

2. 管路施設の維持管理基準に関する調査

下水道研究室 室長 森田 弘昭
研究官 森 一夫

1. はじめに

圧送管は、下水の輸送を効率化するために開発されたシステムであるが、輸送時間が長くなると、管内の下水から硫化物が生成してコンクリートの腐食の原因となる。このため、硫化物発生のおそれがある下水道施設では、空気注入、酸素注入あるいは薬液注入などの硫化物発生を抑制する対策や、硫化水素腐食に対して抵抗力のある材料を使用するなどの対策が講じられることになる。

これらの対策を立案するにあたって、硫化物がどの程度発生し、どの範囲まで輸送されるかを予測することは、腐食範囲を推定し、必要な対策の選定や規模、費用を算出する上で、極めて重要である。これまでに、圧送管における硫化物生成については、いくつかの予測手法が提案されているが、硫化物の被害を受ける自然流下管における硫化物の挙動に関する研究報告は少なく、現時点では硫化物の挙動を管渠設計段階において実用的精度で予測することは困難な状況にある。

そこで著者らは、下水中の硫化物の放散速度、酸化速度などを実験により明らかにし、これに基づいて、管内での下水の性状変化モデルを構築し、腐食範囲算定手法を提案するための研究を実施している。本稿では、下水管渠における硫化物の挙動を再現するために、管内の水質変化を追跡できる WATS モデルを選定し、その適用性について、既往の研究成果をもとに評価した結果を報告する。

2. 下水管内での硫化物と溶存酸素の挙動に関する基本的考え方

下水管内での溶存硫化物（以下、硫化物と呼ぶ。）と溶存酸素（以下、DO と呼ぶ。）の挙動のイメージを図-1 に示す。圧送管では、DO が消費され、硫化物が生成される。一方、自然流下管では、再び空気により下水が好気状態になり、硫化物は下水中で酸化される。また、硫化物の一部は気相中に硫化水素ガスとして放散される。その結果、下水が流下するにつれて硫化物濃度は低下していく。

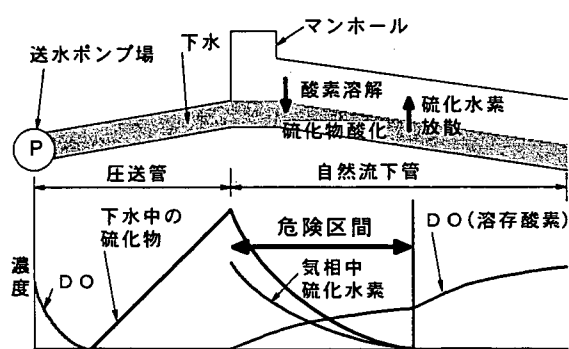


図-1 下水管内での硫化物と DO の挙動のイメージ¹⁾

ここで、自然流下管が硫化水素により腐食する危険区間は、下水中に硫化物が存在する区間と判断できる。

危険区間を予測するためには、圧送管での硫化物生成、自然流下管での硫化物酸化や硫化水素ガス放散などの各反応について研究を行い、それらを組み合わせたモデルの構築が必要となる。

3. 下水管内の反応

圧送管は、満流状態であるため下水中の反応のみを考えればよい。それに対し自然流下管では、下水から気相への硫化水素放散や気相から下水への酸素溶解（再び空気）など、気液界面での物質移動があり、相互に影響を及ぼしながら反応が進んでいく。そのため、下水中および気相中の各々の反応について検討を行い、それらを組み合わせたモデルの構築が必要となる。

(1)下水中の反応

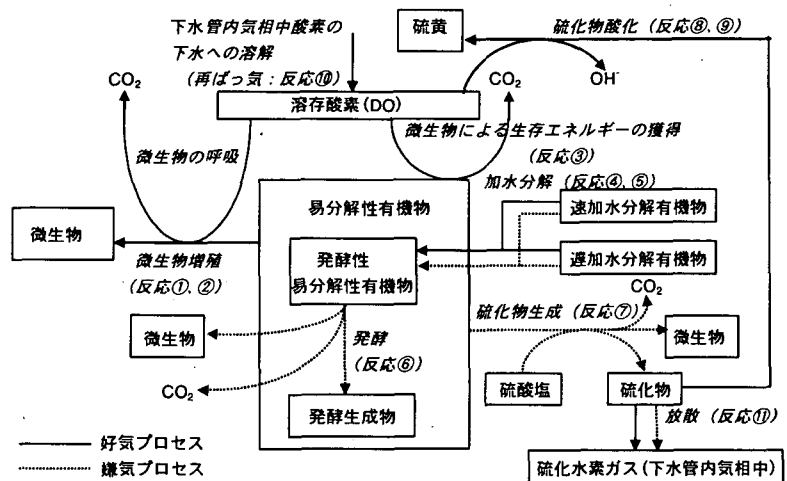
下水管内での水質変化をシミュレーションできるモデルとして、近年 WATS モデル(Wastewater Aerobic/anaerobic Transformations in Sewers)が開発され、その有効性が報告されている²⁾³⁾。これまで、管路における下水の変質は生物化学的酸素要求量 (BOD) あるいは化学的酸素要求量 (COD) をベースに議論されてきたが、微生物プロセスを論じようとする、これらのパラメータでは限界がある。下水中の有機物をより詳細に区分し、区分した各有機物組成と硫黄の変化を定量的に把握する必要がある。

