博士論文

平成 **25** 年度

福島大学大学院　共生システム理工学研究科

環境共生システム領域

バイオ・エコエンジニアリング研究室

神田　玲子

水酸化マグネシウムを活用した
環境改善手法の開発

目次

第 1 章　諸論
1.1　研究背景 ・・・・・1
1.1.1　閉鎖性水域における水質汚濁問題の現状と対策の必要性 ・・・・・1
1.1.2　閉鎖性水域における従来の水質改善技術適用とその問題点 ・・・・・7
1.1.3　水質改善のための導入水酸化マグネシウムについての特性 ・・・・11
1.2　国内における水酸化マグネシウム製剤を用いた既往の研究 ・・・・14
1.2.1　水酸化マグネシウム製剤の水環境への効果 ・・・・14
1.2.2　水酸化マグネシウム製剤の水圏動物への影響 ・・・・16
1.3　本研究の目的 ・・・・20
第 2 章　水酸化マグネシウム製剤を用いた *Microcystis* 属の沈降効果解析 ・・・・26
2.1　はじめに ・・・・26
2.2　実験方法 ・・・・29
2.2.1　アオコ屋外発生実験 ・・・・29
2.2.2　屋外実験池における水酸化マグネシウム添加実験 ・・・・30
2.2.3　室内における水酸化マグネシウム添加沈降実験 ・・・・33
2.3　実験結果及び考察 ・・・・34
2.3.1　アオコ屋外発生実験における解析 ・・・・34
2.3.2　アオコ発生屋外実験池における水酸化マグネシウム添加による効果解析・・34
2.3.3　水酸化マグネシウム添加による Microcystin 溶出の検討 ・・・・42
2.3.4　室内における水酸化マグネシウム添加沈降特性による効果解析 ・・・・44
2.4　まとめ ・・・・48
第 3 章　水酸化マグネシウム製剤の添加による沈水植物に及ぼす影響評価 ・・・・49
3.1　はじめに ・・・・49
3.2　実験方法 ・・・・50
3.2.1　供試植物 ・・・・50
3.2.2　オオカナダモに対する水酸化マグネシウムの添加実験 ・・・・52
3.2.3　マツモに対する水酸化マグネシウムの添加実験 ・・・・53
3.3　実験結果及び考察 ・・・・54
3.3 .1　水酸化マグネシウムの添加によるオオカナダモに及ぼす影響評価 ・・・・54
3.3 .2　水酸化マグネシウムの添加によるマツモに及ぼす影響評価 ・・・・58
3.4　まとめ ・・・・63
第 4 章　水酸化マグネシウム製剤の添加による水生動物に及ぼす影響評価 ・・・・64
4.1　はじめに ・・・・64
4.2　実験方法 ・・・・65
4.2.1　供試動物 ・・・・65

4.2.2　水酸化マグネシウムの添加による魚類への呼吸阻害試験　・・・・68
4.2.3　水酸化マグネシウムの添加による魚類への急性毒性試験　・・・・69
4.3　実験結果および考察　・・・・70
4.3.1　水酸化マグネシウムの添加による魚類への呼吸阻害試験解析　・・・・70
4.3.2　水酸化マグネシウムの添加による魚類への急性毒性試験解析　・・・・73
4.4　まとめ　・・・・74
第5章　水酸化マグネシウム製剤を活用した環境改善手法の現場実証解析　・・・・75
5.1　はじめに　・・・・75
5.2　実験方法　・・・・75
5.2.1　水酸化マグネシウム製剤を活用した実験地の水質状況、試験方法、散布量・77
5.2.2　水酸化マグネシウム製剤を活用した実験地の底質状況、試験方法　・・・・81
5.3　実験結果および考察　・・・・83
5.3.1　水酸化マグネシウム製剤を活用した実験地の水質改善効果解析　・・・・83
5.3.2　水酸化マグネシウム製剤を活用した実験地の底質改善効果解析　・・・・84
5.4　まとめ　・・・・87
第6章　総括および課題・展望　・・・・89
6.1　本研究の総括　・・・・89
6.2　課題及び展望　・・・・92
参考文献　・・・・94
謝辞　・・・・98

第 1 章　諸論

1.1 研究背景

1.1.1　閉鎖性水域における水質汚濁問題の現状と対策の必要性

日本の水危機では、特に水質問題が主要な問題とされている。河川や湖沼など水質汚濁現象は、流域内の人口増加、都市化に伴う人口集中、及び産業の急激な拡大など豊かな生活から排出される汚濁負荷量が増加し、それらに対する流域内での対応が遅れ、流出する汚濁負荷量が水域のもつ自浄能力を超えるところから進行する。最終的に河川が放流される海域においても連鎖的に水質汚濁問題が発生する。

それら水質汚濁問題は、生活や産業に重大な悪影響を与え、生態系への影響も大きく、水生生物の生きる場所を奪い生物多様性をも阻害し、水産資源の減少に繋がる。水質汚濁問題は、人間の健康や生活環境、水生生物に大きな影響を与えることから、日本では環境基本法に基づいた環境基準として水質の基準が定められている。昭和 46 年の環境基準の告示以来、河川では BOD（Biochemical Oxygen Demand；生物化学的酸素要求量）の環境基準達成率が大幅に改善され、平成 24 年には 90%以上に上昇しているが、湖沼の COD（Chemical Oxygen Demand；化学的酸素要求量）の環境基準達成率はきわめて低く、ここ数年である程度改善されたものの、いまだ 50%程度の水準に過ぎないのが現状である [1)]。湖沼、内湾、内海などの閉鎖性水域への栄養塩類の過剰流入による富栄養化(Fig.1)が進み、環境基準の達成状況をみても、河川や海域等に比べて依然として達成率が低く、特に湖沼の水質改善が急務となっている。[2)]

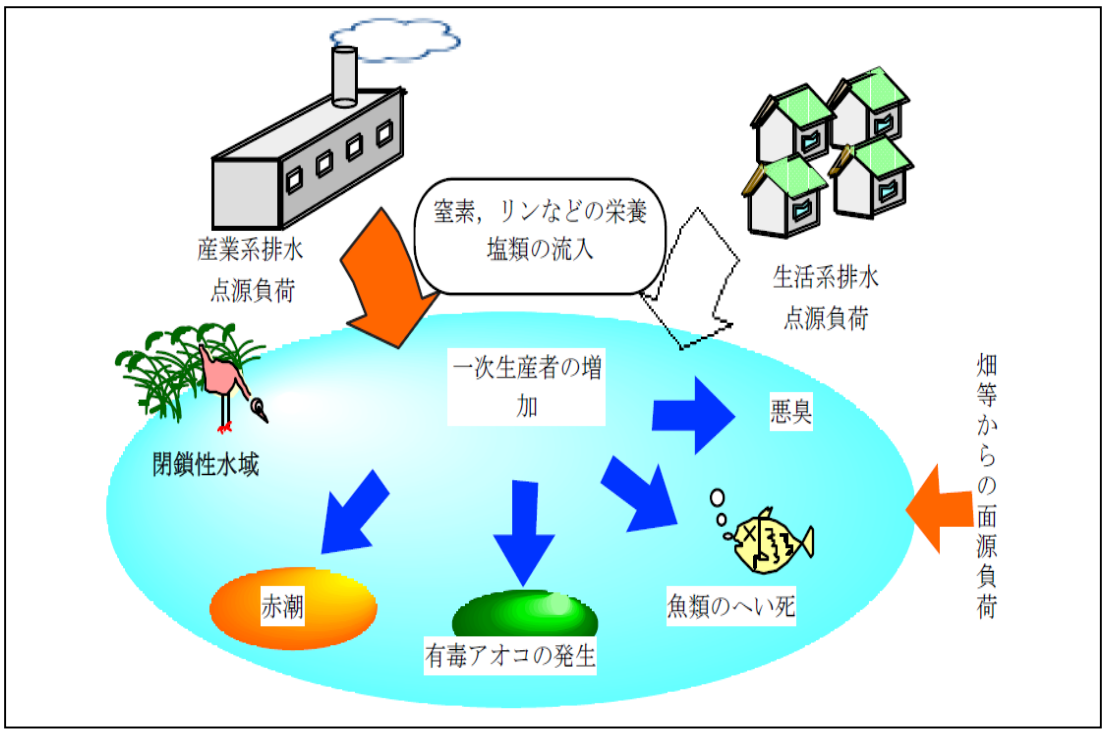

Fig.1　閉鎖性水域における富栄養化 [3)]

閉鎖性水域としての湖沼の水質改善が遅々として進んでいないことを踏まえ、平成16 年 8 月に総務省から国土交通省、環境省、農林水産省に対し、対策の適正化を実施すべきとの通知がなされた。これは、湖沼水質保全特別措置法（湖沼法）の施行から20 年が経過したにもかかわらず、取り組んできた湖沼保全への対策が効果的でなかったことを示しているものであり、抜本的な対策の必要性を意味するものである。このことは、当然、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海等の総量規制指定地域を含む窒素、リンの環境基準の設定がなされている 88 の閉鎖性海域にも共通する課題であるといえる。このように、富栄養化防止のための対策については、見直しが必要とされている。また、平成17 年２月には、地球温暖化防止のための京都議定書が発効し、排水処理等における分野でも温室効果ガス排出削減のためのきめ細かい対策が必要とされることとなった [4)]。

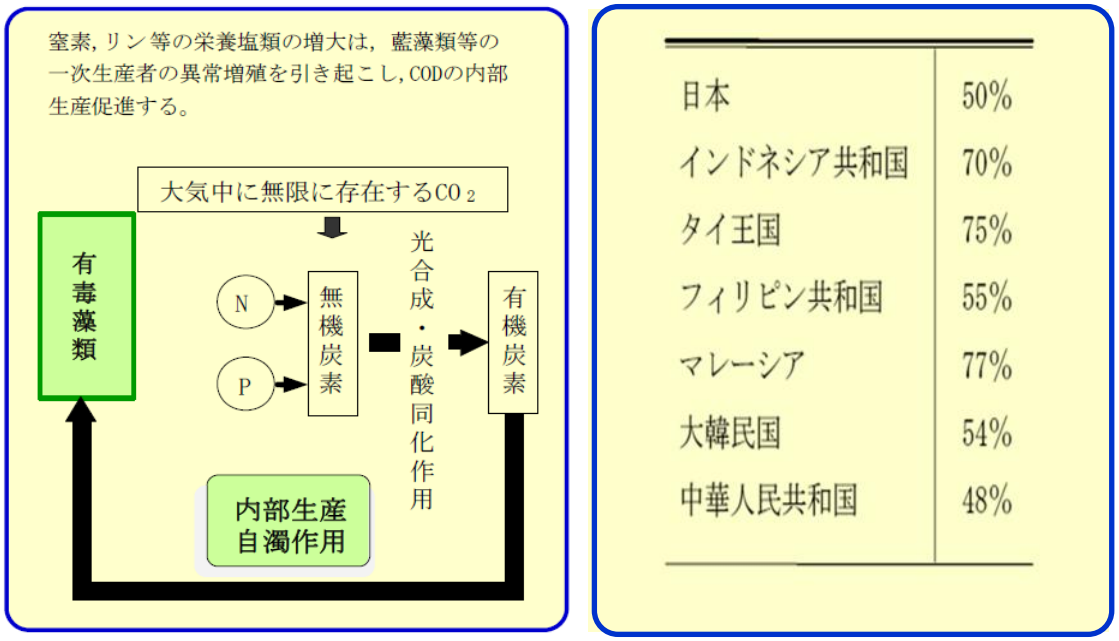

Fig.2　アオコ産出メカニズム及びアジア諸国汚濁負荷に占める生活排水の割合 [4)]

閉鎖水域における水質汚濁問題は、国内のみならず、開発途上国においては、人間活動，産業活動の活発化に伴い (Fig.2)累進的に加速しており、危機的状況にある。特に、毒性物質 *Microcystin* を産生する有毒アオコ(Fig.3)が湖沼等において顕在化する等、水資源の安全性確保が極めて重大な解決すべき課題となっている。なお、この *Microcystin* はシアン化カリウム(青酸カリ)よりも強い毒性を示し、世界各地で多数の家畜の死亡をもたらし、ブラジルにおいては人間の死亡も確認されており [5)]、大きな問題となってきている。我が国および開発途上国における有毒物質 *Microcystin* の現存量は極めて高いことが知られているが、この *Microcystin* は窒素やリンなどを栄養源として増殖する有毒アオコが産生するものであり、Fig.4 に示した毒性を有している [4)]。

Fig.3　中国デン池でアオコ発生の様子(2007.6)

我が国では霞ヶ浦のアオコ集積水域で 1,000μg･L^{-1} を超える *Microcystin* が検出され高濃度に存在することが明らかとなり，また児島湖や諏訪湖などにおいても高濃度に存在し，国内の多くの湖沼で有毒アオコが顕在化していることが明らかになっている。一方，開発途上国においては，アオコがマット状に集積しているとの報告は多くあるものの，中国の太湖では霞ヶ浦と同等あるいはそれ以上の *Microcystin* が検出され，さらに中国のデンチ湖では *Microcystin*-RR のみで 10,000μg・L^{-1} 以上存在するなど，わが国以上に有毒アオコの汚染が進んでいることが明らかとなってきた [6)]。Fig.5 はこれまでの有毒アオコ実態調査等を含め，アジア・太平洋地域をはじめとする国際的な富栄養化湖沼で，*Microcystin* が検出された地域を示したものである。さらに，有毒アオコは窒素・リン等の栄養塩類を取り込んで異常増殖すると，湖内で無機態窒素を吸収し藻類の細胞としての有機態窒素に変換する、すなわち内部生産が行われることとなり，その結果、COD 増

加の原因生物ともなっている。このようなことから有毒アオコに対しては，毒性物質産生藻類であると共に湖内の COD 増加原因生物であると国際的に指摘されている[4)]。

特に水源池等でのアオコ対策は安全な水利用の観点からも早急に解決すべき重要な課題である。生活排水からの窒素、リン除去のための高度処理浄化槽の普及や下水道の整備などの負荷源対策は重要な富栄養化対策、アオコ対策であるものの、高度処理浄化槽の普及、下水道の拡充には膨大な費用と長い年月を要する[4)]。また、富栄養化など汚濁の進んだ湖沼、池水等の閉鎖性水域では、堆積した底泥からの窒素やリンなど栄養塩の溶出が水質改善の進まない大きな要因の一つとなっている。このため、浚渫などの底泥対策が取られているが、必ずしも十分な効果を発揮しているとは言えないことから、底泥からの栄養塩の溶出メカニズムを把握すると同時に水環境の生物多様性の保全も視野に入れた新しい底泥対策の技術開発も求められている。こうした背景のもと、負荷源対策と平行してアオコの構成種となる藍藻類の発生抑制や有機汚濁物質や栄養塩類除去などの直接浄化技術、底泥の栄養塩に対する底質改善方法が強く要望されている。これらのことから改めて閉鎖水域における水環境修復のための対策技術の開発の緊急性が示唆されることとなった。

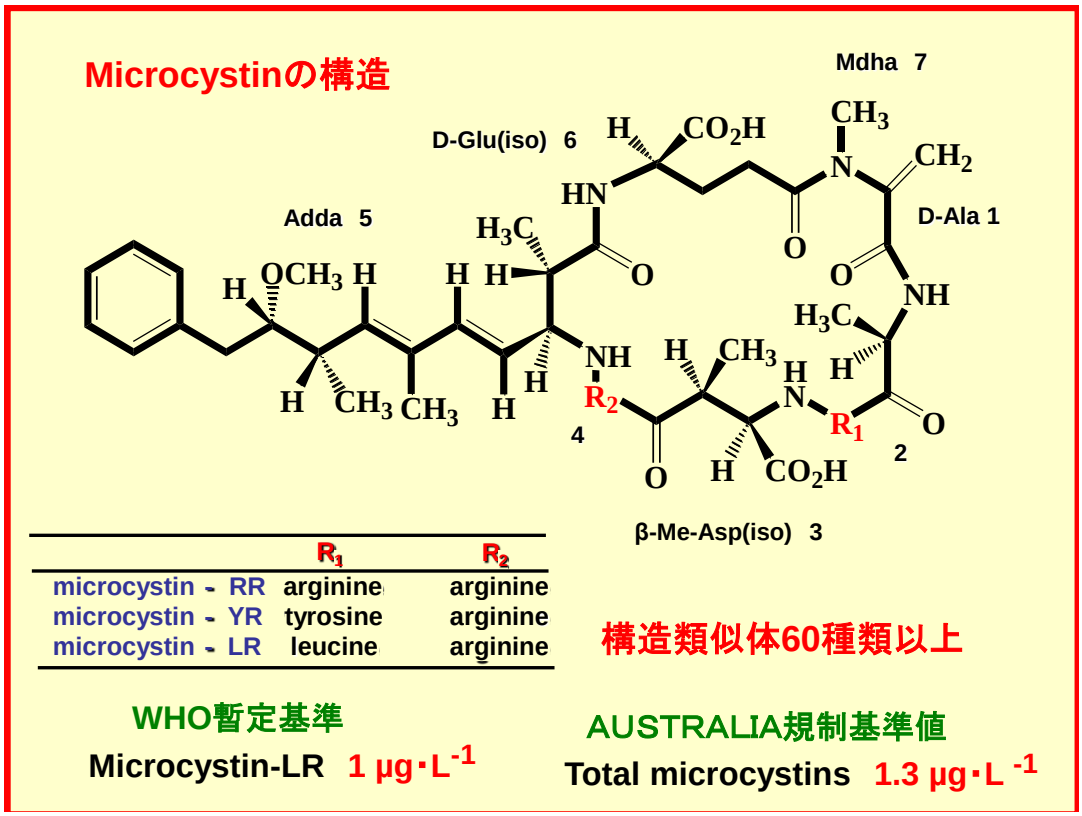

Fig.4　*Microcystin* の構造と飲料水質ガイドライン値

Fig.5　有毒アオコによる動物被害が見られた国および地域（●）有毒アオコの出現が報告されている国（○）

1.1.2　閉鎖性水域における従来の水質改善技術適用とその問題点

従来、これらのアオコ対策のための直接浄化技術として硫酸銅などの薬剤散布[7)]、超音波等によるアオコを形成した藍藻の細胞破壊等による物理的除去、微生物の捕食分解作用による生物ろ過、水生生物による窒素・リンの吸収による栄養塩除去[8)-12)]、底泥浚渫、覆砂による底泥からの窒素・リンの溶出抑制などが実施されてきた。この中でも物理的な回収除去は、霞ヶ浦のアオコ回収船でも使われている手法であり、もっとも堅実な手法と言えるが、効果をあげるためには装置規模が大きくなることや、回収物の処理などの問題が生じており、汎用化には至っていないのが現状である。

Fig.6　一般社団法人 日本作業船協会　浚渫船(ポンプ式)

Fig.7 一般社団法人 日本作業船協会浚渫船 (バックホウ式)

例えば、浚渫[13-14]は、港湾・河川・運河などの底面を浚（さら）って土砂などを取り去る土木工事のことである。河川において行われている環境対策を目的とした浚渫には、主に底泥を除去して水質を改善するものがある。しかし、近年、浚渫工事においても、工事中の水辺環境の保全、水質汚濁の防止、排土される土砂の処分などに対する多様な要望等があり、各種の規制などが厳しくなってきている。

覆砂（ふくさ）は、海底や湖底など底質改善を目的とした技術で、ヘドロなどが発生し底質が悪化した底面へ砂等により覆うことである。大規模な施工が必要でコストが高いため、広範囲で対策を行うのが難しい、底質改善効果が持続しにくいなどの問題点がある。

曝気（ばっき）は、水を空気にさらし、液体に空気を供給する行為である。空気を送り込む場合は曝気ではなくエアレーションと呼ばれる。 主に水に対し酸素を供給する

場合にこの語が用いられる。浄水処理の方法の一つ。酸素を供給することで水中の微生物によって有機物の分解を促進させる方法である。曝気方式の問題点としては、消費電力が高いことからエネルギー削減が課題である。

上記で述べたように、これらの従来の水質、底質改善の手法は水域の広範囲にわたり施工する必要があるので、莫大な費用がかかり、対策手法としてよりも対症療法的手法として扱われる。

一方、薬剤散布や超音波などによる細胞破壊（殺藻）の方法は、*Microcystis* などの有毒藍藻の場合、細胞内に含有される多量の藍藻毒が一度に水域へ溶出し、被害が拡大することも懸念されている[7)]。

従って、アオコ除去技術の開発を行う場合、アオコ自体の低減化のみでなく、藍藻毒の湖沼水への溶出抑制も視野に入れた対策技術が必要とされる。さまざまな課題が指摘される中、新たな技術の開発が極めて重要である。その中、大規模な装置を用いずに、水酸化マグネシウムによる水質改善、底質改善方法が注目されている。本技法の特徴としては、水酸化マグネシウム粉末品をあらかじめ水に分散させた懸濁液とし、該懸濁液を該水域の水面もしくはその近傍に注入することにより行なうことを特徴とする技法である。本技法は、その実施のための大規模な装置や、その運転をする為に用いるエネルギーも比較的に低エネルギーで水質改善、底質改善方法を提供する技法である。特に、閉鎖性水域のダム湖や河川、湖沼では、富栄養化に起因してアオコの異常発生などの環境悪化が累進的に加速している場合、水酸化マグネシウムの粉末を水面に散布しアオコに付着させることにより、アオコを効率よく水中に沈降させる技法である。また、本技法は、除去対象水域の底泥周囲の水質を弱アルカリ性にすることができるので、次に述べるような底質改善効果も有する。

（１）底泥に生息する好気性微生物が活性となり、アオコ以外の有機物の分解も促進され、ヘドロが減少する。

（２）有機物の分解により発生するアンモニアの酸化が促進されるので、除去対象水域のアンモニア濃度が低減する。

（３）鉄、マンガンなどの重金属が水酸化物として固定されるので、除去対象水域の重金属濃度が低減する。

（４）硫化水素、アンモニア、及び低級脂肪酸類（特に、メタン）が発生しにくくなる。

以上の事から、水酸化マグネシウム技法は、従来のアオコ除去方法、水質・底質改善方法と比較すると、安価で環境への悪影響が少ないアオコ処理法として注目されている。水酸化マグネシウムを有用的に利用するために、水酸化マグネシウムの特性を理解することが先決であると考えたため、次のパラグラフでは、水酸化マグネシウムの特徴や効果について検討を行った。

1.1.3　環境改善剤とする水酸化マグネシウムについての特性

水酸化マグネシウム（$Mg(OH)_2$）は白色粉末性結晶で無臭、難溶性という特徴を有する。$Mg(OH)_2$ の CAS NO.は 1309-42-8 であり、分子量が 58.32 で、マグネシウムの水酸化物とし、水への溶解度は、1.2mg・100cm^{-3} である。天然鉱物としてもブルース石（Brucite）として産出するが、本研究では海水中の Mg や微量ミネラル分を濃縮し、塩分を除去し製造した $Mg(OH)_2$ 製剤を用いた。水酸化マグネシウム（$Mg(OH)_2$）の用途は多岐に亘り、pH 調製剤などの食品添加物としても用いられている [15)]。

Fig.8　海水原料由来の水酸化マグネシウム

水中の植物プランクトンなど多くの浮遊微粒子の表面はマイナスに荷電しており（ゼータ電位）、静電反発によって分散・浮遊している。マイナス電荷をもつ浮遊微粒子群にプラス電荷をもつ水酸化マグネシウム($Mg(OH)_2$)製剤を添加した時に粒子間に引力（Van der Waals force, etc）が働き凝集体を作り沈降する(Fig.9)。$Mg(OH)_2$ 製剤の散布後、底質に達したアオコは微生物に分解される。また、$Mg(OH)_2$ は汚濁物質に対する凝集性

があり、散布によって一時的に水が白濁するが 1～4 日程度で水が澄む効果がある。水面 $1m^2$ に対し 100g～1,000g が適正散布量とされている [16)]。

これまでの実地試験としても、$Mg(OH)_2$ 製剤は河川、湖沼、ダム、釣り堀などの淡水系水域での水質改善や底質改善のために用いられている。先に述べたように $Mg(OH)_2$ 製剤の散布効果としては、水上・水中に浮上する藍藻類をはじめとする植物プランクトン沈降効果、悪臭の原因となる硫酸塩還元菌の抑制および底質改善効果、富栄養化の原因物質であるリンの流出抑制効果などが挙げられる [17-18)]。

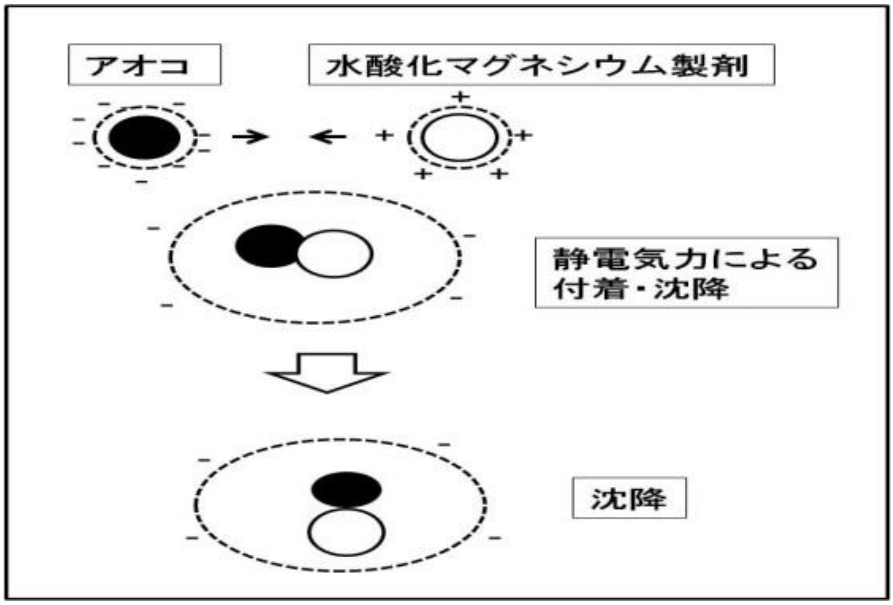

Fig.9　$Mg(OH)_2$ 散布によるアオコ沈降メカニズム [17-18)]

