

〈論文〉

合流式下水処理施設の雨天簡易処理時における消毒機能の評価

上 門 卓 矢¹⁾, 山 下 尚 之¹⁾, 田 中 宏 明¹⁾¹⁾ 京都大学流域圏総合環境質研究センター (〒520-0811 大津市由美浜1-2 E-mail: taku-ue@biwa.eqc.kyoto-u.ac.jp)

概 要

合流式下水処理場における雨天時簡易処理放流を想定した消毒実験により、大腸菌群に対する消毒効果を把握し、Collins-Selleck式により現状の塩素量の評価および必要塩素量について推定した。簡易処理放流期間において、塩素注入率を高く設定することで、大腸菌群を放流水質基準未達のレベルに不活化できることが分かったが、注入率一定の制御では、原水の汚濁度によっては塩素量が不足する場合があることが示唆された。消毒効果は懸濁物質による影響が大きく、懸濁物質濃度(濁度)をモニタリングしながら水質変動に応じた過不足ない塩素注入量を決定すべきであることが示唆された。

キーワード：合流式下水道，簡易処理放流，塩素消毒，大腸菌群，Collins-Selleck

原稿受付 2009.8.25

EICA: 14(2・3) 19-27

1. はじめに

近年、合流式下水道からの雨天時の未処理、簡易処理放流による公共用水域の水環境悪化が懸念されている。平成14年より国土交通省を中心に合流式下水道改善事業が進められてきたが、現在の対策は主に、未処理放流量の削減、放流吐口における夾雑物の除去、処理場からの簡易処理放流汚濁負荷量の削減となっている。対策例として、雨水の貯留施設の設置や、処理場における対策として、高速凝集沈殿施設の設置、さらに、既存施設を利用する方法として、雨天時活性汚泥法が実用化されている。

しかし、これらの対策の多くは主に夾雑物と固形性物質やSS・BODの除去を対象としており、栄養塩、特に窒素などの溶解性汚濁成分、病原性細菌、特にウイルス等の除去までは十分には考慮されておらず、放流実態も把握されていない。特に放流先が、湖沼等の閉鎖性水域や水道取水源である場合は、富栄養化や水源の病原性微生物汚染の観点から、今後、雨天時における溶解性物質、病原性微生物の除去対策も重要になると考えられる。

そこで、本研究では合流式下水道からの雨天時の未処理・簡易処理放流による病原性微生物汚染の問題に着目し、簡易処理放流発生時を対象として病原性微生物のコントロールポイントの最終段階である消毒機能の評価した。ここで病原性微生物は、指標微生物として大腸菌群、大腸菌とした。具体的な検討課題を以下に示す。

1) 雨天時の簡易処理放流発生時における消毒対象

水中(消毒混和槽への流入水)の病原性微生物の存在濃度レベルおよび消毒効果に影響を与える水質項目の濃度レベルを明らかにすること。

- 2) 雨天時簡易処理放流発生時における消毒工程での病原性微生物に対する消毒効果を実験的に把握し、放流水質基準を満たすための必要塩素量を推定すること。また、注入率一定方式での塩素量を評価し、効率的な塩素注入制御方法を提案する。

2. 雨天時水質調査

2.1 調査概要

合流式下水道の下水処理場における、簡易処理放流発生時の消毒対象水中の大腸菌群および大腸菌の濃度変動を把握するため、最初沈殿池流出水(簡易処理放流水)および二次処理水を対象に水質を調査した。簡易処理放流水と二次処理水の採水地点をFig.1に示す。採水は各採水地点に自動採水機(ISCO-6712)を設置して行い、採水量は1試料当たり500mLとした。降雨開始直後に採水を開始し、採水間隔は60分

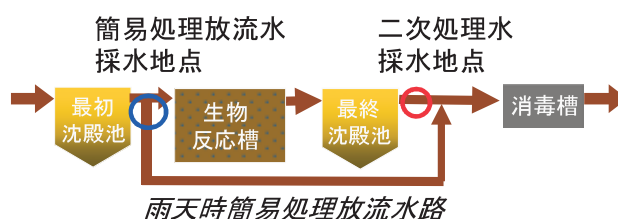


Fig. 1 採水地点

毎とした。試料回収後、速やかに各水質項目の測定を行った。測定項目は病原性微生物指標として大腸菌群、大腸菌、消毒効果に影響を与えるとされる物質としてSS、BOD、 $\text{NH}_4\text{-N}$ とした。大腸菌群数の測定は、デソキシコール酸塩寒天培地「ダイゴ」(日本製薬)を用いた平板培養法で行った。試料と混釈した培地を37℃で18~24時間培養したのち、直径0.5 mm以上の赤~深紅色の円形状または米粒状のコロニーを計数した。大腸菌数の測定は、特定酵素基質寒天培地「ニスイ」(日水製薬)を用いた平板培養法で行った。試料と混釈した培地を37℃で18~22時間培養したのち、青~青紫色に発色したコロニーを計数し大腸菌数とした。SS、 $\text{NH}_4\text{-N}$ については下水道試験法に準拠した。また、簡易処理放流量データは対象処理場の水質管理日報に記載されている値を用いた。

2.2 調査結果

調査対象処理場では、Fig. 1に示すように強雨天時に最初沈殿池からバイパスさせた簡易処理放流水と二次処理水を合流させ、消毒後放流している。そのため、簡易処理放流発生期間における消毒対象水質を以下の式により定義した。

$$\text{消毒対象水質濃度 [mg/L, 個/mL]} = \frac{[\text{簡易処理放流負荷量}] + [\text{二次処理水負荷量}]}{[\text{簡易処理放流量}] + [\text{二次処理水量}]} \quad (1)$$

