

多摩川源流域における下水道整備が奥多摩湖の
水質問題に及ぼす影響に関する研究

2009年

寶 馨

京都大学防災研究所 教授

牧野 育代

東北大学環境保全センター 助教

目 次

1.	はじめに	1
2.	藻類発生状況分析	3
3.	調査方法	11
3.1	流入河川および湖沼調査	
3.2	水質測定	
4.	生物試験	14
4.1	AGP 試験の概要	14
4.2	試験条件	14
4.3	藻類培養試験	15
4.4	河川水添加試験	15
5.	結 果および考察	15
5.1	水質測定の結果	15
5.2	生物試験の結果	18
5.2.1	流入河川水が湖沼の藻類増殖に及ぼす影響	18
5.2.2	湖沼水が藻類増殖に及ぼす影響	20
6.	おわりに	22
7.	引用文献	22

1. はじめに

多摩川最上流域に位置し、都民の水がめである奥多摩湖（水道水源ダム貯水池）では、近年、水質汚濁化現象が毎年のように生じていて水質の悪化が懸念される。その水質汚濁化の拡大は主に植物プランクトンにおける構成種の変化や発生量に基づくものであって、具体的には、アオコ形成種であるミクロキスティス（*Microcystis*）とアナベナ（*Anabaena*）との2種の藍藻の発生が奥多摩湖の水質を大きく変化させたといえよう。このような奥多摩湖の水質問題をめぐる調査研究は多く報告されているものの、奥多摩湖に流入する河川（以下、流入河川）水質の影響を対象とした調査研究は、奥多摩湖の水質形成に大きく関与し重要であるものの少ない。

奥多摩湖流入河川流域には特定環境保全公共下水道が整備されており、下水は流入河川沿いに設置された浄化センター（下水処理場）において高度処理（生物処理）された後、各流入河川に放流されている。一般的に生物処理は下水の窒素やリンを除去する一方で、植物プランクトンの直接的な栄養源となる硝酸性窒素やリン酸態リンの形成を促進するという、両極的な面を持つ。

本研究は、水道水源貯水池の機能を有する奥多摩湖の水質保全の立場から、下水道整備後に着目し、主に河川水が奥多摩湖の植物プランクトンの生長に及ぼす影響について調査研究したものである。調査地点は、下水道が完備された奥多摩湖に流入する河川（以下、流入河川）上に定め、下水処理場からの放流水流入地点、河川に位置する釣り堀、また、水質への人為的影響のほとんど見られない森林溪流等とした。それら異なる河川上の形態が奥多摩湖の水質に及ぼす影響を水質測定および生物試験の手法を用いて検討・考察した。以下には、2年間にわたる2流入河川の調査研究の結果に基づき、奥多摩湖の水質問題に及ぼす諸要因に関して議論したものをまとめ、報告するものである。

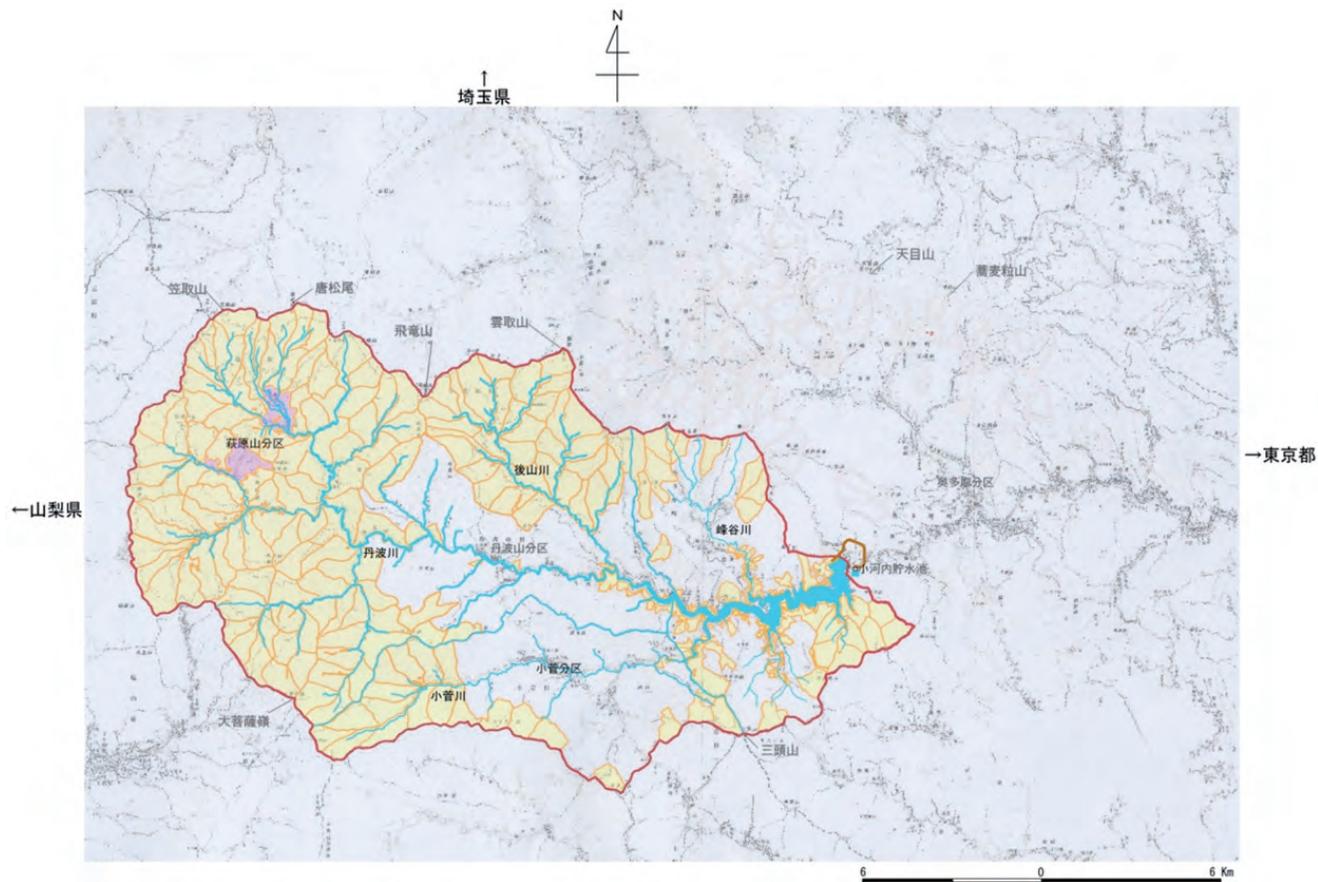


図-1 奥多摩湖（水道水源ダム貯水池）流域（東京水道水源林最上流域）

赤の囲みが奥多摩湖の集水域である。黄色は管理林を示し、東京都水道局が管理する東京水道水源林一帯である。東京水道水源林形成一帯より外れた下流には民有地が広がり（白抜きの部分）、そのほとんどが森林地帯で、河川に沿って民家や観光施設があり集落を形成している。

