

N₂ ガス曝気式の嫌気膜分離活性汚泥法による 高濃度硝酸含有鉄鋼排水の高効率処理

Biological Treatment of Ironworks Wastewater with High-concentration Nitrate Using a Nitrogen Gas Aerated Anaerobic Membrane Bioreactor

青木 圭太 AOKI Keita JFE スチール 東日本製鉄所（千葉地区）エネルギー部 エネルギー技術室 主任部員（副課長）
稲葉 知大 INABA Tomohiro 国立研究法人産業技術総合研究所 環境研究部門環境生理生態研究グループ 主任研究員
小野 徳昭 ONO Noriaki 栗田工業株式会社 産業・社会インフラ本部 CE 事業開発部門 資源循環技術部 技術主幹

要旨

排水中に含まれる硝酸態窒素は、河川・湖沼の富栄養化や土壌・地下水を汚染する恐れがあるため、環境中に流出しないよう適切に処理することが求められる。今回、製鉄所の既存インフラを利用した窒素ガス曝気による新しい排水処理方法を開発し、容積 4 000 L の装置による実証試験で、6 000 mg/L 以上という高濃度の硝酸態窒素を含む鉄鋼排水の効率的な処理に成功した。また、微生物解析により、排水処理には特定の硝酸態窒素除去微生物（脱窒菌）が関係していることを見出した。この新しい方法は、硝酸態窒素の処理が問題となっているさまざまな産業分野での活用が期待される。

Abstract:

Nitrate contained in wastewater can cause eutrophication of rivers, lakes, and marshes, as well as contamination of soil and groundwater, thus appropriate treatment is needed to prevent its release into the environment. This research developed a new wastewater treatment process using nitrogen gas aeration as the existing steelworks infrastructure. A demonstration test using a 4 000 L pilot equipment was successful in efficiently treating steelworks wastewater containing more than 6 000 mg/L of nitrate. In addition, microbial analysis revealed that a denitrifying bacterium was involved in the effective nitrate removal. This new process is expected to be used in various industrial sectors where the treatment of wastewater with high nitrate concentrations is a problem.

1. はじめに

製鉄所では、有害物質を含む廃水が大量に発生しており¹⁻³⁾、処理しないまま系外へ放流すると、周囲の自然環境の汚染を引き起こす可能性がある⁴⁾。有害物質の一つである硝酸態窒素を高濃度で含む廃水は、水で希釈することで濃度を低減させてから処理できるが²⁾、希釈による処理水の増加により、処理コストの増加、設備の大型化につながるこ

とが大きな課題となっている。表 1 に示すように、硝酸態窒素にはさまざまな処理方法が存在するが、処理できる硝酸態窒素の濃度は 240~1 500 mg/L と低いことから、高濃度硝酸態窒素を安価で効果的に除去する方法の開発が望まれている。

Membrane bioreactor (MBR) は、高強度廃水を処理する強力な生物学処理プロセスである⁵⁾。一般的な MBR プロセ

表 1 各種反応器による硝酸態窒素除去性能の比較

Table 1 Comparison of nitrate removal performance with different types of reactors

Reactor	Wastewater	Carbon source	Nitrate removal rate (kg NO ₃ -N/m ³ /day)	Nitrate concentration (mg/L)
Expanded-bed reactor	Electroplating wastewater	Methanol	2.0	~650
Stirred activated sludge reactor	Metal refinery wastewater	Acetate	2.5	~1 500
Packed bed reactor	Metal processing industrial wastewater	Methanol	3.2	~280
N ₂ aerated AnMBR	Ironworks wastewater	Methanol	1.1	5 300-8 000

2023 年 9 月 27 日受付

スでは、処理のために投入された活性汚泥を攪拌しつつ、微生物によって引き起こされる膜の汚れ沈着を防ぐために空気による連続的または断続的な曝気を行う⁶⁻⁹⁾。一方で、硝酸態窒素の生物学的除去は、嫌気性下での硝酸態窒素呼吸、つまり脱窒によって行われる。したがって、MBR での空気曝気による酸素供給は、嫌気性生物による脱窒を妨げることとなる。製鉄所では大量の純窒素ガスを製造しているため、曝気ガスとして窒素ガスが利用できる環境下であり、窒素ガスを用いることで、MBR 装置内の嫌気条件を確立しつつ曝気が可能となる。また、窒素ガス曝気による嫌気性 MBR (AnMBR) の有効性は現在まで検討されていない。

