衛生工学研究論文集・第23巻・1987 (Proc. of Environ. & Sani. Eng. Research, Vol.23, 1987)

(27) 有機物酸化，硝化および脱窒反応の競争する系における反応速度論 ―低濃度域における反応速度定数―

STUDY ON THE KINETICS FOR SIMULTANEOUS REMOVALS OF ORGANICS AND NITROGEN FROM THE WASTE WATER OF LOW SUBSTRATE CONCENTRATION WITH ACTIVATED SLUDGE

深川 勝之 *，村上 定瞭 *，石川 宗孝 **，中西 弘 ***
Masayuki FUKAGAWA *, Sadaaki MURAKAMI *, Munetaka ISHIKAWA ** and Hiroshi NAKANISHI ***

ABSTRACT; The biological reactions were modelled and were treated kinetically, concerning the process analysis for the design and maintenance for the simultaneous removals of organics and nitrogen from the sewage by means of the activated sludge process with a single reactor in which the multi-reactions proceed in parallel. The organics oxidation, nitrification and denitrification reaction-rates were derived from Monod-type functions for the substrates concerning in their reactions and the change of the water quality was expressed by combining the foregoing rate equations and mass balances. The activated sludge investigated was cultivated in an oxidation ditch with an artificial sewage, and the kinetic parameters of the Monod-type functions were determined from the results of the batch method. The water quality of the mixed liquor calculated numerically as a function of time using the kinetic equations suggested was found to be in good agreement with the experimental results, and the kinetic model and parameters evaluated seem to be practically useful in the process analysis.
KEYWORDS; sewage treatment, kinetics, organics oxidation, nitrification, denitrification.

1. はじめに

単一曝気槽やオキシデーション・ディッチにおいては，炭素系有機物と窒素が同時に除去されており，これらの槽内では有機物酸化，硝化および脱窒反応が並行してかつ同時に進行することが知られている。このため，反応装置の設計や操作管理において不確定な要素を多く含んでいる。したがって，各反応をバランスよくスムーズに進行させるためには，これらの系における競合反応を適正なモデルで表わすことが要求される。

現在，衛生工学の分野ではモデル化の目的として，次のような傾向に別れる。

(1) 微生物生理という複雑な現象をより深く統一的に理解するためのモデル化

(2) 微生物反応容器を設計したり，最適条件を見い出したり，反応プロセスの合理的管理に役立てるモデル化

著者ら[1,2,3]は後者の立場から，し尿の単一曝気槽による有機物および窒素除去において競合した反応機構についての説明を行ない，さらに反応モデル式を立てて，現象をうまく表現することができた。しかし，得られたパラメーターの値は，し尿等の高濃度基質に適用できるものであって，下水等の希薄廃液の基質には適さない値も多く含まれている。また，反応機構においても省略・簡素化できない要素も含まれている。このため，本研究ではオキシデーション・ディッチに模擬下水を投入して連続培養した汚泥を用いて，一連の

*宇部工業高等専門学校 Ube Technical Colledge，**京都大学工学部 Fucalty of Engeneering，Kyoto University，
*** 山口大学工学部 Fucalty of Engeneering，Yamaguchi University

回分実験を行ない，次のような手順により反応モデル式を検討した。

(1) まずはじめに，し尿処理において提示した反応モデルを適用して実験値のシミュレーションを行なう。

(2) 省略・簡素化できない要素を逐次導入して，最適な反応モデル式を確立し，あわせて実験的に求めたパラメーター値の補正を行なう。

ところで，有機物酸化，硝化あるいは脱窒などの個々の単一プロセスについての反応速度論的研究はいままでに数多く見られる。[5] しかし，著者らの研究はこれらの各反応が競合した反応系での速度論を扱うものであり，主としてし尿を対象として検討を行なって来た。一方，下水等の希薄廃液においては，その実験的解析がこれまで皆無であり，一連の本研究を補う実験解析が今回の目的である。さらに本研究の特徴は，条件をいろいろと変えた回分実験による膨大なデータに基づくモデル式の検討およびパラメーター値の決定にある。

2 反応モデル式

有機物および窒素の同時除去を行なう場合，活性汚泥は有機物酸化菌，硝化菌および脱窒菌より構成される。これらの細菌類の行なう反応の概要はTable 1に示すようなものであり，それぞれの反応に及ぼす主な要素として，温度，pH，DO，有機物，NH_4^+，NO_2^-，NO_3^-，活性汚泥濃度などが挙げられる。各反応に及ぼす主な要素あるいは因子をまとめてTable 2に示す。

Table 1 Model for biochemical reactions

Oxidation	Nitrification	Denitrification
Org. + O_2 → CO_2 + H_2O	NH_4^+ + O_2 → NO_x^- + H^+ + H_2O	Org + NO_x^- + H^+ → CO_2 + H_2O + N_2

動力学的に取り扱う場合に，温度および活性汚泥濃度を除く各要素をMonod型関数$C_i/(C_i+K_i)$（C_i：各要素の濃度，K_i：各要素の飽和定数）とし，また阻害効果を示す各要素は$K_I/(C_i+K_I)$として，それぞれを表現する。Table 2に示す各反応速度を最大反応速度定数Uと上記関数の積として表わすと，反応槽内の各物質の動力学的モデルはTable 3のように示される。表中の各記号は，本論文の末尾にまとめて示す。この反応モデルを導入する過程で次のような省略・簡素化を行なう。

