

〔醸酵工学 第59巻 第2号 153-159. 1981〕

排煙脱硝脱硫排水中の窒素除去のパイロットテストによる検討†

木田 建次・関 廣二・嶺尾 孝雄
前田 嘉道*・菅 健一**・市川 邦介**

日立造船株式会社技術研究所化学研究室,
*姫路工業大学応用化学教室, **大阪大学工学部醸酵工学科

Nitrogen removal by a pilot-scale treatment plant. KIDA, K., K. SEKI, T. MINEO, Y. MAEDA,* K. SUGA,** and K. ICHIKAWA** (*Hitachi Shipbuilding and Engineering Company Limited, Technical Research Institute, 3-22, Sakurajima 1-chome, Konohana-ku, Osaka 554*; **Department of Applied Chemistry Himeji Institute of Technology, 2167 Shosha, Himeji 671-22*; ***Department of Fermentation Technology, Faculty of Engineering, Osaka University, Yamada-kami, Suita-shi, Osaka 565*) *Hakkokogaku* 59: 153-159. 1981.

Wastewater from NO_x and SO_x removal facilities was treated with pilot-scale submerged biofilters to reduce the concentration of the nitrogen compounds-N (NS-N), NH₄⁺-N and NO₃⁻-N to less than 3 mg/l as total nitrogen. Phosphate was added as a nutrient. Unused phosphate was removed to a concentration of less than 0.1 mg/l by combined treatment by aluminum sulfate coagulation and sand filtration.

COD_{Mn} of the treated water by the combined processes was around 10 mg/l.

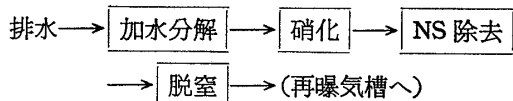
Biological nitrification and denitrification rates were found to depend on the surface areal loading rate in the biofilter. From Lineweaver-Burk plots, the maximum reaction rates were 4.8 g/m²·day for nitrification and 8.6 g/m²·day for denitrification.

Biological nitrification in the biofilter was markedly effected by the physical mixing of water by aeration. The relation between NH₄-N removal rate v_1 and air velocity G was represented by $v_1 = 0.87 G^{0.83}$.

排煙脱硝脱硫排水にはイミドジスルホン酸塩で代表される含硫窒素化合物性の窒素 (NS-N) およびアンモニア性窒素 (NH₄⁺-N), 硝酸性窒素 (NO₃⁻-N) が含まれ,^{1,2)} これらの窒素は室内試験によって全窒素として 3 mg/l 以下まで除去されることを報告した。すなわち, NS-N は, 80°C, pH 3 の条件下で2時間加水分解処理した後, 亜硝酸と反応させることによって除去し, また NH₄⁺-N は生物学的硝化反応により亜硝酸性窒素 (NO₂⁻-N) にし, さらにこの NO₂⁻-N および本排水に含まれる NO₃⁻-N はメタノールを還元剤とし生物学的脱窒反応によって除去した。

これら窒素含有成分の室内除去試験によれば, NS-N の加水分解反応には亜硝酸の共存が必要であり,

一方, 生物学的硝化反応においては亜硝酸が生成されることがわかったのでこの亜硝酸の消費および生成に着目し, 次の除去システムを考案した。



本研究は, このシステムに基づきパイロットプラントを建造して本排水に含まれる窒素の除去を試み, さらにパイロットプラントに付設した凝集沈殿槽によるリン除去についても検討した。

浸水ろ床法による硝化は, 比較的最近に発展してきたプロセスで, わずか5年間に実験段階からパイロットプラント, そして実プラント規模と発達したものである。硝化に必要とされる酸素の供給方法は, 当初は, 流入室に通じている流入配管に空気を吹き込む方法が用いられた。⁵⁾ その後のパイロットプラントでは支持

† 排煙脱硝脱硫排水の処理の実用化に関する研究 (第3報)
Treatment of wastewater from the NO_x and SO_x removal facilities (Ⅲ)

