

6 研究活動報告

環境科学国際センターでは様々な調査研究活動を実施している。それらの成果については積極的に発表し、行政、県民、学会等での活用に供している。学術的な価値のあるものについては論文にまとめて学術誌へ投稿することにより発表しているが、それ以外にも比較的まとまった成果は多い。ここではこれらの調査研究成果のうち、論文や種々の報告書に掲載されていないものを紹介する。今号では、当センターの自主的な研究課題として設定し、研究活動を実施しているもののうち、平成23年度に終期を迎えた課題のほか、平成24年度に問題が起こり、当センターがその解決に寄与した環境汚染事例について報告する。

6.1 資料

- (1) 温熱環境指標WBGTの簡易推計と埼玉県をモデルとした熱中症予防のための情報発信手法の検討
..... 米倉哲志、松本利恵、嶋田知英、増富祐司、米持真一、竹内庸夫
- (2) 元小山川の環境基準点における河川水中ペルフルオロオクタンスルホン酸(PFOS)濃度の推移
..... 茂木守、野尻喜好、細野繁雄、杉崎三男
- (3) 利根川水系ホルムアルデヒド水質事故における対応の記録
..... 高橋基之、田中仁志、木持謙、見島伊織、柿本貴志、池田和弘、野尻喜好、茂木守、細野繁雄

[資料]

温熱環境指標WBGTの簡易推計と 埼玉県をモデルとした熱中症予防のための情報発信手法の検討

米倉哲志 松本利恵 嶋田知英 増富祐司 米持真一 竹内庸夫

1 はじめに

近年の埼玉県などの都市域において、ヒートアイランド現象の進行等に伴った夏季の高温による熱中症問題が顕在化している。消防庁の発表によると、平成22年、23年および24年の夏季(7月～9月)の全国における熱中症による救急搬送者数は、それぞれ53,843人、39,489人、43,864人であり¹⁾、年による変動はあるものの増加傾向にあり、それに伴い熱中症による死者数も増加している(図1)²⁾。また、埼玉県における熱中症による救急搬送者数は、平成22年は3,681人(総数で全国4位)、平成23年は2,907人(総数で全国2位)、平成24年は2,939人(総数で全国2位)であり¹⁾、国内でも熱中症による救急搬送者数が非常に多い県である。さらに、熱中症発生患者の年齢区分をみる

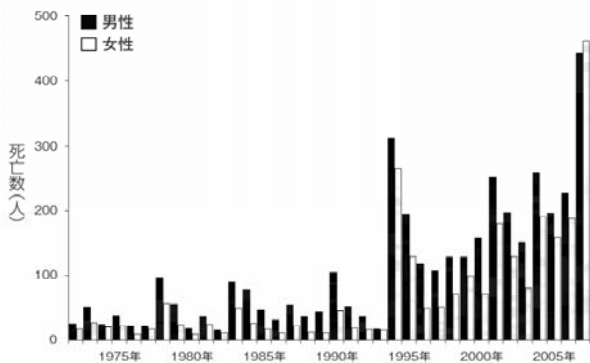


図1 熱中症による死亡者数の年次推移²⁾

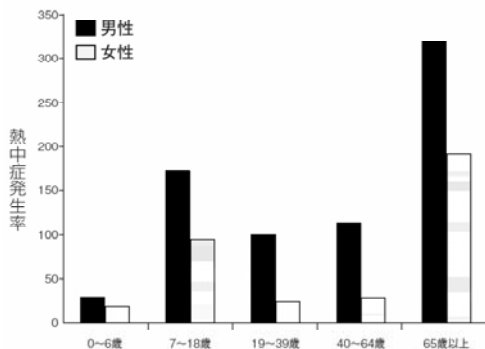


図2 熱中症患者の性別・年齢階級別の発生率²⁾

と、65歳以上の高齢者が約半数を占めており(図2)²⁾、高齢化が進みつつある状況において、今後、熱中症問題は深刻さが増すことが十分に予想される。

このような背景の下、熱中症を予防するためには、熱中症予防法や対処法の普及啓発が重要であるが、併せて熱中症発生に係わる生活圏の温熱環境情報の提供などによる注意喚起も重要である。この熱中症発生に係わる生活環境情報に関し、生活環境中の暑さ指標として、様々な温熱環境指標がある³⁾。米国では主にHeat indexが用いられているが⁴⁾、我が国ではWBGT (Wet-bulb Globe Temperature: 湿球黒球温度)が主に用いられている⁵⁾。WBGTとは、人体の熱収支に影響の大きい気温、湿度、輻射熱の3要素を取り入れた暑熱ストレスの指標であり、式1もしくは式2で算出される。

$$\text{屋外: WBGT} = 0.7 \times \text{湿球温度} + 0.2 \times \text{黒球温度} + 0.1 \times \text{乾球温度} \quad \text{— 式1}$$

$$\text{屋内: WBGT} = 0.7 \times \text{湿球温度} + 0.3 \times \text{黒球温度} \quad \text{— 式2}$$

暑さの指標WBGTは、日本体育協会の「熱中症予防のための運動指針」⁶⁾や日本生気象学会の「日常生活における熱中症予防指針」(表1)⁷⁾、厚生労働省の「職場における熱中症予防対策マニュアル」⁸⁾などにおいて採用されているものである。また、世界的にもISO7243として規格化されている⁹⁾。

また、熱中症予防のための注意喚起に関する情報発信として、環境省では熱中症を予防するための関連情報を

表1 日常生活における熱中症予防指針⁷⁾

温度基準 (WBGT)	注意すべき生活活動の目安	注意事項
危険 (31℃以上)	全ての生活活動でおこる危険性	高齢者は安静でも発生する危険性がある。外出は避け、涼しい室内へ移動する。
嚴重警戒 (28-31℃)	おこる危険性	外出時は炎天下を避け、室内では温度上昇に注意する。
警戒 (25-28℃)	中等度以上の生活活動でおこる危険性	運動や激しい作業をする際には定期的に十分な休息をとる。
注意 (25℃未満)	強い生活活動でおこる危険性	一般的に危険性は少ないが、激しい運動や重労働時に発生の危険性がある。

提供する「熱中症予防情報」¹⁰⁾を開発し、全国各地の暑さ指数(WBGTを暑さ指数と称している)をリアルタイムで発信している。WBGTの測定には乾球温度、湿球温度、黒球温度の3種類の温度を計測する必要があるため(式1、式2)、装置が大掛かりになり、多地点や長期的な連続測定も比較的困難である。そのためか、環境省熱中症予防情報サイトでは情報提供されている地点が限られており、埼玉県は熊谷と秩父の2地点のみである。一方、埼玉県では熊谷市で自治体独自に熱中症予防情報を発信しているが、当県のみならず全国的にもこの様な情報提供をしている自治体は非常に限られている。このように、埼玉県内の熱中症予防のための注意喚起情報としては現在のところ不足している。

そこで本研究では、気温や相対湿度などの大気熱環境に関連する指標と湿熱環境指標であるWBGTとの関連性を検討することにより、WBGTの簡易推計法を提案する。さらに得られたWBGT近似モデルを用いて、埼玉県をモデルとして熱中症予防のための熱環境情報の発信手法に関し検討を行う。

2 方法、結果および考察

2.1 WBGTの簡易推計法の検討

WBGTの計測に必要な気温、相対湿度、黒球温度、および日射量(屋外のみ)を計測する熱環境測定装置を作成した(図3)。作成した熱環境測定装置を環境の異なる屋内外5地点(アスファルト路面2地点、草地1地点、室内2地点(図3))に設置し、平成22年および平成23年の6月～10月の期間、それぞれの熱環境パラメーターを10分間隔で計測した。

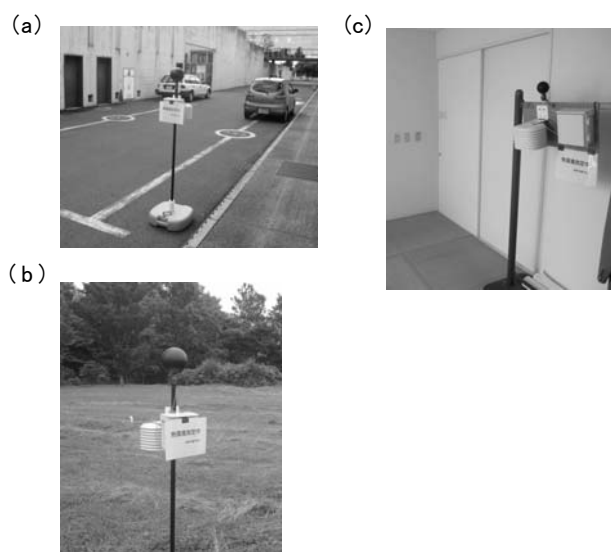


図3 熱環境測定装置の設置例 (a)アスファルト路面、(b)草地、(c)室内

気温と相対湿度より湿球温度を算出し、それら計測結果を用いて、WBGTや、アメリカ海洋大気庁(NOAA)が採用している熱環境ストレス指標⁴⁾であり、華氏温度と相対湿度より求められるHeat Indexを算出した。

