

ほとんどの国では、コーディネーション計画がもがかないならば, sectoral bureaucracies はかなりの度のコントロールの下で持って来られて、明確で、一貫しつこい方針指示を与えられなければならない。

〔シェーファー, 1981, pp42-43〕

ほとんどの国では、新しい法律がセクター省によって紹介される前に、方針承認は大臣の内閣か Council から探されて、得られなければならない。

これは、法律の定式化の過程が制定と実現のための現実的な機会のために考えなしで引き受けられるアカデミックな運動でないことを確実にする。

他と、恐らくより重要(例えば、健康)のプライオリティから転換された財政的か人的資源にはある「非達成可能」か「非実施可能」方法である法の存在

そのうえ、そのような法律の存在は否定的に全体の法的なシステムをよく考える。

インターナショナルで各州間のプランと協定。

セクション7.1.1 で注意されるように、一層の1つの関心まで取られる行動は効果を他の特権に与えるかもしれない。

水域はどこ国際的に交差しているのかか、線、そのような行動が国際的にする状態と時には外交含意。

外交か、より複雑な立法上の寸法を多くの水のリソース管理問題に追加して、わずかな川と湖は国家か州の境界に残っている。

特定の水のボディーの周りで水の管理を構成している国際的なプランと協定の開発に向かって明確な傾向がある。

箱7.3 はオーストラリアでの cyanobacterial 花の管理への相互州の応答に関する1つの例を与える。

プランと戦略に加えて、多くの水のボディーが川、湖または海への関心をもってすべての国の通例の規則と方針プライオリティを具体化する bior の多面的な協定によって治められる。

そのような協定は汚染を抑える問題を記述するかもしれない；水のレベルと量に関する情報を交換して；変化をモニターして、水流の経路に洪水管理、早期警戒方式を実行して；コストを分担して、論争分解メカニズムを管理して；(; Nanni, 1996;)

一般に、これらのわずかは eutrophication のコントロールに関連している方針を超えてコントロール of cyanobacterial 危険にダイレクト関連性のものである。

それにもかかわらず、明確に、いくつかの国際的な協定が、彼らが調整策の行動(Box 7.4)を取るのを可能にするために汚染出来事の川下国の通知に関する条項を含む。

川下国の通知を必要とする問題が cyanobacterial 危険のコントロールで補助されるかもしれないので、花の構成を含むこと。

国際的なレベルに、彼らが調印した協定にさえ従うのを断る国家のためのどんな「超国家的な」実施メカニズムもない。

それにもかかわらず、国際的な協定はある利益を提供して、すなわち、彼らが正式で、書いて、2 か、より多くの国の方針を具体化するのは妥協される(Box 7.5)。

サインされる前に、それらは国家の立法府の大部分によってまた、通常、診察されて、承認される。

7.3 法律, 規則, および規格

立法上の体制に関して一般化された観測をするのは特に彼らが取るかもしれないさまざまなフォ

ーム(共通の法、民間法、イスラム教の法)の故に彼らが作動する様々な環境もいので難しい。

それにもかかわらず、cyanobacterial 健康リスクのコントロールに関連する行動が作用するかもしれない(国家の)立法上の体制のある主要な特性を確認するのは可能である。

7.3.1 法律のフォーム

用語: “; 法律;”; または; “; 法;”; 憲法の下でその立法上の力を運動させる状態の立法上の腕によって公表されるすべての法的なテキストを広く参照する; 状態の経営者腕によって、それ自身の経営者力を運動させる; 立法上のブランチからそれへ代表として派遣される憲法か力の下で、基本的な法は通常、セクター省によって導入されて、Parliament か他の同等な国家の立法本体によって制定される。

用語: “; 「…下位の法律」;(; 規則として最も一般的に知られているが、いくつかの管内では、指図、通知、規則、スケジュール、byelaws、法令、器具、指示、または宣言と命名される;); 代表として派遣された立法権を運動させる行政政府によって公表されたすべての法的な器具について言及する; 国家の立法府によって制定された特定の法への補助の規則は大臣によって内容(他のすべての大臣の承認のあるなしにかかわらず国に頼る)への責任に練られて、発行される。

また、さらに詳細な内容から成って、規則にはスケジュールか付加があるかもしれない。至高の原理の下では、国家の立法府によって採用された法は補助の規則の上と国の政治上の「副分割」の立法上のブランチによって採用された法的な器具の上に先行をほとんどいつも取る。いくつかの国に、しかしながら、この異形は、国家の立法府によって公表された法律が、ある内容のための第一を持っているのを前提とするが、地方の立法府による法律は他のものに先行を取る。米国やオーストラリアなどの他の本質的なシステムでは、憲法で明白に連邦政府(または、英連邦)に与えられないどんな力も状態の責任である。法と規則に加えて、判決、回覧、ガイドライン、規格、管理注意および決定などの他の管理法的なテキストがあるかもしれない。

そのような法的な器具; 非付くが; 政府当局が法を実施して、与えることに関してどう行くかに関して同時に指導を私設のグループに提供している間かさの法律の目的を達成する際に政府を補助する;(; Chiaradia-ボースケット, 1995;);

7.3.2 水の法と規格

基本的な水の法の制定は水に関連する闘争条項を含む異なった内容をカバーして、いろいろな時間に制定された法がある国で重要である。

例えば、これは国の環境保護法、電気法および公共の健康規則の中に起こるかもしれない。しかしながら; 水の上で法律をアップデートするか、または置き換える過程の間; 他の問題と関連して水の問題を考えることに向かって多くの国の傾向があるのが覚えておかれるべきである; 陸の保護と使用などのように; 孤立でそれらを見るよりむしろ;(; Burchi, 1991;);

cyanobacterial 危険を記述することにおいて有効なように、法は水と関連したとそれらの関係への指定された有能な代理店の管内、責任、および権威を互いに呼ぶべきである。

したがって、それは問題がそれらのコントロールと関連づけられるさまざまなグループと同様に起こる水の媒体のさまざまな部分を集める器具になる。

これらのグループは水のユーザ、給水システムを組み立てて、指揮する人々、水の異なった局面を規制して、関連する領域に責任を持っている人々、データと情報管理にかかわる代理店およびセ

クター計画(Table 7.1)を含む。

水の法が特定の国の方針プライオリティと政治上の現実を反映するのは、重要である。

例えば、飲料水供給の場合では、確立した市場経済における法律は主に大規模な給水インフラストラクチャが適所にある「認識可能」実体によって指揮される確立した給水の規則に向かって指向される。

これはほとんど目標が主に全体で人口に利用可能なリソースの支給の *ofincrementally* 改良されたサービス規格で最も良い使用を支持する国に関連性を持っていないかもしれない。

そのような違いは、その立法上と方針の特定の体制の見地から手元の現実を反映しないある種の「モデル」法律を当てにするよりむしろ特定の国に方針を開発するために強く論争する。

一般に、水の法は国家の法律の基本的な原理に従う；本当に、すなわち、その a 基本的な法は基本的である；どんな詳細、科学的な進出か他の緊急事態に対応して変えられなければならないかもしれない；規則か他の補助の法律では、含まれる；

原理は、それらを原因となる Ministry が練って、容易に取り消されるか、修正されるか、またはむしろ取り替えることができるので、Parliamentary の過程に直面しなければならないよりも容易に規則が変えられることである。

