

原微生物の Dose-Response Model について検討を行っており、その成果に期待したい。現段階で議論するとすれば、現在得られているもっとも信頼性のある指数モデルで行う以外にないのかもしれない。

6. 7 水質基準か、処理基準か、いずれを選択するか

適正に運用できるのなら水質基準の設定が望ましい。しかし、実行性がないようなレベルになるのなら設定しても意味がない。水質基準にするか、処理基準にするかは水質基準値を設定する方向で検討したときに算出されてくる評価値に大きく依存することになる。評価値が比較的容易に計測可能なレベルになるのであれば基準としての具体的数値と試験方法を提示すればよい。ただし、水質試験の公定法に利用できそうな方法では人への感染性、生死などの判定が困難(現時点では実質上不可能)なので、それをどう割り引くかの検討が必要であるが、かといって新鮮なヒト感染種による汚染の場合を想定すると、そのような措置は最悪のシナリオになってしまうおそれがあるので、そう簡単には割り引けない。実務的には、許容リスクとの関連で調整することになる。

6. 8 処理基準

原水の汚染レベルが対応策選択の目安になるので、有力な方法論である(原水中には浄水よりも高濃度で存在するので把握しやすい)。しかし、処理基準を定めるには処理プロセスの機能を正しく定量的に把握しておかなければならない。

a) 物理的除去

標準的な急速ろ過法(凝集沈殿+急速砂ろ過)の *Cryptosporidium* の物理的除去能力は平均で $2.5 \log_{10}$ 程度(範囲 $2 \sim 3 \log_{10}$)とされており、常時 $3 \log_{10}$ を超えるような高レベルの除去を維持することは既存の運転管理方法では相当に困難と考えられる。小生の研究室で行った実際の浄水場(相模川を水源とし、急速砂ろ過法で浄水処理している大規模浄水場)での調査によると、原水のオーシスト濃度は幾何平均で 40 個/100L(範囲 16~150 個/100L)、ろ過水では 2,000L の全量試験を行ったとき 26 試料中 9 試料が陽性で(陽性率 35%)、陽性試料の幾何平均値は 1.2 個/1,000L であった。この調査は暫定対策指針の公表以降に行ったので、浄水場では濁度管理を徹底し、ろ過水濁度は常時 0.1 度以下に維持され、濁度除去も平均で $3.1 \log_{10}$ 程度は達成されていた。しかし、*Cryptosporidium* 除去は平均で $2.5 \log_{10}$ にとどまり、濁度よりも低い除去しか達成できていなかった。

濁度や粒子計測技術を利用した濁質除去管理手法は理想的にも技術的にも *Cryptosporidium* 問題に対する優れた対応手法ではあるが、一般濁質と *Cryptosporidium* が類似の挙動をすることは期待できるものの、粒子としての性状が全く同一というわけではないので、濁度や粒子数の代替性についての適切な評価が重要であろう。

なお、われわれの調査では原水の *Cryptosporidium* 濃度および検出率に季節的な変動は認められなかった。しかし、ろ過水からの *Cryptosporidium* 検出は低温期に多い傾向があった。濁度は、原水では高温期が低温期の 2 倍であるのに対して、ろ過水では同等であり、検出限界 0.01 度の試験でろ過水の濁度検出率は *Cryptosporidium* と同様、高温期の方が低かった。低温期では凝集沈殿砂ろ過プロセスの濁質除去機能が低下していると考えられる。

b) 消毒剤の効果

消毒に使用される、あるいは消毒目的ではないが実質的に消毒効果が期待できる各種プロセスの *Cryptosporidium* 不活化能力についても評価しておくことが重要である。

塩素はこれまで、遊離塩素の *Cryptosporidium* $2 \log_{10}$ 不活化 CT 値が 7,000~9,000 mg min/L にも達する

とされたことから *Cryptosporidium* の不活化に全く無効とされてきた。このため、水道における塩素消毒を念頭に置いた研究はほとんど行われていなかった。しかし、小生の研究室で行った UV 不活化のマウス感染性による評価実験によると、遊離塩素の *Cryptosporidium* 2 log 不活化 CT 値は従来考えられてきた 7000~9000 mg min/L よりもかなり小さく、実際の水処理で使用される遊離塩素濃度での 2 log₁₀ 不活化 CT 値 () は 20°C, pH7 で 1,600 mg min/L 程度であった (濃度依存性があり、この CT 値の適用範囲は遊離残留塩素濃度で 10mg/L 程度まで。これを超えると不活化 CT 値が有意に大きくなる)。遊離塩素のうち卓越した不活化効果があるのは HOCl であるとして計算した HOCl の不活化 CT 値は HOC 1 濃度 0.6 mg/L の場合 1,300mg min/L となり、十分ではないが、現在水道界で適用している塩素消毒レベルであっても長時間の接触が確保できる浄水池・配水池システムを使用している水道ではある程度の不活化が期待できる。本厚生科学研究の目玉のひとつである消毒副生成物の生成との balancing を考えなければならないが、前塩素処理や高残留塩素濃度管理を変更することによって、塩素単独であっても相当レベルの *Cryptosporidium* 不活化が期待できる。

オゾンも *Cryptosporidium* 問題が発生した初期から有力な *Cryptosporidium* 不活化技術としてクローズアップされ、比較的多くの研究が行われてきた。これまでの研究を概観すると、オゾンの 2 log₁₀ 不活化 CT 値は 20~25°C で 2-3 mg min/L 程度といった値に落ち着きそうである。水源水質の悪い一部の大規模水道ではオゾン処理施設が導入・稼働しており、オゾン CT 値 5~10 mg min/L 程度は確できるようなので、そのような水道では *Cryptosporidium* に対する主消毒施設として位置付けることも可能であろう。このようにオゾン処理は *Cryptosporidium* 対策に有効な実用技術であるが、温度依存性が非常に顕著であるという大きな欠点がある。温度が 10°C 低下するごとに一定の不活化に要求される CT 値は 4.2 倍になる (フランスの研究者 Joret *et al.*(1998) から 4.09 倍という値が報告されているが、この研究には *Cryptosporidium* オーシストの分離精製段階で 0.1% レベルの次亜塩素酸ナトリウムを使用しているという大きな欠点がある)。このことは、10°C を下回る水温条件では、20~60 mg min/L, 0°C 付近ではそれ以上にも達することになり、緊急時対応には有用であっても、*Cryptosporidium* 対策のために常時使用するには費用の面で困難を伴う。