なお、Heat Index(°F)は、

$$\text{Heat Index} = -42.379 + 2.04901523t + 10.14333127\phi - 0.22475541t\phi - 0.00683783t^2 - 0.05481717\phi^2 + 0.00122874t^2\phi + 0.00085282t\phi^2 - 0.00000199(t\phi)^2$$

*t: 華氏温度(°F)(ただしt>57°F)、φ: 相対湿度(%)

— 式3

で算出される⁴⁾。

得られたデータについて、WBGTを目的変数とし、計測した複数の熱環境パラメータ(気温、相対湿度、日射量、Heat Index)を説明変数として重回帰分析を行い、WBGTの簡易推計モデルを推計した。モデル選択性については赤池情報量規準(AIC)により検討を行った¹¹⁾。AICは、モデルの複雑さとデータとの適合度のバランスを評価するために使用され、AIC値が小さいほど相対的に良いモデルと判断される。また、説明変数間の多重共線性については分散拡大要因(VIF)を算出し評価した。

なお、重回帰分析は、アスファルト路面、草地、室内の3つの環境について個別に行った。

2.1.1 アスファルト路面環境

2地点のアスファルト路面環境下におけるWBGTと、気温、相対湿度、日射量および式3より算出したHeat Indexとの重回帰分析結果を以下に示した。なお、説明変数間の多重共線性はVIFが全て1以下であったため問題ないと判断した。

① WBGTと、気温(T)・相対湿度(RH)との関係

$$\text{WBGT} = 1.0577 \cdot T + 0.1066 \cdot \text{RH} - 11.5011$$

(R²=0.96, AIC=8109) — 式4

② WBGTと、気温(T)・相対湿度(RH)・日射量(SR)との関係

$$\text{WBGT} = 0.9684 \cdot T + 0.0912 \cdot \text{RH} + 0.0034 \cdot \text{SR} - 8.56$$

(R²=0.98, AIC=8712) — 式5

③ WBGTと、Heat Index(HI)との関係

$$\text{WBGT} = 0.26 \cdot \text{HI} + 3.4378$$

(R²=0.90, AIC=20676) — 式6

④ WBGTと、Heat Index(HI)・日射量(SR)との関係

$$\text{WBGT} = 0.1956 \cdot \text{HI} + 0.0034 \cdot \text{SR} - 8.622$$

(R²=0.98, AIC=7585) — 式7

WBGTと、気温、相対湿度、日射量、Heat Indexとの相関性は比較的高かった。AICに基づいてモデル選択を行った場合、WBGTと、Heat Index・日射量とのモデル式(式7)が最も良好なモデルであり、次にWBGTと、気温・相対湿度とのモデル式(式4)が良好であると考えられた。

日射量を計測するためには特殊で高価なセンサーを必

要とするため、WBGTは式7によらず、比較的精度高く推計が可能である気温と相対湿度による式4を用いるのが本研究のWBGTの簡易推計という目的に沿うと考えられた。なお、WBGTの観測値と、気温・相対湿度より算出したモデル値との間にはほぼ1:1の関係性が確認され、比較的精度良く推計できたと判断された(図4)。

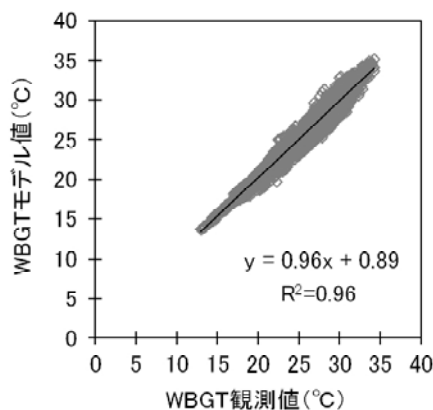


図4 アスファルト路面環境下におけるWBGT観測値と気温と相対湿度より算出したWBGTモデル値

2. 1. 2 草地環境

草地環境下におけるWBGTと、気温、相対湿度、日射量、Heat Indexとの重回帰分析結果を以下に示した。なお、説明変数間の多重共線性はVIFが全て1以下であったため問題ないと判断した。

① WBGTと、気温(T)・相対湿度(RH)との関係

$$WBGT = 0.984 \cdot T + 0.062 \cdot RH - 5.211$$
 $(R^2 = 0.95, AIC = -493)$ — 式8

② WBGTと、気温(T)・相対湿度(RH)・日射量(SR)との関係

$$WBGT = 0.8985 \cdot T + 0.1040 \cdot RH + 0.0026 \cdot SR - 7.2614$$
 $(R^2 = 0.98, AIC = 3898)$ — 式9

③ WBGTと、Heat Index(HI)との関係

$$WBGT = 0.3546 \cdot HI - 5.7609$$
 $(R^2 = 0.78, AIC = 14760)$ — 式10

④ WBGTと、Heat Index(HI)・日射量(SR)との関係

$$WBGT = 0.0032 \cdot HI + 0.2810 \cdot SR - 0.1050$$
 $(R^2 = 0.89, AIC = 13757)$ — 式11

WBGTと、気温、相対湿度、日射量、Heat Indexとの相関性は比較的高かった。AICに基づいてモデル選択を行った場合、WBGTと、気温・相対湿度とのモデル式(式8)が最も良好なモデルと考えられ、次にWBGTと、気温・相対湿度・日射量とのモデル式(式9)が良好であると判断された。草地環境下においても、アスファルト路面環境下と同様に、WBGTは気温と相対湿度を用いた式8により推計が可能であることが明らかとなった(図5)。

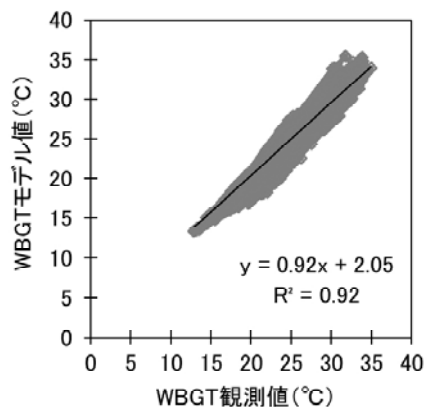


図5 草地環境下におけるWBGT観測値と気温と相対湿度より算出したWBGTモデル値

2. 1. 3 室内環境

2地点の室内環境下におけるWBGTと、気温、相対湿度、Heat Indexとの重回帰分析結果を以下に示した。なお、説明変数間の多重共線性はVIFが全て1以下であったため問題ないと判断した。

① WBGTと、気温(T)・相対湿度(RH)との関係

$$WBGT = 0.866 \cdot T + 0.1152 \cdot RH - 6.8569$$
 $(R^2 = 0.99, AIC = -5236)$ — 式12

② WBGTと、Heat Index(HI)との関係

$$WBGT = 0.3003 \cdot HI - 1.5817$$
 $(R^2 = 0.97, AIC = 3924)$ — 式13

WBGTと、気温、相対湿度、Heat Indexとの相関性は比較的高かった。AICに基づいてモデル選択を行った場合、WBGTと、気温・相対湿度とのモデル式(式12)が良好であると考えられた。この事より、野外環境下と同様に、WBGTは気温と相対湿度を用いた式12により推計が可能となった(図6)。

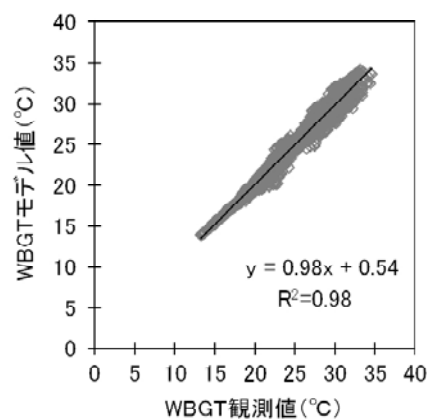


図6 室内環境下におけるWBGT観測値と気温と相対湿度より算出したWBGTモデル値

2.1.4 アスファルト路面、草地、室内環境の比較

アスファルト路面、草地、室内の各環境下において、WBGTは、気温・相対湿度での推計モデル式(式4、式8、式12)が共通して良好であり、WBGTは気温と相対湿度により比較的精度高く推計が可能であることが明らかとなった。しかしながら、それぞれの環境で、モデル式の係数が異なっていた。この理由として、WBGTは輻射熱を考慮した黒球温度が要因に入っており、この輻射熱がそれぞれの環境下において異なっているためであると考えられる。この事より、WBGTを簡易推計する際には、推計したい地点の周辺環境に応じたモデル式を用いなければ推計精度の低下が起こればと考えられた。