2. 藻類発生現況分析

奥多摩湖はその上流に広大な水源林を持ち（図-1）、水道水源貯水池の機能を有している。これまで貯水池完成後 50 年もの長きにわたり良質な水質を維持してきたが、近年、藍藻類によるアオコの形成が著しく水質汚濁化が懸念されるようになった。ここでは、既存資料¹⁾を用いて、貯水池（奥多摩湖）の藻類発生状況について把握することを目的とする。

奥多摩湖で問題となっている植物プランクトンは、*Anabaena* と *Microcystis* である。*Anabaena* と *Microcystis* は、アオコの主要な形成種である。いずれもその毒性から捕食されにくく、ガス胞を有して、栄養素の確保や光環境に合わせ表層と底層の間を浮遊する能力が備わっている。また、*Anabaena* は休眠段階をとり湖内で越冬をしたり、窒素固定をする。*Microcystis* は、水中の生物が排出したアンモニアをリサイクルして利用することができるので、栄養素欠乏下でも増殖に優位に立つ。このように、藍藻類は周辺環境の化学的特性を変化させる能力が高い。つまり、対象地の集水域にみられるような、水質保全策により流入河川に含まれる栄養塩類が減少（下水道普及による効果）したり、珪藻類の季節的に早期の増殖による栄養素濃度の低下が生じた（春から夏）後に、藍藻類の増加があると考えられる。また、*Anabaena* と *Microcystis* はダム貯水池起源の水質障害における代表的な植物プランクトンであり、これらの発生状況によっては富栄養湖への移行と水質判断される。1978 年～2003 年の優占種植物プランクトンの発生状況をまとめたところ対象湖は、水質汚濁段階が進行していることが明らかとなっている²⁾。以下には、対象地の藻類発生状況について分析した結果を述べる。

まず、本研究で用いた生産層の算出と植物プランクトンの計測方法を示す。

プランクトン数は、透明度の 3 倍水深に相当する生産層（光が届く植物プランクトンの生息が可能な範囲）において算出する。すなわち、各深さに均一分布すると仮定し、生産層におけるプランクトン数を生産層の深さ（m）で割って求める。本報告においてはそのプランクトン数を、“生産層のプランクトン数密度”と称する。生産層におけるプランクトン数密度の詳しい算出方法については、先の既存資料¹⁾の平成 4 年（1992 年）度版に記載されているが、それに一部加筆した計算方法の説明と、計算例（図-2）は次のようである。

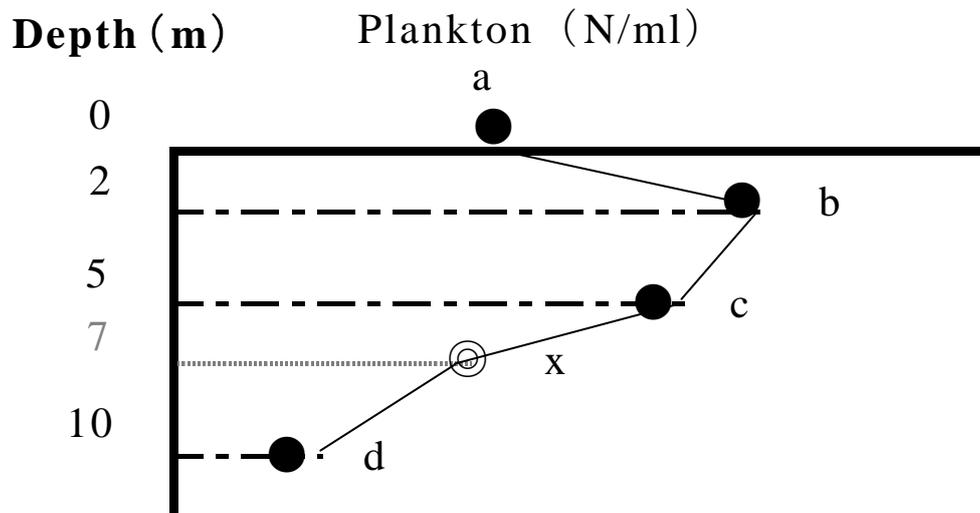


図-2 生産層の算出とプランクトンの計測

- 観測水深は、0m、2m、5m、10m、以降は10mおきである。
- ・ 透明度 2.3m の場合
 - 3倍水深： $2.3 \times 3 = 6.9\text{m} \rightarrow 7\text{m}$
 - 測定結果 0m \rightarrow a 個/ml、 2m \rightarrow b 個/ml、
 - 5m \rightarrow c 個/ml、 10m \rightarrow d 個/ml
 - c と d から内挿した 7m の生物数 \rightarrow x 個/ml
- 生産層の生物総数を N とすると、次式が与えられる。

$$N = \left(\frac{a+b}{2}(2-0) + \frac{b+c}{2}(5-2) + \frac{c+d}{2}(7-5) \right) \div 7$$

「観測日の透明度に対して3倍の水深（四捨五入して算出）を水生生物（プランクトン）の生産層とする。生産層で観測されたプランクトン量（個体数/ml）をその密度に平均化した値をプランクトン測定値とするが、毎週測定の前藻類と珪藻類については、それからさらに月平均したものを生産層におけるプランクトン測定値とする。なお、透明度の3倍水深が10mを越えた場合、それ以上の水深で観測された生物数

は 10m と同じとして計算する」

上記の計算方法に基づき次のようなデータ分析を行った。生産層におけるプランクトン数密度のデータを用いて 1974 年～2007 年の藍藻類の出現状況を分析した（表-1）。また、湖沼流入河川である小菅川および丹波川の湖沼流入部、並びに湖沼生産層について、1999 年～2007 年のクロロフィル a（ mg/m^2 ）のデータを用いて季節変化と経年変化を分析した（図-3～図-5）。さらに、生産層で計測されたプランクトンの年間総数を湖沼の生物総数（群体/ml）とした 1990 年～2007 年の経年変化を示した（図-12）。なお、小河内貯水池の生産層については、昭和 40 年代に水中照度計を用いて測定した透過光量の結果から、透明度の 3 倍水深を生産層と規定して、現在まで用いている。

以下には、特に問題となっている藍藻類における経年出現状況について分析した結果を示す。表-1 に、藍藻類の出現種と生産層における出現個体数の月平均（個体数/ml）を示す。1992 年に着目すると、その前後で種が全く異なることがわかる。1991 年前では延べ出現種数が 7 種類と比較的豊富であるのに対し 1992 年以降、2004 年までは、これまで出現のなかった *Anabaena* と *Microcystis* の 2 種類のみ出現となっている。季節的生長に関しては 1991 年以前の藍藻類は春から冬まで長期間存在する傾向があるが、*Anabaena* と *Microcystis* は、夏に発生して晩秋には消滅するといった短い期間の集中した発生が特徴的であった。しかしここ数年は、発生月が後ろにずれこみ 12 月においても確認されるようになった。さらには、*Anabaena* は *Microcystis* よりも先の月に出現することが多く生長が終わるのも遅い傾向を持っていたが、2001 年から 2003 年の同時発生期を経て以降は *Anabaena* の方が遅く発生し発生期間も短くなるという、反対の傾向が確認できる。また、2005 年以降については、*Anabaena* と *Microcystis* 以外に、*Phormidium*、*Oscillatoria*、および“その他のラン藻類”が約 15 年ぶりに再び出現するようになった。

