

藍藻として *Anabaena flos-aquae*、*Oscillatoria*、*Aphanizomenon*、*Cylindrospermum* が知られている。*homoanatoxin-a* は *Oscillatoria formosum* から単離された。現在までのところ *anatoxin-a(S)* は *Anabaena* のみから検出されている。*saxitoxin* を産生する藍藻として *Aphanizomenon flos-aquae* のみが知られていたが、最近になって Australia では *Anabaena circinalis* の産生する *saxitoxin* が河川や貯水池で普遍的に存在することが明らかになった。

3.2.3 藍藻種及び藍藻株の毒素組成の特徴

microcystin: 多くの藍藻株が数種の *microcystin* を同時に産生することが知られているが、それぞれの株が産生する主要な *microcystin* は 1-2 種類である。*Anabaena*、*Microcystis* 及び *Planktothrix (Oscillatoria)* など多くの藍藻種が *microcystin* を普遍的に産生するが、特定の藍藻種に典型的な *microcystin* の変種が存在する。*Planktothrix (Oscillatoria)* 及び数種の *Anabaena* 株は D-Asp³-RR や Dha⁷-RR のような *demethylmicrocystin* のみを産生する。日本で得られた *Microcystis* 株には主に *microcystin-LR*、*-RR* および *LR* が存在している。

South Africa では *microcystin* の L-アミノ酸に広範な組み合わせがみられる、あるいは Finland の株では *demethylmicrocystin (RR* 及び *LR)* が頻繁にみられるなど、地理的な要因によると考えられる特徴がみられる場合もある。

nodularin: *nodularin* は *Nodularia spumigena* が存在する水中で検出される。環境試料中の *nodularin* 変種の存在はあまり重要ではない。Baltic Sea で数年にわたって採集された試料では *nodularin* が主要な毒素であり、そこから単離された肝毒性をもつ *Nodularia* 90 株についても同様に *nodularin* が主要な毒素であった。

saxitoxin: 藍藻中に存在する *saxitoxin* の組成に関しては非常に大きな差異がある。*Anabaena circinalis* の培養株を用いて行われた Australia の研究では、それぞれの *saxitoxin* の相対的な組成は極めて類似しており、いずれも C-toxin が主要な毒素であった。North America の *Aphanizomenon flos-aquae* や Brazil の *Cylindrospermopsis raciborskii* では大部分が *neosaxitoxin* であった。USA の *Lyngbya wollei* では *decarbamoyl saxitoxin*、*decarbamoylgonyautoxin-2* 及び 3、6 種類の新規の *saxitoxin* が見出されている。

3.2.4 表流水中の藍藻毒素濃度

出版物として報告されている水の華試料中の藍藻毒素の最高濃度は、

<i>microcystin</i> :	7300	µg g ⁻¹ dry weight (China 及び Portugal)
<i>nodularin</i> :	18000	µg g ⁻¹ dry weight (Baltic Sea)
<i>cylindrospermopsin</i> :	5500	µg g ⁻¹ dry weight (Australia)
<i>anatoxin-a</i> :	4400	µg g ⁻¹ dry weight (Finland)
<i>saxitoxins</i> :	3400	µg g ⁻¹ dry weight (Australia)
<i>anatoxin-a(S)</i> :	3300	µg g ⁻¹ dry weight (USA)

である。浄水処理及び公衆衛生の目的では liter あたりの毒性物質質量の方が単位として適切な場合がしばしばある。この単位 (µg l⁻¹) は通常、溶解している毒素ばかりではなく採集した一定量の試料水中の細胞内に存在するものも合わせた毒素濃度として表記され、*microcystin* では 25000 µg l⁻¹ まで、*anatoxin-a(S)* では 3300 µg l⁻¹ までの非常に高い毒素濃度が報告されている。しかし、これらの非常に高い値は藍藻のスカムから得られたものである可能性があることに注意する必要がある。

3.2.5 水の華中の毒素濃度の季節変動

藍藻による水の華が発生する時期及び期間は主にその地域の気候に依存する。温帯では水の華の発生は夏の終わりから秋の始めにかけて最も顕著であり、2-4 ヶ月間続くことがある。地中海性あるいは

は亜熱帯性気候の地域では水の華の発生は温帯の場合よりも早い時期に始まり、しかも長期間にわたって継続する。藍藻種の組成及び毒素濃度の季節的な変動に関する定量的な報告は少ない。水の華の毒性の地域的な変動は細胞内の毒素濃度の違いによるものではなく、主にそれぞれの湖沼で有毒な *Microcystis aeruginosa* が占める割合に依存することが明らかにされている。どの藍藻が優占種となるかは天候のみではなく湖沼の地質化学的な条件にも依存する。microcystin の日内変動に関しては、日中の方が夜間よりも毒素濃度が高いという報告がある。その一方で、貯水池の水深の異なる場所で 24 時間にわたって藍藻を培養した実験では microcystin 濃度の変動はみられなかったという報告もある。

3.3 産生及び制御

3.3.1 化学的及び物理的因子による制御

温度、照度、栄養塩類、塩分濃度、pH 及び微量元素等の環境要因が藍藻の増殖や毒素産生に及ぼす影響について研究が行われている。培養藍藻中の microcystin 量は対数増殖期に増加し、対数増殖期後期に最高となる。Anatoxin-a の場合も対数増殖期に最高濃度で検出されている。藍藻内の毒素量は光照射及び温度条件に依存して 2-3 倍変動することが知られている。リン濃度が高い場合の方が藍藻による肝毒素の産生は 2-4 倍高くなるが、anatoxin-a 産生量にはリン濃度の影響はない。野外の研究でも、総リン濃度と細胞内 microcystin-LR 濃度の間で正の相関を示す結果が得られている。*Microcystis* や *Oscillatoria* のような窒素固定を行わない種では窒素濃度の高い培養条件下で毒素の産生量も高くなる。ただし、藍藻の乾燥重量ではなく細胞蛋白質あたりの毒素量として表した場合には窒素及びリン濃度を制限しても毒素量に変化はないとする報告もある。

3.3.2 生合成

Aphanizomenon flos-aquae による saxitoxin 類似体の生合成に関する研究で、neosaxitoxin の生合成経路として、酢酸あるいは酒酸誘導体のアミノ基への縮合による arginine あるいは arginine と等価な化合物の α -炭素生成、それに続く carboxyl 炭素の脱離及び隣接した carbonyl 炭素上での imidazole 環の形成、という一連の反応が示されている。

anatoxin-a は高等植物で見られる tropane クラスのアルカロイドと化学構造的に関連している。anatoxin-a は ornithine/arginine から putrescine, pyrroline を経て生合成されると考えられている。anatoxin-a の炭素骨格は酒酸及び glutamate に由来する。一般的な tropane アルカロイドの生合成とは異なり、glutamic acid の C1 炭素は脱炭酸することなく anatoxin-a 生合成の過程で保持される。anatoxin-a(S) の炭素は全てアミノ酸に由来し、中間体として (2S,4S)-4-hydroxyarginine を経て生合成される。cylindrospermopsin はその構造から polyketide に由来すると考えられている。

nodularin の Adda 残基の C1-C8 は酒酸に、残りの炭素はおそらく phenylalanine に由来する。C2、C4、C6、C8 の methyl 基及び O-methyl 基は methionine 由来である。D-Glu 及び L-Arg の C4-C5 は酒酸に、C1-C2 は glutamate に由来する。methyldehydrobutyrine はおそらく threonine から生合成され、その methyl 基は methionine から取り込まれる。b-methylaspartic acid は pyruvic acid (C3-C4) と acetyl-CoA (C1-C2) の縮合によって生合成されることが知られている。このような nodularin の炭素骨格に関する研究は microcystin-LR の生合成に関する報告とも概ね一致する。microcystin の L-Leu 及び D-Ala は酒酸に由来する。microcystin の dehydroamino acid は threonine ではなく serine から生合成されると考えられている。nodularin の前駆体として直鎖状の nodularin が見出されている。

