

多孔性セラミックスと活性炭を用いた
非電化フィルターによる多摩川河川水の
減菌と飲料化の研究

2015年

今田 千秋
東京海洋大学 大学院 教授

共同研究者：寺原 猛 東京海洋大学 助教・分子生物学
鈴木 誠治 東京海洋大学 共同研究員・環境有機化学

調査・試験研究課題

多孔性セラミックスと活性炭を用いた非電化フィルターによる多摩川河川水の滅菌と飲料化の研究

目次

第1章 緒言

第2章 河川水の水質と処理目標の設定

2-1 緒言

2-2 材料と方法

2-2-1 多摩川河川水の採水時期, 地点(緯度, 経度)採水容量, 保存方法

2-2-2 河川水の菌数及び水質測定

2-3 結果と考察

2-4 処理目標の設定

第3章 河川水処理装置の処理形式の検討

3-1 緒言

3-2 材料と方法

3-2-1 実験に供した濾材について

3-2-2 処理形式の異なる装置の比較

3-3 結果と考察

第4章 河川水中の一般細菌に対する CR+AC の効果の検討

4-1 緒言

4-2 材料と方法

4-3 結果

4-4 考察

第5章 *Escherichia coli* に対する CR+AC の効果の検討

5-1 緒言

5-2 材料と方法

5-3 結果

5-4 考察

5-5 総括

第6章 モデル河川水と河川水処理装置の処理条件の検討

6-1 緒言

6-2 材料と方法

6-2-1 モデル河川水の調製

6-2-2 濾材の流動状態の確認

6-2-3 処理条件の異なる装置の比較

6-3 結果と考察

6-4 河川水の処理

第7章 結論

参考文献

謝辞

第1章 緒言

災害によって人々の日常生活が損なわれたことを想定した際、大きな問題の一つとして上水道の停止による生活用水の不足が挙げられる。現在取られている非常時の水不足への対策としては、ミネラルウォーター等の各家庭及び地域単位での備蓄や給水車、給水施設等での配給がある。断水が数日のような短期間の場合には入浴しない人がほとんどであり、人が災害時1日に必要な生活用水は炊事・洗濯・トイレ用として約25Lであるという報告がある(島谷等, 1997)。断水期間が数週間に及ぶ場合は、衛生上の観点から簡易のシャワー設備・風呂等に必要な生活用水の確保が重要な課題になってくる。飲用水に絞って見た場合1日の1人当たりの必要量は大人で約2Lである。備蓄・給水の対策で得られる水は飲用水・炊事用水をなんとか賄える程度のものでしかない。加えて、断水状態は時に1か月以上にも及ぶことを考えると、災害時の生活用水の供給方法の確立というものが現状どれ程重要且つ困難な課題であるかということは誰の目にも明らかであろう。

その課題解決法の一つに、雨水や地下水、河川水等を非常時の水源として利用することが考えられている(島谷等, 1997)。例えば東京都においては一級河川である多摩川の河川水が水量の面で有力であるが、一方、水質の面では決して良好とは言えず、衛生面を考慮すると利用の際には何らかの処理が必要と考えられる(小堀洋美, 2005)。

しかし、既存の災害用浄水装置は濾過膜や活性炭のフィルターを使い電力を必要とするものが多く、電力供給が停止した際に利用できるものが少ないという問題がある。また、非電化の方法はあっても、それらは高価な濾過膜を使用する方法が殆どであり、現在必要とされている生活用水水質の水を大量に得るといった課題の解決に適した形式にはなっていない。もし今自然災害が起きたとすると被災者は殆ど処理もされていないままの雨水や河川水で風呂、洗濯、食器洗いなどを済ませるしかないというの

が非常時の水源利用に関しての現状となっている。

水質を考える際には主に二つの観点があり、一つは人体や生態系などに影響を及ぼす化学成分の存在と、もう一つは微生物である。浄水処理は主にこの二つの項目について、有害物質の分解または吸着等による除去及び微生物の死滅または濾過等による除菌によりその水質を保障している。

既存の災害用浄水装置に利用されている活性炭(以下 AC)は多孔質の物質であり、非極性の気体や分子量の小さな粒状の有機物を選択的に捕捉し易い性質を有し、有害物質の吸着除去の目的で広く利用されているが、AC 単体として微生物に対する除菌効果は報告されていない。それを補う処理法として、オゾンや紫外線を照射する方法や細菌が通過できない孔径(例えば $0.2 \mu\text{m}$)の中空糸膜で濾過する方法が用いられている。しかしこれらの方法は電力や高価な膜を必要とする。

近年共同研究者の鈴木により、単体では除菌効果を示さない多孔性セラミックス(以下 CR)と AC を混合し、その混合物に接触させた被処理水中の細菌のコロニー形成が消失する効果を、地下水中の大腸菌群を含む一般細菌の除菌に使用し、半年間の使用において除菌性能を維持した実績が報告されている(鈴木誠治, 特開 2005-81325)。

そこで、この CR と AC の混合物(以下 CR+AC)による除菌効果により河川水中の細菌を取り除き、災害時の生活用水として利用できないかと考えた。

この効果を応用することにより電力に依らない微生物処理装置の開発が可能になると考えられる。

しかし、この現象は平板培地上の細菌のコロニー形成の有無でのみ確認されており、生きてはいるが培養できない生理状態、いわゆる Viable but non-cultivable (以下 VBNC) 状態の細菌が減少しているかどうかについては言及されていない。また、どのようにして被処理水中の細菌のコロニーを消失させているのか、その詳細なメカニズ

ムについても明らかにはなっておらず、これを応用するためには CR+AC による除菌効果の可能性と限界を知る必要があると思われる。

そこで、本研究では CR+AC の除菌効果を詳しく調べ、その性能を明らかにし、災害時に生活用水を得るための非電化装置を提案することを目的として以下の項目について検討を行った。

本研究の流れを以下に示す。

(1) 水源として利用する多摩川河川水の水質を知るために、河川の中流域から下流域にかけて 6 地点の採水点を設けて水質測定を実施した。その結果から本研究の目標とする水質を設定した。

(2) CR+AC 処理を主たる処理工程とした装置が災害時に利用され得る形式を検討し、その後実験室規模で上記形式の装置を用い適当な処理条件を求めた。

(3) CR+AC が微生物に及ぼす作用の解明を目的とし、CR+AC による効果を河川水中の一般細菌および大腸菌液について調べた。

(4) 目標水質を達成するための処理工程を実験から求め、実用化を想定した処理装置案の提案を行った。

以上の検討により得られた結果を以下に要約する。

(1) 多摩川河川水の水質調査と研究目標の明確化

多摩川の中流域(永田橋)から下流域(多摩大橋)までの 6 地点において河川水を採水し水質を測定した結果、各地点間で一般細菌数と大腸菌群数に大きな違いは見られなかった。そこで、大都市部を流域に抱え水量が豊富な、登戸駅近くの多摩水道橋下の河川水を試験水として選択することにした。

いずれの地点の河川水も全菌数で 10^6 cells/mL 以上の高密度の微生物の存在が

確認され、永田橋以外の地点では亜硝酸態窒素の濃度が水道水の水質基準値(0.04mg/L)を上回っていたため、当初の目標の一つであった河川水の飲用化はかなり困難と考えざるを得なかった。そこで、飲用水以外の生活用水として規準がある浴場水(公衆浴場における水質基準等に関する指針平成14年10月29日、厚生労働省、に定める原湯、原水、上り用湯及び上り用水)を得ることを第一の目標として検討を進めることとした。

浴場水の微生物に関する規準は、大腸菌群を50mL中に検出しないこと(特定酵素基質培地法)、レジオネラ菌を検出しないことである。レジオネラ菌はコロニー数で定められているので、コロニーを形成しない状態、いわゆるVBNC状態でもよいと解釈できる。このように、飲用水でなくても微生物に関してはかなり厳しい規準が定められていることが分かった。

水道水質基準で大腸菌に関する基準は、大腸菌群ではなく大腸菌が検出されないこと(検水100mL中)であり、浴場水の基準より緩いように見える。この基準は大腸菌群には糞便汚染の指標性は低いと認めることが今日の国際的な理解である、という認識に基づいている(厚生労働省、2003)。水道水質基準では基本となる51項目の中に「一般細菌」があり、水質管理目標設定項目25項目の中に「従属栄養細菌」がある。細菌の現存量の把握は、一般細菌に代わって従属栄養細菌を用いるのが適当と考えられており、従属栄養細菌の培養方法が確立された今日では、多くの国が従属栄養細菌数の測定を行っている。そこで本研究において細菌の現存量をより厳密に把握する目的で、「一般細菌」に加えて「従属栄養細菌」の数を計数することにした。

以上から本研究の処理水に求める水質基準について微生物学的観点では「一般細菌数が100cfu/mL以下」、「従属栄養細菌が2000cfu/mL以下(管理目標値)」、「大腸菌群が検出されないこと(50mL中)」及び「レジオネラ属菌が検出されないこと(10cfu/100mL未満)」の四項目を、また化学成分観点から「亜硝酸態窒素が

0.04mg/L 以下」及び「硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素が 10 mg/L 以下」の二項目を満たすことの出来る処理装置の開発を本研究の目標に定めることにした。

(2) 処理装置

CR+AC を用いて被処理水の除菌を行うためには、CR と AC が接触を繰り返す状態を維持することが望ましいことが分かった。CR+AC と被処理水を入れた蓋付き容器を天地が逆になるように回転する(ローテータによる)ことにより、安定した除菌性能が得られることが分かった。

(3) CR+AC 処理の効果

CR+AC は河川水中の一般細菌と大腸菌液について、全菌数とコロニー数を減少させる効果が観察できた。一方、銀添着活性炭 AC(Ag)はコロニー数と CTC 染色菌比率を短期間に激減させ、高い損傷菌比率を示した。しかし、全菌数は CR+AC の方がより多く減少したことから、CR+AC と AC(Ag)の抗菌活性の作用メカニズムは異なることが考えられた。これら 2 種の効果の組み合わせにより、さらに大きな滅菌効果が期待される。

AC(Ag)単独より CR+AC(Ag)で細菌への損傷効果が増すこと、CR+AC による亜硝酸態窒素の減少効果という新しい知見を得た。

(4) 災害時の生活用水を得るための河川水の処理フロー

CR+AC による河川水中の一般細菌数の減少と大腸菌非検出への効果を調べた結果、浴場水基準値および水道水基準値の達成は難しかった。細菌に損傷を与える方法として、過酸化水素で前処理して CR と銀添着活性炭 AC(Ag)の混合物 CR+AC(Ag)で処理した場合、レジオネラ菌については非検出で浴場水基準値を満たしたが、大腸菌群については検出された為、浴場水基準を満たさなかった。一般細菌数、大腸菌非検出、亜硝酸態窒素値については水道水基準を満たした。

水道水質基準の一般細菌数、大腸菌非検出は満たしたものの従属栄養細菌数が

1E+5 以上あり,この点において,飲用には不適と考えられた. 以上の結果,浴場水質基準にある大腸菌群が検出されたものの, 水道水質基準の一般細菌数(100 cfu/ml 以下), 大腸菌非検出, 亜硝酸態窒素は満たすので, 水道水質基準に近い水として災害時の洗濯・トイレ等の用水(以下,雑用水)としての使用可能と考えられる. 今後の課題として,非常用の浴場水を得るためには,大腸菌群を特異的に殺菌する方法の考案が必要である.

本研究で得られた結果から, 災害時の雑用水を得るための河川水の処理フローを以下のように考案する.

本ろ過装置 1 台を使用し,24 時間フル稼働すれば, 約 1,000 人の 1 日分(約 25 L)の雑用水(洗濯・トイレ用)が得られる.

(i) 河川水の採水と同時に濾過(1 μ m フィルター)を手動ポンプで行い受水槽(2 m³ 以上)に入れる.

(ii) 受水槽に過酸化水素を 40 mg/L の濃度になるように添加してよく混ぜる.

(iii) *CR+AC (Ag) 槽(2 m³)への通水・循環を**電動ポンプ(携帯発電機による)で行う. 滞留時間が2時間以上になるようにする. 回分式処理が好ましい.

*CR+AC(重量比で1:1に混合)を充填した槽(100L 以下でよい)に通水させて過酸化水素を分解させてから CR+AC (Ag) (重量比で1:1に混合)槽に流入させる.

**発電機が無い場合は, 足踏み式ポンプを用いて通水・循環させる.

(5) 今後予想される効果

災害時一人当たりの生活用水必要量は 25 L/日, 飲用水は 2 L/日とされている. また災害時に不足する水は, 飲料水よりも洗濯, トイレ, 風呂等に多量に使う水であると

言われる.

本研究の方法により, 一般細菌数, 大腸菌検出について浴場水規準から大きく外れる多摩川下流域の河川水を, 災害時の雑用水として使用できる可能性が示された.

本研究の方法によれば, 手動ポンプで河川(井戸水にも適用可能)から採水・濾過し, 受水槽1槽に貯め, 濾材槽(例えば2m³)1槽にポンプで通水・循環(携帯発電機電源を使用)し, 24時間フル稼働すれば毎日約1,000人分の雑用水が確保できる.

今後も起こり得る各種自然災害時に, 被災住民だけでなく救援の自衛隊やボランティア用の雑用水の確保が必要になる. 本研究の方法は電力供給が途絶えた各種災害時に雑用水を確保する手段として役立つことが期待される.

携帯発電機などで多少の電力が得られる場合で中空糸膜・RO膜等を使った濾過装置を使えるような状況では, 本研究の方法をそれらの前処理として使えば高価な膜カートリッジの寿命を大幅に延ばす有力な手段となると考えられる.

また, 風呂, 炊事, 飲料用水などの飲用レベルの高度処理水を得るためには, 本研究で考案した処理方法に加えて煮沸する等の処理が必要である. この点については, 今後の研究課題と考えられる.

第 2 章 河川水の水質と処理目標の設定

2-1 緒言

多摩川の中流域(永田橋)から下流域(多摩大橋)まで 6 地点(Fig. 2-1)の河川水を採水し水質を測定した結果,各地点間で一般細菌数と大腸菌群数に大きな違いは見られなかった.そこで,大都市部を流域に抱え水量が豊富な,登戸駅近くの多摩川水道橋下の河川水を試験水として選択した.

いずれの地点の河川水も全菌数で 10^6 cells/mL 以上の高濃度の微生物の存在が確認され,永田橋以外の地点では亜硝酸態窒素の濃度が水道水の水質基準値(0.04mg/L)を上回っていたため,当初の目標の一つであった河川水飲用化はかなり困難と考えざるを得なかった.そこで,飲用水以外の生活に必要な用水として浴場水(公衆浴場における水質基準等に関する指針平成 14 年 10 月 29 日,厚生労働省,に定める原湯,原水,上り用湯及び上り用水)を得ることを第一の目標として検討を進めることとした.

浴場水の微生物に関する規準は,大腸菌群を 50mL 中に検出しないこと(特定酵素基質培地法),およびジオネラ菌を検出しないことである.レジオネラ菌はコロニー数で定められているので,コロニーを形成しない状態,いわゆる VBNC 状態でもよいと解釈できる.飲用水でなくても微生物に関してはかなり厳しい規準が定められていることが分かった.

