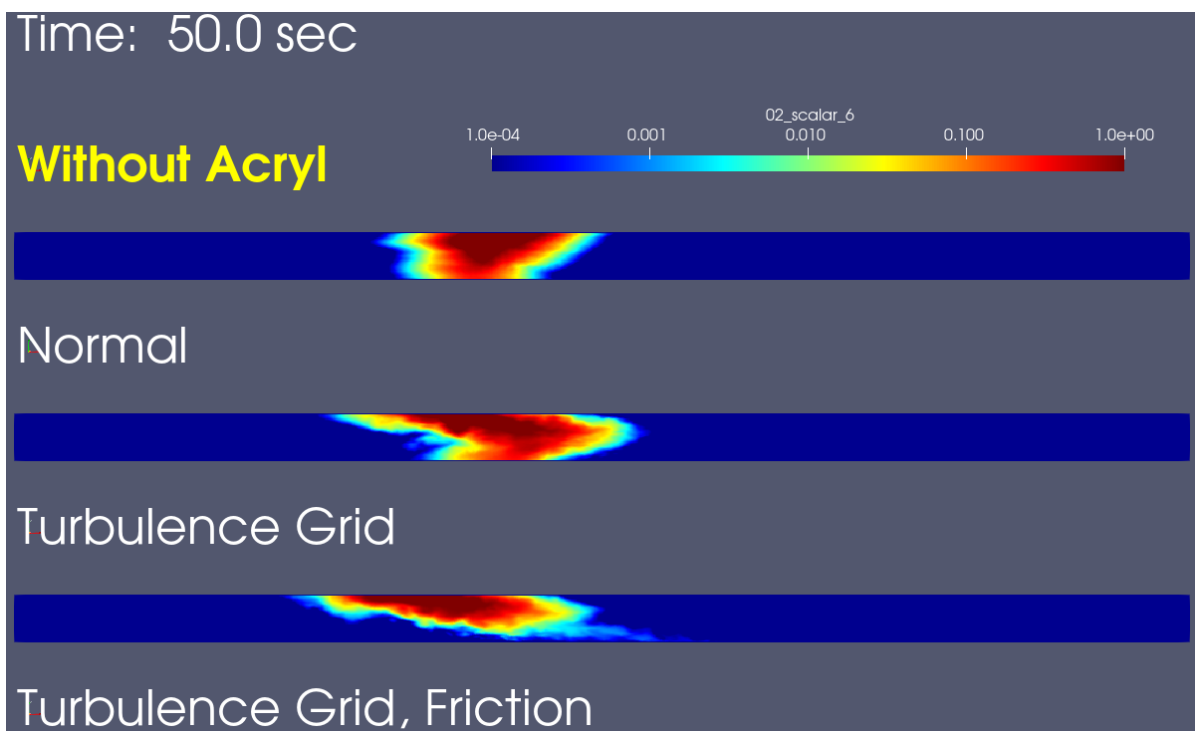


図 5-17 シルト濃度（アクリル板なし、50.0 秒後）

②シルト濃度分布（アクリル板1枚設置）シミュレーション結果

アクリル板を1枚設置する場合のシルト（粒径 $10.0\mu\text{m}$ ）の濃度分布（鉛直断面）を示す。ただし各々の画像は3ケースの結果を並置してあり、上から順番にケース[Normal]、[TG]、[TG-Cf]に対応する。ここで、濃度の集中範囲を強調する目的で濃度カラーは対数スケールで可視化している。

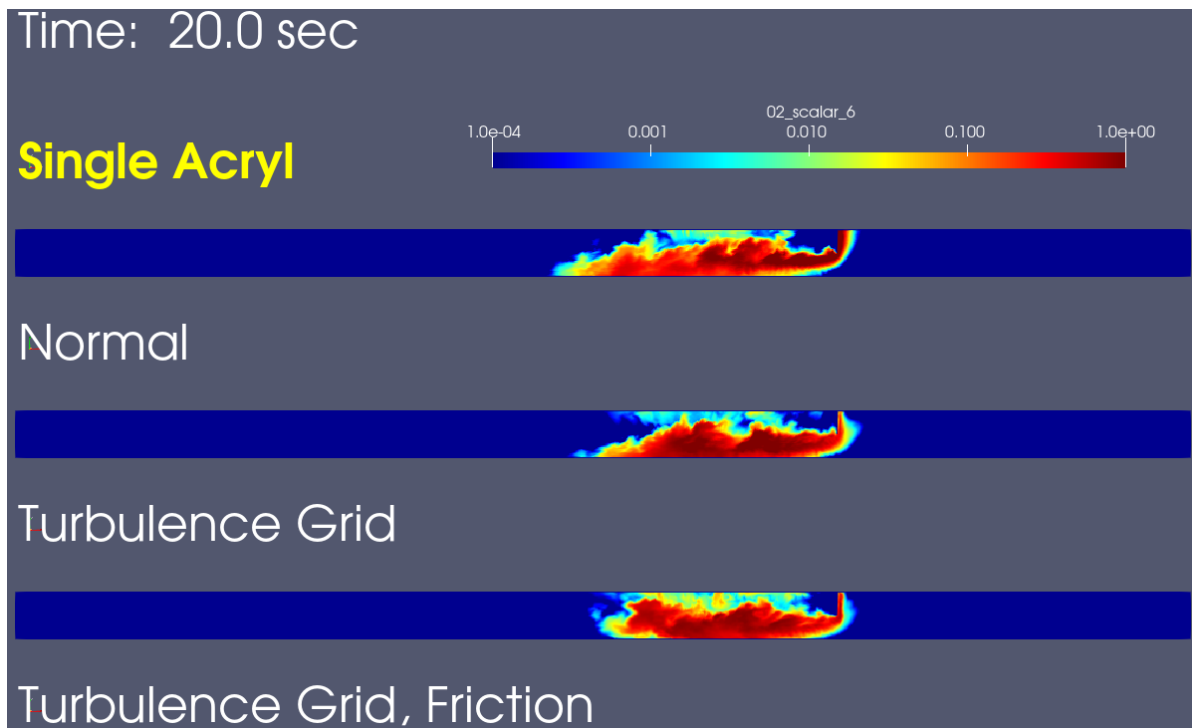


図 5-18 シルト濃度（アクリル板1枚設置、20.0秒後）

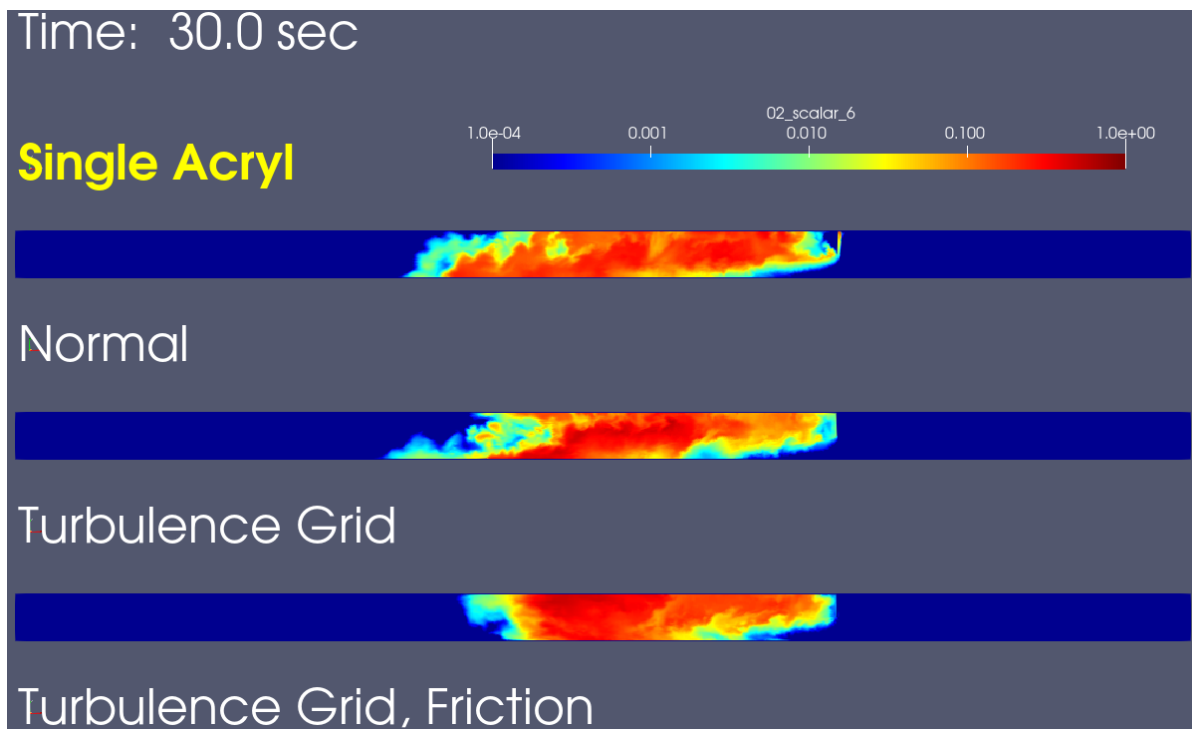


図 5-19 シルト濃度（アクリル板1枚設置、30.0秒後）

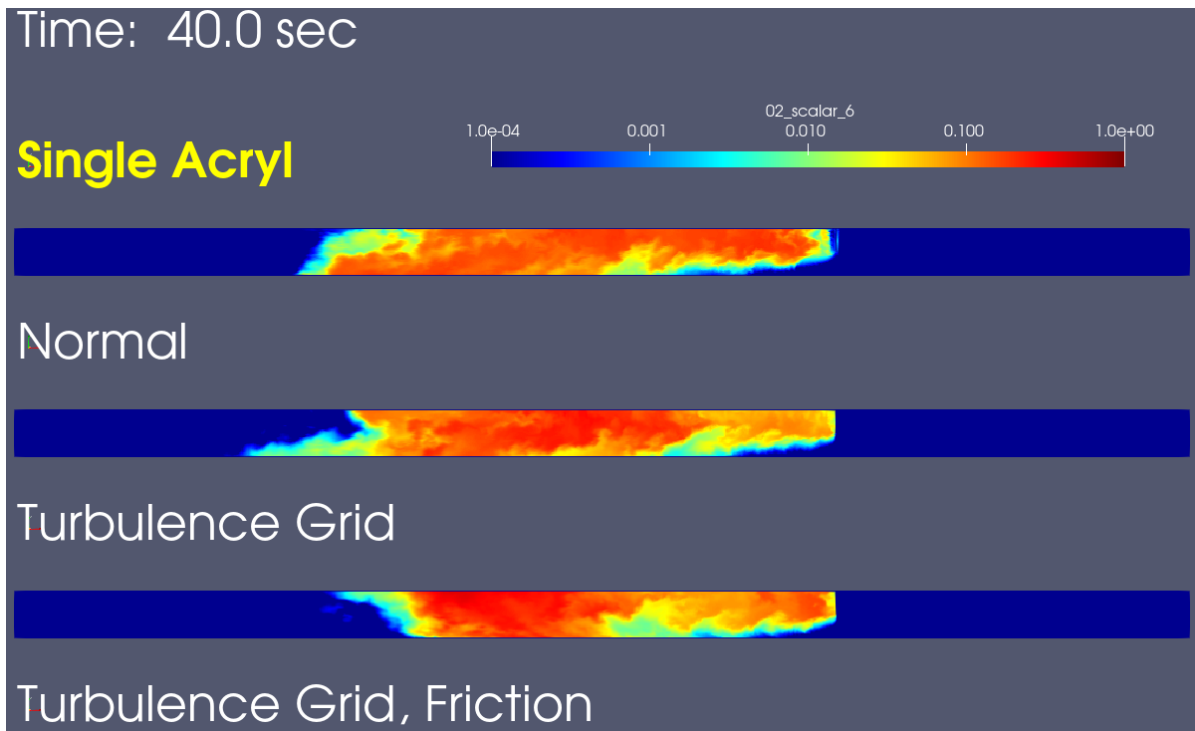


図 5-20 シルト濃度 (アクリル板 1 枚設置、40.0 秒後)

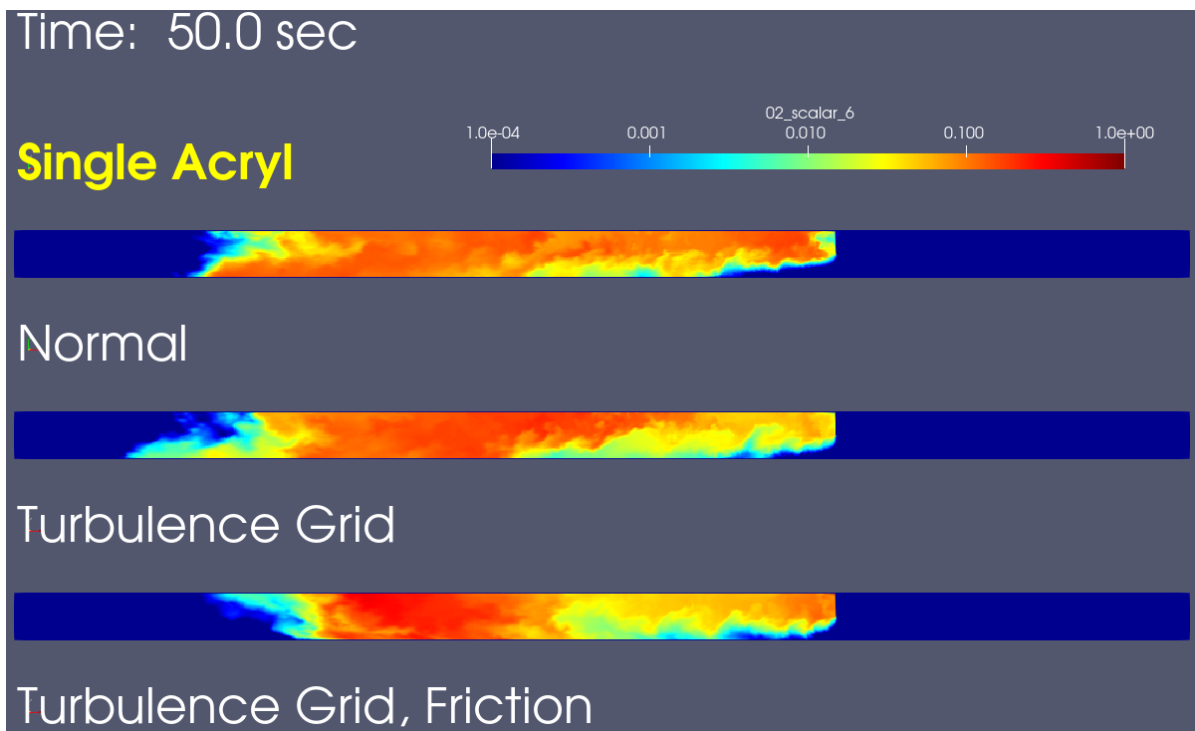
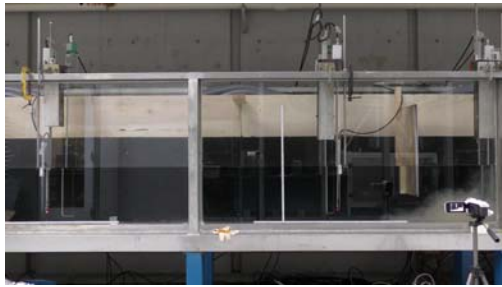


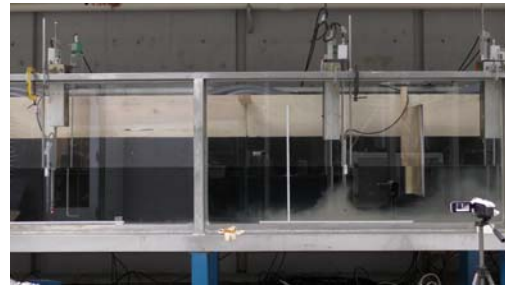
図 5-21 シルト濃度 (アクリル板 1 枚設置、50.0 秒後)

③シルト濃度分布（アクリル板1枚設置）実験結果

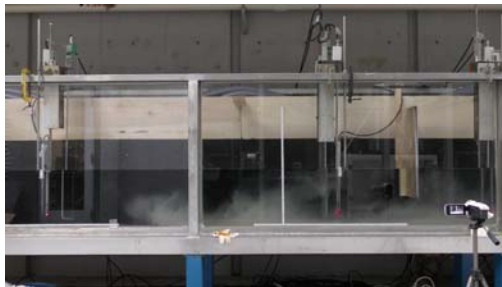
以下にアクリル板を1枚設置した場合の実験結果について、シルト拡散の様子の写真を示す。



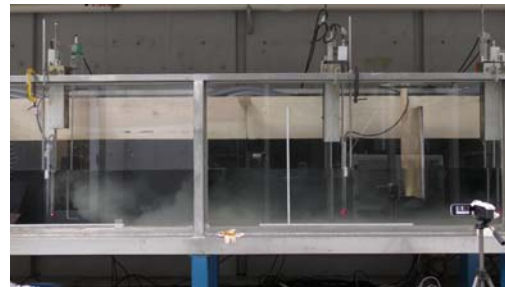
20 s



25 s

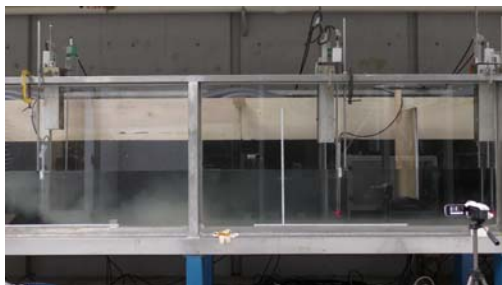


30 s

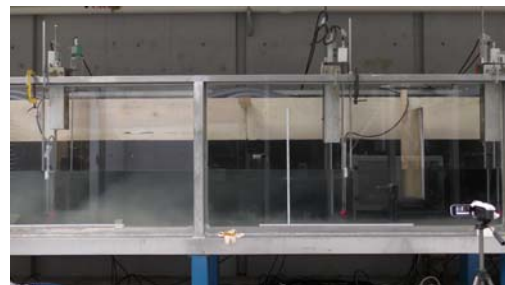


35 s

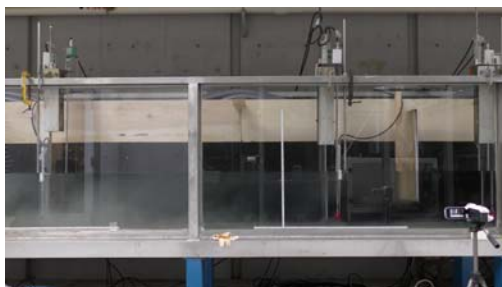
アクリル板を1枚入れた場合の還流を発生させた際の
アクリル板付近の実験開始から20~35秒後のシルトの拡散の様子。



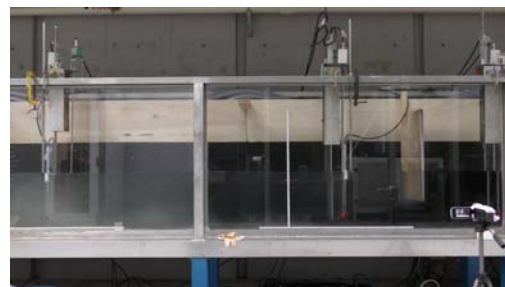
40 s



45 s



50 s



55 s

アクリル板を1枚入れた場合の還流を発生させた際の
アクリル板付近の実験開始から40~55秒後のシルトの拡散の様子。

④シルト濃度分布（アクリル板 2 枚設置）シミュレーション結果

アクリル板 2 枚設置する場合のシルト（粒径 10.0 μm ）の濃度分布（鉛直断面）を示す。ただし、各々画像には 3 ケース分の結果が並置されており、上から順番にケース[Normal]、[TG]、[TG-Cf]に対応する。ここで、濃度の集中範囲を強調する目的で濃度カラーは対数スケールで可視化している。

