

河川水中の臭化物イオンと 臭素化トリハロメタン生成能の関係

小澤秀明¹・福澤久子^{1,2}・今井章雄^{3,4}・福島武彦^{3,5}

水の塩素処理時の含臭素トリハロメタン (BrTHMs) 生成の挙動や特性を把握するため、河川表流水のトリハロメタン生成能 (THMFP) の実態調査を行うとともに、臭化物イオン (Br^-) や溶存有機物 (DOM) に関する調査を実施した。総 THMFP (tTHMFP) に対する溶解性 THMFP (dTHMFP) の割合が大きく、dTHMFP を中心に解析した。dTHMFP は概して DOM 指標 (DOC, dCOD, E_{260}) と同様の変動を示した。dTHMFP の臭素化物比率 R_{Br} ($= \text{dTHMBrFP}/\text{dTHMFP}$) は $[\text{Br}^-]$ と正の相関はあったが、必ずしもその変動と一致しなかった。そこで、DOM 量を考慮した $[\text{Br}^-]/\text{DOM}$ 指標比を用いると、 R_{Br} と相関が強くなった。特に、 $[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比は BrTHMs 生成のよい指標となった。さらに、 $[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比と R_{Br} の関係を利用して $[\text{Br}^-]$ を推定する可能性を示した。

キーワード：トリハロメタン生成能、含臭素トリハロメタン、臭化物イオン、溶存有機物、 E_{260} 、河川水

1 はじめに

水中の臭化物イオン (Br^-) は水道利用の際の消毒により臭素酸イオンや臭素化トリハロメタン (BrTHMs) などの有機ハロゲン化合物の非意図的な生成の原因となることが知られている^{1)~4)}。また、水道原水の保全の観点から、実際の環境水中のトリハロメタン (THMs) 前駆物質を潜在的生成能として推定するトリハロメタン生成能 (THMFP) の実態調査を行った中で、 Br^- と BrTHMs の生成特性が解析検討されている例^{5)~8)}もある。

一方、水の塩素処理時における Br^- の存在は毒性を増大させ^{9)~10)}、副生する有機ハロゲン化合物のうち、含臭素化合物の毒性は一般的に塩素のみを含有する化合物に比べて高いとされる^{3)~4)}。WHO の飲料水水質ガイドラインでは、トリハロメタン (THMs) のガイドライン値はクロロホルム (CHCl_3): 300 $\mu\text{g/L}$ 、ブromोजクロロメタン (CHBrCl_2): 60 $\mu\text{g/L}$ 、ジブromोजクロロメタン (CHBr_2Cl) およびブromोजホルム (CHBr_3): 100 $\mu\text{g/L}$ とされている^{11)~12)}。

このように、塩素処理による THMs の生成時における BrTHMs 生成の挙動やその特性は、特に水道原

水としての利用のある実際の水環境の中においては注目される事項であり興味深い。

そこで、長野県東・北部を流れ、水道水源として利用される河川表流水の THMFP の実態調査を行うとともに、 Br^- や溶存有機物 (DOM) に関する調査を実施した。それらの結果を基に、これらの THMs 生成前駆物質の挙動と BrTHMs 生成能 (THMBrFP) の挙動、および相互の関係性について解析した。

2 調査方法

2.1 調査地点

長野県東・北部を流れる信濃川水系の千曲川の中・下流域に位置する生田 (上田市 (旧 丸子町); St.1)、千曲橋 (千曲市 (旧 更埴市); St.2) および飯山中央橋 (飯山市; St.3) の3地点、ならびに千曲川に合流する前の犀川の1地点: 小市橋 (長野市; St.4)、さらに長野市で犀川に合流する裾花川の1地点: 参宮橋 (長野市 (旧 戸隠村); St.5) の計5地点を調査地点とした。調査期間は1995年4月から1997年12月である。

1 長野県環境保全研究所 水・土壌環境部 〒380-0944 長野県長野市安茂里米村 1978

2 現: 〒386-0001 長野県上田市上田

3 国立環境研究所 〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2

4 現: 国立環境研究所 琵琶湖分室 〒520-0022 滋賀県大津市柳が崎 5-34

5 現: 茨城県霞ヶ浦環境科学センター 〒300-0023 茨城県土浦市沖宿町 1853

2.2 分析方法

毎月1回、各地点の表流水を採取し、無処理のまま次亜塩素酸ナトリウム溶液を用いて塩素処理 (pH \approx 7, 反応温度 20°C, 反応時間 24 h, 24 h 後の遊離残留塩素濃度が 1 ~ 2 mg/L の条件) した後、生成した各 THM 濃度を溶媒 (n-ヘキサン) 抽出-GC (ECD) 法により測定して THMF¹³⁾ を求め、総トリハロメタン生成能 (tTHMF) とした。また、熱処理 (450°C, 2 h) したガラス繊維ろ紙 (GF/F) を用いて得た試料ろ過液を、ろ過前の試料水と同様に操作して THMF を求め、溶存態のトリハロメタン生成能 (dTHMF) とした。なお、THMs の検出限界 (CHCl_3 : 0.5 μ g/L, CHBrCl_2 : 0.3 μ g/L, CHBr_2Cl : 0.8 μ g/L, CHBr_3 : 1 μ g/L) 未満の値は 0 μ g/L として扱った。

