

(21) 成層破壊型曝気循環による貯水池水質変化の現地観測とその評価

Water quality change caused by the application of destratification type Aeration/Circulation
in a dam reservoir

天野 邦彦*、藤原 正好**

Kunihiko Amano* and Masayoshi Fujiwara**

ABSTRACT; The formation of thermal stratification during summer in dam reservoirs suppresses the vertical mixing of their water body. When a reservoir is thermally stratified, oxygen supply from water surface to the bottom layer is limited. Since oxygen consumption in the bottom layer is intensive due to the degradation of organic matter in eutrophicated reservoirs, anoxic bottom layer is likely to be seen in such reservoirs. This anoxic condition may lead to the release of nutrients and metals from bottom sediments. Stable stratification can also be suitable for the accumulation of nuisance algae such as blue-green algae. Destratification method is thus sometimes applied in eutrophicated dam reservoirs to remedy above mentioned problems.

We have done a field experiment to see the effect of the destratification on water quality of Aono dam reservoir in Hyogo prefecture. The destratification operation was suspended for one month in summer during the experiment. We have observed the development of a significant bottom anoxia and phosphate release while the operation was suspended. With the aid of numerical simulation, we have discussed the effect of destratification on water quality in Aono dam reservoir.

KEYWORDS; Aeration/Circulation, eutrophication, reservoir and phytoplankton

1. はじめに

日本の多くの多目的ダム貯水池においては、夏期に水温成層が形成されることで鉛直方向の水の混合が抑制される。富栄養化が進んだ貯水池においては、沈降したプランクトンの死骸等有機物の分解・腐敗により、底層部での酸素消費が進むのに対して、鉛直方向の水の混合が抑制されているために表層からの酸素供給が到達せず、底層部では溶存酸素が欠乏し、これに伴いリン等の栄養塩類や鉄、マンガン等の金属が底泥から急速に溶出することがある。また、鉛直混合が抑制されると、貯水池表層に集積する種の植物プランクトンの大量増殖が起こりやすくなり、景観上問題になること等の問題がある。とりわけ藍藻類の大量増殖は水道水の異臭味問題を引き起こすことがあり、重要な問題である。

成層破壊型曝気循環法は、貯水池の底部に圧縮空気を注入し、上昇する気泡によって強制的な鉛直方向循環を引き起こすことで、底層部への酸素供給の促進及び表層水の鉛直混合促進による貯水池水質改善を目指す

* 独立行政法人 土木研究所 水循環研究グループ 河川生態チーム

(River Restoration Team, Water Environment Research Group, Public Works Research Institute)

**ひょうご環境創造協会 環境科学技術部 水質調査第2課

(Water Quality Survey Section2, Environmental Science and Technology Department, Hyogo Environmental Advancement Association)

す手法である。しかし成層破壊型の曝気循環の適用は、高栄養塩濃度の底層水を表層水と混合させる他、底層水温を上昇させると考えられる。

本研究の目的は、実際の貯水池で成層破壊型の曝気循環を適用することで、このような種々の水質変化がどのように起こるかについて現地観測を通して知り、より有効な適用について検討することである。このため本稿では、成層破壊型曝気循環が行われているダム貯水池において、夏季の1ヶ月間、循環装置の運転を停止した後、運転を再開することで、この間の水温成層、溶存酸素濃度、栄養塩濃度及びクロロフィルaについてどのような変化が生じるか現地実験を行い調査した結果についてとりまとめ、さらに数値解析モデルを用いて、検討を加えた。

2. 曝気循環法について

一般に貯水池水質改善手法として曝気(Aeration)という場合、大きく分けて①鉛直方向に強制的な循環を起こし成層破壊(Destratification)するものと②底層部に酸素を供給することを目的とした底層曝気(Hypolimnetic Aeration)の2種類がある。さらに成層破壊型の曝気循環では、ディフューザーから圧縮空気を放出する散気管方式のものや揚水筒と呼ばれる管の下部から圧縮空気を送り、上部から空気砲を放出するもの等が存在する。また、底層曝気にも各種の方式が考案されており、近年では非常に微細な空気を水中に放出するマイクロバブル方式の曝気手法も考案されている¹⁾。

