

R-138-'98

# 霞ヶ浦臨湖実験施設研究報告集 —12—

Research Reports on Limnological Studies  
at the Kasumigaura Water Research Station, NIES. Part 12

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

# 霞ヶ浦臨湖実験施設研究報告集 —12—

Research Reports on Limnological Studies  
at the Kasumigaura Water Research Station, NIES. Part 12

今井 章雄・松重 一夫編

Edited by Akio Imai and Kazuo Matsushige

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

## 序

霞ヶ浦臨湖実験施設は 1984 年 3 月に完成し、本年は 14 年目に当たる。この間、ほぼ毎年研究発表会を開催し、湖沼研究の最新の結果を発表すると同時に、湖沼を中心とする水環境に係る問題点の討議を行ってきた。現在、地球環境問題が脚光を浴びているが、最近注目されている環境ホルモン問題が啓示しているように、身近な環境の保全、良好な環境の創出が環境問題の原点である。そのことを肝に銘じ、湖沼研究の発展を期待したい。

国立環境研究所における湖沼研究は臨湖実験施設を拠点として行われており、充実した成果が得られている。本報告集は 1997 年度に臨湖実験施設に関連して実施された研究成果をまとめたものである。本報告集は 11 件の研究報告から成り、内湾海水域の生物活性および海水および湖水中溶存有機物の分画、湖沼藻類由来の凝集物質の特性、藻類による毒性物質の発生・存在量、湖沼底泥間隙水中の溶存有機物の動態、流域土地利用と地下水汚染の関係、河川と湖における農薬の動態、魚を用いたバイオマニピュレーション、といった多岐に渡るテーマに及んでいる。こうした研究成果を内外に公表することで湖沼研究全体のレベルが高まり、ひいては湖沼環境および水環境の向上に役立つことを希望してやまない。

1998 年 7 月

国立環境研究所地域環境研究グループ統括研究官  
森田 昌敏

# 目次

## I. 臨湖実験施設研究報告

1. DO, pH 連続測定による海水域の生物活性の測定  
伊計 稔・福島武彦・尾崎則篤・松重一夫 ..... 1
2. 内湾の溶存有機物の化学的分画に関する研究  
大岡克行・石橋敏昌・尾崎則篤・福島武彦・今井章雄 ..... 4
3. 生物膜法による藻類由来凝集阻害物質の除去特性  
稲森悠平・磯部公信・戒野棟一・杉浦則夫 ..... 8
4. *Microcystis* 属の多糖質特性に及ぼす窒素濃度の影響  
稲森修平・小池晃代・板山朋聡・岩見徳雄・戒野棟一 ..... 12
5. 富栄養化湖沼で発生するアオコの現存量と有毒物質 microcystin の現存量の実態調査  
稲森悠平・斎藤 猛・青山莞爾・杉浦則夫 ..... 16
6. 霞ヶ浦における有機性汚濁物質に関する研究  
相崎守弘・松重一夫・今井章雄・朴 済哲 ..... 20
7. 農耕地域での浅層地下水中の硝酸態窒素濃度と土地利用の関係  
三浦真吾・相崎守弘・松重一夫 ..... 28
8. 霞ヶ浦高浜入りと流入河川の恋瀬川における農薬の濃度変化特性  
井上 隆信・海老瀬潜一 ..... 33
9. ハクレンを用いたバイオ・マニピュレーションの可能性  
福島路生・高村典子・金 白虎・中川 恵・孫 麗偉・鄭 允文 ..... 37
10. 琵琶湖北湖湖水中の溶存有機物の分画  
今井章雄・福島武彦・松重一夫・金 庸桓 ..... 44
11. 水中溶存有機物分画成分のトリハロメタン生成能測定法  
松重一夫・今井章雄 ..... 47

## II. 資料

1. 霞ヶ浦臨湖実験施設取水塔水質モニター ..... 49
2. 平成9年度施設利用計画 ..... 54
3. 施設を利用した研究成果の一覧 ..... 55

# I . 臨湖実験施設研究報告

# D0, pH 連続測定による海水域の生物活性の測定

伊計 稔<sup>1</sup>・福島武彦<sup>1</sup>・尾崎則篤<sup>1</sup>・松重一夫<sup>2</sup>

(1 広島大学, 2 地域環境研究グループ)

## 1. 背景と目的

近年、水域の富栄養化が問題となっているが、その機構の詳細は、いまだ不明な点が多い。また、その定量的な評価には、水域での光合成量・呼吸量の測定が重要となる。

本研究では、D0 (溶存酸素), pH を連続的に測定する方法を用い、海域での光合成, 呼吸速度の推定を行い、水域の生物化学的な特性を定量的に評価することを目的とする。

## 2. 方法

広島県水産試験場 (広島県安芸郡音戸町) の棧橋に接したイクスにおいて、D0, pH 連続測定を行った。実験期間は 1997 年の 8 月から 1998 年の 1 月まで、1 シリーズ 4 日間として計 6 シリーズ行った。D0, pH 連続測定の手法として、Free Water 法と明暗箱法を用い、比較した。

Free Water 法には、YSI-6820 型 (以降, Zonde1) を用いた。明暗箱法には、YSI-600 型 (以降, Zonde2) を用いた。ともに、D0 にポーラログラフ型隔離膜 D0 センサー、pH にガラス複合電極、水温にサーミスター電極が一体となっている。

Free Water 法での測定には、Zonde1 を用い 5 分間隔で測定した。また、センサー部が、透明度の半分の水深になるよう、海中に直接吊るした (図内の表記は Free)。明暗箱は図 1 に示すようなもので、側部から Zonde2 が入り、箱内水の濃度を測定する。箱内水は、底面に取り付けたマグネティックスターラーによって、内部が攪拌され均一となる。明箱は透明、暗箱は不透明なプラスチックで出来ている。また、箱内の水はポンプによって、90 分間隔で外の海水と入れ替わるようにした (図内の表記は明, 暗)。

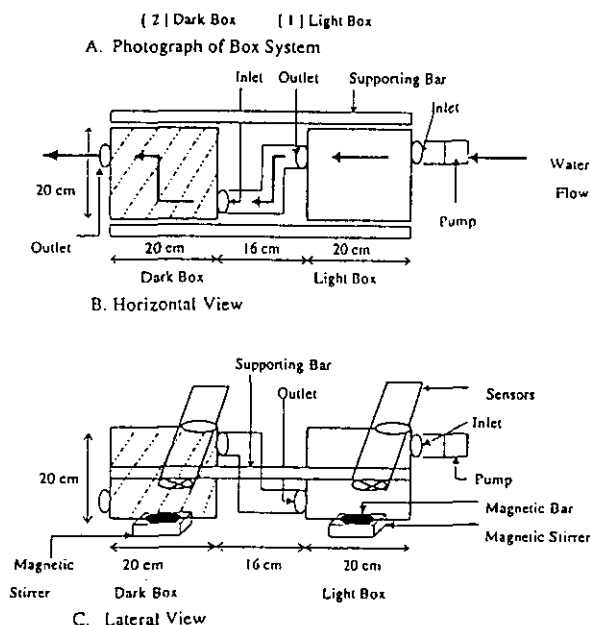
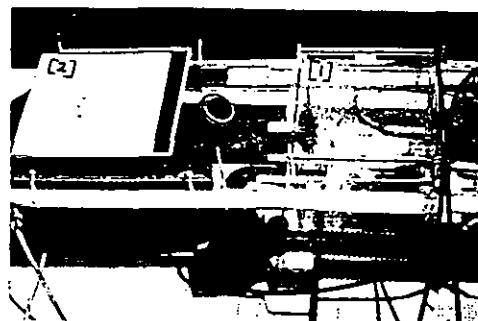


図 1 明暗箱

## 3. 結果と考察

### 3.1 データの処理方法

Free Water 法では、波や水塊移動の影響などにより測定値に短周期の変動が入る。その影響を取り除くために、5 分毎のデータから 3 時間の移動平均をとり平滑化した (図 2)。次に、8:00~16:00 を昼間とし、20:00~4:00 を夜間として区切り、D0 の変化速度 ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{hr}^{-1}$ ) を求めた。ここで、昼間、夜間と区切ったのは、日出、日没時の D0 の増減が、移動平均に含まれることを考慮したためであるが、この方法は、本来の変化速度を過小評価している可能性がある。

明暗箱法では、DO の 5 分毎の時間変化 (図3) からポンプが作動した時刻のデータを初点として区切った。その間隔を1つの区間として解析を行った。箱内外の海水の混合に伴い、初点にはノイズが混じるので、この点は区間内から除外した。データのばらつき、センサーの異常値検出、などによる誤差があるため、解析に用いる区間を回帰式と相関係数を用いて選別し、DO の変化速度 ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{hr}^{-1}$ ) を求めた (図4)。

図4から水中の DO を連続的に測定し、その変化から光合成量・呼吸量を測定できることが分かる。

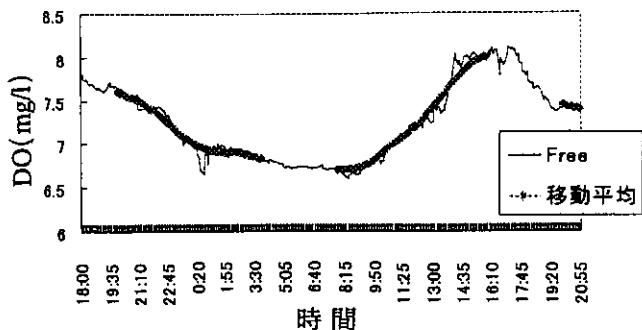


図2 Free Water 法でのデータ処理法  
(シリーズ2(1997, 9月), Free の DO)

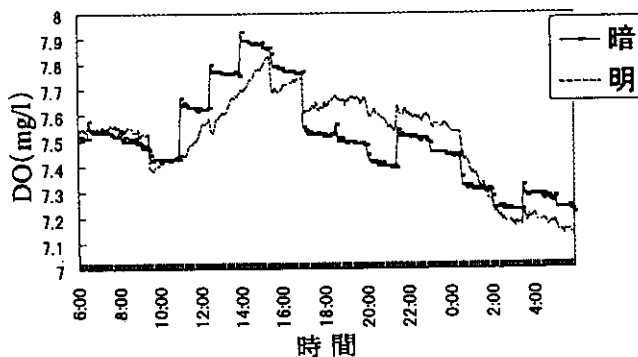


図3 明暗箱法でのデータ処理法  
(シリーズ3(1997,10月), 明・暗の DO)

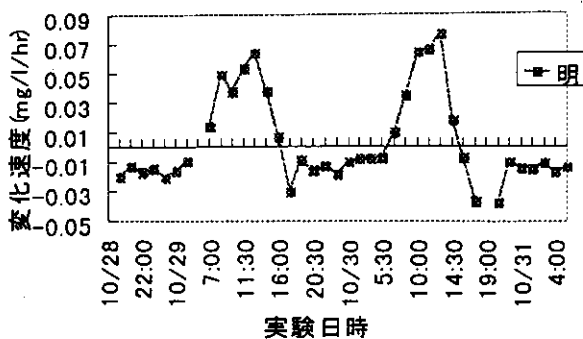


図4 明暗箱法による変化速度  
(シリーズ4(1997,10月), 明の DO)

### 3.2 光合成・呼吸量の推定

図5は、3.1で求めた変化速度を、日毎の昼間平均と夜間平均として表した。また、図6は各測定法で求めた光合成量、呼吸量を比較したものである。図5、6から以下のことがわかった。

光合成量は、Free Water 法と明暗箱法との差がなく、また、既往値<sup>1)</sup>に近い。

明暗箱法で求めた呼吸量は既往値<sup>1)</sup>に近い。しかし、Free Water 法で求めた呼吸量は、明暗箱法よりも高い。この差の原因としては、

- ①Free Water 法は、移動平均をとり変化速度を算出したこと、
  - ②明暗箱の壁面に付着する付着性藻類の存在、
  - ③Free Water 法では、呼吸量から大気との交換量を差し引いていないこと、
  - ④Free Water 法は、水域に存在する全生物(微生物や魚など)の呼吸量を測定していること、が考えられる。
- ①と②では Free Water 法<明暗箱法となるはずである。そこで、③の大気との交換フラックスを検討したが、その補正では、呼吸量の差を全て説明できない。このため、呼吸量の差は④の可能性が高いと予想される。実験水域がカキの養殖場であることから、養殖カキ、底泥などの影響があるものと推定される。

### 3.3 pHの検討

pH の変化量が微小であったことから、単位 pH 当たりの DIC (溶存無機炭素) の変化量を計算した (図7)。そこで、10月の広島湾の海水を仮定した。昼間での DO の変化率は、最大で約  $0.005 \text{ mmole}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{hr}^{-1}$  の DO の増加があり、MQ (光合成商) を 1.25 とすると、DIC が  $0.003 \text{ mmole}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{hr}^{-1}$  減少すると仮定できる。以上の条件で DIC の減少に対する pH の変化を見た。図7は、DIC を  $0.003 \text{ mmole}\cdot\text{l}^{-1}$  減少させたときの pH の変化量をみたグラフである。海水条件は、 $\text{pH} = 8$ 、アルカリ度 =  $2.0 \text{ mmole}\cdot\text{l}^{-1}$ 、Cl (塩素濃度) = 19.8%である。また、淡水条件は  $\text{pH} = 8$ 、アルカリ度 =  $1.0 \text{ mmole}\cdot\text{l}^{-1}$ 、Cl = 0%である。図7から、海水条件では DIC の減少に対する pH の上昇は、淡水条件に比べかなり小さいことが分かる。Cl 濃度が高い水域では、pH の変化は小さく、センサーの精度  $\pm 0.01$  (pH 単位) 程度では、測定は難しい。一方、同程度の一次生産力の淡水の条件下では、pH の増加量は海水に比べ約4倍ある。海水を対象とする場合には、精度の高いセンサーを使用する必要がある。

#### 4. 結論

以上の結果から、

[1] 海水域の DO を連続的に測定し、その変化から光合成量・呼吸量を測定できることが分かった。

[2] 光合成量は、Free Water 法と明暗箱法の差がなく、また既往値に近い。

[3] 明暗箱法で求めた呼吸量は既往値に近い。しかし、Free Water 法で求めた呼吸量は、明暗箱法よりも多かった。この差の原因として、実験水域がカキの養殖場であることから、カキや底泥の呼吸量が含まれるものと予

想される。

[4] pH の変化量は淡水に比べ少なく、現在、使用しているセンサーではこうした生物活性を測定することが難しい。

#### 参考文献

- 1) 伊達悦二・星野響 (1984) 広島湾の物質的循環機構の解明に関する研究 (第4報): 一次生産量の季節変化と環境因子について, 広島県環境センター研究報告, 6, p.13-2.

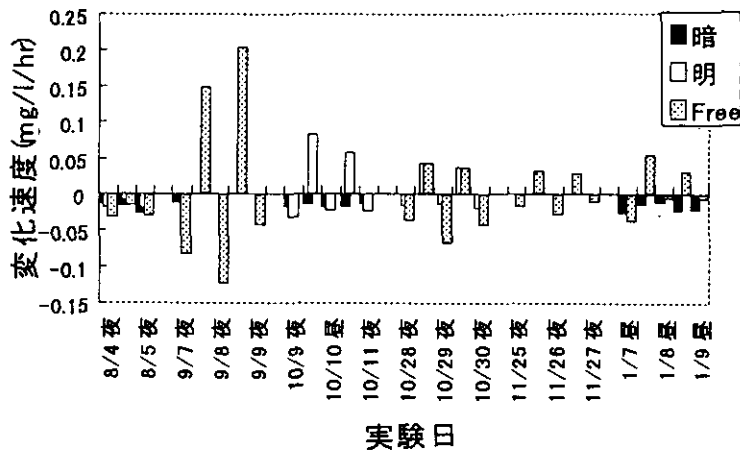


図5 変化速度 (昼間平均と夜間平均)

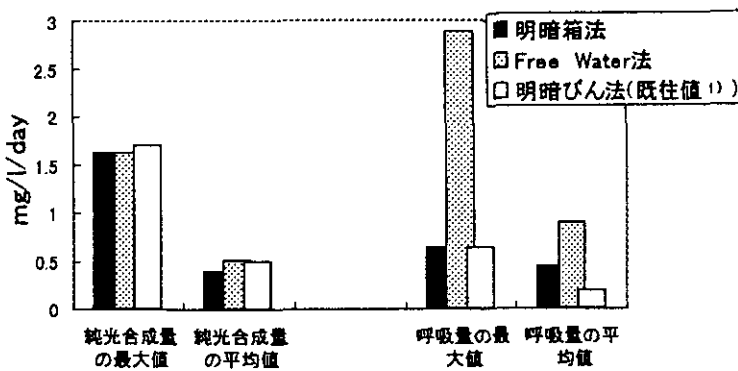


図6 各測定法で求めた光合成量と呼吸量との比較

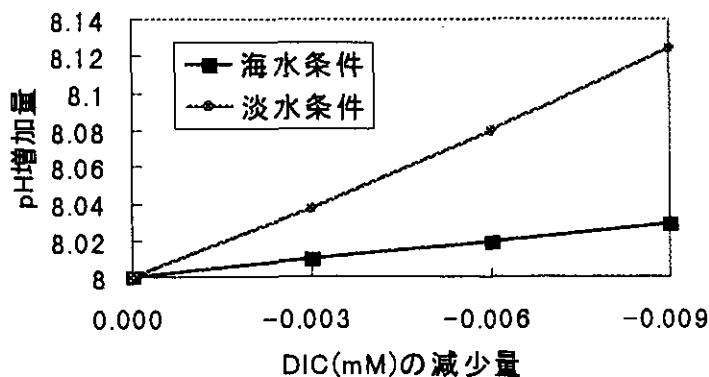


図7 DICの減少に対するpHの変化量



# 内湾の溶存有機物の化学的分画に関する研究

大岡克行<sup>1</sup>・石橋敏昌<sup>1</sup>・尾崎則篤<sup>1</sup>・福島武彦<sup>1</sup>・今井章雄<sup>2</sup>

(1 広島大学, 2 地域環境研究グループ)

## 1. 研究の目的

広島湾は、瀬戸内海の中でも大阪湾と並んで富栄養化が進行している水域である。夏季になると慢性的に赤潮が発生し、沿岸では透明度が1 m以下になることも珍しくない。また、水産資源への影響をみても広島市域における漁獲高は年々減少しており、沿岸域の水質汚染が伺える。

広島湾の水質改善のためには、まず現在の水質汚濁の原因を解明しなければならない。中でも溶存有機物は複雑で不均質な混合物であり、その特性や起源を十分に把握することは広島湾の水質改善を進める上で重要である。近年、溶存有機物の起源、動態、機能についての情報を得るために、それらを共通の性質で分ける手法が開発されている。本研究では、広島湾海水や広島湾流入河川水を対象としてこの溶存有機物分画手法を適用し、溶存有機物の特性や起源を明らかにすることを目的とする。

## 2. 実験方法

まず、サンプルの溶存有機物を疎水性—親水性に分ける。図1は樹脂を用いた疎水性—親水性分画の方法を示している。最初に濾過したサンプルをHClを用いてpH2に調整 (DOC1) したうえで XAD-8 樹脂を入れたカラムに通水する。樹脂に捕捉されたものは疎水性分画、通過したものは親水性分画 (DOC4) である。次にこのカラムに NaOH を逆方向に通水する。溶出するのが疎水性分画 (DOC3) である。以上の操作により分画された各分画成分について、溶存有機炭素量 (DOC)、紫外外部吸光度 (UV)、分子量分布形状を測定した。

またいくつかのサンプルについては、20°Cの暗所に長期間 (100 日) 保存した後に同様の分析を行い、溶存有機物の生分解性についても検討した。

## 3. 結果及び考察

### 3.1 DOC 濃度

図2は海水、河川水、処理場水の各分画の DOC 濃度を表わしている。疎水性分画は海水、河川水とも DOC 濃

度が約  $0.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  と同じであった。しかし親水性分画では広島湾の方が2倍近く高かった。処理場からの放流水は、両分画とも海水、河川水に比べてかなり高い値であった。

### 3.2 UV/DOC 比

図3は海水、河川水、処理場水の UV/DOC 比を表わしている。疎水性分画の UV/DOC 比は河川で約  $23 \text{ mABS}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{mgDOC}^{-1}\cdot\text{l}$  と、海水の約  $16 \text{ mABS}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{mgDOC}^{-1}\cdot\text{l}$  と比べて約  $7 \text{ mABS}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{mgDOC}^{-1}\cdot\text{l}$  高く、河川水と海水で

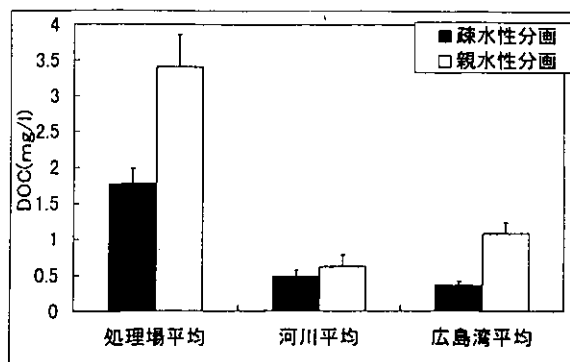
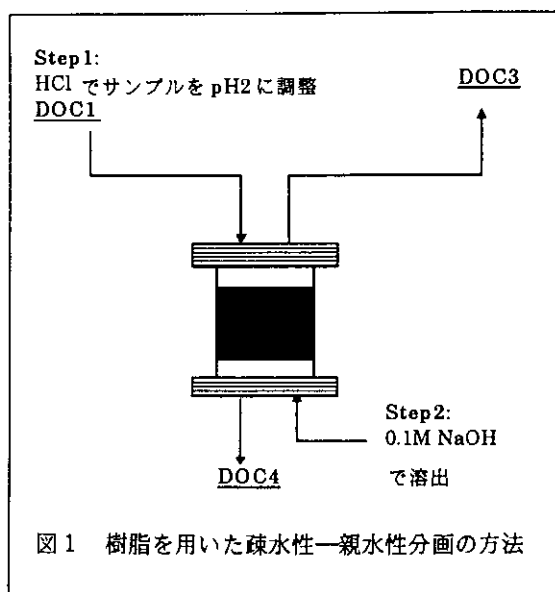


図2 地点による DOC 濃度

その性質が異なっている。親水性分画は河川で  $13 \text{ mABS} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{mgDOC}^{-1} \cdot \text{l}^{-1}$ 、海水で  $9 \text{ mABS} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{mgDOC}^{-1} \cdot \text{l}^{-1}$  とやや海水が低い、疎水性分画ほどの差は見られなかった。

### 3.3 100日生分解試験によるDOC濃度

図4は海水、河川水、処理場水の100日間生分解試験の前後における各画分のDOC濃度を表している。生分解

前後で海水と河川水は顕著な減少は示していない。しかし処理場の放流水では減少している。図5は各河川の生分解試験の結果を表しているが、この図より3河川の中で都市系と考えられる八幡川、瀬野川ではDOCは減少しており、人間活動由来の溶存有機物は生分解を受けやすいと言える。

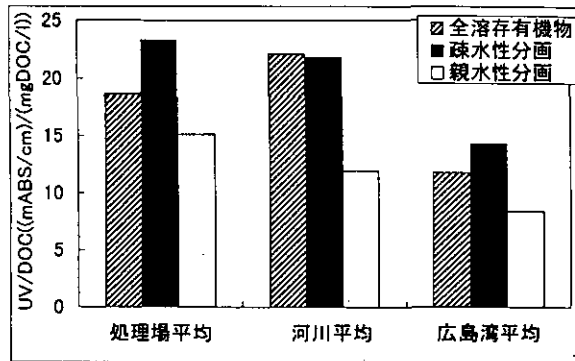


図3 地点によるUV/DOC比

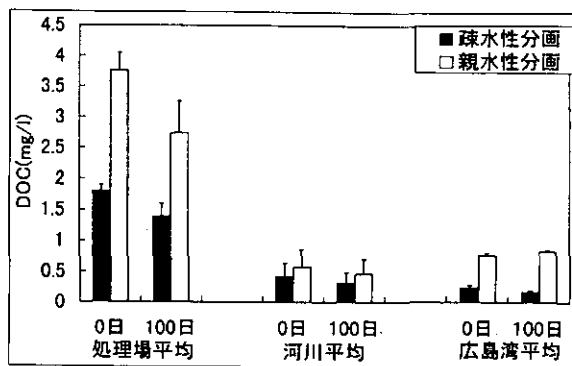


図4 生分解によるDOC濃度変化

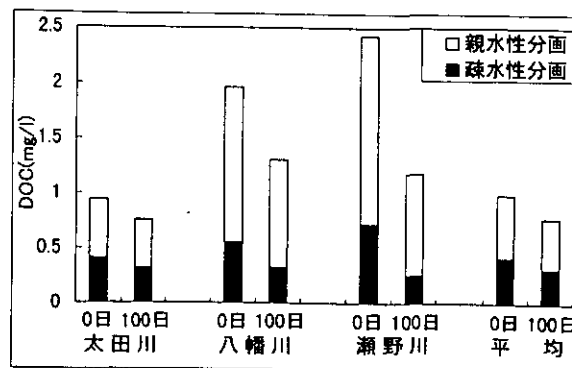


図5 河川別の生分解DOC濃度変化

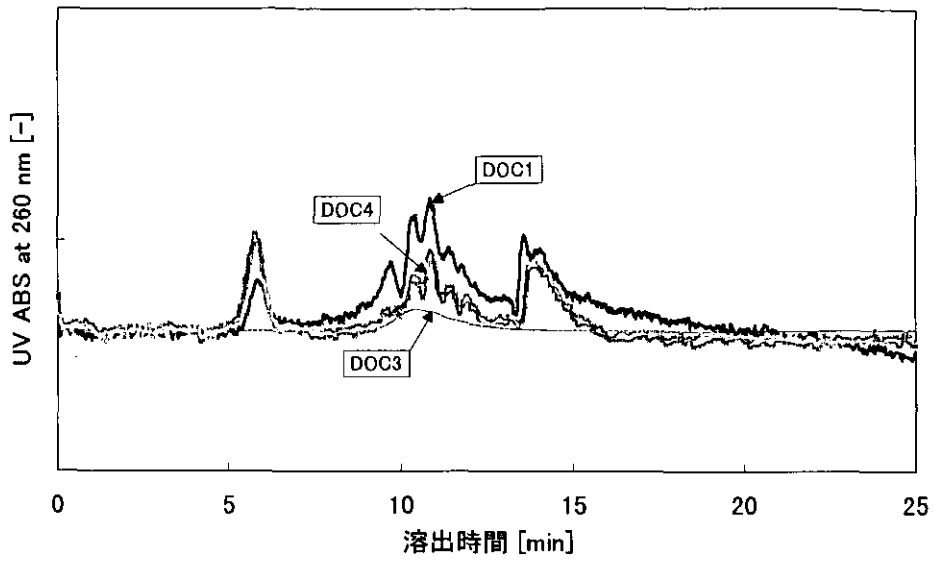


図6 広島湾海水サンプルのゲルクロマトグラム

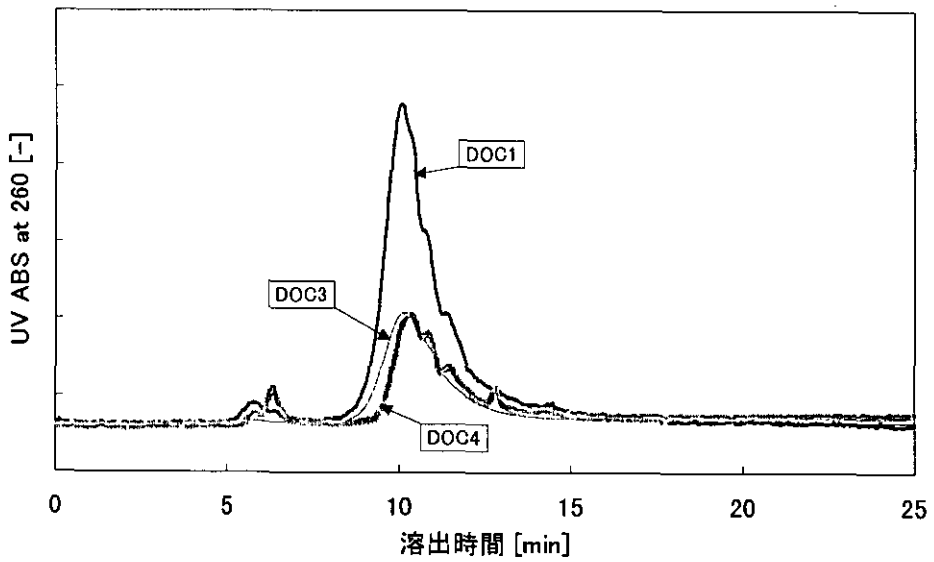


図7 太田川河川水のゲルクロマトグラム

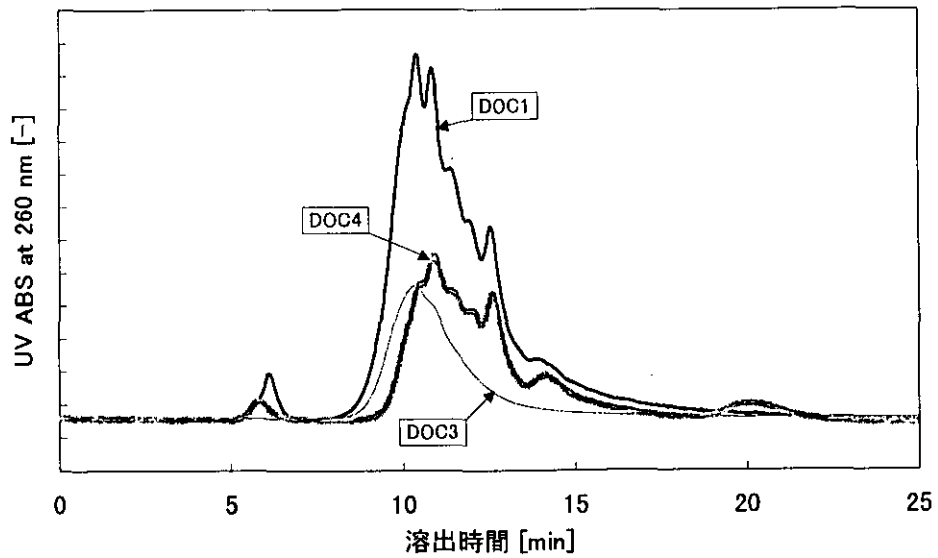


図8 千田放流水のゲルクロマトグラム

### 3. 4 分子量分布

図6, 図7, 図8は海水, 河川水, 処理場水の分子量分布をそれぞれ示している。分子量の分布形状は海水と河川水で大きな違いが見られた。平均分子量を計算すると疎水性と親水性の分画とも太田川が大きかった。分布形状を見ても, 親水性分画で太田川がほぼ1つのピークであるのに対し, 海水はいくつかのピークからなり, 両者の起源が異なっていると考えられる。

