

京大・工 正員 寺島 泰
 “ 正員 尾崎 博明
 中興大学(台湾) 柯 慶明
 韓エー・アンド・デイ 伊藤 秀美

1. はじめに オキシデーションディッチ法(以下OD法と記す)では、単一槽内で有機物除去と硝化・脱窒が同時に進行することが大きな特徴であり、これらの現象にDO、アルカリ度等の因子が複雑に関与するため、除去モデル化についての理論的研究は一部で検討が始められた段階である。著者らはすでにOD法におけるBODと窒素の除去に関する基礎的モデル¹⁾を提示しているが、本報ではモデル装置を用いた実験により、とくに滞留時間による影響を中心に槽内における基質、DO等の挙動やこれら因子間の影響を明らかにするとともに、上記モデルの妥当性について検討を行った。

2. ディッチ内混合と基質除去モデルの概要

2-1. ディッチ内混合モデル OD法では循環流量が多量であることから、循環流自体が押し出し流れであっても、見かけ上は完全混合状態に近いと考えられる。本研究ではディッチ内混合を、図-1に示すように槽間の逆混合と循環流を考慮した流下方向の槽列モデルで近似した。これに基づいて図-1の各槽間において物質収支をとると、表-1に示す各式が得られる。なお、曝気は一か所で行い、余剰汚泥は引きぬかず、沈殿池での反応は無視するものとした。

2-2. 基質除去動力学モデル BOD(S), $\text{NH}_3\text{-N}(\text{C}_1)$, $\text{NO}_x\text{-N}(\text{C}_2)$, N (液体換算, C_3), DO, 活性汚泥濃度(X), アルカリ度(A)の7種の水質項目について、表-2に示すように反応速度モデル式を与えた。シミュレーションにあたっては(4)~(10)式を(1)~(3)式に代入し、各水質項目の定常状態の解をもとめた。用いた動力学定数、係数の値(文献値)を表-3に示す。

3. 実験装置と方法

OD法における槽内流動、DO分布の特徴を十分に再現する装置として、本研究では図-2に示すような装置を製作し実験的な検討を行った。

反応槽は6槽(1槽の容積2ℓ)からなり流入側から第1槽…第6槽とする。混合液は各槽間の隔壁を自然流下して移動し、第6槽から第1槽へは定量ポンプにより循環される。曝気は第一槽のみで行い、各槽の混合液はマグネチックスターラーによりおだやかに攪拌した。実験は、上記装置を恒温室内(21℃一定)に設置して行い、表-4に示す人工下水を連続的に流入させながら槽内の生物反応が定常状態となったとみられる時点で各槽の混合液をサンプリングし、No.5Cのろ紙でろ過したろ液を分析に供した。滞留時間間その他の実験条件の概要を表-5に示す。

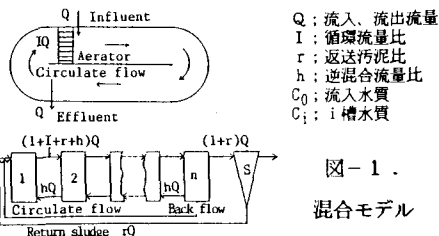


図-1.
混合モデル

表-1. 槽列モデルにおける物質収支式

The first tank	$\frac{V}{n} \frac{dC_1}{dt} = Q C_0 + (1+r) C_1 + h C_2 - (1+h+1+r) C_1 + \frac{V}{n} R_1 X \quad (1)$
The i th tank	$\frac{V}{n} \frac{dC_i}{dt} = Q (1+h+1+r) C_{i-1} + h C_{i+1} - (1+2h+1+r) C_i + \frac{V}{n} R_i X \quad (2)$
The n th tank	$\frac{V}{n} \frac{dC_n}{dt} = Q (1+h+1+r) (C_{n-1} - C_0) + \frac{V}{n} R_n X \quad (3)$
Initial conditions: $t=0, C_i=C_0$	
$C = C^0 V/Q \delta(t)$	
R : Reaction rate (hr^{-1})	
X : MLSS (mg/ℓ)	
V : Tank volume	
n : Tank number	
C^0 : Mean concentration in the tank	
$\delta(t)$: Dirac's δ function	

