

(43)

硫酸ばん土、PAC及び塩化第二鉄による 下水2次処理水の凝集直接ろ過

DUAL-MEDIA FILTRATION OF SECONDARY WASTEWATER EFFLUENT WITH COAGULATION BY ALUMINUM SULFATE, POLY ALUMINUM CHLORIDE AND FERRIC CHLORIDE

加爾肯 馬拉夫^{*}、穂積 準^{*}、吉田 英樹^{*}、吉田 智志^{*}、菅原 崇^{*}

Manav JARHEN, Hitoshi HOZUMI, Hideki YOSHIDA, Satoshi YOSHIDA, takashi SUGAWARA

ABSTRACT: Experimental studies were carried out to investigate and compare coagulation and filtration characteristics of secondary wastewater effluent with aluminum sulfate (alum), poly aluminum chloride (PAC) and ferric chloride.

Coagulation properties of secondary wastewater effluent, such as optimum coagulation pH, coagulation efficiency for turbidity and color and size distribution of floc particles, were almost the same when alum and PAC were used as coagulants. The optimum pH range for coagulation of turbidity and color with aluminum coagulants were 4.5~6.0, and with ferric chloride 3.5~4.5. Ferric iron coagulant had the same effects on coagulation of turbidity and floc formation as aluminum coagulants, but had higher effect on coagulation of color.

The over-all removal efficiency for turbidity as well as color and the run length of the filter were almost the same and decreased with an increase in filtration rate when aluminum coagulants were used. The other hand, the efficiency did not change with filtration rate and the decrease in filter run length with filtration rate was smaller when ferric iron coagulant was used. The efficiency for color removal was better and the filter run length was longer in filtration with coagulation by ferric iron coagulant than aluminum coagulants.

KEYWORDS: Aluminum and iron coagulants, Coagulation, Dual-media filtration, Turbidity and color removal, Filter run length.

1. はじめに

下水2次処理水の高度処理における急速ろ過はこれまで懸濁物質と懸濁物質に起因するBODなどの除去を主たる目的としてきた。そのための急速ろ過法の研究が実験室や実施設においてなされ、その成果は設計資料として集大成されている¹⁾。しかしながら、修景・親水用水などにみられるように最近の下水2次処理水の再利用は用途、規模とも拡大しつつある。そのような状況を背景として浮遊物質だけでなく、色度などの溶解性成分についても水質の基準化が企てられている²⁾。ろ過によって色度などの溶解性成分を除去するためには凝集によるそれらの成分の粗大化が不可欠であることから、筆者らは浮遊物質と溶解性物質の同時除去を目的として、半円筒状の人工ろ材と砂からなる2層凝集直接ろ過について検討を加えてきた。既報では^{3,4)}一般に用いられている硫酸アルミニウムを凝集剤とした場合の下水2次処理水の凝集特性と上記の2層凝集直接ろ過のろ過特性について検討結果を報告した。本研究では、硫酸アルミニウムと、河川水などの凝集において硫酸アルミニウムより効果が高いと一般に言われているポリ塩化アルミニウム (PAC)、及び溶解性成分の凝集に効果的とされる塩化第二鉄を凝集剤として用いた場合の下水2次処理水の凝集性状について比較し、また、これら凝集剤による2層直接ろ過のろ過特性の相違について検討を加えた。

2. 実験装置と方法

2.1 凝集実験

実験は通常のジャーテストによった。M市某下水処理場の活性汚泥法2次処理水に所定の注入率 (Al^{3+} もしくは

^{*}室蘭工業大学、建設システム工学科

Department of Civil Engineering and Architecture, Muroran Institute of Technology

Fe^{3+} として2～10 mg/ℓ)となるように凝集剤を添加し、HClまたはNaOH溶液を用いてpHを所定値(3～7)に調整し、120rpmの急速攪拌を5分間、50rpmの緩速攪拌を30分間行い、30分間静置後の上澄水を採取し、濁度と色度を測定した。また、30分間緩速攪拌後の混和水を12、8、5、3、1、0.45 μmのメンブランフィルターで順次ろ過し、ろ液の濁度と色度を測定し、濁度フロックと色度フロックの粒度分布を求めた。なお、色度フロックの測定にあたっては、測定に際しての懸濁粒子の妨害を除くとともに、未凝集の色度成分と未沈殿もしくは未ろ過の懸濁化した色度成分を合せた残留濁度を求めるため、測定対象水のpHを10に調整して懸濁化した色度成分を溶解し、さらに残余の懸濁粒子を0.45 μmのメンブランフィルターでろ過した後、残留色度を測定した。

