

(19) 筑後川流域内の停滞水域における 珪藻細胞の沈降フラックス

熊谷 博史^{1*}・田中 義人¹・石橋 融子¹・松尾 宏¹

¹福岡県保健環境研究所 (〒818-0135福岡県太宰府市大字向佐野39)

* E-mail: kumagai@fihes.pref.fukuoka.jp

流域における停滞水域の増加は、沿岸海域への溶存態ケイ素 (DSi) の到達量を減少させ、沿岸生態系に変化を生じさせているとの指摘が近年されている。そこで本研究では、筑後川水系の3つの停滞水域、江川ダム、寺内ダム、筑後大堰において、珪藻出現種データを用い珪藻増殖に伴う珪藻細胞の沈降フラックスを見積もった。これらは同水系にあるにも関わらず水域毎に珪藻細胞の沈降フラックスの状況は異なり、江川ダム、筑後大堰のように初夏から夏季にかけて増加する場合と、寺内ダムのように冬季にかけて増加する場合とが確認された。また筑後大堰の沈降フラックスの最大値は江川・寺内ダムの最大値に比較して約21、31倍大きかった。その原因として流入河川中のTP、DSiが高く、珪藻増殖にとって有利な環境にあることがその一因であるものと考えられた。筑後大堰においては、流入するDSi負荷量に比較し珪藻細胞の沈降にともなうシリカトラップの影響は小さかった。

Key Words : dissolved silicate, diatom, sediment flux, stagnat water area, Chikugo river system

1. はじめに

流域内のダムや堰などの停滞水域においては、珪藻類が溶存態ケイ素 (DSi) を消費し、湖底に堆積するために、河口に到達するDSiの量が減少する。この現象はシリカトラップ、またはシリカシンクと呼ばれている¹⁾。その結果、沿岸域においてケイ素を必須栄養塩とする珪藻が減少し有毒種の渦鞭毛藻類の増加を引き起こすといわれ、このような現象はシリカ欠損仮説と呼ばれている。シリカ欠損仮説は、欧州のドナウ川沿岸域等で確認され、実際に沿岸生態系に変化を生じさせていることが明らかとなり問題視されている²⁾。日本では、琵琶湖³⁾等でシリカトラップの調査はなされているものの、まだその調査事例は少ない。

特に有明海においては、近年沿岸海域において大型珪藻とノリとの間で栄養塩の競合が生じており、その結果ノリの色落ちが問題視されている。そのため停滞水域でのシリカトラップの状況はノリの安定生産や栄養塩管理上必要な情報であるものの、有明海の流入河川流域において試算された例は殆どない。

一方、従来のシリカトラップの状況は、おもに停滞域からの流出水中のDSi濃度の変化をもって間接的に求められていることが多い。実際にはシリカトラップの主体は珪藻類の繁殖であり、それらの消長に伴ってシリカト

ラップ量を把握するのが本筋であるが、それぞれの種のケイ素含有量や沈降速度の算定等、不明パラメータが多く存在するため、それらの全てのデータを集積したうえで、直接的に停滞水域中の珪藻種から求めることは困難であった。しかしながら近年はこのような植物プランクトン種の基礎データが各種研究機関から公表され、利用可能な状況にある。

そこで本研究では、有明海に流入する筑後川水系のダム及び堰においてDSiが珪藻プランクトンに吸収されることにより生じるシリカトラップについて、各水域における珪藻類を含む植物プランクトンの増減データに加え、公表されたプランクトンの基礎データを利用しながら算出・解析を試みた。

なお一般的にはシリカトラップは無機態ケイ素の堆積も含まれる。そこで本研究では珪藻の吸収によって生じるものに限定するため、以下珪藻細胞の沈降フラックスと表記した。

2. 方法

(1) 調査対象水域

本研究では、水質・植物プランクトン調査が実施され、それらのデータが公開されている、筑後川水系の江川ダ

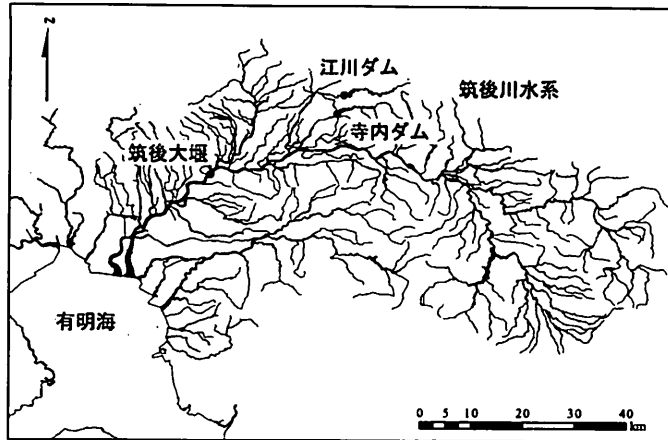


図1 研究対象水域

表1 研究対象水域の諸元

水域	河川名	総貯水量 (百万m ³)	湛水面積 (km ²)	流域面積 (km ²)
江川ダム	筑後川水系 小石原川	25.3	0.86	30.0
寺内ダム	筑後川水系 佐田川	18.0	0.90	51.0
筑後大堰	筑後川水系 筑後川	5.5	1.36	2,315