3.3.3 遺伝的因子

藍藻毒素の産生に関わる遺伝子及び酵素はその大部分が不明である。*Microcystis aeruginosa* による

毒素産生に plasmid が関与しているという報告があるが、最近の研究ではこれと相反する結果も得られている。anatoxin-a 産生能が突然消失した *Anabaena* NCR 44-1 株では plasmid の長さが減少しているという報告もあるが、これに関する追試は行われていない。

肝毒素の産生には酵素複合体及びペプチド合成酵素遺伝子が関与している。微生物や下等真核生物では、multi-domain ペプチド合成酵素が D-アミノ酸をもつ環状あるいは直鎖状ペプチドをいわゆる thiotemplate 機構によって ribosome 外で合成する例が知られている。*Microcystis aeruginosa* 及び *Anabaena* でもこのペプチド合成酵素遺伝子が見出されており、その塩基配列が部分的に決定されている。また、遺伝子ノックアウトによる実験で、microcystin 産生にペプチド合成遺伝子が関与することが明らかにされている。

3.4 環境内動態

3.4.1 細胞と環境水との間の分配

藍藻毒素の大部分は細胞老化や細胞死にともなって環境水中に放出されると考えられる。対数増殖期の藍藻では、細胞外に存在する毒素 (microcystin/nodularin 及び saxitoxin) の割合は概ね 10-20% 未満である。anatoxin-a の場合は増殖期においても、特に低照度の培養条件下で毒素が細胞外に漏出する可能性がある。野外においても、水の華の明らかな崩壊が起きている場合以外は、今までに報告されている溶解性毒素の濃度は $0.1-10 \mu\text{g l}^{-1}$ であり、細胞に結合した毒素の濃度はこれよりも数桁高い。細胞外への毒素の放出は化学的な処理、特に殺藻剤の使用によって促進される。

3.4.2 化学的な分解

microcystin: microcystin は中性の pH 付近では化学的な加水分解あるいは酸化に対して極めて安定である。microcystin は太陽光の下で徐々に光化学分解および異性化されるが、この反応は色素 (おそらくフィコビルン蛋白質) やフミン質の存在によって促進される。

anatoxin: anatoxin-a の光化学分解の半減期は 1-2 時間である。また、通常の昼夜の光照射条件下、pH 8 あるいは pH 10 の溶液中では anatoxin-a ($10 \mu\text{g l}^{-1}$) の半減期は約 14 日である。anatoxin-a(S) は塩基性溶液中では速やかに分解するが、中性及び酸性条件下では比較的安定である。

saxitoxin: C-toxin から *N*-sulphocarbamoyl 基が脱離して 10-100 倍毒性が強い decarbamoyl gonyautoxin を生じ、さらに徐々に分解して無毒の化合物を生成する。したがって C-toxin と gonyautoxin が混合物として水中に存在する場合、実際には 3 週間までの期間は毒性が増加し、その後の 2-3 ヶ月間で減少することになる。

cyliospermopsin: 細胞色素が共存する場合、太陽光の下で cyliospermopsin は 2-3 日以内に 90% 以上が分解する。cyliospermopsin 単独の場合には太陽光に対して比較的安定である。

3.4.3 底質及び土壌での除去

河川及び貯水池の濁質に保持される microcystin は通常 20% 以下である。研究室内の実験で、水溶液中の anatoxin-a 及び microcystin の一部は湖沼の底質に吸着するという報告もある。科学的に解明されているわけではないが、動物プランクトンに捕食された藍藻が沈殿することによって毒素が底質中に蓄積、残留する可能性もある。

3.4.4 生分解

microcystin: 化学的な安定性及び真核生物あるいは微生物由来の peptidase に対する抵抗性にもかかわらず、microcystin は下水排水、湖沼水、湖沼の底質及び河川水中の微生物によって分解される。2 日間ないしは 3 週間の誘導期の後に microcystin の生分解が始まると 2-10 日以内に 90% 以上が分解さ

れる。ある種の *Sphingomonas* では中間体として microcystin-LR 自体よりも 200 倍以上毒性の弱い直鎖状 microcystin-LR を生じる。日本の湖沼から単離された *Pseudomonas aeruginosa* では Adda 残基への攻撃を経て microcystin の生分解が進行する。*Sphingomonas* sp. および *Proteobacteria* の beta-サブグループに属する 2 種類の菌株が microcystin の生分解を触媒することも知られている。

その他の藍藻毒素: anatoxin, saxitoxin 及び cylindrospermopsin の生分解に関する研究は非常に少ない。湖沼の底質及び自然界由来の微生物の存在下、研究室での実験で得られた anatoxin-a の生分解半減期は約 5 日である。表流水を用いた実験では微生物による saxitoxin の生分解は観察されていない。

3.4.5 生物濃縮

microcystin は魚類、ムラサキイガイ、動物プランクトンを含む一般的な水生脊椎動物及び無脊椎動物によって生物濃縮される。ムラサキイガイでは胆臓、脊椎動物では肝臓で最も高い濃度の microcystin が検出される。生物濃縮された microcystin が人間に及ぼすリスクは摂取量及び魚介類が捕獲された水域における水の華の発生状況に依存する。

赤潮の渦鞭藻類が産生した saxitoxin は海洋脊椎動物及び無脊椎動物に生物濃縮される傾向がある。同様に 1 ml あたり 100000 個の細胞密度の淡水藍藻類 *Anabaena circinalis* 有毒株に 7 日間曝露した淡水ムラサキイガイで国際的なガイドライン値を越える濃度の saxitoxin が生物濃縮される可能性がある。

3.4.6 細胞内での残留性及び安定性

培養実験で、藍藻の生細胞中に存在する microcystin 及び nodularin の分解は非常に遅いことが明らかにされている。同様に、湖岸で乾燥した *Microcystis aeruginosa* のスカム中には数ヶ月にわたって高濃度の microcystin が含まれていることがある。このような毒素が再び環境水中に放出され、溶解性 microcystin の濃度が局所的に高くなる可能性がある。

3.5 水生生物に対する影響

3.5.1 水生微生物に対する影響

Microcystis aeruginosa 抽出物あるいは純粋な microcystin-LR は *Bacillus subtilis*, *Staphylococcus aureus*, *Escherichia coli* 及び *Pseudomonas hydrophila* に対して殺菌作用を示さないという報告もあるが、水生微生物に対する藍藻毒素の影響は完全に解明されているわけではなく、科学論文にも数多くの相反する記述が存在する。

3.5.2 植物プランクトンに対する影響

有毒藍藻 (あるいは無毒の藍藻でさえも) が植物プランクトンに及ぼす影響は植物プランクトンの種によって大きな変動がある。肝毒素に対する 4 種の植物プランクトンの感受性を調べた結果では 2 桁近い差異がみられ、毒性が認められたのは実際の水環境ではほとんどあり得ない非常に高い濃度の場合のみであった (48 時間の LC_{50} は $450-214000 \mu\text{g l}^{-1}$)。有毒 *Anabaena flos-aquae* や有毒 *Lyngbya* sp. に対する *Asplanchna girodi* の毒性の差異にみられるような遺伝型に依存した感受性の違いもある。また、単離した *Daphnia pulex* に対する *Microcystis aeruginosa* の毒性はクローンによって 3 桁以上も異なることが明らかにされている。このような有毒藍藻に対する感受性の差異が水環境における淘汰圧となる可能性も指摘されている。