2.2 凝集直接ろ過実験

実験装置は図1に示すようで、ろ過装置本体は二つからなり、ろ過筒の直径はいずれも8cmである。砂は粒径0.59～0.71mmのものを、粗大ろ材は内径2mm、外径4mm、長さ6mmのビニルチューブを半円筒状に切断したものを用いた。砂層厚はいずれも60cm、粗大ろ材層厚は90cmである。また、砂層と粗大ろ材層の初期空隙率はそれぞれ45%、47%である。原水として上記の2次処理水を用い、凝集剤として硫酸アルミニウム、PAC及び塩化第二鉄、pH調整剤として塩酸を用いた。凝集剤注入率は Al^{3+} 、 Fe^{3+} として4mg/ℓの一定値とし、凝集pHはそれぞれの最適pHに調整し、硫酸アルミニウムとPACの場合は5.5～6.0、塩化第二鉄の場合は4.0～4.5に設定した。実験手順は次のようである。一定流量の原水を混和槽に送り、凝集操作を施した後、ろ過速度を調整しつつろ過筒へ流入させる。次いで、2時間間隔で粗大ろ材層流入、流出水及び砂層流出水を採取し、濁度、色度、リンを測定するとともに損失水頭を1時間毎にマンノメーターで測定する。実験は全損失水頭が3mに達した時点で終了するものとした。実験終了後は既報^{5) 6)}と同じ方法で水道水を用いてろ層を洗浄し、再び実験を行う。

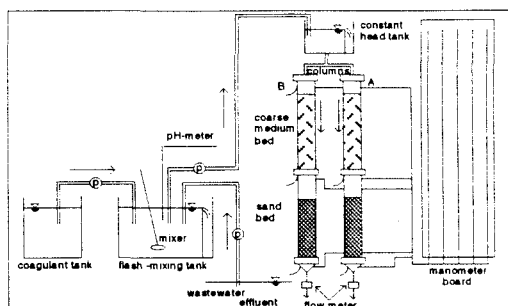


Fig.1 Experimental Apparatus

3. 実験結果及び考察

3.1 硫酸アルミニウム、PAC及び塩化第二鉄による

下水2次処理水の凝集

図2は同一日に採取した濁度13.7mg/ℓ、色度34.8mg/ℓの下水2次処理水を原水として硫酸アルミニウム、PAC及び塩化第二鉄を Al^{3+} 、 Fe^{3+} として同一量4mg/ℓ注入した場合のpH変化に伴う濁度、色度残留率の変化を示したものである。なお、採取した下水2次処理水はその日のうちに実験に供した。硫酸アルミニウムとPACではpH変化に伴う色度残留率の変化はほぼ同じで、また、濁度残留率は低pH域ではPACの方が硫酸アルミニウムより低い値を示すが、pH4.5以上ではほぼ同じとなっている。この場合、濁度、色度成分の最適凝集pH域は両凝集剤で異ならず、4.5～6である。塩化第二鉄を用いた場合も濁度と色度の最適凝集pH域はほぼ同じであるが、pH3.5～4.5と、アルミ系凝集剤の場合より1程度低pH側に移行している。

図3は最適凝集pH(硫酸アルミニウムとPAC:pH5.5、塩化第二鉄:pH4.5)における各凝集剤の注入率に伴う濁度と色度の残留率の変化を示したものである。この場合も注入率に伴う濁度、色度残留率の変化曲線はいずれも硫酸アルミニウムとPACではほぼ一致し、両凝集剤の凝集能力の差異は認められない。一方、塩化

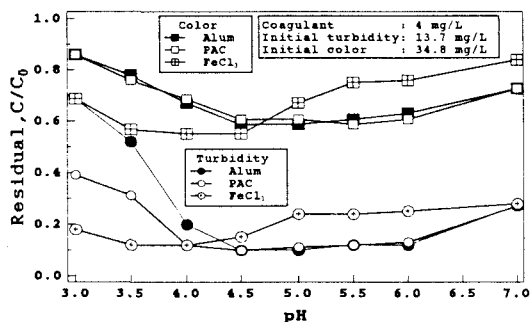


Fig.2 Effect of pH on turbidity and color settling

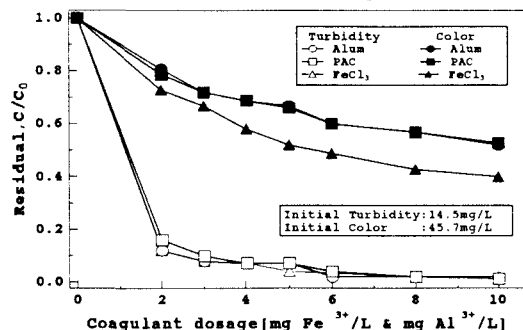


Fig.3 Effect of coagulant dosage on the removal of the wastewater content

第二鉄を用いた場合には、濁度残留率の変化曲線はアルミ系凝集剤の場合とほぼ同じとなるが、注入率に伴う色度残留率の変化は大きく、注入率 4 mg/l 以上ではアルミ系凝集剤の場合よりも10%程度小さくなっている。図3の結果から、高注入率下では濁度はいずれの凝集剤でも95%以上、色度はアルミ系凝集剤では50%程度、塩化第二鉄では60%程度凝集可能であると判断される。

