

(64) ダム貯水池における珪藻類による 珪酸捕捉量の評価

天野 邦彦^{1*}・時岡 和利²

¹土木研究所 水環境研究グループ 河川生態チーム (〒305-8516 茨城県つくば市南原1-6)

²土木研究所 水災害研究グループ 国際普及チーム (〒305-8516 茨城県つくば市南原1-6)

* E-mail: amano@pwri.go.jp

本研究では、貯水池における珪素の生物現象に基づく捕捉状況の定量的評価を試みた。このために、ダム貯水池底泥の生物体シリカ濃度の測定、珪藻類による珪酸捕捉沈降量の現地計測、シミュレーションモデルによる珪酸捕捉沈降量の推定を行った。その結果、以下のことがわかった。

- 1) シミュレーション計算による推算からは、流入する珪素のうち、珪藻類に摂取されて沈降する割合は1%以下であった。この結果から、大陸のダムに比べて回転率の高い日本のダム貯水池では、生物現象による珪素の捕捉は大きいものではないと考えられる。
- 2) 現地実験結果から、珪藻類の沈降速度を推定した結果、0.04~0.06m/d程度であった。この値からも、回転率の高い日本のダム貯水池では、生物現象による珪素の捕捉は大きいものではないことが示された。
- 3) 栄養塩濃度の上昇、回転率の低下が生物現象による珪素の捕捉を相対的に増加させることが示された。

Key Words : silica, dam, trap, diatom

1. はじめに

ダム貯水池による水質問題は、ダムが存在することにより河川上下流で水質の不連続性が生じると言うことにより特徴づけられる。従来、ダム貯水池における水質変化としては水温変化、濁水長期化、富栄養化といった現象が強く意識されてきたが、物質移動を伴う水質変化としては、濁水問題において懸濁物がダムに捕捉されるということではなく、下流河川が濁った期間が増加することを問題視する点や、富栄養化現象において下流河川への有機物供給量の増加が問題視されてきており、河川を流下する物質の過剰が問題とされることが多かった。水質問題は、これまで一般的に汚濁負荷の過剰という文脈で意識されてきており、ダム貯水池における水質問題についても、水温変化を除けば、同様の捉え方をされてきた。

しかし近年、上記のような問題の捉え方とは異なり、ダム貯水池が持つ物質の捕捉機能自体が問題ではないかという問題提起があり、特に沿岸域の環境保全を考える上で、珪酸(シリカ)が貯水池により捕捉されることで欠損し、沿岸環境の保全上、問題であるという指摘がな

された¹⁾。原島²⁾は、ダム貯水池などの滞留水域におけるシリカの捕捉機構として、淡水性珪藻によってSiが吸収されてこれが沈降・堆積することを指摘している。本研究は、この仮説の定量的な評価を行うことを目的とした。すなわちダム貯水池における珪酸の生物現象に基づく捕捉状況の解明を目指した。このために、ダム貯水池底泥の生物由来シリカ濃度の測定、珪藻類による珪酸捕捉沈降量の現地計測、ダム貯水池水質シミュレーションによる珪酸捕捉沈降量の推定を行った。

2. 方法

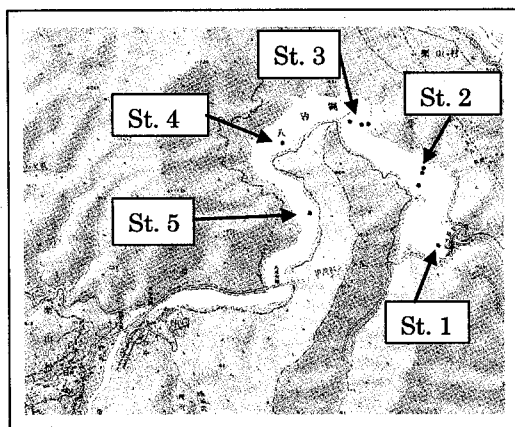
(1) 貯水池底泥の生物由来シリカ濃度の測定

ダム貯水池に水が滞留することでシリカが生物的に捕捉されるという場合、溶存態のシリカが珪藻に取り込まれて、これが沈降することで貯水池に捕捉されることが問題であると考えられる。このため、まず現場ダムにおける底泥中の生物由来シリカ濃度の測定を行った。

a) 試料採取

栃木県川治ダム湖に調査地点を設定し採泥および採水を行い、採取されたサンプルについて各態ケイ素等の分析を行った。採水および採泥は平成16年12月9日~平

成17年3月15日にかけて行った。底質はエクマンバー
ジ採泥器で表層から10cm程度の深さまで採取し、水質
はバンドーン採水器により採取を行った。調査地点は、
底質については9地点、水質については5地点で採取を
行った（底質に関してはSt. 2およびSt. 3については、
3カ所で採取したため合計9地点；例えばSt. 2では右
岸側からSt. 2-1, 2-2, 2-3）（図—1）。



