

河川・湖沼の水質予測

Prediction of Water Quality in Rivers and Lakes

津野 洋

Hiroshi TSUNO

1. はじめに

水は地球上の生物の生存・生育にとって不可欠のものであるが、これは水の生命維持の必須物としての役割と水の有する環境調節能によるものである。地球上に存在する水の量とその存在場所を表-1¹⁾に示す。

地球上に存在する水の量は約 1386×10^{15} トンと見積られており、そのうちの96.5%が海洋に存在している。また、そのうちの淡水の割合はわずかに2.5%に過ぎず、さらにそのうちの大半は水雪や地下水である。結局、我々が灌がい用水や都市・工業用水として使いやすい河川および淡水湖沼の水は、地球全体の水の各々0.00015%および0.0074%ときわめて少量である。我々の身近な水域が非常に汚濁され易いことや水を効率的に使用する必要性が理解されよう。

地球上の人口の増加、生活水準の向上に伴う水需要量の増加等により世界の水需要は増加することとなるが、1980年にアメリカ合衆国政府が発表した「西暦200年の地球」²⁾によると1975年から2000年にかけてのその増加量は200~300%であると見積られ、また森林伐採やエネルギー価格から2000年での一人当りの水供給量は35%減となることも示されている。このようなことから陸域への

降水を効率的に使う水資源の開発が重要となるが、

これら水資源の開発においては水量だけではなく水質も欠くべからざる重要な要素である。

水質の予測は、①このような水資源開発によって得られる水質の予知、②流域の開発や河川開発などによる水質への影響の予知、③将来水質の予知、④水質保全方策の効果の予知、⑤既存知見によって現象をどの程度表示しうるかの把握、および⑥現象に大きく影響する過程や描写をしない現象を検討して新たな研究の展開の方向を知ることの目的でなされる。①~④は対象水域の水質保全のための施策決定に資する資料を得るために、また後二者は研究展開のための助けとして行われる。図-1に水質の予測手順を示す。この図に示されるように、水質の予測は、水質に影響を与える要因（社会経済的要因などの変化による水質汚濁物質の負荷）の把握、水域内での水質の変化の予測、および評価の三段階に分かれることがわかる。そして水域内での流況の把握も重要であることがわかる。

任意の水質区画（容積V）内での任意の水質項目（濃度C）の物質収支式は、次式のように書ける。

$$\frac{\partial (VC)}{\partial t} = \{ \text{単位時間当りの流入および流出量} \} + V \cdot \{ \text{生物化学的反応速度} \} + \{ \text{単位時間当りの物理学的増減量} \} \quad (1)$$

表-1 地球上の水の分布¹⁾

項目	水量 ($\times 10^6 \text{km}^3$)		構成比* (%)	
	総量	うち淡水		
地球上の水の総量	1385.98461	35.02921	100	{2.5}
海水	1338		96.5	{-}
地下水	23.4	10.53	1.7	{0.76}
土壤中	0.0165	0.0165	0.001	{0.001}
水雪	24.0641	24.0641	1.74	{1.74}
地下水(凍土)	0.3	0.3	0.022	{0.022}
湖・沼沢	0.1879	0.1025	0.014	{0.0074}
河川	0.00212	0.00212	0.00015	{0.00015}
大気中	0.0129	0.0129	0.001	{0.001}
生物内	0.00112	0.00112	0.0001	{0.0001}

*: {}内は淡水の存在割合

ここで、右辺第1項は、陸域からの流入や底泥からの溶出による負荷、水域外への流出、および移流・分散による水域他区画との交換を示している。右辺第2項は生物化学的変換を示し、有機物の減衰、内部生産などが含まれる。右辺第3項には、沈降、まき上げ、大気との交換等が含まれる。ここでは、これらに関し、水質予測の基本的な事柄について述べる。

