

＜論文＞

「高濃度オゾン間欠処理を用いた余剰汚泥低減システムの
モデル化に関する検討」MODELING OF EXCESS SLUDGE REDUCTION SYSTEM BY USING
INTERMITTENT OZONATION WITH HIGHLY CONCENTRATED OZONE

神谷 俊行, 広辻 淳二

三菱電機(株) 先端技術総合研究所 / 〒661-8661 尼崎市塚口本町8-1-1

TOSHIYUKI KAMIYA, JUNJI HIROTSUJI
Advanced Technology R & D Center Mitsubishi Electric Corporation
/ 8-1-1 Tsukaguchi Honmachi Amagasaki, Hyogo 661-8661, JAPAN

Abstract

Reaction model for excess sludge reduction system utilizing intermittent ozonation by highly concentrated ozone in activated sludge process has been developed in order to elucidate the mechanism for the effective reduction in sludge production and to facilitate efficient designing of a full scale system. The reaction model developed based on bench-scale experimental results suggested that high concentration of ozone accelerated the conversion of activated sludge to bio-degradable organic solids, but had no effect on sludge solubilization. Additional data obtained by lab-scale experiments also supported the reaction mechanism suggested by the model study. Based upon these results, it was concluded that ozonation by highly concentrated ozone increased the bio-degradability of the sludge solids and resulted in the effective reduction in sludge production in the biological reactor. Good agreements were obtained between bench-scale experimental results and calculated results by taking into account the effects of highly concentrated ozone, and consequently the proposed reaction model was validated.

Key Words : Excess Sludge Reduction, Highly Concentrated Ozone, Intermittent Ozonation, Bio-Degradability

1 はじめに

下廃水の活性汚泥処理プロセスにおいて余剰汚泥を低減することは、脱水、焼却など汚泥処分に要するエネルギーや薬剤投入量の低減につながり、消費エネルギーおよび運転費用の大幅削減が可能となる。さらに、余剰汚泥等の廃棄物処分場が枯渇しつつある問題にも対応し、各種廃棄物を極力減らそうという近年の「ゼロエミッション」の考え方とも合致していることから、下廃水処理分野での余剰汚泥低減に対する新規技術、新規システムの開発が強く求め

られている。

すでに、下廃水処理を行う活性汚泥の一部を加熱¹⁾、酸・アルカリ²⁾、超音波³⁾、オゾン^{4)~7)}、好熱細菌^{8),9)}、機械的破碎¹⁰⁾などにより処理し、処理後の活性汚泥を再び曝気槽へ戻すことで余剰汚泥を低減できることが報告され、一部で実用化されている。この中で、オゾンを用いた余剰汚泥低減システムについては全体の運転費用に占めるオゾン製造費用の比率が大きく¹¹⁾、オゾンを用いたシステムをより広く適用していくには、少ないオゾン量で余剰汚泥を低減できる効率的なシステムが必要と考えら

れる。

筆者らはオゾンを用いた省エネルギー型の余剰汚泥低減システムを開発している。これまでに、曝気槽とオゾン反応槽の間で活性汚泥を循環させ、ここに高濃度のオゾンガスを間欠的に注入する方式(以下、高濃度オゾン間欠処理とする)によって、必要なオゾン量を低濃度オゾンガスの場合よりも大幅に低減できることを実験から確認した^{12)–15)}。この高濃度オゾン間欠処理を用いた余剰汚泥低減システム(以下、本システムとする)はオゾン製造に要するエネルギー、費用を少なくできる省エネルギー型、低コスト型のシステムとして有望と考えられる。

本システムにおいて、高濃度オゾン間欠処理によって余剰汚泥低減効果が高くなる要因は完全には明らかになっておらず、システムのさらなる効率化やスケールアップにはその解明が重要と考えられる。また、余剰汚泥低減効果を安定して得るには汚泥のオゾン処理と、曝気槽における生物処理のバランスを最適にすることが必要となるが、このように両者のバランスを最適化した運転条件を実験的に確定するには非常に多くの実験が必要となる。したがって、高濃度オゾン間欠処理の高い汚泥低減効果の要因を明らかにし、本システムを効率よく、かつ的確にスケールアップしていくには、システム全体の反応モデルおよびこれを用いたシミュレータの開発が有効である。

このような背景のもと、本報告では、高濃度オゾン間欠処理の高い汚泥低減効果の要因解明、および本システムのスケールアップの効率化を目的とし、システム全体のモデル開発を行った。また、モデル化の過程で活性汚泥の生物分解性、溶解性に対する溶存オゾン濃度の影響が示唆されたため、これらを明らかにするため実験室規模のオゾン処理実験もあわせて行った。

2 本システムの概要

Fig.1 に本システムのフローを示す。

本方式では曝気槽の活性汚泥を引き抜いてオゾン反応槽に導入し、ここで高濃度オゾンガスを用いた間欠的なオゾン処理を行い微生物によって分解可能な有機物に転換する。つぎに、オゾン処理後の汚泥

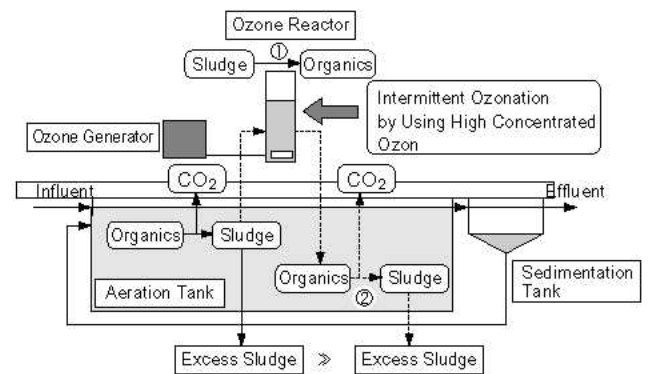


Fig.1 Excess sludge reduction system with intermittent ozonation by using highly concentrated ozone

