

琵琶湖疏水におけるラン藻類と その含有毒素マイクロシスチンの挙動

山下尚之¹・松井三郎²・清水芳久³・松田知成⁴

¹京都大学大学院博士課程 工学研究科附属環境質制御研究センター (〒520-0811 滋賀県大津市由美浜 1-2)

²Ph.D 京都大学教授 工学研究科環境工学専攻 (〒606-8501 京都市左京区吉田本町)

³Ph.D 京都大学助教授 工学研究科附属環境質制御研究センター (〒520-0811 滋賀県大津市由美浜 1-2)

⁴工博 京都大学助手 工学研究科附属環境質制御研究センター (〒520-0811 滋賀県大津市由美浜 1-2)

琵琶湖疏水は、琵琶湖から京都市にかけて人工的に作られた水路で、その水は京都市の重要な水道水源として利用されている。一方、近年琵琶湖においても夏期にアオコの発生が観察されており、琵琶湖湖水からは、アオコに含有される毒素マイクロシスチンの検出が報告されている。そこで、本研究ではアオコの発生時期に琵琶湖疏水において調査を行い、琵琶湖疏水におけるラン藻類とその含有毒素マイクロシスチンの挙動について検討を行った。その結果、琵琶湖疏水の水からマイクロシスチンが検出され、その濃度は 300pg/ml から 680pg/ml の間で変化した。また、マイクロシスチン濃度は、クロロフィル a、フィコシアニン濃度との間に相関関係が見られた。琵琶湖疏水の水からマイクロシスチンが検出されたことから、アオコ発生時期にはマイクロシスチンの挙動に十分注意する必要があると考えられた。

Key Words: Lake Biwa Canal, cyanobacterial toxin, microcystin, water bloom, Anabaena, Micro cystis

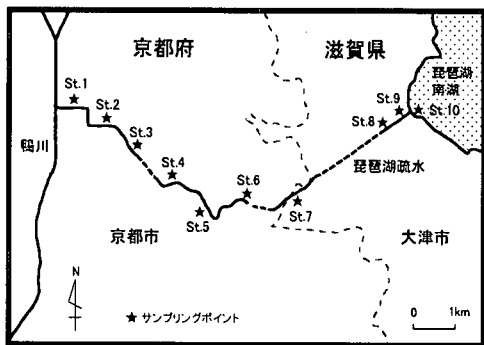
1. はじめに

近年、富栄養化した湖沼において夏期にラン藻類の異常増殖が起り、アオコを発生させて問題となっている。このアオコは、湖沼景観の悪化や腐敗による悪臭の発生および浄水処理におけるろ過障害等の問題を引き起こすが、近年アオコの原因となっているラン藻類には、有毒物質を含有するものがあるということが明らかにされてきている¹⁾。世界各国で、このアオコを含んだ水を飲んだため家畜や野生動物が死亡したり、また人体にも影響が現われた等の報告がなされている²⁾。ラン藻類の生産する毒素は数種類あり、近年の研究によりその構造や毒性が明らかにされてきているが、それらの毒素のうち日本において主に問題となると考えられるものは、マイクロシスチンと呼ばれる毒素である。このマイクロシスチンは、いくつかのアミノ酸からなる環状のペプチドであるが、肝臓に対して特異的に毒性作用を示すことが知られている³⁾。また Fujiki ら⁴⁾は、マイクロシスチンに発ガンのプロモーター作用があることを報告しており、慢性的な毒性影響も懸念される。

琵琶湖疏水は、琵琶湖南湖から京都市にかけて人工的に作られた水路である。その目的は、琵琶湖の水を京都に引き、その水力で工業をおこすとともに、疏水を通じ

て物資の流通を盛んにするというもので、明治 23 年に建設された。京都市における水道施設の整備に伴って、琵琶湖疏水の水は京都市の重要な水道水源として利用されるようになり、現在では京都市の水道水の大半は、琵琶湖疏水からの水に頼っている。一方、近年琵琶湖においても南湖を中心として夏期にアオコの発生が観察されるようになり、琵琶湖の湖水からは、アオコに含有される毒素マイクロシスチンの検出が報告されている⁵⁾。そのため、ラン藻類により生成されたマイクロシスチンが琵琶湖疏水の水に混入し、京都市の水道原水に流入することが懸念される。

琵琶湖疏水からの水は、京都市の重要な水道水源として利用されており、この水にラン藻毒であるマイクロシスチンが混入することは、水道水の安全性の点から問題となるが、琵琶湖疏水におけるマイクロシスチンの挙動に関しては、未だ報告がなされていない。本研究では琵琶湖南湖でアオコの発生が観察された 1998 年 9 月初旬に琵琶湖疏水においてサンプリングを行い、琵琶湖疏水におけるラン藻類とその含有毒素マイクロシスチンの挙動について検討を行った。



St.1: 夷川, St.2: 岡崎, St.3: 蹴上, St.4: 日ノ岡, St.5: 御陵,
St.6: 安朱, St.7: 四ノ宮, St.8: 大津制水門, St.9: 疏水取水口,
St.10: 大津港

