

(25) 流入濁質がダム貯水池水環境に及ぼす影響

Influence of Turbid Water on Water Environment in the ASAHI Reservoir

岸本直之^{*}, 峇地賢二^{**}, 宗宮功^{*}, 中村敏昭^{***}

Naoyuki KISHIMOTO^{*}, Kenji KAKUCHI^{**}, Isao SOMIYA^{*}, Toshiaki NAKAMURA^{***}

Abstract; In the present study, we investigated influence of turbid water on water environment in the Asahi reservoir, Nara prefecture, Japan, by some field surveys and experiments.

Chemical contents in new sediments collected with sediment traps were analyzed throughout the year. As a result, carbon, nitrogen and phosphorus contents in sediments during storm run off period were 30 - 40 % lower than those during dry period. In addition, it was proved that nitrogen in the sediments was decomposed into dissolved nitrogen, but phosphorus was not decomposed practically. Oxygen consumption rate in bottom sediment in December, 1997 after storm events was in the range from 0.27 to 2.07 mgO₂ m⁻² h⁻¹ which was less than one-fifteens of the rate in December, 1996. This was thought to be caused by new sediments covering lake bottom. Turbid waters also transformed an aspect of phytoplanktons in the reservoir, namely, dominant species changed in turns into Cryptophyceae *Rhodomonas* sp. and *Cryptomonas* sp., Chlorophyceae *Eudrina elegans* and *Pandrina morum*, and Bacillarisphyceae *Melosira* spp. after the rise in turbidity. These phytoplanktons except *Melosira* spp. have two flagellum, and can stay in water surface by swimming with them. Therefore, it was inferred that the rise in turbidity decreasing underwater light intensity caused the transition of dominant species to the flagellates.

It is no doubt that inflow of turbid waters shallow lakes and reservoirs, and promote eutrophication in the long term. In the short term, however, it may also have anti-eutrophication effect such as decrease of nutrients loading from lake sediment. In any case, turbid waters flowing into lakes and reservoirs lead their water environment into unstable state, and impact on water quality, benthic environment and aspect of phytoplanktons in a short period.

Key words; turbid water, sediment trap, elution flux, eutrophication, decomposition rate

1. はじめに

湖沼やダム貯水池などの閉鎖性水域の水質保全を目的として下水道整備などによる特定汚染源対策が推進されてきた。その結果、森林や農地、市街地等の非特定汚染源からの汚濁負荷の割合が相対的に高まりつつある。非特定汚染源からの汚濁負荷には降雨に関係なく定常的に流入する晴天時流入負荷と降雨時に一時的に流入する降雨時流入負荷があり、降雨時流入負荷が年間流入負荷に占める割合は手賀沼流入河川においてTN 13~16%, TP 13~19%といった小さな割合を占めることが報告されている¹⁾が、霞ヶ浦ではTN 29%, TP 51%²⁾、宮崎県の貯水池でTN 50%, TP 79%³⁾、琵琶湖集水域ではTN 68.5%, TP 86.2%⁴⁾、滋賀県野洲町のアカマツ・ヒノキ混交林でTN 72%, TP 90%, COD 87%⁵⁾と特にリンにおいて大きな割合を占めることが報告されている。また、流入汚濁物質の懸濁態と溶存態の成分組成では降雨による高流量時に特にリンにおいて懸濁態の割合が高くなることが明らかとなっている^{1) 3) 4) 7) 8)}。これらの流入した濁水が閉鎖性水域の中でどのような挙動を示し、水質、底質、生物相などの水環境にどのような影響を与えるのかという点については、栄養塩の回帰という観点から大久保⁹⁾が既往の文献を

^{*} 京都大学大学院工学研究科環境工学専攻 (Dept. of Environ. Eng., Grad. Sch. of Eng., Kyoto Univ.)

^{**} (株)関西総合環境センター (Kansai Environmental Engineering Center Co., Ltd.)

^{***} 関西電力(株)総合技術研究所 (Technical Research Center, The Kansai Electric Power Co., Inc.)

整理し、まとめている。これによると濁質（セストン）として植物プランクトンや湖内生産物を対象とした研究が数多くなされているものの、出水時に流入してくる濁質（主に無生セストン）が水環境に与える影響に関しては必ずしも明らかにはなっていない。

以上のような背景を踏まえ、本研究では洪水に伴って貯水池へ流入した濁質が水環境に与える影響について奈良県旭貯水池を対象として現地調査および室内実験により考察する。

2. 実験・調査方法

2.1 現地調査

研究対象とした奈良県旭貯水池（Fig. 1）は揚水発電所の下部調整池であり、1978年に湛水した。総貯水量は1527万トン、貯留水の交換率は約4.6回/年であり、集水面積は39.2 km²である。流入河川は宇無ノ川のみであり、平時時流量は0.5～1 m³ s⁻¹である。集水域はほとんど森林に覆われ、人家は存在せず、貯水池への流入負荷は主に自然負荷源に由来している。本貯水池では1980年以降ほぼ毎年のように渦鞭毛藻の*Peridinium bipes*による淡水赤潮の発生が観測されているが、OECDによる富栄養化限界¹⁰⁾から判断するとTP濃度、クロロフィルa濃度とも概ね貧栄養レベルにある。水温は真冬でも4℃を下回ること無く、熱帯湖に属する貯水池で循環期は年1回である。夏期には放流口のある水深30 m付近に水温躍層が形成され、躍層下となるSt. Aの底層近傍では夏期に無酸素状態となる。

旭貯水池の水環境を把握する目的で1996年9月から1998年1月の間に水質調査、生物調査、沈降堆積物調査を実施した。水質調査および生物調査は関西電力(株)奈良支店が実施しており、水質調査は貯水池内2地点（St. A, St. E）の表層、中層、底層および流入河川である宇無ノ川において月1回の頻度で実施し、水温、DO、濁度、有機物指標、栄養塩類、無機イオン、クロロフィルa等、32項目の水質因子を測定している。また、生物調査は水質調査と同時に貯水池内2地点（St. A, St. E）にて実施し、水深0.5 m, 2 m, 10 mにて1 lのポリ瓶にサンプルを採取し、最終濃度が1～3%になるようにホルマリン固定後、重力沈降により100倍濃縮し、光学顕微鏡を用いて植物プランクトンの属、種毎に細胞数を計数し、動物プランクトンについては口径30 μm、目合い63 μmのプランクトンネットを湖底上1.5 m～表面まで曳くことにより採集し、100 mlのポリ瓶に採取して最終濃度が3～5%となるようにホルマリン固定した。試料を定容後、光学顕微鏡下（40～400倍）で観察、計数している。これらの調査とは別に筆者らは湖内4地点（St. A, B, D, E）において多項目水質計（SHIMADZU P-1008）を用いた水質測定を月1回の頻度で実施し、水温、DO、pH、濁度、EC、ORP、665nm吸光度の鉛直プロフィールを測定した。なお、調査期間中の採水地点の水深はSt. Aで31.9～44.7 m（平均39.4 m）、St. Eで3.7～12.7 m（平均9.0 m）であった。

