

# 廃棄物埋立処分場浸出水のアナモックス反応による 脱窒素処理に関する調査

辰市祐久・寺嶋有史・飯野成憲・小泉裕靖

## 要 旨

本研究ではフィールド実験として、埋立処分場から発生した浸出水中のアンモニア性窒素を硝化槽で亜硝酸性窒素とし、脱窒素槽でアナモックス反応による脱窒素処理を行った。浸出水のアンモニア性窒素の平均的な濃度 350 mg/l に対して処理効率が上がった期間の窒素の除去率は、平均 67% (最大 92%) を示した。このときの硝化処理の硝化速度は 200g/dm<sup>3</sup>、脱窒素処理の脱窒素速度は 300g/dm<sup>3</sup> を超えていた。次年度には別の場所で実験を行ったが、そこで採取した浸出水はアンモニア性窒素が 200mg/l 程度と比較的低濃度で降雨等による変動が大きかった。また、BOD 成分を多く含んでいた。そのため、硝化槽の前にはばっ気槽を増設し、BOD 成分を除いて脱窒素処理を行った。しかし、処理状況が良かった期間でも BOD 等の影響で窒素の除去率は平均 36% であり、硝化速度や脱窒素速度は前回の半分以下であった。

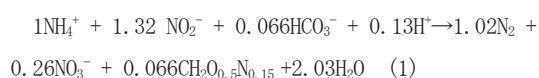
また、テーブル実験として、一つの槽の中で硝化と脱窒素を同時に行う一槽型のアナモックス処理実験を円筒形と直方体の槽を用いて行った。円筒形の槽に担体を添加した浸出水処理実験では流入水の NH<sub>4</sub>-N 濃度が 300mg/l に対して、窒素の除去率は 78% となり、窒素の除去速度は 150g/dm<sup>3</sup> を超えていた。直方体の実験では除去率は 80% を超えたが、槽容積に対する流入水量が少ないこともあり、窒素の除去速度は平均 37g/dm<sup>3</sup> と低かった。

キーワード：浸出水、アナモックス、硝化脱窒素処理、一槽型処理

## 1 はじめに

中央防波堤埋立処分場(以下「埋立処分場」)浸出水には高濃度のアンモニア性窒素(NH<sub>4</sub>-N)が含まれているが、この処理には、微生物により好氣的条件下で硝化を行い、次いで嫌氣的条件下で脱窒素を行う生物学的硝化脱窒法が用いられている。このとき、硝化工程で NH<sub>4</sub>-N を硝酸性窒素(NO<sub>3</sub>-N)まで硝化するのにばっ気が必要である。また、NO<sub>3</sub>-N を窒素に脱窒素する工程では、微生物が必要とする有機炭素源として NO<sub>3</sub>-N の 2 倍程度のメタノールを添加している。

近年、アナモックス菌による窒素処理の研究が行われている<sup>1~3)</sup>が、アナモックス菌による脱窒素では、式(1)のように亜硝酸性窒素(NO<sub>2</sub>-N)と NH<sub>4</sub>-N から有機炭素源を必要とせずに脱窒素が可能である。これを浸出水処理に適用できれば、メタノールなどの薬品代の削減が可能となる。また、NH<sub>4</sub>-N を NO<sub>3</sub>-N まで硝化する必要がなくなり、ばっ気にかかる電気料金も削減が期待できる。



そこで、本研究では埋立処分場内に処理装置を設置して、アナモックス菌を用いた硝化、脱窒素のフィールド

実験を行った。実験の生物処理槽には運転管理の簡便性と設置面積を小さくするため汚泥返送系を持たせず、流動床型の担体を使用した。また、脱窒素処理方法として一工程の反応槽の中で硝化・脱窒素を同時に進行させて NH<sub>4</sub>-N を除去する一槽型のアナモックス処理方法も検討されている<sup>4)</sup>が、浸出水に適した運転条件など不明なことが多い。本研究では、水槽の中に球形の担体を入れて流動化し、一槽の中で好気性領域と嫌気性の領域を作ることによって、一槽型の浸出水の脱窒素処理を行った。ここでは、浸出水の脱窒素処理をフィールド実験と一槽型のテーブル実験で得られた結果を報告する。

## 2 調査方法

### (1) フィールド実験

平成 27 年 5 月から平成 28 年 6 月に中央防波堤外側処分場 10 号ポンプ井(埋立処分場を囲む導水溝からの浸出水を一旦ためる池で、ここより浸出水は調整池に送られる)付近に設置した処理装置に浸出水を導入した。10 号ポンプ井の水質は稼働中の排水処理場の流入水質に似ており、実用化を進める際に有用な処理指標が得られると考えられた。

平成 28 年 7 月からは処分場内の諸事情により処理装置を 23 号ポンプ井付近に移設した。23 号ポンプ井の水質は、BOD が高いなどアナモックス反応には必ずしも適しておらず、この年からは担体投入量や担体の質を変えて、処理効率の向上を試みた。

処理装置は、導入した浸出水を一旦貯める原水槽と浄化槽を改造した硝化槽と脱窒素槽を備えている。平成 29 年 7 月からは BOD 成分の除去を目的に硝化槽の前にばっ気槽を設置した。実験期間を採水場所と処理装置の相違により図 1 のように 1～3 期に分けて実験を行った。

ア 1 期の実験方法

実験の処理装置は、容積 1m<sup>3</sup>の硝化槽と 1m<sup>3</sup>の脱窒素槽を備え、槽中の担体を攪拌するために上部に低速攪拌機を設置した。処理装置の概要を図 2 に示した。

