

◆ 報 文 ◆

空気注入圧送管路における下水中有機物の変質ならびに硫化物生成

能勢正樹* 檜物良一** 森 一夫*** 森田弘昭****

1. はじめに

我が国の下水道処理人口普及率は62% (H12年度末) に達し、これまでに整備された下水道管路総延長はおよそ32万kmに及ぶ。下水は管路を通じて下水処理場まで輸送される過程で物理的、化学的、生物学的に様々な変質を遂げるが、これらの水質変化は、下水処理場での処理効率や管路の維持管理に影響を及ぼす。例えば、湖沼・内湾等の富栄養化防止を目指した栄養塩類の生物学的除去では、酢酸など低級脂肪酸の下水中含有量が処理効率に大きく影響すると言われているが¹⁾、これらは管路内の環境条件によりその量が変わる。また、水質変化の中には、圧送管路における硫化物生成のように、コンクリート腐食の原因となるものもある。コンクリート管路の腐食による破損は、道路陥没のような重大事故を引き起こす可能性があり、事実、大都市を中心としてそのような事故の報告例が増えている。

本稿では、実験と生物学的プロセスに関する理論から、下水道管路内で生じている水質変化をモデル化し、それをを用いた管路内水質変化シミュレーション技術について報告する。

2. 圧送管路における硫化物生成

2.1 硫化水素腐食のメカニズム

下水道管路は自然流下形式を標準とするが、地形的な制約やライフサイクルコストの試算結果が経済的に優れる場合、ポンプを用いて下水を送る圧送式下水道が採用されることもある。圧送管路では管内への酸素供給が無く、下水が嫌気化しやすい。下水が嫌気化すると、管底の堆積物や管壁に付着した生物膜中に棲息する硫酸塩還元細菌により、下水中に含まれる硫酸イオンが硫化水素(H₂S)へと還元される。硫化水素は常温では水に溶けにくい気体のため、圧送管から解放されると同時に気相中に放散する。気相中の硫化水素は管壁の結露に吸収された後、硫黄酸化細菌の働きに

より硫酸(H₂SO₄)へと酸化され、コンクリートの腐食を引き起こす。

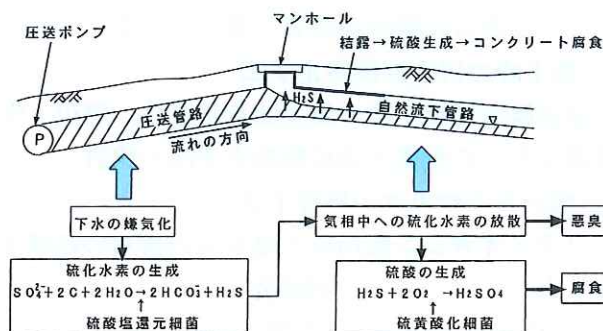
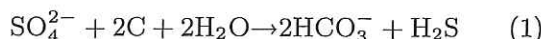


図-1 硫化水素腐食メカニズム

2.2 空気注入による硫化水素抑制

硫酸塩還元反応は、溶存酸素がない条件でしか起こらない。よって、管路内で消費される酸素量と同量の酸素を、強制的に管路内に補給してやれば硫化水素の生成は抑制される。このような考えに基づき、圧縮空気を管路内に注入する硫化水素対策手法が実用化されている。この場合、必要となる空気量は、下水中の浮遊バイオマスによる酸素消費速度と、管壁に付着するバイオフィームによる酸素消費速度から式(3)により決定する²⁾。

$$Q_{A(T)} = \left(R_{r(15)} + \frac{4R_{e(15)}}{D} \right) \times \frac{\pi D^2 L}{72,000} \times \Theta^{(T-15)} \quad (3)$$

$Q_{A(T)}$: 必要空気量 (m³/min)

$R_{r(15)}$: 15℃における浮遊バイオマスによる酸素消費速度 (=6g-O₂/m³/h)

$R_{e(15)}$: 15℃におけるバイオフィームによる酸素消費速度 (=0.7g-O₂/m²/h)

D : 圧送管の管径 (m)

L : 圧送管路長 (m)

T : 下水温度 (°C)

Θ : 温度補正係数 (=1.07)