3.5.3 魚類に対する影響

魚類に藍藻毒素を腹腔内投与あるいは強制経口投与すると、実験動物の場合と同様の症状を示す。藍藻による水の華に起因すると考えられる魚類の死亡例では、鰓、消化管及び肝臓の障害が観察されている。また、マス及びコイに関する研究では、肝臓、心臓、腎臓、鰓、鱗及び卵巣の障害が報告さ

れている。

第4章 ヒトに対する健康影響

神野透人、香川聡子 (国立医薬品食品衛生研究所)

4.1 ヒト及び動物における中毒

4.1.1 ヒトへの短期的な影響 (急性毒性)

最も多くの死者を記録したブラジルの事例では、新たに建設されたダムで莫大な量の藍藻による水の華が発生し88人(大部分が子供)が死亡した。藍藻毒素に対するリスクは大人に比べて子供で高く、藍藻毒素に感受性の臓器(肝臓、腎臓)に障害がある場合にも高くなる。腎臓透析患者では、透析に使用される水が microcystin で汚染されている場合、特に致命的である。

4.1.2 ヒトにおける長期的影響

中国南東部の表流水は藍藻が豊富で、その地域では肝臓がんの発生率が高く、湖沼水飲用者においては飲料水中の microcystin が高発がん率の原因であるとの指摘がある。

4.1.3. レクリエーション的な暴露による障害

水浴でわずかに藍藻に接触しただけでも皮膚炎症や胃腸障害を引き起こすことがある。

4.1.4 動物における毒性

動物において藍藻毒素による中毒例が数多く報告されている(表4.1)。主要標的組織は肝臓であるが、急性神経毒性により呼吸障害を引き起こすことも報告されている。

表4.1 動物における藍藻毒素の中毒例

国	動物種	病理	藍藻の種類
アルゼンチン	ウシ	肝毒性	<i>Microcystis aeruginosa</i>
オーストラリア	ヒツジ	肝毒性	<i>Microcystis aeruginosa</i>
オーストラリア	ヒツジ	神経毒性, PSPs	<i>Anabaena circinalis</i>
カナダ	ウシ	神経毒性, anatoxin-a	<i>Anabaena flos-aquae</i>
カナダ	水鳥	神経毒性, anatoxin-a	<i>Anabaena flos-aquae</i>
フィンランド	イヌ	肝毒性, nodularin	<i>Nodularia spumigena</i>
フィンランド	水鳥、魚 マスカラット	肝毒性, 鰓障害	<i>Planktothrix agardhii</i>
ノルウェー	ウシ	肝毒性, microcystin	<i>Microcystis aeruginosa</i>
イギリス	イヌ	肝毒性, microcystin	<i>Microcystis aeruginosa</i>
スコットランド	イヌ	神経毒性, anatoxin-a	<i>Oscillatoria spp.</i>
スコットランド	マス	鰓障害, microcystin	<i>Microcystis aeruginosa</i>
アメリカ合衆国	イヌ	神経毒性, anatoxin-a(S)	<i>Anabaena flos-aquae</i>

4.2 毒性学的研究

食物又は飲料水の安全性評価の指標として用いられている許容1日摂取量 TDI (Tolerable Daily Intake) は、NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) または LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) を不確定定数で除して算出される。

4.2.1 microcystins

体内動態

マウス及びラットに致死量以下のmicrocystinを静脈内または腹腔内投与するとその約70%は速やかに肝臓に移行する。解毒代謝物は尿、糞及び肝臓可溶性画分中に見いだされ、3種類の代謝物(グルタチオン抱合体、システイン抱合体、及び酸化されたAdda dieneとの抱合体)が確認されている。経口摂取後回腸から肝細胞及び小腸上皮細胞に存在する胆汁酸型輸送系(非特異的有機酸輸送系)を介して血中へ移行する。肝臓の細胞質中では40 kDaのタンパク質(protein phosphatase 2A及びおそらくprotein phosphatase 1)と共有結合して存在している。microcystin-LR以外の幾つかのmicrocystin類はより疎水性が高く、拡散を含む他の機構により細胞膜を通過する可能性がある。

急性・亜急性毒性

microcystin-LRをマウスに腹腔内投与した場合のLD₅₀値は25-150 µg/kg 体重であり、強制的に経口投与した場合は5 mg/kg 体重または10.9 mg/kg 体重で、ラットではそれに比べて高い。microcystinは主に肝臓毒性を示し、腎臓、肺及び消化管にも影響を及ぼす。

反復経口投与

[精製microcystin-LR] 精製microcystinをマウスに13週間摂取させた実験で求められたNOAELは40 µg/kg 体重/dayであった。

[藍藻抽出物] *Microcystis aeruginosa* 抽出物を飲水からブタに44日間摂取させた実験でLOAELは280 µg/kg 体重/dayであった。

発育に対する影響

microcystin-LRを妊娠マウスに投与して胚及び胎児の発育に対する影響を調べた実験でNOAELは600 µg/kg 体重/dayであった。

発がん性

[microcystin 単独投与] マウスにmicrocystin-LR (20 µg/kg 体重/day)を28週にわたって100回腹腔内投与した結果、肝臓中で腫瘍性結節が形成された。経口投与の場合は、microcystin-LR (80 µg/kg 体重/day)を28週にわたって100回投与しても肝障害及び結節形成は認められなかった。

[発がんイニシエーターとの相互作用]

in vivo 動物実験

マウスを用いた皮膚2段階発がん実験で、飲水から摂取した*Microcystis*抽出物が発がんプロモーターとして作用する可能性が示されている。また、ラットを用いた短期間2段階発がん実験(発がんイニシエーター処理+部分肝切除)において、microcystin-LRが肝発がんプロモーター活性を有する可能性が示されている。

遺伝毒性

*Microcystis*から精製した毒素はAmes test (strains TA98, TA100, TA102)による変異原性試験においてS9の有無に関わらず陰性である。藍藻から精製した毒素が濃度依存的に染色体分断の増加を引き起こしたことから染色体異常を誘発する可能性が示されている。

作用機序

microcystin-LRは真核生物のprotein serine/threonine phosphatase 1及び2Aを*in vitro*及び*in vivo*で強力に阻害するが、ヒトにおいてmicrocystinを低濃度で長期間曝露した場合のprotein phosphataseの阻害については知られていない。

TDIの設定

藍藻毒素の発がん性を標準的評価法 (IARC, 1995) に準じて判定した結果、現時点では microcystin の発がん性を証明するにはヒトに関する知見及び動物実験ともに不十分であるとの結論が下されている。このような状況下で TDI を設定するには、WHO 飲料水水質ガイドライン (1998) の追補に記載されているように、LOAEL または NOAEL を不確実係数で除した値を用いる傾向にある。精製 microcystin-LR については NOAEL を不確実定数で除した TDI として $0.04\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/day が算定され、暫定的ガイドライン値として用いられている。

4.2.2 nodularin

動物実験結果

nodularin による毒性及び肝臓病理は microcystin によって引き起こされる障害 (肝細胞壊死及び出血性素因) に類似している。nodularin は microcystin-LR と同様の強さで protein phosphatases 1 及び 2A を阻害する。ラットを用いた 2 段階肝発がん実験において、nodularin ($10\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重) を腹腔内反復投与することによって microcystin-LR に比べてより効果的に胎盤型グルタチオン S トランスフェラーゼ陽性巣が形成されること、nodularin 単独投与によっても陽性巣が発生することが示されている。

