

もみ殻からのケイ素の溶出特性と ため池の植物プランクトン種構成変化の実証実験

SILICON ELUTION FROM RICE HULL AND ITS EFFECT ON CHANGES OF SPECIES COMPOSITION OF PHYTOPLANKTON IN PONDS

石塚正秀¹・平田和也²・長谷川修一³・山中稔¹

Masahide ISHIZUKA, Kazuya HIRATA, Syuichi HASEGAWA and Minoru YAMANAKA

¹正会員 博(工) 香川大学准教授 工学部安全システム建設工学科 (〒761-0396 高松市林町2217番20)

²学生会員 香川大学大学院 工学研究科安全システム建設工学専攻 (〒761-0396 高松市林町2217番20)

³正会員 博(理) 香川大学教授 工学部安全システム建設工学科 (〒761-0396 高松市林町2217番20)

There are many ponds in Kagawa Prefecture and the stored water has been used for rice farming since ancient times. Recently, the water quality of ponds is getting worse due to inflow of wasted waters from households and fertilization. In this study, we try to control the composition of phytoplankton from harmful blue-green alga to diatom in the eutrophied pond using rice hull those are treated as wastes. The experiments of elution from rice hull show that silicon concentration increases and depends on pH conditions: the elution rate for 21 days was 0.08 mg/g/day (pH=9), 0.39 (pH=10), 2.39 (pH=11). In situ experiment assumes that the appearance of water bloom of blue-green alga (*Microcystis aeruginosa*) delayed three month in a small pond where the rice hull is supplied. However, many uncertainties still remain and we need more data to clarify the effect of rice hull on the composition change of phytoplankton.

Key Words : *Silicon, rice hull, diatom, pond, water bloom*

1. はじめに

香川県は県土面積に占める平野部の割合が多く、古来より稲作が盛んであり、かつ渇水県であることから農業用水を確保するためにため池が数多く造られた(約1万4千個:全国第3位)。しかし、近年は、水田面積の減少やため池管理者の高齢化に伴うため池の管理放棄、また、ため池への生活排水の流入により、ため池の水質悪化が進み、とくに、アオコの発生が問題となっている。

一方、環境保全の観点から資源の有効利用が求められており、とくに、地域の資源が重要である。本研究では、稲作の盛んな香川県におけるもみ殻の利用について考えた。もみ殻は、稲の種子の最も外側にある皮であるが、脱穀・もみ摺り後は廃棄物として処理されることが多く、日本での生産量は年間約200万トンである¹⁾。もみ殻が利用される場合は、一般には有機資材として、堆肥、燐炭、畜産飼料に利用され、一部は工業用資材としても利用されている。最近では、経済産業省²⁾や農林水産省³⁾が中心となり、もみ殻を使ったバイオ燃料としての利用の実用化に向けた試みが行われている。しかし、もみ殻に多く含まれるケイ素を活かした再利用とい

う点では、もみ殻を十分に有効活用しているとは言えず、より効果的な利用の推進が期待されている⁴⁾。

水中のケイ素と植物プランクトン種構成との関係については、海域で詳しく調べられており、ケイ素濃度が減少すると栄養塩としてケイ素を必要とする珪藻プランクトンの増殖が抑制されるという因果関係が明らかとなっている^{5)・6)・7)}。河川については、観測データが少ないが、現在の紀ノ川のケイ素濃度が減少していること⁸⁾や紀ノ川大堰において夏季の珪藻プランクトン増加とケイ素濃度減少の関係が示されている⁹⁾。

ため池や貯水池におけるアオコを構成しているのは主に藍藻プランクトンであることから、本研究では、珪藻プランクトンを増やして、藍藻プランクトンが増加しにくい環境を作ること考えた。そのために、ケイ素溶出材料として、もみ殻に着目し、その溶出特性を調べて、ケイ素濃度とため池の植物プランクトン種構成変化との関係を調べた。

