

吸着・凝集・膜分離を融合した次世代型ウイルス除去システムの開発

北海道大学 大学院工学研究院 白崎伸隆

1. はじめに

分子生物学的なウイルス検出法及び水中からのウイルス回収・濃縮法の発展に伴い、河川水、地下水、海水といった水環境における病原性ウイルスの実態調査が広く行われるようになり、水道水源と成り得る水環境中に水系感染症を引き起こす病原性ウイルスが存在していることは周知の事実となってきた。病原性ウイルスに汚染されたこれらの水を水道水源として取水する場合、仮に浄水処理が不十分であれば、水道水を媒体とした大規模な水系感染症が発生する可能性は十分に考えられる。実際に、水道水を媒体とした病原性ウイルスによる水系感染症の報告もなされている (Kukkula *et al.*, 1999)。また、近年の気候変動に伴う降雨を含む自然の水循環の局所的・時間的偏在の増大（集中豪雨の頻発や干ばつ地域の増加）から、水資源を質的・量的に安定して確保することが困難な状況となってきた。このような中で、健全な水循環を今後も持続していくためには、これまで使用されてこなかった低水質の環境水や排水をも水道水源として利用（再利用）する必要がある。このような原水は、病原性ウイルスによる汚染レベルも高い可能性があることから、深刻な汚染レベルにも柔軟に対応可能な高度且つ高効率な省エネルギー型のウイルス処理システムの確立が必要不可欠である。

以上のような背景のもと、本研究では、従来から広く用いられている急速砂ろ過処理に替わる次世代の浄水処理技術として注目を集めている膜ろ過処理に吸着・凝集を融合した次世代型のウイルス除去システムを開発することを目的とする。

2. 実験方法

2.1 使用したウイルスの培養，精製，定量法

本研究では、(独)製品評価技術基盤機構 (NITE) バイオテクノロジー分野 生物遺伝資源部門 (NBRC) から分譲された大腸菌ファージ Q β (NBRC 20012) を実験に使用した。レビウイルス科に属する大腸菌ファージ Q β は、直径約 25 nm の正 20 面体構造を有しており、一本鎖 RNA を遺伝子として持つ。この構造が A 型肝炎ウイルスやポリオウイルスと類似しているため、水系感染症を引き起こす病原性ウイルスの代替指標ウイルスとして広く用いられている。

Q β は、F 繊毛大腸菌 (NBRC 13965) を用いて 37°C のシェイキングバス内にて 22-24 時間振とう培養した後、2,000 \times g にて 10 分間遠心分離し、上清をメンブレンフィルター（膜孔径 0.45 μ m, 酢酸セルロース）にて滅菌ろ過することにより高濃度保存液を得た。得られた高濃度保存液中の有機物の持ち込みを低減させるため、実験に先立ち、遠心式フィルターユニット Amicon Ultra-15（分画分子量 100,000, 再生セルロース）を用いて、12 mL の高濃度保存液を 5,000 \times g にて 20 分間遠心濃縮し、得られた約 100 μ L の濃縮液に 12 mL の Milli-Q 水を加えることでバッファー置換した。

Q β の定量には、ブラック形成法及びリアルタイム定量 RT-PCR 法を用いた。なお、ブラック形成法は、Adams (1959) の方法に従って行った。一方、リアルタイム定量 RT-PCR 法は、Matsushita ら (2011) の方法に準拠した。

2.2 使用した活性炭とその分析方法

本研究では、市販されている4種類の粉末活性炭 (Normal-Powdered Activated Carbon : 通常炭) と、通常炭を粉砕することにより微粒度化した超微粒化活性炭 (Super-Powdered Activated Carbon : 微粉炭) を実験に使用した。使用した活性炭の材質及び粒径を表-1に示す。また、各活性炭の特性を詳細に把握するため、光散乱電気泳動法による電気移動度の測定、電子顕微鏡による表面構造観察、窒素吸着法による細孔分布の測定を実施した。

表-1. 使用した活性炭の材質及び粒径

活性炭	材質	50%粒径 (μm)	
		通常炭	微粉炭
A	木質	13.2	0.7
B	木質	4.5	0.8
C	木質	11.5	0.9
D	ヤシ殻	19.1	0.7

2.3 回分式活性炭吸着処理実験

本研究では、回分式活性炭吸着処理によるウイルスの処理性を評価した。精製した Qβ を 10^6 PFU/mL になるように添加したイオン調整水 (pH 6.8, アルカリ度 20 mg-CaCO₃/L) あるいは環境水 (北海道札幌市豊平川河川水, 札幌市水道局藻岩浄水場原水 : pH 7.5, DOC 1.3 mg/L, UV260 0.037 cm⁻¹, 濁度 2.6 NTU, アルカリ度 21.0 mg-CaCO₃/L) を原水とし, HCl あるいは NaOH にて pH を 6.8 に調整した後, 角型ビーカーに 500 mL 添加した。なお, 環境水は, 予めメンブレンフィルター (膜孔径 0.2 μm, PTFE) にて懸濁質を除去した後, Qβ を添加した。ここに, 通常炭あるいは微粉炭を 20 あるいは 50 mg/L になるように添加し, 攪拌翼を用いて G 値 200 s⁻¹ にて 8 時間攪拌した。経時的に試料を採水し, メンブレンフィルター (膜孔径 0.2 μm, PTFE) にて活性炭を除去した後, ろ過水中の Qβ 濃度をブラック形成法及びリアルタイム定量 RT-PCR 法にて定量することにより, Qβ の活性炭吸着処理性を評価した。