通常水の法の補助の法律の一部を形成する詳細の中に、様々な種類の規格がある。

例えば、規格がソースタイプと品質にリンクされた最小の処理条件にあるかもしれない。

第5章はソース水の cyanobacteria 関連の危険の自然、そして度合いと関連して処理政権によって提供された安全のレベルを記述する。

しかしながら、標準の設定は水の品質に制限されるべきでないが、また、より一般に、水のリソース保護と給水サービス品質に達するべきである。

それはまた、品質の簡単な査定を超えて広がっていて、構造の妥当性と安全な施設、習慣、最小の標準の仕様、および最小の標準のオペレーティングシステムの定義などのシステムを含むべきである。

いくつかの国では、サービスの上質の規格が「衛生上のコード」か「良い習慣のコード」で保管されている。

以上のように、影響を受けている実体(例えば、供給代理店とプロのボディー)がある相談が起こったならば、産業コードの議論ではそのような規格はそれらの実現におけるサポートを最も受けそうである。

他の規格は上質の目標、または水の上質の規格として知られていることから成る。

飲料水の上質の規格の設定における包括的な指導は Drinking-水の Quality(WHO, 1993)のための Guidelines で利用可能である。

andAquaculture の Excreta...(Mara と Cairncross...1989)...また、利用可能である...一層のガイドライン...準備には安全なレクリエーションの水の環境がある。

テーブル 7.2 は水の法、規則および規格を通して記述されるかもしれない多くの問題のいくつかについて概説する。

特定の国の法、規則および規格のコンテンツがその国の方針プライオリティによるので、これらのどんなすべてもすべての国に水の法律の必須成分は考えられるべきでない。

どれが重要であるのかを示す試みが基本的な法で「属しない」というこのテーブルとどれが補助の法律で含まれるべきであるか？

一般的な原理であるが; (それが必要があるかもしれないより詳細な材料と事柄が変化したのは基本的な法で含まれるべきでない); 適用する; 正確な分け目は特定の立法上の計画の大きい程度までよる; 他の水の管理問題(直接特定の水の使用に結ばれないが, また法律を通して記述されるかもしれない)は Table 7.3 で与えられている。

特に補助の規則での詳細(規格などの)の包含による法律が目標設定で積極的で, 支持している役割を果たすかもしれないことが明確に上の議論が作るべきである...それにもかかわらず, 実施で促進する刑罰と他の認可はまた, ほとんどの法に含まれて, 時折使用されるだろう。

それらの使用を加減するために, 明白な計画が実施実現に提供されて, それらが追求されることは (ジェンセン, 1967), 適切である。

ワーキンググループへの義務的な参加やモニターしているプログラムなどの他の, より革新的な解決策の賦課は, より厳しい刑罰のいくつかの必要性を取り除くかもしれない。

代わりに, 組み合わせ(Box 7.6)でこれらのいずれによっても使用されるかもしれない。

7.4 認識の上げ, コミュニケーションおよび公共の参加

cyanobacterial 花と毒素が人間と動物の健康に危険を提示するという理解は, それらの悪影響を予期するか, 避けるか, または抑えるための前提条件である。

原因での認識と cyanobacterial の効果を上げると, サープは2つの目標に開花する:

毒性の花の開発の毒素, および長期の減少によって提示される健康危険から公共の参加による保護。NRA, 1990: 花の早い認識・浮きかすが花の, より良い管理を容易にする...関連問題・共同体へのそれらの衝撃を全体で減少させるのを助ける... (NSWBGATF...1992)

病歴 (; 例えば, ベル・Codd...1994・Ressom 他, 1994・鷹匠, 1996・Codd 他, 1997;); リスク査定額 (; 第4章;); よりすばらしい認識 of cyanobacterial 花の必要性を示しなさい。そうすれば, nol の間の毒素危険はユーザに水をやらせるだけである; (; 大衆などのように; 水のレクリエーションのグループは水の資源管理プログラムを anc する;); 専門家はまた分類する; 認識の上げはいくつかの機能を果たすことができる:

- ・専門家と水を警告するために, 危険な累積 of cyanobacteria と毒素の存在とリスクへのユーザは花と毒素に水の含有を飲んで, 使用するのにかかわった。
- ・状況と露呈を健康管理専門家に知らせることはそのリードを酔態に発送する。
- ・原因 of cyanobacterial を水のユーザに知らせるために, 開発を開花させて, 彼らが減少で補助することができる道では, 構成を開花させなさい。
- ・水のアクセス, 使用, 消費および処理のときに環境監視委員, 水のユーザ, cyanobacterial 毒素危険と, 助けへの organisations が確認する給水および impiemen 適切な方針を知らせるために。

7.4.1 プロのグループ認識

しばしばプロのグループは大衆(Skulberg 他, 1984)ほど cyanobacteria が関連健康問題を引き起こす状況のそれ以上の cognisant でない。

有効に関連問題を管理するために todate への cyanobacterial 花と毒素に関する情報を必要とするプロのグループの種類は水の処理, 供給当局および会社を含む; 医学と獣医の開業医; 公共で環境保健当局; 国家の州環境代理店; これらのグループと機構の認識を増加させるイニシアチブはハンドブックとレポートの会議, ワークショップ, 広く読まれたプロのジャーナルの通信, レビュータイ

ブ書類、および大規模な公開の周りを集中させられた。

NSWBGATF, 1992; カーマイケル, 1992; Codd, 1991; そして…; そのような教育的な材料が発生した…給水…処理…環境セクター…(…NRA, 1990Lawton…Yoo et al.…1995)

そして…人間の健康管理セクター…(…Codd…Ressom 他…1994)…獣医のセクター…(…Beasley 他…1989)

cyanobacterial リスク、これらのコミュニケーションルートを記述するつもりである国でさらに設立されて、開発されるべきである。

7.4.2 公共の認識

オーストラリア、UK およびスカンジナビア等の幾の国々で、シアノバクテリア認識プログラムが数年間作動している。

しかしながら、水源においてシアノバクテリアの水の華が認められる他の国々では、情報に関する認識と利用価値はさらに制限される。

いくつかの方法でこれらの欠如と戦うことができる。

水のシアノバクテリア数が数居値を超えると、一般に、警告は公衆に発行されるべきである。

そのような警告と通知は新聞、ラジオおよびテレビを通して報道され、記者会見を必要とするかもしれない。

発表内容は、影響を受ける水域の利用状況と水の華の状況により異なる。

例えば、シアノバクテリアの水の華が市の水道水源に存在する場合、警告される情報は、供給水質に対する変化を含めて即座であるべきであり、レクリエーション目的の場合は、シアノバクテリア濃度で十分かもしれない。また、農業利用が有る場合には、水の華がどのような影響を示すか簡単なコメントを含めるべきかもしれない。

提供されるべきその他の情報は、

・そして胃腸のくつがえすことを含むことにおける可能な健康問題・吹き出物の皮になりなさい… irritations をじっと見なさい。

・水泳等をすべきでないと言う警告。

・動物と防止のための水の交互のソースを見つけるときの忠告は、影響を受けている領域で泳ぐので(そして、次に、彼らの毛皮から浮きかすの材料の手入れをする)、ペッティングされる。

・水を沸騰させても毒素が煙滅しないという通知。

共同体には、cyanobacterial 花がその飲料水供給にレクリエーションの快適さに存在すると、数回の関心がしばしばある。

一般的に尋ねられた質問は蒸発の空気クーラーでの水の使用に関する;その飲酒、ランドリー、果実と野菜を洗って洗われる皿および料理の用途;fish(釣り),shellfish(貝),crustacean(甲殻類),harvest(取り入れる),bloom(花),contain(含む),water(水),suitable(適当),human(人間),consumption(消費)and where to obtain alternative water supplies.