2. 実験方法

(1) 蒸留水を用いたケイ素の溶出実験(ケース1・2)

a) 実験の条件

表-1 質量を変化させた実験条件（ケース1）

水槽番号	溶出試料	質量(g)	基準水	pH調整
1	もみ殻	5	蒸留水	無
2	もみ殻	10	蒸留水	無
3	なし	—	蒸留水	無

表-2 pHを変化させた実験条件（ケース2）

水槽番号	溶出試料	質量(g)	基準水	pH調整
1	もみ殻	5	蒸留水	9
2	もみ殻	5	蒸留水	10
3	もみ殻	5	蒸留水	11

蒸留水を満たした水槽（塩化ビニール製：内径19 cm×15 cm×高さ15 cm）に、もみ殻を入れて、つぎの二つの条件でケイ素の溶出実験を室内で行った。ケース1では、水槽内の水のpHを調整せずにもみ殻の乾燥質量5gと10gに変化させた（表-1）。ケース2では、もみ殻を5gと一定にして、pHを9, 10, 11に変化させた（表-2）。ケイ素はpHがアルカリ性になるにしたがい溶出量が多くなることが知られており¹⁰⁾、夏季のため池水は光合成により弱アルカリ性になることから、実際のため池へのもみ殻の適用を考えて、pHをアルカリ側に变化させる実験を行った。

水槽の初期水量は3リットルとし、電子天秤で計測したもみ殻を入れたステンレス製の円形シャーレを水槽内に静かに沈めた。その際、試料が水中で浮遊しないように、ガーゼでシャーレ全体を包んだ。実験期間中は、スターラを用いてゆるやかに攪拌させた。始めの一週間は毎日採水を行い、その後は、2～4日間隔で採水を行った。pH調整は採水日毎に行った。溶出期間は、ケース1では45日間、ケース2では28日間とした。

b) 分析項目

ケイ素、リン酸イオンは分光光度計（HACH社製、DR/2020）を用いて分析した。また、携帯型のpH・EC計（東亜ディーケーケー(株)、WM-22EP）を用いて、pH、EC、水温を測定した。また、蒸発やpH調整、採水により水槽内の水量変化が生じるため、水槽の水深を採水前後に計測した。

c) pHの調整

pHの調整は、水酸化ナトリウム溶液(5 mol/l)を滴下して行った。水酸化ナトリウム溶液の量x(ml)は、以下の式を用いて求めた。

$$x = V / (C / [\text{OH}^-]) \times 1000$$

ここで、Vは水の体積（=3L）、Cは水酸化ナトリウム試薬の濃度（=5 mol/l）、 $[\text{OH}^-]$ はpH=9のとき 10^{-5} 、pH=10のとき 10^{-4} 、pH=11のとき 10^{-3} である。滴下する量が極端に少ない場合は、水酸化ナトリウム溶液を希釈し、正確にpH調整できる量に濃度を調整した。

(2) ため池水を用いたケイ素の溶出実験（ケース3）

a) 実験の条件



図-1 ため池と実験場所（ケース3）の位置



図-2 ため池水を用いた溶出実験の様子（ケース3）
（左から順に、水槽1～5）

表-3 ため池水を用いた屋外での実験条件（ケース3）

水槽番号	溶出試料	質量(g)	基準水	pH調整
1	もみ殻	9.52	羽子池	無
2	もみ殻	9.52	長池	無
3	なし	—	羽子池	無
4	なし	—	長池	無
5	なし	—	蒸留水	無

アオコが発生している夏季のため池（羽子(はね)池・長池：高松市牟礼町，図-1参照）の表層水を2007年8月31日に採水し、水槽（硝子製：内径19 cm×15 cm×高さ25.5 cm）に移して、実際のため池水中に浸漬したもみ殻からのケイ素溶出特性を調べた（ケース3）。自然状態を模擬するために水槽を屋外の花壇内に設置した（図-2）。設置場所は香川大学工学部（高松市林町）事務棟屋上（3階）である。なお、花壇の地熱により水温が気温と比べて異常に上昇するのを防ぐために、水槽の下に木を渡して隙間を作った。