床に空気を供給するといった手法や,⁶⁾ 高純度酸素を用いる方法もなされてきた。⁷⁾ 筆者らは、通気方法としては、北尾ら⁸⁾ により検討された曝気循環方式が *k_{La}* の増加および汚泥の剝離といった点から最適と考え、室内試験同様、パイロットテストにおいても当方式を採用した。

本報告は、パイロットテストによるスケールアップ時の問題点の把握および室内試験の結果に基づいて考案した窒素除去システムによる本排水からの窒素除去について行ったものであり、スケールアップによる二、三の問題点を明らかにするとともに、窒素除去システムにより本排水の処理水質を全窒素について 3 mg/l 以下、リンについて 0.1 mg/l 以下とすることが可能となったので、それらの結果を報告する。

実験材料および方法

供試排水 第2報⁴⁾ で述べたように、湿式脱硫排水に $\text{NH}_4^+\text{-N}$ として 330 mg/l になるように NH_4Cl を加えたものを排煙脱硝脱硫排水として実験に用いた。なお、連続処理による NS-N の除去には湿式脱硫排水を用いた。

パイロットプラント パイロットプラントのフローシートを Fig. 1 に、各装置寸法を Table 1 に示した。

NS-N 除去装置としては加水分解槽、中和槽および NS 除去槽があり、各槽にかくはん機を設置し、混合をよくするために中仕切り板を設け、また自動 pH 制御装置を取り付けた。加水分解槽の温度は蒸気吹き込み方式で 80°C に自動制御し、中和槽では槽の外部ジャケットに工業用水を通して加水分解処理水を冷却できるものとした。硝化反応により生成された亜硝酸を利用して NS-N 除去を行うため、NS 除去槽を硝化槽と脱窒槽の間に設置した。

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 除去のための硝化槽、脱窒槽、再曝気槽は、第2報で述べたものと同様浸水ろ床方式を採用したが、各ろ床に詰めた充てん材として、室内試験で使用した比表面積 230 m^2/m^3 の充てん材の入手が困難であったため、パイロットプラントでは比表面積 100 m^2/m^3 のものを使用した。硝化槽は、内筒下部に設置したスเปーパーから空気を導入して槽内を好氣的に保つとともに、そのエアリフト作用を利用して充てん部（外筒）内を液が循環できる曝気循環方式とし、また槽内の pH を 7.7 に自動制御できるものとし

た。硝化処理液は NS 除去槽に供給され、この槽で NS-N と一部の $\text{NO}_2^-\text{-N}$ は除去され、ついでメタノールとともに脱窒槽に供給され、脱窒素ののち槽頂部から再曝気槽に付設した受槽に送られた。なお、硝化反応に必要な無機炭素とアルカリ量を節減するために、脱窒処理液を受槽からポンプにより硝化槽頂部に循環できるものとした。また、バルブ操作により脱窒処理液を脱窒槽下部に循環できるものとした。再曝気槽では、片方旋回方式により充てん部内を液が循環できるものとした。

リン除去装置としては、Fig. 1 に示したように凝集槽、凝集沈殿槽、砂ろ過槽があり、凝集槽は急速かくはん室と緩速かくはん室からなり、急速かくはん室の pH は自動制御し、凝集剤、凝集助剤はダイヤフラムポンプで注入できるものとした。沈殿槽下部には汚泥引き抜き口を設け、砂ろ過槽は下向流とし、砂およびアンスラサイトを詰め手動により逆洗できるものとした。

栄養塩類、酸剤、アルカリ剤、メタノールなどの供給は、すべてダイヤフラムポンプを用いて行った。

加水分解による NS-N 除去法 脱フッ素処理のための1装置である既設の濃縮槽からプランジャーポンプにより加水分解槽に 3.0 m^3/day の流量で連続的に供給した。加水分解処理は、温度 81°C、pH 2.6 前後、反応時間 3.9 時間の条件で、亜硝酸を $\text{NO}_2^-\text{-N}$ として 60 g/m^3 または 120 g/m^3 になるように直接加水分解槽に注入した。加水分解槽流入口および中和槽流出口の排水中の NS-N 濃度を測定し、連続処理による加水分解速度係数を算出した。ただし、実験期間中の排水に含まれる NS-N は約 55 g/m^3 と高く、これは湿式脱硫装置の運転条件によるものと考えられた。

