



HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	高効率型高度浄水処理システムの開発
Author(s)	笠原, 伸介
Degree Grantor	北海道大学
Degree Name	博士(工学)
Dissertation Number	甲第4091号
Issue Date	1997-03-25
DOI	https://doi.org/10.11501/3122249
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/51410
Type	doctoral thesis
File Information	000000307440.pdf



高効率型高度浄水処理システムの開発

1997年2月

笠原伸介

高効率型高度浄水処理システムの開発

1997年2月

笠原伸介

目 次

第1章 緒 論	1
1.1 水道をとりまく現状と高度浄水処理	1
1.2 高度浄水処理システムの問題点	2
1.2.1 フロッキュレータおよび沈澱池の構成	2
1.2.2 深層ろ層の洗浄水量	3
1.2.3 生物活性炭処理の制御	4
1.3 改良型高度浄水処理システム（パイロットプラント）の構成	4
1.4 本研究の目的	6
1.5 本論文の構成	7
【 参 考 文 献 】	10
第2章 噴流攪拌固液分離装置の分離特性と水理特性	12
2.1 はじめに	12
2.2 沈澱を伴うブロック形成過程	13
2.2.1 既往の動力学モデルに基づく考察	13
2.2.2 基礎実験	17
2.2.3 結果と考察	17
2.3 JMSの操作条件と固液分離特性	21
2.3.1 実 験	21
2.3.2 多孔板部におけるG値	24
2.3.3 懸濁成分の処理性	26
2.3.4 多孔板部における懸濁粒子の分布	29
2.4 流況とエネルギー消費率	32
2.4.1 実 験	32
2.4.2 平均流速と乱流強度	36
2.4.3 主流部の流れと乱れ	36
2.4.4 流入（噴流噴き出し）部付近の流れと乱れ	49
2.4.5 流出（噴流吸い込み）部付近の流れと乱れ	49
2.4.6 水面付近と水路底付近の流れと乱れ	49

2.4.7 エネルギー消費率の分布	50
2.4.8 有効エネルギー消費率の推定	50
2.5 ま と め	53
【 参 考 文 献 】	54
第3章 深層ろ層の空気洗浄の現象解明とその応用	56
3.1 はじめに	56
3.2 空洗に伴うろ層内圧力とろ層内水の挙動	57
3.2.1 実 験	57
3.2.2 ピーク圧力	59
3.2.3 安定期における圧力	62
3.2.4 押し上げ水量	64
3.2.5 ろ層内空気量	65
3.3 空洗に伴う排出濁質の挙動	66
3.3.1 排出濁質量の測定	66
3.3.2 排出濁質量の推移	66
3.3.3 銅イオンをトレーサーとした排出濁質の追跡実験	67
3.3.4 排出濁質の舞い戻り	68
3.3.5 舞い戻り濁質のろ層内分散	72
3.4 空洗に伴うろ層の混合過程	76
3.4.1 ろ層の混合過程の測定	76
3.4.2 空気単独洗浄時のろ層の混合	77
3.4.3 空気・水同時併用洗浄時のろ層の混合	79
3.5 空気・水同時併用洗浄の効果	82
3.5.1 実 験	82
3.5.2 急速減衰期と緩速減衰期	83
3.5.3 洗浄強度とろ層内残留率	84
3.5.4 濁質残留量分布	87
3.5.5 水逆洗速度の影響	91
3.6 ま と め	93
【 参 考 文 献 】	94

第4章 木質系活性炭と石炭系活性炭を用いた高度浄水処理システムの評価	96
4.1 はじめに	96
4.2 実験条件	97
4.2.1 実験プラントの通水条件	97
4.2.2 ベンチスケールカラムを用いた固定床活性炭通水実験	98
4.2.3 木質系活性炭と石炭系活性炭の物理特性	98
4.2.4 分析項目と測定方法	103
4.2.5 千歳川表流水水質特性	103
4.3 凝集・沈澱・砂ろ過プロセスの評価	105
4.3.1 基礎実験	105
4.3.2 凝集剤注入率と溶解性有機物除去性との関係	106
4.3.3 沈澱後水の制御	109
4.3.4 E260とDOCの挙動	111
4.3.5 THMFPの挙動	113
4.3.6 細菌類の固液分離	115
4.4 オゾン・活性炭プロセスの評価	117
4.4.1 E260とDOCの挙動	117
4.4.2 THMFPの挙動	120
4.4.3 アンモニア性窒素とAOCの挙動	125
4.5 活性炭処理特性に及ぼすオゾン処理の影響	130
4.5.1 回分吸着実験	130
4.5.2 E260とDOCの挙動に及ぼすオゾン処理の影響	130
4.5.3 生物分解特性に及ぼすオゾン処理の影響	135
4.6 ま と め	139
【 参 考 文 献 】	141
第5章 総 括	143
謝 辞	147

第1章

緒論

1.1 水道をとりまく現状と高度浄水処理

近年、都市部への人口の集中、水の大量消費、下水道の普及、水源の富栄養化などに伴い、水道原水の複合的な汚染が問題となってきた。また、需要者の間からは、水道水のリスクや異臭味に対する関心が高まってきている¹⁾。

現在、浄水処理方式として最も一般的に用いられる急速ろ過システムは、懸濁質やコロイド質の固液分離と殺菌を主な目的としており、残留効果のある塩素の注入は、水道水の安全性を確保するうえで最も有力であると認識されてきた。また、不定期に発生する異臭味については、粉末活性炭の投入により適時対応してきた²⁾³⁾。

しかしながら、上水道システムに関わる研究が進むにつれ、処理水中に残存する溶解性有機物と、注入された塩素との間で生成される消毒副生成物が健康被害を及ぼすこと⁴⁾、配水過程で塩素抵抗性の強い細菌が増殖し、形成された生物膜中に病原性の細菌類が存在する危険性があること^{5)~7)}、クリプトスポリジウムオーシストのように、大腸菌に比べて実に 24 万倍もの塩素抵抗性を有する病原菌が存在すること⁸⁾などが明らかにされ、これまでの浄水処理方式では対応できない様々な事象が顕在化してきた。

これらを背景に、現在では、水道水のリスクや異臭味に関わる諸成分は、処理工程の段階で除去し、消毒時の塩素添加量を極力抑制する方策がとられ始めている。具体的に対応し得る処理法としては、(1) MF、UF、NF などの膜処理^{9)~11)}、(2) オゾン処理、(3) 活性炭処理、(4) ハニ

カム方式や回転円板などの生物処理、(5) 緩速ろ過¹²⁾など多種多様の方式が挙げられる。なかでも、既存の急速ろ過システムにオゾン処理や活性炭処理プロセスを付加した、いわゆる高度浄水処理システムは、大量の良質水を確保できることから、現行の一元給水システムにおいては最も現実的な対応策として高く評価できる²⁾¹³⁾¹⁴⁾。

高度浄水処理方式は採用増加の傾向にあり、現在、わが国における浄水量としては約 19 億 m³/年、総浄水量に占める割合は約 11 %にも及んでいる¹⁵⁾。また、高度浄水処理の採用目的も、従来のような異臭味除去という特定地域に存在する問題から、健康リスクの削減というほぼ普遍的に存在する問題へと変わりつつある¹⁶⁾。この健康リスクに関わる問題は、測定技術等の進歩に伴い、さらにその重要性を高めていくと考えられ、それに随伴する形で、今後も高度浄水処理は普及の一途をたどることが予想される。

1.2 高度浄水処理システムの問題点

高度浄水処理システムの具体的な処理機能に目を向けると、天然有機成分 (Natural Organic Matter -NOM-) の代表であるフミン質類については、凝集と活性炭吸着との組み合わせにより、ほぼ完全に、かつ合理的に除去することができる¹⁷⁾。しかしながら、処理プロセスの構成に目を向けると、一般にはほぼ完成化された急速ろ過システムに、新たなプロセスを付加する形態となるため、従来より敷地面積や動力消費が増大することが免れない。特に、都市部では、限られたスペースで浄水処理施設を形成することが余儀なくされ、階層型施設の利用¹⁸⁾や既存の急速ろ過池の一部を活性炭吸着池に改造するケース¹⁹⁾も見られる。そこで、今後の高度浄水処理システムには、操作に必要なエネルギー消費の増加を極力抑制しつつ、水質管理の観点から溶解性成分除去に力点をおいた、いわゆる高効率型の形態をとることが必要と考えられる。そのためには、固液分離に関わる機能、すなわち、既存の急速ろ過システムを構成する各プロセスを見直すことで、処理システムの簡素化・合理化を図ること、また、処理目的を達成するための中核を担う溶解性成分除去プロセスを有効に制御することが不可欠であると考えられる。以下に、個々のプロセスが抱える具体的な問題点について指摘する。

1.2.1 フロッキュレータおよび沈澱池の構成

急速ろ過システムは懸濁性成分の固液分離が主たる目的であり、凝集・沈澱プロセスはその中心的な役割を担うと同時に、処理システムの構成の大部分を占めている。

フロック形成プロセスは、良好な沈澱分離を行うためには重要な前処理操作であるが、粒子の粗大化以外に主だった水質変換特性を持たない。それにもかかわらず、現行の急速ろ過システムでは、フロッキュレータの維持管理に非常に多くのコストが要求され²⁰⁾、処理水量約 52 万

m³/d 規模の兵庫県猪名川浄水場の場合、設備更新費を含めた維持管理費は平均で年間約 1 億円にも及んでいる。また、フロッキュレータの修繕費のみとらえても、全浄水処理施設の修繕費に占める割合は約 1 割弱で、年々増加傾向にある。一方、沈澱プロセスは、懸濁成分の固液分離に最も寄与しているが、同時にきわめて多くの滞留時間²¹⁾が当てられ、3～5 時間の滞留時間を標準²¹⁾としている。

通常フロッキュレータと沈澱池の組み合わせでは、フロックはある一定の粒径分布をもちながら成長していき、最終的に得られた分布のうち、特定の沈降速度以上の粒子が除去される。そのため、フロッキュレータでは、フロック相互の接触機会を高く保持して極力大径のフロックを形成するよう設計されており、沈澱池では、十分な表面負荷率を確保して分離可能な粒径を小さくするよう設計されている²¹⁾。その結果、フロッキュレータでは、沈降性のフロックを浮遊させ、沈澱池では、前半部に比べて後半部の除去率が低いといった低効率型の操作が行われる。それゆえ、システムが複雑化する高度浄水処理システムでは、溶解性成分除去には直接関与しないにもかかわらず、滞留時間とエネルギー消費の大きな部分を占めるこれらのプロセスは、極力簡素化すべきと考えられる。

1.2.2 深層ろ層の洗浄水量

高度浄水処理システムには、急速ろ過、固定床活性炭吸着などの深層ろ過プロセスの増加が伴い得る。こうしたプロセスは、必ず、ろ過操作と洗浄操作に大別され、洗浄操作には、処理が完了した浄水が一般に用いられる。通常では、この洗浄操作に浄水量の 3～5%程度が使用される²²⁾が、原水水質の悪化や高度処理導入に伴う深層ろ過プロセスの増加によって、今後は増加することが予想される。平成 6 年度現在、給水量に対する漏水などによる損失分の指標としての無効率が全国平均で約 10 %¹⁵⁾であることから、洗浄水量の増加に伴う負担の大きさがうかがえ、水資源の有効利用、水道事業の適正運営の観点から、洗浄水量の削減は不可欠である。

主に洗浄操作に用いられる逆流洗浄（以下、逆洗）、表面洗浄（以下、表洗）、空気洗浄（以下、空洗）のなかで、空洗はその操作に浄水を用いず、一般には加圧空気の挿入によってろ層の洗浄を行うため、洗浄水量の大幅な節約を期待でき、空洗を主体とした洗浄法を採用すると、約 1/10～1/3 の洗浄水量で水逆洗単独の場合と同じ洗浄効果を達成できるとの報告²³⁾もある。しかしながら、わが国では表洗の技術が開発されたことに加え、空洗のメカニズム、および洗浄効果が明確でないため、1950 年代後半からはあまり広く採用されておらず、急速ろ過池の洗浄法としては、一般に逆洗と表洗の併用方式が採用されている²⁴⁾。

そこで、空洗方式の採用増加を促すため、空洗時に認められる詳細な現象を解明し、空洗を主体とした洗浄法（空気・水同時併用洗浄方式）の洗浄効果とその有効性を示すことが必要で

あると考えられる。

1.2.3 生物活性炭処理の制御

急速ろ過システムでは、凝集操作のみが溶解性成分除去に対応し得る唯一のプロセスとなる。また、粉末活性炭を併用することにより、水道原水中に含まれる大部分の溶解性有機物を除去できるが、基本的には、処理システムに生物分解作用を期待することは出来ない。現在では、米国などに見られるように、浄水処理の分野においても生物処理の効果が注目されている²⁵⁾。

生物活性炭（BAC）処理は、活性炭が本来有する吸着能に加え、活性炭表面に付着した細菌による生物分解機能を最大限に発揮することを目的としており、これまで除去対象とならなかった各種の溶解性成分に、吸着と生物分解の相乗効果により、幅広く対応できるとして大いに期待されている²⁶⁾²⁷⁾。

しかしながら、BAC 処理プロセスに認められる現象は、非定常な吸着作用と定常な生物分解作用によって引き起こされる複合的な現象であり、その処理特性は、原水中の構成成分、濃度、水温、処理フローなどによって異なるため、有効に制御することが困難である。

これまでに、BAC の処理機能や、活性炭表面における生物活性の向上に関する研究が多数行われており^{26)~28)}、高度浄水処理システムの中で BAC 処理プロセスを有効に制御するためには、これらの研究成果をふまえたより多くの実証型実験を行ない、同プロセスがシステム内でどのような役割を果たすかについて検討する必要があると考えられる。

1.3 改良型高度浄水処理システム（パイロットプラント）の構成

本研究では、以上の問題点をふまえ、高度浄水処理システムの効率化を成し得る一つの形態として、図 1-1 に示す処理フローを提案する。基本的なフローは、凝集・沈澱・急速砂ろ過を前段で行った後、オゾン処理・活性炭処理を行う構成となっている。懸濁性成分については、凝集・沈澱・砂ろ過により、また、溶解性有機物については、凝集、オゾン酸化、活性炭吸着および生物分解によりそれぞれ対応できるよう構成されている。本システムの特徴としては、凝集・沈澱操作の簡素化と洗浄水量の削減を達成することで、従来の急速ろ過システムに相当するプロセスの合理化を行っている点が挙げられる。同時に、生物分解機能の向上を目指して開発された木質系活性炭と一般に吸着剤として利用される石炭系活性炭をそれぞれ採用することで、それらの実原水に対する処理性の比較を行い得るプロセス構成となっている。実験装置は、北海道江別市上江別浄水場内に設置した。原水は千歳川表流水を用い、パイロットプラントの処理水量は 50m³/d である。凝集条件、オゾン注入条件、活性炭通水条件などの詳細は第 4 章で述べることとし、ここでは、各プロセスのハード面に関する詳細を示す。

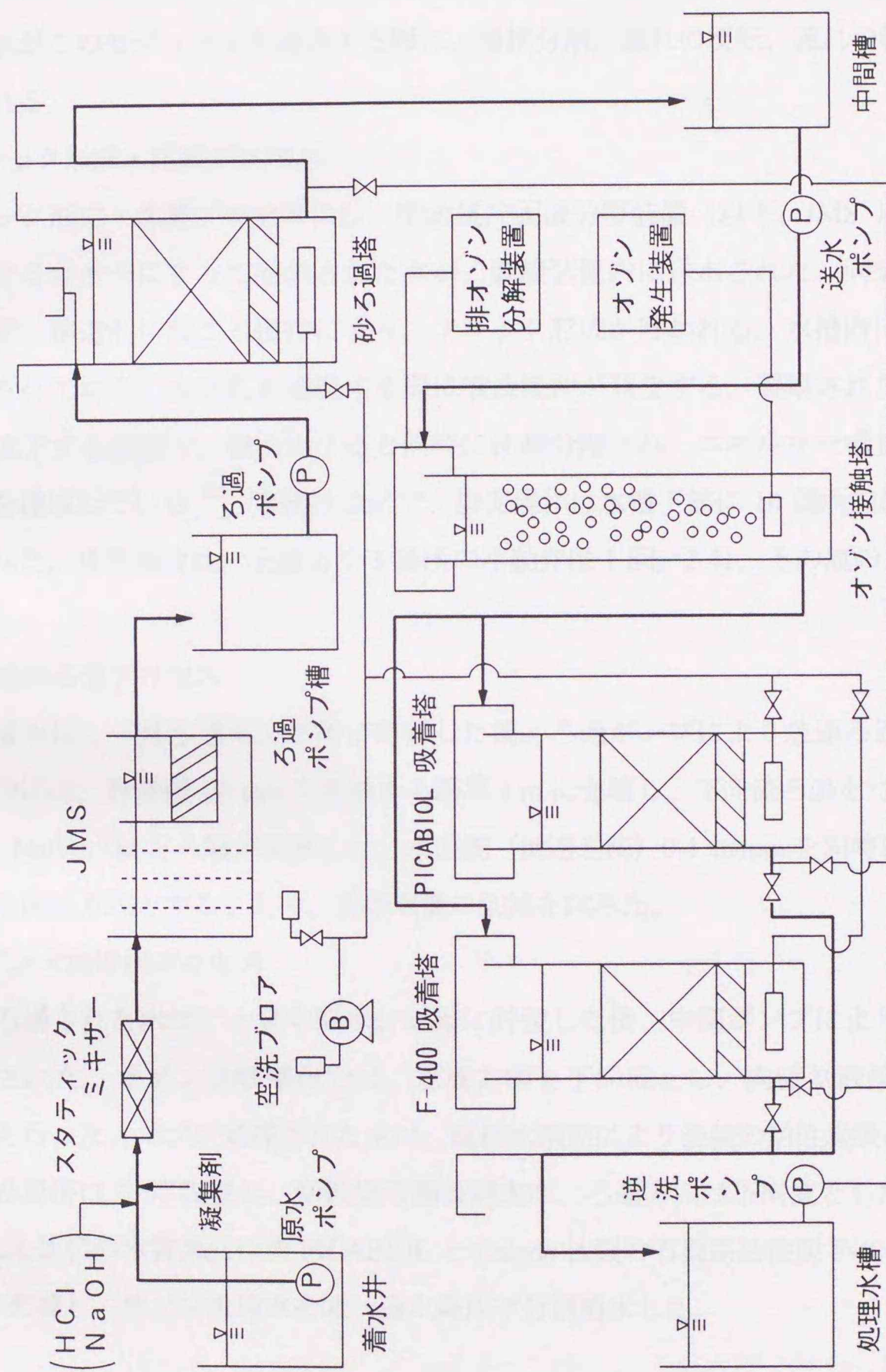


図 1-1 高度浄水処理システムパイロットフロート

(1) 凝集プロセス

凝集プロセスには、スタティックミキサー²⁹⁾を使用した。揚水ポンプにより取水口から導水してきた原水を一旦着水井に溜めた後、水中ポンプによりミキサー内に送水した。同ミキサーは駆動部分を全く持たず、180 度にねじれた長方形の板が 90 度ずつ交互に連なった構造を持っている。水がこのモジュールを通過する際に、層状分割、流れの反転、流れの転換の作用を受け、混合される。

(2) フロック形成・沈澱プロセス

フロック形成・沈澱プロセスには、噴流攪拌固液分離装置（以下、JMS）を使用した。スタティックミキサーによって凝集された水が、直接装置内に送水された。同装置も駆動部分は全く持たず、構造的に起こる攪拌により、フロック形成が行われる。水槽内には、数枚の多孔板が挿入されており、水が孔を通過する際に噴流攪拌が発生する。凝集された粒子は左右迂流しながら流下する過程で、粗大化すると同時に沈澱分離され、エネルギー消費の削減と滞留時間の短縮を達成している³⁰⁾。容積は 2m^3 で、排泥操作は水槽下部に 10 箇所設置された排泥弁により行われた。排泥頻度は、上流より 3 箇所の手動弁は 1 回/2 日、その他の自動弁は 2 回/1 日とした。

(3) 急速砂ろ過プロセス

沈澱後水は、一旦ろ過ポンプ槽に貯留した後、ろ過ポンプにより急速ろ過塔に送水された。ろ過塔内には、有効径 1.0 mm の珪砂をろ層厚 1 m に充填し、下向流ろ過を行った。洗浄操作は、空洗 $48\text{ Nm}^3/\text{m}^2\cdot\text{hr}$ とろ層が膨張しない水逆洗（低速逆洗） 0.4 m/min を同時に採用する空気・水同時併用洗浄方式とすることで、洗浄水量の削減を試みた。

(4) オゾン・活性炭プロセス

急速ろ過された水は、一旦中間ポンプ層に貯留した後、中間ポンプによりオゾン接触塔上端に送水された。オゾン接触塔内では、水流方向を下向流とし、向流気液接触方式によるオゾン酸化を行った。オゾン処理された水は、直接水頭差により後続の活性炭吸着塔に送水された。活性炭吸着塔は 2 塔設置し、活性炭ろ層は固定床、ろ過方向は下向流とした。活性炭吸着塔には、PICA 社製の木質系活性炭 PICABIOL と Calgon 社製の石炭系活性炭 F-400 をいずれもろ層厚 1.5 m に充填し、オゾン処理水を同一通水条件で分割通水した。

1.4 本研究の目的

本研究は、高効率型の高度浄水処理システムの構築を最終目標とし、提案された処理システムを構成する各プロセスの機能と処理特性の評価を行った応用型の研究である。具体的には、1.3 に示した改良型システムが、処理システムの合理化と溶解性成分除去の点から有効であるこ

とを実証するため、

- (1) 凝集・沈澱操作の簡素化の目的で採用された JMS の固液分離特性と水理特性
- (2) 洗浄水量削減の目的で採用された空気洗浄のメカニズムと空気洗浄を主体とした方式における洗浄効果
- (3) 木質系活性炭(PICABIOL)と石炭系活性炭(F-400)を用いた高度浄水処理システムによる、千歳川表流水に含まれる溶解性成分の処理特性

の3点について明確にすることを目的としている。

1.5 本論文の構成

第1章では、まず、高度浄水処理システムの問題点と、その効率化に関する具体的な課題について指摘することで、本研究の意義づけを行った。また、システムの効率化を達成するために提案した改良型の高度浄水処理システムにおける各プロセスの構成、特徴および採用の目的を示した。さらに、本研究の目的と本論文の構成を述べることで、本研究のなかでの各章の位置づけを明確にしている。

第2章では、既往の動力学モデルに基づく考察と基礎実験により、JMS におけるブロック形成過程の理論と実際を明らかにすると同時に、パイロットプラントを用いた実験を行うことにより、同分離槽においてブロック形成と沈澱分離が両立する適正条件、および槽内における懸濁粒子の挙動と処理性について明確にしている。また、流速分布を測定することで、JMS における流況の把握と有効エネルギー消費率の推定を行い、同分離槽が一般のフロッキュレータに比べ、低エネルギー消費の下で有効なブロック形成が行われることを証明している。

第3章では、空洗のメカニズムと効果を解明する基礎型の研究と位置づけ、ベンチスケールのカラムを用いた実験を中心に行い、空洗に伴うろ層内圧力とろ層内水の挙動、排出濁質の挙動と舞い戻り現象、およびろ層の混合過程などについて明らかにしている。また、空洗を主洗浄、水逆洗を補助洗浄として使用する空気・水同時併用洗浄方式の洗浄効果について検討し、その有効性について明確にしている。

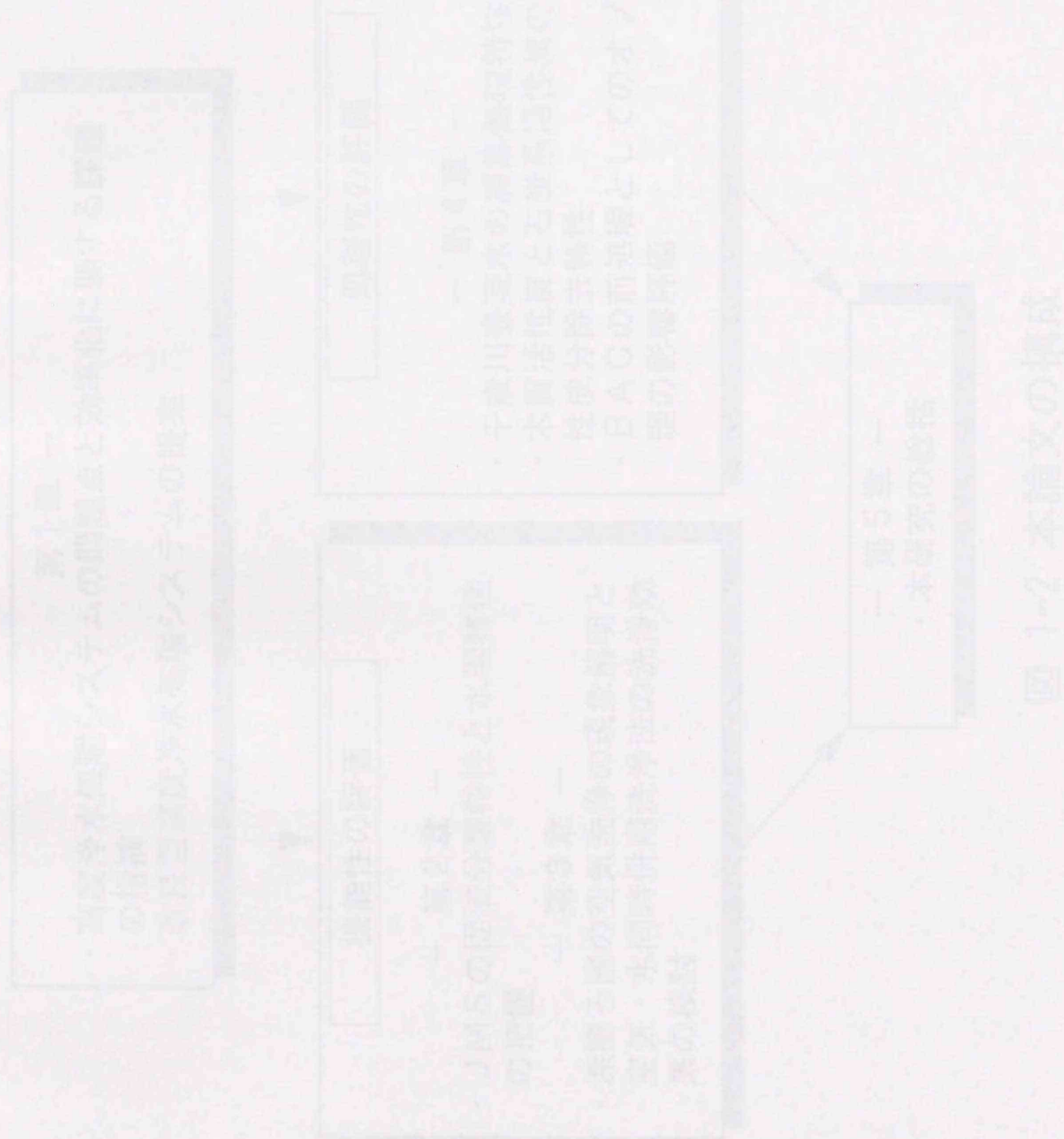
第4章では、実原水の一例として、千歳川表流水を処理した際に認められる溶解性成分の除去特性を、各処理プロセスに関する既往の研究成果に基づいて評価する応用型の研究と位置づけ、木質系活性炭と石炭系活性炭の吸着と生物分解に関わる特性の比較、および BAC の前処理としてのオゾン処理の影響の評価について中心に行っている。

第5章では、本研究により得られた知見を総括し、提案された改良型処理システムの有効性

について明確にしている。また、高効率型高度浄水処理システムの構築に向け、今後に残された問題点について指摘している。

なお、本研究の詳細な内容は、比較的多岐にわたるため、個々の検討内容に関する既往の文献のレビューについては、各章ごとの「はじめに」の中で行うこととした。

以上、本論文の構成を模式図で表すと、図 1-2 のようになる。



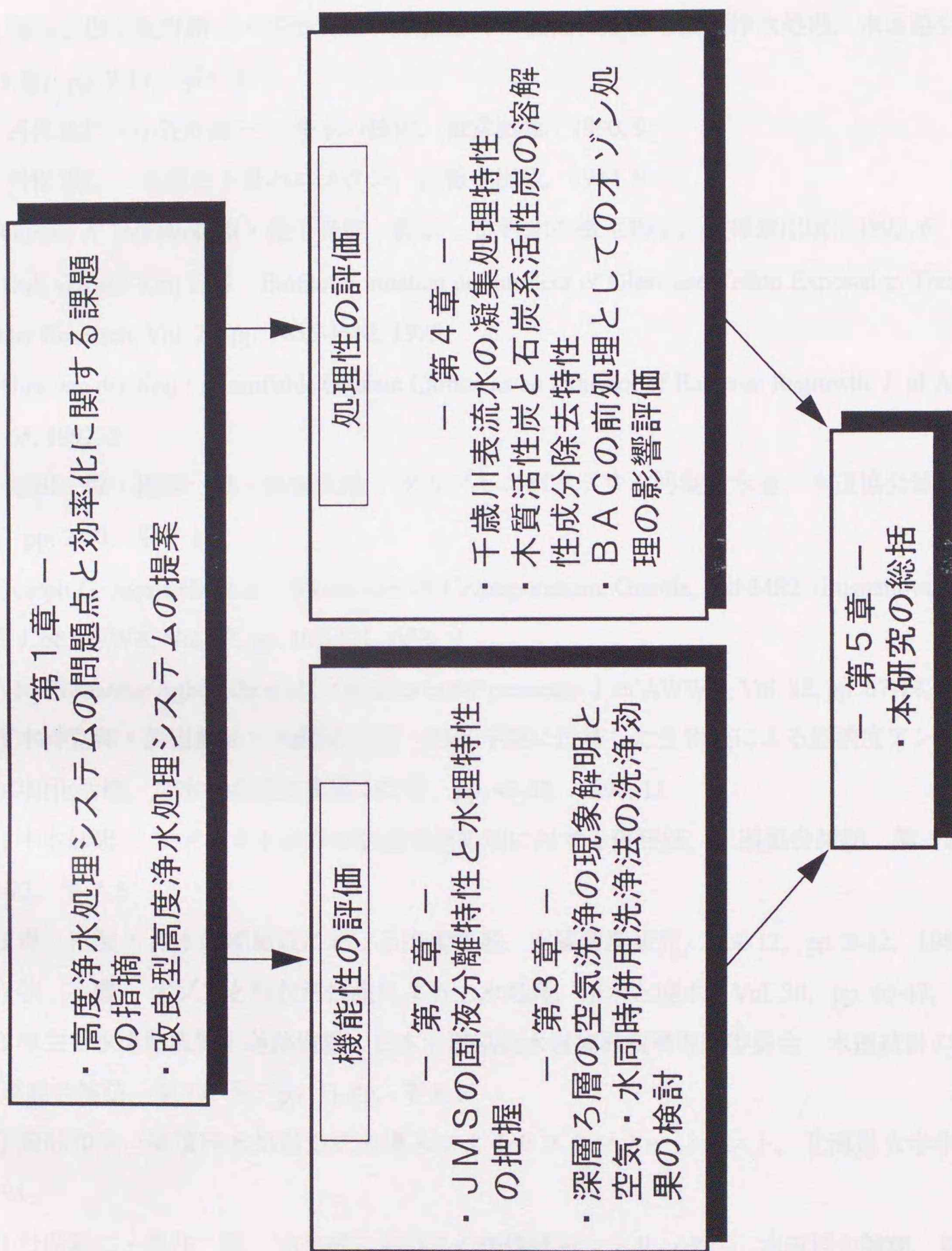


図 1-2 本論文の構成

【 参 考 文 献 】

- 1) 白水 暢・友野勝義：水道のリスクに対する需要者の認識－水道におけるリスク管理の中での位置づけ－，水道協会雑誌，第745号，pp. 15-25，平8. 10
- 2) 藤田正樹・梶野勝司・谷渕決二・井上圭司：関西における高度浄水処理，水道協会雑誌，第743号，pp. 2-19，平8. 8
- 3) 丹保憲仁・小笠原紘一：浄水の技術，報堂出版，1990. 9
- 4) 丹保憲仁：水道とトリハロメタン，技報堂出版，1984. 9
- 5) Gordon A. McFeters 編・金子光美 監訳：飲料水の微生物学，技報堂出版，1992. 6
- 6) Dirk van der Kooij et al. : Biofilm Formation on Surfaces of Glass and Teflon Exposed to Treated Water, Water Research, Vol. 29, pp. 1655-1662, 1995
- 7) Dirk van der Kooij : Assimilable Organic Carbon as an Indicator of Bacterial Regrowth, J. of AWWA, pp. 57-65, 1992. 2
- 8) 平田 強・橋本 温・保坂三継：クリプトスポリジウム汚染と水道，水道協会雑誌，第735号，pp. 2-10，平7. 12
- 9) Joseph G. Jacangelo et al. : Mechanism of Cryptosporidium, Giardia, and MS2 virus removal by MF and UF, J. of AWWA, Vol. 87, pp. 107-121, 1995. 9
- 10) Koffi Marcus Agbekodo et al. : Organics in NF permeate, J. of AWWA, Vol. 88, pp. 67-74, 1996. 5
- 11) 木村克輝・渡辺義公・大熊那夫紀：回転平膜に付着した生物膜による低濃度アンモニア性窒素の硝化活性，土木学会論文集第552号，pp. 43-52，1996. 11
- 12) 中本信忠：アメリカ水道界の緩速ろ過処理に対する再評価，水道協会雑誌，第728号，pp. 18-22，平7. 5
- 13) 堤 行彦：浄水処理施設における高度処理，水質汚濁研究，Vol. 12, pp. 8-12，1989. 3
- 14) 牧 豊：オゾンと粒状活性炭による上水処理，用水と廃水，Vol. 30, pp. 40-47，1988. 11
- 15) 厚生省水道環境部水道整備課・日本水道協会水道統計編纂専門委員会：水道統計の経年分析，水道協会雑誌，第743号，pp. 51-89，平8. 8
- 16) 服部和夫：高度浄水処理方式の導入によるリスクマネジメント，北海道大学学位論文，1994
- 17) 丹保憲仁・亀井 翼：水処理における処理性評価マトリックス，水道協会雑誌，第708号，pp. 28-40，平5. 9
- 18) 木下幸夫 他：村野浄水場階層系高度浄水施設の概要，第46回全国水道研究発表会講演集，pp. 160-161，平7. 5
- 19) 蒲田 修：横須賀市有馬浄水場の高度浄水処理施設工事，水道協会雑誌，第744号，pp. 28-

33, 平 8. 9

20) 笠原伸介・渡辺義公・小澤源三・丹保憲仁：噴流攪拌固液分離装置による固液分離の簡素化，水道協会雑誌，第 740 号，pp. 22-31，平 8. 5

21) 日本水道協会：水道施設設計指針・解説 1990

22) 海老江邦雄・芦立徳厚：衛生工学演習，森北出版，1992. 4

23) 海老江邦雄：急速砂ろ過池の洗浄における空洗・水逆洗併用法の効果，水道協会雑誌，第 729 号，pp. 27-36，平 7. 6

24) 篠原 紀・山本由忠・時岡重行：急速ろ過池の空気洗浄に関する実験的研究（I），水道協会雑誌，第 556 号，pp. 15-25，昭 56. 1

25) 河村 勸：アメリカ水道界の浄水処理に対する最近の動向，水道協会雑誌，第 711 号，pp. 48-59，平 5. 12

26) 中野重和・田村知子：生物活性炭法による水処理技術，工業用水，第 411 号，平 4. 11

27) Committee Report : An Assessment of Microbial Activity on GAC, J. of AWWA, Vol. 73, pp. 447-454, 1981. 8

28) 西嶋 渉・岡田光正：生物活性炭における付着細菌の役割，用水と廃水，Vol. 35, No. 3, 1993

29) 松本順一郎・大沼正郎・羽田守夫・高橋克夫：静的攪拌機（スタティック・ミキサー）による酸素移動に関する研究，水処理技術，Vol. 16, 1975. 5

30) Y. Watanabe, M. Fukui, T. Miyanoshita : Theory and Performance of a Jet Mixed Separator, J. Water SRT - Aqua, Vol. 39, No. 6, pp. 387-395, 1990

第2章

噴流攪拌固液分離装置の分離特性と水理特性

2.1 はじめに

これまでに、凝集・沈澱に関する多くの研究が行われてきた。フロック形成過程に関しては、Camp¹⁾によって G 値と GT 値の概念が提案されて以来、動力的、実験的に多くの議論がなされ、フロッキュレータの合理設計につながる有用な知見が得られてきた^{2)~6)}。特に、丹保⁷⁾によって示された GC_0T 値（無次元フロック形成時間）は、原水濃度によってそれまで異なる現象を示していたフロック形成過程の挙動を普遍化し、合理設計に大きく貢献したと評価できる。また、沈澱過程に関しても、フィンドチャンネルセパレータを用いることにより、表面負荷率の限界を越えたフロックの動的分離が可能となり^{8)~10)}、沈澱池に多孔板を挿入することにより、容易に水理特性の安定化と沈澱効率の向上を達成できる¹¹⁾などの大きな展開が見られてきた。

高速凝集沈澱池は、凝集・沈澱操作の効率化をねらった代表的な装置であると言える。これは、接触型のフロック形成¹²⁾を行うことにより、比較的短時間に大径かつ均一なフロックを形成し、沈澱部の表面負荷率を高く設定できると評価されているが、一方で、スラッジブランケットの保持に関する欠点なども指摘されており^{13)~17)}、固液分離の簡素化には十分に寄与し得ていない。しかしながら、丹保¹³⁾は同時に処理の力点を沈澱からフロック形成に移行することで、固液分離に要する時間を従来型の 4~4.5hr から 1.5~2hr に短縮できることも指摘しており、凝集・沈澱プロセスの合理化にはフロック形成過程の適切な操作が、不可欠であると考えられる。

渡辺ら¹⁸⁾は、これまでに得られたフロック形成過程に関する数多くの有用な知見に基づき、

低エネルギー消費で滞留時間の短い噴流攪拌固液分離装置 -Jet Mixed Separator- (以下、JMS) を考案した。この JMS では、フロック形成過程において、凝集された粒子群は沈降性を保持した段階で分離されるため、フロック形成の目的が従来のフロッキュレータとは異なり、非沈降性粒子の減少、すなわちマイクロフロックの減少にその目的がある。しかしながら、多孔板間において認められるフロック形成と分離の詳細なメカニズムや、合理設計に結びつく適正な装置条件などに関してはまだ明確にされておらず、JMS の今後の工学的応用に向けた検討がさらに必要であると考えられる。

本章では、まず、フロック形成速度の動力学に関する既往の研究結果に基づき、沈澱を伴うフロック形成過程について理論的考察を行った後、基礎実験において認められた JMS でのフロックの挙動との関連性について指摘している。その後、パイロットプラントを用いた実験とそれと寸法の類似する実験水路を用いた流速分布の測定を行い、JMS における G 値と流出濁度の関係と懸濁成分の固液分離特性の把握、および、多孔板間における流況とフロック形成に有効なエネルギー消費の状況の把握を行っている。

2.2 沈澱を伴うフロック形成過程

2.2.1 既往の動力学モデルに基づく考察

フロックの全量を 1 として組成を比率で示し {式(2・1)}、無次元フロック形成時間 m {式(2・2)} を導入することにより、次のような無次元フロック形成速度式⁵⁾が得られる。

$$N_i = \frac{n_i}{n_0}, \quad \sum_{i=1}^S i N_i = 1 \quad \cdots \cdots (2 \cdot 1)$$

$$m = A n_0 t \div 1.22 (\varepsilon / \mu)^{1/2} d_1^3 n_0 t \quad \cdots \cdots (2 \cdot 2)$$

$$A = \frac{3 \pi}{15^{1/2}} (\varepsilon / \mu)^{1/2} d_1^3$$

$$\begin{aligned} \frac{dN_R}{dm} = & \frac{1}{2} \sum_{i=1}^{R-1} \alpha_{R-i} [i^{1/(3-K_p)} + (R-i)^{1/(3-K_p)}]^3 N_i N_{R-i} \\ & - \sum_{i=1}^{S-R} \alpha_{R+i} [R^{1/(3-K_p)} + i^{1/(3-K_p)}]^3 N_i N_R \quad \cdots \cdots (2 \cdot 3) \end{aligned}$$

ただし、 n_R , n_i , n_0 : R , i 倍粒子 (R , i 個の初期粒子により構成されるフロック)、 $t=0$ における初期粒子の個数濃度 ($1/\text{cm}^3$)

S : 最大成長フロックへの初期粒子集合数 (-)

K_p : フロック密度関数の指数 (-)

α_R : R 倍粒子が形成される際の平均的衝突合一確率 (-)

d_1 : 初期粒子の直径 (cm)

ε_0 : 乱流中のフロック形成に有効な部分のエネルギー消費率 ($\text{erg/cm}^3 \cdot \text{s}$)

μ : 水の粘性係数 ($\text{g/cm} \cdot \text{s}^3$)

t : フロック形成時間 (s)

式(2.3)の R 元連立方程式を解くことによって、沈降性の良好なフロック群が生成するまでに要する時間は、最大径のフロックが発現するのに要する時間に比べてきわめて短いことが導かれる⁴⁾¹⁹⁾。また、沈澱後水中の濁度を支配すると考えられる初期粒子($R=1$)数の減少速度は式(2.4)で表現できる。

$$\frac{dn_1}{dt} = \sum_{i=1}^{S-1} \alpha_{i+1} [1+i^{1/(3-K_p)}]^3 n_i n_1 \quad \dots\dots(2.4)$$

フロック形成のごく初期段階においては、初期粒子と2倍、3倍粒子などの粒径の小さな粒子間の衝突・合一が卓越するが、それ以降においては、初期粒子ははるかに大きな成長粒子と衝突して合一する形が卓越する。それゆえ、式(2.4)は次式のように近似できる。

$$\frac{dn_1}{dt} = \sum_{i=1}^{S-1} A \alpha_{i+1} i^{3/(3-K_p)} n_i n_1 \quad \dots\dots(2.5)$$

S および i が、いずれも $S \gg 1$ 、 $i \gg 1$ の時は、

$$\alpha_{i+1} \doteq \alpha_i \doteq \alpha_0 (1-i/S)^6 \quad \dots\dots(2.6)$$

これらをまとめると、初期粒子の減少速度は式(2.7)のように簡略化できる。

$$\frac{dn_1}{dt} \doteq - \frac{9}{15^{1/2}} (\varepsilon_0 / \mu)^{1/2} (\alpha_0 \sum_{i=1}^S K_i) n_1 \quad \dots\dots(2.7)$$

ただし、 K_i : i 倍粒子に対する初期粒子の結合強度係数

$d_i = i^{1/(3-K_p)} d_1$ より、 K_i に関しては次のように表すことができる。

$$\frac{K_i}{V_s n_i} = \left[1 - \left(\frac{V_i}{V_s} \right)^{(3-K_p)/3} \right]^6 \frac{V_i}{V_s} \quad \dots\dots(2.8)$$

ただし、 V_i 、 V_s : i 、 S 倍粒子体積

ここで、図2-1に $K_p=1.5$ (通常、 $1.0 \sim 1.5$) とした時の式(2.8)における $K_i/V_s n_i$ と V_i/V_s との関係を示す。これによると、 V_i/V_s が約 10^{-1} より小さい場合には、粒子体積の増加に伴って、単位体積当たりの i 倍粒子に対する初期粒子の結合強度係数 (K_i/n_i) は徐々に上昇するが、その値を越えると急激に低下することがわかる。 i 倍粒子の個数濃度 n_i は、粒子体積の増加に伴う K_i/n_i の増加に比べると、はるかに急速に減少するため、フロックの粒径もしくは体積が増加すると、 K_i は減少していくと考えられる。これらのことは、フロック形成過程において、成長した沈

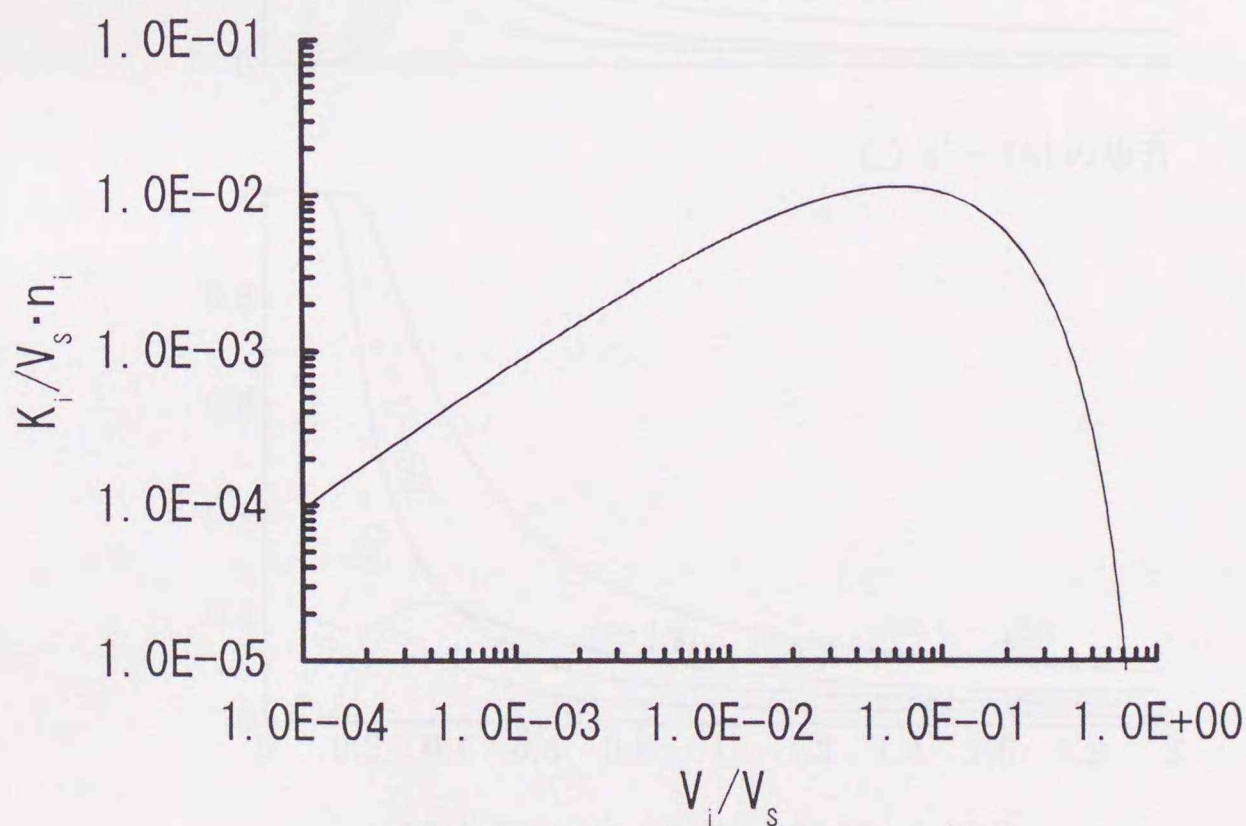


図 2-1 $K_i/V_s \cdot n_i$ と V_i/V_s の関係

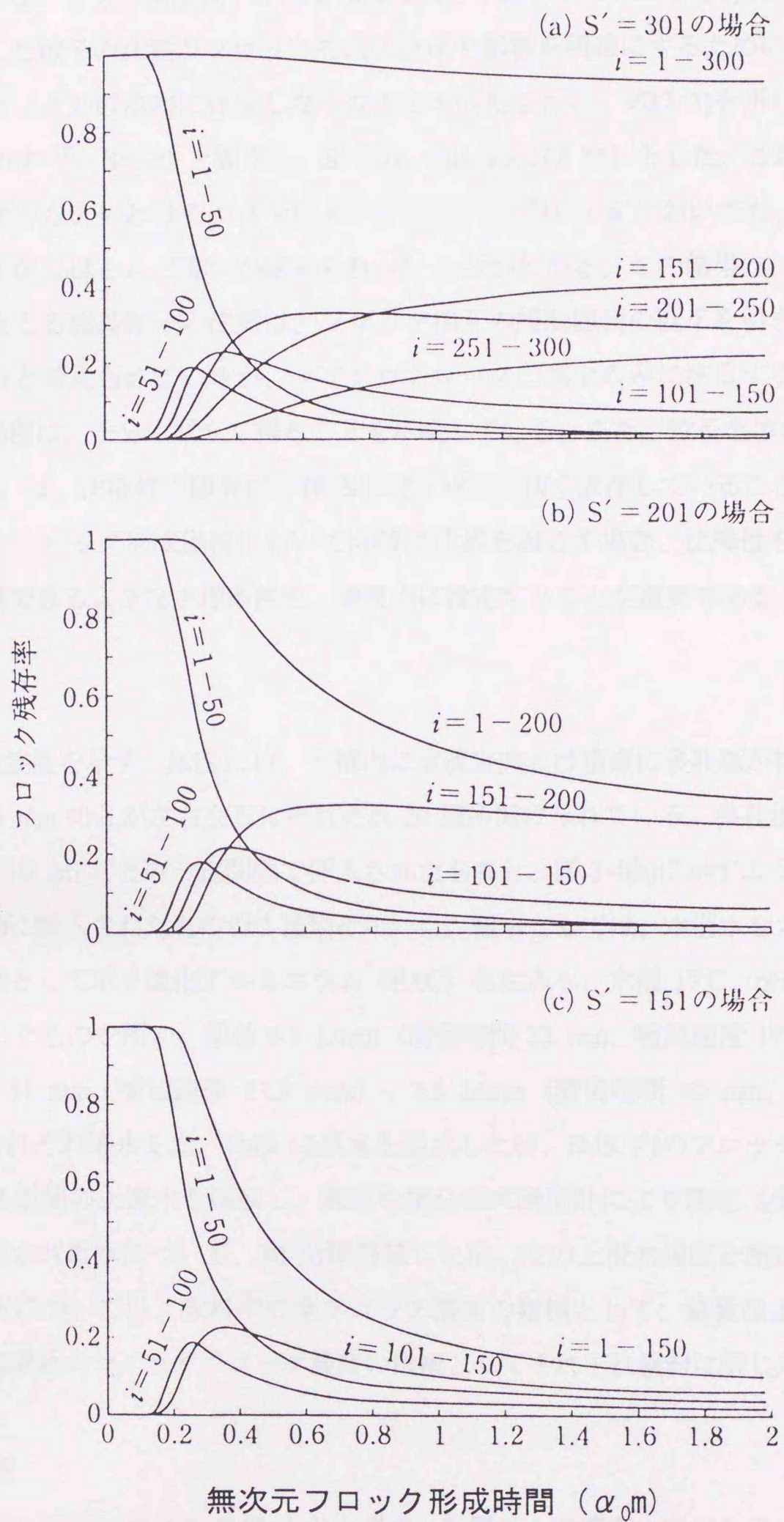


図 2-2 沈澱を伴うフロック形成過程の計算結果

性の粒子が存在しなくても、初期粒子の減少速度は大きく低下しないことを意味している。

つぎに、成長した粒子の沈澱がフロック形成に及ぼす影響を明確にするために、粒子が S' まで成長するとフロック形成池内に存在しなくなるとの仮定を行い、式(2・3)を用いて計算を行った例を図 2-2 に示す¹⁸⁾。 $S=500$ と固定し、 $S'=301$ 、 201 および 151 とした。これらによると、 $R=150$ を下回るような、いわゆる小さな粒子の動きは、いずれの S' においても、フロック形成時間に伴う濃度変化にほとんど違いが認められないことがわかる。この結果は、一般にはフロック形成過程で起こる成長粒子の沈澱は、フロック相互の接触機会の低下を引き起こす点で、阻止すべきであると考えられているが、マイクロフロックの減少のみに注目すると、沈澱を伴うフロック形成過程は、十分に成立し得ることを示唆している。また、粒子全体の濃度（図 2-2 における $(i=1-S')$ ）は、沈降性の限界粒子径 S' にきわめて強く依存していることも同時に認められたことから、フロック形成過程において同時に沈澱を起こす場合、沈降性を有するフロックは速やかに分離できるような水理条件を、装置内に設定することが重要であると考えられる。

2.2.2 基礎実験

図 2-3 に、実験装置を示す。JMS には、水槽内に水流方向とは垂直に多孔板が挿入されており、多孔板には直径 6 mm の孔が左右交互にそれぞれ 20 箇所開けられている。多孔板間隔は、図 2-4(a)に示すように 10 cm ごとの一定間隔で挿入されたものと、図 2-4(b)に示すように 5、10 および 20 cm と変則的に挿入されたものの 2 種類を用いた。原水としては、水道水をカオリンにより懸濁させ、凝集剤としてポリ塩化アルミニウム (PAC) を注入し、水温 17°C、pH 6.8、AL/T 比 1/10 で急速混和したものを用い、流量 6.5 L/min（滞留時間 22 min、噴流速度 19.2 cm/s）、4.5 L/min（滞留時間 31 min、噴流速度 13.3 cm/s）、3.5 L/min（滞留時間 40 min、噴流速度 10.3 cm/s）の条件でそれぞれ通水した。JMS に原水を通水した後、JMS 内のフロックの挙動が安定した段階で各多孔板間の上澄水を採取し、濁度を積分球式濁度計により測定（全濁度）した。また、同様に採取された水について、30 分間静置した後、その上澄水濁度を測定（静置後上澄濁度）し、全濁度については、試料中の全フロック濃度の指標として、静置後上澄濁度については、試料中の未成長のマイクロフロック濃度の指標としてそれぞれ検討に供した。

2.2.3 結果と考察

図 2-5 は、各滞留時間における JMS 内の全濁度と静置後上澄濁度の変化を示している。これらによると、いずれの滞留時間においても、全濁度、静置後上澄濁度ともに、流下に伴って減少しており、JMS 内でフロック形成と沈澱が同時に起こっている様子が認められた。また、全濁度については、滞留時間が長いほど流下距離に対する減少量が大きく、流下距離 100 cm にお

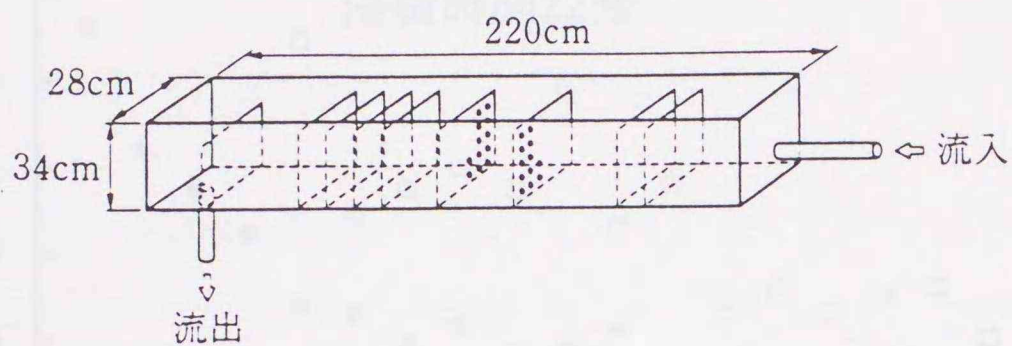


図 2-3 小型 JMS 実験装置

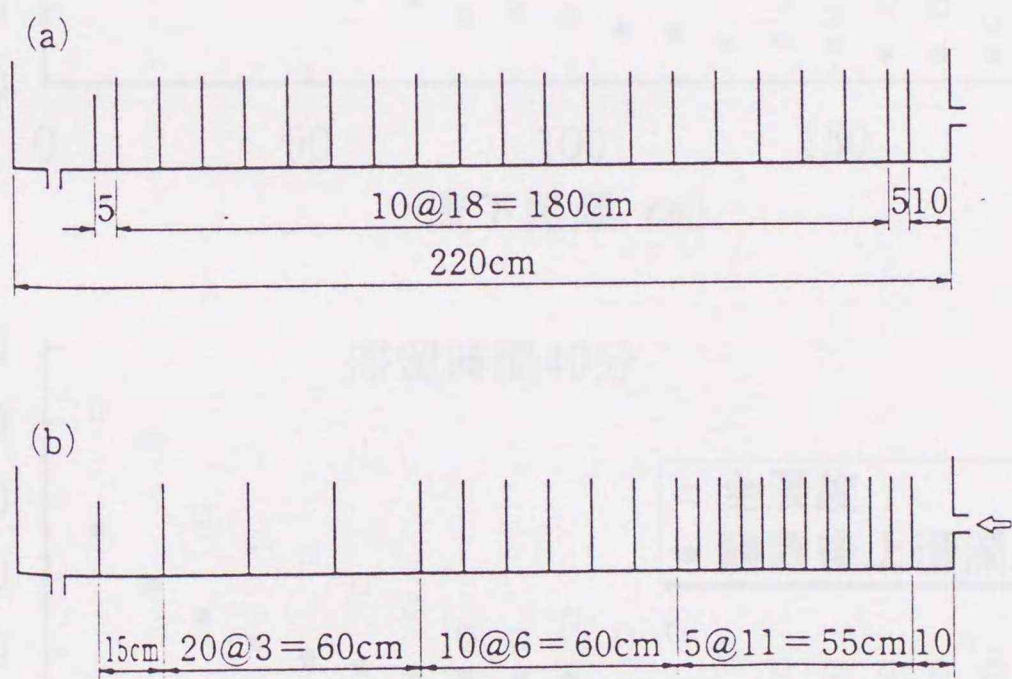


図 2-4 多孔板間隔

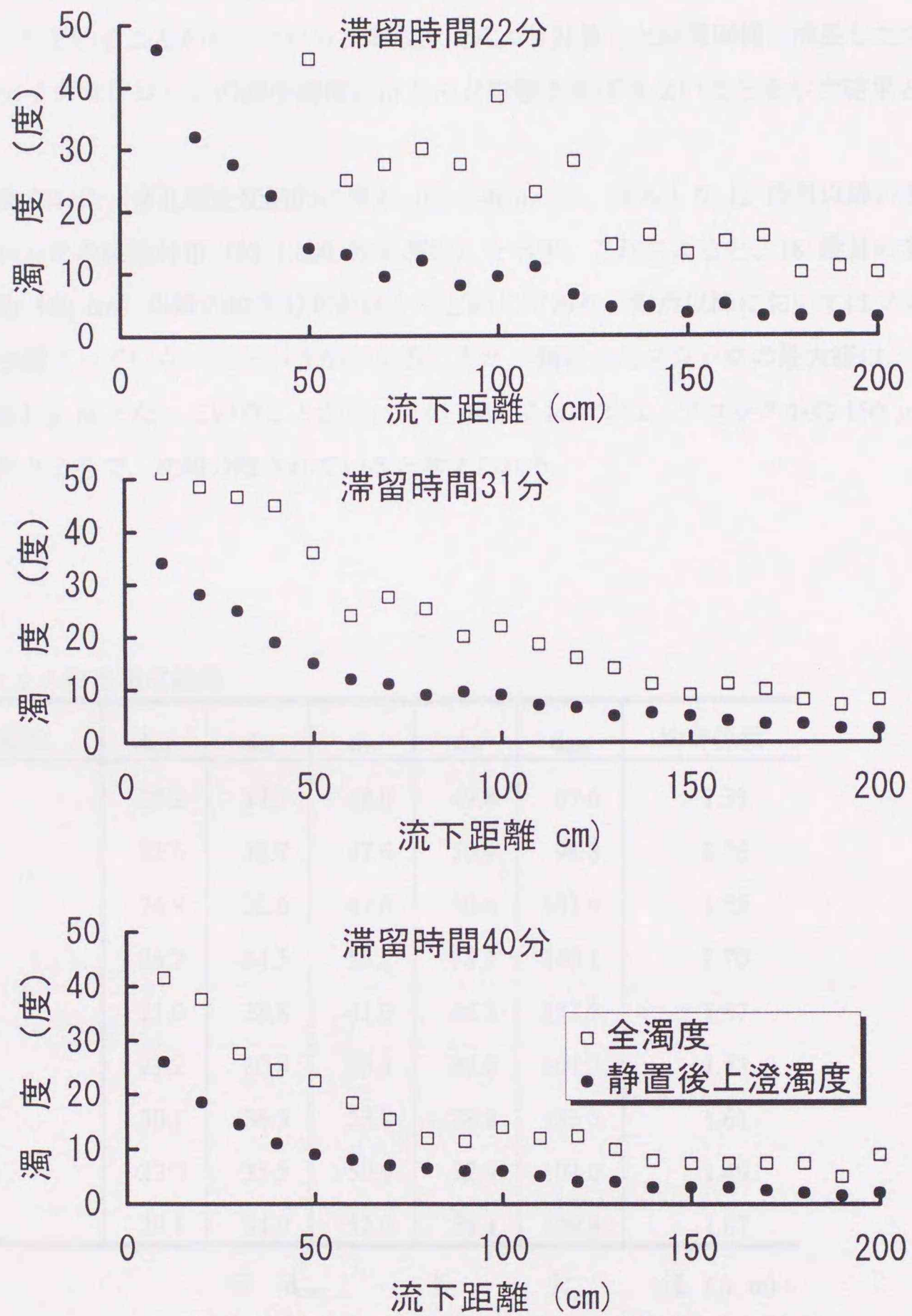


図 2-5 流下距離に伴う濁度の変化

ける全濁度を比較すると、滞留時間 22 min では約 25 度であるのに対し、滞留時間 31 min では約 20 度、40 min では約 10 度となっている。しかしながら、静置後上澄濁度については、いずれの場合においても流下距離に対する減少量はほぼ同じで、流下距離約 100 cm 付近ではいずれも約 5 度まで低下していることから、ブロック形成速度式より計算した結果同様、成長したブロックの濃度は、マイクロブロックの減少速度にほとんど影響を及ぼさないことを示す結果となっている。

つぎに、表 2-1 に、多孔板を変則的に挿入（図 2-4(b)）し、流入より 12 段目以降の多孔板間におけるブロックの粒径分布（約 1,000 粒子測定）を示す。これによると、18 段目の多孔板間（流下距離約 140 cm）以降の粒径分布がほとんど同じであり、同点以降においてはブロック形成がほとんど起こっていないことがうかがえる。また、測定したブロックの最大径は、15 段目における $140.1 \mu\text{m}$ となっていることから、この JMS においては、ブロックが約 $150 \mu\text{m}$ 以上に粗大化したところで、沈澱分離されていると考えられる。

表 2-1 フロック粒径測定結果

多孔板順位	$d_{\min}$	d_{10}	d_{50}	d_{60}	$d_{\max}$	均等係数
12	35.2	37.3	48.0	49.8	67.6	1.33
13	25.6	32.7	47.6	50.9	98.8	1.56
14	24.9	32.6	47.6	50.6	101.6	1.55
15	26.7	34.5	55.2	58.7	140.1	1.70
16	21.0	28.8	41.0	45.3	133.9	1.57
17	21.2	30.8	43.4	47.0	101.3	1.53
18	30.1	36.5	53.8	58.8	135.5	1.61
19	23.8	35.5	50.9	52.9	103.0	1.49
20	29.1	34.9	52.0	58.1	129.9	1.67

※ $d_{\max}$: 最大径 (μm)

$d_{\min}$: 最小径 (μm)

d_{10}, d_{50}, d_{60} : 10, 50, 60 % 累加粒径 (μm)

2.3 JMS の操作条件と固液分離特性

2.3.1 実 験

図 2-6 に、JMS 実験プラントの詳細を示す。汚泥貯留部を除く滞留時間は傾斜管挿入前で 37 分、傾斜管挿入後で 49 分となっている。多孔板には、直径 2 cm の孔が流入部から 3 段目までは 13 箇所、それより後段には 19 箇所左右交互に開けられており、多孔板を通過する際に発生する噴流速度は、孔数 13、19 においてそれぞれ 14.3、9.8 cm/s となっている。

G 値に関する実験では、傾斜管挿入後の JMS を用い、表 2-2 に示した条件（流量 3×開口比 3、計 9 条件）で通水した後、ブロックの挙動が安定した段階で、図 2-7（水面は分離槽上端より約 8 cm 下、測定した各点の水深は水面より 12、37、62、87 cm 下）に示した測定点のうち、E-L-1 における全濁度と静置後上澄濁度、および多孔板部で発生する損失水頭を測定した。多孔板部で発生した G 値については、測定した損失水頭をもとに、次式を用いて算出した。

$$G = \frac{gh}{\nu T} \quad \cdots \cdots (2.9)$$

ただし、g：重力加速度(= 980 cm/s²)、h：損失水頭(cm)、

T：滞留時間(sec)、 ν ：水の動粘性係数(cm²/sec)

表 2-2 G 値に関する実験条件

流量 (m ³ /hr)	開 口 条 件
1.1	多孔板 1 枚あたりの孔数 10→10→10→10 (Type A)
2.1	〃 13→13→13→19 (Type B)
3.1	〃 19→19→19→19 (Type C)

※ 開口条件は、多孔板に設けた孔数を上流より流下方向に表示

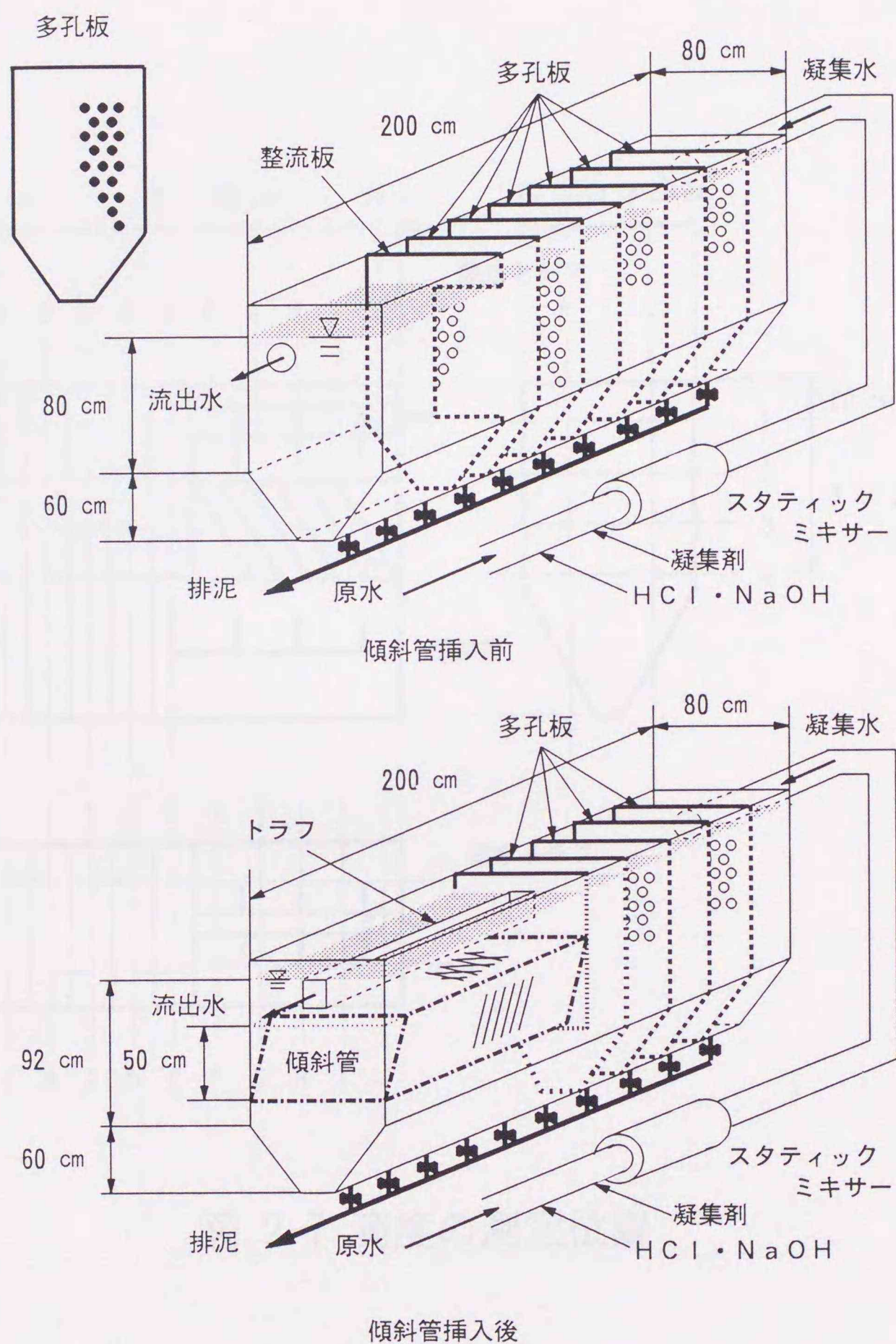


図 2-6 JMS 詳細図 (実験プラント)

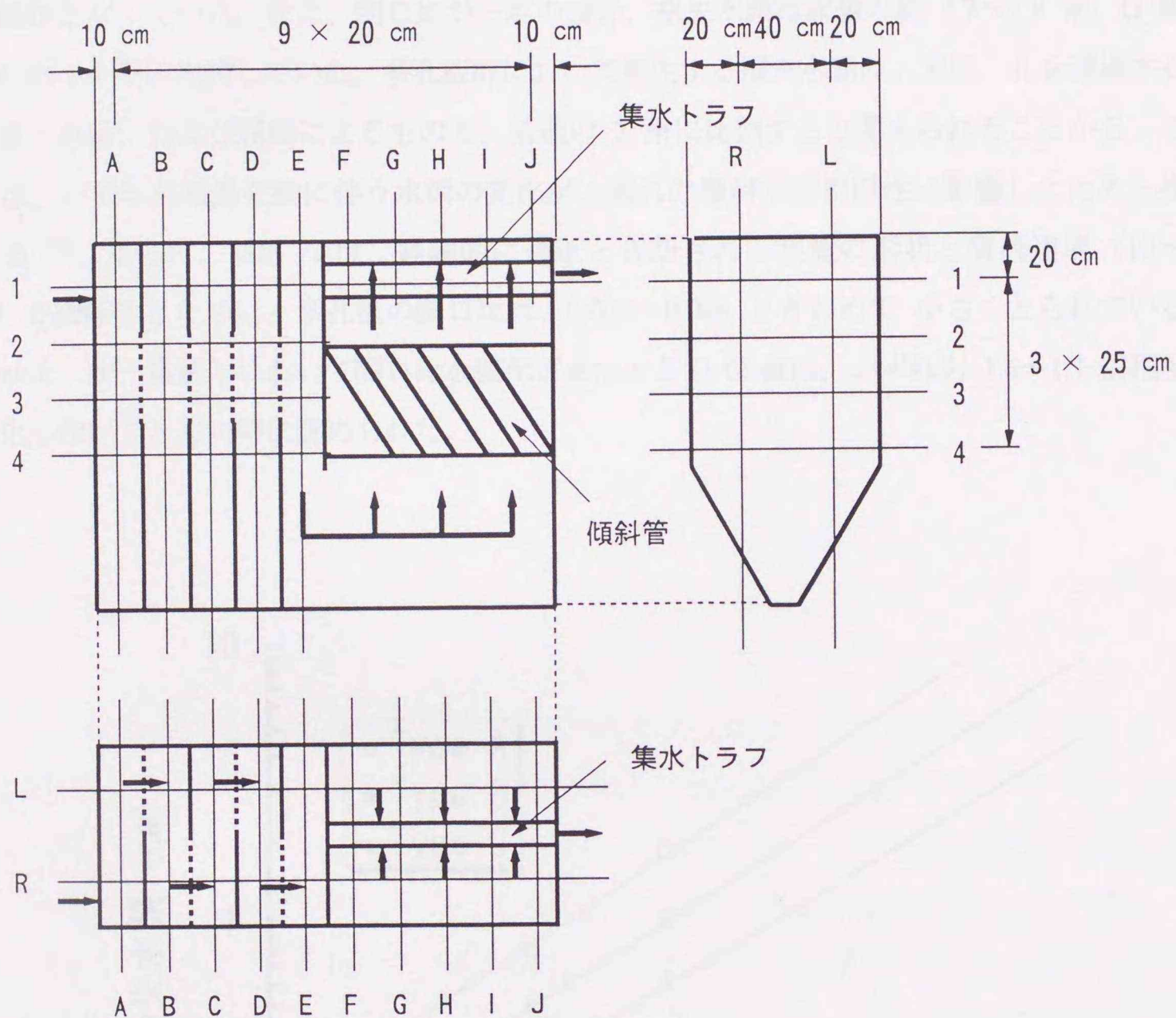


図 2-7 濁度の測定位置

2.3.2 多孔板部における G 値

図 2-8、図 2-9 に、多孔板部で発生した損失水頭の測定結果と G 値の計算結果をそれぞれ示す。本実験の範囲において発生した損失水頭および算出された G 値は、標準の状態（流量 $2.1 \text{ m}^3/\text{hr}$ 、Type B）でそれぞれ 0.5 cm 、 5.9 s^{-1} 、最大でもそれぞれ 1.8 cm 、 13.5 s^{-1} （ $3.1 \text{ m}^3/\text{hr}$ 、Type C）と、通常の迂流式フロッキュレータに比べてきわめて小さく、標準の状態では、低エネルギー消費型の操作となっていた。また、開口比が一定の場合、損失水頭は流量の約 1.7~1.9 乗、G 値は流量の約 1.4 乗に比例していた。多孔板部において発生する損失水頭は、主に、孔を通過する際の急拡・急縮、および屈曲によるもので、流速の 2 乗に比例すると考えられることから、このことは、いずれも流量変動に伴う水深の変化が、流れの幾何学的相似性に影響したためと推測される²⁰⁾。さらに、JMS では、経験的に適正と判断される装置の形状と噴流速度（ $10 \sim 20 \text{ cm/s}$ ）を確保するために、多孔板の開口比は、 $0.004 \sim 0.008$ ときわめて小さくとられている。それゆえ、同一流量下において開口比を変化させたときの G 値は、いずれも 1.6~1.7 倍程度しか変化しないことも同時に認められた。