2.4 使用した凝集剤とその分析方法

本研究では, 我が国の浄水処理場で従来から広く用いられている硫酸バンド (Alum) 及びポリ塩化アルミニウム (PACI-B50s, PACI-B60s) に加え, 凝集剤の塩基度がウイルスの処理性に与える影響を評価するため, 塩化アルミニウム溶

表-2. 使用した凝集剤の組成

凝集剤	塩基度 (%)	Al ₂ O ₃ (%)	SO ₄ (%)	比重
AlCl ₃	0	-	0	-
Alum	0	8	23	1.3
PACI-B50s	50	10	3	1.2
PACI-B60s	60	10	3	1.2
PACI-B70s	70	10	2	1.2

液 (AlCl₃) 及び PACI の塩基度を高めた高塩基度 PACI (PACI-B70s) を実験に使用した。使用した凝集剤の組成を表-2に示す。また, 各凝集剤の特性を詳細に把握するため, フェロン法及び ESI-FT-MS 法によるアルミニウム形態の分析, コロイド滴定法による荷電中和力の測定を実施した。

2.5 回分式凝集沈澱処理実験

本研究では, 回分式凝集沈澱処理によるウイルスの処理性を評価した。精製した Qβ を 10^8 PFU/mL になるように添加した豊平川河川水 (pH 7.5, DOC 1.3 mg/L, UV260 0.037 cm⁻¹, 濁度 2.6 NTU, アルカリ

度 21.0 mg-CaCO₃/L) を原水とし、角型ビーカーに 1,000 mL 添加した。ここに、凝集剤を 1.89 mg-Al/L になるように添加し、直ちに HCl あるいは NaOH にて pH を 6, 7 あるいは 8 に調整した。これを、攪拌翼を用いて G 値 200 s⁻¹ にて 1 分間急速攪拌、20 s⁻¹ にて 10 分間緩速攪拌し、60 分間静置した。原水及び静置後の上澄水を採取し、それぞれの Qβ 濃度をブラック形成法及びリアルタイム定量 RT-PCR 法にて定量することにより、Qβ の凝集沈澱処理性を評価した。

2.6 凝集 MF 膜ろ過処理実験

本研究では、凝集処理と膜ろ過処理を融合した凝集 MF 膜ろ過処理を提案し、ウイルスの処理性を評価した。凝集 MF 膜ろ過処理の概略を図-1 に示す。Qβ を約 10⁸ PFU/mL になるように添加した豊平川河水 (pH 7.5, DOC 0.9 mg/L, UV260 0.031 cm⁻¹, 濁度 2.0 NTU, アルカリ度 14.5 mg-CaCO₃/L) を原水とし、定流量にて処理装置に導入した。ここに、膜ろ過水の pH を 7 あるいは 8 に調整するために、HCl あるいは NaOH を添加し、同様にスタティックミキサーにて攪拌した。この後、凝集剤を 1.08 あるいは 2.16 mg-Al/L になるように添加し、スタティックミキサーにてインライン攪拌を行った。これを、モノリス型セラミック MF 膜モジュール (公称孔径 0.1 μm, 有効膜面積 0.043 m²) に定流束 (2.0 m/day) にて通水し、デッドエンド方式でろ過した。経時的に試料を採水し、原水及び膜ろ過水中の Qβ 濃度をブラック形成法及びリアルタイム定量 RT-PCR 法にて定量することにより、Qβ の処理性を評価した。