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 除去法 第2報⁴⁾ に記載した連続実験方法に準じた。竹原し尿処理場曝気返送汚泥を Fig. 1 に示した硝化槽、脱窒槽および再曝気槽に加え、硝化槽、再曝気槽では一昼夜曝気、脱窒槽では充てんした汚泥を含む液を混合した後、低負荷の条件で硝化菌、脱窒菌の馴養を開始した。湿式脱硫排水をバイパスを経由し、ポンプで分離槽、受槽に送った後、受槽から硝化槽へ 5 m^3/day の流量で連続的に供給した。この時 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、リン、鉄をそれぞれ 20 g/m^3 、5 g/m^3 、1 g/m^3 になるように硝化槽に供給した。また第2報⁴⁾ で求めたメタノールに対する設計方程式から供試水中の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、および $\text{NO}_3^-\text{-N}$ に応じたメ

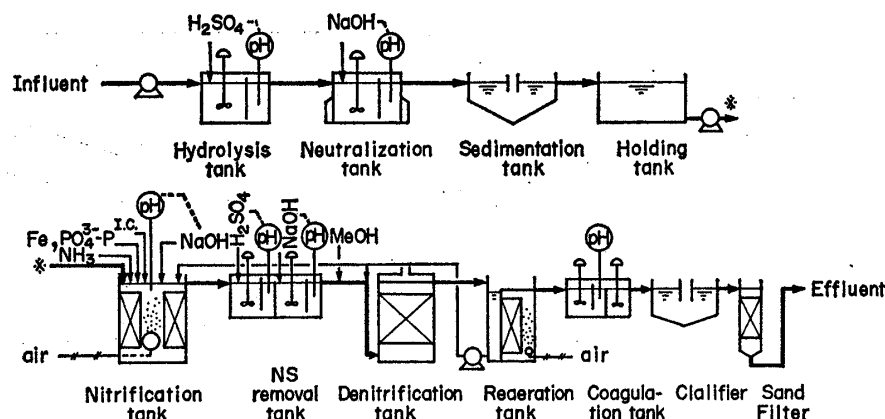


Fig. 1. Flow sheet of pilot-scale treatment system.

Table 1. Scale of experimental equipment in pilot test.

	Scale (mm)	Packed volume (m ³)
Hydrolysis tank	800×1,000×800H	
Nitrification tank	3,000×1,200φ	2.3
NS removal tank	600×950×750H	
Denitrification tank	3,000×1,200φ	2.5
Reaeration tank	500×800×2,300H	0.3
Coagulation tank	700×400×480H	
Clarifier	1,200×1,200φ	
Sand filter	1,800×250φ	

タノール量を算出し、脱窒槽に供給した。硝化槽内の NH_4^+-N が除去されているのを確認した後、段階的に NH_4^+-N を高めた。排煙脱硝脱硫排水に含まれると予想される NH_4^+-N を NH_4Cl にて 330 g/m^3 になるように供給した時、 NH_4^+-N が十分除去されずに排出されたため、流量を下げ最終的に $2.5 \text{ m}^3/\text{day}$ の供給量となるようにした。

窒素除去システムによる全窒素除去法 イミド型 NS-N の加水分解によって生成したアミド型 NS-N を酸化分解するための亜硝酸を添加によって補うか、または硝化反応で生じたものを用いる2種類のフローシステムについて、除去効率を比較した。無添加システムによる窒素除去方法は以下に示すごとくである。まず、加水分解した処理液を $2.5 \text{ m}^3/\text{day}$ の流量で硝化槽に連続的に供給した。硝化反応によりアンモニアを亜硝酸とし、この生成された亜硝酸とアミド型 NS 化合物を硝化槽の後に位置する NS 除去槽において、 $\text{pH } 3$ なる条件で N_2 ガスとした後、 $\text{pH } 5.0$ に調節し、脱窒槽へと送水した。脱窒槽において残存する NO_2^-