水道水質基準で大腸菌に関する基準は,大腸菌群ではなく大腸菌が検出されないこと(検水 100 mL 中)であり,浴場水の基準より緩いように見える.この基準は大腸菌群には糞便汚染の指標性は低いと認めることが今日の国際的な理解である,という認識に基づいている(厚生労働省,2003).水道水質基準では基本となる 51 項目の中に「一般細菌」があり,水質管理目標設定項目 25 項目の中に「従属栄養細菌」がある.細菌の現存量の把握は一般細菌に代わって従属栄養細菌を用いるのが適当と考えら

れており、従属栄養細菌の培養方法が確立された今日では、多くの国が従属栄養細菌測定を行っている。このようなことから、本研究においても細菌の現存量をより厳密に把握する目的で、「一般細菌」に加えて「従属栄養細菌」を測定することにした。

以上から、本研究の処理水に求める水質基準について微生物学的観点から「一般細菌数が 100cfu/mL 以下」、「従属栄養細菌が 2000cfu/mL 以下(管理目標値)」、「大腸菌群が検出されないこと(50 mL 中)」, 及び「レジオネラ属菌が検出されないこと(10cfu/100mL 未満)」の四項目を、また化学成分の観点から「亜硝酸態窒素が 0.04mg/L 以下」及び「硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素が 10 mg/L 以下」の二項目を満たすことの出来る処理装置の開発を目標に定めることとした。

2-2 材料と方法

2-2-1 多摩川河川水の採水時期, 地点(緯度, 経度)採水容量, 保存方法

・多摩川河川水の採水時期

2013 年 4 月 16 日, 2013 年 7 月 5 日, 2013 年 11 月 19 日, 2014 年 4 月 15 日

・地点(緯度, 経度)

多摩川の上流から, St.1 永田橋, St.2 関戸橋, St.3 稲城北緑地公園, St.4 多摩川水道橋, St.5 丸子橋, St.6 多摩川大橋の 6 地点で採水した。なお各地点の緯度, 経度を()で表示した。

St.1 (35.44.17 N, 139.19.09 E), St.2 (35.39.07 N, 139.27.24 E), St.3 (35.39.02 N, 139.30.09 E), St.4 (35.37.22 N, 139.34.14 E), St.5 (35.35.00 N, 139.40.09 E), St.6 (35.33.18 N, 139.42.05 E)

・採水容量

St.1 から St.6 の地点で, 河川水 2 L をガラス製メディウム瓶に採水した。

St.3 および St.4 で, 濾材による処理に供するために河川水 60 L を 20 L 容ポリエ

チレン製容器 3 個を用いて採水した。

・保存方法

採水後直射日光が当たらないように常温で保管し、大学に持ち帰った後に直ちに一般細菌数、大腸菌群数の測定に供した。全菌数測定用に河川水を採水時に 10%ホルマリン液にて固定した。全菌数は採水日翌日に測定した。TOC, T-N, T-P, アンモニア態窒素, 亜硝酸態窒素, 硝酸態窒素の測定に供するために、0.45 μm のフィルターで河川水約 200 mL を濾過したのち、4°C で保存した。

2-2-2 河川水の菌数及び水質測定

多摩川の六つの採水地点(Fig. 2-1)で河川水を採水したのち、一般細菌数、大腸菌群数、全菌数、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、アンモニア性窒素、溶存有機炭素(DOC)、全リン(T-P)、及び全窒素(T-N)の9項目について、その水質が非常時の水源に適するかどうかを検査した。一般細菌数及び大腸菌群数は、河川水を1 μm ガラスフィルターにて懸濁物を濾過した後、一般細菌用標準寒天培地(Table 2-1)又は大腸菌群検索用デスオキシコーレイト培地(Table 2-2)への平板塗抹によりそれぞれのコロニー形成数cfu/mLを測定した。コロニー形成数の計数には、検水に滅菌河川水を加え段階希釈したものを100 μL ずつ各培地三枚ずつ(n=3)に塗抹し、各培地規定の培養後1プレートあたりのコロニー数が20-200cfu/plate程度の希釈段階のコロニーを計数し、その平均値をデータとした。また全菌数測定は河川水を採水時に10%ホルマリン液にて固定したサンプルを用い、河川水原水1mLを0.2 μm メンブレンフィルターに濾過集菌後、SYBRGOLDで蛍光染色した菌体を落射型蛍光顕微鏡で観察することにより直接計数した。なお、残りの測定項目については、外部分析機関に分析を依頼した。

Table2-1 標準寒天培地の組成(栄研化学株式会社製既成培地の記述を基に調製)							
	カゼイン製ペプトン						5.0g
	酵母エキス						2.5g
	ブドウ糖						1.0g
	寒天						15.0g
	蒸留水						1L
	pH						7.1±0.2
Table2-2 デスオキシコーレイト寒天培地の組成(栄研化学製既成培地を使用)							
	ペプトン	10.0g		デスオキシコール酸ナトリウム			1.0g
	乳糖	10.0g		中性紅			0.033g
	塩化ナトリウム	5.0g		寒天			15g
	リン酸二カリウム	2.0g		pH			7.3±0.2
	クエン酸鉄アンモニウム	2.0g		(培地1Lあたりの各分量)			



St.1 永田橋	35.44.17 N, 139.19.09 E
St.2 関戸橋	35.39.07 N, 139.27.24 E
St.3 稲城北緑地公園	35.39.02 N, 139.30.09 E
St.4 多摩水道橋	35.37.22 N, 139.34.14 E
St.5 丸子橋	35.35.00 N, 139.40.09 E
St.6 多摩川大橋	35.33.18 N, 139.42.05 E

Fig. 2-1 多摩川の採水地点



St.1 永田橋



St.2 関戸橋



St.3 稲城北緑地公園



St.4 多摩水道橋



St.5 丸子橋



St.6 多摩川大橋

Fig. 2-2 各採水地点の様子(2014年7月30日撮影)

2-3 結果と考察

河川水水質測定の結果を(Table 2-7-1)に示す. いずれの採水地点においても河川水中の一般細菌数と大腸菌群数には大きな差が見られなかった. 全菌数では 10^6 cells/mL 以上の非常に多くの微生物の存在が確認された(Table 2-7-2). T-NとT-Pはst.1で他の地点より少なくst.5で突出して多いことがわかった. st.1以外の地点では亜硝酸態窒素の濃度が水道水の水質基準値(0.04mg/L)をほとんどの場合上回っていた. これらの測定結果より, 災害時に河川水を利用する前には何らかの処理が必須であることが明らかとなった.

亜硝酸態窒素のような無機陰イオンを簡易に除去できる高性能の吸着剤はまだ知られていない. 従って多摩川の中流域から下流域(本研究 St.2からSt.6まで)の河川水の飲用化を簡易処理で達成するには, 亜硝酸態窒素を高効率で除去する方法の開発が必要になる.

DOCはほとんどの場合 1 mg/Lを上回っており, 水道水のDOC(通常は1 mg/L未満)と同等にするにはDOCを除く処理が必要になる.

更に下流に行くに従い下水処理水(活性汚泥処理水)に似た臭いが強くなった. 飲用以外の生活用水として使えるようにするには臭いの低減も必要であると考えられる.

以上から当初の目標の一つであった河川水飲用化はかなり難しいと考えざるを得なかった.

2-4 処理目標の設定

2-3の考察により飲用水以外の生活に必要な水として基準がある浴場水(公衆浴場における水質基準等に関する指針平成14年10月29日, 厚生労働省, に定める原湯, 原水, 上り用湯及び上り用水)を得ることを第一の目標として検討を進めるととした.

また、これらの事実と厚生労働省の定める各水質基準項目(Fig. 2-3a) とを精査した結果、本研究の処理水に求める水質基準について微生物観点では「一般細菌数が 100 cfu/mL 以下」, 「従属栄養細菌が 2000 cfu/mL 以下(管理目標値)」, 「大腸菌群が検出されないこと(50 mL 中)」, 及び「レジオネラ属菌が検出されないこと(10cfu/100mL 未満)」の四項目を、化学成分観点では「亜硝酸態窒素が 0.04mg/L 以下」及び「硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素が 10 mg/L 以下」の二項目を満たすことの出来る処理装置開発を目標に定めることとした。

以下に本研究の処理水に求める水質基準項目(下線を付した)についてまとめた。

●水道水質基準(厚生労働省平成 27 年4月1日施行)

・水質基準項目と基準値(51項目)

一般細菌 1ml の検水で形成される集落数が 100 以下

大腸菌 検出されないこと

亜硝酸態窒素 0.04mg/L 以下

硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素 10mg/L 以下

・水質管理目標設定項目と目標値(26項目)

従属栄養細菌 1ml の検水で形成される集落数が 2,000 以下(暫定)

●公衆浴場における水質基準等に関する指針(厚生労働省平成平成 14 年 10 月 29 日施行)

・大腸菌群(グラム陰性の無芽胞性の桿(かん)菌であって乳糖を分解して、酸とガスを形成するすべての好気性又は通性嫌気性の菌をいう。)は 50mL 中に検出されないこと。検出は乳糖ブイオンーブリリアントグリーン乳糖胆汁ブイオン培地法又は特定酵素基質培地法による。

・レジオネラ属菌は、検出されないこと(10cfu/100mL 未満)。

Table 2-3-1 多摩川河川水の水質測定結果

	採水地点	Temp	Sal	DO	pH	一般細菌数	大腸菌群数	亜硝酸性窒素	硝酸性窒素	アンモニア性窒素	DOC	T-P	T-N
		℃	‰	mg/L		cfu/mL	cfu/mL	mg/L					
2013年 4月	ST1	17	0.09	9.37	6.5	1.15×10^4	—	—	—	—	—	—	—
	ST2	19.5	0.22	8.13	7.0	1.18×10^4	—	—	—	—	—	—	—
	ST3	21	0.24	8.37	7.2	2.12×10^4	—	—	—	—	—	—	—
	ST4	20.2	0.24	8.38	7.2	1.32×10^4	—	—	—	—	—	—	—
	ST5	22.6	0.36	5.01	6.9	2.53×10^4	—	—	—	—	—	—	—
	ST6	19.5	0.53	6.23	7.1	9.60×10^2	—	—	—	—	—	—	—
2013年 7月	ST1	23.5	0.14	5.3	*	2.10×10^4	6.1×10^2	0.006	0.34	0.03	1.1	0.4	0.7
	ST2	26	0.29	6.25	*	4.00×10^3	8.0×10	0.047	1.9	0.09	1.8	0.24	4.3
	ST3	25.7	0.31	6.99	*	1.26×10^4	1.5×10^2	0.045	2.8	0.01	2.2	0.3	4.6
	ST4	24.6	0.33	6.75	*	6.60×10^3	1.9×10^2	0.076	3.0	0.03	2.1	0.27	4.8
	ST5	25.6	0.38	5.01	*	5.20×10^4	2.2×10^3	0.50	2.6	1.1	3.3	0.47	9.1
	ST6	24.9	1.85	6.02	*	1.44×10^4	3.4×10^2	0.17	2.9	4.6	2.3	0.25	5.6
2013年 11月	ST1	23.5	0.11	8.6	8.2	3.30×10^2	8	0.015	0.39	<0.01	0.7	<0.01	0.7
	ST2	26	0.25	8.6	7.4	8.00×10^2	1.0×10	0.025	2.5	0.01	0.9	0.22	4.5
	ST3	25.7	0.33	7.6	8.0	5.70×10^3	7.5×10^2	0.042	3.6	0.04	1.6	0.34	5.6
	ST4	24.6	0.34	7.4	7.3	9.90×10^3	1.0×10^2	0.18	3.3	0.35	2.1	0.36	5.9
	ST5	25.6	0.36	7.6	7.1	2.90×10^3	1.7×10	0.43	3.7	4.0	2.9	0.44	8.7
	ST6	24.9	2.6	6.7	7.3	2.68×10^4	2.0×10^2	0.20	3.6	1.5	2.5	0.31	6.5
2014年 4月	ST1	14.9	0.04	7.9	8.7	3.65×10^3	3.0×10	0.008	0.18	0.03	6.1	0.03	0.5
	ST2	18.1	0.13	5.9	7.9	1.45×10^4	2.8×10^2	0.24	2.6	0.15	2.2	0.36	4.7
	ST3	20.7	0.15	7.2	8.6	1.40×10^4	1.0×10^2	0.11	2.9	0.12	3.5	0.36	5.5
	ST4	19.1	0.16	6.2	7.9	1.38×10^4	8.7×10	0.09	2.9	0.14	2.3	0.34	5.2
	ST5	22.7	0.25	3.7	6.8	1.19×10^3	1.0×10	3.30	5.1	10.7	5.9	0.80	18
	ST6	19.0	2.67	4.3	6.9	1.04×10^4	1.0×10^2	0.29	2.5	1.4	3.2	0.35	6.3
2014年 7月	ST1	25.2	0.05	6.6	7.8	1.37×10^3	3.7×10	0.006	0.35	<0.01	0.9	0.02	0.8
	ST2	27.7	0.13	5.3	7.8	4.23×10^3	5.3×10^2	0.16	2.3	0.2	2.2	0.24	4.6
	ST3	28.9	0.15	7.5	7.9	8.23×10^3	2.2×10^2	0.13	3.0	0.06	2.5	0.27	5.5
	ST4	27.4	0.15	6.1	7.7	1.93×10^3	7.7×10	0.07	2.7	0.07	2.3	0.30	5.2
	ST5	28.9	0.24	3.8	6.8	8.67×10^2	1.2×10^2	0.47	2.3	11.7	6.1	0.72	19
	ST6	28.9	0.57	6.3	7.4	6.33×10^2	1.7×10^2	0.07	2.6	0.62	3.4	0.26	5.2

Table 2-3-2 多摩川河川水中の全菌数の測定結果(2014年7月30日)

採水地点	全菌数 cell/mL
ST1	1.78×10^6
ST2	1.97×10^6
ST3	2.76×10^6
ST4	5.82×10^6
ST5	9.71×10^6
ST6	7.56×10^6

