

## 鉛直循環による淡水赤潮発生対策について

誌名	日本水産學會誌
ISSN	00215392
著者	岸本, 幸雄 旗持, 和洋 前田, 広人
巻/号	62巻1号
掲載ページ	p. 3-11
発行年月	1996年1月

## 鉛直循環による淡水赤潮発生対策について

岸本幸雄, 旗持和洋, 前田広人

(1994年8月23日受付)

## Effects of Vertical Water-mixing against Freshwater Algal Bloom

Yukio Kishimoto,\*<sup>1</sup> Kazuhiro Hatamochi,\*<sup>2</sup> and Hiroto Maeda\*<sup>3</sup>

The vertical mixing of water within a water column by an underwater mixer to prevent freshwater algal bloom (freshwater red tide) by dinoflagellate, *Peridinium bipes* was studied at Tonoyama reservoir in the Kii Peninsula. A mesocosm was created by enclosing water of the reservoir with water-proof vinyl sheet fences. Water conditions, such as water temperature and DO, were kept uniform throughout the mesocosm by the vertical water flow generated with the underwater mixer. In the summer of 1993, the usual large freshwater algal bloom did not appear in the reservoir due to the unusually cold temperature, high rainfall and repeated large volume discharges. We had to conduct this experiment at low *P. bipes* cell densities; however, a comparison of the cell density in the mixing area with those in the control area and outside of the mesocosm indicated a suppressed reproduction rate.

キーワード: 淡水赤潮, メソコズム, 鉛直循環, 渦鞭毛藻, 増殖速度

渦鞭毛藻類の一種である *Peridinium bipes* を原因種とする淡水赤潮は、1962年に相模湖で発生した *P. polonicum* の赤潮のように魚毒性を持つものではなく、また飲料水の着臭といった問題を引き起こした事例もないため、公衆衛生上の見地からは余り問題とされてこなかった。しかしながら、山合いの風光明媚な場所にあり、観光資源としての意味を持つような貯水池では、淡水赤潮の茶褐色・茶赤色といった色合いが景観上問題となること、また腐敗した時の異臭が周囲に漂うこと等、ダム管理者は快適環境の保持という観点から何とかその発生を防ぎたいと考えている。

*P. bipes* は単離培養が難しく、西日本の貯水池において発生する頻度の高い赤潮であるにもかかわらず研究報告が少ない。<sup>2)</sup> 本種の生理・生態については、培養実験によって栄養要求や光要求等に関する知見が多少得られているに過ぎない。<sup>3-5)</sup>

関西電力(株)では、1980年代後半から *P. bipes* による淡水赤潮の対策技術に関して総合的な開発研究を行ってきたが、ここではそのうちの「人工的な鉛直循環の効果」について報告する。湖水の環境改善に、エアレーション

や水中攪拌機による鉛直循環が用いられた例はすでに数多くみられる<sup>6-13)</sup>が、*Peridinium* 属による淡水赤潮に対する効果については研究例が見られない。

実験を行った殿山貯水池は、湛水後約20年が経過した昭和53年に初めて *P. bipes* による淡水赤潮の発生が報告されている。水質は、現在でもおおむね貧栄養～中栄養状態であり、湛水後の時間が経っているわりには良好に保たれているが、これは、湖畔や上流からの人為的な負荷が多くないことと、貯水量に対して流入量が多く、年間の水交換率が30～60回と大きいためと考えられる。濃厚な赤潮状態は、例年5月から翌年1月にかけて流入河川の上流端を中心に観察される。また、風向きや放水による水位の低下等に伴って、赤潮が上流から流れ出し、貯水池全域が濃厚な赤潮状態となる場合もある。

本報告では主として1993年の研究結果をここに示したが、この年は例年に比べて著しい冷夏で、雨も著しく多く、梅雨時に大量の放水が繰り返行われたため、実験期間中に赤潮の発生が見られなかった。このため、1994年にも同様の現地実験を継続しているところであ

\*1 日本エヌ・ユー・エス(株) (Japan NUS Co., Ltd., Kaigan, Minato, Tokyo 108, Japan).

\*2 関西電力(株)環境技術研究センター, 現・関西電力(株)土木建築室 (Office of Civil Engineering and Architecture, Kansai Electric Power Co., Inc., Nakanoshima, Kita, Osaka 530-70, Japan).

\*3 滋賀県琵琶湖研究所, 現・鹿児島大学水産学部 (Faculty of Fisheries, Kagosima Univ., Kagoshima 890, Japan).

り, その成果は別途報告する予定である。

### 実験方法

関西電力(株)が管理する殿山貯水池(合川貯水池, 和歌山県西牟婁郡大塔村)は, 紀伊半島西南部を流れる日置川の中流に位置する (Fig. 1)。本流である日置川と支

流の将軍川および前の川の三川が合流する地点に殿山ダムが作られているため, 大きく3つに分かれた, 複雑な形状となっており, 前の川筋の半ばには熊野川(ゆやがわ)が合流する。有効貯水量は1380万 $m^3$ , 最大出力15,000kwの中規模な発電用貯水池であり, 満水位の水面標高は125mである。