各槽には細菌を保持するため球形 PEG (ポリエチレングリコール) 担体を添加した。硝化菌及び脱窒素用のアナモックス菌は植種用に別に培養していた槽から担体

を各 10 ℓ 添加した。

1～3 期の処理条件について浸出水原水の採水場所、槽の容量、原水の供給量、担体の添加比率、溶存酸素、槽の保温方法と水温、pH 調整を表 1 に示した。

原水は当初硝化槽にのみ 0.5ℓ/min で供給し、NH<sub>4</sub>-N から NO<sub>2</sub>-N への硝化をアナモックス反応に適切な量に制御しようとした。しかし、平成 27 年 9 月以降 NH<sub>4</sub>-N がほぼ NO<sub>2</sub>-N になったため、脱窒素槽に原水を 0.36ℓ/min 添加し、NH<sub>4</sub>-N を補った。また、アナモックス菌は比較的水温の高い 30℃程度で培養されることが多く、温度が下がると活性が落ちるため、槽を土中に埋設し、冬季には太陽光により処理装置の保温を行った。

pH 調整では硝化槽が 8.2 になるように苛性ソーダ液を自動注入し、脱窒素槽が 7.7 になるように希硫酸を自動注入した。

採水した試料はイオンクロマトグラフにより NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N の濃度測定を行った。

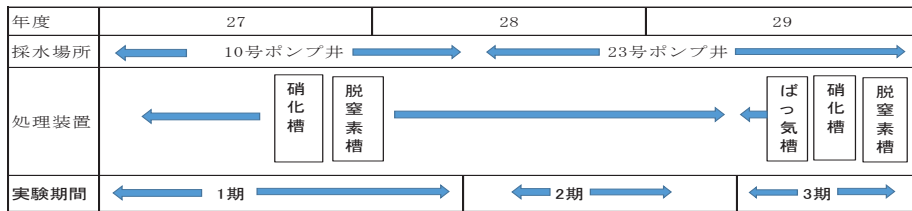


図 1 硝化脱窒素実験の採水場所と実験期間

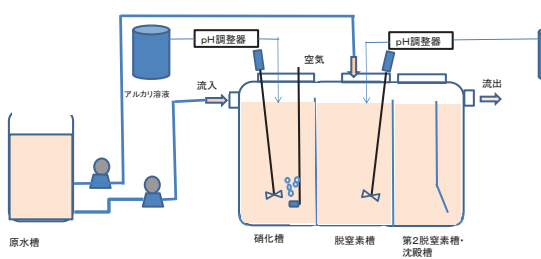


図 2 浸出水処理装置

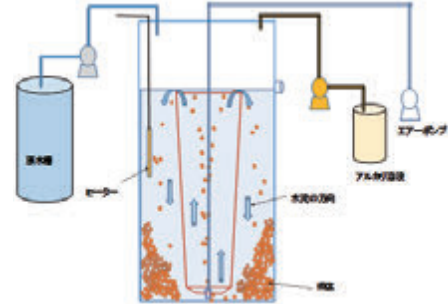


図 3 円筒形の一槽型脱窒素処理装置

表 1 1～3 期の処理条件

処理年度	H27年度(1期)		H28年度(2期)		H29年度(3期)		
原水	10号ポンプ井		23号ポンプ井		23号ポンプ井		
処理槽	硝化槽	脱窒素槽	硝化槽	脱窒素槽	ばっ気槽	硝化槽	脱窒素槽
槽容量 m <sup>3</sup>	1.0	1.0	1.0	1.0	1.3	1.0	1.0
原水供給量ℓ/min	0.5	0.36	0.5		0.5 ～0.7		ばっ気槽より0.2
担体 %	PEG 10	PEG 10	PEG 10	PEG 10	PEG 3	PEG 11	PEG 12+PVA5
溶存酸素 mg/ℓ	1～2	<0.1	2～8	<0.2	>3	2～6	<0.3
槽の保温方法	土中に埋設・太陽光による加温		太陽光による加温・2月より農業用温室へ収容		12月より農業用温室へ収容	太陽光による加温・12月より農業用温室へ収容	
水温 ℃	>20	>20	25～30夏季 <20冬季	25～30夏季 <20冬季	20～28夏季 5～13冬季	25～30夏季 15～20冬季	25～30夏季 15～20冬季
pH調整	8.2	7.7	8.2～8.6	7.1～7.7	-	8.2	7.7

### イ 2期の実験方法

2期の実験では、処分場内での諸事情により装置を23号ポンプ井付近に移設した。2期の処理条件は表1に示した。硝化槽の溶存酸素濃度は硝化が進まなかったため、比較的高い6 mg/ℓ程度になるよう、ばっ気を行った。

### ウ 3期の実験方法

3期の処理条件を表1に示した。ばっ気槽には、種汚泥として平成29年6月に浸出水の排水処理場の返送汚泥を46ℓ添加した。また、硝化が進んだ8月に、アナモックス菌を付着したポリビニルアルコール(PVA)担体を槽容量の3% 脱窒素槽へ添加した。さらに反応があまり進まなかったため同様の担体を平成30年1月に2%添加した。

#### (2) 一槽型のテーブル実験

一槽型の脱窒素処理に使用した浸出水は埋立処分場全体の浸出水を処理している排水処理場の流入水を用いた。この排水はポンプ井各所からの浸出水を混合しているため、比較的水質が安定している。

#### ア 円筒形槽の一槽型脱窒素処理

図3のように直径28cm、高さ35cm(内容積19ℓ)の円筒形プラスチック槽内部の中心に、上の直径が14cm 底部が9.5cmの円錐状のプラスチック内筒を設置し、散気装置を円錐体の底近くに置くことによって、PEG担体がばっ気によって上方に移動し、水面近くの円錐体から出た後下降するようにして、好気性の領域を形成した。また、一部のPEG担体はプラスチック槽の底に溜まり、円錐体を囲んで嫌気的な領域を形成した。溶液のpHは、希苛性ソーダ溶液で8.3に調整した。水温はヒーターによって30℃に保った。円筒形プラスチック槽の上中下の位置に溶存酸素計のセンサー部を投入して、溶存酸素の変化を測定した。