図4、5は同一原水にそれぞれ硫酸アルミニウム、PAC及び塩化第二鉄を上記と同一量 4 mg/l 注入した場合の濁度フロックと色度フロックの粒度分布を比較したものである。ここで、色度フロックの粒度分布は未凝集の溶解性成分、つまり $0.45 \mu\text{m}$ のフィルターを通過した成分を除き、 $0.45 \mu\text{m}$ 以上の粒子を凝集成分とみなし、これを100%として求めたものである。硫酸アルミニウムとPACによる生成フロックの粒度分布は濁度、色度いずれもほとんど同じで同一の曲線で表わされる。なお、低凝集剤注入率 $2 \text{ mgAl}^{3+}/\text{l}$ では生成フロックの粒度分布は若干相違するが、これについては後述する。一方、塩化第二鉄では濁度フロックの粒度分布において $12 \mu\text{m}$ 以上の粒子の存在割合がアルミ系凝集剤の場合に比して小さい結果となっているが、概略アルミ系凝集剤の場合と同じ粒度分布とみなしうる。この場合の色度フロックでは $8 \mu\text{m}$ 以上の粒子の存在割合は若干大きい、濁度フロックの場合と同様にアルミ系凝集剤とほぼ同じ粒度分布となっている。

図6は硫酸アルミニウムを $2 \text{ mgAl}^{3+}/\text{l}$ 及び $4 \text{ mgAl}^{3+}/\text{l}$ 注入した場合の濁度、色度フロックの粒度分布を比較したものである。注入率 $2 \text{ mgAl}^{3+}/\text{l}$ では $5 \mu\text{m}$ 以下の濁度フロックは存在していないが、色度フロックは $5 \mu\text{m}$ 以下のものが若干存在している。つまり、 $5 \mu\text{m}$ 以下のフロックは色度成分の単独フロックであることを示している。注入率 $4 \text{ mgAl}^{3+}/\text{l}$ では濁度フロックと色度フロックの粒度分布はほぼ同じとなっている。他の凝集剤の場合も同様の結果を示している。したがって、凝集剤注入率が高くなるにつれて、色度成分の単独フロックは減少し、生成フロックはほとんど全て濁度と色度成分が一体化したフロックになっているものと判断される。

以上の結果から、下水2次処理水の濁度、色度の最適凝集pH域、凝集率、生成フロックの粒度分布は硫酸アルミニウムとPACではほぼ同じで、塩化第二鉄はアルミ系凝集剤より色度成分に対する凝集効果が高いものと考えられる。

河川水などの凝集に対してはPACは凝集剤として硫酸アルミニウムより優れているとされているが、下水2次処理水に対して必ずしも当てはまらない結果が得られた。これは次のようなことによるものと考えられる。泥炭地帯の河川水を除く、通常の河川水では濁度と色度成分が共存することは少なく、共存したとしても色度成分の濃度が相対的に小さい場合が多い。このような河川水で濁度が $10 \sim 20 \text{ mg/l}$ のときには所要凝集剤注入率は $0.5 \sim 1 \text{ mgAl}^{3+}/\text{l}$ で、硫酸アルミニウムに比してPACは凝集pH域が広く、同一注入率下では濁度凝集率は高く、また、同一の凝集率を得るには要する注入率は低いと言われている⁷⁾。しかしながら、本実験の下水2次処理水のように色度成分と濁度成分が共存する場合には高注入率を要し、pH4.5~6の範囲で形成される、荷電中和能力の高い正