Anabaena や *Microcystis* のようなプランクトン性の藍藻は増殖に適した水柱に移動するので、夏季に見られる栄養素の欠乏にも有利に増殖する。よって、対象湖では、1992 年に *Anabaena* と *Microcystis* が発生してからは、これらの増殖戦略が他の藍藻類よりも優れているために、以降その発生が続いていたと考えられる。また、*Anabaena* の増殖が *Microcystis* よりも大きい傾向が見られる理由としては、*Anabaena* は休眠段階をとって越冬する機能と空中の窒素を栄養源として固定する能力も持つため、より競争に優れているためだと推察できる。

表-1 藍藻の出現状況の経年変化

	Cyanophyceae	Month												Maximan number of the year		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12			
1974	<i>Chroococcus</i>						2	6	4	1						11
1975	<i>Chroococcus</i>						1	10	4							17
	<i>Oscillatoria</i>	39			228											750
1976	<i>Chroococcus</i>							3		1						7
	<i>Oscillatoria</i>													20		76
1977	<i>Oscillatoria</i>	9	12	85	58	67	26	103	3	13	8	7				152
1978	<i>Chroococcus</i>						1	2	6							9
1979	<i>Aphanothece</i>							43	57	1	1					201
1984	<i>Dactylococcopsis</i>							1	1	35	18	1	2			35
1985	<i>Dactylococcopsis</i>				4	2	3	3	29			1				29
1989	<i>Oscillatoria</i>									17						32
	<i>Phormidium</i>								10	8	1					32
1991	<i>Aphanocapsa</i>								1							3
1992	<i>Anabaena</i>								1	3						3
1993	<i>Anabaena</i>								1	1						3
	<i>Microcystis</i>									1						4
1995	<i>Anabaena</i>								1	5	5	1				9
	<i>Microcystis</i>									1						2
1997	<i>Microcystis</i>									1						1
1998	<i>Anabaena</i>								3	9	19	2				40
	<i>Microcystis</i>									4	1					13
1999	<i>Anabaena</i>							2	76	122	3	1				290
	<i>Microcystis</i>								8	1						23
2000	<i>Anabaena</i>							28	8	17	3	4				28
	<i>Microcystis</i>								1	2	2					2
2001	<i>Anabaena</i>								6	7	67	3				122
	<i>Microcystis</i>								30	40						144
2002	<i>Anabaena</i>							1	21	7						5
2003	<i>Anabaena</i>							1	120	83	1					680
	<i>Microcystis</i>							1	18		17	3				240
2004	<i>Anabaena</i>								2	3		2	1			7
	<i>Microcystis</i>								1	20	8	2				51
2005	<i>Anabaena</i>									2	1					4
	<i>Microcystis</i>								1	11	5			1		35
	<i>Phormidiumu</i>						1			4	4				1	13
2006	<i>Anabaena</i>											1	2			2
	<i>Microcystis</i>										1	2	10			10
	<i>Phormidiumu</i>										1	22	22	5		22
2007	<i>Oscillatoria</i>		1						1	46	8	2				46

種の急激な変化の原因としては、1992年より始まった選択取水の施行による流動の変化に起因するものと、発生種の明らかな違い（1992年より *Microcystis* と *Anabaena* が発生）から推測される。しかしながら、それらのような生態的側面の推測では、2005年以降において、*Anabaena* と *Microcystis* 以外に、*Phormidium*、*Oscillatoria*、および“その他のラン藻類”が約15年ぶりに再び出現するようになったことについて説明がつかない。

今井ら³⁾は、霞ヶ浦において、近年、対象地の *Microcystis* の出現が大きく減少し、替わるようにして糸状性藍藻（*Oscillatoria* 等）の出現が増加したことを報告した。つまり、霞ヶ浦に流れ入る窒素、リン以外の水質成分に変化が生じたことで、*Microcystis* が生息できない水環境になったと報告している。藍藻を構成種とするアオコの発生について近年では、窒素、リンの他に鉄が大きな影響を持つことが明らかになっている。すなわち、 Fe^{3+} 、 $Fe(OH)^{2+}$ 、 $FeOH_2^+$ 等の植物プランクトンに利用される全溶存鉄濃度が高いとアオコが形成されやすい。よって霞ヶ浦で *Microcystis* が減少した原因としては、その成長に欠かせない栄養素である溶存鉄が減少したためと、報告している。後述するように、本研究の対象湖においても、一時期より *Microcystis* および *Anabaena* が減少し、*Oscillatoria* 等の藍藻が出現するようになったことを考えると、霞ヶ浦の例と同様に水質が変化した可能性がある。長期的にみて、本対象地の流入河川はいずれも窒素、リン等の栄養塩類の湖沼への流入は横ばい傾向を示し、また水量も大きく変化はみられず一般的な水質項目においては、その濃度が関与して藍藻の種の変化が生じたとは考えにくく、今井らの仮説に従うと奥多摩湖でも溶存鉄の藍藻に対する影響を調査する必要があることがわかる。

図-3～図-5に、クロロフィル a（以下、Chl-a）量の季節変動および経年変化を示す。小菅川を経て湖沼に到達する湖沼流入部（以下、小菅川流入部）と丹波川を経て湖沼に到達する丹波川流入部（図-3と図-4）を比べると小菅流入部で光合成植物プランクトンの発生が多いことがわかるが、全体的に量は多くない。また、図-5に示すように Chl-a は、湖沼においては2002年から上昇していたが2005年をピークに再び減少している。

図-6～図-11に1990年～2007年において確認された各藻類の種数の経年変化を示す。藍藻類（図-6）は、2005年までは2種類出現する年が多くを占めたが、表-1からも分かるように、これまでその出現が確認されていない“その他の藍藻”が出現するようになった。緑藻（図-7）は、

