

(49) 凝集剤添加・回分式間欠曝気活性汚泥法による畜舎排水の
高度処理と亜酸化窒素の放出特性

Advanced Treatment of Swine Wastewater by a Sequencing Batch Reactor
with Coagulant Addition and Its Emission Characteristics of Nitrous Oxide.

金 主鉉、片山 悦治郎、藤田 泰広

山田 一裕、西村 修、須藤 隆一

Ju-hyun KIM, Etsujiro KATAYAMA, Yasuhiro HUIJITA

Kazuhiro YAMADA, Osamu NISHIMURA, Ryuichi SUDO

Abstract; A sequencing batch reactor process by adding aluminium sulfate was operated with a different BOD/T-N ratio and Al/P molar ratio to investigate the removal characteristics of nitrogen and phosphorus, and nitrous oxide (N_2O) emission from the swine wastewater treatment. The following results can be drawn:

(1) The percentage removal of T-N and T-P were 63.6-78.0% and 83.9-97.3% respectively, and their treatment performance were significantly affected by BOD/T-N ratio of influent and the amount of chemical dosage. Nitrification inhibition by the dosage of coagulant in the addition of 0.2 and 0.5 as Al/P molar ratio was not observed during operational periods. (2) N_2O conversion rate decreased with increasing of percentage denitrification. In particular, N_2O emission of low BOD/T-N ratio was more significant than that of high BOD/T-N ratio during the anaerobic process.

Key Words; nitrous oxide, BOD/T-N ratio, swine wastewater, sequencing batch reactor, coagulant.

1. はじめに

近年、地球温暖化防止の観点から排水処理においてもその処理水質の向上のみならず、処理過程における温室効果ガスの放出に関する関心が高まっている。特に、亜酸化窒素 (N_2O) は微量でも温室効果は高く、生物学的な窒素除去プロセスである硝化・脱窒において中間あるいは副生成物として発生するため、温室効果ガス放出実態の調査研究が進められている¹⁾⁻⁵⁾。排水処理における N_2O 発生にかかわる影響因子としては、窒素化合物、溶存酸素、有機炭素源、pH等があり⁶⁾⁻⁸⁾、なかでも排水中に多く含まれる有機性窒素、アンモニア性窒素は N_2O 発生の直接的な起源となるため、尿汚水を主体とする畜舎排水のような高濃度有機性排水の高度処理過程においては多量の N_2O 発生が懸念される。さらに、閉鎖性水域の富栄養化や地下水の硝酸性窒素汚染の防止対策として、畜舎排水においても窒素・リン等の栄養塩除去が望まれている状況を考えると、畜舎排水の高度処理プロセスにおける N_2O ガス発生量や発生特性の解明および抑制技術の開発は重要な課題といえる。また、BOD/T-N比の変動の激しい畜産排水の特徴は N_2O 放出に大きく影響を及ぼすことが予想されるが、それに関する研究例は少ない。

回分式活性汚泥法は、単一の反応槽において処理と沈殿を同時に行うため、装置の構造が簡単で維持管理も比較的容易である。このような特性は、必ずしも専門的知識を有しない畜産農

家が管理する排水処理施設として有利であり、間欠曝気を行うことにより排水中の有機物のみならず窒素も高度に除去することが可能となる。しかしながら、回分式活性汚泥法では、高濃度の有機物および窒素を含有し、なおかつ低いBOD/T-N比をもつ畜舎排水の特性上、低水量負荷での長時間曝気が不可欠であるものの、硝酸性窒素の蓄積や発生汚泥量が少なくなるなど窒素・リンの同時除去は困難である⁹⁾¹⁰⁾。したがって、有機物や窒素に加え、排水中のリンを効率的に除去するためには、物理化学的な処理方法とのハイブリッド化が必要と考えられる。

そこで本研究では、上記の背景を踏まえ豚舎排水の高度処理手法として凝集剤添加・回分式間欠曝気活性汚泥法に着目し、排水のBOD/T-N比、およびリン除去を目的とした凝集剤添加量の違いが排水の窒素、リン除去に及ぼす影響を検討するとともにその処理過程におけるN₂O放出特性について室内実験による検討を行った。

