

ダム貯水池の富栄養化とシミュレーション

ESTIMATION AND SIMULATION ON EUTROPHICATION IN DAM RESERVOIRS

合 田 健*・海老瀬 潜一**
By Takeshi GODA and Senichi EBISE

1. 緒 言

近年、閉鎖水域の1つである湖沼の有機汚濁化および富栄養化現象がクローズ・アップされ、切迫した問題として各地でその機構の解明と対策の検討に真剣に取り組まれている。ダムなどによる貯水池も、河川とは異なり、滞留・蓄積を含む閉鎖的な性格を有し、天然湖沼と同様に富栄養化現象の顕在化が各地で指摘されている^{1)~3)}。

兵庫県武庫川水系の千苅貯水池でも、その流域における有機汚濁物質や栄養塩の負荷の変化が、貯水池流入水、したがって貯留水の有機汚濁化および栄養塩濃度の上昇傾向として表われている⁴⁾。これに対応して貯水池内では、植物プランクトンの増殖が刺激され、1969年頃より植物プランクトン濃度の全体的な上昇および異常増殖 (bloom) が見られ、環境基準や景観の問題とは別に、水道原水としての過閉塞や異臭味など水質管理のトラブルを生じている。

このように湖沼や貯水池の有機汚濁化や富栄養化の現象は、土地利用形態の変化、生産および生活の形態あるいは様式の変化に由来する流域内での汚濁物質や栄養塩負荷の質的・量的変化が主因とみなされる。千苅貯水池の場合の具体的な例として、上流域における牧場の出現やゴルフ場の開発、農耕地への施肥量の増加、灌漑用溜池の養魚池化、家庭での洗剤使用量の増加などが関係している。流域内の生活・生産形態のこうした変化は、流入河川水質の変化として、当然、貯水池という陸水生態系にそれなりのインパクトを与えるので、このエコシステムに関し、植物プランクトンを中心とした生物体と水質のかかわりあいを中心として、著者らがこれまでに行った観測結果をもとに、現象分析とシミュレーションモデルによる解析の面から検討してみた。

千苅貯水池の概要や水質変化は、前報⁴⁾で詳述したので、その概要のみを略述する。

千苅貯水池は、図-1に示すように有効貯水量約11 612 000 m³、最大水深約33 m、延長約6 km、上流端で合流する2流入河川を有する細長い水道専用の水源池である。集水面積は94.5 km²であり、その約90%が山林で、残りの約10%が農耕地と集落などであり、流域人口は約6 700人である。

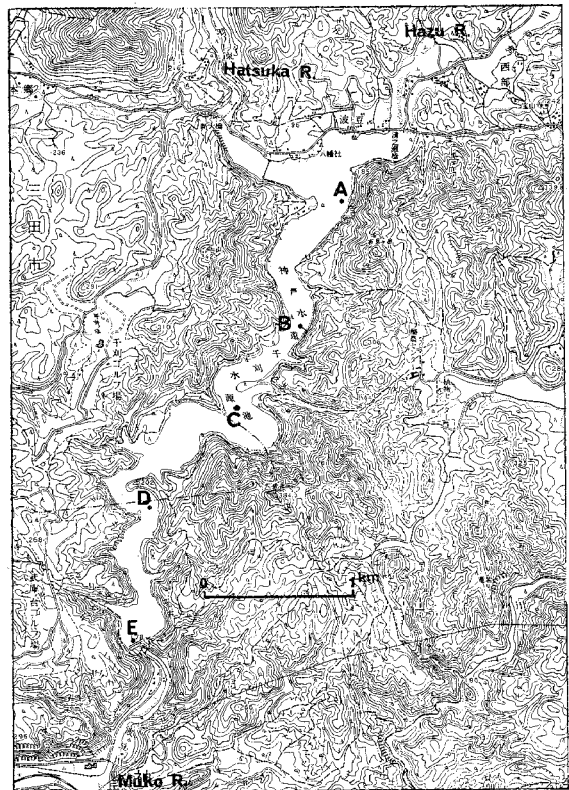


図-1 千苅貯水池図

* 正会員 工博 国立公害研究所 水質土壌環境部長

** 正会員 工博 京都大学助手 工学部衛生工学科

2. 富栄養化の指標

一般に、湖沼などの富栄養化現象は、栄養塩濃度や有機汚濁指標および生物量に関する指標などで比較されているが、その値は各湖沼のどのような地点か（1地点、あるいは数地点の平均）、水深何mのものか（一定の水深、あるいは水深方向の何点かの平均）、およびどの時点か（一定の時期、四季の平均、あるいは12か月の平均）などが統一されていないことが多い。富栄養化のように、生物学的現象が主体となるものをとらえる場合は、部分的なもの（偏在性）、全体的なもの（平均性）を区別するとともに、平面的な変化、水深方向の変化、時間的な変化といった角度から定量的に把握する必要がある。とくに、定期水質観測資料の蓄積がある場合は、時間的な変化として時系列解析による傾向指数を求めることができる。

水深方向の特性を加味した水質指標の例に透明度がある。一般に河道を直接せき止めた形のダム貯水池は、湖沼ほど水表面積が大きくなく、高水時の流入濁水も貯留することになる。このためダム貯水池における無機性濁質は透明度に大きく影響し、その時間的な変化も顕著である。また、透明度との相関の高いSSや濁度も同様である。したがって、ダム貯水池における透明度の富栄養化傾向の指標としてのウェイトは小さく、生物量としての現存量は、植物プランクトンの場合では個体数やクロロフィルaなどが重要な意味を持つ。この場合個体数のみでなく、その種類別組成あるいは異常増殖の際の優占種が問題になるが、前者の種類別組成の評価については、

エントロピー指標である多様性指数が当然問題となる。この点の議論は岡田・須藤⁵⁾、森谷⁶⁾らによって論じられている。これが富栄養化評価の重要な一側面であることは確かであるが、本論文では、この角度からの検討は行っていない。また、優占種の変遷に関するデータもあわせ論ずることにより富栄養化の評価もよりよくなるはずであるが、われわれの取り扱った角度—クロロフィルa、植物プランクトン個体数、無機態窒素、リン酸イオンの全体的・局所の変化とその長期傾向の解析や植物プランクトン消長のシミュレーション解析も、評価のための重要な観点であると考えられる。

ちなみに、千苺貯水池の透明度の季節変化は図-2のように、植物プランクトン量の季節変化のほかに流入水量の季節変化との対応も強く、図-3の1970年以降の記録からは経年変化は認め難い。また、流下方向には当然予想されることながら、濁度および植物プランクトン濃度の高い上流側では透明度が低く、流下に伴い上昇する。

3. 生物学的な水質変化

千苺貯水池では1951年以降定期的な水質試験が実施されており、1951年7月にはすでにカビ臭発生⁷⁾の記録があり、その後も多かれ少なかれおおむね毎年のように発生していることがわかる⁷⁾。定期水質試験には理化学試験に加えて、細菌試験とプランクトンを主たる対象とする生物試験がある。ここでは、神戸市水道局による1956年から1974年までの植物プランクトン数、1966年から1974年までの一般細菌数の観測資料⁸⁾と、1973年10月から1974年11月までの著者らの11回の観測結果から考察を加えることにする。神戸市水道局はプランクトンに関して貯水池内の鉛直方向に水深2~3m間隔で、かつ流下方向に2地点で毎月1回の観測を定期的に行っている。また、細菌試験はプランクトンと同様であるが、これは4~6地点について行われている。この1か月という時間間隔はプランクトンや細菌の増殖や代謝などの速度や機構を考慮すると、もっと短期の間隔が望ましく、その一時的な変化の状態をも把握するには十分なものと

は言えないが、平均的な推移や変化は知ることができる。したがって、理化学的水質変化の傾向⁴⁾とは別に、プランクトンと細菌を中心に生物学的な水質変化の傾向を見ることにする。

