

## 〈研究発表〉

# 下水処理場の反応槽における亜硝酸化の活性汚泥モデルシミュレーション

中 大 輔<sup>1)</sup>, 唐 鎌 考 寛<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup>メタウォーターサービス(株)

(〒101-0041 東京都千代田区神田須田町1-25 E-mail: naka-daisuke@metawater.co.jp)

<sup>2)</sup>メタウォーター(株) (〒101-0041 東京都千代田区神田須田町1-25)

### 概 要

下水処理場の反応槽において、低水温期に送風量が不足した際に、亜硝酸化がしばしば起こり、透視度の低下やCODの上昇などの問題を引き起こす。本発表では、下水処理場における反応槽亜硝酸化のメカニズムを示し、IWA活性汚泥モデルを拡張したシミュレーションモデル上で、亜硝酸化を再現したので報告する。亜硝酸化はアンモニア酸化細菌と亜硝酸酸化細菌による二段硝化と従属栄養細菌による脱窒で説明でき、反応槽流入組成、流量、返送汚泥量、汚泥引抜量、送風量を入力値とし、生物反応係数など各種係数を調整することで再現した。

キーワード：下水処理場、反応槽、亜硝酸化、活性汚泥モデル、シミュレーション

原稿受付 2016.6.13

EICA: 21(2・3) 56-59

## 1. はじめに

下水処理場において反応槽の亜硝酸化がしばしば問題となる。これは処理水に亜硝酸が数mg-N/L以上残留する現象で、低水温期に発生しやすい。亜硝酸化により処理水の透視度低下やCOD上昇が起こるが、これは亜硝酸の毒性により原生生物が死滅し汚泥解体が起こる為と考えられている<sup>1)</sup>。亜硝酸化の発生要因には急激な水温低下や送風量不足が挙げられる。

本研究では亜硝酸化の発生メカニズムを提示し、IWA活性汚泥モデルに基づくシミュレーションモデルで亜硝酸化の実例を定量的に再現し、維持管理への活用案を示す。

## 2. 亜硝酸化の発生メカニズムと予防方法

反応槽亜硝酸化の発生原理をFig.1に示す。硝化反応はアンモニア酸化細菌(AOB)と亜硝酸酸化細菌(NO<sub>2</sub>)による二段硝化反応として捉え、かつ反応槽の低DO環境において従属栄養微生物(Het)による脱窒反応が起こると考えた。AOBは酸素供給を受けアンモニア(NH<sub>4</sub>)を亜硝酸(NO<sub>2</sub>)に酸化する際にエネルギーを得て増殖する(反応①)。NO<sub>2</sub>も同様に亜硝酸(NO<sub>2</sub>)を硝酸(NO<sub>3</sub>)に転換する際に増殖する(反応②)。一方、Hetは亜硝酸(NO<sub>2</sub>)を窒素ガス(N<sub>2</sub>)に還元する(反応③)。つまり、低DO環境下において、NO<sub>2</sub>とHetは競合関係にあり、反応①により生成したNO<sub>2</sub>を反応②と③で取り合う。

低DO環境が継続することで、亜硝酸化する可能

性がある。反応①が起こりつつ反応③が優勢となる環境では、徐々にAOB菌体量が増加し、NOB菌体量が減少する。その後にDOが増加すると、AOBの生成するNO<sub>2</sub>をNOBが処理しきれず、また低DO環境を逸脱しているため反応③も起こらず、NO<sub>2</sub>が処理水に残留する。

亜硝酸化は十分な送風量を維持することで予防できる。低DO環境を阻止し反応③を抑制することで、適正なNOB菌体量が保持される。よって、完全硝化運転は亜硝酸化を未然防止していると言える。しかしながら、急激な水温低下によるAOBおよびNOBの増殖速度低下、また流入負荷の急変には、留意が必要である。

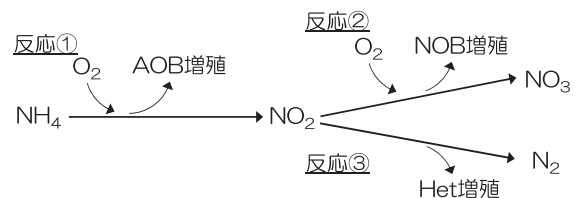


Fig.1 反応槽亜硝酸化に関わる生物反応

## 3. 活性汚泥モデル

本研究では、ASMを骨子として作成・市販されているGPS-X 6.4(カナダHydromantis社)を用いた。IWA活性汚泥モデル(ASM)は国際水学会(IWA)の前身組織において設置された廃水処理プロセスの数学的モデリングに関するタスクグループが提案した一