湖沼流入部のChl-a量

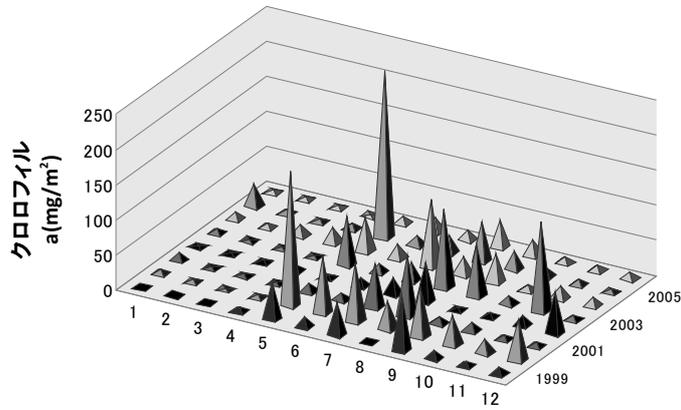


図-3 小菅川流入部のChl-a量

湖沼流入部のChl-a量

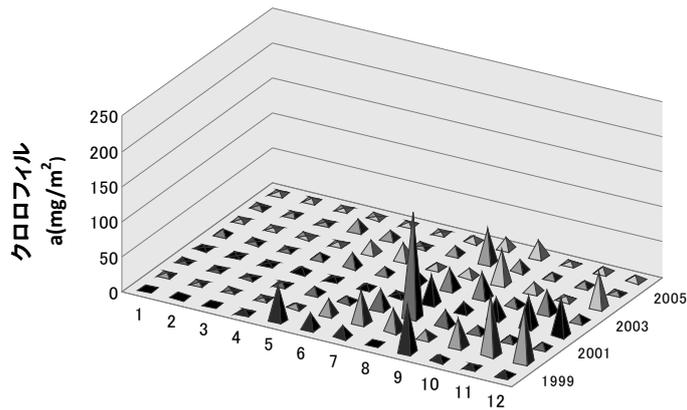


図-4 丹波川流入部のChl-a量

湖沼生産層のChl-a量

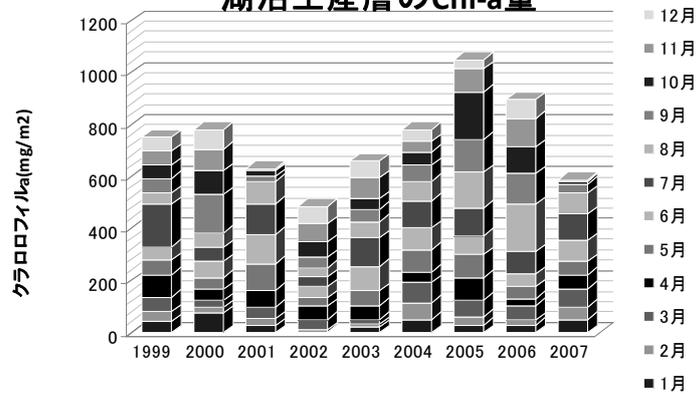


図-5 湖沼のChl-a量

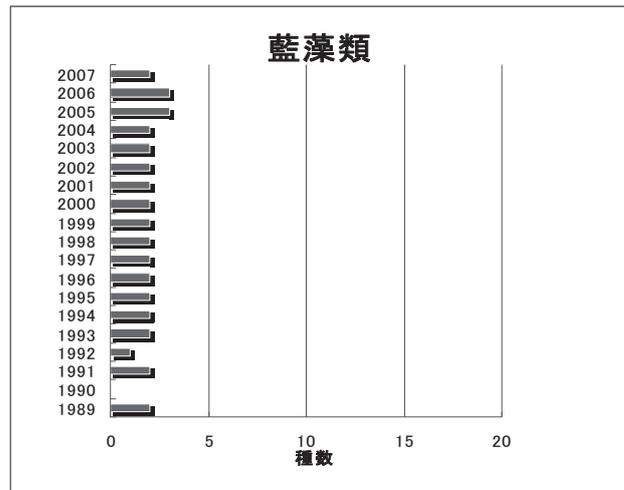


図-6 緑藻の出現種数の変遷

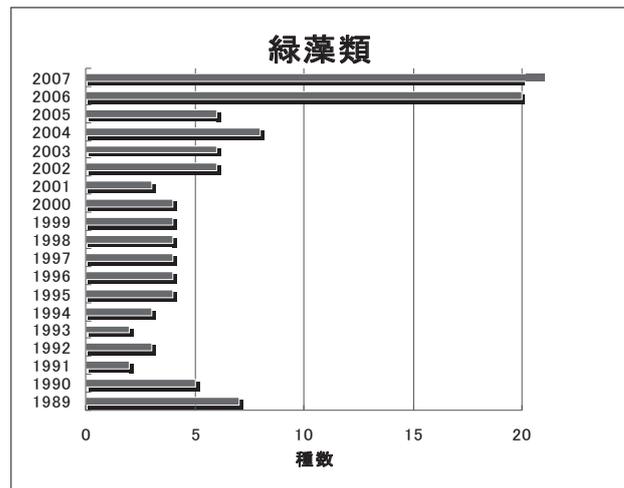


図-7 緑藻の出現種数の変遷

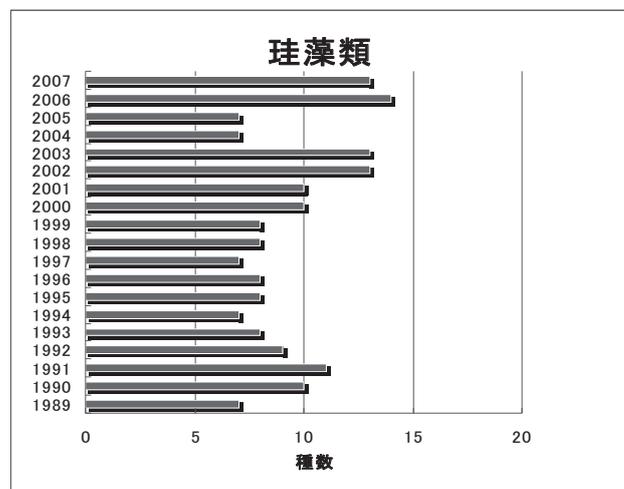


図-8 緑藻の出現種数の変遷

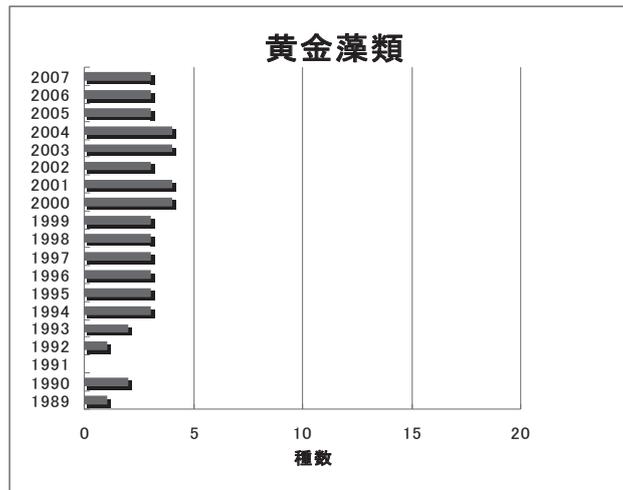


図-9 黄金藻の出現種数の変遷

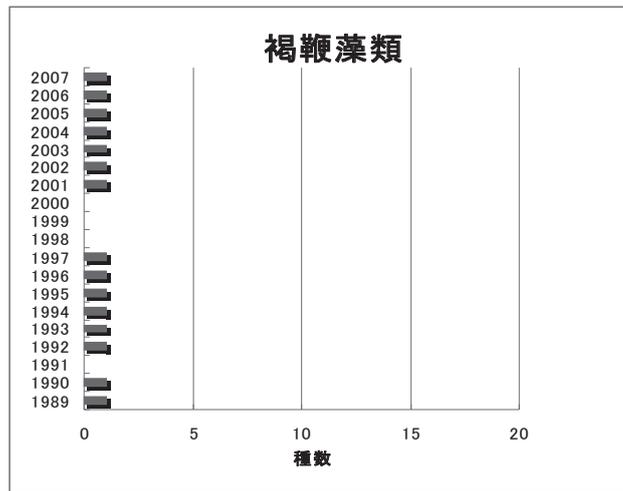


図-10 褐鞭藻の出現種数の変遷

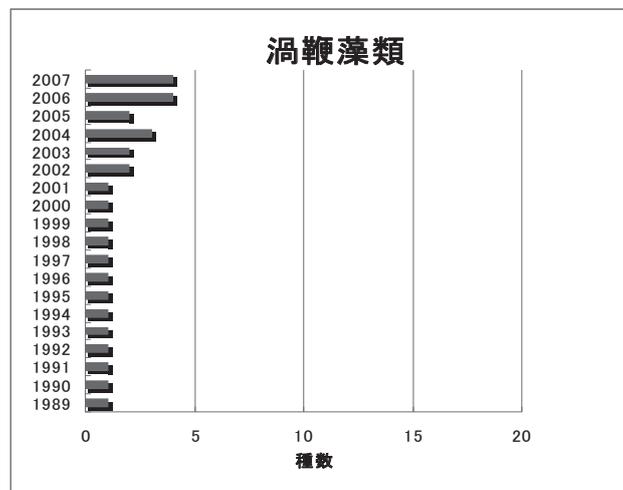


図-11 渦鞭藻の出現種数の変遷

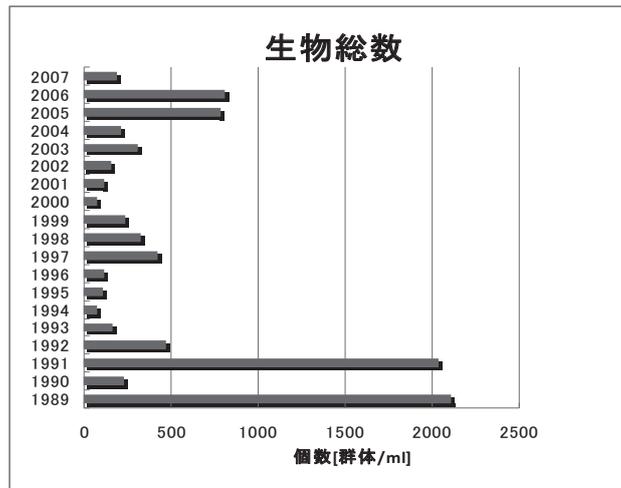


図-12 生物総数の変遷

1992年以降、5種を超えなかったものが2003年以降については超えるようになり、更に2006年には20種が出現したように大幅に多種化して、珪藻類の出現種数を上回った。珪藻類（図-8）については、出現種数の一定の傾向は示さないものの、緑藻が大幅に増出した2006年と2007を除き、常に種数で最大を示した。黄金藻類（図-9）と褐鞭藻類（図-10）はほぼ安定した出現種数を示した。一方、渦鞭藻類（図-11）、2003年以降、増加傾向であることがわかる。また、生物総数（図-12）は1992年以降、大量発生は確認できないが、2005年および2006年と、目立つ増加を示した後、2007年には大きく減少した。

3. 調査方法

3.1 流入河川および湖沼調査

流入河川の調査は、図-13に示すように定点観測地点を設け、2年間にわたり約1ヶ月に一度の頻度で試水の採水と現地観測を行った。なお、湖沼の試水についてはその採水地点を地図上に記載しなかったが、湖心近くの浮き橋下から表層水を採水し、それを湖沼の試水とした。また、出水時については、明らかに河川の増水が認められた場合を出水時の試

水とした。いずれの調査地点も河川あるいは湖沼に直結していて、表-2のように利用形態が異なる。



図-13 調査流域と試水採水地点

表-2 調査地点の概要

調査地点	記号	河川形態
丹波川貯水池流入部	t0	丹波川の下流に位置する奥多摩湖の岸
公共河川観測地点	t1	丹波川の下流
丹波山浄化センター(下水処理場)	t2	下水処理水が混流した河川域
丹波山釣り堀下	t3	釣り堀の水が混流した河川域
丹波山森林溪流	t4	人為的な水質への影響の確認されない河川域
小菅川貯水池流入部	k0	小菅川の下流に位置する奥多摩湖の岸
小菅浄化センター(下水処理場)下	k1	下水処理水が混流した河川域
小菅釣り堀下	k2	釣り堀の水が混流した河川域
丹波山森林溪流	k3	人為的な水質への影響の確認されない河川域