本実験では表-3に示すように、もみ殻を入れた水槽1・2と入れていない水槽3・4・5を用意し、3週間の水質変化を調べた。水槽の初期水量は6リットル、もみ殻の乾燥重量は9.52 gとした。降雨や蒸発、採水により水槽内の水量が変化するため、採水前後の水深を測定した。

b) 分析項目

携帯型pH・EC計（D-54；HORIBA社製）を用いて水温、pH、ECを直接測定し、室内において、ケイ素、全リン、リン酸イオン（DR/2010；HACH社製）、クロロフィルa（分光光度計V-550DS；日本分光社製）を分析した。また、もみ殻を入れた水槽については、実験の開

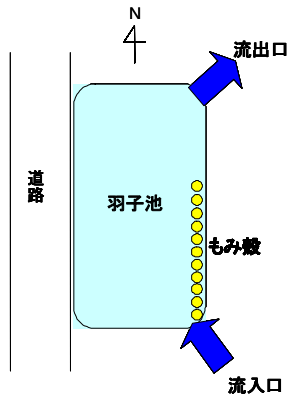


図-3 もみ殻の設置場所（羽子池）

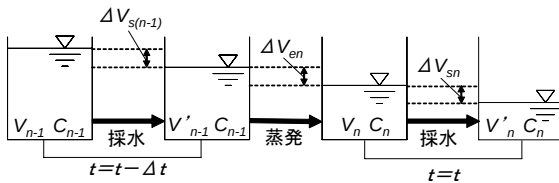


図-4 採水と蒸発による水量変化の模式図

始5日後と最後に動植物プランクトンの検鏡を行った。

(3) ため池における実証実験

a) 実験の条件

2007年5月14日にもみ殻（29.84 kg）を羽子池に投入し、実証実験を行った。もみ殻は、ナイロン製の袋に小分けして、図-3に示すように、流入口から流下方向にブロックを垂として計11袋を沈めた。一方、もみ殻の効果を検討するために、近くの長池において採水を行った。調査は2007年3月～2008年1月に月1～3回の頻度で行った。

b) ため池の概要

羽子池は、面積1000m²、容積1400m³、水深1.4mであり、長池は、面積1350m²、容積2000m³、水深1.6mである¹⁰⁾。長池は羽子池と比較して若干大きい、いずれも規模は小さい。両池ともに、上流の農地や住宅から用水路を通じて雨水などが流入する。両池は約100mと隣接しており、周辺環境はほぼ同じと考えられる。

c) 分析項目

現地では、水温、pH、EC、透視度、および多項目水質の鉛直分布（AAQ1183-H；アレック電子(株)社製）を測定した。SSやケイ素・リン酸イオンなどの栄養塩、植物プランクトンは室内で分析した。

3. ケイ素の溶出実験

(1) 濃度の補正方法

溶出実験では、図-4に示すように水の蒸発や採水、pH調整により水槽内の水量が変化する。その際、蒸発やpH調整により、濃度が変化する。そこで、これらの影響を補正する式をつぎのように考えた。なお、系外か

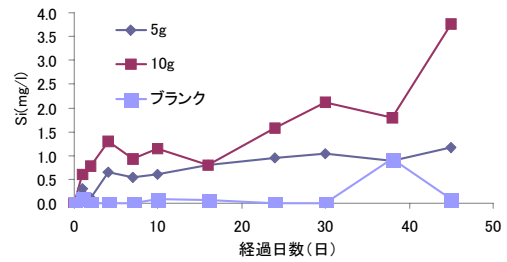


図-5 ケイ素濃度の時間変化（ケース1）

らのケイ素およびリンの供給は無いとする。

$$C_n^* = \frac{I}{V_0} \left(C_n V_n + \sum_{i=1}^{n-1} C_i \Delta V_{si} \right) \quad (1)$$