図—1 川治ダム平面図と調査地点

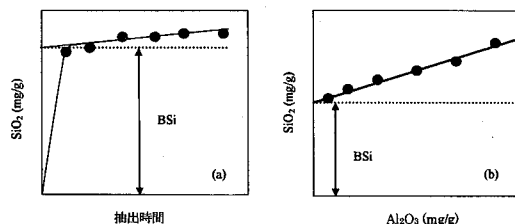
b) 分析方法

採取した底泥サンプル（9 検体）及び表層水（5 検
体）の分析項目、分析方法を表-1 に示した。

生物由来シリカ（Biogenic Silica, BSi）の分析には
アルカリ抽出法³⁾を用い、補正のためにアルミニウム
の分析も行った。アルカリ抽出法を用いた生物由来シリ
カ濃度の推定法の一つに DeMaster³⁾の方法がある。こ
れは、粘土鉱物に比べて生物由来シリカは処理の初期段
階で溶解が完全に終了するという仮定に基づいており
⁴⁾、定量手法の概念は図—2 (a) で模式的に表される。
しかし、粘土鉱物等に含まれるシリカも、アルカリ溶液
の種類と濃度により異なる速度で、抽出初期に速やかに
溶出することがあるため、図—2 (a) の様な直線関係が
必ずしも成り立たない場合がある。このため、粘土鉱物
から溶出してくるシリカとアルミニウムの濃度を同時に
計測して、これらの関係をプロットし、溶出してくるア
ルミニウム濃度から粘土鉱物に由来するシリカの補正を
行う方法が提案されている⁵⁾。この場合の生物由来シ
リカは、図—2 (b) の様に、上記のプロットを直線近似
した直線の縦軸の切片で求められる。

今回の検討では、抽出されたアルミニウムとシリカ濃
度に関して、底泥については5時間、表層水については
4時間の抽出時間中に6回の濃度測定を行い、両者の濃
度関係を直線近似する方法（図—2 (b)）により生物由来
シリカを算出した。また、鉱物態シリカは全シリカから
生物由来シリカを引いたものとし、コロイド態シリカは

全シリカから溶存態シリカを引いたものとした。



図—2 生物由来シリカ濃度推定の概念図

表-1 分析項目及び分析方法

媒体	分析項目	分析方法
底泥	全シリカ	アルカリ融解法
	生物由来シリカ	アルカリ抽出法
	鉱物態シリカ	全シリカー生物由来シリカ
	含水率	JIS A 1203
	強熱減量	底質調査方法II. 4
	クロロフィルa	アセトン抽出吸光度法
	TOC	沿岸環境調査マニュアル (底質・生物編) 5.5.1
	T-N	沿岸環境調査マニュアル (底質・生物編) 5.5.1
	T-P	底質調査方法II. 19
	粒度組成	JIS A 1204
表層水	全シリカ	JIS K 0101 44.3.1
	鉱物態シリカ	全シリカー生物由来シリカ
	コロイド態シリカ	全シリカー溶存態シリカ
	生物由来シリカ	アルカリ抽出法
	溶存態シリカ	JIS K 0101 44.2
	アルミニウム	JIS K 0102 58
	TOC	JIS K 0102 22.1
	T-N	JIS K 0102 45.4
	T-P	JIS K 0102 46.3

(2) 珪藻類による珪酸捕捉沈降量の現地計測

栃木県川治ダム湖において、平成17年10月6日～平
成18年1月30日にかけて、閉鎖水域実験装置（メソコ
ズム）を作成し、セディメントトラップを利用して、珪
酸沈降量の測定を試みた。また、メソコズム内に栄養塩
類を添加して、沈降量の変化について調査した。

