

図7 草木湖の真正細菌の門レベルの組成

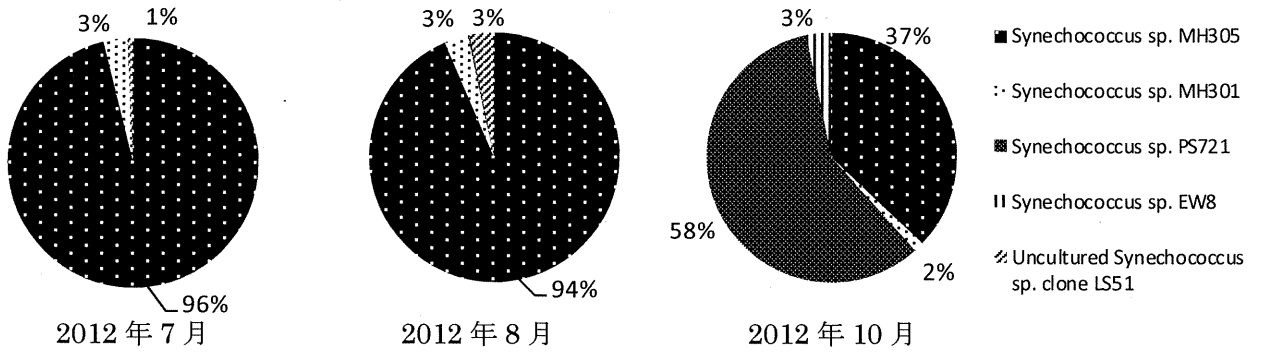


図8 草木湖の *Synechococcus* 属の組成

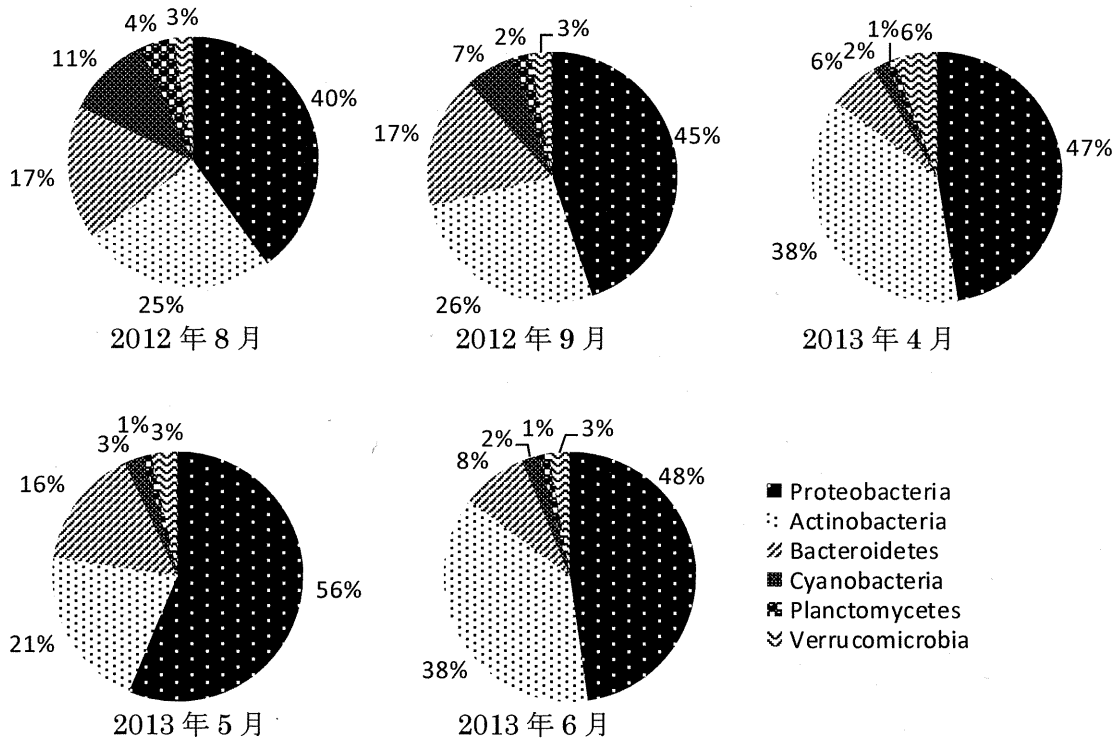


図9 宮ヶ瀬湖の真正細菌の門レベルの組成

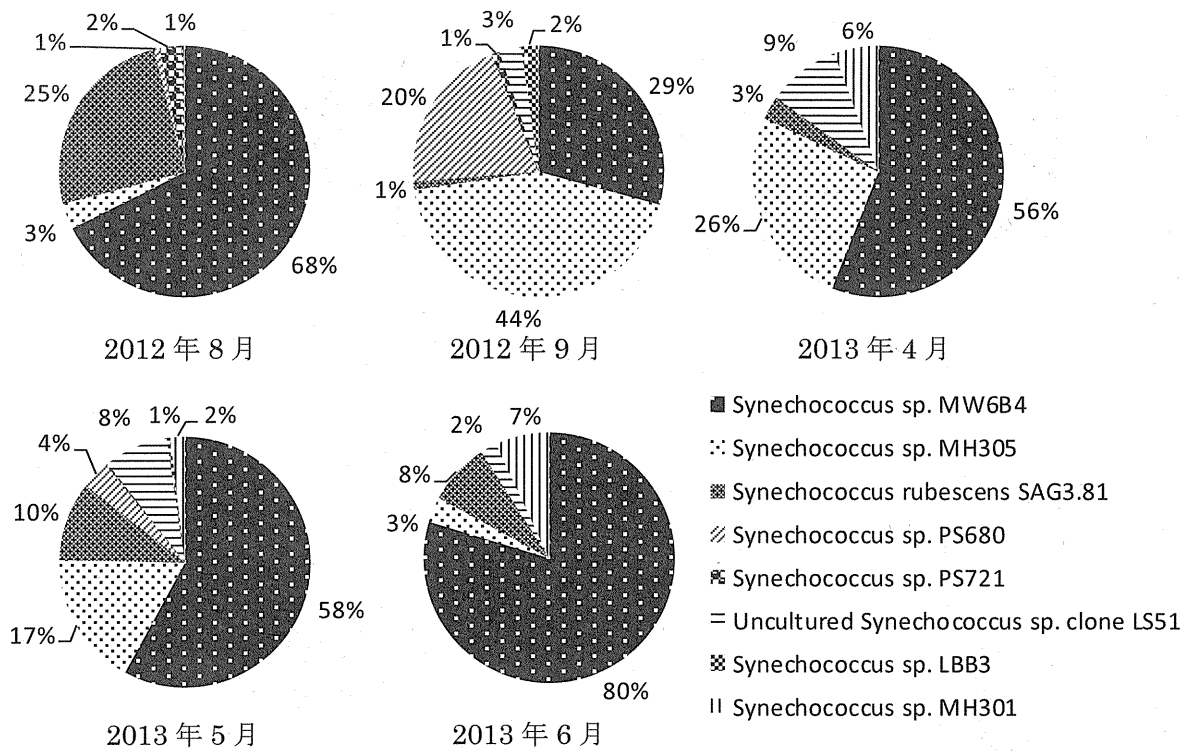


図10 宮ヶ瀬湖の *Synechococcus* 属の組成

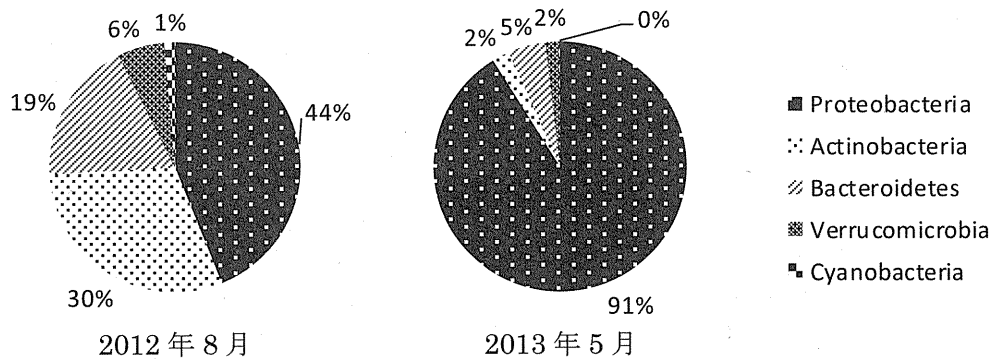


図11 江戸川の真正細菌の門レベルの組成

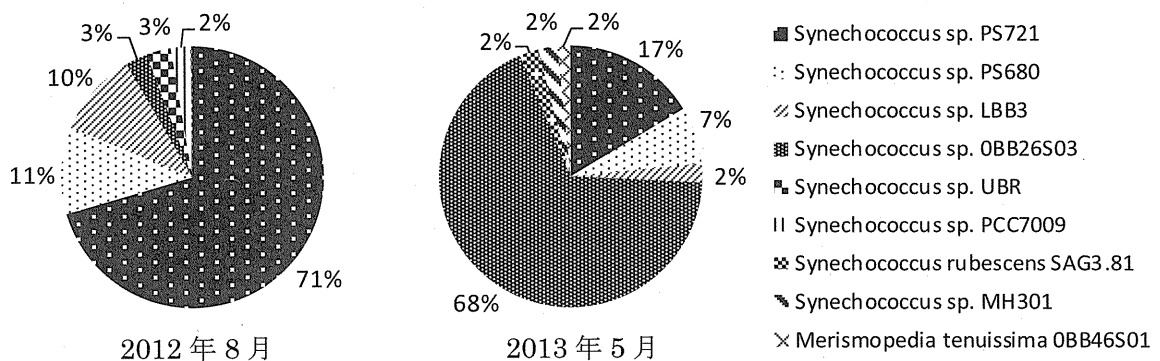


図12 江戸川の *Synechococcus* 属の組成

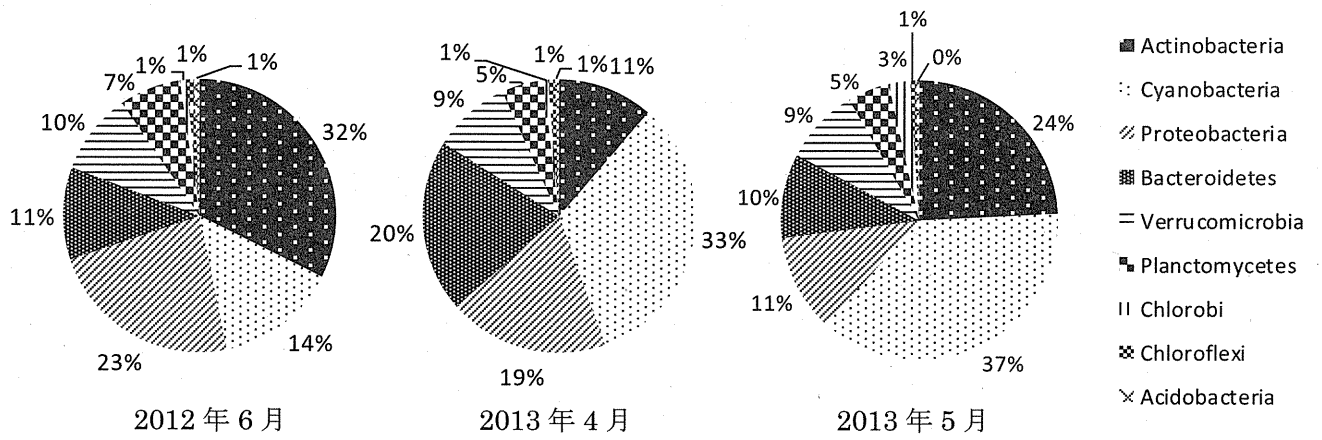


図 13 鱈川の真正細菌の門レベルの組成

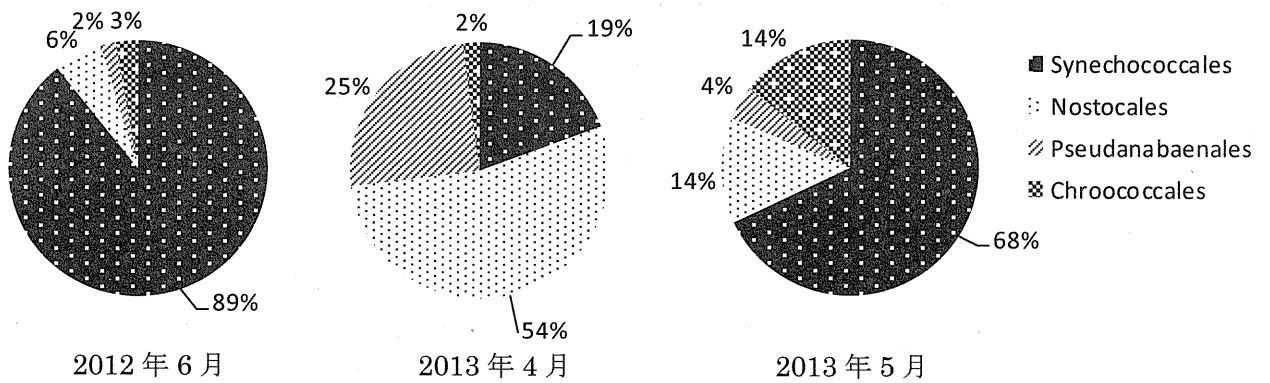


図 14 鱈川の Cyanobacteria 門の組成

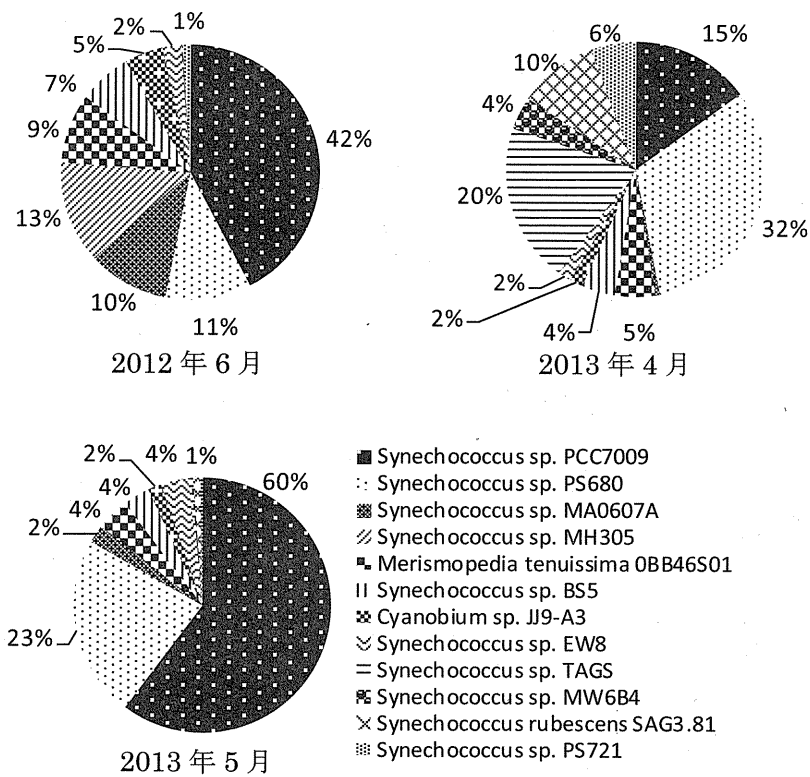


図 15 鱈川の *Synechococcus* 属の組成

曝気循環によるアオコ・カビ臭の抑制

研究代表者 秋葉 道宏
研究協力者 太田志津子
研究協力者 今本 博臣

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：曝気循環によるアオコ・カビ臭の抑制

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官
研究協力者 太田志津子 水資源機構環境室 水環境課長
今本 博臣 水資源機構環境室 水環境課参事役

研究要旨

曝気循環設備によるアオコ・カビ臭抑制効果を把握するため、9 ダム貯水池で実証実験を行った。その結果、貯水池総リン濃度が 0.04mg/L 以下のダム貯水池の場合は、年最大水温勾配を 0.1°C/m 以下になるように曝気循環設備を運転すれば、*Microcystis* によるアオコを抑制することがわかった。一方、カビ臭原因藻類である *Anabaena*、*Phormidium* と *Oscillatoria* については、曝気循環設備を運転しても、抑制効果が見られるケースと見られないケースがあった。