2.2 熱中症予防のための情報発信手法の検討

前述したように、環境省ではホームページで「熱中症予防情報」を発信している¹⁰⁾。また、埼玉県熊谷市においては、ホームページで市内30か所の小学校を観測地点とした『「あっぱれ！熊谷流」熱中症予防情報』¹²⁾を開設しており、リアルタイムで熱中症に対する注意喚起情報を発信している。この取り組みは非常に有用で、自治体が行う熱中症に対する注意喚起としては先進的であると考えられる。しかしながら観測網の構築や情報発信のために数千万円の費用が掛かっている。埼玉県内全域において同様の規模で行うためには、より高額な費用を要すると考えられるため、現状において実施は困難であろうと思われる。

そこで、既存の情報やシステムを用いて、費用があまりかからず、現状において実施可能と考えられる熱中症予防のための情報発信方法を検討した。

埼玉県では、光化学オキシダントなどの大気汚染の状況を常時監視するために、環境大気測定局を県内各地に設置している(一般環境大気測定局34局、自動車排出ガス測定局13局、政令指定市設置の測定局8局)。その観測データを大気汚染常時監視システムでリアルタイムに公開している¹³⁾。現在、この環境大気測定局の18か所において気温と湿度の観測を行っており、大気汚染状況と同様にリアルタイムで公開している。そこで、この気温と湿度のデータを用いてWBGTを推計し、熱中症に対する注意喚起情報が発信可能か検討を行った。

上記2.1の結果より、周辺環境によってWBGTの推計式が異なっていた。輻射熱の高いアスファルト路面においてWBGTが高くなる傾向があるため、安全側の注意喚起という点を考慮し、アスファルト路面下でのWBGT近似モデル式(式4)を用いることとした。WBGTは自然気流下の気温と湿度によって算出しているが、環境大気測定局の気温と湿度は強制通風下で測定を行っている。そのため、上記2.1.1で構築したWBGT近似モデル式(式4)をそのまま用いることが出来ない。そのため、WBGT近似モデル式の改良が必要となった。そこで、アスファルト路面観測地

点の近傍(約10~50m)の環境大気測定局(環境科学国際C)の気温と湿度のデータより、気温と湿度それぞれの変換式を求め、観測データを変換し、再度重回帰分析を行い、改良型WBGT近似モデル式を再構築した。

得られた改良型WBGT近似モデル式は、

$$\text{WBGT}=0.979 \cdot T+0.042 \cdot \text{RH}-3.51 \quad (R^2=0.96)$$

*T: 気温(°C)、RH: 相対湿度(%) — 式14

であった。WBGTの観測値とモデル値の間にはほぼ1:1の関係性が確認され、比較的精度高く推計できたと判断された(図7)。

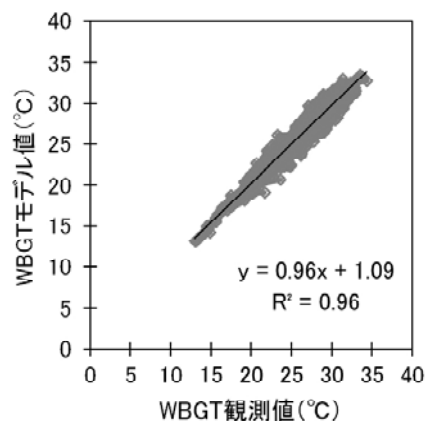


図7 WBGT観測値と環境大気測定局(環境科学国際C)の気温と相対湿度より算出したWBGTモデル値との関係

地理情報システム(GIS)を用いて、得られた改良型WBGT近似モデル式(式14)より算出されるWBGTモデル値について、「日常生活における熱中症予防指針」(表1)を熱中症指標とし地図化を行った(図8)。このように、埼玉県内の比較的広範囲の熱中症に対する注意喚起情報(熱中症指標)の地図化が可能となり、本手法を用いることによって既存の環境大気測定局の気温と湿度のデータを用いた熱中症指標の情報発信が可能であると考えられる。また、現在のところ、県内で気温と湿度が計測されている18局の環境大気測定局は、図8に示されているように比較的県南に集中している。本手法を導入する際には、既存の環境大気測定局で気温と湿度を計測する地点を増やすことによって、より有用なものになりうる。

さらに、埼玉県では現在、光化学スモッグ注意報等の情報についてパソコンや携帯電話などへの電子メール発信サービスを行っている¹⁴⁾。今後、そのサービス網を利用することによってWBGTが危険水準になった際に熱中症注意喚起メールを発信するサービスの提供も可能であると考えられる。このように、既存のサービスを応用することによって、より良い県民への熱中症に対する注意喚起情報の提供が出来ると考えられる。

今後、大気汚染常時監視システム等の更新が実施され

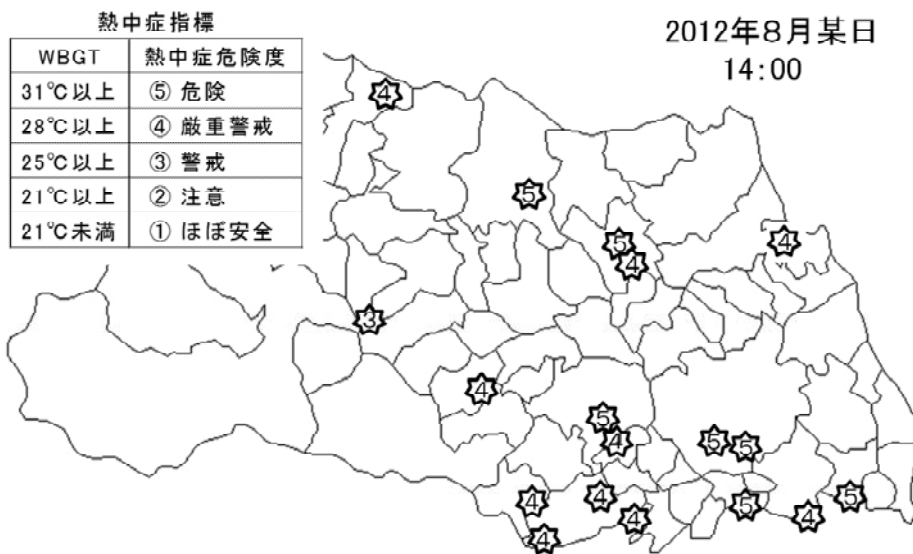


図8 環境大気測定局の気温、相対湿度の観測値を用いた熱中症指標(WBGTモデル値)の地図化の一例

際の新たな県民サービスの一つとして本手法を用いた熱中症予防情報サービスの導入を提案したい。

文 献

- 1) 総務省消防庁,消防庁熱中症情報(<http://www.fdma.go.jp/neuter/topics/fieldList9.2.html>).
- 2) 国立環境研究所編集委員会 編(2009)熱中症の原因を探る. 救急搬送データから見るその実態と将来予測,環境儀, No.32(<http://www.nies.go.jp/kanko/kankyogi/32/32.pdf>).
- 3) 彼末一之 監修(2010)からだと温度の辞典,朝倉書店
- 4) National Oceanic and Atmospheric Administration, Heat Index(<http://www.crh.noaa.gov/arx/heatindex.php>).
- 5) Yaglou C.P. and Minard D.(1957)Control of heat casualties at military training centers, A.M.A. Archives of Industrial Health. 16(4):302-316.
- 6) 日本体育協会(1994)熱中症予防のための運動指針(<http://www.japan-sports.or.jp/Portals/0/data0/publish/pdf/part2.pdf>).
- 7) 日本生気象学会(2013)日常生活における熱中症予防指針 ver.3(<http://www.med.shimane-u.ac.jp/assoc-jpnbiomet/pdf/shishinVer3.pdf>).
- 8) 厚生労働省(2009)職場における熱中症予防対策マニュアル(<http://www.mhlw.go.jp/new-info/kobetu/roudou/gyousei/anzen/0906-1.html>).
- 9) ISO 7243(1989)Hot Environments - Estimation of the heat stress on working man, based on the WBGT-index (wet bulb globe temperature).
- 10) 環境省,環境省熱中症予防情報(<http://www.wbgt.env.go.jp>).
- 11) 下平ら(2004)モデル選択 -予測・検定・推定の交差点-,岩波書店
- 12) 埼玉県熊谷市,「あっぱれ!熊谷流」熱中症予防情報(<http://wbgt-jwa.on.arena.ne.jp/kumagaya>).
- 13) 埼玉県,埼玉県大気汚染常時監視システム(<http://www.taiki-kansi.pref.saitama.lg.jp/kankyo/main>).
- 14) 埼玉県,光化学スモッグ情報(<http://www.taiki-kansi.pref.saitama.lg.jp/smog.html>)