を曝気槽に戻し、曝気槽内活性汚泥により分解させる。このプロセスによって、従来、曝気槽から引き抜き処分していた余剰汚泥をCO₂へ転換することができ、余剰汚泥量を低減できる。本システムでは活性汚泥のオゾン処理を間欠的、すなわち短時間で集中して行うことが特徴で、酸素を原料とする100mg/L以上の高濃度のオゾンガスを使用する。これまでの実験から、30mg/L程度のオゾンガスを用いた連続オゾン処理に比べ余剰汚泥低減に必要なオゾン量を1/3程度にまで少なくできることを明らかにしている^{12)–15)}。

3 本システムに対するモデル

3.1 反応モデル概要

本システムにおける反応をFig.2のように想定した。ここでは、反応を曝気槽での反応とオゾン反応槽での反応に分け、以下の3つを各槽における構成成分とした。

- 処理微生物：有機物を分解する活性のある微生物。；以下AMとする。
- 固形有機物：処理微生物(AM)以外の活性汚泥の固形成分(不活化した細菌や非溶解性有機物など)。処理微生物(AM)により分解可能な成分。；以下SOとする。
- 溶解有機物：溶解性の有機物；以下、IOとする。

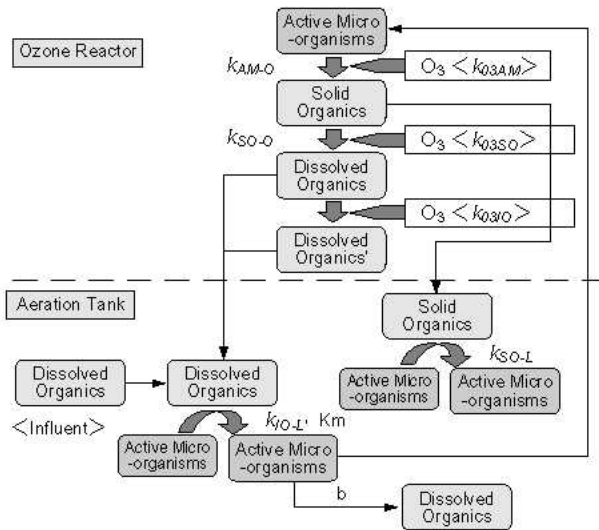


Fig.2 Hypothetical reaction pathways for modeling

また、活性汚泥中の固形成分、すなわち処理微生物 (AM) と固形有機物 (SO) を合わせたものを、以下、活性汚泥固形成分と称する。各槽での反応はこれまでの実験結果^{12)~15)}にもとづき以下のように想定した。

1) 曝気槽

流入廃水やオゾン処理汚泥に由来する固形有機物 (SO) および溶解有機物 (IO) は処理微生物 (AM) により分解資化され、処理微生物 (AM) に変換される。また、処理微生物 (AM) は自己分解して溶解有機物 (IO) となる。

2) オゾン反応槽

オゾンにより処理微生物 (AM) が固形有機物 (SO) へ、固形有機物 (SO) が溶解有機物 (IO) へそれぞれ変換される。オゾンと溶解有機物 (IO) の反応では、オゾンの消費にともない溶解有機物 (IO) の低分子化、生物分解性の向上などの改質はおこるが、その濃度変化 (低下) にまでは至らない。

3.2 反応モデル式

反応モデルにおいて、各反応の速度定数を Fig. 2 のように設定し、曝気槽、オゾン反応槽の物質収支

から以下の (1) ~ (9) 式を導出した。ここで、処理微生物 (AM)、固形有機物 (SO)、溶解有機物 (IO)、および溶存オゾンの反応は 1 次反応と仮定し、曝気槽での処理微生物 (AM) による溶解有機物 (IO) の分解反応についてのみ Monod 型反応式を採用した。なお、処理水は曝気槽出口で瞬時に固液分離され溶解有機物 (IO) のみが放流されると仮定した。

1) 曝気槽

$$\frac{dAM_L}{dt} = Y_{IO} \cdot k_{IO-L} \cdot AM_L \cdot IO_L / (K_m + IO_L) + Y_{SO} \cdot k_{SO-L} \cdot AM_L \cdot SO_L - b \cdot AM_L - Q_D \cdot AM_L / V_L - Q_{O_3} (AM_L - AM_{O_3}) / V_L \quad (1)$$

$$\frac{dSO_L}{dt} = Q_L \cdot SO_{in} / V_L - k_{SO-L} \cdot AM_L \cdot SO_L - Q_D \cdot SO_L / V_L - Q_{O_3} (SO_L - SO_{O_3}) / V_L \quad (2)$$

$$\frac{dIO_L}{dt} = Q_L \cdot IO_{in} / V_L - (Q_L - Q_D) IO_L / V_L - k_{DO-L} \cdot AM_L \cdot IO_L / (K_m + IO_L) - Q_D \cdot IO_L / V_L + a_{IO/AM} \cdot b \cdot AM_L - Q_{O_3} (IO_L - IO_{O_3}) / V_L \quad (3)$$