図-2 に、WATS モデルによる下水管内の有機物と硫黄に関する好気/嫌気プロセスを示す。また、圧送管と自然流下管について、各反応とそれが起こる“場”を図-3、図-4 にそれぞれ示す。下水管内では、好気プロセスが進行する場合と嫌気プロセスが進行する場合がある。圧送管では、ポンプ井に DO が存在する場合に圧送管入口から限られた区間で好気状態になることがあるが、大半の箇所では嫌気プロセスのみが進行する。一方、自然流下管では、酸素消費と酸素溶解 (再ばっ気) とのバランスにより好気/嫌気の状態が決まり、また“場”や時間によって好気/嫌気が変化することもある。すなわち、好気/嫌気のどちらが支配的か明確でない。

好気状態では、易分解性有機物と DO が消費されて下水中および生物膜中で微生物が増殖すると同時に、加水分解有機物から発酵性易分解性有機物が生成する。また、下水中に硫化物が存在する場合には、DO により硫化物酸化も同時に起こる。一方、嫌気状態では同様に加水分解有機物から発酵性易分解性有機物が生成するが、これは発酵によって発酵生成物に変質される。さらに、易分解性有機物は硫化物の生成過程 (硫酸塩還元反応) で利用される。生成した硫化物は、管内に気相が存在する場合ガスとしてその一部が放され、コンクリート施設の腐食を引き起こす。

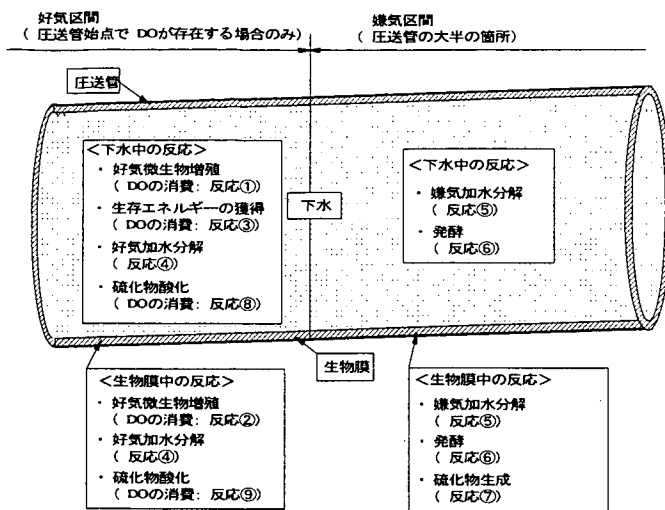
図-2 の好気/嫌気プロセスをマトリックスにしたものを表-1 に示す。このマトリックスの行は図-2 に示したプロセス、列はこの系にかかわる物質を表す。マトリックスの各成分は速度式にかかる係数である。各列について、(マトリックスの成分)と(速度式の計算値)の積の総和が、その列であらわされている物質の変化速度となる。例えば、DO (S_o : 物質 5) については、反応①、②、③、⑧、⑨、⑩を計算しそれらの総和が反応速度となる。また、硫化物 (SH_{2S} : 物質 6) の変化速度は、反応⑦、⑧、⑨、⑪の総和となる。

なお、表-1 ではモデルを簡単にするために、酸生成細菌と硫酸塩還元細菌の増殖プロセスは省略している。また、自然流下管における酸素溶解 (再ばっ気) および気相中への硫化水素放散は、段差部での反応の影響が大きく無視することができない。そこで、段差部の反応については別途検討を行い、モデルの中に組み込む必要がある。