2.2.1 消毒対象水中のSS、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度

2007年10月から2008年12月の期間における雨天時水質調査4回の各調査日の簡易処理放流発生期間中の消毒対象水中のSS、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 平均濃度および簡易処理放流量と二次処理水量の割合をFig. 2に示す。図中のエラーバーは変動幅を示す。

SSは3.0~66.8 mg/L(平均20.1 mg/L)であり、晴天時二次処理水中のSS濃度の約10倍であった。SS

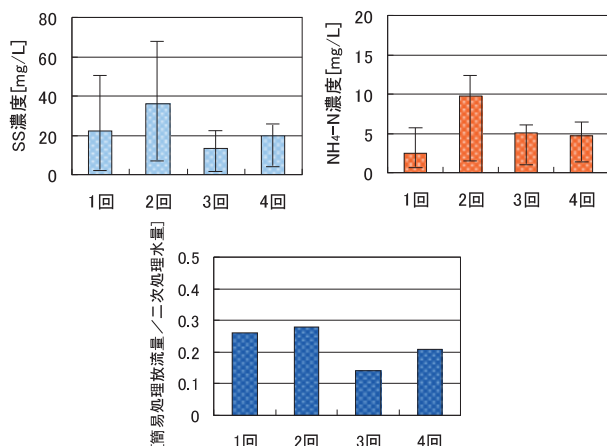


Fig. 2 調査別の消毒対象水質平均濃度 (SS, $\text{NH}_4\text{-N}$)

を指標とする懸濁物質は消毒塩素を消費する物質あるいは消毒剤から微生物を保護する物質として働くため、存在量の増大は消毒効果の低下を招く。 $\text{NH}_4\text{-N}$ については、0.9~12.8 mg/L(平均5.1 mg/L)であった。晴天時は生物処理により完全に硝化が進んでおり、二次処理水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は0.1 mg/L以下であるが、雨天時においては硝化の不十分な簡易処理放流水が混合することにより、消毒対象水中に $\text{NH}_4\text{-N}$ 残存することが分かった。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は消毒時に塩素と反応し、結合塩素(クロラミン)を生成する。この結合塩素は大腸菌群や特に一部のウイルスに対して消毒効果が非常に弱いことが知られている¹⁾。また、調査日による各水質濃度を比較すると、二次処理水量に対する簡易処理放流量の割合が増えるほど、消毒対象水質の平均濃度が悪化する傾向が確認された。

2.2.2 消毒対象水中の大腸菌群、大腸菌濃度

前述した調査期間のうち、大腸菌群、大腸菌についても測定した第1回雨天時水質調査の簡易処理放流発生期間中の消毒対象水中の大腸菌群、大腸菌、SS、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の濃度変動結果をFig. 3に示す。簡易処理放流発生期間中の大腸菌群濃度は、 $9.0 \times 10^2 \sim 3.2 \times 10^4$ 個/mL(平均 1.6×10^4 個/mL)であった。晴天時の消毒対象水中の大腸菌群濃度は10~1000 個/mL程度であることから、晴天時の約30~100倍の濃度の大量の大腸菌群が消毒対象水に含まれていた。大腸菌は、 $2.4 \times 10^2 \sim 7.1 \times 10^3$ 個/mL(平均 4.1×10^3 個/mL)であり、晴天時の消毒対象水中の大腸菌濃度10~30 個/mLの約30~240倍の大腸菌が消毒対象水中に含まれていた。現行の放流水質基準で定められる衛生学的指標は大腸菌群であり、3000 個/mLが基準となっていることから、調査日における雨天時の簡易処理放流発生期間においては、消毒により最大で約1 log程度の除去が必要であった。簡易処理放流発生期間中の各水質項目の濃度変動について見ると、簡易処理放流量が増加するほど、消毒対象水質濃度が悪化するという関係が見られた。また、簡易処理放流量、SS、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃

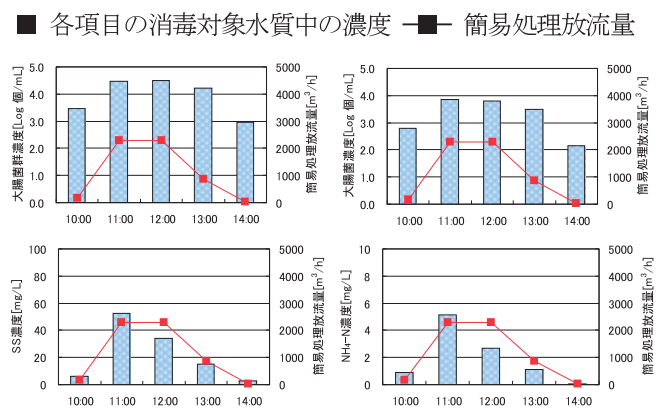


Fig. 3 消毒対象水質の濃度変動 (大腸菌群、大腸菌、SS、 $\text{NH}_4\text{-N}$)

度と大腸菌群数は類似した濃度変動を示しており、これらの項目から大腸菌群数を推定できる可能性が考えられた。

以上より、簡易処理放流発生時、特に簡易処理放流量が増大する期間において、消毒対象水中に高濃度の大腸菌群が残存しており、なおかつ消毒効果を低減する懸濁物質やアンモニアが晴天時と比較して高濃度で含まれていることから、消毒効果の低下が懸念される。次項では、本項で明らかとなった雨天時の簡易処理放流発生期間における消毒対象水質濃度の知見を基に、消毒工程での病原性微生物の消毒効果の低下について実験的に検討した結果を述べる。

3. 塩素消毒試験

3.1 実験目的

合流式下水処理場における雨天時簡易処理放流発生期間中の消毒対象下水を想定した消毒実験により、大腸菌群に対する消毒効果を定量的に評価した。また、消毒効果の低下に影響を与える雨天時簡易処理放流水中の水質因子について考察した。