ここで、 C_n^* は補正後の濃度(mg/l)、 V_0 は初期水量(l)、 C_n は補正前の濃度(mg/l)、 V_n は採水前の溶液の体積(l)、 ΔV_{sn} は採水による損失水量 (= $V_n - V'_{n-1}$) (l)、 ΔV_{en} は蒸発による損失水量(l)である。ここで、第1項はn回目の採水時に水槽内に存在するケイ素量、第2項はn-1回の採水により系外に出されたケイ素量を表す。

(2) 溶出速度の計算方法

もみ殻からのケイ素溶出量を知ることは、ため池におけるケイ素収支を考える上で重要である。また、試料の質量や初期水量によって濃度が違ってくるため、本研究では、単位時間・試料の単位質量あたりに溶出したケイ素の質量を溶出速度 u と定義して、以下の式より算定した。単位は、mg/g/dayとする。ここでは、図-4で示した水槽水の体積変化を考慮した。つまり、n-1回目の採水時からn回目までの期間 Δt の溶出速度 u_n は以下の通りである

$$u_n = \frac{m_n}{m_o \Delta t}, \quad (2)$$

$$m_n = C_n V_n - C_{n-1} V'_{n-1}. \quad (3)$$

ここで、 m_n は期間 Δt におけるケイ素溶出量(mg)、 m_o は溶質の初期投入量(g)、 Δt は採水間隔(day)、 C_n はn回目の採水時における溶液濃度(mg/l)、 C_{n-1} はn-1回目の採水時における溶液濃度(mg/l)、 V_n はn回目の採水前における溶液の体積(l)、 V'_{n-1} はn-1回目の採水後における溶液の体積(l)を表す。

(3) ケイ素の溶出特性（ケース1）

図-5にケース1におけるケイ素濃度の時間変化を示す。以下すべて、濃度は式(1)で示した補正後の値を示す。この結果から、もみ殻からケイ素が溶出することが確認された。当然ながら、試料の量が多いと溶出量も多い（ここでは2倍）という結果が得られた。なお、この時のpHは7～8、水温は18～23℃であった。また、リンの溶出も確認された。

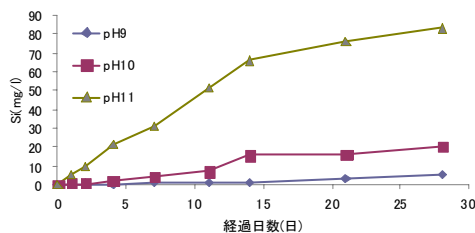


図-6 ケイ素濃度の時間変化(ケース2)

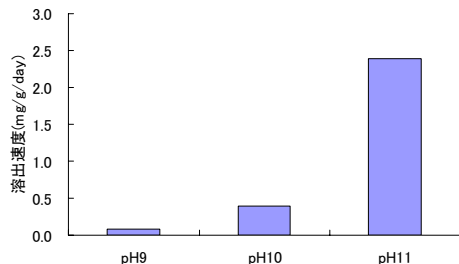


図-7 ケイ素の平均溶出速度(ケース2)

(4) 溶出特性のpH依存性(ケース2)

ケース2においてもケース1と同様にケイ素濃度が時間とともに増加する結果が得られた(図-6)。また、pHが高くなるほど、ケイ素濃度が高くなる結果が得られた。とくに、pH=11の条件下では、ケイ素濃度が非常に高くなった。以上より、もみ殻のケイ素溶出特性にはpH依存性があり、その依存性はpH=10と11とでは大きく異なることが明らかとなった。一方、リン酸イオンについては、明瞭なpH依存性はみられなかった。なお、この時の水温は18~24℃であった。

(5) ケイ素とリン酸イオンの溶出速度(ケース2)

