

(29) 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

SIMULATION MODEL FOR A²O PROCESS WITH IMMOBILIZED NITRIFIERS

鈴木穰* 高橋正宏** マルクス・ヘスライン*** C. F. サイフリート***

Yutaka SUZUKI*, Masahiro TAKAHASHI**, Markus Haesslein***, C.F. Seyfried***

ABSTRACT ; A simulation model was developed for a combined activated sludge and biofilm process which was developed to achieve nitrogen and phosphorus removal without extending the existing treatment facilities. The process consists of an A²O (anaerobic, anoxic and oxic) process and a biofilm process in the form of fluidized bed in the aerobic zone. In this process nitrification is carried out by the nitrifiers on the fluidized media and denitrification and phosphorus removal are performed by the activated sludge.

Firstly, a biofilm model was developed by modifying the components, biological processes and detachment mechanism of an existing model, using the experimental results of the fluidized bed process. Secondly, the biofilm model was incorporated into the IAWQ Activated Sludge Model No. 2 with the addition of a mechanism of transferring detached biofilm to the activated sludge. The parameter values of this model were fitted using the data of a pilot plant during a period of no rainfall. The model was then evaluated with the pilot plant data for a period of rainfall.

The model developed for the combined activated sludge and biofilm process simulated the water quality of the pilot plant well. Necessary improvements were also discussed.

KEYWORDS ; Nitrogen and phosphorus removal, Activated sludge, Biofilm, Immobilization, Model

1. はじめに

霞ヶ浦、琵琶湖などの湖沼流域においては、富栄養化を防止するため、下水処理場において窒素・りん除去の高度処理を行っているが、最近、東京湾、大阪湾等の海域についても窒素・りんに係わる環境基準が設定されたため、今後はこれらの内湾に面する大都市でも、窒素・りん除去の高度処理が必要になると考えられる。しかしながら、窒素除去を行うには、増殖速度の遅い硝化細菌を処理系内に保持するために大きな反応槽容量を必要とするため、処理場用地が限られている大都市域では、従来技術により高度処理を行うことは困難である。

近年、微生物の固定化方法を用いることにより、有機物除去プロセスと同程度の処理時間で高度処理を行うことが可能になってきている。これは、硝化細菌を担体に固定化して処理系内に保持することにより、活性汚泥の固形物滞留時間(SRT)が短い場合でも窒素除去を可能にしたものである。これまでに、結合法固定化担体を嫌気-無酸素-好気法の好気槽に添加した処理法のパイロットプラント実験を行い、良好な処理結果が得られた¹⁾ことから、今後は、本処理法を実施設に適用するに当たっての設計法および運転方法を確立することが課題となっている。

上記課題に対しては、シミュレーションモデルを開発することが一つの手法として考えられる。本研究では、処理実験結果をもとに既存のモデルに改良を加え、また、それらを総合化することにより、結合法固定

* 建設省土木研究所 (Public Works Research Institute, Ministry of Construction)

** 滋賀県土木部 (Department of Civil Engineering, Government of Shiga Prefecture)

*** ハノーバー大学衛生工学研究所 (Institute of Sanitary Engineering and Waste Management, Univ. Hannover)

化担体を用いた高度処理法についてシミュレーションモデルの開発を行った。

2 既存のモデル

2. 1 活性汚泥モデル

IAWQ のタスクグループが 1994 年に、活性汚泥による有機物・窒素・りん除去プロセスのための Activated Sludge Model No.2²⁾ を発表している。このモデルは、Table 1 に示すような 9 つの溶解性物質、10 の粒子性物質、9 つの主要な生物反応プロセス等により構成されている。個々のプロセスの反応式については省略するが、そのほとんどが最大速度定数と微生物濃度および水質に関するモノ型の速度式をそれぞれかけ合わせる形式となっている。