(1) 1.で述べたように，モデル化の目的が生物生理を理解するためには，NO_2^-およびNO_3^-を分けて反応を段階的に扱うべきである。この取り扱いについてはすでに報告[2~3]した。しかし，本モデルの目的はプロセスの設計や管理に役立てるためであるため，できるだけ簡素化した方が望ましいと考えた。さらに，現実には下水処理においてはNO_3^-が支配的で，また，し尿処理においてNO_2^-が支配的である。[7] 事実，本研究の実験条件下では，NO_2^-はNO_3^-に比べて，ほとんど無視できる量であった。以上のことから本研究では，NO_2^-およびNO_3^-については，これらの総和としてNO_x^-で示し，パラメーターの決定においては，下水の場合x＝2として扱う。

Table 2 Factors influencing organics oxidation, nitrification and denitrification

	Temp.	pH	DO	A	COD	NH_4^+	NO_x^-	Biomass
Oxidation	○	○	○		○			○
Nitrification	○	○	○	○		○		○
Denitrification	○	○	○		○		○	○

○：Greatly influencing factor　　A：Alkalinity

(2) 有機物の指標としてCODを用いる。

(3) 処理系ではpH緩衝能を示す多くの物質が存在するため，生物反応による水素イオン濃度の消費あるいは放出の量が直接反映されない。そこで，水素イオン濃度の代わりに，水素イオン濃度の消費量あるいは放出量と比例関係にあるアルカリ度Aを用いた。

(4) 酸化および硝化反応においては，電子受容体として酸素が消費される。また，酸化および脱窒反応においては，電子供与体として有機物が消費される。これらの代謝反応においては，細菌の種類や代謝経路が異なるので，同じ物質でも反応の種類によってMonod関数における飽和定数が異なるものと考えられる。しかし，本モデルでは反応式をなるべく簡素化するために，代謝経路が異なっても同じ物質については，原則として同じ飽和定数を用いる。実際のシミュレーションにおいては，問題が生じた場合には逐次訂正を加えて行くこととする。

Table 3 Kinetic model for biochemical reactions

COD removal	$\frac{1}{X}\frac{dS}{dt} = -\frac{U_s S}{K_s + S}\frac{DO}{K_0 + DO} - \alpha\frac{dC_3}{dt}$	(1)
NH_4^+ removal	$\frac{1}{X}\frac{dC_1}{dt} = -\frac{U_1 C_1}{K_1 + C_1}\frac{DO}{K_0 + DO}\frac{A}{K_A + A}$	(2)
NO_x^- formation	$\frac{1}{X}\frac{dC_2}{dt} = \frac{U_1 C_1}{K_1 + C_1}\frac{DO}{K_0 + DO}\frac{A}{K_A + A} - \frac{U_2 C_2}{K_2 + C_2}\frac{S}{K_s + S}$	(3)
N_2 formation	$\frac{1}{X}\frac{dC_3}{dt} = \frac{U_2 C_2}{K_2 + C_2}\frac{S}{K_S + S}$	(4)
Sludge growth	$\frac{dX}{dt} = a\frac{dS}{dt} + b\frac{dC_1}{dt} + c\frac{dC_3}{dt} - dX$	(5)
DO balance	$\frac{dDO}{dt} = -a'\frac{dS}{dt} - b'\frac{dC_1}{dt} - d'X + KLa(DOs - DO)$	(6)
Alkalinity consumption	$\frac{dA}{dt} = -e\frac{dC_1}{dt} + f\frac{dC_3}{dt}$	(7)

Table 4 Composition and characterization of artifical sewage

Component	Conc. (mg/l)	Substrate	Conc. (mg/l)
skimmilk	400	BOD	220～250
$(NH_4)_2SO_4$	188	COD	150～200
KH_2PO_4	18	K_J-N	50～60
$NaHCO_3$	100～0	NH_4-N	35～45
Na_2CO_3	50～0	T.P	7.5～8.5
		PO_4-P	5.5～6.5

3. 実験および方法

3.1 供試汚泥

供試汚泥はFig. 1に示すようなオキシデーション・ディッチを作製し，模擬下水を用いて連続培養したものを用いた。[6] ディッチは楕円形状とし，有効容積21.5L，水路長2.5m，ロータ形状は横ロータ型とし，沈殿池の有効容積は3Lである。酸素供給は，ローターおよびローター設置部へ散気球を付設して供給量を調節した。 模擬下水の成分と性状をTable 4に示す。炭素源としてスキムミルク，窒素源として硫酸アンモニウム，リン源としてリン酸水素カリウム等を投入している。この原水を水道水で5倍に希釈して，滞留時間を18時間とした。20℃，pH 6～7で運転したときのCODの除去率は98%，窒素の除去率は80%であった。なお，ディッチで培養した汚泥を回分実験に切り換える場合には，酸素供給量はディッチとほぼ同程度の条件とした。