さらに、試料水および試料ろ過液の有機物指標項目^{14), 15)}として COD_{Mn} , あるいはその他の一般的水質項目は工場排水試験方法 JIS K 0102¹⁹⁹³ に準じて測定するとともに、一部試料では凍結保存の後、溶存態有機炭素 (DOC) を測定した。また、10 mm セルを用いて試料ろ過液の 250 ~ 450 nm の紫外線 (UV) 吸光度^{7), 15)}を求めた ($E_{250\sim 450}$)。Br⁻はイオンクロマトグラフ法により測定した (検出限界 (0.1 μ mol/L \approx 8 μ g/L) 未満は 0 μ g/L として取り扱った)。

河川流量は、St.1, St.2 および St.4 の3地点においては国土交通省 (旧建設省) の水文データ¹⁶⁾を用いた。St.3 については直接的な水文データがないため、近傍のデータとして上流地点である立ヶ花 (中野市) のデータ¹⁶⁾を使用した。また、St.5 については水質常時監視データ¹⁷⁾の瞬時流量値を参考にした。

2.3 装置

全有機炭素計は島津製 TOC - 5000 を用いた。UV 可視分光光度計は日立製 U-3000 を使用した。ガスクロマトグラフは島津製 GC-14A 電子捕獲型検出器付きガスクロマトグラフ (GC (ECD)) を使用した。GC カラムは 20 % DC-550 (Chromosorb W, AW-DMCS, 60 - 80 mesh) を充填したガラスカラム (3 m \times 3 mm i. d.) を用いた。キャリアーガスは N_2 (40 ml/min) を用い、注入口および検出器温度は 150°C とした。イオンクロマトグラフは Dionex 4000i を用いた。

3 結果および考察

3.1 THMF (tTHMF) と dTHMF の経月変動、および有機物指標項目との関係

各地点の河川水について懸濁態と溶存態を合わせた tTHMF と溶存態の dTHMF の測定を行った結果を図 1 に示す。両 THMF (t および d) の経月変化をみると、tTHMF と dTHMF の差が大きくなるのは、概して SS が多く、濁りの程度がより大きい時であった。その一方で、tTHMF に対する dTHMF の割合は 5 地点とも高かった (各地点の平均値は St.1 で 90%, St.2 で 93 %, St.3 で 86%, St.4 で 92 %, St.5 で 85 %) ため、水道原水としての利用を考慮して dTHMF を中心に解析することとした。

千曲川の St.1 および St.2 では dTHMF は夏期に高く冬期に低い季節変動が顕著 (図 1) で、これらは DOC, dCOD, E_{260} の指標項目で表される^{14), 15)} DOM の変動とほぼ同様であった。

一方、St.3, St.4 では、dTHMF は St.1, St.2 ほどの明瞭な季節変動はみられなかったが、夏期に高くなる傾向がみられた。

St.5 では春期 (4 月頃) に dTHMF が低下する傾向があった。また、'96 年 2 月の濁水時には tTHMF が極端に高い値 (110 μ g/L) になったが、dTHMF では大きな上昇はみられなかった。

全体的にみて、DOC, dCOD, E_{260} と dTHMF は正の相関があり、相関係数は DOC が $r=0.804$ ($n=52$), dCOD が $r=0.806$ ($n=155$), E_{260} が $r=0.847$ ($n=155$) で、DOM の指標項目のうち E_{260} が最も相関が強かった。

3.2 各トリハロメタン (THM) の生成能の季節変動

dTHMF の構成成分としての各 THM の生成能の季節変動 (図 2) は、St.1 および St.2 では CHCl_3 の生成能が夏期に高く、冬期に減少したが、 CHBrCl_2 や CHBr_2Cl の生成能は年間を通じてほぼ横ばいか、あるいは冬期にやや増加する傾向があった。その結果、dTHMF の臭素化物比率 R_{Br} ($R_{\text{Br}} = \text{dTHMBrFP} / \text{dTHMF}$) は冬期に高くなる季節変動がみられた。