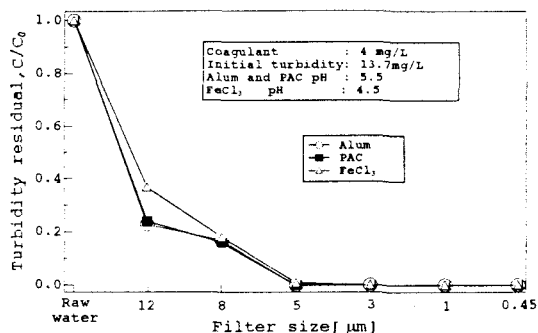


Fig.4 Turbidity size distribution

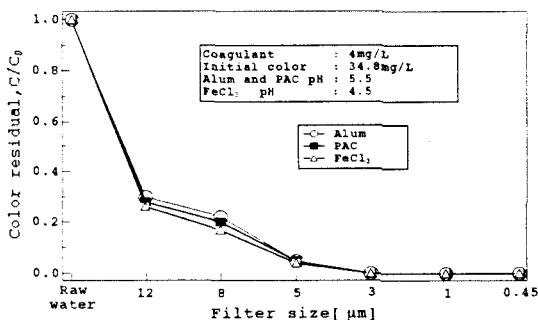


Fig.5 Color size distribution

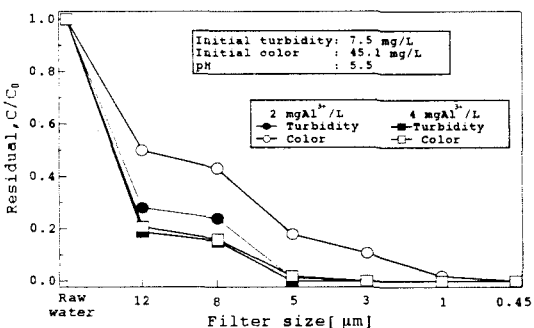


Fig.6 Turbidity and color size distribution

荷電の溶解性水酸化アルミニウム重合物種（多核錯体）と負荷電の色度成分がまず反応してアルミニウムと色度成分との結合重合物（多核混合錯体）が生成されるとともに、結合重合物同士の集塊不溶化が進行する。次いで、この不溶化した結合重合物が濁度成分に対して凝集剤として機能して架橋作用を発揮し、濁度成分の集塊粗大化が持たせられる^{8,9)}。このため、濁度と色度の最適凝集pH域は一致し、また、濁度と色度成分が一体化したフロックが生成され、濁度フロックと色度フロックの粒度分布は同じとなる。色度成分の濃度が比較的低い場合であってもその粒子個数濃度はいちじるしく高く、多数の色度成分がアルミニウム重合物の表面を覆う形となり、この結合重合物の凝集能は色度成分が存在しないときのアルミニウムのみの重合物のそれと異なり、主として色度成分による表面被覆状態によって支配される。その結果、添加凝集剤の形態によらずアルミ系凝集剤の凝集特性はほぼ同じになるものと考えられる。凝集剤注入率が低い場合には色度成分による表面被覆率は極めて高くなり、アルミニウムと色度成分との結合重合物表面の負荷電が高くなり、これに伴って結合重合物相互間の反発力が強まり、その集塊粗大化が妨げられる。その程度はアルミニウムを重合化した高分子量のPACより硫酸アルミニウムでいちじるしく、低凝集剤注入率下ではPACの方が高い凝集効果を発揮するものと考えられる。図7の凝集剤注入率 $2\text{ mg Al}^{3+}/\ell$ における色度フロックの粒度分布は一般的に言われているこの関係を示している。鉄系の凝集剤の場合もアルミ系凝集剤と同様であると考えられるが、図3に示すように若干異なる結果が得られた。これは次のようなことによるものと考えられる。色度成分（フミン酸類）は金属イオン、中でも特に鉄とは錯体を形成しやすいとされている¹⁰⁾。第二鉄の場合にはpH 3付近で大部分が溶解性重合物種（多核錯体）となり、凝集に有効な荷電中和能力の最も高い正荷電の重合物種の生成pHはアルミニウムより1程度低pH側の4付近にある¹¹⁾。また、pHが低くなる程、色度成分の表面負荷電はその絶対値が小さくなる^{11, 12)}。その結果、第二鉄重合物種（多核錯体）と反応する色度成分量はpH 4付近で最大となり、その反応量はpH 5～5.5におけるアルミニウム重合物種との反応量を上回るものと考えられる。色度成分含有量が異なるものの、両結合重合物の表面荷電は生成pHの差異によりそれ程大きく相違せず、その不溶化重合物の濁度成分に対する架橋能力もそれ程大きく相違しないものと推察される。そのため、アルミ系凝集剤と塩化第二鉄を用いた場合、濁度成分の凝集では差異を生ぜず、色度成分の凝集では差異を生ずることになる。

3.2 ろ過水水質と損失水頭の経時変化

図8(a)、(b)～図10(a)、(b)はそれぞれ凝集剤として硫酸アルミニウム、PAC及び塩化第二鉄を Al^{3+} 、 Fe^{3+} として $4\text{ mg}/\ell$ 添加した場合の砂粒径 $0.59\sim 0.71\text{ mm}$ 、ろ過速度 $120\text{ m}/\text{d}$ における粗大ろ材層（CM）への流入濁度、粗大ろ材層からの流出濁度、砂層（SB）からの流出濁度及び粗大ろ材層と砂層表面から種々の深さまでの砂層（z）で生じた損失水頭の経時変化を示したものである。また、図11はろ過水濁度の経時変化から求めた粗大ろ材層と砂層における濁質抑留量の経時変化