沈降堆積物調査は同じ期間に貯水池内2地点（St. A, St. D）においてセジメントトラップを設置することで実施した。セジメントトラップの形状としては円筒形の場合に捕集効率が100%に近いとされており¹¹⁾、捕集筒の深さは口径の3倍以上が良いとされている¹²⁾ことから、口径110 mm、長さ400 mmの円筒形のセジメントトラップを使用し、各調査ポイント毎に4～6基のセジメントトラップを設置した。捕集した沈降堆積物はSS（フィルター法¹³⁾）、有機炭素、有機窒素（CHNコーダー法¹⁴⁾）、粒子状リン（灰化・塩酸抽出法¹⁵⁾）なら

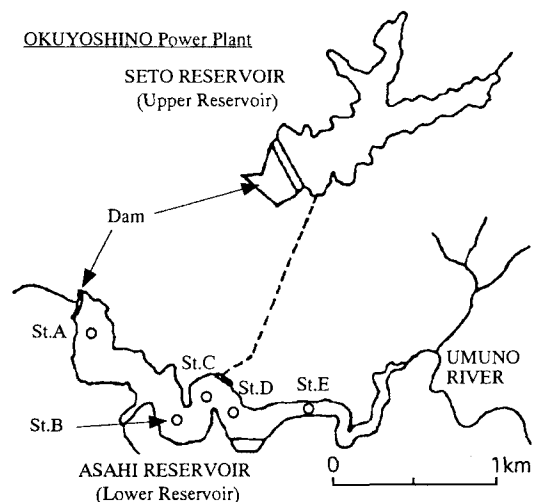


Figure 1 Location and sampling points of the Asahi Reservoir.

びに強熱減量（電気炉分解法）を測定した。設置水深はダム堤付近のSt. Aにおいては水深4 mと水深20 mに、河川流入部に近いSt. Dにおいては水深4 mと水深8 mに設定した。セジメントトラップを用いた堆積物調査は18～55日間の長期設置調査を15回、1.8～3.8日の短期設置調査を5回実施した。

Figure 2に調査期間中の旭貯水池の日降水量、日流入量を示す。日降水量および日流入量はダム管理所の観測データを用いた。1997年は6～9月にかけて断続的に降雨があり、例年に比べて降水量が多く、特に7月26日には1日で447 mmもの降雨があった。この日の宇無ノ川からの流入量は1,800万 m³にも達した。この大出水により旭貯水池の水は1日で入れ替わった計算になる。Figure 3に1997年4月～12月のSt. Aにおける水温分布および濁度分布を示す。平年は4～5月にかけて標高410m付近に水温躍層が発達し、10月頃まで継続するが、1997年は7月の大出水のため8月にはほとんど水温躍層が消失し、湖水が一樣に混合される現象が見られた。濁度も出水によって急激に上昇し、8月には湖内全域で40NTU以上の高い濁度が観測され、10月でも湖内全域で6NTU以上と平水時（概ね4NTU以下）よりも高い濁度が見られた。

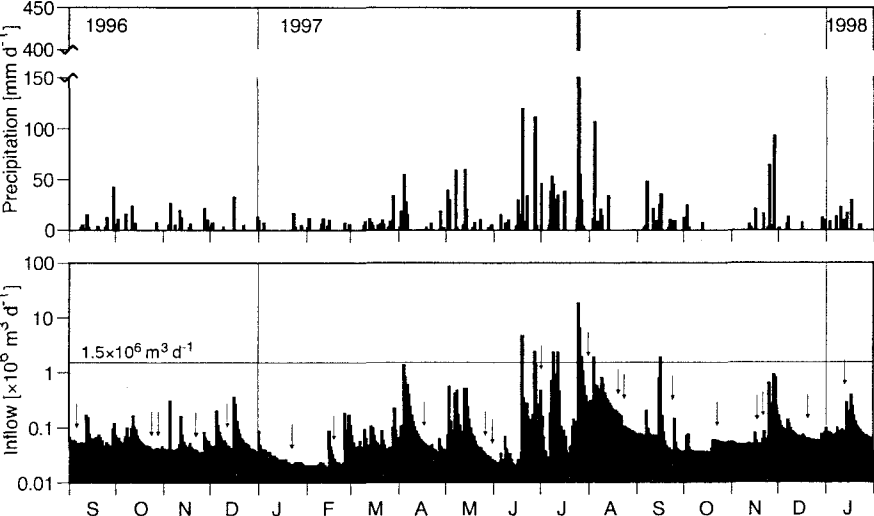


Figure 2 Daily precipitation and flow rate at ASAHI Reservoir from September 1, 1996 to January 31, 1998. Arrows show the date of recovery and installation of sediment traps.

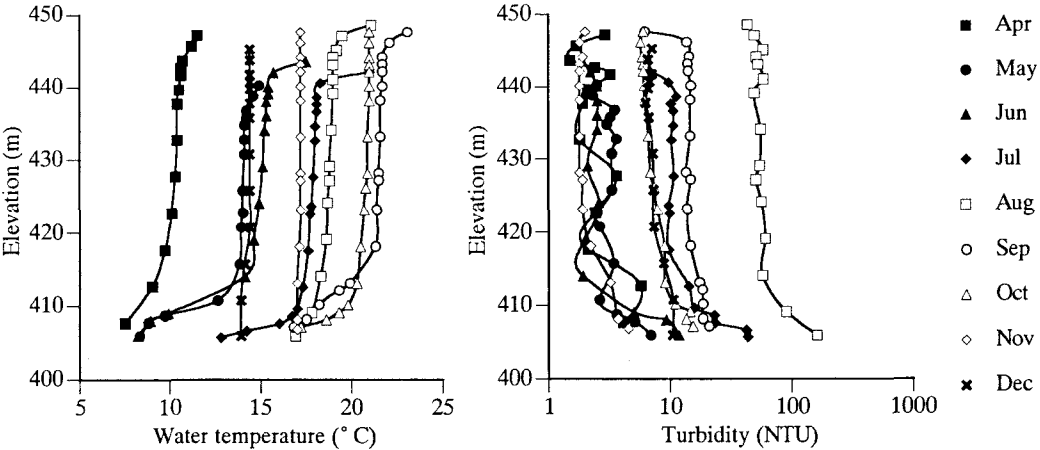


Figure 3. Vertical profiles of water temperature and turbidity at St. A from April to December in 1997.