そして…代替の給水を得るところあらかじめ準備された情報かデータ表が要求のときに循環することができる(以下を見なさい)。

影響を受けている水のボディへの主要なポイントの公共のアクセスに警告サインと通知を表示するのは適切かもしれない。

時々の花の問題がある eutrophic 水域に; 基本の情報の訪問者に対する支給は特に健康危険からそ

れらを保護するのに貢献しそうである; 責任がある当局が特定の測定を与えるように時間内にいつも浮きかすの急速な外観と消滅を感知することができるわけではないので; (一時使用を制限する); そのような状況で、健康保護はユーザの自己の知識のある判断にある程度依存しなければならない。家畜が水を飲んで、飲んで、こいで、サインが水泳しないを示すためにシンボルか最小のテキストで際やかで、簡単であるべきであるという警告は水、または容認できない露呈リスクを提示すると責任がある代理店によって考えられた他の活動でペッティングされる。

花が許容レベルと減少するとき、サインが取り除かれるかもしれないか; またはそれらは適所に1年中の問題で領域で年間で保たれるかもしれない。

後者のオプションが取られるならば、警告サインと通知の視覚衝撃における漸減は、覚えておかれる必要がある。

小冊子とデータ表は大衆に伝える他のますます使用されている道具と外観と危険に関するユーザーグループ情報が cyanobacterial 花と浮きかすで寄贈した専門家水である。

例は花の関連の問題を経験したいくつかの国から利用可能である; UK, オーストラリア, デンマーク, フィンランド, 南アフリカ, および米国などのように; (NRA...1990...NSWBGATF, 1992... Yoo 他, 1995;);

公衆のために意図される小冊子とデータ表は科学的な専門用語から簡単で、自由であるべきで、以下の種類に関する情報で簡潔な記述を含むべきである:

- ・自然そして発生 of cyanobacteria.
- ・ cyanobacteria とそれらの毒素によって提示される健康危険
- ・ cyanobacterial 花と浮きかすの認識
- ・ cyanobacteria が毒素を作り出す傾向.
- ・ 潜在的な健康問題を避けるために取られる注意と方法
- ・ cyanobacterial 花が浮きかすの存在が疑われるならば、だれに連絡するか?

また、動物、および水上競技機構のための農場給水のも保護に関して、農夫にとって特別なデータ表は使用された。

プロの協会と国家の水上競技本体などのユーザーグループネットワークは情報を広げる役に立つ方法を提供する。

公共の場所と協会構内でのポスタと表示は情報を cyanobacteria の上の公衆に伝えと、増加している共同体認識には追加ツールである。

ビデオは cyanobacterial 問題に関して公衆を教育する別の役に立つ方法である。 cyanobacterial 花の原因と結果を提示して、花と浮きかすを含む水域の良い視覚例を提供するのにそれらを使用することができる。

また、彼らは問題を管理して、彼らが助けるために個人としてすることができることに関して公衆に知らせるのに当局によって提案されて、使用された戦略を概説するかもしれない。

例えば、公衆に知らせて、彼らが共同体レベルで行動を開始するのを可能にするために; オーストラリアのマレーカワイ人たらい委員会; (箱 7.3.); a の開発を開始して、サポートする; “; 円を研究する; “; 権利を与えられる大人達のためのキット; “; 「...青い緑色の藻を開花させる」; キットは人々が cyanobacteria に関して以上について議論して、見つけるのを可能にする cyanobacteria に関するビデオ、録音テープ、ポスタおよび印刷された情報を含んでいる。

花の原因における教育は学校を走るプログラムで始まることことができる。

学生はオーストラリアの“Streamwatch”プログラムなどにおける簡単な水の上質の調査に参加するのが奨励されるかもしれない。

Easyto-使用用具一式は、差し迫っている cyanobacterial 花の早い検出を可能にするのに使われる。上で議論したツールの有効性がそうする…唯一…良いこと…宣伝するために人工努力…それらを分配する。

接点の必要性は政府機関か水のボディー所有者で水域をモニターするのが可能でない、その結果共同体の援助が重大な遠く離れた位置で特に重要かもしれない。

第8章 予防法

国立公衆衛生院 秋葉道宏

8.1 収容力

8.1.1 窒素

窒素は、未処理、あるいは生物学的に処理（硝化・脱窒工程含まない）された下水、家畜の飼養用地からの流出水、土壌からの浸出水として水域に流入する。植物プランクトンは硝酸塩、亜硝酸塩、アンモニウム塩の形態で溶解性無機態窒素として摂取される。乾地性大陸の一部の地域では、窒素は植物プランクトンの増殖を制限する主要な要因となる。

8.1.2 リン

リンは、リン酸塩として生物学的に利用され、硝酸塩よりも効率的に土壌粒子に結合される。主な流入経路は、浸食に伴う表面流出水として陸地から水域内へ入る。生物が必要とするリンの量は窒素に比べ約7分の1程度であるが、多くの場合、リンは水環境中で、植物プランクトンの増殖を制限する栄養塩となる。

8.1.3 利用可能な光エネルギー

光エネルギーは、栄養塩濃度によって作用する重要なリソースである。水表面に到達している光は部分的に反射され、残部が水に瞬時に吸収される。栄養塩類の利用可能性が、多くの場合、光強度に影響される。栄養塩類を制限した場合、植物プランクトンは光により決定された収容力に到達する密度レベルまで増殖することができない。栄養塩濃度が過剰の場合、植物プランクトンは、光によって決定された生物量の限界に達する。それ以上の栄養塩濃度の増加は、植物プランクトンの生物量に対して、影響を持たない。光によって決定された収容力は透明度の低い状態では藍藻類によって支配される。なぜなら、低い光強度の場合、他の植物プランクトンより高い増殖速度を持っているからである。

8.2 水域内部での全リンの目標値

水界生態系の修復に関して過去20年間の経験を整理すると、藍藻類ブルームの軽減は、少なくとも全リン $30\text{-}50\ \mu\text{g}^{-1}$ 以下の濃度を目標にリンを制御しなければならない。この全リン濃度は、多くの水域で、藍藻類と他の藻類の個体群密度の削減をより高い濃度と比較してときの結果である。しかしながら、特に、深い湖の場合、長期間藍藻類のブルームを防止するためには、より低い全リン濃度 ($10\ \mu\text{g}^{-1}$ 以下) が要求される。藍藻類の個体群中の *ecostrategists* の防止情報は水域の管理手法の成功を予測するに役立つであろう。

8.3 水域内に流入する総リンの目標値

OECDの研究で、87の湖のデータを用いて、湖水の全リン濃度（年平均）と外部負荷（流入）との関係を解析した。その結果、湖内の年平均濃度と水の滞留時間と関係がある流入の年平均濃度との間に密接な相互関係があることを明らかにした。

$$TP = 1.55 [\text{リンの流入} / (1 + \sqrt{\text{滞留時間}})]^{0.82} \quad r = 0.93, n = 87$$