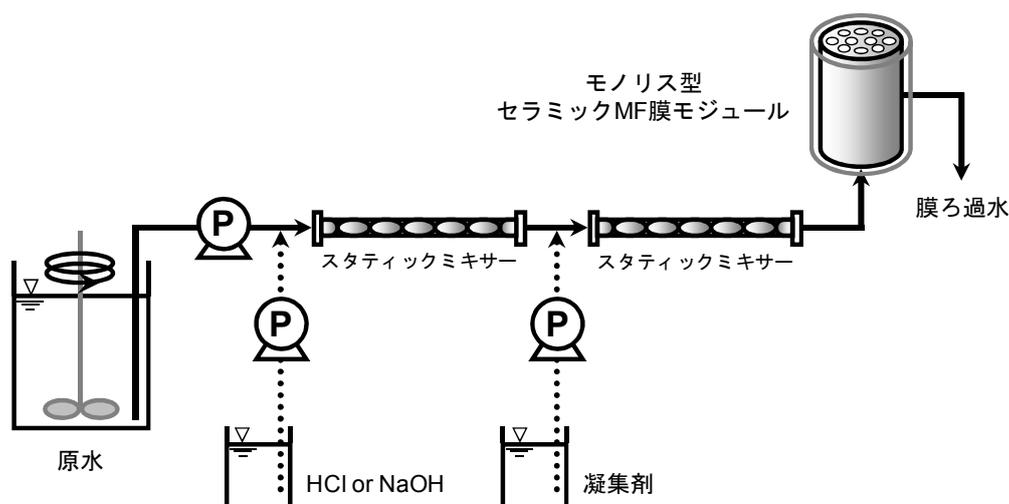


図-1. 凝集 MF 膜ろ過処理の概略図

3. 結果と考察

3.1 活性炭吸着処理によるウイルス除去

3.1.1 イオン調整水におけるウイルスの吸着処理性

活性炭の微粒度化がウイルスの吸着処理性に与える影響を評価するため、通常炭 (活性炭 A) とそれを微粒度化した微粉炭を用いた吸着処理におけるウイルスの除去率を比較した。結果を図-2 に示す。なお、図の縦軸は $\text{Log}[C_0/C]$ (C_0 : 原水のウイルス濃度, C : 処理水のウイルス濃度) にて表記し、ウイルス濃度はブラック形成法にて定量した。図より、活性炭を添加しない場合は、ウイルスの除去率は 0.6 log 以下となった。これに対し、通常炭を添加した場合は、8 時間の攪拌後には 1.4 log の除去率が得られた。

従って、活性炭の添加により、ウイルスを吸着除去できることが示された。加えて、微粉炭を用いた場合は、8時間の攪拌後には4 log以上の除去率が得られ、通常炭を用いた場合に比べて2 log以上高い除去率となった。以上の結果から、活性炭の微粒度化はウイルスの吸着処理性に影響し、微粒度化により活性炭の単位重量当たりの表面積を大きくすることでウイルスの吸着処理性を向上できる可能性が示唆された。

活性炭の材質がウイルスの吸着処理性に与える影響を評価するため、4種類の通常炭（活性炭A, B, C, D）とそれらを微粒度化した4種類の微粉炭を用いた吸着処理におけるウイルスの除去率を比較した。結果を図-3に示す。活性炭Aと比べ、活性炭C, Dを用いた場合は、通常炭、微粉炭共にウイルスをほ

とんど吸着除去できなかった。従って、活性炭の微粒度化により、ウイルスの吸着処理性が向上する活性炭と向上しない活性炭が存在することが明らかとなった。一方、活性炭Bを用いた場合は、通常炭、微粉炭共に約4 logの除去率が得られた。これは、活性炭Bの通常炭の粒径が他の活性炭の通常炭と比べて小さいことに起因する可能性が考えられた。また、活性炭A, B, Cは共に木質系の活性炭であるにも関わらず、ウイルスの除去率に大きな差が見られた。以上の結果から、活性炭の材質はウイルスの吸着処理性を決定づける主要因ではない可能性が示唆された。