2.2 底泥の酸素消費速度実験および栄養塩溶出実験

旭貯水池底泥による酸素消費および底泥からの栄養塩類の回帰を評価するため、旭貯水池から底泥コ

アを採取し、室内にて酸素消費速度実験および栄養塩の溶出実験を行った。

酸素消費速度実験に供する底泥コアのサンプリングは1996年12月12日、1997年1月23日、5月29日、7月31日、9月24日、12月18日に貯水池内4地点 (St. A, St. B, St. C, St. D) にて実施し、各々KK式コアサンプラー (コア内径52 mm, コア長さ600 mm) にて採泥するとともに、底泥直上水の水温を測定した。採取したサンプルは遮光、保温して速やかに実験室に持ち帰り、サンプリングの翌日に各地点2本立てで実験を開始した。実験はコアの直上水をサイフォンにて取り除き、Whatman GF/Fガラスフィルター (孔径0.7 μm) にてろ過後、エアレーションにより酸素飽和状態にしたSt. Cの表層水をチューブを用いてゆっくりと各コアに注いだ。その後DOメーター (HORIBA OM-14) にてDOを測定し、ゴム栓で密栓した後、現場水温に制御しつつ遮光状態でインキュベートし、24時間後にDO濃度を測定した。また、対照としてSt. Cのろ過表層水についても同様にDO消費速度を測定した。酸素消費速度 V_{O_2} [mgO₂ m² h⁻¹] は以下の式により算出した。

$$V_{O_2} = \frac{(C_0 - C_t) - (C_{w,0} - C_{w,t})}{\pi r^2 t} v$$

C_0 : 実験開始時のコア直上水のDO濃度
 C_t : 実験終了時のコア直上水のDO濃度
 $C_{w,0}$: 実験開始時のコントロールのDO濃度
 $C_{w,t}$: 実験終了時のコントロールのDO濃度
 r : コアの内径
 t : 実験時間
 v : コアの直上水の体積

栄養塩の溶出実験に供する底泥コアのサンプリングは1997年1月23日、2月20日、8月22日、11月18日に貯水池内2ないし3地点 (St. A, St. B, St. D) にて実施し、各々KK式コアサンプラーで採泥するとともに、底泥直上水の水温を測定した。採泥したサンプルは遮光、保温して速やかに実験室へ持ち帰り、サンプリングの翌日に2本立てで実験を開始した。Figure 4に実験装置の構成を、Table 1に設定条件を示す。実験はDO条件として好気条件と無酸素条件を設定し、好気条件ではエアポンプにより空気を50 ml min⁻¹の流量で通気し、無酸素条件では100%窒素ガスを30~40 ml min⁻¹の流量で通気した。また、放出ガスは0.1N硫酸を通過させ、排出されるアンモニアガスをトラップした。実験期間は8日間とし、サンプリングは0, 1, 3, 5, 8日目に行い、1回のサンプリングにつき150 mlのサンプルを採取した後、同量のろ過貯水池水を添加した。ろ過貯水池水は貯水池表層水をWhatman GF/Fフィルターでろ過したものを用いた。水質の測定はアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、溶存態全窒素、オルトリン酸、溶存全リンについて実施し、分析はオートアナライザー (BRAN-LUBE, AACS-II) にて行った。溶出速度 V [mg m² d⁻¹] は以下の式により算出した。

$$V = \frac{C_t - C_0}{\pi r^2 t} v$$

C_0 : 実験開始時のコア直上水のN, P濃度
 C_t : t 時間後のコア直上水のN, P濃度
 r : コアの内径
 t : 実験時間
 v : コアの直上水の体積

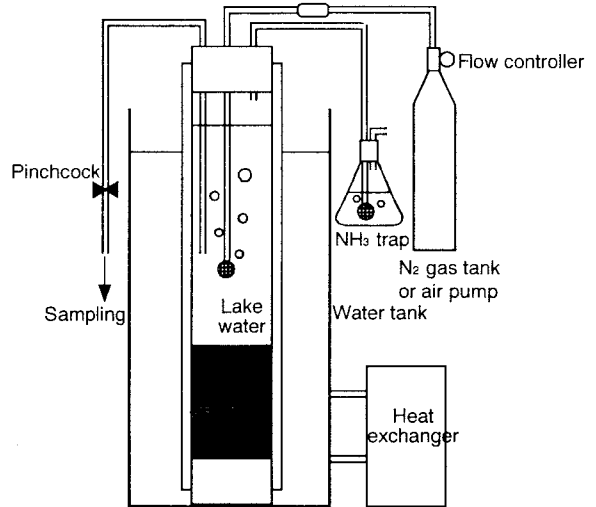


Figure 4. Experimental set-up for estimation of elution flux from bottom sediment.

Table 1 Experimental condition for estimation of elution flux from bottom sediment.

Date	23 Jan 1997	20 Feb 1997	22 Aug 1997	18 Nov 1997
Temperature [°C]	7.5	20	5	20
Station	A	A	A D	A B D
DO	aerobic	anoxic	aerobic	anoxic aerobic

Temperature and aerobic conditions were set to *in situ* condition except gray column.

2.3 新生沈降堆積物の分解実験

流入濁質からの栄養塩の回帰速度を評価するため、出水直後のセジメントトラップ捕集物を対象に栄養塩の回帰実験を行った。

用いたサンプルは1997年7月1日に回収したSt. Dのセジメントトラップ捕集物（設置水深4m）である。実験には1 lのポリプロピレン製容器を用い、初期濃度がSSで14,300mg l⁻¹となるように沈降捕集物をろ過貯水池水（Whatman GF/Fろ紙によりろ過）に添加し、設定水温（5, 10, 15, 20°C）にて暗条件下で静置培養を行った。実験開始時のPOC, PON, PPはそれぞれ27.9 mgC l⁻¹, 20.0 mgN l⁻¹, 7.6 mgP l⁻¹であり、初期サンプル量は1 lである。サンプリングは0, 5, 10, 20, 31日目に行い、1回のサンプリングで150 mlを採水した。サンプリング時には電極にてDO, pHを測定するとともに、サンプリングしたサンプルのアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、溶存態全窒素、オルトリン酸、溶存全リンをオートアナライザー（BRAN-LUBE, AACS-II）にて分析した。

3. 結果および考察

3.1 流入濁質成分

セジメントトラップの設置期間の影響

沈降捕集物の組成におよぼすセジメントトラップの設置期間の影響を把握するため、1.8～3.8日の短期設置データと短期調査の前後に実施した長期設置データの平均値を用いて強熱減量、POC, PON, PPの含有量を比較した。Figure 5に調査ポイント毎の含有量比率を示す。

設置ポイント毎に見るとPPを除いて上流側ポイント（St. D）よりも下流側ポイント（St. A）の方が比率が小さい。これはSt. Aの沈降捕集物の方がSt. Dの沈降捕集物よりも分解しやすいことを示していると考えられる。この原因としては沈降捕集物の質の違いが挙げられる。Table 2の短期設置データに示されているように、St. Dと比較してSt. AのPOC, PONの含有率が高くなっており、沈降捕集物の質の違いは明らかである。上流側ポイント（St. D）の沈降捕集物は河川からの流入濁質の影響を強く受けるのに対し、下流側ポイント（St. A）の沈降捕集物は湖内生産の影響を強く受けており、これが沈降捕集物の質を変化させていると考えられる。

各成分について見ると、強熱減量はすべてのサンプリングポイントにおいて長期設置により分解を受け、減少しているのに対し、PPにおいては逆にすべてのサンプリングポイントにおいて増加しており、POC, PONではSt. Aにおいて横ばいもしくは減少しているが、St. Dにおいては増加している。このことから湖内生産されたPOC, PONは流入してくるPOC, PONよりも分

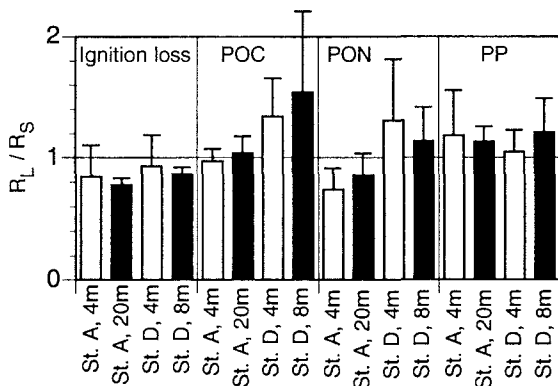


Figure 5. Effect of installation term of sediment traps on the components of new sediment. R_L and R_S show the content of new sediment collected from sediment traps of long term and short term installation, respectively. Error bars show the standard deviation of samples.