2) オゾン反応槽

$$\frac{dCO_{O_3}}{dt} = KLa(CO_{O_3}^* - CO_{O_3}) - Q_{O_3} \cdot CO_{O_3} / V_{O_3L} - k_{O_3AM} \cdot AM_{O_3} \cdot CO_{O_3} - k_{O_3SO} \cdot SO_{O_3} \cdot CO_{O_3} - k_{O_3IO} \cdot IO_{O_3} \cdot CO_{O_3} \quad (4)$$

$$\frac{dAM_{O_3}}{dt} = Q_{O_3} (AM_L - AM_{O_3}) / V_{O_3L} - k_{AO-O} \cdot AM_{O_3} \cdot CO_{O_3} \quad (5)$$

$$\frac{dSO_{O_3}}{dt} = Q_{O_3} (SO_L - SO_{O_3}) / V_{O_3L} - k_{SO-O} \cdot SO_{O_3} \cdot CO_{O_3} + a_{SO/AM} \cdot k_{AM-O} \cdot AM_{O_3} \cdot CO_{O_3} \quad (6)$$

$$\frac{dIO_{O_3}}{dt} = Q_{O_3} (IO_L - IO_{O_3}) / V_{O_3L} + a_{IO/SO} \cdot k_{SO-O} \cdot SO_{O_3} \cdot CO_{O_3} \quad (7)$$

$$\frac{dGO_{O_3}}{dt} = Q_G (GO_{in} - GO_{O_3}) / V_{O_3G} \quad (8)$$

$$\begin{aligned} & -KLa(CO_{O_3}^* - CO_{O_3})V_{O_3L}/V_{O_3G} \\ \frac{dGO_{HS}}{dt} & \quad (9) \\ & = Q_G(GO_{O_3} - GO_{HS})/V_{O_3HS} \end{aligned}$$

ここで、各式中の記号は以下のとおりである。

AM：処理微生物濃度 (mg-MLSS/L),

SO：固形有機物濃度 (mg-MLSS/L),

IO：溶解有機物濃度 (mg-TOC/L),

CO：溶存オゾン濃度 (mg-O₃/L),

GO：オゾンガス濃度 (mg-O₃/L),

これらの添え字は

in：流入水 (GO については注入ガス),

L：曝気槽, O₃：オゾン反応槽,

HS：オゾン反応槽ヘッドスペースにおける濃度を、また、* は飽和濃度を示す。

k_{IO-L} ：処理微生物の最大比溶解有機物除去速度 (1/hr)

k_{SO-L} ：処理微生物による固形有機物の分解速度定数 (L/mg-AM·hr)

k_{AM-O} ：オゾンによる処理微生物の固形有機物変換反応速度定数 (L/mg-O₃·hr)

k_{SO-O} ：オゾンによる固形有機物の溶解速度定数 (L/mg-O₃·hr)

k_{O_3AM} ：処理微生物によるオゾン消費速度定数 (L/mg-AM·hr)

k_{O_3SO} ：固形有機物によるオゾン消費速度定数 (L/mg-SO·hr)

k_{O_3IO} ：溶解有機物によるオゾン消費速度定数 (L/mg-IO·hr)

KLa ：総括オゾン移動容量係数 (1/hr)

Km ：飽和定数 (mg/L)

Q_L ：廃水流量 (L/hr)

Q_D ：引抜汚泥流量 (L/hr)

Q_{O_3} ：オゾン処理汚泥流量 (L/hr)

V_L ：曝気槽容積 (L)

V_{O_3G} ：オゾン反応槽内ガス容積 (L)

V_{O_3L} ：オゾン反応槽液容積 (L)

V_{O_3HS} ：オゾン反応槽ヘッドスペース容積 (L)

$a_{IO/AM}$ ：処理微生物に対する溶解有機物の重量比 (-)

$a_{SO/AM}$ ：処理微生物に対する固形有機物の重量比 (-)

$a_{IO/SO}$ ：固形有機物に対する溶解有機物の重量比 (-)

b ：処理微生物の自己分解係数 (1/hr)

Y_{IO} ：溶解有機物に対する処理微生物の発生収率 (-)

Y_{SO} ：固形有機物に対する処理微生物の発生収率 (-)

3.3 各定数の決定

1) 生物処理の反応定数

曝気槽における生物処理の反応定数の決定には、給食製造工場からの実廃水を 200~500 時間連続的に処理するフィールド実験の結果を用いた。Fig.3 に実験装置のフロー、Table 1 に実験条件をそれぞれ示す。

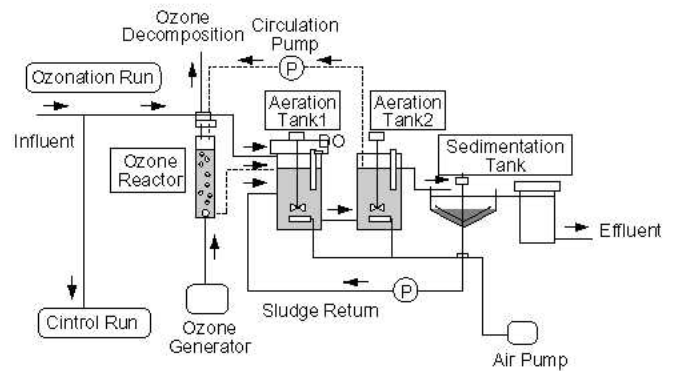


Fig.3 Field experimental apparatus for excess sludge reduction

本実験では同じ実験装置を 2 系列設置し、オゾン処理を行うオゾン処理系とオゾン処理を行わない対照系の実験を同時に行った。オゾンガス濃度等処理条件の異なる 7 つの実験結果から、各種定数値を決定した。なお、結果の詳細については既報^{12)~15)}に記したのでここでは省略する。各実験の対照系の結果から Lineweaver Burk プロットなどの図解法により b , Y_{IO} , k_{IO-L} , Km を求めた。なお、 k_{SO-L} , Y_{SO} については実験から確定し難かったため、シミュレーションを繰り返して、実験結果と計算結果のフィッティングから値を決定した。

2) オゾン処理の反応定数

Table 1 Operational conditions of field experiment

Items	Intermittent	Continuous
Ozone gas concentration(mg/L)	106~113	34~35
Amount of ozone consumed (mg-O ₃ /g-MLSS of Aeration Tank/day)	5~40	25~30
Ozone gas flow rate(ml/min)	0.4	0.4
Volume of aeration tank(L)		63
Volume of sedimentation tank(L)		50
Volume of ozone reactor(L)		1.0
Retention Time in aeration tank(hr)		12.0

