

金沢大学 大学院 学生員 〇橋本 徹

金沢大学 建設工学科 正員 松井三郎

金沢大学 大学院 学生員 高島正信

1. はじめに

我々はここ数年来、水環境中の変異原性指標として、DNA修復機構の異なる2つの枯草菌株を利用した検出系を開発、改良してきた。そしてこれまで、染色廃水¹⁾、都市下水およびその塩素処理水²⁾における変異原性を検出、評価してきた結果、XAD-2樹脂吸着法による体積濃縮倍率250～500倍(試料水5～10ℓ)で変異原性が検出され、さらに、塩素処理により変異原性が増加する傾向にあることが確認できた。そこで今年度においては一連の研究として、より人体に対し直接的影響が懸念される水道水および浄水場処理プロセス水を試料水とした変異原性試験を行った。

2. 実験方法

水道水についてはpH別分画を実施し、酸性、中性分画については100ℓ(5000倍)、アルカリ性分画については50ℓ(2500倍)を試料水とし、表-1に示す水源の異なる4つの水道水について実験を行った。

浄水場処理プロセス水については、金沢市S浄水場、U浄水場の原水、前塩素処理後水、後塩素処理後水を図-1に示す地点からそれぞれ100ℓ(5000倍)採集し試料水とした。表-2には、浄水場処理プロセス水の品質を示す。

1) XAD-2樹脂吸着法

XAD-2樹脂吸着法は、大量の試料水の濃縮が容易であり、前年度の実験結果²⁾からも変異原物質の濃縮性が優れていると考えられたので、試料水の濃縮方法として採用した。なお、溶出溶媒にはエーテル100mlを用いた。また、前年度実施した青綿吸着法については、水道水中の残留塩素が綿に固着してある青色色素Cu-phthalocyanine誘導体を破壊すると思われたため不適当とした。

2) 液体(S-9) Rec-assay Stationary 法

低濃度(低濃縮倍率)における変異原性の検出が可能であり、再現性が良いことから、今年度も水環境試料の変異原性試験法として用いた。

3. 変異原性の評価方法

有機塩素化合物の場合(I)同様に、数種の変異原性陽性対照物と変異原性陰性対照物により決め

表-1 水道施設の概要

NO.	水道の種類	水源	浄水場	浄水施設
1*	上水道	Sダム	S浄水場	緩速系:普通沈殿・緩速ろ過 急速系:薬品沈殿・急速ろ過
2	上水道	Uダム	U浄水場	薬品沈殿・急速ろ過
3	上水道	Tダム	T浄水場	薬品沈殿・急速ろ過
4	留易水道	地下水(深井戸)		塩素消毒

* 水道水NO.1は、緩速系で浄水処理されている。

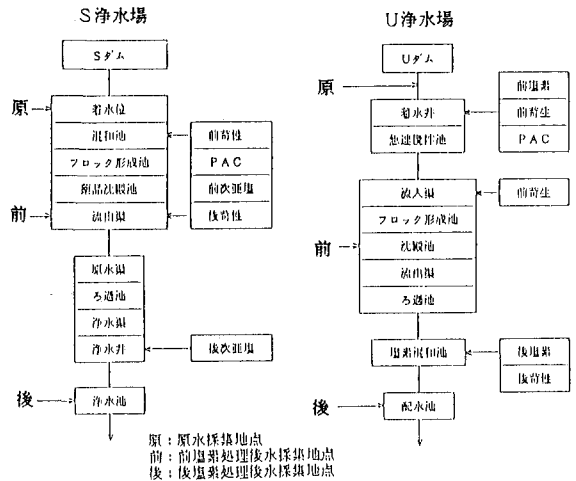


表-2 浄水場処理プロセス水の品質

		PH	TOC	COD	残留塩素	採水日時
S浄水場	原水	7.72	2.0	8.0	0.00	11月8日
	前塩素処理後水	7.55	1.9	0.5	0.25	2:00～2:30PM
	後塩素処理後水	7.68	2.1	0.0	0.83	
U浄水場	原水	7.56	4.3	9.7	0.00	11月15日
	前塩素処理後水	7.29	2.9	0.0	0.92	2:00～2:30PM
	後塩素処理後水	7.55	2.8	0.0	0.86	