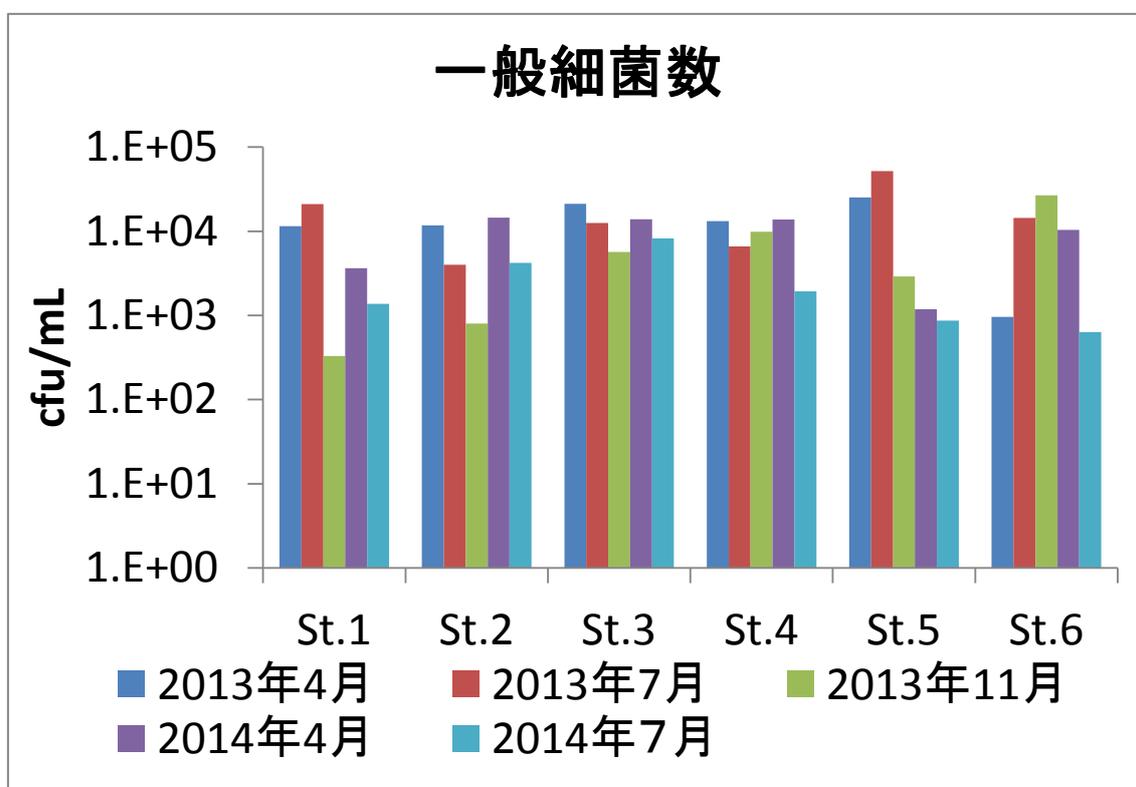


Fig. 2-3-1 各採水地点, 採水時期における多摩川河川水中の一般細菌数

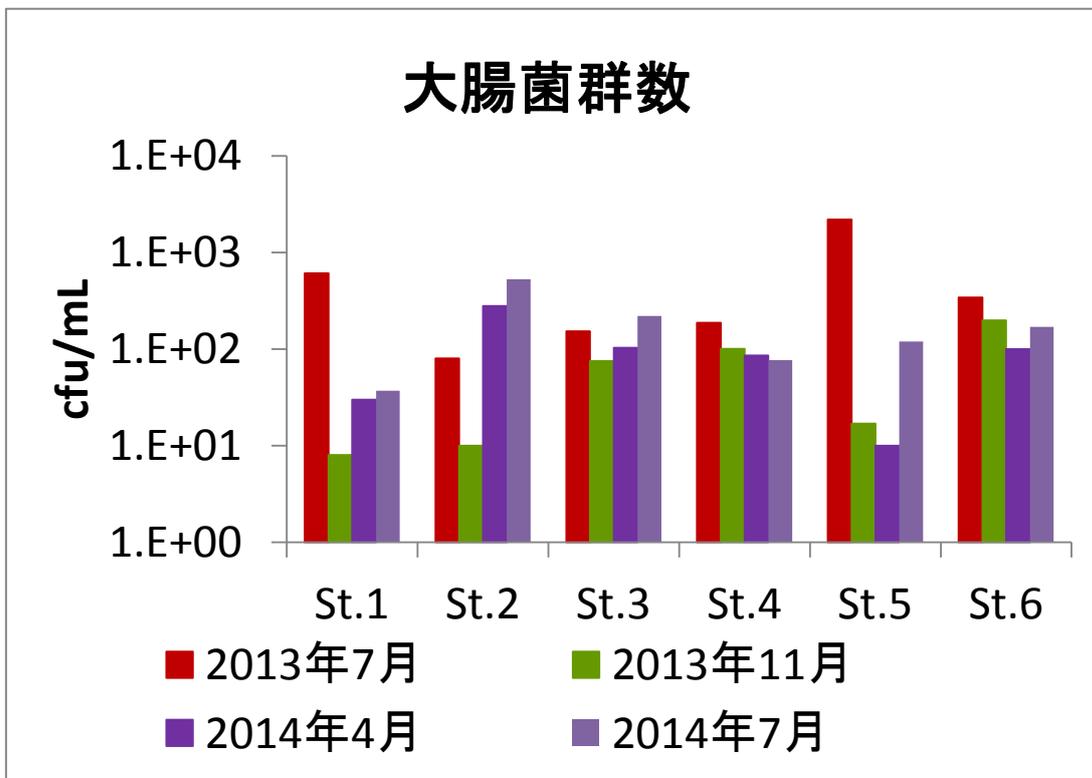


Fig. 2-3-2 各採水地点, 採水時期における多摩川河川水中の大腸菌群数

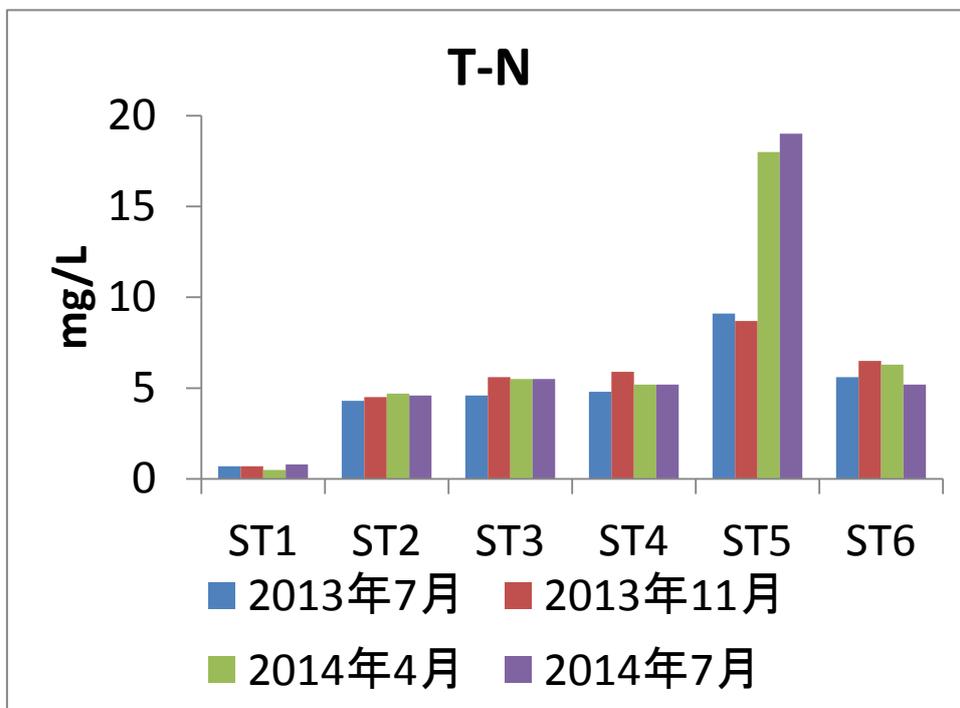


Fig. 2-3-3 各採水地点, 採水時期における多摩川河川水中の T-N 値

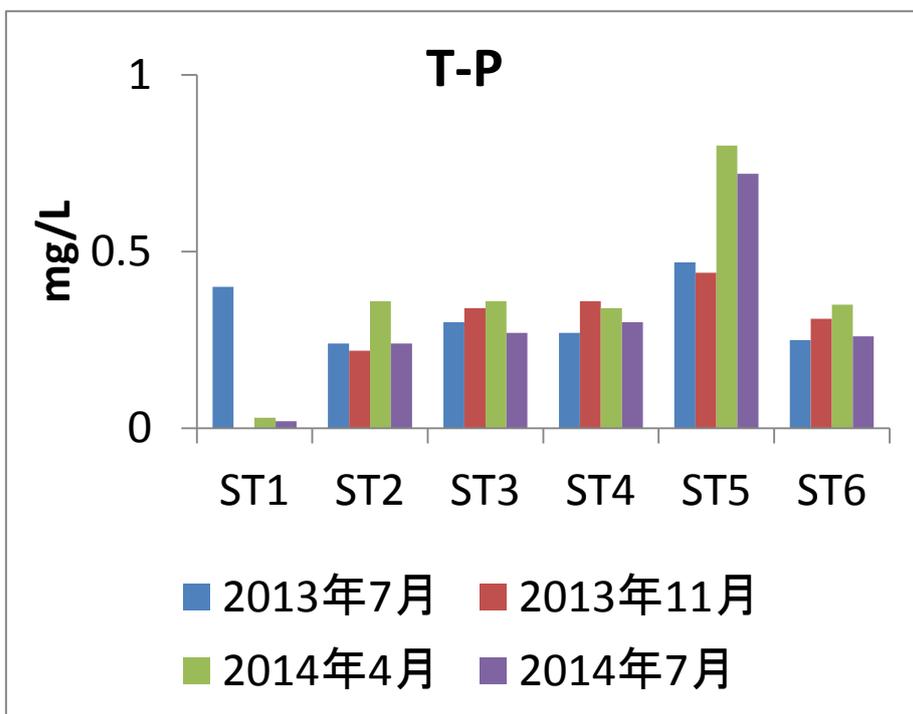


Fig. 2-3-4 各採水地点, 採水時期における多摩川河川水中の T-P 値

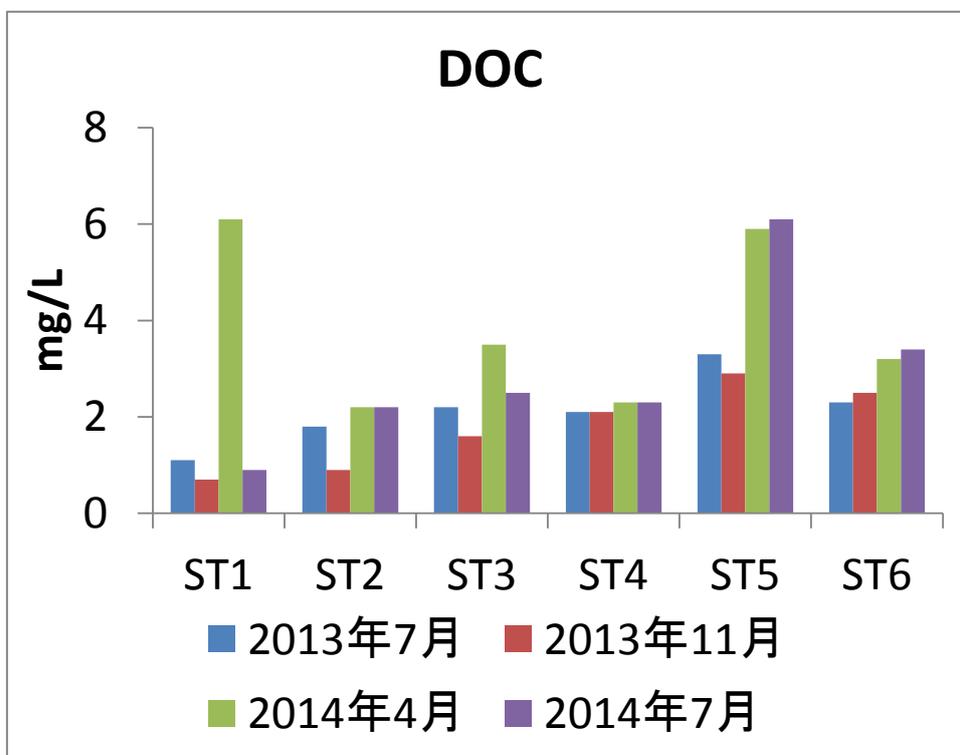


Fig. 2-3-5 各採水地点, 採水時期における多摩川河川水中の DOC 値

水質基準項目と基準値(51項目)				水質管理目標設定項目と目標値(26項目)			
項目	基準	項目	基準	項目	目標値	項目	目標値
一般細菌	1mlの検水で形成される集落数が100以下	総トリハロメタン	0.1mg/L以下	アンチモン及びその化合物	アンチモンの量に関して、0.02mg/L以下	マンガン及びその化合物	マンガンの量に関して、0.01mg/L以下
大腸菌	検出されないこと	トリクロロ酢酸	0.2mg/L以下	ウラン及びその化合物	ウランの量に関して、0.002mg/L以下(暫定)	遊離炭酸	20mg/L以下
カドミウム及びその化合物	カドミウムの量に関して、0.003mg/L以下	ブロモジクロロメタン	0.03mg/L以下	ニッケル及びその化合物	ニッケルの量に関して、0.02mg/L以下	1,1,1-トリクロロエタン	0.3mg/L以下
水銀及びその化合物	水銀の量に関して、0.0005mg/L以下	ブロモホルム	0.09mg/L以下	1,2-ジクロロエタン	0.004mg/L以下	メチルセブチルエーテル	0.02mg/L以下
セレン及びその化合物	セレンの量に関して、0.01mg/L以下	ホルムアルデヒド	0.08mg/L以下	トルエン	0.4mg/L以下	有機物等(過マンガン酸カリウム消費量)	3mg/L以下
鉛及びその化合物	鉛の量に関して、0.01mg/L以下	亜鉛及びその化合物	亜鉛の量に関して、1.0mg/L以下	フタル酸ジ(2-エチルヘキシル)	0.1mg/L以下	臭気強度(TON)	3以下
ヒ素及びその化合物	ヒ素の量に関して、0.01mg/L以下	アルミニウム及びその化合物	アルミニウムの量に関して、0.2mg/L以下	亜塩素酸	0.6mg/L以下	蒸発残留物	30mg/L以上 200mg/L以下
六価クロム化合物	六価クロムの量に関して、0.05mg/L以下	鉄及びその化合物	鉄の量に関して、0.3mg/L以下	二酸化塩素	0.6mg/L以下	濁度	1度以下
亜硝酸態窒素	0.04mg/L以下	銅及びその化合物	銅の量に関して、1.0mg/L以下	ジクロロアセトニトリル	0.01mg/L以下(暫定)	pH値	7.5程度
シアン化物イオン及び塩化シアン	シアンの量に関して、0.01mg/L以下	ナトリウム及びその化合物	ナトリウムの量に関して、200mg/L以下	抱水クロラル	0.02mg/L以下(暫定)	腐食性(ランゲリア指数)	-1程度以上とし、極力0に近づける
硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素	10mg/L以下	マンガン及びその化合物	マンガンの量に関して、0.05mg/L以下	農業類(注)	検出値と目標値の比の和として、1以下	従属栄養細菌	1mlの検水で形成される集落数が2,000以下(暫定)
フッ素及びその化合物	フッ素の量に関して、0.8mg/L以下	塩化物イオン	200mg/L以下	残留塩素	1mg/L以下	1,1-ジクロロエチレン	0.1mg/L以下
ホウ素及びその化合物	ホウ素の量に関して、1.0mg/L以下	カルシウム、マグネシウム等(硬度)	300mg/L以下	カルシウム、マグネシウム等(硬度)	10mg/L以上 100mg/L以下	アルミニウム及びその化合物	アルミニウムの量に関して、0.1mg/L以下
四塩化炭素	0.002mg/L以下	蒸発残留物	500mg/L以下				
1,4-ジオキサン	0.05mg/L以下	陰イオン界面活性剤	0.2mg/L以下				
シス-1,2-ジクロロエチレン及びトランス-1,2-ジクロロエチレン	0.04mg/L以下	ジオスミン	0.00001mg/L以下	厚生労働省HP ホーム > 政策について > 分野別の政策一覧 > 健康・医療 > 健康 > 水道対策 > 水道水質情報 > 水道水質基準 > 水道水質基準について > 水質基準項目と基準値(51項目) より抜粋			

Fig. 2-3a 厚生労働省の定める水質基準項目水道水規準から抜粋

原湯、原水、上り用湯及び上り用水の水質基準及びその検査方法		
1	水質基準	
	ア	色度は、5度以下であること。
	イ	濁度は、2度以下であること。
	ウ	水素イオン濃度は、pH値5.8～8.6であること。
	エ	過マンガン酸カリウム消費量は、10mg/L以下であること。
	オ	大腸菌群(グラム陰性の無芽胞性の桿(かん)菌であつて、乳糖を分解して、酸とガスを形成するすべての好気性又は通性嫌気性の菌をいう。)は50mL中に検出されないこと。
	カ	レジオネラ属菌は、検出されないこと(10cfu/100mL未満)。
2	検査方法	
	ア	色度、濁度、水素イオン濃度、過マンガン酸カリウム消費量及び大腸菌群の検査方法は、それぞれ「水質基準に関する省令」(平成4年厚生省令第69号)で定める検査方法によること。
	イ	レジオネラ属菌の検査方法は、冷却遠心濃縮法又はろ過濃縮法のいずれかによること。また、その具体的手順は、「新版レジオネラ症防止指針」の「<付録>1環境水のレジオネラ属菌検査方法」を参照すること。
	ウ	1年に1回以上、水質検査を行い、その結果は検査の日から3年間保管すること。

Fig. 2-3b 厚生労働省の定める水質基準項目公衆浴場における水質基準等に関する指針から抜粋

第3章 河川水処理による装置の処理形式の検討

3-1 緒言

この章では災害時に電力に頼らず運用が可能で、且つ効率よく大量の水処理が行える処理装置の形式の検討を行った。まず、多摩川の河川水を採水後その水質を測定した。その結果、多摩川の河川水は一般細菌数や大腸菌群数を始め多くの基準項目について生活用水の基準を達成していないことが明らかになった。その後、採水した河川水を CR+AC 濾材と水との接触形式の異なる四種の装置を用いて処理し、その菌数の推移を比較した。その結果、二種の装置において菌数の減少を確認し、そのうち一種について更に、人体に有害な物質として知られる亜硝酸態窒素の濃度を確認したところ、20 分間の処理の時点でその濃度を水道水質基準値未満にまで減少させたため、課題解決に向けた装置の作製にこれらの処理装置が相応しいことが示唆された。なお、本実験の最終目的としては河川水の水電化処理が挙げられるが、装置の試作や性能比較といった本研究段階にあつては非電化形式では定量的な分析が難しくかえって不都合な点も多いため、必要に応じて代替の条件を設定し試験を行った。

3-2 材料と方法

3-2-1 実験に供した濾材について

・多孔性セラミックス

多孔性セラミックス(株式会社ラウニカ, 神奈川県)については、目開き 4.5mm のステンレスフルイ(アズワン, 大阪府)で篩い、篩下を更に目開き 2.0mm のステンレスフルイで篩い、篩上を水道水で 1 回、蒸留水で 1 回洗浄し 60°C で乾燥後 180°C で 2 時間乾熱滅菌をして実験に供した。

多孔性セラミックスの主成分は、酸化ケイ素、酸化アルミニウム、酸化カルシウムであ

る(鈴木誠治, 特開 2005-81325).

