

<ノート>

通年データでキャリブレーションしたオゾン反応モデルに基づくオゾン注入制御方式の定量的評価

Quantitative Evaluation of Control Methods for Ozonation Process Using
Ozone Reaction Model Calibrated by Year-round Measured Values

陰山晃治¹, 渡邊昭二¹, 原 直樹²

¹ (株) 日立製作所 電力・電機開発研究所

² (株) 日立製作所 情報制御システム事業部

Koji Kageyama¹, Shoji Watanabe¹ and Naoki Hara²

¹Power & Industrial Systems R & D Laboratory, Hitachi, Ltd.

²Information & Control System Division, Hitachi, Ltd.

Abstract

One of the main purposes of the ozonation process for water purification plant is to reduce the concentration of odorous compounds such as 2-MIB and Geosmin. The concentration fluctuations of these substances in the raw water were thought to be different by water sources. The fluctuations were also thought to be different from the ones of main organic substances in some cases. These differences might be a factor to make the conventional ozonation controls inappropriate in terms of treated water quality and energy consumption. In this study, in order to evaluate the efficiency of ozonation control methods for such concentration fluctuations, a mathematical model to calculate the ozone reactions are developed and calibrated. At one typical case, in which the concentration of 2-MIB is high when the water temperature is low, the constant undissolved ozone gas control and the constant ozone dosing rate control were more relevant than the constant residual ozone concentration control. Furthermore, constant residual 2-MIB control is also evaluated, by which the residual 2-MIB concentration always complies with water standard value at the minimum energy consumption, though it requires measurements of 2-MIB at the outlet of ozonation process.

Key Words : ozonation, control, simulation, 2-MIB, water standard, energy consumption

1. はじめに

平成16年4月、改訂された水質基準に関する厚生労働省令が施行され、水質基準は50項目に増加した。代表的なカビ臭物質である2-メチルイソボルネオール(以下、2-MIBと記す)も水質基準項目として追加され、基準値は10 ng/L以下と定められた。カビ臭物質は凝集沈殿ろ過処理で完全には除去できないため、この除去を目的の一つとしてこれまでオゾン処理が導入されてきた。

オゾン処理におけるオゾン注入制御方式は、溶存オゾン濃度一定制御、排オゾン濃度一定制御、注入率一定制

御が代表的である。上月よりはこのうちオゾン濃度一定制御を実施に適用し、残留オゾン濃度を安定に制御できることを報告している。3種類の制御方式のうち、溶存オゾン濃度一定制御と排オゾン濃度一定制御では、原水水質に応じてオゾン注入量が自動的に調整される。このオゾン注入量はオゾン消費物質の影響を受けるが、濃度がng/Lオーダーのカビ臭物質よりも、KMnO₄消費量としてmg/Lオーダーで存在するフミン質など溶解性有機物の影響が大きいと考えられる。原水中の溶解性有機物の濃度は高水温期に高くなる場合がある一方で、カビ臭物質は低水温の春季や秋季に高濃度となる場合が報告されている。その場合、溶解性有機物の影響を強く受ける現行のオゾン注入制御方式では、カビ臭物質の多少と無関係にオゾン注入量が決定される可能性がある。その結果

* 〒319-1221 茨城県日立市大みか町7-2-1
TEL: 0294-53-3111 FAX: 0294-52-0579
E-mail: kouji-kageyama@pis.hitachi.co.jp

として、カビ臭物質の除去を目的とした場合、適切な制御が実現できていないケースもあると考えられた。

処理水中のカビ臭物質の濃度を目標値以下に維持するためには、処理水中のカビ臭物質濃度の計測値をオゾン注入量にフィードバックする制御が最も直接的である。しかし、カビ臭物質がこれまで水質基準項目でなかったこと、および水質測定コストの問題から、このような制御の効果を定量的に評価した報告は見られない。

そこで本報ではオゾン処理シミュレータを用いた試算による、残留2-MIB濃度を制御目標値とした制御方式および一般的なオゾン注入制御方式の定量的評価を目的とした。

2. 異臭味被害の発生時期

環境省の公開データ「(別紙) 指定湖沼を水道原水とする水道事業者における異臭味被害の状況」²⁾に基づき、異臭味被害の発生時期を調べた。この公開データでは、釜房ダム貯水池を水源とする2浄水場(宮城)、霞ヶ浦を水源とする6浄水場(茨城)、手賀沼を水源とする2浄水場(千葉)、印旛沼を水源とする2浄水場(千葉)、琵琶湖を水源とする10浄水場(滋賀・京都)でのカビ臭物質(2-MIB, ジェオスミン)の発生時期に関し、平成11年度から平成15年度までの調査結果が示されている。異臭味が発生した月を1、発生しなかった月を0としてそれぞれの浄水場の5年間の調査結果を積算し、累計が100(%)となるよう換算した結果をFig. 1に示す。水源によって、異臭味の発生時期は大幅に異なる。釜房ダム貯水池では秋季に異臭味が多く発生し、春季には発生しない。一方、霞ヶ浦では秋季の異臭味発生回数が最も少なく、3月～5月の春季の発生回数が最も多い。手賀沼と印旛沼では、毎月異臭味が発生しており、季節による偏りは無い。琵琶湖では5月と9月に異臭味発生回数が多い。上述の公開データ²⁾においては、いずれの水源でも異臭味被害は過去5年ではほぼ同時期に発生している。