図-1 調査地点

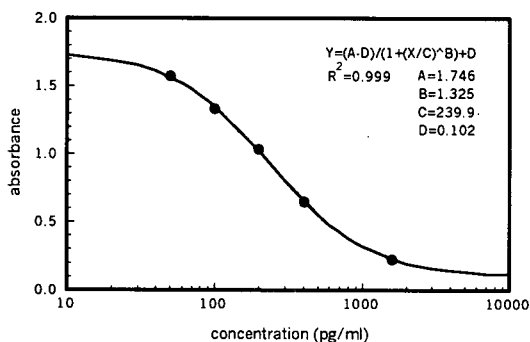


図-2 ELISA分析におけるマイクロシスチンの検量線

2. 調査地点および分析方法

(1) 調査地点

近年、琵琶湖においては、南湖を中心として毎年アオコの発生が観察されている。1998年については、9月の初旬に琵琶湖南湖においてアオコの発生が見られた。そこで、1998年9月5日に、京都市内から滋賀県大津市にある琵琶湖疏水取水口部にかけて計10ヶ所でサンプリングを行った。調査地点を図-1に示す。サンプリングでは、それぞれの地点においてバケツを用い表面水を採取するとともに、水質測定器U-10 (HORIBA) を用いて水温、pH、溶存酸素等についても測定を行った。

(2) 分析方法

採取したサンプルは、Whatman GF/F フィルターでろ過を行い、湖水およびそのろ液それぞれについて-20℃で凍結保存した。また、ろ過を行ったフィルターについても

凍結保存を行い、クロロフィルaおよびフィコシアニン等の分析に供した。プランクトンカウントのサンプルについては、湖水に中性ホルマリンを5%の濃度になるよう添加して固定した後に、サンプルを濃縮し顕微鏡下でプランクトンの計数を行った。

水中のマイクロシスチンについては、主としてELISA法を用いて分析を行った。近年、マイクロシスチンに対するモノクローナル抗体が作成され、この抗体を用いたELISA法が開発されている⁹⁾。マイクロシスチンの分析は、凍結保存しているサンプルを融解した後に、この抗マイクロシスチンモノクローナル抗体を用いた常盤化学工業(株)社製のマイクロシスチンELISAキットを用いて行った。マイクロシスチンのELISA分析における検量線を図-2に示す。このモノクローナル抗体は、マイクロシスチンLRを抗原として作製されたものであるが、他のタイプのマイクロシスチンとも反応性を示し、マイクロシスチンLR、YR、RRに対する交差反応性はそれぞれ100%、44%、106%である⁹⁾。

高速液体クロマトグラフィー(HPLC)を用いたマイクロシスチンの分析については、Parkら¹⁰⁾の方法に準拠して行った。ろ過を行ったフィルターについて5%酢酸水を用いて抽出を行い、その抽出液をODSカートリッジに通し、マイクロシスチンをカートリッジに吸着させた。カートリッジに吸着したマイクロシスチンを90%メタノールにより溶出させた後に溶出液の濃縮を行い、HPLC(Waters Co.)でマイクロシスチンを分析した。カラムは、Symmetry C18カラム(4.6×150mm)を用い、移動相はメタノール:50mMリン酸バッファー(60:40)を用いた。

クロロフィルaの分析は、ろ過を行ったフィルターについてLorenzenの方法¹¹⁾に準じ行った。フィコシアニンの分析は、ろ過を行ったフィルターから10mMリン酸バッファー(pH=7)5mlを用いて4℃で一晩抽出した後に、蛍光光度計(Ex.605nm, Em.640nm)により測定を行った。

3. 結果と考察

(1) 水温・pH・溶存酸素等の変化

図-3に琵琶湖疏水における水温、pH、溶存酸素濃度の変化を示す。水温については、27.2~28.9℃の間で、pHは7.5~9.1の間で値は変化した。pHの値は、琵琶湖疏水取水口部のSt.10からSt.8では8.9となり高めの値が示されたが、St.7ではその値は一旦低下し、St.5からSt.4で再び値が上昇した。St.3では、再度pHの低下が見られるが、ここには琵琶湖南湖からトンネルにより直結された第2疏水が流れ込んでおり、その影響によりpHが低

