

ポリシリカ鉄凝集剤を用いた凝集沈澱-急速ろ過処理の特性

奥田 哲士*、Phengxay Deevanhxay**、長谷川 孝雄***、西嶋 渉*、岡田 光正**

* okudaenv@hiroshima-u.ac.jp、0824-24-6197 (Fax.-6195)

*広島大学中央廃液処理施設、〒739-8513 広島県東広島市鏡山 1-5-3

**広島大学大学院工学研究科、〒739-8527 広島県東広島市鏡山 1-4-1

***水道機工(株)、東京都世田谷区桜丘 5-48-16

要旨:

本研究では水道用湖沼原水を対象にした一年間のパイロットプラントを用いた実証試験で、ポリシリカ鉄凝集剤 (PSI) の凝集沈澱処理能力をポリ塩化アルミニウム (PAC) および塩化鉄と比較、評価した。PSI の濁度除去能は同じ鉄系凝集剤である塩化鉄と比べて水温の影響を受けにくく、水質変動に対しても PAC と同様に安定した処理能力を示した。PSI の藻類除去能は PAC、塩化鉄より高いと考えられた。これは PSI が鉄系凝集剤であることに起因していることと、重合ケイ酸の効果により低水温期でも塩化鉄のように処理能力が悪化することが無かったと考えられた。ろ過水の残留濁度および全藻類数は PSI、塩化鉄、PAC の 3 つの凝集剤による違いはほとんどなかったが、PSI を使用した場合にはアンスラサイト層で特異的な損失の増加が起こり、PAC や塩化鉄を使用した場合に比べてろ過塔の総損失水頭が高くなった。この損失の増加の原因としては、凝集沈澱処理水に残留した PSI 由来の溶存の重合ケイ酸が、アンスラサイト表面に吸着して蓄積することにより、アンスラサイト層の空隙を閉塞することが考えられた。

Abstract:

The objective of this study is to evaluate polysilicate-iron (PSI) coagulant in comparison with polyaluminum chloride (PAC) and ferric chloride coagulants on turbidity and algae removal. The evaluation was carried out using a pilot scale plant for a lake water in a year. Turbidity removal by PSI was not affected by water temperature, whereas that by ferric chloride deteriorated in winter. PSI showed higher removal efficiency for algae than PAC in all seasons and ferric chloride in winter. This higher removal efficiency by PSI might be explained by the fact that PSI was a ferric coagulant and contained polysilicate. The water quality of filtrated water with rapid filtration, was almost the same. The total head loss of rapid filtration in PSI was developed quicker than that in PAC and ferric chloride due to high head loss in the anthracite layer. The adsorption and accumulation of dissolved polysilicate remaining from the water coagulated by PSI onto the anthracite would cause the high head loss development.

キーワード: ポリシリカ鉄凝集剤 (PSI)、凝集沈澱、濁度、藻類、損失水頭

分類項目: ダム・貯水池・自然湖沼 (040106)、凝集理論 (050301)、凝集剤 (050305)、凝集・沈澱 (120702)

1. はじめに

我が国では浄水処理用の凝集剤として、ポリ塩化アルミニウム (PAC) や硫酸アルミニウム等のアルミニウム系凝集剤が使用されている。しかしながらこれら既存の凝集剤では、藻類の多量発生時には凝集不良によるかび臭、ろ過閉塞、着濁が起こる場合がある^{1,2)}と同時に、アルツハイマー病の原因の疑いがあるアルミニウムが処理水中に残留する可能性が指摘されている^{3~5)}。そのため、高い処理性能と安全性を併せ持つ凝集剤が待望されており、2002年に日本水道協会品質認証センターより水道用薬品として認証されたポリシリカ鉄凝集剤 (PSI) はその候補の一つとされている。

PSIは塩化鉄と凝集助剤として使用される重合ケイ酸をあらかじめ結合させた凝集剤である。PSIは水ガラスを酸性溶液に溶かすことによって重合ケイ酸を形成し、そこに塩化鉄を添加して作成される^{6,7)}。PSIの性質は塩基度、使用するケイ酸の種類、Si/Feの比率に強く依存するが⁷⁾、平均分子量は約 500,000 であると報告されている⁶⁾。PSIのフロックはPACのそれより大きく、沈降速度が大きいという特徴を持ち⁸⁾、キクロテラ等の培養藻類に対して、PACより高い除去能を持つことが示されている⁹⁾。しかし水質変化を伴う長期的な使用例が報告されておらず、実用化という面では十分な検証がなされていない。そこで本研究では、パイロットプラントにより水道用の湖沼原水を約 1 年間処理し、PACおよび塩化鉄との比較においてPSIの処理性能を評価した。