解・溶出しやすいことが示唆される。また、全体的にPOCよりもPONの方が比率が低くなっていることから、PONの方がPOCよりも分解・溶出しやすいことが示唆される。

Table 2 Fluxes and contents in new sediments in the Asahi Reservoir

	Installation period	Installation term [d]	Flux				Content(% per dry weight)			
			SS [g m ⁻² d ⁻¹]	POC [mg m ⁻² d ⁻¹]	PON [mg m ⁻² d ⁻¹]	PP [mg m ⁻² d ⁻¹]	POC	PON	PP	IL
St. A 4m	Oct.22-26, '96	3.7	2.3	303	10.9	1.9	13.26	0.48	0.083	17.3
	Jan.21-23, '97	2	17.2	518	43.8	11.8	3.02	0.26	0.069	14.9
	May 27-29, '97	2.2	4.6	118	16.3	3.1	2.54	0.35	0.067	16.6
	Aug.18-22, '97	3.8	35.7	607	57.1	24.6	1.70	0.16	0.069	11.4
	Nov.18-20, '97	1.84	14.8	451	44.3	11.2	3.05	0.30	0.076	19.4
St. A 20m	Oct.22-26, '96	3.7	3.4	233	6.0	2.9	6.75	0.18	0.084	17.5
	Jan.21-23, '97	2	18.6	477	27.4	8.1	2.56	0.25	0.070	14.6
	May 27-29, '97	2.2	10.9	215	20.5	8.1	1.97	0.19	0.074	14.0
	Aug.18-22, '97	3.8	55.2	1000	88.4	39.8	1.81	0.19	0.072	10.8
	Nov.18-20, '97	1.84	17.7	373	38.7	12.1	2.10	0.22	0.068	15.8
St. D 4m	Oct.22-26, '96	3.7	7.4	183	18.0	5.7	2.48	0.24	0.077	20.5
	Jan.21-23, '97	2	15.0	270	49.9	9.5	1.80	0.33	0.060	15.8
	May 27-29, '97	2.2	13.2	182	25.1	10.7	1.38	0.19	0.081	9.8
	Aug.18-22, '97	3.8	85.6	1764	128.4	51.4	2.06	0.15	0.060	10.9
	Nov.18-20, '97	1.84	48.8	830	94.1	32.7	1.70	0.19	0.067	12.6
St. D 8 m	Oct.22-26, '96	3.7	8.2	203	17.1	5.8	2.49	0.21	0.071	-
	Jan.21-23, '97	2	19.5	422	51.6	11.8	2.16	0.26	0.060	11.0
	May 27-29, '97	2.2	20.4	215	33.3	13.6	1.05	0.16	0.067	10.4
	Aug.18-22, '97	3.8	136.6	2814	204.9	87.4	2.06	0.15	0.064	9.1
	Nov.18-20, '97	1.84	55.6	617	107.4	32.6	1.11	0.19	0.059	11.1

The data in gray rows were influenced by floods.

Note The contents of bottom sediments at the surface of St. A on Sep. 24, '97 were POC 1.58%, PON 0.12% and PP 0.051%, and those at the surface of St. D were POC 1.81%, PON 0.13% and PP 0.049%.

セジメントトラップの設置水深の影響

強熱減量、POC、PON、PPについて短期設置データを基にセジメントトラップの設置水深の影響を検討した。Figure 6に設置水深の違いによる含有量比率を示す。Figure 6より、深層に設置した方が全般にセジメント当たりの含有率が低下する（すなわち、比率が1未満となる）傾向にあり、その比率の大小はSt. AではPOC = PON < 強熱減量 < PPの関係にあった。一方、St. Dでは、各成分間の違いはSt. Aほど明確には現れなかったが、強熱減量の減少が比較的大きく、PPの減少が小さい傾向にあった。設置水深の深い沈降捕集物は沈降しながら物理・化学・生物学的な分解・溶出を受けていると考えられ、St. Aの結果と併せて考えるとPPはSt. A、St. Dのどちらにおいても設置水深による含有率変化が小さかったことから分解・溶出しにくいということがいえる。強熱減量、POC、PONについては設置した時期による差が大きく断定はできないものの、設置水深が浅いSt. Dにおいて強熱減量の減少が比較的大きく、設置水深の深いSt. AにおいてPOC、PONの減少が大きかったことから強熱減量はPOC、PONよりも速やかに減少し、その後、POC、PONの分解・溶出が起こることが示唆される。

出水時と平水時の沈降堆積物の成分および沈降フラックスの変化

本野水池における平水時の沈降フラックスおよび沈降堆積物中の各成分含有率を他の湖沼における報

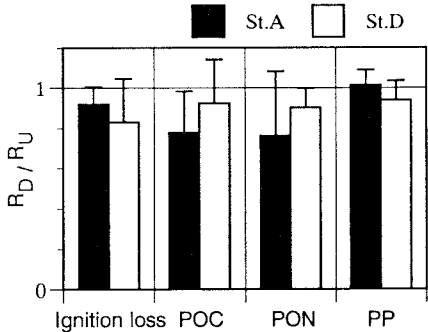


Figure 6. Effect of installation depth of sediment traps on the contents of new sediment. R_U and R_D show the contents of new sediments collected from sediment traps installed at depths of 4 m and 8 or 20 m, respectively. Error bars show the standard deviation of samples.