### イ 直方体の一槽型脱窒素処理

長さ130cm、横37cm 水中の高さ42cm(内容積200ℓ)の中に図4のように長さ100cmの仕切り板を斜めに設置した。アナモックス菌で培養した球形PEG担体2ℓとPVA担体10ℓをアクリル槽に投入し、上層の水中の溶存酸素が2 mg/ℓ程度になるようばっ気を行った。長方体の底に長さ60cm、横30cm、高さ7cmの格子状の枠を置いて、嫌気性で担体が移動しない領域を作った。この仕切り板を挟んで上下の層を浸出水と担体が流動するように、スクリューを左右2台設置し、さらに担体の流動のためにポンプで図4の右から左方向に水を押し流す構造にした。槽内の溶液は、苛性ソーダ溶液でpH7.6~8.1になるように調整した。また水温はヒーターによって30℃近くに保った。直方体への浸出水の供給は最初0.46ℓ/hから1.2ℓ/h程度まで徐々に増加させた。また、窒素負荷を上げるため、11月中旬より硫酸アンモニウムを添加し、1月にはNH<sub>4</sub>-N濃度を500 mg/ℓ以上に上げて処理を行った。溶存酸素計により上層と下部の位置の酸素濃度を測定した。

## 3 結果と考察

### (1) フィールド試験結果

#### ア 1期の実験結果

##### ① 処理装置の水温

硝化槽と脱窒素槽の水温は夏期に30℃以上を示していた。冬季は太陽光による加温装置を導入したため、20℃程度に水温が保たれていた。

##### ② 溶存酸素濃度

硝化槽の溶存酸素濃度は1~2 mg/ℓであり、浸出水の供給が減少した場合や、水温の低下によって4 mg/ℓ程度を示すことがあった。また脱窒素槽の溶存酸素濃度はほぼ0.1 mg/ℓ以下であった。

