高濃度アンモニア含有廃水で馴養した 包括固定化活性汚泥担体の低温硝化特性

Characteristics of Nitrification at Low Temperatures using
Immobilized Activated Sludge Acclimated with High Ammonium-Nitrogen

小暮元輝, 大竹 赳, 角野立夫

東洋大学生命科学部 / 〒374-0193 群馬県邑楽郡板倉町泉野1-1-1

MOTOKI KOGURE, TAKESHI OTAKE, and TATSUO SUMINO

Life Science, Toyo University/1-1-1 Izumino, Oura, Itakura, Gunma, 374-0193, Japan

Abstract

Immobilized activated sludge dominated by insensitive nitrifiers was acclimated with a supply of high ammonium-nitrogen. The effect of temperature on nitrification was examined using accumulated pellets. The nitrification was nitrite type and the activated energy was 44.8 kJ/mol. The accumulated pellets were used to treat $\text{NH}_4\text{-N}$ at a concentration of 40 mg/l as a test of their utility in domestic wastewater treatment. Synthetic wastewater with a $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration of 40 mg/l was treated with a removal ratio of 95 % under a loading rate of 0.36 kg-N/m³/d at 10 °C. Nitrification is stable under temperature oscillations during the four seasons. The nitrification changes from nitrite type to nitrate type after summer. Influent $\text{NH}_4\text{-N}$ with concentration of 40 mg/l can be reduced to or below 1.0 mg/l at levels of 0.32 kg-N/m³/d at 10 °C.

Key words: nitrification, low temperature, activation energy, wastewater treatment

1. はじめに

廃水中に含まれる窒素成分である有機態窒素、アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$) および硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) は水圏における富栄養化の原因となるため、環境保全の観点からその除去が課題となっている。下水中に含まれる窒素成分の大半は $\text{NH}_4\text{-N}$ として存在しており、その除去は硝化菌および脱窒菌による生物学的硝化脱窒法が主流である。特に、生物学的硝化脱窒法の律速は硝化であり、硝化を安定して行わせる条件下で運転しなければ脱窒が期待できないことから¹⁾、安定した硝化の構築が課題となっている。

硝化菌にはアンモニア酸化細菌 (ammonia-oxidizing bacteria, AOB)、アンモニア酸化古細菌 (ammonia-oxidizing archaea, AOA) および亜硝酸酸化細菌 (nitrite-

oxidizing bacteria, NOB) が存在する。硝化菌は $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度によって優占する菌が異なり、中高濃度アンモニア含有廃水においては *Nitrosomonas europaea* といった K_m 値の高いアンモニア濃度非感受性菌群 (AH 菌群) が、下水等の低濃度アンモニア含有廃水においては *Nitrosomonas oligotropha* といった K_m 値の低いアンモニア濃度感受性菌群 (AL 菌群) がそれぞれ優占化する²⁾⁻⁵⁾。AH 菌群と AL 菌群は生理特性が異なり、AH 菌群は尿素代謝能を有する菌が少ない一方、AL 菌群の多くが尿素を $\text{NO}_2\text{-N}$ に酸化するウレアーゼ活性を有することが報告されている^{2), 6), 7)}。また、AH 菌群は AL 菌群と比較して $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度のほかに pH や塩類濃度に対して非感受性である⁷⁾⁻⁹⁾。

硝化菌による硝化反応は水温 15°C 以下で律速し、冬場や寒冷地の下水処理場において処理性能が低下する傾向にある^{10), 11)}。下水処理場における低水温による硝化の律

速は下水の優占種であるAL菌群が水温に感受性であると考えられたため、AL菌群よりも $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、pHおよび塩類濃度に非感受性であるAH菌群は水温にも非感受性であると仮説を立て、AH菌群を用いた低温硝化を検討した。本研究では高濃度アンモニア含有合成廃水($\text{NH}_4\text{-N}$ 700 mg/l)で包括固定化活性汚泥担体を馴養してAH菌群を馴養し、水温が及ぼす硝化速度への影響を評価するとともに、アレニウスプロットからアンモニア酸化反応の活性化エネルギーを検討した。馴養後、この担体を用いて下水処理向け低温硝化を想定した低濃度アンモニア含有合成廃水($\text{NH}_4\text{-N}$ 40 mg/l)における10℃での限界負荷を検討した。また、低濃度アンモニア含有廃水では四季の変化における水温変動の影響によって担体内の硝化菌の菌叢がAH型から一般的な下水処理場の活性汚泥にみられるAL型へと遷移して低温硝化が安定しない可能性が懸念されるため、水温変動の影響による低温硝化の安定性を検討した。