・粒状活性炭

粒状活性炭には, Filtra sorb 400(カルゴンカーボンジャパン株式会社, 東京都)を用いた. 活性炭 1000 mL を 2.5 mmol/L の水酸化ナトリウム水溶液約 4 L 中に少しずつ添加して約 2 分間攪拌した. 5 分間静置した後, 上清を傾斜で廃棄した. 水道水約 4 L を加えて約 1 分間攪拌した. 1 分間静置した後, 上清を傾斜で廃棄した. 水道水約 4 L と 6 mol/L 塩酸を 2 mL 加えて約 2 分間攪拌した. 5 分間静置した後, 上清を傾斜で廃棄した後, 水道水約 4 L を加えて約 1 分間攪拌した. 上清が pH 試験紙で約 7 を示すまで水道水約 4 L を加えて約 1 分間攪拌してから廃棄する操作を繰り返した. 上清からリン酸イオンが検出されないことをパックテストリン酸(低濃度)(株式会社共立理化学研究所, 東京都)で確認した. ステンレス網上に活性炭を捕集した後, 60°C で乾燥した. 更に 180°C で 2 時間乾熱滅菌をして実験に供した.

3-2-2 処理形式の異なる装置の比較

河川水処理の形式として, 実際の利用を想定した際予想される処理形式および処理時間を独自に設定した①:固定床通水型, ②:固定床浸透型, ③:流動床転倒混和型, ④:流動床循環通水型の 4 つの装置を作成し, 採水地点 st.4 にて採水した水を処理しその性能評価を行った. なお評価は全菌数及び一般細菌コロニー形成数の変化に着目し, その処理効果を確認した. 各装置の処理条件(Table 3-1 から 3-4), 写真および模式図(Fig. 3-1 から 3-4-2)は後にまとめて記載した. また, ④の装置についてのみ亜硝酸態窒素濃度についても評価を行い, こちらは市販されている亜硝酸パックテスト®(共立理化学研究所)を利用したナフチルエチレンジアミン吸光光度法により推定した. まず亜硝酸態窒素の標準溶液を蒸留水で段階希釈をしたものを用いてキット内のナフチルエチレンジアミンと反応させ, 反応生成物であるアゾ化合物(吸光波

長 540nm 付近)の吸光度を測り検量線を作成した(Fig. 3-5). その後, 処理後の河川水の亜硝酸態窒素をキットで反応させ, 作成した検量線を用いてその濃度を推定した.

Table 3-1 ①:固定床通水型 処理条件

①	固定床通水型
AC (g)	8
CR (g) 大きさ 2.0-4.75mm	12
濾材量合計(mL)	50
河川水 (mL)	-
サンプル回収時間(min)	0,10,20,30
流速 (mL/min)	5



Fig. 3-1 ①:固定床通水型 装置画像
チューブポンプで下から垂直方向上向きに通水

Table 3-2 ②:固定床浸透型 処理条件

②	固定床浸透型
AC (g)	64
CR (g) 大きさ 4.75-9.5mm	96
濾材量合計(mL)	300
河川水 (mL)	200
サンプル 回収時間(hour)	0,1,18,24
流速 (L/min)	0(静置)



Fig. 3-2 ②:固定床浸透型 装置画像

Table 3-3 ③:流動床転倒混和型 処理条件

③	流動床転倒混和型
AC (g)	4
CR (g)	4
大きさ 2.0-4.75mm	
河川水 (mL)	40
容器容量(mL)	50
サンプル回収時間(hour)	0,1/3,2,24
転倒速度 (rpm)	18.5
回転方向	地面に対し垂直



Fig. 3-3-1

③:流動床転倒混和型
装置画像

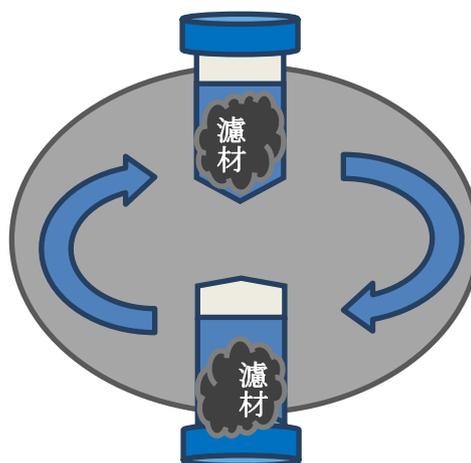


Fig. 3-3-2

③:流動床転倒混和型
装置模式図

Table 3-4 ④:流動床循環通水型 処理条件

④	流動床循環通水型
AC (g)	350
CR (g) 大きさ 2.0mm 以下	175
支持床 CR(g) 大きさ(9.5mm 以上)	100
河川水 (mL)	3000
サンプル回収時間(hour)	0,1/3,1,2,4
カラム口径(mm)	76
流速 (L/min)	2
カラム内線速度 (cm/s)	0.74



Fig.3-4-1 ④:流動床循環通水型
装置画像

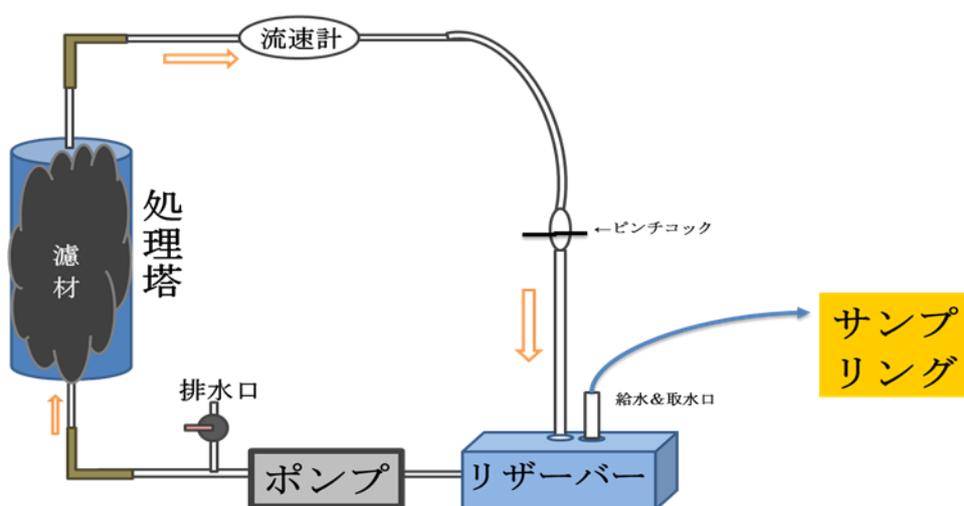


Fig.3-4-2 ④:流動床循環通水型

装置概略図

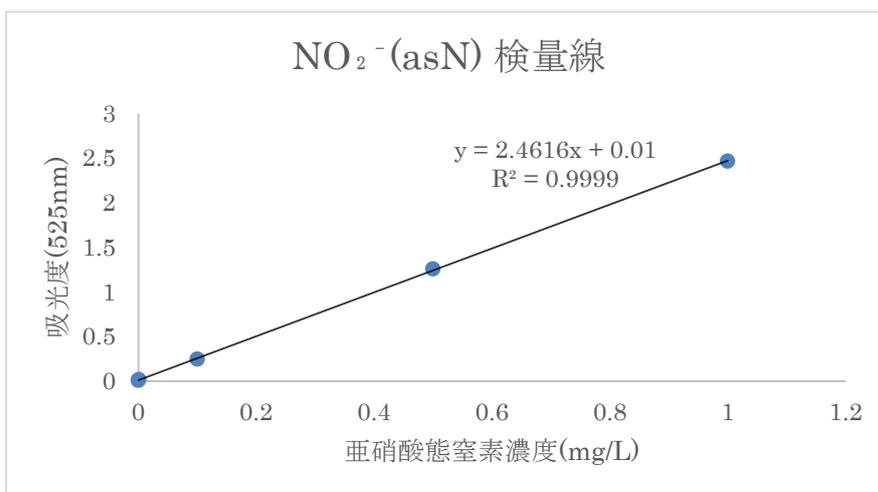


Fig.3-5 亜硝酸態窒素検量線

3-3 結果と考察

①から④の装置の全菌数及び一般細菌数の変動を(Fig. 3-8-1~Fig.3-8-4)に示す。③及び④に各菌数の単調な減少が見られるのに対し、①及び②には一部菌数の増加が確認された。更に、④を用いて行った亜硝酸態窒素濃度測定では、最初0.117mg/Lであった亜硝酸態窒素濃度が、20分間の処理により初期値の20%以下の0.022mg/Lとなり、水道水基準を満たすようになった(Fig. 3-9)。これらの形式の大きな違いとして処理中に濾材の流動があるかどうかということが挙げられ、過去の知見からもCR+AC濾材は両者の接触によりその作用を示すものと推測されるため、処理形式としては、濾材を敷き詰め固定するのではなく、処理中にもよく流動するようなものが有効であることが予想された。また、③の形式は閉鎖的な処理を行い易く効果の安定性も高いため、実験室的利用に適しており、④の形式は濾材量や循環速度の条件設定を行い易く且つ一度に大量の水を処理できるため、工業的利用に適していると考えられた。従って、災害時を想定した実用的な処理装置としては、④の処理形式の装置開発が有効なのではないかと考察され、以後の実験は全て④の装置を用いて行うこととした。