図-7に、ケース2におけるケイ素の平均溶出速度(実験開始から21日間)を示す。ケイ素溶出量はpHに依存しており、溶出速度はpH=9のとき0.08 mg/g/day、pH=10のとき0.39、pH=11のとき2.39であった。なお、ケース1の平均溶出速度(24日間)は、0.04 mg/g/dayであり、pHが7~8と低い条件であったことを考えると、妥当な結果といえる。ただし、いずれのケースも温度一定条件ではない点に注意を要する。

一方、リン酸イオンについてはpHの依存性はみられなかったため、水槽1~3を平均すると0.033 mg/g/dayとなった。なお、ケース1では0.035 mg/g/dayと同程度であり、この結果からも、pH依存性はないことがわかる。

(6) ため池水中のもみ殻からの溶出特性(ケース3)

先の二つの実験により、もみ殻からケイ素が溶出することが示されたことから、つぎに、実際のため池の水を使ったケース3の結果を示す(図-8)。もみ殻を入れた水槽1・2では、両池ともにケイ素濃度が大きく増加しており、実際のため池水にもみ殻を入れた場合でも、ケ

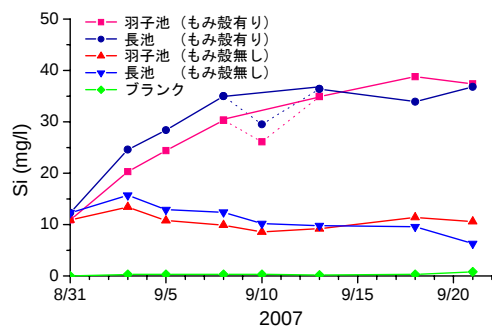


図-8 ため池水中のケイ素濃度の時間変化(ケース3)
(斜線部のデータは実験誤差と考えた。)

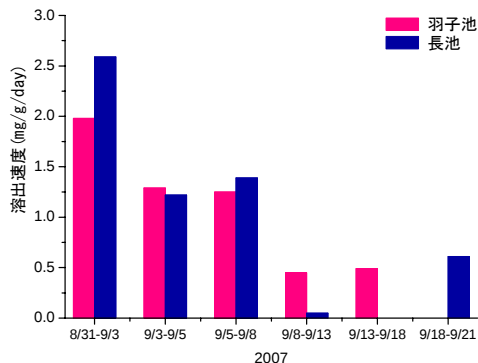


図-9 ため池水中のもみ殻からのケイ素溶出速度(ケース3)

イ素濃度が増加することが分かった。なお、実験期間中の水温は26~38℃、pHは9~10であった。

また、もみ殻を入れなかった水槽については、長池の水槽ではケイ素濃度が約半減したが、羽子池の水槽では、明瞭な減少傾向は確認されなかった。この違いの理由については、以下の原因が考えられる。2007年8月23日の現地調査では、長池は羽子池と比較して珪藻プランクトンが2倍多く存在しており、また、羽子池の水槽では実験終了時に動物プランクトン(*Lecane sp.*, *Brachionus sp.*など)の数が長池よりも多いことが確認できた。つまり、羽子池では、長池よりも珪藻プランクトン数が少ないことに加えて、動物プランクトンによる植物プランクトンの補食による影響が考えられる。

(7) ため池水を用いたケイ素の溶出速度(ケース3)

図-9にケース3におけるケイ素溶出速度の時間変化を示す。実験開始直後にケイ素溶出量が多く、時間と共に溶出量が減少することがわかった。つまり、ケイ素の溶出効果は時間変化し、もみ殻の浸漬直後にその効果が高いことがわかった。これは、両池ともにみられる同様の傾向である。

ケイ素の平均溶出速度(20日間)は、羽子池水で0.86 mg/g/day、長池水で0.92 mg/g/dayであった。この実験におけるpHは9~10であり、ケース2におけるpH=9とpH=10の結果(図-7)と比較すると大きい値となった。この理由としては、水温の違いが考えられる。つまり、