2. 実験方法

2.1 供試排水

実験には、宮城県にある養豚場（母豚500頭）から排出される実排水を用いた。本養豚場はふん尿分離方式（一部混合方式）で豚舎が管理されているため、汚水は主に尿と管理水で構成されている。実排水であるためふん尿分離の程度が排水特性を大きく変化させる。このため室内実験に必要な量は、1回の採水において確保し、冷蔵庫に保存して使用した。また、植種には、本養豚場の排水処理施設から採取した活性汚泥を用いた。供試排水の性状をTable 1に示した。保管した実排水を実験に用いる際にはBOD測定後適度な希釈を行い室温にもどす操作を行った。また、流入水量負荷はすべての実験系において同じである。

Table 1 Characteristics of piggery wastewater

Parameter	Mean	Maximum	Minimum	Number of samples
BOD (mg/l)	2790*/3840**	2880*/3930**	2700*/3750**	8
T-N (mg/l)	1390	1450	1330	8
T-P (mg/l)	125	130	120	8
SS (mg/l)	460	-	-	2
Alkalinity (mg/l as CaCO ₃)	2900	-	-	2

*Run A and B, **Run C and D.

2.2 実験装置

実験装置はFig.1に示すように液相容量4l、気相容積2.5lの反応槽を4槽用い、25℃の水槽の中に設置した。実験は、回分式間欠曝気活性汚泥法においてFig.2に示すように流入攪拌（嫌気工程）、曝気攪拌（好気工程）、沈殿、排水の工程により1サイクル12時間で行った。1回の流入および排出量は200mlであり、水理学的滞留時間は10日となる。それぞれの反応槽には、攪拌用のプロペラシャフト、曝気用のエアーチューブ、流入および排水用のチューブが取り付けられており、pHに関してはpHコントローラーによって反応槽中のpHが6.5～8.5になるように調節した。好気工程の曝気量は2.5l/minである。また、処理過程で発生するガスを捕集するため反応槽をビニールシート等で覆い、嫌気工程では反応槽の混合液中のガスを、好気工程では反応槽の混合液中のガスおよび密閉されたヘッドスペース中の排ガスを採取し分析に供した。

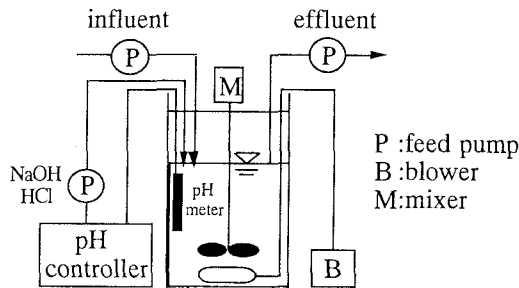


Fig.1 Schematic diagram of the SBR apparatus

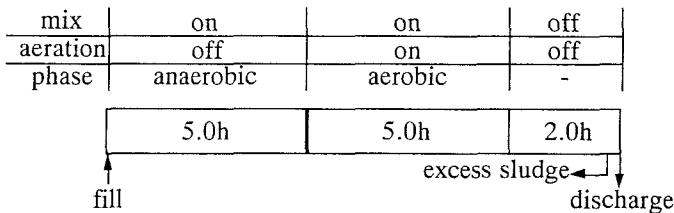


Fig.2 SBR cycle

2.3 実験条件

実験条件はTable 2に示すように流入水のBOD/T-N比を2.0に調整したRun A、Run BとBOD/T-N比3.0のRun C、Run Dの4系である。BOD/T-N比の設定は、同じ養豚場に設置したSBRパイロットプラントによる実験¹¹⁾でBOD/T-N比3.0以下ではBOD、T-N、T-P等の顕著な除去率の低下が認められたため、3.0および2.0と設定した。また、BOD/T-N比の微調節は実排水にデンプンおよび硫酸アンモニウムを添加することによって行った。

リン除去を主目的として使用される凝集剤はFe(III)塩、Fe(II)塩、Al(III)塩など広範囲であるが、生活排水を対象とした嫌気好気回分式活性汚泥法では凝集剤の種類による処理機能の違いはほとんどないとの報告¹²⁾もあり、凝集剤の効果をほぼ同様であることが予想される。したがって、本実験では凝集剤の一種類である硫酸アルミニウムを用いることとした。しかし、凝集剤の選定の利害得失は処理場の特性に支配される面が多いので、適用していく場合には種々の観点からの検討が必要と考えられる。凝集剤の添加量については、生物活性に影響を与えないでリンの除去が可能な最小添加量を考慮し、Run A、CではAl/Pモル比で0.2、Run B、Dでは、Al/Pモル比0.5とし、それぞれ0.88g/l、2.2g/lの硫酸アルミニウム水溶液を曝気開始と同時に10ml/min

