東京大学大学院新領域創成科学研究科 環境学専攻社会文化環境コース

## 平成 17 年度

## 修士論文

# 実験室規模亜硝酸型硝化リアクターの構築と 硝化細菌群集解析

Development of partial nitrification and analysis of nitrifying bacteria in laboratory-scale reactor

> 2006 年 1 月提出 指導教員 味埜 俊 教授

46831 田中 秀治

目次

1.1 はじめに	1
1.2 研究の目的	2
1.3 研究の流れと本論文の構成	3
第2章 既往の知見	
2.1 自然界における窒素循環と微生物	5
2.2 生物学的窒素除去	6
2.2.1 生物学的排水処理	6
2.2.2 生物学的窒素除去	6
2 . 2 . 3 亜 硝 酸 型 硝 化 反 応 と 新 奇 生 物 学 的 窒 素 除 去	8
2.3 独立栄養硝化細菌	10
2.3.1 アンモニア酸化細菌	10
2.3.2 亜硝酸酸化細菌	14
2.4 亜硝酸型硝化反応 (Partial-nitrification)	17
2.4.1 pH	17
2.4.2 遊離アンモニア	17
2.4.3 溶存酸素	18
2.4.4 温度	18
2.4.5 塩濃度	18
2.5 新日本製鐵(株)安水処理硝化脱窒試験プラントにおける亜硝酸型硝化反応	19
2.5.1 新日本製鐵(株)試験プラント(ミニプラント)の概要	19
2.5.3 チオ硫酸と亜硝酸型硝化反応	21
2.6 分子生物学的手法を用いた環境微生物群集解析	22
2.6.1 環境からの DNA の抽出	22
2.6.2 Polymerase Chain Reaction (PCR)法	23
2.6.3 Cloning	23
2.6.3 Real-time PCR	24
2.6.4 Terminal Restriction Fragment Length (TRFLP)	27
2.6.5 Fluorescence in situ Hybridization (FISH)法	28

第3章 実験の方法

3.1 実験室規模亜硝酸型硝化リアクターの構築

3.1.1	リアクターのセットアップ	29
3.1.2	リアクターの運転条件	31
3.1.3	リアクターの水質モニタリング	34
3.2 硝化	化細菌群集解析	37
3.2.1	活性汚泥サンプルの採取	37
3.2.2	DNA の抽出	38
3.2.3	FISH (Fluorescence in situ Hybridization)	38
3.2.4	PCR primer の選定と PCR 条件	40
3.2.5	QPrimer-PCR	42
3.2.6	PCR-Cloning-Sequencing	44
3.2.7	PCR-TRFLP	46

第4章	実験室規模亜硝酸型硝化リアクター	・の構築
	入员主观员工的政主的107777	

4.1 実際	験室規模活性汚泥リアクター実験結果	48
4.1.1	運転条件の変遷とリアクター水質モニタリング結果	48
4.1.2	硝化反応速度の変化	52
4.2 考察		57
4.2.1	運転条件の変更と処理成績の変化	57
4.2.2	流入水中のチオ硫酸イオンの有無と亜硝酸型硝化反応	59
4.3 <b>ま</b>	とめ	60

## 第5章 硝化細菌群集解析

5.1 am	oA を標的としたアンモニア酸化細菌(AOB)群集解析結果	62
5.1.1	QPrimer-PCR によるβ-AOB 由来 amoA の定量	63
5.1.2	PCR-Cloning-Sequencing によるβ-AOB 由来 AmoA 系統樹の作成	63
5.1.3	PCR-TRFLPによるβ-AOB 種構成変化の追跡	66
5.2 重	硝酸酸化細菌(Nitrite Oxidizing Bacteria; NOB)群集解析結果	68
5.2.1	FISH による優占 NOB 属の同定	69
5.2.2	QPrimer-PCR による Nitrobacter 由来 16S rDNA コピー数の定量	70
5.2.3	PCR-Cloning-Sequencing による Nitrobacter 存在種の同定	70
5.3 考	察	73
5.3.1	リアクター処理水質の変動と硝化細菌由来 DNA コピー数の変動	73
5.3.2	亜硝酸酸化速度と Nitrobacter 数の変動	74
5.3.3	リアクター処理水質の変動と AOB 種構成変化	79
5.4 <b>ま</b>	とめ	80

## 第6章 総括

6.1	研究の成果	81
6.2	課題と展望	83
謝辞	¥	84
引用	月文献	85
付錄	録: 水質モニタリング全データ	93
	クローン塩基配列情報	113

## 第1章 序論

#### 1.1 はじめに

閉鎖性水域における富栄養化を抑止するためには,水域へ排出される廃水中の栄養塩の 削減が重要と考えられる。現在,富栄養化原因物質の一つである窒素を廃水中から除去す る技術として硝化脱窒法が実下水処理場を中心に広く普及している。硝化脱窒法は,自然 界での窒素循環にかかわる微生物,すなわち硝化細菌群と脱窒細菌群の特性を活かした生 物学的窒素除去法である。

硝化脱窒法では,廃水処理システムに流入する溶存態窒素の主成分であるアンモニア態 窒素( $NH_4^+-N$ )を硝化細菌群の働きで亜硝酸態窒素( $NO_2^-N$ )を経て硝酸態窒素( $NO_3^-N$ ) まで酸化(硝化)した後に,その硝酸態窒素( $NO_3^-N$ )を脱窒細菌群によって窒素ガス( $N_2$ ) まで還元(脱窒)することで廃水からの窒素除去を実現している。そのため,本法では硝 化の際に酸素が,脱窒の際に還元力(有機物)が要求され,1 molのアンモニア態窒素を除 去するのに 2 molの酸素( $O_2$ )と 5 molの還元力([H])が必要となる。

この硝化脱窒法を効率的化する微生物反応として「亜硝酸型」硝化反応が注目されてい る。亜硝酸型硝化反応とは、前述の硝化反応を NO2<sup>-</sup>-N までの酸化で停止させた反応を指す。 この反応に続けて脱窒反応を行うことにより(亜硝酸型硝化脱窒),通常の硝化脱窒反応が 要求する酸素,還元力がそれぞれ 25%,40%削減できることになる(理論値)。また,亜硝 酸型硝化反応の安定的な制御は,1995年にオランダ・デルフト工科大学の研究グループに より報告された嫌気性アンモニア酸化(Anaerobic Ammonium Oxidization; anammox) Mulder et al. 1995)とよばれる,アンモニア態窒素と亜硝酸態窒素を基質とした脱窒反応を利用し た最も先進的な生物学的窒素除去法の実用化に不可欠な要素でもある。

ところで、硝化を担う硝化細菌群は大きく二つのグループに分けられる。すなわち NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N を NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N まで酸化するアンモニア酸化細菌群(AOB)と, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N を硝酸態窒素まで酸化す る亜硝酸酸化細菌群(NOB)である。亜硝酸型硝化反応の実現ためには, AOB を存在させ つつ NOB を排除すればいい。NOB の選択的な排除による亜硝酸型硝化反応の実現のために, 現在まで主に,遊離アンモニア(NH<sub>3</sub>)や亜硝酸(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)を高濃度に保つ方法(Anthonisen et al. 1976), 水温を高温(30-40)に保つ方法(Hellinga et al. 1998), 酸素濃度を低くする(曝 気量を小さくする)方法(Kuai & Verstraete 1998) などが検討されている。しかし, 相対的 に AOB よりも NOB のほうがより少ない栄養で生育できる(Rittmann & McCarty 2001)こ とが, 安定的な亜硝酸型硝化反応の実現を困難にしている。

そのような中,新日本製鐵(株)において,製鐵過程で排出される高濃度のアンモニア 等の窒素成分やフェノール類,チオシアン,チオ硫酸,タール状油分などを含む「安水」 の硝化脱窒法による処理を試みたところ期せずして安定的な亜硝酸型硝化反応が観察された。この試験プラントにおける亜硝酸型硝化反応を詳細に解析することは,亜硝酸型硝化反応の実用化に向けた新たな知見の獲得に繋がると期待され,本研究における根源的な動機となった。

本研究では,新日本製鐵(株)安水処理試験プラントの運転条件を参考に実験室規模活 性汚泥リアクター(廃水処理マイクロコズム)を構築し,詳細な水質モニタリングを行う とともに,硝化反応の主役である硝化細菌群(AOB および NOB)の挙動を解析することと した。そして,本リアクターにおいて得られた亜硝酸型硝化反応と硝化細菌群集の挙動と の関係性を示し,亜硝酸型硝化反応制御への提言を行うことを目指した。

### 1.2 研究の目的

本研究の目的は以下の2点に集約される。

- 1) 実験室規模活性汚泥リアクターにおいて亜硝酸型硝化反応を得る。
- 2) 1)のリアクターにおける硝化細菌群集の挙動を解析し,亜硝酸型硝化反応と硝化細菌群 集の関係性を見出す。
- 3) 1),2)を踏まえ,亜硝酸型硝化反応の安定的な維持にかかわる要素を記述する。

1.1 で既述の通り, 亜硝酸型硝化反応についての研究報告は少なくないが, その安定的な 制御方法は確立されていない。よって,本研究における最大の難所が目的 1)であった。リ アクターの運転管理条件は,新日本製鐵(株)の試験プラントにおけるそれを参考にし, 目的の達成を目指した。また目的 2)への取り組みとして,分子生物学的手法を用いてリア クター内硝化細菌群集の定量的・定性的な解析を行い,構築したリアクターにおける水質 モニタリング結果とあわせた考察を行った。また 3)では 1)・2)を踏まえ,安定的に亜硝酸 型硝化反応を維持するための条件を整理することで,亜硝酸型硝化反応の実用化へ向けた 提言を行うことを狙いとした。

## 1.3 研究の流れと本論文の構成

本研究の流れを Fig. 1-1 に示した。本研究における実験は「実験室規模亜硝酸蓄積型硝化 (脱窒)リアクターの構築・運転管理」,「処理水質の分析」,「活性汚泥中の硝化細菌群集挙動 解析」の3つの部分から構成される。

「実験室規模亜硝酸型硝化リアクターの構築・運転管理」では,研究の土台となる亜硝 酸型硝化(脱窒)反応を行う廃水処理反応槽の構築・安定的な運転を目指した。

「処理水質の分析」では,構築されたリアクターの処理水質を定期的に測定し,運転条件と処理水質の関係性を検討することとした。

「活性汚泥中の硝化細菌群集挙動解析」では,リアクターから定期的にサンプリングした活性汚泥(微生物群集)中の硝化細菌群を,定量的・定性的に解析し,硝化細菌群集の 挙動を捉えることを目的とした。

これら実験から得られた情報をもとに,「運転条件・処理成績と硝化細菌群集構造の関係 性および処理機構の微生物生態学的な考察」を行い,最終的には「亜硝酸型硝化反応制御 への提言」を目標とした。



Fig. 1-1 研究の流れ

本論文は全6章から構成される。各章を概説する。

第1章 序論

本章。研究背景およびその目的等。

#### 第2章 既往の知見

本研究に関わる既往の研究報告を簡潔にまとめた。

#### 第3章 実験方法

本研究で用いた実験材料,実験方法について詳説した。

#### 第4章 実験室規模亜硝酸型硝化リアクターの構築

第1章1.2 で述べた目的1)に関する研究成果をまとめた。実験室規模のリアクターにおいて亜硝酸型硝化反応を得るまでの水質モニタリング結果と運転管理条件から,本リアクターで観察された亜硝酸型硝化反応について考察した。

#### 第5章 硝化細菌群集解析

第1章1.2目的2)に関する研究成果をまとめた。第4章で構築されたリアクターにおけ る硝化細菌(アンモニア酸化細菌および亜硝酸酸化細菌)の挙動解析結果を示し,リア クター水質モニタリング結果と併せた考察から,本リアクターにおける亜硝酸型硝化反 応と硝化細菌群集の挙動との関係性について考察した。

#### 第6章 総括

本研究全体の成果と,本研究が為しえなかった部分についてまとめた。

## 第1章 序論

#### 1.1 はじめに

閉鎖性水域における富栄養化を抑止するためには,水域へ排出される廃水中の栄養塩の 削減が重要と考えられる。現在,富栄養化原因物質の一つである窒素を廃水中から除去す る技術として硝化脱窒法が実下水処理場を中心に広く普及している。硝化脱窒法は,自然 界での窒素循環にかかわる微生物,すなわち硝化細菌群と脱窒細菌群の特性を活かした生 物学的窒素除去法である。

硝化脱窒法では,廃水処理システムに流入する溶存態窒素の主成分であるアンモニア態 窒素( $NH_4^+-N$ )を硝化細菌群の働きで亜硝酸態窒素( $NO_2^-N$ )を経て硝酸態窒素( $NO_3^-N$ ) まで酸化(硝化)した後に,その硝酸態窒素( $NO_3^-N$ )を脱窒細菌群によって窒素ガス( $N_2$ ) まで還元(脱窒)することで廃水からの窒素除去を実現している。そのため,本法では硝 化の際に酸素が,脱窒の際に還元力(有機物)が要求され,1 molのアンモニア態窒素を除 去するのに 2 molの酸素( $O_2$ )と 5 molの還元力([H])が必要となる。

この硝化脱窒法を効率的化する微生物反応として「亜硝酸型」硝化反応が注目されてい る。亜硝酸型硝化反応とは、前述の硝化反応を NO2<sup>-</sup>-N までの酸化で停止させた反応を指す。 この反応に続けて脱窒反応を行うことにより(亜硝酸型硝化脱窒),通常の硝化脱窒反応が 要求する酸素,還元力がそれぞれ 25%,40%削減できることになる(理論値)。また,亜硝 酸型硝化反応の安定的な制御は,1995年にオランダ・デルフト工科大学の研究グループに より報告された嫌気性アンモニア酸化(Anaerobic Ammonium Oxidization; anammox) Mulder et al. 1995)とよばれる,アンモニア態窒素と亜硝酸態窒素を基質とした脱窒反応を利用し た最も先進的な生物学的窒素除去法の実用化に不可欠な要素でもある。

ところで、硝化を担う硝化細菌群は大きく二つのグループに分けられる。すなわち NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N を NO<sub>2</sub><sup>--</sup>N まで酸化するアンモニア酸化細菌群(AOB)と, NO<sub>2</sub><sup>--</sup>N を硝酸態窒素まで酸化す る亜硝酸酸化細菌群(NOB)である。亜硝酸型硝化反応の実現ためには, AOB を存在させ つつ NOB を排除すればいい。NOB の選択的な排除による亜硝酸型硝化反応の実現のために, 現在まで主に,遊離アンモニア(NH<sub>3</sub>)や亜硝酸(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)を高濃度に保つ方法(Anthonisen et al. 1976), 水温を高温(30-40)に保つ方法(Hellinga et al. 1998), 酸素濃度を低くする(曝 気量を小さくする)方法(Kuai & Verstraete 1998) などが検討されている。しかし, 相対的 に AOB よりも NOB のほうがより少ない栄養で生育できる(Rittmann & McCarty 2001)こ とが, 安定的な亜硝酸型硝化反応の実現を困難にしている。

そのような中,新日本製鐵(株)において,製鐵過程で排出される高濃度のアンモニア 等の窒素成分やフェノール類,チオシアン,チオ硫酸,タール状油分などを含む「安水」 の硝化脱窒法による処理を試みたところ期せずして安定的な亜硝酸型硝化反応が観察された。この試験プラントにおける亜硝酸型硝化反応を詳細に解析することは,亜硝酸型硝化反応の実用化に向けた新たな知見の獲得に繋がると期待され,本研究における根源的な動機となった。

本研究では,新日本製鐵(株)安水処理試験プラントの運転条件を参考に実験室規模活 性汚泥リアクター(廃水処理マイクロコズム)を構築し,詳細な水質モニタリングを行う とともに,硝化反応の主役である硝化細菌群(AOB および NOB)の挙動を解析することと した。そして,本リアクターにおいて得られた亜硝酸型硝化反応と硝化細菌群集の挙動と の関係性を示し,亜硝酸型硝化反応制御への提言を行うことを目指した。

#### 1.2 研究の目的

本研究の目的は以下の2点に集約される。

- 1) 実験室規模活性汚泥リアクターにおいて亜硝酸型硝化反応を得る。
- 2) 1)のリアクターにおける硝化細菌群集の挙動を解析し,亜硝酸型硝化反応と硝化細菌群 集の関係性を見出す。
- 3) 1),2)を踏まえ,亜硝酸型硝化反応の安定的な維持にかかわる要素を記述する。

1.1 で既述の通り, 亜硝酸型硝化反応についての研究報告は少なくないが, その安定的な 制御方法は確立されていない。よって,本研究における最大の難所が目的 1)であった。リ アクターの運転管理条件は,新日本製鐵(株)の試験プラントにおけるそれを参考にし, 目的の達成を目指した。また目的 2)への取り組みとして,分子生物学的手法を用いてリア クター内硝化細菌群集の定量的・定性的な解析を行い,構築したリアクターにおける水質 モニタリング結果とあわせた考察を行った。また 3)では 1)・2)を踏まえ,安定的に亜硝酸 型硝化反応を維持するための条件を整理することで,亜硝酸型硝化反応の実用化へ向けた 提言を行うことを狙いとした。

## 1.3 研究の流れと本論文の構成

本研究の流れを Fig. 1-1 に示した。本研究における実験は「実験室規模亜硝酸蓄積型硝化 (脱窒)リアクターの構築・運転管理」,「処理水質の分析」,「活性汚泥中の硝化細菌群集挙動 解析」の3つの部分から構成される。

「実験室規模亜硝酸型硝化リアクターの構築・運転管理」では,研究の土台となる亜硝 酸型硝化(脱窒)反応を行う廃水処理反応槽の構築・安定的な運転を目指した。

「処理水質の分析」では,構築されたリアクターの処理水質を定期的に測定し,運転条件と処理水質の関係性を検討することとした。

「活性汚泥中の硝化細菌群集挙動解析」では,リアクターから定期的にサンプリングした活性汚泥(微生物群集)中の硝化細菌群を,定量的・定性的に解析し,硝化細菌群集の 挙動を捉えることを目的とした。

これら実験から得られた情報をもとに,「運転条件・処理成績と硝化細菌群集構造の関係 性および処理機構の微生物生態学的な考察」を行い,最終的には「亜硝酸型硝化反応制御 への提言」を目標とした。



Fig. 1-1 研究の流れ

本論文は全6章から構成される。各章を概説する。

第1章 序論

本章。研究背景およびその目的等。

#### 第2章 既往の知見

本研究に関わる既往の研究報告を簡潔にまとめた。

#### 第3章 実験方法

本研究で用いた実験材料,実験方法について詳説した。

#### 第4章 実験室規模亜硝酸型硝化リアクターの構築

第1章1.2 で述べた目的1)に関する研究成果をまとめた。実験室規模のリアクターにおいて亜硝酸型硝化反応を得るまでの水質モニタリング結果と運転管理条件から,本リアクターで観察された亜硝酸型硝化反応について考察した。

#### 第5章 硝化細菌群集解析

第1章1.2目的2)に関する研究成果をまとめた。第4章で構築されたリアクターにおけ る硝化細菌(アンモニア酸化細菌および亜硝酸酸化細菌)の挙動解析結果を示し,リア クター水質モニタリング結果と併せた考察から,本リアクターにおける亜硝酸型硝化反 応と硝化細菌群集の挙動との関係性について考察した。

#### 第6章 総括

本研究全体の成果と,本研究が為しえなかった部分についてまとめた。

## 第2章 既往の知見

本章では,本研究にかかわる既往の知見について整理した。

## 2.1 自然界における窒素循環と微生物

自然界における窒素循環とそれに関わる微生物についての概念図を Fig. 2-1 に示した。われわれを取り巻く大気の主成分は窒素である。生物は,生体を構成する核酸,アミノ酸等の合成に窒素を必要とするが,ほとんどの生物は大気中の窒素(N<sub>2</sub>)を直接利用することはできない。シアノバクテリアやある種の植物の根に共生する土壌細菌などの少数の生物のみが大気中窒素をアンモニア(NH<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)に変換(窒素固定)し,利用できる。ある微生物はそのようにしてできたアンモニアを酸化し,亜硝酸(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)や硝酸(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)を生成する(硝化)。また,ある微生物は硝酸を還元し,窒素を再び窒素分子(N<sub>2</sub>)として大気中に放出する(脱窒)。より高次な生物,たとえば植物はこのような循環サイクルのなかで生成されたアンモニアや硝酸を窒素源として根から吸収・利用(同化・有機化)し,脊椎動物は植物が合成したアミノ酸などを摂取することで生体を維持する。生体が分解されると有機化された窒素は再び無機態窒素として循環される。



Fig. 2-1 自然界における窒素循環 (Ye & Thomas, 2001 を一部改変)

## 2.2 生物学的窒素除去

1.1 で述べたように,微生物が自然界における窒素循環に寄与するところは大きい。この ような微生物の働きを利用した窒素除去法が,実下水処理を中心に活用されている。以下 に生物学的手法を利用した排水処理システム,窒素除去システムについて概説する。

#### 2.2.1 生物学的排水処理

自然界における物質循環に寄与する生物を集中させた排水の浄化することを生物学的排水処理という。代表的な生物学的排水処理法に,本研究でも用いた活性汚泥法がある。活性汚泥法には様々な変法が存在するが,その基本形は,高濃度の微生物群集(=活性汚泥)を維持した処理槽内に大量の酸素を供給し(曝気),排水中有機物の微生物による酸化分解を促進するもの(標準活性汚泥法,Fig. 2-2)である。



Fig. 2-2 標準活性汚泥法

#### 2.2.2 生物学的窒素除去

実排水処理場などに広く普及している生物学的窒素除去法の一つに活性汚泥を用いた硝 化脱窒法がある。本法は,標準活性汚泥法(Fig. 2-2)において自然界における窒素循環に 関わる微生物の働きを強調させる工夫を取り込んだものである。

Fig. 2-3 に最も単純な硝化脱窒法を示した。標準活性汚泥法と異なり,硝化脱窒法では, 好気(硝化)槽と嫌気(脱窒)槽の二つの処理槽が必要となる。好気槽では,有機成分が酸化分 解されるとともに溶存態窒素の主成分であるアンモニア態窒素(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)が亜硝酸態窒素 (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N)を経て硝酸態窒素(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)まで酸化(硝化)される。嫌気槽では,硝化槽で 生成された硝酸態窒素(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)が分子状窒素(N<sub>2</sub>)まで還元(脱窒)される。



Fig. 2-3 硝化脱窒プロセス

硝化脱窒法に関わる微生物反応を次式 2.1 から 2.4 に示した。硝化反応が要求する酸素量 は大きく,1 molのアンモニアを完全に硝化するのには3 molの分子状酸素が必要となり, 副産物として H<sup>+</sup>が生成されるので処理槽内の pH が低下する(式 2.1,2.2)。また,脱窒反応には電子供与体(還元力)が必要であり,1 molの硝酸を分子状窒素まで完全に脱窒する ためには 5 molの水素の還元力に相当する(式 2.3)。硝化反応とは反対に副産物として OH<sup>-</sup> を生成され, pH が上がる。

$NH_4^+ + 1.5O_2$	$NO_2^- + H_2O + 2H^+$	(式2.1)
$NO_{2}^{-} + 0.5O_{2}$	NO <sub>3</sub>	(式22)
$NO_3^- + 5(H^+ + e)$	$0.5 N_2 + 2H_2O + OH^2$	(式 2.3)

脱窒の際に要求される電子供与体(還元力)には通常メタノールや酢酸などの安価な有機物が利用される。しかし,排水中の有機成分を有効に活用することができれば,還元力の添加に伴うコストや手間を削減できる。Fig. 2-4 に示した,硝化脱窒法の変法である硝化液循環式硝化脱窒法はこの考えに立った合理的な手法である。



Fig. 2-4 硝化液循環式硝化脱窒プロセス

硝化液循環式硝化脱窒法では,流入排水はまず嫌気条件の脱窒槽に導かれ,後段の硝化 槽から循環される硝酸を含んだ循環水と混合される。こうすることによって,排水中の有 機成分を利用した脱窒が実現でき,有機成分と脱窒による窒素除去を同時に行える。脱窒 工程を終えた汚泥混合液は後段の硝化槽に送られ,残存する有機成分の酸化分解とアンモ ニア態窒素の硝化が起こる。また,硝化液を循環させることで硝化反応や脱窒反応で起こ る pH の変動が低く抑えられる。本法は,処理プロセスの合理性と装置の構造のシンプルさ から,実下水処理において普及している。

#### 2.2.3 亜硝酸型硝化反応(Partial nitrification)と新奇生物学的窒素除去法

2.2.2 で紹介した,微生物による硝化脱窒反応を利用した手法に対して,より洗練された 生物学的窒素除去法がいくつか提案されている。本研究が注目した亜硝酸型硝化反応 (Partial nitrification)は,提案されている新奇生物学的窒素除去法の肝になる反応である。

(1) 亜硝酸型硝化反応 (Partial nitrification)

亜硝酸型硝化反応とは,硝化反応の基質とアンモニア( $NH_4^+-N$ )を硝酸( $NO_3^--N$ )まで酸化せず,亜硝酸( $NO_2^--N$ )までの酸化で停止させた反応を指す。



Fig. 2-5 亜硝酸型硝化反応の概念

Fig. 2-5 に示したように,通常の硝化反応はアンモニア酸化細菌によるアンモニア (NH4<sup>+</sup>)の亜硝酸(NO2<sup>-</sup>)までの酸化と,亜硝酸酸化細菌による亜硝酸(NO2<sup>-</sup>)の硝酸 (NO3<sup>-</sup>)までの酸化という,連続した二段階の反応からなる。つまり,亜硝酸型硝化反 応の実現は,硝化反応の過程から亜硝酸酸化細菌による亜硝酸の酸化が選択的に排除さ れたときになされる。しかし,安定した亜硝酸型硝化反応を得るための手法が現時点で はほとんど確立されておらず(本章 2.4 参照),排水処理への実用には至っていない。以 降述べる新奇生物学的窒素除去法には,この亜硝酸型硝化反応を利用したものが多くあ り,この反応の制御の確立がより洗練された手法の実現の大きな課題となっている。 (2) 新奇生物学的窒素除去法

現在研究が進められている生物学的窒素除去法は, Fig. 2-6 で示した二つの概念を踏 襲したものである。



Fig. 2-6 新奇生物学的窒素除去法の概念

Fig. 2-6a)は, 亜硝酸型硝化反応を利用したもっとも基本的な生物学的窒素除去法である。硝化反応を亜硝酸の生成までで止め, 亜硝酸から脱窒反応を行うことで, 理論的に通常の硝化脱窒反応が要求する酸素, 還元力がそれぞれ 25%, 40%削減できる。

Fig. 2-6b) における anammox とは <u>an</u>aerobic <u>amm</u>onium <u>ox</u>idation(嫌気性アンモニア酸 化細菌)の略称であり,現在もっとも注目を集めている微生物反応のひとつである。 anammox は,等モルのアンモニアと亜硝酸から窒素分子を生成するため,有機物など の電子供与体を必要とする従来の脱窒反応とは一線を画する。しかし, anammox 反応 を行う微生物の増殖速度はきわめて小さく,いかに処理槽内に高濃度の菌体を集積す るかが課題となっている。

以下に, Fig. 2-6の概念をもとに現在までに提案されている新奇生物学的窒素除去プロセスの代表的なものを紹介する。

### SARON (Single reactor system for high rate ammonia removal over nitrite)

亜硝酸型硝化反応を実現した数少ないプロセスの一つである。高濃度アンモニアの存在下で,溶存酸素(DO)0.4mg/L以下(Schmidt et al., 2003),温度26 以上,pH7-8 に制御することで亜硝酸型硝化反応を実現した(Schmidt et al. 2003, Hellinga et al. 1998)。 本法は anammox と併用され、実下水処理に利用された実績がある(Mulder et al. 2001)。

#### Canon (Completely autotrophic nitirogen removal over nitrite)

亜硝酸型硝化反応と anammox 反応を 1 槽のリアクターで行うプロセス(Schmidt et al., 2003)。好気下でアンモニア酸化反応が起こる際に酸素が消費されることにより嫌気環境が作られることを利用している。

#### OLAND (Oxygen-limited nitrification and denitirification)

1 槽のリアクターで亜硝酸型硝化脱窒反応(Fi. 2-6a))を行うというものである(Kuai

and Verstraete 1998, Schmidtet al. 2003)。処理槽内の DO を低くコントロールすることの みによっている。

#### 2.3 独立栄養硝化細菌

本研究では,排水処理系における亜硝酸型硝化反応(Partial nitrification)を研究の主題とし,独立栄養硝化細菌に注目した解析を多く行った。独立栄養硝化細菌は,硝化反応の主役であり,アンモニア(NH<sub>3</sub>,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)を亜硝酸(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)や硝酸(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)に酸化する過程で生じるエネルギーを用いて炭酸ガスを同化する化学合成独立栄養細菌である。硝化細菌はアンモニアを亜硝酸まで酸化するアンモニア酸化細菌(Ammonia Oxidizing Bacteria; AOB)と, 亜硝酸を硝酸まで酸化する亜硝酸酸化細菌(Nitrite Oxidizing Bacteria; NOB)に大別される。以下に,AOB,NOBについての知見を整理する。

#### 2.3.1 アンモニア酸化細菌(Ammonia Oxidizing Bacteria; AOB)

(1) アンモニア酸化細菌の系統分類

現在までに,アンモニア酸化細菌(Ammonia Oxidizing Bacteria; AOB)として5つの属, Nitrosomonas Nitrosococcus Nitrosospira Nitrosolobus Nitrosovibrio が知られている(Prosser 1989, Koops et al. 2003)。これらの属名は当初,細胞の外形態と細胞内膜の特徴をもとに 決定された。

分子生物学的手法の発展に伴い単離培養された AOB の 16S rRNA 塩基配列を用いた系 統解析が行われてきた(Head et al. 1993, Teskeet al. 1994; Pommerening-Röser et al. 1996)。 その結果, AOB は Betaproteobacteria (β-proteobacteria) あるいは Gammaproteobacteria (γ-proteobcteria)に分類されることが明らかとなった(Head et al., 1993; Teske, et al., 1994)。 Fig. 2-7 に 16S rRNA に基づく, AOB の系統樹を示した。



Fig. 2-7 16S rRNA 塩基配列に基づいた AOB の系統関係(Purkhold et al. 2000 を一部改変)

16S rRNA を用いた系統解析のほかに, AOB が共通して有するタンパク質である ammonia monooxygenase subunit A (AmoA)をコードする遺伝子(*amoA*)に注目した系統 解析も積極的に行われており, 16Sr RNA を用いた系統解析との比較から, *amoA* による 系統解析は十分に意義のあるものであるとされている(Mc Tavish al. 1993; Klotz and Norton 1995; Suwa et al. 1997; Purkhold et al. 2000; Aakra et al. 2001, Purkhold et al. 2003).