3.2 実験方法

3.2.1 回分式実験（塩素消毒）

塩素消毒は1L ビーカーに下水試料を1L 入れ、次亜塩素酸ナトリウム（和光純薬：有効塩素12%）を適量に希釈して調整した溶液を所定量注入した後、スターラーで攪拌した。各実験において試料を経時的に採取し、残留全塩素および残留遊離塩素を測定した。同時に、採取した試料にチオ硫酸ナトリウム溶液を適量添加して脱塩素後の試料を分析した。

3.2.2 分析項目

消毒効果の指標微生物として大腸菌群を測定した。大腸菌群数の測定は、デソキシコール酸塩寒天培地（日本製薬）を用いた平板培養法で測定した。また、残留塩素はHACH社製の残留塩素計（Clorimeter™2）を用いて遊離塩素、全塩素を測定した。結合塩素は全塩素と遊離塩素の差をとることにより求めた。他の一般水質項目の測定は下水試験方法に準拠した。

3.3 実験条件

3.3.1 消毒レベルの設定

調査対象処理場における晴天時の二次処理水に対する塩素注入率1 mg/L から、下水道設計指針で雨天時簡易処理放流水に対して定められる塩素最大注入率8 mg/L までを試験範囲として、1・2・3・4・8 mg/L の5段階の注入率を設定した。

3.3.2 実験原水

実験原水の条件を Table 1 に示す。各 RUN におい

て、最初沈殿池（初沈）流出水および二次処理水を異なる比率で混合させて、調査で明らかとなった雨天時簡易処理放流発生期間中の消毒対象水の濃度範囲になるように設定した。RUN1 は汚濁度の高いケースを想定して、初沈流出水のみ、RUN2 は初沈流出水と二次処理水を体積比 2 : 1 で混合した試料を準備した。RUN3 は初沈流出水と二次処理水を体積比 1 : 1 で混合した試料、RUN4 は初沈流出水と二次処理水を体積比 3 : 7 で混合した試料を準備した。SS 濃度については、雨天時調査で得られた水質濃度範囲内であり実験条件で定めた値は妥当であると判断できる。一方、NH₄-N の実験条件の濃度範囲は、調査で得られた濃度範囲より高い設定となった。そのため、NH₄-N 濃度の影響については、別途検討した。

Table 1 実験原水条件

	水温[°C]	pH	SS [mg/L]	BOD [mg/L]	NH ₄ -N [mg/L]	大腸菌群数 [個/mL]	大腸菌 [個/mL]
RUN1	23.9	7.3	42.8	55.0	15.6	159000	72000
RUN2	24.2	7.1	31.3	36.8	10.4	92000	63000
RUN3	24	7.1	20.6	24.8	8.2	77000	36000
RUN4	24.1	7.0	12.8	21.4	4.9	39000	16000
二次処理水	23.6	7.2	2.5	5.1	0.02	1100	ND

3.4 実験結果

3.4.1 各 RUN における残留塩素の状況

Fig. 4 に各 RUN における塩素接触時間 10 分後の残留塩素濃度と塩素注入率の関係を示す。塩素は一般に水中の有機物等によって消費され、またアンモニア性窒素や有機性窒素と反応し、より消毒効果の劣る結合塩素（クロラミン）に形態を変化させる。消毒対象水中のこれらの物質の存在量が、消毒効果に大きな影響を与える。

まず、消費された塩素量は、塩素注入率が 2 mg/L

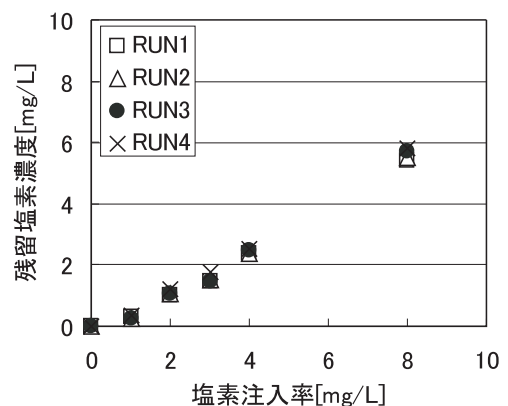


Fig. 4 塩素注入率と残留塩素濃度の関係

の場合は約5割であったのに対し、塩素注入率が8 mg/Lの場合は、約2~3割と消費塩素の割合は塩素注入率の増加とともに低下し、残留塩素の割合が増加する傾向にあった。同じ塩素注入率では各RUNで消費された塩素量に大きな差は見られなかったが、RUN4においては、他のRUNと比較して消費塩素量が少なかった。また、各RUNの残留塩素（遊離塩素+結合塩素）のうちの9割以上が結合塩素（クロロミン）であったが、これは原水中にアンモニア性窒素が高い濃度で残存していたためと考えられる。雨天時の簡易処理放流発生時における消毒は、消毒力の弱い結合塩素消毒が優勢であると考えられる。

3.4.2 各RUNにおける大腸菌群数の経時変化と不活化

各RUNの大腸菌群数の経時変化をFig. 5に示す。

汚濁度の最も高いケースを想定したRUN1では、塩素注入率1 mg/L、2 mg/Lにおいては、接触時間10分ではほとんど不活化はされなかった。注入率3 mg/Lでは、接触時間5分ではほとんど不活化はされなかったが、接触時間10分において約1.3 log 不活化された。注入率4 mg/Lでは接触時間5分で約2.3~2.8 log 不活化されたが、その後5分ではほとんど不活化されなかった。注入率8 mg/Lでは、接触時間5分で約5 log 完全に不活化された。RUN2, RUN3, RUN4においては、塩素注入率1 mg/Lでは、ほとんど不活化されなかった。RUN3では、塩素注入率4 mg/L以上において、接触時間10分で完全に不活化された。RUN4では、塩素注入率3 mg/L以上において、接触時間10分で完全に不活化された。汚濁度の高いRUN1から汚濁度の低いRUN4になるにつれて、同じ塩素注入率を設定した場合の大腸菌群の不活化率が高い傾向が見られた。