$Mg(OH)_2$ 製剤は、水に徐々に溶解するため、長期間に亘って効果が持続するのが大きな特徴である。また散布には機械設置の必要がなく、魚類が生息している水域の上から散布することができる。日本近海の海洋では 15 年以上、淡水系水域では 8 年以上もの実績があり [19)]、2004 年に彩の国さいたま国体において、カヌー場でカヌー競技が行われた際に緊急アオコ対策(Fig.10)として 2 年続けて用いられたこともあるほか [20)]、太湖

（中国）でも試験的に導入されている。

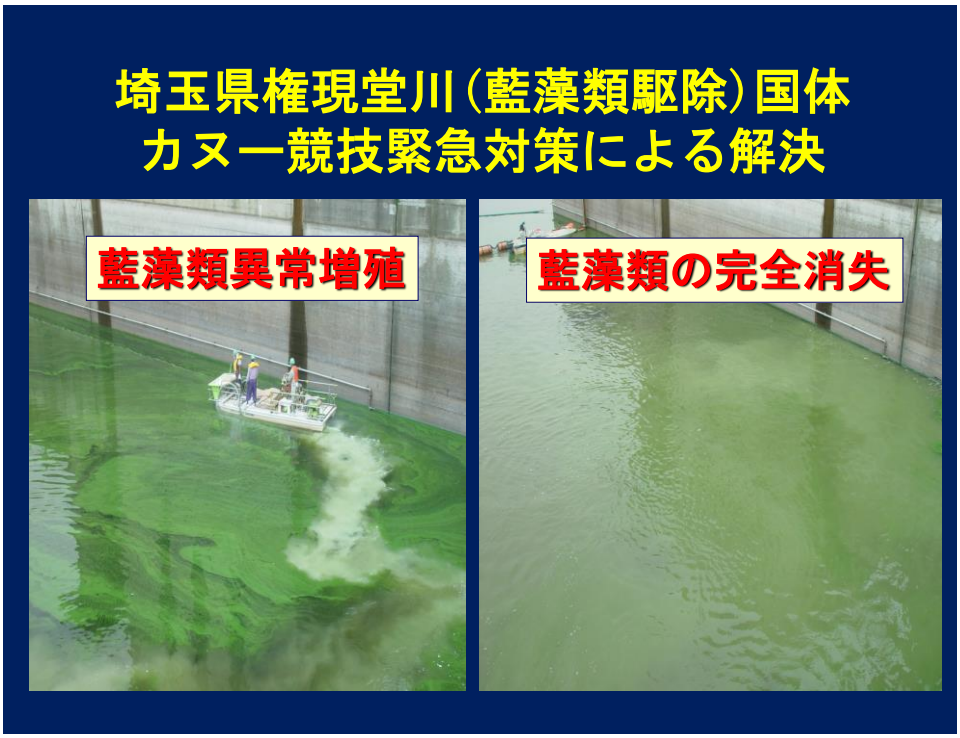

Fig.10　埼玉県権現堂川 $Mg(OH)_2$ 散布によるアオコ緊急対策 [20)]

1.2　国内における水酸化マグネシウム製剤を用いた既往の研究

1.2.1 水酸化マグネシウム製剤の水環境への効果

水酸化マグネシウム製剤を用いた水質改善に関する研究については、海水および淡水の環境水での研究が行われ、殺藻細菌や殺藻ウイルスを用いた生物学的手法、超音波や電気を用いた物理学的手法、薬剤散布等の化学的手法といった様々な対策が検討され、研究されている。

効果的な赤潮駆除剤の開発として三重大学では水酸化マグネシウム製剤、ゼオライト、グリントスを用い赤潮生物に対する運動阻害効果の検証を行われている[21)]。水酸化マグネシウム製剤の添加により赤潮生物の運動阻害が確認されている。また実際の赤潮発生海域から採取した *C.polykrikoides* に対して水酸化マグネシウム製剤の適正な添加量の検討を行ったところ、0.2g・L^{-1} の時に最も効果的に除去でき、その除去率は 80％であった。

また、水酸化マグネシウム製剤のアオコ沈降および増殖抑制の効果解析については、宇部マテリアルズ（株）では、$Mg(OH)_2$ 製剤の添加と同時に *Microcystis* 属の細胞数が減少した研究成果がある。更に出光らの研究グループでは、除去対象のアオコの存在する水域の単位体積あたりのクロロフィル a 量を求め、該クロロフィル a 量に基づいて添加すべき水酸化マグネシウム粉末の量を決定する方法で、該粉末を決定された量にて該水域に添加するアオコの除去方法を開発した[22)]。

開発されたアオコの除去方法は、単位体積あたりのクロロフィル a 1μg に対して水酸化マグネシウムの添加量が 0.1～2.0mg の範囲の値となる量にてアオコに散布を行なうことを特徴としている方法である。この方法は、アオコの除去には有用性且つ即効性の確認もされた。しかし、単位体積あたりのクロロフィル a を 1μg に対して水酸化マグネシウムの添加量が 0.1～2.0mg の範囲の値となる量にてアオコに散布した場合、この技法の着目したのは、アオコに対する沈降効果の即効性であるが、水生植物と水生動物

への影響解析評価はされなかった。また、本研究グループは、水酸化マグネシウムの添加により水底に沈降したアオコの無害分解の研究成果が得られ、且つ、閉鎖系淡水域に、水底に沈降した水酸化マグネシウムは、弱アルカリ性質から、底質部の pH が 8.0～9.5 の範囲になる量が好ましいことで、水酸化マグネシウムの添加量は、閉鎖系淡水域の水面 $1m^2$ に対して、50～500g の範囲の値が適した散布量の結果と得られた [23)]。

また、富栄養化閉鎖水域の底質で発生した硫化水素を低減させる為、有機物の多い底質に水酸化マグネシウム 100～1,000g・m^{-2} の割合で散布して有機物を分解処理させる底質改良方法が宇部マテリアルズの西野らの研究グループに開発された [24)]。

1.2.2 水酸化マグネシウム製剤の水圏動物への影響

環境基本法に基づく水質汚濁に係る環境基準が一部改正され、公共用水域における水生生物の生息及び生息環境の保全を目的として、新たに「水生生物保全に係る水質環境基準」が設定され、水生生物の生息状況等に応じて、水生生物保全に係る水質環境基準に係る類型を水域ごとに指定することになった。

底質は、生物の分布を左右する最も重要な環境要因の一つである。海洋、湖沼、河川などの底質に生活する生物は底生生物（benthos）と総称され、淡水の静水域の底質中にはシジミ、ユスリカの幼虫、イトミミズなどが、河川の底質にはトビケラやカゲロウの幼虫、海洋の底質にはいろいろな軟体動物、棘皮動物等が棲む。水域の汚濁は水中生物のみならず、底生生物の分布にも大きく影響を与える。有機物で強度に汚濁されると、底質中に酸素が欠乏し、多くの生物が死滅する[25)]。

水酸化マグネシウムの散布による底生動物への影響については、各種試験研究が実施されてきた。前章で述べたように、水酸化マグネシウムの既往研究では、水底のバクテリアなど悪臭原因物質を同時に分解・抑制する効果、また、沈殿した水酸化マグネシウムが水底のメタン生成菌や硫酸塩還元菌など嫌気性バクテリアの活動の抑制効果、臭気を発するメタンや硫化水素の発生を抑える効果を明らかとされた。西野らは底質改善剤として用いられている水酸化マグネシウムは底生生物に対して影響は少ないとされている。[17)]

一方、村上和仁等のマイクロコズムを用いた底質改善材（Mg）の生態リスク影響解析によると、Mg はもともと底質土壌中に存在しており、生物毒性がそれほど高くないため、環境改善のための化学散布材として広く用いられている。しかしながら、これらをはじめとする金属類の生態リスクについては十分な知見が得られていないのが現状である為、同グループでは、Mg 添加後 14 日間の P/R 比の挙動パターンを対照系（非添加系）と比較して、Mg の生態リスク影響を評価した。その結果、Mg＝10mg・L^{-1}

で特に呼吸量に対して影響が生じ、P/R 比が減少したが、その後、P/R 比＝1 程度（安定系）に回復した。これより、Mg＝10 mg・L^{-1}は一時的に毒性を示すが、慢性的な毒性ではないと考えられた。添加後の挙動パターンからの評価では、Mg 添加後 14 日間の各構成微生物の挙動パターンを対照系と比較したところ、マイクロコズムを構成する代表的な種の挙動を比較してみると、特に原生動物 *C.glaucoma* と水生ミミズ *A.hemprichi* が Mg＝10 mg・L^{-1}で大きな影響を受けていることがわかる。すなわち、共存系においても生物種によって影響の大きさが異なることが示された。安定期の個体数（N30）からの評価では、Mg 添加後 14 日目（培養開始 30 日目）における各構成微生物の個体数を対照系と比較したところ、対照系と添加系における生物個体数の比をとると、対照系に比べて個体数が増加している生物群（微細藻類・細菌類）と減少している生物群（微小動物）に区分されることがわかった。添加後の現存量からの評価では、Mg 添加後 14 日間の各構成微生物の現存量（面積個体数密度）を対照系と比較したところ、対照系と添加系における現存量（面積個体数）の比をとると、N30 と同様に、生物群が二分され、マイクロコズム試験による生態無影響濃度は、Mg≦10mg・L^{-1}、と見積もられたとの研究結果と得られた[26)]。即ち、水酸化マグネシウムを環境改善剤とすることを考慮すると水底まで沈降した水酸化マグネシウムが、本当に底生動物に影響を与えないのかどうかの検証をしておく必要がある。そこで稲森と出光の研究グループでは、底生生物としてユスリカ幼虫を用いて水酸化マグネシウムの散布がユスリカ幼虫個体数の変化に影響を与えるかどうかの確認を行った。実験材料として霞ヶ浦にて汚泥から採取したユスリカ幼虫を用いた。ユスリカ幼虫は 5-7mm であった。試験水は霞ヶ浦にて採取した天然湖水を用いた。実験は屋外試験池で添加系と対照系で検討を行った。水酸化マグネシウムの添加量を 100g・m^{-2}の濃度となるように添加した。添加後、ユスリカ幼虫への影響についての確認を 2 週間行った結果、以下のように示した通り、今回添加した水酸化マグネシウムの量(100g・m^{-2})ではユスリカ幼虫に対して大きな悪影響を与える

ことはなかった[27)]。

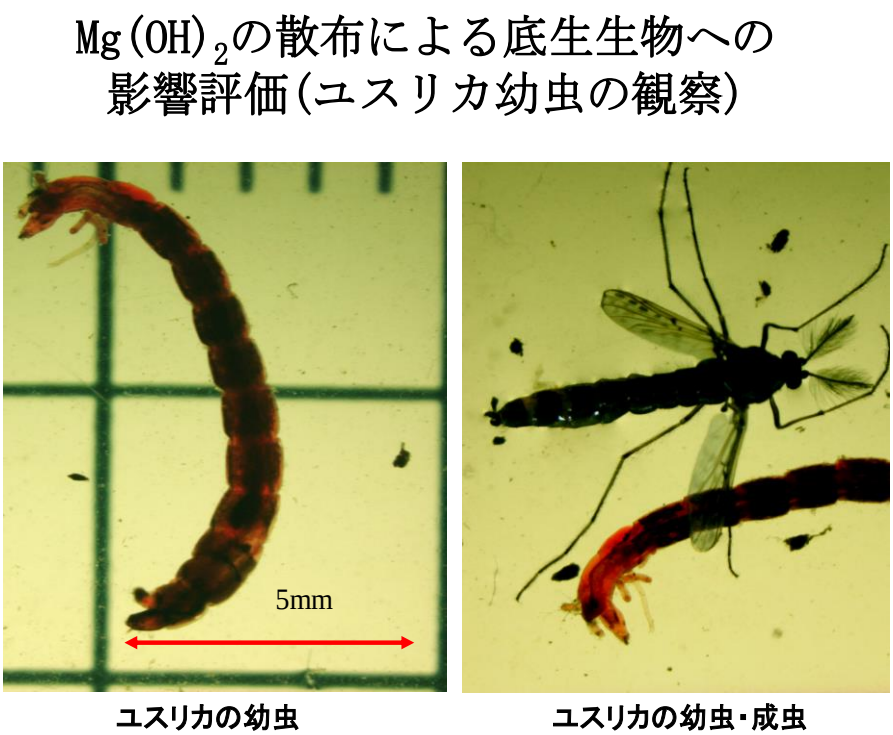

Fig.11　$Mg(OH)_2$ の散布によるユスリカへの影響評価

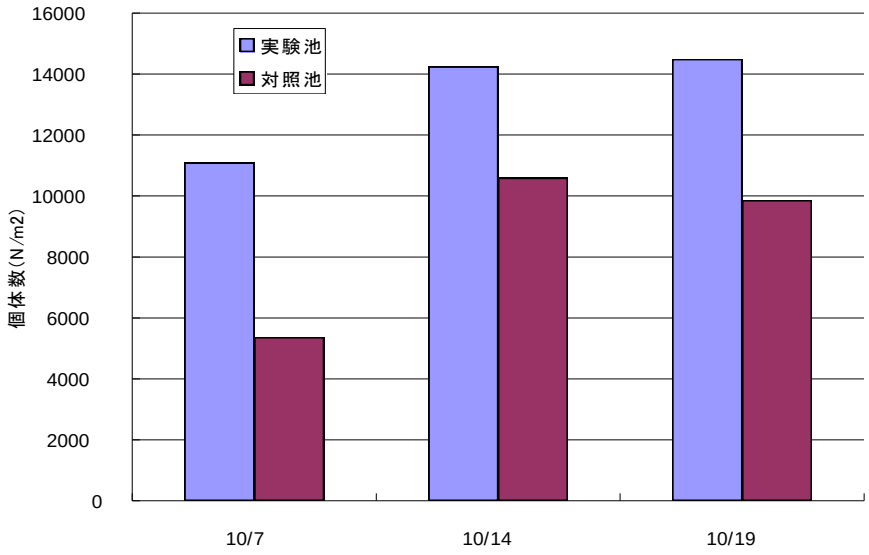

Fig.12　ユスリカ幼虫個体数の変化(2011.10.7-19)

愛媛県北灘湾でメソコズム実験とオープンフィールド実験も行った。室内実験で最適添加量とされた 0.2g・L^{-1} を水域の面積に照らし合わせ添加量を 100g・m^{-2} とした。メソコズム実験を行った水域では主に *Karenia　mikimotoi* が見られ、細胞数、クロロフィル a の濃度を測定したところ水酸化マグネシウム製剤の散布により赤潮生物の駆除効果が確認された。オープンフィールド試験を行った水域も *Karenia　mikimotoi* が見られた。初期細胞数が少なかったためか赤潮生物の明確な駆除効果は確認できなかった。クロロフィル a の濃度からも駆除効果は確認できなかった。潮の流れによって水酸化マグネシウム製剤が水域内の生簀にまで拡散したが、生簀内のマダイは異常なく遊泳しており、水酸化マグネシウム製剤による影響は確認できなかった。

水酸化マグネシウム製剤が底質改善剤として用いられることから底生生物への影響評価も行った。伊勢湾から採取したアサリ(*Ruditapes　philippinarum*)を 28L の容器で飼育し、100g・m^{-2} となるように水酸化マグネシウム製剤の添加を行った。アサリの生存確認と pH を測定したところ、水酸化マグネシウム製剤の有無に関わらずアサリの死亡は確認できなかった。100g・m^{-2} ではアサリに対して大きな影響を与えないことが示唆された。

上記で述べたように、水酸化マグネシウムの散布によるアオコ除去、アオコの無害分解、硫化水素の低減等の効果から、水質・底質の改善技術として、有効性、有用性は確認された。しかし、最適な添加量の解明、生態系に生存している沈水植物、水生生物への影響解析も最も重要なことであるが、現在、まだそれについては、解明はされていないのが現状である。

1.3　本研究の目的

閉鎖性水域の水質改善策には様々な対策を検討してきたが、その中長所ばかりではなく短所もある。例えば「浚渫」では膨大な時間やコストがかかるが期待したほどの効果が出ないことや、「電気化学処理」では電気分解装置の継続的なメンテナンスが必要など、さらに「薬品処理」では微生物製剤の投入によって生態系に影響を与えること、連続的な処方が必要なことなどの短所が挙げられる。

これまで述べたように、水酸化マグネシウム製剤は閉鎖性水域の環境改善方法として注目され、様々な場所で検討を行っていた結果、水酸化マグネシウム製剤を用いた手法は、*Microcystis* 属によるアオコの沈降効果、悪臭の原因となる硫酸塩還元菌の抑制および底質改善、富栄養化のもとであるリンの流出抑制などの効果が得られることが明らかになっている。しかしながら、どのような条件に対してどのくらいの濃度を添加すべきか、あるいは pH の変化に対して他の生態系への影響性について考慮した条件の解明が残されていた。さらに、富栄養化を防止するための水質改善技術として、生態系への影響解析とともに実地試験の検討と解析も必要である。そうした中、水酸化マグネシウム製剤の使用に関して解明すべき点が多々ある。

また、国内での展開事例については、以下の代表例があり、様々な課題が残されていた。

①　野村ダムでは、昭和57年に管理を開始以来、貯水池への栄養塩類の流入等による富栄養化が進み、赤潮、アオコの発生が見られるようになってきた。

平成10年以降は、アオコの発生の頻度、期間、面積ともに拡大する傾向が見られ、平成15年には、アオコが風に吹き寄せられて貯水池上流端に集積して、腐敗し、異臭が発生する事態ともなった。この様な状況を踏まえ、野村ダムの貯水池水質保全対策を進めてきた。その中、主に進めてきた対策としては、曝気循環装置の設置と、作物のクウシンサイの湖面での水耕栽培による栄養塩類の除去試験だった[28)]。

しかし、期待された効果が見られず、平成24年から水酸化マグネシウムの散布によるアオコ抑制の公開試験を行った。実施した内容と作業手順、確認項目等は以下の通りである。

■目的

入り江部（流入量が小規模）のアオコ発生地点において、アオコレベル2～3の低濃度アオコに対し、水質改善剤にて、アオコ沈降を促進し、迅速なアオコ消滅を目的とする。その際に水質及び魚類等の影響が問題とならない事を再確認し、ダム湖最大アオコ吹き寄せ箇所である明間地区での使用の基礎実験とする。

■実験概要

◆日時： 平成25年6月25(火)10:00～（アオコレベル2～3程度）

◆場所： ダム焼却場跡付近入り江部

◆確認項目

■生態系への影響： 魚類の遊泳状況確認（目視確認）

■水質への影響

採水水深h=0.5m、1.0m、以降湖底まで1.0mピッチ

試験項目水温、pH、DO、SS（または濁度）

採水時期散布前、散布直後、散布24時間後、散布48時間後、散布72時間後

■実施方法

入り江をオイルフェンスにて囲み、アオコの風等による拡散を防止した上で、現地湖水と水質改善剤を混合してアオコ表面からシャワー状の水流にて混合液をまんべんなく散布する。

オイルフェンスの断面下は、魚類等の生物の往来が可能なように湖底に着底しないように設置する。

散布前、散布後で、湖面のアオコ状況の変化を記録（写真撮影）と魚類等の遊泳状況の

目視確認を行う。また、水質調査の為の採水を実施し、分析後水質に対する影響を考察する。

■水質改善剤（粉状タイプ）の使用方法・効果

◆使用方法：水に溶き水溶液にして散布する。

・1m^{2}の水面に対し100～500gを散布する。

◆効果：汚濁に対する凝集性も認められており、水の透明度を高める効果あり。

・散布により一時的に白濁する。水が澄むまでに1～4日要する。

上記で述べたように、短期間で一定の効果が確認された。しかし、1m^{2}の水面に散布するに当り100～500gと幅の広い散布量が散布されたことから、水酸化マグネシウムの最適散布量がどれほどであるのか特定することができなかった。これらの問題を解決するために、様々な条件、例えば水温や、pH、DO、SSの調査の他、少なくとも実際の散布量によるT-P、T-N、クロロフィルa、COD、電導率などの変化の確認し、水酸化マグネシウムの最適散布量を特定することは、本研究で挙げられる重要な目的の一つだと考える。

②石手川ダムにおける水質改善の取り組みの事例について

石手川ダムでは、運用開始以来、植物プランクトンの異常発生によるアオコ、淡水赤潮の発生が確認されている。特に、昭和61 年8 月において鞭毛藻の大量発生により淡水赤潮が発生している。また、同年9 月には藍藻類の大量発生によるアオコが確認されている。近年もアオコが発生しており、平成23年11 月にはカビ臭物質ジェオスミンを生産する藍藻類（*Anabaena* sp.）が異常発生し、水道水中にカビ臭物質が発生するといった水質障害が生じている。その為、水質改善の対策を取り組んできた。

平成 23 年 10 月には堤体付近に植物プランクトンが集積し、層状のアオコが形成され

た。近くには利用者が多い展望所があるが、景観の悪化や悪臭が発生しても、アオコ除去対策が検討されてきたが、有用な効果が得られなかった。そこで、水質悪化の軽減を図る予防措置として、発生したアオコに対する除去手段のひとつとして、水酸化マグネシウムによる植物プランクトンの沈降除去作用に着目し、室内試験の検討を行った。

試験は2つの水槽を用意し、試験水として当時アオコが発生していた石手川ダム貯水池の水をそれぞれ40L 注水したものを使用した。水酸化マグネシウムは粉末を撒くのではなく、水に混ぜた懸濁液を散布した。散布量は36g（200g・m^{-2}）を水1L に溶かして片方の水槽のみ散布した。水酸化マグネシウム懸濁液を散布した水槽を散布区、対照として無散布の水槽を無散布区とし、散布前および7 日後の水質を測定した。散布前の水槽には1cm 程度のアオコの層が出来ていたが、水酸化マグネシウム懸濁液を散布した直後からアオコは沈降した。その後、しばらくは水酸化マグネシウムにより試験水は白濁していたが、3～4日頃から透明度が高まってきた。一方、無散布区はアオコが浮遊したままで、7 日後には一部が腐敗していた。

水質分析した結果、散布前に比べ散布区はクロロフィルa およびSS が1 割ほどに減少しており、水酸化マグネシウムによりアオコおよび水中の植物プランクトンが沈降したものと考えられる。散布区では水酸化マグネシウム懸濁液を散布した直後からアオコは沈降し、速やかなアオコ除去作用が認められた。従って、貯水池においても吹き寄せられて形成される層状のアオコなどに対してスポット的に散布した場合でも同様の効果が期待できる。ただし、貯水池で使用する際の散布量や散布範囲などについては、その効果や費用を調査し最適な散布量を検討することが望ましい。また、水酸化マグネシウムによる人体や魚類への特段の悪影響は報告されていないが、散布後の拡散状況や動態など慎重に検証する必要があると指摘された[29)]。

石手川ダムの事例で、アオコ除去の効果は確認されたが、採用には至らなかった理由の一つとして、最適な添加量の解明が出来なかったことと、散布による水態系への検証、

調査が更に必要であったのである。

これらの展開事例から、水酸化マグネシウムの水質改善効果を確認されたが、しかし、どの条件に対しどの程度を添加すべきか、pH 変化に対する生態系影響を考慮した適正添加条件の解明が残されていた。

上記の点を踏まえて、本研究では水酸化マグネシウム製剤を新たな水環境保全対策技術として確立するため、水生植物や水生動物への影響、適切な添加量の解明などを明らかにすることともに、国内外の実地試験と調査結果を通し、水酸化マグネシウムを活用した閉鎖性水域の水質改善方法と、富栄養化に陥いている河川湖沼の底質の改善手法の開発を目的に研究を行った。

また、これまで述べたように、水酸化マグネシウムの安全性から、長年に亘り、国内外の研究機関がこれまで様々な水質、底質改善試験を重ねてきた。1995 年に大阪工業大学石川崇孝らの研究グループが中小池を対象とした水質浄化の基礎試験では水酸化マグネシウムの添加によるリンの除去効果が確認されず、アオコの発生を見ており、アオコの除去には不安定との結論となった[30]。しかし、それまでの研究結果と大きく見解が違ってきたのは、2002 年の稲森の水酸化マグネシウムを用いたアオコ除去とアオコの分解処理方法である。その研究結果からは、国内の閉鎖水域で進行していた河川、湖沼の富栄養化の水質、底質汚濁に水酸化マグネシウムを活用した研究事例が多く、稲森のアオコ対策、底質対策に関する研究により、水酸化マグネシウムは有効な技法との結果となった。その他では、西野らの水酸化マグネシウム散布による水質・底質の改善技術の研究では、水酸化マグネシウム散布による硫化水素の低減のメカニズムを解明され、実用化に向け水酸化マグネシウムを活用した環境改善剤とする技法は多く進歩した[19]。

