

(62) 漆沢ダム貯水池におけるアオコ発生 制御効果の検討

野村 宗弘^{1*}・佐藤 博信¹・設楽 和彦¹・坪根 史佳¹
千葉 信男¹・藤本 尚志²・中野 和典¹・西村 修¹

¹東北大学大学院工学研究科 (〒980-8579宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉6-6-06)

²東京農業大学大学院農学研究科 (〒1156-8502東京都世田谷区桜丘1-1-1)

* E-mail: nomu@eco.civil.tohoku.ac.jp

人為的汚濁負荷のない漆沢ダム貯水池において水質構造を把握するための現地観測を行うとともに鉛直一次元の水質予測モデルを構築し、アオコ発生の制御効果について検討した。

河川水のダム同密度層への流入ならびに取水の影響をモデルに組み込むことにより、二段階の水温成層の状況ならびにChl. *a*の変動といった貯水池内の水質構造をおおむね再現することができた。また、対流混合による下層からの栄養塩の供給が増殖に寄与することから、一次躍層の消滅がChl. *a*の増加につながることもわかった。さらに表面取水は、水表面に存在するアオコを減少させる効果があるが、一方で水表面に栄養塩を循環させ、アオコの発生を助長させる可能性が示唆された。

Key Words : *Anabaena* sp., eutrophication, predictive model, stratification, thermocline

1. はじめに

ダム貯水池や湖沼の富栄養化は、利水に大きな障害をもたらすことから、アオコの主となる藍藻類の異常増殖を防止する必要性が叫ばれている^{1,2)}。その手法の一つとして、藍藻類を取り巻く環境条件を制御して、藍藻類が優占化しない水環境を創出する方法が挙げられる。そのためには、まず藍藻類の優占化と水域での水質構造との関係を明らかにする必要がある。また、霞ヶ浦、手賀沼といった生活排水などの人為的汚濁負荷のある湖沼に関する研究は多いが、人為的汚濁負荷のない湖沼の富栄養化問題に関する研究例は少ない³⁾。そこで、本研究では人為的汚濁負荷がないにも関わらずアオコの発生がみられたダム貯水池において、水質構造を把握するための現地観測を行い、水質変化に伴うアオコの発生機構に関する仮説をもとに鉛直一次元の水質評価モデルを構築し、アオコ発生の制御効果について検討した。

2. 対象水域及び現地観測の概要

(1) ダム貯水池の概要

研究対象とした貯水池は、仙台市から北北西の方角に位置し、山形県との県境にある漆沢ダム (N38°34.23',

E140°38.48', 標高約 240m) である。図-1 に漆沢ダム貯水池の形状および観測地点を示す。周囲を急勾配の山林に囲まれており、上流域に生活排水や工場廃水などの人為的汚濁負荷源のない多目的ダムである。

漆沢ダムは、流域面積: 58.9km²、有効貯水量: 16,000 千 m³、水表面積: 0.83km²、幅: 約 500m、全長: 約 4,000m、平均水深: 約 22mのロックフィルダムで、唐府沢と鳴瀬川の流入河川が存在する。最大水深は約 40mと水深の深いダムであるが、夏季には二段階の水温躍層が形成され、水表面にはアオコ (主に *Anabaena* sp.) の発生がみられる。また、この時期、ダムの取水水深は水面