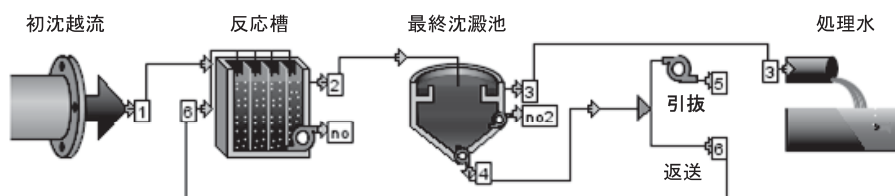


Fig. 2 反応槽シミュレーションのレイアウト

連の活性汚泥数学モデルである<sup>2)</sup>。ASMの構造<sup>3)</sup>およびキャリブレーション手法<sup>4)</sup>の詳細については参考文献を参照されたい。

反応槽シミュレーションには、Fig. 2のレイアウトを用いた。初沈越流水アイコンには越流水組成と流量を入力した。反応槽アイコンはプラグフローを近似する為に完全混合9段連結モデルを指定し、生物反応についてはFig. 1の反応①～③に加えて、好気環境におけるHetの有機物除去における増殖反応(反応④)とHet, AOB, NOBの内生呼吸反応をシミュレーションした。最終沈澱池アイコンは完全固液分離モデルを指定し、返送汚泥量と引抜汚泥量を入力した。本シミュレーション上では反応槽におけるHet, AOB, NOBそれぞれの含有量の時間推移も計算した。反応槽への酸素供給量については、下式1を用いて送風量入力値から算出した。

$$\begin{aligned} \text{酸素供給量} &= \text{送風量} \times \text{酸素溶解効率(清水)} \\ &\times \alpha \text{ 値(補正係数)} \end{aligned} \quad \text{(式 1)}$$

#### 4. 反応槽亜硝酸化の再現シミュレーション

##### 4.1 反応槽詳細と水質分析

2015年1月～3月にA処理場における一連(標準法)が亜硝酸化した。反応槽は容積約6千m<sup>3</sup>、深さ6m、曝気方式は片側旋回流、当時の水温は16～

18℃だった。水質分析は終沈流出水をスポット採水で実施した。NH<sub>4</sub>濃度は週3回アンモニア電極で測定し、NO<sub>2</sub>とNO<sub>3</sub>は週1回RQフレックスで測定した。

##### 4.2 パラメータキャリブレーション

シミュレーションモデルへの入力データをTable 1にまとめた。流量、送風量、返送汚泥量については亜硝酸化系列における日々の実測値を入力した。引抜汚泥量、流入有機物濃度、流入ケルダール窒素(TKN)濃度についてはTable 1の通り推定した。引抜汚泥量と流入有機物濃度については、MLVSS濃度のシミュレーション計算値が実測値と合致するように決定した。一方、流入TKN濃度については、処理水NH<sub>4</sub>濃度のシミュレーション計算値が実測平均値と合致するように調整した。

反応槽酸素溶解効率とα値については、亜硝酸化とは別時期に送風量一定で数日間運転し処理水NO<sub>3</sub>濃度が安定した際のデータを用いてキャリブレーションし、酸素溶解効率=0.26、α値=0.7を得た。

生物反応に関する各種パラメータについては、Table 2にASMで一般的に用いる値と本研究における採用値を併記した。低DO環境における微量なDO増減が反応①～④の反応速度へ影響する度合を低減するために、DO飽和および阻害の半飽和定数(No. 1～4)については、飽和定数でASM一般値より低く、阻害定数で高く設定した。Hetの比最大増殖速度

Table 1 シミュレーションモデル入力データ

	50日間の実データ入力			推定値を入力		
	流量 (千m <sup>3</sup> /日)	送風量 (千m <sup>3</sup> /日)	返送汚泥量 (千m <sup>3</sup> /日)	引抜汚泥量 (m <sup>3</sup> /日)	流入有機物 (mgCOD/L)	流入TKN (mgN/L)
平均	15	45	6.8	150	150	32
最大	20	56	8.6			
最小	2	29	6.1			