2. 実験方法

2.1 パイロットプラントの概要

本実験は富栄養化の進んだ水源池に設置したパイロットプラントを使用し、2000年5月から2001年7月にかけて行った。図1にパイロットプラントの概要を示し、構成の詳細を表1に示す。パイロットプラントは2系列で、急速攪拌槽、緩速攪拌槽、沈澱槽から構成される凝集沈澱工程と、急速ろ過工程から成る。凝集剤は急速攪拌槽に添加し、360 rpmで攪拌、滞留時間は約3分間とした。内山ら¹⁰⁾はジャーテストを用いて急速攪拌の強度(G値)がフロックの粒径等に影響する事を示しており、攪拌条件などが結果に影響する可能性はあるが、ここでは一般的な値としてこれらを用いた。pHは急速攪拌の直前に硫酸を用いて自動調整した。凝集pHは予備実験より得られた最適値(PSIおよび塩化鉄:5.5、PAC:6.0)とした。緩速攪拌槽では18 rpmで攪拌し、滞留時間は30分とした。沈澱槽には傾斜板を設置し、滞留時間は約90分間とした。凝集沈澱工程の処理能力は50 m³/dである。凝集沈澱後の処理水は貯留槽を経由し、ポンプによってろ過塔へ送った。急速ろ過の流速は200 m/dとした。ろ過塔はアンスラサイト層、ケイ砂層、砂利層から構成されている。ろ過塔には一定の深さ毎に、損失水頭を測定するためのマンメータを設置した。

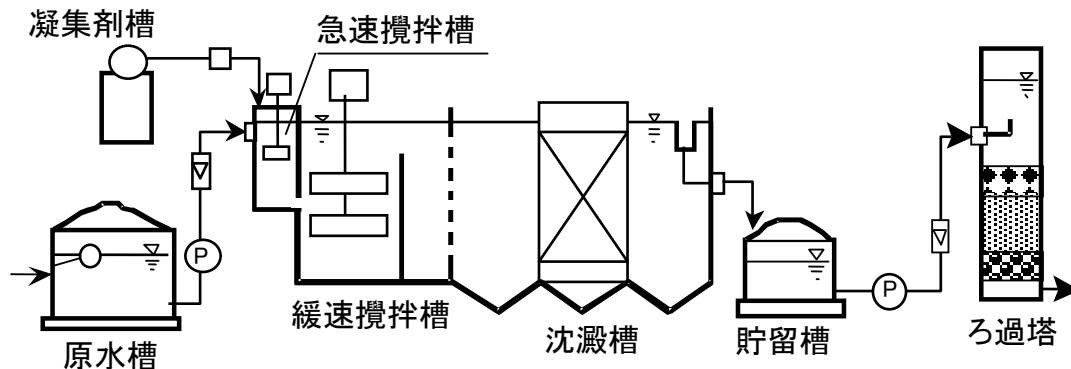


図1 プラントの概要図

表1 プラントの構成

凝集沈澱工程		急速攪拌槽	緩速攪拌槽	沈澱槽
	形状	円筒(下向流)	立方体(上向流)	立方体
	幅 [cm] (直径 [cm])	(30)	70	70
	攪拌速度 [rpm]	360	18	0
	滞留時間 [min]	3	30	90(傾斜板あり)

急速ろ過工程	形状	円筒(下向流)		
	直径 [cm]	20		
	全高 [cm]	400		
		アンスラサイト層	ケイ砂層	砂利層
	有効径 [mm]	0.82	0.60	10以上
	均等係数	1.4	1.4	-
	層厚 [cm]	20	60	20

2.2 凝集剤

本実験に使用した各凝集剤の濃度および性質を表2に示す。この研究ではFe:Siのモル比率が1:3で、鉄濃度7.33 g-Fe/lのPSIを使用した。PACはAl₂O₃の濃度が10%で、アルミニウム濃度62.5 g-Al/lの原液を2倍に希釈し、塩化鉄は原液の鉄濃度176 g-Fe/lを10倍に希釈して使用した。

各凝集剤の最適添加量は、次のように決定した。凝集剤添加量を4~7 mg-Metal/lの範囲で変化させ、約1時間後に緩速攪拌槽から内径10 cm、長さ1 mのシリンダーに採水した。シリンダー中で40分間静置沈降させた後、上澄み水の残留濁度を測定し、最も低い残留濁度を示した添加量を最適添加量とした。各凝集剤の最適添加量は、一年間を通じてPSIで5.5~6.7 mg-Fe/l、PACで5.6~6.2 mg-Al/l、塩化鉄で5.2~5.9 mg-Fe/lであった。

表 2 各凝集剤の濃度および性質

凝集剤の種類	原液濃度 (g-Metal/l)	添加液の濃度 (g-Metal/l)	最適添加量 (mg-Metal/l)	備考
PSI (ポリシリカ鉄凝集剤)	7.33	7.33	5.5~6.7	Fe:Si モル比=1:3
PAC (ポリ塩化アルミニウム)	62.5	31.2	5.6~6.2	Al ₂ O ₃ 濃度=10%
塩化鉄	176	17.6	5.2~5.9	FeCl ₃