TDI の設定

nodularin の TDI は設定されていないが、ヒトの健康におけるリスク評価において nodularin の毒性は microcystin と同程度と考えられている。

4.2.3 anatoxin-a

Anabaena flos-aquae 由来の強力な神経毒素 anatoxin-a はしばしば動物及び野禽中毒を引き起こす。

実験的研究

anatoxin-a は神経系ニコチン様アセチルコリン受容体に結合するニコチン性 (コリン作動性) 作動物質である。anatoxin-a によるシナプス接合前部ニコチン性アセチルコリン受容体の活性化は Na^+ イオンの細胞内への流入を引き起こし、膜電位依存性の Ca^{2+} 及び Na^+ チャンネルを開くために十分な部分的脱分極を形成する。この脱分極の結果として、さらなる電気的な伝達が阻害され十分高い濃度では麻痺、窒息そして死に至る。anatoxin-a はニコチンと同様にラット海馬シナプトゾーム線条体の神経終末からのドパミンの遊離においてノルアドレナリンに比べて強力な作用を示す。ラットを用いた *in vivo* 実験において anatoxin-a は神経終末からのカテコールアミンの遊離を介して交感神経系を刺激することが示されている。

急性毒性

マウスにおいて anatoxin-a 腹腔内投与による最小致死量は $250\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重で、 LD_{50} は $375\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重である。静脈内投与による LD_{50} は $100\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重以下である。経口投与時の LD_{50} は $5000\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重以上であり、鼻腔内投与による LD_{50} は $2000\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重である。

亜急性毒性

ラットまたはマウスにおいて anatoxin-a による顕著な亜急性毒性は認められておらず、anatoxin-a hydrochloride の NOAEL $120\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ (anatoxin-a として $100\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$) は、TDI の算定に適用するには不適切であると判断されている。

生殖毒性

妊娠ハムスターに anatoxin-a を投与することによって胎児の発育不全、胎児奇形 (水頭症) が観察されている。

4.2.4 homoanatoxin-a

homoanatoxin-a は強力な神経筋遮断物質でマウスに腹腔内投与した場合の LD_{50} は $250\mu\text{g}/\text{kg}$ であ

る。致死量では激しい痙攣、麻痺を引き起こし、7-12 分後に呼吸停止によって死に至る。最近の研究では homoanatoxin-a はコリン作動性神経終末における Ca^{2+} イオンの細胞内への流入を促進することが示されている。

4.2.5 anatoxin-a(S)

anatoxin-a(S)は藍藻 *Anabaena flos-aquae* 及び *A. lemmermannii* によって産生される有機リンエステルである。この毒素は有機リン系殺虫剤と同様にアセチルコリンエステラーゼ活性を阻害する。マウスに腹腔内投与した場合の LD_{50} は 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ で、致死に先だって呼吸困難、痙攣を引き起こす。経口毒性実験に関する報告はない。

4.2.6 saxitoxins

ヒトへの影響

saxitoxin 及びその類似物質はオーストラリアの淡水に存在する *Anabaena circinalis* 及びアメリカ合衆国に存在する *Aphanizomenon flos-aquae* によって産生される。saxitoxin 類はヒトでの麻痺性貝毒 (PSP) の原因とされている。PSP では軽い場合は口唇の刺痛及びしびれを引き起こし、重篤な場合は呼吸障害によって死亡する。最近のグアテマラの疫学調査では saxitoxin による死亡率は大人 (5%) に比べて子供 (50%) では高い。

実験的研究

saxitoxin の殆どすべての全身作用は神経軸索膜への薬理的な影響によって説明されることが出来る。これは興奮生神経膜の Na^{+} イオンチャンネルの広範な阻害に関与しており、(一部あるいは完全に用量依存的に)末梢神経及び骨格筋における活動電位の発生に影響する。その結果、哺乳動物では痙攣及び呼吸障害を引き起こされる。心臓への直接的な影響は通常は最小限にとどまる。PSP 毒素の吸収、分布、代謝及び排泄に関する情報は無い。

急性毒性

マウスに PSP 毒素抽出物を経口投与した場合は腹腔内あるいは静脈内投与に比べて毒性が低い。さらにその毒性発現の程度には動物種差及び週齢差がある。また、あらかじめ致死量以下の PSP 毒素で曝露された場合には、PSP 毒素による致死率は低下する。

4.2.7 cylindrospermopsin

cylindrospermopsin は熱帯北部オーストラリアの貯水池の *Cylindrospermopsis raciborskii* から最初に単離された。マウスに cylindrospermopsin を腹腔内投与した場合の LD_{50} は 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重 (24 時間後)及び 180 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重 (7 日後)である。*in vitro* の実験で精製 cylindrospermopsin はグルタチオン及びタンパク質全般の合成を阻害した。

4.2.8 海洋性藍藻によって産生される他の藍藻毒素

藍藻 *Lyngbya majuscula* は急性接触性皮膚炎を起こす。*Lyngbya* の炎症活性は aplysiatoxins 及び debromoaplysiatoxin による。これらの毒素は強力なプロテインキナーゼ C 活性化物質であり動物皮膚発がんプロモーターである。

4.2.9 藍藻のリポ多糖類

グラム陰性細菌の細胞壁成分であるリポ多糖は発熱物質であり毒性が高い。藍藻のリポ多糖は *Salmonella* のような他の細菌のリポ多糖に比べて毒性が低い。

第5章 安全基準と安全管理

豊橋技術科学大学 建設工学系 西村和之

この章の目的は、安全基準と人体暴露を最小にするための適当な実現手段を描写することである。シアノトキシンの主要な暴露経路は、飲料水やレクリエーション等を通じた経口や経皮暴露である。従って、シアノトキシンの健康リスクの低減は、有毒なシアノバクテリアの増殖抑制か、上水処理や水泳規制により人体暴露を減少させることで成し遂げられる。また、限定された情報は、業務中のマイクロシスチンの吸入や透析治療が重要な暴露経路であることを示唆している。

5.1 許容可能な暴露

5.1.1 許容可能一日摂取量

4章に示されるように、一日許容可能摂取量(TDI)は、一生涯に毎日消費しても無視し得る健康影響リスクと成るような有害物質の総量を表している。TDIのような低レベル暴露の条件下ではないが、シアノトキシンは、同時に暴露される物質との相乗作用を誘発することが観察されている。シアノトキシンに関する動物や人体毒性データは、物質の大半に付いて不十分であり、利用可能なデータは、マイクロシスチン-LRの暫定的TDIの算出に利用されたものだけである。TDIがマイクロシスチン-LRについてだけ算出されていることは、-LR以外のマイクロシスチンに毒性がない事や他のシアノトキシンが、より低い毒性を持つことを意味するわけではなく、単に毒性学的データの欠落を反映しているにすぎない。

5.1.2 世界保健機構 (WHO) の飲料水水質に関するガイドライン値

WHOの飲料水水質のためのガイドラインは、 $1.0\mu\text{g/L}$ という暫定的な値をマイクロシスチン-LRに対して定めている。また、サキシトキシン(STX)について、 $80\mu\text{gSTX}$ のガイドライン値を貝100g当たりに対して定めている。マイクロシスチン-LRのガイドライン値は、成人体重(bw)を60kg、成人が一日に摂取する飲水量を2L/day、暫定的なTDIを $0.04\mu\text{g/kgbw/day}$ 、飲料水に割り当てられたTDIの割合を0.8と仮定して標準手法により算出されている。シアノバクテリアの存在が認められた場合、このガイドライン値は、全細胞集塊と細胞外マイクロシスチンの両方に対して適応されなければならない。