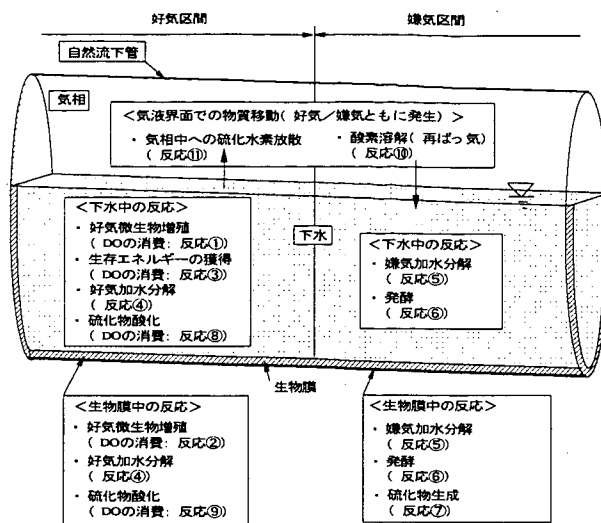
備考) 図中の反応 No. は表-1 参照

図-2 下水管での有機物と硫黄に関する好気/嫌気プロセス²⁾



備考) 図中の反応 No. は表-1 参照

図-3 圧送管内の反応



備考) 図中の反応 No. は表-1 参照

図-4 自然流下管内の反応

表-1 下水管渠における好気/嫌気プロセスモデル²⁾

物質 → プロセス ↓	1 S _F	2 S _A	3 X _{Bw}	4.1 X _{S1}	4.2 X _{S2} ^{*1}	5 S _O	6 S _{H2S}	プロセスの速度
反応① 下水中の好気微生物増殖		$\frac{-1}{Y_{Hw}}$	1			$\frac{-(1-Y_{Hw})}{Y_{Hw}}$		(1) 式
反応② 生物膜中の好気微生物増殖		$\frac{-1}{Y_{Hf}}$	1			$\frac{-(1-Y_{Hf})}{Y_{Hf}}$		(2) 式
反応③ 生存エネルギーの獲得		-1				-1		(3) 式
反応④ 好気加水分解 (X _{S1})	1			-1				(4) 式 #=1
反応④ 好気加水分解 (X _{S2})	1				-1			(4) 式 #=2
反応⑤ 嫌気加水分解 (X _{S1})	1			-1				(5) 式 #=1
反応⑤ 嫌気加水分解 (X _{S2})	1				-1			(5) 式 #=2
反応⑥ 下水中と生物膜中の発酵	-1	1						(6) 式
反応⑦ 生物膜中の硫化物生成		-2					1	(7) 式
反応⑧ 下水中の硫化物酸化						-1	-1	別途検討が必要
反応⑨ 生物膜中の硫化物酸化						-1	-1	別途検討が必要
反応⑩ 酸素溶解 (再ばっ気)						1		(8) 式
反応⑪ 硫化水素放散							-1	別途検討が必要

*1) 遅加水分解有機物に加えて不活性な有機物も含む。

備考1) 表-1は文献²⁾を基に若干の変更を加えている。

備考2) 表中の記号の意味は表-2を、各プロセスの速度式は表-3をそれぞれ参照。

表-2 モデルの記号の意味と単位

記号	定義	単位
S _F	発酵性易分解性有機物	mg COD/l
S _A	発酵生成物	mg COD/l
S _S	易分解性有機物 (= S _F + S _A)	mg COD/l
X _{Bw}	下水中従属栄養細菌	mg COD/l
X _{S1}	速加水分解有機物	mg COD/l
X _{S2}	遅加水分解有機物	mg COD/l
S _O	DO 濃度	mg/l
S _{H2S}	硫化物濃度	mg S/l
X _{Bf}	生物膜中の従属栄養微生物	g COD/m ²
μ _H	最大比増殖速度	d ⁻¹
Y _{Hw} , Y _{Hf}	バイオマスの増殖収率	g COD/g COD
K _O	DO の飽和定数	mg/l
K _{Sw} , K _{Sf}	易分解性有機物の飽和定数	mg COD/l
K _{1/2}	生物膜中での好気増殖の1/2次速度定数	g ^{0.5} /(m ^{0.5} ·d)
q _m	微生物の生存エネルギー摂取速度定数	d ⁻¹
k _{h#}	加水分解速度定数	d ⁻¹
K _{X#}	加水分解に関する飽和定数	g COD/g COD
ε _A	好気条件下における生物膜中バイオマスの効率係数	-
ε _{An}	嫌気条件下における生物膜中バイオマスの効率係数	-
η _{fe}	嫌気加水分解の速度低減係数	-
q _{fe}	最大発酵速度	d ⁻¹
K _{fe}	発酵に関する飽和定数	mg COD/l
k _{nS}	硫化物生成に関する n 次速度定数	g ¹⁻ⁿ /(m ²⁻³ⁿ ·hr)
K _{O(S)}	DO による硫化物生成の抑制に関する飽和定数	mg/l
n	硫化物生成反応の次数	-
K _{La}	酸素の総括物質移動容量係数	hr ⁻¹
S _{O(S)}	飽和 DO 濃度	mg/l
α _w	下水中のプロセスに関する温度補正係数	-
α _f	生物膜中のプロセスに関する温度補正係数	-
α _T	再ばっ気に関する温度補正係数	-
A _{w-P}	下水と接触している管壁の面積 (=生物膜の表面積)	m ²
V	下水容量	m ³
T	下水水温	°C
Fr	フルード数 (= u/(g d _m) ^{0.5})	-
u	下水流速	m/s
g	重力加速度	m/s ²
d _m	水理学的水深 (気液接触面積/下水容量)	m
s	こう配	m/m
t	時間	hr
#	加水分解の種類 #=1:速加水分解; #=2:遅加水分解	-

備考) w: 下水中のプロセス; f: 生物膜中のプロセスを表す。

表-3 各プロセスの反応式

$\mu_H (S_F+S_A)/(K_{Sw}+(S_F+S_A)) S_O/(K_O+S_O) X_{Bw} \alpha_w^{(T-20)} /24$	(1)
$K_{1/2} S_O^{0.5} Y_{Hf}/(1-Y_{Hf}) A_{w-P}/V (S_F+S_A)/(K_{Sf}+(S_F+S_A)) \alpha_f^{(T-20)} /24$	(2)
$q_m S_O/(K_O+S_O) X_{Bw} \alpha_w^{(T-20)} /24$	(3)
$k_{h#} (X_{S#}/X_{Bw})/(K_{X#}+X_{S#}/X_{Bw}) S_O/(K_O+S_O) (X_{Bw}+\epsilon_A X_{Bf} A_{w-P}/V) \alpha_w^{(T-20)} /24$	(4)
$\eta_{fe} k_{h#} (X_{S#}/X_{Bw})/(K_{X#}+X_{S#}/X_{Bw}) K_O/(K_O+S_O) (X_{Bw}+\epsilon_{An} X_{Bf} A_{w-P}/V) \alpha_w^{(T-20)} /24$	(5)
$q_{fe} S_F/(K_{fe}+S_F) K_O/(K_O+S_O) (X_{Bw}+\epsilon_{An} X_{Bf} A_{w-P}/V) \alpha_w^{(T-20)} /24$	(6)
$k_{nS} K_{O(S)}/(K_{O(S)}+S_O) (S_F+S_A)^n A_{w-P}/V \alpha_f^{(T-20)}$	(7)
$K_{La} (S_{O(S)}-S_O)$, ここで $K_{La} = 0.96 (1+0.17 Fr^2) (s u)^{3/8} d_m^{-1} \alpha_T^{(T-20)}$	(8)

