アオコ原因生物の生態と対策技術の現状

（一財）九州環境管理協会　環境部水生生物調査課　**高比良 光治**
環境部水生生物調査課　**城内　智行**
環境部環境保全課　**柳　健太郎**
環境部　**末津　和典**

1．はじめに

農業用水用のため池や公園の池、またはお濠等の淡水域で、緑色や赤色に着色した水面をみることがある（**写真１**）。これは「水の華」と呼ばれる現象であり、主に植物プランクトンの異常増殖によるものである。「水の華」のうち、緑色のものを「アオコ」といい、最近ではその原因プランクトンがユーグレナや緑藻類の場合を含めず、細胞内にガス胞をもつ藍藻類（シアノバクテリア）の場合に限定して使用されている[1, 2]。

アオコは、窒素やリン等の植物の栄養源を多く含む、いわゆる富栄養化した水域で発生する場合が多い。アオコが農業用ため池等で発生すると、点滴かんがい施設の目詰まり、散水した農作物の着色、風評被害等の影響が起こる場合がある[3]。水道水源となるダム湖等貯水池で発生すると、浄水施設の目詰まりや水道水の異臭味の原因となる場合があり、その際は各浄水場で凝集剤や活性炭処理等による対策がとられている。また、アオコの原因プランクトンの中には、ミクロシスチンやアナトキシンと呼ばれる毒性物質を生産するものがいる。海外では動物に対する被害が多く報告されている。人に対しても、ブラジルで透析用の水にミクロシスチンが混入し、100 名以上が被害にあい、52 名が死亡したという報告がある[4]。我が国では人に対しての健康被害は報告されていないが[5]、憩いの場となっている公園や観光地のお城を囲むお濠でのアオコの発生は景観上や悪臭の問題が大きく苦情も多いため、管理者である自治体等は各種の対策を実施している。

現在のところ、全国各地の水域に適応できる万能なアオコ対策は開発されていない。これは、各水域の広さ、水深、富栄養化の程度、滞留時間（回転率）等の違いによって、アオコの原因種や発生要因、発生機構が異なるためである。これらの諸条件に応じた適切なアオコ対策を選択し、対処する必要がある。

本報告では、各種アオコ対策の適用性を検討する上で必要なアオコの基礎的な分類・生態情報等について既存文献を整理するとともに、現在実用化されている各種アオコ対策技術について紹介する。

写真１　アオコの発生状況

2．アオコの原因プランクトン

アオコの原因となるプランクトンは、主にミクロキスティス（*Microcystis* 属）、アナベナ（*Anabaena* 属）等 15 属が知られている[2]。このうち、ミクロシスティスは日本のみならず、世界中で発生報告が最も多い代表的なアオコの原因種である[2]。主なアオコ原因種の形態的特徴を以下に示す（**写真２**）。

2．1　ミクロキスティス

ミクロキスティスのうち、アオコの原因となる主な種は、エルギノーサ（*Microcystis aeruginosa*）、イクチオブラーベ（*Microcystis ichthyoblabe*）、ベーゼンベルギー（*Microcystis wesenbergii*）等である。このうち、エルギノーサは世界各地の富栄養湖沼で大発生し、環境問題を引き起こしている [6]。我が国の湖や池等でもよくみられるアオコの代表種であり [4]、古くは本種の和名として「アオコ」が使用されていた [2]。

ミクロキスティスは、1～5μmの球形の多数の細胞が寒天質の膜で包まれて群体を形成する [7]。膜は光学顕微鏡で見える場合（ベーゼンベルギー）と見えない場合（エルギノーサ、イクチオブラーベ）があり、その見え方や群体の形状、細胞の並び方が分類のキーとなる [4]。ただし、近年のDNA解析結果によると、これら3種とビルディス（*Microcystis viridis*）は同一種と考えられ [8]、エルギノーサとして一つにまとめるのが主流となってきている。

2．2　アナベナ

アナベナのうち、アオコの原因となる主な種は、マクロスポーラ（*Anabaena macrospora*）、フロスアクアエ（*Anabaena flos-aquae*）、スピロイデス　クラッサ（*Anabaena spiroides var. crassa*）等である。

アナベナはネンジュモの仲間で、細胞が数珠（じゅず）のように繋がり糸状体をつくる。糸状体のところどころに休眠胞子（アキネート）や空中の窒素固定に必要な異質細胞（ヘテロシスト）をもつ。マクロスポーラは糸状体同士がくっつかず、概ねまっすぐであるが、フロスアクアエは不規則に曲がって絡み合っている [7]。スピロイデス クラッサの糸状体は単独で、螺旋状にねじれる。