紫外線(UV)はこれまで、1 log₁₀ 不活化 UV 照射量が 80 mW·s/cm², 2 log₁₀ 不活化 UV 照射量が 120 mW·s/cm² 程度とされ、あまり有効でないという認識があった。しかし 1999 年以降、UV の効果をマウスや培養細胞を用いた感染試験が行われ、*Cryptosporidium parvum* オーシストが極めて UV 感受性であることが複数の異なる研究者により明らかにされた (IWA-Paris2000)。それによると、2 log₁₀ 不活化 UV 照射量は従来の知見とは大きく異なり、わずか 1~4 mW·s/cm² 程度に過ぎない。こと UV に関しては、*Cryptosporidium* が細菌よりも感受性であることを示しており、病原細菌に対して塩素で確保してきた安全レベルを、*Cryptosporidium* については UV が十分に達成できることになる。ただ、この評価方法の見かけ上の欠点は、感染力を消失したオーシストであっても脱囊して生命本体であるスポロゾイトを放出でき、しかも放出されたスポロゾイトは活発な運動性を有している点にある。生物学的に生きていて証拠があるにもかかわらず感染力がないという理由だけで安全宣言ができるかどうか、この点をクリアできるかどうか行政対応上の大きな問題として残される。特に UV は他の消毒剤と異なり光回復という特殊な現象があるので、その点の評価も重要である。これまでの予備的検討によると、通常条件では光回復はないとの感触を得ているが、行政に反映させるためには確実な証拠を入手する必要がある。この UV の特殊な機能/効果を水の微生物衛生の確保対策技術として導入すべく、現在 UV の不活化能力

の定量的把握および光回復現象発現の有無の確認に関する研究を細々と行っている。来年度中には確たる結果を得たいと考えている。

6. 9 水道水の *Cryptosporidium* 基準値—大雑把な試算—

Dose-Response Model (Haas et al., 1996)

$$p = 1 - \exp_e(-N/k), \text{ Parameter; } k = 238.604 \text{ (132} \sim \text{465.4)}$$

$$P_y = 1 - (1-p)^{365}$$

水道水質基準評価値の試算（水道水の寄与率 100%）

| | | | | |
|------------|--------------------|-------------------------------|------------------------------|---|
| 飲料水量 | 2,000mL/(capita·d) | | | |
| 許容感染リスクレベル | | $10^{-4}/\text{year}$ | $10^{-3}/\text{year}$ | $10^{-2}/\text{year}$ |
| 評価値 | | 3.3 oocysts/100m ³ | 3.3 oocysts/10m ³ | 3.3 oocysts/m ³ |
| 飲料水量 | 500mL/(capita·d) | | | |
| 許容感染リスクレベル | | $10^{-4}/\text{year}$ | $10^{-3}/\text{year}$ | $10^{-2}/\text{year}$ |
| 評価値 | | 13 oocysts/100m ³ | 13 oocysts/10m ³ | 13 oocysts/m ³ <u>=1.3 oocysts/100L</u> |
| 飲料水量 | 200mL/(capita·d) | | | |
| 許容感染リスクレベル | | $10^{-4}/\text{year}$ | $10^{-3}/\text{year}$ | $10^{-2}/\text{year}$ |
| 評価値 | | 3.3 oocysts/10m ³ | 3.3 oocysts/m ³ | <u>3.3 oocysts/100L</u> |

イタリック：現行の技術で計測可能な濃度レベルにあるもの

ここに示した計算結果は、水道水中の *Cryptosporidium* 濃度が常に一定（水質変動の考慮なし）、健康人のみがリスク対象者、リスク対象者に個体差なし、存在する *Cryptosporidium* はすべて感染性がありしかもその感染力は不変、であることが前提。

6. 10 おわりに

上述した内容のうち、許容感染リスクにかかる部分は、行政のあり方として、また社会科学として、極めて重要な内容を含んでいると考えている。社会科学が一層の発展を遂げて、われわれのような技術分野の研究者だけでなく、政策科学や社会科学分野からの科学的根拠に基づいた提案を熱望する。

7. わが国における水道を原因とする感染症の集団発生事例

金沢工業大学 環境システム工学科
土佐光司

7. 1 はじめに

水道の普及や公衆衛生教育の実施により、近年、わが国では水系感染症は極めて稀にしか生じないものと考えられてきた。しかし、近年、原虫やウイルスなどによる水系感染症が米国などで発生している[1]。また、わが国においても、1996年に起きた水道を原因とするクリプトスポリジウム感染の集団発生は水道界に大きなショックを与えた[2]。わが国における水系感染症の発生事例を扱った報告は断片的に存在するものの、その頻度や内容に関するまとまった資料がこれまで存在しなかった。このため、近年のわが国における水系感染症の実態は闇のなかに包まれていたも同然であった。そこで本章では過去15年間にわたる文献調査を行い、わが国における水道を原因とする感染症の集団発生についてまとめた結果を報告する。

7. 2 材料と方法

調査は公開された文献の調査により行った。情報源として主として用いたのは「病原微生物検出情報(月報)」中の「流行・集団発生に関する情報」である。他にも地方衛生研究所の報告や種々の学術誌について調査を行った。調査の実施にあたっては、可能な限り遺漏なきように努めたが、国内外で出版された膨大な文献を全てチェックすることはできなかったため、本報告が全ての事例を網羅しているわけではない。同じ事例について複数の報告が存在する場合は、発表時期がより新しいものの情報を採用した。文献の採用にあたっては、簡易水道、専用水道、受水槽等の給水設備を含めることとした。なお、近年、病原微生物検出情報の詳細情報が公表されなくなったため、1997年以降のデータは入手できなかった。

7. 3 調査結果

調査結果を表1にまとめて示した。文献中に水道もしくは受水槽が原因であると明記されていなかったものは、ここでは、水道を原因としないものと考え、対象外とした。15年間に少なくとも23件、患者数で14,993人の水道を原因とする感染症の集団発生があったことが判明した。同年間のわが国における水を原因とする感染症の集団発生(水道だけでなく、井戸水や沢水を原因とするものを含むもの)は、少なくとも86件、患者数で31,487人以上である[3]。水道を原因とするものは、件数では水を原因とするものの約4分の1に過ぎないが、患者数では約半分を占めている。すなわち、井戸水等を原因とする場合に比べて、水道が原因となる場合は大規模な流行につながるが多かったことを示している。