Table 1 Components and processes of IAWQ Activated Sludge Model No.2

Soluble components		Particulate components	
S_A ($M_{COD}L^{-3}$)	Fermentation products (Acetate)	X_{AUT} ($M_{COD}L^{-3}$)	Nitrifying organisms, which perform nitrification ($S_{NH4} \rightarrow S_{NO3}$)
S_{ALK} ($MolH_2CO_3L^{-3}$)	Alkalinity	X_H ($M_{COD}L^{-3}$)	Heterotrophic organisms, which grow aerobically and anoxically (denitrification) on S_A and S_F and perform both hydrolysis of X_S to S_F under all environmental conditions and fermentation of S_F to S_A under anaerobic condition
S_F ($M_{COD}L^{-3}$)	Fermentable, readily biodegradable organic substrates, which are directly available for biodegradation by heterotrophic organisms	X_I ($M_{COD}L^{-3}$)	Inert particulate organic material
S_I ($M_{COD}L^{-3}$)	Inert soluble organic material	X_{MeOH} ($M_{TSS}L^{-3}$)	Metal-Hydroxides
S_{N2} (M_NL^{-3})	Dinitrogen	X_{MeOP} ($M_{TSS}L^{-3}$)	Metal-Phosphate
S_{NH4} (M_NL^{-3})	Ammonium plus ammonia nitrogen	X_{PAO} ($M_{COD}L^{-3}$)	Phosphate accumulating organisms
S_{NO3} (M_NL^{-3})	Nitrate plus nitrite nitrogen	X_{PHA} ($M_{COD}L^{-3}$)	Cell internal storage product (poly-hydroxy-alkanoates, glycogen, etc.) of X_{PAO}
S_{O2} ($M_{OL}L^{-3}$)	Dissolved oxygen	X_{PP} ($M_{PL}L^{-3}$)	Cell internal poly-phosphate storage in X_{PAO}
S_{PO4} (M_PL^{-3})	Inorganic soluble phosphorus (Ortho phosphate)	X_S ($M_{COD}L^{-3}$)	Slowly biodegradable substrate
		X_{TSS} ($M_{TSS}L^{-3}$)	Total suspended solids

Biological processes	
Hydrolysis	Transformation of X_S to S_F by X_H under all environmental conditions
Fermentation	Transformation of S_F to S_A by X_H under anaerobic condition
Growth of X_H	Growth of X_H on S_A and S_F with either S_{O2} consumption or S_{NO3} reduction under anoxic condition (denitrification)
Growth of X_{PAO}	Growth of X_{PAO} on X_{PHA} with the consumption of S_{O2}
Growth of X_{AUT}	Growth of X_{AUT} on S_{NH4} with the consumption of S_{O2}
Storage of X_{PHA}	Uptake of S_A and formation of X_{PHA} at the hydrolysis of X_{PP} into S_{PO4} under anaerobic condition
Storage of X_{PP}	Uptake of S_{PO4} and formation of X_{PP} at the consumption of X_{PHA} and S_{O2}
Lysis of X_H , X_{PAO} and X_{AUT}	Transformation of X_H , X_{PAO} and X_{AUT} to X_S and X_I with the release of S_{NH4} and S_{PO4}
Lysis of X_{PHA} and X_{PP}	Transformation of X_{PHA} or X_{PP} to S_A or S_{PO4}

※In the growth processes, uptake of S_{NH4} and S_{PO4} must be added.
※Stoichiometric coefficients and kinetic expressions are omitted here.

2. 2 生物膜モデル

生物膜による有機物除去反応および硝化反応を表すモデルとしては、Wanner と Gujer による生物膜モデル³⁾ がある。本モデルにおける要素と生物反応プロセスは活性汚泥モデルと同様であるが、生物膜が微生物の集合体としての厚みを持つため、Fig. 1 に示すように、生物膜内の基質移動と微生物増殖による生物膜体積の変化をモデル内に組み込んでいる。生物膜全体での基質消費速度は、生物膜内の基質濃度分布と微生物濃度分布を算出することにより求める。本モデルによる計算では、増殖速度の速い微生物が生物膜表面に集積し、増殖速度の遅い微生物が生物膜の内部に押し込められることが報告されている。

本モデルには生物膜の剥離プロセスは組み込まれていないことから、実際の適用に当たっては、剥離機構

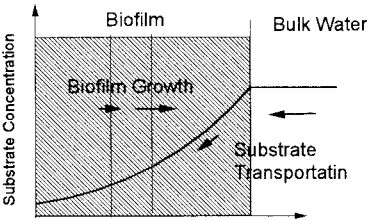


Fig. 1 Substrate transportation and biofilm growth

を数式化し、モデルに組み込む必要がある。

3 研究の方法

3. 1 モデル開発のための実験

モデルの開発には、結合法固定化担体の硝化速度に関する実験⁴⁾の結果、および、結合法固定化担体を添加した嫌気-無酸素-好気法のパイロットプラント実験結果を用いた。以下に実験方法の概要を示す。