2. 水質汚濁物の発生源と負荷

水質汚濁の原因となる汚濁物質は、主として我々の生活や生産活動に伴い発生する。その発生源は、その地点を容易に特定しうる点源（ポイントソース）と特定が難しい面源（非特定汚染源、ノポイントソース、ディファーストソース）に分けられる。点源としては、生活系排水（し尿および生活雑排水）、事業場系排水（工場排水、商業系排水）、畜産系排水および養殖排水がある。面源としては、山林、畑、水田および市街地（路面など）が考えられる。

汚濁物の水域への影響を論ずる場合には、排水中の汚濁物質の濃度（mg/L）および排水流量（ $\text{m}^3/\text{日}$ ）のみならず、これらを乗じた負荷（g/日）が重要となる。発生源より発生する負荷は発生負荷と呼ばれ、基準量当たり一日に発生する負荷である原単位に基準量に乗じて計算される。点源から発生した排水は、公共用水域に放流される前になんらかの処理がなされる。この場合、公共用水域に排出する負荷は排出負荷とよばれ、発生負荷に処理による残存率（ $= 1 - \text{除去率}$ ）を乗じて計算される。面源では、発生負荷と排出負荷が等しい。発生負荷量と排出負荷量の計算の一般的な手順を表-2に示す。原単位は地域によって異なるので、実測や類似事例を参考に各々決定される必要がある。

一方、対象と考えている水域に流入する負荷は流入負荷あるいは流達負荷とよばれ、流入負荷（あるいは流達負荷）／排出負荷は流達率とよばれる。すなわち、流達率は、点源や面源からの排出負荷のうち流下過程で低減されないで対象水域に流達する負荷の割合を示している。流入負荷（あるいは流達負荷）は、流入河川（支流など）経由のものはその河川（支流など）の対象水域への流入地点での流量と水質の積で、および面源や点源で直接放流のものはその流出負荷を加算して求めるのが一般的である。そして、流入河川（支流など）毎にその流域での流出負荷を積み上げて計算し、その結果と各河川（支流など）毎の流入負荷（あるいは流達負荷）とから流達率を計算する。この流達率の値は、条件のよく似た所や将来の活動量の変化後の、流出負荷からの流入負荷（あるいは流達負荷）の推定に用いられる。なお、対象とする河川のある地点