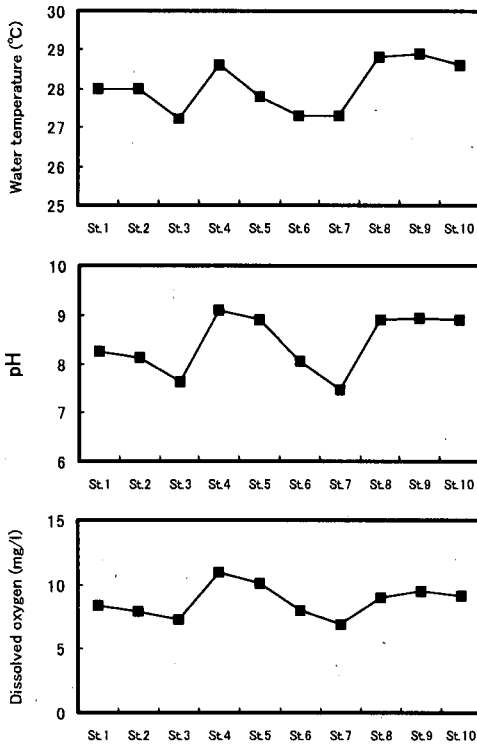


図-3 水温・pH・溶存酸素の変化

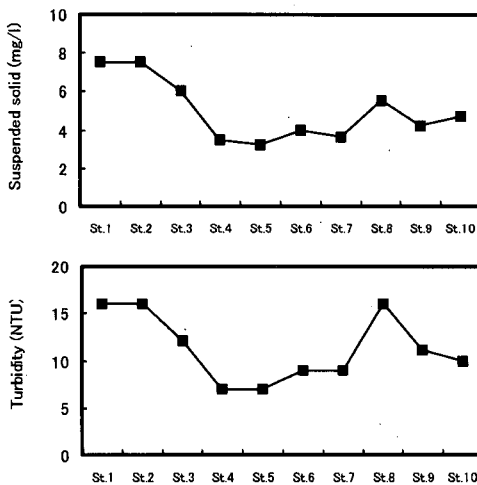


図-4 SS濃度および濁度の変化

下したものと考えられる。溶存酸素濃度は、7~11mg/lの間で値は変化し、pHの変化と似たような傾向が示された。

図-4にSS(Suspended Solid)濃度および濁度(Turbidity)の変化を示す。SS濃度は3.2~7.5mg/lの間で、濁度は

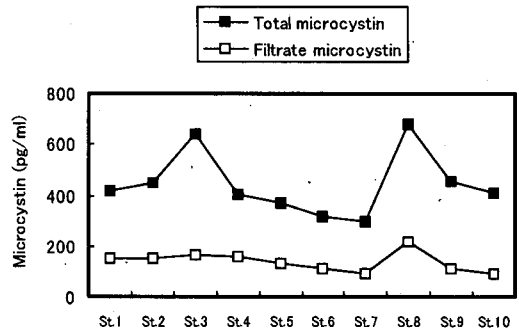


図-5 琵琶湖疏水におけるミクロシスチン濃度の変化

7~16NTU (Nephelometric Turbidity Unit) の間で値は変化した。SS濃度は、St.8で値の上昇が見られ5.5mg/lという値になったが、St.7より下流側ではSS濃度は若干低下した。St.3からSt.1にかけてSS濃度は再び上昇し、6.0~7.5mg/lという値になった。濁度についてもSS濃度の変化と同じような傾向が示され、St.8でその値は上昇し16NTUという値になったが、St.7より下流側では濁度は低下した。St.3からSt.1にかけてその値は再度上昇し、12~16NTUという値になった。

(2) 琵琶湖疏水におけるミクロシスチンの挙動

ELISA法を用いて琵琶湖疏水から採取したサンプルを分析した結果、疏水の水からアオコに含有されている毒素ミクロシスチンが検出された。琵琶湖疏水におけるミクロシスチン濃度の変化を図-5に示す。ミクロシスチンは、琵琶湖疏水全域において検出されたが、その濃度は場所により異なっており、流下に伴いその濃度が低下していくわけではなく、下流側においても濃度が上昇する地点が見られた。

ミクロシスチン濃度は、琵琶湖南湖から水を取水している琵琶湖疏水取水口部のSt.10からSt.8にかけて高くなる傾向が見られ、特にSt.8においてその濃度は高くなり、680pg/mlにまで上昇した。St.8の下流部には、琵琶湖疏水の水量を制御する水門があり、St.8では水の停滞域がある。そのため、浮遊性のラン藻類がその水域に留まり、ミクロシスチン濃度も高い値を示したものと考えられる。St.8より下流側のSt.7からSt.4では、ミクロシスチン濃度は一旦低下し300~410pg/mlという値になったが、St.3においてミクロシスチン濃度は再び高くなり、640pg/mlとなった。St.3にも水の停滞域が存在しており、他の地点に比べアオコを形成するラン藻類が多く浮遊していることが観察された。そのため、St.3において水中のミクロシスチン濃度も高い値を示したものと思われる。琵琶湖疏水の水は、京都市の重要な水道水源として利用

されているが、St.3 の蹴上には京都市浄水場の取水口がある。St.3 の京都市浄水場の取水口付近よりマイクロシスチンが検出されたことから、京都市の水道原水にアオコに含有される毒素マイクロシスチンが混入する事が予想される。そのため、琵琶湖においてアオコの発生が見られる夏期には、琵琶湖疏水におけるマイクロシスチンの挙動に十分注意を払う必要がある。

Ueno ら¹²⁾は、タイ、ドイツ、日本等において採取したサンプルについて、ELISA 法を用いそのマイクロシスチン濃度を調べている。タイにおいては、貯水池や養魚池から 10 個のサンプルを採取しており、そのうち 6 個のサンプルがマイクロシスチン陽性で、その平均濃度は 161pg/ml であったと述べている。また、ドイツでは、レクリエーションに使われているいくつかの湖においてサンプルを採取しており、10 個のサンプルのうち 4 個が陽性であり、その平均濃度は 257pg/ml であったと記述している。また、日本においては、霞ヶ浦、相模湖、津久井湖などから 24 個のサンプルを採取しており、そのうち 14 個が陽性であったとしている。その濃度は、55~1,300,000pg/ml と広範囲であり、特に霞ヶ浦において 1,300,000pg/ml と高い濃度が示されたと述べている。今回の調査では、琵琶湖疏水において 300~680pg/ml の範囲でマイクロシスチンが検出された。この値は、タイやドイツで採取されたサンプルの平均濃度よりは高い値となっているが、霞ヶ浦など高濃度にアオコのブルームが発生する湖と比較すると、低い値となっている。

