

(11) 循環式硝化脱窒法に付加するリン除去用凝集剤の検討

～PACと硫酸ばん土の比較～

STUDY ON CHEMICAL SELECTION FOR SIMULTANEOUS PHOSPHORUS REMOVAL IN NITRIFIED LIQUOR RECYCLING NITRIFICATION-DENITRIFICATION PROCESS

～COMPARISON BETWEEN ALUMINUM SULFATE AND POLYALUMINUM CHLORIDE～

小 越 真佐司*, 佐 藤 和 明*, 野 村 克 巳**

Masashi OGOSHI, Kazuaki SATO, Katsumi NOMURA

ABSTRACT ; The comparative study was made to select better chemical for simultaneous phosphorus removal in nitrified liquor recycling nitrification-denitrification process. Aluminum sulfate (alum) and polyaluminum chloride (PAC) were examined because of their popularity as the chemicals for simultaneous phosphorus removal in Japan. Experimental works were carried out for a year in Kyoto advanced wastewater treatment pilot plant, using 2 series biological treatment facilities. Both alum and PAC gave excellent results upon the phosphorus removal, but some differences were observed in nitrification and sludge characteristics. Nitrification was deteriorated more severely with alum than PAC. In the alum dosed series, occasional stops of the nitrification were observed especially in winter season, resulting from sudden drops of the water temperature. But in the PAC dosed series, such phenomena were not observed even in winter season. Regarding the thickenability and dewaterability of the generated sludge, the alum dosed sludge exhibited a little better properties than the PAC dosed one.

KEY WORDS ; Chemical addition, Nitrogen removal, Simultaneous precipitation, Phosphorus removal, Aluminum sulfate, Polyaluminum chloride.

1. はじめに

湖沼・内湾等の富栄養化防止対策として下水道の果たす役割は大きく、とりわけ、これら水域を放流先とする下水処理場では、汚濁負荷削減のための施設として、有機汚濁物質とともに富栄養化原因物質である窒素・リンの除去を求められるケースが増加している。

多くの既存の下水処理場では窒素・リンを新たに除去することになった場合、現有施設の大々的な改造を行うことなく、確実に窒素・リンの除去が可能な方法を採用することになるものと考えられ、水処理を活性汚泥法で行っている場合には当面は生物学的硝化脱窒法による窒素の除去と凝集剤添加法によるリンの除去とを組み合わせる手法を中心に検討が行われることになろう。その場合に主として問題となるのは添加された凝集剤の生物学的硝化脱窒反応への影響と発生汚泥の濃縮性・脱水性の2点であると考えられる。凝集剤(特に硫酸アルミニウム)が生物学的な硝化反応に及ぼす影響については当土木研究所が過去に実施した調査の中でも幾つかの知見が^{1) 2) 3) 4)}得られている。また、近年、同じアルミニウム系の凝集剤で、硫酸アルミニウム(以下ばん土と略記する)よりアルカリ度消費量が少ないポリ塩化アルミニウム(以下PACと略記する)が、下水処理場でも使用される場合が出て来ており、滋賀県湖南中部浄化センターでは循環式硝化脱窒法と

* 建設省土木研究所 Public Works Research Institute, Ministry of Construction

** 京都市下水道局 Sewerage Bureau of Kyoto City

の組み合わせ使用においても、硝化阻害を生じることなく良好な処理結果を得ている⁵⁾。一方、これらの凝集剤を添加した場合の余剰活性汚泥の濃縮性・脱水性については未だ十分な調査が行われていない。

そこで、土木研究所では既存下水処理場の窒素・リン除去機能改善手法に関する調査の一環として、凝集剤添加法と循環式硝化脱窒法との組み合わせ手法における使用凝集剤の種類および添加量に関する検討を、主として硝化脱窒反応への影響と、汚泥の濃縮・脱水性への影響との両面から行うこととし、昭和61年度から京都三次処理パイロットプラントの生物処理施設を用いて実験を行っている。ここでは、アルミ系凝集剤2種（ばん土とPAC）の比較実験結果について報告を行う。

2. 実験施設の概要と運転条件

京都三次処理パイロットプラントの生物処理施設は京都市烏羽処理場内に設置されており、同処理場E系列の一次処理水を流入原水としている。

施設は2系列の生物反応槽（反応槽全容量100 m³、4層に分割）と最終沈殿池（各系列に1池50 m³、矩形および円形）から成り立っており、矩形沈殿池と組み合わせる系列をA系列、円形沈殿池と組み合わせる系列をB系列と称する。今回の実験では各系列4槽の生物反応槽のうち流入側の1～2槽を嫌気槽として使用した。嫌気槽の搅拌は1槽目を水中機械搅拌（下噴出）、2槽嫌気の場合の2槽目は空気搅拌（送気量0.1 m³/min）によって行った。

各系列への原水流入量は240 m³/日で定量流入とした。したがって、流入水量基準の生物反応槽滞留時間は10時間となる。また、第4槽混合液を硝化液として、第1槽に定量循環させた。凝集剤の注入位置は一部期間を除き、各系列の第4槽とし、注入量は定量とした。使用した凝集剤は液体硫酸ばん土（8% Al₂O₃）およびPAC溶液（10% Al₂O₃、塩基度50）で、何れも水処理用として製造されたものである。

図-1に実験施設のフロー図を、表-1に運転条件を示す。表-1の区分のⅠ～Ⅴは凝集剤としてのアルミニウム（以下Alと記す）の注入率の設定値の違いによって区分したものである。区分Ⅰは前年度に行っていた内生脱窒法から循環法への馴養期間でAl注入なし、区分ⅡはAl注入率2 mg/ℓ、区分Ⅲは同4 mg/ℓ、区分Ⅳは同3 mg/ℓ、区分Ⅴは同4 mg/ℓである。これらの各区分は操作条件等の違いによって更に、小区分に分けられている。このうち区分Ⅴ-1は、ばん土系のみ凝集剤注入率の変更を行ったために設けた小区分であって、PAC系に条件等の変更はない。なお、区分ⅠからⅡへの切り替えは活性汚泥のアモニア硝化能力、BOD除去能力およびSRTを考慮して行った。