3. 管路内における下水中有機物の変質

下水中の有機物量を表す指標として、BODやCODがある。しかし、これらの指標では管路内

Transformations of Wastewater Organic Matter and Sulfide Production in an Air-Injected Pressure Sewer

での水質変化を検討するには不十分である。

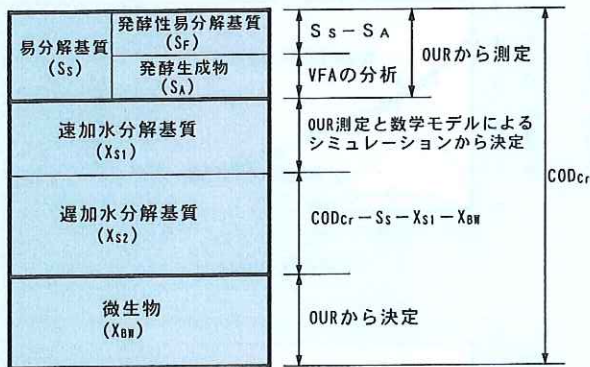
よって、本研究ではより詳細な有機物指標として COD_{Cr} を生物分解性に基づき図-2に示す5つの成分に分類し、管路内での変質プロセスを図-3に示すように仮定する³⁾。

下水が好氣的な条件にある場合、易分解基質 (S_S) は加水分解基質 (X_S) の好気加水分解により増加する一方で、微生物の生存エネルギー獲得および増殖のプロセスで利用される。これらのプロセスでは同時に酸素を必要とするため、下水中の溶存酸素が消費される。下水中の溶存酸素は気相部からの再曝気により補給されるが、再曝気量が少ない場合や、圧送管路のように全く再曝気が無い条件では、下水は嫌気状態へと移行する。嫌気的な下水中の易分解基質は加水分解基質の嫌気加水分解により増加する一方で、硫酸塩還元反応による硫化物生成プロセスで利用される。

4. 実験管路における水質変化調査

4.1 実験管路の概要

好氣的あるいは嫌気的な条件の管路内におけ



OUR (Oxygen Utilization Rate : 酸素利用速度)
VFA (Volatile Fatty Acid : 揮発性脂肪酸)

図-2 下水中有機物の分類

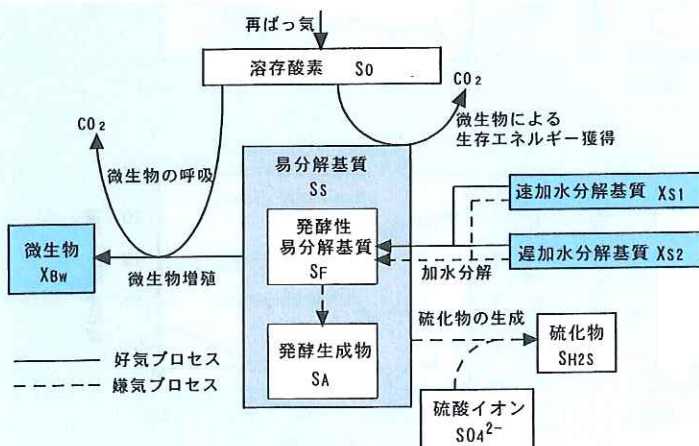


図-3 管路内好気・嫌気水質変化プロセス

る水質変化を確認し、処理場で生物学的な窒素、リン除去を行う場合、重要な炭素源となる易分解基質を保持しつつ硫化水素を抑制できるような空気注水量を検討するため、茨城県霞ヶ浦湖北浄化センター内に設けた実験管路において、当浄化センターに流入する実下水を用いて実験を行った。

実験管路は実験ヤード内にほぼ水平に埋設してある。内径 100mm で全長 1,800m のダクトイル鑄鉄製管路である。下水は調整槽から汚水ポンプで任意の水量 ($0\text{m}^3/\text{min} \sim 0.7\text{m}^3/\text{min}$) を送ることができ、管路上 225m 間隔に取り付けた分水サドルより採水可能である。また、管路始点には各種薬品や空気を送ることができるポンプ装置を設置した。

4.2 実験条件

実験条件は表-1 のとおり、空気注入を実施しない完全嫌気条件 (Case1) と、管路始点からの空気注水量を式 (3) により求められる $Q_{A(T)}$ の 25% (Case2)、50% (Case3)、100% (Case4) の 3 条件に変化させた。