(2) 生理学的·生化学的性質

アンモニア酸化細菌は独立栄養(化学無機独立)細菌であり,2つの酵素を用いた二段 階の化学反応によりアンモニアを亜硝酸へ酸化する際に生成されるエネルギーを利用し, 炭酸ガスを固定することで菌体を生成する(式 2.1,2.2)。

AMO (ammonia monooxygenase)によるアンモニア酸化

 $NH_3 + O_2 + 2e^- + 2H^+$   $NH_2OH + H_2O$  G=3.85 Kcal mol<sup>-1</sup> (式 2.1) HMO (hydroxylamine oxidoreductase)によるヒドロキシルアミン酸化

 $NH_2OH + H_2O + 0.5O_2$   $NO_2^- + 2H_2O + H^+$  G=-68.89 2.2 Kcal mol<sup>-1</sup> (  $\vec{z}$  2.2 )

また,アンモニアの亜硝酸への酸化反応で得られたエネルギーを用いて,式 2.3 のように炭酸ガスを固定し,菌体を合成する。

$$55NH_4 + 76O_2 + 109HCO_3$$
  $C_5H_7O_2N + 54NO_2 + 57H_2O + 104H_2CO_3$  (式 2.3)

(3) アンモニア酸化細菌の分子生物学的研究

AOB の 16SrRNA 系統樹解析の研究がはじめられて以来,次々に PCR primer や, dot-blod hibridization 及び FISH 用の probe が開発されてきた (Koops et al., 2003)。

AOB に限らず,これら primer や probe を用いて環境微生物の解析を行う際には, primer, probe の感受性(より多くの目的微生物を検出できること)と特異性(目的の微生物のみ をより選択的に検出できること)が重要となってくる。特に,多様性の研究においては, 顕著なバイアスを避けるために高い感受性ほどよく低い特異性が推奨されている(Koops et al., 2003)。

Table 2-1 に現在までに知られている AOB を標的とした primer, probe の代表的なものを一覧で示した。

Table 2-1	AOB に特異	的な既存の	primer およ	び probe(本	表に記載
した文献の「	中には巻末の引	用文献一覧に	掲載していな	いものも含ま	れる)

Primer or Probe	Target	Specificity	Ref.
NIM 75	400 -014	Terrestrial Nitrosomonas spp.	
NM-70	165 IKNA	Nitrosococcus mobilis	HIOTINS OF al. 1995
NS-85	16S rRNA	Nitrosospira spp.	Hiorns et al.1995
NmII	16S rRNA	Nitrosomonas communis lineage	Pommerening-Röser et al. 1996
NSMR32f	16S rRNA	Nitrosospira tenuis-like AOB	Burrell et al. 2001
NSMR71f	16S rRNA	Nitrosomonas marina-like AOB	Burrell et al. 2001
NSMR34	16S rRNA	Nitrosospira tenuis-like AOB	Burrell et al. 2001
NSMR76	16S rRNA	Nitrosomonas marina-like AOB	Burrell et al. 2001
NitA	16S rRNA	<b>ßAOB</b>	Voytek & Ward 1995
ßAMOf	16S rRNA	<b>ßAOB</b>	McCaig et al. 1994
NSPM	16S rRNA	<b>BAOB</b>	Silyn-Roberts & Lewis 2001
Nm0	16S rRNA	<i>Nitrosomonas</i> spp.	Pommerening-Röser et al. 1996
Nsm 156	16S rRNA	Nitrosomonas spp. Nitrosocossus	Mobarry et al 1996
		mobilis	
NmV	16S rRNA	Nitrosococcus mobilis	Pommerening-Röser et al. 1996
CTO1891 A/B-GC	16S RNA	BAOB	Kowalchuk et al. 1997
CT01891 C-GC	165 FRNA	BAOB	Kowaichuk et al. 1997
NSO 190	165 FRNA	ISAUB	Modarry et al. 1996 Cieseke et al. 2004
NOII191	105 IRNA	Torrostrial AOP	Chandlar at al. 2001
TAOTWO	105 IKNA	Nitronomonon uron Nitronomonon	Chandler et al. 1997
NM198	16S rRNA	sn Al 212	Suwa et al. 1997
NmoCL6a_205	16S rRNA	Nitrosomonas cluster 6a	Stephen et al. 1998
Nmi	16S rRNA	Nitrosomonas europaea-lineage	Pommerening-Röser et al. 1996
Nmo218	16S rRNA	<i>Nitrosomonas oligotropha</i> -lineage	Gieseke et al. 2001
TMP1	16S rRNA	AOB	Hermansson & Lindgren 2001
ß-AO233	16S rRNA	<b>ßAOB</b>	Stephen et al. 1998
NspCL1_249	16S rRNA	Nitrosospira cluster 1	Stephen et al. 1998
Nmo254a	16S rRNA	All Nitrosomonas	Stephen et al. 1998
Nmo254	16S rRNA	All Nitrosomonas	Stephen et al. 1998
RT1r	16S rRNA	AOB	Hermansson & Lindgren 2001
AAO258	16S rRNA	Terrestrial BAOB	Hiorns et al.1995
Primer 356f	16S rRNA	Nested PCR in NitAB amplicons	Hollibaugh et al. 2002
NmoCL6b_376	16S rRNA	Nitrosomonas cluster 6b	Stephen et al. 1998
Nsp436	16S rRNA	All Nitrosospira	Stephen et al. 1998
NmoCL7_439	16S rRNA	Nitrosomonas cluster 7	Stephen et al. 1998
Nm439	16S rRNA	Nitrosomonas ureae Nitrosomonas	Suwa et al. 1997
NitD	165 PNA	SP. ALZ1Z Nitrocomonae auropaea	Ward at al 1997
NMOB1f	165 rRNA		Burrell et al. 2001
NSMR52f	16S rRNA	Nitrosomonas europaea-like AOB	Burrell et al. 2001
Nsv 443	16S rRNA	Nitrosospira spp.	Mobarry et al. 1996
NSpCL4 446	16S rRNA	Nitrosospira cluster 4	Stephen et al. 1998
Nsp0	16S rRNA	Nitrosospira spp.	Pommerening-Röser et al. 1996
NspCL3 454	16S rRNA	Nitrosospira cluster 3	Stephen et al. 1998
NspCL2_458	16S rRNA	Nitrosospira cluster 2	Stephen et al. 1998
Num 450-	ACC -DNA	Nitrosospira multiformis Nitrosospira	Heatings at al. 1007
NIM 4591	105 IKNA	sp. C-141	Hastings et al. 1997
NSM1B	16S rRNA	<i>Nitrosomonas europaea</i> -lineage	Hovanec & Del ong 1996
NOMITE		Nitrosococcus mobilis	Hovanoo a Decong 1990
Primer 517r	16S rRNA	Nested PCR in NitAB amplicons	Hollibaugh et al. 2002
TAOrev	16S rRNA	Terrestrial ammonia oxidizers	Chandler et al. 1997
CTO654r	16S rRNA	<b>BAOB</b>	Kowalchuk et al. 1997
NITROSO4E	16S rRNA	<b>BAOB</b>	Hovanec & DeLong 1996
NEU	16S rRNA	Most halophilic and halotolerant	Wagner et al. 1995
A 0		Nitrosomonas	
AMIS	165 FRNA	BAOB	Utaaker & Nes 1998
	100 TKNA	BAUB RAOD	Ward Ot al. 1997
NmIII	169 RNA	Nitrosomones marina linoaca	VUYLEK & Waru 1990 Dommerening Bessr et al. 1999
NSMR53r	165 PNA	Nitrosomones Auronese like AOP	Rurrell et al 2004
		Milosomonas europaea-inte AOB	
NSMR74r	16S rRNA	<i>Nitrosomonas marina</i> -like AOB	Burrell et al. 2001
NMOB1r	16S rRNA	Nitrosococcus mobilis-like AOB	Burrell et al. 2001
NSMR33r	16S rRNA	Nitrosospira tenuis-like AOB	Burrell et al. 2001
RNM-1007	16S rRNA	Terrestrial <i>Nitrosomonas</i> spp.	Hiorns et al.1995
NS-1009	16S rRNA	Nitrosospira spp.	Hiorns et al.1995
NmIV	16S rRNA	<i>Nitrosomonas cryotolerans</i> -lineage	Pommerening-Röser et al. 1996
NitB	16S rRNA	ßAOB	Voytek & Ward 1995
Nso 1225	16S rRNA	<b>BAOB</b>	Mobarry et al. 1996
ßAMOr	16S rRNA	<b>ßAOB</b>	McCaig et al. 1994
Nse 1472	16S rRNA	<i>Nitrosomonas europaea</i> -lineage	Juretschko et al. 1998
AMO-f	amoA	Nitrosomonas   Nitrosococcus	Sinigalliano et al. 1995
AMO-r	amoA	Nitrosomonas / Nitrosococcus	Sinigalliano et al. 1995
amoA-1F	amoA	<b>BAOB</b>	Rotthauwe et al. 1997
amo A - 2R	amoA	RAOB	Rotthauwe et al 1997

#### 2.3.2 亜硝酸酸化細菌(Nitrite Oxidizing Bacteria; NOB)

(1) NOB の系統分類

既知の NOB は, Nitrobacter 属, Nitrococcus 属, Nitrospina 属, Nitrospira 属の4つのグ ループに分類される(Koops et al. 2001)。これらの属名は, AOB の場合と同様にその細胞 の外形態と構造の特徴によって付けられた(Prosser 1989)。

NOB の中でももっとも多くの研究がなされている Nitrobacter 属は Alphaproteobacteria (α-proteobacteria)に分類され A つの種 ,Nitrobacter winogradskyi ,Nitrobater hambrgensis , Nitrobacter vulgaris , Nitrobacter alkalicus が記載されている。16S rRNA 塩基配列をもちい た解析から , これらの Nitrobacter 種は非常に近接したクラスターを形成することが知ら れている。Orso et al. (1994) らによる Nitrobacter 属の 16S rRNA の全塩基配列を用いた 系統解析によると ,各 Nitrobacter 種の平均的な相同性は 99.2% であった。また ,亜硝酸酸 化能を持たない Rhodopseudomonas , Rhodobacterpalustris , Bradyrhizobium japonicum , Blastobacter denitrificans , Afipia felis , Afipia clevelandenis , などとも近接していることが知 られている (Teske et al. 1994)。

Nitrocossus 属は Gammaproteobacteria (γ-proteobacteria)に, Nitrospina 属は Deltaproteobacteria (δ-proteobacteria)にそれぞれ分類され,この2属の単離株である Nitrococcus mobilis と Nitrospina grasilis は海洋にその存在が確認されている。Nitrospira 属 は門レベルで他の NOB 種と異なるとされており 二つの種 Nitrospira marina と Nitrospira moscoviensis が知られている。



Fig. 2-8 16S rRNA 塩基配列に基づいた NOB の系統関(Koops & Pommerening-Röser 2001を一部改変)

(2) NOB の生理学的

NOB は独立栄養(化学無機独立栄養)細菌であり,亜硝酸を電子供与体,酸素を電子 受容体として利用した亜硝酸酸化を行う。この反応には NOB が有する酵素 nitrite oxidoreductase(亜硝酸酸化還元酵素; NOR)に触媒される(式 2.4)。

NOR (nitrite oxidoreductase) による亜硝酸酸化

$$NO_2^{-} + 0.5 O_2$$
  $NO_3^{-}$   $G = -17.5 \text{ Kcal mol}^{-1}$  (式 2.4)

この反応で生成されるエネルギーを利用し,炭酸ガスを固定して増殖を行う(式2.5)。 400NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + 4H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> + HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> + 195O<sub>2</sub>

 $C_5H_7O_2N + 3H_2O + 400NO_3^-$  (式 2.5)

(3) NOB の分子生物学的研究

一般に自然環境では亜硝酸酸化反応の速度がアンモニア酸化反応の速度を上回り,ア ンモニア酸化反応が硝化反応の律速因子となるため,NOBよりもAOBの研究が重視され てきた。また,NOBは4つもの属にまたがって存在しているため,その解析を効率よく行 うための分子生物学的ツール(PCR primer, FISH probe, etc.)の設計も容易ではない。よっ て,AOBに比べ NOBの解析手法は充実とは程遠い状況にある。

Table 2-2 に NOB を標的とした既存の PCR primer と FISH probe をまとめた。

Table 2-2	NOB [	ニ特異的な	.既存の pri	imer およ	びprobe	(本表に記載	した文献の	中には巻末の
引用文献一	覧に掲載	していないき	5のも含まれ	る)				

Primer or Probe	Target	Specificity	Ref.
FGPS872f	16S rRNA	genus <i>Nitrobacter</i>	Degrange & Bardin 1995
FGPS1269r	16S rRNA	genus <i>Nitrobacter</i>	Degrange & Bardin 1995
FGPI149-457	16S rRNA	genus <i>Nitrobacter</i> ITS	Gradmann et al. 2000
FGPL420'-458	16S rRNA	genus <i>Nitrobacter</i> ITS	Gradmann et al. 2000
NSR1113f	16S rRNA	genus <i>Nitrospira</i>	Dionisi et al. 2002
NSR1264r	16S rRNA	genus <i>Nitrospira</i>	Dionisi et al. 2002
norB269f	norB	Nitrobacter hamburgensis	赤司 2004
norB443r	norB	Nitrobacter hamburgensis	赤司 2004
NB1000	16S rRNA	Nitrobacter spp.	Mobarry et al. 1996
NIT3	16S rRNA	Nitrobacter spp.	Wagner et al. 1996
NSR1156	16S rRNA	<i>Nitrospira moscoviensis</i> , freshwater <i>Nitrospira</i> spp.	Schramm et al. 1998
NSR447	16S rRNA	<i>Nitrospira</i> spp.	Schramm et al. 1998
NSR826	16S rRNA	<i>Nitrospira moscoviensis</i> , freshwater <i>Nitrospira</i> spp.	Schramm et al. 1998
Ntspa1026	16S rRNA	<i>Nitrospira moscoviensis</i> , activated sludge clones A4 and A11	Juretschko et al. 1998
Ntspa454	16S rRNA	<i>Nitrospira moscoviensis</i> 710-9 clone	Hovanec et al. 1998
Ntspa662	16S rRNA	genus <i>Nitrospira</i>	Daims et al. 2001
Ntspa685	16S rRNA	Nitrospira moscoviensis, Nitrospira marina and 710-9 clone	Hovanec et al. 1998
Ntspa712	16S rRNA	most members of the phylum Nitrospira	Daims et al. 2001
NTAPA714	16S rRNA	Phylum Nitrospira, not Thermodesulfovibrio islandicus	Loy et al. 2002
Ntspn693	16S rRNA	Nitrospina gracilis	Juretschko 2000
Ntspn994	16S rRNA	Nitrospina gracilis	Juretschko 2000
Ntcoc84	16S rRNA	Nitrococcus mobilis	Juretschko 2000
Ntcoc206	16S rRNA	Nitrococcus mobilis	Juretschko 2000

## 2.4 亜硝酸型硝化反応(Partial nitrification)

本研究がその主題とした亜硝酸型硝化反応(Partial nitrification)は,端的にいえば,アン モニア酸化細菌(AOB)の活性が維持された状態で亜硝酸酸化細菌(NOB)の活性が選択 的に抑制されたときに起こる。亜硝酸型硝化反応による環境中への亜硝酸の蓄積は,AOB によるアンモニア酸化速度がNOBによる亜硝酸酸化速度を上回るわずかなギャップで起こ る(Smith et al. 1997b)。このわずかなギャップをいかに作り出すかが,亜硝酸型硝化反応の 人為的な制御の要となる。

亜硝酸型硝化反応制御に関する一般的な研究報告はおおよそ,pH,遊離アンモニア(NH<sub>3</sub>), 溶存酸素(DO),温度,塩濃度などの環境要因制御による NOBの選択的抑制に関するもの がほとんどである。以下に,これらの環境要因と亜硝酸型硝化反応についての知見を整理 する。

2.4.1 pH

代表的な AOB である *Nitrosomonas* の至適 pH は 8-9 の間であり,代表的な NOB である *Nitrobacter* の至適 pH は 7 弱というのが一般的な見識である(北尾高嶺,2003), Hutton et al., (1975)は16-21, pH 7.8 - 8.4, SRT 30 日,に制御された硝化槽で亜硝酸の蓄積観察を 観察し,Surmacz-Gorska et al.(1997)も排水の pH が NOB の阻害要因になることを述べた。 Glass & Silverstein(1998)は,連続回分式リアクター中の汚泥混合液の pH の上昇(7.5,8.5, 9.0)とともに亜硝酸態窒素が系内に蓄積(250,500,900 mg NO<sub>2</sub>-N L<sup>-1</sup>)したことを報告 した。一方で Venterea & Rolston(2000b)はカリフォルニアの畑土壌において一定以下の pH 条件下で,一時的な亜硝酸蓄積を観察した。

このように pH 制御による亜硝酸蓄積を観察した文献は複数あるが, pH 制御による亜硝 酸蓄積は長期間継続し得ないものであるという報告(Ruiz et al., 2003)もある。加えて,過 剰な pH 制御を行うと AOB 活性が阻害されてしまうことを報告した研究もある。Ruiz et al. (2003)は pH 6.45-8.95 でアンモニア態窒素の硝酸態窒素までの完全な硝化を観察し,その 範囲外の pH ではアンモニアの酸化が起こらない,という結果を得た。

#### 2.4.2 遊離アンモニア(Free ammonia; FA; NH<sub>3</sub>)

高い pH は環境中に高濃度の遊離アンモニア(Free ammonia; FA; NH<sub>3</sub>)が存在することを 示唆するものであり, FA 濃度こそが亜硝酸型硝化反応を引き起こす要因になると記述した 報告も少なくない。FA は AOB・NOB 両方の生育を阻害するが, NOB のほうがより FA に 対する感受性が高いことがいわれている。FA は NOB が有する亜硝酸酸化還元酵素(nitrite oxidoreductase)の活性を阻害する(Yang & Alleman 1992)。Anthonisen et al. (1976)は NOB 活性を阻害するような FA 濃度は 1.0mg L<sup>-1</sup>以上であるとした。また, Mauret et al. (1996) は混合培養系における実験から NOB を阻害する FA 濃度の閾値は 6.6-8.9 mg NH3-N L<sup>-1</sup>であ ると報告した。Bae et al. (2001)は pH 8 (30 , DO=1.5mgL-1)で, Jianlong & Ning (2004) は, pH 7.5 (30 , DO=1.5mgL-1)で効率的に亜硝酸蓄積を実現できる FA 濃度が得られた としている。

FA 濃度の NOB に対する影響は,バルク環境あたりの濃度ではなく, NOB バイオマスあたりの濃度によって決まるとを主張した報告があり(Suthersan & Ganczarczyk 1986, Rols et al. 1994, Villaverde et al. 2000), Rols e al. (1994)は閾値を 0.5-0.3 mg NH<sub>3</sub>-N (mg viable NOB)<sup>-1</sup>と結論した。

しかし, FA の NOB 阻害効果による亜硝酸型硝化反応は一時的なものであるとする報告 もある。Suthersan & Ganczarczyk (1986)や Turk & Mavinic (1989)は, AOB も NOB も FA の阻害に徐々に耐性を持つようになるとした。Turk & Mavinic (1989) AOB・NOB ともに, 40 mg NH<sub>3</sub>-N L<sup>-1</sup>もの FA に耐えられることを示唆した。

#### 2.4.3 溶存酸素

硝化という,酸素を多量に消費する反応を考えるとき,環境中の酸素濃度がその重要な 因子になることは容易に想像できる。NOB は AOB に比べ低い酸素親和性を示すことが知 られている(Stenatrm & Poduska 1980, Jayamohan et al. 1988,Wiesmann 1994, Sanchez et al. 2001)。Tonkovic(1998)は実験室規模リアクターを用いた実験から,亜硝酸型硝化反応は pHには因らず,むしろ溶存酸素濃度に影響されるとした。実際に,溶存酸素濃度が減少す ると硝化速度もそれに対応して遅くなる(Stenstrom & Poduska, 1980)ことや,亜硝酸酸化 活性のほうがアンモニア酸化活性よりも溶存酸素濃度の影響を強く受ける(Hanaki et al., 1990ab, Dangcong et al., 2000)ことが知られている。

また, NOB は間欠的な嫌気条件への順応性に乏しく,嫌気-好気サイクルの導入によりその活性が阻害されることがいわれている(Van Loosdrecht & Jetten, 1998, Mota et al., 2005)。

#### 2.4.4 温度

Partial nitrification-anammox process の先駆けであるデルフト工科大学が提唱した SHARON Process(温度を 26 以上に制御することで亜硝酸蓄積を実現)に関する報告を始めとして, 亜硝酸蓄積を実現するためにリアクター内の温度を高く維持することの有効性について触 れた文献は多数あり,亜硝酸蓄積に適した温度として 30 を提唱する文献(Bae et al., 2002, Jianlong & Ning, 2004)もある。

#### 2.4.5 塩濃度

塩濃度が亜硝酸型硝化反応に与える影響について指摘した報告がある。Sanchez et al. (2004)は硝化リアクターにおいて, 60 g NaCl L<sup>-1</sup>で亜硝酸の蓄積傾向を観察した。Chen et al.(2003, 2004)は硝化リアクターにおいて 10000 mg Cl<sup>-1</sup> L<sup>-1</sup>以上の塩濃度で亜硝酸の蓄積 を観察している。 しかし一方で硝化反応(アンモニア酸化反応自体)へ影響する塩濃度の閾値を 20g CF L<sup>-1</sup> 以上とする報告もあり(Dahl et al. 1997, Dinçer & Kargi 1999), 亜硝酸型硝化反応に最適な塩 濃度の統一見解は得られていないようである。

## 2.5 新日本製鐵(株)安水処理硝化脱窒試験プラントにおける亜硝酸型硝化反応

第1章1.1 でも述べたように,新日本製鐵(株)において過去に運転された,製鐵過程で 排出される高濃度のアンモニア等の窒素成分やフェノール類,チオシアン,チオ硫酸,タ ール状油分などを含む「安水」の硝化脱窒処理試験プラントにおいて安定的な亜硝酸型硝 化反応が観察された。本研究の動機はこの試験プラントにおける亜硝酸型硝化反応にあっ た。以下に新日本製鐵(株)試験プラントの概要と,その亜硝酸型硝化反応の特徴につい て述べる。

#### 2.5.1 新日本製鐵(株)試験プラント(ミニプラント)の概要

2002 年 8 月,新日本製鐵(株)先端技術研究所(千葉県君津市)において製鉄所コーク ス炉からの排水である安水を硝化脱窒法で処理する試験プラント(以降「ミニプラント」 とする)が立ち上げられ,2003 年 9 月まで運転された(新田見 2003,高崎 2004)。安水は, アンモニア,フェノール類,シアン,硫化水素,油分など含む排水である。安水処理の中 核となるプロセスは活性汚泥法であるが,その成分のために活性汚泥微生物群集の代謝機 能の阻害が起こりやすく,活性汚泥法による処理に先立つ前処理が必要となる。従来製鉄 所では,凝集沈殿による脱油工程とアンモニアストリッピング法による脱安工程により, 過剰な油分,シアン,硫化水素,アンモニアを除去していたが,アンモニアストリッピン グ法によるアンモニア除去はコストがかかるという問題がある。そこで安水処理に硝化脱 窒法を適用し,生物学的にアンモニアを除去する研究が行われるようになった。新日本製 鐵(株)における試験プラントはその流れを汲んだ研究目的のために立ち上げられた。

Fig. 2-9 にミニプラントのフロー図を示した。ミニプラントに流入させた排水は人工的に 合成した排水(人工安水, Table 2-3)であった。人工安水は希釈槽において海水により 2.5 倍に希釈され,標準的な硝化液循環式硝化脱窒プロセスにより処理された。水温は 25-30 に管理され, SRT は 50 日程度(2003 年 4 月からは 30 日程度)に管理され,プラント内の MLSS は一定に保たれた。HRT は脱窒槽で 18 時間,硝化槽で 54 時間であった。



Table 2-3	人工安水の基本的な組成(高崎,	2004)
-----------	-----------------	-------

pH	安水 a	NH <sup>4+</sup> -N	Phenol	チオシアン	チオ硫酸	NaHCO3 <sup>b</sup>	Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>
	0.0		-	SCN-	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> -		$12H_2O$
8.3	5%	500	600	100	300	1800-5000	51

a:非人工安水を容積で5%のみ添加した。

b:途中アルカリ度を上げるため、添加量を何回か変更した。

Fig. 2-10 に新日本製鐵(株) ミニプラントの処理成績を示した。ミニプラントでは運転 開始当初から安定的な亜硝酸型硝化反応が観察された。Run 5 において, Table 2-3 に示し た人工安水からチオ硫酸(S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>2-</sup>)を除いたところ,硝化反応が完全に進行し,処理水中に 硝酸態窒素が蓄積を始めた。Run 6 おいて人工安水中にチオ硫酸を再び加えたところ,再 び亜硝酸型硝化反応が得られ,Run 7 におけるチオ硫酸抜きの条件で完全な硝化反応が観 察された。



-ig. 2-10 新日本製選(株)試験フラント(ミニフラント)処理水中における 亜硝酸態窒素(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N)および硝酸態窒素(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)濃度(高崎 2004)

Fig. 2-10 にあらわした結果は,人工安水中のチオ硫酸が亜硝酸型硝化反応に何らかのかた ちで寄与していることを示唆するものであった。排水処理の分野において,チオ硫酸によ る亜硝酸型硝化反応制御について検討したものは皆無に等しい状況の中,この結果は大変 興味深いものであった。

#### 2.5.3 チオ硫酸と亜硝酸型硝化反応

チオ硫酸が硝化に及ぼす影響についての既存の研究は,排水処理の分野よりもむしろ農 業の分野において多い。農業では,窒素肥料(NH4<sup>+</sup>-N)が施肥後に硝化・脱窒によって失 われることを防ぐために硝化抑制剤を用いることがあり,硝化抑制剤としてのチオ硫酸の 可能性について論じた報告が複数ある(Goos 1985, Janzen & Bettany 1986, Sallade & Sims 1992,Saad et al. 1996)。これらの多くはアンモニア酸化抑制効果の是非に注目している場合 が多く,チオ硫酸の亜硝酸酸化に及ぼす影響について言及していないものもあるが,チオ 硫酸の添加による土壌中への亜硝酸態蓄積を観察した報告もある(Janzen & Bettany 1986, Saad et al. 1996)。排水処理分野における研究では,Schreiber & Pavlostathis(1998)が COD, アンモニア,チオ硫酸が混在する模擬排水を活性汚泥を用いて好気処理した際に亜硝酸型 硝化反応が起こったことを示唆する実験結果を示している。

チオ硫酸の生物学的酸化過程においてテトラチオネート(Tetrathionate;  $S_4O_6^{2-}$ )が生成されるが(Suzuki 1999), Janzen & Bettany (1986)がテトラチオネートこそが硝化抑制に関わっていることを示唆した。

## 2.6 分子生物学的手法を用いた環境微生物群集解析

古典的な微生物学による環境微生物群集の解析(検出・定量)は,基本的に培養法によって成り立っていた。培養法は,微生物の生理学・生化学的性質を議論するうえで欠かせない手段となるため今日でも用いられる手法ではあるが,自然界には培養の困難な微生物 も多く存在すること,複合系微生物系にはおいてすべての微生物に適した培養条件を設定 することが不可能なことが指摘されているように,培養法による環境微生物の解析には限 界がある。

1980年代,分子生物学の発展とともに,環境中に存在する微生物由来の DNA や RNA に 注目した解析手法が提案されるようになり,それまでとらえることの難しかった培養困難 な微生物を検出・解析できるようになり,環境微生物学は飛躍的な発展を遂げてきた。

本節では,本研究で用いた手法を中心に,分子生物学的手法による環境微生物解析法について概説する。

#### 2.61 環境からの DNA の抽出

DNA 抽出は,分子生物学的手法の中でも最も基本的な操作である。DNA の抽出方法には, フェノールクロロホルム法,ベンジルクロライド法,各種 DNA 抽出キットによる方法など があるが,ここでは本研究で使用した FastDNA® SPIN Kit for Soil (Qbiogene,現 MP Biomedicals)による抽出原理を解説する。

FastDNA® SPIN Kit for Soil は 500mg までの土壌や活性汚泥などの環境サンプルから短時 間で効率よく DNA を回収できるキットして広く用いられている。本法では,専用のホモジ ナイズ装置が必要であるが,フェノールやクロロホルムなどの有機溶剤が不要であり,比 較的抽出が難しいとされているグラム陽性細菌の DNA の回収も可能である。

本法は大きく2つの操作からなる。

細胞の破砕・DNA の可溶化・タンパク質の可溶化

サンプルをホモジナイズとタンパク質の可溶化が可能なバッファーに溶解させ,それをセラミックとシリカからなるビーズと混合・高速振とうすることにより,細胞を破砕しDNAを可溶化させる。

DNA の精製と濃縮

可溶化した DNA のみをシリカ製の Binding Matrix に吸着させ,不要なタンパク質な どを除去し,精製 DNA を得る。

#### 2.6.2 Polymerase Chain Reaction (PCR)

PCR(Polymerase Cain Reaction)は微量な DNA の特定領域を,各種解析手法による検出 可能な濃度にまで増幅する手法であり,今日の遺伝子工学の発展に大きく寄与した。PCR の技術にはさまざまな変法が存在するが,ここでは最も基本的な PCR の原理を紹介する。 PCR は三段階の DNA の合成反応によって DNA を増幅する手法である。

増幅元となる DNA (鋳型, テンプレート)2本鎖を加熱し,変性(解離)させ,一本 鎖にする (denaturation)。 温度を下げ,増幅させたい特定部位の両端の DNA 塩基配列に相補的なオリゴヌクレ オチド短鎖 (プライマー, primer) とテンプレートを結合させる (annealing)。