そのほか、区分ⅡとⅢの切替時には各系列の送気倍率を削減すると共に嫌気時間と好気時間の比率を1：3から2：2に脱窒時間も十分確保することを考慮した変更を行った。

また、区分ⅡからⅣ-1まではA系列にPACを注入し、Ⅳ-2以降は汚泥を入換え、B系列にPACを注入した。この変更は処理水SS濃度の差が最終沈殿池形状の違いによるものであるか否かを正確に把握するために行ったものである。

余剰汚泥引抜率は夏季はMLVSS 1300 mg/ℓ、冬季はMLVSS 2000 mg/ℓを目標に制御を行った。

水質分析用のサンプリングは、流入原水と各系列の処理水については連続採水したコンポジットサンプル、活性汚泥についてはグラブサンプルを、各々週1回、原則として火曜日から水曜日にかけに行い、下水試験

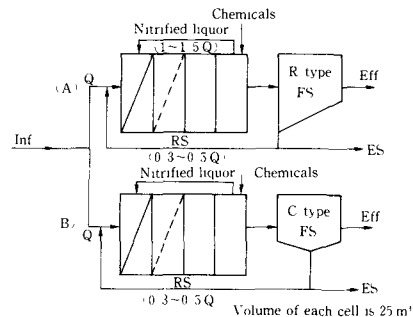


Fig. 1 Schematic Diagram of the Biological Treatment Facilities in Kyoto Pilot Plant

法に基いて分析した。また、流入原水と各系列処理水に含まれるNH₄-Nと溶解性加水分解性リン（以下P-Dと記す）は、自動比色分析計によって連続的に測定を行った。なお、本論文では通常の手分析による溶解性全リンはS・T-Pと表し、P-Dと区別することにする。

その外、活性汚泥の硝化能力を調べるため概ね週に1回の頻度で硝化速度を測定した。試験は15ℓのポリバケツに活性汚泥を入れ、NH₄-N源としてNH₄Clを、アルカリ度分としてNaHCO₃を添加して連続的にエアレーションを行い、1時間間隔で汚泥を採取して、その溶解性のNH₄-Nを測定するという方法で実施した。

Table 1 Operational Conditions at Kyoto Pilot Plant

RUN		I		II		III	IV		V	
		I-1	I-2	II-1	II-2		IV-1	IV-2	V-1	V-2
Period ('86~'87)		4 1 ~4 23	4.30 ~5 6	5 7 ~6 20	6 21 ~7 21	7.22 ~9.4	9 5 ~12 25	1 8 ~1.20	1.21 ~2 26	2.27 ~3 31
Conditions of each cell		Anoxic・Oxic・Oxic・Oxic				Anoxic・Anoxic・Oxic・Oxic				
Return sludge rate (%Q)		30	50	50	30	50				
NL recycling rate (%Q)		100	150	150	100	150				
Al dosing rate (mg/l)	PAC	0		2		4	3		4	4
	Alum	0		2		4	3		0~3	4
Excess sludge rate(%Q)	PAC	0.75	0.75	0.75	0.60	0.40	0.42	0.48	0.71	0.71
	Alum	0.50	0.50	0.67	0.53	0.38	0.53	0.46	0.71	0.71
G/L	PAC	11.4	9.6	9.6	9.1	8.4	8.4	9.6	9.6	9.6
	Alum	12.4	10.8	10.8	10.3	9.6	9.4	8.4	8.4	8.4
MLSS (mg/l)	PAC	1860	1740	1793	1648	2487	2458	2725	2930	2868
	Alum	1755	1400	1817	1580	2318	2675	2750	2852	3092
MLVSS (mg/l)	PAC	1380	1350	1320	1084	1580	1718	1950	2094	2044
	Alum	1290	1105	1340	1046	1475	1879	1965	2102	2220
RSSS (mg/l)	PAC	8485	7155	5895	7112	8125	8864	8620	9246	9442
	Alum	7740	4965	6080	6728	7192	9120	8905	9106	8832
SV ₃₀ (%)	PAC	36	40	33	21	30	40	66	79	67
	Alum	33	30	31	20	27	34	46	69	56
SVI	PAC	191	229	183	133	119	164	240	268	268
	Alum	189	212	172	129	115	126	164	240	181
SRT (days)	PAC	9.6	11.8	13.1	15.4	19.6	19.9	17.9	13.6	12.6
	Alum	13.2	15.7	13.6	15.7	19.7	19.2	19.8	14.8	15.3
BOD/SS (kg/SSkg・d)	PAC	0.07	0.10	0.11	0.09	0.06	0.09	0.08	0.07	0.07
	Alum	0.08	0.13	0.11	0.09	0.07	0.09	0.08	0.07	0.06
Temp. in No.4 cell (°C)	PAC	17.9	20.0	21.9	23.7	26.4	21.2	14.4	15.0	16.0
	Alum	18.0	20.0	21.9	23.7	26.3	21.2	14.5	15.5	16.0

$$SRT = \frac{MLSS \times (\text{Total volume of the bio-reactor})}{\{RSSS \times (\text{Excess sludge rate}) \times Q\} + \{SS \text{ in final effluent} \times Q\}}$$

Q: Flow rate of each series (m³/d)

3. 処理実験結果

表－2 に処理結果の総括として各区分における平均水質を示し、図－2 に実験期間中の MLSS と水温の変化を示した。

3.1 BOD, COD および SS の除去

BOD, COD は安定して除去されたが、区分Ⅳ－1 までは PAC 添加系列の方が処理水濃度が低い傾向にあり、区分Ⅴでは、COD は、ばん土添加系列の方が低い傾向にあった。SS も COD と類似の傾向であった。