オゾン処理に対する反応定数は、後述する4.1と同様の活性汚泥のオゾン処理実験から求めた。処理微生物(AM)と固形有機物(SO)の分離が困難であったため、これらを1つの固形成分とみなし、その溶解およびオゾン消費から得られた値をそれぞれ k_{SO-O} 、 k_{O_3SO} として採用した。さらに、溶解成分のオゾン消費から k_{O_3IO} を求めた。なお、 k_{AM-O} 、 k_{O_3AM} は k_{SO-L} 、 Y_{SO} 同様、シミュレーションを繰り返し、実験結果と計算結果のフィッティングから値を決定した。また、 KL_a は温度、ガス流量、気泡径などから報告されている関係式¹⁶⁾を用いて算出した。

また、反応比(重量比) $a_{IO/AM}$ 、 $a_{SO/AM}$ 、 $a_{IO/SO}$ はこれまでの実験結果や活性汚泥中の炭素含有率の一般的な値¹⁷⁾をもとに設定した。

4 実験材料および実験方法

後述するように上記モデル化の過程で活性汚泥固形成分の生物分解性、溶解性に対する溶存オゾン濃度の影響が示唆されたため、これらを調べるため以下の活性汚泥のオゾン処理実験を行った。

4.1 供試活性汚泥

給食製造工場の廃水処理施設から活性汚泥を採取し、実験に供した。

4.2 活性汚泥のオゾン処理実験

実験装置のフローを Fig.4 に、実験条件を Table 2 にそれぞれ示す。

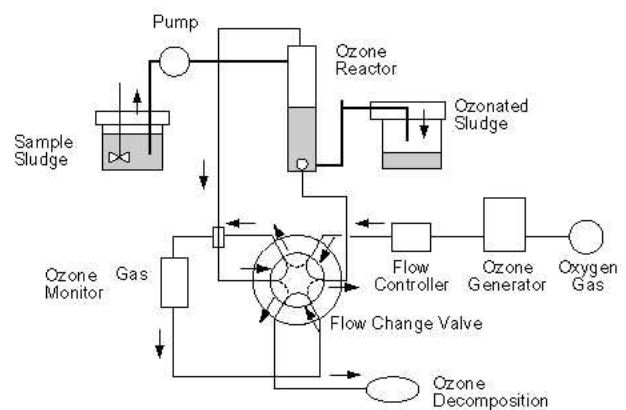


Fig.4 Experimental apparatus for sludge ozonation

活性汚泥をオゾン反応槽に送りながら、反応槽底部からオゾンを注入する連続処理を行った。オゾンはオゾン発生器(三菱電機製 OS-1N)により製造し、注入オゾン濃度、排オゾンガス濃度をオゾン濃度計(荏原実業製 EG-500)で測定した。オゾン処理は Table 2 に示すように3段階のオゾンガス濃度で行い、オゾン消費量がほぼ等しくなるよう汚泥流量、滞留時間を調節した。汚泥滞留時間の3~4倍の期間処理を続け、排オゾンガス濃度の安定性から処理が定常状態と判断された時点でオゾン処理汚泥を採取した。

採取した汚泥溶液中の溶存オゾン濃度を KI 法¹⁸⁾によって測定した。ここでは試料に十分量の KI を

Table 2 Ozonation conditions

Volume of ozone reactor(L)	1.0					
MLSS concentration(mg/L)	4700					
Ozone gas flow rate(ml/min)	150					
Ozone gas concentration(mg/L)	26	60		134		
Retention time(min)	9.3	18.7	3.7	7.5	1.9	3.7
Amount of ozone consumed (mg-O ₃ /g-MLSS)	11	22	10.2	20.5	11.8	23.5

混合し、遠心分離で固形成分を除いた後、チオ硫酸ナトリウム溶液の滴定を行った。また、汚泥の溶解性、溶解有機物の生物分解性を調べるため、処理汚泥を遠心分離（10000rpm, 10分）した後の上澄液のDOC濃度、BOD濃度をそれぞれ測定した。

さらに、活性汚泥の固形成分の変化を調べるため、処理汚泥のTOC濃度、MLSS濃度、一般細菌数を測定するとともに、生物分解性を評価した。この生物分解性については、有機物分解活性に富む活性汚泥（以後、分解汚泥とする）に、基質としてオゾン処理汚泥を与えると、オゾン処理汚泥の生物分解性が高いほど分解汚泥の酸素利用速度が増大すると考え、下水試験方法の酸素利用速度¹⁹⁾に準拠して測定した。操作としてはFig. 5(a)のように分解汚泥100mlとオゾン処理汚泥100mlを混合し、曝気により溶存酸素（以下、DOとする）濃度を高めた後、曝気停止直後からDO濃度を経時的に測定した。プランクとしてFig. 5(b)のように分解汚泥単独、オゾン処理汚泥単独のDO濃度を測定し、差からオゾン処理汚泥に対する酸素利用速度を求めた。また、実験間の分解汚泥の活性の違いを補正するため、実験ごとに分解汚泥にグルコース500mg/L溶液を混合して酸素利用速度を測定しこの値に対する相対値から生物分解性を評価した。