(1) 植物プランクトン

ダム貯水池生態系では、植物プ

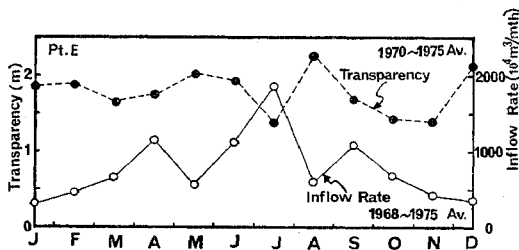


図-2 透明度の周年変化

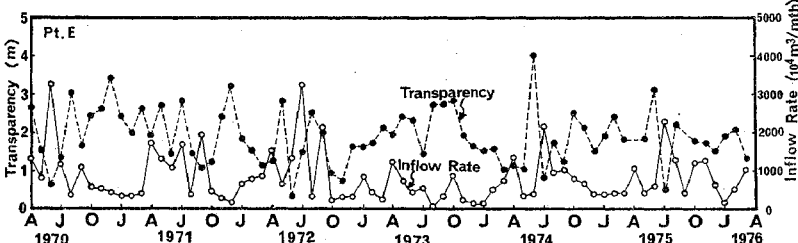


図-3 透明度と流入量の経年変化

ランクトンは1次生産(基礎生産)を担い、食物連鎖を通して他の生物の存在量を左右する重要なものである。植物プランクトンの増殖は、光量や水温の物理的環境条件に加えて、栄養塩など水質の環境条件に支配され、生産・呼吸・代謝などを通して溶存酸素・炭酸ガス・pH・アルカリ度などに影響を及ぼす。水温や光量(水表面に関して)はほぼ規則的な周年変化を示すので、栄養塩濃度と植物プランクトン量の関係が重要である。ことに生産性の高い表層での植物プランクトン濃度の変化は注目に値し、鉛直分布の推移も、その沈降特性などとの関連から重要である。

千苜貯水池堰堤前地点 E の表層 0, 1, 3, 5 m の平均植物プランクトン数およびそのうち珪藻類の占める比率の 1956~1974 年の経年変化を図-4 に示す。また、表層だけでなく、水表面から底面付近までの鉛直方向の平均値の経年変化を堰堤前地点 E と堰堤より 2.25 km 上流地点 C について図-5 に示す。これらの図より 1964 年からの増加傾向が明瞭であり、1970 年と 1974 年に大きなピークが見られる。1972 年の低い値は、ゴルフ場造成工事に伴う高濁水流入により光の透過が妨げられて、プランクトンが生育できなかったと考えられる。また、植物プランクトンの内訳は、80~90% が珪藻類、5~10% が緑藻類に占められているが、最近5年間には藍藻類も見られるに至っている。そのほか、比率としてはわずかであるが、渦鞭毛藻類、黄色鞭毛藻類、黄藻類も見られる。

このような植物プランクトンの多量の存在は、従来から言われている過閉塞や臭気問題の発生もさることな

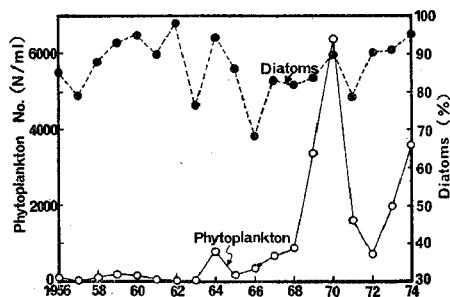


図-4 植物プランクトン数および珪藻類の割合の経年変化(表層)

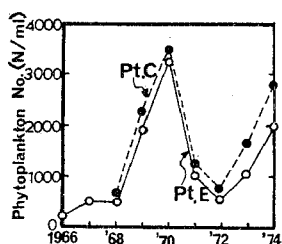


図-5 植物プランクトン数の経年変化

がら、pH の上昇や SS の増加に加えて、藻類単位量(1 mg/l)の増加が COD で言えば、指標藻類にもよるが、1 ppm のオーダーの上昇(寄与)に相当する。このような水質変化によってその水域で達成すべき環境基準が実質的に危うくなるという点にも注目しなければならない。環境基準項目に富栄養化関係項目が導入された場合はなおさらである。

千苜貯水池では、春季と秋~冬季は珪藻類がほとんどで、夏季に緑藻類と藍藻類が見られる。この植物プランクトンの季節変化を 1966~1974 年の 9 年間の平均値の月別変化として表わしたものが図-6 である。これは堰堤前地点 E および堰堤前より 2.25 km 上流地点 C のものであり、このそれぞれについて植物プランクトン中で珪藻類の占める比率の季節変化を示したものが図-7 である。これらの図から春先の大きなピーク、夏季 7 月および秋季 10, 11 月に小さなピークがあることが見取れる。また、珪藻類の比率が夏季を除いて非常に高い。

植物プランクトンの鉛直分布は、図-8 に堰堤前地点 E および地点 C (2.25 km 上流)の 1969~1974 年の 9 年間の平均値で示される。同様に、植物プランクトン中で珪藻類の占める比率の水深方向の変化を図-9 に示す。これらの図より、植物プランクトンは水深 0~3 m に多く、5 m

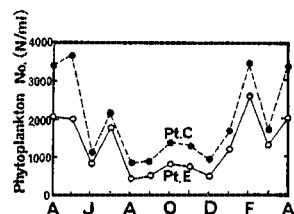


図-6 植物プランクトン数の経年変化

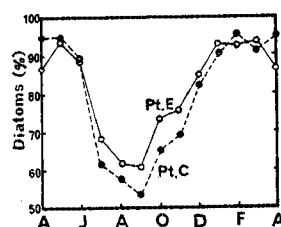


図-7 出現藻類中の珪藻類の割合の周年変化

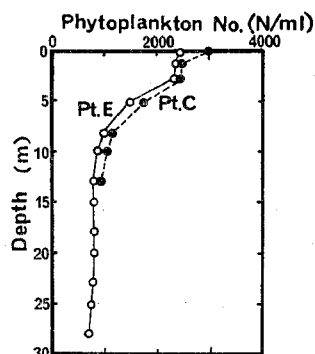


図-8 植物プランクトン数の鉛直分布

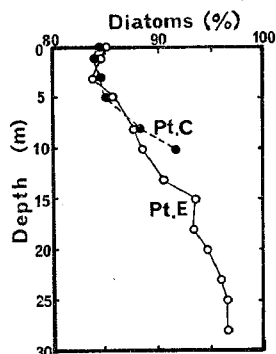


図-9 出現藻類中の珪藻類の割合の鉛直分布

ではかなり減少し、8 m 以深では低い値となっている。また、珪藻類の比率は水深とともに増加し、最深部で最大値になる。この表層 0~3 m の高濃度は、1974 年の著者らの観測によるクロロフィル a 量の鉛直分布でも確認され、光合成活性と関連する 1 次生産の水質への影響（表層 0~3 m での DO の増加、pH の上昇、アルカリ度の減少など）として受け取ることができる。この表層 0~3 m での高濃度の原因は、春季後半から秋季前半まで水深 5 m 付近に表層躍層が存在すること、透明度が 2 m 前後と低くて光の中層への侵入が阻まれること、および中層には流入から流出に伴う中層流としての流動の影響が大きいことによると考えられる。珪藻類の比率の深い層での増加は、植物プランクトンの沈降特性（比重、大きさ、形状、繊毛や空胞の状態など）によるものであるが、珪質の殻を有する珪藻類の比重が 2.07⁹⁾ と他の藻類よりも大きいことでも説明される。

流下方向の分布変化としては、両流入河川の流入端および合流点で植物プランクトン濃度は高く、流下とともに減少の傾向がある。これは河川の流入端や合流点では流入栄養塩濃度が高く、水深が浅くて水温の水深方向変化は小さく、流入に伴う混合度の大きさが栄養塩など増殖代謝の必須物質の供給を支えていることによると考えられる。また、貯水池集水域内に散在する灌漑用溜池から河川を通して植物プランクトンの供給があることも留意する必要がある。さらに、高水流入時には越流放流されることから、越流量の多い 3~7 月および 9 月には一部ダム下流に流出していることが考えられる。

(2) クロロフィル a

千苅貯水池のクロロフィル a の季節変化は、著者らの 1973~1974 年の観測調査において、生物活動が活発な 4 月から 11 月（1974 年）の 8 か月について約 30 日間隔で流下方向の 5 地点について求めている。クロロフィル a 鉛直分布の季節変化を地点 D（堰堤前より約 1 km 上流）について図-10 に示す。季節的には 5 月と 11 月の大きな値と 8 月のかなりの増加のほか、鉛直分布においては表層の 0~3 m にピークが存在し、6 m 以深での減少が認められる。1974 年の神戸市水道局毎月観測による植物プランクトン個体数変化からも、4 月後半から 5 月にかけての大きなピークと 11 月のかなりのピークが確認できる。また、著者らの 8 回のクロロフィル a 調査と、神戸市水道局の植物プランクトン個体数の毎月調査のうち、調査日の近かった資料だけについて、クロロフィル a と植物プランクトン個体数の間の関係式を求め

