

排水再利用システムにおける  
設計および維持管理に関する基礎的研究

平成 28 年 3 月

今井 正樹

排水再利用システムにおける  
設計および維持管理に関する基礎的研究

A study on the design and maintenance  
of a wastewater reuse system

平成 28 年 3 月

東北文化学園大学大学院

今井 正樹

## 目 次

第 1 章	序 論	1
1.1	本研究の背景と目的	1
1.2	本論文の構成	4
第 2 章	排水再利用の現状分析と研究動向	7
2.1	排水再利用施設の現状分析	7
2.2	排水再利用システムの調査・研究の動向	15
第 3 章	配管内のスライム生成の基礎	36
3.1	緒言	36
3.2	実験方法	37
3.3	実験結果および考察	41
3.4	結論	55
第 4 章	配管材質・管内流速とスライム生成の応用	57
4.1	緒言	57
4.2	実験方法	58
4.3	実験結果および考察	61
4.4	結論	68
第 5 章	消毒剤の測定上の問題	70
5.1	緒言	70
5.2	携帯用残留塩素濃度計による基礎的検討	71
5.3	各種処理水を用いた残留塩素濃度の測定	77
5.4	実排水の配管内残留塩素の挙動	80
5.5	結論	84
第 6 章	消毒槽の構造に関する検討	86
6.1	緒言	86
6.2	実験条件	87
6.3	水温の影響実験	89
6.4	各発散要因の数値解析	94
6.5	各要因の数値解析	99

6.6 結 論 . . . . .	102
第 7 章 総 括 . . . . .	104
参 考 文 献 . . . . .	108
謝 辞 . . . . .	117

# 第1章 研究の主旨

## 1.1 本研究の背景と目的

日本は昔から蛇口をひねれば潤沢な水が出てくるため、水不足を実感できないといわれているが、地域によっては潜在的に水不足の地域も存在している。特に近年では都市部の生活用水の不足が顕著である。海外では農業用水、修景用水、地下水涵養、工業用水等に使用するため、下水処理水の再生水利用の技術が存在している。米国、サウジアラビア、エジプト、イスラエル、シリア、メキシコ、中国、次いで日本等は再生水量が多い国である。特にシンガポールはマレーシアからの水が輸入制限を受けるため、下水処理水から飲み水製造技術が発達している<sup>1)</sup>。日本では大都市を中心とした水需要は、人口減少社会の到来、産業構造の変化により、以前のような右肩上がりの水需要の増大はなくなっているが、都市の水需要にダム等の水源では都市用水に対しての十分な対応がしきれない情勢である。そこで昭和50年代から都市用水としての「排水再利用システム（雑用水道・中水道）」が取り入れられるに至った。特に下水処理水を再利用した水は工業用水道として、また、広域・地区・個別循環用水として住宅団地や事務所ビルの水洗便所用水として用いられ、他に冷却用水、散水、清掃用水などに使用されている。雑用水（以後排水再利用水と呼称する）利用、雨水利用の稼働状況は、平成22年の時点では下水道、建物の個別処理、雨水利用を含めて3,654施設あり、その水量が2億6000万 $\text{m}^3$ となり、この水量は全生活用水量から見ると約0.3%を占めることとなっている<sup>2)</sup>。このような状況において、排水再利用システムを推進する上で、解決すべき項目として、以下の諸問題を解決することが必要となってきた<sup>3)</sup>。

- 1) 衛生上の問題（ウイルス）を生じさせない。
- 2) 施設や配管の機能に悪影響を与えない。  
(スライム障害、スケール障害、腐食)
- 3) 利用上の支障および不快感がない。
- 4) 処理技術の安定性の確立
- 5) 排水再利用システムの設計、施工基準の確立
- 6) 経済性および管理運営面の問題

このうち、排水再利用水でスライムが発生し、どの段階まで処理されればスライム発生を抑制の用途として、最も研究が進んでいる分野は冷却用水である。特に循環式の冷却系においては、循環冷却水中の溶解物濃度が高まることで、配管系や、設備機器内に水中の無機物（カルシウム塩、マグネシウム塩、ケイ酸塩、鉄塩）などが沈積、固着するスケール障害や微生物の発生によって起こるスライム障害、または腐食障害などが起こっており、冷却能力の低下や、配管の閉そくなどの被害をもたらしている。なお、スケール障害については、腐食の原因究明もされており、スケール障害の防止の研究も進んでいる。これに対して、スライム障害については、基礎的な研究事例が少なく、解明が遅れている状況にある。すなわち、排水再利用システムを設計、計画する上において、どの段階においてできるかという問題に対して、系統的に分けて検討を行った事例が少ない<sup>7)8)</sup>。

本研究においては、スライムの発生に伴う配水管の通水能力の減少、管路の閉そく、衛生器具の詰まり、熱交換器などの熱交換効率の低下、管路部の局部腐食の増加などを引き起こしている、“スライム障害”を水質面から取り上げ、スライムの発生を抑制することを目的とし、排水

再利用システムの水質との関連性、さらには再利用システムの水質とスライム発生との関連性をスライム生成の基礎と応用に分けて配管材質、管内流速について言及して、検討を進めた。

次に排水再利用システムの衛生上の問題として消毒剤の測定上の阻害要因と消毒剤の保管の最適な条件を整理し、提案をすることを目的とした。排水再利用施設のみならず、生活用水においても重要な消毒剤の測定上の問題点について検討を行った。携帯用残留塩素測定器の性能を確認したうえで、水温の影響、アンモニアの濃度の影響及び有機物の影響等について水道水及び蒸留水を対象として残留塩素の消失を検討した。

さらに消毒槽の構造に関する検討について実験的に検討を行った。排水再利用水中に、消毒剤としての残留塩素または二酸化塩素の規制値を維持するためには、消毒剤の濃度発散要因を明らかにする必要がある。

消毒剤の濃度減少に影響する水温、容器の材料、水深の影響、水槽の 대기開放条件または密閉条件、水に溶解している物質の要因を取り上げ、消毒剤の継続的な保管について提案をした。

したがって、本研究はスライムの発生メカニズムとスライムの発生を抑制することを目的とし、さらに衛生上の問題として消毒剤の測定上の阻害要因と消毒剤の保管の最適な条件を明らかにすることを目的として検討した。

## 1.2 本論文の構成

本論文は7章構成されており、研究の背景及び目的、既往の研究の調査、さらには本研究の構成について記述した。その構成図は図1.1に示すとおりである。

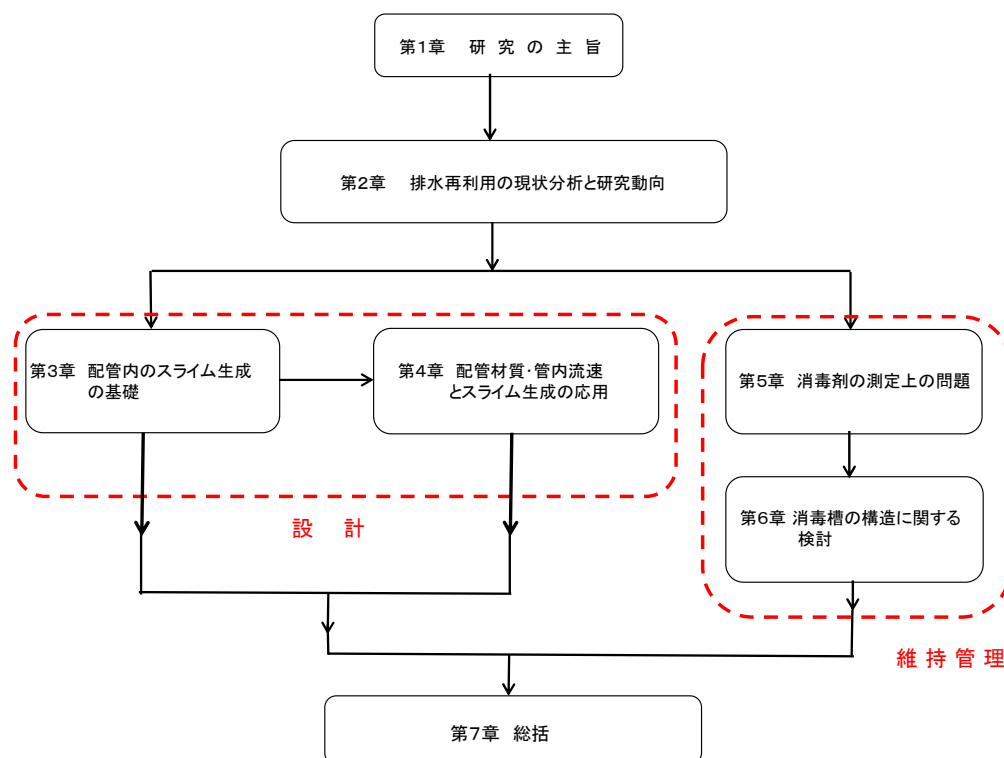


図1.1 本論文の構成

第1章では、「排水再利用システムにおける設計および維持管理に関する基礎的研究」の主旨について述べる。

第2章では、「排水再利用の現状分析と研究動向」について述べる。

第3章では、「配管内のスライム生成の基礎」研究と位置づけた。配水管の通水能力の減少、管路の閉そく、衛生器具のつまり、熱交換器などの熱交換効率の低下、スライム発生に伴う局部腐食の増加などを引き起こしているため、スライムを対象とした。「スライム障害」を水質面から取り上げ、具体的にはスライムの発生形態および発生要因を中心に、最終的にス



ライム発生を抑制させる目的で、特に排水再利用水の水質との関連性を踏まえて検討を行った。

主な検討項目は以下に示す通りである。

- 1) スライムの発生生育条件の検討
- 2) スライムの抑制
- 3) スライムの生物活性

第4章では、第3章の基礎的内容を発展させるため、スライム生成の応用として、流速、管表面精粗によるスライム付着量の検討及び、水質とスライム生成の相関と性状について検討した。

配管材料としては、配管用炭素鋼鋼管、硬質塩化ビニル管、ステンレス鋼鋼管、アクリル管におけるスライム付着量を検討するとともに、管表面の流速、管表面精粗によるスライム付着量を検討した。特に中水を送水するための管路に着目し、流速、管表面精粗によるスライム付着量の検討及び、水質とスライム生成の相関と性状について下記の項目を検討した。

- 1) 配管材料におけるスライム付着量
- 2) 流速、管表面精粗によるスライム付着量
- 3) 管表面精粗によるスライム付着量
- 4) 水質とスライム生成の相関および性状

第5章では、「消毒剤の測定上の問題」について実験的検討を行った。排水再利用システムの衛生上の問題を生じさせないシステムの構築を考え、消毒剤の測定上の問題点についての検討を行った。

具体的に携帯用残留塩素測定器の性能を確認したうえで、水温の影響、アンモニアの濃度の影響及び有機物の影響等について水道水及び蒸留水を対象として残留塩素の消失を検討した。「排水再利用水」についてのアンモニアの影響および、配管内に実排水を充填し残留塩素の消失を検討した。

第6章では「消毒槽の構造に関する検討」について実験的に検討を行った。排水再利用水中に、消毒剤としての残留塩素または二酸化塩素が規制値以上に存在しなければならない。この規制値を維持するためには、消毒剤の

濃度発散要因を明らかにする必要がある。

そこで消毒剤濃度の発散に影響する要因の内、水温、容器の材料、水深、水槽の 대기開放または密閉条件、水に溶解している物質に対しての実験的検討を行い、消毒槽内で消毒剤を有効に機能させるための構造を提案した。

第7章では、「総括」として第3章から第6章に至る、結果を総合的にまとめたものである。

## 第2章排水再利用の現状分析と研究動向

### 2.1 排水再利用施設の現状分析

#### 2.1.1 水需要の現状

我が国の都市用水（生活用水および工業用水）の総需要量は平成23年には約265億 $\text{m}^3$ /年（有効水量）であると推定され、このうち、生活用水が約152億 $\text{m}^3$ /年、工業用水が約113億 $\text{m}^3$ である<sup>1)2)</sup>。

水需要は昭和40年から平成2年まで直線的に増加し、それ以降緩やかな上昇となり、平成10年をピークに減少する傾向となっている。<sup>1)2)</sup>

しかしながら、気候変動による渇水、日本海側での年最大積雪量の減少といった、水環境の変化により、安定的な水供給が困難な状況になっている。その水源を見ると河川水に依存する傾向が大きく、水道の全取水量のうち、河川の表流水が水源としている割合が高く、平成26年度においても、この利用率を高めるため、本体工事中のダム等の建設が全国で21施設あり、その計画開発水量には都市用水約3億 $\text{m}^3$ も含まれている。ダム建設は水利権、環境破壊、保障問題等を含めて、開発コストの大幅な上昇を伴った、困難な局面を迎えている。近年、ダムを計画した際の計画年の降水量を下回る年が多発し、取水制限も多く発生し、十分な水供給ができていない状況になっている。このような状況では、ダム計画をおこなっても、計画年の降水量を下回り、近年、十分な水供給ができていない状況が発生し、市民生活や産業の発展に伴う経済活動を阻害する結果となっている。

上記した全国の水使用量（生活用水、工業用水、農業用水）は、平成7年(1995年)をピークとして、国内GDPの経済成長率の鈍化、人口の減少により、漸次減少傾向にある。なお、表2.1に示す「地域別の生活用水量の推移」にあるように、使用水量は関東臨海、内陸、東海、近畿臨海、内陸の大都市圏での消費量が全国の65%を占めている。特に北九州圏の福岡市、四国地方の高松市を中心とする関西以西の西日本や関東、東海地方では、都市型渇水が多発している<sup>1)2)</sup>。

表 2.1 生活用水使用量の推移（地域別）（取水量ベース）<sup>1)</sup>

年度 地域	(単位:億m <sup>3</sup> /年)																			
	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
北海道	5.2	5.6	5.7	5.7	5.9	6.1	6.1	6.1	6.2	6.2	6.3	6.3	6.4	6.5	6.4	6.4	6.7	6.7	6.6	6.4
東北	12.9	13.2	13.4	13.6	13.7	14.2	14.4	14.5	14.7	14.6	14.5	14.6	14.5	14.6	14.4	14.7	14.3	13.8	13.5	13.4
関東内陸	8.9	9.2	9.5	9.5	9.7	10.0	10.1	10.2	10.4	10.3	10.4	10.4	10.4	10.4	10.3	10.4	10.2	9.9	10.0	9.8
関東臨海	42.6	43.7	44.4	45.0	44.8	45.0	44.9	43.8	44.4	44.1	44.2	43.8	43.5	43.3	42.7	43.1	42.0	42.1	42.1	41.7
東海	21.0	21.7	22.0	22.4	22.4	22.3	22.6	22.8	23.0	22.9	23.0	23.0	22.8	22.9	22.5	22.8	22.6	22.5	22.5	22.0
北陸	3.9	4.0	4.0	4.0	4.0	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.1	4.2	4.1	4.1	4.0	3.9	3.8	3.7
近畿内陸	7.3	7.5	7.6	7.5	7.5	7.8	7.8	7.8	7.7	7.7	7.7	7.6	7.5	7.5	7.4	7.4	7.0	6.9	6.9	6.8
近畿臨海	21.6	22.2	22.2	22.5	22.3	22.6	22.4	22.6	22.4	22.3	22.2	22.1	21.9	21.7	21.2	21.2	20.2	20.1	20.5	20.0
山陰	1.5	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7	1.6	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7	1.6
山陽	7.3	7.6	7.7	7.6	7.7	7.5	7.7	7.8	7.9	7.9	7.3	7.7	7.7	7.7	7.7	7.7	7.8	7.7	7.6	7.5
四国	5.3	5.4	5.5	5.6	5.4	5.4	5.5	5.5	5.6	5.7	5.7	5.7	5.6	5.6	5.6	5.5	5.5	5.5	5.4	5.3
北九州	8.4	8.6	8.7	8.7	8.8	8.6	8.6	8.8	8.8	9.0	8.9	8.9	8.9	9.1	9.1	9.1	8.9	8.8	8.8	8.6
南九州	5.2	5.3	5.4	5.5	5.5	5.7	5.7	5.7	5.7	5.8	5.8	5.8	5.7	5.8	5.8	5.9	6.0	6.0	5.9	5.7
沖縄	1.8	1.8	1.8	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	1.9	1.9	1.9	1.9	1.8
全国	152.6	157.6	159.4	161.0	161.0	162.9	163.4	163.6	164.8	164.2	163.7	163.7	162.8	162.8	160.9	161.9	158.5	157.5	157.0	154.5

(注) 1. 国土交通省水資源部調べ  
2. 四捨五入の関係で集計の合わない場合がある。

## 2.1.2 排水再利用システム

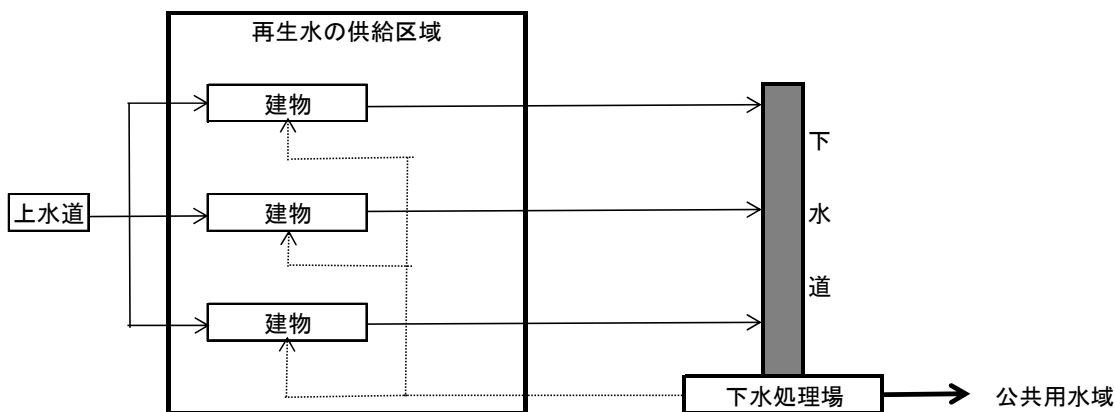
### 1) 排水再利用システムの利用形態

排水再利用システムは、水資源の不足および水質保全のために高度に浄化した処理水を造水するシステムであり、飲料水までの水質に至らなくとも、利用上支障がない用途に、使用状況に応じた処理水を供給するものである。

排水再利用水の原水としては、下水の処理水、工場排水、建屋排水、雨水、河川水等が利用されている。これらの原水を用いて、再利用システムとした場合の利用形態により、広域循環方式、地区循環方式、個別循環方式、雨水利用方式に分類され、その概要を示すと以下の通りである。

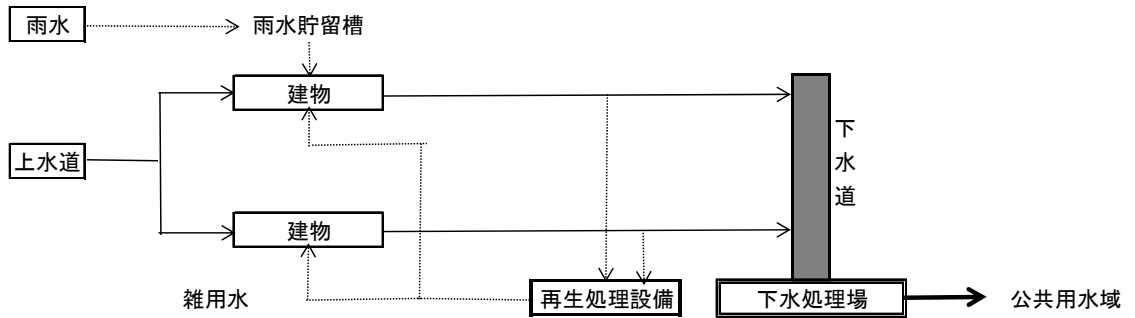
#### a) 広域循環方式（下水再生水を水源とする方式）<sup>1)</sup>

下水処理場で処理された下水再生水を受け、雑用水として利用する方式である。



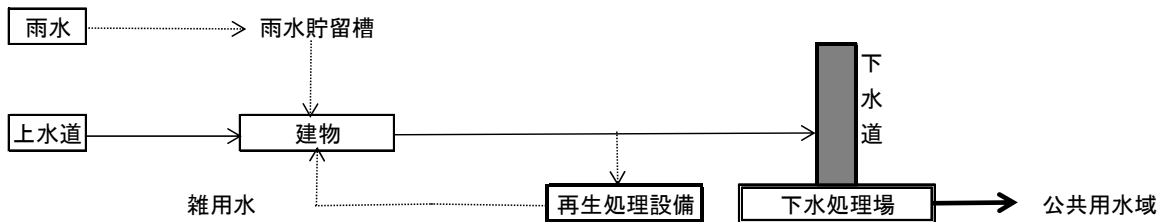
b) 地区循環方式<sup>1)</sup>

複数の建物から発生する排水や雨水を1つの再生処理システムで浄化し、それを複数の建物の雑用水として利用する方式である。



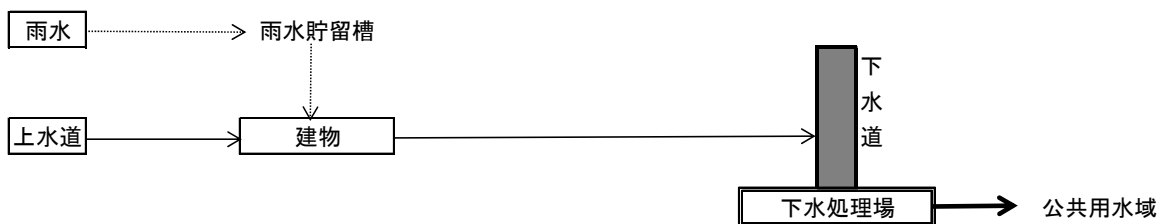
c) 個別循環方式<sup>1)</sup>

単一の建物内で雨水や一度利用した排水を再生処理し、同一建物内の雑用水として利用する方式である。



d) 雨水利用方式<sup>1)</sup>

雨水のみを建物内の雑用水として利用する方式である。



この雨水の集水場所として屋根面に限定する場合には、比較的汚染が少なく、砕石ろ過などの簡易処理で十分である。しかし、屋根面以外の場所からも雨水を集水し、冷却用水、散水用水、親水、修景用水、消火用水などに用途を拡大する場合は、清浄な安定した水質となる処理フローを採用する必要がある。建設省の「排水再利用雨水利用システム計画基準・同解説」では、4通りの標準処理フローが示されているが、いずれも沈砂・沈澱・ろ過による物理化学的処理の組合せとなっている<sup>4)5)6)</sup>。

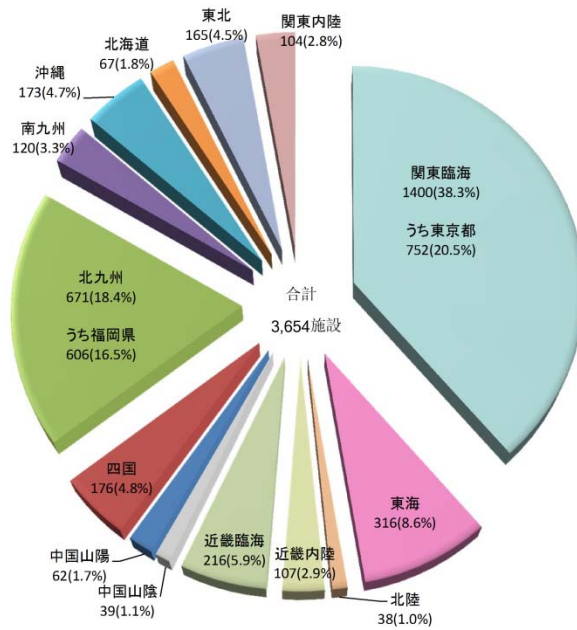
さらに、雨水は災害非常時の重要な水源として認識されつつあり、東京都庁舎では、雨水処理槽→マイクロストレーナー→雨水備蓄槽→精密ろ過→塩素消毒→非常時飲料水のような処理設備が備え付けられている<sup>6)7)</sup>。

## 2) 排水再利用システムの普及状況

我が国の雨水・再生水利用の導入は、昭和30年代後半に始まり、昭和53年の福岡渇水に代表される「渇水の頻発」を契機として水の有効利用方策として注目され、国や地方自治体によって雨水・再生水利用の推進施策が展開されるようになった。特に昭和50年代後半から水需給のひっ迫した地域を中心に、本格的な導入が図られるようになった。最近では平成6年の列島渇水を契機として、雨水・再生水利用の必要性が広く再認識されたことに伴い雨水・再生水システムの導入利用が増加してきている<sup>1)2)</sup>。

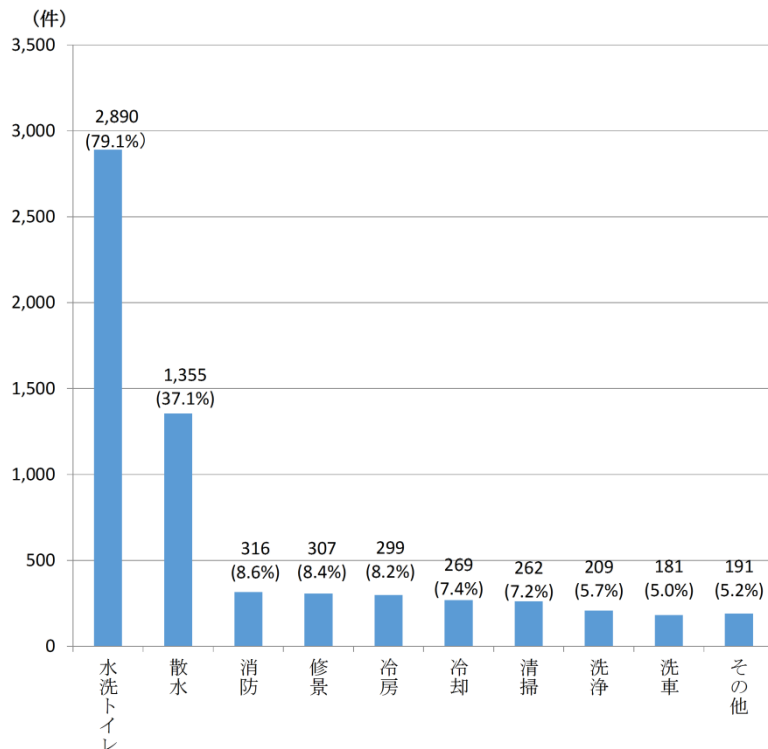
雨水・再生水利用は、平成22年度末現在、全国のおよそ3,600施設で導入されており、平成22年度においては新たに104件の施設が設置されている。雨水、排水再利用使用量は年間およそ2億7千万 $m^3$ 使用され、全国の水使用量の約0.3%に相当し、このうち年間2億1百万 $m^3$ が下水再生水で、全国の290処理場より供給されている。地域別には、関東臨海および北九州の両地域で全国の雨水・再生水利用の公共施設、事務所ビルの約57%を占めている<sup>2)</sup>。(図2.1地域別雨水・再生水利用施設数参照)

特に1970代中頃(昭和50年代)から指導要綱で利用導入を推進しており、首都圏である東京都、北九州圏である福岡市に集中している。用途別に雨水・再生水利用施設数を見ると、トイレ、散水での利用が大部分を占めており、以下消防、修景、冷房、冷却、清掃、洗浄、洗車の順となっている<sup>2)</sup>。(図2.2用途別雨水・再生水利用施設数参照)



(注) 国土交通省水資源部調べ (2012 年度末現在)

図 2.1 地域別雨水・再生水利用施設数<sup>2)</sup>



(注) 国土交通省水資源部調べ (2012 年度末現在)

全施設 3,654 施設の内訳 (複数回答)

図 2.2 用途別雨水・再生水利用施設数<sup>2)</sup>

### 2.1.3 排水再利用システムの関連法制度について

平成26年4月2日に、「水循環基本法」が公布され、7月1日より法律の施行が行われ、水循環に関する施策を総合的かつ一体的に推進する法体制が作られた<sup>1)</sup>。

国内外の健全な水環境を維持し、又は回復させ、我が国の経済社会の健全な発展及び国民生活の安定向上に寄与する目的で運用される。その基本的施策は、①貯留・涵養機能の維持及び向上、②水の適正かつ有効な利用の促進等、③流域連携の推進、④健全な水循環に関する教育の推進等、⑤民間団体等の自発的な活動を促進するための措置、⑥水循環施策の策定に必要な調査の実施、⑦科学技術の振興、⑧国際的な連携の確保及び国際協力の推進が掲げられている<sup>1)</sup>。

同様に平成26年5月1日に「雨水の利用の推進に関する法律」が施行され、雨水利用についても、雨水の利用を推進することで、水資源の有効利用を図る法制化が整った。合わせて、下水道、河川等への水の集中的流出の抑制に寄与するものである。この雨水利用に関わる基本方針は、①雨水の利用の推進の意義に関する事項、②雨水の利用の方法（これに関わる雨水の貯留の方法を含む。）に関する基本的な事項、③健康への悪影響の防止その他の雨水の利用に際し配慮すべき事項、④雨水の利用の推進に関する施策に係わる基本的な事項、⑤その他雨水の利用の推進に関する重要事項を定めるものとされている<sup>1)</sup>。

この新たな2本の法制化により、雨水、再生水の利用の促進を積極的に進めていくことが必要になっている。

これまでの排水再利用システムの関連法制度としては図 2.5 に再生水の利用をめぐる関連法規・要綱を、また図 2.6 にそれらの法規・要綱に基づき必要な諸手続きをそれぞれ示すことで進められてきた<sup>1)~18)</sup>。



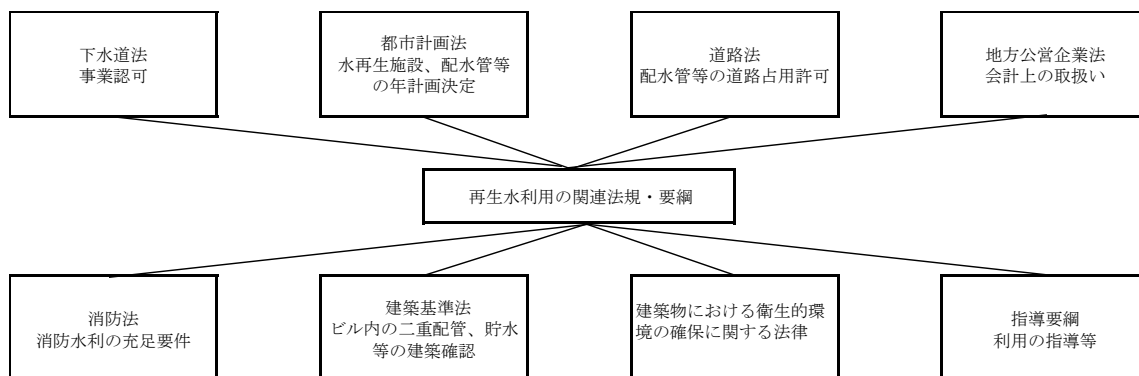


図 2.5 再生水利用に係わる関連法規・要綱<sup>18)</sup>

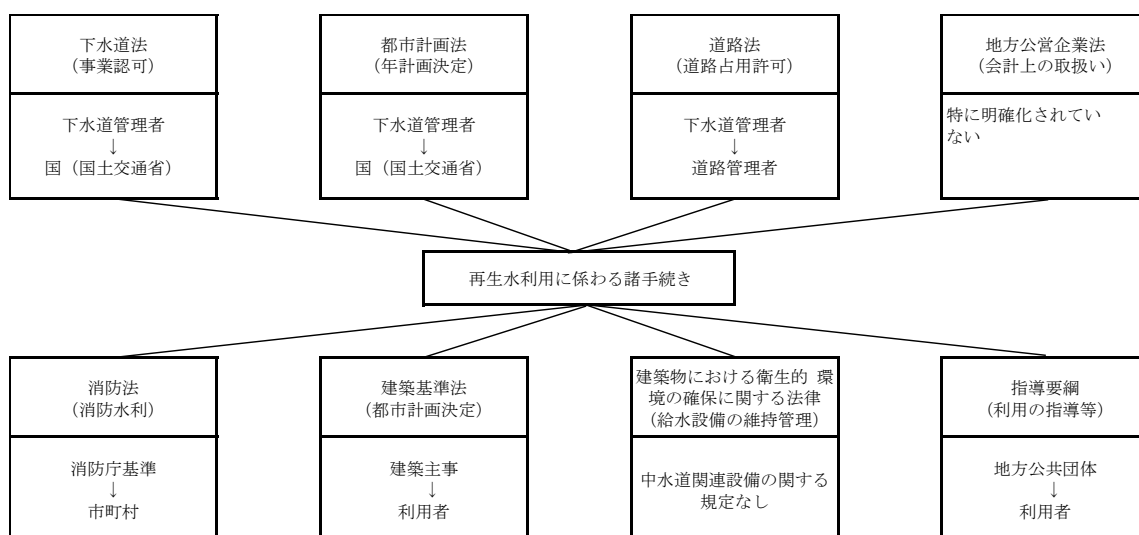


図 2.6 再生水利用に係わる関連法規・要綱と関連手続き<sup>18)</sup>

上記、再生水利用に係わる関連法規・要綱は、図 2.5 に示すとおりである。さらに、実務として再生水利用に係わる関連法規、要綱と関連手続きを図 2.6 に示す<sup>18)</sup>。