2.3 運転方法

凝集剤の最適添加量を決定した後、2 日間の連続運転を行う実験を一つのバッチとした。バッチ実験ではパイロットプラントが 2 系列あることを利用し、PSIとPAC、あるいはPSIと塩化鉄を用いて同時に運転することによって、PSIと他の凝集剤の能力を比較した。これを月 1~4 回程度の頻度で行ったが、この水源池の貯水容量は約 264 万m³であるのに対して 1 日の取水量は最大でも約 3.5 万m³程度であるので、通常 1~2 週間程度では水質は大きく変化せず、PACと塩化鉄の比較もある程度は可能であると考えた。バッチ実験の期間中は、原水、凝集沈澱処理水、ろ過処理水の濁度や全藻類数を定期的に分析し、ろ過塔の各層の損失水頭も測定した。

バッチ実験終了後は、急速攪拌槽を原水と置換させるため 10 分ほど凝集剤なしで運転した後、通水を停止しそのままの状態でも保存した。次のバッチ実験開始前には各槽の下部より汚泥を引き抜き、二ヶ月に一度程度、全ての槽の水を抜いて壁や傾斜板を洗浄した。ろ過塔は 48 時間の各バッチ実験終了後に毎回、処理水を用いて逆洗した。

2.4 分析方法

濁度、全藻類数、溶存有機炭素(DOC)、総アルカリ度、pH値は上水試験法¹¹⁾に基づき分析した。濁度は積分球式の濁度計(東京光電株式会社:ANA-148)を用いて測定し、標準カオリン溶液を用いて検量した。藻類数の計算には落斜蛍光顕微鏡を使用し、種毎の計数も行った。クロロフィルaはアセトン抽出による吸光度法で測定した。処理水についてはろ過濃縮法に従い、1 l~4 lの処理水を 1.0 μmのフィルター(離合社:プランクトンネットHD1)でろ過して濃縮した後に全藻類数を計数した。pHはpHメータ(HORIBA:F-8)によって測定した。DOCはサンプルを孔径 1.0 μmのガラス繊維ろ紙(Watman:GF/B)でろ過した後、全有機炭素計(島津製作所:TOC-5000)を用いて測定した。総アルカリ度は電位差自動滴定装置(京都電子工業株式会社:AT-410)を用いてpHが 8.3 になるまでの硫酸の消費量から計算した。粒度分布は粒子個数を測定できる高感度濁度計(富士電機:ZYU)によって測定した。ケイ酸の濃度は高周波プラズマ発光分光分析装置(Nippon Jarrell-Ash; ICAP-575II)で測定した。

3. 実験結果および考察

3.1 原水の水質変動

原水の一年間の水質変動を図2に示す。夏期には水温は28℃に達し、冬期は4℃まで低下した。原水濁度は夏期に 26 度と比較的高かったが、冬期には 15 度以下になることが多かった。実験を行った期間中のpHは 7.4~7.8 であり、DOC濃度は 2.7~3.5 mg-C/l、総アルカリ度は 36~50 mg-CaCO₃/lで、それぞれ大きな変動は見られなかった。水源池に繁殖している主な藻類は*Cyclotella* spp.、*Melosira* spp.、*Synedra* spp.、*Nitzschia* spp.、*Scenedesmus* spp.であった。全藻類量は春に最も高い値を示したが、この時期は*Cyclotella* spp.が主藻類であり、冬期には*Melosira* spp.が最も多かった。クロロフィルaは期間中数回しか測定していないが、その値は 15(6 月)~150(2 月) μg/l程度であった。