このような系列間の差は、主として、従来から当プラントで認められている B

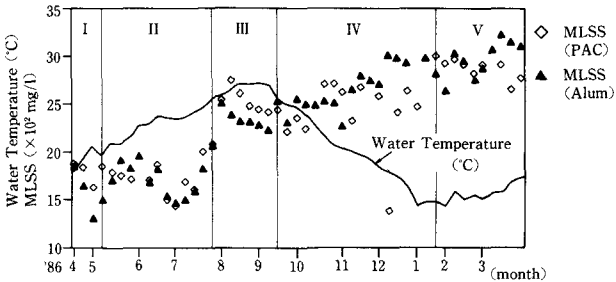


Fig. 2 Variation of Water Temperature and MLSS

系列（円形）沈殿池の固液分離効率が、A系列（矩形）沈殿池より劣る現象に因るもので、系列を入れ換えた区分Ⅳ－2以降で、COD・SSの系列間相互の関係が逆転しているのも、そのためである。

しかし、A系列のみについてみると、PACを添加していた区分Ⅳ－1以前より、ばん土を注入した区分Ⅳ－2以降の方が、処理水BOD・COD・SSの何れもが高くなっている。また、図－3は処理水の透視度と最終沈殿池の汚泥界面高さの変化を示したものであるが、ばん土系処理水の透視度は、A系列に交換後もは

Table 2 Summary of Performance at Kyoto Pilot Plant—average of each run—

Run			I		II		III	IV		V	
			I - 1	I - 2	II - 1	II - 2		IV - 1	IV - 2	V - 1	V - 2
pH	Inf.		7.51	7.43	7.54	7.42	7.44	7.49	7.66	7.76	7.65
	ML in		6.37	6.68	6.59	6.68	6.76	6.75	6.62	6.63	6.56
	No.4 cell	Alum	6.31	6.68	6.57	6.64	6.70	6.66	6.65	6.59	6.51
M-Alkali (mg/l)	Inf.		97.0	109.3	130.7	112.3	120.0	142.0	129.7	143.3	134.7
	Eff.		44.0	37.4	37.2	36.8	50.5	*61.7	—	53.2	49.3
	"	PAC	45.0	38.7	36.2	32.7	45.0	*53.3	—	50.6	43.0
BOD (mg/l)	Inf.		56.9	71.5	78.6	66.9	59.8	92.1	90.0	85.6	83.9
	Eff.		5.8	3.8	3.6	2.1	2.8	4.0	12.8	8.1	6.9
	"	Alum	6.1	5.4	5.0	3.2	3.4	7.1	18.2	6.3	8.6
SS (mg/l)	Inf.		67.5	55.0	51.8	50.8	44.1	*76.5	—	62.3	74.8
	Eff.		17.3	12.4	13.3	9.1	13.2	14.5	26.0	23.9	27.9
	"	Alum	17.3	12.4	16.5	16.3	17.4	24.4	29.3	15.3	22.2
COD (mg/l)	Inf.		44.3	51.2	54.8	50.5	47.4	*69.9	—	68.3	62.9
	Eff.		15.7	12.6	12.8	10.2	10.4	*13.6	—	17.2	17.3
	"	Alum	16.5	11.2	14.3	12.6	12.1	*17.2	—	15.5	15.9
T-N (mg/l)	Inf.		15.8	17.9	21.0	17.6	16.1	23.5	**24.2	26.2	22.9
	Eff.		9.9	10.6	10.6	9.1	6.2	7.5	9.9	8.7	8.0
	"	Alum	9.7	10.6	9.9	9.5	6.5	8.0	12.0	8.7	9.4
NH ₄ -N (mg/l)	Inf.		10.0	11.4	15.0	11.1	10.6	*16.2	—	17.4	15.0
	Eff.		0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	*0.1	—	0.1	0.1
	"	Alum	0.2	0.0	0.1	0.1	0.6	*0.2	—	0.1	0.6
NO ₃ -N (mg/l)	Inf.		0.9	0.7	0.2	0.5	0.3	*0.0	—	0.3	0.2
	Eff.		7.9	9.4	8.9	7.8	4.8	5.3	7.0	6.0	5.8
	"	Alum	7.6	9.3	8.1	7.9	4.4	5.4	5.9	6.3	5.6
T-P (mg/l)	Inf.		2.06	2.16	2.22	1.79	1.76	2.90	2.96	2.75	2.75
	Eff.		1.82	1.50	0.90	0.52	0.46	0.66	0.91	0.80	0.85
	"	Alum	1.72	1.40	0.97	0.71	0.53	0.84	0.92	1.09	0.73
S-T-P (mg/l)	Inf.		1.26	1.43	1.63	1.07	1.07	*1.88	—	1.75	1.66
	Eff.		1.41	1.50	0.57	0.29	0.13	*0.27	—	0.15	0.11
	"	Alum	1.34	1.40	0.54	0.25	0.09	*0.13	—	0.41	0.13
Al (mg/l)	Eff.		0.1	0.1	0.3	0.3	0.5	*0.7	—	1.4	1.4
	"	Alum	0.1	0.1	0.4	0.5	0.6	*1.2	—	0.6	1.0

*average calculated except datas in accommodation term. ** K-N

とんど変化していない。以上の2点とSVI（表－1参照）は、ばん土添加系の方が全般的に低い値を示していることとの3点から、ばん土添加系の活性汚泥は、沈降性ではPAC系と同等以上であっても、処理水中に微細なフロックが残留しやすいものと考えられる。