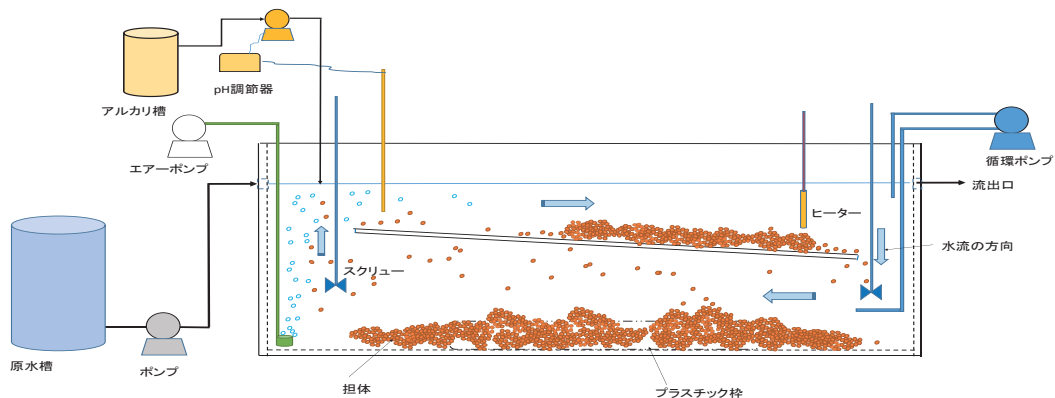


図4 直方体の一槽型脱窒素処理装置

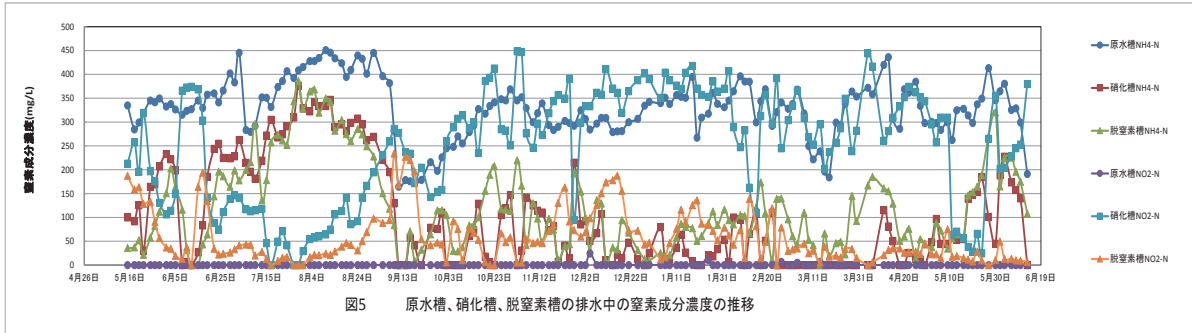


図5 原水槽、硝化槽、脱窒素槽の排水中の窒素成分濃度の推移

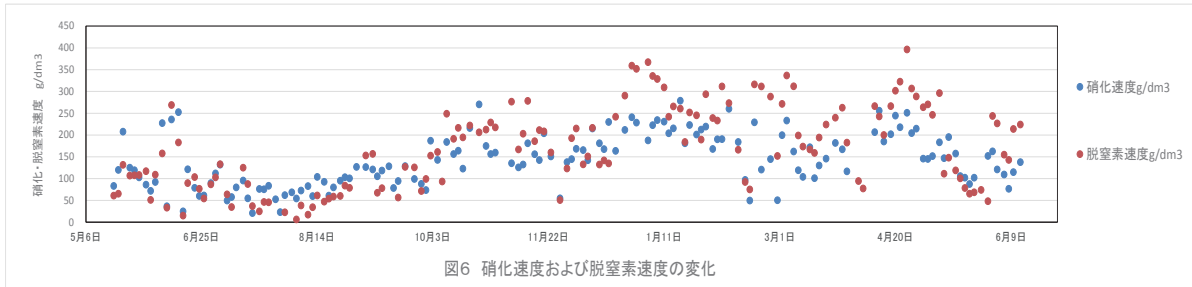


図6 硝化速度および脱窒素速度の変化

③ 窒素成分の濃度

原水槽、硝化槽、脱窒素槽の NH<sub>4</sub>-N と NO<sub>2</sub>-N の濃度変化を図5に示した。原水の NH<sub>4</sub>-N 濃度は9月まで 350～450 mg/ℓ を示し、9月以降の降雨によって一時 200 mg/ℓ まで低下し、その後 300～350 mg/ℓ を示した。硝化槽からの処理水質は、当初溶存酸素の制御によりアナモックス反応に適切な NH<sub>4</sub>-N 1 に対して NO<sub>2</sub>-N 1.3 を目指したが、6月に NO<sub>2</sub>-N 濃度 350 mg/ℓ を超えて高くなり、脱窒素槽のアナモックス菌に負荷がかかり活性が低下した。このため、硝化槽のばっ気量を抑えて溶存酸素を下げた。その結果、硝化が必要以上に低下した。9月以降ばっ気量を再び増やし、NH<sub>4</sub>-N をすべて NO<sub>2</sub>-N にして、脱窒素槽に原水を補給してアナモックス反応を進めることにした。その結果、脱窒素槽の NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N 濃度とも低下した。

④ 窒素の除去率

窒素の除去率  $[1 - (\text{脱窒素槽の NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}) / (\text{原水槽の NH}_4\text{-N})] * 100$  は平成 27 年 5 月から 9 月の処理の立ち上げ期間について平均で 31% であった。9 月から平成 28 年 5 月の間で比較的脱窒素処理が進行した期間としては、9 月から 12 月が平均 48%、12 月から平成 28 年 2 月が平均 59%、3 月から 5 月中旬までの平均が 67% と徐々に上昇していた。

⑤ 硝化速度及び脱窒素速度

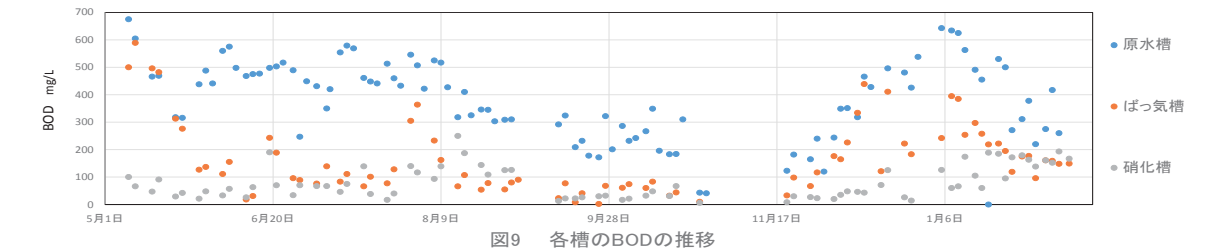
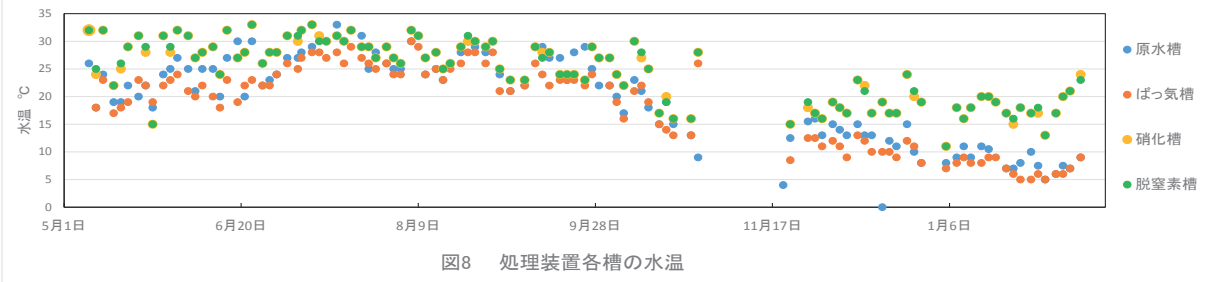
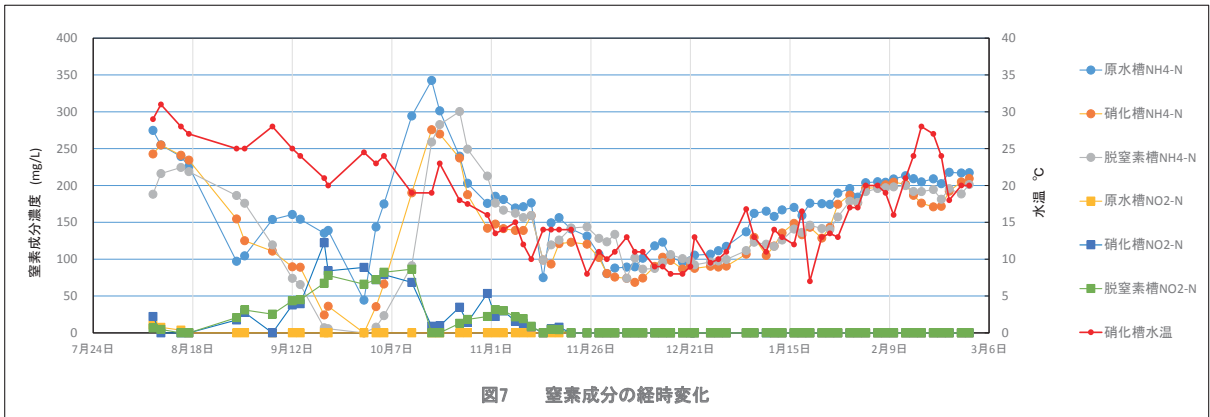
図6に硝化速度  $[(\text{NH}_4\text{-N}_{\text{原水槽}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{硝化槽}}) / 1000 * \text{流量 L/D}]$  及び脱窒素速度  $\{[(\text{NH}_4\text{-N}_{\text{硝化槽}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{脱窒素槽}}) + (\text{NO}_2\text{-N}_{\text{硝化槽}} - \text{NO}_2\text{-N}_{\text{脱窒素槽}}) - \text{NO}_3\text{-N}_{\text{脱窒素槽}}] / 1000 * \text{流量 L/D}\} + ((\text{NH}_4\text{-N}_{\text{原水槽}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{脱窒素槽}}) / 1000 * \text{脱窒素への流量$