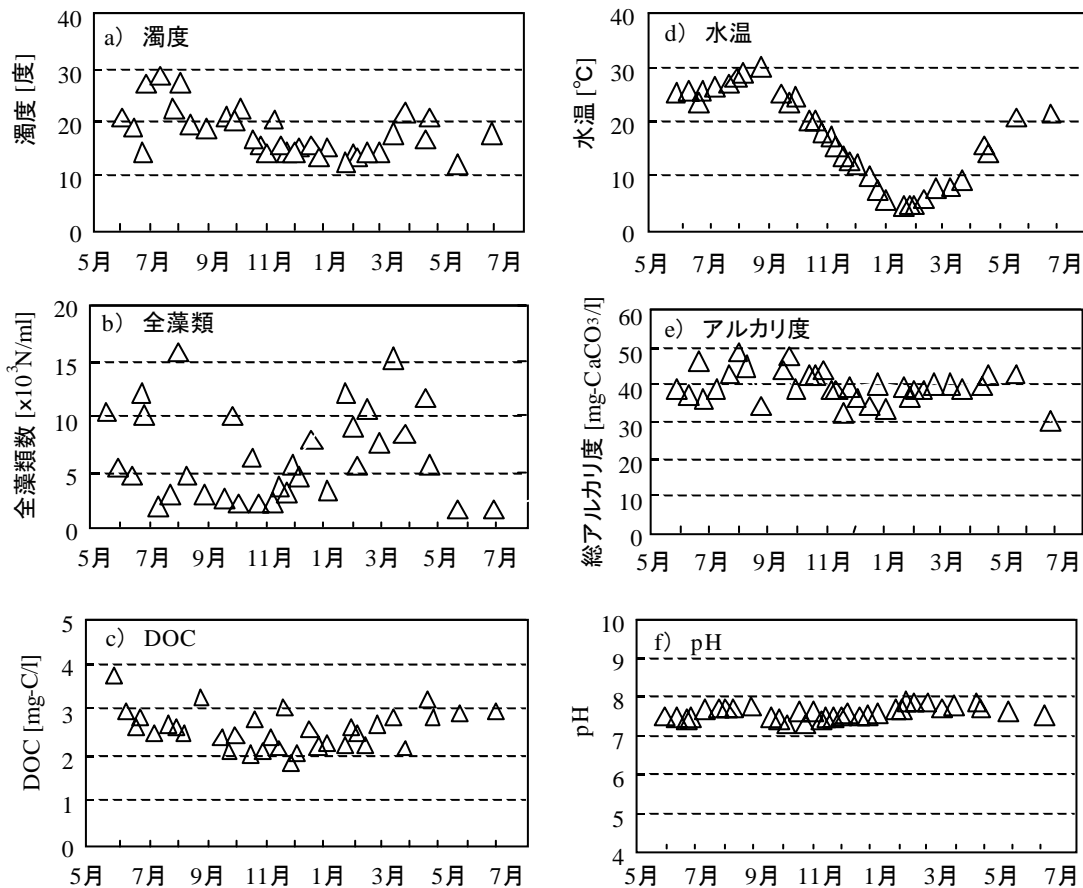


図2 各水質項目の季節変動

3.2 凝集沈澱処理水およびろ過水の残留濁度

図3には実験開始48時間後の凝集沈澱処理水の残留濁度を示す。実験開始24時間後および48時間後の凝集沈澱処理水の残留濁度を測定したが、通常24時間後と48時間後の値は1~2割程度の差があるだけで、傾向は同じであったので、ここでは後者のみを示した。原水水質の変動にも関わらず、PSIとPACを用いた場合(それぞれPSI系、PAC系と呼ぶ)の凝集沈澱処理水の残留濁度は安定しており、図のようにPSI系とPAC系の差は認められなかった。一方、塩化鉄を用いた場合(FC系と呼ぶ)は、5~9月の高水温期と水温が20°Cを下回った10~4月の低水温期では処理水の残留濁度に顕著な違いが表れた。5~9月のFC系の残留濁度は0.7~1.3度と同時期のPSI系、PAC系の濁度(それぞれ0.4~1.1度、0.9~1.3度)とほとんど同じであったが、10~4月には最大で2.0度に上昇した。実験開始24時間後の値と比較した場合もこれと同様の傾向で、FC系では最大で1.7度に上昇していた。この結果は、PSIが同じ鉄系凝集剤である塩化鉄に比べて水温の影響を受けにくく、水質変動に対しても安定した能力を示すことを示す。さらにPSIの処理能力と安定性はPACと比べて遜色ないことが示された。

FC系における低水温期の残留濁度上昇は、水温の低下による塩化鉄の加水分解反応速度の低下と、水の粘度の増加がもたらしたフロックの成長の阻害^{12~14)}によるフロックの沈降性の悪化が原因と考えられる。一方、PSI系では凝集剤自体が既に重合している上、ケイ酸の架橋作用によりフロックの成長が促進される。その結果、鉄系凝集剤でありながらPSIを用いた場合は、FC系で見られたような低水温の影響を受けにくかったと考えられる。

急速ろ過後の濁度は、どの凝集剤の場合でも24時間後(図4a)では0.1度付近であった。しかし、48時間後(図4b)ではPSI系およびFC系の残留濁度がそれぞれ0.00~0.30度と0.02~0.30度と大きな違いがなかったのに対して、PAC系では0.10~0.50度と両鉄系凝集剤と比べて若干高い残留濁度を示したが、大きな差は見られなかった。