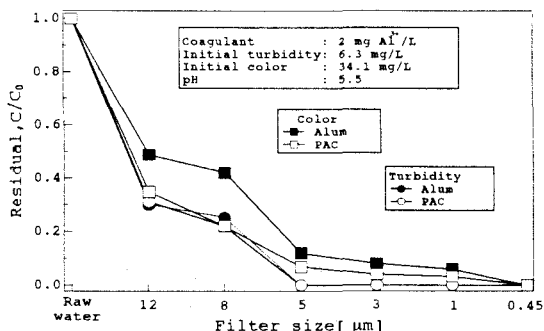


Fig.7 Turbidity and color size distribution

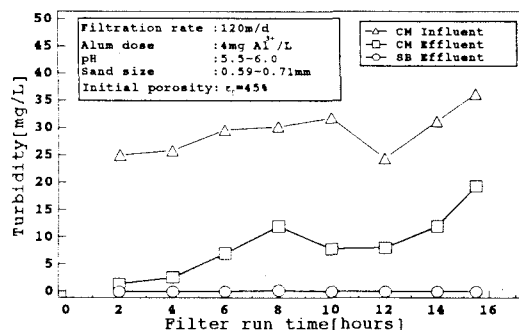


Fig.8(a) Variation of turbidity during the filtration

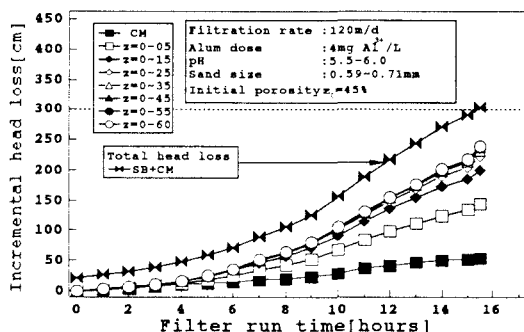


Fig.8(b) Variation of incremental head loss during the filtration

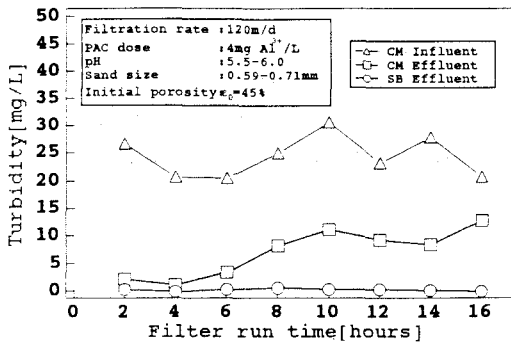


Fig.9(a) Variation of turbidity during the filtration

を示したものである。下水2次処理水そのものの濁度は10~25mg/ℓで、ろ過池への流入濁度は凝集操作の影響を受けて18~36mg/ℓと高くなるが、ろ過継続期間を通して2層ろ過における砂層からの流出濁度はいずれの凝集剤の場合も0.1~0.6mg/ℓで、安定したろ過水が得られている。硫酸アルミニウムとPACを用いた場合には粗大ろ材層からの流出濁度の経時変化は類似した傾向を示し、ろ過継続5~6時間までは5mg/ℓ以下であるが、ろ過の進行とともに増大し、ろ過終期では15~20mg/ℓに達している。一方、塩化第二鉄を用いた場合には粗大ろ材層からの流出濁度はろ過継続18時間程度までは5mg/ℓ以下の安定した値を示し、それ以降の時間では次第に増加するが、粗大ろ材層における濁質抑留量はアルミ系凝集剤の場合に比して多い。その結果、塩化第二鉄では砂層における濁質抑留量はろ過継続10時間以降ではアルミ系凝集剤を用いた場合の1/4~1/5程度となる。アルミ系と鉄系凝集剤を用いた場合の生成フロックの粒度分布がほぼ同じであるにも拘わらず、図11に示すように粗大ろ材層における濁質抑留量が相違する。これは次のようなことによるものと考えられる。既報⁹⁾に示したように、粗大ろ材層における濁質抑留機構は沈殿が主機構で、これにさえぎりの効果が加わったものであると考えられる。一般に、鉄系フロックはアルミ系フロックよりも重くて沈降性が良いと言われており¹³⁾、粒径が同じであっても粗大ろ材層における鉄系フロックの抑留量は大きくなる。また、ろ材と鉄系、アルミ系フロックとの付着力、ろ層におけるフロックレーションの相違も濁質抑留量に影響するものと考えられるが、これについては今後検討することとしたい。このような濁質抑留量の経時変化に対応して硫酸アルミニウムとPACを用いた場合の損失水頭の経時変化はほぼ同じとなり、ろ過継続15~16時間で損失水頭は3mに達する。塩化第二鉄を用いた場合には粗大ろ材層における濁質抑留量が大きいにもかかわらず、その損失水頭の伸び率はアルミ系凝集剤を用い