2. 実験方法

2.1 供試材料

(1) 供試担体

包括固定化活性汚泥担体を供試した。固定化材料としてポリエチレングリコール系プレポリマー(PEG)を用いた。筆者らの手法^{3), 12)}に準じ、活性汚泥をPEGで包括固定し、3 mm角形の担体を作製した。組成をTable 1に示す。活性汚泥はA市C下水処理場の返送汚泥を用いた。

(2) 供試廃水

原水として馴養では $\text{NH}_4\text{-N}$ 700 mg/l、下水処理向け低温硝化の検討では $\text{NH}_4\text{-N}$ 40 mg/lの無機合成廃水を供試した。Table 2に無機合成廃水の組成を示す。

2.2 実験装置

(1) 高濃度アンモニア含有廃水での馴養装置

AH菌群の馴養に用いた装置をFig. 1に示す。この装置はリアクターの上部に原水が流入し、側面の担体分離部より処理水が流出する構造である。5℃の恒温室にリアクターを設置し、水温はヒーターを用いて調節した。pHは5% (w/v) NaHCO_3 溶液を用いて常時7.5に制御した。なお、リアクター内の溶存酸素(DO)を2~4 mg/lで運転し、曝気量低減時には担体の流動性低下を防止するため攪拌機を用いて担体を流動させた。

Table 1 Composition of immobilized pellets

Material	Content
Prepolymer (PEG)	10.00%
Promoter TEMED	0.50%
Initiator KPS	0.25%
Activated sludge	2.00%
Water	87.25%
w/w %	

Table 2 Synthetic wastewater

Component	Concentration (g/l)	
	$\text{NH}_4\text{-N}$ 700 mg/l	$\text{NH}_4\text{-N}$ 40 mg/l
NH_4Cl	2.675	0.153
NaHCO_3	2.343	0.469
$\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$	0.231	0.046

Fig. 1 Beaker-scale reactor for evaluation of nitrification.

(2) 下水処理向け $\text{NH}_4\text{-N}$ 40 mg/lの処理装置

下水処理向け $\text{NH}_4\text{-N}$ 40 mg/lの処理に用いた装置は前項より容積が一回り小さい1.1 l容リアクターを用いた。リアクターの上部に原水が流入し、側面の担体分離部から処理水が流出する構造である。5℃の恒温室にリアクターを設置し、水温はヒーターを用いて10℃に制御した。水温変動試験では10~30℃のそれぞれの温度に制御した。

2.3 処理運転方法

(1) 高濃度アンモニア含有廃水での馴養

AH菌群の馴養と高アンモニア処理での硝化速度に及ぼす水温およびDOの影響を検討した。担体200 mlを2.0

1 lのリアクターに投入し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度700 mg/lに調整した原水を流入させ、227日間連続運転を行った。水温25℃の条件で装置を立ち上げ運転を行った後、硝化性能が安定してから水温5～30℃に5℃刻みで変動させた。水理学的滞留時間(HRT)は常温(15～30℃)では8.5 h(容積負荷2 kg-N/m³/d)、低温(5～10℃)では16～42 h(容積負荷0.4～1 kg-N/m³/d)となるよう、原水流量を調節した。それぞれの条件下で、原水および処理水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ を分析し硝化性能を求めた。各水温およびDOが約3 mg/lでの硝化速度をまとめ、アレニウスプロットから活性化エネルギーを算出した。

(2) 下水処理向け $\text{NH}_4\text{-N}$ 40 mg/l処理運転

$\text{NH}_4\text{-N}$ 40 mg/lでの限界負荷および水温変動について検討した。前項で馴養した担体を1.1 lのリアクターに充填率15% (v/v) で投入し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度を40 mg/lに調整した原水を流入させた。10℃における限界負荷の検討では、水温を常時10℃に保ち、HRT 2.4～5.0 h(容積負荷0.2～0.4 kg-N/m³/d)となるよう原水流量を調節した。限界負荷の検討後、引き続き同じ装置で四季を想定した水温変動に対応できるか検討するため、実際の下水処理場の年間水温を鑑み¹³⁾、設定温度を10～30℃とした。水温変動条件は5℃刻み、1週間間隔で変え、そのときの処理性能を評価した。原水はHRT 3.0 h(容積負荷0.32 kg-N/m³/d)に調節した。

