

湖水—底泥相互作用を考慮したリン予測に関する研究

黄 光 偉*・石 田 啓**

1. はじめに

深い湖では、表層から底層へ相当量の物質の沈降がある。沈降した栄養塩は鉛直大循環が起こらない場合、表層に戻れないが、浅い湖や貯水池においては、長期の安定な水温成層がないため、沈降した栄養塩はより早く水中に戻される。つまり、底泥—湖水の相互作用は、浅い湖の環境を支配する重要な機構である。流入負荷の削減は水質保全対策としてよく用いられるが、底泥—湖水の相互作用のメカニズムにより、流入負荷の削減に伴って底泥の役割が大きくなることが考えられる。この内部負荷により、流入負荷削減の効果は 10 年以上遅れた事例がヨーロッパで報告されている。例えば、デンマークの Sonbygaard 湖において、1982 年まで底泥の溶出はあまりなかったが、流入負荷を大幅に削減した直後、底泥からの溶出が支配因子となって、この状態が 10 年くらい続いた (Sondergaard, 1993)。この例のように、水質改善事業効果の評価に、底泥の作用が十分に考慮されない場合は、事業効果が正当に評価されないことが懸念される。

流入負荷の削減や、流域の開発等に伴う負荷量の増加など負荷の変化があった場合、湖内の水質変化を長期予測する際、Vollenweider モデルがよく利用される。しかし、このモデルは、底泥の作用を陽的に扱っていないため、流入負荷の削減に伴う湖沼の回復時間が少なく見積られる危険性がある。

本研究では、内部負荷の発生・輸送機構を工学的立場から取り扱い、汎用性の高いリン予測モデルを構築すると共に、これを谷中湖の流入負荷削減による自然回復効果の評価に適用する。

2. 既存モデル

Chapra ら (1991) は、底泥における物質移動プロセスを考慮して、次式に示すリン収支モデルを提案した。

$$V_1 \frac{dp_1}{dt} = W - Qp_1 - v_s A_s p_1 + v_r A_s p_2 \dots\dots\dots (1)$$

$$V_2 \frac{dp_2}{dt} = v_s A_s - p_1 - v_r A_s p_2 - v_b A_s p_2 \dots\dots\dots (2)$$

ここに、 V_1 , V_2 はそれぞれ湖水および底泥の容積 (m^3)、 P_1 , P_2 はそれぞれ湖水および底泥の全リンの濃度 ($mg \cdot m^{-3}$)、 V_s は沈降速度 ($m \cdot yr^{-1}$)、 v_r は底泥から水中への物質循環速度 ($m \cdot yr^{-1}$)、 v_b は底泥の表層から深層への物質移動速度 ($m \cdot yr^{-1}$)、 W は流入負荷量 ($mg \cdot yr^{-1}$)、 A_s は堆積区域の面積 (m^2) である。物質循環速度は低層の溶存酸素濃度のステップ関数とされている。すなわち、低層の溶存酸素濃度がある閾値以下なら一定値を与え、閾値を超えた場合はゼロにする。底層において単位面積あたりの溶存酸素消費量 (AHOD) が観測データに基づいた AHOD と湖水リン濃度との回帰式により計算され、それを用いて、ゼロオーダー反応式により、低層の溶存酸素濃度が推定される。

3. 本研究で用いた解析手法

AHOD は、低層の溶存酸素の低下につれて低くなることが知られているが、Chapra モデルでは、この特徴が反映されていない。また、特定の回帰式により AHOD を計算するのは、モデルの汎用性を損なう。この欠点を克服するため、以下の方法を用いて低層の溶存酸素の濃度を予測するが、成層期の低層において、次式が成立する。

$$\frac{dDO}{dt} = -\frac{SOD}{h} \dots\dots\dots (3)$$

ここに、 DO は溶存酸素濃度 (mg/l)、 SOD は底泥の溶存酸素消費量 ($gm^{-2} \cdot day^{-1}$)、 h は無光層の厚さである。

底泥による溶存酸素消費には、生物的要因と化学的要因がある。図—1 に示すように、底泥の表層では、好気性の細菌による有機物分解が行われるため、生物的酸素消費量 ($BSOD$) となり、深層では、嫌気性の細菌により有機物が分解されるため、化学的酸素消費量 ($CSOD$) となる。 $BSOD$ が双曲型の形式で表現できて、 $CSOD$ が拡散の Ficks 則に従うと仮定すれば、次式が導かれる。

$$SOD = k_1 \frac{DO}{k_s + DO} + k_2 DO \dots\dots\dots (4)$$

ここに、 k_1 は $BSOD$ 係数 ($gm^{-2} \cdot day^{-1}$)、 k_2 は酸素の移行係数 ($m \cdot day^{-1}$) である。 k_s は半飽和係数である。式

