

担体投入型嫌気-無酸素-好気法の活性汚泥 モデルシミュレーション

佐久間 博 司* 出口 達 也* 沢 井 賢 司**
藤 井 亮** 西 本 将 明**

Simulation of a Media-added Anaerobic-Anoxic-Oxic Process Using an Activated Sludge Model

by Hiroshi SAKUMA, Tatsuya DEGUCHI, Kenji SAWAI, Ryo FUJII, & Masaaki NISHIMOTO

A simulation of a media-added anaerobic-anoxic-oxic process was done using an activated sludge model to study the water quality. Experimental data obtained from the continuous treatment of actual sewage by a pilot plant was used. Studies revealed that the changes in the water quality resulting from the simulation and that from the experiment matched, thus suggesting that it was possible to simulate treatment at an actual plant. It is expected that improving the constituent ratio of organics in the raw water, as well as the biofilm model itself would heighten the precision of the simulation, thus making it possible to use simulation for supporting operation management and design planning.

Keywords: Sewage treatment, Activated sludge, Biofilm, Simulation, Nitrification, Denitrification, Phosphorus removal

1. はじめに

下水処理においては、有機物だけではなく閉鎖性水域における富栄養化の原因となる窒素やりんまで除去を行う高度処理法の導入が求められている。高度処理法として、最近では担体投入型やステップ流入式などの効率的な高度処理プロセスの実用化が進められており、筆者らも担体投入型嫌気-無酸素-好気法（バイオエルグ）の実用化を進めてきた¹⁾。これらの高度処理法は従来の標準活性汚泥法に比べ複雑なプロセスであり、水質予測が難しく、より高度な運転管理技術が必要と考えられる。このようなプロセスの設計計画や運転管理の支援ツールとして、活性汚泥モデルによるシミュレーションの活用が挙げられる²⁾。

活性汚泥法は複雑な微生物系における生物化学的反応による処理法であり、これまで実施レベルにおける設計計画や運転管理は経験に頼った部分が多く、数学的な反応モデルを活用した機能評価などはほとんど行われてこなかった。しかしながら、IWA（国際水学会、旧IAWQ）のタスクグループによる活性汚泥モデルが発表されて以来³⁾、活性汚泥モデルシミュレーションの有効性が検証されてきており^{4) 5)}、実務的に利用する検討が具体化してきている。当社においても、川崎市との共同研究や日本下水道事業団との共同研究などとおして、活性汚泥モデルシミュレーションを実用的なツールとして活用するための検討を進めている。

本報では、IWA 活性汚泥モデルの概要を述べると共に、川崎市との共同研究で行った担体投入型嫌気-無酸素-好気法のシミュレーション結果について報告する⁶⁾。

2. IWA 活性汚泥モデルの概要

IWA 活性汚泥モデル（Activated Sludge Model；ASM）は生物反応を従属栄養細菌、硝化細菌、りん蓄積細菌に分けて定義してあり、No. 1, 2, 3（ASM1, 2, 3）と改良が図られている。ASM1からASM3の概要は

* 環境エンジニアリング事業本部 水環境・開発センター 応用技術室

** 同 上・下水道技術室 技術第二部

** 同 電気・制御エンジニアリング室 技術第一部

** 同 新規技術室 技術第二部

EICA. Vol. 5, No. 1 (2000) p101に掲載

以下のとおりである。

ASM1³⁾；有機物除去及び窒素除去（硝化，脱窒）を対象としたモデル。従属栄養細菌，硝化細菌による生物反応を定義している。

ASM2⁷⁾，ASM2d⁸⁾；ASM1にりん除去を加えたモデル。りん蓄積細菌の生物反応を加えた。ASM2では無酸素状態におけるりんの摂取が含まれていないため，改良版であるASM2dにおいて無酸素状態におけるりん摂取のプロセスを加えた。

ASM3⁹⁾；ASM1に基質蓄積のプロセスを加えた。すなわち，従属栄養細菌の増殖を取り込んだ基質を一旦蓄積してから増殖に利用するプロセスにした。タスクグループでは，ASM3を今後の活性汚泥モデルの基準となるべきコアモデルと位置付けている。なお，前記ASMはいずれも有機物の収支をCOD_{Cr}で表しているが，TOCで表したASM3Cも発表されている⁹⁾。

前記のうちASM2dにはりん除去反応が含まれていることから，現在最もよく利用されているモデルである。ASM2dでは，生物反応に関与する物質として，表1に示す9種の溶解性成分と10種の固形性成分を定義している。このうち易分解性有機物（S_F）や難分解性有機物（X_S）は一般的な分析では測定できないものであり，呼吸速度の測定により求める方法が提案されている¹⁰⁾。

ASM2dで定義されている反応プロセスは，加水分解や生物の増殖・死滅，りんの蓄積などの生物反応とりんの化学沈殿を含め21種類ある。各反応の動力学パラメータとその代表的な値は表2のとおりである。

IWA 活性汚泥モデルでは，各反応における有機物，N，P，アルカリ度の収支を，縦軸に反応プロセス，横軸に反応成分を採ったマトリクス方式により表している。ASM2dのマトリクス表示を表3に示す。マトリクスには各反応速度の係数が示され，ある一つの行を見るとその反応に関与する成分間には当量関係が成立している。また，ある列の係数と速度式を掛け合わせたものを加算することによって，その成分の反応速度を示すことになる。