表2 2009年のプランクトン調査日一覧

水域	地点*	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
江川ダム	貯水池内基準点	-	-	-	16	15	12	8,22	6,20	9,25	13,20	17	16
寺内ダム	貯水池内基準点	13	10	10	14	12	9	14	11	8	14	10	8
筑後大堰	St2 中央	14	4	4	17	15	1	15	11	14	13	24	9

数字はプランクトン調査日、-は未調査。

*文献に記載されている地点名。

ム、寺内ダム、筑後川大堰の三か所について珪藻細胞の沈降フラックスを算定した。

これらの水域の位置を図1に、諸元を表1に示す。

(2) 使用データ

寺内ダム、筑後川大堰については水質年報³⁾、江川ダムについてはWeb上で公開されているデータ⁴⁾を利用した。各水域の植物プランクトン調査期間は江川ダムが2009年4月16日～12月16日、寺内ダムが2009年1月13日～12月8日、筑後大堰が2009年1月16日～12月9日であった(表2)。

江川ダム・寺内ダムについては貯水池内基準点、筑後大堰における堰直上流のSt2中央におけるそれぞれ0.5mのデータで各水域を代表させた。

(3) DSiの分析方法

各水域の流入地点のDSiを分析した。ADVANTEC DISMIC 25CS045AN (孔径0.45μm) を用いて試料を加圧

濾過したのち、濾液中のDSiをモリブデン青吸光度法⁹⁾を用いて測定した。

(4) 停滞水域における珪藻細胞の沈降フラックス算出方法

a) 珪藻細胞の沈降フラックス・沈降量の算出式

珪藻細胞の沈降フラックスを算定するにあたり、表層で繁殖する各種珪藻が一定割合で枯死し、沈降するものとした。その際、各珪藻種が他の植物プランクトン細胞の相互作用を受けず独立に沈降すること、沈降フラックスは鉛直方向であり日周鉛直移動・底質からの再懸濁はないと仮定した。これにより各停滞水域の一日あたりの珪藻細胞の沈降フラックス F_s (g-Si/m²/d) 及び沈降量 S (g-Si/d) は、次式によって求まる。

$$F_s = \sum_{i=1}^n [Si]_i \cdot w_{s,i} \cdot C_i \cdot r_d \quad (1)$$

$$S = F_s \cdot A \quad (2)$$

ここで $[Si]_i$: 珪藻種*i*の1細胞あたりのケイ素含有量 ($\mu\text{g-Si/cell}$)、 w_{si} : 珪藻種*i*の沈降速度 (m/d)、 C_i : 珪藻種*i*の細胞濃度 (cells/ml)、 n : 出現する珪藻の総種数、 r_d : 珪藻の枯死率 (—)、 A : 湛水面積 (m^2) である。このうち $[Si]_i$ 、 w_{si} については、後述の方法を用いて算定した。

江川ダムの湛水面積については、各ダムの有効貯水量データ⁹⁾と貯水池水位-容量曲線図⁹⁾を利用して一日ごとに算出したものを使用した。寺内ダムについては、有効貯水量と貯水位より一日ごとに算出したものを使用した。筑後大堰においては通年において定水位操作がなされており、洪水時を除けば水位はほぼ一定に保たれている⁹⁾。そこで筑後大堰については湛水面積を一定値とした。

枯死率については、過去の調査において枯死速度が0.096~0.33 (1/d) と報告⁹⁾されていることから、10%と仮定した。

珪藻細胞の沈降フラックス及び沈降量については一日ごとに算定した。観測が実施されていない日の珪藻細胞数については、該当日を挟む観測値より線形補間した。

b) 細胞あたりのケイ素含有量の算出

珪藻*i*の細胞あたりのケイ素含有量については、珪藻の体積を求め、体積-ケイ素含有量式を用いて推定する方法を採用した。

珪藻細胞の体積については Algal Autecological Data Website のデータベース⁹⁾を利用した。このデータベースは U.S.G.S. National Water Quality Assessment Program (NAWQA) によって採取された代表的な珪藻545種の平均体積、標準偏差、最小体積、最大体積を計測した結果を公開している。ただしこのデータベースはアメリカ国内のものであり、今回対象とする種と全てに対応していない。そのため体積については以下の方法で設定した。1. データベースに記載されている種はその体積値を用いる。2. データベースに記載されていない種であるが、同属の体積値が記載されている場合は、サイズから判断して最も近い同属種の値を用いる。3. 観測種が sp. あるいは spp. と表記されている場合は、データベースに記載された同属の値から体積を推定する。4. 観測種が、データベースに同属が記載されていない場合は、細胞形状を円筒等に単純化し、細胞のサイズから体積を推定する。5. 文献値がある場合は文献値を優先する。