2.4 余剰汚泥を用いた低温硝化の検討

担体の馴養中、処理水から赤色の余剰汚泥が流出した。この赤色は硝化菌のcyt cの色と考えられたため、この余剰汚泥は低温耐性を有するか回分実験によって検討した。200 ml容メスシリンダーに余剰汚泥25 mlを投入し、下水処理向け低温硝化として $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度を40 mg/lに調整した原水を加え全量を100 mlとし、水温5および10℃で5時間曝気を行った。また、この余剰汚泥が常温においても硝化活性を有するか検討するため、同様の方法によって水温30℃で5時間曝気を行った。

2.5 分析方法

(1) 硝化菌数計測

担体内に棲息するAOBの生菌数を筆者ら³⁾の方法で計測した。前処理としてホモジナイザーを用いて破碎した担体を滅菌水に加えた。Table 3に示すAOB計測用液体培地として $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度1,000 mg/lに調整したH培地および $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度20 mg/lに調整したL培地を作成した。

Table 3 H medium and L medium

Component	Concentration (mg/l)	
	H medium	L medium
KH_2PO_4	200	200
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	50	50
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	20	20
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1	1
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	5,000	200

H培地およびL培地を除菌ろ過した後、 CaCO_3 50 mgを入れて試験管に無菌分注した。担体の前処理した液を原液とし、原液の希釈率を 10^{-1} ～ 10^{-10} まで調整した。各希釈倍率の希釈懸濁液を5本の計測用培地に接種し、1試料50本、計100本の試験管に接種した。接種した試験管を30℃で8週間培養した。

培養後、Griess試薬を用いて $\text{NO}_2\text{-N}$ の有無を判定した。赤ないし褐色の発色はAOBの生育による $\text{NO}_2\text{-N}$ の蓄積を意味する。発色した試験管数を各希釈段階ごとに記録した。例えば、陽性を示す試験管が2次希釈水から5本、3次希釈水から4本、4次希釈水から2本、5次希釈水から0本、6次希釈水から0本あったときは(5, 4, 2, 0, 0)と記録した。この値から $P_1=5$ 、 $P_2=4$ 、 $P_3=2$ とし最確値表から最確値を得た後、これに P_2 の希釈倍率を掛けて原液1 ml当たりの生菌数 X_0 を算出した。次式(1)で担体容積当たりの生菌数(MPN/cm³-担体)に換算した。

$$X = \frac{X_0(V_p + V_w)}{V_p} \times 10^3 \quad \dots\dots\text{式(1)}$$

X : 担体内部の生菌数 (MPN/cm³-担体)

X_0 : 原液の生菌数 (MPN/ml)

V_p : 前処理した担体量 (ml)

V_w : 前処理に用いた液量 (ml)

H培地で検出される硝化菌は高濃度のアンモニアに耐性のある菌群と考えられAH菌群と定義し、L培地で検出される硝化菌をAL菌群と定義した^{2), 3)}。

(2) 水質分析方法

原水および処理水のサンプリングは0.45 μmメンブレンフィルターを用いて浮遊物質(SS)等のろ過をして採水し、水質の定量分析を行った。分析項目は $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ である。 $\text{NH}_4\text{-N}$ はインドフェノール青比色法(JIS-K0102)に準じ、 $\text{NO}_2\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ はイオンクロマトアナライザー(日本ダイオネクス㈱製、ICS-1600)によって分析した。

3. 結果および考察

3.1 高濃度アンモニア含有廃水での馴養運転 (AH 菌群の馴養)

(1) 原水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度700 mg/lにおける連続硝化処理運転

AH 菌群の馴養および高濃度アンモニア含有廃水での硝化速度に及ぼす水温の影響を検討した。Fig. 2 に馴養時の水質経日変化を示す。連続運転開始約1ヶ月で処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ が700 mg/lから450 mg/lに減少し、それに代わって $\text{NO}_2\text{-N}$ 250 mg/lが生成され、亜硝酸型硝化で安定した。原水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度700 mg/lの条件ではNOBを阻害し、亜硝酸型硝化になりやすいと示唆された。また、過曝気になりやすいピーカーレベルの装置においてDO 2~4 mg/lと比較的低濃度で運転したことも亜硝酸型硝化の一因と考えられる。最大硝化速度は30℃で0.85 kg-N/ $\text{m}^3\text{/d}$ (354 mg-N/l-担体/h、運転42日目)、5℃で0.31 kg-N/ $\text{m}^3\text{/d}$ (129 mg-N/l-担体/h、運転183日目) が得ら

