

できる。しかし、ろ過漏出した粒径の大きさは沈澱物、浮遊物におけるフロック粒径分布とは異なり、 $4.2\mu\text{m}$ にピークが検出された。図8にはピコ植物プランクトンそのものの粒径分布も示したが、それは $1\mu\text{m}$ 程度にピークを有する粒径分布をもっている。したがって、ろ過漏出したピコ植物プランクトンは未凝集ではなく微小なフロックを形成していたことがわかるが、凝集沈澱、さらにはろ過で除去されるフロックよりも小さいフロックであると言える。

表2には、凝集沈澱ろ過処理水中に検出されたアルミニウム量を示す。水道水をベースに原水を作成したが、それは 0.04mg-Al/L 程度のアルミニウムを含んでいた。これに対して凝集剤注入量2、5、 10mg-PAC/L の条件では、それぞれ 0.12 、 0.01 、 0.18mg-Al/L のアルミニウムが検出された。 2mg-PAC/L では濁度が0度にはならず、フロックのろ過漏出が起こっていた。これによってアルミニウム濃度の上昇が生じたと考えられる。一方、 10mg-PAC/L では濁度は0度であったが、より高いアルミニウム濃度が検出されたのは、凝集剤がピコ植物プランクトンおよび砂と反応せずにそのまま漏出した可能性が考えられる。

3) 二段凝集の効果

図9には、ピコ植物プランクトン懸濁液の急速攪拌後の粒径分布に及ぼす凝集剤注入量の影響を示す。2から 5mg-PAC/L へと凝集剤注入量増加させると、粒径のピークは105から $228\mu\text{m}$ へと増加した。しかし、 10mg-PAC/L まで増加させると、一部の再分散が起こり、 $5.5\mu\text{m}$ にも粒径のピークが表れた。丹保ら⁴⁾は、水酸化アルミニウム重合物の量が過剰に存在するとフロック径は大きくなることを明らかにしているが、本実験でも同様の現象が確認された。

以上の結果をふまえて、二段凝集の効果を考察する。

最適凝集剤注入量は凝集沈澱による濁度の除去性を指標として、ジャーテストによって決定されることが一般的である。すなわち、

凝集剤添加によってゼータ電位を $-5\sim+5$ (mV) の荷電中和領域に調整し、より大きなフロックが形成される条件を整えることが、沈澱除去率を高める条件である。しかし、植物プランクトンを荷電中和するためには、粘土鉱物等と比較してより多くの凝集剤注入量を必要とするため⁵⁾、本研究で明らかになったように凝集剤注入量の増加によって一部が再分散する可能性が高い。

一方で、本研究で明らかになったように、ピコ植物プランクトンのような粒径の極めて小さい植物プランクトンに対して 5mg-PAC/L 程度の凝集剤を注入することで、粒径 $200\mu\text{m}$ 超にピークをもち、 $10\mu\text{m}$ 以下のフロックがほとんど存在しないフロックを形成することが可能である。ただし、これも本実験で明らかにしたように、粒径 $100\mu\text{m}$ 超のフロックは沈澱除去できたものの、それ以下の粒径の沈澱除去性は悪く、濁度としては除去率が50%程度であった。これにはピコ植物プランクトンの比重も関係すると思われる。すなわち粘土粒子等の比重2.6程度に比べて植物プランクトンの比重は1に近く、沈澱させるためにはより大きなフロックを形成させる必要がある。

一方で、ろ過による粒径 $100\mu\text{m}$ 以下のフロックの除去効率は極めて高く、ろ過漏出したフロックの粒径分布が $4.2\mu\text{m}$ にピークをもち、 $10\mu\text{m}$ 以上のフロックがほとんど存在しないことを考えると、粒径 $10\mu\text{m}$ 以上のフロックを形成する凝集条件が、凝集ろ過では重要と考えられる。

このような凝集条件は、ゼータ電位で示される荷電中和領域からははずれており、凝集剤の注入量が低い場合は $10\mu\text{m}$ 以下のフロックが形成され、また高い凝集剤注入量においてもフロックの一部が再分散して $10\mu\text{m}$ 以下となるため、最適な凝集剤注入量を保つことが重要である。

さらに、ろ過水へのアルミニウムの漏出という観点からも、最適凝集剤注入量より高い場合も低い場合もアルミニウム濃度が高まることが示唆された。

また、総損失水頭の急激な上昇、すなわちろ過閉塞の観点からは、過剰な凝集剤注入量が問題であることも示された。

以上をふまえると、ろ過処理前に適切な凝集剤注入量によってろ過除去可能なフロックを形成する凝集ろ過法は、ピコ植物プランクトンの除去には極めて合理的であると言える。

E. 結論

ピコ植物プランクトンのように、凝集沈澱処理において多量の凝集剤注入量を必要とする懸濁物質の除去には、ろ過の前に凝集剤を添加する凝集ろ過法が合理的な処理法である。ただし、凝集剤注入量が少ない場合粒径 $10\mu\text{m}$ 以下のフロックが形成され、凝集剤注入量が多い場合フロックの再分散により一部が粒径 $10\mu\text{m}$ 以下となることから、最適な凝集剤注入量によってフロック径を $10\mu\text{m}$ 以上に保つことが肝要である。

G. 研究発表

1) 論文発表

該当なし

2) 学会発表

(1)安齋英悟、AKTAS Tugrul Selami、西村修、藤本尚志、岸田直裕、秋葉道宏、LEE Shunhwa、ピコ植物プランクトンの凝集特性に関する基礎的研究、第 48 回日本水環境学会年会、2014 年

(2)安齋英悟、千葉信男、秋葉道宏、西村修、ピコ植物プランクトンに対する凝集ろ過法の効果、日本水処理生物学会、2014 年

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)

1) 特許取得

該当なし

2) 実用新案登録

該当なし

3) その他

該当なし

I. 参考文献

- 1) 秋葉道宏：水道システムにおける生物障害の実態把握とその低減対策に関する研究：平成 25 年度総括・分担研究報告書：厚生労働科学研究費補助金健康安全・危機管理対策総合研究事業
- 2) Anthory Anable *et al.*:Chem, & Met. Eng. 45、No.5、1938
- 3) 海老江邦雄ら：PAC 被覆砂ろ過による濁質の高効率分離に関する基礎的研究、土木学会第 55 回年次学術講演会、2000
- 4) 丹保憲仁ら：フロック形成におよぼす凝集条件について、衛生工学、16、pp.37-47、1968
- 5) 秋葉道宏ら：Chlorella sp.の細胞内外有機物質の凝集阻害に関する基礎的研究、水道協会雑誌、60(2)、pp.2-10、1991