L/D] の変化を示した。9 月より担体に付着した硝化菌やアナモックス菌が増殖して、各速度とも上昇していた。12 月末に硝化速度は 200 g/dm<sup>3</sup>、脱窒素速度は 300 g/dm<sup>3</sup> を超えていた。11 月以降に加温装置で硝化槽と脱窒素槽の水温を高く保ったため、冬季の硝化速度、脱窒素速度ともあまり低下しなかった。

国土技術政策総合研究所資料の固定床型アナモックスプロセスによる高効率窒素除去技術導入ガイドライン<sup>5)</sup>によると、消化汚泥脱水ろ過水を用いた固定床による脱窒素の設計諸元は 2.5Kg/dm<sup>3</sup> とされ、本実験の処理速度は、この報告書の値より相当低かった。この理由としては、本実験では汚泥（微生物の集まり）の流出が多かったことが考えられる。筆者らの小型脱窒素槽で浸出水を処理した流動床型担体による実験<sup>6)</sup>の脱窒素速度は 0.7Kg/dm<sup>3</sup> 程度示していたが、この実験では担体からはがれた汚泥が槽より流出しにくい構造であった。このため、流動床型担体でも、汚泥返送など汚泥流出を抑制するような方法をとれば、さらに高い値が得られると考えられる。

イ 2 期の実験結果

硝化槽の水温及び原水槽、硝化槽、脱窒素槽の NH<sub>4</sub>-N と NO<sub>2</sub>-N 濃度の変化を図7に示した。原水の NH<sub>4</sub>-N は 200 mg/ℓ から 50 mg/ℓ 程度まで低下後、340 mg/ℓ 程度まで急上昇し、その後低下していた。硝化槽の NO<sub>2</sub>-N 濃度は 10 月初めまでに 80 mg/ℓ になるまで硝化が進んだが、10 月中旬以後、水温が 20℃ 以下となり硝化反応が停止した。10 月中旬以後硝化が進まないのは水温が低いことや BOD が高くなったのが原因と考えられた。この間脱窒



素反応は認められなかった。

ウ 3期の実験結果

① 処理装置の水温

図8のように5月から10月初旬までの硝化槽、脱窒素槽の水温は25～30℃を示し、硝化菌、アナモックス菌の活動には十分な温度領域を保っていた。11月末からの冬季には硝化槽、脱窒素槽の水温は15～20℃であった。

ばっ気槽の水温は太陽光による加温を行っていないので冬季に13℃から5℃まで低下していた。

② 溶存酸素

ばっ気槽の溶存酸素濃度は3mg/l以上に保たれていたが、一時的に流入水のBODが高くなると2mg/l以下となっていた。硝化槽の溶存酸素濃度は2～6mg/lを示したが、硝化の条件を変えるためにばっ気量を減らした期間やBODとNH<sub>4</sub>-Nが高くなった場合に2mg/l以下を示した。脱窒素槽では嫌気性にするためにほぼ0.3mg/l以下であった。

③ BOD濃度

図9に原水槽、ばっ気槽、硝化槽のBOD濃度推移を示した。原水槽のBODは5月から8月中旬まで400～600mg/lを示し、その後降雨等の影響で低くなり、10月末の台風の大雨で50mg/lとなった。その後、1ヶ月近く処理が停止後、11月末から処理を再開してからは次第に濃度が高くなり、1月に600mg/lまで上昇後300～400mg/lになった。ばっ気槽によるBOD除去率は種汚泥投入後の立ち上げ期間を除いて10月末までの平均で83%、11月末から2月末の期間は平均53%を示した。11月末からの除去率が低いのは主として水温が低下したことが原因と考えられる。また、ばっ気槽でBODが十分除去されず、ばっ気槽出口のBODが200mg/l以上と高い場合でも、硝化槽では100mg/l以下まで除去されていた。

④ 窒素成分の濃度

原水槽、硝化槽、脱窒素槽のNH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N濃度推移を図10に示した。原水のNH<sub>4</sub>-N濃度は5月から8月中旬まで200mg/lを示し、BODと同様にその後降雨等の影響で低くなり、10月末100mg/l以下となった。