シミュレーションに当たっては，曝気槽のような反応の場と反応速度式及びマトリクスの化学量論係数を与えることによって計算が可能になる。

3. パイロットプラント実験の概要

本報では川崎市との共同研究で行った担体投入型嫌気-無酸素-好気法パイロットプラント実験のデータを対

表1 生物反応に関与する物質
Table 1 Components in the ASM2d

No	記号	成分
<溶解性成分> Dissolved components		
1	S _{O2}	溶存酸素 Dissolved oxygen
2	S _F	生物分解しやすい成分 Readily biodegradable substrate
3	S _A	発酵生成物（酢酸） Fermentation products (acetate)
4	S _{NH4}	NH ₄ -N
5	S _{NO3}	NO _x -N
6	S _{PO4}	PO ₄ -P
7	S _I	生物分解されない不活性な溶解性有機物 Inert non-biodegradable soluble organics
8	S _{ALK}	アルカリ度 Bicarbonate alkalinity
9	S _{N2}	窒素ガス（脱窒反応のみで生成） Dinitrogen (product of denitrification)
<固形性成分> Particulate components		
10	X _I	生物分解されない不活性な固形性有機物 Inert non-biodegradable particulate organics
11	X _S	生物分解しにくい物質；高分子，コロイド，SS性有機物など。菌体外加水分解を受けS _F 成分とS _I 成分になる。 Slowly biodegradable substrate
12	X _H	従属栄養細菌 Heterotrophic biomass
13	X _{PAO}	りん蓄積細菌（PAO） Phosphorus accumulating organisms
14	X _{PP}	PAOに蓄積されるポリりん酸 Stored poly-phosphate of PAO
15	X _{PHA}	PAOの細胞内に貯蔵される物質；Poly-hydroxy-alkanoates (PHA)，グリコーゲンなど Organics storage products of PAO
16	X _{AUT}	硝化菌 Nitrifying biomass
17	X _{TSS}	TSS
18	X _{MeOH}	金属水酸化物；りんと結合する金属の水酸化物。代表的にはFe(OH) ₃ Metal-hydroxide
19	X _{MeP}	金属りん酸；MePO ₄ (FePO ₄) Metal-phosphate

象として，窒素除去のシミュレーションを行った。

パイロットプラントの運転条件を表4に示し，処理フローを図1に示す。パイロットプラントの反応槽容積は合計で9.5 m³であり，好気槽には球状のゲル担体（粒径4.2 mm）をかき容積として16v/v%投入した。原水は最初沈殿池流出水を用い，滞留時間8時間で実験を行った。MLSSは2000 mg/L前後（1190 mg/L～2660 mg/L），SRTは10日前後で運転した。実験期間中，担体の硝化性能及び無酸素槽における活性汚泥の脱窒性能を把握するために，回分実験を行った。シミュレーショ

表2 ASM2dの動力学パラメータと典型的な値
 Table 2 Definition and typical values for the kinetic parameters of ASM2d