N と NO_3^--N を脱窒反応によって N_2 ガスとした後、脱窒処理液はいったん受槽に受け、ポンプにより通水量に相当する液量を硝化槽に循環するとともに、ヘッド差でもって再曝気槽へ送った。脱窒反応で消費されなかったメタノールまたは副生される BOD 成分を再曝気槽で生物処理をした。一方、亜硝酸を添加するシステムによる窒素除去は、上述の実験の比較として行ったものである。加水分解法による NS-N 除去法に従い、加水分解槽に亜硝酸を添加し、湿式脱硫排水中の NS-N を除去した後、この排水を $2.5 \text{ m}^3/\text{day}$ の流量で硝化・脱窒槽に供給し、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、 NO_2^--N の除去を行ったものである。生物学的硝化・脱窒法は前述した方法に従った。

リン除去方法 本実験は NS 除去槽においてアミド型 NS-N を除去する全窒素除去システムによる再曝気槽の後に設置された凝集槽、沈殿槽、砂ろ過槽により除去するものである。凝集剤は硫酸アルミニウム、凝集助剤はセパラン AP-30 を用い、 $\text{pH } 7$ で、急速かくはんは 300 rpm 、10分、緩速かくはんは 100 rpm 、20分の条件で操作した。沈殿槽、砂ろ過槽は装置形状が小さいため単なる沈降、分離に使用した。

分析方法 各種水質項目の分析は第2報⁴⁾に記載する方法によった。ただし、メタノールおよび total-P は測定しなかった。また、ジチオン酸の分析は、電源開発株式会社で検討された臭化セチルトリメチルアンモニウムとジチオン酸の反応で生成される沈殿物を重量法で測定する方法により行った。

実験結果および考察

亜硝酸添加による NS-N の除去 加水分解槽での NS-N の物質収支より次式を得る。

$$V_k \cdot (dS_{N1}/dt) = QS_{N0} - QS_{N1} - V_k \cdot k_i S_H S_{N1} \quad (1)$$

上式の定常状態では、左辺=0 とできるから次式が得られる。

$$k_i = (Q/V_k) \cdot (1/S_H) \cdot (S_{N0} - S_{N1})/S_{N1} \quad (2)$$

実験結果を上式を用い整理し、81°C における加水分解速度係数 k_i (l/mol·sec) を計算したところ、0.25 mol/l·sec の値を得た。この値は室内試験の結果とはほぼ一致した。

また、NS-N 分解反応に対する亜硝酸消費量を求めると、1 mg の NS-N の除去に 1.85 mg の NO_2^- -N を要し、この値は室内試験の 1.3 mg の値よりも約 50% も大である。室内試験では、加水分解後の亜硝酸との酸化反応は室温で行ったのに対し、パイロットテストでは加水分解槽に直接亜硝酸を加え高温で反応させたので、亜硝酸の一酸化窒素への分解がより多く進行したためと推察された。

NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N の除去 生物学的硝化・脱窒反応のパイロットテストで生じた二、三の問題点の解決は、浸水ろ床方式の硝化・脱窒には特に重要な課題と考えられた。これらの問題点を解決するため、以下にその内容を述べる。