備考) 表中の記号の意味は表-2を参照。

(2) 下水中の硫化物とDOの収支

下水中の硫化物およびDOの収支について、概要を図-5に示す。図は自然流下管について示しているが、気液間の反応を無視することで圧送管にも適用できる。図中の硫化物の変化速度

(R_{H_2S})は、表-1の反応⑦、⑧、⑨、⑩(S_{H_2S} に関する反応)の総和から求めることができる。同様に、DOの変化速度(R_o)は、反応①、②、③、⑧、⑨、⑩(S_o に関する反応)の総和から求めることができる。

硫化物およびDOの収支を式で表すと、次のようになる。

<硫化物>

$$(S_{H_2S\ out} - S_{H_2S\ in}) \times Q = R_{H_2S} \times V = R_{H_2S} \times A \times \Delta X \tag{9}$$

<DO>

$$(S_o\ out - S_o\ in) \times Q = R_o \times V = R_o \times A \times \Delta X \tag{10}$$

ここで

- $S_{H_2S\ out}$: 区間下流側の硫化物濃度 (mgS/l)
- $S_{H_2S\ in}$: 区間上流側の硫化物濃度 (mgS/l)
- Q : 下水流量 (m³/hr)
- R_{H_2S} : 硫化物の変化速度 (mgS/(l·hr))
(生物膜での反応や硫化水素放散も含んだ変化速度)
- V : 下水容量 (m³)
- A : 下水断面積 (m²)
- ΔX : 区間距離 (m)
- $S_o\ out$: 区間下流側のDO濃度 (mg/l)
- $S_o\ in$: 区間上流側のDO濃度 (mg/l)
- R_o : DOの変化速度 (mg/(l·hr))
(生物膜での反応や酸素溶解も含んだ変化速度)

(3) 下水管内気相中の反応と収支

自然流下管では、下水中に硫化物が含まれていると、気相中に硫化水素ガスとしてその一部が放散されコンクリート施設の腐食を引き起こす。本稿では、気相中の反応については硫黄のみに焦点を当てて検討を行う。

気相中の各反応とそれが起こる“場”を図-6に示す。下水中から放散された硫化水素は、管壁(湿潤状態)に吸着された後、硫酸酸化細菌により硫酸に酸化される(=コンクリート施設の腐食を引き起こす反応)。この反応によって、気相中の硫化水素は消費され徐々に減少していく。これらをまとめると、下水管内気相中の硫化水素の収支は、(11)式で表すことができる。

$$(H_2S_{(g)\ out} - H_2S_{(g)\ in}) \times Q_{(g)} = (\phi_r - \phi_p) \times (22.4 \times 10^3) \tag{11}$$

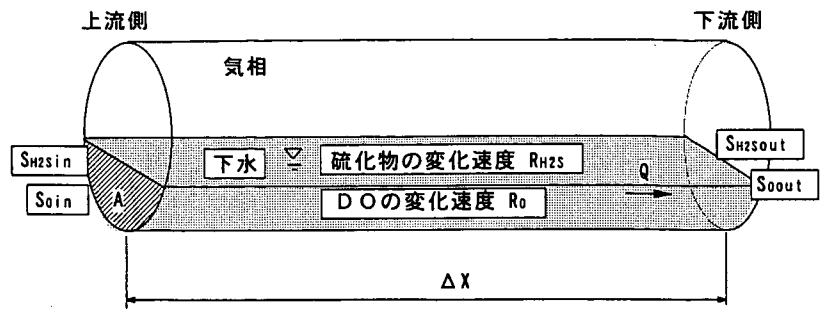


図-5 下水中の硫化物とDO収支

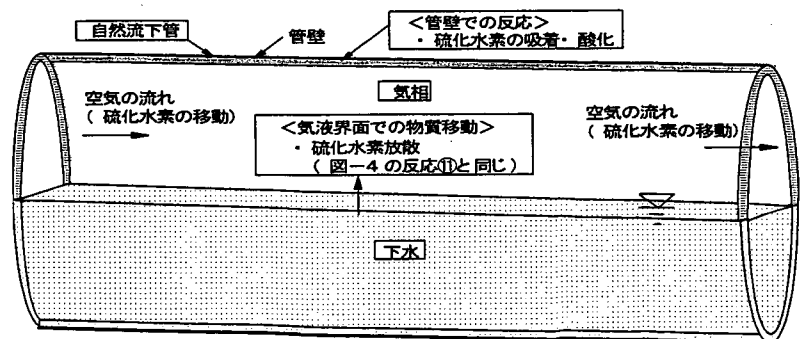


図-6 下水管内気相中の反応

ここで、

$H_2S_{(g)out}$: 区間下流側の気相中硫化水素濃度 (ppm)

$H_2S_{(g)in}$: 区間上流側の気相中硫化水素濃度 (ppm)

$Q_{(g)}$: 空気流量 (m^3/hr)

ϕ_r : 硫化水素放散量 (mol/hr)

(表-1とは異なる単位)

ϕ_p : 管壁での硫化水素吸着・酸化量(mol/hr)