Table 2 生物反応パラメータのASM一般値と本研究採用値の一覧

係数分類 単位	DO飽和/阻害 半飽和定数 (mgO <sub>2</sub> /L)				最大比増殖速度 (1/d)			速度削減 (-)	NO <sub>2</sub> 半飽和定数 (mgN/L)	
	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6	No.7	No.8	No.9	No.10
通し番号										
パラメータ名	Het酸素飽和	AOB酸素飽和	NOB酸素飽和	Het酸素阻害	Het増殖	AOB増殖	NOB増殖	Het脱窒	Het脱窒	NOB硝化
ASM一般	0.20	0.25	0.25	0.20	3.20	0.90	1.00	0.48	0.10	0.50
本研究	0.05	0.05	0.05	0.40	3.20	0.40	0.50	0.15	0.20	0.20
備考	小で④飽和	小で①飽和	小で②飽和	大で③飽和	効果薄い	減で①抑制	減で②促進	減で③抑制	減で③促進	減で②促進

(No.5)の増減はHet量に大きく影響しなかった為、一般値を用いた。一方、AOBとNOBの最大比増殖速度(No.6,7), Het脱窒の速度削減係数(No.8)はそれぞれ反応①, ②, ③に影響した。またHetとNOBのNO<sub>2</sub>半飽和定数(No.9,10)の比率が反応②と③のバランスに、絶対値が残存NO<sub>2</sub>濃度に影響した。よって、これら5パラメータ(No.6~10)をキャリブレーションした。

#### 4.3 実測値とシミュレーション計算値の比較

亜硝酸化時期のシミュレーション計算値と実測値をFig.3の4グラフに示した。右下グラフの送風量, 流量, 返送汚泥量は実測値であり, かつモデル入力値である。左上と右上グラフの丸, 三角, 四角の点はそれぞれ処理水NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>濃度実測値で, 実線と点線がシミュレーション計算値である。NH<sub>4</sub>濃度については実測と計算で乖離する時期が長い, これは反応槽流入TKNを一定とした為である。NO<sub>2</sub>濃度については徐々に亜硝酸化が進行する傾向が定性的に再現できたが, 風量増減に数値そのものは課題が残った。このNO<sub>2</sub>濃度実測値と計算値の乖離は, 亜硝酸化状態において, 一時的な送風量の増減がNO<sub>2</sub>濃度に大きく影響する為だと考えられる。これに対して, NO<sub>3</sub>濃度は比較的精度良く再現でき, 誤差率は38%だった。右グラフにはシミュレーション計算結果のHet

量, AOB量, NOB量を示した。AOB量のほぼ横ばいに対して, NOB量は18から8mgCOD/Lまで減少した。

#### 5. 維持管理への活用

本研究では, IWA活性汚泥モデルに基づくシミュレーションモデルで亜硝酸化に至る50日間の反応槽運転を再現した。本モデルの活用案の検討のため, 実運転50日間に続く100日間について, 3パターンの送風量を与えてシミュレーションを行った(Fig.4~6)。

実運転50日の直後から高風量(50千m<sup>3</sup>/日)で送風した場合(Fig.4), 2mgN/L以上のNO<sub>2</sub>が10日間継続したが, NOB増加により亜硝酸化から脱却した。低風量(40千m<sup>3</sup>/日)を15日間継続した場合(Fig.5), 4mgN/L以上のNO<sub>2</sub>が20日間継続し, 反応槽への悪影響が危惧された。そして低風量を50日間継続した場合(Fig.6), NOBが消失し, 高風量を50日継続してもNO<sub>2</sub>は5mgN/Lを下回らなかった。このように, 活性汚泥モデルを活用することで, 亜硝酸化からの復活可否の判断や必要送風量の計算ができ, 下水処理場の運転管理に寄与する手段となると考えられる。