2．3　その他

その他のアオコの原因種としては、顕微鏡で観察すると左右に揺れるような動きをする「ユレモ（揺れる藻）」の仲間で [7]、異臭味障害を起こすフォルミジウム（*Phormidium* 属）やプセウドアナベナ（*Pseudanabaena* 属）、プランクトリックス（*Planktothrix* 属）が知られている。これらの一部は分類学の進歩により、属・種が近年見直されている。例えば全国的に異臭味の原因として最も知られているフォルミジウム テヌエ（*Phormidium tenue*）は、プセウドアナベナ リムネチカ（*Pseudanabaena limnetica*）の異名同種の可能性が高いとされている [8]。また、オシラトリア（*Oscillatoria* 属）の中には、近年プランクトリックスに改められたものがある [9]。これらは異質細胞や休眠胞子をもたず、細胞は長く糸状に繋がっている [9]。

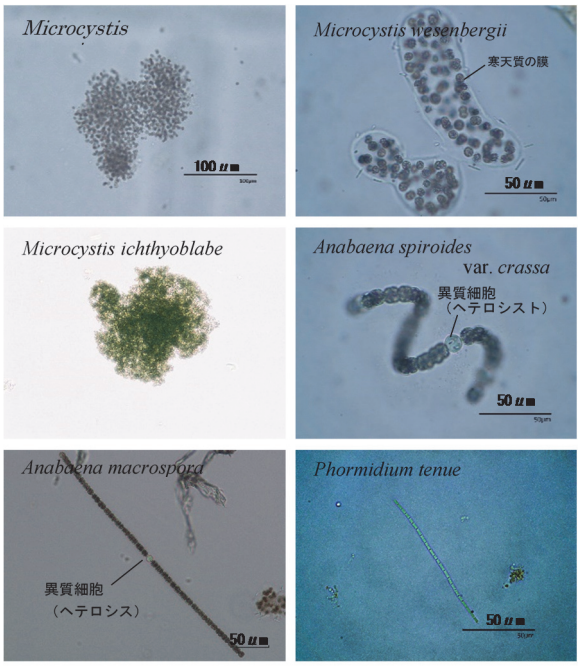


写真 2　アオコの原因プランクトン

3．ミクロキスティス 生態・生活史

3．1　生活史

ミクロキスティス エルギノーサの年間を通した生活史の概要を**図1**に示す。ミクロキシティスは、群体中の各細胞（栄養細胞：トリコーム）が2分裂し、それに伴い群体が膨大する [10]。この増殖は、主に夏の高水温期に盛んであるが、秋の水温低下や栄養塩の減少等の生育環境の悪化に伴い細胞内のガス胞が減少し、細胞の浮力が低下して池（湖）底に沈む。他の多くの植物プランクトンが生活史の中でもつ耐久型の細胞〔藍藻類では休眠胞子（アキネート）という〕は作らず、通常の栄養細胞の

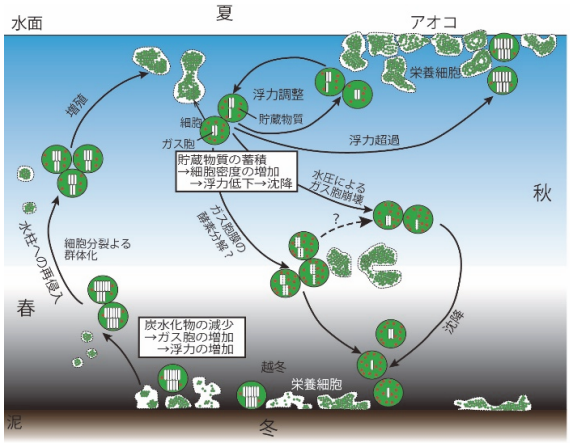


図１　ミクロキスティスの生活史の概要

（ŠEJNOHOVÁ 2008[11] より、一部改変）

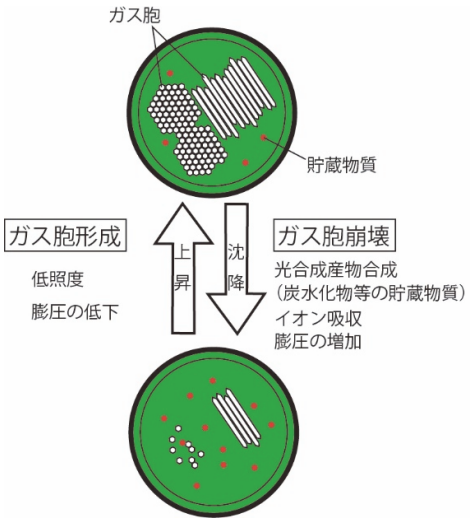


図２　ガス胞を持つ藍藻類の鉛直運動

（井上勲 2006２1）より、一部改変）

まま越冬する[11]。これはミクロキスティスの大きな特徴である。底に沈んだ栄養細胞の光合成機能は 1 年以上保持されるという[12]。また、このバイオマスは浮遊しているバイオマスの最大値を大幅に上回るともいわれ、長い期間、底に溜まって生き残れる能力がアオコ形成に大きく寄与している[13]と考えられる。