Fig. 2に平成13年度の茨城県久慈川原水の年間水質変動を示す³⁾。ばらつきは見られるが、 KMnO_4 消費量の値は概ね高水温期に高い。この傾向はFig. 1で示した水源での異臭味発生時期と一致しない。このような場合に、2-MIBの水質基準を満足した制御がどの程度実現できるか試算により評価するため、オゾン処理シミュレータを構築した。

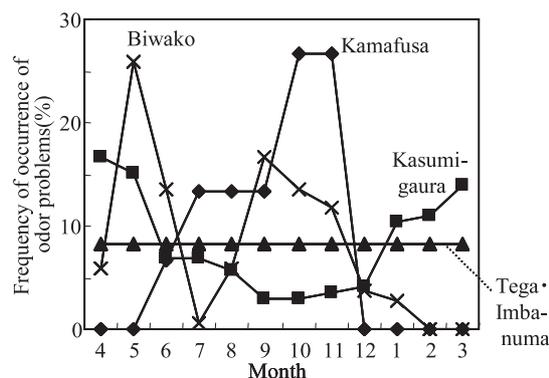


Fig. 1 Frequency of odor problems

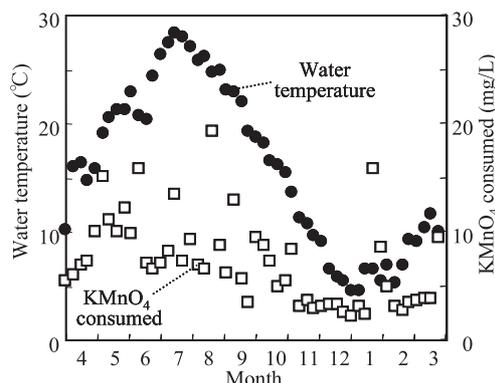


Fig. 2 Water quality variation at Kuji-river

3. オゾン処理シミュレータの構築

3.1 オゾン反応モデル

オゾン処理では、空気あるいは酸素ガスに放電エネルギーを与えてオゾン発生器が発生したオゾンガスを、オゾン接触池内に微細気泡として注入する。気泡表面から水中に溶解した溶存オゾンは分解してヒドロキシラジカルを生成し、水中の臭気物質および有機物を酸化分解する。

構築したオゾン反応モデルの概略をFig. 3に、モデル式をTable 1に示す。カビ臭の主な原因物質としては2-MIBとジェオスミンがあるが、今回はそのうち2-MIBに注目した。被処理水中に含まれる溶解性有機物の指標としては、これまで浄水場で日常的に計測されてきた KMnO_4 消費量を用いた。モデルで考慮した反応は、気相オゾンの溶解、溶存オゾンの自己分解、2-MIBの酸化分解、 KMnO_4 消費量の酸化分解である。モデル式に含まれる主要なパラメータの値は、Table 2に示す式により算出した。この中で示すように、量論係数 K_r の値は0.29(-)とした。これは、1モルの2-MIB1 (分子量=168) がオ

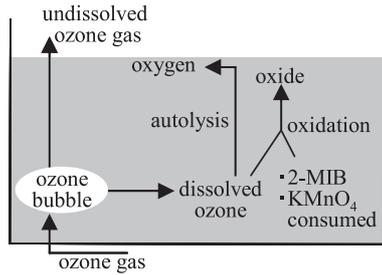


Fig. 3 Assumed scheme of ozone reaction

ゾン 1 モル (分子量 = 48) で酸化されると仮定し、分子量比として求めた値である。主な調整パラメータは、気泡径と気泡上昇速度の積と、KMnO₄ 消費量の酸化速度定数である。これらの値はパイロットプラントの実験データを用いて決定した。

3.2 パラメータ値の調整

パイロットプラントの概略を Fig. 4 に示す。流入水は凝集沈殿処理後の河川水である。オゾン反応モデルに係する主な水質項目の実測値を Fig. 5 に示す。データはほぼ週 1 回の割合で計測した。これらの値を入力し、排オゾンガス濃度、残留溶存オゾン濃度、残留 KMnO₄ 消費量、残留 2-MIB 濃度の計算値が実測値と一致するようパラメータ値を調整した。オゾンガスを気泡として注入する槽は完全混合、それ以外の槽は栓流として計算した。気泡径と気泡上昇速度の積を 1.1・10⁻³ m²/sec、KMnO₄ 消費量の酸化速度定数を 3.3・10⁻⁴ m³/sec・g・O₃ とした場合の計算値と実測値を Fig. 6 に示す。このキャリブレーション値を用いることで、排オゾンガス濃度、残留溶存オゾン濃度、残留 KMnO₄ 消費量、残留 2-MIB 濃度に関する計算値は、年間を通じて実測値と良好に一致した。実測値と計算値との平均誤差は、排オゾンガス濃度 : 0.28 g/