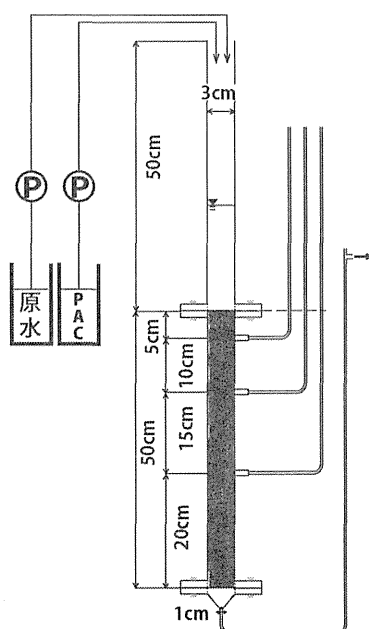


図1 凝集ろ過実験装置概要

流量：50mL/min

ろ過速度：100m/日

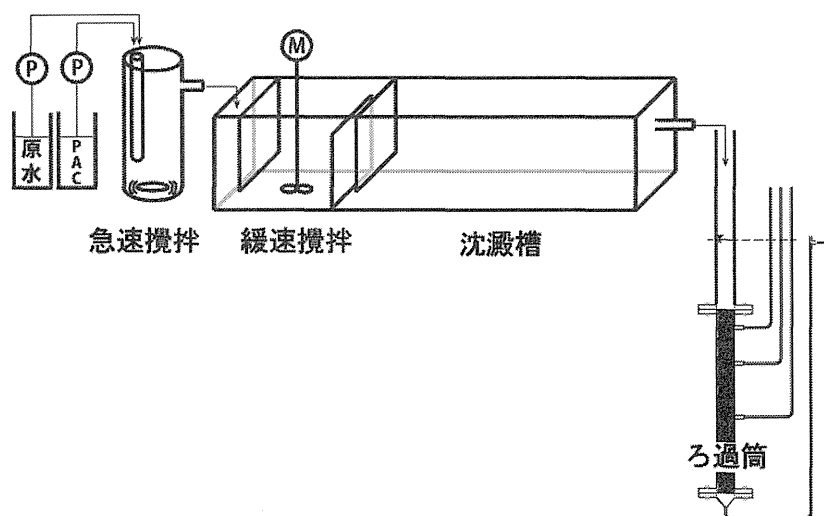


図2 凝集沈澱ろ過実験装置概要

流量：50mL/min

急速攪拌：G 値 100s^{-1} 、7 分

緩速攪拌：G 値 18s^{-1} 、30 分

沈澱：1 時間

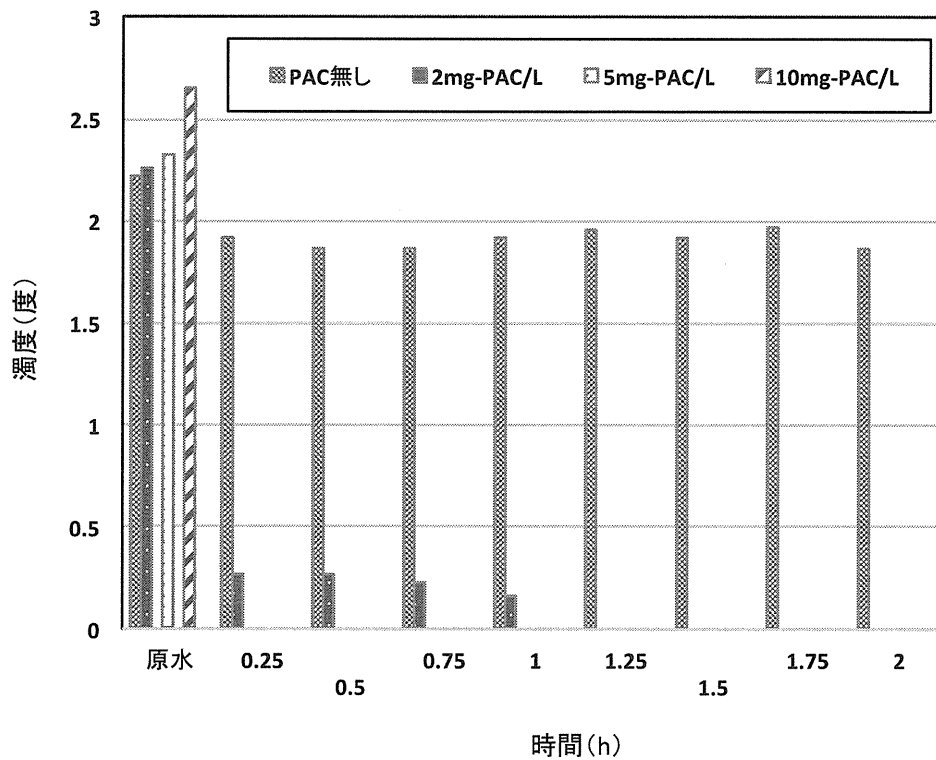


図3 ピコ植物プランクトン懸濁液の凝集ろ過における処理水濁度の経時変化

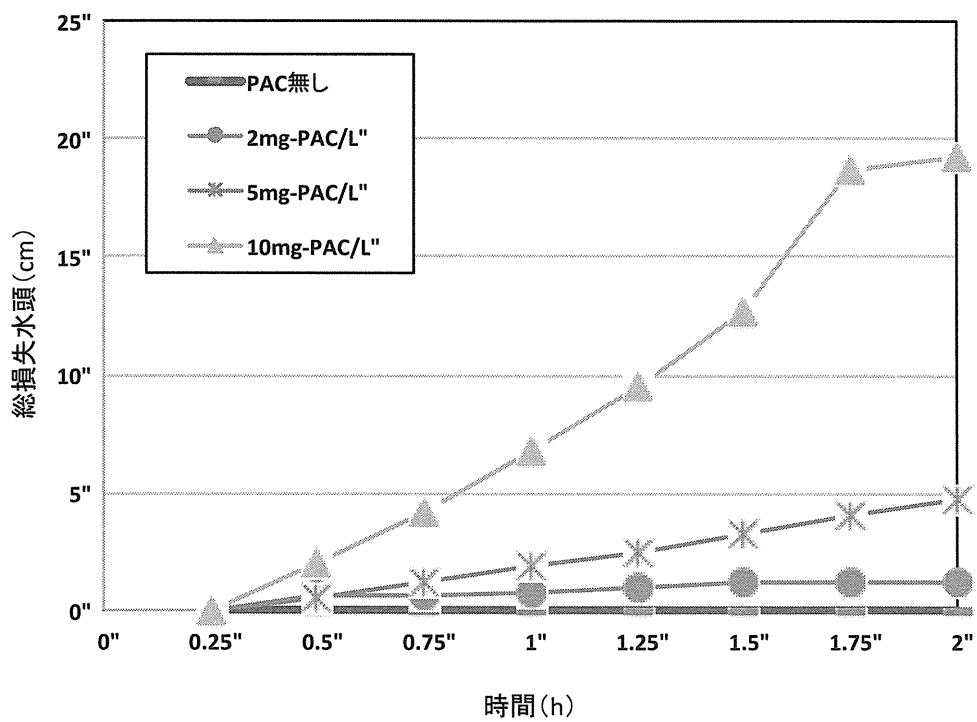


図4 ピコ植物プランクトン懸濁液の凝集ろ過における総損失水頭の経時変化

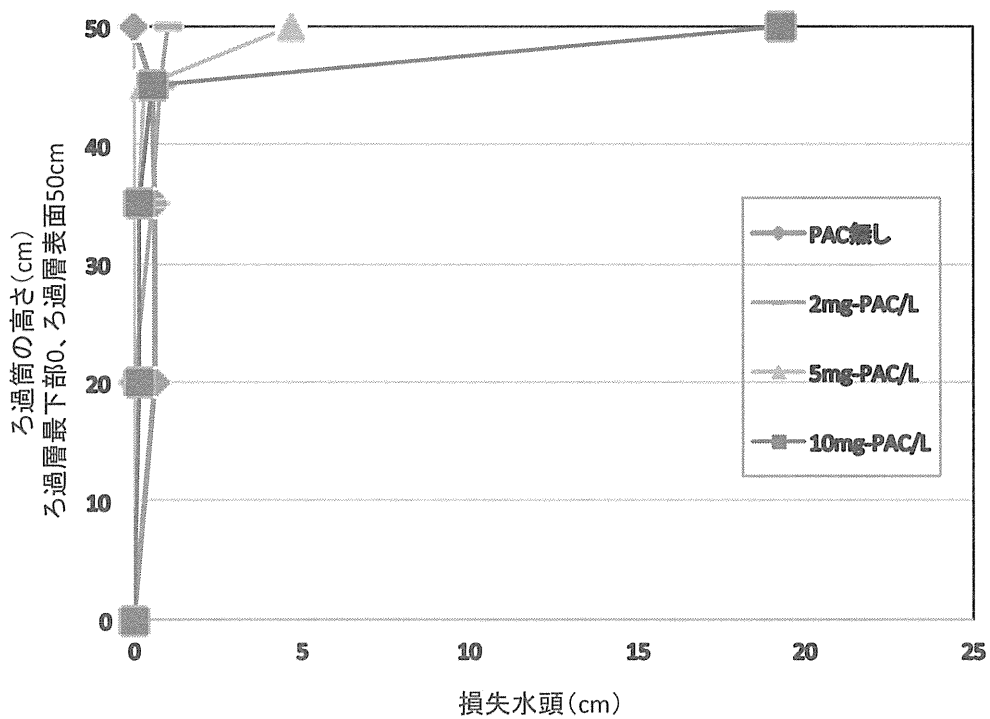


図5 ピコ植物プランクトン懸濁液の凝集ろ過における損失水頭の鉛直分布（2時間後）

表1 ピコ植物プランクトン懸濁液の凝集ろ過における凝集剤注入量とゼータ電位の関係

凝集剤注入量 (mg-PAC/L)	0(原水)	2	5	10
ゼータ電位(mV)	-29.3	-26.8	-21.7	-15.1

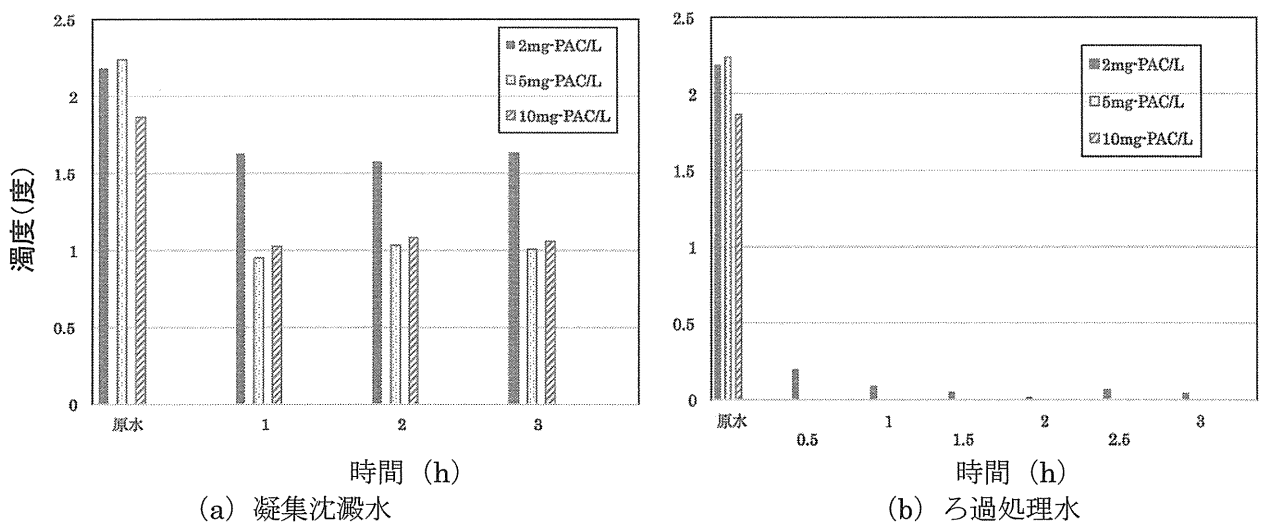


図6 ピコ植物プランクトン懸濁液の凝集沈澱ろ過における処理水濁度の経時変化