[資料]

元小山川の環境基準点における河川水中ペルフルオロオクタンスルホン酸(PFOS)濃度の推移

茂木守 野尻喜好 細野繁雄 杉崎三男

1 はじめに

ペルフルオロオクタンスルホン酸(PFOS)は、フッ化アルキル基(親油基)の末端にスルホン酸(親水基)を有する有機フッ素化合物の一種であり、1950年代から約半世紀にわたって布などの撥水・撥油剤、半導体製造時のエッチング剤、泡消火剤、界面活性剤などに使用されてきた^{1,2)}。PFOSは化学的安定性、熱安定性に優れ、環境中でもほとんど生分解されない難分解性物質であるため、環境中に放出されると半永久的に残存すると考えられている³⁾。そのため、PFOSは世界各地の環境水や野生生物だけでなく、ヒトの血液からもppbレベルで検出されている⁴⁾。PFOSの急性毒性(LD50)はラットで50~1,500mg/kgであるが³⁾、PFOSを継続的に摂取させた実験では、発ガン性や免疫・生殖毒性などが報告されている^{5,6)}。

環境科学国際センター(以下、「センター」という。)では、埼玉県内の河川におけるPFOSの存在状況を把握するため、2006~2007年にかけて環境基準点を有する県内の全河川について河川水のPFOS濃度を測定した。その結果、利根川水系に属する元小山川の環境基準点である県道本庄妻沼線交差点(以下、「基準点」という。)の河川水から、5,100ng/Lという高濃度のPFOSが検出された⁷⁾。これは、現在国内の河川の環境基準点で検出された濃度では最も高い値である。この原因は、元小山川の上流域に存在する電子部品製造工場からの排水によるものと確認できたが⁸⁾、高濃度のPFOSが検出された地点における濃度の推移は、ほとんど報告されていない。そのため、ここでは元小山川の基準点における2006年から2011年までのPFOS濃度の推移をまとめた。

2 方法

2.1 調査地点の概要

元小山川は、埼玉県の北部に位置し、児玉郡上里町を起点に本庄市内を流れ、小山川に合流する流域面積12.36km²、河川延長7.78kmの一級河川である(図1)⁹⁾。元小山川に接続する支川はないが、上流の御陣場川から毎

秒0.04m³の導水があり、また雨水幹線や水路からの水も流入している。生活環境の保全に関する環境基準はB類型に指定されているが、生活排水の流入が多く、BODの環境基準を達成できていない。



図1 元小山川及び環境基準点の位置

2.2 測定データの収集

元小山川の基準点における河川水のPFOS濃度については、センターが2006年から2011年にかけて計5回、環境省が2009年と2010年に計3回実施している。これらの測定結果をとりまとめ、基準点におけるPFOS濃度の変化等を考察した。

3 結果

3.1 センターによる調査結果

センターは、2006年4月⁷⁾、2006年6月⁷⁾、2009年4月¹⁰⁾、2009年12月¹⁰⁾、2011年4月(未公表データ)に調査を実施した。検出されたPFOS濃度は、それぞれ5,100、2,900、110、90、79ng/Lであった(図2)。

3.2 環境省による調査結果

環境省は、2009年3月¹¹⁾、2009年9月¹²⁾、2010年10月¹³⁾に要調査項目等存在状況調査を実施しており、基準点の河川水から、それぞれ110、100、45ng/LのPFOSが検出されたと報告している(図2)。

3.3 PFOS濃度の推移

PFOSは、2006年4月から6月の調査の間に、5,100ng/Lから2,900ng/Lに減少し(43%減)、2009年4月には110ng/Lまで減少した(2006年4月の調査から98%減)。PFOS濃度は、2009年以降も漸減する傾向にあり、2010年10月の環境省による調査では45ng/L、2011年4月のセンターによる調査では79ng/Lまで減少した。

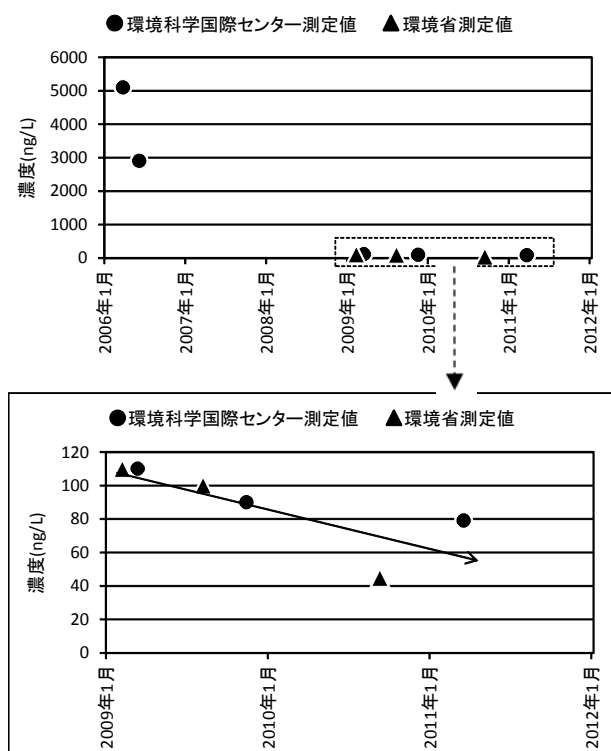


図2 基準点における河川水のPFOS濃度の推移

4 考察

PFOSは、2009年5月に開催された残留性有機汚染物質(POPs)に関するストックホルム条約締約国会議において、製造、使用、輸出入が一部の用途を除き原則禁止されることになった¹⁴⁾。前述のとおり、元小山川の基準点において高濃度のPFOSが検出された原因は、電子部品製造工場の排水によるものであったが⁸⁾、この工場では2007年に代替品への切り替え等によるPFOSの自主規制を検討していた。2009年4月の調査において、基準点の河川水のPFOS濃度が激減した理由は、原因工場により代替品への切り替え等の措置が実施されたことによるものと考えられる。

センターが、2009年4月に実施した県内35河川38地点の河川水の有機フッ素化合物調査では、PFOSの幾何平均濃度は5.9ng/Lであった¹⁰⁾。この時の元小山川の基準点における河川水のPFOS濃度は110ng/Lで、幾何平均濃度の約19倍を示し、38地点中の最高濃度であった¹⁰⁾。

また、2006年6月と10月に実施した排出源特定調査では、元小山川上流部の新堀橋における河川水のPFOS濃度が5.4~13ng/L⁷⁾であることから、一旦PFOSによって高濃度に汚染された河川は、排出源対策後2~3年を経過しても、元小山川の上流部のレベルまでPFOS濃度が低減されないことが示された。

2000年にPFOSを含む泡消火剤の流出事故がカナダのトロント・ピアソン国際空港であり、下流のEtobicock川がPFOSに汚染された¹⁵⁾。空港の排出口から4.1~4.5km下流の地点では、事故の翌日に739,000ng/LのPFOSを河川水から検出したが、5ヶ月後には280ng/Lまで減少した。さらに2003年には65~120ng/Lに、2009年には29~41ng/Lと漸減した¹⁶⁾。しかし、Etobicock川上流地点における2009年の河川水のPFOS濃度は9.5ng/Lで¹⁶⁾、流出から9年経過してもPFOS濃度は上流地点のレベルまで低減されないことが示された。元小山川においても、今後徐々に河川水のPFOS濃度は減少するものの、元小山川の上流や埼玉県内の河川水の平均的レベルに達するには時間がかかると推察される。