5.1.3 マイクロシスチン-LR以外のマイクロシスチンの評価

マイクロシスチンの類似物質は60以上あり、マイクロシスチン-LRは最も主要に存在するものではない。個々のマイクロシスチンを定量する手法は、高速液体クロマトグラフィー(HPLC)であり、マイクロシスチン-LR濃度換算(CE)として総マイクロシスチン量の見積もりに使用できる。しかしながら、未知試料の毒性評価に対しては、CE評価は適切ではなく、十分な情報が得られていないがプロテインフォスファターゼ阻害分析による毒性換算(TE)としての見積もりの方がより適切であろう。

5.1.4 レクリエーションにおける暴露

レクリエーションにおけるシアノトキシンの暴露は、経皮、経口や経気の3つの潜在的ルートで示される。遊泳中の誤飲や吸入による急性の症例は、マイクロキスティスの水の華との関連で報告されているが、低い細胞濃度でも発生しており、他のシアノバクテリアや未知毒素の関与も指摘される。また、誤飲、吸入や皮膚との接触による暴露の存在は、水上スキー等の水上スポーツにおける危険

性の存在を示している。さらに、浅瀬で遊ぶ子供や水遊びをする人は、亜急性の肝臓障害のリスクが高まることを知られるべきである。

5.2 安全管理

シアノトキシンの暴露に対する管理は、水の華が形成されるような危機管理ポイントの確認とそこにおける測定や適切な浄水処理の開発により行われる。

5.2.1 飲料水

シアノトキシンの飲料水を守ることは、シアノバクテリア細胞を破壊することなく除去することと同時にシアノトキシンを含まない水源を利用することである。一方、シアノトキシンが原因となる飲用水による健康被害の大部分は、シアノバクテリアの水の華に対する硫酸銅の使用など、不適切な処理が原因であることから、シアノトキシンによる危険からの回避は、高度処理を利用しなくても、細胞の除去や水源管理により実行可能である。

5.2.2 レクリエーション水域

水域におけるレクリエーションは、シアノトキシンの主要な暴露経路になる傾向がある。水域保護についての方策は飲料水の場合と同様であり、シアノバクテリアの増殖が認められた場合の管理手法は限られた物になる。水域の利用制限や適切な監視は困難な場合があり、利用者に対して適切な情報を公開することが重要になる。レクリエーション水域におけるシアノバクテリアの増殖は一般によく認識されており、水の華と不快な臭いや外観との関連付けが行われている。レクリエーション水域のシアノバクテリアによる健康影響は、未知のシアノバクテリア物質によるものか高濃度に濃縮されたシアノトキシンによるものか区別されなければならず、単一のガイドラインの適応は適切ではない。

(1) 比較的低い健康影響

シアノバクテリア毒素による健康影響に対する疫学的研究から、20,000/1ml のシアノバクテリア細胞（クロロフィルaとして10 μ g/L）と言うガイドラインレベルが設定される。この細胞濃度において、通常2~4 μ g/L、有毒シアノバクテリアが優先する場合には10 μ g/Lのマイクロシスチン濃度になると考えられる。この値は、WHOの暫定的飲料水ガイドライン値である1 μ g/Lと同程度となること判断されることから、このマイクロシスチン濃度では健康に影響を及ぼすことはない。

(2) 中位の健康影響

シアノバクテリア細胞が高濃度に濃縮されたとき、健康影響に対するリスクは増加し、飲料水の暫定的ガイドライン値の算定に使用されたデータが適応されることになる。例えば、一度に誤飲される水量を100-200mlとした場合、100,000/1mlのシアノバクテリア細胞を含む水のマイクロシスチン-LR濃度は、WHOの暫定的ガイドライン値の20倍程度となり100mlの水を消費する成人のTDIと同等になる。この値は、15kgの子供の飲料水量を250mlとした場合のTDIの10倍である。また、B型肝炎患者等に対するリスクは高まることから、シアノバクテリア制御対策の実行が促されるであろう。一方、*Planktothrix agardhii*は、スカムを形成しない状態で200~400 μ g/Lの毒素濃度を示すことがあり、スカム形成だけでなく細胞濃度にも注意が払われるべきである。このようなスカム形成や細胞濃度の増加は、1週間か2週間に一度と言う通常の監視頻度より早く起こる場合があり、クロロフィルaの毎日の観測とその値の公開は、暴露を防ぐ主要な方法となる。

(3) 高い健康影響

動物のシアノバクテリア・スカム飲用による死亡報告は多数あるが、人の経口摂取が主に遊泳中

の少量の誤飲によることから、明確な健康影響は認められていない。しかしながら、スカムは細胞を1000倍から100万倍に濃縮しており、実例が無いとは言え子供等に対して致命的な暴露を引き起こす可能性がある。このように、シアノバクテリア・スカムの存在は、子供や毎日水浴びをする大人に対する健康リスクの増大を表す指標となる。スカムの制御は、健康リスク低減の直接的な方法であり、風により吹き寄せられスカムが生じやすい岸が管理地点となる。一方、水着内に入り込んだ *Lyngbya* は、細胞破壊で皮膚炎と関連づけられる毒物を放出するが、その反応性がマイクロシスチンの毒性よりも高いために、細胞密度と健康影響との関係をあいまいにしている。このことから、スカムが吹き寄せられる岸を管理地点とする方法は、全ての状況をカバーするわけではないと言える。

5.3 他の暴露ルート

5.3.1 腎臓透析

透析に使用される水がシアノトキシンを含むとき、特に使用水量が多いことから透析患者は高いリスクを持つことになる。処理設備によるが、通常の浄水処理によりシアノバクテリア細胞は効果的に除去されるがシアノトキシンの除去は不十分な場合があり、病院等ではそれらを除去するための追加的処理の導入が考慮されなければならない。病院が独自で除去施設を持つ場合、水質管理と設備の維持管理は不可欠である。

5.3.2 灌漑用水

シアノバクテリアを含む水を灌漑用水として使用することは、いくつかの潜在的な暴露経路を持つことになる。例えば、農場従事者や通行人がシアノバクテリア・エアロゾルを吸引したり皮膚接触を起こすかも知れない。また、作物の可食部に付着して乾燥する場合にも注意を払うべきである。一方、根から吸収されたマイクロシスチン-LR は、光合成の抑制や葉の壊死を引き起こすことが指摘されている。

5.3.3 補助食品として販売されるシアノバクテリア

シアノバクテリア等の微細藻類は、食品産業で使用される顔料や化学薬品として生産されている。いかなるサキトキシンも補助食品として売り出されている *Aphanizomenon flosaquae* から検出されていないが、安全を確保するために適切な監視が必要である。

5.3.4 シアノバクテリアとコレラ菌

Anabaena variabilis 集塊の粘液質中に *Vibrio cholerae* が検出されており、*V.cholerae* の存在は毒素産生能に影響しないことが報告されている。*V.cholerae* とシアノバクテリアとの共生関係に関する情報は十分ではないが、共生による *V.cholerae* の生存がコレラ流行に重要な要素である可能性に注意すべきである。

5.4 味と匂い

シアノバクテリアは、毒素とともに異臭味物質を産生することで知られているが、毒素量と異臭味物質量との間に明確な相関は認められず、異臭味の存在は、シアノバクテリアに対する調査の必要性を警告するのみに過ぎないことが示された。