春になり、光量や水温が上昇して栄養塩等の環境が栄養細胞の増殖に適する条件になると浮上し、表層で再びアオコを形成する[11]。

３．２　生態

（１）日周鉛直移動

アナベナ フロスアクアエ等一部の藍藻類は、**図２**に示すように光合成によって細胞内に生産される炭水化物の蓄積によって細胞内の圧力が上昇し、ガス胞が破壊され、浮力が低下して沈降する[14]。ミクロキスティス エルギノーサも同様の現象で日周鉛直移動を行うと考えられていた。しかし、近年、エルギノーサはガス胞の細胞膜の耐圧性が高く、膨圧では壊れず、炭水化物の量で調整していると考えられている[14]。つまり、明期には光合成による細胞内炭水化物含量の増加によって細胞密度が上昇して沈降、暗期には逆に炭水化物が消費されて浮上する[15]。さらにその後、鉛直移動はやはりガス胞によるという研究結果も発表されており[16]、今のところ結論は出ていない。

諏訪湖では、早朝か正午頃にかけて湖の表面に群体が浮上・集積し、午後になると表層全体に分散、夜を経て翌朝には表面に浮上・集積するパターンが繰り返される[17]。霞ヶ浦でも同様の研究結果[18]があり、多くの湖沼で同様のパターンで日周鉛直移動を行っていると考えられる。浮上速度は 0.1～1m・s^{-1} と速い[19, 20]。

ガス胞は光を強く反射または屈折するため、ガス胞をもつ藍藻類が水面に集まると、水中を遮光することになるため、他の藻類の光エネルギーの吸収に影響する[21]。また、ガス胞をもつ藍藻類は浮力が強く水面に集積し易いため、風による表層の流れ（風吹流）に乗って湖沼の一部に吹き寄せられ濃密化する。これが、アオコの形成要因の一つとなっている。

（２）増殖特性

１）水温

ミクロキスティス　エルギノーサは、水温 25～30℃で光合成活性が高い[14]。富栄養な湖沼で、エルギノーサと競合関係にある珪藻類の光合成活性は水温が 20℃を上回ると低下するため[22]、エルギノーサが優占し易い条件になる。伊達[23]は、室内実験で水温 13℃から 30℃の間でミクロキスティスの増殖量がほぼ直線的に増加することを報告している[24]。リンの吸収速度も 30℃付近で最大速度になる[20]。西日本の浅い湖沼では、夏季に水温 30℃

を超えることは珍しくない。猛暑の年はエルギノーサが発生し易く、逆に冷夏になると発生が抑制されると考えられる。ちなみに、2014 年は冷夏で全国的にアオコの発生は少なかったようである（私信）。なお、11℃以下の低水温では急速に光合成活性が落ちるとされ[14]、冬季に本種によるアオコの発生の可能性は低いと考えられる。

2）光強度

藻類がさらされる光の強さは、暗黒から水面の付近の約 200 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ である[25]。一般に、強光下では藻類の光合成能力が阻害される[25]。強光阻害を受ける光量の目安は、珪藻類が 86 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$、藍藻類が 200 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ 以上、渦鞭毛藻類が 233 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$、緑藻類が 250 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ 以上とされ[25]、藍藻類は強光阻害を受けにくいと考えられる。藍藻類であるミクロキスティスの群体については、他の藻類よりも強光阻害を受ける光強度が高いとされ[20]、表層に適応した種と考えられる。

光量と増殖速度の関係では、増殖速度の最小及び最大が得られる光量の目安は、藍藻類が 5 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ 及び 39 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$、渦鞭毛藻類が 7 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ 及び 47 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$、珪藻類が 6 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ 及び 84 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$、緑藻類が 21 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ 及び 211 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ とされ[25]、藍藻類は他の藻類より低い光量で増殖速度が速い特徴がある。

3）栄養塩

ミクロキスティスは、空中の窒素を利用するのに必要な異質細胞をもたないため、窒素源としては水中の硝酸態窒素またはアンモニア態窒素を主に利用すると考えられる。特にミクロキスティスは、夏季における動物と細菌の排泄、または堆積物から供給されるアンモニアに依存するとされる[25]。1999 年 11 月の宍道湖における高塩分（4.6PSU）、低温（15℃以下）下のアオコの発生要因の一つは、塩水の下層流入に伴うアンモニア態窒素等の栄養塩を含む底層水の押し上げ、さらにその一部の表層水への拡散と推察されている[24]。一方、ミクロキスティスによるアオコの発生で知られる諫早湾調整池では、底質からの窒素及びリンの溶出量は小さく、ミクロキスティスの一次生産に及ぼす影響は非常に小さいと推察されている[26]。朴ら[20]は、窒素成分としてはアンモニア態よりも硝酸態の方を好み、硝酸態窒素が流入窒素の大半を占める、人為的に富栄養化した湖沼の水質に適合すると推察している。このように栄養塩の供給過程とミクロキスティスの増殖との関係には地域特性があり、各水域での今後の研究が待たれる。