また千田放流水は小さなピークがいくつか存在し, 分子量の分布範囲が最も広がった。これは人間活動に由来する溶存有機物は自然界に比べていろいろなものを含むためと考えられる。

### 4. 結論

疎水性分画は広島湾と流入河川でDOC濃度は同じくらいの値であるが, UV/DOC比や分子量分布でみると異なっていることが分かった。このことから太田川など河川水に含まれる疎水性有機物は河口近くで沈殿するものと考えられ, 広島湾の疎水性有機物の多くは, 広島湾で発生した植物プランクトンなどの内部生産に由来するものと考えられる。

親水性分画のDOC濃度は河川平均の $0.6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ から, 広島湾の $1.1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と大きく増加していた。UV/DOC比, 分子量分布は疎水性分画ほど大きくはないが広島湾と流入河川で違いが見られた。このことから, 広島湾の親水性溶存有機物も広島湾で生産されたものが大きな比率を占めていると考えられる。

# 生物膜法による藻類由来凝集阻害物質の除去特性

稲森悠平<sup>1</sup>・磯部公信<sup>2</sup>・戎野棟一<sup>2</sup>・杉浦則夫<sup>3</sup>

(1 地域環境研究グループ, 2 東邦大学, 3 茨城県企業局)

## 1. はじめに

我国の水道の普及率は1994年度で95%を越え、国民のほとんどが水道を利用できるようになった。このような水利用の増加に対応し、水道水源をダム・湖沼等に依存する割合が年々増加の一途をたどり、1965年から1994年の間に約35%にまで達した<sup>1)</sup>。このため以前は比較的清浄な水域のみを選定し、水源としてきたが、水道水使用量の増加に伴い汚濁の進行した水域をも水源にせざるを得ない状況になってきており、汚濁水域の早急な水質改善対策の必要性に迫られている。

水質汚濁の状況は、環境基準の設定されているいわゆる有害物質については、ほぼ環境基準を達成しているものの、有機汚濁については依然として環境基準が低迷し、平成8年度の湖沼環境基準達成率をみても42%であり、閉鎖性水域の汚濁は一層深刻化している<sup>2)</sup>。このような水源の汚濁は主に富栄養化に伴う藻類の異常増殖をもたらし、浄水プロセスにおいて凝集障害、ろ過閉塞を引き起こし、さらに、異臭味物質、溶解性有機物を増加させることから水利用上大きな問題となっている<sup>3)~4)</sup>。これらの物質は微量でも直接的、間接的に水道水として大きな障害を及ぼすため、現状の一般的な浄水過程においては凝集剤や塩素の注入量を増やすことによる除去対策が試みられているが、除去が困難であり、このため残存した溶解性有機物が塩素と反応してトリハロメタン (THM) 等の発ガン性物質を生成するなど、飲料水の安全性が危惧されている<sup>5)~6)</sup>。なかでも藍藻類の発生した湖水中に含まれる溶解性有機物は凝集阻害を引き起こし、後段の処理プロセスにおいてキャリーオーバーにより有機塩素化合物前駆物質、異臭味物質等を増大させる大きな要因となっている<sup>7)~9)</sup>。

本報では、上記の点を鑑み、凝集阻害を引き起こしている藻類を用い、これらの藻類に起因する凝集阻害物質の低減化と効果的な凝集手法を明らかにすることを目的とした。具体的には、凝集阻害を引き起こす藻類を培養し、そこで増殖した藻類と生産された溶解性有機物を対象として、各生物膜法による凝集阻害物質の除去特性に

ついて比較検討を行った。

## 2. 実験方法

### 2.1 供試担体

吸着担体として活性炭A、活性炭Bの2種類の活性炭と、非吸着担体としてポリプロピレン製ハニカムチューブ、流動用多孔性セラミックスを用いた。なお、活性炭A、活性炭B、セラミックスはそれぞれ粒径(活性炭: 0.74~1.0 mm, セラミックス: 1.0~2.4 mm)をそろえた。各担体をリアクターに充填し、霞ヶ浦湖水を連続通水して生物膜を形成させた後、実験を行った。

### 2.2 供試藻類および培養条件

供試藻類は凝集阻害を及ぼすことでとくに問題となっている、糸状性藍藻類 *Oscillatoria mougeotii* を霞ヶ浦より分離し、実験に用いた。藻類の培養は、10 liter のガラスビンに無機栄養塩を含むM11 培地を10 liter 入れ、オートクレーブ(121°C, 40分)で滅菌後接種し、25°Cの恒温室において、照度2,000 luxとし、12時間ごとの明暗サイクル、静置条件で行った。その単藻培養した培養液をGF/C ガラスフィルターでろ過し、そのろ液をエバポレーターで濃縮したものを *Oscillatoria mougeotii* 由来細胞外有機物質(以下、O-EOM)として霞ヶ浦湖水に添加して実験に供した。

### 2.3 実験装置および実験条件

本実験に用いた装置は、内容積1 liter のガラス製カラムであり、この装置に各担体を見かけの体積として0.1 liter 充填した。なお、装置の運転条件には、各担体の有効反応容積の増大、目詰まりの解消等から検討し、流動床法を用いた。各担体の流動条件は、見かけの体積すなわち膨張率を3倍(有効反応容積0.3 liter, 充填率30%)となるようにポンプを用いて上向流で循環を行った。なお、ハニカムチューブに関しては見かけの体積が0.3 liter になるように充填した。流入水量はタイマー接続の電磁弁、計量シリンダー、水位センサーを用

いて、滞留時間を2時間に設定した。流入原水として0-EOMを添加した霞ヶ浦湖水を流入させた。

## 2.4 凝集試験

凝集試験には、ジャーテスターを用いた。凝集条件は室温20°C、pH 8.1~8.3で急速攪拌(150 rpm)1分間、緩速攪拌(50 rpm)10分間行い、15分間静置とした。凝集後の上澄水は、シリンダーを用いて水面下5cmより採取した。凝集剤はポリ塩化アルミニウム(PAC)を用いた。

凝集阻害の影響に関する実験は、霞ヶ浦湖水のDOC(約 $3\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )に対し、0-EOMをDOCとして3、6、 $9\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 添加し、次いで凝集剤を注入後、ジャーテスターにより行った。

## 2.5 測定項目

測定項目は、溶存性有機炭素(DOC)、濁度、藻類の指標としてクロロフィルa(Chl.a)、水中の生物難分解性有機物を示し、またトリハロメタン前駆物質と相関があるといわれる波長260 nmにおける吸光度( $E_{260}$ )とした。DOCは島津TOC-5000アナライザー、濁度、Chl.aおよび $E_{260}$ はHITACHI 150-20分光光度計を用いた。

## 3. 結果および考察

### 3.1 凝集沈殿に及ぼす0-EOMの影響

凝集沈殿に及ぼす0-EOMの影響を凝集剤添加後の上澄水の濁度で評価した。ここで、湖水に対する凝集効果は凝集剤の注入量が $50\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ を超えたところで上澄水の濁度が横ばいとなったのでこの値を最適注入量と判断した。このため、凝集沈殿に及ぼす0-EOMの影響を検討する際に、凝集剤の注入量を $50\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ として実験を行った。その結果、0-EOMの添加量の増加に伴って凝集阻害が確認され、濁度の除去率は著しく低下した(図1)。とくに0-EOMの添加量を9 mgにした場合は濁度除去率の低下が顕著に認められ、また、形成されたフロックの状態は0-EOMの添加量の増加に伴って徐々に小さくなり、沈降速度も遅くなった。これは、0-EOMがフロック形成時に何らかの阻害を起こしたためと考えられる。すなわち、0-EOMと凝集剤のアルミニウムが錯体を形成することにより凝集に有効に働くアルミニウムが減少したこと、また0-EOMが懸濁粒子の負の荷電量を増すように作用を及ぼし、凝集剤の使用量を増加したために懸濁物

質が凝集しきれなかったこと等が考えられる。このことから、0-EOMは凝集阻害に及ぼす影響が極めて大きいことがわかった。

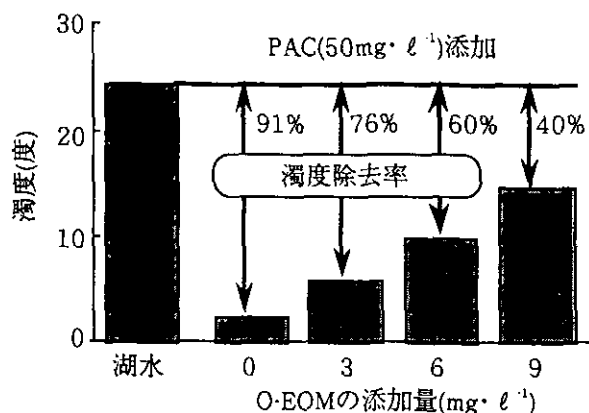


図1 凝集沈殿に及ぼす0-EOMの影響

### 3.2 0-EOMの各種担体による処理特性

霞ヶ浦湖水を水源とする上水道の処理プロセスで、凝集阻害を引き起こす時期に対応し、*O. mougeotii*が大発生するが、同時にDOCが増加し、 $6\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程の現存量に増加する。そこで、0-EOMをDOCとして、湖水のDOC(約 $3\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )に対し1:1の割合で添加し、各担体による処理能を比較した。各系ともに濁度、Chl.aの除去率は約90%であり、懸濁性物質の除去効果は高かった(図2~3)。しかし、DOCと $E_{260}$ の除去率は、非吸着担体のハニカムチューブ、セラミックスでは低く、生物活性炭系での除去効果が高かった(図4~5)。各担体ごとの除去率をみるとDOCはハニカムチューブで39%、セラミックスで33%であるのに対し、吸着担体の活性炭Bで71%、活性炭Aで53%と活性炭の系でDOCである0-EOM、すなわち生物活性炭となった担体によって凝集阻害物質を効果的に除去できることがわかった。また、 $E_{260}$ の除去率はハニカムチューブでは40%、セラミックスでは37%であった。一方、活性炭Bでは87%、活性炭Aでは69%であり、活性炭の系で除去率が高く生物難分解性の物質の除去に対しても有効であった。DOC、 $E_{260}$ はトリハロメタン前駆物質と相関があるといわれ、これらの物質を生物活性炭で処理することによって、後段の浄水プロセスで欠くことのできない塩素消毒を適正に使用できると考えられる。また、ひいては浄水プロセス全体の処理に及ぼす負荷の低減化も図れるものと考えられた。

### 3.3 各担体による O-EOM 添加湖水の処理水に対する凝集効果の比較

各担体による O-EOM 添加湖水処理後の凝集効果を比較すると吸着担体の系では凝集剤添加量  $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  で、非吸着担体の系では  $30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  で凝集効果が現れ、吸着担体である生物活性炭の系はより少ない凝集剤添加量で凝集効果が現れる傾向がみられた(図6)。また、DOC と  $E_{260}$  の除去効果を調べたところ、凝集剤の添加・無添加によらず効果が見られなかったことから、これらの物質の除去は前段の担体による処理能に大きく依存することがわかった。すなわち凝集沈殿処理の前段に物理的吸着能を有する活性炭を生物膜法の担体とした生物活性炭処理法を用いることにより、凝集阻害を起こす O-EOM を効果的に低減でき、かつ凝集剤添加量の低下に有効であることがわかり、より効率的な凝集沈殿処理が行われるものと期待がされる。

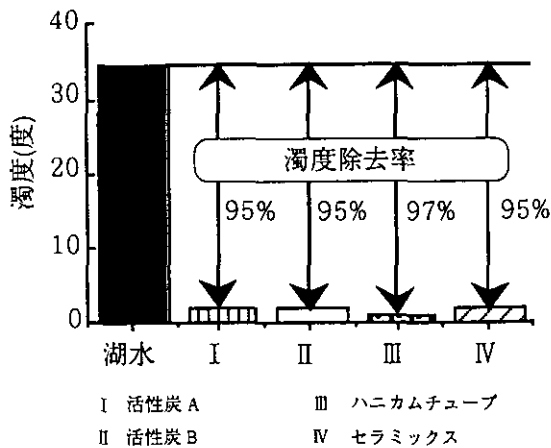


図2 濁度の除去率に及ぼす各種担体の効果

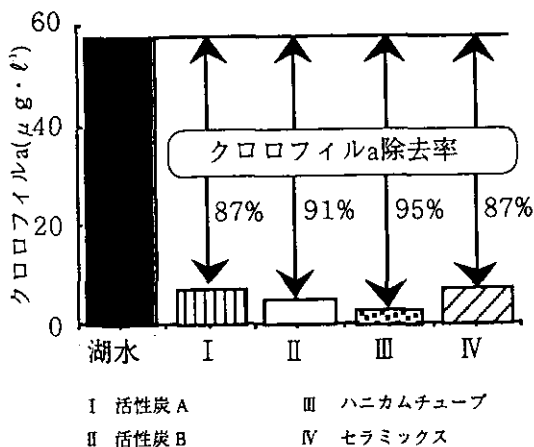


図3 クロロフィルaの除去率に及ぼす各種担体の効果

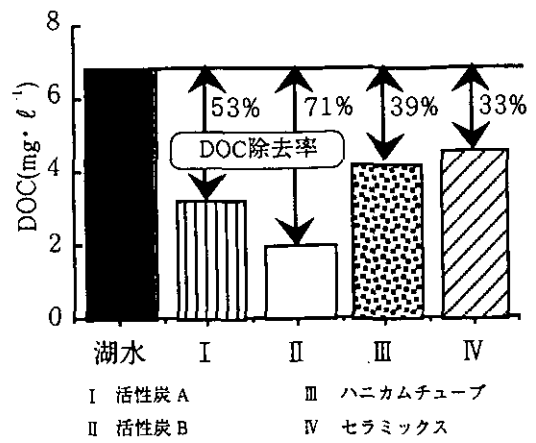


図4 DOCの除去率に及ぼす各種担体の効果

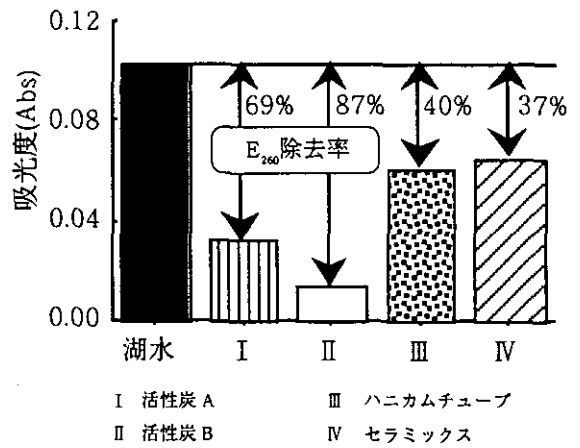


図5 E<sub>260</sub>の除去率に及ぼす各種担体の効果

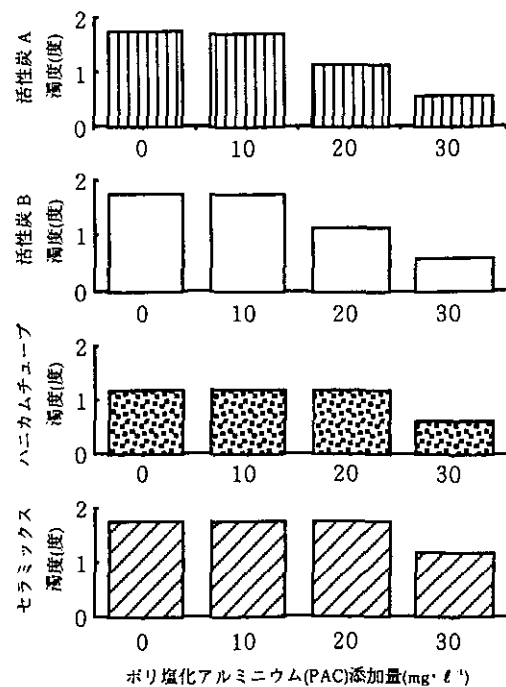


図6 各種担体の処理水における濁度の除去に及ぼすポリ塩化アルミニウム(PAC)の効果

#### 4. まとめ

[1] 凝集試験において O-EOM 添加量の増加にともなって著しく濁度の除去率が低下し、凝集阻害が認められた。

[2] 霞ヶ浦湖水に O-EOM を添加した実験では、吸着・非吸着担体いずれも濁度、Chl. a は良好に除去できたが、DOC および  $E_{254}$  の除去効果は生物活性炭の系が最も有効であった。

[3] 生物活性炭法は、O-EOM を効果的に除去でき、凝集阻害物質の低減化に有効であり、凝集沈殿処理の前段で生物活性炭処理を行うことによって、より効率的な凝集沈殿処理が行われることが推定できた。

#### 参考文献

- 1) 佐藤敦久・真柄泰基 (1997) 上水道における藻類障害, p.1-5, 69-76, 技報堂出版.
- 2) (1997) 月刊生活排水, 1, p.22-34.
- 3) 杉浦則夫 (1994) 霞ヶ浦におけるアオコの発生と対策, 水環境学会誌, 17(9), p.2-6.
- 4) 齊藤昭二 (1993) 藻類による浄水処理障害・かび臭, ろ過閉塞, 着濁, 62(6), p.2-16.
- 5) 福島博・相沢貴子・真柄泰基 (1983) 藻類増殖過程で生成されるトリハロメタン前駆物質の評価, 水質汚濁研究, 6(3), p.175-182.
- 6) 相沢貴子 (1993) 塩素処理による消毒副生成物の生成特性, 水環境学会誌, 16(12), p.2-7.
- 7) 菅原繁・黒川真弓・真柄泰基・胡建英 (1996) *Microcystis spp.* コロニーの細胞由来有機物 (AOM) が凝集沈殿処理に与える影響, 水道協会雑誌, 65(8), p.39-50.
- 8) 菅原繁・黒川真弓・真柄泰基・胡建英 (1997) *Microcystis spp.* コロニー由来の有機物質がカオリン粒子の表面電荷に与える影響, 水道協会雑誌, 66(2), p.22-31.
- 9) 菅原繁・黒川真弓・胡建英・真柄泰基 (1997) カオリン人工濁水の凝集沈殿に与える藻類由来有機物質の分子量の影響, 水道協会雑誌, 66(8), p.9-18.



# Microcystis 属の多糖質特性に及ぼす窒素濃度の影響

梶森修平<sup>1</sup>・小池晃代<sup>2</sup>・板山朋聡<sup>3</sup>・岩見徳雄<sup>1</sup>・戒野棟一<sup>2</sup>

(1 地域環境研究グループ, 2 東邦大学, 3 三菱重工業(株))

## 1. はじめに

富栄養化の進行した湖沼では、夏期を中心に藍藻類 *Microcystis* 属を優占種とするアオコが発生し、様々な問題を引き起こしている。この *Microcystis* 属の異常増殖の要因としては、温度、照度、窒素、リン、金属イオンなどの物理化学的因子や、他の藻類との競争、捕食者による捕食作用といった生態学的因子が考えられている。*Microcystis* 属は、多糖質からなる鞘（シース）に包まれた群体を形成することが知られている。このシースは窒素、リン、金属イオン等栄養塩類の吸着、保持<sup>1)</sup>や、*Microcystis* 属細胞の微小動物からの捕食、細菌による分解からの保護に役だっており、*Microcystis* 属の異常増殖の要因の一つと考えられる。従って、シースの形成機構を明らかにすることは、アオコの発生、消滅現象を理解する上で重要である。

*Microcystis* 属のシースの構成糖質は主にグルコース、キシロース、マンノース、ガラクトース、ラムノース、フコース、リボースであり<sup>2)</sup>、数多くの単糖が複雑に重合した高分子状の多糖で、分子量  $10^6$  以上であること<sup>1)</sup>が推測されている。さらにこのシースの構成成分である糖質の生成量は、窒素、リン濃度により変化することが<sup>3)・4)</sup>明らかにされている。

これらを踏まえ、シースの形成機構、とくに環境因子との関連を明らかにすることは、様々な要因が複合的に絡んだアオコの発生機構を理解する上で重要であり、さらに、アオコの効率的な分解除去や発生抑制の手法を開発する上で重要な基礎的知見になるものと考えられる。

本研究では上記の点を鑑み、*Microcystis* 属の増殖過程における、シース構成多糖質量に関連する全糖量と窒素濃度の関係を定量化し、さらに、群体強度に関連するシースの粘性と窒素濃度との関連を明らかにすることを目的とし、実験および検討を行った。

## 2. 実験方法

### 2.1 供試藻類とその培養法

供試藻類は *Microcystis aeruginosa* (1993 年霞ヶ浦

より分離)を用いた。実験系はM11 培地を標準とし、窒素濃度をM11 培地の 1/5 (1/5N), M11 培地の 1/20 (1/20N) とした3系で培養を行った。藻類接種前の培地中の窒素濃度、リン濃度を表 1 に示した。10 liter の透明培養瓶にそれぞれの培地を入れ、オートクレーブ (121°C, 40 min) で滅菌後、*M. aeruginosa* を接種し、30°Cにて 12 時間ごとの明暗周期を与え、通気を行い、回分で培養を行った。

表1 培地の窒素、リンの初期濃度 (mg · l<sup>-1</sup>)

RUN No.	M11 (N濃度 M11培地標準)	1/5 N (N濃度 M11の1/5)	1/20 N (N濃度 M11の1/20)
窒素濃度 (NO <sub>3</sub> -N)	16.5	3.30	0.825
リン濃度 (PO <sub>4</sub> -P)	←————— 1.76 —————→		

### 2.2 測定

#### (1) 測定項目

測定は *M. aeruginosa* の細胞数、全有機炭素濃度 (TOC)、クロロフィル a 濃度、全糖量について経時的に行った。また、培養 8 日目に *M. aeruginosa* のシースを低温抽出し、その粘度を測定した。

*M. aeruginosa* の細胞数の測定は罫線付きスライドグラスを用い、光学顕微鏡で行った。TOC は全有機炭素計を用いて測定した。

#### (2) クロロフィル a の測定法

クロロフィル a は採取した試料をガラスフィルター (ワットマン GF/C) でろ過し、フィルターごと密栓付き試験管に入れ、90%メタノールを加え、水浴で 30 分間約 70°C に加温して抽出した。この抽出液の吸光度を分光光度計を用いて測定し、クロロフィル a 濃度を算出した。

#### (3) 全糖量の測定法

全糖量の測定は、フェノール硫酸法により行った。以下に各操作についての詳細を示す。

### 1) 熱水抽出法による *M.aeruginosa* 含有多糖の精製<sup>3)</sup>

30 分間 8,000 rpm で遠心濃縮した *M.aeruginosa* に 80%エタノールを適量加え、水浴中で 30 分間 70°C で加温し、色素除去と細胞の蛋白成分の凝集を行った。

次に 5,000 rpm で 20 分間遠沈した後、沈殿物を回収した。この沈殿物に蒸留水を加え、遠沈管ごとよく振り混ぜた後、さらに 20 分間 8,000 rpm で遠心を行い、沈殿物を回収し、これに蒸留水を加え、オートクレーブ滅菌器にて、90°C で 2 時間加温し、多糖質を可溶化した。この後、5,000 rpm で 20 分間遠心を行い、糖質を含む上澄みを回収した。

### 2) フェノール硫酸法による糖の発色

回収した上澄みを試料として試験管に 1 ml とり、5% フェノール水溶液を 1 ml 加えた後、濃硫酸 5.0 ml を速やかに (10~20 秒間で) 液面に直接滴下し、発色 (黄色) させた。10 分放置後、十分に攪拌し、水浴中で 10~20 分間、20°C 付近に保ち発色を安定させた。

### 3) 吸光度法による糖の定量分析

フェノール硫酸法により発色させた試料を、分光光度計を用いて、発色した試料のピークがある波長 480 nm 付近の吸光度を測定し、ピーク面積を求め、定量を行った。なお、標準糖として *M.aeruginosa* のシースに多く含まれるとされるグルコース<sup>4)</sup> を用い、検量線を求めた。

## 2. 3 シースの粘度測定

培養 8 日目に *M.aeruginosa* のシースを低温抽出<sup>5)</sup> し、その粘度の測定を行った。

### (1) シース構成多糖の抽出法

培養した *M.aeruginosa* を 4°C で 20 分間 10,000 rpm で遠心分離を行った。沈殿物を二段蒸留水で 11 倍以上に希釈し 4°C で 24 時間かけて抽出した。これを同条件で遠心分離し、糖質を含む上澄みをポアサイズ 5.0 μm のフィルターでろ過し、さらに 0.2 μm のフィルターでろ過して細胞を完全に除去した。ろ液を凍結乾燥させ、残留物をシース構成多糖として回収した。

### (2) *M.aeruginosa* の細胞外多糖の粘性度測定

上記方法で得られたシースを、一定量天秤を用いて秤かりとり、定量の二段蒸留水に溶解させ、基準濃度の試料とした。これを、4 段階に希釈して粘度測定を行った。粘度測定は、オストワルドの毛管粘度計を用い、測定環境 25°C として行った。

## 3. 結果および考察

### 3. 1 細胞増殖速度およびクロロフィル a 含有量に及ぼす窒素、リン濃度の影響

図 1 に示す様に、M11 培地の系は培養約 7 日目まで対数増殖期であったが、これに対し、1/5N 培地の系では培養 6 日目より、1/20N 培地の系では培養 4 日目より、細胞の増殖はほとんど起こらなかった。また、培養に伴う硝酸態窒素、リン酸態リン濃度の経時変化を図 3、図 4 に示した。M11 の窒素濃度は、培養開始時からほぼ直線的に減少し、8 日目には初期値の約半分となった。1/5N、1/20N の窒素濃度も直線的に減少し、それぞれ 5 日目、2 日目で検出限界以下となった。この時期は細胞の増殖速度が低下した時期と一致した。リン濃度については、M11、1/5N で減少したが、1/5N の減少速度は M11 よりも遅く、1/20N ではほとんど変化せず、すべての系において、培養最終日まで細胞増殖に十分な量が残っていた。このことから、窒素が十分である M11 では、細胞増殖が起こるが、窒素を制限することで細胞の増殖が制限されることがわかった。しかしながら、図 2 に示す様

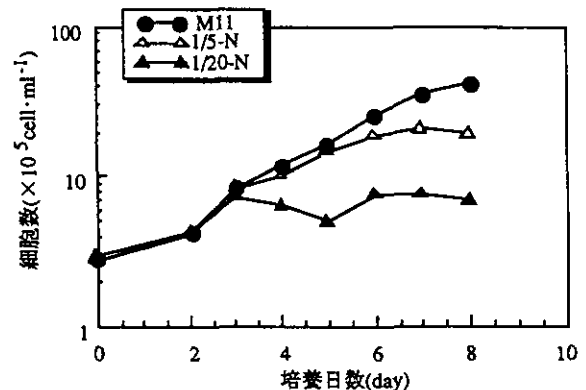


図 1 *M.aeruginosa* 細胞数の経日変化

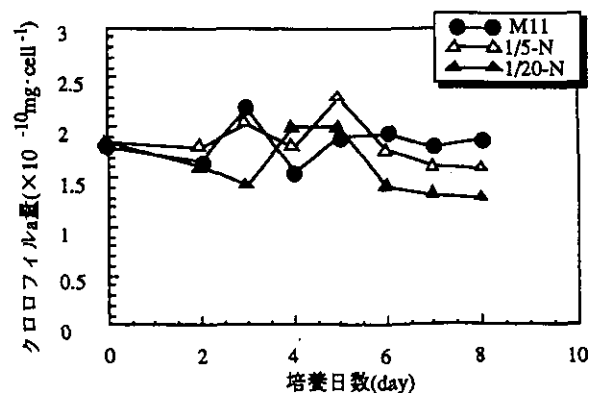


図 2 クロロフィル a 量の経日変化

に、炭素固定の指標となる細胞あたりのクロロフィルa量には、培養期間中大きな変化は認められなかった。

### 3.2 TOCおよび全糖量の経日変化

TOC および全糖量の経時変化を図5、図6にそれぞれ示した。細胞あたりの TOC はM11, 1/5N, 1/20Nの各窒素濃度条件のとき、共に培養3日目まで減少した。その後、1/20Nの細胞あたりの TOC は増加した。1/5Nについては、培養5日目まで減少したが、6日目に増加に転じ、その後、若干減少した。窒素が制限されていないM11では、TOCは培養8日目まで減少する傾向が認められた。1/5N, 1/20Nにおいて、TOCの増加がみられた時期は、細胞の増殖速度が低下し始める時期と一致していた。一方、細胞あたりの全糖量はM11においては、ほぼ一定であったのに対し、1/5Nでは TOCが増加した培養5日目に急激に増加した後7、8日目に多少の減少がみられた。1/20Nでは TOCが増加を開始した培養3日目に全糖量が増加したが、その後は培養7日目までほぼ一定となり、1/5N程には増加しなかった。また、8日目には若干減少した。