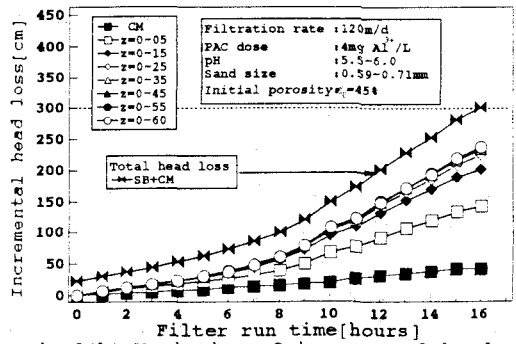


Fig.9(b) Variation of incremental head loss during the filtration

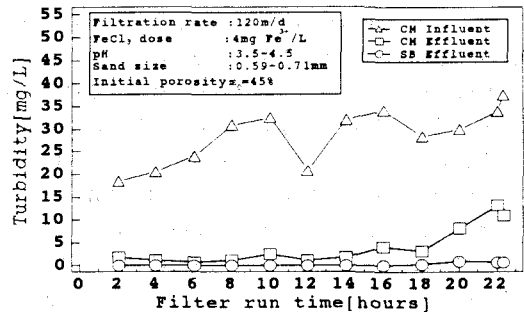


Fig.10(a) Variation of turbidity during the filtration

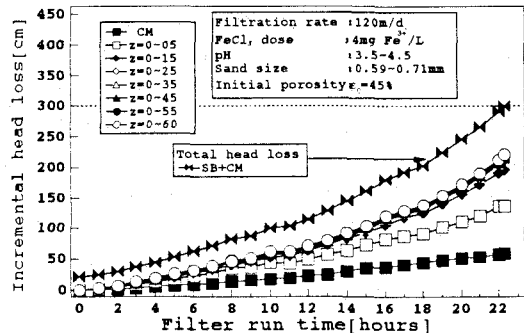


Fig.10(b) Variation of incremental head loss during the filtration

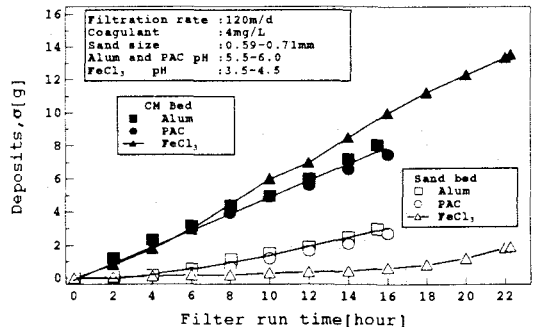


Fig.11 Variation of deposits during the filtration

た場合より小さく、また、砂層における損失水頭の経時変化は流入濁度が低いので当然のことながら緩やかになり、損失水頭3m達するろ過継続時間は22時間程度となっている。損失水頭からみた砂層における濁質の抑留深さ^{5,6)}はアルミ系凝集剤ではほぼ同じで、ろ過開始後4時間では表面から5cmの層、4～7時間では表面から15cmの層、7～16時間では表面から35cmの層に及んでいる。一方、塩化第二鉄ではろ過開始後4時間では表面から5cmの層、4～9時間では表面から15cmの層、9～22時間では表面から25cmの層に達している。これは、塩化第二鉄では流入濁度が小さく、砂層単位深さ当たりの抑留量が小さいので、上部ろ層においてより均等なろ過が進行することによるものである。

3.3 ろ過の平均除去率

図12は許容損失水頭3mに達するまでのろ過継続期間に渡る粗大ろ材層、砂層及び2層ろ過全体における濁度の平均除去率とろ過速度の関係を凝集剤別に示したものである。硫酸アルミニウムとPACでは2層ろ過全体の平均濁度除去率はろ過速度の増大とともにほぼ同じ程度低下し、ろ過速度360m/dの場合では120m/dの場合より15%程度低下している。一方、塩化第二鉄では2層ろ過全体の平均濁度除去率はろ過速度によってそれほど大きく変化せずほぼ一定で95%以上である。また、ろ過速度120m/dの場合、平均濁度除去率は凝集剤の種類によってそれほど大きく変化せずほぼ一定である。粗大ろ材層における平均濁度除去率はアルミ系凝集剤では塩化第二鉄よりも低い、120m/dの場合にはその分砂層で粗大ろ材層からの漏出濁度を捕捉する結果、砂層の濁度除去率は高くなり、ろ過全体としての平均除去率は塩化第二鉄の場合と同じになる。ろ過速度が大きい場合には、アルミ系凝集剤では粗大ろ材層の平均濁度除去率の低下がいちじるしく、砂層への流入濁度が高くなり、砂層における濁質抑留量が増大する。これに付随して砂層空隙の閉塞が進行し、砂層内の水流の実流速が増大し、抑留濁質表面に作用するせん断力が大きくなる結果、付着抑留しえずにろ過水中に流出する濁質成分が増大し、2層ろ過の平均濁度除去率が低下する。塩化第二鉄の場合には粗大ろ材層における濁度除去率が高く、また、ろ過速度の増大に伴う粗大ろ材層の濁度除去率の低下が小さいため、漏出フロークは砂層で十分抑留保持され、2層ろ過の平均除去率はろ過速度によってはそれ程変わらない。

図13、14はそれぞれ色度とリン酸の2層ろ過全体の平均除去率とろ過速度の関係を凝集剤別に示したものである。各凝集剤におけるろ過速度の増大に伴う色度の平均除去率の変化傾向は濁度の場合と同じであるが、その低下率は平均除去率そのものが低いので濁度の場合より小さい。リン酸の平均除去率は塩化第二鉄の場合もアルミ系凝集剤の場合と同じ変化を示しているが、既報^{5,6)}と同じく各ろ過実験において2～3回程度しかリン酸の測定を行っていないので正確なものではない。ろ過速度120m/dの場合は平均除去率はアルミ系凝集剤では色度で50%程度、リン酸で95%程度で、塩化第二鉄では色度60