Table 1 Ozone reaction model

Reactions	Rate equation	
Solution of ozone gas	$dC_{O_3}/dt = K_L \cdot a \cdot (C_{O_3}^* - C_{O_3})$	C _{O3} : concentration of dissolved ozone (mg/L)
	$dC_{O_3}^* = S \cdot P$	K _L : volumetric mass transfer coefficient (l/min)
Autolysis	$dC_{O_3}/dt = -K_{au} \cdot C_{O_3}$	C _{O3} *: saturated concentration of dissolved ozone (mg/L)
Oxidation of 2-MIB	$dC_s/dt = -K_{ox} \cdot C_{O_3} \cdot C_s$	S: partition coefficient (-)
	$dC_{s2}/dt = -K_r \cdot dC_s/dt$	P: concentration of ozone gas (g/Nm ³)
Oxidation of KMnO ₄ consumed	$dC_{s2}/dt = -K_{ox2} \cdot C_{O_3} \cdot C_{s2}$	K _{au} : rate constant for autolysis of dissolved ozone (l/min·(ng/L) ⁻¹)
	$dC_{O_3}/dt = -K_{r2} \cdot dC_{s2}/dt$	C _s : concentration of 2-MIB (ng/L)
		K _{ox} : rate constant for the oxidation of 2-MIB (1/min)
		K _r : stoichiometric coefficient of 2-MIB oxidation (-)
		C _{s2} : concentration of KMnO ₄ consumed (mg/L)
		K _{ox2} : rate constant for the oxidation of KMnO ₄ consumed (l/min·(mg/L) ⁻¹)
		K _{r2} : stoichiometric coefficient of KMnO ₄ consumed oxidation (-)

Table 2 Equations to calculate coefficients

Volumetric mass transfer coefficient ⁴⁾⁵⁾	$K_L = (0.038 \cdot t + 1.22) \cdot 10^{-4}$ $a = 6 \cdot 10^{-4} \cdot Q_g \cdot H^{0.77} / (V \cdot d_B \cdot V_B)$
Partition coefficient ⁴⁾	$S = 0.604 \cdot \frac{1 + t/273}{1 + 0.063 \cdot t}$
Rate constant for autolysis of dissolved ozone ⁶⁾	$K_{au} = 7.41 \cdot 10^{-9} \cdot \exp\left(\frac{-13400}{R \cdot (273 + t)}\right) \cdot [\text{OH}]^{0.5}$
Rate constant for oxidation of 2-MIB ⁷⁾	$K_{ox} = \exp(45.0 + 0.9 \cdot \text{pH}) \cdot \exp\left(\frac{-11100}{273 + t}\right)$
Stoichiometric coefficient of 2-MIB oxidation	$K_r = 0.29 = \frac{48 \text{ (= 1 mol of ozone)}}{168 \text{ (= 1 mol of 2-MIB)}}$

t: water temperature (°C)
 H: depth of water (m)
 d_B: average bubble diameter (m)
 R: gas constant (cal/(K·mol))
 Q_g: flow rate of ozone gas (Nm³/min)
 V: volume of contactor (m³)
 V_B: average rising velocity of bubble (m)

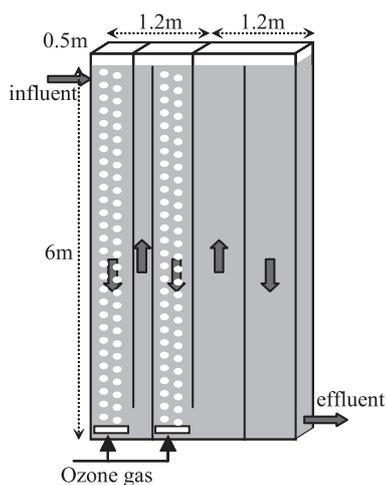


Fig. 4 Configuration of pilot plant

Nm^3 , 残留溶存オゾン濃度 : 0.07 mg/L , 残留 KMnO_4 消費量 : 0.27 mg/L , 残留 2-MIB 濃度 : 2.6 ng/L となった。これらの誤差は、オゾン注入制御方式を評価する上で許容できる値と考えられた。そこで、このオゾン反応モデルを実規模レベルの装置に適用し、オゾン注入制御方式を定量的に評価した。

3.3 実規模装置と試算条件

Fig. 7 に示すように、3 段の向流式オゾン接触槽と 1 段の滞留槽、およびそれらの反応槽を接続する迂流部から構成される実規模レベルのオゾン接触池を想定した。処理水量は日量 5.8 万 m^3 ($=2400 \text{ m}^3/\text{h}$) の一定値とした。接触槽と迂流部での処理時間は約 16 分、滞留槽での処理時間は約 14 分である。流入水質の条件は、Fig. 5 で示した流入水の水温、 KMnO_4 消費量、2-MIB 濃度の値を用いた。

この他の条件として、pH は 7.0、オゾンガス散気量は $8 \text{ m}^3/\text{h}$ 、接触槽のオゾンガス散気比率は第 1 段 : 第 2 段 : 第 3 段 = $3:2:1$ とした。オゾン注入量を調整する場合、オゾンガス散気量は変えずに注入オゾンガス濃度を増減するとした。