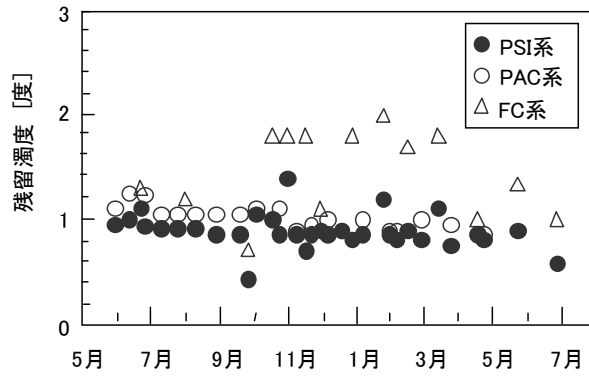


図3 48時間後の凝集沈澱処理水の残留濁度

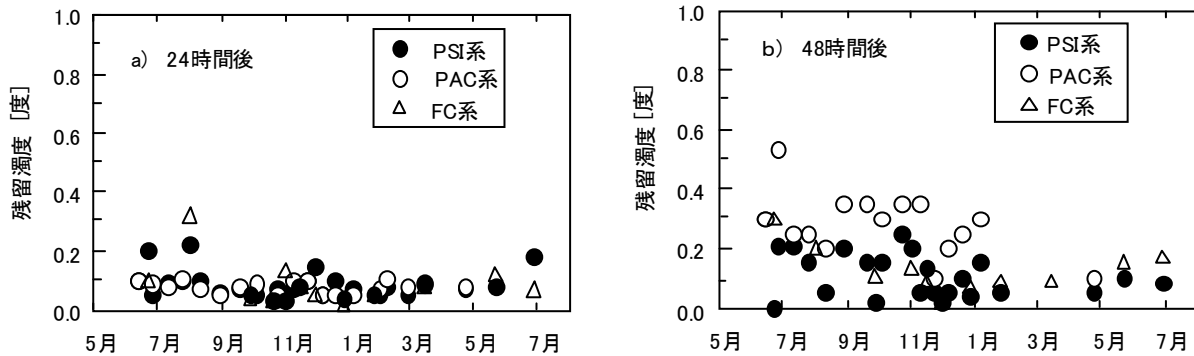


図4 ろ過水の残留濁度

3.3 凝集沈澱による藻類の除去

図5に48時間後の凝集沈澱処理水中の全藻類数の変化を示す。図2bに示したように、実験期間中の原水中の全藻類数は1,500~15,000 N/mlであったが、凝集沈澱処理水の全藻類数はどの凝集剤を使用しても200 N/ml以下であった。この結果をt検定で分析した結果を表3に示す。ここではPAC系とFC系について、PSI系の全データを用いて分散が等しくないと仮定した場合の検定結果と、両系についてそれぞれ同時に行ったPSI系のデータのみで平均の検定を行った結果を示す。有意差水準を5%とすると、PAC系ではPSI系の全データを対象とした場合も同時に行ったデータのみを対象とした場合でも、 $P < 0.05$ 、 $(t境界値) < |(t値)|$ となり、有意な差があると判断できた。その平均は96 N/mlとPSI系の実験期間全体の平均である43 N/mlに比べて倍以上高い値を示した。FC系ではPSI系の全データを対象とした場合には $P > 0.05$ 、 $(t境界値) > |(t値)|$ となり、有意差がないと判断された。しかし、FC系とPSI系を同時に行った時のみを対象とした場合は有意差があると判断され、FC系と同時に行った時のみのPSI系の平均値は31 N/mlで、FCの平均値63 N/mlとは倍程度の差があった。

傾向としては、水温が高い(13℃~28℃)5月から11月にかけてはPSI系における全藻類数は14~105 N/ml、FC系では9~42 N/mlであったが、水温の低下した12月以降においてPSI系の残留全藻類数に変化がなかったのに対して、FC系の残留全藻類数は明らかに増加した。これは先に示した凝集不良に伴う残留濁度の増加と同じ傾向である。細かく比較すると、FC系における残留全藻類数の増加開始時期は12月であり、残留濁度増加の開始時期である10月(図3)と一致しなかった。これは、残留全藻類数が低く残留濁度が高かった10月中旬~11月下旬には原水中の全藻類数が2,000~6,100 N/mlと比較的低かったためではないかと推察する。

一方、PAC系では残留全藻類数で見ると34 N/mlから200 N/mlまで大きく変動しており、PAC系の分散(表3)がPSI系の約4倍であることから明らかなように、藻類に関しては安定した除去能を示さなかった。PAC系では図3に示したように年間を通じて凝集沈澱処理水の濁度に変化は認められなかったことを考えると、凝集剤への影響ではなく対象物質の変化、例えば藻類の種などの変化によって除去能が異なると考えられた。よってPSIの場合は、PACのように藻類の種などの影響も受けにくく、塩化鉄のように温度の影響による凝集不良なども起こさず、安定した藻類の除去を示すことがわかった。

古市ら¹⁵⁾は、8ヶ月間の長期運転において、塩化鉄がPACより藻類に対する除去能が数%~10%高かったことを報告している。本研究ではPACと比べて、塩化鉄とPSIは藻類に対する高い除去能を示しており、この高い除

去能は鉄系凝集剤であることに起因していることが示唆された。また先に述べたように、PSIは低水温時でも安定した能力を示せたため塩化鉄より高い除去能を示したが、これは重合ケイ酸の効果であると考えられる。尚、ろ過水の残留全藻類数についてはPSI系が0.1~10 N/ml、FC系が0.2~5.0 N/ml、PAC系では0~10 N/mlで、凝集剤による違いはほとんどなかった。