しかし、既往研究で、水面のアオコや底質のバクテリアなど悪臭原因物質を同時に分解・抑制する効果、また、沈殿した水酸化マグネシウムが水底のメタン生成菌や硫酸塩還元菌など嫌気性バクテリアの活動の抑制効果、臭気を発するメタンや硫化水素の発生

を抑える効果を明らかとされたが、水酸化マグネシウム製剤に関しては水生植物や水生生物への生態影響効果、適切な添加量などの解明すべき点が多々ある。本研究では水酸化マグネシウム製剤の適切な添加量、オオカナダモやマツモなどの沈水植物、タナゴのオス・メス、ヨシノボリ、モツゴの水生動物への影響を明らかにすることおよび水酸化マグネシウム製剤を新たな水環境保全対策技術として確立させることを目的として研究を行った。国内外の現場、室内研究を通し水酸化マグネシウム添加の水質、底質改善効果と水生生物共存に及ぼす影響解析をした上で、本研究では水酸化マグネシウムの適正量が 50～100g・m^{-2} であることがわかった。

上記のことを取り入れて、本研究の論文は全 6 章で構成されており、以下に概要を示す。

第 1 章では閉鎖水域での富栄養化問題とそれに伴うアオコ被害について述べた。アオコ対策として用いられている水酸化マグネシウム製剤の特徴や既往の研究についても述べた。

第 2 章では水酸化マグネシウム製剤を用いた *Microcystis* 属沈降実験について、アオコ除去方法の開発を目的として、屋外実験池およびカラムを用いた室内実験において、アオコの沈降効果および沈降メカニズム、さらにリン吸着作用について検証するとともに、本法を用いた場合の *Microcystin* の水中への溶出の有無について検討を加えた。

第 3 章では水酸化マグネシウム製剤の添加による沈水植物への影響評価について実験方法、実験条件、実験結果および考察について行い、第 4 章では水酸化マグネシウム製剤の添加による水生動物への影響評価について実験方法、実験条件、実験結果および考察について述べた。第 5 章では実地試験の調査より水酸化マグネシウム製剤を用いた水質、底質改善方法について述べた。第 6 章では本研究における総括、社会貢献及び今後の展望・課題について検討を行うこととした。

第 2 章　水酸化マグネシウム製剤を用いた *Microcystis* 属の沈降効果解析

2.1　はじめに

第 1 章では、アオコによって起こる環境被害や影響について述べたが、ここではアオコの主要構成種であり、強い毒性物質を産生する *Microcystis* 属について述べる。藍藻類とはシアノバクテリアとも呼ばれる真正細菌の 1 群である。光合成によって酸素を生み出すという特徴がある。先にも述べた通り栄養塩類が過剰に供給された閉鎖性水域では水温が 20℃以上になると藍藻類が優先的に増殖し水面が緑色に覆われた状態になる[31)]。

Microcystis 属はクロオコックス目に属する。クロオコックス目に属するユレモ目、ネンジュモ目、スチゴネマ目の藍藻類は細胞が 1 列に並び糸状体を形成するという特徴がある。*Microcystis* 属が水面に集積するのは細胞にあるガス胞の働きによるものであり、球形の細胞を持つ。細胞内に偽空胞と呼ばれる小さなガス胞がある[32)]。ガス胞は直径 70nm、長さ 300～400nm のシリンダー状の空胞の集合体であり、空胞内のガスの組成は空気とほぼ同じである。*Microcystis* 属は数十個から数千個の細胞が集まって塊状の群体を形成している。多数の群体が浮上すると表面に浮上すると、水面上に集積しマット状になる。水面上に浮上した群体は光合成を行うので、膨圧によって肥大化し、ガス胞が破壊され、つぶれた封筒のような形になる。そのため細胞の比重が増加し、沈降する。沈降後、新たにガス胞が生成されると再び浮上する。

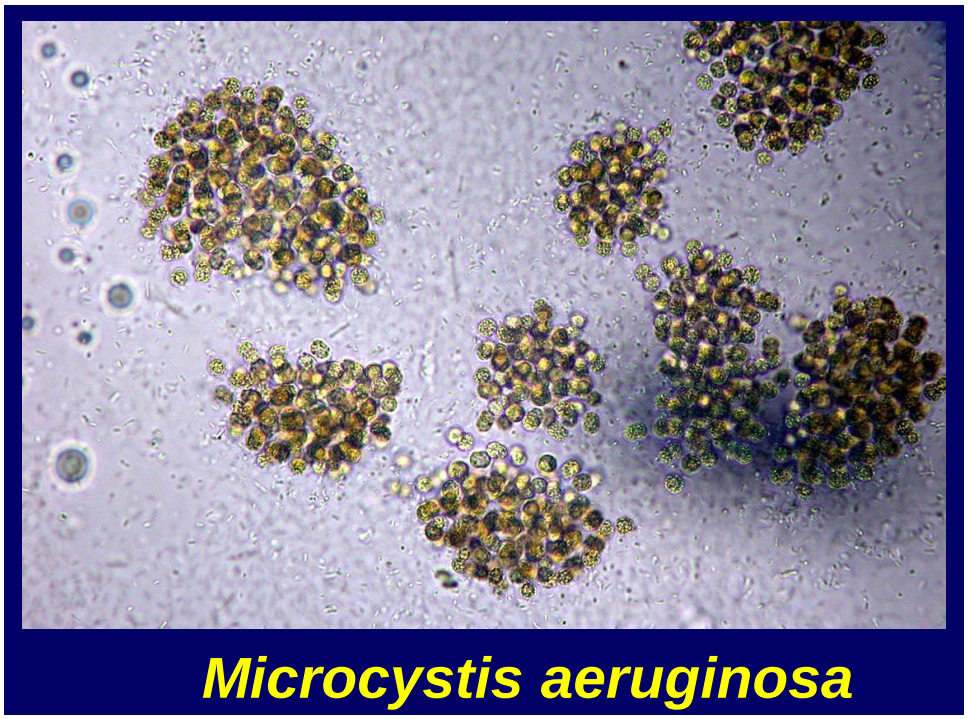

Fig.13　供試生物である有毒藍藻類 *Microcystis aeruginosa*

上記で述べた通り、*Microcystis*の毒性の主原因は肝臓に特異的に作用する環状ペプタペプチドの*Microcystin*である 。致死量(表1)の*Microcystin*を投与されたマウスは出血を伴った肝壊死により死亡する。*Microcystin*の作用機序は明らかではないが，*Microcystin*に *Protein phosphatase* 阻害活性があり、オカダ酸 *(okadaic acid)* のクラスの発癌プロモーターであることが明らかにされた。また *Microcystis* 菌体には細胞溶解活性物質あるいは腫瘍壊死因子誘導物質の存在が指摘されており、*Microcystis* の毒性には*Microcystin*の他にこれらの物質も関与していると考えられる。

Microcystin は *Microcystis* 属以外のシアノバクテリアからも検出されるが，毒素生産についてもっとも報告が多いのは *Microcystis*属菌株である。従って、毒性の強さや被害の大きさから、引き続き環境リスクとして懸念されている。そのため、アオコ被害問題解決のために、有用性のある解決策の確立が必要とされている。このことから、本

研究では水酸化マグネシウムを添加することによって得られるアオコへの効果を実験・調査によって考察し、検討を行った。次のパラグラフからは実験の工程やその結果について論じることとした。

表1　藍藻類*M. aeruginosa*と各種毒性物質との毒性比較[4)]

毒素	LD_{50}（μg・kg^{-1}）
ボツリヌス毒素	0.00003
シガトキシン	0.35
テトロドキシン	8
サキシトキシン	10
ダイオキシン	20
アナトキシン-a(s)	40-50
ミクロキスティン-LR	80
ミクロキスティン-YR	100
オカダ酸	200
コレラ毒素	250
ミクロキスティン-RR	600
青酸カリ	5,000

※マウス腹腔内投与，WHOの飲料水質ガイドライン
ミクロキスティンLR：１μg・l^{-1}

2.2　実験方法

2.2.1　アオコ屋外発生実験

国立環境研究所内バイオ・エコエンジニアリング研究施設に設置した大きさが 8m×5m で深さが 2m で容量が約 $80m^3$ の屋外実験池を 2 面(A 池, B 池)使用した（Fig.14）。実験池の底には、霞ヶ浦流域の備前川より採取した底泥を約 11cm の高さで敷き詰め、その後霞ヶ浦湖水を注入した。満水にした後、霞ヶ浦の砂ろ過湖水を毎分 1.5L 注水し、オーバーフローさせることで滞留日数を約 50 日と設定した。2010 年 8 月 21 日に、アオコが発生した行幸湖(埼玉県幸手市、北緯 36°6′13″、東経 139°43′36″)のアオコ集積域より湖水を採取し、実験池、対照池にそれぞれ 80L 接種した。なお、湖水サンプルの検鏡の結果、実験期間においては *M.aeruginosa* が優占種であることが確認された。その後、*Microcystis* の増殖を促すために、アオコ接種と同時に栄養塩として $NaNO_3$ 3.0kg と Na_2HPO_4 を 1.2kg に添加した。また 2010 年 8 月 28 日に $NaNO_3$ 1.5kg と Na_2HPO_4 を 0.6kg、2010 年 9 月 3 日に $NaNO_3$ 1.5kg を添加した。また、Fig.14 に示したように、沈降物を採取するために、 両池の底泥直上にセディメントトラップとして内径 11cm のアクリル容器を設置した。また、底泥内にも内径 11cm、高さ 11cm のアクリル製のカップを約 80cm 間隔で 30 個設置した。

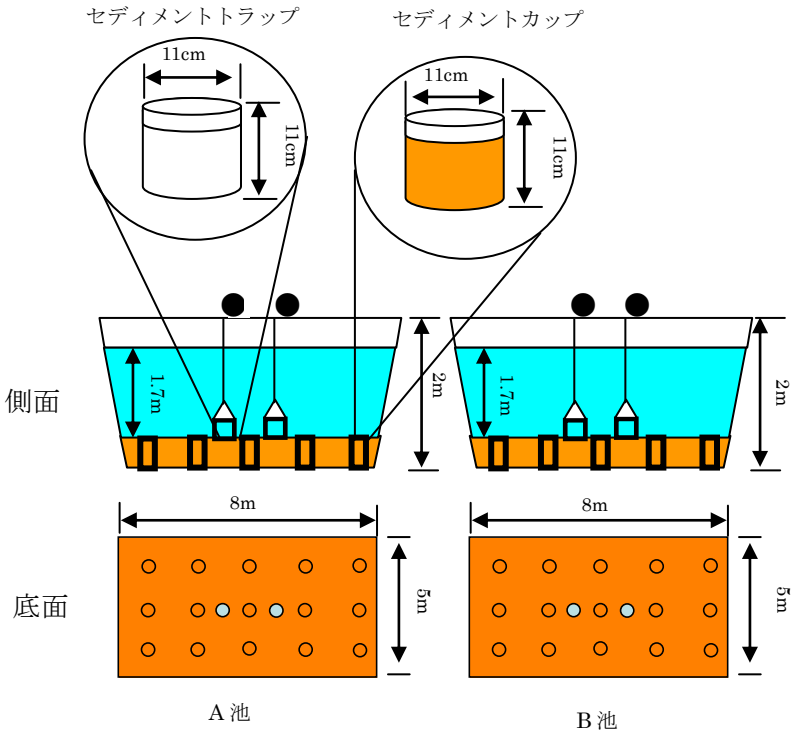

Fig.14

2.2.2　屋外実験池における水酸化マグネシウム添加実験

両方の屋外実験池でアオコの発生が認められた後の 2010 年 9 月 11 日に、沈降剤として水酸化マグネシウムを A 池の池水面に 300g・m^{-2} の散布密度で散布した。今回用いた水酸化マグネシウム剤の成分および特性を表 2 に示す。

この、散布の前後に、数日間隔で実験系の A 池と対照系の B 池の池水をサンプリングし、クロロフィル *a* 濃度をメタノール抽出法 [33]を用いてスペクトロメトリーにより測定した。さらに、アオコを構成している *Microcystis*.sp の細胞数の測定を TATAI 式計数盤用いて光学顕微鏡により行い、両池の *Microcystis*.sp の現存量（個体数密度）を比較した。なお、このサンプリングは、3 時間前より水中ポンプにより緩やかに池水の循環を行い、池水が均一化させた後に行ない、さらに群体状の *Microcystis*.sp の優占化を確認した後、超音波による単一細胞に分散化させたものを計数用のサンプルとした。また、

散布後の栄養塩の枯渇を回避するため、池水中の窒素（NO_3-N）濃度が約 5mg・L^{-1}、リン(PO_4-P)濃度が約 0.5mg・L^{-1} を目途に $NaNO_3$ と Na_2HPO_4 試薬を 2010 年 9 月 19 日, 2010 年 10 月 4 日に添加した。

底泥の直上、および底泥中に設置したセディメントトラップを水酸化マグネシウムの散布後引き上げ、底泥表面の観察に供した。また、セディメントトラップ内のクロロフィル *a* 量をメタノール抽出法により測定し、屋外試験におけるアオコ沈降率 So(%)を以下の式(1)を用いて算出した。

$$S_O(\%) = 100 \times \frac{C_1 \times A_1}{C_0 \times A_2} \qquad \cdots\cdot \text{式（1）}$$

C_1: 水酸化マグネシウム散布後のセディメントトラップ内のクロロフィル *a* 量(μg)

C_0: 水酸化マグネシウム散布前の実験池内のクロロフィル *a* 量(μg)

A_1：実験池の表面積

A_2：セディメントトラップの表面積

水酸化マグネシウム散布による *Microcystin* の水中への溶出を検討するために、屋外実験池における散布直前と散布 24 時間後にサンプルに含まれるアオコ細胞内と細胞外の *Microcystin* 濃度を測定した。このとき実験池の表層、中層、下層（底泥直上は除く）から試料を採取し、これを混合させたものを池の平均サンプルとして、*Microcystin* 濃度の測定に用いた。*Microcystis* の細胞内の *Microcystin* の抽出は酢酸抽出法により行った[34)]。屋外実験池より採取したサンプル 200mL に 10mL（5%（v/v））の酢酸を添加し、1 時間室温で放置した。その後、細胞残渣を取り除くために試料を GF/C フィルターでろ過した。また、細胞外の *Microcystin* は屋外実験池より採取した試料を GF/C でろ過し、この液中に含まれる *Microcystin* を細胞外 *Microcystin* とした。試料中の *Microcystin* は、

Sep-Pak　plus C18 (Waters)により濃縮・精製を行った後に、0.22μm のメンブレンフィルターで濾過し、高速液体クロマトグラフィー（SHIMADZU 10A ）によって分析した。このとき、溶離液には、pH3 のリン酸緩衝液―メタノール溶液（6 : 4）を用い、カラムは cosmosil C18 (nacarai tesqu)を用い、カラム温度 40℃、流速 1.0mL・min^{-1}、検出吸光波長 234nm の条件で定量を行った。

表 2　$Mg(OH)_2$ 成分および特性

$Mg(OH)_2$	$Ca(OH)_2$	Fe_2O_3	B_2O_3	平均粒径	比表面積	比重
96.1%	0.83%	0.05%	0.25%	1.9 μm	20 $m^2 \cdot g^{-1}$	2.35 $g \cdot cm^{-3}$

2.2.3　室内における水酸化マグネシウム添加沈降実験

Microcystis.sp からなるアオコが発生した実験池の試水を、孔系 1μm ガラスフィルター（ミリポア製）でろ過した霞ヶ浦湖水を使用して希釈し、クロロフィル *a* 濃度を 900～23,000μg・L^{-1} に調整して室内沈降実験用の *Microcystis* 懸濁水とした。内径 6cm、高さ 50cm のアクリル製容器にこの試水を 1L 注入後、クロロフィル *a* 量 1μg 当たりの水酸化マグネシウムの添加量を 0.1～1.2mg と変化させ、振とう・懸濁させ 2 時間静置させた。水酸化マグネシウムの添加後による *Microcystis* 懸濁部分の界面の移動速度を目視により測定し、沈降速度とした。さらに、水酸化マグネシウム添加前の *Microcystis* 懸濁水、および沈降した *Microcystis* 懸濁部分のクロロフィル a 濃度および体積を 2 時間後に測定して、以下の式(2)に従い沈降率 S(%)を算出した。

$$S(\%) = 100 \times \frac{C \times V}{C_0 \times V_0} \qquad \cdots\cdot \text{式（2）}$$

V_0:添加前の *Microcystis* 懸濁水の体積(L)

C_0:添加前のクロロフィル a 濃度(μg・L^{-1})

V:沈降した懸濁部分の体積(L)

C:沈降した懸濁部分のクロロフィル *a* 濃度(μg・L^{-1})

次に、継続培養株の *M.aeruginosa*（NIES-98）を用いて、上記と同様の沈降実験を行なうとともに、*Microcystis*、水酸化マグネシウム、*Microcystis* と水酸化マグネシウム凝集体のゼータ電位を、MALVERN 社のゼータアナライザー3000HS 型を用いて測定した。マグネシウム濃度は、ICP 測定装置（Perkin Elmer Japan、OPTIMA 3300DV）を使用した。

2.3　実験結果及び考察

2.3.1　アオコ屋外発生実験における解析

屋外実験池にアオコ接種と同時に栄養塩として$NaNO_3$ 3.0kgとNa_2HPO_4を1.2kgに添加したことから、実験池に富栄養化状態となっている。且つアオコをつくる主な藍藻類である*Microcystis*は、水温が20℃を超えると増殖を始め、25℃を超えると大発生が始まることが知られている。 また、光合成により藻類が生育するためには十分な日射量が必要である。*Microcystis*は一般的に梅雨明けの夏季に増殖する。また、閉鎖水域のように実験池では滞留水の滞留が顕著となり、植物プランクトンの増殖しやすい環境である。今回は、上記の条件に合わせ屋外で発生実験を行った結果、アオコの大量発生が確認された。

2.3.2　アオコ発生屋外実験池における水酸化マグネシウム添加による効果解析

アオコ発生水域から採取した湖水を屋外実験池に接種後、実験開始直前の 2010 年 9 月 10 日までの期間に発生し定常期に達した。このアオコ発生時の藻類種は、緑藻類、珪藻類も存在したものの、優占種としてはアオコを形成する藍藻類の *Microcystis* sp.が主であり、アオコが発生した富栄養化湖沼を模擬することができた。

このアオコが発生した A 池の水面に水酸化マグネシウムを散布後、約 3 時間で水面のアオコの消失が確認された。この散布の前後における *Microcystis*　sp.の細胞数およびクロロフィル *a* 濃度の経日的変化を Fig.15 に示した。クロロフィル *a* 濃度は、水酸化マグネシウム添加した A 池とともに、対照系である B 池においても一旦減少したが、その減少量は、添加系の A 池が対照系の B 池よりも約 3 倍であった。その後、9/18 には両池のクロロフィル *a* 濃度は増加したが、その後、A 池は B 池の約 50%のクロロフィル *a* 濃度で推移した。一方、B 池の *Microcystis* 細胞数は、9 月中旬に、4×10^5(N・mL^{-1})以上であったが、A 池では水酸化マグネシウム散布とほぼ同時に急激に減少した。その後、

1×10^5(N・mL^{-1})程度で推移した。B 池の *Microcystis* 細胞数も 10 月に入ると減少に転じた。しかしながら、クロロフィル a 濃度は増加していたことを考慮すれば、この期間で藻類種が変化したことが示唆される。

屋外実験での散布系および対照系の実験池における層別の水温の経日的変化を Fig.17 に示した。表層の水温は、散布系・対照系ともに 9 月中旬まで 30℃以上を示し、*Microcytis* sp.の増殖に適した水温を保っていた。その後、序々に低下した後、10 月に入り 20℃以下となった。この時期のクロロフィル *a* 濃度の減少傾向はこの水温低下によるものと考えられた。

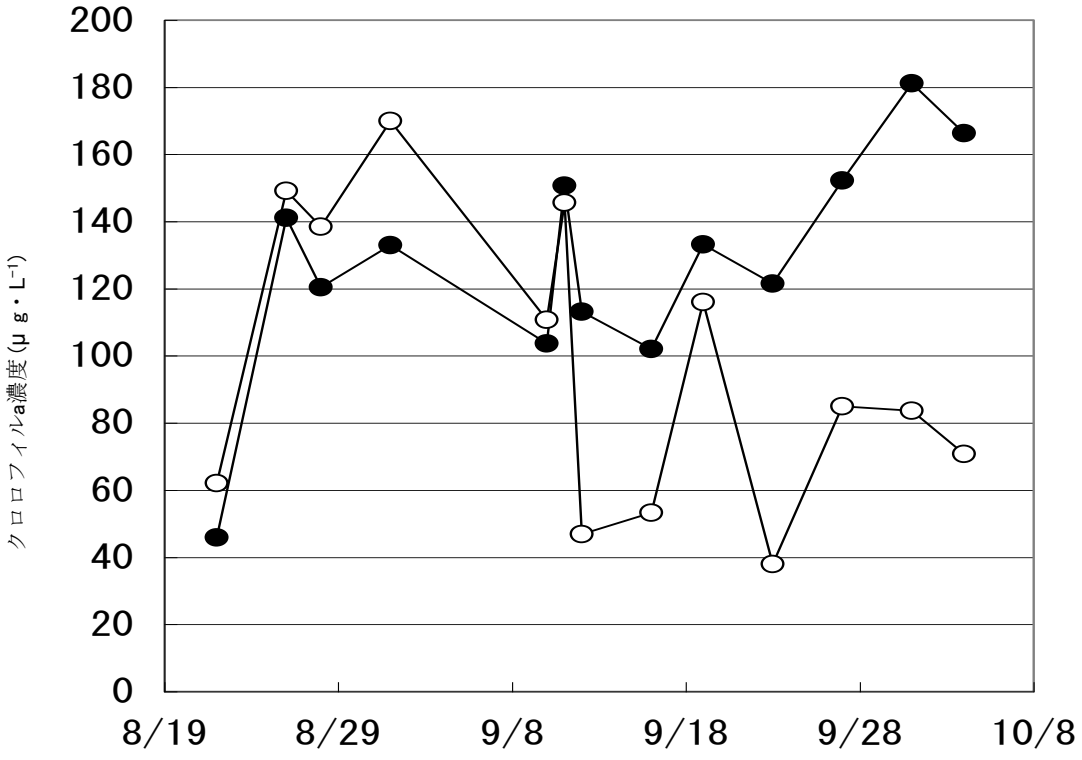

Fig.15　屋外実験池におけるクロロフィル a 濃度の経日変化

添加系(○) 、対照系　(●)

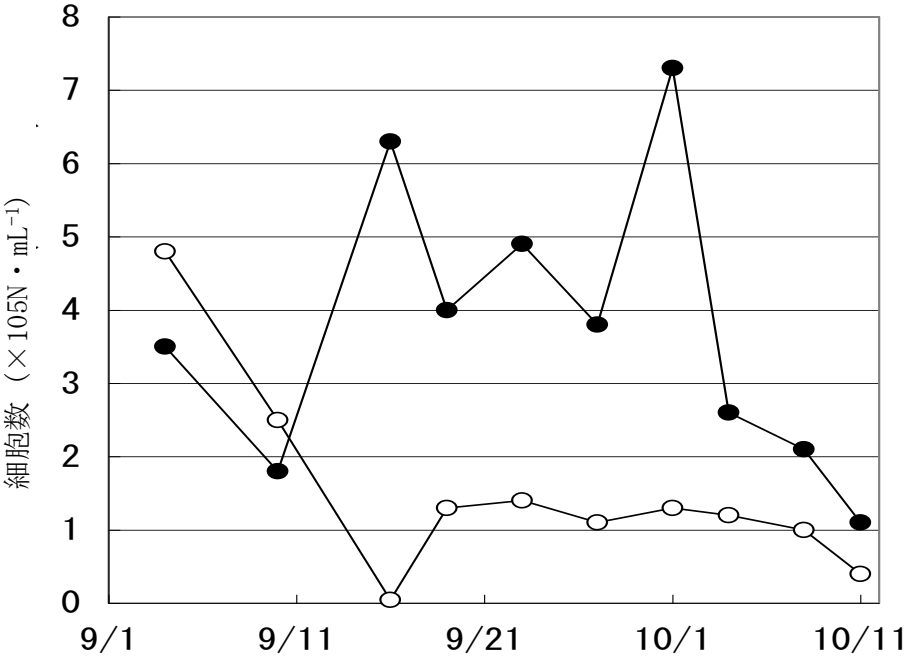

Fig.16　屋外実験池における藻類細胞数の経日変化

添加系(○) 、対照系　(●)