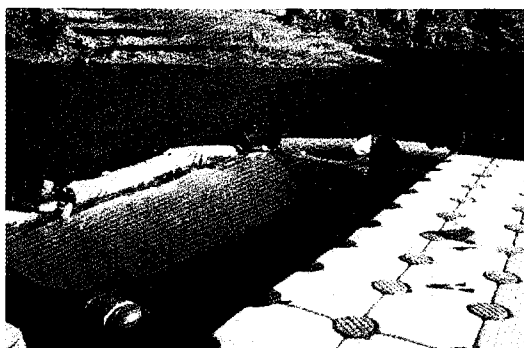
珪藻類は、藍藻類や緑藻類に比べて、比較的低い水温
において優占的に増殖することが多いこと⁶⁾、また出
水期を避ける理由から、上記の季節に現地実験を実施し
た。

a) 現地実験装置

写真—1 に現地に作成したメソコズムの写真を示す。
この装置を2基作成し、実験を行った。メソコズムは、
周囲と底部をビニールシートで囲んでおり、周辺の貯水
池水と実験区を隔離する形になっている。設置した2箇
所のメソコズム（栄養塩添加区、無添加区）にセディメ
ントトラップを設置した。作業は潜水土により行った。

セディメントトラップはロープで固定した浮きに吊る

す形とし、設置位置は水面から 5m とした。セディメントトラップは 1 リットルのポリビン 6 個をひとまとめとし、純水で満たしたポリビンの蓋を閉め、水面から 5m の位置に設置した後に、蓋を開けた。



写真—1 現地に設置したメソコズム

b) 実験概要

セディメントトラップの設置は栄養塩添加区では、0 日目、10 日目、20 日目の 3 回、無添加区では 0 日目の 1 回とし、それぞれ 10 日間設置して沈降物を捕集した。

メソコズム（添加区）にはセディメントトラップを設置した後に栄養塩類の添加を行った。添加液の組成は表—2 のとおりであった。添加液を添加した後はメソコズム内を良く攪拌し、メソコズム内の栄養塩濃度が均一になるようにした。

表—2 栄養塩類添加量

組成		0 日目	10 日目	20 日目
		766g	766g	2300g
	硝酸アンモニウム (NH_4NO_3)	693g	693g	4160g
	リン酸水素ナトリウム (Na_2HPO_4)	適量 (pH7 に)		
	塩酸または水酸化ナトリウム	10L	10L	10L
目標濃度	T-N	3.9mg/L	3.9mg/L	11.7mg/L
	T-P	2.2mg/L	2.2mg/L	13.2mg/L

セディメントトラップは設置後 10 日目に回収した。回収は水面から 5m に設置されているポリビンの蓋を水中で閉め、そのまま水面まで引き上げる形で行った。

セディメントトラップによる沈降物量測定に合わせて、採水を行うことで、メソコズム内の水質調査を行った。採水はメソコズム設置前（事前調査）、実験開始時、10 日目、20 日目及び実験終了時に行い、バンドーン採水器により水面から 2m、4m の 2 箇所採水し、両者を混ぜて 1 つのサンプルとした。採水したサンプルは実験室に持ち帰り、冷蔵保管した。

さらに、メソコズム設置箇所付近においてダム湖に堆積する堆積土を採取した。採取は潜水士により行い、直径 10cm のアクリルコアにより深さ 15cm のコアを 2 本採取した。

採取した水質サンプル（9 検体）、沈降物（4 検体）及び表層泥（1 検体）の分析項目、分析方法については、

表—1 の通りである。

(3) シミュレーションモデルによる珪酸捕捉沈降量の推定

現在、数多く実施されている貯水池水質シミュレーションを利用して、珪藻類が貯水池内で増殖し、これが水柱のシリカを摂取した後に沈降し、底部に堆積する量を求め、これを貯水池におけるシリカ捕捉量と考えた。以下に方法を示す。

a) 数値解析

数値解析は、ダム貯水池における水質解析のために作成された鉛直 2 次元モデルを使用した。鉛直方向の格子分割は 1m ないし 2m、流れ方向の水平分割は、ダムにより異なるが、200m～500m とした。計算対象としたのは、検証用水質データがそろっている 5 ダムを選定した。

計算期間は、流入水質データおよび貯水池内水質データが取得されている期間のうち、10 カ年をそれぞれのダムで抽出し、この期間を対象に計算を行った。貯水池運用は、それぞれのダムで観測された記録に基づき、流入量、放流量を設定して、入力条件とした。また、貯水位については、観測記録値を計算開始時に入力し、その後は流入量と放流量データに基づき計算した。