そこで本稿では、AnMBR 装置による高濃度硝酸態窒素を含む廃水の処理性能をベンチ試験およびパイロット試験により検証した結果、および次世代シーケンスとネットワーク解析を駆使して汚泥微生物の動態を追跡し、高濃度硝酸態窒素除去に与する重要な微生物種を同定した結果を報告する。

2. 試験方法

2.1 AnMBR 試験装置の構成

ベンチ試験およびパイロット試験の AnMBR 試験装置の概要を図 1 に示す。AnMBR 試験装置は、凝集槽 (ベンチ試験: 0.003 m³, パイロット試験: 1 m³), 原水槽 (0.005 m³, 1 m³), 脱窒槽 (0.026 m³, 4 m³) で構成される。脱窒槽は、可動隔壁で仕切られた 2 つの区画で構成されており、1 つは機械的攪拌装置を備えた反応槽、もう 1 つは膜モジュールが設置された分離槽である。反応の状態をリアルタイムで監視するために、pH 計、温度計、酸化還元電位 (ORP) 計を脱窒槽に設置した。温度は、ベンチ試験では 21.6~24.9°C で安定していたが、パイロット試験では 24.0~36.5°C の範囲内で変動した。両試験ともに、pH は約 8.4 で安定していた。分離槽での膜分離には、ベンチ試験とパイロット試験でそれぞれ有効膜面積 0.0315 m² および 6 m² の中空繊維膜 (三菱化学製, STER APORETM) を導入した。膜流束は、ベン

チ試験およびパイロット試験で 10 LMH (0.25 m/日), 25 LMH (0.6 m/日) に設定した。嫌気条件を整えるとともに膜表面の汚れを防ぐために分離槽の膜モジュールの下に窒素ガス曝気装置を設置し、ベンチ試験では 5 L/分, パイロット試験では約 100 L/分で曝気した。さらに、膜の性能を維持するために 7 分稼働, 3 分停止の間隔で間欠運転を行った。また、膜の汚れが発生した場合 (膜間差圧が 90 kPa 以上に達した場合), 膜モジュールを取り外し、次亜塩素酸塩ソーダ水溶液で洗浄することとした。反応槽には、下水処理場から得られた活性汚泥を種汚泥として導入した。高濃度硝酸態窒素を含む廃水は実際の製鉄プロセスの一部から取得した。廃水は、まず凝集槽で石灰ソーダ法¹⁰⁾ によって処理し、元の廃水に含まれるカルシウム、鉄、重金属、懸濁物質を凝集沈殿によって除去した。処理された廃水は原水槽に溜められ、ポンプで脱窒槽に送られる。原水は全有機炭素 (TOC) および全窒素 (TN) の濃度が、それぞれ 6~25 mg/L, 5 500~9 000 mg/L であった。製鉄所廃水には有機物がほとんど含まれないため (TOC: <30 mg/L), 脱窒菌のエネルギー源となる有機炭素としてメタノールを添加した。メタノールの添加量は、廃水に含まれる硝酸態窒素を処理するために必要な理論値に基づいて決定し、測定された硝酸態窒素除去量を考慮して適宜調整した。脱窒菌、活性汚泥浮遊物質 (MLSS), 活性汚泥有機性浮遊物質 (MLVSS) の測定のために、脱窒槽から汚泥をサンプリングした。有機負荷率 (OLR) はベンチ試験では 1.0~1.9 kg-BOD/m³/日, パイロット試験では 1.5~2.9 kg-BOD/m³/日となり、汚泥負荷率 (SLR) はベンチ試験: 0.2~0.5 kg-BOD/kg-VSS/日, パイロット試験: 1.2~1.6 kg-BOD/kg-VSS/日となった。汚泥の固形分は遠心分離によって分離し、-20°C で保管した。

2.2 化学分析

処理廃水中の有機炭素および残留窒素化合物の濃度を測定した。具体的には、TOC 濃度は分析装置 (TOC-L/TNM-L, 島津製作所, 京都, 日本) を使用して、硝酸態窒素および亜硝酸態窒素の濃度はイオンクロマトグラフ (Dionex ICS-1600, ThermoFisher Scientific, Waltham, 米国) によって測定した。汚泥の固形分濃度を追跡するために、標準的な検査方法^{11, 12)} に従って MLSS と MLVSS をそれぞれ測定した。