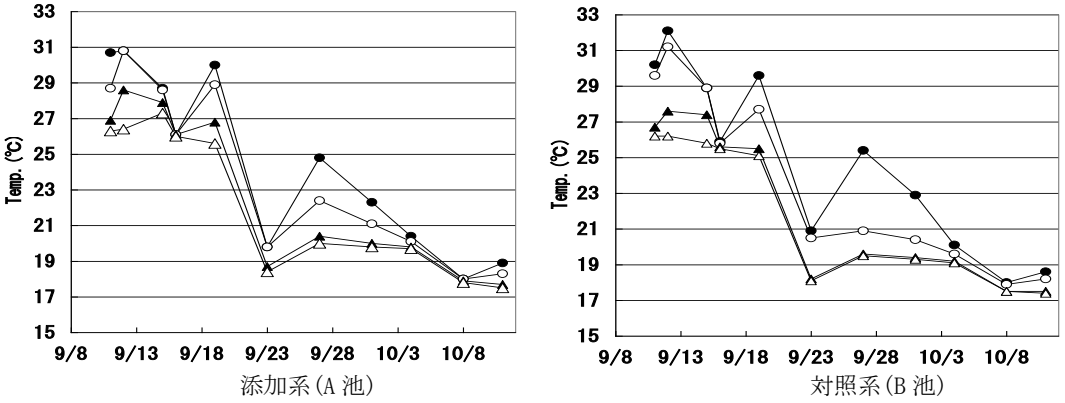

Fig.17 屋外実験地における水温の経日変化、水面から 5cm(●),30cm(○),90cm(▲),160cm(△)

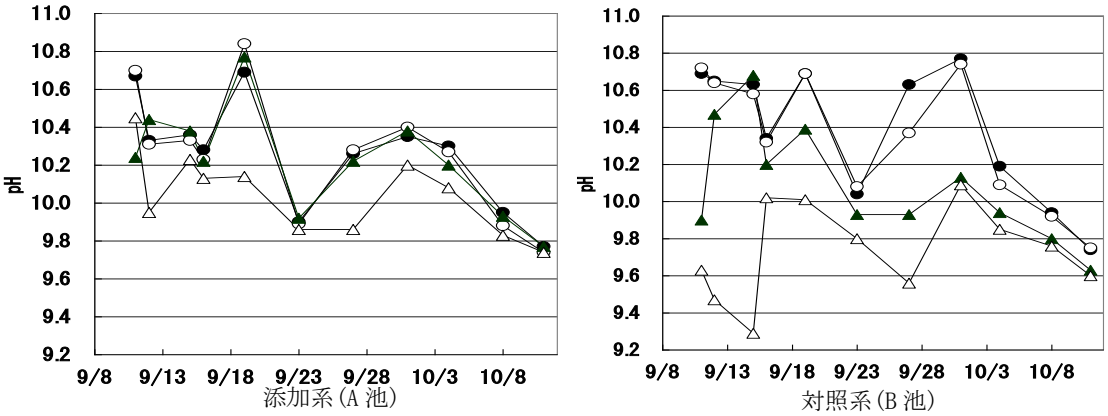

Fig.18 pHの屋外実験池における経日変化、水面から 5cm(●),30cm(○),90cm(▲),160cm(△)

また、屋外実験での散布系および対照系の層別の pH の経日的変化を Fig.18 に示した。

９月の表層付近の pH は、散布系では、10.0～10.5、対照系では 10.5～11.0 近くを示した。屋外実験池において、弱アルカリ剤である水酸化マグネシウムを散布することにより池水の pH 上昇が懸念されたが、アオコが発生し *Microcysitis* が繁茂した状態では、光合成活性により散布前の pH がすでに 10 近くまで上昇しており、富栄養化水域の生態系はアルカリ化に対し適応しているものと考えられ、散布によるアルカリ化の影響は少ないと考えられる。また、池水の pH や溶存態の無機炭素量を決定するアルカリ度は、実際に測定したところ、水酸化マグネシウムを添加した 24 時間後において、実験系で 68.6mg・L^{-1}、対照系では 54.8mg・L^{-1} となり、大きなアルカリ度の上昇は確認できなか

った。その要因は、大部分が溶解せずに粒子として沈降したことが考えられた。実際、散布した実験系の Mg イオンの計算上の濃度は、48mg・L^{-1} であるが、Mg イオン濃度は実験系で 7.7mg・L^{-1}、対照系で 5.7 mg・L^{-1} となり水酸化マグネシウムを散布した池の方が高かったものの、極端な差は生じておらず、大部分が溶解していなかったことが示唆された。

散布後 3 日後、予め底泥に設置していたセディメントトラップのカップを引き上げると、底泥表面に水酸化マグネシウムとアオコを形成していた *Microcytis* の堆積が確認された。水酸化マグネシウムの散布当日とその前後のセディメントトラップによる沈降物の乾燥重量と沈降物のクロロフィル *a* 量を Fig.18 に示した。沈降物の乾燥重量、クロロフィル *a* 量が高い値を示すのは、散布当日のみであり、翌日には散布前の通常の沈降量に戻っていた。このように、水酸化マグネシウムの散布によりアオコを形成した *Microcystis* は即効的に沈降することが分かった。

この屋外実験池に設置したセディメントトラップ内の堆積物のクロロフィル a 量を測定し、（1）式に基づき算出した藻類沈降率は 53%であった。

水酸化マグネシウムは殺藻剤ではないので、沈降した *Microcystis* や沈降せずに池水中に残った *Microcystis* は十分に増殖活性を持っていると考えられる。そのため、散布後のアオコ再発生について検討することは重要である。Fig.15 に示されたように、A 池における散布後のクロロフィル a 濃度の増加は B 池のクロロフィル a 濃度の増加に比べて明らかに小さい傾向にあり、藻類の増殖抑制効果が *Microcystis* の細胞数の推移より、水酸化マグネシウムには、*Microcystis* を沈降させるだけではなく、沈降しなかった *Microcystis* の増殖を抑制する効果があることが示唆された。すなわち、細胞数を指標とした評価の方がクロロフィル *a* を指標とした評価よりも、沈降、増殖抑制効果が高かった。このことより水酸化マグネシウムは、他の藻類と比較して *Microcystis* sp.に対してより効果的であると考えられる。*Microcystis* の増殖へ影響する因子としては、1）温度、2）照度、

３）窒素、リン濃度、４）鉄、マンガンなど金属イオンとキレート物質などが考えられるが[35]、本実験では、１）、２）は同条件であり、その抑制原因は、３）や４）の違いが推測される。そこで、水酸化マグネシウムの添加前後における窒素，リン濃度の変化を Fig20.21 に示した、水酸化マグネシウムの添加により、溶存態の窒素濃度は対照系に比べてもあまり変化していなかったが、リン濃度は添加により低下していた。これは、水酸化マグネシウムがリン酸イオンを化学吸着したことによると考えられた。しかしながら、窒素、リン濃度ともに、*Microcystis* の増殖にとって十分な濃度が維持されており、今回散布した水酸化マグネシウムでは栄養塩対策としての効果は少ないと考えられた。しかし、水酸化マグネシウムを底泥に散布した場合、リンの溶出が押さえられることが期待できるとともに、底泥の pH がアルカリ性に変化することで、鉄などの金属イオンが水酸化物を形成しやすくなり、底泥から鉄等金属イオンの溶出にも影響があると考えられる。この鉄等の金属イオンはキレート化することで藍藻類の増殖に大きな影響を与えることが知られている。*M. aeruginosa* の増殖特性において底泥から溶出する鉄やマンガン等の金属イオンの取込みが重要であると報告している[36]。このように、底泥への影響を含めると、水酸化マグネシウムの効果が沈降剤以上の効果も期待することができるため、今後より詳細な検討が必用であると考えられる。

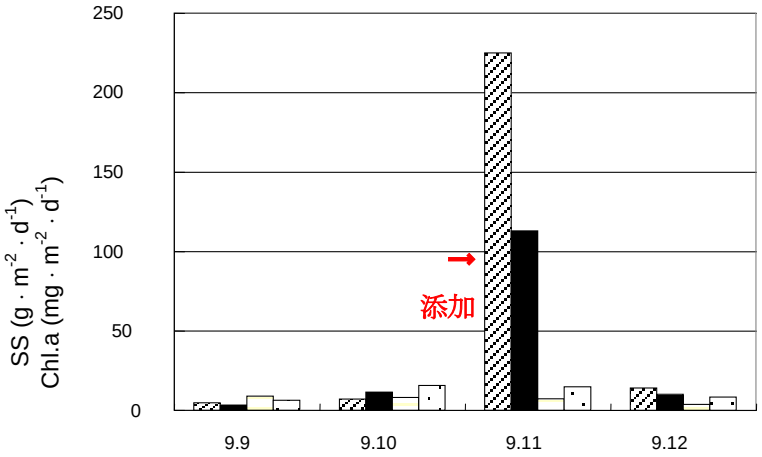

Fig. 19　　実験池における Mg(OH)2 添加前後 1 日あたりの沈降量

実験系 SS　　実験系 chl.*a*

対照系 SS　　対照系 chl.*a*

→ Mg（OH）$_2$の添加

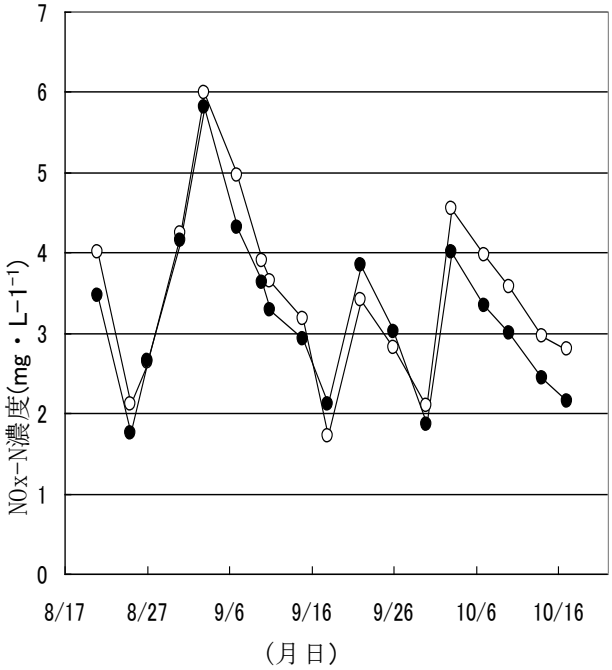

Fig. 20　屋外実験池における NOx-N 濃度の経日変化 ○添加系(A 池)、●対照系(B 池)

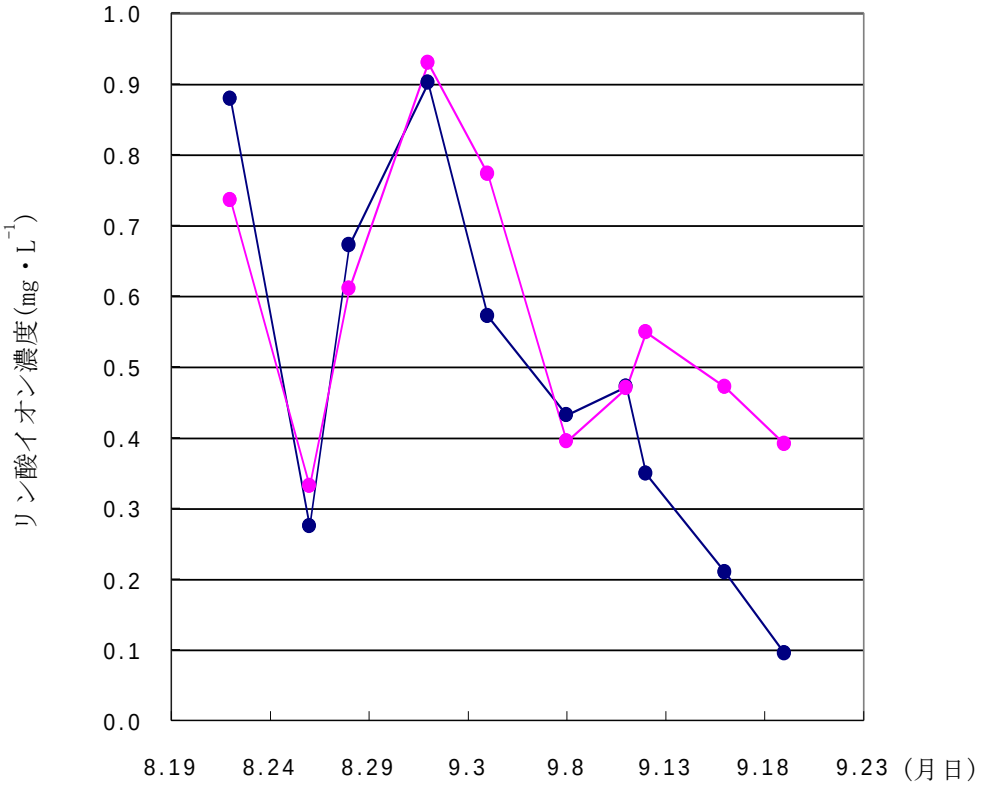

Fig.21　屋外実験池におけるリン酸イオンの経日変化

(●添加池、●対照池)

表 3　　*Microcystis* 50%を沈降させるための $Mg(OH)_2$ 必要添加量(mg · μg-chl. a^{-1})

項目	室内実験 (6 月)	室内実験 (9 月)	屋外実験
$Mg(OH)_2$ の添加量	0.4	0.2	1.7

2.3.3　水酸化マグネシウム添加による *Microcystin* 溶出の検討

水酸化マグネシウム散布前後の池水中の *Microcystin* の平均濃度を表 4 に示す。なお、この平均濃度は、表層、中層、下層の各々のサンプル水を等量混合した後、*Microcystis* 細胞内と溶存態を合わせた *Microcystin* の濃度を測定したものである。散布前の *Microcystin*-RR は 13.7μg・L^{-1}、 *Microcystin*-LR が 3.9μg・L^{-1} であった。また、散布後、24 時間目の *Microcystin* の平均濃度は、*Microcystin*-RR が 2.2μｇ・L^{-1}、*Microcystin*-LR が 1.2μg・L^{-1} となり、水酸化マグネシウム散布後のアオコの沈降に伴い *Microcystin* の平均濃度も減少していることが確認できた。

表 4　　平均濃度（μg・L^{-1}）

項目	散布前	散布後（24 時間目）
Microcystin-RR	13.7	2.2
Microcystin-LR	3.9	1.2

一方、溶存態の *Microcystin* 濃度に着目すると、水酸化マグネシウム散布前後でともに検出限界以下（＜0.2μg・L^{-1}）となり、水酸化マグネシウム散布後、検出された *Microcystin* はほとんどすべて沈降せずに残った *Microcystis* 細胞由来のものであり、細胞外への溶出は検出できなかった。

既往の研究において、*Microcystis*が増殖した水域で、殺藻剤である硫酸銅を散布すると、*Microcystin*は、瞬時に細胞外に溶出することが報告されている。埼玉県環境科学国際センターの研究報告では、アオコの発生している池沼の管理や水利用において、藻類増殖防止に散布されることのある硫酸銅の影響を調査する為、SSで約47mg・L^{-1}のアオコ（M. *aeruginosa*）に、硫酸銅を銅として1、4、9、29mg・L^{-1}になるように添加し、スターラーで攪拌しながら経時的に試料を分取し、*Microcystin*等の経時変化を調査した結

果、銅1mg・L^{-1}添加時には、銅は初期に80％以上が藻体に固定化され、5-24時間でその一部が溶出した。これは、藻体に固定化した銅が藻体の解体に伴いながら溶出し、*Microcystin*の溶出を起こしていると考えられた。[7)]この溶出した*Microcystin*は、やがて細菌類によって分解されるものの、その分解には数日間を要し、分解途中の間は溶存態*Microcystin*として湖水中に留まることが観察されている。このように溶出してしまった*Microcystin*は、水域の生物や人間に対し直接毒性を与えることとなり、水利用上の危険性が懸念される。また、溶存態の*Microcystin*を現場にて効率的に除去することは難しい。

本実験で着目した水酸化マグネシウムを用いた手法は、細胞を破壊するのではなく沈降させることに特徴を有するため、*Microcystin* の水中への急速な溶出を抑えることができ、アオコ処理剤としてより安全性に優れていると考えられる。

2.3.4　屋内における水酸化マグネシウム添加沈降特性による効果解析

上記の屋外実験から、水酸化マグネシウムが *Microcystin* の沈降除去に効果的であることが示されたが、今後の改良のためには沈降メカニズムを明らかにすることが極めて重要である。そこで、2010 年の 6 月と 9 月に、屋外実験池から採取した *Microcystis* を用いた場合の室内沈降実験を実施した。*Microcystis* の沈降量と水酸化マグネシウムの添加量との関係を Fig.22 に示す。横軸は、水酸化マグネシウムの添加量、縦軸に *Microcystis* の沈降量の指標としてクロロフィル *a* 量を示した。6、9 月に採取した *Microcystis* ともに、初期濃度の約 90%までは、添加量と沈降量は正の相関関係があるが、更に添加量を増加させても *Microcystis* の沈降量は一定であった。但し、季節の違いによる沈降性の相違があり、例えば 0.4g の添加量で比較すると 9 月に採取した *Microcystis* の方が約３倍多く沈降した。そこでクロロフィル *a* 量あたりの Mg(OH)2 添加量と沈降率の関係を Fig.21 に示す。沈降率は、6、9 月共に約 90%で頭打ちとなり、90%の *Microcystis* を沈降させるために必用な添加率は、6 月の場合、クロロフィル *a* の 1μg 当たり 0.63mg、9 月の場合では、0.26mg であった。その沈降した *Microcytis* の検鏡観察の結果、水酸化マグネシウムの凝集体に群体状の *Microcystis* が捕捉されているのが確認された（Fig.22）。このことから、群体状の *Microcystis* と水酸化マグネシウムが凝集した結果、比重が増加し沈降したことが考えられた。水酸化マグネシウムの添加後に懸濁した *Microcystis* の界面の下降が観察されるので、このときの界面の移動速度を *Microcystis* と水酸化マグネシウムの凝集体の沈降速度と定義した。沈降率は異なったものの、6 月期、および 9 月期ともに沈降速度は約 0.3m・h^{-1} であった。

凝集沈降の機構を論ずる場合、粒子表面の荷電状態が重要であり、ゼータ電位がその指標となる [37)]。継代培養株の *M. aeruginosa*（NIES-98）、水酸化マグネシウム、および沈降した *M. aeruginosa* と水酸化マグネシウム凝集体のゼータ電位を表 5 に示す。

表 5　　*Microcystis* と $Mg(OH)_2$ のゼータ電位 (mean±S.D.)　Unit: mV

Microcystis	$Mg(OH)_2$	*Microcystis*+ $Mg(OH)_2$
-22.7±1.4	8.3±0.8	-19.7±0.5

M. aeruginosa 単独のゼータ電位は、-22.7±1.4mV(平均値±S.D)、水酸化マグネシウムは、8.3±0.8mV(平均値±S.D)、*M.viridis* と水酸化マグネシウムの凝集体は-19.7±0.5mV(平均値±S.D)であった。一般に、藻体表面は、藻体から分泌される細胞外有機物質や細胞表面有機物に起因し、負電荷を帯びている。本実験に用いた *Microcystis* も負電荷を帯びており、また凝集後の電荷は、緩和はされるものの負電荷を帯びたままである。従って、従来の沈降剤の様に、荷電を中和しフロックを形成し沈降させる機構ではないと考えられる [29]。本実験における *Microcystis* と水酸化マグネシウムの付着機構を Fig.22 に示す。*Microcystis* と水酸化マグネシウムのゼータ電位が反対であるため、静電力による反発力が生じることなく速やかに、Van der Waals 引力の作用する領域に入り、*Microcystis* の群体と水酸化マグネシウムが互いに付着し、水酸化マグネシウムの粒子とともに沈降したと考えられる。すなわち、今回の実験池で優占化した *M. aeruginosa* の密度は、999.4～1,000.4(kg・m^{-3})といわれており [34]、比重が約 2.36 の水酸化マグネシウムが付着することにより容易に池水より比重が大きくなり沈降したと考えられる。また藻類は、生長段階によりゼータ電位および細胞外有機物が変化するため 9 月の *Microcytis* と 6 月の *Microcytis* では、細胞外有機物質の違いによる比重差や、ゼータ電位の違いのため、沈降性に差が生じたと考えられる。

これまでの屋外実験、室内実験から 50%の *Microcytis* を沈降させるために必用な水酸化マグネシウムの添加率を表 3 に示した。屋外実験で同量の *Microcytis* 沈降に必用な水酸化マグネシウムの添加量は室内実験と比較して約 4～8 倍量必要であった。この原因として、*Microcytis* 細胞と水酸化マグネシウム粒子の会合頻度の差が要因の一つである

と考えられる。野外からサンプリングした *Microcytis* は、浮上性が強く表層に集積しているため、中層、底層の *Microcytis* 細胞濃度が低く、水酸化マグネシウムを添加しても、*Microcytis* 細胞と会合することなく底層に沈降したと考えられる。しかし、室内実験の場合は、実験容器ごとに、振盪させたため、沈降した水酸化マグネシウムが再浮上し、*Microcytis* 細胞と水酸化マグネシウム粒子の会合確率が増加したためと考えられる。従って、実際の水域においても小規模な水域であれば、散布後のポンプなどで水域を十分攪拌することで沈降率を向上させることができると考えられる。

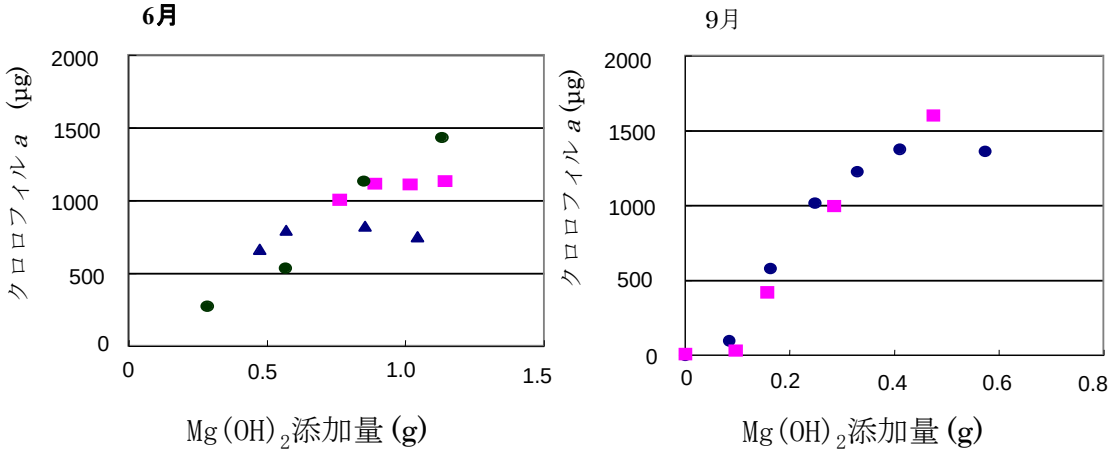

Fig. 22　$Mg(OH)_2$ 添加量と *Microcystis* 沈降によるクロロフィル a 析出量の関係

6 月添加前測定したクロロフィル a 量 (μg・L^{-1})　907 (▲), 1277 (■), 2377 (●)

9 月添加前測定したクロロフィル a 量 (μg・L^{-1}) 1,633 (●), 1,860 (■)

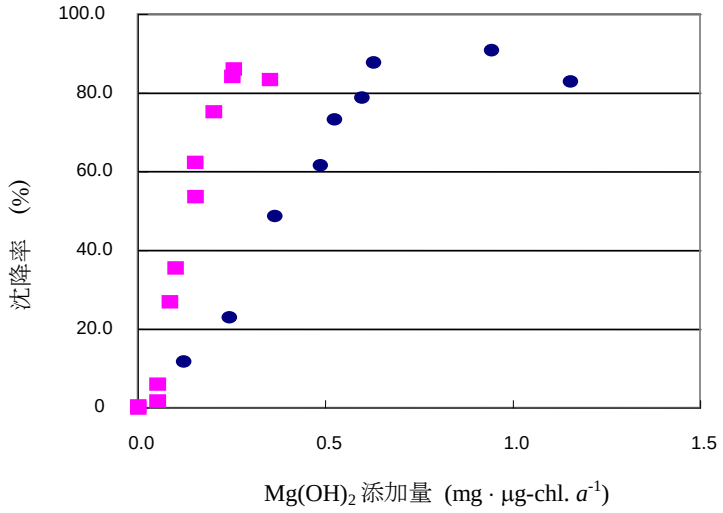

Fig. 23　クロロフィル*a*量あたりの$Mg(OH)_2$添加量と沈降率の関係。6月 (●),　9月 (■)

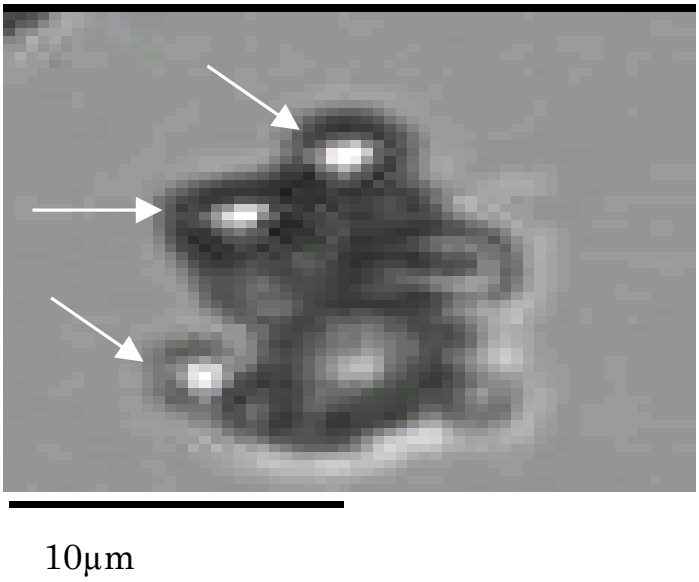

Fig.24　沈降した *Microcystis* と$Mg(OH)_2$凝集体の写真

2.4　まとめ

1)屋外実験池を用いた実験から、粉状の水酸化マグネシウムは、即効的なアオコ沈降剤として有用であり、特に *Microcystis* sp.から構成されたアオコに効果的であることがわかった。