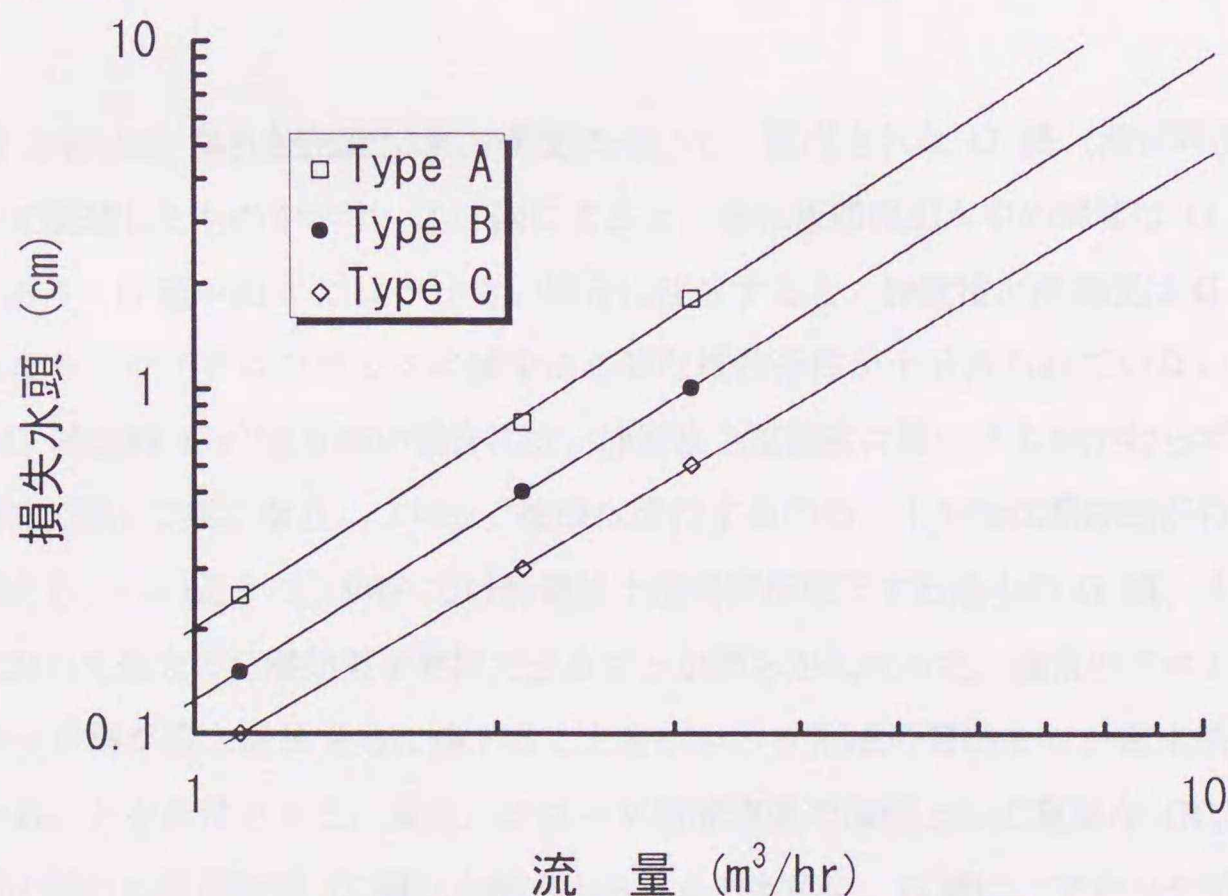


図 2-8 損失水頭の測定結果

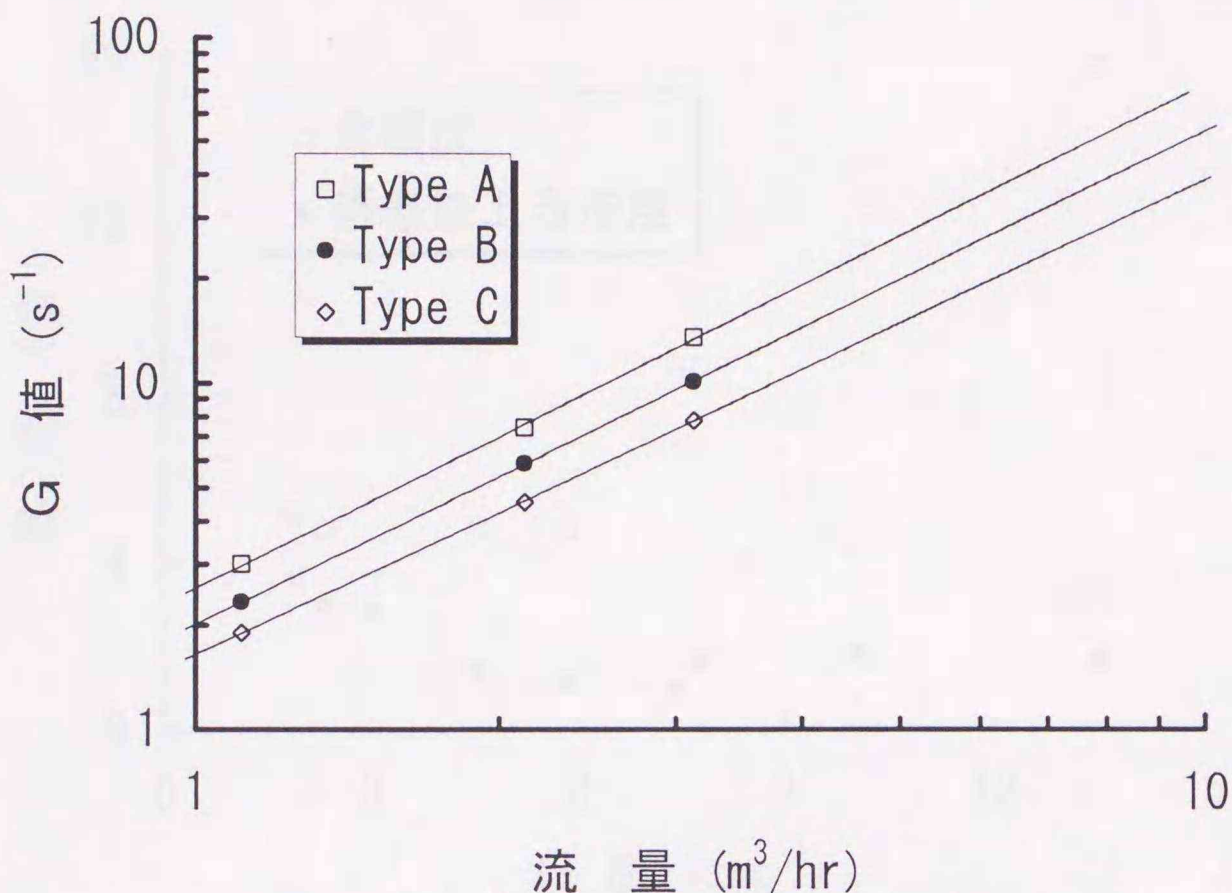


図 2-9 G値の計算結果

つぎに、図 2-10 に、多孔板部流出水の濁度について、算出された G 値（滞留時間 14～40 分）に基づいて整理したものを示す。この図によると、多孔板部流出水中の濁度は G 値に対して高い相関があり、 G 値が約 4 s^{-1} より小さい場合に注目すると、静置後上澄濁度は G 値の減少に伴って高くなり、マイクロフロックの減少に必要な攪拌条件が十分得られていないことがわかる。他方、 G 値が約 6 s^{-1} より高い場合には、静置後上澄濁度は低いにもかかわらず、全濁度は G 値の増加に伴って高くなり、フロック形成は進行するものの、十分な沈澱除去が行われない様子がうかがえる。このように、JMS では静置後上澄濁度が低下する最小の G 値、すなわち、約 $5 \sim 6 \text{ s}^{-1}$ において最大の分離効果を発揮できることが明らかになった。通常のプロッキュータでは、フロック群が最大成長分布に達することをフロック形成の目的とし、流水系の中で常に浮遊していることを条件とする。また、フロック形成速度の指標として重要な GC_0T 値のうち、装置容積に関わる滞留時間（ T 値）を極力小さくとるために、 G 値は、フロックが水流せん断に抵抗して沈降性を保持する粒径まで成長し得る最大の値、すなわち、約 $20 \sim 50 \text{ s}^{-1}$ 程度に設定される⁷⁾。しかしながら、JMS では、先にも述べたように、フロック形成過程において、フロックがある程度の沈降性を保持した段階で沈澱するよう計画されるため、逆に、マイクロフロックが減少する最小の攪拌条件以上で操作すると、成長した粒子の沈澱を妨げる。この

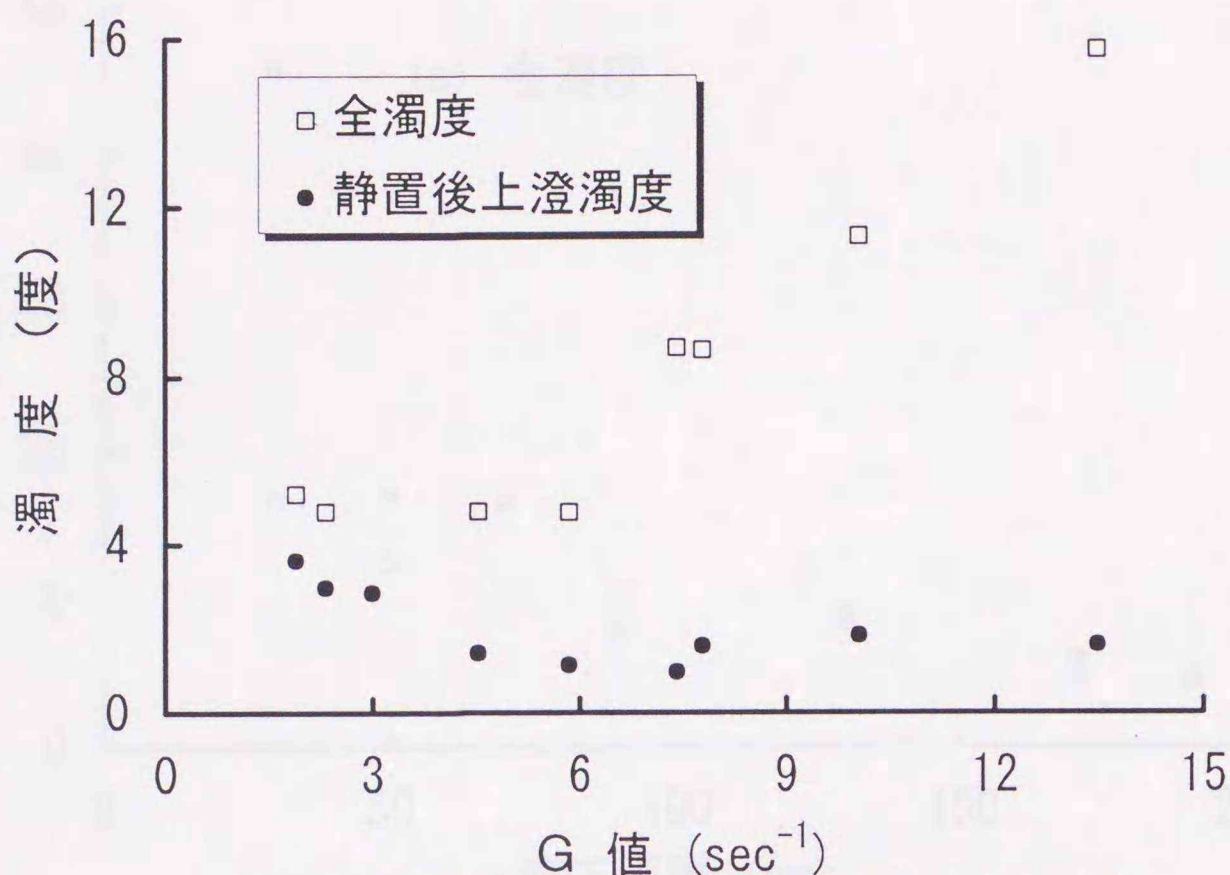


図 2-10 G値と多孔板部流出濁度の関係

ことが、JMS における小さい G 値での操作、すなわち、エネルギー消費の削減に結びついていると考えられる。

2.3.3 懸濁成分の処理性

図 2-11 に、JMS 内に多孔板を 7 枚（流下距離 100 cm まで 20 cm 間隔、以降 40 cm 間隔）挿入した時の、原水濁度 23.1 および 45.5 度における流下距離に対する全濁度と静置後上澄濁度の変化を示す。この図によると、全濁度の変化については、いずれの原水濁度においても、流下距離 100 cm 付近で約 10 度まで低下した後、減少傾向が緩やかになっている。このことは、原水水質の変動に応じて凝集剤注入率を適切に設定することにより、主に JMS 前半部において流入濁質の負荷変動を緩衝し、安定した固液分離を行いうることを示唆している。また、静置後上澄濁度の変化については、流下距離 50 cm 付近で約 6 度まで低下したところで減少傾向が緩やかになっていることから、流下距離のごく短い段階で沈降性の良いフロックが形成されていることも同時に確認された。

つぎに、図 2-12 に、連続通水実験における原水と JMS 流出水の濁度の経日変化を示す。これによると、原水濁度は約 3.9～183.6 度まで大きく変動してるのに対し、JMS 流出水の濁度は

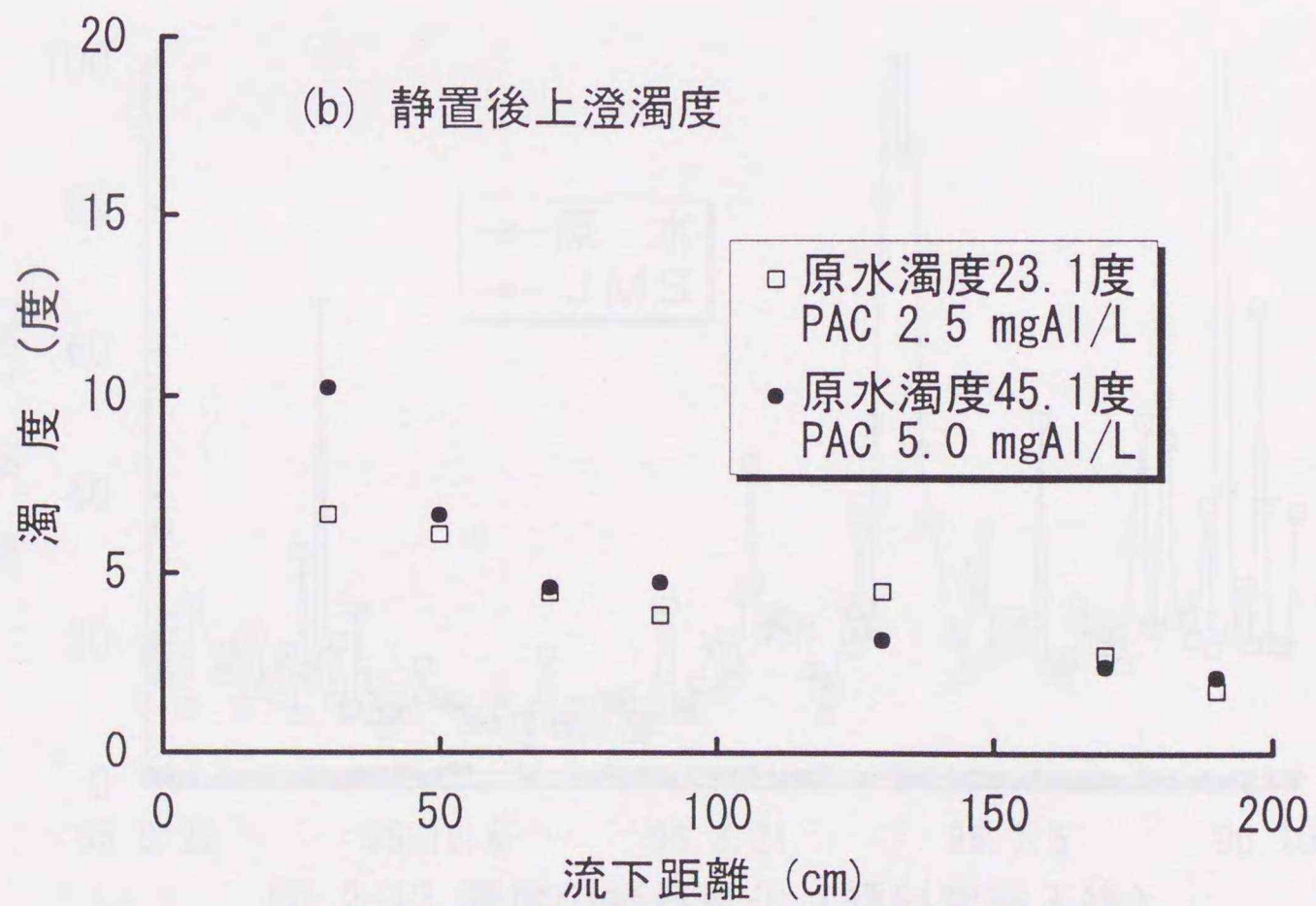
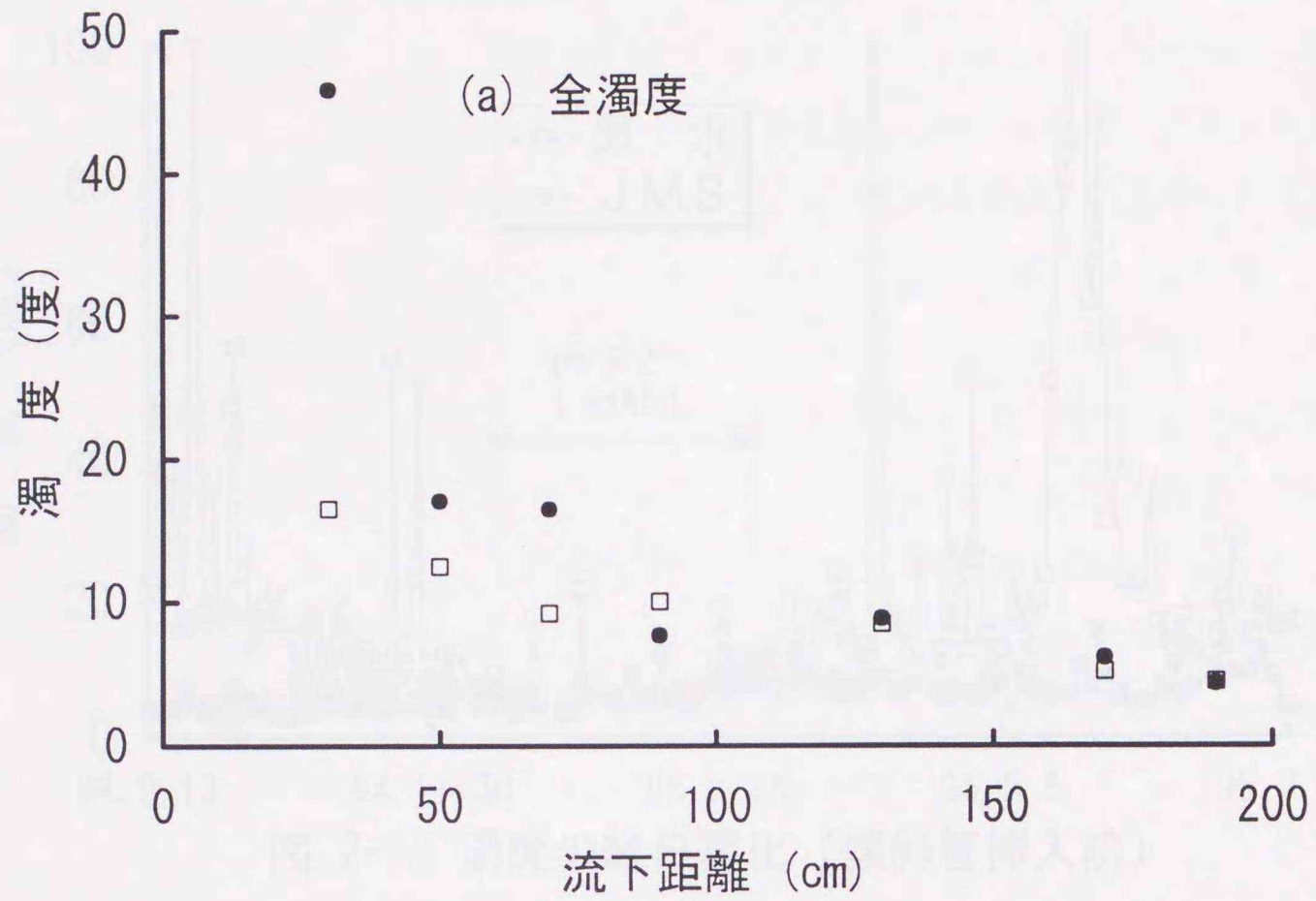


図 2-11 流下距離に伴う濁度の変化

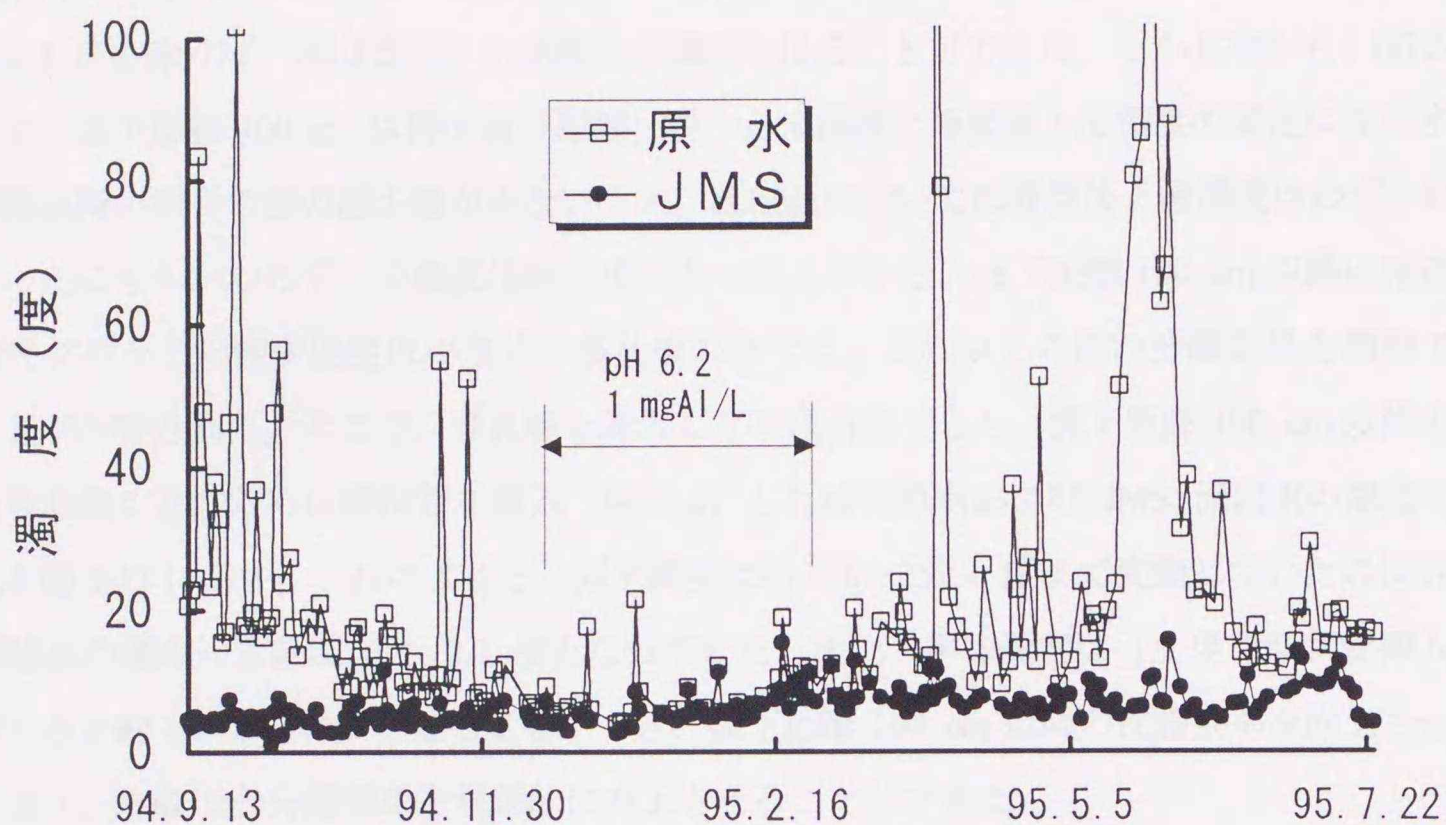


図 2-12 濁度の経日変化（傾斜管挿入前）

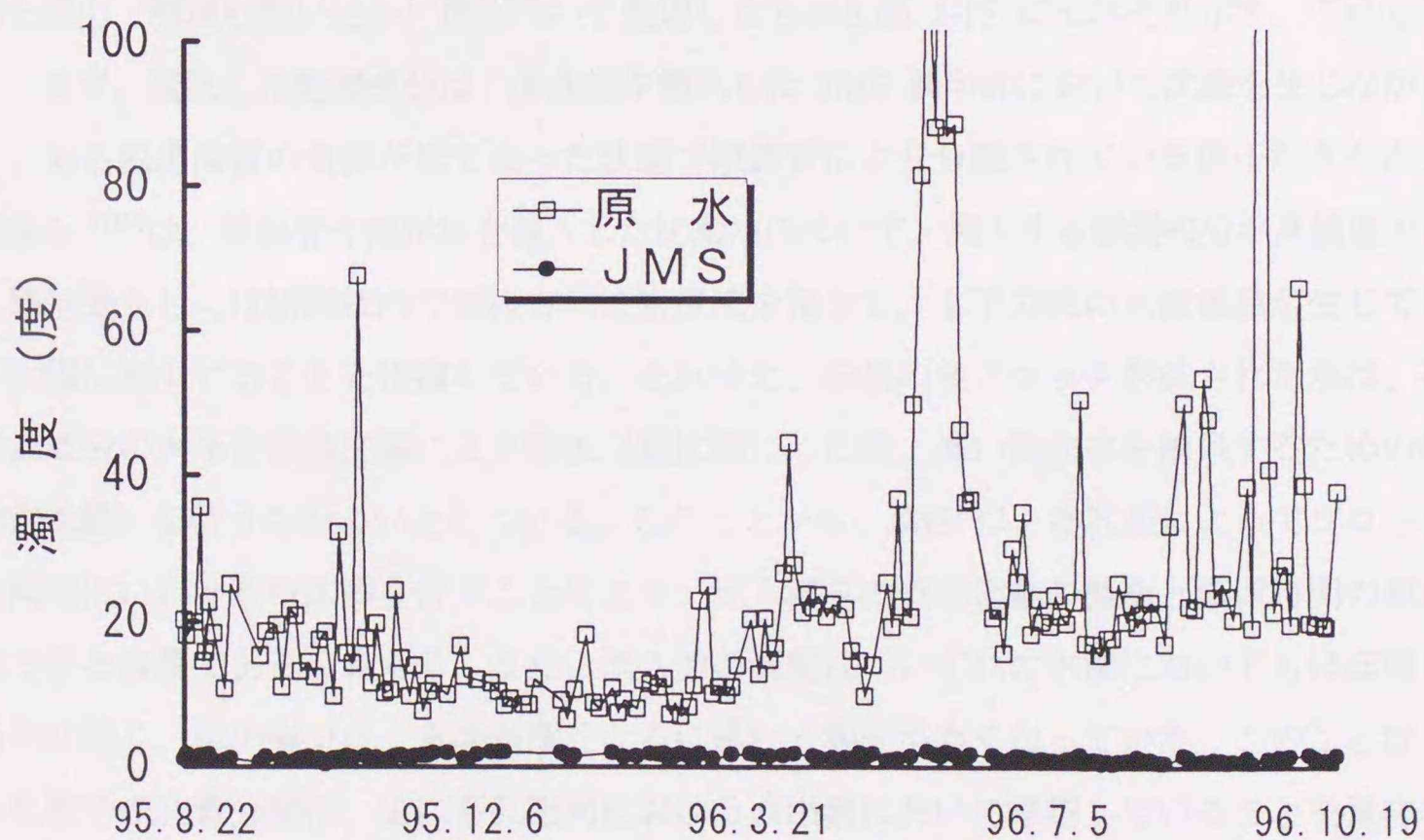


図 2-13 濁度の経日変化（傾斜管挿入後）

1.1～15.5 度（平均 6.0 度）と、冬期間の低濁・高色度原水に対応するために凝集条件を pH 6.2、PAC 注入率 1 mg Al/L に固定し、固液分離の中心を後段の急速ろ過池に依存した 1995 年 1 月 19 日～3 月 8 日を除けば、ほぼ安定した沈澱後水濁度を得ることができた。しかしながら、図 2-11 において、流下距離 100 cm 以降の流下距離に対する全濁度と静置後上澄濁度の変化に注目すると、同部以降の両者の差の減少量が少ないうえ、流出部においては静置後上澄濁度はわずか約 2 度であったにもかかわらず、全濁度は約 5 度であったことから、流下距離 100 cm 以降に浮遊する沈降性フロックの減少速度は小さく、多孔板のみでは、これ以上の高い分離効果を期待できないことが示唆された。そこで、多孔板を流入より 4 段目までとし、流下距離 100 cm 以降の表面負荷率を低くとるために傾斜管を挿入（図 2-6）した後の原水および JMS 流出水の濁度の経日変化を図 2-13 に示す。これによると、原水濁度は約 6.6～252.4 度まで変動していたのに対し、JMS 流出水の濁度の変動は 0.3～2.1 度となっていた。また、平均濁度は 1.3 度で傾斜管挿入前と比較すると約 1/5 まで減少させることができ、流下距離 100 cm 以降の沈澱効率を向上させることにより、JMS での分離効果を飛躍的に向上させることができた。

2.3.4 多孔板部における懸濁粒子の分布

図 2-7 に示した全点で測定した濁度を図 2-14 に、各多孔板間における流入（噴流の噴き出し）側と流出（噴流の吸い込み）側について整理したものを図 2-15 にそれぞれ示す。これらによると、まず、流入した懸濁成分は、多孔板を挿入した JMS 前半部において沈澱を生じながら流下し、ある程度濁質の負荷が低くなった状態で傾斜管により分離されている様子がうかがえる。丹保ら²¹⁾²²⁾は、傾斜管や傾斜板を挿入した沈澱池について、流入する懸濁成分が高濃度であれば、傾斜管もしくは傾斜板内で垂直方向に密度流を発生し、上下方向の水流循環が生じて分離性が大幅に減少することを指摘している。それゆえ、凝集の後フロック形成された水は、高濃度懸濁成分の大半を普通沈澱により除去（粗沈澱）した後、高い除去率を確保するための沈澱（精密沈澱）を行うのがよいとしている。このことから、JMS は、多孔板によってフロック形成と同時にいわゆる粗沈澱を行うことにより、流入濁質の負荷変動の緩衝と滞留時間の短縮を達成できる装置であると言える。また、流入側の濁度は、いずれの水深においてもほぼ同じであるのに対し、流出側では、水深が深くなるに連れて濁度が高くなっていた。このことは、成長した粒子の沈澱分離は、主に多孔板間における流出側において卓越していることを意味しており、各多孔板間において、流入側と流出側とでそれぞれ異なる流れの特性を有していると考えられる。

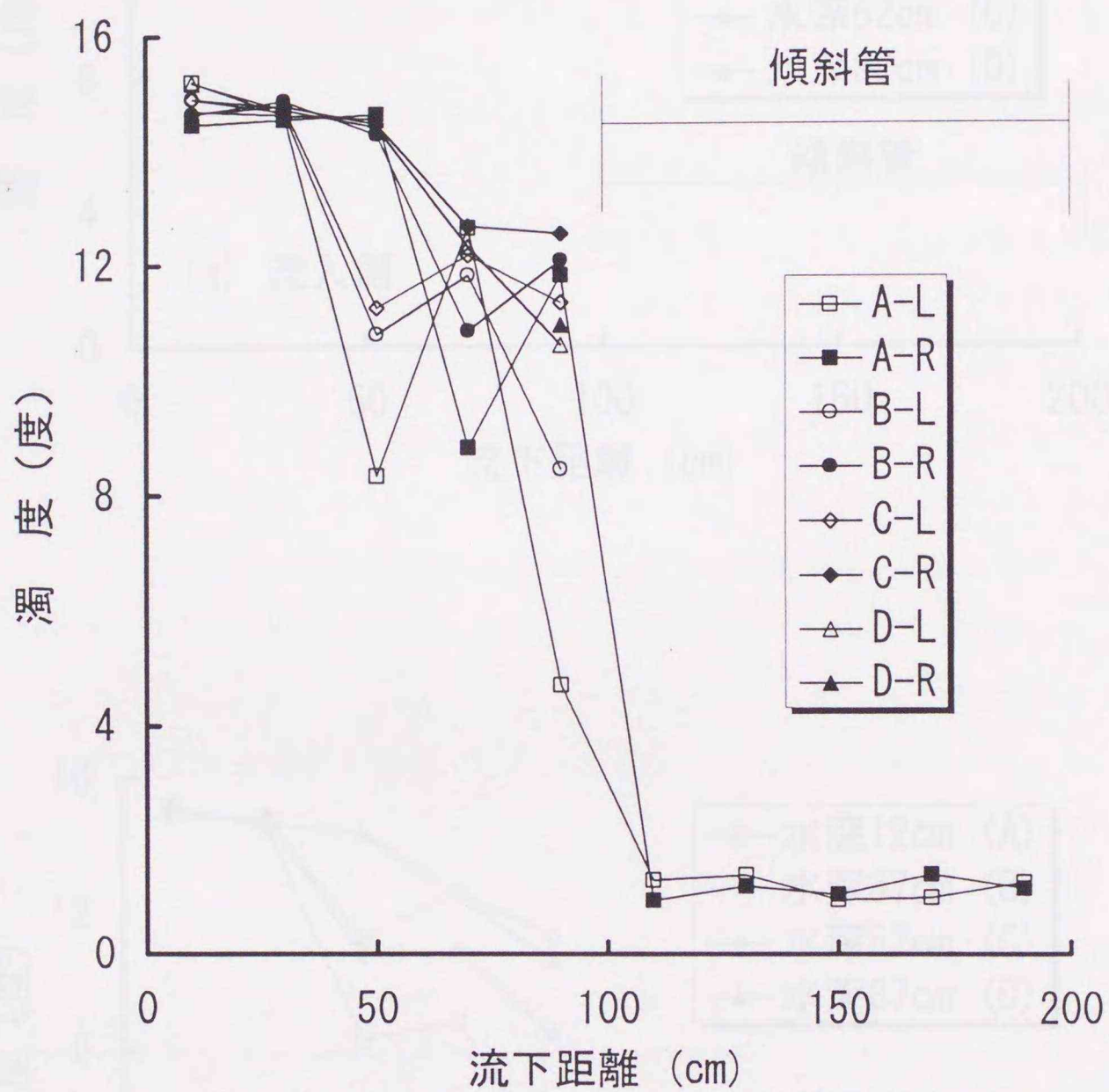


図 2-14 JMSにおける濁度の分布

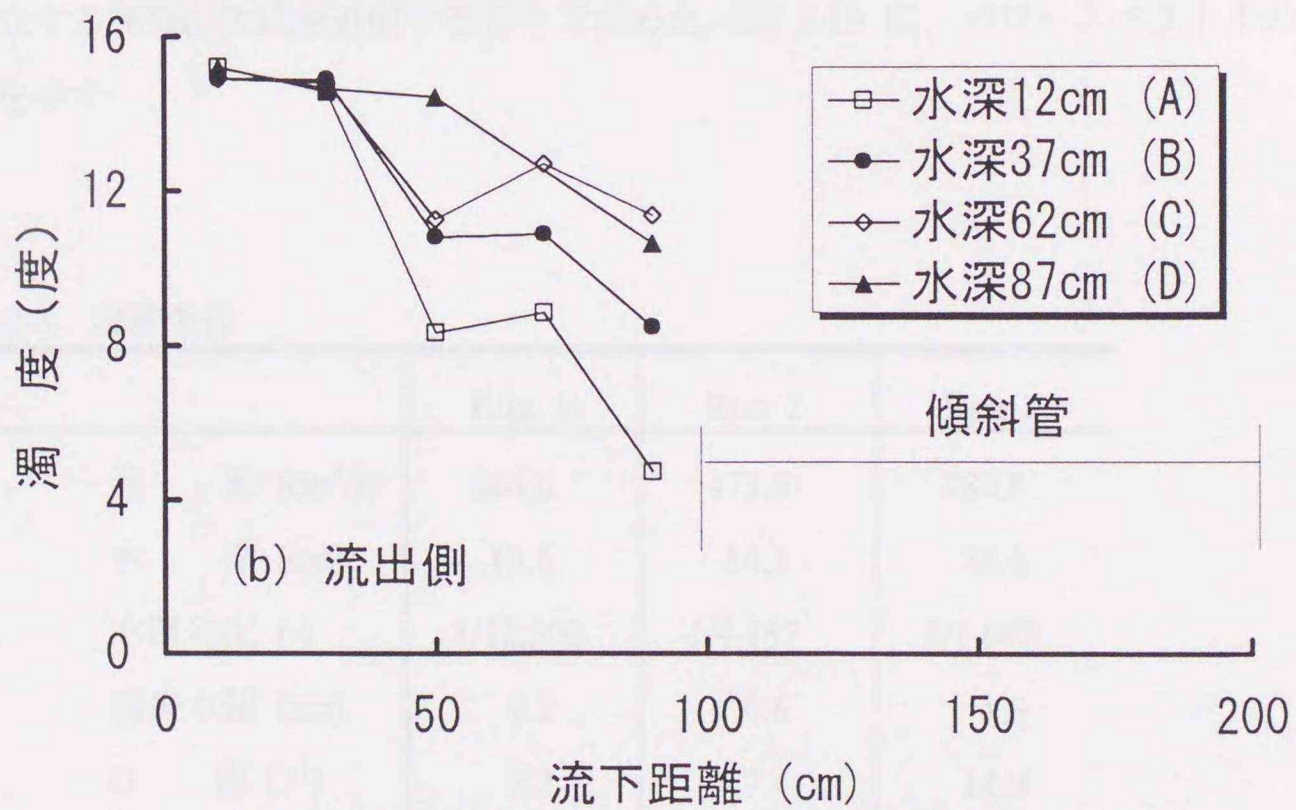
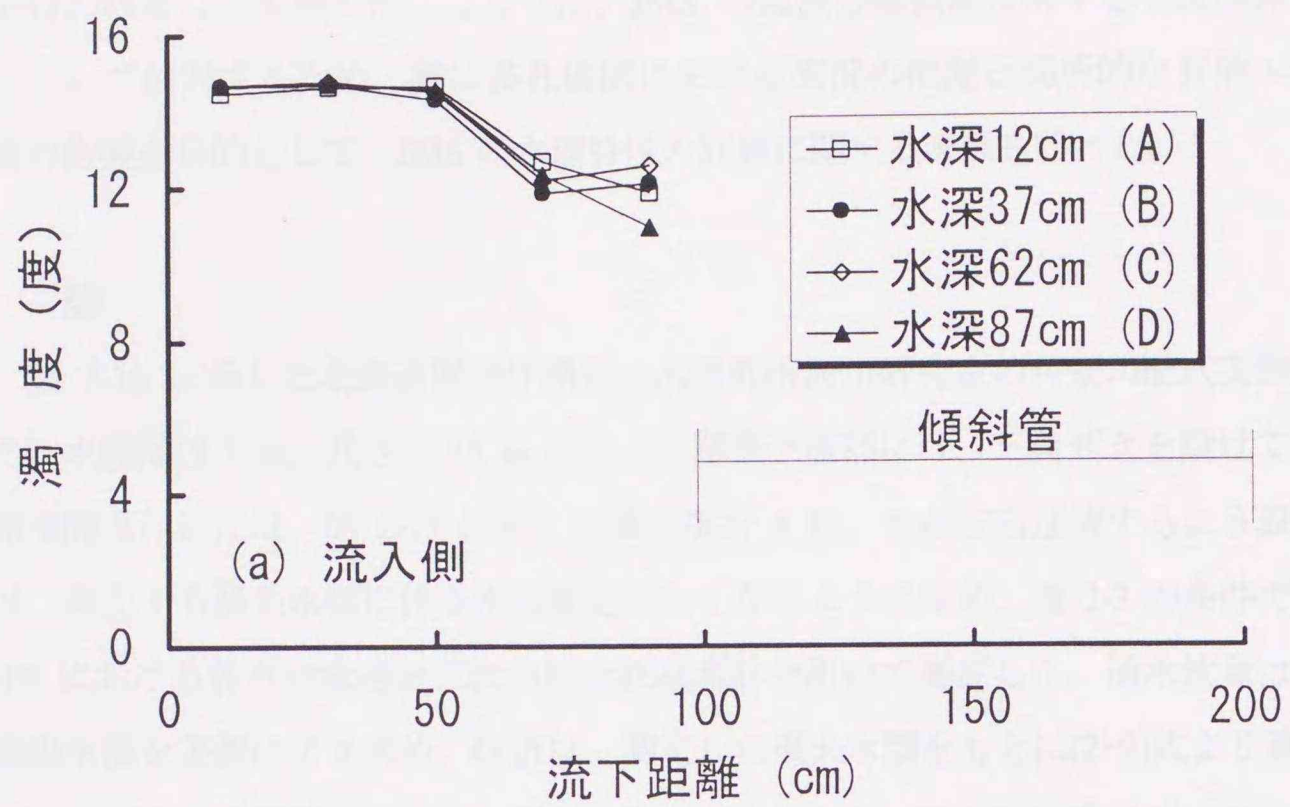


図 2-15 多孔板間における濁度の分布

2.4 流況とエネルギー消費率

前節では、JMS は小さな攪拌強度でフロック形成が行われること、多孔板間の流出側で主に沈澱分離が行われることを示した。ここでは、JMS の固液分離機能に対する噴流攪拌の作用メカニズムについて検討するため、特に多孔板間における流況の把握と局所的な有効エネルギー消費率分布の把握を目的として、JMS の水理特性の評価に関する実験を行った。

2.4.1 実 験

実験は、図 2-16 に示した北海道開発庁開発土木研究所河川研究室の可変勾配式実験水路を用いて行った。水路幅は 1 m、長さは 25 m あり、水路最下流部には、三角ぜきを設けて水深を維持し、水路中間点付近には、図 2-17 に示した多孔板を 4 枚、水が左右迂流するよう設置した。水路勾配は、発生する損失水頭に伴う水深変化がなくなるように定め、表 2-3 の条件で通水した後、図 2-18 における各点の流速を三次元超音波流速計を用いて測定した。通水流量は、三角ぜきからの流出水量を実測により求め、G 値は、測定した損失水頭をもとに(2・9)式より算出した。流速測定のサンプリング間隔は 0.04 s、測定時間は 120 s とし、得られた流速データをもとに X 方向、Y 方向、Z 方向、および 3 方向合成成分の平均流速と乱流強度を計算したほか、3 方向合成成分の平均流速にもとづく乱れのパワースペクトルを MEM 法²³⁾により計算した。単位体積あたりのエネルギー消費率 ε_0 は、求められたパワースペクトルのうち、慣性領域における $-5/3$ 乗則が成立する部分に次式を近似することで求めた（図 2-19 に、パワースペクトルの一例とその近似例を示す）。

表 2-3 実験条件

	Run. 1	Run. 2	Run. 3
流 量 (cm ³ /s)	264.6	473.6	780.8
水 深 (cm)	83.6	84.3	85.4
水路勾配 (-)	1/12,500	1/4,167	1/1,667
損失水頭 (cm)	0.2	0.6	1.5
G 値 (s ⁻¹)	3.2	7.4	14.9
水 温 (°C)	19.0±0.3	18.55±0.55	18.55±0.35

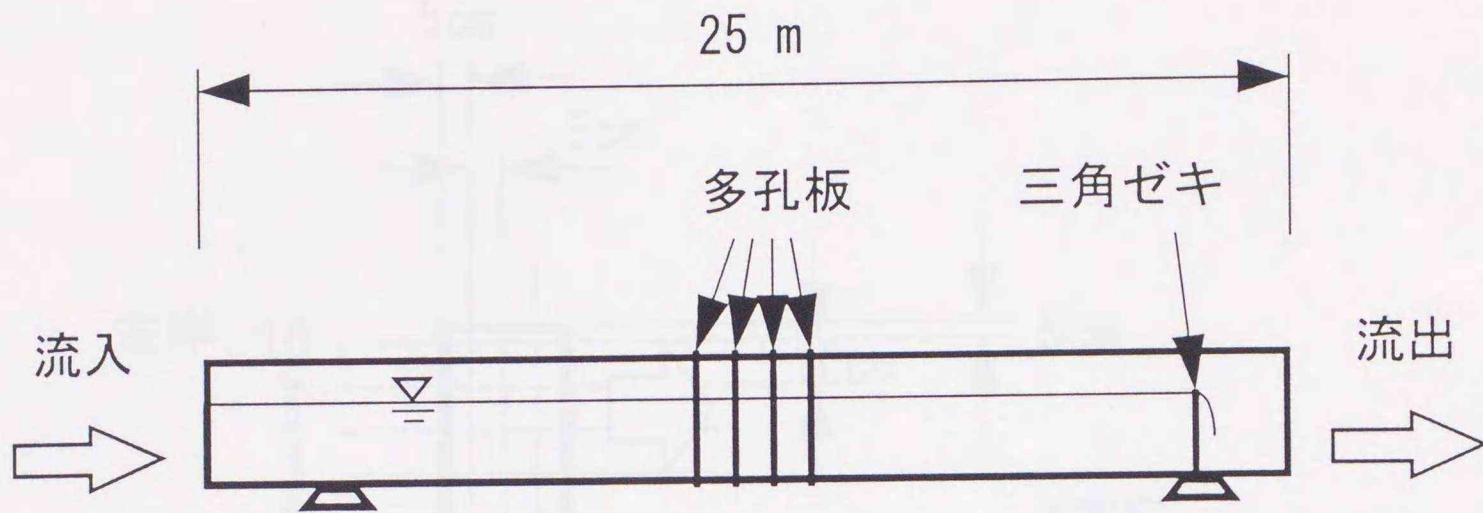


図 2-16 実験水路概要

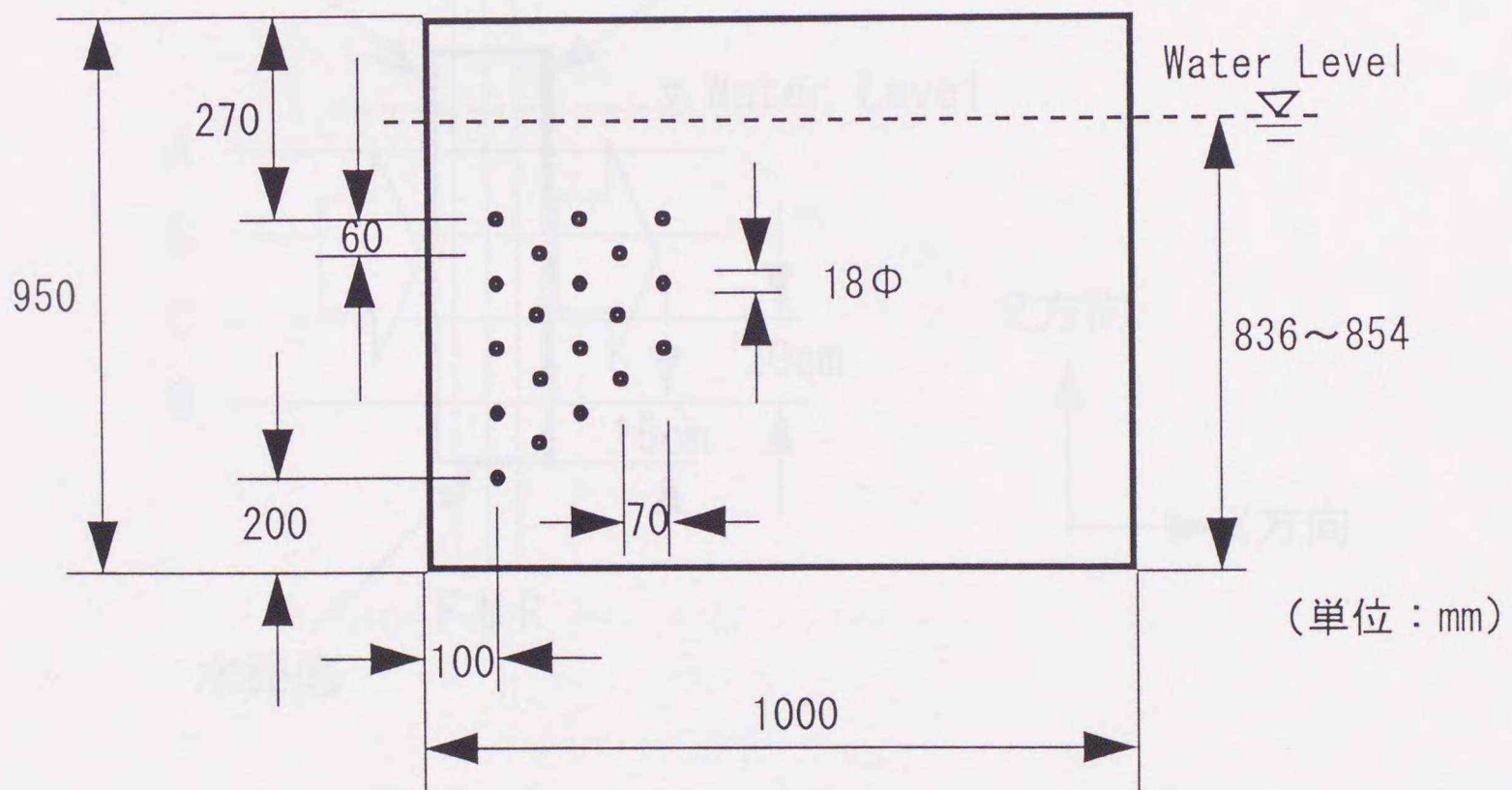
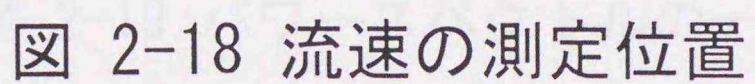


図 2-17 多孔板寸法



$$E(f) = \frac{\alpha}{(2\pi)^{2/3}} V^{2/3} \varepsilon'^{2/3} f^{-5/3} \quad \dots\dots(2\cdot10)$$

$$\varepsilon_0 = \varepsilon' \cdot \rho \quad \dots\dots(2\cdot11)$$

ただし、 $E(f)$: 乱れのパワースペクトル (cm^2/s),

α : コルモゴロフ定数 ($=1.44$ と仮定²⁴⁾²⁵⁾),

V : 3方向合成成分の平均流速 (cm/s),

f : 周波数 (Hz),

ε' : 単位質量あたりのエネルギー消費率 (cm^2/s^3),

ε_0 : 単位体積あたりのエネルギー消費率 ($\text{g}/\text{cm}^3 \cdot \text{s}^3$),

ρ : 水の密度 ($=0.99823 \text{ g}/\text{cm}^3$ (20°C))

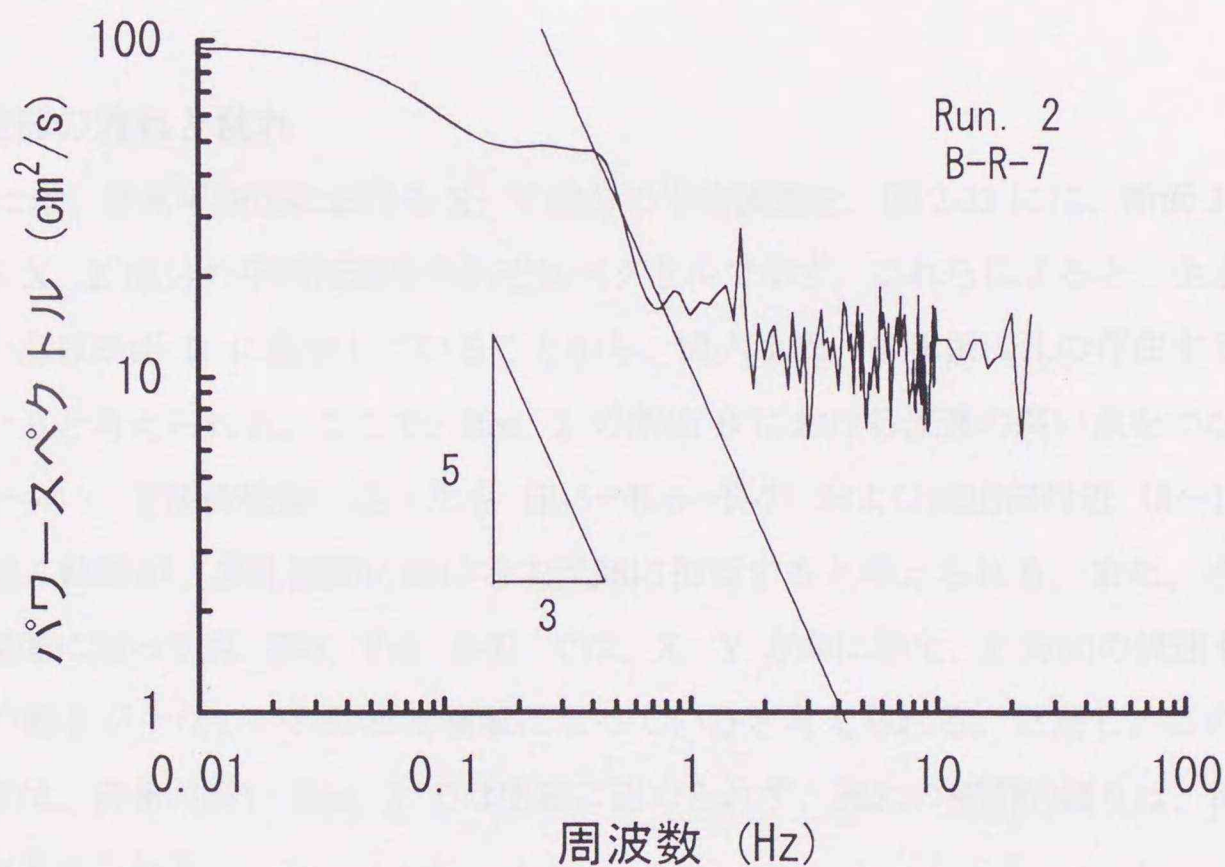


図 2-19 パワースペクトルの一例

2.4.2 平均流速と乱流強度

図 2-20、図 2-21 に、3 方向合成成分の平均流速と各成分の乱流強度の分布のをそれぞれ示す。すべての平均流速と乱流強度は、断面平均流速 (Run. 1、2、3 においてそれぞれ 1.90、3.37、5.49 cm/min) で除すことにより無次元化して表現した。

まず、平均流速の分布に注目すると、いずれも B-3、B-9 で高くなっている他はほぼ同じであり、孔付近では、噴流の影響により局所的に流速が高く、それ以外の箇所では、水深にかかわらず流速がほぼ同じである様子が見えてくる。また、流量が高いほど、全体的に流速のばらつきが小さくなる傾向も認められた。

つぎに、乱流強度の分布に注目すると、これについても平均流速同様、断面 B における流入部と流出部で高く、同部が他に比べて特異的な流れの特性を有していることがわかる。また、流量が高いほど、各部の乱流強度のばらつきが小さくなり、乱れの一様化が進むことも認められた。さらに、測定した全ての点において、X、Y 方向に比べて Z 方向の乱流強度が小さかった。このことは、水平方向に比べて鉛直方向の乱れは小さく、一度沈澱した粒子の再浮上が起こり難い水理条件であることを意味しており、フロック形成過程において沈澱が有効に行われる要因の一つであると考えられる。

2.4.3 主流部の流れと乱れ

図 2-22 には、各水平断面における X、Y 成分の平均流速を、図 2-23 には、断面 3、4、6、8、9 における X、Z 成分の平均流速をそれぞれベクトルで示す。これらによると、全水平断面中、流速の高い点は断面 B に集中していることから、流入水は、多孔板に孔の存在する水深を中心に流れていると考えられる。ここで、Run. 2 の断面 B における流速の高い点をつなぐと、流入部付近 (2~4)、下流側壁面に沿った点 (R-5→R-6→R-7) および流出部付近 (8~10) となり、これらを結ぶ軌跡が、多孔板間における主流部に相当すると考えられる。また、水路中央付近の上流側壁面に沿った点 (F-5、F-6、F-7) では、X、Y 方向に加え、Z 方向の流速も小さいことから、水の動きが少ないいわゆる死領域になっていると考えられる。ただし、この主流部と死領域の存在は、流量が高い Run. 3 では明確に認められず、流れの空間的偏りは、高流量ほど小さくなると考えられる。

つぎに、B-5 と B-6、および断面 C の乱流強度に注目すると、いずれも流入、流出部付近に比べて小さいことから、偏流によって生じる速度差は、多孔板間における乱れの発生にはあまり寄与していないと考えられる。

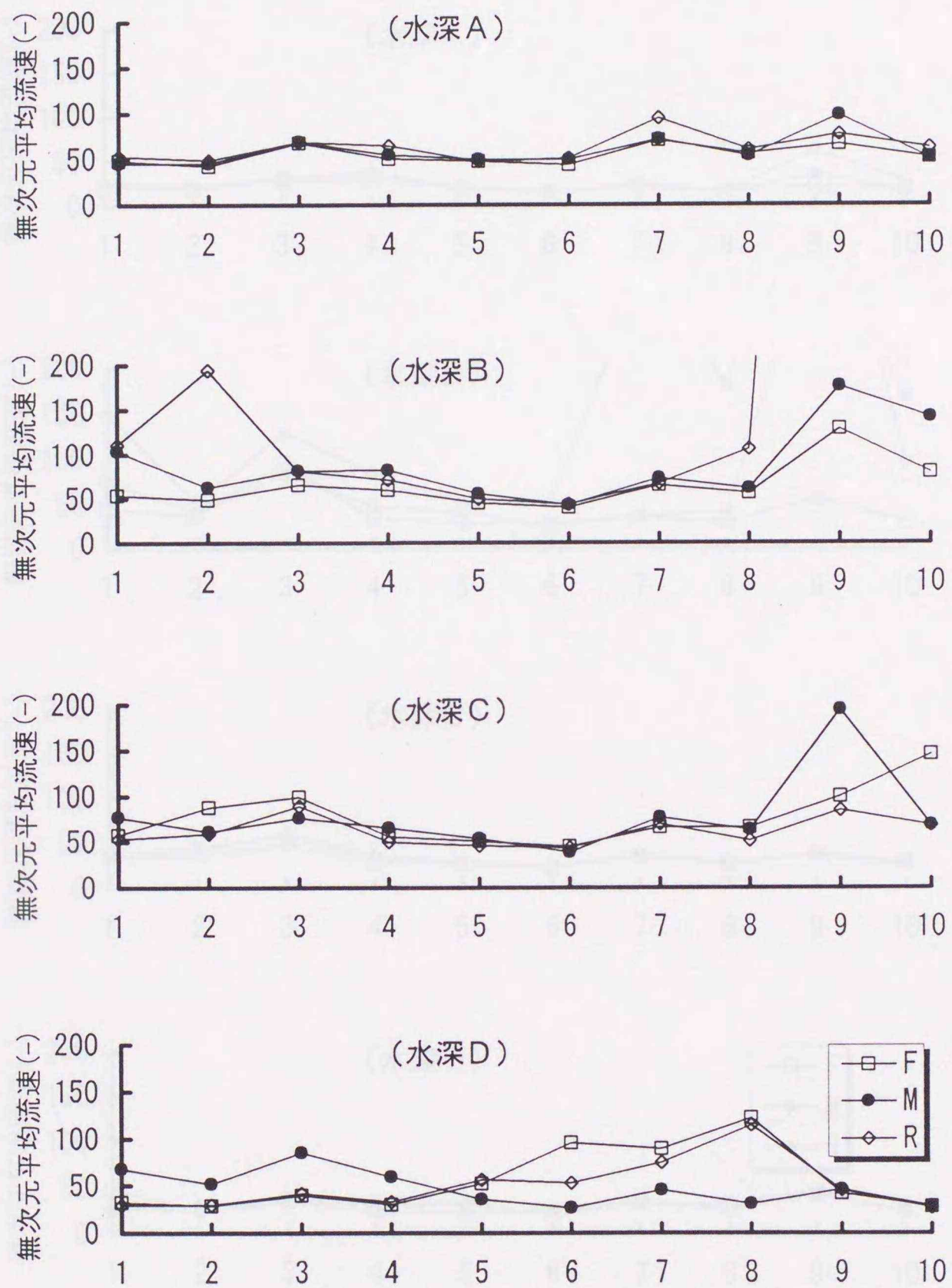


図 2-20(a) 3方向合成成分の平均流速 (Run. 1)

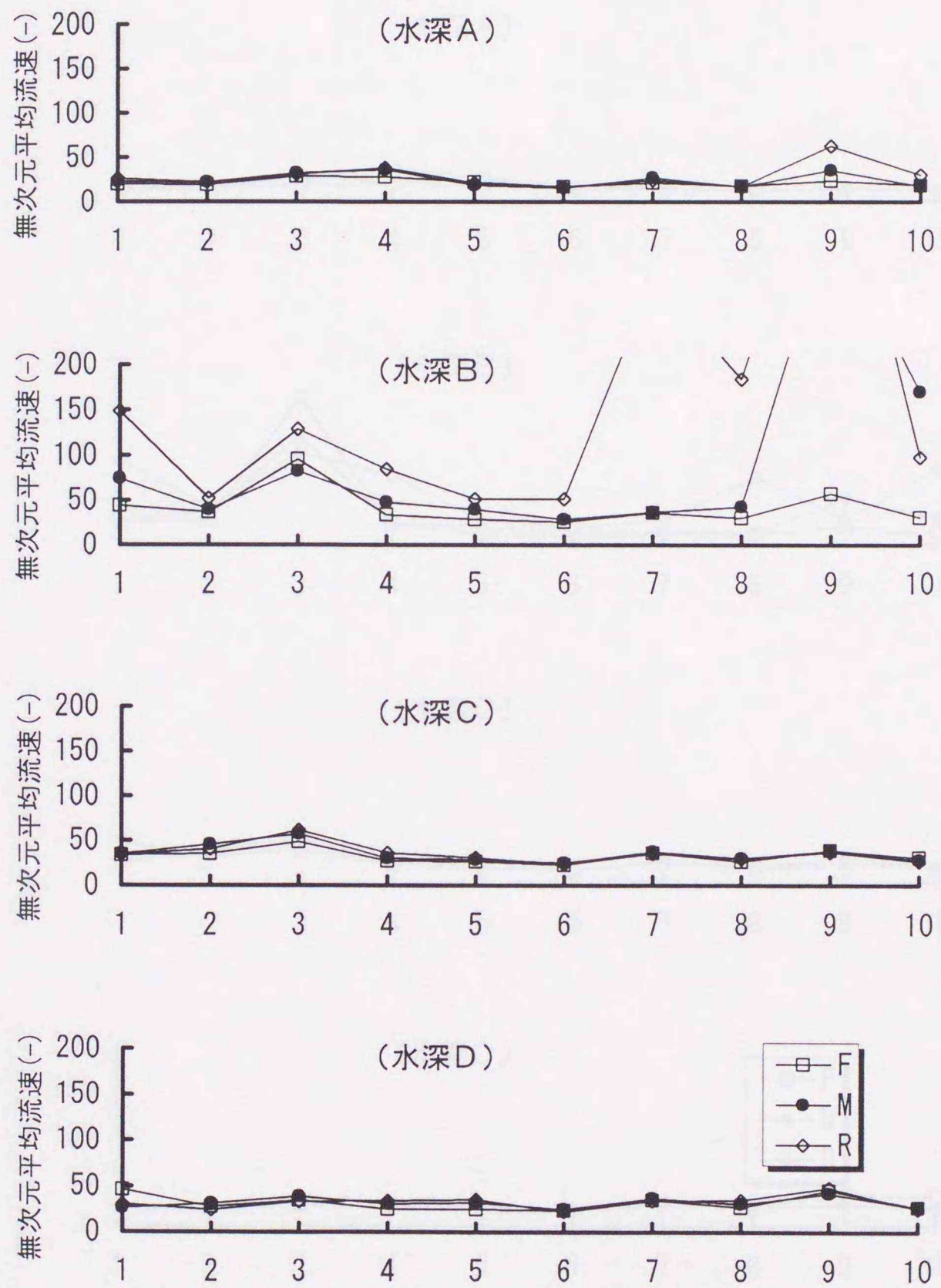


図 2-20 (b) 3方向合成成分の平均流速 (Run. 2)

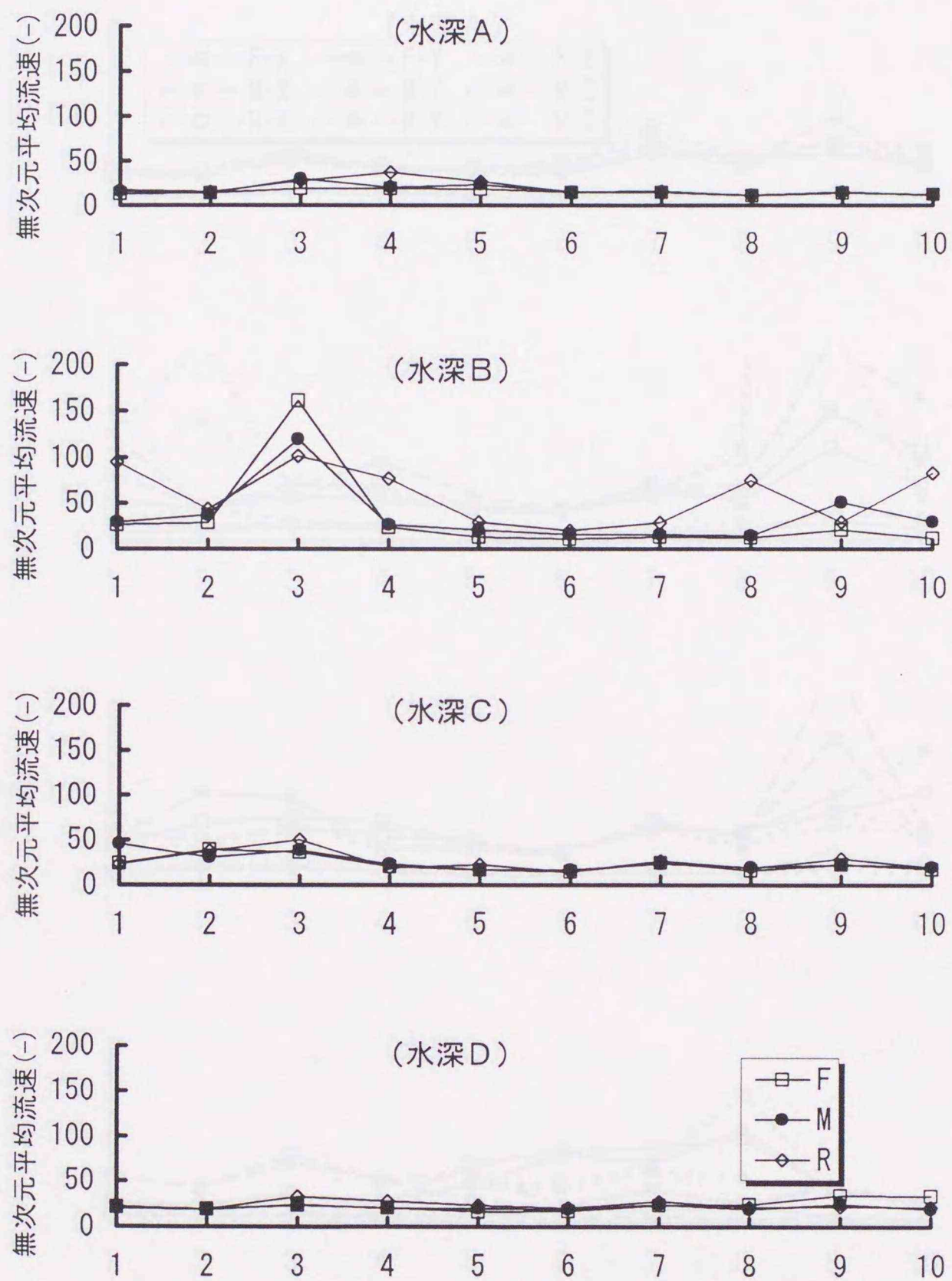


図 2-20 (c) 3 方向合成成分の平均流速 (Run. 3)

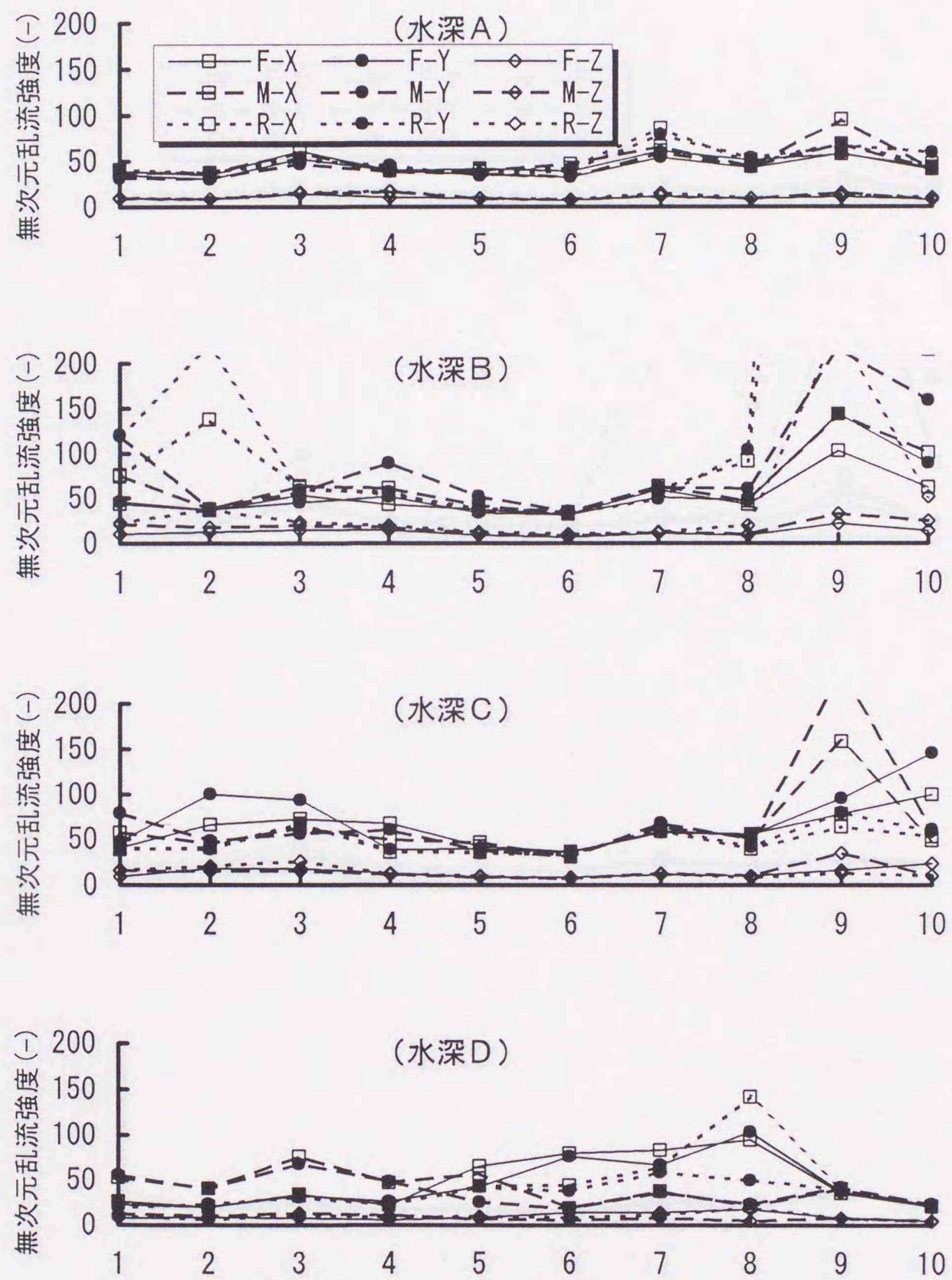


図 2-21(a) 乱流強度 (Run. 1)

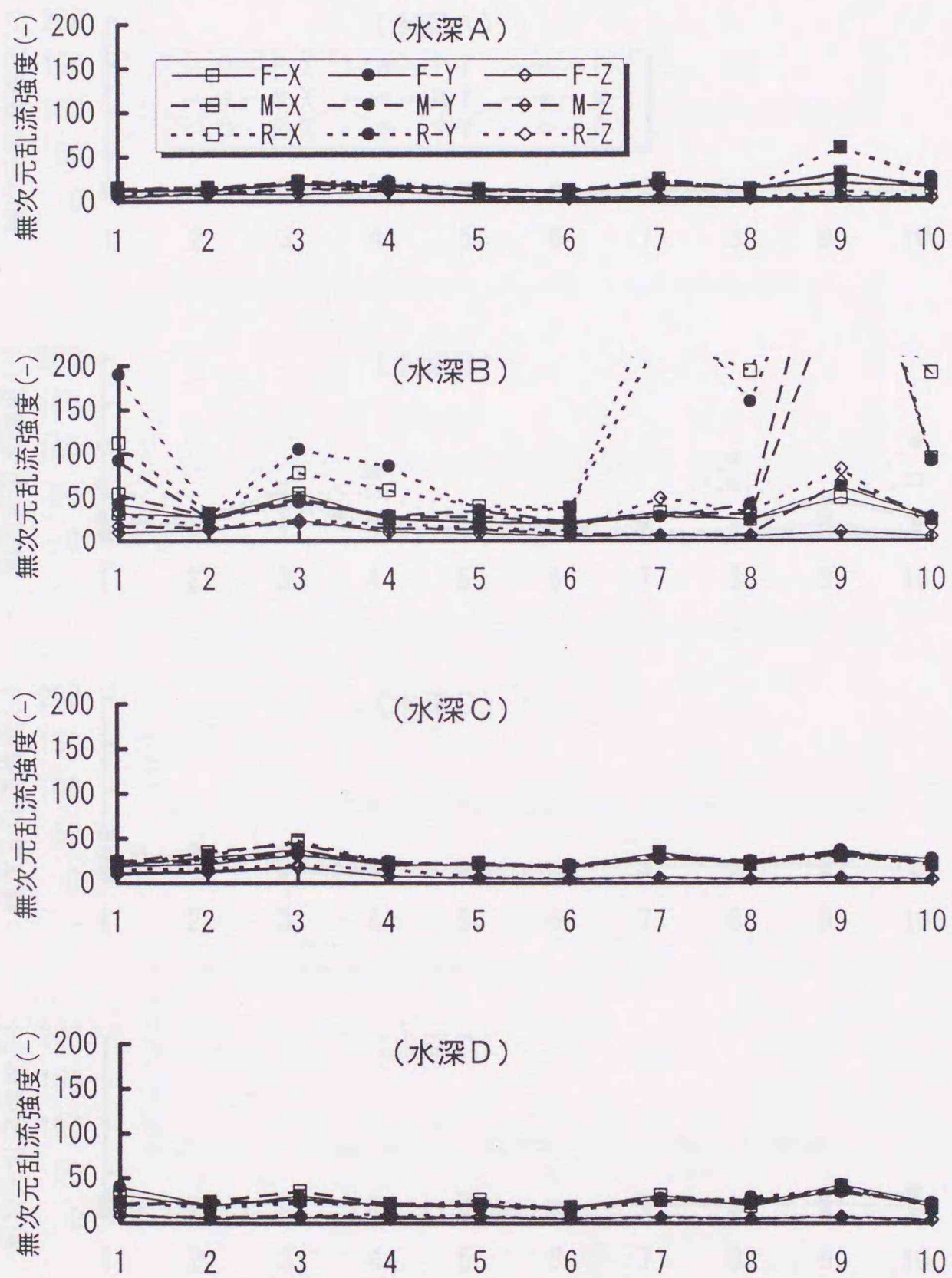


図 2-21 (b) 乱流強度 (Run. 2)

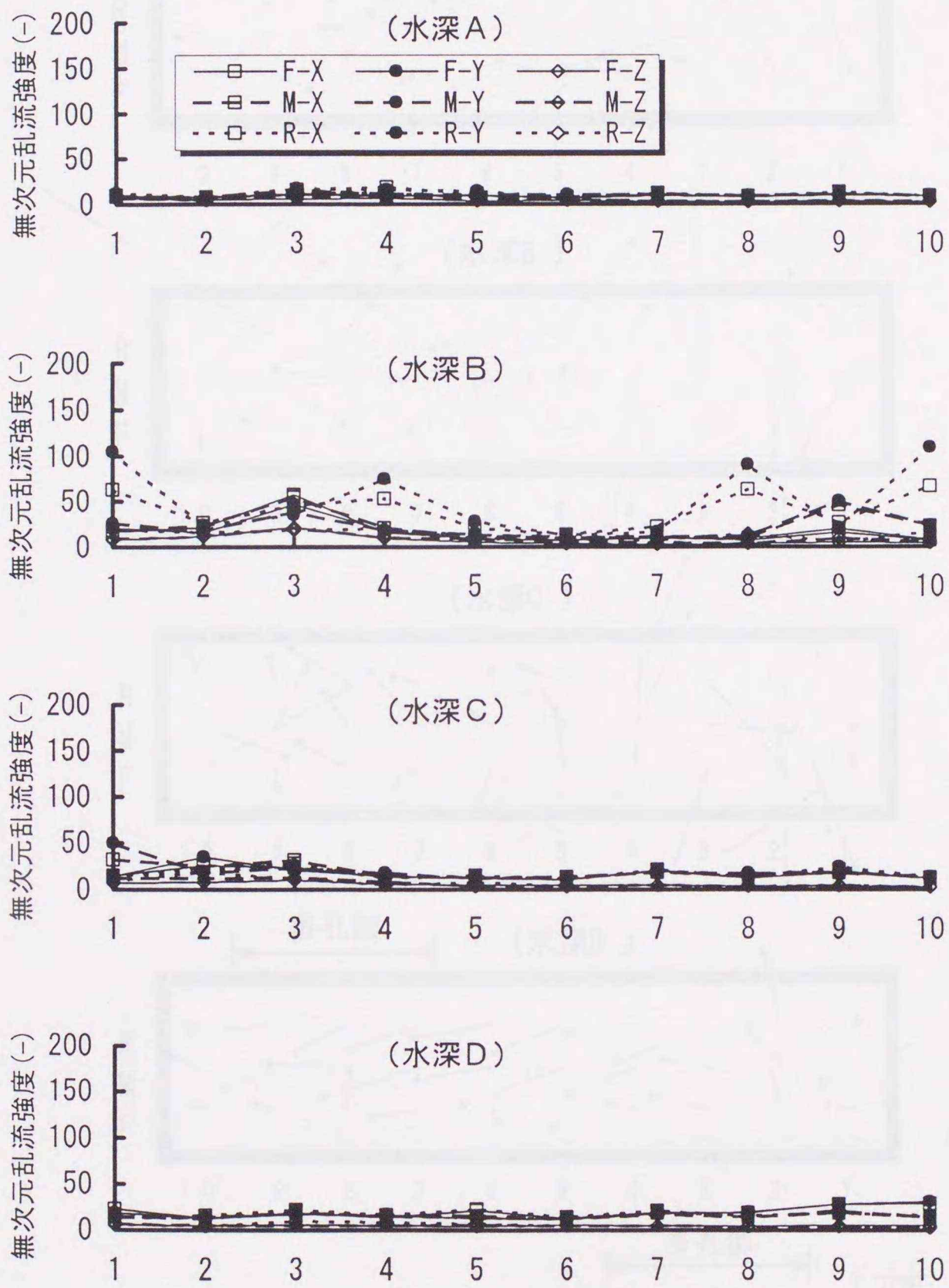


図 2-21(c) 乱流強度 (Run. 3)