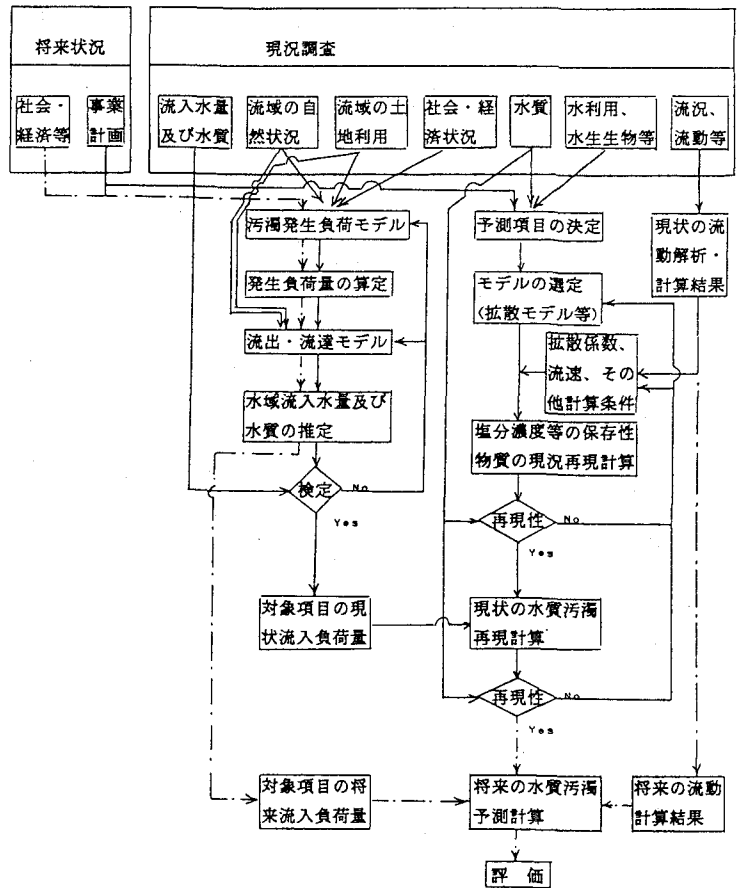


図-1 水質の調査と予測手順

に流入した後、下流の対象地点にまで到達する負荷を論ずる場合、それらの区間で減少する負荷の割合を浄化率とよぶ。以上の負荷の概念等を図-2に示す。

表-2 発生負荷と排出負荷の一般的な計算手順

発生源	原単位×基準量=発生負荷	排出負荷
点源		
生活系	$g/人 \cdot 日 \times 人数 = g/日$	$g/日$
し尿	し尿処理 ぐみ取り人口	発生負荷×し尿処理残率
	下水道 下水道処理人口	発生負荷×下水道処理残率
	浄化槽 浄化槽人口	発生負荷×浄化槽処理残率
雑排水	下水道 下水道人口	発生負荷×下水道処理残率
	合併浄化槽 合併浄化槽人口	発生負荷×浄化槽処理残率
	その他 その他人口	発生負荷×1
工場・商業系		
工場(業種別)	$g/出荷額 \times 出荷額/日 = g/日$	発生負荷×浄化残率 (独自処理、下水道流入)
商業・事務所	$g/床面積 \cdot 日 \times 床面積 = g/日$ ($g/人 \cdot 日 \times 従業員数 = g/日$)	発生負荷×浄化残率 (独自処理、下水道流入)
畜産系		
牛・豚 畜舎	$g/頭 \cdot 日 \times 頭数 = g/日$	発生負荷×対策・浄化残率
水産系	給餌量×摂取残差+ふん	
網生けす	$g/生けす面積 \cdot 日 \times 生けす面積 = g/日$ ($g/匹 \cdot 日 \times 匹 = g/日$)	発生負荷×1
水槽養殖	$g/生けす面積 \cdot 日 \times 生けす面積 = g/日$ ($g/匹 \cdot 日 \times 匹 = g/日$)	発生負荷×浄化残率
面源		
直接降水	$g/降水 m^3 \times 降水 m/日 \times 水域面積 m^2 = g/日$	発生負荷×1
山林・原野	$g/面積 m^2 \times 面積 m^2 = g/日$	発生負荷×1
水田	$g/面積 m^2 \times 面積 m^2 = g/日$	発生負荷×1
	用水が汚濁しているばあいは浄化型となることがある。	
畑	$g/面積 m^2 \times 面積 m^2 = g/日$	発生負荷×1
市街地	$g/面積 m^2 \times 面積 m^2 = g/日$	発生負荷×1

3. 水質汚濁の内容と機構

3-1 水域生態系と水質変換過程

水域に負荷された汚濁物は、生物化学的に変換される。この過程と水質汚濁との関連を理解するには水域での生態系が重要となる。生態系とは、ある地域に住むすべての生物とそ

の地域内の非生物的環境をひとまとめにして、物質循環やエネルギーの流れに注目して、機能系として扱えたものであり、これを構成する要素は、生産者、消費者、分解者および非生物的環境である。水域での生態系の基本的な模式図を図-3³⁾に示す。生産者は、自身の細胞構成の炭素源として無機の炭素を用いる独立栄養生物であり、一次生産者ともいわれる。水域生態系では、緑藻、珪藻、藍藻(シアノバクテリア)などの藻類(植物プランクトン)が主にこの役割を果たしている。消費者は、自身の細胞構成の炭素源として有機性の炭素を用いる従属栄養生物のうち、生物性有機物を捕食しその大部分をエネルギー単位の低い有機物などに分解することを主に行う生物であり、捕食者ともいわれる。生産者を直接捕食するものを第一次消費者、それを捕食するものを第二次消費者と順次呼んでいる。第一次消費者は動物プランクトン、原生動物、底生生物などであり、高次消費者は魚介類である。分解者は、従属栄養生物のうち、死んだ生物体や排泄物あるいはそれらの分