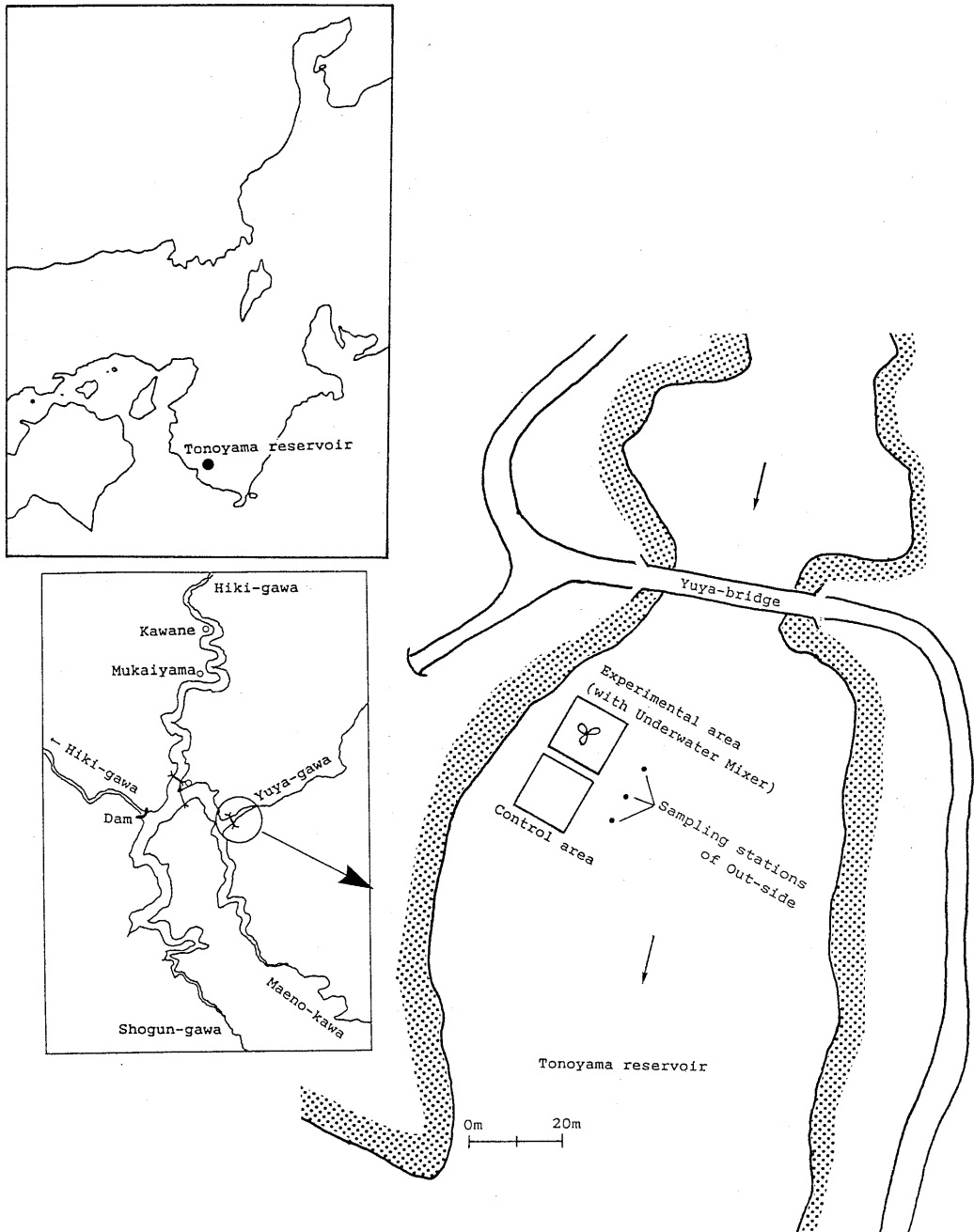


Fig. 1. Location of Tonoyama reservoir and the experimental field.

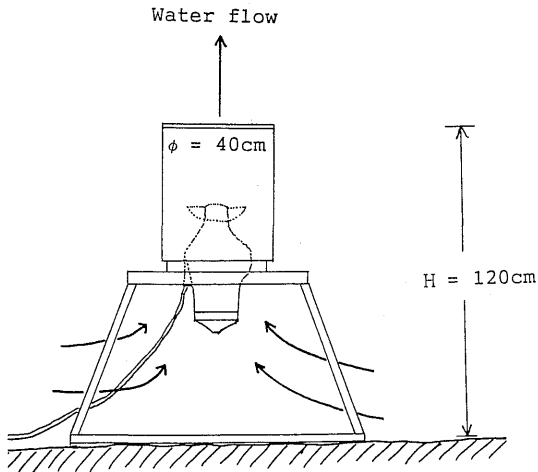


Fig. 2. Scheme of the water mixer in the study, Type SR4400-414 (Teral Kyokuto). Flow rate of the machine is 9.0 m<sup>3</sup>/min.

筆者らは、殿山貯水池でも赤潮が頻繁に発生する熊野川流入部において、人工的な鉛直循環による赤潮対策の可能性について、ビニールシートで湖水を囲い込んだメソコズムを用いて実験を行った (Fig. 1)。

実験には、テラルキョクトウ製 SR4400-414 型水中攪拌機 (Fig. 2; 出力 2.4 kw, 吐き出し量 9.0 m<sup>3</sup>/分) を使用し、これをビニールシートで囲い込んだメソコズム実験区の湖底に据えつけ、内部の循環を行った。メソコズムは、厚さ 0.48 mm, 水平方向 3 m × 水深方向 15 m の防水加工シートをファスナーによってつなぎあわせ、縦横 12 m で水深 15 m まで対応できるものとした。ちなみに、実験を行った場所の通常の水深は 10~12 m であり、湖底近くで余ったシートは外側に広げるようにした。また、区画内の湖底は特に覆いを設けず、自然のままとした。このため、メソコズム内は厳密には完全に閉鎖されたものではないが、実験結果と現地での観察結果からは、湖水の出入りは無視できる程度のものであったと考えられる。

以上のようなメソコズムを隣接して 2 区画設け、一方を実験区として水中攪拌機による循環を行い、残りを対照区とした。実験区および対照区は、1993 年 7 月 21 日に仕切りを完了し、水中攪拌機運転開始前のデータを得た後、7 月 22 日 13:45 に運転を開始し、8 月 3 日までの 12 日間、連続して水中攪拌機を運転した。なお、実験期間中は晴れあるいは曇りの日が比較的多く、日中に強い雨に見舞われたのは 7 月 30 日のみであった。