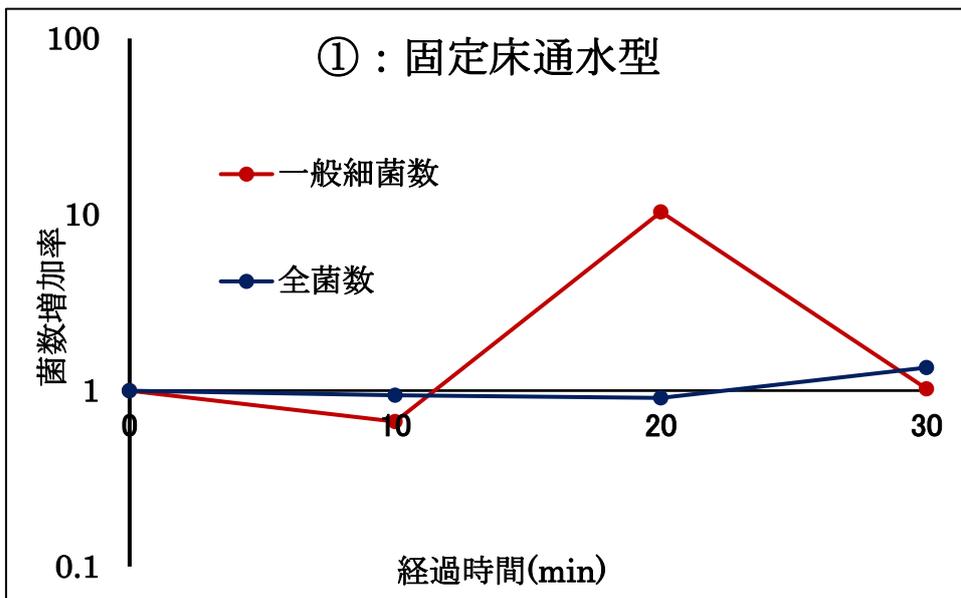


Fig. 3-8-1 ①の装置の全菌数及び一般細菌数の推移

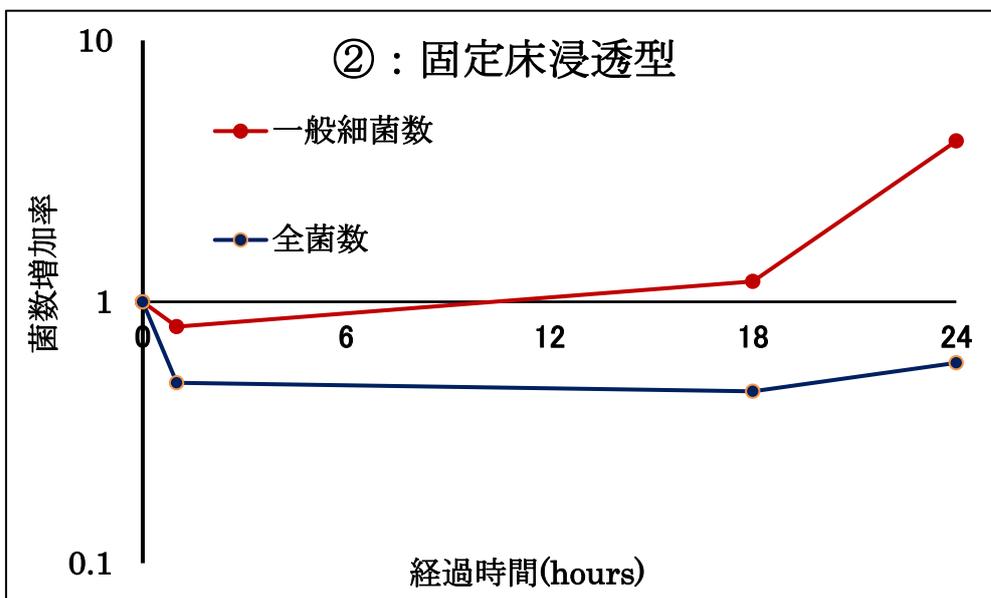


Fig.3-8-2 ②の装置の全菌数及び一般細菌数の推移

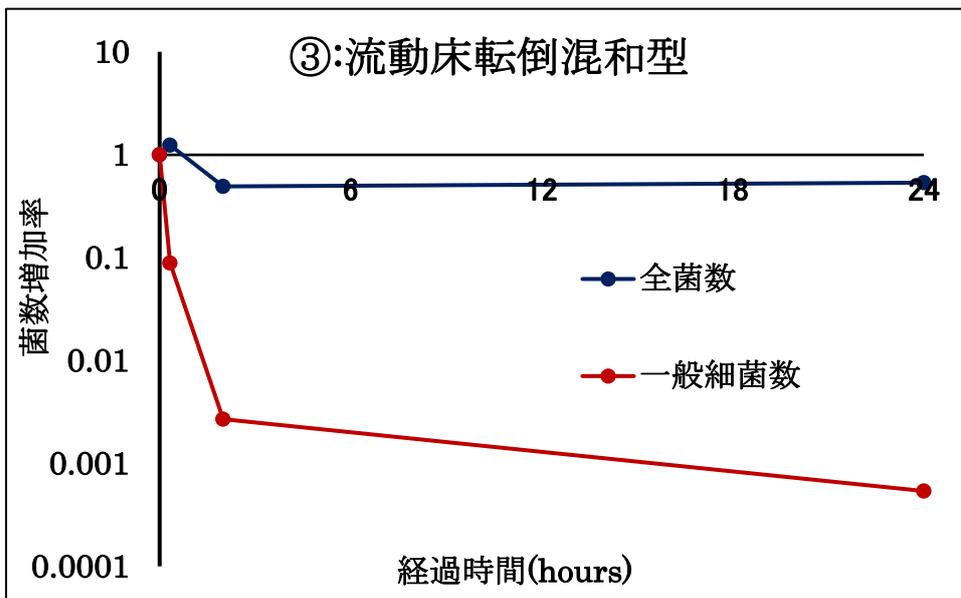


Fig.3-8-3 ③の装置の全菌数及び一般細菌数の推移

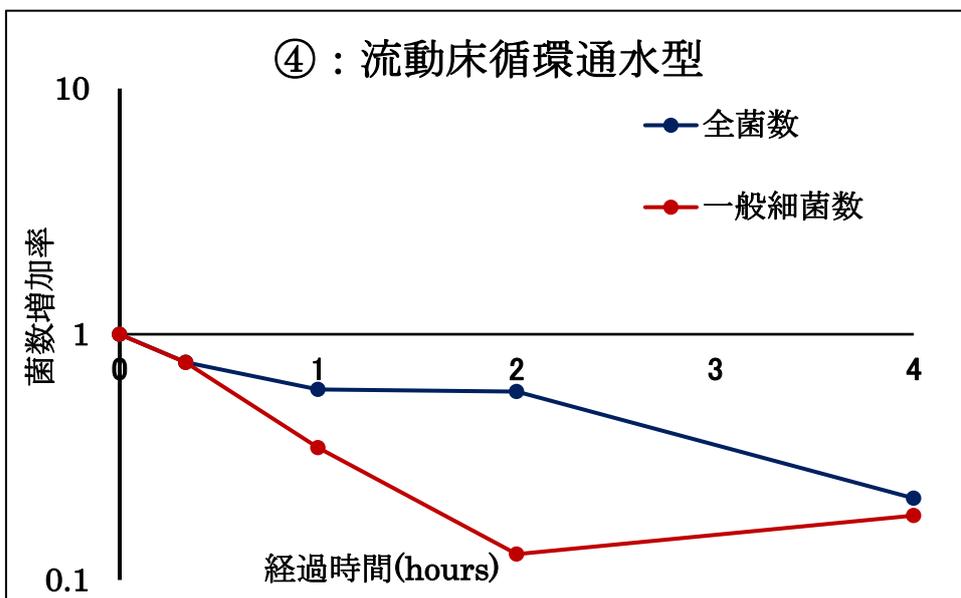


Fig.3-8-4 ④の装置の全菌数及び一般細菌数の推移

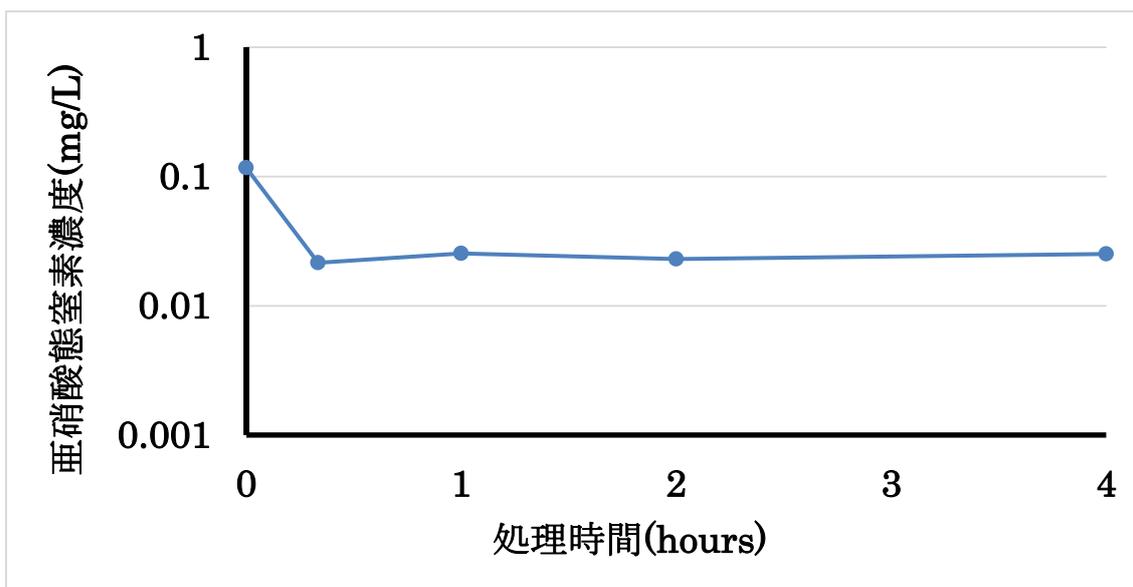


Fig.3-9 ④の処理における亜硝酸態窒素濃度の推移

第4章 河川水中の一般細菌に対するCR+ACの効果の検討

4-1 緒言

CR+ACの滅菌効果が河川水に対して発現すれば、災害時における生活用水の確保に貢献できると考えられる。そこで先ず、被処理水として多摩川の河川水を選択し、CR+AC処理による河川水中の全菌数および一般細菌のコロニー数に与える効果を検討した。その結果、CR+ACでの全菌数およびコロニー数の減少が観察された。

また、既存の抗菌活性が知られる活性炭であるAC (Ag) についても同様の実験を行い、CR+ACと与える効果の違いを比較した。その結果、AC (Ag)におけるコロニー数の減少量はCR+ACを上回ったが、全菌数の減少量はCR+ACを下回った。

4-2 材料と方法

AC, CR, AC (Ag) の3種の濾材を実験に使用した (Fig. 4-1)。ACはFiltrisorb 400 (カルゴンカーボンジャパン, 東京) を使用した。CR (非売品) は

SiO₂とAl₂O₃を主成分とする. CR中のSiO₂とAl₂O₃との含量(重量%)は各々69%, 21%である. その他の成分及び含量(重量%)は, Fe₂O₃が0.80%, K₂Oが0.93%, CaOが0.45%, MgOが2.5%, Na₂Oが0.35%, TiO₂が0.30%である. また, AC(Ag)はCW130(フタムラ化学, 愛知)を使用した. 各濾材の粒径は, AC 0.42-1.65 mm, CR 2.2-4.5 mm, AC(Ag) 0.5-1.7 mmである. 被処理水は, 多摩水道橋下(35.37.22 N, 139.34.13 E)にて採水した河川水を使用した. ろ過精度1 μmの糸巻きフィルター(Super Pure Filter 1μ, 環境テクノス, 福岡)で粒径1 μmを越える河川水中の浮遊物質をろ過した後, 実験を行った.

被処理水40 mlにAC 4 g, CR 4 g, AC(Ag)4 g, CR+AC 8 g(重量比CR:AC=1:1), CR+AC(Ag) 8g(重量比CR:AC Ag=1:1)のいずれかを加えた5種のサンプルを作製した. また, 濾材を何も加えていない被処理水40 mlをネガティブコントロール(以下NC)とした. サンプルは, 小型回転培養機(ROTATOR RT 50, タイテック, 埼玉, 以下ローテータ, Fig. 4-2)を用い, 27°C, 13 rpmで7日間培養した. 培養時間の経過に伴い, 各サンプル水中の全菌数とコロニー数の変化を計数した. 全菌数はSYBRGoldで染色された菌数とした. コロニー数は標準寒天培地(0.25%酵母エキス, 0.5%ペプトン, 0.1%グルコース, 1.5%寒天, pH 7.1±0.2)を用いて計数した.

全菌数の計数では, 初めにサンプル水を1 ml分取し, 炭酸カルシウムを適量加えて中性にした35-38%ホルムアルデヒド液(和光純薬, 大阪)を容量比(v/v%)が10%となるように加え, ボルテックスミキサーで混合し, 固定処理を行った. そして, 吸引濾過装置に孔径0.45 μmのメンブレンフィルター(Omnipore Membrane Filters JHWP02500, Merck Millipore)と孔径0.20 μmのメンブレンフィルター(ADVANTEC Membrane Filter K020A025A, 東洋濾紙, 東京)をそれぞれ順に載せ, その上にファンネルをセットした. ファンネルに滅菌生理食塩水4 mlで希釈した固定サンプル0.11 mlを入れ, 吸引濾過した. 濾過後, 孔径0.20 μmのメンブレン

フィルターを滅菌水で 400 倍に希釈した SYBR Gold10 μL に浸し、20 分間暗所に置き、染色した。ろ紙で余分な染色剤を取り除いた後、フィルターをスライドガラス上にマウントし、immersion oil, 非蛍光, 屈折率 1.518 (OLYMPUS, 東京) とカバーガラスを用いて封入した。落射型蛍光顕微鏡 (OLYMPUS BX51, 落射蛍光装置 BX2N-FL-1, オリンパス, 東京) を用いて 1,000 倍で検鏡し、画像の撮影を DP71-WPCXP で行った。濾過したサンプル中の菌数は、画像内の菌数 \times 濾過面積 (cm^2)/画像面積 ($\times 10^{-5}\text{cm}^2$) から求めた。画像内の菌数は無作為的に撮影した 10 画像の菌数を平均したものとした。

コロニーの計数は、平板希釈法を用いた。1, 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} ($n=3$) の希釈系列を作成して、標準寒天培地に 0.1ml を塗抹後、 20°C で 5 日間培養した。希釈水には、滅菌生理食塩水 (0.9% NaCl) を用いた。培養を行った希釈系列のうち、20 以上のコロニーが出現した最も希釈段階が小さいものについて平均した。なお、最大希釈段階でも出現コロニー数が 20 未満の場合は最大希釈段階での出現コロニー数を用いて計算した。

4-3 結果

河川水での計数結果を Fig. 4-3 と Fig.4-4 のグラフに示す。それぞれ、24 時間までの時間経過に伴った全菌数とコロニー数の変化を表している。CR+AC の全菌数は、24 時間で開始時点の 3.5% にまで減少し、 $6.05\text{E}+04$ cells/ml となった。CR+AC (Ag) の全菌数は、24 時間で開始時点の 7.3% にまで減少し、 $1.25\text{E}+05$ cells/ml となった。CR+AC のコロニー数は、24 時間で開始時点の 41% にまで減少し、 $4.07\text{E}+03$ CFU/ml となった。CR+AC (Ag) および AC (Ag) のコロニー数は、8 時間から 24 時間後には観察されなかった。コロニー数は、AC (Ag) が存在する条件において、8 時間以内に顕著な減少が確認できた。なお AC 単体でも全菌数の減少が

観察された。しかし、24 時間での全菌数は $1.89E+05$ cells/ml であり、CR+AC と比較すると、減少の程度が少なかった。また、コロニー数は 24 時間で $3.08E+04$ CFU/ml であり、こちらも CR+AC と比較すると減少の程度が少なかった。そして CR は全菌数・コロニー数共に減少しなかった。

4-4 考察

AC は CR との混合条件で、河川水的全菌数およびコロニー数をより減少させた。特に全菌数の計数では、抗菌活性が知られる AC (Ag) が存在する条件よりも、CR+AC で減少量が大きかった。一方、AC (Ag) は CR+AC よりも全菌数の減少量が少ない結果であったが、コロニー数の増加を妨げる効果については顕著に優位と考えられる。全菌数とコロニー数の変化の違いから、CR+AC と AC (Ag) の細菌への作用機構は異なる可能性が示唆された。

AC は全菌数とコロニー数が減少したものの、その程度は CR+AC よりも少なかったことから、AC は単体でも一定の損傷効果を細菌に与えるが、その効果は CR+AC, CR+AC (Ag), AC (Ag) に比べると少ないと考えられる。また、AC のような炭素材料は優れた細菌吸着性を有していることが知られている。炭素材料表面への細菌の吸着に関しては、炭素表面に栄養分を含む水分が吸着し、その栄養分に細菌が参集するメカニズムや、炭素表面が正電荷に帯電し、負電荷に帯電している細菌が電氣的に吸着するメカニズムが考えられている(山本, 2002)。本実験における AC 単体の効果は、このような細菌の AC への吸着によるものと考えられる。なお、CR は全菌数やコロニーの増加を妨げず、河川水中の多くの細菌に対して抗菌活性を持たないと考えられる。



Fig.4-1 使用した濾材. 左から, CR, AC, AC (Ag) .



Fig.4-2 ローテータ

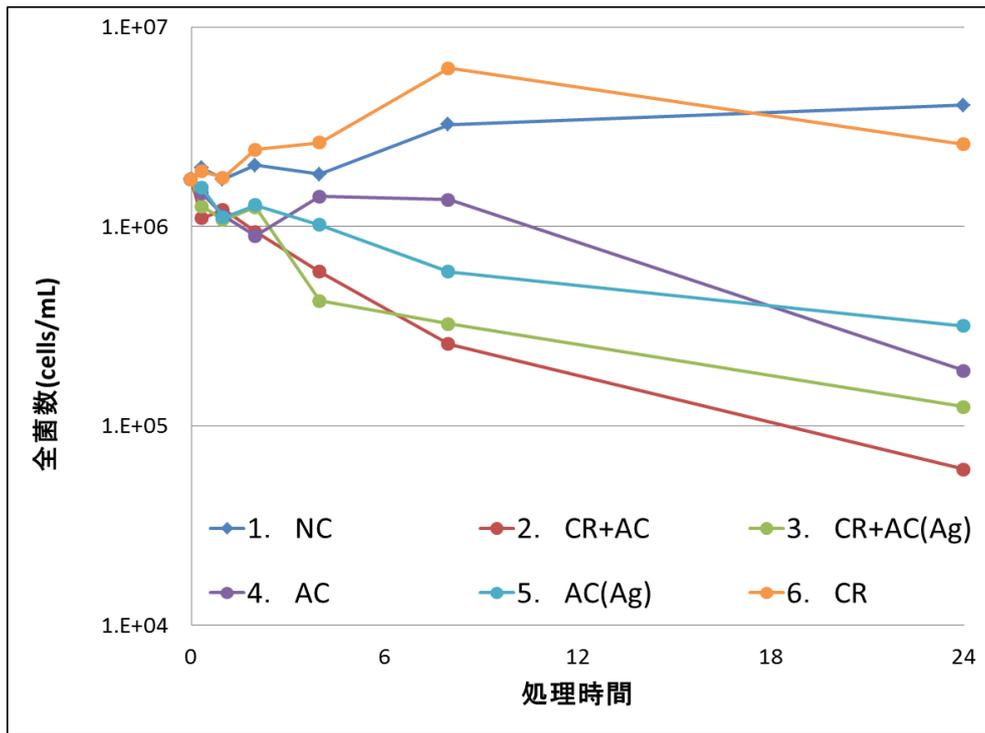


Fig.4-3 河川水における全菌数の変化

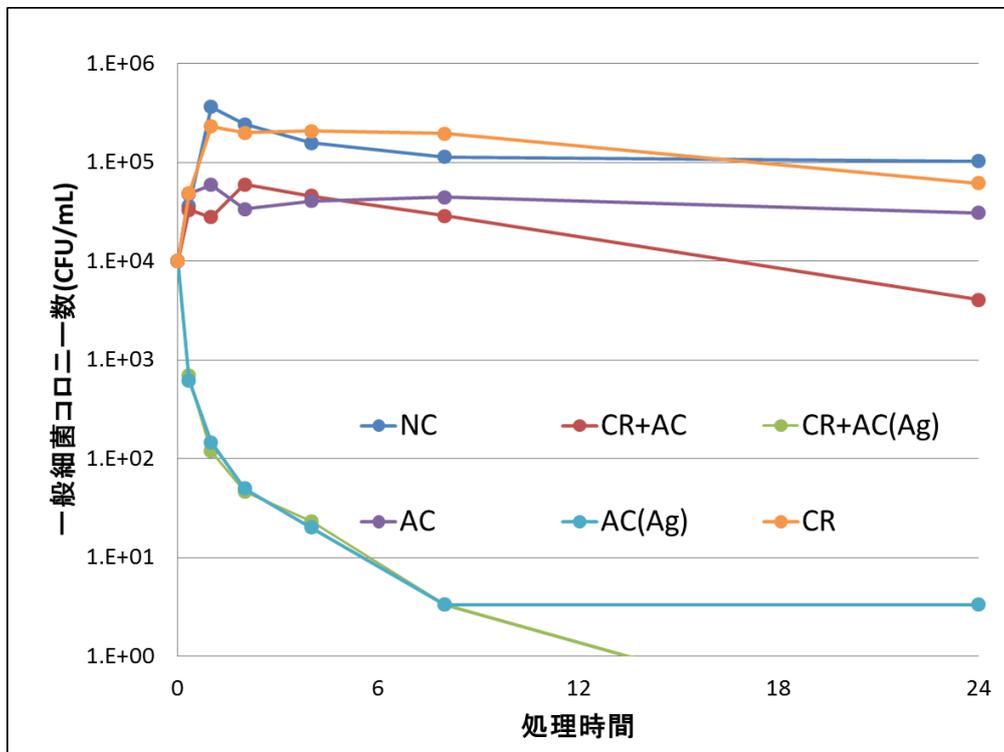


Fig.4-4 河川水におけるコロニー数の変化

第 5 章 *Escherichia coli* に対する CR+AC の効果の検討

5-1 緒言

水環境中に存在する病原微生物の種類は多く、その全てについて検査を行うのは困難である。多くの病原微生物は、腸管由来の微生物であることから、糞便による水の汚染が水質を評価する指標となる（厚生労働省、2003）。以上の理由より、水道水の水質基準では大腸菌が病原微生物の代替指標として採用されている。このような背景から、本研究では CR+AC の効果を検討する対象として大腸菌を選択した。河川水には複数種の細菌が含まれており、CR+AC の滅菌効果の発現が複雑化している可能性が考えられる。また、菌種によって、各種蛍光染色剤の染色性に違いがある可能性も考えられる。そこで、菌叢を単純化することでより詳細な検討ができると考え、大腸菌のみに対して CR+AC 処理実験を行った。

大腸菌に対する実験では、全菌数とコロニー数に加えて、PI によって染色された細菌を損傷菌、CTC によって染色された細菌を呼吸活性陽性菌と定義し、それらの変化について計数した。PI は健全な細胞膜は透過せず、損傷を受けた細胞膜のみに透過し、DNA の二重らせん構造にインターカレートすることで蛍光を観察できる。また、CTC は電子伝達により細胞内に生じる NAD(P)H により蛍光性ホルマザンに還元されることで、蛍光を観察できる。