日本国内ではPFOSの環境基準、排水基準は設定されていないが、アメリカでは「環境保護庁の飲料水に関する暫定健康勧告(200ng/L)」、イギリスでは「給水規制監視レベル(300ng/L)」が設定されている¹⁴⁾。現在元小山川の基準点における河川水のPFOS濃度はこれらの規制値を下回っており、緊急の対応は必要ないと考えられる。しかし、「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」において、半導体用のエッチング剤やフォトレジストとして技術上の基準に基づいたPFOSの使用は、エッセンシャルユースとして認められている。また、PFOSの末端がアミド基などで置換された物質が、埼玉県内の河川から検出されており¹¹⁾、これらの物質は環境中で生分解等により最終的にPFOSに変化すると考えられているため、今後も元小山川の基準点におけるPFOS濃度を定期的に監視していきたい。

謝辞

環境科学国際センターの調査における河川水の採取は、水環境担当各位にご協力いただいた。また、2011年の調査は、科学研究費基金(基盤研究(C)23510020)により実施した。ここに記して深謝の意を表する。

文献

- 1) Giesy, J. P. and Kannan, K.(2001)Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife, *Environ. Sci. Technol.*, 35, 1339-1342.
- 2) Giesy, J. P. and Kannan, K.(2002)Perfluorochemical

- surfactants in the environment, *Environ. Sci. Technol.*, 36, 146A-152A.
- 3) 環境省環境保健部環境リスク評価室(2008)化学物質の環境リスク評価 第6巻.
- 4) Lau, C., Anitole, K., Hodes, C., Lai, D., Pfahles-Hutchens, A. and Seed, J.(2007)Perfluoroalkyl acids: A review of monitoring and toxicological findings, *Toxicol. Sci.*, 99, 366-394.
- 5) Nakayama, S., Harada, K., Inoue, K., Sasaki, K., Seery, B., Saito, N. and Koizumi, A.(2005)Distributions of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) in Japan and their toxicities, *Environ. Sci.*, 12, 293-313.
- 6) Kennedy Jr., G. L., Butenhoff, J. L., Olsen, G. W., O'Connor, J.C., Seacat, A. M., Perkins, R. G., Biegel, L. B., Merphy, S. R. and Farrar, D. G.(2004)The toxicology of perfluorooctanoate, *Crit. Rev. Toxicol.*, 34, 351-384.
- 7) 茂木守, 細野繁雄, 杉崎三男(2007)埼玉県内の河川水中PFOS、PFOAの分布, 第16回環境化学討論会要旨集, 490-491.
- 8) 茂木守, 細野繁雄, 杉崎三男(2008)埼玉県における河川水のPFOS、PFOA濃度とPFOS汚染の原因, 第17回環境化学討論会要旨集, 568-569.
- 9) 埼玉県ホームページ, 元小山川の概要, <http://www.pref.saitama.lg.jp/page/hokubukankyoutokoyamagaiyou.html>.
- 10) 茂木守, 細野繁雄, 野尻喜好(2010)埼玉県内の河川水におけるPFOS、PFOA及びそれらの前駆物質濃度, 第19回環境科学討論会要旨集, 492-493.
- 11) 環境省, 平成20年度要調査項目等存在状況調査結果, <http://www.env.go.jp/water/chosa/H20.pdf>.
- 12) 環境省, 平成21年度要調査項目等存在状況調査結果, <http://www.env.go.jp/water/chosa/H21.pdf>.
- 13) 環境省, 平成22年度要調査項目等存在状況調査結果, <http://www.env.go.jp/water/chosa/H22.pdf>.
- 14) 環境省ホームページ, 国内等の動向について(PFOS), http://www.env.go.jp/council/09water/y095-13/mat07_2.pdf.
- 15) Moody, C. A, Martin, J. W., Kwan, W. C., Muir, D. C. G. and Mabury, S. C.(2002)Monitoring perfluorinated surfactants in biota and surface water samples following an accidental release of fire-fighting foam into Etobicoke Creek, *Environ. Sci. Technol.*, 36, 545-551.
- 16) Awad, E., Zhang, X., Bhavsar, S. P., Petro, S., Crozier, P. W., Reiner, E. J., Fletcher, R., Tittlemier, S. A. and Braekevelt, E.(2011)Long-term environmental fate of perfluorinated compounds after accidental release at Tronto Airport, *Environ. Sci. Technol.*, 45, 8081-8089.

[資料]

利根川水系ホルムアルデヒド水質事故における対応の記録

高橋基之 田中仁志 木持謙 見島伊織 柿本貴志
池田和弘 野尻喜好 茂木守 細野繁雄

1 はじめに

平成24年5月中旬、利根川表流水を原水とする浄水場において、ホルムアルデヒドが水道水質基準を超過する事故が発生した。関東地方1都4県の浄水場では、18～19日の間に取水または送水を停止する事態となり、千葉県内の5市では断水などで36万人に影響が及ぶなど甚大な被害が生じた(図1)。埼玉県企業局の浄水場が取水停止になった事態は、昭和63年4月に入間川で起こったシアン流出事故以来のことである¹⁾。特に今回は、利根川という大河川で水質異常が長時間継続したこと、また、問題のアルデヒドは河川水中に直接含まれておらず、浄水工程における消毒のための塩素処理で生成したものであったことが従来の水質事故と大きく異なっていた。

埼玉県では企業局からの情報を受けて18日から全庁的な体制を整備し、当センターに対しても当日の午後に緊急の対応要請があった。水質事故時には、一刻も早く汚染状況を確認し、発生源を突き止めなければならない。しかし、ホルムアルデヒドは消毒副生成物であり、その原因となる前駆物質が不明であるなど問題解決には多くの難題があった。汚染発覚から終結まで約3週間にわたった案件であったが、この間に当センターでは行政機関と連携しながら、河川汚染

状況の把握、原因物質の究明、事故原因を特定するための水処理実証実験を実施するなど、センターの全勢力を傾けて対応した。最終的に県は、当センターの調査結果等に基づき、埼玉県内の事業所からヘキサメチレンテトラミン(HMT:ホルムアルデヒドの前駆物質)を含む廃液の処理を受託した高崎市内の産業廃棄物処理業者において、水処理過程でHMTが十分に処理されずに利根川支川の烏川に放流されたことが原因と推定されると発表した。(表1)

本報告は、今回の事故において当センターがグループ横断的に取り組んだ対応内容を取りまとめ、詳細な記録として留めるものである。また、この教訓から、地域の環境保全を担う地方環境研究機関の役割について再考する。

2 河川汚染状況の把握

公共用水域においてホルムアルデヒドは、水生生物保全に関する生活環境項目の要監視項目(指針値1mg/L)に指定されているが、環境基準は設定されておらず、河川で検出されることは希な物質である。工場排水の規制項目にもなっていないため、当センターの通常の水質監視で分析することはない。また、今回の事故は塩素を添加することで生じる消毒副生成物が対象であり、その反応条件等に関しての知見は不十分であった。そこで、事故発生当初は、県企業局の最前線で浄水等の水質分析を行っていた水質管理センターに協力を依頼し、分析法を教示していただき、試薬類の提供を得てホルムアルデヒド生成能の分析に対応した。

2.1 方法

河川水のホルムアルデヒド生成能の分析方法は上水試験方法に準拠した(図2)。なお、事故時には迅速な結果判定が求められることから、前処理としてホルムアルデヒドを生成させる遊離塩素との反応時間は、水質管理センターの検討を基に残留塩素約1mg/Lを維持した状態で5分間と短く設定した。塩素処理からGC/MSの測定結果が出るまでの所要時間は約4時間であり、多検体を効率的かつ確実に分析する必要から、2台のGC/MSを使用した。また、本分析法におけるホルムアルデヒドの報告下限は0.01mg/Lであった。



図1 水質事故の影響を受けた浄水場及び関係施設

表1 水質事故における関係機関及び環境科学国際センターの対応

年月日	関係機関	環境科学国際センター
平成24年 5月 17日	埼玉県企業局の定期検査において、庄和浄水場の浄水からホルムアルデヒド0.045mg/L(水道水質基準:0.08mg/L)が検出。	
18日	行田浄水場の浄水から、最高0.168mg/Lのホルムアルデヒドを検出。取水・送水を停止。 国土交通省が利根川上流のダムで緊急放流。	環境部から対応要請、分析体制を緊急整備。 利根川支川の烏川からホルムアルデヒド生成能が検出され、原因物質の流下を把握。
19日	千葉県を含む流域6浄水場で取水を停止・制限。 行田浄水場などで給水を再開。	河川水試料のモニタリングを継続。 生成能の濃度が低下し、不検出となる。
21日	厚生労働省・環境省連絡会議。	原因物質の分析法開発に着手。
24日	厚生労働省が原因物質をHMTと特定し発表。	HMTの分析法を確立。生成能を検出した河川水からHMTを定量。
25日	埼玉県が、県内A社のHMT廃液を処理委託された群馬県高崎市の産業廃棄物処理業者から川に流れ出た可能性を発表。	HMTの水処理特性等に関する情報収集。
30日	A社及び産廃業者から埼玉県及び高崎市に報告。	
6月 5日		HMTの水処理実証実験を開始。
6日	埼玉県、群馬県及び高崎市が調査結果を発表。	水処理実証実験の結果を水環境課に報告。
7日	埼玉県がA社を行政指導。	