表1 わが国における水道を原因とする感染症の集団発生

| 原因微生物 | 年 | 月 | 都道府県 | 原因施設 | 流行原因 | 患者数 | 参考文献 |
|---|------|----|------|--------|--------|-------|-----------|
| <i>S. flexneri</i> 2a | 1982 | 2 | 神奈川 | 記載無 | 旧簡易水道 | 40 | [4] |
| <i>C. perfringens</i> | 1982 | 2 | 兵庫 | 小学校 | 簡易水道 | 7 | [5] |
| <i>C. jejuni</i> | 1982 | 3 | 大分 | アパート | 給水施設 | 80 | [5] |
| <i>S. typhi</i> | 1983 | 6 | 静岡 | 地域 | 簡易水道 | 15 | [6] |
| <i>C. jejuni</i> | 1983 | 4 | 新潟 | 地域 | 上水道 | 116 | [7] |
| <i>Campylobacter</i> | 1983 | 9 | 神奈川 | 小学校 | 受水槽 | 228 | [8] |
| <i>E. coli</i> | 1984 | 5 | 東京 | 小学校 | 受水槽 | 228 | [8] |
| <i>Campylobacter</i> | 1985 | 6 | 埼玉 | 給食センター | 水道(漏水) | 3,010 | [8] |
| <i>E. coli</i> 044:K74 <i>C. jejuni</i> | 1985 | 7 | 大阪 | 中学校 | 水道 | 57 | [9] |
| <i>E. coli</i> | 1986 | 12 | 埼玉 | 飲食店 | 受水槽 | 44 | [8] |
| <i>E. coli</i> 0152:H4 <i>E. coli</i> 018:H7 | 1988 | 6 | 広島 | 学校 | 井戸水-水道 | 156 | [10] |
| <i>E. coli</i> 0126:K71 | 1989 | 5 | 長野 | 旅館 | 受水槽 | 463 | [8] |
| <i>C. jejuni</i> | 1989 | 7 | 長野 | 地域 | 簡易水道 | 193 | [11] |
| <i>S. enteritidis</i> | 1989 | 9 | 長野 | 地域 | 水道 | 680 | [12]、[13] |
| <i>C. jejuni</i> | 1990 | 7 | 広島 | 団地 | 専用水道 | 109 | [14] |
| ETEC 027:H7 | 1990 | 8 | 熊本 | 宿泊施設 | 簡易水道 | 48 | [15] |
| 不明 | 1993 | 1 | 札幌 | 共同住宅 | 受水槽 | 9 | [8] |
| <i>C. parvum</i> | 1994 | 8 | 神奈川 | 雑居ビル | 受水槽 | 461 | [16] |
| <i>C. jejuni</i> | 1994 | 9 | 青森 | 各家庭 | 簡易水道 | 50 | [17] |
| ETEC 0148:H28 ETEC OUK:H14 | 1995 | 3 | 秋田 | 団地 | 専用水道 | 69 | [18] |
| <i>C. jejuni</i> | 1995 | 9 | 大分 | 地域 | 簡易水道 | 118 | [19] |
| <i>C. parvum</i> | 1996 | 6 | 埼玉 | 町 | 水道 | 8,812 | [2] |

7. 3. 1 原因微生物

原因微生物別に分類した結果を表2に示した。複数種の微生物が原因となったものはそれぞれの項目でカウントした。

発生件数では、カンピロバクターが約4割を占め、続いて大腸菌が3割、クリプトスポリジウム、その他と続いた。わが国の食中毒全体の病因物質は食中毒件数では、1位が腸炎ビブリオで2位がサルモネラ菌、3位がブドウ球菌である[20]。これに対して、水を原因とする感染症の集団発生では、これら食中毒全体で大きな割合を占める細菌の割合は非常に小さかった。この理由は明確ではないが、細菌の水中での生残能力や増殖能力、あるいは最小感染量が関係しているのかもしれない。

患者数では、クリプトスポリジウムが約6割を占め、続いてカンピロバクターが26%、大腸菌が7.1%であった。クリプトスポリジウム患者のほとんどはただ1回だけの流行が原因であった。

表2 原因微生物

| 原因微生物 | 発生件数 | 全発生件数に 占める割合(%) | 患者数 | 全患者数に 占める割合(%) |
|------------|------|--------------------|-------|-------------------|
| カンピロバクター | 9 | 39 | 3,964 | 26.4 |
| 大腸菌 | 7 | 30 | 1,066 | 7.1 |
| クリプトスポリジウム | 2 | 8 | 9,273 | 61.8 |
| 赤痢菌 | 1 | 4 | 40 | 0.3 |
| サルモネラ菌 | 1 | 4 | 680 | 4.5 |
| ウェルシュ菌 | 1 | 4 | 7 | 0.0 |
| チフス | 1 | 4 | 15 | 0.1 |
| 不明 | 1 | 4 | 9 | 0.1 |

7. 3. 2 発生年

発生年の分類結果を表3に示した。発生件数には明確な経年的傾向変動(トレンド)はみられない。15年間で少なくとも22件の水系感染が生じており、平均すると、1.5件/年の流行が発生したことになる。ほぼ同期間の1982年～1995年の食中毒全体では14年間で、11,967件、患者数は、483,445人である[20]。これを年平均すると、854件/年、および34,532人/年である。すなわち、水道を原因とする流行の件数は、食中毒全体の0.18%に過ぎないのに対して、患者数では2.5%と10倍以上の割合となる。これは、一般の食中毒と比較して、水道を原因とする流行では1件あたりの感染者数が10倍以上であったことを示している。

表3 発生年

| 発生年 | 生件数 | 発生件数に 占める割合(%) | 患者数 | 全患者数に 占める割合(%) |
|------|-----|-------------------|-------|-------------------|
| 1982 | 3 | 14 | 127 | 0.8 |
| 1983 | 3 | 14 | 359 | 2.4 |
| 1984 | 1 | 5 | 228 | 1.5 |
| 1985 | 2 | 9 | 3,067 | 20.5 |
| 1986 | 1 | 5 | 44 | 0.3 |
| 1987 | 0 | 0 | 0 | 0.0 |
| 1988 | 1 | 5 | 156 | 1.0 |
| 1989 | 3 | 14 | 1,336 | 8.9 |
| 1990 | 2 | 9 | 157 | 1.0 |
| 1991 | 0 | 0 | 0 | 0.0 |
| 1992 | 0 | 0 | 0 | 0.0 |
| 1993 | 1 | 5 | 9 | 0.1 |
| 1994 | 2 | 9 | 511 | 3.4 |
| 1995 | 2 | 9 | 187 | 1.2 |
| 1996 | 1 | 5 | 8,812 | 58.8 |

7. 3. 3 発生月

発生月の分類結果を表4に示した発生件数をもっとも多かったのは6月および9月で4件(18%)、次いで7月の順であった。食中毒全体と同様に、夏場に発生件数が多かった。また、患者数においても6月をもっとも多く(もっとも、これは特定の1件の規模が大きかったことによるところが多い)、次いで9月、4月、8月となっており、件数同様、夏場に患者が多くみられた。