今回の試算では、以下の 4 種類のオゾン注入制御方式を比較した。

(1) 注入率一定制御

一定のオゾン注入率設定値に処理水量を乗じ、オゾン注入量を決定する。設定値は 2.0 mg/L および 1.5 mg/L とした。

(2) 溶存オゾン濃度一定制御

滞留槽出口での溶存オゾン濃度が一定の溶存オゾン濃度設定値を維持するよう、オゾン注入量を制御する。設

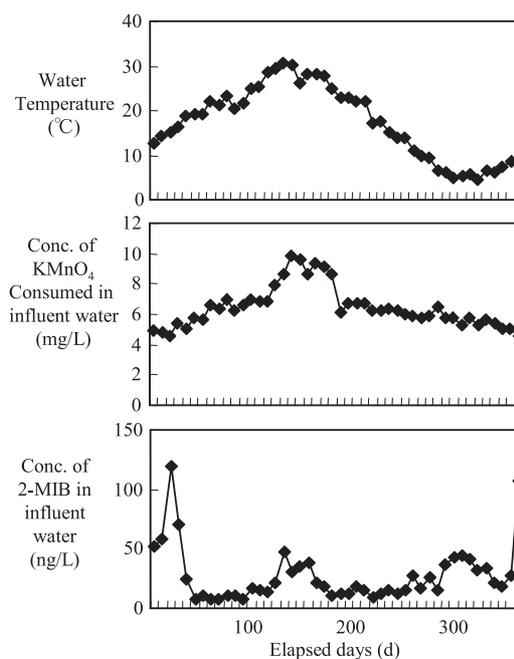


Fig. 5 Water quality condition of influent water

定値は 0.2 mg/L および 0.1 mg/L とした。

(2) 溶存オゾン濃度一定制御

滞留槽出口での溶存オゾン濃度が一定の溶存オゾン濃度設定値を維持するよう、オゾン注入量を制御する。設定値は 0.2 mg/L および 0.1 mg/L とした。

(3) 排オゾン濃度一定制御

オゾン接触槽水面から排出される排オゾン濃度が一定の排オゾン濃度設定値を維持するよう、オゾン注入量を制御する。設定値は 2.0 g/Nm^3 および 1.0 g/Nm^3 とした。

(4) 残留 2-MIB 濃度一定制御

残留 2-MIB 濃度が水質基準値の 10 ng/L を微小量 (約 0.1 ng/L) 下回るようにオゾン注入量を調整する制御を「残留 2-MIB 濃度一定制御」と呼ぶこととする。この制御方式を用いると、水質基準値を常に満足でき、またオゾンを過剰注入するケースがない。この制御は、例えば処理水の 2-MIB 濃度を GC/MS により計測し、目標濃度との差分をフィードバックして発生オゾン量を制御することで実現できる。

以上の制御方式のうち、(1)~(3) に関しては設定値を季節、あるいは月ごとに変更している場合もあると考えられるが、今回の試算では年間を通じ設定値は一定であるとした。

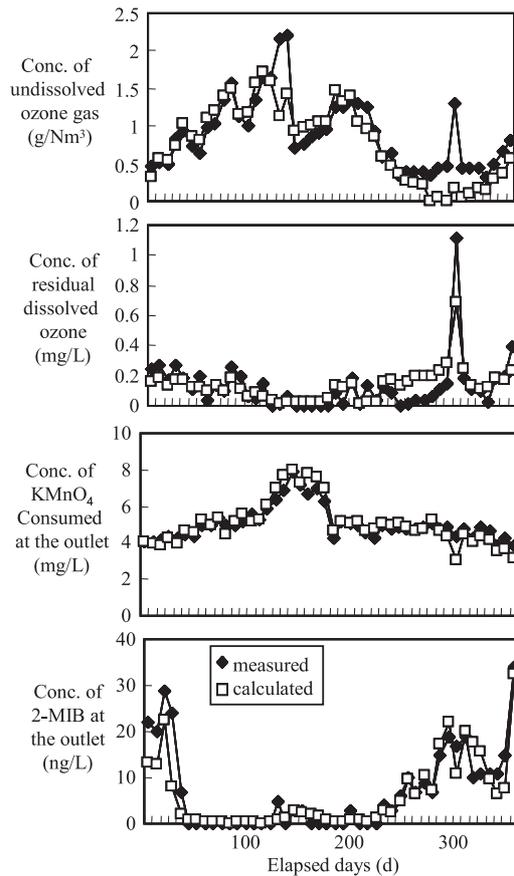


Fig. 6 Comparison of measured value and calculated value using the calibrated parameters