以上の結果から次のことが考えられた。*Microcystis* 属は光合成により炭素固定を行って、グルコースなどの光合成産物を作り、これらをもとに核酸、タンパクなど生命活動に必要な生体構成物質を産生し、細胞分裂を行い増殖しているが、このとき細胞あたりの炭素固定量が一定であったと仮定すると、増殖期にある細胞は固定した炭素を分裂する細胞の成分として分配するので、細胞あたりの炭素量は減少する。しかし、分裂が起こらない時は、光合成により固定した炭素の分裂細胞への分配が起こらないので、余剰炭素として細胞に蓄積される。この余剰炭素が糖生成に使われると考えられる。このため、1/20N, 1/5Nにおいて、培養液中の窒素が無くなり(図3)、増殖速度の低下に伴い(図1)、糖の蓄積が開始されると考えられた。一方、細胞あたりの TOC量は、1/5Nでは窒素が不足して細胞数の増殖速度が低下しはじめた5日目から余剰炭素の蓄積が起り始め、TOC量が増加した。1/20Nの TOC量は糖の蓄積よりも1日遅い3日目から増加を開始した。培養8日目で比較すると、細胞あたりの TOC量は、初期窒素が少なく細胞数の増加が少ないものから順に増加して行く傾向にあった。これに対

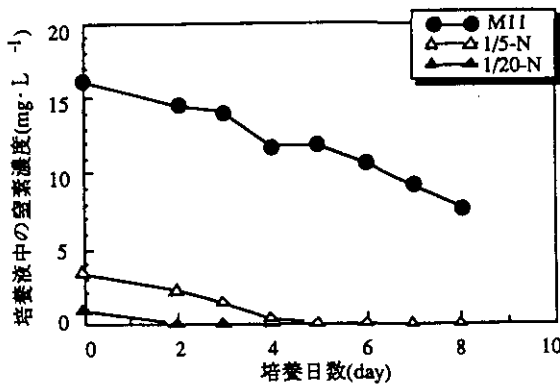


図3 培養液の窒素濃度の経日変化

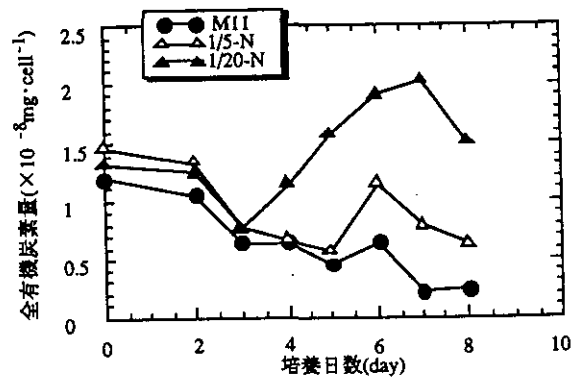


図5 全有機炭素量の経日変化

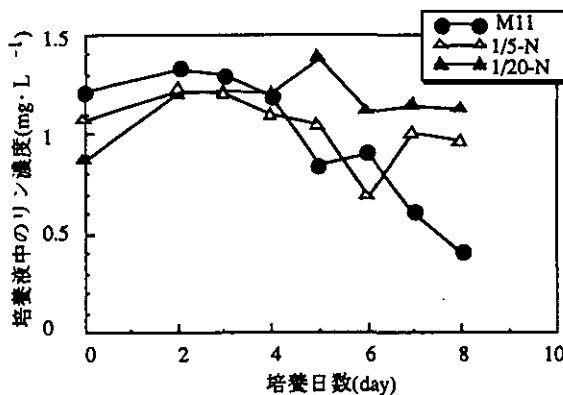


図4 培養液のリン濃度の経日変化

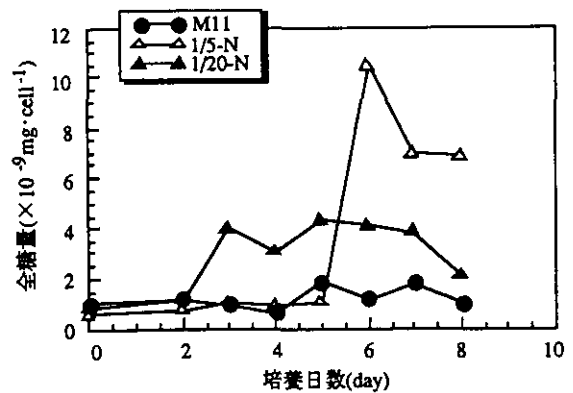


図6 全糖量の経日変化

し、細胞あたりの全糖量は1/5Nが一番多く、次に1/20Nと順序が逆転した。また、1/5NのTOC量の増加の割合に比べ、全糖量の増加の割合が大きかった。これにより、光合成によって固定された炭素から、たんぱく質、核酸、糖が産生するが、窒素不足により、糖の産生される割合が変化することが示唆された。

### 3.3 シースの粘性に及ぼす窒素濃度の影響

*Microcystis* 属の増殖に有利なシースの特性は、シースが分解されにくく、強度の強い高分子体であることが重要である。高分子の強度は、一般的に分子量が大きくなるほど強くなる傾向にある。そこで、シース部分の多糖を抽出し、抽出多糖の粘度の測定を行った。*M.aeruginosa* の細胞を二段蒸留水で4°Cに24時間程度静置することで、細胞の全糖量に対し約60%の糖が抽出できることがわかった。この穏和な条件での抽出では、細胞外のシース構成多糖が主に抽出されたものと考えられた。この抽出多糖の粘度を測定し、窒素濃度に対するシース粘度の相対的な評価を行った。

初期窒素濃度M11, 1/5N, 1/20Nの三段階で培養した*M.aeruginosa* から抽出したシースの還元粘度を図7に示す。粘度測定の結果、培養初期の窒素濃度が高い系ほど抽出したシースの還元粘度が高くなることがわかった。還元粘度は高分子の分子量に正の相関があり、還元粘度が大きいほど高分子の分子量は大きくなる。このことから初期窒素濃度が高い系ほどシースの分子量が大きくなることがわかった。また、シースの分子量の増加から、窒素濃度が群体の強度に関係し、窒素濃度が高いと群体の強度が強くなるものと考えられた。

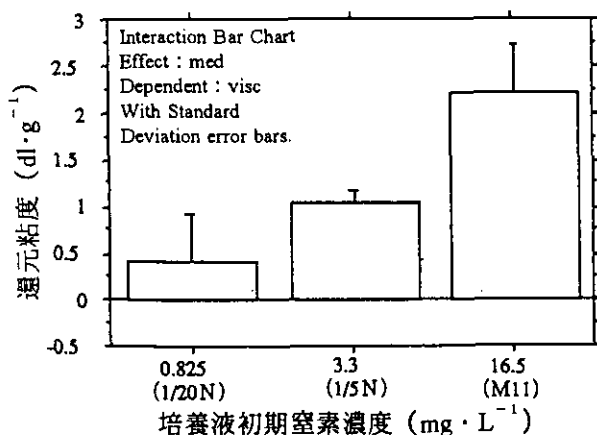


図7 初期窒素濃度と還元粘度の関係

### 4. まとめ

[1] 窒素不足による細胞増殖速度の低下の結果、細胞あたりの全糖量が増加することがわかった。

[2] 窒素濃度によって、糖産生量が制御を受けている可能性があることを明らかにできた。

[3] 初期窒素濃度が高いほどシースの粘度が高くなることから、窒素が増加するにつれてシースの分子量が高くなることがわかった。

[4] 窒素濃度が群体強度に関係し、窒素濃度が高いほど、群体強度が強くなると考えられた。

### 参考文献

- 1) 雨宮由美子・中山大樹 (1984) 藍藻 *Microcystis* により単離した粘質鞘物質の化学的性質と金属類に対する吸着特性, Jap. J. Limnol., 45(3), p.187-193.
- 2) Cornel M., Codd G. A., Siegrlman H. W. and Weckesser J.(1989) Lipopolysaccharides and polysaccharides of the cell envelope of toxic *Microcystis aeruginosa* strains. Arch. Microbiol. p.152,90-94.
- 3) 稲森悠平・大沢美香・岩見徳雄・板山朋聡・戎野棟一 (1995) *Microcystis* の群体形成と多糖質産生能およびN,P濃度との関係, 日本水処理生物学会誌, 別巻第15号, p.39.
- 4) 稲森悠平・大沢美香・岩見徳雄・板山朋聡・戎野棟一 (1996) 群体形成 *Microcystis* 属のシース形成糖成分比とN,P濃度の相関, 第30回日本水環境学会年会講演集, p.309.
- 5) Plude J. L., Parker D. L., Schommer O. J., Timmerman R. J., Hagstrom S. A., Joers J. M. and Hnasko R.(1991) Chemical Characterization of Polysaccharide from the Slime Layer of the Cyanobacterium *Microcystis flos-aquae* C3-40. Applied and Environmental Microbiology 57(6),p.1696-1700.

# 富栄養化湖沼で発生するアオコの現存量と有毒物質 microcystin の現存量の実態調査

稲森悠平<sup>1</sup>・斎藤 猛<sup>2</sup>・青山莞爾<sup>2</sup>・杉浦則夫<sup>3</sup>

(1 地域環境研究グループ, 2 東邦大学, 3 茨城県企業局)

## 1. はじめに

近年, 世界各地の富栄養化湖沼でアオコの発生が多発している。このアオコを形成するラン藻類の数種は有毒物質を産生することが知られている<sup>1)</sup>。

microcystin は *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Nostoc* 等のラン藻類が産生する肝臓毒である<sup>2)</sup>。この microcystin による家畜や人体への被害が多く報告されており, 水道水源となっている湖沼では microcystin の除去削減が急務の課題となっている<sup>3)</sup>。このため本邦を含めた世界各国で microcystin に対する水利用上の規制基準の設置を検討している。

その処理対策を図る上でラン藻類の出現状況およびその毒性物質の現存量について, モニタリングを行いデータを集積し, 解析することが必要不可欠となってる。本研究は上記の点を鑑み, 水道水源を含む関東近辺の汚濁湖沼におけるアオコの出現状況, 毒性物質の現存量とその挙動を明らかにすることを目的として調査, 解析を行った。

## 2. 方法

### 2.1 採取地

調査対象湖沼としてはアオコがしばしば大発生する霞ヶ浦(土浦港), 手賀沼(手賀大橋), 印旛沼(吉高機場)を選定し, アオコ出現状況とその毒性物質の現存量の経日変化(6~9月)を調べた。さらに, 関東近辺の上水源を始め, 農業, 工業, 漁業の水源として代表的な湖沼である津久井湖, 相模湖, 諏訪湖におけるアオコ発生状況を調査し, その形成種およびその毒性物質の現存量を把握することとした。それぞれの湖沼では, 集積域をポイントとし, その表層水を採取した。

### 2.2 アオコの現存量

対象湖沼より採取したそれぞれの試料水について, 顕微鏡による出現藻類の同定及びその総細胞数を血球計算板を用いて計数した。

### 2.3 microcystin の定量

サンプル内のアオコを酢酸処理し細胞内の microcystin を溶出させ, 固相抽出法により純化, 濃縮を行った後, ODS カラムを装備した逆相 HPLC を用いて microcystin-RR, -YR, -LR についてそれぞれ定量した<sup>4)</sup>。

## 3. 調査結果

### (1) 手賀沼 手賀沼大橋付近

手賀沼では, 6月から9月にかけて定期的な調査を行った。手賀沼大橋付近は水深が浅く, 例年のように夏季から秋季にかけてアオコの集積が見られる。調査結果は, いずれの時期も microcystin が検出され, 7月15日で最も多く microcystin-RR が  $200 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , microcystin-YR が  $62 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , microcystin-LR が  $68.710 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  となり, その後減少傾向にあった(図1)。

### (2) 印旛沼 吉高機場付近

印旛沼吉高機場は北印旛沼の西端に位置し, 農業用水の取水門である。夏季には閉門時にしばしばアオコが集積している。本研究では閉門時について, 8月中旬から9月にかけて調査を行った。その結果, microcystin 量は8月17日が最も多く microcystin-RR が  $79 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , microcystin-YR が  $25 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , microcystin-LR が  $125 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  となり, その後細胞数と同様に減少傾向がみられた(図2)。この microcystin の減少は *Microcystis*

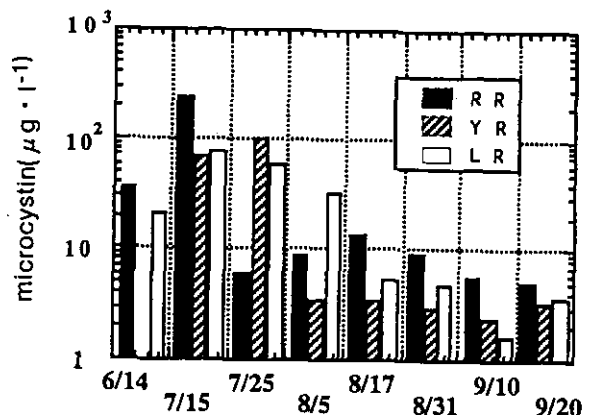


図1 microcystinの現存量(手賀沼)

細胞が減少すると同時に *Oscillatoria* の細胞数が増加する傾向がみられた。

### (3) 霞ヶ浦 土浦港

土浦港は霞ヶ浦の入り江に位置し、例年のように夏季にアオコの集積が見られる。昨年1996年のデータでは、7月28日にクロロフィルaにして  $51000 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  とかなりの集積が見られ、microcystin 量についてもLRが  $16300 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  と極めて多量であった。しかしながら、本年は7月25日に一度顕著なアオコ集積が確認された以

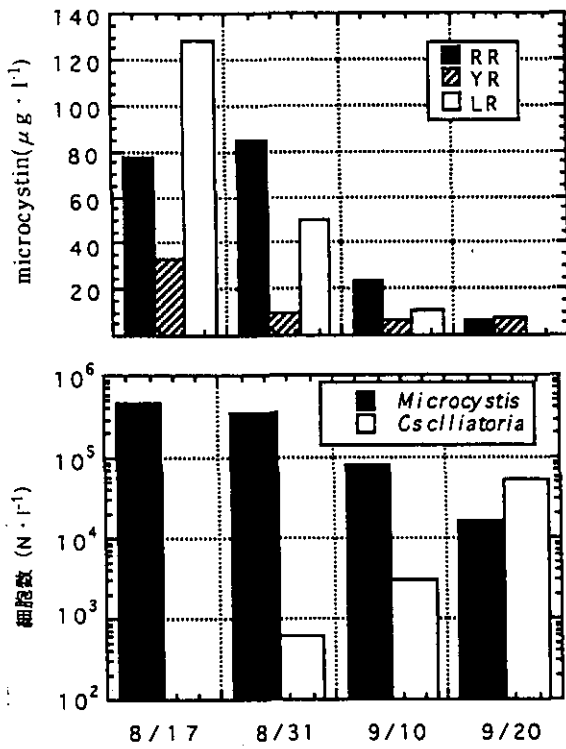


図2 印旛沼におけるmicrocystin量および藻類の細胞数

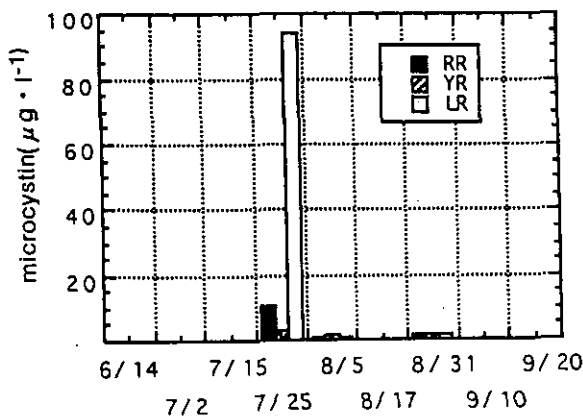


図3 霞ヶ浦土浦港におけるmicrocystin量

外はアオコの形成が見られずmicrocystin量もほとんど検出されなかった(図3)。

### (4) 相模湖, 津久井湖, 諏訪湖

最も多量にアオコが形成された7月下旬から8月中旬の各湖沼の集積域におけるmicrocystinの現存量を図4に示した。相模湖以外は顕著に有毒物質が検出され、また、どの湖沼でも毒性が強いことで注目されているmicrocystin-LRの検出量が顕著であった。津久井湖の山城ダム付近のボート乗り場のとくにアオコが集積している箇所ではmicrocystin-RRが  $79.5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、microcystin-YRが  $11.5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、microcystin-LRが  $429.5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  となった。諏訪湖においてはアオコの集積が顕著に見られ、最も集積している箇所では細胞数が  $8 \times 10^6 \sim 3.5 \times 10^7$  に達した。microcystin量も高濃度で検出されmicrocystin-RRが  $13700 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、microcystin-YRが  $2290 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、microcystin-LRが  $17000 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  となった(図4, 5)。

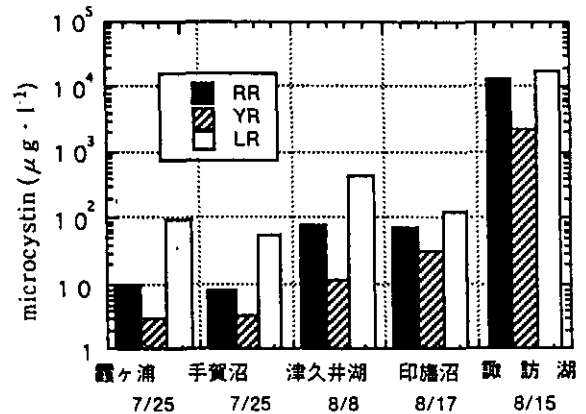


図4 各湖沼のmicrocystin現存量

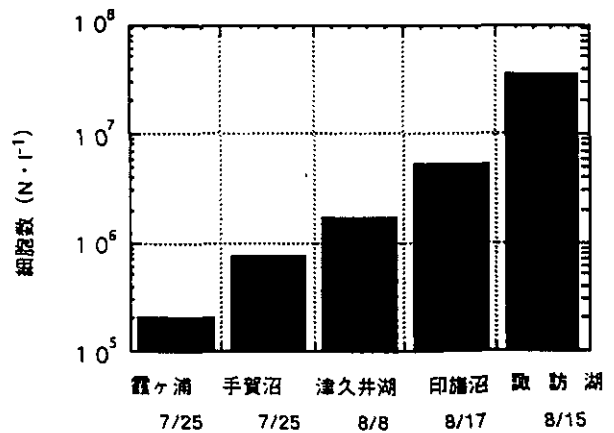


図5 各湖沼のMicrocystis細胞数

#### 4. 考察

##### 4.1 細胞あたりのmicrocystin量

microcystin量や*Microcystis*細胞数は採取した地点のアオコの集積度に大きく影響されるため水域どうしの比較は不可能であるため、定量したmicrocystinの総量を細胞あたり (microcystin/10000cell) に換算することでそれぞれの湖沼を比較した。その結果、細胞あたりのmicrocystin量は諏訪湖が最も多く、次いで霞ヶ浦、津久井湖の順となった(図6)。また、夏季に絶えずアオコが見られた手賀沼ではアオコの細胞あたりのmicrocystin量は少量であり、反対に夏季にあまりアオコの形成が見られなかった霞ヶ浦では、細胞あたりの毒性量は比較的多量であった。また、手賀沼において細胞あたりの毒性量を経時的に調べた結果、細胞あたりの毒性量は8月5日ピークに達し、その後減少傾向にあった(図7)。これらのことから、種構成の差異や細胞内へ

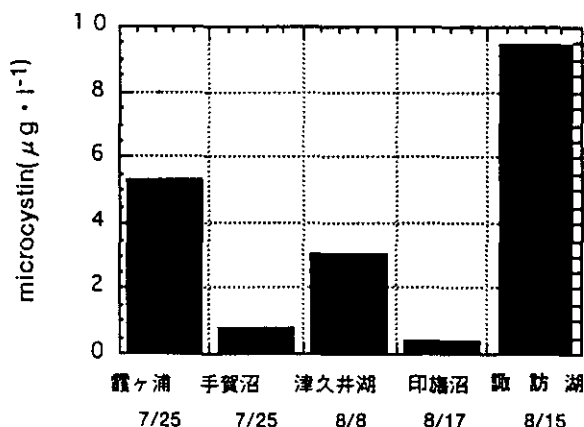


図6 細胞あたりのmicrocystin量の比較

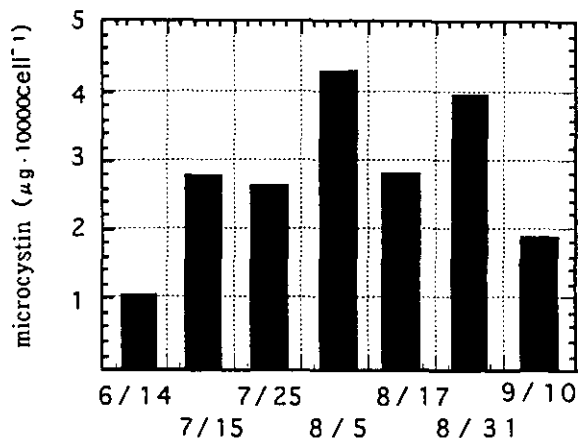


図7 細胞あたりのmicrocystin量 (手賀沼)

の有毒物質の含有性、生存環境の変化などの要因から水域によりアオコの有毒物質の産生特性が顕著に異なることが示唆された。

##### 4.2 アオコ形成種の優占特性

本研究ではアオコを形成するラン藻類として*Microcystis*属のほか*Anabaena*属*Oscillatoria*属、*Phormisium*属等についても観察した。その結果、アオコが集積する水域では*Microcystis*属が極めて多量に存在していた。このことから、関東近隣の湖沼ではアオコを形成する原因種はほぼ*Microcystis*属であると考えられる。

しかし、図2でも述べたように印旛沼の測定結果では*Microcystis*属の細胞数が減少する一方で*Oscillatoria*属が増加する傾向にあった。また、今季あまりアオコ形成が確認されなかった霞ヶ浦土浦港でも糸状性ラン藻類*Oscillatoria*属、*Phormisium*属の増減は、*Microcystis*属の増減と相反する傾向がみられた(図8)。これらのことから*Microcystis*属が優占しない水域では、他のラン藻類が増加し得ることが予想される。また、*Oscillatoria*属からもmicrocystinが検出された例も報告されていることから、今後microcystinの実態を把握するためには、*Microcystis*属とともに自然湖沼で発生するその他のラン藻類にも着目したモニタリングが必要であることが示唆された。

#### 5. まとめ

本研究ではラン藻類産生性有毒物質microcystin基礎的知見の収集を目的とし関東近隣の湖沼にて実態調査を

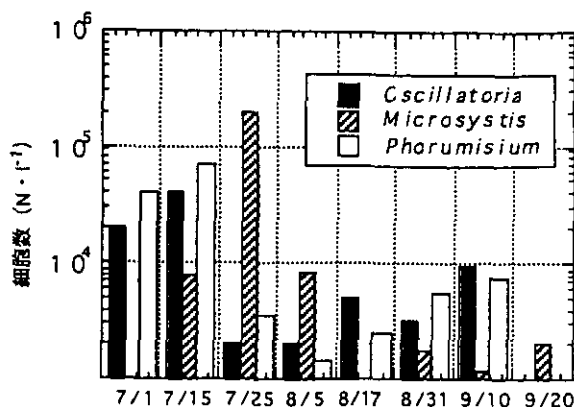


図8 霞ヶ浦集積域における優占藻類の現存量の推移

行った。

[1] いずれの湖沼でも集積域において高濃度の microcystin が検出された。とくに毒性が強いことで最も注目されている microcystin-LR がいずれの湖沼でも多量に検出された。

[2] microcystin 量を細胞あたりに換算することで、異なった水域の毒性量の比較を行った。その結果、細胞あたりの microcystin 量は調査した地点や時季等によって大きく異なった。このようなアオコの有毒物質の産生特性の解明も今後着目すべき課題である。

[3] *Microcystis* 属が優占していない時季には他の糸状性ラン藻類が多く見られた。*Microcystis* 属のみでなく、*Oscillatoria* 属、*Anabaena* 属等その他の有毒ラン藻類を包括したモニタリングが必要である。

#### 参考文献

- 1) Falconer I. R, Buckley T. and Runneger M. T. C.(1983) Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. Med. j. Aust. 1, p.511-514.
- 2) Watanabe M. F., et al.(1991a) Composition of cyclic peptide toxins among strains of *microcystis aeruginosa* (bluegreenalga, cyanobacteria). Bot. Mag. Tokyo 104, p.49-57.
- 3) 渡辺真利代・原田健一 (1993) 有毒アオコ—その生物学的・化学的特性, 陸水学雑誌, 54, p.225-243.
- 4) 笹川恭明 (1994) 水中マイクロシスチンの固相抽出法による分析方法の検討, 第 45 回全国水道研究発表会公演集, p.504-505.



# 霞ヶ浦における有機性汚濁物質に関する研究

相崎守弘<sup>1</sup>・松重一夫<sup>2</sup>・今井章雄<sup>2</sup>・朴 濟哲<sup>3</sup>

(1 島根大学, 2 地域環境研究グループ, 3 東京水産大学)

## 1. はじめに

霞ヶ浦における COD 濃度は 1982 年をピークに徐々に減少する傾向を示していたが, 1991 年の平均濃度  $6.8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  を境として再び増加の傾向を示し, 1993 年以降  $8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  台を推移している。こうした有機汚濁の起源としては, 陸域由来の外来性有機物と藻類, 水生植物, 堆積物など湖内で生産される内来性の有機物とに大別できる。霞ヶ浦では, 1986 年を境として従来夏になると毎年大量に発生していたマイクロシスティスによるアオコがあまり見られなくなり, オシラトリアなどの糸状の藍藻類が優占するようになってきた。その原因も明らかでないが, そのことにより, 冬季の COD 濃度の低下が見られなくなり, 霞ヶ浦の有機汚濁の増加に関係していると考えられている。

湖内の有機物の挙動を調べる方法としては溶存態と懸濁態に分類し, その挙動を調べる手法が一般的にとられてきた。これまでの報告によると, アメリカやヨーロッパの湖沼では懸濁態有機物と溶存態有機物の比は非常に低い値を示し, その割合は平均値で 1:10 程度と溶存態が全有機物の大部分を占めていることが明らかにされている (Wetzel, 1983)。しかし, 日本の湖沼では溶存態有機物に関する研究報告は少なくこのような構成比に関する情報もほとんどない。湖内の溶存有機物は微生物による分解性を指標として, 易分解性有機物と難分解性有機物に区分される。特に, 難分解性の溶存有機物は湖沼における炭素プールとしてよく知られているが, その生成機構や挙動, 機能に関しては不明な点が多い (Meili, 1992)。近年, 湖沼における溶存有機物に関する研究は多く行われるようになったが, 難分解性溶存有機物に関しては少ない。

本研究では, 霞ヶ浦における COD 濃度の増加に見られる有機汚濁の進行の原因を明らかにするために, COD よりも精度高く有機物濃度を表すことのできる有機炭素量を指標として, 懸濁態有機炭素 (POC) および溶存態有機炭素 (DOC) の水平分布及び季節変動特性を解析した。さらに, 溶存有機物を易分解性及び難分解性に分けその

挙動を解析した。また溶存有機物の起源の 1 つと考えられている底泥での動態を調べるために間隙水中の挙動を調べた。これらの結果から, 霞ヶ浦では従来考えられていた優占藻類種の変化による有機物濃度の上昇の他に, 難分解性溶存有機物の増加が COD 濃度を高めていることが明らかにされたので以下に報告する。

## 2. 方法

調査地点を図 1 に示す。高浜入りに 2 地点, 土浦入りに 2 地点, 湖心域に 3 地点の合計 7 地点で 1996 年 3 月から 1998 年 1 月まで行った。採水はカラムサンプラーを用い, 表層 0~2 m の水を採取し, よく混合したものを用いた。試水はあらかじめ  $450^{\circ}\text{C}$ , 3 時間以上の熱処理をしたガラス容器に採取し, アイスボックス中に保存し, すみやかに実験室に運んで処理した。溶存態と懸濁態の分別にはガラスファイバーフィルター (ワットマン GF/F, 孔径  $0.6 \mu\text{m}$ ) を用いた。ろ紙上の懸濁物は  $80^{\circ}\text{C}$  乾燥後, CHN コーダ (柳本 MT-5) を用いて炭素量 (POC) を測定した。ろ液は総溶存態有機炭素 (T-DOC) 濃度測定のためのサンプルを取った後, 1 liter のガラ

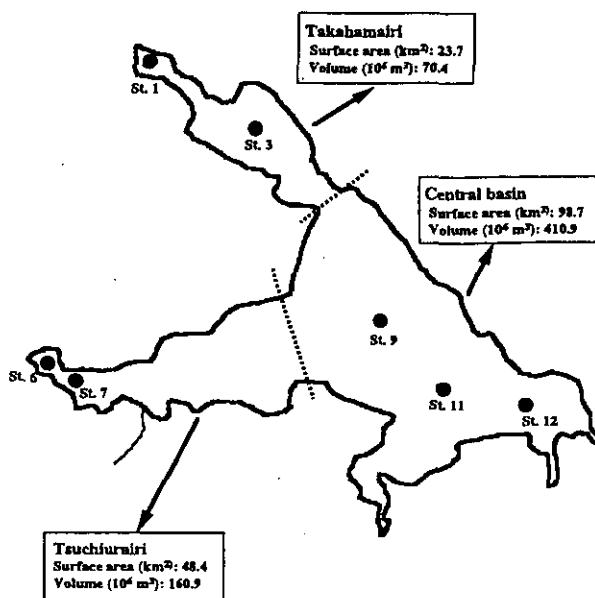


図 1 霞ヶ浦における調査地点

ス容器に詰め (500-700 ml), 100 日間 20°C, 暗条件下で分解実験を行い, 100 日後の溶存態有機物濃度を難分解性溶存有機炭素 (R-DOC) 濃度, 分解された溶存有機炭素を易分解性有機炭素 (L-DOC) とした。