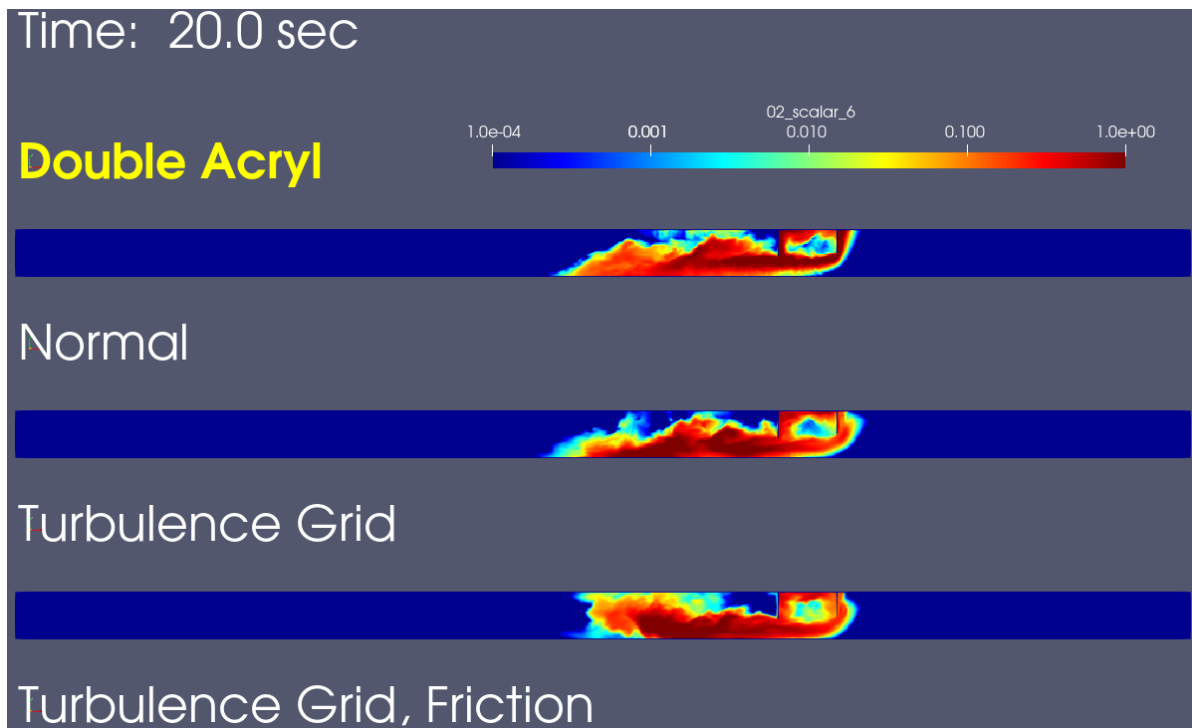


図 5-22 シルト濃度（アクリル板 2 枚設置、20.0 秒後）

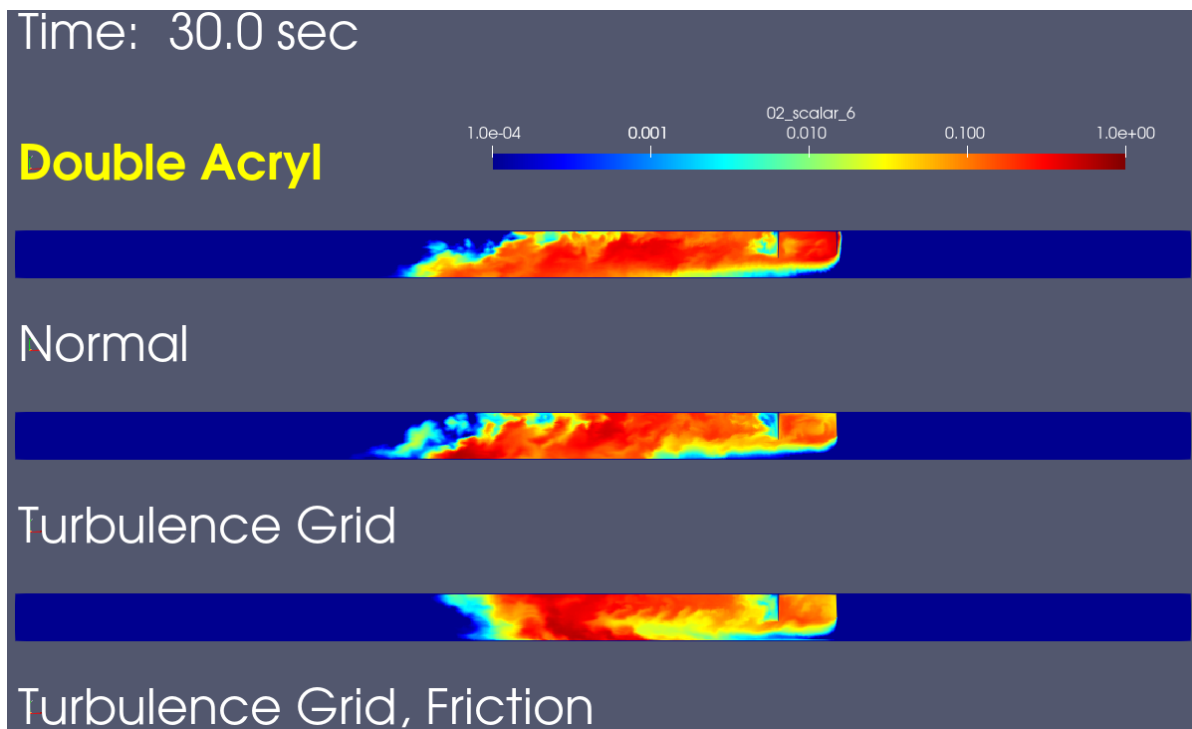


図 5-23 シルト濃度（アクリル板 2 枚設置、30.0 秒後）

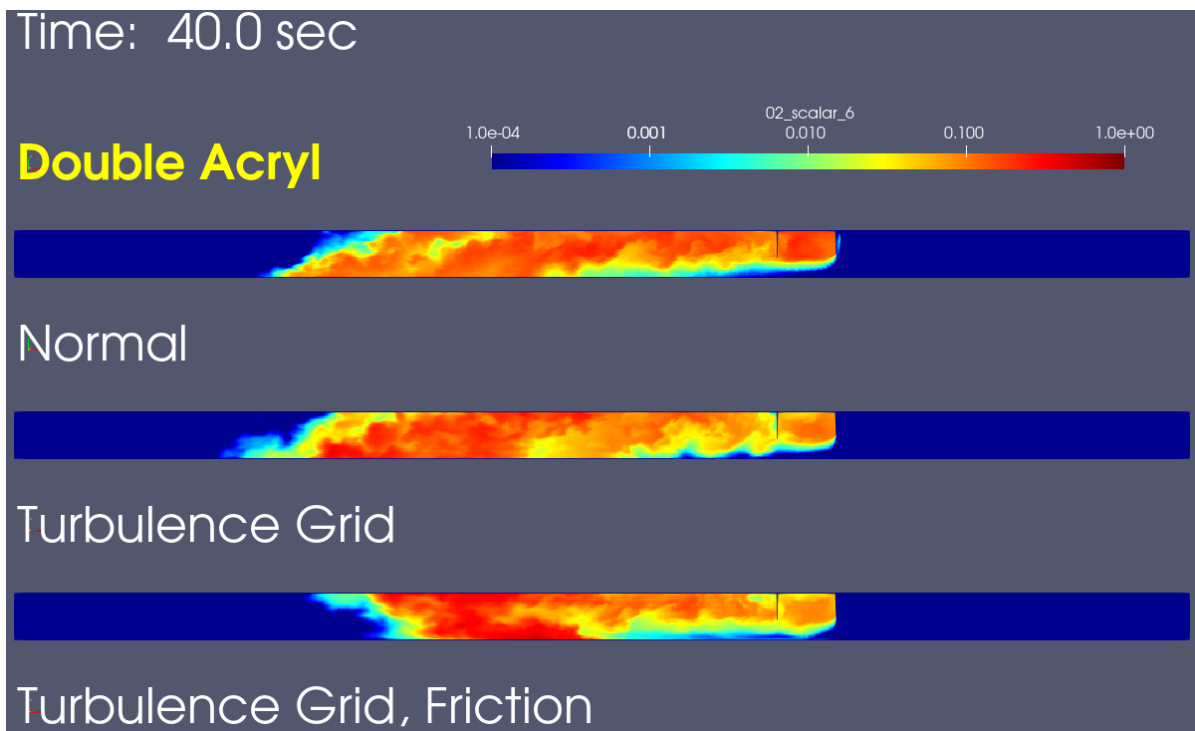


図 5-24 シルト濃度 (アクリル板 2 枚設置、40.0 秒後)

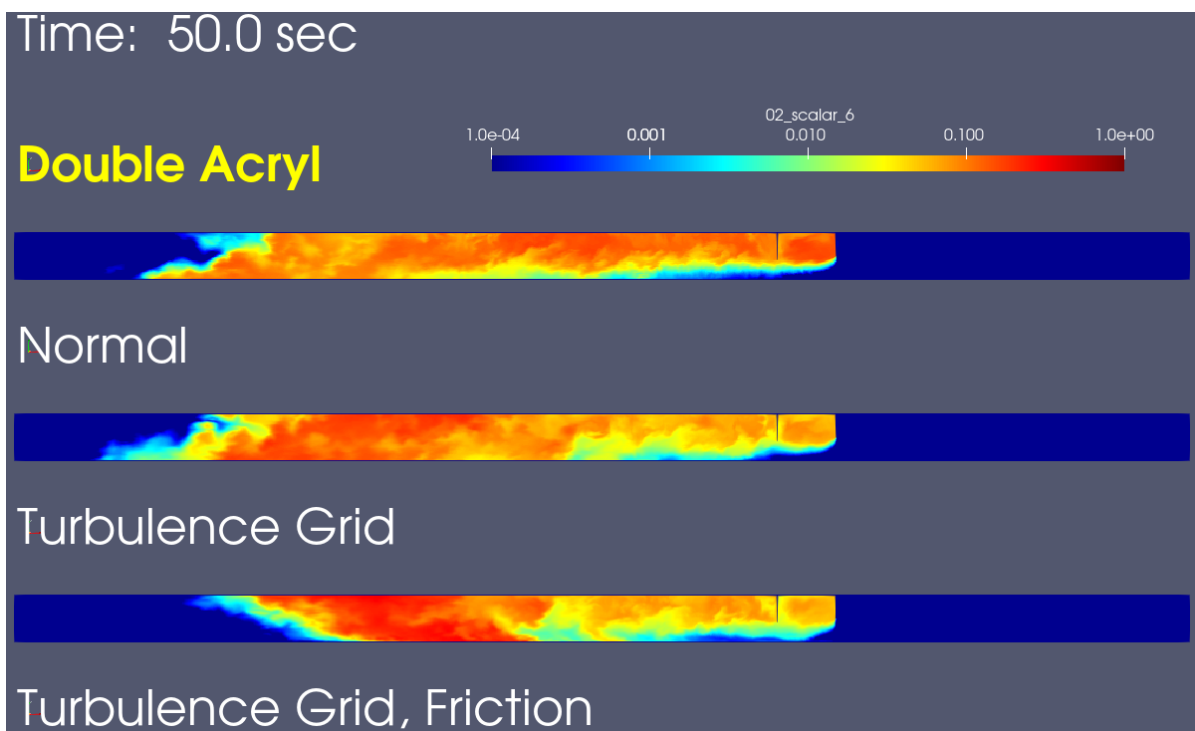
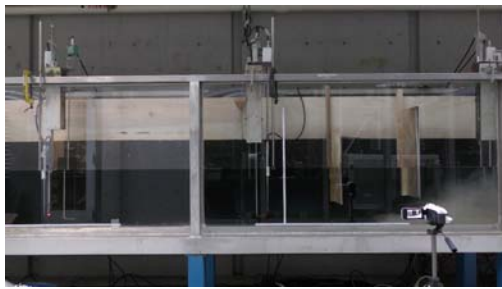


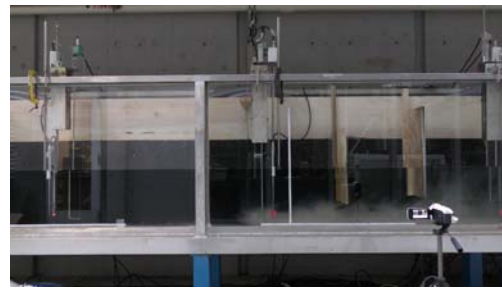
図 5-25 シルト濃度 (アクリル板 2 枚設置、50.0 秒後)

⑤シルト濃度分布（アクリル板2枚設置）実験結果

以下にアクリル板を2枚設置した場合の実験結果について、シルトの拡散の様子の写真を示す。



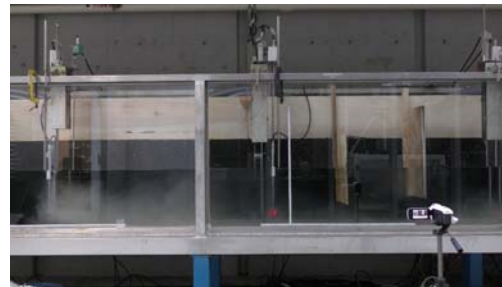
20 s



25 s

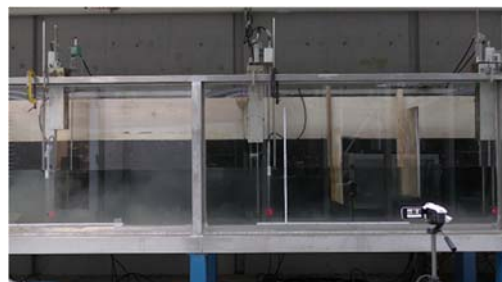


30 s

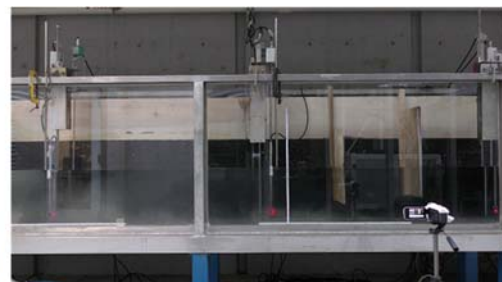


35 s

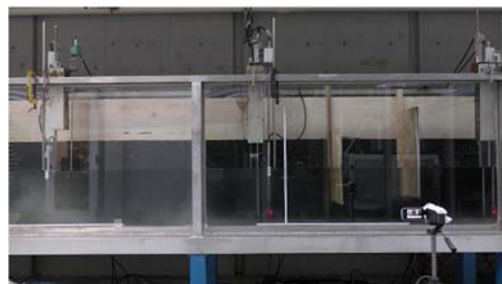
アクリル板を2枚入れた場合の還流を発生させた際の
アクリル板付近の実験開始から20~35秒後のシルトの拡散の様子。



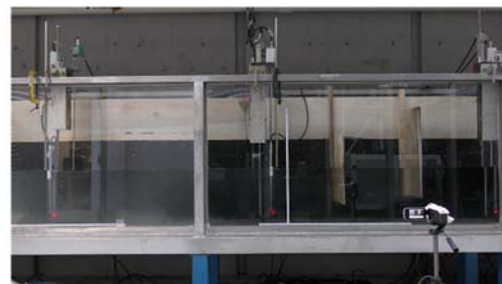
40 s



45 s



50 s



55 s

アクリル板を2枚入れた場合の還流を発生させた際の
アクリル板付近の実験開始から40~55秒後のシルトの拡散の様子。

⑥シルト濃度分布の比較（アクリル板なし）

アクリル板を設置しない場合について、観測点（St.1-St.4）の底面から 10 cm (z0.1), 20 cm (z0.2), 30cm (z0.3)の位置でのシルト濃度の時系列変化を実験結果とシミュレーション結果で比較する。各々の観測点で得られるおよびシルト濃度分布の時系列変化は凡そ整合していることがわかる。

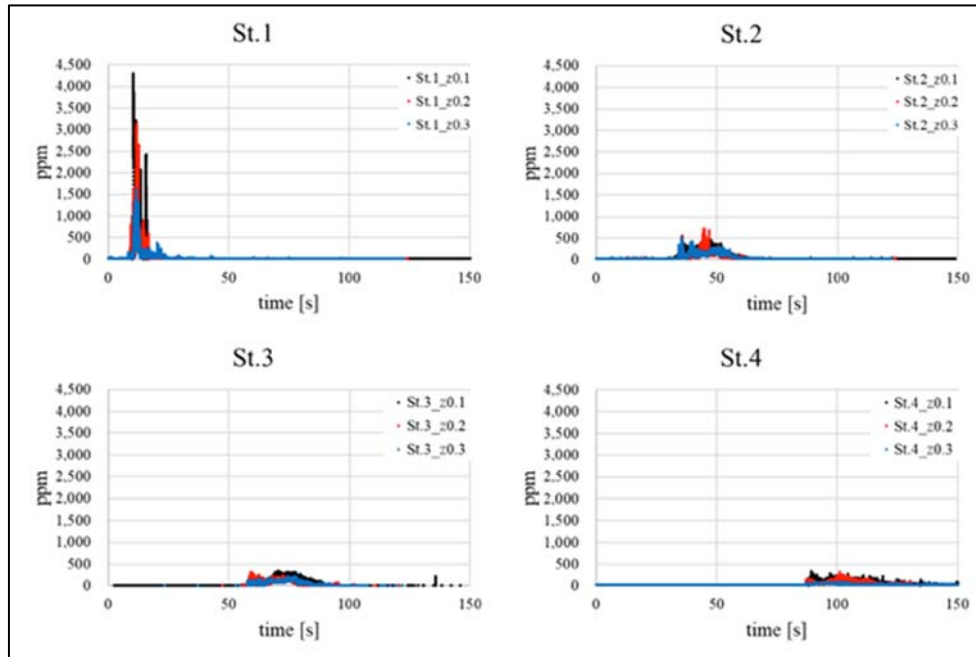


図 5-26 中央大学の実験結果

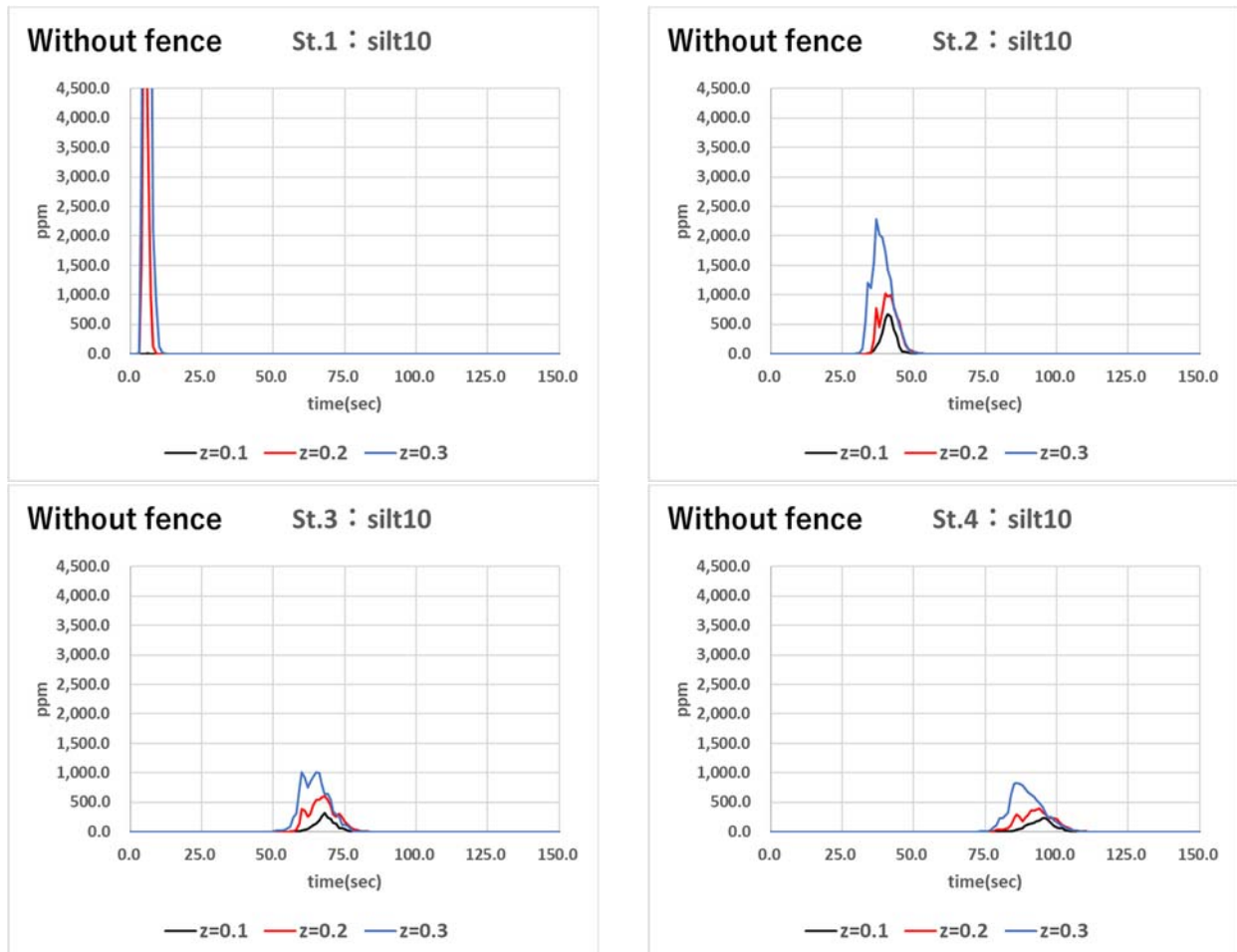


図 5-27 シミュレーション結果 ケース[TG]

⑦シルト濃度分布の比較（アクリル板 1 枚設置）

アクリル板を 1 枚設置した場合について、観測点（St.1-St.4）の底面から 10 cm (z0.1), 20 cm (z0.2), 30cm (z0.3)の位置でのシルト濃度の時系列変化を、シミュレーション結果と実験結果で比較する。各々の観測点で得られるおよびシルト濃度分布の時系列変化は凡そ整合していることがわかる。

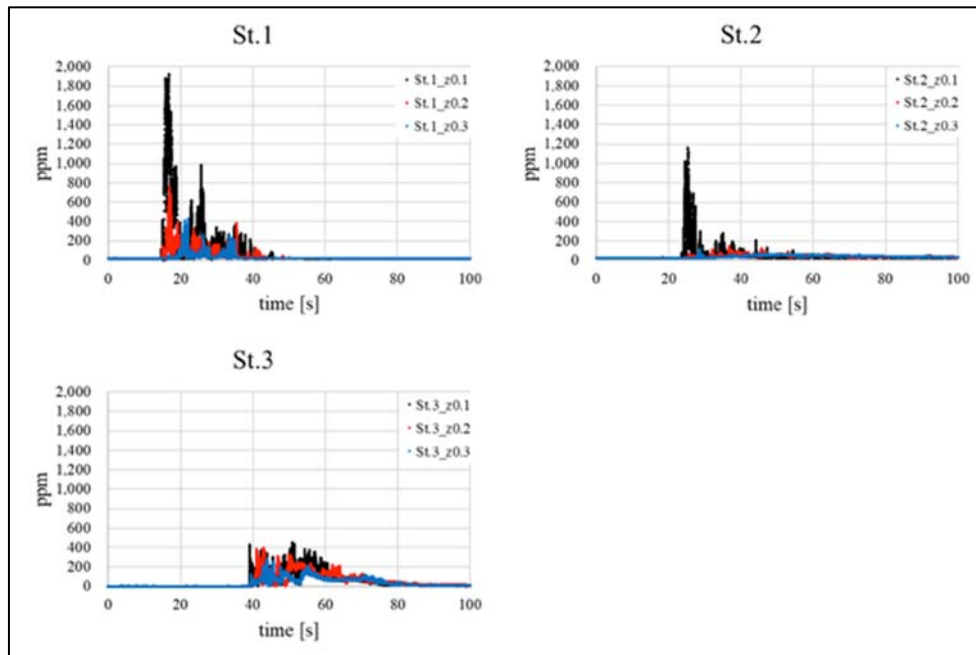


図 5-28 中央大学の実験結果

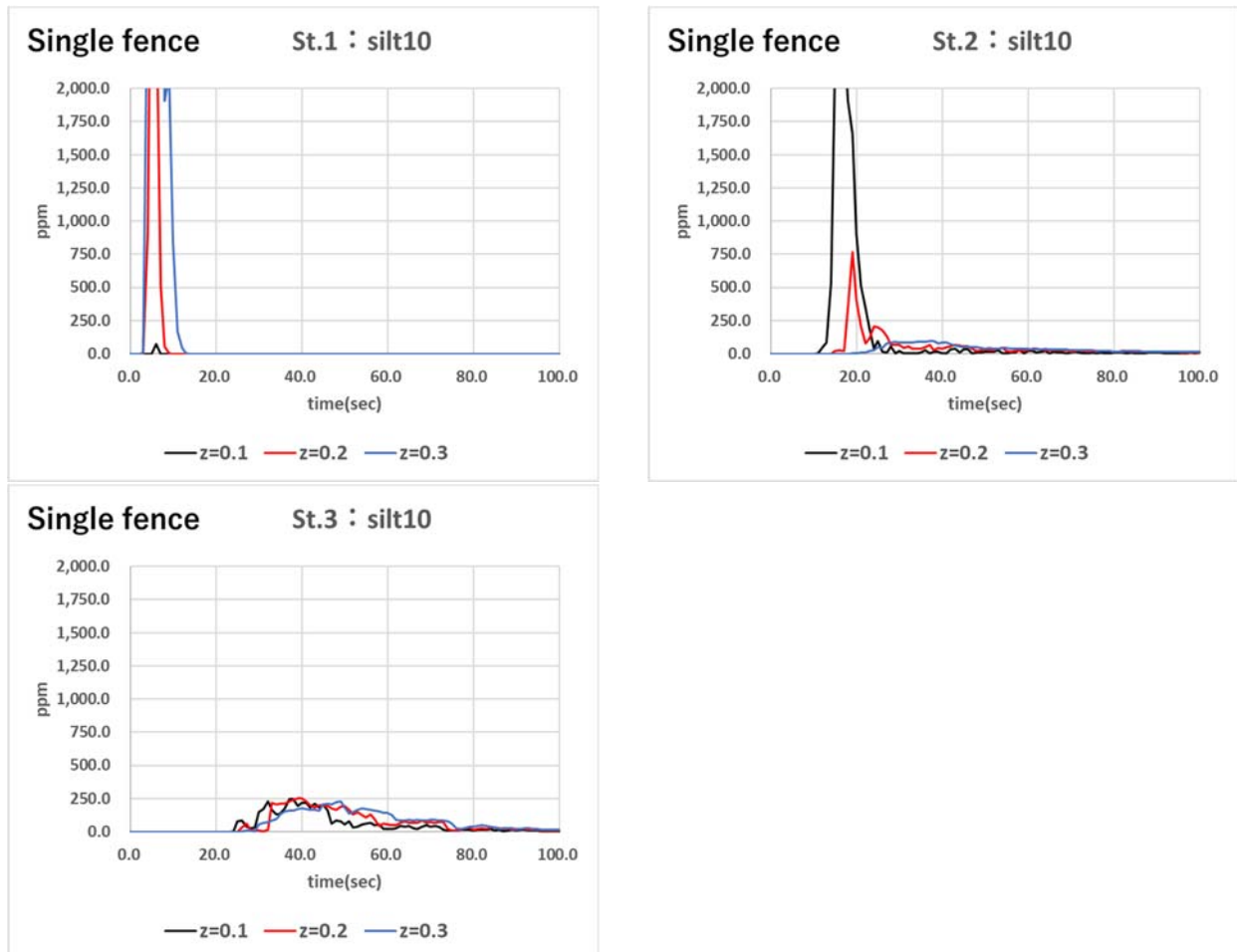


図 5-29 シミュレーション結果 ケース[TG]