4. 各反応についての既往の研究

(1) 下水中の反応

表-1中の各反応に関する主な既往研究についてまとめる。また、自然流下管における酸素溶解(反応⑩)および硫化水素放散(反応⑪)は、段差部での反応の影響が大きく無視することができないため、これらに関する既往研究も示す。

1) 有機物の変質 (反応①~⑥)

反応①~⑥は、主に有機物の変質に関連しており、文献²⁾³⁾で表-3の(1)式~(6)式が提案されている。各反応式中のパラメータについては、実管路での調査などを基に表-4のように報告されている。なお、これらのパラメータについては現地調査を行い、データを蓄積していく必要があると考える。

表-4 各パラメータの報告値

記号	単位	日本での報告 ²⁾		海外での報告 ³⁾
		①	②	
μ_H	d^{-1}	4.8	5.4	6.7
Y_{Hw}, Y_{Hf}	g COD/g COD	0.55		0.55
K_o	mg/l	0.2		0.05
K_{Sw}	mg COD/l	1.0		1.0
K_{Sf}	mg COD/l	1.0		5.0
$K_{1/2}^{*1}$	$g^{0.5}/(m^{0.5}\cdot d)$	2.5		4.0
q_m	d^{-1}	1.0	0.5	1.0
k_{h1}	d^{-1}	6.0	4.0~6.5	5.0
k_{h2}	d^{-1}	1.0	0.5	0.5
K_{X1}	g COD/g COD	0.5	0.6	1.5
K_{X2}	g COD/g COD	0.2		0.5
ϵ_A	-	0.1		0.15
ϵ_{An}	-	0.45		0.15
η_{fe}	-	0.24	0.38	0.14
q_{fe}	d^{-1}	3.0	1.0	3.0
K_{fe}	mg COD/l	20		20
α_w	-	1.07		1.07
α_f	-	1.03		1.03

*1) $K_{1/2}$ は、文献⁴⁾では $13 g^{0.5}/(m^{0.5}\cdot d)$ と報告されている。

2) 生物膜中の硫化物生成 (反応⑦)

硫化物生成に関する研究は、主として圧送管について行われ、多くの式が提案されている。また、自然流下管での硫化物生成についても若干の報告がある。代表的なものを表-5に示す。これらの式は、有機物濃度に関する指標としてBODあるいはCODが用いられており、実測に基づく経験式となっている。

表-5 硫化物生成に関する既存の報告

種類	No.	式	参考文献
圧送管	(A)*1	$\frac{dS_{H_2S}}{dt} = M \cdot BOD \cdot \left(\frac{4}{D} + 1.57\right) \times 1.07^{(T-20)}$	U.S.EPA ⁵⁾
	(B)*1	$\frac{dS_{H_2S}}{dt} = 0.228 \times 10^{-3} \cdot COD \cdot \left(\frac{4}{D} + 1.6\right) \times 1.07^{(T-20)}$	Boon & Lister ⁶⁾
	(C)*2	$\frac{dS_{H_2S}}{dt} = 0.518 \times 10^{-3} \cdot BOD^{0.8} \cdot SO_4^{0.4} \cdot u \cdot \left(\frac{4}{D}\right) \times 1.139^{(T-20)}$	Thistlethwayte ⁷⁾
	(D)*2	$\frac{dS_{H_2S}}{dt} = a \cdot (COD_{sol} - 50)^{0.5} \cdot \left(\frac{4}{D}\right) \times 1.03^{(T-20)}$	Nielsen, Raunkjaer, ⁸⁾ Hvitved-Jacobsen
自然流下管	(E)*3	$\frac{dS_{H_2S}}{dt} = M \cdot \frac{BOD}{R} \times 1.07^{(T-20)}$	U.S.EPA ⁵⁾

ここで、 S_{H_2S} : 硫化物濃度 (mg/l)、 t : 時間(hr)、 M : 係数 (圧送管は 1.0×10^{-3} 、自然流下管は 0.32×10^{-3})、 BOD : BOD濃度(mg/l)、 D : 管径(m)、 T : 下水水温(°C)、 COD : COD_{cr} 濃度(mg/l)、 SO_4 : 硫酸塩濃度(mg/l)、 u : 下水流速(m/s)、 COD_{sol} : 溶解性 COD_{cr} 濃度 (mg/l)、 a : 下水の性状による係数 (一般の汚水: $a=1.0 \sim 2.0 \times 10^{-3}$ 、一般と食品工業排水の混合: $a=3.0 \sim 6.0 \times 10^{-3}$ 、食品工業排水: $a=7.0 \sim 10.0 \times 10^{-3}$)、 R : 径深(m) (=液相の断面積/潤辺)

*1) 生物膜中および下水中での硫化物生成を考慮した式である。

*2) 生物膜中のみの硫化物生成を考慮した式である。

*3) 文献では、酸化および放散による硫化物減少も考慮した式になっているが、ここでは生物膜中の硫化物生成に関する箇所のみを示す。

また、表-5中の式は、DOがゼロであることを前提としており、硫化物生成速度とDO濃度との関係については触れていない。ただし、例えば自然流下管内にDOが存在しても、その濃度が低ければ硫化物が生成する可能性がある。硫化物生成速度とDO濃度との関係についても若干研究がなされており、次式が提案されている²⁾³⁾。

$$\frac{dS_{H_2S}}{dt} = R_{PMAX} \times \frac{K_{O(S)}}{(K_{O(S)} + S_O)} \quad (12)$$

ここで、

R_{PMAX} : DOゼロの時の硫化物生成速度 (mgS/(l·hr))