(1) 結合法固定化担体の硝化速度に関する実験（実験 I）

本実験は、有機物負荷の違いが結合法固定化担体の硝化速度に与える影響を調べることを目的として行ったものである。用いた担体の特性を Table 2 に、実験装置を Fig.2 に、実験条件を Table 3 に示す。担体はポリプロピレン製の中空円筒であり、比重が 1 に近いので、通常の曝気強度で容易にリアクター内を流動する。実験では、担体を体積比で 40% 加えた 3 基のリアクター（A, B, C）に、水温 20℃ の条件で有機物濃度の異なる人工下水を Run1 から Run4 の条件で供給し、定期的に処理水質および担体上の微生物量を測定した。なお有機基質には、デキストリン、ペプトン、酵母エキス、牛肉エキスを混合して用いた。また、各 Run の定常状態において、担体上微生物の最大硝化速度および最大有機物除去速度を回分実験により求めた。

Table 2 Characteristics of Immobilization Media

Material	: Polypropylene
Specific gravity	: 1.025 g/cm ³
Configuration	: Cylinder with empty inside (diameter : 4 mm, length : 5 mm)
Specific surface area when packed densely	: 1410 m ² /m ³
Specific gravity when packed densely	: 0.271 g/cm ³

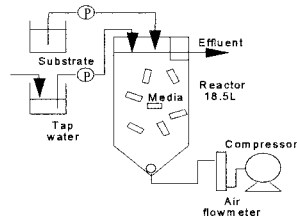


Fig. 2 Experimental apparatus

Table 3 Conditions for Experiment I

Reactor.	Influent water quality (g/m ³)			
	BOD	TOC	T-N	NH ₄ -N
A	0.3	5	25	25
B	12.5	20	27.5	25
C	125	120	25	3

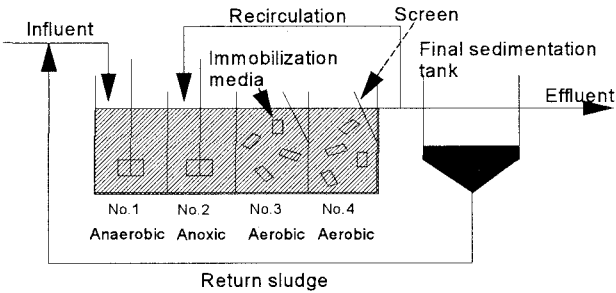
	Run 1	Run 2	Run 3	Run 4
HRT(h)	8	4	2	1
Q _{in} (m ³ /d)	0.0554	0.111	0.222	0.444

(2) 結合法固定化担体を添加した嫌気-無酸素-好気法のパイロットプラント実験（実験 II）

沈殿処理した実下水を Fig. 3 に示すパイロットプラントに供給し、処理実験を行った。リアクターは流下方向に 4 分割し、No. 1 セルを嫌気槽、No. 2 セルを無酸素槽、No. 3 セルを担体を添加あるいは無添加の好気槽、No. 4 セルを担体を添加した好気槽とした。また、No. 3 セルおよび No. 4 セルの越流部には、担体の流出を防ぐためのスクリーンを設置した。

リアクターの水理学的滞留時間 (HRT) は 8h とし、活性汚泥の SRT および好氣的 SRT はそれぞれ 14d, 7d とした。

また、流入下水性状に対応した硝化細菌の最大比増殖速度を求めるため、IAWPRC の



	Anaerobic	Anoxic	Aerobic
Volume of aeration tank	: 10 m ³ (2.5m ³	2.5m ³	5m ³)
Inflow rate	: 30 m ³ /d		
Return sludge ratio	: 0.5		
Recirculation ratio of nitrified mixed liquor	: 1.5		
Solids retention time	: 14d		
Volumetric ratio of media in aerobic cell	: 40%		

Fig. 3 Outline of pilot plant (Experiment II)

Activated Sludge Model No.1⁵⁾の方法に従い、別途、ベンチスケール実験装置による活性汚泥の連続処理実験を行った。このほか、同モデルに用いられている水質項目である Readily Biodegradable COD (= Acetate COD (S_A) + Fermentable COD (S_F))の流入下水中の濃度を、回分実験での脱窒速度の時間変化から求める Scheerらの方法⁶⁾により求めるとともに、硝化細菌量を把握するため、回分実験により活性汚泥および担体上生物膜の最大硝化速度を測定した。

3. 2 モデル作成の手順

全体の処理プロセスのモデル作成は、2段階の手順により行った。第1段階では、実験Ⅰの結果を用いて結合法固定化担体上の生物膜についてモデルを作成した。次の第2段階では、作成した生物膜モデルを活性汚泥モデルに組み込んで全体モデルを構成し、実験Ⅱの結果を用いてモデルの検討を行った。