**機器による観測** 実験区、対照区それぞれの対角線上に 5 点、近接する区外に 3 点の測定を設け、毎日午前

10 時前後に水温、水素イオン濃度 (pH)、溶存酸素量 (DO) の機器観測を行った。使用した測定機器は、水温; ET-5D 型電気水温計 (東邦電探), pH; UC-23 型デジタル pH メータ (セントラル科学), DO; 58 型デジタル DO メータ (TSI 社) である。各測点において、原則として 1 m 間隔での観測を行った。

**試料の採取と処理** 実験区、対照区それぞれを 1/4 区画に等分して中央に測点を設け (各区 4 測点)、表面 (0 m)、水面下 1 m、水深 × 1/2、底上 1 m の 4 層から採水法により *P. bipes* 細胞数、植物プランクトン、水質等の試料を採取した。また、近接する区外においても 2 測点 4 層から対応する試料を得た。*P. bipes* 細胞数経時変化を観測するための試料は、水中攪拌機運転開始前 (0 日目)、運転後 4, 6, 10 および 12 日目に採取し、補足のため 9 日目と 13 日目についても各区 1 測点より層別試料を採取した。また、植物プランクトンおよび水質の試料は 0, 4, 10 および 12 日目に得た。採水は、表面はバケツを用いて行い、それ以深については小型ポンプを用いて行った。

水質分析用の試料は、ただちに GFC フィルターによってろ過した試料 (100 ml) と非ろ過試料 (100 ml) をポリ瓶に分取し、凍結保存した。水質試料の分析は、オートアナライザー TRAACS-800 型 (テクニコン) を用いて行った。また、*P. bipes* 試料および植物プランクトン試料は、グルタルアルデヒドを 1% 濃度になるように試水に加えて固定・保存し、*P. bipes* の計数については各試料から 1 ml ずつ原則 3 回の計数を顕微鏡で行い、植物プランクトンについては各試料から 0.5 ml について種の同定と計数を行った。

## 実験結果

**水温、pH、DO の経時変化** 実験期間中のメソコズム内外における水温、pH、DO の変化を Fig. 3~Fig. 5 に示した。水中攪拌機運転開始前 (図中の 7 月 21 日、22 日) の水温鉛直構造は、実験区、対照区、区外もほぼ同じであった。水中攪拌機の運転によって、実験区は約 30 分で区内が完全に均一となり、この時の水温は 19.4°C を示した。その後、実験終了まで実験区内は鉛直的にも、水平的にも水温差が無い均一な状態が保たれたが、経時的には水温がゆっくりと上昇していき、最大で 20.9°C (7 月 29~31 日) となった。一方、対照区と区外は類似した水温鉛直構造の経時変化を示し、対照区内の水温構造は外部の自然環境とほぼ同じ状態に保たれていた。

次に pH は運転開始前には各区とも表層で 7~8、底層で 6~7 程度であり、区外は実験終了まで大きな変化は見られなかった。これに対して、実験区では運転開始

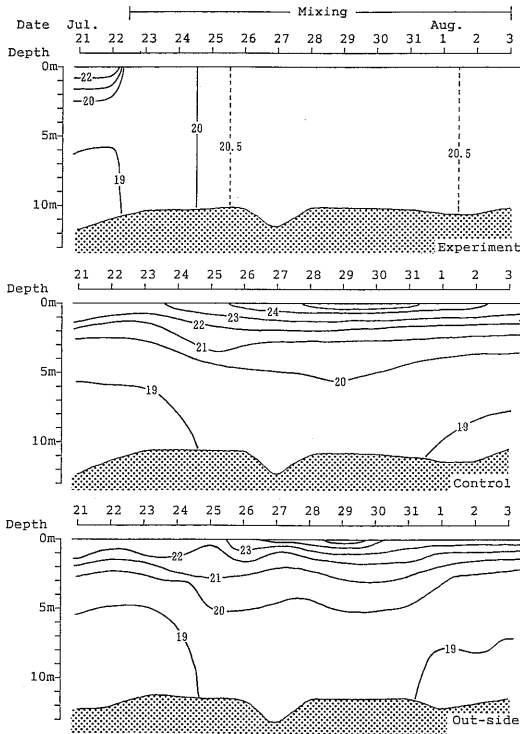


Fig. 3. Daily changes of the vertical profile of temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) in each area.

とともに pH が低下し、ほぼ 5.5~6.5 の間で推移した。また、対照区では 4 日目から表層での pH が 8 を超え続けるようになった一方、5 日目以降、湖底で pH 6 を切る水塊が徐々に発達し、最終日の 13 日目には湖底から 5 m 強の厚みとなった。このため、対照区では水面下 2 m から 4 m にかけて pH が急激に変化する層が形成された。

DO も pH と似たような経時変化を示し、実験区では運転開始前の 8~9 mg/l から 7~8 mg/l に低下し、対照区では 5 日目以降の表層で 10 mg/l を超えるようになった一方、底層では 8 mg/l を切るようになった。なお、これらを酸素飽和度で見ると、運転開始後の実験区と 5 日目以降の対照区底層では 80~90% であり、5 日目以降の対照区表層は 110~130% であった。

**Peridinium bipes** 細胞数の経時変化 前述した通り、1993 年夏季の実験期間中には *P. bipes* による赤潮は発生しなかった。水中攪拌機運転開始前の各区表層の *P. bipes* 細胞数は、実験区が 15.4, 対照区が 12.9, 区外が 12.5 cells/ml であった。また、水面下 1 m では 0.2~2.1 cells/ml, それ以深ではほとんど出現しなかった。ちなみに、1992 年までに観測された赤潮時には、湖面部の細胞数は  $10^3\sim 10^5$  cells/ml, 水面下 5 m でも  $10\sim$