* 正会員 工博 金沢大学助教授 工学部土木建設工学科
** 正会員 工博 金沢大学教授 工学部土木建設工学科

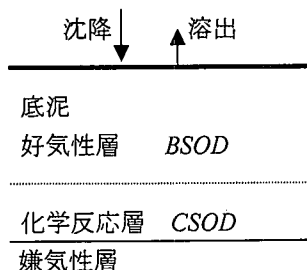


図-1 本研究で用いた底泥のコンセプト

(4)を式(3)に代入すれば、成層期の低層DO濃度予測式は、次式となる。

$$\frac{dDO}{dt} = -\left(k_1 \frac{DO}{k_s + DO} + k_2 DO\right) / h \quad \dots\dots\dots (5)$$

完全混合の時は、水中の溶存酸素消費はリンの量に比例すると仮定し、次式でDO濃度を求める。

$$\frac{dDO}{dt} = k_L(DO_s - DO) - r_{ph} \quad \dots\dots\dots (6)$$

ここに、 k_L は再曝気係数(day^{-1})、 r は水中酸素消費係数(day^{-1})、 DO_s は酸素飽和濃度である。

4. 谷中湖への適用

4.1 谷中湖の概要

谷中湖は図-2に示すように、利根川中流域にあり、栃木、群馬、埼玉、茨城4県にまたがる渡良瀬遊水地に位置し、日本で初めて平地部に建設された多目的人工湖である。洪水調節、都市用水の供給、下流河川への維持流量の提供など、建設本来の目的に加えて、近年では関東地方の中央に位置する関係から多くの人々が訪れ、釣りやウインドサーフィンなどのレジャーの場として、また多種多様な動植物を観察できる環境学習の場として重要な存在となっている。面積は約4.5 km^2 、総貯水量は26,400,000 m^3 、平均水深は3~8mである。形状はハート型で、コンクリートの護岸により北、南、谷中の3つのブロックに分かれている。それぞれのブロックは北橋、東橋、西橋の水路によって結ばれている。近年、谷中湖においては富栄養化による水質悪化の問題が顕在化している。図-3に示すように、年2回、春と秋に植物プランクトンの異常増殖があり、クロロフィルaのピーク濃度が250 $\mu\text{g/l}$ に達している。

谷中湖への流入・流出は南水門によって制御されており、流れ込む水は渡良瀬川と谷田川からの混合水である。渡良瀬川は谷中湖の北西から湖の東側を通っている。谷田川も同じく北西から流れてきて、西側を通って谷中湖に注ぐ。どちらの川の流域も工業地が多数林立しており、特に谷田川の水質は汚染が激しいものとなっている。渡良瀬川と谷田川における総リン濃度の推移を図-4に示

す。これを見ても明らかなように、谷田川の総リン濃度は渡良瀬川の総リン濃度の2~10倍もある。またその濃度は年々悪化している。

各ブロックにおいて水質調査結果を調べると、各ブロック間の水質は概ね同様の傾向を示している(ホアンら, 1998)。また、5月を除けば、上、下層の水質の差がほとんどないが、水位の高くなる5月後半において、図-5に示すように、弱水温成層が形成される。それに伴って、図-6に示すように、低層の溶存酸素が低下になる。

高度な富栄養化状態である谷中湖に対して、数年前から、幾つかの対策が講じられてきた。この中の1つは、谷田川分離施設の建設である。谷田川分離施設は、渡良瀬川に比べて汚濁の激しい谷田川の水を谷中湖の下流へバイパスし、主に渡良瀬川より取水することにより、栄