一方、St.3 および St.4 では季節的变化は明瞭でないが、 CHCl_3 の生成能が夏期にやや高くなる傾向がみられた。

St.5 では春期頃に CHCl_3 の生成能が減少する傾向 (図 2) があった。また '96 年 2 月の濁水時に

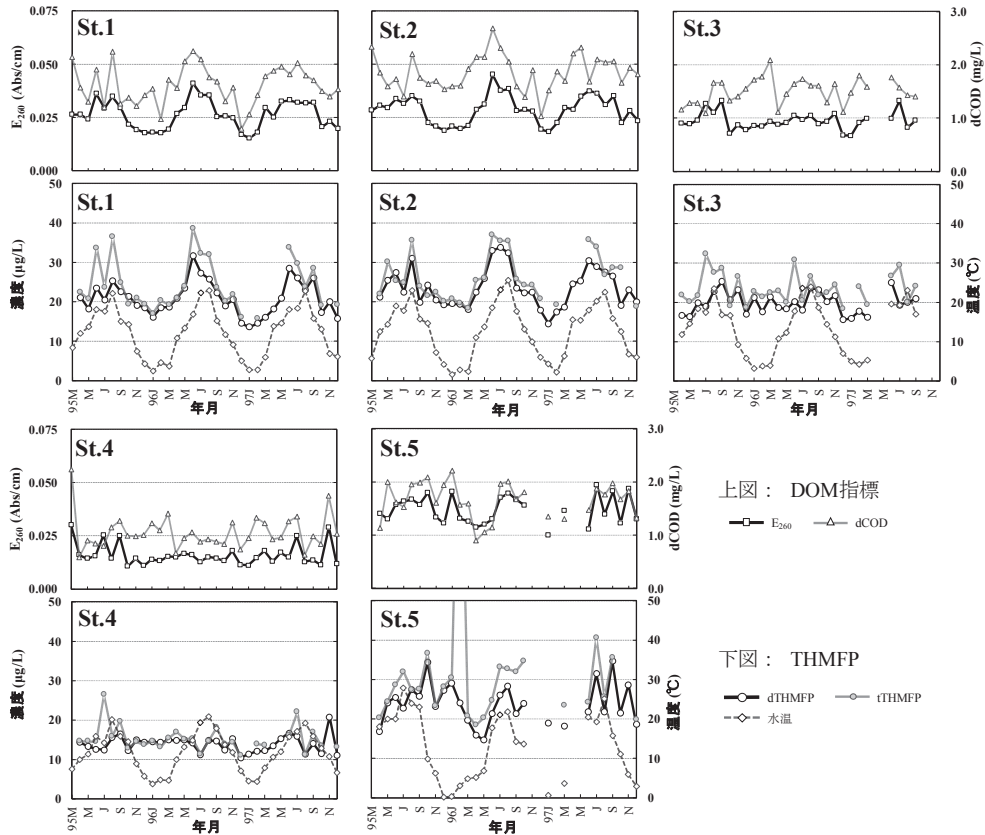


図1 THMFP (tTHMFP および dTHMFP) と DOM 指標の経月変動

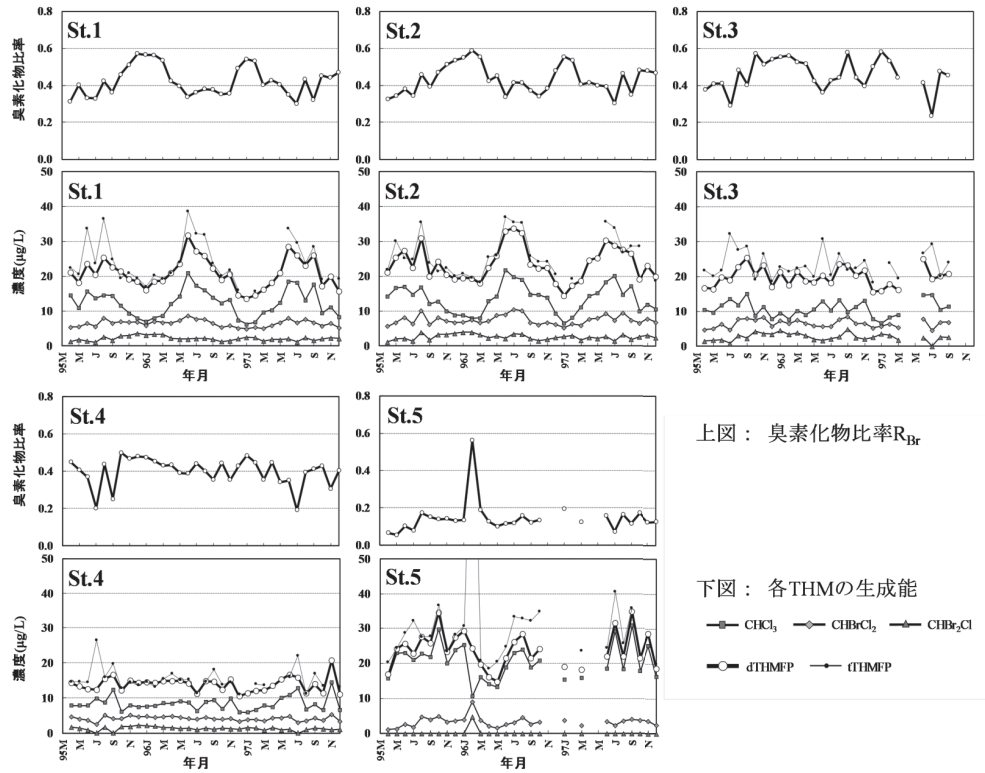


図2 各 THM の生成能および臭素化物比率 R_{Br} の経月変動

は CHCl_3 の生成能が極端に減少し、逆に CHBrCl_2 や CHBr_2Cl の生成能が上昇した。その結果、dTHMFPP の臭素化物比率 R_{Br} は大きく上昇した (図 2)。

3.3 Br^- 濃度の経月変動および河川流量との関係

BrTHMs の生成に影響を及ぼすと考えられる Br^- 濃度 $[\text{Br}^-]$ は、千曲川の 3 地点をみると St.1, St.2, St.3 の順に、平均で $30 \mu\text{g/L}$, $35 \mu\text{g/L}$, $38 \mu\text{g/L}$ と下流側にいくほど徐々に増加した (表 1)。

表 1 各地点の臭化物イオン濃度 $[\text{Br}^-]$ および月平均流量との関係

地点	$[\text{Br}^-]$ (平均)		$C=a \cdot Q^b$ 式			R_{Br} (平均)
	($\mu\text{g/L}$)	n	a	b	r (相関係数)	
St.1	30	32	102	-0.331	-0.611	0.42
St.2	35	32	167	-0.425	-0.701	0.43
St.3	38	27	629	-0.545	-0.834	0.46
St.4	20	32	116	-0.391	-0.735	0.40
St.5	9.8	18	-	-	-	0.14

$$R_{\text{Br}} = \text{dTHMBrFP}/\text{dTHMFPP}$$