BOD濃度、MLSS濃度、一般細菌数は下水試験方法¹⁹⁾により、TOC、DOC濃度はTOC計（島津製作所製TOC-500）により、それぞれ測定した。

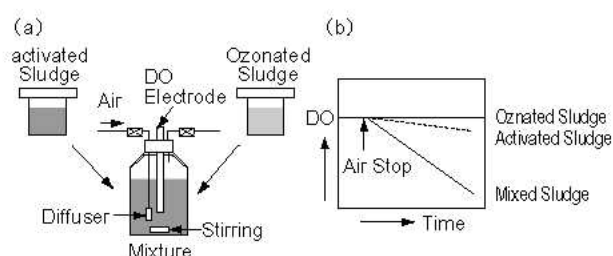


Fig.5 Measurement of oxygen utilization rate

5 結果および考察

5.1 モデルの検討

Fig.6に発生汚泥量、処理水DOC濃度の実験結果と計算結果の一例を示す。

本図で、DOC濃度が200hr~300hrにかけて計算値の方が大きくなったが、これはフィールド実験においてこの期間に流入廃液中のDOC濃度が特異的に高かったことを反映した結果である。一方、実験でのDOC濃度測定では試料採取のタイミング等によってその影響をとらえきれず、低い値となりこのような不一致が生じたと考えられる。が、これ以外は良好な合致が得られており、実験結果と計算結果はほぼ合致したと判断した。他の実験についても両者には同様の合致が得られた。

各種反応定数の値については、 k_{AM-O} のみ後述するように実験ごとに異なる値となったが、それ以外の定数については実験ごとに異なる傾向はなく、実験結果やフィッティングから得られたそれぞれの値を採用することで、全ての実験で上記のような合致が得られた。したがって、これら反応定数値を含

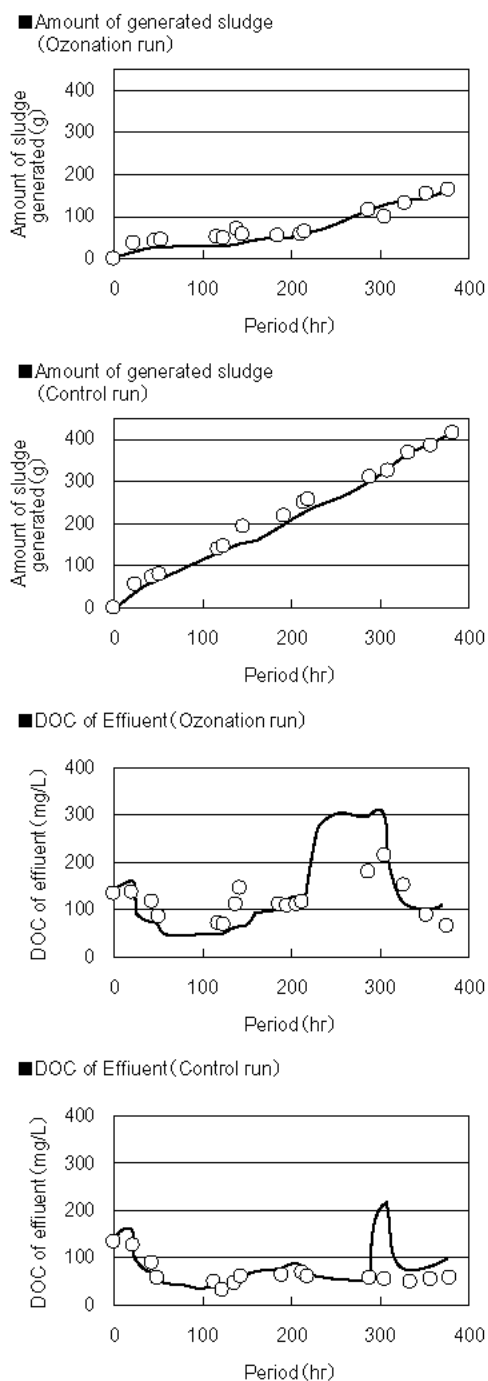


Fig.6 Comparison between experimental and calculated results

- Experimental results
- Calculated results

む本反応モデルが概ね妥当であると判断した。また、これら反応定数の中で、固形有機物 (SO) がオゾンにより溶解され、溶解有機物 (IO) に変換される際の反応速度定数 k_{SO-O} がオゾンガス濃度が異なる全ての実験に対して同じ値であったことから、オゾンによる固形有機物 (SO) の溶解にはオゾン濃度の影響は小さいと考えられた。

これに対し、反応速度定数 k_{AM-O} 、すなわちオゾンによって処理微生物 (AM) が固形有機物 (SO) へ変換される過程の反応速度定数は、実験結果と計算結果を合致させるには実験ごとに異なる値 (0.5~5L/mg-O₃-hr) を設定する必要がある。これより、オゾンによる処理微生物 (AM) の固形有機物 (SO) への変換がオゾン処理条件によって影響を受けていることが考えられた。そこで、実験ごとに求めた k_{AM-O} 値とオゾンガス濃度、溶存オゾン濃度との関係について調べた。Fig.7 に k_{AM-O} 値と溶存オゾン濃度 (計算値) の関係を示す。図のように

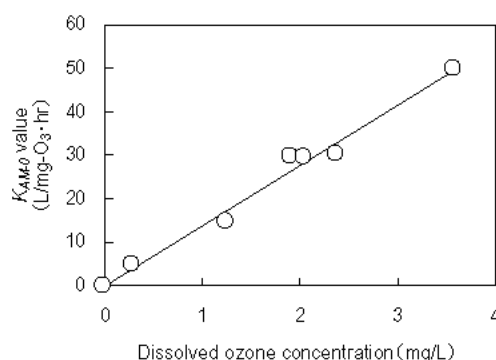


Fig.7 Relationship between dissolved ozone concentration and k_{AM-O} value

両者には明確な直線関係があり、これより、溶存オゾン濃度が高いほど、処理微生物 (AM) の固形有機物 (SO) への変換速度が大きくなることがわかった。本モデルではこの処理微生物 (AO) の固形有機物 (SO) への変換は、有機物分解活性を有する微生物が、生物によって分解可能な固形有機物に変化したことに相当する。よって、この結果から溶存オゾン濃度が高いほど活性汚泥固形成分 (処理微生物 (AO) と固形有機物 (SO) をあわせたもの) の生物分解性が高くなると考えられた。Fig. 7 から得られた溶存オゾン濃度と k_{AM-O} の関係をモデル式に導