温度 Temperature	20℃	10℃	単位 Units	温度 Temperature	20℃	10℃	単位 Units
固形性成分 X_S の加水分解 Hydrolysis of particulate substrate				りん蓄積細菌 (PAO) : X_{PAO} Phosphorus-accumulating organisms			
K_h 加水分解定数 Hydrolysis rate constant	3.00	2.00	d^{-1}	q_{PHA} PHAの貯蔵速度 Rate constant for storage of X_{PHA} (base X_{PP})	3.00	2.00	$g \cdot X_{PHA} \cdot (g \cdot X_{PAO})^{-1} d^{-1}$
η_{NO_3} 無酸素状態における加水分解速度減少係数 Anoxic hydrolysis reduction factor	0.60	0.60	-	q_{PP} ポリリン酸の貯蔵速度 Rate constant for storage of X_{PP}	1.50	1.00	$g \cdot X_{PP} \cdot (g \cdot X_{PAO})^{-1} d^{-1}$
η_{fe} 嫌気状態における加水分解減少係数 Anaerobic hydrolysis reduction factor	0.40	0.40	-	μ_{PAO} PAOの最大増殖速度 Anaerobic hydrolysis reduction factor	1.00	0.67	d^{-1}
K_{O_2} DOの飽和/阻害係数 Saturation/inhibition coefficient for oxygen	0.20	0.20	$g \cdot O_2 \cdot m^{-3}$	η_{NO_3} 無酸素状態における反応の減少係数 Reduction factor for Anoxic activity	0.60	0.60	-
K_{NO_3} 硝酸の飽和/阻害係数 Saturation/inhibition coefficient for nitrate	0.50	0.50	$g \cdot N \cdot m^{-3}$	b_{PAO} PAOの死滅速度 Rate for lysis of X_{PAO}	0.20	0.10	d^{-1}
K_X 固形性CODの飽和定数 Saturation coefficient for particulate COD	0.10	0.10	$g \cdot X_S \cdot (g \cdot X_H)^{-1}$	b_{PP} ポリリン酸の分解速度 Rate for lysis of X_{PP}	0.20	0.10	d^{-1}
従属栄養細菌 : X_H Heterotrophic organisms				b_{PHA} PHAの分解速度 Rate for lysis or X_{PHA}	0.20	0.10	d^{-1}
μ_H 最大増殖速度 Maximum growth rate on substrate	6.00	3.00	d^{-1}	K_{O_2} DOの飽和/阻害係数 Saturation/inhibition coefficient for oxygen	0.20	0.20	$g \cdot O_2 \cdot m^{-3}$
q_{fe} 最大発酵速度 Maximum rate for fermentation	3.00	1.50	$g \cdot S_F \cdot (g \cdot X_H)^{-1} d^{-1}$	K_{NO_3} 硝酸の飽和係数 Saturation coefficient for nitrate, S_{NO_3}	0.50	0.50	$g \cdot N \cdot m^{-3}$
η_{NO_3} 脱窒反応の減少係数 Reduction factor for denitrification	0.80	0.80	-	K_A S_A の飽和定数 Saturation coefficient for acetate, S_A	4.00	4.00	$g \cdot COD \cdot m^{-3}$
b_H 死滅速度定数 Rate constant for lysis and decay	0.40	0.20	d^{-1}	K_{NH_4} 栄養塩としてのアンモニアの飽和係数 (nutrient)	0.05	0.05	$g \cdot N \cdot m^{-3}$
K_{O_2} DOの飽和/阻害係数 Saturation/inhibition coefficient for oxygen	0.20	0.20	$g \cdot O_2 \cdot m^{-3}$	K_{PS} ポリリン酸貯蔵におけるリンの飽和定数 Saturation coefficient for phosphorus in storage of PP	0.20	0.20	$g \cdot P \cdot m^{-3}$
K_F SFを基質とした増殖における飽和定数 Saturation coefficient for growth on S_F	4.00	4.00	$g \cdot COD \cdot m^{-3}$	K_P 栄養塩としてのリンの飽和係数 Saturation coefficient for phosphate (nutrient)	0.01	0.01	$g \cdot P \cdot m^{-3}$
K_{fe} SFの発酵における飽和定数 Saturation coefficient for fermentation of S_F	4.00	4.00	$g \cdot COD \cdot m^{-3}$	K_{ALK} アルカリ度の飽和定数 Saturation coefficient for alkalinity (HCO_3^-)	0.10	0.10	$mol \cdot HCO_3^- \cdot m^{-3}$
K_A S_A を基質とした増殖における飽和定数 Saturation coefficient for growth on acetate S_A	4.00	4.00	$g \cdot COD \cdot m^{-3}$	K_{PP} ポリリン酸の飽和定数 Saturation coefficient for poly-phosphate	0.01	0.01	$g \cdot X_{PP} \cdot (g \cdot X_{PAO})^{-1}$
K_{NO_3} 硝酸の飽和/阻害係数 Saturation/inhibition coefficient for nitrate	0.50	0.50	$g \cdot N \cdot m^{-3}$	K_{MAX} PAOの最大ポリリン酸含有率 Maximum ratio of X_{PP}/X_{PAO}	0.34	0.34	$g \cdot X_{PP} \cdot (g \cdot X_{PAO})^{-1}$
K_{NH_4} 栄養塩としてのアンモニアの飽和係数 (nutrient)	0.05	0.05	$g \cdot N \cdot m^{-3}$	K_{IPP} ポリリン酸貯蔵の阻害定数 Inhibition coefficient for PP storage	0.02	0.02	$g \cdot X_{PP} \cdot (g \cdot X_{PAO})^{-1}$
K_P 栄養塩としてのリンの飽和係数 Saturation coefficient for phosphate (nutrient)	0.01	0.01	$g \cdot P \cdot m^{-3}$	K_{PHA} PHAの飽和定数 Saturation coefficient for PHA	0.01	0.01	$g \cdot X_{PHA} \cdot (g \cdot X_{PAO})^{-1}$
K_{ALK} アルカリ度の飽和定数 Saturation coefficient for alkalinity (HCO_3^-)	0.10	0.10	$mol \cdot HCO_3^- \cdot m^{-3}$	沈殿 Precipitation			
硝化細菌 (独立栄養細菌) : X_{AUT} Nitrification organisms (autotrophic organisms)				k_{PRE} 沈殿の速度定数 Rate constant for P precipitation	1.00	1.00	$m^3 \cdot (g \cdot Fe(OH)_3)^{-1} \cdot d^{-1}$
μ_{AUT} 硝化細菌の最大増殖速度 Maximum growth rate of X_{AUT}	1.00	0.35	d^{-1}	k_{RED} 再溶解の速度定数 Rate constant for redissolution	0.60	0.60	d^{-1}
b_{AUT} 硝化細菌の死滅速度 Decay rate of X_{AUT}	0.15	0.05	d^{-1}	K_{ALK} アルカリ度の飽和定数 Saturation coefficient for alkalinity	0.50	0.50	$mol \cdot HCO_3^- \cdot m^{-3}$
K_{O_2} DOの飽和定数 Saturation coefficient for oxygen	0.50	0.50	$g \cdot O_2 \cdot m^{-3}$				
K_{NH_4} 基質としてのアンモニアの飽和定数 Saturation coefficient for ammonium (substrate)	1.00	1.00	$g \cdot N \cdot m^{-3}$				
K_{ALK} アルカリ度の飽和定数 Saturation coefficient for alkalinity (HCO_3^-)	0.50	0.50	$mol \cdot HCO_3^- \cdot m^{-3}$				
K_P 栄養塩としてのリンの飽和定数 Saturation coefficient for phosphate (nutrient)	0.01	0.01	$g \cdot P \cdot m^{-3}$				