マイクロシスチンには、構成するアミノ酸の違い等により 50 種類以上のマイクロシスチンタイプが存在しており、それぞれその毒性も異なっているが、日本においてはマイクロシスチン LR, YR, RR と呼ばれる 3 種類のマイクロシスチンが主要な成分であると言われている。ELISA 法による分析では、マイクロシスチンの全体量は把握できるが、それぞれのマイクロシスチンタイプに関する情報を得ることはできない。そこで琵琶湖疏水におけるマイクロシスチンタイプの割合を見るため、マイクロシスチン LR, YR, RR の 3 種類のマイクロシスチンについて、高速液体クロマトグラフィー (HPLC) を用いて分析を行った。分析には、他の地点に比べ比較的高いマイクロシスチン濃度が示された St.3 のサンプルを用いた。

分析の結果、St.3 におけるマイクロシスチン LR, YR, RR の割合は、それぞれ 52.4%, 10.7%, 36.9% であった。今回の分析においては、マイクロシスチン LR の割合が最も多く、52.4% とマイクロシスチンの半分以上を占めていた。それに次いで多かったのはマイクロシスチン RR で 36.9% となり、マイクロシスチン YR の割合は他のマイクロシスチンタイプに比べて少ない傾向にあった。日本の湖沼におけるマイクロシスチンの観測を見てみると、諏訪湖においては¹³⁾、マイクロシスチン LR とマイクロシスチン RR

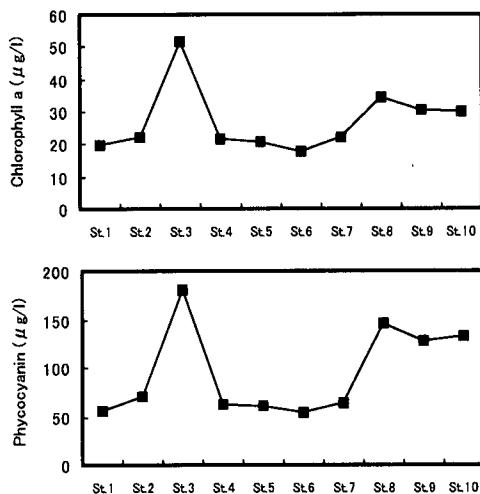


図-6 クロロフィルaおよびフィコシアニン濃度の変化

が主な成分で全マイクロシスチンの 90% 以上を占めており、マイクロシスチン YR は量的に少ないという結果が得られている。また、霞ヶ浦における測定¹⁴⁾では、マイクロシスチン RR が最も多く全マイクロシスチンの約 50% もしくはそれ以上を占め、マイクロシスチン LR がそれに続くという結果が得られており、諏訪湖の場合と同様、マイクロシスチン YR の割合は少ないという結果が得られている。今回の琵琶湖疏水サンプルに関する分析では、マイクロシスチン LR が最も多く、全マイクロシスチンの 50% 以上を占めており、マイクロシスチン RR の割合がそれに続くという結果が得られた。マイクロシスチン LR はマイクロシスチン RR よりもその毒性が数倍強く¹⁵⁾¹⁷⁾、LD₅₀ 値は 60~100µg/kg でコレラ毒素の 2.5~4 倍の強さを持っており¹⁾、より注意が必要であると考えられる。

(3) クロロフィルaおよびフィコシアニン濃度の変化とマイクロシスチンとの関連

琵琶湖疏水におけるクロロフィルa濃度およびフィコシアニン濃度の変化を図-6 に示す。クロロフィルa濃度は、琵琶湖疏水取水口部の St.10 および St.9 では 30µg/l という値になったが、St.8 ではその値は若干上昇し、34µg/l という値になった。St.7 から下流側ではその値は低下し、18~22µg/l となったが、St.3 でクロロフィルa濃度は再び上昇し、51µg/l にまで上昇した。前述したように、St.3 においてはアオコを形成するラン藻類が多く浮遊していることが観察されており、そのためクロロフィルa濃度も高い値が示されたものと推察される。

フィコシアニン濃度の変化もクロロフィルa濃度の変化と同じような傾向が示された。フィコシアニン濃度は、

琵琶湖疏水取水口部の St.10 および St.9 では、127~133 $\mu\text{g/l}$ という値になったが、St.8 ではその値は上昇し 146 $\mu\text{g/l}$ という値になった。St.7 から下流側では、その値は低下し 54~64 $\mu\text{g/l}$ の間で変化した。St.3 でフィコシアニン濃度は再び上昇し、180 $\mu\text{g/l}$ に達した。

クロロフィルaとフィコシアニン濃度の変化の様子は、同じような傾向が示され、クロロフィルa濃度が上昇した場合には、同様にフィコシアニン濃度の上昇が見られた。クロロフィルaおよびフィコシアニン濃度の相関関係を図-7に示す。相関係数は、 $r=0.945$ となり、両者の間には、良い相関関係が見られた。