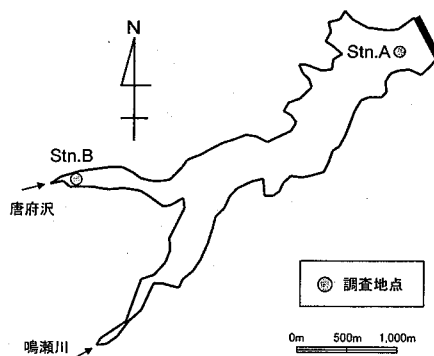


図-1 漆沢ダムの形状及び観測地点

下 10m に設定されていることから水表面近くを集積するアオコは系外に流出しにくく、アオコが蓄積しやすい水質構造となっている。

(2) 現地調査方法

現地調査は、2006 年 7 月 25 日から 10 月 12 日の間、ダム貯水池ならびに流入河川において実施した。連続観測として、図-1 に示すダムサイト近傍の Stn.A においてメモリー水質計(WQC-24;TOA-DKK)を水深 0.5m に係留し、水温などの水質項目を 30 分毎に測定した。また、定期観測として約 2 週間毎に採水および水温、Chl.a の鉛直分布観測を毎回午前 11 時頃に行った。試料水は冷蔵して実験室に持ち帰り、PO₄-P (DIP) は栄養塩自動分析装置 (BRAN+LUEBBE ; TRAACS800) を用いて、全リン (TP) はペルオキシ二硫酸カリウム分解法により分析を行った⁴⁾。Chl.a は Lorenzen の吸光光度法により測定した⁴⁾。同時に、河川の流入口である Stn.B においてメモリー水温計(MDS-MK5/T;アレック電子)を設置し、10 分毎に水温を計測した。さらに漆沢ダム管理事務所において 1 時間毎に観測された流入水量、取水量ならびに気象データを入手した。

3. 結果及び考察

(1) 調査結果

図-2 に水温および Chl.a の鉛直分布ならびに透明度 (SD) を 7 月 25 日、8 月 8 日、8 月 22 日、9 月 12 日について示した。

水温に関して、7 月 25 日から 9 月 12 日まで二段躍層の形成が確認できた。水表面直下の一次躍層は、日射、気温の上昇により表面水温が温められることにより形成される。悪天時に表面水温が低下すると直下の水温の方が高いといった逆転層が形成され、対流混合が行われることで同一水温の表水層の層厚は増加する。一方、二次躍層は、7 月 25 日に水温 15℃の中水層が確認できることから、水温約 15℃の河川水が同一密度層に流入して形成され、さらに水深 10m での取水の影響もあり、徐々に水深 10m に強い変水層が形成されていくと考えられる。また、密度の関係から河川水はこの期間 10m 以深には流入しないことがわかる。

Chl.a に関して、7 月 25 日から 9 月 12 日にかけて水表面で藍藻類 *Anabaena* sp. による Chl.a の増加がみられ⁴⁾、9 月 12 日には観測期間中、最高となる 85 μ g/l を示した。その後、水温の低下とともに減少し、10 月には 5 μ g/l 程度となった。

以上、二段躍層の形成にともない物質の鉛直循環が行われにくくなること、取水深が 10m であることから表

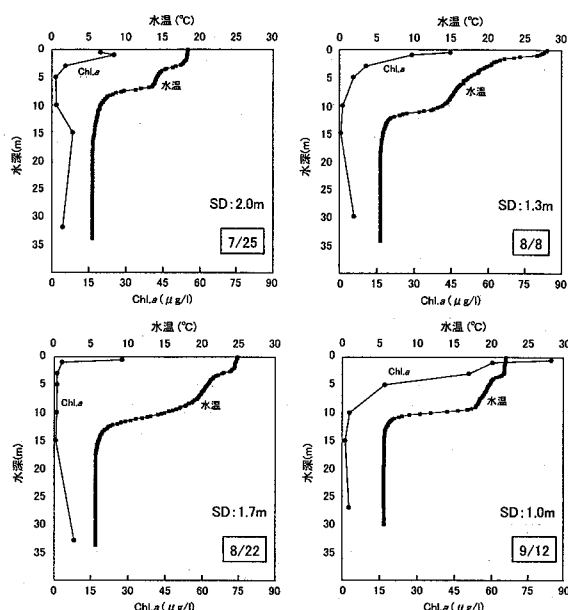


図-2 水温及び Chl. a の鉛直分布

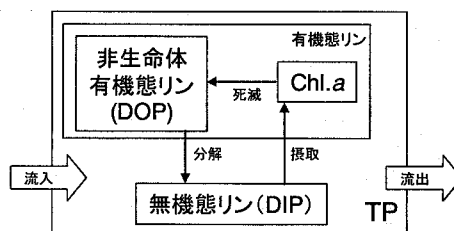


図-3 各層におけるリン循環モデル

水層で発生するアオコは系外に流出しにくく、表水層に蓄積しやすくなる水質構造が考えられた。

次に河川調査の結果から、流量 $Q(m^3/s)$ と流入負荷量 $L(mg/s)$ の関係を $L=a \cdot Q^a$ (a, n : 係数) より求めた。ここでは、過去 2 年間のデータと合わせて全 3 年間の調査データ (データ数: 17) を用いた。唐府沢ならびに鳴瀬川の 2 河川を合わせて評価した結果、TP 負荷量: $L=382 \cdot Q^{0.58}$, PO₄-P 負荷量: $L=18.1 \cdot Q^{0.71}$ の算定式が求められ、流量が増加するほど濃度が減少する傾向を示した。