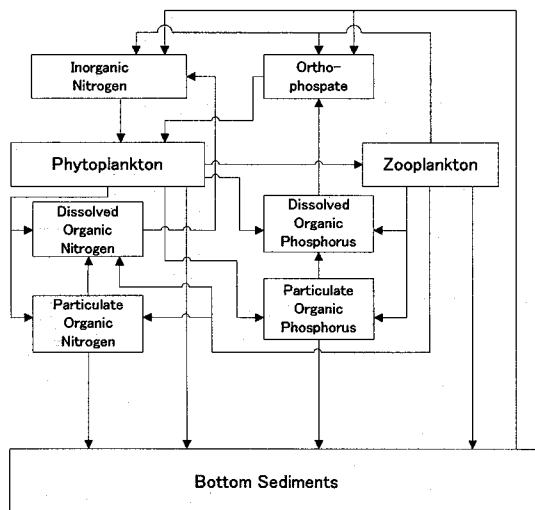
水温計算に必要な気象データは、気温、日射量、風速、湿度、雲量であるが、ダム管理所で計測されている場合は、このデータを用い、観測が無い場合は、近傍の気象観測所で取得されたデータを用いた。また、流入河川水温については、流入河川において連続観測が行われているダムでは、観測値を用いたが、連続観測がないダムについては、定期水質観測で得られた水温と前 3 日平均気温との回帰式を作成し、気温から流入水温を推定した。

水質計算については、流入河川において測定された懸濁物濃度 (SS)、全窒素 (T-N)、無機態窒素 (I-N)、全リン (T-P)、無機態リン (I-P) に関して測定時流量との回帰式を作成し (L-Q 式)、計算期間中の日流入量から毎日の負荷量を計算し与えた。

水質計算の概念図を図—3 に示す。図中の植物プランクトン (phytoplankton) としては、珪藻類、緑藻類、藍藻類の 3 種類を与え、ダム毎に同定計算を行い、クロロフィル a 濃度の再現結果が良好となる様に増殖パラメータを与えた。

陸水においては通常、無機態窒素やリン濃度に比べて、珪酸濃度が珪藻類の増殖を制限するほど低下する可能性が低いと考えられることから、今回の水質計算においては、珪酸濃度による珪藻類の増殖への影響は考慮していない。上述したように植物プランクトンは珪藻類、緑藻類、藍藻類を想定した 3 種から構成されたと考え、それぞれ増殖パラメータを与えて、藻類別にクロロフィル a として増減を計算している。しかし、藻類別のクロロフ

イルa濃度の測定結果は存在しないため、これら藻類別3種のクロロフィルa濃度を合算した値をクロロフィルaの計算値として求め、この値の変化が実測値のそれを良く再現する様に同定計算を行っている。



図—3 貯水池水質変化解析モデル概念図

このように植物プランクトン（珪藻類）の増殖速度算定には珪素が関与しないという仮定で計算を行ったが、実際、窒素、リン、珪素について、珪藻類の細胞を構成する含有量の比と水中における存在量の比を比較しても、陸水域において珪素は制限因子になりにくいことは明白で、そのためダム貯水池の水質調査においても珪素に関する調査は通常行われていないことから推察されるように、増殖速度算定に関与する栄養塩類としては窒素とリンのみを考慮すれば十分と考えた。

b) 珪藻増殖に伴う珪酸捕捉量の算定

ダム貯水池水質解析モデルに、珪藻類が摂取して含有するシリカの濃度を示す変数（以下、LBSi とする）と死滅した珪藻の殻が含有するシリカの濃度を示す変数（以下 DBSi とする）を追加的に設けて、これらの変数の変化を珪藻類の増殖、死滅、沈降、移流、拡散に従い計算することで、珪藻類により摂取された後、ダムの底に堆積する珪酸の量、すなわち珪酸捕捉量を算定した。具体的には、以下の手順で計算した。

まず、珪藻が増殖することで珪藻類の寄与によるクロロフィルa濃度（以下、珪藻 Chl-a）が増加すると、この珪藻 Chl-a に一定の比を乗じた量で LBSi は増加する。この比は、珪藻類の Si:Chl-a の比率を文献値から求めたものを採用した。なお、この文献値としては、文献⁷⁾に掲載されている値の平均をとり、Si:Chl-a=17.4（質量比）とした。

水質解析においては、珪藻 Chl-a は増殖により増加す

ると共に、そのままの形態で沈降したり、死滅に伴い減少する。さらに移流や拡散により濃度が変化する。LBSi 濃度の変化は、基本的にこのような珪藻 Chl-a 濃度に対応する形で計算されるが、珪藻 Chl-a の一部が死滅に伴い減少しても、珪藻は殻が残存すると考え、死滅した珪藻 Chl-a の割合に相当する LBSi は DBSi に変化するとした（死滅の過程においても Si:Chl-a は一定とした）。死滅した珪藻殻が含有するシリカ DBSi は、他の懸濁物同様に变化を計算する。このような計算を行うことで、LBSi の濃度は、常に珪藻類 Chl-a に Si:Chl-a の比率を乗じたものと一致している。