⑧シルト濃度分布の比較（アクリル板 2 枚設置）

アクリルを 2 枚設置した場合について、観測点（St.1-St.4）の底面から 10 cm (z0.1), 20 cm (z0.2), 30cm (z0.3)の位置でのシルト濃度の時系列変化を、シミュレーション結果と実験結果で比較する。各々の観測点で得られるおよびシルト濃度分布の時系列変化は凡そ整合していることがわかる。

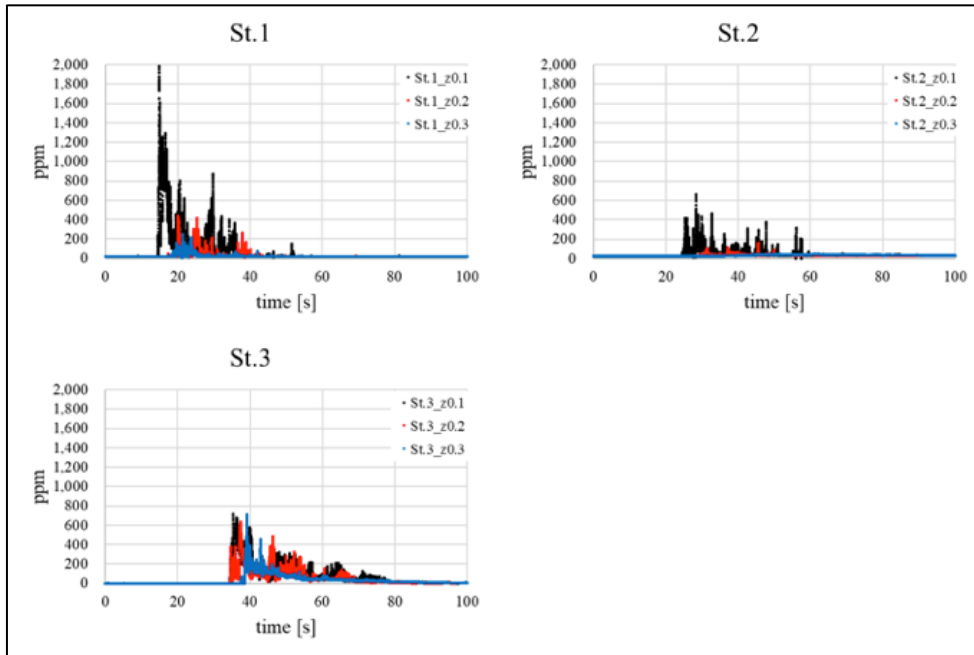


図 5-30 中央大学の実験結果

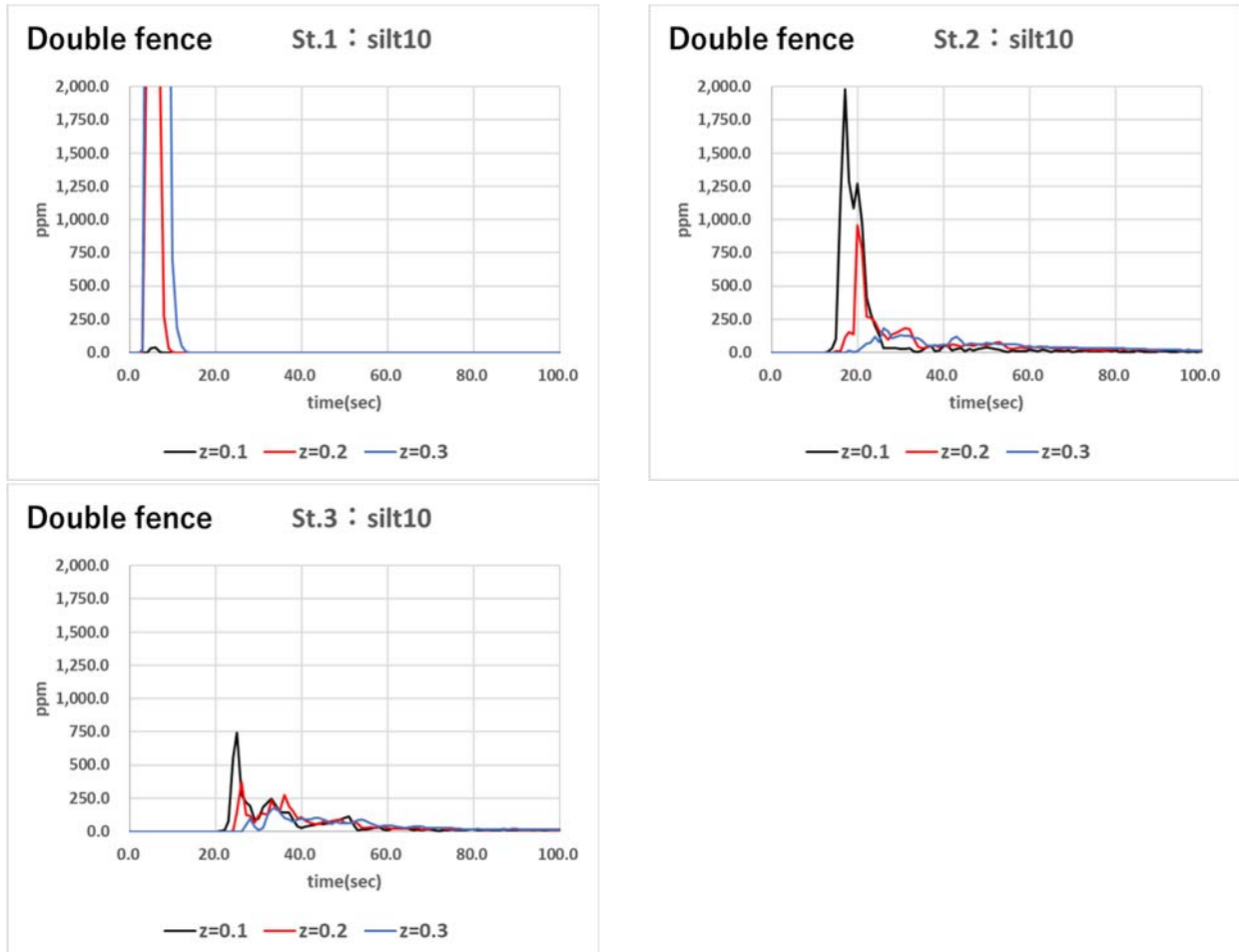


図 5-31 シミュレーション結果 ケース[TG]

5.4 シミュレーションの検証 II (港湾模擬平面水槽実験)

5.4.1 数値計算の概要

中央大学が実施する平面水槽の実験に合わせて、水深 15.0cm の平面水槽モデルを作成した。本計算ではシルトフェンスを模したアクリル板について、アクリル板を 1 枚設置する条件と 2 枚設置する条件、およびアクリル板を設置しない条件の 3 パターンを考慮する。平面水槽モデルの概要図を図 5-32 に示す。アクリル板が 1 枚のパターンでは、図 5-32 の「fence A」で示した地点にアクリル板を設置する。アクリル板が 2 枚のパターンでは、図 5-32 の「fence A」と「fence B」で示した 2 地点にアクリル板を設置する。尚、アクリル板を地点「fence A」に設置する場合の有効膜高さは 12.0cm とする。このとき、開口部の高さは 3.0cm となる。また、アクリル板を地点「fence B」に設置する場合の有効膜高さは 9.0cm とする。このとき、開口部の高さは 6.0cm となる。

実験スケールは表 5-9 に示すように 1/40 である。

表 5-9 実験スケール

	水深 h[m]	差渡し B[m]	スケール比	流速比
現地	6.0	24	-	-
実験	0.15	0.6	1:40	1:6.34

実験の計測方法に合わせて、数値計算でも特定のポイントで流速と濁度（懸濁物質の濃度）の時刻歴を取得した。詳しくは、図 5-32 の位置 (St.0、St.1、St.2、St.3、St.4) で示したポイントで時刻歴を取得する。なお、計測ポイントの鉛直位置は水槽底面を $z=0.0\text{cm}$ としたときに、 $z=3.0\text{cm}$ の位置とする。

5.4.2 対象モデル

水深 15.0cm の水平水槽モデルを図 5-32 に示す。

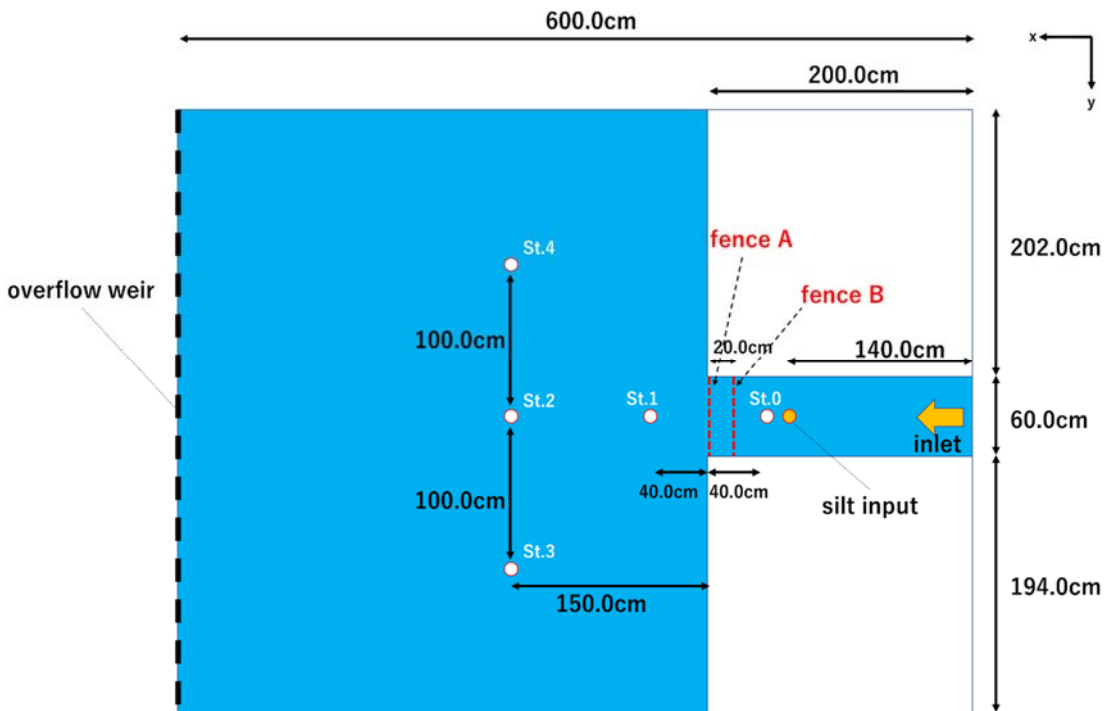


図 5-32 水平実験用の水槽モデル

アクリル板を地点「fence A」に設置する場合の有効膜高さは 12.0cm とする。このとき、開口部の高さは 3.0cm となる。また、アクリル板を地点「fence B」に設置する場合の有効膜高さは 9.0cm とする。このとき、開口部の高さは 6.0cm となる。尚、アクリル板の厚みは流体の計算セルの解像度に依存して決まる。本計算では水平方向の計算セルの解像度を $dx=2.0\text{cm}$ としたため、アクリル板は 2.0cm の厚みを持つものとして扱われる。また、シミュレーションでは越流堰部分の境界を壁面の扱いとする。ただし、壁面の最上部に 1セル分 ($z=0.375\text{cm}$) の隙間を開けることで、この隙間から水が流出することを許す。このようにして、実験と同様の越流境界を再現する。また、流入はホース (10 cm直径) を用いて表面近くに置いたとする実験条件を模擬するため、境界条件にて同じ条件を果たすこととした。

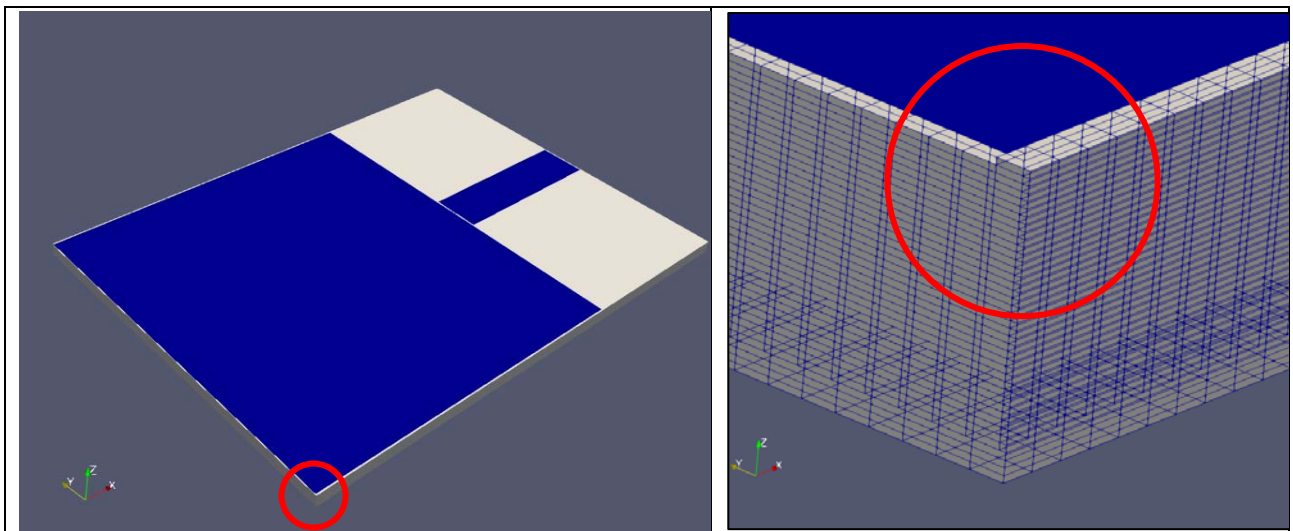


図 5-33 越流境界の再現 (1セル分の深さ)

5.4.3 ポンプ流量に関する注意

平面水槽実験では、越流境界から水を越流させ、その水をポンプで揚水し、ホースで細水路端へ還流させる。その際、ポンプと流量の関係は、揚水する全揚程（実揚程+損失）で決まるため、一意に流量を推定することは難しい。尚、使用ポンプの詳細は、以下のツルミポンプの公式サイトから抜粋する『ツルミポンプ・ハイスピンポンプ』にある（図 5-34、図 5-35 参照）

https://www.tsurumipump.co.jp/products/construction/Submersible_Pumps/Residual_Water/LSC.php

LSC・LSCE型



非自動形 0.48kW

NETIS
自動運転形 0.48kW

水中ハイスピンポンプ

吐出し口径mm	25
出力kW	0.48

- 軽量コンパクトです。
- 独自のシール弁座と新機構のスイング弁により、いったん吸引した水は逆流しません。
- 独自の底板構造は最低水位1mmまで排水可能です。
- 合成ゴム付き底板はFRP槽にも使用できます。
- 電極式自動タイプ(LSCE型)。
 - (A)電源を接続するだけで自動運転ができます。
 - (B)連続湯水運転による騒音を防止するための全く新しい制御方式を採用しています。液面検出に(高感度仕様の電極)・さらに波立ちによる誤動作を防ぐ(タイマ機能)を組み合わせた自動運転方式で、特に夜間の住宅密集地での使用に威力を発揮します。動作は水位が上昇し2本の電極とも水につかるとポンプは始動し、その後、水位が低下し水面が電極から離れると、タイマが作動し約1分間運転後に停止します。

電極式自動運転ポンプはNETIS※登録商品です。
(NETIS登録番号 No.CG-110096-VE)
※New Technology Information System=公共事業等における新技術活用を促す国土交通省の新技術情報提供システムです。

データライブラリー

商品詳細

50Hz用
図面/CADデータ

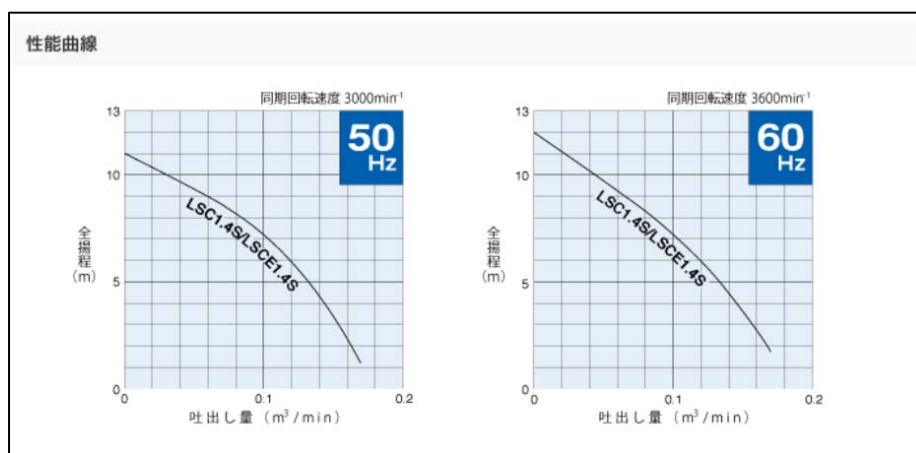
60Hz用
図面/CADデータ

用途

1. 一般建設工事の床水排水用。
2. マンホール・ピット、受・給水槽の低水残水排水用。
3. 一般の残水排水用。

関連情報

図 5-34 ポンプ詳細 (その 1)



以上の情報から、シミュレーションで設定する流量は中央大学が実施した水平実験において観測点で得られた流速情報を基に算出するのが合理的と言える。すなわち、アクリル板を設置しない場合の水平実験において、流路内に位置する観測点 St.0 での流速の時刻歴から主流方向の平均流速は $U=1.0\text{cm/sec}$ (0.01m/s) と推定された。また、流路断面積は $900.0\text{cm}^2(60.0\text{cm}\times 15.0\text{cm})$ であるから、ポンプの流量は $900.0\text{cm}^3/\text{sec}$ となる。

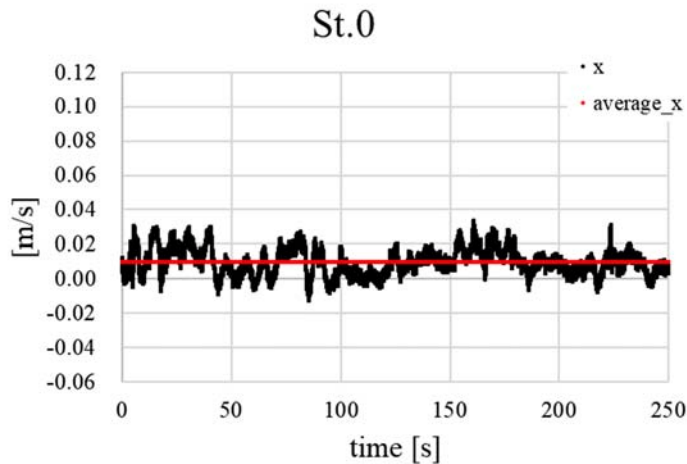


図 5-36 水平実験における観測点 St.0 での主流方向の平均流速 (アクリル板なし)

以上の考え方に従い、シミュレーションではポンプの設定流量 (Q) と流速 (V) を次のように設定した。ただし、ポンプの断面積を $120.0\text{cm}^2(20.0\text{cm}\times 6.0\text{cm})$ と仮定する。

表 5-10 タンクの流量

実験スケール		
Q[m ³ /min]	Q[m ³ /sec]	V[m/sec]
0.054	0.0009	0.075

5.4.4 流れ場の計算条件

対象モデルに対して、計算条件は表 5-11 のように設定する。

表 5-11 計算条件

項目	設定
計算格子 : (nx, ny, nz) 空間刻み : dx	(nx, ny, nz)=(300, 228, 40) dx=dy=2.0 cm dz=0.375cm
計算時間 : T 時間刻み : dt	T=360.0 sec dt=0.005 sec
ポンプ流量 : Q	Q=0.054m ³ /min
海水密度 : ρ_f	$\rho_f = 1000.0 \text{ kg/m}^3$
粘性係数 : μ_f	$\mu_f = 1.0E - 3 \text{ Pa} \cdot \text{s}$

尚、流れ場の計算スキームについては表 5-12 で与える。

表 5-12 計算スキーム

項目	設定
スキーム	SMAC
時間微分	前進オイラー
対流項	2次精度中心差分
粘性項	2次精度中心差分
圧力ポアソンソルバー	共役勾配法
乱流モデル	Large Eddy Simulation スマゴリンスキー係数 C_s は $C_s=0.173$
境界条件	<ul style="list-style-type: none"> ・流入境界は一様流速を固定する ・流出境界は斉次ノイマン条件を与える ・側面はフリースリップ ・水位変動は考慮しない