入し、再度計算を行うと、全ての実験について実験結果と計算結果は Fig. 6 に示したのと同様の良好な合致が得られた。

以上をまとめると、モデルを用いた計算結果とフィールド実験結果はよく合致し、溶存オゾン濃度を高くすることは、固形有機物 (SO) の溶解には影響を与えないものの、活性汚泥固形成分の生物分解性を向上することが示唆された。

5.2 活性汚泥のオゾン処理実験結果

1) 汚泥溶解に対するオゾン濃度の影響

Fig.8 にオゾン消費量とオゾン処理汚泥の DOC 濃度との関係を示す。汚泥の DOC 濃度はオゾン消費量

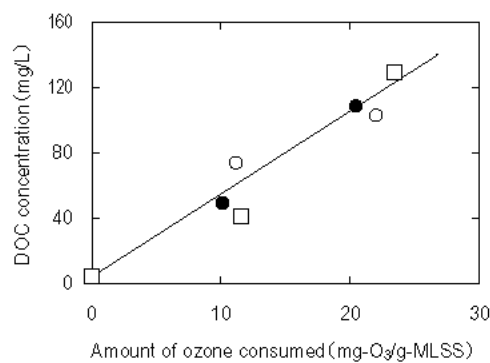


Fig.8 Relationship between amount of ozone consumed and DOC concentration

- Ozone gas conc. : 134mg/L
- Ozone gas conc. : 60mg/L
- Ozone gas conc. : 26mg/L

にともない増加し、汚泥がオゾン処理によって溶解することが明らかである。ただし、溶出した DOC 濃度は図示するように 40~120mg/L であり、処理前汚泥の TOC 濃度が 2000mg/L であったことから、溶解率は 2~6% 程度と判断できる。また、図示していないがこのときの汚泥 MLSS 濃度は処理前後でほとんど変化しておらず、この活性汚泥オゾン処理実験でのオゾン消費量の範囲では汚泥はほとんど溶解しなかったといえる。また、DOC 濃度の増加は注入するオゾンガス濃度によって差がみられず、汚泥溶解に対するオゾンガス濃度の影響はほとんどないこ

とが示された。このときのオゾンガス濃度と汚泥溶液中の溶存オゾン濃度の関係は Fig.9 のようになり溶存オゾン濃度はオゾンガス濃度に対し直線的に増加し、同じオゾン消費量でもオゾンガス濃度が高いほど溶存オゾン濃度が高くなることがわかった。し

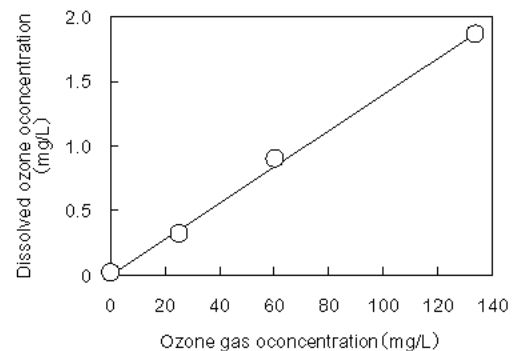


Fig.9 Relationship between ozone gas concentration and dissolved ozone concentration in sludge solution (Amount of ozone consumed : 20mg-O₃/g-MLSS)

たがって、汚泥の溶解性はオゾンガス濃度を高くし、溶存オゾン濃度が高くなってほとんど影響を受けないと判断できた。前述したモデル化の過程でオゾンによる固形有機物 (SO) の溶解はオゾン濃度には影響されないことが示唆されたが、このことが実験からも示された。

次に、オゾン処理によって溶解した有機物の生物分解性を評価するため、オゾン処理汚泥の遠心分離後上澄み液の BOD 濃度を測定した。Fig.10 にオゾンガス濃度と BOD 濃度の関係を示す。オゾンガス濃度 60mg/L まではガス濃度の増加にともない BOD が増加する傾向があるものの、オゾンガス濃度をそれ以上増加させても BOD 濃度は増加せずほぼ同じ値であった。これより、この活性汚泥のオゾン処理実験におけるオゾン消費量では溶解有機物の生物分解性は汚泥の溶解性と同様、オゾンガス濃度、すなわち溶存オゾン濃度によりほとんど影響されないことがわかった。

2) 活性汚泥固形成分の生物分解性に対するオゾン濃度の影響

Fig.11 はオゾン消費量とオゾン処理汚泥に対する

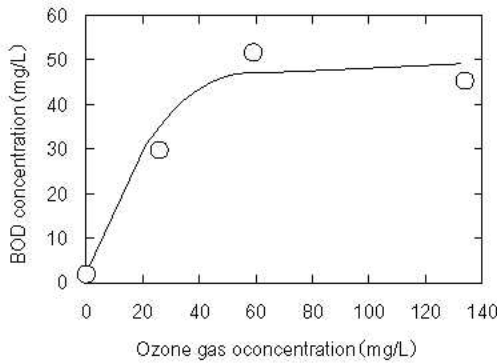


Fig.10 Relationship between ozone gas concentration and BOD concentration

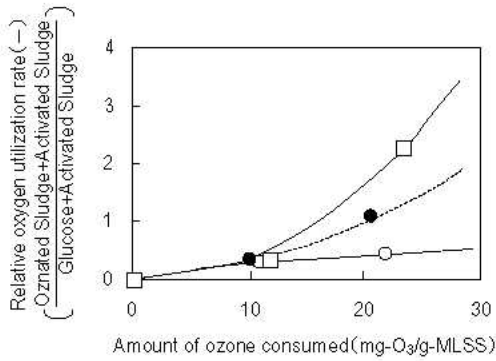


Fig.11 Relationship between amount of ozone consumed and relative oxygen utilization rate

- Ozone gas conc. : 134mg/L
- Ozone gas conc. : 60mg/L
- Ozone gas conc. : 26mg/L