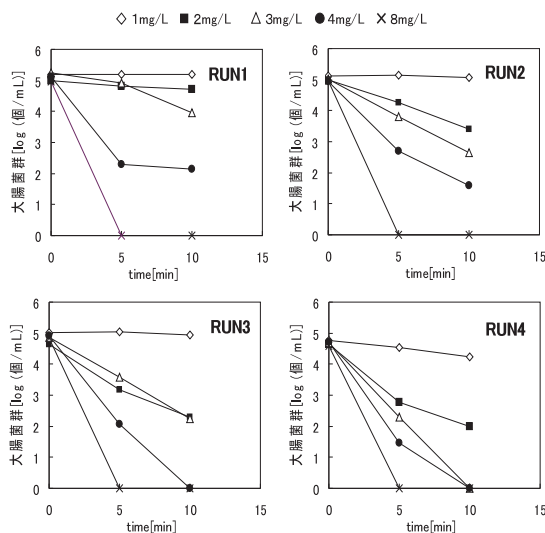


Fig. 5 注入塩素量別の各RUNの大腸菌群不活化結果

3.4.3 CT値と大腸菌群不活化率の関係

次に消毒操作上重要な因子であるCT値（T分後の残留塩素濃度×T分）と大腸菌群不活化率の関係について考察した。不活化率は、以下の式で定義した。

$$\text{不活化率} = -\log(N/N_0) \quad (2)$$

N_0 : 最初 (0分) における大腸菌群数

N : T分後の大腸菌群数

また、本実験は回分式実験であることから、CT値は、0分後の残留塩素濃度とT分後の残留塩素濃度の平均値とT分の積として算出した。なお、0分後（NaClO添加直後）には、ほとんどが結合塩素となっており、T分後と同様、残留塩素は結合塩素が主体である。結果をFig. 6に示す。CT値の増加とともに不活化率が増加した。CT値10 mg・min/Lにおいては、RUN1の最も汚濁度の高い消毒原水の場合は0.3 log程度と著しく消毒効果の低下が見られた。RUN2, RUN3, RUN4の場合は、それぞれ約1.3 log, 2.6 log, 3.0 log 不活化しており、原水の汚濁度が低くなるほど不活化率が向上する傾向が見られた。同じCT値を確保しても消毒原水中に混入する初沈流出水の割合が異なると、不活化率が大きく異なることが分かった。この傾向は特にCT値が10~20 mg・min/Lで明確に現れているが、CT値を50 mg・min/L以上確保した場合は、どの実験原水においても4 log以上で一様に高い不活化率が得られた。このことから、原水の汚濁度によって消毒効果が現れ始めるCT値が異なり、CT値が増加するにつれて消毒効果の差は小さくなると思われる。

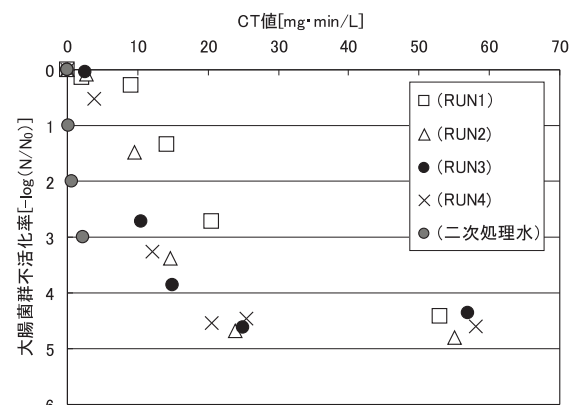


Fig. 6 CT値と大腸菌群不活化率の関係

3.5 考察

3.5.1 大腸菌群の不活化速度と定量化

消毒の強さと微生物減少の時間経過の関係を数式化することにより、消毒を定量的に操作することができる。一般に、消毒による微生物の減少を表す基本的な

表現として Chick のモデル²⁾があり、1 単位の消毒剤が細胞の1箇所の活性部位に結合することによって効果が生じることを仮定したものである。消毒による微生物の減少は、この式にあてはまる場合は多いが、外れる場合も少なくない。このモデルから外れる典型的なパターンを Fig. 7 に示す。Fig. 7 の②に示す遅滞期のある曲線は典型的な multiple hit 曲線で、理論的には効果が出るのに標的部位に複数個の消毒因子が達する必要がある場合である。また、消毒剤が標的部位に達するのに時間がかかったり、致死量になるまで蓄積する必要がある場合は、効果が現れるまでに遅滞期が生じる。水中の懸濁物質は遅滞期をもたらす要因となる。この遅滞を表す式として Collins-Selleck 式がある³⁾。

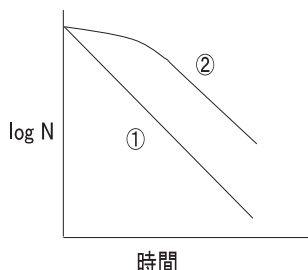


Fig. 7 微生物の減少パターン

3.5.2 Collins-Selleck 式

Collins-Selleck モデルは以下の式により表される。モデル式を Fig. 8 に示す。Chick のモデル式に、遅滞期 (logb) という概念を取り込んだ式となっている。Fig. 8 に示すように直線の勾配より、 $N/N_0 = 1$ 、つまり $\log 1 = 0$ の時の X 軸の値から b を求めることができる。 b の値が大きいほど、遅滞時間は長くなる。

$$\begin{aligned} \log(Ct) < \log b \text{ のとき} \\ \log(N/N_0) = 0 \end{aligned} \quad (3)$$

$$\begin{aligned} \log(Ct) > \log b \text{ のとき} \\ \log(N/N_0) = -k(\log(Ct) - \log b) \end{aligned} \quad (4)$$