表3 ASM2dにおける生物反応のマトリクス

Table 3 Stoichiometric matrix for ASM2d

成分i Process j	S _{O2} g-O ₂	S _F g-COD	S _A g-COD	S _{NH4} g-N	S _{NO3} g-N	S _{PO4} g-P	S _I g-COD	S _{ALK} mol	S _{N2} g-N	X _I g-COD	X _S g-COD	X _H g-COD	X _{PAO} g-COD	X _{PP} g-P	X _{PHA} g-COD	X _{AUT} g-COD	X _{TSS} g-TSS	X _{MeOH} g-TSS	X _{MeP} g-TSS	反応プロセス
1		1-f _{SI}		v _{1,NH4}		v _{1,PO4}	f _{SI}	v _{1,ALK}			-1						v _{1,TSS}			好気状態の加水分解
2		1-f _{SI}		v _{2,NH4}		v _{2,PO4}	f _{SI}	v _{2,ALK}			-1						v _{2,TSS}			無酸素状態の加水分解
3		1-f _{SI}		v _{3,NH4}		v _{3,PO4}	f _{SI}	v _{3,ALK}			-1						v _{3,TSS}			嫌気状態の加水分解
4	1-1/Y _H	-1/Y _H		v _{4,NH4}		v _{4,PO4}		v _{4,ALK}				1					v _{4,TSS}			S _F を基質としたX _H の増殖
5	1-1/Y _H		-1/Y _H	v _{5,NH4}		v _{5,PO4}		v _{5,ALK}				1					v _{5,TSS}			S _A を基質としたX _H の増殖
6		-1/Y _H		v _{6,NH4}	-(1-Y _H)/2.86Y _H	v _{6,PO4}		v _{6,ALK}	(1-Y _H)/2.86Y _H			1					v _{6,TSS}			S _F を基質とした脱窒
7			-1/Y _H	v _{7,NH4}	-(1-Y _H)/2.86Y _H	v _{7,PO4}		v _{7,ALK}	(1-Y _H)/2.86Y _H			1					v _{7,TSS}			S _A を基質とした脱窒
8		-1	1	v _{8,NH4}		v _{8,PO4}		v _{8,ALK}									v _{8,TSS}			発酵
9				v _{9,NH4}		v _{9,PO4}		v _{9,ALK}		f _{XI}	1-f _{XI}	-1					v _{9,TSS}			X _H の死滅
10			-1			Y _{PO4}		v _{10,ALK}						-Y _{PO4}	1		v _{10,TSS}			X _{PHA} の貯蔵
11	-Y _{PHA}					-1		v _{11,ALK}						1	-Y _{PHA}		v _{11,TSS}			好気状態におけるX _{PP} の貯蔵
12					-Y _{PHA} /2.86	-1		v _{12,ALK}	Y _{PHA} /2.86					1	-Y _{PHA}		v _{12,TSS}			無酸素状態におけるX _{PP} の貯蔵
13	1-1/Y _{PAO}			v _{13,NH4}		-i _{PBM}		v _{13,ALK}					1		-1/Y _{PAO}		v _{13,TSS}			X _{PHA} を利用したX _{PAO} の好気槽における増殖
14				v _{14,NH4}	-(1-Y _{PAO})/2.86Y _{PAO}	-i _{PBM}		v _{14,ALK}	(1-Y _{PAO})/2.86Y _{PAO}				1		-1/Y _{PAO}		v _{14,TSS}			X _{PHA} を利用したX _{PAO} の無酸素槽における増殖
15				v _{15,NH4}		v _{15,PO4}		v _{15,ALK}		f _{XI}	1-f _{XI}		-1				v _{15,TSS}			X _{PAO} の死滅
16						1		v _{16,ALK}						-1			v _{16,TSS}			X _{PP} の分解
17			1					v _{17,ALK}							-1		v _{17,TSS}			X _{PHA} の分解
18	-(4.57-Y _A)/Y _A			-i _{NBM} -1/Y _A	1/Y _A	-i _{PBM}		v _{18,ALK}								1	v _{18,TSS}			X _{AUT} (硝化菌)の増殖
19				v _{19,NH4}		v _{19,PO4}		v _{19,ALK}		f _{XI}	1-f _{XI}					-1	v _{19,TSS}			X _{AUT} の死滅
20						-1		v _{20,ALK}									1.42	-3.45	4.87	金属水酸化物によるりんの沈殿
21						1		v _{21,ALK}									-1.42	3.45	-4.87	沈殿したりんの再溶解
i _{COD,i}	-1	1	1		-14/64		1		-24/14	1	1	1	1		1	1				
i _{N,i}		i _{N,SF}		1	1		i _{N,SI}		1	i _{N,XI}	i _{N,XS}	i _{N,BM}	i _{N,BM}				i _{N,BM}			
i _{P,i}		i _{P,SF}				1	i _{P,SI}			i _{P,XI}	i _{P,XS}	i _{P,BM}	i _{P,BM}	1			i _{P,BM}		0.205	
i _{Charge,i}			-1/64	+1/14	-1/14	-1.5/31		-1												
i _{TSS,i}										i _{TSS,XI}	i _{TSS,XS}	i _{TSS,BM}	i _{TSS,BM}	3.23	0.60	i _{TSS,BM}	-1	1	1	