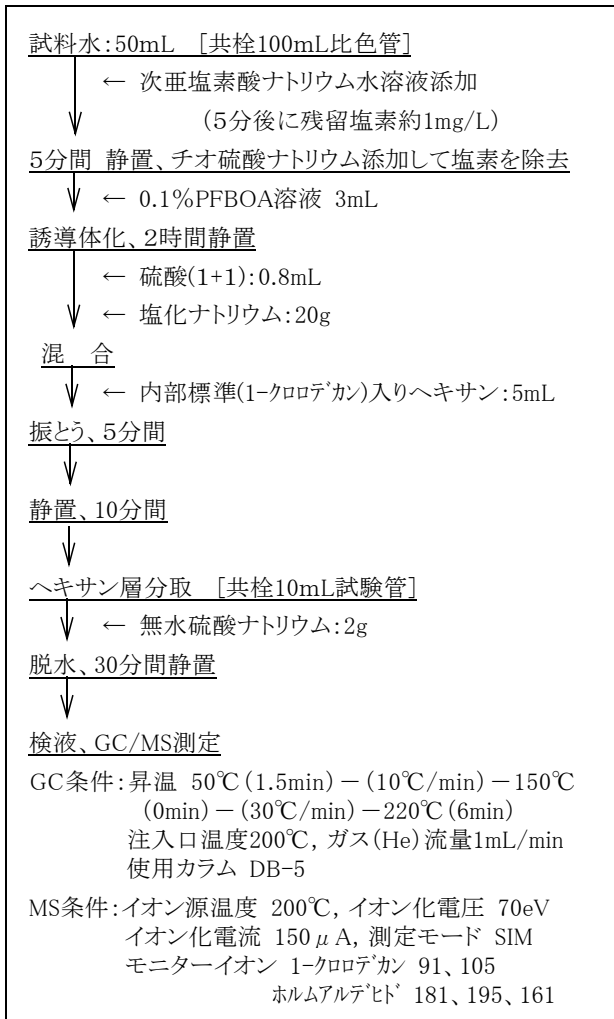


図2 ホルムアルデヒド生成能の分析フロー

2.2 結果

利根川及びその支川の河川水、事業所排水などの試料は5月18日夕刻から当センターに搬入され、逐次分析を行った(参考1-別表「河川水等のホルムアルデヒド生成能及びヘキサメチレンテトラミン分析結果一覧」参照)。

利根大堰より上流の河川を対象とした18日から19日午前における汚染状況は、烏川及び烏川合流後の利根川、利根川から用水として取水している県内の御陣場川及び備前渠川とその下流の小山川並びに福川でホルムアルデヒド生成能が確認された(図3)。また、烏川合流前の利根川、神流川、備前渠川合流前の小山川、唐沢川では不検出であった。なお、最大濃度を記録した利根大堰の値は、水質管理センターが分析を行った18日午前2時の試料の結果であり、他の値もそれぞれ採水時刻が異なるため、単純に濃度を比較することはできない。

一方、これらの河川流域に位置し、化学物質の使用履歴等がある埼玉県内の事業所(A、B)を対象とした排水の検査では、一定のホルムアルデヒド生成能が検出されたものの、汚染源と疑われるレベルの排水は確認できなかった。

これらの結果から、群馬県内の烏川流域に汚染源が存在することが強く推察された。

5月20日以降は、利根大堰における水質管理センターの検査で20日に一時的に検出されたが、当センターに搬入された河川水で検出されることはなかった。一方、ホルムアルデヒドの前駆物質が何であるかは依然不明であった。

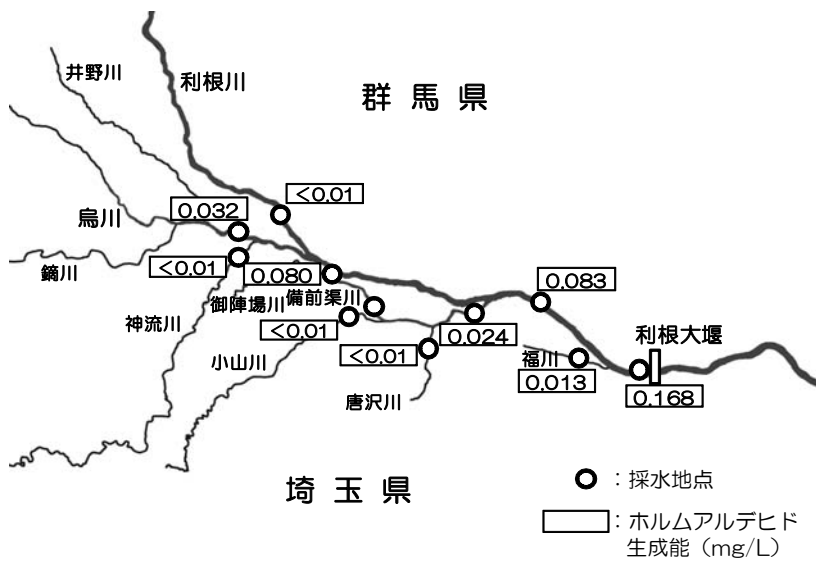


図3 事故発覚当時の河川水におけるホルムアルデヒド生成能検出状況

3 ヘキサメチレンテトラミンの分析法開発

事故発覚当時、原因物質は不明であったが、ホルムアルデヒドの前駆物質としてアミン類が考えられ、さらに過去の事例から疑われる物質としてヘキサメチレンテトラミン(HMT)が浮上してきた。三級アミンに属するHMTは、農薬の補助剤、熱硬化性樹脂の硬化促進剤、ゴム製品製造時の反応促進剤などに使用されている。水溶解度は895mg/Lと非常に大きく水溶液は比較的安定であり、塩素との反応では理論上1gのHMTから最大1.29gのホルムアルデヒドが生成する。HMTの分析方法としてガスクロマトグラフィー(GC/FTD)による報告²⁾が知られていたものの、定量下限が0.5mg/Lと高く、今回のホルムアルデヒド生成能の検出レベルを考慮すると感度が不十分であった。そこで当センターでは新たな高感度分析法として、液体クロマトグラフ質量分析法(LC/MS/MS)について検討した。なお、3.1節以降の分析方法に関する記載の一部は分析化学誌に掲載された論文³⁾から転載したものである。

3.1 方法

3.1.1 検量線

メタノールを用いて1,000mg/LのHMT溶液を調製し、これを標準原液とした。この標準原液を、メタノール:超純水=1:1の溶液で適宜希釈し検量線用標準液を作成した。

3.1.2 河川水の前処理

HMTは極めて水溶性が高いため、懸濁性物質への吸着の影響は少ないと考え、ろ液のみを分析対象とした。前処理

はまず河川水を孔径0.2 μ mの親水性ポリプロピレン性メンブレンフィルター(Acrodisc GHP、Waters)でろ過した。次にろ液1mLを2mLメスフラスコに採取し、メタノールで定容した後にLC/MS/MSで測定した。

3.1.3 装置及び条件

論文³⁾にHMTの分析に使用した装置とその測定条件の詳細を示した。液体クロマトグラフの分離カラムには親水性相互作用クロマトグラフィーカラム(HILIC)を使用し、10mM酢酸アンモニウム水溶液(A液)とアセトニトリル(B液)のグラジエント溶出を行った。質量分析計はESI+モードに設定し、2種類のプロダクトイオン(m/z = 141.0 > 112.0, m/z = 141.0 > 41.9)をモニターした。

3.2 結果

HMT標準液のクロマトグラムを図4に示す。今回使用したカラム(ACQUITY UPLC BEH HILIC)は、高極性物質の保持に優れており、HMTの保持時間は1.54分であった。LC分析で広く使用されている逆相系カラムのうち、性質の異なる3つのカラム(ACQUITY UPLC BEH C18(粒径1.7 μ m、内径2.1 \times 50mm)、ACQUITY UPLC BEH Shield RP18(粒径1.7 μ m、内径2.1 \times 50mm)、ACQUITY UPLC HSS T3(粒径1.8 μ m、内径2.1 \times 50mm))についてもHMTの保持性能を