Table 2 Operational conditions

Parameter	Run A	Run B	Run C	Run D
BOD Volumetric loading (kg/m ³ /d)	0.28	0.28	0.40	0.40
BOD-MLSS loading (kg/kg/d)	0.09	0.09	0.13	0.13
BOD/T-N ratio (-)	2	2	3	3
Al/P molar ratio (-)	0.2	0.5	0.2	0.5
hydraulic retention time (d)	10	10	10	10
sludge retention time (d)	43	43	25	24
sludge production (gSS/d)	0.64	0.66	0.86	0.92

で5分間投入した。凝集剤添加によるリン除去と、生物学的リン除去が併行して行われる凝集剤の最小添加量はAl, Fe/Pモル比でおよそ0.5～0.6の範囲にあるとされている¹³⁾。

BOD-MLSS負荷はRun A、Bが0.093kg/kg/d、Run C、Dが0.13kg/kg/dであり、T-N-MLSS負荷はRun A～Dすべて0.05kg/kg/dである。なお、MLSSは2回/週の頻度で排出直前に引き抜いた汚泥量を測定し、そのデータをもとに3000mg/lになるよう調整を行った。

2.4 測定項目および分析方法

運転は1日2サイクルとして35日間行い、その間定期的に水質をチェックし処理水の有機物および窒素濃度より定常状態となるのを確認した。そして71サイクル目における処理特性の調査を行い、水質およびガス質の分析を行った。

ガス質に関しては、気相中のN₂Oと液相中の溶存態N₂Oを分析した。気相中のN₂OはECD-GC（島津製作所、GC-9A）により、また溶存態N₂Oはヘッドスペース法に基づきECD-GCによって分析した。その他水質については工業排水試験法および下水試験法に準じ、TOC、T-N、T-P、NO₂-N、NO₃-N、NH₄-N、PO₄-Pについて分析を行った。NO₂-NおよびNO₃-NはCd-Cu還元カラム法、NH₄-Nはインドフェノール法、PO₄-Pはアスコルビン酸法に基づき分析した（プラン=ルーベ社、TRAACS 800）。T-N、T-Pはペルオキシ二硫酸カリウムによる同時分解後、それぞれNO₃-N、PO₄-Pとして分析した（TECHNICON社、Autoanalyzer II）。pH、DOについてはガラス電極法および薄膜被覆電極法により測定した。流入水および処理水のBODについては下水試験方法により測定を行った。

3. 実験結果および考察

3.1 水質の処理性能

Run A、B、CおよびDの69～71サイクルの平均処理水質およびその除去率をTable 3に示す。BODの除去率は99.4～99.9%で、ほぼ完全に除去されており、SSの影響を除けば各系の違いはほとんどみられなかった。しかしながら、SSに関しては比較的高負荷のRun C、DよりRun A、Bの処理水SSの濃度が高く、Run CおよびRun Dにおいては凝集剤添加量の違いによる影響は表れなかった。これに対してRun AとRun Bでは凝集剤添加量の多かったRun Bの処理水SSが低い

Table 3 Water quality of effluent in each RUN

Parameters	Run A	Run B	Run C	Run D
SS(mg/l)	76.0 (83.5)	17.0 (96.3)	6.0 (98.7)	9.0 (98.0)
BOD(mg/l)	15.7 (99.4)	5.3 (99.8)	2.7 (99.9)	2.7 (99.9)
T-N(mg/l)	174.7 (87.5)	226.0 (83.9)	89.2 (93.6)	38.1 (97.3)
T-P(mg/l)	45.4 (63.6)	27.5 (78.0)	36.4 (70.9)	27.6 (77.9)

():percentage removal (%)

結果を示した。Al/Pモル比0.2のRun Aでは処理水SSが76mg/lであり、凝集剤の添加効果がみられなかった。これは、BOD-MLSS負荷0.1kg/kg/d以下の低いF/M比において活性汚泥は栄養不足

により分散状態となったため、Al/Pモル比0.2の添加では活性汚泥の沈降性改善は期待できないものと考えられる。その一方、同じBOD-MLSS負荷のRun BのSS除去率は96%と凝集剤添加の効果が表れ、活性汚泥が分散状態となる低負荷条件において適切な凝集剤添加は活性汚泥の沈降性の改善に有効であると考えられた。