成層破壊型の循環が貯水池水質に与える影響は、古くは Symons ら²⁾ により報告されている。彼らは、1965年に Kentucky の Boltz Lake において機械式ポンプを利用することにより水質改善を試みている。この際に種々の水質及び植物性プランクトン調査を実施し、底層での水温や、酸素濃度の上昇、表層での植物性プランクトンの減少、特に藍藻類の減少を報告している。彼らはこの理由については不明であると述べているが、その後、数々の研究により徐々にこの機構が明らかになってきている。Lorenzen ら³⁾ は、表面の混合水深が深くなることによって光が制限されて植物性プランクトンが減少するとしており、Shapiro^{4) 5)} は、底層への溶存酸素の供給により動物性プランクトンの活動範囲が増し、これらが魚に補食される率が減少し、逆に植物性プランクトンの動物性プランクトンによる補食は増加することから説明している他、二酸化炭素の影響を指摘している。これはすなわち、植物性プランクトンが増加し、光合成が盛んになると炭酸の形で水中に存在する二酸化炭素は減少しpHは上昇するが、藍藻類は緑藻類に比べ二酸化炭素の摂取能力が高いため、低濃度の二酸化炭素でも効率よく利用でき、鉛直混合が抑制された状況で優占的に増殖しやすくなるという指摘であり、鉛直循環によりこの利点が解消するために鉛直循環が藍藻類を抑制する可能性があるというものである。また、成層が強く形成された場合、比較的比重が大きく、遊泳力を持たない珪藻類等は、沈降しやすくなり、藍藻類に比べて不利になるが、強制的な循環により表層の鉛直循環が促進されれば、珪藻類等の遊泳力を持たない藻類にとり相対的に有利に働く可能性がある。この様に強制的に付加される鉛直循環は様々な水環境変化を引き起こし、同時に藻類に影響を与えると考えられる。

3. 方法

3. 1 現地実験

曝気循環を行っている貯水池において水温成層が発達する夏期に曝気循環を約1ヶ月停止し、その際の水質及びプランクトン変化を調査した。

(1) 対象貯水池の概略

実験・研究対象とした貯水池は、昭和61年12月に試験湛水が開始された兵庫県に在る青野ダム貯水池である(図-1)。貯水容量は約1,500万 m^3 、最大水深は約24m、平均水深は約7m、湛水面積は約2 km^2 、年平均回転率は約3.8であり、ダム湖としては平均水深が浅い。本貯水池においては、富栄養化対策の一貫として、昭和63年7月には曝気循環法が導入された。

流入河川は、主に2つあるが、それらの水質は平成2年度の平均値でみると、全リンで 0.025mg/l と栄養塩濃度はそれ程高いレベルではないが、しばしば淡水赤潮の発生をみている。本貯水池における赤潮の原因種はいずれも遊泳能力を有する鞭毛藻に属しているが、流入端での流入水の潜り込みポイントが形成されにくい本貯水池の構造的な特徴から、いわゆる流入端集積型のものではなく、貯水池全体あるいは風向等に対応した不特定部位で発生している。

曝気循環装置は、揚水筒方式のもの2基が設置されており、それぞれ標高約 162m 地点付近で空気を注入し、170m 地点付近から 3.7(m³/min @ 1atm)の空気量を吐出している。

(2) 現地実験の概要

現地実験は、平成3年7月15日から10月2日にかけて行った。この期間中、7月30日午前9時から8月27日午前9時までの約1ヶ月間曝気循環を停止し、その前後を中心に詳細な水質及びプランクトン調査を実施することにより、曝気循環が貯水池水質に与える影響について検討した。

調査地点は、図-1に示すように、流入地点2点、貯水池内は平面的に3点、水深方向に上・中・下層3点の計9点、放流地点は1点の合計12地点で、水温、透明度、pH、DO、COD、T-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-P、PO₄-P、クロロフィルa、EC及び主要プランクトンについて調査を行った。河川における採水は試水用容器を直接用いて流心の水面から水深の2割の深さで行い、貯水池における採水は、バンドーン型採水器を用いて上層（水深0.5m）、中層（水深の1/2地点）、下層（湖底直上1m）の3層で行った。ただし、貯水池における水温と溶存酸素については3mまでは0.1、0.5、1.0、2.0、2.5、3.0m、それ以深は1.0mピッチでDOメーター（kent社製 EIL7135型）による測定を行った。

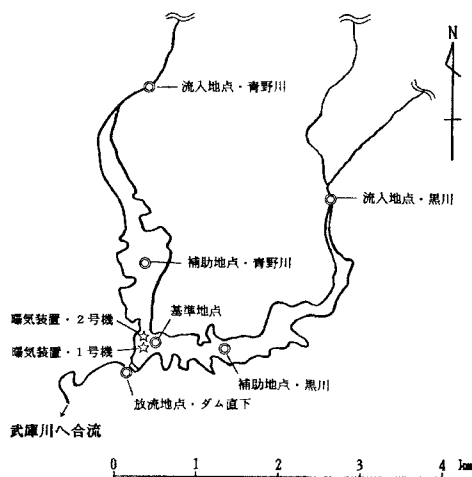


図-1 対象貯水池の平面図及び調査地点

3. 2 水質シミュレーション

現地実験で得られた結果について考察を行うために水質シミュレーションを行った。シミュレーションモデルには土木研究所で開発された鉛直一次元モデル⁶⁾を採用した。曝気循環装置による鉛直循環で起こる流れと水質変化を計算するために、上昇する気泡により上部へと連行される水量を算定するサブルーチンをこのモデルに追加した。気泡により上部に連行される水量は Kobus⁷⁾の式を用いて求めた(式(1))。