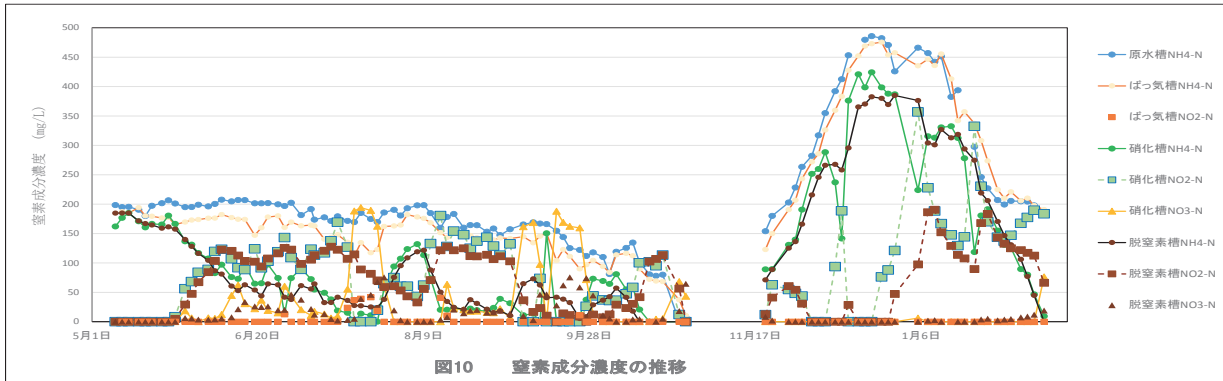


図10 窒素成分濃度の推移

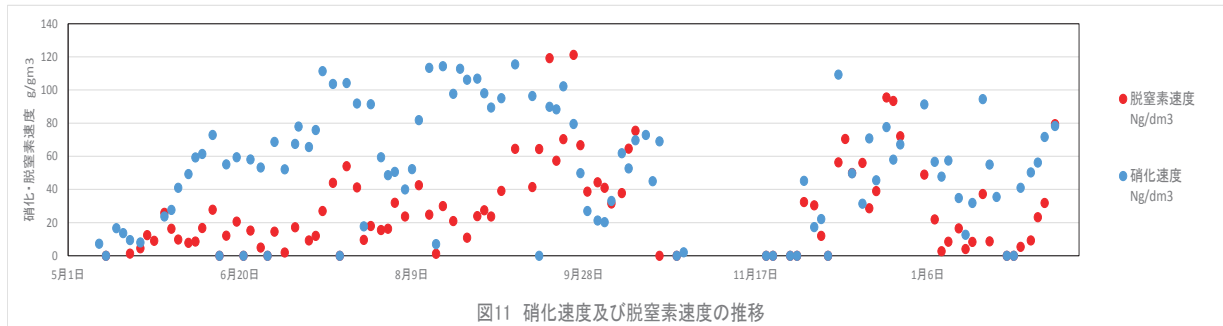


図11 硝化速度及び脱窒素速度の推移

1ヶ月の運転停止後11月末から処理を再開してからは急激に濃度が高くなり、1月初旬に500 mg/lまで上昇した後200mg/l程度まで下降した。ばっ気槽のNH<sub>4</sub>-N濃度は原水槽に比べ20mg/l程度低くなるが、ここではほぼ硝化が起きていなかった。硝化槽のNH<sub>4</sub>-N濃度は硝化反応によって5月後半から低下し、代わりにNO<sub>2</sub>-Nが150mg/l程度を示した。硝化がさらに進むことによって、9月中旬にはNO<sub>3</sub>-Nが高くなったが、脱窒素槽からはNO<sub>3</sub>-Nが低く、従来型の脱窒素が主に行われたと考えられる。11月末からは、硝化槽のNH<sub>4</sub>-N濃度が420mg/lまで上昇し、NO<sub>2</sub>-Nが0~200mg/lと変動を示した。12月末から1月8日までは脱窒素槽のNO<sub>2</sub>-Nは硝化槽より80mg/l以上低下して、脱窒素が進行していた。その後硝化槽のNH<sub>4</sub>-N濃度が低下し、NO<sub>2</sub>-Nが150~200mg/lになると、脱窒素があまり進まなくなった。

⑤ 窒素の除去率

比較的脱窒素処理が進んでいたと見られる9月8日から10月13日の期間において、窒素の除去率は平均36% (最大60%)であった。

⑥ 硝化速度及び脱窒素速度

図11に硝化速度及び脱窒素速度の推移を示した。硝化速度は7月から100g/dm<sup>3</sup>程度を示し、11月末からはいったん大きく低下したあと回復傾向を示した。硝化速度の値は10号ポンプ井戸での実験で最大250 g/dm<sup>3</sup>を示したのに比べ低い値であった。脱窒素速度は9月に

70g/dm<sup>3</sup>(最大120)程度、12月に最大90 g/dm<sup>3</sup>程度を示したが、特に9月以降の処理では硝化槽からの排水にBODの成分が残って、従来型の脱窒素反応による脱窒素も同時に生じていたと考えられる。今回の脱窒素速度は10号ポンプ井戸での実験で300g/dm<sup>3</sup>であったのに比べ、大幅に低い値であった。

23号ポンプ井からの浸出水はBOD濃度がNH<sub>4</sub>-N濃度の3倍程度あり、もともと従来型の脱窒素処理に向けた水質といえる。こうした水質でも、最近アナモックス脱窒素処理を試みている例<sup>7)</sup>があり、初めにメタノールの代わりにBOD成分で従来型の脱窒素を行い、硝化後アナモックスによる脱窒素を行っている。今回の実験では最初にBOD成分を除去し、続けて硝化処理を行っているが、ばっ気工程でのBOD除去率が一定でない、硝化工程でBOD除去が行われたり、硝化が進みすぎて亜硝酸から硝酸になるなど安定した亜硝酸型の硝化が難しくなっていた。また、後のアナモックス脱窒素処理も不安定で脱窒素速度が低い原因となったと考えられる。

(2) 一槽型のテーブル実験結果

ア 円筒形の脱窒素処理結果

① 溶存酸素濃度

溶存酸素は担体が沈降した下部ではほぼ酸素がなく槽内で担体と水が循環している上部、中部では溶存酸素が1~2mg/lであった。

② 窒素成分の濃度

1月から翌年の2月までの原水と流出水のNH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N濃度を図12に示した。原水のNH<sub>4</sub>-N濃度は300mg/ℓ程度であったが、一時的に150mg/ℓまで低下し、5月から10月まではNH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-Nとも除去され、50mg/ℓ以下まで処理されていた。10月後半から11月中旬に原水のNH<sub>4</sub>-N濃度が低下したため、硝化反応がNO<sub>2</sub>-NからNO<sub>3</sub>-Nにまで進み、流出水中のNO<sub>3</sub>-N濃度が高くなっていた。

③ 窒素の除去率

窒素の除去率は実験開始の1月15日から5月13日の平均で51%、5月17日から10月18日の平均で78%、10月25日から2月21日の平均で63%であり、溶存酸素量の調整によって高い除去率が得られることが分かった。

④ 窒素の除去速度

5月から10月までのNH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-Nともに除去されていた期間に150g/dm<sup>3</sup>を超える値が出ていた。

一槽型2m<sup>3</sup>の槽では300g/d m<sup>3</sup>処理できることになるので、フィールド実験1期の1m<sup>3</sup>の硝化槽と1m<sup>3</sup>の脱窒素槽の処理能力(硝化速度は200g/dm<sup>3</sup>、脱窒素速度は300g/dm<sup>3</sup>)に匹敵すると推察される。