底泥間隙水中の溶存有機物の挙動を調べるため, 湖心 (St.9) において, 直径 4 cm の重力式コアサンプラーを用いて底質を 10-15 本採取した。なるべく表面を乱さないように実験室に持ち帰り, 素早く 7 層 (0-1, 1-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10, 10-15 cm) に切り取った。各層の試料は 3000 回転, 10 分間遠心分離を行い, 上澄液を再び GF/F フィルターを用いてろ過し, そのろ液の DOC, アンモニア態窒素およびリン酸態リン濃度を測定した。

溶存態有機炭素濃度は塩酸を添加し無機炭酸を追い出したサンプルについて全炭素計 (島津 TOC-5000) を用いて分析した。UV 吸光度は 260 nm の波長で 1 cm セルを用いて測定した値を用いた。UV/DOC 比は UV 吸光度を 1000 倍した値で計算した。アンモニア態窒素及びリン酸態リン濃度はオートアナライザー (ブランルーベ Co. TRAACS 800 型) を用いて測定した。

### 3. 結果及び考察

#### 3.1 霞ヶ浦各地点における有機物変動特性

図 2 および 3 に霞ヶ浦高浜入り中央 (St.3) 及び湖心 (St.9) における TOC, T-DOC, R-DOC 濃度の季節変化を示す。また表 1 に調査した各地点での 2 年間の調査結果を平均値として解析した結果を示す。TOC 濃度は高浜入りの St.1 及び 3 で高く 2 年間の平均値で 9.3 及び 9.5  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  という値であった。土浦入りはこれより低く 7.5-8.0  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  であり, 湖心域はほぼ同程度の値で 7.6-7.9  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  であった。

T-DOC 濃度は河川河口域に近い St.1, 6 及び 7 で低く, 他の水域は 4.2-4.4  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  と変化が少なかった。この結果から, TOC 中に占める溶存態有機物 (T-DOC) は湖心域では 54-55% を占めており, 有機物の濃度変化の主要な要因が溶存有機物にあることが明らかとなった。高浜入りでは溶存有機物の占める割合が 42-46% と湖心域に比べて低く, 1980 年代に霞ヶ浦全域でみられていたように一次生産による植物プランクトン有機物が COD 変動の主要な要因となっていることを示していた。土浦入りでは溶存有機物が全有機物の約 50% を占めており, 湖心域と高浜入りとの中間の状態であった。この

ことから, 湖心域を中心として有機物組成が溶存態を中心とする組成割合に移行しており, 土浦入りでもその傾向がみられることがわかった。

難分解性の溶存有機物 (R-DOC) 濃度は T-DOC 濃度と同様に河口域の St.1, 6 及び 7 で低く, 湖心域で高い値を示した。全溶存態有機物中に占める難分解性溶存有機物は湖心域では 83-84% と高く, 河口域でも 77-79% と高い割合を示した。

全有機物中に占める溶存有機物の割合が高まっていること, 及び溶存有機物の 77-84% が難分解性であることから, 今後の COD 対策としては従来の富栄養化対策とは異なった対策が必要となる可能性が高い。

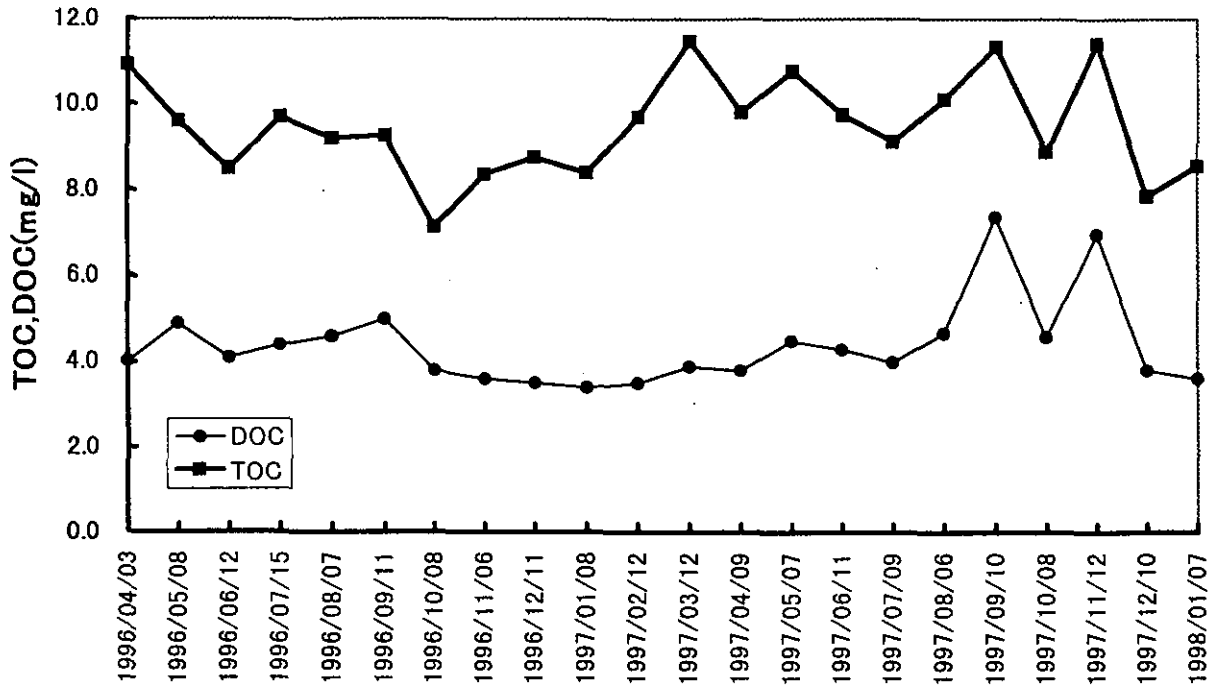
各地点における TOC 濃度の季節変化と T-DOC 濃度の季節変化をみると (図 2, 3 参照), T-DOC 濃度は TOC 濃度が高いときに高くなる傾向を示していた。T-DOC/TOC 濃度比の変化をみると高浜入りや土浦入りでは TOC 濃度が高くなったときにこの比は低下する傾向がみられ, 植物プランクトン起源の懸濁態有機物が増加したことによって TOC 濃度および T-DOC 濃度も増加したと考えられた。これに対して, 湖心域では TOC 濃度が増加したときに T-DOC/TOC 濃度比も増加しており, TOC 濃度の増加が溶存有機物の増加によってもたらされていることが判明した。

R-DOC 濃度と T-DOC 濃度の季節変化をみると, 各地点とも 1996 年は両者は連動して変化していたが, 1997 年は R-DOC 濃度の変化は少なく, 分解性の溶存有機物の増加によって T-DOC 濃度が変化したと考えられた。しかしながら, 1997 年においても T-DOC 濃度の増加時には R-DOC 濃度も上昇しており, 難分解性有機物濃度も T-DOC 濃度の変動の影響を受けていたことがわかった。

表 1 霞ヶ浦各地点における TOC, T-DOC, R-DOC およびそれぞれの比の平均値 (1996 年 3 月~1998 年 1 月)

	St.1	St.3	St.6	St.7	St.9	St.11	St.12
TOC(mg/l)	9.3	9.5	7.5	8.0	7.7	7.6	7.9
T-DOC(mg/l)	3.9	4.4	3.8	3.9	4.2	4.2	4.3
R-DOC(mg/l)	3.0	3.5	3.0	3.2	3.5	3.5	3.6
DOC/TOC	0.42	0.46	0.51	0.49	0.55	0.55	0.54
R-DOC/T-DOC	0.77	0.80	0.79	0.82	0.83	0.83	0.84

St.3



St.3

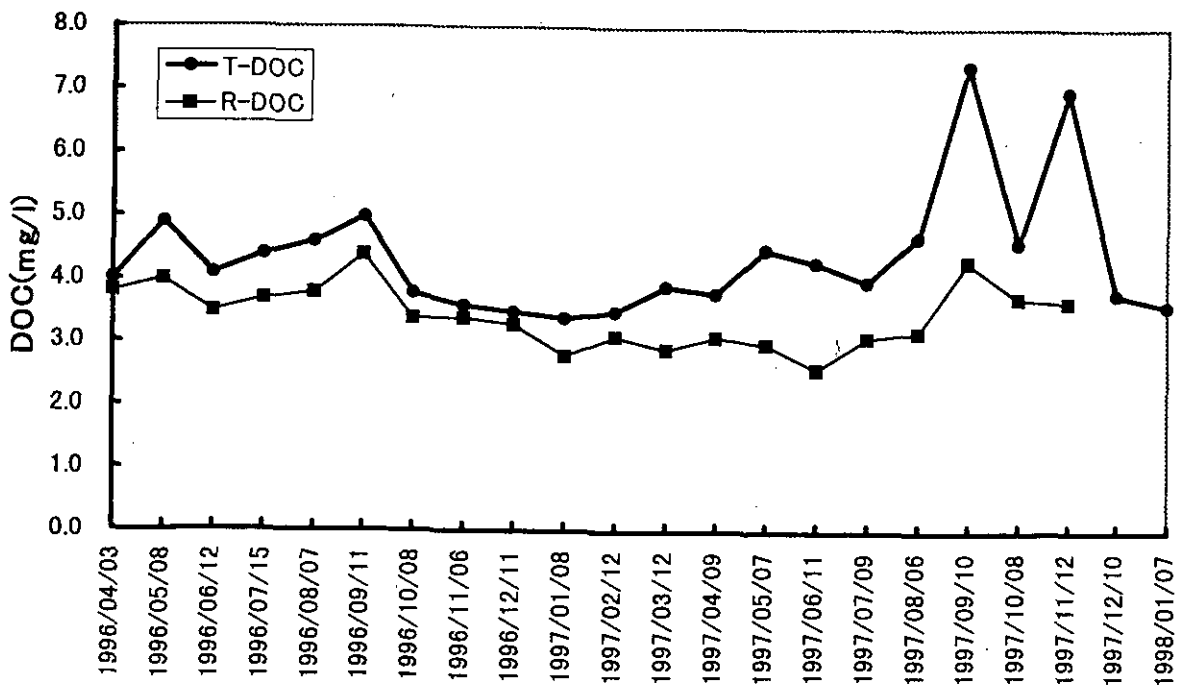
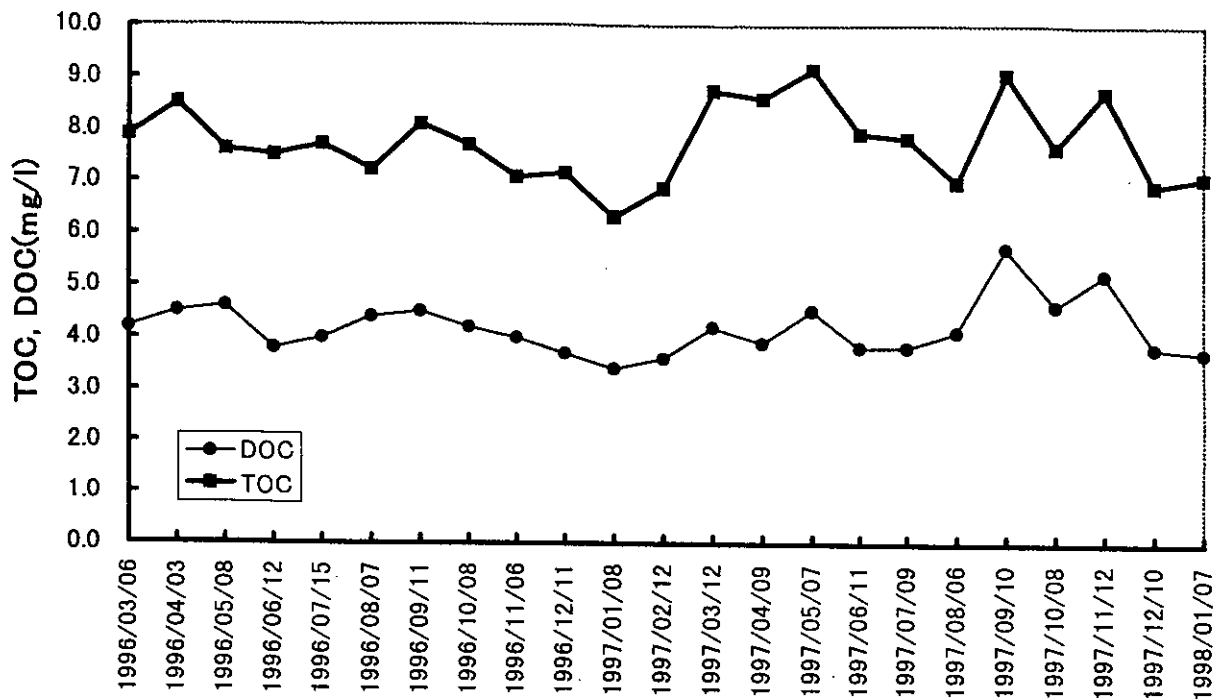


図2 霞ヶ浦St.3におけるTOC, T-DOCおよびR-DOCの季節変化

### St.9



### St.9

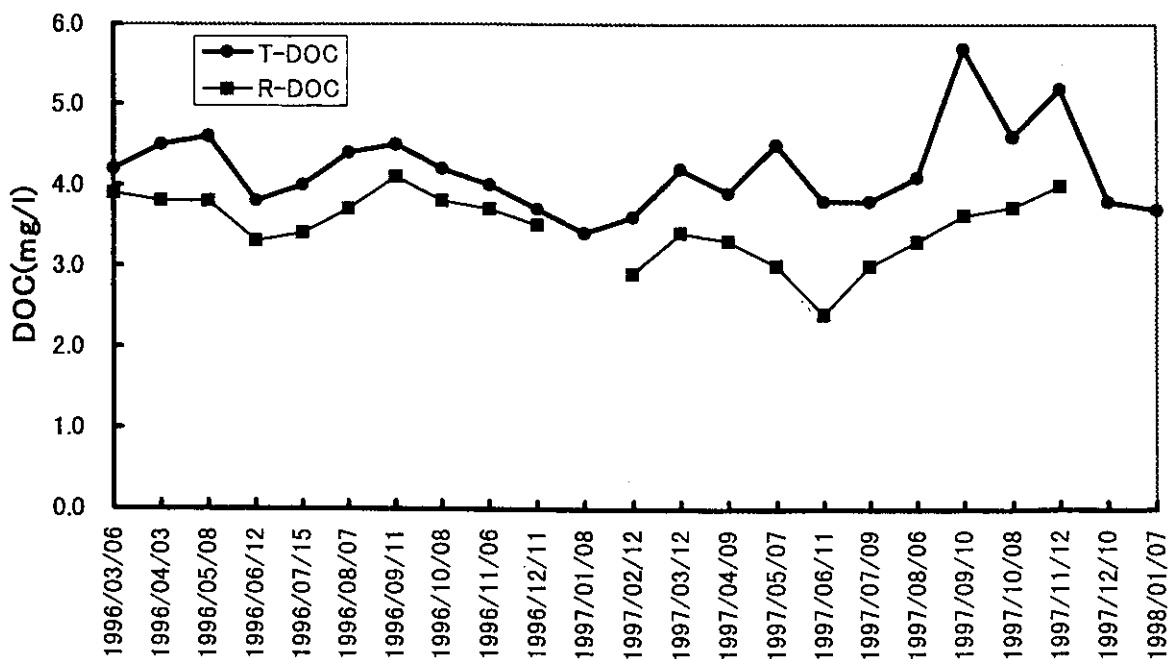


図3 霞ヶ浦 St.9 における TOC, T-DOC および R-DOC の季節変化

### 3.2 溶存有機物の起源

COD 物質の挙動を明らかにするためには、全有機物の挙動解析が必要である。霞ヶ浦においては、特に湖心域を中心として溶存有機物が全有機物の 55%程度を占め、その挙動が COD 濃度変動に大きな影響を及ぼす可能性の高いことが明らかとなった。したがって、溶存有機物の起源を解明することは今後の霞ヶ浦の水質管理上非常に重要な課題である。霞ヶ浦における溶存有機物の起源としては、河川を通じて流入する陸域起源のものと同様に霞ヶ浦内部で生産される内部生産有機物とに分類される。内部生産有機物としては植物プランクトンの光合成由来のもの、植物プランクトンの分解によるもの、植物プランクトンを食べた動物プランクトンからの排泄によるもの、底泥からの溶出などが考えられる。

表 2 に朴 (1996) がまとめた霞ヶ浦における有機物収支を示す。流域からは難分解性有機物の約 52%が、分解性有機物の 16%が流入している。内部生産難分解性有機物の起源としては動物プランクトンによる排泄と底泥からの溶出が大きな割合を占めていると推測している。一方、分解性有機物は動物プランクトンからの排泄によるものと植物プランクトンの分解によるものが大きな割合を占めており、底泥からの寄与は少ないと推測している。

図 4 に霞ヶ浦湖心における水中の TOC 及び DOC 濃度の季節変化と底泥表層における DOC 濃度の季節変動を示す。底泥表層間隙水中には 1996 年 4 月、1997 年 4-6 月及び 8-9 月に高い DOC 濃度が観測された。このとき水中の DOC 濃度及び TOC 濃度も上昇しており(図 3 参照)、底泥の有機物濃度の上昇が水中の有機物濃度の上昇に連動していたことがわかった。しかしながら、上記の期間以外では底泥表層水の DOC 濃度は水中の DOC 濃度とほぼ等しく、特に底泥で有機物分解が活発に起きていたとは考えられなかった。

### 3.3 底泥間隙水中での溶存有機物の挙動

図 5 に霞ヶ浦湖心における底泥表層間隙水中の溶存有機物濃度の季節変化と UV/DOC 比の季節変化を示す。UV/DOC 比は DOC 濃度が水中の濃度とあまり変わらない期間では約 30 程度を示していたが、DOC 濃度が上昇したときには著しく低下した。表 3 に UV で測定される有機物と DOC で表されている有機物の分解特性を示す。今回の DOC 分析に用いた方法では揮発性の有機物の測定は

難しく多少過小の値となっていると考えられるが、DOC 濃度はほぼ溶存有機物の全量を表していると仮定できる。UV で測定される有機物は 260 nm に吸収を持つ有機物で腐植物質系の有機物濃度の指標として有効であると考えられている。表 3 に示したように UV の測定値は 100 日間の分解後でも分解前と比べて高い割合で残存しており、この値が難分解性の有機物の指標となることを示している。すなわち、UV/DOC 比が高いということは難分解性の有機物の割合が高く、この比が低いことは分解性の有機物の占める割合が高いことを示している。

図 5 に示した結果をみると、底泥間隙水中で DOC 濃度が高くなるときは UV/DOC 比が低くなることから、ここに蓄積した有機物は分解性の有機物が多いと推測される。

図 6 に底泥各層における間隙水中の DOC 濃度の季節変化を、図 7 に同様にアンモニア態窒素濃度の季節変化を、図 8 にリン酸態リン濃度の季節変化を示す。底泥間隙水中の DOC 濃度が高くなった 1997 年 5 月では各層と

表 2 霞ヶ浦における溶存有機物の収支 (1994 年 10 月～1995 年 9 月,  $gC/m^2 y$ ) (朴, 1996)

	R-DOC	L-DOC
<b>Input</b>		
algal excretion or autolysis	0.4	19.0
zooplankton excretion	10.0	23.4
allochthonous DOC	25.6	9.4
sediment release	13.5	6.9
Total	49.5	58.7
<b>Losses</b>		
outflow	38.6	13.8
bacteria decomposition	5.0	41.7
Total	43.6	55.5
<b>Net production</b>	<b>5.9</b>	<b>3.2</b>

表 3 霞ヶ浦各地点における分解開始時の DOC, UV 値に対する 100 日分解後のそれぞれの割合 (福島ほか, 1995)

St.	Ratio of 100d to initial	
	DOC	UV <sub>260nm</sub>
1	0.66	0.84
2	0.68	0.82
3	0.71	0.86
7	0.72	0.86
9	0.75	0.88
12	0.77	0.88
1992, 10-1994, 4		

も同程度の高い DOC 濃度が測定されており、15cm の厚さにわたって溶存有機物が蓄積していたことがわかった。その後表層の DOC 濃度が上昇した9月では中間の 2-8 cm 層では DOC の蓄積はみられておらず、8 cm 以深の値と表層の値がほぼ等しくなった。それ以外の期間では、表層から深くなるにつれて濃度が上昇する傾向を示した。図7のアンモニア態窒素濃度の変化をみると、DOC 濃度が高くなった5月には全層にわたってアンモニア態窒素濃度が減少しており、図8に示したリン酸態リン濃度でも同様の傾向を示した。このことは、何らかの外因により底泥が激しく攪乱されたことを伺わせており、そのような時に DOC が蓄積してくる可能性を示唆している。しかし、このような現象はこの時以外にはみられず、9月に表層の DOC 濃度が上昇したときは8月の中間層のアン

モニア態窒素濃度の低下がみられたが因果関係は明らかでなかった。リン酸態リン濃度は中間層の 2-4 cm の層にもっとも高い濃度が観測され、リンの回帰がこの層を中心に行われている可能性を示した。

#### 4. まとめ

霞ヶ浦における COD 濃度変動を規定している要因として、1980年代は富栄養化による植物プランクトンの増加によってもたらされた懸濁態有機物の影響が大きいと考えられてきたが、1990年代に入り溶存有機物の占める割合が高くなってきており、溶存有機物の挙動解明が必要な状況に至った。特に、湖心域ではこの傾向が強く、土浦入りでも溶存有機物が全有機物量の半分程度を占める状況である。湖水中の溶存有機物の 80%強は難分解

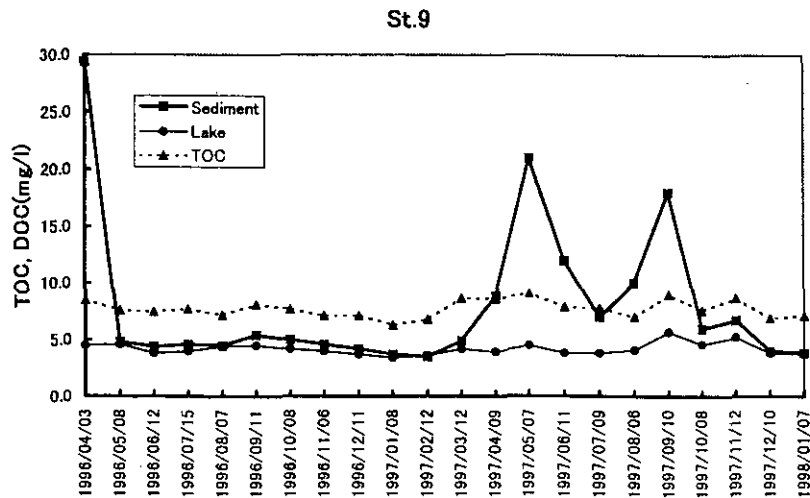


図4 霞ヶ浦湖心における底泥表層間隙水中の DOC 濃度 (sediment) と水中の DOC (Lake), TOC 濃度の季節変化

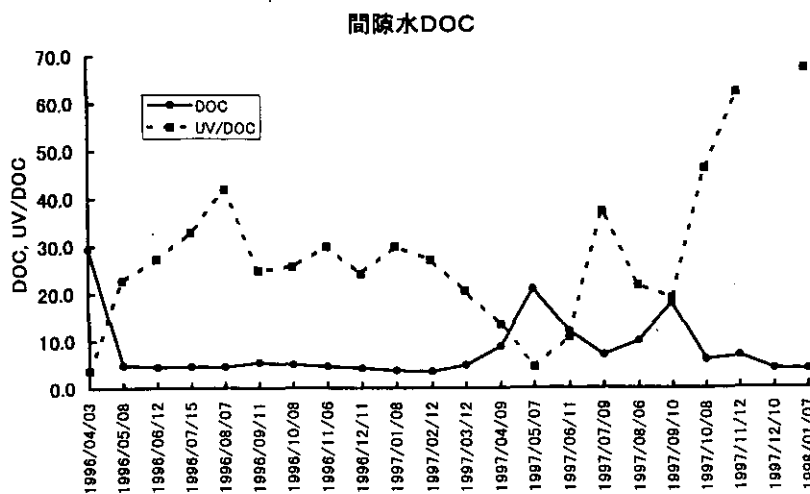


図5 霞ヶ浦湖心底泥表層間隙水中の DOC 濃度および UV/DOC 比の季節変化

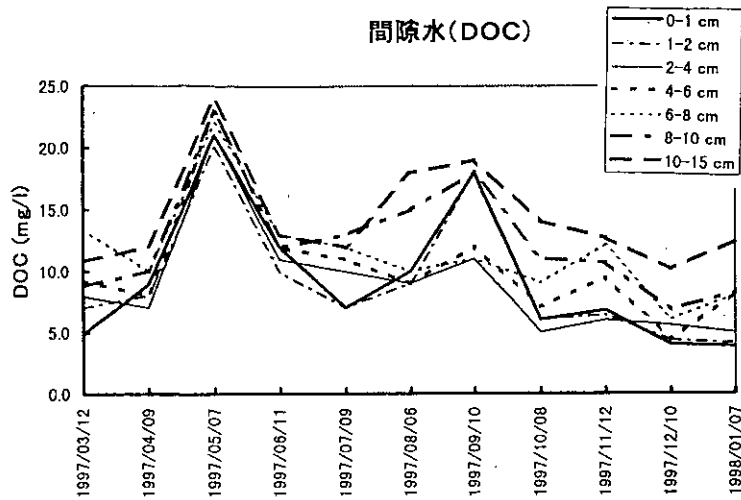


図6 霞ヶ浦湖心底泥各層におけるDOC濃度の季節変化

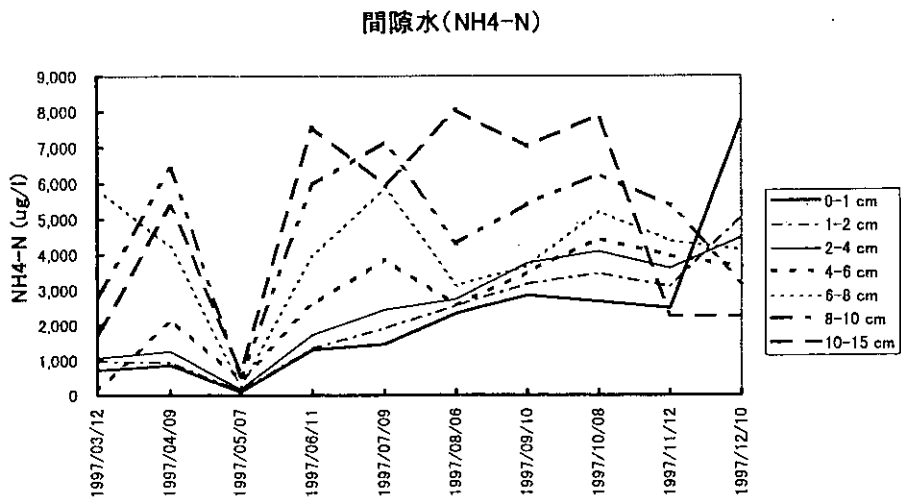


図7 霞ヶ浦湖心底泥各層におけるアンモニア態窒素の季節変化

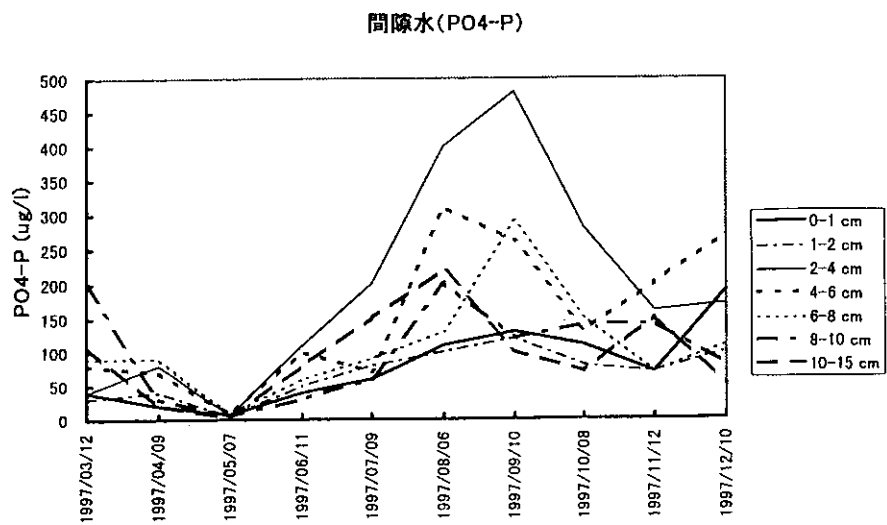


図8 霞ヶ浦湖心底泥各層におけるリン酸態リン濃度の季節変化

性の溶存有機物で占められており、その起源及び生成メカニズムの解明を急がない限り、具体的な対策は非常に困難な状況である。難分解性の有機物の約 50%は陸域起源のものと考えられるが、残りの 50%は湖内で生産されていると考えられる。湖内で生産される有機物に対する底泥の寄与を検討した結果、底泥の寄与はかなりあると考えられるが、底泥に高濃度で蓄積される溶存有機物は分解性である可能性が高いこと、一時的には高濃度の溶存有機物の蓄積がみられたがそのほかの期間では表層間隙水濃度は水中の濃度とほぼ等しいことなどから、水中の溶存有機物変動に対する底泥の寄与の程度に関しては明確な答えは得られなかった。

また、底泥中に溶存有機物が高濃度に存在する期間がみられたが、どのような条件が生じた時に蓄積が起こるのか、また有機物の起源は何かといった生成メカニズムは解明できなかった。5月及び夏期にこのような現象が生じているケースが多いことから、底層水の無酸素化による底生生物の弊死などの影響も考慮する必要があるか

もしれない。

今後とも、継続的な観測を続けるとともにより詳細な機構解明を急ぐ必要があると考える。

#### 参考文献

- 福島武彦・松重一夫・今井章雄・相崎守弘・朴濟哲 (1995) 霞ヶ浦での溶存有機物の動態, 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集 9, p.56-60, 国立環境研究所.
- Meili M.(1992) Sources, concentrations and characteristics of organic matter in softwater lakes and streams of the Swedish forest region. *Hydrobiologia* 229,p.23-41.
- 朴濟哲 (1996) 霞ヶ浦における溶存有機物の挙動と生成機構に関する研究, 東京水産大学学位論文.
- Wetzel R. G.(1983) *Limnology* p.667-706. Saunders Coll. Publ.,Philadelphia.