東京都及び福岡市においては節水要綱が策定されており、一定規模以上のビルに二重配管等を義務づけるほか、利用者側の給水設備について建築確認上の要件や、手続き等を定めている<sup>8)14)</sup>。

特に東京都においては、1988年（昭和63年）に「雑用水に係わる指導指針」が出され、適用規模以下の都立施設に雨水利用、雑用水の循環利用の

節水対策の指導を行っており、水資源の有効利用に関する種類、設備方式及び、水資源有効利用計画として、雨水利用、工業用水利用、雑廃水の再利用について規定していた<sup>8)</sup>。

また、沖縄県でも、「沖縄県水資源有効利用推進方針」において、「公用または公共建築物に対する、雑用水利用施設要綱」及び「大型建築物に対する雑用水利用指導要綱」を策定している<sup>10)</sup>。さらに東京都は、2003年（平成15年）に「水の有効促進要綱」を福岡市も同年に「福岡市節水推進条例」を定め、指導を行っている<sup>11)12)</sup>。

この他、埼玉市による「雑用水の利用促進に関する要綱」、福岡県による「福岡県の公用又は公共用建築物に対する水の再利用施設設置要綱」、千葉県による「雑用水の利用促進に関する指導要綱」、香川県による「香川県雑用水利用促進指導要綱」、東京墨田区による「墨田区雨水利用推進指針」の地方公共団体による規定がある<sup>13)~17)</sup>。

## 2.2 排水再利用システムの調査・研究の動向

### 2.2.1 水質基準、処理方式の変遷

#### (1) 水質基準<sup>1)~6)</sup>

下水処理水、事業系排水、生活系排水を原水として排水再利用水は、生活系用途として主に水洗用水・散水用水に、事業系用途として工業用水、ボイラ・冷却用水、環境系用途として修景用水・親水用水に有効利用されている。雑用水の必要要件は人体への衛生面に関わる安全性の問題が大きく、用途別要求水質の実証的検討の必要性が規定された。同時に管理・運営性を考慮し、使用時に不快感がなく、排水再利用システムの設備機器への障害を与えないことが加味された。

排水再利用システムの供給水質は、昭和56年4月の厚生省から「再利用水を原水とする雑用水道男水洗便所用水の暫定水質基準等の設定について」、同様に7月に建設省「下水処理水循環利用技術指針（案）」の通知がなされた<sup>2)4)</sup>。その後、「下水処理水の修景・親水利用水質検討マニュアル（案）の策定事業の拡充」が平成2年3月に策定されている<sup>3)</sup>。現行の最終案は、「下水処理水の再利用水質基準等マニュアルの策定」が平成17年4月国土交通省より答申されている<sup>1)</sup>。以下に修景・親水利用における水質項目概要を述べる。

修景用水利用・親水用水利用における基本的水質項目及び目標値を示す。（表2.3参照）原則としてすべての修景用水利用・親水用水利用を行うに際し、考慮すべき水質項目とその目標値が「下水処理水の修景・親水利用水質検討マニュアル（案）」の国土交通省の答申により、追加されている。

残留塩素の水洗用水については、末端の受水槽出口にて保持されるように明示され、散水用水は2～3日間細菌類再増殖がない観点により、貯留水残留塩素0.4mg/L以上として、今回管理目標値として規定されている。

散水用水、親水用水については、滞留時間が短い消毒の残留効果が必要ない場合は残留塩素も基準は適用しないが、責任分界点において、遊離残留塩素0.1mg/L（結合残留塩素0.4mg/L）としている。なお修景用水は利用箇所の生体系保存の観点から、紫外線消毒やオゾン消毒、膜処理等で対応し、人間が触れることを前提としない。そのため、残留塩素規定は設定されていない。

東京都や福岡市等の政令指定都市についても、便器洗浄水使用の目標水質を技術基準で昭和 56 年に厚生省が定めた暫定水質基準の 5 項目（外観、濁度、臭気、PH、大腸菌群数、残留塩素）を基に規定されている<sup>5)6)</sup>。なお、処理システム設計基準では、BOD、COD も二次処理水で施設機能障害発生しない基準値として生物処理で 20mg/L になっている。この水質基準値は、細菌学的安全面から大腸菌群数を 10 個/ml 以下とし、塩素消毒および残留塩素の保持を義務付けている。

前述の表 2.3 用途別水質基準(便器洗浄水、散水用水)提案値の変遷、表 2.4 用途別水質基準(修景、親水用水)提案値の変遷を以下に示す<sup>1)2)4)</sup>。

表 2.3 用途別水質基準(便器洗浄水、散水用水)提案値の変遷<sup>1)~6)</sup>

用途 管轄(年/月/日)	便器洗浄水				散水用水	
	厚生省通知 (昭和56年4月)	建設省通知 (昭和56年7月)	国土交通省通知 (平成17年4月)	東京都 (平成5年9月)	建設省通知 (昭和56年7月)	国土交通省通知 (平成17年4月)
項目						
濁度 [度]	—	—	(管理目標値) 2度以下	—	—	(管理目標値) 2以下
水素イオン濃度 (pH)	5.8 ~8.6	5.8 ~8.6	5.8 ~8.6	5.8 ~8.6	5.8 ~8.6	5.8 ~8.6
大腸菌群数	10個/mL 以下	10個/mL 以下	不検出(検水量100mL) 特定酵素基質培地法	10個/mL 以下	検出されないこと	不検出(検水量100mL) 特定酵素基質培地法
生物化学的酸素要求量 (BOD) [mg/L]	—	生物処理方式 20以下	生物処理方式 20以下	—	—	—
化学的酸素要求量 (COD) [mg/L]	—	膜処理方式 30以下	膜処理方式 30以下	—	—	—
臭気	不快でないこと	不快でないこと	不快でないこと 必要に応じて臭気強度を設定	不快でないこと	不快でないこと	不快でないこと
色度 [度]	—	—	— 必要に応じて基準値を設定	—	—	— 必要に応じて基準値を設定
外観	不快でないこと	不快でないこと	不快でないこと	不快でないこと	不快でないこと	不快でないこと
残留塩素 [mg/L]	(保持すること)	(保持すること)	管理目標値 遊離残留塩素0.1mg/L又は 結合残留塩素0.4mg/L以上	保持されていること	結合残留塩素0.4mg/L 以上	管理目標値 遊離残留塩素0.1mg/L又は 結合残留塩素0.4mg/L以上

注) 厚生労働省：再利用水を原水とする雑用水道の水洗便所用水の暫定水質基準等について 環計第 46 号(昭和 56 年 4 月)

国土交通省：下水処理水循環利用技術指針(案) について(平成 56 年 7 月)

国土交通省：下水処理水再利用水質基準等マニュアル(平成 17 年 4 月)

東京都：雑用水利用施設の構造維持管理に係る指導要綱 都市計都第 472 号(平成 5 年 9 月)

表 2.4 用途別水質基準(修景・親水用水) 提案値の変遷<sup>1)3)</sup>

用途 管轄(年/月/日) 項目	修景用水		親水用水	
	建設省通知 (平成2年4月)	国土交通省通知 (平成17年4月)	建設省案 (平成2年4月)	国土交通省案 (平成17年4月)
濁度 [度]	10以下	(管理目標値) 2以下	5以下	2以下
水素イオン濃度 (pH)	5.8 ~8.6	5.8 ~8.6	5.8 ~8.6	5.8 ~8.6
大腸菌群数	1 000 個/100 ml以下	暫定的現行基準 10個/mL 採用	50 個/100 ml 以下	不検出(検水量100mL) 特定酵素基質培地法
生物化学的酸素要求量 (BOD) [mg/L]	10以下	—	3以下	—
化学的酸素要求量 (COD) [mg/L]	-	—	—	—
臭気	不快でないこと	不快でないこと 必要に応じて臭気強度を設定	不快でないこと	不快でないこと 必要に応じて臭気強度を設定
色度 [度]	40度以下	40度以下 必要に応じて基準値を設定	10以下	10度以下 必要に応じて基準値を設定
外観	-	不快でないこと	—	不快でないこと
残留塩素 [mg/L]	保持されていること (接触型)	生態系保全の観点から 人間が触れることを前提としな い理由から規定しない	—	管理目標値 遊離残留塩素0.1mg/L又は 結合残留塩素0.4mg/L以上

注) 建設省：下水処理水の修景・親水利用水質検討マニュアル(案)

(平成2年3月)

国土交通省：下水処理水再利用水質基準等マニュアル

(平成17年4月)

## (2) 処理方式

### 1) 処理フロー<sup>7)8)9)10)</sup>

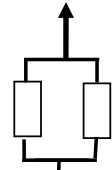
排水再利用方式は、2.1.2 排水再利用システムに述べたように、広域循環、地区循環方式における処理フローは、水質基準等マニュアルに示されており、基本的に下水処理水、工業用水を元に処理プロセスを形成しており、高度処理となる凝集沈殿、砂ろ過、残留塩素を考慮した塩素消毒工程によって、構築されている<sup>12)</sup>。

これに対して、国土交通省大臣官房官庁営繕部における「排水再利用・雨水利用システム計画基準・同解説」においては、個別循環方式を主眼としての指針である。排水処理方式は、国土交通省大臣官房官庁営繕部において、昭和 57 年度を初めに「排水再利用システムの処理方式」が規定され、平成 3 年版、平成 9 年版、平成 16 年度版と 4 回改訂されており、現在再改訂が進行中である。当初の昭和 57 年版排水再利用システムの標準処理フローを下図に示す<sup>7)</sup>。

これらの処理システムは、下水道の処理区域内にある建築物での排水再利用に用いられる。処理方式について「昭和 57 版の処理フロー」では、8 種類の処理フローが提案されていたが、「平成 16 年版の処理フロー」においては、整理統合され、4 パターンに分類されている<sup>6)~9)</sup>。なお、各処理方式における処理法は、生物処理と物理化学処理に大別できる。以下に平成 16 年版の処理フローに示す<sup>10)</sup>、各処理方式の特徴を述べる。昭和 57 年度当初において生物処理では、排水と微生物群を接触させて排水を処理し、物理化学的処理では分離膜や活性炭が用いられていた。<sup>7)</sup>

昭和57年版 排水再利用システムの標準処理フロー(7)

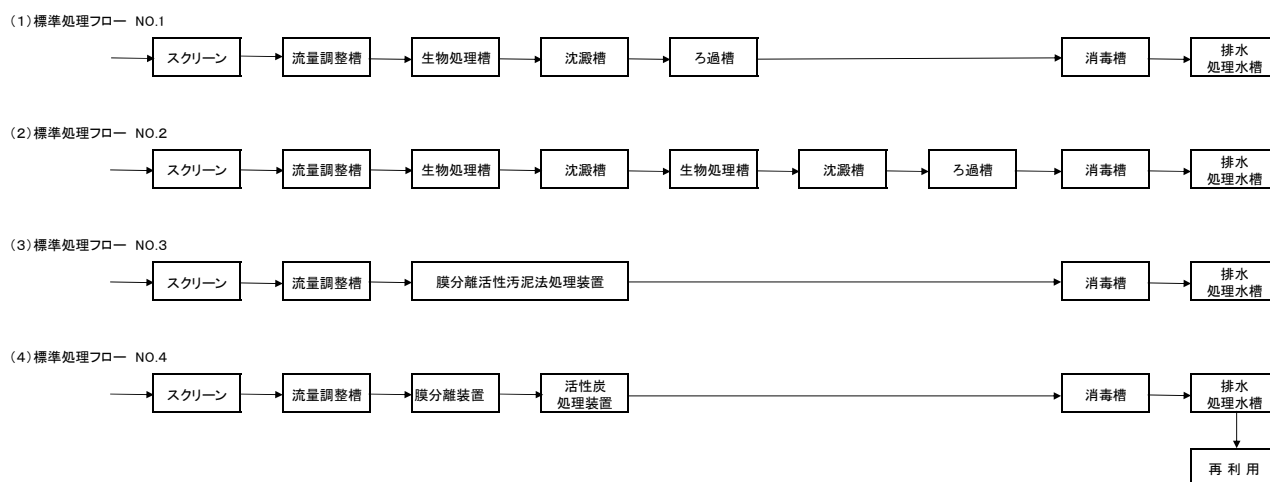
NO	前 処 理	主 たる 処 理	後 処 理
1	スクリーン → 汚濁調整槽	ばっ気槽 → 活性汚泥槽 → 二次沉淀槽	ろ過槽 → オゾン処理槽 → 活性炭槽 → 臭気水塔
2	スクリーン → 汚濁調整槽	ばっ気槽 → 活性汚泥槽 → 二次沉淀槽	ろ過槽 → 活性炭槽 → 臭気水塔
3	スクリーン → 汚濁調整槽	ばっ気槽 → 活性汚泥槽 → 二次沉淀槽	ろ過槽 → 活性炭槽 → 臭気水塔
4	スクリーン → 汚濁調整槽	ばっ気槽 → 活性汚泥槽 → 二次沉淀槽	ろ過槽 → 活性炭槽 → 臭気水塔
5	スクリーン → 汚濁調整槽	臭気処理槽	活性炭槽 → 臭気水塔
6	スクリーン → 汚濁調整槽 → 活性炭槽 → 臭気水塔	臭気処理槽	臭気水塔
7	スクリーン → 汚濁調整槽 → ばっ気槽 → 活性汚泥槽 → 二次沉淀槽	臭気処理槽	臭気水塔
8	スクリーン → 汚濁調整槽 → ばっ気槽 → 活性汚泥槽 → 二次沉淀槽 → 活性炭槽 → 臭気水塔	臭気処理槽	臭気水塔



注) 図中 どちらかを選択する。また、[ ] は必要に応じて選択する。

これに対し平成16年版においては、標準処理パターンを4パターンとして、  
 1) 生物処理、2) 2段生物処理、3) 膜分離活性汚泥法により処理、4)  
 膜分離に別れ、記載されている。以下に各方式別の特徴について、記載す  
 る<sup>10)</sup>。

「平成16年版 「排水再利用システムの標準処理フロー」<sup>10)</sup>



(1) 標準処理フローNo. 1

「生物処理を基本単位操作」フローの歴史が古く、実施例多く、ろ過装置は、SS除去のみである。

生物処理の機能低下があると溶解性の有機物除去ができないので、安定した生物活性を保つ運転・管理が重要である。

「適用」 A：雑排水を原水とする場合 適

B：厨房排水を含む雑排水 適

C：雑排水＋汚水で汚水混合割合が高い（色度、臭気問題）

→オゾン、活性炭処理追加要

「得られる水質」

BOD：15mg/L以下（10mg/L以下）

SS：10mg/L以下（10mg/L以下）

色度：40度（30度以下）



## (2) 標準処理フローNo. 2

「2 段生物処理とろ過を基本とする処理方法」後段生物処理槽

(流入有機物濃度が低いため接触ばっ気槽、回転板接触槽、生物ろ床槽→生物膜処理) : 前段で機能低下がある場合でも後段の生物膜処理により安定性能が得られる。

「適用」原水 B、C の場合に適。

「得られる水質」

BOD : 10mg/L 以下 (8mg/L 以下 オゾン処理、活性炭処理追加)

SS : 10mg/L 以下 (10mg/L 以下 オゾン処理、活性炭処理追加)

色度 : 40 度 (30 度程度 オゾン処理、活性炭処理追加)

## (3) 標準処理フローNo. 3

生物処理槽内に浸漬した膜モジュールにより固液分離を行う。

膜モジュールは、有効径 0.1~0.4 $\mu$ m の精密濾過膜でほぼ 100%の固液分離性能がある。浮遊物質は含まず良好な水質である。

単位体積あたりの処理効率増大、生物処理槽の容量の減少、沈澱池不要、設置面積大幅減となる。

「適用」原水 A、B、C のどの場合にも適

「得られる水質」

BOD : 10mg/L 以下、SS : ほとんど含まない、色度 : 30 度以下

## (4) 標準処理フローNo. 4

生物膜的処理を行わず、流入した原水を直接膜処理で対応し、固液分離を行う物理、化学的処理法である。膜分離で除去できない、低分子量の物質を活性炭吸着により除去する。

(分画分子量数万の UF 膜使用の場合、SS, 高分子量の BOD、COD 等は、ほぼ 100%除去可能であるが、分子量数千以下の色度、低分子 COD は透過するため、活性炭吸着により除去する。)

「適用」原水 A、B、C のどの場合にも適 (膜の寿命と活性炭再生コストを考慮すると、有機汚濁負荷の少ない原水 A が適)

「得られる水質」

BOD : 15mg/L 以下

SS : ほとんど含まない

色度：10 度以下

この方式は、膜分離活性汚泥法で用いられているものを採用している。

## 2) 施設基準からの変遷<sup>7)8)9)10)</sup>

再生水利用システムにおいて技術上の基準を設定する上で必要な検討事項が、衛生工学的安全性、美観・快適性、施設機能障害の防止の3点が主眼となっている。

この内、施設機能障害を防止するため、最新のマニュアルにおいては、水質基準と合わせて施設基準が適用箇所ごとに規定されている。再生水利用システムの施設基準は供給過程における閉そく（施設機能障害防止の観点）、衛生的安全性（原虫類への対応の観点）から、水洗用水、散水用水、修景用水利用では「砂ろ過施設（又は同等以上の機能を有する施設）」により対応することを規定している。さらに誤飲の可能性を考慮し、親水用水利用において、「凝集沈殿+砂ろ過施設（又は同等以上の機能を有する施設）」により対応することを規定している。

砂ろ過工程は、安定した処理性能を得やすく、また運転も比較的容易であり、処理水質向上の期待できるプロセスであり、オゾン酸化法、活性炭吸着法、逆浸透法を実施する場合の前処理として本法を実施することが多い。水洗用水、散水用水、修景用水利用では、砂ろ過工程又は「水質基準」に対し、同等以上の機能を有する施設を設けることとし、濁度管理目標値は2度以下と定めている。このため、砂ろ過施設では十分な濁度処理機能を有するよう、設計・維持管理を適切に行う。

凝集沈殿工程は、アルミニウムや鉄等の金属塩の凝集剤を添加して、二次処理水中のSSや有機物を除去する方法で、急速攪拌池、緩速攪拌池、沈澱池から構成され、砂ろ過工程と同様に、設計・維持管理を適切に行う。

## 2.2.2 研究調査の動向

### (1) 排水再利用システムのスライム障害の環境要因

#### 1) スライム生成に関与する諸要因

スライムは、細菌、真菌、藻類などの微生物ならびに、砂、泥、腐食生成物によって構成されているが、ここでスライム発生の根本的原因は微生物であると考えられる。鈴木、辰野、小島ら<sup>11)~15)</sup>により、排水再利用システムのスライム発生の原因となる微生物群について述べられている。

#### a 藻類<sup>11)~15)</sup>

藻類には、肉眼で充分見える物から顕微鏡的な微細な物まで存在し、体内に葉緑素などの色素をもち、日光のエネルギーを用いて炭酸同化作用を営む性質を持っている。通常、群体を作り緑色、褐色、黄緑色を呈しており、光の存在下かで育った藻類が管内面に付着して褐色または緑色のジュウタン上群落を作ることによって、間接的にスライム発生の要因となる。

藻類の中でも、珪藻類、緑藻類、藍藻類が特にスライムの発生と関係が深いと言われている。

#### b 真菌類<sup>11)~15)</sup>

水中で生育するカビの仲間で、清浄な水から下水のような汚れた水まで幅広い範囲で生育する。循環式の冷却系統中に好んで繁殖し、酸性排水や硫酸アルミニウム溶液などの特殊薬品が混入するところに生育する例も見られる。真菌類は分類上、*Saprolegnia* (ミズカビ)、*Achlya* (ワタカビ)などの菌糸に隔膜がなく菌糸全体が1つの細胞なしている藻菌類と*Penicillium* (アオカビ)、*Aspergillus* (コウジカビ)、*Fusarium* (アカカビ)、*Geotrichum* (ゲオトリカム)などの不完全菌類に大別される。

#### c 鉄バクテリア<sup>11)~15)</sup>

鉄バクテリアは、水中の第一鉄化合物を酸化して、第二鉄化合物とし、これを体表面や分泌した寒天質中に蓄積する能力をもつ細菌である。日光を必要としないため、配管や装置の中に生育し、通水能力を減少させる原因となる。特に鉄分が溶存し、有機物、炭酸ガスの豊富な水に対して好んで繁殖する。鉄バクテリアの種類としては、*garrionera* (ガリオネラ)、*Leptothrix* (レプトスリックス)、*Sideromonas* (シデロモナス)などが挙げられる。

#### d 硫黄バクテリア<sup>11)~15)</sup>

硫黄バクテリアは、水中の硫化水素、チオ硫酸塩、硫黄などを酸化する能力を持った一群のバクテリアである。スライム発生の原因となると同時に、硫酸を作って腐食を促進させる特徴を持つ。通常見られる種類として、*Beggiatoa*（ビクトリア）がある。

#### e 硫酸還元菌<sup>11)~15)</sup>

硫酸還元菌は、土壌中ならびに水中に生育する嫌気性菌で硫酸塩を還元して硫化水素を発生させ、この間に発生するエネルギーを利用して生活している。

硫酸還元菌は、送水管や埋設管における腐食の原因となる。

#### f 特殊細菌類<sup>11)~15)</sup>

スライム障害を引き起こす最も重要な微生物として挙げることができる *Zoogloea*（スーグレア）、*Sphaerotilus*（スフェロティルス）などが含まれている。スライムを顕微鏡で調べると、ほとんどこの両種が関係しており、他の微生物はほとんど認められない。

## 2) スライム発生の物理的要因

### a 温度

温度は、化学的反応及び生物学的反応の反応速度に影響を及ぼす重要な指標となっている。すなわち、生物学的活性度の最適範囲は、各微生物の種類によって異なり、アレニウスの式によって、温度が 10°C 上昇することによって、反応速度が 2~3 倍に増加することが知られている。なお、須藤等<sup>17)</sup>によれば、細菌の場合、温度範囲によって、低温細菌、中温細菌、高温細菌に分けられることを示している。（表 2.5 参照）

表 2.5 増殖の最適温度による細菌の分類<sup>17)</sup>

	最適温度 (°C)	最低温度 (°C)	最高温度 (°C)
低温細菌	16 ~ 20	0	30
中温細菌	25 ~ 37	10 ~ 15	45
高温細菌	50 ~ 55	40 ~ 45	60 ~ 70

このように、微生物の種類によって最適温度は異なるが、鈴木、小島ら<sup>11)~15)</sup>の研究によれば、スライムを構成しているスーグレアなどの細菌類は30~35℃、真菌類は25~30℃、藻類では20℃前後であるという結果が得られている。

#### **b 光**<sup>13)14) 15)</sup>

光合成栄養の微生物である藻類にとっては、光が不可欠なものであり、光を遮断することにより、光合成作用を阻害することが可能である。しかし、従属栄養の微生物である細菌類や真菌類の一部のものは、増殖過程において光を必要とせず、むしろ日射（紫外線）の殺菌作用によって死滅させる阻害性を示す。

#### **c 水の流れ（流速）**<sup>18)19)</sup>

スライムに対する流れの役割は、新たな栄養源の供給と代謝物の除去と同意に連続かつ定常的に相互に行うという重要な働きをしている。流速が速い場合、スライムが膜を形成する上で妨げる要因と思われるが、実際には適度な流速が結果として、スライムの増殖につながることを確認されている。チャーラクリズ<sup>18)</sup>によって、流速0.1m/s~0.3m/sの範囲内での生育環境がよいことが示されている。これはスライムを構成している細菌の表面を流れている適度な流速をもった基質（栄養源）の移動分子をうまく取り入れているものと考えられる。また、コーニガー<sup>19)</sup>はスライムの膜の厚さがある一定以上の厚みにならないのはスライムの表面とこれに接触する水との間に存在する剪断応力のためであることを指摘している。

#### **d スライムが付着する支持表面の状態**<sup>15)16)</sup>

スライムが付着、生成する要因の一つとして、スライムが付着する配管や装置内の表面の状態、すなわち材質面の清浄も重要であると考えられる。すなわち、配管用炭素鋼鋼管（SGP（白））は硬質塩化ビニル管（VP）と比べて管内壁面が荒く、多数の凹凸が存在しやすくなることからこれらの凹凸がスライムの付着を容易にすることが考えられる

### 3) スライム発生の化学的要因

#### a. 酸素<sup>11)~17)</sup>

微生物の成育にとって酸素は必要不可欠なものであるが、微生物の種類によってその影響は著しく異なる。スライムを構成している微生物は硫酸還元菌のような特殊なバクテリアを除いて好気性微生物が多く、水中の溶解酸素は、スライムの発生、生成に大きく関与している。鈴木ら<sup>12)14)</sup>は、代表的なスライム構成微生物である、*Sphaerotilus* (スフェロティルス) と *Zoogloea* (スーグレア) についての呼吸量を測定している。その結果、呼吸量は *Zoogloea* (スーグレア) が大きく、*Sphaerotilus* (スフェロティルス) が小さいため、*Sphaerotilus* (スフェロティルス) の生育可能範囲が広いことを示している。

#### b. pH<sup>11)~17)</sup>

微生物の増殖速度に対して pH は著しい影響を与えることから、スライムの発生に関しても重要な要因であると考えられる。

微生物の多くは一般に、細菌、真菌共に水の pH が約 6.0~8.0 の中性付近の範囲内において増殖が良好であり、酸性、アルカリ性のいずれかに傾いても増殖を阻害することが知られている。鈴木らの pH 変化による菌の増殖試験においても強酸性、高いアルカリ域においては、増殖の阻害の傾向を示している。

#### c. 炭素源<sup>11)~17)</sup>

独立栄養の微生物は、炭酸ガス、炭酸、炭酸塩などの無機炭素化合物を炭素源とするのに対して、従属栄養の微生物は有機炭素化合物を必要とし、一般にスライムを構成する細菌類もこの中に含まれる。これは細胞個性のエネルギー源として炭素が利用されるためであり、微生物は炭素源として、グルコース、果糖、マンノース、ガラクトース、でん粉などを摂取する。また、タンパク質や、アミノ酸は窒素体と同時に炭素源に転換される。

#### d. 窒素体<sup>11)~17)</sup>

一般の微生物は、無機及び有機の窒素を利用する。無機窒素化合物の主名物として、アンモニア、アンモニウム塩、硝酸塩、亜硝酸塩があり、通常はアンモニウム塩が利用される。しかし、どの微生物がどの窒素酸化物を利用して増殖するかについては、微生物の種類により著しく異なる。

**e. 無機塩類** <sup>11)~17)</sup>

微生物の増殖に必要な塩類及びその要求量については十分な検討がなされていないが、リン、マグネシウム、カルシウム、カリウム、硫黄、ナトリウムなどが、必要塩類と考えられる。特にリンは核酸や生物的燃料となる ATP (アデノシン 3 リン酸塩) の成分としてすべての生命に不可欠で多くの生化学反応がリンを必要とする。水界においてはリン酸塩類が多く含まれている場合、有機物の生産が高まり、それに伴い、スライムとなる糸状菌や藻類の増殖も活発になる。既往の研究において、スライムの栄養要求試験が鈴木 <sup>11)14)</sup>らにより、冷却用水系における障害真菌類の栄養要求試験結果として確認されている。

**f その他** <sup>11)~17)</sup>

その他の水質指標である酸化還元電位、浮遊物質、濁度、電気伝導度、塩素イオンの各試験項目が、スライム生成においても関与され、これらの因子が相互に影響を及ぼしていることがわかる。

## (2) 排水再利用システムのスライム障害に係わる既往の研究

### 1) 空調設備用水に及ぼす影響<sup>16)20)</sup>

本実験は、森ヶ崎処理場の三次処理水による活性炭吸着試験及び腐食試験として行われた。森ヶ崎下水処理場の下水の三次処理水を、冷却水系の補給水として再利用するため、装置の物理的処理と薬品処理の両面から検討し、下水処理水の再利用技術の確立を図ることを目的とした試験を行なった。その中にスライム問題についての報告を記載する。

スライム問題については、砂ろ過処理水を用いても、適切なスライム処理を行えば、大きな障害は発生しないと報告されている。具体的に下水処理場内の二次処理水を用いての再利用法としては、三次処理として、砂ろ過処理を行い、腐食、スライム対策として薬品処理を行えば、冷却水系の補給水として、十分実用に供し得るものと結論づけている。

### 2) 各種排水管内に発生したスライムがその通水能に及ぼす影響

ブランドら<sup>21)</sup>は、生下水を用いて、配管内のスライム形成による場合の流速と管内の絶対粗度の関係を硬質塩化ビニル管と陶管（釉薬なし）について、実験的検討を行っている。陶管と硬質塩ビ管のスライム形成は、 $k_s$ (絶対粗度)値から見ると両者の絶対粗度における差が小さいため、管の内面性状は無関係であり、流速に影響していることがわかった。0.76m/sの低速では、動水勾配の増大により、スライムの発生量が多い。低流速での15～40日間でスライムが形成、内表面の剥離を生じている。

以下表 2.6 に「陶管における流速に対するスライムの発生と  $k_s$  の関係」を示す。

表 2.6 陶管における流速に対するスライムの発生と  $k_s$  の関係

流 速 (m/s)	スライム発生量 $\text{kg}/\text{m}^2$ (乾燥重量)	同時点での $k_s$ 値 (mm)
0.76	0.072	4.62
1.1	0.070	2.45
1.1	0.048	1.68
1.1	0.080	3.68
1.5	0.028	0.71
2.1	0.005	0.05



### 3) 付着スライムが下水管の水理学的特性に及ぼす影響

近藤<sup>22)</sup>らは、配管内に清水以外の排水が流下する場合は水理学特性、特に摩擦損失係数や粗度係数の値に影響を与えると考えた。特にスライムおよび他の固形物の生成付着が管路内や水路内壁面の表面粗度を変化させ、水路の流下能力に影響することを検討した。この研究では Y 市下水処理場内で下水管水路を作成し、配管として陶管（セラミック管）を用い、スライム発生を前提とした結果から下水管きよの水理学的特性を評価した。

① スライムの付着した下水管の粗度係数は「下水道計画・設計指針と解説、前編」陶管の値である 0.013 より小さな値となり、その値は 0.009～0.010 であった。