この回帰式は、リンのインプットの削減方策として予備的なスケールアップに役立つ。

8.4 外部からの流入栄養塩類の発生源と削減

8.4.1 生活排水

下水の排出は、ある場所からの排泄物を輸送するための媒体として水を使用する考え方によって管理される。多くの発展途上国や数少ない先進国はヒトの健康を向上させる目的で、飲料水の区域を拡大している。経験的評価では、水消費の増加に伴い発生した下水の量が一人当たり数倍になる。下水の回収や処理は病原体の暴露、湖や河川の藍藻類の異常増殖を防止するために重要である。

8.4.2 農業と侵食

樹木が伐採され、農業的に使用された地域からのリンと窒素の表流水への流出が富栄養化を進めさせるその他の主な要因となる。下水からのリン汚濁と同様に、この問題は1950年代から世界のいくつかの地域で急速に拡大した。これは、広大な区画での耕作、広範囲な無機肥料の使用、大規模な畜産業の増大に伴う農業の構造的な変化が原因である。

8.4.3 水道用貯水池への流入水の処置

水循環の中で、飲用貯水池が非点源からのインプットに対して拡散の大きなシェアを持っており、早急な改善のためには流入水中の栄養塩類の削減が最も有効な手段であろう。少なくとも数日の滞留時間をもつ貯水池は、全リンの50-60%程度を削減することができる。

8.5 栄養塩類と藍藻類制御のための内部の方策

8.5.1 湖沼内のリンの沈降

湖と貯水池において高水位時の滞留時間では、外部からのリンの流入に対し、中栄養・貧栄養状態を確保すべきレベルに削減される。水域からゆっくりと流出される水が高いリン含有量である場合、生物量中のリンが底泥に沈降するであろう。リンは、食物網の高いレベルを推移し、一部、藍藻類や藻類が摂取し、水域内の水循環により底泥に運ばれ、有機物質の分解により水中に溶出される。底泥表層における有機物質の分解はリンの溶出速度を促進させる無酸素状態を引き起こす。

8.5.2 沈殿物の浚渫とリンの結合

外部の流入が最小となった後の数年間は、底泥からのリンの溶出が水域内の供給源となる。ことがある。都市や工業地域で、浚渫は、危険廃棄物として処分を必要とする底泥が高濃度の重金属や有機汚染物質を含有するとき注意を要する。水域の表面積が小さく、集積した廃物（底泥）を取り除く必要がある場合、その効果が発揮される。

底泥処理の目的は、底泥中のリンを不活化することである。その方法としては、炭酸カルシウムや粘土粒子への吸着、不溶解性の鉄化合物による酸化等が用いられている。

8.5.3 深水層からの底層水の回収

水温躍層を形成した富栄養湖では、夏季の停滞深水層（底水層）にリンが蓄積される。その原因は、表層水から沈降した有機物質、無酸素状態でのリン結合した底泥からの溶出である。深水層の回収は、湖内に十分な水の流れがある場合に限って効果が得られる。多少の水位の低下は問題とならないが、暖かい表面水と底泥間の接触エリアを増やすことになり、底層水の温度上昇がリンの溶出を増大させる。このため、深水層の回収は適量で行い、完全な躍層の破壊は避けなくてはならない。

8.5.4 フラッシングによる削減

外部からの流入リン濃度が低い場合、フラッシングによるリンの削減が効果的である。数年間、十分な水量で実施すれば、湖沼内の再利用されるリンの除去によって内部負荷が削減され、藍藻類の増殖が抑制される。成功例として、米国 Moses 湖、オランダ Veluwe 湖が報告されている。しかしながら、この方策は、別の水域にリンを移送することであり、この影響を十分に評価しなくてはならない。

8.5.5 水理学的方策

藍藻類は、他の植物プランクトンとの競合でも生き残ることから”strategies”の様である。しかし、”strategies”の多くは特定の水理学的条件の影響を強く受ける。従って、水理学的条件を人工的に変化させれば、”ecostrategies”を消失することができ、他の植物プランクトン種が優占になることが可能である。特に、湖沼内の栄養塩濃度が”ecostrategies”の予測限界値に低下した場合、効果的な手段となる。

8.5.6 バイオマニピュレーション

バイオマニピュレーションは、湖の食物網の一部を人為的に操作することによって、藻類の増殖に影響を与える手段である。例えば、水中に水生植物を導入し、植物プランクトンと栄養塩類を巡る競争をさせる。水生植物は、栄養塩類の吸収とともに動物プランクトンに避難場所を提供する。また、プランクトン食性魚類を投入し、植物プランクトンや底生動物を捕食させる。プランクトン食性魚類としてはカワカマス等の肉食性魚類を用いる。この技術は、植物プランクトン食性生物、植物プランクトンの競争相手となる生物の生長や常在度を促進することが重要である。

8.5.7 殺藻剤

殺藻剤、特に硫酸銅は藍藻類ブルームを消失するための手段として、いくつかの地域では一般的に使用されている。しかし、オーストラリアパーム島の大惨事は多くの教訓を残した。硫酸銅でブルームは消失したが、細胞内に含有されていた毒素は水中に溶出し、この水源から取水している浄水場のろ過池を容易に通り抜け、この水を飲んだ人々に被害をもたらした。それにもかかわらず、今日でもブルーム発生の初期段階での予防処置として広く使用されている。

一方、殺藻剤の処置は、水域内の生態学的なリスクを伴うかもしれない。有毒な銅の沈殿が底泥に蓄積されるかもしれない。この処置を繰り返すことによって、銅耐性のある種に向かって種構成の変化を引き起こすかもしれない。

8.5.8 大麦わら

昨今、腐敗した大麦わらは、藍藻類と微小藻類を制御できることが報告された。Welch et al.らは、腐敗した大麦わらを用いて、糸状緑藻類の増殖を減少させることに成功した。また Newman によって 藍藻類 *Microcystis aeruginosa* の殺藻効果が室内培養実験で明らかになった。抑制効果は、菌性の植物相、あるいはストロー細胞壁の腐敗によってフェルラ酸と f - クマリン酸様のフェノール化合物の放出によることが示唆された。

一方、大麦わら効果についてオーストラリアから矛盾するデータが得られている。Jelbart は、*Microcystis aeruginosa* の分離培養液を用いた実験では、腐敗したわらの抽出物からはどんな抑制効果も見つげだすことができなかった。Cheng も同様に 6 つの実験池で 6 か月間にわたって広範囲な現場調査を実施したが、大麦わらによる藻類の殺藻や抑制効果を見つけ出すことはできなかった。実験池には、藍藻類の増殖を促進するために肥料を投入し、コントロール系とわら投与系の池間で藻類の種構成あるいは実験終了時の現存量の比較を行い、相違が見られなかったことからこの結論となった。

8.5.9 その他のアプローチ

迅速で、安価な水源の保全・修復技術のマーケットは発展している。ヨーロッパでは、藍藻類や植物プランクトンの増殖抑制手法の妥当性が公表されているが、そのいくつかは疑わしい。公衆衛生の専門官や公共機関は環境科学とは別の分野で教育されてきたものが多く、水源の保全・修復案を審査する専門的知識を持っていない。従って、環境保全の公共機関、あるいは専門家によるレビューは、計画・実施をする前に十分行うのが望ましい。