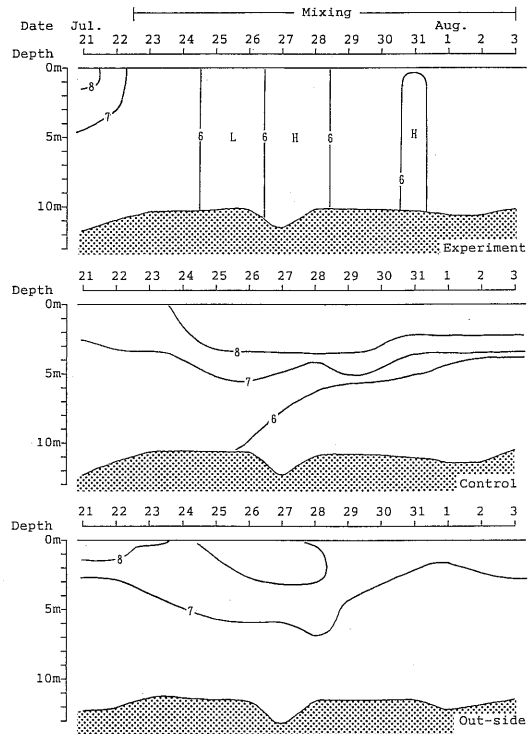


Fig. 4. Daily changes of the vertical profile of pH in each area.

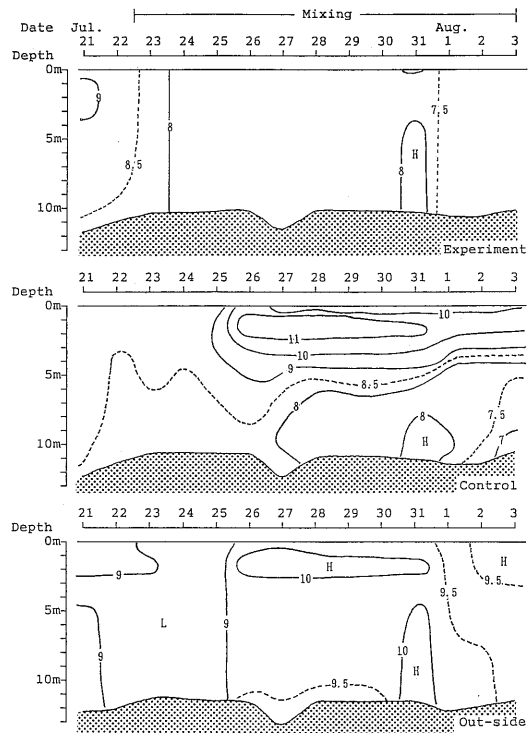


Fig. 5. Daily changes of the vertical profile of DO (mg/l) in each area.

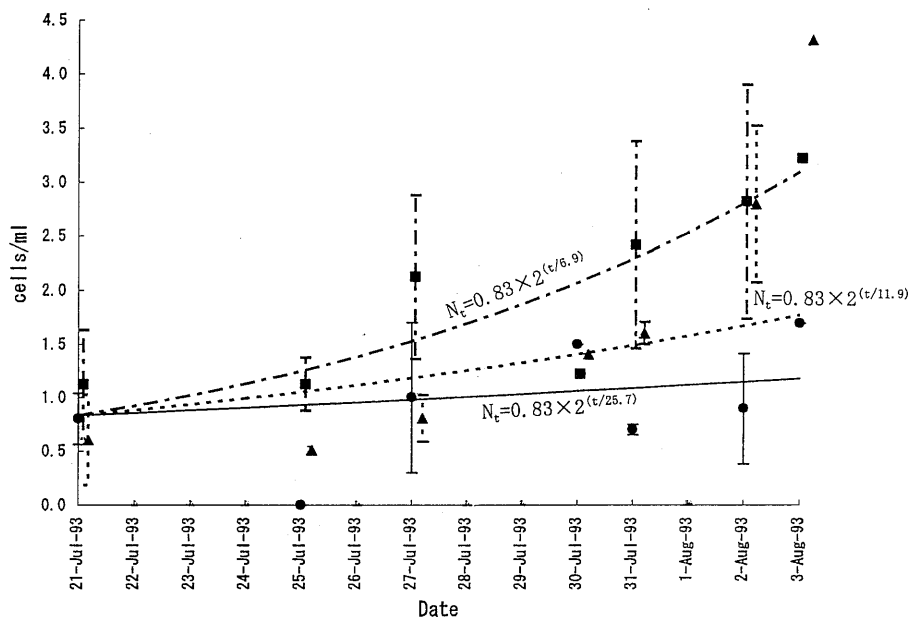


Fig. 6. Changes of the density of *Peridinium bipes* and the regression curve for each area.

●, Average cell densities in the experimental area; ■, those in the control area; ▲, those in the outside (near the mesocosm).

Solid line, regression curve in the experimental area; Alternate long and short dash line, regression curve in the control area; Broken line, regression curve in the outside.