窒素については各実験系において処理水質に違いがみられ、BOD/T-N比の高いRun C、Dの方がRun A、Bより良好な処理水質を示した。Fig.3に71サイクル目の1サイクルの無機態窒素の経時変化を示す。Run A、Bの処理水中のT-Nはそのほとんどが硝酸性窒素であり、脱窒に必要な炭素源の不足により $\text{NO}_2\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ が蓄積した状態を表している。しかし、Fig.3から明らかにすべての実験系において、曝気開始と同時に $\text{NH}_4\text{-N}$ の減少と $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の増加が認められた。1サイクル終了時の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は 10mg/l 以下と硝化は良好に進行し、凝集剤添加による硝化機能の低下は認められなかった。一般的に凝集剤は硝化細菌の活性を低下させるとされているが¹⁴⁾、硝化細菌に対し阻害作用を引き起こすAl/Pモル比は1.2程度といわれており¹⁵⁾、Run A、B、CおよびDの硝化速度は 2.3 、 2.9 、 3.2 、 $4.6\text{NH}_4\text{-Nmg/MLSSg/h}$ と凝集剤添加量の低い系より、むしろ高い系の方が高い値を示した。すなわち、この凝集剤添加濃度では硝化活性に悪影響を与えないばかりでなく、むしろ凝集剤添加により良好な汚泥性状が保たれ、主に付着性である硝化細菌にとって増殖に適した環境条件となったためではないかと考えられる。以上の結果より、凝集剤添加・回分式間欠曝気活性汚泥法による畜舎排水の窒素除去において、SRT24~45日の条件下ではSRTの影響はなく、流入水のBOD/T-N比の影響が大きいことが明らかとなった。また、脱窒に必要な有機炭素源が存在する場合に、適度な凝集剤の添加は窒素除去を向上させると考えられる。