第9章 処理対策

国立公衆衛生院水道工学部 伊藤 雅喜

藍藻類の短期的対策としては選択取水や殺藻剤の使用が挙げられ、水道における最終的な対策としては浄水場内における処理がある。藻類や藍藻類の藻体除去についての研究は広く発表されており、また最近の研究では浄水処理過程における藍藻毒の除去に関する詳細な知見も増えてきている。多くの研究は単一の処理プロセスにおける効果について調べているが、水源対策を含め処理方式は地域によって異なるため、処理プロセス全体を多段バリアーとした評価も必要である。

9.1 取水管理

9.1.1 地表水からの直接取水

藍藻類の分布は平面的にも水深方向にも非常にばらつきがあるため、これをさけて取水する工夫が必要である。藻体の蓄積するような場所をさけて取水施設を作るのが望ましいが、一時的にパイプなどで藻体の無い場所まで取水口を移動することも可能かもしれない。選択取水により表層や表層下部の藻体の取り込みを避けるのも重要な方法である。またオイルフェンスのような物理的なバリアーによって取水に入り込むのを防ぐ方法もあり、これはオーストラリア、英国、北米で有効に使われている。

9.1.2 バンクフィルトレーションと地下水涵養

懸濁物質や多くの溶解性成分に対して非常に効果的な取水方法としてバンクフィルトレーションと人工的に注入した地下水の汲み上げが挙げられる。取水までの滞留時間が長ければ水質も良くなるものと考えられるが、2~3 時間から数日単位の滞留時間でも水質を相当改善することができる。バンクフィルトレーションの藍藻毒に関する除去効果については評価が始まったばかりである。フィンランドでのカラム実験では藍藻類の細胞、microcystin-LR の除去実験の結果からも、バンクフィルトレーションは藍藻類、藍藻毒を除去するのに有望な取水方法であると考えられる。

9.2 殺藻剤

殺藻剤は貯水池の藍藻類の増殖を押さえ、浄水場における毒素の問題を防止あるいは低減するために使われる。最近ではもっともよく使用される殺藻剤である硫酸銅が生態系への悪影響があるために環境配慮の問題が持ち上がっているため、使用する前に環境影響、規制についても考慮しなければならない。

9.2.1 硫酸銅

薬品による藻類の制御は 100 年以上に亘って貯水池の水質管理手法として使われてきた。中でも硫酸銅はその経済性、効果、比較的安全であり使いやすかった点から殺藻剤として使われてきた。環境への甚大な影響はないと考えられてきたが、銅は底泥に蓄積し移動しにくいようである。しかしながら夏期の低溶存酸素状態の深水層では底泥に蓄積された銅が水中へ放出されるという研究結果もある。銅は他の重金属と同様にその他の有害汚染物質と異なり、生物分解されないため環境中に放出されると主としてその化学的形態で毒性がきまる。植物プランクトンに対する増殖抑制濃度は 2 価の銅の活量で表され、珪藻類、渦鞭毛虫類、緑藻類、藍藻類で $10^6 \sim 10^{11}$ M ($0.063 \sim 6.3 \times 10^7$ mg/L) であった。

9.2.2 銅キレート剤

硫酸銅は硬度が高くアルカリ性の水では効果が減少することが知られており、これを補うためにキレート化された銅の殺藻剤が開発され使われてきた。銅エタノールアミン錯体やクエン酸銅などがある。クエ

ン酸をキレート剤として使用すると銅の溶解度を増し、アルカリ条件下で銅が長時間溶存状態にあるという報告がある。

9.2.3 酸化剤の使用

過マンガン酸カリウムは1935年から使用されているがその使用量は硫酸銅に比べ少ない。7種類の藻類、藍藻類に対する効果を示す濃度は1~5 mg/Lであった。塩素は主として浄水場での藻類制御のために用いられているが、貯水池での使用の実績もある。

9.2.4 使用時期

藍藻類の毒素は主として細胞内にあり殺藻剤の使用に当たっては細胞内毒素を放出させないように特に注意する必要がある。細胞の破壊による過剰な毒素の放出を避けるために、殺藻剤は細胞数の少ないうちに使用するべきである。殺藻剤は環境影響が許容できる原水にのみ適用すべきである。

9.3 浄水処理における藍藻毒の除去効果

浄水処理における藍藻類の毒素の除去は溶解性、不溶性有機物除去という問題になる。ブルームが崩壊するまで、または何らかのによって影響を受けるまでは毒素の大部分は細胞内に保持されているため、藻類細胞そのものの除去が主要な処理となる。しかし、ブルーム状態およびその後の増殖期においては毒素のかかなりの部分が細胞外へ放出されていると考えられるため、溶解性の毒素の除去も考慮しなければならない。

9.3.1 スクリーンと前ろ過

マイクロストレーナー、細目スクリーンで大きめの藻類、藍藻類、藻類細胞の集塊は除去できる可能性がある。2種類の藍藻類で40~70%の除去の報告があるが、小さめの種の除去は良くなかった。

9.3.2 エアレーションとエアストリッピング

溶解性の毒素は不揮発性であるためエアレーション、エアストリッピングともに除去効果はない(貯水池におけるエアレーションでは藍藻類の増殖抑制効果がある)。

9.3.3 凝集沈澱

通常使われる凝集剤はアルミニウム塩または鉄塩であるが、最近ではフロックの成長を促進させるための合成有機高分子凝集剤または凝集助剤が受け入れられてきている。藻類の効果的凝集は凝集剤注入量と凝集 pH の最適化が重要である。必要凝集剤注入量はアルカリ度と細胞数の対数の和に比例するという報告があるが、ジャーテストによって濁度を最小にするというのは藻類、藍藻類の除去に対しては十分な条件とは言えず、凝集剤注入量最適化のためにはゼータ電位の測定を勧めている。Microcystin の除去に関する多くの研究で水中に溶解して存在する毒素に対してはほとんど効果がないことを示している。スラッジからの毒素の溶出の重要性は滞留時間に依存し、上澄水を返送するかにかかわらずに関わってくる。沈澱池の形式も細胞の除去性に影響する。スラッジブランケット型の沈澱池は通常の沈澱池より除去効率が良く、とくにパルス型の沈澱池の場合に顕著である。

9.3.4 浮上分離

浮上分離(溶解空気浮上法; DAF)は低濁度、高色度水に対して沈澱より効率が良く、一般的には藻類の多い原水に対しても沈澱より有効である。8カ所の DAF プラントの調査では藻類の性状が除去性に影響することが明らかになっている。多くのプラントでは80%以上の除去率であったが、処理の最適化によりさらに除去率が上がると期待される。DAF は従来の細胞外の毒素に対して沈澱プロセスより効果的ではないようだが、死滅や細胞が破壊された藻体が蓄積する浮渣は沈澱スラッジより頻りに除去されると考えられる。

9.3.5 硬度除去に伴う凝析

石灰は硬度の調整や溶解性金属の凝析のために広く用いられているが、浄水処理の中で独立したプロセスとして評価した研究はない。しかし石灰凝析に関する洞察から藍藻類の細胞を除去することにより細胞内毒素を除去し、細胞の破壊も起こらないであろうと考えられる。