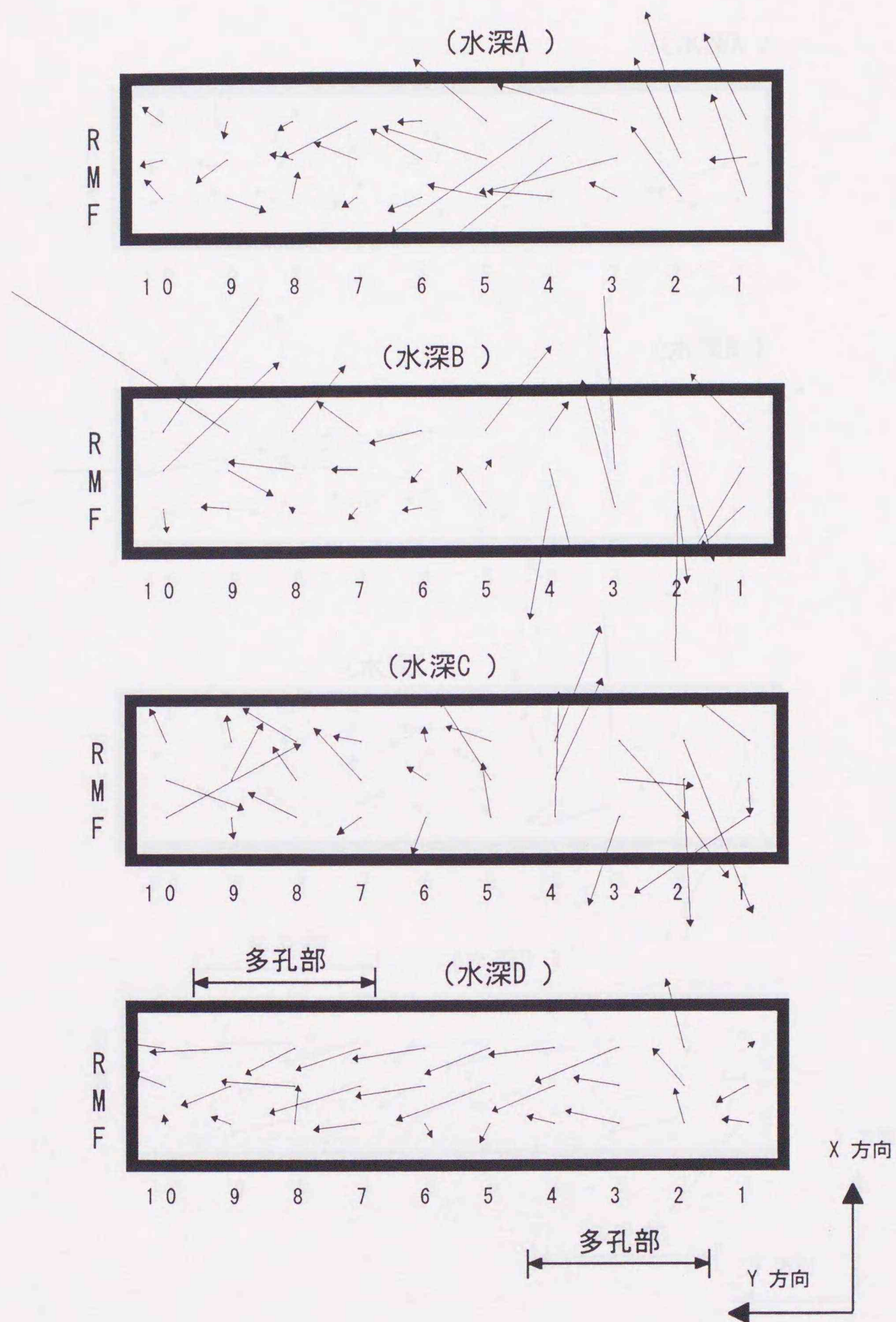


図 2-22 (a) X-Y 成分の平均流速 (Run. 1)

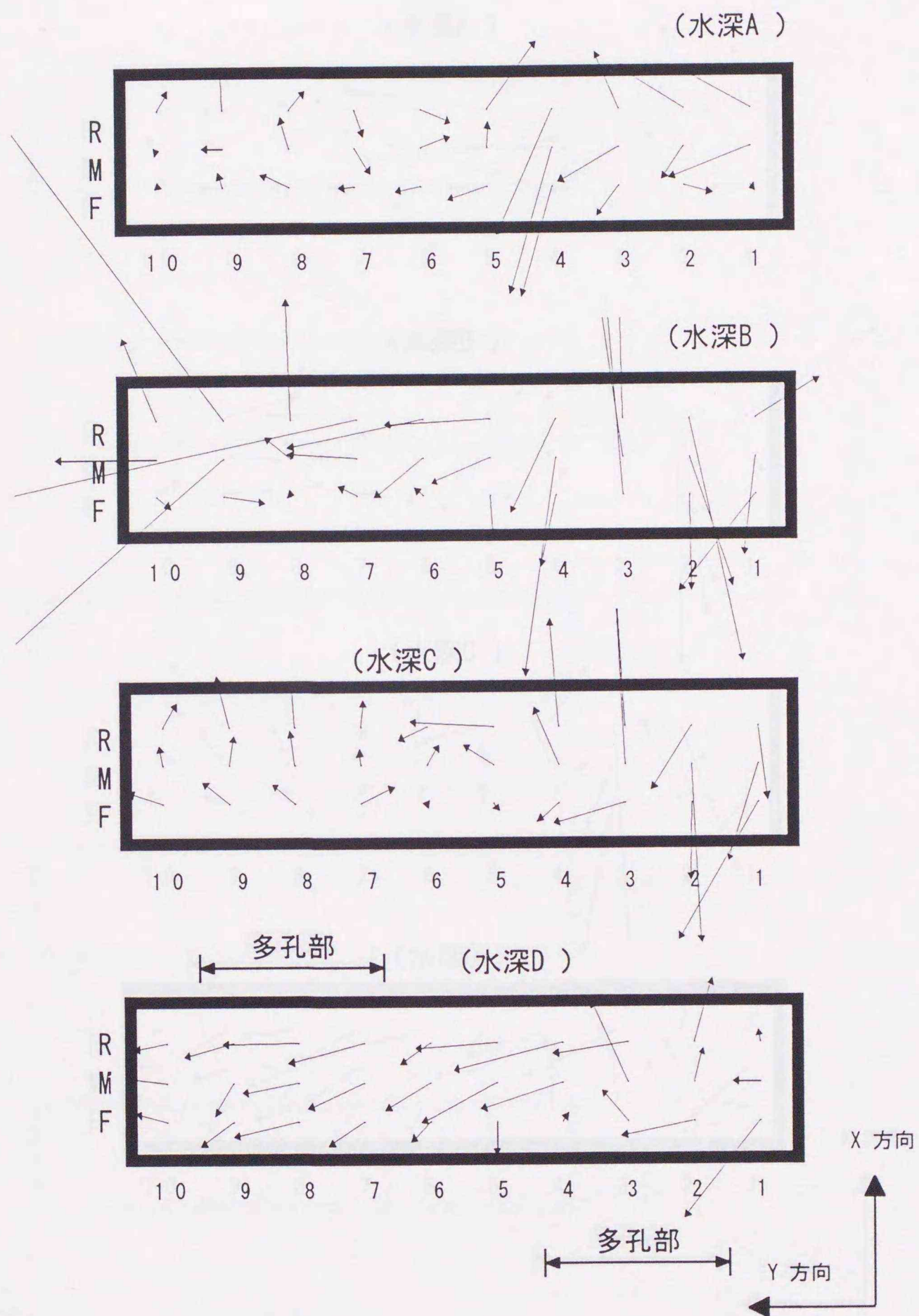


図 2-22 (b) X-Y 成分の平均流速 (Run. 2)

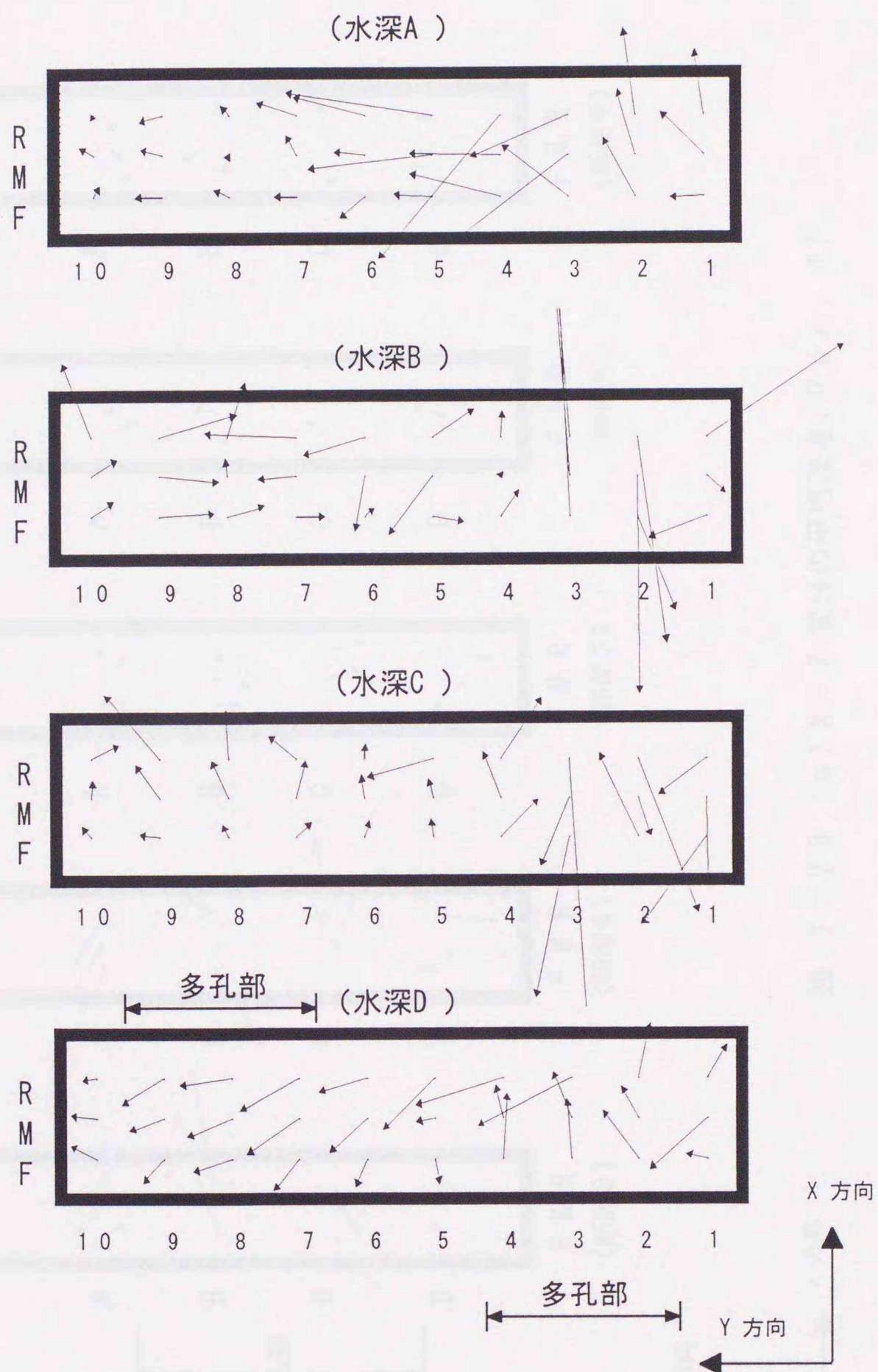


図 2-2-2 (c) X-Y 成分の平均流速 (Run. 3)

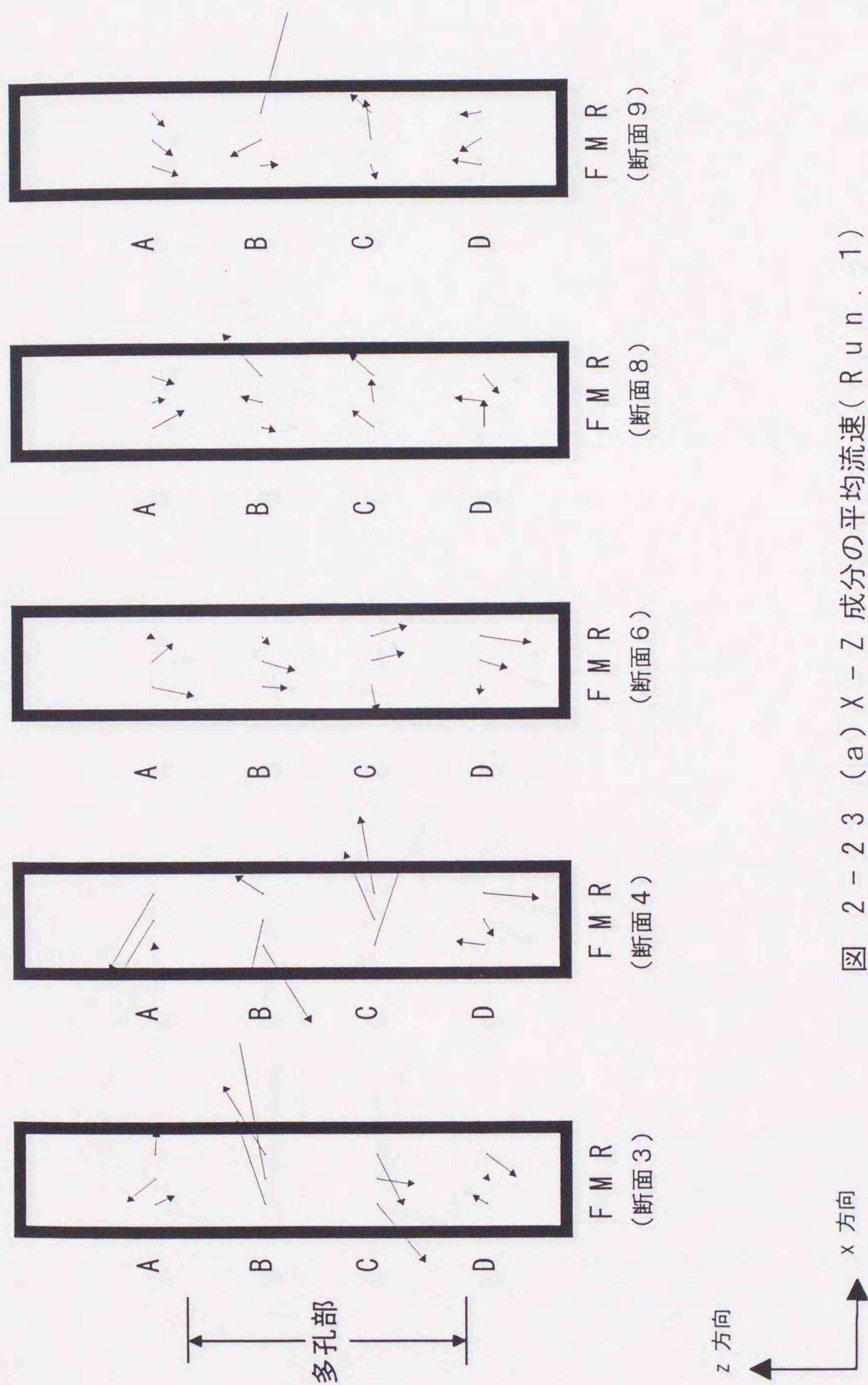


図 2-23 (a) X-Z 成分の平均流速 (Run. 1)

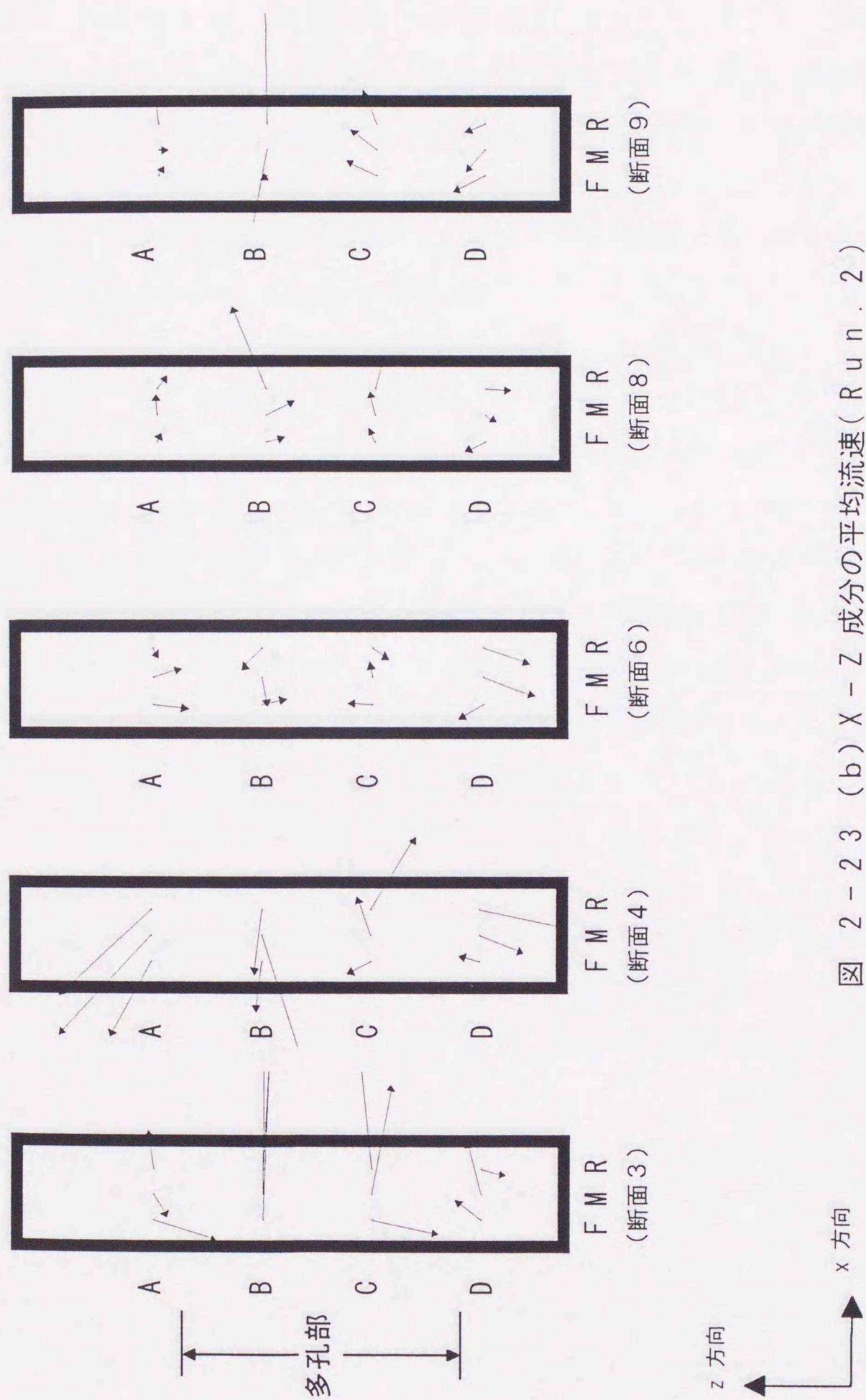


図 2-23 (b) X-Z 成分の平均流速 (Run. 2)

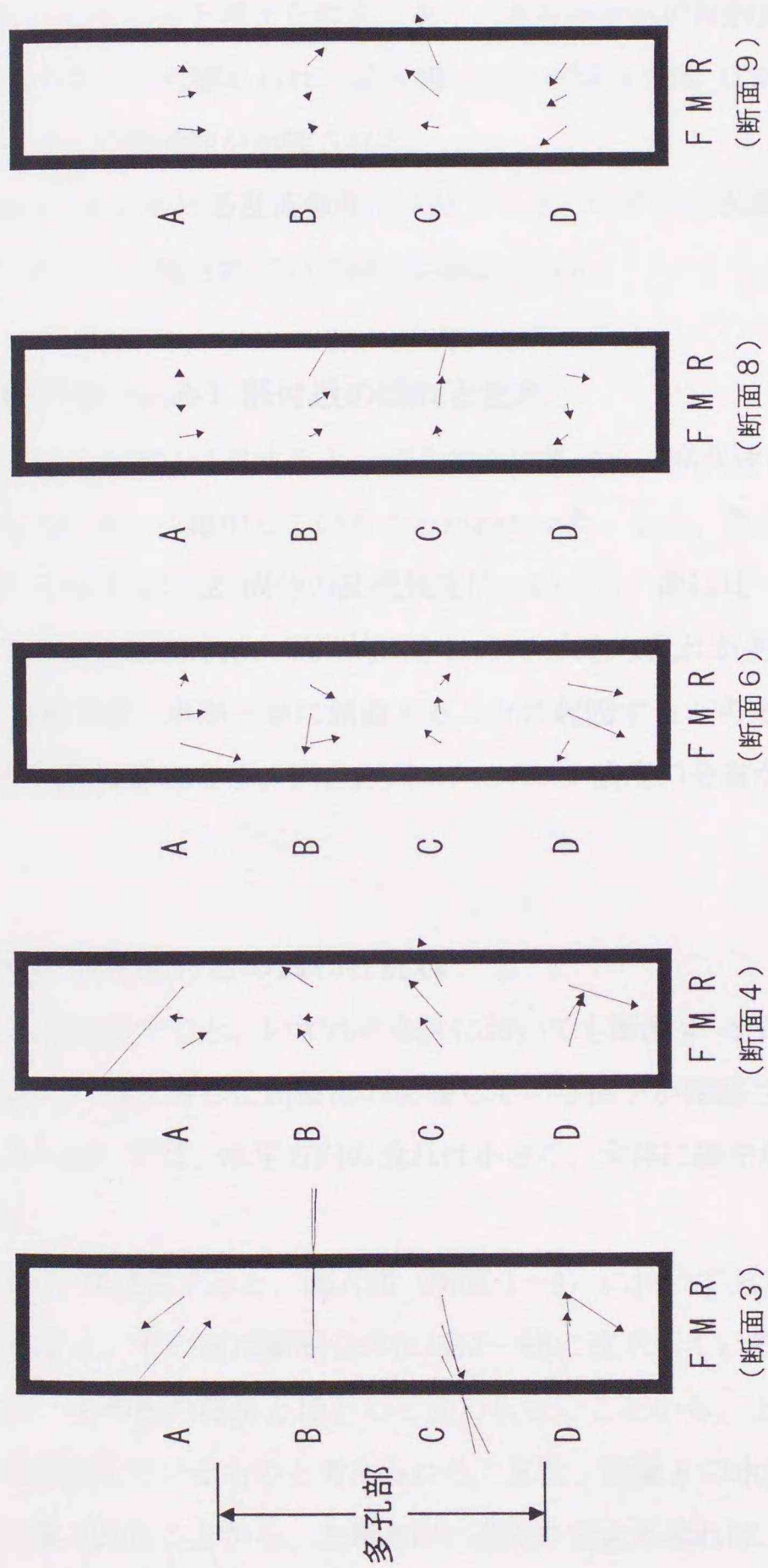


図 2-23 (c) X-Z 成分の平均流速 (Run. 3)

2.4.4 流入（噴流噴き出し）部付近の流れと乱れ

流入部付近（断面 1～3）の水平方向の流速は全水深にわたって比較的高く、断面 2 と Run. 1、2 の断面 4 では、一旦下流側の多孔板に反射している様子も認められたことから、きわめて大きな攪拌力が与えられていると考えられる。また、多孔板からの反射流のうち、水深 A では Z 方向の流れが存在することも認められ、流入側において深さ方向 に対するフロック濃度の分布が一様であったこととの関連性が示唆された。

つぎに、断面 1～4 における乱流強度に注目すると、いずれも水深 B で最も高くなっており、噴流攪拌により乱れが生成されている様子が確認された。

2.4.5 流出（噴流吸い込み）部付近の流れと乱れ

まず、水平方向の流速に注目すると、流入側とは異なり、高流速の流れは水深 B の下流側多孔板近傍（断面 M～R）に集中していることがわかった。また、乱流強度については流入側より大きく、全体的には小さい Z 成分の乱流強度についても、他に比べて高くなる傾向が認められた。これらのことは、同部では、局所的にきわめて 大きな乱れが生成されていることを意味し、主流部を流れる高流速の水が一挙に屈曲することに起因すると考えられる。さらに、鉛直方向 に対する顕著な流れは存在せず、深さ方向 のフロック濃度の分布が顕著であったことを示す結果となった。

2.4.6 水面付近と水路底付近の流れと乱れ

まず、水深 A に注目すると、いずれの条件においても断面 4～5 付近まで高く、流入部において下流側多孔板に一旦反射した屈曲流の影響している様子が確認された。また、水路中央より流出側（断面 6～10）では、水平方向の流れは小さく、全体に緩やかに下向きに水が流れていることがわかった。

つぎに、水深 D に注目すると、流入部（断面 1～3）において上方から進入してきた流れが左岸方向に向きを変え、その後は断面全体にほぼ一様に流下している。しかしながら、流入部付近の乱流強度は、その他の箇所とほとんど変わらないことから、上方から進入した流れは、緩やかにその方向を変えているものと考えられる。また、断面 6 の水深 C と D の間に比較的大きな渦の存在が確認されたことから、左岸方向に進路を変えた流れは、流出部付近（断面 9）まで上層（水深 C）と緩やかに混合を起こしながら流下し、最終的に、孔部に吸い込まれていると考えられる。

2.4.7 エネルギー消費率の分布

図2-24に、各局所区間における単位体積あたりのエネルギー消費率 ε_i の分布を示す。ここでは、操作条件の諸元のパラメータが実験プラントと類似する Run. 2 で得られた乱れのパワースペクトルをもとに算出した。この図によると、ブロック形成に有効なエネルギー消費は、水深 B における特に流出（噴流の吸い込み）側、孔に近い位置（R-7～R-9）に集中しており、主流部を流れる高流量の水が一挙に屈曲する際の乱れが、大きなエネルギー消費を引き起こしていることが示唆された。また、同部では、鉛直方向の流速が小さく、成長したブロックの沈澱分離もスムーズに行われることから、JMS の固液分離機能を左右するうえできわめて重要な役割を担っていると考えられる。それに対し、流入（噴流の噴き出し）側では、攪拌力が強く、乱流強度も大きいにもかかわらず、ブロック形成に有効なエネルギー消費率は比較的小さいことが明らかになった。

2.4.8 有効エネルギー消費率の推定

JMS では、先にも述べたように、通常のプロクキュレータに比べてきわめて小さい G 値でブロック形成が行われる。そこで、ブロック形成過程に対する噴流攪拌の有効性について検討するため、多孔板部全体の単位体積あたりのエネルギー消費率に対するブロック形成に有効なエネルギー消費率の占める割合を推定した。以下に、操作条件のパラメータが JMS 実験プラントと類似する Run. 2 の結果を例に、計算方法と結果を示す。

まず、計算方法としては、JMS 全体の単位体積あたりの有効エネルギー消費率 ε_0 は、予備実験の結果、測定した各点（縦 3×横 10×深さ 4 箇所、計 120 箇所）を代表とする単位体積 V_i （表 2-4 参照）に分割したときの各エネルギー消費率 ε_i の加乗平均で表現できると判断し、次式を用いて算出した²⁰⁾。

$$\varepsilon_0 = \frac{\sum_i \varepsilon_i V_i}{\sum_i V_i} \quad \cdots \cdots (2.13)$$

得られたデータを(2.13)式に代入すると、

$$\varepsilon_0 = \frac{36,611.24}{168,600}$$

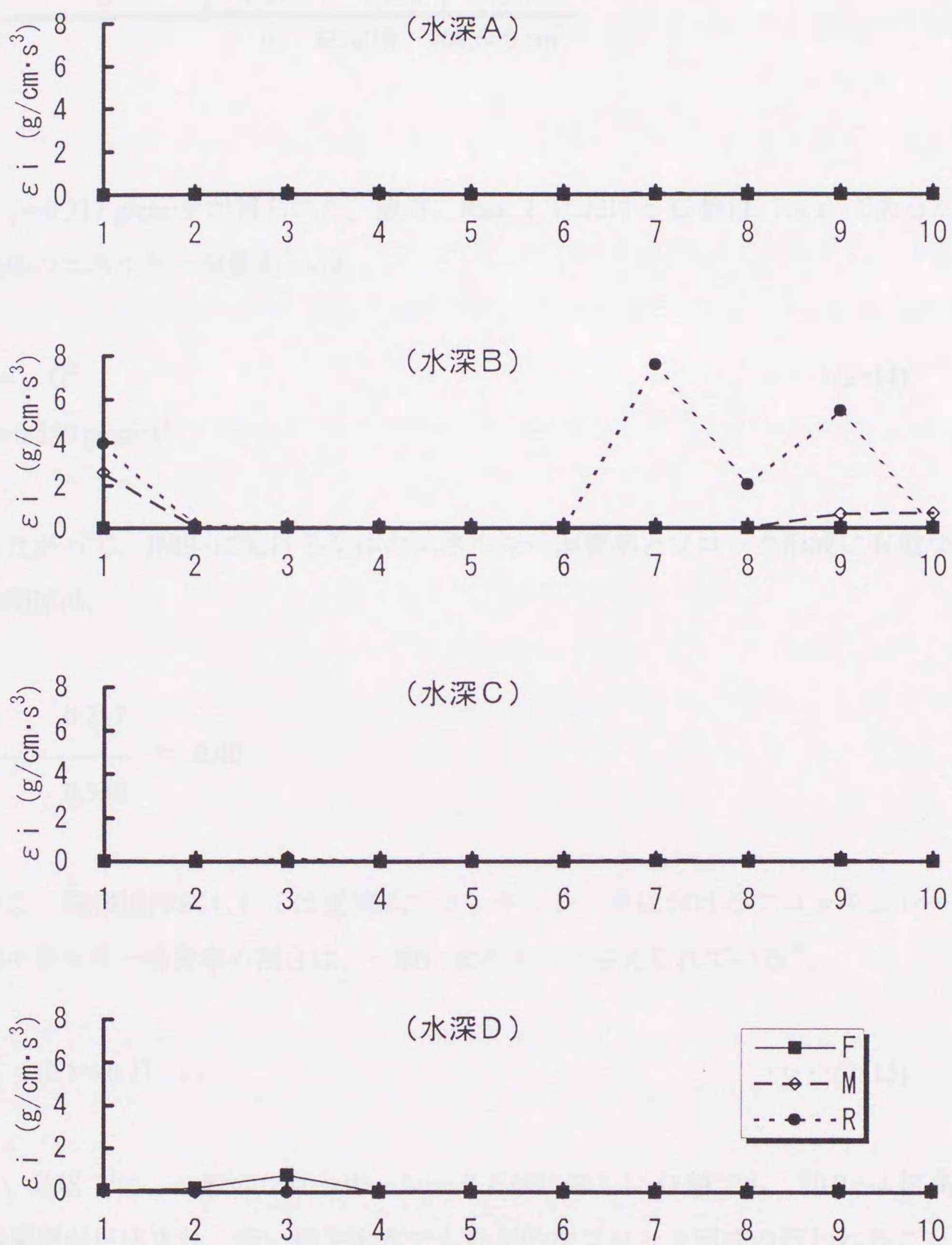


図 2-24 有効エネルギー消費率の分布 (Run. 2)

表 2-4 計算に用いた JMS の局所体積

	F	M	R
A	1,447.5	965	1,447.5
B	1,500	1,000	1,500
C	1,500	1,000	1,500
D	1,875	1,250	1,875

※ 総体積：168,600 cm³

となり、 $\varepsilon_0 = 0.217 \text{ g/cm} \cdot \text{s}^3$ が得られた。他方、Run. 2 における G 値は 7.4 s^{-1} であるから、JMS における全体のエネルギー消費率 ε_* は、

$$\begin{aligned} \varepsilon_* &= \mu G^2 \\ &= 0.550 \text{ g/cm} \cdot \text{s}^3 \end{aligned} \quad \cdots \cdots (2 \cdot 14)$$

となる。したがって、JMS における全体のエネルギー消費率とフロック形成に有効なエネルギー消費率の関係は、

$$\frac{\varepsilon_0}{\varepsilon_*} = \frac{0.217}{0.550} \doteq 0.40$$

で表わされた。機械攪拌式もしくは迂流式フロッキュレータにおけるフロッキュレータ全体に占める有効エネルギー消費率の割合は、一般に次のように与えられている⁹⁾。

$$\varepsilon_0 = (0.1 \sim 0.2) \varepsilon_* \quad \cdots \cdots (2 \cdot 15)$$

したがって、JMS では、一般のフロッキュレータと仮に等しい G 値でも、約 2~4 倍高い有効エネルギー消費率が見込まれ、低い損失水頭でも効率的なフロック形成の行われることが明らかになった。また、他の条件についても同様の計算を行ったところ、Run. 1 については攪拌強度不足の、Run. 3 については流れと乱れの一様化の影響がそれぞれ認められ、経験的に導かれた Run. 2 の条件（実験プラントの操作条件にほぼ一致）は、水理特性の観点からもほぼ適正条件であったことが示唆された。

2.5 ま と め

本章では、JMS の固液分離特性と水理特性を明確にし、固液分離の簡素化につながる有用な知見を得ることができた。

第2節において、沈澱を伴うフロック形成過程に関して検討した結果、得られた知見は以下の通りである。

- (1) 動力学モデルに基づく計算結果同様、JMS におけるマイクロフロック濃度の減少速度は、槽内に浮遊する粗大粒子の濃度とは無関係である。
- (2) 沈澱とフロック形成を両立させるには、粗大化した粒子を速やかに分離できる水理条件が必要である。また、基礎実験の結果、JMS で分離可能なフロック粒径は約 $150 \mu\text{m}$ であった。

第3節において、JMS 実験プラントの操作条件と固液分離特性に関して検討した結果、得られた知見は以下の通りである。

- (1) JMS は、多孔板部において発生する損失水頭が 2 cm 以下であり、通常のプロッキュレータに比べると、きわめて低いエネルギー消費のもとでの操作が可能である。
- (2) 本実験では、多孔板部において発生した損失水頭が、流量の約 $1.7 \sim 1.9$ 乗に比例した。また、同一流量下において、経験的な実用範囲内で開口比を変化させても、 G 値は $1.6 \sim 1.7$ 倍程度しか変動しなかった。
- (3) JMS は、マイクロフロックの減少を達成できる最小の G 値において、最大の分離効果を発揮する。したがって、本実験プラントにおける JMS の最適 G 値は、 $5 \sim 6 \text{ s}^{-1}$ 、損失水頭にするとわずかに 0.5 cm であった。
- (4) JMS では、流下距離のごく短い段階で沈降性のフロックが形成される。また、原水水質の変動に応じて凝集剤を適切に注入すると、流下距離 100 cm までにフロック形成と沈澱がほぼ完了し、多孔板のみの構成でも、滞留時間 37 分で平均 6.0 度の流出濁度を達成できた。
- (5) 流下距離 100 cm 以降に傾斜管を挿入することにより、清澄な沈澱後水を安定して得ることができ、本実験においては滞留時間 49 分の下で JMS 流出水の平均濁度約 1.2 度を達成できた。
- (6) 多孔板間においては、流入側ではほぼ均一に懸濁粒子が分布しており、流出側では深さ方向に粒子が偏在する。したがって、主に流出側において、成長したフロックの沈澱分離が行われている。

第4節において、多孔板間の流況とエネルギー消費率に関して検討した結果、得られた知見は以下の通りである。

- (1) 噴流攪拌は、多孔板間の流れと乱れに対して局所的に影響を及ぼし、特に噴流の噴き出し部と噴流の吸い込み部は、流速が高く、乱れも大きい。
- (2) 多孔板間の全ての箇所において、X、Y 方向に比べて、Z 方向の乱れはきわめて小さい。
- (3) 流量が高いほど平均流速と乱流強度のばらつきが小さく、流れと乱れの均一化が起こる。
- (4) 多孔板間には主流部が存在し、流入した水は、その大半が水路中央付近で下流側壁面に沿って左岸方向に流下し、流出する。また、水路中央付近の上流側壁面近傍では顕著な流れが存在せず、死領域となる。
- (5) 噴流噴き出し部付近では、下流側壁面からの反射流が存在し、多孔板間で最も大きな攪拌作用を受ける。しかしながら、フロック形成に有効なエネルギー消費率は比較的小さい。
- (6) 噴流吸い込み部付近では、主流部を流れる高流量の水が急激に屈曲するため、きわめて大きな乱れが生成され、それに伴うエネルギー消費が多孔板間中最大となる。また、鉛直方向の乱れについては多孔板間で最大になるが、鉛直方向の顕著な流れは存在しない。
- (7) 多孔板間において、フロック形成に有効なエネルギー消費率が全体に占める割合は約 40 % と推定され、JMS では通常のフロッキュレータに比べて効率的にフロック形成が行われる。

【 参 考 文 献 】

- 1) Camp, T. R. : Flocculation and flocculation basins, Proc. ASCE, Vol. 79, pp. 1-18, 1953
- 2) 丹保憲仁・穂積 準・渡辺義公：フロッキュレーターの合理的設計（I），水道協会雑誌，第 431 号，pp. 20-27，昭 45. 8
- 3) 丹保憲仁・渡辺義公：アルミニウムフロックの密度に関する研究，水道協会雑誌，第 397 号，pp. 2-10，昭 42. 10
- 4) N. Tambo and Y. Watanabe : Physical Characteristics of Floccs- I . The Floc Density Function and Aluminium Floc, Water Research 13, pp. 409-419, 1979
- 5) N. Tambo and H. Hozumi : Physical Characteristics of Floccs- II . Strength of Floccs, Water Research 13, pp. 421-427, 1979
- 6) N. Tambo and Y. Watanabe : Physical Aspect of Flocculation Process- I . Fundamental Treatise, Water Research 13, pp. 429-439, 1979
- 7) 丹保憲仁：フロッキュレーター設計指標の G 値と GC_0T 値，水道協会雑誌，第 685 号，pp. 11-18，平 3. 10
- 8) 丹保憲仁・橋本克紘他：フィンドチャンネル・セパレータ（I），水道協会雑誌，第 577 号，pp. 22-32，昭 57. 10
- 9) 丹保憲仁・橋本克紘他：フィンドチャンネル・セパレータ（II），水道協会雑誌，第 578 号，

pp. 30-41, 昭 57. 11

10) 丹保憲仁・橋本克紘他：フィンドチャンネル・セパレータ（Ⅲ），水道協会雑誌，第 579 号，

pp. 29-38, 昭 57. 12

11) P. Krebs, D. Vischer and W. Gujer : Improvement of Secondary Clarifiers by Porous Walls, Water Sci. and Tech., Vol. 26, No. 5-6, pp. 1147-1156, 1992

12) N. Tambo and H. Hozumi : Physical Aspect of Flocculation Process - II. Contact Flocculation, Water Research 13, pp. 441-448, 1979

13) 丹保憲仁：接触高速凝集沈澱装置の一般特性，水道協会雑誌，第 386 号，pp. 38-46, 昭 41. 11

14) 穂積 準・丹保憲仁：接触高速凝集沈澱池の合理設計（その 1）－接触フロック形成過程の評価－，工業用水，192 号，pp. 17-29, 昭 49. 9

15) 穂積 準・丹保憲仁：接触高速凝集沈澱池の合理設計（その 2）－接触フロック形成過程に関与する因子の測定と設計への応用－，工業用水，193 号，pp. 23-35, 昭 49. 10

16) 穂積 準・丹保憲仁：接触高速凝集沈澱池の合理設計（その 3）－固液分離過程の評価－，工業用水，196 号，pp. 37-49, 昭 50. 1

17) 穂積 準・丹保憲仁：接触高速凝集沈澱池の合理設計（その 4）－設計指針設定のために－，工業用水，214 号，pp. 29-46, 昭 51. 7

18) Y. Watanabe, M. Fukui and T. Miyanoshita : Theory and Performance of a Jet Mixed Separator, J. Water SRT - Aqua, Vol. 39, No. 6, pp. 387-395, 1990

19) 渡辺義公・丹保憲仁：フロッキュレータにおけるマイクロフロックの減少過程の定式化，水道協会雑誌，第 589 号，pp. 27-38, 昭 58. 10

20) 船水尚行・丹保憲仁：上下う流フロッキュレータの水理特性，水道協会雑誌，第 573 号，pp. 23-36, 昭 57. 6

21) 丹保憲仁・庄司正志：傾斜板沈澱池の除去特性，水道協会雑誌，第 456 号，pp. 6-26, 昭 47. 12

22) 丹保憲仁・小笠原紘一：浄水の技術，技報堂出版，1990. 9

23) 日野幹雄：スペクトル解析，朝倉書店

24) J. C. Lotta : 乱流，岩波書店，1975

25) 井上良紀・木谷 勝 編：乱れと波の非線形現象，朝倉出版，1993

第3章

深層ろ層の空気洗淨の現象解明とその応用

3.1 はじめに

空洗は、欧州を中心に発展してきた技術であり、欧州では空洗と低速逆洗（ろ層は非膨張）を同時に併用する方式が広く採用されている。また、米国では、空洗の採用に伴い、ろ層を支持している砂利層の移動や排水トラフからのろ材の流出などの問題が指摘され、1900年代初期から1960年代まで採用されない状況が続いた。しかしながら、現在では、主に空洗を洗淨初期に、逆洗を洗淨後期に導入する方式が採用されている¹⁾²⁾。

これまでに行われた空洗に関する研究^{2)~10)}の多くは、その作用メカニズムとして、ろ材表面に付着している濁質を送気に伴うろ層内の攪乱によって剥離し、同時、もしくは次いで導入される水逆洗によって剥離した濁質を排出させるものとして議論されてきた。しかしながら、数多くの実施例より推察すると、活発に行われてきたこれらの議論は、実際の現象を必ずしも適切に評価しているとはいえない。

本章では、深層ろ過プロセスの代表である急速砂ろ過プロセスを取り上げ、主に空洗時に認められる基本的な現象を的確にとらえ、空洗に対する認識を再評価することを第一の目的としている。また、空洗の特徴を発揮し得る空気・水同時併用洗淨の洗淨効果を明確にし、洗淨水量の削減につながる同方式の有効性を提示することを第二の目的としている。

具体的には、まず最初に、空洗を単独で採用した場合のろ層内圧力、押し上げ水量、空洗に伴う濁質の挙動、ならびに、砂上水中に排出された濁質のろ層内への舞い戻り現象の詳細な把

握を行うことにより、基本的な空洗のメカニズムを明らかにしている。次いで、空洗単独、空気・水同時併用洗浄時のろ層の混合、排出濁質の挙動、およびろ層内残留量分布に関する検討から、各洗浄方式における特徴の把握と空気・水同時併用洗浄方式の洗浄効果について明確にしている。

3.2 空洗に伴うろ層内圧力とろ層内水の挙動

3.2.1 実 験

図 3-1 および表 3-1 に直接ろ過装置の、また図 3-2 に波形解析装置の概要をそれぞれ示す。直接ろ過装置には、水逆洗、空洗の各装置が付設されている。ろ過筒内には、珪砂（（有効径 0.61 mm の小砂）、（有効径 0.71 mm の中砂）、（有効径 0.94 mm の大砂）・均等係数 1.4）を空隙率 44.3、42.4、40. % で充填し、砂上水深 10、30 cm、空洗強度 30、50、70 $\text{Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ の条件でそれぞれ空洗を行った。

ろ層内圧力の測定については、空洗中、ろ過筒内のろ層支持金網の下方側面に取り付けられた圧力センサー（定格圧力最大 2 kgf/cm^2 ）によってろ層内圧力とその変動を感知し、動歪計を通して AD 変換された信号を記録計（ペンオシログラフ型）に出力させると同時に、同信号をインターフェイスカードを経由してパソコン（PC-8801mk II、インターバル時間 200 μs /個）に取り込み、検討に供した。

押し上げ水量などの測定については、以下の手順で行った。

- 空洗前のろ過筒内水深（基準水深） $H_0(\text{cm})$ を確認後、所定の強度で空洗を開始する。
- ピーク圧力発生後、ろ層の振動が定常状態になったところで、平均的な水位 $H_1(\text{cm})$ とろ層支持金網下に溜った空気層の厚さ $H_2(\text{cm})$ を測定する。
- これらの測定終了後、空洗を継続させた状態で、砂上水をビニールホースを用いて速やかに抜き取り、砂上水量 Q_0 を測定する。

これらの測定結果を次式に導入することで、各条件における押し上げ水量 $Q_w(\text{L}/\text{m}^2)$ 、砂層内空気量 $Q_{\text{AF}}(\text{L}/\text{m}^2)$ 、および砂上水中の空気量 $Q_{\text{AW}}(\text{L}/\text{m}^2)$ の値を算出した。

$$Q_w = A(Q_0 - S H_0) \quad \cdots \cdots (3.1)$$

$$Q_{\text{AF}} = A(Q_w - S H_2) \quad \cdots \cdots (3.2)$$

$$Q_{\text{AW}} = A(S H_1 - Q_0) \quad \cdots \cdots (3.3)$$

ただし、 S ：ろ過筒断面積（50.308 cm^2 ），

A ：ろ過面積 1 m^2 あたりの水量への換算係数（10/ろ過筒断面積（ cm^2 ）= 0.199（-））。

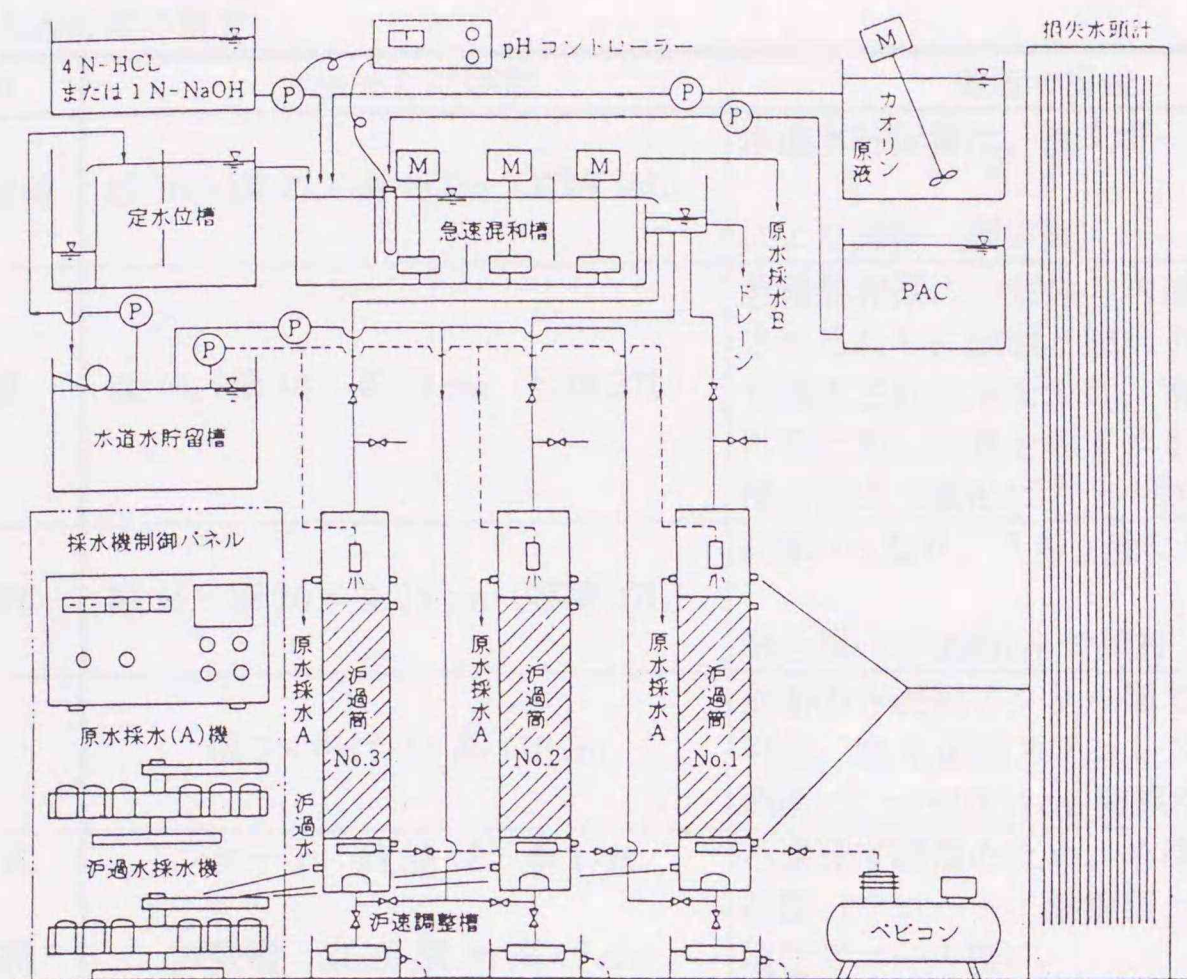


図 3-1 直接ろ過装置の概要

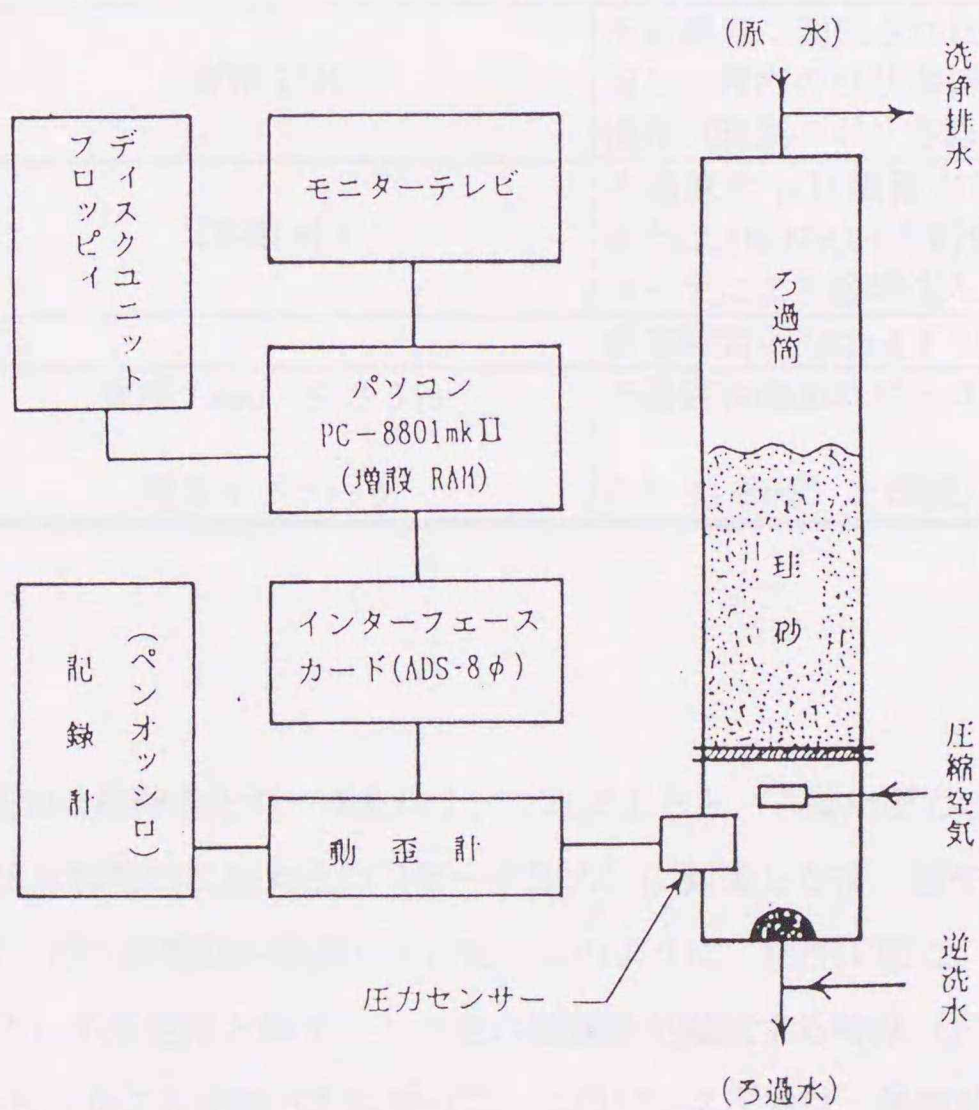


図 3-2 波形解析装置の概要

表 3-1 直接ろ過装置の概要

各部名称	寸法または容積	構造・用途
水道水貯留槽	縦 70×横 90×高 75 cm (容積 36L)	水道水貯留量は、複式ボールタップにより調整 (鋼鉄製)。
定水位槽	縦 30×横 30×高 25 cm (容積 27L)	急速混和槽に一定量の水道水を流入させるために設置。揚水ポンプにより揚水された水を受け、常水圧をかけるために余水を堰より水道水貯留槽に流出 (塩化ビニール製)。
急速混和槽	縦 55×横 20×高 25 cm (容積 27L)	4 槽からなり、うち 3 槽に急速攪拌機を用いて 200rpm で攪拌。
ろ過筒	幅 7×奥行 7×高 120 cm	前面のみ透明アクリル製で取り外し可能。他 3 面はステンレス製で、右側面にピーcockを 5 cm 間隔で配置。
フロート式 ろ過調整槽	フロート：直径 12×厚 3 cm 調整槽：縦 20 横 30 高 15 cm	ろ過速度調整のため、ろ過筒直下に設置 (フロート：銅板製、調整槽：塩化ビニール製)。
凝集剤貯留槽	(容積 60L)	所定濃度に調整された凝集剤を貯留 (既製のポリバケツ)。
原水原液 貯留槽	(容積 220L)	所定濃度に調整された原水原液を貯留し、槽内の性状保持のため、常時攪拌 (既製のポリ容器)。
pH 調整剤 貯留槽	(容積 4L)	ろ過原水 pH 調整のため、4N-HCl または 1N-NaOH を貯留。pH コントローラにより適時注入。
自動採水機		設定時間に 100 mL ポリ容器に採水。
損失水頭計	直径 7 mm×長さ 3 m 閉管マノメータ	ろ過筒右側面のピーcock (1 箇所あたり 13 箇所) と接続。

3.2.2 ピーク圧力

図 3-3 に、ろ層内圧力の経時変化の一例を示す。これによると、ろ層内圧力は、空洗開始直後に急激に増加して、ほぼ瞬間的に最大圧力 (ピーク圧力) に到達した後、速やかに低下して、10~15 秒以後はほぼ一定の微震動が継続していた。このように、空洗工程は、比較的高い圧力の発生する時期 (以下、不安定期と称す) と一定の微震動が継続する時期 (以下、安定期と称す) の 2 つの工程からなることが明らかになった。このピーク圧力は、気泡がろ層内に進入した際の抵抗が背圧として測定されたものであり、図 3-4 に示すとおり、ピーク圧力の出現時間は、

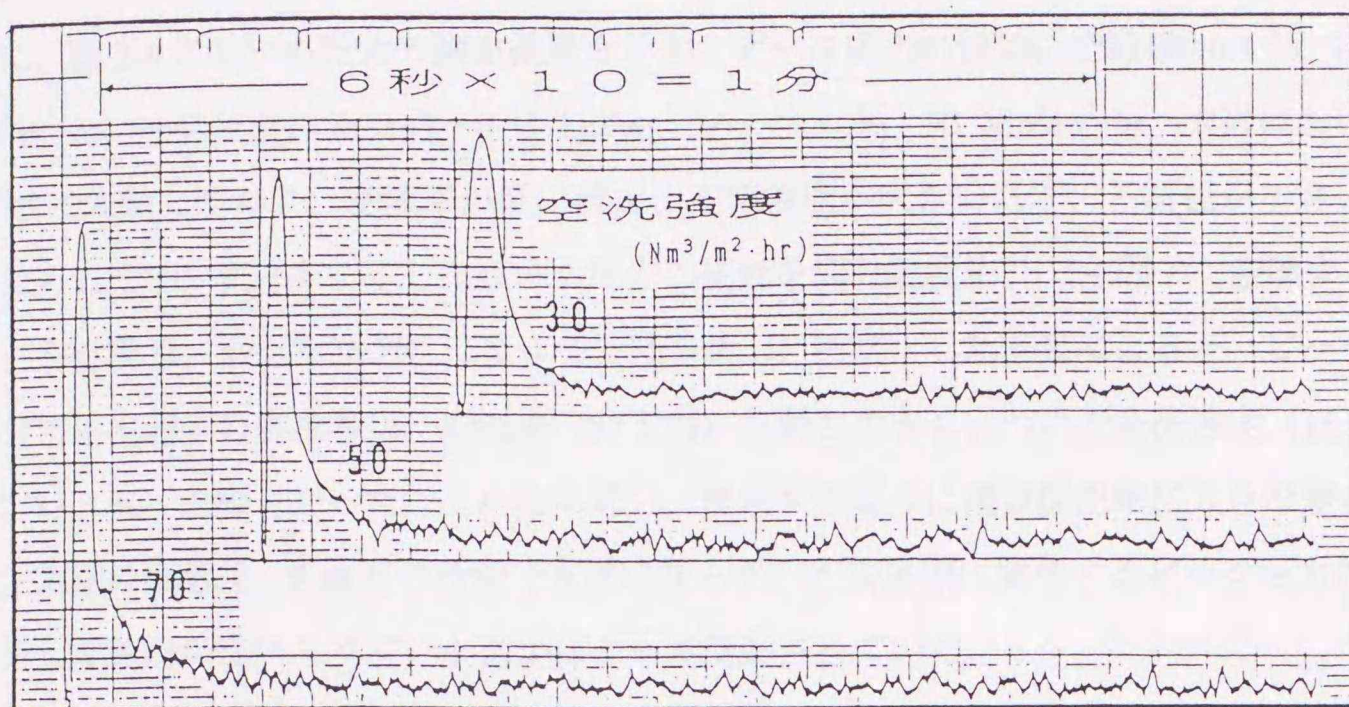


図 3-3 ろ層内圧力経時変化の一例

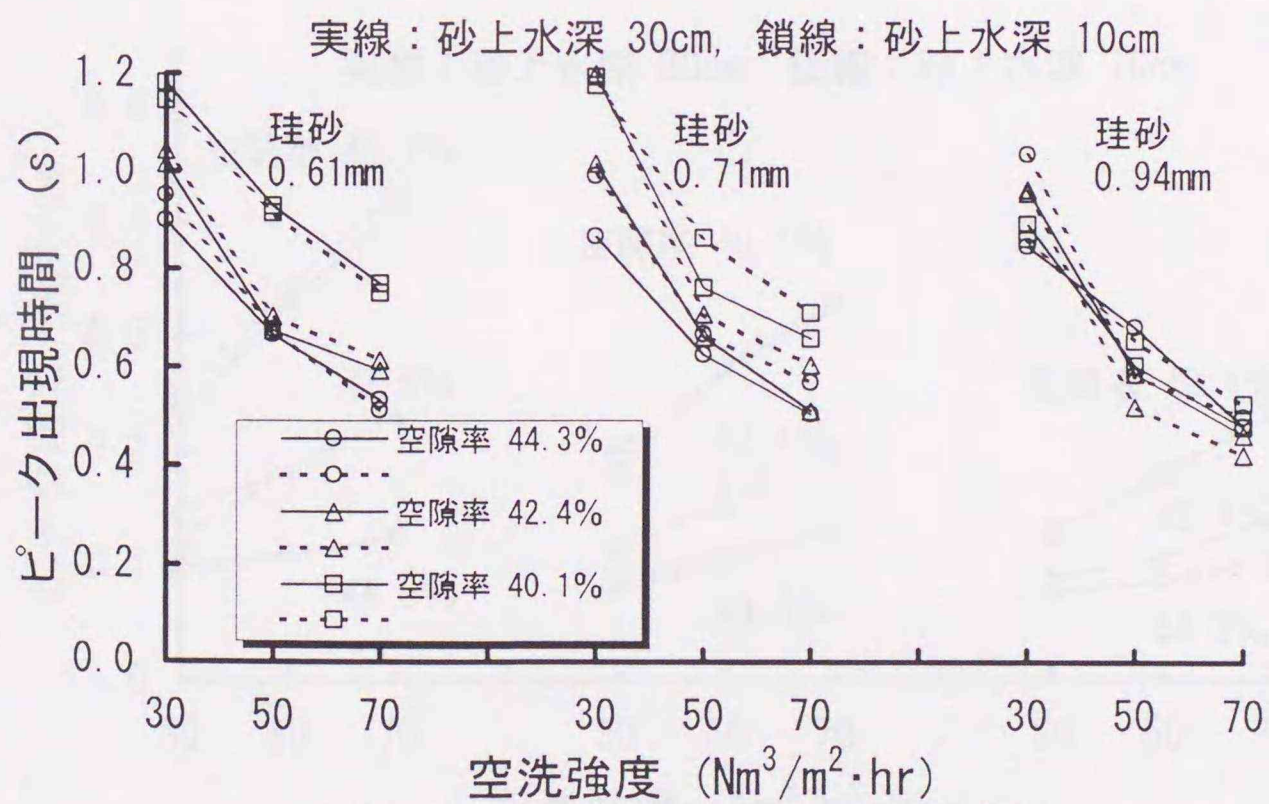


図 3-4 ピーク圧力出現時間

いずれの条件においても空洗開始から 0.4~1.2 秒以内と極めて短く、空洗工程の特に開始直後の第一段の空気塊の進入に伴って発生していることがわかった。

つぎに、図 3-5 にピーク圧力の測定結果を示す。ピーク圧力の値は、空隙率 40.1 %、空洗強度 $70 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ 、小砂における $0.41 \sim 0.43 \text{ kgf/cm}^2$ から 44.3 %、 $30 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ 、大砂における 0.07 kgf/cm^2 まで変動しており、空隙率が低いほど、空洗強度が大きいほど、ろ材径が小さいほど大きかった。ここで、表 3-2 に示したピーク圧力の変動を四元配置法¹¹⁾（主因子：空隙率 P、空洗強度 A、ろ材径 D、砂上水深 H）によって分散分析（F 検定）した結果によると、ピーク圧力の変動に対する主因子の寄与率は、空隙率（57.5 %）が最も大きく、ついで空洗強度（15.9 %）、ろ材径（13.9 %）の順となった。これらに対し、後述するように濁質排出率に大きな差をもたらした砂上水深の影響は、F 検定の段階で有意にならず、不安定期に発生するピーク圧力の大小は、ろ層に対して気泡が進入しやすいか否かによって支配されていた。

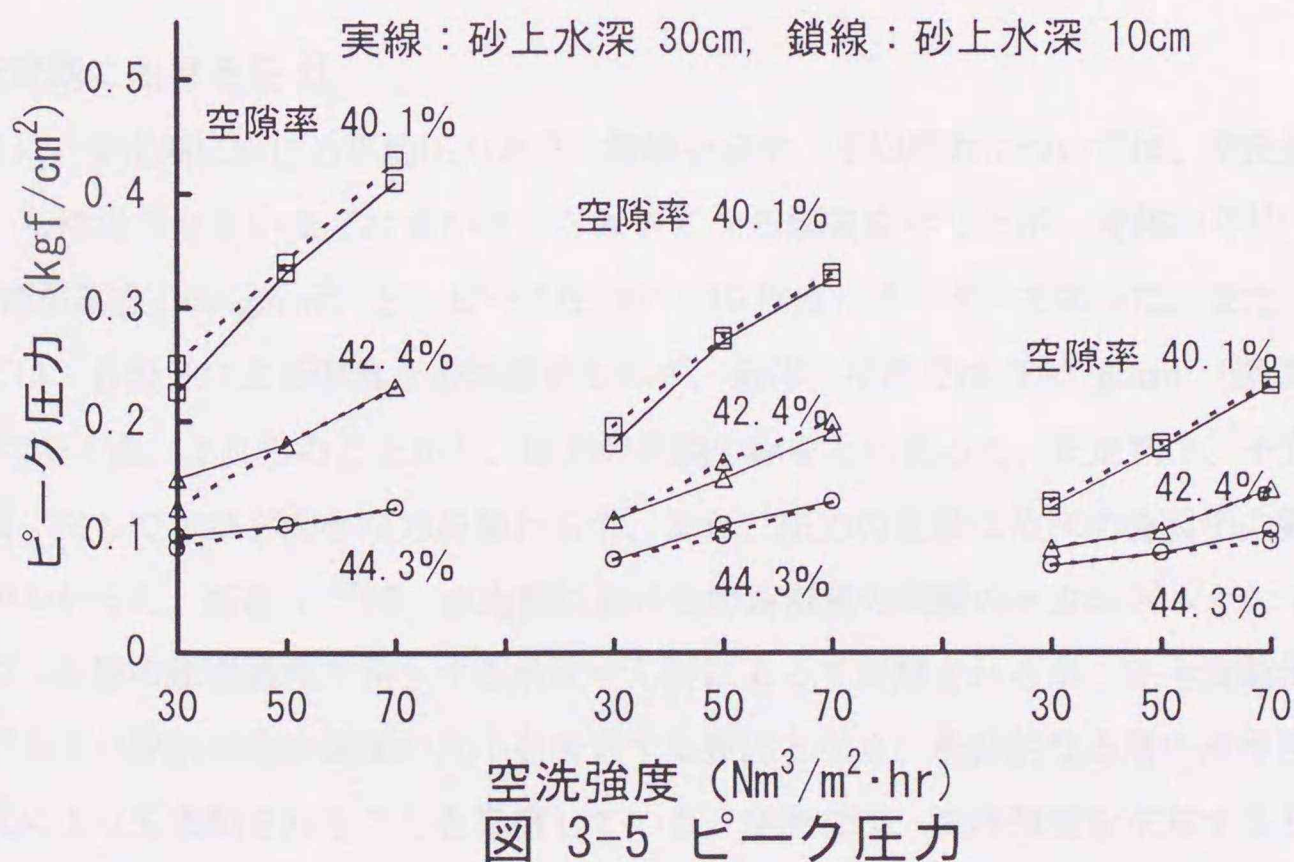


表 3-2 ピーク圧力に関する分散分析結果

因 子	自由度	変 動	分 散	分散比	F 検定	寄与率 (%)
空隙率 P	2	232,891	116,466	1,600	**	57.5
空洗強度 A	2	64,457	32,229	443	**	15.9
ろ材径 D	2	56,321	28,160	387	**	13.9
砂上水深 H	1	127.5	127.5	1.8		--
P×D	4	25,997	6,499	89	**	6.4
P×A	4	19,499	4,875	67	**	4.8
A×D	4	2,886	722	9.9	**	0.6
P×H	2	330.1	165	2.3		--
A×H	2	0.4	0.2	0.0		--
D×H	2	7.4	3.7	0.1		--
誤差 e	28(35)	2,037.6	72.8			0.9
総 変 動	53	404,544				100

※ 誤差の自由度(35)は、寄与率計算時の値

3.2.3 安定期における圧力

図 3-6 に、安定期における平均圧力と平均振幅を示す。平均圧力については、空洗強度が大きいほど、ろ材径が大きいほどわずかながら大きくなる傾向を示したが、全体の平均では 12.92 gf/cm² (標準偏差 1.64 gf/cm²) と、ピーク圧力の 1/10 程度のオーダーであった。また、平均振幅については、各因子による明確な差は認められず、全体の平均では 3.53 gf/cm² (標準偏差 0.51 gf/cm²) であった。これらのことから、圧力の変動のみをとらえると、安定期は、不安定期に比べてろ層に対してさほど大きな力が加わらず、また、圧力の変動に及ぼす各因子の影響も小さいことがわかった。海老江¹²⁾は、水逆洗における抑留濁質の剥離のメカニズムとして、大部分の濁質は、ろ層の膨張過程で発生する水流せん断によって剥離されるが、完全流動状態で発生するろ材相互の擦れは洗浄強度の大小を決定する要因となり、最終的なろ層の清浄度は、この洗浄強度によって支配されることを指摘している。空洗では、洗浄強度を左右するろ材相互の擦れが、ろ材の微振動や後述するようろ層の混合に伴って引き起こされると考えられ、空洗工程の安定期は、ろ材表面に堅く付着した濁質の剥離に対しては重要な時期であると推測される。

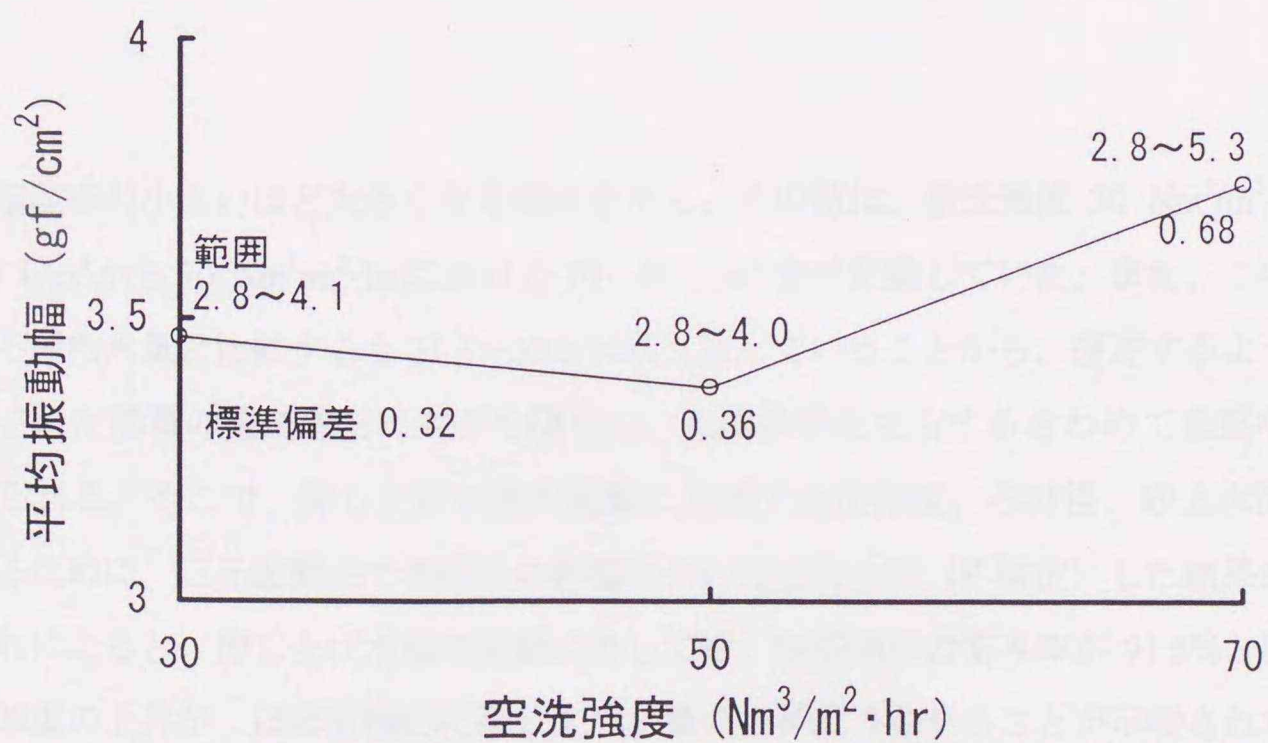
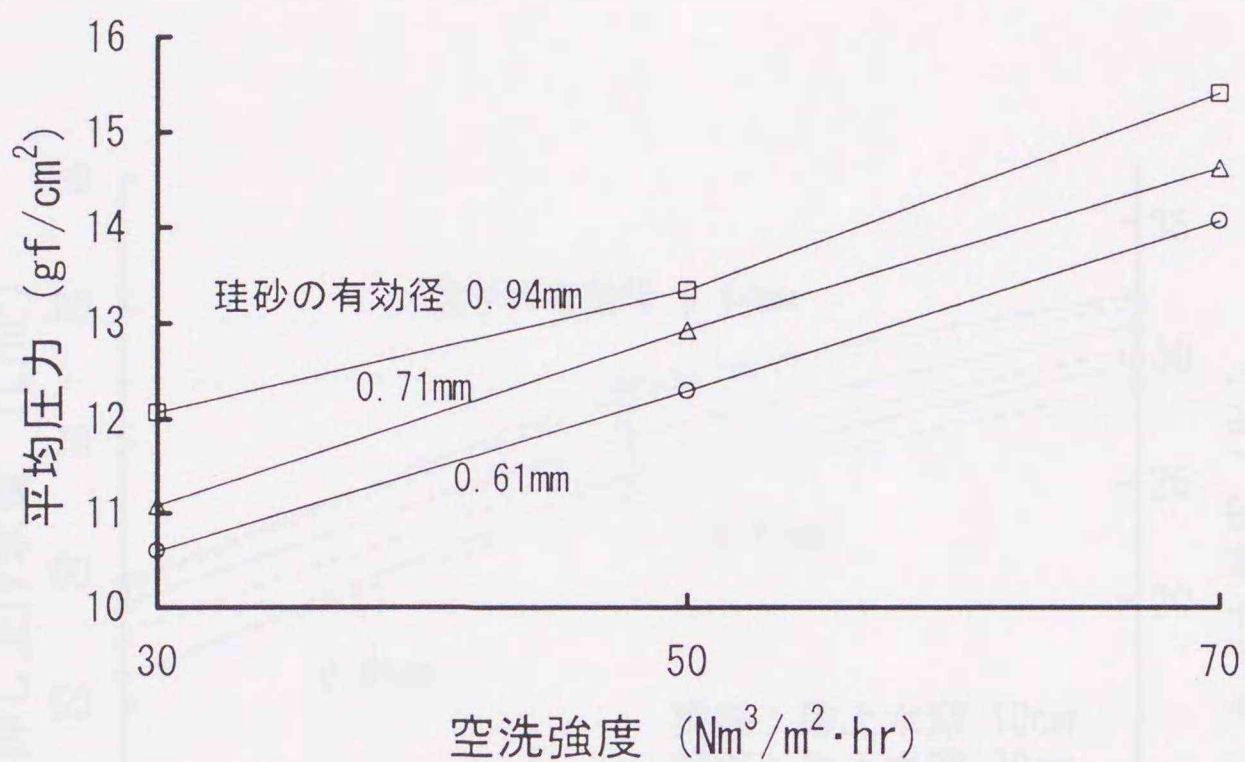


図 3-6 安定期における平均圧力と平均振幅

3.2.4 押し上げ水量

図3-7に、押し上げ水量の計算結果を示す。これによると、押し上げ水量は、空洗強度が大きい

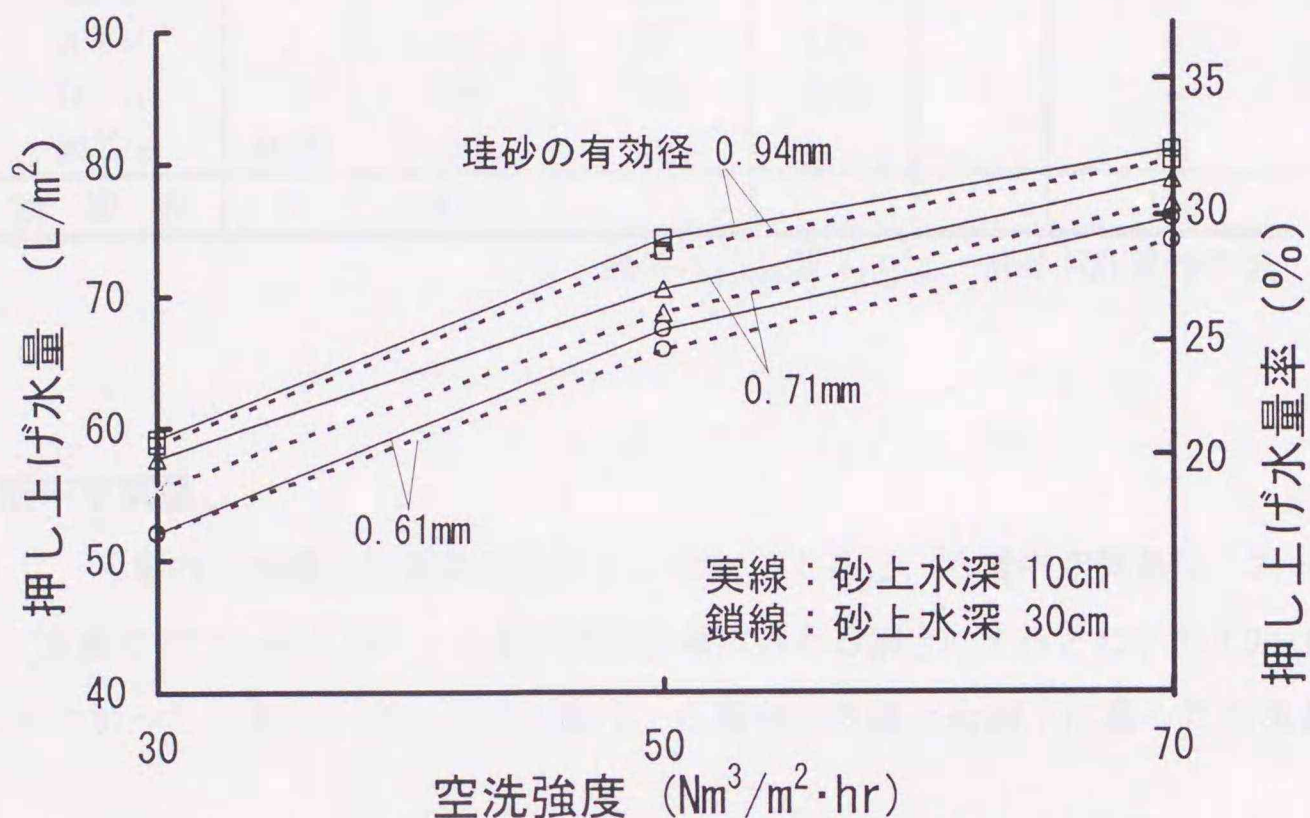


図 3-7 押し上げ水量

いほど、空隙率が小さいほど大きくなる傾向を示し、その値は、空洗強度 $30 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ における $50 \sim 60 \text{ L/m}^2$ から $70 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ における $70 \sim 80 \text{ L/m}^2$ まで変動していた。また、この押し上げ水量は、ろ層内水量と比較すると $21.3 \sim 33.5 \%$ にも及んでいることから、後述するように、ろ層内に捕捉された濁質の輸送排出に大きく関与し、洗浄効果を左右するきわめて重要な現象であると考えられる。そこで、押し上げ水量の変動に及ぼす空洗強度、ろ材径、砂上水深の影響を明確にするために、三元配置法で各因子の影響について分散分析 (F 検定) した結果を表 3-3 に示す。これによると、押し上げ水量の変動に対しては、空洗強度の寄与率が 91.5% と圧倒的に高く、空洗強度の上昇が、ほぼ直接的に押し上げ水量の上昇につながることが示唆された。また、ろ材径と砂上水深の寄与率はそれぞれ 6.5 、 1.0% とわずかで、ピーク圧力同様、押し上げ水量に対しても、濁質排出率に大きな差をもたらす砂上水深は、ほとんど関与していないことが明らかになった。