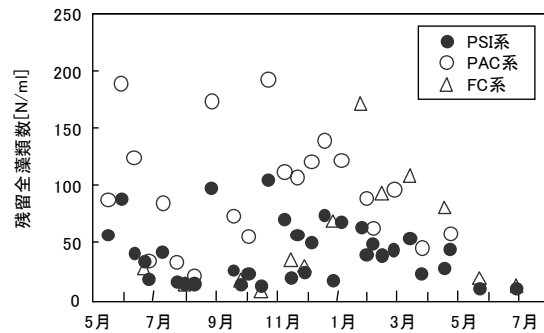


図5 48時間後の各系による凝集沈澱処理水の残留全藻類数

表3 48時間後の各系による凝集沈澱処理水の残留全藻類数についてのt検定結果

	平均 (N/ml)	分散	t 検定の対象	t 値	t 境界値 両側	P 値 (T<= t)
PSI 系 (全データ)	42.7	671.4	-	-	-	-
PAC 系	96.4	2471.4	PSI 系全データ	-4.58	2.05	0.00009413
			同時のみの比較	-7.88	2.09	0.00000015
FC 系	63.1	3463.1	PSI 系全データ	-1.21	2.14	0.24759001
			同時のみの比較	-2.82	2.18	0.01559544

3.4 ろ過塔の総損失水頭

図6に実験開始48時間後の急速ろ過工程における総損失水頭を示す。本ろ過塔では総損失水頭が210cmを超えるとオーバーフロー(図中の点線)する。PAC系は年間を通じて90~146cmであったのに対し、PSI系は一年を通じて、凝集沈澱処理水の残留濁度がPAC系と同程度であったにも関わらず、常に135cm以上を示し、しばしばオーバーフローした。図3で示したようにFC系では10月~5月の低水温時に凝集沈澱処理水の濁度がPSI系と比べて倍程度まで上昇した期間があるにもかかわらず、その期間を含め一年を通してFC系よりもPSI系の総損失水頭が高く、その差は24~111cmであった。以上の結果から、PSI系では総損失水頭がPAC系、FC系よりも高くなることが分かった。

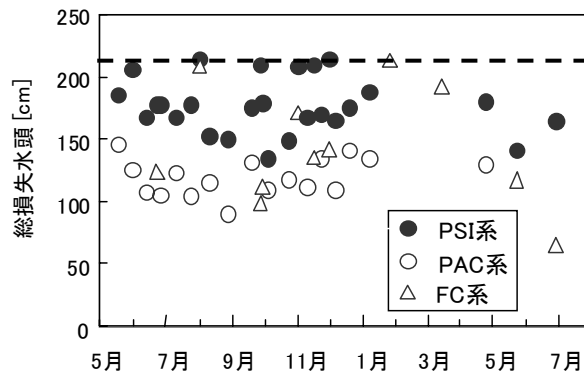


図6 48時間後の各系列の総損失水頭 (点線はオーバーフローする値)

PSI系の高い総損失水頭の原因を調べるため、ろ過層10 cm毎の損失水頭の分布を調べた。この実験は数回行ったが、全ての実験で同様な傾向を示したので、代表的な値として9月の実験結果を図7に示す。PSI系とPAC系については9月18日から同時に行った実験結果で、FC系については9月28日から開始したバッチ実験のデータを示している。両日の全藻類数には違いがあった(図1b)が、凝集後の処理水の水質は同程度(図3と図5)であり、両日で行ったPSI系の結果も同様な傾向であった。PAC系、FC系ではケイ砂層の上層部に損失水頭のピークが現れており、ろ層全体で残留粒子の捕捉が行われているのに対し、PSI系では上部のアンストラサイト層に損失が集中していた。この結果は、PSI系での総損失水頭の急速な増加の原因が、薄いアンストラサイト層での特異的な損失の増加であることを示す。