3.2　回分実験

Fig. 2 に示すように，直径20cm，高さ30cmの円筒形の反応容器を20℃に設定した恒温槽に浸した。この反応槽に各物質濃度を調整した原水をいれて，所定の流量で空気曝気を行ないながら，汚泥を投入して攪拌し，各物質の経時変化を測定した。原水の成分は，炭素源としてスキムミルク，NH_4^+－N源として硫酸アンモニウム，NO_3^-－N源として硝酸ナトリウム，リン源としてリン酸水素カリウムをそれぞれ用い，アルカリ度は炭酸水素ナトリウムおよび炭酸ナトリウムを用いて調整した。各物質の初期濃度(mg/L)は，COD：0～160，NH_4^+－N：0～25，NO_3^-－N：0～30，アルカリ度：20～220の範囲で変化させ，PO_4^{3-}－Pは5mg/Lで一定とした。汚泥濃度は3000～5000mg/Lであった。Table 5 に回分実験のRun No.と実験条件を示す。供試汚泥は残留基質を除くため，水道水で3回洗浄した。原水は汚泥投入前に所定の流量で十分曝気を行ないDOを飽和濃度とした。ただし，脱窒反応に関するパラメーターの値を求める実験では，窒素ガスを十分通じて脱気を行ない，容器を密封した。汚泥を投入してから反応系が完全に均一になったと判断できる5分後から，サンプリングを開始し，適宜採水してろ紙No.5Cによるろ液を分析した。分析項目は，COD，Kj－N，NH_4^+－N，NO_2^-－N，NO_3^-－N，T－P，PO_4^{3-}－P，アルカリ度およびMLSSである。有機物の指標としてCODを用いたが，測定法上NO_2^-－NもCODとして測定されるので，これを補正した値を用いた。総括酸素移動容量係数KLaは，亜硝酸ナトリウムを加えてDOを除去し，所定の流量で空気曝気を行ない，DOの経時変化より決定した。この際，触媒として塩化コバルト(Ⅱ)を添加した。

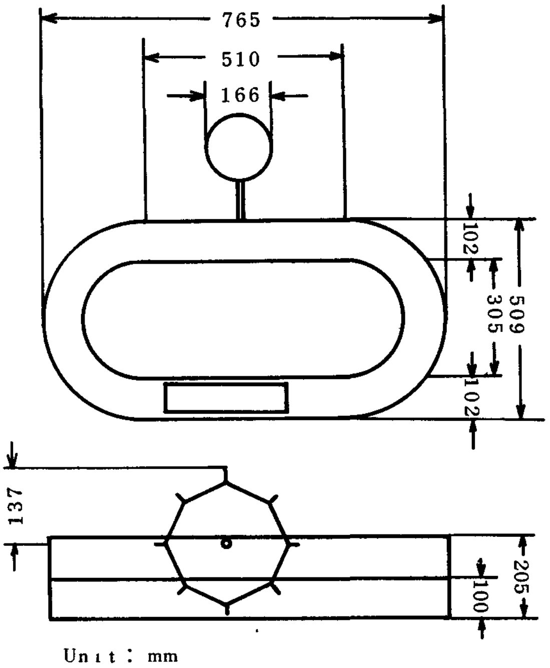

Fig. 1. Scheme of oxidation ditch.

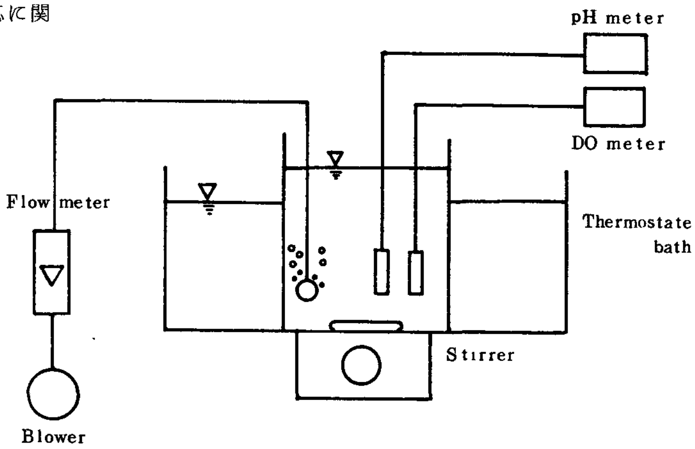

Fig. 2. Scheme of apparatus for the batch experiments.

4. 結　　果

4.1　回分実験

代表的な回分実験結果をFig. 3およびFig. 4に示す。各物質の経時変化は任意の時刻における初期濃

度で割ったものである。ただし，各形態の窒素は総窒素の初期濃度で割ったもので，N_2 －Nについては溶液濃度に換算したものである。また，DOについては飽和濃度で割ったものである。

Fig. 3は硝化反応に及ぼすDOとアルカリ度の効果を比較したものである。この図の（A）においては，NH_4^+ －Nに比べてアルカリ度が十分存在するので，NH_4^+ －Nは反応開始後直ちに硝化され，1時間後にはほぼ完全に除去されている。一方，（B）においてはアルカリ度が存在する間では硝化が進行しているが，反応開始後1時間経過してアルカリがほとんど消費されるとNH_4^+ －Nは一定値を示し，硝化反応が停止している。前述したように（A）においてはアルカリ度，DOともに十分であるので，NH_4^+ －Nは1時間までに完全に除去されている。ところが，（C）においてはアルカリ度が十分あるにもかかわらず，DOが低いために硝化が極めて遅い。DOが"0"に近いにもかかわらず硝化が進行しているのは，曝気を行ない酸素は常に供給されているからである。