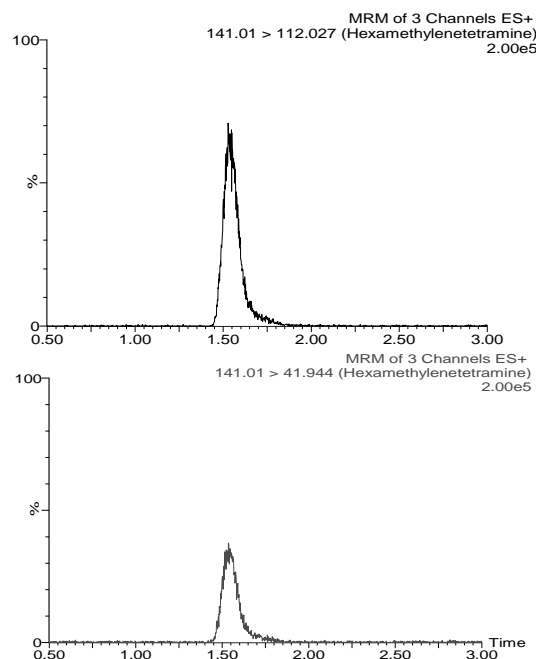


図4 HMT標準液(0.5 μ g/L)のクロマトグラム

比較検討したが、水相リッチな移動相条件(A:B = 95:5)であってもHMTの保持時間が0.74~0.77分となり、逆相系カラムでは保持が困難な物質であると考えられた。

この分析条件におけるHMTの検量線(絶対検量線法)の決定係数は0.999となり、直線性は非常に良好であった。また、0.5 μg/Lの標準液の繰り返し測定(n=7)を行った結果、相対標準偏差は4%以下となり、再現性も優れていた。超純水と利根川の河川水に標準物質を添加し、本法による添加回収試験を実施したところ、回収率は90%以上になり、河川水中のHMT分析に適用可能であると考えられた。

HMTの分析法が確立できた5月24日、今回の事故で搬入され保存されていた河川水12試料についてHMTを分析した結果、ホルムアルデヒド生成能が確認された5地点全てからHMTが検出され、最大濃度は0.15mg/Lであった。同日には厚生労働省から、事故発生時の水道原水からHMTが検出され、HMT濃度とホルムアルデヒド生成能の間に相関があったことから原因物質と推定される、との発表があった。当センターの分析結果における相関は理論上最大値よりも小さく(図5)、試料保存期間での加水分解や前処理の塩素反応時間が影響している可能性が考えられた。しかしながら、ホルムアルデヒド生成能が不検出であった河川水7試料からはHMTが不検出であったことから、HMTが原因物質であり、烏川流域に発生源があることが強く疑われた。これらの結果等を基に、埼玉県は5月25日、HMTを高濃度で含む廃液の処理を県内事業者(A社)から受託した烏川流域に所在する産業廃棄物処理業所の排水が原因である可能性を発表し、廃棄物処理法に基づく報告聴取を行った。

4 水処理実証実験

産業廃棄物処理業者の処理施設は、一般的な金属廃水を中和して凝集沈殿を行うものであり、有機性の窒素化合物

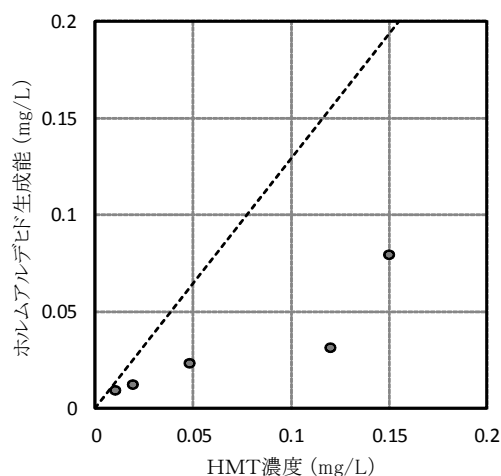


図5 河川水のHMT濃度とホルムアルデヒド生成能の関係(破線:理論上最大値)

であるHMTを処理することは理論的に不可能と考えられた。しかし、烏川に放流されたHMTを含む排水が既に存在しないことから、事故原因の決定的な証拠は5月下旬になっても不十分であった。そこで6月に入って、A社から委託された産業廃棄物処理業者の水処理施設において、HMTが十分に処理可能か否かの検証を当センターが行うことになった。6月4日に処理施設に向き水処理方法を確認し、事業者から廃水や薬剤の提供を受け、翌5日に水処理工程を再現した実証実験、6日には全ての結果を取りまとめて報告というタイトなスケジュールで一連の作業を進めた。

4.1 方法

HMT含有廃液が搬入された時期の水処理工程を事業者から聴取後、処理量及び廃液の受入量等を1時間当たりに換算し、ダウンスケールしたジャーテストによる回分試験で検証した(参考2“各水処理フロー”参照)。また、実験における処理工程及び反応時間等は施設の運転と可能な限り同条件とし、pH3及びpH4に調製した2試料について行った。水質分析は中和直後、凝集沈殿後、生物ろ過後の各水試料を対象とし、HMT、ホルムアルデヒド生成能、その他の関連項目について測定した(図5)。

4.2 結果

産業廃棄物処理業者に委託されたHMT含有廃液が最初に他の廃液と混合され、その後は全く分解しないで水処理工程を移行した場合の各水質項目の推計濃度を表2に示す。廃液の全窒素(T-N)は250g/L、HMTは270g/Lと通常の水処理では対応不可能なほど高い含有量であり、希釈混合後においてもそれぞれ1,500mg/L及び1,700mg/Lと非常に高濃度である。中和後にクロム還元処理水が加わるため濃度は若干低減し、HMTは1,300mg/L、ホルムアルデヒド生成能は2,700mg/Lが分解しない場合の目安になる。なお、ホル

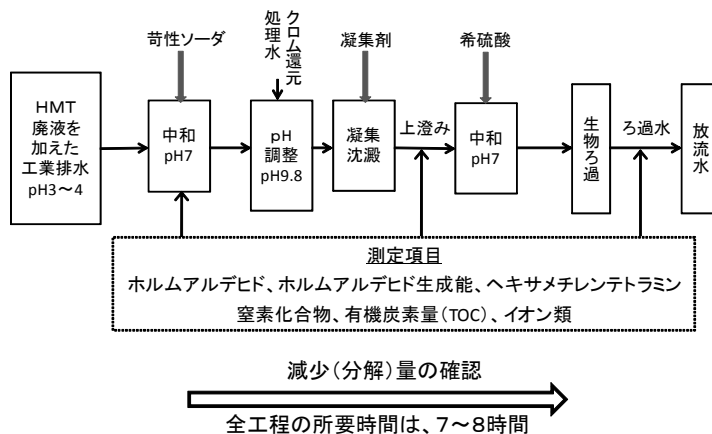


図6 実証実験の処理工程と水質測定項目

表2 水処理工程における水質測定項目の推計濃度

項目	単位	HMT含有廃液	推計濃度		
			中和後混合液	凝集沈殿	生物処理後
pH	—	6.3	—	—	—
EC	S/m	6.14	—	—	—
全窒素(T-N)	mg/L	250,000	1,500	1,200	
HMT	mg/L	270,000	1,700	1,300	
ホルムアルデヒド	mg/L	62,000	380	300	
ホルムアルデヒド生成能	mg/L	560,000	3,500	2,700	
亜硝酸態窒素(NO ₂ -N)	mg/L	<100	<100	<100	
硝酸態窒素(NO ₃ -N)	mg/L	62,000	380	300	
アンモニア態窒素(NH ₃ -N)	mg/L	74,000	460	360	
ナトリウムイオン(Na ⁺)	mg/L	19,000	120+ α	90+ α	
カリウムイオン(K ⁺)	mg/L	<100	<100	<100	
塩化物イオン(Cl ⁻)	mg/L	71,000	440	340	
TOC	mg/L	270,000	1,700	1,300	

表3 実証実験の水処理工程における水質測定結果一覧

項目	単位	中和後混合液		凝集沈殿上澄水		生物処理後ろ過水	
		pH3	pH4	pH3	pH4	pH3	pH4
試料名							
全窒素(T-N)	mg/L	1,500	1,500	1,100	1,100	1,000	1,000
HMT	mg/L	1,600	1,200	850	990	770	790
ホルムアルデヒド	mg/L	280	110	140	140	46	75
ホルムアルデヒド生成能	mg/L	2,700	3,400	2,000	2,200	1,600	1,700
亜硝酸態窒素(NO ₂ -N)	mg/L	<100	<100	<100	<100	<100	<100
硝酸態窒素(NO ₃ -N)	mg/L	330	320	250	250	220	220
アンモニア態窒素(NH ₃ -N)	mg/L	350	350	250	240	150	150
ナトリウムイオン(Na ⁺)	mg/L	560	520	820	810	810	790
カリウムイオン(K ⁺)	mg/L	<100	<100	<100	<100	<100	<100
塩化物イオン(Cl ⁻)	mg/L	360	310	520	480	500	470
TOC	mg/L	1,700	1,600	1,300	1,500	1,100	1,000