10<sup>2</sup> cells/ml 程度の細胞数であることが多く、1993 年の実験期間中は細胞数が極端に低かった。

各測点・層から得た細胞数より、実験区、対照区、区外それぞれの平均細胞数と標準偏差を求め、これをプロットしたのが Fig. 6 である。運転開始前は、各区とも平均細胞数が 1 cells/ml 前後であり、ほぼ同じような細胞数レベルで実験が開始された。その後 13 日間の細胞数変化を見ると、実験区では最後までほぼ 1 cells/ml 前後で推移し、細胞数の増減が認められなかったのに対して、対照区および区外は通増傾向を示し、13 日目にはそれぞれ平均 3.2 cells/ml と 4.3 cells/ml となった。

**植物プランクトン種類数の変化** Fig. 7 に植物プランクトン網別出現種類数の経時変化を示した。水中攪拌機運転開始前は、実験区 15 種類、対照区 16 種類、区外 18 種類の植物プランクトンが出現し、区外の緑藻類がやや多かったが、出現種類数としてはほぼ同じであった。運転開始後には、実験区での種類数の増加が顕著で、最終的には開始前のほぼ 2 倍の 30 種類前後が認められた。種類数の増加は主として珪藻類で著しく、開始前は 4 種類であったものが最終的には 13 種類となった。これに対して、区外では種類数はほとんど変わらず、対照区では実験途中で種類数が 26 種類になったものの、最終的には 20 種類前後と微増するにとどまった。

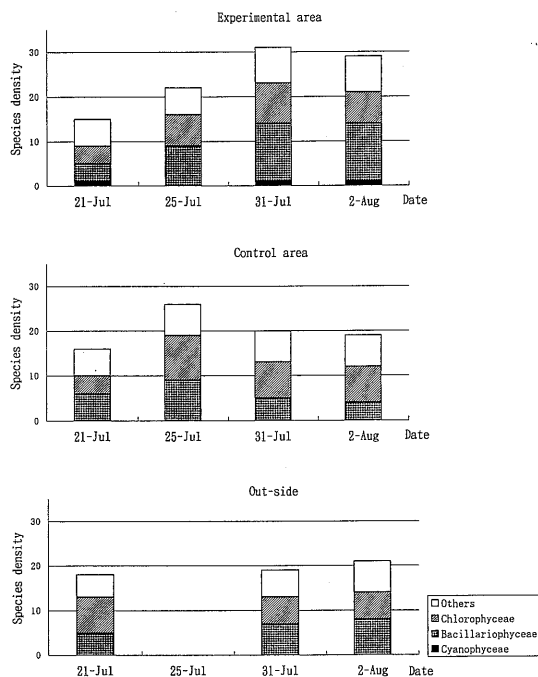


Fig. 7. Changes of the number of species of phytoplankton in each area.

'21-Jul' represents the data before mixing.

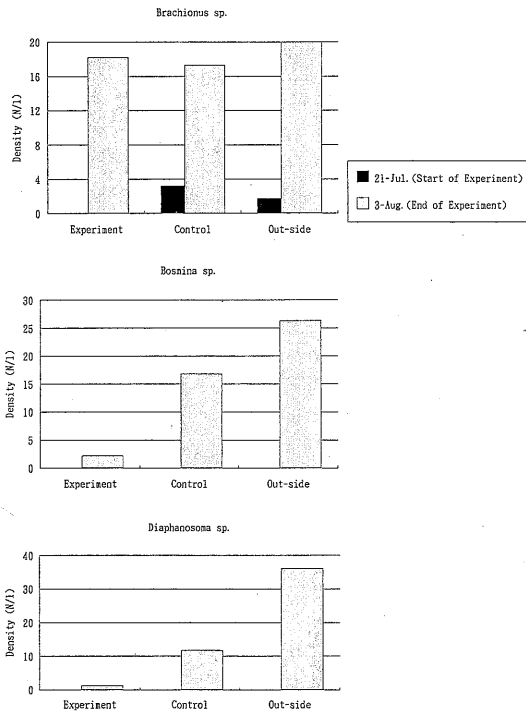


Fig. 8. Changes of the densities of the main zooplankton species in each area.

**動物プランクトンの変化** 動物プランクトンの試料は、運転開始前と実験終了時に北原式定量ネット（目合いXX13）の鉛直曳きによって各区から得た。出現した種類は2~7種類/曳網と少なかったが、各区とも運転開始前に比べて実験終了時の個体数は増加した。対照区および区外では、輪虫類の *Brachionus* 属、枝角類の *Bosmina* 属および *Diaphanosoma* 属で個体数の増加が著しかったが、実験区では *Brachionus* 属の増加が顕著であったが、枝角類2種は微増するにとどまった (Fig. 8)。

**栄養塩類の変化** 栄養塩類は、T-P,  $PO_4$ -P, T-N,  $NO_2+NO_3$ -N,  $NH_4$ -N について分析を行った。各測点・層から得たサンプルから、それぞれの区の平均濃度を求め、その時間変化をプロットしたのが Fig. 9 である。

T-P では、各区とも 0.02 ppm 前後で推移し、時間的に余り大きな変化は見られなかった。 $PO_4$ -P では、実験区では最初の 10 日間に約 1/3 まで減少し、他の 2 区でも通減傾向が見られた。T-N では、3 区とも通減ないし横這いで推移したが、当初は 0.3 ppm 弱のほぼ同じ濃度であったものが、実験終了時には実験区のみ比較的高い濃度を示した。 $NO_2+NO_3$ -N では、実験区と対照区は 0.04 ppm 前後で推移したのに対して、区外では実験期間後半にその濃度が大きく増加した。さらに

$NH_4$ -N では、区外は 0.02 ppm 前後ではほぼ安定していたのに対して、対照区では減少、実験区では増加と全く異なる様相を示した。

## 考 察

メソコズム実験では、仕切りを設けることによって生じる内部の環境変化が大きくて実験結果に影響を与えている可能性がある。今回の実験でも、実験区、対照区湖底部の pH 低下、DO 低下が予想以上に大きく、区外の自然状態とは異なる環境となった。