9.3.6 直接ろ過

直接ろ過は低濁度の原水に対して用いられる。処理効果は藻類の種類や前処理によっても変わってくる。総論としては直接ろ過は一般的により良い複合ろ材や適切な前処理が使用されない場合には十分な処理とは言えない。前オゾン処理によって藻類の除去効果が上がったということが強調されている。十分な調査はなされていないが、長いろ過継続時間において補足された藍藻類の死滅や細胞破壊による毒素の放出が起こりうる。

9.3.7 凝集沈澱・急速ろ過

分離プロセスにおいて藻体そのものを除去してしまうのが最良の手段である。藻類の種類によって除去率異なるが、フロック形成時におけるカチオンポリマーの添加が除去率を上げた報告もある。細胞外毒素の除去に関しては除去効果は低い。現在までの報告では従来の凝集、急速ろ過において藍藻類の細胞がそのまま維持されて除去される場合には、毒素の除去法としてある程度の効果はあるが、主たる除去プロセスとはならない。一般的に従来の急速ろ過システムは藻類の除去に適しているが、濁度の除去よりいくらか扱いにくい。

9.3.8 緩速ろ過

緩速ろ過では藻類細胞はほぼ完全に除去できるようなのである。覆蓋付の遮光したろ過池ではさらなる藻類の増殖を抑制することができる。しかし原水中に藻類が大量の存在しろ過池が過負荷となると、藍藻毒や他の溶解性毒素の除去に効果のある表層の砂を掻き取らなければならない、処理性が一時的に低下する。オランダや英国の大規模な水道では緩速ろ過の利用に当たってさらに開発を行っており、藻類によるろ過池の閉塞抑制のために、通常の処理と組み合わせたり、オゾン処理と組み合わせたりする方法が開発されている。溶解性毒素の除去効果を高めるために、緩速ろ過のろ層に粒状活性炭層を挟み込んだものもある。

9.3.9 活性炭吸着

ここ20～30年でヨーロッパ、北米における活性炭吸着の利用が増加してきた。その理由としては多くの処理プロセスが溶解性有機物の除去に効果がないためである。

・粉末活性炭

一般的には microcystin 等の高い除去率を得るためには、粉末活性炭の高い添加濃度が必要であると理解されている。有機物を含む自然水で実際の攪拌条件、接触時間で実験するのに比べ、純水系で実験する場合には必要粉末活性炭添加量は低くなる。活性炭の性能予測のためにはメソ孔の容積が指標として有効である。

・粒状活性炭

迅速カラム試験によるシミュレーションから通常よく用いられる空塔接触時間(EBCT)10～15分で microcystin 濃度 10 µg/L の原水を処理し、出口濃度が 1 µg/L になるまでの活性炭の寿命を予測したところ、最高の性能を示した活性炭でも30～45日間であった。多くの種類の活性炭は microcystin-LR の除去に有効であるが、その寿命は限られている。Nodularin, cylindrospermopsin, PSP 毒素についての粒状活性炭による除去報告はないが、Anabaena の神経毒を除去できるという報告がある。Anatoxin-a は microcystin-LR よりよく吸着されるという実験結果もある。

・生物活性炭

粒状活性炭は吸着プロセスとして効果的であるだけでなく、生物処理の担体としても有効である。Microcystin-LR は生物分解性であるので他の毒素についても生物活性炭での分解が可能であろう。モデルによる除去率の計算で吸着のみを除去機構とすると、粒状活性炭処理のパイロット試験の除去率より低く見積もることになるなどのことから、生物活動による除去機構も働いているものと考えられる。Anatoxin-a もパイロット試験では破過を示さないことなどから生物分解により除去されると考えられる。

9.4 化学的酸化と消毒

9.4.1 消毒時の酸化

藍藻類の細胞が除去された後は溶解した藍藻毒が消毒剤の酸化による対象となる。種々の酸化剤が試されている。

・塩素

塩素処理は適切な処理条件(pH 8 以下で 30 分の接触時間後の有利残留塩素濃度 0.5 mg/L) 下で microcystin-LR と nodularin の分解に非常に有効であることが示されているが、クロラミン処理の場合には全く効果が認められなかった。Microcystin-LR の分解速度は pH と接触時間に大きく依存した。Anatoxin-a についてはほとんど分解されなかった。塩素処理の過程では空気中の塩素濃度と過剰なトリハロメタンの生成に注意しなければならない。

・オゾン

細胞内、細胞外の microcystin の分解に最も有効であるのがオゾン処理であろう。これまでの研究では microcystin, nodularin, anatoxin-a が速やかに完全に分解されることが明らかになっている。Microcystin 等に対するオゾン処理においてはオゾンを消費するバックグラウンドの DOC 濃度が重要である。オゾン処理は浄水処理フローの中で何回かに分けて行うと効果が高くなると考えられる。

・過マンガン酸カリウム

過マンガン酸カリウムは溶解した microcystin-LR を分解したという報告はあるが、細胞壁を通過または破壊できないので生残している細胞内の microcystin 除去には有効でない。

・過酸化水素と紫外線照射

過酸化水素は毒素の除去に効果がないが、紫外線(UV)または UV と過酸化水素の組み合わせでは除去効果を示した。しかし、通常水処理で用いられる UV 強度では実用的な処理法とは言えない。

・二酸化塩素

二酸化塩素は強力な酸化剤であるが、これについての酸化の研究は限られている。

9.4.2 前酸化(藻類細胞除去前)

前酸化処理は凝集効果を促進する。特にある藻類や藍藻類の除去に効果的である。一方、前酸化処理は藻類細胞の破壊と毒素の放出を引き起こす。オゾンは十分な濃度と接触時間で用いられれば、細胞に結合している microcystin に対してもっとも効果的な酸化剤である。塩素も細胞に結合した microcystin を分解するために用いられるが、高い濃度で用いると細胞内の microcystin の放出をさせる。前オゾンと前塩素処理の比較では凝集効果の改善という点で前塩素処理の方がやや効果が高かったが、細胞の破壊と DOC の溶出で相殺される。オゾン処理の場合には処理フローの中でメインのオゾン処理と組み合わせる複数ステップで用いると良い処理法となる。

9.5 膜ろ過と逆浸透

膜ろ過、特に精密ろ過(MF)と限外ろ過(UF)は水道においても利用されるようになってきているが、MF、UF は藍藻類と細胞内毒素の除去に効果がある。一部の細胞は膜ろ過中に損傷したが膜ろ過水中の毒素濃度の顕著な上昇はなかった。ナノろ過で microcystin, microcystin-LR, nodularin を自然水中に

添加した実験では良好に除去された。Microcystin-LR、microcystin-RR を水道水又は塩水に加えた逆浸透による除去実験でもほぼ完全に除去された。

9.6 Microcystin-LR 以外の microcystin

多くの研究は microcystin-LR に関するものである。コンピュータモデルを使うことで microcystin の構造を元に化学物質の特性を予測することができる。溶解度に関する水-オクタノール比(K_{ow})では吸着の可能性を予測できる。 K_{ow} は分子構造から推定される。Microcystin 同族体と酸化剤との反応性のモデルは、分子構造の複雑さからうまくいっていない。生物分解性に関するモデルからのアプローチは生物分解性の有無のみの情報を与える。Microcystin-LR が生物分解性に分類されるので、他の同族体も同様の性質を示すものと考えられる。