次に体積を細胞内ケイ素量に換算する。ここではプランクトンの体積と細胞内ケイ素量の関係⁹⁾を示した対数式を用いて算定した。

$$\log[Si] = 0.707 \log v - 6.263 \quad (3)$$

ここで、 $[Si]$: 細胞あたりのケイ素含有量 (μg -

Si/cell)、 v : 珪藻の細胞体積 (μm^3) である。体積の算定に用いた方法、及び体積値を表3に示す。

c) 珪藻沈降速度の算出方法

各珪藻種の沈降速度については、次式に示すような、修正ストークスの式を利用した⁹⁾。

$$w_s = g(d_s)^2(\rho_c - \rho_w)(18\eta\phi_r)^{-1} \quad (4)$$

ここで、 w_s : 沈降速度 (m/s)、 g : 重力加速度 (m/s^2)、 d_s : 珪藻*i*の細胞体積を球に換算したときのその直径 (μm)、 ρ_c : 珪藻の密度 (kg/m^3)、 ρ_w : 水の密度 (kg/m^3)、 η : 粘性係数 (kg/m/s)、 ϕ_r : 形状抵抗係数 (—) である。 d_s を算出する際に必要となる珪藻細胞体積については前述 b) で示した方法を用いた。

珪藻の密度 ρ_c については文献⁹⁾にまとめられている (図2)。報告値は範囲で示されている為、該当する属の ρ_c についてはその範囲の中央値を用いた。該当しない属の ρ_c については、図2の範囲である 1078 - 1263 kg/m^3 の

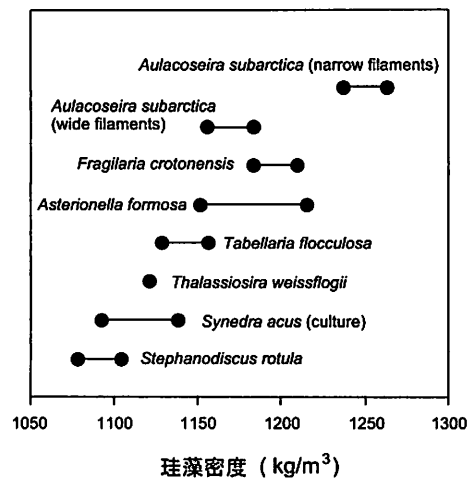


図2 珪藻細胞の密度 (文献9をもとに作成)

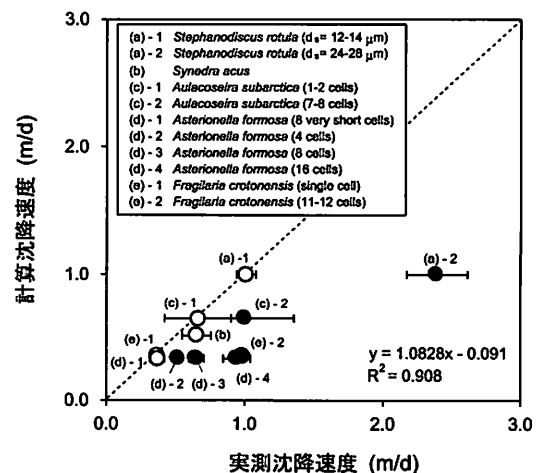


図3 沈降速度の計算値と実測値⁹⁾の比較 (回帰式、相関係数は○について算出したもの)