DNA 合成酵素 (DNA polymerase) と DNA 合成基質 (dNTP) により, の状態プラ イマー結合部位から不足分の DNA が合成され,標的にした DNA の完全な 2 本鎖が 得られる (extention)。

- の工程を1サイクルとし,これをn回繰り返すことにより,1つのテンプレートDNA 鎖から 2<sup>n</sup>の DNA 鎖を得ることができる。

#### 2.6.3 Cloning

複合微生物系から,単一の DNA を抽出する方法のひとつに Cloning がある。Cloning によって単離された DNA の塩基配列を読むことによって,複合微生物系から得られた DNA の 集合体が,どのような塩基配列種によって成り立っているのかを解析することができる。 本法は,環境微生物の DNA 配列情報の獲得に大きな貢献を果たしている。

Fig. にクローニングの手順を示した。PCR 産物などの DNA 集合体(インサート群)を, ベクターと呼ばれる環状 DNA 群と反応させ(ライゲーション), そのベクターを大腸菌な どに感染(トランスフォーメーション)させることで,大腸菌の増殖とともにベクターお よび組み込まれた DNA が増幅できる。原理的に,1つのベクターには1つの DNA 鎖(イ ンサート)が,1つの大腸菌には1つのベクターが組み込まれるので,培養された大腸菌の コロニー 一つひとつが別のインサートを持つことになる。

23



Fig. 2-11 Cloning の流れ

#### 2.6.4 Real-time PCR

Real-time PCR は, PCR 増幅産物濃度は初期テンプレート濃度に依存するという原理を利用して,増幅産物濃度から初期テンプレート濃度を求める定量的 PCR の一手法である。

Real-time PCR による DNA 定量には,サーマルサイクラー(Thermocycler)と分光蛍光光 度計を一体化した機器を用い,PCR での増幅産物の精製の過程をリアルタイムで検出し, 解析する方法である。増幅産物の生成の過程を追跡することが出来るため,より正確な定 量が期待出来る。また,解離曲線分析を行う事により,目的産物のみが増幅されたことが 確認できる。以下に Real-time PCR の原理と,本研究で用いた Real-time PCR の一手法であ る QPrimer-PCR 法について解説する。

(1) Real-time PCR の原理

定量したい核酸について希釈系列(検量線作成用の標準サンプル)を作り,それぞれ について PCR を行い,そのタイムコースをリアルタイムで取る。増幅が指数関数的に起 こる領域で一定の増幅産物量になるサイクル数(threshold cycle; Ct 値)を縦軸,核酸量を 横軸にプロットし,検量線を作成する。目的の試料についても同じ条件で PCR を行い, Ct 値を求める事により,検量線から試料中の目的産物の量を測定することができる。

核酸の検出には様々な方法があるが,主流となっているのは蛍光を用いたものである。 蛍光は SYBER Green や FRET(fluorescence resonance energy transfer)を用いたハイブリダイ ゼーションプローブ等がある。現在のリアルタイムの主流となっているのは FRET を利 用した TaqMan プローブ(PE Biosystems 社)である。この TaqMan プローブ法は,目的 の増幅産物のみ測定できるため正確な定量が可能であるという利点がある。一方,目的 産物に応じたプローブをデザインし,合成する必要がある点や,増幅サイズが80~150bp, 長くても300bpのものしか利用できないという欠点がある。それに対して,Kurataらに より開発されたQPrimer-PCR法は増幅サイズの制限が低くなり(900bpぐらいまで可能), また,新たにプローブを作成せずとも,既存のプライマーに蛍光色素をつけるだけで利 用できるというメリットがある。本研究では,このQPrimer-PCR法を用いた。

以下に Real-time PCR の長所・短所についてまとめた。

- 長所 ・微量遺伝子でも強力な検出力を持つ。
  - ・一度に大量のサンプルを処理できる
  - ・短時間(2~4時間)で反応が行える
  - ・準備が簡便であり、ルーチンなモニタリングには最適
  - ・測定後のアガロースゲルチェックが不要
- 短所 ・非特異的産物の増幅

最初はわずかなコンタミネーションであっても, PCR の過程で大量に増幅されて致命的失敗を招いてしまう。

- ・プライマーのデザイン,温度条件なの最適化に時間がかかる 今までに PCR を行ったことのない領域の遺伝子を増幅しようとする場 合には、プライマーデザインからはじめる必要がある。非特異的産物の 生成およびプライマーダイマー(プライマー同士が結合すること。これ ができると目的産物を上回って増幅されてしまう)のできない箇所を捜 し当てるのが非常に困難である。また、温度条件やプライマー濃度等を 最適化するのにも多くの時間が費やされる。また、普通の PCR 法に比べ て感度が高く、普通の PCR 法に用いる場合には問題なく増幅されるにも 関わらず、リアルタイム PCR ではダイマーが確認され適用できない場合 がある。
- ・検出機器,ランニングコストが高い

### (2) QPimer-PCR

QPrimer-PCR(Quenching Primer-PCR)は蛍光消光プライマーを用いる。この手法は,DNAの構成塩基である C(シトシン)にある蛍光色素を付加させておくと,C の相補的な塩基である G(グアニン)が結合したときにG と蛍光色素の相互作用によりその蛍光が消光する という現象を PCR での定量に応用したものである(Kurata et al., 2001)。PCR を行う際に用 いるプライマーの末端に蛍光標識した C 塩基を付加しておき(これを Qprimer と呼ぶ), PCR の伸長反応によってG が Qprimer 末端のC塩基に結合したときの蛍光消光率をサイク ルごとにプロットすることで増幅をリアルタイムに観察することが出来る。



Fig. 2-12 QPrimer-PCR による DNA 量の定量

## 2.6.5 Terminal Restriction Fragment Length (TRFLP)

蛍光標識された DNA 断片の集合体(片方の primer の 5'末端に蛍光標識を付加した primer set を用いた PCR 産物など)を,特定の塩基配列を認識して DNA 鎖を切断する制限酵素で処理し,蛍光色素が付加された側の断片長によって,異なる塩基配列をもつ DNA 同士を分離する手法である。Liu et al. (1997)により環境微生物の群集解析を目的として開発され,AOB 群集解析にも活用されている (Hortz et al. 2000, Sakano et al. 2002)。



Fig. 2-13 PCR-TRFLP の流れ

### 2.6.6 Fluorescence *in situ* Hybridization(FISH)

1980年代末より開発された手法であり、Amannらにより、この手法が環境微生物分野で も十分適用可能であることが示され、その具体的な実験手法が紹介された(Amann, 1995)。 標的塩基配列に相補的な塩基配列(oligonucleotide probe)を蛍光物質で標識し、細菌内の標 的塩基配列と結合(Hybridize)させ、それを蛍光顕微鏡で観察することにより、目的の細 菌を検出、定量する。FISH 法を微生物の検出に用いる場合、rRNA(ribosormal RNA)を標 的とする。標的となる rRNA は1つの細胞に 10<sup>3</sup>-10<sup>5</sup>存在しており、結合した probe の蛍光 を顕微鏡下で観察することが可能である。



probeが結合した細胞が光る

Fig. 2-14 FISH による標的細菌の検出
# 第3章 実験方法

本研究における実験手法の実際を詳説した。

# 3.1 実験室規模亜硝酸型硝化リアクターの構築

排水を処理する水槽を反応槽,リアクターなどと呼ぶ。本研究を始めるにあたり運転条 件等の参考にした新日本製鐵(株)の試験プラント(ミニプラント)では,それぞれが一 つの処理工程を担う複数の槽を用いて,排水がそれらの槽を順々に流下することで処理さ れる連続式リアクター(Continuous-Flow Reactor)が用いられたが,本研究で用いたリアク ターは一槽式リアクターであり,時間によって処理工程(嫌気工程,好気工程,沈殿工程 など)を区切る連続回分式リアクター(Sequencing Batch Reactor; SBR)とよばれるものと した。

連続回分式リアクターは,一定量の合成排水がリアクターに流入すると一つの反応槽の 中で各処理工程が行われるため,合成排水が流入してから処理が終わるまで(この一連の 過程を「サイクル」と呼ぶ)の物質収支を求めやすい。経時的にリアクター内の水質を分 析することで,各処理工程における処理速度も実験的に求めやすくなる。

3.1.1 リアクターのセットアップ

本リアクターセットは,有効容量 5 Lの「リアクター本体(一槽式,アクリル製)」と水 温制御用の「恒温槽」からなる。「リアクター本体」は,リアクター,各種ポンプ,基質タ ンク,各種センサ・電極からなり,「恒温槽」は,恒温槽用コンテナ,投げ込みヒータ,水 循環ポンプで構成される。リアクターシステム全体の写真をFig.3-1 に示し 模式図をFig. 3-2 に示した。また,本リアクターの種汚泥は新日本製鐵(株)先端技術研究所のミニプラン トより分与いただいた。



Fig. 3-1 リアクターセット概観



Fig. 3-2 リアクターセット模式図

### 3.1.2 リアクターの運転条件

リアクターの基本運転条件を Table 3-1 に示した。また,リアクター制御に関わる項目に ついて以下に解説する。

サイクル制御

連続回分式リアクターにおいて,合成排水が流入し一連の処理工程を経て浄化された 処理水が得られるまでの一連の過程を「サイクル」と呼ぶ。サイクル制御には Programmable Controller SYSMAC CPM1A-30CDR-A-V1(オムロン)を使用した。

本リアクターは 1 サイクル 8 時間とし,運転期間中に 2 度サイクルの内訳(各処理工程の時間的配分)を変更した。詳細は第五章に譲るが,Table 3-2 に用いたサイクルを全て示した。

合成排水

合成排水とは,実排水を模倣した有機物や無機物からなる混合液のことを指す。本リ アクターで使用した合成排水の組成は新日本製鐵(株)ミニプラントのものを参考にし た。参考にしたミニプラントの水質を Table 3-3 に,本研究で使用した合成排水の成分を Table 3-2 に示した。ミニプラントではコークス炉排水の主成分の一つであるフェノール は取り扱い上の困難さから使用せず,グルコースと酢酸で代用した。合成排水の組成は, サイクルの変更に伴って運転期間中に一度変更した。

塩濃度

旧ミニプラントでは実際の海水を用いていたが,本リアクターでは,標準海水と規定 されているもの(淵,1970)を参考に,塩化ナトリウム溶液(14.0g NaCl L<sup>-1</sup>)をもって 模擬海水とし,合成排水に混入させた。

31

有効容量	5L
系	連続回分式
HRT	16時間
SRT	20日
水温	30
pН	80g NaHCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> を用いて下限のみ制
曝気量	3L min. <sup>-1</sup>

Table 3-2 リアクター運転条件履歴



Table 3-3 新日本製鐵(株) 旧ミニプラントにおける水質モニタリング結果(NA: Not analyzed, -: Not detected)

		亜硝酸型硝化時(5/29- 7/25)の平均値	完全硝化時 (8/7-9/26)の平均値	
	рН	8.2	8.0	
11日1月1日 - 1	O R P	-234	-167	
	DO	0.2	0.3	
	<u>水温</u>	29	28	
	pН	8.7	8.2	
(脳変縷。2)/消化/編。0	ORP	NA	NA	
(DCALTA) - 2 // 45 1040 -0	DO	2.7	2.1	<b>E</b> -1
	水温	30	30	原不
	рН	7.9	8.0	
	ORP	NA	NA	
硝化槽-1	DO	4.0	4.0	
	水温	30	27	
	1通気量	10	10	
	рH	8.6	8.7	
	O'R P	114	136	
硝化槽-2	DO	4.4	4.3	
	水温	30	30	
	2 通気量	10	10	
				脱室槽出

		亜硝酸型硝化時	完全硝化時
		(5/29-7/25)の平均値	(8/7-9/26)の平均値
	PH	8.1	7.9
	S S	224	274
	T - N	522	508
	D - T - N	505	503
	D - NH4 - N	487	468
	D - NO2 - N	0.1	0.1
画业	D - NO3 - N	0.4	0.2
DR.VN	COD	1206	978
	D-COD	1164	975
	D - TOC	445	460
	リーフェノール	624	582
	D-SCN	-	-
	$D - S_2 O_3$	236	-
	D - SO₄	1534	1401
	PH	8.2	8.0
	D - T - N	136	190
	D - NH4 - N	116	122
	D - NO2 - N	7.1	0.7
	D - NO3 - N	1.5	57.0
	D - COD	134	21
脱安编出口	D - TOC	115	50
	D-フェノール	64.2	14.7
	D - SCN	-	•
	$D - S_2O_3$	47.0	-
	D - SO₄	1960	1436
	Mアルカリ	1285	1239
	MLSS	2082	2281
	MLVSS	1227	1644
	PH	8.1	8.2
	T - N	150	192
	D - T - N	135	181
	D - NH4 - N	12.0	0.2
	D - NO2 - N	94.8	2.2
	D - NO3 - N	18.6	163
処理水	COD	113	10.7
	D-COD	113	9.6
	D-10C	56.9	40.5
		0.6	0.1
	D-SCN	•	-
	$D - S_2 O_3$	5.1	-
	D - SO₄	2023	1452

### HRT および SRT の制御

HRT(Hydraulic Retention Time; 水理学的滞留時間)とはすなわち流入した合成排水が リアクター内に滞留する時間であり,SRT(Solid Retention Time; 固形物滞留時間)はリ アクター内の固形物=活性汚泥が更新される時間である。

本リアクターでは1サイクルを8時間とし,サイクルごとにリアクターの有効容量(5L) の半分に相当する2.5L(7.5Lday<sup>-1</sup>)の処理水を放流し,同量の合成排水を流入するよう に制御した。よって,一度流入した合成排水が処理水として完全に放流される時間 HRT= 5/7.5 = 2/3 day = 16 hr に制御された。

SRT は良好な活性汚泥の維持に関わる重要な要因となる。最適な SRT よりも短い SRT を設定すると,活性汚泥微生物群集の生育速度を汚泥の更新速度が凌駕してしまい,リアクターから活性汚泥が"ウォッシュアウト"されてリアクター内の適度な汚泥濃度が維持できなくなる。本研究では,生育速度の遅い独立栄養の硝化細菌をターゲットにしたため,SRT=20日と比較的長めに設定した。SRT は,沈殿工程の直前五分間に83mLの汚泥混合液をリアクターから引き抜くことで制御した。

#### 水温制御

本リアクターでは,水温コントローラ (FHP-301,東京硝子器械)による水温の自動調節を行った。リアクター内水温をセンサでモニタリングし,恒温槽の投げ込みヒータがそれに呼応する仕組みとし (Fig. 3-2), リアクター内水温を 30 に保つようにした。

#### pH 制御

pH の制御には pH コントローラ (PU-01, SHIBATA) とペリスタルティックポンプ (PERISTA PUMP SJ-1211, ATTO), 80g NaHCO3 L-1 溶液を用いた,下限のみの制御を行った。pH の制御値は,運転開始時は pH> 7.2,運転開始から 112 日目以降は pH>8.0 とした(詳細は第5章参照)。

#### 曝気量制御

酸素を多量に消費する硝化反応において,リアクターの曝気量は重要な意味を持つ。 本リアクターでは,エアポンプ(APN-085V-1,IWAKI)と流量計(ヒヨシ器械産業)によ り曝気量の制御を行った。曝気量は3Lmin-1とした。

## 3.1.3 リアクターの水質モニタリング

水質モニタリングは,3日 2週間に一度,任意のサイクルにおいて合成排水流入直後か ら一連の処理工程が終わるまでの間に経時的に採取した汚泥混合液(Mixed liquor)中の溶 存態物質に対して行った。本研究におけるリアクター水質分析項目を Table 3-4 に示した。

また,リアクターの汚泥濃度を把握するために毎回の水質モニタリング時に MLSS, MLVSS を測定した。

Table 3-4 水質分析項目

分析項目	分析法
アンモニウムイオン 亜硝酸イオン 硝酸イオン チオ硫酸イオン 硫酸イオン 流酸イオン 溶存有機態炭素	インドフェノール法 ナフチルエチレンジアミン法 イオンクロマトグラフィー イオンクロマトグラフィー イオンクロマトグラフィー 全有機態炭素計

以下に, 各モニタリング項目の分析方法を紹介する。

a) アンモニウムイオン

アンモニウムイオンはインドフェノール法により定量した。リアクターから採取した 汚泥混合液を遠心分離(3500rpm, 3-5min.)し,上澄み液を 0.45μm のメンプレンフィルタ ー(Cellulose acetate)でろ過したものを供試検体とした。以下に分析の詳細を示す。

#### <u>使用する器具・装置</u>

分光光度計 25mL比色管, etc. 汲んだばかりの超純水

試薬

・フェノールアルコール溶液

プロピルアルコール(1 プロパノール)5mLにエタノールを加えて全量を100mLとした液に, フェノール10gを溶かす。

- ・ニトロプルシッドナトリウム溶液
  ニトロプルシドナトリウム(ペンタシアノニトリル鉄()酸ナトリウム)1gを超純水 200mL
  に溶かし,遮光保存。一ヶ月有効。
- ・アルカリ性クエン酸三ナトリウム溶液

水酸化ナトリウム 5g を超純水約 350mL に溶かし ,クエン酸三ナトリウム 100g 間違いではない。 100g)を加えて溶かし,最後に超純水で 500mL にメスアップ。

・次亜塩素酸ナトリウム溶液

次亜塩素酸ナトリウムなら 2-5 倍程度希釈。測定当日に調整。

・酸化剤溶液

アルカリ性クエン酸三ナトリウム溶液:次亜塩素酸ナトリウム溶液=4:1 で混合する。測定当日 に調整。

- ・アンモニア性窒素標準原液(1000mgN L-1)
  - 塩化アンモニウムを硫酸デシケータで4時間以上乾燥させた後,3.82gを正確に量り取り,汲んだ ばかりの超純水に溶かして1Lに定容。

検量線の作成

- (1) アンモニア性窒素標準原液から0-0.8mgN/Lの範囲で5段階以上の標準液を,各10mLずつ25mL 比色管内に作成した。
- (2) 試料と同様に発色させ、アンモニア性窒素濃度と吸光度の関係から、検量線を作成する。

測定

- (1) 25mL 比色管に,適当に希釈した試料を10mL とる。
- (2) フェノールアルコール溶液 0.4mL, ニトロプルシッドナトリウム溶液 0.4mL, 酸化剤液 1 mL, を毎回よく混合しながら, この順に加える。
- (3) 室温(暗所)で1時間以上静置する。
- (4) 分光光度計を用いて波長 640nm の吸光度を測定し,検量線から濃度を決める。
- b) 亜硝酸イオン

亜硝酸イオンの定量はナフチルエチレンジアミン法により行った。リアクターから 採取した汚泥混合液を遠心分離(3500rpm, 3-5min.)し,上澄み液を0.45µmのメンブレ ンフィルター(Cellulose acetate)でろ過したものを供試検体とした。以下に分析の詳細 を示す。

使用する器具・装置

分光光度計 25mL 比色管 , etc. 汲んだばかりの超純水

試薬

・スルファニルアミド溶液

塩酸 60mL と超純水約 80mL の混合液にスルファニルアミド(4 アミノベンゼンスルホンアミド)2g を加えて溶かす。さらに超純水を加えて,200mL に定容する。

- ・N-(1-ナフチル)エチレンジアミン溶液
- N-(1-ナフチル)エチレンジアミン二塩酸塩 0.2g を超純水に溶かして 200mL とする。遮光保存。 ・亜硝酸性窒素標準原液(250mgN L-1)
- 亜硝酸ナトリウム 1.23g を正確に秤量し,超純水で1Lに定容する。これにクロロホルム1mLを 加え,冷蔵保存する。

検量線の作成

- (1) 亜硝酸性窒素標準原液(250mgN L-1)から0-0.2mgN/Lの範囲で5段階以上の標準液を,各 10mLずつ,25mL 比色管内に作成する。
- (2) 試料と同様に発色させ, 亜硝酸態窒素濃度と吸光度の関係から, 検量線を作成する。

測定

- (1) 25mL 比色管に亜硝酸性窒素が 0.2mgN L-1 になるように調整した試料を 10mL とる。
- (2) スルファニルアミド溶液 1mL を各試料に加えよく混合し,5分間静置する。
- (3) N-(1-ナフチル)エチレンジアミン溶液を1mL加え,よく混合し20分間室温(暗所)で静置する。
- (4) 分光光度計を用いて波長 540nm の吸光度を測定し,検量線から濃度を求める。
- c) 硝酸イオン,硫酸イオン,チオ硫酸イオン

硝酸イオン,硫酸イオン,チオ硫酸イオンは水溶液中で陰イオンとして存在している。本研究では陰イオン分離カラムを搭載したイオンクロマトグラフィー(Compact IC

761, メトローム)により, これらのイオンを定量した。

採取した汚泥混合液を遠心分離(3500rpm,3-5min.)し,その上澄みを 0.45μm のメ ンブレンフィルター(Cellulose acetate)でろ過したものを適当に希釈し,分析に供した。 また,同定・定量のための標準溶液を各成分につき調製し,そのピーク面積から検量 線を作成した。得られた供試検体のピーク面積値と検量線から,各イオン濃度を求め た。

d) 溶存有機態炭素

溶存有機態炭素(Dissolved Organic Carbon; DOC)は下水試験法(1997)に従い,上 澄み液中の全有機態炭素(Total Organic Carbon; TOC)と定義し,測定にはTOC-V(島 津製作所)のNPOC(Non-Purgeable Organic Carbon; 不揮発性有機態炭素)測定モード を用いた。この方法では,供試検体に酸を加えてpH<3にした後スパージガスを通気す ることで検体中の無機態炭素を二酸化炭素(CO<sub>2</sub>)となり除去した後に測定した TOC をもって,DOCを測定する方法である。

分析には,採取した汚泥混合液を遠心分離(3500rpm,3-5min.)し,その上澄みを 0.45µmのメンブレンフィルター(Cellulose acetate)でろ過後,適当に希釈したものを 供した。また,定量のための標準液としてフタル酸水素カリウム溶液を用意した。NPOC 法による測定で得られたピーク面積値から,DOC 濃度を求めた。

e) MLSS, MLVSS

MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids; 汚泥混合液浮遊物質), MLVSS (Mixed Liquor Suspended Solids; 汚泥混合液揮発性浮遊物質)の定義および測定方法は下水試験法 (1997)に倣った。以下に測定手順の詳細を述べる。

蒸発皿を 600 で 30 分乾燥させ,秤量する (A)。

リアクターから汚泥混合液 25mL×2 を採取。遠沈管にいれ,3500rpm,5min. 遠心。

上清を捨て,無機塩類を完全に取り除くため RO 水を入れて汚泥を懸濁させも う一度遠心。

- Aの蒸発皿に汚泥をとり,湯浴上で水分を蒸発させる。
- 110 オーブンで2時間乾燥させ,デシケータ中で放冷。その後秤量(B)。
- 600 オーブンで 30 分乾燥, 放冷(110 オーブン, デシケータで), 秤量(C)。
  の手順より得られた A, B, C を用いた以下の計算式により, MLSS,
  MLVSS を算出する。

MLSS =  $(A - B) \times 40000$  [mg L<sup>-1</sup>] MLVSS =  $(B - C) \times 40000$  [mg L<sup>-1</sup>]

# 3.2 硝化細菌群集解析

3.1 において構築された実験室規模活性汚泥リアクターにおいて,硝化反応の主役である 硝化細菌群集の挙動解析を行った。硝化反応を担う硝化細菌群は大きく二つのグループに 分けられる。すなわちアンモニア態窒素(NH4<sup>+</sup>-N)を亜硝酸態窒素(NO2<sup>-</sup>-N)まで酸化す るアンモニア酸化細菌(Ammonium Oxidizing Bacteria; AOB)と,亜硝酸態窒素(NO2<sup>-</sup>-N) を硝酸態窒素(NO3<sup>-</sup>-N)まで酸化する亜硝酸酸化細菌(Nitrite Oxidizing Bacteria; NOB)で ある。亜硝酸型硝化反応は,AOBの活性が維持された状態で NOB の活性が抑制された場合 にのみ起こると考えられる。よって,本実験室規模活性汚泥リアクターの亜硝酸型硝化反 応を議論するうえで,AOB および NOB の動態を解析は必要不可欠であると考える。

本研究では,リアクターの運転期間中における AOB, NOB の存在量,存在属あるいは存 在種の変動を把握するために,分子生物学的な手法による解析を行った。AOB, NOB 存在 量の把握には定量的 PCR の一手法である QPrimer-PCR 法(Kurata et al., 2001)を,存在属/ 存在種の把握には FISH 法(Amann et al, 1995-a), PCR-Cloning-Sequencing 法(Giovannoni et al., 1990), PCR-TRFLP(Moeseneder et al., 1999)を用いた。以下にそれぞれの実験について 詳説する。

### 3.2.1 活性汚泥サンプルの採取

硝化細菌群集解析用の活性汚泥サンプルは以下の要領で採取・保存した。サンプル採取 は毎回のリアクターの水質モニタリングのときに行った。

- (1) FISH 法による解析に用いるための活性汚泥サンプルの採取
  - 1. 曝気(硝化)過程中のリアクターから汚泥混合液 1.0mL を凍結保存用の 1.8mL 容 クライオチューブ(Nalge Nunc International)に採取した。
  - 2. すぐに-80 に急冷し,分析に供するまでそのまま凍結保存した。
- (2) DNA 抽出に供するための活性汚泥サンプルの採取
  - 1. 曝気(硝化)過程中のリアクターから汚泥混合液 1.0mL を凍結保存用の 1.8mL 容 クライオチューブ(Nalge Nunc International)に採取した。
  - 2. 遠心分離(3500rpm,10min.)を行い、上澄み液をデカンテーションにより除去した。
  - 3. TE buffer を 1.0 mL 加え ,汚泥を手で軽く分散させ ,再び遠心分離( 3500rpm, 10min. ) を行った。
  - 4. 上澄み液をデカンテーションにより除去し, DNA 抽出に供するまで-80 で凍結保 存した。

### 3.2.2 DNA の抽出

DNAの抽出は FastDNA® SPIN Kit for Soil( Qbiogene, 現 MP Biomedicals)により行った。 抽出はキットに付属のプロトコルに従って行った。以下に手順について記す。

- 1.-80 で凍結保存された活性汚泥サンプル(3.2.1(2))を解凍し, Lysing Matrix E Tube に 移した。
- 2. 978 µL の Sodium Phosphate Buffer と 122 µL の MT buffer を加えた Lysing Matrix E Tube を FastPrep® Instrument ( Qbiogene ,現 MP Biomedicals ) にセットし, speed 5.5, 30 sec. で 細胞破砕処理を行った。
- 3. 遠心分離 (14000 g, 30 sec.) を行い, マイクロピペットで上澄み液を新しいチューブに 移し, 250 µLの PPS regent を加え, 10 回転倒混和した。
- 4. 遠心分離(14000 g, 5 min.) し, マイクロピペットをもちいて上澄み液を15 mL チュー ブに移した。Binding Matrix を1 mL 加え2分間転倒混和したのち,3分間静置した。
- 5. 上澄み液を 500 µL 捨て,再び混和した。混和液を SPIN<sup>™</sup> Filter に移し,14000 g で 1 分間遠心分離した。
- Catch tube に通過した液 (flow-through)を捨てた。500 μLの SEWS-Mを Filter 上に加え,再び遠心分離 (14000 g, 1 min.), flow-through を捨てた。
- 7. Filter 上の Binding Matrix-DNA 結合体に 100 μL の DES を加えピペッティングし, DNA を溶出した。Filter を新しいチューブに移し遠心分離(14000 g, 1 min.) することで DNA を回収した。回収した DNA は解析に供するまで-20 で凍結保存した。

上記手順により得られた DNA 抽出産物中の DNA 濃度を NanoDrop ND-1000 (NanoDrop) を用いて吸光度 260 nm の波長を測定することにより求めた。測定値は各種解析の際の濃度 調整の際に活用した。

### 3.2.3 FISH (Fluorescence in situ Hybridization)

第2章で述べたように, AOB 群を一度に広く捉えることのできる PCR primer や FISH probe が存在する一方で, NOB 群に対してはそのようなツールは現時点で存在しない。した がって, リアクター内 NOB の定量/定性を行う前に, NOB として知られている Nitrobacter, Nitrospira, Nitrococcus, Nitrospina の4属のうちリアクター内に優占している属を決定する 必要があった。

NOB を標的にした既存の FISH probe の一覧は第2章で紹介した通りであり,本研究では Table 3-5 に示した4つの NOB-target probe を用いた。これらの probe はそれぞれ *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrococcus*, *Nitrospina* に特異的であるとされており,これらの probe による細 胞の検出の有無で,リアクター内における優占 NOB 属を決定することとした。また EUB-mix probe (EUB-, EUB-, EUB-の混合 probe)を作成し,対比染色に用いた。供試検体は 亜硝酸酸化活性が活発であったリアクター運転8日目の汚泥を用いた。

Table 3-5 使用 probe 一覧

probe name	sequence	specificity	Fc [%]	reference
EUB338-	5'- GCTGCCTCCCGTAGGAGT -3'	Eubacteria	20-35	Amann et al. (1990)
EUB338-	5'- GCAGCCACCCGTAGGTGT -3'	Eubacteria	35	Amann et al. (1990)
EUB338-	5'- GCTGCCACCCGTAGGTGT -3'	Eubacteria	35	Amann et al. (1990)
NIT3	5'- CCTGTGCTCCATGCTCCG -3'	Nitrobacter spp.	40	Wagner et al. (1996)
Ntspa662	5'- GGAATTCCGCGCTCCTCT -3'	genus Nitrospira	35	Daims et al. (2001)
Ntspn693	5'- TTCCCAATATCAACGCATTT -3'	Nitrospina gracilis	20	Juretschko S. (2000)
Ntcoc84	5'- TCGCCAGCCACCTTTCCG -3'	Nitrococcus mobilis	10	Juretschko S. (2000)
To: Companyida	an a contration			