A. 研究目的

曝気循環設備は、アオコ・カビ臭による水質障害の抑制対策として、多くのダム貯水池で採用されている。しかし、曝気循環設備の運転で水質障害が抑制できたダム貯水池がある一方で、抑制に至らないダム貯水池も存在している。このような水質障害の抑制と水温勾配との関連を分析した結果、水質障害が抑制できたダム貯水池は水温勾配がほぼ 0°C/m になっているが、水質障害が抑制できていないダム貯水池は水温勾配が残っていることがわかった¹⁻³⁾。このため、アオコ・カビ臭による水質障害が発生しているダム貯水池において、水温勾配がおおむね 0°C/m になるように曝気循環設備を増設・新設した。

本報告では、これらの実証実験結果から得られた水温勾配のデータとアオコ・カビ臭による水質障害の抑制効果との関係について検討した。

B. 研究方法

1) 対象 9 ダムの諸元

水資源機構では、アオコ・カビ臭による水質障害が継続して発生している 9 ダムに曝気循環設備を増設または新設した。9 ダムの諸元及び実験結果の概要を表 1 に示す。対象となるダム貯水池は、洪水期の貯水容量が

4,000 千 m³ の小規模ダムから 33,000 千 m³ の大規模ダムまで、貯水池総リン濃度は過栄養の A ダムから中栄養の I ダムまで広範囲に及んでいる。

2) 測定期間と方法

2-1) 水温

ダム貯水池の水温は、取水口付近に設置されている自動観測装置または水温データロガーを用いて、0.1m、0.5m、1m 以下 1m ピッチに曝気循環設備の吐出口より深い水深まで測定した。測定期間は 2003 年～2013 年までの 11 年間、測定間隔は施設によって 1 時間～6 時間となっている。

2-2) 水質・藻類

ダム貯水池の総リン濃度は、2003 年～2013 年までの期間に取水口付近の表層 0.5m で毎月 1 回測定したデータのうち、曝気循環設備を運転する 5 月から 10 月までの全平均値で比較した。また藻類は、取水口付近の表層 0.5m で毎月 1 回測定したデータのうち、5 月から 10 月までの最大細胞密度で比較した。

なお、B、C、F ダムは曝気循環設備の設置前後を比較するため 2000 年～2013 年までのデータを使用した。

2-3) 水温勾配

貯水池の水が循環するためには、表層から中層にかけての水温勾配を解消することが必要となるが、太陽放射エネルギーが勝る昼間は解消できない。しかし、放射冷却が進む夜間から朝方は解消することが可能である。このため、曝気循環設備の能力は日最低水温勾配で評価した。

日最低水温勾配の①式は、水深 0.5m~3m における 1m あたりの水温勾配が一日の内 で最も小さくなった値と定義した。

日最低水温勾配 = $\text{Min} [(0.5\text{m の水温} - 3.0\text{m の水温}) \div 2.5\text{m}] \dots\dots\dots \text{①}$

月平均水温勾配は、日最低水温勾配の月平均とした。

年最大水温勾配は、年間で最も高い月平均水温勾配とした。ただし、曝気循環設備を運転している(水温躍層がない)時期に洪水(貯水池表層に比べて水温が低い)の影響で水温勾配が大きくなった月の値は除外した。

C. 研究結果および D. 考察

1) 曝気循環設備増設(設置)前後における月平均水温勾配

曝気循環設備増設(設置)前後における月平均水温勾配を図-1に示す。曝気循環設備増設(設置)後の月平均水温勾配は、洪水流入による影響で水温勾配が上昇している月を除けば全ダムで低下している。全ダムの年最大水温勾配の範囲は、曝気循環設備設置前が 0.39~1.54°C/m、曝気循環設備増設前が 0.01~1.06、曝気循環設備増設(設置)後が 0.00~0.13°C/m の範囲(表 1)となっており、循環が進んでいることが分かる。

2) 藻類の綱別、属別の比較

曝気循環設備増設(設置)前後における藻類の綱別の発生細胞密度を図 2 に示す。

多くの藍藻は、ガス胞を持っており浮上調節能力が高いという特徴があるが⁴⁾、曝気循環による流動でその能力が無効化したため³⁾、全てのダム(富栄養化した河川水を不定期に注水して貯留する H ダムを除く)で細胞密度が低下したものと考えられる。

ガス胞を持たない緑藻は⁵⁾、藍藻ほど明瞭な低下傾向を示していない。緑藻は、曝気循環による流動で中層の無光層に藻体が運ばれるため増殖スピードは低下するが、藍藻に

比べると耐暗性が高いため⁶⁾ 顕著な低下傾向を示さなかったものと考えられる。

珪藻や渦鞭毛藻も曝気循環による影響がみられない。珪藻は、藍藻に比べると耐暗性が高いという特徴があるため⁶⁾、ほとんど低下しなかったものと考えられる。また渦鞭毛藻は、鞭毛による鉛直遊泳速度が最大で 50m/日⁷⁾にも及ぶため、曝気循環による流動に対しても低下傾向を示さなかったものと考えられる。

曝気循環設備増設(設置)前後における藍藻の属別発生細胞密度を図 3 に示す。

細胞内にガス胞を持つ *Microcystis*⁴⁾ (アオコ発生の閾値である 10,000 細胞/mL⁸⁾ 以下は評価しない) は、全貯水池で細胞密度が低下した(写真 1)。なお、C ダムは、曝気循環設備増設後の 2013 年 10 月に、一時的に 27,000 細胞/mL まで増加した。これは、台風により栄養塩が大量に流入した影響であると考えられる。また、D ダムは、曝気循環設備増設後の 2013 年 9 月に一時的に 26,000 細胞/mL まで、E ダムは曝気循環設備設置後の 2013 年 8 月に、一時的に 17,000 細胞/mL まで増加した。これらは、採水地点周辺にだけ *Microcystis* が滞留していたことによる影響であり、貯水池全体としてはアオコ状態になっていない。

一方、*Microcystis* と同様にガス胞を持つ *Anabaena*⁴⁾ (カビ臭発生の閾値である 100 細胞/mL⁸⁾ 以下は解析対象としない) は、*Microcystis* のような顕著な低下傾向を示していない。*Anabaena* は、*Microcystis* 比べて増殖に適した水温が低い⁹⁾ため、曝気循環による表層水温の低下が増殖に大きな影響を与えないこと、また、ガス胞による浮上能力が低い¹⁰⁾ため、曝気循環でその浮上能力が無効化されても増殖に大きな影響を与えない可能性が考えられる。

ガス胞を持たないとされている *Phormidium*⁵⁾ (カビ臭発生の閾値である 1000 細胞/mL⁸⁾ 以下は解析対象としない) は、曝気循環設備増設(設置)後におおむね低下傾向を示している。またガス胞を持つ種ともたない種が報告されている *Oscillatoria*⁵⁾ は、過去にほとんど確認されていなかったが、D ダムと H ダムで上昇傾向を示した。

このように、*Anabaena*、*Phormidium*、*Oscillatoria* の 3 種は、*Microcystis* の減少にともない増加傾向を示す可能性があるこ

とから、曝気循環設備の運転パターンとこれらの種の消長について更なる検討が必要であると考えられる。

3) アオコ・カビ臭発生と水温勾配

年最大水温勾配及び貯水池総リン濃度とアオコ・カビ臭発生との関係を図4(右)に示す。アオコレベルは、年最大水温勾配が小さくなるにつれて、また、貯水池総リン濃度が小さくなるにつれて低下傾向を示している。

図4(左)に、アオコを抑制するために必要となる年最大水温勾配の目標値を示す。

アオコの抑制を目指す場合は、貯水池総リン濃度が0.04mg/L以下であれば、年最大水温勾配を0.1°C/m以下にすれば良いと考えられる。また、小規模なアオコの発生を許容する場合は、貯水池総リン濃度が0.05mg/L以下であれば、年最大水温勾配を0.3°C/m以下にすれば良いと考えられる。なお、貯水池総リン濃度0.05mg/L以上の場合は、曝気循環設備を運転してもアオコの抑制に繋がらない可能性が考えられる。

一方、カビ臭については、年最大水温勾配と貯水池総リン濃度との関係に一定の傾向がみられない。

E. 結論

貯水池総リン濃度が0.04mg/L以下の場合、年最大水温勾配を0.1°C/m以下になるように曝気循環設備を運転すれば、*Microcystis*によるアオコを抑制できることがわかった。一方、カビ臭原因藻類である*Anabaena*、*Phormidium*と*Oscillatoria*については、曝気循環設備を運転しても、抑制効果が見られるケースと見られないケースがあった。ダム貯水池でカビ臭が発生すると、下流浄水場に大きな影響を与えることが懸念されることから、曝気循環設備の規模や運転パターンとカビ臭原因藻類抑制との関係について、更に実証データを蓄積し検証していく必要がある。

G. 研究発表

1) 論文発表

今本博臣, 田作光良, 古里栄一 (2013) 曝気循環によるアオコ・カビ臭抑制の効果検証—9 ダム貯水池の実証実験結果か

ら—, ダム工学 23(4), 278-289.