中央値1171 kg/m³と設定した。今回、細胞密度として中央値を用いたが、最小値・最大値を用いることで沈降速度は、±54%程度変動する。

(3)式のパラメータとして含まれる形状抵抗係数 φ_r は、次式で与えられる計算沈降速度と実測沈降速度の比であ

り、プランクトン細胞が群体を形成するほど、あるいは細胞形状が球体から歪むほどその値が増加することが知られている。

$$\varphi_r = w_s \text{ calc} / w_s \quad (5)$$

表3 各水域における出現珪藻種

種名	江川ダム	寺内ダム	筑後大堰	細胞体積 (μm^3)	Si含有量 $\times 10^{-6}$ ($\mu\text{g}/\text{cell}$)	沈降速度 (m/d)	体積算定 方法*
<i>Achnanthes</i> sp.	○	○	○	166	20.3	0.12	3)
<i>Amphora</i> sp.	-	-	○	610	50.8	0.30	3)
<i>Asterionella formosa</i>	○	○	○	496	43.9	0.50	5)
<i>Attheya zachariasii</i>	○	○	-	1201	82.1	0.47	4)
<i>Aulacoseira distans</i>	○	○	○	207	23.6	0.64	5)
<i>Aulacoseira granulata</i>	○	○	○	722	57.3	0.64	5)
<i>Aulacoseira granulata</i> v. <i>angustissima</i> f. s	-	○	-	191	22.3	0.64	5)
<i>Aulacoseira italica</i>	-	-	○	814	62.3	0.64	5)
<i>Bacillaria paradoxa</i>	-	-	○	1175	80.8	0.46	1)
<i>Cocconeis</i> sp.	○	○	-	973	70.8	0.41	3)
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	○	○	718	57.1	0.33	1)
<i>Cyclotella</i> sp.	○	○	○	518	45.3	0.27	3)
<i>Cyclotella</i> spp.	-	○	-	518	45.3	0.27	3)
<i>Cyclotella stelligera</i>	-	-	○	263	28.0	0.17	1)
<i>Cymatopleura</i> sp.	-	-	○	516	45.2	0.27	3)
<i>Cymbella minuta</i>	-	-	○	5956	254.6	1.36	3)
<i>Cymbella sinuata</i>	-	○	○	704	56.3	0.33	1)
<i>Cymbella</i> sp.	-	○	○	5956	254.6	1.36	3)
<i>Cymbella</i> spp.	○	○	-	5956	254.6	1.36	3)
<i>Cymbella tumida</i>	-	-	○	2944	154.7	0.85	1)
<i>Cymbella turgidula</i> v. <i>nipponica</i>	-	○	○	869	65.3	0.38	1)
<i>Diatoma mesodon</i>	-	-	○	935	68.8	0.39	3)
<i>Diatoma vulgare</i>	○	○	-	1414	92.1	0.52	3)
<i>Diatoma vulgare</i>	-	-	○	3786	184.8	1.00	1)
<i>Diploneis</i> sp.	○	○	-	292	30.2	0.18	3)
<i>Epithemia</i> sp.	○	-	-	4272	201.3	1.09	3)
<i>Eunotia</i> sp.	○	-	-	1522	97.0	0.55	3)
<i>Fragilaria construens</i>	-	-	○	163	20.0	0.34	5)
<i>Fragilaria crotonensis</i>	○	○	○	358	34.9	0.34	5)
<i>Fragilaria</i> sp.	-	○	○	196	22.8	0.34	5)
<i>Gomphonema parvulum</i>	-	-	○	218	24.5	0.15	1)
<i>Gomphonema</i> sp.	-	○	○	600	50.3	0.29	3)
<i>Gomphonema</i> spp.	○	○	-	600	50.3	0.29	3)
<i>Hannaea arcus</i>	○	-	-	717	57.0	0.33	3)
<i>Melosira varians</i>	○	○	-	5207	231.5	1.24	1)
<i>Navicula gregaria</i>	-	-	○	230	25.5	0.16	1)
<i>Navicula pupula</i>	-	-	○	313	31.7	0.19	3)
<i>Navicula</i> sp.	-	○	○	313	31.7	0.19	3)
<i>Navicula</i> spp.	○	○	-	313	31.7	0.19	3)
<i>Nitzschia acicularis</i>	-	○	○	187	22.0	0.14	1)
<i>Nitzschia dissipata</i>	-	○	○	258	27.6	0.17	1)
<i>Nitzschia holsatica</i>	-	-	○	560	47.9	0.28	3)
<i>Nitzschia linearis</i>	-	○	○	2890	152.7	0.84	2)
<i>Nitzschia palea</i>	-	○	○	281	29.4	0.18	1)
<i>Nitzschia</i> sp.	-	○	○	560	47.9	0.28	3)
<i>Nitzschia</i> spp.	○	○	-	560	47.9	0.28	3)
<i>Pinnularia gibba</i>	○	-	-	6775	278.9	1.48	3)
<i>Pinnularia</i> sp.	-	○	○	4027	193.1	1.05	3)
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	○	○	○	510	44.8	0.26	1)
<i>Rhopalodia gibbs</i>	○	-	-	1326	88.0	0.50	3)
<i>Skeletonema</i> sp.	-	-	○	65	10.5	0.07	3)
<i>Stephanodiscus</i> sp.	-	-	○	3838	186.6	0.99	5)
<i>Surirella</i> sp.	○	-	○	4236	200.1	1.08	3)
<i>Synedra acus</i>	○	○	○	1420	92.4	0.63	5)
<i>Synedra rumpens</i>	-	-	○	119	16.0	0.07	1)
<i>Synedra ulna</i>	○	○	○	6196	261.8	0.94	1)
<i>Thalassiosiraceae</i>	-	-	○	468	42.1	0.25	3)

出現種を“○”、非出現種を“-”で示す。

* 体積の算定方法は以下の通り。

- 1) データベースの同種の値を引用
- 2) データベースの同種の値を平均
- 3) データベースの同属の値を平均
- 4) 既存文献の大きさから体積を推定
- 5) 文献値