5.4.5 懸濁物質の拡散の計算条件

懸濁物質の拡散計算について、
表 5-13 のような条件で実施する。

表 5-13 計算条件

項目	設定
時間微分	前進オイラー
移流項	1 次精度風上差分
拡散項	2 次精度中心差分
乱流モデル	Large Eddy Simulation スマゴリンスキー係数 Cs は Cs=0.173 とする。 プラントル数は 7.56 とする (18.0°Cの水中相当)。

また、懸濁物質は 3 種類のタイプを考慮し、各々の諸元を
表 5-14 のように与える。

表 5-14 懸濁物質のタイプ

タイプ	粒径	粒子密度
	$d(m)$	$\rho_p(kg/m^3)$
silt100	100.0E-6	2650.0
silt80	80.0E-6	2650.0
silt60	60.0E-6	2650.0
silt40	40.0E-6	2650.0
silt20	20.0E-6	2650.0
silt10	10.0E-6	2650.0

各々の懸濁物質については、図 5-32 の「silt input」で示した位置から、実験条件を模擬し、懸濁物質 100.0g、水 200.0g の溶液を 5.0 秒間で投入する。懸濁物質の投入は時刻 60.0sec から開始する。

5.4.6 シミュレーション結果および実験結果との比較：流れ場

①流速分布（アクリル板なし）シミュレーション結果

アクリル板を設置しない場合の各時刻（0.0sec, 60.0sec, 120.0sec, 180.0sec, 240.0sec, 300.0sec, 360.0sec）における、流れ場の流速分布（水平断面）を示す。ただし、1画像につき3つの層（Surface：表層、Middle：中間層、Bottom：底面付近）の分布を表示する。図から噴流状の水の入射が観測される。

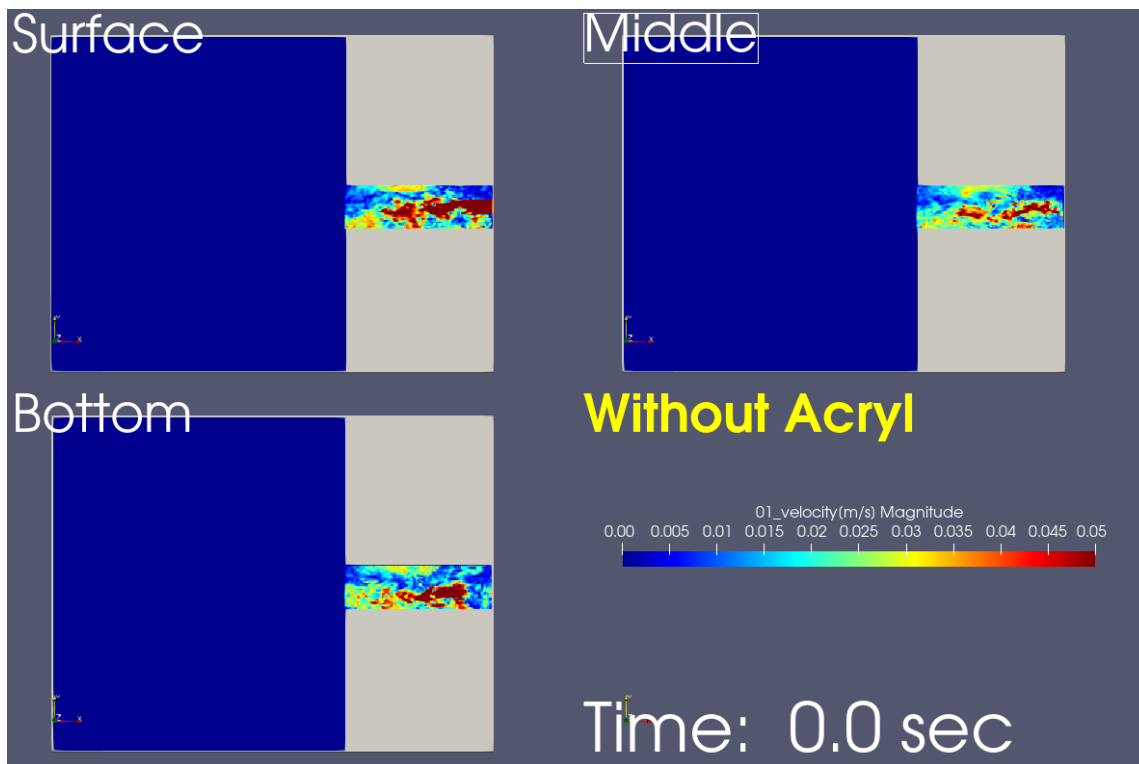


図 5-37 アクリル板なし（Time=0.0sec）

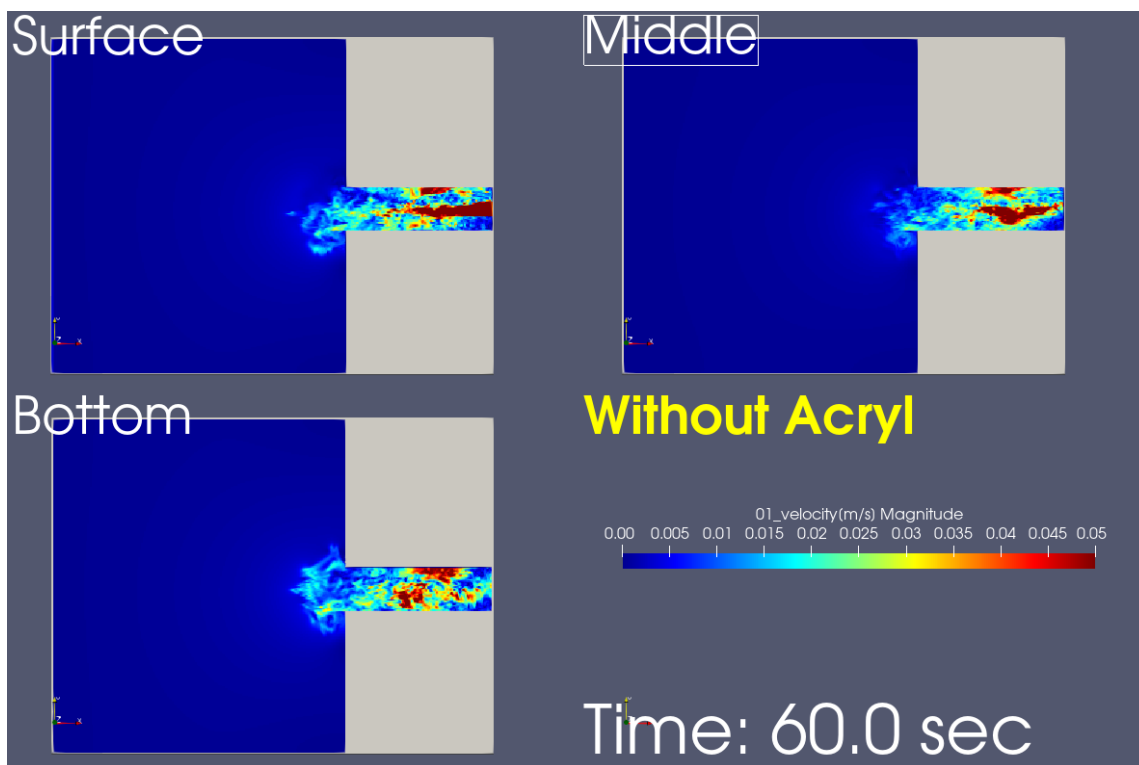


図 5-38 アクリル板なし（Time=60.0sec）

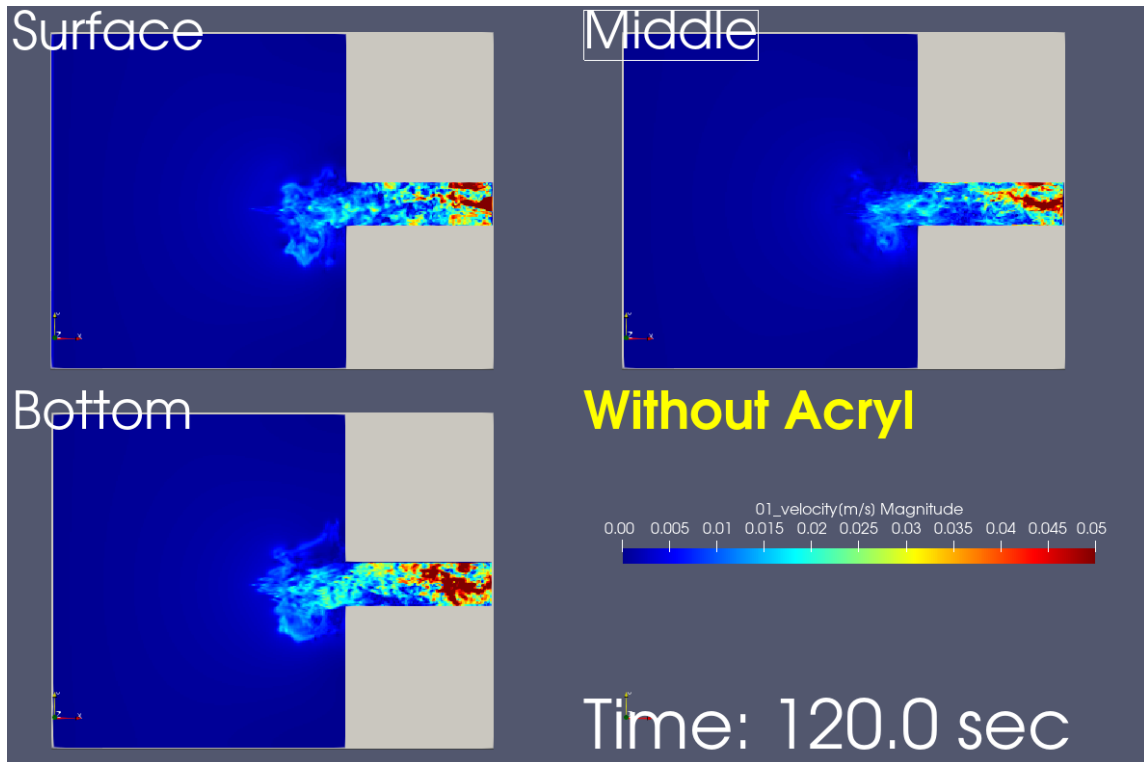


図 5-39 アクリル板なし (Time=120.0sec)

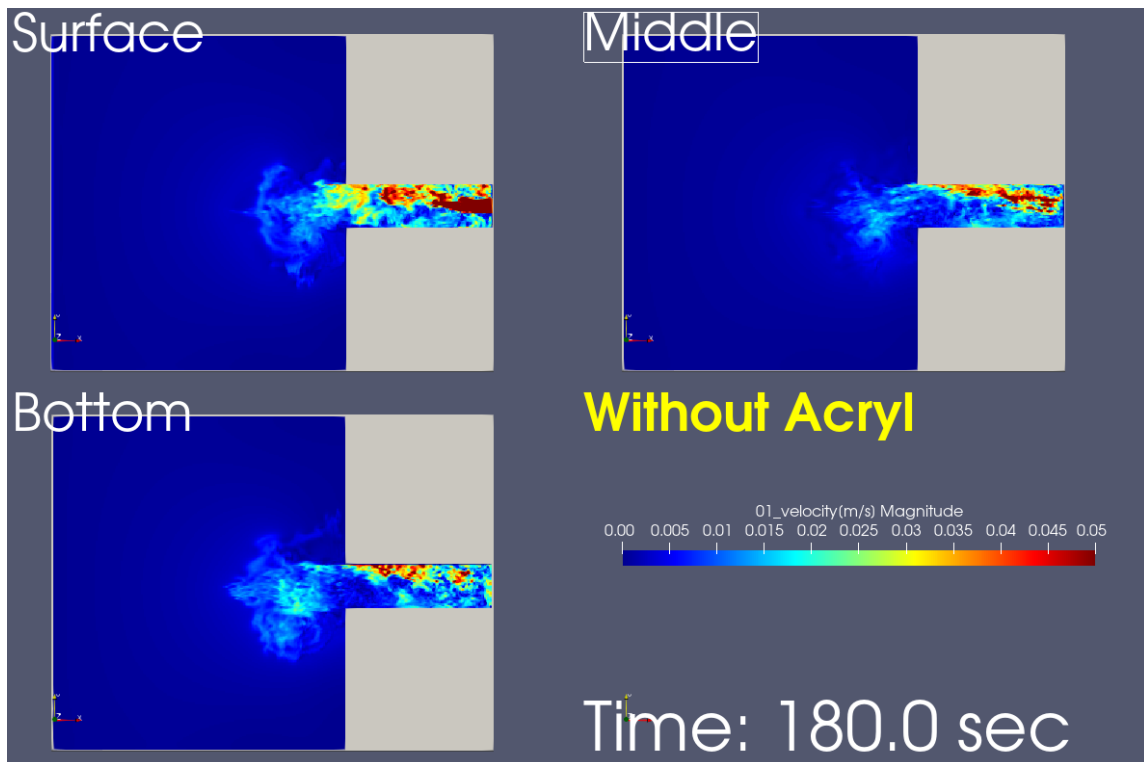


図 5-40 アクリル板なし (Time=180.0sec)

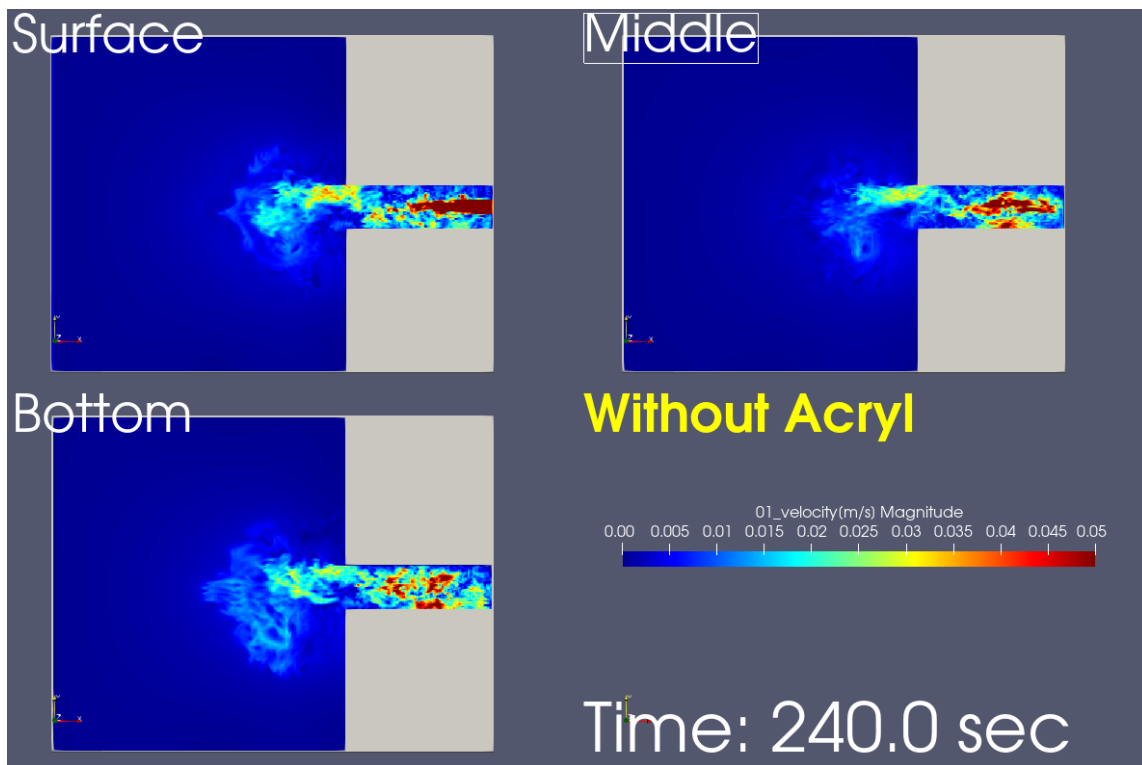


図 5-41 アクリル板なし (Time=240.0sec)

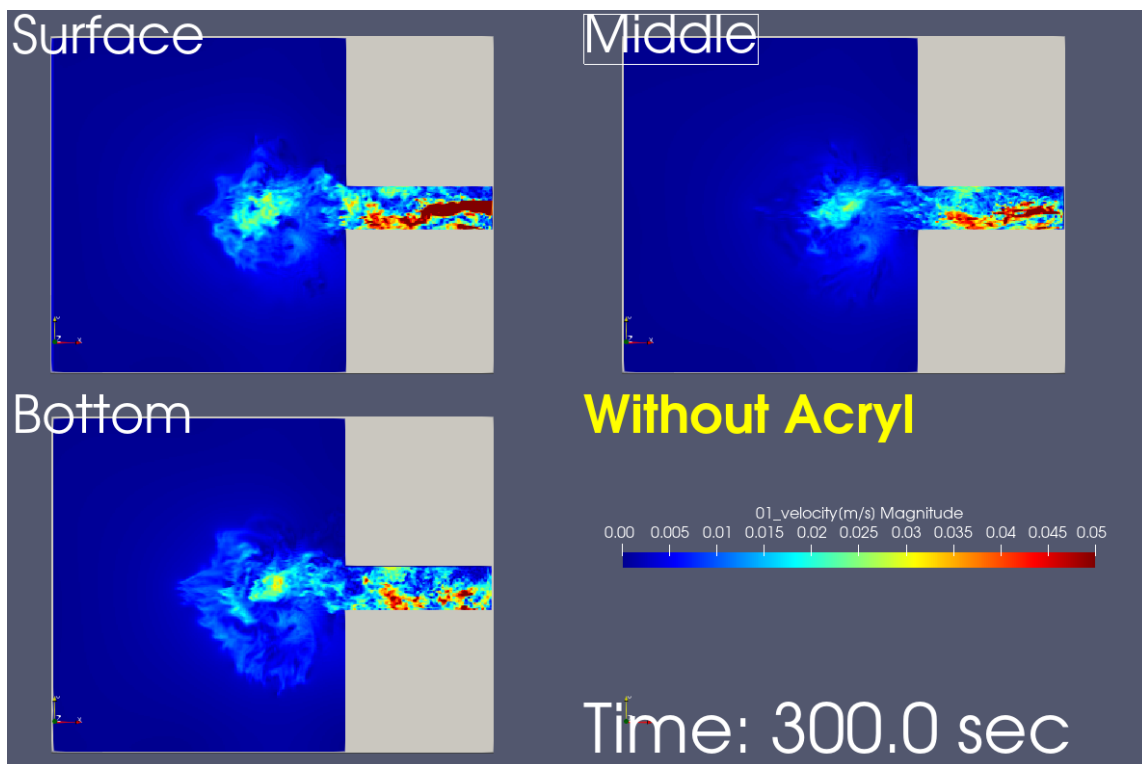


図 5-42 アクリル板なし (Time=300.0sec)

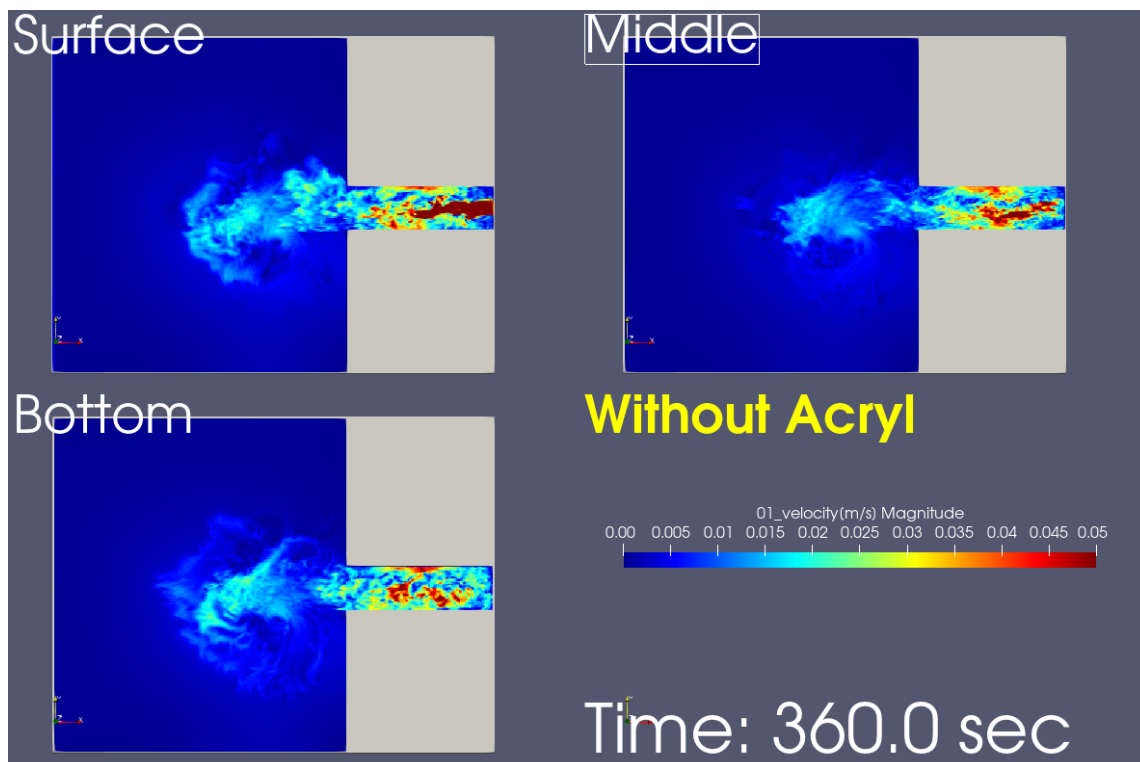


図 5-43 アクリル板なし (Time=360.0sec)

②流速分布（アクリル板1枚設置）シミュレーション結果

アクリル板を1枚設置した場合の各時刻（0.0sec, 60.0sec, 120.0sec, 180.0sec, 240.0sec, 300.0sec, 360.0sec）における、流れ場の流速分布（水平断面）を示す。ただし、1画像につき3つの層（Surface：表層、Middle：中間層、Bottom：底面付近）の分布を表示する。