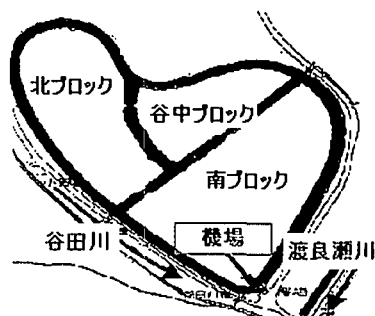


図-2 谷中湖

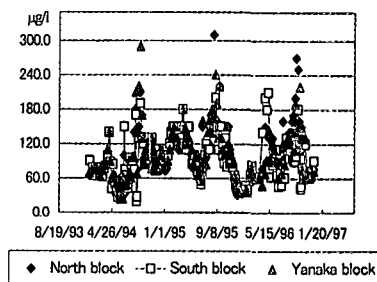


図-3 クロロフィルaの濃度の推移

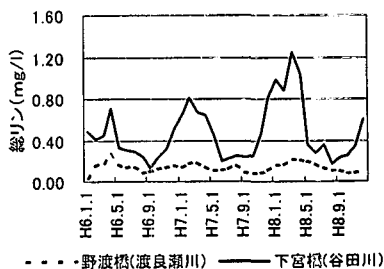


図-4 流入河川のリン濃度

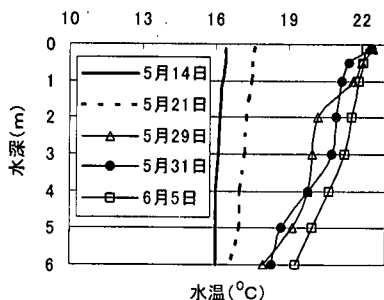


図-5 水温成層 (1996 年)

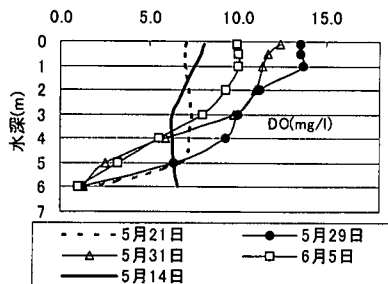


図-6 成層期の DO 分布 (1996 年)

養塩の流入負荷を削減する対策であり、平成 11 年に完成にした。谷田川分離後は、機場前の水位が矢板の天端 (YP. 11.6 m) 以下の場合には全量を渡良瀬川から取水し、機場前の水位が YP. 11.6 m を超えた場合、オーバーフローして谷田川水が先に取水され、不足分を渡良瀬川から取水するものとした。その時、流入負荷量は次式により、計算する。

$$\begin{aligned} \text{流入負荷量} = & \text{取水量} \times \text{谷田川混合率} \times \text{谷田川水質} \\ & + \text{取水量} \times (1 - \text{谷田川混合率}) \\ & \times \text{渡良瀬水質} \dots\dots\dots (7) \end{aligned}$$

過去の河川水質データを用い、谷田川分離前後の取水水質を計算して比較すると、分離後のリン負荷量は概ね 50% に減少したことが分かった。

4.2 モデルパラメータ

1998 年の夏に採水・採泥を行った。コアの分析により、底泥のリンの含有率が 0.769 mg/g であり、底泥密度は約 2.5 g/cm³ であることが分かった。間隙率を 0.8 と仮定すれば、底泥のリン濃度は、次式となる。

$$\begin{aligned} p_2 = & 0.000769 \times (1 - 0.8) \times 2.5 \times 10^6 \times 10^3 \\ = & 384500 (\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}) \dots\dots\dots (8) \end{aligned}$$

利根川上流事務所の溶出実験結果 (ダム水源環境整備センター, 1999) により、リン溶出速度とリンの含有率の関係は、次のようになることが分っている。

$$\begin{aligned} \text{溶出量} = & 0.00756 \times (\text{リン含有率 g/kg}) \\ & + 0.11; \text{嫌気状態} \dots\dots\dots (9) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{溶出量} = & 0.00032 \times (\text{リン含有率 g/kg}) \\ & + 0.068; \text{好気状態} \dots\dots\dots (10) \end{aligned}$$

したがって、リンの含有率が 0.769 mg/g である場合、底泥からの溶出量は、次のようになる。

$$\text{溶出量} = 16 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}; \text{嫌気状態} \dots\dots\dots (11)$$

$$\begin{aligned} \text{溶出量} = & 0.31 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}; \text{好気状態} \\ & \dots\dots\dots (12) \end{aligned}$$

底泥から水中に物質循環速度の定義によれば、

$$\text{溶出量} = \frac{v_r p_2}{365} = 16 \dots\dots\dots (13)$$

のようになる。したがって、 v_r は次式で与えられる。

$$v_r = \begin{cases} 0.0152 (\text{m/yr}); \text{嫌気状態} \\ 2.94 \times 10^{-4} (\text{m/yr}); \text{好気状態} \end{cases} \dots\dots\dots (14)$$

また、採水した水を 20°C の暗条件で 2 日程度放置し、総リン濃度の変化を測定した。この濃度変化から T-P の沈降速度を 0.05 m · day⁻¹ と推定した。