ケース2では水温が18～24℃、ケース3では26～38℃であり、ケース3の水温が高く、ケイ素がより溶出しやすい条件であったと考えられる。

4. ため池実証実験

(1) ケイ素濃度の季節変化

羽子池と長池のケイ素濃度の季節変化を図-10、図-11に示す。季節的な変化をみると、夏季に増加し、冬季に減少する傾向がある。同様の季節変化は2008年の調査においてもみられている。羽子池と長池の季節変化は似ているが、詳しくみると春と冬の変化が異なる。つまり、春季に、羽子池は長池よりもケイ素濃度が高く、また、冬季に、羽子池はケイ素濃度が早く低下している。ここで、冬季のため池はケイ素不足であることがわかる。

羽子池にもみ殻を投入した5月14日以降、ケイ素濃度はゆるやかに増加している。しかし、もみ殻を投入していない長池においてもケイ素濃度が増加しており、羽子池のケイ素濃度の増加がもみ殻による効果であるのかこの結果だけでは説明できない。

なお、ケイ素濃度が大きく減少した7月と9月後半～10月前半は、大雨によるため池水の希釈の影響が考えられる。この期間の降水量は、それぞれ、6月28日～7月20日に240 mm、9月19日～10月15日に85.5 mmであった。

(2) ケイ素濃度と珪藻プランクトンの関係

図-10より、羽子池では11月以降に珪藻プランクトンが急激に増加し、同時にケイ素濃度が激減した。長池でも12月後半に珪藻プランクトンが増加しており、緩やかなケイ素濃度の減少がみられる。ため池が閉鎖的であることを考えると、この事実は珪藻プランクトンによるケイ素の摂取によると考えられる。

羽子池は4月に珪藻プランクトンが少なく、ケイ素濃度が高いのに対して、長池は4月に珪藻プランクトンが多く、ケイ素濃度が低くなっている。4月以前の観測データはないが、2007年の冬季にケイ素濃度が低下していることから、3月のケイ素濃度はそのまま低いと考えられる。つまり、4月時点で長池では珪藻プランクトンが多く、羽子池では少ないというこの初期条件の違いが、4～6月のケイ素濃度の違いに表れていると考えることができる。さらに、5月と6月は両池共に珪藻プランクトンが少ないため、ケイ素の摂取は少ないと考えることができる。また、ここで示された長池のケイ素が増加しているという事実は、流入水のケイ素濃度がため池水よりも高いことを示唆している。実際に、2008年2～6月の羽子池においては、流入水のケイ素濃度が池水よりも高いことが分かっている。