なお、モデルの開発には、シミュレーションソフトウェアとして AQUASIM⁷⁾を用いた。

(1) 結合法固定化担体上に形成した生物膜のモデリング

実験Ⅰの結果を用い、有機物負荷条件がパイロットプランに近い Reactor Bの実験結果を対象として、結合法固定化担体上の生物膜モデルの作成を行った。Wanner と Gujer の開発した生物膜モデルをベースとしたが、生物膜の剥離機構に関しては、実験結果を用いて別途検討し、新しくモデルに加えた。

また、活性汚泥モデルとの整合を図るため、モデルの要素は基本的に IAWQ の Activated Sludge Model No. 2のそれに統一した。しかし、要素のうち Slowly biodegradable COD は分類上粒子性物質とされているが、実際には溶解性 COD も含むと考えられるため、Table 4 に示すように、溶解性と粒子性に分け、また、生物反応に修正を加えた。実験Ⅰで使用した有機基質はデキストリンやペプトンなどの高分子有機物であったため、これらは溶解性の Slowly biodegradable COD として取り扱った。

モデル中のパラメーターのうち、硝化細菌の最大比増殖速度、加水分解速度、従属栄養細菌の収率、有機基質中の窒素含有率については、Table 5 に示すように、実験結果から算出してモデルに用いた。

Reactor Bにおける剥離生物膜の濃度は付着生物膜濃度の1%未満と小さい値であったため、モデル中では剥離生物膜は考慮しなかった。また、液側の基質拡散抵抗についても、曝気による担体の攪拌強度が大きかったため考慮しなかった。

Table 4 Definition of slowly biodegradable COD

	Definition	Activated sludge	Biofilm		Modification of hydrolysis process
		Hydrolysis	Penetration	Hydrolysis	
S_S	Soluble	OK	OK	OK	$X_S/(K_X X_H + X_S) \rightarrow S_S/(K_S + S_S)$
X_S	Particulate	OK	No	No	No change

Table 5 Parameter values obtained from Experiment I

Conversion Factors		Source of parameter values	
Nitrogen: Soluble Material: i_{NS} N content of slowly biodegradable substrate S_S		0.1 $g_N g^{-1}_{COD}$	Nitrogen content of organic substrate
Stoichiometric Constants			
Heterotrophic Organisms X_H Y_H Yield coefficient		0.8 $g_{COD} g^{-1}_{COD}$	Steady state data of Reactor C
Kinetic constants			
Hydrolysis: r_h = Hydrolysis rate constant		1.5 d^{-1}	Max. organic matter consumption rate of Reactor C by batch test
Nitrifiers: μ_{AUT} = Maximum growth rate		0.25 d^{-1}	Max. nitrification rate of Reactor A by batch test

(2) プロセス全体のモデリング

活性汚泥モデルとしては IAWQ の Activated Sludge Model No. 2 を用いた。これに (1) において作成した生物膜モデルを組み込み、また、剥離した生物膜微生物を活性汚泥に加える機構を加えることで全体モデルを構成した。モデルの構造を Fig. 4 に示す。リアクターの各セルは完全混合反応槽とし、No. 3 と No. 4 セルに対応する反応槽には生物膜を組み込み、また、酸素供給プロセスを加えた。最終沈殿池の汚泥ゾーンにおける脱窒およびリンの放出に対応するため、汚泥ゾーンを 1 つの反応槽としてモデルに組み込んだ。