Table 5 Initial substrate concentrations for the batch experiments analyzed 5 minutes after the sludge had been added

Run No.	MLSS	COD	NH_4^+ −N	NO_x^- −N	A	KLa
1	2990	127	17.8	1.10	215	6.75
2	3905	130	8.5	1.34	110	9.00
3	2820	141	4.0	1.15	215	6.75
4	3885	29.5	210	3.05	140	4.50
5	3605	33.0	9.58	306	141	4.50
6	3670	60.6	4.56	2.89	140	6.75
7	3635	31.3	23.1	2.08	55	4.50
8	4015	30.8	12.3	1.94	49	4.50
9	3905	32.6	6.30	2.39	120	6.75
10	3695	18.8	18.0	2.27	123	4.50
11	3510	16.1	8.12	2.15	126	4.50
12	3295	13.0	4.20	2.36	126	4.50
13	3545	4.65	9.40	3.70	40	6.75
14	4300	2.34	3.03	3.10	44	6.75
15	4460	2.41	0.32	2.78	49	6.75
16	4535	2.87	7.10	3.72	42	6.75
17	3810	5.64	5.68	1.99	47	6.75
18	4870	2.89	16.1	3.18	190	6.75
19	4150	4.32	17.4	3.09	122	4.50
20	4800	3.99	6.78	2.89	190	6.75
21	4980	3.20	2.69	2.70	190	6.75
22	4550	2.45	15.9	4.30	150	6.75
23	4345	2.14	6.44	4.93	150	6.75
24	4375	2.38	3.46	3.34	150	6.75
25	3905	5.00	0.04	2.58	49	6.75
26	4015	4.11	8.65	3.10	120	4.50
27	4080	3.97	3.56	2.96	125	4.50
28	4585	2.05	9.72	1.96	28	6.75
29	3800	40.8	4.5	12.5	139	4.50
30	3865	38.3	5.32	7.10	139	4.50
31	4640	2.22	4.29	1.81	29	6.75
32	4755	3.03	0.12	1.90	28	6.75
33	3780	41.9	15.12	21.9	136	4.50
34	4810	155	14.8	21.9	83	4.50
35	4890	158	14.2	12.4	86	4.50
36	4750	156	13.6	7.10	83	4.50
37	4070	21.3	3.42	30.5	126	0.00
38	3905	22.4	2.24	20.1	131	0.00
39	4115	23.8	2.24	11.4	138	0.00

All units of concentration are mg/L.

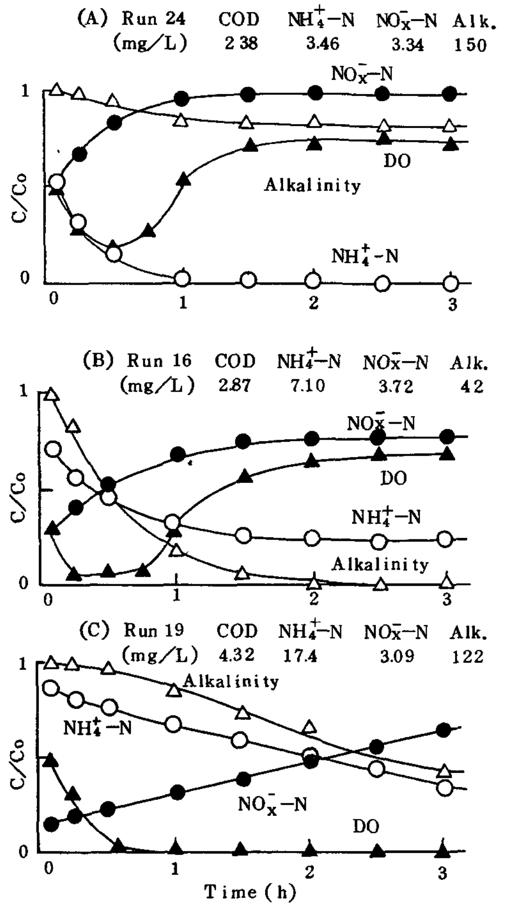

Fig. 3. DO and alkalinity effects on nitrification.

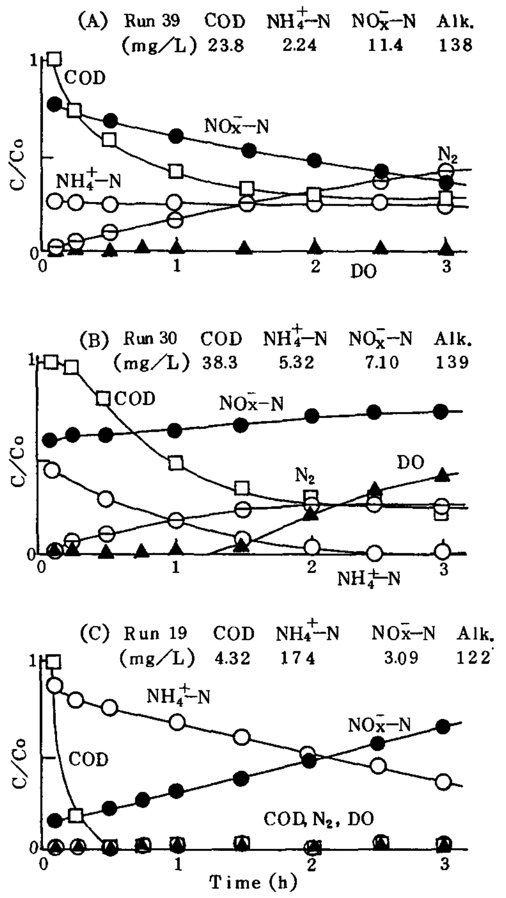

Fig. 4. DO and COD effects on denitrification.