2) 学会発表

今本博臣, 太田志津子, 田作光良 (2013) 曝気循環設備を用いたアオコ・カビ臭抑制のための実証実験, 応用生態工学会第17回研究発表会

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

I. 参考文献

- 1) 今本博臣, 榎暁史, 広瀬真由, 古里栄一 (2011) 朝方の水温勾配を用いた曝気循環の効果判定, ダム工学 21(2), 96-106.
- 2) 今本博臣 (2012) ダム貯水池における水質改善対策, 水環境学会誌 35(A)3, 87-91.
- 3) 今本博臣, 田作光良, 古里栄一 (2013) 曝気循環によるアオコ・カビ臭抑制の効果検証—9 ダム貯水池の実証実験結果から—, ダム工学 23(4), 278-289.
- 4) 渡辺真利代, 原田健一, 藤木博太 (1994) アオコその出現と毒素・東京大学出版会, 東京.
- 5) Reynolds, C. S. (1984) The ecology of freshwater phytoplankton, Cambridge University Press, Cambridge.
- 6) 古里栄一, 浅枝隆, 福渡隆 (2011) 淡水植物プランクトンの耐暗性について, 水環境学会誌 24(1), 27-34.
- 7) 山田正人, 宗宮功, 安永望, 小野芳朗: (1995) 渦鞭毛藻 *Peridinium* の走行性による遊泳速度に関する研究, *Jpn.J.Limnol.*, 56(2), 125-135.
- 8) ダム工学会維持管理研究部会 (2013) ダム貯水池水質の保全に関する総合的研究, ダム工学 23(3), 218-236.
- 9) 水資源機構 (2013) ダム貯水池等の水質保全対策, 一水質改善のための実証実験

一, p1-12.

- 10) 中野伸一, 中島拓男 (1995) 深まるア
オコ発生の謎, 琵琶湖研究所ニュース,
オウミア 54.

J. 謝辞

本報告書を作成するにあたり、水資源
機構「水質の保全・改善プロジェクトチ
ーム」の皆さんには実証実験を実施して
いただきました。ここに記して謝意を表
します。

表1 9ダムの諸元と実験結果の概要

ダム名		Aダム	Bダム	Cダム	Dダム	Eダム	Fダム	Gダム	Hダム	Iダム
曝気設備 (年)	設置前	管理開始 から設置	～2001	～2006	管理開始 から設置	～2009	～1998	～2005	管理開始 から設置	～2010
	増設前	1994～ 2010	2004～ 2011	2007～ 2010	2008～ 2011		2003～ 2010		1999～ 2011	
	増設後	2011～	2012～	2011～	2012～	2012～	2011～	2008～	2012～	2011～
洪水期の貯水容量 (10 ³ m ³)		10,000	21,400	15,800	11,900	10,750	11,000	32,000	4,000	33,000
洪水期の湛水面積 (km ²)		0.81	1.41	0.80	0.78	0.78	0.90	1.25	0.26	0.98
貯水池総リン濃度 (mg/L)		0.075～ 0.117	0.035～ 0.092	0.028～0.059	0.028～ 0.043	0.019～ 0.033	0.017～ 0.040	0.015～ 0.029	0.014～ 0.020	0.009～ 0.018
年最大水温勾配 (°C/m)	設置前	管理開始 から設置	0.45～ 0.52	0.85～ 1.54	管理開始 から設置	0.39～ 0.51	データなし	0.58～ 1.32	管理開始 から設置	0.58～ 1.17
	増設前	0.09	0.02～ 0.25	0.31～ 1.06	0.11～ 0.17	—	0.35～ 0.84	—	0.01～ 0.08	—
	増設後	0.03	0.04～0.06	0.0～ 0.05	0.03～0.04	0.06～0.08	0.10～ 0.13	0.03～ 0.11	0	0.0～ 0.08
アオコ (M.)	設置前	—	あり	あり	—	あり	あり	あり	—	あり
	増設前	あり	なし	あり	あり	—	あり	—	あり	—
	増設後	減少	なし	減少	なし	なし	減少	減少	減少	なし
カビ臭	設置前	—	A.	A.	—	なし	A. P	A.	—	A.
	増設前	A.	減少	A.	A. P.	—	なし	—	A.	—
	増設後	A.	なし	A.	P. O.	A.	Aph.	なし	O.	なし