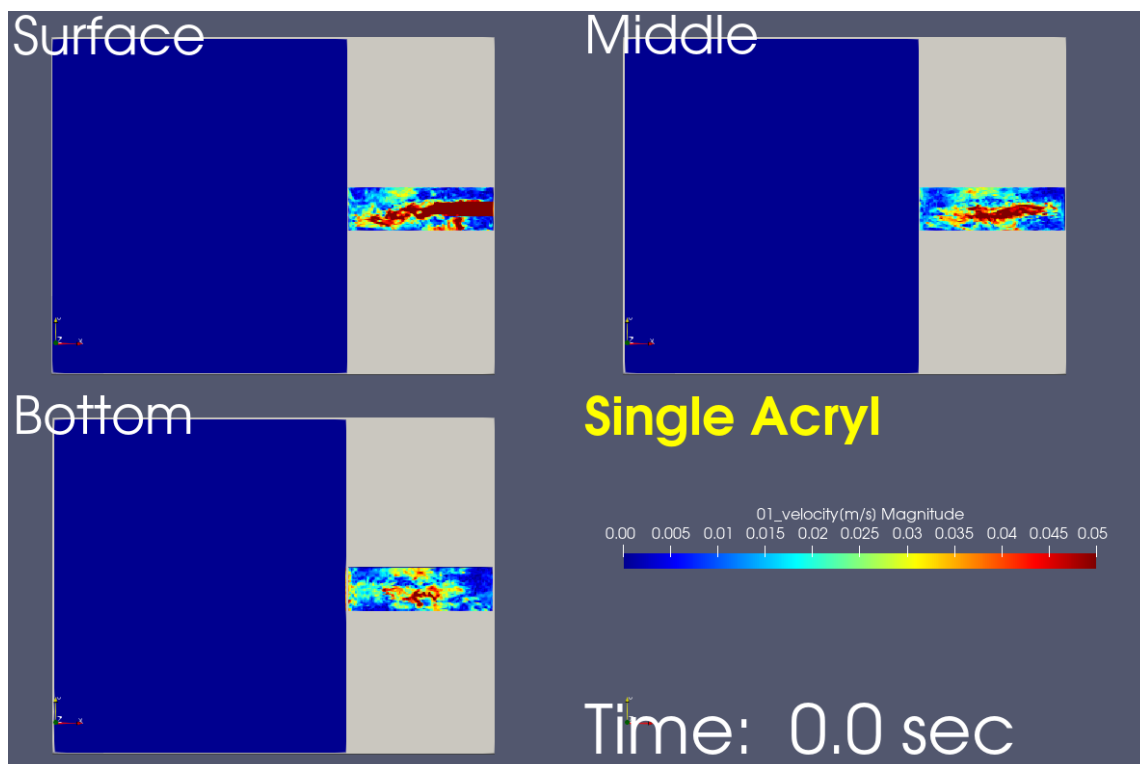


図 5-44 アクリル板1枚設置（Time=0.0sec）

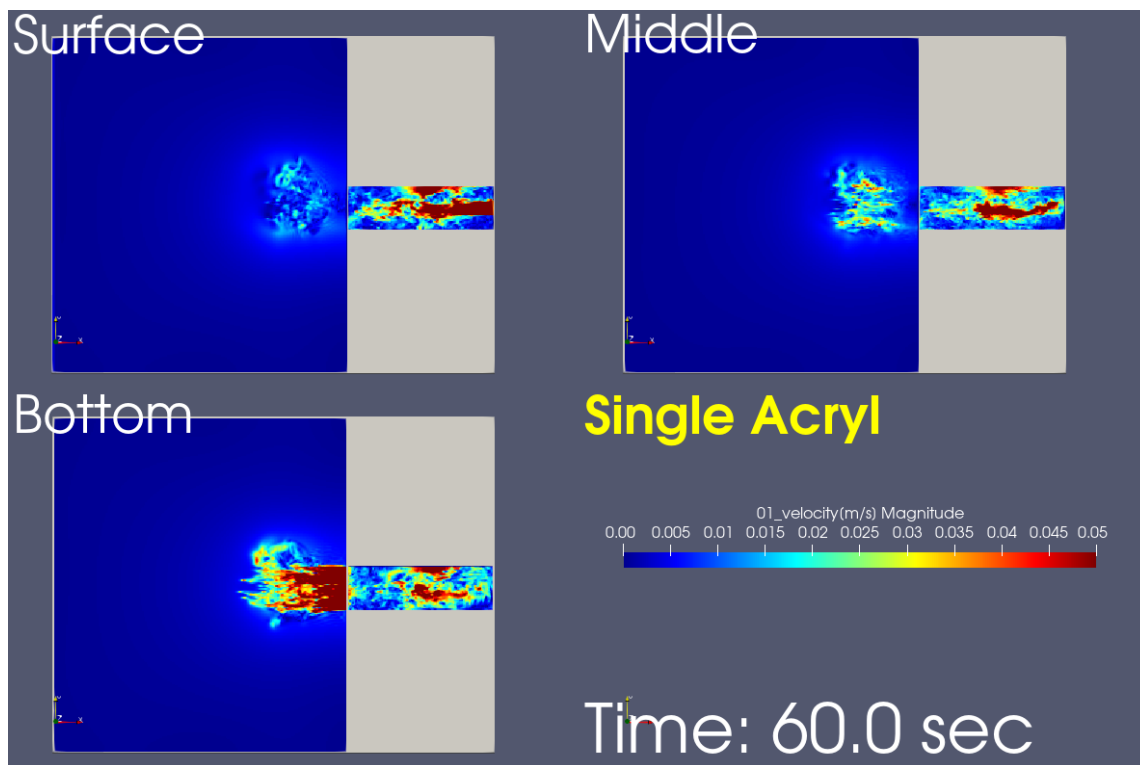


図 5-45 アクリル板1枚設置（Time=60.0sec）

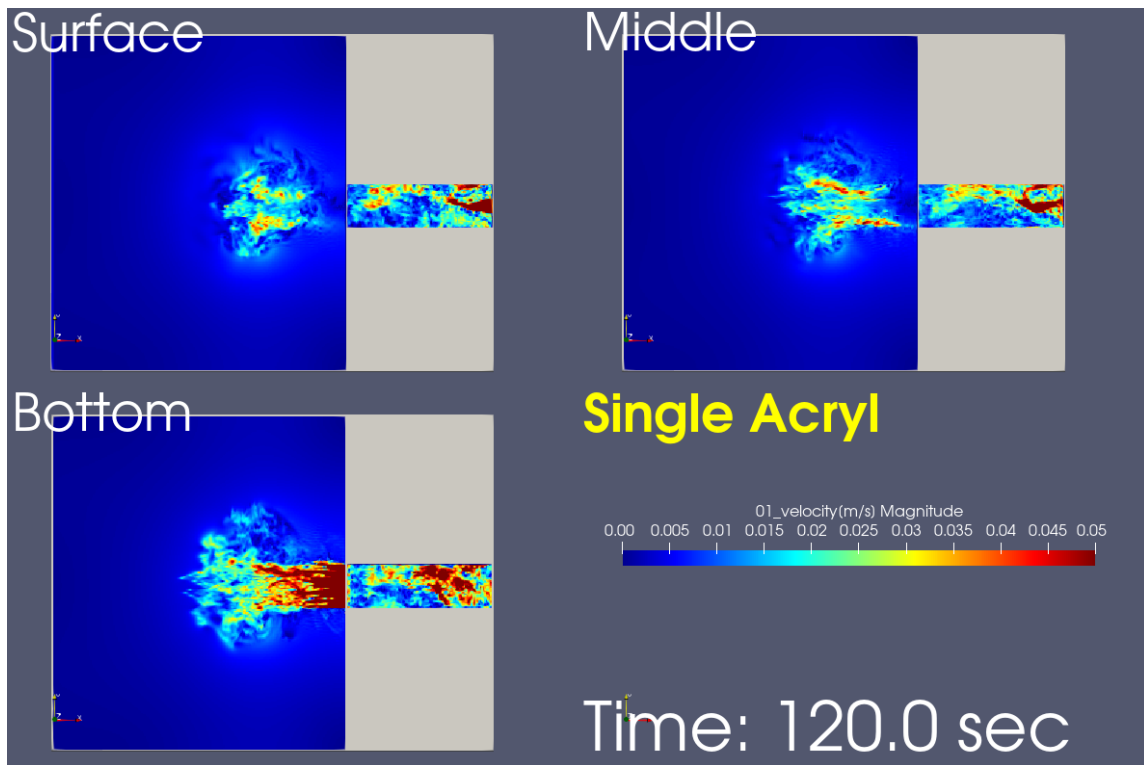


図 5-46 アクリル板 1 枚設置 (Time=120.0sec)

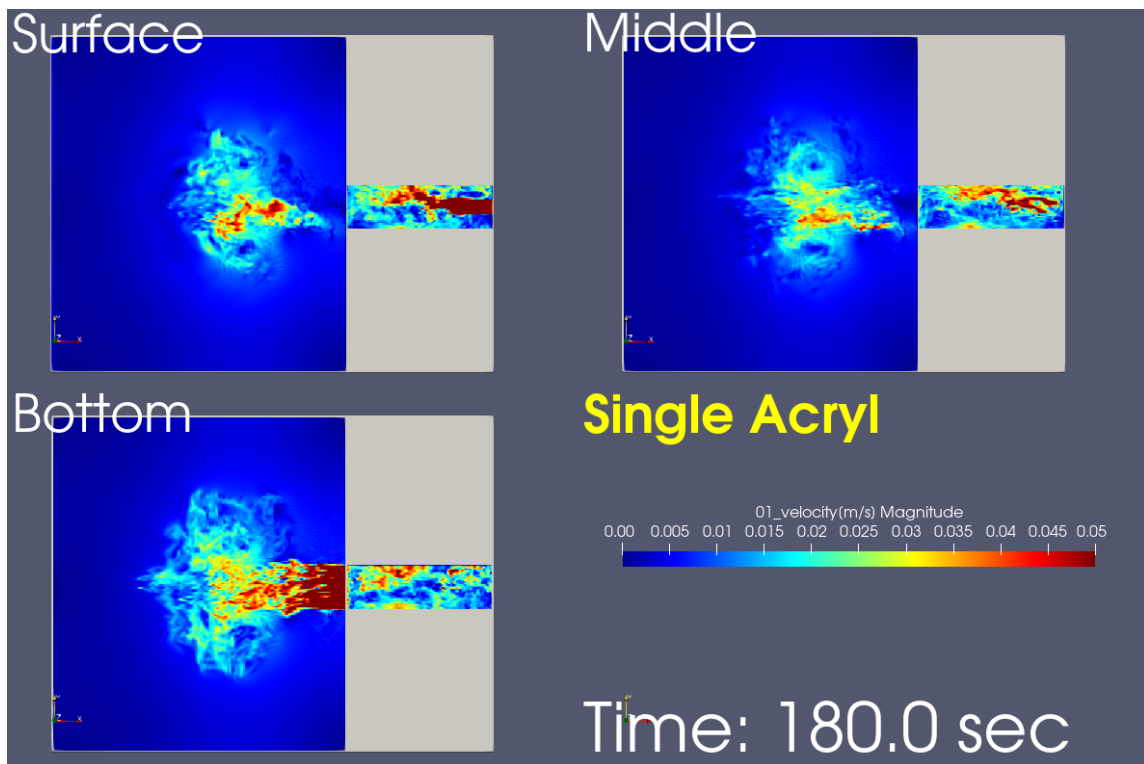


図 5-47 アクリル板 1 枚設置 (Time=180.0sec)

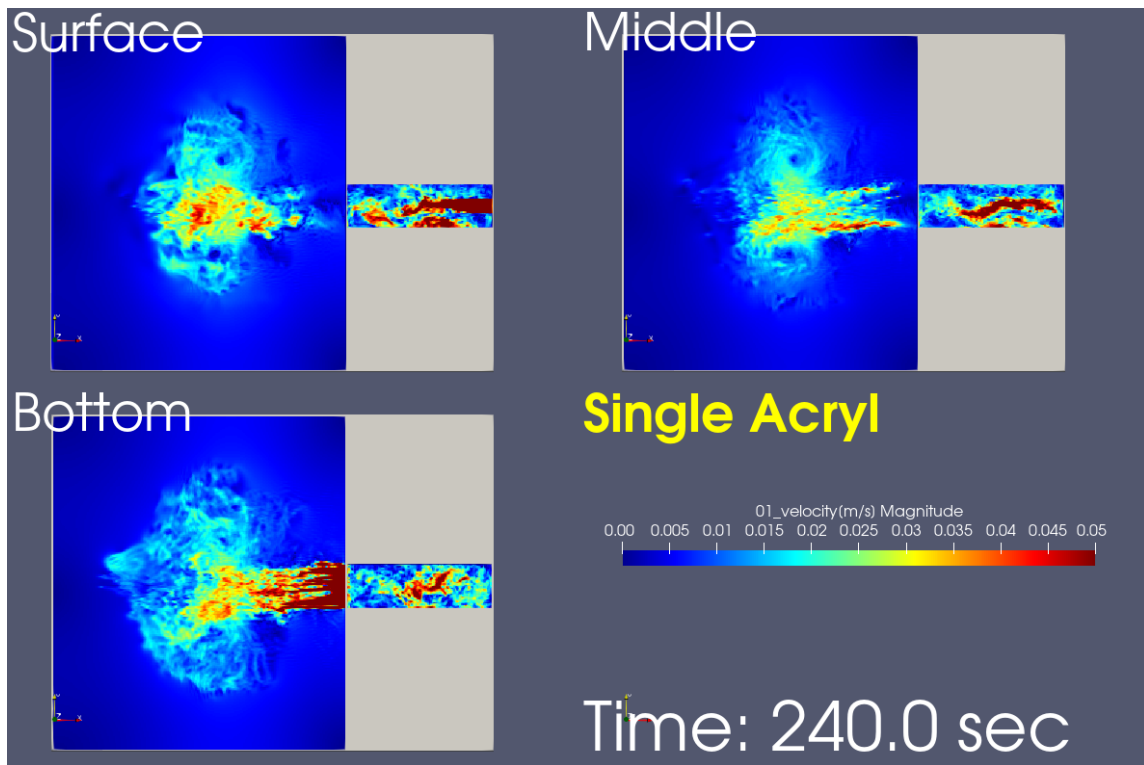


図 5-48 アクリル板 1 枚設置 (Time=240.0sec)

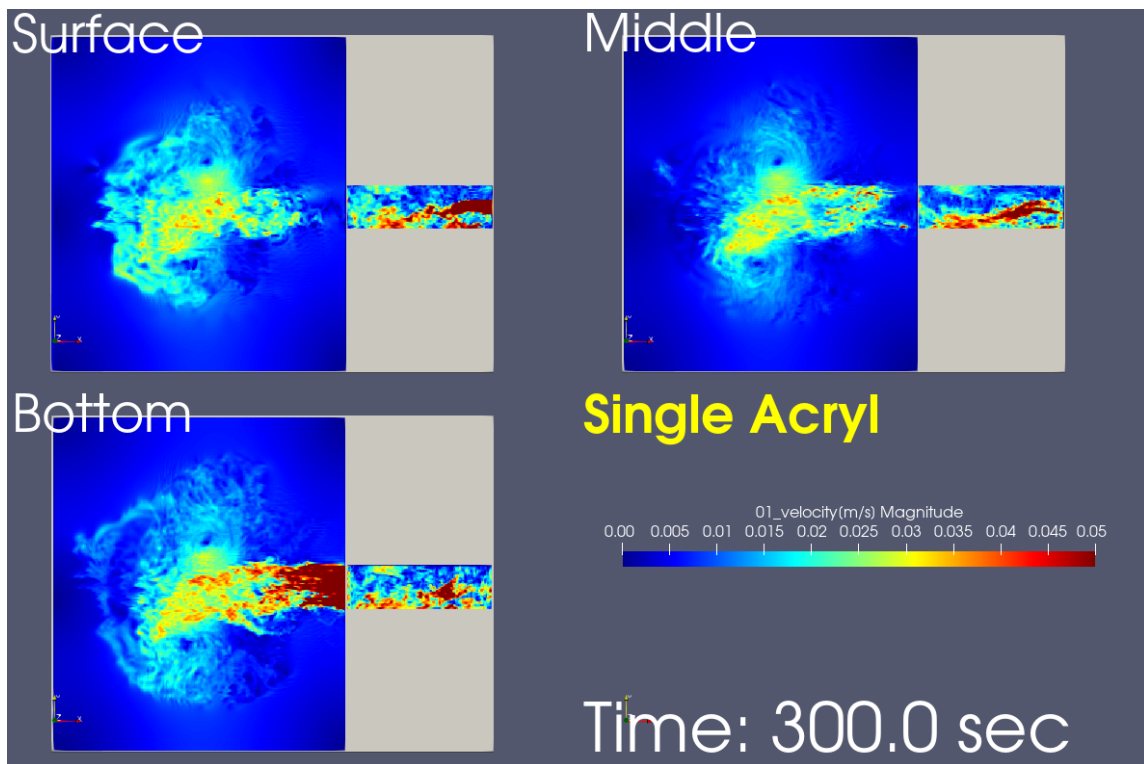


図 5-49 アクリル板 1 枚設置 (Time=300.0sec)

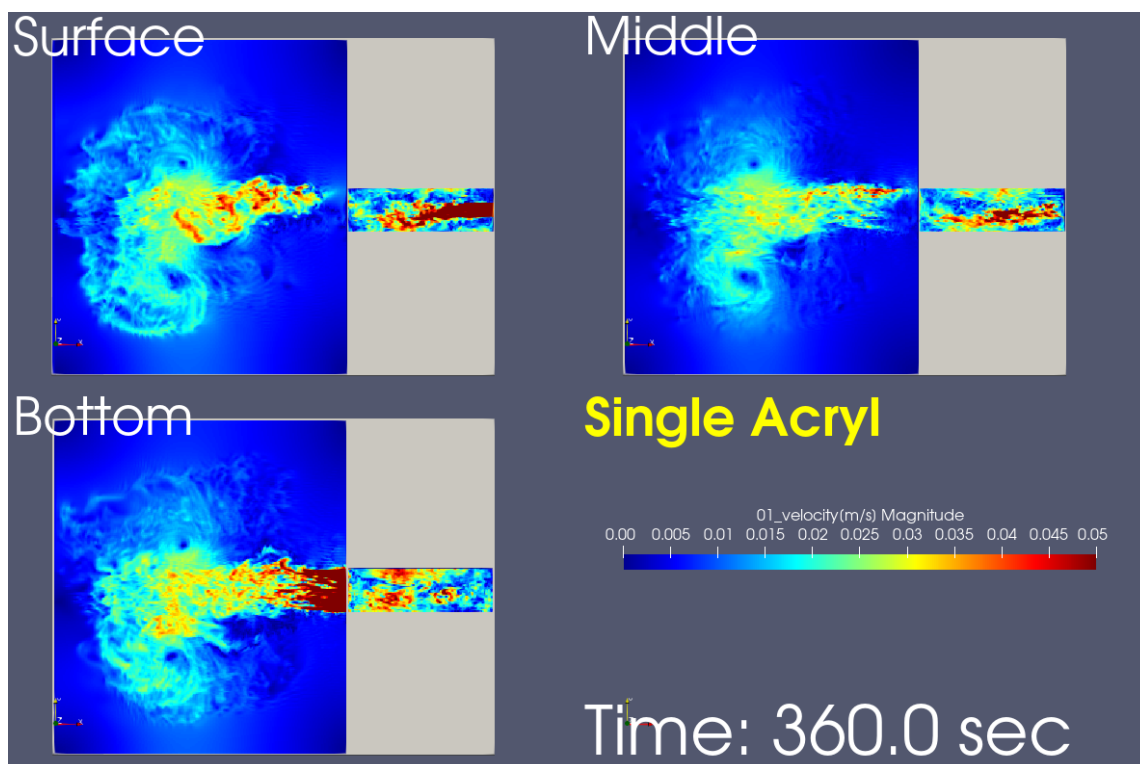


図 5-50 アクリル板 1 枚設置 (Time=360.0sec)

③観測点での流速時刻歴の比較（アクリル板なし）

アクリルを設置しない場合にて、観測点（St.0-St.4）の底面から 3.0cm の位置での流速の時系列変化をシミュレーション結果と実験結果で比較する。それぞれの観測点で得られる平均流速および流速変動の様子が概ね整合していることがわかる。