告値とともにTable 3に示す。本貯水池は栄養レベルでは貧栄養湖に属するが、沈降フラックスは同じ貧栄養湖の青木湖に比べ、1オーダー高く、中栄養湖や富栄養湖と同等のフラックスを有していることがわかる。一方、沈降堆積物中の各成分含有率を見ると炭素については貧栄養湖や中栄養湖と同等のレベルであるが、窒素についてはやや含有率が低い傾向にある。本貯水池においては長期濁水現象が度々発生しており、これが栄養レベルの割に沈降フラックスが大きくなっている一因であると考えられる。

長期設置セジメントトラップのデータのうち設置期間中に150万t d⁻¹以上の出水があったデータを出水の影響を受けたデータと見做し、出水時と平水時におけるセジメントトラップ捕集物の成分の違いを検討した。上記の判断基準により全15回の調査のうち1997年5～9月の4回の調査が出水時のデータであると判断された。その結果、出水時の沈降堆積物中のPOC, PON, PPの平均含有率はそれぞれ平水時の平均含有率の62%, 58%, 67%であった。このことから出水時の流入濁質は土壌や母岩等に起因する鉱物性の物質を多く含んでいることが判る。沈降物質量を捕集面積および捕集時間で除して求めた沈降フラックスを求めたところ、出水時の沈降フラックスは平水時の沈降フラックスと比較してSSで6.2～14.4倍、POCで3.2～11.2倍、PONで2.9～8.0倍、PPで4.1～8.4倍となり、特に深層に設置したSt. D, 8 mとSt. A, 20 m地点で倍率が高くなった。またフラックスの大きさではSt. D, 8 m > St. D, 4 m > St. A, 20 m > St. A, 4 mの順になった。濁水は比重が大きいため、貯水池流入端で貯水池水と混合した後、密度流となって貯水池内の等密度層に貫入していくことが知られており²³⁾、上流かつ深層に設置したセジメントトラップにおいてフラックスが大きくなったのは流入した濁水が密度流となって貯水池の中層に貫入していった結果であると考えられる。

Table 3 Fluxes and contents of new sediments in the lakes

type	Lake or Reservoir	period	Flux				Content (% per dry weight)			ref. No.
			SS [g m ⁻² d ⁻¹]	POC [mg m ⁻² d ⁻¹]	PON [mg m ⁻² d ⁻¹]	PP [mg m ⁻² d ⁻¹]	POC	PON	PP	
oligotrophy	Asahi Reservoir	Oct.'96 - May.'97	2.3 - 20.4	118 - 518	6.0 - 51.6	1.9 - 13.6	1.1 - 13.3	0.16 - 0.48	0.060 - 0.084	this study
	Lake Aoki	Jun.'53 - Aug.'53	0.3 - 1.1	20 - 68	2.1 - 8.6	-	5.2 - 9.7	0.73 - 1.10	-	16)
mesotrophy	Lake Kizaki	Jun.'53 - Dec.'53	2.6 - 8.4	125 - 271	12.5 - 41.4	-	4.0 - 6.1	0.42 - 0.71	-	16)
	Lake Nakatsuna	Jun.'53 - Dec.'53	9.3 - 22.9	250 - 824	25.9 - 51.3	-	2.3 - 3.6	0.25 - 0.36	-	16)
	Lake Suigetsu	Mar.'67 - Jun.'67	2.8 - 6.1	-	-	-	13 - 42	1.7 - 7.6	-	17)
	Lake of Lucerne	Jan.'69 - Feb.'70	-	159 - 184	30.4 - 36.7	2.7 - 3.8	-	-	-	18)
eutrophy	Lake Suwa	Aug.'68 - May.'69	0.6 - 2.7	-	-	-	-	-	-	19)
	Lake Kasumigaura	Jul.'81 - Jun.'82	2.0 - 4.4	790 - 1680	105 - 323	4.5 - 71.5	18.0 - 84.4	2.76 - 16.2	0.103 - 3.59	20)
	Lake Rotsee	May.'69 - Mar.'70	-	388 - 421	43.5 - 44.7	5.8 - 6.0	-	-	-	18)
	Lake Mendota	Jul.'76 - Nov.'77	0.2 - 33	-	-	-	-	-	-	21)

3.2 新生沈降堆積物からの栄養塩の回帰

新生沈降堆積物の分解実験におけるDINおよびDPの経時変化をFigure 7に示す。すべての系においてDOは実験期間中7mgO₂ l⁻¹以上を維持していた。DIN濃度はどの系においても直線的に増加し、その回帰速度は5℃で0.00023[d⁻¹]、10℃で0.00060[d⁻¹]、15℃で0.0011[d⁻¹]、20℃で0.0017[d⁻¹]となり、水温依存特性はQ₁₀値²³⁾で2.6～2.8の範囲にあった。一方、DP濃度は0～5日目に若干の増加が認められるものの、その後は減少していた。これは分解・溶出したリンが再び金属イオンと結合して再懸濁した、あるいはバクテリアなどに利用されたことが原因と考えられる。本実験データではリンの回帰速度を評価することはできないが、本分解実験からも窒素の回帰速度に比較してリンの回帰速度が非常に小さいこ

とが推察される。

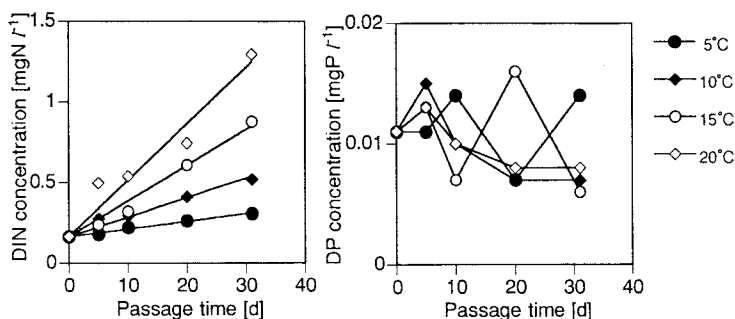


Figure 7. Transitions of DIN and DP concentration during decomposition of new sediment.

3.3 湖内濁質濃度と水質の相関

濁質が水質におよぼす影響を把握するため、1996年9月～1997年1月の水質調査データのうち、底泥の影響を強く受けていると考えられるSt. Aの底層のデータを除く、全85サンプルの水質データを用いて濁度と水質との相関を調べた。Figure 8にはそのうち、N, Pの指標および有機物の指標としてCODの散布図を示す。Figure 8に示した相関はDINを除いて有意水準0.01%以下で有意であった。Figure 8を見るとPPが相関係数0.95と非常に高い相関を示し、濁水に伴う持ち込みの寄与が大きいことがわかる。また、DP、 $\text{PO}_4\text{-P}$ についても相関係数がそれぞれ0.85、0.84と高かった。リンの集水域からの流入については