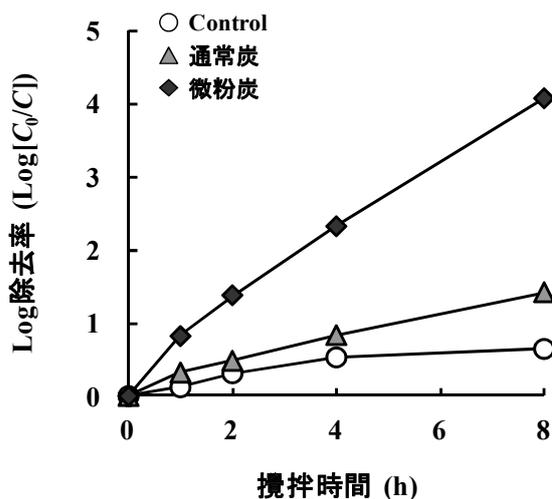


図-2. 活性炭の微粒度化がウイルスの吸着処理性に与える影響（原水：イオン調整水、添加濃度：20 mg/L）

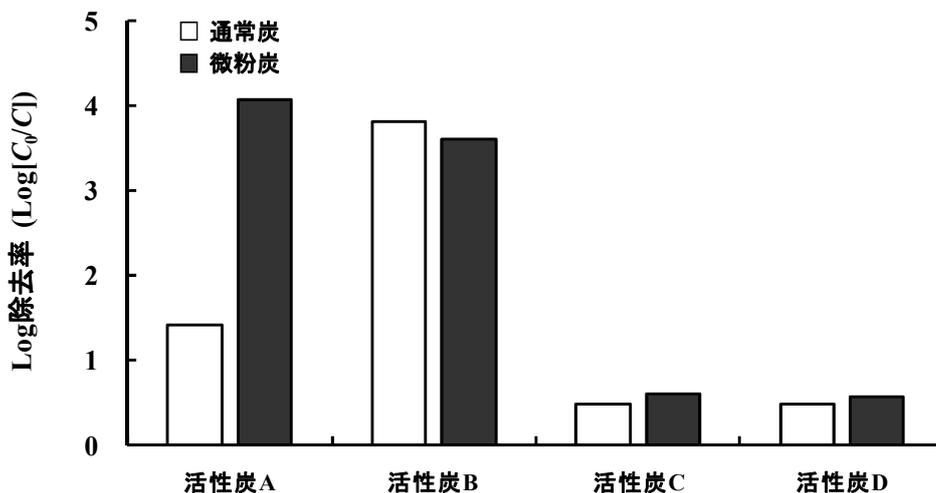


図-3. 活性炭の材質がウイルスの吸着処理性に与える影響（原水：イオン調整水、添加濃度：20 mg/L, 攪拌時間：8時間）

3.1.2 電気移動度測定, 電子顕微鏡観察, 細孔分布測定による活性炭の分析

ウイルスの吸着除去メカニズムについて議論するため, イオン調整水中における微粉炭の電気移動度を測定した. 結果を表-3 に示す. ウイルスを吸着除去できた微粉炭 A, B の電気移動度の絶対値は, ウイルスを吸着除去できなかった微粉炭 C, D の電気移動度の絶対値よりも小さかった. ウイルスを含むコロイド粒子の吸着機構においては, 粒子間の電氣的相互作用が大きく影響することが知られていることから (Redman *et al.*, 1997), 電気移動度の絶対値が小さい微粉炭の方が, ウイルスと微粉炭の間の電氣的反発力が小さく, 結果としてウイルスの吸着処理性が大きくなった可能性が考えられた. 加えて, 活性炭の種類によってウイルスの除去率に差が見られたことについて更に議論するため, 微粉炭の表面構造を電子顕微鏡により観察すると共に, 細孔分布を窒素吸着法により測定した. 結果を図-4 に示す. ウイルスを吸着除去できた微粉炭 A, B の表面には, 孔径 2-50 nm の比較的大きな細孔 (メソ細孔) が多数観察された. 一方, ウイルスを吸着除去できなかった微粉炭 C, D においては, 微粉炭 A, B で観察されたメソ細孔は観察されなかった. 細孔分布の結果においても, 微粉炭 A, B は, 微粉炭 C, D に比べ, メソ細孔領域において細孔容積を多く有していることが明らかとなり, 電子顕微鏡観察の結果と定性的に一致した. 本研究で用いたウイルスの粒径は約 25 nm であることから, 微粉炭 A, B に観察された活性炭粒子表面のメソ細孔にウイルスが捕捉され, 結果としてウイルスの吸着処理性が大きくなった可能性が考えられた. 以上の結果から, 活性炭粒子の表面構造及び細孔構造がウイルスの吸着処理性に影響することが示唆された.

表-3. 微粉炭の電気移動度

微粉炭	電気移動度 (($\mu\text{m/s}$)/(V/cm))
A	-2.3
B	-2.0
C	-2.7
D	-2.8

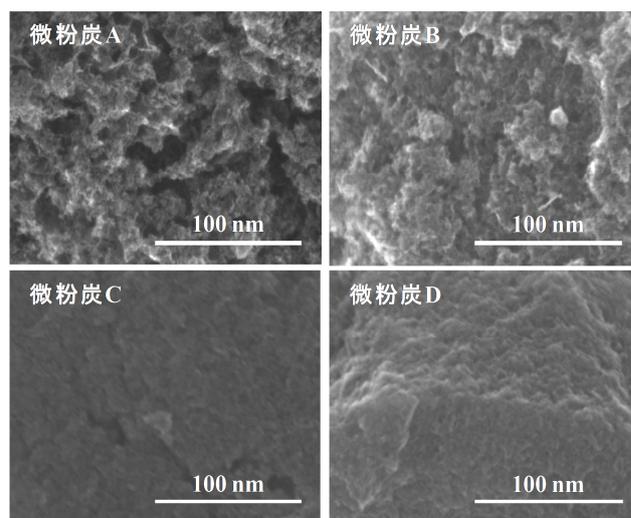


図-4. 微粉炭表面の電子顕微鏡画像

3.1.3 環境水におけるウイルスの吸着処理性

上述したように, 有機物を含まないイオン調整水においては, 活性炭 A は, 微粒度化によりウイルスの吸着処理性が大きく向上し, 8 時間の攪拌後には 4 log 以上の除去率が得られた. この結果を踏まえ, 有機物を含む環境水における活性炭 A の微粒度化がウイルスの吸着処理性に与える影響について評価した. 結果を図-5 に示す. 図より, 活性炭を添加しない場合及び通常炭を 20 mg/L 添加した場合は, ウイルスの除去率は 0.4 log 以下となった. また, 通常炭の添加濃度を 50 mg/L に上げた場合であっても, 0.8 log 以下の除去率に留まった. これに対し, 微粉炭を 20 mg/L 添加した場合は, 8 時間の攪拌後には