表4 発生月

| 発生月 | 発生件数 | 全発生件数に占める割合(%) | 患者数 | 全患者数に占める割合(%) |
|-----|------|----------------|--------|---------------|
| 1 | 1 | 5 | 9 | 0.1 |
| 2 | 2 | 9 | 47 | 0.3 |
| 3 | 2 | 9 | 149 | 1.0 |
| 4 | 1 | 5 | 579 | 3.9 |
| 5 | 2 | 9 | 228 | 1.5 |
| 6 | 4 | 18 | 11,993 | 80.0 |
| 7 | 3 | 14 | 359 | 2.4 |
| 8 | 2 | 9 | 509 | 3.4 |
| 9 | 4 | 18 | 1,076 | 7.2 |
| 10 | 0 | 0 | 0 | 0.0 |
| 11 | 0 | 0 | 0 | 0.0 |
| 12 | 1 | 5 | 44 | 0.3 |

7. 4 考察

金子は水系疾患の特徴として10項目をあげた[21]このうち、「被害者が集団的に多発する傾向にある」という点は本調査でも定量的に示された一方、「季節に無関係に起こる」という点についてはむしろ本調査では逆の結果、すなわち、他の食中毒全般と同様に夏期に集中する傾向がみられた。問題は、水が原因として疑われたが、結局、水から病原体が検出されない場合である。水は流れるもので患者が摂取した水そのものを検査できないことが多いので、水、特に、水道水が原因であっても特定するのは困難である。また、このような場合は、培養できないが活着している状態で病原体が存在した可能性がある。

7. 5 まとめ

1982～1996年の15年間にわたる文献調査を行い、わが国における水道を原因とする感染症の集団発生についてまとめた。15年間に全部で少なくとも22件、患者数で14,993人以上の水道を原因とする感染症の集団発生があったことが判明した。原因微生物としてはカンピロバクターおよび大腸菌がその大部分を占めていた。発生件数、患者数ともに明確な経年変化はみられなかった。発生する季節としては食中毒全般と同様に夏期に多く発生する傾向がみられた。

なお、最後に、このような調査を継続的に実施することの重要性を強調しておきたい。

近年、病原微生物検出情報の詳細情報が公表されなくなったため、1997年以降のデータは入手できなくなっている。個人情報と人権に配慮したものと考えられるが、非公開とするのであれば、情報を持つ機関が本調査のような統計情報を作成し、公開すべきである。

参考文献

- [1] A. C. Moore, B. L. Herwaldt, G. F. Craun, R. L. Calderon, and D. D. Juranek. Waterborne diseases: 1993 and 1994. *Journal of American Water Works Association*, Vol. 88, No. 3, pp. 66-80, 1996.
- [2] 埼玉県衛生部. クリプトスポリジウムによる集団下痢症—越生町集団下痢症発生事件—報告書. 埼玉県衛生部, 1997.
- [3] 土佐光司. 水中における腸管系病原微生物の損傷に関する研究. 東京大学大学院工学系研究科博士論文, 1998.
- [4] 厚生省予防衛生研究所編. 病原微生物検出情報, Vol. 4, No. 8, p. 20, 1983.
- [5] 厚生省予防衛生研究所編. 病原微生物検出情報, Vol. 3, No. 5, p. 4, 1982.
- [6] 仁科徳啓, 塩沢寛治, 林道明, 秋山真人, 佐原啓二, 三輪憲永, 中津川修二, 村上正博, 中村明子. 静岡県富士市における簡易水道水を原因とした腸チフス集団発生. *感染症学雑誌*, Vol. 63, No. 3, pp. 240-247, 1989.
- [7] 石月要平, 大野祥子, 水野光勇, 本間宣砒, 渋谷学, 山下良一, 岩沢信, 中野俊英, 牧吉範, 高橋正泰. 上水道を原因食品とする *Campylobacter* 食中毒. *食品衛生雑誌*, Vol. 25, pp. 451-453, 1984.
- [8] 及川和男. 使用水による事故事例. *水*, Vol. 39, No. 4, pp. 89-95, 1997.
- [9] 厚生省予防衛生研究所編. 病原微生物検出情報, Vol. 6, No. 9, p. 6, 1985.
- [10] 小川博美, 佐々木実己子, 福田伸治, 門田達尚. 飲料水が原因と推定された *Escherichia coli* O152:H4, O18:H7 による集団下痢症. 広島県衛生研究所研究報告, No. 37, pp. 19-24, 1990.
- [11] 厚生省予防衛生研究所編. 病原微生物検出情報, Vol. 10, p. 81, 1989.
- [12] 村松紘一, 西澤修一. 上水道が原因と推測された *Salmonella enteritidis* の食中毒. *感染症学雑誌*, Vol. 66, pp. 754-760, 1992.
- [13] 藤森徹. 水道水によるサルモネラ食中毒. *食品衛生雑誌*, Vol. 31, pp. 429-431, 1990.
- [14] 小山田正. 水道水によるカンピロバクター食中毒. *食品衛生雑誌*, Vol. 32, No. 5, pp. 458-460, 1991.
- [15] 原田誠也, 井上献也, 矢野俊昭, 甲木和子, 江上卓, 井手口恵美, 岡本義男, 松下裕, 福山千英. 井戸水が原因と推定された毒素原性大腸菌食中毒. 熊本県衛生公害研究所報, Vol. 20, pp. 23-26, 1990.
- [16] 厚生省予防衛生研究所編. 病原微生物検出情報, Vol. 15, p. 203, 1994.
- [17] 厚生省予防衛生研究所編. 病原微生物検出情報, Vol. 15, p. 256, 1994.
- [18] 厚生省予防衛生研究所編. 病原微生物検出情報, Vol. 16, p. 135, 1995.

- [19]厚生省予防衛生研究所編. 病原微生物検出情報、Vol. 16、p. 254、1995.
- [20]厚生省生活衛生局食品保健課編. 食中毒統計平成7年、第23巻. 財団法人厚生統計協会、1996.
- [21]金子光美編著. 水質衛生学. 技報堂出版、1996.