3.2 リンの除去

図－4はリンの処理状況を示したものである。凝集剤の添加を開始した5月第2週より、両系列とも処理水リン濃度が低下し、凝集剤添加効果が速やかにあらわれている。

また、処理水中の全リン濃度は2 mg Al/l以上の注入率では凝集剤注入率の違いによって変化する傾向は少ない。しかし、溶解性部分については表－2のS・T-Pの平均値に示すように、Al注入率が増加すると減少している。以上により、処理水中の全リン濃度がAl注入率の増加に係わらず減少しなかったのは、不

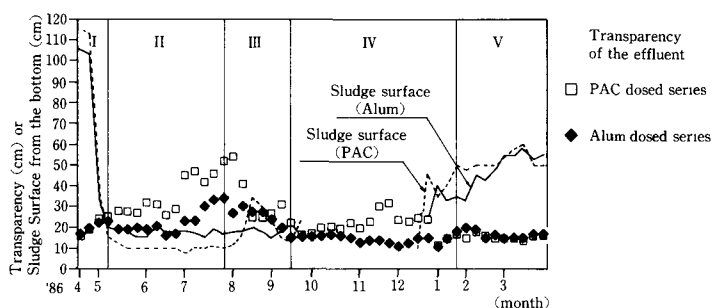


Fig. 3 Variations of Transparency and Sludge Surface in the Final Clarifier

溶解化されたリンの除去が最終沈殿池等で十分に行われなかったことによるものと考えることが出来る。

PAC とばん土を比較すると、図-4 あるいは表-2 の S・T-P の平均値にあきらかなように、処理水中の溶解性リンの濃度ではばん土添加系の方が低い場合が多い。したがって、リンを不溶解化する能力は、わずかではあるが、ばん土の方が大きいと考えられる。

なお、区分 V-1 のばん土添加系においては、硝化阻害からの回復を早めるための措置として、1 月第 3 週で 1 度 Al 注入率を 0 にしたあと 2 mg/l から 3 mg/l へと段階的に増加させた。図-4 (2) から、このとき、凝集剤の注入停止後は直ちに処理水溶解性リン濃度が上昇し、その速度は注入再開 (2 月第 1 週) 後の溶解性リン濃度の低下より大きいことがわかる。

3.3 窒素の除去

図-5 に窒素の処理状況を示す。脱窒時間を十分確保できるように条件変更を行った 7 月第 4 週以後と 6 月までの期間との間に、3 mg/l 程度の処理水 T-N 濃度の差が生じているが、その他は概ね安定した窒素除去が行われた。

凝集剤の種類による窒素除去の違いは少ないが、全般的には PAC 添加系列のほうが、ばん土添加系より処理水 T-N 濃度が低かった。図-5 では 12 月第 2 週に PAC 系で、1 月第 2 週に両系列で、3 月第 2 週にばん土系で各々処理水窒素濃度が上昇したことが示されている。このうち 12 月第 2 週の PAC 系のは装置トラブルで一時的に汚泥量が減少したことによるものである。その他は融雪水の流入による一時的な水温低下が原因で硝化不良を生じたものである (図-6)。

その影響は、ばん土系の方に強く現れている。特に 1 月の場合には回復が遅く、1 週間経過した後も以前として処理水中に数 mg/l のアンモニアが検出された。これに対し、PAC 添加系では硝化阻害そのものが極めて軽微で、かつ 3 日後には処理水中にアンモニアは全く検出されなくなっていた。このことから、ばん土の添加が硝化能力の回復を遅らせているものと判断し、早期に硝化能力を回復させるため、ばん土の注入を停止した。ま

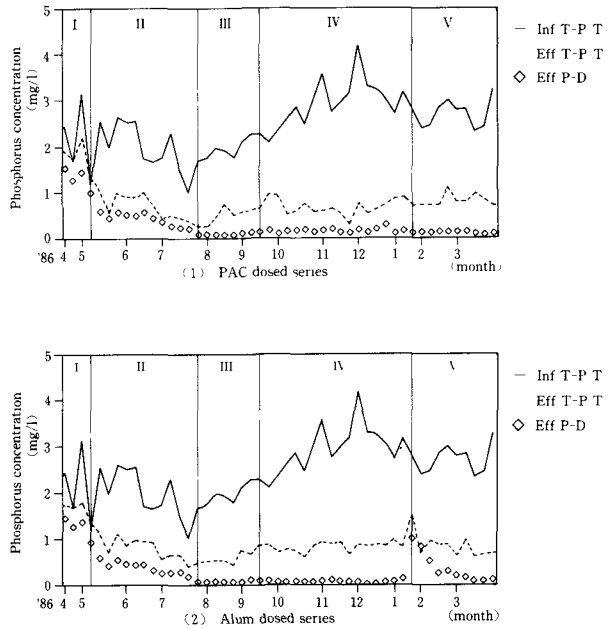


Fig. 4 State of Phosphorus Removal

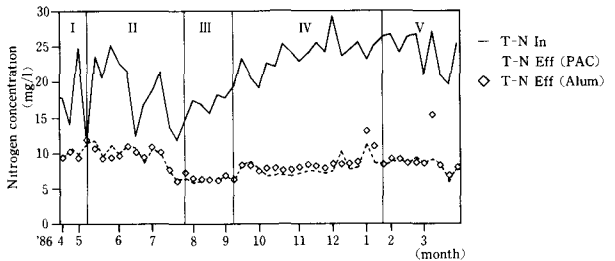


Fig. 5 State of Nitrogen Removal

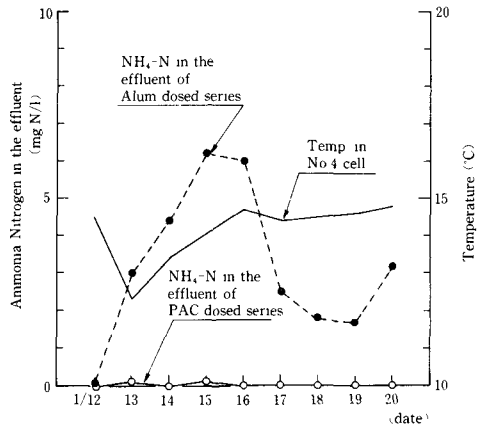


Fig. 6 Deterioration of Nitrification observed in January

た、3月の場合、PAC系にはほとんど影響が現れなかった。従って、ばん土の方が、窒素除去（特に硝化）に及ぼす影響が大きいと考えられる。このことについては後で考察を行う。