琵琶湖疏水におけるラン藻類の優占率について調べるために、フィコシアニンとクロロフィルa濃度の比を計算した。その結果を図-8示す。フィコシアニンとクロロフィルa濃度の比は、2.8~4.5 の間で変化した。浮遊性のラン藻類が比較的多く見られた St.10 から St.8 においてその値は 4.2~4.5、St.3 については 3.5 となり、他の地点に比べ、その値が高くなる傾向が見られた。フィコシアニンの含有量は、藻類の株によって、またその成長段階によって異なってくると言われており、フィコシアニンとクロロフィルa濃度の比も変動するものと思われる。茨戸湖における調査¹⁸⁾¹⁹⁾では、ラン藻類が増加しその優占率が上昇した場合には、フィコシアニンとクロロフィルa濃度の比も上昇し、その値は2以上の値となっている。今回の観測においては、フィコシアニンとクロロフィルa濃度の比はすべての地点において 2.8 以上の値が示され、ラン藻類の多く見られた地点においては 3.5 以上の値となっており、ラン藻類の優占率が高くなっていることが推察される。

ミクロシスチンとの関連に目を向けると、琵琶湖疏水におけるクロロフィルa、フィコシアニン濃度とミクロシスチン濃度の変化には関連が見られ、クロロフィルa、フィコシアニン濃度が上昇する地点においては、同様にミクロシスチン濃度の上昇が観察された。クロロフィルaおよびフィコシアニン濃度とミクロシスチン濃度との相関関係を図-9および図-10に示す。図-9には、クロロフィルaおよびフィコシアニン濃度と全ミクロシスチン濃度との相関関係を、図-10には全ミクロシスチン濃度から液中のミクロシスチン濃度を引いた値である粒子態ミクロシスチン濃度との相関関係をそれぞれ示している。これらより、クロロフィルaおよびフィコシアニン濃度とミクロシスチン濃度との間には正の相関関係が見られ、クロロフィルaおよびフィコシアニン濃度の上昇とともに、ミクロシスチン濃度も上昇するという結果が得られた。特に、図-10に示すように、クロロフィルaおよびフィコシアニン濃度と粒子態ミクロシスチン濃度との間により高い相関関係が見られ、クロロフィルaおよびフィコシアニンについての相関係数は、それぞれ

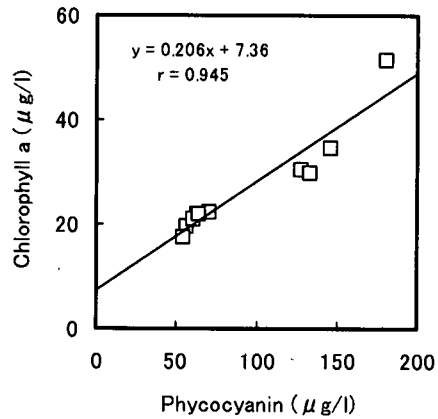


図-7 クロロフィルaとフィコシアニン濃度の相関

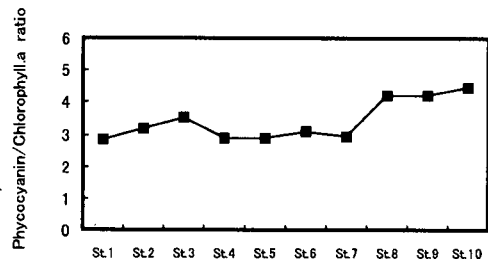


図-8 フィコシアニンとクロロフィルa濃度の比

0.898 および 0.920 という値になった。

水中のフィコシアニン濃度は、ラン藻類現存量の良い指標となる。クロロフィルaやフィコシアニンは、水中に存在する植物プランクトンに含有される光合成色素である。特にフィコシアニンは、ラン藻類や紅藻類などに含まれているが、淡水の湖沼等においては紅藻類は生育していないため、アオコを形成するラン藻類現存量の良い指標になると言われている¹⁹⁾²⁰⁾。今回の調査でフィコシアニン濃度とミクロシスチン濃度との間に良い相関関係が見られたことから、フィコシアニン現存量の測定は、水中のミクロシスチン濃度を推察する上で、重要な指標になると考えられる。

(4) 出現したプランクトンとミクロシスチンとの関連

琵琶湖疏水で出現したプランクトンは、ラン藻類については、*Microcystis* 属の *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii*, *Microcystis incerta*, また *Anabaena* 属では、*Anabaena spiroides*, *Anabaena affinis*, *Anabaena macrospora* である。ラン藻類以外のものについては、珪藻類の *Melosira granulata*, *Fragilaria crotonensis*, 緑藻類の *Pediastrum biwae*, *Staurastrum dorsidentiferum var. ornatum*,

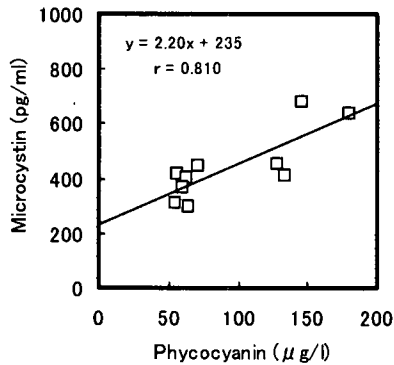
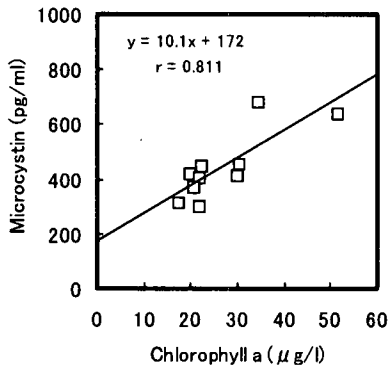