実験では、実験管路内での有機物濃度、硫化物濃度、下水中溶存酸素濃度ならびに気相中酸素濃度の変化を測定した。

表-1 実験条件

条件	下水流速 (m/s)	平均水温 T (°C)	空気注水量	
			Q_A (m^3/min)*2	$Q_A/Q_{A(T)}$ (%)
Case1	0.3*1	22.5	0	0
Case2		16.9	0.007	約 25
Case3		16.4	0.015	約 50
Case4		17.8	0.035	約 100

*1. 流速 0.3m/s は管内滞留時間 100min に相当。

*2. 空気注水量 Q_A は大気圧状態に換算した値。

4.3 実験結果

4.3.1 有機物の変質ならびに硫化物の生成

実験時の水質測定結果を図-4 に示し、測定結果より得られた有機物の変質速度ならびに硫化物生成速度を表-2 に示す。

空気注入を行わない完全嫌気状態 (Case1) では、下水中の易分解基質は管路終点まで保持されている。図-3 に示す水質変化プロセスにあてはめた場合、嫌気条件下で易分解基質は加水分解基質が嫌気加水分解されることにより生成されると同時に、硫酸塩還元細菌の働きによる硫化物生成過程で炭素源として消費される。管路終点まで易分解基質が保持されたということで、嫌気加水分解速度と硫化物生成による易分解基質消費速度が

ほぼ同等であるということが確認できた。

硫化物は、下水中に $1.0\text{g-S}/\text{m}^3$ 以上存在すれば、コンクリート施設の腐食を引き起こす可能性があると言われていたが⁴⁾、本条件では、管路終点で $10\text{g-S}/\text{m}^3$ を超える高濃度となった。

空気注入量を式 (3) による必要空気量 $Q_{A(T)}$ とした場合 (Case4)、硫化物の生成は完全に抑制されている一方で、下水中の易分解基質は管路中間点でほぼ消費されつくしている。これにより好気加水分解速度に比べ、微生物の好気増殖による易分解基質消費速度が大きいことが確認できた。

空気注入量を、 $Q_{A(T)}$ の 50% (Case3)、25%

(Case2) と減少させることで下水中の溶存酸素は低濃度となり、管路後半では嫌気状態となる。その結果、管路後半では硫化物が生成しはじめているが、易分解基質の減少速度は好気状態の時に比べてかなり低下しており、Case2 では管路終点でもかなり多くの易分解基質が存在していた。

下水処理場における二次処理 (標準活性汚泥法等による、微生物反応を利用した有機物除去) について言えば、管路内である程度の有機物が分解されることは、処理場の負荷低減と考えることができる。しかし、処理場における生物学的な高度処理にとって、易分解基質は重要な炭素源である