表-2. 動力学モデル式

反 応 速 度 式	
BOD除去	$\frac{1}{X} \frac{dS}{dt} = -\frac{U_1 \cdot S}{K_1 + S} \cdot \frac{DO}{K_0 + DO} - \alpha \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_a \quad (4)$
NH_4^+ 除去	$\frac{1}{X} \frac{dC_1}{dt} = -\frac{U_1 \cdot C_1}{K_1 + C_1} \cdot \frac{DO}{K_0 + DO} - \alpha \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_a \quad (5)$
NO_x 生成	$\frac{1}{X} \frac{dC_2}{dt} = \frac{U_1 \cdot C_1}{K_1 + C_1} \cdot \frac{DO}{K_0 + DO} \cdot \frac{A}{K_A + A} - \frac{U_2 \cdot C_2}{K_2 + C_2} \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad (6)$
N_2 生成(脱窒)	$\frac{1}{X} \frac{dC_3}{dt} = \frac{U_1 \cdot C_1}{K_1 + C_1} \cdot \frac{DO}{K_0 + DO} \cdot \frac{A}{K_A + A} - \frac{U_2 \cdot C_2}{K_2 + C_2} \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad (7)$
汚泥増殖	$\frac{dX}{dt} = a \left(\frac{dS}{dt} \right)_a + b \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_a + c \left(\frac{dC_2}{dt} \right)_a - dX \quad (8)$
DOの収支	$\frac{dDO}{dt} = -a' \left(\frac{dS}{dt} \right)_a - b' \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_a - d'X + k_{1a} (DO_s - DO) \quad (9)$
アルカリ度	$\frac{dA}{dt} = -e \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_a + f \left(\frac{dC_2}{dt} \right)_a \quad (10)$

表-3. 動力学定数の値

記号	値	記号	値
U_1 (hr^{-1})	0.2	b (—)	0.17
U_2 (hr^{-1})	0.02	c (—)	—
U_3 (hr^{-1})	0.02	d (hr^{-1})	0.002
K_1 (mg/ℓ)	100	a' (—)	0.34
K_2 (mg/ℓ)	0.5	b' (—)	4.57
K_3 (mg/ℓ)	0.1	d' (hr^{-1})	0.0008
K_0 (mg/ℓ)	0.5	k_{1a} (hr^{-1})	1.8
K_A (mg/ℓ)	100.0	DO_s (mg/ℓ)	8.0
α (—)	1.9	e (—)	6.07
a (—)	0.70	f (—)	3.57

X : 活性汚泥濃度 (mg/ℓ) K_2 : 脱窒飽和定数 (mg/ℓ)
 S : BOD濃度 (mg/ℓ) a : 除去BODの汚泥転換率
 U_1 : BOD最大反応速度定数 (hr^{-1}) b : 硝化による汚泥転換率
 K_1 : BOD飽和定数 (mg/ℓ) c : 脱窒による汚泥転換率
 K_0 : DO飽和定数 (mg/ℓ) d : 内生呼吸による汚泥の自己酸化率 (hr^{-1})
 DO : 溶存酸素濃度 (mg/ℓ) α : 脱窒作用時に消費されるBODの換算係数
 a' : BOD除去に必要な酸素の換算係数
 C_1 : $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度 (mg/ℓ) b' : 硝化に必要な酸素利用率
 C_2 : $\text{NO}_x\text{-N}$ ($\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$)濃度 (mg/ℓ) d' : 汚泥の自己酸化に必要な酸素利用率 (hr^{-1})
 C_3 : $\text{N}_2\text{-N}$ (液体換算)濃度 (mg/ℓ) e : 硝化に必要なアルカリ度の換算係数
 U_2 : 硝化最大反応速度定数 (hr^{-1}) k_{1a} : 総括酸素容量係数 (hr^{-1})
 K_1 : 硝化飽和定数 (mg/ℓ) DO_s : 液中の酸素飽和濃度 (mg/ℓ)
 A : アルカリ度 (mg/ℓ) f : 脱窒により生成するアルカリ度の換算係数
 K_A : アルカリ度飽和定数 (mg/ℓ)

4. 実験結果とシミュレーション

滞留時間を変化させた場合のDO, BOD, T-N の流下方向の槽内挙動を図-3, 4, 5に示す。実験はシミュレーション結果である。DOを除く各水質項目の各槽の値はほぼ同じであり、混合液の流動が6槽全体でほぼ完全混合に近いことを示している。Kj-N濃度はいずれも5mg/l以下であつたため、 $\text{NO}_x\text{-N}$ とT-Nとはほぼ同様の挙動を示した。図-3より、実験より得られた槽内DOは流下方向に減少するとともに、滞留時間が長くなるにつれてとくに前半の槽のDO濃度が高くなっており、こういった傾向はシミュレーション結果ともおおむね合致するものであった。しかし、実験ではDO濃度が滞留時間と必ずしも対応していない部分も見うけられ、DOがとくに水質変化に与える影響が大きいことを考慮すると、これが図-4, 5における実験結果とシミュレーション結果の相違の原因の一つと考えられた。BODは滞留時間にかかわらず98%以上除去されたが、硝化・脱窒も同時に進行することが確認され、これには内性呼吸による脱窒も関与していることが考えられる。DO濃度との関連から言えば、脱窒は図-3, 5より $\text{DO} < 0.25\text{mg/l}$ 以下の槽容積が全体の40程度を占めるときによくおこった。