図-9 クロロフィルaおよびフィコシアニン濃度と全マイクロシスチン濃度の相関

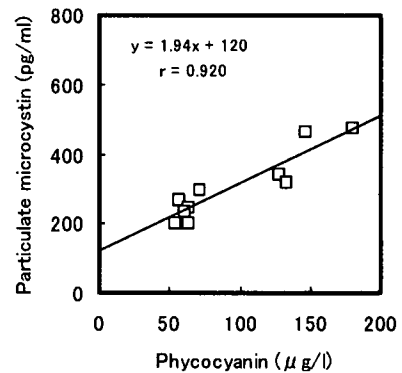
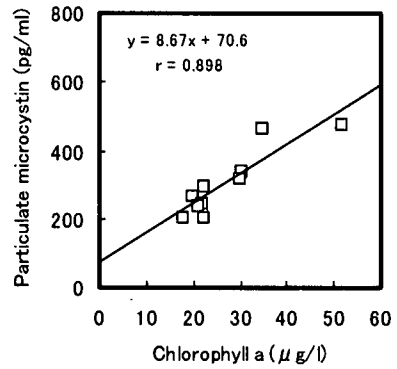


図-10 クロロフィルaおよびフィコシアニン濃度と粒子態マイクロシスチン濃度の相関

渦鞭毛藻類の *Ceratium hirundinella* 等が出現した。

琵琶湖疏水で見られたアオコは、*Microcystis* ではなく *Anabaena* が優占的であった。琵琶湖疏水における *Microcystis* および *Anabaena* 群体数の変化を図-11 に示す。*Anabaena* のうち *Anabaena spiroides* が最も多く出現し、*Anabaena affinis* がそれに続いた。サンプリング地点の中では、特に St.3 の蹴上において *Anabaena* の群体数は多くなり、*Anabaena spiroides* の群体数は 330 群体/ml、*Anabaena* 属の合計では 391 群体/ml にまで上昇した。その他の地点については、St.8 において *Anabaena* 群体数の増加が見られ、*Anabaena* の群体数は 140 群体/ml となったが、それ以外の地点においては、*Anabaena* 群体数の大きな上昇は見られなかった。また、*Anabaena affinis* の出現数は、*Anabaena spiroides* に比較して少なく、St.3 において *Anabaena affinis* の群体数が若干多くなり 56 群体/ml となる他は、群体数の増加はあまり見られなかった。*Anabaena macrospora* については、その出現数はさらに少なく、1ml 中に数群体出現する程度であった。

Microcystis 属の群体数については、*Anabaena* 属に比較すると少なかった。*Microcystis* 属のうち主として出現したものは、*Microcystis aeruginosa* および *Microcystis wesenbergii* であり、*Microcystis incerta* の出現数はわずか

であった。サンプリング地点の中では、St.3 において *Microcystis aeruginosa* および *Microcystis wesenbergii* 群体の出現数が他の地点に比較して多くなった。また、St.8 においても *Microcystis* 群体数の増加が見られた。St.3 および St.8 において *Microcystis* 属群体数の増加が見られたが、それに対応して水中マイクロシスチン濃度の上昇が見られた。*Microcystis* 属群体数とマイクロシスチン濃度の相関関係を図-12 に示す。図-12 には、*Microcystis* 属群体数と全マイクロシスチン濃度の関係および *Microcystis* 属群体数と粒子態マイクロシスチン濃度の関係がそれぞれ示されている。相関係数は、それぞれ 0.846 および 0.882 となり、*Microcystis* 属群体数とマイクロシスチン濃度の間には相関が見られた。相関係数は、*Microcystis* 属群体数と粒子態マイクロシスチン濃度の場合に、全マイクロシスチン濃度の場合よりも若干高い値となった。

St.3 においては *Anabaena spiroides* の群体数について大きな上昇が見られたが、マイクロシスチン濃度は St.8 の濃度と同じレベルで 640pg/ml となり、大きな濃度の上昇は見られなかった。ラン藻類に含有されている毒素マイクロシスチンは *Microcystis* 属では *Microcystis aeruginosa* や *Microcystis viridis*、*Microcystis ichthyoblabe* に含有されていると言われている。*Microcystis* 属以外のものについては、