# 農耕地域での浅層地下水中の硝酸態窒素濃度と土地利用の関係

三浦真吾<sup>1</sup>・相崎守弘<sup>1</sup>・松重一夫<sup>2</sup>

(1 島根大学, 2 地域環境研究グループ)

## 1. はじめに

近年, 各地の地下水から, 水道水の水質基準値を超える量の硝酸態窒素が検出され, 問題となっている。硝酸態窒素による地下水汚染の原因としては, 施肥, 生活排水および畜産廃棄物などが考えられる。その中でも農地への施肥の影響は大きいと考えられる<sup>1)</sup>。施肥による土壌中の硝酸態窒素濃度の増加は硝酸イオンが土壌に吸着されないため, 地下水汚染の原因となっている<sup>2)</sup>。しかし, 施肥と地下水汚染との因果関係は非常にとらえにくく, 小規模で単一な土地利用形態での調査は行われているが<sup>3) - 5)</sup>, 広範囲で複雑な土地利用形態での調査はあまり例を見ない。

本研究では, 農耕地域において広範な面積で井戸水の調査を高密度で行った。得られた結果を地理情報システム (GIS) を用いて解析したところ, 浅層地下水中の硝酸態窒素濃度と土地利用との間に密接な関係があることがわかったので報告する。

## 2. 調査地域及び調査方法

調査は茨城県南西部, 筑波山南東部にあたる面積約 2.3km<sup>2</sup> の地域で行った。この地域は農耕地域で, 生活用水として現在まで, あるいは最近まですべての家庭で井戸水を利用していた。調査はこの地域の各家庭の井戸水を対象に, 1996 年 1 月と 7 月の 2 回行った。1 月は非灌漑期, 7 月は灌漑期の試料とした。212 ケ所の井戸を調査対象としたが, これにはこの地域のほとんどの家庭が含まれる。採水は各家庭に依頼した。水を十分に流した後, 250 ml のポリ瓶に採取し, 凍結保存してもらった。試料は採水後 2 日以内に回収し, ポリ瓶に採取日時, 井戸の深さを記入してもらった。回収した試料は低温室で解凍後, ガラスフィルター (Whatman GF/F) で濾過し, 濾液について硝酸態窒素 (NO<sub>3</sub>-N), 亜硝酸態窒素 (NO<sub>2</sub>-N), アンモニア態窒素 (NH<sub>4</sub>-N), リン酸態リン (PO<sub>4</sub>-P) を測定した。測定はオートアナライザー (Brum Luebbe, TRAACS 800) を用いて行った。また, 1996 年 11 月には現地において住宅地図を基に土地利用状況の調査を行っ

た。地理情報システムによる解析はパーソナルコンピュータ上で稼働する PC-Mapping (株Mapcom) を用いて行った。1/5,000 の都市計画白図を計測基図とし, 地形特性, 土地利用状況などを入力した。また, 井戸はポイントデータとして入力した。

## 3. 結果

### 3.1 水質特性

硝酸態窒素以外の項目に関しては, ほとんどの試料で濃度が低かったことから以下では硝酸態窒素のみを解析の対象とした。測定結果を非灌漑期と (1 月) と灌漑期 (7 月) に分けて井戸の深さと NO<sub>3</sub>-N 濃度の関係を図 1 に示す。非灌漑期では最高値 30.4 mg・l<sup>-1</sup>, 最低値 0.002 mg・l<sup>-1</sup>, 平均値 5.3 mg・l<sup>-1</sup> と非常に大きなばらつきがあった。また, 灌漑期では最高値 41.7 mg・l<sup>-1</sup>, 最低値 0.001 mg・l<sup>-1</sup>, 平均値 5.2 mg・l<sup>-1</sup> とさらに大きなばらつきがあった。井戸の深さは 8m 前後のものと 30~40m のものが多く, その中間の深さのものは少ない。一般に地下水は浅層地下水と深層地下水にわけられ, その境目は 10~20 m とされているが, 今回の調査では 20m 付近の井戸がほとんど見られないことから, 20m を境目としてそれより浅いものを浅井戸, 深いものを深井戸とし, 浅層地下水と深層地下水を区分した。

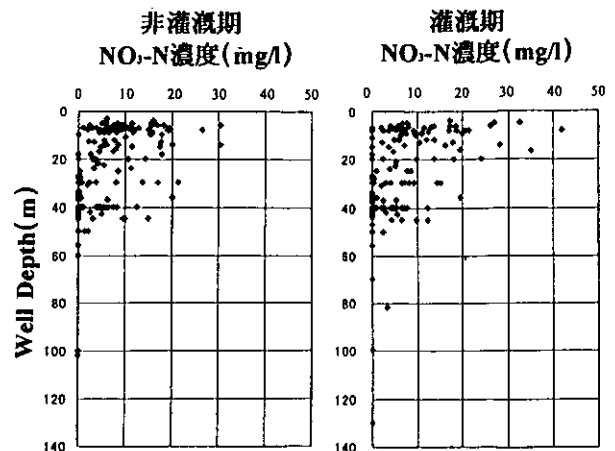


図1 灌漑期及び非灌漑期での井戸深度別 NO<sub>3</sub>-N 濃度

浅井戸は調査対象井戸の約 1/3 を占めており、その内のおよそ半分の井戸では  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度が、水道水基準値である  $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  を越えていた (図2)。浅井戸での平均濃度は非灌漑期  $9.7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、灌漑期  $11.0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  であり、灌漑期に濃度が高くなる傾向が見られた。

深井戸は全体の約 2/3 を占めており、そのほとんどが水道水の水質基準値以下であった。2、3の例外があるがこれらは、何らかの点源汚染によるものと推察された。深井戸での平均濃度は非灌漑期  $2.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、灌漑期  $2.0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  であり、灌漑期にわずかであるが濃度が低下した。今回の調査では深井戸での水質変化が少なく、土

地利用との関係を解析することが困難であるため、以下では浅井戸を対象に土地利用との関係を解析した。

### 3.2 水質分布特性

各井戸における  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の分布特性を見いだすため、分水嶺や等高線、土地利用と言ったデータを GIS 上でオーバーレイさせ解析を行ったが、明確な関係は見られなかった。また、隣接する井戸で大きな濃度差が見られる場合もあった。そこで非灌漑期から灌漑期にかけての濃度変化の傾向を求め地図情報とオーバーレイしたところ、以下の3つの地域的な特徴が明らかになった。①灌漑

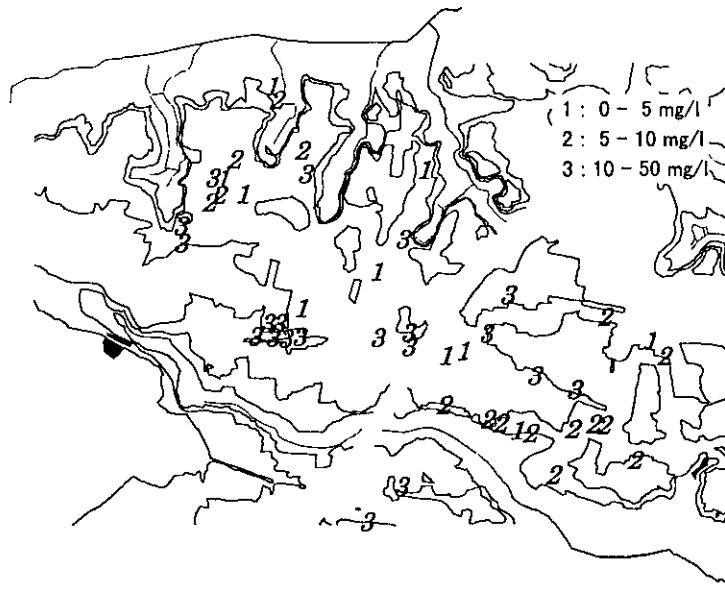


図2 浅井戸における  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度分布 (非灌漑期)



図3 浅井戸における非灌漑期から灌漑期への  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度変化

期に濃度が上昇した地域、②灌漑期に濃度が減少した地域、③一年を通じて濃度変化の少ない地域である(図3)。

地域による分布特性について、より詳細な解析を行うため、地形特性を考慮して6つの地域に分割した(図4)。この内 No.6 の地域については土地利用状況などの流域情報の一部しか入力できなかったため、他の地域と同等に取り扱うことはできなかった。それぞれの地域における灌漑期、非灌漑期の平均  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度および濃度変化を表1に示す。それぞれの地域の特徴は以下の通りである。No.1 の地域では灌漑期、非灌漑期共に濃度がかかなり高く、灌漑期には濃度がさらに上昇する。No.2 の地域では非灌漑期の濃度は低いが灌漑期には高く、その差が大きい。No.3 の地域では灌漑期、非灌漑期共に濃度が非常に高いが、灌漑期には濃度が低下する。No.4 の地域では No.1 の地域と同様に、灌漑期、非灌漑期共に濃度が高く、灌漑期に濃度が上昇する。No.5 の地域では灌漑期、非灌漑期共に濃度が低く、非灌漑期と灌漑期の濃

度変化が少ない。No.6 の地域では灌漑期、非灌漑期共に濃度が高く、濃度変化が少ない。

#### 4. 考察

調査地域の土地利用状況図を図5に示す。この土地利用状況図を基に各地域における土地利用面積を求めた(表2)。土地利用の形態は水田、畑、芝、果樹、林、住宅、荒地、その他に分けた。水田は地形から台地上のものを乾田、低地のものを湿田と呼び区別した。乾田は本来畑地として利用されていた土地であるが、近年、農業用水が多量に利用できるようになったことにより水田に変えたところで、水田の下に不透層がなく利用した水の多くは地下浸透していると考えられる。湿田は古くから水田として利用されていたところで、不透層が整備され、地下浸透は少ないと考えられる。

各地域の土地利用形態は全地域を通して畑の面積率が高い。畑以外の面積率は No.1 の地域では果樹が高い。No.2 の地域では林、荒地が高い。No.3 の地域では乾田、芝が高い。No.4 の地域では芝が高い。No.5 の地域では湿田、林が高い。No.6 の地域では住宅が高い。

これらの土地利用と地下水中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の関係を明確にするために農地利用されている土地について施肥による窒素の土壌残存量を求めた。農地形態による土壌窒素残存量は施肥量から収穫量を差し引いた量から求めた農業センサス(1985)のデータを用いた(表3)。土壌窒素残存量は芝が最も高く  $240 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ 、続いて果樹、乾田、畑である。それぞれの地域の土壌窒素残存量を農

表1 各地域での浅井戸の平均  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度

地域名	井戸深度(m)	$\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度(mg/l)		濃度差(mg/l)
		非灌漑期	灌漑期	
1	13.3	9.1	13.1	-4.0
2	13.7	6.0	13.0	-7.3
3	8.5	17.5	15.2	2.4
4	8.3	8.9	13.5	-4.5
5	9.8	4.8	4.6	0.4
6	8.0	14.5	15.5	-1.5
平均	10.3	10.1	12.5	-2.4

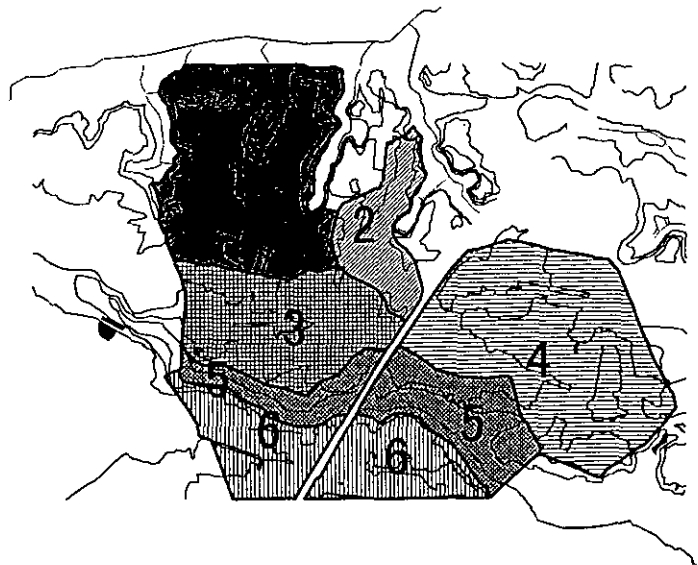


図4 地域特性を考慮した区域区分図

地形態と土地利用面積より求め表4に示す。地下水の硝酸濃度を推定するため以下の仮定のもとに計算を行った。この地域の年間降水量は1300mmあり、その内の50%が地下浸透する。土壤中に残存した窒素がすべて硝酸イオンに変化して溶出してくる。これより浸透水中の平均窒素濃度を計算し、その結果を表5に示す。その結果、全地域で実測値と予測値の間に良い相関関係( $r:0.81$ )が見られる。予測値は多くの仮定を含むが、実測値と良

い相関を示すことから土地利用形態、特に農耕地での施肥による土壌窒素残存量が地域の地下水の濃度に強く影響を与えていることを示している。

次に、地域によって灌漑期と非灌漑期で濃度が変動している原因に関して考察する。灌漑期で濃度が低下した地域はNo.3の地域で非灌漑期に濃度が非常に高かった地域である。土地利用では乾田の占める率が18%と他の地域に比べて多く、また芝の面積も30%と高い。乾

表2 各地域での土地利用別面積 (ha)

No	乾田	畑	芝	果樹	湿田	林	住宅	荒地	その他	総面積
1	2.2	20.7	0.2	9.1	1.1	5.8	8.2	2.9	3.5	53.7
2	1.2	4.0	0.0	0.7	2.4	4.6	2.5	2.0	1.5	18.9
3	5.3	7.3	7.7	1.0	0.0	0.4	4.4	4.0	3.2	33.3
4	6.8	13.8	13.0	8.9	0.0	5.6	8.6	4.3	5.8	66.8
5	1.4	4.2	1.0	0.1	2.2	5.9	3.8	1.8	2.8	23.2
6	1.8	3.3	3.1	2.8	1.7	2.6	8.7	2.4	5.8	32.2

表3 栽培植物毎の土壌窒素残存量 (kg/ha)

乾田	畑	芝	果樹
45.0	1.7	240.0	147.5

(農業センサス,1985)

表5 各地域での予測硝酸態窒素濃度および非灌漑期における実測硝酸態窒素濃度

No	予測平均水質 (mg/l)	非灌漑期における実測平均水質(mg/l)
1	10.6	9.1
2	4.7	6.0
3	13.9	17.5
4	14.3	8.9
5	5.0	4.8
6	7.6	14.5

表4 各地域での土壌窒素残存量

No	土壌窒素残存量 (kg/ha)
1	69.1
2	30.7
3	90.6
4	92.9
5	32.8
6	49.2



図5 土地利用状況図

田では灌漑期に多量の農業用水を供給している。当該地域の農業用水の使用量は把握していないが、近隣の阿見町の土地改良区の調査では日量  $125 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  の農業用水が使用されている。この値を用いて水量負荷を計算すると、この地域の水量は約 1.5 倍に増加すると計算される。すなわち、No.3 の地域で灌漑期に濃度が低下したのは農業用水による希釈効果によるものと推測される。ところが No.1, No.2, No.4 の地域では灌漑期に  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の増加が見られる。No.1 と No.3 の地域の関係を見ると、No.3 の地域は台地中央部に位置し、No.1, No.2 の地域は台地の縁の部分に位置している。浅層地下水の流れは地表の高度差に従うと考えられていることから、台地上で地下浸透した水は No.3 の地域から河川の流れる低地に向かって移動してゆくものと考えられる。模式図を図 6 に示す。すなわち、乾田に近い井戸では農業用水の希釈効果で濃度が低下するが、乾田から離れた地域では途中の土壌残存窒素と長時間にわたって接触するために濃度が上昇するものと考えられる。濃度変化が少なかった No.5 の地域は河川周辺部に位置し、この地域では河川の影響で年間を通して土壌中に水が帯水していると考えられることから変化が少なかったものと推測される。

## 5. まとめ

農耕地域における  $2.3 \text{ km}^2$  の地域で 212 の井戸を対象に硝酸態窒素濃度の分布を調べた。対象井戸の 20% で、

また浅井戸では約 50% が上水道の水質基準値を上回る濃度が観測された。浅井戸のデータを基にこの地域を灌漑期と非灌漑期の硝酸態窒素濃度変化の傾向と地形特性から 6 つの地域に区分して解析を行った。これらの地域で施肥に伴う土壌中の残存窒素濃度と地下水中の硝酸態窒素濃度間に強い関係があることがわかった。また、灌漑期と非灌漑期での濃度変化には、灌漑期における乾田への農業用水の供給が大きな影響を与えていると考察された。

## 参考文献

- 1) 国包章一・眞柄泰基 (1984) 地下水の窒素汚染とその原因に関する基礎的考察, 衛生工学研究論文集, 20, p.121-130.
- 2) 北尾高嶺 編著 (1996) 浄化槽の基礎知識, 財団法人日本環境整備教育センター, p.81-83.
- 3) 並木則和・田瀬則雄・米山忠克・榎根勇・古藤田一雄 (1989)  $^{15}\text{N}$  による地下水中の硝酸塩の起源の同定について: 沼田段丘の事例, 筑波大学水理実験センター報告, 13, p.77-80.
- 4) 植木肇 (1986) 熊本県の地下水の硝酸性窒素濃度, 熊本県衛生公害研究所報, 16, p.25-29.
- 5) 川島博之・津村昭人・木方展治・山崎慎一・藤井國博 (1992) 水田周辺地下水中の硝酸塩濃度, 水環境学会誌, 15, p.924-927.

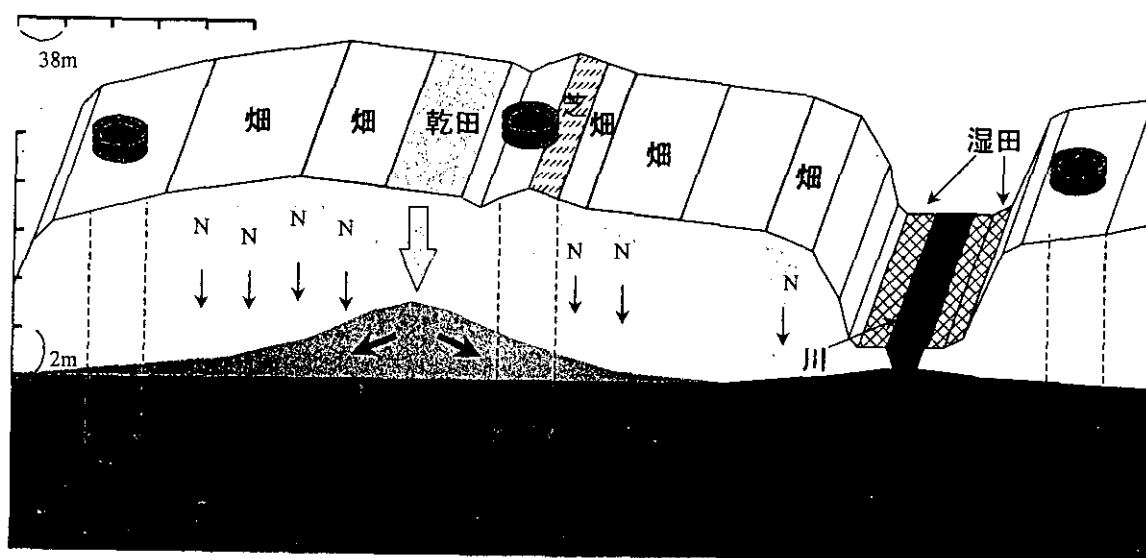


図6 灌漑期における乾田からの漏水が地下水質に及ぼす影響を示す模式図

# 霞ヶ浦高浜入りと流入河川の恋瀬川における農薬の濃度変化特性

井上 隆信<sup>1</sup>・海老瀬潜<sup>2</sup>

(1 地域環境研究グループ, 2 摂南大学)

## 1. はじめに

河川・湖沼等の水域の環境問題として、富栄養化に加えて化学物質による微量汚染が取り上げられている。わが国において多量に使用されている化学物質の一つとして農業があり、その多くが水田で使用されている。水田施用農薬は、除草剤・殺虫剤・殺菌剤それぞれで多種類が使用されていること、毎年新しい製品が開発されるため多量に使用される農薬の種類が年・地域によって異なること、水稲移植後に集中して使用されることが特徴となっている。水田に散布された農薬は、降雨や水管理によって田面水が排出されるのに伴い河川に流出する。この水田施用農薬の河川や下流域の閉鎖性水域の生態系に及ぼす影響を評価するためには、毒性評価とともに、河川や湖沼における濃度変化特性を明らかにする必要がある。ここでは、調査結果を基に、霞ヶ浦の高浜入りとその流入河川の恋瀬川における濃度の変化特性について検討を行った。

## 2. 調査の概要

### 2.1 調査地点・調査期間

恋瀬川では1991年から1995年の5年間、霞ヶ浦では1993年から調査を実施しており一部分はすでに報告しているが<sup>1) - 3)</sup>、ここでは1995年の恋瀬川と1994年度と1995年度の霞ヶ浦のデータについて示した。恋瀬川の調査地点は、図1に示したように、上流から支川の小桜川上流の St.1、末流の St.3、川又川で恋瀬川合流直前の St.4、恋瀬川で霞ヶ浦流入前の St.6 である。この流域では、4月末から5月初めの連休中に水稲移植が集中するため、4月20日から始め、5月上旬はほぼ毎日、その後は3日間隔、7月以降は一週間に一度で8月30日まで、計42回調査を実施した。霞ヶ浦では、1994年から6~8地点で月に一回原則として第2水曜日に通年で調査を行い、高浜入りにおいては図1に示したように湾奥の St.k1 から湾口の St.k4 まで4地点で実施した。

表1には、恋瀬川の各調査地点までの流域面積と耕地面積を示した。耕地面積は、農業センサスのデータをも

とに、流域内の各集落の面積の総和として求めた。耕地面積の流域面積に対する比率は下流に行くに従って増加し、St.1の5.5%からSt.6の25.1%となった。水田面積の流域面積に占める比率も3.1%から12.9%と下流に行くほど高い。また、耕地の中では水田の占める比率が最も高く、畑地、樹園地の順になった。この流域では、梨や栗等の樹園地が多いことも特徴であり、小桜川や川又川流域では畑地と同程度の面積になっている。

図1 調査地点の概要

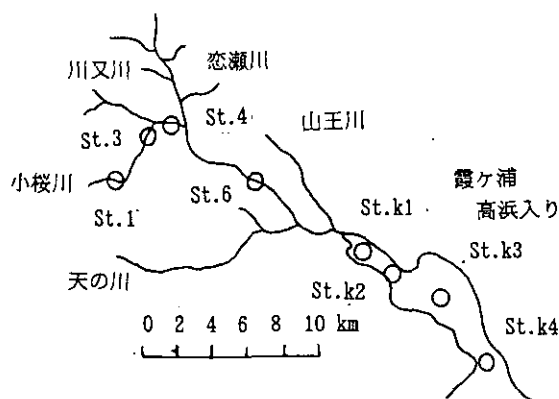


表1 調査地点の流域面積と耕地面積

(km <sup>2</sup> )	St.1	St.3	St.4	St.5	St.6
流域面積	9.4	18.2	39.8	127.5	147.4
耕地面積	0.52	2.93	8.23	31.8	37.0
水田面積	0.29	1.66	4.19	15.6	19.0
畑地	0.07	0.46	1.61	8.75	10.1
樹園地	0.05	0.46	1.63	4.28	5.5

### 2.2 調査・分析方法

河川調査は、上流の St.1 から下流の St.6 まで毎回同時刻に順次実施し、現地では流量算定のための流水断面積と流速の測定、pH・電気伝導度・水温の測定及び採水を行った。霞ヶ浦においては、2mのカラム採水器を

用いて採水を行った。

農薬分析用の試水は、褐色ガラス瓶に採水し氷冷して持ち帰った。試水は、あらかじめアセトンで洗浄したガラス繊維フィルター (Whatman, GF/C) を用いてろ過し、ろ液 500 ml を、コンディショニングした固相抽出カートリッジ (Bond Elut, C-18) で抽出した後、アセトン 6 ml で溶出させた。このアセトン溶液を遠心濃縮機で 1 ml 程度に濃縮した後、窒素ガスを吹き付けアセトンを気散させ、ヘキサン 1 ml を正確に加えた。その後、冷凍庫で水分を凍結させ、ヘキサン溶液を測定用試料保存瓶に移し変えて冷凍保存し分析用試料とした。農薬の定量分析は、GC-MS (島津 QP-5000, DB-5, 0.25 mm, 30m, SIM 法) を用いて 34 種類について行った。この分析方法で 70%以上の回収率が得られている。なお、後述する農薬濃度は回収率による補正は行っていない。

### 3. 結果および考察

#### 3.1 河川水中の濃度変化特性

34 種類の農薬について測定したが、検出された農薬は、除草剤 10 種類、殺虫剤 4 種類、殺菌剤 3 種類の合計 17 種類であった。検出回数の多かった除草剤のオキサジアゾン、ブタクロール、メフェナセット、プレチラクロール、エスプロカルブ、シメトリン、殺虫剤の BP MC、殺菌剤の IBP、イソプロチオランについて、表 2 には検出回数と最高濃度及び最高濃度を検出した日を、

図 2 には St.6 における濃度変化を示した。最高濃度を検出する日は、農薬の散布時期に対応し、代かき時に散布されるオキサジアゾンが5月初旬と早く、次いで、初期除草剤や一発除草剤のブタクロール、メフェナセット、プレチラクロール、エスプロカルブが5月中旬、後期除草剤のシメトリンと殺虫剤のBP MCが5月下旬から6月初旬、殺菌剤のIBPとイソプロチオランがそれ以降になっている。除草剤は水稻移植後に一回だけ散布されることが多く、検出期間はほぼ2ヶ月間であった。これに対して、殺虫剤や殺菌剤は、病害虫の発生状況に応じて数回散布されるため検出期間が長くなっている。また、検出回数は、上流の St.1 で少なく下流域で多くなっている。地点間で比較すると、水田面積の比率が大きいほど農薬の流出負荷量は多くなるが、水田によって散布される農薬の種類が異なることと、流下過程において分解や底質への吸着によって減少することから、中流域の St.3 や St.4 で高くなる農薬が多くなった。最高濃度が高い農薬は、除草剤ではメフェナセット、殺菌剤では IBP であり、1991 年以降同様の傾向になっている。

#### 3.2 湖沼中での濃度変化特性

霞ヶ浦の湖水中では、除草剤 8 種類、殺虫剤 1 種類、殺菌剤 2 種類が一回以上検出され、そのうち、5 回以上検出された農薬は、除草剤のオキサジアゾン、メフェナセット、シメトリン、殺菌剤の IBP、イソプロチオラ

表 2 恋瀬川調査地点における農薬の検出回数と最高濃度

	St.1			St.3			St.4			St.6		
	検出回数	最高濃度	検出日	検出回数	最高濃度	検出日	検出回数	最高濃度	検出日	検出回数	最高濃度	検出日
オキサジアゾン	5	0.28	5/4	4	0.14	5/4	8	0.49	4/28	18	0.24	5/2
ブタクロール	6	0.03	5/14	14	0.13	5/6	13	0.18	5/8	15	0.09	5/17
メフェナセット	23	1.84	5/12	22	8.97	5/12	24	7.79	5/12	23	5.70	5/12
プレチラクロール	21	0.34	5/18	21	0.87	5/10	22	1.64	5/10	25	1.79	5/10
エスプロカルブ	15	0.53	5/15	19	1.01	5/12	21	1.01	5/12	21	1.18	5/17
シメトリン	13	4.47	6/2	19	0.21	6/2	23	0.37	5/28	25	0.36	6/2
BP MC	17	1.56	5/26	28	2.24	5/20	27	1.57	6/5	28	0.89	5/28
IBP	14	8.84	6/22	20	25.93	6/27	24	24.19	6/20	35	13.03	6/27
イソプロチオラン	10	0.54	8/3	35	0.69	5/24	37	0.65	7/20	31	1.12	7/14

(測定回数は 42 回、検出回数は 0.02  $\mu\text{g/l}$  以上、濃度の単位は  $\mu\text{g/l}$  以上)

ンの5種類であった。表2に示した流入河川の恋瀬川で検出回数が多かった農薬のうち、ブタクロール、プレチラクロール、エスプロカルブ、BPMCについては、湾奥で数回だけ検出された。図3には、1994年度から1995年度の検出回数が多かった5種類の農薬について高浜入り湾奥のSt.k1から湾口のSt.k4における濃度変化を示した。図2に示したように河川における検出期間が除草剤では2ヶ月と短くその間の濃度変化も大きいので月に一度の調査では精度が劣るが、高浜入り湾奥における最高濃度の検出月は除草剤のオキサジアゾンが5月と早く、次いでメフェナセット、シメトリンが6月、殺菌剤のIBP、イソプロチオランが7月になっている。また、河川から高浜入り湾奥、湾口と最高濃度検出月がずれている。霞ヶ浦においても流入河川の恋瀬川と同様に散布時期を反映して農薬によってピーク月にずれがみられ、水