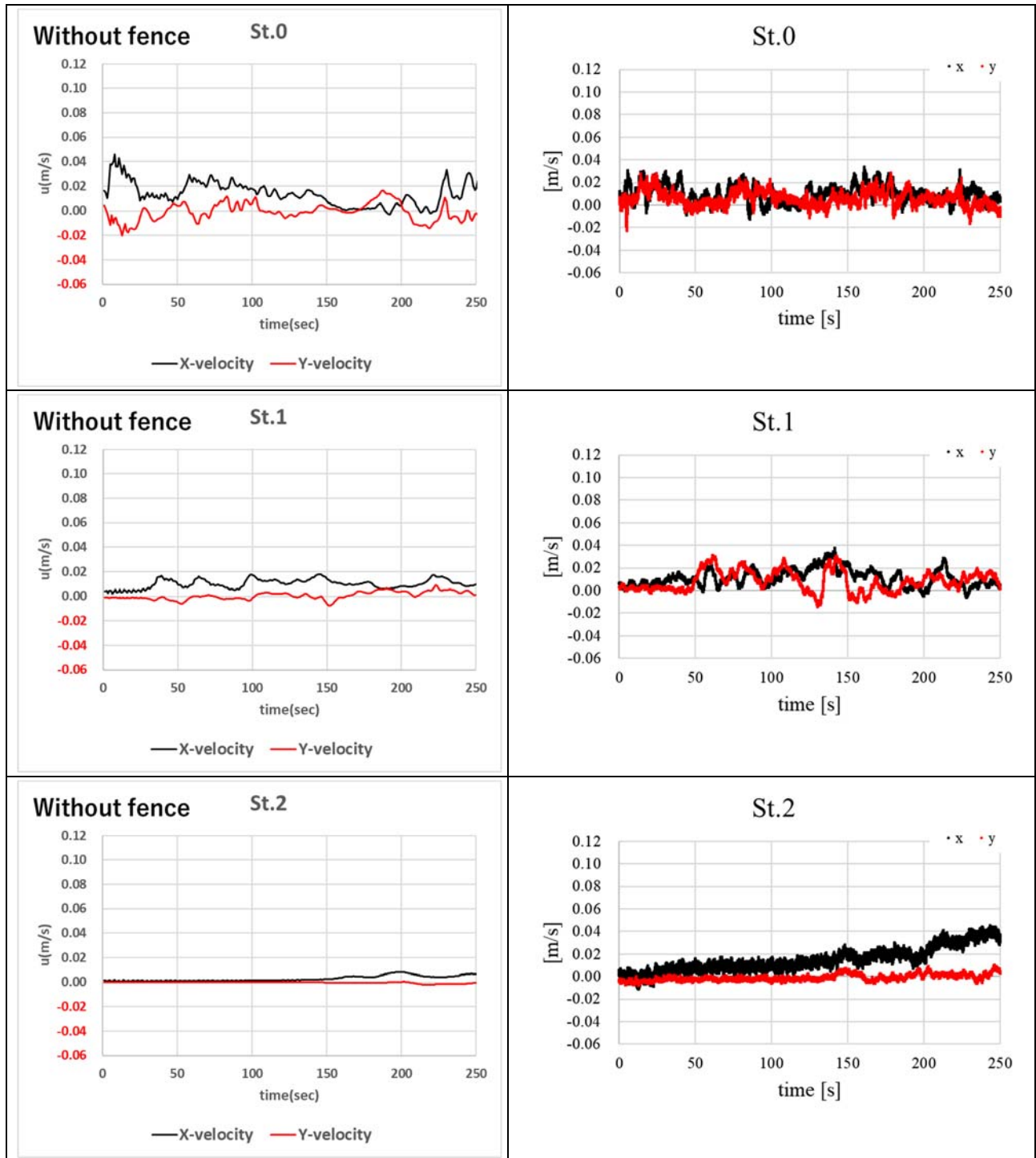


図 5-51 シミュレーション結果（左図）と実験結果（右図）の比較（アクリル板なし）

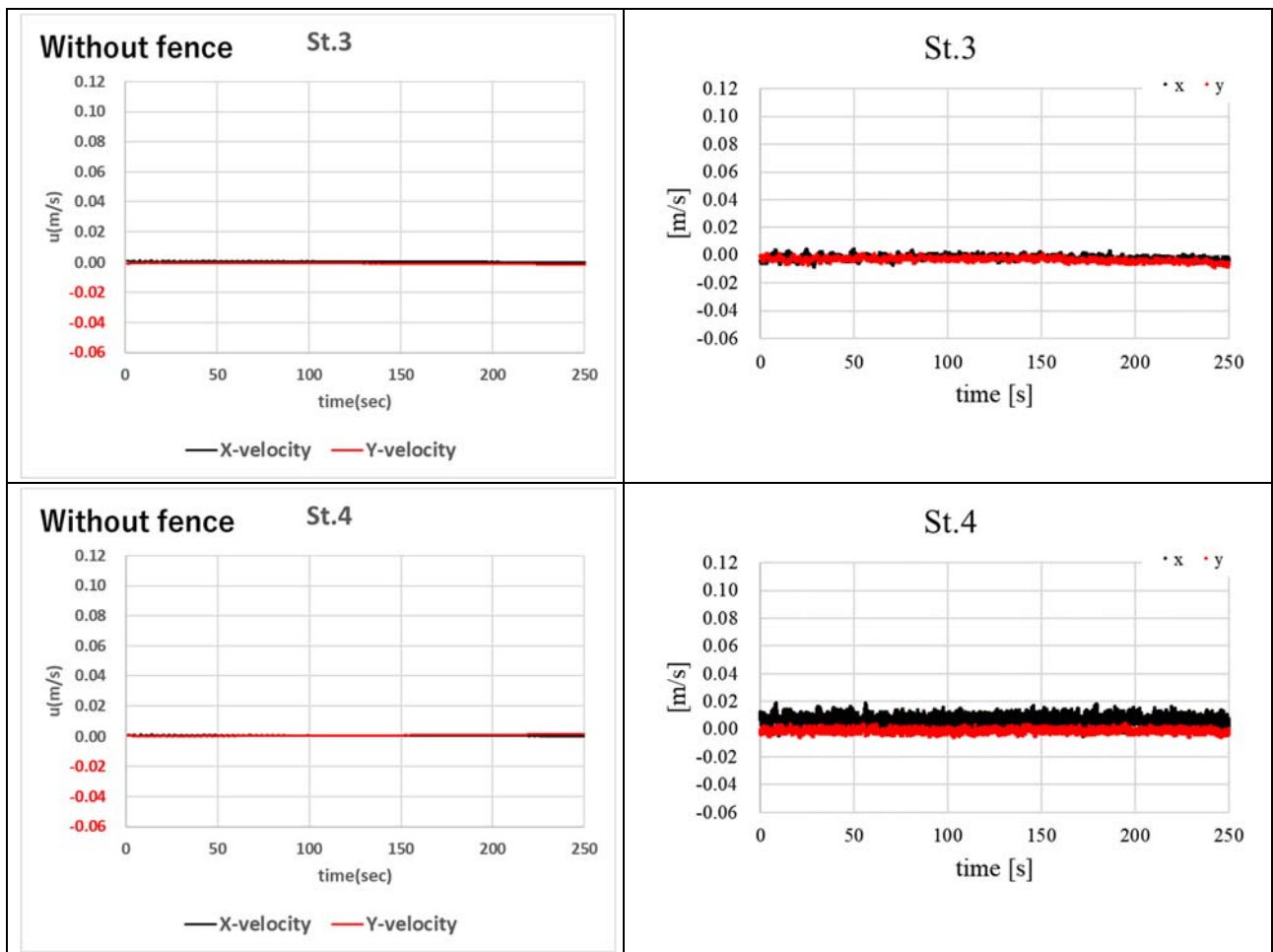


図 5-52 シミュレーション結果 (左図) と実験結果 (右図) の比較 (アクリル板なし)

④観測点での流速時刻歴の比較（アクリル板1枚設置）

アクリルを1枚設置した場合の観測点（St.0-St.4）での底面から3.0cmの位置での流速の時系列変化を、シミュレーション結果と実験結果で比較する。各々の観測点で得られる平均流速および流速変動の様子が概ね整合していることがわかる。

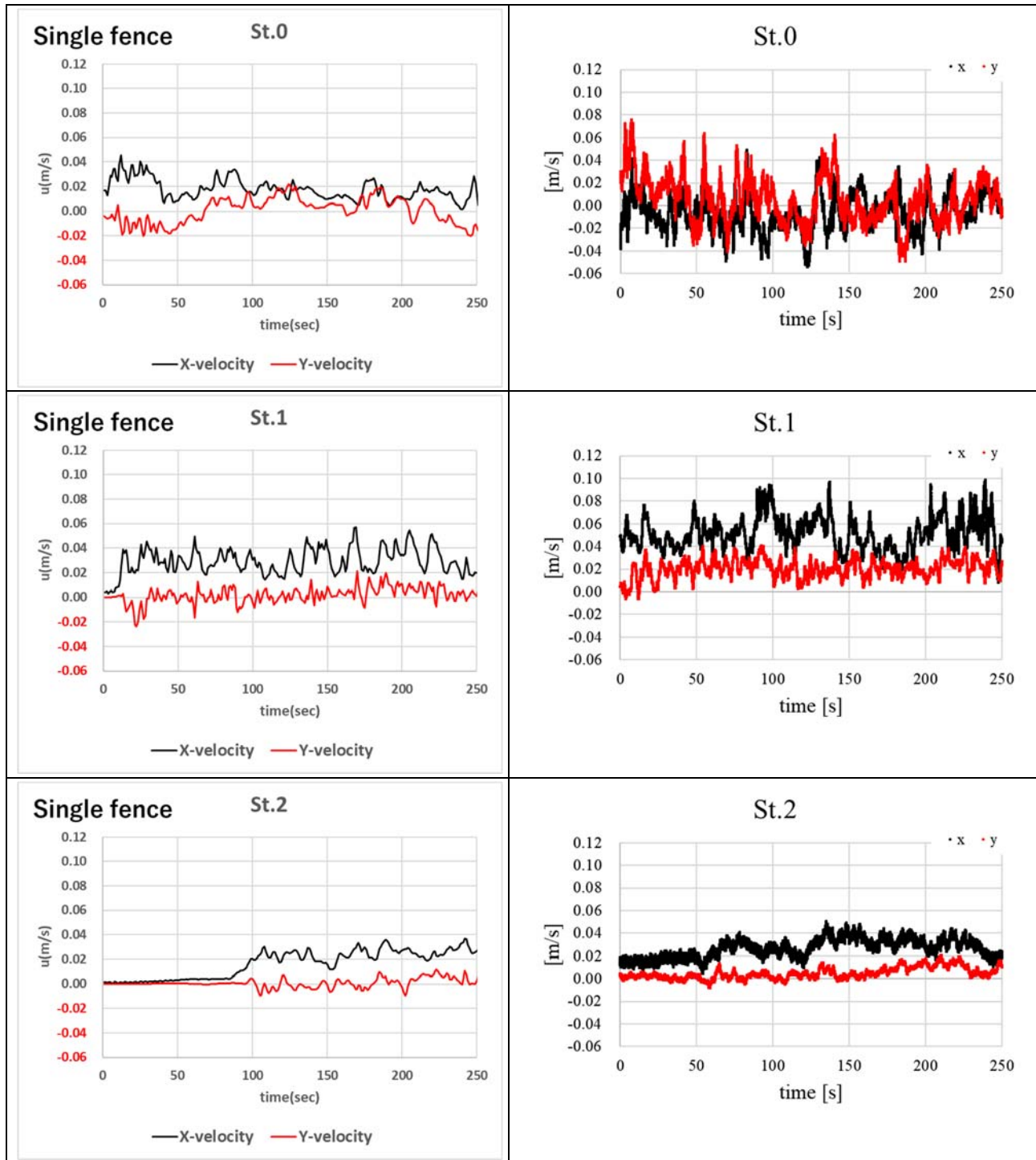


図 5-53 シミュレーション結果（左図）と実験結果（右図）の比較（アクリル板1枚設置）

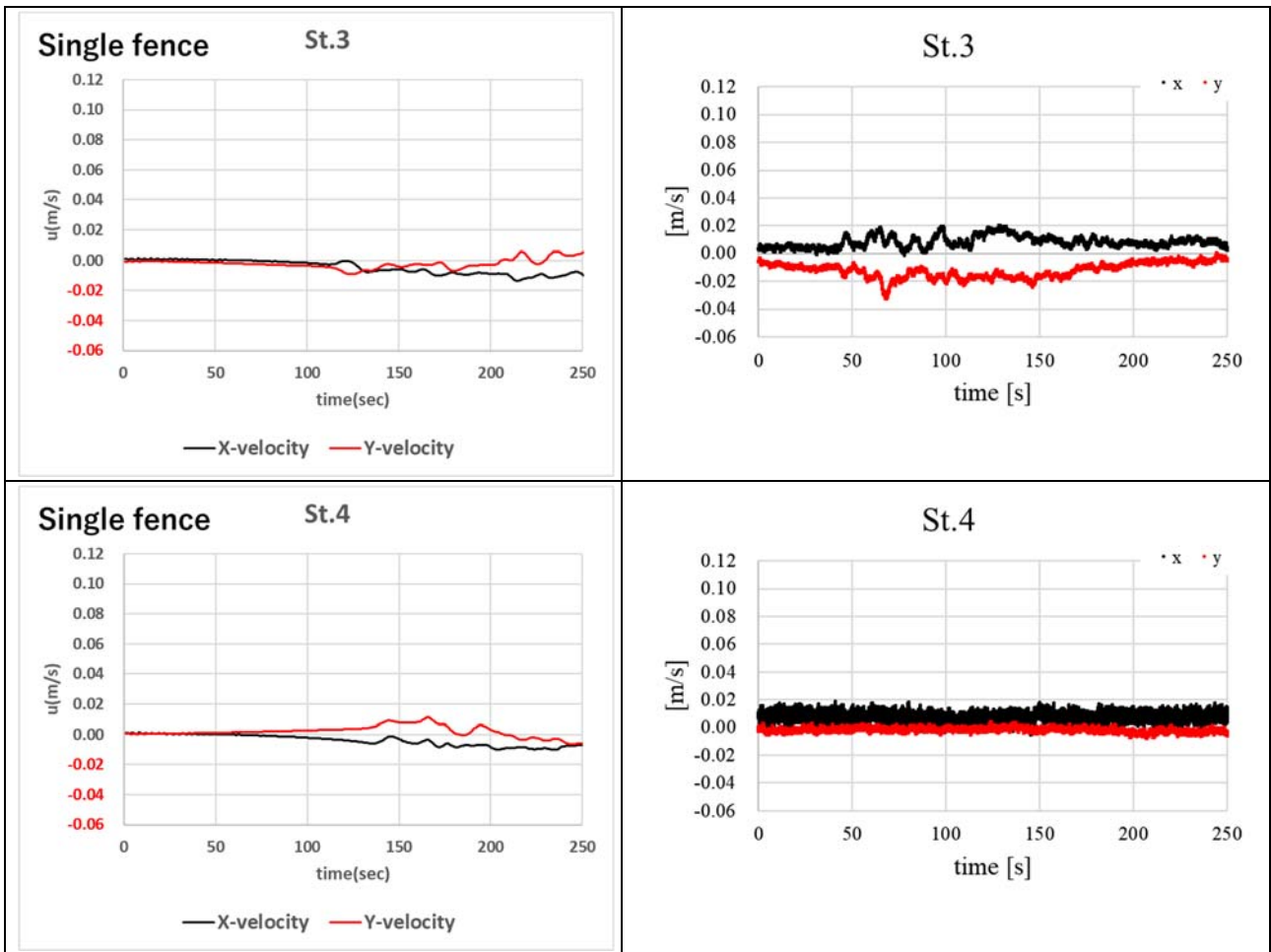
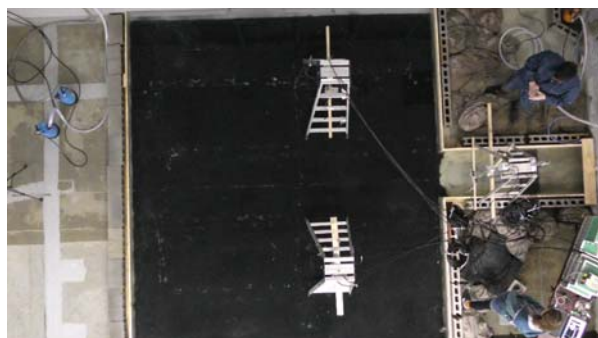


図 5-54 シミュレーション結果 (左図) と実験結果 (右図) の比較 (アクリル板 1 枚設置)

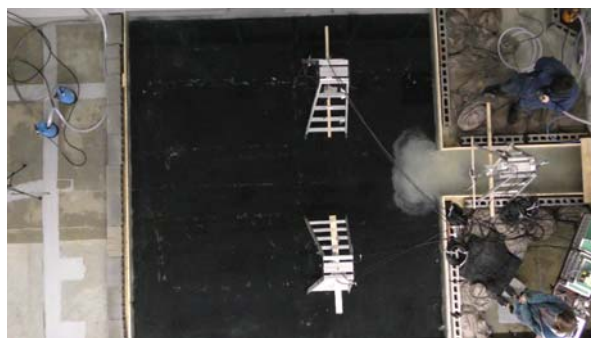
5.4.6 シミュレーション結果および実験結果との比較：シルト（粒径 20.0 μm ）

①シルト濃度分布（アクリル板なし） 実験結果

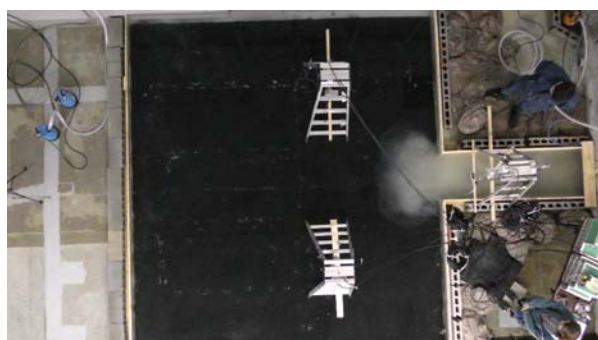
アクリル板を設置しない場合の各時刻における、シルト（粒径 20 μm ）の濃度分布（水平断面）をシミュレーションと実験で比較する。はじめに実験結果を示す。



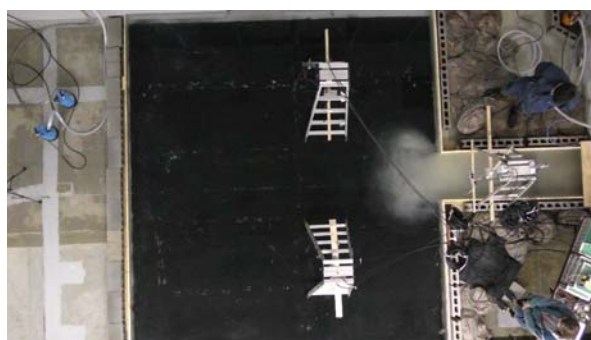
10 s



40 s



70 s



100 s

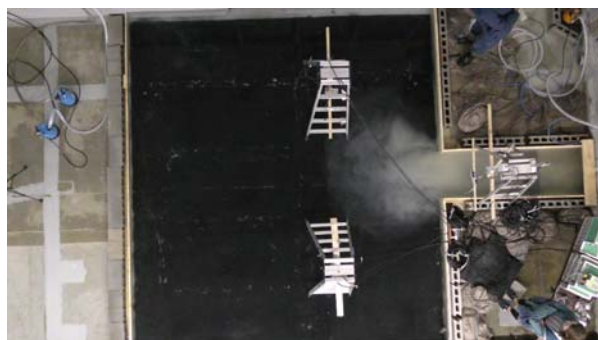
アクリル板を設置しない場合のシルト投入後から 0-100 秒後までの拡散の様子



130 s



160 s



190 s



220 s

アクリル板を設置しない場合のシルト投入後から 130-220 秒後までの拡散の様子

②シルト濃度分布（アクリル板なし）シミュレーション結果

次にアクリル板を設置しない場合のシルト濃度分布のシミュレーション結果を示す。ただし、1 画像につき3つの層（Surface：表層、Middle：中間層、Bottom：底面付近）の分布を表示している。尚、シルト濃度が集中している範囲を強調する目的で濃度カラーは対数スケールで可視化している。

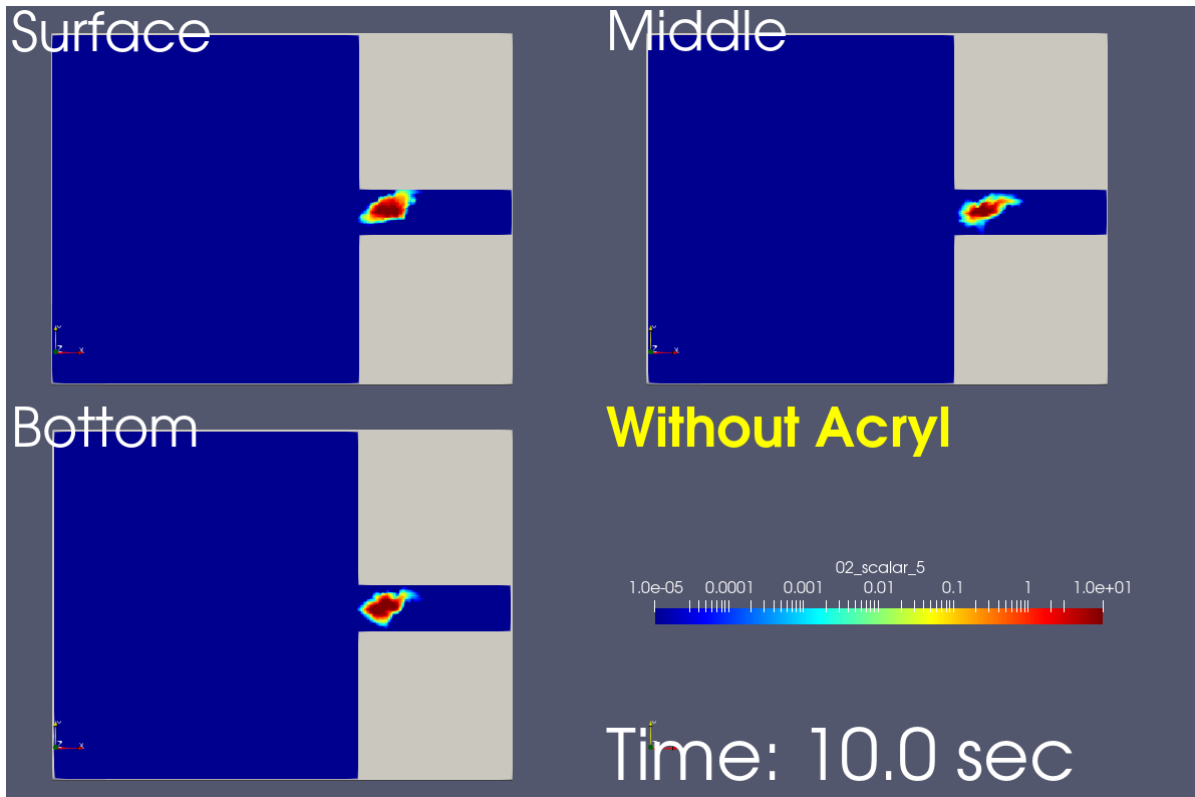


図 5-55 アクリル板なし (Time=10.0sec)

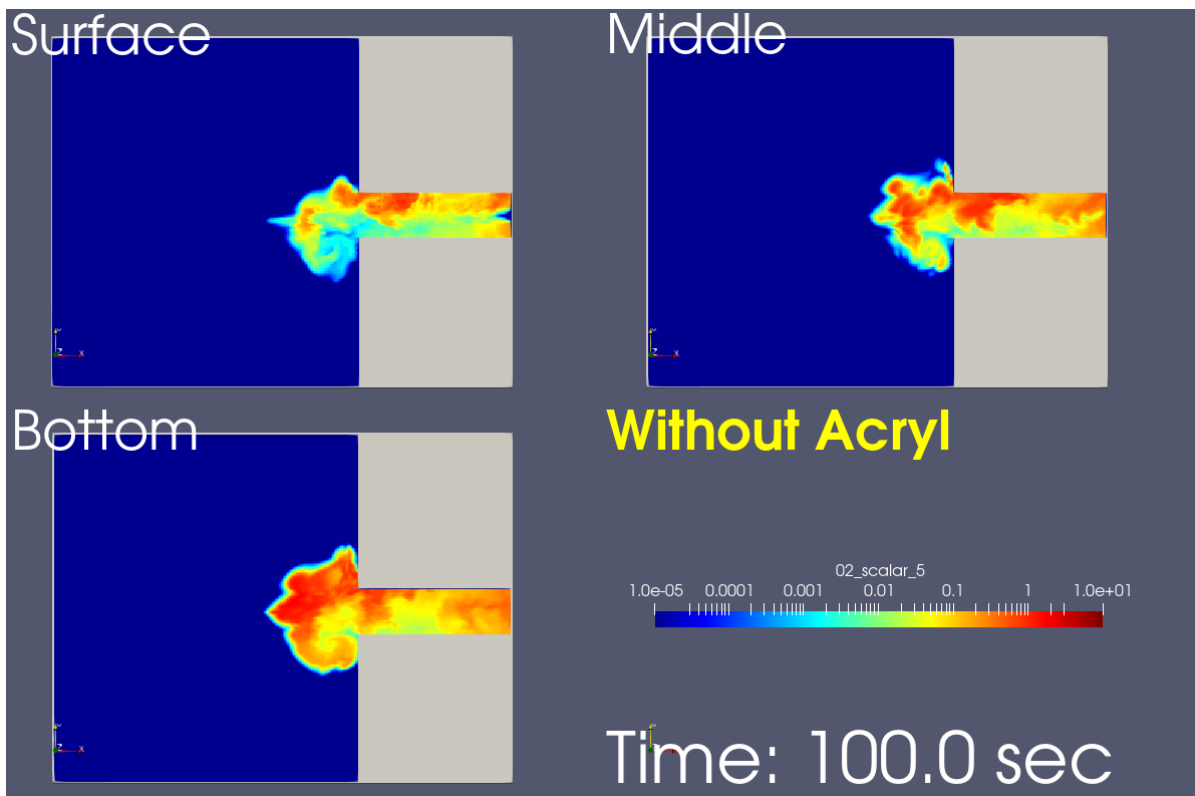


図 5-56 アクリル板なし (Time=100.0sec)