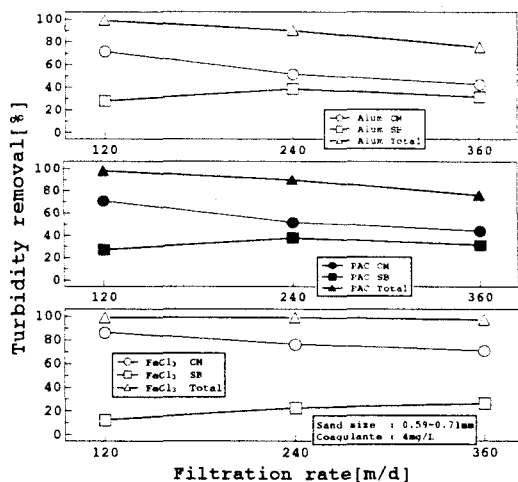


Fig.12 Effect of filtration rate on turbidity removal

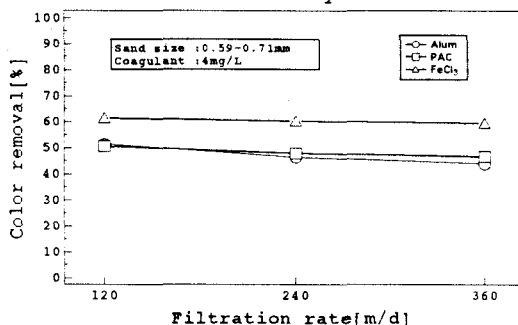


Fig.13 Effect of filtration rate on removal of color

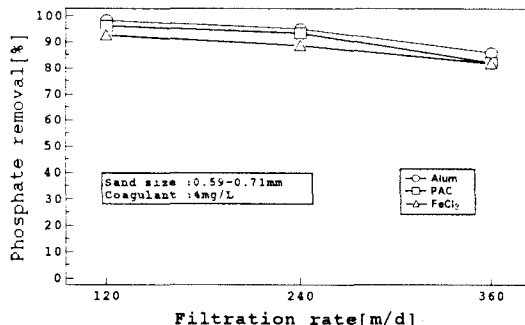


Fig.14 Effect of filtration rate on removal of phosphate

%程度、リン酸95%程度である。ろ過速度360m／dの場合には、平均除去率はろ過速度120m／dの場合より色度では5％程度、リン酸では15％程度小さくなっている。なお、既報^{3,4)}に示したように砂層の初期空隙率が37％、41％と低い場合には各水質の平均除去率はろ過速度によらずほぼ一定である。

3.4 ろ過継続時間

一般に、下水2次処理水の急速ろ過における許容損失水頭は浮遊物質の漏出、ろ過の効率性、ろ過池の建設費などの点から3m前後が適当であるとされている¹⁾。そこで、許容損失水頭の限界値を3mとして、許容損失水頭に達するまでのろ過継続時間 T_A を求めた。また、許容ろ過水濁度を親水用水として再利用する場合の暫定基準²⁾である5mg/lとして、この場合のろ過継続時間 T_B を求めた。表1はアルミ系凝集剤と塩化第二鉄を用いた場合のろ過継続時間 T_A 、 T_B 、及びこれらに対応するろ過水量 V_A 、 V_B を同じ時期に行った2～3回の繰り返しろ過実験より

Table.1 Two types of filter run time and production									
Coagulant	Aluminum sulfate(4mg Al ³⁺ /L)			PAC(4mg Al ³⁺ /L)			Ferric chloride(4mg Fe ³⁺ /L)		
Sand size (mm)	0.59-0.71			0.59-0.71			0.59-0.71		
Filtration rate (m/d)	120	240	360	120	240	360	120	240	360
Filter run time T_A (Hour)	16.0	10.0	7.00	16.0	10.0	6.5	22.3	12.0	8.5
Filter run time T_B (Hour)	-	9.0	5	-	9.0	5.0	-	-	-
Production V_A (m ³ /m ²)	80.0	100.0	105.0	80.0	100.0	97.5	111.5	120.0	127.5
Production V_B (m ³ /m ²)	-	90.0	75.0	-	90.0	75.0	-	-	-

注：表中の「-」は許容損失水頭に達した時点 T_A においてろ過水濁度が許容限界値に達していないことを表す。つまり、 $T_B > T_A$ ($V_B > V_A$) なることを表す。

り求め、その平均値をろ過速度別に示したものである。なお、本実験ではろ過初期に許容限界値を上回る濁度が漏出する初期のブレイクスルーはなかった。図15はろ過継続時間 T_A とろ過速度の関係を示したものである。ろ過継続時間 T_A はろ過速度の増大とともに短くなる。その理由については既報^{3,4)}に述べた。ろ過継続時間は硫酸アルミニウムとPACを用いた場合にはほぼ同じとなり、塩化第二鉄ではアルミ系凝集剤の場合より1.2～1.4倍程度長くなる。アルミ系凝集剤の場合にはろ過速度120m／dでは $T_A < T_B$ でろ過継続時間は許容損失水頭に支配され、240m／dでは T_A 、 T_B は9～10時間でほぼ等しくなり、360m／dでは $T_A > T_B$ となり、ろ過継続時間は許容ろ過水濁度に支配される。通常、ろ過の最適操作条件は、 $T_A = T_B$ となる条件として定義されるので、この場合の最適ろ過速度は240m／d付近である。塩化第二鉄の場合はいずれのろ過速度においても $T_A < T_B$ でろ過継続時間は損失水頭に支配される。ろ過速度の増大は、損失水頭の許容限界値の早期の発現、つまり、 T_A の短縮を持たらすと同時に、粗大ろ材層の濁質除去能の低下とこれに伴う砂層への濁質流入負荷の増大を持た持たらし、ろ過水濁度の許容限界値の早期の発現、つまり、 T_B の短縮を持たらす。前述したように、塩化第二鉄ではアルミ系凝集剤に比して粗大ろ材層における濁質除去能が高く、ろ過速度360m／dでも砂層の濁質負荷は比較的小さい。そのため、塩化第二鉄ではアルミ系凝集剤に比してろ過速度の T_B に及ぼす影響は T_A に及ぼす影響に相対して小さくなり、高ろ過速度でも $T_A < T_B$ なる結果が得られたものと考えられる。この場合のろ過水量 V_A はろ過速度の増大とともに大きくなっている。したがって、塩化第二鉄を用いた場合の最適ろ過速度は360m／d以上となるが、通常、ろ層の洗浄は6～8時間に1回が限度であるとされていること¹⁾を考慮すると、2次処理水を親水用水として再利用することを目的とするときは本実験のろ層構成では採用しうるろ過速度の上限は360m／d程度と考えられる。なお、アルミ系凝集剤を用いた場合にはろ過速度360m／dにおけるろ過継続時間は5時間程度であるから、採用しうるろ過速度の上限は塩化第二鉄の場合よりも小さい。