その他の記号の意味は表-2を参照。

なお、文献2)では $K_{O(S)}=0.02$ mg/l、文献3)では $K_{O(S)}=0.05$ mg/lと報告されている。

硫化物生成については、有機物変質と関連づけた理論的なアプローチを行うことで、より精度よく予測することができると考えられる。

3) 硫化物酸化 (反応⑧、⑨)

硫化物酸化は、自然流下管での硫化物収支を考える上で最も大きな影響を及ぼす反応と考えられる。下水中の硫化物酸化 (反応⑧) については若干研究がなされており、次のように報告されている⁹⁾。

<下水中のDO濃度がゼロの場合>

$$\text{硫化物酸化速度} = 1/3 \times \text{酸素溶解速度} \quad (13)$$

(酸素溶解速度が $0.22 \sim 1.20$ mg/(l·hr)での実験結果)

この文献では以下のことを示している。

- ・ 自然流下管で流速が極端に大きくない場合、酸素溶解速度は酸素消費速度より小さくなり、DO濃度はほぼゼロになる。こうしたDO濃度がゼロの状態でも、気相から溶解した酸素により硫化物は酸化され、下水流下に

伴い硫化物濃度は減少していく。

(一般に嫌気性と言われる状態でも硫化物濃度は減少していくことがある。)

・ この場合、硫化物酸化速度は酸素溶解速度に依存する。

また、(13)式は DO 濃度がほぼゼロの場合に適用できるが、実際の自然流下管では管径や流速、乱流状態などにより DO 濃度がある程度高くなることもある。こうした状況については、次の式が提案されている²⁾。

$$\frac{dS_{H_2S}}{dt} = R_{OMAX} \times \frac{S_{H_2S}}{(K_{H_2S} + S_{H_2S})} \times \frac{S_o}{(K_{O_2} + S_o)} \times \alpha_w^{(T-20)} \quad (14)$$

ここで、

R_{OMAX} : 下水中の最大硫化物酸化速度 (=3.95mgS/(l·hr))

K_{H_2S} : 硫化物酸化に関する飽和定数 (=0.4mgS/l)

K_{O_2} : 硫化物酸化に関する DO の飽和定数 (=0.2mg/l)

その他の記号の意味は表-2を参照。

なお、()内の数字は、文献値を示す。

しかしながら、下水中の硫化物酸化については報告例も少なく、反応式の係数を決定するには既往の研究では不十分である。また、生物膜が硫化物酸化に及ぼす影響(反応⑨)についてはほとんど報告されていない。そのため、これらの反応については追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要と考える。

4) 酸素溶解 (反応⑩)

酸素溶解(再ばっ気)速度については、次式で計算することができる。

$$R_f = K_{La} \times (S_{OS} - S_o) = K_{La}(20) \times (S_{OS} - S_o) \times \alpha_T^{(T-20)} \quad (15)$$

ここで、

R_f : 酸素溶解(再ばっ気)速度 (mg/(l·hr))

$K_{La}(20)$: 水温 20℃における総括酸素移動容量係数(hr⁻¹)

その他の記号の意味は表-2を参照。

自然流下管の総括酸素移動容量係数 (K_{La}) については、数多くの報告がなされている(表-6参照)。この中で、(C)式が広く用いられており、反応を定量化することができるため、WATS モデルに取り込むことが可能と考える。

表-6 自然流下管での総括酸素移動容量係数 ($K_{La}(20)$) を求める経験式³⁾

No.	式(hr ⁻¹)	参考文献
(A)	$0.121(u \cdot s)^{0.408}/d_m^{0.66}$	Krenkel and Orlob(1962) ¹⁰⁾
(B)	$0.00925u^{0.67}/d_m^{1.85}$	Owens et al (1964) ¹¹⁾
(C)	$0.96(1+0.17 Fr^2)(s \cdot u)^{3/8}/d_m$	Parkhurst and Pomeroy(1972) ¹²⁾
(D)	$B \cdot u \cdot s$	Tsivoglou and Neal(1976) ¹³⁾
(E)	$0.4u(d_m/R)^{0.613}/d_m$	Taghizadeh-Nasser(1986) ¹⁴⁾
(F)	$0.86(1+0.2 Fr^2)(s \cdot u)^{3/8}/d_m$	Jensen(1994) ¹⁵⁾

ここで、B : 水質および攪拌強度と相関を持った係数(-)、R : 径深(m) (=液相の断面積/潤辺)、その他の記号の意味は表-2を参照

5) 硫化水素放散 (反応⑪)

i) 基本式

硫化水素の放散反応については、気液の平衡より次式で求めることができる。

$$R_{f(H_2S)} = K_{L(H_2S)} \times \left(j \times S_{H_2S} - \frac{H_2 S_{(g)}}{K} \right) \quad (16)$$

ここで、

$R_{f(H_2S)}$: 硫化水素放散速度 ((mgS/(l·hr))

$K_{L(H_2S)}$: 硫化水素の総括物質移動係数 (hr⁻¹)

j : 硫化物中の分子態硫化物の占める割合(-) (pH に依存)

$H_{2S(g)}$: 気相中硫化水素濃度 (ppm)

K : ヘンリー定数 (ppm/ (mgS/l)、水温に依存)

ヘンリー定数の単位は通常、(気相中の分圧/液相中の分圧) が用いられているが、ここでは ppm/ (mgS/l) とする。

その他の記号の意味は表-2を参照。

ii) 分子態硫化物の割合 (pH への依存性)