1) 生物学的硝化・脱窒反応速度 充てん部容積基準で計算したパイロットテストでの NH_4^+ -N および NO_2^- -N の除去速度は室内試験で得られる速度に比較して小さい値を示した。Williamson と McCarty⁹⁾ は浸水ろ床法による硝化実験において、硝化反応速度は硝化される液体に接触する表面積と比例するとしている。各槽に詰めた充てん材の比表面積がパイロットテストと室内テストで異なっていたためと考えられ、室内試験およびパイロットテストで得られた結果を再度、充てん材表面積当たりの各窒素の除去速度で整理した。定常状態における硝化槽での物質収支より次式を得る。

$$v_1 = (Q_0/A_s)(S_{a0} - S_{a1}) \quad (1)$$

上式を用いて実験結果を整理し、反応速度 v_1 を求め、この値をもとに反応速度に及ぼす基質濃度の影響について検討し、Lineweaver-Burk plot をとり、Fig. 2 に点綴した。図に示すように、室内試験とパイロットテストの結果はよく一致し、反応速度は表面積基準で示されることがわかった。この結果、硝化反応および脱窒反応の最大反応速度はそれぞれ $v_{1m} = 4.76 \text{ g/m}^2 \cdot \text{day}$ 、

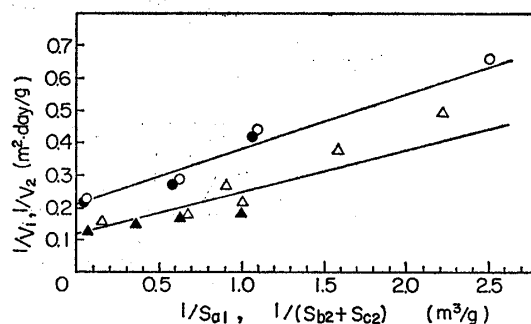


Fig. 2. Lineweaver-Burk plot of biological nitrification and denitrification reaction in laboratory and pilot test.

○, reciprocal of nitrification rate in laboratory test; ●, reciprocal of nitrification rate in pilot test; △, reciprocal of denitrification rate in laboratory test; ▲, reciprocal of denitrification rate in pilot test.

day および $v_{2m} = 8.55 \text{ g/m}^2 \cdot \text{day}$ 、各反応の基質飽和定数はそれぞれ $K_{1s} = 0.81 \text{ g/m}^3$ 、 $K_{2s} = 1.15 \text{ g/m}^3$ の値を得た。

2) 硝化反応に及ぼす通気量の影響 硝化速度に及ぼす通気速度の影響を調べることは、ランニングコストの節減の点からも重要である。ここでは、 NH_4^+ -N 330 mg/l、流量 2.5~3.5 m³/day の条件下で通気線速度を 4.7~7.0 cm/sec の範囲で変化させて NH_4^+ -N 除去速度に及ぼす通気速度の影響を検討した。この結果、実験条件の範囲内では溶存酸素は約 5 ppm とほとんど変化しないのかかわらず、 NH_4^+ -N 除去速度は通気線速度 7.0 cm/sec における値に比較して、4.7 cm/sec においては約 77% に低下した。この結果を Fig. 3 に示す。図に示したように、 NH_4^+ -N 除去速度

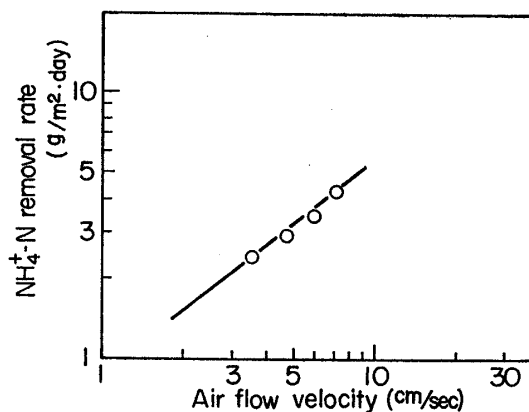


Fig. 3. Effect of air flow velocity on nitrification.