槽内水質の滞留時間依存性を第6槽を例にとり図-6, 7に示す。なお図-3に示したように滞留時間30hr. のときの槽内DO分布は他の滞留時間のそれとは傾向が異なるため、ここでの考察の対象から除外した。図中のSim.1とは用いた実験条件でのシミュレーション結果であり、またSim.2とは、とくに第4槽以降のDO濃度がおおよそ実験値にあうように $K_L a$ を操作してシミュレーションした結果である。なおSim.2では第1~3槽のDO濃度がSim.1より高くなる。図-6のSim.1のようにBODとKj-Nは滞留時間の増加とともに漸減することが予想される。実験では両者とも低濃度であるが、図-3に示したように実験でのDO濃度はSim.1のそれより高いことから、Sim.2のようにDO濃度をあげると実験値とほぼ同様の傾向を示した。 $\text{NO}_x\text{-N}$, T-Nについては図-7のように、実験結果、シミュレーション結果とも滞留時間18時間で最小値をとる凹型曲線を描いた。このことはT-N除去について、槽内DOレベルとの関連から、滞留時間、汚濁物質の容積負荷等により決定される最適条件が存在することを示している。

5. おわりに 以上のように、シミュレーション結果は実験結果と値は異なるものの傾向的に一致し、また得られた結果は従来の経験から予想される結果と矛盾しない。したがって本モデルの基本的な構造の妥当性は確認しえたと考えられる。

[文献] 1) Y. Terasima and M. Ishikawa; IAWPRC Biennial International Conference, Amsterdam (1984).

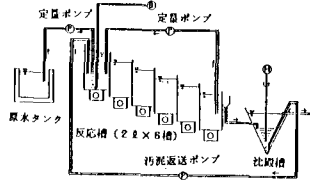


図-2. 実験装置概略図

表-4. 人工地下水組成

組	成分	濃度 (mg/l)	水質項目	濃度 (mg/l)
A)	ペプトン	150	A), B), C) 混合液	
	肉エキス	100		
	尿素	25	BOD	(mg/l)
	NaCl	7.5	COD(Cr)	175.5
	KCl	3.5	Kj-N	39.2
	$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	4.6	$\text{NO}_x\text{-N}$	0.0
	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	5.1	$\text{NO}_3\text{-N}$	2.8
B)			T-N	42.0
	$\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$	83	$\text{PO}_4\text{-P}$	8.8
C)			アルカリ度	149.2
	NaHCO_3	79.8		
	Na_2CO_3	44.5		

表-5. 実験条件

項目	条件
MLSS	2700~3300 mg/l
滞留時間	12~36 hr.
循環率 I	50
返送率 r	0.2~1.0
$K_L a$	2~3 hr ⁻¹

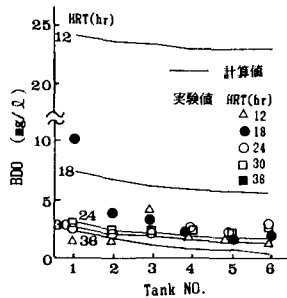


図-4. 各槽におけるBOD濃度

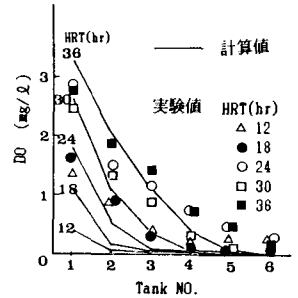


図-3. 各槽におけるDO濃度

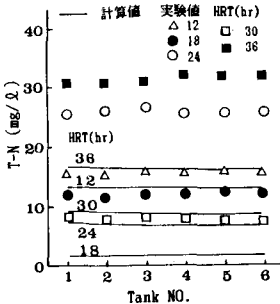


図-5. 各槽におけるT-N濃度

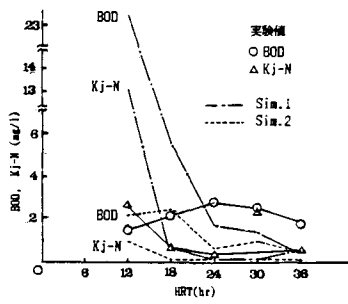


図-6. BOD, Kj-N濃度と滞留時間

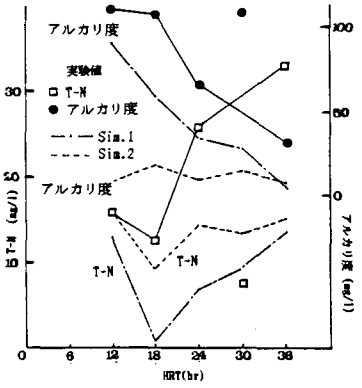


図-7. T-N, アルカリ度と滞留時間