Fc: Formamideconcentration

FISH法の操作手順は基本的に Amann et al. (1995)に従った。以下にその詳細について記す。

- (1) サンプルの固定とスライドガラスの作成
  - -80 で保存したリアクター運転8日目の活性汚泥サンプル(3.2.1 参照)を解凍した。サンプル 200µL に対し固定液(4% paraformaldehyde)600µL を加え,4 で1-3時間固定した。
  - 2. 5000g で遠心分離し固定液を捨てた。固定液を完全に除去するために,1×PBS を 適当量加え懸濁し,再び遠心分離後,上澄み液を捨てた。
  - 3.1×PBS, 氷冷したエタノールをそれぞれ 200µL 加え, 氷冷しながら超音波分散を行った(10W, 4min.)。
  - 予めゼラチンコート(0.1%ゼラチン溶液に2分間浸し,風乾)を施したスライドガラスのウェルーつに2µL ずつ固定,超音波分散の済んだサンプルを分注,風乾し, 供試標本とした。
- (2) プローブハイブリダイゼーション
  - 1. 10 µM に濃度調製した oligonucleotide probe 1 容に対し hybridization buffer (x% formamide, 0.9M NaCl, 20mM Tris-HCl, 0.01%SDS, pH7.2) 8 容を加え,標本スライ ドガラス上の各ウェルに 9µL ずつ滴下した。
  - 2. hybridization buffer を染み込ませたろ紙を入れ,ハイブリダイゼーション温度(46)
    で気液平衡状態にしておいた 50 mL ポリプロピレン遠沈管にスライドガラスを入れ,ハイブリダイゼーションを行った(46,2時間)。
  - 3. スライドグラスをポリプロピレン遠沈管から取り出し,ハイブリダイゼーション温度に保っておいた Washing buffer (y M NaCl, 0.01% SDS, 20mM Tris-HCl)で未結合 probe を軽く洗い流した。
  - 4. さらに washing buffer の入った 50 mL ポリプロピレン遠沈管にスライドガラスを浸し, ハイブリダイゼーション温度で 20 分静置した。
  - 5. スライドグラスを取り出し, MilliQ 水で washing buffer を洗い流し, すぐにスライ ドガラスを振って水を切り, 暗所で空気乾燥した。

### (3) 顕微鏡観察

顕微鏡観察には蛍光顕微鏡 (DP70, Olympus)を用いた。明視野,緑色励起 (FITC 標識した EUB mix probeの観察),赤色励起 (Cy3 標識した NOB 標的 probeの観察)について画像を撮り,蛍光の確認を行った。

### 3.2.4 PCR primer の選定と PCR 条件

硝化細菌を標的にした PCR (Polymerase Chain Reaction)用の primer が設計されている。 本研究では,実験室規模活性汚泥リアクター内における既知の AOB および NOB の定量/定 性を行うことを掲げているため,より幅広くかつ特異的に AOB・NOB を捉えられる PCR primer を用いた解析を行うことが肝要であった。

AOB を標的にした primer としては,第2章で紹介したものが知られているが,本研究で はRotthauwe et al. (1997) が設計した *amoA*-1F, amoA-2R primer set を用いることとした(Table 3-6)。この primer set は, *Betaproteobacteria* に属する AOB (betabacterial AOB; β-AOB) が 有するタンパク質 ammonia monooxygenase subunit A(AmoA)をコードする機能遺伝子 *amoA* を標的としたものであり(Rotthauwe et al., 1997)使用実績も数多い(ref.)。*amoA*を標的に することで,16S rDNA を標的にした PCR よりも特異的に AOB を捉えられることを期待し た。また,数ある既知の細菌の機能遺伝子の中でも *amoA* 塩基配列のデータベースは充実し ており,得られた *amoA* 配列から近縁種を求めることは十分可能であると考えられている (Purkhold et al., 2000, Aakra et al., 2001, Purkhold et al., 2003)。

本研究では,4.2.3 の FISH 法によりリアクター内の優占属と決定された(第5章参照) Nitrobacter属の16S rDNAを標的とする FGPS872f-1269r primer setを用いることとした(Table 3-6)。既知の NOB は16S rRNA 塩基配列に基づいた分類では4つもの属に散在して存在し ているため(第2章参照),それら全てを特異的に捉える primer の設計は困難であり,現時 点で開発についての報告はない。現在開発されている NOB 16S rDNA を標的にする primer set としては,Nitrobacter属(α-proteobacteria)を特異的に増幅する FGPS872f-1269r(Degrange & Bardin, 1995)と Nitrospira 属(Nitrospira)を特異的に増幅する NSR1113f-1264r (Doinishi et al., 2002)が知られている。16S rDNA を標的とする primer のほかにも,Nitrobacter hamburgensis の亜硝酸酸化還元酵素(NOR)をコードする機能遺伝子 norB の塩基配列から 設計された norB269f-443r primer set の開発が報告されている(赤司,2004)が,このプライ マーの実績は皆無に等しい。

Primer		Sequence (5'-3')	Target	Reference	
amoA-1F-2R	<i>amoA</i> -1F	GGGGTTTCTACTGGTGGT	0-AOB	Rotthauwa at al 1997	
primer set	<i>amoA</i> -2R	CCCCTCKGSAAAGCCTTCTTC	в-чор	Notthadwe et al., 1991	
FGPS872f-1269r	FGPS872f	CTAAAACTCAAAGGAATTGA	nonue Nitrohactor	Degrange & Bardin 1995	
primer set	FGPS1269r	TTTTTTGAGATTTGCTAG	genus minobacier	Degrange & Darum, 1995	
IK= G or T. S= G o	r C1				

Tabl	e 3-	6 F	PCR	primer
------	------	-----	-----	--------

以下に本研究において一貫して用いた PCR 条件と,アガロース電気泳動による PCR 産物の確認について述べる。

#### (1) PCR 条件

本研究における *amoA*-1F-2R および FGPS872f-1269r を用いた PCR は,特に断りのない 限り Table 3-7 の条件で行った。

Table 3-7 PCR 条件

	amoA - PCI	amoA-PCR FGPS-PCR FGPS-PCR					
Primer amoA -1F: 5'- ggg gtt tc: amoA -2R: 5'- ccc ctc ke	t act ggt ggt -3' gs aaa gcc ttc t	tc- 3'		Primer FGPS872f: 5'- cta aaa ctc aaa gga att ga -3' FGPS1269r: 5'- ttt ttt gag att tgc tag -3'			
PCR mixture				PCR mixture			
	Final conc	volume [µL]			Final conc	volume [µL]	•
ddH <sub>2</sub> O	-	29.5	-	ddH <sub>2</sub> O	-	29	-
10xAmpliTaq PCR buffer (with 1.5mM MgCl <sub>2</sub> )	1x	5		10xAmpliTaq PCR buffer (with 1.5mM MgCl <sub>2</sub> )	1x	5	
2mM dNTP	0.2 mM	5		2mM dNTP	0.2 mM	5	
100µM forward primer	0.25 μM	0.125		100µM forward primer	0.5 μM	0.25	
100µM reverse primer	0.25 µM	0.125		100µM reverse primer	0.5 µM	0.25	
5U/µL AmpliTaq Gold	1.25 unit	0.25		5U/µL AmpliTaq Gold	2.5 unit	0.5	
template (5ng/ µL)	50ng	10		template (5ng/ µL)	50ng	10	
total	-	50		total	-	50	-
Thermalcycler program				Thermalcycler program			
step	temprature [	] incubation [sec]		step	temprature [	] incubation [sec]	
hot start	94	600		hot start	95	600	
denature	94	15		denature	94	45	
anneal	55	20	35 cycles	anneal	50	45	35 cycles
extention	72	120		extention	72	90	
final extention	72	300		final extention	72	600	

## (2) アガロース電気泳動による PCR 産物の確認

PCR 産物が,目的とする標的配列が正しく増幅されたものであることを確認する手法 としてのアガロースゲル電気泳動を活用した。アガロースゲルにアプライされた DNA 断 片は,その長さによって異なる電気泳動距離を示す。よって,既知の DNA 断片長からな る DNA マーカーとともに PCR 産物を電気泳動することで,PCR 産物が標的 DNA 断片長 に等しい長さであるかが確認できる。以下にアガロース電気泳動の手順を示した。

- 1. Agarose S(日本ジーン)を1×TAE に溶かし, 1.0-1.5% (w/mL)アガロースゲルを 作成した。
- 2. i-Mupid-J (ADVANCE) にアガロースゲルをセットし, PCR 産物 5 µL と 6 × Loading Dye 1 µL を混合後, ゲルのウェルにローディングした。DNA マーカーには DNA Ladder Markers, 100bp DNA Ladder (TOYOBO) を用いた。
- 3. 100 V で 15-20 分電気泳動したのち,5 万倍希釈したエチジウムブロマイド溶液 (BIO-RAD)に 15-20 分染色した。
- 4. 染色が済んだゲルを UV-Transilluminator (FAS-システム, TOYOBO)にセットし、 観察することで,目的の DNA 断片長の増幅を確認した。

### 3.2.5 QPrimer-PCR

QPrimer-PCR 法は ,5'末端を蛍光色素 BODIPY<sup>®</sup>で修飾した oligonucleotide primer を使用し て PCR 増幅をリアルタイムで検出する ,定量的 PCR 法の一手法である(Kurata et al., 2001)。 本研究では ,*amoA*-1F-2R primer set と FGPS872f-1269r primer set を用いて ,β-AOB 由来 *amoA* と *Nitrobacter* 属由来 16S rDNA の QPrimer-PCR 法による定量を行った。

(1) QPrimer-PCR 用 primer の作成

QPrimer-PCR に用いる primer set は, forward 側か reverse 側のどちらの 5'末端が BODIPY<sup>®</sup>修飾されている必要がある。また, グアニン(G)との相互作用によりその 蛍光が消える,というBODYPY<sup>®</sup>の性質を利用した蛍光消光反応を利用するためには, BODIPY<sup>®</sup>修飾する末端はシトシン(C)である必要がある。本研究では, *amoA*をタ ーゲットとした QPrimer-PCR 法には *amoA*-1F 5'末端にCを付加したものに(Table 3-8), *Nitrobacter* 16S rDNA をターゲットとした QPrimer-PCR 法には FGPS872f 5'末端(もと もと C)に(Table 3-9), それぞれ BODIPY®修飾を施した。BODIPY<sup>®</sup>修飾 primer の 作成は環境エンジニアリング(株)に依頼した。

(2)外部標準サンプルの調製

定量のための外部標準サンプルを以下の要領で調製した。

- 本研究で用いたリアクターから採取した運転11日目の活性汚泥から、4.2.2の要 領で抽出した DNA をテンプレートとした PCR を行った。PCR primer は,*amoA* 定量用の標準サンプルの作成には *amoA*-1F-2R primer set(Table 3-6)を, *Nitrobacter* 属由来 16S rDNA の標準サンプルの作成には FGPS872f-1269r primer set(Table 3-6)を用いた。 PCR mixture の組成とサーマルサイクラー(T3 Thermocycler, Biometra)プログラムは 4.2.4 に準じた。
- 得られた PCR 産物を QIAquick PCR Prification Kit (QIAGEN)で精製し,精製産 物中の DNA 濃度を NanoDrop ND-1000(NanoDrop)を用いて吸光度 260 nm の波 長を測定することにより求めた。
- 3. DNA 濃度から,以下の式により PCR-精製産物中の *amoA*-1F-2R 領域(491 bp) あ るいは FGPS872f-1269r 領域(397 bp)の DNA 断片のコピー数を算出した。

DNAコピー数 = 
$$\frac{\text{DNA濃度[ng / \mu L] \times 10^{-9} \times 6.02 \times 10^{23}}}{$$
塩基長[bp] × 660

4. 算出したコピー数を元に, PCR-精製産物を適宜希釈し, 10<sup>1</sup>, 10<sup>2</sup>, 10<sup>3</sup>, 10<sup>4</sup>, 10<sup>5</sup>, 10<sup>6</sup>, copies μL<sup>-1</sup>の標準サンプルを作成した。

(3) LightCycler® (Roche Diagnostics) による Real-time 定量

Real-time 定量には LightCycler®(Roche Diagnostics)を用いた。Table 3-8, Table 3-9 に *amoA* および *Nitrobacter* 16S rDNA 定量のための PCR mixture の組成と LightCycler® のプログラムを示した。検量線作成のために,LightCycler®専用キャピラリー内に 10<sup>2</sup>, 10<sup>3</sup>, 10<sup>4</sup>, 10<sup>5</sup>, 10<sup>6</sup>, 10<sup>7</sup> コピーの標的 DNA 断片がテンプレートとして存在する外部標準 サンプルを作成した。データの解析には Macro for LightCycler ver.2.2 for win(環境エ ンジニアリング)を用いた。定量は各サンプルについて 3 反復行い,平均値と標準 偏差を求めた。

Table 3-8 amoA を標的とした QPrimer-PCR の条件

BODIPY-amoA -1F	: 5'-(BODIPY	)-C-GGGG	TTTCTACTGGTGGT-3							
amoA -2F	: 5'-CCCCTC	KGSAAAG	CTTCTTC-3'							
<b>Oprimer-PCR mixture (for</b>	oramoA)		LightCycler pro	gram (for <i>amoA</i> )						
cmponent	Final conc.	Vol. [µL]	step		Temprature [	] Incubation [sec]	Temprature Transition Rate (/sec)	Analysis mode	Acquisition mode	
ddH2O	-	5.02	hot start		95	120	20	None	NON	
10xTITANIUM buffer	1x	2.00	-	(denaturation)	95	15	20	Quantifi	SINGLE	50
10mg/ml BSA	0.25mg/mL	0.50	PCR	(annealing)	61	10	20	cation	NONE	00
2.5 mM dNTP	0.2mM	1.60		(extention)	72	30	20	Cation	SINGLE	Cycles
10µM forward primer	0.12 <sub>μ</sub> Μ	0.24	final extention		72	120	20	None	NONE	
10 <sub>u</sub> M reverse primer	0.12 <sub>µ</sub> M	0.24	melting curve		95	30	20	Maláina	NONE	
50x TITANIUM Tag	1x	0.40			50	120	0.1	Meiting	NONE	
template DNA (5ng/uL)	2.5ng/ <sub>11</sub> L	10.0			95	0	20	Cuive	CONT	
mixtuer total volume	-	20.0	cooling		40	30	20	None	NONE	

Table 3-9 Nitrobacter 16S rDNA を標的とした QPrimer-PCR の条件

FGPS primer set for QP	-PCR									
BODIPY-FGPS872f	: 5'-(BODIPY)	-CTAAAAC	TCAAAGGAATTGA-3	-						
FGPS1269r	: 5'-111110	AGATTTG	CTAG-3'							
Oprimer-PCR mixture (f	or FGPS)		LightCycler prog	gram (for FGPS)						
	Final conc.	Vol. [L1			Temprature	Incubation [sec]	Temprature Transition Rate	Analysis	Acquisition	
cmponent		· • • • • • • •	step		11		( /sec)	mode	mode	
ddH2O	•	3.9	hot start		95	300	20	None	NON	
10x KOD PCR buffer	1x	2.0		(denaturation)	94	30	20	Ourontifi	SINGLE	60.00
25mM MgSO₄	1.0 mM	0.8	PCR	(annealing)	48	30	20	Quantin-	NONE	00-00
10mg/ml BSA	0.25mg/mL	0.5		(extention)	68	30	20	Cation	SINGLE	Cycles
2mM dNTP	0.2mM	2.0	final extention		68	300	20	None	NONE	
10µM frward primer	0.1 <sub>μ</sub> Μ	0.2	melting curve		95	45	20	Molting	NONE	
10 <sub>u</sub> M reverse primer	0.1 <sub>µ</sub> M	0.2			50	120	0.2	Currie	NONE	
1unit KOD-plus-	0.02unit	0.4			90	0	20	Cuive	CONT	
templateDNA (5ng/µL)	2.5ng/ <sub>µ</sub> L	10	cooling		40	30	20	None	NONE	
mixtuer total volume		10								

### 3.2.6 PCR-Cloning-Sequencing

*amoA*-1F-2R primer set および FGPS872f-1269r primer set を用いた PCR-Cloning-Sequencing 法により運転 92 日目と運転 257 日目のリアクター内に存在する AOB(β-AOB)由来 *amoA*, 運転 92 日目のリアクター内に存在する NOB(*Nitrobacter*)由来 16S rDNA の塩基配列を求めた。以下に手順の詳細を記す。

### (1) PCR

*amoA* を標的にした PCR-Cloning には運転 92 日目と運転 257 日目の活性汚泥から 得られた DNA を, *Nitrobacter* 16S rDNA を標的にした PCR-Cloning には運転 92 日目 の活性汚泥から得られた DNA をテンプレートとして用いた。

PCR primer は *amoA*-1F-2R primer set および FGPS872f-1269r primer set とし, PCR mixture およびサイクル数以外のサーマルサイクラープログラムは基本的に4.2.2 に準 じた。増幅産物の組成がテンプレートのそれを反映するような PCR サイクル数の検 討を行った。アガロースゲル電気泳動で増幅産物が確認できる PCR サイクル数の最 小値を求めた結果, *amoA*-1F-2R を用いた PCR は 30 サイクル, FGPS872f-1269r を用 いた PCR は 25 サイクルで行うこととした。

(2) Cloning

Cloning には QIAGEN PCR Cloning Kit (QIAGEN)を用い,実験手順は QUIAGEN が配布している「QUIAGEN® PCR Cloning Handbook (April 2001)」に従った。(1)に より得られた PCR 産物を QIAquick PCR Prification Kit (QIAGEN)で精製, Microcon<sup>TM</sup>-100(MILLIPORE)で濃縮し,濃縮産物中の DNA 濃度が *amoA*-1F-2R PCR 産物なら 16.3-32.5 ng DNA µL<sup>-1</sup>に, FGPS872f-1269r PCR 産物なら 13-26 ng DNA µL<sup>-1</sup> になるように調製 (DNA 濃度の測定には NanoDrop ND-1000 を用いた)したものを Ligation に供した (Table 3-10)。

Transformation が済んだ大腸菌株は LB 培地(Table 3-11)にスプレッドし, 37 で 15-18 時間培養した。

(3) Sequencing

得られたクローンをコロニーPCR (Table 3-12) にかけたものを Sequencing に供し た。コロニーPCR産物を Montage PCR µ96 (MILLIPORE)を用いて精製したのち に, Sequencing mixture (Table 3-13)を作成し, T3 Thermocycler (Biometra)を使用し て sequencing reaction を行った (Table 3-14)。 primer は, *amoA*-clone の Sequencing reaction には *amoA*-1F と *amoA*-2R を *,Nitrobacter* 16S rDNA(FGPS)-clone の Sequencing reaction には FGPS872f と FGPS1269r を用い,全てのクローンについて forward 側と reverse 側の両側から Sequencing を行った。

Table 3-10 Ligation-reaction mixture

Component	volume
pDrive Clning Vector (50 ng $\mu$ L <sup>-1</sup> )	1 <sub>µ</sub> L
PCR product	1-2 <sub>µ</sub> L
Distilled water	3-2 <sub>μ</sub> L
2 × Ligtion Master Mix	5 μ <sup>Ĺ</sup>
Total volume	10 <sub>µ</sub> L

# Table 3-11 LB 培地(200 mL)の組成

LB Broth (DIFCO)	Bact Agar(DIFCO)	X-gal	IPTG	アンピシリン
4 g	3 g	20 mg	15 mL	200 mg

# Table 3-12 □□□−PCR

primer; SP6: 5'- cat tta ggt gac act ata g -3' T7: 5'- gta ata cga ctc act ata g -3'

PCR mixture	PCR prcedure (SP6-T7)						
		6-T7	step	temprature [ ]	incubation [sec]		
	Final conc	volume [uL]	hot start	95	600		
ddH2O	-	34.55	denature	94	30		
10xAmpliTaq PCR buffer (with 1.5mM MgCl <sub>2</sub> )	1x	5.0	anneal	52	30	30 cycles	
2mM dNTP	0.2 mM	5.0	extention	72	120		
100µM forward primer	0.2 <sub>ц</sub> М	0.1	final extention	72	600		
100µM reverse primer	0.2 <sub>ц</sub> М	0.1					
5U/uL AmpliTag Gold	1.25 U	0.25					
template (colony in 50mL ddH <sub>2</sub> O)	-	5.0					
total	-	50					

Table 3-13 Sequencing reaction

primer: amoA -1F:5'-ggg gtt tct act ggt ggt amoA -2R:5'-ccc ctc kgs aaa goc t or FGPS872f:5'-cta aaa ctc aaa gga at FGPS1269r:5'-ttt ttt gag att tgc tag	: -3' tc ttc- 3' tt ga -3' g -3'					
Sequencing reaction mixture			Sequencing rea	action prcedure		
	Final conc.	volume [uL]	step	temprature [ ]	incubation [sec]	
ddH <sub>2</sub> O	-	4.68	hot start	96	30	
1/8 BigDye ver.3.1	1/20	4.00	denature	96	10	
10uM Primer	0.32 <sub>11</sub> M	0.32	anneal	50	5	25 cvcles
template (colony in 50mL ddH <sub>2</sub> O)	-	1.00	extention	60	240	•
total	-	10.0				

Sequencing reaction 産物を Montage SEQ (MILLIPORE)で精製したもの 10µL に Hi-Di formamide を 10 µL 加え, ABI PRISM® 3100-Avant Genetic Analyzer (Applied Biosystems)によるキャピラリー電気泳動に供した。

得られた forward, reverse の塩基配列の波形データを assemble し, それをもって各 Clone の塩基配列情報とした。Assemble には, ソフトウェア AutoAssembler<sup>™</sup>(Applied Biosystems)を用いた。

### 3.2.7 PCR-TRFLP

リアクター内の *amoA* の構成変化を追跡するため, *amoA* を標的にした PCR-TRFLP を行った。TRFLP(Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism)は, 蛍光色素を付加した primer を用いて得た PCR 産物を制限酵素で切断し,その断片長からサンプル中の DNA の構造を推定する方法である。以下に手順について記す。

(1) PCR

primer amoA-1F の 5'末端に蛍光色素 6-Fam を付加したものを作成し(Table 3-14), 本実験における PCR に用いた(Table 3-7)。PCR は 3.2.6(1)と同様の条件で行った。 供試検体は運転 57,92,133,145,159,166,174,181,194,257,299 日目の活 性汚泥から抽出した DNA とした。

Table 3-14 TRFLP 用 amoA 標的 pirmer

<i>amoA</i> -1F:	5'- (6-Fam) ggg gtt tct act ggt ggt -3'
<i>amoA</i> -2R:	5'- ccc ctc kgs aaa gcc ttc ttc- 3'

(2) 制限酵素処理

3.2.6 の結果より得られたリアクター内の *amoA* 塩基配列情報をもとに,使用する 制限酵素の選定を DNASIS Pro(日立ソフトウェア)を用いて行った。リアクター内 *amoA* の特徴的な塩基配列を示した A28-amoA, B32-amoA の 2 クローンの塩基配列 情報を DINASIS Pro に入力した。「制限酵素サイト検索」機能を利用して A28-amoA, B32-amoA を異なる断片長で切断する制限酵素を検索した。

結果, A28-amoA を forward 側 5'末端から 77 bp の位置で, B32-amoA を 192 bp の 位置で切断する制限酵素 *Mob* を使用することとした(Table 3-15)。

*Mbo* による PCR 産物の切断は Table 3-16 の通り行った。

Table 3-15 制限酵素 Mbo

Restriction site	G A T C C T A G
Source: Concentration: Supplied buffer: Reaction temperature: Substrate for unit definition Effect of DNA methylation	Moraxella bovis 4-12 units/µl K 37 ° C N6-methyladenine free DNA Enzyme activity is affected by dam methylase. Enzyme activity is not affected CG methylase. Therefore, generally available DNAs from E. coli are not cleavable.

Table 3-16 制限酵素処理条件

Reaction mixture		Restrection enzyme reaction					
Component	vol. [µL]	temprature [ ]	incubation [sec]				
ddH <sub>2</sub> O	6	37	3 hr.				
10x K buffer	1	70	15 min.				
<i>Mbo</i> (10 U <sub>μ</sub> L <sup>-1</sup> )	2						
Substrate (PCR product)	1						
Total volume	10						

# (3) DNA 断片長の解析

制限酵素処理によって得られた DNA 断片の長さの解析は, ABI PRISM® 310 Genetic Analyzer (Applied Biosystems)のGeneScan モードにより行った。制限酵素処 理の済んだ PCR 産物 5µL, Hi-Di frmamide 42 µL, DNA マーカー(GeneScan<sup>™</sup>-500 ROX <sup>™</sup> size standard, Applied Biosystems)0.5 µLの混合液を作成した。混合液を熱処理(95, 2min.)した後すぐに 5 分間氷冷し, ABI PRISM® 310 Genetic Analyzer に供した。ABI PRISM® 310 Genetic Analyzer の操作は付属マニュアルに準じて行った。

測定データの解析にはソフトウェア GeneMapper<sup>™</sup>(Applied Biosystems)を用いた。

# 第4章 実験室規模亜硝酸型硝化リアクターの構築

本章では,第3章3.1の方法で行った実験室規模活性汚泥リアクターにおける亜硝酸型 硝化反応の獲得についての結果と考察について述べる。

第1章1.2 で述べたように,本章における実験の最大の目的は実験室規模において,亜硝酸型硝化反応をおこなう活性汚泥リアクターの構築に必要な条件を探索することであった。

本実験において構築されたリアクターは2004年12月8日から運転を開始し 現時点(2006年1月31日)も稼動中である。本実験は運転開始から2005年10月3日までの299日に及 ぶ期間を対象に行われた。

# 4.1 実験室規模活性汚泥リアクター実験結果

リアクターの種汚泥は,新日本製鐵(株)先端技術研究所において 2004 年に立ち上げら れたリアクターから採取したものを使用した。この種汚泥もとのプラントは 2002-2003 年に 運転された,本研究におけるリアクター運転の参考にしたミニプラント(第2章参照)と は異なるものであり,種汚泥を分与いただいた時点では亜硝酸型硝化反応を示していなか った。本リアクター実験は 2004 年 12 月 9 日より 299 日間の運転期間を対象に行った。以 降,本リアクターにおける水質モニタリングの結果についてまとめた。

## 4.1.1 運転条件の変遷とリアクター水質モニタリング結果

(1) MLSS, MLVSS の変化

水質モニタリング結果の前に,本リアクターの活性汚泥の状況について簡単に触れる。 Fig. 4-1 に MLSS, MLVSS の経日変化を示した。運転 64 日目に SS=860 mg L<sup>-1</sup>まで減少 しているが,これは活性汚泥濃度の減少によるものではなく,汚泥のリアクター壁面へ の著しい付着によるものであった。壁面に付着していた汚泥をはがすことで SS が一気に 回復した(71 日目, SS=3300 mg L<sup>-1</sup>)。その後は高濃度の SS を維持した。フロックがよ く発達した汚泥であり,運転期間を通じて沈降は極めて良好であった。



# (2) 運転期間中の運転条件変更履歴

本リアクターでは, 亜硝酸型硝化反応が得られるまで運転条件の変更を 2 度行った (Table 4-1)。運転開始当初は,1 サイクル(8 時間)の内訳が{流入・放流 30 分 好気(硝 化) 工程 360 分 沈殿工程 90 分}という硝化反応に特化したサイクル設計であった。運 転 75 日目に好気工程の前段に無酸素(脱窒)工程を導入し,1 サイクルの内訳を{流入・ 放流 30 分 無酸素工程 120 分 好気工程 300 分 沈殿工程 30 分}とした。また,運転 112 日目に,それまでは pH>7.2 であった pH の制御値を, pH>8.0 に変更した。





(3)処理水中溶存態窒素濃度の経日変化

Fig. 4-2 に合成排水流入直後のリアクター内の溶存態窒素濃度を, Fig. 4-3 に運転期間 中の処理水中溶存態窒素濃度経日変化を示した。75 日目前後で処理水中の硝酸態窒素濃 度が大きく異なっているが(Fig. 4-3), これは硝化工程前段に導入した脱窒工程で直前の サイクルから持ち越された硝酸態窒素が除去されたことに因る。また, 合成排水流入直 後の硝酸態窒素濃度も75 日目以降減少している(Fig. 4-3)。毎サイクル15 分かけて行っ た合成排水流入の間にも脱窒が起こったことを示唆している。

処理水中の溶存態窒素濃度の変化と(2)の運転条件の変更履歴と照らし合わせて考え ると,pH制御値を変更後してから1ヶ月程度たった後に処理水中へのアンモニア態窒素 の蓄積(つまり,硝化工程におけるアンモニア酸化活性が失活)が観察され始め,さら に1ヶ月程度のちに処理水中への亜硝酸態窒素の蓄積(硝化工程における亜硝酸型硝化 反応)が観察された。この亜硝酸型硝化反応は,その後120日間程度安定して起こった。



Fig. 4-2 合成排水流入直後のリアクター内溶存態窒素濃度の変化



Fig. 4-3 処理水中溶存態窒素濃度の変化

### 4.1.2 硝化反応速度の変化

本研究におけるリアクター水質モニタリングは,3日 2週間に一度の任意のサイクルに おいて合成排水流入直後から一連の処理工程が終わるまでの間に経時的に採取した汚泥混 合液(Mixed liquor)中の溶存態物質に対して行った。4.1.1 ではその水質モニタリングのう ちでも合成排水流入直後の水質と処理水質の経日的な変化に注目した記述したが,ここで は運転期間各時期におけるサイクル中の水質変化について述べたい。溶存態窒素成分のほ かに,本研究が注目した溶存態硫黄化合物(チオ硫酸態硫黄,硫酸態硫黄)の動態につい てもあわせて示す。

Fig. 4-4 に運転 0-75 日(硝化反応のみの運転期間)における典型的なモニタリング結果に ついて示した。同様に, Fig. 4-5 では 76-111 日(脱窒工程導入後)における, Fig. 4-6 では 112-299 日(pH 変更後)における結果を示した。



Fig. 4-4 リアクター内溶存態窒素濃度の経時変化;0日目から75日目(硝化工程のみ,完全硝化反応)における典型的なモニタリング結果を示した。



Fig. 4-5 リアクター内溶存態窒素濃度の経時変化; 76-111 日(脱窒工程導入後,完全硝化反応)における典型的なモニタリング結果を示した。



Fig. 4-6a リアクター内溶存態窒素濃度の経時変化; 112-145 日 (pH 変更後,完全硝化反応-アンモニア酸化活性失活直前)における典型的なモニタリング結果を示した。



Fig. 4-6b リアクター内溶存態窒素濃度の経時変化; 152-174 日 (pH 変更後, アンモニア酸化活性失活-回復過程)における典型的なモニタリング結果を示した。