$$Q_w(x) = 35.6C(x+0.8) \sqrt{\frac{-V_0 \ln\left(1 - \frac{x}{h+10.3}\right)}{\mu_b}} \quad (1)$$

ここで、 $Q_w(x)$: 連行される水量(m³/s)、 x : 曝気装置の空気吐出口からの高さ、 V_0 : 注入空気量(m³/s @ 1atm)、 h : 空気吐出口の深さ、 $C = 2V_0 + 0.05$ 、 $\mu_b = 25 V_0 + 0.7$ (m/s)

シミュレーション計算では、鉛直一次元モデルにおける計算コントロールボリューム各層の上部及び下部において式(1)により求められる連行水量を計算し、上部での値から下部での値を引いた差分が、その層から新たに連行される水量とした。これら連行された水は完全混合しながら水面に達して、表層水を連行した後、等密度の層に侵入する様に計算を行った(図-2)。

計算に関しては、曝気を停止した状況の再現計算と、実験では曝気を停止した期間も運転を継続したと想定した条件での2通りのケースを行った。

藻類の増殖に関しては、式(2)で計算を行った。また、主要なパラメータ値は表―1の値を用いた。

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{I}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I}{I_{opt}}\right) \cdot \left\{ \frac{T}{T_{opt}} \exp\left(1 - \frac{T}{T_{opt}}\right) \right\}^3 \cdot \frac{IN}{K_{IN} + IN} \cdot \frac{IP}{K_{IP} + IP} \quad (2)$$

ここで、 μ ：植物プランクトンの比増殖速度(1/d)、 $\mu_{\max}$ ：植物プランクトンの最大比増殖速度(1/d)、 I ：日射量(cal/cm²/d)、 I_{opt} ：最適日射量(cal/cm²/d)、 T ：水温(℃)、 T_{opt} ：最適水温(℃)、 IN ：無機態窒素濃度(mg/l)、 IP ：無機態リン濃度(mg/l)、 K_{IN} ：無機態窒素の半飽和定数(mg/l)、 K_{IP} ：無機態リンの半飽和定数(mg/l)

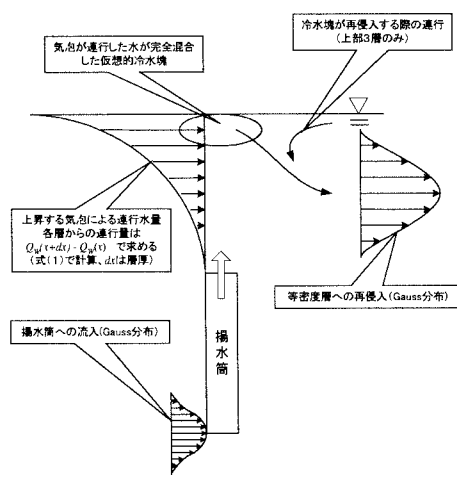


図-2 曝気による循環モデル概念図

表―1 採用パラメータ一覧

パラメータ	値
$\mu_{\max}$	0.919
I_{opt}	300
T_{opt}	30
K_{IN}	0.01
K_{IP}	0.001
植物プランクトンの沈降速度(m/d)	0.05
無機態リンの溶出速度(mg/m ² /d)	$\frac{5.0}{4.0 \cdot DO + 1}$ ⁶⁾

上表中、DO は最底層の溶存酸素濃度(mg/l)

4. 結果

4. 1 気象及び水文条件

一般的に貯水池水質に影響を与える外部要因としては、流入水質の他に気象条件や流入・放流量といった水文条件が挙げられる。曝気循環の影響を検討することが実験の目的であるので、曝気循環以外のこれら外部要因による水質変化への影響を把握するために、実験期間中の気象、水文条件を見る。

図-3に管理所における日平均気温、降水量、貯水位、流入・放流量の変化を示す。図より、曝気循環停止期間の前後での平均気温の変動は5℃程度で、降水量を見ると循環停止中は、10mm/日以上降水は1回のみであり、循環停止中の総流入量は82万m³であった。また、図は割愛するが循環停止中には10m/s以上の日最大風速は観測されず、日平均風速でも4m/sを越える日は1日だけで強風はなかった。したがって、停止中には、降水、強風等による攪乱が最小限で、曝気循環の停止及び再稼働に伴う水質変化について検討する上で理想的な実験条件が得られた。