v_{j,i}; プロセスjにおける成分iの化学量論的係数, i_{c,i}; 成分iの物質cへの転換係数, Σ(v_{j,i} i_{c,i})=0, i_{N,SF}(g-N/g-COD); S_IのN含有率 (0.01), i_{N,SF}(g-N/g-COD); S_FのN含有率 (0.03), i_{N,XI}(g-N/g-COD); X_IのN含有率 (0.02), i_{N,XS}(g-N/g-COD); X_SのN含有率 (0.04), i_{N,BM}(g-N/g-COD); 微生物 (X_H, X_{AUT}, X_{PAO}) のN含有率 (0.07), i_{P,SF}(g-P/g-COD); S_IのP含有率 (0.00), i_{P,SF}(g-P/g-COD); S_FのP含有率 (0.01), i_{P,XI}(g-P/g-COD); X_SのP含有率 (0.01), i_{P,BM}(g-P/g-COD); 微生物 (X_H, X_{AUT}, X_{PAO}) のP含有率 (0.02), i_{TSS,XI}(g-TSS/g-COD); X_IのCODからSSへ換算比率 (0.75), i_{TSS,XS}(g-TSS/g-COD); X_SのCODからSSへ換算比率 (0.75), i_{TSS,BM}(g-TSS/g-COD); 微生物 (X_H, X_{AUT}, X_{PAO}) のCODからSSへ換算比率 (0.90), f_{SI}(g-COD/g-COD); X_Sの加水分解により生じる不活性な溶解性CODの割合 (0.00), f_{XI}(g-COD/g-COD); 生物の死滅により生じる不活性な粒状CODの割合 (0.10), Y_H(g-COD/g-COD); 従属栄養細菌の収率 (0.625), Y_{PAO}(g-COD/g-COD); PHA当たりのPAOの収率 (0.625), Y_{PO4}(g-P/g-COD); PHAの貯蔵に必要なポリリン酸 (PHA貯蔵時に放出されるPO₄-P) (0.40), Y_{PHA}(g-COD/g-P); ポリリン酸貯蔵に必要なPHA (0.20), Y_A(g-COD/g-N); 硝化菌の収率 (0.24) (注) 上記説明文末の括弧内の数値はASM2dで示されている典型的な値である。

担体投入型嫌気無酸素好気法の活性汚泥モデルシミュレーション

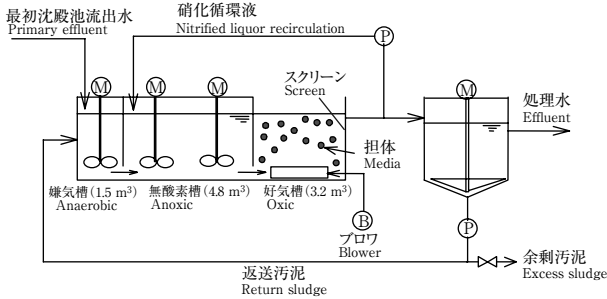


図1 パイロットプラントのフローシート
Fig. 1 Flow sheet of the pilot plant

表4 パイロットプラントの運転条件
Table 4 Operational condition of the pilot plant

流入水量 Inflow rate	28 m ³ /d
硝化液循環比 Nitrified liquor recirculation ratio	2.5
汚泥返送比 Return sludge ratio	0.5
反応槽滞留時間 (嫌気：無酸素：好気) Total retention time of reactors (Anaerobic : anoxic : aerobic) SRT	8 h (1.3 : 4 : 2.7) 9.6 日 (7.3 日～12.4 日)
担体充填率 Media charge ratio	16 v/v%

表5 原水中の有機物成分の比率
Table 5 Organic components ratio of influent

S _i を除いた溶解性CODに対する比率 COD ratio of soluble organics except S _i	固形性CODに対する比率 COD ratio of particulate organics
生物分解しやすい成分(S _F) : 0.6 Readily biodegradable substrate	不活性なSS性成分(X _I) : 0.12 Inert, non-biodegradable organics
有機酸(S _A) : 0.4 Fermentation product (不活性な溶解性成分(S _I) : 20 mg/L) Inert, non-biodegradable organics	分解速度の遅い成分(X _S) : 0.72 Slowly biodegradable substrate 従属栄養細菌(X _H) : 0.15 Heterotrophic organisms りん蓄積細菌(X _{PAO}) : 0.01 Phosphorus-accumulating organisms 硝化細菌(X _{AUT}) : 0 Nitrifying organisms

表6 循環水と返送汚泥の成分量の設定
Table 6 Bifurcation of recirculation components and return sludge components

	流量 (m ³ /d) Flow rate	溶解性成分(S) の量 (g/d) Amount of soluble components	固形性成分(X) の量 (g/d) Amount of particulate components
循環水 Recirculation	Q _c	Q _c · S	Q _c · X
返送汚泥 Return sludge	Q _r	Q _r · S	(Q _{in} + Q _r - Q _{ex}) · X
処理水 (余剰汚泥を含む) Effluent with excess sludge	Q _{in} (原水量と同じ)	Q _{in} · S	Q _{ex} · X (余剰汚泥量)

注) S ; 溶解性成分の濃度
X ; 固形性成分の濃度 (好気槽のMLSS成分)
Q_{ex} · X ; 余剰汚泥量, Q_{ex} = V_T/SRT と設定 (V_Tは反応槽の全容積)

ンには1994年5月から1995年3月までの約11箇月間の連続実験データ及び回分実験データを用いた。

4. シミュレーションの条件

4-1 シミュレーションソフト

シミュレーションソフトはAQUASIM2を使用した¹¹⁾。AQUASIMは水系システムのシミュレーションを行うためのものであり、活性汚泥プロセスに用いる場合は、反応の場として完全混合反応槽や完全混合の生物膜反応槽を設定できる。生物膜反応槽には一次元の生物膜モデルが含まれており、担体に付着した生物膜に関する計算はそのモデルに従った。なお、本ソフトには最終沈殿池のモデルは含まれていない。

4-2 原水水質

パイロットプラント実験においては、原水中の易分解性有機物や難分解性有機物などの成分を測定していない。したがって、原水COD中の有機物成分の比率はSSやCODの分析値を基に、文献値⁷⁾を参考にして表5のように推定した。原水の窒素濃度やりん濃度及び好気槽のDOや水温は実験での測定値をそのまま用いた。デー