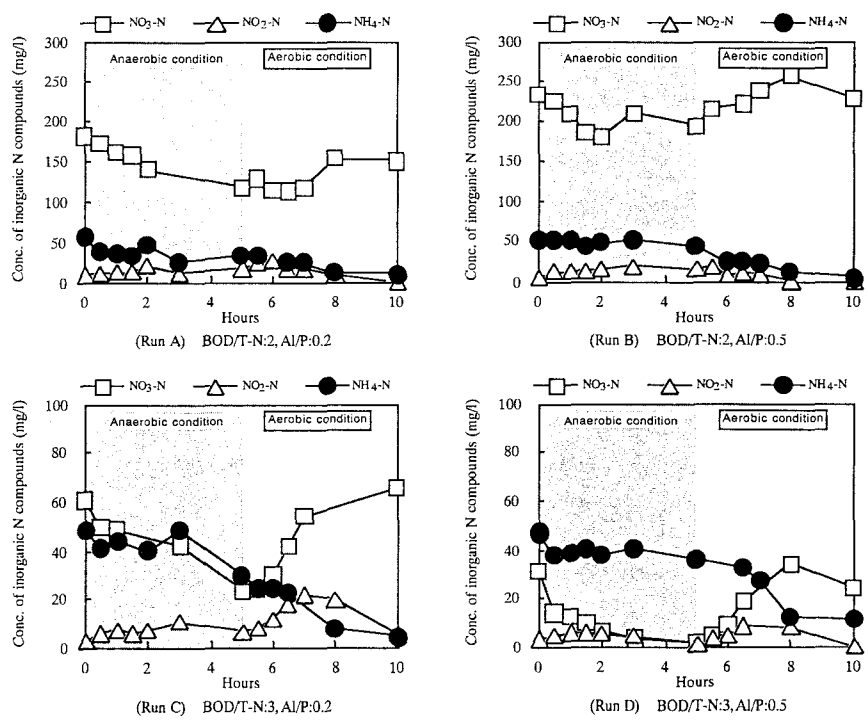


Fig.3 Concentration profiles of inorganic nitrogen compound in SBR

リンについては凝集剤の添加量が多いほど高い除去率が得られ、Al/Pモル比0.5添加系ではおよそ78%のリン除去が可能であった。著者らが行った凝集剤を添加しない実験結果¹⁶⁾ではリンの除去率が30～50%と、凝集剤添加によるリン除去率の向上効果は約30～40%であると思積られる。しかしながら、Run A～Dにおける処理水のT-P濃度は45.4、27.5、36.4、27.6mg/l ($\text{PO}_4\text{-P/T-P:0.85}\sim\text{0.95}$)と水質汚濁防止法の排水基準¹⁷⁾である日間平均値8mg/lを大きく上回っているため、凝集剤添加量の適切な管理と同時に好気工程のリンの摂取能を高める必要があると考えられる。Bortoneら¹⁸⁾は豚舎排水を対象に行ったSBR実験で、好気工程における高いリン蓄積能を確認しており、通常の活性汚泥が25mgP/gVSS以下であるのに対し、活性汚泥中のリンは43mgP/gVSSと1.7倍高く、95%の生物学的リン除去が可能であったと報告しているが、著者らが行った凝集剤無添加実験¹⁶⁾における活性汚泥中のリンは17～28mgP/gMLSSで、本実験においてもリンの過剰摂取はみられなかった。これは植種した活性汚泥中に十分なリン蓄積細菌が存在していなかったため、馴致過程において十分な増殖ができなかった可能性や活性汚泥中の定常的に出現した糸状性細菌との競合（出現レベル3～4）が原因ではないと思われる。

Fig.4に凝集剤を添加した好気工程における汚泥中のリン濃度を示した。生物学的リン除去との併行効果は認められなかったものの凝集剤の添加により活性汚泥中のリン濃度は無添加に比較し5～7倍向上し、少量添加においても効果的なリンの除去が行われたと考えられる。

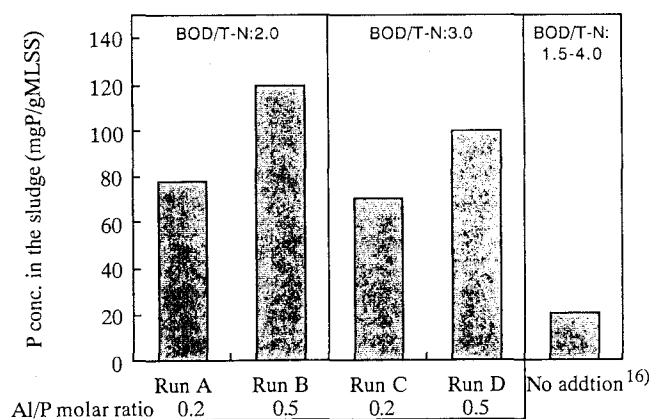


Fig.4 Phosphorus concentration in the sludge

3.2 N_2O 生成に及ぼす流入水BOD/T-N比の影響

運転開始より71サイクル目の1サイクルにおける溶存態 N_2O 濃度および N_2O 放出速度の経時変化をFig.5に示す。Fig.5より明らかなように、BOD/T-N比2のRun A、BとBOD/T-N比3のRun C、Dでは N_2O 発生状態に大きな違いがみられた。Run AおよびBでは嫌気工程での溶存態 N_2O 濃度が増加し、嫌気工程終了時までの反応槽当たりの N_2O 生成量はRun A、Bがそれぞれ3.1、3.4mg N_2O であった。これに対し、BOD/T-N比3のRun CおよびDでは、その生成量はわずか0.19、0.001mg N_2O と N_2O の発生量が少ないことがわかる。これはFig.3に示した各実験系の $\text{NO}_3\text{-N}$ 初期濃度からもわかるようにBOD/T-N比2のRun A、Bでは脱窒に必要な有機炭素源が不足したため、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の顕著な蓄積が確認できる。したがって、有機炭素源の不足により脱窒反応過程の中間生成物である N_2O までしか反応が進行せず、これが溶存態 N_2O を多量に発生させた原因と考えられる。Bernetら⁸⁾は畜舎排水を対象とし、C/N比 ($\text{TOC/NO}_3\text{-N}$)を変化させ実験を行った結果、

C/N比1.6以下では脱窒反応は終了せず、また1.6～2.4では NO_3^- は全て消費されるがガス中に N_2O が含まれると報告している。さらにC/N比2.4～18.0では NO_3^- が完全に N_2 へと変換されたとしている。Run AおよびRun Bの嫌気工程開始時のTOC/ NO_3^- -N比はそれぞれ0.8、0.6と N_2O 生成が十分に可能な条件であることがわかる。一方、Run CとRun Dの初期TOC/ NO_3^- -N比はそれぞれ4.4、8.2であり、Bernetらの実験結果を考慮すれば、 N_2 への完全な脱窒が可能な条件であったと考えられる。このことはFig.6に示す嫌気工程における脱窒率と N_2O 転換率の関係からも裏付けられる。すなわち、脱窒率と N_2O 転換率間では反比例の関係が認められ、脱窒率が高いほど N_2O 転換率は低くなる傾向が示されたことから、 N_2O 生成に及ぼす流入水のBOD/T-N比の影響が明らかであった。ここで、 N_2O 転換率は嫌気工程で消失した NO_2^- -Nおよび NO_3^- -N量に対する N_2O 生成量であり、また脱窒率は嫌気工程において NO_2^- -Nおよび NO_3^- -Nの初期量に対する NO_2^- -N、 NO_3^- -Nの減少量の百分率である。すべての実験系における嫌気時のpHは7.0～8.0、DO濃度はほぼ0mg/lであった。