8. 水供給におけるクリプトスポリジウム起因のリスク計算手法

東京大学大学院工学系研究科 片山 浩之

8. 1 はじめに

水道における毒性を有する化学物質の中で、トリハロメタンをはじめとする消毒副生成物は、微生物による感染リスクを低減するための塩素消毒の結果として生じている。そのため、浄水処理工程における塩素消毒の見直し、塩素注入量の低減などの措置が図られている。

塩素消毒をはじめとするさまざまな消毒手法に対して、病原微生物の除去・不活化特性が不明であることが多く、さらには個別の病原微生物ごとに最適な制御法が異なることが知られており、その結果として塩素消毒のメリットについて定量的に議論することは困難である。塩素消毒は病原細菌の感染症を抑制してきたという歴史があり、供給者および使用者の信頼が厚かった。しかしながら、クリプトスポリジウムなどの塩素耐性の強い病原微生物に対して十分なバリアとは言えないのではないかという可能性が指摘されている。

本研究では、相模川水系でのクリプトスポリジウム濃度の調査結果¹⁾を用いて、相模川からの原水取水による水供給におけるクリプトスポリジウム感染のリスクを算出し、厚生省の暫定基準²⁾に関する考察を行った。

8. 2 測定データ

1997年4月から1998年6月までの13ヶ月間にわたり、相模川水系の11の測定地点でクリプトスポリジウム濃度調査を行った。同時に、降水量や濁度などの各種指標も測定した(図-1)¹⁾。本研究では原水水質としてこの測定データを用いた。

8. 3 河川水中のクリプトスポリジウム濃度分布の推定

晴天時の相模川でのクリプトスポリジウム濃度分布を推定した。分布形の推定には最尤法およびKolmogorov-Smirnovの1試料検定法を用いた。その結果、対数正規分布が最も適当であることがわかった。

次に、降雨時のクリプト濃度推定のためのモデルを作成した。クリプトスポリジウム濃度は降雨時に増加することが知られている。そこで、測定データの中から降雨時のものを抽出し、さらに主に雨が降った日によってデータを分類して相関を調べたところ、当日雨が降り始めたデータを用いて相関をとると、決定係数が高いことがわかった(図-1)。しかし、このモデルを全ての降雨に適用すると、100[mm/day]を越す大雨の時などに、クリプト濃度が極端に増加するため、リスクを過大に評価する恐れがある。そこで、このモデルが適用できるのは、モデル作成に用いたデータでの実測最大降雨である20[mm/day]までとし、

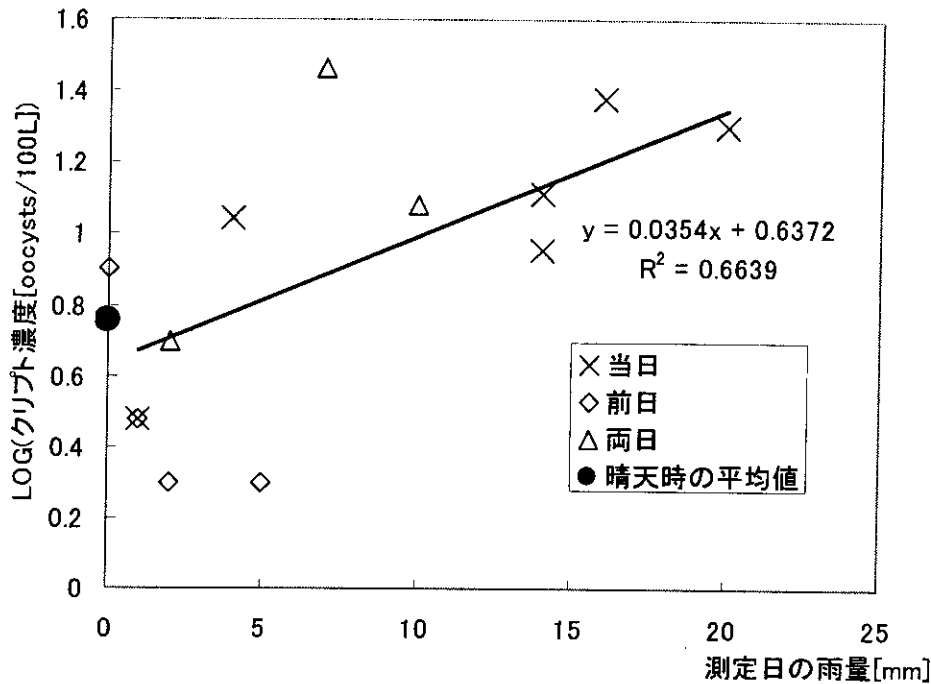


図-1 降雨の時期による測定データの分類

それ以上の降雨時の濃度変動は 20[mm/day]のときと等しいとした。

8. 4 年間感染リスクの計算

以上のデータを用いて、モンテカルロ法により、各測定地点の水を原水とした浄水の摂取による年間感染リスクを計算した(図-2)。感染可能なクリプトスポリジウムの割合の分布、浄水処理による除去のモデル、一日の生水摂取量の分布については、Teunis らのリスク計算フレームワーク³⁾を使用した。

3節で作成した各分布形に従う乱数を発生させ、一日の感染リスクを計算した。この操作を 365 回繰り返して年間感染リスクを計算し、この操作を 1000 回行った。寒川町宮山での濃度データを用いて計算した年間感染リスクの分布および累積確率を図-3に示す。

厚生省は、浄水 20[L]についてクリプトスポリジウム数を検査し、1つでも検出されると直ちに給水を停止するように定めている²⁾。そこで、浄水中のクリプト濃度が 0.05[oocysts/L]を超えている日は、給水をしていない(その日の感染リスクが 0 である)として年間感染リスクを計算した。寒川町宮山での濃度データを用いて計算した年間感染リスクの分布および累積確率を図-4に示す。計算の結果、現行の給水停止基準により、年間感染リスクの 95% 値が約 1log 低下することがわかった。