Fig. 4-6c リアクター内溶存態窒素濃度の経時変化; 181-299 日 (pH 変更後, 亜硝酸型硝化反応)における典型的なモニタリング結果を示した。

### 4.2 考察

### 4.2.1 運転条件の変更と処理成績の変化

本リアクターは,新日本製鐵(株)新日本製鉄(株)ミニプラントの運転条件を模倣す ることで,実験室規模活性汚泥リアクターで亜硝酸型硝化反応を得ることを目的に設計さ れた。しかし,4.1.1 で示したように,運転開始当初は期待していた亜硝酸型硝化反応では なく,完全硝化反応が観察された(Fig.4-3)。

運転開始当初の本リアクターと新日本製鉄(株)ミニプラントの運転条件の比較を Table 4-2 に示した。この中で,亜硝酸型硝化反応獲得の成否に関わると考えられる点について以 下のように考察した。

処理工程

新日本製鉄(株)ミニプラントは連続式の循環式硝化脱窒法で,本リアクターは 硝化工程のみの連続回分式であった。一般に,脱窒過程の導入が亜硝酸酸化細菌 (NOB)の生育を抑制する(van Loosdrecht & Jetten, 1998)といわれており,新日 本製鉄(株)ミニプラントで起こった亜硝酸型硝化反応には,脱窒工程の存在がひ とつの要因となっていた可能性がある。

pН

運転当初の本リアクターは pH の制御値を pH>7.2 とした。これは,新日本製鉄(株) ミニプラントが運転条件としていた pH=7.5 を参考に設定したものであったが,実際 には,亜硝酸型硝化反応が観察された時期の新日本製鉄(株)ミニプラントの硝化 槽における pH は 7.9-8.6 程度であった。代表的な AOB である *Nitrosomonas* の至適 pH は 8-9 の間であり,代表的な NOB である *Nitrobacter* の至適 pH は 7 弱というの が一般的な見識であり(北尾,2003),高 pH 条件は NOB の選択的な排除に効果があ るとされている。このことから,新日本製鉄(株)ミニプラントにおける亜硝酸型 硝化反応の一因になっていたと考えることもできる。

pH 制御による亜硝酸蓄積を観察した文献はいくつかあるが,一方でその亜硝酸蓄 積は長期間継続し得ないものであるという報告(Ruiz et al.,2003.)もある。Ruiz et al. (2003)は pH 6.45-8.95 でアンモニア態窒素の硝酸態窒素までの完全な硝化を観察し, その範囲外の pH ではアンモニアの酸化自体が起こらない,という結果を得ている。 新日鐵新日本製鉄(株)ミニプラントでも亜硝酸蓄積と pH に特別な対応関係は見受 けられなかった。

高い pH が,環境中への遊離アンモニア(free ammnia; NH<sub>3</sub>)の蓄積を引き起こし 硝化を阻害することに着目し,亜硝酸蓄積の実現を試みた報告もある。Bae et al. (2001)は pH 8(30 ,DO=1.5mgL<sup>-1</sup>)で,Jianlong and Ning(2004)は,pH 7.5(30 , DO=1.5mgL<sup>-1</sup>)で効率的に亜硝酸蓄積を実現できる free ammonia 濃度が得られたとし ている。

### 炭素源

新日本製鉄(株)ミニプラントの流入水は実安水の主成分であるフェノール(お よびチオシアン)を COD 成分として含む人工安水であったのに対し,本リアクタ ーでは実験室における取り扱いの困難さから,流入水である合成排水の COD 成分 をグルコースと酢酸で代用した。従属栄養微生物による COD の酸化反応と硝化反 応の間で起こる酸素の競合による亜硝酸型硝化反応を観察した報告(Hanaki et al., 1990a)があるが,流入 COD 成分の違いによる活性汚泥中従属栄養微生物の酸素要 求量の違いが,新日本製鉄(株)ミニプラントと本リアクターとの亜硝酸型硝化反 応の成否に関わった可能性もある。

塩濃度

高塩濃度条件において亜硝酸型硝化反応を観察した報告はいくつかあり (Catalan-Sakairi 1997, Campos et al 2002, Chen et al 2003, Sanchez et al 2004),新日本 製鉄(株)ミニプラント内も,流入する人工安水を2.5倍に希釈する海水により高 塩濃度の環境に置かれていた。新日本製鉄(株)ミニプラントでは実際の海水を用 いていたが,本リアクターでは,標準海水と規定されているもの(淵,1970)を参 考に,塩化ナトリウム溶液(14.0g NaCl L<sup>-1</sup>)をもって模擬海水とし,合成排水に混 入させた。しかし,実際の海水は多くのミネラルを含んでいるため,NaCl 溶液で の代用では不十分であった可能性がある。

以上の考察から, 亜硝酸型硝化反応獲得のための最初の試みとして処理工程の変更を行うこととした。運転 75 日目に, 硝化工程の前段に脱窒工程を導入した(Table 4-1)。およそ 1 ヶ月間リアクターの水質モニタリング結果に目立った変化が観察されなかったので (Fig.4-5), 運転 112 日目に pH の制御値を pH>7.2 から pH>8.0 に変更した(Table 4-1)。

			PD/ <b>-</b>							
		硝化反応	処理工程	流入COD成分	HRT	SRT	pН	DO	temp.	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> consumption
新	日本製鐵(株) ミニブラント	亜硝酸型硝化 (NH₄ <sup>+</sup> -N NO₂-N)	循環式硝化脱窒	phenol (& Thiocyan)	72 hr	30 days	7.9-8.6	> 2ppm	30	硝化槽において酸化
運	転開始当初の リアクター	完全硝化 (NH₄ <sup>+</sup> -N NO₃ <sup>-</sup> -N)	硝化工程のみの SBR	glucose & acetate	16 hr	20 days	> 7.2	> 1.7ppm	30	硝化工程において 急速に酸化

Table 4-2 新日本製鐵(株)ミニプラントと本リアクターの比

pH 制御値を変更してから 1 ヶ月程度たった後に処理水中へのアンモニア態窒素の蓄積 (硝化工程におけるアンモニア酸化活性の失活)が観察され始めた(Fig. 4-6b)。アンモニ ア酸化活性の失活は運転 166 日目でピークに達したが,その後回復傾向を示し,181 日目に はほぼ完全に回復した。アンモニア酸化活性の回復とともに処理水中への亜硝酸態窒素の 蓄積(硝化工程における亜硝酸型硝化反応)が観察されるようになった(Fig. 4-6c)。 本リアクターの SRT (= 20 日)から,運転条件の変更などによるリアクター内活性汚泥 群集構造の改変は少なくとも 20 日程度の時間をかけて徐々に起こると推察される。今回水 質モニタリング結果にあらわれたアンモニア酸化活性のダイナミックな変動は 1 ヶ月かけ て起こった。これはリアクターの SRT から考えて妥当なタイムスケールであり,アンモニ ア酸化活性の失活は活性汚泥(硝化細菌)群集の変化により起きたことが示唆された。し かし,アンモニア酸化活性の変動が始まったのは pH 変更から 1 ヶ月後のことであり,この タイムラグについての明確な説明は難しい。よって,pH 制御値の変更が亜硝酸型硝化反応 の獲得の決定要因であったのかどうかは断言できず,さらに言うならば,pH 制御値変更に 先立って行った脱窒工程の導入が亜硝酸型硝化反応の獲得と無関係であったかどうかも明 言するのは難しいといえる。

### 4.2.2 流入水中のチオ硫酸イオンの有無と亜硝酸型硝化反応

本リアクターを構築する際に着目したことの一つに,新日本製鐵(株)新日本製鉄(株) ミニプラントにおいて流入水中にチオ硫酸イオンが存在するときに亜硝酸型硝化反応が観 察された,という現象があった(第2章)。チオ硫酸による硝化反応の抑制に関する報告は, 排水処理の分野よりもむしろ農業の分野において多い。農業では,窒素肥料(NH4<sup>+</sup>-N)が 施肥後に硝化・脱窒によって失われることを防ぐために硝化抑制剤を用いることがあり, 硝化抑制剤としてのチオ硫酸の可能性について論じた報告が複数ある(Goos 1985, Janzen & Bettany 1986, Sallade & Sims 1992, Saad et al. 1996)。これらの多くはアンモニア酸化抑制効果 の是非に注目している場合が多く,チオ硫酸の亜硝酸酸化に及ぼす影響について言及して いないものもあるが,チオ硫酸の添加による土壌中への亜硝酸態蓄積を観察した報告もあ る(Janzen & Bettany 1986, Saad et al. 1996)。

Fig. 4-6, 4-7, 4-8 に示した溶存態硫黄化合物であるチオ硫酸態硫黄(S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>2-</sup>S)とその酸化 物である硫酸態硫黄(SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>S)のモニタリング結果から,硝化工程における急速なチオ硫 酸の酸化が見て取れる。この傾向は,完全硝化反応を示した時期(0-133日目)と亜硝酸型 硝化反応を示した時期(181-299日目)に関わらず,運転期間を通じた傾向だといえる。チ オ硫酸態窒素の消費(酸化)速度と,チオ硫酸態硫黄の最終酸化物である硫酸態硫黄の生 成速度にギャップがあるが,これは「チオ硫酸 テトラチオネート 硫酸」の酸化過程に おいて,「テトラチオネート 硫酸」の酸化反応が律速になったことを示唆していると考え られる。

溶存態硫黄化合物モニタリング結果における興味深い点は,アンモニア酸化の失活-回復 が観察された時期にあたる166日目および174日目の硝化(好気)工程におけるチオ硫酸の酸 化速度が通常より小さいことであった。しかし,この現象と完全硝化型から亜硝酸型への 硝化反応の変化との関係の有無を見出すまでには至らなかった。 運転開始当初,意に反して完全硝化反応を示していた実験室規模活性汚泥リアクターに おいて,2度の運転条件の変更の末に,亜硝酸型硝化反応を獲得することができた。亜硝酸 型硝化反応は,最初の運転条件変更(硝化工程前段への脱窒工程の導入)からおよそ2ヶ 月後,2度目の運転条件変更(pH制御値の上方修正)からおよそ1ヶ月後の運転150日目 頃から観察されたアンモニア酸化活性のダイナミックな変動の後に,獲得された。だが,2 度の運転条件変更からアンモニア酸化活性の変動,あるいは亜硝酸型硝化反応の獲得まで の数ヶ月もの時間差を説明することは困難であり,何がきっかけで一連の現象が起こった のかは明確にはできなかった。また,研究開始当初注目していたチオ硫酸の亜硝酸型硝化 反応への寄与を評価するには至らなかった。

-つひとつの運転条件と亜硝酸型硝化反応との関連性を見出すことは困難であったが, 本章における一連の実験結果は,亜硝酸型硝化反応が単一ではない複数(pH,温度,嫌気 好気条件,etc.)の条件が揃ったときに安定して起こる現象であることを示唆しているとも いえる。

# 第5章 硝化細菌群集解析

第4章において構築された実験室規模活性汚泥リアクターにおける硝化細菌群集の解析 を行った。第4章ではリアクターの水質モニタリングによって,完全硝化反応(NH4<sup>+</sup>-N NO3<sup>-</sup>-N)を示していた活性汚泥が亜硝酸型硝化反応(NH4<sup>+</sup>-N NO2<sup>-</sup>-N)を示すようになる までの遷移過程を捉えることができた。本章では,この遷移過程における硝化細菌群集の 挙動を解析することで,亜硝酸型硝化反応制御に向けた微生物学的な知見を得ることを目 的とした。

硝化細菌群集解析は,リアクター活性汚泥内のアンモニア酸化細菌(Ammonia Oxidizing Bacteria; AOB)と亜硝酸酸化細菌(Nitrite Oxidizing Bacteria; NOB)に対する存在量および存 在属・存在種の評価を分子生物学的手法により行った。具体的には,FISH による存在 NOB 属の同定, QPrimer-PCR による AOB or NOB 由来 DNA コピー数の定量, PCR-Cloning-Sequencing による存在 AOB or NOB 種の同定, PCR-TRFLP による AOB 種構成 変化の追跡を行った(Fig. 5-1)。



Fig. 5-1 硝化細菌群集解析のフロー

# 5.1 amoAを標的としたアンモニア酸化細菌(AOB)群集解析結果

第4章において,実験室規模活性汚泥リアクターで安定的な亜硝酸型硝化反応が観察 される直前に,アンモニア酸化活性の失活・回復というダイナミックな変動が認められた。 このアンモニア酸化活性の変動は,アンモニア酸化反応の主役である AOB の動態にも何ら かの変化があったことを示唆している。

本研究における AOB 解析は, *Betaproteobacteria* に属する AOB (betaproteobacterial AOB; β-AOB)が有するタンパク質 ammonia monooxygenase subunit A (AmoA)をコードする機能 遺伝子 *amoA* を標的として設計された *amoA*-1F, *amoA*-2R primer set (Rotthauwe et al., 1997) を用いて行った(第3章), *amoA* を標的にすることで, 16S rDNA を標的にした場合よりも 特異的に AOB を捉えられることを期待した。また,数ある既知の細菌の機能遺伝子の中で も *amoA* 塩基配列のデータベースは充実しており,得られた *amoA* 配列から近縁種を求める ことは十分可能であると考えられている(Purkhold et al. 2000, Aakra et al. 2001, Purkhold et al. 2003),

以下に本研究における AOB 解析結果を示した。各手法の詳細については第2章および第 3章を参照されたい。

### 5.1.1 QPrimer-PCR によるβ-AOB 由来 amoA の定量

標的とした DNA 配列のコピー数を求めることのできる定量的 PCR 法の一手法である, QPrimer-PCR により,リアクター運転期間中のβ-AOB 由来 *amoA* の増減を追った。各サンプ ルにつき 3 反復の測定を行い,その平均値(mean)と標準偏差(standard deviation; SD)を 求めた(Fig. 5-2)。

*amoA* コピー数は, リアクター運転開始から 30 日目程度まで増加傾向を示したのち, 10<sup>7</sup> copies/1ml mixed liquor 程度に保たれた。pH 制御値を pH>7.5 から pH> 8.0 に変更したのち の 112 日目以降増加傾向を示し 133 日目には運転期間中最も大きなコピー数 10<sup>7.46</sup> copies/1ml mixed liquor を示したが,その後 223 日目まで減少傾向を示した。223 日目以降は一転して 増加傾向を示し, 257-299 日目には比較的高い 10<sup>7.34-7.45</sup> copies/1ml mixed liquor を維持した。



# 5.1.2 PCR-Cloning-Sequencing によるβ-AOB 由来 amoA 系統樹の作成

実験室規模活性汚泥リアクター(第4章)において完全硝化反応を示した 92 日目の活性 汚泥と,亜硝酸型硝化反応を示した 257 日目の活性汚泥に存在するβ-AOB の種構成を把握 するために *amoA*-1F, *amoA*-2R primer set を用いた PCR-Cloning-Sequencing を行った。92 日目 と 257 日目の汚泥からそれぞれ 40 個のクローンを得た。

得られた計 80 のクローンが有する *amoA* 塩基配列をアミノ酸配列(AmoA)に翻訳した ものを系統樹上に示した(Fig.5-3)。 *amoA* から AmoA への翻訳および系統樹作成には Molecular Evolutionary Genetics Analysis, ver. 3.1 (MEGA 3.1)を用いた。系統樹は Neighbor-Joining 法で作成し, Bootstrap は 1000 回行った。

92 日目(完全硝化型)の汚泥から得られた 40 クローン全てが Nitrosococcus mobilis に近縁であり(OUT 1), 257 日目(亜硝酸型)の汚泥から得られた 40 クローン中 28 クローン が Nitrosococcus mobilis に(OUT 1), 12 クローンが Nitrsomonas eutropha に近縁(OUT 2) であった(Fig.5-3)。このことから,亜硝酸型(257 日目)の活性汚泥では,完全硝化型(92 日目)の活性汚泥と汚泥からは検出されなかったβ-AOB 種が高頻度で出現したことが示さ れた。

完全硝化反応が観察された時期にも亜硝酸型硝化反応を行っていた時期においても存在 が検出された AOB 種 (Fig. 5-3 における OTU 1)は, *Nitrosomonas eropaea/Nitorosoccocus mobilis* Lineage と表現されるグループ (Purkhold et al. 2000, Koops et al 2003)における代表 的な株であり,塩耐性あるいは好塩性を示す。*Nitrosococcus mobilis* はその球状の形態から "*Nitrosococcus*"という属名がつけられているが,Gammaproteobacteria に属する *Nitrosococcus oceani* などとは異なり,系統学的には Betaproteobacteria に分類される *Nitrosomonas europaea* と近縁であり,*Nitrosomonas mobilis* と表現される場合もある。*N. mobilis* は Koops et al. (1976)により北海から,Juretschko et al. (1998)によって工業排水処 理プラントから単離培養された。生育には高塩環境が必要であり,高栄養の水圏を好むと 考えられている(Koops et al 2003)。グリコーゲン顆粒,ルビスコ(RuBP carboxylase/oxydase) の結晶化部位であるカルボキシソーム(carboxysome)は細胞内に観察されない。

亜硝酸型硝化反応が観察された時期において出現した OTU 2 (Fig. 5-3) であらわされた AOB 種は, Nitrosomonas eutropha に近縁であった。N. eutropha も, 前述の N. mobilis や Nitrosomonas sp. Nm104 と同様に Nitrosomonas eropaea/Nitorosoccocus mobilis Lineage にグル ープ分けされる (Purkhold et al. 2000,Koops et al 2003)。一つの細胞あるいは短い鎖状になっ た細胞として表れ,桿状あるいは"洋ナシ"状 (pear-shape) などの多形態を示し (Koops et al. 1991), N. mobilis と異なり,カルボキシソームが細胞内に観察される。高栄養環境にお いて頻繁に観察され,生育には塩を必要とはしないが塩耐性をもち,400 mM NaCl の環境 においても生育可能である。


Fig. 5-3 AmoA 系統樹 (Neighbor-Joining 法); "TR92\_amoA-#"は 92 日目の活性汚泥から得られたクローン, "TR257\_amoA-#" は 257 日目の活性汚泥から得られたクローン. OTU 1 には 92, 257 日目双方のクローンが存在するが, OTU 2 は 257 日目のクローンのみからなる.

## 5.1.3 PCR-TRFLP によるβ-AOB 種構成変化の追跡

PCR-Cloning-Sequencing により,92 日目の活性汚泥と 257 日目の活性汚泥におけるβ-AOB 種構成は異なることが示された(5.1.2)。β-AOB 種構成の変化がリアクター運転期間中どの タイミングで起こったのかを検証するため,57,92,133,145,159,166,174,181,194,257,299 日目の活性汚泥から抽出した DNA に対し,forward 側の 5'末端を 6-Fam で蛍光標識した *amoA*-1F-2R primer set と制限酵素 *Mbo* を用いた PCR-TRFLP を行った。本実験条件では, Fig. 5-3 に示した OTU 1 は 77 bp,OTU 2 は 192 bp の塩基長として検出された。

TRFLP の結果を Fig. 5-4 に示した。40 bp 以下に検出されたピークは,非結合プライマー やプライマーダイマーの残渣であると思われる。57 日目から 174 日目のサンプルからは 77 bp に大きなピークが検出され 181 日目以降から 192 bp のピークがはっきりと検出されはじ めた。このことから,β-AOB の種構成変化が現れたのはアンモニア酸化活性が回復を始め た 181 日目ごろと推察された。



Fig. 5-4 *amoA*を標的とした PCR-TRFLP; Fig. 5-3 における OTU 1 は 77 bp のピークで, OTU 2 は 192 bp の ピークであらわれる.

# 5.2 亜硝酸酸化細菌 (Nitrite Oxidizing Bacteria; NOB) 群集解析結果

亜硝酸型硝化反応は,アンモニア酸化細菌(AOB)の活性が維持された状態で亜硝酸酸 化細菌(NOB)の活性が抑制されたときに起こると考えられる。実験室規模活性汚泥リア クターにおいて観察された,完全硝化反応を行っていた活性汚泥が亜硝酸型硝化反応を行 うまでの遷移過程(第4章)における NOB の挙動解析は,すなわち,本リアクターで観察 された亜硝酸型硝化反応が亜硝酸型硝化反応の鍵と考えられている NOB の存在量変化や構 造変化によって説明されうるものであるかどうかを検証することを意味する。

現在までに知られている NOB は系統発生学的に多様であり, Proteobacteria の複数の subdivision に現れる。既知の NOB4 属のうち *Nitrobacter* 属は Alpha-proteobacteria に, *Nitrococcus* は Gamma-proteobacteria に, *Nitrospina* 属は Delta-proteobacteria にそれぞれ分類さ れる。*Nitrospira* 属は,系統発生学的に NOB でない *Leptospirillum ferrooxidans* のような細菌 と関係があり, Proteobacteria とは異なるグループを形成する。このように NOB は系統学的 に散在しているために, NOB を広く一度に捉えられるような分子生物学的解析ツールの発 展は AOB を標的としたそれに比べて遅れをとっている。

第4章で構築したリアクターにおける NOB の挙動を追跡するためには,まずリアクター 内に優占する NOB を属レベル以下で把握する必要がある。優占 NOB を決定した上で,そ の属に特異的な oligonucleotide primer あるいは probe を用いた解析を行うことが求められる。 本研究では,NOB 各属に特異的な probe を用いた FISH を行い,優占 NOB 属を把握した 上でその属に対して定量・定性解析を行った(Fig. 5-1)。

# 5.2.1 FISH による優占 NOB 属の同定

亜硝酸酸化活性が活発であった 8 日目の活性汚泥に対して,*Nitrobacter*,*Nitrospira*, *Nitrococcus*,*Nitrospina*の4属それぞれに特異的なオリゴヌクレオチドプローブを用いた FISH (Florescence *in situ* Hybridization)を行い,リアクター内に優占する NOB を同定した ところ *Nitrobacter*属に特異的な NIT3 のみにおいて蛍光が検出された(Table 5-1,Fig. 5-5)。 よって,本リアクターでは *Nitrobacter*属が優占 NOB であることが示唆された。

一里明酸型明化反応が活発でのった8日日の活性汚泥に対して行った。							
Probe	Specificity	Signal					
NIT3	Nitrobacter spp.	+					
Ntspa662	genus <i>Nitrospira</i>	-					
Ntspn693	Nitrospina gracilis	-					
Ntcoc84	Nitrococcus mobilis	-					

 Table 5-1 NOB を標的とした既存の probe による FISH;

 亜硝酸型硝化反応が活発であった 8 日目の活性汚泥に対して行った

(+: 蛍光検出, -: 蛍光検出できず)



Fig. 5-5 FISHによる *Nitrobacter*の検出; EUB-mix(FITC)による真正細菌の検出(左)と, 同視野における NIT3(Cy3)による *Nitrobacter*の検出(右).

#### 5.2.2 QPrimer-PCR による Nitrobacter 由来 16S rDNA コピー数の定量

5.2.1 で本リアクター内の優占 NOB であると決定された Nitrobacter 俗に由来する 16S rDNA コピー数の運転期間中における変動を求めた。DNA コピー数の定量には,定量的 PCR 法の一手法である QPrimer-PCR により行った。各サンプルにつき 3 反復の測定を行い,その平均値(mean)と標準偏差(standard deviation; SD)を求めた(Fig. 5-6)。Navarro et al.(1992) によると Nitrobacter は 1 細胞あたり 1 つの 16S rRNA オペロンを持つ。よって QPrimer-PCR で求められた 16S rDNA コピー数がすなわち Nitrobacter の細胞数であると考えられる。

*Nitrobacter* 俗に由来する 16S rDNA コピー数は,運転開始から 79 日目まで増加傾向を示し,その後 10<sup>6</sup> copies/1ml mixed liquor まで減少し 159 日目までその状態を維持したのち,漸減傾向を示した。201-208 日目にコピー数の急減が観察され,208 日目以降は 10<sup>5</sup> copies/1ml mixed liquor 未満で安定した。



#### 5.2.3 PCR-Cloning-Sequencing による Nitrobacter 存在種の同定

実験室規模活性汚泥リアクター(第4章)において完全硝化反応を示した 92 日目の活 性汚泥に存在するNOBの種構成を把握するために PCR-Cloning-Sequencing を行った。5.2.1 により,本リアクター内の優占 NOB は *Nitrobater* であると決定されたことを踏まえ,に特 異的な primer である FGPS872f-1269r primer set を用いた。

得られた 20 のクローンが有する *Nitrocater* 16S rDNA 塩基配列(351 bp)を系統樹上に示した(Fig.5-7)。系統樹作成には Molecular Evolutionary Genetics Analysis, ver. 3.1(MEGA 3.1)を用いた。系統樹は Neighbor-Joining 法で作成し, Bootstrap は 1000 回行った。

92 日目(完全硝化型)の汚泥から得られた 20 クローン全てが Nitrobacter alkalicus AN1, Nitrobacter alkalicus AN2, Nitrobacter alkalicus AN4, Nitrobacter wingradskyi Nb-255 と 99-100%(349-351/351 [bp])相同であった。 Nitrobacter 種間の 16S rDNA 塩基配列は非常に似通っており(Orso et al. 1994), 351 bp という短い配列を用いた解析によって最近縁種を断定することは難しい。しかし,本研究 で構築したリアクターの塩濃度が高いことと, N. alkalicus が高塩環境にある湖や土壌から 分離されたことを加味するならば,既知の Nitrobacter 種のうち得られたクローンと最も近 縁な種は N. alkalicus である可能性が高いといえる。

N. alkalicus の pH の適応範囲は pH 6.5-10.2 と広く(Sorokin et al. 1998) 細胞は Nitrobacter 属に特徴的な形態, すなわち pear-shape を示す。一方,他の Nitrobacter 種とは対照的に, 細胞内にカルボキシソームが確認できない(Sorokin et al. 1998)。また,Sorokin et al.(1998) らによる培養実験では,倍加時間=18時間が得られ,これは淡水性の Nitrobacter 種よりも 生育速度が大きいと考えられるが,培地中に有機炭素基質を混合すると生育阻害が観察さ れたと報告されている。



0.002

Fig. 5-7 Nitrobacter 16S rDNA 系統樹(Neighbor-Joining 法); "TR92\_FGPS-#"が92 日目のリアクター 活性汚泥から得られたクローン.