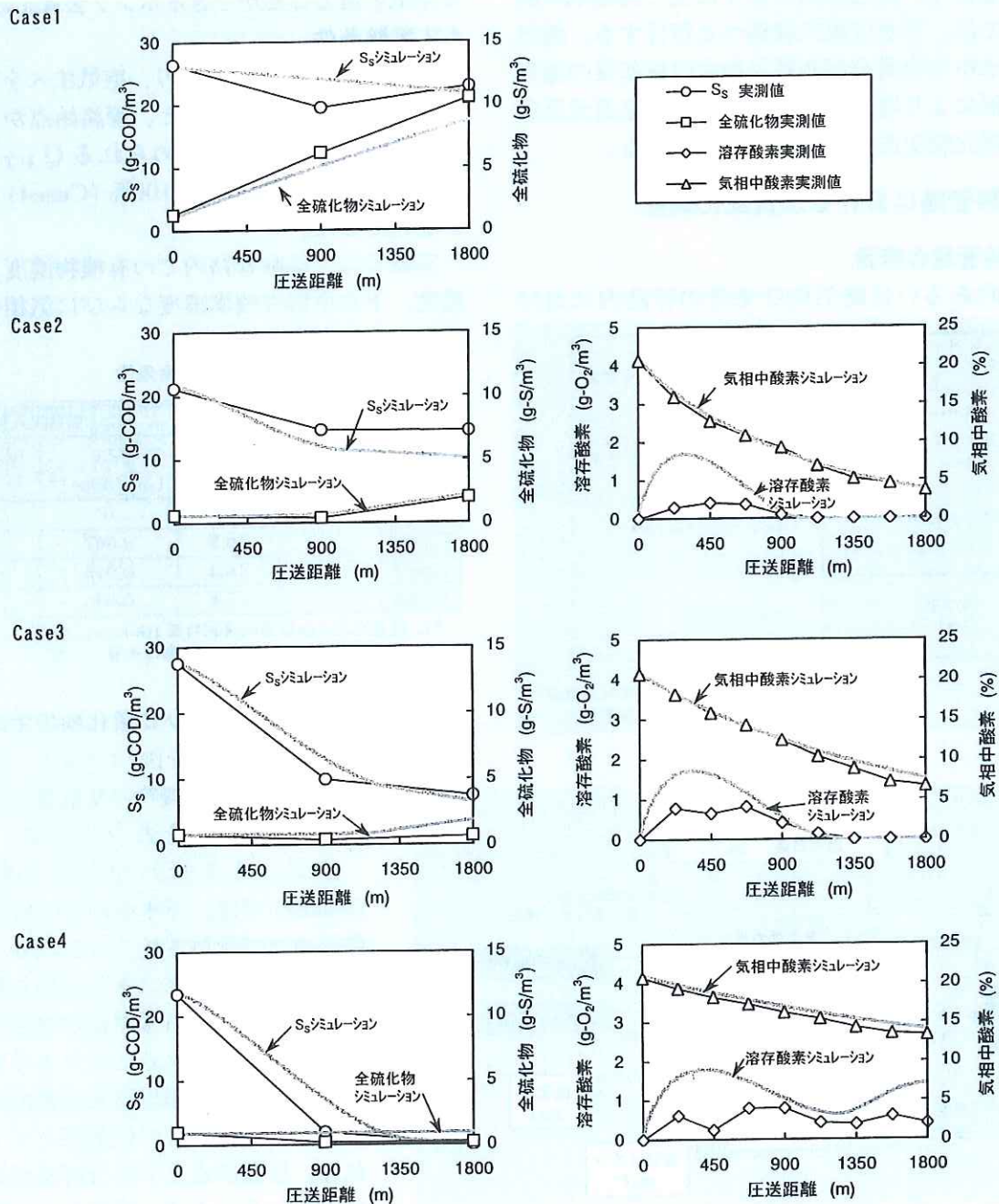


図-4 管路内水質変化実測値ならびにシミュレーション結果

表-2 下水中有機物の変質速度

		Case1		Case2		Case3		Case4	
		管路前半	管路後半	管路前半	管路後半	管路前半	管路後半	管路前半	管路後半
易分解基質 S_S	(g-COD/m ³ /h)	-2.7	-2.7	-10.2	-0.6	-19.3	-5.5	-21.8	-11.1
全硫化物	(g-S/m ³ /h)	5.8	4.7	-0.6	2.6	-0.9	0.2	-1.0	-0.2
加水分解速度	(g-COD/m ³ /h)	10.2	7.9	17.4	17.0	16.7	18.1	20.0	16.6
好気増殖による S_S 消費速度	(g-COD/m ³ /h)	—	—	27.6	11.7	36.0	22.9	41.8	27.7
硫化物生成による S_S 消費速度	(g-COD/m ³ /h)	12.9	10.6	0.0	5.9	0.0	0.7	0.0	0.0
酸素利用速度	(g-COD/m ³ /h)	—	—	12.4	5.3	16.2	10.3	18.8	12.5
溶存酸素	(g-O ₂ /m ³)	0.0	0.0	0.2-0.4	0-0.1	0.4-0.8	0-0.4	0.2-0.8	0.4-0.8

ので、空気注入量が多ければ多いほど、易分解基質の不足による処理効率の低下が懸念される。

4.3.2 圧送管路における硫化物生成速度

これまでに提案されてきた圧送管路における硫化物生成速度予測式は、全て有機物濃度に関する指標として BOD あるいは COD が用いられている。ここで、生物分解性にに基づき細かく分類した有機物成分のいずれかを有機物指標として導入すれば、硫化物の生成速度に関して、有機物の変質と関連付けた理論的なアプローチが可能となると考え、各有機物成分と硫化物生成速度の関係について検討した。その結果、硫化物生成速度は易分解基質濃度と最も高い相関を示し、硫化物生成速度式として式(4)を得た。ただし、予測精度に関しては、既に提案されている予測式と同程度であった。

$$R_S = 0.058S_S^{0.30} \times 1.03^{(T-20)} \quad (4)$$

R_S : 硫化物生成速度 (g-S/m²/h)
 S_S : 易分解基質濃度 (g-COD/m³)
 T : 下水温度 (°C)