モデルの開発に際しては実験Ⅱの結果を用い、硝化細菌の最大比増殖速度は、別途、活性汚泥実験から求めた値を使用した。

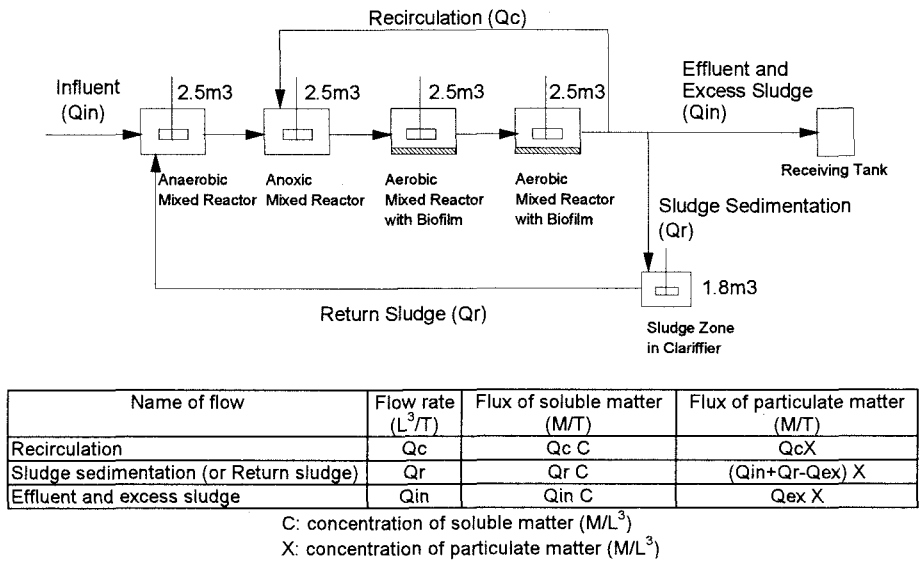


Fig.4 Structure of the model of A²O process with immobilized nitrifiers

4. 研究結果

4. 1 生物膜モデル

(1) シミュレーションの条件

実験Ⅰで得られた生物膜厚さと生物膜の剥離速度の関係を Fig. 5 に示す。モデルには、図中の直線で表される生物膜剥離速度を適用した。なお、生物膜厚さの算出に当たっては、生物膜の VS 濃度を 25,000gVS/m³ と仮定した。

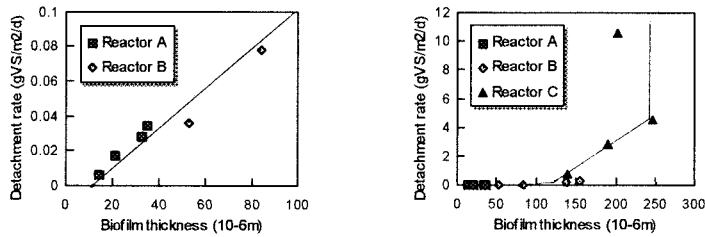


Fig.5 Biofilm detachment rate

生物膜のシミュレーションのためには、生物膜全体での剥離速度だけでなく、生物膜の深さ方向の剥離機構を設定する必要がある。本研究では、生物膜剥離機構を Fig.6 のように、a) 表面からだけの剥離、b-1) 表面ほど剥離強度が大きいある厚みを持った剥離、b-2) ある厚みを持った一様な剥離、b-3) 生物膜全体からの一様な剥離、の計4通り仮定し、シミュレーションを行った。

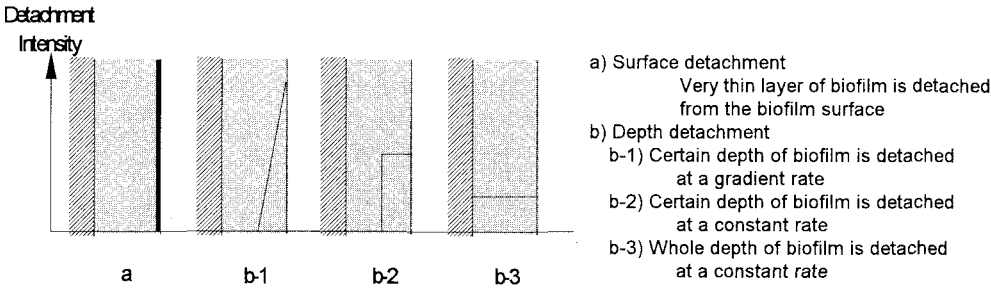


Fig.6 Assumptions of biofilm detachment mechanisms

なお、シミュレーションは、Table 5 に示した実験値と IAWQ Activated Sludge Model No.2 の中に例示されているパラメーター値を用いて行ったが、Table 6 に示すパラメーターについては、パラメーターフィッティングの結果、表中に示す値とした。生物膜内の拡散係数については Table 7 に示す値を用いた。

Table 6 Parameter values

Kinetic constants	
Hydrolysis: K_s = Saturation coefficient for soluble slowly biodegradable COD (S_s)	4.0 $g_{COD}m^{-3}$
Heterotrophic Organisms: b_H = Rate constant for lysis	0.10 d^{-1}
K_{NH4} = Saturation coefficient for ammonium (nutrient)	0.05 $g_{N}m^{-3}$
Nitrifiers: b_{AUT} = Decay rate	0.05 d^{-1}
K_{NH4} = Saturation coefficient for ammonium	0.20 $g_{N}m^{-3}$
K_{ALK} = Saturation coefficient for alkalinity	0.10 $mole_{HCO3}m^{-3}$
Biofilm: X_f = Biofilm concentration	25,000 gVS/m^3