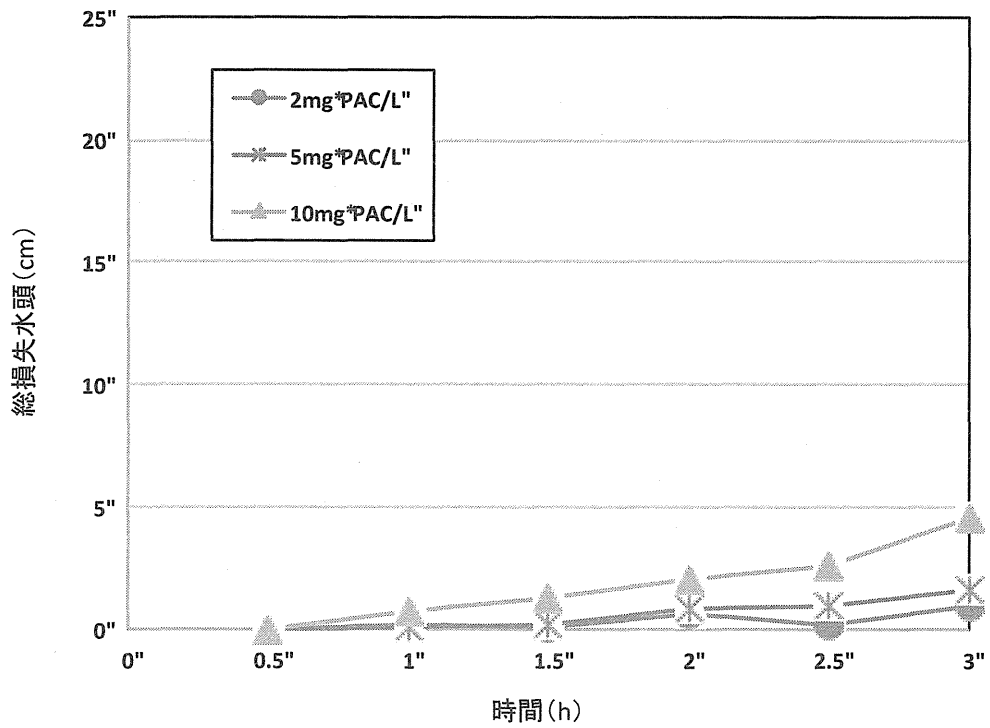


図7 ピコ植物プランクトン懸濁液の凝集沈殿ろ過における総損失水頭の経時変化

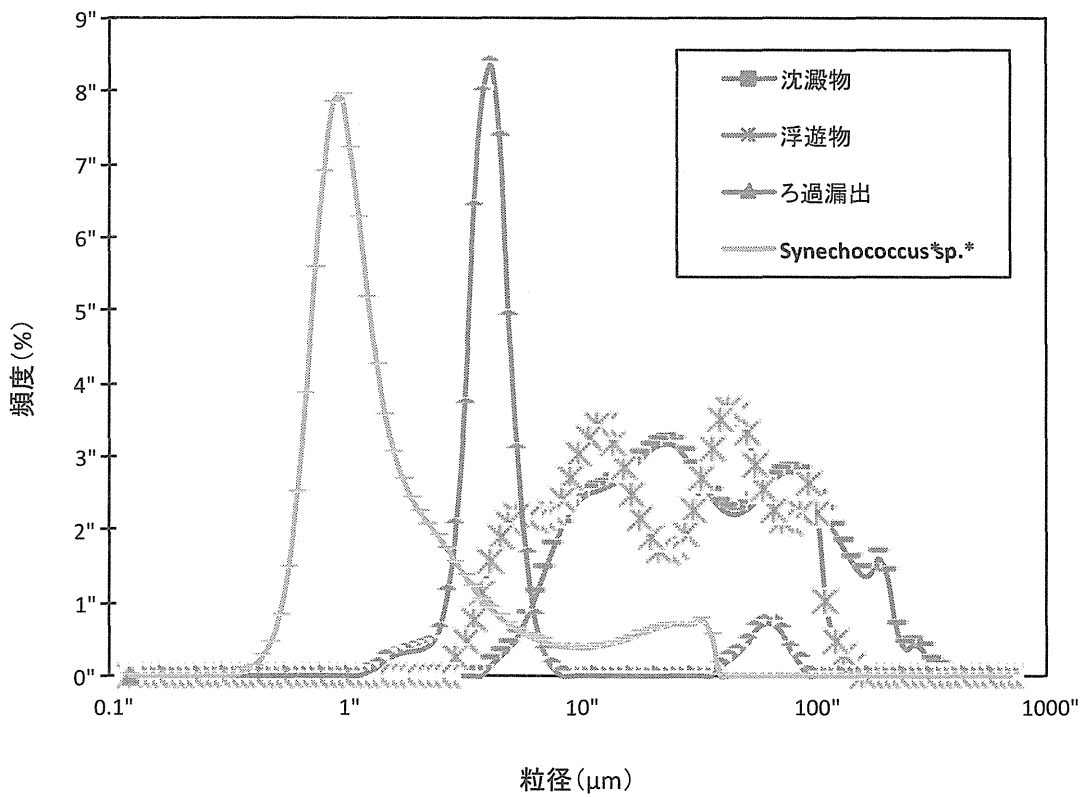


図8 ピコ植物プランクトン懸濁液の凝集沈殿ろ過過程における粒径分布の変化 (2 mg-PAC/L)

表2 ピコ植物プランクトン懸濁液の凝集沈澱ろ過における
処理水中のアルミニウム濃度

	2mg-PAC/L	5mg-PAC/L	10mg-PAC/L
原水	0.04	0.04	0.03
ろ水	0.12	0.01	0.18

Al(mg-Al/L)

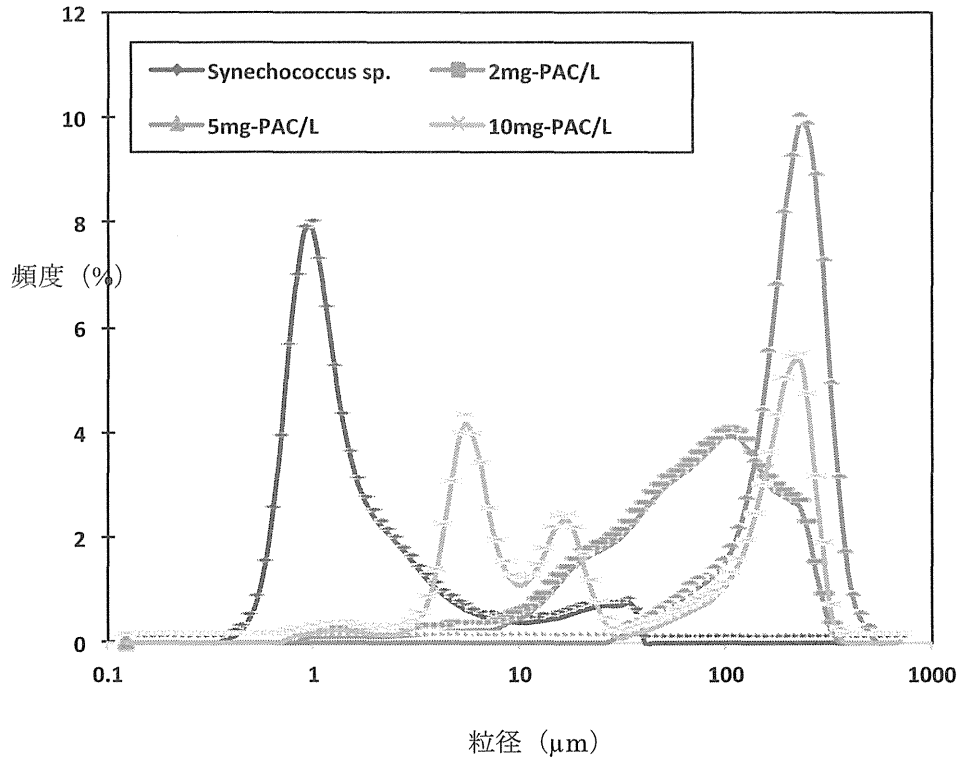


図9 ピコ植物プランクトン懸濁液の急速攪拌後の粒径分布に及ぼす凝集剤注入量の影響

分担研究報告書 5

水源貯水池における障害生物の発生実態解明

研究代表者	秋葉 道宏
研究分担者	清水 和哉

厚生労働科学研究費補助金（健康安全・危機管理対策総合研究事業）
「水道システムにおける生物障害の実態把握とその低減対策に関する研究」
分担研究報告書

研究課題：水源貯水池における障害生物の発生実態解明

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官
研究分担者 清水 和哉 東洋大学 生命科学部 応用生物科学科 講師