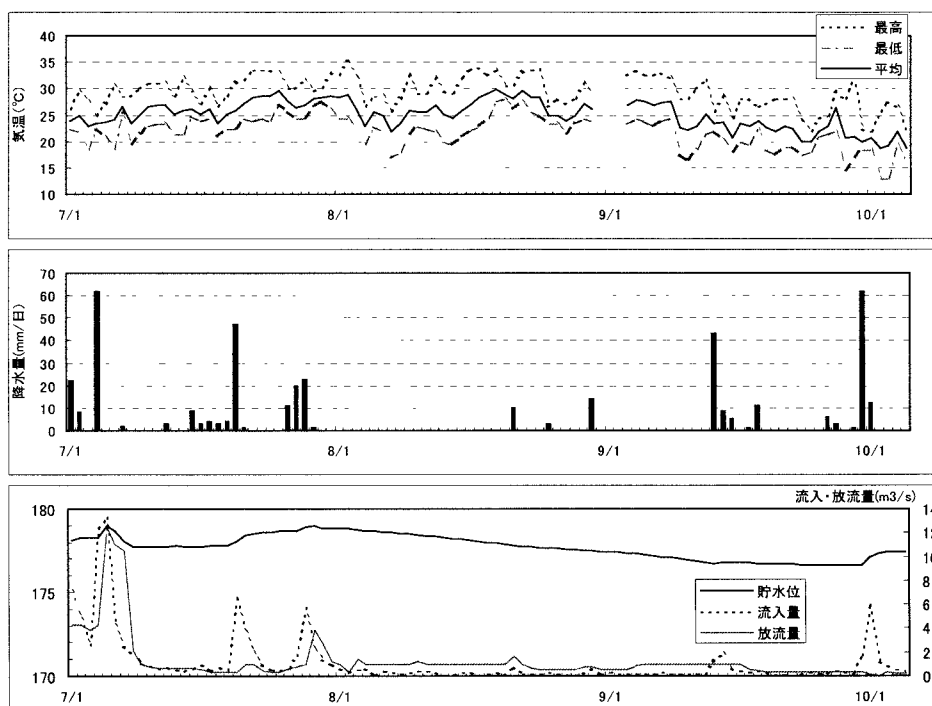
4. 2 水質観測結果

(1) 水温及び溶存酸素の変化

図-4に基準地点における水温の鉛直経日変化を示す。循環停止と共に、底層では水温低下が見られるが、

中層ではほとんど変化がなく、上層では水温上昇が見られる。25℃の等温線に着目すると、曝気循環稼働中は鉛直混合が起き、貯水池の水温は全体的に上昇していくため、7月後半から、深度を増しつつあったものが、循環を停止したことでE1、171m付近に安定し、安定した水温成層が形成され水平に推移した後、再稼働により強制的な鉛直循環が起こったことを反映して急激に降下している。

図－5に基準地点における溶存酸素飽和度の鉛直経日変化を示す。水温にも増してこの図からは曝気循環の効果が一層読み取れる。すなわち、7月の曝気循環装置稼働時においては、基準地点の底層において、しばしば無酸素水塊が見受けられたものの、継続的に無酸素にはならなかったが、循環の停止と共に無酸素水塊は1週間程度で貯水池底より水面から5mのところまで発達した。また、曝気停止直後は、表層付近において藻類の集積及び光合成の活発化による酸素生産の結果の反映と考えられる150%以上の過飽和状態が水深1m付近に見られた。これに対して、再稼働後には水温変化からも示されたように鉛直循環が起こり、このため大規模で安定した無酸素水塊も徐々にその規模を縮小して、9月10日頃には見られなくなった。

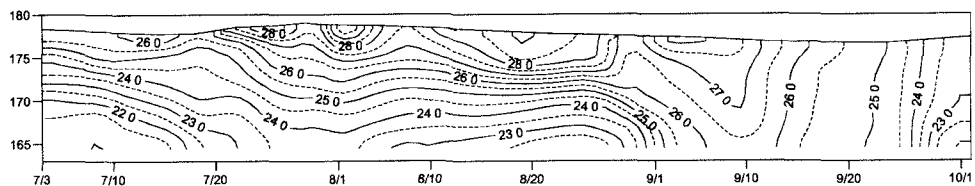


曝気停止期間 (7月30日～8月27日)