## 5.3 考察

# 5.3.1 リアクター処理水質の変動と硝化細菌由来 DNA コピー数の変動

5.1.1 および 5.2.2 によって得られたリアクター運転期間中の AOB および NOB 由来 DNA コピー数と,第4章 4.2.1 で得られたリアクター処理水質の変動を Fig. 5-8 にまとめた。



*Nitrobacter* 16S rDNA コピー数は 159 日目までは 10<sup>6</sup> copies/1mL mixed liquor 程度を維持し たが,リアクター処理水中にアンモニア態窒素が蓄積するのと時期を同じくして漸減傾向 を示し,処理水中の高濃度の亜硝酸態窒素蓄積に少し遅れるようにして 105 copies/1mL mixed liquor 以下まで減少し,亜硝酸型硝化反応との関連性を示唆した。

amoA コピー数は, 5.1.1 で述べたように細かな変動を示したが, Nitrobacter 16S rDNA コ ピー数のような大きな変動はみられなかった。処理水中へアンモニア態窒素が蓄積しはじ める直前から処理水中アンモニア態窒素が最大になるまで(133-166 日目)において, amoA コピー数が漸減しているが,その変動はアンモニア酸化活性が安定している時期と比べて 特に大きなものではないといえる。

### 5.3.2 亜硝酸酸化速度とNitrobacter 数の変動

リアクターの水質モニタリングから得られた亜硝酸酸化活性(第4章)と QPrimer-PCR によって得られた Nitrobacter 16S rDNA コピー数(本章 5.2.2)から,本活性汚泥リアクター で観察された亜硝酸型硝化反応が Nitrobacter 由来の DNA コピー数で説明することができる か検証した。

Nitrobacter 16S rDNA コピー数の変動が著しい時期(増減が激しい時期)および,コピー 数が安定している時期(完全硝化型の安定期,亜硝酸型の安定期)における,実験値から 求められた単位 Nitrobacter あたりの亜硝酸酸化活性(硝酸生成速度)を算出し,得られた それぞれの値を比較することをもって,検証とした。

また,既往の研究から算出された Nitrobacter の亜硝酸酸化活性と,本研究が示した亜硝酸酸化活性の比較も行った。

#### (1)コピー数変動期およびコピー数安定期における単位 Nitrobacter あたり亜硝酸酸化活性

リアクターにおける水質モニタリング結果および QPrimer-PCR 結果(Fig. 5-8)を用い, Fig. 5-8 に示した各時期における単位 Nitrobacter あたりの亜硝酸酸化活性を求めた。Fig. 5-8 に示した時期はすべて, Nitrobacter への亜硝酸態窒素供給が十分であると考えられる時期 である。また,示した硝酸生成速度のデータは巻末の付録に掲載したので参照されたい。



(i)計算に用いた前提

<u>a. 亜硝酸酸化速度</u>

硝酸生成速度をもって亜硝酸酸化活性とした。硝酸生成速度は,リアクター水質モ ニタリングによる実験値(第5章)を用いた。

<u>b. Nitrobacter 1 細胞が有する 16S rDNA コピー数</u>

1つの細胞が有する16S rRNAのオペロン数は種によって様々であるが(Klappenbach et al., 2001), Navarro et al. (1992)は, *Nitrobacter*は1細胞あたり1つの16S rRNA オペロンを持つとした。よって, QPrimer-PCR で実験的に求められた16S rDNA コ ピー数がすなわち *Nitrobacter*の細胞数とした。

<u>c. Nitrobacter の細胞の大きさと乾重</u>

本章 6.2.3 において,本リアクターに存在する Nitrobacter 種は一様であり,塩基配列 が決定された 351 bp において Nitrobacter Alkalicus AN1 と 100%相同であった。Sorokin et al.(1998)は Nitrobacter Alkalicus AN1の細胞の大きさを 0.6-0.9 × 1.2-1.8 µm として いる。この数値から細胞の体積を概算すると,

となる。

また,細胞の湿重を体積 1cm<sup>3</sup> あたり 1000 mg とすると, N. alkalicus の湿重は

*N. alkalicus*  $\sigma$ 湿重 = 6.62 × 10<sup>-10</sup> mg / cell (式 6.2)

である。細胞の含水率を,典型的な細胞の含水率である 70% (Neidhardt et al. 1990) と仮定すると, *N. alkalicus* の乾重は

*N. alkalicus* の乾重 = 
$$1.99 \times 10^{-10}$$
 mg / cell (式 6.3)

となる。

以上を用いて,以降の計算を行った。

(ii)本研究における単位 Nitrobacter あたり亜硝酸酸化活性(硝酸生成速度)の算出法

Fig. 5-8 に示した,19 日目(変動期A)における単位 *Nitrobacter* あたり亜硝酸酸化(硝酸生成)速度の算出を例にして以下に示す。

19 日目のリアクターにおける硝酸生成速度は 73.7 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N L<sup>-1</sup> 3hr<sup>-1</sup> であり, *Nitrobacter* 細胞数(=16S rDNA コピー数)は, 10<sup>6.05</sup> cell mL<sup>-1</sup>であった(Fig. 5-8)。よ って,単位細胞数あたりの硝酸生成速度は,

Nitrobacter<sub>19日目</sub>硝酸生成速度 = 
$$(73.7 \cdot 24/3) \div (10^{6.05} \cdot 10^3)$$
  
=  $5.25 \times 10^{-7}$  mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N / cell / day (式 6.4)

となる。

また,式6.3より単位細胞乾重あたりの硝酸生成速度は,

Nitrobacter<sub>104 日目</sub>硝酸生成速度 = 
$$(5.25 \times 10^{-7}) \div (1.99 \times 10^{-10})$$
  
= 2.64 × 10<sup>3</sup> mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N /mg dry cell / day (式 6.5)

となる。

同様の計算により,他の時期における単位 Nitrobacter あたり亜硝酸酸化(硝酸生成) 速度を算出した。

 (iii)コピー数変動期およびコピー数安定期における単位 Nitrobacter あたり亜硝酸酸化活性 前述(ii)の方法により, Fig. 5-8 に示した各時期の単位 Nitrobacter あたり亜硝酸酸 化活性(硝酸生成速度)を算出した。結果を以下に示す。

コピー数変動期における単位 Nitrobacter あたり亜硝酸酸化活性

- a) コピー数増大期(Fig 5-8 変動期 A) *Nitrobacter*<sub>19 日月</sub>硝酸生成速度 = 2.64 × 10<sup>3</sup> mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N /mg dry cell / day (式 6.6)
- b) コピー数減少期(Fig. 5-8 変動期 B)

Nitrobacter<sub>201 日目</sub>硝酸生成速度 =  $2.71 \times 10^2$  mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N /mg dry cell / day( 式 6.7 )

コピー数安定期における単位 Nitrobacter あたり亜硝酸酸化活性

a) 完全硝化型安定期 (Fig 5-8 安定期 A)

Nitrobacter<sub>104日目</sub>硝酸生成速度 =  $1.68 \times 10^3$  mg NO<sub>3</sub>-N /mg dry cell / day( 式 6.8 )

b) 亜硝酸型安定期 (Fig. 5-8 安定期 B)

Nitrobacter<sub>271日目</sub>硝酸生成速度 =  $1.59 \times 10^3$  mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N /dry weight / day (式 6.9)

式 6.8, 6.9 より, *Nitrobacter* 16S rDNA コピー数が安定している時期では, 硝化反応が完 全硝化型であれ亜硝酸型であれ, 単位 *Nitrobacter* あたりの亜硝酸酸化活性に違いは見ら れなかった。一方, コピー数が増大している時期には, 安定期のおよそ 1.6 倍の亜硝酸酸 化活性が示唆された(式 6.6)。また, コピー数が減少傾向にあるときは, 増大期の 10 分 の1 程度の亜硝酸酸化活性が算出された。

#### (2) Nitrobacter alkalicus AN1 における亜硝酸酸化速度の文献値

Sorokin et al. (1998)は, *Nitrobacter alkalicus* AN1の純粋培養系(0.2M NaCl, pH 8)を 用いた回分実験により,500 nmol O<sub>2</sub> / mg protein / min. 程度の酸素が亜硝酸酸化により消 費されるという結果を得た。1 mol の O<sub>2</sub> 消費により亜硝酸から 2 mol の硝酸が生成され ることから,

Nitrobacter<sub>sorokin</sub>の硝酸生成速度 =  $500 \times 2 \text{ nmol NO}_3^-$  / mg protein / min =  $2.02 \times 10^4 \text{ mg NO}_3^-$ -N / mg protein / day (式 6.10) であった。

タンパク質が細胞乾重に占める割合を 52.4% (w/w)とすると (Stouthamer, 1973), 細胞乾 重あたりの硝酸生成速度は,

Nitrobacter<sub>sorokin</sub>の硝酸生成速度 =  $(2.02 \times 10^4) \times (0.524)$ =  $1.05 \times 10^4$  mg NO<sub>3</sub>-N /dry weight / day (式 6.11)

以上,文献値から得られた単位 Nitrobacter alkalicus あたりの亜硝酸酸化活性は,本研究 で構築したリアクターにおける Nitrobacter 16S rDNA コピー数増大期の亜硝酸酸化活性の 4 倍程度であった(式 6.6, 6.11)。

#### (3)まとめ

(1),(2)で得られた結果についてまとめる。

式 6.7, 6.8 より, Nitrobacter 16S rDNA コピー数が安定している時期では, 硝化反応が 完全硝化型であれ亜硝酸型であれ,算出された単位 Nitrobacter あたりの亜硝酸酸化活性 に違いは見られなかった。また,*Nitrobacter* 16S rDNA コピー数に変動が見られるような 時期では,コピー数の変動と算出された亜硝酸型硝化活性に整合性が見られた(式 6.6, 6.7)。つまり,本リアクターにおいて観察された亜硝酸型硝化反応は,単位 Nitrobacter あたりの活性低下(式 6.7)を発端に起き、その維持は Nitrobacter の細胞数( OPrimer-PCR によって検出された16SrDNAコピー数)の減少によるものであると説明できるもので あった。また,コピー数安定期から算出された亜硝酸酸化活性(式6.8,6.9)は本リアク ター内に存在する Nitrobacter 種がそのバイオマスを一定量に維持する(増減しない)大 きさであるともいえる。しかし,亜硝酸型硝化反応が起きた時期は,リアクター内に亜 硝酸が高濃度に供給・蓄積された,基質が十分存在した時期と言い換えることもできる。 高濃度の亜硝酸はNOBの活性を阻害することがいわれているが(Anthonisen et al. 1976), 本リアクターでは細胞あたりの活性をある程度維持できており,それにもかかわらず細 胞数の増殖が起こらない点に多少の疑問が残る。このことは,あるいは NOB の生息域 となっているマイクロサイトでの酸素や亜硝酸の供給量とバルク中におけるそれらの 濃度の間の隔たりによって説明され得るかもしれない。

また,式 6.11 で示した,本リアクターに存在する Nitrobacter と高い相同性(決定された 351 bp の塩基配列が 100%相同)を示した Nitrobacter alkalicus AN1 の純菌株を用いた実験値(Sorokin et al. 1998)から求められた活性は,本リアクターにおけるコピー数増 大期(式 6.6)よりも4倍程度大きかった。この差を大きいとみるか小さいとみるかは 判断の難しいところではある。Sorokin et al.(1998)は, N. alkalicus は有機基質が存在す る混合培養系でその活性を著しく減少させると述べた。よって,純粋培養系で観察された式 6.11 に対し,本研究(従属栄養微生物との混合系)から得られた値が小さかったこ とは妥当な結果であったといえる。

#### 5.3.3 リアクター処理水質の変動と AOB 種構成変化

リアクター運転 152-181 日目において,リアクターのアンモニア酸化活性が失活し処理水 中に高濃度のアンモニア態窒素が観察されたが,それにもかかわらず,リアクター内に存 在するβ-AOB amoA コピー数に目立った変動はみられなかった(5.3.1)。1 つの細胞が有す る amo オペロン数は種によって様々であり,例えば Nitrosomonas europaea や Nitrosospira tenuis では 2, Nitrosomonas cryotolerance や Nitrosospira briensis, Nitrosospira multiformis では 3, Nitrosococcus oceani では 1,とされている(Norton et al., 2002)。よって, amoA コピー数 の変動と AOB 細胞数の変動は一致しない場合がある。見かけ上 amoA コピー数が変動して いないように見えても, AOB 群集の種構成に変化が起こっていれば,アンモニア酸化活性 に影響を及ぼすことは十分ありうると考えられる。この考えに基づき,5.1.2,5.1.3 において AOB の種構成変化を追った。

Fig. 5-3 と Fig. 5-4 から,本リアクターにおいて AOB の種構成に大きな変動があったこと が示された。亜硝酸型硝化反応を示した活性汚泥では,完全硝化反応を示した活性汚泥か らは検出できなかった OTU 2 (Fig. 5-3)であらわされた amoA 配列が 40 クローン中 12 ク ローンという高頻度で検出された。また,PCR-TRPLP の結果 (Fig. 5-4)から,リアクター 内に OTU 2 であらわされる amoA が出現し始めたのは,リアクターのアンモニア酸化活性 が回復を始め,亜硝酸型硝化反応を示し始めた 174-181 日目頃であったことが示された。こ のことは,本リアクターにおける亜硝酸型硝化反応に AOB の種構成変化が何らかの形で関 わった可能性を強く支持する結果であると考える。

BLAST による相同性検索から,OTU 1 は Nitrosococcus mobilis Nc2 や Nitrosomonas sp. Nm104 などに近縁であり,OTU 2 は Nitrosomonas eutropha に近縁であった。これらの株は, Nitrosomonas eropaea/Nitorosoccocus mobilis Lineage と表現されるグループ(Purkhold et al. 2000, Koops et al 2003)における代表的な株であり,塩耐性あるいは好塩性を示すことで知られているが,amo オペロン数に関して詳細に記述した報告はないため,これらの結果と 5.3.1 の amoA コピー数変動の結果についての深い考察には至ることができなかった。

本章では、第4章で構築したリアクターにおける硝化細菌群集解析を行った。

AOB, NOB に対して,その存在量の変動を追跡するために行った QPrimer-PCR の結果から,完全硝化反応時と亜硝酸型硝化反応時において NOB の存在量が 10<sup>2</sup>程度減少したことが示唆された。

AOB の存在量は運転期間を通じて大きな変動はなかったが, PCR-Cloning-Sequencing と PCR-TRFLP によって AOB 種構成の変化を捉えることができた。完全硝化反応が観察され た時期では *N. mobilis* に近縁な種の存在が示唆され, 亜硝酸型硝化反応が観察され始めた運転 181 日目ごろから *N.mobilis* 近縁種のほかに *N. eutropha* 近縁種が出現したことが示唆され た。

本章および第4章で得られた実験結果を元に,QPrimer-PCR によって得られた Nitrobacter 16S rDNA コピー数の変動に注目した運転期間中各時期における単位 Nitrobacter あたりの亜 硝酸酸化活性を算出した。その結果,本リアクターにおける亜硝酸型硝化反応は単位 Nitrobacter あたりの亜硝酸酸化活性が失活したことをきっかけに起こったこと,その後の亜 硝酸型硝化反応の安定的な維持は,単位 Nitrobacter あたりの亜硝酸酸化活性の低下による ものではなく,Nitrobacter の細胞数(QPrimer-PCR によって検出された 16S rDNA コピー数) の減少によって説明され得るものであった。

PCR-Cloning-Sequencing により得られた AOB・NOB 由来 DNA の塩基配列情報から,本 リアクターに存在した AOB・NOB の種構成は極めて単純であったことが示された。本リア クター内において存在が確認された硝化細菌は, AOB, NOB ともに高塩環境に適応した種 であった。

以上,第4章で構築されたリアクターにおける硝化細菌群集解析により,AOB,NOB と もにその興味深い挙動が観察された。だが一方で,第4章におけるリアクター水質モニタ リングでとらえた,亜硝酸型硝化反応実現直前のアンモニア酸化活性の失活を明確に説明 できるような実験データは得られなかった。

80

# 第6章 総括

### 6.1 研究成果

第1章において本研究が掲げた目的を顧みたい。本研究では,以下の3点を目的として 掲げた。

- 1) 実験室規模活性汚泥リアクターにおいて亜硝酸型硝化反応を得る。
- 2) 1)のリアクターにおける硝化細菌群集の挙動を解析し, 亜硝酸型硝化反応と硝化細菌 群集の関係性を見出す。
- 3) 1),2)を踏まえ,亜硝酸型硝化反応の安定的な維持にかかわる要素を記述する。 これを踏まえ,以降,本研究の成果についてまとめた。

本研究では, 亜硝酸型硝化反応 (Partial nitrification) と呼ばれる, 新奇生物学的窒素除去 法の確立への多大な貢献が期待される微生物反応を取り上げた。亜硝酸型硝化反応は, 多 くの研究者による取り組みにも関わらず, 未だその安定的制御法が確立されていない。こ れは, 亜硝酸型硝化反応がアンモニア酸化細菌 (AOB)と亜硝酸酸化細菌 (NOB)の間の わずかな生育速度の差, 至的環境要因の差を縫うようにして起こる現象であるとともに, 亜硝酸型硝化反応の鍵を握る亜硝酸酸化細菌の解析手法が発展途上であることにも一因が あるだろう。

そのような状況の中,本研究では実験室規模で亜硝酸型硝化反応を行う活性汚泥リアク ターの構築を目指し,詳細なリアクター内の水質モニタリング,硝化細菌群集解析を行う ことによって,亜硝酸型硝化反応の発現に必要な因子の探索,亜硝酸型硝化反応を長期間 安定的に維持するための条件の解明を目標とした。

本研究における実験結果は論文中第4章と第5章にまとめた。第4章では,実験室規模 の亜硝酸型硝化リアクターの構築過程について記述した。リアクター運転開始当初,期待 していた亜硝酸型硝化反応が得られなかったが,2度の運転条件の変更の末に,亜硝酸型硝 化反応を獲得することができた。亜硝酸型硝化反応は,最初の運転条件変更(硝化工程前 段への脱窒工程の導入)からおよそ2ヶ月後,2度目の運転条件変更(pH制御値の上方修 正)からおよそ1ヶ月後の運転150日目頃から観察されたアンモニア酸化活性のダイナミ ックな変動の後に,獲得された。これによって,掲げた目的1)が達成されたといえる。

だが,2度の運転条件変更からアンモニア酸化活性の変動,あるいは亜硝酸型硝化反応の 獲得までの数ヶ月もの時間差を説明することは困難であり,何がきっかけで一連の現象が 起こったのかは明確にはできなかった。また,研究開始当初注目していたチオ硫酸の亜硝 酸型硝化反応への寄与を評価するには至らなかった。第4章における実験結果からは,一 つひとつの運転条件と亜硝酸型硝化反応との関連性を見出すことは困難であったが,本章 における一連の実験結果は,亜硝酸型硝化反応が単一ではない複数(pH,温度,嫌気好気 条件,etc.)の条件が揃ったときに起こる現象であることを示唆した結果であったともいえ る。

第5章では第4章において構築されたリアクターにおける硝化細菌の挙動解析実験結果 について述べた。硝化反応の主役である AOB, NOB の定量的・定性的解析を行い, リアク ターで観察された各硝化反応パターン(完全硝化 or 亜硝酸型硝化)に対する硝化細菌群の 興味深い現象を記述できた。まず, AOB, NOB の存在量の変動を追跡した結果, 完全硝化 反応時と亜硝酸型硝化反応時において NOB の存在量が10<sup>2</sup>程度減少したことが示唆された。 また, AOB の存在量は運転期間を通じて顕著な変動はなかったが, AOB 種構成の変化を捉 えることができた。完全硝化反応が観察された時期では *N. mobilis* に近縁な種の存在が示唆 され, 亜硝酸型硝化反応が観察され始めた運転 181 日目ごろから *N.mobilis* 近縁種のほかに *N. eutropha* 近縁種が出現したことが示唆された。

第5章および第4章で得られた実験結果を元に,運転期間中各時期における単位 Nitrobacter あたりの亜硝酸酸化活性を算出した結果,本リアクターにおける亜硝酸型硝化反応は単位 Nitrobacter あたりの亜硝酸酸化活性が失活したことをきっかけに起こったこと, その後の亜硝酸型硝化反応の安定的な維持は,単位 Nitrobacter あたりの亜硝酸酸化活性の 低下によるものではなく,Nitrobacter の細胞数の減少によるものであったことが示唆された。 これらの結果をもって,目的2)がある程度達成された。

しかし,上述のように,本リアクターにおける亜硝酸型硝化反応には解明しきれない部 分も多く,最大の目的であった目的3)の達成には,残念ながら至らなかった。

とはいえ,本研究における成果の特徴である,詳細な水質モニタリングと硝化細菌群集 解析による,リアクターのパフォーマンス(完全硝化反応 or 亜硝酸型硝化反応)と硝化細 菌の挙動の関係の丁寧な記述があたえた知見は大変意義深いものであったと自負する。特 に,定量的 PCR 法によって得られた NOB 存在量の情報と水質モニタリング結果から判断 された単位 *Nitrobacter* あたり亜硝酸酸化活性から,本リアクターにおける亜硝酸型硝化反 応の実態に迫ることができたのではないだろうか。また完全硝化型から亜硝酸型への硝化 反応の遷移過程において捉えた AOB の種構成変化は,AOB と NOB の相互関係を考える上 で大変興味深い現象であったといえるだろう。

82

### 6.2 課題と展望

6.1 で述べたように,本研究では実験室規模で亜硝酸型硝化リアクターを構築することができた。また,リアクターにおいて完全硝化型から亜硝酸型への硝化反応の遷移過程における硝化細菌群集の挙動を追跡することで,いくつかの興味深い示唆が得られた。

しかし一方で,第4章,第5章において記述したように,本リアクターにおける亜硝酸 型硝化反応の直前に観察された,アンモニア酸化活性の失活が何によってもたらされたの か,直後の亜硝酸型硝化反応へ寄与した現象であったのか,といった点に関して明確に論 じられるデータを得ることはできなかった。さらにいうならば,亜硝酸型硝化反応を得る までにリアクターに対して行った操作,硝化工程の前段への脱窒工程の導入,pH制御値の 上方修正が,亜硝酸型硝化反応にどれほど寄与したのかも不明確なままである。また,本 研究におけるリアクターの運転・管理条件の参考とした新日本製鐵(株)ミニプラントで 示唆された,流入排水中のチオ硫酸による亜硝酸型硝化反応を本研究で再現するには至ら なかった。しかしこれらの疑問や課題は,言い換えれば亜硝酸型硝化反応の達成には複数 のパラメータが関与していることを強く示唆するものであり,これらのパラメータをどう 紐解いていくかが亜硝酸型硝化反応の制御に向けた重要な課題である。

硝化細菌群集解析に関していえば,本研究で行った解析では AOB, NOB の相互関係を見 出すことは困難である。硝化反応が完全硝化型(NH4<sup>+</sup>-N NO3<sup>-</sup>-N)になるか亜硝酸型(NH4<sup>+</sup>-N NO2<sup>-</sup>-N)になるかは, AOB と NOB の単純な存在量だけでなく相互の関係性(空間的分 布,酸素の競合など)が影響する可能性がある。本研究で捉えた, AOB 種構成変化,完全 硝化反応時においても亜硝酸型硝化反応時においても変わらない亜硝酸酸化活性,を考え るとき, AOB と NOB の相互関係の把握が求められるであろう。

本研究で為しえなかったこれらの課題が克服されることを願うとともに, 亜硝酸型硝化 反応の制御方法が確立し,実排水処理に広く普及する日が近い将来訪れることを期待する。

83

# 謝辞

修士課程における成果を本論文にまとめるにあたりお世話になった方々にお礼申し上げたい と思います。

指導教官として惜しみないご指導を賜りました,味埜 俊 教授,並びに佐藤弘泰 助教授,小 貫元治 助手(現 IR3S 特任講師)に心からの感謝の意を表します。味埜先生は研究に関するこ とにとどまらず,卒業後の進路などについての相談にも親身に応じてくださいました。佐藤先生 には,特に私の実験が波に乗らなかった時期に多くのアイデアを提案していただき,滅入りがち な気持ちを後押ししていただきました。また,小貫先生は,本研究の第一歩であったリアクター の立ち上げから,最後の実験を終えるまで,実験に関わる実際的な相談事に細やかに対応してく ださいました。味埜・佐藤研究室の,学生の自主性を重んじる気風の中で,三先生の多大なるご 支援に助けられ,のびのびと研究に励むことができました。

また 副指導教員を快く引き受けてくださった ,工学系研究科附属水環境制御研究センター 栗 栖 太 講師に深謝いたします。栗栖先生の的確なご指摘 , ご助言は , 私に多くのヒントを与えて くださいました。

本研究で立ち上げたリアクターの種汚泥は新日本製鐵株式会社先端技術研究所における安水 処理試験プラントから分与いただき,運転管理条件も,同研究所におけるそれを参考にさせてい ただきました。同研究所の三木理博士,伊藤公夫博士には,惜しみない情報の提供を賜りま した。また、同研究所の見学もさせていただくなど,非常に貴重な体験をさせていただきました。 心からお礼申し上げます。

本研究における実験は,工学系研究科都市工学専攻の実験室(工学部 14 号館)および工学系 研究科付属水環境制御研究センターの実験室(工学部 9 号館)において行いました。14 号館で は,技官の唐沢祥嗣さん中川博之さんに様々な面倒を見ていただきました。14 号館の実験室で は,リアクターの流入水タンクから漏水を起こしてしまうなど多くの失敗をしてしまいましたが, お二人のサポートのおかげでなんとか実験を終えることができました。ありがとうございました。 9 号館では,工学系研究科都市工学専攻博士2年岩井祥子さんをはじめ,多くの方にお世話に なりました。分子生物学的手法を用いた実験の経験が全くなかった私が滞りなく実験を進めるこ とができたのも,皆さんのおかげであったと思っています。

味埜・佐藤研究室のメンバーの方々には、研究の相談はもちろんのこと、修士課程における様々 な局面で多くの助けを頂きました。当専攻博士課程2年の小田和賢一さん、末岡一男さん、福島 寿和さんからはここには書ききれないほどの本当に多くのことをご教示いただきました。一年先 輩の荒生 遵さん(現・凸版印刷株式会社)からはリアクター実験に関する基礎的な知識を授か りました。また、荒生さんは気落ちしがちな私をいつも励ましてくださいました。同期の宇田直 樹君、押木守君は、他分野から当専攻に進学した私にとって、最も身近な目標でした。また、右 も左も分からない私をことあるごとに助けてくれました。修了後はそれぞれの道を歩みますが、 今後もよい関係を築いていきたいと思っています。"窒素グループ"の金井佑樹君とは居室での 席が背中合わせであり、日ごろから研究に関する有益な議論を交わしてもらいました。また金井 君には本研究で構築したリアクターを引き継いでもらいました。研究内容が大きく異なることも あり、研究に関する議論はほとんどできなかったものの、玉井暁大君、護山元気君にもお世話に なりました。また、後輩の皆さんにも多くのことを教えていただきました。

最後になりましたが,大学院への進学に理解を示し,学生生活を全面的に支え続けてくれた両 親に感謝いたします。

2006年1月31日 田中 秀治

# 引用文献

Aakra, A., Utaaker, J. B. and Nes, I. F., 2001, Comparative phylogeny of the ammonia monooxygenase subunit A and 16S rRNA genes of ammonia -oxidizing bacteria FEMS Microbiology Letters, **205**: 237-242.

Amann, R.I., David, L.K., and Stahl, A., 1990, Fluorescent-Oligonucleotide Probing of Whole Cells for Determinative Phylogenetic, and Environmental Studies in Microbiology. Journal of Bacterilogy, **171**:762-770.

Amann, R.I., Ludwig, W. and Schleifer, K. H., 1995, Phylogenetic identification and *in situ* detection of individual microbial cells without cultivation, Microbial Reviews. **59**:143-169.

Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S., and Srinath, E., G., 1976, Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid, Journal WPCF, **48**(5): 835-852.

Bae, W., Baek, S., Chung, J., Lee, Y., 2002, Optimal operational factors for nitrite accumulation in batch reactors, Biodegradation, **12**: 359-366.

Campos, J. L., Mosquera-Corral, A., Sánchez, M., Méndez, R., Lema, J. M., 2002, Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit, Water Research, **36**: 2555-2560.

Catalan-Sakairi, M. A. B, Wang, P. I. C., Matsumura, M., 1997, Journal of Fermentation and Bioengineering, **84**(6): 563-571.

Chen, G. H., Wong, M. T., Okabe, S. and Watanabe, Y., 2003, Dynamic response of nitrifying activated sludge batch culture to increase chloride concentration, Water Research, **37**: 3125-3135.

Chen, G. H. and Wong, M. T., 2004, Inpact of increased chloride concentration on nitrifying-activated sludge cultures, Journal of Environmental Engineering, 130(2): 116-125.

Daims, H., Nielsen, P. H., Juretschko, S. and Wargner, M, 2000, Novel *Nitrospira*-like bacteria as dominant nitrite-oxidizers in biofilms from wastewater treatment plants: diversity and *in situ* physiology, Water Science and Technology, 41(4-5): 85-90.

Dahl, C., Sund, C., Kristensen, G. H., and Vredenbregt, L., 1997, Combined biological nitrification and denitrification of high-salinity wastewater, Water Science and Technology, **36**(2-3): 345-352.

Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J. P., and Moletta, R., 2000, Effect of oxygen supply methods on the performance of a sequencing batch reactor for high ammonium nitrification, Water Environment Research, 72(2): 195-200.

Degrange, V., and Bardin, R., 1995, Detection and counting of *Nitrobacter* populations in soil by PCR, Applied and Environmental Microbiology, **67**: 5273-5284.

Dinçer, A. R., and Kargi, F., 1999, Salt inhibition of nitrification and denitrification in saline wastewater, Environmental Technology, **20**: 1147-11553.

Dionisi, H. M., Layton, A. C., Harms, G., Gregory, I. R., Robinson, K. G., and Sayler, G. S., 2002, Quantification of *Nitrosomonas oligotropha* like ammonia-oxidizing bacteria and *Nitrospira* spp. from full-scale wastewater treatment plants by competitive PCR, Applied and Environmental Microbiology, **68**: 245-253.

Glass, C., and Silverstein, J., 1998, Denitrification kinetics of high nitrite concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation, Water Research, **32**(3): 831-839.

Goos, R. J., 1985, Identification of ammonium thiosulfate as a nitrification and urease inhibitor, Soil Science Society of America Journal, **49**: 232-235.

Giovannoni, S. J., Britschgi, T. B., Moyer, C. L., and Field, K. G., 1990, Genetic diversity in Sargasso sea bacterioplankton, Nature, **345**: 60-63.

Head, I. M., Hiorns, W. D., Embley, T. M., McCarthy, A. J., and Saunders, J. R., 1993, The phylogeny of autotrophic ammonia-oxidizingbacteria as determined by analysis of 16S ribosomal RNA genesequences, Journal of General Microbiology, **139**: 1147-1153.

Hanaki, K., Wantawin, C., Ohgaki, S., 1990a, Effect of the activity of heterotrophs on nitrification in a suspended-growth reactor, Water Research, **24**(3): 289-296.

Hanaki, K., Wantawin, C., Ohgaki, S., 1990b, Nitrification at low DO levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor, Water Research, **24**(3): 297-302. Hellinga, C., Schellen, A. A. J C., Mulder, J. W., van Loodsdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., 1998, The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater, Water Science and Technology, **37**(9): 135-142.

Hutton, W. C., and LaRocca, S. A., 1975, Biological treatment of concentrated high ammonia wastewaters, Journal Water Pollution Control Federation, 47(5): 989-997, 1975

Janzen, H. H., and Bettany, J. R., 1986, Influence of thiosulfate on nitrification of ammonium in soil, Soil Science Society of America Journal, **50**: 803-806.

Jianlong, W., and Ning, Y., 2004, Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions, Process Biochemistry, **39**: 1223-1229.

Juretschko, S., Timmermann, G., Schmid, M., Schleifer, K. H., Pommerening-Roser, A., Koops, H. P., and Wagner, M., 1998, Combined molecular and conventional analyses of nitrifying bacterium diversity in activated sludge: Nitrosococcus mobilis and Nitrospira- like bacteria as dominant populations, Applied Environmental Microbiology, **64**: 3042-3051.

Juretschko, S., 2000, Mikrobielle Populationsstruktur und -dynamik in einer nitrifizierenden/ denitrifizierenden Belebtschlammanlage, Doctoral thesis (Technische Universität München).

Klotz, M. G., and Norton, J. M., 1995, Sequence of an ammonia monooxygenase subunit A-encoding gene from *Nitrosospira* sp. NpAV, Gene, **163**: 159-160.

Koops, H. P., Harms, H., and Wehrmann, H., 1976, Isolation of a moderate halophilic ammonia-oxidizing bacterium, *Nitrosococcus mobilis* nov. sp., Archives of Microbiology, **10**: 277-282.

Koops H.-P., Purkhold U., Pommerening-Röser A., Timmermann G., and Wagner M., 2003, The Lithoautotrophic Ammonia-Oxidizing Bacteria, *In* M. Dworkin et al., eds., The Prokaryotes: An Evolving Electronic Resource for the Microbiological Community third edition, release 3.13, March.

Koops, H.P., Böttcher, B., Möller, U. C., Pommering-Röser, A., and Stehr, G., 1991. Classification of eight new species of ammonia-oxidizingbacteria: *Nitrosomonas communis* sp. nov., *Nitrosomonas aestuarii* sp. nov., *Nitrosomonas marina* sp. nov.,*Nitrosomonas nitrosa* sp. nov., *Nitrosomonas eutropha* sp. nov.,*Nitrosomonas oligotropha* sp. nov., and *Nitrosomonas halophila* sp.nov, Journal of General Microbiology, **137**: 1689-1699.

Kuai, L., and Verstraete, W., 1998, Ammonium removal by the oxygen limited autotrophic nitrification and denitrifiacation (OLAND) system, Applied and Environmental Microbiology, **64**(11): 4500-4506.

Kurata, S., Kanagawa, T., Yamada, K., Torimura, M., Yokomaru, T., Kamagata, Y., and Kurane, R, 2001, Fluorescent quenching-based quantitative detection of specific DNA/RNA BODIPY® FL-labeled probe or primer, Nucleic Acids Research, **29**: e34.