上記の手順で LBSi と DBSi の濃度変化を計算し、モデルにおける最底部の計算格子の部分で沈降する LBSi と DBSi のフラックスを積算することで、計算期間を通して、珪藻類により摂取された後、ダムの底に堆積する珪酸の量（珪酸捕捉量）を算定した。

c) 計算対象ダム

計算の対象としては、石狩川水系、登呂川水系、利根川水系、江の川水系、菊池川水系に存在する5ダムを選定した。また、珪酸の流入濃度については、測定値がなかったもので、文献値⁸⁾を与えた。

5ダムの選定については、水質解析を実施するために必要な水質データなどの諸量がそろっているダムから、地域的な分布が偏在しない様、また窒素・リン濃度、回転率、水深がなるべく広く分布することという観点から行った。選定した5ダムの水質、容量、平均年回転率、平均水深を表—3に示す。

表—3 検討対象選定5ダムの特性

	ダムサイト表層水質(10カ年平均(実測値))			平均流入 SiO ₂ (mg/L)
	T-P (mg/L)	T-N (mg/L)	Chl-a (μg/L)	
登呂川水系	0.016	0.26	6.4	34.4
利根川水系	0.022	1.37	9.2	20.8
菊池川水系	0.046	0.87	20.3	38.1
江の川水系	0.022	0.54	13.5	14.5
石狩川水系	0.025	0.23	4.1	12.4

	常満容量 10 ⁶ (m ³)	平均年回転率 (回/年)	平均水深 (m)	集計期間
登呂川水系	24	3.1	11.5	H6-15
利根川水系	130	1.8	39.8	H2-11
菊池川水系	123	17.0	34.1	H4-13
江の川水系	42	13.9	14.9	H5-14
石狩川水系	93	4.1	18.6	H7-16

3. 研究結果

(1) 貯水池底泥の生物由来シリカ濃度の測定結果

図表は割愛するが、底質中の全シリカは50.0~60.6%であり、その大部分は鉱物態であった。粒度組成としてはほとんどがシルトまたは粘土から構成されていた。

水質中の全シリカは 12.1~14.4mg/L であった。その大部分は溶存態であり、コロイド態シリカとしては 0.2~2.0mg/L の範囲であった。そのうち大部分は鉱物態であった。

(2) 川治ダム底泥の生物由来シリカ濃度について

図-4に示すように、川治ダムにおける底質中の生物由来シリカの含有量(表層 10cm)は 0.2~0.6W/W%であった。また、別途測定した表層 5mm に堆積した浮泥については、生物由来シリカが 6.2 W/W%という結果であった。上記の結果は、生物由来シリカが表層部分に比較的多く存在している可能性を示していると考えられる。

鎌谷の文献⁴⁾によると東京湾堆積物中の生物由来シリカの測定例として 4.46W/W%という値が報告されている。また、岩田ら⁹⁾による琵琶湖の湖底堆積物の測定値は、0.1~10 W/W%と報告されている。

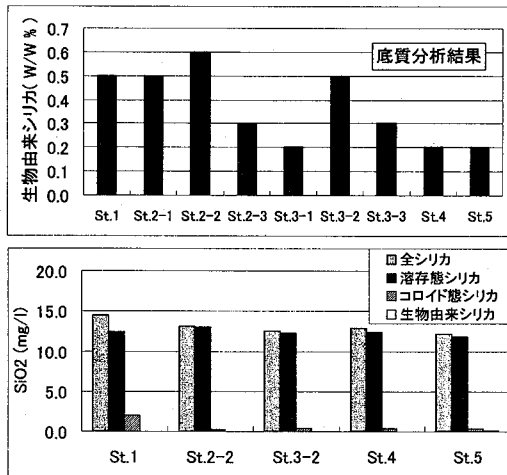


図-4 底質および水質分析結果

これらの値に比べると今回の川治ダムにおける生物由来シリカの値は同程度低いと言えるが、底泥組成については、鉛直平面両方向に濃度差が大きいことから、はっきりとした比較は困難である。図-4に示したとおり、今回の水質中には生物由来シリカはほとんど検出されない濃度で、全シリカと溶存態シリカの差から求めたコロイド態シリカ自体の濃度も 0.2~2.0mg/L と低かった。

(3) 珪藻類による珪酸捕捉沈降量の現地計測

メソコズムに添加した栄養塩(窒素、リン)は速やかに水中濃度が減少した(図-5)。窒素は硝酸アンモニウムとして硝酸態窒素、アンモニウム態窒素を等量添加したため、添加分の濃度増加が見られたが、添加から 10 日後の分析結果は、それぞれ無添加区の濃度とほぼ同様になるまで低下した(3回目の投入時のアンモニア態窒素濃度の分析結果は、誤りである可能性が高い。)。リンは、添加前にほとんど検出されず、添加直後はほとんど添加されたリン酸態リンのみが存在し、10 日後の