は通気線速度に依存し、次式の関係で表された。

$$(dS_{at}/dt)_r = 0.87 G^{0.88} \quad (1)$$

このことは、通気量を低下させた場合、充てん材の生物膜表面における液境膜が厚くなることによって酸素の移動速度が低下し、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 除去速度を減少ならしめたものと考えられた。

3) 無機炭素, NaOH , メタノールとリン所要量
供試排水の流量 $2.5 \text{ m}^3/\text{day}$, 流量に対する脱窒処理液の硝化槽への循環比 3.5 および 5.5 の条件で無機炭素, NaOH , メタノール, リン所要量の検討を行った。

循環比を 3.5 および 5.5 にした場合では、脱窒素反応時での無機炭素生成により、硝化槽内の無機炭素濃度はそれぞれ 18 mg/l および 30 mg/l となり、この時のアルカリ度補給のための NaOH 添加量は 100% 換算で 1 m^3 排水あたりそれぞれ 400 g および 350 g 程度となり、室内試験の結果とよく一致した。

脱窒反応の還元剤であるメタノール所要量は、前報⁴⁾の結果に基づき McCarty ら⁵⁾のメタノール供給式より算出した量の約 1.1 倍量になるように脱窒槽へ供給することによって約 100% の脱窒率を得た。

リン消費量の検討時には、 4 mg/l のリン濃度になるようにリン酸を硝化槽に供給した結果、再曝気処理水のリン濃度は $0.3 \sim 0.5 \text{ mg/l}$ となり、室内試験の結果とよく一致した。

以上のように、パイロットテストの薬品消費量は室内試験の結果とよく一致した。この結果、室内試験で得られた関係は、パイロットテストにも適用できるであろう。

全窒素の除去 まず、イミド型 NS-N の加水分解反応により生成したアミド型 NS-N を亜硝酸との酸

化反応により除去した後、生物学的硝化・脱窒反応により $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の処理実験を行った。再曝気処理水の水質は、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は約 0.2 mg/l , $\text{NO}_2^-\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ はいずれも 0.1 mg/l 以下、NS-N は約 4 mg/l となった。

次に、加水分解処理によりアミド型となった NS-N と硝化反応により生成した亜硝酸を NS 除去槽で反応させ窒素ガスとすることを特徴とする Fig. 1 に示した窒素除去システムにより、供試排水に含まれる全窒素除去の検討を試みた。処理後の再曝気処理水の水質は、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は 0.2 mg/l 以下、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ はいずれも 0.1 mg/l 以下、NS-N は約 2.6 mg/l 以下の成績となり、ここで考案された亜硝酸無添加システムは亜硝酸添加システムと一致した。なお、この時の各工程の水質を Table 2 に示した。

また NS 化合物と反応して除去される亜硝酸量は、NS 除去槽の入口、出口における物質収支から NS-N 1 mg 当たり 1.8 mg であることがわかった。この値は室内試験に比較し高い値であるが、脱窒反応による $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 除去に要するメタノール量が節減されることから望ましい傾向である。

以上、亜硝酸無添加による窒素除去システムは、次に示す特徴をもっている。¹⁰⁾

- (1) イミド型 NS-N (イミドジスルホン酸性窒素) を加水分解反応によりアミド型 NS-N (アミドモノスルホン酸性窒素) とする。
- (2) 生物学的硝化反応は亜硝酸型であるので、アンモニアから亜硝酸を生成する。
- (3) 硝化槽と脱窒槽の間に設置された NS-N 除去槽では、アミド型 NS-N は亜硝酸と反応し N_2 ガスとなる。
- (4) NS-N 除去に要する亜硝酸の節減のみならず、脱窒

Table 2. Results of continuous treatment in pilot test of 2.5 m^3 wastewater per day.

						(mg/l)	
	Wastewater	Nitrification	NS-removal	Denitrification	Reaeration	Coagulation	Sandfilter
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	330*	1.7	—	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
$\text{NO}_2^-\text{-N}$	2.2	151.0	120	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	79.0	34.1	—	ND	ND	ND	ND
NS-N	42.0	22.1	2.5	—	2.6	—	2.1
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	3.6**	1.0	—	0.3	0.4	0.03	0.01
COD_{Mn}	41.8	28.1	14.5	—	13.3	—	10.7
$\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$	332.0	330	—	—	331	328	—

* $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (as NH_4Cl) was added to the wastewater from wet SO_x removal facilities.