9.7 浄水処理における効果的方法

浄水処理における処理方法について多くの研究がなされており、処理そのものだけでなく効果的な計画や運転方法についての報告もある。これまでに報告されている情報を表にまとめる。

表 Microcystin に対する処理性能のまとめ

処理技術	期待される除去性能*		コメント
	細胞結合毒素	細胞外毒素	
凝集／沈澱／浮上分離	>80%	<10%	細胞の損傷がない場合に細胞内の毒素のみ除去
凝析／沈澱	>90%	<10%	細胞の損傷がない場合に細胞内の毒素のみ除去
急速ろ過	>60%	<10%	細胞の損傷がない場合に細胞内の毒素のみ除去
緩速ろ過	～99%	多分高い	細胞内の毒素に有効;溶解性の microcystin は生物膜の生成すなわちろ過時間に依存する
凝集／沈澱／ろ過	>90%	<10%	細胞の損傷がない場合に細胞内の毒素のみ除去
浮上分離	>90%	評価なし 多分低い	細胞の損傷がない場合に細胞内の毒素のみ除去
吸着-粉末活性炭	微少	>85%	粉末活性炭が有効であることを示す適切な注入量 (>20 mg/L) において効果あり;DOC の競合により吸着容量が低下
吸着-粒状活性炭	急速ろ過 参照	>80%	実用上の空塔接触時間で DOC による競合は破過を早める、ろ過機能で藻類細胞を除去
生物活性炭	急速ろ過 参照	>90%	粒状活性炭参照、生物活性によって除去率が高くなり、活性炭寿命が延びる
前オゾン	凝集効果促進 に有効	増加の可能性あり	低注入率で細胞の凝集を促進;毒素放出のリスクがあるためモニタリングとおそらく後の処理が必要
前塩素	凝集効果促進 に有効	細胞破壊と溶解性代謝物の放出を引き起こす	細胞の凝集を促進するが、毒素のある藍藻類には後段に溶解性の毒素やたの放出された代謝物が除去できる処理がある場合のみ有効
オゾン処理(沈澱後)	—	>98%	DOC に対する要求量が満たされている場合には溶解性毒素に対し迅速で有効

遊離塩素(ろ過後)	—	>80%	DOCが低く30分以上、pH8以下で接触後の遊離塩素が0.5 mg/L以上;pH8以上では効果微少
クロラミン	—	微少	効果なし、窒素系有機物の多い水では遊離塩素の注入によって効果のないクロラミンを発生させる
二酸化塩素	—	微少	浄水処理に使用されている注入量では効果なし
過マンガン酸カリウム	—	>95%	藻類細胞がない状態で溶解性毒素に対して有効
過酸化水素	—	微少	単独では効果なし

表 Microcystin に対する処理性能のまとめ(つづき)

処理技術	期待される除去性能*		コメント
	細胞結合毒素	細胞外毒素	
紫外線(UV)照射	—	微少	Microcystin-LR と anatoxin-a の分解は可能であるが、実用的でない高エネルギー条件が必要
膜ろ過	極めて高そう (>99%)	不明	膜のタイプによる。性能を評価するための研究が必要

* 連続条件で最適注入、最適 pH、どの多角的な運転条件下での可能性のある除去性能

9.8 家庭内、小規模給水における処理

水質の良くない飲料水が供給されている地域や特に感受性の高いグループに供給している場合などは家庭内での処理が重要になる場合がある。多くの場合、沸騰させるだけでは藍藻毒は除去も分解もされない。活性炭とイオン交換樹脂からなる家庭用ろ過装置で、糸状性藍藻類は60%程度除去できたが、*Microcystis* の単細胞は90%が阻止されず、細胞の形態が大きく影響するようである。ろ過装置推奨使用期間の半分の時点で microcystin-LR の除去が15%まで低下したのもあった。ろ過、活性炭、酸化処理を組み合わせた方法を適用する研究もある。バンクフィルトレーションも小規模給水に適用可能な技術である。家庭内処理を導入する場合は性能の評価と水質管理の評価が問題となる。

第10章 モニタリングプログラムの構築

東京農業大学応用生物科学部 藤本尚志

藍藻類によるブルームと藍藻毒について新たなモニタリングプログラムを確立する必要がある。なぜなら感染性細菌や毒性物質について確立されたモニタリング手法とは必要とされる項目が異なってくるためである。藍藻類は水環境中で増殖し、スカムを形成する種は風による作用で濃縮する。スカムの形成と消散は数日、数時間のうちに変化し藍藻類に起因する危険性を評価することが難しい。藍藻類の分布およびその場所や時間における変化は水域の形態学的、水理学的、気象学的、地理学的な特性に依存する。対象となる水域の藍藻類の増殖に関する知見が集積すれば、通常の藍藻類の増殖のパターンを知ることができ、モニタリングを重要な時期および場所に着目して行うことが可能となる。モニタリング結果の迅速な評価と解析は、継続するプログラムと最新の要望に対する対応へのフィードバックを達成する上で重要である。

10.1 モニタリングプログラム構築へのアプローチ

10.1.1 モニタリングプログラムの目的

藍藻類の群集と毒素に注目したモニタリングプログラムの目的と適用は以下に示すものを含む。

- ・ 藍藻類および藍藻毒による健康障害の評価
- ・ 汚染された地域の同定、例えば水道水の取水口、レクリエーションの場所との関係
- ・ レクリエーション場所の開発と使用に関する規制の構築
- ・ 公共の教育と情報
- ・ 藍藻類に起因する障害の原因の評価(藍藻類の増殖の要因を解明するための栄養塩類濃度と他の陸水学的なデータ)
- ・ 栄養塩類削減プログラムの開発
- ・ 水利用目的に応じた藍藻類の量および毒のレベルに関する基準が満足されているかどうかのチェック
- ・ 自然現象と人間の影響に起因する藍藻類の群集と毒素の変化の予測
- ・ 湖や貯水池の管理および水処理等の導入が藍藻類の細胞や毒素のレベルにおよぼす影響に関する情報
- ・ 藍藻類の生態、水界生態学、環境の状態に関する知識に対する貢献

10.1.2 モニタリング戦略

多くの代表的な藍藻類は無毒であるよりは有毒であることが多いため、毒素をモニタリングするよりは藍藻類をモニタリングし毒性を推測することが基本的なアプローチである。

10.1.3 様々な選択

現地視察は藍藻類の増殖に関する有用な情報を与える。リン濃度といった藍藻類の増殖や集積を促進する変数をモニタリングすることは、どの水源がブルーム形成やスカム形成の危機にあるのかを認識する上で有用である。全リン濃度のデータは対策手法の計画や評価を行う上での根拠となる。水理的な状態、光の利用性、溶存性窒素などといった環境データは特定の藍藻類の優占化がなぜ起こるのかを理解する上での根拠を与える。定期的に毒性試験や毒素の測定を行い、優占する藍藻類の毒素の含有量が明らかとなっている場合、藍藻類の分類や数をモニタリングすることにより、リスク評価の根拠が得られる。顕微鏡は出来上がった飲用水や各水処理プロセスにおける有毒藍藻の細胞の漏出をモニタリング