次に、底泥のリンの平衡状態を考えれば、次のリン収支式が導かれる。

$$\text{沈降量} - \text{溶出量} = \text{深層への移行量} \dots\dots\dots (15)$$

即ち、次式となる。

$$\begin{aligned} \text{沈降速度} \times \text{リン平均濃度} - \text{溶出平均速度} \\ \times \text{底泥のリン濃度} = \text{深層への移動速度} \\ \times \text{底泥のリン濃度} \dots\dots\dots (16) \end{aligned}$$

平衡状態での溶出速度が好気状態の溶出速度と等しいと仮定すれば、上式から底泥の表層から深層へのリン移動速度は $v_b = 0.0082 \text{ m/yr}$ と推定される。溶存酸素予測式中のパラメータは平成 8 年の実測値に基づいて算出した。

4.3 計算結果

このモデルを用いた場合の、1995 年の総リン濃度の予測結果を図-7 に示すと、計算値は実測値とほぼ一致しており、総リンの季節変動、特に春と秋のピークを再現することができた。

次に、このモデルを用いて、谷田川分離施設の運用による湖の応答をシミュレートした。比較のために、底泥のプロセスが無いものとし、沈降のみを扱う場合の湖の応答もシミュレートした。この結果を図-8 に示す。底泥の溶出を無視した場合は、谷田川分離施設により、谷中湖の総リン濃度が急激に減少し、一年で回復される。底泥の溶出を考慮した場合は、まず、回復所要時間が 2 倍以上になり、さらに、回復程度が異なることが分かった。現在、谷中湖において、カビ臭を抑えるため、クロロフィル a を 40 μg/l 以下とする目標水質が考えられており、1992 年～1997 年間のクロロフィル a および総リンの実測値を用いることにより、下記の回帰式が得られた。

$$\text{Chl-a} = 740.57 \times \text{TP} + 13.184 \dots\dots\dots (17)$$

ここに、Chl-a はクロロフィル a の濃度 (μg/l)、TP は

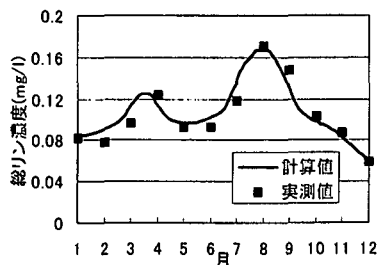


図-7 モデル結果と実測値との比較

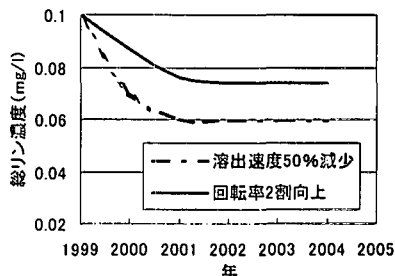


図-9 溶出および回転率の変化による湖の応答

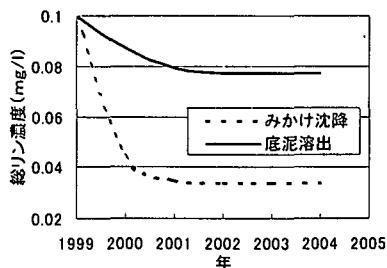


図-8 流入削減に伴う濃度の変動

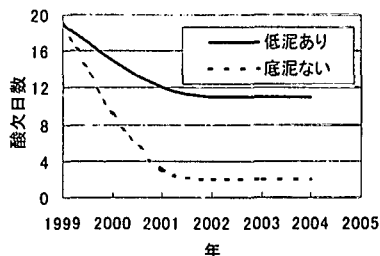


図-10 酸欠日数の変化

総リン濃度 (mg/l) である。この式により、目標水質を達成するために、総リン濃度は約 0.04 mg/l まで抑える必要がある。図-8 に示すように、谷田川分離施設の効果は 5 年以内に 0.08 まで減少するので、他の対策も同時に実施しなければならないと考えられる。

図-9 に、覆砂などの工法により溶出速度を現況の半分にした場合の湖のレスポンスを示す。リン濃度は、顕著な回復が見られるが、目標水質の達成に至っていない。また、湖水の回転率を 2 割向上させた場合、改善効果があまりあがっていないことが分かった。Jeppesen ら (1991) は、デンマークの浅湖に対して、回復時間が回転率とあまり関係がないという同様な結果を得ている。