酸素利用速度の関係を示したものである。本図で酸素利用速度は有機物分解活性に富む分解汚泥に標準基質としてグルコースを加えた場合の値を1として相対値で表している。図よりオゾン処理汚泥に対する酸素利用速度はオゾン消費量の増加にともない増加し、オゾン処理により活性汚泥の生物分解性が向上することが確認された。また、オゾン消費量が10mg-O₃/g-MLSSを超えると、その増加傾向はオゾンガス濃度によって大きく異なり、オゾンガス濃度が高いほど酸素利用速度は大きくなった。オゾン消費量約20mg-O₃/g-MLSSでの酸素利用速度を図から求め、オゾンガス濃度との関係を示したの

が Fig.12 である。図より、オゾンガス濃度に対し

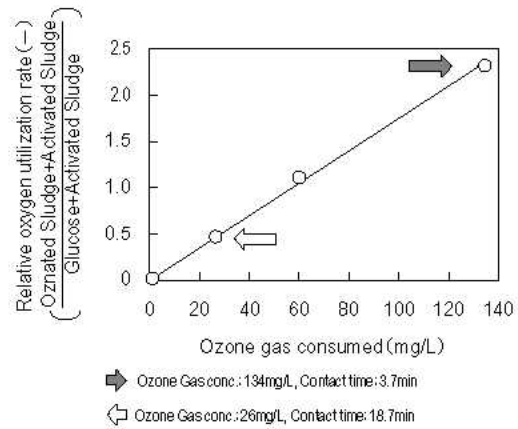


Fig.12 Relationship between ozone gas concentration and relative oxygen utilization rate (Amount of ozone consumed : 20mg-O₃/g-MLSS)

酸素利用速度は直線的に増加し、低濃度オゾンガス(26mg/L)を長時間接触(18.7分)させるよりも高濃度オゾンガス(134mg/L)を短時間接触(3.7分)させるほうが、酸素利用速度、すなわち生物分解性は3倍以上と大幅に大きくなることがわかった。この結果から、同じオゾン消費量でも高濃度のオゾンガスを用いることにより低濃度オゾンガスを用いる場合に比べ処理汚泥の生物分解性を高くできることが明らかになった。

先に述べたように、オゾン処理汚泥の溶解有機物の生物分解性にはオゾンガス濃度、溶存オゾン濃度の影響は小さかったことから、ここでのオゾン処理による活性汚泥の生物分解性の向上は溶解有機物ではなく活性汚泥固形成分の生物分解性が向上した結果と判断できる。したがって、高濃度オゾンガスを注入して溶存オゾン濃度を高くするほど活性汚泥固形成分の生物分解性向上が促進されることが示され、これはモデル化の過程で Fig.7 から示唆された結果と一致する結果となった。

Fig.1 で示したように、本システムはオゾンで活性汚泥を生物分解性のある有機物に転換し、この有機物を曝気槽内活性汚泥によって分解して CO₂ へ転換するため、オゾン処理汚泥の生物分解性が極めて重要となる。仮にオゾンにより汚泥が全て生物分

解性の極めて低い難分解性の有機物に変換されるとすれば、曝気槽に戻しても活性汚泥による分解が進まず、CO₂への転換すなわち余剰汚泥の低減は起こらなくなることは容易に予想され、このことから生物分解性を高めることの重要性が理解される。したがって、このように高濃度オゾンによって活性汚泥固形成分の生物分解性の向上が促進されたことが、本システムの高い余剰汚泥低減効果の要因であると考えられる。

活性汚泥固形成分がオゾンとの反応によってどのように改質され、生物分解性が高くなったかを検討するため、生物分解性が向上した汚泥中の生菌数を調べた。Fig.13のように、

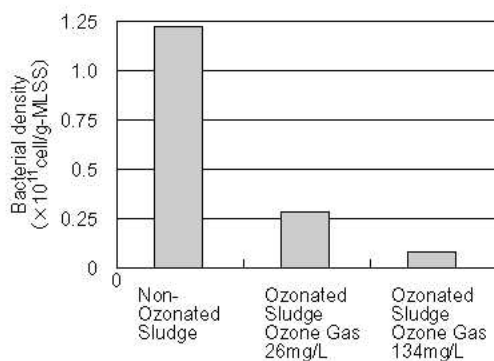


Fig.13 Bacterial density in mixed liquor (Amount of ozone consumed : 20mg-O₃/g-MLSS)

同じオゾン消費量でも、オゾンガス濃度 26mg/L で処理した生物分解性の低い汚泥では 20%程度的一般細菌が不活化されずに残存していたが、オゾンガス濃度 134mg/L で処理した生物分解性の高い汚泥では一般細菌数は約 7%にまで低減された。これより、生物分解性の高い汚泥では細菌の不活化が促進されていることがわかった。したがって、オゾンによる細菌の不活化が活性汚泥固形成分の生物分解性向上の要因の1つとして示唆された。しかし、不活化するだけで生物分解性が向上するのか、あるいは不活化した後にさらにオゾンに改質されることで生物分解性が向上するのかについては不明であり、その説明が今後の課題である。