図－3 実験期間中の気温、降水量、貯水位及び流出入水量変化

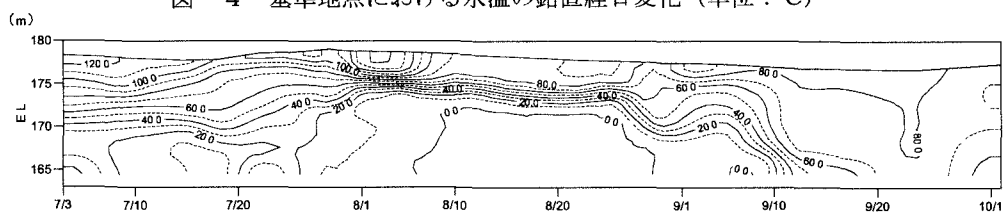
(2) リン及び窒素

図－6、7に基準地点における $\text{PO}_4\text{-P}$ 及び $\text{NH}_4\text{-N}$ の鉛直経日変化を示す。曝気循環停止に伴う無酸素水塊の発達に伴い底層での急激な濃度上昇が見られた。曝気循環の停止期間中は、河川からの流入量は少ない上に流入河川水温も25～30℃と高かったため、河川水が底層に貫入することなく底層水質変化には流入河川水の影響はほとんどなかったと考えられる。実際、曝気循環再開直前の8月26日には底層において $\text{PO}_4\text{-P}$ が0.11mg/l、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が0.81mg/lと最大値を示しており、これは流入河川水中の濃度に比べても1桁高い濃度



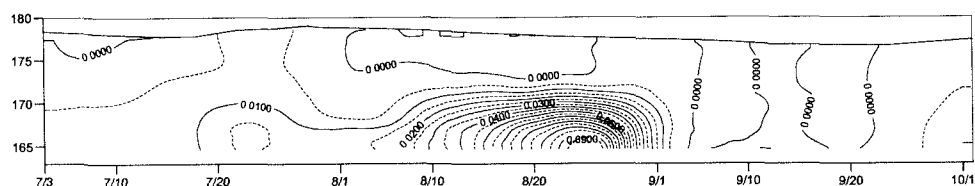
曝気停止期間 (7月30日～8月27日)

図—4 基準地点における水温の鉛直経日変化 (単位: °C)



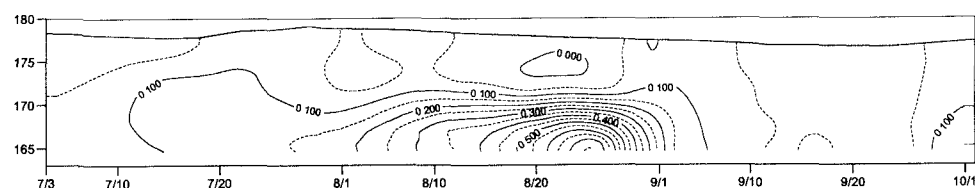
曝気停止期間 (7月30日～8月27日)

図—5 基準地点における溶存酸素飽和度の鉛直経日変化 (単位: %)



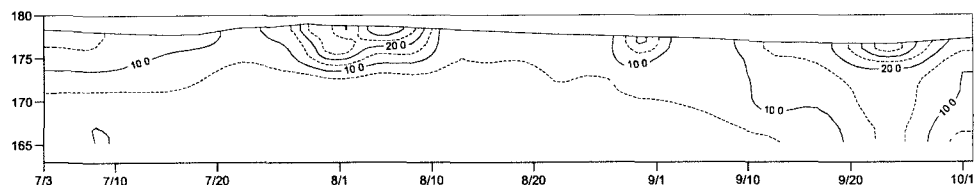
曝気停止期間 (7月30日～8月27日)

図—6 基準地点における $\text{PO}_4\text{-P}$ の鉛直経日変化 (単位: mg/l)



曝気停止期間 (7月30日～8月27日)

図—7 基準地点における $\text{NH}_4\text{-N}$ の鉛直経日変化 (単位: mg/l)



曝気停止期間 (7月30日～8月27日)

図—8 基準地点におけるクロロフィル a の鉛直経日変化 (単位: μg/l)

にまで達しているため、観測された濃度上昇は底泥からの溶出によるものと考えられる。曝気循環再開直後には、底層に溶出した $\text{PO}_4\text{-P}$ 及び $\text{NH}_4\text{-N}$ が表層にまで鉛直混合して表層及び中層における濃度が上昇した。表層及び中層においては、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は実験期間を通じてこの鉛直混合による濃度上昇以外には検出限界近傍の極めて低濃度を示していた。