4. 処理結果の検討

4.1 アルカリ度の消費について

凝集剤添加を硝化脱窒法に付加する方法では硝化と凝集反応の両者によってアルカリ度が消費されるため、アルカリ度不足およびpHの低下により硝化が不良となることが懸念される。特に、流入水のアルカリ度が低下する夏期が問題となる。しかし、今回は実験期間中を通じて流入水アルカリ度が高く、懸念された現象は先に述べた融雪水流入時に一時的に認められただけであった。

図-7は、ばん土添加系処理水のMアルカリ度を縦軸に、PAC添加系処理水のMアルカリ度を横軸に取って両者の関係を示したもので、ばん土系とPAC系のアルカリ度消費が等しければ、プロットは図中の実線上に並ぶことになる。破線はばん土添加系のアルカリ度消費がPAC添加系より10mg/ℓ多いことを示す直線である。本図より、ばん土の方がアルカリ度の消費が多く、アルカリ度不足を生じ易いこと、Al注入率4mg/ℓまでの範囲では両者の差は最大10mg/ℓ程度であることがわかる。室内実験によって今回使用したPACのアルカリ度消費量を求めた所、Al1mg/ℓについて、3.2mg/ℓであった。この値とばん土のアルカリ度消費の理論値である5.56mg/mg Alとの差から、実験期間中の最高のAl注入率である4mg Al/ℓ時のアルカリ度消費の差を計算すると9.3mg/ℓとなり、図-7に示された最大10mg/ℓ程度の差に近い値となっている。

図-8は物質収支から求めた脱窒量（式(1)）と硝化量（式(2)）、及び添加アルミニウムと流入水中の溶解性全リンとのモル比をもとに(3)式によって計算したアルカリ度消費量と実測値との関係を示したものである。

$$\text{脱窒量} = (\text{流入総窒素量}) - \{(\text{余剰引抜窒素量}) + (\text{流出窒素量}) + (\text{系内MLSS中} \theta \text{窒素} \theta \text{変化量})\} \quad \text{..... (1)}$$

$$\text{硝化量} = (\text{流出NO}_x\text{総量}) - (\text{流入NO}_x\text{総量}) + (\text{脱窒量}) \quad \text{..... (2)}$$

$$\begin{aligned} \text{アルカリ度消費量} = & 7.14 \times (\text{硝化量}) - 3.57 \times (\text{脱窒量}) + a \times (\text{アルミニウム注入量}) \\ & \times \{(\text{Al/Pモル比} - 1) / (\text{Al/Pモル比})\} \quad \text{..... (3)} \end{aligned}$$

a：ばん土5.56，PAC3.24

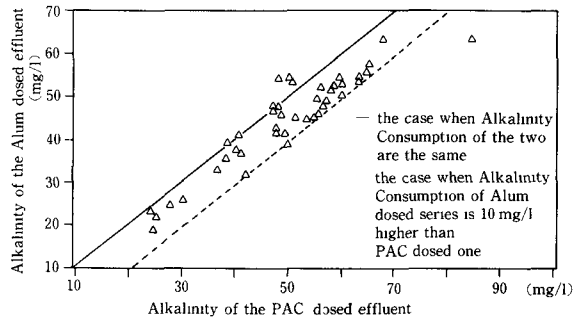


Fig. 7 Comparison of M. Alkalinity between the two effluents.

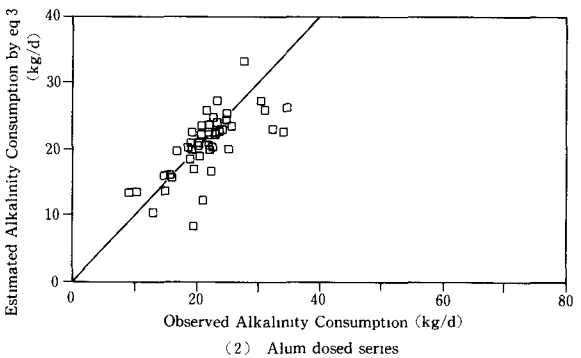
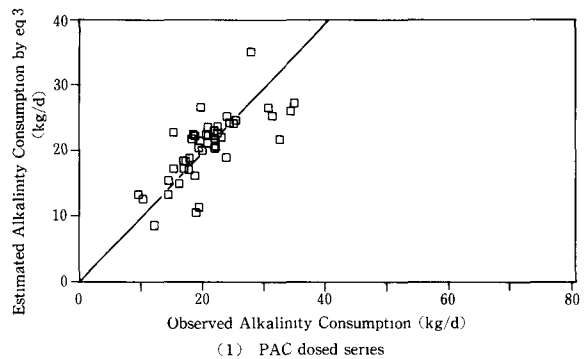


Fig. 8 Estimated Value of Alkalinity Consumption by Eq. 3 and Observed Value

計算値と実測値の相関係数は、ばん土系で0.73、PAC系で0.74であって、(3)式の適合性は余り良くない。しかし、相当の誤差が許容できる場合には、(3)式によってアルカリ度消費の推定を行なうことが出来るものと考えられる。