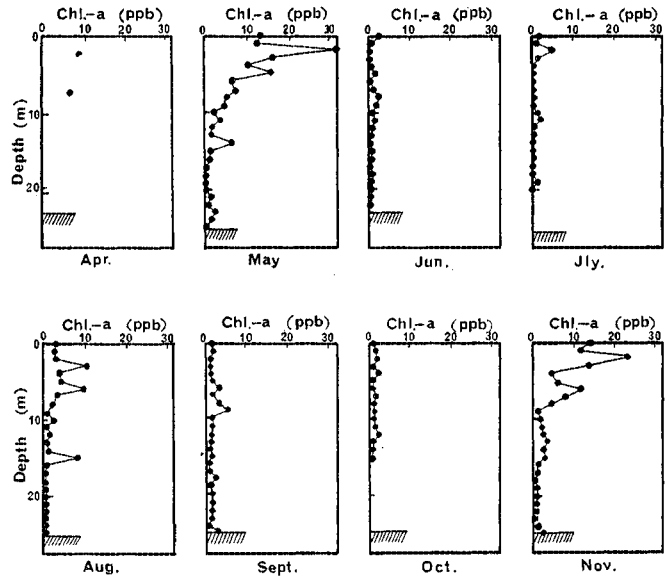


図-10 クロロフィル a 鉛直分布の季節変化

た。

$$\text{クロロフィル a } (\mu\text{g/l}) = 0.00089$$

$$\times \text{植物プランクトン個体数 (個/ml)} + 1.2$$

$$\dots\dots\dots (1)$$

ここで、両者の相関係数は 0.68 であり、1974 年のこの時期の出現植物プランクトンの約 95% が珪藻類で占められていた。クロロフィル a は、植物プランクトンの個体数測定に伴う個体差の問題は消去しうが、種属間の差はカバーできない。それゆえ生産量との関係においては、光合成活性までも含めて考慮することが必要である。

(3) 細菌

従属栄養細菌は、水域における物質代謝を通して、水質の質的および量的変化をもたらす。すなわち、細菌は流入有機物質や池内で発生する有機物質の分解や無機化を行うほか、溶解性物質の形態変化にも関与する。したがって、細菌は窒素やリン等の無機栄養塩の回帰など物質循環過程を通して富栄養化現象と密接に関係する。

一般に富栄養化の進んだ水域ほど有機物濃度も高く、細菌の現存量は大きい。細菌は有機物分解による植物プランクトンへの栄養物の供給と、動物プランクトンや原生動物の餌になることで食物連鎖のエネルギーの流れの一端を担っている。細菌の増殖を支配する因子としては、水温、溶存酸素量、pH、および有機物質濃度があげられる。

上水試験方法で規定される一般細菌は、普通寒天培地に集落を形成しうる生菌であり、すべての細菌をカバーする指標ではなく、生態学的観点からは従属栄養細菌の

方が望ましいが、測定データがほとんどない。したがって、自然水中で数十～数千倍少ない一般細菌である程度の傾向をとらえることになるが、一般細菌は従属栄養細菌ほど有機汚濁指標との関連が明確ではない。

一般細菌個体数の経年変化を堰堤前地点 E について示したものが図-11 である。とくに経年的な傾向は認められない。また、1966 年から 1975 年までの平均値による季節変化は、図-12 に示すように流入量の多い 6、7 月および 9、10 月にピークがある。同様に、1966～1975 年の平均値による鉛直分布の図-13 から、水深 8～13 m のピークを中心に、5～15 m の表層躍層から主躍層の出現水深の間の中層で濃度が高く、底面付近でも増加の傾向が認められる。これは有機物あるいはデトリタス (detritus) が沈降途中で抑留される水深と一致し、栄養物濃度との関連が確認できる。また、流下方向への変化は、流入端、合流点から堰堤前までの 5 地点の比較から、上流側の個体数の大きさが目立ち、流下とともに減少す

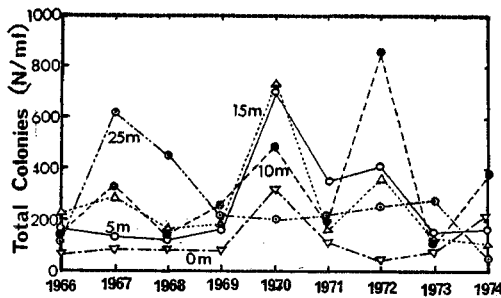


図-11 一般細菌数の経年変化

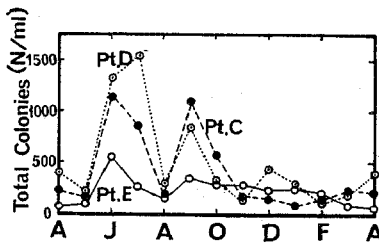


図-12 一般細菌数の周年変化

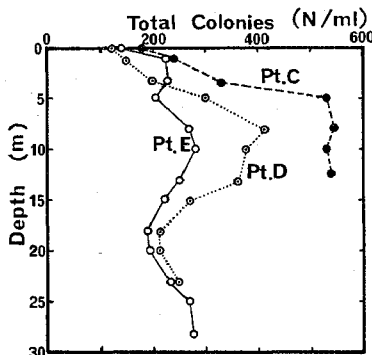


図-13 一般細菌数の鉛直分布

ることが認められる。このように季節、水深、地点の相違による分布差は、水温、栄養物、混合度などの条件による細菌の活性度の差に起因すると考えられる。従属栄養細菌の栄養物となる有機物の汚濁指標としての KMnO_4 消費量は、この一般細菌の季節変化および流下方向の分布特性と一致する。また、前報⁴⁾でも指摘した NH_4^+-N の流下方向の減少および形態変化は、植物プランクトンの摂取のほか、細菌の作用も関与しているものと考えられる。

(4) 動物プランクトン

千苜貯水池で見られる動物プランクトンには、輪虫類、甲殻類 (桡脚目、鯉脚目)、すなわち、ワムシ、ミジンコ、ケンミジンコの類がある。このほか、原生動物の鞭毛虫類、根足虫類、繊毛虫類もいくつか見られている。植物プランクトン濃度が高く、栄養条件の良好な上流側に多く存在するようである。しかし、動物プランクトンは遊泳力を有するため、時間的かつ場所的に移動して偏在する傾向があり、その採取方法も困難を伴い、植物プランクトンほど情報は多くなく定量化はむずかしい。

4. 植物プランクトン消長のシミュレーション解析

貯水池の富栄養化現象は、その原因である栄養塩濃度の変化としてとらえるほか、その変化の反映として生物生産—植物プランクトン量の消長として見る事ができる。この水質と生態学的量とのかわりあいを広い意味での水質変化とし、生態学的観点から光量や水温などの物理的環境因子、pH や栄養塩などの化学的環境因子、植物プランクトン数あるいはクロロフィル a 量などの生物学的因子の相互関係をトータルシステムとしてシミュレーション解析を行った。この因果関係の複雑な大規模現象のシステムシミュレーションは、まず関係因子を含む数式モデルによる現象の再現を行い、実際現象との整合性のチェックをもとに、ある要素の現象全体に占めるウェイトや影響度を検討する仮説の検定とパラメータの決定の 2 つがからみ合う数値実験でもある。したがってシミュレーションの精度を左右する模型化と近似度のレベルをバランスよく向上させる第 1 段階の過程を経て、システムの動的な挙動や応答の把握から外的条件の変化に伴う動特性の検討や将来の予測を行う第 2 段階に移り、外的変化に対処する制御や管理への手がかりを得て、システムとしての評価を考慮することができる。

生物学的な水質変化の数値モデルとしては、システム生態学的手法を基調とした Lotka-Volterra, Holling の

捕食モデル⁹⁾や, DiToro, O'Connor & Thomann の動力学モデル^{10), 11)}がある. 注目する水質指標として何をとるか, たとえば, 食物連鎖や生産段階の基礎をなす植物プランクトンの消長について言えば, その個体数やクロロフィル a などを生物体の現存量とするほか, 有機態の炭素量・窒素量・リン量などを“生物体中の有機成分量”として取り扱う方法¹²⁾がある. すなわち, 変数を現存量にして連立常微分方程式の形で数式化する方法と, 栄養レベルごとに経験式をつなぎ合わせていく方法とになり, その選択はシミュレーションの目的にも左右される. システムが複雑になるほど後者を選択しなければならなくなるが, 後者の方法は特定水域についてのモデルになりやすく, 一般性に乏しくなるきらいがある. したがって, モデルの各構成要素の関係を表わす機構や情報 が明らかな場合は, 前者の方法を適用することになる.