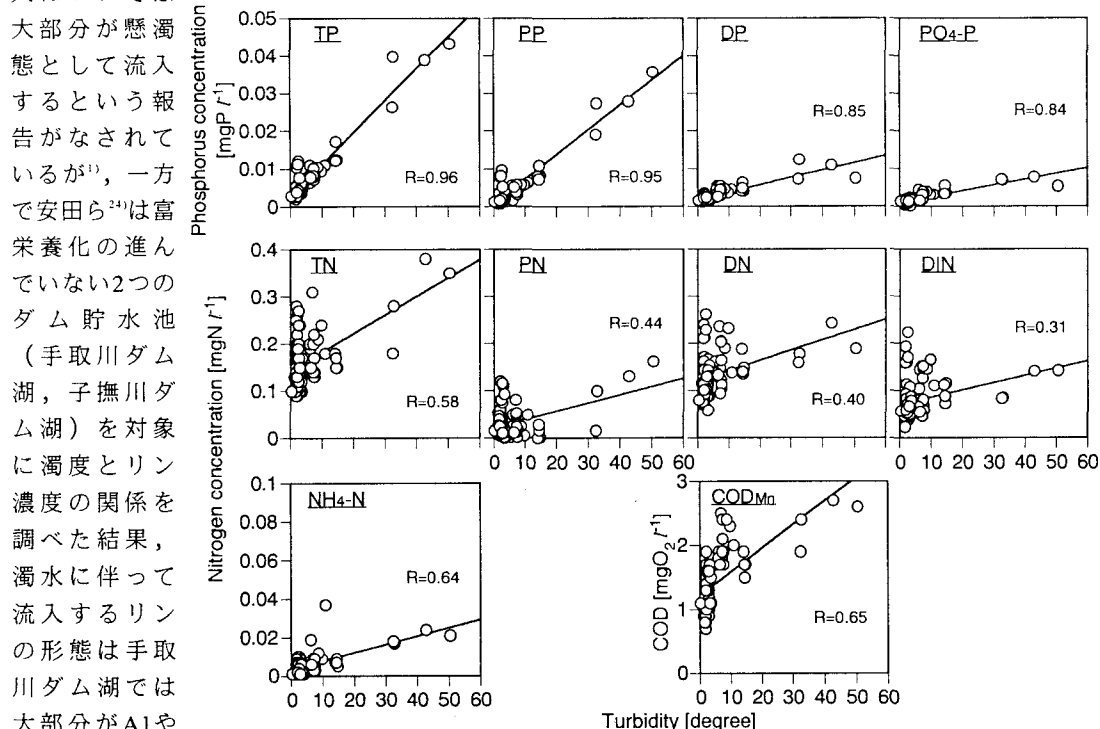


Figure 8. Relationships between turbidity and concentration of phosphorus, nitrogen and chemical oxygen demand (COD_{Mn}). The correlations of turbidity with phosphorus, nitrogen and COD except dissolved inorganic nitrogen (DIN) are significant in significance level less than 0.01 %.

リンであり、子撫川ダム湖では難溶性リンの寄与は30～70%程度であることを報告している。本研究においては出水時の流入濁水の水質を測定していないため旭貯水池におけるPPやDPの寄与を明らかにすることはできないが、新生沈降堆積物の分解実験の結果を考えると子撫川ダムと同様に濁水中に非常に回帰速度の速い可溶性リンもしくは溶存態リンが存在し、流入したと考えるのが妥当であろう。

一方、窒素は全般に相関が低く、特にDINは有意な相関が得られなかった。この結果はNの回帰率はPの回帰率より大きいという新生沈降堆積物の分解実験の結果と一見矛盾しているが、これは出水時のNとPの相対的な洪水時負荷量の違いに起因していると思われる。すなわち、Table 2の短期設置のセジメントトラップの分析結果から出水の影響を強く受けている8月18-22日の新生沈降堆積物のN/P比を求めると平均で2.5であるが、貯水池水のN/P比は平水時の平均で39.1（水質調査結果より）であり、セジメント中のN/P比は水中のN/P比に比べて1/10以下であることから、Nの貯水池内存在量に対する濁質流入負荷量の割合はPのそれより小さく、洪水時負荷の影響はNよりもPの方が顕著に現れると考えられる。また、供給された懸濁態窒素は比較的速やかに分解・溶出を受けるため、分解の進行具合（言い換えれば、出水日時とサンプリング日時の時間差）によって流入濁質のDINに及ぼす影響が異なってくることも原因の一つであると考えられる。懸濁態窒素（PON）が旭貯水池中で分解・溶出しているということは濁度とNH₄⁺-Nの相関が高いという点にも現れており、PONの分解・溶出の影響を受けないTNの相関が比較的高いという事実も上記の推論を裏づけている。

3.4 底泥環境への影響

底泥の酸素消費速度実験の結果をFigure 9に示す。Figure 9より地点間の酸素消費速度の特徴としてSt. Aにおいて酸素消費速度が高く、上流地点へいくに従って酸素消費速度が低くなる傾向にある。底泥の酸素消費には底泥中の嫌気分解によって生成される硫化水素や還元性金属イオンによる酸素消費を考慮する必要があるが、St. Aでは夏期に底泥直上水が無酸素状態になることが観測されており、土壌の還元性が他の地点よりも強い可能性が考えられる。また、酸素消費速度の時系列変化を見ると水温の低い1997年1月23日を除き、1996年12月～1997年5月までは比較的高い酸素消費速度が得られたが、1997年7月、9月は水温が20℃と高いにも関わらず酸素消費速度が大きく低下し、1997年12月の酸素消費速度は0.27～2.07 mgO₂ m⁻² h⁻¹と1996年12月の底泥の酸素消費速度に比べて1/15以下の低い値を示した。1997年は6月中旬以降9月中旬まで断続的に大きな出水が観測されており、旭貯水池全体では地点によっては2～6 cm程度の新生堆積物が堆積したと見積もられることから、底泥の酸素消費速度の低下は出水時の有機物含量の低い流入濁質の堆積によって覆砂効果が現れたものと考えられる。

Figure 10に底泥からの栄養塩の溶出実験のうち、DINの溶出速度の結果を示す。溶出速度実験ではDPの溶出速度の測定も行ったが、実験を行ったすべての底泥コアにおいてDPの溶出は観測されなかった。すでに述べた

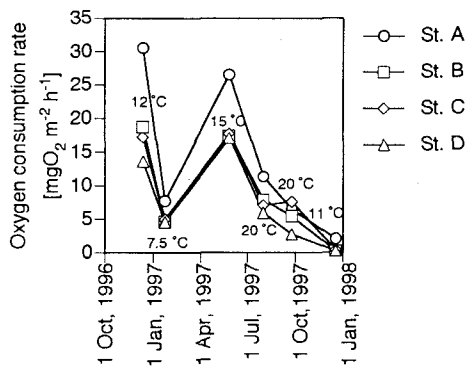


Figure 9. Oxygen consumption rate of bottom sediment.

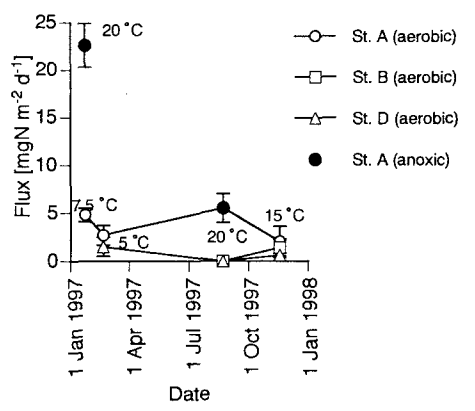


Figure 10. Elution flux of nitrogen from bottom sediment. Bars show maximum and minimum fluxes.