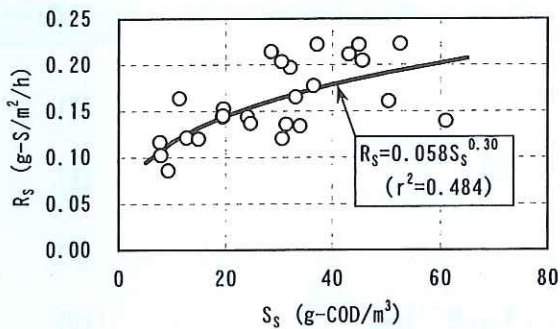


図-5 易分解基質と硫化物生成速度

4.3.3 再曝気速度

管路内では、微生物による有機物分解に伴い下水中の溶存酸素が減少するが、同時に空気注入を実施した圧送管路や自然流下管路では、気相部からの溶け込みにより酸素が供給される。よって、下水中の溶存酸素は微生物による酸素消費量と、

管内気相部から下水への酸素溶け込み量の大小関係により増減する。

下水中溶存酸素濃度の経時変化をシミュレーションするためには、気相部から下水中への酸素移動に関する係数が必要となるため、実験時の下水中溶存酸素濃度ならびに気相中酸素濃度測定結果を式(5)、(6)にあてはめ、管路前半および後半における総括酸素移動係数 $K_{L(20)}$ の平均値を求めた。

各条件における総括酸素移動係数の計算結果を表-3に示す。

$$R_{V,O(S1-S2)} = \frac{320,000(C_{O(S1)} - C_{O(S2)})Q_A}{2,240t(S1-S2)Q_W} \quad (5)$$

$$R_{V,O(S1-S2)} = K_{L(20)} d_m^{-1} (S_{OS} - S_O) \alpha_T^{T-20} \quad (6)$$

S_1, S_2 : 管路上の採水点

$R_{V,O(S1-S2)}$: $S_1 \sim S_2$ での再曝気速度 (g-O₂/m³/h)

$C_{O(S1)}$: S_1 での気相中酸素濃度 (%)

$C_{O(S2)}$: S_2 での気相中酸素濃度 (%)

Q_A : 空気注入量 (m³/min)

$t(S1-S2)$: 下水滞留時間 (h)

Q_W : 下水流量 (m³/min)

$K_{L(20)}$: 総括酸素移動係数 (m/h)

d_m : 水理学的水深 (m)

S_{OS} : 飽和溶存酸素濃度 (g-O₂/m³)

S_O : 溶存酸素濃度 (g-O₂/m³)

α_T : 温度補正係数 (=1.024)

T : 水温 (°C)

表-3 総括酸素移動係数の計算結果

実験条件		管路前半	管路後半
Case2 $Q_A = 0.007$ (m ³ /min)	$R_{V,O}$ (g-O ₂ /m ³ /h)	11.001	5.034
	$K_{L(20)}$ (m/h)	0.269	0.400
Case3 $Q_A = 0.015$ (m ³ /min)	$R_{V,O}$ (g-O ₂ /m ³ /h)	15.348	10.806
	$K_{L(20)}$ (m/h)	0.251	0.343
Case3 $Q_A = 0.035$ (m ³ /min)	$R_{V,O}$ (g-O ₂ /m ³ /h)	18.461	13.228
	$K_{L(20)}$ (m/h)	0.200	0.202

5. 数学モデルによる水質シミュレーション

表-4 は、図-3 に示す管路内好気・嫌気水質変化の各プロセスと、それらに關与する物質間の量論關係をマトリックス表示したものである³⁾。

このマトリックスに従い、実験時の物質質量変化をシミュレーションした結果を図-4 に示す。

図-4 より、管路における易分解基質および硫化物のシミュレーション結果は、各条件とも概ね実測値に近い物質質量変化を再現できており、モデルの構成が実用的であることが確認できた。