本間・朴[27]は、諏訪湖におけるミクロキスティス属の優占種と窒素、リンの栄養塩の変遷から、窒素制限下にあった 1998 年以前は有毒のエルギノーサ、ビルディスが優占したが、1999 年以降はリン制限（<15 $\mu g \cdot L^{-1}$）の影響で減少し、その影響が小さくリンの競争能が高い無毒のイクチヨブラーベが優占するようになったと推察した[28]。

霞ヶ浦では、1987 年に優占種がミクロキスティスからプランクトリックスやフォルミジウム等の糸状藍藻類に変化した。これを Takamura ら[29]は TN/TP 比の増加に起因していると推察したが、TN/TP 比が減少傾向を示した 1990 年前半からミクロキスティスによるアオコは見られず、2001 年以降は糸状藍藻類も減少し珪藻類が優占種となった[28, 30]。これは、窒素・リン濃度やそれらの比だけではなく、藻類の増殖に必要な無機態鉄濃度の減少、鉄と安定的な錯体を形成し、藻類による利用を阻害するフミン物質等の濃度が影響するためと考えられている[28]。窒素、リン以外の栄養塩要求に関する研究については次のようなものがある。

高村らの培養実験[31]によると、ミクロキスティス　エルギノーサの無菌株の主な増殖特性は次のとおりである。

- 鉄は増殖に必須で、硫酸第一鉄（Ⅱ）が最も増殖量が良い。
- ビタミン B12 は最大増殖量を 3～5 倍に増大させる増殖促進物質であるが、増殖速度には影響しない。
- 塩化ナトリウムは、塩素イオン濃度として 800 $mg \cdot L^{-1}$ 以上で増殖を阻害、1500 $mg \cdot L^{-1}$ でわずかな増殖。濃度を高くすると、群体が数倍に大きくなる。

南條ら[32]も、鳥取県内の湖沼のフィールド調査及び室内実験から、ミクロキスティスが塩素イオン濃度 1500 $mg \cdot L^{-1}$ 以下でアオコを形成すると推察している。

このほか、鉄、マンガン等の元素もリンと同様に過剰に蓄積する傾向があるとの報告がある[20]。

4）pH

ミクロキスティスの最大増殖が得られるpHは10付近であり、pH7のときの10倍の増殖速度という[33]。ミクロキスティスがアオコ状態となっている湖沼のpHは9前後が多く、この点でミクロキスティスに有利と考えられている[20]。pH10程度のアルカリ側に傾くと、水中に溶けている分子状の二酸化炭素はなくなり、重炭酸と炭酸イオンのみになるため、炭素を重炭酸イオン（HCO_3^-）の形で取り込む藍藻類[34]にとって有利で、クロレラ等の酸性環境下で生育し、分子状のCO_2を取り込む藻類は不利と考えられている[35]。

4．アオコ発生の影響

アオコの発生が、大きな社会的問題となる場合がある。そのほとんどは、景観悪化や水道水の異臭味によるものである。「曝気循環施設及び選択取水設備の運用マニュアル（案）」[36]によると、各水質障害の発生の目安は次のとおりとなっている。

①アオコによる景観悪化（ミクロキスティス）
ミクロキスティスの細胞数が10,000細胞・mL^{-1}以上で水質障害発生、1,000細胞・mL^{-1}以上で水質障害発生の可能性が大きい。

②アオコによる景観悪化（アナベナ）
アナベナの細胞数が100細胞・mL^{-1}以上で水質障害発生の可能性が大きい。

③かび臭（2-MIB）による異臭味障害
アナベナの細胞数が100細胞・mL^{-1}以上で水質障害発生の可能性が大きい。

毒性物質のミクロシスチンは、水道水質における要検討項目として目標値〔MC-LRとして0.0008 mg・L^{-1}（暫定値）〕が定められている。通常の浄水方法（塩素処理）により分解除去でき、藻類細胞中のミクロシスチンLRは、通常の処理方法（凝集沈澱＋ろ過）により除去でき、これまで浄水において検出されたことはない[37]。

5．アオコ対策技術

5．1　アオコ対策の基本的考え方

アオコの対策技術を大きく分類すると、①発生の原因となる栄養塩削減のための流域対策、②アオコの流入対策、③アオコ原因藻類の増殖抑制対策、④殺藻、⑤アオコの回収・処分からなる。

①の流域対策については、下水や農地排水の高度処理等が必要である。また、大分川のように温泉地下流の河川ではリンの濃度が高いところもあり[38]、場所によっては対策が困難な場合もある。