表 3-3 押し上げ水量に関する分散分析結果

因子	自由度	変動	分散	分散比	F 検定	寄与率 (%)
空洗強度 A	2	135,587	67,794	971.95	**	91.5
ろ材径 D	2	9,779	4,890	70.10	**	6.5
砂上水深 H	1	1,513	1,513	21.69	**	1.0
A×D	4	415	104	1.49		--
A×H	2	144	72	1.03		--
D×H	2	304	152	2.18		--
誤差 e	4(12)	279	70			1.1
総 変 動	17	148,021				100

※ 誤差の自由度 (12)は、寄与率計算時の値

3.2.5 ろ層内空気量

図 3-8 に、ろ層内空気量の計算結果を示す。これによると、ろ層内空気量は、21～33 L/m² (押し上げ水量の 37.7～49.0 %)、ろ層内間隙体積に占める割合にするとわずか 7.9～12.7 %であることがわかった。また、押し上げ水量は、ろ層内空気量と金網下に溜った空気量との和

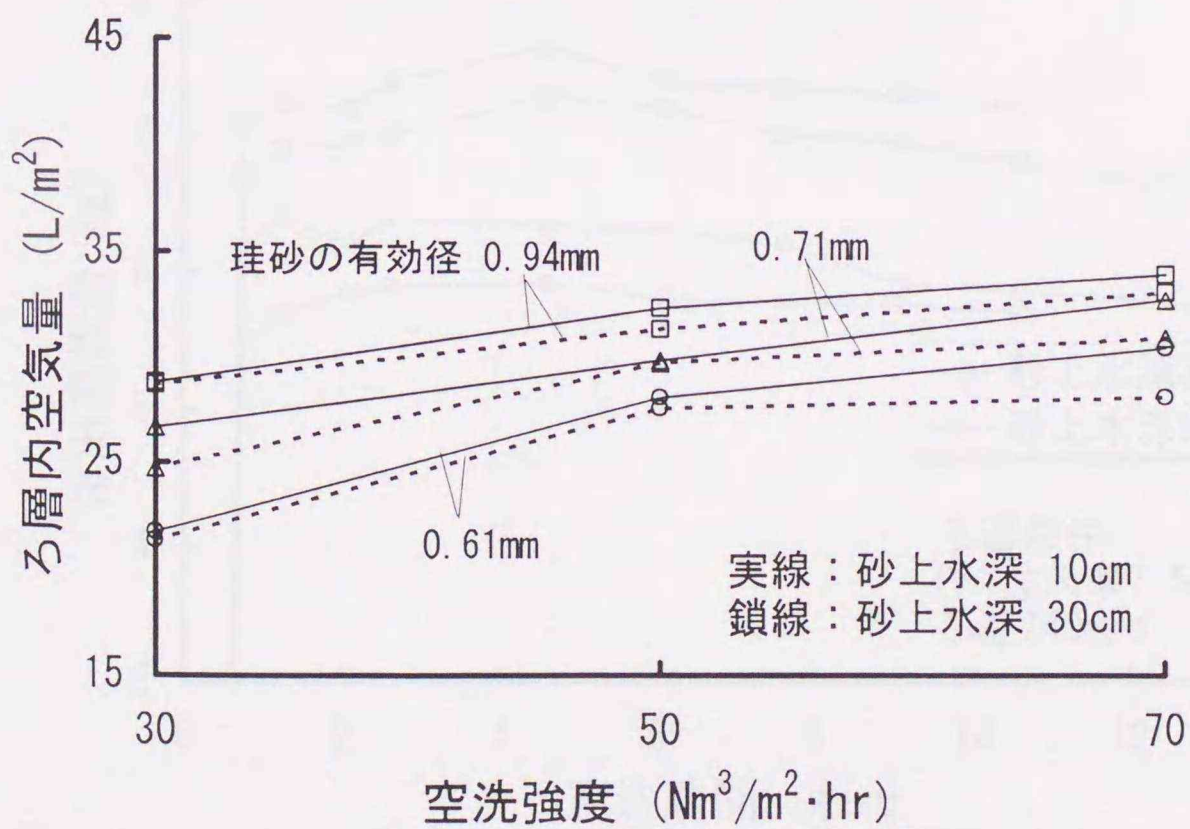


図 3-8 ろ層内空気量

であることをふまえると、押し上げ水の大半は金網下に溜った空気と置換された水であることがわかる。

3.3 空洗に伴う排出濁質の挙動

3.3.1 排出濁質量の測定

図3-1に示したろ過筒内に、中砂を空隙率44.3%、ろ層厚60cmに充填した。北見工業大学水道水にカオリンを20mg/L、ポリ塩化アルミニウム(PAC)を7.5mg/L注入して急速混和したものをろ過原水として、ろ速240m/dで18時間直接ろ過を行った。ろ過終了後、砂上水深を10または30cmに調整して $50 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ の強度で空洗を行い、空洗開始後、表3-4に示した採水時間にろ過筒側部のピーcockから砂上水を採取し、測定された濁度に押し上げ水量を乗じて排出濁質量を算出した。

表3-4 採水時間

採水時間
20 秒
40 秒
1 分 00 秒
2 分 00 秒
3 分 00 秒
4 分 00 秒
6 分 00 秒
7 分 00 秒
9 分 00 秒
10 分 30 秒
12 分 00 秒
13 分 30 秒

3.3.2 排出濁質量の推移

図3-9に、排出濁質量の経時変化を示す。これによると、空洗開始直後に、

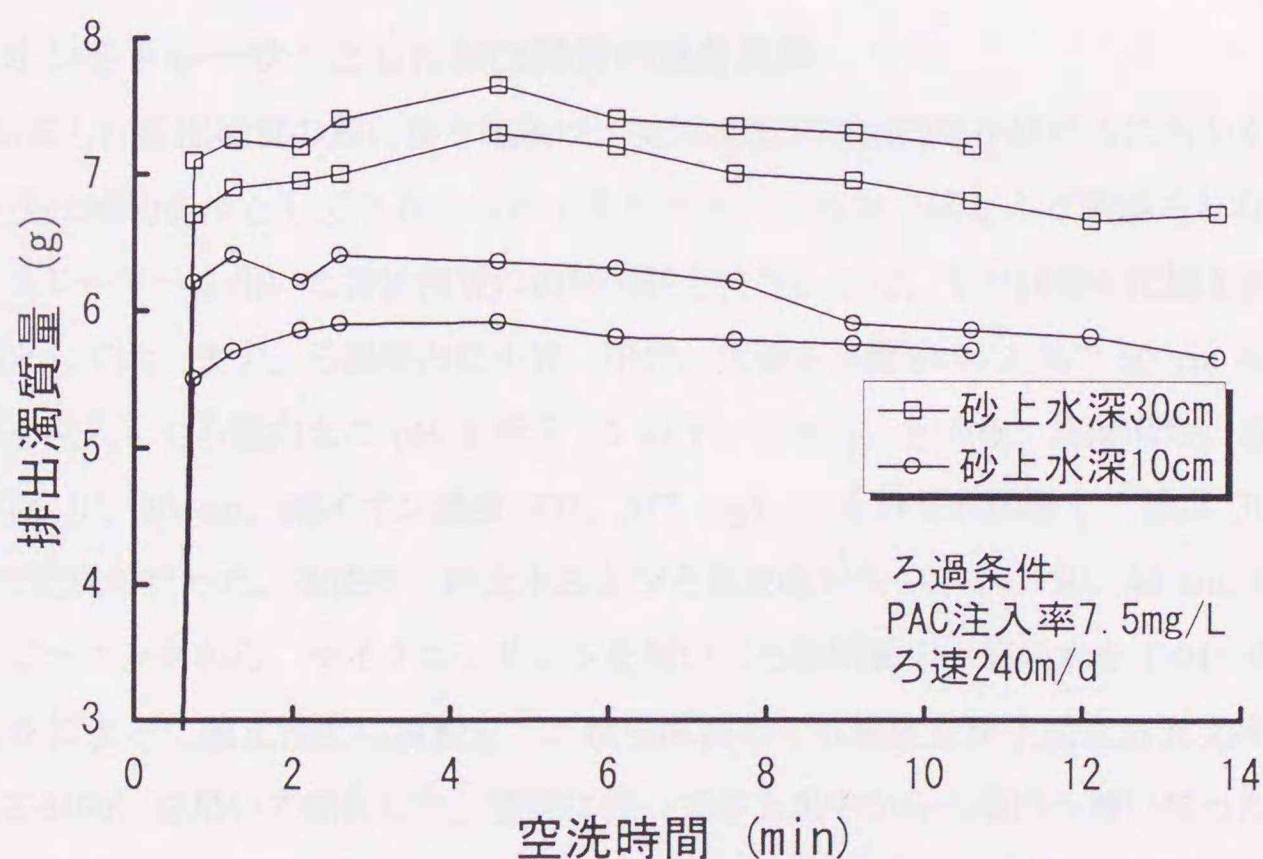


図 3-9 排出濁質量の経時変化

砂上水中に排出される濁質の大部分が排出されており、空洗開始 2～3 分後に達する排出濁質量のピーク値 (5.9～7.6g = ろ過終了時の抑留濁質量のうち 60～80 %に相当) に対する本実験の最初の採水時間である 20 秒後の排出量の割合は、砂上水深 10、30 cm の場合、それぞれ 96.1、93.3 %となった。このことは、ろ層内に抑留された濁質は、先に述べたピーク圧力とほぼ同時に発生する押し上げ水に伴って輸送排出されることを意味しており、空洗は、ろ材表面に捕捉された濁質の剥離を行うだけの単なる補助洗浄としてではなく、主洗浄として評価できることが明らかになった。

また、同図によると、砂上水深が大きいほど排出濁質量が多く、ピーク時には、砂上水深 30 cm の方が砂上水深 10 cm の約 1.3 倍高かった。砂上水深がピーク圧力や押し上げ水量の変動に及ぼす寄与率は、先にも述べたようにきわめて低かったことから、この現象が認められた原因としては、挿入された加圧空気の上昇パターンが、砂上水深によって異なるためではないかと推測される。

さらに、いずれの条件においても、ピーク値に達した後、空洗時間が長くなるにつれて、排出濁質量が徐々に減少 (0.4～1.1 %/min) しており、ろ材表面に濁質の沈澱堆積も認められなかったことから、一旦砂上水中に排出された濁質の一部が、空洗の継続に伴って徐々にろ層内に舞い戻っている様子も確認された。

3.3.3 銅イオンをトレーサーとした排出濁質の追跡実験

3.3.2 で指摘した排出濁質の舞い戻り現象は、空洗の濁質排出効果を妨げるにもかかわらず、一般に、空洗は補助洗浄としてとらえられてきたため、これまでほとんど議論されなかった。ここでは、トレーサーを用いた排出濁質の追跡実験を行うことで、その詳細の把握を試みた。

実験手順としては、まず、ろ過筒内に小砂、中砂、大砂を空隙率 44.3 %で 60 cm ろ層厚に充填し、塩酸を投入してろ層内水の pH を低下 (3 以下) させた。その後、塩酸酸性の塩化銅を用いて砂上水深 10、30 cm、銅イオン濃度 732、377 mg/L にそれぞれ調整し、強度 30、50、70 $\text{Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ で空洗を行った。空洗中、砂上水およびろ層表面から 10、20、30、40 cm 下にあるろ過筒側部のピーcockから、マイクロシリンジを用いてろ層断面中央部の水を 0.04～0.5 mL 採取し、蒸留水によって適正濃度に希釈し、これら試料の Cu 濃度を原子吸光分光光度計 (日立製作所製、Z-6100) を用いて測定した。空洗に伴って砂上水中からろ層内へ舞い戻った銅イオンの割合を舞い戻り率 R (%), 砂上水中からろ層内に舞い戻った銅イオン量に対する単位ろ層深さあたりの銅イオン量の割合を分散率 D (%/cm) と定義し、それぞれ次式により算出した。

$$R = (1 - Q \times C/W) \times 100$$

$$\cdots \cdots (3.4)$$

$$D = (W_s/W \times R) \times 10,000 \quad \dots\dots(3.5)$$

ただし、 Q : 空洗中の砂上水量 (L),

C : 空洗時の砂上水中における銅イオン濃度 (mg/L),

W : 空洗前の砂上水中における銅イオン重量 (mg),

W_s : 空洗時の単位ろ層深さあたりの銅イオン量 (mg/cm)。

3.3.4 排出濁質の舞い戻り

(3.4 式)より算出した舞い戻り率の経時変化を図 3-10 に示す。これらによると、いずれの条件においても、不安定期における押し上げ水によって砂上水中の銅イオンが希釈・混合されると同時に、一部がろ層内に持ち込まれるため、舞い戻り率は、空洗開始時に急激に、その後は緩やかに上昇し、最終的な舞い戻り率 {空洗中ろ層内水量 / (当初の砂上水量 + 金網下の押し上げ水量 + 当初のろ層内水量)} $\times 100$ (%) に漸近する傾向が認められた。また、いずれの条件においても、空洗開始 5 分後には 9.5~36.4 %、10 分後には 10.0~44.3 % にも及んでおり、一般に、残留濁質 1 % 前後で急速ろ過池の洗浄の評価が行われることをふまえると、この舞い戻り現象は無視できない割合で発現していることがうかがえる。

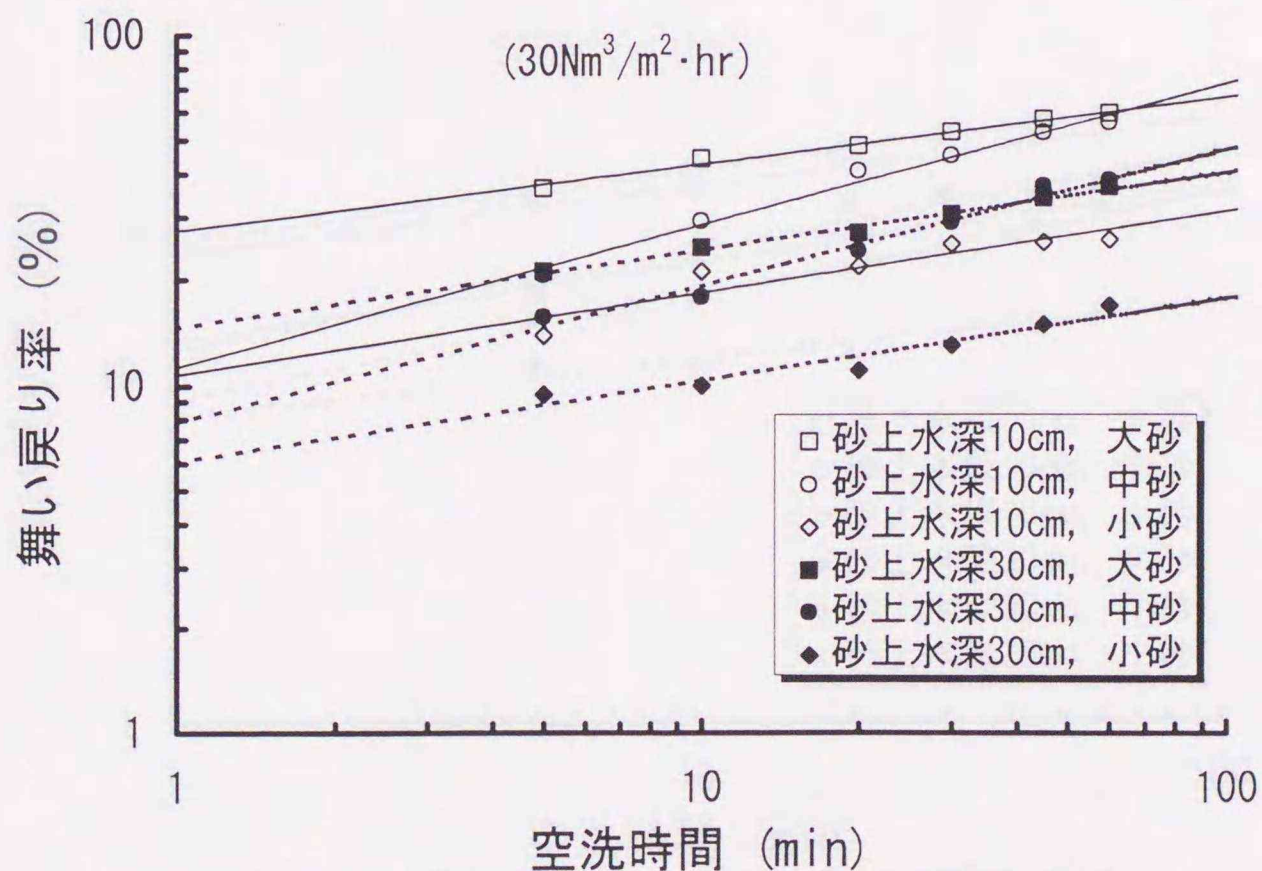


図 3-10(a) 舞い戻り率の経時変化

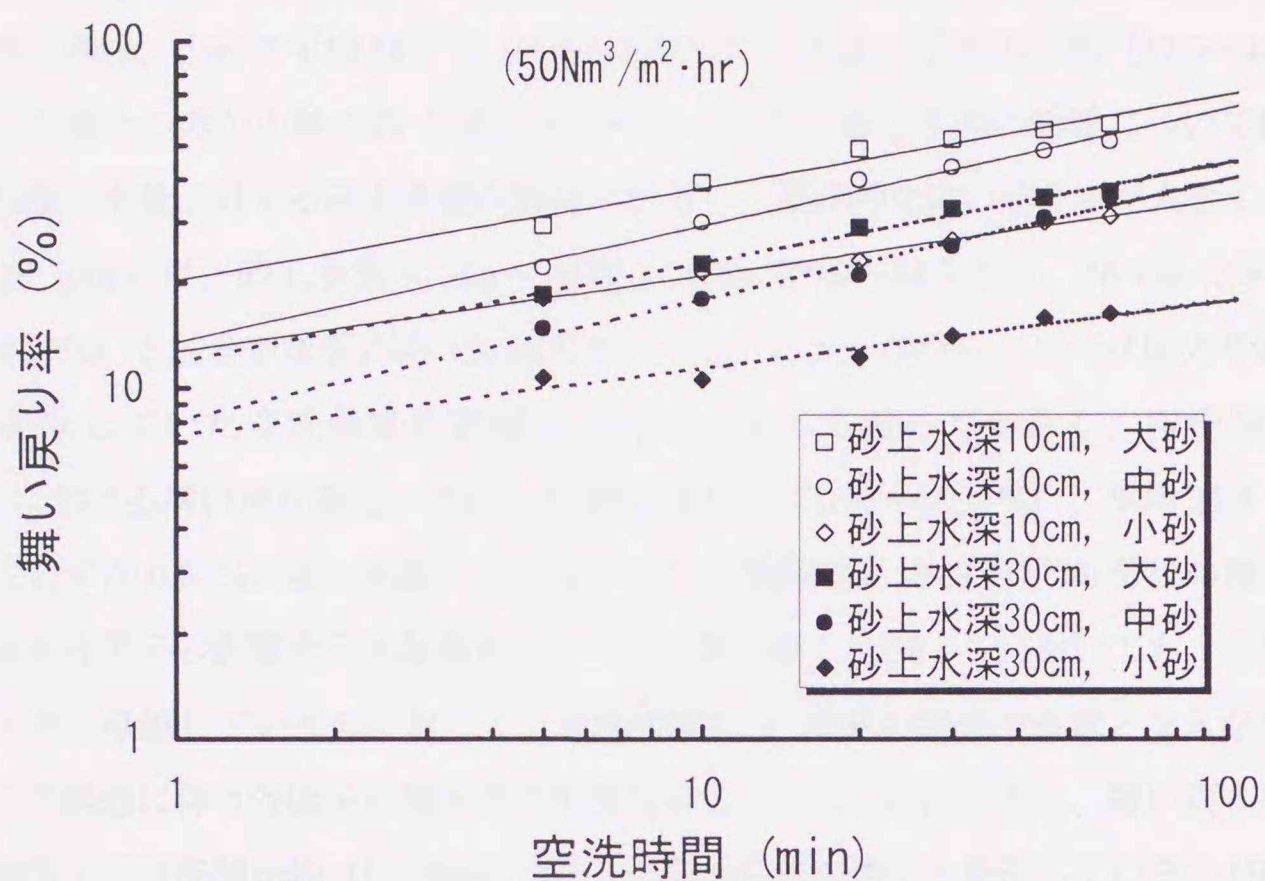


図 3-10(b) 舞い戻り率の経時変化

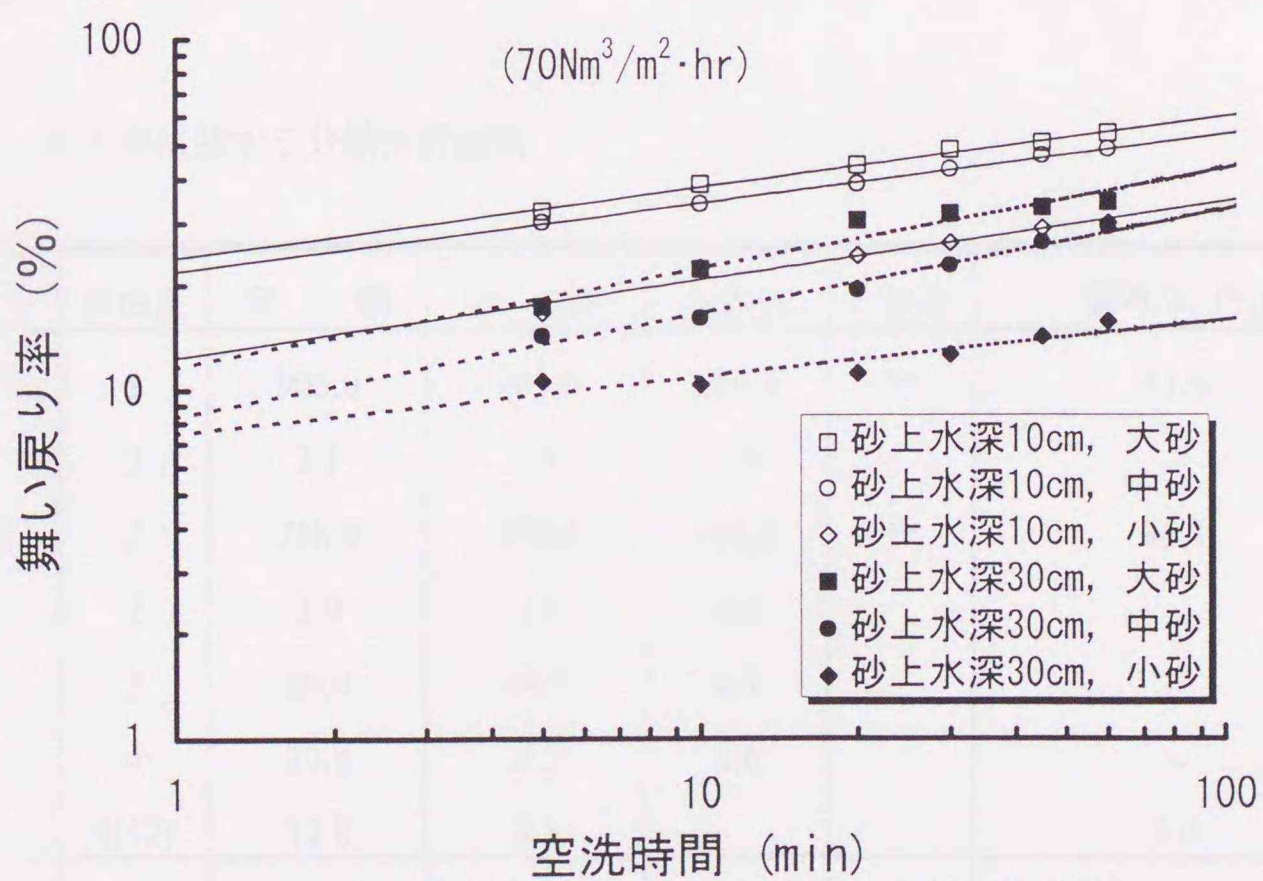


図 3-10(c) 舞い戻り率の経時変化

ここで、舞い戻り率に対するろ材径の影響に注目すると、ろ材径が大きいほどろ層単位体積当たりのろ材表面積が小さく、水の環流に対するろ層の抵抗が小さくなるため、空洗開始 10 分後の舞い戻り率は、小砂で平均 16.0 % (10.0~22.3 %)、大砂で平均 31.8 % (22.0~44.3 %) と、大砂を用いた場合の方が小砂の約 2 倍大きかった。また、砂上水深の影響については、水深が浅いほどろ層内水量に対する砂上水量の割合が小さく、最終的な舞い戻り率が大きくなるため、空洗開始 10 分後には、砂上水深 10 cm で平均 31.1 % (20.9~44.3 %)、30 cm で平均 16.9 % (10.0~24.6 %) と前者が後者の約 1.8 倍大きかった。しかしながら、ピーク圧力や押し上げ水量に最も寄与していた空洗強度の影響はこれらに比べて極めて小さく、空洗強度 30、70 $\text{Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ における舞い戻り率は、それぞれ平均 24.5 % (10.0~44.3 %)、平均 23.8 % (10.3~38.4 %) とわずか 0.6 % の差しか認められなかった。空洗開始 10 分後と 20 分後の舞い戻り率の変動に及ぼす各因子の影響を三元配置法によって分散分析した表 3-5 においても、ろ材径と砂上水深の寄与率が卓越しているのに対して、空洗強度は F 検定の段階で有意とならなかった。さらに、空洗の経過に伴う各因子の寄与率の推移を示した図 3-11 によると、舞い戻り率の変動に及ぼす卓越因子は空洗開始約 15 分前後で砂上水深からろ材径へと変化しているのが確認され、表 3-5 における空洗開始 10 分後には砂上水深の寄与率がろ材径より 8.8%大きかったのに対し、空洗開始 20 分後には逆にろ材径の寄与率が砂上水深より 5.9%大きかった。

表 3-5 舞い戻り率に関する分散分析結果

10 分後

因 子	自由度	変 動	分 散	分散比	F 検定	寄与率 (%)
砂上水深 H	1	905.0	905.0	283.4	**	51.9
空洗強度 A	2	2.1	1.1	0.3		--
ろ材径 D	2	758.9	379.4	118.8	**	43.1
H×A	2	3.9	1.9	0.6		--
H×D	2	29.0	14.5	4.5		--
A×D	4	20.8	5.2	1.6		--
誤差 e	4(12)	12.8	3.2			5.0
総 変 動	17	1,732.5				100

20 分後

因子	自由度	変動	分散	分散比	F 検定	寄与率 (%)
砂上水深 H	1	1,144.0	1,144.0	221.4	**	45.0
空洗強度 A	2	5.2	2.6	0.5		--
ろ材径 D	2	1,301.0	650.7	125.9	**	50.9
H×A	2	1.8	0.9	0.2		--
H×D	2	42.5	21.2	4.1		--
A×D	4	14.2	3.5	0.7		--
誤差 e	4(12)	20.7	5.2			4.1
総変動	17	2,529.4				100

※ 誤差の自由度 (12)は、寄与率計算時の値

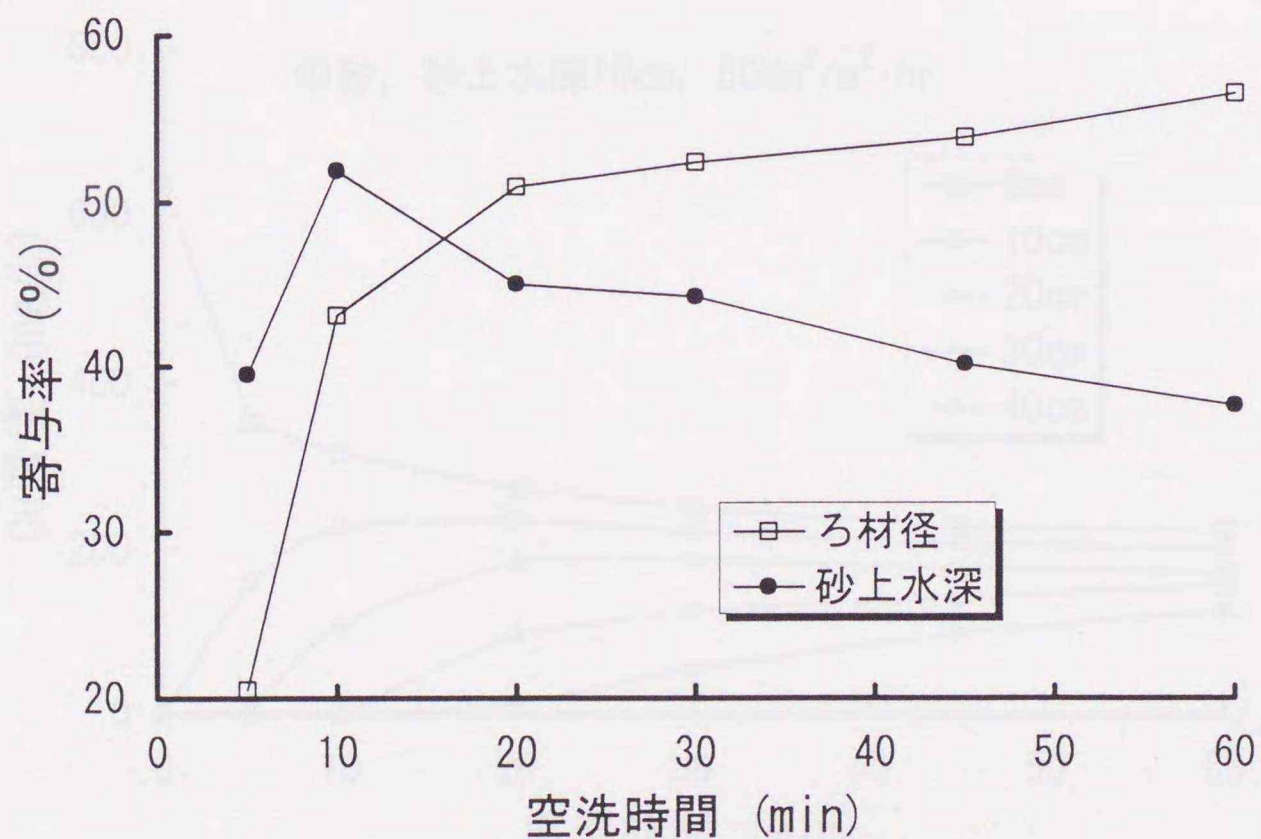


図 3-11 寄与率の推移

以上のことから、排出濁質の舞い戻り率はろ材径が大きいほど高くなること、舞い戻りの抑制には深い砂上水深の設定が有効であること、および、舞い戻り率の変動には当初は砂上水深の寄与が大きい、空洗開始約 15 分以後は空洗の経過に伴ってろ材径の寄与が大きくなること、が明らかになった。

3.3.5 舞い戻り濁質のろ層内分散

図 3-12 に、砂上水およびろ層各部における銅イオン濃度の経時変化の一例を示す。これによると、ろ層深さ 10 cm における銅イオン濃度は空洗開始 10 分後に約 200 mg/L まで上昇し、さらに下層部の銅イオン濃度もその後を追うように上昇していることから、砂上からろ層内に輸送された銅イオン（実際には舞い戻り濁質）は、空洗の経過に伴ってろ層深部にまで移動することがわかった。この傾向は、図 3-13 に示した砂上水深 10 cm、空洗強度 $50 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ の空洗におけるろ層内の銅イオン量分布の変化からも確認され、中砂を用いた場合、空洗開始 5 分後にはろ層深さ 20 cm、20 分後にはろ層深さ 40 cm にまで銅イオンが到達していた。ただし、この時のろ層内空気量（ろ層内間隙の 7.9~12.7 %の変動）は、ろ層深さ方向に対して一様に分布すると仮定して、銅イオン量を算出した。また、ろ材径が大きい場合ほど、銅イオンが下層部ま

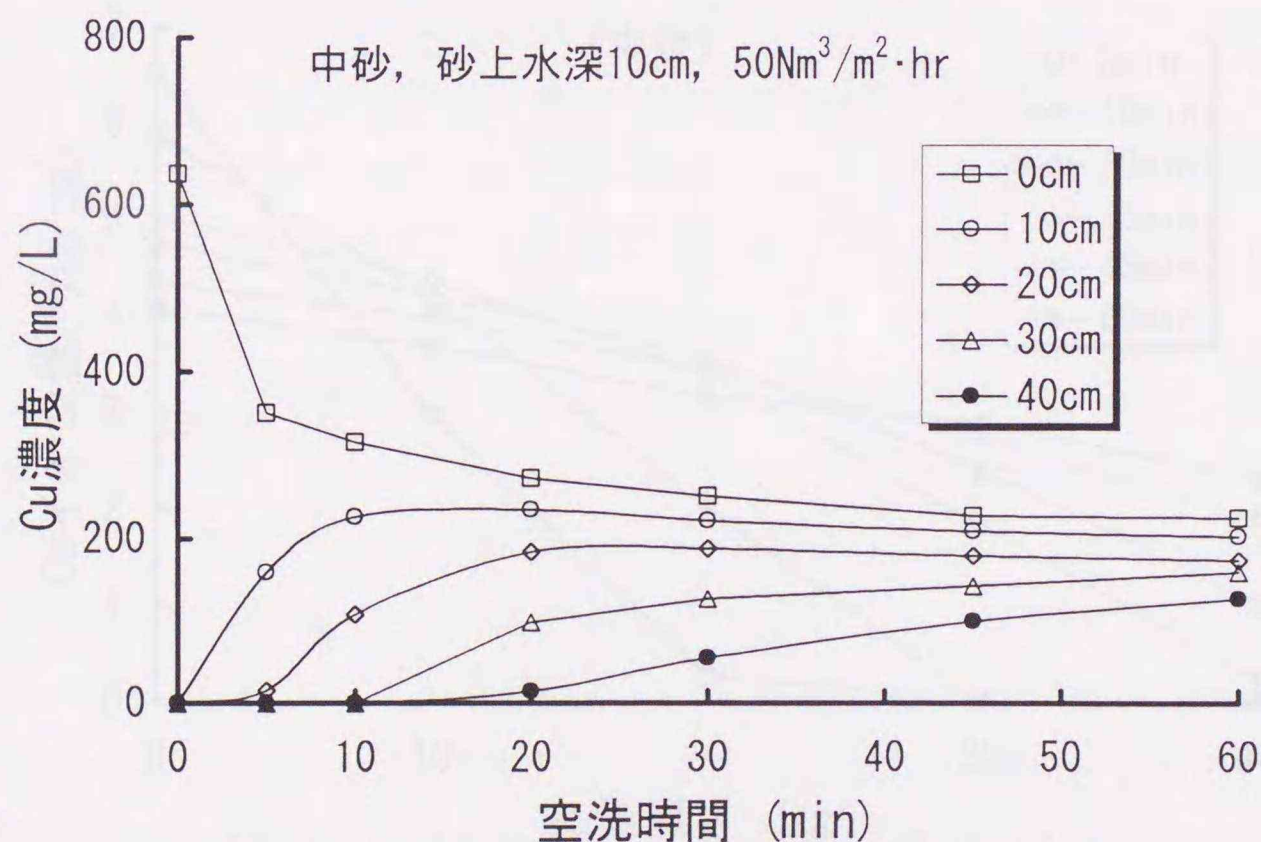


図 3-12 Cuイオン濃度の経時変化

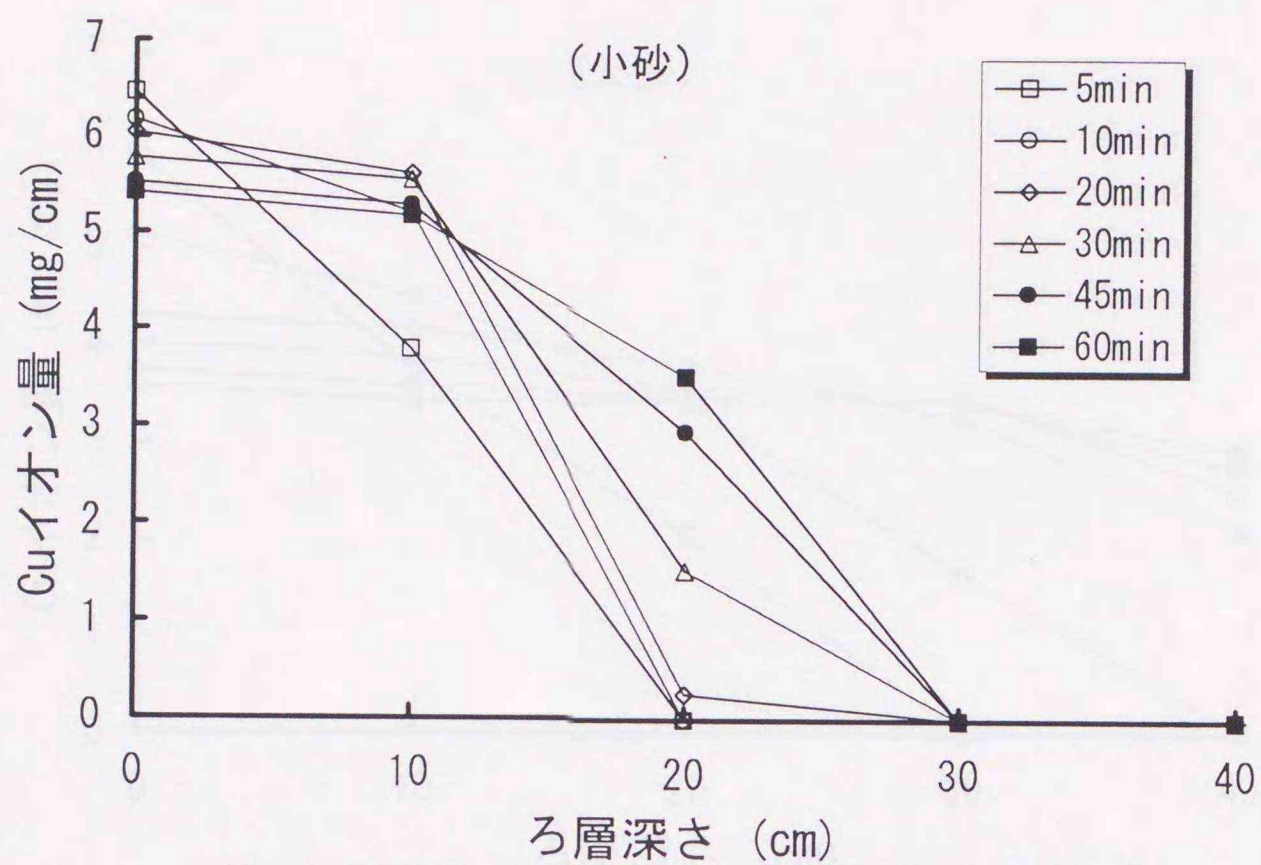


図 3-13(a) ろ層内Cuイオン量分布の変化

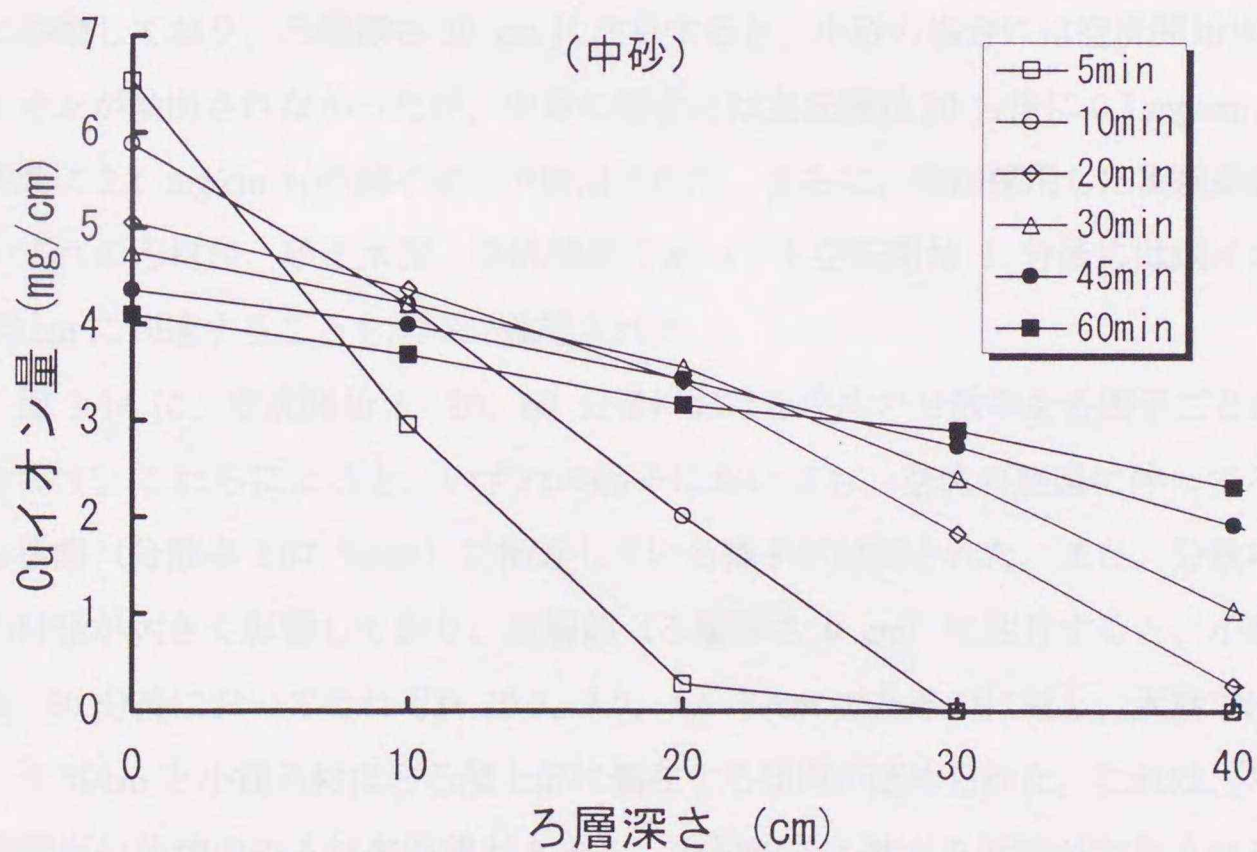


図 3-13(b) ろ層内Cuイオン量分布の変化

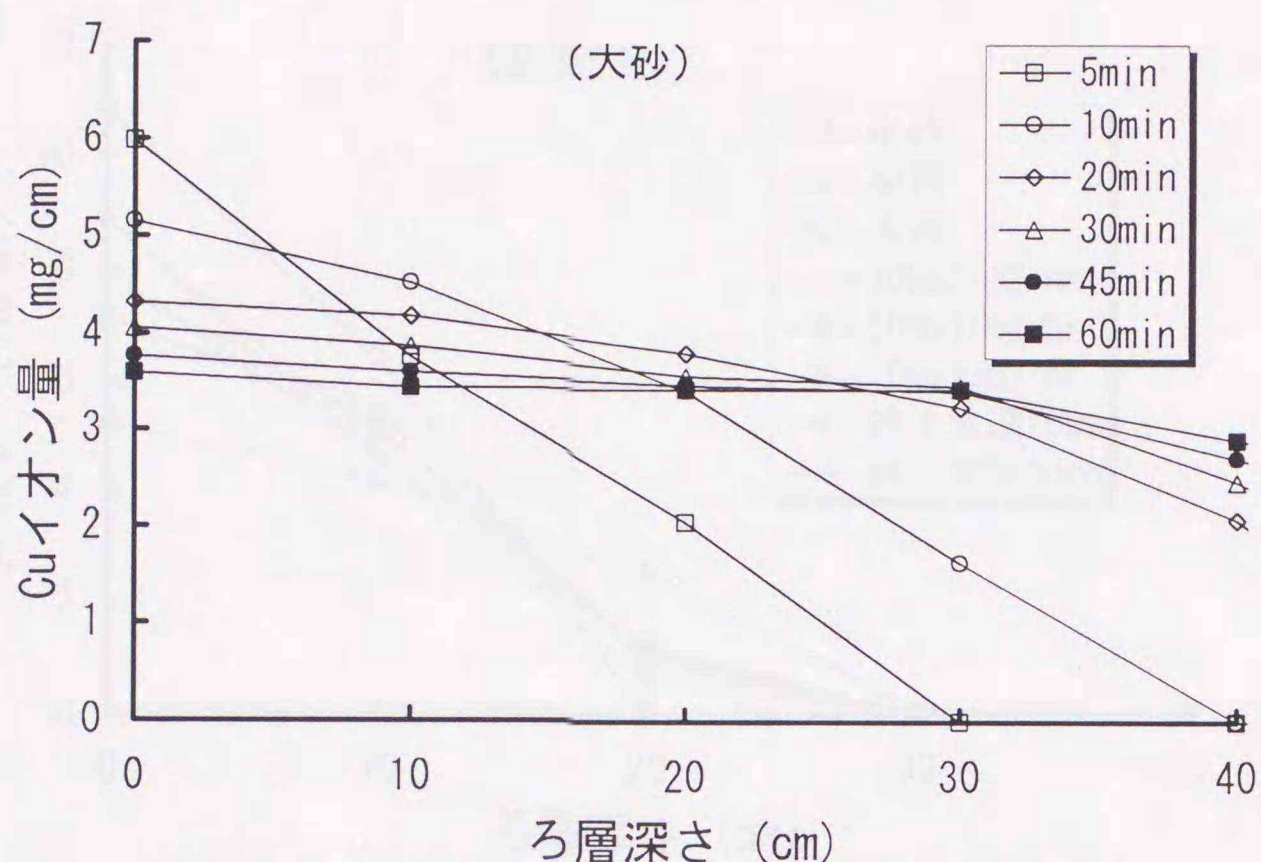


図 3-13(c) ろ層内Cuイオン量分布の変化

で速やかに移動しており、ろ層深さ 30 cm に注目すると、小砂の場合には空洗開始後 60 分経過しても銅イオンが検出されなかったが、中砂の場合には空洗開始 20 分後に 0.3 mg/cm、大砂の場合には同時間に 2.1 mg/cm もの銅イオンが検出された。さらに、今回採用した実験条件の範囲であれば、いずれのろ材径、砂上水深、空洗強度であっても空洗開始 5 分後には銅イオンがろ層深さ 20~30 cm に到達することも同時に確認された。

つぎに、図 3-14 に、空洗開始 5、20、60 分後における平均の分散率を各因子ごとにプロットしたものを示す。これらによると、いずれの因子においても、空洗の経過に伴ってろ層内分散率が均一な状態（分散率 1.67 %/cm）に漸近している様子が確認された。また、分散率の変動に対してはろ材径が大きく影響しており、表層部（ろ層深さ 0 cm）に注目すると、小砂では空洗開始 5、20、60 分後においてそれぞれ 10.9、8.0、5.6 %/cm であるのに対し、大砂ではそれぞれ 5.2、2.9、2.0 %/cm と小径ろ材ほどろ層上部に偏在する傾向が認められた。これは、ろ材径が小さいほどろ層単位体積中のろ材表面積が大きく、内部輸送に対する抵抗が大きくなるためと考えられる。他方、空洗強度と砂上水深の影響は小さく、各条件の間に有意な差は認められなかった。以上のことから、舞い戻り濁質のろ層内分散には、ろ材径が最も大きく影響を及ぼし、大径のろ材で構成されたろ層ほど、空洗を単独で採用した際のろ層深部の汚染が速やかに、

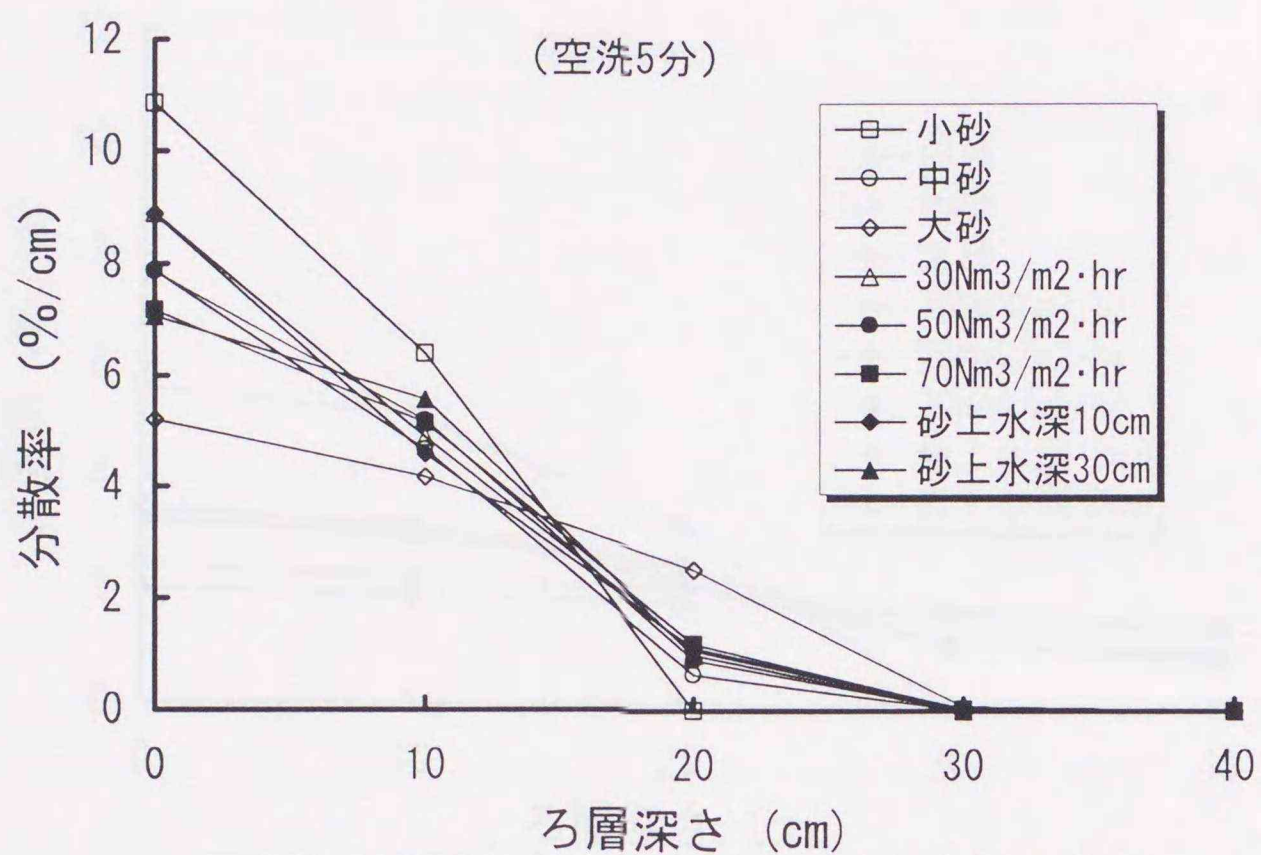


図 3-14(a) 舞い戻りCuのろ層内分散

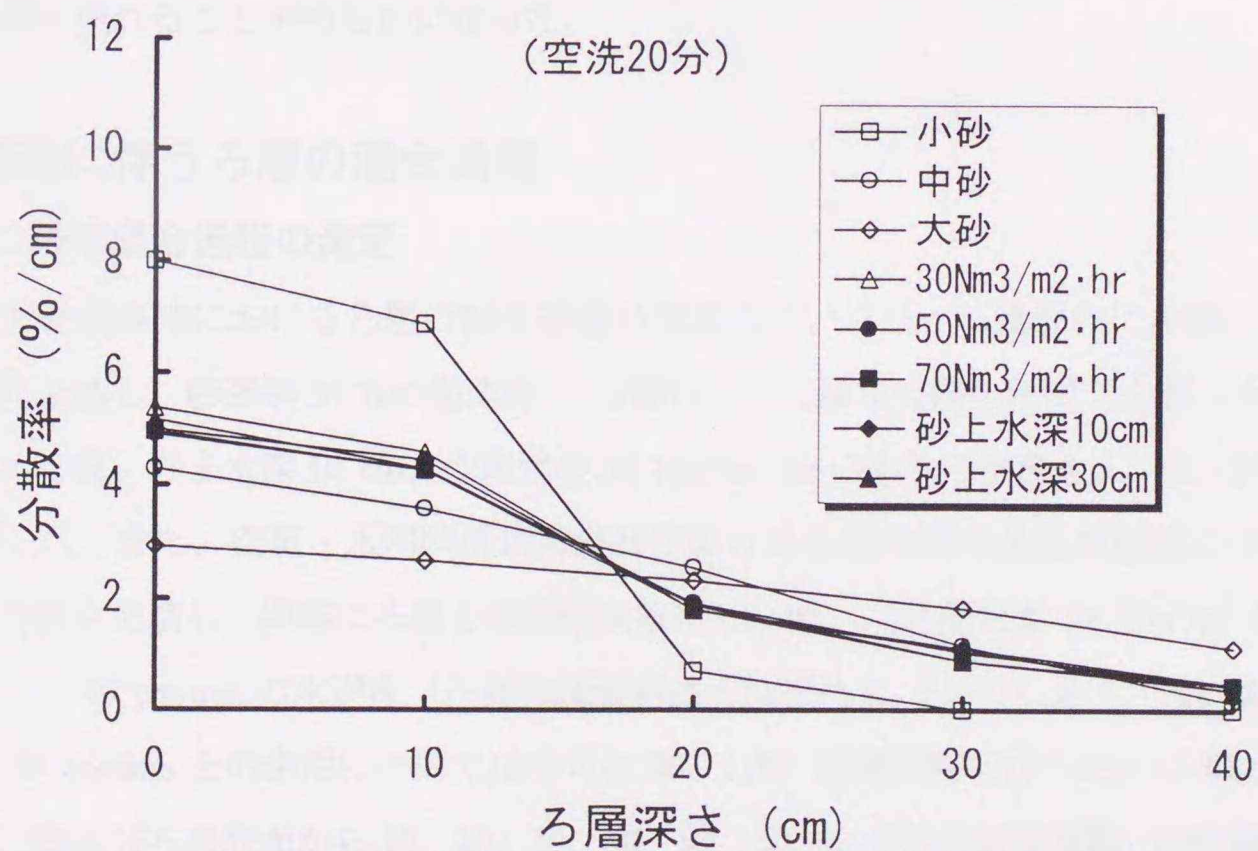


図 3-14(b) 舞い戻りCuのろ層内分散

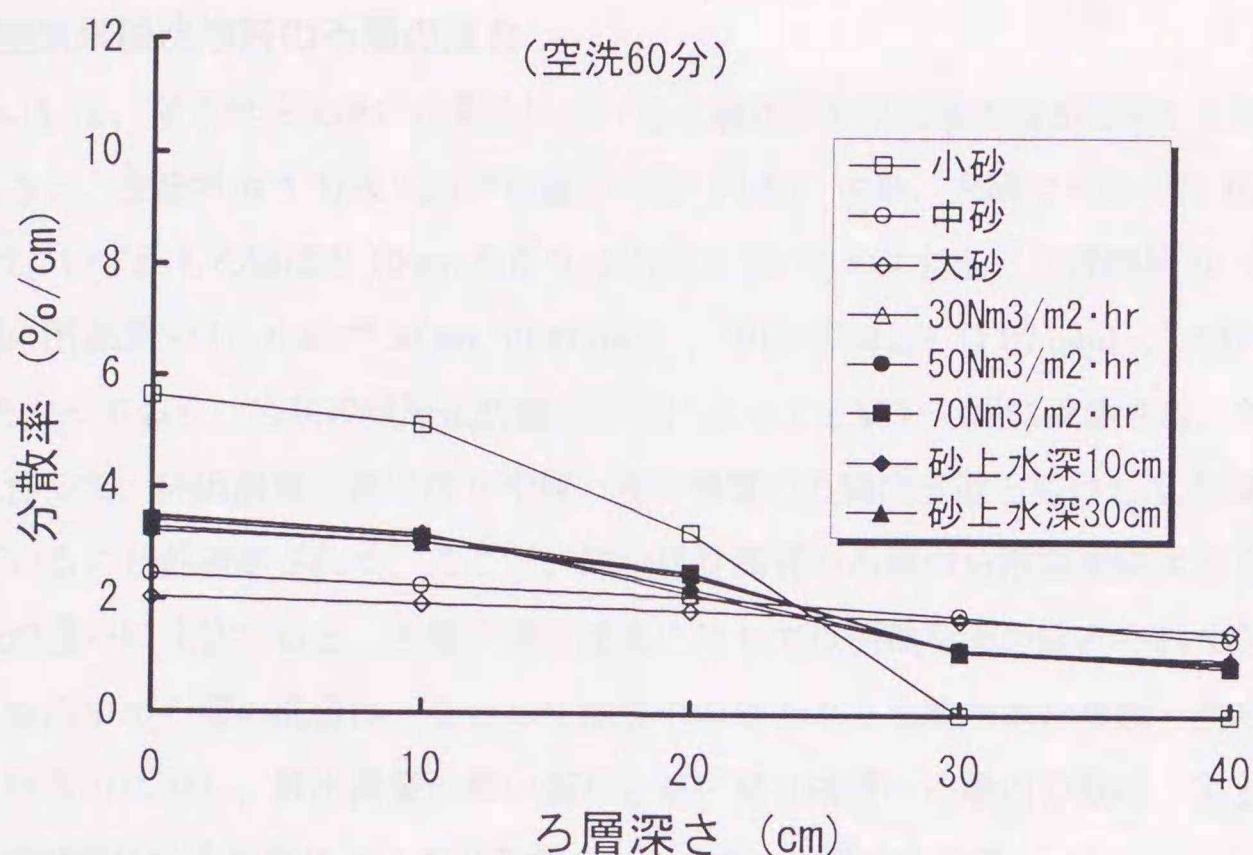


図 3-14(c) 舞い戻りCuのろ層内分散

かつ顕著に現れることが明らかになった。

3.4 空洗に伴うろ層の混合過程

3.4.1 ろ層の混合過程の測定

空気単独洗浄時におけるろ層の混合過程の測定については、ろ過筒内に小砂、中砂、大砂をそれぞれ充填し、膨張率 50 % の逆洗を 10 分間行ってろ層を成層化状態（上層：小径、下層：大径）にした後、砂上水深 10 cm、空洗強度 $50 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ の条件で空洗を 5、10、20、30、45、60 分間行った。また、空気・水同時併用洗浄時におけるろ層の混合過程の測定については、ろ過筒内に中砂を充填し、同様にろ層を成層化状態にした後、空洗強度 $50 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ の空洗と逆洗速度 20、40 cm/min の水逆洗（ろ層の膨張率はそれぞれ 0、7.2 %）を 5、10、20、30、45、60（逆洗 20 cm/min との併用についてはさらに 90、120）秒間同時に行った。いずれも空洗後、ろ層表面、およびろ層表面から 10、20、30、40、50、55 cm 下のろ材を採取（200 個以上）し、画像処理装置（ルーゼックス 5000 X システム）を用いて一方向径を測定した。画像処理装置は、パソコン（PC-98XL）で制御されており、採取したろ材の実画像は、実体顕微鏡に装着されたカメラを通して取り込まれ、システム内の画像処理部（ハードウェア）で 2 値画像処理および計

測が行われるものである。

3.4.2 空気単独洗浄時のろ層の混合

図 3-15 は、空気単独洗浄の各条件におけるろ層各部の平均径の分布を示している。これらの図によると、空洗開始 5 分後における最小の値（小砂、中砂、大砂でそれぞれ 0.76、1.01、1.33 mm）は、いずれもろ層深さ 10 cm あたりに出現しているのに対し、空洗開始 60 分後における最小の値の出現深さは、小砂で 30 cm（0.89 mm）、中砂で 30 cm（1.07 mm）、大砂で 40 cm（1.33 mm）となっており、当初の成層化状態が空洗によって上層から順に破壊され、その後、空洗の経過に伴って、排出濁質の舞い戻りや舞い戻り濁質のろ層内分散と並行してろ層の混合¹³⁾が起きていることが確認された。ここで、舞い戻り濁質のろ層内分散速度に大きく寄与していたろ材径の違いに注目すると、ろ層の混合速度に対しては明確な差が認められなかった。このことは、空洗中のろ層の混合は、主として空洗中の砂上水とろ層内水の移動・混合によって引き起こされるのに対し、排出濁質の舞い戻りと舞い戻り濁質のろ層内分散は、主として加圧空気ろ層内通過に伴う振動によって引き起こされるためと考えられる。

つぎに、図 3-16 に、中砂におけるろ層各部の変動率（標準偏差／平均値）の分布を示す。

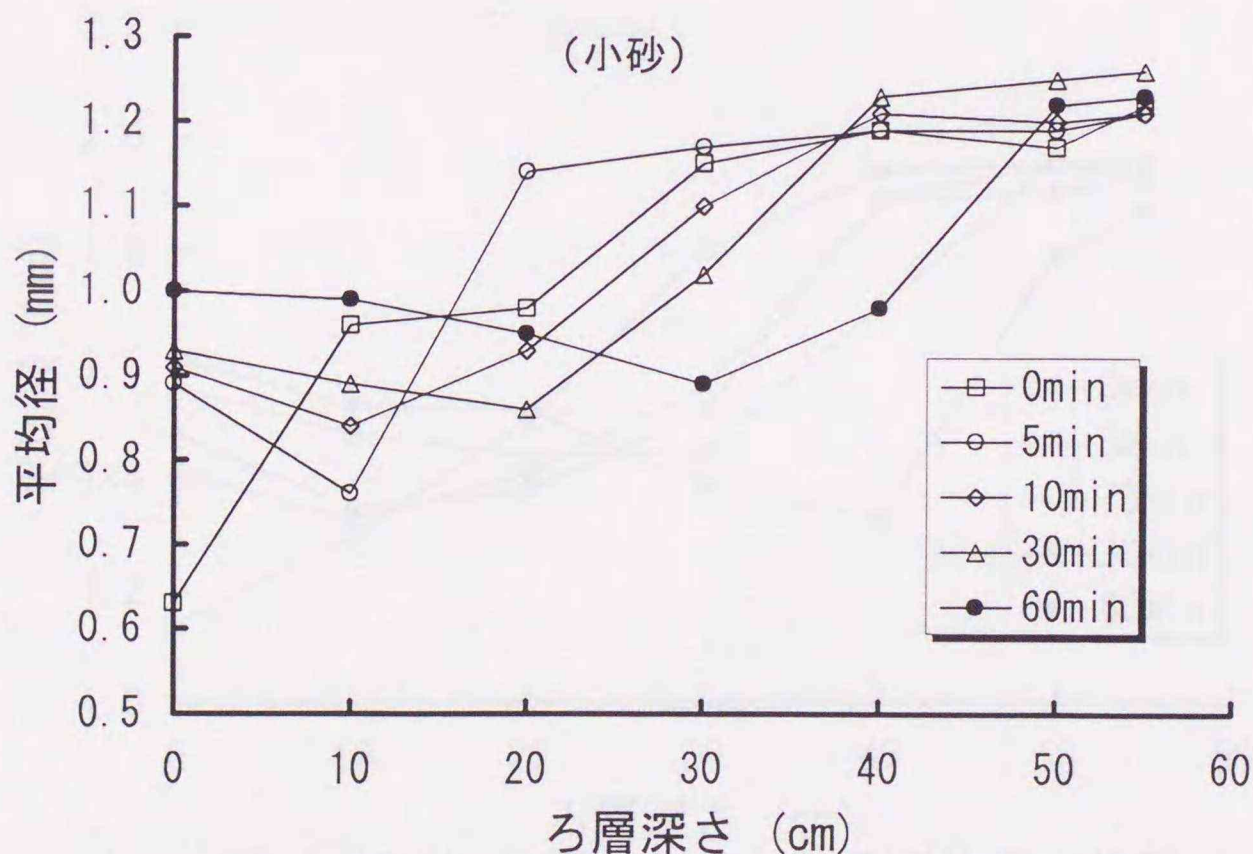


図 3-15(a) ろ層各部における平均径の推移

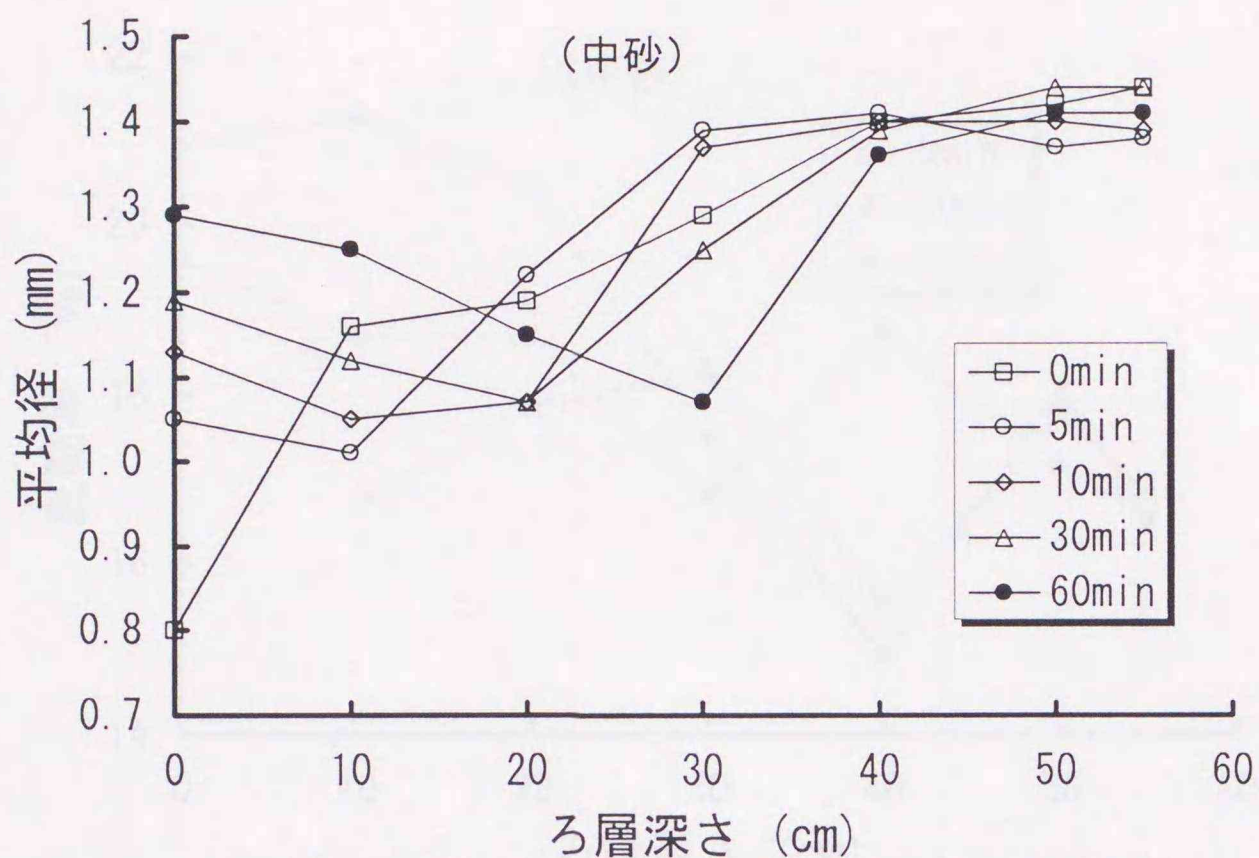


図 3-15 (b) ろ層各部における平均径の推移

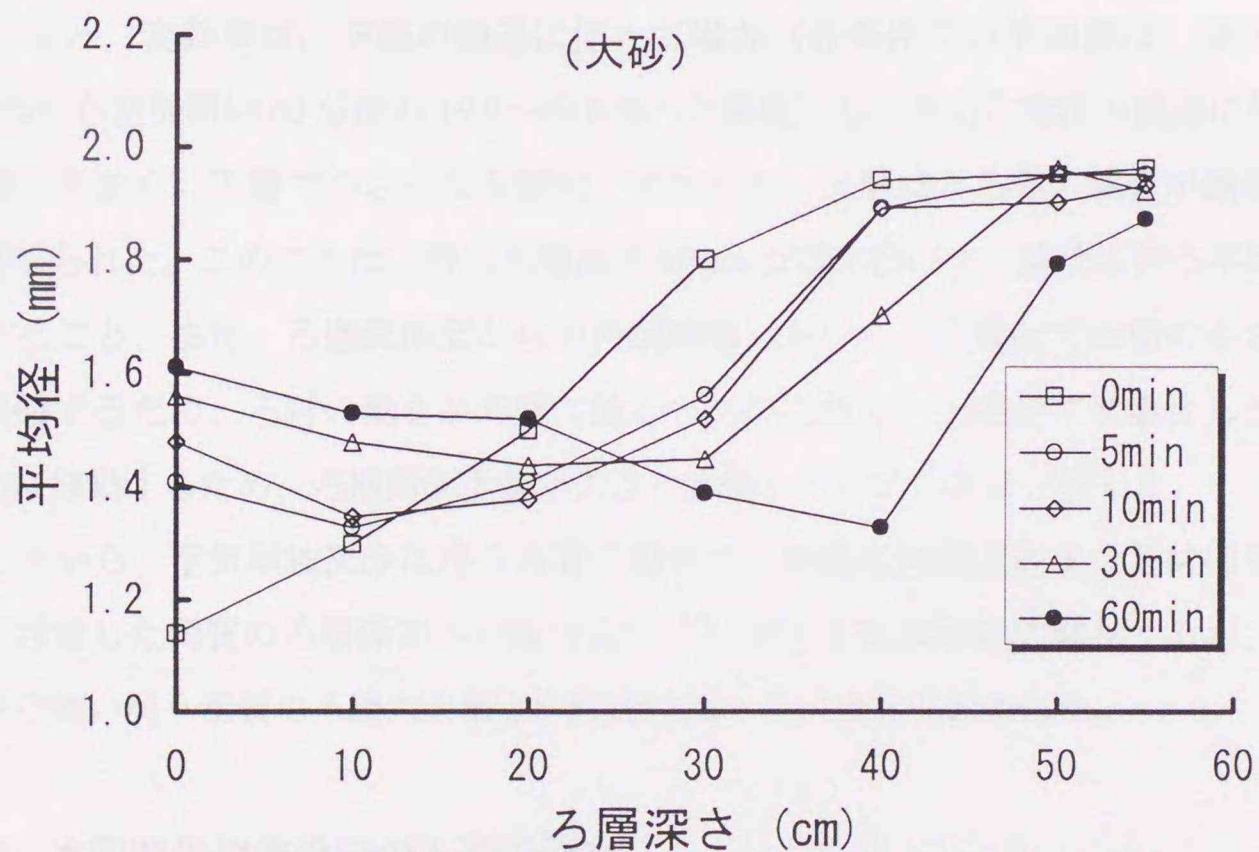


図 3-15 (c) ろ層各部における平均径の推移

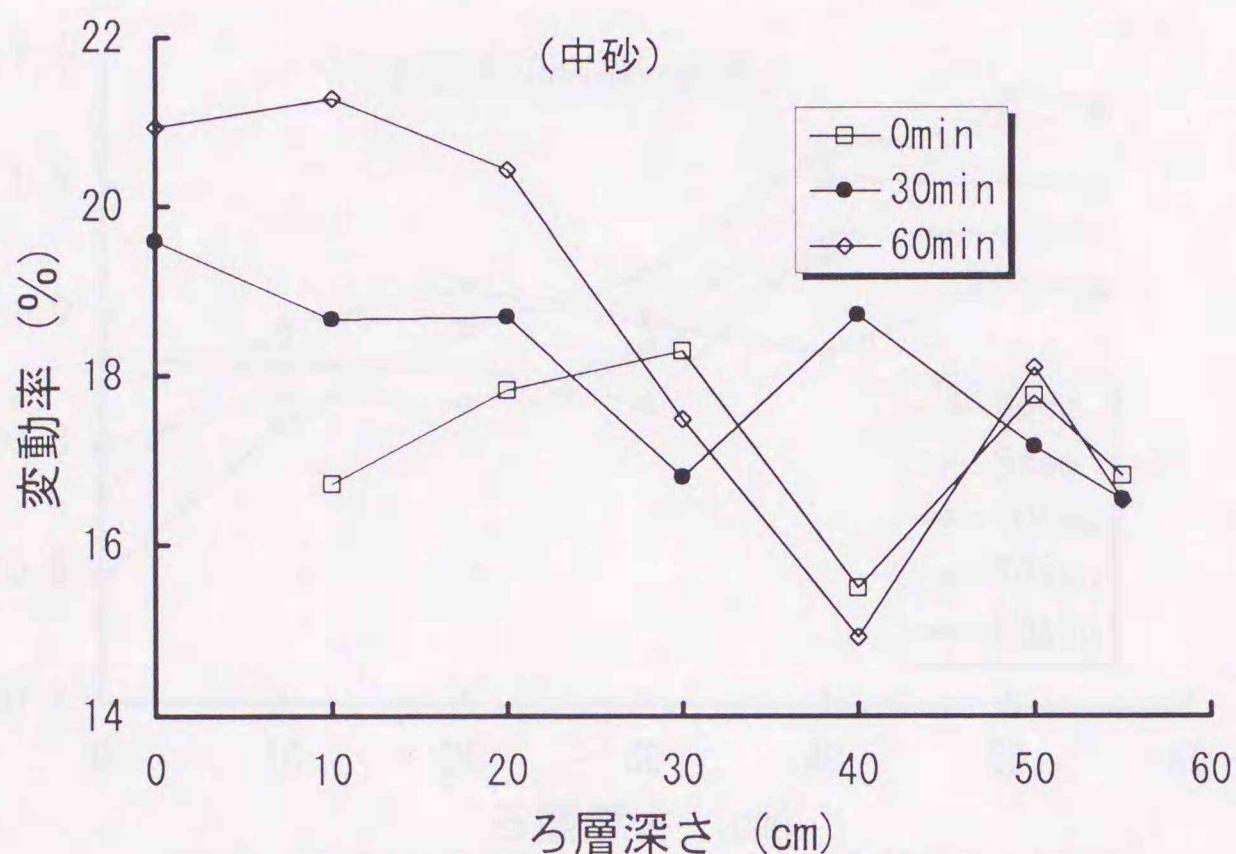


図 3-16 ろ層各部における変動率の推移

この図によると、変動率は、空洗の経過に伴って増大（各条件での平均値は、空洗開始時の17.1～21.5%から空洗開始60分後の19.0～23.6%へと変化）し、さらに空洗の経過に伴って、変動率が上層で大きく、下層で小さくなる傾向、すなわち、上層ほどろ層の混合が顕著に進行する傾向が認められた。このことは、特にろ層深さ40cm以深において、空洗に伴う平均径の変化が小さかったこと、また、ろ過筒側面からの肉眼観察において、下層部では径の小さな気泡が連続的に移動するため、ろ材の動きが非常に鈍かったのに対し、上層部では会合した大径の気泡が断続的に移動するため、ろ層断面全体が大きく動揺していたことと一致した。

以上のことから、空気単独洗浄に伴うろ層の混合は、濁質の剥離に有効なろ材相互の擦れやろ材表面に付着した濁質のろ層深部への持ち込み¹⁴⁾に対しては直接的に関与するが、排出濁質の舞い戻りや舞い戻り濁質のろ層内分散との関連性は小さいことがわかった。

3.4.3 空気・水同時併用洗浄時のろ層の混合

図 3-17、図 3-18 に、空気・水同時併用洗浄の各条件におけるろ層各部の平均径と変動率の分布を示す。これらの図によると、いずれの条件においても、洗浄開始わずか1分後には、ろ層表面とろ層深さ55cmの平均径の差がそれぞれ0.32、0.12mmと極めて小さくなり、空気・