1.1 log の除去率が得られ、通常炭を 50 mg/L 添加した場合以上の除去率が得られた。加えて、微粉炭の添加濃度を 50 mg/L に上げた場合は、8 時間の攪拌後には 2.6 log の除去率が得られ、通常炭を用いた場合に比べて 2 log 程度高い除去率となった。以上の結果から、有機物を含む環境水においても、活性炭 A は、微粒度化によりウイルスの吸着処理性が大きく向上することが明らかとなり、また、微粉炭を用いることにより、通常炭を用いる場合に比べて活性炭添加量を削減できる可能性が示唆された。

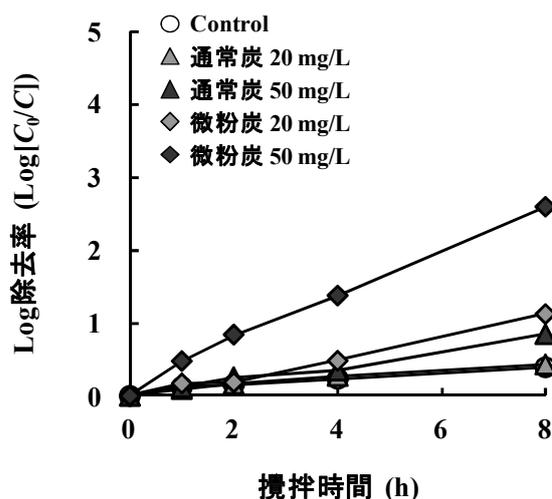


図-5. 活性炭の微粒度化がウイルスの吸着処理性に与える影響（原水:環境水,活性炭:A）

3.2 凝集沈澱処理によるウイルス除去

3.2.1 環境水におけるウイルスの凝集沈澱処理性

凝集剤の種類がウイルスの凝集沈澱処理性に与える影響を評価するため、5 種類のアルミニウム系凝集剤を用いた凝集沈澱処理（静置後）におけるウイルスの除去率を比較した。結果を図-6、図-7 に示す。なお、ウイルス濃度はブラック形成法にて定量した。図-6 より、凝集剤を添加しない場合は、いずれの pH 領域においてもウイルスは全く除去されなかった。これに対し、 $AlCl_3$ 及び Alum を用いた場合、pH 6 付近の弱酸性領域及び pH 7 付近の中性領域において約 2 log の除去率が得られた。これは、凝集剤の添加により、負に帯電したウイルス及び共存する懸濁質の表面電位が中和され、ウイルス間あるいはウイルス-懸濁質間の引力（ファンデルワールス力）が電氣的反発力に比べて大きくなったことにより、