3.4 試算結果と考察

3.4.1 オゾン注入率と残留 2-MIB 濃度

注入率一定制御を実施した場合の残留 2-MIB 濃度を Fig. 8 に示す。設定値が 1.5 mg/L の場合、残留 2-MIB 濃度は経過日数が 30 日目までの 4 点で水質基準値を超過する結果となった。その後、250 日目までの 2-MIB 濃度は水質基準値の 10 ng/L 以下を維持するが、250 日目以降に水質基準を超過するケースが多く見られた。この原因の一つに、原水の 2-MIB 濃度の増加が考えられる。Fig. 5 で示したように、250 日目以降の原水 2-MIB はそれ以前の 170~250 日目までの濃度よりも高く、その結果として処理水の残留 2-MIB 濃度も高くなったと考えられる。一方、120~160 日目でも原水 2-MIB 濃度は同程度まで高くなっているが、処理水の残留 2-MIB 濃度は 5 ng/L 未満となった。これら 2 つのケースの差異は、原水水温によるものと考えられた。130 日目付近では水温が 30°C 程度と高く、溶存オゾンと 2-MIB の反応が迅速に進行するため、原水 2-MIB 濃度が高くとも残留する 2-MIB は少

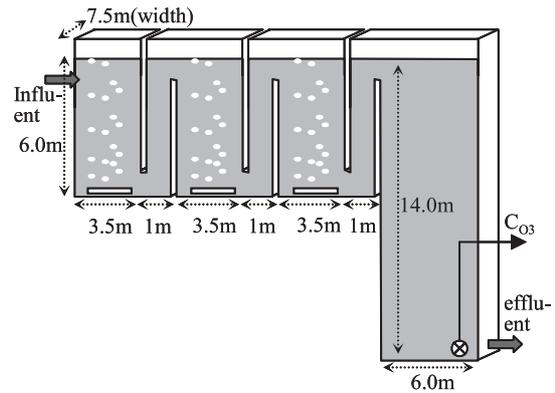


Fig. 7 Configuration of assumed full-scale plant

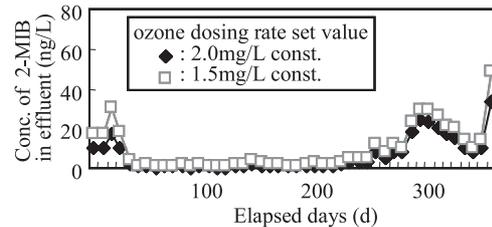


Fig. 8 Concentration of 2-MIB in effluent

ないと考えられる。一方、250 日目付近では、原水 2-MIB 濃度が同程度でも水温が 5°C 程度と低いため、溶存オゾンと 2-MIB の反応が遅く、水質基準を超過した濃度の 2-MIB が残留する結果になったと考えられる。

以上のように、今回の試算条件では、注入率一定制御を実施すると低水温時に水質基準を達成できない場合がありえることが分かった。注入率一定制御を適用する場合には、時期により設定値を変更することが望ましいと考えられる。

溶存オゾン濃度一定制御を実施した場合のオゾン注入率を Fig. 9 に示す。オゾン注入率は高水温期に高い値となり、最大で 9 mg/L に達する結果となった。この原因の一つとして、溶存オゾンの自己分解反応が考えられる。水温が高いと溶存オゾンの自己分解が早く進行するため、滞留槽で所定の溶存オゾン濃度を維持するためには、自己分解反応で消滅する分だけ多くのオゾン注入する必要がある。これに加えてもう 1 つの原因として、KMnO₄ 消費量が影響していると考えられる。Fig. 5 で示したように、高水温期には KMnO₄ 消費量の濃度も高い。KMnO₄ 消費量が多いと溶存オゾンの消費量が多く、所定の溶存オゾン濃度を維持するためにはその分だけオゾンを多く注入する必要がある。これら 2 つの要因により、オゾン注入率が高水温期に高くなったと考えられる。