ここで、 w_s calc : 計算沈降速度 (m/s) である。沈降速度算定にあたり形状抵抗係数 $\phi_r = 2$ と仮定した。珪藻類5種の実測沈降速度⁹⁾と上記方法で計算した沈降速度を比較したものを図3に示す。これによると細胞が大きい場合や、細胞の連なる数が多くなるほど予測値は過小評価となる傾向にある。同一種において細胞が小さい場合や群態で存在していない場合 (図中の○) について妥当性を評価すると決定係数は0.908であり、今回用いた沈降速度の推定方法は妥当であると考えられる。なお実測値のあるものについてはその値を利用することとした。

以上より採用した沈降速度の結果を表3に示す。

3. 結果

(1) 各水域のプランクトンの発生状況

各水域における珪藻の出現種を表3に、各水域のプランクトンの2009年の発生状況を図4に示す。

江川ダムでは51種の植物プランクトンが、そのうち表層において珪藻は28種が確認された。また6-7月にかけは珪藻類の優占 (6月12日の優占種は *Cyclotella* sp.、7月22日の優占種は *Achnanthes* sp.) が確認されたが、8月以降は藍藻類の優占 (8月6日、22日の優占種は *Anabaena* sp.) が確認された。

寺内ダムでは54種の植物プランクトンが、そのうち表層において珪藻は44種が確認された。夏季の珪藻の優占 (5月の優占種は *Fragilaria crotonensis*、7月の優占種は *Cyclotella* sp.) と冬季の珪藻の優占 (10月の優占種は *Aulacoseira granulata*、11,12月の優占種は *Aulacoseira distans*) が確認された。

筑後大堰では75種の植物プランクトンが、そのうち表層において珪藻は44種が確認された。4-6月に珪藻の優占が確認され、いずれの月も *Skeletonema* sp. が、次いで *Cyclotella* sp. が優占していた。

(2) 各水域の珪藻細胞の沈降フラックス

2009年の各水域の珪藻細胞の沈降フラックスを図5に示す。図4中において7月に江川ダムの珪藻細胞数が寺内ダムと比較して約4倍程度多かったが、図5の沈降フラックスについてみると両ダムは同程度であることがわかる。筑後大堰についてみると、細胞数は江川ダム・寺内ダムに比較して1オーダー大きく (図4)、それに対応して珪藻細胞の沈降フラックスについても1オーダー大きい算定結果となった。