また, 貯水池内の流動状態に重点を置いて, 浮遊性物質や溶解性物質の挙動を取り扱う動的な水質変化の解析として, 移流拡散型物質収支式に生物反応の項を含めた形で同様の解析を試みることができる. ここでは, 植物プランクトンを浮遊物質として増殖・死滅を反応項で表現する移流拡散型方程式による方法と, 捕食モデルを基礎とした方法の 2 通りについて解析を試みた.

シミュレーション解析結果の実際現象との整合性のチェックは, 植物プランクトンの濃度変化だけでなく, そのシステム構成因子の中で比較的機構や変化が明確なもの(溶存酸素量など)についてもチェックできる.

(1) 移流拡散型物質収支式による解析

一般に, 河道堰止め型のダム貯水池は, 湖沼と比較して流入から流出に伴う流動の水質変化への影響が強く, 全体的には上流側から下流側へある時間遅れを伴って水質変化が伝わることが多い. この水質変化を左右する流動状態を重視した解析法が, 物質収支式から出発し, 反応項や沈殿項を考慮した移流拡散方程式の拡大適用である. すなわち, 植物プランクトンを浮遊性物質として取り扱い, その増殖, 呼吸および捕食速度を反応項に組み入れ, 沈殿は沈殿項で考慮する形が考えられる.

a) 植物プランクトン量の変化

植物プランクトンの鉛直方向および流下方向の分布に注目して, 物質収支式より導いたものが次の非定常 2 次元偏微分方程式である.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + w \frac{\partial C}{\partial z} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + E_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - w_0 \frac{\partial C}{\partial z} + \kappa C \dots \dots (2)$$

ここで,

- C: 植物プランクトン濃度
- w₀: 植物プランクトンの沈降速度

κ: 植物プランクトンのみかけ増殖速度

w + w₀ = w_p とおくと,

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + w_p \frac{\partial C}{\partial z} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + E_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + \kappa C \dots \dots (3)$$

この式は理論的に解けないため, 差分式近似を行い, 電算機による数値解を求める. その差分式表示は,

$$\begin{aligned} & \frac{C(I+1, J, K) - C(I, J, K)}{\Delta t} + u(I, J, K) \\ & \cdot \frac{C(I, J+1, K) - C(I, J, K)}{\Delta x} + w_p(I, J, K) \\ & \cdot \frac{C(I, J, K+1) - C(I, J, K)}{\Delta z} \\ & = E_x(I, J, K) \\ & \cdot \frac{C(I, J+1, K) + C(I, J-1, K) - 2 \cdot C(I, J, K)}{(\Delta x)^2} \\ & + E_z(I, J, K) \\ & \cdot \frac{C(I, J, K+1) + C(I, J, K-1) - 2 \cdot C(I, J, K)}{(\Delta z)^2} \\ & + \kappa(I, J, K) \cdot \frac{C(I+1, J, K) + C(I, J, K)}{2} \dots \dots (4) \end{aligned}$$

これに対する境界条件は, 浮遊物質の条件^{13), 14)}から,

$$\left. \begin{aligned} & \text{水表面に } (z=0) \text{ において} \\ & E_z \frac{\partial C}{\partial z} - w_p C = 0 \\ & \text{内部境界面あるいは底面 } (z=h_i) \text{ において} \\ & E_z \frac{\partial C}{\partial z} - k_i w_p C = 0 \end{aligned} \right\} \dots \dots (5)$$

この境界条件も同様に差分表示して用いる.

植物プランクトンの消長を左右する要素としては, 増殖速度, 呼吸あるいは死滅速度, 沈降速度, 捕食速度があげられる.

① 増殖速度

増殖速度に影響を及ぼす因子は多々あるが, 局限して光量, 水温, 栄養塩濃度を主要なものとする. 光量では日射量と日照時間, 栄養塩としては無機態窒素と無機態リンがとくに重要である.

(i) 光量

日射量は考慮の対象地点では強光阻害までは至らないが, 一定量以上では頭打ちの傾向となる飽和効果を考慮して, Monod 型で表わされるものとする. ある日射量 L に対する増殖速度 μ は, 最大増殖速度 μ_{max} と Michaelis 定数 K_L によって表わされる.

$$\mu \propto \mu_{\max} \cdot \frac{L}{K_L + L}$$

また, 日射量の水深 (z) 方向の変化は, Lambert-Beer の法則に従うものとして, 減光あるいは消散係数 λ を導入して次式で表わすことにする.

$$L_z = L_0 \cdot \exp(-\lambda \cdot z) \quad (L_0: \text{水表面での日射量}) \quad (6)$$

この消散係数は場所と時間の関数であり、時間的な変化を考慮せずに平均値を用いることにする。水中の照度に関するデータが欠けている場合は、透明度 T_r から $\lambda = 1.9/T_r$ (1/m) として求める方法もある。

日照時間を考慮する場合、日照時間の平均値 T_{Lm} に対するその時点での日照時間 T_L の比の形で増殖速度に影響を及ぼすとする。すなわち、 $\mu \propto \mu_{\max} \cdot T_L/T_{Lm}$ である。したがって、光量に関しては地点が決まれば、その変動範囲は限定されることになる。

(ii) 水 温

植物プランクトン増殖速度の水温に関する変化は、植物プランクトンの種類によって異なる。対象とした千苺貯水池では、水温の夏季の最高値が 30°C 前後であり、水温と増殖速度の関係は、直線的な比例式、Monod 型の式、高温阻害の見られるうねに凸状の曲線関係式などの形が考えられる。植物プランクトンのうち珪藻類を主対象とする場合は、市村・有賀¹⁵⁾の光合成-水温曲線より 20°C 前後を最適水温とする正弦曲線の上に凸状の部分の変化の形が適していると考えられる。すなわち、 $\mu \propto \mu_{\max} \cdot \sin(4 \cdot T)$ で表わす。この水温変化も対象地点が定まれば、その変動範囲はほぼ限定されることになる。

(iii) 栄 養 塩

無機態窒素濃度の増殖速度に及ぼす影響は、Eppley らの実験結果¹⁶⁾によれば Monod 型が適用できる。すなわち、一定濃度以上では頭打ちとなる飽和効果を考慮して、 $\mu \propto \mu_{\max} \cdot N/(K_N + N)$ となる。ここで、 N は無機態窒素濃度であり、 K_N は無機態窒素に関する Michaelis 定数である。

無機態リン濃度の増殖速度に及ぼす影響は、Riley ら¹⁶⁾の実験結果より無機態窒素と同様に、飽和効果を考慮して Monod 型で、 $\mu \propto \mu_{\max} \cdot P/(K_p + P)$ と考える。ここで、 P は無機態リン濃度であるが、自然水域中ではその大半が PO_4^{3-} であるため、実用上 PO_4^{3-} 濃度でもよい。 K_p は無機態リンに関する Michaelis 定数である。

以上のほかに、Monod 型で炭酸ガス量を加える考え方もあり、このほか Mg, Fe, ビタミン B₁₂ などの微量の特定物質も関係していることが認められているが、その同定ができておらず、シミュレーションモデルに具体的に取入れるのは無理である。

2) 呼吸速度, 捕食速度

呼吸速度は、有賀¹⁵⁾などの実験結果から水温に比例するとして取り扱うことができる。したがって、呼吸速度 d は、 $d = r \cdot T$ で表わされる。ここで、 r は比例定数である。