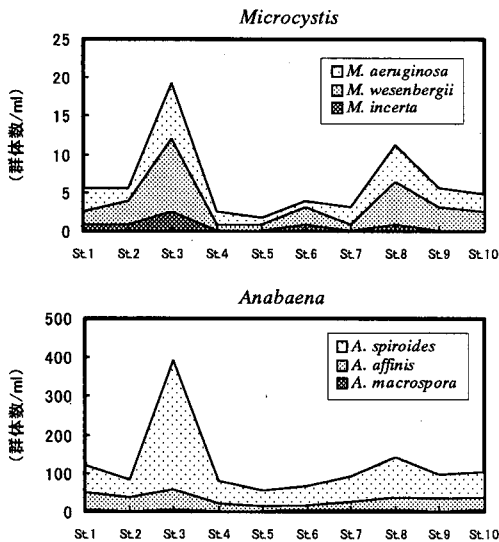


図-11 *Microcystis* および *Anabaena* 群体数の変化

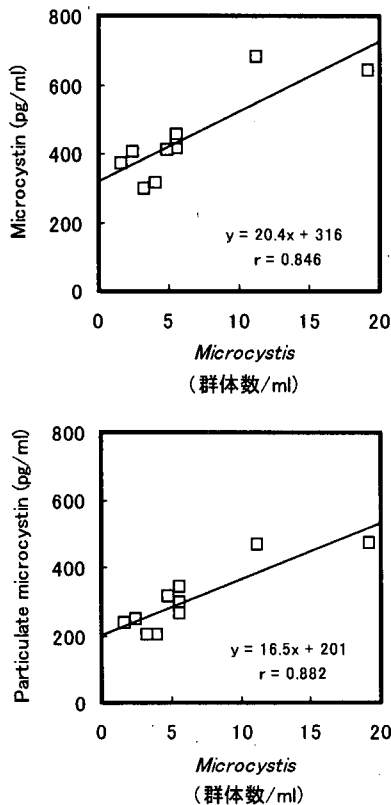


図-12 *Microcystis* 群体数と全マイクロシスチンおよび粒子態マイクロシスチン濃度の相関

Anabaena 属の *Anabaena flos-aquae* や *Oscillatoria* 属の *Oscillatoria agardhii* からマイクロシスチンの含有が報告されている²¹⁾²²⁾が、琵琶湖において頻繁に見られる *Anabaena* 属の *Anabaena spiroides* や *Anabaena affinis* からはマイクロシスチンの含有は報告されていない。今回発生したアオコは、その多くが *Anabaena* 属のラン藻類によって構成されており、そのため琵琶湖疏水におけるマイクロシスチンの濃度も最高で 680pg/ml と比較的低い濃度となった。琵琶湖においては、*Microcystis* 属の *Microcystis aeruginosa* が優占したアオコの発生も見られることもあり、その場合には水中のマイクロシスチン濃度はさらに高濃度になることが予想される。したがって、*Microcystis* 属が優占したアオコが発生した場合についても、琵琶湖疏水におけるラン藻類とマイクロシスチンの挙動について、今後調査・検討を行う必要があるものと考えられる。

4. まとめ

本研究では琵琶湖南湖でアオコの発生が観察された時期に琵琶湖疏水においてサンプリングを行い、琵琶湖疏水におけるラン藻類とその含有毒素マイクロシスチンの挙動について検討を行った。その結果、以下のようなことが分かった。

- 1) 琵琶湖南湖においてアオコの発生が見られた時期に、琵琶湖疏水において調査をおこなったところ、琵琶湖疏水の水からラン藻類の生産する毒素マイクロシスチンが検出された。
- 2) マイクロシスチンは、琵琶湖疏水の広い範囲から検出されたが、その濃度は 300 から 680pg/ml の間で変化し、濃度が大きく上昇する地点が見られた。
- 3) 琵琶湖疏水において、クロロフィル a 濃度は 17~51 $\mu\text{g/l}$ の間で、フィコシアニン濃度は 54~180 $\mu\text{g/l}$ の間で変化した。また、クロロフィル a およびフィコシアニン濃度の間には、相関関係が見られた。
- 4) 水中のマイクロシスチン濃度は、クロロフィル a およびフィコシアニン濃度と相関関係が認められ、クロロフィル a およびフィコシアニン濃度が上昇した場合には、マイクロシスチン濃度も上昇する傾向が認められた。
- 5) 琵琶湖疏水において、ラン藻類群体の出現数は場所により変化が見られ、群体の出現数が大きく増加する地点が見られた。また、*Microcystis* 属群体の出現数とマイクロシスチン濃度の間には、相関関係が見られた。
- 6) マイクロシスチンが琵琶湖疏水の水に混入していることが観察された。琵琶湖疏水の水は、京都市の重要な水道水源として利用されており、アオコ発生時期には、琵琶湖疏水におけるマイクロシスチンの挙動について十分注意を払う必要があるものと考えられた。