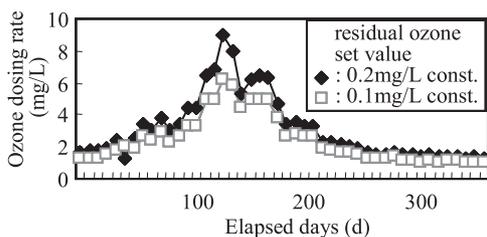


Fig. 9 Ozone dosing rate

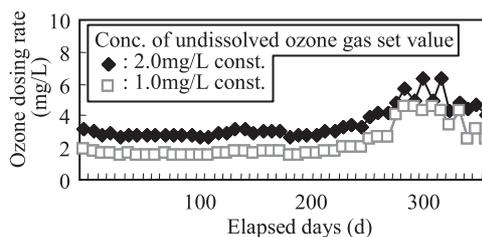


Fig. 11 Ozone dosing rate

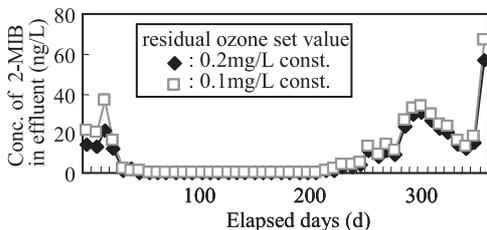


Fig. 10 Concentration of 2-MIB in effluent

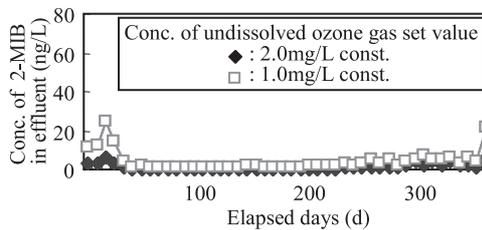


Fig. 12 Concentration of 2-MIB in effluent

Fig. 10 に溶存オゾン濃度一定制御を実施した場合の残留 2-MIB 濃度を示す。高水温期に多量のオゾンを入力しているため、50～200 日目の期間の残留 2-MIB 濃度はほぼ 0 ng/L となった。しかし、30 日目までと 250 日目以降の間では残留 2-MIB 濃度が高く、水質基準を超過するケースも多い結果となった。これらの時期は水温が低いため自己分解反応の進行が遅い。さらに KMnO_4 消費量が少ないため溶存オゾンの消費量も少なく、低いオゾン注入率であっても所定の溶存オゾン濃度が得られる。従って、原水 2-MIB 濃度が高いのにもかかわらずオゾン注入率が低く維持され、残留 2-MIB 濃度が高い結果になったと考えられる。

このように溶存オゾン濃度一定制御では、水温や KMnO_4 消費量がオゾン注入率に及ぼす影響が大きく、2-MIB はほとんど影響を及ぼさない。従って、今回の計算条件のように、水温や KMnO_4 消費量の濃度の高い時期と原水 2-MIB 濃度の高い時期が異なる場合には、適切な制御が実現できない可能性があると考えられる。溶存オゾン濃度一定制御の場合も、時期により設定値を変更することが望ましいと言える。

排オゾン濃度一定制御を実施した場合のオゾン注入率の計算結果を Fig. 11 に示す。オゾン注入率は 250 日目以降で高くなり、320 日目付近で少し下降に転じる結果となった。Fig. 5 の流入水質条件と対照すると、低水温期のオゾン注入率が高いことが分かる。一般に、気体は水温が低いほど飽和濃度が高くなり、溶解量が多い。従って、低水温期に所定の排オゾン濃度を維持するためには、

溶解量の増分だけ多量のオゾンを入力する必要がある。Fig. 11 にはこの結果が表れていると考えられる。一方、 KMnO_4 消費量の濃度の高い高水温期のオゾン注入率は、その前後の時期とほぼ等しい。すなわち、排オゾン濃度一定制御は、高い水温および有機物濃度の影響をほとんど受けないと考えられる。

排オゾン濃度一定制御を実施した場合の残留 2-MIB 濃度の計算結果を Fig. 12 に示す。排オゾン濃度の設定値が 10 mg/L の場合でも、水質基準を超過したケースは 4 点のみであり、排オゾン濃度設定値が 20 mg/L の場合は 0 点であった。今回の仮定では、原水の 2-MIB 濃度が高いことと、反応速度が遅いことの 2 つが重なり、2-MIB 除去に対する条件は特に低水温期に悪い。しかし、排オゾン濃度一定制御を実施すると低水温期のオゾン注入率が自動的に増大するため、結果として 2-MIB を良好に除去できたと考えられる。

残留 2-MIB 濃度一定制御を実施した場合のオゾン注入率の計算結果を Fig. 13 に示す。経過日数 30 日目までは 2 mg/L 程度のオゾン注入率が必要であるが、その後 250 日目までオゾンはほとんど不要となっている。これは、30 日目～250 日目までの期間における原水中の 2-MIB 濃度が十分低いためである。250 日目以降は、最大 3.7 mg/L のオゾン注入率が必要との結果が得られた。

3.4.2 水質基準の達成率と消費エネルギー

次に、残留 2-MIB 濃度が水質基準値を満足する割合と消費エネルギーの関係について考察した。Fig. 15 は設定値を 0.2 mg/L とした溶存オゾン濃度一定制御を適用した

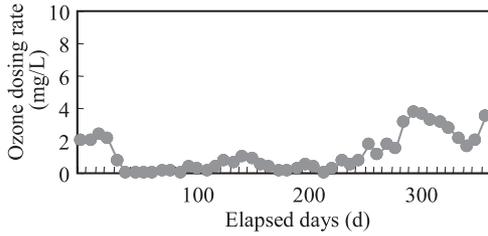


Fig. 13 Ozone dosing rate

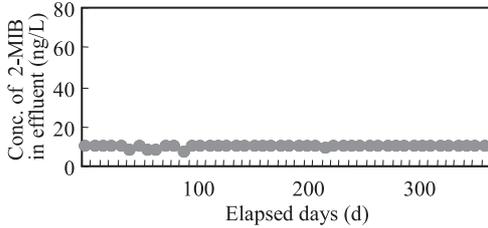


Fig. 14 Concentration of 2-MIB in effluent

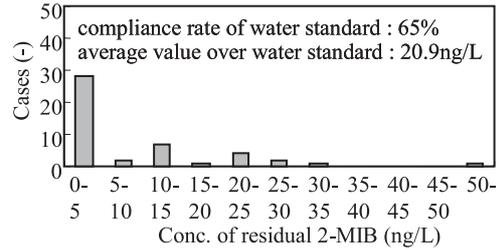


Fig. 15 Histogram of residual 2-MIB (Conc. of residual ozone=0.2 mg/L)