N : 存在する微生物濃度 N₀ : 初期微生物濃度
t : 反応時間 C : t 時間後の消毒剤濃度
b : 効果があらわれるまでの遅滞を表す係数
k : 不活化速度定数

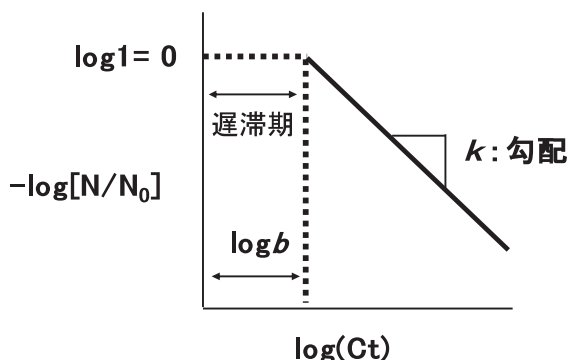


Fig. 8 Collins-Selleck 式 概念図

3.5.3 式の適用結果

これまでの消毒実験の結果より、遅滞期を考慮できる Collins-Selleck 式の適用が可能と考えられたので、適用を試みた。Fig. 9 に RUN1 から RUN4 を対象とした結果を示す。

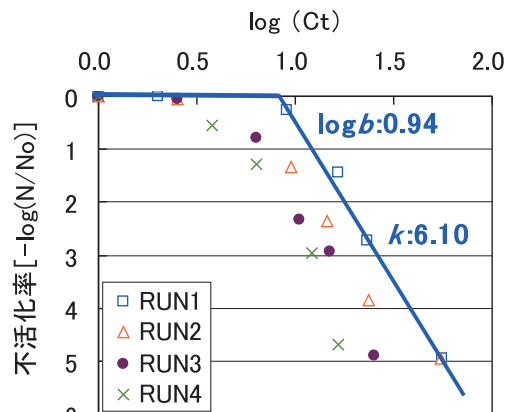


Fig. 9 Collins-Selleck 式の適用例

縦軸に $-\log(N/N_0)$ 、横軸に $\log(Ct)$ をとり、RUN1 から RUN4 の結果をプロットした。適用の手順は、RUN1 を例にとると直線関係の認められる□の4つのプロットの傾きから不活化速度定数 k を求め、傾き k の直線と $\log(N/N_0) = 0$ の交点より (logb) を求めた。RUN2-4 も同様にして求めた。各 RUN の直線部分の決定係数は、RUN1 が 0.98、RUN2 が 0.99、RUN3 が 0.94、RUN4 が 0.96 といずれも高く、Collins-Selleck 式の適用は妥当であると判断した。

3.5.4 不活化速度定数と遅滞係数

Collins-Selleck 式の適用により得られた各 RUN における不活化速度定数 k と遅滞係数 b を比較したものを Fig. 10 に示す。

まず、不活化速度定数 k は、RUN1 において最も低い値で 6.10 であった。これは晴天時二次処理水の値と比較して、約 20% 近く減衰していた。各 RUN とも二次処理水の値よりも減衰しており、RUN4 を除くと原水の汚濁度 (処理水質) が低くなるにつれて、 k の値が大きくなる傾向にあった。RUN4 において不活化速度定数が低くなった原因は本実験の結果からは判断することはできないが、原水の汚濁度と不活化速度定数は正の相関を持つと推測される。一方、遅滞係数 b は、RUN1 が最も大きい値で、8.71 (mg・min/L) であった。これは、CT 値にして約 8.7 (mg・min/L) までは消毒効果が現れなかったことになる。この遅滞係数は原水の汚濁度が高くなるにつれて (RUN1 → RUN4)、大きな値を示しており、処理程度と強い相関を持つと考えられたが、個別の水質因子が遅滞係数に与える影響を把握するため、補足試験を実施した。

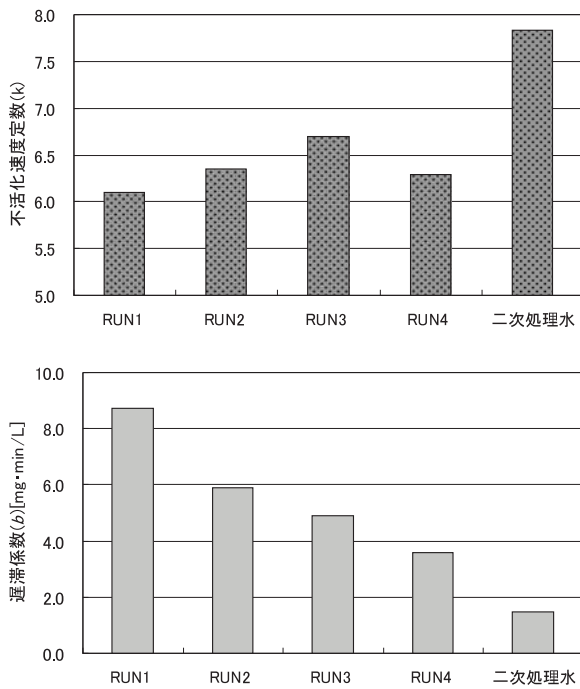


Fig. 10 不活化速度定数と遅滞係数

3.6 消毒効果の低下と影響水質因子の検討

前項より、雨天時下水の消毒では、その水質レベルと処理程度が消毒効果、とりわけ消毒の遅滞期の長さに影響を与えることが示された。そこで本項では、一般に消毒効果に影響を与えるとされる2つの影響水質因子群、アンモニア性窒素濃度および懸濁物質濃度と消毒効果の関係について検討した。消毒効果に影響を与える因子としては他に水温やpH等があげられるが、今回は前項までで得られた処理程度と消毒効果の低下(遅滞係数)の差異の原因について検証するため、それらの影響因子については考慮しなかった。