通り旭貯水池の湖水のN/P比は39.1であり、DP濃度が平均的に0.005 mgP l⁻¹程度と強いリン制限状態にある。このようなリン濃度の低い条件下ではバクテリアはリンの消費者になることが指摘されており²³⁾、DPの溶出が観測されなかったのは溶出したリンがバクテリア等により速やかに利用された可能性が考えられる。DINの溶出速度についてはFigure 10に示されているように出水前の1997年1月および2月ではDINの溶出速度として1.5~4.8 mgN m⁻² d⁻¹の値が得られた。細見ら²³⁾は富栄養状態にある手賀沼において冬期で20 mgN m⁻² d⁻¹前後であると報告しており、本貯水池のDIN溶出速度はかなり小さいものであった。また、St. AについてDINの溶出の経時変化を見ると1997年1月に4.8 mgN m⁻² d⁻¹（好気条件）の高い溶出速度を観測し、水温の低下とともに2月に2.7 mgN m⁻² d⁻¹（好気条件）まで低下した。その後水温の上昇とともに8月に5.5 mgN m⁻² d⁻¹（無酸素条件）に増加し、11月に水温の低下とともに再び2.0 mgN m⁻² d⁻¹（好気条件）まで溶出速度が低下している。1月の溶出速度に比べてより水温の高い11月の溶出速度が小さいことから考えて出水による覆砂効果は栄養塩の溶出にも現れているといえよう。1月の底泥コアを強制的に水温20℃、無酸素条件に設定して実施した溶出実験では溶出速度が22.6 mgN m⁻² d⁻¹であったことから出水に伴う覆砂により溶出速度は1/4程度に減少したものと推測される。

3.5 生物相への影響

1997年の主要な植物プランクトンの消長と湖内濁度、動物プランクトン数との関係をFigure 11に示す。7月の濁度増加に伴って、褐色鞭毛藻*Rodomonas* sp., *Cryptomonas* sp.が急増し、その後8月の出水によって*Rodomonas* sp.に代わり有鞭毛緑藻*Eudrina elegans*が優占した。*Eudrina elegans*は濁度の低下とともに減少し、8月の濁度ピークから一月遅れた9月には有鞭毛緑藻*Pandorina morum*が優占した。*Cryptomonas* sp.は7月のピーク以降徐々に数を減らし、11月にほとんど観測されなくなった。また、珪藻の*Melosira* spp.は濁度の高い期間も徐々にバイオマスを増加させ、有鞭毛藻がほとんど消失する10月以降優占種となった。一方、動物プランクトンはSt. Eにおいて出水前の6~7月に30個体 l⁻¹程度の比較的高いバイオマスを示し、出水後、湖内の濁度が低下した11月にSt. A, St. Eにおいて60個体 l⁻¹以上とピークを迎えたが、これらの値を除けば概ね1 l当たり10個体程度以下の低密度に留まっていた。このように濁度の増加に伴い鞭毛藻が優占する現象は他の貯水池でも観測されている²⁴⁾。この原因としては動物プランクトンによる捕食圧の変化や濁度の増加に伴う水中光強度の変化が考えられるが、動物プランクトンの個体数は出水によって顕著な変化がなかったことを考慮すると、濁度の増加に伴う水中光強度の低下が主因であると考えられる。すなわち水中光強度の低下による光合成制限により浮遊藻類の増殖速度が低下するとともに出水による浮遊藻類の流失が起これ、結果として遊泳力を有し、表層に集積することができる有鞭毛藻類が優占したと推測される。一方、本研究において11月に採泥したSt. Dの底泥を湖水に懸濁させたところ、*Pandorina morum*の発生が多数確認された。このことから底泥中に存在する休眠細胞が出水とともに湖水中に巻き上がり、大発生を引き起こした可能性も示唆される。また、濁度成分の藻類利用性について、橘ら²⁷⁾は茨戸湖において藻類が懸濁態リンを利用

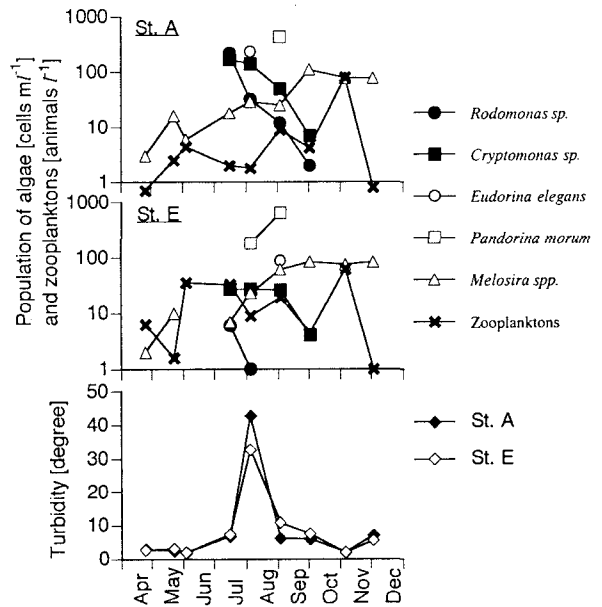


Figure 11. Transitions of phytoplankton, zooplankton and turbidity at St. A and St. E in 1997.

していることを示し、石田³⁸⁾は一部の有鞭毛藻がファージサイトーシス能力を有していることを指摘している。旭貯水池においては流入濁質のN/P比は平水時の貯水池水のN/P比の1/10以下であったことから、濁質の流入に伴って一時的に貯水池水のリン制限が解消し、増殖したバクテリアを有鞭毛藻類が利用して大発生した可能性も否定できない。しかし、これら有鞭毛藻類の生活環や栄養塩摂取形態を含めた大発生のメカニズムについては不明な点が多く、今後の研究の進展が待たれる。

4. ま と め

以上、本研究で得られた結果を以下にまとめる。

- (1)沈降捕集物の成分分析を行った結果、出水時の沈降捕集物は平水時の沈降捕集物に比べ、POC、PON、PPの含有率が3~4割程度低下することが観測され、その回帰速度の大小はPON > POC > PPの関係にあると推測された。
- (2)沈降捕集物中のPONの水中への回帰速度定数は水温が高くなるにつれて増加し、水温依存性は Q_{10} 値で2.6~2.8(水温5~20℃)の範囲にあった。
- (3)濁度と水質の相関を検討した結果、リンと濁質との間に高い相関が認められ、濁水の流入により懸濁態リン、可溶性リン、溶解性リンが大量に持ち込まれることが示唆された。一方、濁度と窒素との間には高い相関は認められなかった。これは、濁水の流入に伴う窒素の流入負荷量が湖内存在量に対して相対的に小さいこと、および窒素が湖内で生分解を受けやすいことが要因と考えられた。
- (4)底泥の酸素消費速度を計測した結果、出水後の底泥の酸素消費速度は前年同時期の底泥の酸素消費速度の1/15以下に低下していた。これは、出水に伴い、有機物含量の低い新生堆積物が湖底を覆い、覆砂効果が現れたものと考えられた。また、底泥からの窒素の溶出速度も出水に伴う覆砂効果により1/4程度に低下したものと評価された。
- (5)生物相への影響を検討した結果、出水に伴い、褐色鞭毛藻*Rhodomonas* sp., *Cryptomonas* sp., 有鞭毛緑藻*Eudrina elegans*, *Pandrina morum*が急増し、水温低下に伴って珪藻の*Melosira* spp.に優占種が変化した。これは濁度の増加に伴い、流入濁質に含まれるリンを利用して光制限を受けにくい鞭毛藻が増加したものと考えられた。