研究要旨

水道システムにおいて、気候変動による環境因子の変動や水温の上昇によって、水道障害物質が、水道水質基準値を突発的かつ持続的に超える事例が発生することや障害生物が異常増殖することが危惧されている。そこで、水質年報等のパブリックデータから、生物障害の分布の変動を把握することを目的とした。その結果、かび臭物質の水道水質基準値 0.00001 mg/L (10 ng/L) を超えた水道原水は増加傾向にあり、南日本から関東北部地域までの分布であったが、2 ng/L を超える水道原水は全国に分布していた。近年、関東北部以北における水道水質基準値を超えるかび臭発生報告がなされてきていることから、水道水質基準値を超えるかび臭発生が北上していくと推測された。水道統計から得た粉末活性炭の年間使用量とかび臭発生頻度は正の相関関係にあり、粉末活性炭の年間使用量は増加傾向にあることがわかった。異常増殖した植物プランクトンの属・種は、N/P 比と関係があることが確認された。

A. 研究目的

我が国の水道水源のほとんどが、表流水であるため、水道水源の水質は気候変動に影響を受けやすい。そのため気候変動による環境因子の変動や気温上昇に伴う水温の上昇は、水環境生態系を構成する微生物群集構造に影響を与えるとともに微生物の水道障害物質産生の引き金を刺激し、水道水質基準値を突発的かつ持続的に超えることや障害生物が異常増殖することが危惧されている。そこで、水質年報等のパブリックデータから、生物障害の分布の変動を把握することを目的とした。

B. 研究方法

パブリックデータとして公表されている水道統計¹⁾⁻¹⁰⁾や水質年報¹¹⁾⁻²¹⁾から、生物障害発生の分布を解析し、障害生物の発生実態を把握した。水資源機構の管理水源の水質年報は、植物プランクトンの異常発生の状況が記

載されているため、異常増殖した植物プランクトンが異なる水源の水質を比較解析した。対象とした生物障害は、水道統計においては、かび臭物質（2-メチルイソボルネオール（2-MIB）、ジェオスミン）とし、水質年報からは植物プランクトンの異常増殖の発生状況とした。かび臭発生分布は、水道水質基準値が 0.00001 mg/L (10 ng/L) 以下と設定されていること、2 ng/L 程度までヒトが感知できることが報告されている²²⁾ことから、水道原水のかび臭物質濃度が、それぞれの濃度を超えた陽性回数（検出数）を解析した。また、水道統計に記載されている粉末活性炭や粒状活性炭、凝集剤の年間使用量の変動を解析した。

C. 研究結果および D. 考察

1) かび臭発生の実態把握

国内外において気候変動に伴う温暖化は、水道障害生物の異常増殖の発生頻度の上昇

および非発生地域が発生地域となるリスクが高まるといふ報告が多くなされている^{23)~25)}。日本水道協会が発行している水道統計から得たかび臭物質の検査回数（陽性回数）から検出データを解析すると、平成 19 年度以降においてかび臭物質の発生頻度が上昇していることがわかった（図 1）。水道原水中の 2-MIB 濃度が 10 ng/L を超えた浄水場は、南日本から関東北部地域までとなっているが、平成 23 年度に青森県において初めて 2-MIB 濃度が、10 ng/L を超えたことが報告されている。水道原水中の 2-MIB 濃度が 2 ng/L を超えた浄水場は、すでに北海道まで至り、全国的に分布している。ジェオスミンにおいても、水道原水濃度が 10 ng/L を超えている浄水場のほとんどが南日本から関東の北部地域までとなっているが、年度によっては、東北地域を越えて北海道で検出された。従って、2-MIB とジェオスミンのどちらにおいても水道原水濃度が 2 ng/L を超えた浄水場は、全国に分布していた。北海道においては、昭和 26 年から平成 21 年の年平均気温を比較すると、気温が約 1°C 上昇していたことが報告されている²⁶⁾。北海道に着目すると、高頻度の年度では、平成 17 年度および平成 18 年度のおよそ 10 倍高い頻度で発生していることがわかった。高頻度化の傾向は、多くの県においても同様であった。以上から、かび臭物質産生微生物のかび臭物質産生の引き金を刺激する環境因子が顕在化すると、平成 23 年度の青森県で観測された様に水道原水のかび臭物質濃度が突発的に 10 ng/L を超えることがあると推測され、かび臭物質濃度が 10 ng/L を超える水道原水の分布が北上していくと推測された。水道水質基準値を超えるかび臭発生は、突発的に起こる事が多いことから、かび臭物質産生に参与する引き金を明らかにし、かび臭発生予測手法の確立が希求される。

2) 浄水処理薬品の年間使用量の変動

水道統計から浄水処理に用いる薬品の使用量を解析したところ、高度浄水処理法に用いる粉末活性炭の年間使用量は増加傾向に

あり、平成 24 年度において水道用水供給事業と上水道事業の合計で、19524.68 t であった。粒状活性炭においては、年間補充使用量は若干増加したものの、年間再生使用量は減少傾向にあることがわかった（図 2）。一方、凝集剤は平成 2 年度から平成 17 年度まで増加傾向にあったが、平成 23 年度および平成 24 年度は、平成 17 年度よりも少ない年間使用量であった。従って、粉末活性炭の年間使用量とかび臭発生の増加が正の相関関係にあることがわかった。以上から、かび臭発生が頻発する傾向が継続するに伴い、粉末活性炭の年間使用量が増加し続けると推測され、浄水処理コスト面からも、水源現場で実施可能なかび臭発生抑制手法の構築が期待される。

3) 植物プランクトンと水質との関係

植物プランクトンの異常増殖は、水温や窒素およびリンが関連していると広く知られている。原核生物である藍藻類によるアオコが広く知られているが、同様に真核生物である藻類による淡水赤潮も水道障害生物として大きな問題となっている。植物プランクトンの発生状況を水資源機構が公表している水質年報から解析すると、平成 15 年度から平成 25 年度までの期間において、生物障害を引き起こす植物プランクトンの異常発生が毎年報告されており、アオコのみならず淡水赤潮が決まった水源において頻発していた。淡水赤潮の主な原因生物は、*Peradinium bipes* であったが、一部水源においては、生ぐさ臭の原因生物である *Uroglena* sp. も観察された。淡水赤潮は全国的に分布しているが、水資源機構の管理水源に限定すると淡水赤潮発生水源は、吉野川水系に多くみられた。淡水赤潮の発生水源の例として吉野川水系である早明浦ダム、アオコの発生水源の例として利根川・荒川水系である霞ヶ浦として、それぞれ総窒素（TN）および総リン（TP）、それらの比（TN/TP 比）を比較解析した。TN および TP は霞ヶ浦の方が高い値を示したが、TN/TP 比は低い値を示した。N/P 比が、植物プランクトンの優占に関連するという報告と同様となった²³⁾。近年の霞ヶ浦の TN/TP 比が、平成 15 年度および平成 16 年度の早明浦ダムの値と同程度を示す時期もあったが、淡水赤潮の発生は記載されていなかった。つまり、TN/TP 比や水温のみならず、植物プラ

ンクトン相を含む微生物群集構造の違いが、異常増殖する植物プランクトンの属・種に影響を与えると考えられた。水道システムにおける生物障害への対応を強固とする生物障害原因生物群の異常増殖や障害物質の発生予測手法の確立のために、窒素やリンといった環境化学的調査データの継続的取得のみならず、顕微鏡観察や分子生物学的解析による生物種の同定・定量データの継続的取得が必須である。加えて、障害生物の代謝制御系のうち、障害物質産生に関与する引き金の機構解明および障害生物の異常増殖に関連する微生物群集構造等に立脚した種間相互作用の解明が重要である。

E. 結論

水道障害生物は、特定の汚濁源を有しない場合においても細胞密度が極めて低いながらも水環境中に生息していることが知られている。特に、かび臭物質産生原因となる放線菌は、底質中に広く分布している。室内実験研究から気候変動による様々な環境因子の変動や温暖化の進行に伴う水温上昇によって、植物プランクトンの異常増殖やかび臭物質等の二次代謝産物の産生が活発化することが考えられている。本研究結果から、水道水質基準値を超えるかび臭発生が東北地方および北海道へと北上していくことが推測された。水道障害生物である植物プランクトンの発生については、異常増殖が確認された生物が、規模に関わらず、ほぼ毎年継続的に観測されることがわかった。また水道障害は、地域によらず、今後も高頻度で発生する傾向が続くことが予想された。以上から、水道システムにおける生物障害の対策は、環境化学的知見のみならず生物・生態学的知見に立脚することが極めて重要であると結論した。