M. : *Microcystis*, A. : *Anabaena*, P. : *Phormidium*, O. : *Oscillatoria*, Aph. : *Aphanizomenon*

□ 曝気循環設備設置前 ■ 試運転 ■ 増設前 ■ 増設後 ☒ 洪水時

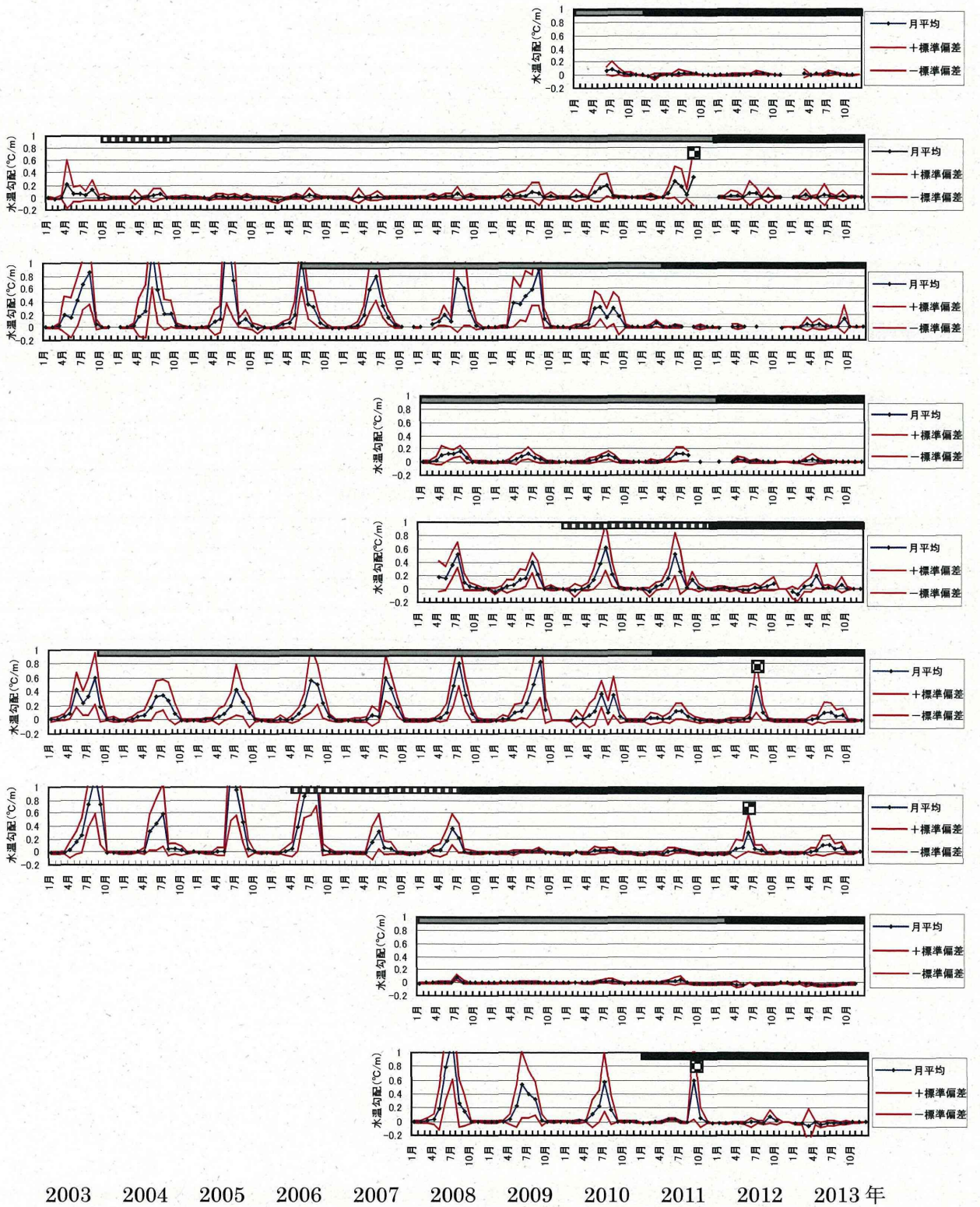


図1 曝気循環設備増設（設置）前後における月平均水温勾配と標準偏差
上からA、B、C、D、E、F、G、H、Iダム

□ 曝気循環設備設置前 ■ 増設前 ■ 増設後

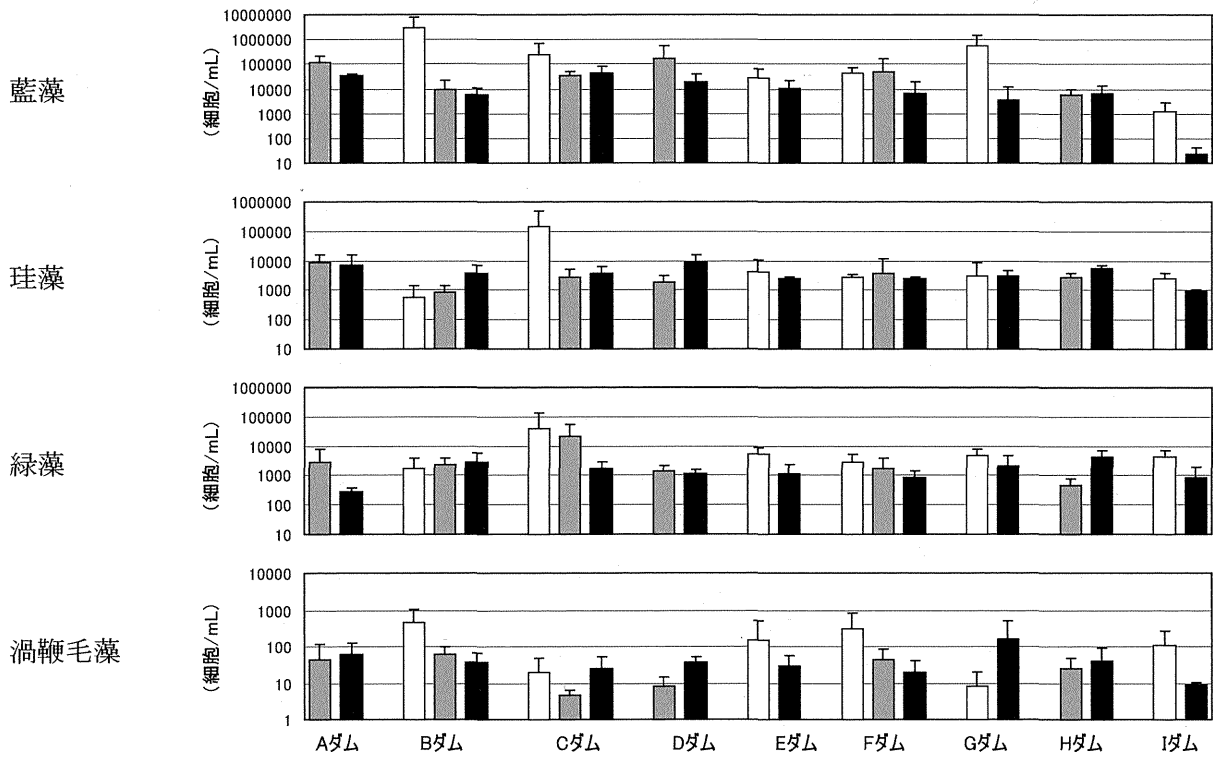


図2 曝気循環設備増設（設置）前後の藻類の網別発生細胞密度（年最大値の平均）
棒グラフは平均値、エラーバーは標準偏差

□ 曝気循環設備設置前 ■ 増設前 ■ 増設後

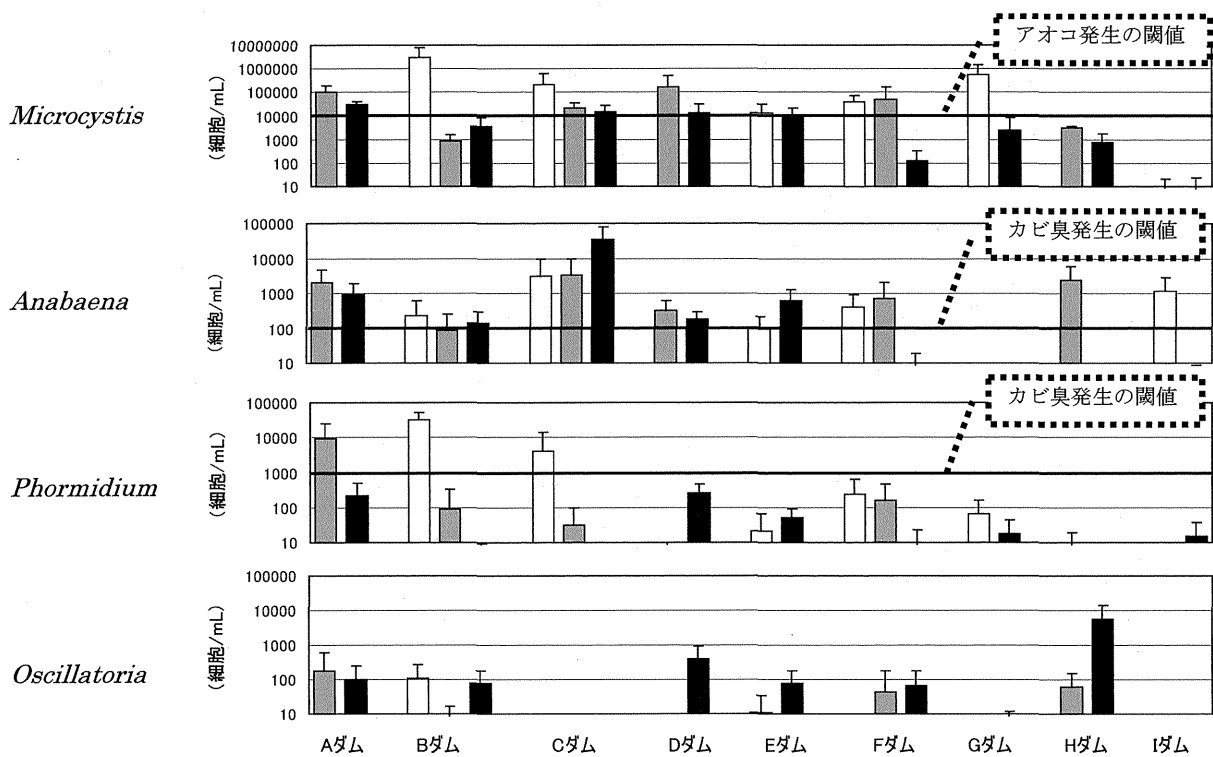


図3 曝気循環設備増設（設置）前後の藍藻の属別発生細胞密度（年最大値の平均）
棒グラフは平均値、エラーバーは標準偏差

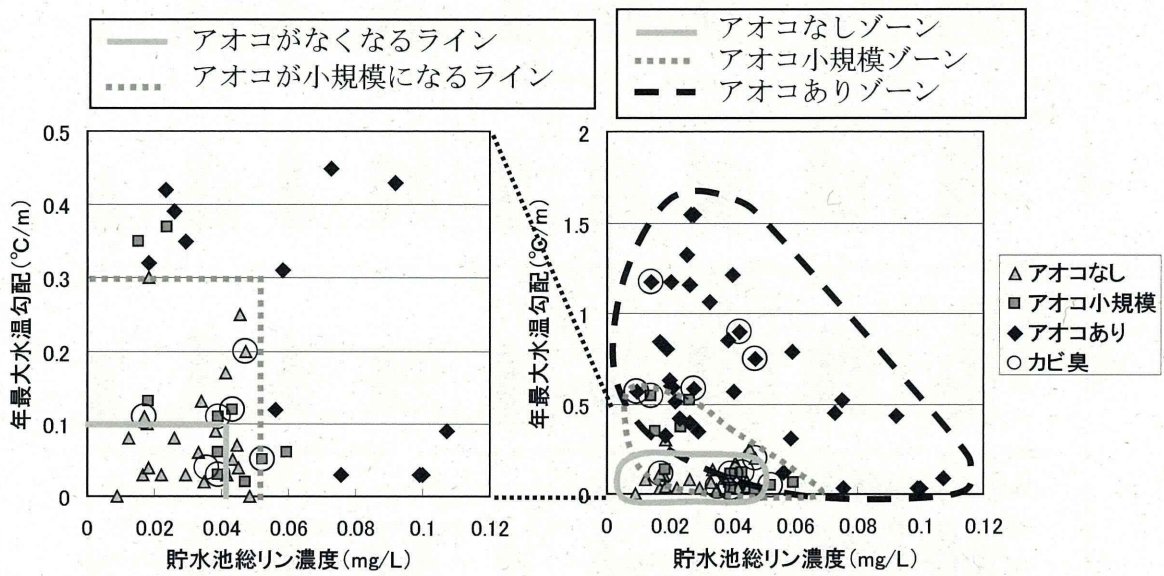


図4 年最大水温勾配及び貯水池総リン濃度とアオコ・カビ臭発生との関係



写真1 曝気循環設備増設前（上）と、増設後（下）のダム貯水池の状況（左からB、C、Fダム）

分担研究報告書 4

生物障害を起こさないための浄水処理技術の開発

研究代表者 秋葉 道宏
研究分担者 西村 修

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：生物障害を起こさないための浄水処理技術の開発

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官
研究分担者 西村 修 東北大学大学院工学研究科教授

研究要旨

ピコ植物プランクトンの凝集沈殿処理に及ぼす急速攪拌強度、攪拌時間および凝集剤種類の影響を検討し、*Synechococcus* sp.のフロックは、G値の増加とともに増加する傾向を示し、ポリシリカ鉄(PSI)の場合 G 値 $250s^{-1}$ 、攪拌時間 90 秒、ポリ塩化アルミニウム(PACl)の場合 G 値 $200s^{-1}$ 、攪拌時間 60 秒で最大径を示すこと、それぞれ攪拌強度がさらに増加する、あるいは攪拌時間がさらに長くなるとフロック径の減少が起こることがわかった。

また、PACl に比べて PSI においてフロック径の成長促進、沈殿除去性向上が認められたものの、フロックに取り込まれない粒子が多数存在し、除去限界が存在する可能性も示唆された。

本研究成果をふまえて、H26 年度は二段凝集によって砂ろ過でピコ植物プランクトンを除去することの有効性を検討する。特に、二段凝集のメカニズムを考察するために、凝集方法（凝集剤種類、凝集剤注入量、攪拌条件）を変化させながら、形成フロックのゼータ電位、粒径分布を測定し、効果的にピコ植物プランクトンを除去する方法を明らかにする。

A. 研究目的

ピコ植物プランクトンは $0.2-2\mu m$ のサイズの小さな植物プランクトンで、ピコシアノバクテリアと真核性光合成生物からなる¹⁾。ピコ植物プランクトンおよびその代謝物質が原水に存在することで、処理水の濁度上昇、過閉塞、異臭味障害、同化可能有機物(AOC)、消毒副生成物、毒性物質等の様々な問題が発生する²⁻⁸⁾。

このようにピコ植物プランクトンによる浄水障害の発生が問題視され、様々な研究がなされてきているが、ピコ植物プランクトンの凝集阻害に関する研究は進んでおらず、凝集方法に関する基礎的情報が必要な段階にある。そこで本研究では、急速攪拌強度および急速攪拌時間がピコ植物プランクトンのフロック形成に及ぼす影響を明らかにすることを目的として、実験的検討を行った。

B. 研究方法

1) ピコ植物プランクトン懸濁液の作成