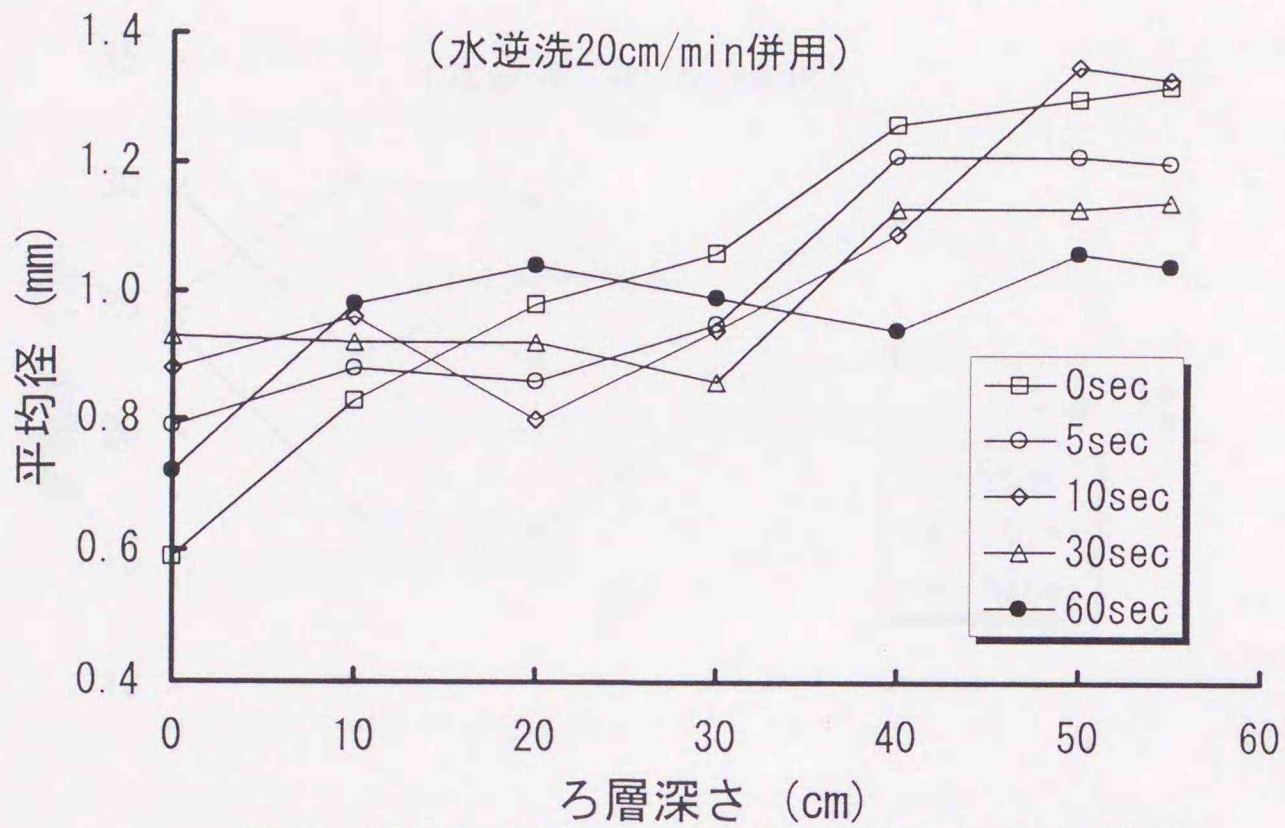


図 3-17(a) ろ層各部における平均径の推移

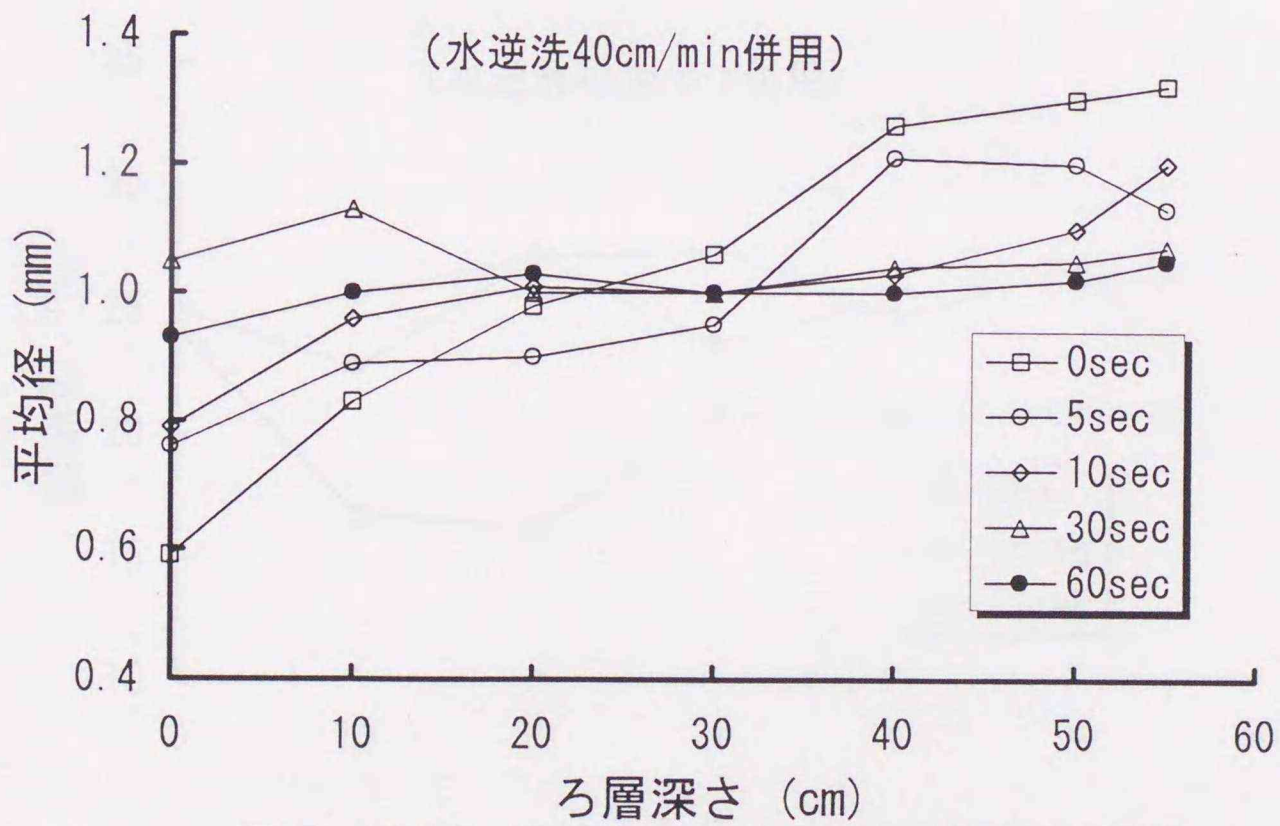


図 3-17(b) ろ層各部における平均径の推移

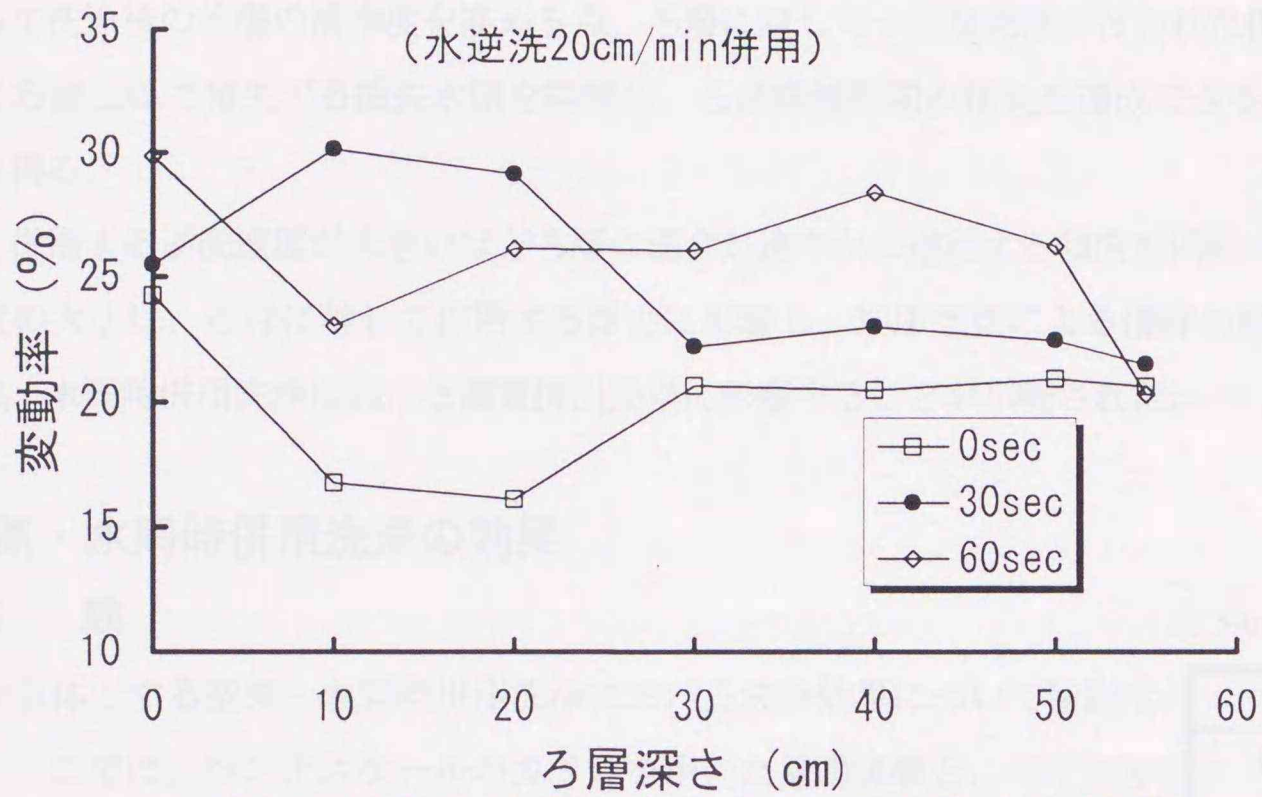


図 3-18(a) ろ層各部における変動率の推移

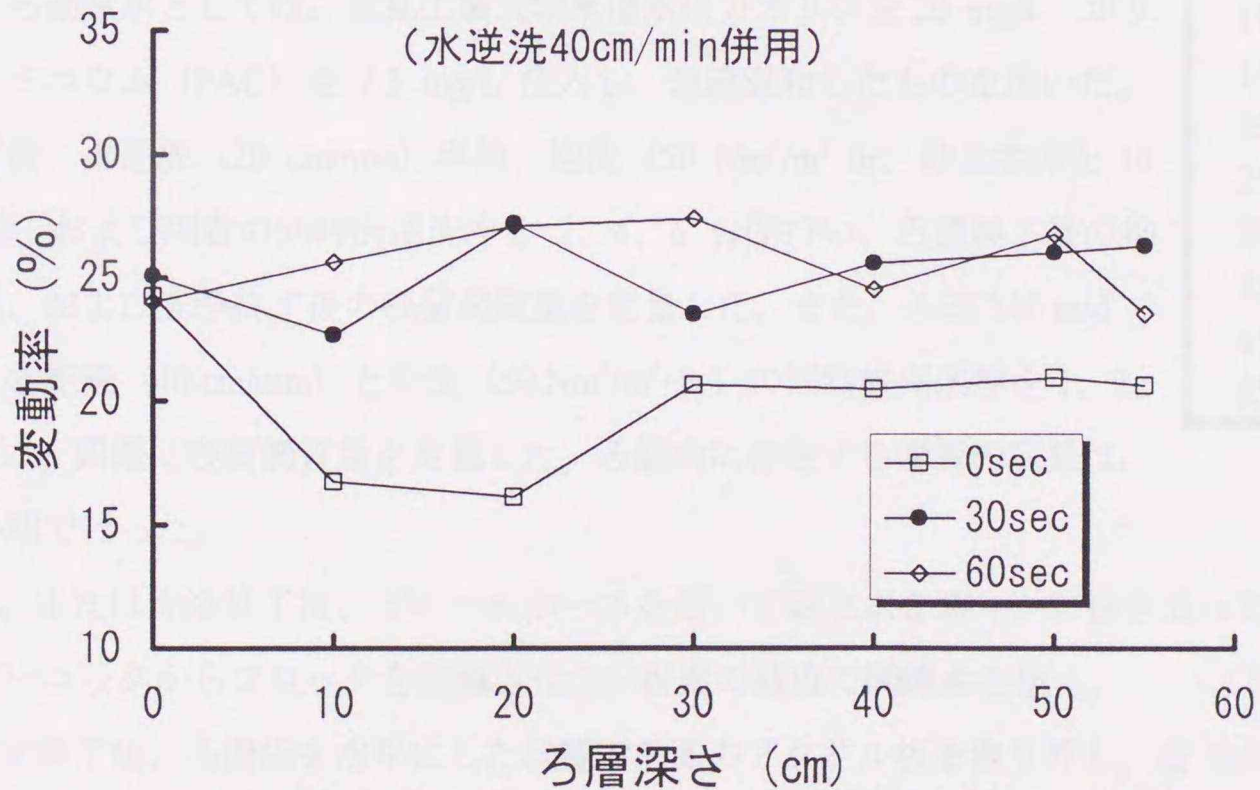


図 3-18(b) ろ層各部における変動率の推移

水同時併用洗浄時は、空洗単独洗浄時に比べてろ層全体が速やかに混合されていることが確認された。このことは、空気・水同時併用洗浄では、ろ材表面に堅く付着した濁質のろ層深部への持ち込みが顕著に発生することを示唆している。しかしながら、激しく起こるろ材相互の擦れによって洗浄後のろ層の清浄度を高める点、ろ層に対して十分な洗浄が行われた後であれば、後に続くろ過工程で発生する損失水頭を抑制し、ろ過継続時間の延長を達成できる点¹³⁾では有効となり得る。

また、併用する逆洗速度が大きいほどろ層の混合が速やかに進行する傾向も同時に認められ、逆洗速度の大小は、ろ材に対して作用する浮力に影響し、加圧空気による攪拌の程度、すなわち、空気・水同時併用洗浄における濁質排出効率に影響することが示唆された。

3.5 空気・水同時併用洗浄の効果

3.5.1 実験

表 3-6 採砂位置

空洗を主体とする空気・水同時併用洗浄における洗浄効果について検討するため、ここでは、ベンチスケールのカラムを用いた基礎実験と、パイロットプラントの急速ろ過塔における洗浄排水濁度の測定を行った。

ベンチスケールのカラムを用いた実験では、まず、ろ過筒内に中砂を空隙率 44.3 %でろ層厚 60 cm に充填し、ろ速 120 または 240 m/d で 18 時間直接ろ過した。ろ過原水としては、北見工業大学水道水にカオリンを 20 mg/L、ポリ塩化アルミニウム (PAC) を 7.5 mg/L 注入し、急速混和したものを用いた。ろ過終了後、水逆洗 (20 cm/min) 単独、空洗 ($50 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ 、砂上水深を 10 cm) 単独、および両者の同時併用洗浄を 2、4、6 分間行い、ろ過終了後の残留濁質量、および洗浄終了後の残留濁質量を定量した。また、ろ速 240 m/d でろ過後、水逆洗 (40 cm/min) と空洗 ($50 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$) の同時併用洗浄を 1、2、3 分間行い、同様に残留濁質量を定量した。ろ層内に存在する濁質の定量は、以下の手順で行った。

- ろ過、または洗浄終了後、ビニールホースを用いて砂上水を速やかに抜き去った後、ろ過筒側部のピーコックからフロックを剥離させない程度の速度で間隙水を抜く。
- 水抜き終了後、ろ過筒を水平にした状態で前面の亚克力板を取り外し、表 3-6 に示した採砂位置 (ろ層厚 1 cm) からろ材を採取する。
- 採取したろ材を水道水を満たした 1 L ビーカー内に移し、ジャーテスターを用いて 150 rpm の急速攪拌を 30 分間行うことで付着濁質を剥離させ、剥離後の懸濁水の濁度を測定する。
- 採取したろ材を洗浄した後、乾燥重量を測定し、ろ層厚 1 cm あたりの捕捉量に換算する。

ろ層深さ
0～1 cm
1～2 cm
2～3 cm
3～4 cm
4～5 cm
7～8 cm
10～11 cm
14～15 cm
20～21 cm
25～26 cm
30～31 cm
35～36 cm
45～46 cm
55～56 cm

パイロットプラントを用いた実験では、原水水質の変動が小さい時に、硫酸アルミニウム 7 mgAl/L、活性ケイ酸 1.5 mgSiO₂/L の条件で凝集し、得られた沈澱後水（JMS 流出水）を 20 時間ろ過した後、所定の条件で洗浄を行った際の排水トラフからの流出濁度の経時変化を測定した。

3.5.2 急速減衰期と緩速減衰期

図 3-19 に、実験プラントの急速ろ過塔における洗浄排水濁度の経時変化を、洗浄水量に対して整理したものを示す。このように、空気・水同時併用洗浄を行うと、洗浄初期には排水濁度が対数関数的に減少し、その後、減少傾向が緩やかになっているのがわかる。このことは、空気・水同時併用洗浄においても、水逆洗単独時や表洗・逆洗併用時の洗浄工程同様、輸送因子の律速する急速減衰期と、剥離因子の律速する緩速減衰期の 2 工程からなること¹²⁾¹⁵⁾を意味している。また、水逆洗単独時には、採用した水逆洗がろ層非膨張の低速度であったことからほぼ押し出し流れの状態となり、最初の測定点である洗浄水量 0.2 m³における排水濁度は 1.4 度であったが、空気・水同時併用洗浄時には、いずれの空洗強度においても同水量で 102.0～111.3 度にも達しており、空気・水同時併用時においても空洗が抑留濁質の輸送排出機能を発揮していることが明らかになった。しかしながら、空洗強度を変化させてもその挙動にはほとんど違

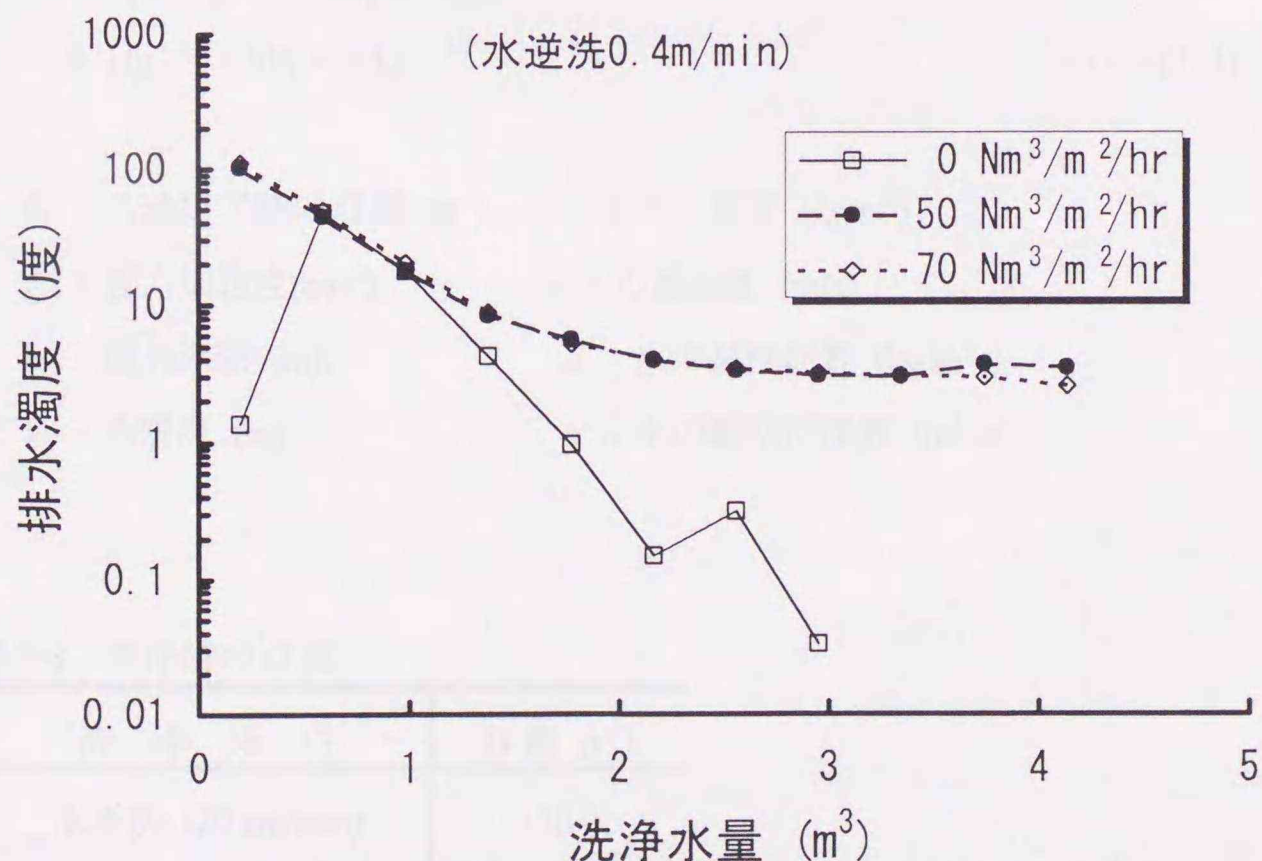


図 3-19 洗浄排水濁度の経時変化

いが認められず、同時併用時には、空洗単独時とは異なり、空洗強度は輸送排出効果にほとんど影響を及ぼさないことがわかった。

3.5.3 洗浄強度とろ層内残留率

ろ層に対して強い洗浄強度を与えることにより、付着濁質の剥離が進行して、緩速減衰期における濁質残留率、すなわち、最終的なろ層の清浄度が決定される¹⁵⁾。そこで、表 3-7、3-8 に、今回採用した各実験条件におけるろ過終了時と洗浄時の G 値⁵⁾の計算結果をそれぞれ示す。

表 3-7 ろ過終了時の G 値

ろ過速度	120m/d	240m/d
ろ層全体 (60 cm)	134.3 (82.1)	270.5 (167.8)
表層 5cm	386.9 (64.5)	729.3 (114.2)

※ () 内は、損失水頭測定結果 (cm)

$$G = \{(\rho \times g \times v \times h) / (\mu \times L)\}^{1/2}$$

$$= \{(g \times v \times h) / (\nu \times L)\}^{1/2} \quad \cdots \cdots (3.3)$$

ただし、G : ろ過終了時の G 値 (s⁻¹), ρ : 水の密度 (kg/m³)

g : 重力加速度(m/s²), ν : ろ過速度 (m/s)

h : 損失水頭 (m), μ : 水の粘性係数 (kg/m·s)

L : ろ層厚 (m) ν : 水の動粘性係数 (m²/s)

表 3-8 洗浄時の G 値

洗 浄 条 件	G 値 (s ⁻¹)
水逆洗 (20 cm/min)	120.0
水逆洗 (40cm/min)	318.8
空 洗 (50 Nm ³ /m ² ·hr)	330.4

$$G_{BW} = \{(\rho \times g \times v_b \times h)/(\mu \times L_e)\}^{1/2}$$

$$= \{(g \times v_b \times h)/(\nu \times L_e)\}^{1/2} \quad \cdots \cdots (3.4)$$

ただし、 G_{BW} : 水逆洗時の G 値 (s^{-1}), v_b : 水逆洗速度 (m/s)
 h : 水逆洗時の損失水頭(m), L_e : 膨張ろ層の厚さ (m)

$$G_{AIR} = \{W/(\mu \times V)\}^{1/2}$$

$$W = n \times R \times T \times \ln(V_2/V_1)$$

$$= n \times R \times T \times \ln(P_1/P_2) \quad \cdots \cdots (3.5)$$

ただし、 G_{AIR} : 空洗時の G 値 (s^{-1}), W : 空気の仕事量 (J/s)
 V : ろ層体積 (m^3), n : 気体のモル数 (mol/s)
 V_1, V_2 : 圧縮空気の体積, R : ガス定数
 P_1, P_2 : 圧力, T : 絶対温度 (K)

ここで、図 3-20 に、各洗浄法における濁質残留率を示す。まず、水逆洗単独時の濁質残留率に注目すると、ろ層非膨張の低速逆洗であるために G 値が $120.0 s^{-1}$ と他の洗浄法よりも小さく、その結果、ほとんどの実験条件において残留率が最大となったが、59.2～81.3 %と抑留濁質の過半が排出された。このことは、洗浄によって剥離される濁質の大半は、ろ過終了時の G 値よりも強度の小さな水流せん断で十分剥離できることを示唆している。また、ろ速 240 m/d の場合の残留率は、120 m/d に比べて平均 14 %大きく、濁質の付着強度の大小が洗浄効果に影響していることも同時に確認された。

つぎに、空洗単独時の濁質残留率に注目すると、洗浄時間 2 分で最も残留率が小さくなった (21.4～24.5 %) が、排出濁質の一部舞い戻りにより洗浄の経過に伴って増加した。また、ろ速別に濁質残留率を比較すると、その差は 2.9～5.8 %と水逆洗単独の場合に比べて小さかった。このことは、空洗の場合、その G 値がろ過終了時の G 値に比べて大きいため、抑留濁質の剥離に対しては有効であったことを示している。しかしながら、空洗の G 値は水逆洗の 2.7 倍あるにもかかわらず、濁質残留率については最大でも 16.5 %しか差が認められなかった。加えて、ろ速 120 m/d における洗浄時間 6 分後を見ると、 G 値とは逆に、空洗における濁質残留率の方が 3.3 %大きかった。これは、空洗と水逆洗の濁質排出に関わるメカニズムの違いに起因しており、空洗には、安定期におけるろ層外への顕著な水の移動がないためと考えられる。それゆえ、空洗を採用する時には、輸送排出の目的で必ず水逆洗を併用しなければならないことが示唆された。

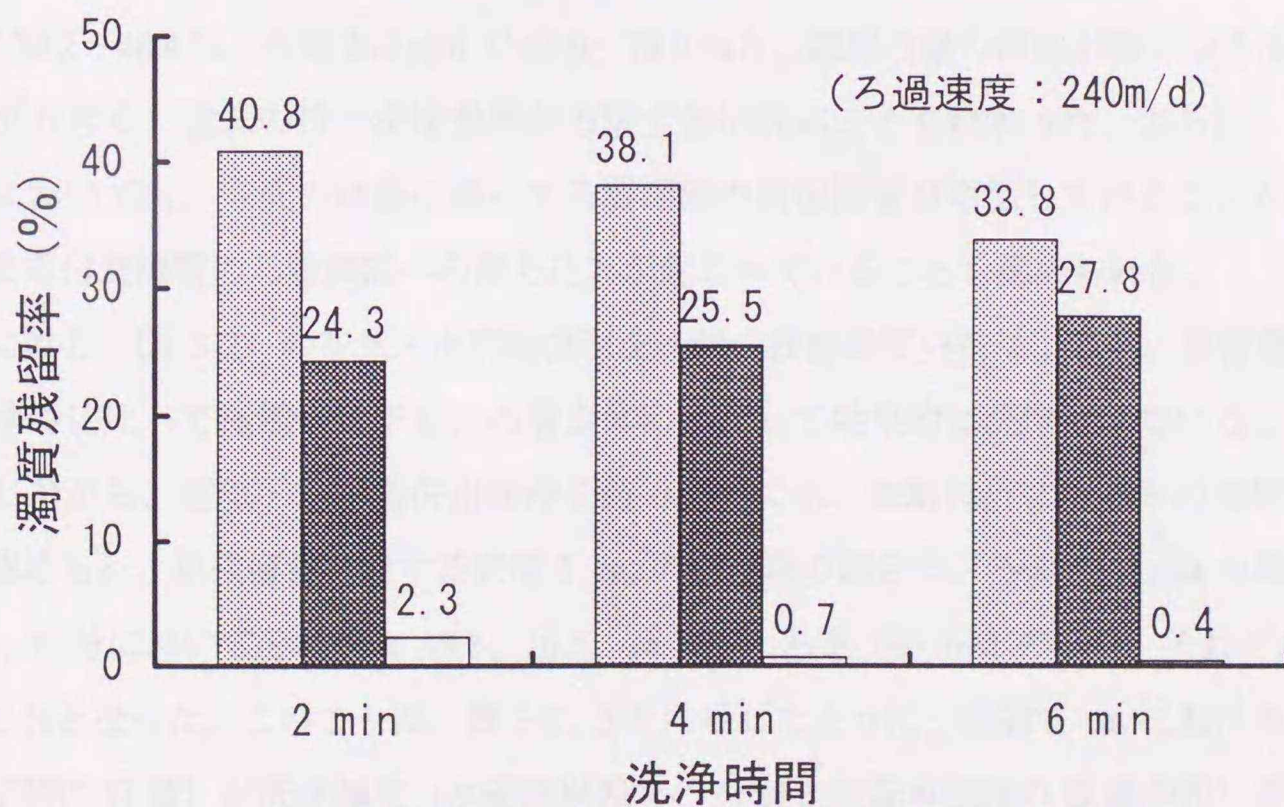
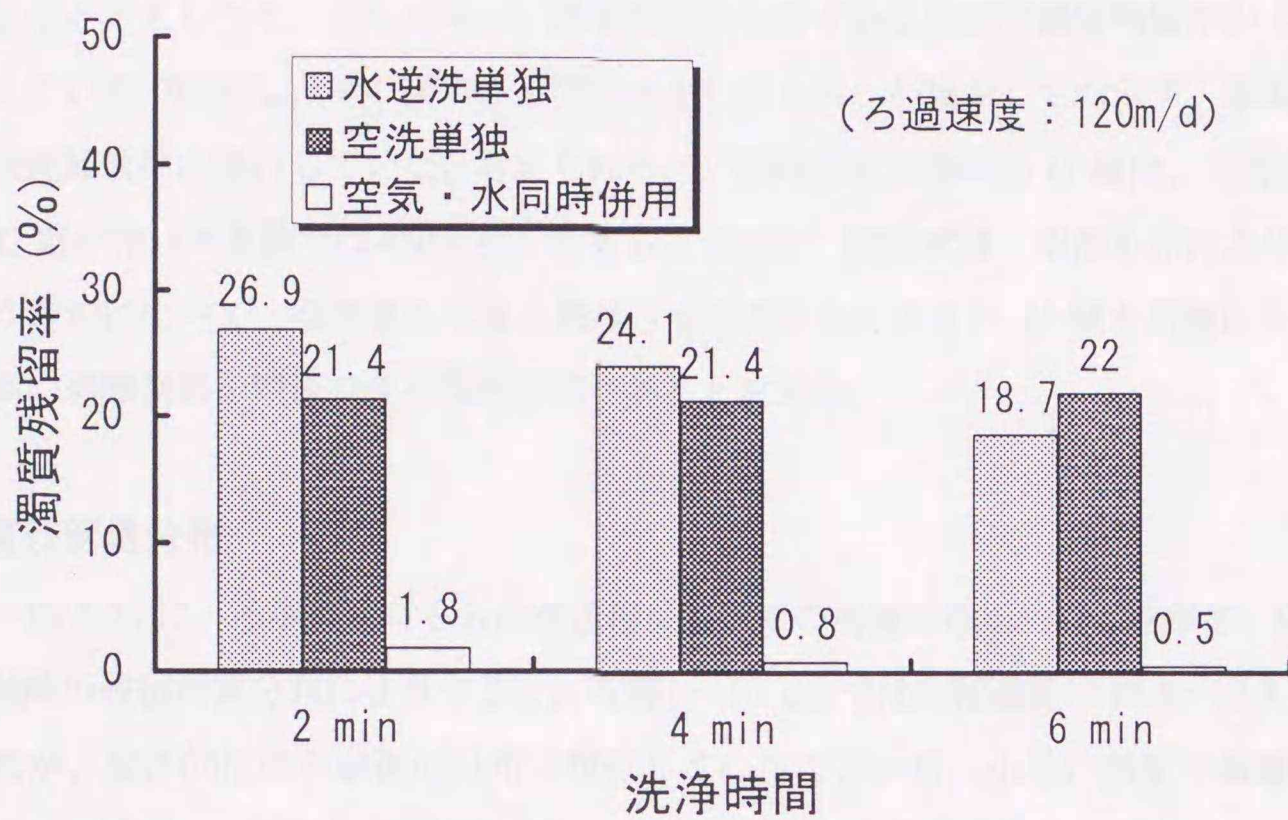


図 3-20 各洗浄における濁質残留率

これらに対し、同時併用洗浄時の濁質残留率は、いずれの条件においても0.4~2.3%と小さく、きわめて高い洗浄効果の発揮されることがわかった。このことは、空洗の持つ剥離効果と水逆洗の持つ連続的な輸送排出効果が有効に機能したことと、ろ層に対して大きいG値が与えられたことによると考えられる。(ちなみに、洗浄開始からわずか2分間で濁質残留率が1.8~2.3%まで減少しているのに対し、その後の4分間では1.3~1.9%しか減少しておらず、本実験の範囲では全て緩速減衰期に移行していたと考えられる。)同時併用洗浄時のG値は、空洗のG値と水逆洗のG値の和(本実験では 450.4 s^{-1})であるとする、同方式は、空洗を先行させた後、水逆洗を行う方式に比べて、空気量も水量も増加させることなく大きいG値をろ層に与え得る、すなわち高い剥離効果を期待できる洗浄方式であると言える。

3.5.4 濁質残留量分布

図3-21~図3-23に、ろ過終了時と各洗浄過程におけるの濁質のろ層内分布を示す。図3-21の水逆洗単独時の残留濁質分布に注目すると、ろ層0~10 cmでは抑留濁質の75.5~83.8%が排出されていたが、全体的にはろ過後の分布と類似していたことから、小さい強度で剥離された濁質の大半はろ層間隙中に緩やかに付着している濁質であったと考えられる。他方、図3-22の空洗単独時の残留濁質分布を見ると、ろ層0~10 cmで86.9~94.7%と水逆洗単独時以上の排出率が得られ、同部に対する剥離・排出効果の高さがうかがえる。また、ろ層30 cm以下ではろ速120 m/dで30.2~48.4%、ろ速240 m/dで62.0~78.0%と、深層ろ過の傾向が強くなる高速ろ過ほど排出率が大きく、空洗の持つ洗浄効果がろ層全体に及ぶこともわかった。さらに、いずれのろ過条件においても、空洗の経過に伴ってろ層深部の残留濁質が増加していることから、ろ層の混合による付着濁質のろ層深部への持ち込みが起こっていることも認められた。

これらに対し、図3-23の空気・水同時併用洗浄時の残留濁質分布によると、残留量はそれぞれ単独洗浄時に比べて極端に低下し、ろ層全体にわたって効果的に洗浄されていることがわかる。しかしながら、空気・水同時併用洗浄を持ってしても、表層付近には若干の濁質が残留する傾向が認められ、総残留量に対する表層5 cmの残留量の割合は、ろ速120 m/dの場合、洗浄時間2、4、6分においてそれぞれ49.8、26.5、16.7%、ろ速240 m/dの場合、それぞれ46.7、38.6、18.2%となった。このことは、表3-7、3-8に示したように、表層5 cmにおける付着強度(ろ過終了時のG値)が洗浄強度(水逆洗単独時のG値と空洗単独時のG値の和)を上回っていたこと、およびろ速240 m/dにおける付着強度の方が120 m/dより高いこと(ただし、洗浄時間2分についてはろ層内水が完全に洗浄水と置換されていないため、深層ろ過の傾向の強いろ速240 m/dにおける割合の方が小さい)によると考えられる。本来、洗浄操作は、残留率1~2%の間で優劣が評価されるため、こうした付着強度の大きな表層付近の濁質は、さらに強い洗

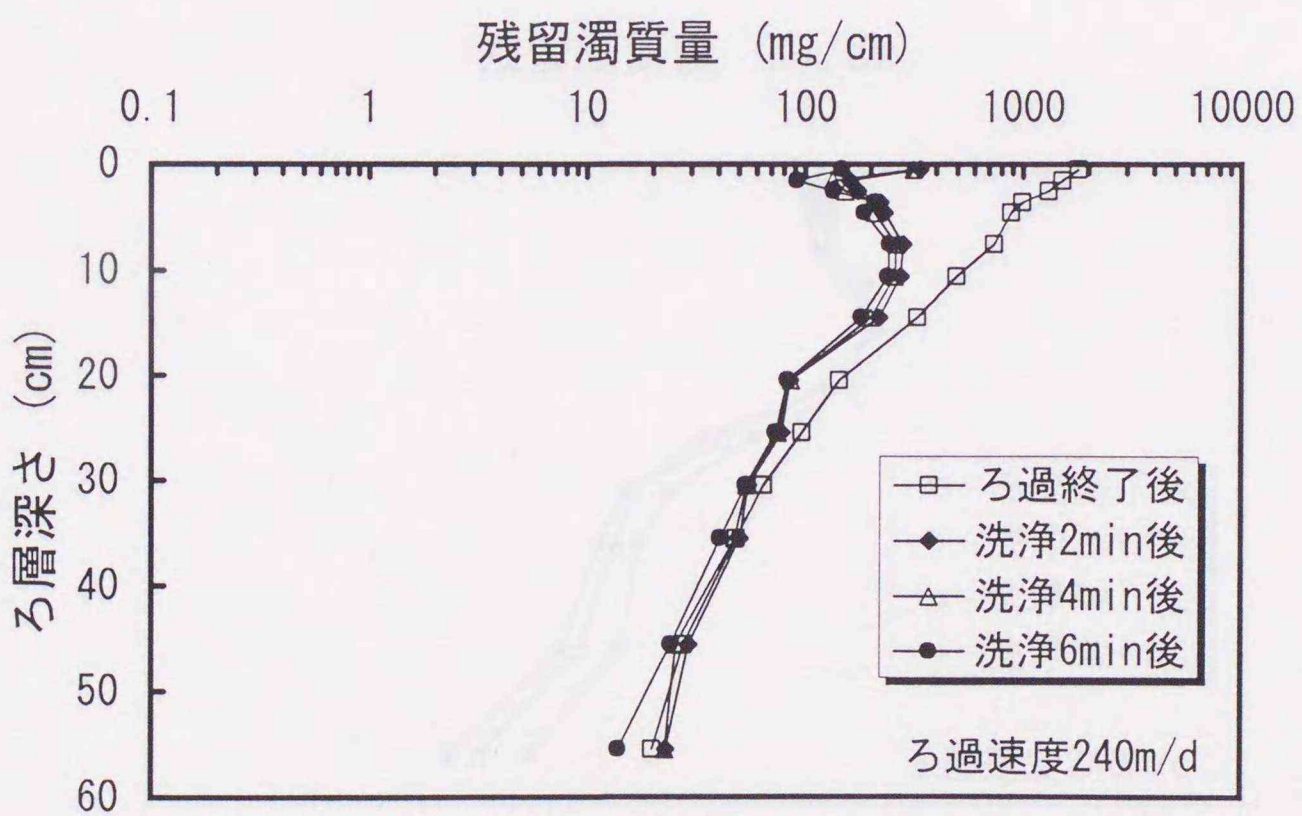
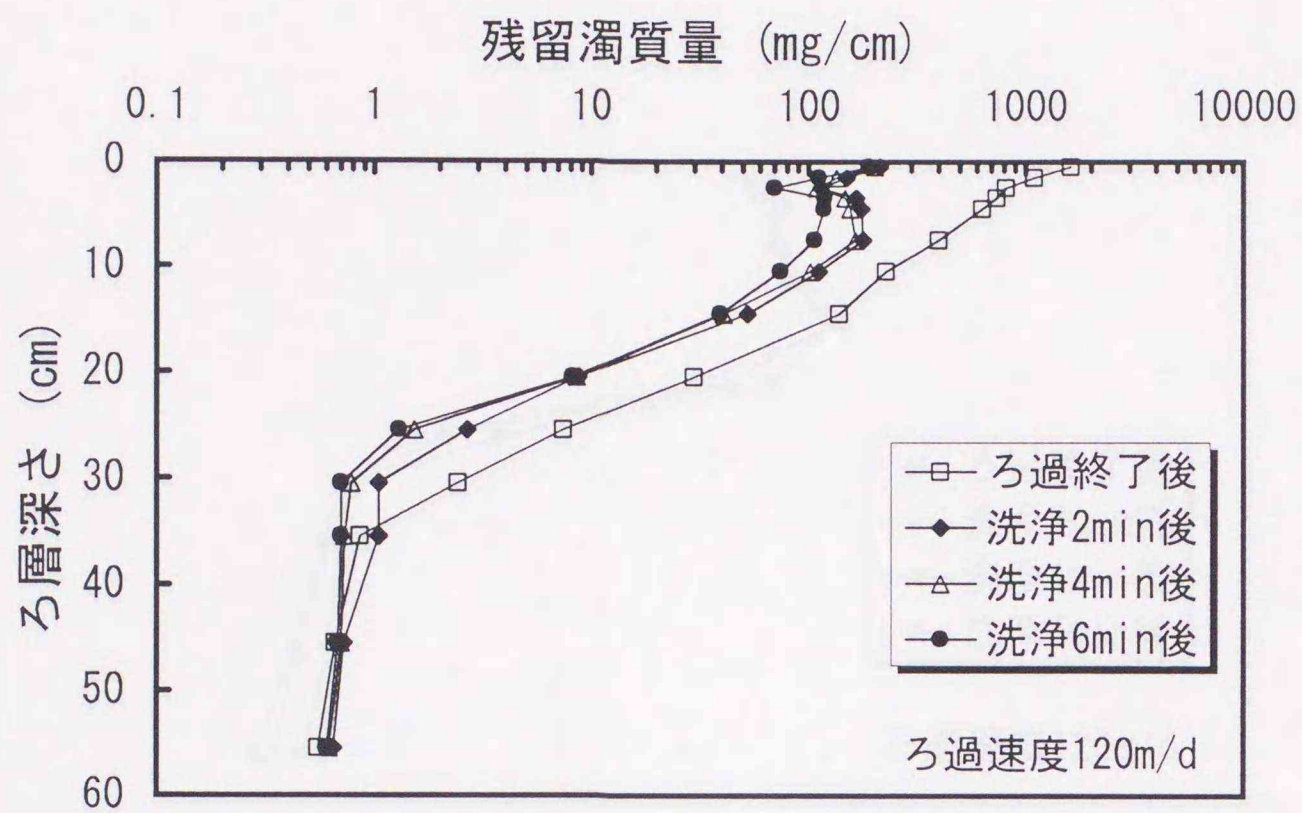


図 3-21 濁質残留量分布 (水逆洗単独)

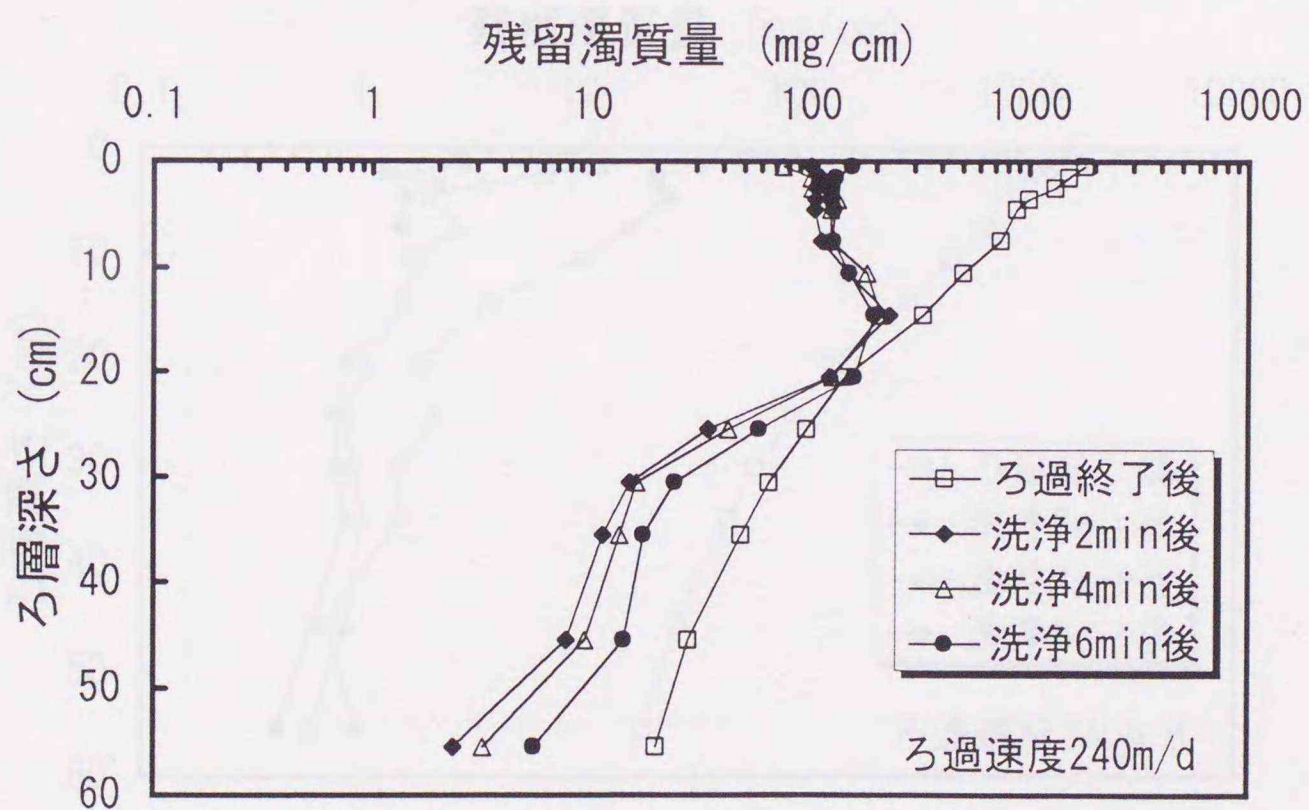
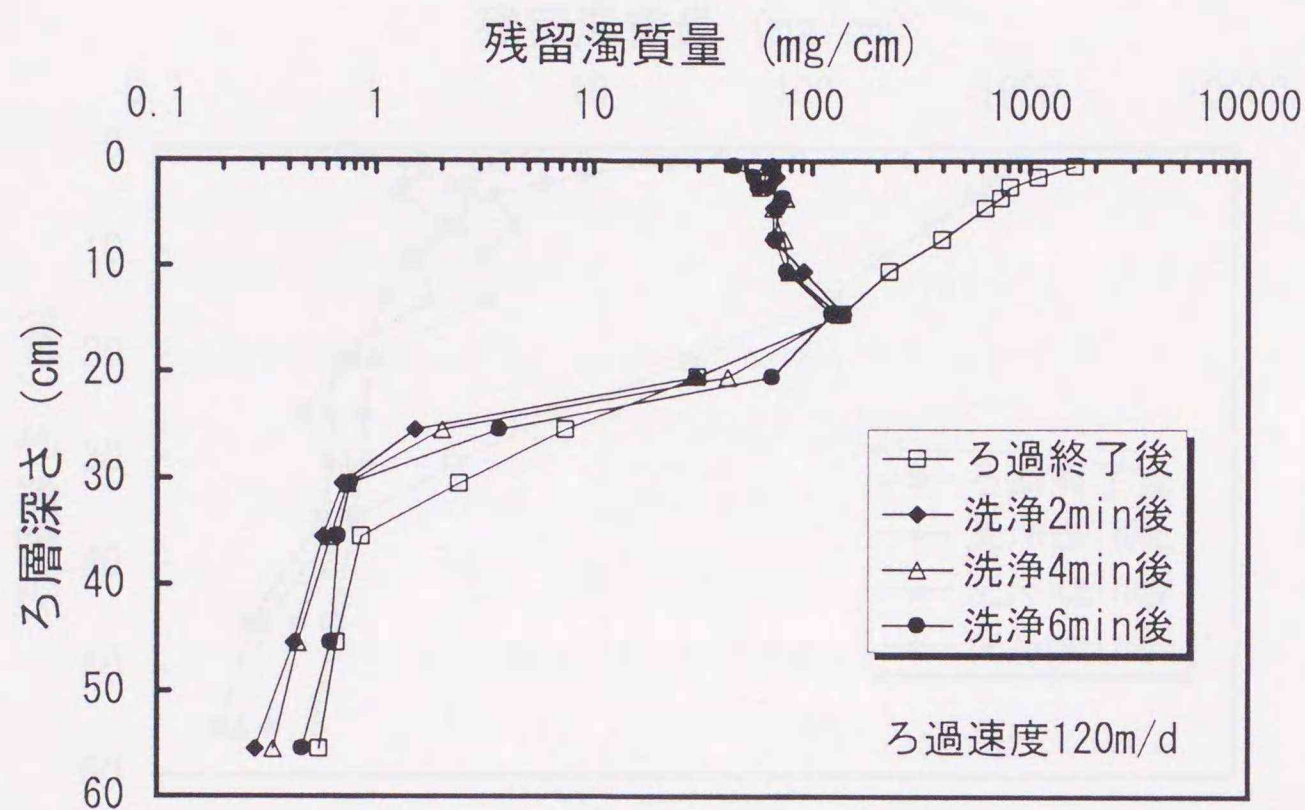


図 3-22 濁質残留量分布 (空洗単独)

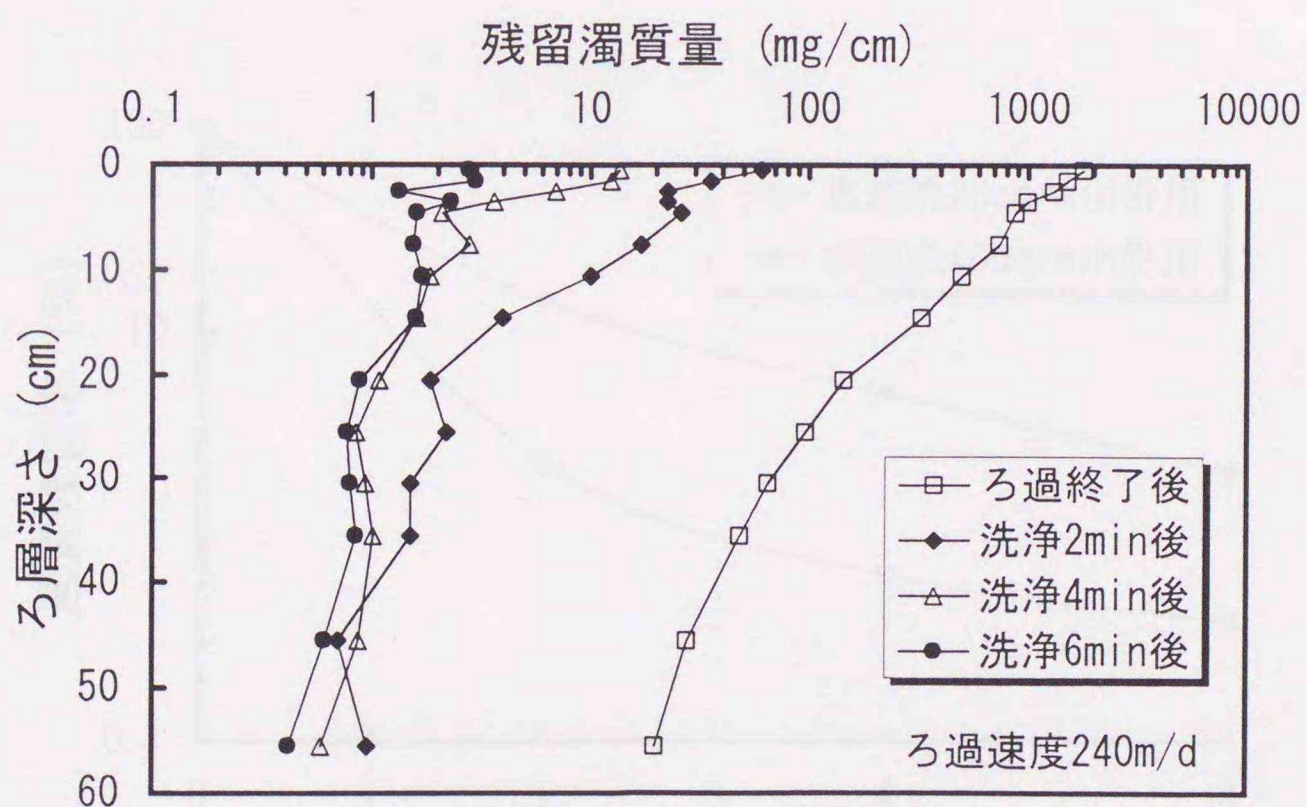
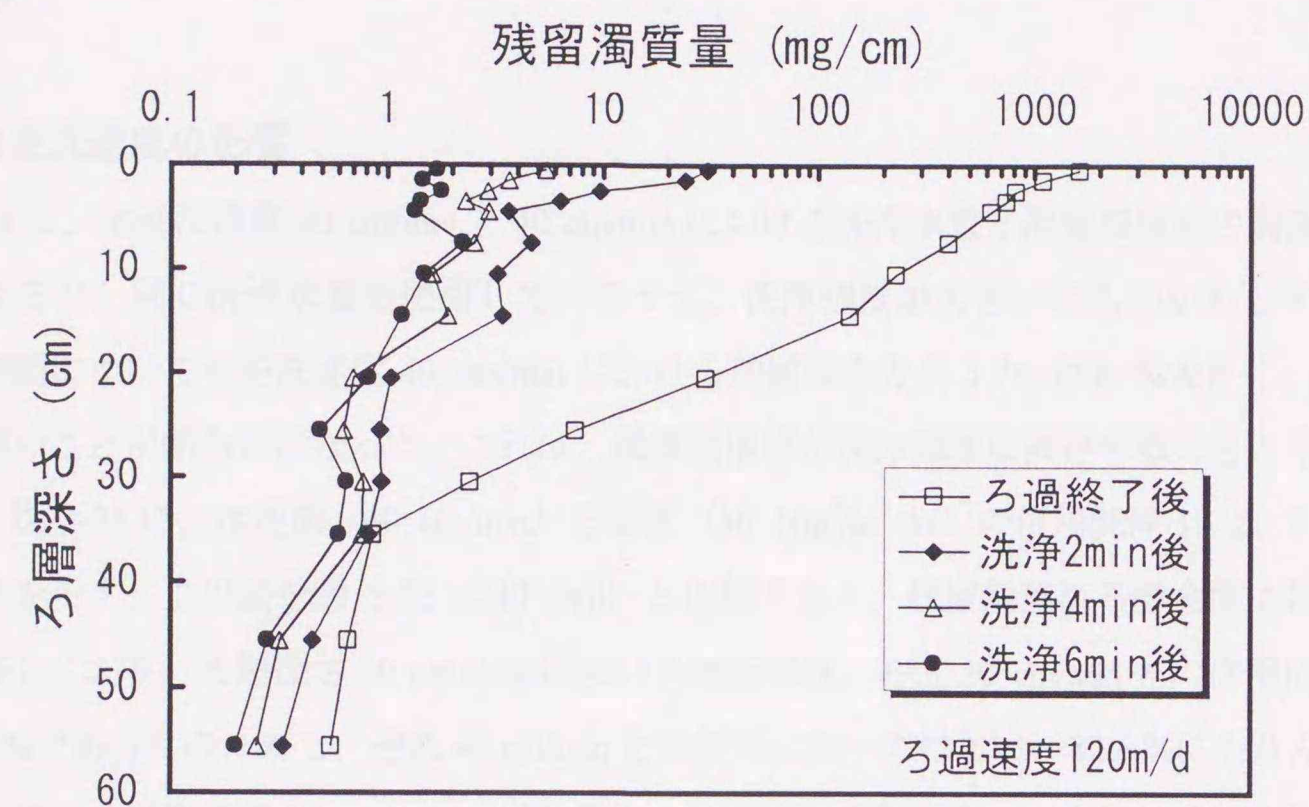


図 3-23 濁質残留量分布 (空気・水同時併用-20cm/min)

浄強度を与えて剥離させなければならないが、これらを徹底的に剥離させるか、あるいは、次に続くろ過工程において初期漏出の防止に効果¹⁷⁾があるとして残留させるべきかは、検討の余地がある。

3.5.5 水逆洗速度の影響

図3-24に、水逆洗速度 20 cm/min と 40 cm/min における洗浄水量と濁質残留率の関係を示す。これによると、同じ洗浄水量を使用しているうえ、洗浄強度が大きいにもかかわらず、いずれの洗浄時間についても逆洗速度 40 cm/min における残留率の方が 1.7~11.8 %大きく、濁質排出効率の悪いことが明らかになった。これは、濁質残留率が洗浄強度に依存することと矛盾する。そこで、図3-25に、水逆洗 (40 cm/min) と空洗 ($50 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$) の併用洗浄 1、2、3 分後の残留量分布を示す。この図を図3-23 (240 m/d) と比較すると、残留濁質がろ層全体にわたって一様に存在しており、ろ層深さ 30 cm 以深における残留率は、逆洗 20 cm/min との併用においては 1.8~3.3 %であったのに対し、逆洗 40 cm/min との併用においては 11.1~82.6 %にも及んでいた。このことは、水逆洗速度 40 cm/min では、若干のろ層膨張 (膨張率 7.2 %) が起こるため、ろ層が激しく混合して高濁水がろ層全体にわたって大循環することと、ろ材表面に堅く付着した

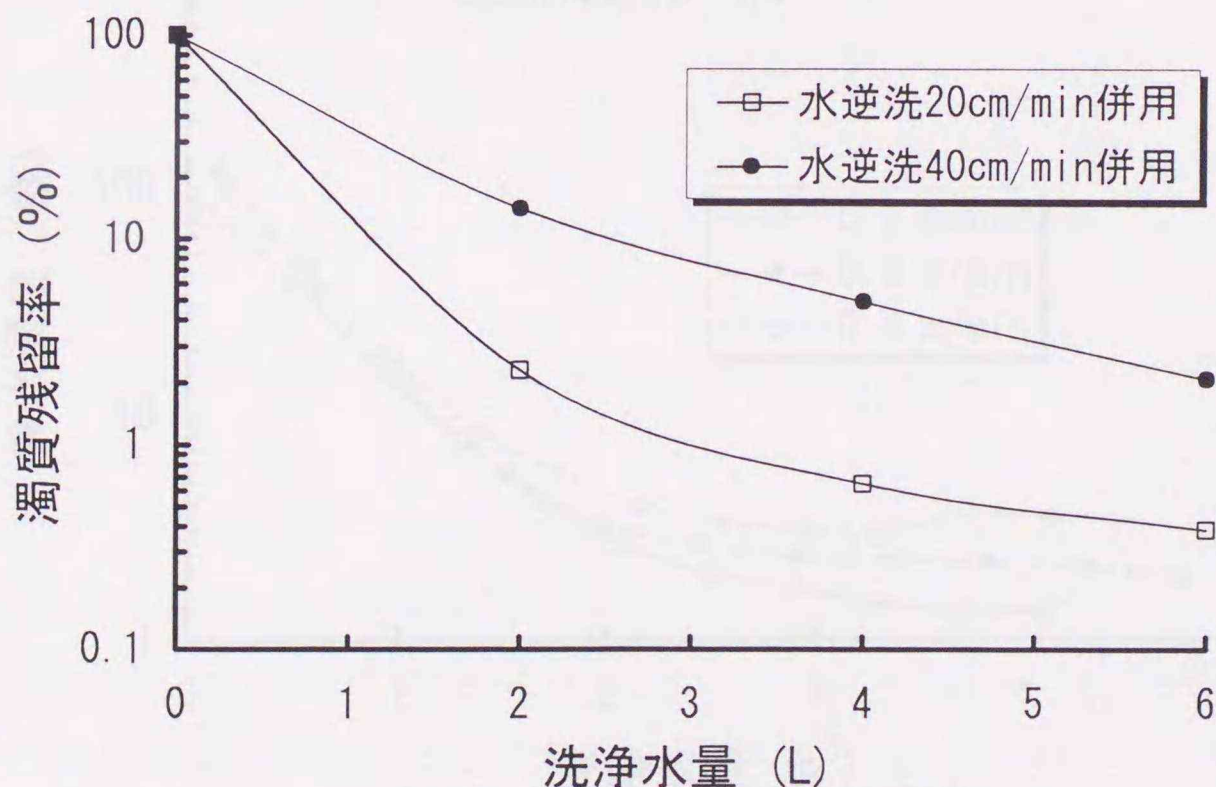


図 3-24 濁質残留率の変化

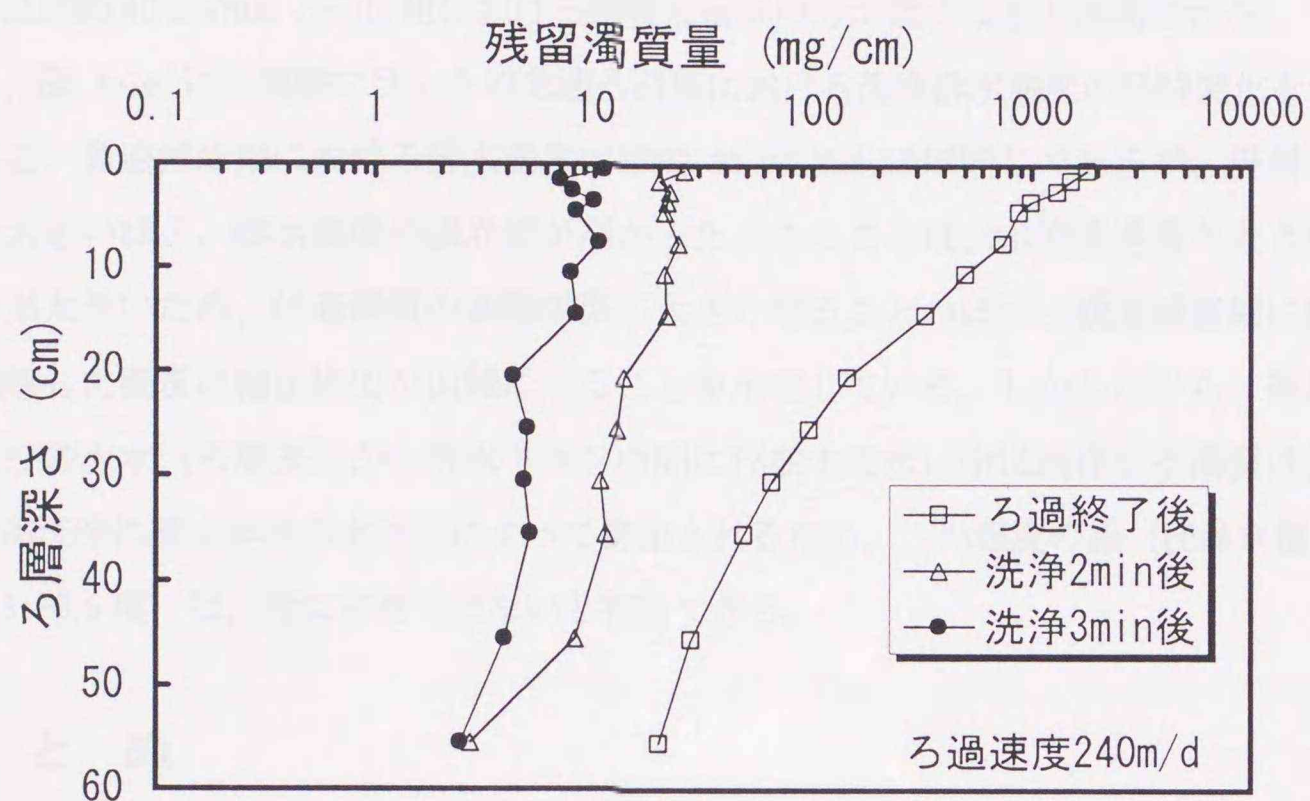


図 3-25 濁質残留量分布 (空気・水同時併用-40cm/min)

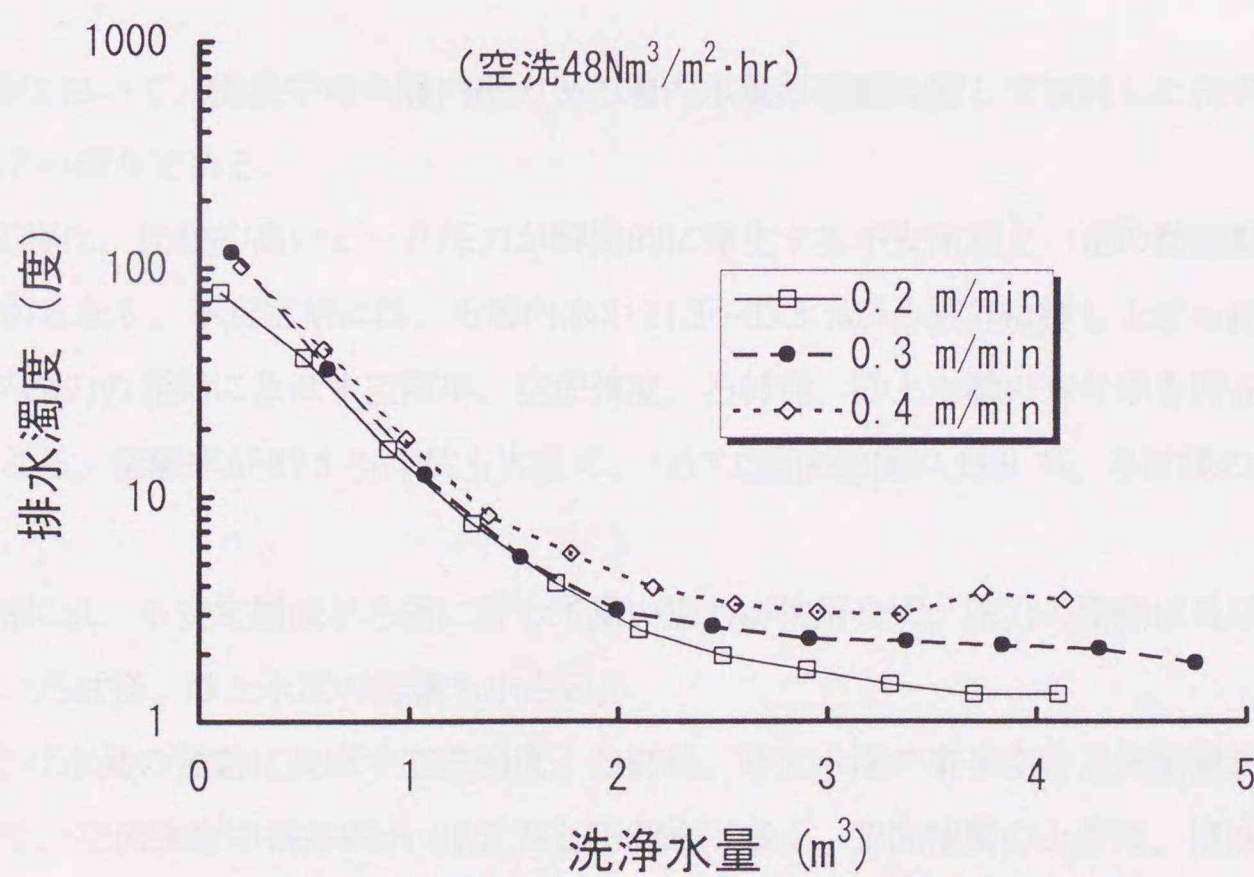


図 3-26 洗浄排水濁度の経時変化

濁質がろ層の混合に伴って深部にまで速やかに移動することによると考えられる。しかしながら、洗浄時の G 値は 649.2 s^{-1} と逆洗 20 cm/min より大きいため、洗浄時間を長くとることにより、最終的には逆洗 40 cm/min との併用における濁質残留率の方が低くなると推測される。

さらに、図 3-26 に、実験プラントの急速ろ過塔における洗浄排水濁度の経時変化を示す。これによると、急速減衰期における排水濁度の挙動はいずれもほぼ同じであるが、併用する水逆洗速度が大きいほど、排水濁度の限界値が高かった。このことは、水逆洗速度が大きいほど、洗浄強度が大きいため、付着濁質の剥離効果が大きくなることのほか、緩速減衰期に移行した後は、剥離した濁質の輸送排出が困難になることを示唆している。しかしながら、運用上、間隙内および砂上水（ろ層表面から排水トラフの間に存在する水）中に残存する濁質は、空気・水同時併用洗浄に続く単独の水逆洗によって排出されるため、この程度の差（洗浄水量 4 m^3 において $1.3 \sim 3.6$ 度）は、特に有意ではないと判断できる。

3.6 ま と め

本章では、深層ろ層の空気洗浄の基本的なメカニズムと効果、および空気・水同時併用洗浄法の有効性について、特にベンチスケールのモデルろ過筒を用いた実験を中心に行い、明確にした。

第2節において、空洗中のろ層内圧力とろ層内水量の挙動に関して検討した結果、得られた知見は以下の通りである。

- (1) 空洗工程は、比較的高いピーク圧力が瞬間的に発生する不安定期と一定の微振動が継続する安定期とからなり、不安定期には、ろ層内水の $21.3 \sim 33.5 \%$ がろ層外に押し上げられる。
- (2) ピーク圧力の変動に及ぼす空隙率、空洗強度、ろ材径、砂上水深の寄与率を四元配置法で算出したところ、空隙率が 57.5% で最も大きく、ついで空洗強度の 15.9% 、ろ材径の 13.9% の順となった。
- (3) 安定期には、不安定期ほどろ層に対して高い圧力が作用せず、圧力の変動に及ぼす空隙率、空洗強度、ろ材径、砂上水深の影響も小さい。
- (4) 押し上げ水量の変動に及ぼす空洗強度、ろ材径、砂上水深の寄与率を三元配置法で分散分析したところ、空洗強度の寄与率が 91.5% と圧倒的に高く、空洗強度の上昇は、ほぼ直接的に押し上げ水量の増加につながる。

第3節において、空洗に伴う排出濁質の挙動に関して検討した結果、得られた知見は以下の通りである。

- (1) 空洗は、付着濁質の剥離と輸送排出の機能を合わせ持つ主洗浄として評価でき、空洗工程の不安定期に発生する押し上げ水に伴って、抑留濁質の約 60～80 %が瞬間的に排出される。
- (2) 空洗を長時間単独で行うと、一度砂上水中に排出された濁質の舞い戻り現象が起こり、その舞い戻り量は、ろ材径が大きいほど、砂上水深が浅いほど顕著になる。
- (3) 舞い戻り量の変動に及ぼす空洗強度、ろ材径、砂上水深の寄与率を三元配置法で分散分析したところ、ピーク圧力や押し上げ水量の変動に最も寄与した空洗強度は、ほとんど影響しないことがわかった。また、押し上げ水量の変動に及ぼす卓越因子は、空洗時間約 15 分を境に砂上水深からろ材径へと移行する。
- (4) ろ層内に舞い戻った濁質は、空洗の経過に伴ってろ層深部にまで移動し、大径ろ材の場合ほど速やかに、かつ顕著に分散される。

第 4 節において、空洗に伴うろ層の混合過程に関して検討した結果、得られた知見は以下の通りである。

- (1) 空洗を採用すると、時間とともにろ層の混合が起こる。また、空洗単独洗浄の場合、その速度は排出濁質の舞い戻りやろ層内分散の現象に比べて極めて遅く、これらとの関連性は小さい。
- (2) 空洗を単独で採用した場合、ろ層は上層から順に混合され、ろ層深さ 40～50 cm 以下では、顕著な混合は認められない。
- (3) 空洗と逆洗の同時併用時には、ろ層の混合が空洗単独時以上に速やかに起こり、併用する逆洗速度が大きいほどさらに顕著になる。

第 5 節において、空気・水同時併用洗浄の効果に関して検討した結果、得られた知見は以下の通りである。

- (1) 水逆洗単独時同様、空気・水同時併用洗浄時にも急速減衰期と緩速減衰期が存在する。また、空洗強度の大小は、輸送排出効果に大きな影響を及ぼさない。
- (2) 空洗と水逆洗の同時併用は洗浄強度を増加させるうえ、安定期に乏しい空洗の輸送効果を水逆洗が補完するため、少ない洗浄水量でもろ層全体に対して高い洗浄効果を発揮する。
- (3) 空気・水同時併用洗浄を行う場合、水逆洗速度が大きいほど、濁質の排出効率が低下するため、併用する水逆洗はろ層非膨張の低速逆洗が望ましい。

【 参 考 文 献 】

- 1) J. L. Cleasby, J. Arboleda, D. E. Burns, P. W. Prendiville and E. S. Savage : Backwashing of Granular Filters, J. of AWWA, Vol. 69, pp. 115-126, 1977. 2

- 2) 篠原 紀・山本由忠・時岡重行：急速ろ過池の空気洗浄に関する実験的研究（Ⅰ），水道協会雑誌，第556号，pp. 15-25，昭56. 1
- 3) 篠原 紀・山本由忠・時岡重行：急速ろ過池の空気洗浄に関する実験的研究（Ⅱ），水道協会雑誌，第557号，pp. 9-24，昭56. 2
- 4) 藤田賢二：急速ろ過池における洗浄に関する諸元の水理学的考察，水道協会雑誌，第455号，pp. 2-31，1972. 8
- 5) 巽 巖：急速ろ過槽の空気洗浄の効果について，水処理技術，Vol. 2，pp. 1-11，1961. 7
- 6) S. Kawamura：Design and Operation of High Rate Filtration Part 2, J. of AWWA, Vol. 67, pp. 653-662, 1975. 11
- 7) T. R. Camp, D. Graver and G. F. Conklin：Backwashing of Granular Water Filters, ASCE, J. of Sanitary Engineering, Vol. 97, pp. 903-926, 1971. 12
- 8) A. Amirtharajah：Fundamentals and Theory of Air Scour, ASCE, J. of Environmental Engineering, Vol. 110, pp. 573-590, 1984. 6
- 9) S. R. Hewitt and A. Amirtharajah：Air Dynamics through Filter Media during Air Scour, ASCE, J. of Environmental Engineering, Vol. 110, pp. 591-606, 1984. 6
- 10) 大和田一彦・濱田春夫：急速ろ過池の空気洗浄方式，工業用水，第266号，pp. 46-54，1980. 11
- 11) 田口玄一：新版 実験計画法（上）（下），丸善株式会社，1968
- 12) 海老江邦雄：急速ろ過ろ層における抑留物質の挙動（Ⅴ），水道協会雑誌，第518号，pp. 2-27，昭52. 11
- 13) 海老江邦雄・笠原伸介・李 富生：ろ層の成層・混合が直接ろ過池の濁質除去に及ぼす影響，第1回北海道大学衛生工学シンポジウム論文集，pp. 214-218，1993. 11
- 14) 海老江邦雄・笠原伸介：急速砂ろ過池の洗浄における空気洗浄のメカニズムと効果，水道協会雑誌，第720号，pp. 23-31，平6. 9
- 15) 海老江邦雄：急速砂ろ過池の洗浄における表面洗浄の効果に関する研究，水道協会雑誌，第734号，pp. 10-18，平7. 11
- 16) 海老江邦雄：急速砂ろ過池の洗浄における空洗・水逆洗併用法の効果，水道協会雑誌，第729号，pp. 27-36，平7. 6
- 17) 海老江邦雄・渋谷真祐：直接砂ろ過池における初期漏出濁度の抑制に関する研究，水道協会雑誌，第719号，pp. 10-20，平6. 8

第4章

木質系活性炭と石炭系活性炭を用いた高度浄水処理システムの評価

4.1 はじめに

生物活性炭（BAC）処理プロセスを組み込んだ高度浄水処理システムには、消毒副生成物前駆物質や配水管内のバクテリアの増殖ポテンシャルなど、水道水のリスクに対する削減効果があるとして期待されている。しかしながら、そのメカニズムは複雑であるため、有効な制御方法については明確にされていない。

活性炭の吸着作用に関する研究は、これまでに数多く行われており、被吸着質と活性炭固有の細孔径分布との間には高い相関があり¹⁾、フミン質類の吸着は3～10ないし20nm程度のメソポア領域の細孔容積に依存すること²⁾³⁾、フミン質類が吸着すると細孔の閉塞が進行するため、共存する微量有機成分の吸着性が著しく低下すること⁴⁾などが明らかにされている。

一方、活性炭表面における生物分解の効果は、1970年代前半にWeberらによって指摘され、浄水処理の分野では、Sontheimerらによって活性炭の寿命の延長効果のあることが示された⁵⁾。以来、生物活性炭における付着細菌に関する多くの研究が行われ、活性炭表面の細菌相は、特異的なものではなく、原水水質に馴化したものであること⁶⁾、生物阻害性物質が吸着除去されることで、活性炭表面では微生物の増殖が促進されること⁷⁾、一度吸着された成分の生物分解（生物再生）作用に脱着現象が関与すること⁸⁾⁹⁾、生物再生効果と活性炭の細孔径分布に相関があること¹⁰⁾など、生物活性炭の詳細な現象の解明につながる有用な知見が得られている。

本章では、比較的高濃度の天然有機成分が含まれる千歳川表流水を対象とした高度浄水処理

パイロットプラント実験を行い、溶解性有機物、アンモニア性窒素、消毒副生成物前駆物質の代表とされるトリハロメタン生成能、およびバクテリアの二次増殖ポテンシャルの指標となる生物同化性有機炭素 (Assimilable Organic Carbon -AOC-) ¹¹⁾ の挙動について検討している。とくに、生物分解特性の向上を目指して開発された木質系活性炭と、一般に吸着剤として用いられる石炭系活性炭を同一条件で操作した際に認められる各処理特性の比較、ならびに、活性炭の吸着や生物分解特性に及ぼすオゾン処理の影響の把握を行うことで、高度浄水処理システムの中で、活性炭の種類やオゾン処理がどのような特性を示すかについて明確にしている。