れた。水温5℃条件において硝化速度が高く、本実験で馴養した硝化菌には低温耐性があることを示唆された。馴養227日目の担体内における硝化菌の生菌数を計測したところ、AH 菌群は 4.1×10^8 MPN/ cm^3 -担体、AL 菌群は 6.6×10^6 MPN/ cm^3 -担体が得られた。担体内に棲息する98%以上のAOBがAH 菌群であり、AH 菌群の低温耐性が示唆された。

Fig. 3 にDO 3 mg/lであったときの硝化速度をまとめ、水温と硝化速度の関係からアレニウスプロットを得た。Fig. 3 から活性化エネルギーを求めると44.8 kJ/molであった。常温における一般的な硝化菌 (AOB) の活性化エネルギーは34.7 kJ/molであり、15℃付近で活性が低下し ($E=112.1$ kJ/mol)、アレニウスプロットに変曲点が見られることが報告されている¹⁰⁾。本実験で馴養した低温耐性硝化菌の活性化エネルギーは44.8 kJ/molと従来報告されている常温におけるAOBの活性化エネルギーとほぼ同等の値を示した。

Fig. 2 Nitrification performance under different temperature.

● Influent $\text{NH}_4\text{-N}$, ○ Effluent $\text{NH}_4\text{-N}$, × Effluent $\text{NO}_2\text{-N}$, △ Effluent $\text{NO}_3\text{-N}$, Bar shows water temperatures.

Fig. 3 Relationship between nitrification rate and temperatures (Arrhenius plot).

3.2 余剰汚泥を用いた低温硝化の検討

担体の馴養中、処理水から赤色の余剰汚泥が流出した。この赤色は硝化菌の *cyt c* の色と考えられたため、この余剰汚泥は低温耐性を有するか回分実験によって検討した。Fig. 4 に水質の経時変化を示す。5 および 10℃において $\text{NH}_4\text{-N}$ が曝気開始 3 時間で 0 mg/l まで減少した。硝化速度は 5℃で 0.60 kg-N/m³/d (13.9 mg-N/g-SS/h), 10℃で 0.84 kg-N/m³/d (19.4 mg-N/g-SS/h) であった。これらの値は工業的に使用する常温での一般的な硝化速度とほぼ同等ないしそれを上回る値が得られた。このことより、余剰汚泥すなわち包括固定化しない硝化菌であっても低温硝化が安定して行われたため、硝化菌そのものを廃水処理における低温硝化に応用できる可能性が示唆された。

この余剰汚泥を水温30℃に変え同様の回分実験 (MLSS

Fig. 4 Time course of ammonium and nitrite nitrogen using excess sludge at 5 and 10 °C.
● $\text{NH}_4\text{-N}$ at 5 °C, ○ $\text{NO}_2\text{-N}$ at 5 °C, ▲ $\text{NH}_4\text{-N}$ at 10 °C, △ $\text{NO}_2\text{-N}$ at 10 °C.

1,940 mg/l) を行ったところ、1 h 後にアンモニアが残存せず、0.88 kg-N/m³/d (18.9 mg-N/g-SS/h) 以上の硝化速度があるものと考えられる (Fig. 5)。このことより、低温耐性硝化菌は至適生育温度が低温である好冷菌ではなく、低温においても常温においても高い活性を有する、あくまでも「低温耐性菌」であると示唆された。また、低温においても常温においても低温耐性硝化菌が活性を持つことから、水温変動を伴う廃水処理においても利用できることが示唆された。

3.3 低濃度アンモニア含有廃水処理での低水温における限界負荷の検討

前項で馴養した担体を用い水温10℃での処理性能について、特に硝化率95%以上を得るための限界負荷について検討した。Fig. 6 に原水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 40 mg/l、水温10℃、HRT 2.4~5.0 hで連続硝化処理運転を行った際の水質

Fig. 5 Time course of ammonium and nitrite nitrogen using excess sludge at 30 °C.
● $\text{NH}_4\text{-N}$, ○ $\text{NO}_2\text{-N}$.