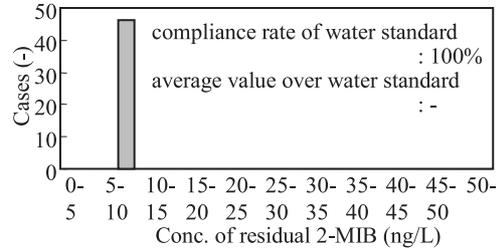


Fig. 16 Histogram of residual 2-MIB (Constant residual 2-MIB control)

場合の残留 2-MIB 濃度の頻度分布図である。30 ケースで残留 2-MIB 濃度が水質基準値を満足する一方、16 ケースで水質基準値を超過する結果となった。ここで、「水質基準達成率」を次式で定義する。

$$\text{水質基準達成率}(\%) = \frac{\text{水質基準値を満足するケース数}}{\text{全ケース数}} \times 100$$

Fig. 15 の場合、水質基準達成率は 65% となる。Fig. 16 は残留 2-MIB 濃度一定制御を実施した場合の残留 2-MIB 濃度であり、水質基準達成率は 100% である。Fig. 16 は Fig. 15 と形状が大きく異なり、残留 2-MIB 濃度が 0 ~ 5 ng/L のケースがない。処理水質と消費エネルギーとはトレードオフの関係にあるため、水質基準値を満足した上で消費エネルギーを最小とするには Fig. 16 で示した残留 2-MIB 濃度の分布形状が最も望ましいと考えられる。

次に、消費エネルギーの面から考察する。オゾン発生に用いられる消費エネルギーは、オゾン注入率にほぼ比例すると考えられる。この指標として、「平均オゾン注入率」を次式で定義する。

$$\text{平均オゾン注入率 (mg/L)} = \frac{1}{\text{全ケース数}} \sum (\text{各ケースのオゾン注入率})$$

各制御方式における水質基準達成率と平均オゾン注入率の値を Table 3 に、これらの値の相関を Fig. 17 に示す。Fig. 17 の左上の領域は、水質基準達成率が高かつ

平均オゾン注入率が低い理想的なケースを示す。逆に、右下の領域は、水質基準達成率が低いうえに平均オゾン注入率が高く、望ましくないケースを示す。

この図で注入率一定制御と溶存オゾン濃度一定制御を比較すると、いずれのケースでも注入率一定制御の平均オゾン注入率のほうが低い。その一方、水質基準達成率は注入率一定制御のほうが高い。従って今回の計算条件では、消費エネルギーと処理水質の両面で注入率一定制御は溶存オゾン濃度一定制御より優れていると言える。Fig. 9 で示したように溶存オゾン濃度一定制御では夏季にオゾンが過剰注入されるため、平均オゾン注入率の値が大きいと考えられる。

設定値を 1.0 g/Nm³ とした排オゾン濃度一定制御を実施した場合、平均オゾン注入率は溶存オゾン濃度一定制御のいずれのケースよりも低く、一方で水質基準達成率は高い。従って今回の計算条件のもとでは、設定値を 1.0 g/Nm³ とした排オゾン濃度一定制御のほうが、溶存オゾン濃度一定制御よりも消費エネルギーと処理水質の両面で優れていると言える。

注入率一定制御と排オゾン濃度一定制御とを比較すると、排オゾン濃度一定制御の場合の平均オゾン注入率のほうが大きく、水質基準達成率も高い。オゾン注入率が高いほど処理水質が良好になるのは自然であり、今回の試算結果からはこれら 2 つの制御方式の優劣を一概に評価することは難しい。例えば、設定値を 2.0 mg/L とした

Table 3 Compliance rate of water standard and annual average of ozone dosing rate

Set value	Constant ozone dosing rate		Constant residual dissolved ozone concentration		Constant undissolved ozone gas concentration		Constant residual 2-MIB control
	2.0 mg/L	1.5 mg/L	0.2 mg/L	0.1 mg/L	2.0 g/Nm ³	1.0 g/Nm ³	
Compliance rate of water standard (%)	76	63	65	63	100	89	100
Annual average of ozone dosing rate (mg/L)	2.0	1.5	3.1	2.4	3.5	2.3	1.2

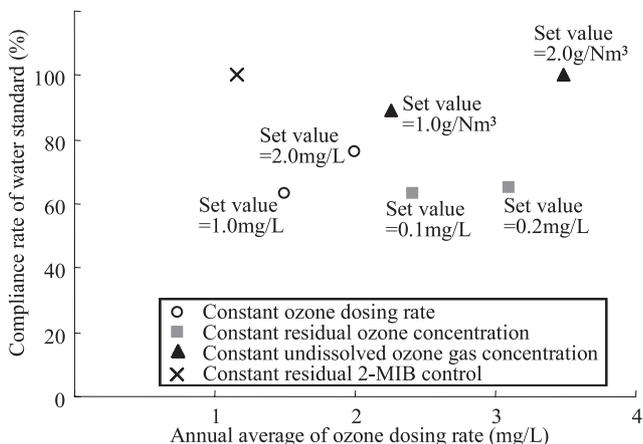


Fig. 17 Correlation of ozone dosing rate and compliance rate of water standard

注入率一定制御に代えて設定値を 1.0 g/Nm³ とした排オゾン濃度一定制御を実施すると、水質基準達成率を 13% 向上できるが、平均オゾン注入率も 15% 上昇し、消費エネルギーが増大する。このように注入率一定制御と排オゾン濃度一定制御の優劣は、水質基準達成率と消費エネルギーのいずれを重視するかにより異なる。