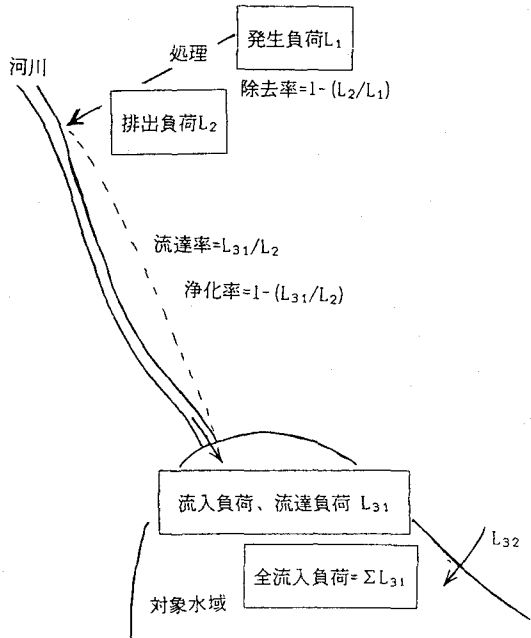


図-2 汚濁負荷と流達率および浄化率

解物を分解して、それによって得られるエネルギーによって生活し、有機化合物を生産者が利用できる簡単な無機化合物に戻す役割を果たしている生物であり、主に従属栄養性の細菌がこれに相当する。非生物的環境は、生きていないもの全てであり、物理化学的環境要因もこれに含まれる。

図-3において、生産者、第一次消費者、分解者および浮遊性非生物学的有機物は水質指標としてのSSとして、また生産者、第一次消費者、分解者および非生物学的有機物はCODあるいはBODとして測定されるので、水域への有機物や栄養塩の負荷が多くなり、これら構成要素の現存量が多くなると、水質汚濁問題が引き起こされる。また、生産のピラミッドで理解されるように、重金属などの蓄積性で難分解性の有害物は生態系での循環を通じて、高次消費者中に濃縮されていき、水質汚濁問題を引き起こす。

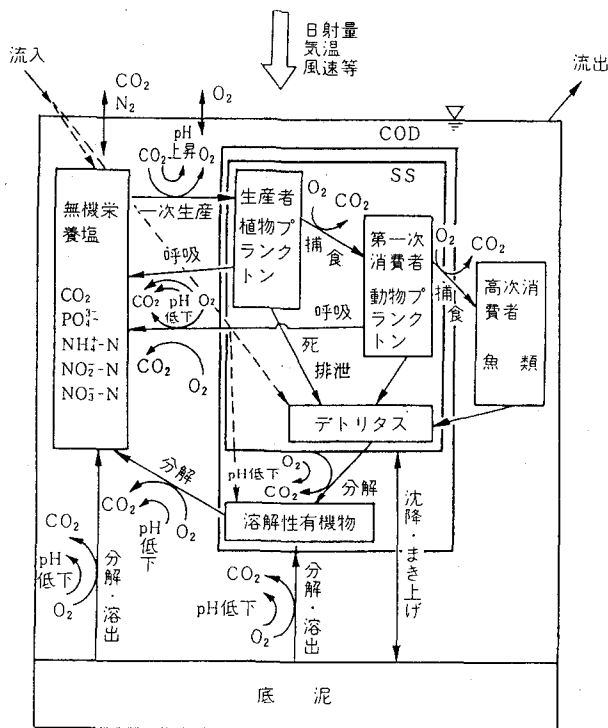


図-3 水域生態系と水質項目の模式図³⁾

3-2 有機物汚濁と溶存酸素の枯渇

一般的な生活や生産活動に伴って水域に排出される有機物は、BODあるいはCODで測定されるが、水域中で移流分散によって移動・希釈されるとともに生物化学的過程により分解される。またこれは、後述の富栄養化に伴う内部生産によっても付加される。これらの物質の水生生物への直接的な影響を論ずる場合には、濃度が問題となる。一方、これらが生物化学的分解を受ける際には溶存酸素が消費され、その消費速度が水面からの酸素の溶解速度に比し大きい場合には溶存酸素枯渇の問題が生じ、これによる水生生物への影響は大きく重大である。