Fig. 6 Continuous feeding test using low temperature resistant nitrifying pellets under low temperature of 10 °C.
● Influent $\text{NH}_4\text{-N}$, ○ Effluent $\text{NH}_4\text{-N}$, × Effluent $\text{NO}_2\text{-N}$, △ Effluent $\text{NO}_3\text{-N}$. Bar shows HRT.

の経日変化を示す。連続運転開始4日目 (HRT 5.0 h, 容積負荷 $0.2 \text{ kg-N/m}^3/\text{d}$) で処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ が 40 mg/l から 1.0 mg/l 以下に減少し、馴養時と同じく亜硝酸型硝化で安定した。HRT 2.4 h (容積負荷 $0.4 \text{ kg-N/m}^3/\text{d}$) において処理水が若干悪化し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ $3 \sim 4 \text{ mg/l}$ が処理されずに残った。硝化率95%の時点の容積負荷を限界負荷とすると $0.36 \text{ kg-N/m}^3/\text{d}$ が得られ、担体あたりの硝化速度として 100 mg-N/l-担体/h を得た (Fig. 7)。この硝化速度は下水や産業廃水の硝化処理に使用する常時の一般的な値 ($0.1 \sim 0.3 \text{ kg-N/m}^3/\text{d}$)¹⁶⁾より若干高く、本実験で用いた低水温耐性硝化担体が実際の処理場において利用できる可能性が示唆された。

3.4 低濃度アンモニア含有廃水処理での水温変動の検討

四季の変化に伴う水温変動の影響によって担体内の菌

叢がAH型からAL型へと移行して低温硝化が安定しない可能性が懸念されるため、水温変動が及ぼす低温硝化の安定性を評価した。Fig. 8 に原水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度 40 mg/l , HRT 3.0 h, 水温 $10 \sim 30^\circ\text{C}$ で連続硝化処理運転を行った際の水質の経日変化を示す。四季の水温変動を与えても安定した処理水が得られ、加速試験3年目相当の冬季 (10°C) において $\text{NH}_4\text{-N} < 0.5 \text{ mg/l}$ を得た。

1年目の夏季 (30°C) が過ぎると硝化反応は亜硝酸型から硝酸型に遷移した。実際の処理場の硝化槽において低水温の冬季では亜硝酸型硝化になることがあるという報告があるため¹⁴⁾, 本実験における夏季での硝酸型硝化への遷移は水温による影響が高いと考えられる。2年目の水温変動の周期を経た後、約1ヶ月間 10°C の低水温で連続硝化処理運転を行っても硝酸型硝化で安定した。実際の処理場において亜硝酸型硝化では亜酸化窒素 (N_2O) が生成されやすいため硝酸型硝化が望まれている^{14), 15)}。本

Fig. 7 Relation between Volumetric loading and nitrification rate.

Fig. 8 Stability of nitrification performance against temperature fluctuation.

● Influent $\text{NH}_4\text{-N}$, ○ Effluent $\text{NH}_4\text{-N}$, × Effluent $\text{NO}_2\text{-N}$, △ Effluent $\text{NO}_3\text{-N}$. Bar shows water temperature.

法では安定した硝酸型硝化を行う担体を提供でき、低温硝化に用いても硝酸型硝化として処理できる可能性が示唆された。

1年目の夏季を過ぎた冬季において処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 3～5 mg/lが処理されずに残った。硝化が律速した原因は明確ではないが、原因の一つとして硝化反応の亜硝酸型から硝酸型への遷移すなわち担体内にNOBが増殖したことにより菌叢が変化し不安定になったことによって処理水中に $\text{NH}_4\text{-N}$ が残ったものと考えられる。2年目の夏季を過ぎた冬季においては前述のとおり $\text{NH}_4\text{-N}$ < 0.5 mg/lの安定した処理水が得られたが、これは担体内の菌叢が安定したからと考えられる。

今後、亜硝酸型から硝酸型の遷移をリアルタイムPCRによってAOB、AOAおよびNOBの菌数の変化を解析する予定である。

4. まとめ

高濃度アンモニア含有合成廃水で包括固定化活性汚泥担体を馴養することによって、アンモニア濃度非感受性菌群(AH菌群)を集積培養した担体を得た。この担体の馴養過程での硝化特性と、この担体を用いた低濃度アンモニア処理での限界負荷や水温の影響を検討した。その結果、以下の知見を得た。