本研究ではシアノバクテリア *Synechococcus* sp. (NIES-1348)を国立環境研究所より入手し、CB 培地で水温 $25\pm 1^{\circ}C$ 、蛍光灯下 ($18\mu mol photons/m^2/sec$ 、12-h light/12-h dark) で培養した。

200mLの三角フラスコに100mLのCB培地を入れ、90rpm で振とう攪拌を行い、定常期になった培養液を水道水で希釈して 1.8×10^6 (個/L)の濃度に調整し実験に用いた。

2) 凝集剤

ポリ塩化アルミニウム(PACl) とポリシリカ鉄(PSI) を用いた。

3) ゼータ電位の測定

ゼータ電位の測定には Micro-Electrophoresis Apparatus Mk II (Rank Brothers, UK) を用いた。室温 $20 \pm 1^\circ\text{C}$ 、 80mV の条件で、Smoluchowski 式によって計算してゼータ電位を得た。

4) ジャーテストおよび急速攪拌の方法

ピコ植物プランクトンのジャーテストは、4枚のパドルスターラー($60\text{mm} \times 30\text{mm}$)が設置された装置を用いて行なった。HCl あるいは NaOH にて pH を 6.5 に調整したピコ植物プランクトン懸濁液に対して所定濃度の凝集剤を注入し 150rpm、3分の急速攪拌、30rpm、30分の緩速攪拌および60分の沈降を行い、水面から 2cm 下の澄み液を採取し分析に供した。

急速攪拌実験は同じ装置を用い、100rpm (20s^{-1}) から 1,600rpm ($1,110\text{s}^{-1}$) まで攪拌強度を変えて実験を行なった。攪拌時間は 30秒から 180秒まで行なった。フロック径は particle size analyzer (Microtract ASVR, HRA X-100, Nikkiso, Japan) にて分析した。

C. 研究結果および D. 考察

1) 最適凝集剤添加量

適切な凝集剤注入量を求めるために行なったジャーテスト実験における、凝集剤注入量とゼータ電位の関係を図 1 に示す。*Synechococcus sp.* は約 -10mV の負電荷を有していたが、凝集剤注入量の増加とともに、荷電中和が起こり、その傾向は PACl よりも PSI において速やかな荷電中和が怒ることがわかった。本結果より PACl、PSI それぞれ 200, 140mg/L の注入量で急速攪拌の影響を調べることにした。

2) フロック形成 (d50) に及ぼす急速攪拌強度および攪拌時間の影響

フロックを平均径 d50 で表し、フロック形成に及ぼす急速攪拌および攪拌時間の影響を調べた結果を図 2 に示す。*Synechococcus sp.* のフロックは、G 値の増加とともに増加

する傾向を示し、PSI の場合最大で $238.8 \mu\text{m}$ (G 値 250s^{-1} 、攪拌時間 90 秒) に達した。しかし、攪拌強度が 250 から 320s^{-1} とさらに大きくなるとフロック径は $174.3 \mu\text{m}$ (G 値 320s^{-1} 、攪拌時間 90 秒) と小さくなった。さらに G 値が増加するとフロック径も再び増加し、 $197.2 \mu\text{m}$ (G 値 $1,110\text{s}^{-1}$ 、攪拌時間 90 秒) になった。

また、いずれの G 値においても攪拌時間としては 90 秒において最大のフロック径となり、それ以上の時間ではフロック系の減少、すなわちフロックの破壊が生じることが明らかであった。

一方、PACl の場合も同様の傾向であったが、PSI と比較してフロック径は小さく、最大で $159.2 \mu\text{m}$ (G 値 200s^{-1} 、攪拌時間 60 秒) であった。

3) フロック形成 (粒径分布) に及ぼす攪拌時間の影響

図 3 に PSI および PACl がそれぞれ最大のフロック径を示した 250s^{-1} および 200s^{-1} の G 値のときの、攪拌時間とともに変化した粒径分布の結果を示す。