4.2 凝集剤による硝化阻害

アンモニア自動分析計の記録から処理水中に0.5 mg/ℓ以上のNH₄-Nが検出された回数(検出され始めた時から、一定期間継続して検出されなくなるまでを1回として数えた)を調べたところ、両系列あわせて11回あった。このうち、Al無添加時の1回、運転上のトラブルによるもの3回を除く7回についてみると、6回まではばん土添加系にのみ生じており、更に、そのうち5回までは注入率が4 mg Al/ℓの時に生じていた。このことから、ばん土添加系では凝集剤注入率が高い場合に硝化阻害を生じやすいことが推察された。

図-9は、パイロットプラントの各系列の第4槽の活性汚泥を用いて現場で行った硝化速度の測定結果をアンモニア性窒素の消費速度と水温の関係で整理したものである。各図中の直線のうち太い実線は、過去に当プラントで行った硝化試験時の硝化速度と水温の関係を示す指数回帰直線、他は各々、上から順にAl注入率3 mg/ℓと4 mg/ℓ時の指数回帰直線である。各回帰式は表3に示す通りである。なお、Al 4 mg/ℓ時のデータの分布には偏りがあって回帰分析の対象としては適さないが、ここでは夏と冬の間期のデータも同様の回帰直線上に分布するであろうとの仮定のもとに回帰分析を行い、その結果を参考までに示したものである。ばん土添加系ではAlミ注入率の増加と共に硝化速度が低下する傾向が明らかであるが、PAC添加系では、回帰分析結果には差が現れているものの図-9上では明瞭な差を認めることができない。

このような、ばん土とPACとの間の差の原因について、従来、アルミニウム添加による硝化阻害の原因として指摘されていた点(SRT, アルカリ度不足, アルミニウムの阻害)から検討を加えてみた。

先づ、SRTであるが、先の表-1に示した通

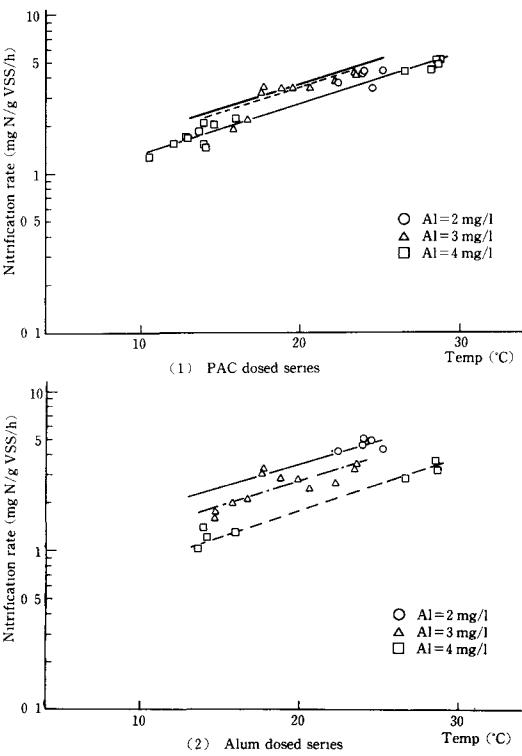


Fig. 9 Results of the Measurement of Nitrification Rate

Table 3 Results of the Regression Analysis between Nitrification Rates and Temperature

Aluminium dosage	Equation of Regression
Without aluminium (last 5 years)	$K_N = 0.867 \exp(0.0714 T)^{a)}$ (13°C ~ 25°C)
PAC dosed 3 mg Al/l	$K_N = 0.811 \exp(0.0726 T)$ (14°C ~ 24°C)
PAC dosed 4 mg Al/l	* $K_N = 0.644 \exp(0.0733 T)$ (10°C ~ 29°C)
Alum dosed 3 mg Al/l	$K_N = 0.637 \exp(0.0731 T)$ (12°C ~ 24°C)
Alum dosed 4 mg Al/l	* $K_N = 0.377 \exp(0.0788 T)$ (14°C ~ 29°C)

* Made from 2 different groups of datas (summer and winter)

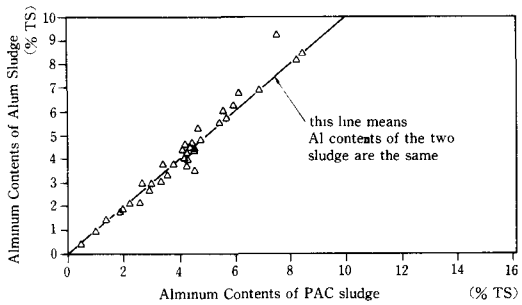


Fig.10 Comparison of Aluminum Contents between Alum Sludge and PAC Sludge

りの値で、Al注入開始以降についてみると PAC 添加系とばん土添加系の間に大きな違いはない。むしろ、区分Ⅳ－2以降では PAC 添加系の方が SRT が短くなる傾向にある。従って、SRT が原因とは考えられない。

次にアルカリ度不足であるが、前節で述べた様に、処理水中のアルカリ度がばん土添加系では PAC 添加系より最大 10 mg/l 程度低い。しかし、硝化速度測定時には十分なアルカリ度を与えた上で試験を行っているので、単純なアルカリ度不足による一時的な硝化活性の低下とは考えられない。むしろ、比較的長期にわたってやや低いアルカリ度の下に置かれたことにより、硝化菌の総量が制限されていた可能性があるが、それだけでは処理水の平均Mアルカリ度が 32.7 (mg/l) の区分Ⅱ (Al注入率 2 mg/l 、図中の○印の点)より、平均 45 (mg/l) と高い区分Ⅲ (Al注入率 4 mg/l 、図中□印の高水温時の点)の方が硝化速度が低下した現象を十分説明することができない。