2.3 微生物解析

汚泥の固形分を遠心分離したものを用いて、産業技術総合研究所の協力を得て、微生物の DNA 解析を実施した。活性汚泥中の数千種の微生物を網羅的に同定するために、次世代シーケンサを使用している。

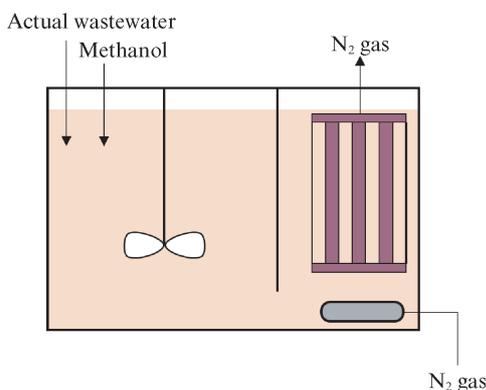


図 1 試験装置の概要

Fig. 1 Overview of test equipment

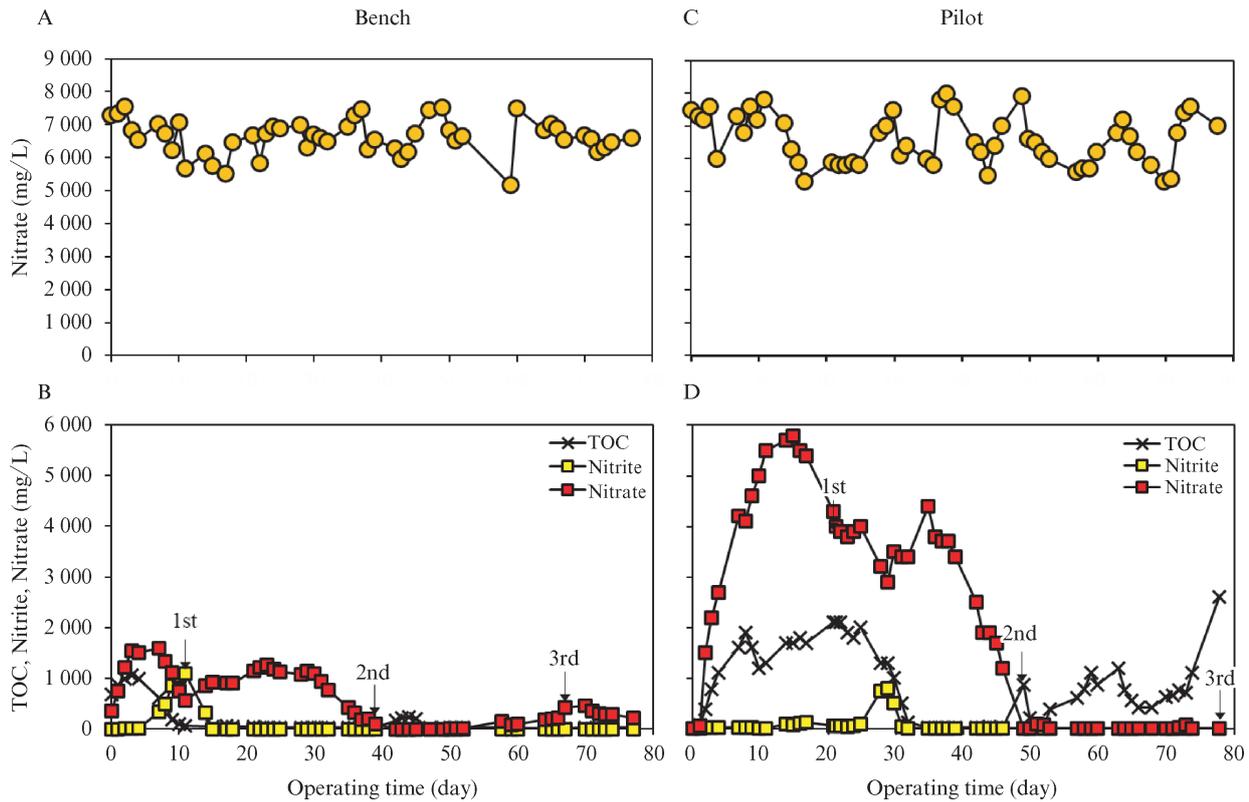


図2 全運転期間におけるAnMBR性能指標 A,C: 原水中の窒素濃度, B,D: 処理水中の全窒素濃度

Fig. 2 Performances of the bench- and pilot-scale AnMBRs throughout the whole operation period; concentration of nitrate in the feed wastewater (A, C), concentrations of the nitrate, nitrite and TOC in the treated wastewater (B, D)