2)水酸化マグネシウムの散布により、藍藻毒 *Microcystin* の細胞外への溶出は検出されなかった。

3)水酸化マグネシウム散布後の *Microcystis* 増殖抑制に関してはより詳細な検討が必用であるが、今回の屋外実験から単に沈降のみならず増殖抑制にも効果があることが示唆された。

4)屋内沈降実験から *Microcystis* 沈降のメカニズムは、静電引力、Van der Waals 力による水酸化マグネシウムの凝集体と *Microcystis* の会合付着により比重が上昇した結果であることが示唆された。

以上の結果から、水酸化マグネシウムの散布による手法は、従来の方法と比較して、アオコ発生水域に適量を散布するだけで、作業も簡便であり、沈降したアオコの処理は、自然の浄化機能利用するため回収物の処理問題も発生しない、対処療法として優れたアオコ対策技術であることが期待される。

以上のことから、第 2 章では水酸化マグネシウムがアオコにどのような働きをするのかを目的として屋外実験を行い、粉状の水酸化マグネシウムがアオコ沈降剤として有用であることを明らかとした。そして、以上のことから水酸化マグネシウムはアオコによる水環境悪化の解決策の糸口になると期待することができる。しかし、水酸化マグネシウムをアオコ処理のために湖沼に散布することによって起こり得る生態系への影響がどの程度のものであるのかという懸念が生じた。そこで、次章では、水酸化マグネシウムの散布が沈水植物や水生生物、つまり、湖沼周辺の生態系へ及ぼす影響解析について検討することとした。

第 3 章　水酸化マグネシウム製剤の添加による沈水植物への影響評価

3.1　はじめに

前章にて述べた通り、水酸化マグネシウムは海水と石灰石を原料にして製造したもので、海水の塩分を取り除き、ミネラルを濃縮した自然に優しい水質改善剤として近年、着目されている。且つ水酸化マグネシウムは、食品安全委員会の食品健康影響評価において安全性に懸念がないとされており、魚貝類や植物等にも害がなく安心して使用できると言われてきた。また、作業は水域へ散布するだけで、過重な設備・労力の必要がないなどの利点から新たな環境手法としてますます注目されるようになった。しかし、弱アルカリ性質の環境改善剤として水酸化マグネシウムを用いたときの沈水植物への生長影響について現在、解明されていないのが現状である。沈水植物とは水草の中でも、植物体の全部あるいは大部分が水中で生活している植物の総称である。沈水植物は気孔を持たず、水中の表皮細胞で直接ガス交換や栄養塩類の吸収を行う。空気中では水分を保持できないために枯死するという特徴を持つ。また、冬期は越冬用の小さな株である越冬芽が水底に沈み、翌春に発芽し新しい個体になる。水中への酸素供給を行い、植物自体が魚類のすみかや産卵場や、動物プランクトンの隠れ家になり、水中の生態系を維持する役割もある。また、沈水植物には SS(浮遊物質)除去、BOD 除去、リン除去、窒素除去などの水質改善効果がある [31)]。このことからも沈水植物を含めた生態系の保全を図る上で水酸化マグネシウムの影響について考察することが重要な要因とされる。このようなことを踏まえて、水酸化マグネシウム製剤の添加による沈水植物への影響評価を行った。

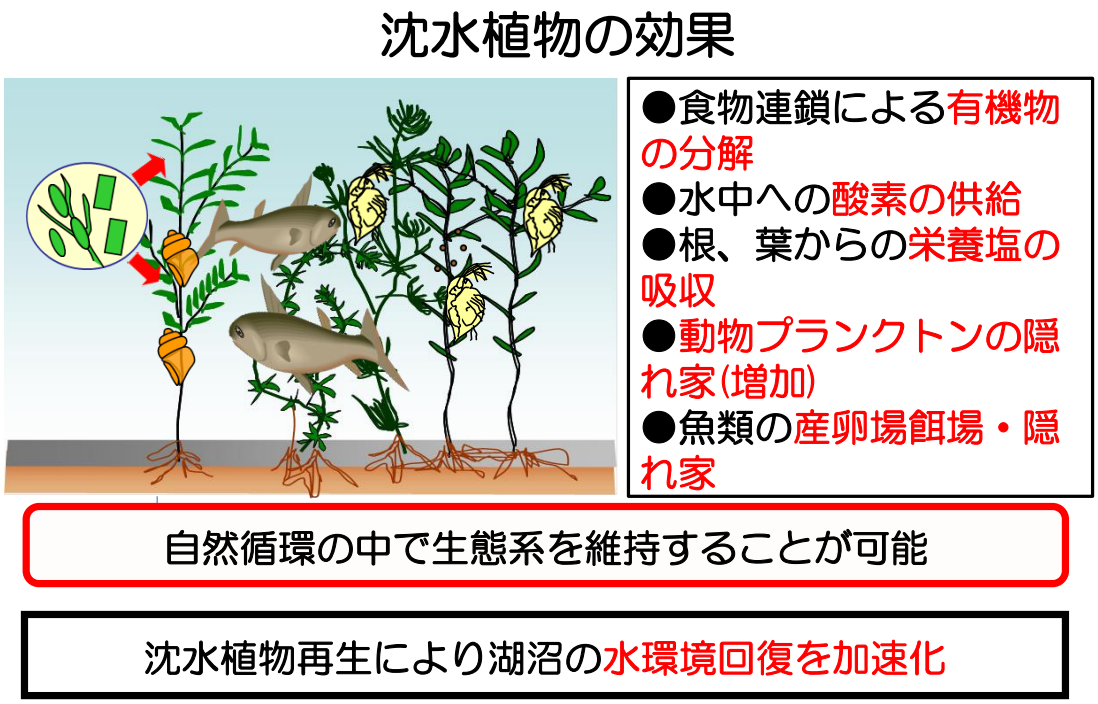

Fig.25 沈水植物の水圏での役割

3.2 実験方法

3.2.1 供試植物

水酸化マグネシウム製剤の添加による沈水植物への影響を調べるため、本実験ではオオカナダモ(*Egeria densa*)とマツモ(*Ceratophyllum demersum*)の 2 種類の沈水植物を用い、実験を行った。

①オオカナダモ

被子植物門トチカガミ科の沈水植物の一つで、南米原産の多年草である。低温や水質汚濁といった悪環境にも耐えやすいという特徴を持つ。南米原産で生物実験の材料として日本に持ち込まれたものが大繁殖した。北海道を除く各地のため池、湖沼、河川、水路で繁殖している。分布を広げ、琵琶湖では在来種を駆逐したり、異常繁殖し、船の航行を妨害したり、湖岸に打ち上がり悪臭が発生したりなどの様々な悪影響をもたらす。ゆえに要注意外来生物に指定されている。水圏生態影響評価を行う際、オオカナダモは

モデル生物として多く用いられており、本試験においても水酸化マグネシウム製剤への影響について評価するため供試生物として用いた。

Fig.26　オオカナダモの外観

②マツモ

被子植物門マツモ科に属する多年生沈水植物の 1 種である。世界中に生息しており、日本にも生息している在来種である。ため池や池沼に生育しており、水草として完全に沈水化しており水上に葉を出すこともなければ、根を出すこともなく水中を漂っている。浄化能力が高く、富栄養化し湖沼を浄化する実験に使用されている。また生育環境によって大きさや葉の質感が変化するという特徴を持つ。マツモは丈夫な沈水植物で生活条件に広範囲な適応力を有する。しかし、環境の急激な変化に弱いところもあり、溶けるように枯れてしまうこともある。

Fig.27　マツモの外観

3.2.2　オオカナダモに対する水酸化マグネシウムの添加実験

直径 10cm、高さ 25cm の円筒槽に純水を 2L 注ぎ、その中に沈水植物を投入した。オオカナダモを 7.11g 投入した。沈水植物の投入から 1 週間後の水酸化マグネシウム製剤の添加を行った。実験系列は無添加対照系が 1 つ、添加実験系を 3 つの 4 つを 1 連とし、3 連で実験を行った。水酸化マグネシウム製剤の添加量は適正添加量(100g・m^{-2}～500g・m^{-2})を参考に 50g・m^{-2} 、100g ・m^{-2}、 200g ・m^{-2} となるように添加を行った。純水には液肥を投入し、全窒素・全リンの量が実湖沼の値に近くなるように設定した。実験期間はじゅん化に 1 週間、影響評価試験に 2 週間とし合計 3 週間で実験を行った。実験は屋内で行い、室温は 25℃、照度は 1,600lux～2,000lux であった。また使用した純水を測定したところ水温 23℃、pH5.99、溶存酸素(DO) 9.42mg・L^{-1} であった。測定項目として DO、pH、全窒素、全リン、植物生長量を測定し、影響評価を行った。

DO、pH についてはポータブル測定器(東亜 DKK)を用いて測定を行った。測定方式については pH がガラス電極法、DO が隔膜式ガルバニ電池法である。ポータブル測定器は測定前に定期的な校正を必要としており、それぞれ機器に合わせた方法に従い行った。

下水試験方法に準じ、全窒素(TN)、全リン(TP)分析はペルオキソ二硫酸カリウムによる分解法を用い、TN はインドフェノール青吸光光度法、TP はモリブデン青吸光光度法によって測定を行った。

3.2.3 マツモに対する水酸化マグネシウムの添加実験

マツモは環境の変化に非常に弱い性質から、本実験では添加する前に、一週間の養生期間を持ち、直径 10cm、高さ 25cm の円筒槽に純水を 2L 注ぎ、その中にマツモを 10.2g 投入した。沈水植物の投入から 1 週間後の水酸化マグネシウム製剤の添加を行った。実験方法、手順がオオカナダモと同様であり、実験系列は無添加対照系が 1 つ、添加実験系を 3 つの 4 つを 1 連とし、3 連で実験を行った。水酸化マグネシウム製剤の添加量は適正添加量(100g・m^{-2}～500g・m^{-2})を参考に 50g・m^{-2} 、100g ・m^{-2}、 200g ・m^{-2} となるように添加を行った。純水には液肥を投入し、全窒素・全リンの量が実湖沼の値に近くなるように設定した。実験期間はじゅん化に 1 週間、影響評価試験に 2 週間とし合計 3 週間で実験を行った。実験は屋内で行い、室温は 25℃、照度は 1,600lux～2,000lux であった。また使用した純水を測定したところ水温 23℃、pH5.99、溶存酸素(DO) 9.42mg・L^{-1} であった。測定項目として DO、pH、全窒素、全リン、植物生長量を測定し、影響評価を行った。

DO、pH についてはポータブル測定器(東亜 DKK)を用いて測定を行った。測定方式については pH がガラス電極法、DO が隔膜式ガルバニ電池法である。ポータブル測定器は測定前に定期的な校正を必要としており、それぞれ機器に合わせた方法に従い行った。

下水試験方法に準じ、TN、TP 分析はペルオキソ二硫酸カリウムによる分解法を用い、TN はインドフェノール青吸光光度法、TP はモリブデン青吸光光度法によって測定を行った。

3.3　実験結果および考察

3.3.1　水酸化マグネシウムの添加によるオオカナダモに及ぼす影響評価

オオカナダモに対する添加実験を行った結果を Fig.28 から Fig.34 に示す DO に関しては対照系と添加系で似た挙動をとり、水酸化マグネシウム製剤の添加による DO の大幅な減少も確認されなかった。pH に関しては水酸化マグネシウム製剤の添加後、添加系で大幅な pH の上昇が見られた。実験終了後まで添加系は pH10 を維持し、添加量が多いほど pH の値も高くなるという結果が得られた。全窒素濃度・全リン濃度に関して全系列で 3 週間後の値が初期値よりもわずかに減少しており、水酸化マグネシウム製剤の有無によらずオオカナダモが窒素・リン吸収していることが示唆された。水酸化マグネシウム製剤の添加後に全窒素濃度・全リン濃度が上昇しなかったことから水酸化マグネシウム製剤には富栄養化を助長する機能はないことが確認できた。生長量として 3 週間後のオオカナダモの湿重量を測定した。実験開始時に 7.11g のオオカナダモを投入し、200g・m^{-2}(0.79g・L^{-1})系列でのみ重量の増加が確認できた。経日変化に関しては 3 週間の実験終了後に対照系、添加系において大きな変化は見られなかった。Fig.28 と Fig.29 は 200g ・m^{-2}(0.79g・L^{-1})系列のオオカナダモの様子であり、添加量の 1 番多い 200g ・m^{-2}(0.79g・L^{-1})でも植物体への影響は見られなかった。先にも述べた通りオオカナダモは悪環境に強い植物であるので水酸化マグネシウム製剤による影響が少ないと示唆された。これにより水酸化マグネシウム製剤を投入した場合においても、オオカナダモのような環境変化に強い植物であれば、水酸化マグネシウム製剤の影響を受けずに生長することが示唆された。

a.　DO の挙動

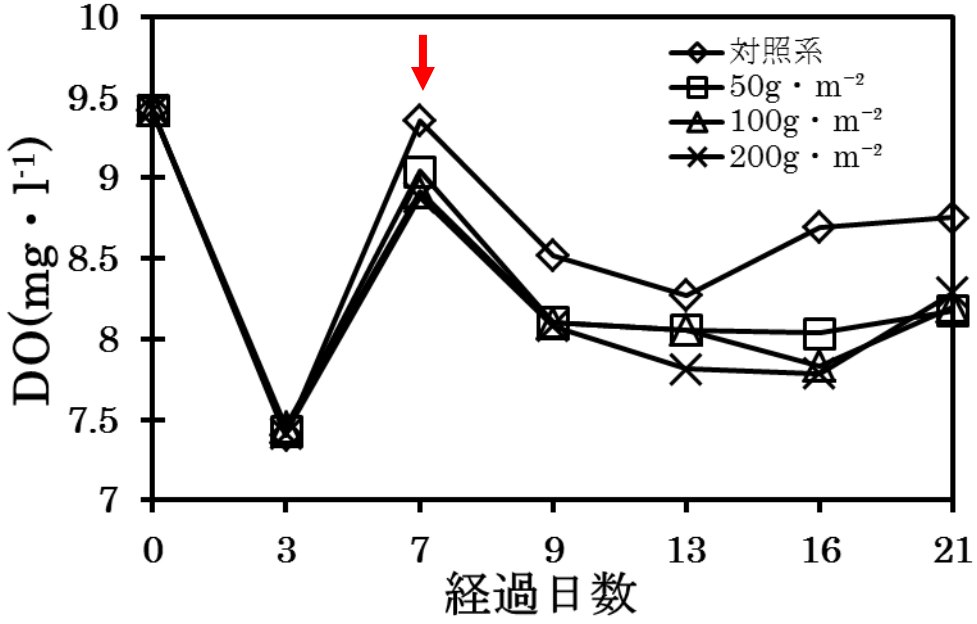

Fig.28　オオカナダモの DO の挙動

b.　pH の挙動

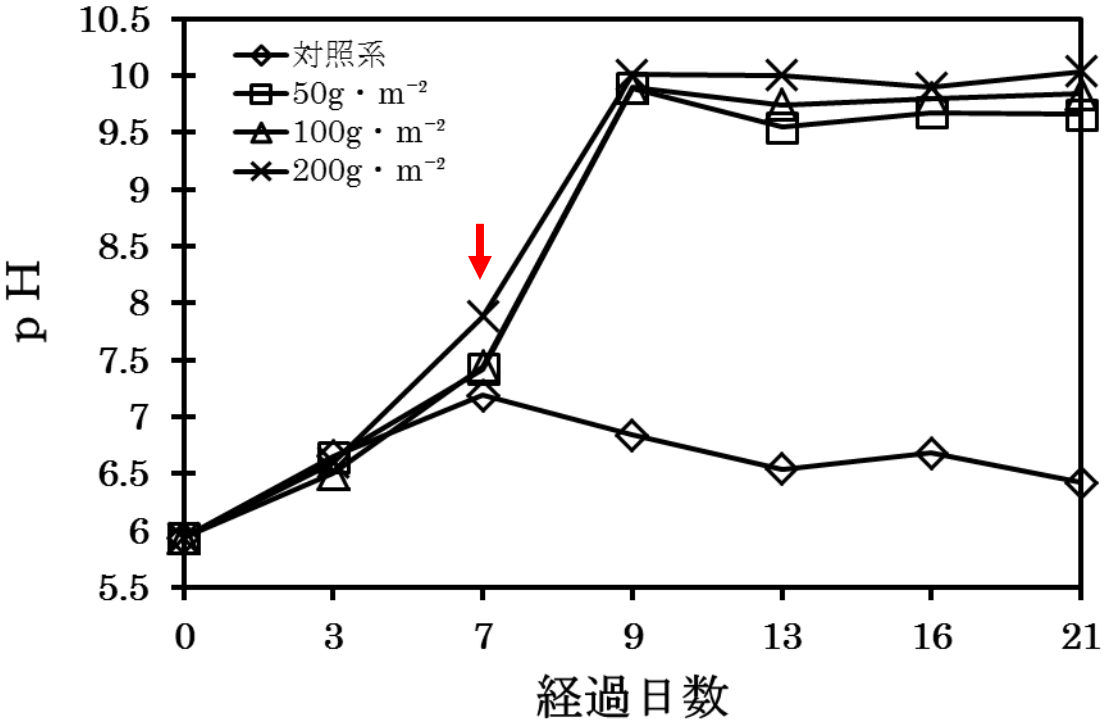

Fig.29　オオカナダモの pH の挙動

c.　全窒素の挙動

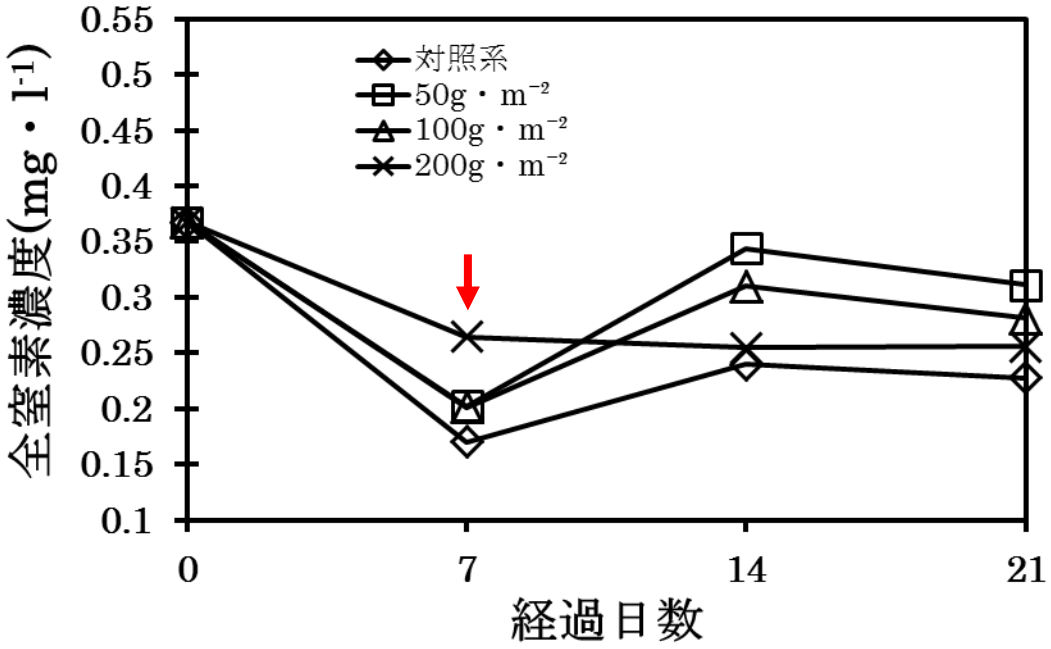

Fig.30　オオカナダモの全窒素の挙動

d.　全リンの挙動

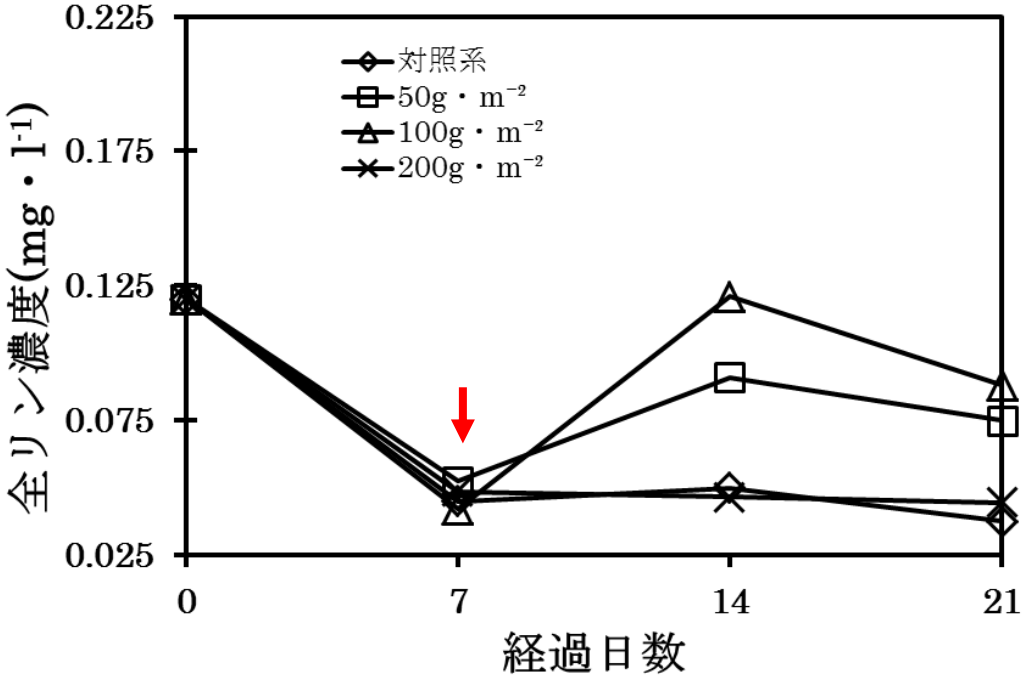

Fig.