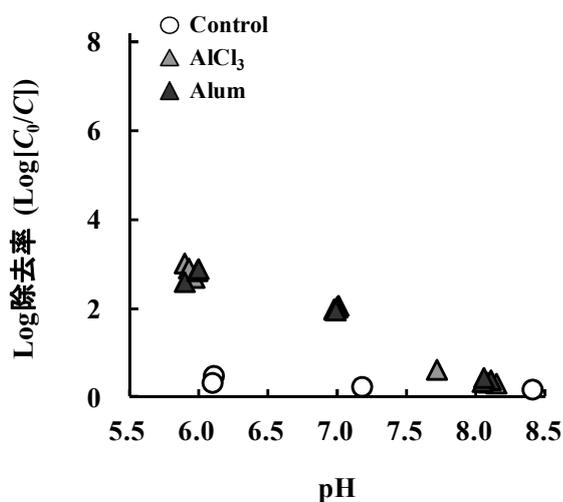


図-6. 凝集剤の種類がウイルスの凝集沈澱処理性に与える影響（原水:環境水,添加濃度:1.89 mg-Al/L）

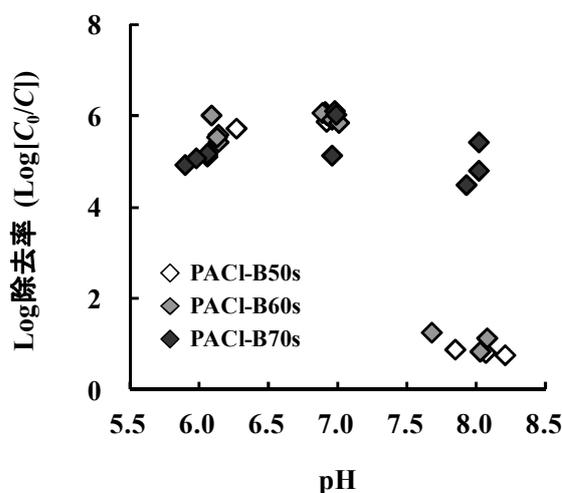


図-7. 凝集剤の種類がウイルスの凝集沈澱処理性に与える影響（原水:環境水,添加濃度:1.89 mg-Al/L）

自重沈降可能な大きさまで凝集粗大化し、静置により水相から沈澱除去されたためであると考えられた。また、従来 PACI である PACI-B50s 及び PACI-B60s を用いた場合には、弱酸性領域及び中性領域において 5-6 log の高い除去率が得られた (図-7)。従って、あらかじめアルミニウムが重縮合されている PACI の方が、 AlCl_3 及び Alum に比べてウイルス処理に有効であることが示された。これに対し、pH 8 付近の弱アルカリ性領域では、上述した 4 種類の凝集剤を用いた場合、弱酸性及び中性領域に比べてウイルスの除去率が著しく低下した。従って、従来のアルミニウム系凝集剤を用いた凝集沈澱処理においては、弱アルカリ性の pH 領域ではウイルスの除去がほとんど期待できないことが明らかとなった。一方、PACI の塩基度を高めた PACI-B70s を用いた場合、いずれの pH 領域においても、5-6 log の高い除去率が得られた。リアルタイム定量 RT-PCR 法にて評価した除去率についても、PACI-B70s を用いた場合、その他のアルミニウム系凝集剤を用いた場合に比べて高い除去率が得られた。以上の結果から、凝集剤の種類はウイルスの凝集沈澱処理性に影響し、PACI の塩基度を高めた高塩基度 PACI を用いることにより、弱酸性及び中性の pH 領域のみならず、弱アルカリ性の pH 領域においても、効果的にウイルスを除去できることが示された。

3.2.2 フェロン法, ESI-FT-MS 法, コロイド滴定法による凝集剤の分析

凝集剤の特性を詳細に把握するため、凝集剤中のアルミニウム形態をフェロン法及び ESI-FT-MS 法により分析した。結果を図-8, 図-9 に示す。図-8 より、ウイルスの処理性が高かった PACI-B70s は、その他のアルミニウム系凝集剤に比べて Al モノマーの存在割合が小さく、Al コロイドの存在割合が大きかった。また、PACI の塩基度を高めることにより、凝集剤中の Al モノマーの存在割合が減少し、Al コロイドの存在割合が増加した。従って、凝集剤の塩基度は、凝集剤中のアルミニウム種の形態存在割合に影響することが明らかとなった。また、ESI-FT-MS 法により得られた PACI-B50s 及び PACI-B70s のマススペクトルを比較したところ、いずれの凝集剤においても、アルミニウム単量体 ($m/z = 97$, $[\text{Al}(\text{OH})_2(\text{H}_2\text{O})_2]^+$) (Urabe *et al.*, 2007) のピークの相対強度が最も大きかった (図-9)。加えて、PACI-B70s においては、PACI-B50s には見られなかった $m/z = 436$, 445 等のピークが検出された。これらのピークは、アルミニウム 13 量体のフラグメントイオンであることが報告されていることから ($m/z = 436$, $[\text{Al}_{13}\text{O}_6(\text{OH})_{25}]^{2+}$, $m/z = 445$, $[\text{Al}_{13}\text{O}_5(\text{OH})_{27}]^{2+}$) (Stewart *et al.*, 2009), PACI-B70s にはアルミニウム 13 量体が含まれていることが明らかとなった。更に、コロイド滴定法により得られた各凝集剤のコロイド荷電量を比較したところ、PACI-B70s は、その他のアルミニウム系凝集剤に比べて最もコロイド荷電量が大きかった (表-4)。従って、凝集剤の塩基度を高めることにより、凝集剤中の Al コロイドの存在割合が増加し、結果として荷電中和力が増加したことによりウイルスの処理性が向上した可能性が示唆された。以上の結果から、凝集剤中のアルミニウム形態はウイルスの処理性に大きく影響し、アルミニウム

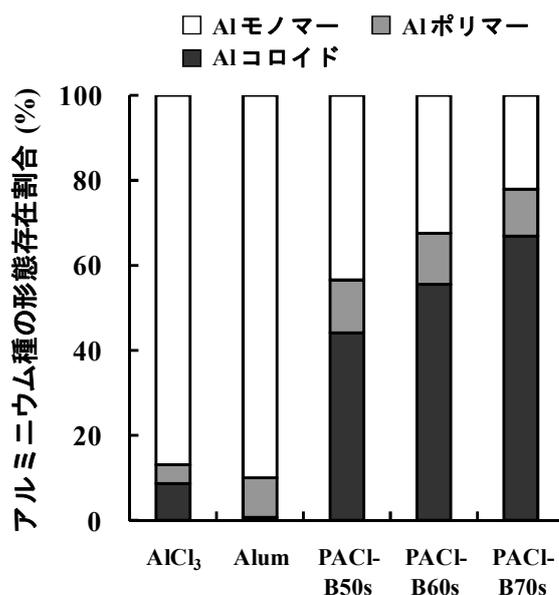


図-8. フェロン法により得られた各凝集剤中のアルミニウム種の形態存在割合

13 量体を含む凝集剤を凝集沈澱処理に用いることにより、弱酸性、中性、弱アルカリ性のいずれの pH 領域においても、従来のアルミニウム系凝集剤を用いた場合に比べて、ウイルスの除去率を向上できることが示された。