② 水の平均流下速度 0.6m/s のとき、発生するスライムの平均の厚さは管水路で 0.40mm、開水路では 0.55mm であった。（通水時間が 1,000 時間後あたりからスライムの厚さが増減する傾向が認められ、スライムが付着と剥離を繰り返している様子が観察された）

③ 均流速が 1.3m/s 以上の場合、管きよ内のスライムの成長は認められなかった。この場合、壁面での剪断応力は約 3.5～4.0 N/m<sup>2</sup> と計算され、この値はスライム生成の抑制に関する指標値である。

④ スライムの生物試験はされておらず、管きよ内表面に付着したスライムの分析結果は、乾物換算値で 全有機炭素 (T-C) 成分が 28.7% (高周波燃焼 赤外線採取法による)、全窒素 (T-N) 成分が 9.44% (環水管第 127 号による)、全リン (T-P) 成分が 2.79% (環水管第 127 号による)、pH が 7.0 (JIS Z8802 による)、水分は 92.3% であった。

### 4) 集合住宅での下水再生水利用による管閉そく、ロータンクの汚れ

藤井、楠田<sup>23)</sup>らは福岡市内の建設後 2～10 年経過している集合住宅での下水再生水に利用している管の閉そく、ロータンクの汚れに関する調査をしている。対象とした排水再利用システムは、オゾン酸化・砂ろ過・塩素消毒からなり、消毒後に再生水は、集合住宅で受水槽からポンプにて加圧圧送後、各戸に設置されている減圧弁、メータを経て一旦ロータンクに貯えられた後、トイレ洗浄用として使用されている。給水管には、全て合成樹脂ライニング鋼管を使用していて、著しい腐食は見られない。減圧弁と給

水管の継ぎ手部やメータと給水管との継ぎ手部には腐食がみられ、特に腐食が進行した箇所では、ネジ山が消失し漏水していた。一方、管端防食コア内蔵継ぎ手を使用している箇所は、腐食が全くみられなかった。閉そくが発生していたのは、継ぎ手のネジ部やライニング部および黄銅製配管部等の異種金属の接合部位であった。受水槽、ロータンクの汚れの状況と付着物の成分は、鉄分が少なくマンガン分が多くなっており、付着物の生物検鏡結果では、受水槽で糸状性細菌、原生動物（有殻アメーバ等）、後生動物（ワムシ等）のスライム状生物の繁殖を確認している。閉そく障害として、微生物スライムによる受水槽フィルターの目詰まりや、サカマキ貝によるストレーナの閉塞等のトラブルが報告されている。

### (3) 排水再利用システム実施施設の調査

#### 1) 広域循環方式の事例

##### a 東京都の例<sup>20)24)</sup>

再利用システムとしての水の循環利用基礎調査は昭和 40 年後半より 50 年代前半まで、東京都首都整備局において、報告書にまとめられており、平成元年には、東京都財務局より、都立施設の水資源の有効利用を図る設備等に関する指針が策定されている。東京都の水の循環利用適合性予備調査報告書（昭和 48 年）<sup>24)</sup>によると水資源と水の循環利用、水使用の現状分析として、事務所ビルにおける水の使用状況が調査されている。また、排水水質と雑用水の水質目標、水の再生利用方式について記載されている。下水処理水を工業用水として、当初から運用されており、このころから、都市における、水の役割が、雑用水の供給に関する諸問題として記載されている。また、東京都の下水処理水の再利用に際して空調設備に及ぼす影響調査報告書（昭和 51 年）<sup>20)</sup>によると下水処理水等の高度処理水の冷却塔補給水への利用に問題があった。「水の循環利用実用化調査」において東京都水道局江東地区工業用水を利用しての実験の未解明な点の究明のため、新たに森ヶ崎処理場の三次処理水を利用しての実験を行った。この実験によって、下水処理水等を冷却塔補給用水（薬注による水質管理及び熱交換器の定期的清掃）により、雑用水利用が可能であることが明らかになった。この排水再利用において本研究において取り組んだスライム問題について

も、実験的検討がなされている。結論としてはスライム問題については、砂ろ過処理水を用いても、適切なスライム処理を行えば、大きな障害は発生しないと報告されている。具体的に下水処理場内の二次処理水を用いての再利用法としては、三次処理として砂ろ過処理を行い、腐食、スライム対策として薬品処理を行えば、冷却水系の補給水として、十分実用に供し得るものと結論づけているが、基礎的なスライム生成に影響する要因の研究はされていない現状である。

#### b 平城地区の例<sup>25)</sup>

平城地区における下水処理水の循環利用調査は昭和 52 年度に実験施設の建設に着手して昭和 53 年度から開始され、昭和 55 年度にはこの調査結果にもとづき「下水処理水循環利用技術指針（案）」<sup>2)</sup>が策定された。技術指針においては、水洗便所用水および散水用水のための再生処理方式として下記のプロセスを基本として示している。

二次処理水⇒砂ろ過⇒塩素処理⇒再生水

また修景用水のための再生処理方式として同じく、下記のプロセスを基本として示している。

二次処理水⇒砂ろ過⇒オゾン処理⇒塩素処理⇒再生水

これらの再処理方式によって技術指針に定める各用途別の水質基準は、特に衛生面にかかわる水質項目である基準水質（大腸菌群数、残留塩素）について、適切な塩素処理によって確実に達成しうることが確認されたとしている。ただしこれらの水質基準を確実に達成するためには、再生処理施設及び送配水施設の適切な運転管理や保守点検が必要である。

特にオゾン処理施設は電力費がかなり高い比率を占めることから、オゾン吸収効率の把握等適切な管理がきわめて重要となる。

再生水の安全性についてはウイルスの問題があり、これについてはオゾン処理によるウイルス不活化効果等を含め、今後疫学的な見地からも詳細な検討が必要になるとしている。

## 2) 個別循環方式の事例

### a. 清瀬旭ヶ丘団地の例<sup>26)27)</sup>

清瀬旭ヶ丘団地は団地処理場の二次処理水を用いて、パイロットプラントとして高度処理を行い、実験が行われた。中水送水配管、衛生陶器類の影響調査において、配管用炭素鋼鋼管（SGP 白）、水道用亜鉛めっき鋼鋼管（SGPW）は、二次処理水通水管のテストピースで腐食、内面部に鉄錆もみられた。塩化ビニルライニング鋼管（SGP-VA）は、ライニング部の浮き上がりがみられた程度で影響は軽微であった。衛生陶器の汚れも水道水の汚れと違いがなく、ロータンク、フラッシュバルブの故障もなかった。

排水再利用水の貯留試験では、塩素を加えた貯留試験における経日変化は、二次処理水と排水再利用水では、排水再利用水の藻類の発生は少なく、屋内貯留が屋外貯留に比べて、変化が少ない。塩素剤は、二酸化塩素より、次亜塩素酸ソーダの使用がよいとしている。ウイルスの不活性化試験においては、排水再利用水、排水再利用水処理過程の水は、ウイルスの検出はなく、オゾン処理におけるウイルスの不活性化が成されている。

活性炭吸着試験では、排水再利用水のオゾン処理が活性炭の寿命を延ばし、1年間の連続使用にも耐える。藻類潜在生産能力は二次処理水と排水再利用水を比較し、障害の起こる可能性は少ない。リン酸除去試験では二次処理水への硫酸バンド添加 20mg/L（二次処理水 12mg/L 以上で 0.5mg/L まで）pH6.5～7.1 でリン酸の除去率は良好であった。

### b. 芝山団地の例<sup>28)29) 30)31)</sup>

芝山団地において、住居数 888 戸（計画人口 3,320 人）、処理方式（活性汚泥法＋凝集沈澱＋急速ろ過＋オゾン反応塔＋活性炭吸着）、処理水量（計画 1 日平均汚水量 1,222 m<sup>3</sup>、計画日平均排水再利用水量 161 m<sup>3</sup>/日）で 1977 年に建設された団地の意識調査である。

排水再利用水利用意識調査については、排水再利用水利用約半年後に、①排水再利用水利用者の排水再利用水の使用感、使用状況、受入れ感覚、理解度、②排水再利用水利用地区以外の居住者の排水再利用水利用についての感覚、反応等についてアンケートによる調査を行い、約 60%の人が節水を心掛けており、再利用についての関心と理解は高く、約 89% が積極的推

進及び受入れやむなしとの態度であった。

排水再利用水の許容感覚では、安全であることが第一で、“使い方による”としている回答が多く、コストに関する関心も高い。用途別要求水質は、便所、散水、清掃等には比較的寛大な態度であった。中水道使用後の感じは、約 80 %が“水道水と変わらない”としているが、“どこことなくちがう”と答えたものも約 10 %あった。全般的に受入れ感覚はよいようであるが、個々にはきわめて多様な感覚、意見があったとしている。

排水再利用水使用量調査については、便所使用水量は平均 58.6L/人・日、清掃用水は平均 7.2L/人・日で合計 65.8L/人・日になり、計画の 50L/人・日を上廻った。しかし、団地の経年により増加していく人口を推定して将来の使用水量を計算すると 159.5 m<sup>3</sup>/日となり、計画造水量の 161 m<sup>3</sup>/日で対応できると推測している。排水再利用施設の水質調査については、TOC、濁度自動測定機の測定結果を解析し、再生水水質の安定性について検討した。

その結果、再生水の全蒸発残留物及びりん酸イオンを除いては、二次処理水、三次処理水、中水とも非常に良好かつ安定した水質であった。中水は前記の水質 2 項目を除き、非超過確率 97.5%の水質値が中水の基準値を満足していた。なお全蒸発残留物は中水基準値の変更を検討する必要がある、りん酸イオンは硫酸アルミニウムの注入量を変化させたため、中水水質基準値の 1mg/L 以上となることもあったとしている。

ウイルス調査は、流入汚水と返送汚泥にしばしばポリオウイルス、アデノウイルス、コクサツキーウイルスが検出されたが、二次処理水以降排水再利用水栓出水に至るまでの水からは、全くウイルスが検出されなかった。

ウイルスのオゾンによる不活化は、ポリオウイルスを浮遊させた三次処理水にオゾン吹き込み、注入率 1.0mg/L のとき 10 分、注入率 1.5mg/L のとき 7.5 分で不活化されることが明らかになった。

### 3) 芝山団地の配管経年変化 <sup>32) 33) 34) 35)</sup>

15 年目に水道配管材料実験施設（芝山団地）を取り壊し、供試配管材の採取、供試管材内面状況の調査、中水道水質検査の結果のまとめを行った調査報告である。供試管材の内面は配管を切断する前の管接続部は、硬質塩化ビニル管とステンレス鋼管以外の配管にさびこぶが付着している。

亜鉛めっき鋼管は、ほぼ閉そくしかけている。全般的にみて 3 年目に比べスライムの付着量は著しく増えており、この配管材料については、水道用硬質塩化ビニル管 (VP) は前回 (3 年目) で淡黄色であったスライムの色が赤褐色に変化している。付着量は、直管部に比べ継手エルボでの付着量が多い。内面の損傷はなかった。

水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管 (SGP-VA) は配管入口および推手の管端部にさびが発生している。スライムは継手エルボに多く、直管部は少なく、内面塩化ビニルの損傷は無い。

水道用ポリエチレン粉体ライニング鋼管 (SGP-PB) は配管入口および継手の管端にさびの発生が見られる。継手エルボにスライムの付着が多く直管部は少ない。

銅管継ぎ無し管 (CUP) は全面が淡黒色あるいは黒色に変色している。管入口付近、継手エルボや管下流側に淡緑色の腐食生成物が見られる。酸洗後の管面は部分的に軽微な腐食が認められた。

配管用ステンレス鋼管 (SUS) は配管入り口付近にスライムが他の部分より多いが、全体的には薄く付着し、量は他の管種に比べ少ない。さびの発生は認められなかった。

水道用亜鉛めっき鋼管 (SGPW) は全体的に赤さびが発生し厚く層を成しており、さびこぶが見られる。管入口側端部と継手エルボでは特に多く、ほぼ閉そく状態である。

スライムの付着は、さびとの区別が困難であるため測定値には、さびの量も含まれている。さびは強固に付着しており、金属製のヘラを使用しなければ除去出来ない状態であった。

#### (4) 消毒剤に関する研究の動向

##### 1) 試験方法

残留塩素の濃度を測定する方法として、上水試験方法<sup>36)</sup>では平成 12 年水道水質基準の改正でオルトトリジン法が削除され、DPD 法、DPD 適定法、電流適定法、ヨウ素滴定法がある。下水試験方法<sup>37)</sup>では DPD 法、ヨウ素滴定法、その他参考として DPD 比色法、建築物における衛生的環境の確保に関する法律<sup>38)</sup>に関連し、「建築物環境衛生維持管理要領」に DPD 法又はこ

れと同等以上に精度を有する方法としている。上水試験方法の改正に伴う、消毒剤の運用方法の検討が必要となる。

## 2) DPD 法の測定値の影響

DPD 法の測定値への影響として、上水試験方法<sup>36)</sup>及び下水道試験方法<sup>37)</sup>の残留塩素の項では  $Al^{3+}$ 濃度は 4.0mg/L、 $Cu^{2+}$ 濃度は 2.0mg/L、 $Fe^{2+}$ 濃度は 3.0mg/L、亜硝酸性窒素濃度は 1.0mg/L までは妨害を受けないとしている。また実際には測定法への影響として、大量の亜硝酸性窒素濃度が含まれる場合には pH が 5 以上でも疑似発色の恐れがあるとされている<sup>39)40)</sup>ため、消毒剤の基礎的検討が必要である<sup>41) 42)</sup>。

## 3) 水槽内の残留塩素の消失

水槽内の残留塩素の消失調査例は笹野<sup>43)</sup>らによる飲料水の保存について、北角<sup>44)</sup>らによる学校の長期休暇時の給水系統の残留塩素の消失、阿部<sup>45)</sup>らによる貯水槽の飲料水の再消毒、石塚<sup>46)</sup>らの FRP 製高置水槽の残留塩素の挙動などの給水設備に関連した多くの検討がなされている。

また、岡田ら<sup>47)</sup>は給水タンク内の構造や部位に起因した、残留塩素の減少量を検討している。

さらに水槽内の清掃<sup>48)</sup>においては次亜塩素酸ナトリウム等を用いた塩素殺菌や二酸化塩素殺菌が用いられている。しかし、塩素や二酸化塩素は多くの要因によって濃度が減少するため、各消毒剤を規定濃度以上に保持するための消毒剤の添加操作が必要となっている。

## 4) 浴槽の入浴による残留塩素の消失

浴槽水<sup>49) 50)</sup>は遊離残留塩素濃度 0.2~0.4mg/L の規定範囲があるが、浴場施設や温泉などの浴槽水を介してレジオネラ症の発生が起こり、この分野についても、浴槽の入浴による残留塩素の消失の検討が、赤井、岡田らにより、入浴行為に係わる、消毒剤の減少について、検討が行われている。

## 第3章 配管内のスライム生成の基礎

### 3.1 緒言

排水を再利用した排水再利用水は、主として水洗便所用水として住宅団地や事務所ビルに用いられ、ほかに冷却用水、散水、清掃用水などに使用されている<sup>1)</sup>。排水再利用システムを実施するうえで解決すべき問題として、衛生上の問題(病原菌, 微生物の吸入, 皮膚接触による感染の可能性と対策)、機器や配管への問題(二次生成物の付着や腐食対策)、水処理技術上の問題、さらに経済性や維持管理上の問題などが指摘されており、現在これらの観点から検討、実用化が進められてきた<sup>2)</sup>。

昭和56年には配管設備を考慮した水質基準が建設省から「排水再利用水の配管設備の取り扱いについて」<sup>3)</sup>通達で出され、一方、利用するものを考慮した水質基準も厚生労働省から「再利用水を原水とする雑用水道の水洗便所用水の暫定水質基準等の設定について」、さらに平成16年国土交通省大臣官房官庁営繕部より「排水再利用・雨水利用システム計画基準・同解説」<sup>4)</sup>の中に水質基準、また、国土交通省から「下水処理水の再利用水質基準等マニュアル」<sup>5)</sup>により水質基準が策定され今日に至っている。

これらの水質基準の良否実態は基準水質より数段良質な水質を供給しているため、内容がつかめないまま今日に至っている。

そこで本研究においては、配水管の通水能力の減少、管路の閉そく、熱交換器などの熱交換率の低下、スライムの発生に伴う局部腐食の増加などを引き起こしている「スライム障害」<sup>6)</sup>を水質面から取り上げ、具体的にはスライムの発生形態および発生要因を中心に、最終的にスライム発生を抑制させる目的で、特に中水の水質との関連性を踏まえて実験を進めた。

具体的には、試験水をガラス管部分へ循環させ、このガラス管内へ検知管として各種配管材料を取り付け、スライム付着状況を観察、ガラス管による発生量のチェックを行った。

主な検討項目は、以下に示すとおりである。

- 1)スライムの発生, 生育条件の検討
- 2)スライムの抑制
- 3)スライムの生物活性



## 3.2 実験方法

### 3.2.1 実験の進め方

本研究の検討要素は表 3.1 に示すとおりである。

このうち、スライムの発生を左右する諸要因のうち、物理的要因をほぼ一定とし、高度処理の段階別処理水と人工下水(各種成分を変える)を連続的に循環させ、その水質の経時的変化の測定を中心に検討を行った。

表 3.1 研究の検討要素

スライムの発生に関与する微生物	スライムの発生を左右する要因			発生過程の観察
	物理的要因	化学的要因	栄養学的要因	
特殊細菌類	温度  流速 (水の流れ方)  光 (日光)	酸素	水中の汚濁物質の量と質 ↓ 炭素源 (C) 窒素源 (N) リン源 (P) その他	1) 水質の経時的変化の測定  2) 生物体 (微生物、その他) の付着、発生状況  3) 生物体の呼吸量の測定
原生動物		pH		
藻類		ORP (酸化還元電位)		

### 3.2.2 実験装置

図 3.1 に示すような“スライム循環付着装置”(以下“実験装置”という)を用いて実験を行った。

試験水槽からポンプにより試験水をガラス管部分へ循環させ、このガラス管内へ検知管として各種配管材料を取り付け、スライムの付着状況を観察できるようにした。このうちスライムの定量、観察に適している配管材料として、硬質塩化ビニル管を使用した。

実験装置の運転は実運転に合わせて 1 日 8 時間連続運転を行い、試験水は 1 週間単位で新たな試験水と交換した。なお、実験中に発生する藻類などの影響を考慮して室内で実験を進めた。

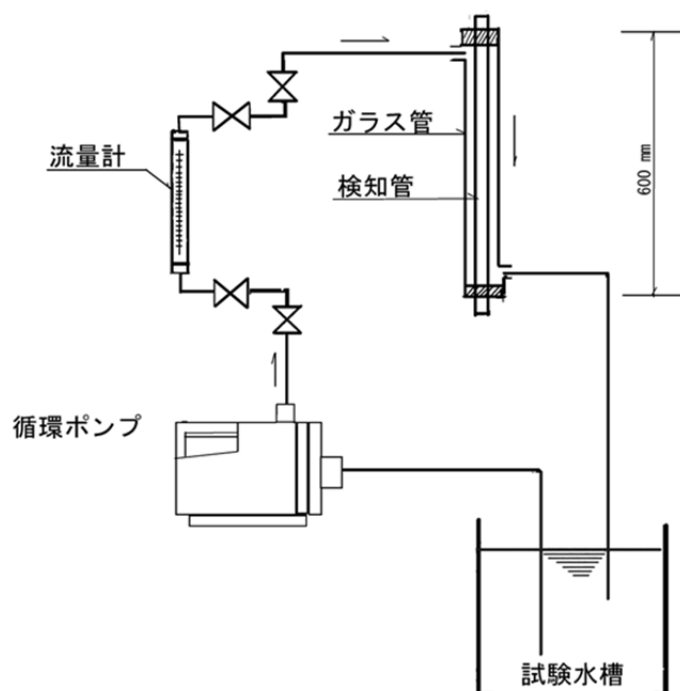


図 3.1 スライム循環付着装置

### 3.2.3 実験条件

#### (1) スライムの発生、生育条件の検討

K 大学工学研究所浄化槽の消毒前の処理水を使用し、これを各処理段階別（凝集沈殿処理水、砂ろ過処理水）の水質に変化させてスライム発生試験を行った（表 3.2 参照）。さらに栄養条件を変化させた場合のスライム発生試験として人工下水を用い、この人工下水の主成分である炭素源，窒素源，リン源を表 3.3 に示すように変化させて検討した。

#### (2) スライムの抑制

同様の実験装置および実験条件の下でオゾンによるスライムの抑制効果を検討した。これは図 3.2 に示すようにオゾン発生機（N 社製 0-3-2 型）を使用し、空気圧、電圧を一定の状態に保ち、オゾン（一定濃度）を発生させ、オゾン反応槽で接触させた。なお、オゾン処理は、二次処理水および砂ろ過処理水に対して行った。

### (3) スライムの生物活性

顕微鏡によるスライムの生物相の観察、ワールブルグ検圧計によるスライム呼吸量の測定を行い、さらにスライムの化学成分量の測定も合わせて行った。

表 3.2 各処理段階別のスライム発生条件

二次処理水 (原水) 凝集沈殿処理水 砂ろ過処理水	”K大学理工学研究所内” 浄化槽放流水 〔浄化槽形式〕 充填塔方式による合併処 凝集剤として、硫酸アルミニウムを100mg/L 添加後、モーターにより攪拌沈殿 下向流式の急速ろ過法	
	ろ砂全容積	7466.8 cm <sup>3</sup>
	ろ砂全重量	21 kg (第1層 6kg、第2層 15kg)
	断面積	169.7 cm <sup>2</sup>
	全長	470 mm (第1層 140mm、第2層 330mm)
	ろ過速度	3.07 cm/s

表 3.3 人工下水成分表

			NO. 1	NO. 2	NO. 3
有機系	C	ブドウ糖	13.0	13.0	13.0
		L-グルタミン酸	5.9	—	5.9
無機系	N	CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub>	10.4	—	10.4
		NH <sub>4</sub> Cl	5.6	—	5.6
	P	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	1.7	1.7	—
		KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	1.7	1.7	—
	微量元素	MgC <sub>12</sub> ・6H <sub>2</sub> O	4.4	4.4	4.4
		MgSO <sub>4</sub>	3.0	3.0	3.0
		CaCl <sub>2</sub>	1.8	1.8	1.8
		FeCl <sub>3</sub> ・6H <sub>2</sub> O	1.1	1.1	1.1
		NaCl	0.4	0.4	0.4
		CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	NaHCO <sub>3</sub>	7.2	7.2
備考			—	窒素源を 除く	リン源を 除く

注 単位は1L中に溶解するmgである。

表 3.4 水質試験項目

pH	SS	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$
ORP	DO	$\text{NO}_2^- - \text{N}$
濁度	COD	$\text{NO}_3^- - \text{N}$
導電率	BOD	
$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Cl}^-$	$\text{SiO}_2$ (シリカ)

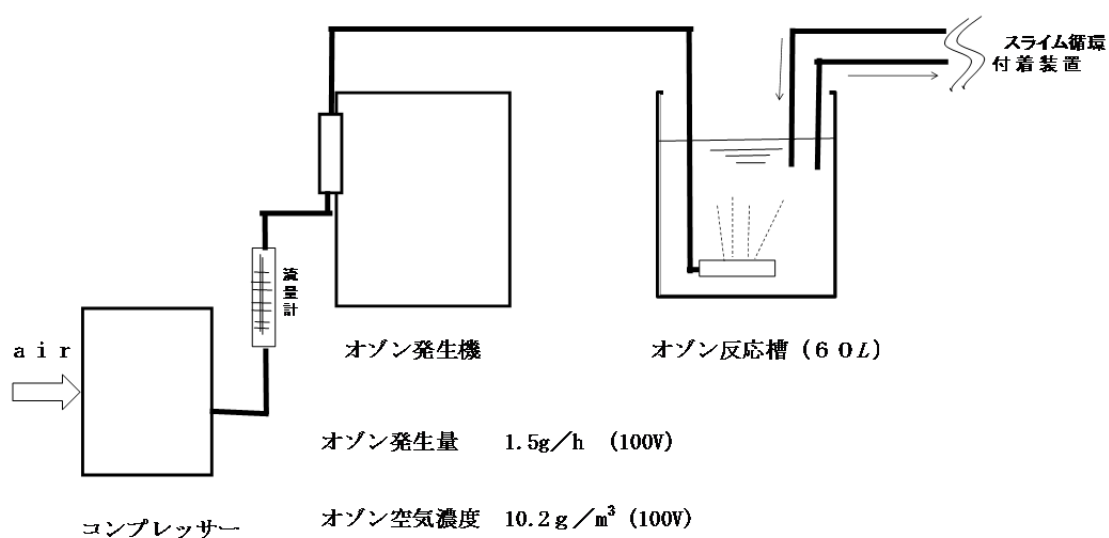


図 3.2 実験装置

### 3.2.4 測定方法

本実験において試験水の水質測定は、経時的に各試験水を採取し、水質の各測定の項目は、JIS K 0101、JIS K 0102、下水試験方法に基づいて表 3.4 に示す水質試験項目に対して行った。

スライム発生量はスライムが付着した検知管を外し、検知管表面に付着したスライムをブラシによってはく離させ、これをろ紙の上でろ過し、このろ紙に付着した乾燥重量から付着スライム量を測定した。

次にスライム付着速度は、乾燥重量を検知管の表面積で除し、1cm<sup>2</sup>あたりの重量 mg で表し、さらに経過時間との関係から mg/(cm<sup>2</sup>・日)とした。

### 3.3 実験結果および考察

#### 3.3.1 スライム発生における基質除去機構

配管系や機器内に付着生成したスライムは、生物膜として支持表面部分において管内を流れる基質(生物の生育に必要な栄養塩類、有機物質など)の摂取や溶存酸素の供給を得て増殖し、生物体としての代謝活動を行っていると考えられる。このように支持表面に付着したスライムは、基質を除去する生物膜反応装置としての役割を有している。また、スライムと接する試料水中の基質の速度、流れの状態および温度変化も重要な因子となっている。特に本研究の主題であるスライムの発生、生育条件の検討は、付着生成されたスライム付着量が微量で経時的測定が困難なため、経時的な発生過程を基質の除去形態から類推することにした。

まず、スライムを構成している微生物の組成が定常状態にあると仮定して、基質除去モデルとして一次反応式を適用した。

$$C_t / C_o = e^{-k t} \dots \dots \dots (3.1)$$

ここで

$C_t$  : 流入基質濃度 [mg/L]

$C_o$  : 流出基質濃度 [mg/L]

$k$  : 基質除去速度係数 [1/d]

$t$  : 経過時間 [d]

したがって、式に示したスライムの試料水中の基質除去速度  $k$  [1/d] が求められれば、これによりスライムの付着速度を求めることも可能となる。すなわち、スライムの基質除去速度がスライムの付着量(速度) とほぼ比例すると考え、この一次反応式への適用によって実験を進めた。

### 3.3.2 スライムの発生、生育条件の検討

#### (1) 各処理段階別試料によるスライム発生試験

各処理段階別試料によるスライム発生試験は、前記したように表 3.2 に示す諸条件により処理水を使用して行った。まず外観観察による発生形態は、実験開始後 2~3 日間のうちに茶褐色のスライムが検知管表面にヌルヌルの状態で付着してくる。(図 3.3 初期のスライム発生状況参照) さらに日数を経るに従い、はん(斑)点上になったスライムは、表面の生物膜の厚みが増し、より鮮明な茶褐色の軟泥状態が 7~10 日間ほどで観察される。(図 3.4 1 週間後のスライム発生形態参照)

なお実験にあたって、実験開始時の原水の流入基質通度の変化を考慮して検討を行った。

各処理段階別のスライムの付着量について用いた実験水の初期水質の平均および濃度範囲を表 3.5 に示す。



図 3.3 初期のスライム発生形態



図 3.4 1 週間後のスライム発生形態

表 3.5 実験に用いた初期水質の平均および濃度範囲

	二次処理水		凝集沈殿水		砂ろ過水	
PH	7.06	(6.95~7.15)	5.6	(4.17~6.14)	6.85	(6.57~7.15)
濁度 [度]	8.9	(6.5~10.5)	4.4	(1.3~5.6)	1.1	(0.4~1.6)
SS [mg/L]	12.4	(9.8~16.1)	8.5	(6.3~11.8)	3.3	(2.4~3.9)
COD [mg/L]	10.3	(9.3~13.6)	6.3	(4.5~7.5)	4.8	(2.8~6.0)
BOD [mg/L]	22.2	(19.8~24.0)	14.2	(7.7~20.2)	10.3	(6.5~16.8)
DO [mg/L]	6	(3.8~8.4)	8.7	(7.5~9.5)	8.9	(7.8~10.2)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N [mg/L]	5.32	(1.58~9.64)	3.44	(0.45~8.87)	1.66	(0.95~7.15)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N [mg/L]	7.24	(4.80~13.31)	4.99	(3.72~6.26)	4.52	(3.49~5.45)
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P [mg/L]	1.23	(0.94~2.81)	0.15	(ND~0.46)	0.04	(ND~0.09)

注 電気伝導度 18.4~20.2mS/m、ORP400mV前後、SiO<sub>2</sub>95mg/l前後、CL-55mg/L前後

#### a. 各処理水のスライム付着

図 3.5 には二次処理水、凝集沈殿水、砂ろ過水の初期の水質に対するスライム付着量を表したものであり、実験結果から次の知見が得られた。すなわち、二次処理水に比べて凝集沈殿処理を行うことによって、スライム付着量が 69%減少し、さらに砂ろ過水でスライム付着量が、凝集沈殿水に比べて 54%の付着量となっている。これは二次処理水中に含まれる懸濁浮遊物質が凝集剤の効果により十分な除去が行われている点にある。二次処理水のように有機物、栄養塩類を多く含んだ水に対してはスライムの顕著な発生はみられるが、処理水の各測定項目の濃度減少に応じて、スライムの発生も大幅に減少している。

#### b. 流量の変化によるスライム付着量

図 3.6 に流量の変化によるスライム付着量を示す。流速の差異により付着量に差がみられ、流速の遅いほうが付着量の多い結果を示している。これは、スライム支持表面表面付近では、流速の影響により壁面摩擦応力を受けることがスライム生成のうえでも大きな要素となっている。付着速度については、流量の設定条件を 0.35L/min と 0.7L/min の場合について、スライム付着量は各処理段階を通じて 50~60%近く減少している。

二次処理水に対する砂ろ過水の付着速度は、1/6 以下の値を示している。

この各々の付着速度は図 3.6 から算出して二次処理水においては、 $10.2 \times 10^{-3} \text{mg}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、凝集沈殿処理においては  $2.25 \times 10^{-3} \text{mg}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、砂ろ過水においては  $0.4 \times 10^{-3} \text{mg}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  であった。

以上のように処理工程ごとに生成量が減少しており、この凝集沈殿、砂ろ過の処理工程がスライム生成を抑制することへ寄与していることがわかる。



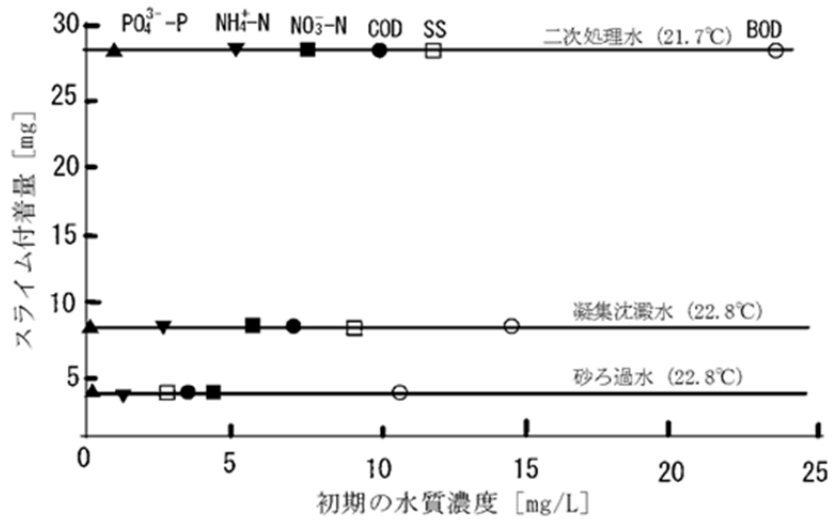


図 3.5 各工程の初期の水質とスライム付着量(実験期間 14 日間)

