

低温条件下における嫌気性アンモニア酸化細菌の 集積培養に関する研究

熊本大学工学部 学生会員 手嶋菜美
熊本大学大学院 学生会員 金城弘典
熊本大学大学院 正会員 古川憲治

1.はじめに

近年、東京湾や伊勢湾、瀬戸内海といった閉鎖性水域における富栄養化が社会問題となっている。富栄養化の主な原因物質は下水や産業廃水に起因する窒素やリンであるため、それらの廃水から窒素やリンを除去できる高度処理の必要性が高まっている。そこで、新規の窒素除去プロセスとしてanammox(anaerobic ammonium oxidation: 嫌気性アンモニア酸化)プロセスに注目が集まっている。

anammoxプロセスとは、廃水中に含まれる $\text{NH}_4\text{-N}$ の約半量を $\text{NO}_2\text{-N}$ へと酸化する部分亜硝酸化反応と、嫌気条件下で独立栄養的に $\text{NH}_4\text{-N}$ を N_2 ガスへと変換するanammox反応とを組み合わせた窒素除去プロセスである。anammoxプロセスは、従来の生物学的硝化脱窒法と比較して、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の酸化に必要な酸素量を削減することができ、さらに N_2 ガスへの還元反応に対して有機炭素源を外から添加する必要がない。また、反応時に温室効果ガスの一種である N_2O が発生せず、加えてanammox細菌の生育速度が極めて遅いことから、余剰汚泥発生量が少なく、汚泥処理にかかるコストが少なく済む。そのため、低コストで低環境負荷の窒素除去が可能である。しかし、一般的な淡水性anammox細菌の至適温度が $30\text{-}35^\circ\text{C}$ とされているため、都市下水処理場の脱離液や返流水といった廃水には温度調整なしにanammoxプロセスを適用できると考えられるが、埋立地浸出水や半導体洗浄廃水などの低温の廃水に適用する場合は温度調整が必要である。

これまで、海洋性anammox細菌(*Scalindua*)の至適温度が 25°C であり、淡水性anammox細菌と比較して非常に低温であることが解明されてきた。しかし、淡水性anammox細菌に関して、低温条件下での集積培養の検討は未だ行われていないため、低温域に至適温度をもつ淡水性anammox細菌の存在は確認されておらず、その存在は十分に考えられる。

低温域に至適温度をもつanammox細菌を集積培養することができれば、水温が 20°C 前後で、かつ高濃度の $\text{NH}_4\text{-N}$ を含有する埋立地浸出水や半導体洗浄廃水などの廃水から、水温調整することなく窒素除去することができると考えられる。これにより従来のanammox細菌による処理と比較して、さらなる低コスト化だけでなく、水温調整槽の設置不要に伴う省スペース化もみこまれる。

そこで本研究では、異なる植種源の汚泥を供試汚泥とし、低温条件下(20°C)でのanammox細菌の集積培養を検討した。

2.実験方法

2-1 供試汚泥

異なる植種源の汚泥を接種した3つのリアクタで、anammox細菌の集積培養を行った。リアクタ1及びリアクタ2は、それぞれ熊本市東部浄化センター及び北海道畜産廃水処理場から採取した活性汚泥を 1000mg-MLSS 投入し、運転を開始した。リアクタ3には、熊本大学地下を流れる地下水を濾過し、採取した微生物を付着固定化させ運転を開始した。

2-2 実験装置及び運転条件

実験には、有効容積 0.5L の上向流カラムリアクタを用いた(図-1)。リアクタ内部の温度を 20°C に制御し、リアクタ内の pH 調整は行わなかった。なお、リアクタ1、2及び3は全て同じ形状である。

また、水理学的滞留時間(HRT)を 17h から 12.5h へ短くすることで窒素負荷を上昇させ、その後、流入水の窒素濃度を徐々に高めることで窒素負荷を上昇させた。 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 及び NaNO_2 をそれぞれ $\text{NH}_4\text{-N}$ 源及び $\text{NO}_2\text{-N}$ 源とする合成無機人工廃水(表-1)を供試廃水とし、 N_2 ガスにより溶存酸素(DO)濃度が 1.0mg/L 以下となるよう脱気した後、リアクタ内へ導入