G. 研究発表

- 1) 論文発表
該当なし
- 2) 学会発表
該当なし

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含

む。)

- 1) 特許取得
該当なし
- 2) 実用新案登録
該当なし
- 3) その他
該当なし

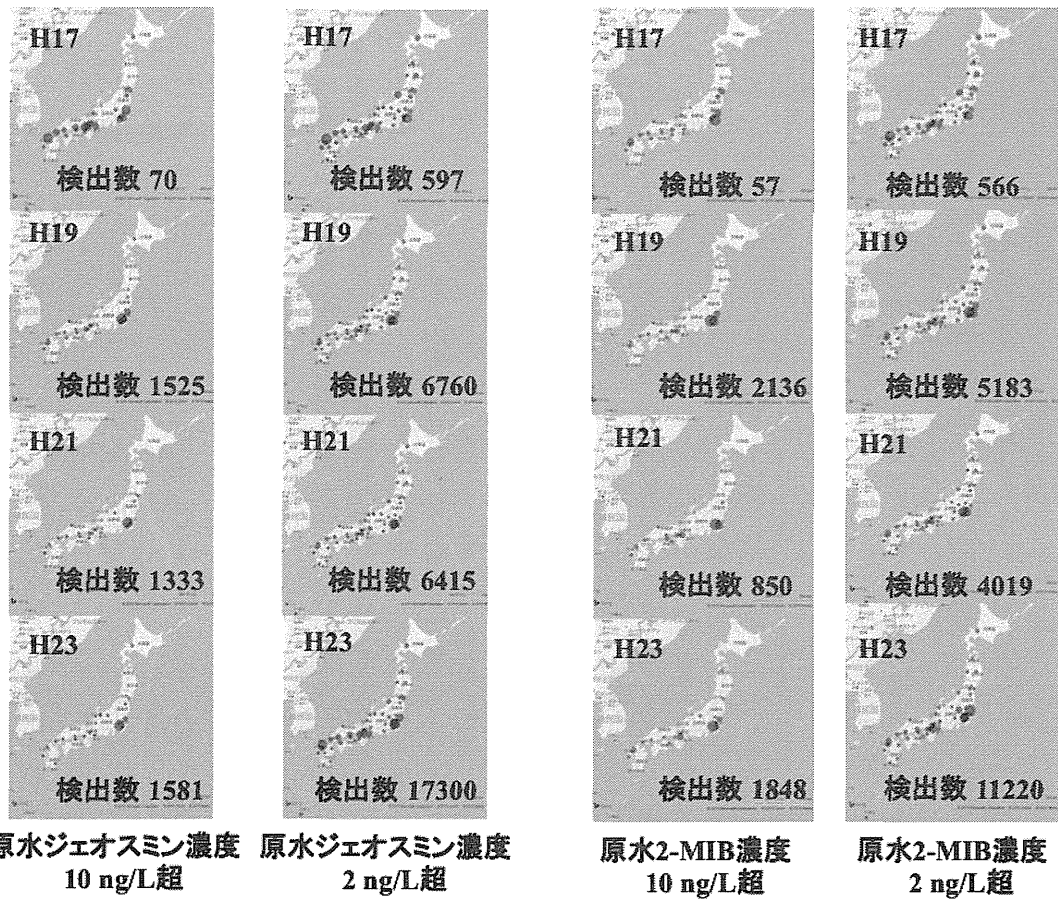
I. 参考文献

- 1) 日本水道協会 (1990) 平成 2 年度水道統計 施設・業務編. 日本水道協会, 東京.
- 2) 日本水道協会 (1995) 平成 7 年度水道統計 施設・業務編. 日本水道協会, 東京.
- 4) 日本水道協会 (2000) 平成 12 年度水道統計 施設・業務編. 日本水道協会, 東京.
- 5) 日本水道協会 (2005) 平成 17 年度水道統計 施設・業務編. 日本水道協会, 東京.
- 6) 日本水道協会 (2005) 平成 17 年度水道統計 水質編. 日本水道協会, 東京.
- 7) 日本水道協会 (2011) 平成 23 年度水道統計 施設・業務編. 日本水道協会, 東京.
- 8) 日本水道協会 (2011) 平成 23 年度水道統計 水質編. 日本水道協会, 東京.
- 9) 日本水道協会 (2012) 平成 24 年度水道統計 施設・業務編. 日本水道協会, 東京.
- 10) 日本水道協会 (2012) 平成 24 年度水道統計 水質編. 日本水道協会, 東京.
- 11) 水資源機構 (2003) 平成 15 年水質年報. 水資源機構, 埼玉.
- 12) 水資源機構 (2004) 平成 16 年水質年報. 水資源機構, 埼玉.
- 13) 水資源機構 (2005) 平成 17 年水質年報. 水資源機構, 埼玉.
- 14) 水資源機構 (2006) 平成 18 年水質年報. 水資源機構, 埼玉.
- 15) 水資源機構 (2007) 平成 19 年水質年報. 水資源機構, 埼玉.

- 16) 水資源機構 (2008) 平成 20 年水質年報.
水資源機構, 埼玉.
- 17) 水資源機構 (2009) 平成 21 年水質年報.
水資源機構, 埼玉.
- 18) 水資源機構 (2010) 平成 22 年水質年報.
水資源機構, 埼玉.
- 19) 水資源機構 (2011) 平成 23 年水質年報.
水資源機構, 埼玉.
- 20) 水資源機構 (2012) 平成 24 年水質年報.
水資源機構, 埼玉.
- 21) 水資源機構 (2013) 平成 25 年水質年報.
水資源機構, 埼玉.
- 22) Young W.F., Horth H., Crane R., Ogden T.,
and Arnott M. (1996) Taste and odour
threshold concentrations of potential
potable water contaminants. *Water
Research* 30(2), pp.331-340.
- 23) 藤本尚志, 福島武彦, 稲森悠平, 須藤隆
一 (1995) 全国湖沼データの解析による
藍藻類の優占化と環境因子との関係.
水環境学会誌, 18(11), pp. 901-908.
- 24) Paerl W. H. and Huisman J. (2008) Blooms
like it hot. *Science* 320, p. 57
- 25) Paerl W. H. and Paul J. V. (2012) Climate
Change: links to global expansion of
harmful cyanobacteria. *Water Research*
46(5), pp. 1349-1363.
- 26) 気象庁札幌管区气象台、函館海洋气象台
(2010) 北海道における気候と海洋の変
動. 気象庁札幌管区气象台, 北海道.

J. 謝辞

本研究を展開するにあたり、資料の提供な
らびに適切なるご助言を賜った、国立保健医
療科学院田中和明氏、水資源機構ダム事業本
部太田志津子氏に対し深甚なる謝意を表す
る。



(a) ジェオスミン濃度の動態と分布

(b) 2-MIB 濃度の動態と分布

図1 水道原水におけるかび臭物質濃度の動態と分布

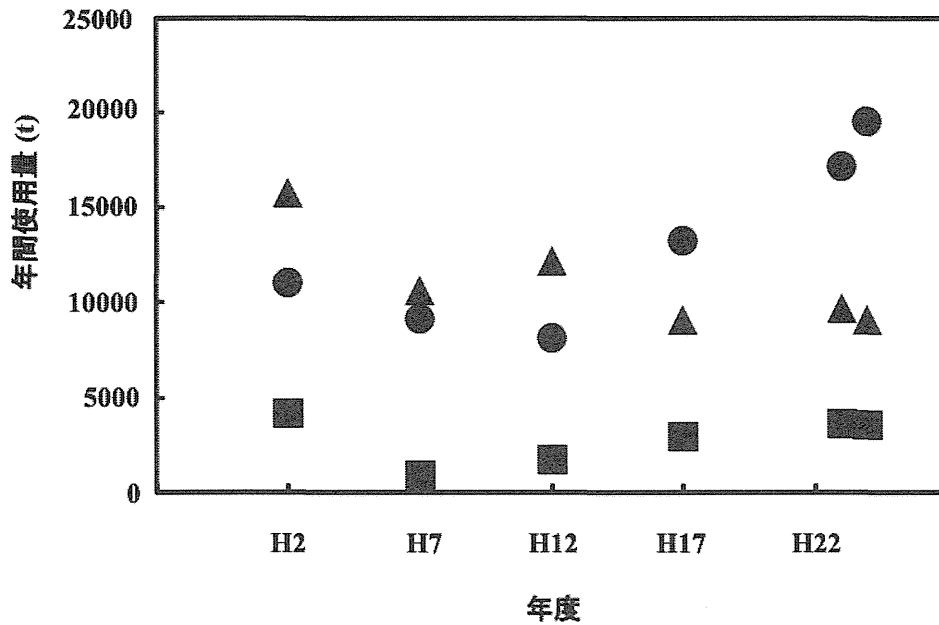


図2 粉末活性炭および粒状活性炭の年間使用量の変動

●は粉末活性炭年間使用量、▲は粒状活性炭の年間再生使用量、■は粒状活性炭の年間補充使用量を示す。

生物障害に対応した
省エネルギー型水道システムの開発

研究代表者	秋葉 道宏
研究分担者	高梨 啓和
研究協力者	下ヶ橋 雅樹

厚生労働科学研究費補助金 (健康安全・危機管理対策総合研究事業)
「水道システムにおける生物障害の実態把握とその低減対策に関する研究」
分担研究報告書

研究課題：生物障害に対応した省エネルギー型水道システムの開発

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官
分担研究者 高梨 啓和 鹿児島大学大学院理工学研究科 准教授
研究協力者 下ヶ橋 雅樹 国立保健医療科学院 主任研究官