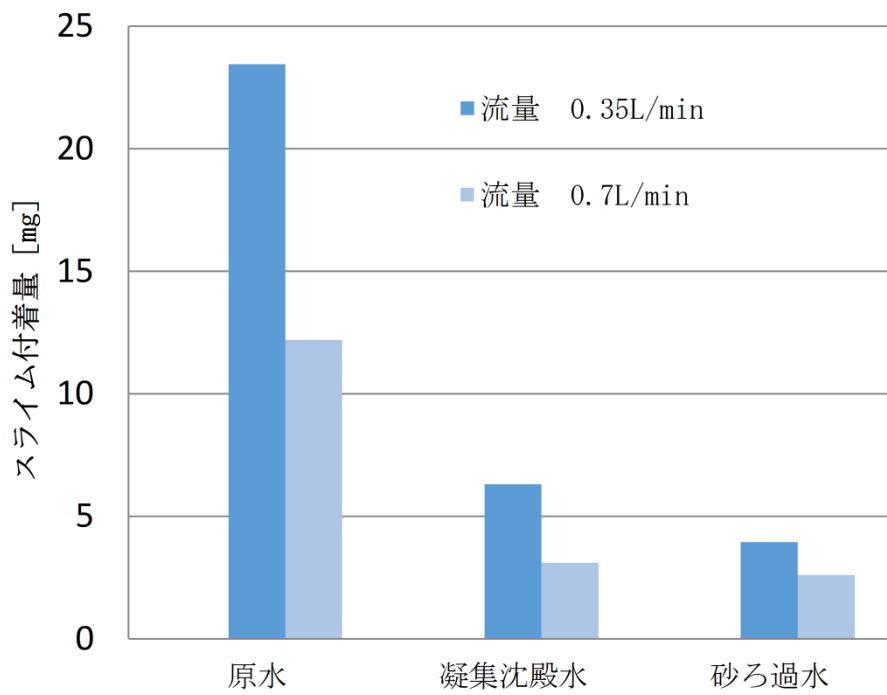


図 3.6 各処理段階における流量とスライム付着量との関係 (実験期間 14 日間)

### c. 経時的な水質変化

水質の経時的変化をみると徐々に基質濃度の低下がみられる。これは COD、SS、濁度などといった測定項目に対して顕著であり、水中に懸濁、浮遊しているスライムが有機成分を摂取し、除去するという生物体としての活性度を表している。この減少形態を式(3.1)で述べた基質除去速度係数(k 値)をもってスライム付着速度と水温との関係についてみると、水温の上昇に伴いスライムを構成する微生物の代謝活動も活発となり、高い値を示していることがわかる。

COD の変化については、図 3.7 に一例を示すとおり、春・冬期の実験期間中における k 値が 0.1~0.11 の範囲にあるのに対して、夏期においては k 値の値が 0.13~0.17 と高い値を示している。このように夏期における k 値が春冬期における値に比べて増加しており、温度による影響を受けていることがわかる。BOD についても同様の知見が得られている。濁度、SS の項目については温度変化に伴う濃度の変化はみられず、初期の時点(実験開始後 2 日間)で 70~90%の除去率を示している。

以下に二次処理水の濁度とスライムの付着量の関係を図 3.8 に示す。相関が高く濁度が高いほどスライム発生量が多くなる傾向がみられる。

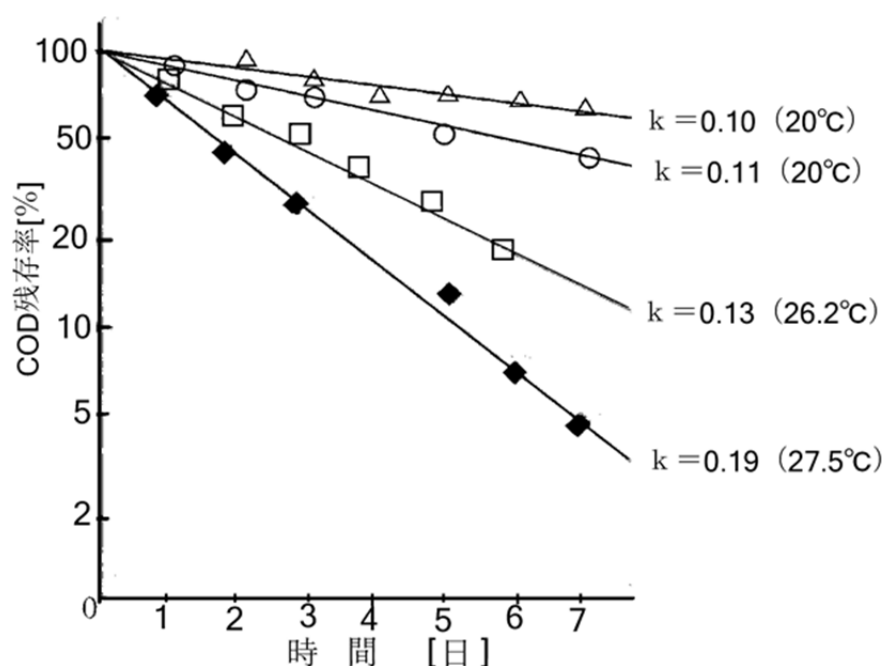
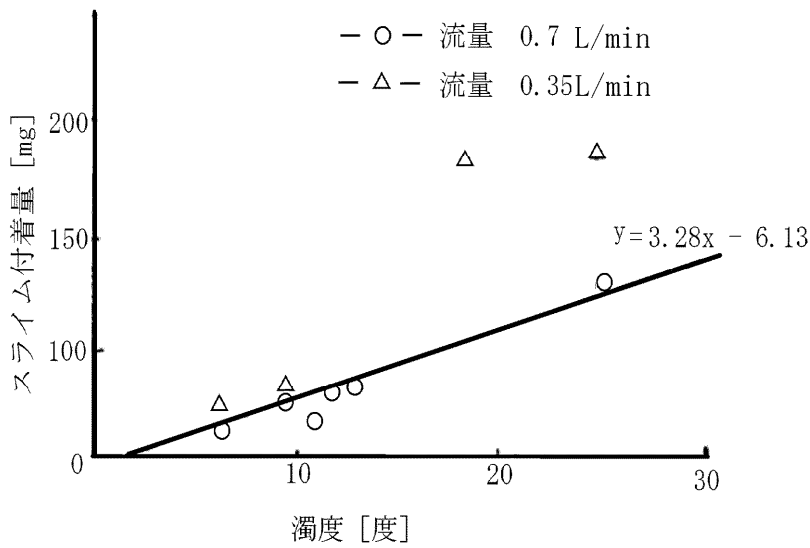


図 3.7 基質分解速度 (COD) と水温との関係 (二次処理水)



注) 濁度の値は初期濃度を示す

図 3.8 原水でのスライム付着量と濁度との関係  
(実験期間 14 日間)

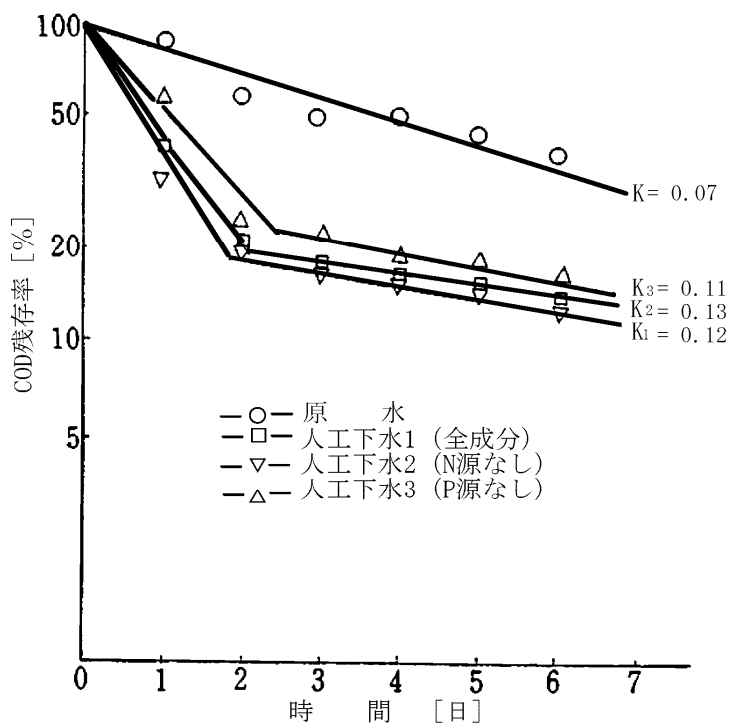


図 3.9 人工下水による COD 除去速度

#### d 転換率

これまでのデータを基にして、有機物として BOD、栄養塩類として  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  における 1 日あたりの除去からスライムへの転換率を算出した。

スライムへの転換率は、70mg/ (除去 BOD- g・日)、3mg/ (除去  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  g・日)、17mg/(除去  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  g・日) となる。

したがって、基質のスライムへの転換率は BOD で 7~8%、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$  で 0.3%、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  で 2%程度であることがわかる。

#### (2) 人工下水を用いたスライム発生試験

本実験においては前記した各処理段階別のスライム発生試験から一步進めて、水中に溶存している栄養塩類のうち窒素、リンに着目して、この二つの栄養塩類を変化させた場合のスライム発生量と水質諸要因の変化の関係を検討した。栄養塩類の濃度調整をするため人工下水を用い、スライムを構成する微生物として活性汚泥を植種した。なお、人工下水成分は表 3.3 に示すとおりとし、人工下水に植種したスライムは活性汚泥を 2.5mL/L の割合で微生物濃度を均一の状態にして行った。

実験装置および実験条件は 3.2.2、3.2.3 で示した方法で行った。

スライムの発生に影響を及ぼすと考えられる水質の要因として COD、BOD、SS、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  の各試験の減少形態も、図 3.7 に示す通り COD の経日的変化と同様に 2 段の変化を示し、各段は一次反応式に従うことが確認された。スライムの発生は図 3.10 に示すとおり 2 回実験を行い、温度差が少ないにもかかわらず、付着量に若干の差が生じているが、人工下水 1(N-P 源あり) > 人工下水 2(N 源なし) > 人工下水 3(P 源なし) の順となっている。これは図 3.9 で示した人工下水における COD の除去速度のように、栄養環境からスライムの発生に影響を及ぼす因子がリン源である。

このように好気性微生物が主体となるスライムにおいては、その発生を抑制するうえからリン源の除去が不可欠である。また、本実験において窒素源を添加していない人工下水を用いた場合には、スライムに対する発生状況は人工下水 1 と人工下水 3 の中間に位置している。したがって、窒素を除去することはリン源に比べてスライム発生を抑制する効果は少ないと、考えられる。

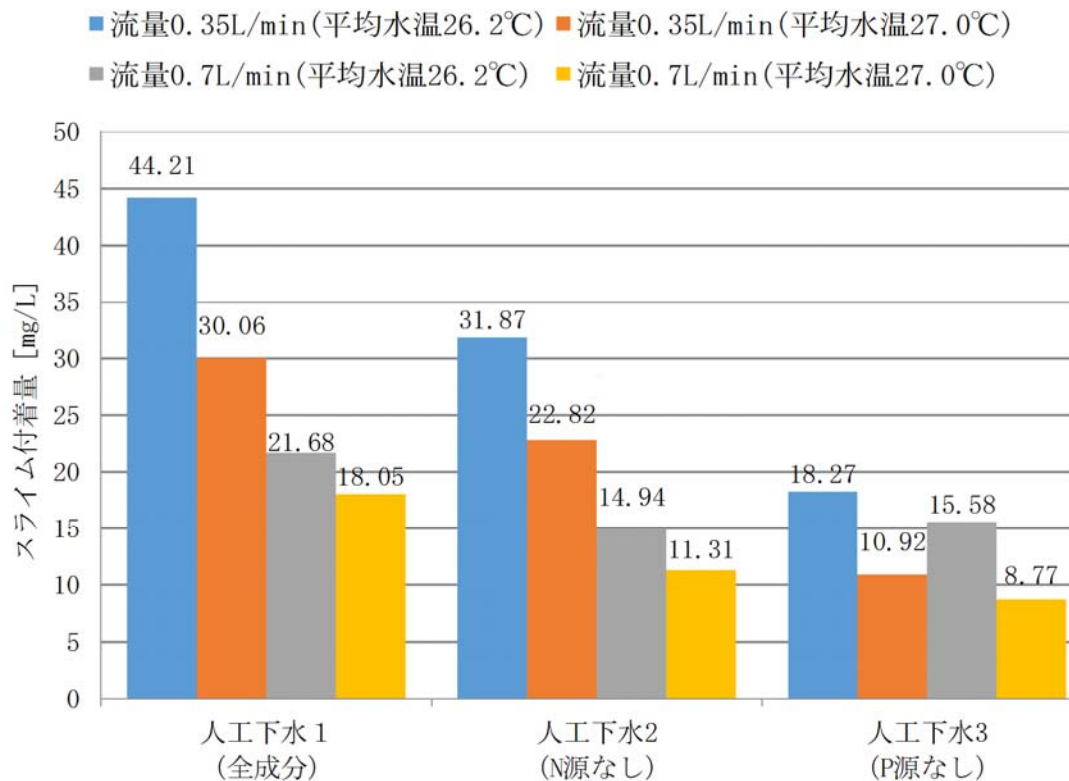


図 3.10 人工下水によるスライム付着量 (実験期間 2 2 日間)

表 3.6 オゾン処理におけるスライム付着量と付着速度

処理水名	オゾン処理されないもの		オゾン処理されたもの		オゾン 接触時間 [mg]
	付着量 [mg]	付着速度 [mg / (cm <sup>2</sup> ・日)]	付着量 [mg]	付着速度 [mg / (cm <sup>2</sup> ・日)]	
二次処理 I	28.2	$5.20 \times 10^{-3}$	9.05	$1.68 \times 10^{-3}$	15
二次処理 II	23.5	$3.74 \times 10^{-3}$	10.41	$1.88 \times 10^{-3}$	30
砂ろ過水	2.6	$0.41 \times 10^{-3}$	2.3	$0.37 \times 10^{-3}$	30

注 二次処理 I : 23.5°C

二次処理 II : 19.4°C

砂ろ過水 : 19.0°C

平均水温

材質 : 塩化ビニル管 1/2B

流量 : 0.7L/min

実験期間 : 14 日

検知管有効面積 : 339.3cm<sup>2</sup>

### (3) スライム障害の外的抑制

スライム障害発生の要因は主に配管系内における微生物の繁殖である。したがって、現在スライム障害対策用として、微生物の繁殖防止のための種々の殺菌剤が使用されている。このうち代表的なものが塩素剤と第4級アンモニウム塩であり、さらに発生したスライムのはく離には、次亜塩素酸ナトリウム、塩素または過酸化水素なども使用されている。これらの薬品の使用に関しては取り扱いの問題、用水系への薬剤の残留による腐食性の問題なども指摘されており、有効なスライム防止法を検討する必要がある。そこで本実験においては、残留性がなく殺菌力、酸化力の強いオゾンを用い、スライムの抑制を検討した。なお、オゾン処理を行った処理水中の溶存オゾン濃度の測定は、下水道試験法によるヨウ素滴定法によった。

表 3.6 にオゾン処理におけるスライムの付着量と面積あたりの付着量を示した。原水においては、オゾン処理によって付着量が60%近く減少しており、水中の有機物の無機化、安定化の促進およびオゾンによる殺菌力がスライム発生の抑制効果を生み出していると考えられる。これに対して、砂ろ過水の場合は既に水中の有機物や懸濁物質が十分に除去されているため、スライム付着量の抑制効果よりもオゾンによる殺菌、脱色、脱臭効果がないといえる。したがって、砂ろ過処理まで行った場合、この処理水に対してオゾン処理の有無によるスライム付着量の差は見られない。

以上のようにオゾンによるスライムの抑制力は強力であり、溶存オゾン濃度が1～2mg/L前後でスライムに対する十分な効果があることが認められた。

#### 3.2.3 スライムの生物活性

##### (1) スライムの生物学的性状の検討

生物調査は検知管表面に付着生成したスライムをはく離させ、光学顕微鏡を用いて観察した。スライムを構成している微生物は、*Sphaerotilus*、*Zoogloea*などの細菌類で占められている。

これらの細菌類はゼラチン状の膜を形成しており、これらの膜の中にも真菌類や有機物を含んだ残さ（渣）の状態を確認された。

さらに、スライム障害を起こす藻類の出現は少なく、わずかに褐色の珪藻類が確認された。原生動物としては、*Amoeba*、*Podophrya*、*Vorticella* や

環形動物である *Diplogaster* なども確認された。

以下図 3.11 へ付着生成した、スライム (*Sphaerotilus* 及びゼラチン状の無機物質) の生物検鏡結果を示す。

なお、表 3.7 に検知管表面に付着、出現した生物相を示す。このようにして付着生物相を確認した場合、原水 (二次処理水) においては付着量および生物の種類も多い。凝集沈殿処理水においては、*Sphaerotilus* などがわずかに見られる程度で、他の原生動物はほとんど認められない。

以上のように処理の段階が進むにつれ生物相は希薄になり、付着物も汚泥などの残さが多く含まれており、砂ろ過処理の段階では生物相は皆無であった。

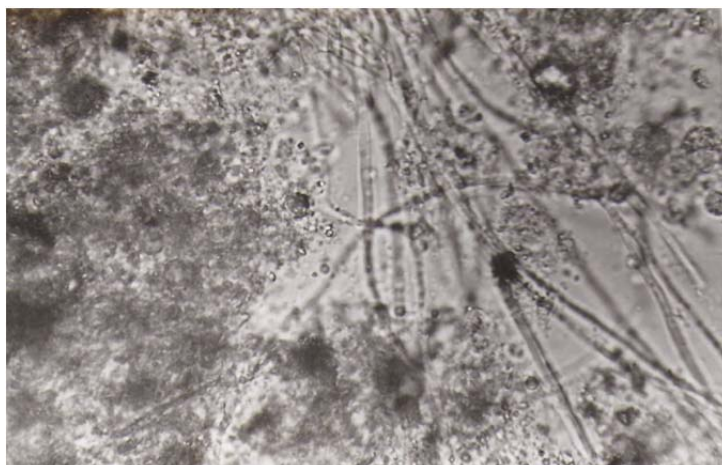


図 3.11 生物検鏡結果 (糸状菌 *Sphaerotilus* 他 ×400)

表 3.7 スライム検知管付着生物

分 類	生 物 名	出 現 頻 度
特 殊 細 菌 類	<i>Sphaerotilus</i>	+++
	<i>Zooglea</i>	++
け い 藻 類	—	+
生 動 物	<i>Amoeba</i>	+
	<i>Podophrya</i>	+
	<i>Vorticella</i>	+
環 形 動 物	<i>Diplogaster</i>	+
	<i>Lecane.SP</i>	+

注 +++ 多い、 ++ 普通、 + 大変少ない

表 3.8 スライムの化学組成（百分率）の一例  
（他の生物系との対比）

	スライム <sup>†</sup>	細菌	ズーグレア	酵母
炭素 (C)	40.5	47.3	44.9	47.0
水素 (H)	6.06	5.7	—	6.0
酸素 (O)	44.8	27.0	—	32.5
窒素 (N)	6.97	11.3	9.9	8.5
灰分	—	8.3	—	6.0
リン (P)	1.48	—	—	—
硫黄 (S)	0.17	—	—	—
C/N	5.8	4.2	4.5	5.6
推定組成式	C <sub>7</sub> H <sub>12</sub> N <sub>6</sub> O <sub>6</sub>	C <sub>5</sub> H <sub>7</sub> N <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	—	C <sub>13</sub> H <sub>20</sub> N <sub>2</sub> O <sub>7</sub>
	<sup>†</sup> 本実験におけるスライム	HooverとPorgesによる		Porgesによる

## (2) ワールブルグ検圧計によるスライム呼吸量の測定

スライムの呼吸量を恒温、恒容下におけるガス量の変化を圧力の変化から測定するワールブルグ検圧計で観察した。

本実験において付着、生成されたスライムが顕微鏡による生物観察によって、好気性細菌により構成されていることが明らかとなったため、これらのスライム呼吸量の経時的变化を求めた。実験条件としては反応液組成をスライム (2mL) のみの場合と、スライム (2mL) に栄養源としてグルコース (0.5mL) を添加した両者を比較検討した。図 3.11 に示すようにワールブルグ検圧計によりスライムの呼吸量が経時的に増加傾向にあることがわかる。同時に呼吸量の増加はスライムが好気性細菌によって構成されていることを示唆している。一般に活性汚泥<sup>7)</sup>における内呼吸速度は、汚泥 1g あたり 1.9~9.8mgO<sub>2</sub>/h であり、活性段階においては、10~20mgO<sub>2</sub>/h の範囲内にある。本実験におけるスライムは、スライムのみの場合 12.9mgO<sub>2</sub>/h、グルコース添加の場合は 13.6mgO<sub>2</sub>/h となり、両者ほぼ同様の傾向を示している。このようにスライムのみの場合と呼吸量の差が少なかった原因としては、ゼラチン状の膜に包まれたスライム自体に十分な有機物が存在していることが考えられる。



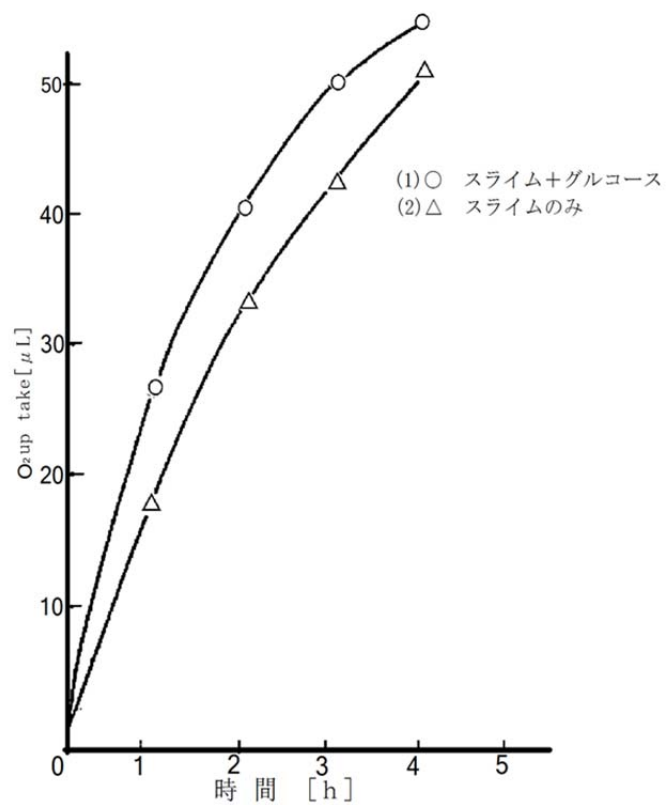
### (3) スライムの化学分量の測定

微生物は合成のためのエネルギーを獲得し各種の化合物から細胞物質を合成している。したがって、微生物を構成する細胞物質の化学的成分も、細胞に吸収された栄養物質の量によって変化し、pH および環境条件によって支配されている。そこでスライムの主要構成原子についてその平均組成を求め、他の細菌、菌類と比較検討した。

なお、実験は元素分析器によってC、H、O、N、P、Sの6成分を求めた。

表 3.8 に本実験におけるスライムの分析結果と文献における微生物類の分析結果および化学組成を示した。表中の細菌は乾燥重量中約 90%が有機質で、10%が無機質とされている。このうち有機成分は炭素 47%、酸素 27%、窒素 11%、水素 6%であり、この値から細菌の組成式として  $C_5H_7NO_2$  という結果を示している。この分子式は活性汚泥を構成する主要元素の比でもある。

実験によって生じたスライムの化学的組成は  $C_7H_{12}NO_6$  となり、酸素がやや高い値を示したが、他の炭素、水素などの組成割合はほぼ等しい値を示しており、ほぼ細菌を含んだ活性汚泥の性状に近似したものと考えることができる。



反応液組成

(1) スライム	2mL	(2) スライム	2mL
グルコース	0.5mL	KOH	0.2mL
KOH	0.2mL		

温度 20°C

測定時間 4 h

図 3.11 各時間における酸素吸収量

### 3.4 結 論

本研究では排水再利用システムを導入するうえでの障害の一つとしてのスライム障害を取り上げ、この発生要因を水質面から検討した。結果を要約すれば以下のとおりとなる。

1) 実排水および人工下水を用いてスライムを発生させた場合、処理原水に対して凝集沈殿処理で 30%、砂ろ過処理では 10% 発生の抑制は可能である。すなわち、二次処理水に比べて凝集沈殿処理を行うことによって、二次処理水中に含まれる懸濁浮遊物質が凝集剤の効果により十分な除去が行われ、さらに砂ろ過処理による高度処理プロセスを加えることで、二次処理水中の有機物、栄養塩類が除去され、スライム発生も大幅に減少した。

2) 流量の変化によるスライム付着量についても、流量設定条件 0.35L/min と 0.7L/min の場合、スライム付着量は各処理段階を通じて 50~60% 近く減少している。このように処理工程ごとにスライムの生成量が減少していくため、高度処理工程がスライム生成の抑制効果に寄与していることがわかる。

3) スライムの発生は水中の栄養塩類として N, P 化合物の存在が大きく影響し、とりわけ P の存在は発生の主要因となっている。人工下水を用いて、栄養塩類を変化させた場合、特に P (リン酸塩類) を除いたものが、人工下水全成分のものと比較して、20~30% の減少が認められた。

この傾向は藻類における栄養塩類の摂取と同様に、スライム生育条件においても、リン酸塩源が生物体において微量ではあるが大きな影響を与えていると考えられる。

4) 発生の経時的変化は一次反応の形態をとることが確認された。水質の経時的変化における基質通度の低下は、COD、SS、濁度などといった測定項目に対して顕著である。これは、水中に懸濁、浮遊しているスライムが有機成分を摂取し、除去するという生物体としての活性度を表しており、この減少形態を 3.3.1 で述べた基質除去速度係数(k 値)をもってスライム付着

速度と水温との関係について検討した。スライムを構成する微生物の代謝活動は温度上昇に伴い活発となり、高い値を示していることが明らかになった。COD、BOD の変化については春・冬期の実験期間中の k 値が夏期に高い値を示しており、温度による影響を受けていることがわかる。濁度、SS の変化については温度変化に伴う濃度の変化は見られず、初期の時点(実験開始後 2 日間)で濁度が高いほど、スライム発生量が多くなる傾向がみられる。

5) 今回のスライムの組成は  $C_7H_{12}NO_6$  で示され、生物体としての細菌の組成と類似しており、酸素吸収量からも生物体としての活性が認められた。付着生成物であるスライムに、原水を主体として、*Sphaerotilus*、*Zooglea* などの細菌類がわずかに確認され、スライム中に含まれる若干の生物相からの活性度を呼吸量により確認できた。

6) オゾン処理はスライムの発生を抑制するうえで大きな効果がある。原水(二次処理水)におけるスライムの付着、生成量はオゾンとの接触により、原水に比較して 1/2 以下の付着量となり、有機物の付着量の減少となった。また、砂ろ過処理にオゾン処理を加えることにより、スライム付着量の減少効果より、排水再利用システムとしての、殺菌、脱色、脱臭効果が高いことが確認できた。

## 4章 配管材質・管内流速とスライム生成の応用

### 4.1 緒言

第3章においては、基礎的な研究として、スライムの発生、生育条件の検討、スライムの抑制、スライムの生物活性について検討を加えた。

第4章では、第3章の基礎的内容<sup>1)</sup>から進めて、「配管材質、管内流速とスライム生成の応用」について実験的に検討を行った。スケール障害については、腐食の原因究明もされており、スケール障害の防止の研究も進んでいる。これに対して、スライム障害については2.2の調査・研究の動向に示すように基礎的な研究事例が少なく、解明が遅れている状況にある。すなわち、排水再利用システムを設計、計画する上において、どの段階において、スライムが発生し、どの段階まで処理されれば、スライムの発生を抑制できるかという問題に対しての検討を行った事例が少ない。

第4章では、第3章の基礎的内容を発展させるため、スライム生成の応用として、流速、管表面精粗によるスライム付着量の検討及び、水質とスライム生成の相関と性状について検討した。再利用システム上のスライム生成の基礎的な面の検討と応用面に当たり、下記の内容に着目し、検討を行った。配管材料としては、配管用炭素鋼管、硬質塩化ビニル管、ステンレス鋼管、アクリル管におけるスライム付着量を検討するとともに、管表面の流速、管表面精粗によるスライム付着量を検討した。特に排水再利用水を送水するための管路に着目し、流速、管表面精粗によるスライム付着量の検討及び、水質とスライム生成の相関と性状について下記の項目を検討した。

- 1) 配管材料におけるスライム付着量
- 2) 流速、管表面精粗によるスライム付着量
- 3) 管表面精粗によるスライム付着量
- 4) 水質とスライム生成の相関および性状

## 4.2 実験方法

### 4.2.1 実験の進め方

水の流れの変化は、流れがほとんどなく水がよどんでいる状態と試験水が流れている状態に分けて実験を進めた。

配管をテストピースとし、このテストピースの設置位置は、流れがほとんどなく水がよどんでいる実験では試験水槽に設置し、試験水が流れている場合ではガラス管内に設置した。供試水はできるだけ実験開始時点の初期水質を同一とすることとしたが、実稼働の処理水を用いるため、運転条件や流入負荷条件が変動するので、常時同一の水質を得ることができなく、許容される範囲の水質で実験を進めた。また、水質を変化させる条件として凝集沈殿処理や砂ろ過処理した処理水も用いた。

### 4.2.2 実験装置

実験装置は第3章において使用したのと同様の図4.1に示す、“スライム循環付着装置”（以下“実験装置”という）を用いて実験を行った。水の循環は試験水槽からポンプにより試験水をガラス管部分へ循環させ、テストピースへのスライムの付着状況および水質の経時的変化を調査した。