第6章 状況評価、立案及び管理

神奈川県衛生研究所 辻 清美

ラン藻は自然界で発生するものであるが、人との関わり合いが深い場所により頻繁に発生している(第2章)。また、ラン藻が産生する毒素は、人の健康に非常に悪影響を及ぼす可能性がある(第3章及び4章)。本章の内容は、こうしたラン藻によって引き起こされる人の健康に対する危険性の評価や、管理の手助けを目的として書かれている。本章が対象とする読者は、ある事例が実際に起こっている場合、あるいは障害が起こる疑いがある場合に迅速な対応や危機管理の問題に直面している人、すなわち、次に示す4つの領域に携わる人である。

- 全体の危機管理の枠組み
- 状況評価 (問題は存在するのか。存在した場合に見つけ出せるのか。水源に求められる他のことについて、発生した問題の深刻さをどのように解釈するのか。)
- 管理方法の選択 (どのような管理方法が選択可能なのか。それらの基本的な特徴は何か。)
- 管理方法の立案 (管理、不測時あるいは緊急時の応答、調査計画の組み立てかた)

本章は、「6.1 危機管理の枠組み」「6.2 状況評価」「6.3 管理行動、警報レベルの枠組み」「6.4 立案と応答」の4つの項目から構成されているが、ここでは、ラン藻の発生とそれに伴う警戒、警報レベルについて、具体的な事例を用いて書かれている「6.3 管理行動、警報レベルの枠組み」を中心に紹介する。

6.1 危機管理の枠組み

危機管理の一例として、「政策評価」「危険性の同定と解析」「暴露評価と危険性の解析」「政策の開発」「政策の施行」という5つの概念が環状に繋がり、それぞれの構成要素が次の要素にフィードバックされる案が提案されている。さらに、この輪の中心には「伝達と参画」という概念があり、環状の5つの概念と相互に繋がり、「危機管理」において最も重要な役割を果たすことが示されている。

6.2 状況評価

状況評価を行う際の重要な要素の一つは、活用可能な情報が適正であるかどうかを理解することである。多くの場合、ラン藻に関係した健康影響に関する疫学的な証拠は、それを評価するための基準が明確でないこと、観察される所見の原因である可能性が高いラン藻毒に関する知見が不足していること、また、適正な報告システム、調査プログラム、情報解析がないために使うことができない情報は、ほとんどの場合極めて限られている。

6.3 管理行動、警報レベルの枠組み

本項では、ラン藻(アオコ)の発生に対して取るべき管理行動が、「decision tree」というフローとして示されている。発生しているラン藻(あるいはクロロフィル a)量によって、「警戒レベル」「警報レベル1」「警報レベル2」という3段階に分類されている。

6.3.1 警戒レベル

警戒レベルの指標は、原水 1 ml あたりにラン藻のコロニーが 1 個あるいはフィラメントが 5 個検出された場合である。個体数が警戒レベルを超えるにつれて、異臭味が検出される可能性が高くなるが、異臭味が検出されなければ有毒ラン藻は発生していないということを示すものではない。例えば、Anabaena が出すジェオスミンの強い泥臭さを感じるのは、1 ml あたりの細胞数が 1000 個以下である。一方、Microcystis は細胞数が Anabaena の 100-1000 倍以上あっても、ジェオスミンの産生は少ないため、原水中に Microcystis が存在しても気がつかない可能性が高い。警戒レベルを超えた場合は、試料を採取する頻度を少なくとも 1 週間に 1 回に増やすことが望ましい。

6.3.2 警報レベル 1

警報レベル 1 (ラン藻の細胞数が 2000 個/ml か $0.2 \text{ mm}^3/\text{l}$ 、あるいはクロロフィル a が $1 \text{ } \mu\text{g/l}$ の場合) は、マイクロシスチン-LR に対する WHO のガイドライン (第 5 章) 及びラン藻細胞中から検出されたマイクロシスチンの最高濃度 (第 3 章) より導き出されている。言い換えれば、発生したラン藻がマイクロシスチンを産生する種で、その水域における原水中のマイクロシスチン濃度が WHO のガイドライン値を超えると予想される場合である。従って、警報レベル 1 では、原水中の有毒ラン藻量が減少するのか、あるいは、現在実行可能な浄水システムにより、毒素濃度を許容レベルにまで減少できるのかどうかを評価 (HPLC あるいは ELISA 法により、原水中の総マイクロシスチン濃度を測定することが望ましい。) する必要がある。

警報レベル 1 では、アオコの発生状況や浄水処理後の水が飲用適かどうかを、衛生当局と協議する必要がある。協議はできる限り早く開始し、飲料水中の毒素量の分析結果が判明するまで継続する。原水中の有毒ラン藻量が増加した場合、有効な浄水処理システムが完備されていなければ、人の健康に悪影響を及ぼす危険性が増える。従って、ラン藻の発生状況及び毒素量を継続的に調査することが重要である。調査は最低でも 1 週間に一度実施し、また、場所によってラン藻の発生状況及び毒素量が変化するので、調査を水源全体に広げて実施する。この時、メディア等を通じて公衆に情報を発信することが望ましい。また、関係する政府機関及び危険性が及ぶ人々 (腎透析患者) と係わっている機関とも連絡を密にする必要がある。

マイクロシスチン以外の毒素を産生するラン藻が発生した場合には、衛生当局は検出された毒素固有の障害や上水中の濃度、予想される暴露量に基づいた詳細なリスクアセスメントを行う必要がある。警報レベル 1 のラン藻量が継続して発生しているものの、ラン藻あるいは原水中に毒素あるいは毒性が検出されない場合には、その後の数週間あるいは数ヶ月間、有毒ラン藻が発生しないことを追跡調査する必要がある。

6.3.3 警報レベル 2

警報レベル 2 (ラン藻の細胞数が 100,000 個/ml か $10 \text{ mm}^3/\text{l}$ 、あるいはクロロフィル a が $50 \text{ } \mu\text{g/l}$ で、機器分析あるいはバイオアッセイで毒素の存在が確認された場合) では、多量の有毒ラン藻が定着し、それがスカム状 (警報レベル 1 の状態でもスカム形成が起こりうる) になる可能性がある。警報レベル 2 では、浄水処理を行わない水や、有効性の低い方法で処理された水によって、人の健康が深刻な影響を受ける可能性がある。従って、有効な水処理システム及びその継続的な評価が重要になってくる。ラン藻の生育を抑制するために、物理的に水を攪拌する方法が試みられている。殺藻剤によりラン藻細胞を破壊する方法も用いられているが、細胞から毒素が水中に大量に放出さ

れるという問題を引き起こす。ろ過システムを用いた場合、細胞内に存在する毒素を除去することはできるが、水に溶解したものは除去されずに通過してしまう可能性がある。

警報レベル2では、活性炭等を用いた高度処理が不可能な場合には、不測事態対応計画（後述）が必要となる。具体的には、他の水源への切り替えや不測事態用処理システムへの変換、あるいは、安全な飲料水をタンカーで運搬するか瓶詰めの水を供給するなどの方策が必要となる。メディアを通じた広報、さらには、リーフレットを直接戸別に配布するとともに、適正なアドバイスをする必要もある。ラン藻毒による健康影響について住民にアドバイスする場合、ラン藻毒に汚染された水であっても、洗浄、洗濯、トイレ用等には使用可能であることを説明することが重要である。ラン藻毒による危険性よりも、給水が停止することによる危険性（トイレ用、消火用水の不足）の方がはるかに大きいため、ラン藻毒による汚染が原因で、給水を停止するのは望ましくない。