- 1) 高濃度アンモニア含有合成廃水処理では、その馴養過程では亜硝酸型の硝化となることを確認した。
- 2) アレニウスプロットを得ることができ、アンモニア酸化反応における活性化エネルギーとして44.8 kJ/molを得た。
- 3) このAH菌群集積担体を用いて低濃度アンモニア含有合成廃水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 40 mg/lを処理した結果、低温耐性があった。10℃で亜硝酸型硝化が得られ、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率95%を得るための限界負荷は0.36 kg-N/m³/dであった。
- 4) 四季を想定した水温変動試験を行い、夏季を過ぎると硝酸型硝化に遷移し冬季での硝酸型低温耐性を得られた。さらに加速試験での2シーズン目の夏季が過ぎ冬季10℃を迎えたが、硝化速度は低下せず安定した硝酸型硝化が可能であった。
- 5) その後、10℃、負荷0.32 kg-N/m³/dでの運転を継続し、処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 1.0 mg/l以下で硝酸型硝化が安定していることを確認した。

謝辞

本研究は科研費(23510106「低温硝化処理に使用する包括固定化微生物担体のモデル化」)による助成のもとに行われた。

参考文献

- 1) 稲森悠平：水環境の基礎と応用／キーワード137, 産業用水調査会, 139 (1993)
- 2) Suwa, Y., Imamura, Y., Suzuki, T., Tashiro, T., and Urushigawa, Y.: Ammonia-oxidizing bacteria with different sensitivities to $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ in activated sludges, *Water Res.*, **28**(7), 1523-1532 (1994)
- 3) 角野立夫, 江森弘祥：包括固定化微生物担体を用いた高度処理技術, 用水と廃水, **39**(8), 24-29 (1997)
- 4) Suwa, Y., Sumino, T., and Noto, K.: Phylogenetic relationships of activated sludge isolate of ammonia oxidizers with different sensitivities to ammonia sulfate, *J. Gen. Appl. Microbiol.*, **43**, 373-393 (1997)
- 5) 金田一智規, 伊藤司, 岡部聡, 渡辺義公：16S rDNA解析によるアンモニア酸化細菌の多様性評価, 環境工学論文集, **40**, 71-79 (2003)
- 6) Stehr, G., Boettcher, B., Dittberner, P., Rath, G. and Koops, H.P.: The ammonia-oxidizing nitrifying population of the River Elbe estuary, *FEMS Microbiol. Ecol.*, **17**, 177-186 (1995)
- 7) Alison, S. M. and Prosser, J., I.: Urease activity in neutrophilic autotrophic ammonia-oxidizing bacteria isolated from acid soils, *Soli. Biol.*, **23**(1), 45-51 (1991)
- 8) Boer, W. and Laanbroek, H. J.: Ureolytic nitrification at low pH by *Nitrosospora* spec., *Arch. Microbiol.*, **152**, 178-181 (1989)
- 9) Noto, K., Ogasawara, T., Suwa, Y. and Sumino, T.: Complete oxidation of high concentration of ammonia by retaining incompatible nitrification activities in three-vessel system, *Water Res.*, **32**(3), 769-773 (1998)
- 10) 井出哲夫：水処理工学 — 理論と応用 —, 技法堂, 284-290 (1976)
- 11) 公害防止の技術と法規編集委員会：新・公害防止の技術と法規2012, 産業環境管理協会, **305** (2012)
- 12) Sumino, T., Nakamura, H., Mori, N., and Kawaguchi, Y.: Immobilization of nitrifying bacteria by polyethylene glycol prepolymer, *J. Ferment. Bioeng.*, **73**, 37-42 (1992)
- 13) 日本下水道事業団 技術開発部：臨界下水道事業窒素削減対策調査 報告書 平成23年3月, 日本下水道事業団 (2012)
- 14) 竹田裕一, 花田いち子, 知久達也, 高田耕藝, 木立真敏：亜硝酸型硝化の解消の運転対応について, 東京都下水道局技術調査年報2000, 169-176 (2000)
- 15) Ahn, J. H., Kwan, T. and Chandran, K.: Comparison of partial and full nitrification process applied for

treating high-strength nitrogen wastewater:
Microbial ecology through nitrous oxide
Production, *Environ. Sci. Technol.*, **45**, 2734-2740
(2011)

- 16) 村上健編：担体利用処理法技術マニュアル（資料編、
1994年度版），下水道新技術推進機構，8-38（1995）
（受付 2014.2.27）
（受理 2014.6.25）