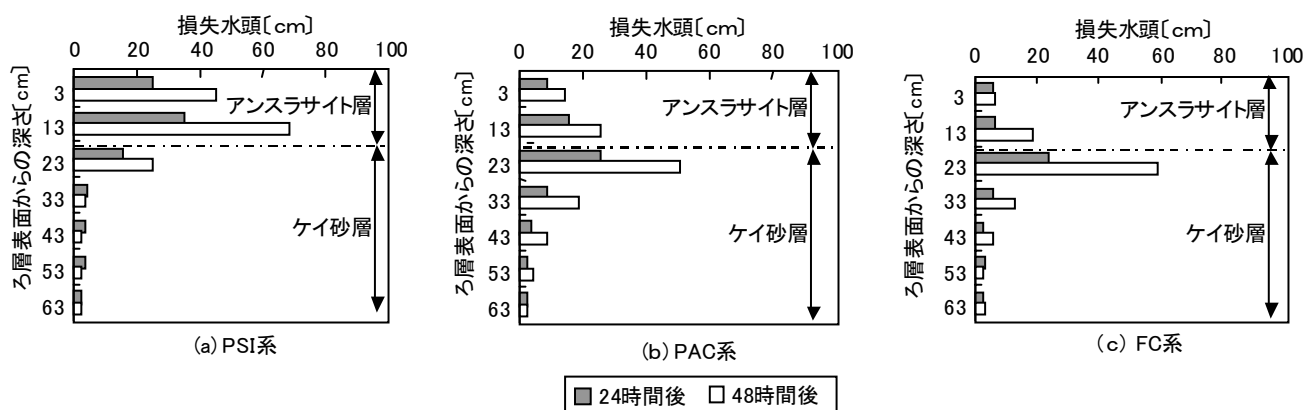


図7 ろ層深さ別の損失分布:(a)PSI系,(b)PAC系,(c)FC系

PSIの場合にアンストラサイト層での特異的な損失の増加の理由としては、まず凝集沈澱処理水中の残留物(フロックや粒子)が考えられる。その中で、上で述べたように、PSI系の凝集沈澱処理水の濁度が他の凝集剤を用いた系と同程度であったことから、残留物の量ではなくサイズの影響が考えられた。すなわち、大きな残留フロック・粒子が多いと、ろ層の空隙を閉塞しやすい可能性があった。そこで、凝集沈澱処理水中の残留物の粒径分布を測定し、結果を図8に示すが、各系列の間の差はほとんど見られなかった。従って残留物のサイズが、PSI系のアンストラサイト層での特異的な損失の増加の原因とは考えられなかった。

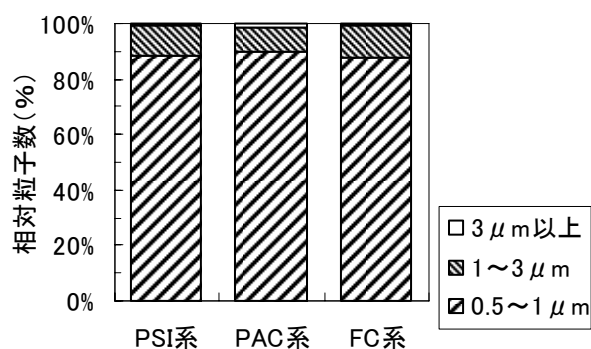


図8 各系列における凝集沈澱処理水中の残留物の粒径分布

他の理由としては、残留する凝集剤の影響が考えられる。海老江⁽¹⁶⁾らは平膜を用いてサンプルのろ過にかかる時間と蒸留水のろ過のそれを比較して吸引ろ過時間指標(STI)という値を算出し、凝集沈澱処理水のSTIと損失水頭の間には相関があることを示している。海老江らはさらに後続の研究⁽¹⁷⁾で、PSIを使用した場合の高いSTIには重合ケイ酸が影響することを示している。本研究ではさらに、その重合ケイ酸の影響について、残留フロックや残留粒子に付着した重合ケイ酸の影響なのか、溶液中に残留する溶存重合ケイ酸の影響なのかを調べるため、凝集沈澱処理水を遠心分離して残留フロックと粒子を除去した後の上澄水(濁度 0.01 度以下)について、同様の平膜を用いたろ過時間を測定した。海老江らが 0.45 μmのメンブレンフィルターを用いた 500 mlのろ過によってSTIを算出したのに対して、我々は 0.20 μmのメンブレンフィルターで 400 mlのろ過を行ったよう

に実験条件は異なるが、ろ過時間はPSI系ではPAC系の2.3倍であった。よって凝集沈殿処理水に残留するフロックや粒子に付着したのではなく、溶存の残留重合ケイ酸がPSI系の損失水頭の増加に影響している事がわかった。

さらにこの溶存の残留重合ケイ酸の寄与の機構としては、重合ケイ酸がアンスラサイトへ吸着して蓄積するといった直接的な影響、あるいは溶存の重合ケイ酸が水の粘度を上昇させるなどして起こる間接的な影響が考えられる。しかし後者の場合は、粒径がケイ砂より大きいアンスラサイト層で損失水頭が高いことを説明できない。よって、PSI系での総損失水頭の急速な上昇とアンスラサイト層での特異的な損失の増加は、残留した溶存の重合ケイ酸がアンスラサイト表面に吸着、蓄積した可能性が高いと考えられる。

ここで、PSI系の凝集沈殿処理水100mlに対し、種々の吸着対象を約20g添加させてガラス棒で穏やかに攪拌し、溶存ケイ酸の吸着量を調べる実験を行った。結果、10分間に溶存ケイ酸がアンスラサイト、ケイ砂、ガラスビーズにそれぞれ4.5、3.5、1.5 mg-Si/kg吸着した。よって、残留した溶存の重合ケイ酸の吸着は、種類によらずどのろ材に対しても起こることが確認でき、加えてアンスラサイトに比較的吸着しやすいことがわかった。

4. まとめ

本研究では実際の水道原水を対象に、2000年5月から2001年7月にかけてのパイロットプラントを用いた実証試験で、PACおよび塩化鉄との比較においてPSIの処理能力を評価し、以下のことが分かった。