(3) クロロフィル a

図-8 に基準地点におけるクロロフィル a の鉛直経日変化を示す。曝気循環停止直後の 7 月 30 日から 8 月 8 日の 10 日間植物プランクトンのブルームが発生し表層において最大値で $40\mu\text{g/l}$ に達する高濃度を示している。この期間中は表層において溶存酸素の過飽和状態が示されており(図-5)、植物性プランクトンの大量増殖及び集積が起これ、光合成が活発に行われた結果であると考えられる。

今回の実験に先立つ調査を通じて、本貯水池においてはクロロフィル a が $30\mu\text{g/l}$ 以上の値を示すのは調査日の 1 ~ 2 週間前に日降水量もしくは連続 3 日間の合計降雨量が 40mm 以上を示した時であるという傾向が示されている。出水に伴う有光層への栄養塩供給が植物性プランクトン大量増殖の原因となるためにこのような傾向があると考えられる。今回の実験期間中ではこのような降雨が生じた日は 7 月 4 日、7 月 20 日、7 月 28 日、9 月 13 日、9 月 30 日の 5 回であった。実験期間中に観測されたブルームについて見ると、ほぼ降雨に対応して生起しているが、曝気循環再稼働直後の 8 月 30 日のみ、降雨による栄養塩供給が 1 ヶ月以上ないにもかかわらず表層において $30.2\mu\text{g/l}$ という高濃度を示している。このブルームは先に述べた底泥から回帰した栄養塩類が鉛直混合により表層に達して引き起こしたのと考えられる。

4. 3 シミュレーション結果

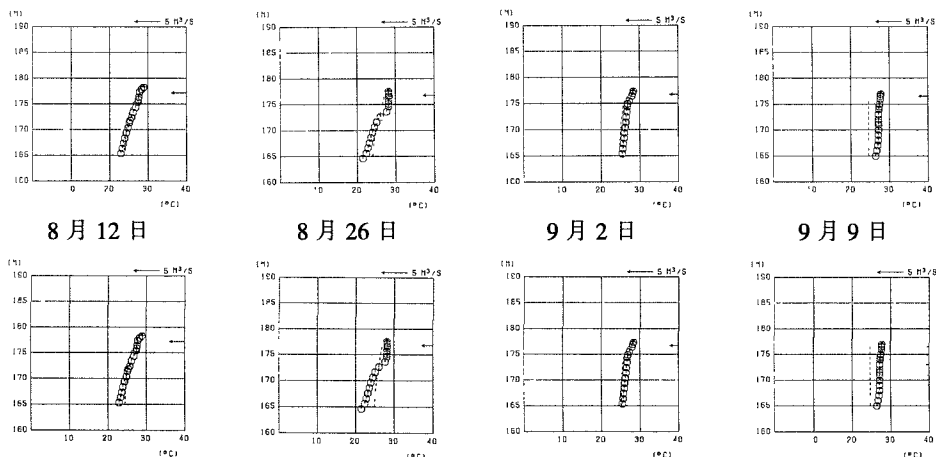
水質シミュレーションについては、曝気を停止した 7 月 30 日における観測値を初期値として、実験同様に曝気を停止後、8 月 27 日から再稼働したという想定での計算(曝気停止)と計算上曝気循環装置を停止せずに連続稼働していたという想定での計算(曝気連続運転)の 2 ケースの計算を行い曝気循環装置による水質への影響について検討した。曝気停止期間中には、溶存酸素濃度の低下に伴う栄養塩類の溶出が起これたが(図-5, 6, 7)、この水質変化を基に同定計算を行った。

現況再現計算に当たる曝気停止のケースでは水温成層の形成(図-9)、底層における溶存酸素濃度の低下(図-10)が再現されているのに対して曝気を連続運転したという条件の下で計算した結果を見ると、貯水池はより混合された状態であり(図-9)、底層における溶存酸素濃度の低下も抑制されている(図-10)。溶存酸素濃度については、底泥における酸素消費速度が平均約 $75(\text{mg}/\text{m}^2/\text{h})$ と設定した場合に良好な現況再現結果が得られた。

曝気循環の有無による溶存酸素濃度の相違という計算結果を反映して、曝気を連続運転したとして計算したケースでは、現況再現計算に比べてリンの溶出量が抑制される結果となっている(図-11)。