また、湖沼調査は流入部および湖心を対象としたが、特に流入部においては現場の水環境を考慮し、出来る限り水中に直に足を踏み入れないようにして試水を採取した。水深は 0cm～50cm 程度である。なお、ここでいう原水とは、採取した調査視点の試水を無調整のまま試水としたものである。

3. 2 水質測定

表-3 に水質測定項目を示す。現地においては、水温と pH を測定し、残りの項目については実験室で試水を分析測定した。試水の採水は、川岸の土砂の影響を受けないように河川中央付近でポリ容器にすくい取るようにした。ただし、流れが急速であったり水深が深い場合には小型のバケツを中央に向かって投げ入れ試水を取得した。また、試水は原水と現地にて濾過（孔径 0.45 μ m メンブランフィルター）処理した濾過液との 2 種類である。なお、ここで言う原水とは、採取した調査地点の水を無調整のまま試水としたものである。

表-3 水質測定項目

項目	単位	分析方法	備考
水温	°C	上水試験法	現地にて測定
pH	-		
リン酸態リン(PO ₄ -P)	mg/l		実験室にて前処理, 分析, 測定 濾過液と原液について分析
全リン(TP)	mg/l		
アンモニア性窒素(NH ₄ -N)	mg/l		
亜硝酸性窒素(NO ₂ -N)	mg/l		
硝酸性窒素(NO ₃ -N)	mg/l		
全窒素(TN)	mg/l		
全鉄(T-Fe)	μ g/l	土壌分析法に準じる	
溶存性鉄(D-Fe)	μ g/l	土壌分析法に準じる	

4. 生物試験

4. 1 AGP 試験の概要

生物試験としては、奥多摩湖において水質汚濁化現象の主要因子である植物プランクトンの増殖能力を評価する AGP 試験 (Algal Growth Potentials; 藻類生産潜在能力) を試みた。AGP 試験とは、対象とする藻類の細胞を接種した試水に栄養塩や金属を濃度条件を変えて添加して、最適条件下で培養し、その藻類の増殖を促進したりその反対に増殖を制限したりする物質を特定する試験である。

4. 2 試験条件

表-4 に AGP 試験の条件を示す。試験対象とする植物プランクトンは、奥多摩湖で優占種化し問題となっている *Microcystis* 種および *Anabaena* 種とした。本試験では、基本的な試験方法については上水試験方法に準じ、その他の文献³⁾も参考資料として用いた。さらに、混合藻類増殖試験と単種藻類増殖試験においては、横山ら⁴⁾の方法を参考にした。なお、一部の試験については実験装置や設備の関係上、外部依頼した。

表-4 AGP 試験の条件

項目	培養試験の条件	備考
試水前処理	加熱分解法	
	濾過法(定量濾紙および孔径0.2μm GF/Fフィルター)	
供試藻	<i>Microcystis aeruginosa</i>	標準標準種
	<i>Anabaena flos-apue</i>	標準標準種
試水	2008年3月-2008年9月において調査対象河川および湖沼流入部より採水して試水を取得	2007年の現地調査では、台風の影響等を受けたため試水とていない
試水量	30ml-150ml	段階的に試験水量を変化
振とう速度	50rpm	
初期細胞密度	5×10^3 cell/ml	
培養温度	20°C±2, 25±3°C	供試藻ごとの適正温度に設定
照度	3,000lux±1,000lux	暗環境12時間
増殖量測定	3日-10日おきに分光蛍光光度計でChl-aを測定し、その値を細胞数および乾燥重量に変換	藻類増殖の終点を最大値とした
添加物質	窒素(NaNO ₃), リン(K ₂ HPO ₄), 鉄(FeCl ₃), EDTA(Na ₂ ・EDTA・2H ₂ O), 銅(CuSO ₄)	段階的に添加量を変化