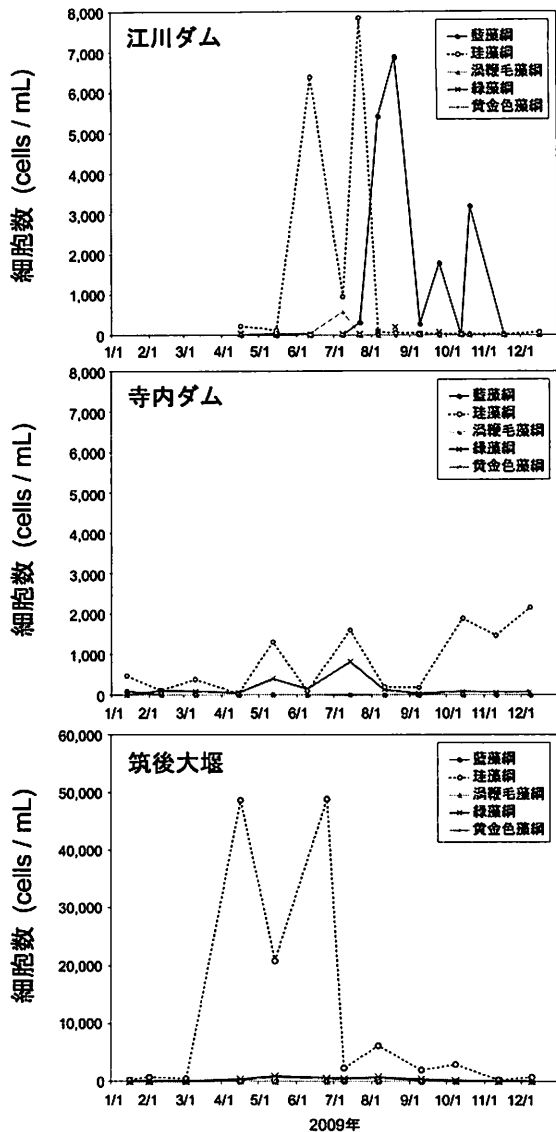


図4 各水域の植物プランクトン細胞数

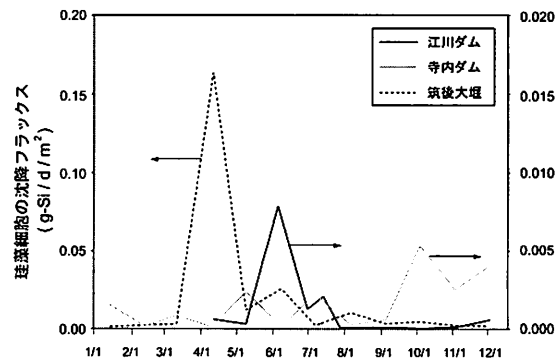


図5 各水域における珪藻細胞の沈降フラックスの経日変化

4. 考察

(1) 珪藻細胞の沈降フラックスの影響因子について

江川ダムでは7月の珪藻細胞が寺内ダムよりも4倍程度多いにもかかわらず、珪藻細胞の沈降フラックスでみると寺内ダムと同程度であった。また寺内ダムについてみると夏季の珪藻の優占と冬季の珪藻の優占が見られるが、その珪藻細胞の沈降フラックスは冬季の方が多くなっていた。この要因について考察するため、各水域における珪藻種の優先状況、及び算定に用いた値についてまとめたものを表4に示す。このように珪藻細胞の沈降フラックスの差異の原因として珪藻種のケイ素含有量や沈降速度の差が影響していると考えられ、単に細胞数でフラックスを論じることができないことを示している。さらに前述のように沈降速度は珪藻群体の形態によって大きく変化するので、沈降速度を正確に算定するためにも、珪藻がどのような形態で確認されたかについての情報が今後必要となる。

内部生産は滞留時間と関係があるとの報告もある。国内での調査事例として三河湾に流入する一級河川矢作川の明治用水頭首工においては、11月から5月にかけての水温約15℃以下の低水温期で、滞留時間の低下したときに珪藻*Asterionella formosa*が増加する結果となっている¹⁰。今回の結果では、寺内ダムにおいて9-12月に珪藻細胞の沈降フラックスが多くなっているが、水温が15℃以下となるのは12月から4月であった。江川ダムについては5-7月（水温20.0-25.3℃）に、筑後大堰については3-6月（水温11.3-22.0℃）といった比較的高水温時に珪藻細胞の沈降フラックスが増加していることから、滞留時間の低下時に珪藻細胞の沈降フラックスが増加するとは限らないことがわかる。前述のように珪藻細胞の沈降フラックスについては、水域内の珪藻の種類とその沈降速度等の珪藻種の個別のパラメータと、いずれの停滞水域にも見られるような珪藻種間の変遷のみならず、寺内ダム

にみられるような珪藻から藍藻への優占種の変化のような異なる網間の優占種の変遷も関与していると考えられる。

これらの珪藻細胞の沈降フラックスを正確に把握するためには、特に優占種について個別のパラメータを集積すること、優占種の変遷の状況を明らかにすることが重要である。

(2) 筑後大堰における珪藻細胞の沈降フラックス増大について

各水域のプランクトンをみると筑後大堰で珪藻細胞の沈降フラックスが多くなっていた。このような差異が生じた原因について考察する。図5によると珪藻細胞の沈降フラックスの最大値は、筑後大堰において江川ダムの約21倍、寺内ダムの約31倍大きくなっていた。

筑後大堰で珪藻細胞の沈降フラックスの多い初夏の優占種は*Skeletonema sp.*と*Cyclotella sp.*であり、表4によれば、これらの沈降速度はそれぞれ0.07、0.27m/dであり、沈降速度としては小さい種と考えられる。ただしその細胞数が他の水域に比較して1オーダー大きい珪藻細胞の沈降フラックスに反映されている。さらに表5に示すように、同日において、これらの種に比較して細胞数としては少ないが、ケイ素含有量が多く沈降速度の大きい*Stephanodiscus sp.*が存在していたため、積算の珪藻細胞の沈降フラックスが増大していた。*Stephanodiscus sp.*は細胞数でみると全細胞数の15%を占めているに過ぎないが、珪藻細胞の沈降フラックスでみると全体の85%を占めていた。このように筑後大堰では珪藻増殖が活発であると考えられる。植物プランクトンの成長制限要因としては水温・日射量・栄養塩があるが、日射量については江川ダム・寺内ダムとの距離が30km程度（図1）であることから大きな差がないと考えられるので、ここでは水温・栄養塩についてみえる。停滞水域の水温、流入地点の栄養塩濃度を表6に示す。各水域の温度については、特