分析結果からは、リンはほとんど検出されなかった。これらの窒素およびリンの挙動について見ると、添加によりこれらの栄養塩類の濃度はいったん上昇するが、植物プランクトンの摂取等により濃度が低下したと考えられる。しかし、添加から 10 日後の濃度が事前調査や無添加区でのものとほぼ同様であることから、隔離幕が完全でなく周辺の貯水池水により希釈されていた可能性も否定できない。

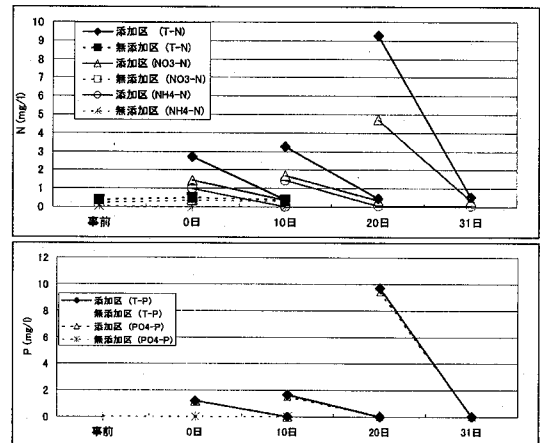


図-5 メソコズム内の窒素およびリンの濃度変化

水質中のシリカについては実験期間を通じて顕著な変化はみられなかった(表-4)。また、沈降物中の生物由来シリカについては第 1 期(10 日)に比べて第 2 期(20 日)、第 3 期(31 日)の方がわずかながら高めの値を示した。

表-4 シリカ測定結果(水質および沈降物)

		事前	0日	10日	20日	31日
D-SiO ₂ (mg/l)	添加区		12.9	13.9	14.7	
	無添加区	9.1	13.7	12.8		
生物由来シリカ (mg/l)	添加区		0.5	0	0	
	無添加区	0	0.8			
生物由来シリカ (沈降物 %)	添加区		1	2.5	2.8	
	無添加区		1.9			
SS (沈降物 mg)	添加区		450	441	465	
	無添加区		675			
セディメントトラップ開口部面積	添加区		0.0253	0.0251	0.0262	
	無添加区		0.0256			

表-4の測定結果から、生物由来シリカの沈降速度を推定する。まず、4 段目の SS の捕集量に 3 段目の生物由来シリカ含量を掛けることでセディメントトラップ回収時に得られた固形物量中の生物由来シリカの質量を求める。これをセディメントトラップ開口部面積で除することで、設置した 10 日間における単位面積あたりの生物由来シリカの沈降フラックスが求まる。さらにこれを測定期間中の水柱における平均生物由来シリカ濃度と 10 日で除することで、一日あたりの沈降速度を求めることができる。

今回の調査では、栄養塩添加ケースでのセディメントトラップ回収時の水柱における平均生物由来シリカ濃度が非常に低いレベルとなっている。セディメントトラッ

表—5 珪酸捕捉沈降量の推定結果

	ダムサイト表層水質(10カ年平均(実測値))			平均流入 SiO ₂ (mg/L)	平均流入Si (mg/L)	平均補 足Si 10 ⁶ (g/年)	Si補足率 (%)	平均年流 入量 (m ³)	常満容量 (m ³)	湛水面積 (ha)	平均年 回転率 (回/年)	平均水 深 (m)	集計 期間
	T-P (mg/L)	T-N (mg/L)	Chl-a (μg/L)										
登呂川水系	0.016	0.26	6.4	34.4	16.1	1136	2.45	7.08E+07	2.42E+07	210	3.1	11.5	H6-15
利根川水系	0.022	1.37	9.2	20.8	9.7	2118	1.44	2.18E+08	1.30E+08	327	1.8	39.8	H2-11
菊池川水系	0.046	0.87	20.3	38.1	17.8	30858	2.86	1.74E+09	1.23E+08	361	17.0	34.1	H4-13
江の川水系	0.022	0.54	13.5	14.5	6.8	3118	5.47	4.61E+08	4.18E+07	280	13.9	14.9	H5-14
石狩川水系	0.025	0.23	4.1	12.4	5.8	2095	5.07	3.62E+08	9.27E+07	499	4.1	18.6	H7-16