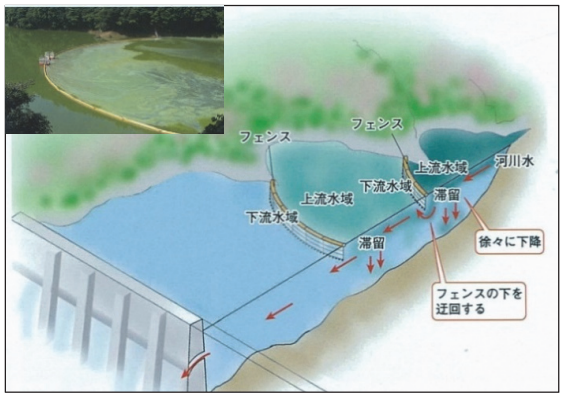
そこで、本報では流域対策以外の対策事例に絞って、以下に紹介する。

5．2　主なアオコ対策技術

（1）植物プランクトンの流入対策

1）分画フェンス

ダム湖の流入河川河口付近では、豊富な栄養塩の供給と急激な流速の低下により、アオコや赤潮が発生し易い場所となっている。ここで発生したプランクトンの拡散防止及び増殖抑制対策、並びに流入濁水対策として分画フェンス（**図3**）の設置が効果的であり[39]、近年、曝気循環装置と併用されることが多くなっている〔松原ダム、高山ダム、浦山ダム、芹川ダム（計画）等〕。



（出典：ゼニヤ海洋サービス総合カタログ，2015）

図3　分画フェンス概念図

（2）植物プランクトンの増殖抑制対策

1）曝気循環装置

水中に曝気循環装置（散気筒、空気揚水筒、プロペラ式等）を設置し、循環流により藻類を光合成のできない無光層、または水温の低い底層に送り込み増殖を抑制する（**図4**）。また、底層に酸素を送り込むことで、栄養塩の溶出を抑制する。この効果を十分発揮するためには無光層が必要であり、水深の大きいダム湖に適している[40]。近年、多くのダム湖で採用され、ミクロキスティスに対する高い増殖抑制効果が確認されている[41]。しかし、一部の貯水池は効果が小さかったとの報告もある[42]。効果の目安としては、曝気循環によって、表層の水温勾配（水深 0.5～10m の水温差）が朝方に約 0℃となっていることとされ 42)、貯水池総リン濃度が 0.04 mg･L^{-1} 以下の場合は、最大水温勾配を 0.1℃･m^{-1} 以下になるように曝気循環装置を運転すれば、ミクロキスティスによるアオコを抑制できるとされる[41]。したがって、設置前に水質シミュレーションを実施し、設置地点や台数について検討しておく必要がある。ミクロキスティスに比べて増殖適水温が低く、ガス胞による浮上能力が低いアナベナについては、曝気循環装置の設置効果は低いと考えられている[41]。また、ガス胞を持たないとされるフォルミジウムは曝気循環装置増設（設置）後に概ね低い傾向を示したが、ガス胞を持つ種と持たない種がいるオシラトリアは設置後に増えるダムもあったという[41]。今後、藻類の種類による曝気循環の効果の違いのメカニズムの解明が必要である。

2）遮光

水面を屋根やシートで覆う、または浮遊板（**写真3**）を浮かべる等で遮光することにより、藻類の増殖に必要な光合成を直接抑制する方法である。藻類の異常増殖を押さえるには全水面の 30～60％を覆う必要があり[43]、小水域への適用性が高いと考えられる。動力を必要としないので維持管理費は低く抑えられる。

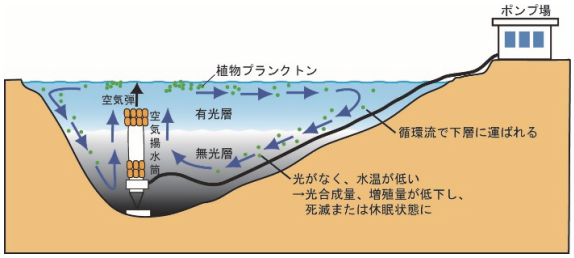


図4　曝気循環装置の稼働イメージ

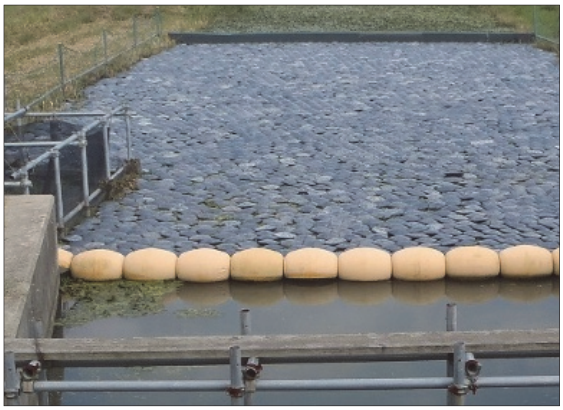


写真3　遮光フロート

写真4　人工浮島

3）人工浮島

水生植物を植えた人工浮体を設置し（**写真4**）、水生植物による窒素やリン等の栄養塩吸収と遮光の効果で、藻類の増殖を抑制する。浮島関連業者の事例では、水域の直接浄化では対象水面の 5～10%の植栽浮島が設置される[44]。マコモ等の抽水植物を植えた浮島とエビモ等の沈水植物を植えた浮島を組み合わせたフェスタ工法では、対象水面の 5％で浄化効果が確認されている[45]。