ただし、現段階で本モデルには下水中での硫化物酸化プロセスが含まれていないため、Case4 の実験結果に見られるような、生成硫化物が好気状態の下水中で酸化除去される現象は再現できない。

一方、溶存酸素のシミュレーション結果に関しては、絶対値に大きな差がみられるものの、下水が好気状態から無酸素状態に移行する点はほぼ再現できた。シミュレーションによる溶存酸素濃度が実測値よりも高くなった理由については、原因を特定できていない。

表-4 管路内好気・嫌気水質変化プロセスのマトリックス表示

組成 → プロセス ↓	易分解基質 S _S		微生物 X _{Bw}	速加水分解基質 X _{S1}	遅加水分解基質 X _{S2}	溶存酸素 -S _O	硫化物 S _{H2S}	プロセス 速度
	発酵性 易分解基質 S _F	発酵生成物 S _A						
下水中好気増殖	-1/Y _{Hw}		1			(1 - Y _{Hw})/Y _{Hw}		式(7)
バイオフィーム中 好気増殖	-1/Y _{Hf}		1			(1 - Y _{Hf})/Y _{Hf}		式(8)
生存エネルギーの獲得	-1		(-1)			1		式(9)
速加水分解基質(X _{S1})の 好気加水分解	1			-1				式(10) # = 1
遅加水分解基質(X _{S2})の 好気加水分解	1				-1			式(10) # = 2
速加水分解基質(X _{S1})の 嫌気加水分解	1			-1				式(11) # = 1
遅加水分解基質(X _{S2})の 嫌気加水分解	1				-1			式(11) # = 2
下水中とバイオフィーム中 での発酵	-1	1						式(12)
バイオフィーム中での 硫化物生成	-2						1	式(13)
再ばっ気						-1		式(14)

$$\mu_H \frac{(S_F + S_A)}{K_{S_w} + (S_F + S_A)} \frac{S_O}{K_O + S_O} X_{Bw} \alpha_w^{(T-20)} \tag{7}$$

$$k_{1/2} S_O^{0.5} \frac{Y_{Hf}}{1 - Y_{Hf}} R^{-1} \frac{(S_F + S_A)}{K_{Sf} + (S_F + S_A)} \alpha_f^{(T-20)} \tag{8}$$

$$q_m \frac{S_O}{K_O + S_O} X_{Bw} \alpha_w^{(T-20)} \tag{9}$$

$$k_{h\#} \frac{(X_{S\#}/X_{Bw})}{K_{Xw} + (X_{S\#}/X_{Bw})} \frac{S_O}{K_O + S_O} (X_{Bw} + \epsilon_A X_{Bf} R^{-1}) \alpha_w^{(T-20)} \tag{10}$$

$$\eta_{fe} k_{h\#} \frac{(X_{S\#}/X_{Bw})}{K_{X\#} + (X_{S\#}/X_{Bw})} \frac{K_O}{K_O + S_O} (X_{Bw} + \epsilon_{An} X_{Bf} R^{-1}) \alpha_w^{(T-20)} \tag{11}$$

$$q_{fe} \frac{S_F}{K_{fe} + S_F} \frac{K_O}{K_O + S_O} (X_{Bw} + \epsilon_{An} X_{Bf} R^{-1}) \alpha_w^{(T-20)} \tag{12}$$

$$k_{ns} \frac{K_{O(S)}}{K_{O(S)} + S_O} S_S^n R^{-1} \alpha_f^{(T-20)} \tag{13}$$

$$K_{L(20)} d_m^{-1} (S_{OS} - S_O) \alpha_T^{(T-20)} \tag{14}$$

表-5 管路内好気・嫌気水質変化プロセスマトリックスの記号説明
(表中数値はシミュレーションでの設定値)