Fig.31　オオカナダモの全リンの挙動

e.　生長量の変化

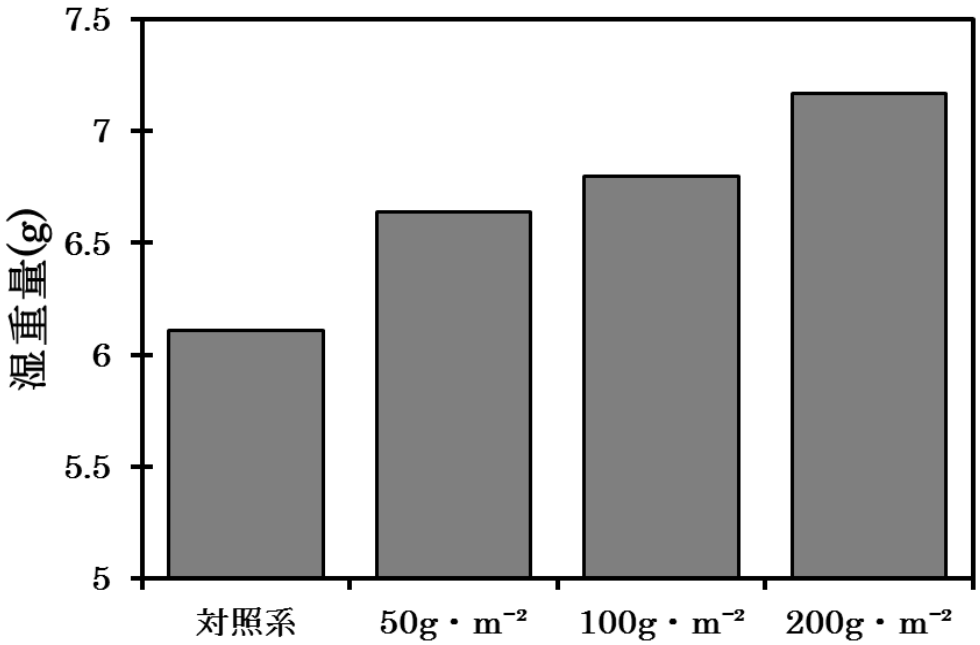

Fig.32　3 週間後のオオカナダモの湿重量

f.オオカナダモの外観の経日変化

Fig.33　添加 1 日目のオオカナダモの様子(200g・m^{-2} 系列)

Fig.34　添加 2 週間後オオカナダモの様子(200g・m^{-2} 系列)

3.3.2　水酸化マグネシウムの添加によるマツモに及ぼす影響評価

マツモに対する添加実験を行った結果を Fig.35 から Fig.41 に示す。DO に関しては 15 日目付近までは対照系と添加系で似た挙動をとったものの、実験終了後には他の系列と比較した場合、200g・m^{-2}(0.79g・L^{-1})系列では DO の減少が見られた。実験終了後の 200g・m^{-2}(0.79g・L^{-1})系列のマツモは茎が溶け、葉だけの状態になり、葉も枯れていたことから DO が減少したと示唆された。pH に関しては水酸化マグネシウム製剤の添加後、添加系で大幅な pH の上昇が見られた。実験終了後まで添加系は pH10 を維持し、添加量が多いほど pH の値も高くなるという結果が得られた。全窒素濃度・全リン濃度に関して添加系で 3 週間後の値が初期値よりも増加する結果となった。植物体の枯れにより窒素・リンの吸収能が弱まったことが示唆された。生長量として 3 週間後のマツモの湿重量を測定した。実験開始時に 10.2g のマツモを投入し、全系列でのみ重量の減少が確認

できた。経日変化に関しては Fig.40 と Fig.41 に 200g ・m^{-2}(0.79g・L^{-1})系列のマツモの様子を示しており、添加量の 1 番多い 200g ・m^{-2}(0.79g・L^{-1})では茎が溶け、枯れた葉だけが残るという結果になった。マツモは急激な環境変化に弱い植物であるので水酸化マグネシウム製剤による影響が大きいと示唆された。

これらの実験により水酸化マグネシウム製剤の影響を受けやすいタイプの植物と受けにくいタイプの植物があることが示唆された。またマツモは 200g・m^{-2}(0.79g・L^{-1})で枯れたことから 200g・m^{-2} の水酸化マグネシウム製剤によって沈水植物への影響が出ることが示唆された。

a. DO の挙動

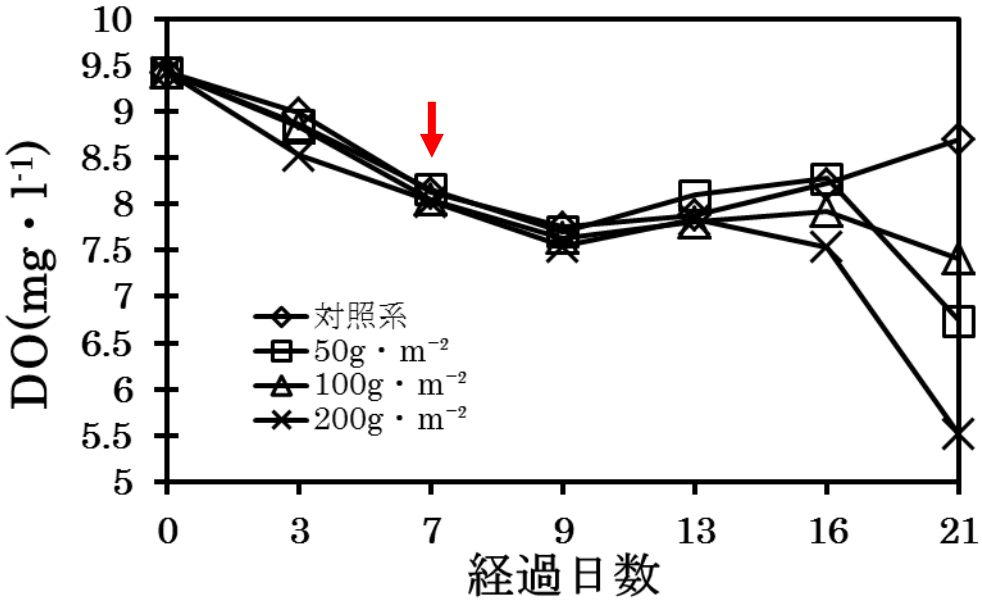

Fig.35　マツモの DO の挙動

b.　pH の挙動

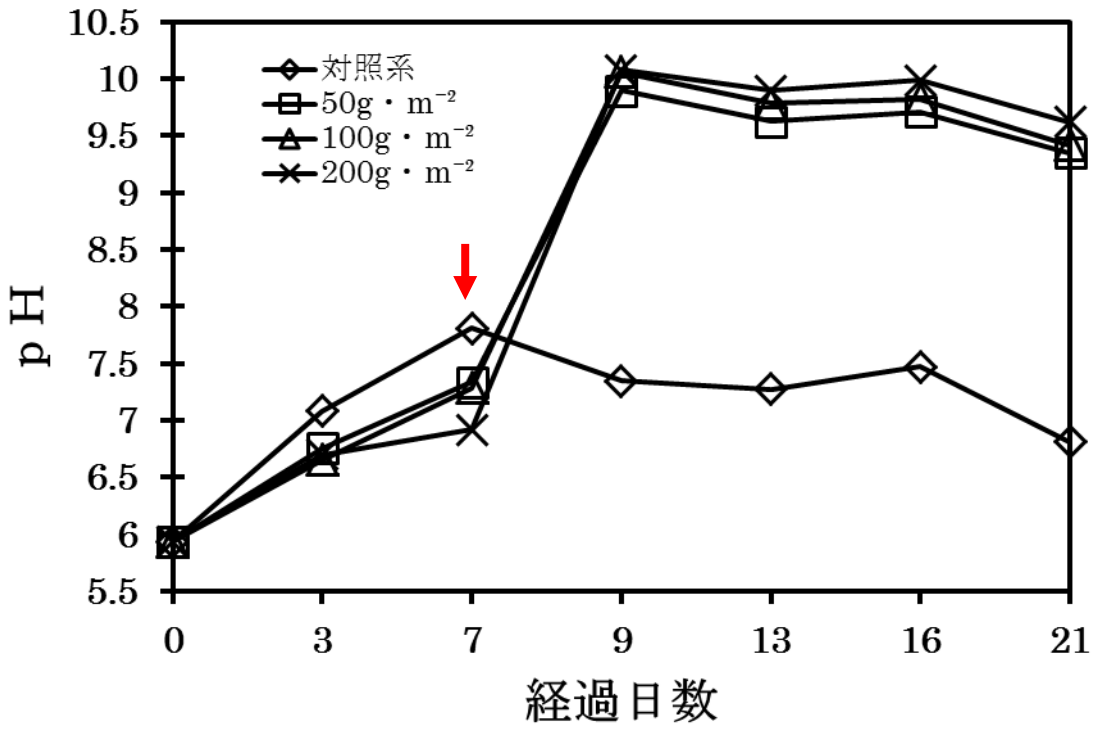

Fig.36　マツモの pH の挙動

c.　全窒素の挙動

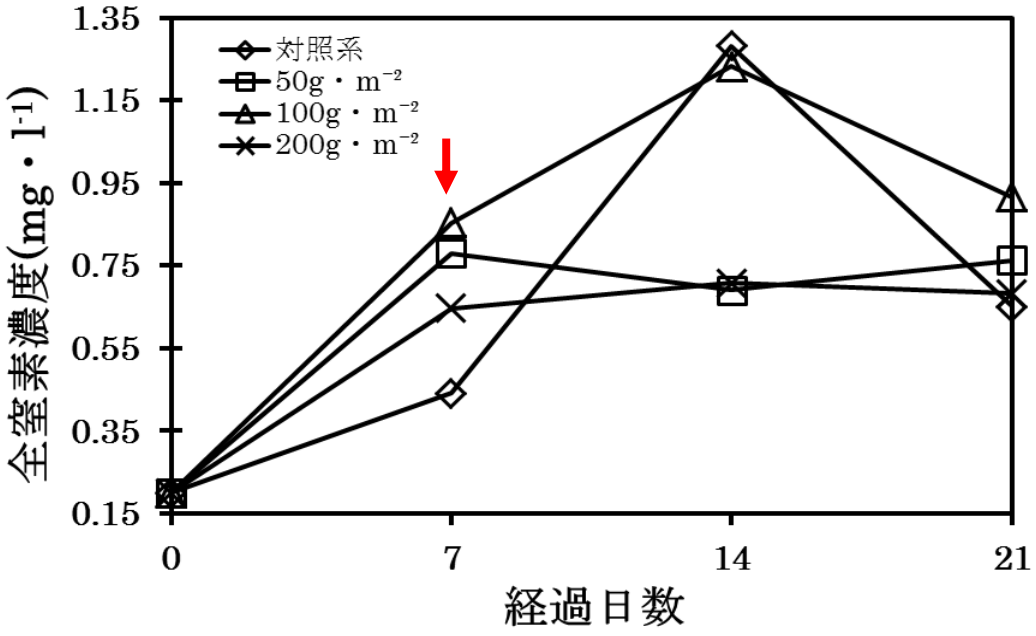

Fig.37　マツモの全窒素の挙動

d.　全リンの挙動

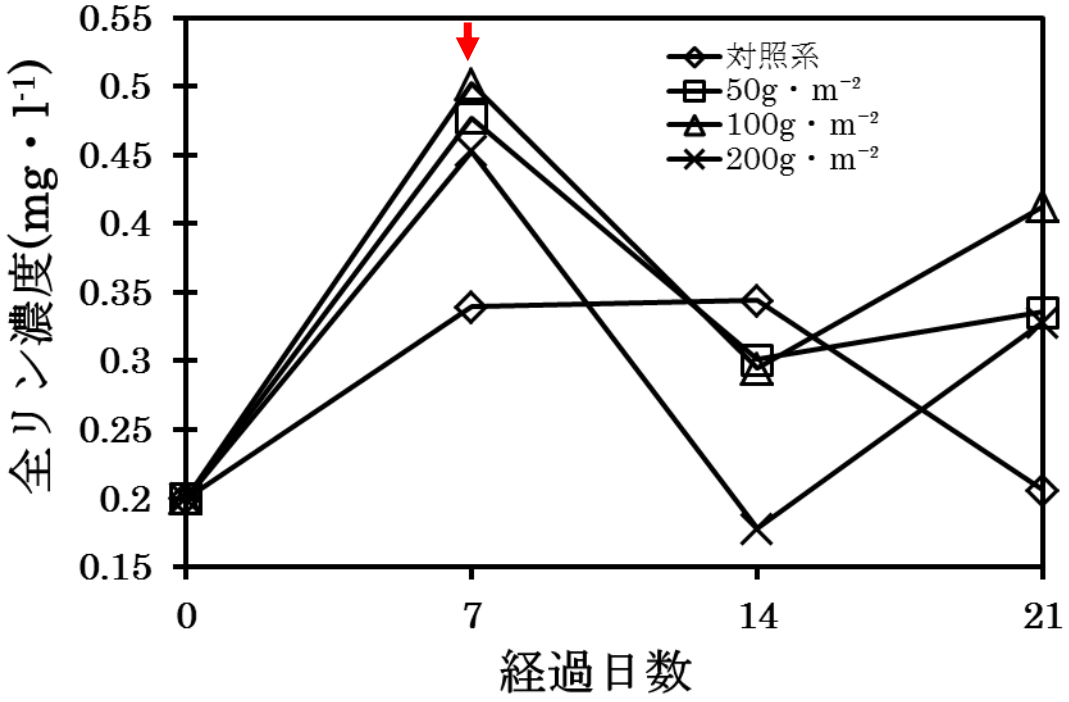

Fig.38　マツモの全リンの挙動

e.　生長量の変化

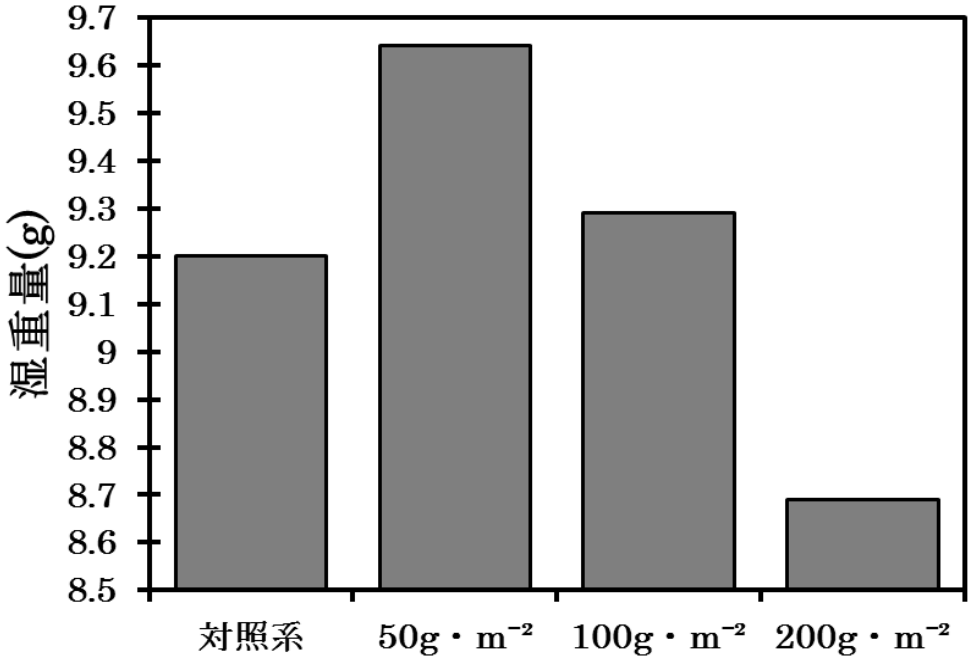

Fig.39　3 週間後のマツモの重量

f.　マツモの外観の経日変化

Fig.40　添加 1 日目のマツモの様子(200g・m^{-2} 系列)

Fig.41　添加 2 週間後のマツモの様子(200g・m^{-2} 系列)

3.4　まとめ

1)沈水植物の実験では、水酸化マグネシウム添加により pH が短期間で大幅に上昇した。これにより、植物への影響が示唆された。

2)水酸化マグネシウム添加[200g ・m^{-2}]系列では沈水植物の生長量、DO、水質に影響の生じることがわかった。マツモ系列では[200g・m^{-2}]で枯れたことから 200g・m^{-2} の水酸化マグネシウムで影響の出ることが示唆された。これらの結果より、水酸化マグネシウム添加により影響を受けやすい種と受けにくい種の水生植物のあることが確認された。

3)水酸化マグネシウムの添加によりアオコの沈降効果と沈水植物への影響を考慮した場合、本研究では、水酸化マグネシウム 50g・m^{-2} ～100g ・m^{-2} の範囲で適正量であることがわかった。

以上のことにより、本章では水酸化マグネシウム 50g・m^{-2} ～100g ・m^{-2} の範囲であれば、沈水植物へ悪影響を与えず、さらにアオコの沈降効果も得られることが明らかとなった。しかし、沈水植物の適正量は明らかになったが、水酸化マグネシウム散布による生態系の影響をより詳しく調査するために水生生物が水酸化マグネシウム散布によって受ける影響を明らかにする必要であるため、次章では本章と同様な実験を水生生物に対して行い、水酸化マグネシウムが水生動物に与える影響について検討することとした。

第 4 章　水酸化マグネシウム製剤の添加による水生動物に及ぼす影響評価

4.1　はじめに

富栄養化による水質汚濁の対策として、生態工学技法を用いた水質浄化とともに動植物との共生や種の多様性の確保などはこれから重要な課題となっている。前章では水酸化マグネシウム散布によって沈水植物が受ける影響について述べたが、沈水植物と同様に生態系を構成する水生動物が水酸化マグネシウム散布によって受ける影響がどれほどであるのかという課題が残された。

第 1 章で述べた既往の研究から水酸化マグネシウムの散布は底生動物に対しては致命的な影響を及ぼさないことが明らかとされている。しかし、水酸化マグネシウム添加が閉鎖性水域等の水域に生息する動物へ及ぼす影響について、未だ知見が乏しいことから今後さらなる検討が必要である。また、実際水域での使用のあり方を検討する際には、水生生物への評価が必要である。

上記のことから、水酸化マグネシウムを環境改善剤として水域に添加の際に、水生植物の他、河川や湖沼に生息している魚類や底生動物、生息量など生態系保全の配慮が必要不可欠である。それを踏まえて本章では水酸化マグネシウム散布量によって水生動物に、どれほどの影響を及ぼすのか明らかにするために水酸化マグネシウムの魚類に及ぼす影響評価を行った。

4.2　実験方法

4.2.1 供試動物

水酸化マグネシウム製剤の添加による水生動物への影響を調べるため、本実験では供試生物としてタナゴ(オス、メス)、ヨシノボリ、モツゴの 3 種類の生物への影響評価を行った。

①タナゴ(*Acheilognathus*)

タナゴはコイ目、コイ科に分類される淡水魚の 1 種である。地域によってはニガブナ、ボテ、センパラなどとも呼ばれる。オスに鮮やかな婚姻色が出ること、二枚貝の体内に産卵し孵化した稚魚も貝の体内で成長することが特徴である。ユーラシア大陸に広く分布しており、日本、中国、朝鮮半島などの東アジアでは多様なタナゴが見られる。ミヤコタナゴとイタセンパラという種は 1974 年に国の天然記念物に指定され、無許可での捕獲・飼育は禁止されている。絶滅危惧種として指定されている種もあり、各地で保護活動が行われている。その一方でオオタナゴやタイリクバラタナゴといった外来種は日本国内で分布を広げている。オオタナゴは霞ヶ浦で急激に増殖し、タイリクバラタナゴは在来種のニッポンバラタナゴと交雑し遺伝子汚染を引き起こした。両者とも要注意外来生物に指定された。河川、湖沼、用水路、ため池などの淡水域に生息している。

Fig.42　本実験で用いたタナゴ(オス)

Fig.43　本実験で用いたタナゴ(メス)

②ヨシノボリ(*Rhinogobius*)

ヨシノボリはアジアの熱帯・温帯の淡水から汽水生域に広く分布するハゼの 1 種である。ヨシノボリとはハゼ亜目ハゼ科ヨシノボリ属に分類される魚の総称として用いられる。体長は 10cm であり、体の模様は種類によって異なる。頭部に入った赤い線や吸盤

状に変化した腹びれが特徴的である。類似種が多く種の総数は不明であり、日本産は少なくとも 14 種に分別される。河川や湖沼に生息しており、山間部から都市部まで様々な場所で見られる。

Fig.44　本実験で用いたヨシノボリ

③モツゴ(*Pseudorasbora　parve*)

モツゴはコイ目コイ科モツゴ属の淡水魚の 1 種である。地域によってクチボソやヤナギモロコ、イシモロコ、ヤナギハヤとも呼ばれる。口が細く、受け口であること、体は銀色で体の側面に黒い線があることが主な特徴である。日本では関東地方以西の本州、四国、九州で見られる。湖、池沼、河川の下流域、底泥の淀みに多く見られる。汚水や環境の変化に強いため富栄養化が進んだ水域でも生息が確認できる。適応力の高さから東北地方、北海道でも見られる。しかし、ブラックバスやブルーギルによって個体数が減少し、滋賀県、愛媛県、高知県などではレッドリストに記載されている。

Fig.45　本実験で用いたモツゴ

4.2.2 水酸化マグネシウムの添加による魚類への呼吸阻害試験

高さ 10cm、直径 6cm のプラスチック製の 250mL(モツゴのみ 500mL)ボトルに曝気水を 250mL 注ぎ、その中に水生動物 1 匹を入れ、実験装置に対し水酸化マグネシウム製剤の添加量が 50g・m^{-2}, 100g・m^{-2}, 200g・m^{-2} となるようにそれぞれのボトルに添加を行った。その後ボトル内に外の空気と入り込まないように蓋をした。水酸化マグネシウム製剤の投入から 1、2、3、4 時間後の DO を測定し、水生動物の呼吸速度の挙動を解析した。実験系列は無添加対照系が 1 つ、添加実験系を 3 つの 4 つを 1 連とし、3 連で行った。DO が 5.0mg・L^{-1} 以下に下がることは魚類の試験環境条件として好ましくないことから実験終了後において DO が 5.0mg・L^{-1} 以上残るように実験時間は 4 時間と設定した [38)]。屋内で行い、室温は 25℃、照度は 1,600lux～2,000lux であった。DO 測定器についてはポータブル測定器(東亜 DKK)を用いて測定を行い、測定前には測定器の校正を行った。

4.2.3　水酸化マグネシウムの添加による魚類への急性毒性試験

魚類に対する水酸化マグネシウム製剤の毒性を明らかにすることを目的に魚類を水酸化マグネシウム製剤に 96 時間暴露し、死亡率を測定した [39-40)]。

供試動物として、魚類急性毒性試験に推奨されるメダカを用い、実験を行った。この時、魚の健康状態は良好であり、外見上の奇形はなかった。

水槽にメダカを 11 匹投入し、水槽の面積に対し水酸化マグネシウム製剤の添加量が 50g・m^{-2}, 100g・m^{-2}, 200g・m^{-2} となるようにそれぞれのボトルに添加を行った。
暴露開始から 1、3、24、48、72、96 時間後にメダカの様子を観察し、死亡率の測定を行った。なお実験は 1 連で行った。

4.3　実験結果および考察

4.3.1　水酸化マグネシウムの添加による魚類への呼吸阻害試験解析

水生動物の入ったボトル内の DO をポータブル測定器で酸素消費量を測定し、呼吸量の挙動を解析した結果を Fig.46 から Fig.49 に示す。水生動物の湿重量 1g あたりの呼吸量は以下のように算出し、解析を行った [15)]。

$$R = \frac{D_{t-1} - D_t}{W} \qquad \cdots\cdot 式(3)$$

R＝水生動物 1g あたりの呼吸量(mg・L^{-1}・g^{-1})

D_t＝水酸化マグネシウム添加から t 時間後の溶存酸素量(mg・L^{-1})

D_{t-1}＝水酸化マグネシウム添加から t-1 時間後の溶存酸素量(mg・L^{-1})

t＝溶存酸素の測定時間(t＝1，2，3，4)

W＝水生動物の湿重量(g)

タナゴ(オス)に関しては全系列で最初の 1 時間で大きく呼吸し、2 時間目以降は緩やかに呼吸を行うことが確認でき、これにより水酸化マグネシウム製剤の添加によるタナゴ(オス)への呼吸阻害は少ないと示唆された。添加系ではタナゴ(オス)の体に水酸化マグネシウム製剤がわずかに付着していたが、実験中に死亡する個体はいなかった。

タナゴ(メス)はオスと同様に全系列で 2 時間目以降は緩やかに呼吸を行うことが確認できた。添加系ではタナゴ(メス)の体に水酸化マグネシウム製剤がわずかに付着していたものの、実験中に死亡する個体はいなかった。これより水酸化マグネシウム製剤の添加による影響は少ないと示唆された。

ヨシノボリも全系列で 2 時間目以降に緩やかな呼吸を行うことが確認できた。ヨシノボリは他の動物と違い、ボトルの底部からほとんど動かなかったため、添加した水酸化マグネシウム製剤が大量に付着していた。しかし実験中に死亡する個体もなく、呼吸量の挙動からも水酸化マグネシウム製剤の影響は少ないと示唆された。

モツゴは他の水生動物よりも体長が大きいので 500mL ボトルで実験を行った。他の水生動物と同様に全系列で 2 時間目以降に緩やかな呼吸を行うことが確認できた。水酸化マグネシウム製剤がわずかに付着していたものの、実験中に死亡する個体もなく、水酸化マグネシウム製剤による影響は少ないと示唆された。

魚は口から吸い込んだ水をえらに運び、水中に溶け込んでいる酸素をえらに取り込むことで呼吸を行っており、魚の呼吸量は水量によって変化しないが急激な環境変化が起こるとストレスを感じ呼吸量が多くなる。また呼吸量は主に水温によって変わり、水温が上がると呼吸量が増え、体力を消耗する。本実験では水酸化マグネシウム製剤の投入し、急激な環境変化が起こったものの水生動物の呼吸量の大幅な変化が見られず、水酸化マグネシウム製剤による水生動物への呼吸阻害は少ないと示唆された。