捕食速度は主として水温、植物プランクトン濃度およ

び動物プランクトンの大きさ (size) の関数とされる。動物プランクトンに関する情報は少ないので動物プランクトンの大きさには一般的な平均径を採用することになれば、水温と植物プランクトン濃度だけの関数として単純化することができる。そうすると、呼吸および捕食速度をあわせて 1 つにまとめた形 (死滅項) で表わすことができる。しかし厳密に考えると、植物プランクトンおよび動物プランクトンの捕食者である魚など遊泳動物の寄与をシミュレーションに盛り込む必要がある。そのためには、千苺貯水池におけるプランクトンヒーター魚、その他魚類のデータが乏しかった。ただし、植物プランクトンに限定して考えるならば、コイ・フナなどの雑食の魚はともかく、ハクレン・ライギョ・レンギョのような藻食性の大型魚はいないようであり、シミュレーションモデルとしては結局動物プランクトンによる捕食に一括されることになる。

3) 沈 降 速 度

沈降速度は、植物プランクトンの比重、size、形状、繊毛や空胞の所有など種類や個体差によって異なる。また、単一体としてではなく、途中で群体化して沈降する場合もある。一般に、珪藻は比重が大きく (約 2.07)、他の藻類と比較して沈降しやすい。Smayda¹⁷⁾ らの研究や、実際の植物プランクトンの鉛直分布の時間的推移から、0.3 m/day 前後の値が多いことがわかっている。

以上より、1) と 2) をまとめて、[増殖速度 (G) - 呼吸速度 (R)] - [捕食速度 (F)] = [総増殖速度 (GG)] として表わし、式 (2) の反応項に代入し、(C) の沈降速度は沈殿項で考慮することになる。

以下に、解析に利用したデータを列挙する。

(i) 日射量 (L) および日照時間 (T_L)

日射量は神戸海洋気象台の 1966 年から 1973 年までの観測データを用いた。1 か月平均値の 96 個のデータについて調和分析を含む時系列解析によって、その変化の近似式を求めた。経年変化はなく、コレログラムから明瞭な 12 か月周期の変化が見られる。

$$\begin{aligned} \text{日射量 } L(\text{cal/cm}^2/\text{day}) &= 297.0 + 90.4 \cdot \cos\left(\frac{\pi}{6} \cdot t - 1.081\right) + 12.2 \\ &\cdot \cos\left(\frac{\pi}{3} \cdot t - 5.720\right) + 9.4 \cdot \cos\left(\frac{\pi}{2} \cdot t - 0.421\right) \\ &+ 12.3 \cdot \cos\left(\frac{2\pi}{3} \cdot t - 1.733\right) \dots\dots\dots (7) \end{aligned}$$

日照時間についても日射量と同様に、神戸海洋気象台の 1941~1970 年までの平年の月平均値を調和分析を含む時系列解析を行い、次の近似式を得た。

$$\begin{aligned} \text{日照時間 } T_L(\text{hr/月}) &= 177.2 + 24.3 \cdot \cos\left(\frac{\pi}{6} \cdot t - 1.341\right) + 6.6 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} &\cdot \cos\left(\frac{\pi}{3} \cdot t - 0.064\right) + 16.3 \cdot \cos\left(\frac{\pi}{2} \cdot t - 3.044\right) \\ &+ 12.8 \cdot \cos\left(\frac{2\pi}{3} \cdot t - 6.147\right) \dots\dots\dots(8) \end{aligned}$$

上記の2式において、 t は時間(月)であり、 $t=0$ は4月とする。日射量に関する Michaelis 定数は、日射量の大きさや文献などから考慮して、 $60(\text{cal}/\text{cm}^2/\text{day})$ の値を採用する。また、日射量の水深方向の減衰を規定する消散係数 λ は、 $\lambda \sim 1.9/T_r$ より求める。透明度 T_r は平均約 1.9 m であり、 λ は $1.0(1/\text{m})$ 前後の値をとることにする。

(ii) 水温 (T)

水温変化は、その水深方向の分布も含めて、調和分析を含む時系列解析に基づく近似式を用いる。堰堤前地点 E の水深 $z(\text{m})$ の水温変化は次式で表わされる。

$$\begin{aligned} \text{水温 } T_z(^{\circ}\text{C}) &= 17.4 - 0.45 \cdot z + (11.4 - 0.42 \cdot z) \\ &\cdot \cos\left\{\frac{\pi}{6} \cdot t - (1.89 + 0.03 \cdot z)\right\} \dots\dots\dots(9) \end{aligned}$$

ここで、 t は時間(月)であり、 $t=0$ を4月とする。

また、呼吸速度 R は、 $R=r \cdot T$ で表わされ、呼吸速度係数 r は、 $0.005(1/^{\circ}\text{C} \cdot \text{day})^{10)}$ 前後とする。呼吸と捕食を合わせて死滅速度とする場合は、 r を死滅速度係数として修正することになる。

(iii) 栄養塩 (N, P)

無機態窒素の濃度変化は、その水深方向の分布も考慮して、1966~1974年までの毎月観測値の調和分析を含む時系列解析による近似式を用いる。また、リン酸イオンの濃度変化は、水深 $0 \sim 5\text{ m}$ の表層平均については約1年間の観測値の調和分析による近似式を用いる。堰堤前地点 E の例として、無機態窒素は代表として水深 0 m の例、 PO_4^{3-} の水深 $0 \sim 5\text{ m}$ 平均の濃度変化式をあげる。

$$\begin{aligned} \text{無機態窒素 } N(\text{ppm}) &= 0.165 + 0.00217 \cdot t + (0.079 + 0.00089 \cdot t) \\ &\cdot \left\{ 0.919 \cdot \cos\left(\frac{\pi}{6} \cdot t - 4.996\right) + 0.121 \right. \\ &\cdot \cos\left(\frac{\pi}{3} \cdot t - 2.145\right) + 0.212 \cdot \cos\left(\frac{\pi}{2} \cdot t - 4.003\right) \\ &\left. + 0.250 \cdot \cos\left(\frac{\pi}{2} \cdot t - 5.064\right) \right\} \dots\dots\dots(10) \end{aligned}$$

リン酸イオン $P(\text{ppm})$

$$\begin{aligned} &= 0.033 + 0.020 \cdot \cos\left(\frac{\pi}{6} \cdot t - 1.295\right) + 0.024 \\ &\cdot \cos\left(\frac{\pi}{3} \cdot t - 2.919\right) + 0.012 \\ &\cdot \cos\left(\frac{2\pi}{3} \cdot t - 4.404\right) + 0.005 \\ &\cdot \cos\left(\frac{2\pi}{3} \cdot t - 5.407\right) \dots\dots\dots(11) \end{aligned}$$

ここで、 t は時間(月)であり、 P については $t=0$ を4月、 N については1966年4月を $t=0$ とする。また、 N, P に関する Michaelis 定数は、実際の濃度変化や文献などから考慮して、 $K_N=0.1(\text{ppm})$ 、 $K_P=0.02(\text{ppm})$ を用いることにする。

4) 解析結果

以上の条件や係数を日単位に変換して行ったシミュレーションの結果の例を1974年について検討する。解析は、水深 $0 \sim 5\text{ m}$ の表層を対象とし、そこでの流速や拡散係数は一定としている。増殖速度から呼吸と捕食を合せた形で示した死滅速度を減じた総増殖速度の季節変化の例を、水表面について図-14に示す。これより春および秋に総増殖速度が相対的に大きいことがわかる。総増殖速度の水深方向の分布を示したものが図-15である。当然のことながら、水深の増加に伴う照度の減少により、この値は小さくなり負になることも多い。とくに、春から夏にかけては表層下方まで正であるが、冬季は表層の水表面付近を除いて死滅速度が大きく負の値になる。また、クロロフィル a と植物プランクトン個体数の季節変化の例を示したものが図-16と図-17である。この図より、計算値は栄養塩濃度が高く光量と水温の条件が良好な6~7月に最大のピークを示し、秋季にも小さなピークの出現を予見している。図中にプロットされた観測値と比較して、5月の観測値のピークより1.5月遅れて計算値のピークが出現したが、秋季の小さ