(2) モデル解析

a) 解析方法

水質評価モデルは、最初バルク法を用いて貯水池内の熱収支を解析し、さらに河川水の流入、ダム取水の影響を考慮して貯水池の成層状況を再現した。次に水温モデルに以下の要素を組み込み、Chl.a 増殖モデルを構築した。図-3 に各層におけるリン循環モデルの概念図を示す。

・流入負荷量は、流量データから L-Q 式により毎時算出した。

・流入河川水は、連続観測した水温によりダム内の同一密度層に流入させた。

・夏季のアオコ発生時には、表水層での $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度がほぼ 0 となっていることや *Anabaena* sp. は窒素固定を行うことから⁹⁾、アオコの発生に関してリン制限となっていると考えて制限栄養塩はリンのみとした。

b) モデルの概要

現地調査の結果から湖内水質が水平方向にほぼ一様であることから、ここでは単純化した鉛直一次元モデルを適用した⁷⁾。水中での垂直方向の熱の再配分に関する基礎方程式は、日射の吸収の他に乱流熱輸送を考慮して、次式のように表した⁹⁾。

$$V_i \frac{\partial T_i}{\partial t} = -\frac{\partial A_i Q_z}{\rho_w c_w} + \frac{\partial}{\partial z} \left(A_i K_{zi} \frac{\partial T_i}{\partial z} \right) \quad (1)$$

$$Q_z = (1 - \beta)(1 - \text{ref}) Q_s \exp(-kz) \quad (2)$$

$$k = \frac{1.8}{SD} \quad (3)$$

ここで、 z : 鉛直方向座標(水表面を原点にして下向きに正)、 t : 時間(s)、 T_i : 第 i 層の水温($^{\circ}\text{C}$)、 V_i : 第 i 層の容積(m^3)、 A_i : 第 i 層の水面積(m^2)、 ρ_w : 水の密度(kg/m^3)、 c_w : 比熱($\text{J}/\text{kg}/\text{K}$)、 Q_z : Z 方向の日射による熱フラックス(W/m^2)、 Q_s : 全日射量(W/m^2)、 β : 吸光係数(≈ 0.4)、 ref : アルベド(≈ 0.08)、 K_{zi} : 第 i 層の鉛直渦拡散係数(m^2/s)、 k : 消散係数、 SD : 透明度(m)である。

また、表面水温が直下の水温よりも低下する逆転成層が生じた場合、次式により定義される水深 $z(\text{m})$ まで瞬時に $T_{\text{mix}}(\text{K})$ の等温混合層が形成されるとした。また、 Chla 、 DIP 、 DOP (デトライタス態リン)についても同様に対流混合を受けるものとした。

$$\int_0^z T dz = z T_{\text{ave}} \quad (4)$$

次に Chla に関しては、増殖速度 G を(6)式のとおり、日射量、水温、 DIP の制限項により表した⁹⁽¹¹⁾。

$$\frac{\partial P_i}{\partial t} = (G_P - D_P) P_i - \frac{\partial w_o P_i}{\partial z} + K_{zi} \frac{\partial^2 P_i}{\partial z^2} \quad (5)$$

$$G_P = R_{Ph} \theta_{Ph} \left| \frac{T_i - T_{opt}}{I_s} \right| \frac{I_y}{I_s} \exp \left(1 - \frac{I_y}{I_s} \right) \frac{C_{IPi}}{K_{IP} + C_{IPi}} \quad (6)$$