1 体 0.86 m 四方、高さ 0.26 m の人工浮島の養分吸収量は植物と培地を合わせて（遮蔽物のない条件下）、窒素約 32 g･年$^{-1}$、リン 4.4 g･年$^{-1}$ で、水量 2000 m^2 の全窒素濃度

を 0.2 mg･L^{-1} 下げるのに 20 体必要とされ、小面積の池沼に適した浄化技術と考えられている [46]。

4）滞留時間の短縮

ミクロキスティスの倍化時間は 30～50 時間で [47]、珪藻類に比べて長い 48) 。湖沼への導水量を増やし滞留時間を短くすると、本種の増殖に不利に、珪藻類に有利に働き、アオコの発生が抑制される [28]。

天野らは、ミクロキスティスの優占化は滞留時間を 3～5 日程度の範囲で回避できると推察している [28]。この条件に見合った十分な導水量を確保できる河川が近傍にあることが必要であり、本対策を導入できる水域は限られる。

5）流動化

ジェットストリーマー、水中ポンプ、プロペラ等の水流発生装置による水平方向の流れにより、藻類の群体化、集積、腐敗を防止する。

アオコによる景観や悪臭等の問題の大きな河川や湖沼、水道水源となる貯水池に多く採用されている。

近年、超音波やオゾン処理を組み合わせた殺藻併用型のシステム（アオコキラー：**写真５**）も開発されている。

6）底泥浚渫

富栄養化した水域に堆積した底泥を浚渫・除去し、底泥とともに泥に吸着した窒素やリン等の栄養塩及び堆積したミクロキスティスを併せて除去する。

〔資料提供：エビスマリン〕

写真６　アルジーハンター

底泥中の栄養塩の高い場所やミクロキスティスの堆積場所が局所的で、浚渫必要範囲が狭ければ効果的な対策である。しかし、対象範囲が広く、また富栄養化の流域対策がなされないまま実施すると、浚渫費用が高く、その効果も長続きしないため、費用対効果は小さいと考えられる。

（3）殺藻（オゾン）

オゾンの強力な酸化力により、藻類の細胞壁、細胞膜を破壊し、無毒化、脱色、脱臭する。

近年、浮体施設にオゾン発生装置を設置した装置（アルジーハンター：**写真６**）も開発され、アオコが発生し

〔資料提供：エビスマリン〕

写真５　アオコキラー

た場所に移動も可能となっている。超音波の併用により殺藻し、底に沈降させる。多くのダム湖で採用され、実績も多い。

（4）回収・処分

アオコの発生量が多く、前述の対策が困難な場合や、集積したアオコによる景観・異臭等の緊急対策として回収・処分が実施される場合が多い。

アオコ回収船（**写真７**）やバキュームカーの利用が知られている。回収したアオコは濃縮・脱水後、産業廃棄物や肥料等として処分される。

脱水機としては、フィルター式（処理量 0.5～2 $m^3 \cdot hr^{-1}$）、ベルトプレス式（処理量 1～5 $m^3 \cdot hr^{-1}$）、スクリュープレス式（6～40 $kg\text{-}Ds \cdot hr^{-1}$）が利用可能である。

５．３　その他のアオコ対策技術

実施事例はまだ多くはないが、現在注目されている、または研究中の対策技術を次に挙げる。

藍藻類の細胞やその一部にダメージを与えて殺藻または弱体化させる方法として、紫外線やプラズマ、光触媒等を利用したものがある。

生物を利用した対策手法として、バイオマニュピレーション（人為的な操作による食物連鎖等の生態系の管理）、溶藻細菌やウィルス、ファイトレディエーション（植物機能を活用した環境浄化）、アレロパシー(植物による他感作用)、有用微生物（バイオ製剤等）、珪藻等の競合生物の利用等がある。

アオコ回収技術としては、水中に空気による微細な気泡を大量に発生させ、気泡の浮力を利用して浮遊物質を取り除く加圧浮上による方法が実用化され、ダム湖等でオゾンを組み合わせたシステムとして利用されている。

６．おわりに

今回紹介した対策技術は、全て対処療法的なものである。アオコが発生する主な要因は、流域の農耕地や生活排水等からの栄養塩の流入、湖沼等のコンクリート護岸化に伴う湿地や樹木の減少による栄養塩や光量の増加、水温の上昇に起因するところが大きいと考えられる。本来は、諸事情で失われたこれらの環境の再生が抜本的対策として重要であり、長期的視点で検討することが望ましい。