4. 3 藻類培養試験

単種藻類培養試験と混合藻類培養試験とを試みた。調査した時の河川および湖沼の環境条件に適合した藻類の優先的な増殖を目指すことで、現地の状態を反映した藻類増殖能力を測定する生物試験が混合藻類培養試験である。この試験には、6月に調査した湖心表層水（推進0cm～50cm以内）の採水を濾過して用いた。つまり、その場に生息している植物プランクトンと思われる懸濁物質を除去し、添加物質による藻類増殖の関与を調査するものである。添加物質は、窒素、リンおよび植物プランクトンに利用されやすい鉄形態のEDTA-Feである。培養期間は3週間とし、試験開始当時から3週間後の植物プランクトンの藻類組成を比較して、採水時の藻類増殖能力を計測した。

また、単種藻類培養試験には、対象湖で優占種となる *Microcystis* 種および *Anabaena* 種を用いた。試水は、混合藻類培養試験と同日時に同地点で採水したものである。以下には、*Microcystis* 種および *Anabaena* 種の単種培養に基づく、流入河川水添加試験について述べる。

4. 4 河川水添加試験

調査地点の現地状況を反映した原水および濾過水を添加物として、湖心表層水（水深0cm～50cm以内）に添加し、流入河川水が湖沼の植物プランクトンの増殖に及ぼす影響を調べた。試験方法は、平水時の湖水試水に出水時の河川水原水を添加した培地を作成し、出水時の河川水が湖水の藻類増殖に及ぼす影響について調査するものである。湖水は2008年5月の調査時に採水し、河川水は同年6月に採水した試水を試験に用いた。

5. 結果および考察

5. 1 水質測定の結果

図-14に窒素を、また図-15にリンの定点観測地点試水における水質分析値を示す。なお、その値は観測期間における平均値である。

平水時試水の水質分析結果

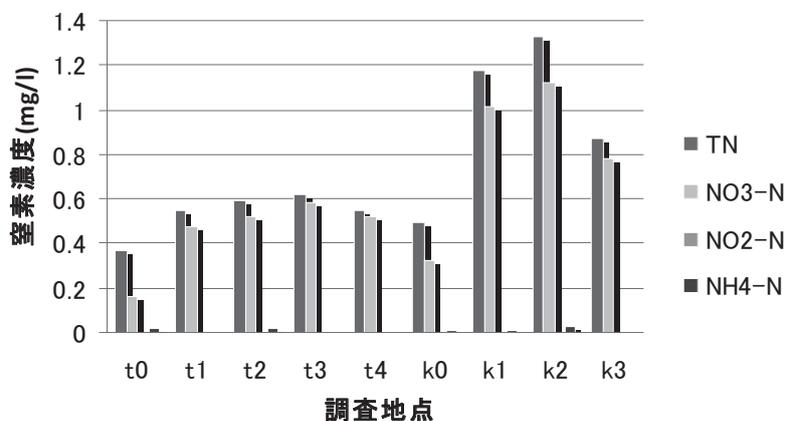


図-14 平水時の調査地点における窒素態濃度

平水時試水の水質分析結果

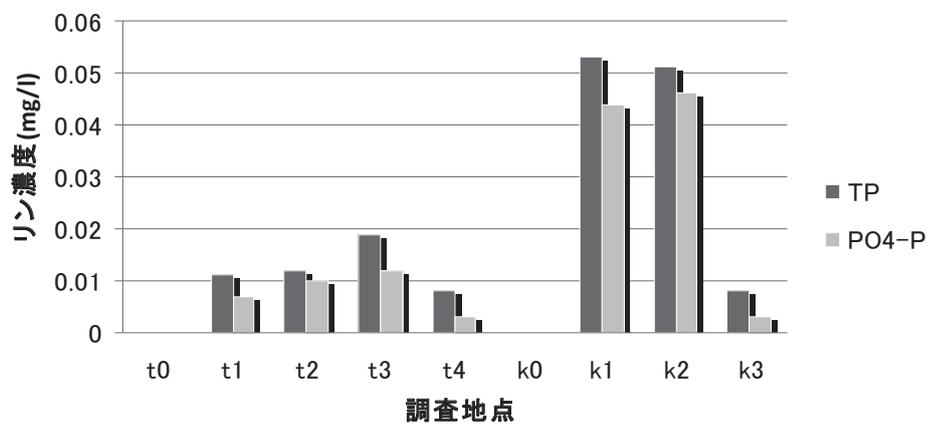


図-15 平水時の調査地点におけるリン態濃度

浮遊性物質(SS)

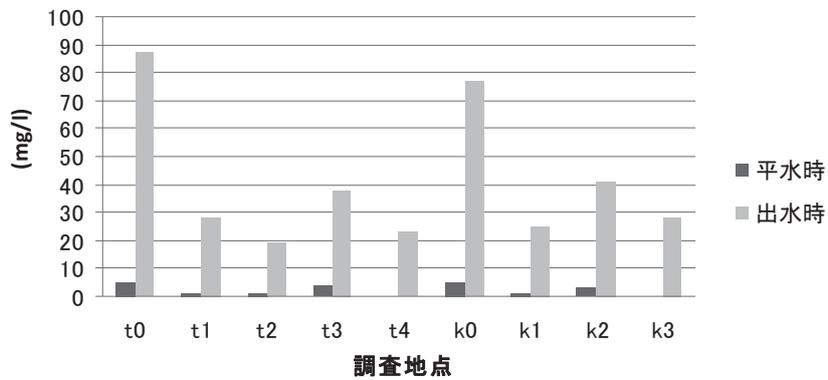


図-16 定点観測地点の平水時と出水時における SS 濃度

全鉄(T-Fe)

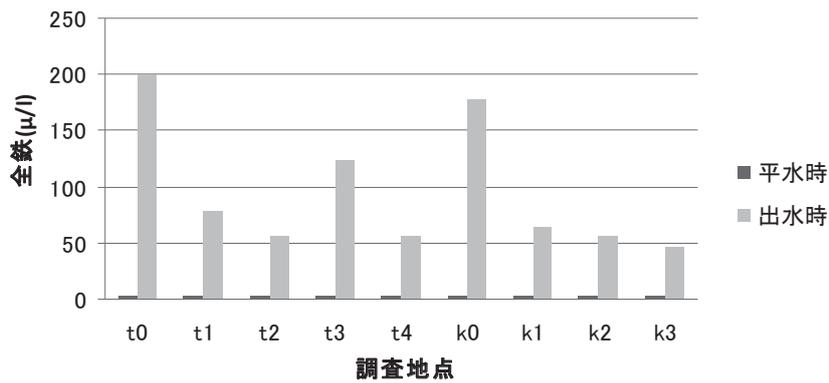


図-17 定点観測地点の平水時と出水時における T-Fe 濃度

溶存鉄(D-Fe)