$$D_P = R_{CP} \theta_{CP} \left| \frac{T_i - T_{opt}}{I_s} \right| \quad (7)$$

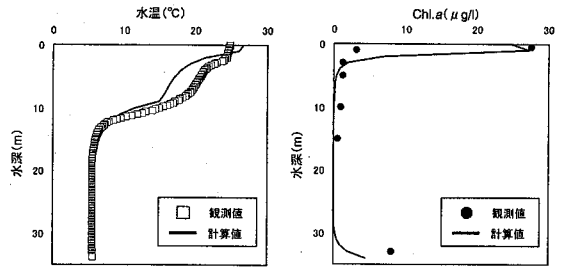


図-4 8/22における水温及び Chl. a の鉛直分布

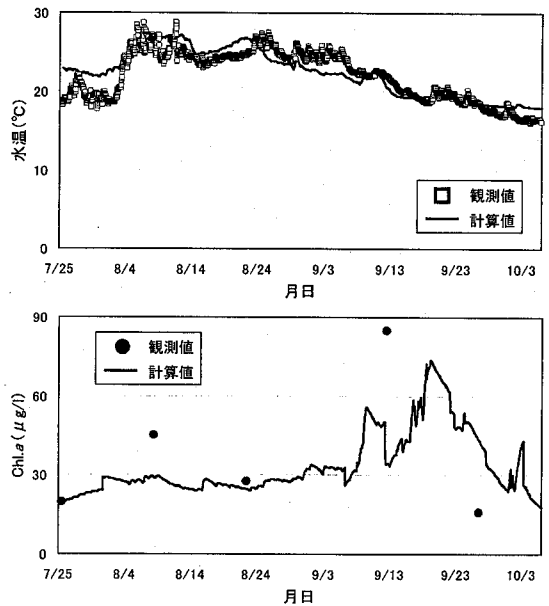


図-5 水表面における水温及び Chl. a の時系列変化

ここで、 G_P : 増殖速度(/day)、 D_P : 死滅速度(/day)、 P_i : Chla 濃度($\mu\text{g}/\text{l}$)、 w_o : 沈降速度(/day)、 K_{zi} : 物質輸送鉛直渦拡散係数(m^2/s)、 R_{Ph} : 最大増殖速度($\approx 2/\text{day}$)、 θ_{Ph} : 増殖速度に関する温度補正係数(≈ 0.95)、 T_{opt} : 藻類の増殖最適温度($\approx 25^{\circ}\text{C}$)、 I_y : 日射量(W/m^2)、 I_s : 藻類の最適日射量($\approx 170\text{W}/\text{m}^2$)、 C_{IPi} : DIP 濃度($\mu\text{g-P}/\text{l}$)、 K_{IP} : 藻類の DIP 濃度に関する半飽和定数($\approx 0.5\mu\text{g-P}/\text{l}$)、 R_{CP} : 最大死滅速度($\approx 0.14/\text{day}$)、 θ_{CP} : 増殖速度に関する温度補正係数(≈ 1.06)である。

なお、流入河川水の DIP 、 DOP は、現地観測により得られたデータをもとに作成した L-Q 式によって算出した負荷量を流量で割ることによって求め、流入 Chla は 0 とした。

c) 計算結果

モデルによる計算結果と観測値との比較について、8月22日における水温および Chla の鉛直分布について

図-4 に示す。水温分布では、10m 近傍に変水層が形成され、同一密度層への河川水の流入による二段階の成層化の状態が再現できたが、観測値と比べて中水層において3~4℃低く、表水層で約2℃高い結果となった。また、Chl.a 分布は、水表面でピークを示すとともに、33m においても上層からの藻類の沈降による結果として若干の濃度上昇がみられたが、計算でもその様子はおおむね再現できた。

次に水表面における水温および Chl.a について、7月25日から10月5日までの時系列変化を図-5 に示す。水温は、8月に高く、10月にかけて漸次低下していく傾向は再現できたが、観測値の日周変動は2~3℃あるのに対して、計算値は0.5℃程度の変動しかなく、短時間の変動は再現できていない。Chl.a については、観測値を計算値と比較するとその差は約10~170%と大きい。8月は一定に推移、9月上旬にかけて増加する様子やその後10月にかけて減少する経時的変化傾向はおおむね再現できていることがわかる。現地で優占化する *Anabaena* sp. はガス胞を持ち鉛直運動が可能なことや風による集積効果も考えられることから、より詳細な再現にはこれらの要素を組み込むことが課題と考えられる。