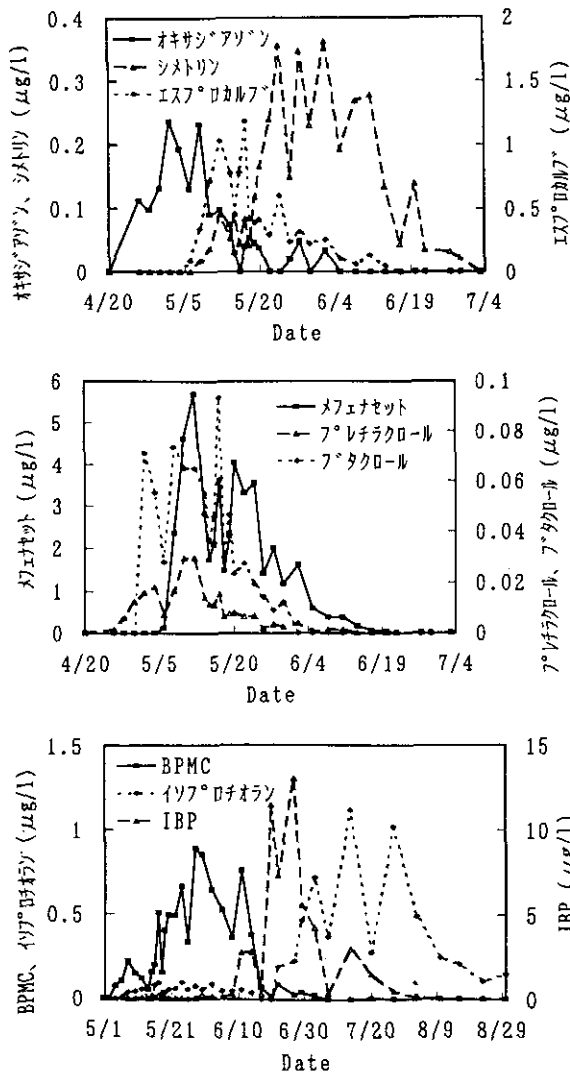


図2 St.6における農薬濃度の変化

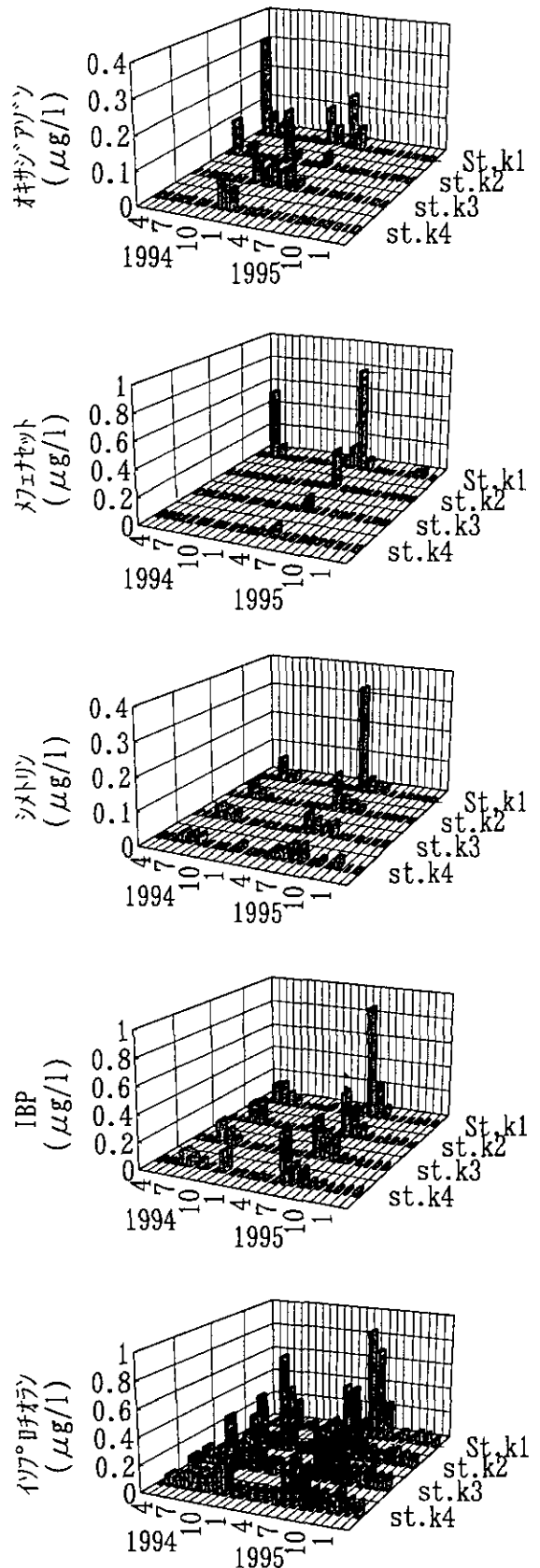


図3 霞ヶ浦高浜入りにおける農薬濃度の変化



田における農薬の散布時期から考えると流域で散布された農薬が高浜入りの湾口に到達するまでには約1~2ヶ月かかっている。

高浜入り湾奥の最高濃度は、オキサジアゾンを除いて1995年の方が高く、高い順にIBPが $0.89\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、イソプロチオランが $0.87\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、メフェナセットが $0.81\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、シメトリン $0.34\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、オキサジアゾン $0.32\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ になっている。1995年の最高濃度を流入河川の恋瀬川の最高濃度と比較すると、メフェナセット、IBPは約10分の1に減少しているが、オキサジアゾン、シメトリン、イソプロチオランでは同程度の濃度になっており霞ヶ浦に流入後にも濃度変化はあまりみられなかった。

メフェナセットは湾奥で最高濃度が高いものの検出期間が2ヶ月程度と短く、湾口に行くに従い急激に濃度が減少している。これに対して、同じ除草剤のシメトリンでは濃度は低いが出検期間が長く湾口では9月の濃度が高くなっている。ブタクロール、プレチラクロール、エスプロカルブもメフェナセットと同様に湾口に行くに従い濃度が減少し検出されなかったものと考えられる。また、殺菌剤のIBPやイソプロチオランも湾口での濃度

が高く、検出期間も長くなっている。特にイソプロチオランは、図2や表2に示したように恋瀬川の霞ヶ浦流入前のSt.6ではIBPの約10分の1の濃度であるが、霞ヶ浦においてはIBPよりも高くなっている。これは、分解特性の違いが大きく寄与しており、分解が遅いものほど湖水中に残留しやすい。このため、湖沼における農薬の残留に関しては、流域における使用量や河川からの流入負荷量よりも農薬の分解性が大きく影響しているものと考えられる。

#### 参考文献

- 1) 沼辺明博・井上隆信・海老瀬潜一(1992) 田園地河川における水稻移植後の農薬流出量の評価, 水環境学会誌, 15, 662-671.
- 2) 海老瀬潜一・井上隆信(1994) 水環境中の農薬流出量評価のための調査研究, 資源環境対策, 30, 859-867.
- 3) Ebise S., Inoue T. and Numabe A.(1993) Runoff characteristics and observation methods of pesticides and nutrients in rural rivers. Water Science and Technology 28,p.589-593.

# ハクレンを用いたバイオ・マニピュレーションの可能性

福島路生<sup>1</sup>・高村典子<sup>1</sup>・金 白虎<sup>1</sup>・中川 恵<sup>2</sup>・孫 麗偉<sup>3</sup>・鄭 允文<sup>1</sup>

(1 地域環境研究グループ, 2 環境研究センター, 3 東京水産大学)

## 1. はじめに

Carpenter *et al.* (1985, 1987) は、食物連鎖の上位のもの（具体的には魚）が、食物連鎖を通して段階的に作用し、最終的に植物プランクトンの現存量に大きく影響を及ぼすという trophic cascade という理論を提唱した。生物操作(biomanipulation)は、この trophic cascade 理論に基づいて、食物連鎖の人為的な操作を通して湖沼や河川の生態系や水質を管理することを目的とする(Shapiro & Wright 1984, Shapiro 1990)。魚食魚を増やすことで、プランクトン食魚を減らし、その結果大型の枝角類を増やし、最終的に植物プランクトンの量を減らすというのも富栄養湖などで行われる典型的な生物操作の一例である(Shapiro 1990)。

しかし、生物操作の歴史はまだ浅く、しかもそのほとんどが魚食魚の操作を対象にするものである。生物操作の目的が藻類の現存量をコントロールすることに限定される場合、なにも魚食魚を増やすのではなく、動物プランクトンを食べる魚を人為的に減らすか(Lazzaro *et al.* 1992)、さらに一歩進んで植物プランクトンを直接に摂食する魚類を導入するほうが食物連鎖の鎖も短く、藻類の減少にはより効果的であることは言うまでもない。そこで注目されはじめたのが藻類など微小なプランクトンを鰓(鰓耙)で濾しとって摂食するいわゆる濾食性魚類である。

私たちは1996年から霞ヶ浦に隔離水界を複数設置し、ハクレン(*Hypophthalmichthys molitrix*)という濾食性魚類を用いた生物操作の可能性を探ってきた(高村他 1997, Fukushima *et al.* 準備中)。ハクレンという魚は、もともと中国揚子江沿岸の地域で水産資源として養殖されてきた魚であるが(立川 1984)、富栄養湖の藻類現存量をコントロールする生物として様々な地域で研究され始めている(Proulx *et al.* 1996, Laws & Weisburd 1990, Starling 1993)。ハクレンの鰓耙は網目状で、その目合いはおおよそ 20–25  $\mu\text{m}$  と非常に細かい(Cremer & Smitherman 1980, Hampl *et al.* 1983)。そのため群体を形成する植物プランクトンならば、ほぼ完全に濾しと

られて摂食される。

1996年の隔離水界実験では、ハクレンが *Anabaena* のアオコ発生を抑制する効果を立証できた(高村他 1997)。さらに、ハクレンの導入に伴う動・植物プランクトンの群集構造の時間変化を解析した結果、ハクレンが単に藻類の現存量を減らすのではなく、藻類の種組成を大型のものから小型のものへ変えるということが明らかとなった(Fukushima *et al.* 準備中)。

1997年には、前の年と同じ隔離水界6基を用いて、ハクレンを用いた生物操作とそれによるプランクトン群集の反応をさらに詳しく理解するために、次に述べる疑問に答えるべく実験のデザインを考案した。それは、1) ハクレンに捕食されるプランクトンと捕食されない(非常に微小な)プランクトンとの間に trophic cascade という現象がはたして認められるかどうか、そして2) ハクレンを導入したときと除去したときにその trophic cascade の流れが逆になるかどうか、つまりサイズや食性が異なるプランクトンの現存量が、まったく対照的な生物操作に対して可逆的な反応を示すかどうか、の2点である。湖沼の生態系がある生物操作によって変化したとき、逆の操作を行えば、元の状態に復元するかどうか、というのは興味深い問題である。

実験に利用したハクレンの一部は、茨城県内水面水産試験場の浜田篤信場長(当時)に手配して頂いた。記して、謝辞を表す。

## 2. 実験方法

### 2.1 隔離水界

隔離水界は、霞ヶ浦臨湖実験施設専用ドックのすぐ外側に6基設置した。各水界のサイズは縦5m×横5mで、深さは湖面の水位によって常時変動したがおよそ2.2–2.5mである。隔離水界に利用したシート(ポリエステル・ターポリンシート、白色)は、湖面が増水して上昇しても外界の湖水が侵入しないように裾のを十分に長くとり、底辺をアンカーで固定した。シートを下ろし水界を隔離する際に、魚や他の小動物が水界内に混入す

るのを防ぐために、5mm メッシュの網をシートの底面に貼りつけ、袋状にしたシートと網を同時に湖に落とした。一方、湖面からの魚の侵入を防ぐために、水界の上面（水面上約 50 cm）にもメッシュサイズ 1cm の網をかぶせた。この網による水界内への日照の減衰率は平均 78%であった。さらに、水界内に導入されたハクレンを効率よく回収して魚体を測定するために、水界のシートのすぐ内側に水界のサイズとほぼ同じサイズの袋状のナイロンの網を入れ、その中にハクレンを導入した。

## 2.2 実験のデザイン

本実験では、ハクレンの導入と除去という全く反対の操作を行う 2つの実験を同時進行で行った。6基の水界のうち、3基（水界 1A, 2A, 3A）をハクレンの導入、残りの 3基（水界 1B, 2B, 3B）をハクレンの除去の影響をみるために使用した。実験期間は 1997年5月22日から9月18日までの約4ヶ月間で、ちょうどその中間点に当たる7月23日に上記2種類の操作を行った（表1）。すなわち水界 1A, 2A, 3Aには、はじめ全くハクレンを入れず、7月23日から実験終了までに 1Aと2Aにだけ、それぞれ低密度と高密度でハクレン（平均尾叉長 =  $182 \pm 14$  mm, 平均体重 =  $87 \pm 20$  g）を導入した。一方、水界 1B, 2B, 3Bには5月22日の実験開始と同時に異なる密度でハクレン（平均尾叉長 =  $139 \pm 10$  mm, 平均体重 =  $39 \pm 9$  g）を入れておき、2月後の7月23日に 1Bと2Bだけからハクレンをすべて除去した。この作業は隔離水界の内側の袋網を上げることで容易に行うことが出来た。水界 3Aには実験期間の4ヶ月間まったくハクレンを入れず、反対に水界 3Bにはハクレンを入れたままの状態にし、それぞれ導入と除去の効果を評価するためのコントロールとした。

表1 各水界のハクレンの個体数と現存量（カッコ内）。操作前の現存量は5/22に測定された値で、操作後のそれは7/23に測定した値である（注：コントロールの水界3Bで操作前にハクレンが3尾死亡した）

水界	操作前 (5/22-7/22)	操作後 (7/26-9/18)
1A	0 (0g)	15 (1,307g)
2A	0 (0g)	57 (4,927g)
3A	0 (0g)	0 (0g)
1B	15 (570g)	0 (0g)
2B	57 (2,338g)	0 (0g)
3B	38 (1,376g)	35 (3,516g)

実験期間中、週に2回の頻度で水界を訪れ、後述するように各水界の物理環境測定、水の採取、そしてプランクトンのサンプリングを操作前に18回と操作後に17回（合計35回）行った。（注：1998年5月現在、植物プランクトンの細胞数のカウントは週1回のサンプルのみについて終了しており、操作前9回、操作後8回の計17回のデータだけを解析に使用した。）

## 2.3 物理環境の測定

各隔離水界の中心部で水深0m（水面直下）、1m、および2mの水温、溶存酸素濃度、pHを携帯用データロガー YSI-610 (YSI Inc.) を用いて測定した。透明度の計測は Secchi 板を使用した。

## 2.4 採水とプランクトン採集

水中の栄養塩分析用の採水、およびプランクトンのサンプル採集には、内径5cm・長さ218cmのカラム採水器を使用した。栄養塩の分析は湖沼環境調査指針(1982)によった。細菌、ピコシアノバクテリア、従属栄養性鞭毛虫 (HNF)、独立栄養性鞭毛藻 (ANF) の計数、および植物プランクトンのサイズ分画は基本的に高村他(1996)に従った。ただし、40 $\mu$ mのネットは Nitex のナイロンメッシュを使用した。植物プランクトンは 40 $\mu$ m以上、10-40 $\mu$ m、2-10 $\mu$ m、そして 2 $\mu$ m以下に分画し、それぞれのクロロフィル a量を液体クロマトグラフィー (HPLC) を用いて測定した（高村他 1996 参照）。動物プランクトンのサンプルは、各水界の3地点（中心1点、隅2点）から上記のカラム採水器で採集し、NXXX25 (40 $\mu$ m) で濾過した後、シュガーホルマリンで固定した。その後、サンプル原液の約 1/20 から 1/50 を実体顕微鏡下で検鏡し、種別に動物プランクトンを計数した。

植物プランクトンの計数は Utermöhl (1958) のチャンパーを用いて、種ごとに倒立顕微鏡下にて行った。各植物プランクトン種の優占度はその種が占める体積から見積もった。

## 2.5 統計解析

ハクレンの導入と除去という2種類の生物操作によるプランクトン群集の現存量変化と水界の水質変化を評価するために Randomized Intervention Analysis (RIA) (Carpenter *et al.* 1989) を各変数に対して行った。ハクレンの操作を受けた水界（水界 1A, 2A, 1B, 2B の

どれか)のある変数(例えばバクテリアの現存量など)を  $X_e$ , コントロールの水界で測定された同じ変数の値を  $X_c$  とする。これら2つの時系列の差を求めると  $d = X_e - X_c$  という1つの新たな時系列ができる。本実験では  $d$  は全部で35個の測定値から構成されるが、それらは操作前の18個 ( $d_1$ ) と操作後の17個 ( $d_2$ ) に分割される。 $d_1$  と  $d_2$  の平均値をそれぞれ  $\bar{d}_1$ ,  $\bar{d}_2$  とすると  $D = \bar{d}_1 - \bar{d}_2$  という一つの統計値が求められる。 $D$  にはハクレンの導入,あるいは除去という生物操作の影響だけが反映される。すなわち季節的な変動など環境要因による影響をいっさい無視できるのだ。さて,問題は  $D$  がどれくらい大きな値に計算されたときに,ハクレンの操作の影響が有意であったと言えるかということだ。 $D$  のとりうる確率分布は  $d$  の時系列をランダムに1000回並べ替え,その都度  $D$  の値を計算し直し,その頻度分布として求めた。そしてオリジナルの  $D$  が,得られた確率分布の5%の水準に達した時にハクレンの操作が変数  $X$  に有意に現れたと判断した。

プランクトン群集のRIAの結果は,クラスター分析を用いてハクレンの導入と除去に対するプランクトンの反応パターンによってグループ分けした。ハクレンの操作の種類は2種類であるが,それぞれ低密度と高密度で魚を導入,除去しているためクラスター分析に与える変数は全部で4つある ( $v1$ =ハクレンを低密度で導入,  $v2$ =高密度で導入,  $v3$ =低密度のところから除去,  $v4$ =高密度のところから除去)。各変数のとりうる値は,操作に対する反応に応じて次の3つのダミー値とした。0 = プランクトン現存量に有意な変化が生じなかった場合, 1 = 有意に増加した場合,そして -1 = 有意に減少した場合,である。たとえば,ハクレンを低密度,高密度で導入あるいは除去してもプランクトン現存量に変化が認められなかったとき,そのプランクトンの各変数値は ( $v1, v2, v3, v4$ ) = (0, 0, 0, 0) となる。

### 3. 結果

#### 3.1 物理化学的環境の変化

実験方法の章で述べたとおり,ハクレンの操作の影響はすべてコントロールの水界(3Aあるいは3B)との比較によって相対的に評価された。以下に各物理化学的環境要因の相対的変化を見ていこう。

透明度は我々の予想に反して,ハクレンを水界に導入することで低下した(表2)。しかしこれは実験中期か

ら後期にかけてハクレンを入れないコントロール水界(3A)で緑藻の *Volvox* が大量に発生したことと関係があるようだ。この緑藻は大きく塊状の群体を形成するために,Secchi板を用いた透明度が低下することはほとんど無く,3Aの透明度は2m以上にまで上昇した。結果として,ハクレンを導入した1Aと2Aの透明度は3Aと比べ相対的に低下した,と判断されたのだ。

溶存酸素濃度(DO)はハクレンの高密度導入によって低下し,除去によって上昇した。また,pHもDOに伴って同じように変化した。これはハクレン自身の呼吸による水界からの酸素消費を反映すると共に,ハクレンに植物プランクトンが摂食されて一次生産が低下したことの影響も反映しているのかもしれない。

溶存性窒素はハクレンの導入で増加し,除去で減少している。しかし,溶存性リンには有意な変化が見られなかった。ハクレンの排泄物(糞尿)からの負荷がかかるので当然,栄養塩濃度はハクレンの存在と正の相関が期待される。ハクレンを除去すると植物プランクトンの現存量が増加し,それによる栄養塩の消費が促進され,水界中に残存する溶存性栄養塩の濃度がさらに低下することも考えられる。浅い過栄養湖の霞ヶ浦では,夏の間,底泥から溶存性リンが盛んに溶出されることが知られており(Hosomi & Sudo 1987),そのためリンとハクレンとの関係が不明瞭になるものと考えられる。

表2 ハクレン導入および除去に伴う水界の物理化学的環境変化とクロロフィルa量の変化。Randomized Intervention Analysisに基づいて,有意に増加,あるいは減少した変数はそれぞれ上向き,下向きの矢印で表示した ( $p < 0.05$ )。

	導 入		除 去	
	低密度	高密度	低密度	高密度
<b>物理環境</b>				
透明度	↓	↓	—	—
DO	—	↓	↑	↑
pH	—	↓	↑	↑
<b>栄養塩濃度</b>				
NO <sub>2</sub> N+NO <sub>3</sub> N	—	↑	↓	↓
NH <sub>4</sub> N	—	↑	—	↓
PO <sub>4</sub> P	—	—	—	—
<b>クロロフィルa濃度</b>				
Total	—	—	↑	↑
> 40μm	↓	↓	↑	↑
10-40μm	—	—	↑	↑
2-10μm	↑	—	—	—
< 2μm	↑	↑	↓	↓

クロロフィル a の各サイズ分画ごとの濃度変化は 1996 年の隔離水界実験を裏づける結果となった (高村他 1997)。すなわち 40 $\mu$ m 以上の群体を形成する大型の植物プランクトンは、ハクレンの導入によって減少し、除去によって増加した。一方、2 $\mu$ m 以下 (ピコサイズ) の植物プランクトンの現存量は反対にハクレンの導入で増加し、除去によって減少した。上記 2 つのサイズ分画の植物プランクトンは、同じ操作の下ではハクレンの密度にかかわらず同じ方向に変化し、2 種類の異なる操作に対しては可逆的に反応した。10-40 $\mu$ m と 2-10 $\mu$ m の中間的なサイズ分画では、ハクレン操作に対する反応もやや不明瞭であった。なお、全クロロフィル a 量はハクレンの除去によって増加したが、ハクレンが導入されたときには有意な変化が認められなかった。

### 3. 2 動物プランクトンおよびバクテリア

全実験期間中、6 基の水界に出現した動物プランクトンは、枝角類 5 属、カイアシ類 3 目 (4 属以上)、ワムシ類 25 属 56 種、それに繊毛虫、鞭毛虫 (HNF) であった。ワムシ類は優占種 (8 種) だけを選んで、RIA を行った (図 1)。ハクレンの操作と密度の組み合わせで出来る 4 つの変数値がすべて同じ動物プランクトン群は、図 1 の中で最も左にグループ分けされている。その一つのレベルでは 4 つの変数うち 3 つまでが同じプランクトンがグループ分けされ、右に行くほど同じ列に並んだプランクトンの距離が大きくなり (類似性が低くなる)、ハクレンの操作に対する反応が異なっていたことを示す。

まず 4 つの変数にいずれも有意な変化が現れなかった、言い換えるとハクレンをそれぞれ高密度と低密度で導入、あるいは除去しても現存量が変化しなかったプランクトンは *Aiona* (Cladocera) と *Calanoida* (Copepod)、それにワムシの *Anuraeopsis fissa* と *Trichocerca pusilla* であった。つぎにハクレンの導入によって減少したプランクトンは *Diaphanosoma*, *Scapholeberis*, *Keratella cochlearis* (低密度・高密度とも), *Asplanchna priodonta* (ハクレン高密度時のみ) であり、逆に増加したプランクトンは ciliates, bacteria, *Moina* であった。一方、ハクレンの除去によって減少したプランクトン (3 種) のうち 2 種は *Keratella cochlearis* と *Asplanchna priodonta* であり、これらはハクレンを導入したときにも減少している。HNF はハクレンを導入したときにも変化しなかったが、低密度の水界から除去したとき

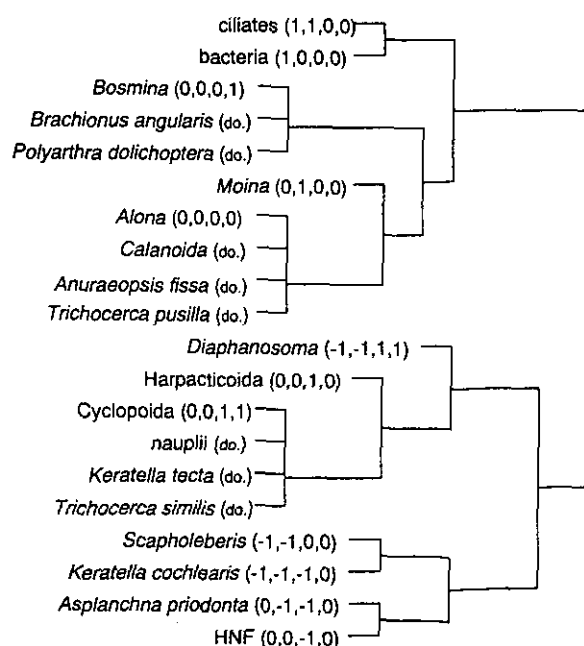
だけその現存量が低下した。つづいて、ハクレンの除去によって増加したプランクトンは *Bosmina*, *Brachionus angularis*, *Polyarthra dolichoptera* (以上、ハクレン高密度時のみ), Harpacticoida (ハクレン低密度時のみ), Cyclopoida, nauplii, *Keratella tecta*, *Trichocerca similis*, *Diaphanosoma* (低密度・高密度とも) であった。

なお、これらの動物プランクトンのうち、ハクレンを導入したときと除去したときで現存量が可逆的に変化したのは *Diaphanosoma* だけであった。この枝角類は、水界に出現した動物プランクトンの中で最も体サイズが大きい。

### 3. 3 植物プランクトン

実験期間中、6 基の水界に出現した植物プランクトンは 94 属 191 種あったが、RIA は属のレベルで行い、しかも優占的に出現した 22 属に全鞭毛藻 (total ANF), ピコシアノバクテリア (picocyanobacteria), 真核性ピコプランクトン (eukaryotic picoplankton) を加えたものだけを対象にした。

図 1 動物プランクトンのハクレン操作に対する反応のクラスター解析結果。カッコ内の 4 つの数字は左からハクレンを低密度で導入した時の反応、高密度で導入したときの反応、低密度の水界から取り出したときの反応、そして高密度の水界から取り出した時の反応を示す。0 はプランクトン現存量がハクレン操作で変化しなかった (変化が統計的に有意ではなかった。P>0.05, Randomized Invention Analysis), 1 は現存量が有意に増加した。-1 は有意に減少したことを表す。



動物プランクトンの場合と同じように、ハクレンの操作に対する反応ごとに植物プランクトンをグループ分けしてみた。まず4つの変数すべてに有意な変化が生じなかった植物プランクトンが、もっとも大きなグループを形成し、つづいてハクレンの低密度導入時にもみ変化(増加)したグループが4種類 (*Phormidium*, *Nitzschia*, *Scenedesmus* と ANF) とやや数が多かったということが分かる。これらのグループには大きな群体を形成する *Anabaena* や糸状性の *Lyngbya* のような植物プランクトンもあれば、*Chlorella* や *Chodatella* のようにわずか 20-30  $\mu\text{m}$  位の非常に小さな植物プランクトンもあって、サイズのにも分類学的にも共通する特徴がみられない。

残りの植物プランクトンは、大きく分けて、1) ハクレンを導入したときに増加、ハクレンを除去したときに減少、あるいはその両方の反応を示した、つまりハクレンと正の相関を持つグループ (図2の下側の植物プランクトン) と2) ハクレンを除去したときに増加したグループ (図2の上ふたつ、*Oscillatoria* と *Mougeotia*) に分けられる。これら2つのグループはサイズの大きく異なる。前者のグループがピコサイズからせいぜい 20  $\mu\text{m}$  ぐらいの小さな植物プランクトンであるのに対して、後者はおよそ長さが 200  $\mu\text{m}$  以上の糸状性植物プランク

トンである。

ハクレンの導入時と除去時で可逆的な反応を示した植物プランクトンは、上で述べた前者のグループに属する *Rhabdonema*, *picocyanobacteria* (ハクレン高密度・低密度とも), *Chroococcus* (高密度時のみ), *eukaryotic picoplankton* (低密度時のみ) であった。

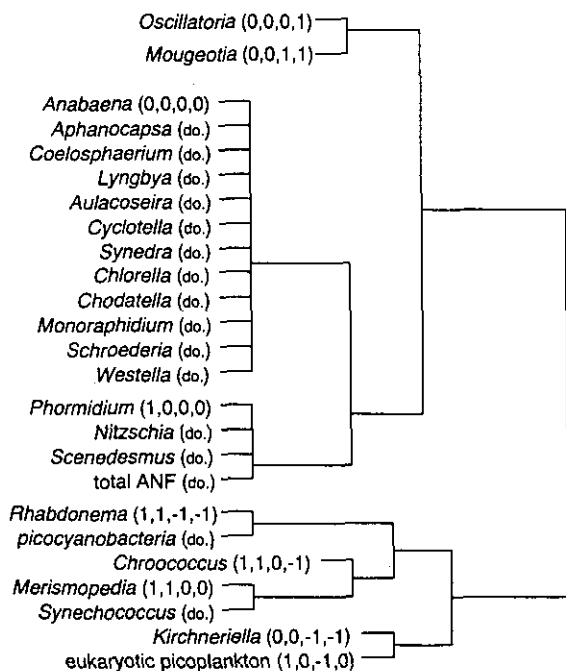
#### 4. 考察

##### 4. 1 Trophic cascade は存在したか?

ハクレンの操作によるプランクトン群集の変化がハクレンの摂食活動という直接的な影響 (つまりハクレン-プランクトン間の負の関係) だけに起因していないことは図1と図2を見れば明らかである。プランクトンの中には、ハクレンの導入によって減少したり、ハクレンの除去によって増加したりする (負の関係を持つ) ものもあれば、それとはまったく反対の反応 (正の関係) を示すものもあった。負の関係を持つプランクトンは一般に大型で、ハクレンに摂食されやすい。反対に正の関係を持つプランクトン (動物プランクトンでは *Moina*, ciliates, HNF, bacteria, 植物プランクトンでは *Rhabdonema*, *Chroococcus*, *Merismopedia*, *Synechococcus*, *Kirchneriella*, *picocyanobacteria*, *eukaryotic picoplankton*) に共通することは、枝角類の *Moina* を除いてどれも水中に存在するときのサイズがとて小さいという点である。つまりハクレンの餌によって濾しとられることが少ない (摂食されにくい) プランクトンなのである。しかし、どうしてこの様な小型のプランクトンがハクレンを入ると増えて、ハクレンを取り出すと減少するのだろうか。大型の草食性動物プランクトンがハクレンに摂食されて減ってしまった後、捕食圧から解放された小型のプランクトンは、大型のプランクトンが不在になって空いたニッチや資源をより多く利用できるようになったため数を増やすことができた、と考えればハクレンと小型のプランクトンの正の関係が説明できる。