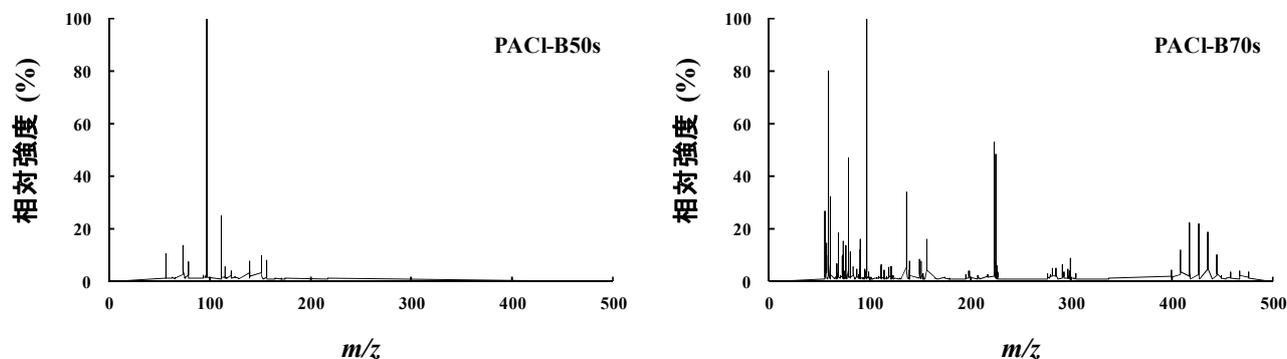


図-9. ESI-FT-MSにより得られた凝集剤のマスペクトル

表-4. 使用した凝集剤のコロイド荷電量

凝集剤	コロイド荷電量 (meq/mg-Al)
AlCl ₃	-0.001
Alum	0.000
PACI-B50s	0.008
PACI-B60s	0.012
PACI-B70s	0.013

3.3 高塩基度 PACI を組み合わせた凝集 MF 膜ろ過処理によるウイルス除去

上述した結果を踏まえ、ウイルス処理に最も効果的であった PACI-B70s を用いたインライン凝集処理と耐圧性・耐薬品性の点から注目を集めているモノリス型セラミック膜を用いた MF 膜ろ過処理を組み合わせた凝集 MF 膜ろ過処理を提案し、ウイルスの処理性を評価した。結果を図-10 に示す。図より、PACI-B70s を用いたインライン凝集処理と MF 膜ろ過処理を融合することにより、中性の pH 領域のみならず、弱アルカリ性の pH 領域においても、約 6 log の高い除去率が得られた。リアルタイム定量 RT-PCR 法にて評価した除去率についても、PACI-B70s を用いた場合、その他のアルミニウム系凝集剤を用いた場合に比べて高い除去率が得られた。また、AlCl₃ 及び Alum を用いた場合においても、中性領域においては、上述した凝集沈澱処理（図-6）に比べて除去率が大きく向上した。これは、沈澱処理では充分に分離できなかったウイルスを吸着/捕捉したアルミニウムフロックが、後段の MF 膜によって分離されたことによるものと考えられた。加えて、弱アルカリ性領域においては、AlCl₃、Alum、PACI-B50s の添加濃度を 2.16 mg/L に上げた場合であっても、1.0 log 以下の除去率に留まった。従って、PACI-B70s を用いることにより、従来のアルミニウム系凝集剤を用いる場合に比べて凝集剤添加量を削減できる可能性が示唆された。

我が国の水道水質基準には、微生物に関する項目として一般細菌、大腸菌が規定されているが、ウイルスに関する基準は現在のところない。一方、米国環境保護局（U.S.EPA）は、浄水処理（ろ過及び消毒）によって表流水、地下水の水系感染症を引き起こす腸管系ウイルスを 4 log 除去あるいは不活化することを要求している（U.S.EPA, 2001）。本研究で提案した PACI-B70s を用いたインライン凝集処理とモノリス型セラミック膜を用いた MF 膜ろ過処理を融合した凝集 MF 膜ろ過処理を用いた場合、弱アルカリ性の pH 領域においても、約 6 log の高いウイルスの除去率が得られたことから、凝集 MF 膜ろ過処理は、後段の消毒処理に頼ることなく 4 log の除去を容易に達成し得る能力を有していると考えられる。また、スタティックミキサーを用いたインライン凝集処理は、従来の攪拌機及び攪拌槽を用いた凝集処理に比べ、省エネルギー化・省スペース化が期待できることから、従来の凝集沈澱急速砂ろ過処理に比べ、ウイルスの高度且つ高効率な処理が期待できる。更には、溶解性有機物濃度の高い原水の処理においては、凝集 MF 膜ろ過処理の前段に微粉炭を添加することも可能であり、通常炭を用いた場合に比べ、溶解性有機物の効果的な処理のみならず、副次的な効果としてウイルスの処理性の更なる向上も期待できる。