実験装置の運転は実運転に合わせて1日8時間連続運転を行い、試験期間は7～8日間とした。

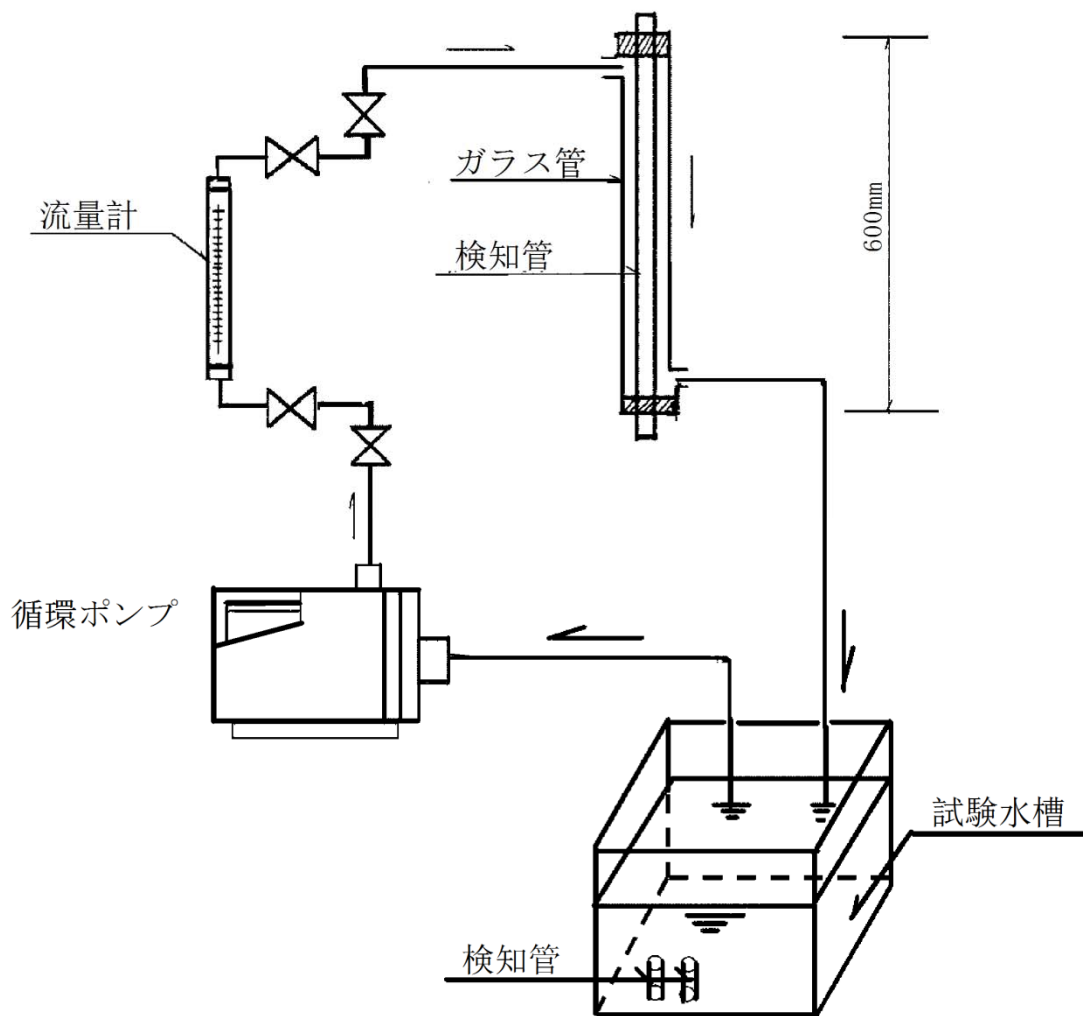


図 4.1 スライム循環付着装置

### 4.2.3 実験条件

#### (1) スライムの発生、生育条件の検討

前章と同様に K 大学工学研究所の浄化槽の処理水を使用し、これを各処理段階別(凝集沈殿水、砂ろ過水)の水質に変化させて3段階の水質レベルを作り、スライム生成試験を行った。

#### (2) テストピース

中水道施設で使用されているのは配管用炭素鋼鋼管と塩化ビニルライニング鋼管であるが、中水道施設で使用されているのは配管用炭素鋼鋼管と塩化ビニルライニング鋼管が主である。ここでは管表面の性状が同一である硬質塩化ビニル管、配管用炭素鋼鋼管および使用可能と考えられる、ステンレス鋼管、アクリル管の4種類についてスライム付着量の検討を行った。

#### (3) スライムの生物活性

顕微鏡によるスライムの生物相の観察は予備的に行い、スライムの化学成分量は元素分析器で測定を行った。

#### (4) 測定方法

本実験において試験水の水質測定は、経時的に各試験水を採取し、水質の各測定は、JIS K 0101、JIS K 0102、下水試験方法に基づいて行った。測定項目は、水温、pH、SS、TOC、COD、BOD、 $\text{HN}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ である。スライム発生量は、スライムが付着したテストピースを外し、テストピース表面に付着したスライムをブラシによってはく離させ、スライムをろ紙でろ過し、ろ紙に付着した重量から付着スライム量(乾燥重量)を測定した。

次にスライム付着速度は、乾燥重量をテストピースの水と接触する面積で除し、 $1\text{cm}^2$ あたりの重量 mg で表し、さらに経過時間との関係から  $\mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  で表示した。



### 4.3 実験結果および考察

#### 4.3.1 流速の変化によるスライム付着量

「第3章配管内のスライム生成の基礎」においては、流速の変化によるスライムの付着量の実験は2種類の流量のみであり、流量が2倍になると、スライム付着量が50～60%減少する結果を得た。

「第4章配管材質・管内流速とスライム生成の応用」では、実際的な流速を指標として4種類に変化させスライムの付着量を示した。テストピースは硬質塩化ビニル管で検討を進めた。試験水の初期値の水質は表4.1に示すとおりである。試験水がよどんでいる状態および流速0.2、0.5、0.7m/sの各条件下における原水と凝集沈殿水のスライム付着量を図4.2に示す。

原水のスライム付着量は試験水がよどんでいる状態から流速0.2 m/sまでに急激な減少がみられ、その後は徐々に減少している。

凝集沈殿水のスライム付着量は流速の減少に伴い徐々に減少している。

流速の増加に伴いスライム付着量は減少傾向にあり、管表面全体に薄い膜となって付着することが観察された。

#### 4.3.2 各種試験水によるスライム付着量

各試験水における初期値の水質測定値を表4.1に示し、流速の差異によるスライムの付着量を原水、凝集沈殿水、砂ろ過水について配管材料ごとの結果を図4.3に示す。水質の向上に伴い付着量は減少するが、その傾向は流速変化および配管材料の種類によって変動がある。

##### (1) 配管用炭素鋼鋼管

試験水がよどんでいる状態のスライム付着量は、原水が $10.54 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、凝集沈殿水が $6.95 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、砂ろ過水が $5.19 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ となり、原水のスライム付着量に対する生成率は、凝集沈殿水が約66%、砂ろ過水が約49%となった。流速0.3 m/sのスライム付着量は、原水が $7.25 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、凝集沈殿水が $4.33 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、砂ろ過水が $5.06 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ となり、原水のスライム付着量に対する生成率は凝集沈殿水が約60%、砂ろ過水が約70%となった。配管用炭素鋼鋼管はどの試験水に対しても $4.33 \sim 10.54 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ と他のテストピースに比べて特に付着量が多い。

また、目視観察では配管用炭素鋼鋼管は腐食が確認された。

## (2) 硬質塩化ビニル管

試験水がよどんでいる状態のスライム付着量は、原水が  $7.48 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、凝集沈殿水が  $3.41 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、砂ろ過水が  $1.71 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  となり、原水のスライム付着量に対する生成率は、凝集沈殿水が約 46%、砂ろ過水が約 23%となった。流速  $0.3 \text{ m/s}$  のスライム付着量は、原水が  $5.06 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、凝集沈殿水が  $3.21 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、砂ろ過水が  $0.65 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  となり、原水のスライム付着量に対する生成率は凝集沈殿水が約 63%、砂ろ過水が約 13%となった。流速  $0.5\text{m/s}$  のスライム付着量は、原水が  $1.46 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、凝集沈殿水が  $0.5 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、砂ろ過水が  $1.25 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  となり、原水のスライム付着量に対する生成率は、凝集沈殿水が約 34%、砂ろ過水が約 86%となった。

## (3) ステンレス鋼鋼管

流速  $0.3 \text{ m/s}$  のスライム付着量は、原水が  $4.38 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、凝集沈殿水が  $0.45 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、砂ろ過水が  $1.02 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  となり、原水のスライム付着量に対する生成率は凝集沈殿水が約 10%、砂ろ過水が約 23%となった。流速  $0.5\text{m/s}$  のスライム付着量は、原水が  $2.73 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、凝集沈殿水が  $0.4 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、砂ろ過水が  $1.22 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  となり、原水のスライム付着量に対する生成率は、凝集沈殿水が約 15%、砂ろ過水が約 45%となった。原水のみ流速が速くなればスライムの付着量が減少したが、凝集沈殿水や砂ろ過水は流速によるスライムの付着量に差異が見られない。

## (4) アクリル管

試験水がよどんでいる状態のスライム付着量は、原水が  $7.23 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、凝集沈殿水が  $0.97 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、砂ろ過水が  $2.26 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  となり、原水のスライム付着量に対する生成率は、凝集沈殿水が約 13%、砂ろ過水が約 31%となった。流速  $0.3 \text{ m/s}$  のスライム付着量は、原水が  $1.25 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、凝集沈殿水が  $0.85 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、砂ろ過水が  $0.68 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  となり、原水のスライム付着量に対する生成率は、凝集沈殿水が約 68%、砂ろ過水が約 54%となった。流速  $0.5\text{m/s}$  のスライム付着量は、原水が  $0.42 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、凝集沈殿水が  $0.4 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ 、砂ろ過水が  $0 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  となり、原水のスライム付着量に対する生成率は、凝集沈殿水が約 95%、砂ろ過水が約 0%となった。特に原水のよどんでいる状態のスライム付着量

が異常に多い理由は定かでないが、他の条件は比較的スライム付着量が少ないことが認められた。

表 4.1 実験の種類ごとの初期水質

	原 水		凝集沈殿水		砂ろ過水	
	測定平均値	測定範囲 (最小値～最大値)	測定平均値	測定範囲 (最小値～最大値)	測定平均値	測定範囲 (最小値～最大値)
水温 [°C]	25.90	(25.0～27.5)	26.40	(18.4～29.3)	26.3	(23.8～27.6)
pH	7.10	(6.9～7.2)	5.30	(4.6～6.5)	7.0	(6.9～7.1)
SS [mg/L]	11.40	(6.2～14)	2.30	(1.7～4.7)	2.7	(1.4～3.9)
TOC [mg/L]	21.80	(20.6～23.1)	12.20	(11.9～12.5)	14.9	(13.5～16.4)
COD [mg/L]	14.10	(10.9～16)	5.00	(3.1～8.5)	14.1	(3.9～6.7)
BOD [mg/L]	12.30	(10～15)	4.80	(2.0～8.7)	12.3	(1.8～5.4)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N [mg/L]	23.70	(20.1～30.0)	3.44	(5.4～25.3)	1.66	(0.4～7.5)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N [mg/L]	7.24	(14.2～32.6)	4.99	(2.7～33.8)	13.6	(5.7～19.5)
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P [mg/L]	3.26	(1.83～4.42)	0.24	(0.11～0.6)	0.88	(0.33～1.16)
管表面の精粗 (凹凸) によるスライム付着量 [mg/L]	粗面テストピース	4.02	粗面テストピース	5.75	粗面テストピース	1.4
	普通テストピース	1.46	普通テストピース	0.5	普通テストピース	1.3

注 初期水質は、上段：平均値、下段：(最小値～最大値)、管表面の精粗は、上段：凹凸なし、下段：凹凸あり。  
管表面 (硬質塩化ビニル管) の精粗は、上段：凹凸あり、下段：凹凸なし (管内流速は0.5m/s)

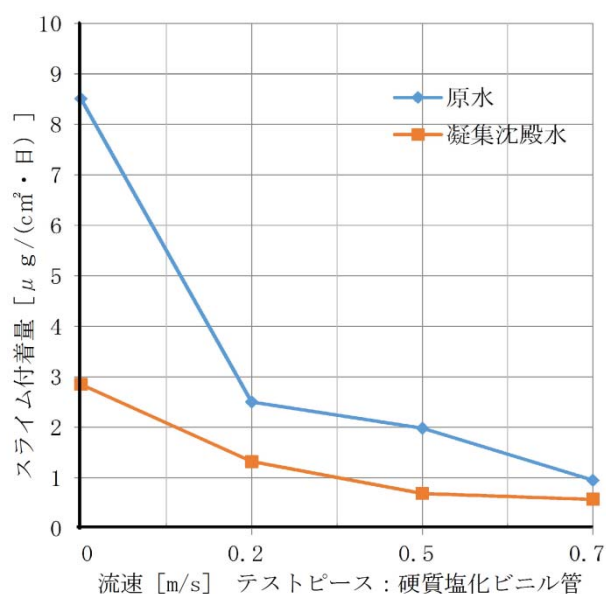
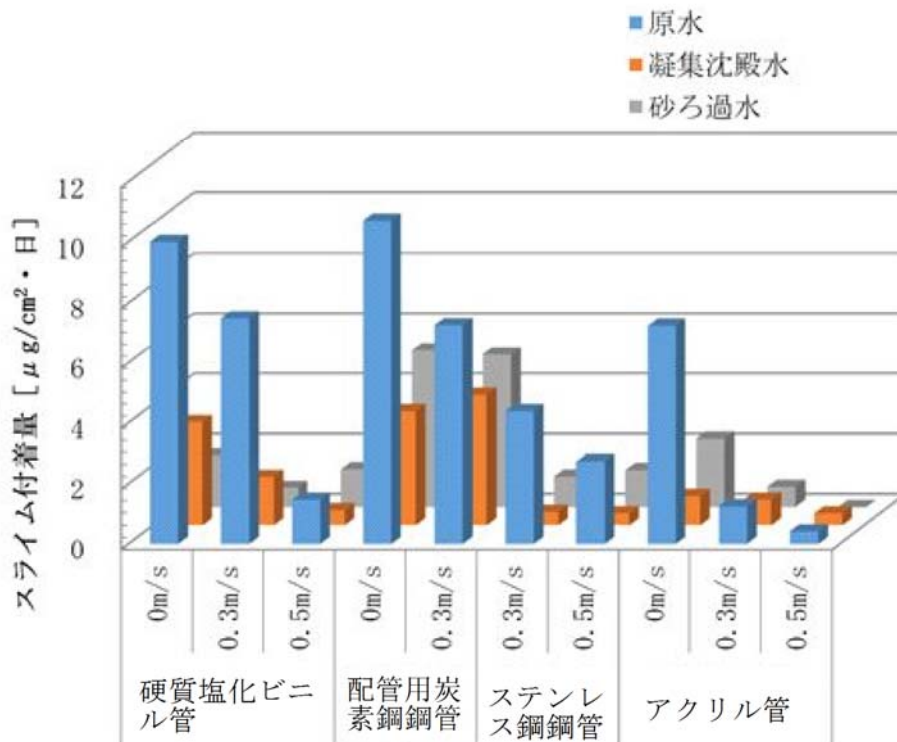


図 4.2 各流速条件におけるスライム付着量



注) 配管用炭素鋼鋼管 0.5m/s およびステンレス鋼鋼管 0m/s は測定せず

図 4.3 各実験条件におけるスライム付着量

#### 4.3.3 配管材料によるスライムの比較

##### (1) 水質の差異によるスライム生成量の比較

原水、凝集沈殿水、砂ろ過水に対してテストピース材料ごとに、また、流速によるスライム付着量の差異をみるため、3種類の試験水ごとに、スライム付着量の合計値を比較した。

原水の合計値を 100 とすると、凝集処理水は 44.9、砂ろ過水は 39.8 となり、原水>凝集沈殿水>砂ろ過水の順にスライム付着量が多くなっていることが認められた。

しかし、各水質項目による影響は明らかにすることができなかった。表 4.1 に示した初期条件の水質で BOD、COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、は砂ろ過水に比べて凝集沈殿水がやや数値が高く、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  は凝集沈殿水に比べて砂ろ過水の数値がやや高い初期条件で、上記のようなスライム付着量に差異が認められた。

特に初期条件の BOD、COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  が高ければスライムの付着量が多くなることが認められた。

## (2) 原水と比べたスライム生成率の比較

配管材料と流速の全条件を含めて、スライム付着量を原水と凝集沈殿水、砂ろ過水を比較した生成率を検討してみると以下のとおりである。

凝集沈殿水の場合、ステンレス鋼管<硬質塩化ビニル管<アクリル管<配管用炭素鋼管の順に、砂ろ過水の場合、アクリル管<ステンレス鋼管<硬質塩化ビニル管<配管用炭素鋼管、の順に生成率が多くなった結果を得た。

原水と凝集沈殿水、原水と砂ろ過水の比較においてアクリル管への生成率の順位が異なっていることは、アクリル管の 0m/s の原水の条件下が異常に生成率が高いことが影響していると考えられる。

## (3) 各水質別のスライム生成量の比較

配管材料、流速、水質のすべての条件のスライム生成量を平均して比較してみると次のとおりである。

- 1) 原水では、アクリル管 ( $2.97 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ) < ステンレス鋼管 ( $3.56 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ) < 硬質塩化ビニル管 ( $4.67 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ) < 配管用炭素鋼管 ( $8.90 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ )
- 2) 凝集沈殿水では、ステンレス鋼管 ( $0.43 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ) < アクリル管 ( $0.74 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ) < 硬質塩化ビニル管 ( $2.37 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ) < 配管用炭素鋼管 ( $5.64 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ )
- 3) 砂ろ過水では、アクリル管 ( $0.98 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ) < 硬質塩化ビニル管 ( $1.12 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ )  $\div$  ステンレス鋼管 ( $1.11 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ) < 配管用炭素鋼管 ( $5.13 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ )
- 4) すべてを含めるとアクリル管 ( $1.5 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ) < ステンレス鋼管 ( $1.70 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ) < 硬質塩化ビニル管 ( $2.7 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ) < 配管用炭素鋼管 ( $6.50 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ )

以上のことから、スライム生成量は凝集沈殿水、砂ろ過水とも抑制効果があり、さらに配管用炭素鋼管が最も多いという結果が生じた。

このことは凝集沈殿水、砂ろ過水によるスライム抑制効果は、テストピースの種類によって変動があるものの配管材料にも抑制効果を期待できるという知見を得た。

#### 4.3.4 管表面の精粗とスライム付着量

管表面の精粗は 1 種類の配管で示したが、この実験では精粗の特徴がある装置を用いて評価を行った。

図 4.1 に示した検知管を硬質塩化ビニル管として、流速 0.5m/s の条件下のみで実験を行い、テストピース表面の凸部は電気工事用絶縁テープを厚さ 1mm、幅 2cm とし、10cm 間隔で 5 箇所にて設け、凹部は 10cm のテストピースの表面として、管表面を精粗とした。

同時に凹凸をつけないテストピースとのスライム付着量の比較を行った。試験水として用いた初期値の水質は表 4.1 に示すとおりである。その結果、図 4.4 に示すとおり試験水により多少の差があるものの、いずれも粗面のテストピースのスライム付着量が多く、両者の比較は原水で約 3:1[ $4.02 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  :  $1.46 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ]、凝集沈殿水で約 12:1[ $5.76 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  :  $0.50 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ]、砂ろ過水で約 1.1:1[ $1.40 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$  :  $1.25 \mu\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{日})$ ]となった。

また、目視観察において実験開始後 1~2 日で凸部が引っ掛かりとなってスライムが付着し、これを中心に徐々に付着範囲が拡大することが観察された。すなわち、スライムが付着することは、分子間吸引力、静電気による付着、化学的付着、精粗のような構造的付着などが考えられるが、図 4.4 で示した配管材料のスライム付着量の結果は、本節で示したとおり、精粗による構造的付着の影響が大きいと考えられる。さらに二次的に腐食によって精粗が生じることがあるため、腐食を生じさせないためには、耐食性を有する材料であることがスライムの抑制に有効であると考えられる。

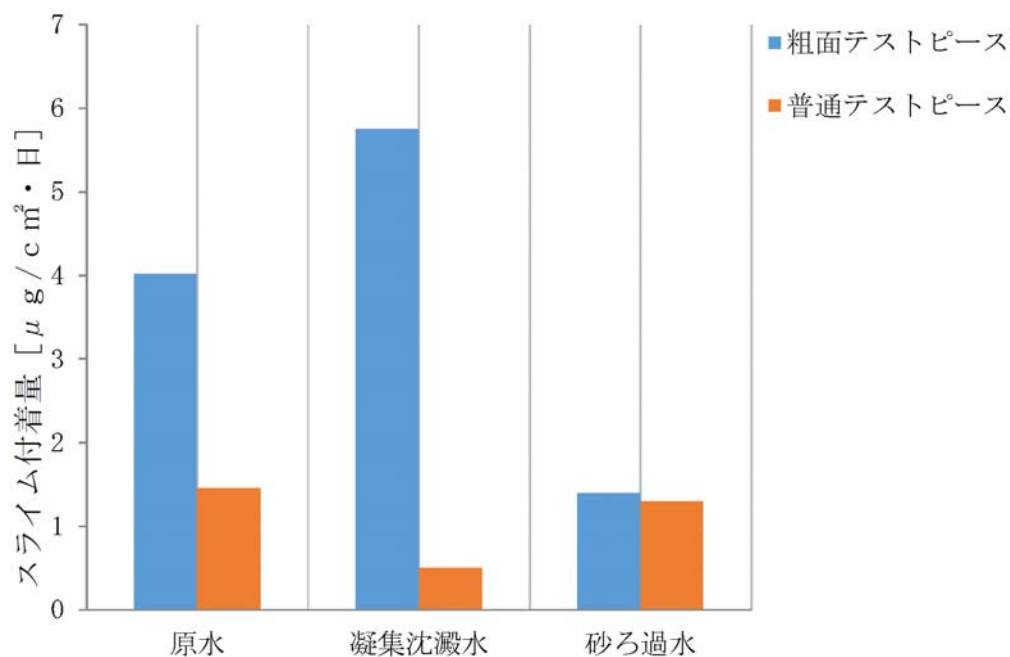


図 4.4 管表面精粗におけるスライム付着量

#### 4.3.5 水質とスライム生成の相関および性状

実験の調査期間の中で時間と水質の変化を測定し、そのスライム生成や変化は第 3 章で示したので、ここではスライムの性状についてのみ検討を行う。スライムの性状は、第 3 章で検討した元素分析器によって C、H、O、N、P、S の 6 成分を求め、本実験ならびに第 3 章によるスライムの細菌の分析結果と文献による細菌の分析、および組成式を表 4.2 に示す。ここに示す細菌は、乾燥重量中約 90% が有機物で、文献に  $C_5H_7NO_2$  が示されており、活性汚泥を構成する細菌の組成比率として、この組成式と比べて炭素、水素、酸素とも 2 倍前後の数値を示している結果を得た。

この組成式は「第 3 章配管内のスライム生成の基礎」で示したと同様に、ほぼ細菌を含んだ活性汚泥の性状に近似したものと考えることができる。

表 4.2 スライムの化学組成

	スライム <sup>†</sup>	スライム	細菌	
炭素 (C)	40.5	40.5	47.3	
水素 (H)	6.06	6.06	5.7	
酸素 (O)	44.8	44.8	27.0	
窒素 (N)	6.97	6.97	11.3	
灰分	—	—	8.3	
リン (P)	1.48	1.48	—	
硫黄 (S)	0.17	0.17	—	
C/N	9.1	5.8	4.2	
推定組成式	C <sub>9</sub> H <sub>15</sub> N <sub>4</sub> O <sub>4</sub>	C <sub>7</sub> H <sub>12</sub> N <sub>6</sub> O <sub>6</sub>	C <sub>5</sub> H <sub>7</sub> N <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	
	<sup>†</sup> 本実験におけるスライム	第3章水質とスライム生成の基礎研究による <sup>1)</sup>	HooverとPorgesによる	

#### 4.4 結論

中水道の配管内のスライム生成量について、配管材質、流速、管表面精粗を変化させて検討を進めて、次の知見を得た。

1) 原水 (BOD 濃度 10mg/L 程度) に比べて高度処理するとスライムの付着量は極端に少なくなる。すなわち、水質の初期条件において、BOD、COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P が高ければスライムの付着量が多くなることが認められた。

2) 凝集沈殿水、砂ろ過水におけるスライム抑制効果は、配管材質および流速の種類によって差異がある。

アクリル管<ステンレス鋼鋼管<硬質塩化ビニル管<配管用炭素鋼鋼管の順にスライムの生成量が多くなっている。

スライム生成量は、凝集沈殿、砂ろ過による高度処理による抑制効果が得られる。また、配管の材質による抑制効果として、配管用炭素鋼鋼管が最も多く、樹脂配管である、硬質塩化ビニル管、アクリル管においては、抑制効果が期待できる。また、ステンレス鋼鋼管が錆び汚損に強く、樹脂配管と同等の抑制効果も期待できる。



3) 管表面精粗は砂ろ過水を除き、影響があることが認められた。今回配管部における各配管部の粗度係数は、文献<sup>2)3)</sup>に記載されている鋼管類とビニル管類の差が影響していると考えられる。

本実験中において、原水（二次処理水）中において、流速 0m/s の水中浸漬状態における状況においては、アクリル管<硬質塩化ビニル管<配管用炭素鋼鋼管の順にスライムの生成量が多くなっている。

このことは粗度係数<sup>2)</sup>で見るとアクリル管 0.008<硬質塩化ビニル管 0.008~0.01<配管用炭素鋼鋼管 0.01~0.017 となり、スライム形成に影響していることが認められた。

4) スライムの組成は  $C_9H_{15}NO_4$  で示された。

スライムの性状については、活性汚泥の性状に類似したものであり、経時的特性を数値的に把握するに至らなかった。

## 第5章 消毒剤の測定上の問題

### 5.1 緒言

本章では、「消毒剤の測定上の問題」について実験的検討を行う。

携帯用残留塩素測定器の性能を確認したうえで、水温の影響、アンモニアの濃度の影響及び有機物の影響等について水道水及び蒸留水を対象として残留塩素の消失を検討した。さらに排水の再利用を前提に排水再利用水についてのアンモニアの影響および「水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管 SGP-VB (25A、50A)」に実排水を充填し、残留塩素の消失の検討を行った。これらの結果を基に残留塩素消失の濃度の実態、消失の反応式を提案した。さらに、実排水の再利用に際して全残留塩素を測定することも合わせて提案した。

建物内の水について、飲料水等の健康被害は飲料水健康危機管理実施要領<sup>1)</sup>に基づいて報告されているものは毎年100件程度あり、そのほかの施設においては浴場施設や温泉などの浴槽水を介してレジオネラ症の発生、プール水を介しての病原性大腸菌群やクリプトスポリジウムの感染症、河川でのレプトスピラ症があった<sup>2)</sup>。これらの原因は主に消毒の不備によるものが多いといわれている。

飲料水は遊離残留塩素濃度が0.1mg/L以上、または結合残留塩素濃度は0.4mg/L以上検出されることになっている。雑用水は飲用水と同様、浴槽水は遊離残留塩素濃度0.2~0.4mg/Lの範囲で1mg/Lを超えないことが望ましい。また、プール水は遊離残留塩素では0.4mg/L~1.0mg/L以下が望ましいとなっており、二酸化塩素を消毒剤として使用すれば、0.1~0.4mg/L以下となっている。このような状況の中、残留塩素の濃度を測定する方法として、上水試験法<sup>3)</sup>では平成12年水道水質基準の改正でオルトトリジン法が削除され、DPD法、DPD適定法、電流適定法、ヨウ素滴定法、下水道試験方法<sup>4)</sup>はDPD法、ヨウ素滴定法、その他参考としてDPD比色法、建築物における衛生的環境の確保に関する法律<sup>5)</sup>に関連して建築物環境衛生維持管理要領にDPD法又はこれと同等以上に精度を有する方法としている。

DPD法の測定値への影響として、上水試験方法<sup>3)</sup>及び下水道試験方法<sup>4)</sup>の残留塩素の項では $Al^{3+}$ 濃度は4.0mg/L、 $Cu^{2+}$ 濃度は2.0mg/L、 $Fe^{2+}$ 濃度は

3.0mg/L、亜硝酸性窒素濃度は 1.0mg/L までは妨害を受けないとしている。また実際には測定法への影響として、大量の亜硝酸性窒素濃度が含まれる場合には pH が 5 以上でも疑似発色の恐れがあるとしているのみである<sup>6)7)</sup>。

そこで携帯用残留塩素測定器について、基礎的検討として薬品を含めた測定器の信頼性、測定値に影響を及ぼす要因として、水温、水中アンモニア濃度をとり上げ、次に排水再利用水に供する実排水の検討として pH、電気伝導率、TOC、その他イオン濃度を測定して配管内での遊離残留塩素濃度および全残留塩素濃度減少の挙動を把握し、さらに測定値に影響する要因とその影響度の把握を目的とした。

## 5.2 携帯用残留塩素濃度計による基礎的検討

### 5.2.1 各社塩素濃度計の性能比較

公定法に準じているとされる簡易に測定できる携帯用残留塩素測定器が薬品とセットで市販されているが、測定値のばらつきがある可能性が考えられるため検討を進めた。

#### (1) 実験方法

市販されている携帯用残留塩素測定器について、最も利用されている各社の薬品と測定器をセットとして、DPD 法では 3 社 (A 社粉末：薬袋に一定量含有した粉薬品を添加、B 社粉末、C 社液体：2 種類を添加)、SBT 法 (*Sulfo-Benzyl-Tolidine*) 法では 1 社 (D 社液体) を使用し、FACTS 法<sup>8)</sup> では米国の Standard Methods に基づき実験室で分析し 5 種類を対象とした。試料は市水の水道水を用いた。この水質は pH6.0~7.3 の範囲、塩素イオン濃度は 8.3mg/L、KMnO<sub>4</sub> 消費量 1.1~1.8mg/L の範囲、残留塩素濃度は 0.4~0.7mg/L の範囲であり、水温 18.0±0.5℃で、同時に 5 種類を測定し 10 回繰り返した。ただし、測定時間は薬品を添加してから 1 分とした。

#### (2) 結果および考察

表 5.1 に各携帯用遊離残留塩素測定器の平均値、変動係数、最小値、最大値を示した。

平均値は DPD 法においては 0.59~0.62mg/L の範囲であり、平均値の大きい順に並べると DPD 法>SBT 法、FACT 法となる。ばらつきは各社によって異なり、変動係数が 3.38~9.00%と範囲が大きくなっている。

分析法及び各社の製品において、わずかなばらつきが認められる。5種類の中で最大値と最小値の差は、最小値で0.07mg/L、最大値で0.16mg/Lの差が認められる。分析法及び製造会社の相違で遊離残留塩素の濃度にわずかであるが差異が生じることが認められる。したがって、上水試験方法の残留塩素測定を基準とし、各社の携帯用測定器を校正する必要性が生じていることを示唆している。

#### 5.1 各携帯用遊離残留塩素測定器の測定値 n=10

	DPD法				SBT法	FACTS法
	A社	B社	C社	平均値	D社	
平均値[mg/L]	0.59	0.62	0.59	0.60	0.59	0.52
$\sigma$ n	0.036	0.021	0.053	0.037	0.026	0.024
変動係数[%]	6.06	3.38	9.00	6.15	4.44	4.58
最小値[mg/L]	0.5	0.58	0.49	0.52	0.54	0.58
最大値[mg/L]	0.64	0.65	0.65	0.65	0.62	0.65
最大値－最小値	0.14	0.07	0.16	0.12	0.08	0.07

#### 5.2.2 水温による影響の検討

前節に示したように各携帯用残留塩素器（機器の特性及び薬品を含む）によってばらつきがある。本節では対象水中が常温に比べて高い水温や低い水温条件下における影響について、検討を進めた。

##### (1) 実験方法

市水の水道水を対象として、水温条件を10℃から50℃まで変化させて、前記で示した5種類の分析法及び製造会社の製品について水温の影響を測定した。試料の水温調整については、10℃の試料を得るためには水道水20℃の対象水道水を5℃程度の水に漬けて1分30秒で目標の温度に達した。30℃の試料を得るためには1分50秒、40℃の試料を得るためには3分44秒、50℃の試料を得るためには5分40秒で目標の温度に達した。この調整時間内で塩素が発散しないとして進めた。ただし、測定時間は薬品を添加してから1分とした。

## (2) 結果および考察

図 5.1 に遊離残留塩素濃度と水温の関係を示した。

20℃を基準とすると10℃は20℃に比べて、SBT法のD社は同値であるが、他は低くなっている。30℃はSBT法D社とFACTS法は20℃と同値であるが、他は低くなっている。DPD法C社が最も低い値となっている。10℃では変化が少ない順に並べるとSBT法(D社) < FACT法 < DPD法(A社) < DPD法(C社) < DPD法(B社) となり、50℃では変化が少ない順に並べるとFACT法 < DPD法(A社) < DPD法(B社) < SBT法(D社) < DPD法(C社) となっている。