Fig. 4 は脱窒反応に及ぼすＤＯおよびＣＯＤの効果を比較したものである。Fig. 4 の（A）はＣＯＤ濃度が高く，かつＤＯが低いため，脱窒が進行し N_2 の生成が行われている。一方，（B）を見ると1時間経過後ＤＯが増加しはじめると同時に脱窒反応が停止している。（C）を見ると，ＣＯＤ濃度が極めて低いため低ＤＯ濃度であるにもかかわらず脱窒反応はほとんど進行していない。

4.2 パラメーター値の決定

有機物，NH_4^+，NO_x^- をそれぞれ制限因子とする回分実験より，有機物酸化，硝化および脱窒についての各最大反応速度定数Us，U_1，U_2 および各反応に関与する物質の飽和定数 K_i を決定した。これらの値をまとめてTable 6に示す。ここでは，有機物酸化についての最大反応速度定数Usおよび飽和定数Ksの決定法について説明し，他のパラメーターについては要点だけ述べる。

Run 2におけるCODとDOの経時変化をFig. 5に示す。この条件では，酸素の供給量は十分で反応中DOは1 mg/L以上であり，DOは制限因子とならない（Fig. 8)。また，このDO濃度では脱窒反応はほとんど起こらず，この反応による有機物の消費量は無視できる。このような条件では，Table 3の(1)式は，次式で近似できる。

$$Us' = \frac{1}{X}\cdot\frac{dS}{dt} = Us\frac{S}{Ks+S} \qquad (8)$$

時間間隔 Δt = 0.25 h として，$\Delta S/\Delta t$ をFig. 5のCOD曲線より読み取り，単位汚泥量に対するCOD

除去速度Us' = $\Delta S / \Delta t \cdot X$に換算して，Fig. 6に示すようなCOD濃度SとUs'の関係が得られた。つぎに，(8)式を変形すると次式が得られる。

$$\frac{1}{Us'} = \frac{Ks}{Us} \cdot \frac{1}{S} + \frac{1}{Us} \qquad (9)$$

1/Sと1/Us' の関係をFig. 7に示す。Ks/Usおよび1/Usの値をこの直線の勾配および縦軸の切片より求め，Run 2について，Us=0.025 h^{-1}およびKs= 19mg/Lが得られた。前述したような条件を満たすRun 5～10について，同様にしてUsおよびKsを求め，これらの平均値がTable 6に示してある。

有機物酸化の速度定数を求めた手法と同様な方法により，硝化および脱窒についての最大反応速度定数U_1およびU_2，NH_4^+−NおよびNO_x^-−Nの飽和定数K_1およびK_2を決定した。また，脱窒反応の際に消費されるCODの換算係数αはNO_x^-−Nの単位消費量に対するCODの消費量より算定した。[2～4)]

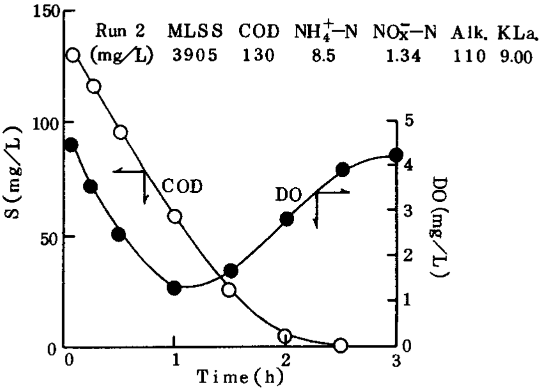

Fig.5. COD and DO changes as function of reaction time.

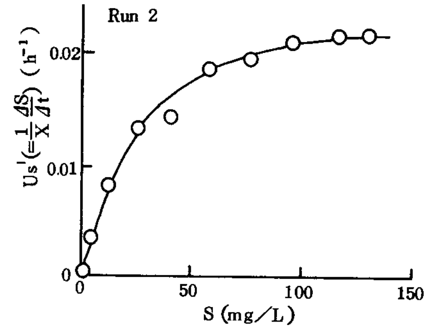

Fig.6. Relation of apparent COD removal rate (Us') with COD(S).