られた陽性(+), 疑陽性(+?), 陰性(-) の値を表-3に示す。なお、表中の逆転(r)については、現在検討中である。

4. 実験結果および考察

水道水, 浄水場処理プロセス水共に, 間接変異原性(S-9 Mix添加)については十分な致死効果が得られなかったため, 直接変異原性についてのみ考察を加える。

1) 水道水の変異原性について

表-4に水道水濃縮サンプルの解析結果を示す。この表より, 異なる水源にもかかわらず No.3 のアルカリ性, No.4 の酸性を除くすべての分画において変異原性が認められる。また, 変異原性を検出するための最大体積濃縮倍率として $10^2 \sim 5 \times 10^3$ 倍(2~100 l) 必要であることがわかった。このことより, 水道水の原水, 処理過程, 送水過程での汚染が示唆されたと言える。また, 実際面での人体への影響に関しては, 体内での濃縮性, 蓄積性や代謝活性化等を考慮する必要があり一概に危険とは言えないが, 人間が直接に摂取する水道水に直接変異原物質が存在し, 確実に体内に入り, しかも, 人間が一日に摂取する量程度で変異原性が検出されたことは重大な問題であると考ええる。今後, 代謝活性化を考慮した間接変異原性を検出するために, より十分な濃縮を行うことが必要であると思われる。なお, pH別分画では顕著な傾向はみられなかったが, No.4のアルカリ性分画において, とりわけ強い変異原性がみられた。このことは, No.4の水源が地下水であり, 地下水汚染が指摘されている昨今の事情を考慮すると, 簡易水道の在り方について検討することの必要性を示している。

2) 浄水場処理プロセス水について

表-5に浄水場処理プロセス水濃縮サンプルの解析結果を示す。この表より, 原水自体に変異原物質が存在していることがわかる。つまり, 塩素処理由来の変異原物質(フミン質+塩素)以外の変異原物質(農薬由来等)が存在することが考えられる。また, 前塩素処理後水の変異原性の減少には, 凝集沈殿, 塩素処理による変異原物質の除去, 破壊(低分子化)または, 塩素処理による有機塩素化合物の生成との相対的減少によると思われる。同様に, 後塩素処理後水についても変異原性の相対的増加が認められる。以上より, 水道水の汚染には従来より指摘されてきた塩素処理のみでなく, 原水そのものの汚染も考慮するべきであると考ええる。

最後に, 金沢大学癌研究所吉川寛教授, 小笠原直毅助手には, 今回の実験で種々の御指導頂き感謝します。また, 国立公衆衛生院真柄泰基先生, 相沢貴子先生に感謝します。

<参考文献>

- 1) 松井, 徳川, 小出, 高島; 第37回年次学術講演会講演概要集第2部(II-88, 89), 土木学会
- 2) 松井, 小出, 高島, 橋本; 第38回年次学術講演会講演概要集第2部(II-421, 422), 土木学会

表-3 直接変異原性の判定基準域

	RS (%)	S-probit
陽性(+)	30.0以上	0.600 以上
疑陽性(+?)	18.1~29.9	0.301 ~0.599
陰性(-)	0.0~18.0	0.0 ~0.300
逆転(r)	0.0以下	0.0 以下

表-4 液体Rec-assay Stationary法を適用した

水道水濃縮サンプルの標的論およびプロビット理論による解析結果

No.	pH	RS (%)	S-probit	変異原性 (~S-9Mix)
1	2.00	55.1	0.967	+
	6.85	42.3	0.597	+
	12.00	55.0	0.908	+
2	2.00	49.1	0.900	+
	7.78	39.8	0.847	+
	12.00	35.3	0.646	+
3	2.00	38.3	1.089	+
	7.59	44.7	0.983	+
	12.00	6.5	0.157	-
4	2.00	-11.0	-0.237	r
	7.81	42.4	0.691	+
	12.00	63.0	1.798	+

表-5 液体Rec-assay Stationary法を適用した

浄水場処理プロセス水濃縮サンプルの標的論およびプロビット理論による解析結果

Sample		pH	RS (%)	S-probit	変異原性 (~S-9Mix)
S浄水場	原水	7.72	31.8	0.657	+
	前塩素処理後水	7.65	24.6	0.394	+?
	後塩素処理後水	7.68	21.7	0.576	+?
U浄水場	原水	7.66	26.7	0.423	+?
	前塩素処理後水	7.29	10.1	0.141	-
	後塩素処理後水	7.55	37.5	0.810	+