PSI の場合(図 3(a))、攪拌時間 30 秒において $100 \mu\text{m}$ 程度のフロック径の形成が始まっているが、一方で $1 \mu\text{m}$ 程度の未凝集の *Synechococcus* も残存している。60 秒においては $100 \mu\text{m}$ 程度以上の径を有するフロックが大きく増加しているが、この時点でも未凝集の *Synechococcus* が確認できる。最大の d50 を示した 90 秒においては、フロック径はさらに大きくなり、 $10 \mu\text{m}$ 以下のフロックはほとんど無くなるが、この時点でも未凝集の *Synechococcus* が確認できる。さらに時間が増加すると、フロックの破壊が始まり、一方で未凝集の *Synechococcus* が減少する傾向が認められる。

一方、PACl の場合(図 3(b))、攪拌時間 30 秒において $100 \mu\text{m}$ 程度のフロック径の形成が始まっていることは PSI と同様であったが、 $1 \mu\text{m}$ 程度の未凝集の *Synechococcus* は姿を消しており、ほぼ全ての *Synechococcus* が

フロックを形成し始めたことがわかる。60秒においては100 μ m程度以上の径を有するフロックが大きく増加し、その後90秒においてはフロックの破壊が始まる。

以上のように、フロックの成長・破壊に及ぼす攪拌強度と攪拌時間の影響は、PSIとPACIで同様の傾向であったが、基本的にPSIの形成するフロック径が大きいこと、一方で未凝集の*Synechococcus*が残存する傾向があることが明らかとなった。

PSIが形成するフロックの径が大きく成長することに関しては、PACI架橋作用の能力が高いからと考えられる⁹⁾。また荷電中和能力も高いことはゼータ電位の測定結果からも明らかである。このような結果にも関わらず、未凝集の*Synechococcus*が残存する理由としては、PSIは少ない凝集剤注入量で荷電中和が可能であるものの、架橋作用の能力も高いことから少ない凝集剤注入量の段階でスイープ凝集が生じ、荷電中和能力を減少させる効果があるのではないかと推測する。このような凝集特性を考慮して適切な凝集方法を開発することが今後の検討課題である。

E. 結論

ピコ植物プランクトン懸濁液の凝集処理性に関して、PACに比べてPSIはより少量で荷電中和を可能とするとともにフロック径の巨大化効果を有していることがわかったが、一方でフロックに取り込まれない粒子が、PACよりも多く存在する可能性も示唆された。

G. 研究発表

1) 論文発表

該当なし

2) 学会発表

T.S.Aktas, N.Fujimoto, N.Kishida, M.Akiba, Y.Aikawa and O.Nishimura(2013)Comparison of coagulation performance and floc characteristics of polysilica iron (PSI) and poly aluminum chloride (PACI) for water treatment.

Seventeenth International Water Technology Conference IWTC 2013, Istanbul, Turkey.

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) J.G. Stockner, N.J. Antia, Algal picoplankton from marine and freshwater: A multidisciplinary perspective, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43 (1986) 2472–2503.
- 2) F. Jutter, Physiology and biochemistry of odorous compounds from freshwater cyanobacteria and algae, Water. Sci. Technol. 31(11) (1995) 69–78.
- 3) C.D. Wu, X.J. Xu, J.L. Liang, Q. Wang, Q. Dong, W.L. Liang, Enhanced coagulation for treating slightly polluted algae-containing surface water combining polyaluminum chloride (PACI) with diatomite, Desalination 279 (2011) 140–145.
- 4) S.D. Faust, O.M. Aly, Chemistry of Water Treatment, Butterworth, 1983, pp. 137–139.
- 5) T. Nakamura, K. Soneda, M. Miyata, K. Takeyasu, Leakage of turbidity to filtrate by picophytoplankton and investigation for measures in water purification plant, Jpn. J. Water Treat. Biol. 33(4) (1997) 233–243.
- 6) T. Hoson, K. Soneda, M. Miyata, T. Takeyasu, Occurrence of picophytoplankton in Yodo river basin and its effect on turbidity control in water treatment system, J. Water Waste 44(9)

(2002) 755–762.

- 7) P. Domingos, T.K. Rubim, R.J.R. Molica, S.M.F.O. Azevedo, W.W. Carmichael, First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a Northeast Brazilian drinking water supply, *Environ. Toxicol.* 14(1) (1998) 31–35.
- 8) W.W. Carmichael, L. RenHui, Cyanobacteria toxins in the Salton Sea, *Aquat. Biosyst.* 2(5) (2006) 5–18.
- 9) J. Shi, Y. Zhang, K. Zou, F. Xiao, Speciation characterization and coagulation of poly-silica-ferric-chloride: The role of hydrolyzed Fe(III) and silica interaction, *J. Environ. Sci.* 23(5) (2011) 749–756.