下水中の硫化物は(17)式のように解離しており、pH によって H₂S (分子態) と HS⁻ (イオン態) の比率が異なる。硫化物の中で硫化水素ガスとして気相中に放散されるのは H₂S で、HS⁻ は直接硫化水素ガスにはならない。



下水中の分子態硫化物濃度は、次式で求めることができる。

$$S_{H_2S(M)} = j \cdot S_{H_2S} \quad (18)$$

ここで、

$S_{H_2S(M)}$: 分子態硫化物濃度 (mgS/l)

また、HS⁻ と H₂S の比率は(19)式で求めることができる。pH が低くなるほどの H₂S 比率が高くなる (すなわち、硫化水素ガスとして放散されやすくなる)。

$$\log_{10} \left(\frac{[HS^-]}{[H_2S]} \right) = pH - pk \quad (19)$$

ここで、

[HS⁻] : HS⁻ の濃度 (mgS/l)

[H₂S] : H₂S の濃度 (mgS/l)

pH : 下水中の pH

pk : 解離定数

(19)式を(18)式に代入すると、次式となる。

$$j = \frac{1}{1 + 10^{(pH - pk)}} \quad (20)$$

iii) 酸素と硫化水素の総括物質移動係数の比較

硫化水素の総括物質移動係数 ($K_{L(H_2S)}$) は、酸素溶解 (再ばっ気) と関連づけて次式が提案されている¹⁶⁾。

$$K_{L(H_2S)} = \alpha \times K_{La} = \alpha \times K_{La(20)} \times \alpha_T^{(T-20)} \quad (21)$$

ここで、

α : 酸素と硫化水素の総括物質移動係数の比率 (=0.91)

iv) 硫化水素放散速度

(21)式を(16)式に代入することで、硫化水素放散速度は次式で求めることができる。

$$R_{f(H_2S)} = \alpha \times K_{La(20)} \times \left(j \times S_{H_2S} - \frac{H_{2S(g)}}{K} \right) \times \alpha_T^{(T-20)} \quad (22)$$

(2) 気相中の反応

1) 硫化水素放散

気相中への硫化水素放散量は、前述の下水中での計算 ((22)式) を基に次式で求めることができる。

$$\phi r = \frac{Rf_{(H_2S)} \times A \times \Delta X}{32} \quad (23)$$

ここで、

ϕr : 硫化水素放散量 (mol/hr) (区間全体での放散量)

$Rf_{(H_2S)}$: 硫化水素の放散速度 ((mgS/(l·hr))

A : 下水断面積 (m²)

ΔX : 区間距離 (m)

(硫黄の分子量は 32)

2) 管壁での硫化水素の吸着・酸化

管壁での硫化水素の吸着・酸化反応の速度は大きく、気相中の硫化水素収支を検討する上で無視できないと報告されている³⁾。しかしながら、硫化水素吸着・酸化反応の速度やそれに影響を及ぼす因子についての研究報告は少ない。そのためこの反応についても現地調査を行い、その結果に基づく理論的な考察が必要と考える。

(3) 段差部での反応 (気液間の物質移動)

合流点、マンホール、曲管、堰および段差部のような特殊な下水道構造物では、通常の下水管内での水理状況と比較して大きな乱流が発生すると考えられる。これらの構造物で起こる乱流により、気液間の物質移動は促進され、表-6の式を用いることはできなくなる。特に段差部での反応の影響が大きく、硫化物や DO などの収支を検討する上で無視することはできない。段差部での反応については、以下のような報告がなされている。

1) 酸素溶解

段差部での酸素溶解については、(24)式により実用的な範囲で求めることができると報告されている³⁾。また、(25)式を変形することで、段差部での酸素溶解量は次式で計算できる。

$$r_{(so)} = \left(\frac{S_{os} - S_{o(1)}}{S_{os} - S_{o(2)}} \right) \quad (24)$$

ここで、

$r_{(so)}$: 段差部前後の DO 不足量の比率(-)

S_{os} : 飽和 DO 濃度 (mg/l)

$S_{o(1)}$: 段差部上流側の DO 濃度 (mg/l)

$S_{o(2)}$: 段差部下流側の DO 濃度 (mg/l)

$$R_{O_2} = S_{o(2)} - S_{o(1)} = (S_{os} - S_{o(1)}) \times \left(1 - \frac{1}{r_{(so)}} \right) \quad (25)$$

ここで、

R_{O_2} : 段差部での酸素溶解量 (mg/l)

段差部前後の DO 不足量の比率 ($r_{(so)}$) について既往の報告を表-7にまとめる。これらの報告を比較するとそれぞれの差異が大きく、反応を定量化するには不十分であり、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要と考える。

表 - 7 D0 不足量の比率 ($r_{(so)}$) を求める経験式

No.	式(-)*	参考文献
(A)	$e^{0.41H}$	Pomeroy と Lofy(1977) ¹⁷⁾
(B)	$e^{(0.45H-0.125H^2)}$	Matos(1992) ¹⁸⁾
(C)	$1+0.20H$	Thistlethwayte(1972) ¹⁹⁾
(D)	$e^{(K_{H(O)}/Q)} (= e^{(\beta \cdot \rho \cdot g \cdot H)})$	水理公式集 ²⁰⁾
ここで、H：落差(m)、 $K_{H(O)}$ ：段差部の物質移動係数(m^3/s)、Q：下水流量(m^3/s)、 ρ ：水の密度 (kg/m^3)、g：重力加速度 (m/s^2)、 β ：係数 (落下部の水深が十分大きい場合： $\beta=4.0 \times 10^{-5}$ 、落下部の水深がほとんどない場合： $\beta=1.5 \times 10^{-5}$)		