5-2 材料と方法

AC, CR, AC(Ag) の 3 種の濾材は、河川水での実験と同様のものを用いた。被処理水には、*Escherichiacoli* JE6937 [F⁺; st^r] 培養液（以下大腸菌液）を使用した。大腸菌液の調製には Davis 最少培地 を一部改変した培地 (Table1, 以下 Davis Minimal 改変培地) を予め計測した多摩川河川水の全 N 量 (5.2mg/L) に合わせ

て希釈し、河川水と同様の全 N 量に調製した後、実験に使用した。適宜希釈した Davis 最少改変培地 300 ml 中に、同様の培地で調整した *E.coli* グリセロールストック($2E+8$ cells /ml)を 1 ml 接種したのち、 37°C 、160 rpm で 24 時間培養した。濾材との接触実験では、得られた大腸菌液($5E+7$ cells/ml)と、その大腸菌液を $5E+3$ cells/ml に希釈したものを用いた。 $5E+3$ cells/ml の大腸菌液は、処理前の菌数を少なくすることで、CR+AC がコロニー数の増加を抑制しているか観察する目的で使用した。

大腸菌液 40 ml に AC 4 g, CR 4 g, AC(Ag)4 g, CR+AC 8 g (重量比 CR:AC = 1:1), CR+AC(Ag) 8g (重量比 CR:AC Ag= 1:1)のいずれかを加えた 5 種のサンプルと NC を作製し、ローテータを用い、 27°C 、13 rpm で 7-14 日間培養した。培養時間の経過に伴い、各サンプル中の全菌数、コロニー数、損傷菌数、呼吸活性陽性菌数の変化を計数した。全菌数の測定には SYBR Gold, コロニー数の計数には LB 培地 (1%トリプトン, 0.5%酵母エキス, 1%塩化ナトリウム, 1.5%寒天, pH 7.0 ± 0.1) を使用した。損傷菌数は PI, 呼吸活性陽性菌は CTC により、染色された菌数とした。染色実験は、SYBR Gold-PI 二重染色, SYBR Gold-CTC 二重染色の 2 回に分けて行った。

SYBR Gold-PI の二重染色では、初めにサンプルを 1 ml 分取し、河川水と同様の方法でホルマリンによる固定処理を行った。次に固定したサンプル 1 ml に PI (1mg/ml)を $0.25\mu\text{l}$ 加え、暗所で 5 分間染色した。そして、孔径 $0.2\ \mu\text{m}$ のメンブレンフィルターによる吸引濾過を行い、濾過後のフィルターを 1/2 に切り分けた。その片方を滅菌水で 400 倍に希釈した SYBR Gold $10\ \mu\text{L}$ に浸し、20 分間暗所に置き、染色した。染色後、河川水と同様の方法で、スライドガラス上への封入および落射型蛍光顕微鏡での検鏡を行い、SYBR Gold と PI による染色画像をそれぞれ撮影し、全菌数と損傷菌数を計算した。

SYBR Gold-CTC 二重染色では、まず分取したサンプル 1 ml に CTC solution (50mM) 20 μ l と Enhancing reagent B 5 μ l を加え、37°C、30 分間培養を行い、染色した。CTC 染色後、前述と同様の方法で、ホルマリンによる固定処理、吸引濾過、SYBR Gold 染色、落射型蛍光顕微鏡による検鏡を行い、全菌数と呼吸活性陽性菌数を計算した。

コロニー数は、河川水と同様に平板希釈法 (n=3) によって求めた。各希釈段階のサンプル 0.1 ml を塗抹した培地は、37°C で 1 日間培養した後、コロニーを計数した。

5-3 結果

まず初発細胞密度 $5E+7$ cells/ml の大腸菌液での全菌数とコロニー数の変化を Fig. 5-1 と Fig. 5-2 に示す。CR+AC における大腸菌の全菌数は、7 日目時点で開始時点の 22% に減少し、 $1.32E+07$ cells/ml であった。CR+AC (Ag) の全菌数は、7 日目時点で開始時点の 70% に減少し、 $4.17E+07$ cells/ml であった。河川水での計数結果と同様、抗菌活性が知られる AC (Ag) よりも、通常の AC と CR の混合条件で減少量が多い結果となった。CR+AC のコロニー数は、7 日目時点で開始時点の 15% にまで減少し、 $2.87E+06$ CFU/ml となった。一方、CR+AC(Ag) と AC(Ag) は 20 分以後コロニーの形成が見られなかった。

また、初発細胞密度 $5E+3$ cells/ml の大腸菌液でのコロニー数の変化を Fig. 5-3 に示す。NC および CR は 1-2 日の間に増殖し、以後は $1E+06$ CFU/ml 台を維持していた。AC (Ag) が存在する条件では、コロニーが観察されなかった。CR+AC および AC でも、AC (Ag) には至らないが、コロニー数の増加抑制が観察された。14 日目における AC のコロニー数は 1.17 CFU/ml であった。一方、同日の CR+AC のコロニー数は $2.03E+02$ CFU/ml であり、AC よりも CR+AC の方がコロニー数の増加を抑制していた。

次に、損傷菌数計数の結果を示す。Fig. 5-4 は PI 染色菌比率, Fig. 5-5 は PI 非染色菌数の 7 日間での変化を示す。それぞれ全菌数あたりの損傷菌数と PI で染色されないことから、損傷菌ではないと判断される菌数を表している。PI 染色菌比率は AC(Ag)が存在する条件で高い数値を示した。CR+AC(Ag)および AC(Ag)の 8 時間以後は全菌数の約 80%以上が PI で染色された。一方、CR+AC では全菌数の減少が見られ始める 24 時間で PI 染色比率約 64%に達し、3 日目以降は PI 染色比率約 30%前後で推移した。PI 非染色菌数は CR +AC(Ag), AC(Ag), CR+AC で減少した。これに対して、AC 単体の非染色菌数は 8 時間以降大きく変化しなかった。

呼吸活性陽性菌計数の結果を Fig.5-6 に示す。グラフは 7 日間での全菌数あたりの CTC 染色菌 (呼吸活陽性菌)比率の変化を表している。AC (Ag) が存在する条件では CTC 染色菌は観察されなかった。CTC 染色菌比率は全体的に減少傾向が見られたが、AC では 7 日目に 90%まで増加した。

5-4 考察

SYBR Gold 染色及びコロニー計数の結果から CR+AC は細菌に損傷を与え、その全菌数とコロニー数を低下させると考えられる。その効果は AC 単体でも同様の効果があったが、CR との混合により効果が増大すると考えられる。ただ、AC がどの程度浮遊細菌を破壊しているのか、あるいは吸着しているのかは分からない。しかし、初発細胞密度 $5E+3$ cells/ml の大腸菌液での実験結果から、AC よりも CR+AC 存在下でコロニー数が少なかったことから、細菌の増殖を抑制する機構が働いていると推察される。

抗菌性が報告される炭素材料として、フラーレンや単層カーボンナノチューブが挙げられる (Delina *et al.*, 2006; Seoktae *et al.*, 2007) 。単層カーボンナノチューブでは、エルマン法を用いたグルタチオン濃度の測定により、その電氣的構造が細菌

に酸化ストレスを与えると考えられ、走査型電子顕微鏡による観察下で *E.coli* の形態的異常が観察されている (Chad *et al.*, 2010) . これらの炭素材料による抗菌作用とCR+ACによる効果を全く同様に扱うことはできないが、細菌に加わる酸化ストレスや形態異常の有無についての検討は、今後の調査項目と考えられる。

AC への細菌の付着速度は培養初期 24 時間で最も高くなり、培養 48 時間でほぼ一定になると報告されている (金, 1993). また, *E.coli* などのグラム陰性細菌は陽性細菌より活性炭に対する付着能が高いと報告されている (金, 1994). そして, 本研究の AC 単体では 7 日目に CTC 染色菌比率が 90%まで増加した. よって, AC 単体には, 大腸菌の呼吸活性を奪うような損傷を与える抗菌活性はなく, 主に細菌を吸着していると考えられる. なお CR 単体では, NC 同様に全菌数やコロニー数が増加していることから, 大腸菌に対しても抗菌活性はないといえる.

AC(Ag)は短時間で細菌に損傷を与え, コロニー形成能および呼吸活性を消失させると考えられる. しかし, 全菌数の計数において, CR+ACよりも全菌数の減少値がやや低い傾向を示していたことから, 菌の構造が大きく壊れるよりも先に, 内部的な損傷を与えているのではないかと考えられる. このことから, AC(Ag)とCR+ACの作用のメカニズムは異なると考えられた.

AC (Ag) の抗菌活性は溶出するAgイオンによるものと思われる. 大腸菌をAgイオン(900ppb) に反応させると, イオンチャンネルを通じてAgイオンが細胞質内に取り込まれ, リボソームでのATP合成酵素の生成を阻害することで, 細胞膜のペリプラズム空間で行われるATP合成が停止し, 徐々に形態異常を招くと考えられている(山中 2005, 2006). これは本研究において短時間のAC (Ag) との接触によって, CTC染色菌が観察されなくなったことと矛盾しない. AC (Ag) の溶出銀量は900ppbには満たないと思われるが, 同様の作用メカニズムが働いていると考えられる. AC (Ag) と CR+ACがそれぞれ別の抗菌活性を持っているとするならば, AC(Ag)とCR+ACを組

み合わせることでAC(Ag)自体の効果とCR+ACとの相乗効果が期待できるのではな
いかと考えられる。

Table1. Davis 最小培地組成 (glucose- YE+)

K_2HPO_4	7 g
KH_2PO_4	2 g
$(NH_4)_2SO_4$	1 g
Na-citrate($Na_3C_6H_5O_7$)	0.5 g
Yeast Extract	1.3 mg
10% $MgSO_4$	1 ml
Distilled water	1 l