3. 試験結果

3.1 AnMBRの廃水処理評価

まず、ベンチ試験でAnMBRの硝酸態窒素処理能力を事前調査した(図2A, B)。6 678±526 mg/Lの硝酸態窒素を含む廃水を1.5 mL/minで注入した(滞留時間[HRT]: 12日)。操業開始後、処理水中に硝酸態窒素が蓄積し、7日目に最高濃度1 590 mg/Lに達した。その後、硝酸態窒素濃度は11日目まで減少し続け、その後20日間は750-1 300 mg/Lの範囲で推移した。濃度は32日目に再び減少し始め、最終的に42日目には検出されなくなった。硝酸態窒素処理を促進するために、廃水の流量を46日目に1.8 mL/min (HRT: 10日)に増加させた。その後、硝酸態窒素濃度は55日目まで17 mg/L以下だったが、おそらくメタノール供給が不十分だったため、58~77日目には78~415 mg/Lの範囲を推移した。一方、亜硝酸態窒素濃度は5日目の3.1 mg/Lから11日目には1 086 mg/Lまで一時的に増加し、これに伴い硝酸態窒素濃度が減少した。増加した亜硝酸態窒素はその後の期間(17~18日目)に分解された。処理水のTOCは、操業初期(1~7日目)に1 056 mg/Lまで増加したが、その後、硝酸態窒素の減少に伴って減少した(8~14日目)。メタノールの添加速度は、24日目には53 g/日から64 g/日、33日目には90 g/日に増加させた。この時点で硝酸態窒素の

除去が停滞し、45~48日目にTOCが増加した。この増加は、46日目以降の廃水供給量の増加により解消し、TOCは低濃度(15~23 mg/L)で推移した。ORPは操作全体を通じて-180±71 mVであり、窒素ガス曝気によって嫌気条件が維持されたことを示している。MLSS濃度は時間の経過とともに減少し、最終的には3 206~4 376 mg/Lの範囲で比較的安定して推移していたMLVSSとほぼ等しくなり、操業中の汚泥性状の変化がほとんどないことがわかった。これはおそらく、供給廃水中に懸濁物質が存在しなかったこと、OLRおよびSLR制御がうまくいかなかったことが原因と考えられる。

次に、この硝酸態窒素処理法の妥当性を4 m³のパイロット試験で評価した(図2C, D)。6 580±760 mg/Lの硝酸態窒素を含む廃水を0.69 m³/日(HRT: 5.8日)で供給した。この硝酸態窒素負荷率は、ベンチ試験よりも約1.7倍高かった。処理水中の硝酸態窒素濃度は運転開始から15日間上昇し続け、15日目に最高値5 800 mg/Lを示した。その後、16日目から29日目にかけて一時的に濃度が低下したが、その後35日目までは2 900~4 000 mg/Lの範囲で推移した。36日目から再び減少し始め、49日目には最低値0.46 mg/Lに達した。試験の後期(50~78日目)では、硝酸態窒素濃度は平均13±26 mg/Lで、これは99.9%以上の硝酸態窒素が除去されたことを示す。亜硝酸態窒素濃度は29日目に一時