以上の考察から明らかになった反応を Fig.14 に示す。オゾンと活性汚泥の反応については、オゾンに

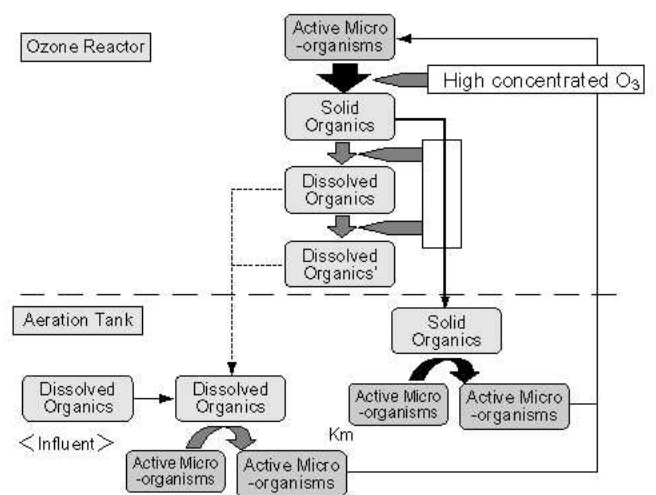


Fig.14 Proposed reaction mechanism

よって汚泥中の細菌の細胞壁を分解し、細胞中の有機酸や糖などを放出した後生物処理を行うことで、汚泥の低減が進むという反応機構が提案されている¹¹⁾。これに対し、高濃度オゾンを用いた処理は、活性汚泥中の細菌の細胞溶解にまで至らなくても、細菌の不活化など活性汚泥固形成分の改質、すなわち生物分解性の向上を促進できるので、少ないオゾン量で効率よく余剰汚泥を低減できる有効な処理方法といえる。

6 まとめ

高濃度オゾン間欠処理を用いた余剰汚泥低減システムの高い余剰汚泥低減効果の要因を明らかにし、本システムを的確にスケールアップするため、システム全体のモデル化を行った。モデル化の過程で、処理時のオゾン濃度を高くすることは活性汚泥固形成分を生物分解性の高い固形成分に改質することを促進し、一方活性汚泥の溶解にはほとんど影響を及ぼさないことが示唆された。このため、実験室規模のオゾン処理実験を行ったところ、活性汚泥の生物分解性、溶解性に対するオゾン濃度の影響について、モデル化の検討で示唆された結果と一致する結果が得られた。これより、本システムでは、高濃度オゾンを用いることで活性汚泥の溶解が進むのではなく、活性汚泥固形成分が生物分解性の高い固形成分へ改

質されることが促進され、このことが本システムの高い汚泥低減効果の要因であると結論できた。

このようなオゾン濃度の影響を考慮したモデルによる計算結果と、実排水を用いたフィールド実験結果の間には良好な合致が得られ、これより本モデルの妥当性が検証された。本モデル、およびこれを用いたシミュレータによってオゾン処理と生物処理のバランスの取れた安定な余剰汚泥低減システムを設計することが可能となる。

なお、本報告では、本システムにおける処理水質については言及しなかったが、間欠的な処理によってオゾン処理を行わない期間を確保し、このことが処理水質の悪化を抑制する効果があることを見出し、この点については別途報告する予定である。

参考文献

- 1) 村上定暉, 谷口稔: 水熱反応を用いる汚泥消滅型生物法に関する研究, *環境技術*, **28** (8), 566-570(1999)
- 2) 安達晋: 汚泥の減容化システム, *造水技術*, **23** (4) 57-61(1997)
- 3) 井町充孝, 村上定暉: 超音波を用いた余剰汚泥消滅型生物法の開発, *環境技術研究協会第7回シンポジウム「環境用水の汚濁とその浄化」講演論文集*, 62-65(2000)
- 4) H. Yasui, and M. Shibata: An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Wat. Res. Tech.* **30** (9), 11-20(1994)
- 5) H. Yasui, K. Shibata, S. Sakuma, M. Iwasaki and Y. Sakai: A full-scale operation of a novel activated process without excess sludge production, *Wat. Res. Tech.* **34** (3-4), 395-404(1996)
- 6) Y. Sakai, T. Fukase, H. Yasui and M. Shobata: An activated sludge process without excess sludge production, *Wat. Res. Tech.* **36** (11), 163-170(1997)
- 7) 柴田雅秀, 安井英育: 余剰汚泥を発生させない活性汚泥法の概要, *PPM*, **6**, 1-7(1996)
- 8) 桂健二, 三浦雅彦, 長谷川進: 好熱性微生物を利用した余剰汚泥が発生しない活性汚泥プロセス, *水環境学会誌*, **21**, 360-366(1998)
- 9) Y. Sakai, T. Aoyagi, N. Shiota, A. Akashi and S. Hasegawa: Complete decomposition of biological waste sludge by thermophilic aerobic bacteria, *Wat. Res. Tech.* **42** (9), 73-80(2000)
- 10) 名和慶東, 井出幹夫, 杉原陽一郎: ミル破碎工程を含む余剰汚泥減量化プロセスの研究, 第35回下水道研究発表会年会講演集, 852-854(1998)
- 11) 大山昭男: オゾンと活性汚泥法を組合わせた余剰汚泥減量処理システムの開発事例, 汚泥の減量化と発生防止技術, *NTS*, 101-120(2000)
- 12) T. Kamiya, J. Hirotsuji: New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment, *Wat. Res. Tech.* **38** (8-9), 145-153(1998)
- 13) 神谷俊行, 広辻淳二, 渡部徹雄, 森一晴, 福永由紀子: オゾン併用型余剰汚泥低減システム, *三菱電機技法*, **73** (4), 275-278(1999)
- 14) 神谷俊行: 食品産業排水処理におけるオゾン併用型余剰汚泥低減技術, 食品産業における排水処理の新たな展開, 恒星社厚生閣, 165-187(1998)
- 15) 神谷俊行, 濱田由紀子, 広辻淳二: オゾン併用型余剰汚泥低減技術の研究, 第9回日本オゾン協会年次研究講演会講演集, 203-206(2000)
- 16) 田畑則一: 上水のオゾン処理における気液接触装置の特性, *水道協会雑誌*, 482, 16-27(1974)
- 17) 井出哲夫: 水処理工学—理論と応用—, 技報堂出版(1976)
- 18) 清水博則ら: オゾン利用の理論と実際, リアライズ社(1989)
- 19) 下水試験方法: 日本下水道協会(1997)

(受付 2002. 1. 28)

(受理 2002. 2. 25)