研究要旨

本研究では、災害発生が浄水薬品の確保に影響を及ぼしている状況などを明らかにすること、生物障害の発生に伴って間接的に変化するエネルギー消費量などを明らかにすること、また、粒状活性炭処理プロセスの導入などの生物障害に対する恒久的対策の有効性を示すことなどを目的とした。本年度は、昨年度までに構築した、地理情報システムを用いた浄水薬品の輸送による二酸化炭素排出量の推算方法を用いて、生物障害の発生に伴い間接的に増加する二酸化炭素排出量を推算した。また、粉末活性炭処理プロセス、粒状炭処理プロセス、膜ろ過プロセスおよびオゾン処理プロセスを組み合わせるなどの5種類のシナリオを設定して、イニシャルコストとランニングコストを推算してシナリオ分析を行い、これらのプロセスの導入による恒久的対策の有効性を検討した。

生物障害の発生に伴い増加する二酸化炭素排出量の全国値を推算した結果、全国の浄水場で消費された二酸化炭素排出量に占める割合は0.81%であった。また、シナリオ分析の結果、今後、生物障害の発生頻度の上昇や発生する臭気物質濃度の上昇により粉末活性炭の注入日数や注入率が上昇した場合には、粒状炭処理プロセスなどを導入することの有効性が明らかとなった。

A. 研究目的

本研究では、災害発生が浄水薬品の確保に影響を及ぼしている状況や災害発生に対する対策マニュアルの整備状況を明らかにすること、浄水薬品工場の所在地等を集約して災害等の発生に備えること、生物障害の発生に伴って間接的に変化する電力消費量および二酸化炭素排出量を、浄水薬品の製造工程と輸送工程を対象として明らかにすること、また、粒状活性炭処理プロセスの導入などの生物障害に対する恒久的対策の有効性を示すことを目的とした。

本年度は、昨年度に集約した浄水薬品工場等の情報を再確認し、また、事業者等が利用する際の利便性を高めた。さらに、昨年度までに構築した、浄水薬品の輸送に伴う二酸化炭素排出量の推算方法を用いて、生物障害の発生に伴い間接的に増加する二酸化炭素排出変化量を実際に推算した。また、未解析であった一部の浄水場を対象に、電

力消費変化量および二酸化炭素排出変化量を推算した。さらに、粉末活性炭処理プロセス、粒状炭処理プロセス、膜ろ過プロセスおよびオゾン処理プロセスを組み合わせるなどの5種類のシナリオを設定して、イニシャルコストとランニングコストを推算してシナリオ分析を行い、これらのプロセスの導入による恒久的対策の有効性を検討した。

B. 研究方法

一昨年度実施したアンケート調査の結果を再確認し、昨年度集約した浄水薬品の製造工場または代理店（以下、薬品工場等）の情報に誤りがないことを確認した。再確認した結果を、事業者等が利用する際の利便性を高めるために、浄水薬品毎に絞り込んで表示することができるようにMicrosoft Excel（Microsoft社）上にてプログラムを作成した。

また、生物障害の発生に伴って使用量が増加した浄水薬品を輸送する際の二酸化炭素排出量を推算した。推算は、生物障害の発生に伴って使用量が増加した浄水薬品量¹⁾を輸送する際に排出される二酸化炭素量を、改良トンキロ法²⁾を用いて式(1)により行った。浄水薬品は、軽油を使用した10トントラックで輸送し、往路は積載率100%、復路は積載率10%(空荷)と仮定した。また、改良トンキロ法燃料使用原単位として、軽油を燃料とした小型・普通貨物車の輸送トンキロ当たりの燃料使用量を、積載率10%のときに0.222 L/(t・km)、積載率100%のときに0.0342 L/(t・km)とした²⁾。軽油の単位発熱量を38.2 GJ/kL、排出係数を0.0187 t-C/GJとした²⁾。

式(1)における浄水薬品の輸送距離は、地理情報システム(Geographic Information System: GIS)を用いて推算した。すなわち、東京大学空間情報科学研究センターのCSVアドレスマッチングサービス³⁾を使用して、アンケート調査によって集約された各種住所の緯度経度情報を取得し、Arc GIS (ESRI ジャパン、東京)によりシェープファイルに変換した。また、国土数値情報の道路データ(SHP・GML)を用いて、Arc GISによりネットワークデータセットを作成した。これらのGISデータを用いて、浄水薬品の輸送距離を推算した。

解析対象となった浄水場と浄水薬品工場等の組み合わせは、643件であった。対象浄水場が複数の薬品工場等から浄水薬品を調達していた場合は、すべての薬品工場等の解析を行い、結果を平均した。

輸送にかかる二酸化炭素排出変化量 [t-CO₂] =
輸送トンキロ [t・km] × 改良トンキロ法燃料使用

$$\text{原単位 [L/t・km]} \times 1/1,000 \times \text{単位発熱量[GJ/kL]} \times \text{排出係数 [t-C/GJ]} \times 44/12 \quad \dots (1)$$

アンケート調査において、関東地域および中部地域の事業体より、国外の工場からの粉末活性炭の輸入が報告された。このため、当該事業体が所轄する浄水場の中で生物障害の発生が報告されている浄水場を対象に、粉末活性炭の海上輸送に伴う二酸化炭素排出量を推算した。

当該事業体の一部では、粉末活性炭を国内外の複数の薬品工場から確保していた。このため、式(2)により、生物障害発生に伴う、海上輸送による粉末活性炭の輸入量を求めた。

$$\text{海上輸送による粉末活性炭の輸入量 [g]} = (\text{障害時の粉末活性炭注入率} - \text{平常時の粉末活性炭注入率}) [\text{g/m}^3] \times \text{平均送水量} [\text{m}^3/\text{日}] \times \text{障害発生日数} [\text{日}] \times \text{国外の工場数} \div \text{国内外の工場数} \quad \dots (2)$$

算出した輸入量より、式(3)を用いて、海上輸送による二酸化炭素排出量を算出した。その際、積出港は上海、積込港は東京、生物障害の発生による粉末活性炭の増加分を一度に輸送すると仮定した。上海-東京の港湾間距離は、檜垣ら⁴⁾の港湾間距離を参考にした。参考にした港湾間距離を表1に示す。船舶の二酸化炭素排出原単位は、39 g-CO₂/t・kmとした。

$$\text{海上輸送による二酸化炭素排出変化量} [\text{g-CO}_2] = \text{海上輸送による粉末活性炭の輸入量} [\text{g}] \times 10^{-6} \times \text{港湾間距離} [\text{シー・マイル}] \times 1.852 [\text{km}] \times 39 [\text{g-CO}_2/\text{t・km}] \quad \dots (3)$$

表1 浄水薬品の海上輸送距離の解析に用いた港湾間距離⁴⁾

代表港湾	東京	名古屋	神戸	博多	上海	釜山	高雄	シンガポール	ロッテルダム	ロサンゼルス
東京	0	224	371	625	1054	681	1361	2918	11292	4862
名古屋	224	0	238	489	921	548	1228	2791	11165	4992
神戸	371	238	0	303	771	362	1131	2694	11068	5139
博多	625	489	303	0	490	115	901	2481	10855	5256
上海	1054	921	771	490	0	478	603	2183	10557	5704
釜山	681	548	362	115	478	0	913	2492	10761	5253
高雄	1361	1228	1131	901	603	913	0	1611	9985	6115
シンガポール	2918	2791	2694	2481	2183	2492	1611	0	6373	10180
ロッテルダム	11292	11165	11068	10855	10557	10761	9985	8373	0	7806
ロサンゼルス	4862	4992	5139	5256	5704	5253	6115	10180	7806	0

(注)釜山-ロッテルダム、シンガポール-ニューヨークについては航路距離データが得られなかったため、それぞれ釜山-ロバール、シンガポール-ニューヨークで代用した。

式(1)～(3)に供したデータは、アンケート調査結果から得られた水道事業体のデータなので、全国のすべての浄水場を対象とした場合の値（以下、全国値）を推算する必要がある。全国値の推算は、アンケート調査により求めた結果の合計値を、調査したすべての浄水場の1日平均送水量の合計値と、全国に立地するすべての浄水場の1日平均給水量の合計値の比で除す（割り戻し計算を行う）ことによって行った。本研究でアンケート調査を実施して回答を得た浄水場の一日平均送水量（平成22年10月～24年9月）に対する全国の一日平均給水量（平成22年度）の占める割合は46.4%であった。