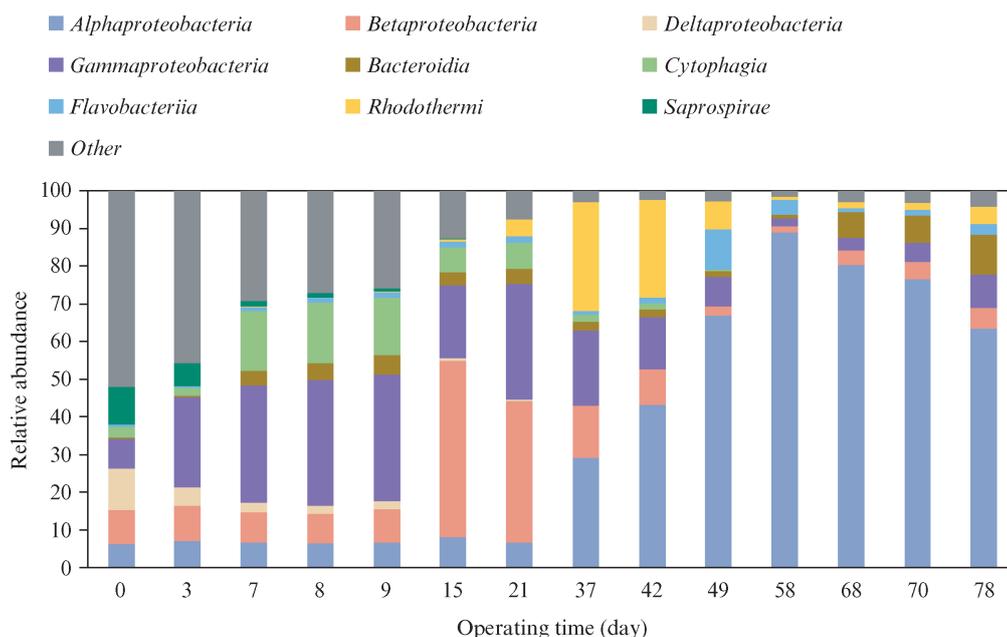


図3 パイロット試験における微生物網の推移
(相対存在量が5%以上のものを色で示しており、相対存在量が5%未満のものを「その他」に合計して示す)

Fig. 3 The class-level phylogenetic identification of the pilot-scale AnMBR microbiome throughout the operation. Classes with the relative abundances of >5% are shown in colors. “Other” in grey indicates the sum of classes with the abundances of <5%. The average abundances of the 3 and 2 replicates are shown for the bench and pilot scales, respectively

的に 800 mg/L まで上昇したが、32 日目には 1.2 mg/L まで急速に減少した。その後、亜硝酸態窒素の増加は観察されなかった。処理水の TOC は、3 日目から 25 日目までは比較的高い濃度 (780~2 100 mg/L) を維持したが、その後、25 日目の 2 000 mg/L から 35 日目の 28 mg/L まで大幅に減少した。メタノールの添加率は、TOC と硝酸態窒素の変化に応じて調整した。後期 (53~80 日目) には、硝酸態窒素を完全に除去するために過剰量のメタノールを供給し、その結果 TOC が蓄積した (390~2 800 mg/L)。試験中の ORP は平均値 -165 ± 59 mV を示し、嫌気性条件が維持されていることがわかった。MLSS には有意な変化は観察されなかったが、MLVSS は時間とともに徐々に増加した。これは HRT 5.8 日での高速硝酸態窒素除去により、汚泥量が増加したことを示す。

ベンチ試験とパイロット試験の AnMBR は、両方とも廃水中の高濃度硝酸態窒素を処理できており、また硝酸態窒素の急激な減少が物理化学的パラメータと同様の遷移パターンを示している。このことは、両スケールとも、同様の生物学的メカニズムに基づいて硝酸態窒素処理が適切に行われたことを示している。

3.2 汚泥微生物の系統学的同定

ベンチ試験の微生物網 (本稿では掲載を割愛。参考文献 13 掲載図参照¹³⁾) は 3 日目以降に劇的に変化し、Betaproteobacteria が 11 日目に最も豊富となった (活性汚泥

中微生物網の相対存在量: 79%)。その後、Betaproteobacteria の減少に伴い、Alphaproteobacteria が急速に増加し、39 日目に最も豊富になった (相対存在量: 46%)。Alphaproteobacteria は、51 日目から試験終了まで、総数の大部分 (相対存在量: 90%以上) を占めた。パイロット試験の活性汚泥中微生物網の相対存在量の推移を図 3 に示す。ベンチ試験とよく似ており、Betaproteobacteria 群が 15 日目に最も多くなり (相対存在量: 47%)、その後、Alphaproteobacteria が増加し、49~78 日目に全体の大部分 (相対存在量: 63%以上) を占めた。