3.6.1 実験方法および実験条件

実験方法は前項までに述べたとおりである。RUN5ではアンモニア性窒素濃度の影響、RUN6では懸濁物質濃度の影響について検討した。塩素注入率および接触時間は、前項より最も原水の影響が明確に確認できたCT値10~20 mg·min/Lの範囲になるように、塩素注入率は2.5 mg/L、接触時間は10分と設定した。実験原水はRUN5では、初沈流出水の3倍希釈水を基本の実験原水とし、塩化アンモニウム溶液を添加することにより、NH₄-N濃度を4段階に調整した。RUN6では、初沈流出水を二次処理水で希釈することにより、懸濁物質濃度を4段階に調整した。また、希釈後NH₄-N濃度の影響をなくすため、全ての原水のNH₄-N濃度が等しくなるように塩化アンモニウム溶液で調製した。実験原水の水質についてTable 2に示す。この設定水質条件はRUN1-4と同様、雨天時消毒対象水質として妥当な範囲内である。

Table 2 実験原水の水質 (RUN5 および RUN6)

	水温[°C]	pH	SS [mg/L]	濁度 [NTU]	NH ₄ -N [mg/L]	大腸菌群数 [個/mL]	大腸菌 [個/mL]
RUN5-a	21.2	7.3	14.5	NA	3.1	38000	16000
RUN5-b	21.3	7.1	14.5	NA	5.4	30000	18000
RUN5-c	21.5	7.1	14.5	NA	9.6	26000	15000
RUN5-d	21.2	7.1	14.5	NA	14.8	26000	14000
RUN6-a	20.1	6.9	47.8	65	10.1	28800	NA
RUN6-b	20.2	7.3	35.8	55	10.5	19200	NA
RUN6-c	20.1	7.1	25.0	38	9.7	15600	NA
RUN6-d	20.1	7.0	17.8	25	10.6	11000	NA

3.6.2 RUN5の実験結果 (NH₄-N濃度の影響)

塩素注入率2.5 mg/LにおけるRUN5の結果をFig. 11に示す。

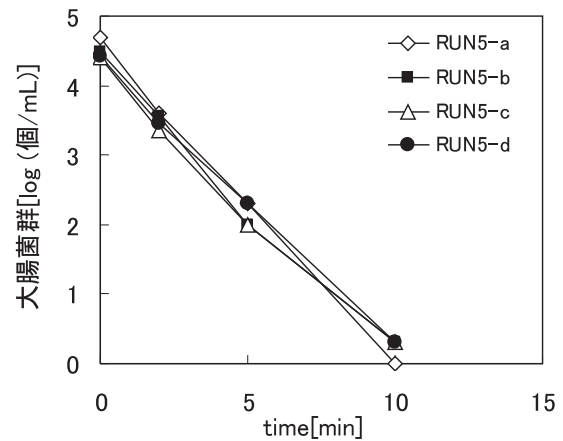


Fig. 11 RUN5の結果

NH₄-N濃度の違いによる大腸菌群の不活化率、不活化速度の違いは見られなかった。NH₄-Nによる消毒効果の低下は、NH₄-Nが存在すると塩素と反応して遊離塩素と比較して消毒力の弱い結合塩素(クロラミン)が生成されることによるものである。汚濁度の高い下水などでは、NH₄-Nと塩素の反応比は1:10以上といわれており⁴⁾、1 mg/LのNH₄-Nが残留していると、塩素濃度として10 mg/L程度まではクロラミン消毒が優勢となる。RUN5における実験条件では、NH₄-Nが3 mg/L以上含まれている下水に対して、塩素注入濃度が2.5 mg/L程度であったため、各条件とも添加された塩素の大部分がクロラミンとなり、遊離塩素はほとんど生成されなかった。そのため、消毒効果に差が生じなかったと思われる。仮に3 mg/Lのアンモニア性窒素が含まれている下水に対して遊離塩素消毒を行うとすれば、不連続点を越えて30 mg/L以上の塩素を添加しなければならなくなり、不経済かつ高濃度の塩素の排出により生態に重大な影響をもたらす。前項までの結果からも現状の放流水基準3000個/mLの大腸菌群に対してはクロラミン消毒でも対

応が可能であると考えられるが、一部のウイルス等に対する消毒効果が非常に弱いため、放流先が水浴場や水道水源となっている箇所においては、クロラミン消毒は必ずしも衛生学的安全性の保証とはならない。

3.6.3 RUN6の実験結果 (懸濁物質濃度の影響)

塩素注入率 2.5 mg/L における RUN6 の結果を Fig. 12 に示す。

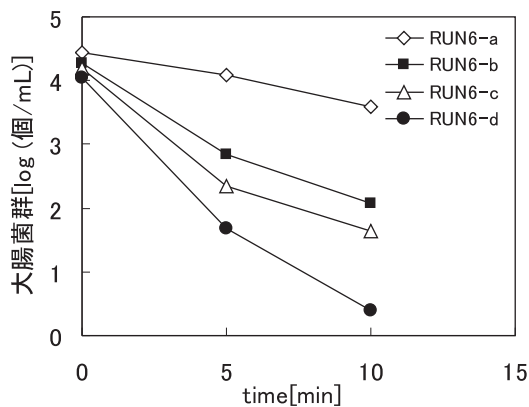


Fig. 12 RUN6の結果

懸濁物質濃度の違いによる大腸菌群の不活化率、不活化速度の明確な差が確認できた。SS濃度が高いRUN6-aからRUN6-dの順に不活化率が増加した。懸濁粒子への吸着、付着および埋棲により大腸菌群が分散状態から集塊化することによる消毒剤の作用からの保護、懸濁粒子そのものによる消毒剤の消費等の効果により消毒効果が低下したと考えられる。本実験では各条件で消費塩素の量に明確な差が見られなかったことから、懸濁粒子や有機物による塩素の消費による影響は少なく、むしろ、懸濁粒子が消毒剤からの保護作用の役割を果たしたことが要因と考えられる。