これは都市間を流下することにより人為活動の影響¹⁸⁾を受けたものと考えられる。また季節変動 (図 3) をみると冬期に高かったが、夏期 (7~8 月頃) も高く、二峰性がみられた。

また長野市で千曲川に合流する犀川の St.4 (合流

前) は平均 $20 \mu\text{g/L}$ と若干低かったが、冬期に $[\text{Br}^-]$ が上昇する傾向は同様であった。一方、裾花川の St.5 では平均値が $9.8 \mu\text{g/L}$ と、他の地点と比較してさらに低かったが、'96 年 2 月の濁水時には $66 \mu\text{g/L}$ と高い値となった。

St.1~St.4 の各地点での変動も含め、 $[\text{Br}^-]$ は河川流量が増加すると減少する変動を示して、河川流量とは負の相関があり (表 1)、各調査地点の河川水の $[\text{Br}^-]$ は水量の変動により変化していると考えられる。なお、St.1~St.4 の 4 地点の月平均流量と $[\text{Br}^-]$ の関係は一般的な回帰モデルの $C=a \cdot Q^b$ 式 (C : 濃度, Q : 流量) を用いて表 1 のように表され、地点による違いも一部にみられた。

3.4 Br^-/DOM 比と dTHMFPP の臭素化物比率の関係

R_{Br} は各地点の平均値が 0.14 から 0.46 であった。千曲川の 3 地点をみると、St.1, St.2, St.3 で 0.42, 0.43, 0.46 と下流側にいくほど徐々に増加した。

千曲川合流前の犀川の St.4 では 0.40 と若干低かった。一方、裾花川の St.5 では平均値が 0.14 と、他の地点と比較して低かったが、'96 年 2 月の濁水時には 0.56 と大きな値となった。

R_{Br} は $[\text{Br}^-]$ が増加すれば大きくなり、両者に相関はあったが、3.2 および 3.3 で述べたとおり、必ずしも $[\text{Br}^-]$ の変動と一致していなかった (図 4)。