さらに、ベンチ試験の 11 日目、39 日目、77 日目、パイロット試験の 21 日目、49 日目、78 日目の活性汚泥の上位種 10 種類を同定した結果から、上位 3 種を抜粋して表 2、表 3 に示す。ベンチ試験の 11 日目では、最も豊富な 658 (*Sulfuricella denitrificans*) の相対存在量が全体の 77.61% を占めた。この嫌気性微生物は、硝酸態窒素を独立栄養として窒素ガスに還元できる¹⁴⁾。2 番目に相対存在量大きい 16 926 (*Hyphomicrobium nitrativorans*) は、無酸素条件下で中間亜硝酸態窒素が蓄積せずに、硝酸態窒素とメタノールで生育する硝酸態窒素還元性生物である¹⁵⁾。39 日目では、658 の相対存在量は 12.98% に減少し、16 926 が 25.83% に増加し、最も相対存在量が大きくなった。また、硝酸態窒素還元性生物¹⁶⁾ である 16 513 (*Defluviimonas pyrenivorans*) が新たに優勢種となった。操作の終了時 (77 日目)、16 926 が 68.35% で相対存在量が最も大きくなり、一方で 658 は大幅

表2 ベンチ試験 AnMBR の上位 3 種の微生物

Table 2 The 3 most abundant species in the bench-scale AnMBR

Species ID	Bacteria		Relative abundance (%)
	Class	Species	
Day 11	658 Betaproteobacteria	<i>Sulfuricella denitrificans</i>	77.61
	16 926 Alphaproteobacteria	<i>Hyphomicrobium nitratorans</i>	3.37
	7 571 Gammaproteobacteria	<i>Rheinheimera nanhaiensis</i> <i>Rheinheimera pleomorphic</i> <i>Rheinheimera aquimaris</i> <i>Rheinheimera baltica</i>	2.90
Day 39	16 926 Alphaproteobacteria	<i>Hyphomicrobium nitratorans</i>	25.83
	658 Betaproteobacteria	<i>Sulfuricella denitrificans</i>	12.98
	16 513 Alphaproteobacteria	<i>Defluviimonas pyrenivorans</i>	9.94
Day 77	16 926 Alphaproteobacteria	<i>Hyphomicrobium nitratorans</i>	68.35
	10 563 Alphaproteobacteria	<i>Pelagibacterium luteolum</i>	13.76
	16 513 Alphaproteobacteria	<i>Defluviimonas pyrenivorans</i>	11.91

表3 パイロット試験 AnMBR の上位 3 種の微生物

Table 3 The 3 most abundant species in the pilot-scale AnMBR

Species ID	Bacteria		Relative abundance (%)
	Class	Species	
Day 21	658 Betaproteobacteria	<i>Sulfuricella denitrificans</i>	35.24
	6 792 Gammaproteobacteria	<i>Idiomarina maritima</i>	12.51
	15 735 Gammaproteobacteria	<i>Aliidimarina taiwanensis</i>	6.88
Day 49	16 926 Alphaproteobacteria	<i>Hyphomicrobium nitratorans</i>	53.87
	17 868 Flavobacteriia	<i>Flavobacterium gelidilacus</i>	10.08
	17 525 Balneolaeota	<i>Candidatus cyclonatronum proteinivorum</i>	7.32
Day 78	16 926 Alphaproteobacteria	<i>Hyphomicrobium nitratorans</i>	55.83
	17 384 Bacteroidia	<i>Parabacteroides distasonis</i>	9.24
	13 491 Gammaproteobacteria	<i>Halomonas denitrificans</i> <i>Halomonas ventosae</i> <i>Halomonas aquamarina</i> <i>Halomonas daqingensis</i>	6.91

に減少し、トップ 10 から外れた。39 日目に豊富に存在していた種のほとんどは 77 日目には減少したが、発酵微生物¹⁷⁾である 10 563 (*Pelagibacterium luteolum*), 16 513 は増加した。

ベンチ試験で観察されたように、パイロット試験の 21 日目では、硝酸態窒素還元性生物である 658 が最も豊富に存在しており、相対存在量が全体の 35.24% を占めていた。16 926 は 21 日目には相対存在量上位 10 種に入っていなかったが、21 日目の 0.25% から 49 日目には 53.87% へと大幅に増加し、49 日目では 658 に代わり最も相対存在量が大きくなった。同時期に、17 868 (*Flavobacterium gelidilacus*) も相対存在量が大幅に増加し、49 日目には全体で 2 番目に相対存在量が大きな種となった。試験の終了時 (78 日目)、硝酸態窒素還元性生物である 16 926 が依然として相対存在量 55.83% で、最も相対存在量の大きな種であった。