するために使用される。藍藻類含有物質に起因する未同定の炎症を引き起こす健康障害が増加した場合、既知の毒素の濃度にかかわらず、藍藻類の濃度の高いレクリエーションの場での水との極度の接触を禁止するべきである。レクリエーションの場におけるモニタリングではブルームの程度が強調されるべきであり、目視による調査が特に重要である。このようなアプローチを一般の人々や水浴をする人に簡単に伝え、危険性の評価および水との接触を伴う活動の是非を判断する根拠を与えるべきである。藍藻毒のモニタリングは、以下に示すデータを与えるために必要である。

- ・水環境、浄水処理、配水設備、簡易水道および藍藻類の曝露を受けた食料品における藍藻毒の発生、タイプ、分布
- ・環境条件、藍藻類の群集、藍藻毒との関連性
- ・警戒レベル案の策定、不測の事態に備えた行動計画の策定
- ・人間および動物の藍藻毒の曝露レベルと健康への影響
- ・飲料水質基準の根拠、基準値が達成されているかどうか、長期的な視点から基準値が適切であるか、変えるべきかどうか

10.2 実験室の能力とスタッフの養成

藍藻類による健康障害のモニタリングには多くの分析機器が必要となる。藍藻類およびその毒素に関する情報の適切な解釈は健康および水源の分野の専門的技術を必要とする。モニタリングプログラムの計画は環境分野および健康分野間の協力が一般的に必要である。

藍藻類の目視によるモニタリングについては、スタッフの養成がさほど難しくなく、経験により能力が向上していく。健康部門を担当する機関のスタッフは専門家による指導を受ければ、水界において最も重要な毒素を産生する藍藻類を学ぶことができる。藍藻類の同定と定量に関するモニタリングは集中して行うことが出来る。しかしながらより迅速な同定、藍藻類による障害に対する対応を可能とするため、地方における技術の発展は推奨されるべきである。免疫もしくは酵素阻害試験による藍藻毒の測定や簡単なバイオアッセイによる毒性試験は、装置に関しては中程度の要求を有し、潜在的に地方の健康部門を担当する機関、環境部門を担当する機関において測定が可能である。しかしながら、これらの技術は、特別なスタッフの養成と他の測定法との比較による定期的な分析精度の検査が必要である。藍藻の定量法および毒素の分析に関して基準化がなされるべきであり、分析実験室のための公的な認定制度が実行されるべきである。

10.3 計画的なモニタリング戦略に対する反動的なモニタリング戦略

モニタリング戦略は反動的なものおよび計画的なものからなる。しかしながらこれらの関係は相互排他的なものではない。反動的な戦略は、予期しない藍藻類のブルームが発生し影響をおよぼすとき、もしくは藍藻類のブルームが水道、レクリエーション用の水および人の健康に影響をおよぼす可能性があるとき必要となる。多くの情報が広報、教育活動を通じて供給されれば、モニタリング戦略における自治体参加の潜在能力は高い。計画的なモニタリング戦略は藍藻類の群集の変動や毒素の潜在的なレベルを検出し、予測する潜在能力を有する。

10.4 採取場所の選択

採取場所の選定はデータの価値を決める上で主要な因子となる。採取場所の選定はモニタリングプログラムのすべての目的を満たすように考慮すべきである。採取場所の決定は以下のことを考慮して決定しなくてはならない。

- ・水域の利用目的を考慮しなくてはならない。レクリエーションとして用いる場合、採取は観光客がよく訪れ、公共の水浴場として使用されている湖岸帯を網羅しなくてはならない。また、マリンスポーツが行

われる沖合も含まなくてはならない。飲用水源を利用目的とする場合、原水の取水口もしくはその近くにおける採取が重要である。また浄水場における各処理ステップにおける採取も重要である。

- ・藍藻類の現存量、スカム形成の潜在能力、現存量に影響をおよぼす栄養塩濃度の測定を目的とする場合、中央の代表となる場所について行うべきである。生物や栄養塩類の成層を考慮して適切な深さを選択しなくてはならない。

- ・水域の形態学および水理学的特性はスカムが蓄積する場所を認識する上で役に立つ。

- ・最大の濃度のスカムを採取して最大の藍藻毒を評価する場合、風の方向を考慮して臨機応変に採取場所を決定する必要がある。

- ・動物の死亡や人の病気のような出来事が藍藻類や藍藻毒の曝露と関係があると考えられる特有の場所

- ・水域における藍藻類および藍藻毒の発生の歴史

- ・近づきやすさ、安全性

- ・栄養塩による汚染の潜在性

多くの藍藻類の群集は異質な、および動的な性質を有するため採取場所の選定には難しい問題を伴う。藍藻毒は自然的作用により細胞外に溶出するため、藍藻類の細胞の破壊が起こっていると疑われる場合、腐敗したスカム付近の水や水処理施設および配水システムについても採取を行うべきである。

10.5 モニタリングの頻度

藍藻類の増殖速度は一般的に他の微生物に比較してかなり遅い。このことはモニタリングの頻度に関する要求を単純にしている。スカムを形成せず、水の中に分散している種類に関してはもっとも増殖が盛んな時期でさえも1週間おき、もしくは2週間おきの頻度で十分である。しかしながらスカムを形成する藍藻類については数時間といったきわめて短時間の間に水域における濃度や位置を変えるため、モニタリングプログラムの計画を改めて構築しなくてはならない。モニタリングの頻度は、藍藻類および藍藻毒による危険性に関する警告レベルが許容値を超えたときは高く、警告レベルが減少した時は低くすることができる。生態系および藍藻類の群集の特性について知識が蓄積するにつれて、モニタリングの頻度をそれぞれの場所の要求を満たすように最適化することができる。モニタリング計画では下記に示す頻度が示唆されている。

- ・目視による調査は1週間おき、もしくは2週間おきからはじめ、藍藻類が増殖を始めたらより間隔を狭めて行う。

- ・栄養塩類の観点からの藍藻類の増加の潜在能力の評価は、多くの場所においてより頻度を低くして行うことができる。これは栄養塩類のレベルとその変化速度に依存する。たとえば全リン濃度が季節的な変化をほとんど示さない場合、全リン濃度が藍藻類の増殖を制限する濃度をはるかに超えている場合である。反対に全リン濃度が藍藻類の増殖量を制限する臨界の濃度付近を変動する場合(0.03~0.05mg l⁻¹)、1ヶ月おきもしくは2週間おきの測定が必要である。

- ・モニタリングの目的が飲料水の基準やレクリエーションとしての利用の基準を満たしているかどうかを確認する場合、毒素のレベルが基準値のボーダーライン付近もしくは基準値を超過している場合、採取と分析は1週間に数回必要である。

- ・毒素の分析は藍藻類の細胞数の計測よりも頻度は低くてよいが、他の種が出現したり、ブルームの分解が起こるといった水域に変化が起こったとき、特に必要となる。

理想としては、スカムを形成する種については藍藻類の量と毒素のリアルタイムの情報が望ましい。いくつかのアプローチがこの要望を満たすために開発されてきている。最も簡単な手法は顕微鏡を用いた方法であり実験室が水域に近く、繰り返しサンプリングが可能な場合に行うことができる。色素の濃度を