本報告をまとめるにあたって、写真・図等の資料や情報提供をいただいたゼニヤ海洋サービス株式会社及びエビスマリン株式会社、現地視察の案内をしていただいたイービストレード株式会社の清水雅之氏に心よりお礼申し上げます。

参考文献

1）相崎守弘, アオコ, 水環境学会誌, 第 37 巻, 第 5, 155

吸引口

船上の処理装置（フィルター方式）

写真７　アオコ回収船

（2014）.
2）渡邊眞之, 日本アオコ大図鑑, 誠文堂新光社（2007）.
3）農林水産省農村振興局農村環境課, 農業用貯水施設におけるアオコ対応参考図書（2012/3）.
4）田中義人, 富栄養化した湖沼でみられるアオコ問題について, 環境管理, 第 40, 29-38（2011）.
5）中野伸一，田中拓弥ほか, アオコってなに？‐ラン藻の大発生についてもっと知るために‐, 京都大学生態学研究センター（2012）.
6）国立環境研究所，筑波大学，かずさ DNA 研究所, アオコ形成藻ミクロシスティス・エルギノーサの全ゲノム解読に成功(記者発表資料)（2008）, http://www.nies.go.jp/whatsnew/2008/20080111/20080111.htm.
7）一之瀬聡，若林哲也, やさしい日本の淡水プランクトン図解ハンドブック, 合同出版（2005）.
8）Kondo, R., G. Kagiya, S. Hiroishi and M.Watanabe, Genetic typing of a bloom-forming cyanobacterial genus *Microcystis* in Japan using 16S rRNA gene sequence analysis, Plankton biology & ecology, Vol.47(1), 1-6（2000）.
9）辻彰洋，新山優子, ダム湖の植物プランクトン簡易同定チェックリスト（Ver.02.01）, 国立科学博物館植物研究部（2014/7/5）, http://www.kahaku.go.jp/research/db/botany/dam/about.html.
10）井芹寧, ダム貯水池における淡水赤潮とアオコの発生機構および対策について, 九州技報, 第 23, 33-40（1998/7）.
11）ŠEJNOHOVÁ,L., *Microcystis*. New findings in peptide production, taxonomy and autecology by cyanobacterium *Microcystis*, Institute of Botany, Czech Academy of Sciences, 178（2008）.
12）Reynolds, C.S., G.H.M. Jaworski, H.A. Cmiech and G.F. Leedale, On the Annual Cycle of the Blue-Green-Alga *Microcystis aeruginosa* Kutz Emend Elenkin, Procceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences, Vol.293, 419-477（1981）.
13）Brunberg, A. K. and P. Blomqvist, Benthic overwintering of *Microcystis* colonies under different environmental conditions, Journal of Plankton Research, Vol.24, 1247-1252（2002）.
14）高村典子, ラン藻による水の華　特に Microcystis 属の生態学的研究の現状, 藻類, 第 36 巻, 65-79（1988/3/10）.
15）Jacco C. Kromkamp, Buoyant density changes in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* due to changes in the cellular carbohydrate content, FEMS microbiology letters, Vol.25, 105-109 (1984) .
16）杉本晃一，天野佳正，町田基，今関文夫, 栄養塩濃度および光照射が *Microcystis aeruginosa* 継代培養株の浮揚性に及ぼす影響, 環境情報科学, 学術研究論文集, 第 28 (2014) .
17）沖野外輝夫, 生物相の変遷, 特集－諏訪湖－, アーバンクボタ, 第 36, 20-41 (1997/9) .
18）山岸宏, 現代の生態学, 講談社 (1973) .
19）Reynolds, C. S. and A. E. Walsby, Water Blooms, Biological Review, Vol.50, 437-481 (1975) .
20）朴虎東，横山敦史，沖野外輝夫, 諏訪湖におけるアオコ毒素 microcystin の動態, 陸水学雑誌, 第 62 巻, 229-248 (2001) .
21）井上勲, 藻類 30 億年の自然史－藻類から見る生物進化・地球・環境－, 東海大学出版会 (2006) .
22）Ichimura., S., On the photosynthesis of natural phytoplankton under field conditions, Bot. Mag. Tokyo, Vol.71, 261-269 (1958).
23）伊達義夫, 宍道湖・中海とアオコ，ふるさとブックレット 12, たたら書房, 49 (1988) .
24）瀬戸浩二，中山大介，田中秀典，山口啓子, 宍道湖におけるアオコの発生とその地球化学的特徴, 汽水域研究, 第 7 巻, 61-69 (2000) .
25）アレキサンダーｊ．Ｈ, チャールス．Ｒ．Ｇ（手塚泰彦　訳）, 陸水学（原著第 2 版）, 京都大学学術出版会 (1999).
26）梅原亮, 諫早湾調整池における有毒アオコ（*Microcystis aeruginosa*）の発生に関わる環境要因およびアオコ毒ミクロシスチンの環境動態, 熊本県

立大学大学院　環境共生学研究科博士後期課程 (2014).