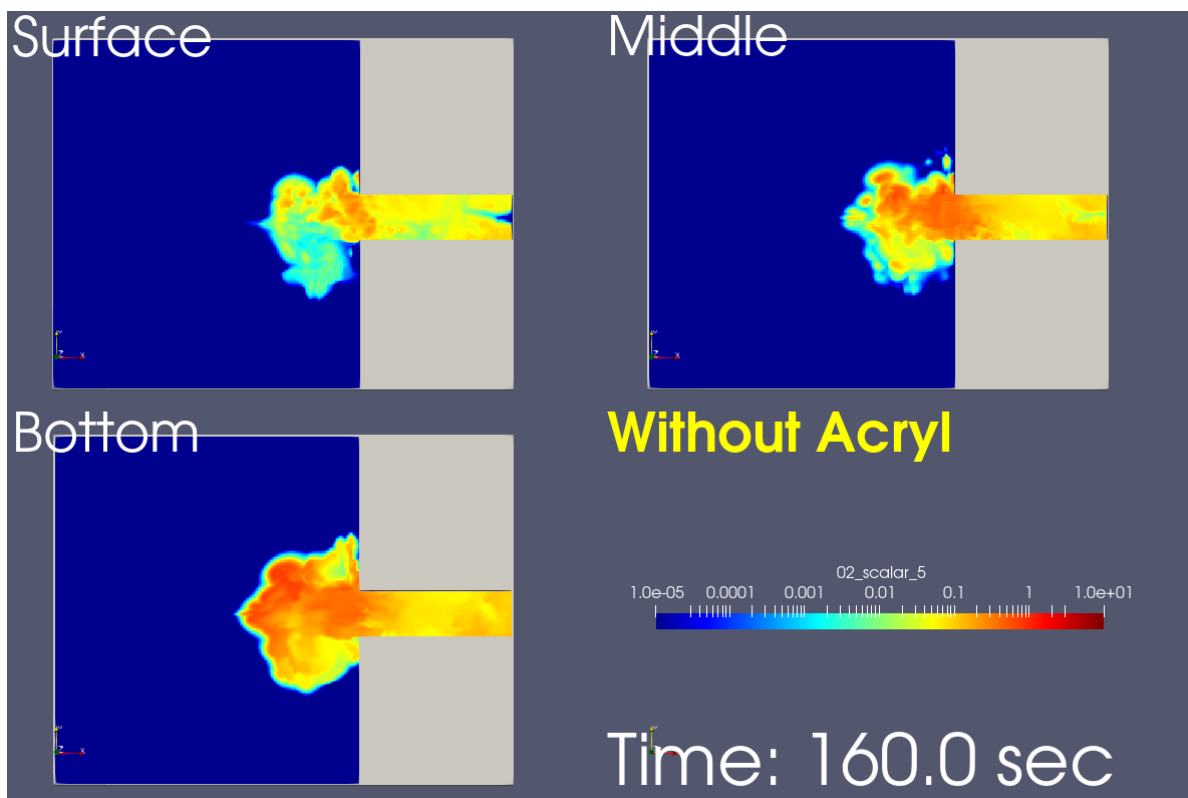


図 5-57 アクリル板なし (Time=160.0sec)

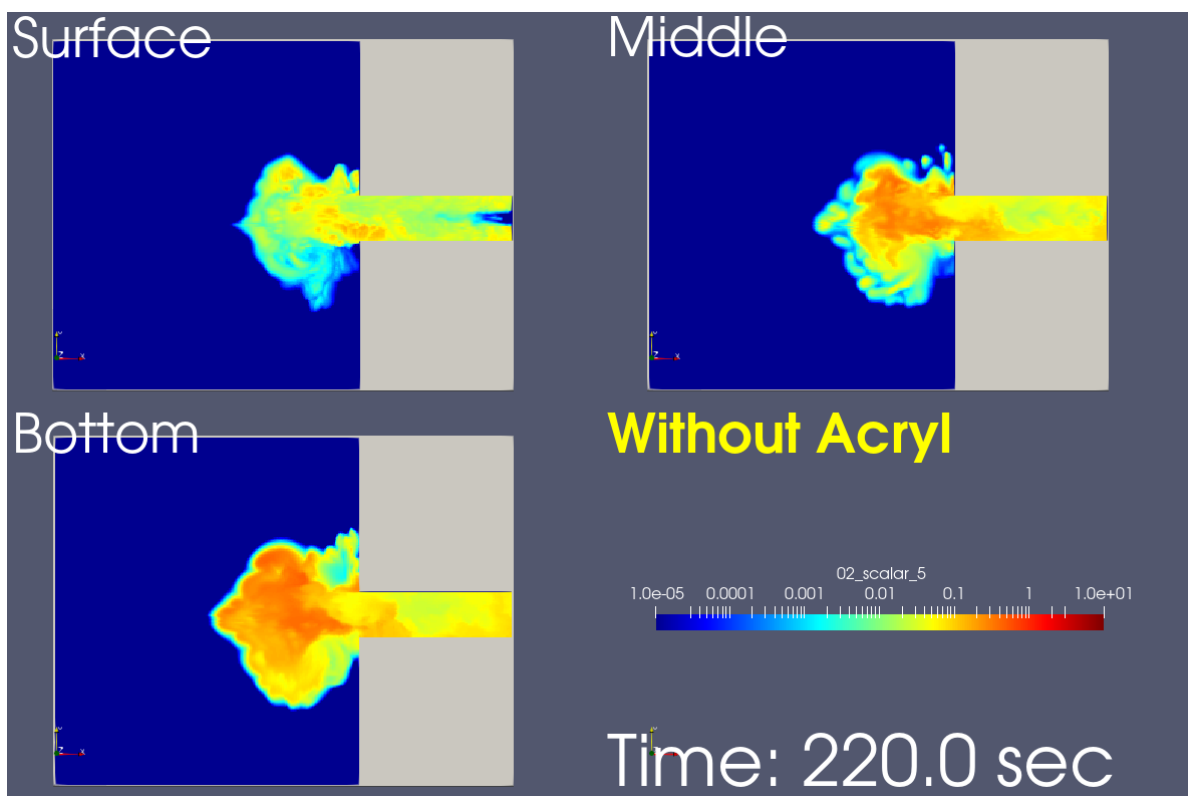
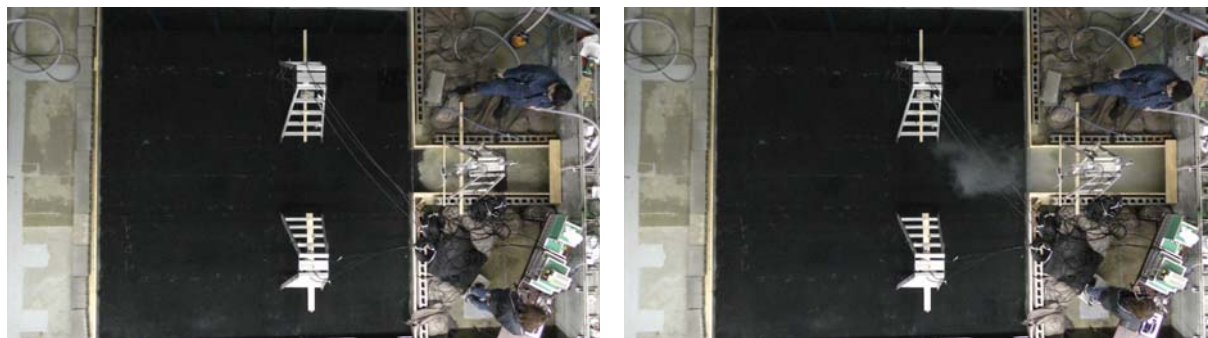


図 5-58 アクリル板なし (Time=220.0sec)

水の入射が細水路の幅より狭い幅のホースを利用しているため、噴流状態となり、強い乱流が誘起されており、シルトは細水路の上流まで拡散している様子が見られる。これは、実験画像からも見られている。

③シルト濃度分布（アクリル板1枚設置）実験結果

アクリル板を1枚設置した場合の各時刻におけるシルト（粒径 $20\mu\text{m}$ ）の濃度分布（水平断面）をシミュレーションと実験で比較する。はじめに実験結果を示す。



10 s

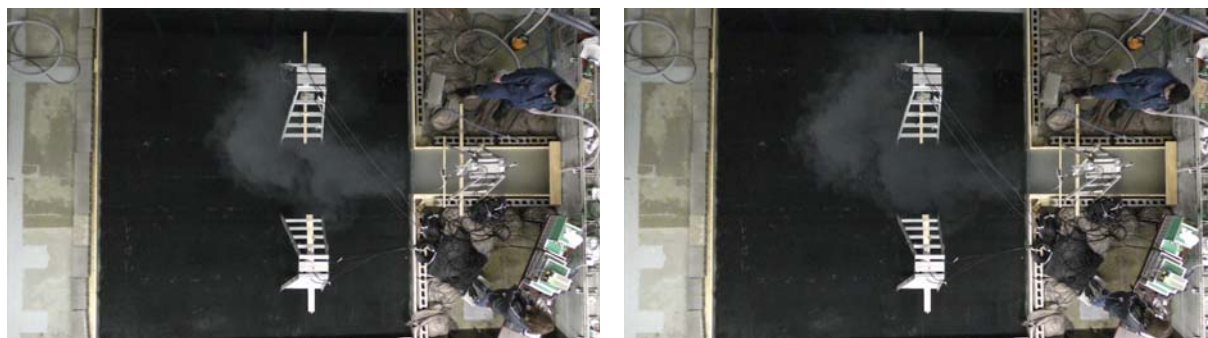
40 s



70 s

100 s

アクリル板を1枚設置した場合のシルト投入後から10-100秒後までの拡散の様子



130 s

160 s



190 s

220 s

アクリル板を1枚設置した場合のシルト投入後から130-220秒後までの拡散の様子

④シルト濃度分布（アクリル板1枚設置）シミュレーション結果

次にアクリル板を1枚設置する場合のシルト濃度分布のシミュレーション結果を示す。ただし、1画像につき3つの層（Surface：表層、Middle：中間層、Bottom：底面付近）の分布を表示している。尚、シルト濃度が集中している範囲を強調する目的で濃度カラーは対数スケールで可視化している。

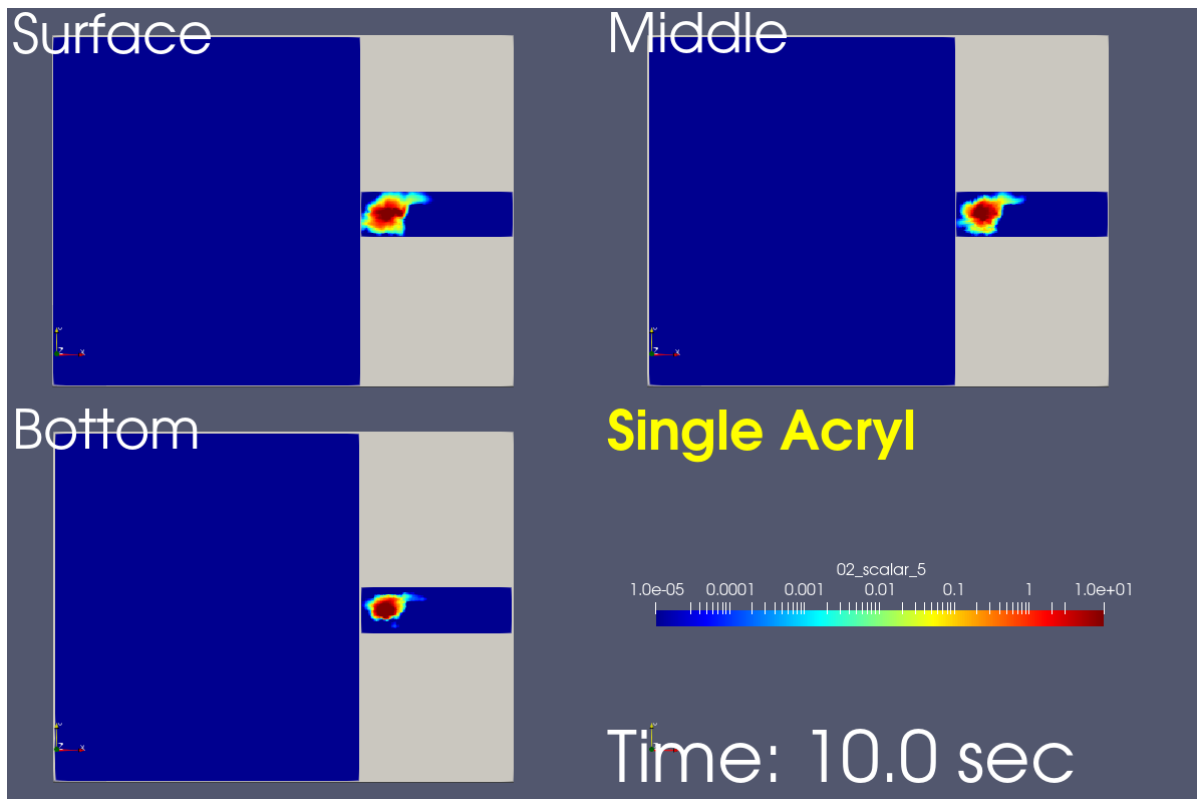


図 5-59 アクリル板1枚設置 (Time=10.0sec)

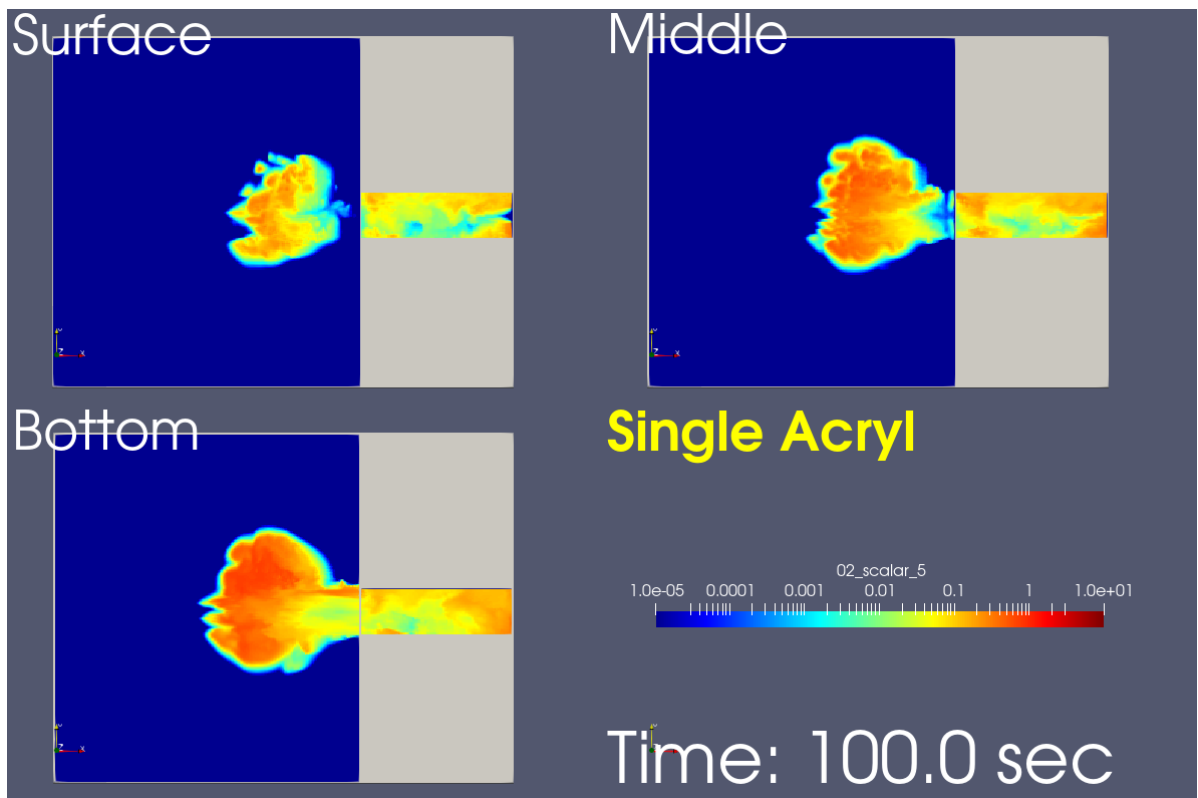


図 5-60 アクリル板1枚設置 (Time=100.0sec)

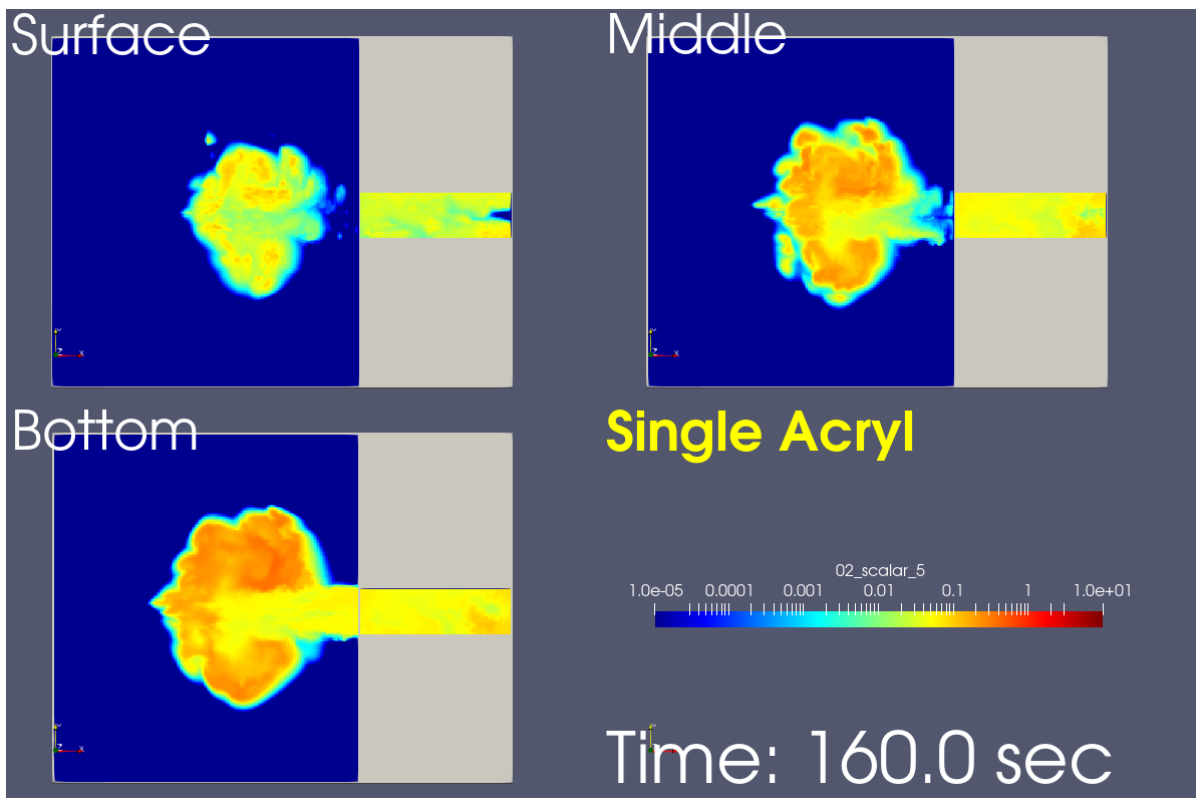


図 5-61 アクリル板 1 枚設置 (Time=160.0sec)

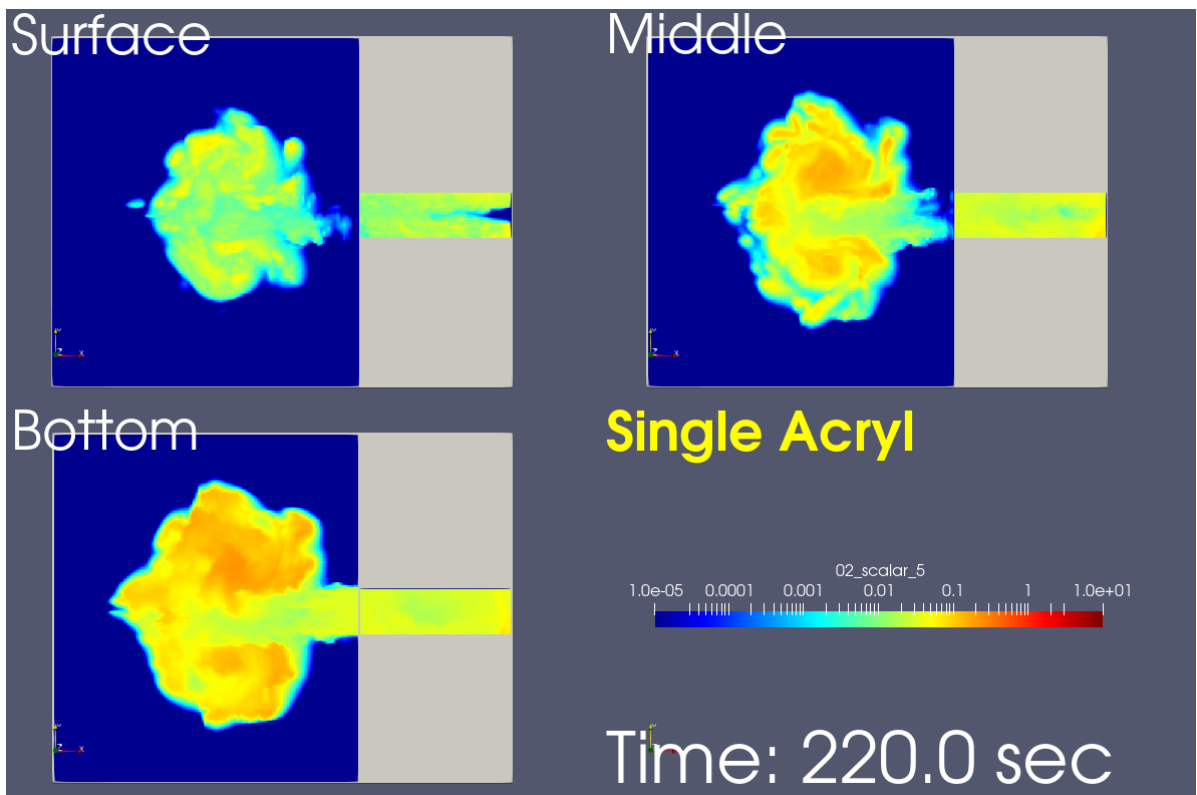


図 5-62 アクリル板 1 枚設置 (Time=220.0sec)