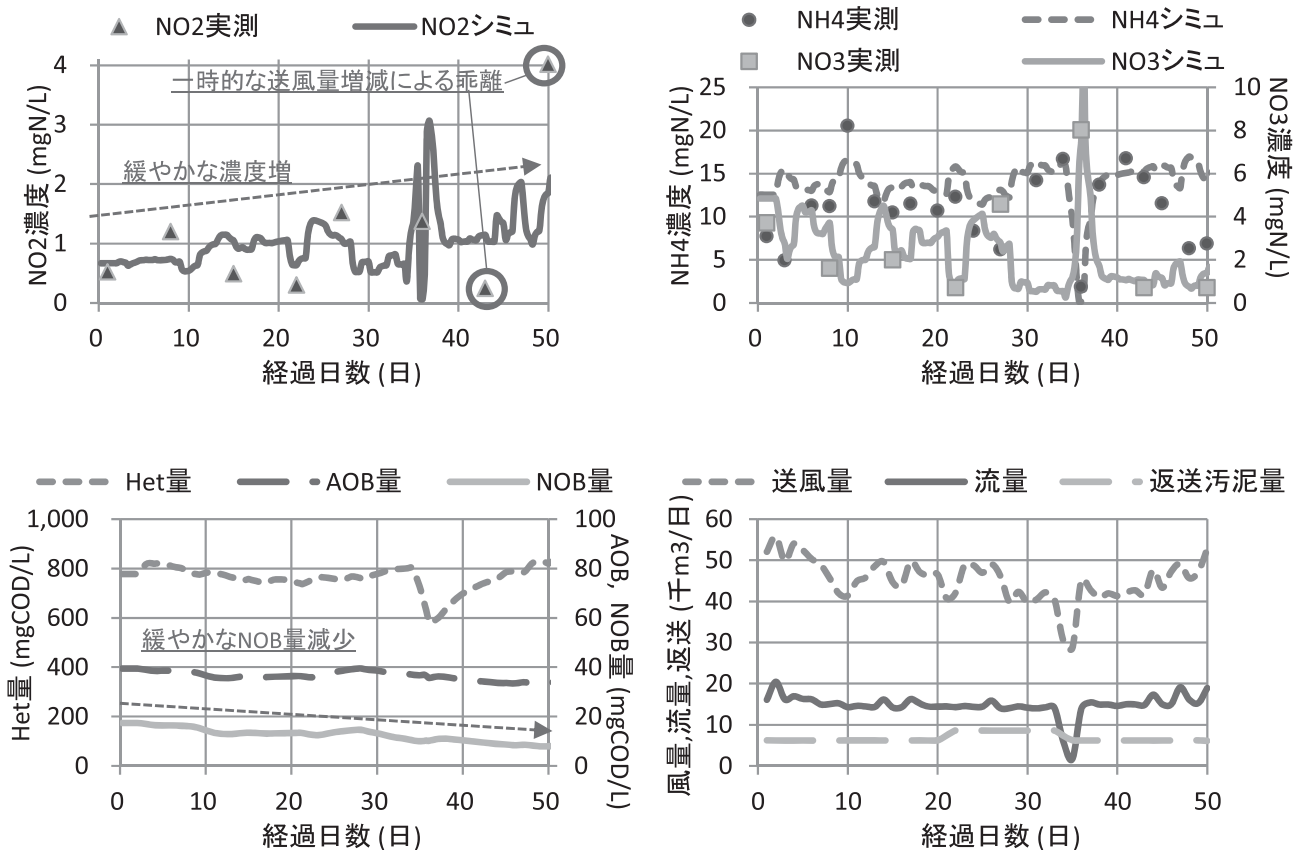


Fig.3 反応槽亜硝酸化の実測値とシミュレーション計算値

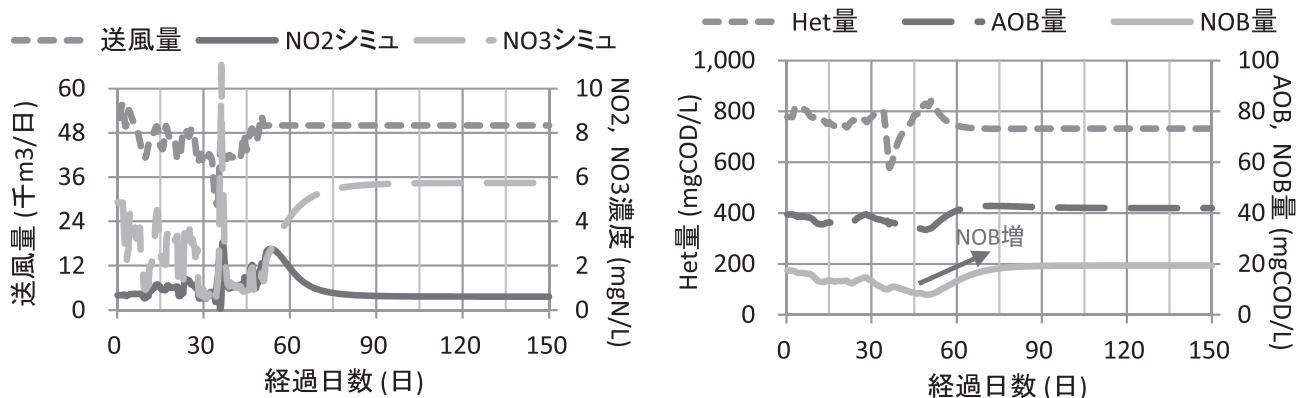


Fig. 4 亜硝酸化から復活のシミュレーション結果 1

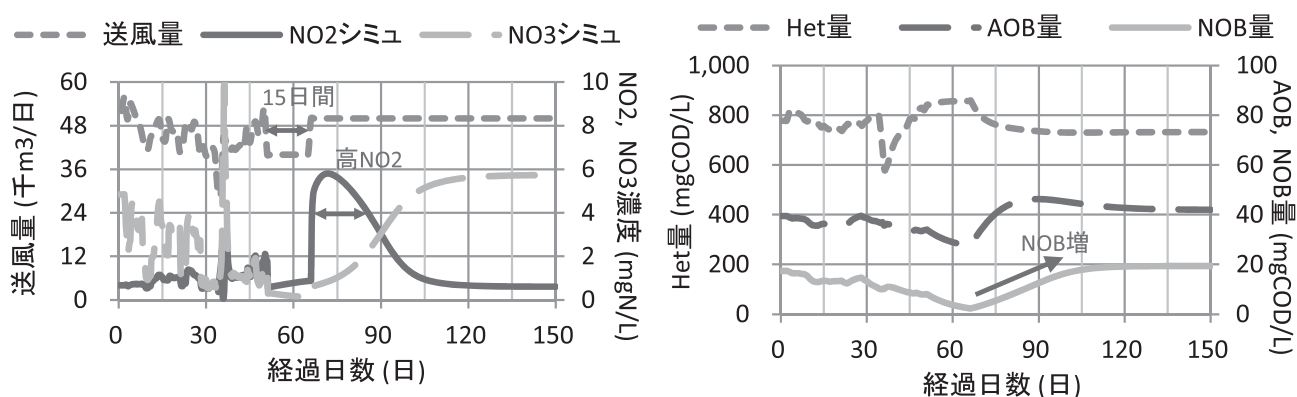


Fig. 5 亜硝酸化から復活のシミュレーション結果 2

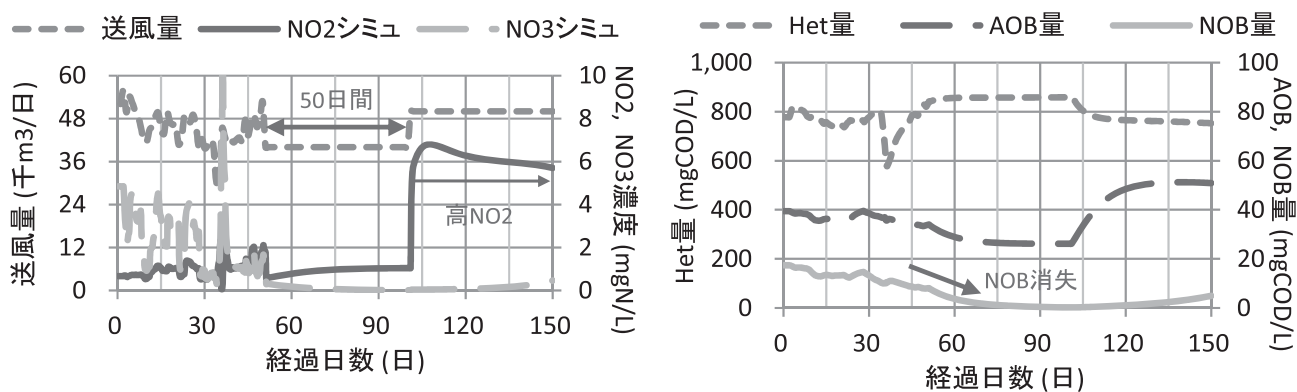


Fig. 6 亜硝酸化から復活のシミュレーション結果 3

参考文献

1) 竹田, 他: 亜硝酸型硝化の解消の運転対応について, 東京都下水道局技術調査年報 2000 (2000)  
 2) 味埜: 活性汚泥モデルがなぜ必要か, 学会誌「EICA」7巻

3号 p83-86 (2002)  
 3) 味埜: IWA 活性汚泥モデルの構造, 学会誌「EICA」7巻4号 p43-49 (2002)  
 4) 味埜: 流入水分画とキャリブレーション, 学会誌「EICA」8巻1号 p61-68 (2003)