イ 直方体の脱窒素処理結果

① 溶存酸素濃度

仕切り板の上層の溶存酸素濃度は6月9日から9月13日までは1.0~2.5mg/ℓであったが、9月14日に槽内の水がかなり流出してしまったので、空気の供給量を増やしたところ、3.0~4.0mg/ℓを示した。その結果、浸出水のNH<sub>4</sub>-Nの硝化が進みすぎてNO<sub>3</sub>-Nが多く生成してきたため11月20日以降に空気の供給量を減らすと2.5以下となった。下部の担体が溜っている領域は、溶存酸素濃度がほぼ0.5mg/ℓ以下で嫌気性となっていた。

② 窒素成分の濃度

6月から2月までの原水と流出水のNH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N濃度を図13に示した。原水のNH<sub>4</sub>-N濃度は300mg/ℓ程度であり、11月中旬より浸出水に硫酸アンモニウムを添加することによって、12月に400mg/ℓ程度、1月から2月に450mg/ℓ~550mg/ℓを示した。流出水のNH<sub>4</sub>-N濃度は槽内の水が汚泥とともに外に流れ出して9月15日から20日にかけて一時的に上昇し、11月中旬に硫酸アンモニウムを添加し始めてから処理しきれずに上昇していた。7月28日前後にNO<sub>2</sub>-Nが200mg/ℓを超えていたが、アナモックス反応が進行してNO<sub>2</sub>-N濃度は低くなっていた。10月から11月にかけて空気の供給量を増

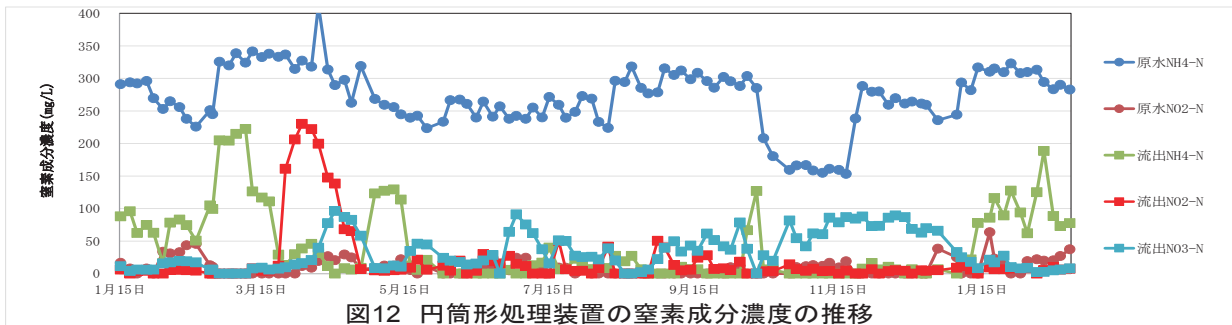


図12 円筒形処理装置の窒素成分濃度の推移

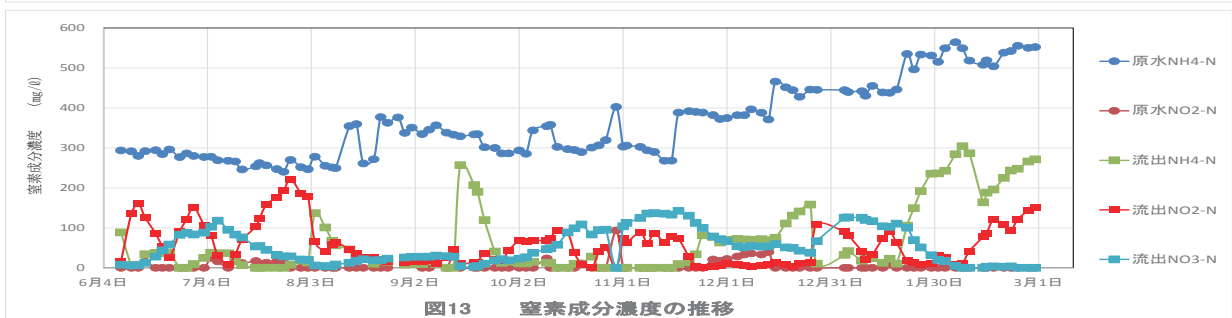


図13 窒素成分濃度の推移

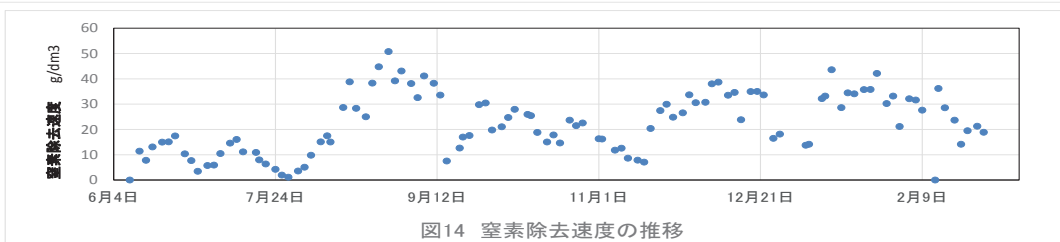


図14 窒素除去速度の推移

やした影響で、アナモックス反応で生成する  $\text{NO}_3\text{-N}$  と  $\text{NO}_2\text{-N}$  の酸化によって、 $\text{NO}_3\text{-N}$  が  $100\text{mg}/\ell$  を超えて生成した。この後 11 月 20 日以後はばっ気を絞ったため、 $\text{NO}_3\text{-N}$  は一旦下がっていた。

③ 窒素の除去率

脱窒素処理が進んだ 8 月 14 日から 9 月 13 日までの窒素の平均除去率は 81% (最大 86%) であった。原水の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度を増加した 11 月 17 日から 2 月 18 日の平均は 52% (最大 68%) であった。