2) 硫化水素放散

段差部で高濃度の硫化水素が発生し、その近傍で臭気問題やコンクリート施設（管渠やマンホールなど）の腐食が起りやすいことは、経験的によく知られている。しかしながら、段差部での硫化水素放散速度やそれに影響を及ぼす因子についての研究は少なく、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要と考える。

5. まとめ

以上のような検討から、下水管内における硫化物の挙動を再現するために WATS モデルを適用するには、いくつかの反応について実験的な検討が必要ながわかった。表 - 8 に評価結果を示す。

表 - 8 WATS モデルの適用性評価

反応の“場”	反応	研究状況
下水中の反応	有機物の変質に関連した反応 (反応①～⑥)	いくつかの研究報告有り。ただし、各式中のパラメータについて、現地調査に基づくデータの蓄積が必要。
	生物膜中の硫化物生成 (反応⑦)	多くの研究報告有り。ただし有機物変質と関連づけた理論的なアプローチを行うことで、より精度よい予測が可能。
	下水中の硫化物酸化 (反応⑧)	いくつかの研究報告あり。ただし、反応式の係数を決定するには既往の研究では不十分であり、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要。
	生物膜中の硫化物酸化 (反応⑨)	ほとんど報告されておらず、反応の影響度も含めて追加実験が必要。
	酸素溶解 (反応⑩)	既往の研究例から反応を定量化することができ、WATS モデルに取り込むことが可能。
	硫化水素放散 (反応⑪)	既往の研究例から反応を定量化することができ、WATS モデルに取り込むことが可能。
気相中の反応	硫化水素放散	既往の研究例から反応を定量化することができ、WATS モデルに取り込むことが可能。
	管壁での硫化水素の吸着・酸化	研究報告は少なく、現地調査とそれに基づく理論的な考察が必要。
段差部での反応 (気液間の物質移動)	酸素溶解	いくつかの研究報告あり。ただし、反応式の係数を決定するには既往の研究では不十分であり、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要。
	硫化水素放散	研究報告は少なく、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要。

参考文献

- 1) 田中直也:下水管路における防食の必要な範囲について,月刊下水道 Vol.25 No.3 (2002)
- 2) Tanaka,N., Hvitved-Jacobsen,T. and Horie,T. : Transformations of carbon and sulfur wastewater components under aerobic - anaerobic transient conditions in sewer systems. Wat.Env.Res.Vol.72,No.6 (2000)
- 3) Hvitved-Jacobsen,T. : Sewer Processes, Microbial and chemical process engineering of sewer networks, CRC PRESS (2001)
- 4) 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 (1998)
- 5) EPA : Design Manual, Odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants.(1985)
- 6) Boon,A.G. and Lister.A.R. : Formation of sulphide in rising main sewers and its prevention by injection of oxygen. Prog. Wat. Tech. Pergammon Press (1975)
- 7) Thistlethwayte,D.K.B. : The Control of sulphide in sewerage systems, Butterworth Pty Ltd. Australia (1972)
- 8) Nielsen,P.H., K.Raunkjaer, and Hvitved-Jacobsen,T. : Sulfur production and wastewater quality in pressure mains, Wat. Sci. Tech., Vol.31,No.1 (1998)
- 9) 吉本国春、北川三夫 : 下水管における溶存硫化物の酸化,下水道協会誌論文集,Vol.32,No.383 (1995)
- 10) Krenkel, P.A. and G.T. Orlob : Turbulent diffusion and the reaeration coefficient, J. Sanit. Eng. Div., 88(SA2) (1962)
- 11) Owens, M., R.W. Edwards and J.W. Gibbs : Some reaeration studies in streams, Ing. J. Air Pollut., 8 (1964)
- 12) Parkhurst, J.D. and R.D. Pomeroy : Oxygen absorption in streams, J. Sanit. Eng. Div., ASCE, 98(SA1) (1972)
- 13) Tsivoglou, E.C. and L.A. Neal : Tracer measurement of reaeration, III: Predicting the reaeration capacity of inland streams, J. Water Pollut. Contr. Fed., Vol.48,No.12 (1976)
- 14) Taghizadeh-Nasser,M : Gas-liquid mass transfer in sewers (in Swedish); Materieöverföring gas-vätska i avloppsledningar, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, Publikation, 3:86 (Licentiatuppsats) (1986)
- 15) Jensen, N.Aa. : Air-water oxygen transfer in gravity sewers, Ph.D. dissertation, Environmental Engineering Laboratory, Aalborg University, Denmark (1994)
- 16) 吉本国春 : 自然流下の下水管における硫化物の予測,下水道協会誌論文集,Vol.132,No.393 (1995)
- 17) Pomeroy, R.D. and R.J. Lofy : Feasibility study on in-sewer treatment methods, NTIS No. PB-271445, USEPA, Cincinnati, OH. (1977)
- 18) Matos, J.S. : Aerobiose e septicidade em sistemas de drenagem de águas residuais, Ph.D. thesis, IST, Lisbon, Portugal (1992),
- 19) Thistlethwayte, D.K.B. and E.E.Goleb : The composition of sewer air, Proceedings from the 6th International Conference on Water Pollution Research, Israel (1972)
- 20) 土木学会 : 水理公式集 (1985)