4. 考察

処理廃水の硝酸塩および TOC 濃度が急速に増加した初期段階 (ベンチスケール: 0~3 日目, パイロットスケール: 0~9 日目) では、汚泥中の微生物網の相対存在量は両スケールの試験とも比較的安定していたが、試験中期 (ベンチ試験: 3~11 日目, パイロット試験: 9~15 日目) で、微生物網の存在割合は急激に変化した。このタイミングは微生物種 658 の増加, MLVSS の減少と一致している。以降、両

スケールの試験で微生物網は大きく変化していき、Betaproteobacteria に代わり、Alphaproteobacteria が優勢となる (ベンチ試験: 14~30 日目, パイロット試験: 21~37 日目)。生物種の同定でも、ベンチ試験 11 日目、およびパイロット試験 15 日目の後、最も豊富な微生物種であった 658 は急激に減少し、同時期に 16 926 が急激に存在割合を大きくしている。ここで、これらの種の機能に注目すると、658 (*Sulfuricella denitrificans*) は独立栄養的に硝酸態窒素を還元できるが、メタノールを用いて従属栄養的に還元することはできない¹⁴⁾。このことは、試験初期に 658 が急速に増加したにもかかわらず硝酸態窒素が高濃度で推移していたこと、つまり硝酸態窒素除去にほとんど寄与していないことと一致する。一方で、16 926 (*Hyphomicrobium nitratorans*) は、唯一の炭素源としてメタノールを用いて、亜硝酸塩蓄積なしに硝酸塩を窒素ガスに還元できる¹⁵⁾。これは、試験後期 (ベンチ試験: 39~77 日目, パイロット試験: 37~78 日目) に、蓄積された硝酸態窒素が完全に分解されていることから、微生物種 16 926 の顕著な増殖が高濃度の硝酸態窒素の除去に大きく寄与していることと一致する。

5. おわりに

本稿では、製鉄所における高濃度の硝酸態窒素処理について、製鉄所のインフラである窒素ガス曝気を活用した嫌

気性生物膜処理 AnMBR を開発し評価した。ベンチ試験およびパイロット試験で、高濃度の硝酸態窒素を効率的かつ安定して除去できた。なお、種汚泥として使用した汚泥は一般下水処理場から入手したものであることから、さまざまな地域での実施が可能といえる。パイロット試験では、高濃度硝酸態窒素が完全に除去され、 $1.1 \pm 0.1 \text{ kg NO}_3\text{-N/m}^3/\text{日}$ の硝酸態窒素除去率を達成した。また、次世代シーケンサによる微生物同定により、高濃度の硝酸態窒素除去に寄与する生物種 *Hyphomicrobium nitrivorans* を特定できた。ベンチ試験による窒素ガス曝気による嫌気性膜処理 AnMBR の構築およびスケールアップしてのパイロット試験の成功により、製鉄業のみならず、高濃度の硝酸態窒素廃水が発生する複数の産業で、効果的な新しい処理方法を適用できることを示した。

謝辞

本研究は、共同研究先である国立研究法人 産業技術総合研究所、および栗田工業株式会社のご協力により、嫌気性環境下での MBR 処理の実証実験、および高濃度硝酸態窒素に対する脱窒性能を有した微生物の特定に至りました。多大なるご協力いただきましたことに御礼申し上げます。