次に，DOを制限因子とした実験より有機物および硝化に関するDOの飽和定数K_0を決定した。Fig. 8に有機物除去速度Us'とDOとの関係を示す。Us' = Us/2 のときのDOの値よりK_0 = 0.2mg/Lと決定した。同様にして，硝化反応におけるアルカリ度の飽和定数K_Aを決定した。Fig. 9に硝化速度U_1'とアルカリ度Aの関係を示す。

換算係数a，b，d，a'，b'およびd'は文献値[4,7)]より，eおよびfは化学量論的に決定した。[2～4)] なお，これらの係数の求め方は文献[2～4)]に詳しく述べているので省略した。

4.3 シミュレーション

Table 3に提示した動力学モデル式にTable 6で示す各パラメーターの値を代入して，Runge − Kutta法を用いて回分実験の結果をシミュレートし，モデルおよびパラメーターの値の妥当性を検討した。

CODについてのシミュレーションの一例をFig. 10に示す。CODの初期値が141mg/LであるRun 3においては実験値との間にかなりの整合性が見られるが，初期値が13.0mg/LであるRun 12においては計算値と実測値にはかなりの相違が見られる。この理由については，5.で考察する。今回の実験では，CODの初期値は0～160mg/Lの範囲で検討したが，50mg/L以上ではRun 3のような整合性が見られたが，この値以下ではCODの初期値が小さくなるほど偏差が大きくなった。

NH_4^+−Nについてのシミュレーションの一例をFig. 11に示す。NH_4^+−Nの初期値はRun 18では16.1mg/L，Run 21では2.69 mg/Lである。いずれも，計算値および実験値の間にはよい一致が見られた。NH_4^+−Nについては，0～25mg/Lの範囲で検討したが，いずれも極めてよい整合性が見られた。

NO_x^-−Nおよびアルカリ度についてのシミュレーションの一例をFig.12およびFig.13に示す。NO_x^-−Nおよびアルカリ度の初期値はそれぞれ0～30mg/Lおよび20～220mg/Lの範囲で検討したが，Fig. 12およびFig. 13に見られるように，いずれも極めてよい整合性が確認された。

窒素ガスの生成量を分析していないが，NH_4^+−NおよびNO_x^-−Nともによい整合性が見られることから，

Table 6 Kinetic and stoichiometric coefficients

Symbol	Sewage	Night soil [4,7]
Temp. (℃)	20	30
U_s (h^{-1})	0.024	0.15
U_1 (h^{-1})	0.005	0.01
U_2 (h^{-1})	0.002	0.03
K_s (mg/L)	20	100
K_1 (mg/L)	5	0.5
K_2 (mg/L)	7	0.1
K_{so} (mg/L)	0.5	0.2
K_{no} (mg/L)	0.2	0.2
K_A (mg/L)	20	100
α	0.9	0.9
a	0.70	0.70
b	017	0.17
c	——	——
d (h^{-1})	0.002	0.002
a'	0.34	0.34
b'	4.57	4.57
d' (h^{-1})	0.0044	0.0044
e	6.07	6.07
f	3.57	3.57
K_{La} (h^{-1})	0.00〜9.00	0.00〜5
DO_s (mg/L)	8.84	7.53

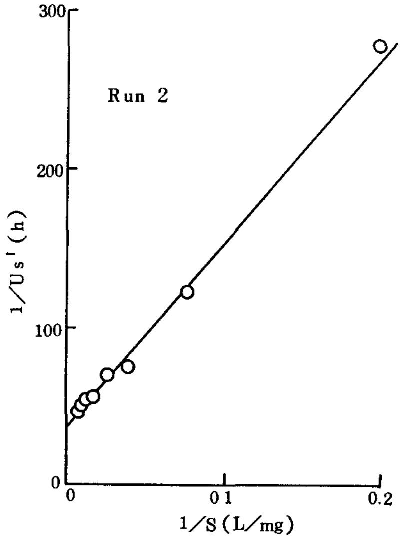

Fig. 7. Lineweaver−Burk plots for COD removal rate.

硝化および脱窒のいずれの反応についても，モデル式およびパラメーターの値は妥当なものと考えられる。

5. 考　　察

シミュレーションにより検討したところ，硝化および脱窒に関する反応モデル式およびパラメーターの値はほぼ妥当なものであることが分かった。脱窒反応においてＤＯの阻害効果を考慮に入れていないが，今回の検討ではこの効果を反応式に組入れなくても実験値をうまくシミュレートすることができた。

一方，ＣＯＤについては，ＣＯＤの初期値が５０mg/L以下になると計算値と実験値との間には大きな差異がみられ，再検討すべきであることが指摘された。問題点として，(1)有機物除去に関するパラメーターの値，すなわち最大反応速度定数Ｕｓ，飽和定数Ks およびK_0，および(2)脱窒時に消費されるＣＯＤの換算係数αが挙げられる。そこで，Ｕｓ，Ｋｓおよびαの値をいろいろと変化させてシミュレーションを行なったが，実験値との整合性は改善されなかった。ところが，ＤＯの飽和定数K_0 を変化させたところ，ＣＯＤに関しては改善されたが，逆に硝化反応に関する整合性が悪くなった。2.の(4)で述べたように，同じ物質であれば代謝反応の種類が異なってもMonod型関数における飽和定数は同じ値を用いた。そこで，有機物酸化および硝化反応において，ＤＯに関する飽和定数を分けてそれぞれK_{so} および K_{no} とする。K_{no}の値はそのままにして，K_{so}の値を変化してシミュレーションを行なったところ，整合性に改善が見られ，K_{so} = 0.5mg/L が妥当な値であることが分かった。この値を用いたシミュレーションの一例をFig. 14に示す。