** Phosphate was added as a nutrient.

負荷の軽減およびメタノールの節減等の効果がある。

未消費のリンの凝集沈殿による除去 硝化槽に約 5 mg/l のリンを添加して本システムを運転すると、再曝気処理水にはリンは 0.8~1.0 mg/l 検出された。この条件で、約 40 mg/l の無機炭素を含む再曝気処理水中のリン除去のための連続処理実験を行った。結果は Fig. 4 に示すように凝集沈殿上澄液のリン濃度を 0.1 mg/l 以下にするためには、 Al^{3+} として 6 mg/l 以上添加する必要がある。一方、無機炭素を含まない排水中のリンは、2.4 mg/l の Al^{3+} 量で十分除去しうることがわかった。この原因は、 Al^{3+} は HCO_3^- と反応し消費されるためであり、再曝気処理水には脱窒反応によって生成する無機炭素が含まれることより、排水中の無機炭素濃度を考慮した凝集剤所要量の決定が必要であることが示唆された。

最終的に硝化槽にリンとして 4 mg/l 添加して窒素およびリン除去を試みた。処理結果の一例を Table 2 に示した。表から明らかなように、砂ろ過処理水の水質として NH_4^+-N は 0.2 mg/l 以下、 $NO_2^- - N$ と $NO_3^- - N$ はいずれも 0.1 mg/l 以下、NS-N は約 2.1 mg/l、 $PO_4^{3-} - P$ は約 0.01 mg/l となった。以上、本システムにより排煙脱硝脱硫排水の窒素およびリン除去の初期目標を達成することができ、室内試験により得られた結果をパイロットテストで再現できたが、本排水の砂ろ過処理水には COD 成分であるジチオン酸が約 320 mg/l 含まれ、将来の規制動向を考えると、なお満足できるものではない。この残留 COD_{Mn} 成分は種々調べたところジチオン酸であり、窒素除去シス

テムにより全く除去されていないことが確認され、今後の研究の対象物質となった。

要 約

1. 連続処理による加水分解速度係数 k_i の算出を試みた結果、 $k_i = 0.25 \text{ l/mol} \cdot \text{sec}$ となり、室内試験の結果と大差がなかった。なお、アミド型 NS 化合物を除去するに要する亜硝酸所要量は、1 mg の NS-N 当たり 1.85 mg の $NO_2^- - N$ となり、室内試験の結果よりも大きい値を示した。

2. 硝化脱窒反応速度は、充てん材表面積当たりの窒素除去速度で表すことにより、室内試験の結果とよく一致した。硝化反応および脱窒反応の最大反応速度はそれぞれ $v_{1m} = 4.8 \text{ g/m}^2 \text{ day}$ および $v_{2m} = 8.65 \text{ g/m}^2 \text{ day}$ となり、各反応の基質飽和定数はそれぞれ $K_{1s} = 0.81 \text{ g/m}^3$ および $K_{2s} = 1.15 \text{ g/m}^3$ の結果を得た。

$NH_4^+ - N$ 除去速度 v_r は、通気部ガス線速度 $G(\text{cm/sec})$ に依存し、次式で表された。

$$(dS_{A1}/dt)_r = 0.87 G^{0.88}$$

3. 供試排水を 2.5 m³/day の流量で硝化槽に供給し、無機炭素、NaOH、メタノールおよびリンの消費量について検討したパイロットテストの結果は室内試験の結果とよく一致した。

4. イミド型 NS-N の加水分解反応によって生じたアミド型 NS-N は、生物学的硝化反応によって生成される亜硝酸と pH 3 の条件で反応させることによって N_2 まで分解することができた。なお、この反応で除去される $NO_2^- - N$ は NS-N 1 mg 当たり 1.8 mg であった。

5. リン除去に要する Al^{3+} は重量比で $Al/P = 6$ となり、無機炭素を含有しない場合の値 2.4 に比較して大幅に消費された。これは再曝気処理水に含まれる HCO_3^- に起因するものである。