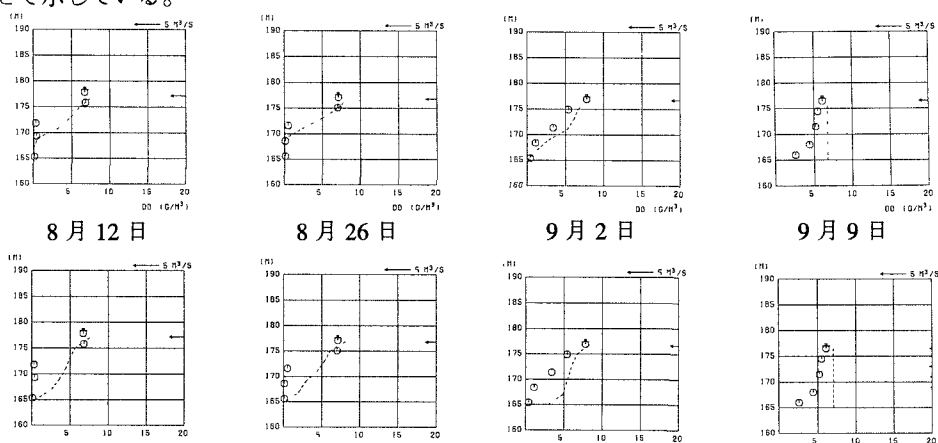
5. 考察

循環停止後の表層クロロフィル a の急増は出水に伴う栄養塩の供給と循環停止の効果が重なり植物プランクトンの増殖・集積によって生じたのと考えられる(図-8)。しかし、その後の循環停止期間においては先に述べたように流入が少なく、栄養塩の補給が絶たれたために 8 月 12 日以降は、ほぼいずれの地点においても全層にわたり $10\mu\text{g/l}$ 以下となり再稼働時まで低レベルのまま推移した。再稼働後には、底層において蓄積された栄養塩が強制循環により表層に回帰し、表層付近では、大量降水が無かったにもかかわらずクロロフィル a の急増が見られた。この結果は成層破壊型の曝気循環は表層への植物プランクトンの集積を緩和する効果があることを示していると共に、栄養塩濃度の高い底層水を表層水と混合してしまうという欠点も有しているということを示している。今回の実験では、循環を停止しなければ底層におけるリン酸やアンモニア態窒素濃度がこれほど上昇はしなかったと考えられるが、例えば出水後の状況を考えると、水温が

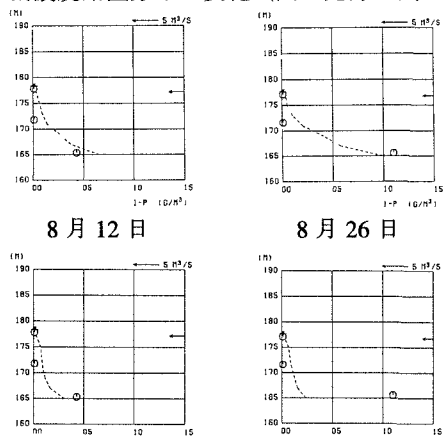


図一 9 水温鉛直分布の変化

上段は現況再現計算（8月27日まで曝気を停止したと想定）で下段は曝気を停止せずに連続運転したと想定した場合の結果を示している。ただし、下段の計算ケースは仮想的な計算条件であるため、実測値は存在しないが、曝気を停止していた現況との比較を行うために現地観測結果についても合わせて示している。



図一 10 溶存酸素濃度鉛直分布の変化（図の見方は図一 8 と同様）



図一 11 PO₄-P 濃度鉛直分布の変化（図の見方は図一 8 と同様）

低くリン酸や硝酸態窒素を多く含む河川水が大量に底層に侵入するため、今回の実験における循環再開時の状況に類似した状況が起こる。このような場合に、成層破壊型の曝気循環を連続して行くと、今回の実験と同様に表層への栄養塩供給を行うことになるため、底層水と表層水の混合は避けた方が良いと考えられる。

水温及び溶存酸素濃度の変化について見ると、本貯水池における強制循環は、標高 162m 地点から底層水を吸入するものの、主に混合が起こるのは空気吐出口のある標高 170m より上部である。このため、貯水池を完全に混合するには至らず、曝気循環中でも底層では短期間無酸素状態が生起することがある。底層への酸素供給という観点からはより強い循環を行うことが望ましいと言えるが、成層破壊型の曝気循環で底層における貧酸素状態を完全に防ぐためには極めて大きなエネルギーを必要とする上に、先に述べたように底層の高栄養塩濃度の水を表層水と混合することになり、水質改善の観点から効果的ではない。

底層の貧酸素状態を改善するためには底層曝気の手法があり、その効果が実証されている⁸⁾。この手法は貯水池を鉛直方向に混合することがないため、底層の高栄養塩濃度水を表層水と混合することがないという利点がある。ただしこれだけでは表層での藻類の集積を軽減することは出来ないため、出水に伴う栄養塩補給に呼応して植物プランクトンブルームが発生する可能性が高い本貯水池の様なダム貯水池においては、底層曝気のみでは底層の酸素濃度の改善は可能でも、植物プランクトンの大量増殖に伴う水質悪化の改善効果はあまり期待できない。これらのことから、ある程度の深さを持ち、出水による栄養塩補給が植物プランクトン大量発生に寄与している貯水池においては、表層から中層にかけて適切な範囲で鉛直混合を促進させる様に曝気循環を行う装置と、底層曝気装置を併用して水質改善を図る方法が適切であると考えられる。