羽子池では、4～6月にケイ素濃度がゆるやかに上昇しているが、珪藻プランクトンの減少によるケイ素摂取

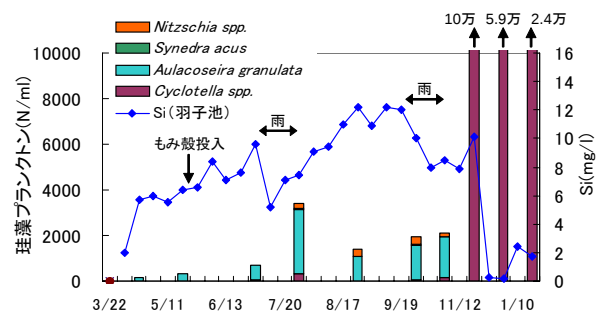


図-10 羽子池のケイ素濃度と珪藻プランクトン数の季節変化

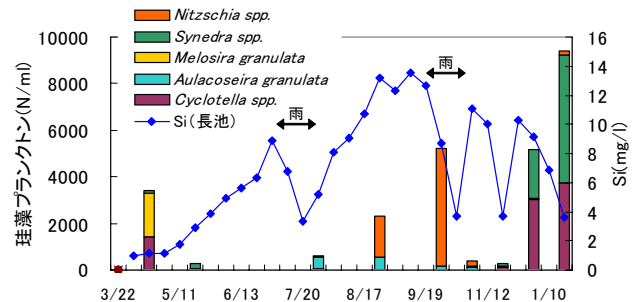


図-11 長池のケイ素濃度と珪藻プランクトン数の季節変化

量の減少と流入水からのケイ素供給の影響を、もみ殻からのケイ素溶出効果と分離することは難しい。

珪藻プランクトンを種類別にみると、羽子池では、4～10月は中温を好む小型の*Aulacoseira granulata*が優占しているが、12月以降は低温を好む小型の*Cyclotella spp.*が優占種となっている。また、長池では7月に*Aulacoseira granulata*、8～10月は中温を好む大型の*Nitzschia spp.*が優占している。11月以降は、羽子池と同じ*Cyclotella spp.*が増加しており、同時に大型の*synedra spp.*も増加している。長池は大型の珪藻プランクトンが多い特徴がある。水温と珪藻プランクトン種別との関係はみられたが、ケイ素濃度変化との関係はみられなかった。

(3) 植物プランクトンの種構成変化

図-12に示すように、長池では、5月以降に有毒藍藻プランクトンの*Microcystis aeruginosa*（以下、アオコ）が徐々に増加して、7月に優占種となり、8月に細胞数が最大、10月に群体数が最大となった（図-13）。9・11・12月は珪藻が優占種となった。一方、羽子池では、5～7月にかけて緑藻（*Scenedesmus* 科）から珪藻（*Aulacoseira granulata*）に優占割合が徐々に変化し、8月にアオコが大量発生して一気に優占種となった。その後、水温が下がるにつれて再び珪藻プランクトンが優占的になった。8月は両池共にアオコ状態であり、遊離細胞数でみると、いずれも14万N/mlと非常に多い。

アオコの発生時期を比較すると、長池では5月であるのに対して羽子池では8月であり、アオコの発生が3ヶ月遅かった。また、アオコの存在期間も羽子池では8～10

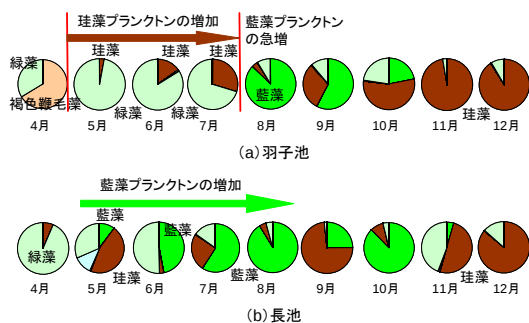


図-12 植物プランクトンの種構成の季節変化 (2007年)

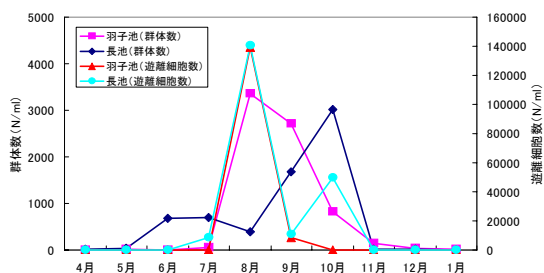


図-13 *Microcystis aeruginosa*の季節変化

月の3ヶ月間であったが、長池では6～10月の5ヶ月間とアオコが長期間発生していた。

5. まとめ

ケイ素の溶出実験により、もみ殻からケイ素が溶出することがわかった。その溶出速度は時間およびpHの依存性を有しており、時間経過とともに溶出速度が減少し、溶出速度はpHが高いほど大きく、21日間の平均溶出速度は、0.08 mg/g/day (pH=9), 0.39 mg/g/day (pH=10), 2.39 mg/g/day (pH=11) であった。ただし、もみ殻からはリンも溶出することが分かったため、栄養塩負荷としてはマイナス面を有することに注意が必要である。