さらに計算結果による水温および Chl.a の鉛直分布（水深15mまで）を7月25日から10月5日までの期間について等値線図として図-6 に示した。水温の分布からは、8月末までは一次躍層が生じているが、9月に入るとその躍層が消滅し、6m 以浅で18℃の表水層となることがわかる。また、Chl.a の分布からは、水表面付近について8月末までは低濃度で推移するが、9月になると高濃度化する様子が確認できる。この現象は、8月末までは一次躍層による成層化のため表層で鉛直混合が生じにくく、水表面では常にDIPが欠乏状態にあることから増殖が抑制されているが、表層の対流混合が起るとその下層からDIPが供給され、急激に増殖が生じたと説明できる。なお、この期間は8月より水温が低いことから、藻類の増殖に水温は寄与していないと考えられる。

以上、9月のChl.aの増加は、対流混合による下層からのDIPの供給が増殖に寄与していることから、一次躍層の消滅がアオコの発生につながるということがわかった。アオコの発生に必要な栄養塩であるDIPの鉛直分布は、水表面で0に近く、水深が深くなるにつれて増加し、河川水の流入水深である3mから10mにかけて高い値を示す水質構造となっている。そのため、アオコが最も多く存在する水表面付近では、常にリン欠乏状態にあることから、対流混合によって水表面にDIPが供給された時には藻類の急激な増殖が生じると考えられる。