- 1) 凝集沈殿による濁度除去に関しては、PSIは同じ鉄系凝集剤である塩化鉄と比べて水温の影響を受けにくく、水質変動に対してもPACと同様に安定した処理能力を示した。
- 2) PSIの藻類除去能はPACや塩化鉄より高いと考えられた。これはPSIが鉄系凝集剤であることに起因していることと、重合ケイ酸の効果により低水温期でも塩化鉄のように処理能力が悪化することが無かったためと考えられた。
- 3) ろ過水の残留濁度および全藻類数はPSI、塩化鉄、PACの3つの凝集剤の間でほとんど違いがなかった。
- 4) PSIを使用した場合にはアンスラサイト層で特異的な損失の増加が起り、PACや塩化鉄を使用した場合に比べてろ過塔の総損失水頭が高くなった。損失の増加の原因としては、凝集沈殿処理水に残留したPSI由来の溶存の重合ケイ酸が、アンスラサイト表面に吸着して蓄積することにより、空隙を閉塞することがわかった。

謝辞

本研究は水道機工(株)および呉市水道局との共同研究で行なわれた。呉市水道局の協力に感謝の意を表す。また、水道機工株の江原康浩氏、王建中氏、亀田修平氏、また実験を補助してくれた藤岡貴浩氏、Tchong Kong Ming氏、データ解析に助言を頂いた下ヶ橋雅樹博士に感謝する。

参考文献

- 1) 斎藤昭二、日露野昭好: 谷ヶ原浄水場における Synedra 属によるろ過閉塞の特徴、用水と廃水、第22巻、第3号、pp.43~48 (1980)
- 2) Dolejs P: Influence of algae and their exudates on removal of humic substances and optimal dose of coagulant, Water Science & Technology, Vol.27, No.11, pp.123~132 (1993)
- 3) Martyn C.N, Barker D.J.P, Osmond C: Geographical relation between Alzheimer's disease and aluminum in drinking water, Lancet, Vol.1, pp.59-62 (1989)
- 4) McLachlan D.R.C, Bergeron C, Smith J.E: Risk for neuropathologically confirmed Alzheimer's disease and residual aluminum in municipal drinking water employing weighted residential histories. Neurology, Vol.46, pp.401~405 (1996)
- 5) Virginie R, Daniel C, Helene J. G, Dartigues J.F: Relation between aluminum concentrations in drinking water and Alzheimer's disease: An 8-year follow-up study, American Journal of Epidemiology, Vol.152, pp.59~65 (2000)
- 6) Hasegawa T, Hashimoto K, Onitsuka T, Goto K, Tambo N: Characteristics of metal-polysilicate coagulants, Water Science & Technology, Vol.23, pp.1713~1722 (1991).
- 7) Dongseng wang, Hongxiao Tang: Modified inorganic polymer flocculant-PFSi: its preparation, characterization and coagulation behavior, Water Research, Vol.35, No.14, pp.3418~3428 (2001)
- 8) 長谷川孝雄、橋本克紘: 重合ケイ酸を主体とした無機高分子凝集剤とその凝集効果、第29回環境工学フォーラム、pp.34~36 (1992)
- 9) 横山 正一郎、長谷川 孝雄、鬼塚 卓也、江原 康浩: 重合ケイ酸・鉄(III)系凝集剤による藻類の凝集効果、

第 25 回水質汚濁学会講演集、pp.214～215 (1991)

- 10) 内山恵、大野浩一、亀井翼、真柄泰基：PSI を用いたフロキュレーター設計の基礎的研究、水道協会雑誌、第 72 巻、第 6 号、pp.2～11 (2003)
- 11) 上水試験方法、団法人日本水道協会 (2001)
- 12) Lim-Seok Kang, John L.Cleasby : Temperature effects on flocculation kinetics using Fe(III) coagulant, Journal of Environmental Engineering, December, pp.893～901 (1995)
- 13) Van der Woude J.H.A, de Bruyn,P.L: Formation of colloidal dispersions from supersaturated iron(III)nitrate solutions. part I : precipitation of amorphous iron hydroxide, Colloids and Surfaces, Vol.8, No.11, pp.55～78(1983)
- 14) Juli K. Morris, William R. Knocke : Temperature effects on the use of Metal-Ion coagulants for water treatment, J.AWWA, Vol.76, No.3, pp.74～79 (1984)
- 15) 古市光春、谷中正直、国包章一：福増浄水場における高効率浄水技術開発研究、第 52 回全国水道研究発表会、pp-118～119 (2001)
- 16) 海老江邦雄、東義洋、山本暁：凝集沈澱の処理性改善に関する基礎的研究、水道協会雑誌、第 71 巻、第 9 号、pp.11～21 (2002)
- 17) 海老江邦雄、東義洋：鉄系凝集剤による濁質処理の効率化に関する基礎的研究、水道協会雑誌、第 72 巻、第 7 号、pp.2～13 (2003)