殿山貯水池への夏季の流入河川水温は、貯水池全体でみると水面下 20~30 m の水温であるのが一般的であり、今回実験を行った上流端では、その水温構造からみて湖底を這うように流入した河川水が流下する。この流れは流速計で簡単に測定できるような大きさではないが、潜水した際には湖底付近に極くゆるやかな流れがあることを確認することができる。メソコズムで仕切りを設けることは、このような湖底付近の水平流動を妨げることになる。また、湛水後すでに長期間が経過している殿山貯水池の湖底には、有機物濃度の高い底泥が堆積しているため、前述のような水平流動を妨げ、水を停滞させた場合には、その分解によって急速に水中の酸素が消費されることになる。これは対照区湖底に低 pH、低 DO の水塊が徐々に発達していく様子に顕著であった。実験区では、全体として数 cm/s から数十 cm/s（噴流軸上）の流れがあるため、浮泥の再懸濁がおこる。目視上も、やや茶色に着色したような状況が観察されたが、透明度が低下する程ではなかった。懸濁した浮泥（有機物）が水中で分解されたことが、実験区における低 pH、低 DO のひとつの原因と考えられるが、*P. bipes* の密度変化に見られるように、植物プランクトンの光合成が抑制されたことも要因のひとつかもしれない。いずれにしても、殿山貯水池において大規模に循環を発生させた場合、溜っている大量の浮泥が分解され終わるまでは、広範囲な pH の低下や DO の低下もあり得ることを示す結果と言えよう。

次に *P. bipes* に対する効果とその他の植物プランクトンに対する効果について検討する。Fig. 6 には、各区における *P. bipes* の増殖速度を検討するため、得られた細胞数を次式によって回帰した。

$$N_t = N_0 \cdot 2^{(t/a)} \quad (1)$$

ここで

$N_t$ ; 時刻 t における細胞数

$N_0$ ; 細胞数の初期値

a; 見かけ上の倍增時間

この式は、細胞の 2 分裂によって増殖していく生物の指数関数的な増殖過程を表す。3 つの区の細胞数初期値

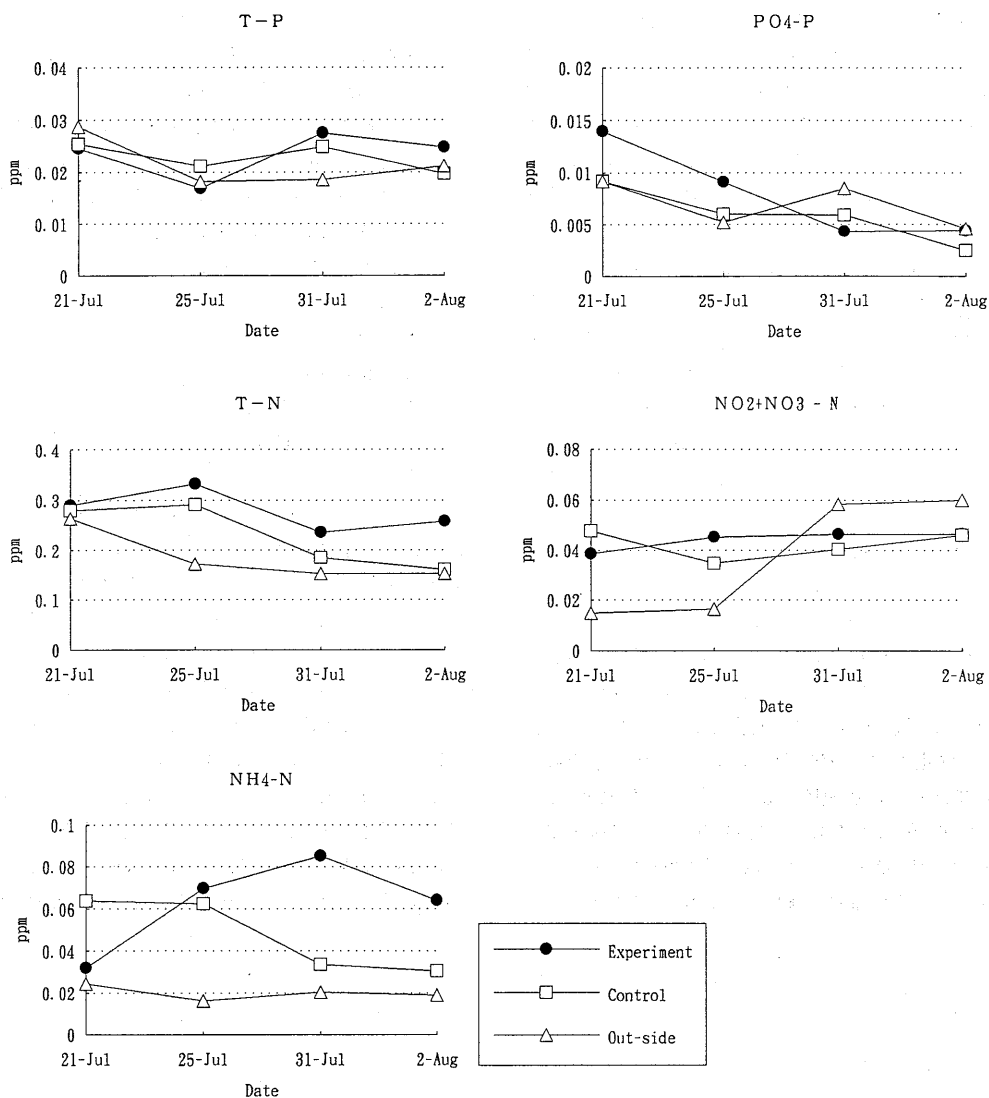


Fig. 9. Changes of the concentrations of nutrients in each area. '21-Jul' represents the data before mixing.