ハクレンは他の濾食性魚類と比較しても餌の間隔が狭く、大部分のプランクトンが摂食可能なサイズ範囲にある。そのためハクレンを頂点とする生態系の食物連鎖は、例えば魚食魚を頂点とした生態系と比べて単純で、trophic cascade を構成する栄養段階も数が少ないであろう。本実験では、1) ハクレン、2) ハクレンに直接摂食される大型の動・植物プランクトン、3) 摂食され

図2 植物プランクトンのハクレン操作に対する反応のクラスター解析結果。カッコ内の数字については図1の説明を参照。



ない小型のプランクトン(ピコプランクトン・原生生物・バクテリアなど)という具合に、最低3段階の栄養段階が trophic cascade を支配していることが分かった。

#### 4. 2 ハクレン導入と除去の操作に対して水界は可逆的に反応したか?

ハクレンの導入と除去という2種類の操作に対して、水界の物理化学的環境要因は、DO, pH, 溶存性窒素濃度のいずれもハクレンの密度には依存するものの、可逆的な変動パターンを示した。クロロフィル a のサイズ分画でも、両極端のサイズである 40 $\mu\text{m}$  以上のものと 2 $\mu\text{m}$  以下のものはどちらも2種類の操作に可逆的であった。

植物プランクトンのデータ数は、実験方法で述べたとおり動物プランクトンのその半分しかない。そのため、植物プランクトンは RIA で有意な変化を検出しにくかったはずである。にもかかわらず、植物プランクトンは picocyanobacteria をはじめ4種類の小型のものがハクレンの導入と除去に対して可逆的な反応を示した。一方、動物プランクトンでは唯一プランクトン群集の中で最も大きな *Diaphanosoma* だけがハクレンの導入と除去時の反応が反対であった。

ハクレンの操作は水界の DO や栄養塩濃度といった物理化学的環境要因に、直接に影響し、その変化は比較的早期に現れやすいであろう。というのも、これらの環境要因はハクレンからはじまる食物連鎖のプロセスを経ることなく、ハクレン自身の呼吸や排泄に最も影響されて変動するからである。一方、植物プランクトンも、ハクレンの選択的な摂食作用に加えて、ハクレン操作で変化する栄養塩濃度や N:P 比に依存して群集構造が変わるため (Fujimoto *et al.* 1997), ハクレンの導入や除去といった生物操作に敏感に反応するであろう。ところが、動物プランクトンのレベルになると、植物プランクトンより世代時間がはるかに長いうえに、その変動が top-down であれ bottom-up であれ常に食物連鎖のプロセスに依存する。動物プランクトンに可逆的な反応がほとんど見られなかったのは、このような理由によるものと考えられる。濾食性魚類を用いた生物操作では、水体の物理化学的要因や植物プランクトン群集構造は比較的操作性の影響が現れやすく、しかも逆の操作を行うと元の状態に戻りやすい。しかし、動物プランクトンの群集構造は必ずしもそうはいかない、ということが分かった。

#### 4. 3 ハクレンの藻類消化機能について

最後に、ハクレンの導入によって有意に減少した植物プランクトンが属のレベルではひとつも存在しなかったことについて考えてみたい。クロロフィル a のサイズ分画をみると、40 $\mu\text{m}$  以上の植物プランクトンはハクレンの導入にともなって有意に減少している。この一見矛盾しているかのような実験結果は顕微鏡観察によって説明がついた。ハクレンを導入した水界では、藍藻や緑藻など、比較的大きな植物プランクトンの群体がバラバラに砕けて小型化していたのである。しかし、属あるいは種のレベルの現存量としては、ハクレン導入後もさほど減少しなかったのだ。つまり、ハクレンに摂食された植物プランクトンの群体は、あまり消化されることもなく単に砕けた状態で魚の体外へと排出されていたらしいのだ。一部の緑藻がハクレンの消化酵素に消化されにくいという報告 (Vörös *et al.* 1997) やハクレンの胃内容物中の植物プランクトンが高い光合成活性を示したという報告 (Takamura *et al.* 1993) が、本実験の観察を裏付けている。

#### 参考文献

- Carpenter S. R., Kitchell J. F. and Hodgson J. R. (1985) Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35, p.634-639.
- Carpenter S. R., Kitchell J. F., Hodgson J. R., Cochran P. A., Elser J. J., Elser M. M., Lodge D. M., Kretchmer D, He X. and von Ende C. N. (1987) Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology* 68, p.1863-1876.
- Carpenter S.R., Frost T. M., Heisey D. and Kratz T. K. (1989) Randomized intervention analysis and the interpretation of whole ecosystem experiments. *Ecology* 70, p.1142-1152.
- Cremer M. C. and Smitherman R.O. (1980) Food habits and growth of silver and bighead carp in cages and ponds. *Aquaculture* 20, p.57-64.
- Fujimoto N., Sudo R., Sugiura N. and Inamori Y. (1997) Nutrient-limited growth of *Microcystis aeruginosa* and *Phormidium tenue* and competition under various N:P supply ratios and temperatures. *Limnology and Oceanography* 42, p.250-256.
- Hapl A., Jirásek J. and Sirotek D. (1983) Growth

- morphology of the filtering apparatus of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) II. Microscopic anatomy. *Aquaculture* 31,p.153-158.
- Hosomi M. and Sudo R. (1987) Nutrient concentration in the interstitial water of the sediments in Lake Kasumigaura. *Japanese Journal of Limnology* 48,p.S119-S129.
- Laws E. A. and Weisburd R. S. J. (1990) Use of silver carp to control algal biomass in aquaculture ponds. *The Progressive Fish-Culturist* 52,p.1-8.
- Lazzaro X., Drenner R. W., Stein R. A. and Smith J. D. (1992) Planktivores and plankton dynamics: effects of fish biomass and planktivore type. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49,p.1466-1473.
- Proulx M., Pick F. R., Mazumder A., Hamilton P. B. and Lean D. R. S. (1996) Effects of nutrients and planktivorous fish on the phytoplankton of shallow and deep aquatic systems. *Ecology* 77,p.1556-1572.
- 社団法人日本水質汚濁研究協会編 (1982) 湖沼環境調査指針, p.257, 公害対策技術同友会発行.
- Shapiro J. (1990) Biomanipulation: The next phase - making it stable. *Biomanipulation - Tool for water management* (Gulati R.D., Lammens E.H.R.R., Meijer M. L. and van Donk E. eds.) p.13-27. Kluwer Academic Publishers, Belgium.
- Shapiro J. and Wright D. I. (1984) Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota the first two years. *Freshwat. Biol.* 14,p.371-383.
- Starling F. L. R. M. (1993) Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Pranoá Reservoir (Brasília, Brazil) : a mesocosm experiment. *Hydrobiologia* 257,p.143-152.
- Takamura N., Li J. L., Yang H. Q., Zhu X. B. and Miura T. (1993) A novel approach to evaluate feeding by mixed cyprinid species in a Chinese integrated fish culture pond using measurements of chlorophyll derivatives and photosynthesis in gut contents. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50,p.946-952.
- 高村典子・石川靖・三上英敏・三上一・藤田幸生・樋口澄男・村瀬秀也・山中直・南條吉之・猪狩忠光・福島武彦 (1996) 日本の湖沼 34 水域の栄養塩レベルと細菌, ピコ植物プランクトン, 鞭毛藻 (虫) および繊毛虫の密度の関係, 陸水学雑誌, 57, p.245-259.
- 高村典子・福島路生・孫麗偉・中川恵・Otto Albinger・松重一夫 (1997) ハクレンはアオコを制御できるか?, 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集 11, p.16, 環境庁国立環境研究所.
- 立川賢一 (1984) 利根川水系の四大家魚一定着のための受難の歴史一, 淡水魚, 10, p.59-66.
- Utermohl H. (1958) Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton - Methodik, *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 9,p.1-38.
- Vörös L., Oldal I., Présing M. and Balogh K. V. (1997) Size-selective filtration and taxon-specific digestion of plankton algae by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.). *Hydrobiologia* 342/343,p.223-228.



# 琵琶湖北湖湖水中の溶存有機物の分画

今井章雄<sup>1</sup>・福島武彦<sup>2</sup>・松重一夫<sup>1</sup>・金 庸桓<sup>3</sup>

(1 地域環境研究グループ, 2 広島大学, 3 韓国嶺南大学)

## 1. はじめに

琵琶湖北湖では、1984 年を境として、易分解性有機物指標である生物化学的酸素要求量 (BOD) は横這い状態あるいは減少傾向にあるにもかかわらず、湖水中の全有機物指標である化学的酸素要求量 (COD) は漸増している (滋賀県, 1996)。流域から流入する COD 負荷量が增大しているとは考えられない。また、クロロフィル a 濃度の上昇は認められないため、植物プランクトンによる一次生産が増大した結果によるとも言えない。湖水 COD のほとんどは溶解性であり、何らかの難分解性の溶存有機物が湖内で蓄積していると考えられる。すなわち、新しいタイプの水質汚濁減少が顕在化しつつあると推察される。

琵琶湖北湖における難分解性有機物の蓄積は、COD の環境基準達成対策 (福島ら, 1997) や湖沼生態系保存対策の在り方に甚大な影響を及ぼし、さらに難分解性有機物は主要なトリハロメタン前駆物質であることを考慮すると (環境庁, 1994)、水道水源としての湖沼環境保全にも大きな影響を及ぼすと考えられる。早急に、琵琶湖において難分解性有機物が漸増する原因を解明しなければならない。そのために、まず、琵琶湖湖水中の溶存有機物の特性を十分に理解・把握する必要がある。

本研究では、湖水中の溶存有機物の特性を把握するアプローチとして、易・難分解性、疎水性-親水性、酸性-塩基性の違いに基づいた溶存有機炭素 (DOC) 分画手法を開発した。この手法は、100 日間生分解試験 (Fukushima *et al.*, 1996) と、代表的な難分解性溶存有機物であるフミン物質の分離に基づいた疎水性-親水性、酸性-塩基性の違いによる DOC 分画手法 (今井ら, 1998) を組み合わせたものである。本研究の目的は、琵琶湖北湖の湖水に生分解試験と DOC 分画手法を適用し、各分画成分の存在比や紫外外部吸光度特性を把握し、湖水溶存有機物の特性を検討することである。ここでは、現在までに得られた結果および考察を報告する。

## 2. 実験方法

[サンプル] 琵琶湖北湖の環境基準点である Sta. 1 (今津中央沖) と Sta. 2 (南比良沖中央) の上層 (0.5 m) と下層 (Sta. 1: 60m; Sta. 2: 88m) からバンドーン採水器を用いて年 4 回サンプルを採取した (1995 年 6 月~1996 年 2 月)。湖水サンプルはガラス瓶 (450°C で 4 h 熱処理) に採取し、Whatman GF/F フィルター (450°C で 4 h 熱処理) でろ過後、凍結濃縮法により 2~3 倍濃縮した。

[生分解試験と DOC 分画手法] 湖水ろ過水サンプルを二分して、一方を生分解試験+DOC 分画手法に、もう一方を直接 DOC 分画手法に供した。生分解試験では、ろ過サンプルを 500 ml あるいは 1000 ml のガラス瓶 (450°C で 4 h 熱処理) につめ、20°C、暗、静置状態で 100 日間分解実験を行った。100 日後に残存した DOC を難分解性 DOC と操作的に定義した。DOC 分画手法では、非イオン性マクロ網状アクリル樹脂 (Amberlite XAD-8, 水素イオン形)、強酸性マクロポーラス陽イオン交換樹脂 (Bio-Rad AG-MP-50)、強塩基性陰イオン交換樹脂 (Bio-Rad AG-MP-1, 水酸基イオン形) を用いて、湖水 DOC を疎水性酸 (フミン物質=フルボ酸+フミン酸)、疎水性中性物質、親水性酸、親水性中性物質、塩基に分画した (今井ら, 1998; Leenher, 1981)。

生分解前後のろ過水サンプルおよび各分画成分の DOC 濃度と紫外外部吸光度 (UV) を測定した。DOC 濃度は、2 N HCl を添加し pH を ca. 2 に調整したサンプルに純空気を通し無機炭素を除去した後、高感度白金触媒を搭載した Shimadzu TOC-5000 により測定した。分析精度は概ね 1% 以下であった。紫外外部吸光度 (UV) は、波長 260 nm で、光路長 1 cm の石英セルを用いて、Shimadzu UV2500PC により測定した。波長 260 nm の吸光度は難分解性有機物に高感度であると報告されている (Fukushima *et al.*, 1996)。

## 3. 実験結果および考察

琵琶湖湖水中の DOC は、100 日間生分解試験を経て、

1.9%~42.3%減少した(表1)。DOC分解率は、全てのサンプリング地点において6月のサンプルが最大であり、また8月のサンプルが最小となる傾向を示した。琵琶湖北湖のクロロフィルa濃度の年間変動に注目すると、Sta. 1 および Sta. 2 とともに、クロロフィルa濃度は5月に最大ピークを呈し、8月にかなり低くなり、11月近辺で再びピーク値を示した。従って、6月および11月のサンプルでDOC分解率が高いのは、藻類由来の易分解性有機物が比較的多く含まれているためと推測される。8月の分解率が低いのは、藻類由来の有機物が低いことと同時に、湖水中の易分解性有機物が微生物により既に分解・消費されているためと思われる。結果、全てのサンプル採取地点において、難分解性DOCとして湖水中に残存する濃度としては、8月が最も高く6月が最も低い値となった。

表1 生分解試験によるDOC減少率(年平均±標準偏差)

	Sta.1 (0.5 m)	Sta. 1 (60 m)	Sta. 2 (0.5 m)	Sta. 2 (88 m)
	[%]			
Total	22.1	23.1	23.4	21.2
DOC	±12.9	±12.3	±13.0	±12.8
AHSs	9.5	7.1	4.9	2.4
	±22.7	±7.8	±10.1	±21.3
HiA	23.4	10.1	19.8	-0.2
	±9.3	±16.2	±13.0	±6.4
Bases	35.8	29.2	58.8	26.0
	±30.9	±56.1	±42.9	±22.8
HiN	99.0	95.1	95.6	96.0
	±1.8	±5.8	±4.2	±7.4

AHSs: フミン物質; HiA: 親水性酸; Bases: 塩基; HiN: 親水性中性物質。

代表的な難分解性溶存有機物である疎水性酸、すなわちフミン物質(以下フミン物質と称する)は、生分解試験により、季節変動はかなり大きいですが、年平均で2.4%~9.5%減少した。フミン物質はほとんど分解しないと予想されたが、6月のサンプルで顕著な減少が認められた。一方、藻類由来の有機物が主要なソースと考えられ易分解性と期待された親水性酸の年平均減少率は0%~23.4%に留まった。特にSta. 2の下層水ではほとんど減少しなかった。

100日間生分解試験前後に、琵琶湖湖水に対して行ったDOC分画により得られた各分画成分分布の年4回の平均値を評価した(図1, 2)。100日間の分解試験を経ても、有機酸、すなわちフミン物質と親水性酸が卓越し

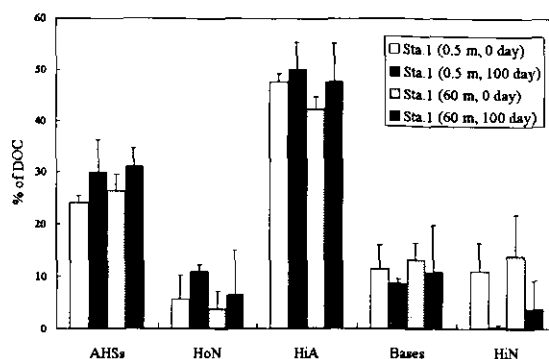


図1 生分解試験前後における琵琶湖北湖湖水のDOC分画分布(Sta. 1)。AHSs: フミン物質, HoN: 疎水性中性物質, HiA: 親水性酸, Bases: 塩基, HiN: 親水性中性物質。

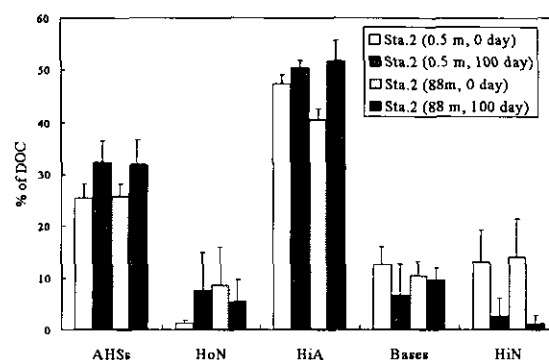


図2 生分解試験前後における琵琶湖北湖湖水のDOC分画分布(Sta. 2)。AHSs: フミン物質, HoN: 疎水性中性物質, HiA: 親水性酸, Bases: 塩基, HiN: 親水性中性物質。

ていた。フミン物質と親水性酸の存在比が上昇し、反して塩基(ほとんどは親水性塩基)と親水性中性物質の存在比が低下した。特に親水性中性物質の減少が著しい。親水性塩基や親水性中性物質はそれぞれ易分解性のタンパク質様、糖類様有機物と考えられるため、これらの分画が生分解により著しく減少したことは納得できる。生分解後でも親水性酸の存在比が最大であったことは注目に値する。すなわち、この結果は、琵琶湖湖水中の代表的な難分解性溶存有機物として、従来言われているフミン物質だけではなく、親水性酸も考慮に入れる必要性を明示している。

Sta. 1の上層および下層で採取された湖水サンプルの各DOC画分に対して得られた年平均UV: DOC比を図3に表す。各DOC画分の年平均UV: DOC比は、親水性酸>湖水DOC>フミン物質の順に高い値を示した。100日間生分解試験後も、その序列は変化しなかった。すなわ

ち、湖水 DOC, フミン物質および親水性酸の UV : DOC 比が微生物分解作用により有意に増大することが確認された。なお, St. 2 で採取されたサンプルについても同様な結果が得られている。

難分解性物質であるフミン物質の UV : DOC 比が生分解により増大したことは大変興味深い。琵琶湖湖水のフミン物質の UV : DOC 比は  $15-20 \text{ Abs}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{l}\cdot\text{gC}^{-1}$  の範囲にあった。この UV : DOC 比は既報の値と比べて極めて低く (泥炭由来河川水フミン物質:  $40 \text{ Abs}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{l}\cdot\text{gC}^{-1}$ ), 藻類由来のフミン物質のそれに ( $16-17 \text{ Abs}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{l}\cdot\text{gC}^{-1}$ ) に近い (McKnight *et al.*, 1994), 琵琶湖湖水中のフミン物質は主に内部生産由来と推察されていた。しかしながら, 本研究では, 微生物分解を受けると湖水フミン物質の UV : DOC 比は  $17-24 \text{ Abs}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{l}\cdot\text{gC}^{-1}$  に上昇した。琵琶湖北湖に流入する 4 河川水中のフミン物質の UV : DOC 比は  $17-24 \text{ Abs}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{l}\cdot\text{gC}^{-1}$  の範囲にあり (今井ら, 1998), すなわち, 湖水中のフミン物質の UV : DOC 比は生分解後, 河川水のそれとほぼ一致したことになる。琵琶湖北湖に流入する 21 河川水を 100 日間生分解試験に供しても, 河川水サンプルの UV : DOC 比に有意な変化は認められなかったと報告されている (福島ら, 1997)。従って, 流入河川水中のフミン物質の UV : DOC 比は生分解過程でほとんど変化しないと仮定すると, 以前の仮説とは逆に, 湖水中の難分解性フミン物質のかなりの部分は河川水由来と推測される。湖水フミン物質の UV : DOC 比が河川水のそれよりも小さいのは, UV : DOC 比の低い湖内由来の易分解性有機物が湖水フミン物質と結合してフミン物質として存在しているためと思われる。クロロフィル a がピークを呈する 6 月と 11 月のサンプルのみでフミン物質の UV : DOC 比が生分解により減少する結果が, この推論をサポートしている。

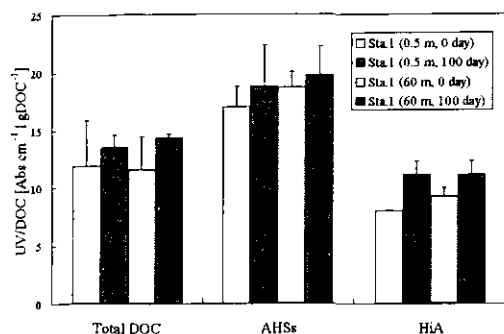


図3 生分解試験前後における琵琶湖湖水 DOC 画分の UV : DOC 比 (Sta. 1)。AHSs: フミン物質, HIA: 親水性酸。

#### 4. まとめ

[1] 琵琶湖湖水に生分解性試験と DOC 樹脂分画を組み合わせた分画手法を適用し, 湖水 DOC を易-難分解性, 疎水性-親水性, 酸性-塩基性の違いにより分画した。

[2] 琵琶湖湖水中の難分解性 DOC 成分としては, フミン酸と親水性酸が卓越していた。親水性酸はフミン物質よりも DOC 濃度として 50%~60% も大きく, 琵琶湖湖水中の代表的な難分解性溶存有機物であることが明らかとなった。

[3] 湖水中のフミン物質は生分解によりかなりの部分が分解・減少した。また, フミン物質の UV : DOC 比は生分解により増大した。この結果は, フミン物質は生分解反応に不活性であるという従来の知見と異なるものであった。

#### 参考文献

- Fukushima T., Park J., Imai A. and Matsushige K. (1996) Dissolved organic carbon in a eutrophic lake: dynamics, biodegradation and origin. *Aquatic Sciences* 58, p.139-157.
- 福島武彦・今井章雄・松重一夫・井上隆信・小澤秀明 (1997) 湖水溶存有機物の紫外部吸光度 : DOC 比の特性とその水質管理への利用, *水環境学会誌*, 20, p.397-403.
- 今井章雄・福島武彦・松重一夫・井上隆信・石橋敏昌 (1998) 琵琶湖湖水および流入河川水中の溶存有機物の分画, *陸水学雑誌*, 59, p.53-68.
- 環境庁 (1994) 浄水操作によって生じる有害物質の抑制に関する調査報告書, p.26-36.
- Leenher J. A. (1981) Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. *Environ. Sci. Technol.* 15, p.578-587.
- McKnight D. M., Andrews E. D., Spaulding S. A. and Aiken G. R. (1994) Aquatic fulvic acids in alga-rich Antarctic ponds. *Limnol. Oceanogr.* 39, p.1972-1979.
- 滋賀県 (1996) 琵琶湖の有機汚濁に関する検討委員会資料。

# 水中溶存有機物分画成分のトリハロメタン生成能測定法

松重一夫<sup>1</sup>・今井章雄<sup>1</sup>

(1 地域環境研究グループ)

## 1. はじめに

近年、湖沼において様々な汚濁負荷削減の対策が施されているものの、依然として環境基準の達成率は低く改善の兆しが見られない。また、湖沼によってはCODが増大する傾向さえ見られ、利水面において種々の弊害をもたらしている。その中でも特に溶存有機物の増加が懸念され、上水源として利用する場合、消毒用の塩素と原水中の有機物質が反応して発ガン性物質であるトリハロメタンが生成することが大きな問題となっている。

そこで、それらの水中溶存有機物の特性や起源を把握するため化学的性質に基づいた分画を行っている。トリハロメタン生成にかかわる前駆物質がどの分画にどれだけ存在するかを測定することによって、その起源に迫り、その有効な削減対策が確立されれば環境リスクの軽減に寄与できるものと考えられる。

## 2. 実験方法

### 2.1 塩素処理方法

塩素処理は上水試験方法の消毒複製生物生成能および Standard Methods に準拠して以下の条件で行った。本試験においては各分画成分ごとのトリハロメタン生成能を比較検討することが必要かつ重要である。そこで、各分画ごとのDOC濃度を一定とする事とし、DOC  $1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  と定め試料を調整する事とした。試料を内容積が約42 ml、テフロンコーティングしたセプタムのふた付ねじ口三角フラスコに満水にし、pHが  $7.0\pm 0.2$  となるように  $0.5\text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$  のリン酸緩衝液を0.8 ml 添加し、さらに、24時間後約  $1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  の残留塩素濃度となるよう次亜塩素酸ナトリウムを添加した後、20°Cの恒温水浴中で24時間反応させた。所定時間を経過した後、試料の1部を用いて残留塩素の測定を行い、残った試料に亜硫酸ナトリウム溶液を添加して反応を停止した後、20 ml のヘッドスペースボトル2本におのおの15 ml の試料を入れトリハロメタンの測定に供した。次亜塩素酸ナトリウムの添加量は同様の手順で1時間塩素消費量を測定しその値を基に算定した。なお、添加する次亜塩素酸ナトリウムはトリ

ハロメタンのブランク値があるため測定のつと精製を行った。なお、試料量が非常に少ない場合には内容積が約14 ml の同様な反応容器を用い、残留塩素の測定にはマイクロセルを用い、10 ml のヘッドスペースボトルでの測定が可能である。

### 2.2 測定方法

トリハロメタンの測定は、HEWLETT PACKARD 社のヘッドスペースサンプラー HP 7694 と GC-MS HP 5973 のシステムを用いて行った。カラムはキャピラリカラムの HP-624 でカラム長 60m、内径 0.25 mm、膜厚  $1.4\mu\text{m}$  を用い、SIM (Selected Ion Monitoring) 法で定量を行った。ターゲットイオンの質量数には、クロロホルム ( $\text{CHCl}_3$ ) およびプロモジクロロメタン ( $\text{CBrCl}_2$ ) は 83、ジプロモクロロメタン ( $\text{CHBr}_2\text{Cl}$ ) は 129、プロモホルム ( $\text{CHBr}_3$ ) は 173 を用いた。定量限界値は、クロロホルム  $0.1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、プロモジクロロメタン  $0.05\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、ジプロモクロロメタン  $0.2\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、プロモホルム  $1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  である。各物質ともに十分な感度があり、低濃度標準を用いることにより定量限界値は10分の1程度までは簡単に下がる。さらに、下げるには塩析法を用いることにより感度は10~50倍上がることを確認したが操作が煩雑になることおよびプロモホルムが急速に分解する現象が見受けられることなどデメリットが多いため塩析法は用いないこととした。なお、現在の測定条件では、測定時間が1測定あたり30分程度かかりヘッドスペースサンプラー(42本掛)に全試料乗せると時間的にデータの取込ができないためカラム長25m、内径0.2 mm、膜厚  $1.12\mu\text{m}$  の物を用いて20分程度に短縮が可能の見込みである。

## 3. 結果

霞ヶ浦湖水を用いて測定法の確立を急いでいるが、本法によるろ過湖水のトリハロメタン生成能は、クロロホルム  $10\sim 20\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、プロモジクロロメタン  $5\sim 15\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、ジプロモクロロメタン  $2\sim 10\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、プロモホルム  $0\sim 3\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  程度でプロモホルムの感度が少し不足

ではあるがおおむね目的を達している。引き続いて各分画成分の測定を行っていく予定であるが、ヘッドスペースサンプラーの再現性およびヘッドスペースサンプラーから GC-MS へ行くトランスファーラインでの試料吸着が判明し対処策を検討している所である。

#### 4. まとめ

本法により炭素量で約 50 $\mu$ g (最低量 15 $\mu$ g) の試料でトリハロメタン生成能の測定が可能となった。このことよって分画成分のように微量成分ごとの生成能の評価が可能となり、トリハロメタン生成にかかわる前駆物

質の由来とその削減対策に貢献できるものと考えられる。

#### 参考文献

- 今井章雄・福島武彦・松重一夫・井上隆信・石橋敏昌  
(1993) 琵琶湖湖水および流入河川水中の溶存有機物の分画, 陸水学雑誌, 59(1), p.53-68.
- 厚生省生活衛生局水道環境部監修(1993) 上水試験方法, 日本水道協会, p.389-391.
- Eaton A. D., Clesceri L. S. and Greenberg A. E. (1995) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 19th edition p.5-51-57.