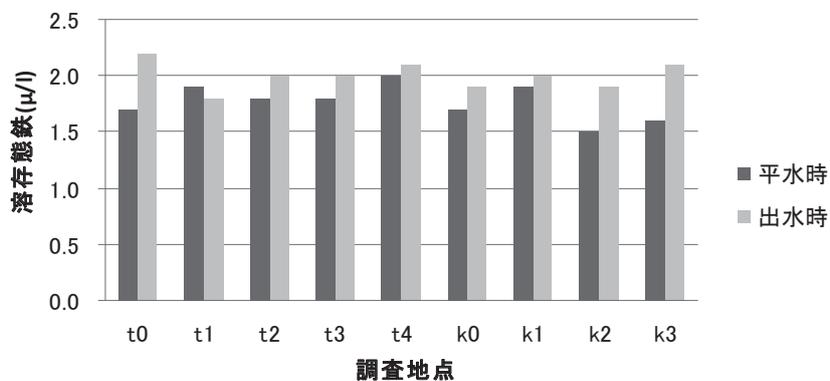


図-18 定点観測地点の平水時と出水時における D-Fe 濃度

人為的影響下において窒素、リンともに丹波川より小菅川で検出濃度が高く、湖沼流入部(t0、k0)で減少している。特にリン酸態リンにおいては測定限界値以下(<0.003)であった。一方、下水処理場下(t1、k1)と釣り堀下(t2、k2)ではほぼ同値の最大値を示した。この結果からは、観測地点の河川形態を考慮すると、植物プランクトンの増殖に必要な栄養塩類の供給地点は「釣り堀」と「下水処理場」であり、また、湖沼流入部でその栄養塩類は植物プランクトンに取り込まれ消費されることが推測される。

図-16 に定点観測地点試水における平水時と出水時の浮遊性物質濃度(SS)を、同様に図-17には全鉄濃度(T-Fe)を、また図-18に溶存鉄濃度(D-Fe)を示す。SSとT-Feはほぼ同じ挙動をとった。上流に森林地帯を有する河川の出水時には、森林からの土壌粒子が河川に流入することで、そのSS起源(土壌粒子)に含有する或いは表面に吸着しているリンの増加が見込まれる。その際、リンはカルシウムや鉄と結合し易く、結果としてそれらも増加する。したがって、SSとT-Feがほぼ同じ挙動を取ることに矛盾は無い。ただし、D-Feについては、挙動が異なることからSS起源ではないことが考えられる。

5. 2 生物試験の結果

5.2.1 流入河川水が湖沼の藻類増殖に及ぼす影響

培養試験に用いた試水は2008年6月の調査において出水時に採水したものである。その試水を2008年5月に採水した湖沼表層水に添加して、流入河川水が湖沼の藻類増殖に及ぼす影響について調査した。

図-19～図-20には、湖沼表層試水に定点観測地点試水を添加して培養した単種藻類培養試験の結果を示す。なお、比較のため、湖沼表層水の100%原水および100%濾過液についても培養している。*Microcystis*(図-19)、*Anabaena*(図-20)ともに、湖沼表層水の平水時と出水時の試水に培養量の差は見られない。それに対して定点観測地点では、出水時で高く、平水時は比較的低い値を示した。図-16に示したように出水時にはSS(濁質)の流入量が増加する。森林地帯の河川において濁質の増加は吸着しているリンの増加も意味する。それらの事象を考慮すると、河川においては河床の巻き込みや森林土壌からの濁質の流入量の差が藍藻

類の増殖の程度に影響するが、一方湖沼においては、濁質の流入が影響しているものの、平水時と出水時を比較して示される濁質の量の差にはっきりとした依存が確認できない。このような結果については、河川と湖沼では、流体现象が異なることが影響していると考えられるものの、本研究の範囲にはなく追究できなかった。

Microcystis (図-19) は、*Anabaena* (図-20) よりも、2 倍程度発生量が低いことがわかる。それは採水時点で、*Anabaena* の生長に適した水質であったことを示すものと考えられる。また、図からは河川および流入部においては平水時より出水時の試水で潜在能力が高いことが示された。さらには、*Microcystis* はわずかながら流入部 (k0、t0) で高く、*Anabaena* は流入部のほか、釣り堀 (k2、t3) で高く、両藍藻ともに下水処理下の試水は特に潜在能力を有するものではなかった。むしろ、釣り堀からの水が *Microcystis* と *Anabaena* の生長を促進させていることが確認できた。

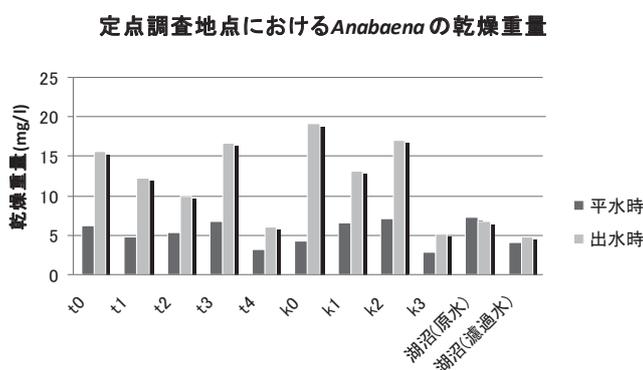


図-19 流入河川水の添加と湖沼の *Microcystis* 増殖との関係

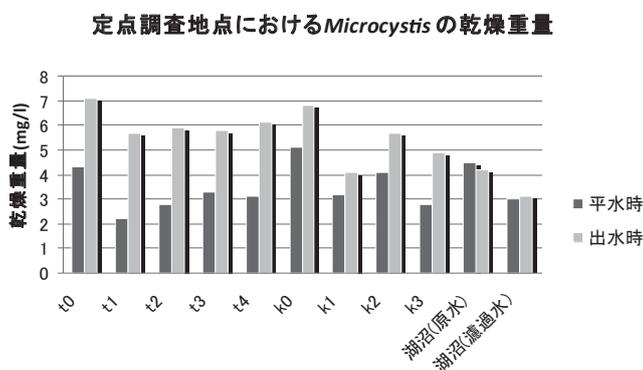


図-20 流入河川水の添加と湖沼の *Anabaena* 増殖との関係

5.2.2 湖沼水が藻類増殖に及ぼす影響

ここでは、湖沼水が藻類増殖に及ぼす影響を調査するため、湖沼表層試水に窒素、リン、鉄を添加して増殖試験を試みた。表-5にAGP試験における添加ケースの一覧を、図-21と図-22には、その添加試験の結果を示す。図-21の*Microcystis*は添加2が最大値を示したが、ほかのケースと比べて大きな差があるわけではないことから、*Microcystis*の生長に影響する水質成分は明確にならなかった。一方、*Anabaena*（図-22）は添加13が他の添加試験結果を大きく引き離して最大値をとった。つまり、EDTA-Feの添加が*Anabaena*の生長に大きく寄与することが示され、鉄の存在は、*Anabaena*においてもその増殖に大きく影響することが明らかとなった。さらに、図-23には、同湖沼表層試水における混合培養試験結果を示す。培養2週間、3週間において明らかに増殖しているのは、珪藻である。一方、藍藻に増殖は確認できない。その結果は、単種培養試験の結果と矛盾するものである。藍藻類である*Anabaena*（図-22）は、単種培養試験では明らかに増加しているが、混合培養試験にそれは反映されていない。