アオコの発生量が減少し、再び通常の給水が行えるようになるまで監視を続ける必要がある。ラン藻細胞の破壊、急激な水流の変化などの対策を施すことにより、警報レベル2から1あるいはそれ以上に状況を回復することが可能である。適正な監視及び早期の警戒情報がない場合には、警報レベル1を通り越していきなり警戒レベル2になることもある。特に暑い気候条件下では、2日も経たないうちにアオコの発生規模が2倍になることもある。それゆえ、アオコの急速な増殖率を考慮に入れて監視を行うことが必要である。

6.3.4 全体の危機管理と行動一反応のしきい値

ラン藻の発生量によって、飲料水（警戒、警報レベル）及びレクリエーション用水（健康指導レベル）に対する管理行動基準値を分類した場合、次の通りとなる。

飲料水

警戒レベルーラン藻 200 個/ml、クロロフィル a 0.1 □g/l

警報レベル1ーラン藻 2000 個/ml、クロロフィル a 1.0 □g/l

警報レベル2ーラン藻 100,000 個/ml、クロロフィル a 50 □g/l

水泳用

指導レベル1ーラン藻 20,000 個/ml、クロロフィル a 10 □g/l

指導レベル2ーラン藻 100,000 個/ml、クロロフィル a 50 □g/l

6.4 プランニングと対応

ラン藻によって引き起こされる危険性を管理する方法としては、予防管理計画、不測事態対応計画及び緊急時の対応計画という3つに分類することができる。

6.4.1 予防管理計画

ラン藻による人の健康に対する影響を防ぐ方法としては、アオコの発生を最小限に抑えること、適正な浄水処理システムの開発、レクリエーションの場での暴露を制御することなどが挙げられる。予防管理を良好に遂行するための方式はまだ確立されていないが、複数の機関及び専門家が集まり、計画の開発及び遂行に携わることなどの、いくつかの方策が考えられている。

6.4.2 不測事態対応計画

不測事態対応計画は、通常限られた地域で開発、管理されるものであるが、国及び地方自治体の支援も重要である。予防管理計画と重複する点もあるが、不測事態に対応できる技術的な能力（分析技術等）の把握、ラン藻毒に対して感受性の高い人の予防措置等が必要となる。

6.4.3 緊急時の対応と調査

緊急時の対応は、不測事態対応計画にリストアップした方策と同様であるが、時間的な制約が非常に大きい。事態が深刻な場合には、早急に住民の健康調査を実施する必要がある。

第7章 管理プランの実践

豊橋技術科学大学 建設工学系 西村和之

シアノバクテリアによる健康影響の制御は、水質や水量管理、環境保全、政策決定や開発計画全般等、より広い分野の一部である。したがって、シアノバクテリアによる健康影響に関する対策の実施は、地方的、国家的、国際的な計画や水に関する活動等の大きな枠組みとともにある。このような枠組みに関する事が本章の対象である。また、この章の残りの部分では、専門家や市民に対する教育、周知や実施のされ方についての概説を行う。

シアノバクテリアの水の華があるところがかかわるようになるかもしれないまず最初に機構、代理店およびグループは確認されて、法律と共に実現ツールとしてツール政府が方針を与えるのに使用することができるその時によって調べられる。

7.1 共同組織、政府機関とグループ

7.1.1 既得権益

あらゆる水域が個人や組織体の既得権益や迷惑と一体となって関連づけられている。

既得権益は、水位、利用目的、水質、水量、水の持つ輸送能力、水域の保全やそれらの複合的なものと関係付けられる。わずかな川、湖、河口や海でのみ等しく全ての既得権益が維持されに過ぎないことから、紛争における妥協は避けられない物である。

過度の灌漑は、輸送のために水位を下げて、水に関する塩分と鉱物内容を増加させ、魚を減少させ、水の停滞を増加させるかもしれない。また、シアノバクテリア多くが水の華の構成に遅い流れ川の状態を好むので、灌漑範囲の下流に達する川が藻類中のシアノバクテリアによる水の華の構成見込みを増加させるかもしれない。危険な貨物の無制限な輸送を許すと、周囲の領域の生態系と野生生物は破損するかもしれない。河川環境保全のためにダム建設を制限すると、不十分なエネルギー生産、産業用水、生活用水や鉱山用水に成るかも知れない。水源におけるシアノバクテリアによる健康影響を特に増加させようである活動は

- ・陸域における栄養塩の汚染源や流下水量の変化のような土地利用の変化。
- ・汚染物質放出と栄養物特に豊かな市の廃水と下水放出。
- ・流量制御や例えばダムによる川の流量減少は、水柱成層や水理的滞留時間の増加によるシアノバクテリアの増殖の機会を増加させるかもしれない。
- ・天候や季節的な水量減少は、滞留時間の減少によるシアノバクテリア増殖の機会を増加させるかも知れない。

水源と関連したいかなる他の活動も、シアノバクテリアの健康影響リスクに対応して行動を取ることは、既得権益の認識とそれとのバランスをとることを必要とする。例えば、水理的滞留時間を減少させるために流量を増加させると、飲料水への有益な効果と動物の健康は持たれるが、レクリエーションの使用や農業に対して有害な効果を与えるかもしれない。毒性シアノバクテリアによる水の華のように環境に関連する健康問題に対する反応は、広く定義づけることができる市民の代理をする既得権益の多くに関係し、企業や個人、政府、メディアや市民の代表の様な広く特定できない既得権益と共に関わり合いになることを伴うだろう。最も大きく最もやかましい特権グループ

は、飲用やレクリエーション用の水質ができるだけ早く彼らが許容できると考えるレベルに返されるのを要求するかもしれない。しばしば、市民が期待する水質基準は、非現実的に見えるかもしれない。また、農夫は生産的な活動が再開することができるように農場と家畜に必要な水が再び安全にされると主張するような、やかましい働きかけを行うかもしれない。しかしながら、それらは農作業の変化が収穫高を必然的に減少させると主張することにより、拡散した汚濁物質の混入の減少に対して、強い働きかけを行うかもしれない。それがそれらの製品の安全性を増加させて、処理コストを減少させるので、水の供給者には、より良い水源品質における強い既得権益がしばしばある。しかしながら、政府機関は、否定イメージと不利な公共のコメントを避けるためにこの問題で宣伝を避ける傾向があるかもしれない、したがって、行動のための最もすばらしい原動力は、殆ど場合利用者側から来るだろう。メディアは、公共の認識のための手段として機能し、その結果、公共の叫び声の引き金となる際に主要な役割を果たすことができる。また、それらも適切な動きが取られたかどうか公衆に知らせるための潜在的な健康リスクとこれらの行動の効力を公衆に忠告することに重大な場合がある。政府の一次の公共の安全役割にもかかわらず、存在するところではまた、給水にかかわる民間企業と廃水処理の過程はどんな応答でも主要な役割も持つだろう。非常時計画が長期戦略的に自然であるにかかわらずそのような会社での共同事業は必要になるだろう。しかしながら、民間企業は、それらが発生させるモニターしているデータが独占である、または商業であるとみなすかもしれない。それらの活発な参加は、奨励される必要があるが、政府は、彼らが抱くという情報が公共の場にあるとみなすかもしれない。既得権益が多くある他の重要なセクターは観光とレクリエーションである。例えば、有毒シアノバクテリアの水の華によって引き起こされる不利な宣伝とレクリエーションの制限によってホテル、休日リゾート、水上スキーおよび釣りの観光操作に重厚に影響することができる。これらのセクターのかかわり合いが極度に重要になると、計画に対して管理地方の承認が得られることになっている。民間企業が既得権益を運用するという事実は必ず政府の公共の安全目標で不和でそれらを置くわけではない、また安全な水が大部分のための前提条件であるので、すべての観光とレクリエーション活動の種類、旅行者と他のレクリエーションの水のユーザの間で優先権とますます考えられる。