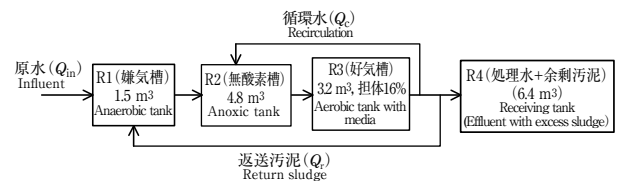


図2 シミュレーションにおける処理フロー
Fig. 2 Process flow for simulation

タは1週間に2～5回採取したものである。

4-3 反応槽の条件

シミュレーション上の処理フローを図2に示す。処理水槽を除き、各反応槽の容積はパイロットプラントと同じにした。処理水槽は反応に関与しないものとし、容積は任意に設定した。最終沈殿池は設定できないため、処理水槽には余剰汚泥も流入する構造になっている。

反応槽は嫌気槽、無酸素槽、好気槽、処理水槽を各1槽ずつとし、好気槽以外は完全混合反応槽、好気槽は生

物膜反応槽とした。

好気槽と処理水槽の間には、循環水と返送汚泥の分岐を定義する必要がある。循環水と返送汚泥の分岐条件は表6に従って設定した。すなわち、循環水は好気槽流出水と同じ成分組成であるため、各成分量は流量に比例した量として設定した。返送汚泥の分岐では、固形性成分量については好気槽流出液の汚泥が沈殿池で濃縮されたものが返送汚泥になることを表現するために、余剰汚泥で排出される分以外が返送汚泥量となるように、固形性成分量を設定した。溶解性成分については流量に比例した量として設定した。なお、余剰汚泥量はパイロットプラント実験のSRTのデータから求めた。

4-4 活性汚泥モデル及び酸素供給モデル

活性汚泥モデルはASM2dを用いた。モデル上の各パラメータ値や係数は基本的にASM2dに示されている代表的な値を用いた。

好気槽では生物反応の式に加え、酸素供給の式を追加する必要がある。好気槽のDOを入力条件として与えた場合、好気槽における酸素供給の式は以下のように表現できる。

$$dS_{O_2}/dt = K(S_{O_2}^* - S_{O_2})$$

ここで、 K は定数。 $S_{O_2}^*$ は好気槽の設定DO

好気槽のDO (S_{O_2}) が $S_{O_2}^*$ の値からずれないようにするためには、酸素供給速度を好気槽におけるDO消費速度より十分大きくする (K の値を十分大きくする) 必要がある。ここでは、 K の値を 10000 d^{-1} とした。また、 $S_{O_2}^*$ は実験における好気槽DO実測値を用いた。

4-5 生物膜の条件

担体に付着した生物膜に関する主な設定条件を表7に示す。生物膜の厚みは $100 \mu\text{m}$ で一定と仮定し、バルク相から生物膜表面あるいは内部へのSS成分の移動がないものとした。すなわち、生物膜内部へは溶解性成分のみが移動し、菌体の増殖分は生物膜表面から剥離する構造とした。生物膜内の溶解性成分の拡散係数は文献値を用いた¹²⁾。

表7 生物膜の設定条件
Table 7 Condition of biofilm

担体径 Media diameter	4.2 mm (球状)
生物膜厚 Biofilm thickness	$100 \mu\text{m}$
生物膜の密度 Biofilm density	25000 g-COD/m^3

4-6 回分実験のシミュレーション

回分実験のシミュレーションは、回分実験実施日の活性汚泥や生物膜の状態を表現するために、連続実験データによるシミュレーションを実験開始から回分実験実施日まで行い、その状態を初期条件として行った。