参考文献

- 1) 渡辺真利代, 原田健一, 藤木博太: アオコ・その出現と毒素, 東京大学出版, pp.55-73, 1994.
- 2) 原田健一: 有毒ラン藻類をめぐる最近の研究動向, 衛生化学, 45(3), pp.150-165, 1999.
- 3) Chorus, I. and Bartram, J.: *Toxic Cyanobacteria in Water, A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, World Health Organization, pp.113-153, 1999.
- 4) 彼谷邦光: アオコの有毒物質の毒性について, 水環境学会誌, 17(9), pp.551-556, 1994.
- 5) Yoshizawa, S., Matsushima, R., Watanabe, M., Harada, K., Ichihara, A., Carmichael, W.W. and Fujiki, H.: Inhibition of protein phosphatases by microcystin and nodularin associated with hepatotoxicity, *J. Cancer Res. Clin. Oncol.*, 116, pp. 609-614, 1990.
- 6) Nishiwaki-Matsushima, R., Ohta, T., Nishiwaki, S., Suganuma, M., Kohyama, K., Ishikawa, T., Carmichael, W.W. and Fujiki, H.: Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR, *J. Cancer Res. Clin. Oncol.*, 118, pp.420-424, 1992.
- 7) 山下尚之, 松田知成, 松井三郎: ELISA法を用いたラン藻毒マイクロシスチンの測定, 第5回生物利用新技術研究シンポジウム論文集, pp.179-183, 1998.
- 8) 山下尚之, 松田知成, 松井三郎: 琵琶湖南湖におけるアオコの発生とマイクロシスチンの挙動, 第33回日本水環境学会年会講演集, p.215, 1999.
- 9) Nagata, S., Soutome, H., Tsutsumi, T., Hasegawa, A., Sekijima, M., Sugamata, M., Harada, K., Suganuma, M. and Ueno, Y.: Novel Monoclonal Antibodies Against Microcystin and Their Protective Activity for Hepatotoxicity, *Natural Toxins*, 3, pp.78-86, 1995.
- 10) Park, H.-D., Kim, B., Kim, E. and Okino, T.: Hepatotoxic Microcystins and Neurotoxic Anatoxin-a in Cyanobacterial Blooms from Korean Lakes, *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 13(3), pp.225-234, 1998.
- 11) Lorenzen, C. J.: A note on the estimation of chlorophyll a in freshwater algal communities, *Limnol. Oceanogr.*, 12, pp.340-346, 1967.
- 12) Ueno, Y., Nagata, S., Tsutsumi, T., Hasegawa, A., Yoshida, F., Suttajit, M., Mebs, D., Puetsch, M. and Vasconcelos, V.: Survey of microcystins in environmental water by a highly sensitive immunoassay based on monoclonal antibody, *Natural Toxins*, 4, pp.271-276, 1996.
- 13) Park, H.-D., Watanabe, M.F., Harada, K., Suzuki, M., Hayashi, H. and Okino, T.: Seasonal variations of *Microcystis* species and toxic heptapeptide microcystins in Lake Suwa, *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 8, pp.425-435, 1993.
- 14) Watanabe, M.M., Kaya, K. and Takamura, N.: Fate of toxic cyclic heptapeptides, the microcystins, from bloom of *Microcystis* (cyanobacteria) in a hypertrophic lake, *J. Phycol.*, 28, pp.761-767, 1992.
- 15) 彼谷邦光: 藍藻毒マイクロシスチン (Microcystin) の化学と毒性, 環境化学, 2(3), pp.457-477, 1992.
- 16) 渡辺真利代, 原田健一: アオコとその毒素, 水処理技術, 33(7), pp.337-344, 1992.
- 17) 原田健一, 辻 清美, 近藤文雄: アオコが生産する有毒ペプチドの化学と分析法, 水環境学会誌, 17(9), pp.545-550, 1994.
- 18) 日野修次, 高野敬志: フィコシアニン濃度の変動からみた湖沼におけるラン藻優占度の推定, 水処理技術, 34(4), pp.167-174, 1993.
- 19) 日野修次, 高野敬志: 湖沼におけるラン藻優占度の推定, アオコの計量と発生状況・発生機構 アオコ検討会資料, 国立環境研究所, pp.15-23, 1995.
- 20) 大槻 晃, 大井武彦, 橋本信他, 相崎守弘, 高村典子: 高速液体クロマトグラフィーを用いたフィコシアニンの定量法と霞ヶ浦におけるラン藻類現存量変化に関する研究, アオコの計量と発生状況・発生機構 アオコ指標検討会資料, 国立環境研究所, pp.7-14, 1995.
- 21) Harada, K., Ogawa, K., Kimura, Y., Murata, H., Suzuki, M., Thom, P.M., Evans, W.R., and Carmichael, W.W.: Microcystins from *Anabaena flos-aquae* NRCS25-17, *Chem. Res. Toxicol.*, 4, pp.535-540, 1991.
- 22) Meriluoto, J.A.O., Sandstrom, A., Eriksson, J.E., Remand, G., Graig, A.G. and Chattopadhyaya, J.: Structure and toxicity of a peptide hepatotoxin from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii*, *Toxicon*, 24, pp.1021-1034, 1989.

(2000. 10. 6 受付)

BEHAVIOR OF CYANOBACTERIA AND ITS CONSTITUENT TOXIN MICROCYSTIN IN THE LAKE BIWA CANAL

Naoyuki YAMASHITA, Saburo MATSUI, Yoshihisa SHIMIZU and Tomonari MATSUDA

The Lake Biwa Canal is an artificial waterway from Lake Biwa to Kyoto City. In recent years, water bloom caused by cyanobacteria occurs in Lake Biwa and cyanobacterial toxin microcystin is detected from Lake Biwa water. Therefore samples were taken from the Lake Biwa Canal when water bloom occurred at Lake Biwa, behavior of cyanobacteria and its constituent toxin microcystin in the Lake Biwa Canal was investigated in this research. As a result, microcystin was detected from water of the Lake Biwa Canal and the microcystin concentration was mutually related to chlorophyll-a and phycocyanin concentration. Since microcystin was detected from water of the Lake Biwa Canal, it is considered that careful attention to microcystin behavior is needed in the Lake Biwa Canal when water bloom occurs at Lake Biwa.