J. 謝辞

凝集剤をご提供いただきました水道機工株式会社に心より感謝いたします。

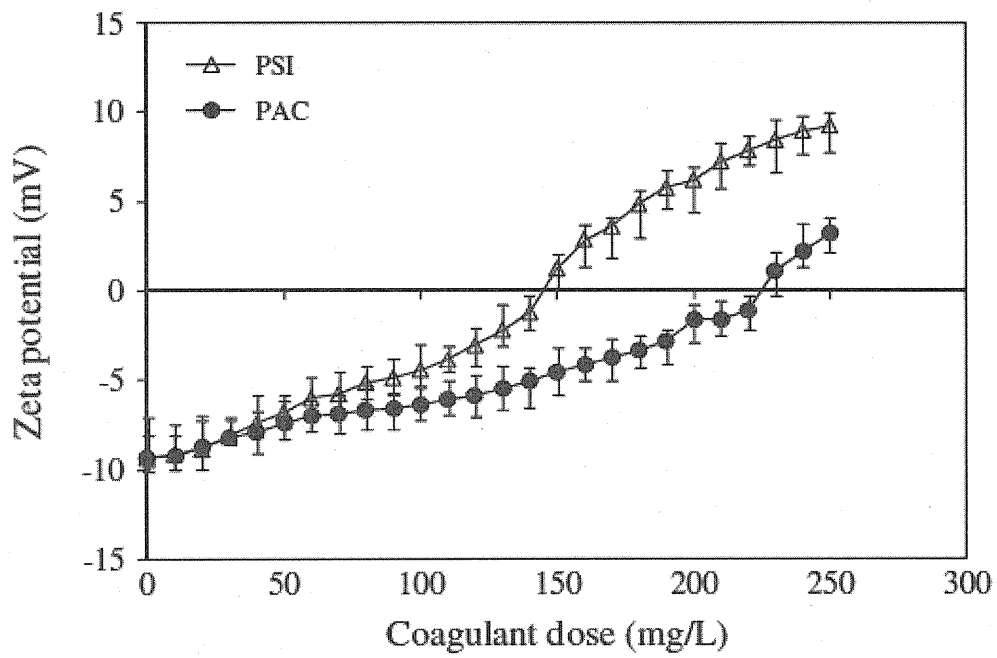


図1 *Synechococcus* sp.懸濁液で形成したフロックのゼータ電位に及ぼす凝集剤注入量の影響

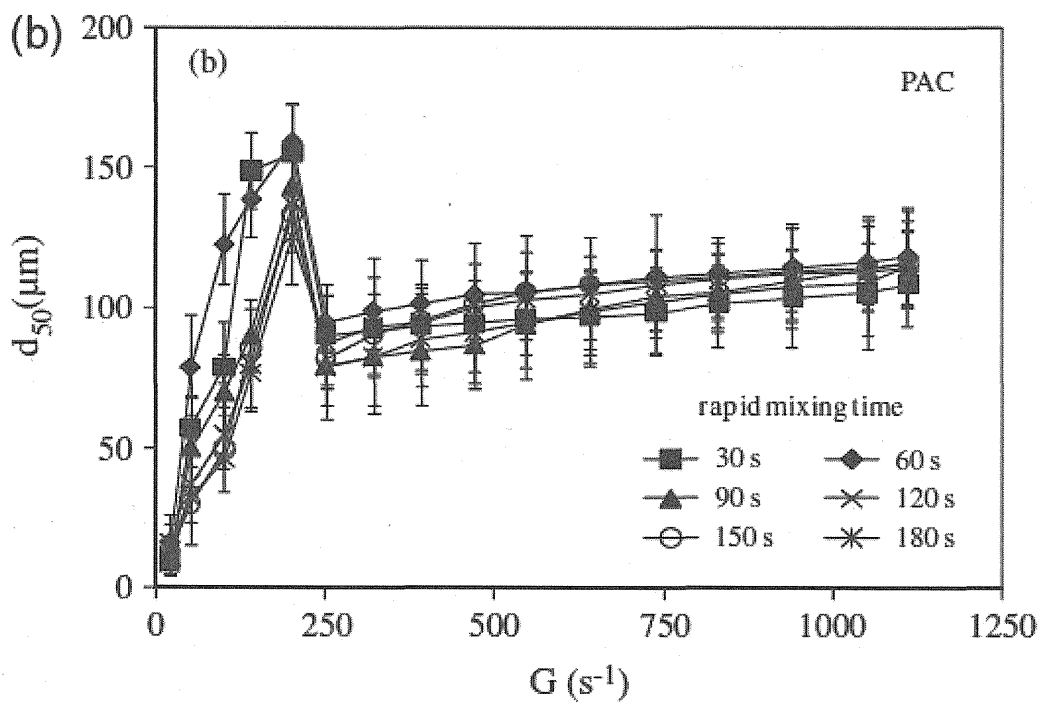
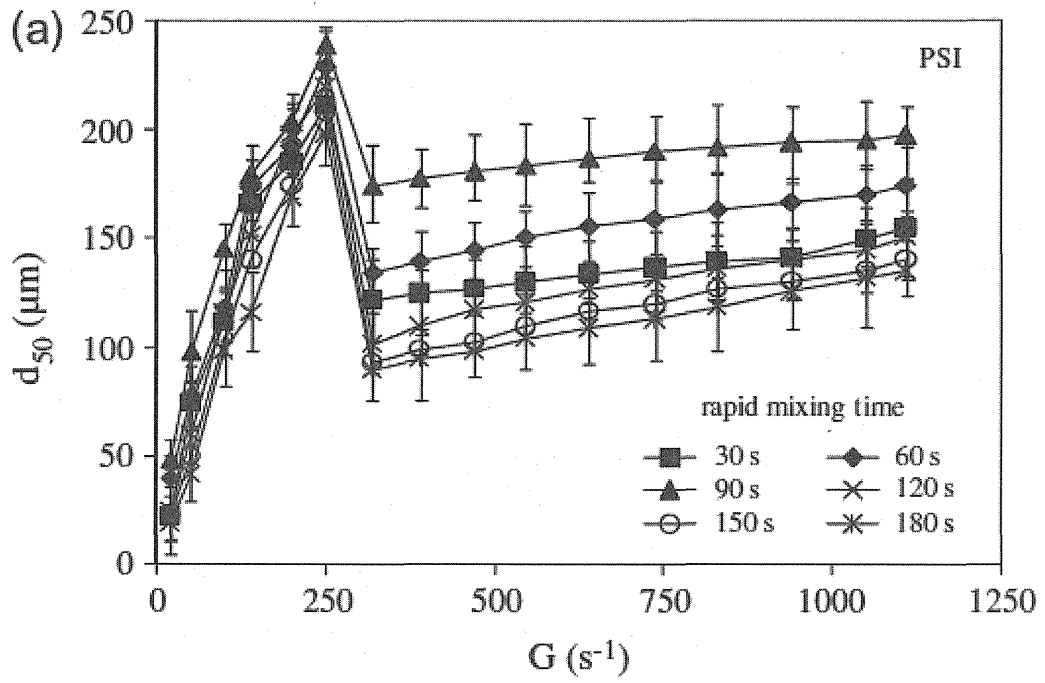


図2 *Synechococcus* sp.懸濁液で形成したフロックのサイズ(d_{50})に及ぼす攪拌強度攪拌時間の影響
(a)PSI、(b)PACI

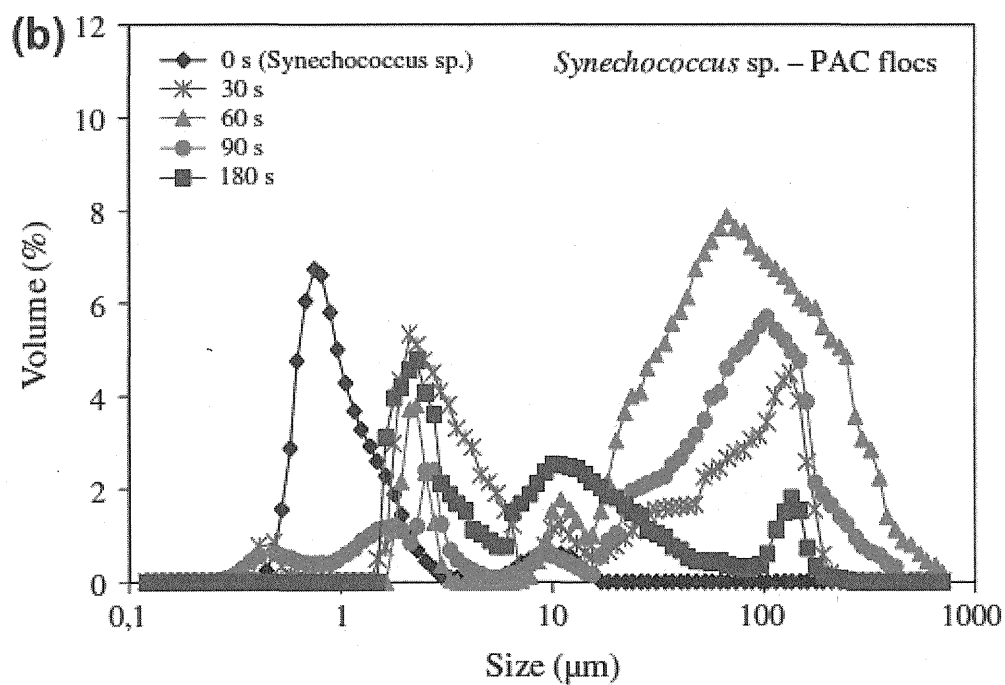
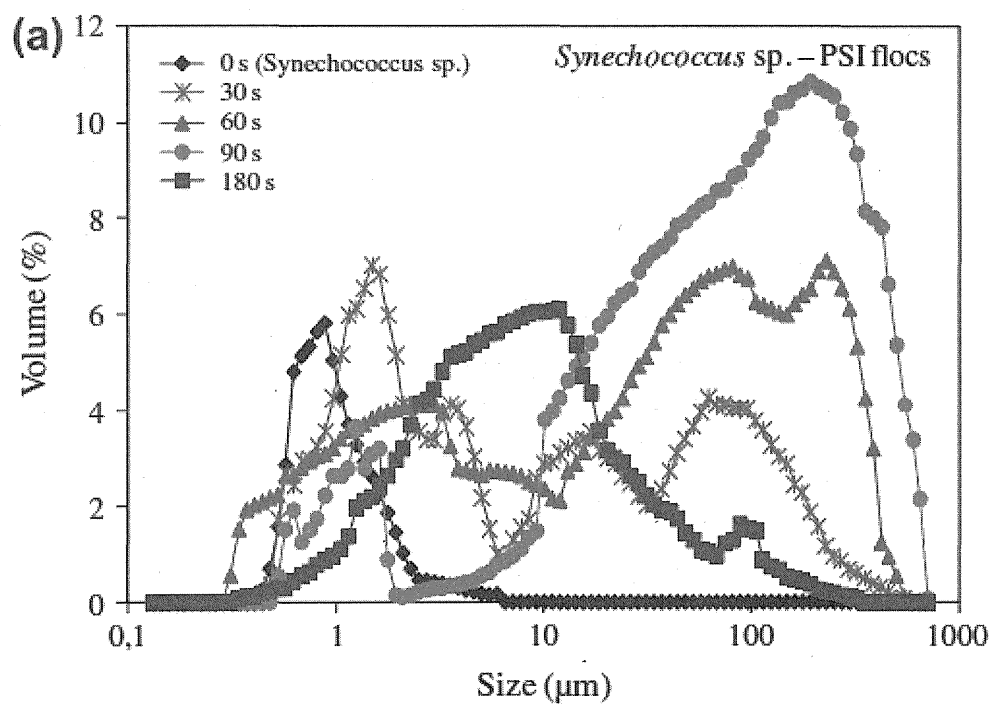


図3 *Synechococcus* sp.懸濁液で形成したフロックの粒径分布の経時変化
 (a)PSI、(b)PACI