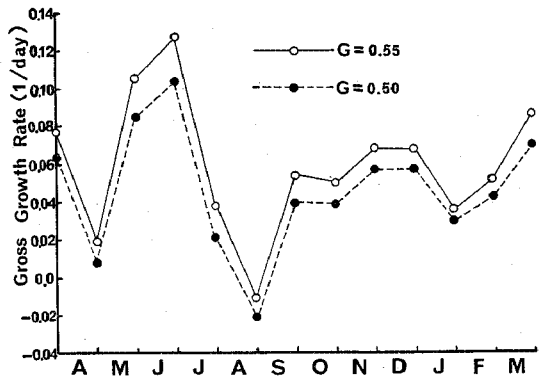


図-14 総増殖速度の周年変化

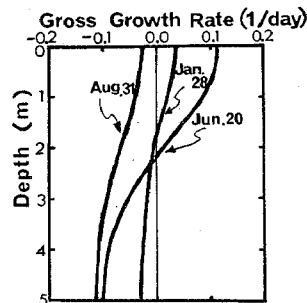


図-15 総増殖速度の鉛直分布

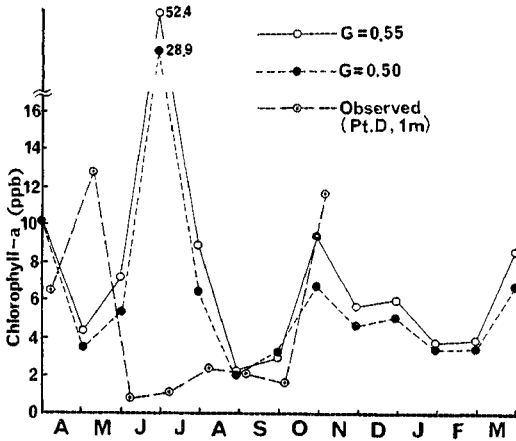


図-16 クロロフィル a のシミュレーション結果

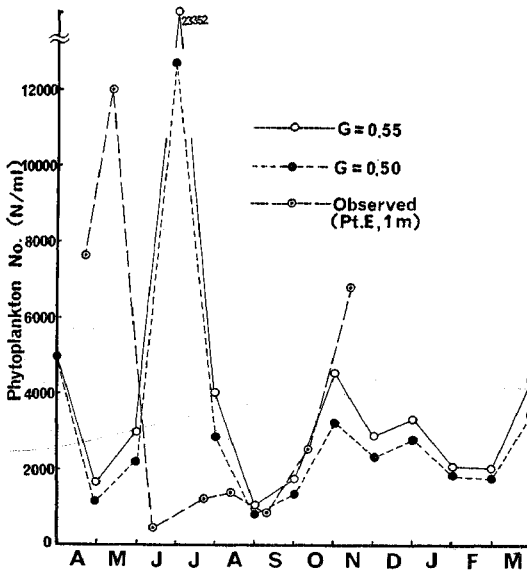


図-17 植物プランクトン数のシミュレーション結果

なピークの時期は一致している。光量、水温および栄養塩濃度の周年変化特性と総増殖速度の周年変化特性を検討して、日射量の影響度が相対的に小さく、栄養塩濃度の影響度が大きいことがわかる。また、主対象とした珪藻類の高水温時の増殖抑制効果がよく現われている。

b) 溶存酸素濃度の変化

植物プランクトン量の周年変化に対応し、その光合成および呼吸作用を通じて溶存酸素濃度も増減するが、これには再曝気や他の生物の呼吸や分解作用、さらに水草などの光合成による寄与、酸化還元反応による変化などが関与する。ここでは、植物プランクトンの光合成および呼吸の両作用を中心に、細菌による有機物質の分解作用を考慮し、水表面や底面の境界面および温度躍層面などの内部境界面を通しての溶存ガスの物質移動の取り扱いを含む物質収支モデルを考える。植物プランクトン量

消長の数理モデルと同様に、次式が導かれるが、溶存酸素の場合には溶解性物質としての取り扱いとなる。

$$\frac{\partial O}{\partial t} + u \frac{\partial O}{\partial x} + w \frac{\partial O}{\partial z} = E_x \frac{\partial^2 O}{\partial x^2} + E_z \frac{\partial^2 O}{\partial z^2} + p \cdot (G - D) - k_3 \cdot L_B \dots (12)$$

ここで、

- O: 溶存酸素濃度
- k_3 : 脱酸素係数
- G: 植物プランクトンの増殖速度
- D: 植物プランクトンの死滅速度
- p: 植物プランクトンによる O_2 生産速度係数
- L_B : BOD 濃度

表層についての境界条件は、

$$\left. \begin{aligned} \text{水表面 } (z=0) \text{ において } \frac{\partial O}{\partial z} &= k_{2T} \cdot (O_s - O) \\ \text{内部境界面 } (z=h) \text{ において } \frac{\partial^2 O}{\partial z^2} &= 0 \\ \text{起点 } (x=0) \text{ において } O &= O_0(x) \\ \text{初期 } (t=0) \text{ において } O &= \text{const.} \end{aligned} \right\} \dots (13)$$

ここで、

- O_s : その時点における飽和溶存酸素濃度
- k_{2T} : 水表面を通しての溶存酸素移動係数
- O_s については、水温 (T) に関して次式で近似できるものとする¹⁸⁾。

$$O_s = 14.652 - 4.102 \times 10^{-7} \cdot T + 7.9971 \times 10^{-3} \cdot T^2 - 7.774 \times 10^{-4} \cdot T^3 \dots (14)$$

また、BOD 濃度の周年変化は、たとえば堰堤前地点 E については、1974 年のデータの調和分析結果から次の近似式で表わされる。

BOD 濃度 L_B (mg/l)

$$\begin{aligned} &= 1.38 + 0.845 \cdot \cos\left(\frac{\pi}{6} \cdot t - 0.731\right) + 0.066 \\ &\quad \cdot \cos\left(\frac{\pi}{3} \cdot t - 0.549\right) + 0.297 \cdot \cos\left(\frac{\pi}{2} \cdot t - 0.101\right) \\ &\quad + 0.449 \cdot \cos\left(\frac{2\pi}{3} \cdot t - 1.015\right) \dots (15) \end{aligned}$$

なお、水表面を通しての溶存酸素移動係数 k_2 は、再曝気係数と同様に考えて水温 (T) の関数とし、20°C のときの k_{20} を基準にして次式で表わされるとする。

$$k_{2T} = k_{20} \cdot (1.046)^{T-20} \dots (16)$$

溶存酸素濃度変化についての非定常 2 次元偏微分方程式についても差分式化による数値計算を行った。その計算結果の例を図-18 に示す。春から夏までの変化は観測値と計算値の一致が見られるが、秋から冬までの変化は植物プランクトン濃度の観測値と計算値の整合性が劣るため、その適合度はあまりよくない。全般的には、移

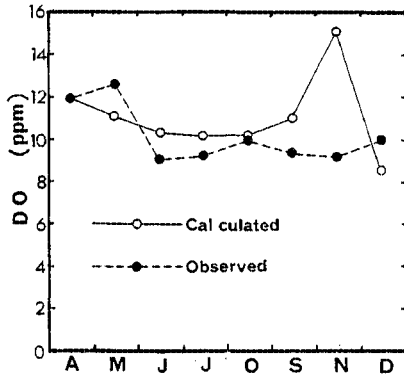


図-18 DOのシミュレーション結果

流項，光合成および呼吸項，分解項の変化が全体を左右するが，分解による脱酸素量はBODが小さければ無視できる。

(2) 捕食モデルによる解析

a) 植物プランクトン量の変化

(1) のように流動や分布状態に注目せずに，1地点における植物プランクトンや動物プランクトンなど個々の消長を，捕食という食物連鎖の関係で結びつけて時間変化としてとらえるアプローチがある。この捕食モデルの連立常微分方程式による解析は，Royamaによって以下のように整理されている。

$$\left. \begin{aligned} \frac{dC}{dt} &= g_1(C) - f(C) \cdot Z \\ \frac{dZ}{dt} &= g_2(C, Z) \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots(17)$$

ここで，

C：植物プランクトン濃度

Z：動物プランクトン濃度

この各種の捕食モデルには一長一短があり，種々の検討の結果，植物プランクトンの密度効果，動物プランクトンの捕食の飽和効果を考慮し，死滅や沈降の各項を含めた修正式を用いることにした。植物プランクトンと動物プランクトンそれぞれについて以下の2式である。

$$\left. \begin{aligned} \frac{dC}{dt} &= G_C \cdot C \cdot \left(1 - \frac{C}{X}\right) - g \cdot C \cdot Z - (D_C + S) \cdot C \\ \frac{dZ}{dt} &= G_Z \cdot Z \cdot \left(1 - \frac{Z}{K \cdot C}\right) - D_Z \cdot Z \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots(18)$$