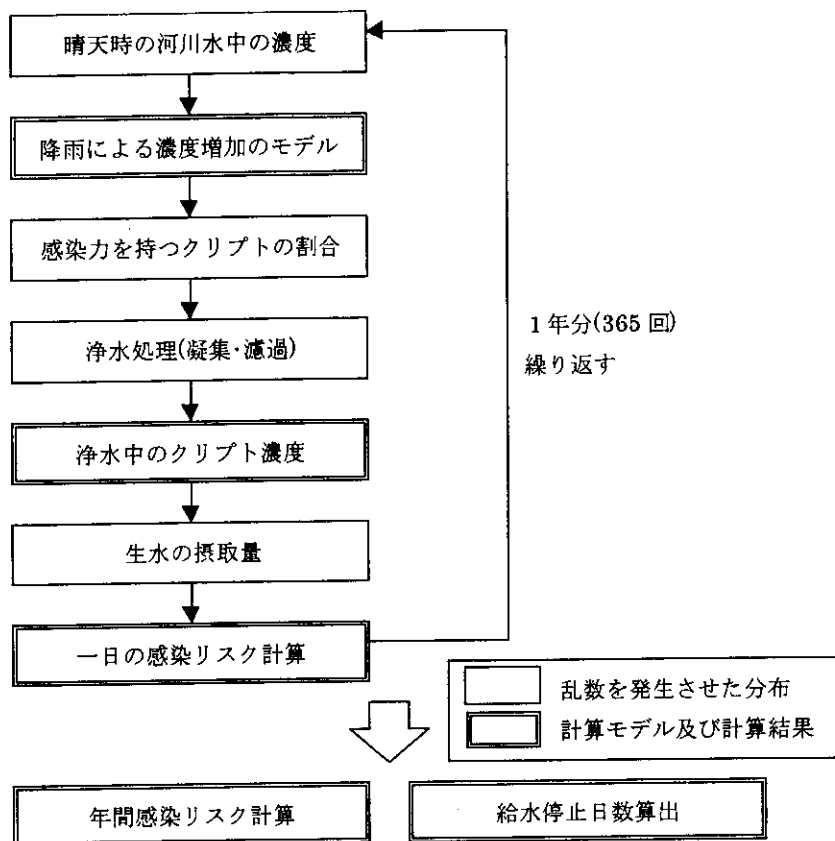


図-2 リスク計算シミュレーションの流れ

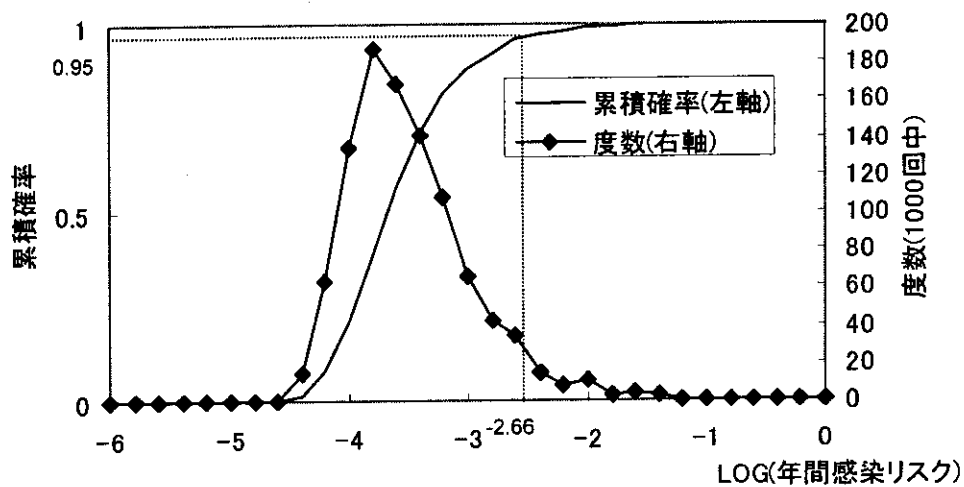


図-3 年間感染リスクの分布と累積確率(寒川町宮山)

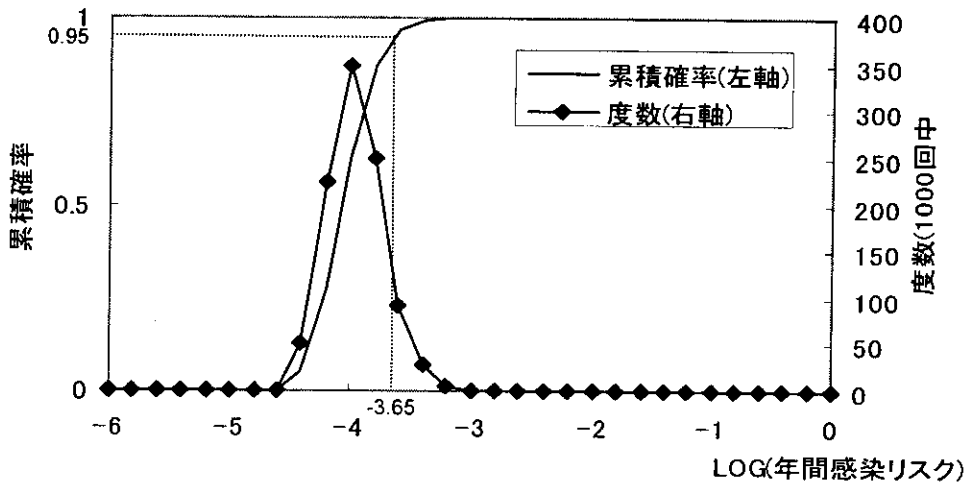


図-4 給水停止を行った場合の年間感染リスク分布と累積確率

8. 5 暫定基準に関する考察

U.S.EPA は、水道水の飲用による一年間に許容できる感染リスクを 10^{-4} /年としているが、寒川町宮山での年間感染リスクの 95%値は、本リスク計算の条件下ではこの値を超えていることになる。

現行の指針では 20[L]としているクリプトスポリジウムを測定する際の検査水量を変化させて年間感染リスクを計算し、必要な検査水量を求めた。年間感染リスクの範囲および 95% 値を図-5 に示す。計算の結果、本研究におけるシミュレーションでは、検水を 80[L]以上

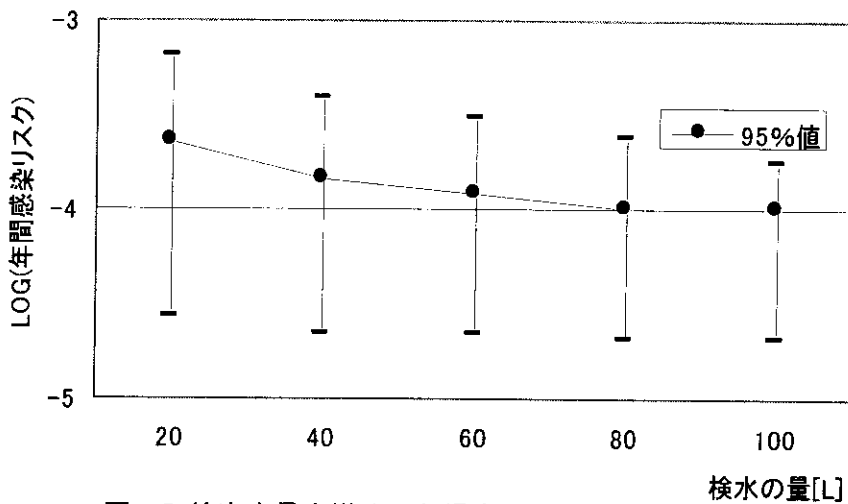


図-5 検査水量を増やした場合の年間感染リスクの範囲

にすることで、年間感染リスクの95%値を 10^{-4} 以下にすることができることがわかった。

参考文献

- 1) 橋本 温, 河井 健作, 西崎 綾, 松本 かおり, 平田 強, 水環境学会誌, 22(4), pp.282-287, 1999
- 2) 厚生省, 水道におけるクリプトスポリジウム暫定対策指針 1998
- 3) Teunis, P. F. M. and Havelaar, A. H., RIVM Report no. 284 550 006, 1999

3) 西長沢浄水場系 (酒匂川飯泉取水口)