d_m	水理学的水深	m
K_{fe}	発酵に関する飽和定数	15 g-COD/m ³
$K_{L(20)}$	総括酸素移動係数	m/h
K_O	溶存酸素の飽和定数	0.05 g-O ₂ /m ³
$K_{O(s)}$	硫化物生成抑制に関する飽和定数	0.02 g-O ₂ /m ³
K_{X1}	速加水分解に関する飽和定数	0.6 g-COD/g-COD
K_{X2}	遅加水分解に関する飽和定数	0.2 g-COD/g-COD
K_{Sw}, K_{Sf}	易分解基質の飽和定数	1.0 g-COD/m ³
k_{h1}	速加水分解速度定数	5.0 d ⁻¹
k_{h2}	遅加水分解速度定数	1.0 d ⁻¹
k_{ns}	硫化物生成に関するn次速度定数	0.058 g ⁿ m ⁻ⁿ /h
$k_{1/2}$	バイオフィーム内好気増殖の1/2次速度定数	4.0 g-O ₂ ^{0.5} m ^{-0.5} d ⁻¹
n	反応の次数	0.3
q_{fe}	最大発酵速度	3.0 d ⁻¹
q_m	微生物の生存エネルギー摂取速度定数	1.0 d ⁻¹
R	径深	m
S_A	発酵生成物	g-COD/m ³
S_F	発酵性易分解基質	g-COD/m ³
S_S	易分解基質	g-COD/m ³
S_{H2S}	硫化物濃度	g-S/m ³
S_O	溶存酸素	g-O ₂ /m ³
S_{OS}	飽和溶存酸素	g-O ₂ /m ³
T	下水温度	°C
X_{Bf}	バイオフィーム中バイオマス	20 g-COD/m ²
X_{Bw}	下水中バイオマス	g-COD/m ³
X_{S1}	速加水分解基質	g-COD/m ³
X_{S2}	遅加水分解基質	g-COD/m ³
Y_{Hw}, Y_{Hf}	増殖収率	0.55 g-COD/g-COD
α_w	下水中プロセスに関する温度補正係数	1.07
α_f	バイオフィーム中プロセスに関する温度補正係数	1.03
α_T	再ばっ気に関する温度補正係数	1.024
ϵ_A	好気条件下バイオフィーム内バイオマスの効率係数	0.1
ϵ_{An}	嫌気条件下バイオフィーム内バイオマスの効率係数	0.3
η_{fe}	嫌気加水分解の速度低減係数	0.2
μ_H	最大比増殖速度	5.5 d ⁻¹

物の生成を許容範囲内に抑制しつつ、易分解基質も保持するような空気注入量の検討が可能となる。

さらに将来的には、硫化物の下水中での酸化や気相中への放散といった変質プロセスをモデルに追加することで、圧送管下流に位置する自然流下管路での硫化水素影響範囲が予測可能となり、耐酸性材料の使用範囲の決定など管路設計への応用が期待される。

参考文献

- 1) 日本下水道事業団技術評価委員会, 微生物を利用した窒素及びリン除去プロセスの評価に関する第2次報告書, 1988.5
- 2) 建設省土木研究所, 共同研究報告書 第194号 下水道施設における経済的な硫化水素対策技術の開発に関する共同研究報告書, pp.242-249, 1998.1
- 3) Hvitved-Jacobsen, T., J. Voller and N. Tanaka, Wastewater quality changes during transport in sewers - an integrated aerobic and anaerobic model concept for carbon and sulfur microbial transformations., Wat. Sci. Tech., Vol.39, No.2, pp.242-249, 1998.2

6. おわりに

国際水環境学会による活性汚泥モデル⁵⁾の提案などにより、下水処理場においては設計・運転管理の場で数学モデルを用いたシミュレーションを活用する環境が徐々に整ってきているが、管路施設においてはその段階に至っていない。

管路施設においても、数学モデルを用いた水質シミュレーションにより、例えば圧送管路での硫化水素対策として空気注入を実施する場合、硫化

- 4) (財) 下水道業務管理センター, 「EPA 設計マニュアル 下水道施設の臭気と腐食対策」, p.45, 1988.11
- 5) IWA TASK GROUP ON MATHEMATICAL MODELLING FOR DESIGN AND OPERATION OF BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT, ACTIVATED SLUDGE MODELS ASM1, ASM2, ASM2D AND ASM3, IWA Publishing, 2000.

能勢正樹*



国土交通省国土技術政策総合研究所下水道研究部 下水道研究室交流研究員
Masaki NOSE

檜物良一**



大阪府土木部下水道課主査 (前 下水道研究室主任研究員)
Ryoichi HIMONO

森 一夫***



国土交通省国土技術政策総合研究所下水道研究部 下水道研究室研究員
Kazuo MORI

森田弘昭****



同 下水道研究室長, 工博 Dr. Hiroaki MORITA