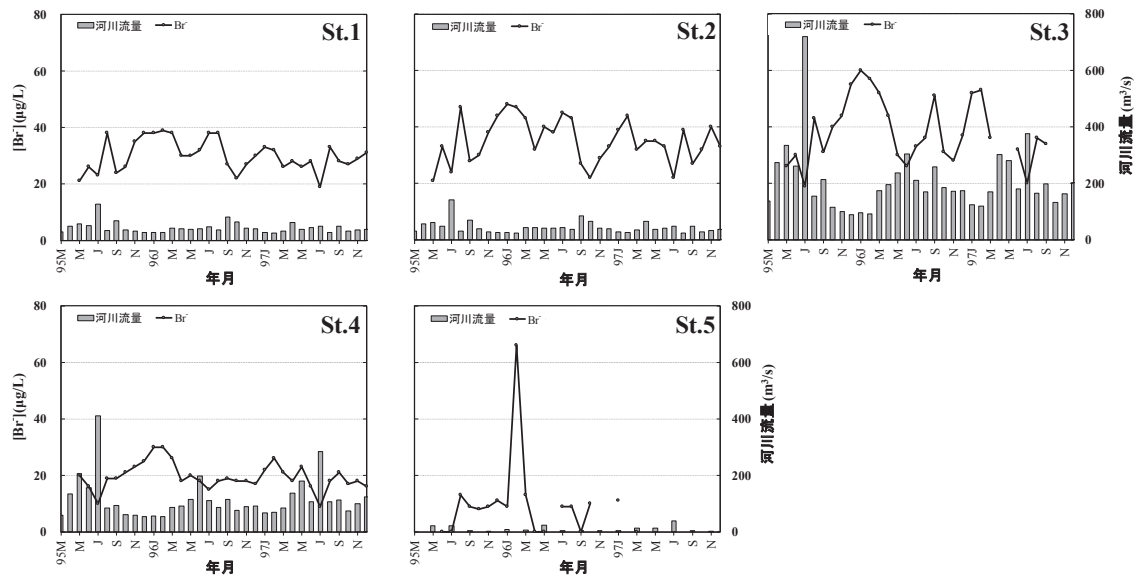


図 3 臭化物イオン濃度 $[\text{Br}^-]$ および河川流量の経月変動
河川流量について、St.5 では月平均流量でなく、水質常時監視データの瞬時流量¹⁷⁾を参考値として示した。

特に、St.1 および St.2 で $[\text{Br}^-]$ が上昇した夏期に R_{Br} があまり大きくならなかった（図2）。

そこで DOM 量を考慮^{1),6)} して $[\text{Br}^-]/\text{DOM}$ 量指標との関係を見ることとした。 R_{Br} と $[\text{Br}^-]/\text{DOC}$, $[\text{Br}^-]/\text{dCOD}$ および $[\text{Br}^-]/E_{260}$ の関係を見ると、いずれも $[\text{Br}^-]$ 単独との関係に比べて相関が強くなり、 $[\text{Br}^-]/E_{260}$, $[\text{Br}^-]/\text{DOC}$, $[\text{Br}^-]/\text{dCOD}$ の順に相関性がよいため、 $[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比に注目した。特に、 $[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比は冬期に高くなり、また $[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比が大きくな

ると E_{260} あたりの dTHMFP は増加する傾向があった。これらから、 $[\text{Br}^-]/\text{DOM}$ 量比が BrTHMs の生成の大きな因子であり、 $[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比は溶解性成分からのその生成のよい指標となると考えられる。

$[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比を用いて R_{Br} との関係を見ると（図4）、 $[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比が大きくなるにつれ R_{Br} の増加は鈍化傾向にあった。そこで、 $[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比が比較的大きい場合と小さい場合に区分して線形関係で示す（図5）と、次式のように表され、 $[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比は

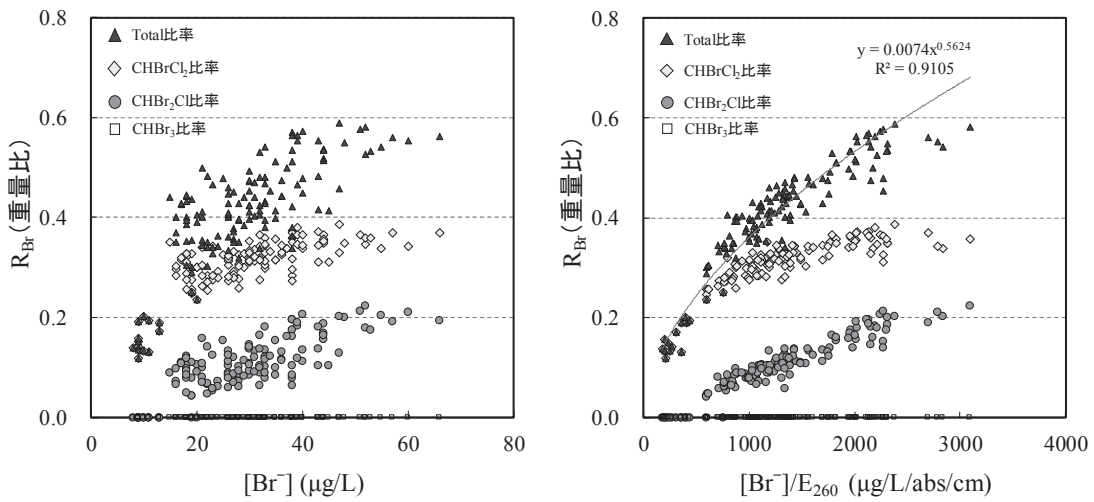


図4 $[\text{Br}^-]$ および $[\text{Br}^-]/E_{260}$ と臭素化物比率 R_{Br} の関係
左図： $[\text{Br}^-]$ ，右図： $[\text{Br}^-]/E_{260}$