ここで，

G_C ：植物プランクトンの増殖速度

D_C ：植物プランクトンの呼吸速度

G_Z ：動物プランクトンの増殖速度

D_Z ：動物プランクトンの呼吸速度

X：植物プランクトンの最大濃度

g：捕食係数

S：沈降による除去速度

K：飽食効果を示す係数

上式は，移流や拡散の流動に関する項は考慮されていないので，流下方向にはinputとoutputが等しいか零であり，かつ十分な混合状態にある表層を想定していることになる。

この式は非線形2元連立常微分方程式なのでRunge-Kutta法などの解法によって数値計算をすることができ。なお，各種の条件や係数は(1)の解析におけるものと同じ値を用いることにする。固定した環境条件下での各定数や係数の変化に対する植物プランクトン量の応答，すなわち，一種の感度解析の結果の代表例を図-19~22に示す。結果の検討を要約すると次のようになる。

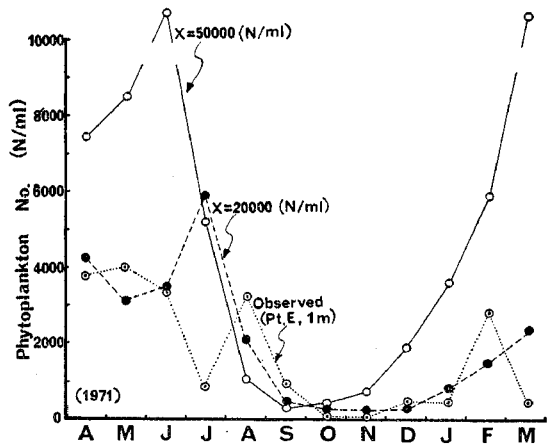


図-19 シミュレーション結果(Xの値を変化させた場合)

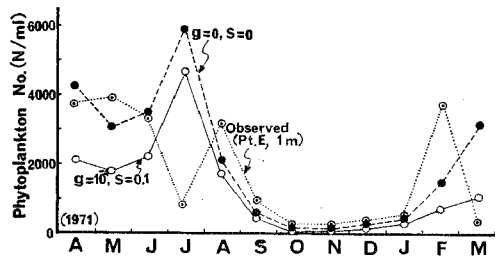


図-20 シミュレーション結果(捕食・沈殿を考慮した場合)

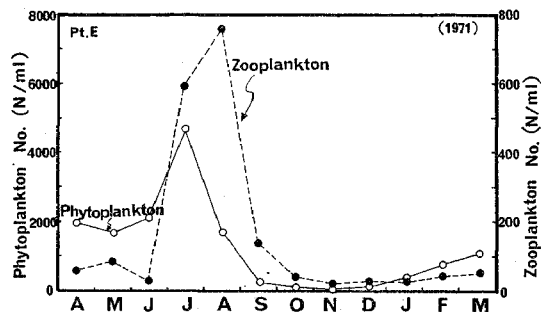


図-21 シミュレーション結果(動物プランクトン量の変化)

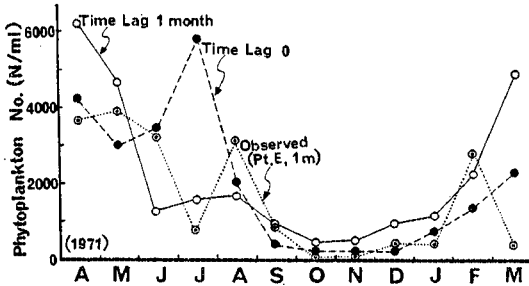


図-22 シミュレーション結果 (栄養塩濃度の位相を変化させた場合)

(i) この無機態窒素およびリン酸イオンの濃度変化と Michaelis 定数では、その変化パターンから日射量変化よりも栄養塩濃度変化の方が植物プランクトン増殖の制限因子として大きな影響を及ぼす。

(ii) 栄養塩と植物プランクトン量変化の相互関係を、時間遅れの応答関係としてとらえて、無機態窒素とリン酸イオン濃度の変化の位相を半月あるいは1か月前に進ませることによって、植物プランクトン消長パターンの観測値と計算値の一致を説明することができる。

(iii) 沈降および捕食の影響は、モデル式の形からわかるように植物プランクトン量の全体的な増減に関係し、変化パターンを根本的に変えるものではない。

(iv) 植物プランクトン量変化の観測値と計算値の比較から、全体的な増減パターンとそれぞれの平均値や標準偏差などの統計量による検討によって、かなり整合性はよいかに見えるが、少し別な非線形性も入るとみえて、植物プランクトンの異常発生 (bloom) 現象を量的かつ時期的に完全な説明はできない。

(v) 植物プランクトン自体の飽和効果を示す密度定数の取り方が、このモデルの信頼度の支配因子の1つと目され、培養実験などによって栄養塩の充足度との関係からのフィード・バックが必要である。この問題については、著者の1人が他の研究者と協同で別論文に論じており、N, P などの制限栄養因子の植物プランクトンに対する蓄積能とその増殖能における意義をクロレラを用いて明らかにしている¹⁹⁾。

b) 溶存酸素濃度の変化

植物プランクトン量の変化に伴う生産および呼吸量変化を溶存酸素濃度変化として取り扱うことができる。BOD 濃度は低くて無視できるとし、再曝気とその逆の大気中への O₂ の放出とを考慮すると、植物プランクトン量の変化率を溶存酸素生成率に換算することによって、溶存酸素量変化についての次式が成立する。ただし、植物プランクトンの捕食や沈降による減少は植物プランクトンの死滅速度 D_p に含めて考慮できるものとする。

$$\frac{dO}{dt} = p \cdot \left[G_c \cdot \left(1 - \frac{C}{X} \right) \cdot C - D_p \cdot C \right] + k_2 (O_s - O) \tag{19}$$

ここで、

p : 植物プランクトン量変化率の溶存酸素生成率への換算係数

k_2 : 再曝気係数

この式においても表層では十分混合の大きいことが仮定されている。植物プランクトン量変化に伴う溶存酸素濃度変化は、同様の Runge-Kutta 法による数値計算結果から図-23 に示される。計算値は観測値と比較して、全体的に変化が滑らかである。有機物質の分解や細菌などの呼吸を含めて考えることによって、さらにモデルの精度を向上させることができるであろう。

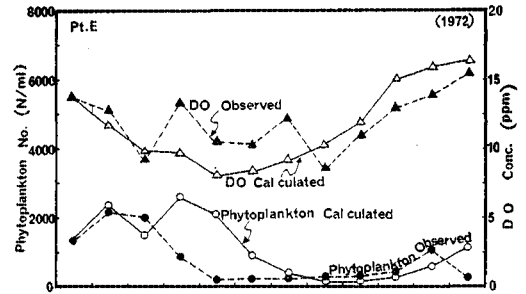


図-23 シミュレーション結果 (DO の変化)

5. 考 察

一般にダム貯水池の水質変化は、強雨に伴う出水など自然のおよび人為的な流入汚濁負荷変動による一時的変化と、これらの短期的な水質変動をも包含した長期的で平均的な周年変化を有するが、それぞれについての観測データは多くない。したがって、水質変化のシミュレーションでは、モデル式や計算ステップ間隔の選択は水質観測レベルと対応させる必要がある。(1)の移流拡散型モデルでは、モデル式の性格や計算ステップ間隔から一時的な条件変化を与える数値実験を行いやすいが、(2)の捕食モデルでは、モデル式および計算ステップ間隔から比較的長期にわたる生物変化を対象にしているといえる。

千苜貯水池においては、水温や光量および流動状態など物理的環境因子のほぼ固定的な周年変化に加えて、化学的な水質の変化も比較的安定した周年変化を呈し、その変動幅も流入端や底面付近などを除いて小さい。したがって、貯水池システムとしての動的変化は、これら主要構成要素の変化特性から1年をサイクルとする周期変化パターンを含むため、生物量の変化もほぼ一定の周年変化を基礎とした変化を示すことが予想される。(1)、