参考文献

- 1) Abbas, M.A.; Iqbal, M.; Tauqeer, H.M.; Turan, V.; Farhad, M. Chapter 16 - Microcontaminants in wastewater. in: Hashmi, M.Z.; Wang, S.; Ahmed Z. (Eds.). Environmental Micropollutants, Elsevier, 2022, 469p. (p. 315-329.)
- 2) Gabaldon, C.; Izquierdo, M.; Martínez-Soria, V.; Marzal, P.; Peña-roja, J.-M.; Javier Alvarez-Hornos, F. Biological nitrate removal from wastewater of a metal-fishing industry. J. Hazard. Mater. 2007, vol. 148 (1-2), p. 485-490.
- 3) Park, J.Y.; Yoo, Y.J. Biological nitrate removal in industrial wastewater treatment: which electron donor we can choose. Appl. Microbiol. Biotechnol. 2009, vol. 82, issue 3, p. 415-429.
- 4) Singh, S.; Anil, A.G.; Kumar, V.; Kapoor, D.; Subramanian, S.; Singh, J.; Ramamurthy, P. C. Nitrates in the environment: a critical review of their distribution, sensing techniques, ecological effects and remediation. Chemosphere. 2020, vol. 287, 131996.
- 5) Mutamim, N.S.A.; Noor, Z.Z.; Hassan, M.A.A.; Olsson, G. Application of membrane bioreactor technology in treating high strength industrial wastewater: a performance review. Desalination. 2012, vol. 305, p. 1-11.
- 6) Hong, S.P.; Bae, T.H.; Tak, T.M.; Hong, S.; Randall, A. Fouling control in activated sludge submerged hollow fiber membrane bioreactors. Desalination. 2002, vol. 143, issue 3, p. 219-228.
- 7) Teng, J.; Wu, M.; Chen, J.; Lin, H.; He, Y. Different fouling propensities of loosely and tightly bound extracellular polymeric substances (EPSs) and the related fouling mechanisms in a membrane bioreactor. Chemosphere. 2020, vol. 255, 126953.
- 8) Teng, J.; Zhang, M.; Leung, K.-T.; Chen, J.; Hong, H.; Lin, H.; Liao, B.-Q. A unified thermodynamic mechanism underlying fouling behaviors of soluble microbial products (SMPs) in a membrane bioreactor. Water Res. 2019, vol. 149, p. 477-487.
- 9) Wu, M.; Chen, Y.; Lin, H.; Zhao, L.; Shen, L.; Li, R.; Xu, Y.; Hong, H.; He, Y. Membrane fouling caused by biological foams in a submerged membrane bioreactor: mechanism insights. Water Res. 2020, vol. 181, 115932.
- 10) Brandt, M.J.; Johnson, K.M.; Elphinston, A.J.; Ratnayaka, D.D. Chapter 10 - Specialized and Advanced Water Treatment Processes. in: Brandt, M.J.; Johnson, K.M.; Elphinston, A.J.; Ratnayaka, D.D. (Eds.). Twort's Water Supply. Seventh, Butterworth-Heinemann, Boston, 2017, 932p. (p. 407-473.)
- 11) 日本下水道協会. 下水試験方法 (1997 年版). 日本下水道協会, 1997.
- 12) APHA, 2540 SOLIDS (2017), American Public Health Association/American WaterWorks Association/Water Environmental Federation. Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. 23rd ed., Washington DC, USA, 2017.
- 13) Inaba, T.; Goto, T.; Aoyagi, T.; Hori, T.; Aoki, K.; Sato, Y.; Ono, N.; Furihata, T.; Habe, H.; Ogino, S.; Ogata, A. *Biological treatment of ironworks wastewater with high-concentration nitrate using a nitrogen gas aerated anaerobic membrane bioreactor*. Chemical Engineering Journal. 2022, vol. 450, part4, 138366.
- 14) Kojima, H.; Fukui, M. *Sulfuricella denitrificans* gen. nov., sp. nov., a sulfur-oxidizing autotroph isolated from a freshwater lake. Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 2010, vol. 60, issue 12, p. 2862-2866.
- 15) Martineau, C.; Villeneuve, C.; Mauffrey, F.; Villemur, R. *Hyphomicrobium nitrivorans* sp. nov., isolated from the biofilm of a methanol-fed denitrification system treating seawater at the Montreal Biodome. Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 2013, vol. 63, issue Pt_10, p. 3777-3781.
- 16) Zhang, S.; Sun, C.; Xie, J.; Wei, H.; Hu, Z.; Wang, H. *Deftuviimonas pyrenivorans* sp. nov., a novel bacterium capable of degrading polycyclic aromatic hydrocarbons. Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 2018, vol. 68, issue 3, p. 957-961.
- 17) Xu, X.-W.; Huo, Y.-Y.; Wang, C.-S.; Oren, A.; Cui, H.-L.; Vedler, E.; Wu, M. *Pelagibacterium halotolerans* gen. nov., sp. nov. and *Pelagibacterium luteolum* sp. nov., novel members of the family *Hyphomicrobiaceae*. Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 2011, vol. 61, issue 8, p. 1817-1822.