10℃から50℃の範囲内で測定値の変動が少ない順位から並べるとFACT法 < SBT法(D社) < DPD法(A社) < DPD(C社) < DPD法(B社) となった。最も10℃から50℃の範囲では水温の影響が少ない測定法はFACTS法であるが、水温は測定値に大きく影響を与える要因として位置付けられる。また、各社の簡易測定器の測定値に対して水温の影響度に差異があることが複雑な評価となっている。現実的には低温から常温に早急に昇温、高温から常温に早急に減温して、測定することが必須であることを示唆している。

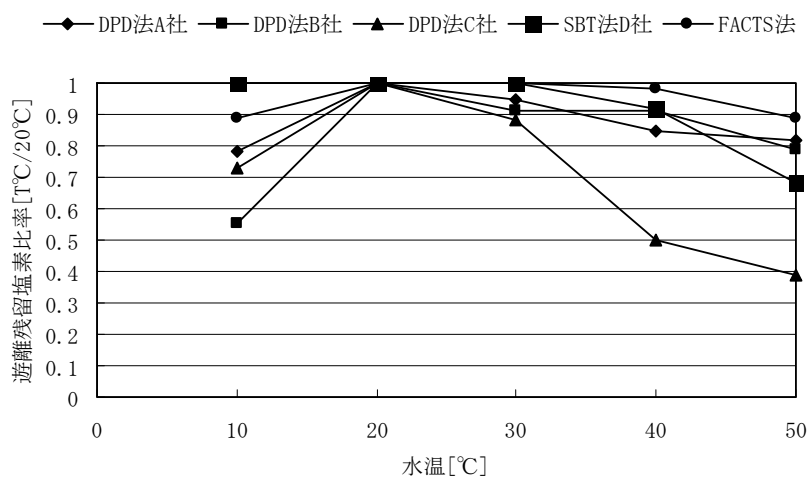


図 5.1 各携帯用測定器の遊離残留塩素濃度と水温の影響  
(20℃時の遊離残留塩素濃度との比較)

### 5.2.3 残留塩素測定におよぼすアンモニア濃度の影響

対象水にアンモニアが存在することによって、評価方法が遊離残留塩素、または結合残留塩素で示されることになっているが、測定時間が大きく係わることが推定されるため、検討を進めた。

#### (1) 実験方法

蒸留水に塩化アンモニウムを添加して、推定されるアンモニア濃度に調整してから次亜塩素酸ナトリウム溶液を添加して残留塩素濃度を調整した。分析する携帯用測定器はすでに示した測定値の変動が少ない DPD 法 (B 社) を用いた。水中のアンモニア濃度を測定し、低濃度から高濃度にわたり 0 分から 60 分まで遊離残留塩素及び結合残留塩素の変化をみた。水温は  $20 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$  である。

#### (2) 結果及び考察

図 5.2 にアンモニア濃度 0.13mg/L、0.26mg/L、0.54mg/L、0.78mg/L、1.04mg/L について経過時間による遊離残留塩素濃度及び結合残留塩素濃度を示した。いずれのアンモニア濃度条件において遊離残留塩素は測定時間 10 分まで濃度は上昇している。水中アンモニア濃度が高い条件においては速く上昇し、アンモニア濃度が低い条件では上昇が遅くなっており、その後の経過時間では平衡状態となっている。一方、結合残留塩素濃度はアンモニア濃度が高いと遅く平衡状態となり、低いと速く平衡状態となっている。また、図中の結合残留塩素に遊離残留塩素を加えた全残留塩素濃度は 0.97mg/L から 1.09mg/L の範囲で、経過時間に関係なく変化が少ない。したがって、アンモニアが存在する水は測定時間を十分考慮しなければならないことを示唆している。

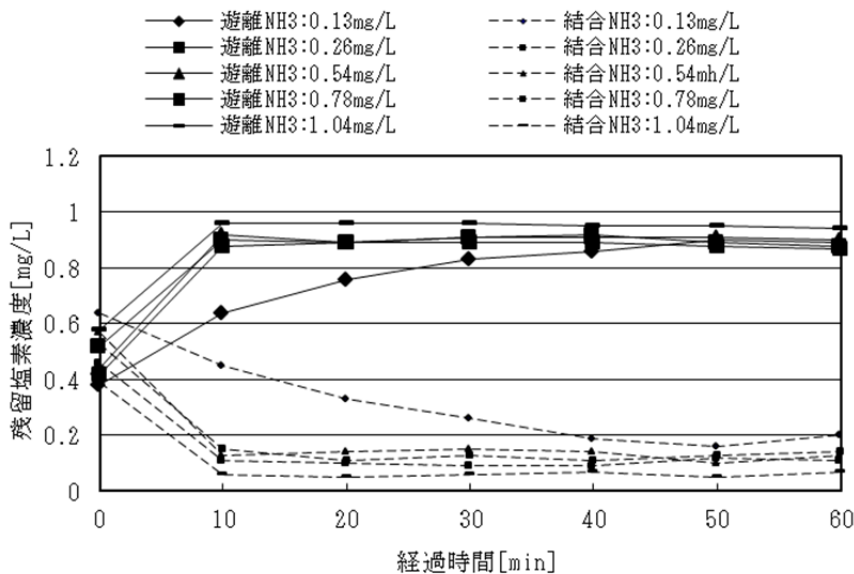


図 5.2 遊離及び結合残留塩素濃度のアンモニアの影響

#### 5.2.4 水質の性状による残留塩素濃度の変化

水中の有機汚濁物質と塩素の反応によって、残留塩素の減少が予想されるため、純物質として L-グルタミン酸、ペプトンを対象に、さらに比較水として、水道水及び人工下水を活性汚泥処理した放流水（以下、処理水とする）を対象として、水中の物質と塩素の反応を検討した。ただし、携帯用残留塩素測定器 DPD 法（B 社）を用い、測定時間は薬品を添加してから 1 分とした。

##### (1) 実験方法

ペプトン、L-グルタミン酸を蒸留水に溶解させて、比較対象として水道水、放流水を用いた。TOC 濃度は初めに測定しておき、その後全残留塩素濃度をおおよそ 1mg/L 前後になるように次亜塩素酸ナトリウムを添加して、遊離残留塩素及びアンモニアを測定した。

この対象水を 1L のビーカーに 500mL 注入して、水温 20°C でインペラー付攪拌器を用いて 300rpm、30 分攪拌した。ただし、水道水の塩素調整は行っていない。

表 5.2 水質の性状による残留塩素の変化

	測定項目	0分	30分	減少比
水道水	全残留塩素 [mg/L]	0.67	0.46	0.31
	遊離残留塩素 [mg/L]	0.55	0.26	0.53
	TOC [mg/L]	0.5		
	アンモニア [mg/L]	0.01		
人工排水	全残留塩素 [mg/L]	1.30	1.10	0.15
	遊離残留塩素 [mg/L]	1.10	0.84	0.24
	TOC [mg/L]	1.2		
	アンモニア [mg/L]	0.03	0.07	
ペプトン	全残留塩素 [mg/L]	1.40	1.16	0.17
	遊離残留塩素 [mg/L]	0.18	0.02	0.89
	TOC [mg/L]	13.5		
	アンモニア [mg/L]	0.09	0.79	
L-グルタミン酸	全残留塩素 [mg/L]	1.09	0.93	0.15
	遊離残留塩素 [mg/L]	0.08	0.05	0.38
	TOC [mg/L]	1.3		
	アンモニア [mg/L]	0.02	0.15	

## (2) 結果および考察

表-2 に各対象水の全残留塩素、遊離残留塩素、さらに TOC、アンモニアを 0 分と 30 分の測定値及び塩素濃度の減少比を示した。

全残留塩素の減少比は、水道水で 0.31mg/L、人工排水では 0.15mg/L となり、ペプトンでは 0.17mg/L、L-グルタミン酸では 0.15mg/L である。遊離残留塩素の減少比はペプトンが 0.89、水道水比が 0.53、L-グルタミン酸が 0.38、人工排水が 0.24 であり、全残留塩素に比べて減少比が高いことがわかる。また、ペプトン、L-グルタミン酸は攪拌時に変化してアンモニア濃度が上昇していた。



### 5.3 各種処理水を用いた残留塩素濃度の測定

#### (1) 実験方法

すでに示した携帯用残留塩素計の精度から携帯用残留塩素計はDPD法(B社)の機器を用い、水温は20℃下の条件で実験した。残留塩素濃度の挙動の調査はバッチ方式とし、水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管の内径25mmφ及び50mmφに経過時間に測定する鋼管ごとに対象水を充填して、時間経過における対象水中の残留塩素を測定する。さらに、水質と塩素との化学反応を観察するため、直径30φで高さ79mmのガラス瓶にバッチ方式で対象水を注入して、経過時間ごとに残留塩素濃度の変化を測定した。対象水の種類1)から5)に示す各処理水を用いて上記の実験を行った。

なお、処理工程の水に遊離残留塩素として1mg/L程度の次亜塩素酸ナトリウム溶液を添加して調整を行った。

各TOCの濃度をみると、ペプトン(13.5mg/L) > L-グルタミン酸(1.3mg/L) > 処理水(1.2mg/L) > 水道水(0.5mg/L) となり、TOCの濃度の高い資料で結合残留塩素存在比率が高いことがわかる。

処理水は生物処理されていることから、遊離残留塩素の比率が高くなっている。

表 5.3 各処理施設の概要

対象水の種類	処 理 施 設 の 概 要
1) 動物公園排水	生活系180m <sup>3</sup> /日、動物系60m <sup>3</sup> /日の排水を合併処理 処理方式：活性汚泥法 + 接触ばっ気法+砂ろ過装置 + 砂ろ過装置
2) 動物公園排水 の高度処理水	生活系 180m <sup>3</sup> /日、動物系60m <sup>3</sup> /日の排水を合併処理 処理方式：活性汚泥法 + 接触ばっ気法 + 砂ろ過装置 + 活性炭装置
3) 除害施設処理水	除害施設 500m <sup>3</sup> /日 処理方式：油分解菌を添加する接触ばっ気法
4) 下水処理場処理水	下水処理 32万 t / 日 処理方式：標準活性汚泥法 + 急速砂ろ過装置
5) 浄水場処理水	浄水場 97,300m <sup>3</sup> /日 処理方式：薬品沈殿急速ろ過高速 + 重力式砂ろ過(単層ろ過)

## (2) 対象とした水の施設概要と対象とした水質

5種類の水を対象とするため表5.3に示す施設の排水を対象とした。

1)動物公園排水、2)動物公園排水の高度処理水は生活系排水と動物系排水を混合して処理し、砂ろ過処理後の排水である。2)動物公園排水の高度処理水は1)動物公園排水の処理後さらに、活性炭処理した排水である。

3)除害施設処理水はホテル排水の除害施設内の接触ばっき槽に油分解菌を添加している排水施設である。

4)下水処理場処理水は大規模の下水処理施設で標準活性汚泥処理に急速砂ろ過装置を通した排水である。

5)浄水場処理水は浄水場で薬品沈澱方式に砂ろ過処理した上水を用いた。

表 5.4 対象水の種類

対象水の種類	1) 動物公園排水	2)動物公園排水の高度処理水	3)除害施設処理水	4)下水処理場処理水	5)浄水場処理水
pH	7.4	7.3	6.9	6.3	7.4
EC [μs/cm]	535	350	478	494	72
CL <sup>-</sup> [mg/L]	4.0	3.9	6.9	8.7	8.7
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> [mg/L]	tr	tr	1.5	tr	0.2
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/L]	tr	34.7	0.5	tr	
NH <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/L]	0.11	0.18	9.6	0.17	0.01
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> [mg/L]	19.4	6.5	23.4	1.1	1.2
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> [mg/L]	20.6	7.8	36.9	43.5	7.1
CODMn [mg/L]	39.1	11.3	57.5	7.0	0.8
TOC [mg/L]	tr	tr	6.0	1.6	0.4

対象とした水質は10項目について、JIS K0102に基づいて水質分析を行った。表5.4に各施設で得た水質を示した。

アンモニアは次亜塩素酸ナトリウムを添加した後の濃度であり、超低濃度は5)浄水場処理水、中程度濃度は1)動物公園排水、2)動物公園排水の高度処理水、4)下水処理場処理水であり、高濃度は3)除害施設処理水となる。

リン酸イオン、硫酸イオン、CODMnは1)動物公園排水、3)除外施設処理水が他に比べて高い値を示している。2)動物公園排水の高度処理水は硝化が進行している排水である。1)動物公園排水、2)動物公園排水の高度処理水はTOCの測定においては、低い結果であった。なお、2)動物公園排水の高度処理水と下水処理場処理水は、排水再利用水として使用される可能性がある。

### (3) 測定後の残留塩素濃度変化

すでに検討した携帯用簡易測定器の DPD 法 (B 社) を用いて測定し、呈色試薬を添加して 1 分後に濃度を測定し、その後暗室に放置しておく、発色が時間経過において変化していく現象があることが認められるため、1 分後に測定した測定セルの中に入った状態で、20°C に保ち、時間経過ごとに測定した。図 5.3 に 1) 動物公園排水、2) 動物公園排水の高度処理水、3) 除害施設処理水、4) 下水処理場処理水、5) 浄水場処理水の遊離残留塩素濃度と経過時間における変化を示した。Y 軸は 0 分時の濃度 ( $C_0$ ) と経過時間後の濃度 ( $C_t$ ) の比 ( $C_t/C_0$ ) を示した。遊離残留塩素は 0.16~9.10mg/L の範囲で実験を行い、2) 動物公園排水の高度処理水を除いて、わずかに上昇している。動物公園排水の高度処理水は一度上昇し、その後低下している。遊離残留塩素濃度の上昇への影響はアンモニアの濃度が大きく関わっている。

1) 動物公園排水はアンモニア濃度 0.11mg/L では初期濃度が遊離残留塩素濃度 0.16mg/L、結合残留塩素濃度 0.49mg/L で遊離残留塩素濃度比  $C_t/C_0$  が 2.5 である。

2) 動物公園排水の高度処理水ではアンモニア濃度 0.18mg/L では初期濃度が遊離残留塩素濃度 0.42mg/L、結合残留塩素濃度 0.71mg/L で遊離残留塩素濃度比  $C_t/C_0$  が 1.8 である。

3) 除害施設処理水はアンモニア濃度 9.60mg/L では初期濃度が遊離残留塩素濃度 0.22mg/L、結合残留塩素濃度 0.25mg/L で遊離残留塩素濃度比  $C_t/C_0$  が 7.3 まで上昇している。

4) 下水処理場処理水ではアンモニア濃度 0.17mg/L では初期濃度が遊離残留塩素濃度 0.66mg/L、結合残留塩素濃度 0.83mg/L で遊離残留塩素濃度比  $C_t/C_0$  1.2 である。

5) 浄水場処理水はアンモニア濃度 0.01mg/L では初期濃度が遊離残留塩素濃度 0.38mg/L、結合残留塩素濃度 0.14mg/L で遊離残留塩素濃度比  $C_t/C_0$  が 1.2 まで上昇している。

また、全残留塩素濃度は、1) 動物公園排水から 5) 浄水場処理水において経過時間 2 時間までの  $C_t/C_0$  比は、0.88 から 1.24 までの範囲であった。なお、蒸留水にアンモニアを添加した基礎実験においては、アンモニア濃度

が 1 mg/L 以下では、 $C_t/C_0$  は 2 倍程度であるが、実排水ではアンモニア濃度 9.60mg/L の時  $C_t/C_0$  は 7.3 と大きく変化した。このことは他の水質性状も影響していると考えられる。

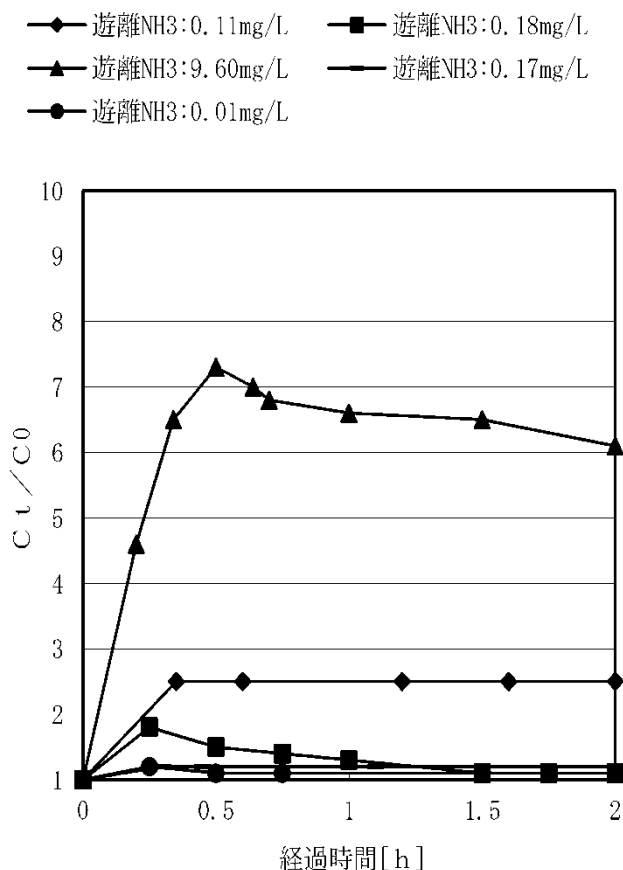


図-3 実排水における測定後の遊離残留塩素濃度の変化

#### 5.4 実排水の配管内残留塩素の挙動

排水再利用施設に用いられている水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管内面に接触する対象水中の塩素の挙動を把握することを目的とし、さらに塩素の挙動に影響する要因を基礎実験結果と照らし合せて評価を行う。

##### (1) 実験方法

すでに示した表 5.3 に示した実排水の試料を用いて実験を行った。

##### (2) 測定数値の整理方法

一般に、時間経過に伴い消毒剤濃度の減少を式(5.1)に示す指数近似<sup>9),10)</sup>,<sup>11)</sup>で整理することを試みた。また、小越ら<sup>12)</sup>は式(1)中の  $t$  が  $1/2$  乗で近似している。

$$C_t / C_0 = e^{-k t} \dots \dots \dots (5.1)$$

$C_t$  : 消毒剤濃度の  $t$  時間後の濃度 [mg/L]

$C_0$  : 消毒剤濃度の初期の濃度 [mg/L]

$t$  : 経過時間 [h]

$k$  : 発散係数 [1/h]

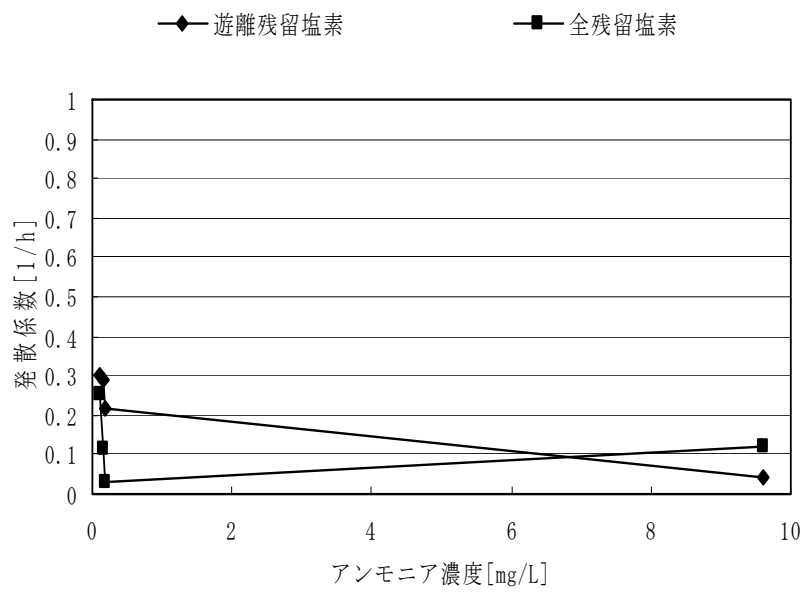


図 5.4 ガラス瓶内の発散係数とアンモニア濃度の関係

### (3) 水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管内塩素の減少

5種類の対象水について水道用硬質塩化ビニル鋼管の25mmφと50mmφ、さらにガラス瓶中の遊離残留塩素及び全残留塩素について、式(5.1)に示した指数関数の発散係数と相関係数を表5.5に示した。

鋼管のk値は水自体の化学反応と管壁との反応を併せた減少する係数、ガラス瓶は水自体のは化学反応と考えた。

まず、指数関数の成立については、相関係数は遊離残留塩素についての範囲が0.835～0.988であり、平均値は0.928となり、全残留塩素については範囲が0.850～0.991（平均値が0.925）となっており、すでに示した式(5.1)が成立することが明らかとなった。

遊離残留塩素の水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管50mmφにおいては、発散係数を大きい順に並べると1)動物公園排水>2)動物公園排水の高度処理水>4)下水処理場処理水>3)除害施設処理水>5)浄水場処理水となる。

一方、水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管25mmφにおいては発散係数を大きい順に並べると2)動物公園排水の高度処理水>4)下水処理場処理水>1)動物公園排水>5)浄水場処理水>3)除害施設処理水となっている。

全残留塩素と遊離残留塩素の発散係数を比べると、遊離残留塩素は全残留塩素に比べて3)除外施設処理水の25mmφを除いて大きくなっている。

ガラス瓶内での濃度の減少は、対象水とガラス壁との反応はわずかにあると考えるが、ここでは無視してみると、水質成分との化学反応であると考えられる。水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管内での濃度の減少はガラス瓶内の濃度の減少差をもって、水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管自体の濃度の減少と考えることができる。すなわち、壁の物質との反応または壁の物質との物質移動と推定される。

表5.6に水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管内での水質の化学反応に由来する減少を除いて発散係数を示した。たとえば初期の残留塩素濃度が1mg/Lとすると、0.1mg/Lに達する時間を示した。遊離残留塩素についてはアンモニア濃度が高いⅢ施設は長時間残留塩素が持続しているが、25mmφ鋼管内では最小で3.7時間以内、50mmφ鋼管内では最小11.2時間以内に、全残留塩素は最小で15時間以内管内の滞留水を利用しないと水質が悪化することが明らかとなった。図5.4に水質のみに由来するガラス瓶の発散係

数とアンモニア濃度との相関を示した。

アンモニア濃度 0.11mg/L が最大数値を示したが、アンモニアの影響以外の水質成分が影響していると考えられる。ガラス瓶内の残留塩素の挙動は水質のみに由来することは明らかである。

表 5.5 各対象水の発散係数

施設名	管径	遊離残留塩素		全残留塩素	
		発散係数 [1/h]	相関係数	発散係数 [1/h]	相関係数
1) 動物公園排水	50 φ	0.494	0.982	0.316	0.943
	25 φ	0.516	0.982	0.412	0.850
	ガラス瓶	0.304	0.943	0.253	0.887
2) 動物公園排水の高度処理水	50 φ	0.425	0.913	0.262	0.941
	25 φ	0.846	0.915	0.347	0.969
	ガラス瓶	0.219	0.807	0.119	0.907
3) 除害施設処理水	50 φ	0.046	0.945	0.035	0.979
	25 φ	0.049	0.931	0.057	0.880
	ガラス瓶	0.042	0.988	0.031	0.925
4) 下水処理場処理水	50 φ	0.406	0.835	0.211	0.991
	25 φ	0.524	0.986	0.230	0.923
	ガラス瓶	0.291	0.881	0.122	0.911
5) 浄水場処理水	50 φ	0.043	0.947	0.039	0.955
	25 φ	0.088	0.942	0.075	0.923
	ガラス瓶	0.029	0.961	0.035	0.954

表 5.6 配管のみに由来する発散係数

施設名	管径	遊離残留塩素		全残留塩素	
		発散係数 [1/h]	1→0.1mg/Lに達する時間	発散係数 [1/h]	1→0.1mg/Lに達する時間
1) 動物公園排水	50 φ	0.190	12.1	0.053	43.4
	25 φ	0.212	10.9	0.159	14.5
2) 動物公園排水の高度処理水	50 φ	0.206	11.2	0.068	33.9
	25 φ	0.627	3.7	0.153	15.1
3) 除害施設処理水	50 φ	0.004	576	0.004	576
	25 φ	0.007	329	0.026	88.9
4) 下水処理場処理水	50 φ	0.115	20	0.088	26.2
	25 φ	0.233	9.9	0.108	21.3
5) 浄水場処理水	50 φ	0.014	53.5	0.004	576.0
	25 φ	0.059	26.2	0.040	57.6

## 5.5 結論

排水再利用水を対象として残留塩素の測定の検討をする中で基礎的研究として携帯用簡易測定器の評価、水温、アンモニアの影響を検討して、実排水の次亜塩素酸ナトリウム添加後の挙動を検討して以下の知見を得た。

- 1) 各社で発売している携帯用残留塩素測定器は薬品と合わせて評価を行った結果、測定値にばらつきがあるため、公定法との比較を行いながら使用することが必要である。
- 2) 水温管理については、低温や高温になると測定値が変動するため、20℃に水温を速やかに調整して測定する必要がある。
- 3) 残留塩素測定後発色の変化をみると、蒸留水に塩化アンモニウムが存在すれば、遊離残留塩素は時間が経過するにしたがい発色が濃くなり、実排水はアンモニア濃度以外に影響する物質が存在することが明らかとなった。全残留塩素は蒸留水及び実排水とも時間の経過において濃度の変化が生じないことが認められた。したがって、特に遊離残留塩素は測定時間を厳守しないと不正確な測定数値になることが明らかとなった。
- 4) 実排水における残留塩素の消失は文献で示した反応式が適用されることが明らかになった。
- 5) 実排水を対象とした水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管内での残留塩素の挙動は、25mmφは50mmφに比べて管内における残留塩素の消失が速いこと、さらにアンモニア濃度が高いと消失が遅いことが明らかとなった。さらに実排水において、残留塩素の挙動の差異が生じており、特に配管内の滞留時間を含めた今後の検討が必要である。
- 6) アンモニアの存在する排水再利用水で遊離残留塩素を指標とすることは、遊離残留塩素の時間的な消失の速さ、さらに分析上の測定値の安定性から、全残留塩素を測定し、遊離残留塩素が多く存在できる水質が重要と考えら



れる。

今後の対応として、基礎実験と実排水で得た傾向に差異が生じているので、実排水の水質成分の影響を検討しなければならない。また、実排水の測定法においては、電流滴定法等の精度の高い測定値との比較検討が必須である。なお、遊離残留塩素の1分内の濃度変化、残留塩素の測定に影響するアンモニア以外の物質を考慮するとともに、配管内の残留塩素の挙動について、水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管以外の配管、処理水槽内の残留塩素の挙動、さらに消毒剤の添加場所の検討が必要であると考えている。

## 第6章 消毒槽の構造に関する検討

### 6.1 緒言

建物内の水に対する消毒剤の基準は、消毒剤としての残留塩素または二酸化塩素が規制値以上に存在することが規定されている。この規制値を維持するための対策を検討するためには、消毒剤の濃度発散要因を明らかにしなければならない。そこで消毒剤濃度の発散に影響する要因として、水温、容器の材料、水深、水槽の大気開放または密閉条件、水に溶解している物質に対して実験的検討を行った。建物で使用される水の事故は、井戸水の消毒の不備によるO157やクリプトスポリジウムによる下痢症状、クロスコネクションや誤配管による細菌の混入での下痢症状、浴槽の清掃や消毒の不備によるレジオネラ症、プールの消毒の不備によるプール熱、流行性角結膜炎、手足口病等の報告<sup>1)、2)</sup>がある。これらの消毒剤の基準は、建物内で使用する水については、消毒剤としての残留塩素または二酸化塩素が規制値以上に存在しなければならないとされている。飲料水<sup>3)</sup>は遊離残留塩素濃度が0.1mg/L以上、結合残留塩素濃度は0.4mg/L以上検出、雑用水は飲用水と同様、浴槽水<sup>4)</sup>は遊離残留塩素濃度0.2~0.4mg/Lの範囲、プール水<sup>5)</sup>は遊離残留塩素では0.4mg/L~1.0mg/L以下が望ましい、または二酸化炭素では0.1~0.4mg/L以下となっている。水槽内の残留塩素の消失調査例は笹野<sup>6)</sup>、北角<sup>7)</sup>、阿部<sup>8)</sup>、石塚<sup>9)</sup>の報告がある。浴槽の入浴による消毒剤の減少<sup>10)</sup>、また、岡田らは<sup>11)</sup>給水タンク内の構造や部位による減少量を示している。さらに浴槽内の清掃<sup>12)</sup>においては次亜塩素酸ナトリウム等を用いた塩素殺菌や二酸化塩素殺菌が用いられている。

しかし、塩素や二酸化塩素は多くの要因によって濃度が減少するため、各消毒剤を規定濃度以上に保持するための消毒剤の添加操作が必要となってくる。

そこで消毒剤は塩素と二酸化塩素を対象とした。消毒剤の濃度減少に影響する要因として、水温、容器の材料、水深、口径、水槽の大気開放または密閉条件、水に溶解している物質を挙げる。これらの要因が消毒剤の濃度の減少に影響する程度を把握し、最適な消毒槽の構造を提案することを目的とする。

## 6.2 実験条件

### (1) 発散装置

塩化ビニル製の円筒型パイプを活用した発散装置は、口径が 100mm、150mm、200mm、250mm の 4 種類、高さが 450mm、13000mm の 2 種類とした。

発散装置は供給水を実験装置上部から注入した後、蓋をしない大気開放（以後図表内は open と表示）、蓋をして密閉（以後図表内は close と表示）の条件とした。（図 6.1 実験装置参照）

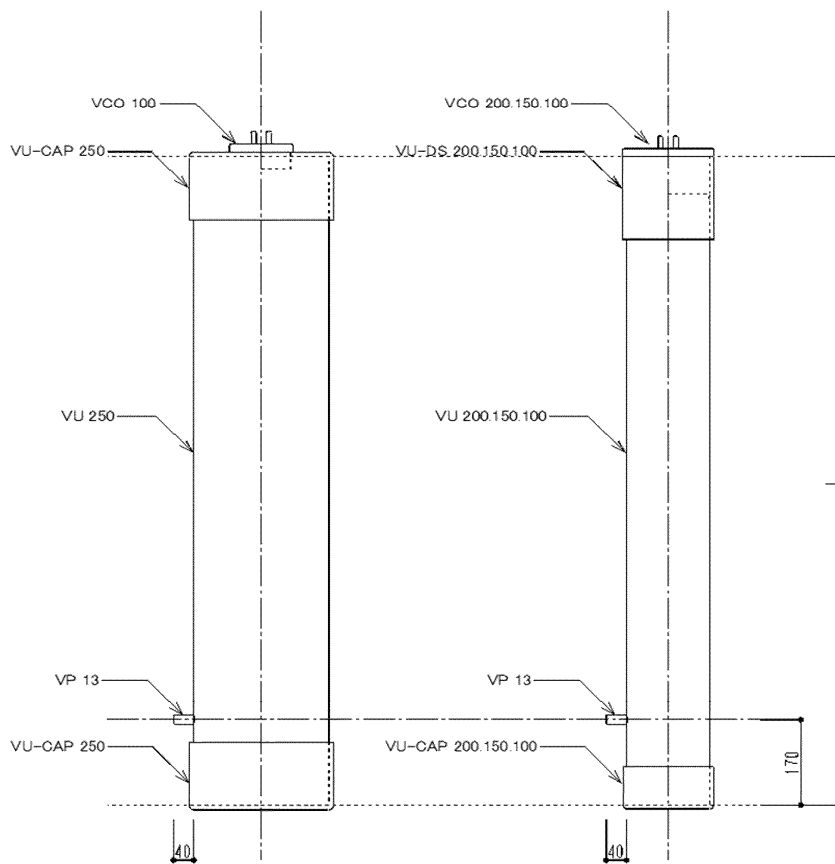


図 6.1 実験装置

## (2) 供試水

供試水は S 市の水道水を用いた。この水質は pH6.0~7.3 の範囲、塩素イオン濃度は 8.3mg/L、有機物質（過マンガン酸カリウム）消費量は 1.1~1.8mg/L の範囲、残留塩素濃度は 0.4~0.7mg/L の範囲であった。