表-5 AGP試験における添加内容一覧

試験水の内容	番号
平水時湖水+出水時原水丹波川下水処理場下	添加1
平水時湖水+出水時原水丹波川釣り堀下	添加2
平水時湖水+出水時原水丹波川森林溪流	添加3
平水時湖水+出水時原水小菅川下水処理場下	添加4
平水時湖水+出水時原水小菅川釣り堀下	添加5
平水時湖水+出水時原水小菅川森林溪流	添加6
平水時湖水+出水時濾過水小菅川下水処理場下	添加7
平水時湖水+出水時濾過水小菅川釣り堀下	添加8
平水時湖水+出水時濾過水小菅川森林溪流	添加9
平水時湖水+窒素	添加10
平水時湖水+リン	添加11
平水時湖水+窒素+リン	添加12
平水時湖水+窒素+リン+EDTA-Fe	添加13

湖水への添加試験

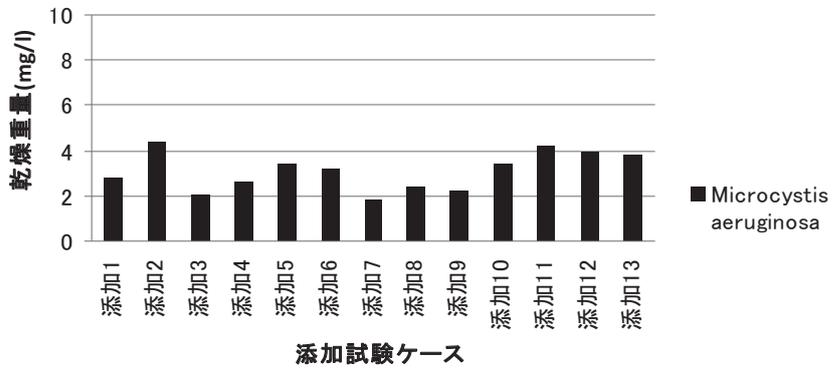


図-21 AGP 添加法による *Microcystis* の増殖試験

湖水への添加試験

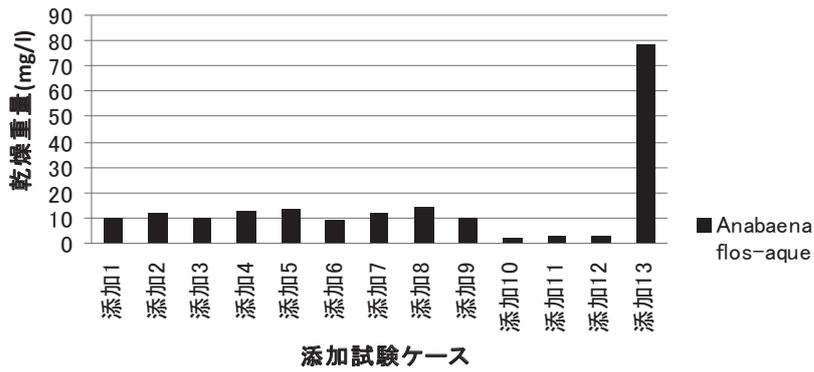


図-22 AGP 添加法による *Anabaena* の増殖試験

培養期間と藻類構成種の変化

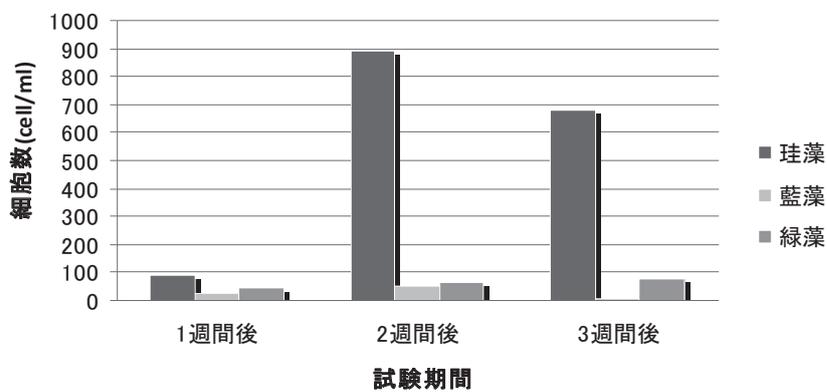


図-23 混合藻類増殖試験による藻類構成種の変化

対象湖では、藍藻よりも珪藻の発生量が多く、また優占的に生長している。そのことと、単種培養は特定の藻類のみの生物培養試験であることを足して考えると、混合培養試験の結果には、藻類の生長競争の原理が反映されているように思える。すなわち、湖沼の藻類増殖原理は、河川水の水質や栄養塩類の添加といった、生態以外の関与のみでは、推定できないように思えた。

6. おわりに

下水道整備後の河川水を試水として、下流に位置する奥多摩湖の藻類増殖に関して調査した。その結果、下水処理場から河川へ流入する水よりも、河川に位置する釣り堀の水が奥多摩湖の藍藻類の生長に影響することが生物試験により確認された。その結果は、一般的に下水処理場からの放流水に含まれる植物プランクトンに利用されやすい窒素形態（主に硝酸）の影響より、森林土壌粒子の流入に伴うリンと溶存鉄の影響が生物の生長に表れたものと推測した。また、生物試験の結果からは、河川および湖沼の水質調査結果に、植物プランクトンの競争原理の情報を組み込んだ総合的な解釈をすることが、藻類増殖の原因の解明にとって重要な視点であると考えられた。

今後は、植物プランクトンの競争原理について追究し、湖沼の水質保全に役立てたいと思う。

7. 引用文献

- 1) 小河内貯水池管理年報：東京都水道局,1985-2006.
- 2) 牧野育代・寶馨・立川康人：植物プランクトンの出現状況の変遷からみたダム貯水池における水質段階の推移に関する研究，水文・水資源学会誌，Vol.20,No.4,pp.312-328,2007.
- 3) 国立環境研究所：湖沼において増大する難分解性有機物発生原因と影響評価に関する研究，特別研究報告，SR-36-2001,2001.
- 4) 横山洋・山下彰司：ダム貯水池におけるフォルミジウム由来カビ臭発生気候の検討，寒地土木研究所月報，No.655，2007

たまがわけんりゅういき げすいどうせいび おくたまこ すいしつもんだい およ
多摩川源流域における下水道整備が奥多摩湖の水質問題に及ぼす

えいきょう かん けんきゅう
影響に関する研究

(研究助成・学術研究VOL. 38—NO. 281)

著者 たから かおる まきの いくよ
寶 馨 ・ 牧野 育代

発行日 2010年3月31日

発行者 財団法人 とうきゅう環境浄化財団

〒150-0002

東京都渋谷区渋谷1-16-14 (渋谷地下鉄ビル内)

TEL (03) 3400-9142

FAX (03) 3400-9141

<http://home.q07.itscom.net/tokyuenv/>