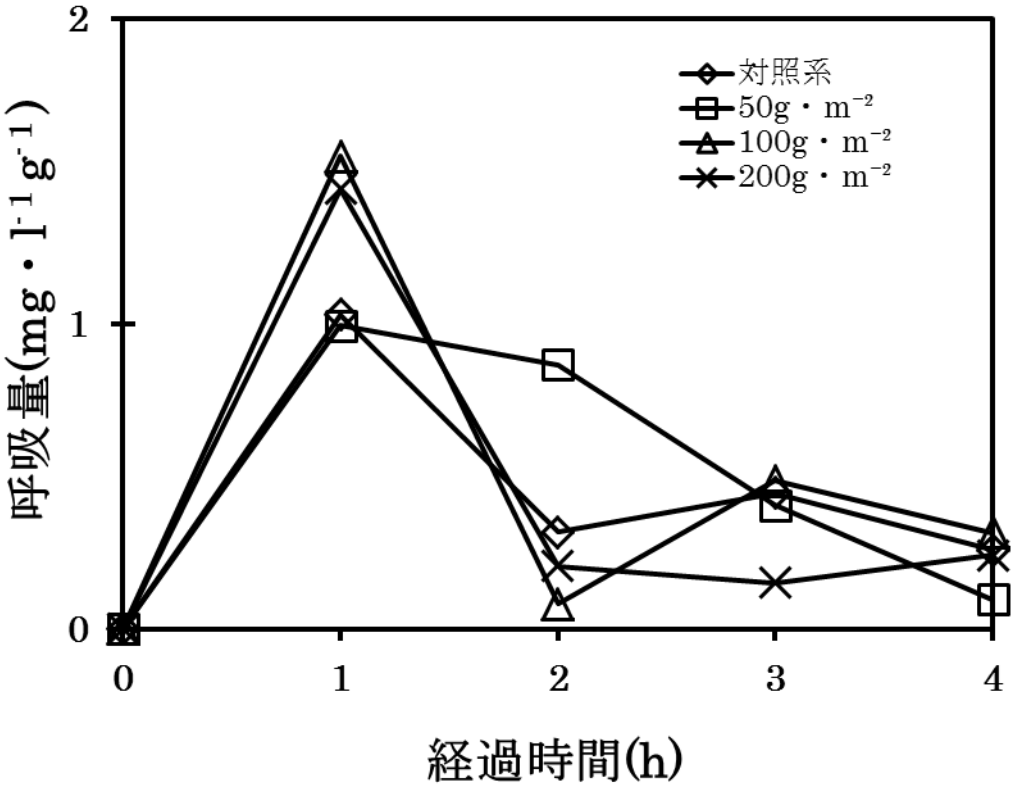

Fig.46　タナゴ(オス)の呼吸量の挙動

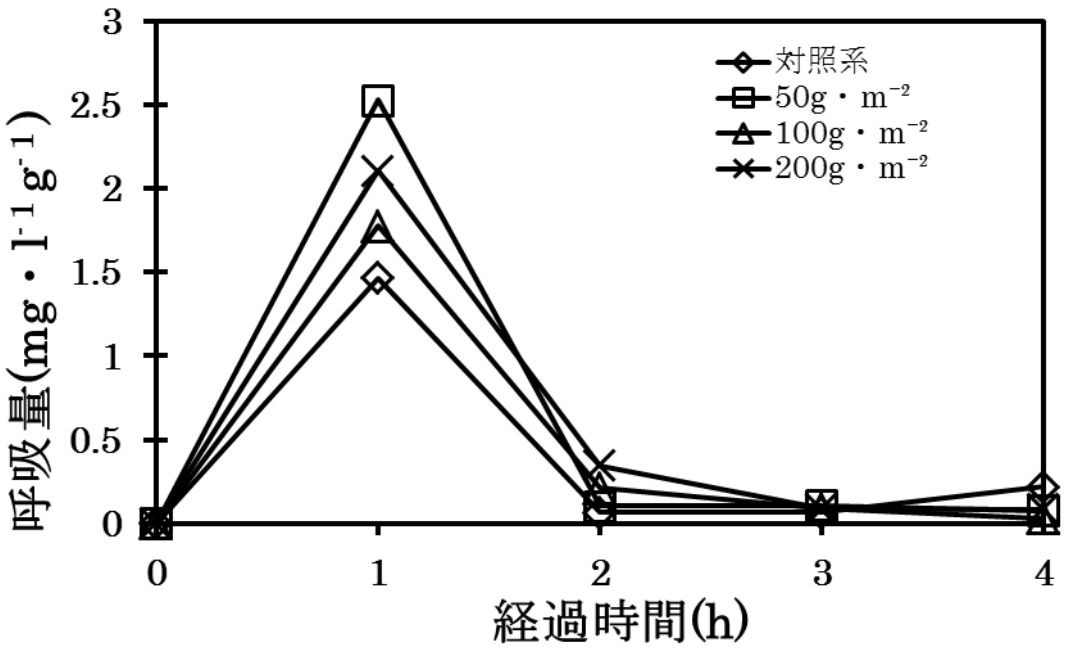

Fig.47　ヨシノボリの呼吸量の挙動

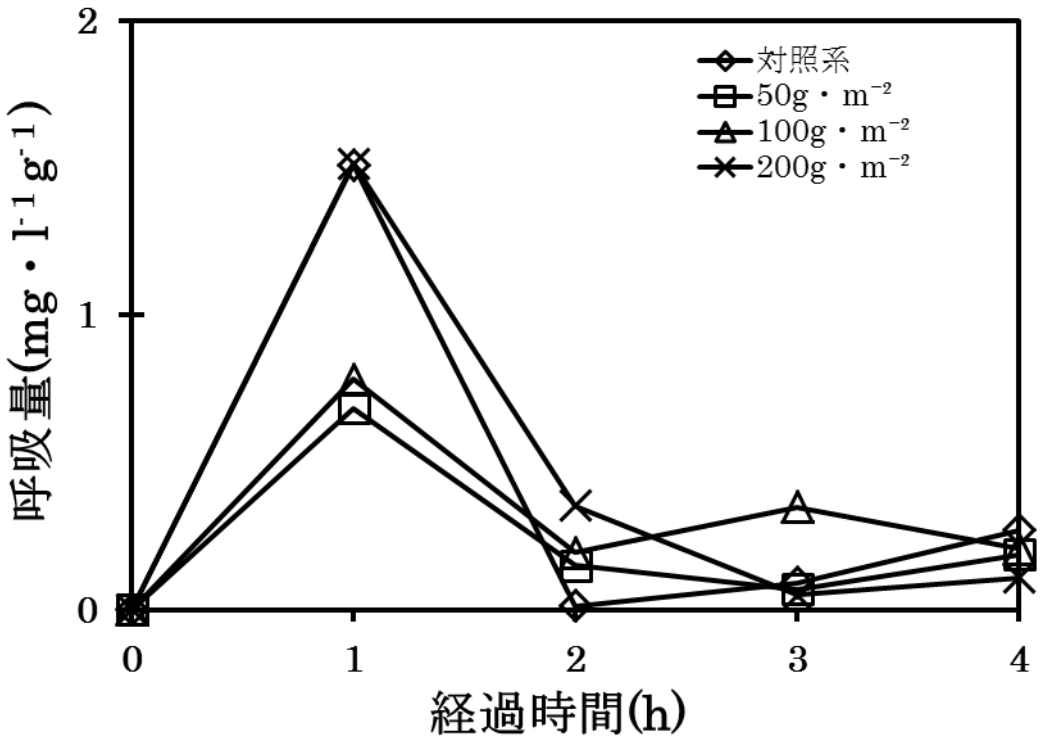

Fig.48　モツゴの呼吸量の挙動

4.3.2　水酸化マグネシウムの添加による魚類への急性毒性試験解析

水槽にメダカを投入し、水酸化マグネシウム製剤の添加を行った結果、96 時間経過時の水槽内のメダカの数は Fig.49 の通りになった。

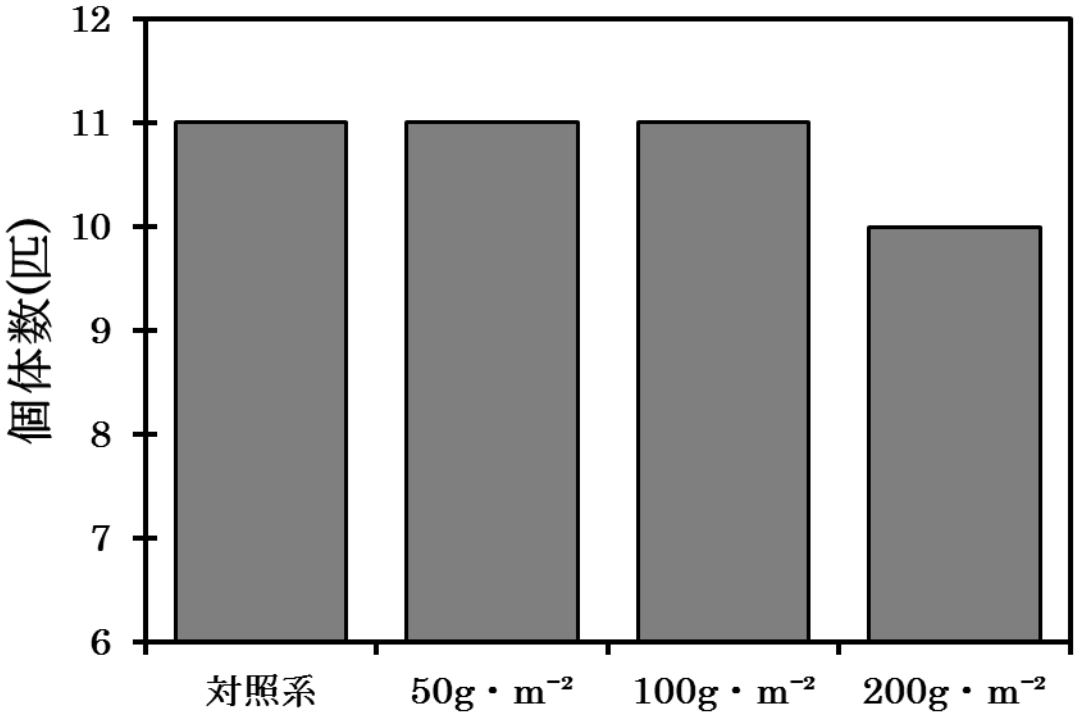

Fig.49　96 時間経過時のメダカの数

200g・m^{-2} 系列でのみ 96 時間後にメダカが 1 匹死亡した。それ以外の系列では死亡したメダカは確認できなかった。これにより 50g・m^{-2}, 100g・m^{-2} の添加では水生動物に影響がないと言える。水酸化マグネシウム製剤の添加量が多いほど、水生動物への影響があることが確認できた。しかし、200g・m^{-2} 系列におけるメダカの死亡数が 1 匹であったことから水酸化マグネシウム製剤の添加による水生動物への影響は少ないと示唆された。

4.4　まとめ

1)水生動物には水酸化マグネシウム製剤の添加による呼吸阻害は確認できず、50g・m^{-2} ～200g ・m^{-2} の添加実験では影響を及ぼさないことがわかった。

2)水生動物には水酸化マグネシウム製剤の添加による毒性試験の結果により、水酸化マグネシウムの最適添加条件を明らかにした。

以上のことから、本章と前章の検証結果から、水酸化マグネシウム 50g・m^{-2} ～100g ・m^{-2} の範囲であれば、湖沼の周辺環境や生態系には影響を及ぼさないことが明らかとなった。

これらのことから、屋外実験では水酸化マグネシウムがアオコによる環境破壊を改善する有用な解決案であることが提案、証明された。しかしながら、実際の閉鎖水域の水環境の中で水酸化マグネシウム散布量を 50g・m^{-2} ～100g・m^{-2} とした場合、どのような効果をもたらすのかが更に検討が必要である。次章では水酸化マグネシウムが実際の湖沼において水酸化マグネシウムの添加量を 50g・m^{-2} ～100g・m^{-2} とした場合、どれほどの効果をもたらすのかについて実証実験を行い、調査・検証することとした。

第 5 章　水酸化マグネシウムを活用した環境改善手法の現場実証解析

5.1　はじめに

前章では、水酸化マグネシウムの生態系に及ぼす影響や最適散布量が明らかとなった。研究室で得られた研究結果の水酸化マグネシウムの最適添加量 50g・m^{-2} ～100g ・m^{-2} は、実際の閉鎖水域の水環境で、どのような効果に達することになるのかを更に検討を加える必要があった。そこで、本章では前章までの最適散布量を考慮したうえで、新たな環境手法の技術開発として確立させる為、研究室で得られた成果と知見を国内外の実地試験と調査をし、検討を行った。海外では中国無錫の太湖、国内では都市河川である東京都の呑川を対象として水酸化マグネシウムの添加による実地試験を行った。以下にその結果と解析を述べる。

現在、太湖の主な環境問題は、１）工業汚染点源はまだ有効に制御されておらず、面源汚染は拡大しつつ、N、P およびCOD の湖沼への流入量はますます増加している。２）流域内の農村人口の急増および農業の発展により、村落および農地からの汚濁量は年々増大し、湖沼の面源汚染はひどくなり、N、P およびCOD の汚染指標はより一層深刻なものとなっている。３）湖岸帯は干拓により破壊され、湖内の生態系が衰退し、自浄機能が失われています。４）アオコが頻発し、有毒藻類の増殖により毒が発生し、水源地の機能に影響を与えている。その中でも、アオコ問題は深刻である。湖沼水中の高い窒素やリンといった栄養塩は藻類の大増殖を招き、アオコが発生する。太湖のアオコ発生水域が年々拡大し、

持続する時間も長く伸びている。藍藻アオコの80%は毒素を持っているミクロキスティスで、毒性物質を含むことから、水源地は脅威にさられている。こうした中、より効果的な処理方法の見出すことが急務となり、水酸化マグネシウムの添加による水質改善手法が期待されている。

また、国内での都市河川の悪臭、白濁、スカム発生の底質改善対策として導入試験を

行った。近年、呑川では水質浄化施設の設置や下水処理水の通水等を水辺環境改善のため実施している。しかし、依然として春から夏にかけてたびたび悪臭、白濁、スカムの発生がおこり、ときには魚が大量死することさえある。山野橋では、砂が主で若干ヘドロが混ざっていた。御成橋ではほとんど砂で 6 月には泥が少し混ざっていた。色相は黒～オリーブ黒で、両地点とも年間を通じて硫化水素臭が感知された。酸化還元電位は 2 月にやや弱まったが、年間を通じ強い還元状態であった。下水越流時（未処理下水流入時）には茶色く濁った色相で、下水臭・し尿臭を感知した。これは、未処理下水の臭気である。また、春から夏にかけては、越流後、河川水が緑白色になる白濁現象がしばしばみられ、この際には硫化水素臭が感知された。さらにスカムが大量に発生した際には硫化水素臭に加え、腐敗臭を感知した。また、流れの表層が透明、底層が緑灰色という二層化現象がしばしば見られた。これは、水温が高く塩分濃度の低い下水処理水と、有機物が混じり白濁現象の起きた底層水とが、比重差により混合せずに河川を流れるためにおこる。未処理下水に含まれる大量の有機物は感潮域で滞留・堆積し、好気的分解により溶存酸素を消費する。そこで無酸素状態となった底層水では、嫌気的分解により硫化水素ガスが生成され、硫化水素臭の原因となる。また、硫化水素は表層水に含まれる酸素により酸化され、硫黄が生成し、河川水が白濁する。さらに、堆積した汚濁物質がガスにより浮上してスカムとなる。こういった状況を改善させる為、水酸化マグネシウムによる底質改善実地試験の検討を行った。

5.2　実験方法

5.2.1　水酸化マグネシウム製剤を活用した実験地の水質状況、試験方法、散布量

太湖は、中華人民共和国の江蘇省に位置する。長江（揚子江）下流域に属し、河口三角州に近い場所に位置するため水面標高は 3.1m である。北緯 30 度 55 分 40 秒・同 31 度 32 分 58 秒、東経 119 度 53 分 32 秒～同 120 度 36 分 10 秒にまたがる面積 2,427,800,000m^2、水容積 4,300,000,000m^3 に及ぶ中国第 3 位の淡水湖として知られている。太湖は、平均水深 2m で、最大水深 4m の典型的な浅水湖沼である。太湖の内部には、大小 51 の島が点在しており、島の総面積は 89.7km^2 に達する。このうち最大の島は洞庭西山島で面積 79 km^2 を占める。太湖流域には、無錫市（総人口 426 万人）、蘇州市（総人口 572 万人）など人口密度の高い大都市が存在し、流域の人口は約 3,000 万人、人口密度は約 900 人・km^2 である。流域の 39.6%が農耕地として活用されている。太湖には 70 の流入河川、および 224 の流出河川が存在し、周辺の河川などと接続している。太湖における年間漁獲高は約 13,700 トンである。太湖への流入水量は毎秒 195m^3、太湖内の水理学的滞留時間は 0.79 年である。

太湖は流域からの負荷増大が著しく環境衛生上大きな問題を抱えている。流域都市からの生活系および産業系の未処理放流水が主要な汚濁負荷である。中国政府による水環境改善の最重点湖沼に指定されている。太湖内の富栄養状態は均一ではなく、湖西部の西太湖と称される区域および無錫市南西部に位置する太湖最北部となる梅梁湖と称される区域において富栄養化が特に著しい状況にある。また、太湖の中で比較的富栄養度の低い中栄養状態の場所は洞庭西山島北部の譁湖および胥湖と称される区域で、刀魚産卵保護区に指定され養殖用生け簀が設置されている。太湖全域には、アオコが認められ、風により写真にみられるようなアオコの風紋が縞状に見られることがある。

太湖の平均水質は、透明度：0.15～1.00m（7～8 月）、pH：8.0（表層）、SS：50mg・L^{-1}、DO：9.56 mg・L^{-1}、COD：1.04～5.21 mg・L^{-1}、NH_4-N：0.108 mg・L^{-1} である。太

湖全域にアオコ（*M. aeruginosa*）が高密度に発生しており、アオコの集積域においてはアオコ密度が1 Lあたり4.52×10^{6}群体にも達している。また、このアオコが産生する有毒物質*Microcystin*は、家畜や人の健康に重大な影響を及ぼし世界各地で大きな社会問題となっている。太湖で検出され報告されている*Microcystin*は*Microcystin*RR、同YR、同LR が中心である。太湖におけるTotal *Microcystin*現存量は太湖最北部の梅梁湖で、0.57 μg・L^{-1}と報告されている。また、アオコ集積域における*Microcystin*の定量では、*Microcystin*RR：219 μg・L^{-1}、*Microcystin*YR：120 μg・L^{-1}、*Microcystin*LR：105 μg・L^{-1}という濃度が報告されている。世界保健機構(WHO)の飲料水質としての規定値が*Microcystin*LR で1 μg・L^{-1} であることを鑑みると、太湖のアオコ由来の*Microcystin*現存量は、健康衛生上極めて憂慮される状況にある。

Fig.50 太湖におけるアオコ発生の様子

太湖では，富栄養化に起因したアオコの異常増殖が例年認められ，さらにアオコの産生する毒性物質*Microcystin*が極めて高い濃度で溶存していることが明らかにされている。

しかしながら，広大な流域の全ての汚濁負荷源にこれまで様々な対策を行ってきたのだが、莫大な経費と相当な時間を要することも事実で、抜本的且つ有効的処理対策を見つかっていないのが現状である。こうした中、水酸化マグネシウムを用いた水質改善法が注目され、散布による水質改善効果の調査と検討を行った。

太湖のような大規模水域の場合、湖沼全体のアオコ除去では高コストになってしまうため非現実的である。本手法では、アオコ除去対象をFig.51のようなシルトフェンス等を利用することにより取水域を指定したエリア内のアオコだけの除去が効果的であるとし対応した。なお、シルトフェンスは有効効果的な二重に設置した。

改善エリア（1,000 m^2）および湖沼の取水エリアをシルトフェンスで二重にして1,000m^2 の範囲に囲み、$Mg(OH)_2$ の適切散布量を上記に述べたように 100g・m^{-2} 粉状を基準に、湖沼水に懸濁させ（5～10 倍の湖水に懸濁）、発生しているアオコ上に散布した。散布量を少量ずつ分けながら、16 週間（約 4 ヶ月）かけてエリア全体に散布をした。

$Mg(OH)_2$ の散布に伴い、散布前、散布後、3 日後、14 日後、30 日後に水質調査を実施した。測定項目は、水深、水温、pH、DO、電気導電率(EC)、透明度、COD、T-N、T-P、クロロフィル a とした。調査は調査船を利用し、ポータブル水質測定器にて測定した。現地観測と同時に採水を行い、COD、T-N、T-P、クロロフィル a は室内にて分析した。

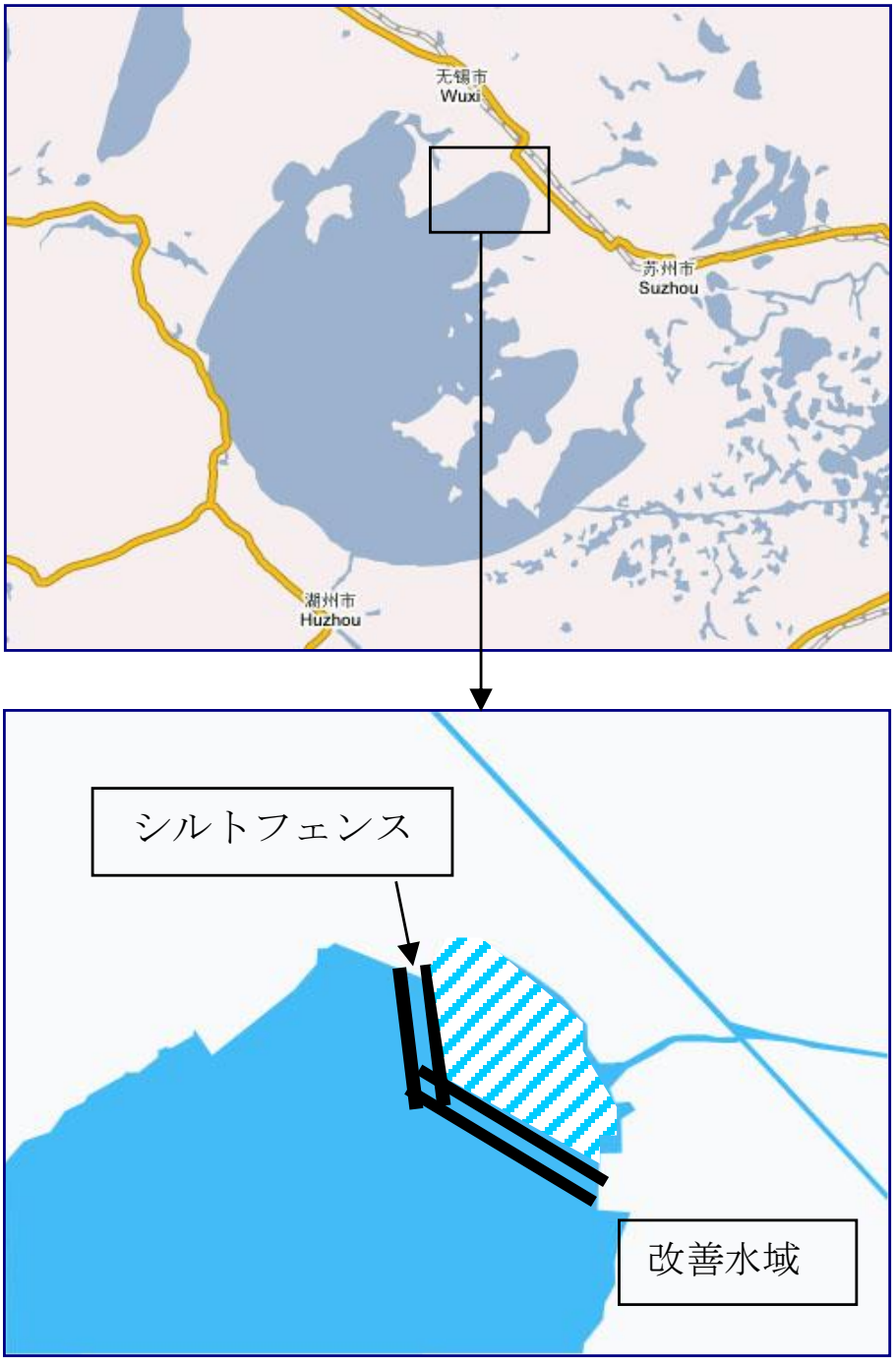

Fig.51　太湖（中国）における散布実験

5.2.2　水酸化マグネシウム製剤を活用した実験地の底質状況、試験方法

国内での改善事例として、都市河川やダムなどのスカムと硫化水素による悪臭対策の検討を行った。

都市河川は、合流式下水道の生活排水の流入や感潮域での滞留が水中の溶存酸素を不足させ、有機物の腐敗による底質悪化の進行、スカム（浮遊汚泥）の浮上による悪臭などが住民を悩ませている [41)]。硫酸還元で生成された硫化水素 H_2S が、水面付近の好気層で硫黄細菌により酸化され、硫黄 S が発生し（$H_2S + 1/2\ O_2 \rightarrow H_2O + S$）、発生した硫黄が河川を白濁させている。

都市河川である大田区の呑川が下水道の生活排水の流入により毎年、硫化水素 H_2S の発生、悪臭・スカム・白濁が報告されており、水酸化マグネシウムの散布による改善方法の検討を行った。

大田区は、2011 年 5 月から 9 月にかけて、悪臭・スカム・白濁が顕著な都市河川である呑川の下流域延長約 600m、面積約 8,000m^2 に $Mg(OH)_2$ 底質改善剤の適量を散布し、底質調査を行った。散布方法としては、小型船を用いて上記の全流域に散布した。

本技術は、有機物の堆積により酸性化したヘドロの中に、弱アルカリ性の $Mg(OH)_2$ 底質改善剤を散布することにより、好気性細菌を活性化させヘドロの分解促進を図る一方、硫酸塩還元菌の増殖を抑制して硫化水素等の有害物質の発生を抑え、自然環境を回復する方法として用いられた。

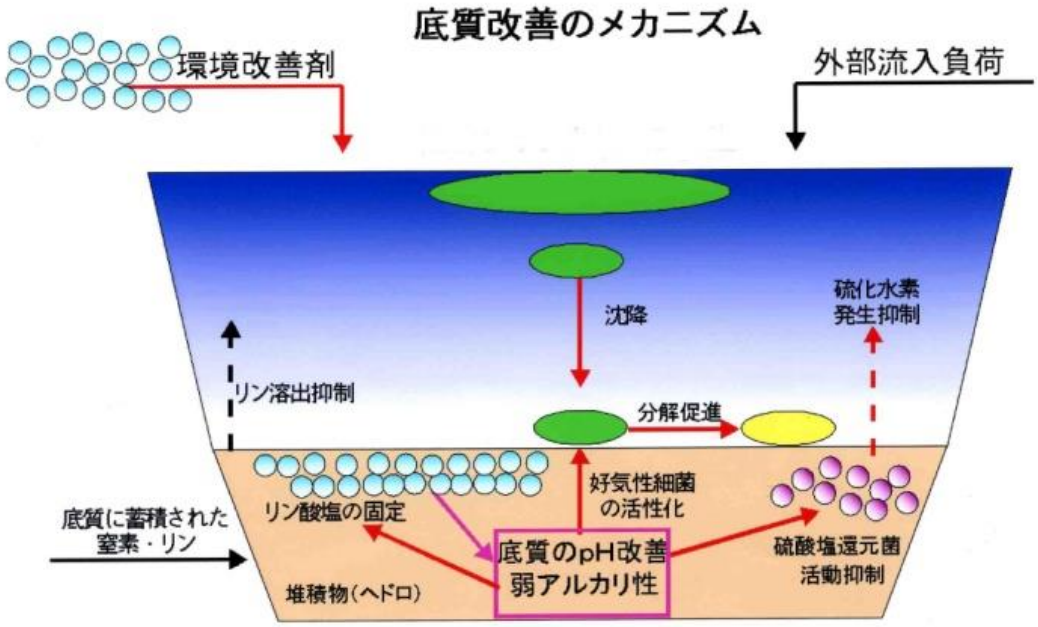

Fig.52　底質改善メカニズム [20)]