5. シミュレーションの結果

5-1 連続実験のシミュレーション

好気槽のMLVSS及び処理水窒素のシミュレーション結果を図3に示す。図3には水温の実験データも併せて示した。

(1) MLVSS

計算結果は実験値と同様の挙動を示しており、実験における微生物の増殖・死滅のバランスがシミュレーション

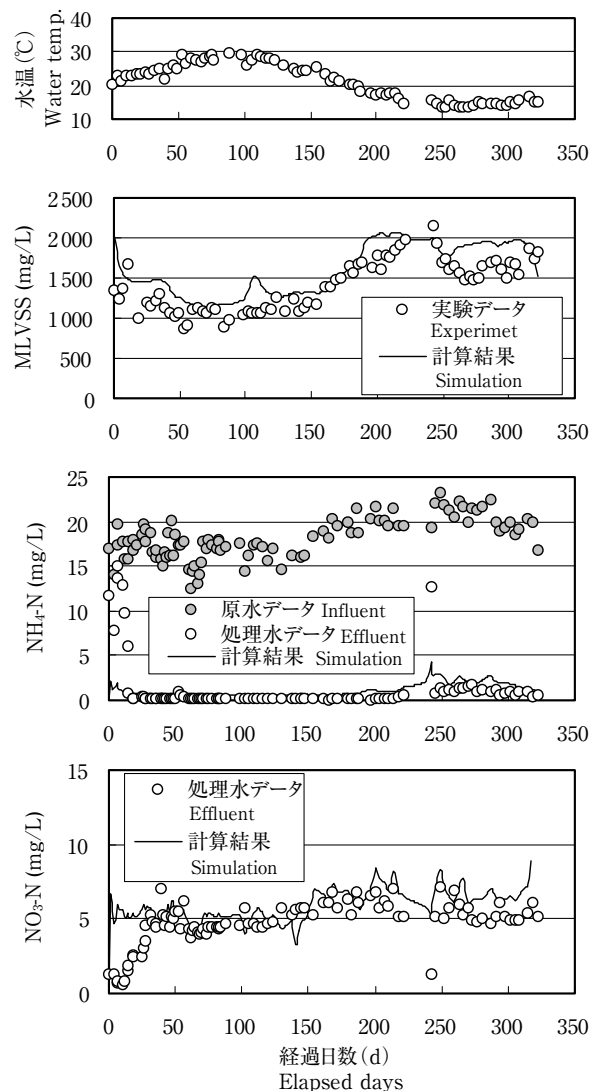


図3 連続実験のシミュレーション
Fig. 3 Simulation of the pilot plant experiment

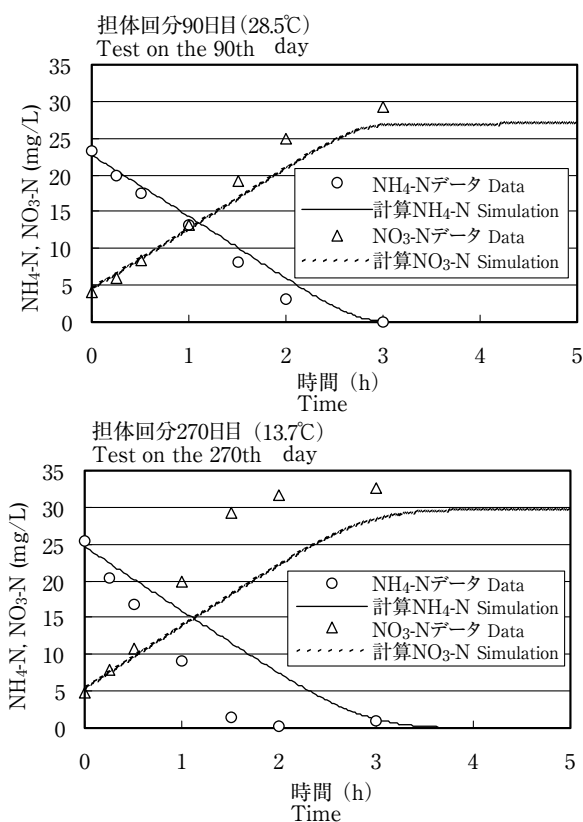


図4 担体の硝化回分実験のシミュレーション

Fig. 4 Batch tests for nitrification performance of media

ンで表現できていることがわかる。

(2) $\text{NH}_4\text{-N}$

計算結果は通水後半（冬期）で実験値よりやや高いものの、実験結果をおおむね再現している。なお、冬期の計算結果が実験値よりやや高いのは、後述の回分試験の結果で示すように、シミュレーションで計算される担体の硝化性能が実際より低いことによる。また、通水開始当初の実験値が極端に高いのは、新品の担体を投入して実験を開始したためである。シミュレーション上ではある程度の硝化菌が付着している担体を初期条件として設定しているため、通水開始から $\text{NH}_4\text{-N}$ が低下している。

(3) $\text{NO}_3\text{-N}$

通水開始当初を除き、計算結果は実験結果と同様の挙動を示している。

4-2 回分実験のシミュレーション

(1) 担体の硝化回分試験

担体の硝化回分実験のシミュレーション結果を図4に示す。通水開始90日目に行った夏期の実験では、計算結果が実験結果とほぼ一致しているが、270日目に行った冬期では計算結果の硝化速度が実験結果に比べ遅い結

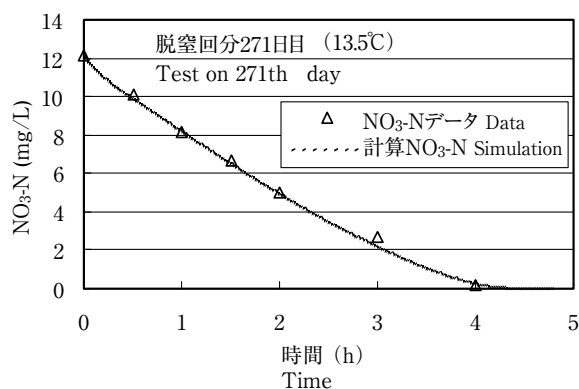


図5 脱窒回分実験のシミュレーション

Fig. 5 Batch test for denitrification of activated sludge

果となった。この原因としては、生物膜の厚みを一定と仮定しているため実際の厚みを反映していないことや、固形性成分が生物膜内に移動できない設定としているため生物膜内の微生物の分布が実際と異なっていることが考えられる。

(2) 活性汚泥の脱窒回分試験

通水開始271日目に行った冬期の脱窒回分実験のシミュレーション結果を図5に示す。計算結果は実験結果と良く一致しており、従属栄養細菌の状態をシミュレーションで再現できていると考えられる。

以上の連続実験及び回分実験の結果から、シミュレーションにより、窒素の挙動をおおむね再現できることが示された。今回の検討では原水中のCOD成分比率を実験的に求めている。りん除去反応も含めて考えた場合、原水のCOD成分比率はシミュレーション結果に大きく影響することから、原水分画を正確に行うことで、更に精度の高いシミュレーションができるものと考えられる。

4-3 生物膜内の硝化菌の分布

連続実験の100日目（夏期）及び250日目（冬期）における生物膜内の硝化菌濃度の分布を図6に示す。夏期では生物膜表面に硝化菌が多く、冬期では担体表面（厚さ $0\mu\text{m}$ ）まで硝化菌が存在している。これは、夏期は基質（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）が生物膜表面で消費されてしまうのに対し、冬期では基質が除去しきれないことを表している。前述のように、生物膜の厚みの変化や固形性成分の生物膜内での拡散も考慮することで、生物膜内の微生物の分布状態をより正確に把握できると考えられる。