本実験で得られた N_2O 転換率は3.8～65%と生活排水を処理する活性汚泥法の0.06～1.0%¹⁹⁾に比べ4～1000倍も高い値を示し、畜舎排水処理において大量の N_2O 発生が確かめられたことから、その処理過程における N_2O 発生抑制の重要性が示唆された。

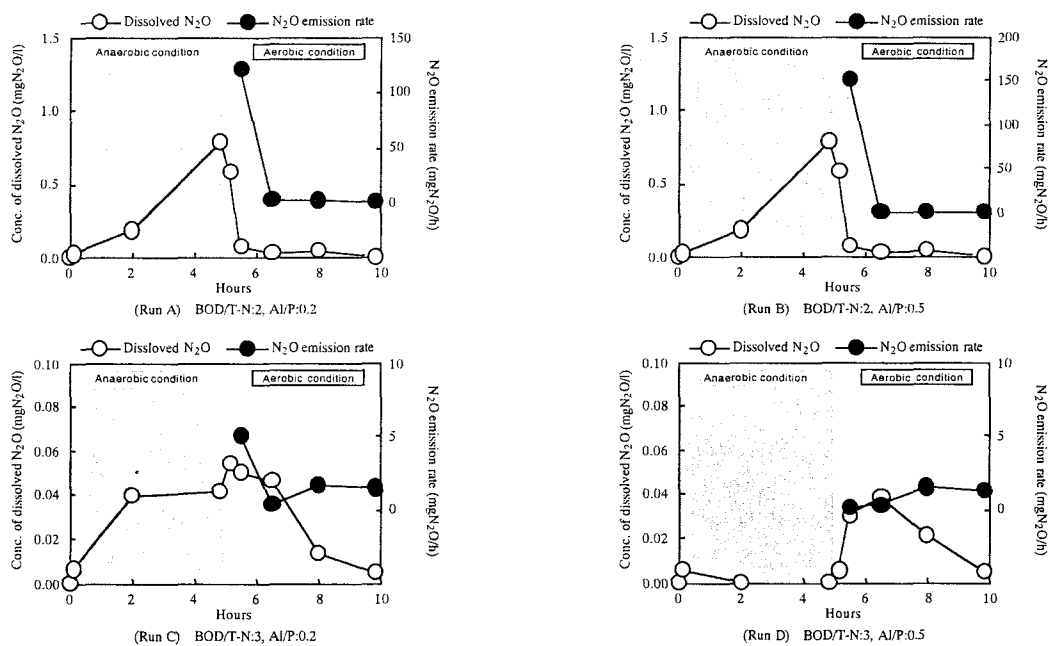


Fig.5 Profiles of dissolved N_2O and N_2O emission rate during 1 cycle in each RUN

一方、溶存態 N_2O 濃度が高かったRun A、Bでは、曝気開始と同時に N_2O 放出がみられ、溶存態 N_2O 濃度および放出速度は急激に減少したため、好気工程における N_2O 生成特性は表れなかった。しかし、Run CとDでは曝気開始約3時間後に N_2O 放出速度の増加がみられた。この時点においては、Fig.3に示した通り NO_2^- -N蓄積も観察され、溶存態 N_2O 濃度の増加とほぼ同じ変動傾向を示した。*Nitrosomonas europaea*は溶存酸素が存在すれば、微量の溶存酸素条件においても NH_4^+ を酸化し、 N_2O を生成する能力があるとされており²⁰⁾、硝化機能をもつ*Pseudomonas aureofaciens*、*Alcaligenes faecalis*、*Thiosphaera pantotropha*等の従属栄養細菌は好気性脱窒ができる