次に，模擬下水を対象とした今回のモデル式を模擬し尿の場合と比較すると，次のような点が挙げられる。

(1) 今回のモデル式は模擬下水の場合と同じである。しかし，し尿においては有機物および硝化において，ＤＯに関するMonod 型関数の飽和定数は同じ値を用いても問題が生じなかったが，下水を対象とした場合には異なる値を用いる必要がある。模擬下水の場合には，低い有機物濃度になるほど実験値と計算値との偏差が大きくなることから，原水中の有機物の高い模擬し尿の場合には同じ飽和定数を用いても問題が生じなかったことと推定される。

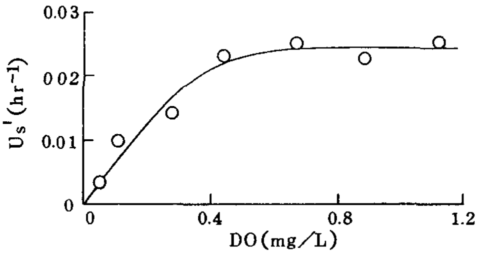

Fig. 8. DO dependence of COD removal rate (Us')

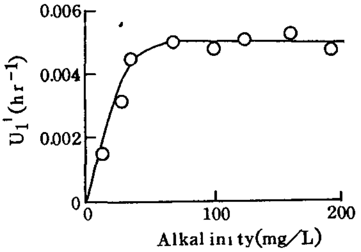

Fig. 9. Alkalinity dependence of nitrification rate (Us').

(2) Table 6に模擬し尿の回分実験[4,7]より求めた各パラメーター値を比較して記載している。α，a，b，……などの換算係数はし尿および下水いずれも同じ値が適用できることが分かった。しかし，最大速度定数および飽和定数の値はかなり異なる値を示している。この一因として測定温度の相違があるが，これを考慮してもなお大きな相違といえる。硝化および脱窒反応のNH_4^+－NおよびNO_x^-－Nの飽和定数は下水の方が数１０倍大きいのに対して，他の飽和定数および最大反応速度定数はし尿の方が数倍から数１０倍程度大きい値を示している。

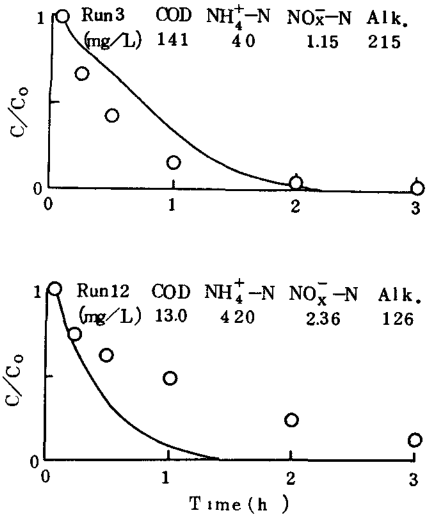

Fig. 10. Simulation for COD indicated by line with plots obtained experimentally.

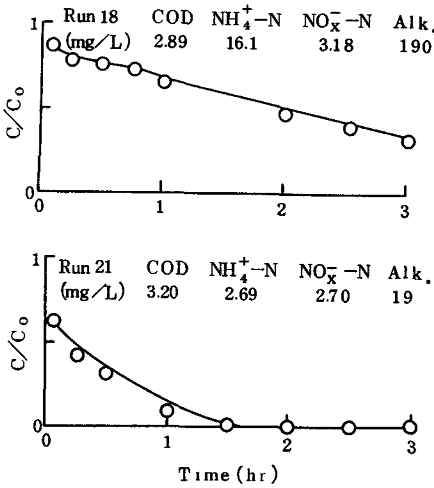

Fig. 11. Simulation for the NH_4^+－N removal indicated by line with plots obtained experimentally.

以上のことから，培養した原水の成分および濃度によって活性汚泥の微生物相やその生理活度に相違が生じ，各パラメーターの値が大きく異なることが考えられる。このことは，パラメーターの値をプロセス解析などに適用する際に注意すべき点であり，今後の検討を要する。

6. まとめ

反応槽の設計や合理的管理のためのプロセス解析に役立てるモデル化の立場より，活性汚泥による有機物酸化，硝化および脱窒の各反応速度を模擬下水を対象として回分実験により検討した。供試汚泥はオキシデーション・ディッチにより培養したものを用いた。し尿を対象とした反応モデル式を基本として，検討したところ次のような点が明らかになった。

(1) 有機物酸化，硝化および脱窒の各反応速度は，関与する因子をMonod型関数として取り扱うことにより表現できる。

(2) 本研究で提示した反応速度のモデル式およびパラメーターの値を用いて実験値をシミュレートしたところ整合性が見られ，これらはプロセス解析への適用が可能である。

(3) し尿と下水を対象とした場合の相違点は，し尿の場合には有機物酸化および硝化に関してDOの飽和定数は同じ値でもよいが，下水の場合には異なる値を用いる必要がある。また，パラメーターの値は，原水の成分や濃度により大きく異なるので，プロセス解析の適用にあたって検討すべき点である。