6. 本システムにより、窒素およびリンの除去を試みたところ、砂ろ過水質として $NH_4^+ - N$ 0.2 mg/l 以下、 $(NO_2^- + NO_3^-) - N$ 0.1 mg/l 以下、NS-N 2.1 mg/l、 $PO_4^{3-} - P$ 0.03 mg/l のものを得た。

使用記号

A_s : 充てん材表面積, m²

G : 通気線速度, cm/sec

K_{1s} : 硝化反応の基質飽和定数, g/m³

K_{2s} : 脱窒反応の基質飽和定数, g/m³

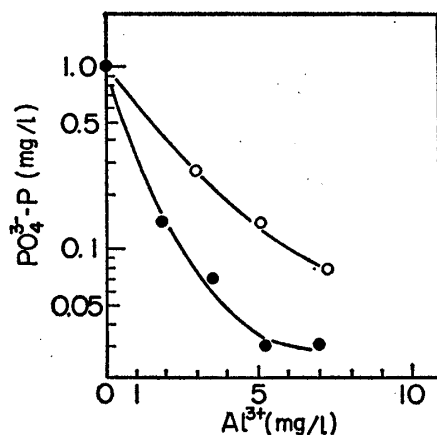


Fig. 4. Effect of Al^{3+} on orthophosphate-removal in continuous treatment.

○, in pilot test; ●, in laboratory test and in jar tester.

- k_i : 加水分解速度定数, $l/mol \cdot sec$
 Q : 加水分解槽流入量, m^3/day
 Q_0 : 硝化槽流入量, m^3/day
 S_{a0} : 硝化槽入口 NH_4^+-N 濃度, g/m^3
 S_{a1} : 硝化槽内 NH_4^+-N 濃度, g/m^3
 S_H : 加水分解槽内 H^+ 濃度, mol/l
 S_{N0} : 加水分解槽流入口 $NS-N$ 濃度, mol/l
 S_{N1} : 加水分解槽内 $NS-N$ 濃度, mol/l
 v_1 : 充てん材表面積当たりの硝化反応速度, $g/m^2 day$
 v_2 : 充てん材表面積当たりの脱窒反応速度, $g/m^2 day$
 v_{1m} : 充てん材表面積当たりの最大硝化反応速度, $g/m^2 day$
 v_{2m} : 充てん材表面積当たりの最大脱窒反応速度, $g/m^2 day$
 V_h : 加水分解槽実容積, m^3

本研究は電源開発株式会社との共同研究の一環である。
 本報告の 大要は 昭和55年 3月14日, 日本 工業用水協会
 「第15回研究発表会」において講演した。

文 献

- 1) 田中, 横山, 小泉, 石原: 電中研報告 275017

(1976).

- 2) 宮坂: 公害と対策, **16**, 54 (1980).
 3) 木田, 関, 嶺尾, 前田, 菅, 市川: 醸酵工学, **59**, 137 (1981).
 4) 木田, 関, 嶺尾, 前田, 菅, 市川: 醸酵工学, **59**, 145 (1981).
 5) U. S. Environmental protection Agency, Process Design Manual for Nitrogen Process (1975).
 6) Young, J. C., Baumaum, E. R., Wall, D. J.: *J. Water Poll. Control Fed.*, **47**, 46 (1975).
 7) Haug, R. T., McCarty, P. L.: *J. Water Poll. Control Fed.*, **44**, 2086 (1972).
 8) 岩井, 北尾, 浦辺, 大森: 水処理技術, **13** (6), 23 (1972).
 9) Willamson, K. L., McCarty, P. L.: *A Model of Substrate Utilization by Bacterial Films*, Presented at the 46th Annual Conference of the Water Pollution Control Federation, Cincinnati, Ohio, October (1969).
 10) 木田, 坪谷, 関: 特開昭 55-61994.

(昭 55. 10. 25 受付)