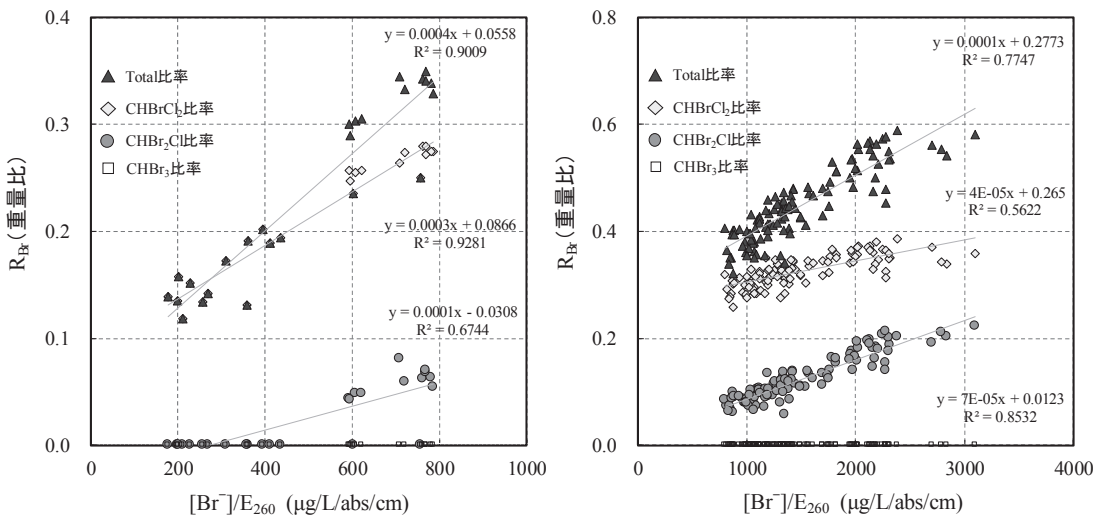


図5 $[\text{Br}^-]/E_{260}$ と臭素化物比率 R_{Br} の関係
左図： $[\text{Br}^-]/E_{260} < 800$ の場合，右図： $[\text{Br}^-]/E_{260} \geq 800$ の場合

R_{Br} のよい指標と考えられた。

$[Br^-]/E_{260} \geq 800$ の時、

$$R_{Br} = 0.000114 \times [Br^-]/E_{260} + 0.277 \quad (r^2=0.775) \quad (式 1)$$

$[Br^-]/E_{260} < 800$ の時、

$$R_{Br} = 0.000362 \times [Br^-]/E_{260} + 0.056 \quad (r^2=0.901) \quad (式 2)$$

3.5 R_{Br} からの水中の臭化物イオン濃度の推定

3.4 では水中の溶存有機物 (DOM) 量を考慮して、 $[Br^-]/E_{260}$ 比と R_{Br} との相関性が強いことを示した。この関係性を利用して、逆に R_{Br} 、 E_{260} の測定値から $[Br^-]$ を推定する方法を検討した (図 5)。

まず、式 1、式 2 を変形して次式を得た。

$$[Br^-] = (R_{Br} - 0.277) \times E_{260} / 0.000114 \quad (式 3)$$

$$[Br^-] = (R_{Br} - 0.056) \times E_{260} / 0.000362 \quad (式 4)$$

また、 $[Br^-]/E_{260}$ 比に対する R_{Br} の回帰式 (累乗関係) を変形して次式を得た。

$$[Br^-] = 10^{1.78 \times \log(R_{Br}) + \log(E_{260}) + 3.79} \quad (式 5)$$

一方、 $[Br^-]$ および E_{260} に対する R_{Br} の重回帰式 ($\log(R_{Br}) = A \cdot \log[Br^-] + B \cdot \log E_{260} + C$ の型) を変形して $[Br^-]$ 濃度を推定する次式を得た。

$$[Br^-] = 10^{1.61 \times \log(R_{Br}) + 0.754 \times \log(E_{260}) + 3.32} \quad (式 6)$$

これらの推定式による $[Br^-]$ の計算値と実測値の比較を行った (図 6) 結果、両者の相関が最も強かったのは式 6 による計算値であったが、回帰係数は他に比べてやや小さくなった。