4.2 実験条件

4.2.1 実験プラントの通水条件

連続通水は、凝集・JMS・砂ろ過プロセスについては1994年9月13日より、オゾン・活性炭プロセスについては1994年10月31日より開始した。

傾斜管挿入前には、凝集剤としてポリ塩化アルミニウム (PAC・10 % Al_2O_3) を、原水水質の変動に応じて1.7~6.9 mgAl/L、傾斜管挿入後には、同じく硫酸アルミニウム (Alum・8 % Al_2O_3) を4.9~14.9 mgAl/L、凝集助剤として活性珪酸を1.5 mg SiO_2 /L 注入した。PAC 注入時のpH調整は行わず (実pHは約6.2~7.3)、硫酸アルミニウム注入時のpHは、中性付近に調整した (実pHは約6.4~7.8)。また、1995年1月19日~3月8日は、PAC 注入率を1.0~1.5 mgAl/L、凝集pHを6.2に固定することにより、沈澱池での除去を期待しないマイクロフロックろ過法による運転を行った。

急速ろ過プロセスのろ過速度は95 m/dで、ろ層の洗浄頻度は1回/24 hrとした。洗浄方式は、第1章に示したとおり空気・水同時併用洗浄方式とし、これは第3章で述べた空洗を主体とした洗浄法に相当する。したがって、洗浄時間は、排水濁度の経時変化から、空気・水同時併用時間を15 minと比較的長く設定し、またその後の水逆洗による単独洗浄時間を7 minとした。

オゾン注入率は、オゾン接触塔への通水開始日1994年10月31日~1994年12月1日までは1 mg/L、それ以降は2 mg/L、また接触時間は、17 minと水質変動にかかわらず一定とした。したがって、オゾン処理におけるCT値は、前者の期間は17 mg・min/L、後者は34 mg・min/Lである。

活性炭処理プロセスでは、PICABIOL、F-400 いずれもLV = 143.4 m/d、SV = 4.0 hr⁻¹、EBCT = 15 minの条件で通水した。活性炭ろ層の洗浄頻度は、1回/168 hrとし、空洗48 Nm³/m²・hrと水逆洗0.3 m/min (PICABIOL)、0.4 m/min (F-400) の同時併用方式とした。これは、空洗とろ層が30 %膨張する逆洗との併用方式であり、水逆洗を主洗浄、空洗を付着成分の剥離のための補助洗浄とした洗浄法である。したがって、洗浄時間は、ろ層全体に対して一時的に大きな強度を与えればよく、空気・水同時併用時間を1.5 min、その後の水逆洗による単独洗浄時間を23.5

min とした。

4.2.2 ベンチスケールカラムを用いた固定床活性炭通水実験

生物活性炭の処理特性を詳細に比較するために、実験プラントに併設した 4 系列のベンチスケールカラム (B カラム) を用いた連続通水実験を並行して行った。表 4-1 に、実験条件の詳細を示す。実験は、比較的低水温期 (Run. 1) と高水温期 (Run. 2) の評価を行う目的で、1995 年 10 月 2 日、1996 年 7 月 10 日からそれぞれ通水を開始した。カラムの形状および材質は、第 3 章に用いたものと同じのものを用い、各々 F-400 もしくは PICABIOL をろ層厚 60 cm に充填した。LV は実験プラントと同じ 143.4 m/d、SV は 10.0 hr⁻¹、EBCT は 6 min の条件で全て通水した。洗浄には、実験プラントの活性炭処理水を用い、空洗 50 Nm³/m²・hr と水逆洗 (ろ層膨張率 50 %) の同時併用方式 (空気+水: 1 min→水逆洗単独 9 min) とし、洗浄頻度は基本的に 1 回/168 hr とした。

表 4-1 B カラムの実験条件

Run. 1

	A 系	B 系
流入水	砂ろ過水	オゾン処理水

※ いずれも流入水の NH₄⁺-N 濃度が 1 mgN/L になるよう、(NH₄)₂SO₄ を添加
カラムには両者 PICABIOL を充填

Run. 2

	A 系	B 系	C 系	D 系
流入水	砂ろ過水	砂ろ過水	オゾン処理水	オゾン処理水
活性炭	PICABIOL	F-400	PICABIOL	F-400

4.2.3 木質系活性炭と石炭系活性炭の物理特性

表 4-2 に、採用した木質系活性炭と石炭系活性炭の基本的な物理特性値を示す。これによると、両活性炭で単位質量あたりの表面積が大きく異なり、PICABIOL は F-400 の約 1.8 倍であることがわかる。しかしながら、両者の充填密度を比較すると、PICABIOL は F-400 の 1/2 であること

から、充填体積あたりの表面積は、両者で大きな差はない。また、有効径は、PICABIOLの方が

表 4-2 活性炭の物理特性値

	PICABIOL	F-400
全表面積* (m ² /g)	1,991	1,108
充填密度** (g/mL)	0.2	0.4
有効径*** (mm)	1.1~1.25	0.55~0.65
均等係数***	1.4	1.5~2.1
ヨウ素価*** (mg/g)	925	1,050

* : 窒素吸着, BET 法により測定

** : 参考文献 12

*** : 標準規格値

約2倍程度大きく、通水時に発生する損失水頭についても F-400の方が約2倍大きかった。さらに、ヨウ素価については、全表面積とは対照的に PICABIOLの方が約12%小さくなっている。

つぎに、図 4-1 に、窒素吸着、BJH 法により求めた両活性炭の細孔径分布を示す。得られた値は、充填密度を乗じることにより単位体積あたりの累積細孔容積とした。まず、30 nm 以下の細

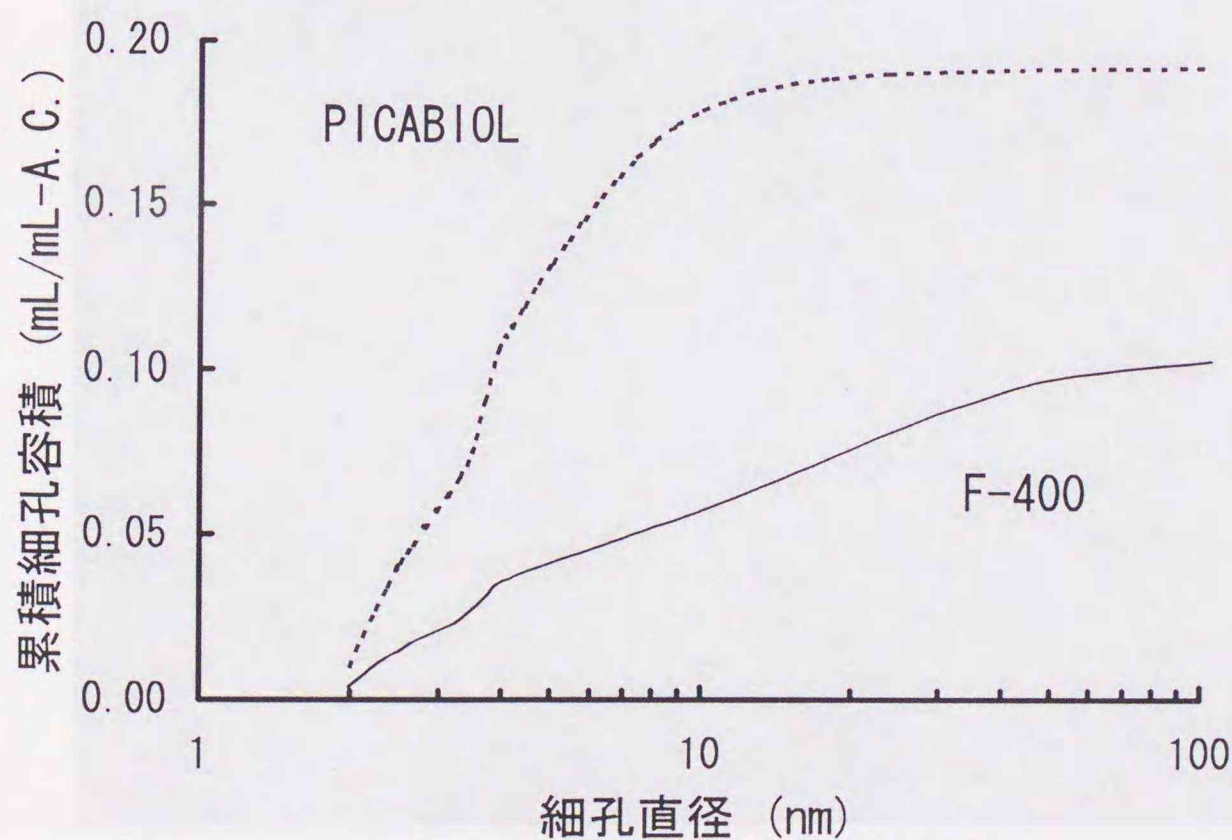
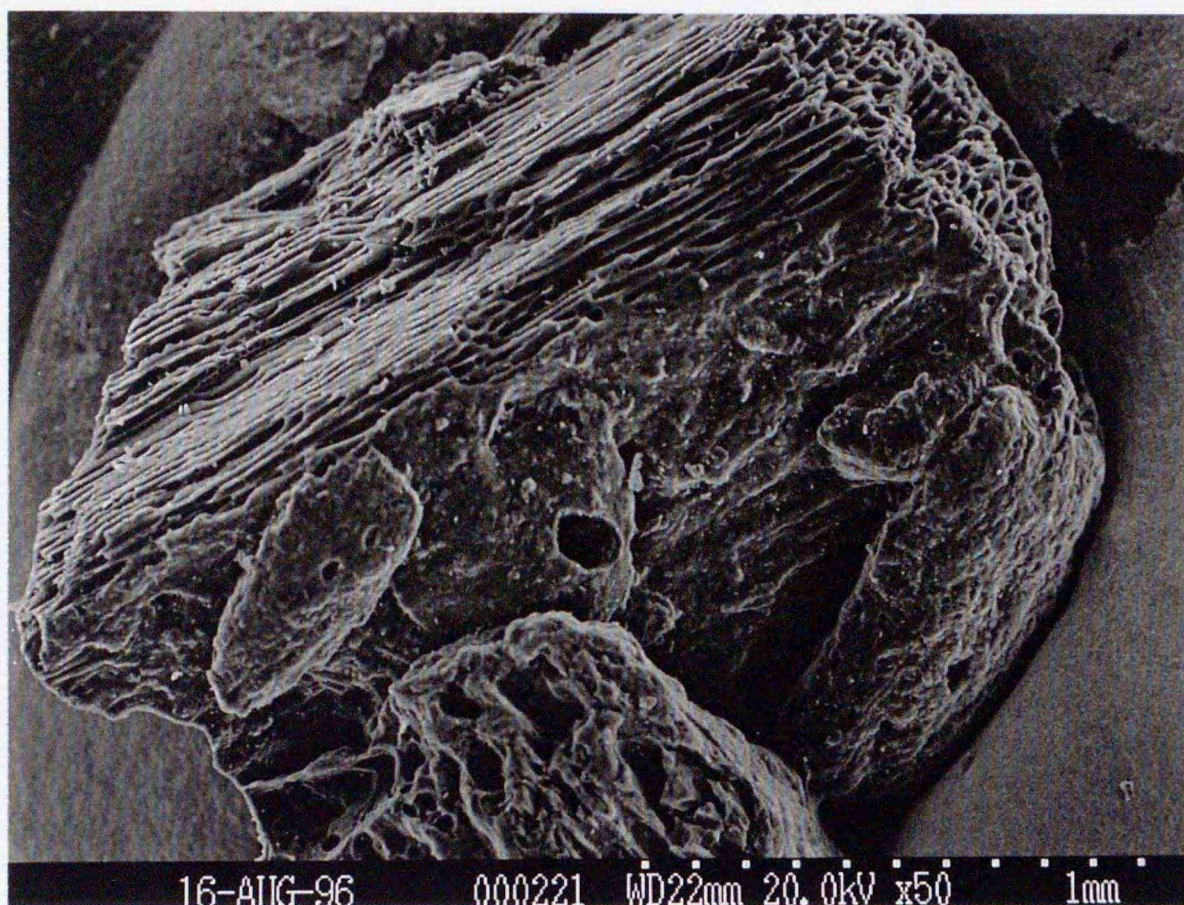
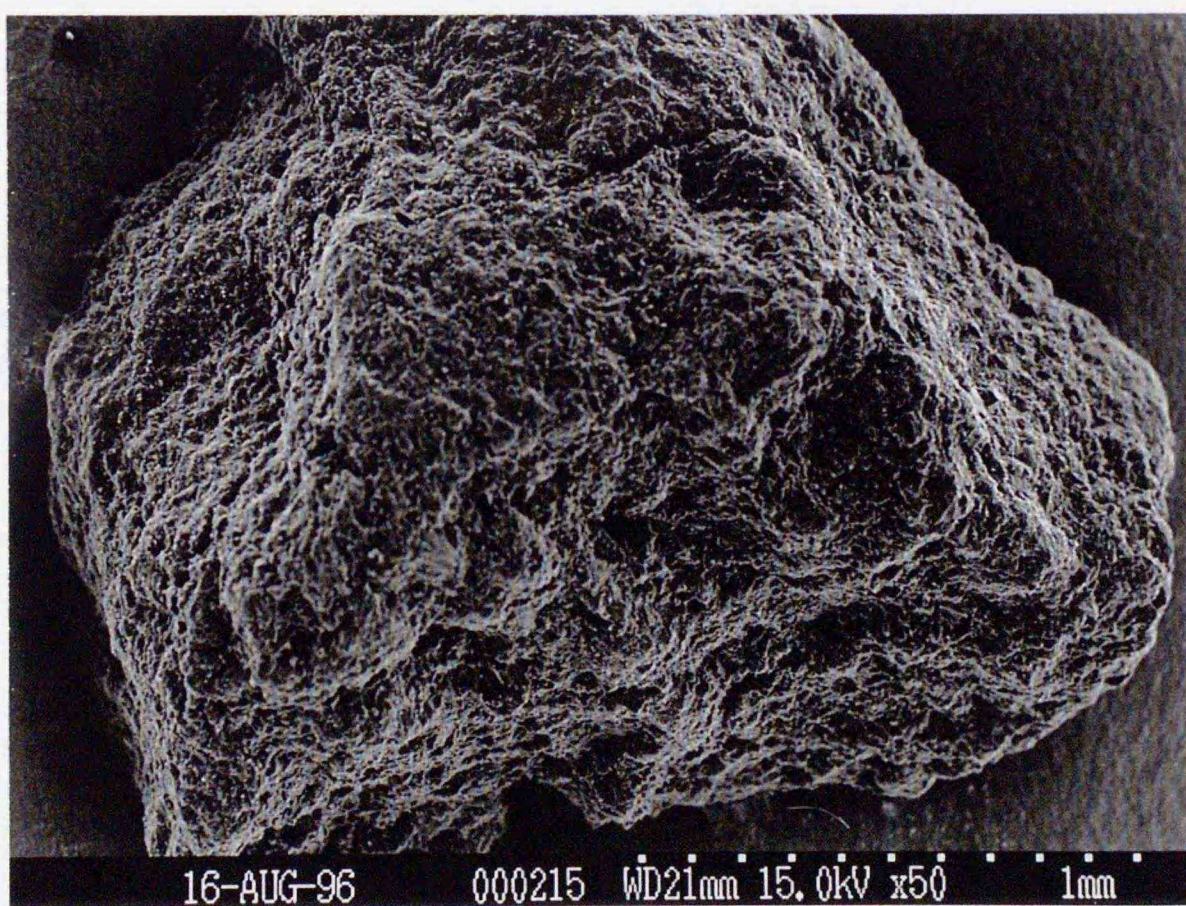


図 4-1 活性炭細孔径分布

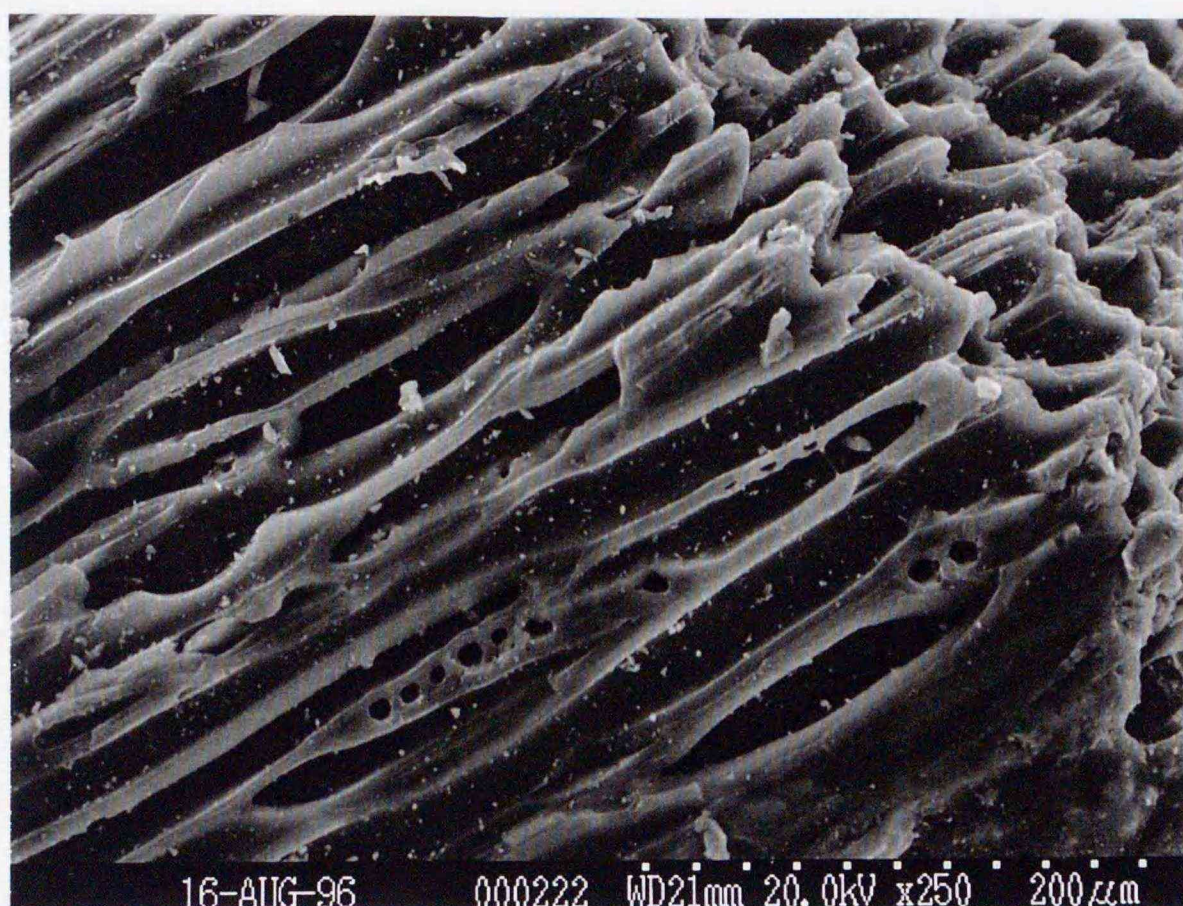


PICABIOL

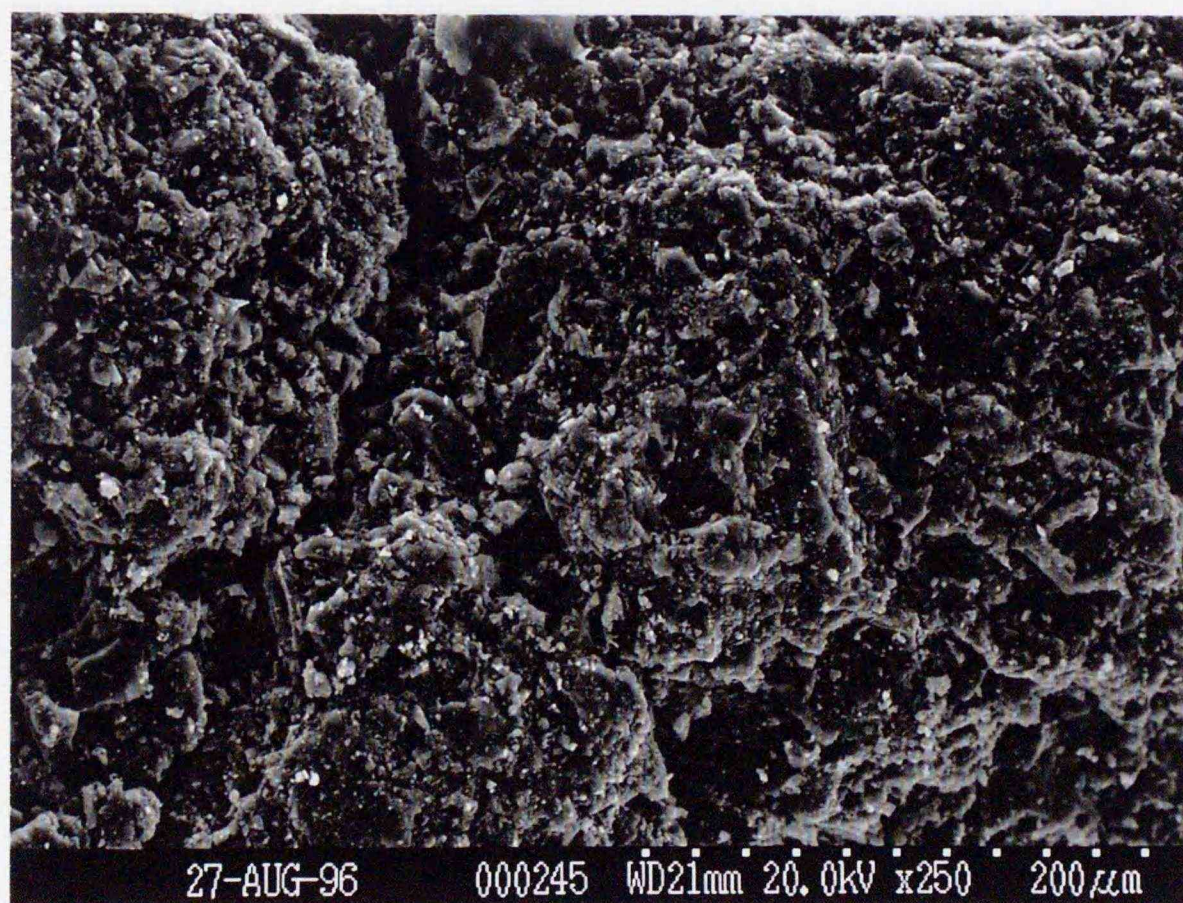


F-400

写真 4-1 活性炭表面のSEM写真 (50倍)

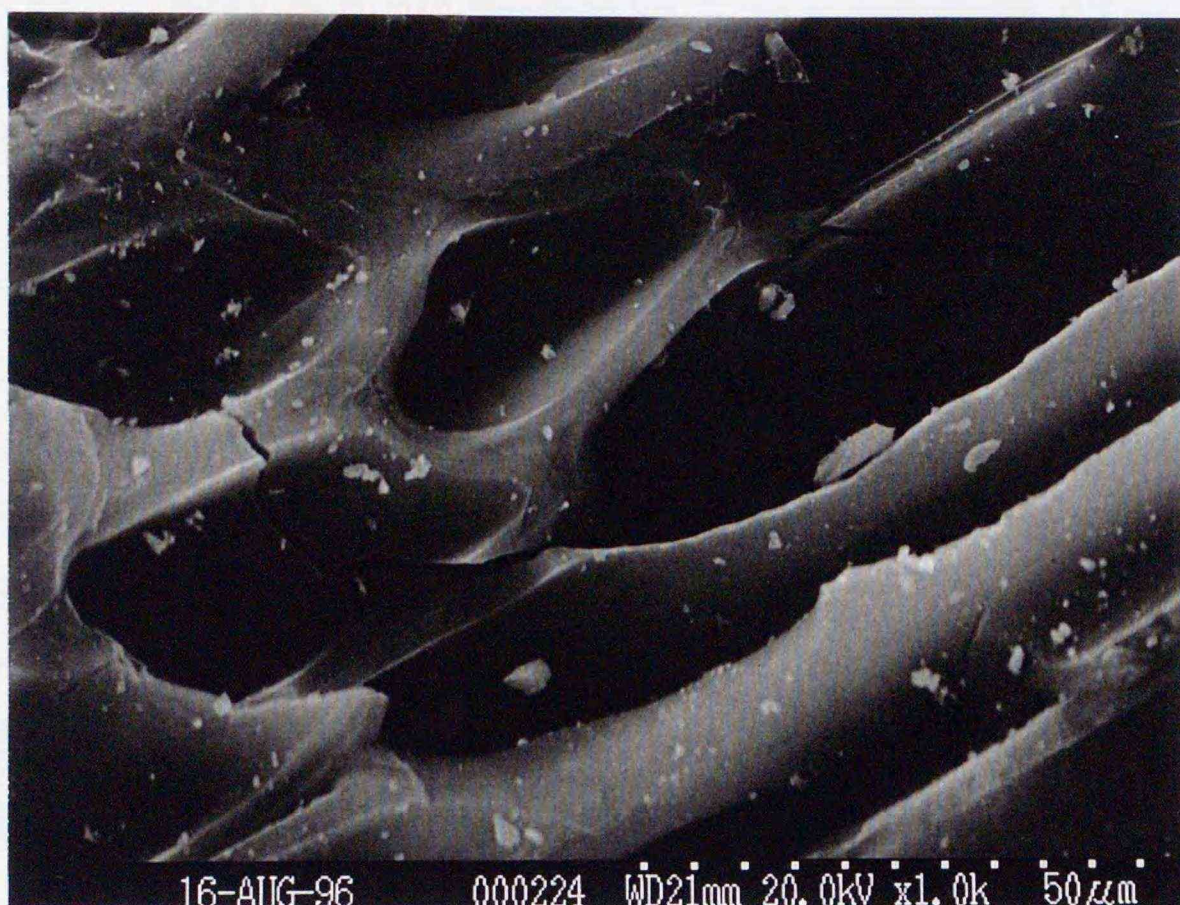


PICABIOL

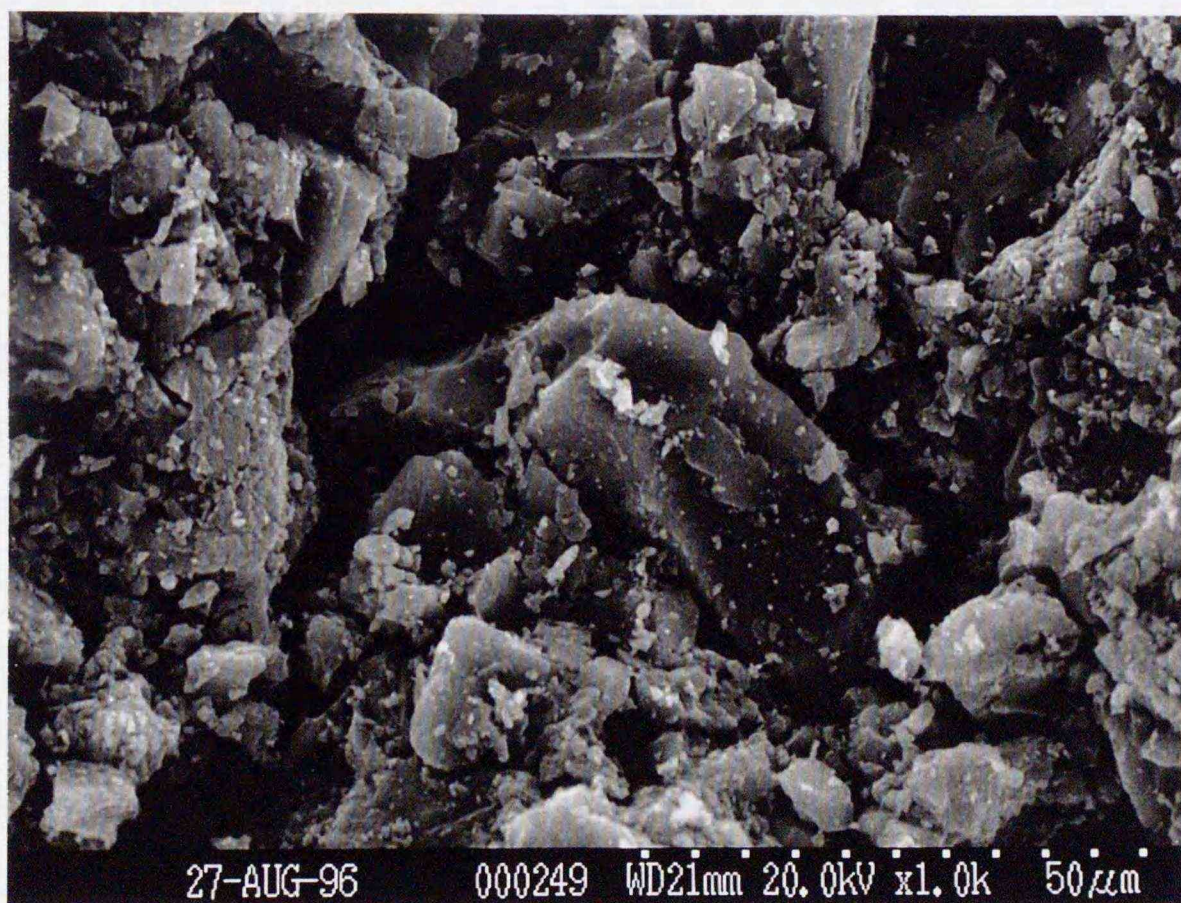


F-400

写真 4-2 活性炭表面のSEM写真（250倍）



PICABIOL



F-400

写真 4-3 活性炭表面のSEM写真 (1,000倍)

孔容積に注目すると、PICABIOL で 0.19 mL/mL-A.C.、F-400 で 0.09 mL/mL-A.C.と PICABIOL の方が F-400 の約 2.2 倍大きかった。また、各細孔直径ごとに比較すると、F-400 が PICABIOL に比べて 3 nm 以下では約 12 %、3~10 nm では 41 %、10~20 nm では約 1.7 倍、20~30 nm では約 6.4 倍となり、F-400 の方が径の大きな細孔を多数保持していることがわかる。

さらに、写真 4-1~4-3 に、活性炭表面（新炭）の SEM 写真を示す。これによると、F-400 には比較的小さな起伏が表面全体に広がっているのに対し、PICABIOL には木質系特有ともいえる比較的大規模の筋状の凹凸が存在している様子が認められる。PICABIOL は、活性炭に期待されるいくつかの機能のうち、微生物の担体という側面を意識して作られており、こうした吸着に関与しない部分での構造に大きな特徴を有している。

4.2.4 分析項目と測定方法

水質の測定箇所は、原水、実験プラントにおける各処理プロセスの流出水、B カラムの流入および流出水とした。

溶解性有機物の処理機能の指標としては、紫外吸光度（E260）、全有機炭素（TOC）、溶解性有機炭素（DOC）、THMFP および HPLC を用いた E260 による分子量分画を用いた。また、生物学的な処理機能の指標としては、アンモニア性窒素、溶存酸素（DO）のほか、AOC を用いた。さらに、生物活性炭における生物分解特性を把握するために、付着細菌（全菌と従属栄養細菌）数の測定とアンモニア性窒素の硝化活性試験を行った。

主な分析項目と測定方法は、表 4-3 に示すとおりである。

4.2.5 千歳川表流水水質特性

表 4-4 に、千歳川表流水の月別平均水質を示す。実験原水とした千歳川表流水は千歳川最下流部に位置し、流下過程において泥炭地由来のフミン質類を多く含むため、有機物濃度が年間を通じて比較的高い。また、DOC/E260 の比も約 30 程度と低く、いわゆる典型的な天然有機着色水となっている¹³⁾。つぎに、アンモニア性窒素については、11~5 月には河川の自浄作用が働かず、0.3~0.5 mgN/L 程度の比較的高濃度のものが定常的に含まれる。そのため低水温期には、塩素要求量がきわめて高くなることが示唆される。その他、冬期間には水温がきわめて低く、生物活性炭処理には不利な条件であること、また、流域に農地が比較的多く、5 月には高濁水が定常的に流下することなどの特徴を有している。

表4-3 主な分析項目と測定方法

分析項目	測定方法	測定頻度
紫外吸光度 (E260)	吸光光度法 セル長：1 cm 前処理：0.45 μ m メンブレンフィルターによりろ過	3 回/週以上
TOC および DOC	塩酸酸性曝気，燃焼－非分散形赤外線ガス分析法 TOC 前処理：超音波粉碎器により粉碎 DOC 前処理：0.45 μ m メンブレンフィルターによりろ過	2 回/週
THMFP	ヘッドスペース法 (GC-ECD) 反応時間：24 hr 反応温度：20°C 塩素添加量：反応終了時の遊離残留塩素濃度 1～2 ppm になる量	1 回/月
E260 分子量分画	高速液体クロマトグラフィー カラム：日立ゲルカラム W520-X 押し出し液：0.02 M リン酸緩衝液 ¹³⁾ 流量：0.4 mL/min 注入量：100 μ L	1 回/月
三態窒素	イオンクロマトグラフィーもしくはインドフェノール青法	1 回/週
一般細菌	標準寒天培地法	1 回/月
大腸菌群	MPN 法	1 回/月
AOC	<i>P. fluorescens</i> strain P17 と <i>Spirillum</i> sp. strain NOX を一度に接種，培養温度 25°C，酢酸換算	—
全菌数	アクリジンオレンジによる蛍光染色*	—
従属栄養細菌数	Heterotrophic Plate Count* (R2A 培地) 培養時間：72 hr 培養温度：28°C	—
硝化活性試験	オートクレイブした原水（水温約 20°C）1 L に活性炭添加 曝気中の三態窒素濃度を測定	—

*：剥離溶液（ツヴィッタージェントディタージェント＋EGTA＋ペプトン＋リン酸緩衝液）

中に活性炭を入れ、低温維持の状態でホモジナイズにより剥離¹⁴⁾

表 4-4 千歳川表流水月別平均水質

	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月
水 温 (°C)	2.5	2.9	4.6	7.5	11.7	15.8
濁 度 (度)	7.8	9.4	19.9	23.6	53.6	27.4
E260 (1/cm)	0.071	0.066	0.096	0.101	0.081	0.110
DOC (mg/L)	2.13	1.75	3.18	3.38	3.08	3.87
NH ₄ ⁺ -N (mgN/L)	0.47	0.47	0.55	0.31	0.44	0.14

	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
水 温 (°C)	19.7	20.3	17.4	13.2	8.4	3.4
濁 度 (度)	19.5	25.0	35.3	22.3	14.6	8.7
E260 (1/cm)	0.166	0.138	0.117	0.089	0.093	0.074
DOC (mg/L)	5.62	4.80	3.64	2.88	2.66	2.40
NH ₄ ⁺ -N (mgN/L)	0.13	0.11	0.10	0.10	0.23	0.47

4.3 凝集・沈澱・砂ろ過プロセスの評価

4.3.1 基礎実験

千歳川表流水の凝集特性を把握するために、ジャーテストを行った。原水 1 L を HCl と NaOH によって所定の pH に調整した後、凝集剤を添加して 150 rpm の急速攪拌を 5 分間、60 rpm の緩速攪拌を 20 分間行い、30 分静置後の上澄水中の濁度、E260、DOC の測定および HPLC による分子量分画を行った。また、実験プラントを用いて凝集条件を変化させることによって、JMS 流出水質とジャーテストの結果との比較を行った。なお、基礎実験に用いた原水水質は、表 4-5 に示すとおりである。

表 4-5 基礎実験に用いた原水水質

	原水 1 ジャーテスト Alum	原水 2 ジャーテスト PAC	原水 3 ジャーテスト PAC	原水 4 JMS Alum	原水 5 JMS PAC
濁 度 (度)	15.5	22.9	9.0	14.9	10.2
E260 (1/cm)	0.078	0.067	0.076	0.097	0.088
DOC (mg/L)	3.08	2.99	2.63	2.95	2.97

4.3.2 凝集剤注入率と溶解性有機物除去性との関係

まず、図 4-2 に、原水 1 および 2 を用いて凝集剤注入率 2 mgAl/L の条件でジャーテストを行った場合の pH と濁度および E260 の関係を示す。これらの図によると、千歳川表流水の濁度、E260 の最適凝集 pH は、それぞれ pH 6.5~6.8 付近、pH 5.5 付近と、通常示される濁度成分、色度成分の凝集態と一致することが確認された。また、PAC を用いた場合、アルカリ側 (pH 7.3 以上) においても良好に沈降性のフロックが形成され、重合されたアルミニウムによる架橋作用が有効に機能している様子がうかがえる¹⁵⁾¹⁶⁾。

つぎに、図 4-3 に、原水 3 を用いて pH 7 の条件でジャーテストを行った場合の PAC 注入率に対する濁度、E260 および DOC の変化を示す。これによると、PAC 注入率を 0.5 mgAl/L としたところで、E260 除去率が 50 %、濁度除去率が 34 %となり、マイクロフロックの形成が認められた。また、PAC を 2 mgAl/L 添加すると、E260、濁度の除去率はそれぞれ 68、97 %となり、沈降性のフロックが形成され、凝集・沈澱による濁度除去の最低注入率であることがわかった。さらに、その後も注入率の増加に伴って E260 除去率は上昇し続け、5 mgAl/L 付近における E260 除去率約 75 %が、いわゆる色度成分の限界除去率であることが認められた。ここで、図 4-4 に、原水 3 および PAC 注入率 5 mgAl/L における分子量分布を、表 4-6 に、PAC 注入率 0.1、

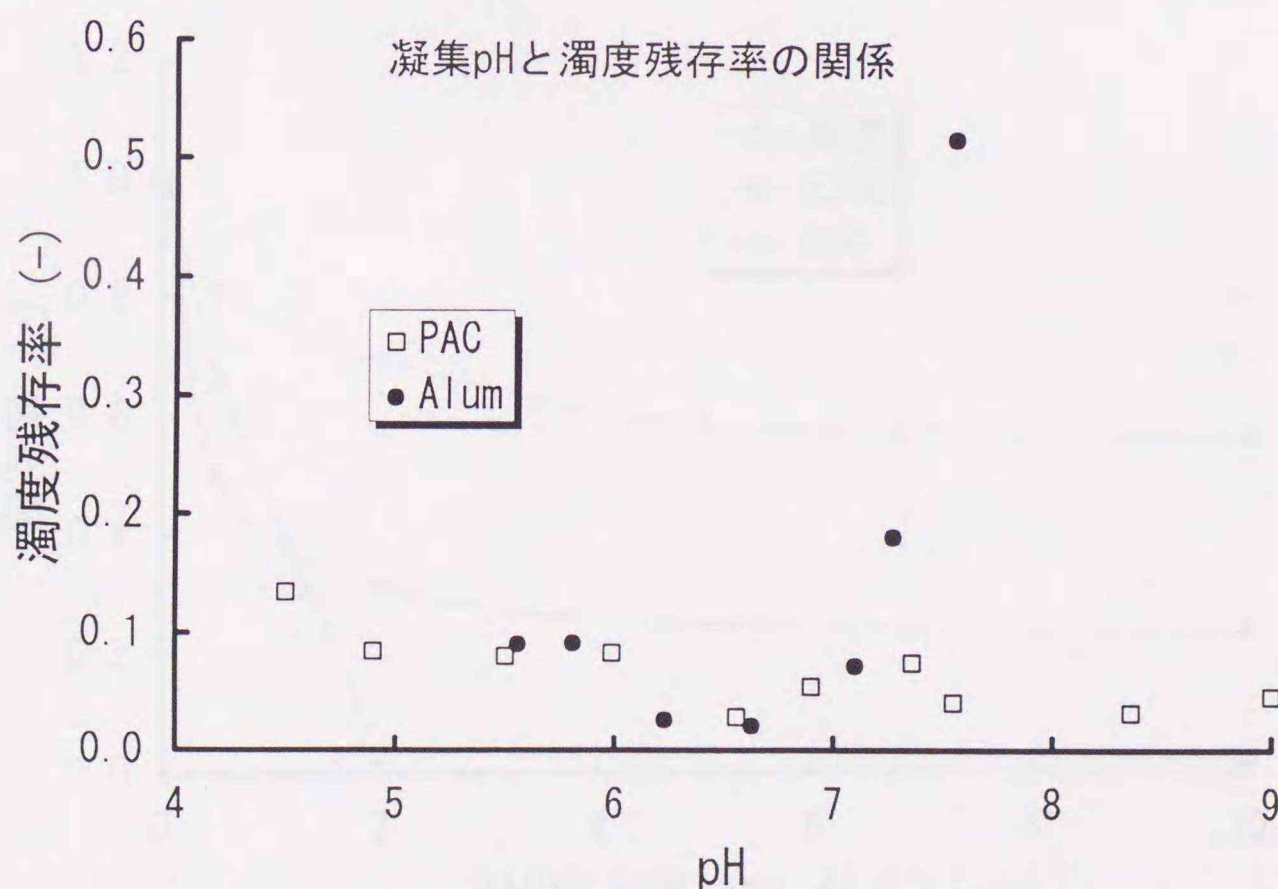


図 4-2(a) 凝集pHに伴う水質変化

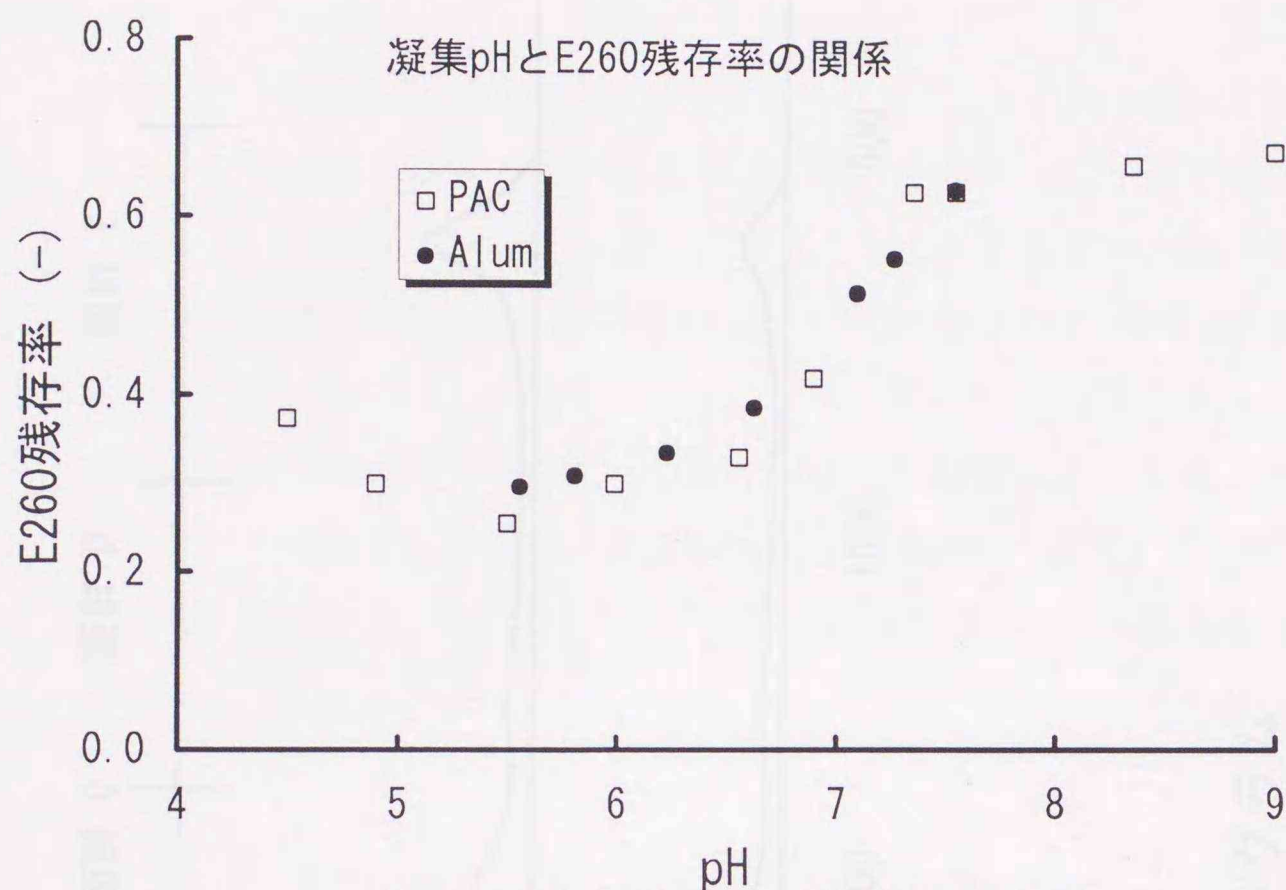


図 4-2 (b) 凝集pHに伴う水質変化

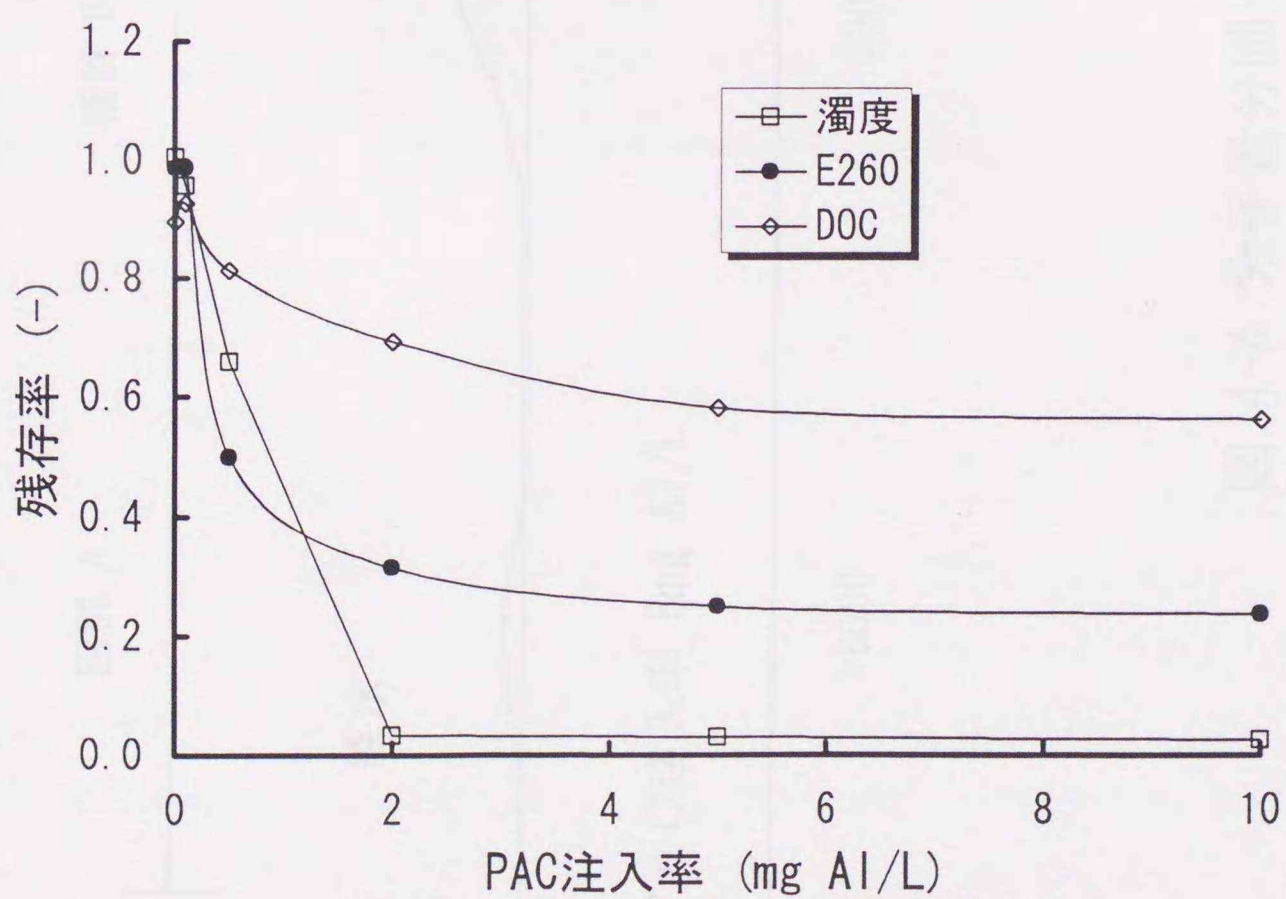


図 4-3 PAC注入率に伴う水質変化

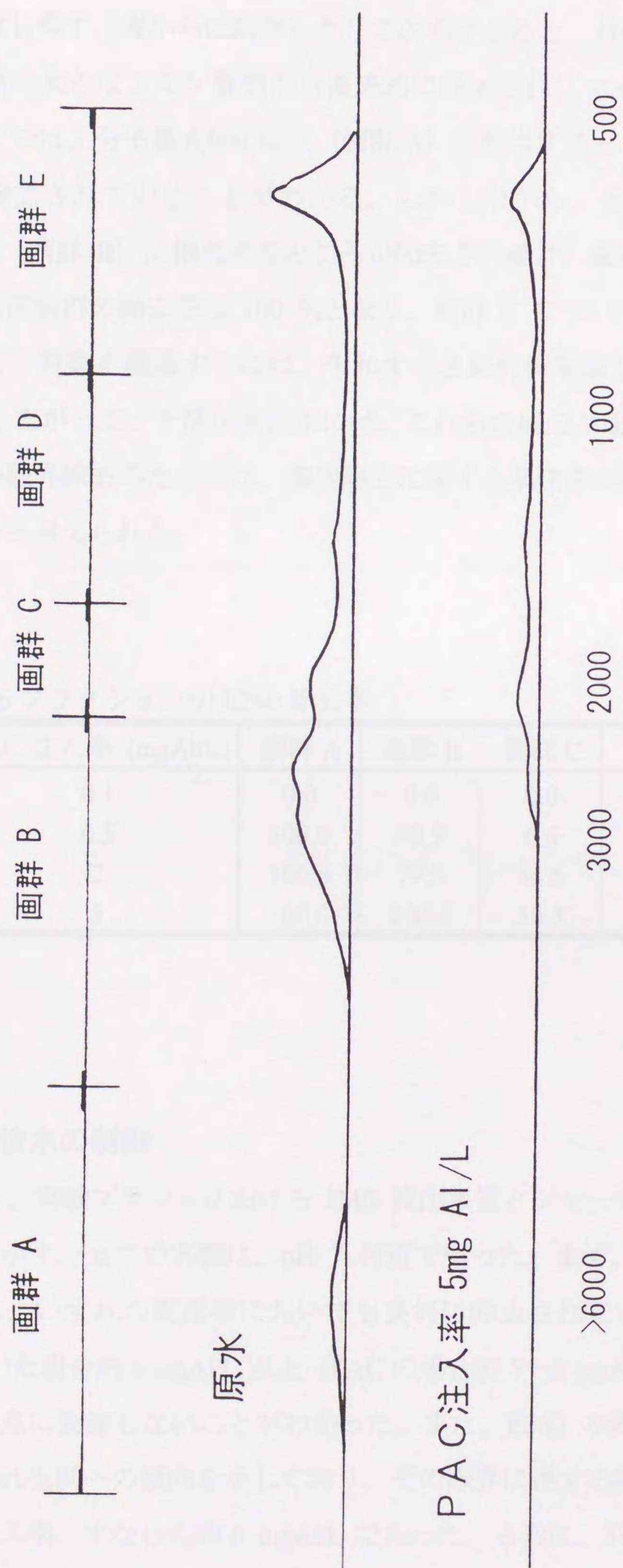


図 4-4 分子量分画クロマトグラム

0.5、2、5 mgAl/L における各フラクション別の除去率を示す。（表 4-6 において、分子量 500 以下（画群 E）に相当する部分は、ゲルとの親和性が強い成分が多数含まれると考えられ、定量的な評価を成し得ず、表からは削除した）これらによると、丹保ら¹³⁾¹⁷⁾が示したように、凝集により、分子量の大きなフミン質類から優先的に除去され、マイクロブロックの形成が認められる 0.5 mgAl/L では、分子量 6,000 以上（画群 A）に相当するところが、相互凝集を起こすことにより完全に除去されていることがわかる。しかしながら、その後も薬注率が高いほど、分子量 3,000 付近（画群 B）に相当するところが除去され続け、最終的に E260 発現性成分の限界除去点における同画群の除去率は 100 % となり、画群 C についても半分程度除去された。分子量の小さなフミン質類を凝集するには、中和すべき総負荷電量が比較的大きくなることが知られている¹⁸⁾。したがって、千歳川表流水には、これらの成分が比較的多く含有するために、E260 発現性成分の限界除去のためには、濁度除去に要する薬注率の約 2.5 倍もの凝集剤を添加しなければならないと考えられる。

表 4-6 フラクション別 E260 除去率

PAC 注入率 (mgAl/L)	画群 A	画群 B	画群 C	画群 D
0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
0.5	100.0	40.9	6.6	0.0
2	100.0	79.3	34.6	0.0
5	100.0	100.0	50.3	12.7

4.3.3 沈澱後水の制御

図 4-5 に、実験プラントにおける JMS 流出水質とジャーテストによって得られた水質を比較した結果を示す。全ての実験は、pH 7 付近で行った。まず、濁度の変化に注目すると、ジャーテストでは、いずれの薬注率においても良好に除去されているにもかかわらず、JMS では、Alum を用いた場合約 6 mgAl/L 以上（PAC の場合約 5～6 mgAl/L 程度と推測される）注入しなければ、限界点に到達しないことがわかった。また、E260 の変化に注目すると、薬注率に対する変化はいずれも同一の傾向を示しており、その限界に達する際の注入率は JMS における濁度除去の限界注入率、すなわち約 6 mgAl/L であった。さらに、TOC と DOC の変化に注目すると、ジャーテストにおける濁度除去の最低注入率から E260 発現性成分の限界注入率までは、薬注率の増加に伴って TOC-DOC の値、すなわち浮遊するブロック中に含まれる有機成分が減少し

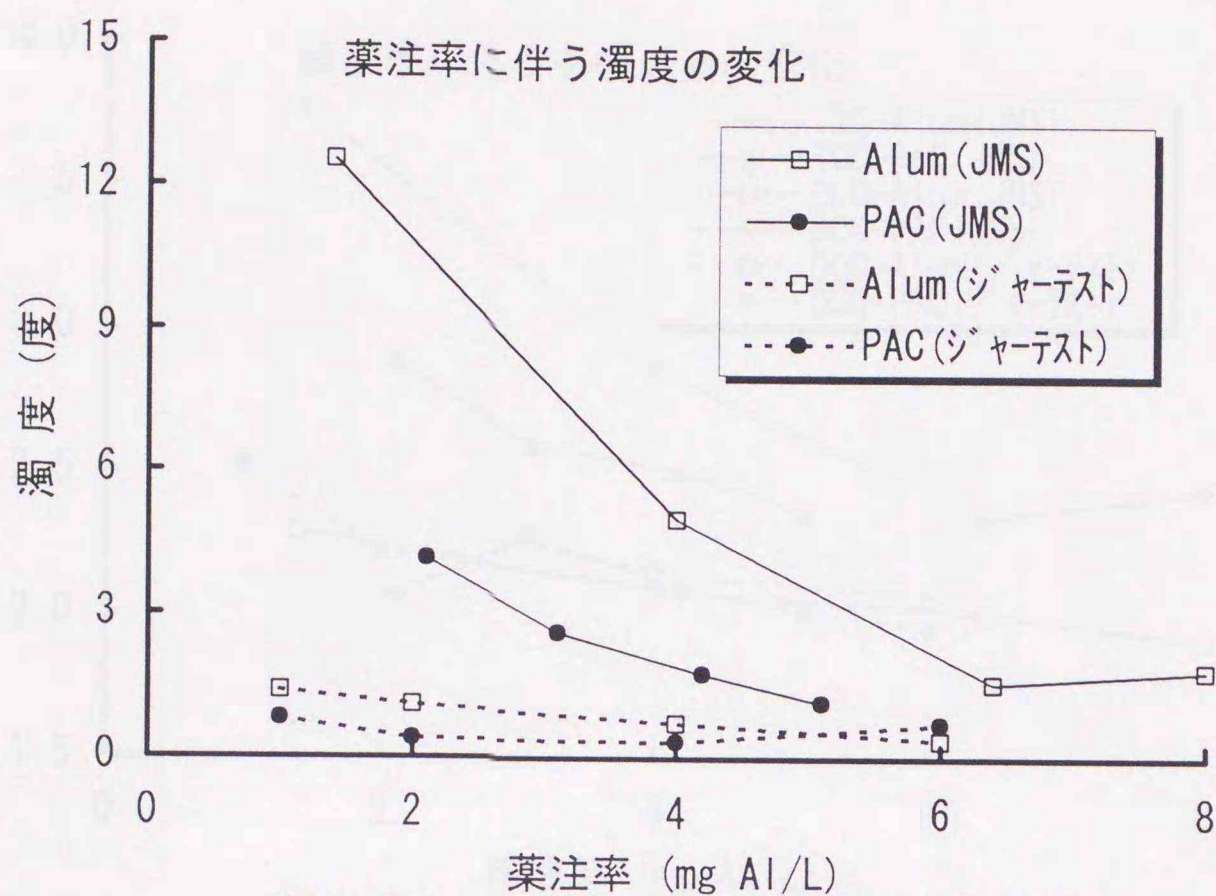


図 4-5 (a) ジャーテストと JMS 流出水の比較

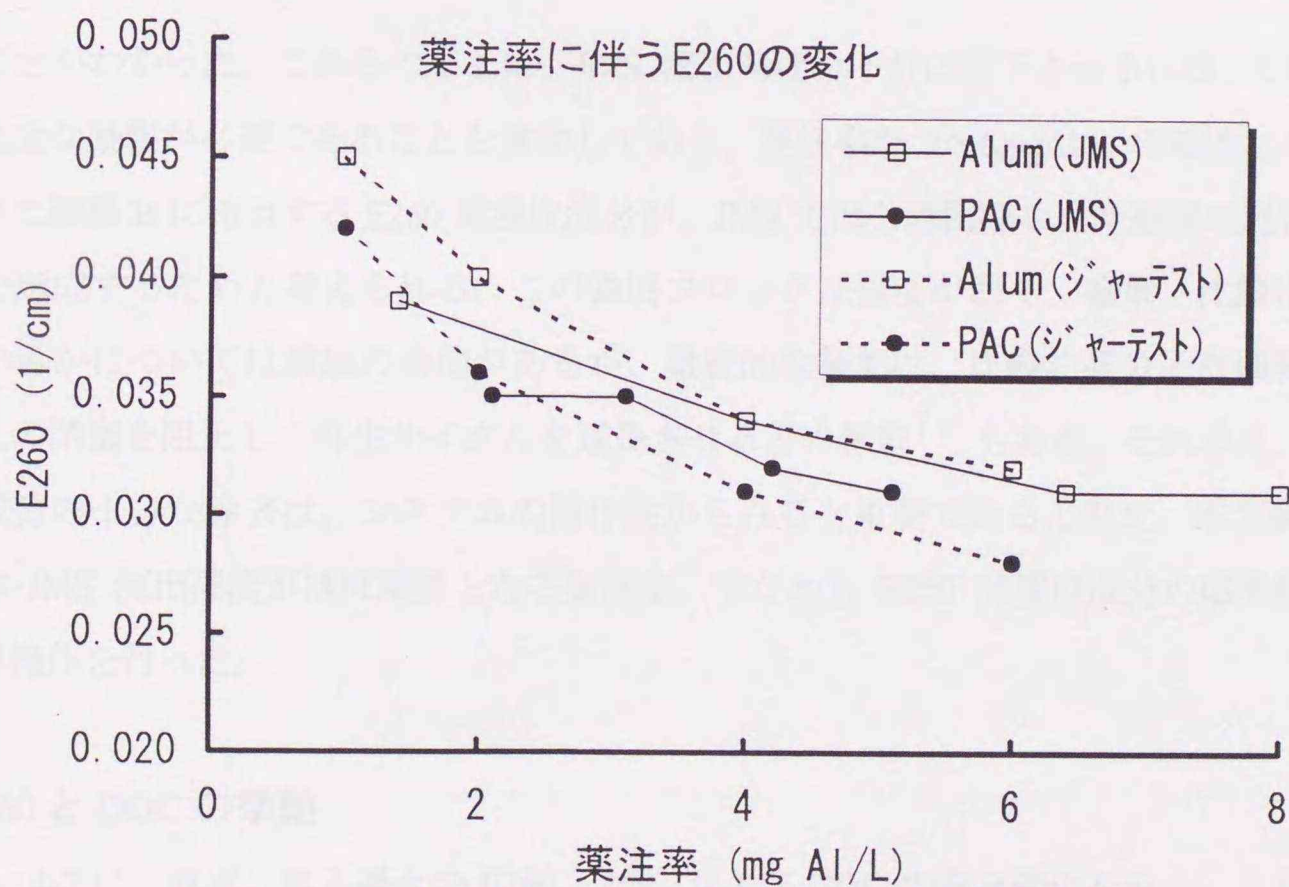


図 4-5 (b) ジャーテストと JMS 流出水の比較

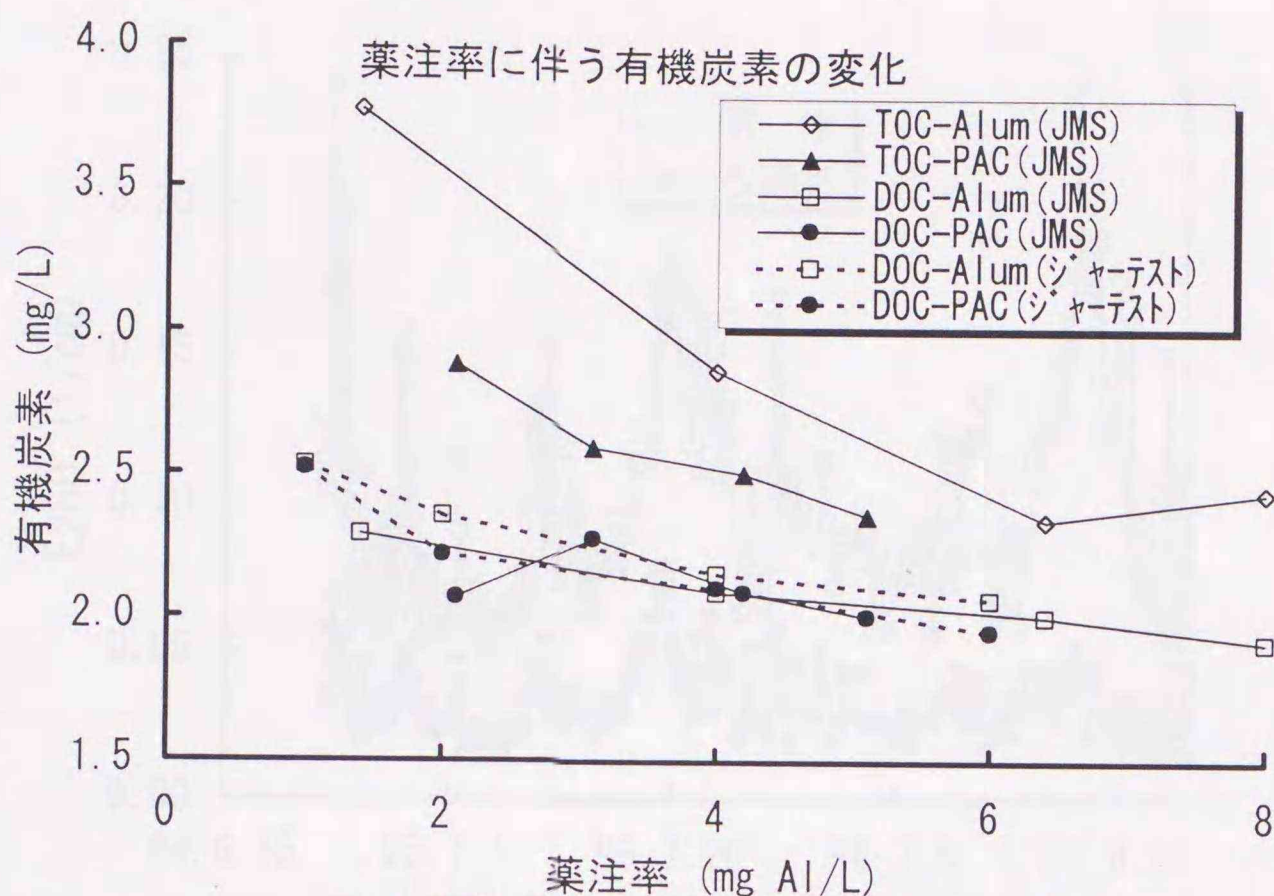


図 4-5(c) ジャーテストと JMS 流出水の比較

ていることがわかった。これらのことは、JMS 流出濁度を十分に低下させるには、E260 発現性成分の完全な凝集が必要であることを意味しており、薬注率が 2~6mgAl/L の範囲にある場合、先に述べた画群 B に相当する E260 発現性成分が、JMS では分離困難な沈降速度の遅い微弱色フロックを形成するためと考えられる。この微弱フロックは強度が弱く、凝集・沈澱により除去すべきか否かについては議論の余地があるが、徹底的な凝集は、比較的高分子有機物による活性炭細孔の閉塞を阻止し、再生サイクルを延長させるとの報告¹⁹⁾もある。それゆえ、凝集による有機成分の十分な除去は、システムの操作性からみると重要であると考え、本実験では、基本的には JMS 流出濁度がほぼ限界となる薬注率、すなわち E260 発現性成分の限界除去注入率で、凝集操作を行った。

4.3.4 E260 と DOC の挙動

図 4-6、4-7 に、原水、砂ろ過水の E260、TOC および DOC の経日変化を示す。これらによると、原水中の有機物は、季節的な変動が比較的大きく、表 4-4 にも示したように渇水期にあたる 7 月、8 月ごろには高くなり、原水中に含まれる E260、DOC はそれぞれ 0.043~0.241 (平均 0.100)、1.11~10.89 mg/L (平均 3.27 mg/L) であった。また、原水中に含まれる TOC のうち平

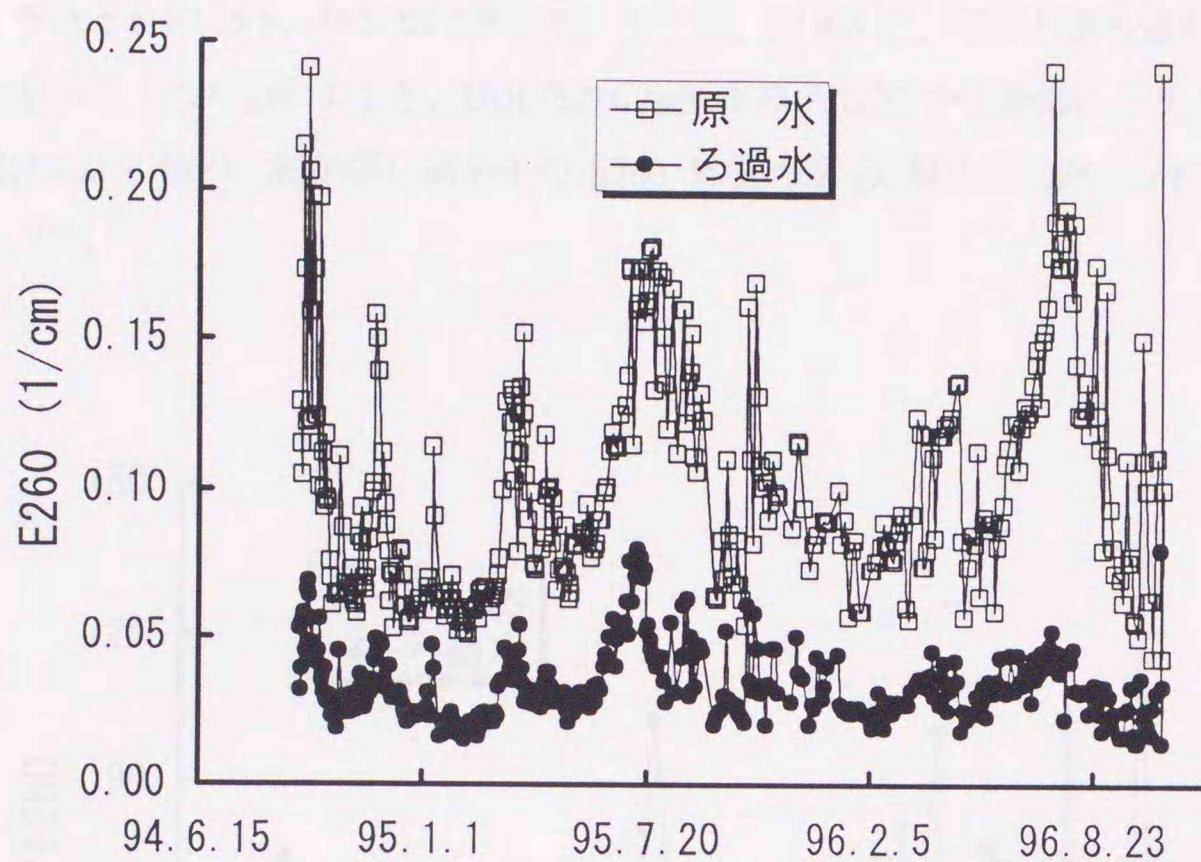


図 4-6 E260の経日変化

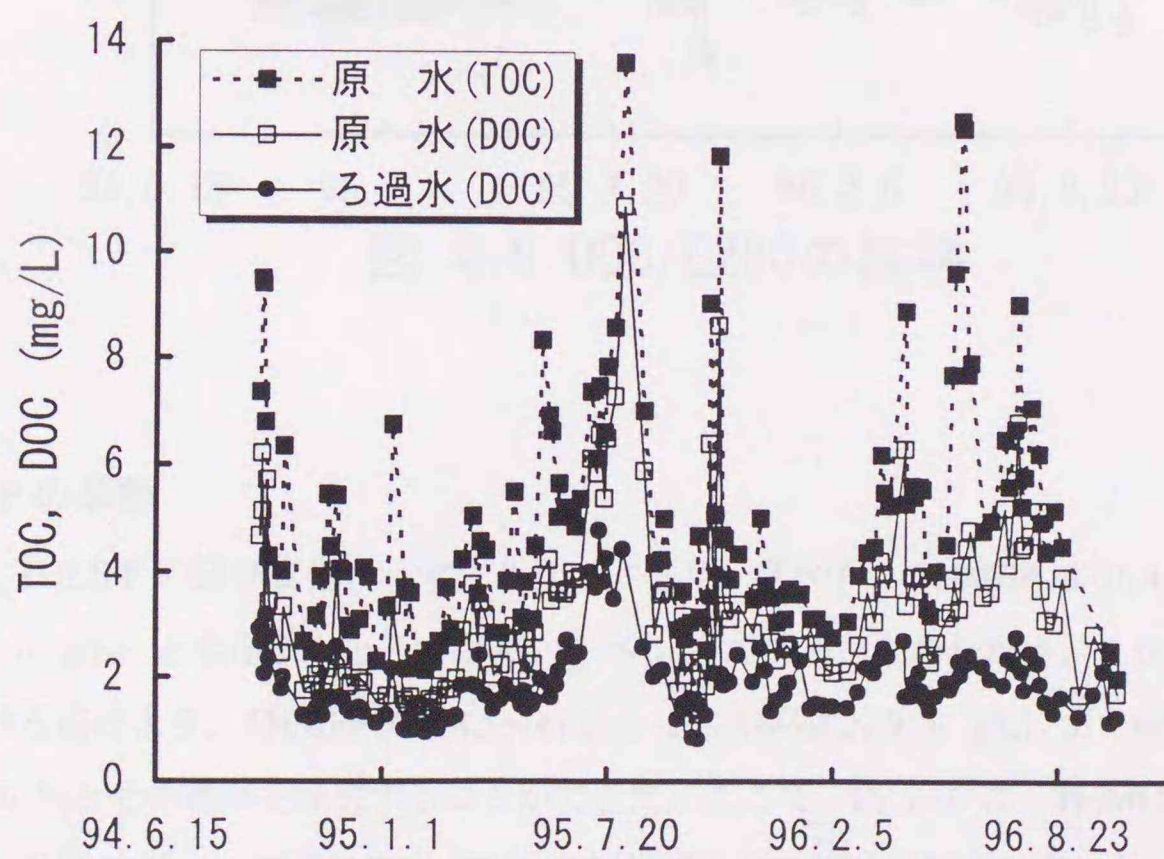


図 4-7 TOCおよびDOCの経日変化

均 68 %が DOC に相当することもわかった。つぎに、砂ろ過水中の E260、DOC についてはそれぞれ 0.014~0.080 (平均 0.033)、0.80~4.77 mg/L (平均 1.91 mg/L) となり、両者の凝集による除去率は、それぞれ約 65.8、38.5 %であった。ここで、図 4-8 に、原水と砂ろ過水の DOC/E260 の経日変化を示す。この図によると、DOC/E260 が原水の平均 32 から凝集により 57 に上昇しており、DOC/E260 の値が比較的低い高分子の E260 発現性成分が優先的に除去されている様子が確認された¹³⁾¹⁷⁾。

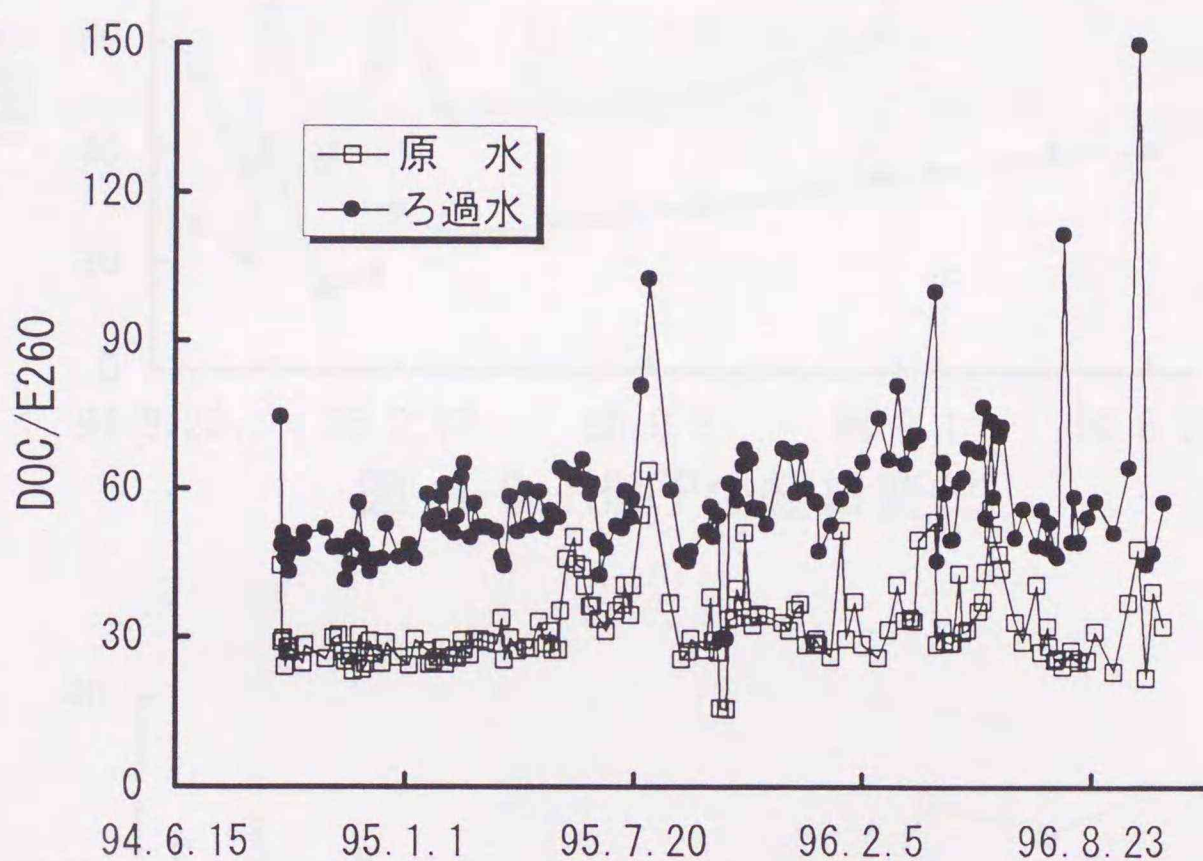


図 4-8 DOC/E260の推移

4.3.5 THMFP の挙動

図 4-9 に、THMFP の経日変化を示す。これによると、原水中の THMFP は 36.4~136.8 μ g/L (平均 71.6 μ g/L) と水道原水としては高いレベル²⁰⁾であることがわかる。しかしながら、凝集・沈澱・砂ろ過により、THMFP が 14.5~41.2 μ g/L (平均 29.9 μ g/L) まで削減され、平均除去率約 54.6 %とその過半を除去することができた。ここで、図 4-10 に、THMFP/DOC の経日変化を示す。丹保ら²¹⁾は、凝集処理は E260 発現性成分を効率的に除去し得るため、E260 発現性成分ときわめて高い相関のある THMFP は、多くの場合、凝集処理によって選択的に除去されるとしている。千歳川表流水においても、THMFP/DOC が原水の平均 28.6 μ g/mg から砂ろ過水の 19.5 μ g/mg まで減少しており、THMFP 削減に対する凝集処理の有効性が示された。