ブ設置時に濃度を計測していなかったため、濃度が測定できた実験 10 日目の水柱濃度の結果を利用して(添加区で 0.5 mg/l, 無添加区で 0.8 mg/l)沈降速度を推定した結果, 添加区, 無添加区でそれぞれ 0.04, 0.06 (m/d)となった。これは, 以下に述べるシミュレーションにおいて, 現実の水質変化に合わせるように同定したパラメータ値(珪藻類の沈降速度)とほぼ同様の値であった。

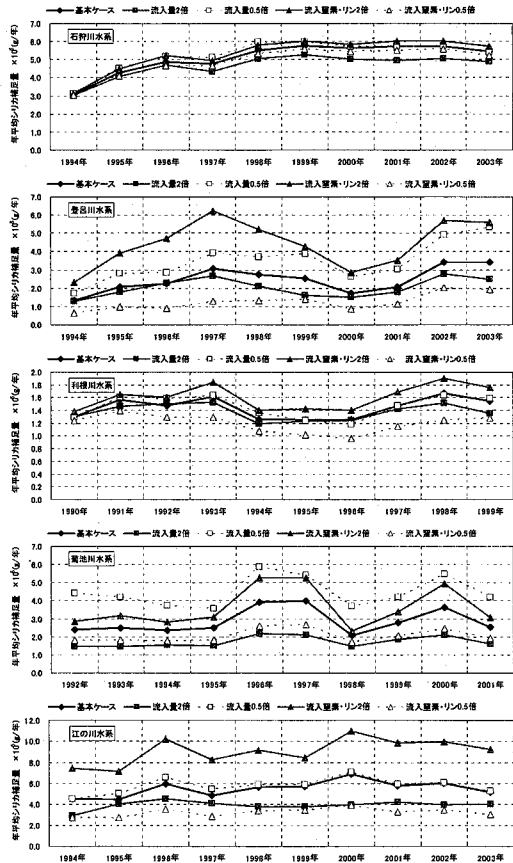
(4) シミュレーションモデルによる珪酸捕捉沈降量の推定

水質シミュレーションにより推定した, 珪藻類が摂取した後に沈降することで貯水池に捕捉されるシリカの質量, 流入量に対する捕捉率を表-5に示す。割合としては, それぞれのダムで 1%を超えることなく, 極めて小さなものであると推定された(ただし, 流入量やクロロフィル-a: Si 比を文献値から推定しているため, 割合については, これらの推定値により変化する。)。また, 図-6に流入栄養塩濃度や流入水量を変化させた場合の, シリカ捕捉量の推定値の変化を示す。貯水池ごとに変化の度合いは異なるが, 栄養塩濃度を上昇させた場合に珪藻類の増加が多くなる貯水池で捕捉量の増加が大きいと考えられる。また, 流入水量が減ったほうが捕捉量が増加する結果となったが, これは流入水量が減ることで, 滞留時間が増加し, 珪藻類の沈降量が増加することによると考えられる。

4. 考察

ダム貯水池による河川水の貯留により, 上流から流下する溶存性の珪酸が珪藻類に摂取され, これが沈降・堆積することでフラックスが低下するという定性的な評価に対して, 定量的な評価を行った結果, 大陸に建設される経年貯留を行う大ダムに比べて, 回転率が遙かに大きい(滞留時間が短い)日本のダム貯水池においては, 珪藻類が摂取して, 沈降・堆積することで捕捉する珪酸の量は, 非常に限定的であるという推定結果となった。

今回の検討では, 各河川における珪酸濃度の変化について測定しておらず, 文献から得た平均的濃度を全体の流量としていたため, 捕捉の割合については, 若干の変化はあると思われるが, そもそも捕捉される



図—6 感度分析結果

量が, 流入量に対して大きくないと考えられる。これは, 現地実験及び, シミュレーション計算におけるパラメータ同定から得られた珪藻類の沈降速度や, 発生する珪藻の量から見ても妥当なものと考えられる。

また, ダム湖の底泥における生物由来Si濃度調査からは, 底泥表層上の浮泥における生物由来Si濃度が表層10cmの平均に比べて高い値を示した。このことは, 一旦沈殿した生物由来Siが再度水柱に回帰している可能性を示しており, これを考慮すると, ダムにおける珪酸の捕捉量はさらに小さいものになる可能性がある。

ただし今回の検討では, 不十分な点は残っている。今回の検討では, マクロ的に物質動態を評価することを目的としたため, 珪酸を経体として取り扱い, その形態については, 溶存態と生物体といった取り扱いを

した。しかし、珪酸の化学種を詳細に検討すると、珪藻などの植物プランクトンとの関係が異なる可能性もあり¹⁰⁾、注意が必要である。さらに、珪藻類による摂取以外にも、沈降の原因は存在する可能性もあるため、一般的な評価は容易なものではない。