## (3) 消毒剤の濃度調整

消毒剤は残留塩素（遊離残留塩素）及び二酸化塩素の初期濃度をすべての実験において 0.6mg/L に調整した試料水を作成し、大気開放条件または密閉条件の発散装置に注入した。

残留塩素の濃度調整は水道水の残留塩素濃度が 0.6mg/L 以下の水道水においては次亜塩素酸ナトリウム溶液（約 8%）、また二酸化塩素の濃度の調整は二酸化塩素 1000mg/L の溶液を用いて濃度調整を行った。

## (4) 消毒剤の濃度測定

発散装置に供試水を注入した時点で濃度を測定し、消毒剤の濃度が明らかに減少した時間経過後に消毒剤の濃度を測定した。

## (5) 水温の影響実験

温度の影響に関する実験に用いる発散装置は口径 100mm、高さ 450mm の塩化ビニル製の実験装置を用いて、消毒剤を含む供試水を 150mm、250mm、300mm、400mm の 4 種類の水深まで注入して、15°C、25°C、35°C、45°C に制御できる恒温槽内に静置した。発散装置は蓋の有・無条件下において、水温条件ごとに 4 種類の水深の発散装置で実験した。

## (6) 各発散要因の影響実験

実験の種類は口径 100mm、150mm、200mm、250mm に容器の高さ一定の 1300mm に供試水を 250mm、500mm、700mm、900mm、1100mm まで注入して、実験室に静置して実験を行った。

## (7) 分析方法

残留塩素濃度はH社の携帯用DPD法、二酸化塩素濃度はT社の携帯用DPD法を用いて分析を行った。

## (8) 測定値の解析方法

時間経過に伴う消毒剤濃度の減少は現象を指数近似で整理することを試みた。

$$C_t / C_0 = e^{-k t} \dots \dots \dots (6.1)$$

$C_t$  : 消毒剤濃度の  $t$  時間後の濃度 [mg/L]

$C_0$  : 消毒剤濃度の初期の濃度 [mg/L]

$t$  : 経過時間 [h]

$k$  : 発散係数 [1/h]

## 6.3 水温の影響実験

### 6.3.1 DPD 測定法に及ぼす水温の影響

DPD法における試薬の反応が水温の影響を受けるかについて検討を行った。吸光度を測定するセル10mLに試料を入れて、水温を測定時に13℃～40℃の範囲で調整して、水温の影響をみた。残留塩素及び二酸化塩素とも20℃を基準として濃度の比較を行った。図6.2は20℃の消毒剤の濃度を基準( $t$ ℃の濃度/20℃の濃度)とした濃度比と水温の関係を示した。

水温が20℃以下の場合、残留塩素及び二酸化塩素とも減少し、20℃以上の場合も減少していることが明らかとなった。したがって、水温20℃以外の試料については、試料を測定前に水温20℃に調整して分析を行った。

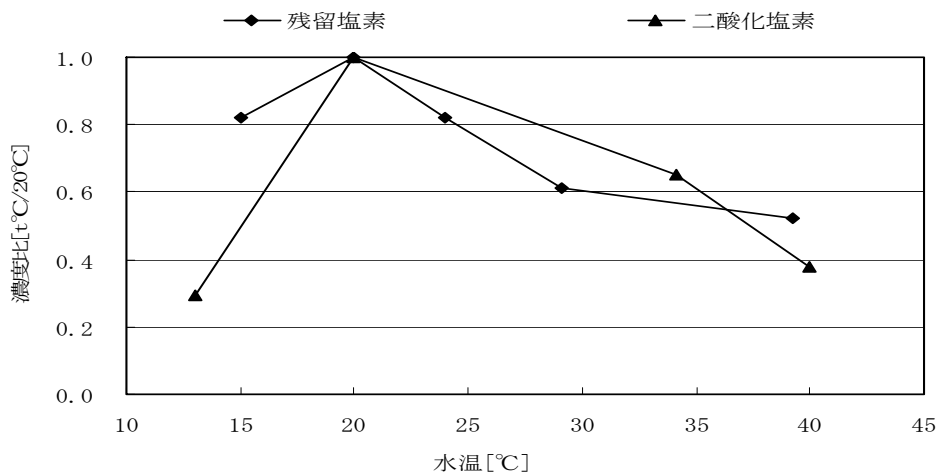


図 6.2 残留塩素及び二酸化塩素の水温と濃度比

### 6.3.2 水温の影響実験（高さ 450mm）

高さ 450mm における密閉・大気開放条件において各水深で水温の変化に伴う消毒剤の経過時間と発散係数の関係について、図 6.2 に残留塩素、図 6.3 に二酸化塩素を示した。

残留塩素については、大気開放条件及び密閉条件とも発散係数の水温が高くなり、さらに水深が低くなるにしたがい発散係数は高くなっている。

- ・大気開放条件における発散係数を比較する。

高さ 150mm の 15°C を基準(0.06)とすると、25°C は 1.5 (0.092/0.06) 倍、35°C は 3.8 (0.229/0.06) 倍、45°C は 6.9 (0.416/0.06) 倍となり、水温が高くなる毎に増加率が大きくなっている。

- ・15°C と 45°C の水深毎に比較する。

150mm は 6.9 (0.416/0.06) 倍、250mm は 7.4 (0.375/0.051) 倍、300mm は 7.0 (0.316/0.045) 倍、400mm は 6.1 (0.252/0.041) 倍となっている。

- ・密閉条件における発散係数を比較する。

高さ 150mm の 15°C を基準とすると、25°C は 1.4 (0.079/0.055) 倍、35°C は 5.1 (0.202/0.055) 倍、45°C は 6.4 (0.352/0.055) 倍と水温が高くなる毎に増加率が大きくなっている。

・ 15°Cと 45°Cの水深毎に比較する。

150mm は 6.4(0.352/0.055)倍、250mm は 6.0(0.305/0.051)倍、300mm は 6.2(0.265/0.043)倍、400mm は 5.7(0.228/0.04)倍となっている。

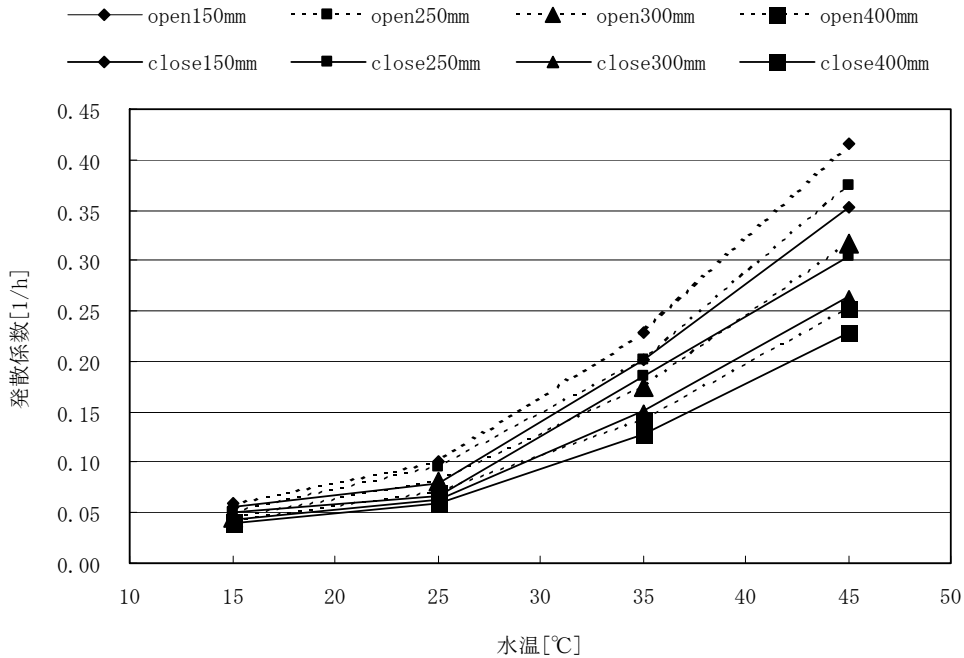


図 6.3 残留塩素における水温と発散係数の関係

二酸化塩素について、残留塩素と同様に大気開放条件及び密閉条件とも発散係数は、水温が高く、水深が低くなるにしたがい発散係数は高くなっている。

・ 大気開放条件では発散係数を比較する。

高さ 150mm の 15°Cを基準とすると、25°Cは 1.6(0.114/0.071)倍、35°Cは 6.8(0.229/0.06)倍、45°Cは 9.5(0.416/0.06)倍と水温が高くなる毎に増加率が大きくなっている。

・ 15°Cと 45°Cの水深毎とに比較をする。

150mm は 9.5(0.673/0.071)倍、250mm は 9.4(0.595/0.063)倍、300mm は 9.6(0.518/0.054)倍、400mm は 10.3(0.484/0.047)倍となっている。

- ・密閉条件では発散係数を比較する。

高さ 150mm の 15°C を基準とすると、25°C は 1.5 (0.098/0.067) 倍、35°C は 6.5 (0.434/0.067) 倍、45°C は 7.7 (0.514/0.067) 倍となり、水温が高くなる毎に増加率が大きくなっている。

- ・15°C と 45°C の水深毎に比較する。

150mm は 7.7 (0.514/0.067) 倍、250mm は 10.8 (0.487/0.045) 倍 300mm は 12.3 (0.441/0.036) 倍、400mm は 12.0 (0.384/0.032) 倍となっている。

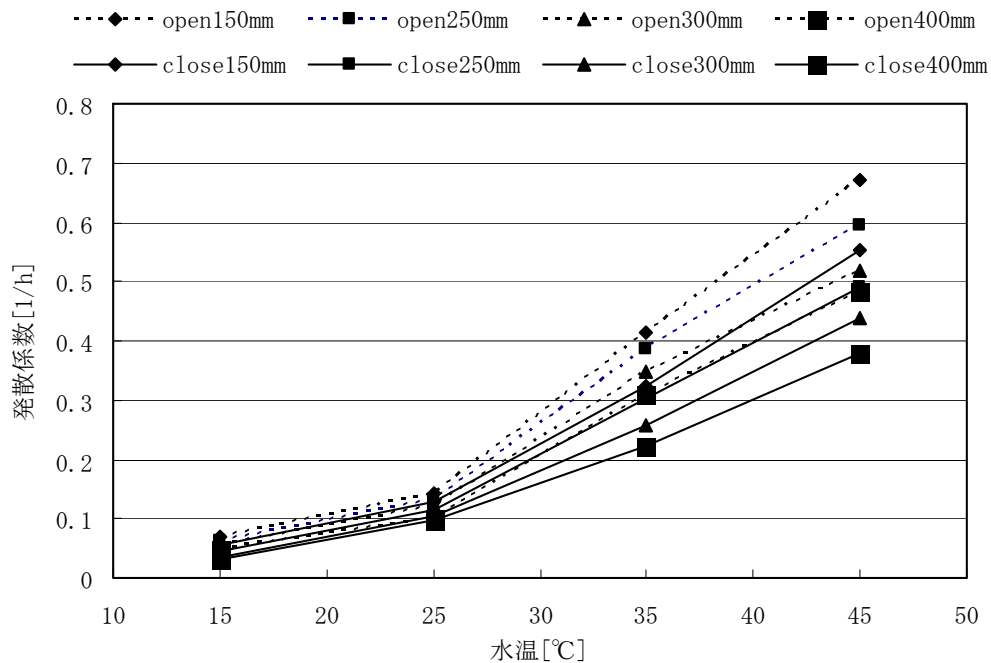


図 6.4 二酸化塩素における水温と発散係数の関係



次に水温と発散係数の関係を指数近似で整理することを試みた。

$$k = \alpha e^{-NT} \dots \dots \dots (6.2)$$

k : 発散係数 [1/h]

T : 水温 [°C]

N : 水温と発散係数に係わる係数 [1/h・°C]

$\alpha$  : 0°Cにおける発散係数

図 6.3 および図 6.4 を式(6.2)の指数近似式で解析し、 $\alpha$ 、N 値を表 6.1、表 6.2 に示す。

残留塩素については、 $\alpha$  値は 0°C の発散係数を示しており、N 値は水温と発散係数に係わる係数として、大気開放条件では 0.061~0.067 の範囲、密閉では 0.063~0.070 の範囲となっている。

表 6.1 残留塩素の水深ごとの水温と発散係数の関係

水深[mm]	遊離残留塩素			
	open		close	
	$\alpha$	N	$\alpha$	N
150	0.021	0.066	0.019	0.065
250	0.018	0.067	0.017	0.064
300	0.016	0.066	0.015	0.063
400	0.016	0.061	0.015	0.070

表 6.2 二酸化塩素の水深ごとの水温と発散係数の関係

水深[mm]	二酸化塩素			
	open		close	
	$\alpha$	N	$\alpha$	N
150	0.022	0.076	0.023	0.078
250	0.020	0.078	0.015	0.081
300	0.018	0.078	0.012	0.084
400	0.014	0.081	0.011	0.083

二酸化塩素については、 $\alpha$  値は  $0^{\circ}\text{C}$  の発散係数を示しており、 $N$  値は水温と発散係数に係わる係数として、大気開放条件では  $0.076\sim 0.081$  の範囲、密閉では  $0.078\sim 0.083$  の範囲となっている。残留塩素及び二酸化塩素とも  $N$  値を明らかとしたことで水温の影響を定量的に把握することが可能となった。

## 6.4 各発散要因の影響実験

### (1) 水深の影響 (高さ 1300mm)

#### 1) 残留塩素

口径 100mm, 150mm, 200mm, 250mm で高さ一定の 1300mm の容器に試料水を 250mm, 500mm, 700mm, 900mm, 1100mm まで注入して実験を行った。

初期濃度  $0.6\text{mg/L}$  で実験開始し、大気開放条件は 54.5 時間後、各条件の濃度範囲は  $0.22\sim 0.35\text{mg/L}$  になり、密閉条件は 39.5 時間後、各条件の濃度範囲は  $0.29\sim 0.43\text{mg/L}$  になっている。水温は  $20.1\sim 20.5^{\circ}\text{C}$  の範囲で実験装置をセットした。この測定値を式(6.1)に代入して発散係数を算出した。

図-6.5 に大気開放条件と密閉条件を水深ごとに発散係数を示した。水深が浅くなると大気開放条件と密閉条件とも発散係数が高くなっている。

水深 500mm と水深 1100mm の発散係数の比較(500mm/1100mm)をすると大気開放条件で口径 100mm では  $1.16(0.022/0.019)$  倍、150mm では  $1.15(0.020/0.016)$  倍、200mm では  $1.21(0.017/0.014)$  倍、250mm では  $1.33(0.016/0.012)$  倍、密閉条件で口径 100mm では  $1.11(0.020/0.018)$  倍、150mm では  $1.13(0.018/0.016)$  倍、200mm では  $1.23(0.016/0.013)$  倍、250mm では  $1.36(0.015/0.011)$  倍である。

大気開放条件と密閉条件の発散係数を比較するとすべて密閉条件が低い数値を示しており、大気開放条件に比べて密閉条件は、水深 500mm については、口径 100mm では 90.9%、150mm では 90.0%、200mm では 94.1%、250mm では 93.8%となる。

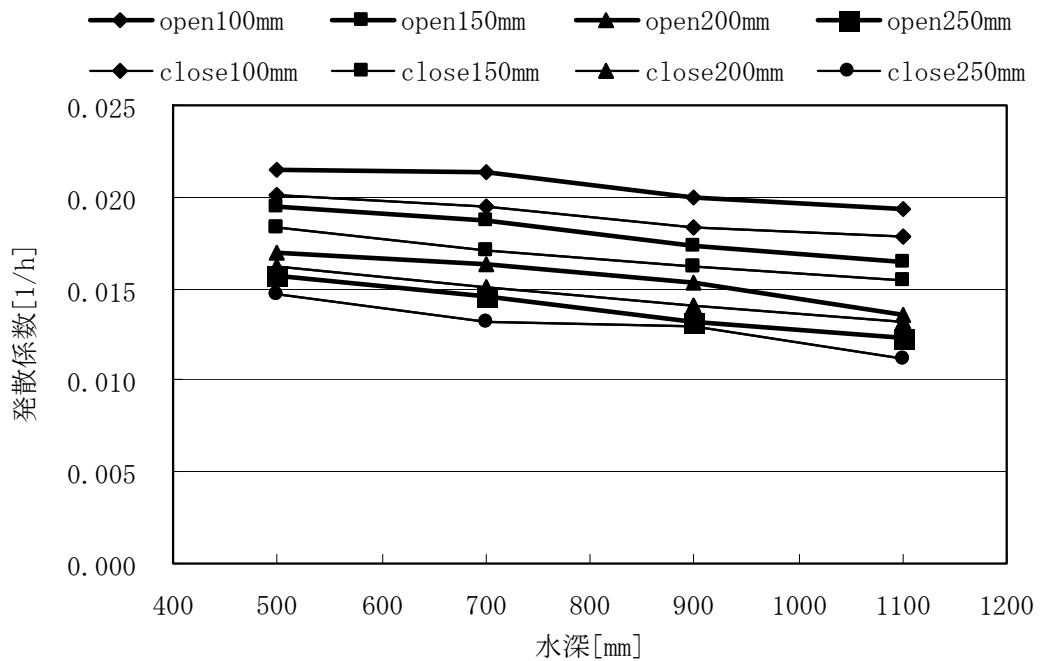


図 6.5 残留塩素の水深と発散係数の関係

## 2) 二酸化塩素

口径 100mm, 150mm, 200mm, 250mm に高さ一定の 1300mm の容器に試料水を 500mm, 700mm, 900mm, 1100mm まで注入して実験を行った。

初期濃度 0.6mg/L で実験開始し、大気開放条件は 45.8 時間後、各条件の範囲は 0.23~0.34mg/L になり、密閉条件は 48.0 時間後、各条件の範囲は 0.34~0.43mg/L になっている。水温は 19.6~20.3℃の範囲で実験装置をセットした。この測定値を式(6.1)に代入して発散係数を算出した。図 6.5 に大気開放条件と密閉条件を水深ごとに示した。

水深が浅くなると大気開放と密閉条件とも発散係数が高くなっている。

- ・水深 500mm と水深 1100mm の発散係数を比較(500mm/1100mm)する。

大気開放条件で口径 100mm では 1.26(0.024/0.019) 倍、150mm では 1.38(0.022/0.016) 倍、200mm では 1.42(0.020/0.014) 倍、250mm では 1.64(0.018/0.011) 倍となる。

同様に密閉条件で口径 100mm では 1.58(0.019/0.012) 倍、150mm では 1.89(0.017/0.009) 倍、200mm では 1.67(0.015/0.009) 倍、250mm では 2.00(0.014/0.007) 倍である。

- ・ 大気開放条件と密閉条件の発散係数を比較する。

すべて密閉条件が低い数値を示しており、大気開放条件に比べて密閉条件は、水深 500mm については、口径 100mm では 79.1%、150mm では 77.3%、200mm では 75.0%、250mm では 77.8%となる。

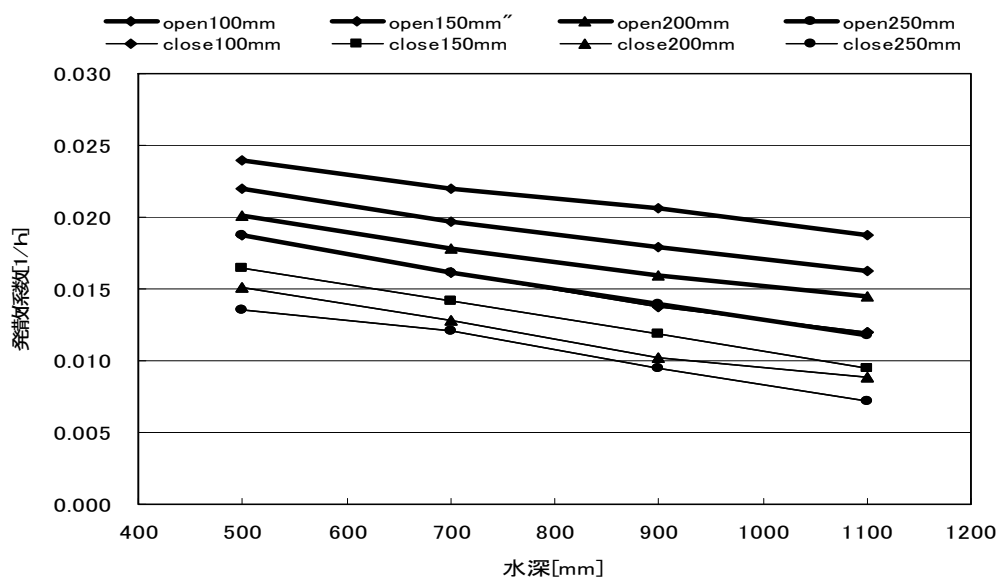


図 6.6 二酸化塩素の水深と発散係数の関係

### 3) 空気層/水層の容積比 (高さ 1300mm)

1300mm の高さに対象水を各水深まで注入し、水深 500mm に対して空気層 700mm で容積比 1.6、水深 700mm に対して空気層 600mm で容積比 0.86、水深 900mm に対して空気層 400mm で容積比 0.44、水深 1100mm に対して空気層 300mm で容積比 0.18 とした。ここでは口径 150mm のみについて、容積比が発散係数への影響を検討した。

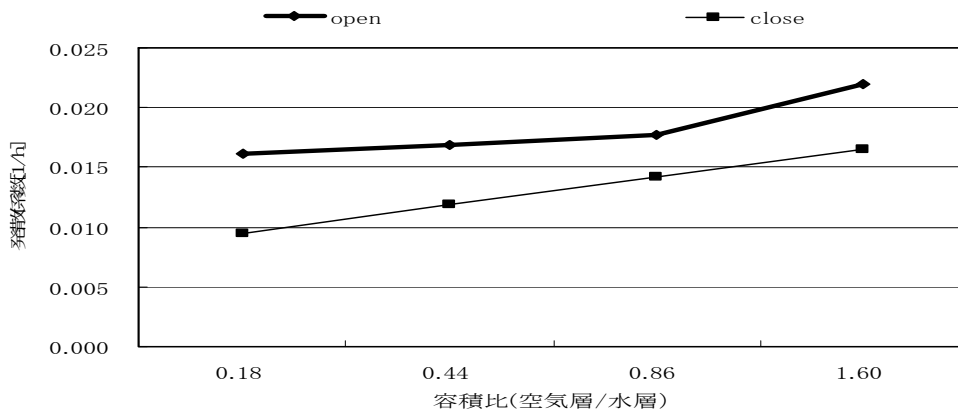


図 6.7 残留塩素の発散係数と容積比の関係

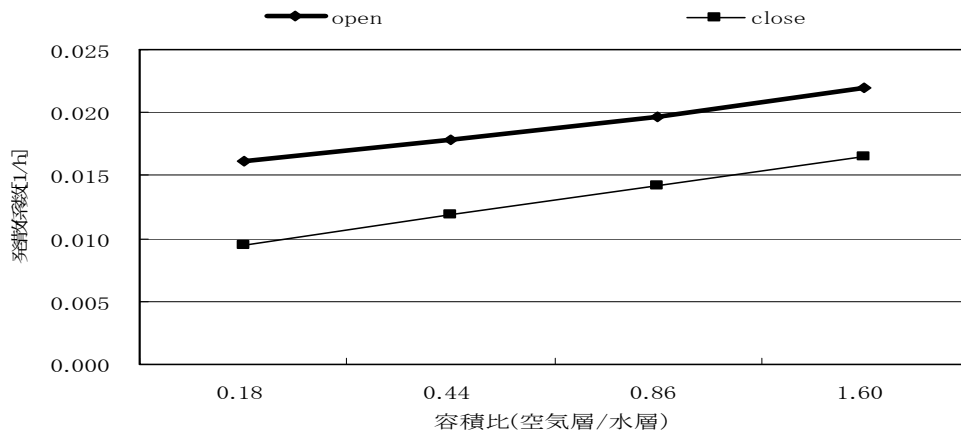


図 6.8 二酸化塩素の発散係数と容積比の関係

## (2) 容積比の影響

### 1) 残留塩素

残留塩素の発散係数と容積比の関係を口径 150mm について大気開放条件と密閉条件を図 6.7 に示す。容積比が高くなると発散係数が高くなっている。大気開放条件に比べて密閉条件の発散係数は 8.2~9.2%減少している。

### 2) 二酸化塩素

二酸化塩素の発散係数と容積比の関係を口径 150mm について大気開放条件と密閉条件を図 6.8 に示す。空気層が多くなると発散係数が高くなっている。大気開放条件に比べて密閉条件の発散係数は 19.7~41.3%減少している。残留塩素及び二酸化塩素とも水層から発散する量に対して空気層が多いと水層からの発散が促進され、空気層の濃度が高くなっている。

### (3) 口径の影響

高さ 1300mm に一定として、水深を 500mm、700mm、900mm、1100mm と変化させて、水深ごとに口径を 100mm、150mm、200mm、250mm とし、口径と発散係数の関係を大気開放条件、密閉条件ごと図-8 に残留塩素、図-6.10 に二酸化塩素を示した。すでに示した水深と発散係数の関係を残留塩素は図 6.5 に、二酸化塩素は図 6.6 に示した。ここでは口径ごとに示し、図 6.5、図 6.6 と同様の傾向を示した。口径、すなわち直径が発散に大きく影響していることが明らかとなった。密閉及び大気開放条件、容積比の影響についてはすでに示したが、口径の影響は壁面の材質である塩化ビニルと残留塩素及び二酸化塩素における、化学反応もしくは吸着の影響が生じていることが推測される。

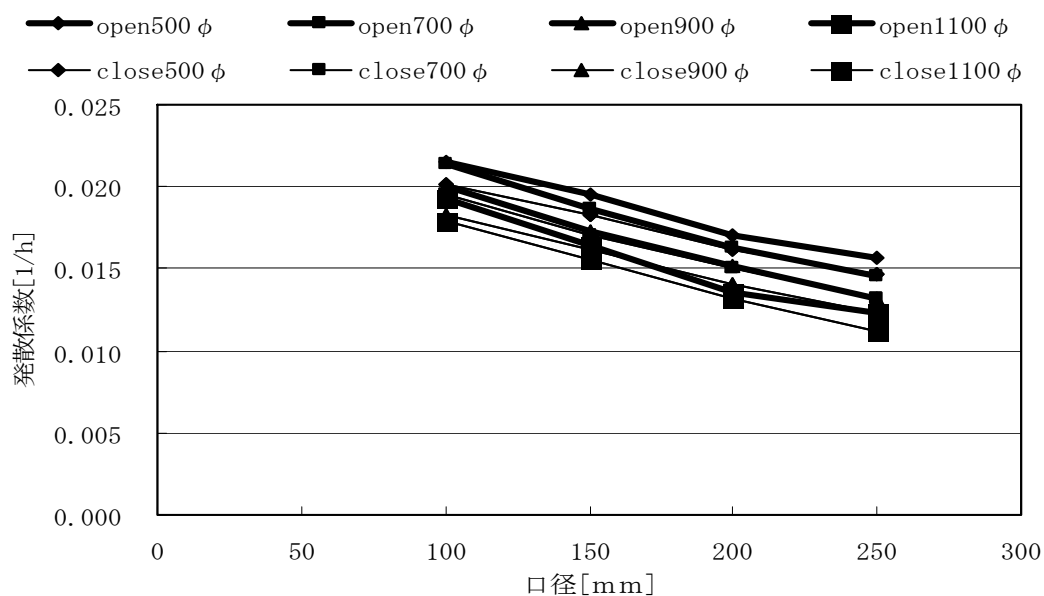


図 6.9 残留塩素の口径と発散係数の関係

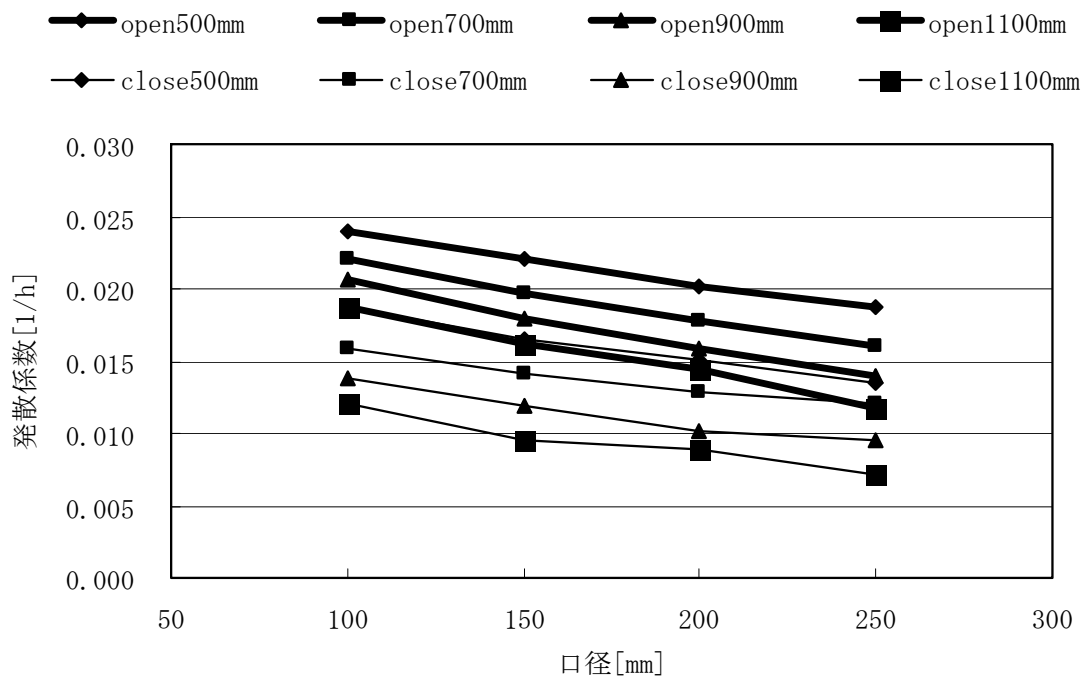


図 6.10 二酸化塩素の口径と発散係数の関係

## 6.5 各要因の数値解析

### (1) 湿潤面積/口径と発散係数との解析

大気開放条件および密閉条件について、高さ 1300mm に一定として、水深を 500mm、700mm、900mm、1100mm と変化させて、水深ごとに口径を 100mm、150mm、200mm、250mm とし、4 種類の湿潤面積 (X 2) [m<sup>2</sup>] を口径 (X 1) [m] で除した値と発散係数の関係式を (6.3) 式で算出した。

$$k = -a (X 2 / X 1) + b \dots \dots \dots (6.3)$$

k : 発散係数 [1/h]

a : 発散係数と湿潤面積 (X 2) / 口径 (X 1) に関する係数

X 2 / X 1 : 湿潤面積 [m<sup>2</sup>] / 口径 [m]

b : 係数

発散係数と  $X_2 / X_1$  の関係は、残留塩素について、式 (6.3) で得られた  $R^2$  は大気開放条件、口径 100mm で  $R^2=0.917$ 、口径 150mm で  $R^2=0.954$ 、口径 200mm で  $R^2=0.961$ 、口径 250mm で  $R^2=0.994$  となった。