第3にアルミニウムの阻害である。図-10はばん土添加系汚泥のAl含有率を縦軸に、PAC 添加系汚泥のAl含有率を横軸に取って両者の関係を示したもので、ばん土系とPAC系の間で汚泥中へのAl蓄積量に差が無ければプロットは図中の実線上に並ぶことになる。図ではプロットはほぼ実線上に並んでおり、両系列の汚泥のAl含有率は等しい事が分かる。したがって、ばん土系とPAC系との間の硝化速度の違いは汚泥中のAl含有率の違いによるものではないと考えられる。

このように、従来、アルミ添加による硝化阻害の原因として考えられてきた3つの点からは、今回の実験で認められたPAC系とばん土系の間の硝化速度の差を十分に説明することができない。そこで、改めて、PACとばん土の相違点について、考えてみると、以下の2点が指摘できる。

① 陰イオンの違い (PACは塩素、ばん土は硫酸イオン)

② アルミニウムの加水分解の違い

(PACのアルミニウムが一部加水分解した形で重合した高分子で、このため、消費アルカリ度が小さい。)

②に関する問題のうち、アルカリ度の消費の違いについては既に述べた通りであるから、むしろ、生成された加水分解産物(水酸化アルミニウム等)の形態の違いということになる。

これら2点の何れか、あるいは両方が、ばん土とPACの硝化活性に与える影響の違いの原因になっているものと推定される。

4.3 脱窒速度

図-11は先述の(1)式で求めた脱窒量とMLVSSから得たプラントの脱窒速度と、水温との関係を示したものである。PAC系、ばん土系共に水温との関係は明確ではない。Al注入率との関係でみると、両系列ともに 2 mg/l の注入率で大きい値が得られているほか、高水温時には 3 mg/l と 4 mg/l の間に差が認められる。しかし、低水温時にはその差が不明確になっている。なお、脱窒速度は基質濃度の影響を受けるとされ

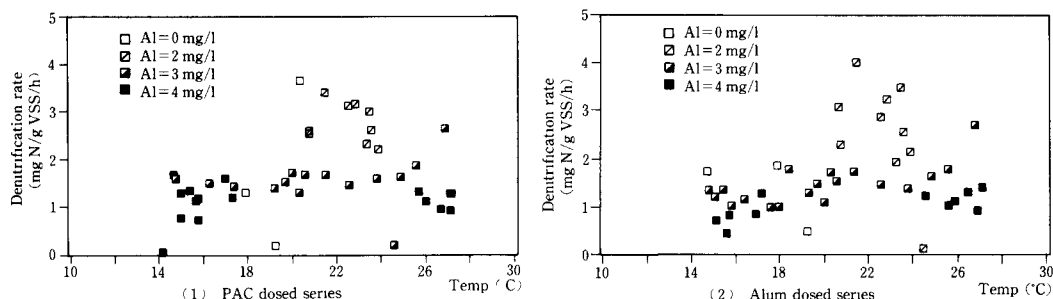


Fig. 11 Relation between water Temperature and Denitrification Rate

ている。図-11でアルミニウム添加率が $2\text{ mg}/\ell$ として示されている区分Ⅱの場合、BOD/VSS比が他の区分より大きく、そのことが脱窒速度の大きかったことに寄与していると考えられる。

5. 汚泥の濃縮性・脱水性の検討

5.1 汚泥の濃縮性

各系列の余剰汚泥の濃縮性を攪拌機（1/3 rpm）付きの回分式沈降筒（内径20cm・深さ1 m アクリル製）を用いて概ね週1回の頻度で調査を行った。濃縮時間は24時間とし、24時間後の界面位置から濃縮倍率を求め、これを濃縮前の汚泥濃度に乗じて24時間到達濃度とした。また、濃縮汚泥の濃度を1%に調製した後、回転粘度計（牀リオン製）によって、その粘度を測定した。

図-12は濃縮試験結果の月平均値である。9月を除き、ばん土添加系の方が、PAC添加系の汚泥より濃縮性が優れていた。

図-13に示した粘度は温度等の補正を行わない測定値を示したものである。その季節的変化は温度変化等に基づく汚泥粘度の変動を示しているものと考えられる。また、図-12に示された24時間到達濃度の変化は、粘度の増加に伴って低下し、減少に伴って上昇すると云う、粘度の変化に追従したものと見なすことが出来る。同様に、ばん土系汚泥とPAC系汚泥の間にも、粘度の低いばん土系汚泥のほうが、粘度の高いPAC系汚泥より到達濃度が高いと云う結果が得られている。これらの結果から、粘度は汚泥の濃縮性を左右する一因子であり、PAC系汚泥はばん土系汚泥より粘度が高いために濃縮性が劣ると考えられる。しかし、8月以前のグループと11月以降のグループとの間には粘度の違いだけでは説明できない食い違いがある。