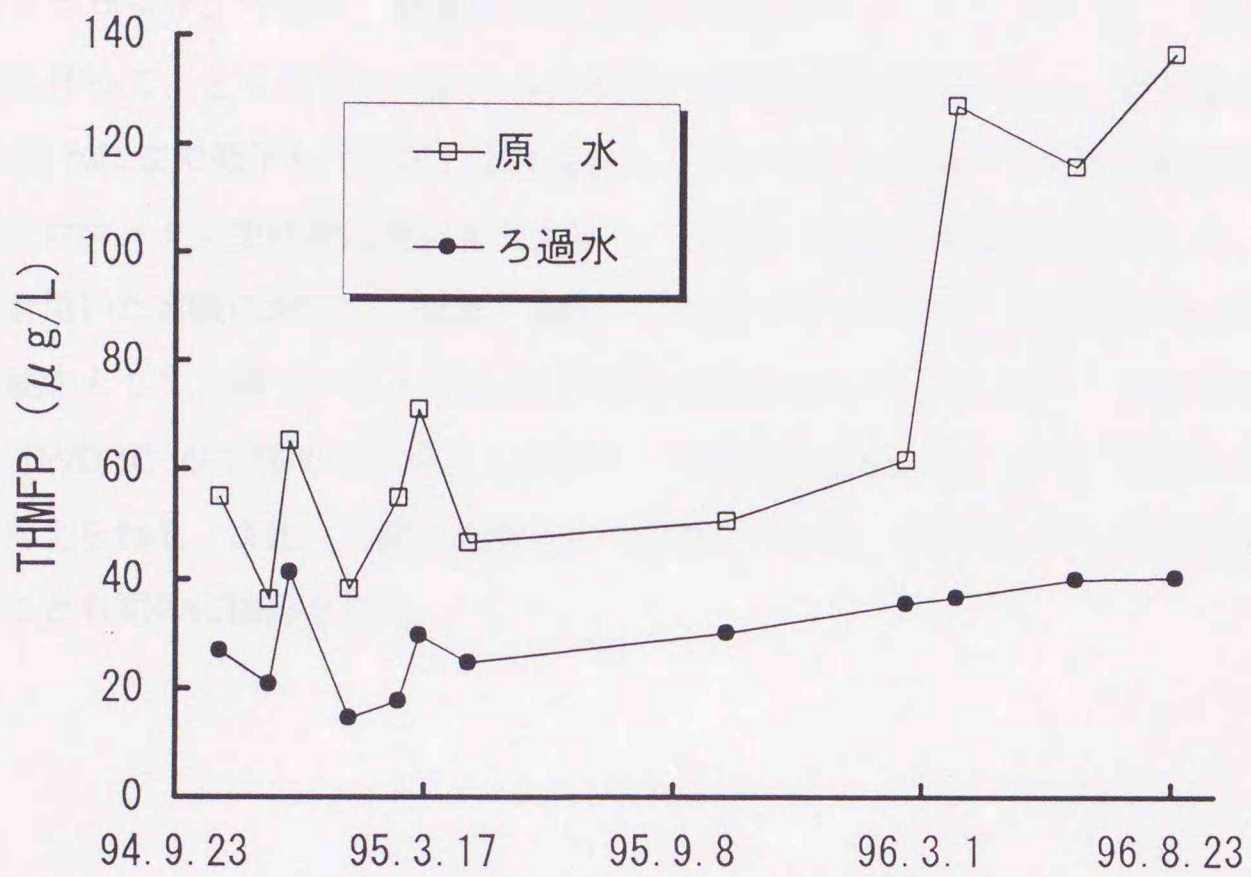


図 4-9 THMFPの経日変化

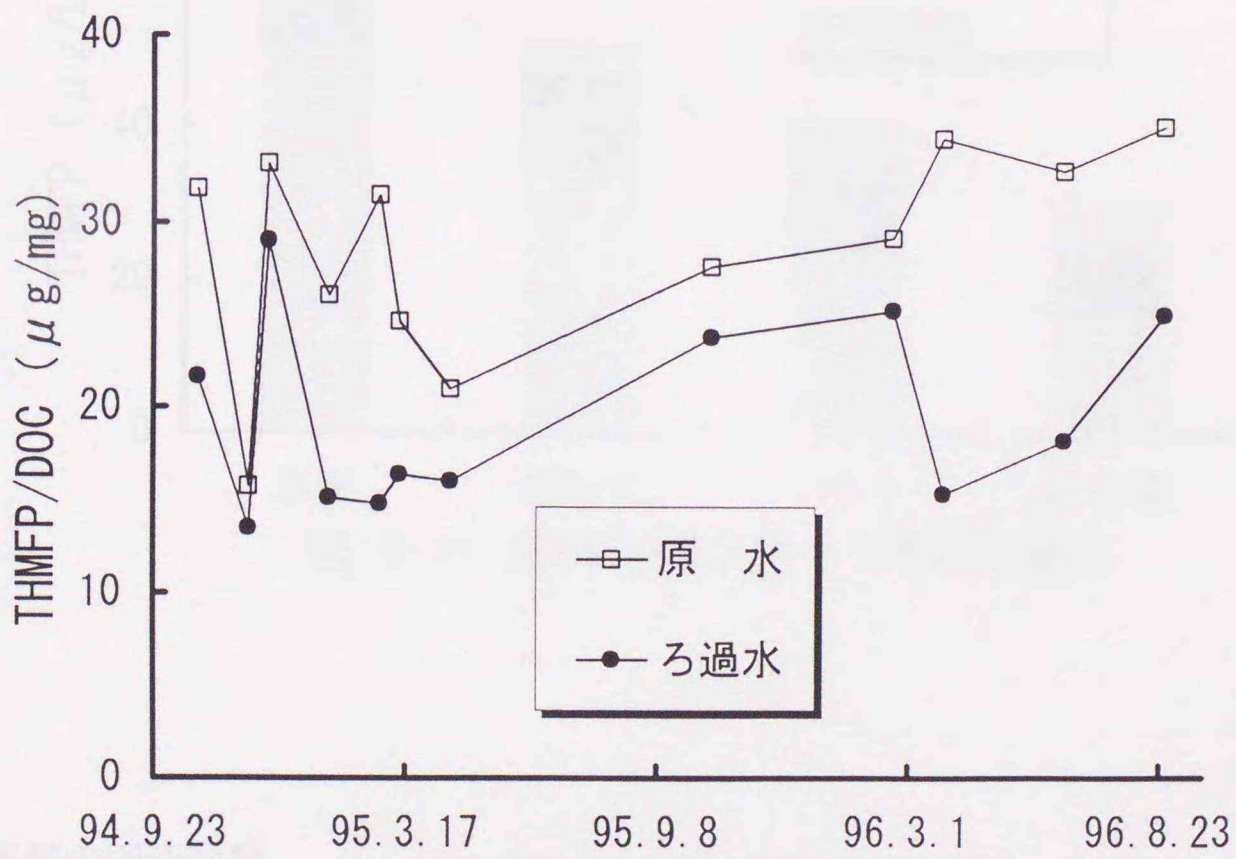


図 4-10 THMFP/DOCの推移

つぎに、図 4-11 に、処理工程における THMFP の推移について構成成分ごとの平均値を示す。これによると、原水中の THMFP は 71 % がクロロホルム、22 % がブロモジクロロメタン、6 % がジブロモクロロメタンであり、臭素系の成分比は比較的少ないことがわかる。また、処理工程が進むのに伴って、とくにクロロホルム生成能の減少が顕著に認められ、砂ろ過水中のそれは原水の約 31 % にまで低下していた。これに対し、ブロモジクロロメタン生成能は原水の 59 %、ジブロモクロロメタン生成能は逆に 4 % 上昇し、臭素系 THMFP の割合が増加した。服部²²⁾は、淀川原水を用いた実験において、凝集・沈澱・砂ろ過プロセスによって臭素系 THMFP の割合が増加する理由として、同プロセスでは Br が有効に除去されないのに加え、有機物除去に伴って含有する Br/DOC が上昇するためとしており、千歳川表流水においても、同様の現象が起こっていると考えられる。また、千歳川表流水の THMFP の中に、ブロメタン生成能はほとんど含まれないことも同時に確認された。

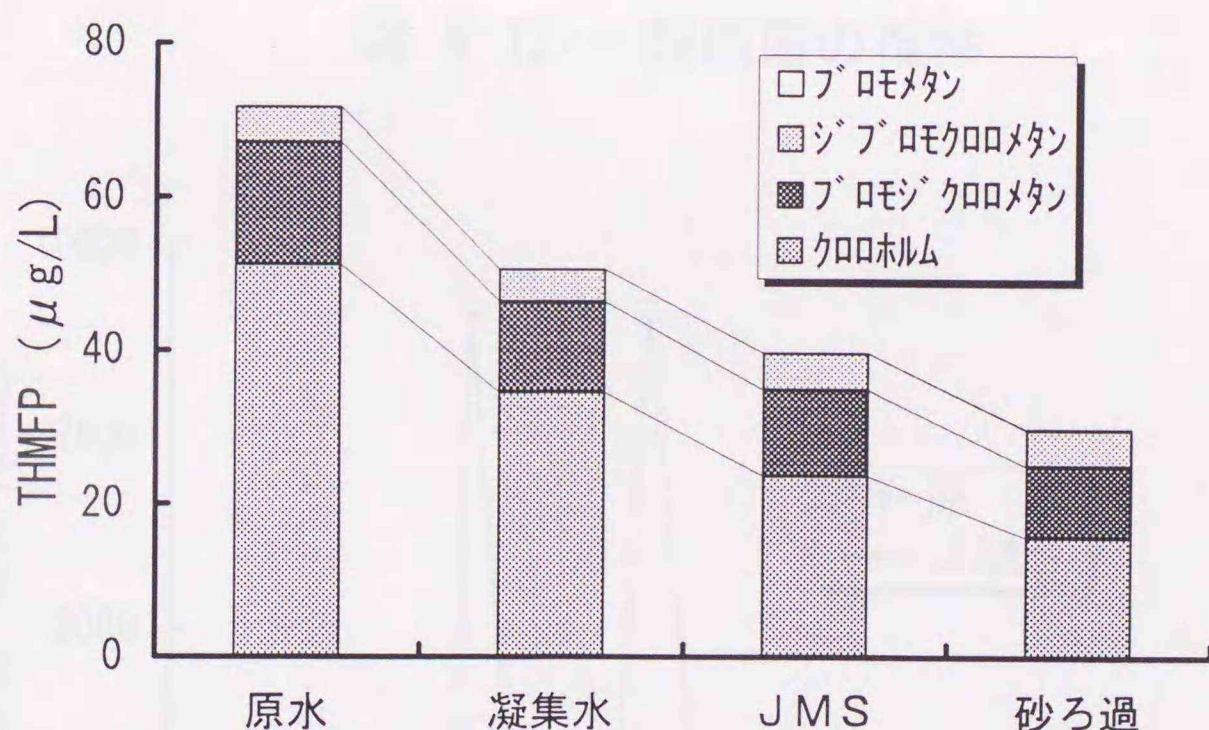


図 4-11 処理工程に伴う THMFP の推移

4.3.6 細菌類の固液分離

図 4-12、図 4-13 に、原水および JMS 流出水中の一般細菌数と大腸菌群数の推移を示す。原水中の一般細菌数は 90～840 個/mL (平均 268 個/mL)、大腸菌群数は 130～9,200 MPN/100mL (平均 1,860 MPN/100mL) と大きく変動しているのに対し、JMS では、傾斜管挿入前にはその変動

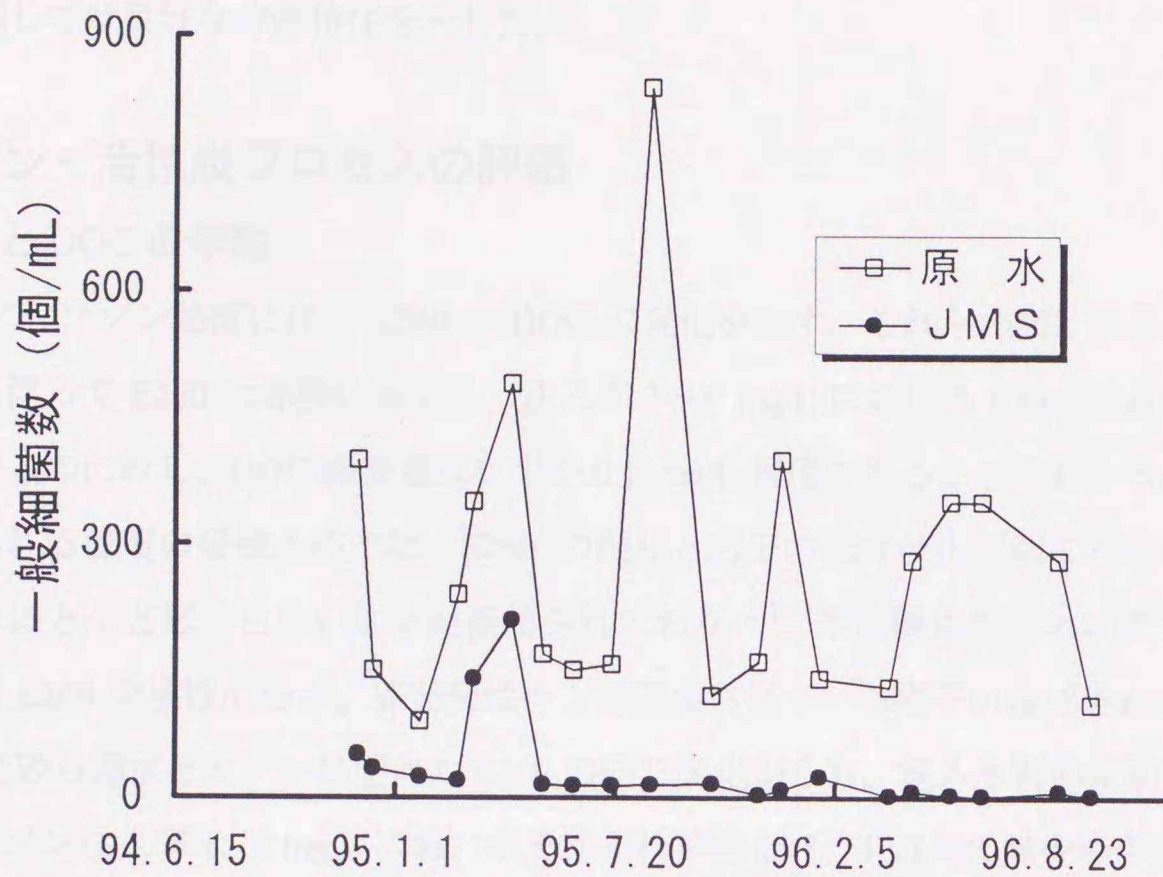


図 4-12 一般細菌の推移

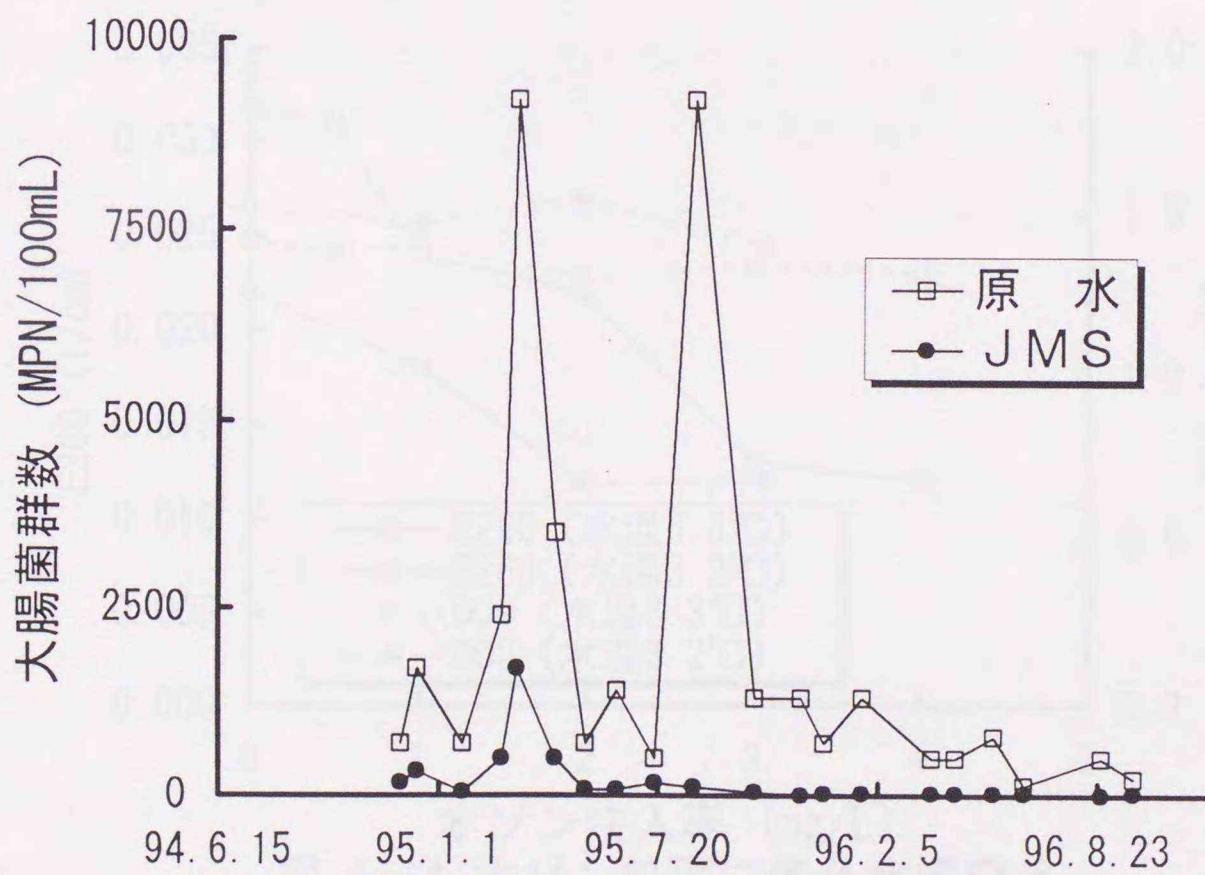


図 4-13 大腸菌群数の推移

に応じて若干の漏出が認められたものの、いずれも平均約 90 % 除去された。さらに、一般細菌数は、砂ろ過水中に最大で 4 個/mL 検出されたのみで、大腸菌群は、実験中一度も検出されず、細菌類に関しては良好な分離特性を示した。

4.4 オゾン・活性炭プロセスの評価

4.4.1 E260 と DOC の挙動

図 4-14 に、オゾン処理に伴う E260 と DOC の変化を示す。これらの図によると、オゾン注入率の増加に伴って E260 は急激に減少し、注入率 2~3 mg/L における 0.012 付近でほぼ平衡状態となっているのに対し、DOC 除去量はわずか 0.1 mg/L 程度であることがわかる。通常、浄水処理に用いられる程度の接触条件では、E260 の削減と若干の低分子化が起こるのみで、有機炭素の無機化はほとんど起こらないことが指摘されており²³⁾、本実験条件においても、凝集処理後に残存する E260 発現性成分が、非発現性へと質変換されている様子が確認された。また、図 4-15 に示した砂ろ過水とオゾン処理水の E260 の経日変化からも、流入水質の変動により差はあるものの、オゾン注入率 1、2 mg/L においてそれぞれ平均 25.8、47.5 % の減少率が認められた。

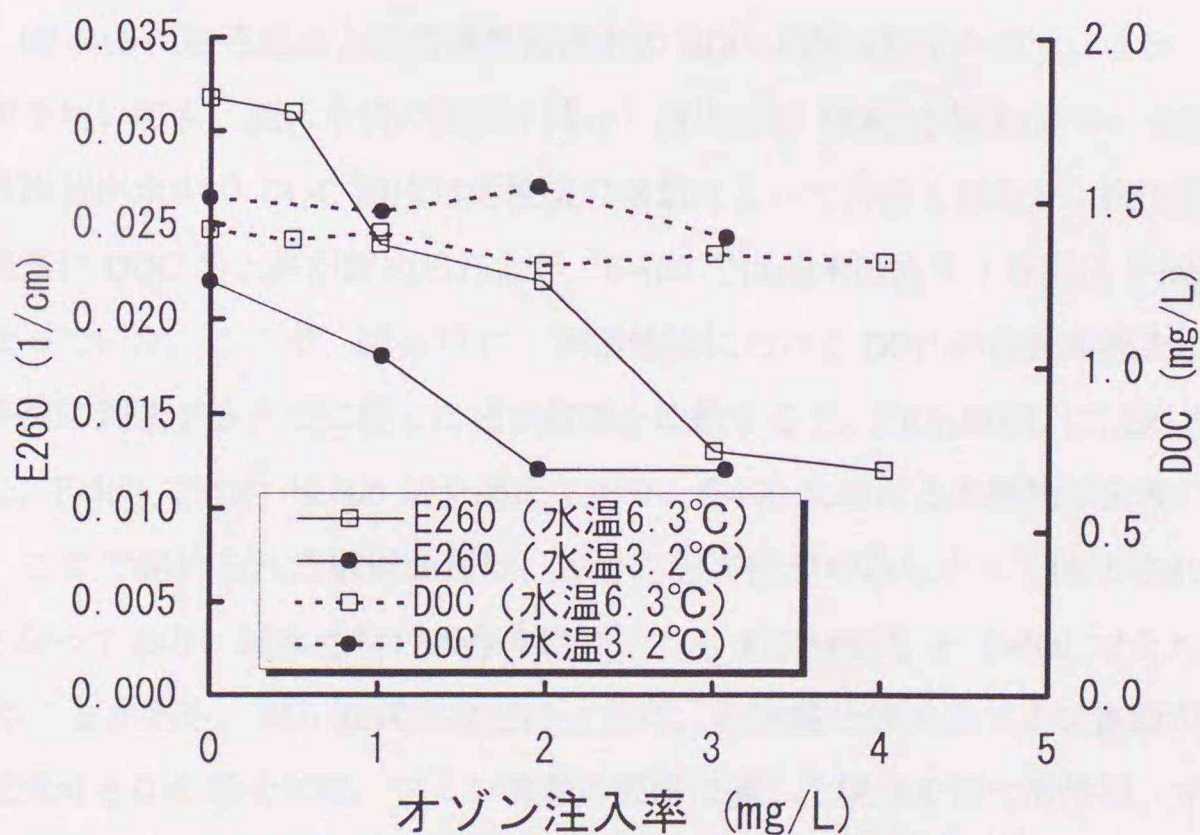


図 4-14 オゾン処理に伴う水質変化

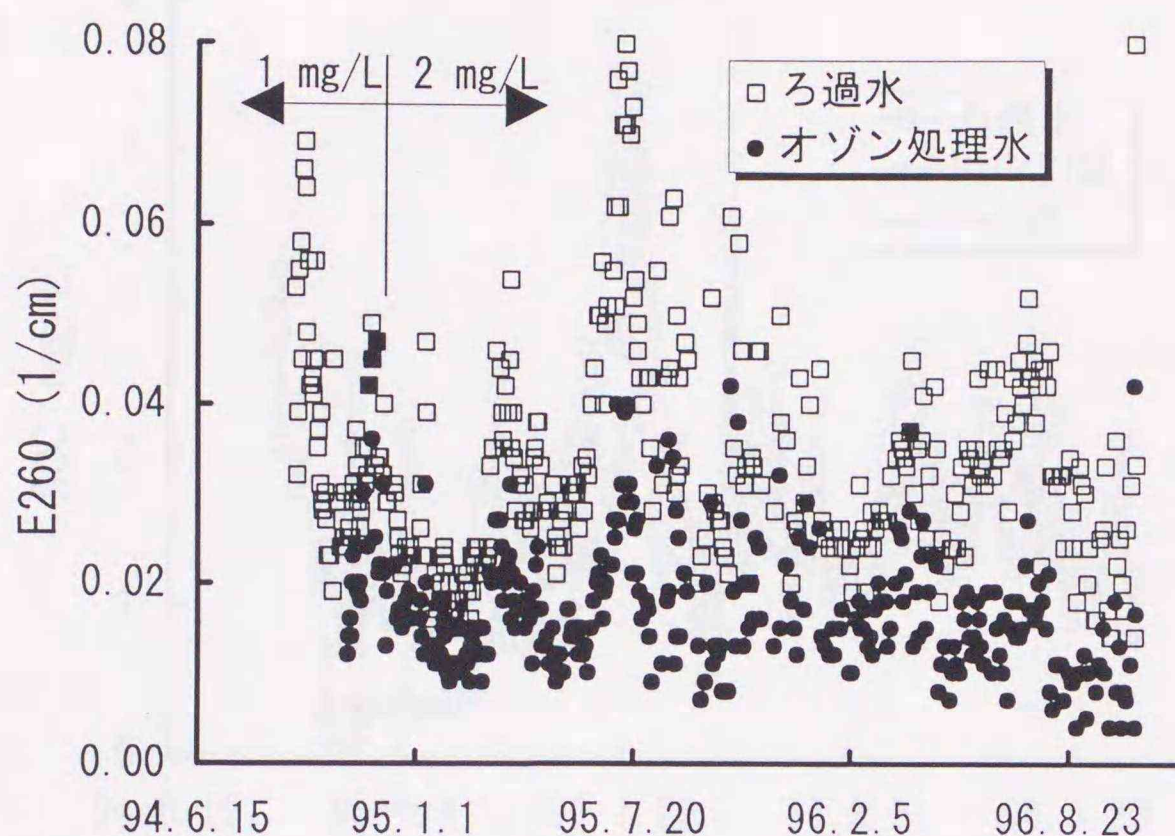


図 4-15 E260の経日変化

つぎに、図 4-16 に砂ろ過水と両活性炭処理水の DOC の経日変化を示す。これによると、いずれの活性炭を用いても、流入水質の変動に伴って流出水の DOC が変動している様子がわかる。また、活性炭流出水中の DOC 濃度は活性炭の種類によって大きく異なり、PICABIOL では通水直後から急激に DOC の上昇が認められたが、F-400 では通水後約 7 ヶ月間は 1 mg/L 以下の低いレベルとなっていた。ここで、図 4-17 に、両活性炭における DOC の破過曲線を示す。まず、破過曲線が平衡に到達するまでに要した通水倍率を比較すると、PICABIOL では約 8,000 倍であったのに対し、F-400 では約 50,000 倍を超えており、F-400 における有機物除去性の高いことがうかがえる。ここで認められる破過曲線は、ほとんどが吸着のみによって除去される典型的なパターン⁵⁾となっており、通水当初の残存率についても PICABIOL と F-400 でそれぞれ約 0.09、0.25 であることから、河川表流水などのように、生物難分解性のフミン質類が含有有機物の量的な支配成分となる場合には、フミン質類の吸着に適した構造を持つ活性炭、すなわち 3~10 nm 程度のメソポア領域の細孔の発達した活性炭²⁾の選択が DOC の除去性を決定するうえで極めて重要であることが示唆された。さらに、破過曲線が見かけ上平衡に到達したときの残存率は、いずれの活性炭を用いても約 0.8~0.9 と 1 には到達せず、通水倍率が約 70,000 倍に近づいてもその傾向は変化しなかった。Carlson ら¹²⁾は、ここでの除去率には生物分解が起因しており、

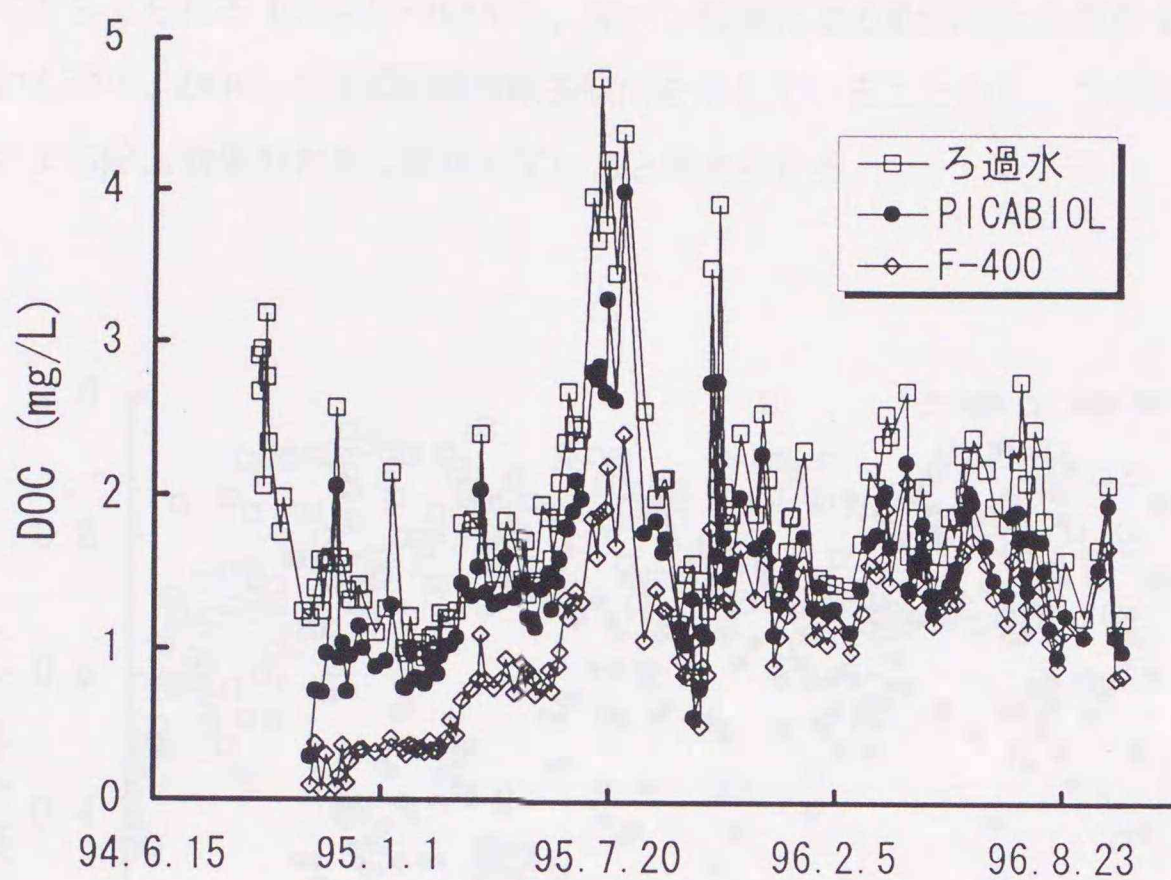


図 4-16 DOCの経日変化

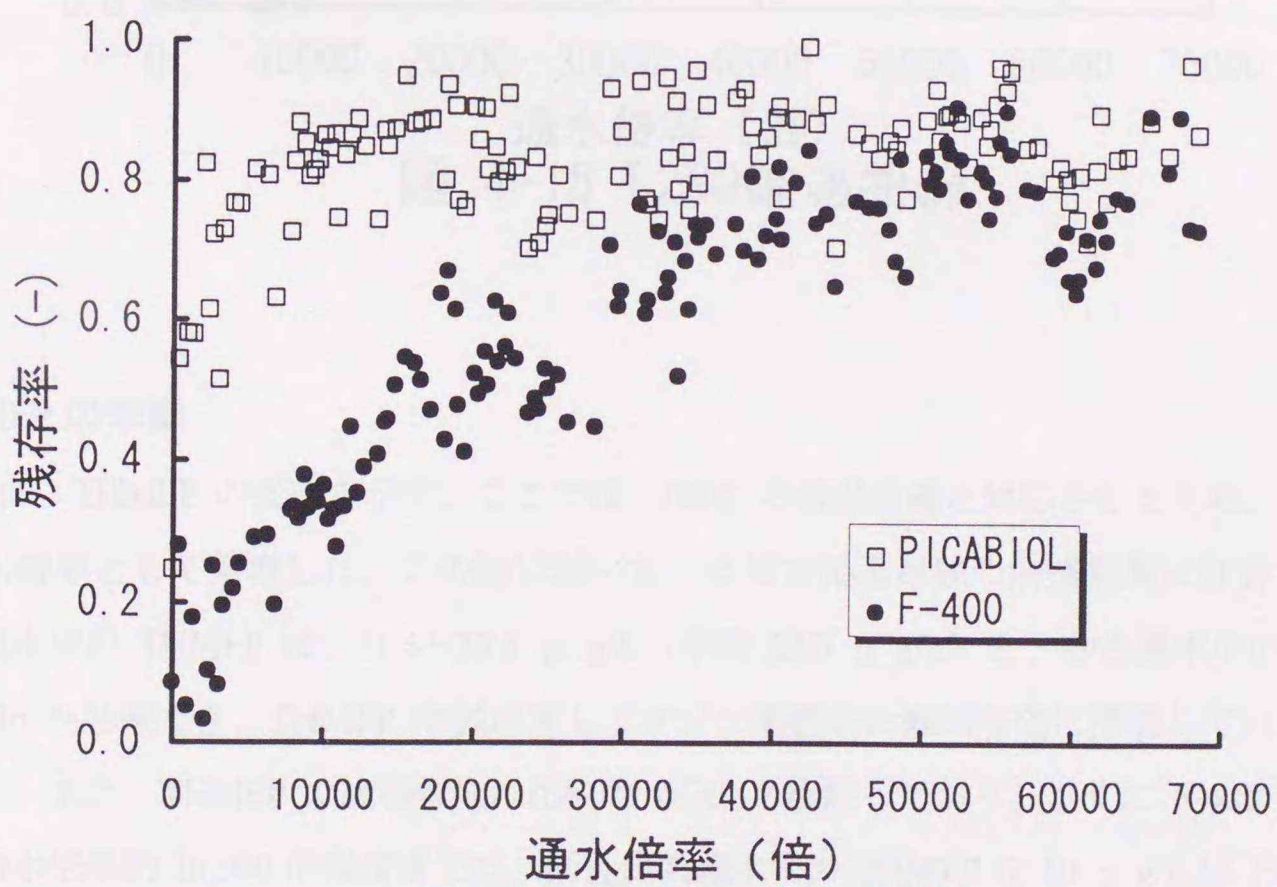


図 4-17 DOC破過曲線

PICABIOL ではその効果が大きいとしているが、図 4-18 に示すように、本来生物難分解性成分の指標としてとらえられる E260 についても、オゾン処理による低減化ため残存率としてのばらつきは大きいものの、DOC とほぼ同様の除去傾向を示していることから、この段階においてもやはり吸着による除去効果が大きく関与していると考えられる。

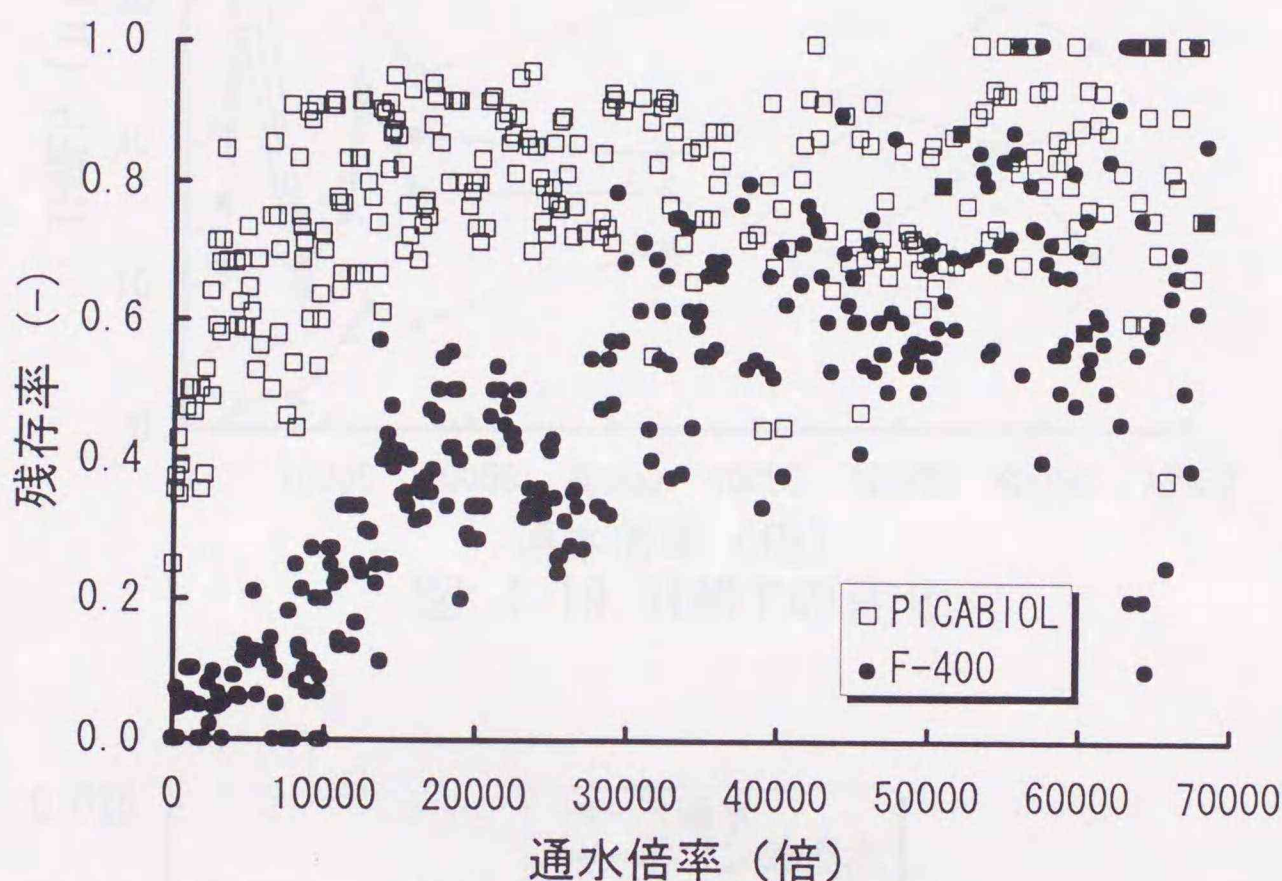


図 4-18 E260破過曲線

4.4.2 THMFP の挙動

図 4-19 に、THMFP の変化を示す。ここでは、DOC の破過曲線と対応させるため、横軸を活性炭の通水倍率として整理した。この図において、オゾン処理単独の削減効果に注目すると、オゾン処理水中の THMFP は、 $11.4 \sim 33.5 \mu\text{g/L}$ (平均 $22.0 \mu\text{g/L}$) と、砂ろ過水中の THMFP を約 16~36 %削減でき、THMFP 削減に対してオゾン処理が比較的有効に機能していることが示唆された。また、THMFP の破過傾向は比較的 DOC と類似しており、とくに F-400 を用いた場合には通水倍率約 20,000 倍程度までは、活性炭処理水中の THMFP を $10 \mu\text{g/L}$ 以下に抑えられ、原水中に含まれる有機物除去と THMFP の低減がほぼ直接的に結びついていることが確認された。

つぎに、組成比を評価するため、図 4-20、図 4-21 にオゾン・活性炭プロセスにおける E260/DOC と THMFP/DOC の推移をそれぞれ示す。まず、両者のオゾン処理に伴う推移に注

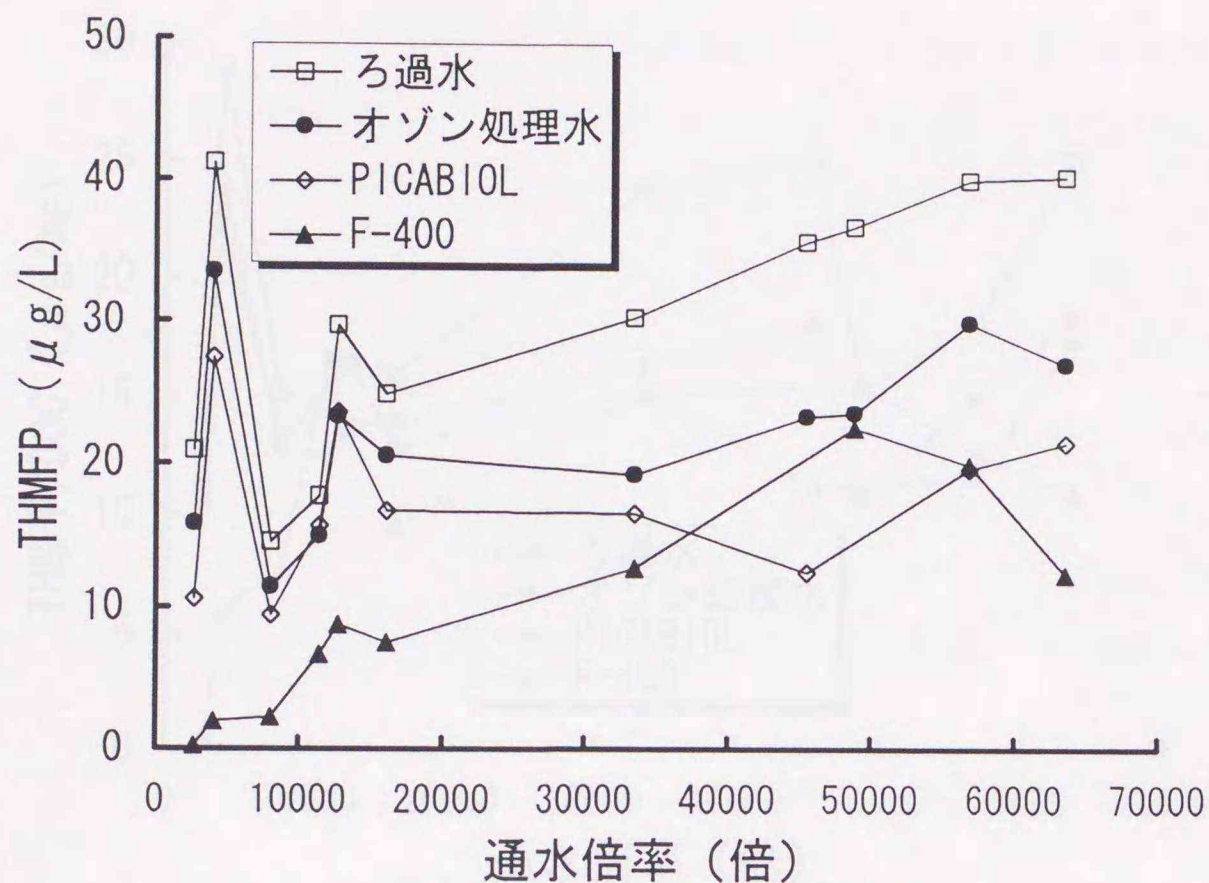


図 4-19 THMFPの変化

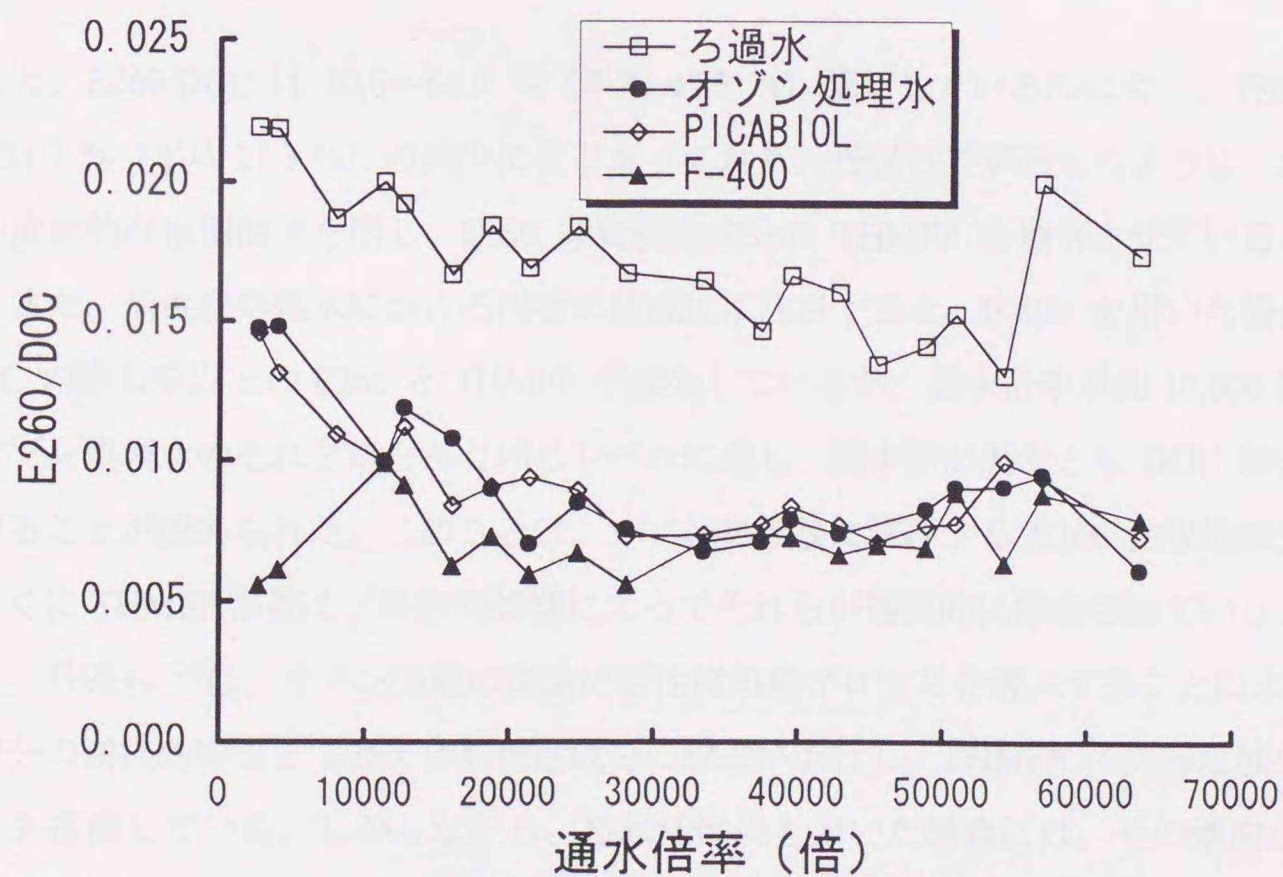


図 4-20 E260/DOCの推移

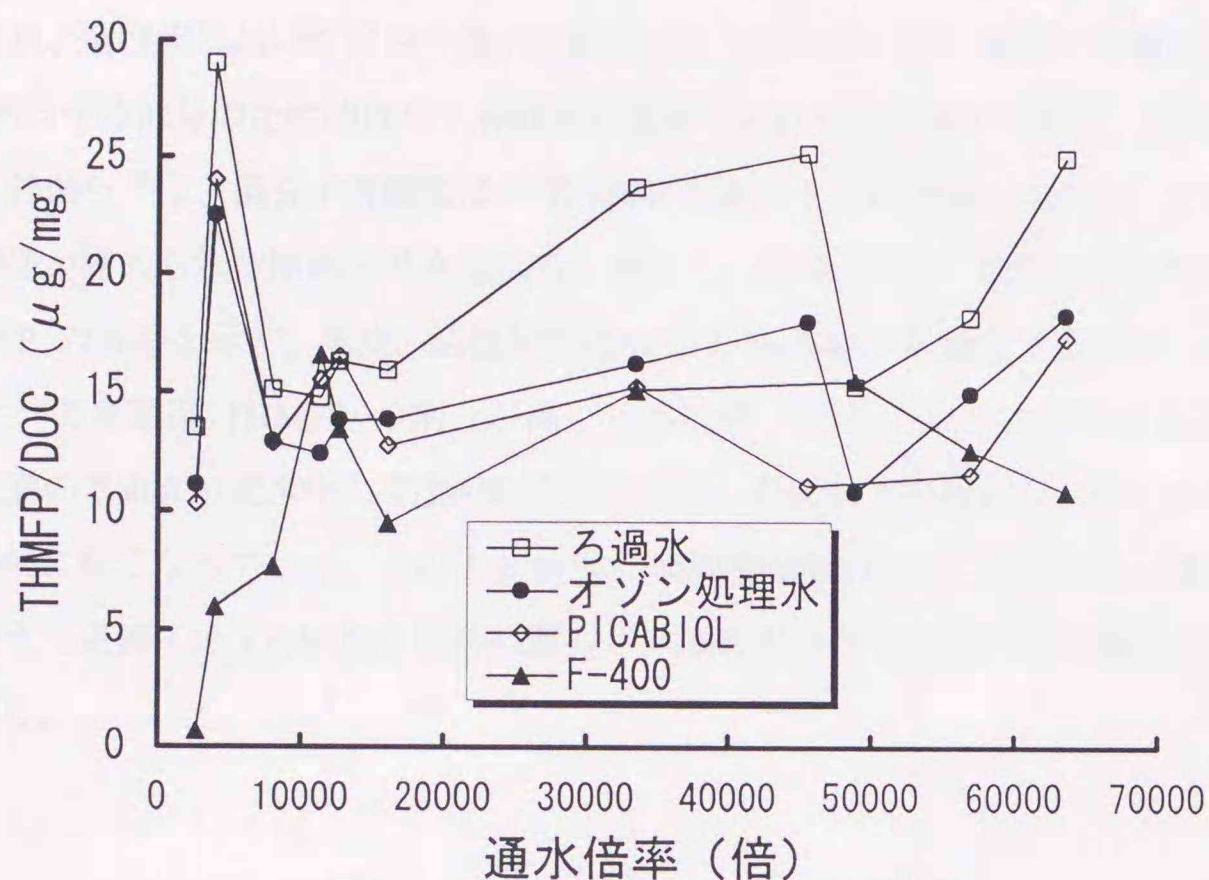


図 4-21 THMFP/DOCの推移

目すると、E260/DOC は 30.6～64.9 % (平均 47.5 %) 低下しているのに対し、THMFP/DOC は 13.2～31.7 % (平均 21.3 %) の減少にとどまっており、丹保ら²⁴⁾が示したように、オゾン処理は両者の直接的な相関関係を崩し、E260 非発現性成分の THMFP を増加させていることが示唆された。また、活性炭処理水における両者の組成比に注目すると、F-400 を用いた場合、通水当初は DOC の除去率以上の E260 と THMFP が減少しているが、通水倍率が約 10,000 倍以降になると、オゾン処理水のそれとほとんど同じレベルに達し、減少率が両者とも DOC 除去率とほぼ同一になることが認められた。このことは、オゾン処理後に残存する E260 発現性成分は、他に比べてとくに THMFP が高く、活性炭処理によってそれらが選択的に除去されていることを意味している。丹保ら²⁴⁾は、オゾン処理の後段に活性炭処理プロセスを導入することにより、E260 発現性成分の選択的除去と E260 非発現性成分の除去が進行し、THMFP の大幅な減少が達成できることを指摘している。しかしながら、粒状活性炭を用いた場合には、その傾向が認められるのは吸着容量に余裕のある通水初期に限られ、本実験条件の場合、F-400 を用いても見かけ上の平衡状態に到達するために要した通水倍率のわずか 1/5 程度しか THMFP の有効な除去を期待できないことが明らかになった。一方、PICABIOL を用いた場合は、通水開始後きわめて早い段階で THMFP の選択的な除去が行われなくなっていることが明らかになった。

さらに、この THMFP の選択的な除去と E260 発現性成分の挙動の関係を明確にするために、図 4-22 に、F-400 について HPLC より求めた各フラクション別の E260 破過曲線を示す。この図に示すとおり、活性炭においては分子量の比較的大きな成分から順に破過する傾向が認められ、画群 D に相当する部分の比較的低分子有機物の破過が認められる通水倍率が、約 10,000 倍となっている。丹保ら²⁴⁾は、低分子有機物ほど THMFP が高いことを指摘しており、このことが両者に密接な関係が認められた原因と考えられる。加えて、図 4-23 に、処理工程に伴う構成成分ごとの THMFP の推移を示す。本来、活性炭処理水では Br/DOC が増大するため、クロロホルム生成能に比べて臭素系 THMFP の割合が高くなるはず²⁰⁾であるが、これによると、通水倍率 10,000 倍未満の F-400 処理水中の THMFP については、臭素系 THMFP がクロロホルム生成能に比べて特異的に低くなっていた。このことから、本実験の活性炭通水初期には、THMFP の選択的除去に加えて臭素イオンの吸着も同時に進行し、処理水中の THMFP を飛躍的に抑制していたと考えられる。

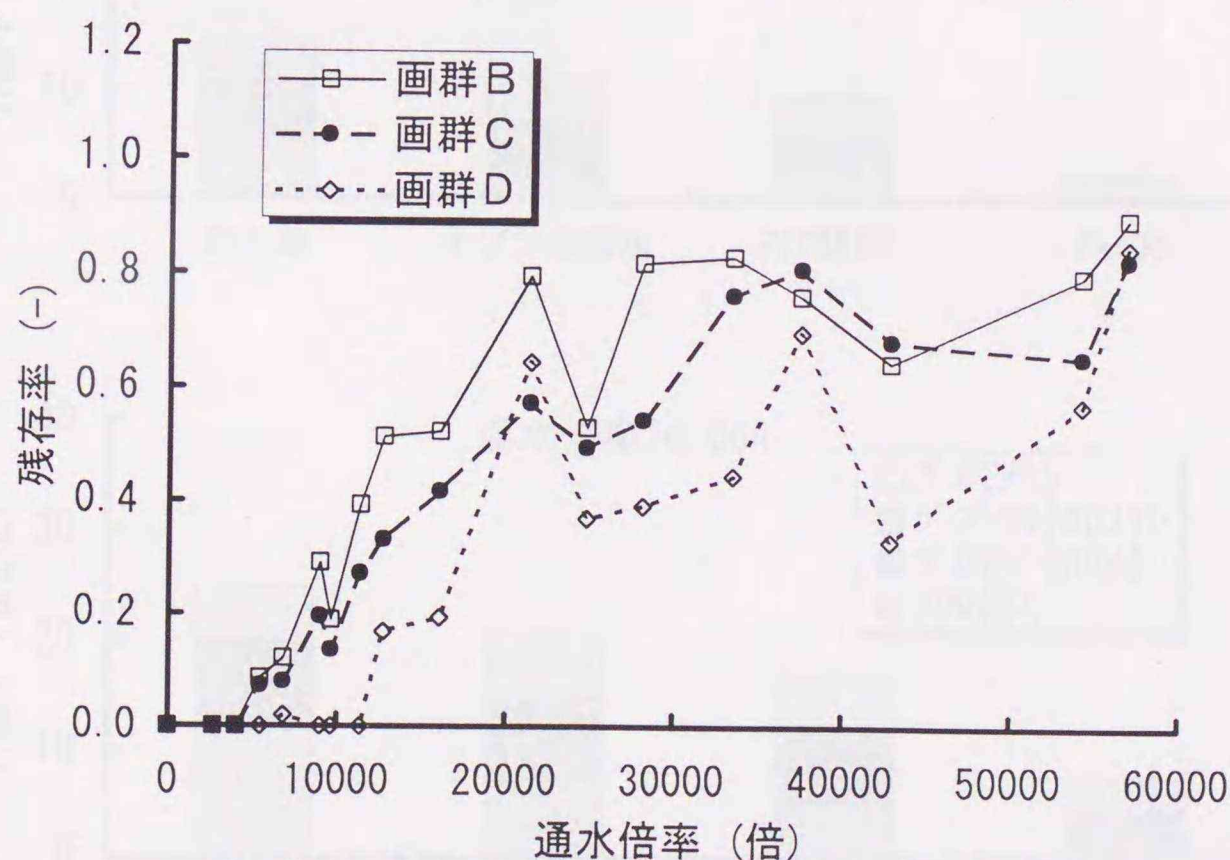


図 4-22 E260フラクション別破過曲線 (F-400)

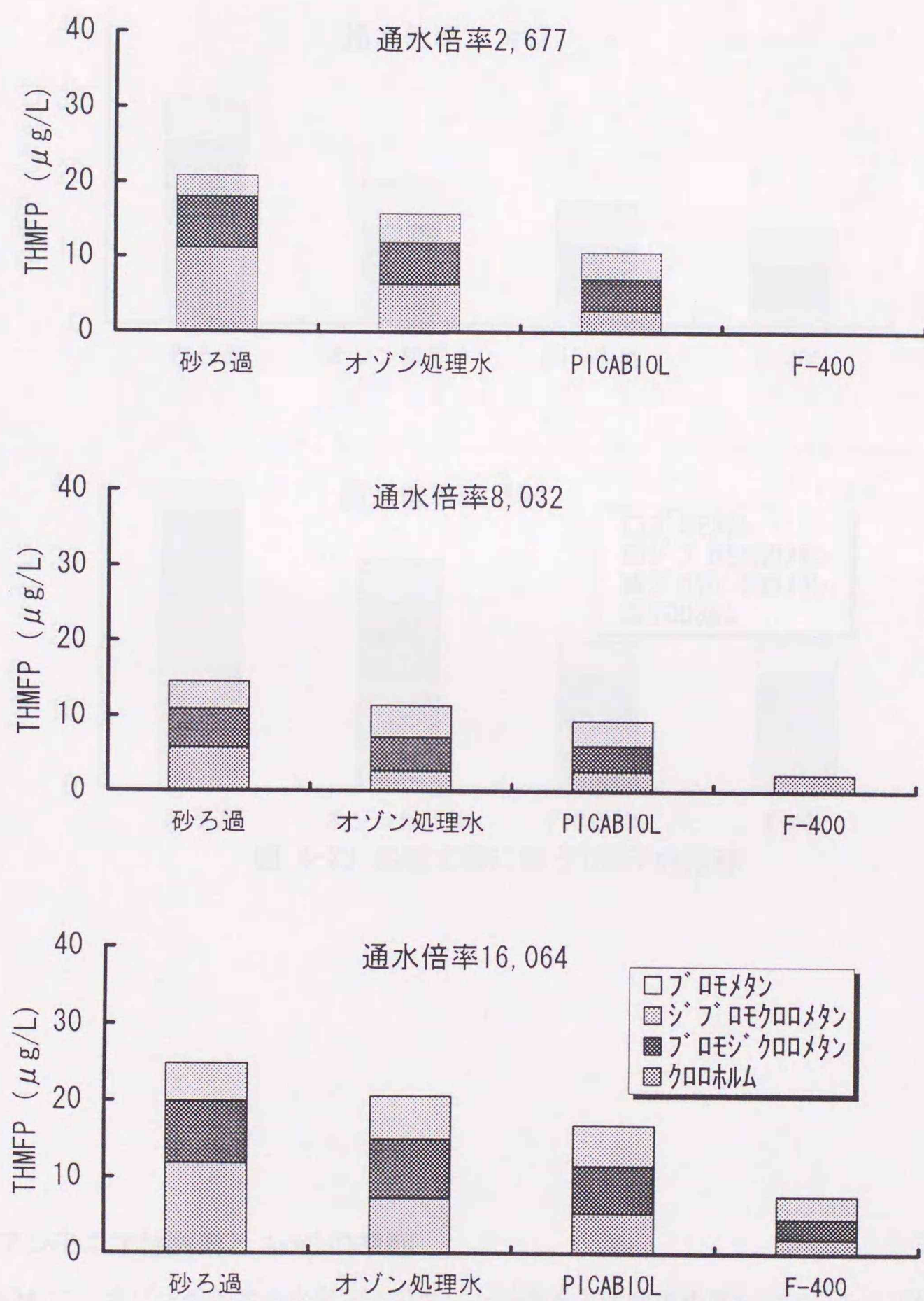


図 4-23 処理工程に伴うTHMFPの推移

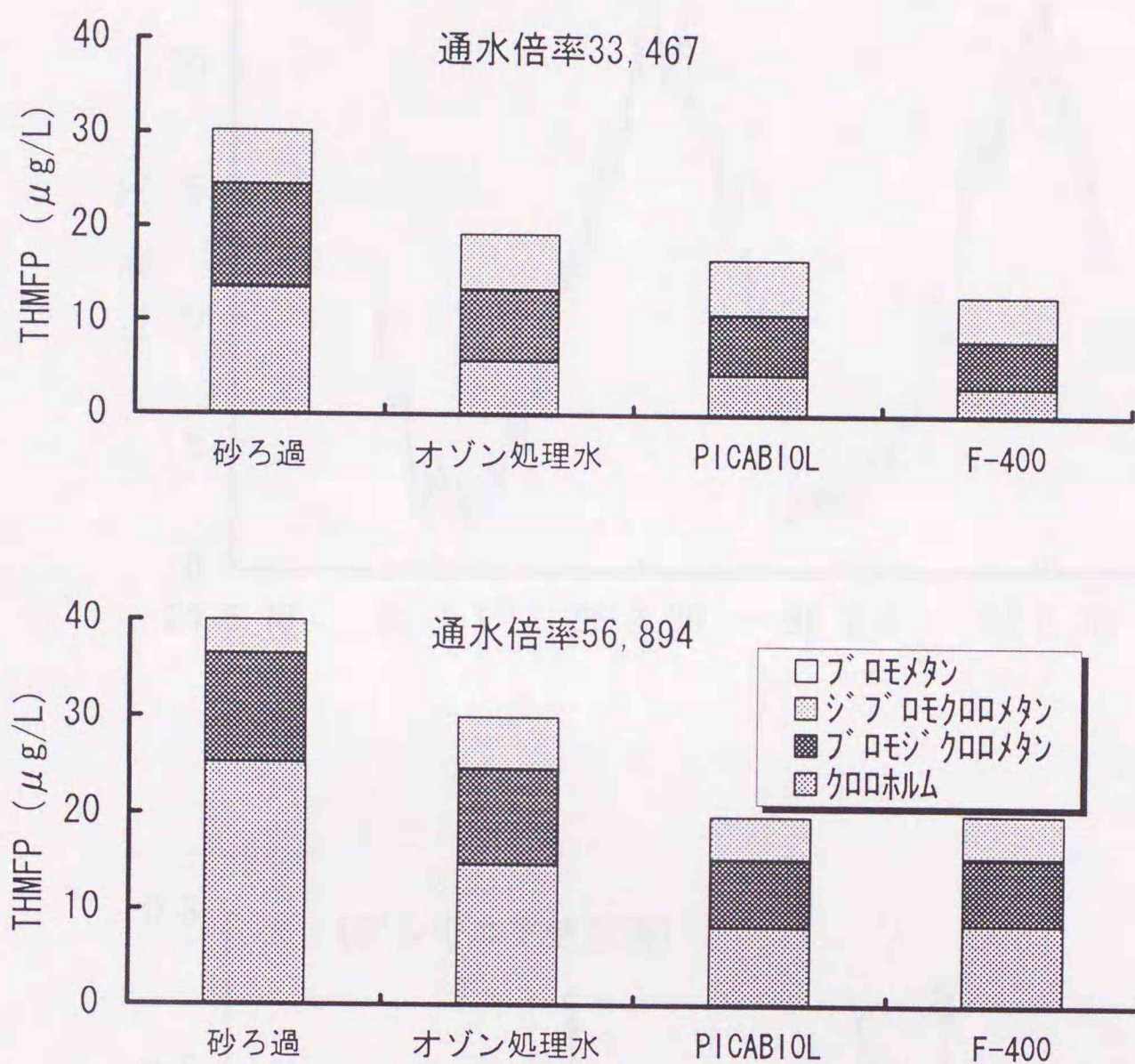


図 4-23 処理工程に伴うTHMFPの推移

4.4.3 アンモニア性窒素と AOC の挙動

図 4-24 に、オゾン処理水の水温およびオゾン処理水と活性炭処理水のアンモニア性窒素濃度の経日変化を示す。これによると、アンモニア性窒素の除去開始時期は、いずれの活性炭においても水温が約 13℃を上回る通水開始約 6 ヶ月後ときわめて遅く、かつほぼ同時期に除去率が上昇していることが認められた。このことは、活性炭表面における硝化細菌の早期の増殖を

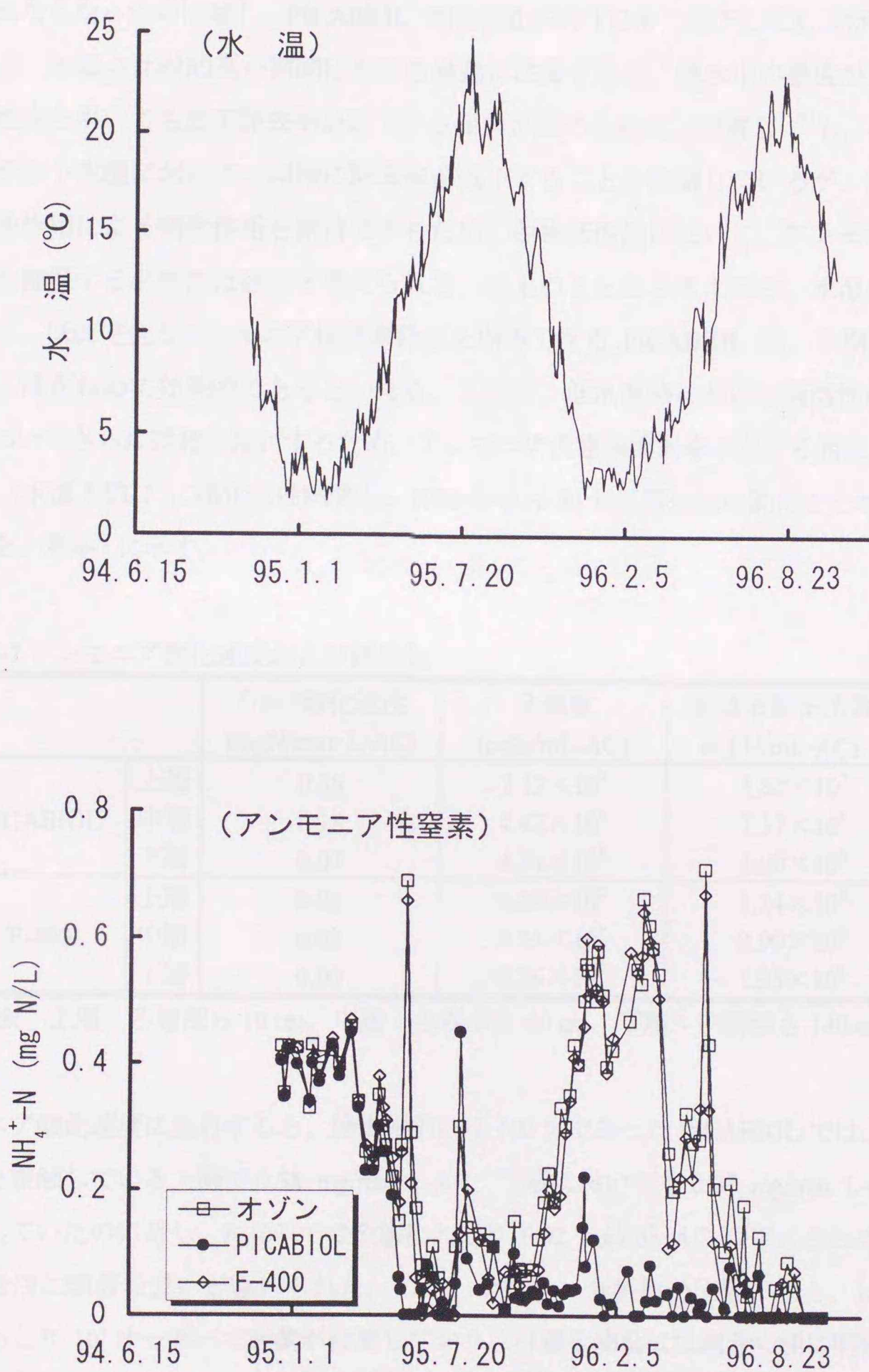


図 4-24 水温とアンモニア性窒素の経日変化

期待するのであれば、比較的水温の高い時期から通水を始めるべきであることを示している。また、一度硝化が認められた後の挙動に注目すると、F-400 では水温が約 13 度以下ではほとんど除去されなくなったのに対し、PICABIOL では水温が約 1°Cまで低下してもほぼ完全に除去された。他方、水温の比較的高い期間における挙動に注目すると、原水中の濃度が低いため、いずれの活性炭を用いても若干除去率が低下する傾向が認められた。海賀ら²⁵⁾も、印旛沼原水を用いたプラント実験において、同様に除去率が低下することを指摘しているが、同時期には、河川の自浄作用による硝化作用を期待できるため、生物活性炭において、アンモニア性窒素の高除去率を確保する必要性は低いと考えられる。以上のことをふまえると、水温がきわめて低い条件でも、ほぼ完全なアンモニア性窒素除去を期待できる PICABIOL は、冬期間の塩素要求量の削減にはきわめて効果的であるといえる。ここで、低水温時における両活性炭の生物活性の違いについてさらに詳細に検討するため、アンモニア性窒素除去率が大きく異なった 1996 年 2 月 26 日（水温 4.1°C）に硝化活性試験を、1996 年 3 月 30 日に菌体数の測定をそれぞれ行った。実験結果を、表 4-7 に示す。

表 4-7 アンモニア酸化速度および菌体数

		アンモニア酸化速度 (mgN/min·L-AC)	全菌数 (cells/mL-AC)	従属栄養細菌数 (CFU/mL-AC)
PICABIOL	上層	0.38	7.13×10^8	1.82×10^7
	中層	0.18	4.42×10^8	7.37×10^6
	下層	0.07	4.31×10^8	1.90×10^6
F-400	上層	0.01	8.29×10^8	1.24×10^7
	中層	0.02	5.21×10^8	8.90×10^6
	下層	0.00	4.26×10^8	1.95×10^6

※ 上層：ろ層深さ 10 cm，中層：ろ層深さ 60 cm，下層：ろ層深さ 140 cm

アンモニア酸化速度に注目すると、除去率がほぼ 100 %であった PICABIOL では、比較的高濃度の基質と接触している上層で 0.38 mg/min·L-AC、下層においても 0.07 mg/min·L-AC の酸化速度を保持していたのに対し、F-400 では全層にわたり 0.02 mg/min·AC 以下ときわめて低く、両者の硝化活性に顕著な違いが認められた。しかしながら、全菌数を比較すると、いずれも活性炭 1 mL あたり 10^8 オーダーで細菌が付着しており、付着生物量には両者の間に明確な差が認められず、有機炭素の生物分解に関わる従属栄養細菌数についてもほぼ同数付着していた。先にも述べたように、活性炭表面に特異的な細菌層が増殖するとは考え難いことから、活性炭表面の比較的小さい凹凸が硝化活性の大小に関与していると推測される。

つぎに、図 4-25 に、実験プラントにおける AOC の測定結果を示す。AOC の測定は、活性炭

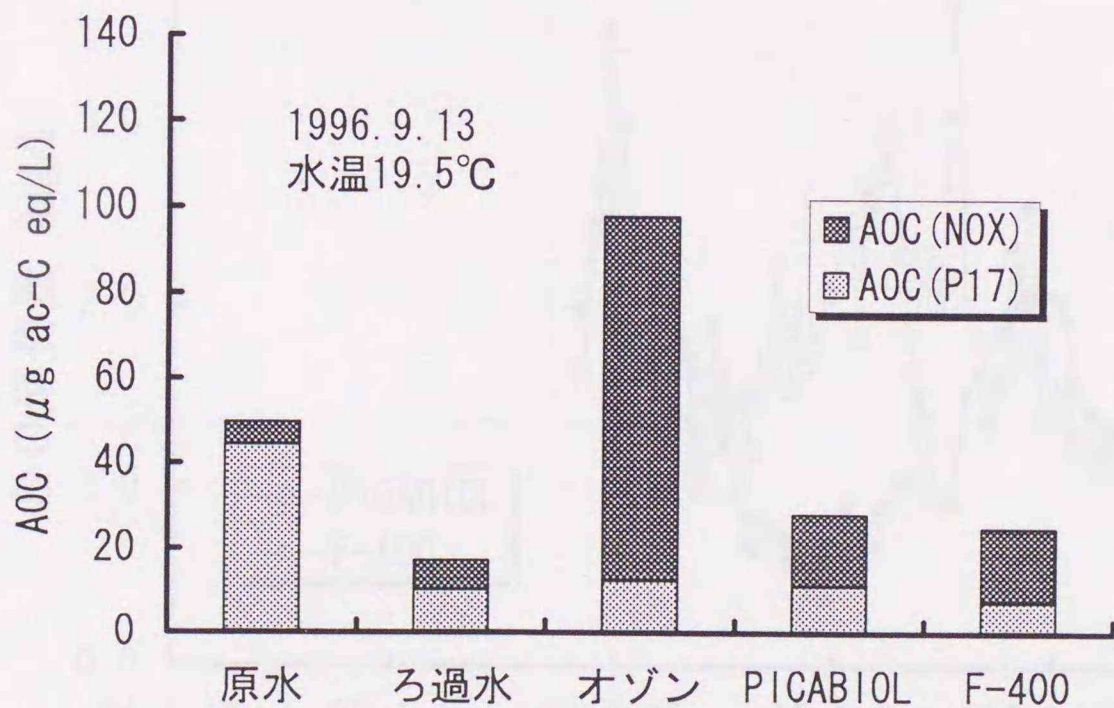
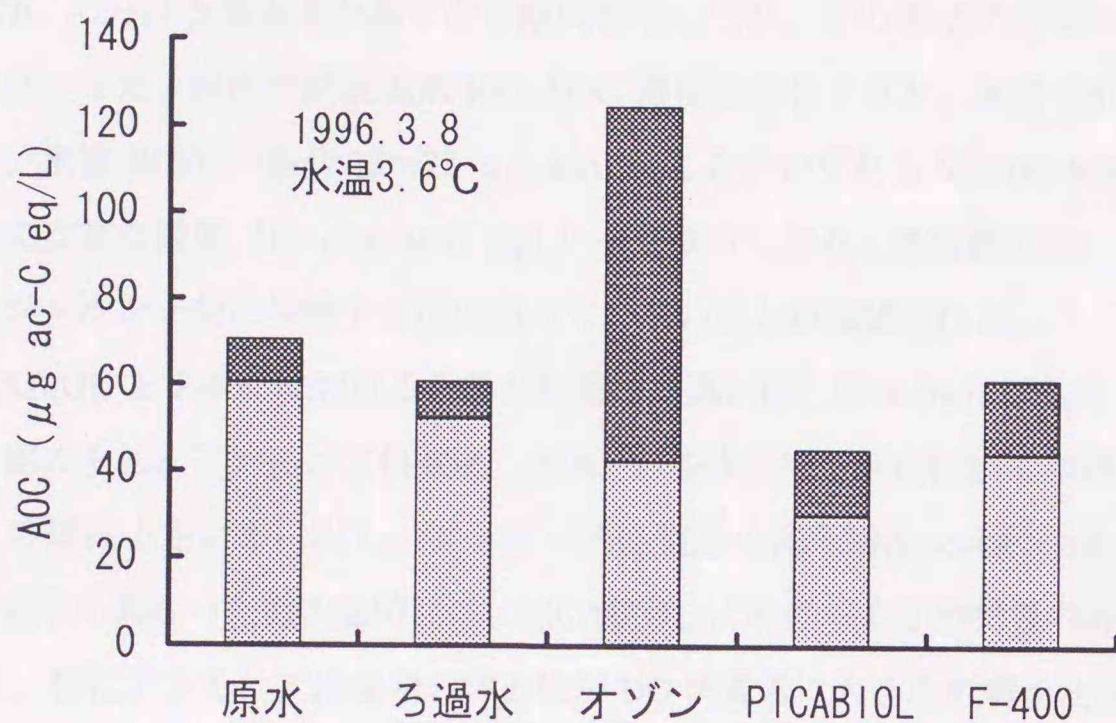


図 4-25 AOC測定結果 (接触時間15分)
- ろ過水はBカラム流入水の平均値 -

におけるアンモニア性窒素除去率が大きく異なった 1996 年 3 月 8 日（水温 3.6℃）と比較的類似していた 1996 年 9 月 13 日（水温 19.5℃）の、いずれも DOC 破過曲線がほぼ平衡に到達していた段階で行った。まず、両活性炭における AOC 除去率に注目すると、水温 3.6℃の場合 PICABIOL、F-400 においてそれぞれ 64、51 %、水温 19.5℃の場合それぞれ 71、74 %と、低水温時に PICABIOL における除去率が高くなる傾向を示したが、その差はアンモニア性窒素ほど顕著ではなかった。また、両活性炭流出水中の AOC 濃度に注目すると、水温 3.6℃の場合 45～61 $\mu\text{g ac-C eq/L}$ 、水温 19.5℃の場合 25～28 $\mu\text{g ac-C eq/L}$ と、いずれも Van der Kooij²⁵⁾によって示された生物学的に安定な濃度（10 $\mu\text{g ac-C eq/L}$ ）を上回っており、本実験では、バクテリアの二次増殖ポテンシャルを十分に抑制するには至っていないことが確認された。

これら PICABIOL と F-400 における生物分解特性の違いは、図 4-26 に示した DO 消費量の経日変化からも認められ、アンモニア性窒素、AOC の各除去率が両活性炭でほぼ等しかった高水温時には、その差は小さいのに対し、アンモニア性窒素の流入濃度が比較的高く、その除去率も両活性炭で大きく異なった低水温時には、PICABIOL における DO 消費量の方が F-400 より 1 mg/L 以上高く、特にアンモニア性窒素の除去性が DO 消費量に大きな影響を及ぼしていた。