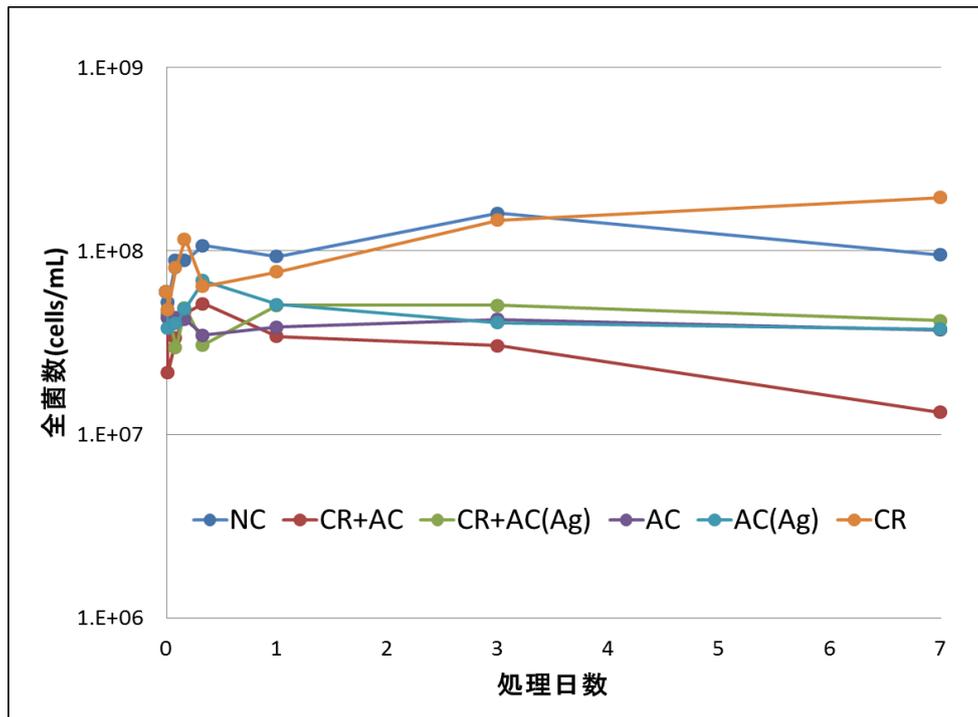


Fig.5-1 大腸菌液における全菌数の変化

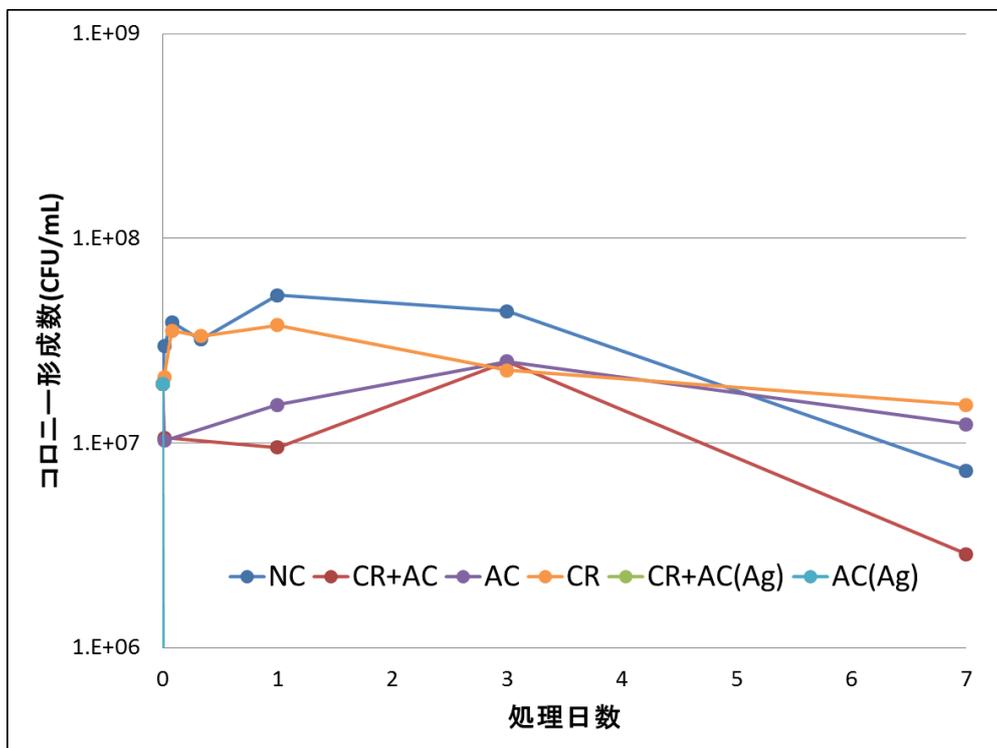


Fig.5-2 大腸菌液におけるコロニー数の変化

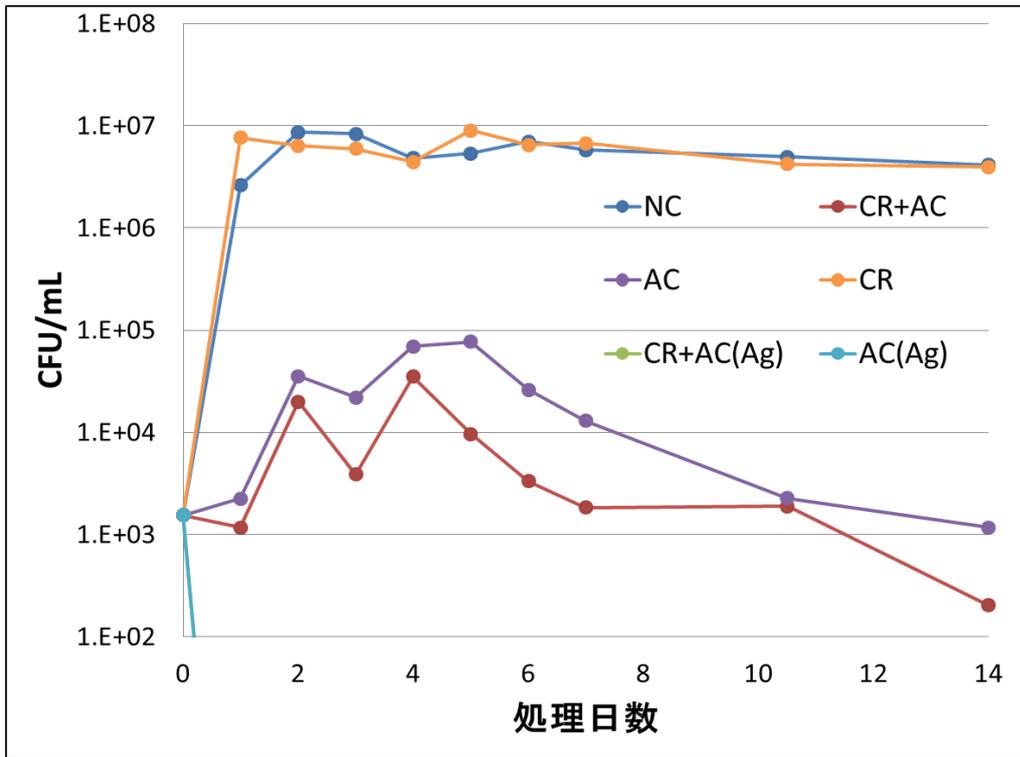


Fig.5-3 大腸菌液(5E+3 cells/ml)におけるコロニー数の変化

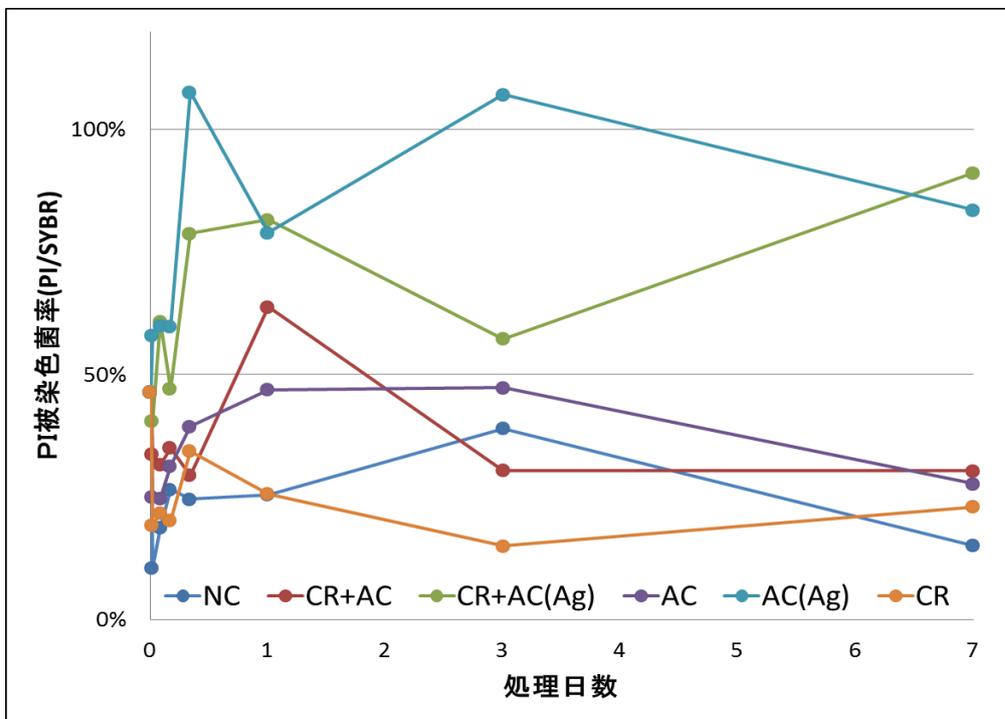


Fig.5-4 大腸菌液におけるPI染色菌率

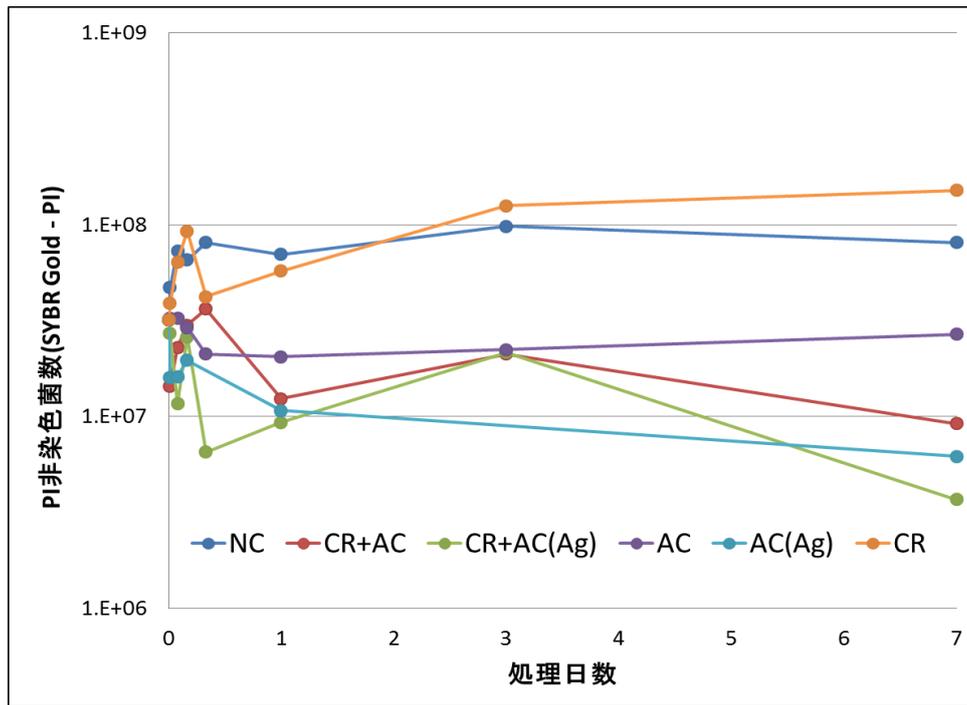


Fig.5-5 大腸菌液における PI 非染色菌数の変化

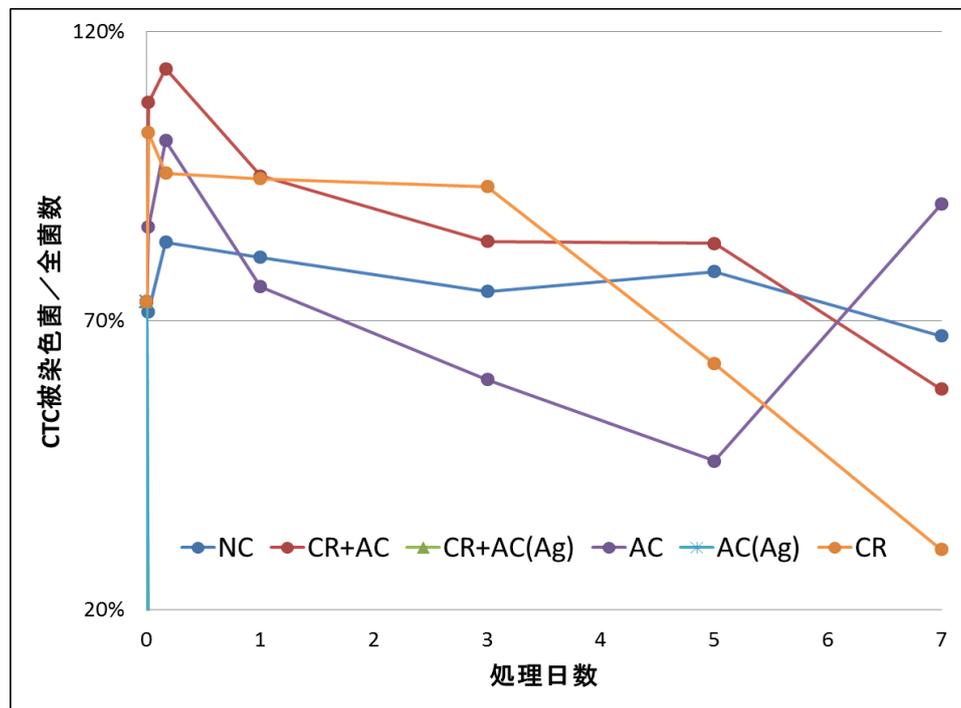


Fig.5-6 大腸菌液における CTC 染色菌率の変化

5-5 総括

得られた結果を以下に総括する.

- CR+AC は河川水中の一般細菌と大腸菌液について, 全菌数とコロニー数を減少させる効果が観察できた. また, その効果は AC 単体よりも高かった.
- AC は単体でも, 菌体に損傷を与え, 全菌数とコロニー数を減少させる効果が示唆されたが, AC への菌体の吸着が主因と考えられた.
- CR 単体では, 全菌数とコロニー数共に減少が見られなかった.
- AC (Ag) は, 河川水中の一般細菌と大腸菌液について, コロニー数と CTC 染色菌比率を短期間に激減させた.
- コロニー数や CTC 染色菌比率, PI 染色菌比率において, CR+AC よりも AC (Ag) に優位な結果が観察されたが, 全菌数の減少値は CR+AC がより高かった.
- AC (Ag) と CR+AC の作用のメカニズムは異なると考えられ, 2 種を組み合わせることで, 大きな効果が期待できる.

第 6 章 モデル河川水処理による装置の処理条件の検討と河川水の処理

6-1 緒言

第 3 章にて試作した流動床循環通水型装置での処理結果は、菌の減少こそ見られたもののその値が高レベルの処理水の水質基準を満たすまでには至らなかった。その原因として二つの可能性を考え、この章ではそれらの可能性の検証及び問題解決についてその手段を検討した。一つ目の可能性は濾材同士の接触効率が悪かったために CR+AC 処理が適切な効果を発揮できていなかったのではないかとということであり、濾材の接触効率を低下させていた要因としては、整流板として用いた CR 粒子の形状がまばらであり狙い通りの整流効果が出なかったこと及び濾材の充填量が多過ぎて流動状態が悪かったことの 2 点が考えられる。この問題に対し、整流部として用いていた大きな CR 粒子を滅菌ガラスビーズに置き換え整流作用を安定化させ、装置の濾材と水の比を CR:AC:水=150:150:3,000g に改め濾材充填を処理塔容積の半分程度に抑えた。その結果、流速 3.5L/min 以上での循環通水時に濾材が一様に分散し互いに接触し合う様子を視認し、接触効率を上昇させることが出来た。もう一つの可能性は、CR+AC の効果自体に河川水中の微生物を処理できる程の能力がないのではないかとということである。この問題に対しては、通常の CR+AC 処理に別の処理を追加することで処理性能の向上を図った。方法としてはまず、菌量及び生理状態を均一にしたモデル河川水を調製し、処理条件の異なる五種の装置を用いて処理しその菌数の推移を比較した。その結果、二種の処理条件において 4 時間以内に十分な菌数の減少が確認され、更に一種の装置については大腸菌が不検出となった。この二種の処理は組み合わせる用いることが可能であるため、実際の利用にあっては併用型の装置を活用することが望ましい。また、実験結果より CR+AC の微生物に対する効果には酸素が関与している可能性が示唆され、今後はそれらが微生物に及ぼす効果と作用機序についてのより詳細な研究も必要となるだろう。

6-2 材料と方法

6-2-1 モデル河川水の調製

条件の異なる 5 つの装置の結果をより精確に比較するため、菌量及び生理状態を揃えた大腸菌液を調製しそれを河川水の代わり(モデル河川水)として比較実験に供した。まず、初期菌量 4.05×10^8 cells/mL の大腸菌 *Escherichia coli* JE6937 株(以下 JE)の 7%グリセロールストック 1mL を滅菌河川水で 300 倍に希釈し、それを 37°C で一晩振盪培養し前培養液とした。その後、3L の滅菌河川水を用意し、そこに JE の菌量が滅菌前河川水の全菌数(1.72×10^6 cells/mL)と同等になるように前培養液を適宜添加し、調製された菌液をモデル河川水とした。

6-2-2 濾材の流動状態の確認

2 章の流動床循環通水型装置の整流部として利用されていた粒径 9.5mm 程度の CR100g の代わりに、粒径 4mm のガラスビーズ 300g 及び粒径 13mm 程度のガラスビーズ 300g を底部に充填した。装置の濾材と水の比を CR:AC:水=150:150:3,000g に改めた。濾材の流動状態は偏りが少なくほぼ良好であった。

6-2-3 処理条件の異なる装置の比較

装置の濾材と水の比を CR:AC:モデル河川水=150:150:3,000g に改め、条件を変更した 5 つの処理方式(液の循環方式は第 3 章で報告した④:流動床循環通水型)で処理し、その結果を比較した。(1):濾材なし, (2):CR+AC, (3):(2)+曝気処理, (4):(2)+H₂O₂(40ppm,1h)前処理, (5):(2)の AC を抗菌効果のある銀添着活性炭(以下 AC(Ag))に取り換えた装置をそれぞれ作製し、全菌数及びコロニー数の 2 項目について値をそれぞれ測定した。各処理装置の処理条件 Table 6-1 に、結果を Fig.6-1 と 6-2

に記載した.

Table 6-1 条件の異なる5種の処理条件

処理方式番号 名称	(1) NC	(2) CR+AC 循環	(3) (2)+曝気	(4) (2)+前処理	(5) CR+AC(Ag) 循環
支持床 (ガラスビ -ス) 粒径 13mm と4mmを 混合	なし	大 300g 小 300g	←	←	←
濾材	なし	CR150g AC150g	←	←	CR150g AC(Ag)150g
循環流量 (L/min)	0 (静置)	4	3.7	1.85	2.85
線速度 (cm/s)	0	1.47	1.36	0.68	1.05
(2)との差 特徴	濾材なし		濾過滅菌 空 気を吸入 (吸入速度不明)	H ₂ O ₂ (40mg/L,1h)で 前処理	ACとして銀 添着活性炭 (AC(Ag))使 用