21)とされている。すなわち、 $\text{NO}_2\text{-N}$ の蓄積は硝化過程においてアンモニア酸化活性が卓越したことを間接的に表すものと考えられ、酸化された $\text{NO}_2\text{-N}$ はアンモニア酸化細菌により N_2O へと脱窒されたのではないかと考えられる。

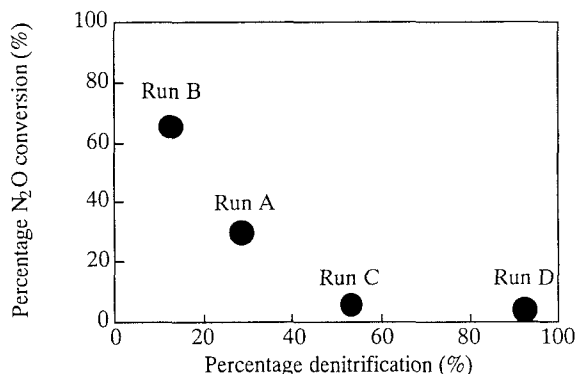


Fig.6 Relationship between denitrification and N_2O conversion in the anaerobic condition

Fig.7に好気工程における硝化速度と平均 N_2O 放出速度を示す。 N_2O 放出速度は曝気直後の放出される溶存態 N_2O の影響を除くために、曝気開始1時後からの平均値である。同じBOD/T-N比で運転したRun AとRun B、またRun CとRun Dを比較してみると凝集剤の添加量の多いRun B、Dでは、Run A、Cより硝化速度が高い反面 N_2O 放出速度は低かった。水落ら⁷⁾は実排水を用いた嫌気好気活性汚泥法において硝化率が高いほど N_2O 発生が抑制されたと報告しており、本実験においても同様の傾向がみられたといえる。しかしながら、Run A、BとRun C、Dの N_2O 放出速度の比較ではSRTの違い、すなわちBOD/T-N比が N_2O 生成に及ぼす影響はみられなかった。

以上のような嫌気および好気工程の N_2O 放出特性より N_2O 放出抑制のためには、硝化・脱窒といった生物反応を効率よく進行させ、窒素除去を高めることがきわめて重要であることが示唆された。特に低BOD/T-N比では嫌気工程での N_2O 生成が卓越したことから、畜舎排水のBOD/T-N比を適切に管理する必要があると考えられる。その一方、本実験ではAl/Pモル比0.2および0.5の条件において凝集剤添加が脱窒および脱窒過程での N_2O 生成に及ぼす影響は明らかではないと考えられた。

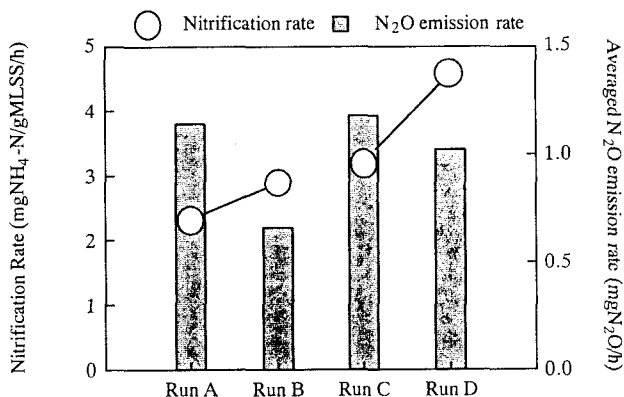


Fig.7 Relationship between nitrification rate and N_2O emission rate in the aerobic condition

4. まとめ

- 1) 少量の凝集剤添加 (Al/Pモル比0.5) を組み合わせた回分式間欠曝気活性汚泥法により畜舎排水の窒素、リンの高度処理が可能であった。それぞれの除去率は94～97%、71～78%で、凝集剤添加による硝化活性の低下はみられなかった。
- 2) 流入水のBOD/T-N比は、回分式間欠曝気運転において好気工程より嫌気工程の N_2O 生成において支配的因子となり、脱窒率の低下に伴いその生成量は増加することが明らかであった。一方、Al/Pモル比0.2、0.5の添加条件下において凝集剤の添加が脱窒および脱窒過程での N_2O 生成に及ぼす明らかな影響は認められなかった。
- 3) 好気工程において、同じBOD/T-N比では硝化速度が高いほど N_2O 発生は少ない傾向を示したが、 N_2O 発生に及ぼすSRTの違いは認められなかった。