Table 7 Molecular diffusion coefficient

Symbol	Substrate	Diffusion coefficient (m^2/d)	
		in Water	in Biofilm
D_A	Acetate	1×10^{-4}	0.8×10^{-4}
D_{ALK}	Alkalinity	1×10^{-4}	0.8×10^{-4}
D_F	S_F	6×10^{-5}	4.8×10^{-5}
D_S	S_S	1×10^{-5}	0.8×10^{-5}
D_{NH4}	NH_4	1.6×10^{-4}	1.3×10^{-4}
D_{NO3}	NO_3	1.2×10^{-4}	1.0×10^{-4}
D_{O2}	O_2	2.2×10^{-4}	1.8×10^{-4}
D_{PO4}	PO_4	1.5×10^{-4}	1.2×10^{-4}

(2)シミュレーション結果

シミュレーション結果を Reactor B の場合について Fig. 7 に示す。生物膜厚さおよび処理水 COD 濃度については、生物膜の剥離機構がいずれの場合でも、ある程度良好に実験結果を再現することができた。しかし、処理水 NH_4-N 濃度については、生物膜が深さ全体にわたって剥離すると仮定した場合 (b-3) にのみ、Run4 の実験結果に近い値とすることができた。これは、生物膜の剥離機構を a, b-1, b-2 と仮定した場合には、Fig. 8 の b-2 に代表として示すように、硝化細菌が全生物膜にわたって存在するのに対し、生物膜全体から剥離すると仮定した場合 (b-3) には、生物膜表面近くにおいて硝化細菌が存在しないような状態が生じるためである。

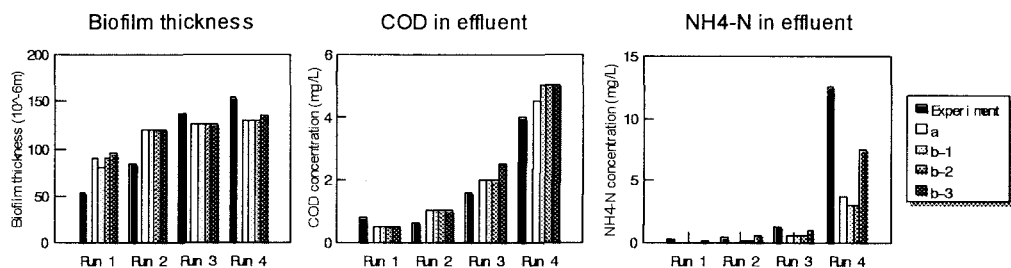


Fig.7 Simulation results with four detachment mechanisms (Reactor B of Experiment I)

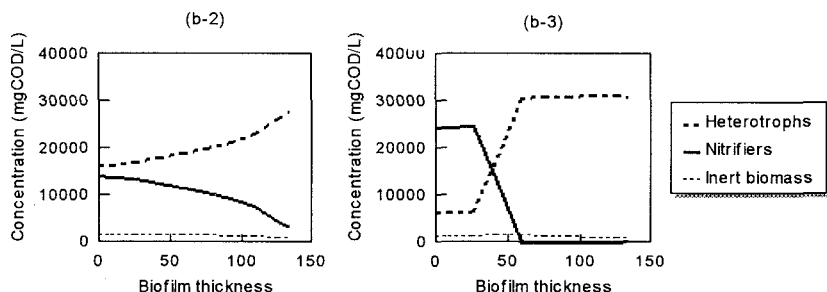


Fig.8 Distributions of biomass (Run4 of Reactor B)

4. 2 全体モデル

(1) シミュレーションの条件

別途行った活性汚泥実験から、下水に対する硝化細菌の最大比増殖速度 (20°C) は 0.25d^{-1} と計算されたため、シミュレーションではこの値を使用した。また、流入下水中の酢酸および Readily biodegradable COD の濃度は、溶解性 COD に対してそれぞれ 46% と 60% であった。

晴天時におけるバイオリアクター処理結果に関して、Table 8 に示した流入下水水質および運転条件のもとで、主として加水分解プロセスに関するパラメーターフィッティングを行った。

(2) シミュレーション結果

Table 9 に、パラメーターフィッティングの結果、生物膜モデルの場合と異なることとなったパラメーター値を示す。また、水質に関するシミュレーション結果を Fig. 9 に、活性汚泥に関する結果を Fig. 10 に、担体上の生物膜に関する結果を Fig. 11 に示す。なお、硝化細菌の濃度は、回分実験で求めた最大硝化速度から算出した。