DOM 指標として COD (dCOD) を用いた場合は、 E_{260} の場合と比べて $[Br^-]$ の計算値と実測値の相関が若干低かった。

4 まとめ

BrTHMs 生成能 (THMBrFP) の挙動を解明するため、THMs 生成に関する前駆物質の挙動との関係を検討した。総 THMFP (tTHMFP) に対する溶解性 THMFP (dTHMFP) の割合は各調査地点で大きく、水道原水としての利用を考慮して dTHMFP を中心に解析することとした。

- (1) 千曲川の St.1 および St.2 では dTHMFP が夏期に高く、冬期に低い季節変動を示し、DOM 指標 (DOC, dCOD, E_{260}) の変動と同様であった。dTHMFP はこのうち E_{260} と最も相関が強かった。
- (2) St.1, St.2 および St.3 では dTHMFP の臭化物比率 R_{Br} (= dTHMBrFP/dTHMFP) は冬期に高くなる季節変動を示した。
- (3) 臭化物イオン濃度 $[Br^-]$ は千曲川の 3 地点をみると、St.1, St.2, St.3 の順に下流側にいくほど徐々に増加し、人為活動の影響を受けているものと考えられる。
- (4) $[Br^-]$ は河川流量が増加すると減少する変動を示し、St.1 および St.2 では冬期および夏期 (7 ~ 8 月頃) に高くなる二峰性を示した。
- (5) R_{Br} の変動は、 $[Br^-]$ が増加すれば大きくなり、 $[Br^-]$ との正の相関はあったが、必ずしも $[Br^-]$ の変動と一致しなかった。
- (6) 水中の DOM 量を考慮した $[Br^-]/DOM$ 指標比は R_{Br} と相関が強く、特に、 $[Br^-]/E_{260}$ 比は

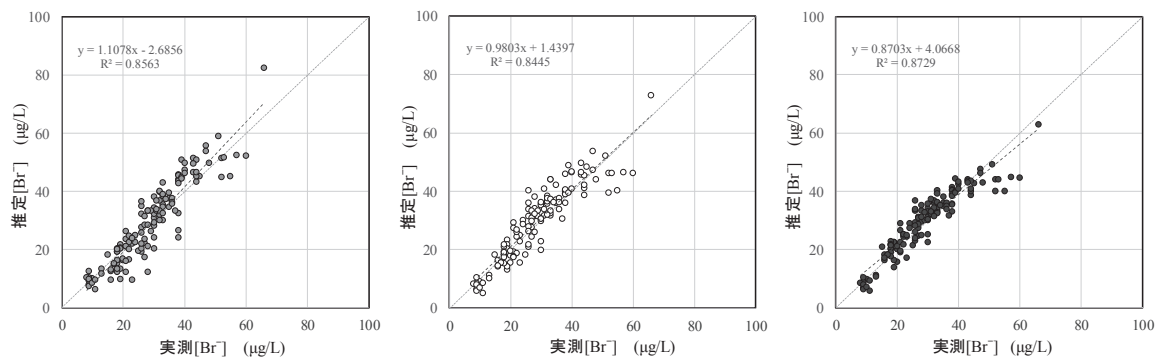


図 6 $[Br^-]$ 推定式による計算値と $[Br^-]$ 実測値の比較
 左図： 式 3 および式 4 による推定
 中図： 式 5 による推定
 右図： 式 6 による推定

BrTHMs 生成のよい指標となった.

- (7) $[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比が大きくなると E_{260} あたりの dTHMFP は増加する傾向があった.
- (8) $[\text{Br}^-]/E_{260}$ 比と R_{Br} との相関関係を利用して, dTHMFP の構成データおよび DOM 量に関するデータから水中の $[\text{Br}^-]$ を推定できる可能性を示した.