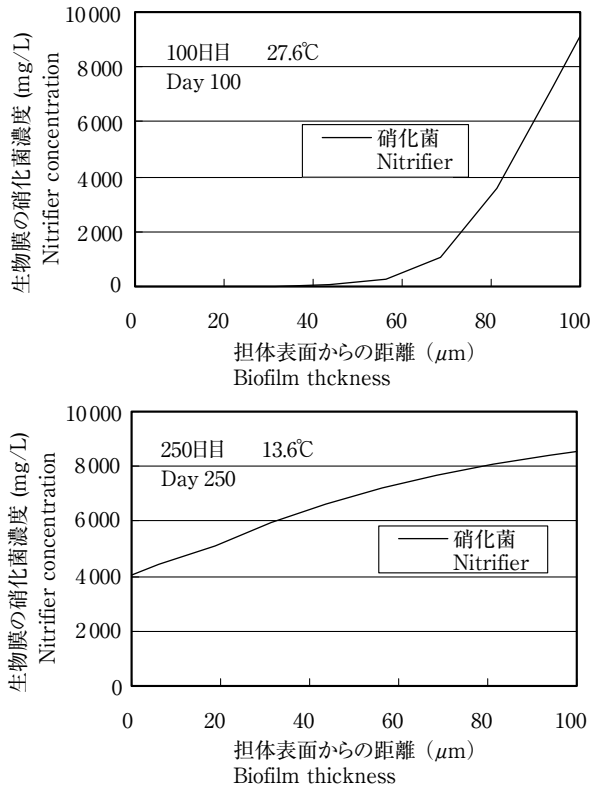


図6 生物膜内の硝化菌濃度
Fig. 6 Nitrifier concentration in biofilm

5. まとめ

担体投入型嫌気-無酸素-好気法（バイオエルグ）のパイロットプラント実験データを対象に、活性汚泥モデルによる窒素除去のシミュレーションについて検討した。この結果、シミュレーションにより実験結果をおおむね再現できることがわかった。今後、原水有機物の成分比率や生物膜モデルを改善することで、りん除去反応を含めたシミュレーションの精度向上が期待でき、設計計画や運転管理の支援ツールとして利用可能と考えられる。

6. おわりに

下水処理においては効率的な運転管理や合理的な設計計画が求められてきており、シミュレーション技術への期待は大きい。また、将来的には、生物処理系だけではなく、管路や汚泥処理系なども統合した下水処理システム全体のシミュレーション技術に発展していく可能性があり、現在開発を進めている活性汚泥モデルシミュレーション技術は今後の下水処理技術の展開に大きく寄与するものと考えられる。

参考文献

- 1) Mishima, K. Nishimura, T. Goi, M. and Kastukura, N. (1996) Characteristics of Nitrification and Denitrification of the Anaerobic-Anoxic-Oxic Process, *Wat. Sci. Tech*, 34 (1), 137-143.
- 2) 味埜俊 他 (2000) 実利用が見えてきた活性汚泥プロセスシミュレーション, *水環境学会誌*, 23 (5), 2-20
- 3) Henze, M., Grady, C.P.L., Gujer, W., Marais, G.v.R and Matsuo, T. (1987). *Activated Sludge Model No. 1*, IAWPRC Scientific and Technical Report, No. 1, IAWPRC, London. ISSN 1010-707X
- 4) 船水尚行, 工藤亜佐子, 高桑哲男 (1998) ステップ流入式多段硝化脱窒プロセスの段数効果に関する研究, *下水道協会誌*, 35 (434), 119-130
- 5) 鈴木稔, 高橋正宏, マルクス・ヘスライン, C.F. ザイフリード (1996) 固定化硝化細菌を適用した嫌気-無酸素-好気法のシミュレーションモデル, *環境工学論文集*, 33, 269-277
- 6) 佐久間博司, 田之倉誠, 西本将明, 藤井亮 (2000) IAWQ 活性汚泥モデルによる担体投入型嫌気-無酸素-好気法のシミュレーション, *EICA*, 5 (1), 101-104
- 7) Henze, M. Gujer, W. Mino, T. Matsuo, T. Wentzel, M.C. and Marais, G.v.R (1995). *Activated Sludge Model No. 2*, IAWQ Scientific and Technical Report, No. 3, IAWQ, London. ISBN 1 900222 00 0.
- 8) Henze, M. Gujer, W. Mino, T. Matsuo, T. Wentzel, M.C. Marais, G.v.R. and Van Loosdrecht, M.C.M. (1999). *Activated Sludge Model No. 2D, ASM2D*, *Wat. Sci. Tech*, 39 (1), 165-181.
- 9) Henze, M. Gujer, W. Mino, T. and Van Loosdrecht, M. (2000). *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3*, Scientific and Technical Report, No. 9, IWA Publishing, London. ISSN 1025-0913
- 10) J. Kappeler and W. Gujer (1992). Estimation of Kinetic Parameters of Heterotrophic Biomass under Aerobic Conditions and Characterization of Wastewater For Activated Sludge Modelling, *Wat. Sci. Tech*, 25 (6), 125-139.
- 11) Peter Reichert (1998) "AQUASIM 2.0-User Manual", Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), ISBN: 3-906484-16-5
- 12) Yutaka Suzuki (1995). Modeling of Combined Activated Sludge and Biofilm Process for the Removal of Nitrogen and Phosphorus, Technical Memorandum of PWRI No. 3405, ISSN 0386-5878.