合計・・・1,927,150m³/日

9. 3 浄水場の原水と標準処理能力と浄水量について

(1) 横浜市の浄水場能力

川井浄水場 (道志川系原水を使用)・・・106,400m³/日

鶴ヶ峰浄水場 (相模湖系原水を使用)・・・106,400m³/日

西谷浄水場 (道志川系原水と相模湖系原水を使用)・・・356,000m³/日

小雀浄水場 (馬入川系原水使用)・・・1,009,200m³/日

合計・・・1,578,000m³/日

(2) 企業団の浄水場平均浄水量 (平成 11 年度)

綾瀬浄水場・・・164,000m³/日

相模原浄水場・・・260,000m³/日

西長沢浄水場・・・306,000m³/日

合計・・・730,000m³/日

9. 4 横浜市の平均給水量 (平成11年度)・・・1,232,600m³/日

最大給水量 1,435,000m³/日

9. 5 クリプトスポリジウム汚染による被害の想定

クリプトスポリジウムが水道水を汚染した場合の被害を算定する根拠として、次のような条件を設定した。

(1) 汚染事故発生時期：原水からのクリプトスポリジウム検出状況を考慮すると年間を通じ、いつでも起こり得るものと考えた。

(2) 汚染事故発生浄水場：既に相模川下流では、クリプトスポリジウムの存在が確認されていることから、相模川の下流で取水している小雀浄水場で汚染事故が発生したと想定。

(3) 浄水の汚染の程度：相模川下流から取水している小雀浄水場では、厚生労働省が通知した暫定対策指針通り、浄水の濁度管理を強化して 0.1 度以下を保持し、浄水からクリプトスポリジウムは今まで検出されたことはないが、浄水場の凝集薬品の注入機器、濁度計の故障などの複合的な故障が発生し、浄水処理でクリプトスポリジウムが完全に除去できず浄水 20L 中から検出されたものと想定。

(4) 断水期間：浄水中からクリプトスポリジウムが検出された場合、クリプトスポリジウムの再確認検査、浄水施設や配水施設などの洗浄及び復旧に 1 週間を要すものと想定。

(5) 断水期間中の商業活動、産業活動、一般市民の活動などの被害額は次のとおりとする。

1) 断水に起因する被害想定として、市内における年間の商業関連売上高の減少、工業製品出荷額の減少、火災による被害額の増加を統計資料から算出した。また、一般家庭にお

ける被害額の算出については、その根拠を求めることが困難なため、年間水道料金額から断水期間の水道料金収入の減少額を一般家庭の被害額とした。

商業関連売上高、工業製品出荷額、火災被害額については平成10年度「県勢要覧」（神奈川県発行）から、水道料金収入については横浜市水道局資料から引用した。

2) 被害額のうち商業関連売上高は、断水による直接的な売り上げ減に加え、食品関連などで連鎖的な被害が生じるものと考え、その被害額を売上高の20%と推定した。

3) 工業製品出荷額については、断水による操業停止などは後日回復できるものとして、被害被害額は商業関連売上高より少ない10%とした。

4) 火災による被害額は、年間火災被害額から1日当たりの被害額を算出し、断水が1週間継続した時、その期間は通常時より類焼面積が拡大し、被害額は4倍になるものとして算出した。

5) 市民生活における被害額は、1週間の断水期間一般家庭において、水道料金の50%が減少するものと想定し、それを被害額とした。

以上の条件で計算した結果、クリプトスポリジウムが浄水に混入したことにより、全市の水道水が完全に断水した場合には、1日当たり80億円の被害が生じることが想定された。本市において小雀浄水場の浄水比重は、およそ40%を占め、同様に80億円の被害の40%となるものと想定すると32億円/日となる。

また、クリプトスポリジウムによる断水の場合、水道施設における汚染状況調査、施設の洗浄、安全確認の検査などで水道施設は約1週間の休止を余儀なくされるものと推定し、横浜市の小雀浄水場の浄水がクリプトスポリジウム汚染で1週間の断水を余儀なくされた場合、32億円の7倍である224億円が被害額である。

9. 6 水道施設のバックアップ体制

表-1 横浜市における断水による被害額推定値

| | 年間統計 | | 月統計 | | 日統計 | | 断水による被害増加 | |
|-----------|---------------|------------|-----|-----------|-----|-----------|-------------------|-----------|
| | 市内販売高(万円) | 1月当(万円) | 1月当 | 1日当(万円) | 1日当 | 被害率(20%) | | |
| 商業関連 | 1,116,023,450 | 93,001,954 | | 3,100,065 | | 620,013 | 週被害額 4,340,091 | |
| | 市内出荷額(万円) | 1月当 | | 1日当 | | 被害率(10%) | | |
| 工業関連 | 584,166,800 | 48,680,567 | | 1,622,686 | | 162,269 | 1,135,880 | |
| | 年間被害額(万円) | 1月当 | | 1日当 | | 被害率(400%) | | |
| 火災関連 | 204,669 | 17,056 | | 569 | | 2,274 | 15,919 | |
| | 年間水道料金(万円) | 1月当 | | 1日当 | | 被害額(50%) | | |
| 一般家庭関連 | 7,000,000 | 583,333 | | 19,444 | | 9,722 | 68,056 | |
| 横浜市1日当被害額 | | | | | | | 794,278 | 5,559,945 |

先に述べたように横浜市の浄水システムは、市内浄水場及び企業団の各浄水場と相互水運用体制が整っているため、1か所の浄水場でクリプトスポリジウム汚染が発生しても他の浄水場システムに切り替えすることにより、断水は避けられるものと考えている。しかし、万一、市内最大の浄水場である小雀浄水場浄水が汚染され、断水した場合には、他の浄水場システムからの完全なバックアップは困難で、市内の一部で断水または減水の恐れがあり、5の被害額となろう。

10. バイオアッセイからみた塩素処理水の指標副生成物に関する研究

京都大学 伊藤禎彦

10.1 調査研究の目的と内容

配水過程ではトリハロメタンやハロ酢酸の濃度は次第に増大していくことからわかるように、消毒処理水の毒性は一定ではない。消毒が終了した後その処理水の毒性は安定ではなく変化するという観点から検討を行い、これまでに、配水過程の水道水の有害性を比較する目的にはMXが適している可能性を指摘した^{1,2)}。一方、汚濁が進んだ水道原水に塩素処理を行えばトリハロメタンは多く生成するのであり、トリハロメタンの指標物質としての有為性は変わらない。それでは各々の指標物質は、いかなるときに測定意義があり、いかなる限界があると考えればよいのだろうか。

本調査研究は、バイオアッセイによって毒性の大小や変動を測定しつつ、水質管理の場に応じた指標物質を提示することを目的とするものである。

本研究では毒性の測定のために、発がん過程におけるイニシエーション活性、およびプロモーション活性の指標となるバイオアッセイを実施する。イニシエーション活性の指標としてはチャイニーズハムスター肺細胞を用いる染色体異常試験を行い、プロモーション活性の指標としてはマウス繊維芽細胞を用いる形質転換試験を行う。