表4 各水域の珪藻の優占状態とその種のケイ素含有量及び計算沈降速度

水域	調査年月日	珪藻種	細胞数 (cells/ml)	Si含有量 $\times 10^{-6}$ ($\mu\text{g}/\text{cell}$)	w_s (m/d)
江川ダム	2009/ 6/12	<i>Cyclotella sp.</i>	6,360	45.3	0.27
	2009/ 7/22	<i>Achnanthes sp.</i>	7,728	20.3	0.12
寺内ダム	2009/ 5/12	<i>Fragilaria crotonensis</i>	1,100	34.9	0.34
	2009/ 7/14	<i>Cyclotella sp.</i>	1,500	45.3	0.27
	2009/10/14	<i>Aulacoseira granulata</i>	1,200	57.3	0.64
	2009/11/10	<i>Aulacoseira distans</i>	1,300	23.6	0.64
	2009/12/ 8	<i>Aulacoseira distans</i>	1,700	23.6	0.64
筑後大堰	2009/ 4/16	<i>Skeletonema sp.</i>	27,389	10.5	0.07
		<i>Cyclotella sp.</i>	12,096	45.3	0.27
	2009/ 5/14	<i>Skeletonema sp.</i>	15,840	10.5	0.07
		<i>Cyclotella sp.</i>	2,448	45.3	0.27
	2009/ 6/ 6	<i>Skeletonema sp.</i>	38,736	10.5	0.07
		<i>Cyclotella sp.</i>	6,883	45.3	0.27

に大きな違いは見られなかった。また流入河川の栄養塩濃度について比較すると、TNについては大きな違いがなかったが、TPについては筑後大堰は江川ダムの5.6倍、寺内ダムの3.0倍であった。またDSiについては筑後大堰では2倍程度DSi濃度が高かった。このことより、筑後大堰では流入水のDSi濃度が高いことが要因となり停滞水

域において珪藻の増殖にとって有利な環境下で珪藻が活発化し、その結果珪藻細胞の沈降フラックスも増大していることが考えられる。

ここで流入DSi負荷量に対してどの程度の珪藻細胞の沈降量があるかを見積もった。流入DSi負荷量については、筑後大堰湛水域（筑後大堰より上流約2.5km）に位

表5 2009年4月16日の筑後大堰における珪藻細胞沈降量

珪藻種	細胞数 (cells/ml)	Si含有量 $\times 10^{-6}$ ($\mu\text{g}/\text{cell}$)	w_s (m/d)	珪藻細胞沈降量 (kg-Si/d)
<i>Cyclotella</i> sp.	12,096 (25%)	45.3	0.27	20.12 (9%)
<i>Skeletonema</i> sp.	27,389 (56%)	10.5	0.07	2.74 (1%)
<i>Stephanodiscus</i> sp.	7,488 (15%)	186.6	0.99	188.13 (85%)
その他	1,686 (3%)	—	—	11.44 (5%)
	48,659 (100%)			222.43 (100%)

表6 各停滞水域の水温と流入地点における栄養塩濃度

	平均水温(°C)	流入地点	平均TN (mg/L)	平均TP (mg/L)	DSi (mg/L)**
江川ダム	19.7* (11.0 - 29.0)	流入河川地点	0.964 (0.780 - 1.35)	0.014 (0.005 - 0.033)	6.12
寺内ダム	16.9 (8.9 - 23)	西原	1.155 (0.807 - 1.90)	0.025 (0.015 - 0.033)	5.82
筑後大堰	17.3 (7.3 - 28)	堰直上流	1.194 (0.630 - 1.49)	0.076 (0.046 - 0.144)	12.6

出典は水温、TN、TPについては前述のとおり。括弧内は範囲。

* 4-12月のデータ。

** 著者らの調査結果。

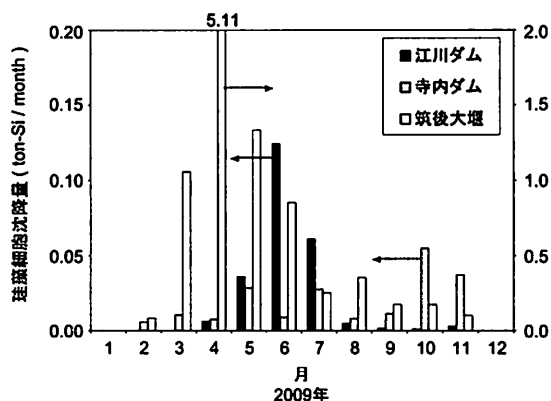


図6 各水域における単位面積当たりの珪藻細胞の沈降量

表7 2009年の筑後大堰におけるDSi流入負荷量と珪藻細胞沈降量との比較

	DSi流入量 (ton-Si/month) a	珪藻細胞沈降量 (ton-Si/month) b	b/a (%)
1月	1,960	—	—
2月	2,730	0.1	<0.01
3月	3,190	1.1	0.03
4月	2,320	5.1	0.22
5月	2,130	1.3	0.06
6月	4,530	0.9	0.02
7月	13,100	0.3	<0.01
8月	4,120	0.4	<0.01
9月	2,190	0.2	<0.01
10月	2,490	0.2	<0.01
11月	2,040	0.1	<0.01
12月	1,850	—	—

“—”はデータ不足のため算出していないことを示す。

置する環境基準点 瀬の下における水質データ¹¹⁾を用いDSiのL-Q式を作成して、2009年の各月の沈降量と比較した。結果を表7に示す。これによると筑後大堰において流入量に対する沈降量の割合は小さく、最も沈降量の多い2009年4月であっても0.2%未満と見積もられた。このように、また筑後大堰においては、流入するDSi負荷量に比較し珪藻細胞の沈降にともなうシリカシンの影響は小さいと考えられる。