(2) の両モデルとも、物理的環境状態は固定的な季節変化パターン、栄養塩は経年変化を加味した平均的な季節変化パターン、を条件としており、結果としての生物量変化パターンも平均的な性格を有すると言える。また、計算に用いた各種の係数や定数は一般に妥当とされる範囲内の値であり、その範囲内でこれらパラメーターの変化に対するシステムの動特性としての変化を数値実験として求めている。したがって、植物プランクトンの一時的な異常増殖の機構の解明には、月単位の観測を基礎とした平均的な物理環境因子や栄養塩の変化パターンだけではなく、流入水の量的および質的な短期変動を加味し、また、別の因子や機構モデルに盛り込むなどの考慮が必要であると思われる。

シミュレーションモデルとしての現象の再現や将来予測の精度向上には、植物プランクトンの光合成活性の鉛直分布特性や、捕食で重要な位置を占める動物プランクトン、および有機物質の分解から栄養塩回帰の過程で重要な役割を果たす細菌などの正確で新しい情報に基づいたモデルの修正や改善が必要である。

また、植物プランクトン量や動物プランクトン量を生物量として取り出して扱うことなく、有機態窒素、有機態リンおよび有機態炭素などの形で、窒素、リンおよび炭素サイクルの中で細菌の作用も加えてモデルを構成することができるならば、N, P, C などを変量とした常微分方程式系として取り扱える。この手法による解析でも生物現存量と生物活性の実測データとの整合性をはかることは可能であり、シミュレーションの精度向上にも結びつくが、このような解析には十分供し得る程度の測定データはほとんどないのが現状である。

ともかく、表層躍層の存在や流動特性、および一般湖沼にも共通する水質の鉛直分布変化特性に留意して表層・中層を対象としたシミュレーション解析によって、栄養塩濃度を増加に対する植物プランクトンの平均的な季節変化パターンの再現は可能となった。この栄養塩濃度変化の植物プランクトン増殖への影響の程度は、シミュレーション解析結果の水質管理への利用に道をひらく重要な問題である。すなわち、富栄養化の制御や対策として、貯水池への直接的な水質インパクトの制御にとどまらず、流入河川への栄養塩負荷の抑制など貯水池上流河川を含めた総合的な水質管理に必要なシステムシミュレーションの基礎となる意義を有する。

6. 結 論

千叡貯水池の水質観測結果をもとに、透明度、植物プランクトンおよび細菌の季節変化特性を明らかにするとともに、ダム貯水池の富栄養化の評価には、各水質の水

深・流下両方向の分布特性の季節変化を加味することの必要性を指摘した。さらに、各種の水質変化特性や流動変化パターンの把握のもとに、千叡貯水池を対象とした生態学的シミュレーションを行い、環境影響評価の手法として受け取られることも意識して、2つのモデルについて各種のパラメーターを変化させて解析を進めた。その結果は以下の諸項目にまとめることができる。

(1) 生態システムにおける植物プランクトンの消長を、クロロフィル a と植物プランクトン個体数を変量として、数ある関連因子の中から限定された物理因子（光量、水温など）、化学因子（N, P, DO など）、生物因子（捕食率、死滅率など）にしばったモデルについてシミュレーション解析を行った。この解析手法は、各種条件変化に対するシステムの富栄養化の影響評価として、水質管理への利用の可能性が確認できた。

(2) シミュレーション結果と観測値の整合性の検討により、モデル式の性格と計算ステップおよび入力条件としての観測間隔の問題から、一時的な異常増殖変化でなく、平均的な季節変化パターンの推定に成果を得た。

(3) 植物プランクトンの一時的な異常増殖現象を時間的かつ量的にかなりの正確さで再現・予測するためには、一時的な流入負荷変動などの非定常要素をうまくモデルに盛り込むことが必要であり、前提である。

(4) 動物プランクトンや細菌などに関する信頼できるデータやより新しい栄養塩などの入力条件をもとに、関連因子の非定常性の忠実な評価や捕食係数などモデル構成主要因子の取り扱いの修正・改良によって、各種の条件変化に伴う長期予測や通常のインパクトアセスメントはかなり見込みのある手法と思われる。

(5) 水質分析の項目や精度によっては、生物量を全部化学量（N, P, C などの成分別）に分解し、それぞれの物質収支をサブシステムとしたモデルで、見かけ上、物理量と化学量だけのシミュレーションとして解析する手法の適用も考えられるが、さらに検討が必要である。

以上のような植物プランクトンの栄養塩負荷変動に対する応答の評価とは別に、共生種のを抑えて優占種のプランクトンが支配してゆく過程を多様性指数のようなエントロピー指標の導入により説明評価することも意義があると思われる。これらの種々の生物指標、栄養塩濃度、有機汚濁指標などを加えた水質評価を試み、上流域から下流域までを含む水系の総合的な水質管理を目ざす必要がある。

最後に、著者らの調査に全面的にご協力をいただき、貴重な資料の提供をいただいた神戸市水道局の関係各位に深く感謝し、フィールド調査・解析に協力を得た当時大学院生 大島高志（現、環境庁公害研究所）、勝部利之

(現, 日本国土開発(株))の両君に謝意を表す。

参 考 文 献

- 1) 赤沢 寛・橋本徳蔵：相模湖における富栄養化の経過，水道協会雑誌，第477号，pp. 13~26, 1974.
- 2) 中本信忠：神流湖の淡水赤潮について，用水と廃水，Vol. 17, No. 2, pp. 65~71, 1975.
- 3) 津田松苗：湖沼生態系の危機，日本河川水質年鑑（1972）研究編，山海堂，pp. 487~497, 1973.
- 4) 合田・海老瀬・大島：ダム貯水池の水質変化と富栄養化，土木学会論文報告集，No. 260, pp. 59~73, 1977.
- 5) 岡田光正・須藤隆一：生物種の多様性指数による水質汚濁の評価，用水と廃水，Vol. 18, No. 6, pp. 40~52, 1976.
- 6) 森谷清樹：多様性指数による水域環境の生態学的評価，用水と廃水，Vol. 18, No. 6, pp. 57~76, 1976.
- 7) 神戸市水道局 及び臭調査研究会：及び臭調査 研究会報告 I, pp. 1~15, 1974.
- 8) 神戸市水道局：水質試験成績，第1~9集，1966~1974.
- 9) 島津康男：システム生態学（生態学講座6巻-36），共立出版，pp. 18~30, 1973.
- 10) DiTro, D.M., O'Connor, D.J. and R.V. Thomann : A Dynamic Model of Phytoplankton Population in the Sacramento-San Joaquin Delta, *Advances in Chemistry Series*, Vol. 106, A.C.S., 1971.
- 11) Thomann, R.V., DiTro, D.M. and D.J. O'Connor : Preliminary Model of Potomac Estuary Phytoplankton, *Proc. of A.S.C.E.*, Vol. 100, No. EE 3, pp. 699~715, 1974.
- 12) Anderson, D.R., Dracup, J.A., Fogarty, J.J. and R. Wills : Water Quality Modeling of Deep Reservoirs, *J. of W.P.C.F.*, Vol. 48, No. 1, pp. 136~146, 1976.
- 13) 合田 健・海老瀬潜一：水質の変化とその予報に関する研究（4），衛生工学研究討論会講演論文集，第9回，pp. 208~215, 1973.
- 14) 合田 健・海老瀬潜一：貯水池の流動と水質との関係について，水理講演会講演集，第18回，pp. 193~198, 1974.
- 15) 有賀祐勝：水界植物群落の物質生産II（生態学講座6巻-8），共立出版，pp. 1~63, 1973.
- 16) 坂本 充：生態遷移II（生態学講座18巻-11b），共立出版，pp. 86~169, 1976.
- 17) Smayda, T.J. : The Suspension and Sinking of Phytoplankton in the Sea, *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, No. 8, pp. 354~414, 1970.
- 18) Fair, G.M., Geyer, J.C. and D.A. Okun : Water and Wastewater Engineering, John Wiley & Sons, Vol. 2, 1968.
- 19) 津野 洋・合田 健：クロレラ種の増殖過程における窒素および磷濃度の影響に関する研究，環境問題シンポジウム講演集，第4回，1976.

(1976. 8. 10・受付)