Mauret, M., Paul, E., Puech-Costes, E., Maurett, M. T., and Baptiste, P., 1996, Application of experimental research methodlogy to the study of nitrification in mixed culture, Water Science and Technology, **34**(1): 245-252.

McTavish, H., Fuchs, J. A., and Hooper, A. B., 1993, Sequence of the gene coding for ammonia monooxygenase in Nitrosomonas europaea, Journal of Bacteriology, **175**: 2436-2444.

Moeseneder, M. M., Arrieta, J. M., Muyzer, G., Winter, C., and Herndl, G. J., 1999, Optimization of Terminal-Restriction Fragment Length Polymorphism Analysis for Complex Marine Bacterioplankton Communities and Comparison with Denaturing Gradient Gel Electrophoresis, Applied and Environmental Microbilogy, **65**(8): 3518-3525.

Mota, C., Head M. A., Ridenoure, J.A., Cheng, J. J., and de los Reyes ., F., 2005, Effect of aeration cycle on nitrifying bacteria populations and nitrogen removal in intermittently Aerated reactors, Applied and Environmental Microbilogy, 71(12): 8565-8572.

Mulder, J. W., van Loosdrecht, M. C. M., Hellinga, C. and van Kempen, R, 2001, Full-scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of degested sludge dewatering. Water Science and Technology, **43**:127-134.

Norton, J. M., Alzerreca, J. J., Suwa, Y., Klotz, M. G., 2002, Diversity of ammonia monooxygenase operon in autotrophic ammonia-oxidizing bacteria, Archives of Microbiology, **177**: 139-149.

Orso, S., M. Gouy, E. Navarro, and P. Normand, 1994, Molecular phylogenetic analysis of Nitrobacter spp, Integrated Journal of Systematic Bacterilogy, **44**:83–86

Pommerening-Röser, A., G. Rath, and H.-P. Koops, 1996, Phylogenetic diversity within the genus Nitrosomonas, Systematic and Applied Microbiology, **19**:344–351.

Prosser, J. I., 1989, Autotrophic nitrification in bacteria, Advanced in Microbial Physiology, **30**: 125-181.

Purkhold, U., Pommering-Röser, A., Juretschko, S., Schmid, M. C., Koops, H. P. and Wagner., M., 2000, Phylogeny of all recognized species of ammonia oxidizers based on comparative 16S rRNA and *amoA* sequence analysis: implications for molecular diversity surveys, Applied and Environmental Microbilogy, **66**: 5368-5382.

Purkhold, U., Wagner, M., Timmermann, G., Pommerening-Röser, A. and Koops, H. P., 2003, 16S rRNA and amoA-based Phylogeny of 12Novel Betaproteobacterial Ammonia Oxidizing Isolates: Extension of the Data Set and Proposal of a New Lineage within the Nitrosomonads, International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, **53**: 1485-1494.

Rittmann, B. E. and McCarty, P. L., 2001, Environmental biotechnology: principles and applications, McGraw-Hill, New York.

Rols, J. E., Mauret, M, Rahmani, H., Ngyen, K. M., Capdeville, B., Cornirer, J. C., and, Deguin, A., 1994, Population dynamics and nitrite build-up in activated sludge and biofilm processes for nitrogenremoval, Water Science and Technology, **29**(7): 43-51.

Rotthauwe, J. H., Witzel, K. P., and Liesack, W., 1997, The ammonia monooxygenase structural gene amoA as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations, Applied and Environmental Microbilogy, **63**: 4704-4712.

Ruiz, G., Jeison, D., Chamy, R., 2003, Nitrification with high-nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration, Water Research, **37**: 1371-1377.

Saad, O. A. L. O., Lehmann, S., Conrad, R., 1996, Influence of thiosulfate on nitrification, denitrification, and production of nitric oxide and nitrous oxide in soil, Biology and Fertility of Soils, **21**: 152-159.

Sallade, Y. E., and Sims, J. T., 1992, Evaluation of thiosulfate as a nitrification inhibitor for manures and fertilizers, Plant and Soil, **147**: 283-291.

Sánchez, O., Marti, M. C., Aspe, E., and Roeckel, M., 2001, Nitrification rates in a saline medium at different dissolved oxygen concentrations, Biotechnology Letters, **23**(19): 1597 - 1602

Sánchez, O., Aspe, E., Marti, M. C., Roeckel, M., 2004, The effect of sodium chloride on the two-step kinetics of the nitrifying process, Water Environment Reserch, **76**(1): 73-80.

Schmidt, I., Sliekers, O., Schmid, M., Bock, E., Fuerst, J., Kuenen, J. G., Jetten, M. S. M. and Strous, M, 2003, New concept of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater, FEMS Microbiology Reviews, **27**:481-492.

Schreiber, D. C., and Pavlostathis, S. G, 1998, Biological oxidation of thiosulfate in mixed heterotrophic/autotrophic cultures, Water Research, **32**(5): 1363-1372.

Smith, R. V., Doyle, R. M., Burns, L. C., and Stevens, R. J., 1997b, A model for nitrite accumulation in soils, Soil Biology and Biochemistry, **29** (8): 1241-1247.

Sorokin, D. Y., G. Muyzer, T. Brinkhoff, J. G. Kuenen, and M. S. Jetten, 1998, Isolation and characterization of a novel facultatively alkaliphilic *Nitrobacter* species, *N. alkalicus* sp. nov,, Archives.of Microbiology, **170**:345–352.

Stenatrm, M. K., and Poduska, R. A., 1980, The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification, Water Research, **14**:643-649.

Surmacz-Gorska, J., Cichon, A., and Miksch, K., 1997, Nitrogen removal from wastewater with high ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification, Water Science and Technology, **36**(10): 73-78.

Suthersan, S., and Ganczarczyk, J. J., 1986, Inhibition of nitrite oxidation during nitrification, some observations, Water Pollution Research Journal of Canada, **21**(2): 257-266.

Suwa, Y., T. Sumino, and K. Noto. 1997. Phylogenetic relationships of activated sludge isolates of ammonia oxidizers with different sensitivities to ammonium sulfate J. Gen. Appl. Microbiol. 43:373–379

Suzuki, I., 1999, Oxidation of inorganic sulfur compounds: chemical and enzymatic reactions, Canadian Journal of Microbiology, **45**: 97-105.

Teske, A., E. Alm, J. M. Regan, T. S., B. E. Rittmann, and D. A. Stahl, 1994, Evolutionary relationships among ammonia- and nitrite-oxidizing bacteria, Journal of Bacteriology, **176**: 6623–6630

Turk, O., and Mavinic, D. S., 1989, Stability of nitrite build-up in an activated sludge system, Journal of WPCF, **61**(8): 1440-1448.

Van Loosdrecht M.C.M., Jetten, M.S.M., 1998, Microbiological conversions in nitrogen removal, Water Science and Technology, 38(1), 1-7.

Venterea, R. T., and Rolston, D. E., 2000, Mechanisms of and kinetics of nitric and nitrous oxide production during nitrification in agricultural soil, Global Changes in Biology(???), **6**(3): 303-316.

Villaverde, S., Fdz-Polanco, F., and Garcia, P. A., 2000, Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged bifilters, Water Research, **31**(2): 602-610.

Wagner, M., Rath, G., Koops, H. P., Flood, J., and Amann, R., 1996, In situ analysis of nitrifying bacteria in sewage treatment plants, Water Science and Technology, **34**(1-2): 237-244.

Wiesmann, U., 1994, Biological nitrogen removal from wastewater, Advanced Biochemical Engineering, **51**:113-154

Yang, L., and Alleman, J. E., 1992, Investigation of batchwise nitrite build-up by an enriched nitrification culture, Water Science and Technology, **26**(5-6): 997-1005.

Ye, R. W., and Thomas, S. M., 2001, Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications, Current Opinion in Microbiology, **4**:307-312.

赤司昭, 2004, 亜硝酸酸化還元酵素遺伝子 (*norB*)の PCR による検出, 第 38 回日本水環境 学会年会講演集: 381.

北尾高嶺, 2003, 生物学的排水処理工学, pp.160-163, コロナ社, 東京.

新田見匡,2003, 亜硝酸還元酵素遺伝子に着目した脱窒細菌解析手法の確立及びその活性汚 泥微生物群集解析への適用,東京大学大学院新領域創成科学研究科博士論文.

高崎由紀, 2004, 亜硝酸蓄積型硝化脱窒処理プロセスにおける硝化細菌の挙動解析, 新領域 創成科学研究科修士論文.

# 付録

論文中の考察で用いなかったものも含めて,第4章で構築したリアクターの水質モニタ リングの数値データを掲載した。また,第5章で行ったβ-AOB, *Nitrobacter* を対象とした PCR-Cloning-Sequencing によって得られた, Clone の塩基配列情報を記載した。

5日目											
	基質流入 終了後										
工程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO2 <sup>-</sup> -N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO42S
	0	28	8.3	6.9							
	15		7.4		54.8	134	84.5	10.5	62.4	7.38	49.9
	30										
	45										
	60	29	7.2	4.6	33.3	132	27.7	24.5	76.8	-	54.2
	75										
	90										
	105										
	120	29	7.3	5.9	13.4	136	4.33	25.6	105	-	54.8
	135										
	150										
瑞ル	105	20	75		40 E	440	0.70	0 77	404		
10	100	29	7.5	0.0	10.5	142	3.70	0.77	131	-	50.0
	210										
	225										
	240										
	255										
	270	29	7.6	7.1	3.55	138	5.26	1.47	136	-	56.3
	285										
	300										
	315										
	330										
	345										
	360	29	7.4	7.0	3.14	140	0.00	1.75	141	-	59.9

# 付録1:リアクター水質モニタリング全データ

0	
- ×	
<b>U</b>	н.

	基質流入										
工程	終」1夜 min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>-</sup> -N	NO₃ <sup>-</sup> -N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	\$04 <sup>2-</sup> -\$
	0	30	8.4	4.8	69	126	64	4.7	59.7	18.4	40.2
	15		7.2								
	30	29	7.2	3.6	56	122	53.1	17.1	65.7	-	52.0
	45										
	60	29	7.3	4.3	32	120	23.6	26.7	77.1	-	52.3
	75										
	90										
	105										
	120	30	7.3	6.3	11	119	0.89	23.7	108	-	53.3
	135										
	150										
	165			_							
皗化	180	29	7.6	7	2.1	121	2.89	5.79	131	-	54.6
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
	270										
	285										
	300										
	315										
	330										
	340	20	75	5 2	24	126	10.20	0.20	499		<b>55 0</b>
	300	29	1.0	:J.Z	2.4	120	10.39	0.39	132	-	00.U

1	1	Ξ	目

	基質流入 終了後										
工程	min	temo.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>⁻</sup> -N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO₄ <sup>2-</sup> -S
	0	29	8.4	3.5	67	128	65	3.2	53.9	16.6	42.0
	15		7.2								
	30	28	7.2	3.6	48	125	48.0	16.0	59.4194	-	52.0
	45										
	60	29	7.3	4.2	25	120	22.8	25.6	70.7	-	52.9
	75										
	90										
	105										
	120	29	7.3	6.1	11	126	2.91	21.9	101	-	55.9
	135										
	150										
	165										
硝化	180	29	7.7	6.7	10.0	120	3.02	2.43	120	-	55.2
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
	270										
	285										
	300										
	315										
	330										
	345	29	77	6 9	17	123	_		122	_	57 1

19日目

	基質流入										
工程	終了役 min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>-</sup> -N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO4 <sup>2-</sup> -S
	0	28	7.3	1.7	63	152	94	3.0	71.3	16.1	37.9
	15		7.4								
	30	28	7.3	3.1	31	150	65.0	12.5	80.2	-	49.3
	45										
	60	29	7.2	3.2	29	144	60.0	21.8	97.1	-	49.6
	75										
	90										
	105										
	120	29	7.5	5.9	-	143	26.00	19.1	127	-	49.3
	135										
	150										
	165										
硝化	180	29	8.0	7.3	-	141	9.30	2.84	145	-	50.4
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
	270										
	285										
	300										
	315										
	330										
	345										
	360	29	8.0	7.3	-	145	25.00	2.88	146	-	52.1

26日目											
	基質流入										
工程	a≪:j1az min	temp.	pН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>-</sup> -N	NO3 <sup>-</sup> -N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO₄² - S
	0	27	7.3	1.8	70	138	69	0.7	71.0	32.0	48.7
	15		7.4								
	30	28	7.2	2.5	33	138	58.3	8.9	79.7	-	68.7
	45										
	60	29	7.3		39	140	25.5	16.1	98.1	-	69.9
	75										
	90			6.1							
	105										
	120	29	7.7	6.2	28	142	-	10.4	132	-	69.0
	135										
	150										
	165										
硝化	180	29	8.1	6.8	1.3	142	8.29	-	147	-	72.5
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
	270										
	285										
	300										
	315										
	330										
	345	~~		• •		400					70.4
	360	29	8.1	6.4	2.6	139	-	-	147	-	78.1

29日目

	基質流入										
工程	終了復 min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>-</sup> -N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO₄ <sup>2-</sup> -S
	0	26	7.3	2.7	74	138	60.8	3.39	67.3	20.5	67.4
	15	25	7.3	2.3	43	140	56.6	6.18	68.7	-	79.3
	30	26	7.3	6.0	39	141	52.9	10.6	69.5	-	76.8
	45										
	60	28	7.3	3.8	41	134	36.0	19.0	82.1	-	77.9
	75										
	90										
	105										
	120	29	7.4	5.9	2.3	138	2.685	20.8	118	-	78.7
	135										
	150										
	165										
硝化	180	29	8.0	6.7	1.5	133	4.930	2.44	141	-	83.3
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
	270										
	285										
	300										
	315										
	330										
	345										
	360	29	8.1	7.1	1.9	139	10.4	2.39	144	-	92.5

工程	基質流入 終了後 min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂⁻-N	NO3 <sup>-</sup> -N	\$203 <sup>2-</sup> -\$	S0₄ <sup>2-</sup> -S
	0	25	7.4	1.8	78	130	111	2.15	55.4	14.7	63.6
	15	26	7.5	2.0	36	131	104	6.73	56.0	-	72.5
	30	27	7.2	3.2	0	131	30.6	12.2	60.6	-	74.0
	45	27	7.2	4.5	0.1	132	40.6		67.2	-	75.1
	60	28	7.2	2.6	-	130	29.1	21.5	67.6	-	72.7
	75	28	7.2	4.3	-	128		26.3	73.1	-	73.3
	90	29	7.2	3.2	0.7	125	-	30.9	77.9	-	72.9
	105	29	7.3	2.2	0.5	126	6.06	35.5	85.5	-	74.0
	120	29	7.3	4.1	1.9	125	-	31.3	94.3	-	73.8
	135										
	150	29	8.0	5.9	-	130	0.7	8.3	120	-	76.7
	165										
硝化	180	29	8.1	6.8	0.0	128	55.57	3.51	123	-	78.2
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
	270										
	285										
	300										
	315										
	330										
	345										
	360	29	8.1	7.3	0.0	130	-	4.32	123	-	86.7

36日目

	参買 流 八 蚊 7 後										
工程	min	temp.	pН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>-</sup> -N	NO₃ - N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> - S	SO₄² - S
	0	28	7.4	2.7	64.9	128	86	1.36	51.2	14.2	70.5
	15	28	7.3	2.6	39.2	128	70	5.68	54.9	-	80.2
	30	28	7.2	3.7	46.9	125	52.3	12.6	59.5	-	80.6
	45	28	3.7	2.1	41.5	124	34.6	19.6	62.8		79.6
	60	28	7.2	2.0	40.6	121	33.5	28.0	66.7	-	78.1
	75	28	7.2	2.5	32.0	123	36.1	32.2	72.9		78.1
	90	28	7.3	3.4	-	120	-	34.1	81.2		78.5
	105	28	8.0	5.3	1.81	120	2.09	20.4	97.6		79.4
	120	28	8.1	5.3	0.85	122	4.29	10.1	111.3	-	80.5
	135										
	150	28	8.1	6.2	2.36	123	34.2	0.2	121		83.2
	165										
硝化	180	29	8.1	6.2	2.32	124	-	-	121	-	85.1
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
	270										
	285										
	300										
	315										
	330										
	345										
	360	29	8.1	5.3	2.36	122	26.6	0.04	122	-	93.4

50	
00	

	基質流入 終了後									_	_
工程	min	temp.	pН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄ <sup>+</sup> -N	NO₂ <sup>°</sup> -N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO4 <sup>2-</sup> -S
	0	28	7.4	N.A.	71.5	127	70.7	1.18	47.6	21.0	58.7
	15	28	7.3	N.A.	38.0	125	67.9	6.79	50.3	-	70.1
	30	28	7.2	N.A.	5.4	122	50.3	12.4	55.7	-	72.2
	45	29	7.2	N.A.	0.6	124	39.8	19.2	56.6		68.9
	60	29	7.3	N.A.	1.3	119	38.0	26.3	62.2	-	70.0
	75	29	7.3	N.A.	0.0	119	19.3	31.2	67.4		69.6
	90	29	7.3	N.A.	0.33	115	7.59	34.7	72.6		69.3
	105	29	7.5	N.A.	0.15	116	9.57	31.4	81.7		69.4
	120	29	8.0	N.A.	0.99	119	7.99	22.1	91.5	-	70.2
	135										
	150	29	8.0	N.A.	1.80	120	2.45	5.20	108		71.6
	165										
硝化	180	29	8.0	N.A.	0.65	122	-	0.85	114	-	74.4
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
	270										
	285										
	300										
	315										
	330										
	345										
	360	29	8.0	N.A.	1.66	123	3.44	0.99	113	-	81.6

	基質流入 枚フ治										
工程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄ <sup>+</sup> -N	NO₂ <sup>-</sup> -N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO₄ <sup>2-</sup> -S
	0	27	7.4	2.7	74.3	133	86.7	2.15	64.7		61.2
	15	27	7.5	2.6	45.2	125	84.7	3.60	64.9		79.7
	30	28	7.2	3.7	42.6	122	71.0	10.2	70.3		81.0
	45	28	7.2	2.1	43.1	124	57.8	15.8	76.2		81.7
	60	29	7.2	2.0	10.7	125	54.4	19.7	77.0		79.2
	75	29	7.3	2.5	2.9	121	33.4	24.3	83.2		79.7
	90	29	7.3	3.4	6.24	117	27.9	29.7	88.7		80.0
	105	29	7.2	5.3	17.79	117	15.8	33.4	96.0		80.5
	120	29	7.3	5.3	18.12	120	15.0	35.6	102		80.5
	135	29									
	150	29	7.9	6.2	10.94	123	5.27	22.2	128		80.3
	165										
硝化	180	29	8.0	6.2	10.49	128	3.67	4.48	151		82.5
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
	270										
	285										
	300										
	315										
	330										
	345										
	360	29	8.0	5.3	11.20	125	5.83	0.60	156		93.3

64日目	1										
	基質流入										
工程	於了後後 min	temp.	pН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>°</sup> -N	NO₃ <sup>-</sup> -N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO₄ <sup>2-</sup> -S
	0	28	7.2	1.3	80.5	123	70.7	6.02	35.0	39.5	51.6
	15	27	7.6	1.2	49.7	117	67.9	8.73	31.4	21.0	63.8
	30	27	7.3	1.5	40.0	111	50.3	11.2	34.8	-	77.7
	45	28	7.3	1.9	37.2	109	39.8	13.7	40.2	-	79.0
	60	28	7.2	1.9	3.75	110	38.0	15.7	42.8	-	77.1
	75	28	7.3	1.8	3.12	114	19.3	17.1	47.9	-	77.2
	90	29	7.2	2.2	2.83	102	7.59	18.4	53.1	-	77.5
	105	29	7.3	2.3	2.27	105	9.57	18.9	59.4	-	79.3
	120	29	7.3	2.5	2.54	105	7.99		64.4	-	78.9
	135										
	150	29	7.3	3.0	2.64	105	2.45	17.9	76.1	-	79.7
	165										
硝化	180	29	7.3	3.9	2.93	112	-	14.4	87.3	-	79.3
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
	270										
	285										
	300										
	315										
	330										
	345										
	360	29	7.5	6.8	2.19	110	3.44	-	109	-	87.4

71日目	1										
	- 基質流入 終了後										
工程	min	temp.	pН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄ <sup>+</sup> -N	NO2 - N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	<u>SO₄² - S</u>
	0	27	7.5		61.2	119	79.7	3.09	47.2	27.0	70.9
	15	27	7.3		46.8	111	77.1	6.55	45.8	-	89.0
	30	28	7.2		34.3	109	62.7	11.5	50.4	-	90.0
	45	28	7.2		2.8	103	48.1	16.1	53.9	-	89.6
	60	29	7.3	1.4	1.39	99	45.7	22.5	55.3	-	86.6
	75	29	7.2	1.0	1.81	102	31.5	28.0	58.7	-	86.8
	90	29	7.3	1.2	0.90	105	18.61	32.7	62.3	-	87.6
	105	30	7.2	1.6	0.81	108	16.22	38.3	66.7	-	87.6
	120	30	7.3	2.0	1.02	114	17.11	37.0	77.2	-	88.5
	135										
	150	29	8.1	6.1	1.57	118	-	2.4	114.0	-	89.6
	165										
硝化	180	29	8.1		1.74	117	1.41	-	117.9	-	91.6
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
	270										
	285										
	300										
	315										
	330										
	345										
	360	29	8.2	8.6	1.81	119	1.43	-	118	-	99.2

76	Η	日
	_	_

	基質流入 蚊了後										
工程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>°</sup> -N	NO₃ <sup>-</sup> -N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO4 <sup>2-</sup> -S
	0	25	7.2	0.6	181	84.6	76.4	4.31	10.5	33.4	59.4
	15	25	7.6	0.3	57.3	54.3	71.4	-	1.61	22.3	67.2
	30	27	7.5	0.3	59.6	47.3	78.7	-	1.64	22.4	67.7
略弊	45	28	7.5	0.3	61.0	43.8	76.6	-	1.57	22.5	67.6
成皇	60	28	7.4	0.2	61.6	41.3	71.0	-	1.54	21.8	67.8
	75										
	90	29	7.4	0.3	64.9	47.4	82.02	0.72	1.70	22.4	68.4
	105										
	120	29	7.6	0.9	62.2	44.9	63.99	-	1.56	21.3	69.2
	135	29	7.9	0.5	27.2	39.7	67.0	-	1.53	3.1	81.5
	150	29	8.1	1.0	0.82	40.5	71.48	-	1.59	-	84.6
	165	29	7.6	1.1	0.71	41.0	54.7	6.69	1.71	-	86.0
	180	29	7.4	1.2	0.65	42.4	46.14	12.8	3.20	-	87.4
	195	29	7.4	1.4	0.99	43.9	37.0	17.9	5.56	-	85.8
	210	29	7.3	1.5	1.33	45.3	23.7	23.6	8.12	-	87.1
	225	29	7.3	1.4	0.78	45.0	19.1	29.5	10.1	-	87.7
硝化	240	29	7.2	1.2	1.77	49.0	21.5	34.4	13.5	-	87.0
	255										
	270	29	7.8	5.6	1.55	53.7	9.6	17.7	35.0	-	88.0
	285										
	300	28	8.0	7.4	1.45	56.3	7.1	-	53.1	-	89.8
	315										
	330										
	345										
	360	28	8.1	7.8	1.38	56.2	-	-	54.0	-	93.6

工程	基質流入 終了後 min	temp.	рH	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂⁻-N	NO₃⁻-N	\$203 <sup>2-</sup> -\$	SO₄ <sup>2-</sup> -S
	0	27	7.3	0.3	103	71.6	72.6	3.78	6.91	34.5	62.0
	15	27	7.5	0.1	63.6	49.7	72.3	-	1.61	28.1	64.7
	30	27	7.4	0.1	65.7	54.8	68.7	-	-	27.9	65.2
	45	28	7.3	0.1	67.4	55.8	69.0	-	-	28.1	65.1
肬堇	60	29	7.3	0.1	66.2	55.9	68.3	-	1.64	27.8	64.8
	75										
	90	29	7.3	0.1	65.8	51.5	74.2	-	1.63	27.8	64.8
	105										
	120	29		0.1	67.0	57.397	68.8	-	1.63	27.9	65.9
	135	29	8.0	0.1	30.0	50.3	65.6	-	1.65	15.5	74.0
	150	29	8.1	0.8	2.04	46.7	62.4	-	1.64	4.2	83.0
	165	29	7.6	1.0	2.53	44.9	58.8	4.07	1.66	-	87.1
	180	29	7.5	1.1	1.66	45.4	54.8	8.74	2.23	-	89.3
	195	28	7.4	0.9	1.33	44.2	44.2	13.8	3.64	-	85.7
	210	28	7.3	1.5	1.13	47.4	34.0	20.0	5.38	-	87.7
	225	28	7.3	1.5	1.46	49.1	26.9	25.6	6.77	-	88.8
硝化	240	28	7.2	1.3	2.20	50.1	19.0	31.4	9.13	-	88.7
	255										
	270	28	7.3	1.8	2.11	52.8	3.8	41.5	12.7	-	88.7
	285										
	300	28	7.8	5.7	2.40	56.9	3.1	21.2	35.2	-	90.0
	315										
	330										
	345										
	360	28	8.0	7.5	2.29	57.9	-	-	57	-	95.1

82日	目										
	基質流入 終了後									a a 2. a	2
工程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO <sub>2</sub> - N	NO3 - N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO4 <sup>2</sup> -S
	0	27	7.6	0.2	214	NA	70.4	-	-	38.1	24.0
	15										
	30	27	7.2	0.1	195	NA	71.9	-	-	37.2	24.2
昭安	45										
机里	60	29	7.3	0.1	108	NA	66.2	-	-	37.0	24.4
	75										
	90										
	105										
	120	29	7.3	0.4	106	NA	65.5	-	-	36.7	24.9
	135										
	150	29	8.2	1.3	35.8	NA	57.4	-	-	15.6	37.0
	165	29	8.3	1.2	8.06	NA	57.0	-	-	6.97	42.9
	180	29	8.2	1.4	0.77	NA	50.7	2.37	-	-	48.4
	195	29	7.8	1.7	0.69	NA	48.4	8.57	3.1	-	47.6
	210	29	7.7	1.5	0.49	NA	39.4	13.1	3.3	-	48.5
	225	29	7.7	1.4	-	NA	31.9	18.5	4.4	-	48.5
	240	29	7.7	1.4	0.77	NA	30.6	23.1	6.4	-	49.0
	255										
硝化	270	29	7.6	1.7	0.42	NA	13.9	30.9	11.6	-	50.4
	285										
	300	29	7.8	5.1	0.14	NA	0.5	26.3	23.4	-	50.7
	315										
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	28	8.4	8.1	0.72	NA	-	-	48.8	-	53.8

	基質流入 蚊了後										
工程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO2 <sup>-</sup> -N	NO₃ <sup>-</sup> -N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO4 <sup>2-</sup> -S
	0	24	7.1	0.2	71.5	NA	77.7	10.74	4.1	35.0	54.9
	15	25	7.9	0.1	45.7	NA	73.0	-	-	30.4	57.6
	30										
略察	45	28	7.7	0.1	48.1	NA	75.4	-	-	29.7	58.2
ᆒᄮᇔ	60										
	75										
	90										
	105										
	120	29	7.5	0.2	52.6	NA	69.2	-	-	29.9	58.5
	135	29	8.1	-	10.6	NA	74.5	-	-	16.2	68.3
	150	29	8.1	1.1	3.18	NA	66.2	-	-	-	80.1
	165	29	7.6	1.3	3.42	NA	64.8	4.43	-	-	83.1
	180	29	7.5	0.9	2.61	NA	50.0	9.25	2.5	-	77.7
	195										
	210	29	7.3	1.7	3.60	NA	45.3	23.0	5.8	-	79.1
	225										
	240	29	7.3	1.4	3.60	NA	24.5	35.3	8.4	-	78.8
	255										
硝化	270	29	7.3	2.6	3.69	NA	12.0	41.8	15.3	-	79.9
	285										
	300	29	7.6	6.2	4.90	NA	4.55	22.4	32.8	-	80.8
	315										
	330	29	8.0	7.0	2.51	NA	2.3	4.40	50.2	-	81.3
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	29	8.0	7.5	2.74	NA	8.45	-	55.8	-	87.3
92日	目										
---------	--------------------	-------	-----	-----	---------	------	--------	--------	---------------------	------------------------	----------------------
工程	基質流入 終了後 min	temp.	рH	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂⁻-N	NO3 <sup>-</sup> -N	S₂O₃ <sup>2-</sup> - S	SO₄ <sup>2-</sup> -S
	0	26	7.3	0.2	134.4	102	76.8	12.70	12.1	36.2	56.9
	15	27	8.4	0.3	122.3	96.2	96.2	-	-	30.4	60.2
	30										
다시 아이	45										
脫茎	60										
	75										
	90										
	105										
	120	29	8	0.1	134.427	98.0	98.0	-	-	30.2	62.3
	135										
	150	29	7.8	1.2	113.39	88.6	86.7	1.92	-	-	86.9
	165										
	180	29	7.5	1.1	86.36	76.4	61.3	12.5	2.6	-	86.0
	195										
	210										
	225										
	240										
7世 /レ	255	~~									
116 115	270	29	1.3	1.4	2.93	96.0	41.2	39.3	15.5	-	87.8
	200	20	7 9	4 5	1 47	04 5	27 50	46 5	20.5		97 9
	315	29	1.5	1.0	1.47	94.0	27.50	40.5	20.5	-	07.0
	330	29	72	15	1 44	96.4	14.8	54 1	27 5	_	89.5
	345	20	1.2	1.0	1.44	50.4	14.0	04.1	27.0		00.0
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	29	7.9	5.8	2.12	103	7.76	6.02	88.8	-	91.1

104 E	目目										
工程	基質流入 終了後 min	temp.	pН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>°</sup> -N	NO3 <sup>-</sup> -N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO₄ <sup>2-</sup> -S
	0	26	7.6		129	131	118	12.9	-	36.1	56.7
	15	27	8.3		117	99	98.8	0.04	-	33.2	58.8
	30										
胎察	45										
	60										
	75										
	90										
	105										
	120	29	7.9		128	106	106	0.0	-	33.3	60.0
	135										
	150	29	7.7		110	108	106	1.51	-	-	87.7
	165	~~						0.54			
	180	29	7.5		88.0	111	98.0	9.51	3.9	-	85.9
	195										
	210										
	240										
	255										
硝化	270	29	7.3		45.0	106	59.9	15.9	29.7	-	88.0
	285										
	300	29	7.2		43.6	93	37.1	14.2	42.2	-	89.5
	315										
	330	29	7.2		2.88	95	27.2	12.2	56.0	-	90.4
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	29	7.6		2.76	106	11.90	-	93.8	-	93.4