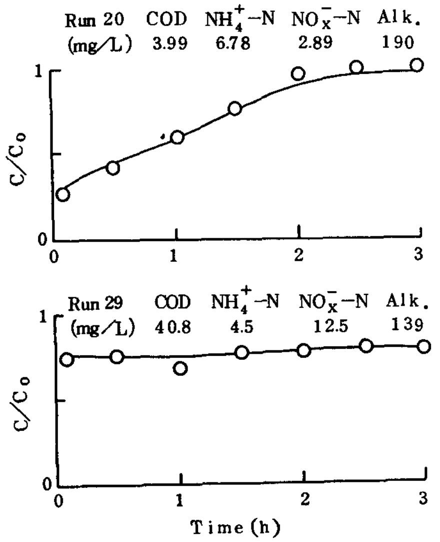

Fig. 12. Simulation for the change of NO_x^- −N indicated by line with plots obtained experimentally.

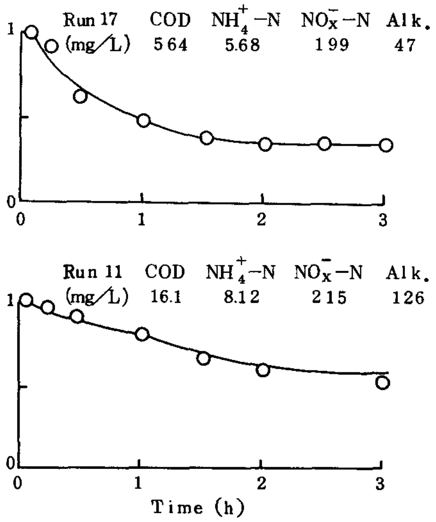

Fig. 13. Simulation for the change of alkalinity indicated by line with plots obtained experimentally.

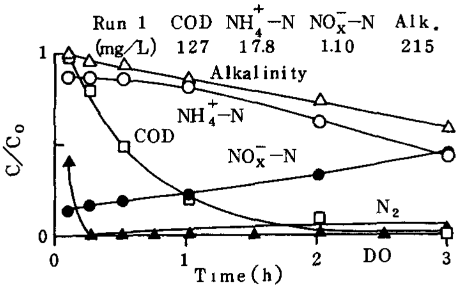

Fig. 14. Simulations for the changes of substrate concentrations calculated with the modified model and its parameters. The lines are calculated and the plots indicate experimental data.

記号説明

X ： 活性汚泥濃度（mg／L）
S ： COD濃度（mg／L）
C_1 ： NH_4^+ −N濃度（mg／L）
C_2 ： NO_x^- −N濃度（mg／L）
C_3 ： N_2 −N（液体換算）濃度（mg／L）
A ： アルカリ度（mg／L）
DO ： 溶存酸素濃度（mg／L）
U_S ： COD最大反応速度定数（h^{-1}）
U_1 ： 硝化最大反応速度定数（h^{-1}）
U_2 ： 脱窒最大反応速度定数（h^{-1}）
K_S ： COD飽和定数（mg／L）
K_1 ： 硝化飽和定数（mg／L）
K_2 ： 脱窒飽和定数（mg／L）
K_0 ： DO飽和定数（mg／L）
K_A ： アルカリ度飽和定数（mg／L）
α ： 脱窒反応に消費されるCODの換算係数
a ： 除去CODの汚泥変換率
b ： 硝化による汚泥変換率
c ： 脱窒による汚泥変換率
d ： 内性呼吸による汚泥の自己酸化率（mg／L）
a' ： COD除去に必要な酸素利用率
b' ： 硝化に必要な酸素利用率
d' ： 汚泥の自己酸化に必要な酸素利用率（mg／L）
e ： 硝化に必要なアルカリ度の換算係数
f ： 脱窒により生成するアルカリ度の換算係数
K_{La} ： 総括酸素移動容量係数（h^{-1}）
DO_S ： 液中の酸素飽和濃度（mg／L）

引用文献

1) 石川宗孝，中西 弘，水船清司：“好気性脱窒現象のモデル化に関する研究”，衛生工学論文集，**19**，196（1983）
2) 石川宗孝，村上定瞭，中西 弘，寺島 泰：“曝気条件下における脱窒現象の機構解析－化学量論式による速度論的解析－”，**20**，213（1984）.
3) 村上定瞭，石川宗孝，中西 弘：“生物学的脱窒素反応の高能率化に関する研究－生化学反応のモデル化と動力学的取り扱い（その1），（その2）”，環境技術，**13**，274（4），418（6）（1984）
4) Y. Terashima and M. Ishikawa：“Kinetic Analysis of BOD and Nitrogen Removal in an Oxidation Ditch”，Wat. Sci. Tech.，**17**（Amsterdam），291（1984）.
5) G.A. Ekama and G. v. R. Marais：“Nitrification” in Theory，design and operation of nutrient removal activated sludge processes，Water Research Commission，Pretoria（1984），Chapter 5.
6) 石川宗孝，中西 弘，村上定瞭，深川勝之：“オキシデーション・ディッチにおける水処理特性”，京都大学衛生工学研究会第7回シンポジウム講演論文集，238（1985）.
7) 石川宗孝：“曝気条件下における窒素除去に関する研究”，学位論文（京都大学），p.85（1985）.