⑤観測点でのシルト濃度分布の比較（アクリル板なし）

アクリル板を設置しない場合に対し、観測点（St.0-St.4）の底面から 3.0cm の位置でのシルト濃度（粒径 20.0 μm ）の時系列変化をシミュレーション結果と実験結果で比較する。濁度の絶対値は実験の方がばらつきが多いが、時系列としての変化は概ね一致していることが分かる。特に、濁度が観測地点単位で観測される時間等は、良い一致を示している。

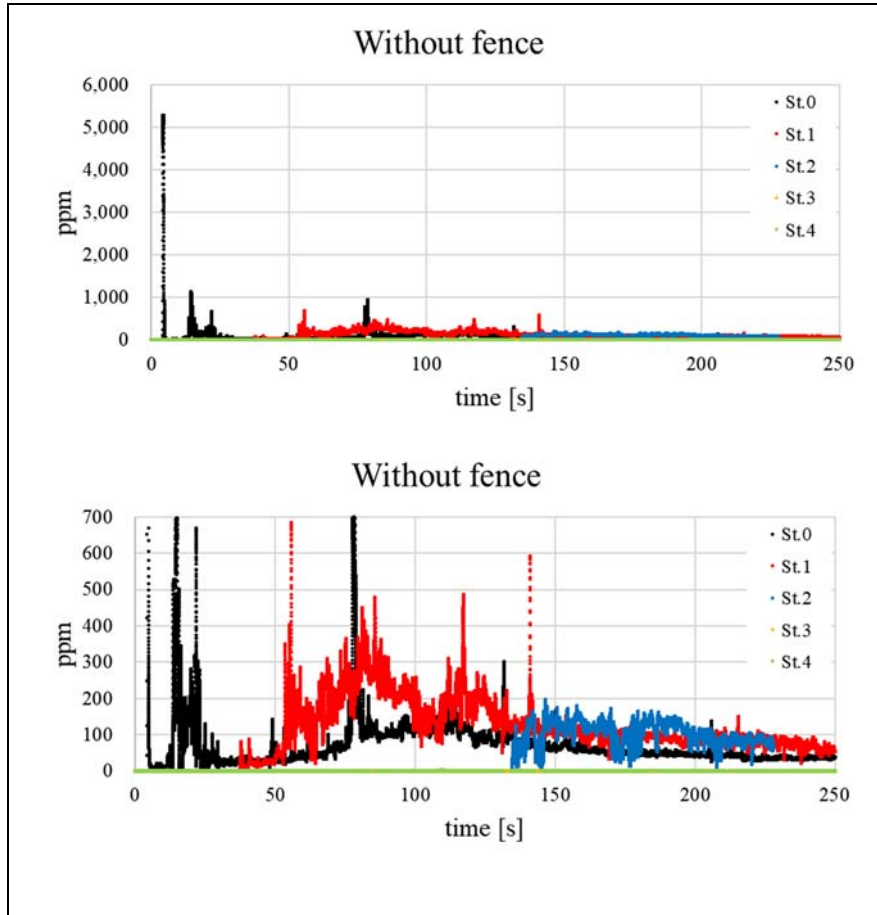


図 5-63 実験結果（アクリル板なし）

上図と下図は縦軸の最大値をそれぞれ 6000,700 とした。

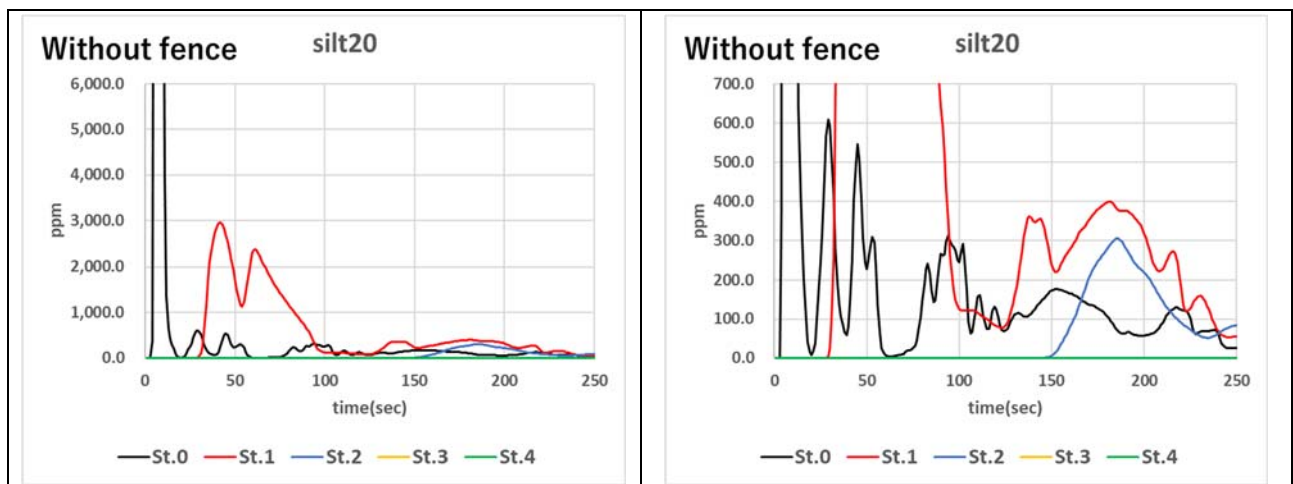


図 5-64 シミュレーション結果（アクリル板なし）

左図と右図は縦軸の最大値をそれぞれ 5000,700 とした。

⑥観測点でのシルト濃度分布の比較（アクリル板 1 枚設置）

アクリル板を 1 枚設置した場合に対し、観測点（St.0-St.4）の底面から 3.0cm の位置でのシルト濃度（粒径 20.0 μm ）の時系列変化をシミュレーション結果と実験結果で比較する。濁度の絶対値は実験の方がばらつきが多いが、時系列としての変化は概ね一致していることが分かる。特に、濁度が観測地点単位で観測される時間等は、良い一致を示している。

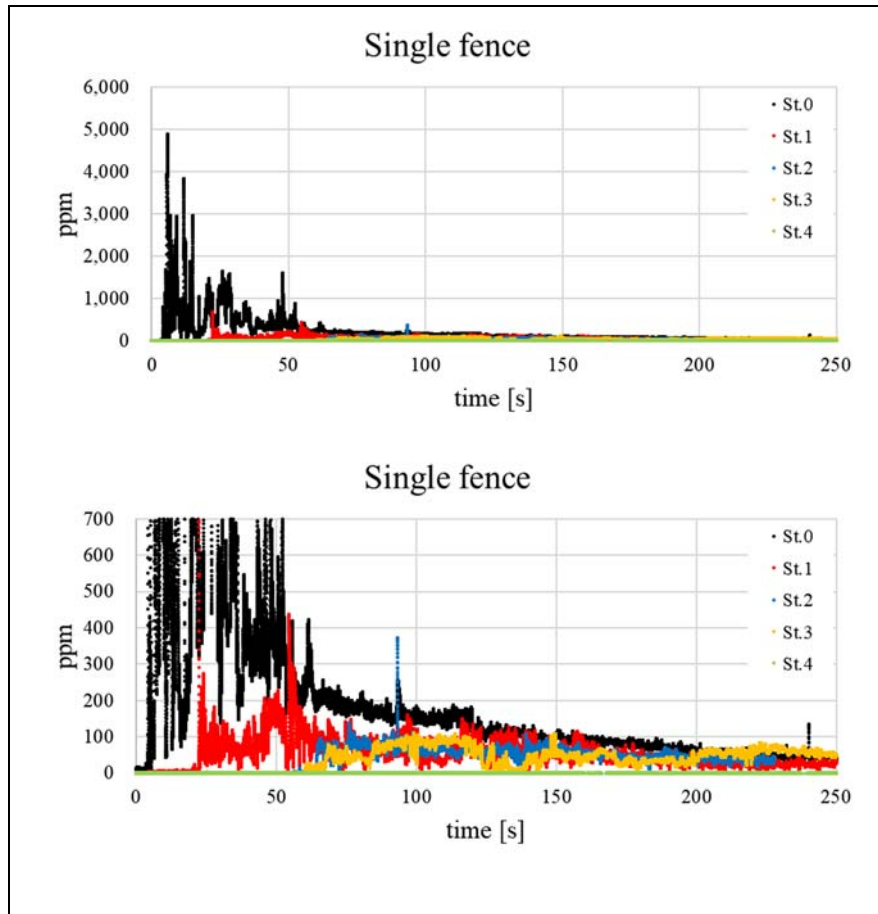


図 5-65 実験結果（アクリル板 1 枚設置）

上図と下図は縦軸の最大値をそれぞれ 6000,700 とした。

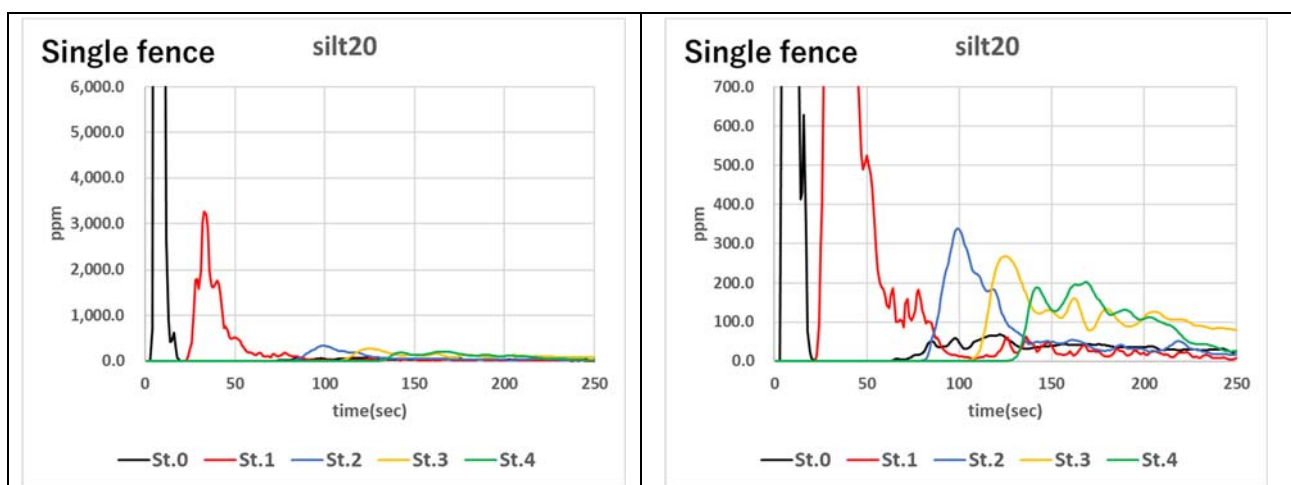


図 5-66 シミュレーション結果（アクリル板 1 枚設置）

左図と右図は縦軸の最大値をそれぞれ 6000,700 とした。

5.5 解析モデルと水槽実験との比較のまとめ

解析モデルとしては、LES を用い、実験条件とほぼ同一の条件を再現するシミュレーションを実施すると、流速計が与える流速の時系列変化が複数の点で凡そ一致することが分かった。その際、平均流速だけでなく、流速変動量も凡そ一致することから、当該コードを用いた流れ場についての再現性は、凡そ一致していることが分かる。一方、濁度計が示す実験結果は、シミュレーションよりノイズが大きく、濁度計自身が示す揺らぎが大きいことが原因ではないかと考えられる。しかし、絶対値の一致は悪いが、時系列変化については、凡その時系列変動傾向は一致しており、懸濁態の挙動についても、良い一致が得られていると言える。こうして、当該受託事業で実施した改変コードを用いることで、懸濁態粒子の挙動についても、化学的過程を持たない無機土壌粒子を仮定した場合は、高い予測力を示すことが分かった。今後は、当該コードに 30 年度までに開発済みのシルトフェンスモデルを組み込み、同様の水槽実験を行い、結果を比較検証することが次のステップに当たるものと判断する。

参考文献

- [5-1] 野田篤、沈降法による粒子径測定、<https://staff.aist.go.jp/a.noda/memo/settle/settle/settle.html>
- [5-2] 井伊谷鋼一、球形粒子の沈降速度について、
https://www.jstage.jst.go.jp/article/sptj1964/3/1/3_1_420/_pdf
- [5-3] R. B. Bird, et. al., Transport Phenomena, J. Wiley, 1962, p.194.
- [5-4] L. Schiller and A. Neumann, Z VDI, 1933, 77. Nr. 12 p.318.
- [5-5] C. B. Brown, Sediment transportation in engineering Hydraulics, H. Rouse, Ed., John Willey and Sons, Inc., N. Y. , 1950, pp. 1039.
- [5-6] 芦田和男, 道上正規, 移動床流れの抵抗と掃流砂量に関する基礎的研究. 土木学会論文報告集. 1972, 206, 59-69.
- [5-7] Garcia, M., and Parker, G., Entrainment of bed sediment into suspension, J. Hydraul. Eng. , 1991, 117(4), 414-435.
- [5-8] H. Nakagawa, T. Tsujimoto, Sand bed instability due to bed load motion, J. Hydraul. Div., ASCE, 1980, Vol.10, HY12, pp.2029-2051.
- [5-9] P. Nielsen, Coastal Bottom Boundary Layers and Sediment Transport, Advanced Series on Ocean Eng., 1992, Vol. 4, World Scientific.
- [5-10] 池野正明、吉井匠、松山昌史、藤井直樹、津波実験に基づく浮遊砂巻上量の算定と巻上量式の提案、土木学会論文集 B2 (海岸工学) , 2009, Vol. B2-65, No.1, pp. 506-510.
- [5-11] 牛島省、清水隆夫、藤野隆司、保坂 稔、東北電力株式会社 3 次元局所洗掘数値解析手法の高精度化と発電所放水口前面への適用性の検証、電力中央研究所研究報告書, 1997.
- [5-12] 藤井恵一郎、砕波による乱れの影響を考慮した底質巻き上げ関数の開発, 2008 年度修士論文 (東京大学大学院新領域創成科学研究科) , 2009.
- [5-13] 池野正明、吉井匠、松山昌史、藤井直樹、津波実験に基づく浮遊砂巻上量の算定と巻上量式の提案、海岸工学論文集, 2009, 第 56 巻, pp. 506-510.
- [5-14] 岩垣雄一、限界掃流力に関する基礎的研究 (I) 限界掃流力の流体力学的研究, 土木学会論文集, 1956, Vol. 41, pp. 1-21.

■ 6章 まとめと結論

第6章では、本事業で実施した各項目のまとめと得られた結論を記す。先ず、懸濁態の環境中及び実験室での挙動、それらの観測手法について取得した知見をまとめ、得られた結論を記す。その後、簡易水槽を用いて行った懸濁態の実験観測について得られた結果をまとめ、数値シミュレーションとの比較結果を整理し、得られた結論及び課題を報告する。

6.1 懸濁態の物理・化学挙動について得られた知見のまとめ

2章にて詳述したように、河川から海域に至る自然の水環境中では、様々な粒子状の物質が分散し、懸濁態として存在している。その粒子の起源は種々多様であり、粒子が有する特徴により詳細に分類され、各々、特徴的な動態を示す。その動態を詳細に見ると、物理的、化学的、生物的なものに分類され、物理的な動態としては、沈降が最も重要であることが指摘されている。沈降は鉛直一方向の輸送であり、巻き上げ（再懸濁）等がなければ、不可逆の動きとなるため、物質の循環における収支を考える際は、最も重要な現象に位置づけられる。その一方、沿岸や河川等の比較的水深の浅い領域では、流れや波浪等の影響も含めて様々な要因が、底面での堆積物の巻き上げ及び再懸濁を促すことが知られている。以上、これらの事象に関する知見を整理した結果から、沈降と巻き上げのモデルを適切に選択し、必要な場合には実験観察を行い、モデルの検証やパラメータ探索を通して、懸濁態粒子の挙動を追跡できるコードを開発する必要があると結論づけられる。また、本事業の目的の対象となっているシルトフェンスは水平方向だけでなく、鉛直方向の流れを強く誘導することから、懸濁態粒子の巻き上げの効果については、特に詳細に実験観察を行い、モデルを定める必要があることが分かった。尚、化学的・生物的挙動については、シルトフェンス等の設置場所が比較的局所的であるため、懸濁態粒子の移流・拡散に際し、重要な役割を果たすとは考えらず、むしろ、沈降堆積した後の化学的・生物的变化等により、その後の再懸濁へと影響を及ぼす可能性があるのみと考えられる。従って、当面の課題としては、物理的挙動のみに着目するので良いことが結論づけられる。

6.2 水中での懸濁態の観測・分析手法及び必要機材の調査により得られた知見のまとめ

3章にて詳述したように、懸濁態挙動の観測や分析においては、現地での実施と実験室にて懸濁態粒子を準備して、その挙動を観測・分析することが想定される。その際、現地での実験が望ましいが、大掛かりとなり現実的でない可能性がある。その一方、懸濁態粒子の粒径は小さく広く拡散され易いことから、その移流・拡散挙動を調べるには広範囲に渡って、その動態を観測する必要があるため、断面水槽ではなく平面水槽において港湾全体を広く模型として作成し実験を行う必要がある。実際、本事業では4章にて詳述したように、港湾を模した平面水槽において懸濁態粒子の動態を調査した。その際、濁度計と流速計を適宜、複数のポイントで設置することで、懸濁態粒子の凡その挙動を追跡することが可能であることが分かった。しかし、今回設置した程度の数の地点だけでは、全体像を実験だけから把握するのはむずかしく、更に観測点数を増やす必要があることが分かった。尚、5章にて記したように、設置ポイント以外の場所での挙動については、シミュレーションを行うことで、挙動の全体像が把握できることが分かるが、そのためにはシミュレーションモデルの精度を上げる必要がある。もちろん、連続的な分布とその変化を実験から取得できれば良いが、その観測方法については、今後の調査項目となる。これについては、水槽実験を専門とする研究機関のインタビューから、底面からの観測可能な模型と水槽の利用や高精細な水中カメラの利用等の提案があった。実際、シルトフェンスを敷設したことで、懸

濁態粒子の沈降が促進されることが期待されるが、その点については実験毎に、模型外に流出した懸濁態粒子の量や模型内底面に沈着した懸濁態粒子の量を測定する必要があるが、底面全体を高精度に観測可能であれば、沈着粒子の量等を推定可能と考えられる。複数の実験ケース毎に、沈着粒子を収集し、データを取るのとは容易ではなく提案のように、より簡便に実施可能な手段を考える必要があることが分かる。これは今後の重要な課題である。また、3章にて記したように、現地やスケール比が現地と近い場合等では、位置を正確に制御可能なロボットを使用した撮影及び測定その他、ドローンを使用し、上空からの撮影等が有効な手段になり得ると考えられる。

6.3 簡易水槽実験及びシミュレーションとの比較結果のまとめ

本事業では、3つの実験（沈降管利用の沈降実験、断面水槽を用いた懸濁態の基本物理過程の観測実験、平面水槽を用いた港湾模擬体系での懸濁態の基本物理過程の観測実験）を実施した。その結果、先ず、沈降管の利用により、購入したサンプル試料の緒言を正確に確認できる他、現地取得試料試験も可能であることが確認できた。次に断面水槽を用いた懸濁態の基本物理過程の観測実験では、条件を凡そ正確に合わせることであれば、LES（ラージエディシミュレーション）を実施することで、かなりの精度で観測結果を再現できることが分かった。但し、巻き上げに関しては、定量的評価が難しく、流量の制御等を含めた実験条件の詳細な制御が鍵となることが分かったが、シルト等の堆積物の巻き上げには強い流れが必要であることが確認できたことから、底面流速を正確に把握することができれば、凡その事前評価が可能になると考えられる。但し、現地の底泥のような複雑な物性を持つ堆積物に対しては、特に注意が必要であることが分かる（2章詳述）。次に、港湾を簡便に模した平面水槽での実験だが、この体系においても、実験条件を合わせてLESによるシミュレーションを実施すれば、ほぼ実験で得られた流速及び懸濁態の挙動を再現できることが分かった。本年度事業では、シルトフェンスを模したアクリル板を水槽内の流動を遮る形で垂下させ、流速分布や懸濁態挙動を観測したが、これについてもシミュレーションとの一致は良く、アクリル板の存在により懸濁態粒子が底面付近まで降下し、底面とアクリル板のすき間を素早く通過する様子が観測され、シミュレーションと凡そ一致することが分かった。その後、懸濁態粒子が素早く沈降・堆積するかについては、定量的に観測することは難しいが、シミュレーションでは、懸濁態粒子サイズが $20\mu\text{m}$ 以上ぐらいになると、港湾模擬水槽体系内にて沈降・堆積することが確認されている（30年度同事業報告書参照）。但し、それ以下のサイズの懸濁態粒子の有意な沈降が起こるかについては、前節に記したように実験での確認は難しく今後の課題となる。以上、実際にシルトフェンスを用いて実験を行う際、粒径毎に拡散抑制効果は異なることが想定され、その確認が課題となることが分かった。当該課題については、流下する粒子に粒径により異なる蛍光物質を塗布する等の複数のマーカーとしての機能を持たせ、場所毎に沈降した粒子を観測する他、実際に沈降した粒子の粒径を測定すること等が必要になると考えられる。

6.4 結論

以上、本事業では、シルトフェンスによる放射性物質の拡散抑制効果を検証する上で、必要となる懸濁態の挙動について様々な知見を取得し整理した他、簡易水槽実験とシミュレーションを実施し、両者を比較することで、懸濁態粒子の凡その挙動がシミュレーションにより予測できることが分かった。今後は、シルトフェンスモデルを本受託事業で開発したモデルを有するコードに組み込み、様々なパラメータを設定し、実験との比較を実施することで、懸濁態粒子の挙動を把握すること（即ち、拡散抑制効果の評価）が可能との結論を得ることができた。