9月末以降のChl.aが減少する時期には、水温低下による増殖速度の低下と水温の低下が続くことにより対流

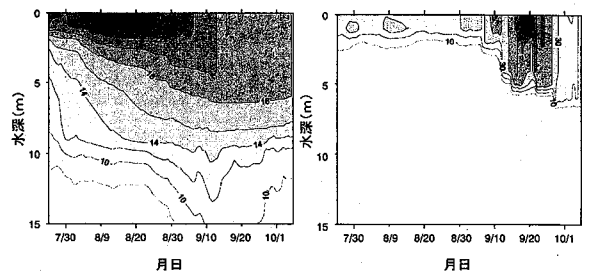


図-6 計算結果による水温(左)及びChl. a(右)の鉛直時系列分布

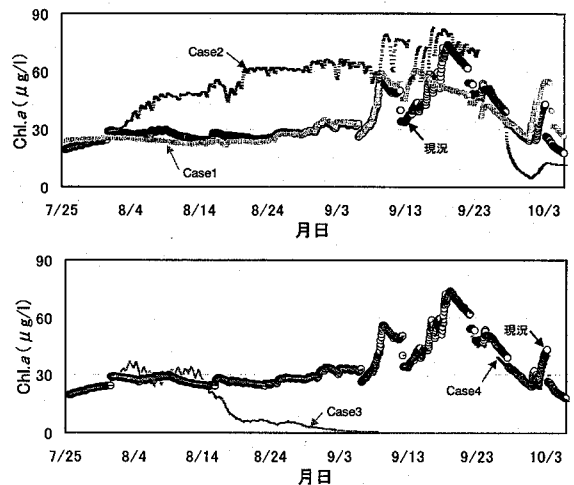


図-7 水表面における各ケース毎のChl. aの時系列変化

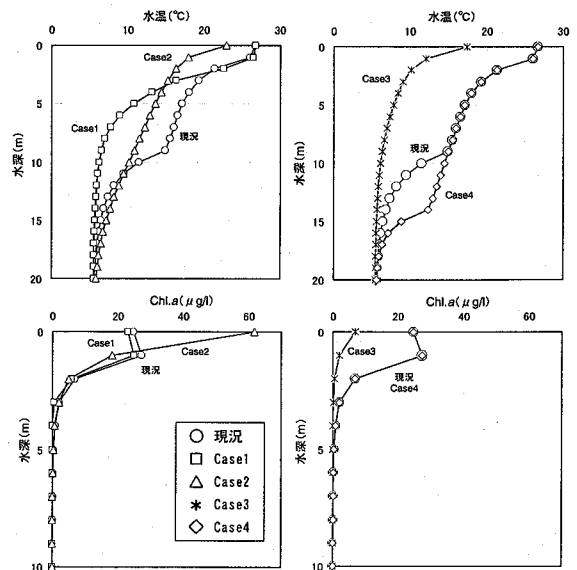


図-8 8/22における各ケース毎の水温及びChl. aの鉛直分布

混合が頻繁に行われて水表面に蓄積していた藻類が拡散される効果により、Chl *a* が減少していくことがモデル計算から確認された。また、この時期にはアオコの死滅、分解により、DIP は漸次増加した。さらに対流混合により下層へ移動したアオコは、光量の減衰により、増殖が抑制され、DIP が高くても増殖しにくい結果となった。

(3) モデル解析によるアオコ発生制御効果の検討

次にアオコ発生の制御効果の検討を目的として、取水方法を以下の4ケースについて計算を実施した。

Case1：流入、取水ともに無い場合

Case2：8月1日以降、取水深を10m→0mに変更（現況の取水量：平均約3m³/s）

Case3：8月1日以降、取水深を10m→0mに変更、取水量を5m³/sとした場合

Case4：取水深を10m→15mに変更

図-7に水表面におけるChl *a* の時系列変化を現況とともに各ケースの結果について示す。また、8月22日における各ケース毎の水温およびChl *a* の鉛直分布を図-8に示す。さらに8月1日から10月5日の期間における5m以浅のChl *a* の平均値ならびに最大値を表-1にまとめた。

ケース1の場合、現況と比較して同様の傾向で推移するが、現況はピーク時に約70μg/lに達するのに比べ、約60μg/lとなることから最大増殖量が制限されることがわかる。これは9月に対流混合が生じた時にも、河川からの栄養塩の流入がないため、対流混合によって水表面へ供給される栄養塩が少ないことが原因と考えられる。このことから河川の流入はアオコの発生に寄与していることが確認できた。なお、評価期間の平均値（最大値）は、27%（17%）の減少となった。また、Chl *a* の鉛直分布は全層において現況との違いはみられなかった。さらに水温の鉛直分布をみると二段躍層が形成されていないことから、河川水の流入および取水の影響により二段躍層が形成されることがわかった。

次にケース2の場合、Chl *a* は現況に比べて1ヶ月も早い8月中旬に60μg/lまで増加し、より藻類の増殖が促進される結果となった。これは水表面に存在するアオコが取り除かれる効果よりも栄養塩濃度の高い下層から水表面に栄養塩が供給され、藻類の増殖を促進する効果の方が上回った結果と考えられる。一方、表-1をみると水表面では現況よりも高い濃度で推移することから最大は現況の12%増となったが、1～5m層で現況よりも低く推移することから平均では36%の減少となった。表面取水を行うこのケースの場合、水表面の藻類の高濃度化は浄水障害の問題につながることから、ケース2の運用は望ましくないと考える。また、水温の鉛直分布をみると現

表-1 8/1～10/5における5m以浅のChl *a* の平均及び最大値

計算ケース	平均値（最大値）
現況	22.2 (73.7)
1	16.2 (61.0)
2	14.3 (82.7)
3	2.2 (36.9)
4	21.6 (74.6)

下層との拡散が生じやすいと考えられる。このことから一次躍層の存在が藻類の増殖を抑制しているといえる。さらにChl *a* の鉛直分布をみると水表面は現況の3倍程度であったが、1～5mの層では現況と同程度であった。このケースでも二段躍層は形成されていないことから二段躍層の形成には取水位置が影響することが示唆された。

また、ケース3の場合、取水深の変更後、約2週間でChl *a* が減少しはじめ、9月5日以降はChl *a* はほぼ0となった。これはアオコの存在する表面水が取水により取り除かれ、さらに表面水温が低下することで増殖速度が低下し、増殖による増加量よりも取水による減少量の方が大きくなるためと考えられた。なお、評価期間の平均値（最大値）は、90%（50%）の減少となった。また、水温の鉛直分布をみると水表面で17℃と他のケースよりも低く、下層からの影響を強く受けていることがわかる。