未解析であった一部の浄水場を対象に、生物障害の発生に伴い変化する電力消費量を推算した。推算は、昨年度と同様に行った¹⁾。

さらに、生物障害の発生に対する対策として、現在最も広く実施されている粉末活性炭の注入による処理を今後も継続する場合（シナリオ1）、粉末活性炭の注入に代わり粒状活性炭処理プロセスを導入する場合（シナリオ2）、オゾン処理プロセスと粒状活性炭処理プロセスを導入する場合（シナリオ3）、粒状活性炭処理プロセスと膜ろ過プロセスを導入する場合（シナリオ4）、オゾン処理プロセス、粒状活性炭処理プロセス、膜ろ過プロセスを導入する場合（シナリオ5）について、既存の情報をもとにインシヤルコストとランニングコストの合計値（以下、浄水処理コスト）を算出した。

各シナリオの浄水処理コストの算出は、財団法人水道技術研究センターが発行している浄水技術ガイドライン2010⁵⁾に基づいて行った。同ガイドラインでは、様々な浄水処理プロセスのインシヤルコスト及びランニングコストの相対比率が記載されている。このため、式(4)、(5)により、各シナリオのインシヤルコスト及びランニングコストを算出した。

各シナリオのインシヤルコスト[円] = (粒状活性炭処理プロセス+膜ろ過処理プロセス)のインシヤルコスト[円] × 各シナリオのインシヤルコストの相対比率 ÷ (粒状活性炭処理+膜ろ過処理プロセス)の相対比率 ……(4)

各シナリオのランニングコスト[円/年] = (粒状活

性炭処理プロセス+膜ろ過処理プロセス)のランニングコスト[円/年] × 各シナリオの相対比率 ÷ (粒状活性炭処理プロセス+膜ろ過処理プロセス)の相対比率 ……(5)

式(4)および(5)における（粒状活性炭処理プロセス+膜ろ過処理プロセス）のインシヤルコスト及びランニングコストは、文献^{6、7)}に基づき算出した。式(4)、(5)より算出したインシヤルコスト及びランニングコストを合計し、浄水処理コストとして算出した。

粉末活性炭処理プロセスのランニングコストは、生物障害が発生したときの粉末活性炭の平均注入率と生物障害の発生日数に依存する。そこで、アンケート調査の結果からこれらの数字を求めたところ、生物障害が発生したときの粉末活性炭の平均注入率は6.07 mg/L、粉末活性炭の平均注入日数は45日/年であった。また、粉末活性炭の購入価格は、文献⁹⁾より500円/kgと仮定し、式(6)に基づき年間ランニングコストを推算した。

粉末活性炭処理プロセスの年間ランニングコスト [円] = 粉末活性炭の購入価格 [円/kg] の粉末活性炭注入率 [Dry mg/L] × 10³ × 平均送水量 [m³/日] × 粉末活性炭の平均注入日数 [日] ……(6)

インシヤルコストとランニングコストを算出する際の浄水場の平均送水量は、小規模の浄水場から、大規模の浄水場まで偏りなくシナリオ分析を行うため、5,000～500,000 m³/日とした。

浄水場の運転期間を30年と仮定して、設備機器の耐用年数から同ガイドラインに基づいて16年目に更新を行うこととした。機器の更新費用は、粉末活性炭処理プロセスを含むシナリオ1では、溶解槽などの機器が占める割合が高いため、同ガイドラインに基づいて粉末活性炭のインシヤルコストの80%とした。また、粒状活性炭処理プロセスを含むシナリオ2～5では、吸着池などの構造物がインシヤルコストに占める割合が高いため、同ガイドラインに基づいて粒状活性炭処理のインシヤルコストの60%とした。

C. 研究結果及びD. 考察

1) エネルギー消費変化量の推算

1-1) 輸送距離の解析

昨年度に構築した方法で、浄水薬品の輸送による二酸化炭素排出量を推算した。その結果、浄水場と薬品工場等の組み合わせによっては、浄水薬品の輸送経路の解析ができない事例が生じた。

解析が不可能だったのは、1) 浄水薬品の輸送に海上輸送を含む場合、2) 薬品工場等の所在地を特定できなかった場合、3) 薬品工場等から浄水場までの道路データが分断されており、経路の探索が行えなかった場合、4) 薬品工場等の所在地が国外であった場合であった。これらのうち、1) 浄水薬品の輸送に海上輸送を含む場合については、薬品工場等の最寄りの港および浄水場の最寄りの港の間の距離を解析し、陸上輸送のみを解析した。2) 薬品工場等の所在地を特定できなかった場合は、解析ができなかった。3) 薬品工場等から浄水場までの道路データが分断されており、経路の探索が行えなかった場合は、技術的にはデータの修正が可能であったが、修正しなければならぬデータ量および範囲が膨大であったため、すべての道路データを修正するのは困難であった。このため、本研究では解析しなかった。4) 薬品工場等の所在地が国外であった場合については、海上輸送と国内輸送の両方について解析を行い、海上輸送がどの程度寄与するのかを検討した。

その結果、距離の解析対象となった浄水場と浄水薬品工場等の組み合わせ 643 件中、40 件 (6.2%) が薬品工場等から浄水場までの道路データが分断されており経路の探索が行えず、8 件 (1.2%) が薬品工場等の所在地を特定できず、12 件 (1.9%) が薬品工場等の所在地が国外であったために解析が行えず、残りの 583 件 (90.7%) の組み合わせについて浄水薬品の国内輸送距離を解析することができた。

本研究におけるアンケート調査結果において、国外から粉末活性炭を輸入していたのは関東地方と中部地方の事業体のみであった。このうち中部地方の事業体については、輸入元の国名・地域名が不明であったため、解析が不可能であった。解析が可能であった事業体において、生物障害の発生に伴って使用量が増加した粉末活性炭の量は 452.5 t/年であった。同事業体は、国内の 4 企業からと国外の 2 企業から粉末活性炭を購入してい

た。このため、式(2)および(3)に基づき海上輸送による二酸化炭素排出変化量を算出した結果、34.5 t-CO₂/年の増加となった。この増加量を全国値に割り戻すと、74.4 t-CO₂/年の増加となった。本研究における海上輸送による二酸化炭素排出量が小さな値になったのは、アンケート調査において回答された企業（工場）の所在地が国内であった場合には海上輸送を考慮しなかったことが一因と考えられる。すなわち、アンケート調査において回答された企業（工場）の所在地が国内であっても、生産場所が国外である場合が含まれている可能性があり、そのような場合の海上輸送による二酸化炭素排出量は算出されておらず、数値の解釈のうえでの考慮が必要である。

1-2) 輸送に伴う二酸化炭素排出変化量の推算

輸送による二酸化炭素排出変化量を地域ごとに取りまとめ、表 2 に示す。表 2 に示したように、輸送による二酸化炭素排出変化量は地域によって異なり、0.3~281.1 t-CO₂/年と 935 倍異なった。中部地域の二酸化炭素変化排出量が小さいのは、生物障害の発生が報告された浄水場が 3 件と少ないことが理由と考えられる。また、関西地方のように薬品の輸送距離が短いため二酸化炭素排出量が小さくなるケースも見られた。

また、未解析であった 6 カ所の浄水場のアンケート調査結果を解析した。6 カ所のうち、生物障害が発生していたのは 3 カ所であった。障害の内訳は、すべて異臭味障害であり、発生回数は 11 回であった。未解析のデータを解析することによって増加した間接的な電力消費量は、中国・四国地方で 24 MWh/年であった。昨年度推算した 8,026 MWh/年に加算すると、図 1 に示す結果となり、全国で 8,158 MWh/年が増加したと推算された。この値は、平成 22 年度に全国の浄水場で消費された電力量⁸⁾の 0.11%であった。

表 2 輸送に伴う二酸化炭素排出量 (t-CO₂/年)

地 域	排出量
北海道・東北	104.3
関 東	281.1
中 部	0.3
関 西	44.1
中国・四国	127.6
九州・沖縄	15.2
全 国	572.5

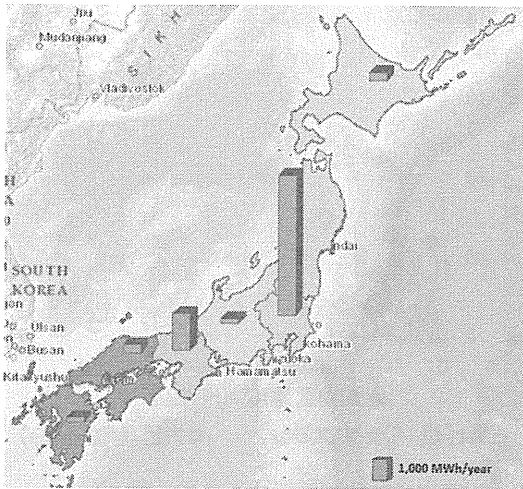


図1 生物障害発生による間接的な電力消費量

未解析のデータを解析することによって増加した間接的な二酸化炭素排出量は、196 t-CO₂/年であった。昨年度推算した 34,026 t-CO₂/年に加算すると、全国で 34,614 t-CO₂/年が増加したと推算された。この値は、平成 22 年度に全国の浄水場で排出された二酸化炭素排出量⁹⁾の 0.80%であった。