④ 窒素の除去速度

槽容量あたりの硝化脱窒素によって消失した窒素量から窒素化合物の除去速度を計算し図 14 に示した。8 月 28 日に  $50\text{g}/\text{dm}^3$  の最高値を示していた。8 月 14 日から 9 月 13 日までの平均では、 $37\text{g}/\text{dm}^3$  であり、11 月 17 日から 2 月 18 日の平均は  $28\text{g}/\text{dm}^3$  であった。円筒形の反応槽の実験では適切に管理された期間に窒素の除去速度が  $150\text{g}/\text{dm}^3$  を超えており、今回はその 1/3 以下の結果であった。窒素の除去速度が低いのは、好気的な流れの水が、底に溜った担体に届いていなかった可能性が考えられる。

4 まとめ

(1) 大型処理槽によるフィールド実験結果

フィールド実験結果を表 2 にまとめた。

表 2 フィールド実験結果

浸出水	原水 $\text{NH}_4\text{-N}$	窒素除去率	硝化速度	脱窒素速度
10号ポンプ井	350 mg/ℓ	平均67%	200g/dm <sup>3</sup>	300g/dm <sup>3</sup>
23号ポンプ井	200 mg/ℓ	平均36%	100g/dm <sup>3</sup>	70g/dm <sup>3</sup>

以下にまとめと課題を示す。

ア 窒素の除去率、硝化速度、脱窒素速度

10 号ポンプ井の処理では、窒素の除去率は終盤には平均 67%、硝化速度は  $200\text{g}/\text{dm}^3$ 、脱窒素速度は  $300\text{g}/\text{dm}^3$  であった。これは、既往の研究例 (消化汚泥脱水ろ過水を用いた固定床による脱窒素の設計諸元) と比較すると 1/10 レベルと小さい値であった。本実験では汚泥返送系を持たず、流動担体の表面に菌が付着した状態を想定していたが、実際には担体に薄くしか付着せず、汚泥として系外に多く流出していたと考えられる。改善策として、担体容積を 20% 以上充填し、硝化槽と脱窒素槽の後に沈殿槽を設け、汚泥を返送することにより、更に高い処理速度が得られると考えられる。

イ 実排水処理場への適用

仮に、埋立処分場で浸出水を処理している排水処理場

の硝化槽 ( $10080\text{m}^3$ ) と脱窒素槽 ( $11700\text{m}^3$ ) で  $\text{NH}_4\text{-N}$   $350\text{mg}/\ell$  の浸出水が  $10000\text{m}^3/\text{d}$  処理装置に流入したと想定し、10 号ポンプ井の実験の硝化速度と脱窒素速度から処理速度を計算した時、 $\text{NH}_4\text{-N}$  は硝化槽で半量硝化し、脱窒素槽ではアナモックス反応によって大部分処理が可能となる。

ウ 水温

アナモックス菌の培養に適正な水温は、 $30^\circ\text{C}$  と見られているが、実験では  $20^\circ\text{C}$  以下になる場合もあった。そのため冬季の実処理では埋立処分場からの浸出水を冷却されることなく排水処理施設に送水する必要がある。

エ 立ち上げ期間

アナモックス菌の増殖速度は非常に遅く、実験では 3 ヶ月程度かかったため、実処理では事前に槽容量に応じた植種用担体を確保する必要がある。

オ 有機物対策

都の埋立地全体からの浸出水では 23 号ポンプ井のように  $\text{NH}_4\text{-N}$  より BOD が大幅に高くなることはないが、埋立初期の浸出水では BOD が高い水質となり、変動も大きい。そのため、このような浸出水では初めに BOD 処理を従来型の脱窒素法を行ったうえで、残留した  $\text{NH}_4\text{-N}$  をアナモックス菌による脱窒素法を行う方法が適当と考えられる。

(2) 一槽型のテーブル実験

円筒形 (19ℓ) 及び直方体 (200ℓ) の処理装置による実験結果を表 3 にまとめた。

表 3 一槽型のテーブル実験結果

槽形状	原水 $\text{NH}_4\text{-N}$	窒素除去率	窒素除去速度
円筒形	300 mg/ℓ	78%	150g/dm <sup>3</sup>
直方体	300 mg/ℓ	81%	37g/dm <sup>3</sup>

円筒形の処理装置では、窒素の除去速度として  $150\text{g}/\text{dm}^3$  の値が得られたが、大型化した直方体の処理装置では  $37\text{g}/\text{dm}^3$  と小さい値であった。これは、担体の嫌気的な領域が、好気的な流れから離れすぎていると脱窒素が起こりにくいためと考えられた。このため長方体のような大きな槽では好気的な流れに沿った嫌気領域の面積を増やす必要がある。また、 $\text{NH}_4\text{-N}$  から  $\text{NO}_2\text{-N}$  への硝化は主に溶存酸素の制御によって運転することになるため、変動が大きい水質ではばっ気操作を適切に行う必要があると考えられた。



## 参考文献

- 1) Mulder, A., Van de Graaf, A. A. : Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor, *FEMS Microbiology Ecology*, 16, pp. 177-184 (1995)
- 2) 井坂和一ら: 包括固定化アナモックス担体による汚泥脱水ろ液の処理特性, *水環境会誌*, Vol. 32, No8, pp. 427-433 (2009)
- 3) 高木啓太ら: アナモックスプロセスにおける固定床型反応槽を用いた部分亜硝酸化処理の安定制御, *生物工学*, Vol. 89, No9, pp. 514-519 (2011)
- 4) 奥田雄太郎ら: SNAP法を用いた高濃度アンモニア含有排水の窒素除去に関する研究, *土木学会西部支部研究発表会*, pp. 901-902 (2009)
- 5) 国土技術政策総合研究所資料: 固定床型アナモックスプロセスによる高効率窒素除去技術導入ガイドライン, 第 802 号 2014 年 8 月.
- 6) 辰市祐久ら: 埋立処分場浸出水のアナモックス反応による脱窒素処理 について(4) アナモックス反応の温度特性について, *東京都環境科学研究所年報*, 2015. pp. 56-57.
- 7) 楠本勝子ら: 有機性廃水の窒素除去におけるアンモニア脱窒素処理の適用, *第 39 回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集*, 2018. pp. 305