今回の検討結果は、少なくとも一般的な日本のダム貯水池において、流入する珪酸が珪藻類の増殖に起因して、大量に捕捉されることはないと考えられることを定量的検討から示したと捉えるべきである。

5. まとめ

本研究では、貯水池における珪素の生物現象に基づく捕捉状況の定量的評価を試みた。このために、ダム貯水池底泥の生物体シリカ濃度の測定、珪藻類による珪酸捕捉沈降量の現地計測、シミュレーションモデルによる珪酸捕捉沈降量の推定を行った。その結果、以下のことがわかった。

- 1) シミュレーション計算による推算からは、流入する珪素のうち、珪藻類に摂取されて沈降する割合は1%以下であり、この結果から、日本のダム貯水池では、生物現象による珪素の捕捉は大きいものではないことが示された。
- 2) 現地実験結果から、珪藻類の沈降速度を推定した結果、0.04~0.06m/d程度の値となった。この値からも、滞留時間の短い日本のダム貯水池では、生物現象による珪素の捕捉は大きいものではないことが示された。
- 3) 栄養塩濃度の上昇、回転率の低下が生物現象による珪素の捕捉を増加させることが示された。

謝辞：現地調査においては、国土交通省関東地方整備局鬼怒川ダム統合管理事務所の方々にご協力頂いた。
また、水質シミュレーションに関しては、(財)ダム

水源地環境整備センターの方々にご協力頂いた。記して感謝致します。

参考文献

- 1) Vörösmarty, C. J., K. Sharma, B. Fekete, A. H. Copeland, J. Holden, J. Marble, and J.A. Lough: The storage and aging of continental runoff in large reservoir systems of the world, *Ambio*, 26, pp. 210-219, 1997.
- 2) 原島省：陸水域におけるシリカ欠損と海域生態系の変質, 水環境学会誌, v. 26, n. 10, pp. 621-625, 2003.
- 3) DeMaster, D. J.: The marine budgets of silica and Si-32, ph.D. dissertation, p. 308, Yale university, New Haven, 1979.
- 4) 鎌谷明善, 生物珪酸の測定法—現状と問題点—, 海の研究, v. 9, n. 3, pp. 143-159, 2000.
- 5) Kamitani, A. and O. Oku: Measuring biogenic silica in marine sediments, *Mar. Chem.*, 68, pp. 219-229, 2000.
- 6) 丹羽薫, 天野邦彦, 大西実：富栄養化の観点から見た全国多目的ダム貯水池の水質特性に関する研究, 土木研究所資料3116号, 1992.
- 7) Jorgensen, S. E., S. N. Nielsen and L. A. Jorgensen: *Handbook of Ecological Parameters and Ecotoxicology*, Elsevier, 1991.
- 8) 小林純, 水の健康診断, 岩波新書, 1971.
- 9) 岩田拓朗, 後藤直成, 三田村緒佐武：琵琶湖における湖底堆積物および湖水中の生物態シリカの分布, 日本陸水学会講演要旨集, Vol. R68, p. 166, 2003.
- 10) 田中美穂, 高速原子衝撃質量分析法による海水中のシリカ溶存化学種の解析, 分析化学, v. 53, n. 6, pp. 561-567, 2004.

(2007.5.25受付)

A Trial to Estimate the Trapping Ratio of Silica in Dam Reservoirs by Diatom

Kunihiko AMANO¹, and Toshikazu TOKIOKA²

¹River Restoration Team, Water Environment Group, Public Works Research Institute

²International Cooperation Team, Water Hazard Group, Public Works Research Institute

We tried to estimate the amount of silica trapped by diatoms in dam reservoirs in Japan. For this purpose, we have measured the concentration of biogenic silica in bottom sediments and settling flux of biogenic silica due to the uptake of diatoms in a dam reservoir. We have also conducted simulation analysis to estimate the settling flux of biogenic silica due to the uptake of diatoms. Followings are found by this trial.

- 1) Simulation analysis showed that the ratio of silica that is uptaken by diatoms and sunk in dam reservoirs is less than 1% comparing to the inflow flux. Based on this result, the magnitude of trapping of silica by diatoms in dam reservoirs in Japan does not seem significant.
- 2) Field experimental results implied the settling velocity of diatoms is about 0.04 – 0.06 m/d, suggesting that trap of silica by diatoms is not significant.
- 3) Augmentation of nutrients and increase of retention time in reservoirs will increase the trapping ratio of silica by diatom growth.