参考文献

- 1) H. Itokawa, K. Hanaki and T. Matsuo (1996) Nitrous Oxide Emission during Nitrification and Denitrification in A Full-Scale Night Soil Treatment Pland, *Wat. Sci. Eng.*, 34(1-2), 277-284.
- 2) 水落元之、京才俊則 (1992) 温室効果気体の下水処理プロセスからの放出、月刊下水道、15(1).
- 3) 藤原誠、水落元之 (1994) 下水処理場からの亜酸化窒素放出量調査、環境衛生工学研究、8(3)、63-68.
- 4) E. Sumer, A. Weiske, G. Benckiser and J.C.G. Ottow (1995) Influence of Environmental Conditions on the Amount of N_2O Released from Activated Sludge in a Domestic Waste Water Treatment Plant, *Experientia*, 51, 419-422.
- 5) C. Peter, C. Patric and H. Robert (1995) Nitrous Oxide Emissions from Municipal Wastewater Treatment, *Environ. Sci. Tech.*, 29, 2352-2356.
- 6) Xiao-lei Wu, Hai-nan Kong, M Mizuochi, Y Inamori, Huang Xia and qian Yi (1995) Nitrous Oxide Emission From Microorganisms, *Wat. Treatment Bio.*, 31(3), 151-160.
- 7) 水落元之、稲石高雄、市川雅英、大石亮、木持譲、稲森悠平 (1999) 生物学的嫌気好気活性汚泥法における N_2O 発生に及ぼすSRT、DOの影響、水環境学会誌、22(2)、145-151.
- 8) N. Bernet, N. Delgenes and R. Moletta (1996) Denitrification By Anaerobic Sludge In Piggery Wastewater, *Environ. Tech.*, 17, 293-300.
- 9) Jose R. Bicudo and Ivo F.Svoboda (1995) Intermittent Aeration of Pig Slurry - Farm Scale Experiments for Carbon and Nitrogen Removal, *Wat.Sci.Tech.*, 32(12), 83-90.
- 10) S.H. Wong and C.C. Choi (1989) Pilot Scale Aerobic Batch Reactor for Pig Waste Treatment, *J.IWEM.*, 3(2), 75-81.
- 11) 酒村哲郎、金主鉉、西村修、千葉信男、須藤隆一 (1998) 実プラントにおける豚尿污水处理の窒素除去特性、日本水処理生物学会誌、別巻第18号、73.
- 12) 佐藤吉彦、手塚圭治、永峯伸吾、後藤雅司、井村正博 (1998) 凝集剤添加・嫌気好気回分式活性汚泥方式による生活排水の高度処理、浄化槽研究、10(2)、39-46.
- 13) 奥野久羊 (1990) 実施設における遠心濃縮併用凝集剤添加嫌気好気法によるリン除去、用水と廃水、32(7)、32-41.
- 14) 栗林宗人、田中和博、京才俊則、佐藤和明 (1989) 高度処理と再利用、山海堂、213.
- 15) 滋賀県土木部、日本下水道事業団 (1986) 琵琶湖流域下水道における高度処理のための基本調査.

- 16) 藤田泰広、山田一裕、須藤隆一 (1999) 嫌気好気回分式活性汚泥法による畜舎排水の高度処理、平成10年度土木学会東北支部技術研究発表会講演概要集、842-843.
- 17) 農山漁村文化協会 (1995) 畜産環境対策大事典、568-569.
- 18) J. Bortone, S. Gemmelli, A. Rambaldi and A. Tilche (1992) Nitrification, Denitrification and Biological Phosphate Removal in Sequencing Batch Reactors Treating Pigery Wastewater, *Wat.Sci.Tech.*, 26(5-6), 977-985.
- 19) 水落元之、稲森悠平 (1997) 下水の標準活性汚泥法および嫌気・無酸素・好気法による処理に伴う CH_4 、 N_2O 放出量の比較について、日本水処理学会誌別巻、第17号.
- 20) Kester, R.A., W.d. Boer and H.J. Laanbroek (1997) Production of NO and N_2O by Pure Cultures of Nitrifying and Denitrifying Bacteria during Changes in Aeration, *Applied and Environmental Microbiology*, 63(10), 3872-3877.
- 21) Robertson, L.A., R. Cornelisse, P.d. Vos, R. Hadjoetomo and J.G. Kuenen (1989) Aerobic Denitrification in Various Heterotrophic Nitrifiers, *Antonie van Leeuwenhoek*, 56, 289-299.