4. 結論

硫酸アルミニウム、PAC及び塩化第二鉄を用いた場合の下水2次処理水の凝集性状について比較し、また、これら凝集剤を用いた場合の下水2次処理水の2層ろ過における凝集直接ろ過のろ過特性の相違について検討し、以下の結論を得た。

(1)下水2次処理水に対しては、硫酸アルミニウムとPACの凝集効果はほぼ同一で、濁度成分、色度成分の最適凝

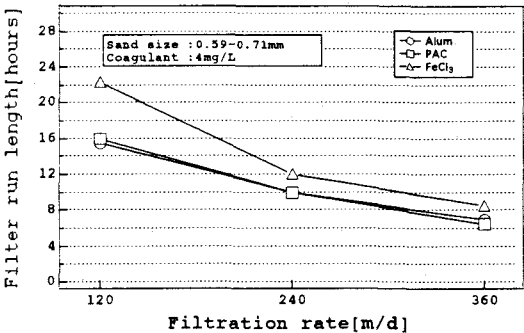


Fig.15 Effect of filtration rate on filter run length

集pH域(4.5~6)、凝集剤注入率に伴う残留率の変化はほとんど変わらず、低凝集剤注入率の場合を除いて生成フロックの粒度分布もほぼ同じである。低凝集剤注入率下では一般に言われているようにPACは硫酸アルミニウムより優れた凝集性を示す。

(2).塩化第二鉄を用いた場合の最適凝集pH域はアルミ系凝集剤の場合より1程度低pH側の3.5~4.5で、色度成分の凝集率はアルミ系凝集剤より10%程度高く、濁度成分の凝集率と生成フロックの粒度分布はアルミ系凝集剤の場合とほぼ同じである。

(3).硫酸アルミニウムとPACを用いた場合の2層ろ過における濁度、色度の平均除去率はろ過速度の増大とともに低下する。一方、塩化第二鉄を用いた場合の平均除去率はろ過速度によらず安定した一定値を示す。

(4).塩化第二鉄を用いた場合の粗大ろ材層における濁度、色度の平均除去率はアルミ系凝集剤を用いた場合より高く、また、ろ過速度の増大に伴うその低下率はアルミ系凝集剤の場合に比して小さい。

(5).2層ろ過のろ過継続時間はアルミ系凝集剤ではほぼ同じとなり、塩化第二鉄を用いた場合にはアルミ系凝集剤を用いた場合より1.2~1.4倍長い。

(6).塩化第二鉄を用いた場合にはろ過継続時間は許容損失水頭によって支配される。一方、アルミ系凝集剤を用いた場合にはろ過速度240m/d以上では許容ろ過水濁度によって支配される。

参考文献

- 1).建設省高度処理会議：高度処理施設設計資料、pp19、(1994)
- 2).小越真佐司：下水処理の修景・親水利用水質検討マニュアル(案)、下水道協会誌、Vol.29、No.338、pp3~5(1992)
- 3).N'guessan bi tozan Michel,et al: Direct Filtration of Secondary Wastewater Effluent by A Dual Media Filter,Proc.of Environmental Engineering Research,Vol.30,pp267~273(1993)
- 4).N'guessan bi tozan Michel,et al: Removing Color and Turbidity from Secondary Wastewater Effluent by Direct Filtration in a Dual Media Filter,Proc.of Environmental Engineering Research,Vol.31,pp29~35(1994)
- 5).穂積準、他：2階床ろ層による下水2次処理水の高度処理に関する研究一処理性能に及ぼすろ過速度の影響とろ過機構の検討一、環境工学研究論文集、Vol.32、pp339~347、(1995)
- 6).加尔肯馬拉夫、他：下水2次処理水の2層ろ過における凝集性能に及ぼす砂粒径の影響と砂層閉塞パターン、環境工学研究論文集、Vol.33、pp95~102、(1996)
- 7).小島貞男、他：凝集剤・ポリ塩化アルミニウムの実用化に関する研究(1)一実用化を目標とした室内凝集実験一、水道協会雑誌、Vol.36、No.5(No.392)、pp2~9、(1967.5)
- 8).王晓晶、他：ベレット流動層による濁度・色度水の処理、水道協会雑誌、Vol.62、No.3(No.702)、pp26~37、(1993.3)
- 9).穂積準、他：粘土系濁質と有機着色成分からなる2成分系の凝集、水道協会雑誌、Vol.63、No.12(No.723)、pp45~55、(1994.12)
- 10).日本分析化学会北海道支部編：水の分析、化学同人、pp266~268(1966)
- 11).四ツ柳隆夫、他：酸性pH領域におけるフミン酸の凝集機構、工業化学雑誌、73巻、5号、PP874~878(1970)
- 12).穂積準、他：フミン酸とフルボ酸の凝集性状の比較、水道協会雑誌、Vol.61、No.9(No.696)、pp11~22(1992.9)
- 13).巽巖：上水道工学、国民科学社、pp197(1968)
- 14).EPA: Wastewater Filtration Design Consideration ,EPA Technology Transfer Seminar Publication,PB-259,448(1974)