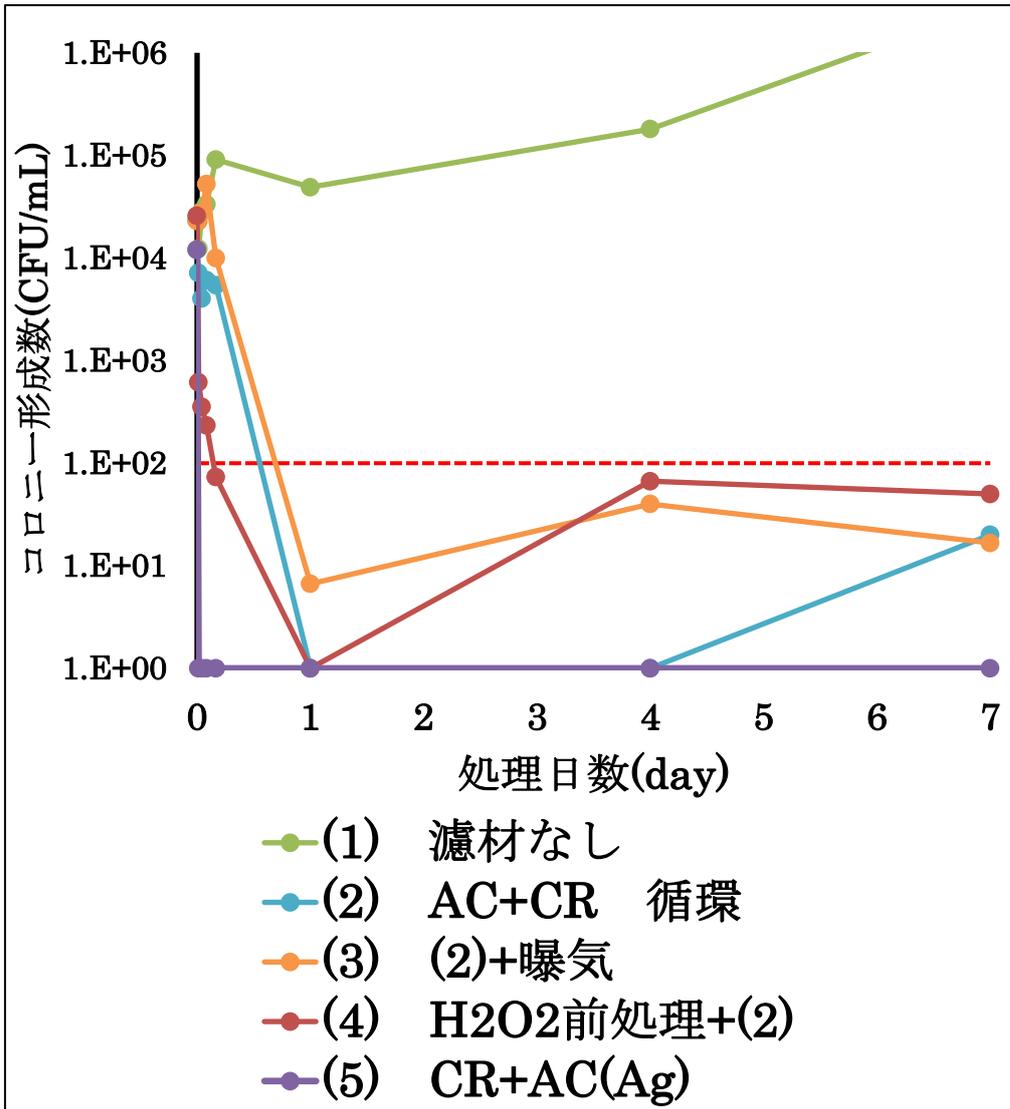


Fig.6-1 異なる条件でのモデル河川水の処理 コロニー数の推移

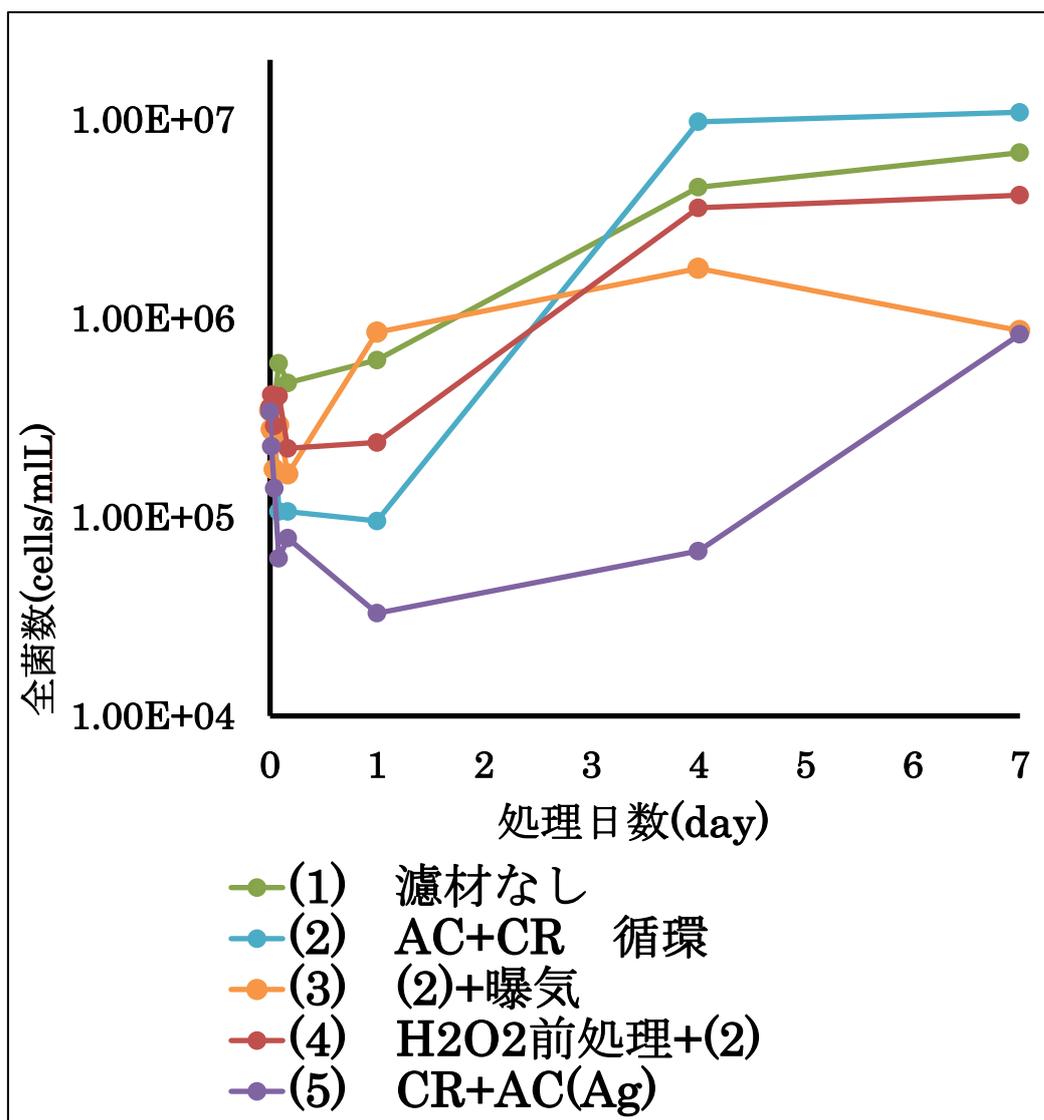


Fig.6-2 異なる条件でのモデル河川水の処理 全菌数の推移

6-3 結果と考察

(1)以外全ての装置において、大腸菌のコロニー数が一般細菌コロニー数の基準値を満たした。特に(4)及び(5)の処理効果が高く、4 時間以内の処理で基準値に到達し、(5)では大腸菌が検出されなかった。これらの原因としては、濾材の充填量を減らした結果全体が均一に循環するようになり、かえって濾材の接触効率が高まったことが考えられる。(4)及び(5)の処理は併用することが可能なことから、(4)及び(5)を組み合わせ

せた条件の装置設計が良好と考えられる。また、長期的な処理では、曝気を行った(3)の装置に全菌数の減少が見られた。この結果から AC+CR の作用に酸素の関与が示唆され、今後 AC+CR のより詳しい作用の調査と、AC(Ag)単体による抗菌効果との比較検証が必要である。

6-4 河川水の処理

6-3 において処理方式(4)と(5)の除菌効果が高かった。処理方式(4)は、過酸化水素の前処理をしてから CR+AC で処理、処理方式(5)は、AC(Ag) を CR と混合して CR+AC(Ag) で処理、であった。そこで過酸化水素の前処理と CR+AC(Ag)処理の両方の併用により更に良好な処理効果が得られると考え、災害時の生活用水を得るための河川水の処理フローを考案した。

処理フローは以下のごとくである。

ごく薄い過酸化水素(40 mg/L)で前処理(1h) → CR+AC(Ag) 処理(2h)

河川水は 2015 年 3 月 10 日に St.4 にて採水し、採水当日から実験を開始した。河川水の採水と同時に濾過(1 μ m フィルター)を手動ポンプで行った (Fig. 6-3)。



Fig. 6-3 河川水の採水. 手動ポンプ(A)と濾過装置(B)

装置の被処理水(河川水)の滞留時間を 2 時間にして実験室規模での連続実験を

1週間行った結果を以下にまとめる。

レジオネラ菌非検出で浴場水基準値を満たしたが、大腸菌群が検出され基準を満たさなかった。水道水質基準の一般細菌数、大腸菌非検出、亜硝酸態窒素値については基準を満たした。

水道水質基準の一般細菌数、大腸菌非検出は満たしたものの従属栄養細菌数が $1E+5$ 以上あり飲用には不適と考えられた。浴場水質基準にある大腸菌群が検出されたものの、水道水質基準の一般細菌数(100 cfu/ml以下)、大腸菌非検出、亜硝酸態窒素は満たすので、水道水質基準に近い水として災害時の生活用水(洗濯・トイレ等)としての使用ならばほとんど問題ないものと考えられる。しかし、風呂に使用するためには、大腸菌群を殺菌する、または、基準値を以下に下げる処理を行えば可能である。

Fig.6-4 に2日目までの測定結果をグラフにして示した。

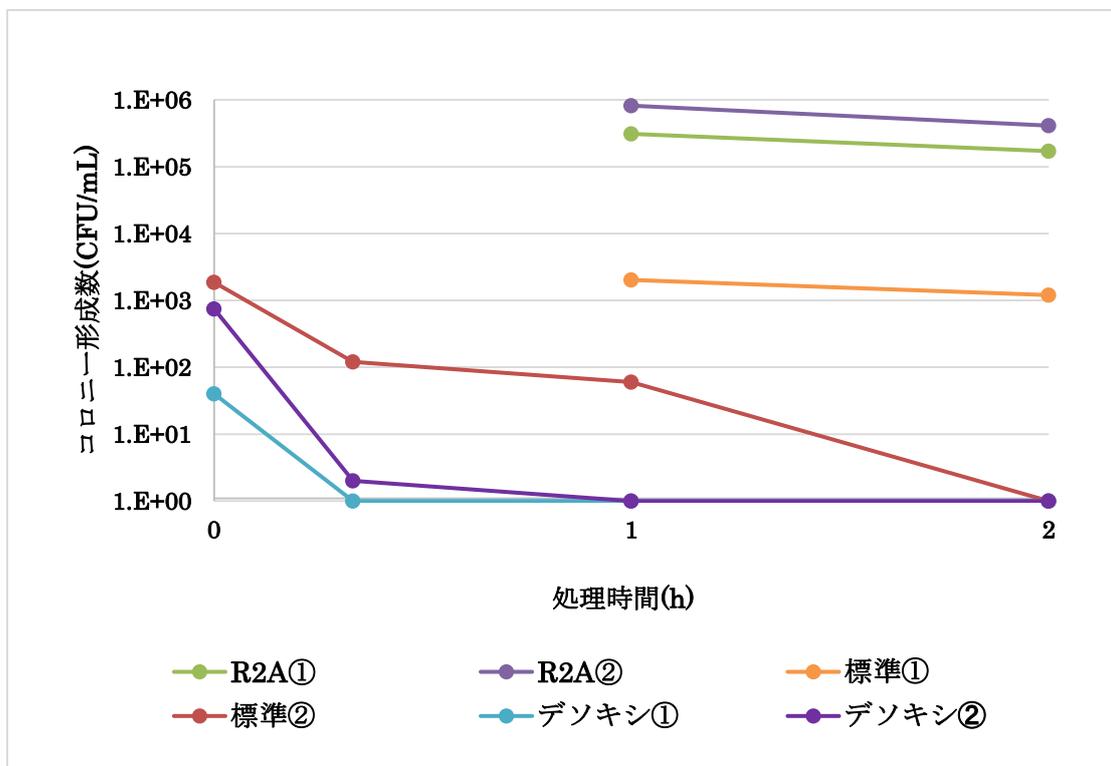


Fig.6-4 過酸化水素前処理+CR+AC(Ag)による河川水の処理

R2A は従属栄養細菌数、標準は一般細菌数、デソキシは大腸菌群数それぞれの

コロニー数. ①は1日目, ②は2日目の値.

大腸菌の検出には栄研化学株式会社 ES コリキャッチ 100(特定酵素基質培地: IPTG 添加 ONPG-MUG 培地法)を用いた. 1日目は大腸菌群と大腸菌の両方が陽性だったが, 2日目以降は大腸菌群は陽性だったが大腸菌の両方は陰性だった. レジオネラ菌の検出については, 外部業者(環境調査 net, 神奈川県)に依頼した.

災害時の雑用水を得るための河川水の処理フローは以下の通りである.

(i) 河川水の採水と同時に濾過(1 μ m フィルター)を手動ポンプで行い受水槽(2 m³ 以上)に入れる.

(ii) 受水槽に過酸化水素を 40 mg/L の濃度になるように添加してよく混ぜる.

(iii) *CR+AC (Ag) 槽(2 m³)への通水・循環を**電動ポンプ(携帯発電機による)で行う. 滞留時間が2時間以上になるようにする. 回分式処理が好ましい.

*CR+AC(重量比で1:1に混合)を充填した槽(100L 以下でよい)に通水させて過酸化水素を分解させてから CR+AC (Ag) (重量比で1:1に混合)槽に流入させる.

**発電機が無い場合は, 足踏み式ポンプを用いて通水・循環させる.

本装置を 24 時間フル稼働することにより, 約 1,000 人の 1 日分(約 25 L)の生活用水(洗濯・トイレ・シャワー用)が得られる.

第7章結論

災害時一人当たりの生活用水必要量は 25 L/日, 飲用水は 2 L/日とされる. また災害時に不足する水は, 飲料水よりも洗濯, トイレ, 風呂等に多量に使う水であると言われる.

本研究の方法により, 一般細菌数, 大腸菌検出について浴場水規準から大きく外れる多摩川下流域の河川水を, 災害時の雑用水として使える可能性が示された.

本研究の方法によれば, 手動ポンプで河川(井戸水にも適用可能)から採水・濾過し, 受水槽 1 槽に貯め, 濾材槽(例えば 2m³) 1 槽にポンプで通水・循環(携帯発電機電源を使用)すれば毎日約 1,000 人分の生活用水が確保できる.

今後も起こり得る各種自然災害時に, 被災住民だけでなく救援の自衛隊やボランティア用の生活水の確保が必要になる. 本研究の方法は電力供給が途絶えた各種災害時に生活水を確保する手段として役立つことが期待される.

携帯発電機などで多少の電力が得られる場合で中空糸膜・RO 膜等を使った濾過装置をえるような状況では, 本研究の方法をそれらの前処理として使えば高価な膜カートリッジの寿命を大幅に延ばす有力な手段となり, 災害時に高度に処理された水を大量に供給することに寄与できると考えられる.

本研究では肌に直接接触れさせることができるレベルの処理水を得るまでには至らなかったが, 大腸菌群を基準値以下に下げる方法を今後考案することにより, 入浴の水を供給することができることが示唆された.

・参考文献

Chad D. Vecitis, Katherine R.Zodrow, Seoktae Kang, and Menachem Elimelech.	
Electronic-Structure-Dependent Bacterial Cytotoxicity of Single Walled Carbon Nanotubes. 2010. acsnano. 4:5471-5479.	
Delina Y. Lyon, Laura K. Adams, Joshua C. Falkner, and Pedro J. J. Alvarez.	
Antibacterial Activity of Fullerene Water Suspensions: Effects of Preparation Method and Particle Size. 2006. Environmental Science and Technology. 40:4360-4366.	
Seoktae Kang, Mathieu Pinault, Lisa D. Pfefferle, and Menachem Elimelech.	
Single-Walled Carbon Nanotubes Exhibit Strong Antimicrobial Activity. 2007. Langmuir. 23:8670-8673.	
厚生労働省, 第6回厚生科学審議会生活環境水道部会水質管理専門委員会, 配布資料, 微生物に係る基準について. 2003.	
http://www.mhlw.go.jp/shingi/2003/02/s0203-4a.html	
島谷等. 兵庫県南部地震時における水利用実態と河川水利用の可能性に関する研究, 土木学会論文集, No.580/VII-5, 1-8, 1997.11	
小堀洋美. 多摩川の水質環境の変化に対応した新たな微生物・化学指標による現状把握と指標評価, とうきゅう環境財団学術研究成果リスト, 2005	
鈴木誠治, 土居直. 特開2005-81325	
国土交通省 土地・水資源局水資源部. 平成18年版日本の水資源, 第II編 日本の水資源と水需給の現況. 2006.	
http://www.mlit.go.jp/tochimizushigen/mizsei/hakusyo/H19/	
金周永, 稲盛悠平, 杉浦則夫, 高木博夫, 須藤隆一. 1993. 細菌類の活性炭に対する親和性および生物活性炭による基質の除去特性. 水環境学会誌. 16:202-208.	
金周永, 杉浦則夫, 伏見聡, 稲盛悠平, 西村修, 須藤隆一. 1994. 生物活性炭における細菌の付着能と高濃度基質分解特性. 日本水処理生物学会誌. 30:49-56.	
山中幹宏, 原圭太, 工藤淳. エネルギーフィルタ型透過型電子顕微鏡による銀イオンと生体との相互メカニズム解析. 2005. シャープ技報91:45-49.	
山中幹宏, 松井紀江, 原圭太, 工藤淳. プロテオーム解析による銀イオンと生体との	
山本修. 2002. 炭素. 202:104	

・謝辞

本研究の遂行にあたって、実験方法と研究の進め方について多岐に渡るご指導を賜りました東京大学大気海洋研究所特任研究員 千浦 博 博士に深く感謝いたします。日常の議論を通じて多くの知識や示唆を頂いた当研究室の皆様にも感謝します。

多孔性セラミックスと活性炭を用いた非電化フィルターによる
多摩川河川水の減菌と飲料化の研究

(研究助成・学術研究VOL. 44—NO. 317)

著 者 今田 千秋

発行日 2015年11月1日

発行者 公益財団法人とうきゅう環境財団

〒150-0002

東京都渋谷区渋谷1-16-14 (渋谷地下鉄ビル内)

TEL (03) 3400-9142

FAX (03) 3400-9141

<http://www.tokyuenvironment.or.jp/>