残留 2-MIB 濃度一定制御を実施した場合、他の制御方式と比較して水質基準達成率は最も高く、平均オゾン注入率は最も低い。これは、原水の 2-MIB 濃度が低い時期にはオゾン注入率を抑制し、原水 2-MIB 濃度が高い時期や反応速度が遅い低温期にはオゾンを十分に注入するよう制御が実施された結果である。設定値を 0.2 g/Nm³ とした排オゾン濃度一定制御でも同等の水質基準達成率 (100%) を得ることは可能であるが、残留 2-MIB 濃度一定制御方式では平均オゾン注入率を約 1/3 に抑制できることが推算された。

このように、残留 2-MIB 濃度一定制御方式は、他の一般的な制御方式と比べて水質面、運転コスト面いずれでも好ましい結果が試算として得られた。ただし、この制

御を実現するためには、処理水あるいは原水の 2-MIB 濃度の計測値が必要となる。改訂された水質基準では、検査を行う必要がないことが明らかであると認められる期間を除き、カビ臭物質を概ね 1 月に 1 回以上計測することが定められている。水質基準超過を防ぐため、より高頻度にカビ臭物質を計測している浄水場もあると考えられ、今回提案した残留 2-MIB 濃度一定制御方式はその計測データの有効活用にもつながる。望ましくはカビ臭の発生時期に週 1 回程度の濃度計測値を得ることができれば、この残留 2-MIB 濃度一定制御方式を適用し、安定した処理水質の確保と運転コストの低減を実現できると考える。

4. まとめ

水質基準改訂に伴い、臭気物質が新たに水質基準項目として追加された。本報では、この臭気物質として 2-MIB、除去プロセスとしてオゾン処理に着目し、シミュレーション試算に基づいてオゾン注入制御方式を定量的に評価した。シミュレーション試算にあたっては、通年の実測データを用いてモデル中の未知のパラメータ値をキャリブレーションした。

代表的なオゾン注入制御方式を今回の試算条件のもとで比較すると、溶存オゾン濃度一定制御よりも排オゾン濃度一定制御や注入率一定制御のほうが適切との結果を得たが、原水によりこの優劣の結果は異なると考えられる。例えば、2-MIB 濃度が高温期に高い原水に対しては、溶存オゾン濃度一定制御が好ましいケースも想定される。

いずれのオゾン注入制御方式を用いるにしても、2-MIB に関する水質基準を 100% 達成するためには、処理水の 2-MIB 濃度を常時計測することが必須である。しかし、2-MIB 濃度の測定コストを考慮すると、常時計測は非現実的である。現状では、次善の策の一つとして、原水水質の変動に追従できる溶存オゾン濃度一定制御が広

く用いられていると考えられる。しかし、本報の試算で示すような水質変動パターンを有する浄水場に、例えば溶存オゾン濃度一定制御を適用すると、水質基準を超過する期間およびオゾン注入量が過剰となる期間が存在しうる。

これに対し、残留 2-MIB 濃度一定制御を実施すれば、どのような水質変動パターンの浄水場においても、他の制御方式より水質基準達成率を向上できる可能性がある。2-MIB 濃度の測定コストの課題に対しては、例えば計測頻度を常時ではなく週 1 回程度とし、他の期間の値は補間推定することが実際的と考えられる。さらに、中大規模の浄水場においては、2-MIB の計測コストがオゾン注入量の低減により得られる動力費低減額に比べて無視できる比率となることも予想される。その場合には、測定頻度を増やすことも選択肢として有りえると考えら

れる。今後も、安定した処理水質と運転コストの低減を両立できる運転制御方式の実現に向け、更なる技術開発に努めていきたい。

[参考文献]

- 1) 上月慶治ほか 3 名：溶存オゾン濃度計によるオゾン自動注入制御, 第 8 回日本オゾン協会年次研究講演会講演集, 111-114 (1999)
- 2) 環境省ホームページ, <http://www.env.go.jp/council/09water/y098-03/mat05.pdf>
- 3) 日立市企業局上下水道部, 平成 13 年度水道水質年報, 56-67 (2002)
- 4) 村木安司：オゾンの水への吸収, 水道協会雑誌, 434, 30-38 (1970)
- 5) 日本下水道協会, 下水道施設設計指針と解説 (1984)
- 6) 森岡崇行ほか 4 名：横流式接触池のオゾン吸収モデル, 水道協会雑誌 60-7, 7-17 (1991)
- 7) 宗宮巧ほか 32 名：新版オゾン利用の新技术, サンユースタッフ, 186-187 (1988)

(受付 2005. 4. 1)

(受理 2005. 7. 13)