これらの結果より、濁水の流入が水環境へおよぼす影響は以下のように考えられる。濁水の流入は一時的に栄養塩や汚濁物質濃度を増加させるが、その効果は成分によって異なり、リンは濁水の流入によって急激に増加するものの濁度の低下とともに速やかに湖内濃度が減少するが、窒素は貯水池内の存在量が比較的大きいため、濁質の流入に伴う窒素濃度の上昇はリンほど顕著ではない。旭貯水池においては平水時の貯水池水のN/P比は39.1と非常に高く、リン制限状態にあることから濁水の流入により一時的にリン制限が解消し、鞭毛藻の大増殖を引き起こした可能性がある。一方、底質環境については、濁質の流入は貯水池を浅水化し、湖沼学的には湖沼の年令を増加させ、富栄養化を促進することは間違いない³⁹⁾。しかし、旭貯水池のように流入負荷源が森林などの自然の非特定汚染源のみの場合、流入濁質中の有機物含有量が低いため、濁質の沈降・堆積に伴う覆砂効果により底質の酸素消費速度の低下が起こり、底泥からの栄養塩の供給速度が減少する。その結果、短期的には富栄養化防止効果が現れるものと考えられる。以上のように濁水の流入が及ぼす水環境への影響は流入する濁質の質によって変化するものと考えられるが、短期間のうちに水環境を不安定な状態に導き、その水質・底質・生物相へ及ぼす影響は非常に大きいといえよう。

参考文献

- 1) 高島英二郎, 田中宏明, 中村栄一: 手賀沼流入河川における汚濁負荷量の流出特性および年間負荷量の把握, 水環境学会誌, Vol. 18, pp. 297-306, 1995.
- 2) 海老瀬潜一: 霞ヶ浦流入河川による総流入負荷量の評価, 国立公害研究所研究報告, No. 50(R-50-'84), pp. 41-58, 1984.

- 3) 宮永洋一, 坂田昌弘: 貯水池における栄養塩の挙動-洪水負荷および底泥からの溶出-, 沿岸海洋研究ノート, Vol. 28, pp. 34-42, 1990.
- 4) 市木敦之, 大西敏之, 山田淳: 集水域における下水道整備進捗にともなう琵琶湖流入汚濁負荷量の変化, 水環境学会誌, Vol. 19, pp. 109-120, 1996.
- 5) 國松孝男, 須戸幹: 林地からの汚濁負荷とその評価, 水環境学会誌, Vol. 20, pp. 810-815, 1997.
- 6) EBISE, S.: Storm Runoff Loading of Nutrients and Pollutants in Upper Rivers, *Jpn. J. Limnol.*, Vol. 52, pp. 241-253, 1991.
- 7) 福島武彦, 松重一夫: 山林河川における流域特性と水質との関係について, 水環境学会誌, Vol. 18, pp. 909-916, 1995.
- 8) 山田俊郎, 大江史恵, 清水達雄, 橘治国: 森林集水域からの栄養塩負荷流出とその特性に関する比較研究, 環境工学研究論文集, Vol. 35, pp. 85-93, 1998.
- 9) 大久保卓也: 環境水中における懸濁態物質の分解と栄養塩回帰, 用水と廃水, Vol. 38, pp. 107-122, 1996.
- 10) BERNHARDT, H.: Cooperative Programme for Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control) Regional Projekt Shallow Lakes and Reservoirs Final Report Vol. 1. OECD, 1979.
- 11) GARDNER, W. D.: Sediment trap dynamics and calibration: a laboratory evaluation, *J. Marine Res.*, Vol. 38(1), pp. 17-39, 1980.
- 12) 西條八束, 三田村緒佐武: 新編湖沼調査法, 19. 粒子の沈降, pp. 212-214, 講談社(東京), 1995.
- 13) EATON, A. D., L. S. CLESCERI and A. E. GREENBERG: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 19th Edition, 2540D. Total Suspended Solids Dried at 103-105°C, p. 2-56, American Public Health Association, 1995.
- 14) 日本海洋学会編: 沿岸環境調査マニュアル[底質・生物篇], 5. 堆積物分析, pp. 57-59, 恒星社厚生閣(東京), 1986.
- 15) ASPILA, K. I., H. AGEKIAN and A. S. Y. CHAU: A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments, *Analyst*, 101, pp. 187-197, 1976.
- 16) 西条八束: 湖沼における物質代謝の化学的研究(第4報) 木崎湖, 中網湖, 青木湖の沈殿現象に関する二, 三の考察, 日本化学雑誌, Vol. 77, pp. 930-936, 1956.
- 17) MATSUYAMA, M.: Organic Substances in Sediment and Settling Matter during Spring in a Meromictic Lake Suigesu, *J. Oceanogr. Soc. Jap.*, Vol. 29, pp. 53-60, 1973.
- 18) BLOESCH, J., P. STADELMANN and H. BÜHRER: Primary production, mineralization, and sedimentation in the euphotic zone of two Swiss lakes, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 22, pp. 511-526, 1977.
- 19) 林秀剛, 沖野外輝夫: 湖沼における物質循環研究のための隔離実験の試みとその問題点, 用水と廃水, Vol. 24, pp. 516-527, 1982.
- 20) 福島武彦, 相崎守弘, 村岡浩爾: 霞ヶ浦高浜入における沈澱量とその特性について, 国立公害研究所研究報告, No. 51(R-51-'84), pp. 89-101, 1984.
- 21) FALLON, R. D. and THOMAS D. B.: Planktonic blue-green algae: Production, sedimentation, and decomposition in Lake Mendota, Wisconsin, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 25, pp. 72-88, 1980.
- 22) 丹羽薫: ダム湖の水質対策について-総合的な貯水池水質保全技術の開発-, 大ダム, No. 144, pp. 41-54, 1993.
- 23) 小野勇一: 動物の生産過程, 第2章 生産の諸量, pp. 39-40, 共立出版(東京), 1972.
- 24) 安田郁子, 奥川光治, 高倉盛安: 濁水流入がダム湖の植物プランクトンにおよぼす影響, 水環境学会誌, Vol. 19, pp. 811-820, 1996.
- 25) CURRIE, D. J., KALFF, J.: A comparison of the abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 29, pp. 298-310, 1984.
- 26) 細見正明, 須藤隆一: 手賀沼における窒素およびリンの収支, 水環境学会誌, Vol. 15, pp. 105-112, 1992.
- 27) 橘治国, 吉田邦伸, 井上隆信: 都市近郊湖沼(茨戸湖)における栄養塩の形態と藻類増殖, 水環境学会誌, Vol. 19, pp. 132-139, 1996.
- 28) 石田祐三郎: 赤潮藻類のファゴサイトシス, 化学と生物, Vol. 24, pp. 475-477, 1986.
- 29) 鈴木静夫: 日本の湖沼-湖沼学入門- 第3版, 内田老鶴圃新社(東京), 1973.