1-3) 間接的な二酸化炭素排出変化量に対する浄水薬品の輸送の影響

浄水薬品の製造および輸送に伴う二酸化炭素排出変化量をそれぞれ推算することができたので、両者が占める割合を求めて図2に示す。図2に示したように、ほとんどの地域において、間接的な二酸化炭素排出変化量に占める輸送の割合は5%以下であった。北海道・東北地方は、他の

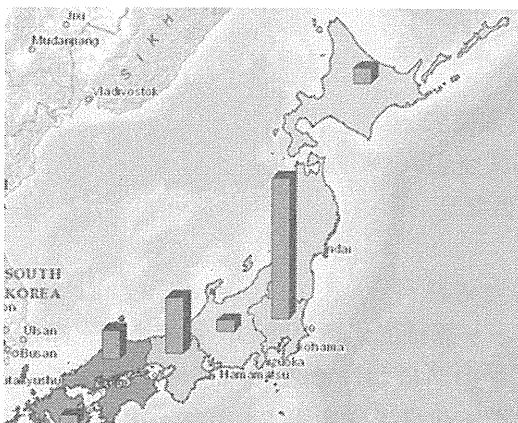


図3 生物障害発生に伴う間接的な二酸化炭素排出量

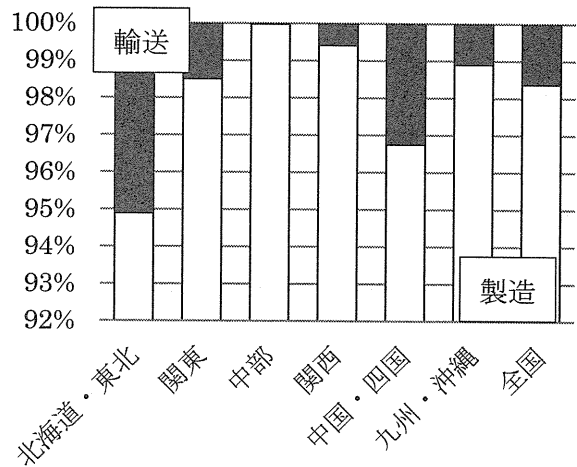


図2 間接的な二酸化炭素排出量に占める製造と輸送の割合

地域と比較して輸送の割合が高く推算された。これは、他の地域と比較して浄水薬品の輸送距離が長いことが原因と考えられる。

生物障害の発生に伴う間接的な二酸化炭素排出変化量は、図3に示す結果となり、地域によって 1,385~18,826 t-CO₂/年と 14 倍異なった。また、全国で 35,186 t-CO₂/年が増加することが明らかとなった。この値は、浄水処理による二酸化炭素排出量の年間値⁹⁾の 0.81%である。以上により、間接的な二酸化炭素排出量を推算できた。今後、生物障害の発生頻度や発生期間、臭気物質濃度が上昇した場合には、対策が望まれる。

2) 高度浄水処理プロセスの有効性

アンケート調査の結果、急速ろ過を導入している浄水場は 239 件中 172 件であり、同プロセスが日本で広く普及しているプロセスであった。また、多くの浄水場より、生物障害に対応するために粉末活性炭を投入したと回答が寄せられた。シナリオ 2~5 と一致するシナリオ 1 の粉末活性炭の注入率を、浄水場の平均送水量毎に求めた。算出結果を図4に示す。図4に示したとおり、平均送水量 500,000 m³/日の規模の浄水場において、粉末活性炭の平均注入率が、27 mg/L 以上になると、シナリオ 2 の対策を施した方がコスト面で有利になることが明らかとなった。一方で、アンケート調査の結果から求めた現状の粉末活性炭の平均注入率は 6.07 mg/L であった。

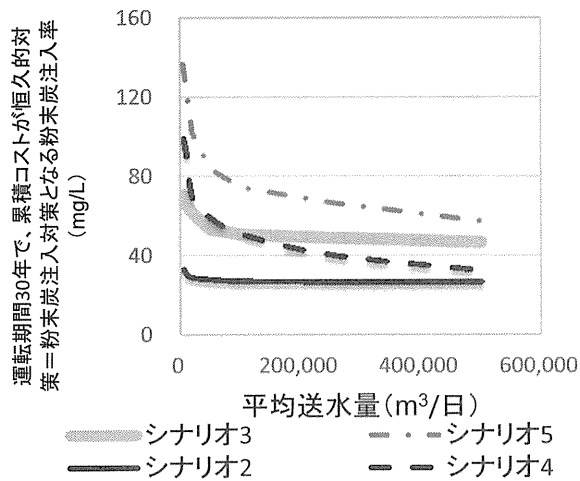


図4 恒久的対策の有効性

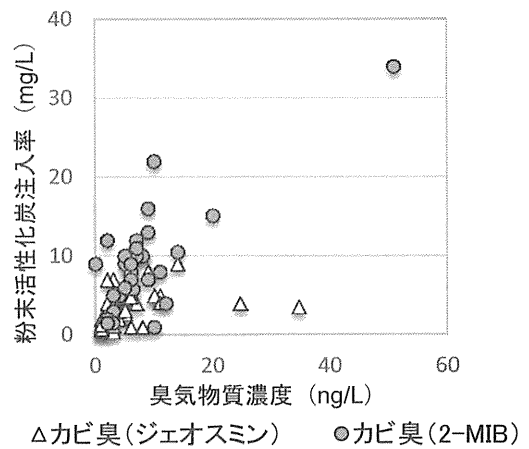


図5 粉末活性炭注入率の調査結果

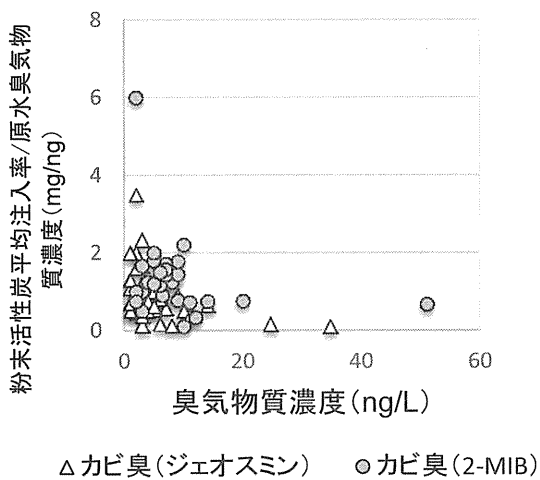


図6 臭気物質濃度あたりの粉末活性炭注入率

また、原水中のジェオスミンと2-メチルイソボルネオール（以下、2-MIB）の臭気物質濃度と粉末活性炭の注入率の関係を求めた。その結果を図5に示す。アンケート調査の結果、報告された2-MIBとジェオスミンの濃度は、それぞれ2~350 ng/L、1~120 ng/Lの範囲であった。この際の粉末活性炭注入率は、報告されている範囲で1~34 mg/L、0.4~9.0 mg/Lであった。一部の浄水場においては、臭気物質濃度は報告されているが、粉末活性炭注入率が報告されていない場合があった。臭気物質濃度あたりの粉末活性炭の注入率を算出した。その結果を図6に示す。2-MIBでは0.10~6.0 mg/ng、ジェオスミンでは0.10~3.5 mg/ngであった。臭気物質濃度あたりの粉末活性炭注入率がジェオスミンで35.0倍、2-MIBで60.0倍異なる原因として、浄水場によって使用する粉末活性炭の吸着能の違いや吸着時間の違いが考えられ、改善の余地

がうかがえる。

E. 結論

今後、生物障害の発生頻度の上昇や発生する臭気物質濃度が上昇した場合には、生物障害の発生に伴うエネルギー消費量、および二酸化炭素排出量の増加が問題になる可能性がある。本年度は、集約された浄水薬品調達に関する情報を整理しつつ、事業者等の利用を想定して、そのデータ参照の利便性を高めた。また、生物障害対策としての浄水薬品輸送に伴う二酸化炭素排出変化量を行った。さらに、生物障害の対策として、現在最も広く実施されている粉末活性炭の注入に代えて、粒状活性炭処理プロセスなどの導入が運用コスト面で有効になるケースを、シナリオ解析を通じて明らかとした。

F. 健康危険情報

該当なし

G. 研究発表

1) 論文発表

該当なし

2) 学会発表

- (1) 下ヶ橋雅樹, 高梨啓和, 秋葉道宏. 浄水処理プロセスにおける生物障害のエネルギー環境負荷. 化学工学会第80年会; 2015年3月21日. 同講演要旨集, I314.

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)