はほぼ同水準であり、その平均値 (0.83 cells/ml) を  $N_0$  として、各区の回帰曲線を求めると、 $a$  はそれぞれ、実験区 25.7, 対照区 6.9, 区外 11.9 となる。すなわち、実験区では細胞数が倍になるのに対照区の約 3.7 倍、区外の約 2.2 倍の時間がかかることを示しており、実験区において *P. bipes* の増殖が抑制されている可能性が高い。

その他の植物プランクトンでは、実験区での珪藻類の種類数増加が比較的顕著であった。実験区で出現した 13 種類の珪藻類のうち、種まで同定できたのは 5 種にとどまったため、種類数の増加が浮遊珪藻の増殖に伴うものか、浮泥とともに巻き上げられたり、メソコズムの

シートに着いた付着珪藻の剝離によるものかは一概には言えない。しかし、細胞数の変化を見ると、淡水域で極く普通に見られる浮遊珪藻<sup>14)</sup>である *Attheya zachariasii* および *Fragilaria crotonensis* の増加が顕著であることから、循環によって浮遊珪藻類の増殖が促進されたものと考えられる。したがって、殿山貯水池で鉛直循環を行った場合には浮遊珪藻類中心の植物プランクトン相に遷移していく可能性が大きいと考えられた。

増殖抑制の原因には、光、栄養塩の不足、温度の低下といった増殖環境の悪化や、捕食圧の増大等が考えられる。栄養塩類濃度および動物プランクトンの密度は、実験区と他の 2 区ではほぼ同じレベルにあった。また実



験区の水温はおおよそ 20°C 前後で、対照区や区外の表層に比べて 3~5°C 低い。殿山貯水池では冬季でも淡水赤潮の発生がみられ、この時の水温は 10°C 前後であるから、必ずしも水溫の低下が抑制要因とは考えられない。したがって、循環によって *P. bipes* の増殖が抑制された要因は光の制限、あるいは pH の低下が考えられる。

実験区の水質は、水中攪拌機の運転開始後、ただちに低下して、実験期間中はおおむね pH 5.5~6.5 を示した。*P. bipes* の増殖は、培養実験では pH 6.0~8.7 の範囲ではほぼ一定の増殖速度を示す<sup>3)</sup>ものの、最大収量を得られる pH 範囲は 7.3~8.0<sup>3)</sup>である。今回の実験時の pH は増殖範囲の下限近くであったことが推定され、pH の低下が増殖抑制をもたらした可能性は否定できない。

一方、光の抑制については次のように考えられる。今回実験を行った地点の水深はおおよそ 10~12 m であり、鉛直方向にゆっくり上下する水流によって植物プランクトンが移動すると考えた場合、中間水深である水面下 5~6 m にとどまっていたのと似たような光条件になったと考えられる。実験区の透明度は 2~3 m であり、透明度から推定される補償深度は 5~7.5 m (透明度の 2.5 倍) である。培養実験によって得られた *P. bipes* 至適照度は 10,000 lux であり、1,000 lux 以下では増殖しない<sup>3)</sup>ため、*P. bipes* の光合成は相当抑制されるものと考えられる。実験期間中、殿山貯水池のダムサイト近く

の日当たりのよい場所の水面下約 15 cm で連続観測した水中照度のうち、典型的なものであった 7 月 23 日 (晴れ時々曇) の日変化を Fig. 10 に示した。最大照度は正午前後の約 60,000 lux であり、日照時間中の平均照度は約 20,000 lux である。経験的に透明度の深さは水面の明るさの約 15% になる<sup>15)</sup>ことから、水面下 2.5 m での平均照度は約 3,000 lux となる。一般的に水深と照度の関係は次式で求められる。<sup>16)</sup>

$$I_d = I_0 \times e^{(-k \times d)}$$

ここで

d ; 水深 (m)

$I_d$  ; 水深 d での照度

$I_0$  ; 水面での照度

k ; 消散係数

水面近くでの平均照度と透明度の水深での平均照度から消散係数を求めると、 $k=0.76$  となる。したがって、実験区の間水深である水面下 5 m の照度は 450 lux となる。したがって、培養実験結果<sup>3)</sup>から考えると、実験区では光の不足ゆえに *P. bipes* は増殖できない。また、Steel の式<sup>17)</sup>を用い、至適照度を 10,000 lux として中間水深における増殖速度の比 ( $G/G_{max}$ ) を求めると、約 0.12 となる。すなわち、実験区のように循環を与えることは、通常は湖面近くで達成されている増殖速度を 10 分の 1 程度にまで低下させることになると言える。

以上のように、今回のメソコズムを用いた実験結果は鉛直循環が *P. bipes* の増殖を抑制し得る可能性を示すも

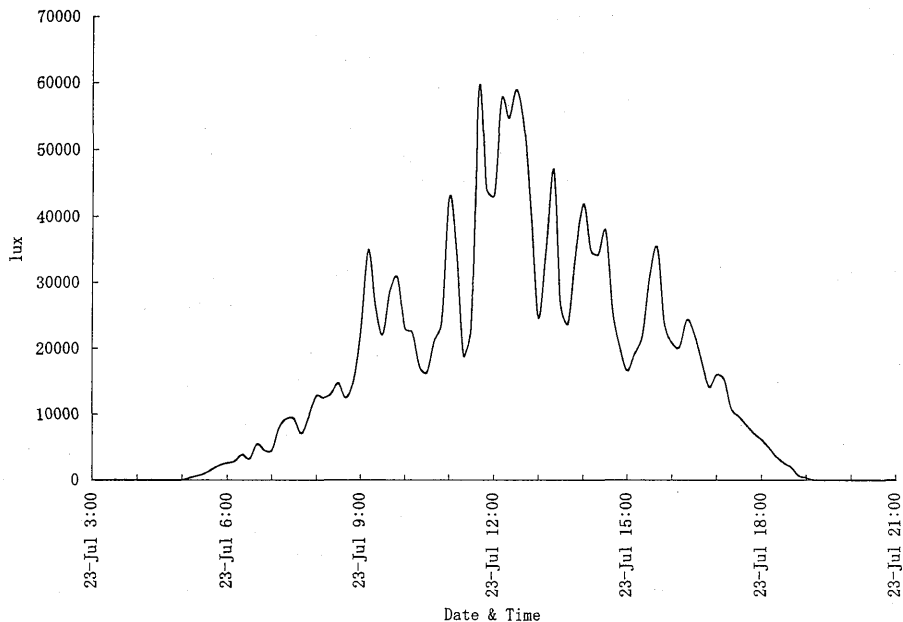


Fig. 10. Changes of the illumination intensity measured at 15 cm below the surface on July 23.