27）本間隆満，朴虎東, 諏訪湖における *Microcystis* 種組成および藍藻毒素 microcystin 濃度に及ぼす硝酸態窒素・リン酸態リン濃度の影響, 水環境学会誌, 第 28 巻, 第 6, 373-378 (2005).

28）天野佳正，町田基, 優占種変性によるアオコの消長とそのメカニズム, 水環境学会誌, 第 37（A)巻, 第 5, 160-163 (2014) .

29）Takamura, N.，A. Otuski and M. Aizaki, Pytoplankton species shift accompanied by transition from nitrogen dependdence to phosphorus dependence of primary production in Lake Kasumigaura Japan, Arciv fur Hydorbiologie, Vol. 124, 129-148 (1992) .

30）Nagai1,T,, A. Imai, K. Matsushige and T. Fukushima, Effect of iron complexation with dissolved organic matter on the growth of cyanobacteria in a eutorphic lake, Aquatic Microbial Ecology, Vol. 44, 231-239 (2006).

31）高村義親，渋川慶一，矢木修身，須藤隆一, *Microcystis aeruginosa* 無菌クローン株の増殖に対する栄養因子の検討, 国立公害研究所研究報告, 第 94 巻, 193-208 (1986) .

32）南條吉之，福田明彦，矢木修身，細井由彦, 汽水湖沼におけるアオコおよび赤潮発生の制御に関する基礎的研究, 水環境学会誌, 第 21 巻, 第 8, 530-535 (1998) .

33）Gerloff, G. C., G. P. Fitzgerald and F. Skoog, The mieral nutrition of *Microcystis aeruginosa,* American Journal of Botany, Vol. 39, 26-39 (1952).

34）藤田義彦, 水塊環境と藻類の生理, 藻類の生態, 内田老鶴圃, 29 (1986).

35）彼谷邦光, 飲料水に忍びよる有毒シアノバクテリア, 裳華房, 28 (2001).

36）国土交通省河川局河川環境課, 曝気循環施設及び選択取水設備の運用マニュアル（案）(2008/10), http://www.mlit.go.jp/river/shishin_guideline/dam7/pdf/bakki_sentaku.pdf.

37）厚生科学審議会，生活環境水道部会，水質管理専門委員会, 水質基準の見直しにおける検討概要, 厚生労働省（2003）.

38）横田恭平, 由布院温泉からの流入水が河川水質に与える影響の検討, 環境技術，第 43 巻，611-617(2014) .

39）吉村佐，田嶋良一，斉藤暁樹，井芹寧, 寺内ダム貯水池における水質管理の調査報告, ダム技術, 第 114, 1-12 (1996/3) .

40）株式会社海洋開発技術研究所, ダム用水質改善装置（アクアファイン），農業農村整備民間技術情報データベース技術概要書 (2013/7).

41）今本博臣, ダム貯水池におけるアオコ・カビ臭抑制対策, 水環境学会誌, 第 37 巻（A）, 179-183 (2014) .

42）廣瀬真由，吉口進朗，今本博臣，槙暁史，宮野千穂, 曝気循環の効果判定に用いる指標について，平成 22 年度水資源機構技術研究発表会発表論文 (2010) . http://www.water.go.jp/honsya/honsya/torikumi/gijyutu/kenkyuhappyou/pdf/h22_honsya.pdf.

43）小島貞男，飯田耕作，滑川明夫, 湖面の局部遮光による藻類(アオコ)制御の実証実験 (第 4 報) 遮光必要面積の検討, 日本水処理生物学会誌 別巻, 第 21, 101 (2001) .

44）川口勉，石嶋真樹子，東川圭吾，玉屋千晶, 諫早湾干拓中央遊水池での汚濁負荷削減等試験結果, 長崎県環境保健研究センター所報, 第 58 巻 (2012) .

45）株式会社　フジタ, 維持管理不要でアオコの発生抑制と水質改善可能な浄化技術を確立－流入負荷の多い修景池で維持管理不要型フェスタ工法を実証－ (2013/12/2). http://www.fujita.co.jp/information/2013/post_67.html.

46）佐藤紀男，緑川祐二，三浦文明，斉藤俊郎，小野裕道，　沼平，佐久間徹，青砥裕輝, 人工浮島と炭素繊維、銅繊維による水質浄化, 福島県農業総合センター研究報告, 第 1, 1-10 (2009) .

47)渡辺真利代, 有毒藍藻の培養, アオコ　その出現と毒素, 東京大学出版会, 101-116 (1994).

48）岩山朱未，平間幸雄，小倉久子, 手賀沼における植物プランクトンの長期変動 (2), 千葉県環境研究センター年報 (2012) .