以上より、RUN1~RUN4における消毒効果の違いは主に懸濁物質の影響によるものであったと考えられた。

4. 雨天時消毒機能評価

前項までの結果に基づき、本項ではCollins-Selleck式を用いて、雨天時の消毒機能を評価した。

4.1 Collins-Selleck式の提案

前項より懸濁物質が消毒効果の違い(遅滞係数・不活化速度の違い)に影響を与えることが示唆された。Collins-Selleck式中の係数、遅滞係数・不活化速度定数と懸濁物質濃度との相関関係をFig. 13に示す(RUN4における結果は除外した)。

遅滞係数とSS濃度については、強い相関を示し、SS濃度の増加とともに遅滞係数が直線的に増加する

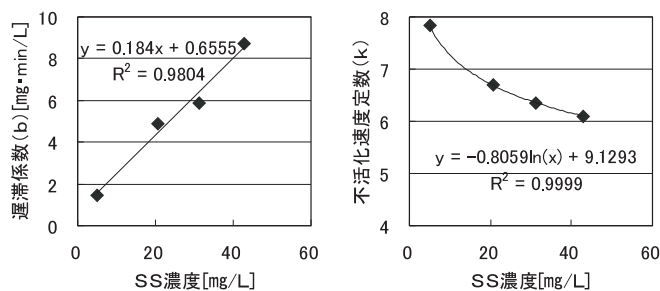


Fig. 13 SS濃度と遅滞係数および不活化速度定数の相関式

ことが示唆された。不活化速度定数とSS濃度については、対数近似式で強い相関を示した。SS濃度の増加とともに不活化速度定数は減少するが、ある一定以上のSS濃度になると、不活化速度定数は一定になると考えられる。Collins-Selleck式において、不活化速度定数は消毒効果が現れ始めてからの微生物の減少速度を定義したものであり、懸濁物質の影響で消毒剤から保護されていた微生物に消毒剤が到達し始めると、その後の懸濁物質による影響は少なくなると推察される。

以上より、懸濁物質濃度から遅滞係数・不活化速度定数を決定できた。以下に本実験結果から得られたCollins-Selleck式を示す。

$$\log(N/N_0) = (0.8 \ln(SS) - 9.1) \times (\log(Ct) - \log(0.184(SS) + 0.655)) \quad (5)$$

※(SS) : SS濃度

4.2 大腸菌群の不活化と必要CT値

前項のCollins-Selleck式を用いて、原水中のSS濃度別に不活化率と必要CT値および接触時間5分の場合の必要残留塩素濃度の関係を求めたものをFig. 14に示す。

同じ不活化率を目標とした場合、SS濃度によって必要CT値および必要残留塩素濃度が大きく異なる。また、消毒対象水中の大腸菌群濃度が高く、必要不活化率が高くなるにつれて、SS濃度の影響が大きくなる傾向にあることが分かった。そのため、簡易処理の高度化等の対策により、消毒工程までにSSを除去することの重要性が示唆された。どの程度の除去が求められるかについては、想定される必要最大不活化率、残留塩素の生態影響や消毒副生成物の問題も考慮して今後検討するべきであると思われる。

4.3 CASE STUDY (第1回調査日)

雨天時水質調査結果の中から簡易処理放流が発生した第1回調査を例に取り、大腸菌群を不活化するのに必要な塩素量および流量比例注入率一定制御の場合の

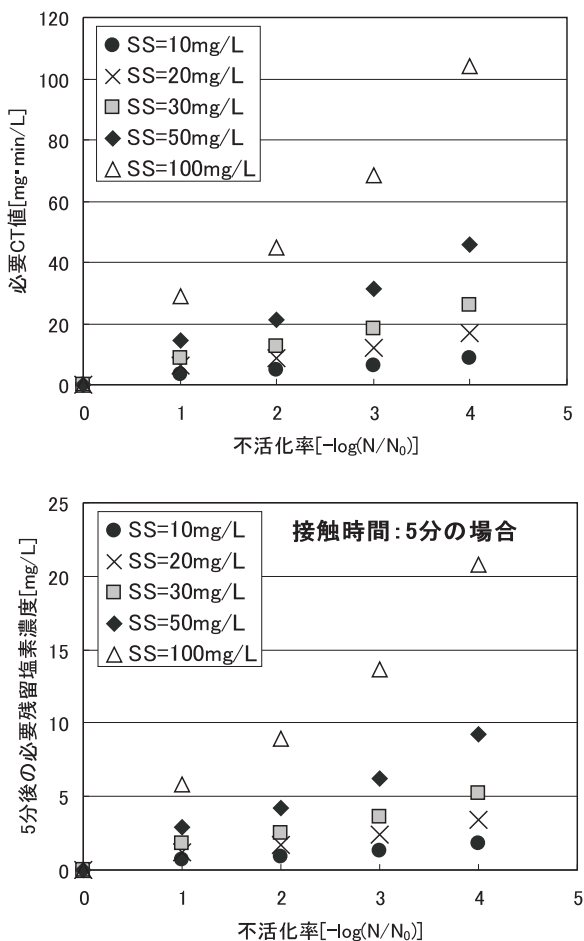


Fig. 14 各 SS 濃度における不活化率と必要 CT 値および残留塩素

大腸菌群の不活化について検討した。

必要な不活化率を算出するにあたり、消毒対象水の水質条件および大腸菌群数の初期濃度が重要である。第 1 回調査で簡易処理放流が発生した期間を、初期・中期・後期に分類し、それぞれの期間の消毒対象水の平均水質濃度を **Table 3** に示す。これより分類した期間ごとに必要な不活化率、CT 値を算出した。求められる不活化レベルは放流水質基準値 3000 個/mL とした。