上記の特徴を有する $Mg(OH)_2$ の散布前後における硫化物の残存量の変化から河川の底質改善状況を調査した。

5.3　実験結果および考察

5.3.1　水酸化マグネシウム製剤を活用した実験地の水質改善効果解析

表 6 に示したとおり、クロロフィル a は散布前の 0.385mg・L^{-1} に対し、散布後の 14 日後は散布前の約 1/10 の 0.038mg・L^{-1} の値を示したことから、$Mg(OH)_2$ 改善剤散布によるアオコ除去の即効性および水質の改善効果が確認できた。また、30 日後のクロロフィル a の値は 0.033mg・L^{-1} となり、TP と TN ともに減少との試験結果から、$Mg(OH)_2$ 改善剤散布による水質の改善が確認された。

同様の効果は、マイクロコズムや野外設置型メソコズム実験でも確認されており、水質改善のみならずプランクトン相などの生物多様性の改善についても有効であることが報告されている [42-43)]。

表 6　太湖無錫市における $Mg(OH)_2$ 散布実験の水質調査結果:

測定項目	調査前 5/29	調査後 5/30	14 日後 6/13	30 日後 6/29
水深(cm)	50	50	50	50
水温(℃)	27.1	25.4	24.8	26.6
pH	7.8	9.1	8.9	8.3
DO (mg・L^{-1})	0.66	0.75	4.78	5.36
電導率 (us・cm^{-1})	730	745	750	770
透明度(cm)	4	35	70	100
COD (mg・L^{-1})	785	147	66	30
TP (mg・L^{-1})	0.38	0.26	0.20	0.14
TN (mg・L^{-1})	36.6	9.03	5.63	5.51
クロロフィル a(mg・L^{-1})	0.385	0.078	0.038	0.033

5.3.2　水酸化マグネシウム製剤を活用した実験地の底質改善効果解析

$Mg(OH)_2$ 散布前後における硫化物の残存量の変化底質の硫化物を比較したところ(表7)、底質中の硫化水素が散布前は 0.042ppm であったのに対し、散布後は 0.0023ppm となり、硫化水素が散布前より 94.5%低減したことが示された。これは 7 月の梅雨の季節で雨が多い時期においても、$Mg(OH)_2$ の弱アルカリ性質から、$Mg(OH)_2$ 底質改善剤の散布効果が持続されたと推測される。対策後の分析結果では、アンモニアを除いて濃度が 1/10 以下を示すなど大きな効果が得られたことが証明できた。

$$H_2S + Mg(OH)_2 \rightarrow MgS + 2H_2 \rightarrow MgSO_4$$

このように、白濁の根源である硫化水素を抑制した結果、悪臭や白濁は改善された。

表 7　底質の硫化物の変化

調査項目 (ppm)	事前 5/23	事後 9/18	低減率 (%)
アンモニア	0.23	0.21	8.70
硫化水素	0.042	0.0023	94.50
メチルメルカプタン	0.014	0.0018	87.14
硫化メチル	0.0056	0.0005	91.07
二硫化メチル	0.0006	0.0005	16.67

Fig.53 呑川での散布効果 [20)]

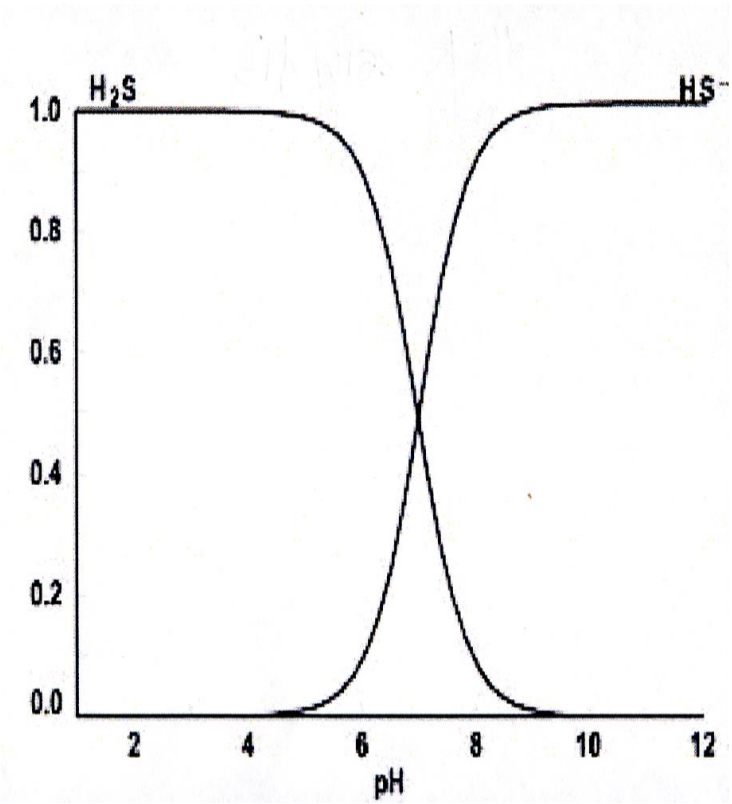

Fig.54　pH 値と硫化物発生のメカニズム [20)]

なお、上記 Fig.54 示したとおり、一般的には pH7 では、硫化物の約 50%は硫化水素、約 50%は硫化水素イオンであり、pH8 まで上昇すると、硫化水素は 10%まで減少し、pH9 を超えると硫化水素の発生が抑制されることが明らかとなった [44)]。

また、Mg による H_2S の抑制については、下水道施設における活用に関する報告もされており、この点は裏付けられている [45-46)]。

これにより、水酸化マグネシウムの弱アルカリ性質による硫化水素抑制のメカニズムと、アオコの沈降メカニズムが国内外の実地試験の結果から検証された。

更に、適正散布量であれば、水質、底質も改善され、水酸化マグネシウムが環境改善剤として有用性、実用性のあることが実証された。

5.4 まとめ

本研究では室内試験で得られた研究成果を国内外の実地試験を通し、水酸化マグネシウムの散布によるアオコ沈降効果、硫化水素抑制効果の解明するために試験的に検討を行った。得られた成果は以下のようにまとめる。

1)水酸化マグネシウムのアオコ除去の即効性から富栄養化したアオコの異常増殖水域の水質の改善効果が確認できた。

2)水酸化マグネシウムの弱アルカリ性質と pH 調整により底質の酸性下で増殖活性の高い硫酸塩還元菌の活性抑制と個体数を減少させうることが確認できた。

3)水生生物の影響解析から、適切散布量範囲内で水酸化マグネシウムの散布による手法は、従来の方法と比較して、アオコ発生水域に適量を散布するだけで、低コストで対応できることがわかった。

4)沈降したアオコの処理は、自然の浄化機能を利用するため回収物の処理問題も発生せず、対処療法として優れたアオコ対策技術であることがわかった。

5)水酸化マグネシウムの弱アルカリ性質による硫化水素抑制のメカニズムと、アオコの沈降メカニズムが国内外のラボ実地試験の結果から検証された。

6)水生植物、動物に対する水酸化マグネシウム添加の解析評価から得られた成果を実地調査実験で適応され、製剤 50g・m^{-2}～100g・m^{-2} 添加程度の適正散布量であれば、水質および底質も改善され、水酸化マグネシウムが環境改善剤として有用性、実用性のあることが実証された。

7)本研究で導入した水酸化マグネシウム製剤は、不純物を含む鉱山由来の Mg ではなく、海水由来の不純物を含有しない Mg であることから環境改善のために安全であるといえることがわかった。

上記のことから、海水由来の水酸化マグネシウムの散布により湖沼の周辺環境や生態系に影響を与えずに水質、底質環境の改善に有用且つ有効な技法であるのを示唆された。

即ち、水酸化マグネシウム技法は今後のアオコ被害による水質問題、硫化水素による底質環境改善に重要かつ有用的な解決策となりうることを明らかに出来た。

第 6 章　総括および課題・展望

6.1　本研究の総括

第 1 章で述べたように、閉鎖水域における水質汚濁問題は、国内のみならず、アジア・太平洋地域の開発途上国においては、人間活動、産業活動の活発化に伴い水質汚濁が累進的に加速しており、危機的状況にある。特に、毒性物質 Microcystin を産生する有毒アオコが湖沼等において顕在化する等、水資源の安全性確保が極めて重大な解決すべき課題となっている。本研究は、第 1 章から第 5 章まで構成され、第 1 章では閉鎖性水域における富栄養化問題と対策、水酸化マグネシウム製剤を用いた既往の研究、本研究の背景・目的について述べた。第 2 章から第 5 章までは、水酸化マグネシウムを活用したアオコの原因となる藍藻の発生抑制や直接除去などの直接浄化技術、底泥の栄養塩に対する底質改善方法を目的として検討を行った。全体の成果を以下の通りでまとめる。

1) 水酸化マグネシウムの添加が *Microcystis* 属に対する即効性、有用性の沈降効果の解明

本研究は、水酸化マグネシウム製剤の添加が有毒アオコ *Microcystis* に与える影響評価の為、*Microcystis* 属を用いた沈降実験を行った。その結果水酸化マグネシウム製剤の添加と同時に *Microcystis* 属の細胞数が急激に減少した。また水酸化マグネシウム製剤の添加直前及び添加 24 時間後の *Microcystin* の濃度を測定したところ、水酸化マグネシウム製剤を添加した系列では *Microcystin* が検出されなかった。この実験により水酸化マグネシウム製剤が即効的なアオコ沈降剤として有用であり、*Microcystis* 属に効果的であることや水酸化マグネシウム製剤にはリン吸着効果によりアオコ増殖抑制効果があることが示唆された。また水酸化マグネシウム製剤によるアオコ沈降時には *Microcystin* が溶出しないということも解明された。

2) 水環境修復の技法とする水酸化マグネシウムの添加適正量が 50g・m^{-2} ～100g ・m^{-2} であることが明らかとなった。

水酸化マグネシウム製剤の添加による水生植物行った結果、水酸化マグネシウム添加すると DO、pH、T-P、T-N 水生生物成長量ともに変化し、オオカナダモとマツモに対する添加実験を検討した結果、200g・m^{-2} の添加でもオオカナダモには影響は見られなかった。その一方でマツモでは 200g・m^{-2} の添加で枯れ、水酸化マグネシウム製剤の影響を受けたことが確認できた。これにより水酸化マグネシウム製剤の影響を受けやすいタイプと受けにくいタイプの植物があることが示唆された。また、水生植物に影響の生ずる量が 200g・m^{-2} と確認された。

また、水酸化マグネシウム製剤の添加による水生動物への影響評価では、タナゴ、ヨシノボリ、モツゴの 3 種類の水生動物に対して添加実験を行った。呼吸量を算出したところ、添加系において 3 種類の動物への呼吸阻害は見られなかった。また急性毒性試験の結果においてもメダカへ影響は少なかった。このことから水生動物に対する水酸化マグネシウム製剤の影響は少ないとされ、添加量 200g・m^{-2} でも影響が見られなかった。

これより、水生植物と同様に水生動物に対しても、生態系に配慮した新しい水環境処理技法とする水酸化マグネシウムの添加適正量が 50g・m^{-2} ～100g ・m^{-2} であることが明らかにした。

3) 水酸化マグネシウム製剤を活用した水質、底質改善手法の開発

新たな環境手法の技術開発として確立させる為、研究室で得られた最適散布量の成果と知見を、海外では中国無錫の太湖、国内では都市河川である東京都の呑川を対象として水酸化マグネシウムの添加量を平均 100g・m^{-2} 程度に設定し、実地試験を行った。その結果、太湖ではクロロフィル a は散布前の 0.385mg・L^{-1} に対し、散布後の 14 日後は散布前の約 1/10 の 0.038mg・l^{-1} の値となり、TP と TN ともに減少したのが確認できた。また、呑川の硫化水素が、散布前の 0.042ppm に対し、散布後は 0.0023ppm となり、94.5% 低減したことが示された。尚、上記の試験は一部流域のみで行われた調査結果である。これらの実地試験結果により、水態系を配慮した上での水酸化マグネシウムの最適散布

量の実証結果から、水酸化マグネシウムを活用した効果的な環境改善手法の開発が示唆された。

6.2　社会貢献及び今後の展望・課題

本研究では水酸化マグネシウム製剤の適切な添加方法、適切な添加量、水生植物や水生動物への生態影響について研究を行い、適正添加量が 50g・m^{-2}～100g・m^{-2} であるという成果が得られた。水酸化マグネシウムを利用することにより、今までアオコを除去するうえで問題とされてきた以下のような問題が解決され、新たな水環境再生技術として期待されている。

1) 水酸化マグネシウムの添加が *Microcystis* 属に対する即効性の提案

上記で述べたように従来のアオコ除去は、従来技法では莫大なコストがかかることがあげられると同時に、長い時間が必要とされたが、水酸化マグネシウムを使用することにより、効果の即効性が期待され、アオコが発生した場合にも迅速な解決が可能になることが期待される。

2) 水酸化マグネシウムの添加が *Microcystis* 属に対する有用性の提案

水酸化マグネシウムの添加による *Microcystis* 属の細胞を破壊するのではなく沈降させることに特徴を有するため、*Microcystis* の藍藻毒が水中への急速な溶出を抑えることができ、アオコ処理剤としてより安全性から本技法の有用性が期待される。

3) 水環境修復の技法とする水酸化マグネシウムの添加適正量の提案

本研究を通して、アオコ沈降効果や水生植物や水生動物への影響を考慮した場合、水酸化マグネシウム 50g・m^{-2}～100g・m^{-2} が適正量であることを明らかに出来たことから、新たな水環境再生技術として、水酸化マグネシウム技法を水質改善、底質改善とした場合、精度よくより最適散布量の提案が期待される。

これらのことから、日本国内各地でのアオコ除去に水酸化マグネシウムが効果的に提案されることが期待されると同時に、今後の展望としてアオコ処理に水酸化マグネシウム技法を用いての発展途上国への支援が挙げられる。コストの低減や、安全性が高いこ

となどから、発展途上国においても効果的にアオコを除去することが期待され、水酸化マグネシウムを用いた技術を発展途上国への技術支援・移転が期待される。

水酸化マグネシウムの適正散布量を解明できたことから、今後のアオコ除去、底質改善に対する新たな水環境再生技術が提案できるといえる。同時に、適正なる添加量は解明できたものの、水酸化マグネシウム添加が水域に存在する生物群集構造および、底泥環境に及ぼす影響に対してより安全を目途とした更なる学術的研究は必要といえる。

これからの課題は以下のようにまとめられる。

1)日本各地には様々な水生植物や水生動物がいることから、多種多様な動植物への影響評価をする必要がある。

2)硫酸化還元菌の抑制メカニズムや好気性細菌活性化メカニズムなどの水酸化マグネシウム製剤の底質に対する効果をさらに解明する必要がある。

3)本研究では添加量を 50g・m^{-2}～200g・m^{-2} に統一し実験を行っていたことから、50g・m^{-2} 以下や 200g・m^{-2} 以上で添加実験を行い、効果を解明する必要がある。

4)水酸化マグネシウム製剤は *Microcystis* 属に効果があるとされているが赤潮駆除剤としても利用されていることから、他のアオコ原因藻類への影響を解析する必要がある。

これらのことから、今後の課題としてあげられるポイントは更なる安全性の確保と水酸化マグネシウムが持ちうる効果の確立である。

参考文献

1. 環境省：平成 24 年度公共用水域水質測定結果(2013)
2. JWG：21 世紀の環境保全と豊かな水辺を取り戻すために 、JWG の Website (http://npo-jwg.com/seturitu.html) (2014 年 3 月 21 日現在)
3. 藤本尚志、福島武彦、稲森悠平、須藤隆一： 全国湖沼データの解析による藍藻類の優占化と環境因子との関係, 水環境学会誌 18 pp.901-908(1995)
4. 稲森悠平（独）国立環境研究所: (財)茨城県科学技術振興財団、 第 13 回霞ヶ浦浄化技術研究会(2007.2)
5. Elise M. Jochimsen, Wayne W. Carmichael, JiSi An, M., Denise M. Cardo, Susan T. Cookson, Christianne E.M. Holmes, M. Bernade Antunes, Djalma A. de Melo Filho , Tereza MLyra, Victorino Spinelli T. Barreto, Sandra M.F.O. Azevedo, and William R. Jarvis: Liver Failure and Death after Exposure to Microcystins at a Hemodialysis Center in Brazil, New England Journal of Medicine, 338, 873-887 (1998)
6. 稲森悠平、斉藤猛、稲森隆平、水落元之: 水産学シリーズ 134、有害・有毒藻類ブルームの予防と駆除、恒星社厚生閣,102-119 (2002)
7. Jones,G.J., Orr,P.T.: Release and degradation Microcystin following algicide treatment of a *M. aeruginosa* bloom in a recreational lake as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay 、*Water Res* 28 pp.871-876(1994)
8. T.Jlee、K.Nkano、M.Matsumura: Ultrasonic irradiation for blue-green algae bloom control、*Environ Technol* 22 pp.383-390 (2001)
9. Alam.Z.B.、M.Otaki、H.Furumai、S.Ohgaki: Direct and indirectinactivation of *Microcystis aeruginousa* by UV-radiation、*Water Res* 4 pp.1008-1014(2001)
10. Zabel,T.: The Advantages of Dissolved-air Flotation for Water Treatment、 *J.AWWA* 77(5) pp.42-46(1985)
11. N.Iwami、N.Sugiura、T.Itayama、Y.Inamori、M.Matsumura: Control of cyanobacteria *Microcystis* using predatory microanimals inhabiting bioreactor, *Environ Technol* 21 pp.591-596 (2000)

12. 相崎 守弘、中里広幸: 富栄養化湖水の浄化のための水耕生物濾過法を用いた人工湿地の開発、水環境学会誌第 20 巻 Vol.9 pp.50-56(1997)

13. 一般社団法人　日本作業船協会:　機関誌　作業船 NO.312 (2013.7)

14. 一般社団法人　日本作業船協会:　機関誌　作業船 NO.258 (2001.11)

15. 化学工業日報社 15107 の化学品、水酸化マグネシウム、pp.185 (2007.1)

16. Y.Amano、K.Taki、K.Murakami、T.Ishii、H.Matsushima : Sediment Remediation for Ecosystem in Eutrophicated Lakes 、*The Scientific World* Vol.2 pp.885-891 (2002)

17. 彼谷邦光: 環境のなかの毒-アオコの毒とダイオキシン、裳華房(1995)

18. 出光隆、在田洋、板山朋聡、稲森悠平: 屋外実験池を用いた水酸化マグネシウムのアオコ沈降および増殖抑制、第 38 回日本水環境学会年会講演集(2004)

19. 宇部マテリアルズ株式会社: 淡水系・海水系の水質・底質改善実績技術資料(2008)

20. ㈱環境保全の Website http://www.skr-tech.co.jp/suishitujyouka.htm (2011 年 12 月 21 日)

21. 程川和宏: 赤潮駆除剤の開発、三重大学学術機関リポジトリ研究成果コレクション、(2007)

22. 出光隆、在田洋、稲森悠平: 水酸化マグネシウムのアオコ沈降作用を利用した水域浄化の特性評価　日本水処理生物学会誌 別巻号 22(2002.10)

23. 稲森悠平、 板山朋聡、在田洋、出光隆: アオコの分解処理方法、特開 52498 号公報(1996)、257591 号公報(1996)

24. 西野伸幸、河内敏昭: 水酸化マグネシウム散布による水質・底質の改善技術、用水と廃水 45(11) pp.1085-1091(2003.11)

25. 滋賀県の環境情報館、日本河川・流域再生ネットワーク（JRRN）(2014.1)

26. 村上和仁、稲森悠平、稲森隆平、杉浦桂: マイクロコズムを用いた底質改善材（Mg）の生態リスク影響解析、土木学会第 65 回年次学術講演会資料(2010.9)

27. 出光隆、板山朋聡、稲森悠平: モデル池沼における $Mg(OH)_2$ 添加における底泥環境の動態解析、（独）国立環境研究所調査報告(2010.10)

28. 国土交通省四国地方整備局野村ダム管理所発表、野村ダムにおける貯水池の水質保全の取り組みについて (2007.6)

29. 四国地方整備局 松山河川国道事務所 石手川ダム管理支所発表、石手川ダムにおける水質改善の取り組みについて (2011.12)

30. 石川崇孝、梶智裕、上久保良: 大阪工業大学、中小池を対象とした水質浄化の基礎実験、土木学会第 50 回年次学術講演会(1995.9)

31. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター 一瀬諭、若林徹哉: 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)

32. 渡邊眞之: 日本アオコ大図鑑、誠文堂新光社(2007)

33. 岩見徳雄: 微小動物の捕食作用を利用した藍藻 *Microcystis* 属の抑制に関する研究、筑波大学生物資源学類環境工学、博士論文(2000)

34. K.Harada、K.Matsuura、M.Suzuki、H.Oka、M.Watanabe、S.Oishi、A.M.Dahlem、V.R. Beasley: Carmichael,Analysis and purification of toxic peptides from cyanobacteria by reversed-phase high-performance liquidchromatography、*J.Chromatogr* 448 pp.275-283(1998)

35. 高村典子: ため池の評価と保全への取り組み 、国立環境研究所(2004.3)

36. C.Tada、O.Nishimura、T.Itayama、Y.Inamori、M.Matsumura、R.Sudo: The Influence of Materials Released fromLake Sediment on The Grouwth of Three Kinds of Algae、 *Japan Journal of Water Treatment Biology,*37,4,pp.161-172(2001)

37. Treatmnnt and Reuse、George Tchobanoglous、Franklin Louis Burton、H. David Stensel: McGraw-Hill Education, *Wastewater Engineering* pp.1819(2003)

38. American Public Health Association. A.P.H.A.A.W.W. and W.P.C.F:

Standard Method for the Examination of Water and Wastewater 14th (1975)

39. 齋藤治子: 魚類の簡易呼吸量測定法、横浜市公害研究所第 12 号(1987)

40. 宇部マテリアルズ株式会社:魚類急性毒性試験取得、国立水産振興院

41. 村上和仁、天野佳正、瀧 和夫、立本英機、松島 眸、本田善則: 環境因子としての底質処理が生態系群集構造に及ぼす影響、環境情報科学論文集 16 巻 P.257-262 (2002.11)

42. 村上和仁、石井俊夫、瀧 和夫、松島 眸: 底泥処理における環境修復強度の生物多様性に及ぼす影響、環境情報科学論文集 21 巻 pp.75-80 (2007.11)

43. 宇部マテリアルズ株式会社: 河川・湖沼の水質・底質改善実績技術資料(2010.4)

44. Vincent et al: Process Biochemistry Vol.33. NO.5 pp.555-1198(1998)

45. 安藤広信、山浦研二郎、瀧 和夫: アルカリ剤を用いた硫化水素抑制方法、第 38 回土木学会関東支部技術研究発表会講演集 CD-ROM (2011.3)

46. 山浦研二郎、安藤広信、瀧 和夫: マグネシウムによる下水処理施設で生成される硫化水素ガスの抑制第 38 回土木学会関東支部技術研究発表会講演集 CD-ROM (2011.3)

謝　辞

本研究を遂行するにあたり終始懇切なるご指導賜りました福島大学　共生システム理工学研究科　バイオ・エコエンジニアリング研究室　稲森悠平教授、稲森隆平研究員に衷心より感謝の意を表し、厚く御礼申し上げます。

本論文の審査及び有益なご助言をいただきました福島大学　共生システム理工学類准教授　川越清樹先生、准教授　横尾善之先生に厚く御礼申し上げます。

さらに本研究を進めるうえで、千葉工業大学　村上和仁教授、長崎大学　板山朋聡教授、国立環境研究所　徐開欽博士、千葉県船橋市役所　西村浩先生にご指導賜り、厚く御礼申し上げます。

格段の御便宜と暖かい御配慮や御指導を頂くとともに、研究室生活における様々な相談に乗って頂きました福島大学　バイオ・エコエンジニアリング研究室　伊藤裕子様、鹿目真理子様をはじめとする皆様方には、心より感謝申し上げます。

様々な面で助け、相談に乗っていただいた同研究室の神蔵雄生様、賀数邦彦様学生の皆様には心より感謝致します。

本研究を通し、さまざまな学習をさせて頂きまして、社会人の私には種々の研究の自信に繋がり、本研究を通して得た貴重な様々な経験を生かし、福島原発事故の排水処理に係る新規金属吸着剤の技術開発の共同研究の参加にも繋がりました。今後、御大学で得た貴重な知識を生かし、社会貢献に尽力をしていく所存です。本研究に係る全ての方に感謝をいたします。

最後に応援して下さった在職している㈱K&A 環境システムにも感謝します。