のであった。*P. bipes*の淡水赤潮は、表面の極く薄い部分(場合によっては湖面の数mm~数cm)にほとんどの細胞が集積して生じていることが多く、殿山貯水池の場合、単純に考えても鉛直循環によって赤潮を鉛直的に均一にできれば $10^2$  cells/ml未満になってしまうと考えられるので、見た目の赤潮状態は解消される。その上、循環によって*P. bipes*の増殖が抑制できるのであれば、水中攪拌機等を用いて常に湖水の鉛直循環を行っておくことにより、淡水赤潮の発生は防げる可能性が大きいと考えられる。

貯水池の淡水赤潮に対して取り得る手立てとしては、大きく分けて「発生した赤潮を速やかに回収・死滅させる手法」と「赤潮の発生を防止する手法」が考えられる。前者については、ポンプでくみ上げてろ過し、赤潮をスラッジ状にして陸上に回収する<sup>18)</sup>ことがすでに可能であるし、紫外線を使って殺藻する方法<sup>19)</sup>も行われている。一方、後者では、薬剤等を使った化学的手法、捕食生物等を使った生物的手法といったものも考えられるものの、公共用水域である貯水池に薬品や微生物等を投入することは抵抗感があるばかりでなく、予測しなかったような二次的な環境影響を引き起こす可能性もある。これに対して、人工的な鉛直循環のような物理的手法は、場合によっては投入エネルギーが膨大なものになる可能性はあるが、当該水域に新たな環境問題を引き起こす可能性は小さく、その効果が確実なものであり、コストパフォーマンスが適切なものであれば比較的容易に、どここの貯水池でも利用可能なものとなろう。

## 謝 辞

この研究は、関西電力(株)総合技術研究所の地域環境保全研究の一環として行われたものであり、総合的かつ多岐にわたる淡水赤潮対策研究の一部についてまとめたものである。この研究の実施にあたっては、近畿大学農学部教授河合章博士、京都大学農学部教授石田祐三郎博士、財団法人電力中央研究所宮永洋一博士に多くの貴重なご意見とご指導を賜った。ここに深く感謝申し上げる次第である。

## 文 献

- 岡市友利, 門田 元: 赤潮による被害, 「淡水赤潮」(門田元編), 第1版, 恒星社厚生閣, 東京, 1987, pp. 141-163.
- 石田祐三郎: 淡水赤潮の現状と問題点. 水質汚濁研究, **14**, 270-275 (1991).
- 西堀尚良, 西島敏隆, 小野田義輝, 畑 幸彦: 淡水赤潮プランクトン*Peridinium bipes* f. *occultatum*の増殖に及ぼす照度, 温度, pHおよび窒素栄養塩の影響. 日水誌, **57**, 1729-1735 (1991).
- 吉舎廣幸, 山本純也, 山林佳弘: 貯水池の淡水赤潮(*Peridinium bipes*)の増殖必要元素に関する研究. 電力土木, **237**, 35-40 (1992).
- 池田知司, 松本達郎, 吉舎廣幸, 石田祐三郎, 河合章: 渦鞭毛藻*Peridinium bipes* f. *occultatum*による淡水赤潮の発生原因となる増殖制限因子の解析. 陸水学雑誌, **54**, 179-189 (1993).
- 小島貞夫: 空気揚水筒による富栄養化湖沼の水質改善(1)一原理と効果一. 用水と廃水, **24**, 25-31 (1982).
- 小島貞夫: かび臭対策としての湖水人工循環法の経験. 用水と廃水, **26**, 837-844 (1984).
- 須藤 晃: 間欠式空気揚水筒による水質改善. 用水と廃水, **26**, 772-773 (1984).
- 高崎みつる: 湖沼の曝気による直接浄化. 用水と廃水, **32**, 668-675 (1990).
- 李 淳和, 高崎みつる, 佐藤敦久: 複雑な湖盆形態を有するダム湖での強制循環の効果に関して. 土木学会第42回年次学術講演会講演概要集2, 716-717 (1987).
- 前田広人: 宇曾川ダムにおける成層破壊による水質改善, 「第6回湖沼の水質予測研究会報告書」, 滋賀県琵琶湖研究所, 滋賀, 1988, pp. 18-26.
- 藤本 成, 森北佳昭: 日本における貯水池富栄養化対策のためのパイロット実験について. 大ダム, **126**, 10-17 (1988).
- 稲森悠平, 竹下俊二, 須藤隆一: 湖沼水質保全対策の技術諸法と今後の方向性, 「河川・湖沼の水質浄化技術の開発」講習会テキスト, 工業技術会, 東京, 1991, 2.10-2.17.
- 小久保清治: 浮遊珪藻類, 増補版, 恒星社厚生閣, 東京, 1973, pp. 214-244.
- 半谷高久: 水質調査法, 第4版, 丸善(株), 東京, 1978, pp. 201-203.
- 吉村信吉: 湖沼学, 増補版, 生産技術センター, 東京, 1976, pp. 86-110.
- J. N. Kremer and S. W. Nixon: 沿岸生態系の解析(中田喜三郎), 生物研究社, 東京, 1987, pp. 42-54.
- 大野世音男, 喜多村雄一: 貯水池淡水赤潮問題の現状と対策. 電力土木, **199**, 86-97 (1985).
- 田野襄一郎, 佐々木正彦, 落合正治, 井芹 寧: 紫外線照射によるダム湖の淡水赤潮処理船. 土木学会誌, **78**(7), 18-20 (1993).