5 おわりに

ホルムアルデヒド生成能は、塩素処理した場合の理論上最大濃度よりも1.6倍大きくなっており、HMT以外の有機態窒素が廃液に含まれていたことが示唆される。

実証実験の結果を表3に示す。HMT濃度は中和直後に平均1,400mg/Lがクロム還元処理水で希釈され約1,300mg/L相当になり、凝集沈殿後は約900mg/Lに減少、最終のろ過水は平均780mg/Lとなり約4割が減少した。有機物量の指標であるTOCは処理工程全体で約25%減少し、HMTの一部が分解したためと考えられた。ホルムアルデヒド生成能はHMTと同様の挙動を示し、ろ過水で1,700mg/Lと非常に高濃度であった。以上の処理レベルを勘案すると、当該施設ではHMTを主成分とする廃液の処理は困難であり、処理後の排水は大きなホルムアルデヒド生成能を有することが検証できた。

実証実験が終了した翌日の6月7日、埼玉県はこれまでの調査結果等を基に事故原因に関する最終の記者発表を行い、事故発生から約20日間奮闘した当センターの事故対応は一段落した。

今回の事故では、当センターの各グループが垣根を越えて一丸となり、課題の解決に奮闘した。埼玉県環境保全を担うという各研究員の責任感と自負が、緊張感の持続と難題解決の糧となったのは言うまでもない。また、水質管理センターをはじめとする様々な機関とのスムーズな連携協力により迅速な対応が可能となった。日頃からの情報交換や交流を通して、親密な関係を築いていることが何より重要であることを痛感した。

事故や災害などの緊急時には一刻を争う対処が求められ、特に環境被害は不特定多数の人々の健康や生活に直接に関わることから、行政の適確な対応が安全安心を左右する。地方環境研究機関には様々な知見・経験が蓄積されており、研究員は地域の特徴を日頃の業務を通して熟知している。また、責任のある行政の一機関として、他機関と綿密かつ迅速な連携が可能である。平時には環境被害を未然に防ぐための調査研究を推進し、緊急時には最前線で活躍することが地方環境研究機関の役割であり責務である。今回の予期せぬ事故は、その存在意義が再認識された事例であっ

た。

析法開発調査報告書, 255.

3) 柿本貴志, 茂木守, 野尻喜好 (2013) 液体クロマトグラフィー/タ
ンデム型質量分析計を用いる河川水中へキサメチレンテトラミン
の迅速定量, 分析化学, 62(1), 47-50. 【[https://www.jstage.jst.
go.jp/article/bunsekikagaku/62/1/62_47/_pdf](https://www.jstage.jst.go.jp/article/bunsekikagaku/62/1/62_47/_pdf)】

文 献

- 1) 埼玉県大久保浄水場(1999)昭和63年度水質年報, 99.
2) 環境省環境保健部保健調査室(1982)昭和57年度化学物質分

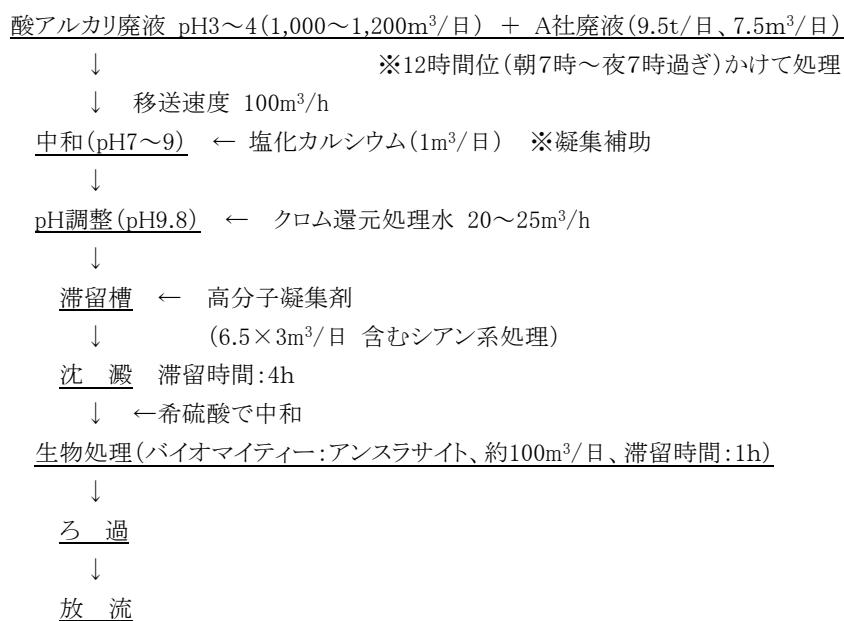
参考1

別表 河川水等のホルムアルデヒド生成能及びヘキサメチレンテトラミン分析結果一覧

採水機関	No.	地点名	採水日時	種別	ホルムアルデヒド生成能 濃度(mg/L)	ヘキサメチレンテトラミン 濃度(mg/L)		
群馬県	①	利根川・五料橋	5月18日	15:53	原水	<0.01	<0.01	
	②	烏川・岩倉橋		16:17	原水	0.032	0.12	
	③	神流川・神流川橋		16:45	原水	<0.01	<0.01	
水質管理センター	④	利根川・五料橋		13:10	アンプル	<0.01	-	
	⑤	神流川・神流川橋		13:50	アンプル	<0.01	-	
	⑥	利根川・刀水橋中央		11:15	アンプル	0.040	-	
	⑦	烏川・岩倉橋		13:35	アンプル	0.019	-	
	⑧	利根川・刀水橋右岸		11:20	アンプル	0.083	-	
	⑨	利根川・坂東橋		12:30	アンプル	<0.01	-	
北部環境	⑩	福川・落合橋		-	河川水	0.013	0.019	
	⑪	神流川・神流川橋		-	河川水	<0.01	<0.01	
	⑫	A事業所		18:10	放流水	0.12	-	
	⑬	B事業所		-	放流水	0.085	-	
	⑭	御陣場川・利根川取水		22:40	河川水	0.080	0.15	
	⑮	御陣場川・月見草橋		22:30	河川水	<0.01	<0.01	
北部環境	⑯	御陣場川・新井北橋		23:10	河川水	<0.01	<0.01	
	北部環境	⑰	小山川・新明橋	5月19日	10:23	河川水	0.024	0.048
		⑱	唐沢川・森下橋		10:37	河川水	<0.01	<0.01
		⑲	小山川・砂田橋		10:53	河川水	<0.01	<0.01
		⑳	備前渠川・喜七八橋		10:58	河川水	0.010	0.010
		㉑	A事業所		11:21	放流水	0.057	-
北部環境	㉒	C事業所	-	放流ます	0.64	-		
	㉓	C事業所	-	沈殿槽	2.6	-		
	㉔	C事業所	-	生物処理	2.7	-		
CESS	㉕	福川・落合橋	5月20日	20:15	河川水	<0.01	-	
	㉖	利根川・刀水橋右岸		20:40	河川水	<0.01	-	
	㉗	小山川・新明橋		21:10	河川水	<0.01	-	
北部環境	㉘	烏川・岩倉橋		22:05	河川水	<0.01	-	
	㉙	神流川・神流川橋		22:40	河川水	<0.01	-	
	㉚	烏川・柳瀬橋		23:30	河川水	<0.01	-	
	㉛	烏川・共栄橋		0:10	河川水	<0.01	-	
㉜	C事業所	23:20		流入水	<0.01	-		
CESS	㉝	福川・落合橋	5月31日	10:45	河川水	<0.01	-	
	㉞	利根川・刀水橋右岸		11:10	河川水	<0.01	-	
	㉟	小山川・新明橋		11:35	河川水	<0.01	-	
水環境課	㊱	烏川・岩倉橋		11:55	河川水	<0.01	-	
	㊲	神流川・神流川橋		12:20	河川水	<0.01	-	
	㊳	利根川・坂東大橋		13:10	河川水	<0.01	-	

参考2

[産業廃棄物処理施設における水処理フロー]



[実証実験における水処理フロー]