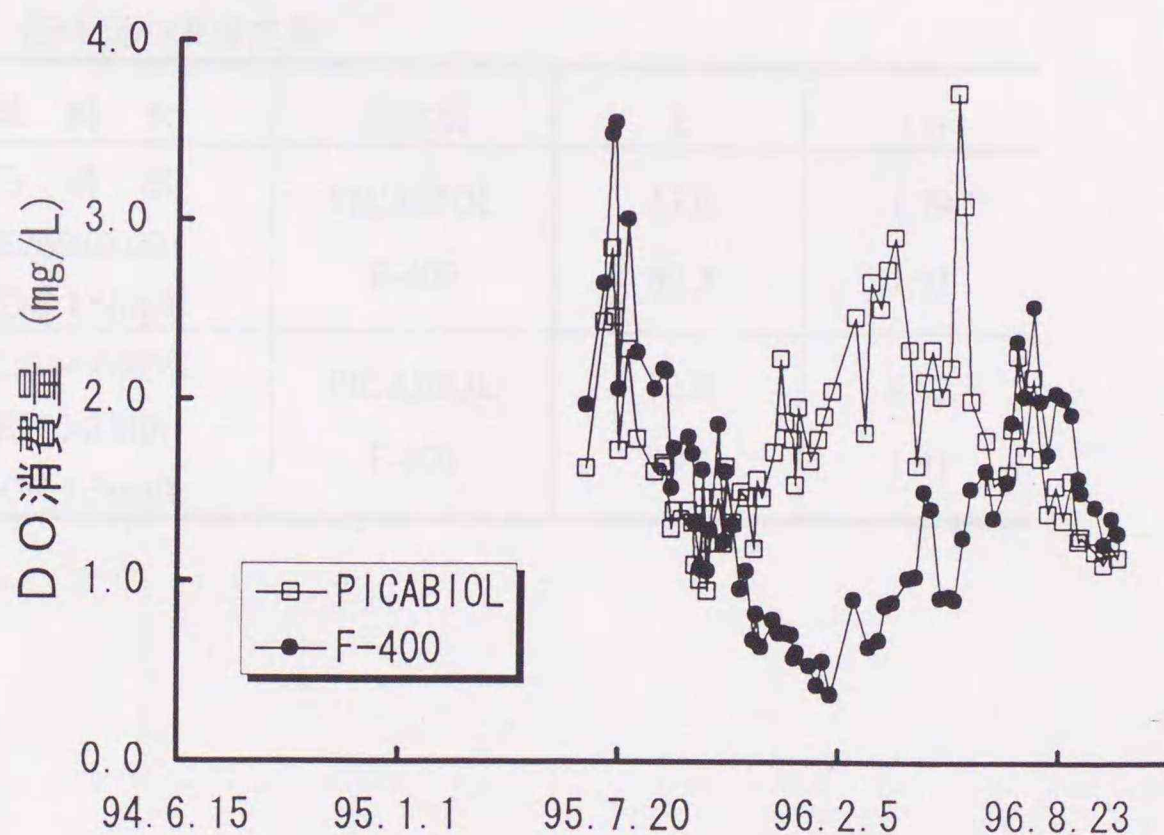


図 4-26 DO消費量の経日変化

4.5 活性炭処理特性に及ぼすオゾン処理の影響

4.5.1 回分吸着実験

ここでは、両活性炭が有する基本的な吸着特性を把握するために、吸着等温線と吸着速度に関する実験を行った。試料水としては、実験プラント通水過程における砂ろ過水とオゾン処理水を用いた。

吸着等温線に関する実験では、試料水を満たした 100 mL のバイアル瓶に粉碎した活性炭を所定量添加し、35°C の条件で 3 日間振とうした後の DOC を測定した。

吸着速度に関する実験では、試料水を満たした 1 L ビーカーに粒状活性炭を 1 g 添加し、マグネティックスターラーを用いて攪拌した。攪拌中、所定時間に採水し、E260 を測定した。

4.5.2 E260 と DOC の挙動に及ぼすオゾン処理の影響

図 4-27 に、吸着等温線を示す。この図に示すとおり、いずれの吸着等温線も両対数でプロットするとほぼ直線で近似できるため、Freundlich 吸着等温式より求めた吸着定数を表 4-8 に示す。

表 4-8 活性炭の吸着定数

試料水	活性炭	k	1/n
ろ過水 E260:0.022 DOC:1.5mg/L	PICABIOL	13.0	1.79
	F-400	60.3	1.01
オゾン処理水 E260:0.008 DOC:1.3mg/L	PICABIOL	32.8	6.82
	F-400	98.4	1.91

これらによると、いずれの試料水を用いても F-400 における吸着能の方が高く、吸着定数 k で比較する 3~4.6 倍となり、径の大きな細孔を多く有する活性炭ほど、分子量の大きなフミン質が容易に細孔内に侵入しやすいとした海老江ら²⁾の報告と一致した。また、オゾン処理水を用いたときの吸着能の低下が両活性炭とも認められ、吸着定数 $1/n$ に注目すると、オゾン処理水を用いた場合のそれは砂ろ過水に比べて F-400、PICABIOL においてそれぞれ 1.9~3.8 倍と、とくに

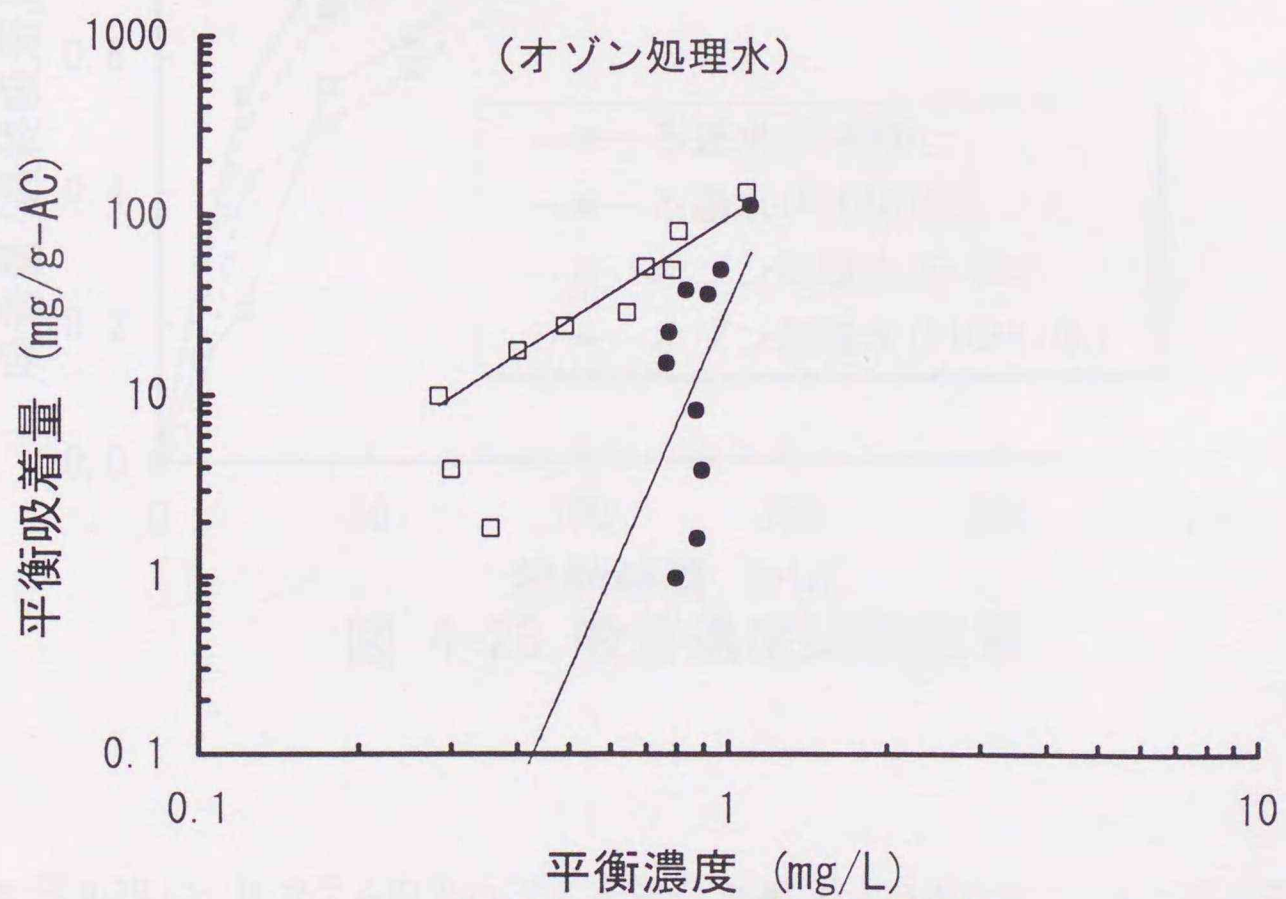
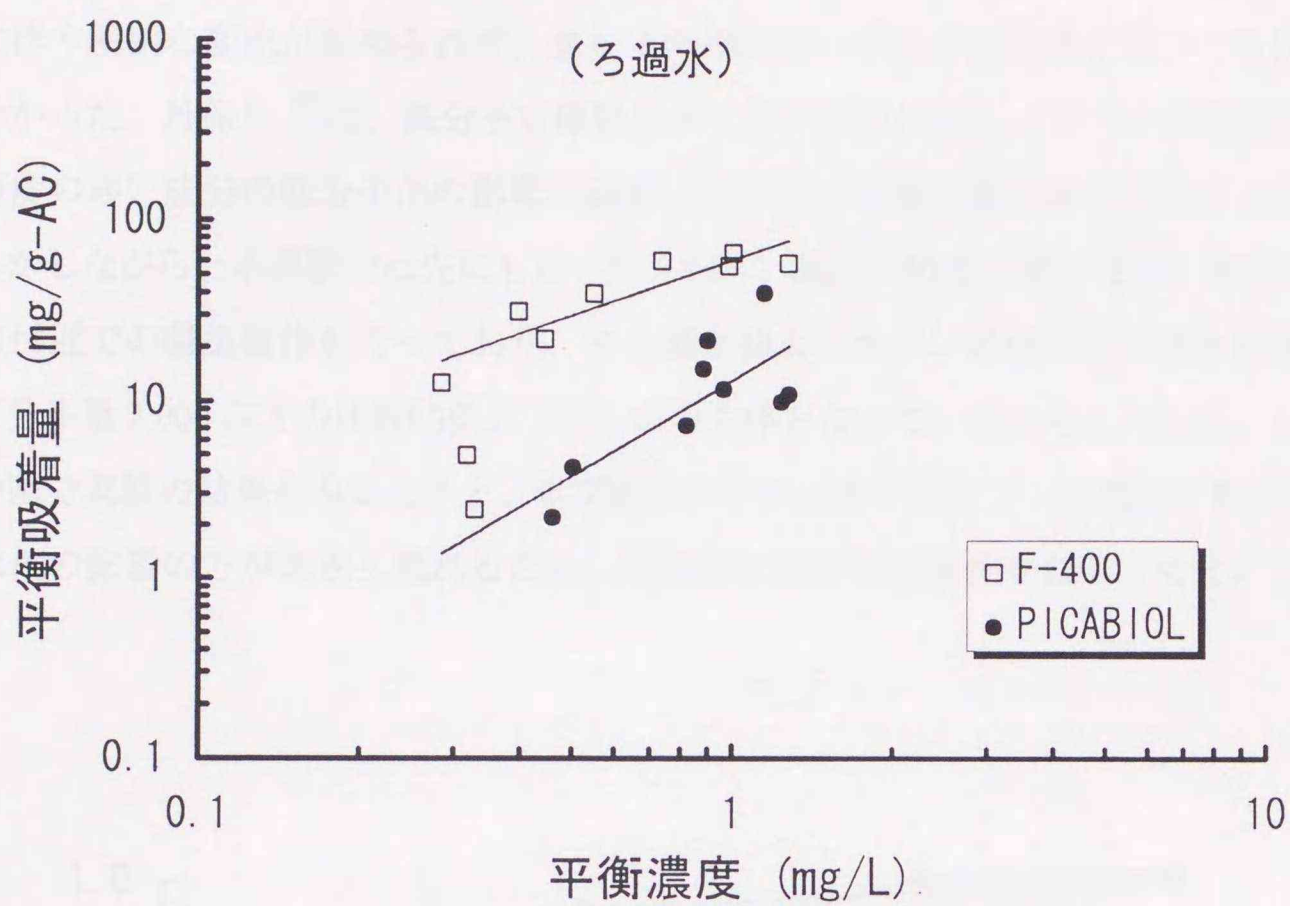


図 4-27 吸着等温線

PICABIOL の方で顕著であった。つぎに、図 4-28 に、吸着速度試験の結果を示す。ここで、縦軸は最終吸着量に対する吸着量として整理した。この図によると、吸着速度に関しては、オゾン処理に伴う明確な変化が認められず、またその傾向はいずれの活性炭を用いても同様であることがわかった。丹保ら²⁷⁾は、高分子有機物を多く含む原水に対してオゾン処理を行うと、粒内拡散速度の遅い成分の低分子化の影響が顕著に現れて、吸着速度が高くなることを指摘している。しかしながら、本実験では先にも述べたとおり、前段の処理過程で E260 発現性成分の限界除去点付近での凝集操作を行っており、砂ろ過水およびオゾン処理水中に含まれる有機成分は、ほぼ分子量 2,000 以下の比較的低分子のものが主体となっていると考えられる。したがって、これらの回分実験の結果をふまえると、本実験システムにおけるオゾン処理は、E260 発現性成分の親水化の影響の方が大きく現れるため、活性炭における吸着性を低下させていると判断される。

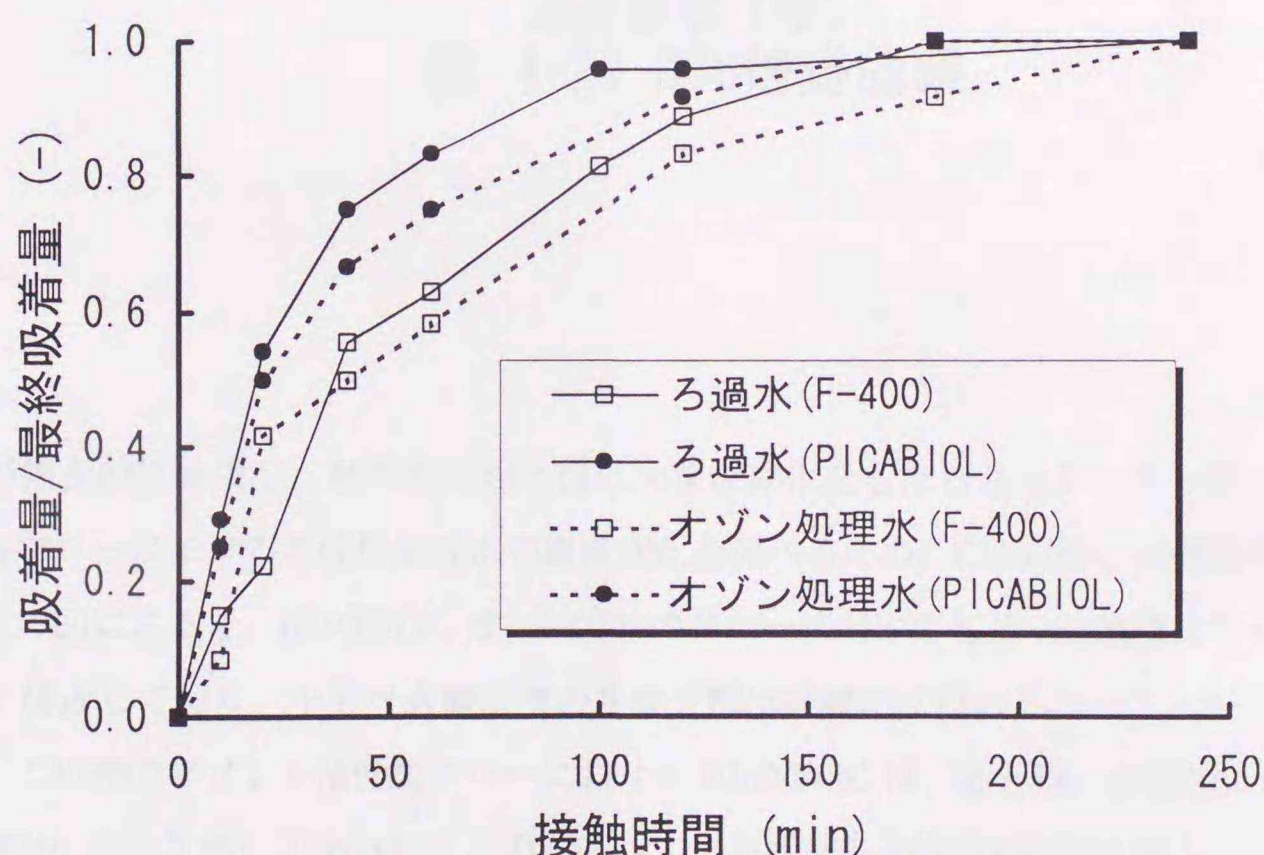


図 4-28 吸着速度試験結果

さらに、図 4-29 に、B カラムの Run. 2 における DOC 破過曲線を示す。これによると、回分実験においては両試料水間に吸着性の違いが認められたものの、破過曲線についてはオゾン処理の有無にかかわらず、ほぼ合致していた。オゾン処理を行うと、上述した過程で吸着性は低下するが、一方では E260 発現性成分の改質に伴って生物分解性は向上する²⁸⁾ため、ここでは、

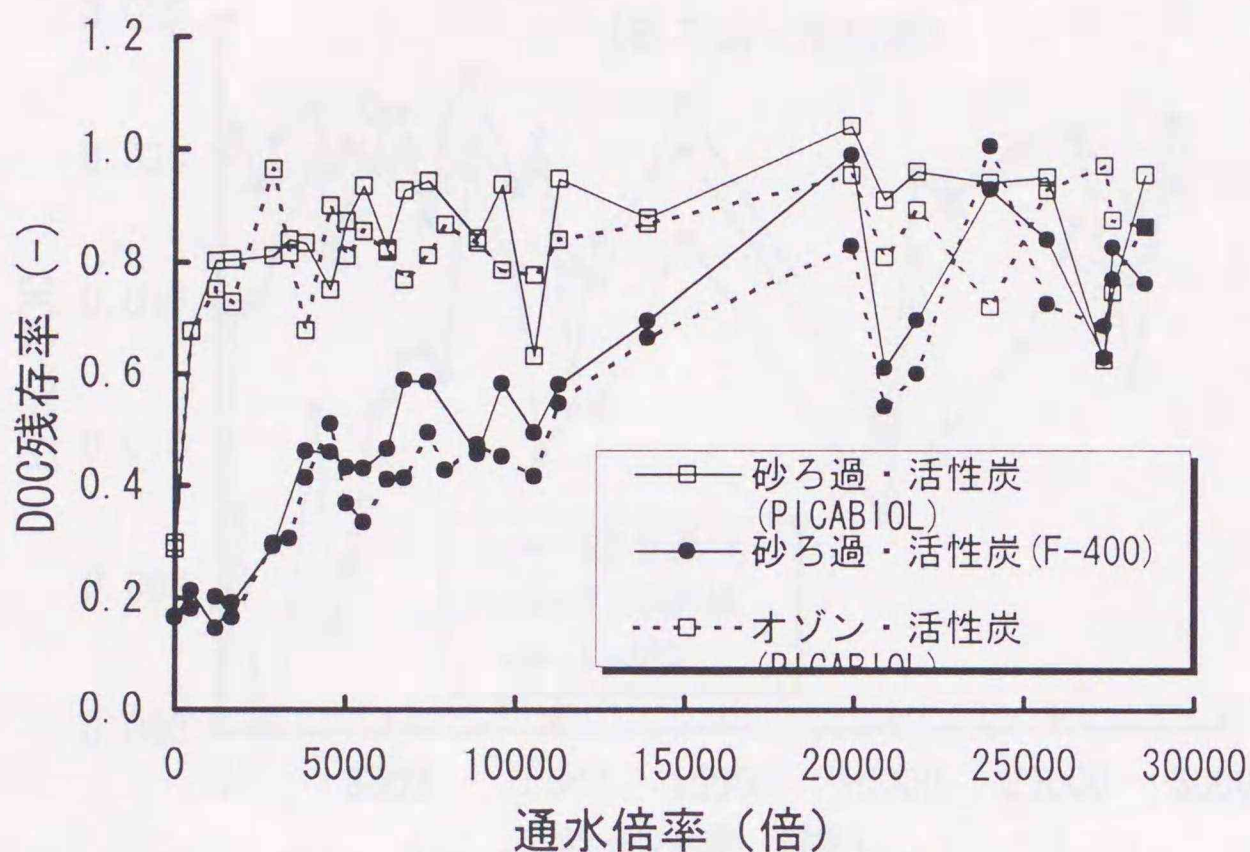


図 4-29 DOC破過曲線

それらが複合的に作用し、結果的に除去性に大きな変化をもたらさなかったと考えられる。ここで、各フローにおける活性炭処理水の組成変化を調べるため、E260/DOC の推移を図 4-30 に示す。この図によると、E260/DOC は、いずれのフローにおいても通水の経過に伴って流入水中のそれに接近しており、十分な有機炭素の生物分解は継続的に行われないことが示唆された。同時に、この時のオゾン・活性炭フローにおける E260/DOC は、砂ろ過・活性炭に比べて約 1/2 (DOC/E260 が約 2 倍) であった。このことは、マトリックス的水質評価を行うと、同フローでは活性炭処理水中に多くの生物分解性有機物が残存することを意味しており、丹保ら²⁸⁾が指摘したように、本実験においても、オゾン処理によって増加した E260 非発現性成分は、生物遅分解性であったと推測される。さらに、F-400 に注目すると、流入水の E260/DOC と一致する通水倍率は、いずれの処理フローでも約 8,000 倍と等しいことから、E260 発現性成分の選択的除去に関して、オゾン処理はほとんど影響を及ぼしていないことも明らかになった。

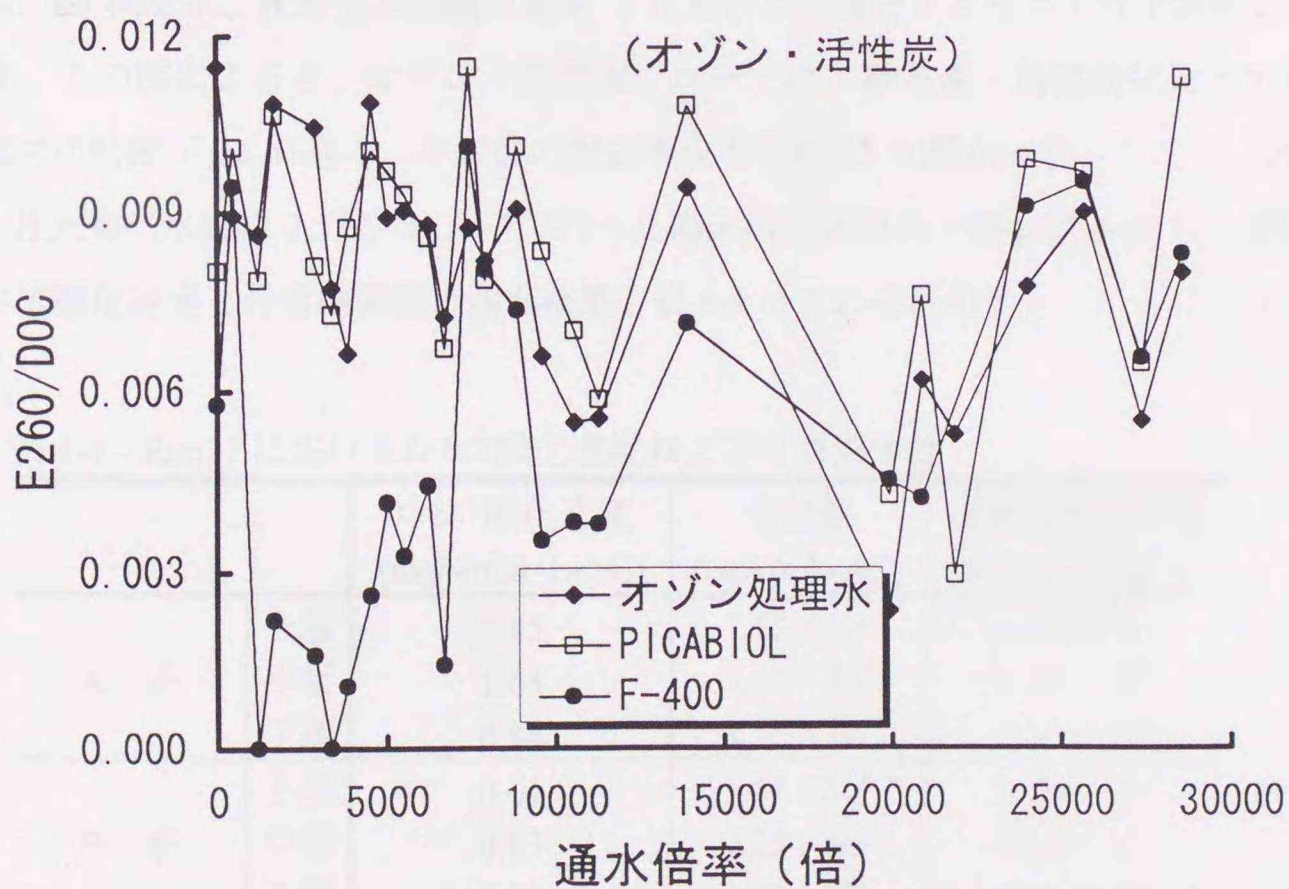
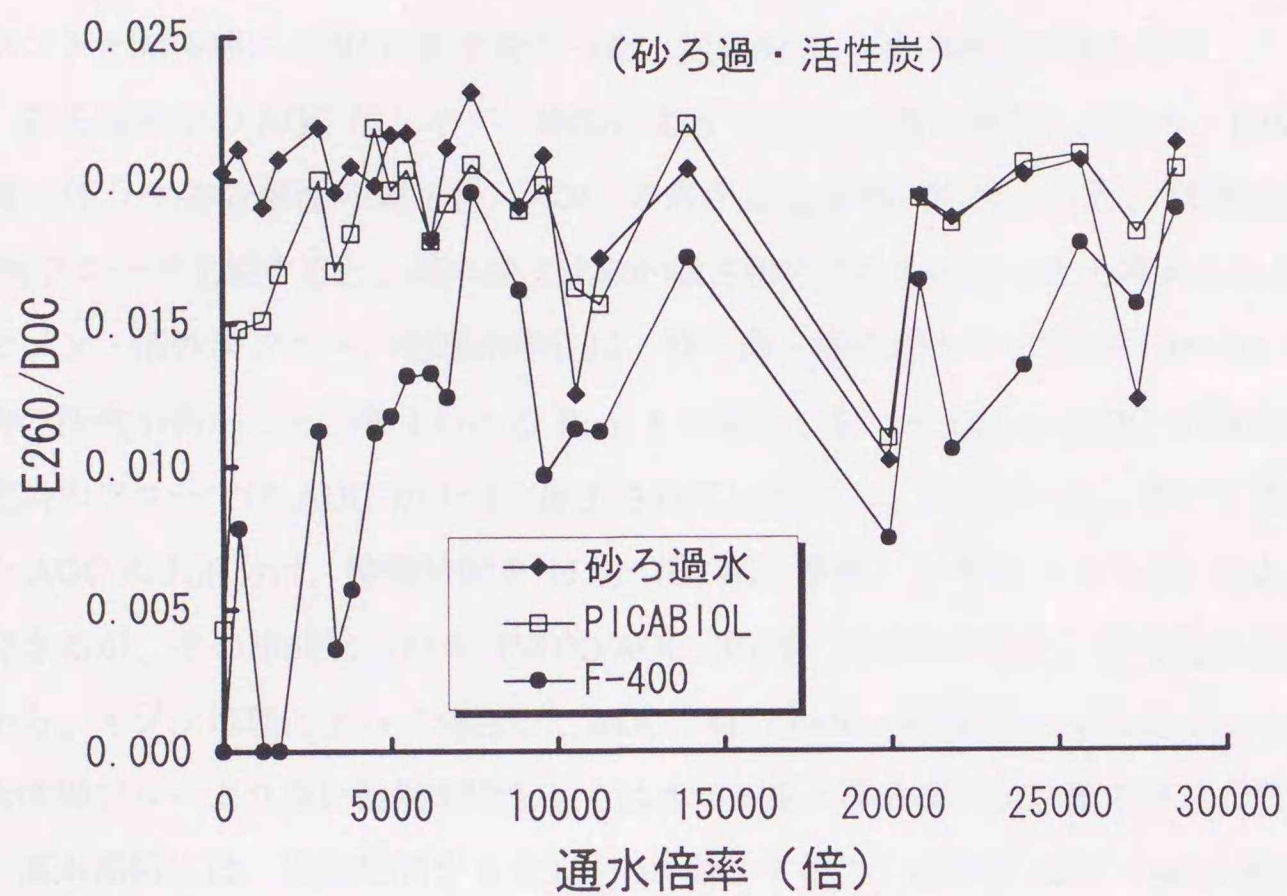


図 4-30 E260/DOCの推移

4.5.3 生物分解特性に及ぼすオゾン処理の影響

先にも若干述べた生物分解性有機物の挙動を詳細に把握するために、B カラム実験においても実験プラントと同時期に AOC の測定を行った。図 4-31 に一連の測定結果を示す。

まず、砂ろ過水中の AOC は、オゾン処理によって約 2～7 倍に増加しており、E260 発現性成分の改質に伴う生物分解性の向上が、AOC の点からも証明できた。また、活性炭処理水中の AOC を両フローで比較すると、高水温で比較的微生物の活性も高かったと考えられる Run. 2 の場合、オゾン・活性炭フローの処理水中には、砂ろ過・活性炭フローの約 1.4～1.6 倍、低水温で微生物の活性が弱かったと考えられる Run. 1 の場合、約 1.9 倍もの AOC が検出され、オゾン・活性炭のフローでは AOC が十分に除去されていないことがわかった。オゾン処理によって増加した AOC の大部分は、接触時間を 15 分（図 4-25 参照）と B カラムの 2.5 倍とることにより低減できるが、その組成比（AOC (NOX)/AOC (P17)）に注目すると、砂ろ過水よりも若干高いことから、オゾン処理によって増加した AOC、特に AOC (NOX) を十分に低下させるには、砂ろ過・活性炭フローより長い接触時間もしくはオゾン注入率の低下が必要であると考えられる。さらに、高水温時には、接触時間を 6 分から 15 分とすることによる AOC の減少量は 4.5～11.0 $\mu\text{g ac-C eq/L}$ であるが、低水温時には 30.5 $\mu\text{g ac-C eq/L}$ も減少しており、冬期間には、AOC の生物分解に要する接触時間がさらに必要であることも確認された。

つぎに、図 4-32 に、B カラム実験の Run. 1 における水温とアンモニア性窒素除去率の経日変化を示す。この図によると、オゾン・活性炭フローでは、砂ろ過・活性炭に比べて硝化が認められるまでの時間が 26 日遅く、その後の除去率も平均約 25 % 低かった。ここで、1996 年 1 月下旬～2 月上旬（水温約 2.5℃）にかけて行った硝化活性試験の一例を図 4-33 に、活性炭表面のアンモニア酸化速度と付着細菌数の測定結果を表 4-9 にそれぞれ示す。

表 4-9 Run. 1 におけるアンモニア酸化速度および付着菌体数

		アンモニア酸化速度 (mgN/min・L-AC)	全菌数 (cells/mL-AC)	従属栄養細菌数 (CFU/mL-AC)
A 系	上層	1.85	7.52×10^9	4.18×10^5
	中層	1.68	3.88×10^9	6.30×10^5
	下層	0.84	2.36×10^9	6.90×10^5
B 系	上層	0.61	3.12×10^9	6.80×10^7
	中層	0.83	2.25×10^9	4.19×10^7
	下層	0.71	2.31×10^9	2.00×10^7

※ 上層：ろ層深さ 0～0.5 cm,
中層：ろ層深さ 30～30.5 cm,
下層：ろ層深さ 55～55.5 cm

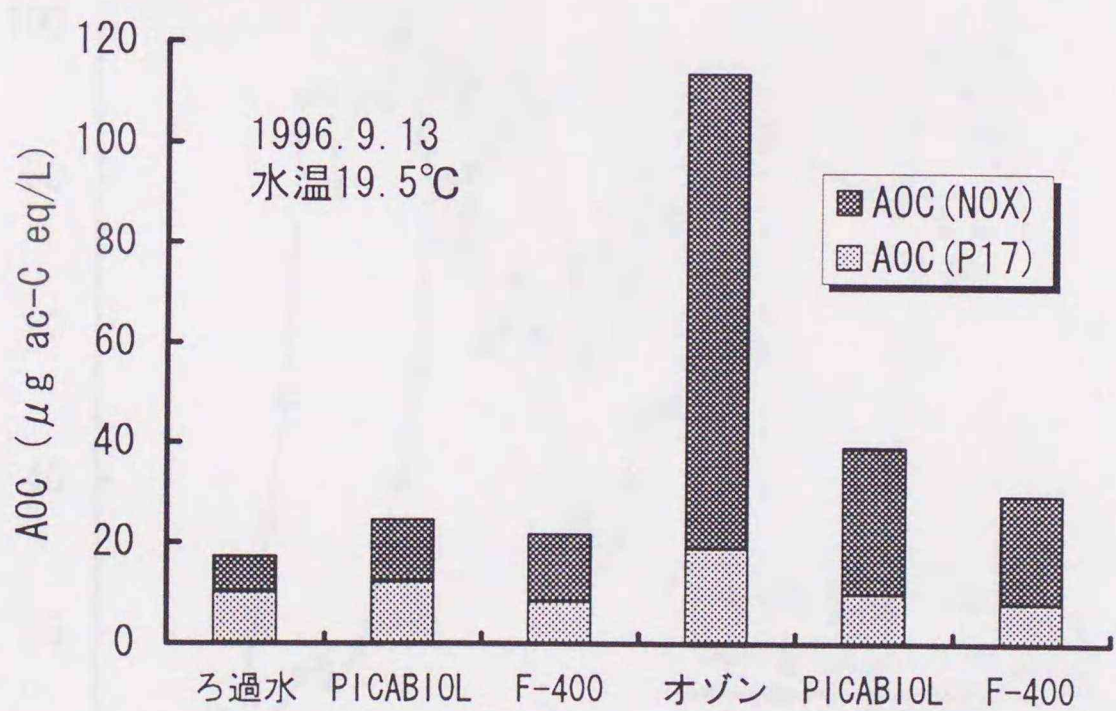
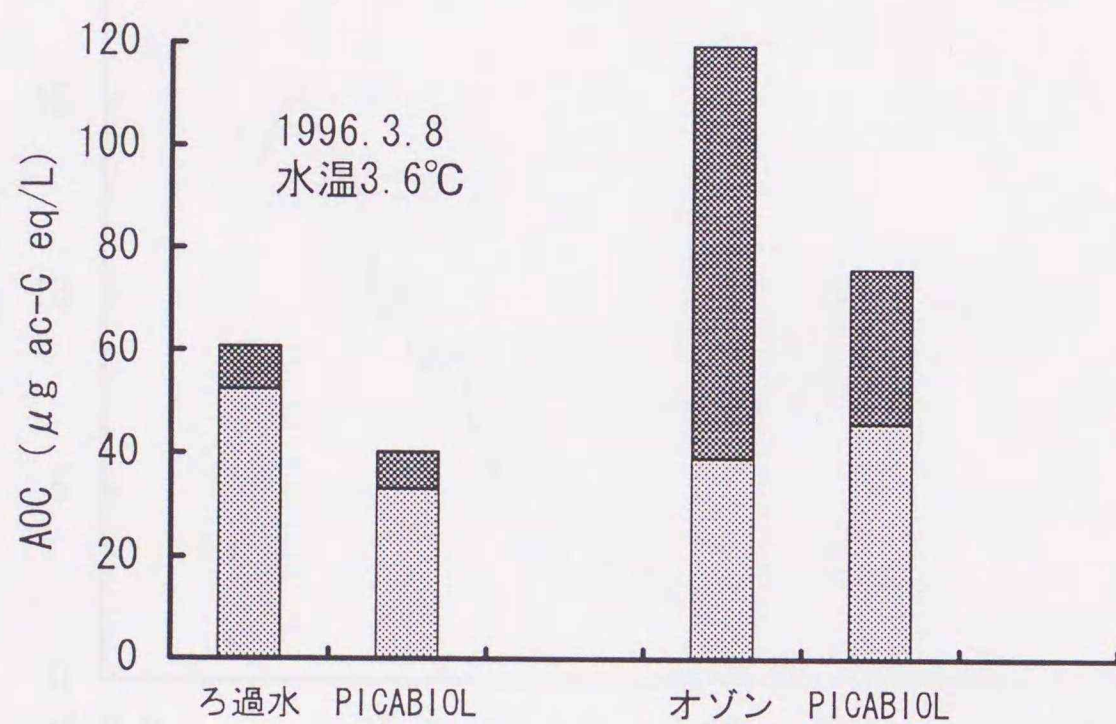


図 4-31 AOC測定結果（接触時間6分）

- ろ過水, オゾン処理水は流入水の平均値 -

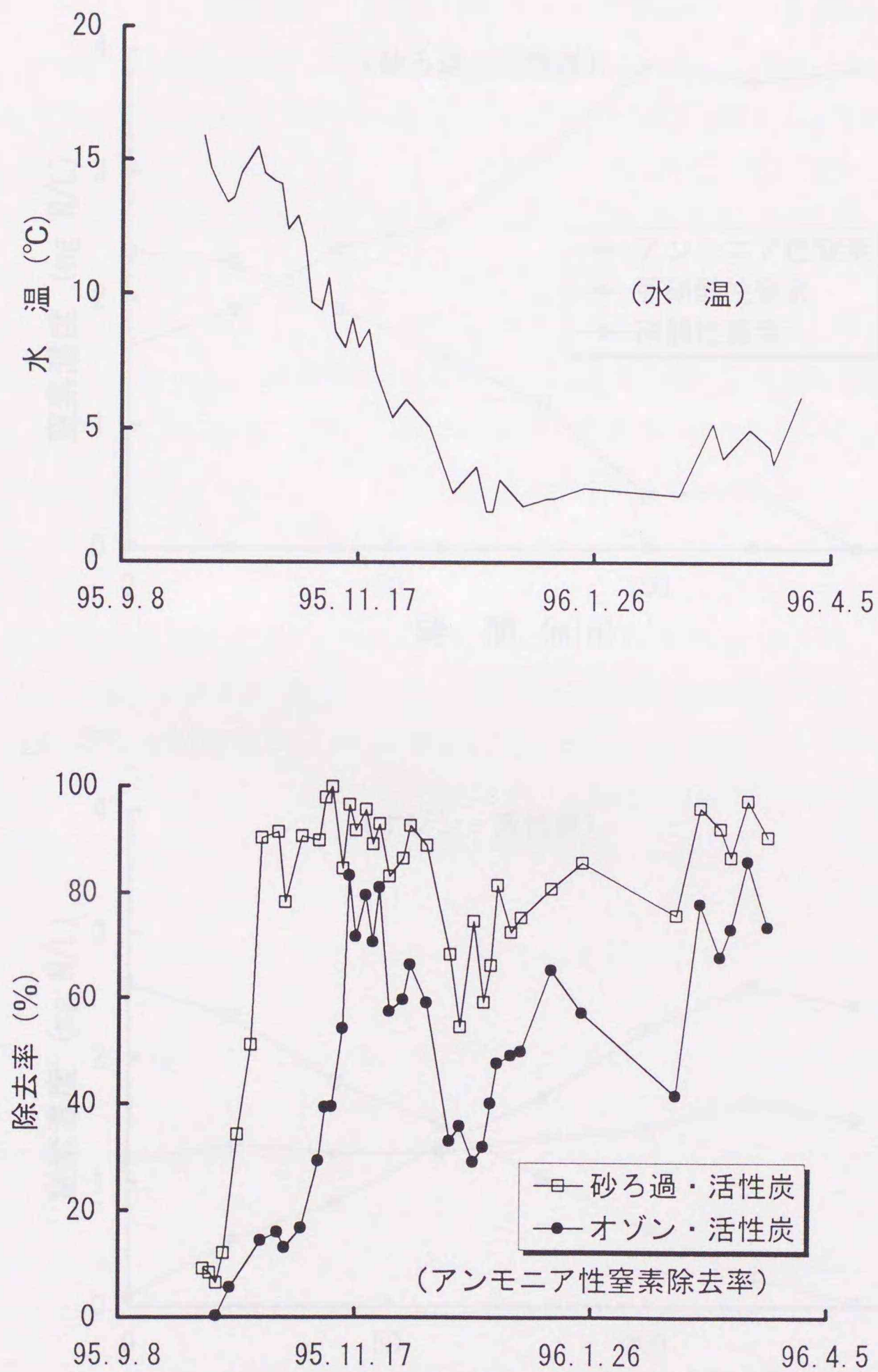


図 4-32 水温とアンモニア性窒素除去率の経日変化

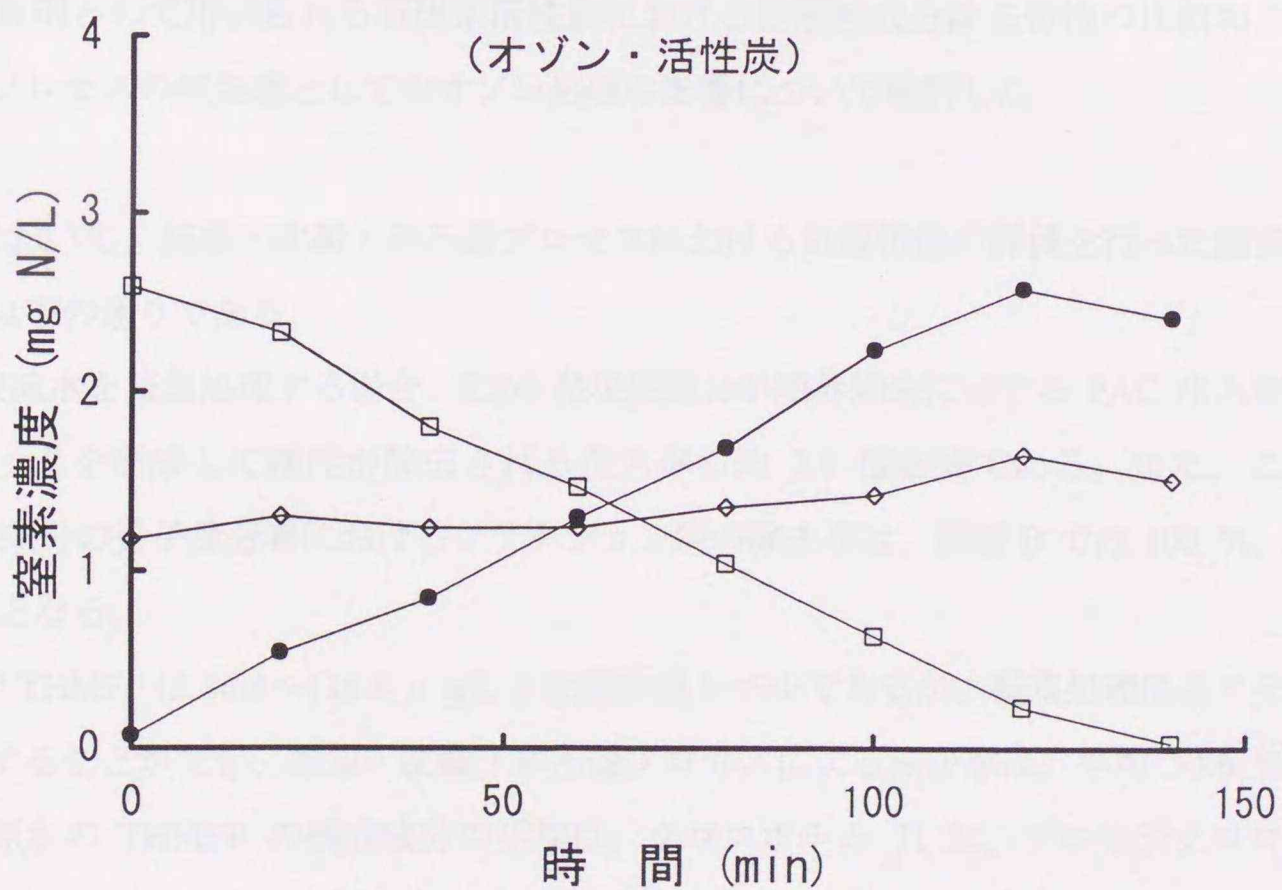
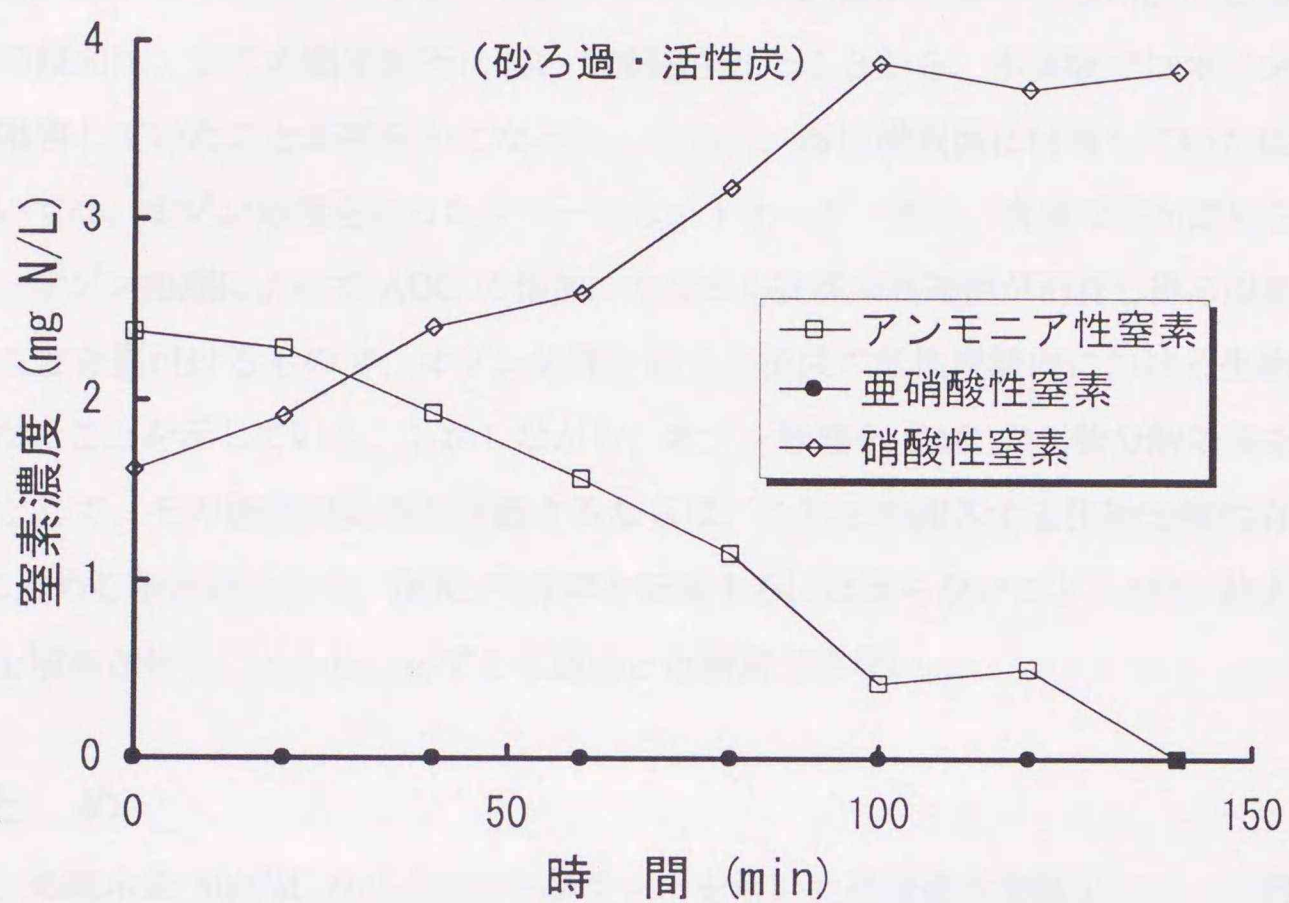


図 4-33 硝化活性試験の一例

これらによると、まず、オゾン・活性炭フローのアンモニア酸化速度は、砂ろ過・活性炭フローに比べて、上層で 1/3、中層で 1/2 と上層ほどその活性が抑えられていた。また、硝化活性試験によると、オゾン・活性炭のフローでは、アンモニアの減少に伴って亜硝酸の蓄積が認められた。この傾向は、全ての測定箇所において確認されたことから、本実験ではオゾン処理が硝化活性を阻害していたことが明らかになった。さらに、活性炭表面に付着していた従属栄養細菌数については、オゾン処理を行ったフローの方が 1 オーダー高く、有意な差が認められた。このことは、オゾン処理によって AOC の増加、すなわち従属栄養細菌が消費し得る炭素源が多く流入することを裏付けるもので、オゾン処理を行うと後段の活性炭層内における生物分解作用が活発になることを示している。しかしながら、オゾン処理を BAC の生物分解効果を向上させる前処理として、その機能の是非を評価するならば、これらの流入する生物分解性有機物は DOC 全体に占める割合が小さく、DOC 残存率を低減するには至らないこと、AOC 除去に要する接触時間を増加させることから、必ずしも適切とは断定できない。

4.6 ま と め

本章では、処理水量 50m³/d のパイロットプラントを用いた連続通水実験を行い、千歳川表流水を原水としたときの、高度浄水処理システムにおける溶解性成分の処理特性を明らかにした。とくに、凝集処理による溶解性成分の除去特性、微生物の担体として製造された木質系活性炭と一般に吸着剤として用いられる石炭系活性炭における溶解性成分除去特性の比較および生物活性炭処理プロセスの前処理としてのオゾン処理の影響について検討した。

第 3 節において、凝集・沈澱・砂ろ過プロセスにおける処理特性の評価を行った結果、得られた知見は以下の通りである。

- (1) 千歳川表流水を凝集処理する場合、E260 発現性成分が限界除去に達する PAC 注入率は、沈降性のフロックを形成して濁度が除去される注入率の約 2.5 倍必要である。また、この時の E260 発現性成分の分子量分布におけるフラクション別の除去率は、画群 B では 100 %、画群 C では約 50 %となる。
- (2) 原水中の THMFP は 36.4~136.8 μ g/L と比較的高レベルであるが、凝集処理によりそれらを有効に削減することができ、凝集・沈澱・砂ろ過プロセスによる減少率は、平均 54.6 %であった。また、原水の THMFP の構成成分の平均は、クロロホルム 71 %、ブロモジクロロメタン 22 %、ジブロモクロロメタン 6 %であるが、砂ろ過水中のそれは、それぞれ 52 %、31 %、16 %と臭素系トリハロメタンの生成能の割合が増加する。

第4節において、オゾン・活性炭プロセスにおける処理特性の評価を行った結果、得られた知見は以下の通りである。

- (1) DOC 破過曲線において、残存率が見かけ上平衡状態になるまでに要する通水倍率は、PICABIOL、F-400 においてそれぞれ 8,000 倍、50,000 倍であった。また、E260、THMFP についても DOC とほぼ同様の除去傾向を示し、これらの除去を期待するなら、フミン質類の吸着性の高い F-400 を選択するのが望ましい。
- (2) 本実験では、オゾン処理を行うことにより、E260 は 25.8~47.5 %減少したが、有機物の無機化はほとんど起こらなかった。また、THMFP 削減に対するオゾン処理単独の効果は 16~36 %であった。
- (3) 活性炭処理プロセスにおいて E260 と THMFP の選択的な除去が認められるのは、F-400 を用いた場合、通水倍率約 10,000 倍、すなわち DOC 破過曲線が平衡に達する通水倍率のわずか 1/5 までで、それ以降は、DOC の除去分だけ THMFP が低減される。他方、PICABIOL を用いた場合は、通水開始後の早い段階で選択的な除去がなされなくなる。
- (4) 活性炭処理過程において、THMFP が選択的に除去されなくなる通水倍率は、E260 発現性成分の分子量分布における画群 D の破過が認められる通水倍率にほぼ等しい。また、通水当初は、臭素系の THMFP がきわめて低くなる。
- (5) 一度、アンモニアの硝化が起こると、PICABIOL では水温変動にかかわらず、ほぼ完全にアンモニア性窒素を除去し続ける。また、低水温時には、両活性炭の硝化活性に顕著な違いが認められたが、付着生物量はほぼ同じであった。
- (6) BAC 処理によって、オゾン処理水中の AOC はいずれも 51~74 %除去され、流出水中の AOC は 25~61 $\mu\text{g ac-C eq/L}$ であった。また、低水温時に、PICABIOL における AOC 除去率の方が F-400 より高くなる傾向を示したが、アンモニア性窒素ほど顕著な差は認められなかった。

第5節において、活性炭処理特性に及ぼすオゾン処理の影響を検討した結果、得られた知見は以下の通りである。

- (1) 本実験におけるオゾン処理では、高分子有機物の低分子化より疎水性有機物の親水化の影響が顕著に現れ、活性炭吸着性を低下させる。また、その傾向は、PICABIOL ほど顕著であった。
- (2) オゾン処理水は、活性炭への吸着性が砂ろ過水に比べて低いにもかかわらず、本実験で砂ろ過・活性炭フローとオゾン・活性炭フローで固定床ろ過を行うと、破過曲線はほぼ合致した。
- (3) オゾン処理を行うと、AOC が約 2~7 倍に増加し、それに伴って生物分解性が向上する。しかしながら、それらが DOC に占める割合は小さく、また、十分に除去するためには、多くの接触時間が必要となる。

(4) 本実験では、オゾン処理が低水温時の硝化活性を阻害する傾向を示した。

【 参 考 文 献 】

- 1) Nicholas E. Krupa and Fred S. Cannon : GAC : Pore Structure versus Dye Adsorption, J. of AWWA, pp. 94-108, 1996. 6
- 2) 海老江邦雄・李 富生・湯浅 晶 : 活性炭によるフミン質及び微量有害有機成分の吸着特性, 水道協会雑誌, 732 号, pp. 38-48, 平 7. 9
- 3) 浦野紘平・山本英二・網谷幸二 : 粒状活性炭のフミン酸吸着特性, 水道協会雑誌, 第 573 号, pp. 37-46, 昭 57. 6
- 4) 松井佳彦・亀井 翼・丹保憲仁・重田 猛 : フミン質共存下における微量有害成分の活性炭吸着特性, 水道協会雑誌, 第 700 号, pp. 19-29, 平 5. 1
- 5) Committee Report : An Assessment of Microbial Activity on GAC, J. of AWWA, Vol. 73, pp. 447-454, 1981. 8
- 6) 西嶋 渉・岡田光正 : 生物活性炭における付着細菌の役割, 用水と廃水, Vol. 35, No. 3, 1993
- 7) 中野重和・田村知子 : 生物活性炭法による水処理技術, 工業用水, 第 411 号, pp. 41-51, 平 4. 12
- 8) Robert J. de Jonge, Anton M. Breure and Johan G. van Andel : Bioregeneration of Powdered Activated Carbon loaded with Aromatic Compounds, Water Research, Vol. 30, pp. 875-882, 1996
- 9) Robert J. de Jonge, Anton M. Breure and Johan G. van Andel : Reversibility of Adsorption of Aromatic Compounds onto Powdered Activated Carbon, Water Research, Vol. 30, pp. 883-892, 1996
- 10) I. Dobrevski and L. Znezdova : Biological Regeneration of Activated Carbon, Wat. Sci. Tech, Vol. 21, pp. 141-143, 1989
- 11) Peter M. Huck : Measurement of Biodegradable Organic Matter and Bacterial Growth Potential in Drinking Water, J. of AWWA, pp. 78-86, 1990. 7
- 12) Mark A. Carlson, et. al. : Comparing Two GACs for Adsorption and Biostabilization, J. of AWWA, pp. 91-102, 1994. 3
- 13) 丹保憲仁・亀井 翼 : 水処理における処理性評価マトリックス, 水道協会雑誌, 第 708 号, pp. 28-40, 平 5. 9
- 14) Gordon A. Mcfeters 編・金子光美 監訳 : 飲料水の微生物学, 技報堂出版, 1992. 6
- 15) 小島貞男・渡辺和夫 : 凝集剤・ポリ塩化アルミニウムの実用化に関する研究 (I), 水道協会雑誌, 第 392 号, pp. 2-9, 昭 42. 5
- 16) 小島貞男・渡辺和夫 : 凝集剤・ポリ塩化アルミニウムの実用化に関する研究 (II), 水道協

会雑誌, 第417号, pp. 2-9, 昭44. 6

17) 丹保憲仁・亀井 翼: 処理性評価のための水質変換マトリックス (I), 水道協会雑誌, 第530号, pp. 8-18, 昭53. 11

18) 丹保憲仁・小笠原紘一: 浄水の技術, 技報堂出版, 1990. 9

19) Stuart M. Hooper et. al. : Improving GAC Performance by Optimized Coagulation, J. of AWWA, pp. 107-120, 1996. 8

20) 藤田正樹・梶野勝司・谷渕決二・井上圭司: 関西における高度浄水処理, 水道協会雑誌, 第743号, pp. 2-19, 平8. 8

21) 丹保憲仁・堤 行彦: トリハロメタン生成能に関する研究 (I), 水道協会雑誌, 第574号, pp. 21-32, 昭57. 7

22) 服部和夫: 高度浄水処理方式の導入によるリスクマネジメント, 北海道大学学位論文, 1994

23) 堤 行彦・J. P. Duguet・J. Mallevialle・F. Fissinger・丹保憲仁: 浄水処理におけるオゾン, オゾン+活性炭処理プロセスの評価, 水道協会雑誌, 第600号, pp. 18-28, 昭59. 9

24) 丹保憲仁・堤 行彦: トリハロメタン生成能に関する研究 (II), 水道協会雑誌, 第576号, pp. 22-37, 昭57. 9

25) 海賀信好・石川勝廣・西島 衛・鈴木静夫・真柄泰基: オゾンと生物活性炭による高度浄水処理プラント実験, 水道協会雑誌, 第681号, 平3. 6

26) Dirk van der Kooij : Assimilable Organic Carbon as an Indicator of Bacterial Regrowth J. of AWWA, pp. 57-65, 1992. 2

27) 丹保憲仁・堤 行彦: 水中有機成分のオゾン酸化とその活性炭吸着性, 下水道協会誌, Vol. 19, No. 219, 1982. 8

28) 丹保憲仁・堤 行彦: 水中有機成分のオゾン酸化とその生物分解性, 下水道協会誌, Vol. 19, No. 216, 1982. 5

第5章

総括

本研究では、フロック形成・沈澱プロセスを簡素化できる JMS の固液分離特性と水理特性、洗浄水量の削減を期待できる空気洗浄の現象解明と空気・水同時併用洗浄の洗浄効果、および本研究で提案された改良型処理システムが有する溶解性成分の処理特性について検討した。本研究で得られた知見を要約すると、以下の通りである。

第 2 章では、まず、JMS の固液分離特性について検討した。既往の動力学モデルに基づき、沈澱を伴うフロック形成過程が成立することを指摘し、さらに基礎実験によってその妥当性を証明することで、JMS の理論的背景を裏付けることができた。また、パイロットプラントの操作を通し、JMS の最適操作条件および多孔板間におけるフロックの挙動を明確にし、さらに、後段に傾斜管を挿入すると、水質変動にかかわらず、低いエネルギー消費、短い滞留時間の下で、従来と同等の沈澱後水水質を達成できることを実証した。

同時に、JMS の多孔板間において発生する複雑な噴流攪拌の水理学的な特性について検討した。流速分布の測定を行ったところ、水は流下する際に偏流を起こしていること、局所的にきわめて大きな乱れが発生していること、および水平方向に比べて垂直方向の乱れは小さいことなど、噴流攪拌に見られる特徴的な流況を把握することができた。また、スペクトル解析の手法を用い、フロック形成に有効なエネルギー消費率の分布を調べることで、ごく局所的にフロック形成が行われることを明らかにした。さらに、JMS 全体のエネルギー消費率に対するフロック形成に有効なエネルギー消費率の割合を推定することにより、JMS は通常のフロッキュレ

ータに比べて小さな損失水頭でも、効果的なフロック形成が行われることを証明した。

第3章では、まず、深層ろ層の空気洗浄の現象解明を試みた。珪砂を充填したベンチスケールのモデルろ過筒を用いて、空洗時に認められるろ層内圧力の変化と押し上げ水の挙動を調べることにより、空洗工程は、加圧空気の挿入と同時に比較的高いピーク圧力が発生する不安定期と一定の微振動が継続する安定期の2工程からなること、不安定期にはろ層内水の約20～30%が排出されることを明らかにするとともに、それらの変動に及ぼす材径や空洗強度などの影響因子の寄与率を算出した。また、空洗に伴うろ材径分布の変化と排出濁質量の変化をとらえることにより、空洗を行うとろ層の混合が起こること、不安定期に排出される濁質量は抑留濁質量の60～80%にも及び、空洗は主洗浄として評価できること、一度排出された濁質は、空洗の経過に伴ってろ層内に舞い戻ることを明らかにした。さらに、銅イオンをトレーサーとした舞い戻り濁質の追跡実験を行うことにより、舞い戻り量の変動に及ぼす影響因子の寄与率と、舞い戻り濁質のろ層内分散に関する現象を詳細にとらえることができた。

同時に、空洗を主洗浄、水逆洗を補助洗浄とする空気・水同時併用洗浄法の効果について検討を行い、同洗浄法は高い濁質の輸送・排出効果を有していること、空洗強度は濁質の排出効果にほとんど影響しないこと、併用する逆洗速度はろ層非膨張の低速度が望ましいことなどの特徴を明らかにした。

第4章では、まず、凝集・沈澱・砂ろ過プロセスにおける溶解性成分の処理特性について評価を行った。千歳川表流水の凝集特性について調べたところ、E260発現性成分の限界除去に必要な凝集剤注入率は、濁度除去に要する注入率の約2.5倍に及び、この限界点で操作しなければ安定なJMS流出濁度を保持できないこと、およびその時のE260発現性成分の分子量別の除去率を明確にした。また、原水中に含まれるTHMFPは比較的高レベルであるが、凝集・沈澱・砂ろ過により、平均除去率均54.6%と効果的に削減できることを示した。

つぎに、PICABIOLとF-400における溶解性成分の除去特性について評価を行った。DOC破過曲線について比較を行ったところ、平衡に到達するまでに要した通水倍率は、PICABIOLで約8,000倍、F-400で約50,000倍とフミン質類の吸着性に優れているF-400の方が圧倒的に長く、しかもE260、THMFPについても同様の傾向を示した。また、活性炭においてTHMFPの選択的な除去が行われるのは、F-400を用いても通水倍率約10,000倍程度までで、その通水倍率は、低分子のE260発現性成分の選択的な除去が認められなくなる点と一致することを明らかにした。さらに、両活性炭におけるアンモニア性窒素の除去性を比較すると、PICABIOLの方が著しく高かったが、AOCの除去性については、明確な違いは認められなかった。ちなみに、両活性炭処理水中のAOCは、細菌類の二次増殖を抑制するには十分ではないこともわかった。

加えて、生物活性炭の前処理としてのオゾン処理の影響について検討した。本実験のオゾン

処理は、有機成分の低分子化に比べて疎水性有機物の親水化を顕著に引き起こすため、活性炭の吸着性を低下させるが、破過曲線はほぼ合致することを示した。また、オゾン処理によってAOCが約2~7倍に増加し、有機物の生物分解性は向上するが、同時にAOC除去に要する接触時間が長くなることを明らかにした。さらに、オゾン処理がアンモニア性窒素の硝化活性を阻害していることも同時に指摘した。

以上のことから、JMSが固液分離の簡素化に十分寄与すること、空洗は主洗浄としてとらえることができ、空気・水同時併用洗浄方式は高い洗浄効果を期待できることが明らかになり、本研究で提案された改良型システムが、高度浄水処理システムの合理化に有効であることを実証できた。また、千歳川表流水に本システムを適用することにより、木質系活性炭はアンモニア性窒素を良好に除去し、冬期間、低水温時の塩素要求量を有効に削減し得ること、石炭系活性炭はフミン質を良好に除去し、THMFPを有効に削減し得ることなどの処理特性を明確にした。

本研究を通じ、改良型高度浄水処理システムに関する様々な現象を明らかにすることができた。しかしながら、一方では、完全に解明できなかった点や、高度浄水処理システムの今後の展開に対して要求される新たな課題も認められ、高効率型システムの構築に向けたいくつかの問題が残された。最後に、それらについて指摘する。

まず、フロック形成過程に関しては、 GC_0T 値という無次元指標を用いることにより、ほぼ普遍的に制御できることは既に知られている。JMSが、フロック形成と同時に沈澱分離を行い、凝集・沈澱の簡素化に寄与するためには、 G 値をマイクロフロックが減少する必要最小値、すなわち $5\sim6\text{ s}^{-1}$ とすることで、その効果を達成できることを明らかにした。しかしながら、具体的な多孔板の構成に関しては経験に頼るところが大きく、適正な G 値を得るために必要な多孔板の間隔や寸法などを計算により事前に推測することは依然困難である。したがって、JMSを合理的に設計するため、今後、噴流攪拌の詳細なメカニズムを解明することが必要であると考えられる。

つぎに、空気洗浄に関しては、それを主洗浄として適用し、ろ層非膨張の低速逆洗を同時に併用することで、少ない洗浄水量の下で高い洗浄効果を期待できることを明らかにした。また、そのメカニズムとして、空洗を単独で採用した場合、不安定期の押し上げ水に伴って抑留濁質の大半を輸送排出することを指摘したが、砂上水深が深いほど濁質排出量が多くなる現象については、押し上げ水量やろ層内圧力との関係が認められなかった。これには、気泡の移動パターンが影響していると考えられるが、詳細な理由は定かではない。したがって、空洗単独採用時における洗浄効果を向上させる点からも、気泡の移動が空洗条件によってどのように異なる

のか、また、それが洗浄効果にどう結び付いているのかについて解明する必要があると考えられる。

さらに、BAC 処理に関しては、採用した両活性炭で特に低水温時のアンモニア性窒素の除去性に特徴的な差が認められたが、その明確な原因については未解明で、今後の検討課題である。また、本研究では、BAC の前処理として、オゾン処理はあまり有効ではないと結論づけた。オゾン処理は、臭気除去や金属酸化には有効であることが指摘されており、その是非を判断するには総合的に評価しなければならないことは言うまでもない。しかしながら、わが国ではあまり議論されていないが、AOC を増加させ、配水過程におけるバクテリアの二次増殖ポテンシャルを高め得る点については明記しておきたい。特に、本研究では、オゾン処理を行った系列の活性炭処理水では、接触時間を 15 分とすることで AOC の全体量としてはほぼオゾン処理前のレベルに低減できたものの、有機物の改質の影響は認められた。BAC 処理プロセスにおける生物分解効果の向上を図り、こうした生物リスクに関わる因子を低減することは、今後の浄水処理の重要な役割の一つになると考えられる。したがって、オゾン処理による有機物の改質や PICABIOL によるアンモニア性窒素のほぼ完全な硝化が、活性炭処理水中における実際のバクテリアの増殖ポテンシャルに如何なる影響を及ぼすかについては、さらに詳細な検討をすべきであると考えられる。

将来的には、水道水質の向上を図るため溶解性成分除去プロセスを拡張することで、より広範な原水水質に対応し得るシステムの構成をとらざるを得ない局面も予想される。その場合、本研究成果に基づいて処理スペースや処理能力を確保することにより、全体的に溶解性成分除去に力点をおいた合理的なシステムの形態をとることが可能であろう。今後も、リスク管理とエネルギー効率の両面に対して適正な浄水処理システムを構築するため、多くの議論が展開されることに期待したい。

謝 辞

北海道大学工学部衛生工学科 渡辺義公教授には、本論文の作成に際し、終始、懇切丁寧なご助言、ご指導を賜りました。渡辺教授には、比較的遠距離であるにもかかわらず、幾度となく実験場まで出向いて下さり、きめ細かなご指導を頂きました。著者が、充実した環境の下で研究を進めることができたのは、一重に、渡辺教授のご尽力によるものと思っております。心より感謝いたします。

北海道大学 丹保憲仁総長には、お忙しい中、数々の議論の場を与えて下さり、本研究を遂行する上で、大変貴重なご意見を頂くことができました。ここに厚くお礼申し上げます。

北海道大学工学部社会・環境系技術部 小澤源三技術長には、本実験を進める上で大変お世話になり、大規模なパイロットプラントの実験を成功させることができました。深く感謝いたします。

また、実験装置を提供して下さった(株)クボタ堤 行彦課長をはじめとする関係の方々、実験場を提供して下さった江別市水道部ならびに上江別浄水場の皆様、一部水質分析にご協力下さった札幌市水道局藻岩水質試験所の方々、実験水路と流速計を提供して下さった北海道開発庁開発土木研究所河川研究室の方々に心よりお礼申し上げます。

第2章では、水理学的解析手法を用いて検討を行う際、技術的なご支援ならびに的確なご助言を、北海道大学工学部衛生工学科 船水尚行助教授より賜りました。深く感謝いたします。

第3章の実験は、著者が主に北見工業大学大学院修士課程在学中に行ったもので、当時の指導教官、北見工業大学工学部土木開発工学科 海老江邦雄教授には、実験・研究面においてご指導頂いた他、博士後期課程進学之机をを与えて頂きました。心よりお礼申し上げます。

第4章では、AOCの測定に対する技術的なご支援、ならびに、微生物学的見地から非常に多くの有意義なご助言を、北海道大学工学部衛生工学科 岡部 聡先生より頂きました。深く感謝いたします。

大阪工業大学工学部在学当時、衛生工学・環境工学に対する基礎的な知識をご教授下さった木原 敏先生(元 大阪工業大学工学部土木工学科)には、まだまだ未熟な著者に、大学院進学之机をを与えて頂きました。心よりお礼申し上げます。

データの採取ならびに解析に協力を頂いた、北海道大学工学部衛生工学科卒業生および在学生の前田勝史君、相沢 拓君、堀部英郎君、美馬 智君、林 誠君、濱田彰一君、また北見工業大学工学部土木開発工学科の関係の卒業生に、心より感謝いたします。

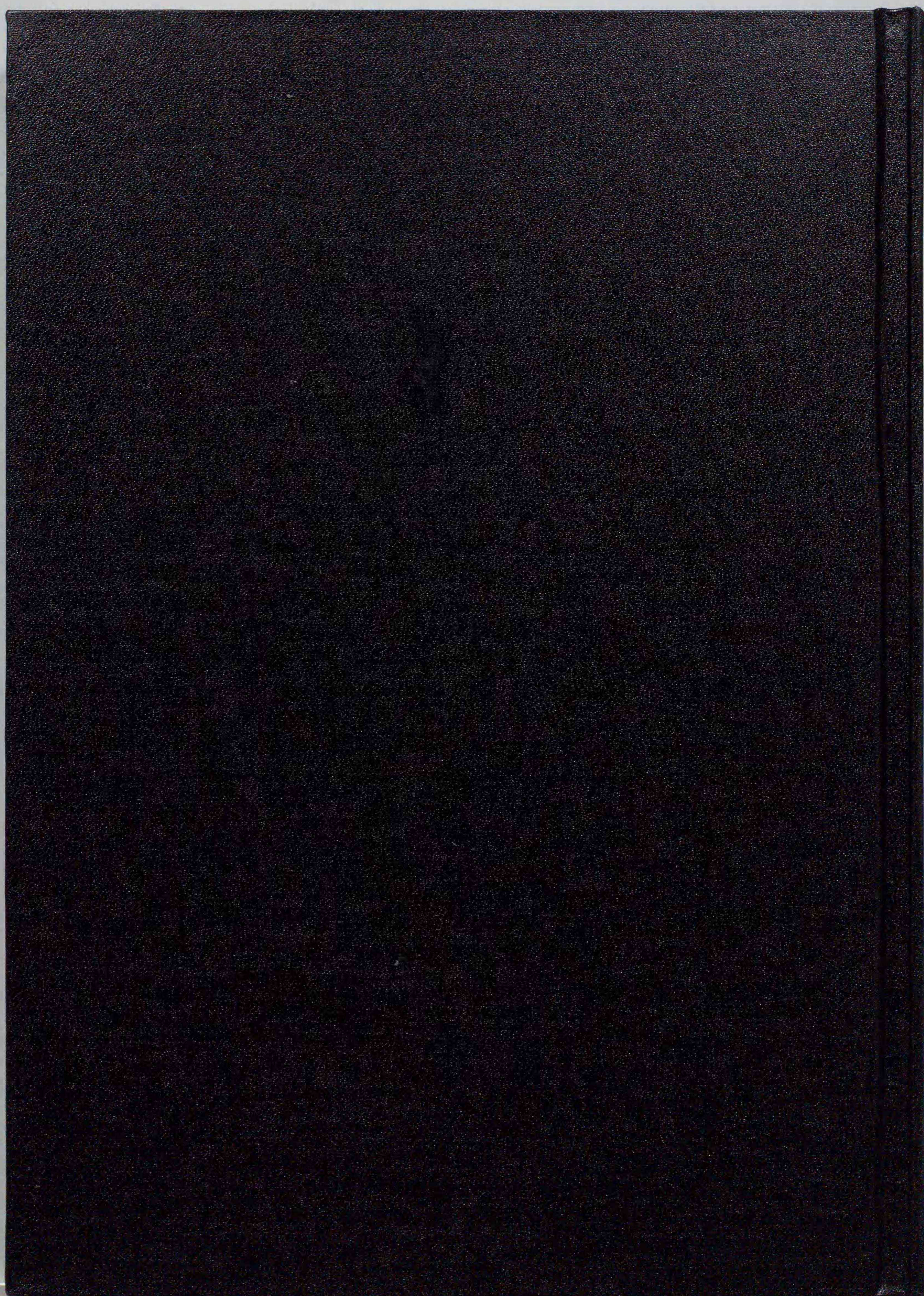
亀井 翼助教授、中埜渡丈嘉先生、菊池朋子さん、および博士後期課程の卞 如林さん、木村克輝君、ジテップ・プラシトヨウシンさんをはじめとする北海道大学工学部衛生工学科上水

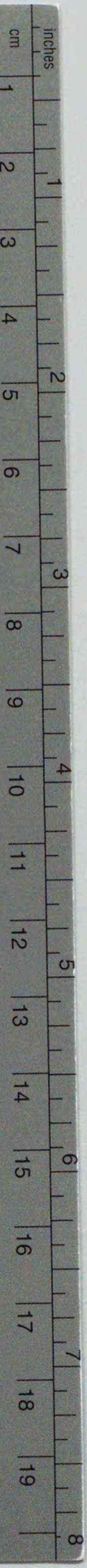
工学講座の皆様には、研究の内外において様々なご支援を賜りました。深く感謝いたします。

最後に、学位論文作成に際し、両親を始め多くの方々に多大なご理解とご協力を得たことを付記し、お世話になった関係の皆様に厚くお礼申し上げます。

1997年2月

笠原 伸介

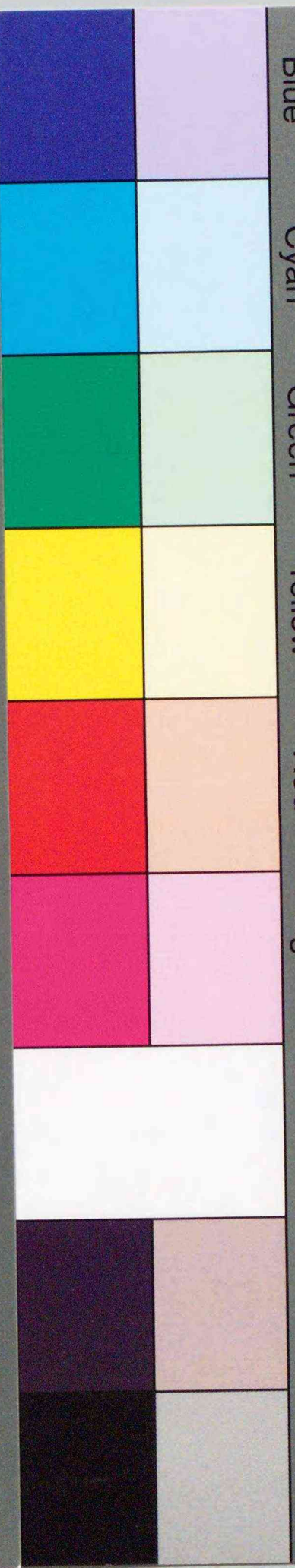




Kodak Color Control Patches

© Kodak, 2007 TM: Kodak

Blue Cyan Green Yellow Red Magenta White 3/Color Black



Kodak Gray Scale



© Kodak, 2007 TM: Kodak

A 1 2 3 4 5 6 M 8 9 10 11 12 13 14 15 B 17 18 19