密閉条件では口径 100mm で  $R^2=0.973$ 、口径 150mm で  $R^2=0.998$ 、口径 200mm で  $R^2=0.990$ 、口径 250mm で  $R^2=0.926$  となった。

二酸化塩素については、式 (3) では得られた相関係数は大気開放条件、口径 100mm で  $R^2=0.990$ 、口径 150mm で  $R^2=0.996$ 、口径 200mm で  $R^2=0.993$ 、口径 250mm で  $R^2=0.998$  となった。

密閉条件では口径 100mm で  $R^2=0.997$ 、口径 150mm で  $R^2=0.961$ 、口径 200mm で  $R^2=0.964$ 、口径 250mm で  $R^2=0.950$  となり、式(6.4)が成立することが明らかとなった。

次に式(6.3)で得られた  $a$  値と口径の関係をみると、各条件は次式で表わされる。

$$a = d e^{fX_1} \dots \dots \dots (6.4)$$

$a$  : 発散係数と湿潤面積 ( $X_2$ ) / 口径 ( $X_1$ ) に関する係数

$X_1$  : 口径 [m]

関係式は次の表 6.3 の通りである。

表 6.3 発散係数と湿潤面積/口径の関係式

	条件	関係式	$R^2$
残留塩素	大気開放	$a = 0.0011e^{2.39X_1}$	0.839
	密閉	$a = 0.0010e^{2.23X_1}$	0.879
二酸化塩素	大気開放	$a = 0.0023e^{1.92X_1}$	0.981
	密閉	$a = 0.0018e^{1.28X_1}$	0.958



さらに、b 値と口径の関係をみると、各条件は下記の式で表わせられる。

$$b = g X_1 + h \dots \dots \dots (6.5)$$

b : 係数

X<sub>1</sub> : 口径 [m]

関係式は表 6.4 の通りである。

表 6.4 b 値と口径の関係式

消毒剤の種類	条 件	関係式	R <sup>2</sup>
残留塩素	大気開放	b = -0.0338X <sub>1</sub> + 0.0273	0.989
	密 閉	b = -0.0312X <sub>1</sub> + 0.0253	0.999
二酸化塩素	大気開放	b = -0.0206X <sub>1</sub> + 0.0304	0.988
	密 閉	b = -0.0338X <sub>1</sub> + 0.0241	0.997

## (2) 消毒剤の減少推定式の算定

これまで消毒剤の減少を要因ごとに発散係数との相関を含めて検討した。この検討項目の中で発散係数に大きく影響する口径と湿潤面積を取り上げ、口径と湿潤面積を因子として発散係数の推定式を表 6.5 に示す。この式の基本形は下記の通り式(6.3)に a 値、b 値に関する式を代入すると次式(6.6)で表される。

$$y = -d e^{f X_1} (X_2 / X_1) + (g x_1 + h) \dots \dots \dots (6.6)$$

この式から算定した推定値と、実測値を比較する。

残留塩素においては実測値に比べて式(6.6)から得た推定値との誤差率{(推定値-実測値/推定値)×100}で評価すると、大気開放条件では最小値で-5.73%、最大値で3.67%であった。密閉条件においては、最小値-6.15%、最大値で2.27%となった。

二酸化塩素においても実測値に比べて式(6.3)から得た推定値との誤差率で評価すると、大気開放条件では最小値で-1.60%、最大値で2.53%であった。

密閉条件においては、最小値で-5.63%、最大値で3.93%となった。したがって、信頼度の高い発散係数を求める推定式を得ることができた。

以下、表 6.5 に発散係数の推定式を示す。

表 6.5 発散係数の推定式

消毒剤の種類	条 件	関係式
残留塩素	大気開放	$y = -0.0011e^{3.391X1}(X2/X1) + (-0.0338x1 + 0.0273)$
	密 閉	$y = -0.0010e^{2.233X1}(X2/X1) + (-0.0312x1 + 0.0253)$
二酸化塩素	大気開放	$y = -0.0023e^{1.915X1}(X2/X1) + (-0.0206x1 + 0.0304)$
	密 閉	$y = -0.0018e^{1.276X1}(X2/X1) + (-0.0328x1 + 0.0241)$

## 6.6 結 論

消毒剤は残留塩素および二酸化塩素を対象として、受水槽等や蓄熱槽への消毒剤の添加を想定した。この塩素や二酸化塩素は多くの要因によって濃度が減少するため、各消毒剤を規定濃度以上に保持するために時間当たりの添加量操作が必要となってくる。そこで各要因の影響で消毒剤の減少する程度を検討した。各要因は水温、容器の材料、水深の影響、水槽の大気開放条件または密閉条件、水に溶解している物質を想定した。これらの要因が消毒剤の濃度の減少に影響する程度を把握することを目的とした上記の発散への影響要因のうち、水温、水深、口径、容積比、水槽の大気開放・密閉について下記の知見を得た。

- 1) 水温、水深、口径、容積比、水槽の大気開放・密閉は発散に影響している。
- 2) 残留塩素及び二酸化塩素とも水温の影響があることが明らかとなり、指数近似で数値を得ることができ、残留塩素に比べて二酸化塩素は発散係数が大きいことが明らかとなった。

- 3) 残留塩素及び二酸化塩素とも水深及び口径の影響があることが明らかとなり、同一口径で水深が深くなると発散が少なくなり、同一の水深で口径が大きくなると発散が少なくなっている。
- 4) 残留塩素及び二酸化塩素とも水層に比べて空気層の比、すなわち容積比が高くなると発散係数が高くなる。
- 5) 残留塩素及び二酸化塩素とも湿潤面積/口径の比と発散係数の関係式を得た。
- 6) 消毒剤の濃度の減少を推定式で現すことができた。  
 今後は、本研究で得た発散の関係式を実施設について検証することが残された課題であると考えている。
- 7) 消毒槽の構造は水深を深くし、気槽部を少なく、密閉構造を提案する。

## 第7章 総括

本研究は、水資源の有効利用の観点から排水再利用システムを取り挙げ設計と維持管理の面から最適なシステムを提案することを目的として検討を進めた。施設や配管の機能に悪影響を与えうる障害となるスライム障害を取り挙げ、このスライム障害について、「配管内のスライム生成」の基礎編と「配管材質、管内流速とスライム生成」の応用編に分けて実験的検討を行った。

また、排水再利用システムでは、衛生上の問題を生じさせないための「消毒剤の測定上の問題」を取り上げ、携帯用残留塩素濃度計の基礎研究、実排水の配管内残留塩素の挙動について、実験的検討を行った。

さらに「消毒剤の効力」を高めるために、「消毒槽の構造上の問題」についても水温の影響を含めた原水の発散要因を検討し、消毒剤の評価を行った。

第1章は研究の背景目的と背景、本論文の構成について記述した。

第2章は排水再利用の現状分析と既往の研究動向について、運用指針の変遷、処理方式の変遷等を踏まえて記述した。

第3章は「配管内のスライム生成の基礎」について、本研究では中水道を導入するうえでの障害の一つとしてのスライム障害を取り挙げた。

- 1) スライム発生の経時的変化は一次反応の形態をとることが確認された。
- 2) 今回のスライムの組成は  $C_7H_{12}NO_6$  で示され、生物体としての細菌の組成と類似しており、酸素吸収量からも生物体としての活性が認められた。
- 3) スライムの発生は水中の栄養塩類として N、P 化合物の存在が大きく影響し、とりわけ P の存在は発生の主要因となっている。
- 4) 排水および人工下水を用いてスライムを発生させた場合、処理原水に対して凝集沈殿処理水ではその 30%、砂ろ過処理水では 10%まで発生は抑制できた。
- 5) オゾン処理はスライムの発生を抑制するうえで大きな効果がある。

第4章では、「配管材質、管内流速とスライム生成の応用」について中水を送水するための管路に着目し、管路内に微生物が付着すると衛生器具の詰まりや、流れの障害、管路の影響を取り上げた。

1) 原水(BOD 濃度 10mg/L 程度) に比べて高度処理するとスライムの付着量は極端に少なくなる。

2) 凝集沈殿水、砂ろ過水におけるスライム抑制効果は、配管材質および流速の種類によって差異がある。アクリル管<ステンレス鋼管<硬質塩化ビニル管<配管用炭素鋼鋼管の順にスライムの生成量が多くなっている。

3) 管表面精粗は砂ろ過水を除き、影響があることが認められた。

4) スライムの組成は  $C_9H_{15}NO_4$  で示された。

第5章では、「消毒剤の測定上の問題」について、排水再利用水を対象として残留塩素の測定の検討をする中で、基礎的研究として携帯用簡易測定器の評価、水温、アンモニアの影響を取り上げた。

1) 各社で発売している携帯用残留塩素測定器は薬品と合わせて評価を行い、測定値にばらつきがあるため、公定法との比較を行いながら使用することが必要である。

2) 水温管理については、低温や高温になると測定値が低い値となるため、 $20^{\circ}C$ に水温を速やかに調整して測定する必要がある。

3) 残留塩素測定後の発色の変化をみると、蒸留水に塩化アンモニウムが存在すれば、遊離残留塩素は時間が経過するにしたがい発色が濃くなり、実排水はアンモニア濃度以外に影響する物質が存在することが明らかとなった。全残留塩素は蒸留水及び実排水とも時間の経過において濃度の変化が生じないことが認められた。したがって、特に遊離残留塩素は測定時間を厳守しないと不正確な測定数値になることが明らかとなった。

4) 実排水における残留塩素の消失は文献で示した反応式が適用されることが明らかになった。

5) 実排水を対象とした水道用硬質塩化ビニルライニング鋼管内での残留塩素の挙動は、 $25mm\phi$ は  $50mm\phi$  に比べて管内における残留塩素の消失が速いこと、さらにアンモニア濃度が高いと消失が遅いことが明らかとなった。さらに実排水の残留塩素の挙動に差異が生じており、特に配管内の滞留時

間を含めた今後の検討が必要である。

6) アンモニアの存在する排水再利用水で遊離残留塩素を指標とすることは、遊離残留塩素の時間的な消失の速さ、さらに分析上の測定値の安定性から、全残留塩素を測定し、遊離残留塩素が多く存在できる水質が重要と考えられる。

第6章では、消毒槽と消毒剤の保持について、水温、容器の材料、水深の影響、水槽の大気開放条件または密閉条件、水に溶解している物質を取り挙げた。

- 1) 水温、水深、口径、容積比、水槽の大気開放・密閉は発散に影響している。
- 2) 残留塩素及び二酸化塩素とも水温の影響があることが明らかとなり、指数近似で数値を得ることができ、残留塩素に比べて二酸化塩素は発散係数が大きいことが明らかとなった。
- 3) 残留塩素及び二酸化塩素とも水深及び口径の影響があることが明らかとなり、同一口径で水深が深くなると発散が少なくなり、同一の水深で口径が大きくなると発散が少なくなっている。
- 4) 残留塩素及び二酸化塩素とも水層に比べて空気層の比、すなわち容積比が高くなると発散係数が高くなる。
- 5) 残留塩素及び二酸化塩素とも湿潤面積/口径の比と発散係数の関係式を得た。
- 6) 消毒剤の濃度の減少を推定式で現すことができた。
- 7) 消毒槽の構造は水深を深くし、気槽部を少なく、密閉構造を提案する。

本研究で明らかになったことは、スライムの生成に影響する要因は処理水の水質、処理方式、スライムの生成抑制は、オゾン処理、適正な管内流速、管種である。また、衛生上の維持管理としては、残留塩素の測定上への影響、残留塩素の濃度保持、残留塩素の測定に影響する要因を明らかとし、消毒槽の最適な構造が提案できた。これらのことを設計に組み入れることで排水再利用システムの設計及び維持管理を適正に進めることに貢献すると考えている。本実験を通じて、再利用システムを構築する上での基礎的なデータになり、本研究の成果が排水再利用システムの設計および管理を行う上で大きく寄与できることを確信し、「排水再利用システム」がますます普及することを願うものである。

## 参考文献

### 第 1 章 参考文献

- 1)水ビジネスジャーナル：再生水の導入に向けた世界の潮流、米国 EPA は第 51 号 8 月号
- 2) 国土交通省水管理・国土保全局水資源部：平成 26 年版 日本の水資源 pp.64～108
- 3)武藤暢夫：雑用水道（中水道）の水質の設定をめぐって 環境技術 Vol.no.6（1977）
- 4)国土交通省：下水処理水の再利用水質基準等マニュアル 平成 17 年 4 月
- 5)辰野高司、鈴木静夫：スライム障害、腐食障害、スケール障害（冷却水の障害と処理）  
コロナ社 昭和 43 年 12 月.
- 6)渡辺孝：中水道の採用に伴う障害対策の実際 環境技術 VoL6.No.6.1977
- 7) 福岡市集合住宅の再生水利用に関する協議会：集合住宅における再生水利用について  
（提言） 平成 11 年 3 月
- 8) 福岡市集合住宅の再生水利用に関する協議会：集合住宅における再生水利用について  
（提言） 平成 12 年 3 月



## 第2章 参考文献

### 2.1 水質基準、排水再利用施設の現状分析

- 1) 国土交通省水管理・国土保全局水資源部：日本の水資源 平成 26 年版 pp64～108
- 2) 国土交通省水管理・国土保全局水資源部：雨水・再生水の普及状況 平成 27 年インターネット
- 3) 武藤暢夫：雑用水道（中水道）の水質の設定をめぐって 環境技術 Vol.no.6（1977）
- 4) 国土交通省：下水処理水の再利用水質基準等マニュアル 平成 17 年 4 月
- 5) 国土交通省大臣官房官庁営繕部設備・環境課監修：排水再利用・雨水利用システム計画基準・同解説 平成 16 年版
- 6) 社団法人空気調和・衛生工学会：雨水利用システム設計と実務平成 9 年 4 月
- 7) 小川幸正、市川龍：雑用水の現状と問題 空気調和衛生工学 Vol.69. No. 1 pp43～51 1995
- 8) 東京都財務局：雑用水に係わる指導方針 1988 年（昭和 63 年）
- 9) 東京都：雑用水利用施設の構造維持管理に係わる指導要綱 都市計都第 472 号 平成 5 年 9 月
- 10) 沖縄県：沖縄県水資源有効利用促進推進方針 1992 年（平成 4 年 9 月）
- 11) 東京都：水の有効利用促進要綱 2003 年（平成 15 年 8 月）
- 12) 福岡市：福岡市節水推進条例 2003 年（平成 15 年 12 月）
- 13) 埼玉市水道局：雑用水の利用促進に関する要綱 2001 年（平成 13 年水道部 告示第 10 号）
- 14) 福岡県：福岡県の公用又は公共用建築物に対する水の再利用施設設置要綱 1979 年（昭和 54 年 11 月）
- 15) 千葉県：雑用水の利用促進に関する指導要綱 1996 年（平成 8 年 2 月）
- 16) 香川県：香川県雑用水利用促進指導要綱 1998 年（平成 10 年 10 月）
- 17) 東京都墨田区：墨田区雨水利用推進指針 1995 年（平成 7 年 3 月）
- 18) (財) 下水道推進機構、日本上下水道設計：水循環都市構想に関する検討業務 1996 年（平成 8 年 3 月）

## 2.2 排水再利用システムの調査・研究の動向 参考文献

- 1) 国土交通省：下水処理水の再利用水質基準等マニュアル 平成 17 年 4 月
- 2) 建設省：下水処理水循環利用技術指針（案）昭和 56 年 7 月
- 3) 国土交通省：下水処理水の修景・親水利用水質検討マニュアル(案) 平成 2 年 3 月
- 4) 厚生省：再利用水を原水とする雑用水道の暫定水質の基準等について 環計第 46 号 昭和 56 年 4 月
- 5) 東京都：東京都における雑用水利用にかかる指導指針、雑用水利用施設の構造維持管理に係わる指導要綱 都市計都第 472 号 平成 5 年 9 月
- 6) 福岡市：「福岡市節水型利用等に関する措置要綱」 昭和 54 年.
- 7) 建設大臣官房官庁営繕部監修：排水再利用・雨水利用システム計画基準・同解説 昭和 57 年版
- 8) 建設大臣官房官庁営繕部監修：排水再利用・雨水利用システム計画基準・同解説 平成 3 年版
- 9) 建設大臣官房官庁営繕部監修：排水再利用・雨水利用システム計画基準・同解説 平成 9 年版
- 10) 国土交通省大臣官房官庁営繕部設備・環境課監修：排水再利用・雨水利用システム計画基準・同解説 平成 16 年版
- 11) 鈴木静夫：工業用水の微生物障害とその対策 工業用水 VOL67.No. 4. 1964 pp7～12
- 12) 小島貞男：スライムとその対策 工業用水 VOL112.No. 1. 1968 pp26～33
- 13) 鈴木静夫：工業用水および冷却水中のスライム量と障害との関係 工業用水 VOL104.No. 6. 1967 pp56～58
- 14) 辰野高司、鈴木静夫：冷却水の障害と処理 コロナ社 昭和 43 年 12 月 pp79～101
- 15) 加藤健司、鈴木静夫：工業用水処理 内田老鶴圃新社 昭和 47 年 pp140～249
- 16) 渡辺孝：中水道の採用に伴う障害対策の実際 環境技術 VOL6.no. 6 pp44～51 1977
- 17) 須藤隆一：廃水処理の生物学 産業用水調査会 1977.6 p197
- 18) William. G. Characklis: Attached Microbial Growth— I (Attachment and growth) water Reserch Vol7.No. 1. 1973
- 19) Billy H. Kornegay and John F. Andrew : Kinetics of Fixed-Film Biological Reactors Jour. WPCF. Vol40.No. 11 pp460～468 1968
- 20) 東京都首都整備局：下水処理水の再利用に際して空調設備に及ぼす影響調査報告書 1976（昭和 51 年）3 月

- 21) C. E. G. Bland. et al : Accumulation of slime in drainage pipes and their effect on flow resistance Jour. WPCF. VOL50. NO. 1 pp134~143 1978
- 22) 近藤勉 : 付着スライムが下水管の水理学的特性に及ぼす影響に関する研究に  
下水道協会誌 VOL39. NO. 11 pp135~145
- 23) 藤井利治・楠田哲也・工藤修一 : 集合住宅での下水再生水利用による管閉塞・ロータンの汚れに関する調査報告 下水道協会誌 Vo37. No. 10 pp160~166 2000
- 24) 東京都首都整備局 : 水の循環利用適合性予備調査報告書 1973 (昭和 48 年) 3 月
- 25) 日本住宅都市整備公団 : 平城地区下水処理水の循環利用に関する調査報告書 1981 (昭和 56 年) 3 月
- 26) 日本住宅公団建築部技術開発管理室 : 住宅団地における中水道方式の開発研究その 1 (昭和 49 年度技術開発研究) 1976 (昭和 51 年) 6 月
- 27) 日本住宅公団建築部技術開発管理室 : 住宅団地における中水道方式の開発研究その 2 (昭和 50 年度技術開発研究) 1977 (昭和 52 年) 6 月
- 28) 日本住宅公団建築部技術開発管理室 : 住宅団地における中水道方式の開発研究その 3 (昭和 51 年度技術開発研究) 1979 (昭和 54 年) 6 月
- 29) 日本住宅公団建築部技術開発管理室 : 住宅団地における中水道方式の開発研究 (芝山団地追跡調査) 1979 (昭和 54 年) 3 月
- 30) 社団法人 日本住宅設備システム協会 : 建築物に設ける汚水循環利用のための処理装置等に関する研究報告書 (昭和 51 年度建設技術研究補助金) 1977 (昭和 52 年) 3 月
- 31) 社団法人 日本住宅設備システム協会 : 建築物に設ける汚水巡回利用のための処理装置等に関する研究報告書補遺 1978 (昭和 53 年) 9 月
- 32) 社団法人 日本住宅設備システム協会 : 建築物に設ける排水の再利用システム その計画から運用まで (中間報告) 1983(昭和 58 年)3 月
- 33) 社団法人 日本住宅設備システム協会 : 建築物に設ける排水の再利用システム その計画から運用まで 1984(昭和 59 年)6 月
- 34) 社団法人 日本住宅設備システム協会 : 配管システム合理化のための調査中水道配管の材質に関する調査研究報告書 第 15 年目 (最終) 1996(平成 8 年)3 月
- 35) 社団法人 空気調和衛生工学会 : 雑用水の用途拡大 (雑用水の処理装置設計小委員会報告書) 1997(平成 9 年)3 月
- 36) 日本水道協会編 : 上水試験法 1995 p212
- 37) 日本下水道協会編 : 下水道試験法 1997 p233

- 38)厚生労働省：建築物における衛生的環境の確保に関する法律
- 39) 高柳明美・宋 芳和・山本康次・大森英昭：浄化槽処理水の消毒に関する調査研究 生活排水、pp8～11 2002-1
- 40) 岡田 均・北角彰・高柳明美・山本康次：DPD 法における残留塩素測定時における偽似発色について、月刊浄化槽、No. 311 pp11～15 2002-3
- 41) Arnold E. Greenberg・Lenore S. Clesceri・Andrew D. Eaton：. :STANDARD METHODS 4500-C1 FACTS Method 18th Edition 1992
- 42)水道技術研究センター：管理内残留塩素濃度管理マニュアル pp62～67 1999
- 43) 笹野英雄：保健の科学, 飲料水の保存について 31(11) pp702～709, (1989)  
杏林書院
- 44) 北角彰他：ビルの環境衛生管理, 学校の長期休暇時における給水の残留塩素の消失について 12 pp40～45 (1981) ビル管理教育センター
- 45) 阿部芳久他：第 26 回建築物環境衛生管理全国大会抄録集, 貯水槽における飲料水の再消毒について pp36～37, (1999) ビル管理教育センター
- 46) 石塚雄三他：FRP 製高置水槽における残留塩素の挙動, 空気調和・衛生工学会学術講演会講演論文集 pp397～400, (1980) 空気調和・衛生工学会
- 47) 岡田誠之・金子岳夫：給水タンク内の構造等に起因した残留塩素の消失に関する研究、空気調和・衛生工学会論文集 No98 (2006) pp 29～35
- 48) 藤井利治・楠田哲也・工藤修一：集合住宅での下水再生水利用における残留塩素濃度の減少に関する研究 下水道協会誌 Vol138 No. 462 pp83～94 2001
- 49) 赤井仁志・岡田誠之・青沼徹：入浴行為による浴槽水の汚濁原単位及び消毒剤の減少に関する研究、空気調和・衛生工学会論文集, No114 (2006-) pp69～75
- 50) 赤井仁志・岡田誠之・前田信治・矢野弘・紀谷文樹：浴場施設におけるレジオネラ対策に関する研究(その 4) 入浴行為による水質の変化、空気調和・衛生工学会大会学術講演論文集, (2005-8) pp1565～1568

### 第3章 参考文献

- 1) 国土交通省水管理・国土保全局水資源部編：平成 26 年度版日本の水源(1995)
- 2) 武藤暢夫他：「中水道システムの開発とその採用」環境技術研究会 研究資料 N015(1977)
- 3) 建設省：下水処理水循環利用技術指針（案）昭和 56 年 7 月
- 4) 国土交通省大臣官房官庁営繕部設備・環境課監修 排水再利用・雨水利用システム計画基準・同解説 平成 16 年版
- 5) 国土交通省：下水処理水の再利用水質基準等マニュアル 平成 17 年 4 月
- 6) 武藤暢夫：雑用水道（中水道）の水質の設定をめぐって 環境技術 Vol6. 06. (1977) pp38～43
- 7) W. W. Eckenfelder・Jr D. J. O' Connor：廃水の生物学的処理 岩井重久訳 コロナ社 (1965)
- 8) 栗田工業(株)水処理薬品ハンドブック編集委員会編：水処理薬品ハンドブック (1982), 栗田工業(株)
- 9) 八巻信雄：水の環境概論 日本能率協会 (1974) 建築設備技術者テキスト
- 10) 佐伯嘉彦：雑用水供給の課題 工業用水 N0197(1975. 02) pp2～7
- 11) 小島貞男：スライムとその対策 工業用水 N0112(1968. 01) pp26-33
- 12) 鈴木静男：工業用水の微生物障害とその対策 工業用水 Vol67. 04. (1964) pp7～12
- 13) 加藤健司・鈴木静男：工業用水処理 内田老鶴圃新社 (1967)
- 14) 須藤隆一：廃水処理の生物学 産業廃水調査会(1977)
- 15) T. Fenchel、B. Hemmingsen 微生物生態学入門 手塚泰彦訳 講談社サイエンティフィック (1976)
- 16) 鈴木静男、辰野高司：冷却水の障害と処理 コロナ社 (1968)
- 17) William. G. Characklis[Attached Microbial Growth - I (Attachment and Growth) ]water Reserch Vol7.1 (1973)
- 18) 洞沢勇：「排水の物理化学的処理」産業用水調査会
- 19) 飯田卓史：水の自浄作用機構と藻類の役割 空気調和衛生工学会学術講演会論文集 (1978) pp181～184

## 第4章 参考文献

- 1) 今井正樹・岡田誠之・武藤暢夫：中水道施設におけるスライムの生成に関する実験的検討(第1報)水質とスライム生成について 空調調和衛生工学論文集 No67(1997-10)  
pp57～65
- 2) 土木学会編：土木工学ハンドブック 技報堂出版 1989年11月 pp.494
- 3) 日本道路協会：道路土工要綱 2009年7月
- 4) 岩井重久訳：排水の生物学的処理(1965)、コロナ社
- 5) 栗田工業水処理薬品ハンドブック編集委員会編：水処理薬品ハンドブック (1982)、栗田工業
- 6) 日本住宅設備システム協会：「建築物に設ける汚水循環利用のための処理装置等に関する研究」 (1977)
- 7) 日本住宅公団建築部技術開発管理室：住宅団地における中水道方式の開発研究その1 (昭和49年度技術開発研究) 1976 (昭和51年) 6月
- 8) 小島貞男：スライムとその対策 工業用水 N0112(1968.01) pp26-33
- 9) 鈴木静男：工業用水の微生物障害とその対策 工業用水 Vol67.04. (1964) pp7～12
- 10) 加藤健司・鈴木静男：工業用水処理 内田老鶴圃新社 1967
- 11) 須藤隆一：廃水処理の生物学 産業廃水調査会 1977
- 12) 杉戸大作：雑用水道の水質 空気調和衛生工学 VOL53 2 1979
- 13) 鈴木静男：工業用水の微生物障害とその対策 工業用水 67 7 1964
- 14) 鈴木静男、辰野高司：工業用水の微生物障害とその対策 工業用水 N067 7 1968
- 15) 武藤暢夫：排水処理実務マニュアル オーム社 1973
- 16) 長沢靖之：集合住宅の雑用水道 空気調和衛生工学 VOL53 2 1979
- 17) 武藤暢夫：雑用水道(中水道)の水質の設定をめぐって 環境技術 VOL6 6 1977
- 18) 武藤暢夫：排水処理実務マニュアル オーム社 1973

## 第5章 参考文献

- 1) <http://www.mhlw.go.jp/topic/bukyoku/kenkou/suidou/hourei/suidouhou/other/inryo.html>
- 2) 山田俊郎・秋葉道宏：最近の10年間の水を介した健康被害事例 JNat1. Inst. Public Health, 56 pp16~23 2007
- 3) 日本水道協会編：上水試験方法 p212 1995
- 4) 日本下水道協会編：下水試験方法 p233 1997
- 5) 厚生労働省：建築物における衛生的環境の確保に関する法律
- 6) 高柳明美・宋 芳和・山本康次・大森英昭：浄化槽処理水の消毒に関する調査研究 生活排水、pp 8~11 2002-1
- 7) 岡田 均・北角彰・高柳明美・山本康次：DPD 法における残留塩素測定時における偽似発色について、月刊浄化槽、No. 311 pp11~15 2002-3
- 8) Arnold E. Greenberg・Lenore S. Clesceri・Andrew D. Eaton：. : STANDARD METHODS 4500-C1 FACTS Method 18th Edition 1992
- 9) 水道技術研究センター：管理内残留塩素濃度管理マニュアル pp62~67 1999
- 10) 藤井利治・楠田哲也・工藤修一：集合住宅での下水再生水利用における残留塩素濃度の減少に関する研究 下水道協会誌 Vol. 38. No. 462 pp. 83~94 2001
- 11) John J. Vasconcelos・Lewis A. Rossman et al : Kinetics of Chlorine Decay` Reprinted from Journal AWWA Vol. 89 No. 7 1997 pp54~65 1997
- 12) 小越真佐司・有藤健一郎・鈴木譲：下水処理水再利用システムにおける残留塩素の原水予測 第34回日本水環境学会講演会 京都 p294 2000
- 10) 藤井利治、楠田哲也、工藤修一：集合住宅での下水再生水利用における残留塩素濃度の減少に関する研究 下水道協会誌 Vol. N0462 2001/4 pp83 ~95

## 第6章 参考文献

- 1) 山田俊郎・秋葉道宏：最近の10年間の水を介した健康被害事例 JNatl. Inst. Public Health, 56 pp16～23 2007
- 2) 東京都健康安全研究センター編 くらしの健康 (2004-9)
- 3) 水道法施行規則第17条及び建築物の衛生法施行規則第4条第1項1号
- 4) 公衆浴場法施工令及び施行規則 第68条 第5条
- 5) 遊泳プールの衛生基準について 健発第774号
- 6) 笹野英雄：保健の科学、飲料水の保存について 31(11) pp702～709 1989 杏林書院
- 7) 北角彰他：ビルの環境衛生管理 学校の長期休暇時における給水の残留塩素の消失について 12 pp40～45 1981 ビル管理教育センター
- 8) 阿部芳久他：第26回建築物環境衛生管理全国大会抄録集 貯水槽における飲料水の再消毒について pp36～37 1999 ビル管理教育センター
- 9) 石塚雄三他：FRP製高置水槽における残留塩素の挙動 空気調和衛生工学会学術講演会講演論文集 pp397～400 1980 空気調和衛生工学会
- 10) 赤井仁志・岡田誠之・青沼徹：入浴行為による浴槽水の汚濁原単位及び消毒剤の減少に関する研究 空気調和衛生工学会論文集 No. 114 pp69～75 2006
- 11) 岡田誠之・金子岳夫：給水タンク内の構造等に起因した残留塩素の消失に関する研究 空気調和衛生工学会論文集 No. 98 pp29～35 2006



## 謝辞

本論文の審査に当たり御教示、御指導を賜りました東北文化学園大学大学院・健康社会システム研究科教授 須藤諭先生に対して深く感謝の意を表します。さらに、本論文の細部にわたり適切な御助言ならびに御指摘を頂いた、同大学院教授山本和恵先生、同大学院兼任教員准教授八十川淳先生に深く感謝申し上げます。

特に、東北文化学園大学大学院の須藤諭教授には、論文博士の申請時から最後まで、一角ならぬ御尽力いただき、大変お世話になりました。本研究は、当初は関東学院大学大学院工学研究科の故武藤暢夫名誉教授のもとで始めたものであり、研究のスタートに当たり、多くのデータ、実験を遂行する上で、御指導、ご鞭撻を賜った。その後、東北文化学園大学教授の岡田誠之名誉教授に引き継いでいただき、長きに渡り、今回の学位論文の骨子となる論文の作成に当たり、かなりの部分を御指導いただき、心より感謝申し上げます。

さらに、岡田先生とご一緒に活躍されていた前田信治元助教および、福井啓太氏、久住知裕氏の協力、学会発表時のサポート等御尽力いただきました。また、関東学院大学卒業生須貝伸一郎氏、坪井新州氏、高橋一博氏、近藤信氏、東北文化学園大学卒業生中山幸一氏、中島春氏、研究生趙志氏には実験において協力を頂き感謝申し上げます。

多くの方々の支えがあり、ようやく、本論文は完成いたしました。

ありがとうございました。

2016年（平成28年）3月

今井 正樹