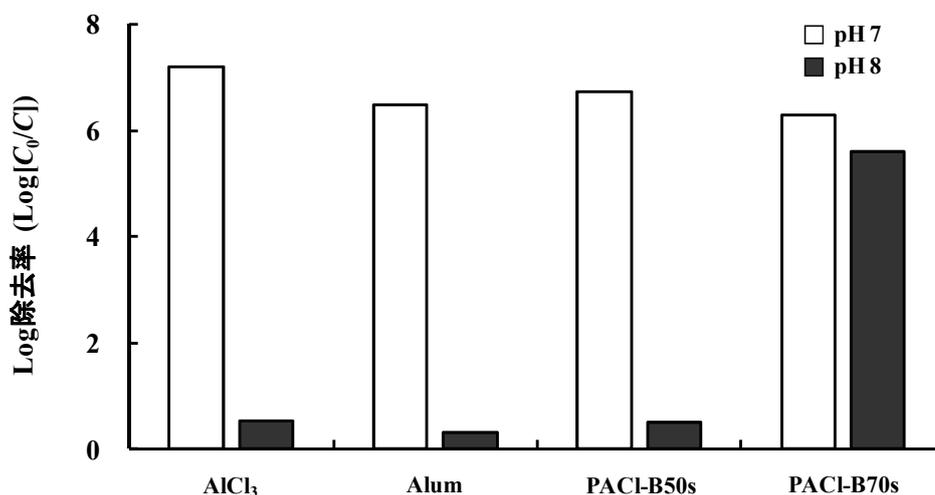


図-10. 凝集MF膜ろ過処理によるウイルスの処理性（原水：環境水，添加濃度：1.08 mg-Al/L）

水資源の安定的確保を目的とした水の再利用が注目を集める中、これまで下水処理を中心に議論されてきた病原性ウイルスの処理性が、浄水処理においても頻りに議論されるようになり、欧米諸国では、新規の浄水処理導入の際に、大腸菌ファージを用いた添加実験によるウイルスの処理性評価が行われるようになってきている。従って、今後益々病原性ウイルスの処理性が重要視され、効果的な処理方法の確立が求められると予想される。本研究で得られた結果から、インライン凝集 MF 膜ろ過処理は、その一役を担う効果的な処理方法の一つであると提言できる。

4. 結論

1. 活性炭の微粒度化により、活性炭の単位重量当たりの表面積を大きくすることでウイルスの吸着処

理性を向上できる可能性が示唆された。

2. PACl の塩基度を高めた高塩基度 PACl (PACl-B70s) を凝集沈澱処理に用いることにより、弱酸性及び中性の pH 領域のみならず、弱アルカリ性の pH 領域においても、効果的にウイルスを除去できることが示された。
3. PACl-B70s を用いたインライン凝集処理と耐圧性・耐薬品性の点から注目を集めているモノリス型セラミック膜を用いた MF 膜ろ過処理を組み合わせた凝集 MF 膜ろ過処理を提案した。
4. 凝集 MF 膜ろ過処理を用いた場合、中性の pH 領域のみならず、弱アルカリ性の pH 領域においても、約 6 log の高いウイルスの除去率が得られた。

参考文献

1. Adams M.H.: Bacteriophages, pp. 450-454, Interscience Publishers, New York, NY, USA, 1959.
2. Kukkula M., Maunula L., Silvennoinen E. and von Bonsdorff C.H.: Outbreak of viral gastroenteritis due to drinking water contaminated by Norwalk-like viruses, *Journal of Infectious Diseases*, Vol. 180, No. 6, pp. 1771-1776, 1999.
3. Matsushita T., Shirasaki N., Matsui Y. and Ohno K.: Virus inactivation during coagulation with aluminum coagulants, *Chemosphere*, Vol. 85, No. 4, pp. 571-576, 2011.
4. Redman J.A., Grant S.B. and Olson T.M.: Filtration of recombinant Norwalk virus particles and bacteriophage MS2 in quartz sand: importance of electrostatic interactions, *Environmental Science and Technology*, Vol. 31, No. 12, pp. 3378-3383, 1997.
5. Stewart T.A., Trudell D.E., Alam T.M., Ohlin C.A., Lawler C., Casey W.H., Jett S. and Nyman M.: Enhanced water purification: a single atom makes a difference, *Environmental Science and Technology*, Vol. 43, No. 14, pp. 5416-5422, 2009.
6. Urabe T., Tanaka M., Kumakura S. and Tsugoshi T.: Study on chemical speciation in aluminum chloride solution by ESI-Q-MS, *Journal of Mass Spectrometry*, Vol. 42, No. 5, pp. 591-597, 2007.
7. U.S. Environmental Protection Agency: National Primary Drinking Water Standards, EPA816-F-01-007, Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2001.

謝辞

本研究は、公益財団法人 JFE21 世紀財団 2011 年度技術研究助成により行われた。記して感謝の意を表す。