## II. 資料

今井章雄・松重一夫・春日清一

(地域環境研究グループ)

## 1. 調査方法

取水塔 0.5m 深から用排水処理施設棟へポンプで湖水を引き込み、その一部を採水した。毎週金曜日は船で取水塔に行き、直接採取した。なお、ろ過はすべて WhatmanGF/F フィルターを用いて行った。

## 2. 分析方法

分析方法、担当者は以下の通りである。

\*クロロフィル a (Chl-a) : メタノール抽出後, SCOR/UNESCO 法 (1966); 松重

\*フィコシアニン (Phyco) : Otsuki *et al.* (1994); 松重

\*アンモニア態窒素 ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), 亜硝酸態窒素 ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ), 硝酸態窒素 ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), 溶存態有機窒素 [DTN -  $\text{NH}_4\text{-N} - \text{NO}_2\text{-N} - \text{NO}_3\text{-N}$ ], 全溶存態窒素 (DTN), リン酸態リン ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ), 溶存態リン (DTP), 全リン (T-P) : テクニコン Traacs-800 を用いて大槻ら (1981), 大槻 (1982) の方法; 松重

\*乾燥重量 (SS) : フィルターの秤量; 松重

\*懸濁態有機炭素 (POC)・窒素 (PON) : CHN コーダー (柳本 MT-5); 松重

\*溶存態有機炭素 (DOC) : 乾式酸化法 (島津 TOC-5000); 今井

\*紫外吸光度 (UV260) : 島津 UV-2500PC で 260nm の吸光度; 今井

\*Cl, Si, Ca : オリンパス KL-500; 春日

## [参考文献]

大槻 晃・河合崇欣・相崎守弘 (1981) 霞ヶ浦高浜入におけるリンおよび溶存無機態窒素の動態, 国立公害研究所研究報告, 22, p.3-21.

大槻 晃 (1982) 水質調査測定方法, 湖沼環境調査指針 (日本水質汚濁研究協会編), p.121-145, 公害対策技術同友会.

Otsuki A., *et al.* (1994) HPLC fluorometric determination of natural phytoplankton phycocyanin and its usefulness as Cyanobacterial biomass in highly eutrophic shallow lake. *Water Air Soil Pollution* 76, p.383-396.

UNESCO (1966) Determination of photosynthetic pigments in seawater. *Monographs on Oceanographic Methodology* 1, p.69. UNESCO Paris.

	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	DOC	UV260	Cl	Si	Ca
	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	mg/l	mg/l	μg/l	mg/l	mABS.	mg/l	mg/l	mg/l
1996/04/01	42	15	13	6	246	396	661	0	8	64	23.1	3.348	551	3.84	52.6	45.3	1.38	19.9
1996/04/03	71	31	15	6	142	538	701	1	12	75	25.1	4.497	767	5.46	69.3	59.5	0.94	26.2
1996/04/05	54	24	15	4	72	397	488	1	11	75	26.6	4.536	699	4.39	55.4	48.6	0.40	20.6
1996/04/08	57	24	34	0	117	463	614	3	9	72	23.0	4.060	656	4.80	57.9	47.2	0.16	20.8
1996/04/10	51	20	15	0	50	437	502	0	8	61	19.7	3.241	551	3.97	53.3	50.4	0.58	21.1
1996/04/12	52	24	27	0	89	440	556	2	10	73	29.9	4.319	636	4.79	57.1	51.1	0.15	22.0
1996/04/15	65	26	47	4	129	437	617	1	8	85	27.0	4.201	710	5.90	57.8	53.2	0.59	22.1
1996/04/17	59	32	23	1	96	432	552	2	10	87	32.1	4.322	674	3.98	55.5	50.9	0.09	21.3
1996/04/19	40	36	8	1	42	415	466	1	10	86	26.7	3.806	585	4.91	56.6	53.8	0.00	21.7
1996/04/22	42	41	11	0	34	409	454	0	9	69	20.7	3.719	554	4.53	56.9	49.6	0.00	21.1
1996/04/23	34	33	5	0	3	388	396	0	7	48	10.8	2.581	419	4.23	54.4	55.7	0.00	21.8
1996/04/26	39	31	5	0	4	399	408	1	7	58	23.0	3.920	528	4.09	55.0	59.2	0.00	21.9
1996/04/30	38	45	3	0	3	399	405	0	7	61	19.3	4.088	615	4.81	56.0	60.1	0.05	22.8
1996/05/01	34	31	2	0	5	365	372	1	7	53	14.8	3.419	495	4.35	55.5	61.3	0.09	23.0
1996/05/02	44	42	3	2	3	374	382	1	7	61	17.8	3.536	528	4.25	57.4	63.3	0.19	23.0
1996/05/07	39	30	4	2	12	387	405	3	11	80	24.3	3.621	559	4.21	58.5	56.2	0.30	22.1
1996/05/08	45	38	7	3	23	394	427	3	11	88	21.2	3.319	564	4.39	58.1	57.5	0.33	22.4
1996/05/10	45	26	5	2	3	363	373	2	8	69	17.8	2.991	505	5.38	59.3	59.4	0.36	22.8
1996/05/13	42	20	3	3	1	367	374	2	7	43	15.9	2.859	482	4.62	58.9	57.8	0.66	22.5
1996/05/15	37	19	4	0	8	351	363	2	9	66	18.8	3.263	538	4.19	58.6	60.0	1.11	23.4
1996/05/17	38	13	5	0	8	357	370	2	8	60	23.2	3.489	553	5.12	59.4	62.2	1.27	23.1
1996/05/20	34	9	5	0	24	348	377	2	8	48	12.7	2.674	414	4.22	59.3	65.9	1.58	24.2
1996/05/22	41	11	8	0	4	329	341	2	8	64	19.3	3.550	555	4.40	59.1	63.8	2.14	23.2
1996/05/24	32	6	6	0	21	355	382	4	9	49	15.1	2.860	416	4.16	57.0	67.8	1.80	23.4
1996/05/27	43	8	17	0	24	320	361	5	7	57	14.7	3.605	522	4.97	61.6	64.4	2.47	23.0
1996/05/29	44	11	4	0	5	372	381	1	8	63	20.2	3.948	545	4.14	60.4	64.1	2.98	23.7
1996/05/31	39	10	4	0	3	340	347	1	8	61	17.9	4.234	507	4.17	57.9	63.0	2.35	22.5
1996/06/03	37	10	1	0	9	338	348	3	8	77	22.3	3.728	571	4.21	63.5	64.0	3.10	23.5
1996/06/05	44	10	0	0	2	332	334	2	6	80	27.6	4.239	639	4.04	59.1	63.9	2.99	22.7
1996/06/07	42	10	0	1	13	390	404	4	9	80	20.4	3.440	512	4.15	61.7	65.2	3.27	22.9
1996/06/10	84	17	37	5	26	436	504	9	24	145	27.7	5.409	983	4.45	68.3	75.1	3.75	24.2
1996/06/12	35	11	1	3	78	209	291	4	5	62	16.5	3.086	513	4.23	61.2	72.4	3.80	23.5
1996/06/14	38	13	1	6	7	385	399	3	13	76	17.5	3.409	583	4.20	62.9	74.2	4.10	24.1
1996/06/17	26	7	29	8	48	372	457	8	13	59	12.3	2.459	428	4.15	64.0	74.3	4.10	23.9
1996/06/19	40	18	170	15	62	489	736	14	27	31	14.7	2.386	477	4.50	79.4	67.8	4.70	24.5
1996/06/21	29	11	235	23	88	445	791	42	55	102	14.3	1.714	300	4.31	68.6	60.4	4.22	22.4
1996/06/24	30	10	176	19	74	468	737	17	30	64	10.8	1.666	284	4.72	77.7	76.6	5.27	24.7
1996/06/26	36	9	57	11	33	375	476	11	18	53	11.0	1.507	259	4.20	68.4	65.4	4.33	23.2
1996/06/28	40	30	63	13	126	421	623	14	23	82	18.5	2.394	425	4.24	74.3	73.7	5.38	23.9



	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	DOC	UV260	Cl	Si	Ca
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l	mABS.	mg/l	mg/l	mg/l
1996/07/01	33	24	100	10	93	382	585	17	25	71	15.3	1.936	323	4.74	80.2	75.8	5.18	27.5
1996/07/03	24	28	161	18	132	316	627	15	21	62	13.5	1.765	284	4.35	70.7	65.8	4.61	23.5
1996/07/05	41	77	59	16	137	361	573	14	20	80	18.1	2.256	400	4.81	80.2	70.2	4.78	24.0
1996/07/08	63	142	103	20	148	370	641	24	30	108	24.9	2.934	548	4.63	76.0	67.6	4.58	23.4
1996/07/10	45	87	85	11	93	309	498	26	36	97	28.5	2.595	460	4.11	72.2	62.6	4.08	22.0
1996/07/12	50	79	7	10	89	309	415	15	25	97	28.9	2.956	492	4.56	82.8	57.9	3.14	21.9
1996/07/15	40	103	0	1	54	316	371	4	13	70	18.1	2.554	473	4.07	75.2	62.8	4.50	22.6
1996/07/17	50	57	16	3	99	300	418	4	8	76	19.0	2.730	512	4.02	70.9	60.6	4.81	21.8
1996/07/19	34	17	0	1	30	328	359	4	9	53	15.0	2.882	357	4.40	71.0	63.6	4.73	21.9
1996/07/22	45	54	27	4	44	356	431	18	31	87	24.6	2.531	482	4.40	78.7	62.3	4.16	22.3
1996/07/24	44	39	46	6	115	302	469	24	31	77	14.4	1.928	368	3.83	78.5			
1996/07/26	49	31	13	5	67	363	448	15	24	82	26.9	3.085	531	4.00	82.8	66.5	5.92	22.6
1996/07/29	39		94	4	21	352	471	21	28	71	13.3	1.860	309	4.00	75.7	61.8	4.77	22.7
1996/07/31	51	33	52	6	58	366	482	11	18	67	16.6	2.193	327	4.04	85.8	65.6	6.13	23.1
1996/08/02	27	14	69	12	111	332	524	62	62	89	16.5	1.541	255	4.15	73.1	59.9	2.84	21.8
1996/08/05	43	44	59	6	62	343	470	56	69	103	15.1	2.438	354	4.39	78.4	62.3	3.07	21.7
1996/08/07	41	34	128	16	100	290	534	57	56	95	18.3	1.916	342	4.13	78.5	67.5	2.24	22.4
1996/08/09	88	92	93	27	309	265	694	67	58	136	38.8	4.295	682	4.04	79.6	70.5	3.40	23.2
1996/08/12	45	73	28	5	141	299	473	42	42	91	22.8	2.710	436	4.23	80.6	76.6	2.82	22.9
1996/08/14	73	70	141	14	125	330	610	52	51	128	26.8	3.660	691	4.25	82.7	73.7	1.83	23.7
1996/08/16	77	87	41	6	58	360	465	80	151	175	46.5	6.513	685	4.45	82.7	61.2	4.07	20.9
1996/08/19	62	84	30	5	58	354	447	40	43	107	20.2	3.675	584	4.26	89.1	72.7	4.38	22.3
1996/08/21	39	41	22	6	76	347	451	46	45	90	17.6	2.291	417	4.26	83.3	71.3	3.53	22.7
1996/08/23	41	40	28	8	83	333	452	36	41	110	30.0	3.841	575	4.53	85.6	75.4	4.27	23.1
1996/08/26	42	44	69	12	128	322	531	48	52	100	18.0	2.148	381	4.29	82.4	71.7	3.15	22.6
1996/08/28	59	33	71	12	275	298	656	59	57	110	22.8	3.038	425	4.42	84.7	75.9	2.29	23.0
1996/08/30	62	110	25	7	75	333	440	48	44	112	23.9	2.889	526	4.42	84.6	76.7	3.23	23.0
1996/09/02	76	92	188	17	104	549	858	64	104	197	29.8	4.116	720	4.67	87.6	75.5	2.83	23.6
1996/09/04	33	28	14	4	110	467	595	34	62	122	21.3	2.754	467	4.55	86.0	78.5	3.19	23.1
1996/09/06	45	21	27	4	97	465	593	31	55	128	20.0	3.002	482	4.48	86.1	76.3	4.42	22.8
1996/09/09	38	33	28	3	66	453	550	25	45	97	15.2	2.118	402	4.43	85.2	77.5	2.83	23.0
1996/09/11	35	33	18	3	64	427	512	33	54	101	16.2	2.409	365	4.31	82.9	75.6	2.87	22.5
1996/09/13	51	38	27	4	106	470	607	27	51	126	23.5	3.559	510	4.57	84.3	74.3	3.50	23.0
1996/09/17	32	33	2	3	44	429	478	17	37	94	15.3	2.275	410	4.50	83.3	74.6	2.84	22.3
1996/09/18	73	41	9	3	99	426	537	23	42	141	31.9	3.662	641	4.34	81.6	73.8	2.35	22.3
1996/09/20	42	17	11	3	52	427	493	10	32	103	17.7	2.773	414	4.52	82.5	74.8	2.97	22.5
1996/09/24	61	60	90	6	120	441	657	29	47	135				4.61	84.2	65.3	1.75	21.2
1996/09/25	157	161	381	15	78	629	1103	71	116	281	28.1	3.432	578	4.94	88.5	67.1	1.58	21.3
1996/09/27	64	68	46	7	66	409	528	15	31	114	37.7	3.357	568	5.44	77.6	67.1	2.09	20.9
1996/09/30	69	74	54	13	206	426	699	13	21	97	25.5	2.734	517	4.29	78.7	59.8	2.36	19.1

	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	DOC	UV260	Cl	Si	Ca
	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	mg/l	mg/l	μg/l	mg/l	mABS.	mg/l	mg/l	mg/l
1996/10/02	69	101	40	10	185	253	488	18	32	104	27.0	2.976	537	4.18	78.7	60.3	2.38	20.1
1996/10/04	78	86	28	10	73	239	350	12	30	92	25.3	3.658	619	4.01	77.8	59.6	2.41	19.5
1996/10/07	46	82	52	6	174	235	467	18	30	87	18.3	2.549	465	4.03	75.0	55.0	2.38	20.1
1996/10/09	33	84	43	10	110	215	378	10	23	78	17.2	2.617	445	4.29	73.8	58.0	1.63	20.0
1996/10/11	55	57	17	4	45	214	280	8	16	73	17.9	2.880	503	4.05	75.3	58.9	1.48	19.4
1996/10/14	45	46	18	4	130	246	398	15	30	82	16.3	2.569	440	4.04	73.1	59.4	1.57	20.3
1996/10/16	44	32	19	3	118	249	389	13	22	81	19.5	2.897	514	4.10	76.1	61.4	1.33	20.2
1996/10/18	46	30	7	4	119	264	394	10	28	84	18.2	2.776	453	4.14	75.4	59.5	1.53	20.0
1996/10/21	40	26	8	3	66	228	305	10	22	77	17.1	2.651	392	4.28	74.6	60.6	1.37	20.3
1996/10/23	43	36	9	3	69	200	281	7	20	75	18.7	3.323	512	4.20	73.8	61.0	1.44	20.3
1996/10/25	43	47	0	2	39	201	242	0	14	78				4.07	71.8			
1996/10/28	44	26	0	2	31	229	262	8	19	81	19.5	3.069	464	4.23	71.0	59.0	1.37	20.5
1996/10/30	50	51	0	2	11	227	240	5	20	92	18.6	3.382	585	4.06	71.5	59.1	1.46	20.4
1996/11/01	48	34	27	2	50	233	312	9	25	92	21.3	2.852	508	4.18	71.0	58.3	1.30	20.6
1996/11/05	52	30	32	3	80	248	363	10	31	81	14.4	2.271	443	4.02	70.0	58.6	1.27	21.2
1996/11/06	29	33	6	4	57	231	298	7	24	79	16.6	2.784	497	3.79	69.7	58.3	1.21	20.4
1996/11/08	46	35	11	2	42	204	259	4	15	96	22.0	3.642	623	3.87	69.1	55.8	1.07	20.2
1996/11/11	63	46	1	1	6	229	237	2	17	78	19.8	3.901	565	3.93	69.8	59.6	1.25	20.8
1996/11/13	45	24	30	3	77	256	366	6	15	96	15.2	2.938	458	3.91	68.3	57.9	1.22	20.9
1996/11/15	11	40	19	7	136	198	360	0	12	94	28.5	4.402	682	3.87	70.0	56.4	2.72	21.7
1996/11/18	51	40	8	2	28	228	266	2	15	89	20.5	4.032	630	3.82	66.6	54.4	1.41	20.8
1996/11/20	70	40	10	3	39	207	259	2	16	90	19.2	3.768	582	3.83	66.7	55.4	1.34	21.4
1996/11/22	59	34	49	6	79	231	365	3	19	79	15.1	2.933	496	3.90	67.4	64.8	1.27	21.5
1996/11/25	55	24	5	3	44	178	230	3	17	80	18.8	3.844	563			60.4	1.14	21.3
1996/11/27	62	32	5	2	25	175	207	1	14	83	19.8	3.973	584	3.83	65.7	56.1	1.20	21.0
1996/11/29	54	30	0	2	10	188	200	1	12	85	20.7	3.906	607	3.84	66.2	58.6	1.34	20.4
1996/12/02	76	41	3	1	10	299	313	0	12	87	27.0	4.632	769	3.63	66.9	58.7	2.30	22.0
1996/12/04	40	25	30	3	63	280	376	3	15	95	18.1	3.463	593	3.71	64.9	51.3	1.39	21.1
1996/12/06	61	51	17	8	278	292	595	1	10	89	25.9	4.023	712	3.58	65.1	52.3	2.64	22.4
1996/12/09	64	43	11	3	50	286	350	1	11	81	16.5	3.362	613	3.53	63.2	59.3	1.70	21.9
1996/12/11	51	31	4	2	5	294	305	0	9	69	15.4	3.553	527	3.80	64.0	55.7	1.37	20.8
1996/12/13	52	23	7	3	67	306	383	2	19	82	18.3	3.399	506	3.75	65.1	54.4	1.39	21.3
1996/12/16	53	33	3	1	1	299	304	0	10	74	17.3	3.371	542	3.70	63.8	58.0	1.36	21.1
1996/12/18	51	30	8	3	25	304	340	0	10	77	18.0	3.522	557	3.65	63.6	57.9	1.36	21.4
1996/12/20	52	39	5	2	18	290	315	0	11	91	19.4	3.369	555	3.81	62.8	57.0	1.31	20.9
1996/12/24	55	37	3	2	13	286	304	0	11	84	23.2	3.984	641	3.56	61.9	53.4	1.59	21.5
1996/12/25	50	34	8	2	9	307	326	0	8	76	17.6	3.385	593	3.60	61.6	54.2	1.52	21.4
1996/12/27	63	32	3	1	13	277	294	0	12	89	24.5	4.182	693	3.24	61.1	52.4	1.82	21.0

	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	DOC	UV260	Cl	Si	Ca
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\text{mg/l}$	$\text{mg/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\text{mg/l}$	mABS.	$\text{mg/l}$	$\text{mg/l}$	$\text{mg/l}$
1997/01/06	48	33	6	1	38	277	322	3	9	75	21.7	3.144	554	3.28	59.7	51.8	1.67	21.5
1997/01/08	69	29	0	2	0	289	291	3	10	67	19.0	3.829	615	3.47	61.4	52.5	1.67	21.3
1997/01/10	63	34	1	2	23	310	336	3	8	76	16.5	3.224	566	3.24	60.1	54.3	1.64	21.7
1997/01/13	52	26	3	2	55	314	374	3	10	78	31.2	4.015	620	4.51	63.8	51.1	1.24	21.2
1997/01/16	47	30	1	1	4	313	319	4	9	66	16.6	3.513	533	3.37	62.0	57.1	1.38	22.1
1997/01/17	53	36	6	2	7	309	324	3	10	98	20.9	3.933	611	3.34	61.8	55.5	1.34	21.7
1997/01/20	54	34	4	2	26	313	345	5	10	71	26.6	3.606	592	3.35	59.6	54.2	1.44	22.0
1997/01/22	60	33	7	2	22	307	338	5	10	72	22.7	3.725	610	3.46	60.5	50.3	1.36	21.4
1997/01/24	56	46	2	3	3	306	314	6	9	82	17.5	3.516	581	4.74	61.1	51.1	1.58	21.9
1997/01/27	63	27	17	3	67	311	398	5	8	84	36.1	4.131	678	3.65	59.6			
1997/01/29	54	15	3	2	13	284	302	4	9	76	17.9	3.333	561	3.32	58.5	54.7	1.59	20.3
1997/01/31	52	19	16	3	45	306	370	5	8	97	28.1	3.957	670	3.59	59.1	54.6	1.46	20.3
1997/02/03	49	16	14	2	28	292	336	1	9	62	19.8	3.327	555	3.37	57.2	52.8	1.32	20.5
1997/02/05	56	17	27	3	61	319	410	0	6	74	20.6	3.326	558		59.9	49.5	1.52	20.3
1997/02/07	68	16	8	4	28	296	336	0	7	57	26.0	4.118	649	3.38	60.0	50.9	1.45	20.0
1997/02/10	69	13	3	1	8	319	331	0	5	76	21.0	3.833	627	3.98	60.2	51.3	0.78	19.8
1997/02/12	65	16	7	2	2	299	310	0	8	106	19.1	3.488	596	3.83	58.8	57.1	0.82	20.5
1997/02/14	85	18	31	4	84	331	450	1	8	66	43.0	5.182	815	3.61	58.1	50.9	1.32	20.1
1997/02/17	93	17	6	6	33	321	366	1	10	93	33.5	5.171	846	3.49	59.5	52.8	1.45	20.7
1997/02/19	96	17	7	8	123	334	472	1	10	81	32.3	4.956	810	3.46	60.8	48.9	1.67	20.4
1997/02/21	75	18	10	3	37	321	371	1	8	77	21.9	3.784	653	3.59	57.4	52.1	1.27	20.6
1997/02/24	74	16	5	2	2	289	298	0	9	76	32.2	4.348	691	3.48	57.1	53.2	0.77	20.2
1997/02/26	67	19	4	2	16	326	348	0	8	76	21.0	3.980	623		56.1	57.8	0.81	21.1
1997/02/28	68	18	5	2	15	311	333	0	8	79	24.4	4.049	580	3.61	56.0	55.3	0.59	20.3
1997/03/03	65	19	3	3	17	311	334	1	10	87	22.7	4.610	670	3.69	54.3	55.5	0.42	20.3
1997/03/05	61	18	8	3	30	311	352	1	10	67	18.0	4.380	610	3.54	53.5	57.6	0.60	20.8
1997/03/07	71	25	1	1	2	300	304	0	10	86	29.5	5.530	760	3.68	53.6	69.7	0.97	21.2
1997/03/10	56	19	1	1	3	317	322	0	11	77	21.7	4.970	630	3.67	54.9	58.0	0.16	20.2
1997/03/12	33	14	4	3	19	347	373	0	11	59	11.9	3.020	440	3.71	58.6	57.4	0.07	20.6
1997/03/14	49	23	3	2	7	326	338	0	11	78	18.3	4.420	630	3.62	56.4	58.6	0.13	20.2
1997/03/17	48	33	2	1	4	325	332	1	11	93	24.0	4.850	710	3.71	56.8	57.1	0.06	20.0
1997/03/19	50	46	3	1	2	333	339	0	10	84	21.3	4.340	620	3.66	57.4	57.9	0.04	20.3
1997/03/21	36	23	3	0	3	331	337	0	10	82	20.2	4.410	620	4.12	59.8	54.7	0.03	19.0
1997/03/24	43	22	4	2	32	329	367	0	10	92	21.1	3.770	630	3.73	54.9	57.5	0.03	20.2
1997/03/26	39	14	5	3	47	346	401	2	13	79	15.1	3.490	550	3.61	56.1	59.9	0.07	20.4
1997/03/28	52	25	5	3	38	309	355	0	9	87	21.1	4.550	650	3.71	55.4	58.4	0.07	20.5
1997/03/31	32	26	6	1	7	304	318	0	7	62	11.8	2.810	480	3.47	53.9	59.4	0.04	20.4

実験施設名	研究テーマ	研究者名	研究期間
多目的実験池			
(大型池)	*動物相を用いた湖沼環境指標化に関する研究(地域経常)	春日	92/4~99/3
(小型池)	*生態系構造と溶存有機物の挙動に関する研究(湖沼特研)	今井	97/4~99/3
(成層池)	*水草帯の分布とその変動に関する研究(生物経常)	野原	90/4~永続
人工水路			
フリースペース	*霞ヶ浦に侵入した外来性魚類,特にベヘレイ,オオクチバス, ブルーギルに関する研究(重点基礎)	春日	98/4~99/3
	*実験用水生生物の保存(地域経常)	春日	90/4~長期
用廃水棟	*生物活性炭流動床パイロットプラントによる高度処理と微小動物に よる有害藻類の捕食分解(地域経常)	稲森,水落,西村	94/3~98/3
	*汚濁湖沼水の微生物固定化法による水改善手法に関する研究 (地域経常)	稲森,水落,西村	92/4~98/3
取水塔	*水質連続測定に関する研究(湖沼特研)	松重,河合	90/4~長期
実験管理棟			
(モニター室)	*気象・水質等モニターデータの整理	松重	96/4~長期
(実験室)	*霞ヶ浦の生物動態調査(地域経常)	春日	92/4~98/3
	*霞ヶ浦の魚類調査(重点基礎)	春日	92/4~98/3
	*環境変動に伴う天然水中の微量成分の挙動に関する研究(地球経常)	野尻	90/4~長期
	*生物資源保護に果たす霞ヶ浦の役割(地域経常)	春日	90/4~長期
	*浅海域における物質循環に関する研究(浅海域特研)	竹下,木幡,中村	96/4~99/3
	*魚類がプランクトン群集に及ぼす影響に関する実験的研究 (開発途上国環境技術研究)	高村,孫,福島 松重,今井,木幡	96/4~99/3
	*溶存有機物の動態,分画,起源に関する研究(湖沼特研)	今井,松重	93/4~98/3
	*霞ヶ浦底泥からの栄養塩及び有機物の溶出に関する研究(湖沼特研)	松重,今井	95/4~99/3
	*穴塚大池及びコイ養殖池の水質変動	春日	95/4~99/3
素堀池	*霞ヶ浦の貴重動・植物の保存(地域経常)	春日	89/4~永続
	*水質変動のモニター	今井	93/4~99/3

## 誌上発表

発表者	題 目	掲 載 誌	発表年
Sasa M., Ishida S., Asanizu T., Aoki M., Nojiri Y., Higashi Y., Utsumi M., Zheng H., Ytow N., Seki H.	Ecosystem structure of a boiling spring with high bacterial Production on Mt. Tateyama, Japan	Arch. Hydrobiol.	1996
福島武彦	湖沼の環境保全	土と基礎	1997
Fukushima T., Park J., Imai A., Matsushige K.	Dissolved organic carbon in a eutrophic lake; dynamics, biodegradability and origin	Aquatic Sci.	1996
Fukushima T., Imai A., Matsushige K., Aizaki M., Otsuki A.	Freshwater DOC measurements by high-temperature combution: comparison of differential (DTC-DIC) and DIC purging methods	Water Res.	1996
Imai A., Gloyna E. F.	Speciation of chromium (III) in activated sludge	Water Environ. Res.	1996

口頭発表

発表者	題 目	学会名称等	発表年
内海真生, 野尻幸宏, 中村岳史, 野沢岳史, 渡辺信, 関文威	複循環湖野尻湖の冬季における溶存メタン濃度の変動とメタン酸化	日本地球化学会 1995 年会	1995
木幡邦男, 福島路生, 高村典子, 松重一夫, 今井章雄, 竹下俊二, 田中秀之, 中川恵	霞ヶ浦隔離水界実験における底泥からの栄養塩溶出測定	第 31 回日本水環 境学会年会	1997
Takamura N., Hanazato T., Iwakuma T., Nojiri Y., Otsuki A., Aizaki M., Kasumigaura Res. Group NIES	Long-term monitoring of nutrients and plankton in Lake Kasumigaura	East Asia-Pac. Reg. Conf. Int. Long-Term Ecol. Res.	1997
福島路生, 高村典子, 孫麗偉, Otto Albinger, 松重一夫, 中川恵, 謝平	ハクレンの密度変化がプランクトン群集へ及ぼす影響—群集内の相互関係—	第 44 回日本生態 学会	1997
孫麗偉, 高村典子, 福島路生, Otto Albinger, 松重一夫, 中川恵, 謝平	ハクレンの密度変化がプランクトン群集へ及ぼす影響—原材料の時間的変動—	第 44 回日本生態 学会	1997
福島武彦, 相崎守弘, 松重一夫, 今井章雄	湖沼の有機物指標について	第 31 回日本水環 境学会年会	1997
松重一夫, 相崎守弘	河川・湖沼の水質管理システムの開発	第 28 回日本水環 境学会年会	1994
松重一夫, 福島武彦, 秦美和子, 細見正明	DO, pH の連続計測による水中微生物の呼吸量測定	第 29 回日本水環 境学会年会	1995
松重一夫, 稲森悠平, 相崎守弘, 中島淳, 福島武彦	慶安川および八堂湖を中心とした漢江流域水質管理システムの開発	第 6 回世界湖沼会 議霞ヶ浦95	1995
松重一夫, 福島武彦	電極法を用いた藻類生産量の測定	第 30 回日本水環 境学会年会	1996
三浦真吾, 相崎守弘, 松重一夫	霞ヶ浦流入河川上流部での地下水水質の分布特性	第 31 回日本水環 境学会年会	1997
相崎守弘, 松重一夫, 伊藤春樹, 三浦真吾	GIS を用いた地域流域管理システムの開発	第 31 回日本水環 境学会年会	1997
天野耕二, 福島武彦, 松重一夫	湖沼における pH と DO の連続測定結果を用いた生物代謝特性の評価方法について	第 31 回日本水環 境学会年会	1997

RESEARCH REPORT FROM  
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN  
No. 138

国立環境研究所研究報告 第138号  
(R-138-'98)

---

【平成10年6月29日編集委員会受付】

【平成10年7月16日編集委員会受理】

平成10年11月30日発行

発行 環境庁 国立環境研究所  
〒305-0053 茨城県つくば市小野川16番2  
電話 0298-50-2343 (ダイヤルイン)

---

印刷 株式会社いなもと印刷  
〒300-0007 茨城県土浦市板谷6-28-8

Published by the National Institute for Environmental Studies  
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-0053 Japan  
November 1998

本報告書は再生紙を使用しています。