シアノバクテリアの水の華が存在するところでは、既得権益がある民間企業、政府、メディア、公衆および他のものはそれらが特別に関心のサポートを言い表して求めるだろうけれども、その何かはそう互いとの闘争がするかもしれない。その結果、多セクター間の協力は不可欠である。

7.1.2 多 sectoral かかわり合い、代理店およびそれらの役割

それらの役割は政府が公共の健康を保護するのに究極の責任を持って、損害を最小とやらせて、(s) 第一に cyanobacterial 問題を引き起こした状況を評価することだろう。

また、彼らはセクション7.4で概説されるように公共の認識活動を助けることができる。政府は特権の中で方針を調整する際に通常主演を連れて行くが、彼らは、後でより長い期間プランが戦略を開発し続けるために多 sectoral 委員会かグループへのリーダーシップをひっくり返すかもしれない (Box 7.1 を見なさい)。

したがって、プログラムコーディネーションが人間の健康問題は環境方針と管理の多くの異なった局面に影響して、かつ望ましくて、かつ環境と健康での有効な行動に必要である。

しかし多くの国では、コーディネーションを達成するのを難しくして、環境健康プログラムが異なった専門にされた代理店に割当てられる。

第18章 Agenda 21, 国連から起こる行動のプランでは, Environment と Development の上の Conference は以下の問題について概説する:「sectoral 代理店間の水のリソース開発への責任の断片化はそうする」

しかしながら予期されたよりさらに重大な障害[有効な行動への]であると判明すること。

「有効な実現とコーディネーションメカニズムが必要である。」(Anon, 1992)

テーブル7.1はcyanobacterial花の管理に必要な機能のいくつかについて概説して, 各機能に責任を持っているかもしれない異なった政府部か他の機構を示す。

特定の国の単一の問題政府か疑似政府の代理店に加えて; 集めるそれらの命令; 集める試みに; 様々なセクター; 水の管理にかかわるユーザーグループと代理店; また, 水への関心がある水のユーザー協会か協同組合社会があるかもしれない。

cyanobacteria問題が起こるとき, これらの代理店とグループを調整するどんな1つか数個もかかわるかもしれない。

コーディネーション…必要性…環境と健康問題への有効な行動は達成するのが難しい…唯一でなく…特権があるそれらの間で行われる…代理店…(時には)分岐している議題を表すグループ…コーディネーション自体はまた複雑である

すなわちそれは異なった団体を共通の目標に向かってリンクすることから単に成らないまた, それは, 専門的技術(interdisciplinarity)の異なった領域から入力を結合するのを必要とする; 方針によって指向団体と規定の団体との共同を容易にする;そして, セクターの中でそんなに明確で否定的に協力を伸ばして, 産業, 農業, 地方自治体および輸送を含む環境健康品質に影響を及ぼさない。

UK とオーストラリアでの経験は, この複雑なコーディネーションを達成する効果的な戦略が特権(Box 7.1)があるすべての関連政府機関と他の主要なグループからの代表との各部局間の機動部隊の構成であることを示した。

そのような機動部隊は非常時の成功と毒性の cyanobacterial 花の長期の管理に決定的である。

7.2 方針ツール

多くのツールが水の管理と健康保護方針の追求で政府によって配備されるかもしれない。孤立で時々議論するが, 一般に, これらのツールは相互に関係づけられて, さまざまなツールが採用しているとき(Box 7.2 を見なさい), 方針実現は最も効果的である。

cyanobacterial 危険のコントロールに関連している主要な介入とツールは闘争決議によるコンセンサス。

闘争決議は専門家によって誘導されたか, または「非誘導」された交渉を始める前にパーティーの協定によって縛っている非付くかもしれない正式で非公式の過程による交渉にかかわる。

各派の関心は発表されて, 次に, 共同で評価されて, 格付けされて, 次に, バランスをとっている。理想的…この過程が排除する…少なくとも停止して入賞する…どんなその後の闘争…もコンセンサスを終える…行動のその a プラン…(…バランスをとること…すべて関連関心) 開発されて, 同意される。

・ガイドラインと推薦。

専門家のための高められた役割はガイドラインと推薦の開発を知らせる。

そのようなガイドラインと推薦は必要な方針に従う方法を示す。

一般に、それらを研究する人々が、どんな行動が取るのかを学ぶという点に教育的で顧問目的にむしろ役立つのを除いて、彼らは付いていない。

ガイドラインか各推薦が、有効である(固守が自発的なので)のために、説明されて、正当化されるべきである。

・産業コードを含む非付いている協定。

それらが、より正式かもしれないのを除いて、産業コードなどの非付いている協定はガイドラインと推薦と同様である。

付かないが、特に産業のメンバーがそれらの定式化にかかわるところにそのようなコードは高い成功率を持っている。

産業のメンバーがそれらの能力を知っているのでそのようなかかわり合いは望ましくて、その上、彼らがいったんコードまでサインすると、それを固く守るために、他のメンバーが「同輩王」がある。さらに、環境と支持グループなどの第三者によって開発されたコードに従う嫌気があったかもしれない。

そのような関心は、広い相談に続きながら、コードが開発してあるところで緩和される。交渉によるコンセンサスビルのように、非付いている協定はすべてのパーティーを許容できる妥協を作成して、その結果よりすばらしい成功を確実にするのにもたらす。

・経済措置

水質汚染の減少を奨励するために1セットの支持して、かつ罰している測定は与えることができる。

一般に、また、彼らは産業コードなどで非付いている合意に現れるかもしれないが、そのような経済誘因と行動を妨げるものは法律で含まれる。

支持している測定は水の保護技術か習慣(農業領域をかたわらに置く)のためのダイレクト補助金、または様々なフォームの減税かもしれない(処理ステップの序論などのための)。

刑罰は1ローディングのユニットあたり1つの合計でタグ付けをされる各物質に放出のための料金を伴う。(個々の危険な物質の荷重に従って放出について計算することができる)。

・国家の法律

その堅苦しさと不屈のために、法は、必ず方針を与えるには最も良い大通りであるわけではないかもしれない。

それにもかかわらず、状況で競争している関心があるところに法律が、ある利益を提供すると思われ出されるべきである。

それは安定性を複合体と変化環境に提供して、特権をもっている人々は、それらに適用される規則を探しにどこに行くのかを知っている。

さらに少なくとも国家のレベルで、法律は高圧的な効果を供給する;(州の力); そうすることに同意したが、行動を取るのを忘れた人々で;(これは危機にひんしている財政的な関心がある特にとこに起こるのが知られている); すべての法律が、確実にいったん制定されると有効になるようにするために堅い方針バックグラウンドで応援されなければならない。

1として、専門家は説明する:「単に法を發布して、責任がある将校を任命するのは十分でない。」次に意見とパワーの有効な政治上のベースを造って、適切なシステムを設計して、権威を割り当てて、リソースを提供して、プランを行動に翻訳することが最初に、必要である;最終的にはシステムの開発は、必要に応じてそれらを適合させることができるようにモニターされなければならない。