した。リアクタ内には、微生物付着固定化担体として菊花状のポリエステル繊維製不織布(日本バイリーン(株)製)をリアクタの寸法に合わせて成形し、充填した。

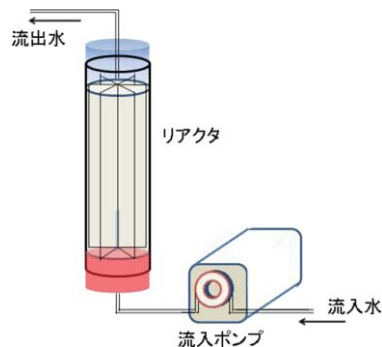


図-1 リアクタ概略図

表-1 合成無機人工廃水(リアクタ 1・2/3)組成

$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	20-50/10-20	mg-N/L
NaNO_2	20-60/10-20	mg-N/L
NaHCO_3	84	mg/L
KH_2PO_4	54	mg/L
*1 Micro Fe/EDTA	1.0	ml/L
*2 無機塩	2.0	ml/L

*1 Micro Fe/EDTA(g/L) $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 9, EDTA $\cdot 2\text{Na}$ 5

*2 無機塩(g/L) NaCl 0.5 KCl 0.7
 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.7 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.5

3. 実験結果

本要旨では、リアクタ 2 に関するグラフのみ示すものとする。図-2 に、各態窒素濃度と窒素除去率(NRE)の経日変化を、図-3 に窒素負荷(NLR)、窒素除去速度(NRR)及び HRT の経日変化を示す。

流入水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_2\text{-N}$ の濃度をそれぞれ 20mg-N/L、HRT を 17h、窒素負荷を $0.05\text{kg-N/m}^3/\text{day}$ とし、運転を開始した。

図-2 より、実験開始から 70 日目までは反応がみられなかったが、その後 80~230 日目まで、硝化反応の進行がみられた。これは、流入水中に含まれる微量の DO がリアクタ内に供給されることで、リアクタ内の嫌気性細菌よりも好気性細菌の活性が高まり、硝化反応を引き起こしたのではないかと考えられる。しかし、230 日目以降、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_2\text{-N}$ の減少量に相当する量の $\text{NO}_3\text{-N}$ の生成がみられなくなった。同時にリアクタ内での pH の上昇がみられたため、硝

化反応ではなくなんらかの anammox 反応が起きていると考察した。

図-3 より、NLR を固定し運転を続けると、250 日目から徐々に NRR の上昇がみられるようになった。そこで、326 日目に HRT を 17 h から 12.5 h へ短くすることで NLR を $0.07\text{kg-N/m}^3/\text{day}$ まで上昇させたが、NRE の低下はみられなかった。その後も、約 70% の NRE を得ることができたため、384 日目から流入水中の窒素濃度を徐々に高めることで NLR を上昇させた。

現在は、流入水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_2\text{-N}$ の濃度をそれぞれ 50 及び 60 mg-N/L とし、運転を行っている。

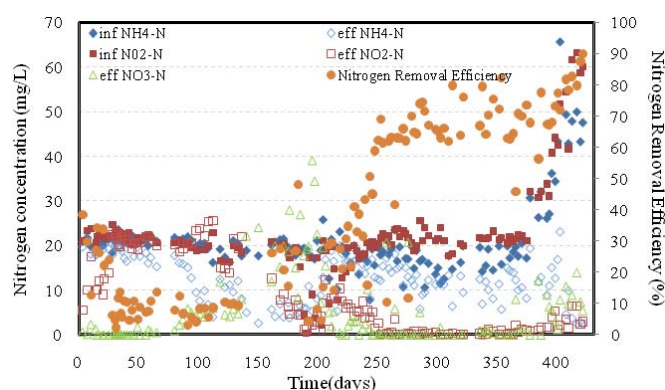


図-2 各態窒素濃度と NRE の経日変化

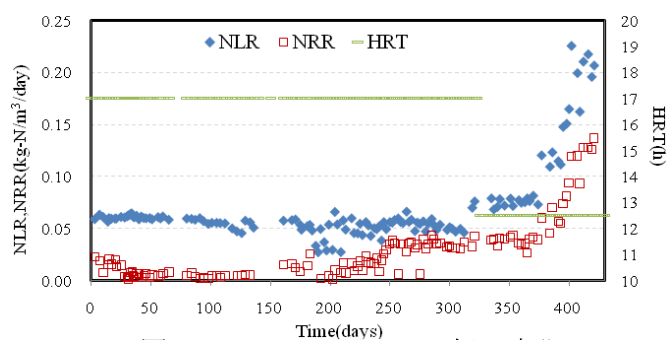


図-3 NLR, NRR, HRT の経日変化

4. 今後の展望

今後は、NLR を $0.1\text{kg-N/m}^3/\text{day}$ まで上昇させる予定である。また、リアクタより汚泥を採取し、同位体解析及び菌叢解析を行うことで低温域に至適温度を持つ anammox 細菌の存在を明らかにしていきたい。

謝辞

本研究は平成 22 年度 NEDO(新エネルギー・産業技術総合開発機構)の助成金を受けて実施したものである。