文 献

- 1) Luong, T. V., Peters, C. J. and Perry, R. (1982) Influence of bromide and ammonia upon the formation of trihalomethanes under water-treatment conditions, *Environ. Sci. Technol.*, 16(8), 473-479.
- 2) Clark, R. M., Thurnau, R. C., Sivaganesen, M. and Ringhand, P. (2001) Predicting the formation of chlorinated and brominated byproducts, *J. Environ. Eng.*, 127, 493-501.
- 3) 伊藤禎彦, 越後信哉 (2008), 水の消毒副生成物, 技報堂出版, 東京: p37-115.
- 4) Sharma, V. K., Zboril, R. and McDonald (2014) Formation and toxicity of brominated disinfection byproducts during chlorination and chloramination of water: A review, T. J., *J. Environ. Sci. Health, Part B*, 49, 212-228.
- 5) 才本光穂, 神田文雄, 柴田公子, 福田哲郎, 田中克正, 山本征治, 前田達男, 石津保子 (1997) 河川・湖沼におけるトリハロメタン生成能及び関連物質の特性, 山口衛生公害研究センター業績報告, 第 18 号, 7-15.
- 6) 村山重俊, 駒田充生, 馬場浩司, 津村昭人 (2001) 農業集水域小河川のトリハロメタン生成能, *日本土壤肥料学雑誌*, 72 (3), 420-428.
- 7) 小澤秀明, 今井章雄, 福島武彦 (2005) 長野県内のいくつかの湖沼水のトリハロメタン生成能, *長野県環境保全研究所研究報告*, 1, 1-8.
- 8) 栃本博, 小杉有希, 小西浩之, 猪又明子, 武藤千恵子, 栗田雅行, 矢口久美子, 千葉勇人, 大塚宏幸 (2010) 小笠原諸島の水道原水の水質—消毒副生成物生成能を中心として, *水環境学会誌*, 33 (11), 181-191.
- 9) 信川貴子, 讃岐田訓 (1999) 消毒処理水の副生成物についての変異原性による水質評価, *環境技術*, 28 (8), 579-585.
- 10) 伊藤禎彦, 越後信哉 (2008) 水の消毒副生成物, 技報堂出版, 東京: p189-210.
- 11) WHO (2017) Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum.
- 12) WHO (2005) Trihalomethanes in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, Geneva, WHO (WHO/WSH/05.08/64).
- 13) 特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法施行規則の規定に基づく特定排水基準に係る検定方法 (トリハロメタン生成能の検定方法) (平成 7 年 6 月環境庁告示第 30 号).
- 14) 福島武彦, 今井章雄, 松重一夫, 井上隆信, 小澤秀明 (1997) 湖水溶存有機物の紫外外部吸光度: DOC 比の特性とそれの水質管理への利用, *水環境学会誌*, 20, 397-403.
- 15) Buffle, J., Delandoety, P., Zumstein, J. and Haerdi, W. (1982) Analysis and characterization of natural organic matters in freshwaters. I. Study of analytical techniques. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 44, 325-362.
- 16) 国土交通省水文水質データベース, 日流量年表, 1995 年~1997 年 (<http://www1.river.go.jp/>).
- 17) 長野県生活環境部公害課 (1997-1999) 平成 7 年度~9 年度水質測定結果, 長野県.
- 18) 越後信哉, 伊藤禎彦, 宮川幸雄, 谷田慎也 (2009) 琵琶湖・淀川水系における臭化物イオンの発生構造, *土木学会論文集 G*, 65 (4), 218-225.

Relationship of bromide ion and brominated trihalomethanes formation potential in river waters

Hideaki OZAWA¹, Hisako FUKUZAWA^{1,2}, Akio IMAI^{3,4}, Takehiko FUKUSHIMA^{3,5}.

1 *Water and Soil Environment Division, Nagano Environmental Conservation Research Institute, 1978 Komemura, Amori, Nagano 380-0944, Japan*

2 *Present address: Ueda, Ueda, Nagano 386-0001, Japan*

3 *National Institute for Environmental Studies (NIES), 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506, Japan*

4 *Present address: NIES Lake Biwa Branch Office, 5-34 Yanagasaki, Otsu, Shiga 520-0022, Japan*

5 *Present address: Ibaraki Kasumigaura Environmental Science Center, 1853 Okijukumati, Tsutiura, Ibaraki 300-0023, Japan*

Key words : trihalomethane formation potential, brominated trihalomethanes, bromide ion, dissolved organic matter, E_{260} , river waters

Abstract

To understand the behavior of brominated trihalomethanes (BrTHMs) formation during chlorination of surface waters in the Chikuma, Sai and Susobana Rivers in Nagano prefecture, the trihalomethane formation potential (THMFP) of the waters, including the precursors such as organic matter and bromide ion was examined. Due to a large proportion of THMFP of the filtrate samples (dTHMFP) to total THMFP, dTHMFP of the waters was mainly investigated. Fluctuation of dTHMFP was generally similar to that of dissolved organic matter (DOM), represented by the parameters of DOC, $dCOD_{Mn}$ and E_{260} (UV absorbance at the wavelength of 260 nm). The ratio of BrTHMs formation potential of the filtrate samples (dTHMBrFP) to dTHMFP; R_{Br} was inadequately correlated to bromide ion concentration $[Br^-]$ of the waters. Therefore, in consideration of DOM content, the ratio of $[Br^-]/DOM$ parameter was used to analyse the relation between R_{Br} and the precursors. Consequently, $[Br^-]/E_{260}$ was a useful index of BrTHMs formation. Furthermore, an estimation method of $[Br^-]$ in the water was proposed by using the relationship of R_{Br} and $[Br^-]/E_{260}$.