さらにケース4の場合、水表面のChl *a* の変化は、現況の計算結果とほぼ同じであった。評価期間の平均値は3%の減少であったが、最大値は1%の増加となった。これは、10m以浅の水温の鉛直分布は現況と同じ分布状況であることから、10m以浅の水質構造に変化がなかったことに起因すると考えられる。また、水温の鉛直分布をみると水深15mに変水層が確認できることから、取水位置が二段躍層に影響することが確認できる。

以上、表層の成層状況に変化がないと取水深変更に伴う水質応答はほとんどみられないことがわかった。また、表面取水は、水表面に存在するアオコを取り除き、アオコを減少させる効果があるが、一方で水表面に栄養塩を循環させ、アオコの発生を助長させる可能性が示唆された。なお、アオコ現存量を減少させるためには、取水量を増加させた表面取水以外では効果がほとんど認められなかったが、今後は実用的な対策案として取水量を変更しないダム運転操作方法を検討していく予定である。

4. まとめ

河川水のダム貯水池への同一密度層への流入、水深10mにおけるダム水取水の影響を組み込んだ鉛直一次元モデルを通じて、二段階の水温成層の状況ならびにChl α の変動といった貯水池内の水質構造をおおむね再現することができた。

対流混合による下層からの栄養塩の供給が増殖に寄与することから、一次躍層の解消がChl α の増加につながるということがわかった。

表面取水は、水表面に存在するアオコを減少させる効果があるが、一方で水表面に栄養塩を循環させ、アオコの発生を助長させる可能性が示唆された。

謝辞：現地調査を実施するにあたり、宮城県大崎地方ダム総合事務所漆沢ダム管理事務所ならびに大崎広域水道事務所麓山浄水場の方々のご協力をいただきました。また、宮城県保健環境センター水環境部からは観測データをご提供いただきました。ここに記して、深く感謝いたします。

参考文献

1)環境省：平成18年版環境白書、ぎょうせい、東京、2006。

- 2)須藤隆一：湖沼の再生と保全、日本水処理生物学会誌、別冊24、pp.2-4、2004。
- 3)設楽和彦、野村宗弘、千葉信男、藤本尚志、中野和典、西村修：漆沢ダム湖におけるアオコ発生に関わる水質構造解析、環境工学研究論文集、42、pp.487-493、2005。
- 4)気象庁：海洋観測指針(第1部)、1999。
- 5)宮城県大崎広域水道事務所：平成18年度水道事業年報(第25報)、2007。
- 6)大久保紀男：Microcystisの遷移とその要因、海洋と生物、20(2)、pp.100-108、1998。
- 7)土木学会：水理公式集平成11年版、丸善、1999。
- 8)近藤純正：水環境の気象学-地表面の水収支・熱収支、朝倉書店、1994。
- 9)松尾直規、岩佐義朗：合流部を有する貯水池での富栄養化シミュレーション、水理講演会論文集、29、pp.359-364、1985。
- 10)梅田信、富岡誠司：環境アセスメントにおける水質予測パラメータの設定に関する検討、平成15年度ダム水源環境技術研究所所報、pp.3-9、2004。
- 11) Keesman, Karel, van Straten, Gemit: Set-membership approach to identification and prediction of lake eutrophication, Water Resour. Res., 26(11), pp.2643-2652, 1990。

(2007.5.25 受付)

Investigation of Water-Bloom Control Effect in Urushizawa Dam Reservoir

Munehiro NOMURA¹, Hironobu SATO¹, Kazuhiko SHITARA¹
Fumiyoshi TSUBONE¹, Nobuo CHIBA¹
Naoshi FUJIMOTO², Kazunori NAKANO¹ and Osamu NISHIMURA¹

¹Graduate school of Engineering, Tohoku University

²Graduate school of Agriculture, Tokyo University of Agriculture

Field survey has been carried out to investigate the water-bloom control effect based on characteristics of water quality stratification in Urushizawa dam reservoir without the pollutant load source in the basin. Water quality prediction model which could reproduce stratification and fluctuation of Chl α approximately was able to be constructed by considering inflow of the river water and intake of the dam water. As a result of examining the intake method, it was found that Chl α might be increased by supplying nutrient from the lower layer to the surface, though to decrease Chl α by intake of surface water was effective.