水質に関しては、好気第 1 槽において大きめの硝化速度となったものの、COD、窒素、りんともに実験結果を良好に再現することができた。また、活性汚泥

Table 8 Influent water quality and operation conditions

	No rainfall	Rainfall
Influent water quality		
S_A ($\text{mg}_{\text{COD}}\text{L}^{-1}$)	32	16
S_{ALK} ($\text{mol}_{\text{HCO}_3}\text{L}^{-1}$)	3	3
S_F ($\text{mg}_{\text{COD}}\text{L}^{-1}$)	9	5
S_S ($\text{mg}_{\text{COD}}\text{L}^{-1}$)	13	0
S_i ($\text{mg}_{\text{COD}}\text{L}^{-1}$)	15	14
S_{NH_4} ($\text{mg}_\text{N}\text{L}^{-1}$)	18.7	16.8
S_{NO_3} ($\text{mg}_\text{N}\text{L}^{-1}$)	0.09	0.03
S_{O_2} ($\text{mg}_\text{O}\text{L}^{-1}$)	0	0
S_{PO_4} ($\text{mg}_\text{P}\text{L}^{-1}$)	2.15	1.4
X_S ($\text{mg}_{\text{COD}}\text{L}^{-1}$)	75	60
X_i ($\text{mg}_{\text{COD}}\text{L}^{-1}$)	15	10
i_{NSS} ($\text{g}_\text{N}\text{g}^{-1}\text{COD}$)	0.04	0.04
Operation condition of aerobic cells		
	No.3	No.4
S_{O_2} ($\text{mg}_\text{O}\text{L}^{-1}$)	1.3	3.8
	No.3	No.4
	2.0	5.0

Table 9 Parameter values different from biofilm model

Stoichiometric Constants	
Heterotrophic Organisms X_H	
Y_H Yield coefficient	0.63 $\text{g}_{\text{COD}}\text{g}^{-1}\text{COD}$
Kinetic constants	
Hydrolysis:	
r_h = Hydrolysis rate constant	6 d^{-1}
K_x = Saturation coefficient for particulate COD (X_S)	0.05 $\text{g}_{\text{COD}}\text{g}^{-1}\text{COD}$

項目のうち、ポリリン酸濃度に関しては実験結果をよく表す結果となったが、硝化細菌濃度は幾分低めの値となった。しかしながら、生物膜中の硝化細菌濃度に比べて活性汚泥のそれが小さいという傾向は表されていた。

生物膜に関しては、シミュレーション結果が実験結果よりも小さい値となり、また、硝化細菌がほぼ好気第1槽の担体上のみ存在する結果となった。この理由として、生物膜モデルでは粒子性有機物の吸着・分解を処理機構として考慮していないため、生物膜への有機物負荷が小さく計算されたことが考えられる。

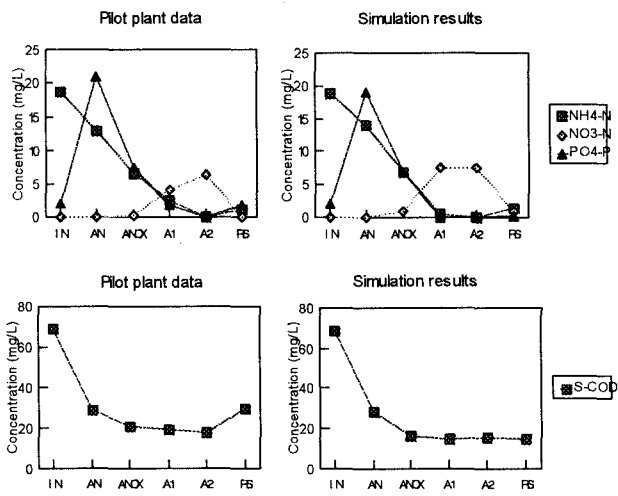


Fig.9 Simulation results of water quality

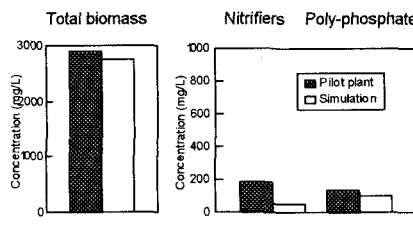


Fig.10 Simulation results of activated sludge

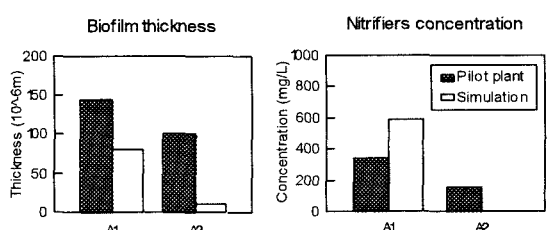


Fig.11 Simulation results of biofilm

晴天時の処理結果でフィッティングしたモデルを、降雨が継続して流入下水濃度が長期間希薄になった条件に適用し、モデルの評価を行った。ただしこの時期には、パイロットプラントの好気第1槽中の担体は取り去り、担体は好気第2槽のみに添加されている状態であった。