ただし、今回の珪藻細胞の沈降量は、珪藻プランクトンの沈降のみに着目して算定している。実際のDSiのトラップ量を算定するには、これに加えて水域の底層に繁殖する珪藻プランクトンによるDSiのトラップについても考慮する必要がある。ダムについては有光層以上の水深があるためその作用は無視できると考えられるが、筑後大堰等の水深の小さい水域ではその作用は無視できないと考えられる。これについては今後の課題としたい。

5. まとめ

本研究では、珪藻出現種データをもとに筑後川水系の3つの停滞水域において、珪藻増殖に伴う珪藻細胞の沈降フラックスを見積もった。

その結果、筑後川水系の3つの停滞水域、江川ダム、寺内ダム、筑後大堰において、珪藻出現種データを用い珪藻増殖に伴う珪藻細胞の沈降フラックスを見積もった。同水系にあるにも関わらず各水域において珪藻トラップの状況は異なり、江川ダム、筑後大堰のように初夏から夏季に沈降フラックスが増える場合と、寺内ダムのように冬季に沈降フラックスが増える場合とが確認された。また沈降フラックスは筑後大堰が他のダムに比較して最も多かった。その原因として流入河川中の、TP、DSi濃度が高く、珪藻増殖にとって有利な環境にあることがその一因であると考えられた。また筑後大堰においては、流入するDSi負荷量に比較し珪藻細胞の沈降にともなうシリカトラップの影響は小さかった。

謝辞：本研究に際し、データを提供いただいた（独）水資源機構朝倉総合事業所寺内ダム管理所、また有益なご助言を頂いた北九州市立大学 楠田哲也教授、佐賀大学 古賀憲一教授に深く感謝いたします。また本研究は、H23 年度環境省環境研究総合推進費（B-1001）により実施されたものであり、ここに謝意をあらわします。

参考文献

- 1) 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，Vol. 26, No.10, pp. 621-625, 2006.
- 2) Humborg C, Ittekkot V, Cociasu A, Bodungen Bv: Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 386, pp.385-388, 1997.
- 3) 独立行政法人水資源機構：平成 21 年水質年報，独立行政法人水資源機構環境室，2010.
- 4) 独立行政法人水資源機構両筑平野用水総合事務所：江川ダムデータ集，
http://www.water.go.jp/chikugo/tyochiku/html/dam_data/pdf/suishitu_h18-h21.pdf
- 5) 日本規格協会：JISハンドブック 53 環境測定Ⅱ 水質，日本規格協会，東京，2008
- 6) 国土交通省水文水質データベース：<http://www1.river.go.jp/>
- 7) 松梨順三郎：環境流体汚染，森北出版，1993.
- 8) The Academy of Natural Sciences: Algal Biovolumes for USGS NAWQA samples, <http://diatom.acnatsci.org/nawqa/2001biovol.asp>
- 9) Reynolds C.: Ecology of Phytoplankton, Cambridge university press, 2006.
- 10) 児玉真史，田中勝久，澤田知希，都築基，山本有司，柳澤豊重：矢作川下流における DSi:DIN 比の変動要因，水環境学会誌，Vol. 29, No.2, pp. 93-99, 2006.
- 11) 国土交通省九州地方整備局河川部、九州の川づくり：<http://www.qsr.mlit.go.jp/n-kawa/>

(2011.5.30受付)

Estimation of Deposition Fluxes of Diatom Cells in Stagnant Water Areas of Chikugo River System

Hiroshi KUMAGAI¹, Yoshito TANAKA¹, Yuko ISHIBASHI¹ and Hiroshi Matsuo¹

¹ Fukuoka Institute of Health and Environmental Sciences

It has been suggested that an increase of the stagnant water areas in a terrestrial area decreases the amount of dissolved silicate (DSi) load in the coastal area and causes a change in the dominant phytoplankton species there. In this study, seasonal changes of deposition fluxes of diatom cells at three stagnant water

areas such as Egawa dam, Terauchi dam, and Chikugo ozeki weir on the Chikugo river system were estimated using diatom data observed in 2009 and a diatom cell volume database. Although these areas are located along the same river system, each area has distinct characteristics with regard to seasonal changes in deposition fluxes of diatom cells and the total amounts detected by the traps. Fluxes in Egawa dam and Chikugo ozeki weir both showed increases in early summer season, whereas that in Terauchi dam increased in the winter season. In addition, the maximum flux in Chikugo ozeki weir was respectively about 21 and 31 times larger than the amounts found in Egawa and Terauchi dam. This difference can be attributed to the higher DSI and TP concentrations in the inflows to Chikugo ozeki weir compared to those in the other water areas.