Table 3 消毒対象水質条件 (第 1 回調査)

簡易処理放流発生期間	大腸菌群濃度(個/mL)	大腸菌濃度(個/mL)	SS濃度(mg/L)	NH ₄ -N濃度(mg/L)
初期	3000	650	6	1.0
中期	30000	7000	45	5.0
後期	15000	3000	25	2.0

簡易処理放流初期においては、消毒対象水の中の大腸菌群濃度が 3000 個/mL であり、消毒を行わずに放流しても水質基準を満たすことはできる。問題となりうるのは、簡易処理放流が増大する期間 (中期) にあたる部分である。中期においては、消毒対象水の中の大腸菌群濃度が 30000 個/mL であり、放流水質基準を満たすためには約 1 log 程度の不活化が求められる。ま

た、消毒効果の低下に影響を与えているとされた SS (懸濁物質) の消毒対象水中の濃度は 45 mg/L であり、前項の Collins-Selleck 式より大腸菌群を 1 log 不活化するのに必要な CT 値を算出すると、13.1 mg·min/L となる。より安全側に評価するため、雨天時に処理場へ遮集される最大下水量 (晴天時設計最大汚水量の約 3 倍) が流入した場合を仮定して、消毒槽での滞留時間を最短の 5 分 (晴天時通常時 15 分) と設定すると、5 分間の平均残留塩素濃度として、約 2.6 mg/L が求められる。これは、**Fig. 4** で示した 10 分後残留塩素結果から注入率として推定した場合、約 4 mg/L が必要となる。同様の方法で後期についても必要 CT 値を算出すると、3.8 mg·min/L となり、注入率で約 1.5 mg/L が必要という推定結果となった。

調査対象処理場においては、雨天時の簡易処理放流水への消毒制御として注入率を一定とする流量比例制御方式を用いているため、塩素注入率は晴天時の約 1 mg/L と同程度である。この場合、CT 値は 5 mg·min/L 以下であり、消毒対象水中の SS (懸濁物質) の濃度が 45 mg/L の場合の遅滞係数 9.1 よりも小さく、大腸菌群数も不活化されていないと推定される。なお、発生後期においては晴天時と同程度の注入率で放流水質基準を満たせると推測された。

5. ま と め

前項までの結果により、雨天時の簡易処理放流発生期間において、簡易処理放流量が増大し、消毒対象水質が悪化する時間帯において、現状の流量比例での注入率一定制御では対応できないことが分かった。しかし、消毒力の弱いクロロミン消毒でも塩素注入率を高く設定することで、大腸菌群を放流水質基準未達のレベルに不活化できることが分かった。また、簡易処理放流時の消毒効果は懸濁物質濃度による影響が大きく、濁度等を連続的にモニタリングしながら適切な塩素注入量を決定すべきであることが示唆された。また、塩素注入量を決定するにあたり、Collins-Selleck 式は有用であることが示された。

しかしながら、雨天時においては懸濁物質濃度を含め水質変動が激しく、常に適切な塩素注入を行うことは難しいと思われる。また、塩素注入率を高く設定することは、同時に消毒の負の面である残留塩素による生態影響の問題や水道水源への消毒副生成物の生成問題を助長することになる。特にクロロミンは環境中での残留性が高く、藻類や魚類への毒性等についても報告されており⁵⁾、放流先水域への生態系、特に藻類への影響を及ぼすことが懸念される。消毒副生成物では近年クロロミン消毒により生成することが明らかとなってきた強発ガン性物質 *N*-ニトロソジメチルアミ

ン⁶⁾の生成リスクが増大することも懸念される。水道水源などの重要水域ではウイルスを含めた消毒効果の改善が今後一層必要となると考えられるが、消毒効果の確保とともに、放流先の生態環境の確保、水道水源への消毒副生物の抑制とのマネジメントを共存できる技術開発の検討が必要と考えられる。

参考文献

- 1) M. D. Sobsey : Inactivation of health related microorganisms in water by disinfection process, *Water Science and Technology*, Vol. 21, No. 3, pp. 179-195 (1998)
- 2) 金子光美 : 水質衛生学, 技報堂出版, p. 262 (1996)
- 3) G. C. White : *Handbook of Chlorination*, Van Nostrand Reinhold (1972)
- 4) 金子光美 : 水質衛生学, 技報堂出版, p. 293 (1996)
- 5) 鈴木祥広, 森下玲子 : 淡水産植物プランクトンの増殖阻害試験によるモノクロラミンと塩素殺菌下水処理水の毒性評価, *水環境学会誌*, Vol. 19, No. 11, pp. 861-870 (1996)
- 6) R. Valentine : Formation of NDMA from reaction of mono-chloramine : a new disinfection by products, *Water Research*, Vol. 36, No. 3, pp. 817-824 (2002)

Evaluation of the disinfection efficiency during rainy events at the combined sewer treatment plant

Takuya Uekado^{1)†}, Naoyuki Yamashita¹⁾ and Hiroaki Tanaka¹⁾

¹⁾ Research Center for Environmental Quality Management,
Graduate School of Engineering, Kyoto University

† Correspondence should be addressed to Takuya Uekado :
(E-mail : taku-ue@biwa.eqc.kyoto-u.ac.jp)

Abstract

This research investigated the disinfection efficiency during rainy events at the combined Sewer treatment plant located in Biwa lake.

In the disinfection experiments using chlorine, as the water quality of primary effluent during rainy events is worse, CT value is more needed. Collins-selleck model can be applied to result of this experiment. Logb (delay-coefficient) in Collins-selleck model is most important factor on disinfection efficiency during rainy events. Logb-value is influenced by concentration of suspended solids in primary effluent. So, by monitoring of turbidity of primary effluent, optimal disinfection efficiency is obtained.

Key words : combined sewer overflows, combined sewer system, chlorine disinfection, total coliform, Collins-selleck