まず、既報^{1,2)}において配水過程における水道水の有害性を比較する目的に適する可能性を指摘したMXについて、水道水中での挙動を調べて定量化するとともに、毒性変化を検討する。この結果と琵琶湖水のバイオアッセイ結果を比較してMXの指標としての妥当性と限界について考察を行う。また、特に形質転換誘発性とその変化について調べるため、河川水とその塩素処理水のバイオアッセイも実施した。

10.2 MXの染色体異常誘発性と形質転換誘発性

MXの染色体異常試験結果、および二段階の形質転換試験結果と、他の化学物質のそれと比較してみた。MXの染色体異常誘発強度、および形質転換誘発強度を求め、他物質と共にプロットしたところ、MXは右上方に位置し、染色体異常誘発強度、形質転換誘発強度ともに強い物質であることが分かった。ここで、右上方に位置する物質群とは、イニシエーション活性とプロモーション活性を有する完全がん原性物質であり、MXはこれら物質群に属する物質であるということができる。

10.3 水道水中でのMXの変化特性

蒸留水中、および塩素処理水中におけるMXの濃度変化を調べたところ、塩素を添加して

いない水中でもわずかに減少すること、および添加塩素濃度が高いほど減少速度が大きいことがわかった。

この結果をもとに、MX の反応速度を次式によって定量化してみる。

$$dC/dt = -\{k_1 + k_2\}C$$

ここに、C : MX 濃度 ($\mu\text{g/L}$)、t : 反応時間 (hr)、 k_1 : 塩素による反応速度定数 (hr^{-1})、 k_2 : 加水分解速度定数測定値 (hr^{-1}) である。まず、pH7 における k_2 を求めると、

$$k_2 = 0.0008 \text{ hr}^{-1}$$

を得た。ついで塩素を添加したときの变化速度から、 $k_2 = 0.0008 \text{ hr}^{-1}$ を差し引いて k_1 を求める。定量は初期における変化から求め、初期においては塩素は MX に対して大過剰に存在するとして塩素の濃度変化は考慮していない。これより、

$$\log k_1 = 0.69 \log [\text{Cl}_2] - 3.66$$

を得た。

以上の結果を用いて、実際の水道水の条件に近い、pH7、残留塩素濃度 0.5mg/L のときの k_1 、 k_2 および半減期を求めたものを表 1 に示す。本条件における半減期は 1.7 日であると推定された。この場合、水道水中での MX 濃度の低減に寄与するのは残留塩素との反応が主であると評価できる。当然、この 2 つの要因の相対的大小関係は、残留塩素濃度の大小によって変化する。また、表 1 に結果は既往の調査研究とほぼ同様の結果であった。

表 1 pH7、残留塩素濃度 0.5mg/L における MX の変化速度

| | |
|------------------------------------|------|
| 塩素による反応速度定数 $k_1(\text{day}^{-1})$ | 0.39 |
| 加水分解速度定数 $k_2(\text{day}^{-1})$ | 0.02 |
| $k_1 + k_2$ | 0.41 |
| 半減期 (day) | 1.7 |

MX 水溶液に塩素添加した後の染色体異常誘発性を測定したところ、塩素の非存在下でも染色体異常誘発性は徐々に低減することがわかった。また、MX を塩素処理した水の染色体異常誘発性は急激に低減した。

MX の染色体異常誘発性の変化速度を、上に示した MX 濃度の変化速度と比較すると、染色体異常誘発性の低下速度の方が明らかに大きかった。MX の用量—反応曲線を見ると、MX はごく狭い濃度範囲でのみ染色体異常誘発性を示す。このことが MX の変化速度よりも染色体異常誘発性の変化速度の方が大きくなった原因であると考えられる。

しかし、MX 濃度の変化と染色体異常誘発性の変化とは定性的には一致している。すなわ

ち、MX は残留塩素と反応しつつ染色体異常誘発性を失っていくものであるといえる。

10.4 琵琶湖水のバイオアッセイ結果とMXの挙動との関係

琵琶湖水をろ過したものに、塩素を塩素要求量に加えて1mg/Lとなるように添加した。所定時間後、CSP800樹脂に通水し、DMSOで溶出させた。この方法で30Lを3mLに濃縮した。この試料を用い、染色体異常試験および形質転換試験を行った。

形質転換試験法の試験方法は、はじめにイニシエーターとして既知の発がん性物質である3-メチルコラントレン(3-MC)を作用させ、DNAに損傷を与える。その後、試料を加え形質転換した細胞を検出する。このように2段階で化学物質を作用させることから二段階形質転換試験ともよばれており、発がん過程のプロモーション段階の有害性を検出する指標となりうる。一方、3-MCを作用させず、はじめから試料を添加し続ける方法があり、これは非二段階形質転換試験とよばれている。試料の遺伝子障害性を含めた有害性を測定できる方法といえる。

(1)MXの変化との対応

染色体異常誘発性と非二段階形質転換誘発性とは、いったん生成した後低減するのに対して、二段階形質転換誘発性は増加傾向を示した。これらの結果は、試薬フミン酸を用いた結果と定性的に一致していた。

重要な点は、塩素処理水中には、次第に増大する有害性と次第に低減する有害性の両者が含まれていることがわかったことである。既報で考察したように、染色体異常誘発性として測定されるイニシエーション活性が大きく低減した結果、非二段階の形質転換誘発性も低減したと考えることができる。そして、この変化によって、塩素処理水の発がんに関連する有害性は、全体として低減していく傾向にあると推定するのが妥当であることを指摘した。この間、指標副生成物として広く測定されるトリハロメタンやハロ酢酸の濃度は次第に増大していくのであり、有害性の変化を把握する指標としては適切ではないともいえる。

ただし、本研究の範囲では、水の発がんに関連する有害性を*in vitro*試験によって測定しており、毒性と指標副生成物との関連はあくまで推定できるにとどまる点に注意が必要である。

つぎに、反応速度を定量化した。低減部分を取りあげると、染色体異常誘発性の減少速度定数は 0.16day^{-1} であり、非二段階形質転換誘発性の減少速度定数は 0.18day^{-1} となる。表1に示したMXの 0.41day^{-1} と比較するとやや小さいが、MXは変化傾向を大まかに追跡できる物質ということは可能であろう。

MXの指標としての限界についても考察しておく。MX濃度の変化速度を定量化したことでわかるように、MXは残留塩素の影響を強く受け、残留塩素濃度が高いほど速やかに減少していく。一方、染色体異常誘発性について著者らは、残留塩素濃度が高いほど逆に低減しにくいことを明らかにしている。すなわち、染色体異常誘発性は主として加水分解によって低