114 E	目										
	基質流入 終了後	40.000	<b>.</b>	<b>D</b> O	D TOC		NIJ + N			S O 2- S	so <sup>2-</sup> s
	min	temp.	рп	00	D-100	D-1N	100		NO3 - N	3 <sub>2</sub> 0 <sub>3</sub> - 3	304 - 3
	0	24	8.0		249	151	132	15.8	4.40	43.5	55.1
	15	25	8.3		247	120	125	-	-	40.9	55.5
	30										
脱窒	40										
	60										
	75										
	90										
	100	20	9.1		269	117	122			40.6	57.3
	120	29	0.1		200		125	-	-	40.0	57.5
	150	20	8.2		230	114	119	_	_	15.4	77.6
	165	23	0.2		200	114	113			10.4	11.0
	180	29	8 1		222	111	107	5.09	2 65	-	94.6
	195		0.1					0.00	2.00		04.0
	210										
	225										
	240										
	255										
硝化	270	29	8.2		220	111	64.3	19.6	18.0	-	90.4
	285										
	300	29	8.1		178	111	52.7	21.6	26.0	-	91.3
	315										
	330	29	8.1		2.60	109	44.6	22.8	35.5	-	93.1
	345										
	360	29	8.1		2.88	105	36.1	23.1	46	-	94.3
	375										
	390										
	405										
	420	29	8.1		2.27	103	22.4	19.3	70.8	-	95.9

121 日目

	基質流入 終了後											
1程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO2 <sup>-</sup> -N	NO3 - N	D-S(sum)	S2032S	SO4 2 S
	0	26	7.9		220	122	107	7.91	7.61	92.7	37.1	55.6
	15	27	8.4		229	102	99.1	-	•	92.9	35.2	57.7
	30											
脱窒	45											
	60											
	75											
	90											
	105	20	0 1	0.1	224	07.9	02.2	0.00		02.1	24.0	59.2
	120	30	0.1	0.1	231	97.0	93.2	0.09	•	93.1	34.9	50.2
	150	30	8.1	79	146	98	99.0	0.60		90.0	-	90.0
	165		0.1	1.0			00.0	0.00		00.0		00.0
	180	30	8.0	3.3	3.28	94	87.8	10.78	2.70	91.1	-	91.1
	195											
	210											
	225											
	240											
	255											
硝化	270	30	8.0	2.7	2.99	83	44.8	30.6	19.0	86.1	-	86.1
	285											
	300	30	8.1	3.3	2.96	81	28.2	32.0	29.0	88.2	-	88.2
	315	20			0.54	70	45.0	24.0	40.4	04.7		04.7
	330	29	0.1	2.0	2.54	79	15.2	31.0	42.1	91.7	-	91.7
	340	20	9.1	34	3 5 5	86	10.2	25.7	55 3	80.6	_	80.6
	375	23	0.1	3.4	3.55	00	19.5	20.1	55.5	09.0	-	03.0
	390											
	405											
	420	29	8.3	6.5	2.63	98	9.80	7.5	86.9	92.8	-	92.8

133日	目										
	基質流入 終了後										
工程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄*-N	NO <sub>2</sub> N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2</sup> - S	SO42-S
	0	25	7.6		55	136	112	9.6	13.5	37.5	54.5
	15	25	8.4		17	109	103	-0.70	-	34.9	56.2
	30										
形安	45										
	60										
	75										
	90										
	105										
	120	29	8.1		25.6	102	94.1	-0.9	-	34.1	57.9
	135										
	150	29	8.0		3	102	99.7	0.61	-	-	85.7
	165										
	180	29	8.1		2	99	82.6	9.14	4.16	-	85.6
	195										
	210										
	225										
	240										
<b></b>	255										
硝化	270	29	8.1		4	85	47.3	21.6	22.4	-	87.9
	285										
	300	29	8.1		4	83	34.0	23.4	31.4	-	88.6
	315										
	330	29	8.1		3.75	83	29.7	22.9	42.8	-	89.5
	345	~~									
	360	29	8.1		4.78	86	13.7	19.8	55.5	-	90.1
	375										
	390										
	405					4.0.0	- <del>-</del>	40.0			
	420				7.97	100	3.78	10.3	80.2	-	91.2

145 日目

	基質流入 終了後										
工程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄ <sup>+</sup> -N	NO2 <sup>-</sup> -N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO4 <sup>2-</sup> -S
	0										
	15										
	30										
脱窒	45										
	60										
	75										
	90										
	105	20	0.4			100	107	0		20.0	<b>EA E</b>
	120	20	0.1			100	107	U	-	29.0	54.5 75.6
	150	30	8.1			102	116 3	2 25	-	-	74.6
	165		0.1			102	110.0	2.20			74.0
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
硝化	270										
	285										
	300	30	8.1			82.8	51.3	41.2	24.0	-	81.8
	315										
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405	30	8.2			104	4 60	31.5	68.2	_	85.2
	375 390 405 420	30	8.2			104	4.60	31.5	68.2	-	85.2

152 E	目										
	基質流入 終了後					_				2	2
工程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄ N	NO <sub>2</sub> - N	NO <sub>3</sub> - N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2</sup> - S	SO₄* -S
	0	26	7.9			<b>149</b>	125	16.2	7.49	37.5	52.2
	15	27	8.6			131	129	2.38	-	32.3	55.1
	30										
脱窝	45										
100 m	60										
	75										
	90										
	105										
	120	30	8.4			118	118	0.13702	-	27.5	58.5
	135	30	8.4						-	-	77.9
	150	30	8.4			135	130	2.69	2.10	-	76.5
	165										
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
TH /1/	255										
帕1七	270										
	285					404	70.4	45.0	00.4		
	300	30	8.2			124	78.4	15.2	30.1	-	83.8
	315										
	330										
	345										
	300										
	3/5										
	390										
	405	30	8.2			124	66 <b>6</b>	124	66.2	_	80.5
	405 420	30	8.2			134	55.5	12.4	66.2	-	89.5

159 E	目										
	基質流入 終了後									•	
	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄ <sup>+</sup> -N	NO <sub>2</sub> - N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2</sup> - S	SO42-S
	0	26	8.2		206	186	152	10.7	-	38.7	61.9
	15	26	8.2		223	168	224	1.57	-	32.9	66.0
	30										
脱安	45										
	60										
	75										
	90										
	105										
	120	29	8.5		221	162	197	-	-	27.2	70.7
	135	29	8.4						-	-	91.4
	150	29	8.5		199	159	190.7	1.94	-	-	88.7
	165										
	180										
	195										
	210										
	220										
	240										
硝化	233										
	285										
	300	29	84		140	154	123 3	10.2	20.4	_	96.2
	315	20	0.4		140	104	120.0	10.2	20.4		30.2
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	29	83		56 20	154	84 99	10.9	43.2	-	101.5

166 E	目										
	基質流入 終了後	temp	24	DO	D-TOC		NH.+-N	NO. <sup>2</sup> -N	NON	S.O. <sup>2-</sup> -S	SO. <sup>2-</sup> -S
		27	9.2	00	71.1	172	170	2.0	NO3 - N	3203 -0	54.2
	15	27	0.Z 8 3		66.3	173	170	2.9	-	30.4	54.Z
	30	20	0.0		00.5	172	172			57.0	55.1
Rist of a	45										
脫窒	60										
	75										
	90										
	105										
	120	30	8.3		67.8	170	170	-	-	33.7	59.2
	135	30	8.4		47.4				-	20.0	71.1
	150	30	8.5		27.2	162	162	-	-	6.09	81.5
	165										
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
18/レ	255										
149.115	270										
	205	30	8.5		1 84	166	148.4	11 2	6 6 3	_	80.6
	315	50	0.0		1.04	100	140.4	11.2	0.05		03.0
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	30	8.5		2.93	165	134.0	17.0	13.6	-	90.4

	基質流入 終了後										
工程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄ <sup>+</sup> - N	NO₂ <sup>-</sup> - N	NO3 <sup>-</sup> -N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO42-S
	0				50.7	158	151	7.2	-	41.3	50.8
	15				36.7	146	146	0.15	-	38.5	53.3
	30										
脱窝	45										
	60										
	75										
	90										
	105			4.0	~~ -						
	120	30	8.1	1.2	36.5	146	146	0.04	-	35.3	56.3
	135	30	8.3	0.7	14.1	4.40	4.40		-	28.4	63.0
	150	30	0.4	0.8	0.94	140	140	-	-	15.9	74.4
	190			3.6							
	105			3.0							
	210			39							
	225			0.0							
	240										
	255										
硝化	270										
	285										
	300	30	8.2	4.3	0.84	136	103	24.1	9.0	-	87.7
	315										
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	30	8.1	4.6	1.8	144	83.90	39.8	19.9	-	88.2

181日	目										
丁程	基質流入 終了後 min	temn	ъН	DO	D-TOC	D-TN	NH. <sup>+</sup> - N	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	NOs <sup>-</sup> -N	S=0=2 <sup>2-</sup> -S	\$0, <sup>2-</sup> - \$
<u>1</u>		26	91		150	122	112	26.2	103 11	39.7	50.3
	15	20	8.6		176	08.0	95	20.3	-	34.6	54.0
	30	28	8.5	0.1	170	30.3	30			54.0	54.0
	45	20	0.0	0.1							
無酸素	60										
	75										
	90										
	105										
	120	30	8.3	0.2	191	96.5	92.4	-	-	34.7	54.7
	135										
	150	30	8.2	1.2	164	92.5	89.3	1.73	-	-	85.2
	165										
	180	30	8.0	1.3	161	93.6			-	-	86.2
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
好気	270										
	285										
	300	30	8.1	2.6	150	91.8	35.9	59.0	6.2	-	86.2
	315										
	330										
	345										
	300										
	3/5										
	405										
	420	30	8.4	5.9	107	96.0	9.97	69.6	23.5	-	86.5

工程	基質流入 終了後 min	temp	ъН	DO	D-TOC	D-TN	NH .+- N	NOL	NO. <sup>-</sup> -N	S-0- <sup>2-</sup> -S	\$0. <sup>2-</sup> -\$
1£		temp.	<u>рп</u>	00	<u>D-100</u>	0-1N	400	45.4	NO3 - N	3203 - 3	304 -3
	15	28	8.1		164.0	110	100	15.4	-	40.0	55.5
	15	29	8.0	0.1	160.6	88.3	88	-	-	30.5	58.4
	30										
無酸素	45										
	50										
	/5										
	90										
	105		0.5	0.0	400	00.7	00.7			06.4	50.0
	120	30	0.0	0.2	120	93.1	93.7	-	-	30.4	59.0
	135	30	0.4	0.5	0.40	04.0	00.4		-	27.0	00.4
	150	30	0.3	1.2	3.40	04.0	63.4	1.41	-	-	80.7
	105	20			4.45						05.4
	180	30	8.0	0.9	4.15				-	-	85.4
	195										
	210										
	220										
	240										
忆气	200										
X1 X6	270										
	200	20	0 1	10	4 4 0	102	20.4	72.0	24		97.6
	300	30	0.1	1.0	4.10	103	20.1	72.0	3.1	-	07.0
	315										
	330										
	345										
	300										
	300										
	390										
	400	30	8.6	65	4.2	101	4 1 0	78 1	18.8	-	02.5
	420	30	0.0	0.0	7.4	101	4.IV	10.1	10.0	-	92.0

194 E	目										
工程	基質流入 終了後 min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	NO3 <sup>-</sup> -N	\$203 <sup>2-</sup> -\$	\$04 <sup>2-</sup> -\$
-	0	27	8.0		26.6	106	97	9.3	-	37.9	55.9
	15	29	8.4	0.2	19.0	98	98	-	-	34.3	58.1
	30										
脱窝	45										
	60										
	75										
	90										
	105	30	9.2	0.1	16.0	06.0	96.0			24.8	50.2
	135	30	84	1.0	1 4	30.0	30.0	-	-	225	66.3
	150	30	8.3	1.1	2.70	90.0	89.6	0.40	-	-	82.7
	165	•••	0.0			••••					•=
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
798 /12	255										
铜1亿	270										
	285	20	• •	4.9	0 5 9	020	17.0	60.4	2 0		06.0
	315	30	0.0	1.5	2.55	03.0	17.9	02.1	3.0	-	00.2
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	30	8.5	5.9	3.0	91.5	-	78.8	12.7	-	86.5

201	Β	目

	基質流入 終了後										
工程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄ <sup>+</sup> -N	NO2 <sup>-</sup> -N	NO3 - N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2</sup> - S	SO4 <sup>2-</sup> -S
	0	30	7.6		33.1	132	125	6.9	-	43.5	50.2
	15	30	8.0		25.1	124	124	-	-	41.6	50.3
	30										
脱窘	45										
	60										
	75										
	90										
	105	~~				4.0.0	4.0.0				
	120	30	8.1	0.9	14.4	122	122	0.3	-	38.9	48.8
	135	30	8.4	0.8	3.4	400	404	0.00	-	25.3	57.3
	150	30	6.5	0.8	0.94	122	121	0.29	-	-	12.9
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
硝化	270										
	285										
	300	30	8.5	0.9	1.13	109	64.8	44.2	-	-	87.8
	315										
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405								• •		
	420	30	8.4	1.2	1.1	104	6.02	94.7	3.3	-	90.8

208 E	目										
	基質流入 終了後 min	temn	ъН	DO	D-TOC	D-TN	NH .*- N	NO. <sup>-</sup> -N	NO. <sup>-</sup> -N	S-0- <sup>2-</sup> -S	\$0. <sup>2-</sup> •\$
		26	0.0	0.1	240.6	400	44.4	49.9	NO3 N	40.5	55.0
	45	20	0.2	0.1	240.0	120	114	13.3	-	40.5	55.9
	30	21	0.4	0.1	240.0	100	100	-	-	30.5	50.0
	30										
脱窒	60										
	75										
	90										
	105										
-	120	30	8.3	1.6	208	112	112	-	-	24.6	67.0
	135	30	8.3	2.4	1.88				-	-	82.1
	150	30	8.2	1.5	2.08	108	104.9	2.76	-	-	84.7
	165										
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
硝化	270										
	285										
	300	30	8.1	2.0	7.81	105	50.9	53.6	-	-	89.0
	315										
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	30	8.4	6.5	-	105	9.44	88.9	6.80	-	91.9

215	
210	

	基質流入										
工程	終」192 min	temp.	pН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>-</sup> -N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO4 <sup>2-</sup> -S
	0	27	8.0			124	136	13.6	-	44.1	50.9
	15	28	8.4	0.3		106	105	-	-	41.8	52.5
	30										
形安	45										
<i>101</i> <u></u>	60										
	75										
	90										
	105										
	120	30	8.3	0.3		107	107	-	-	40.9	53.9
	135	30	8.3	1.4		106			-	15.3	72.0
	150	30	8.2	2.6		105	105.1	0.49	-	-	84.7
	165										
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
硝化	200										
	285										
	300	30	8 1	18		99	47.0	51.8	29	-	87.2
	315		0.1	1.0			47.0	01.0	2.0		07.2
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	30	8.2	4.6		108	-	95.4	5.5	-	91.9

223 日	目										
	基質流入 終了後 min	temp	ъН	DO	D-TOC	D-TN	NH .*- N	NO. <sup>-</sup> -N	NO. <sup>-</sup> -N	S-0- <sup>2-</sup> -S	SO. <sup>2-</sup> - S
		00	0.0	00	D-100	440	400	0.76	NO3 -N	0203 -0	55.0
	15	20	0.3			104	107	2.70	-	30.9	55.0
	10	29	0.4			104	107	-	-	30.5	55.9
	30										
脱窒	40										
	75										
	7.5										
	105										
	120	30	8.3	0.3		103	95	-	-	36.7	58.3
	135	30	8.3	1.0		104	00		-	19.0	71.3
	150	30	8.2	1.6		99.4	93.8	-	-	-	85.7
	165	•••				••••					
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
硝化	270	30	8.1	1.7		93.4	52.6	39.2	-	-	89.1
	285										
	300										
	315										
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	30	8.4	5.9		100	2.97	90.1	6.4	-	90.7

229日目

	基質流入										
工程	終了後 min	temp.	pН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>-</sup> -N	NO₃⁻-N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	\$04 <sup>2-</sup> -\$
	0	27	8.1			130	120	13.7	-	48.3	60.2
	15	28	8.5			111	113	-	-	45.5	61.6
	30										
脱安	45										
10°6 382	60										
	75										
	90										
	105										
	120	30	8.3	0.3		109	102.0	-	-	45.6	62.7
	135	30	8.2	1.7		109			-	23.8	80.1
	150	30	8.1	1.2		106	105.2	-	-	-	99.1
	165										
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
硝化	200										
	285										
	300	30	8.1			95	37.3	54.4	-	-	99.1
	315	••	•			••	0.10	•			
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	30	8.5	6.8		98	-	90.7	5.3	-	101.8

243	日	目
-----	---	---

	基質流入 終了後				D 700	<b>D T</b> 1				0.02-0	00 <sup>2</sup>
程	min	temp.	рН	DO	D-TOC	D-TN	NH4 -N	NO <sub>2</sub> - N	$NO_3 - N$	5203 - S	50₄ - S
	0	28	8.1	0.2	56.5	142	134	7.9	-	41.6	55.0
	15	28	8.3	0.3	32.2	102	102	-	-	39.6	56.2
	30										
脱安	45										
	60										
	75										
	90										
	105										
	120	30	8.3	0.2	1.30	102	102	-	-	39.52	56.71
	135	30	8.2	1.0	4.32				-	15.0	74.8
	150	30	8.1	1.0	1.63	87.3	84.3	3.05	-	-	87.2
	165										
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
硝化	270										
	285										
	300	30	8.1	1.5	2.74	82.5	19.3	63.3	-	-	84.3
	315										
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	30	8.6	6.4	1.2	87.4	-	83.0	4.5	-	89.7

	基質流入										
工程	na≊ J192. min	temp.	рН	DO	D-TOC	(sum)	NH₄ <sup>+</sup> -N	NO₂ <sup>-</sup> -N	NO₃ <sup>-</sup> - N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO4 <sup>2-</sup> -S
	0	28	8.0	0.2	249	123	113	9.04	-	44.7	59.4
	15	28	8.4	0.2	234	100	100	-	-	42.3	61.3
	30										
脱安	45										
170 <u>-</u>	60										
	75										
	90										
	105	~~									
	120	30	8.4	0.2	53.7	89.8	89.8	-	-	42.8	61.7
	135	30	8.3	0.8	5.90	00.4	04.0	0.40	-	21.2	76.4
	150	30	0.2	1.5	4.60	93.1	91.0	2.13	-	-	92.9
	180										
	100										
	210										
	225										
	240										
	255										
硝化	270										
	285										
	300	30	8.0	1.0	5.92	80.9	20.3	60.6	-	-	93.8
	315										
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405			• •							
	420	30	8.6	6.4	3.54	88	-	88.0	-	-	96.3

271		目
-----	--	---

	基質流入 終了後										
1程	min	temp.	pН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>-</sup> -N	NO3 - N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO₄ <sup>2</sup> - S
脱窒	0	27	8.1	0.8	73.7	119	107	11.5	•	42.7	64.2
	15	27	8.4	0.6	42.6	101	101	-	-	38.2	65.7
	30	28	8.5	0.3	29.1					38.1	66.3
	45										
	60										
	75										
	90										
	105										
	120	29	8.4	0.1	3.44	110	110	-	-	37.1	67.2
	135	30	8.3	1.0	3.73				-	-	92.2
	150	29	8.0	0.7	2.37	117	110.4	6.54	-	-	93.6
	165										
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
硝化	270										
	285										
	300	29	8.1	0.4	5.08	101	20.9	80.3	-	-	95.8
	315										
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	29	8.6	6.4	4.22	92.3	-	88.9	3.35	-	100.3

	基質流入										
工程	終了後 min	temp.	pН	DO	D-TOC	D-TN	NH₄⁺-N	NO₂ <sup>-</sup> -N	NO3 <sup>-</sup> -N	S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup> -S	SO₄ <sup>2-</sup> -S
脱窒	0	29	8.2	0.3	292	113	105	7.4	-	29.4	57.6
	15	29	8.3	0.2	296	103	100	-	-	22.2	61.6
	30	29	8.3	0.1	293	101			-	22.7	61.1
	45	30	8.3	0.1	287	100			-	22.9	62.1
	60	30	8.3	0.2	286	100			-	21.6	63.1
	75										
	90										
	105										
	120	30	8.3	0.2	269	97.2	88.7	-	-	18.1	64.2
	135	30	8.3	3.8	259	98.1			-	-	76.4
	150	31	8.1	1.0	248	100	89.1	7.43	-	-	78.2
	165										
	180										
	195										
	210										
	225										
	240										
	255										
硝化	270										
	285										
	300	31	8.1	1.5	300	89.6	8.76	81.2	-	-	80.7
	315										
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405										
	420	31	8.6	6.0	6.93	94.7	-	90.5	4.27	-	85.7

299 日目											
	基質流入 終了後 min	temn	ъН	DO	D-TOC	D-TN	NH .+- N	NO. <sup>-</sup> -N	NO. <sup>-</sup> -N	S-0- <sup>2-</sup> -S	\$0. <sup>2-</sup> -\$
1=		07	0.0	0.0	05.0	404	404	40.0	NO3 - N	0203 -0	64 5
	45	27	0.2	0.3	60.Z	134	121	12.0	-	29.9	01.0
	10	27	0.0	0.2	50.9	112	112	-	-	19.9	66.9
	30	20	0.4	0.1	JZ.4 42.1					19.5	67.5
脱窒	40	29	0.4	0.2	42.1					19.4	07.5
	75				20.2						
	90										
	105										
	120	30	8.4	0.2	3.99	107	107	-	-	18.0	67.8
	135	30	8.4	2.0	2.11				-	-	79.4
	150	30	8.2	1.2	3.74	103	94.7	8.58	-	-	82.1
	165										
	180										
	195										
	210										
	225										
	240	30	8.1	1.9			34.4	61.5	-	-	80.8
	255										
硝化	270										
	285										
	300	29	8.2	4.1	2.35	96.1	-	96.1	-	-	81.1
	315										
	330										
	345										
	360										
	375										
	390										
	405								<u> </u>		
	420	29	8.7	7.1	4.69	110	8.58	97.2	3.7	-	88.1

# 付録 2: 塩基配列情報

# amoA-Clone 塩基配列

### >TR92\_amoA -2

#### >TR92\_amoA -4

#### >TR92\_amoA -5

#### >TR92\_amoA -6

# 

#### >TR92\_amoA -8

#### >TR92\_amoA -9

#### >TR92\_amoA -14

## >TR92\_amoA -16

#### >TR92\_amoA -19

#### >TR92\_amoA -20

#### >TR92\_amoA -21

#### >TR92\_amoA -25

#### >TR92\_amoA -26

#### >TR92\_amoA -28

#### >TR92\_amoA -29

#### >TR92\_amoA -31

# 

## >TR92\_amoA -36

#### >TR92\_amoA -37

#### >TR92\_amoA -40

#### >TR92\_amoA -42

#### >TR92\_amoA -47

# 

## >TR92\_amoA -52

#### >TR92\_amoA -53

#### >TR257\_amoA -4

#### >TR257\_amoA -5

#### >TR257\_amoA -6

AACTGCACTGGTTGGAGGCGGATTCTTTGGTCTGCTGTTCTACCCGGGTAACTGGGCGATTTTTGGTCCGACCCATCTGCCGATCGTCSTGGAA GGAACACTGCTGTCSATGGCTGACTACATGGGGCATCTGTATGTTCGTACAGGTACACCGGAGTATGTTCGTCATATTGAGCAAGGTTCATTAC GTACCTTTGGKGGTCACACCACAGTGATTGCAGCATTCTTTGCAGCGTTTGTATCCATGCTGATGTTCACAGTCTGGTGGTATCTTGGAAAAGT TTTCTGCACAGCCTTCTTCTACGTTAAAGGTAAAAGAGGACGGATCGTACAACGCAATGATGTTACGGCATTTGGT >TR257 amoA -8

#### >TR257\_amoA -10

# >TR257 amoA -15

#### >TR257\_amoA -19

#### >TR257\_amoA -21

#### >TR257\_amoA -24

#### >TR257\_amoA -25

AACTGCACTGGTTGGAGGCGGATTCTTTGGTCTGCTGTTCTACCCGGGTAACTGGGCGATTTTTGGTCCGACCCATCTGCCGATCGTCSTGGAA GGAACACTGCTGTCGATGGCTGACTACATGGGGCATCTGTATGTTCGTACAGGTACACCGGAGTATGTTCGTCATATTGAGCAAGGTTCATTAC GTACCTTTGGTGGTCACACCACAGTGATTGCAGCATTCTTTGCAGCGTTTGTATCCATGCTGATGTTCACAGTCTGGTGGTATCTTGGAAAAGT TTTCTGCACAGCCTTCTTCTACGTTAAAGGTAAAAGAGGACGGATCGTACAACGCAATGATGTTACGGCATTTGGT >TR257 amoA -27

#### >TR257\_amoA -28

#### >TR257\_amoA -29

# >TR257\_amoA -30

#### >TR257\_amoA -33

#### >TR257\_amoA -35

#### >TR257\_amoA -39

### >TR257\_amoA -42

# >TR257\_amoA -52

## Nitrobacter 16S rDNA(FGPS872f-1269r)-Clone 塩基配列

>TR92\_FGPS -01

#### >TR92\_FGPS -09

CGGGGGCCCCGCACAAGCGGTGGAGCATGTGGTTTAATTCGACGCAACGCGCAGAACCTTACCAGCCCTTGACATGTCCATGACCGGTCGCAGAG ATGTGACCTTCTCTCCGGAGCATGGAGCACAGGTGCTGCATGGCTGCCGTCGTCGTCGTGAGATGTTGGGTTAAGTCCCGCAACGAGCGC AACCCCCGTCCTTAGTTGCTACCATTTAGTTGAGCACTCTAAGGAGACTGCCGGTGATAAGCCGCGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAGTCCTC ATGGCCCTTACGGGCTGGCTACAACGTGCTACAATGGCGGTGACAATGGGAAGCAAAGGGGTGACCC

#### >TR92\_FGPS -11

#### >TR92\_FGPS -14

#### >TR92\_FGPS -18

#### >TR92\_FGPS -20

#### >TR92\_FGPS -21

# >TR92\_FGPS -22

CGGGGGCCCGCACAAGCGGTGGAGCATGTGGTTTAATTCGACGCAACGCGCAGAACCTTACCAGCCCTTGACATGTCCATGACCGGTCGCAGAG ATGTGACCTTCTTTCGGAGCATGGAGCACAGGTGCTGCATGGCTGCCGTCGTCAGCTCGTGGGAGATGTTGGGTTAAGTCCCGCAACGAGCGC AACCCCCGTCCTTAGTTGCTACCATTTAGTTGAGCACTCTAAGGAGACTGCCGGTGATAAGCCGCGAGGAAGGTGGGGGATGACGTCAAGTCCTC ATGGCCCTTACGGCTGGGCTACAACGTGCTACAATGGCGGTGACAATGGGAAGCAAAGGGGTGACCC TDCC\_CCCTCACGGCTGGGCTACAACGTGCTACAATGGCGGTGACAATGGGAAGCAAAGGGGTGACCC

>TR92\_FGPS -24

CGGGGGCCCGCACAAGCGGTGGAGCATGTGGTTTAATTCGACGCAACGCGCAGAACCTTACCAGCCCTTGACATGTCCATGACCGGTCGCAGAG ATGTGACCTTCTCTCCGGAGCATGGAGCACAGGTGCTGCATGGCTGCCGTCAGCTCGTGGGGAGATGTTGGGTTAAGTCCCGCAACGAGCGC AACCCCCGTCCTTAGTTGCTACCATTTAGTTGAGCACTCTAAGGAGACTGCCGGTGATAAGCCGCGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAGTCCTC ATGGCCCTTACGGCTGGGCTACAACGTGCTACAATGGCGGTGACAATGGGAAGCAAAGGGGTGACCC TDCC\_CGCCCTCACGGCTGGGCTACAACGTGCTACAATGGCGGTGACAATGGGAAGCAAAGGGGTGACCC

>TR92\_FGPS -25

>TR92\_FGPS -27

>TR92\_FGPS -28

## >TR92\_FGPS -31

## >TR92\_FGPS -33

### >TR92\_FGPS -34

CGGGGGGCCCGCACAAGCGGTGGAGCATGTGGTTTAATTCGACGCAACGCGCAGAACCTTACCAGCCCTTGACATGTCCATGACCGGTCGCAGAG ATGTGACCTTCTCTCGGAGCATGGAGCACAGGTGCTGCATGGCTGTCGTCAGCTCGTGGGGAGATGTTGGGTTAAGTCCCGCAACGAGCGC AACCCCCGTCCTTAGTTGCTACCATTTAGTTGAGCACTCTAAGGAGACTGCCGGTGATAAGCCGCGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAGTCCTC ATGGCCCTTACGGCTGGGCTACAACGTGCTACAATGGCGGTGACAATGGGAAGCAAAGGGGTGACCC

>TR92\_FGPS -35

>TR92\_FGPS -40

>TR92\_FGPS -42

>TR92\_FGPS -43

#### >TR92\_FGPS -44

>TR92\_FGPS -45

CGGGGGCCCGCACAAGCGGTGGAGCATGTGGTTTAATTCGACGCAACGCGCAGAACCTTACCAGCCCTTGACATGTCCATGACCGGTCGCAGAG ATGTGACCTTCTCTCGGAGCATGGAGCACAGGTGCTGCATGGCTGCGTCGTCGTCGTGAGATGTTGGGTTAAGTCCCGCAACGAGCAC AACCCCCGTCCTTGGTTGCTACCATTTAGTTGAGCACTCTAAGGAGACTGCCGGTGATAAGCCGCGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAGTCCTC ATGGCCCTTACGGCTGGGCTACACACGTGCTACAATGGCGGTGACAATGGGAAGCAAAGGGGTGACCC