表層から中層にかけて鉛直混合を促進すべき水深としては、貯水池毎に最適値が存在すると考えられるが、検討すべき項目としては、貯水池回転数、有光層深さ、洪水放流用ゲートの位置、貯水池底の形状等が考えられる。最終的にはこれらの項目と使用しうる曝気循環装置の出力を勘案して決定することになる。本貯水池においては、洪水放流用のオリフィスゲートが標高 171m 付近に存在するため、表層からこの標高付近までの鉛直混合を促進することで水温躍層をゲート標高付近にまで低下させて、洪水に伴い流入した栄養塩濃度の高い河川水となるべく早期に放流可能とすることが望ましいため、現況の 170m 付近に空気吐出口を設定していることは適切であると考えられる。しかし筒長 8m の揚水筒方式の装置を使用しているため、筒長分深い位置の貯水池最深部の水をも循環してしまうので、底層の高栄養塩濃度水を表層水と混合させてしまうという点について改善の余地があることが指摘できる。

今回の実験結果は鉛直混合を促進すべき水深についての検討に加えて曝気循環を運転するタイミングについても有益な情報を提供している。出水後に植物プランクトンのブルームが起こった後、8月10日以降はクロロフィル a 濃度が低下し、曝気循環が停止しているにも係わらず、植物プランクトンの増殖は抑制されていた。曝気を停止したことで、底層の酸素濃度が低下したことは問題であったが、底層曝気が併用されていたとすれば、この問題は回避できたと考えられる。この結果から、ある程度以上の出水後は、曝気を停止するか、循環水深を浅くして河川からの流入栄養塩が表層へ供給されるのを防止することで水質改善効果が増大すると考えられる。

6. まとめ

今回の実験により明らかになった本貯水池での曝気循環による水質への影響は以下のとおりである。

- 1) 強制循環により底層に溶存酸素を供給すると共に水温成層を弱めることで河川流入水を底層に侵入させて溶存酸素の欠乏を緩和し、底質からの溶出に伴う高栄養塩濃度水塊の発生を防いでいる。
- 2) 上記の効果が見られる反面、流入河川水からの栄養塩流入が極めて少ない場合等、条件によっては、表層へ栄養塩を供給する結果となり藻類の増殖をかえって助長する可能性がある。ただし、一般的に成層破壊型の曝気循環を行うことで、流入河川水が貯水池のより底部へ侵入することから表層（有光層）における利用可能な栄養塩量は減少すると考えられる。

これらのことから、本貯水池における曝気循環による水質改善に関しては、ある程度の効果が確認されたが、底層曝気装置と底層水を循環させない形式の鉛直循環装置を併用できればさらに高い水質改善効果が期待できると考えられた。

謝辞

今回の実験に際しては、旧建設省近畿地方建設局猪名川工事事務所及び兵庫県河川開発課の方々に、また、水質分析に関しては旧（財）兵庫県環境科学技術センターの方々に多大なるご協力をいただいた。記して感謝します。

参考文献

- 1) 道奥康治、神田徹、大成博文、森口昌仁、松尾昌和、白澤静敏、松尾克美 (2001) マイクロバブルによる富栄養貯水池の水質改善工と浄化効率、水工学論文集、第 45 巻, pp. 1201-1206.
- 2) Symons, J. M., W. H. Irwin and G. G. Robeck (1967) Impoundment water quality changes caused by mixing, ASCE SE, pp. 1-20.
- 3) Lorenzen M., A. Fast (1977) A guide to Aeration/Circulation techniques for lake management, EPA-600/3-77-004.
- 4) Shapiro, J. (1973) Blue-green algae: Why they become dominant, Science, V.179 pp.382-384.
- 5) Shapiro, J. (1981) Effects of artificial circulation in reservoirs on algae, Joint United States/Australia Seminar and Workshop on Destratification of Lake and Reservoirs to Improve Water Quality, pp.376-399.
- 6) 森北佳昭、天野邦彦 (1991) 貯水池水質の予測・評価モデルに関する研究、土木研究所報告、第 182 号-1.
- 7) Kobus, H. E. (1968) Analysis of the flow induced by an air-bubble system, Proc. 11th Conference of Coastal Engineering, London, pp. 1016-1031, ASCE.
- 8) 中村悟、梶谷隆志 (2000) 布目ダムにおける深層曝気装置の水質改善効果、ダム技術、N. 164, pp. 42-52