谷田川分離施設の運用に伴って、年間酸欠 ($DO < 1.5$ mg/l) 日数の変化の計算結果を図-10 に示す。底泥の影響を無視した場合、谷田川分離施設を運用してから 2 年後、酸欠の日はほとんど無くなる。しかし、底泥の酸素消費を考慮すると、改善効果が限定されていることが明らかになった。

谷中湖の北側に自然に生育しているヨシ原がある。ポンプによる南ブロックから取水し、ヨシ原を通過させて浄化した水を北ブロックに流入させるというヨシ原浄化施設が平成 11 年から稼働している。これをうまく運用すれば、この浄化施設による総リンの除去率が 20% 以上になることが報告されている (ダム水源環境整備センター, 1999)。図-11 に、谷田川分離施設とヨシ原浄化施設が同時に機能する場合の湖内総リン濃度の変動を示す。破線の総リンは、大幅な改善効果があり、目標水質

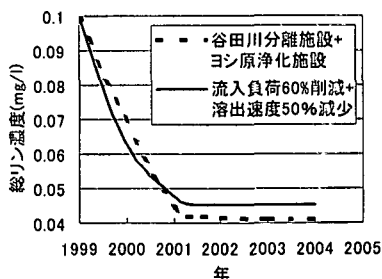


図-11 複合対策効果

を達成できることが明らかになった。さらに、図-11 より、流入負荷 60% 削減 (谷田川分離施設による削減 + 10%) になると共に底泥からの溶出速度が 1/2 になると仮定した場合、谷中湖のレスポンスは、谷田川分離施設 + ヨシ原浄化施設という複合対策とほぼ同じ効果が認められる。

5. 結 語

浅い閉鎖性の水域において、流入負荷削減などの対策による水質改善効果を評価する場合には、底泥の影響を考慮することが不可欠である。本研究では、底泥-湖水の相互作用を考慮した流入負荷削減の水質改善効果の評価を試みた。得られた主な結論は以下の通りである。

1) 内部負荷を考慮した汎用性高いのリン予測モデルを構築した。この手法により、流入負荷削減に伴う湖

内の応答を正確に把握することが出来る。

- 2) 谷中湖において、底泥の影響により、谷田川パイパスの効果には限界が生じる。底泥の影響を無視した場合、回復時間が少なく見積られ、事業効果が過大評価になることが明らかになった。
- 3) 谷田川分離施設+ヨシ原浄化施設のような複合対策を講じれば、目標水質を達成できることを示した。

謝辞：本研究を遂行する当たり貴重なデータを頂くと共に、現地観測にご支援を頂いた国土交通省関東地方建設局利根川上流事務所に対し、謝意を表する。なお、本研究は東京大学社会基盤工学専攻・河川/流域環境研究室の湖沼研究活動の一部として行われたものである。

参 考 文 献

- ホアン グアンウェイ・玉井信行・松崎憲浩 (1998): 渡良瀬貯水池の水質について, 環境技術, Vol. 27, No. 8, pp. 8-12.
- (財) ダム水源環境整備センター: 渡良瀬貯水池水質保全技術レポート, 平成 11 年 12 月.
- Alexander, J. H. (1994): *Limnology*, McGraw-Hill, Inc.
- Amitabu, R., Huang, G. W. and Tamai, N. (1999): Lake Yanaka and its deteriorating water quality, *Proceedings of the first International Summer Symposium, JSCE*, pp. 349-

352.

- Chapra, S. C. and Canale, R. P. (1991): Long-term Phenomenological Model of Phosphorus and Oxygen for Stratified Lakes, *Water Research*, Vol. 25, No. 6, pp. 707-715.
- Huang, G. W. and Tamai, N. (2000): Limnological studies in Lake Yanaka, *Annual J. of Hydraulic Engineering, JSCE*, Vol. 44, pp. 1107-1112.
- Huang, G. W. and Tamai, N. (2000): Eutrophication Mechanism and Improvement Measures in Lake Yanaka, *Proceedings of 2000 China-Japan Joint Symposium on Green Science and Technology*, pp. 51-58, 2000.
- Jeppesen, E., Kristensen, P., Jensen, J. P., Sondergaard, M., Mortensen, E. and Lauridsen, T. L. (1991): Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience, *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, Vol. 48, pp. 127-148.
- Sondergaard, M., Kristensen, P. and Jeppesen, E. (1993): Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Sobygaard Denmark, *Hydrobiologia*, pp. 253, 345-356.
- Thomann, R. V. and Mueller, J. A. (1987): *Principles of surface water quality modeling and control*, Harper & Row Publisher, NY.