冬季に珪藻プランクトンが増加し、ケイ素濃度が減少する結果が得られた。つまり、冬季のため池はケイ素不足である。

5月にもみ殻をため池に投入した実証実験では、もみ殻を供給しなかったため池と比較して5～7月にアオコの発生がみられなかった。つまり、もみ殻を入れることによってアオコの発生が3ヶ月遅いという結果が得られた。しかし、8月にはアオコが大量に発生した。また、もみ殻投入後にため池のケイ素濃度は上昇したが、もみ殻を入れていない池においても同時期にケイ素濃度が上昇した。ケイ素溶出の時間依存性を考えると、もみ殻を一回投入したことによるアオコ抑制の効果は一時的なものであると考えられる。そのため、今回の実証実験では、もみ殻投入の明確な効果については不明であり、つぎに示す課題を解決するなど、さらなる検討が必要である。

本研究を通して、多くの課題が明らかとなった。1) ため池流入水とため池水のケイ素濃度の関係、2) もみ殻を投入しなかった長池における初期ケイ素濃度の違いの原因、3) 夏季のため池水のケイ素濃度上昇の原因、4) ケイ素の溶出速度とため池容量ともみ殻投入量との関係、5) もみ殻からのケイ素溶出の温度特性、6) もみ殻からのケイ素とリンの溶出量のバランス関係、7) もみ殻の投入時期の検討、である。今後は、上記課題を明らかにして、ため池内でのケイ素収支を明らかにする予定である。この結果は、ケイ素供給による植物プランクトンの種構成管理への一つの可能性を示すものであり、水圏の水質改善に向けた廃棄物としてのもみ殻の有効利用にもつながると考えられる。

謝辞：本研究は、香川県と香川大学の連携融合事業（代表：白木渡）の補助を得ました。また、ため池調査には牟礼町の菜切自治会（代表：和気和人様）、実験・分析には香川大学工学部学生の小松拓氏、三好智哉氏の協力を得ました。ここに謝意を表します。

参考文献

- 1) 農林水産省：農林水産技術会議，
http://www.s.affrc.go.jp/docs/report/report18/no18_p9.htm
- 2) 経済産業省バイオ燃料技術革新協議会：バイオ燃料技術革新計画，30p，2008。
- 3) JA全農：イネを原料としたバイオエタノールの地域エネルギー循環モデルづくりについて、「販売」を軸とした米システムのあり方に関する検討会第6回資料，農林水産省，16p，2008。
- 4) 三宅肇・菊池憲次・岡谷卓司・平田穰・梅沢美明：籾殻粉砕技術を利用した環境適応型「籾殻/PVA複合材料」の開発，滋賀県東北部工業技術センター研究報告書，pp.11-15，2004。
- 5) 角皆静男：植物プランクトン組成を決定する第1因子としての溶存ケイ素，北大水産彙報，30(4)，pp.314-322，1979。
- 6) Ittekkot, V.: Hydrological Alterations and Marine Biogeochemistry: A Silicate Issue?, BioScience, 50(9), pp.776-782, 2000。
- 7) 原島省：シリカ欠損に関する地球環境問題－SCOPE，IGBP/LOICZ 共催ワークショップ開かれる一，地球環境研究センターニュース，10(7)，2000。
- 8) 石塚正秀・紺野雅代・井伊博行・平田健正：溶存ケイ素に着目した紀ノ川流域における水質特性，水工学論文集，第48巻，pp.1483-1488，2004。
- 9) 石塚正秀・寺本健士・紺野雅代・井伊博行・平田健正：紀ノ川下流の淡水域・汽水域における冬季から夏季の栄養塩・植物プランクトンの現地調査，水工学論文集，第49巻，第2号，pp.1519-1524，2005。
- 10) 勘米良亀齢・水谷伸治郎・鎮西清高編：地球表層の物質と環境，岩波講座地球科学5，岩波書店，p19，1974。
- 11) 環境省：湖沼等水質浄化技術分野，環境技術実証モデル事業平成18年度実証試験結果報告書，pp.38-43，2007。

(2008.9.30受付)