水質のシミュレーション結果を Fig. 12 に、活性汚泥および生物膜厚さの結果を Fig. 13 に示す。

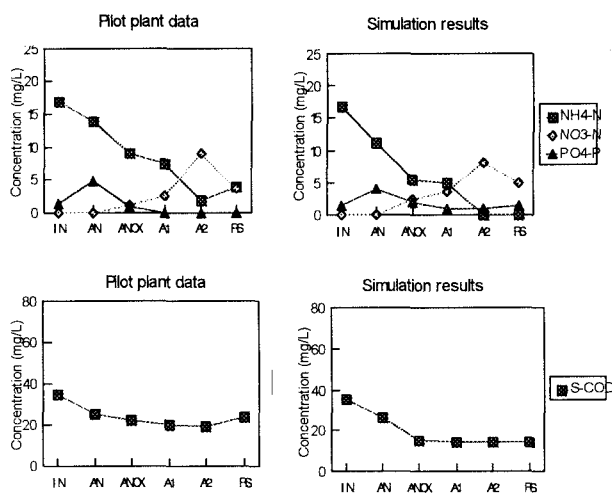


Fig.12 Simulation results of water quality with long rain fall

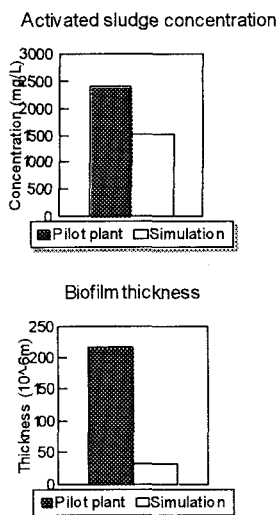


Fig.13 Simulation results of activated sludge and biofilm with long rain fall

流入 COD 濃度の低下に起因する嫌気槽におけるりんの放出濃度の減少、無酸素槽での $\text{NO}_x\text{-N}$ の残留がよく表されており、硝化が担体の存在する好気第 2 槽で主に行われている様子もシミュレートされている。しかし、担体上の生物膜厚さに関しては、実験結果とシミュレーション結果の間に大きな差があり、生物膜厚さの定常状態に至る時間等も含めて、今後の検討を要する課題である。

5 まとめ

結合法固定化担体を嫌気-無酸素-好気法の好気槽に添加した処理法について、シミュレーションモデルの開発を行った。まず、担体上の生物膜について、実験結果を用いて生物膜の剥離機構を中心として検討し、モデルを作成した。次いで、生物膜モデルを活性汚泥モデルに組み込み、2つの異なる処理状況におけるパイロットプラント実験結果を用いて、モデルのフィッティングと評価を行った。その結果、開発モデルは水質結果をよく表すことが明らかとなった。しかし今後は、モデルの向上のため粒子性有機物の生物膜による利用機構を検討し、当該プロセスをモデルに組み込む必要があると考えられた。

参考文献

- 1) 高橋正宏、鈴木穰 (1995) 微生物の固定化方法を用いた排水中からの窒素・りん除去法, 土木技術資料 37, 8, 32-37
- 2) Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matso, T., Wentzel, M. C. and Marais, G. v. R. (1994) Activated Sludge Model No. 2. *IAWQ Scientific and Technical Reports*.
- 3) Wanner, O. and Gujer, W. (1984) Competition in Biofilms. *Wat. Sci. Tech.* 17, 27-44
- 4) 宮田純、高橋正宏、鈴木穰、滝沢智 (1994) 固定化微生物の硝化活性に対する有機物負荷および窒素負荷の影響, 第 28 回日本水環境学会年会講演集, 54-55
- 5) Henze, M., Grady Jr, C. P. L., Gujer, W., Matso, T. and Marais, G. v. R. (1986) Activated Sludge Model No. 1. *IAWQ Scientific and Technical Reports*.
- 6) Scheer, H. and Seyfried, C. F. (1994) Experiences with the Enhanced Biological Phosphorus Removal in Germany. Presented at *the sixth Japanese-German Workshop on Waste Water and Sludge Treatment*. Research Center Karlsruhe, Germany
- 7) Reichert, P. (1994) Aquasim - A Tool for Simulation and Data Analysis of Aquatic Systems. *Wat. Sci. Tech.* 30, 21-30.