図-14は汚泥中のAlとリンの含有率の変化を示したものである。図にはAl含有率が注入を開始した5月以降次

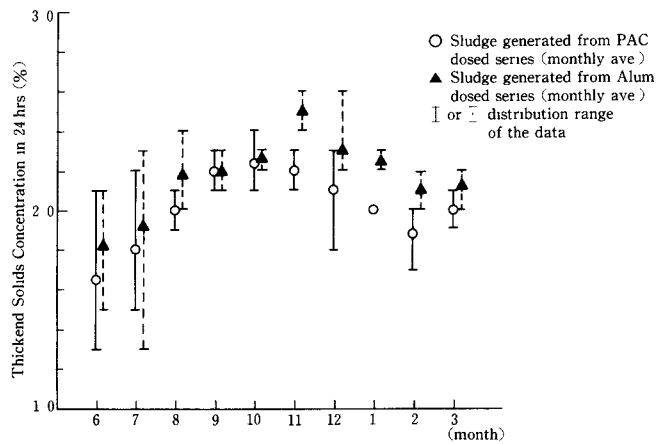


Fig.12 Results of Thickening Tests

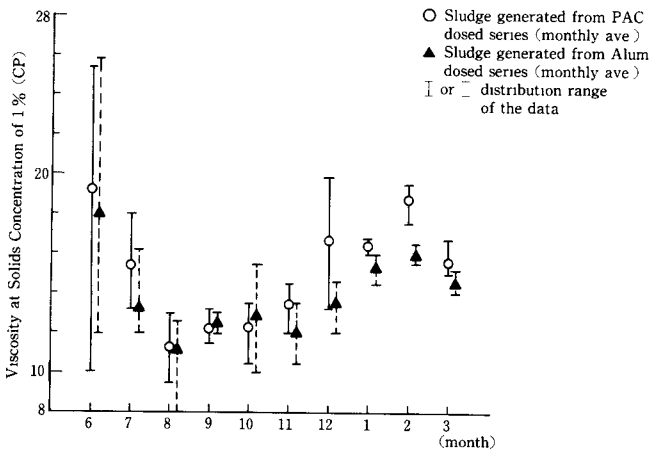


Fig.13 Results of the Measurements of Sludge Viscosity

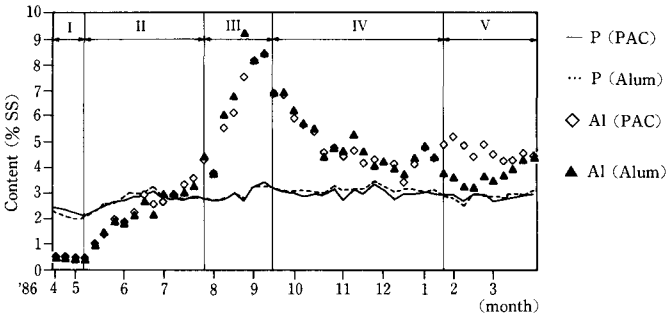


Fig. 14 Changes of Alminum and Phosphorus Content in the Sludge

第に上昇し8月から10月にかけて大きく変化をした後、11月以降に比較的安定したことが示されている。汚泥のAl含有率の変動が大きかった時期の前後で上記の食い違いが生じていることからすれば、そのことが一因であったと考えることができるが、定かではない。

5.2 汚泥の脱水性

汚泥の脱水性を比較するため、各系列の余剰汚泥を約16時間濃縮したものについて、リーフテストを行った。調査は概ね2ヶ月に1回行った。リーフテストの条件はリーフ面積 0.01 m²、吸引圧力 550 mmHg、吸込み2分、乾燥2分とし、塩化第2鉄と消石灰で汚泥を調整した。薬注率はTS（蒸発残留物）に対する比率で塩化第2鉄12%、消石灰60%を標準とした。

図一15に脱水試験結果を示す。ろ過速度算定にあたってはサイクルタイムを6分と仮定した。図のプロットは、種々の石灰注入率で行った脱水試験結果から内挿法によって石灰注入率60%時のろ過速度を求めたものである。乾ケーキ基準のろ過速度で評価すれば脱水性も全体としてばん土添加系の汚泥の方が優った。

また、濃縮性と同様に、脱水性も季節的な変動をしており、夏は良好で冬に悪化することが明らかである。

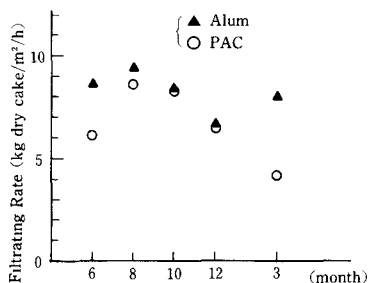


Fig.15 Results of Leaf Tests (FeCl₃ 11-14% TS, Ca(OH)₂ 60% TS dosed for sludge conditioning)

6. ま と め

循環式硝化脱窒法に凝集剤添加を行って窒素とリンを同時に除去するプロセスにおいて、使用する凝集剤が硫酸ばん土である場合と PAC である場合について比較検討を行った結果、次のような知見が得られた。

- 1) ばん土は PAC より処理水中に微細な粒子が残留しやすい。
- 2) 溶解性リンの除去性はばん土の方が良い。
- 3) PAC はばん土よりアルカリ度の消費が Al 1 mg につき 2.3 mg 程度少い。
- 4) 凝集剤による硝化阻害はばん土の方が危険で、低水温時には3~4 mg Al/l の注入率でも硝化阻害を起こす場合がある。
- 5) 上記の PAC とばん土の硝化に対する影響の差は SRT, アルカリ度, および汚泥中の Al 含有量の3つの因子では十分説明することが困難である。
- 6) 脱窒反応については高水温時に Al 注入率が高い場合に能力が低下する傾向を認めたが、ばん土と PAC の違いは明確ではなかった。

7) 汚泥の濃縮性には水温変化によるとみられる季節的な変動があるが、全般的にはばん土の方が高い濃縮汚泥濃度が得られた。

8) 汚泥の脱水性にも季節的な変動があるが、ばん土の方が大きいろ過速度を得る場合が多かった。

以上の様な結果から、凝集剤としてばん土を用いる場合には低水温時の硝化阻害に対する配慮が必要で、PAC を用いる場合には、リン除去と汚泥処理を含めた処理全体の経済性を考慮する必要があるということができるであろう。

末筆ながら、本調査を実施するに当たり御指導頂いた方々、現地調査等で多大の御協力を頂いた方々に深甚の謝意を表します。

参 考 文 献

- 1) ~ 3) 安中他 “凝集剤添加による既設下水処理場の機能改善。第1~3報” 第12~14回本討論会論文集。
- 4) 清水他 “バン土添加硝化脱窒法による窒素・リンの同時除去” 下水道協会誌 Vol. 20 No.230 1983. 7.
- 5) 千畑他 “琵琶湖流域下水道湖南中部浄化センターにおける高度処理” 下水道協会誌 Vol.20 No.230. 1983.7.
- 6) 土木研究所資料第 2301 号 (1986.2.)。