さらに、固形性のBOD物質やCOD物質のうち水中で分解されなかったものは底質に沈降・蓄積し底質中のVSS含有率を増加させる。これは、その生物化学的分解に伴って底層水の溶存酸素を消費し貧酸素化を生じ、水生生物に大きな影響を与える。ひどいときには底質中のVSSの嫌気性分解により生成するガスの臭気により日常生活環境にも悪影響を及ぼすこととなる。底質への蓄積は累加的であり、その回復には時間がかかり、除去し底質改善を図ることがなされる。底質が貧酸素化するとそこからの窒素や燐等の栄養塩の溶出速度が10倍程度に上昇し、後述される富栄養化の影響を助長することにもなる。

さらに、固形性のBOD物質やCOD物質のうち水中で分解されなかったものは底質に沈降・蓄積し底質中のVSS含有率を増加させる。これは、その生物化学的分解に伴って底層水の溶存酸素を消費し貧酸素化を生じ、水生生物に大きな影響を与える。ひどいときには底質中のVSSの嫌気性分解により生成するガスの臭気により日常生活環境にも悪影響を及ぼすこととなる。底質への蓄積は累加的であり、その回復には時間がかかり、除去し底質改善を図ることがなされる。底質が貧酸素化するとそこからの窒素や燐等の栄養塩の溶出速度が10倍程度に上昇し、後述される富栄養化の影響を助長することにもなる。

湖沼での底層水での貧酸素化は水温躍層によって助長される。これについては後述する。

3-3 固形物質

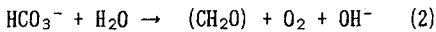
水中の固形物質はSSおよびその有機成分であるVSSで測定されるが、この起源には陸域からの流入、底質の巻き上げ、および後述の富栄養化に伴う内部生産がある。これは生物化学的に分解・可溶化されるとともに残りは底質に沈積する。えら付着や光の透過性の減少などにより生物に直接影響する場合や、透明度の低下、着色などにより景観や審美的影響を及ぼす。水浴に適さない状態にもなる。

これが底質に沈積し、底質の粒度組成を変化させると底棲生物に影響を及ぼす。またVSSが底質に沈積した

場合、上述のとおり種々の影響が生ずる。

3-4 富栄養化

富栄養化とは、水中の窒素やリンなどの栄養塩濃度が高くなり、藻類が異常増殖し、種々の障害を惹起する現象をいう。すなわち、湖沼や湾などのように閉鎖性が強く水が数日以上滞留する水域では、図-3に示す物質循環のすべての過程が生じている。このため、炭素も含め必要栄養塩のうち藻類の増殖の律速となるのは窒素とリンであり、窒素とリンの濃度が増加すると藻類が増殖し、式(2)で示されるようにpHが上昇し溶存酸素が生成される。



リンを例にとりその濃度と藻類現存量の指標であるクロロフィルaとの関係を図-4⁴⁾に示す。リン濃度が上昇するとクロロフィルaが上昇する傾向が示されている。藻類の増殖量が多くなると、図-3で示されるように、デトリタスや溶解性有機物も多くなり、SSやBOD (COD) の濃度が上昇しこれらによる障害が生ずる。それらの上昇程度は、リン1 $\mu\text{g/L}$ (窒素10 $\mu\text{g/L}$) 摂取当りクロロフィルaで約1 $\mu\text{g/L}$ 、VSSで約100 $\mu\text{g/L}$ 、およびCOD_{Mn} (あるいはBOD) で約50 $\mu\text{g/L}$ 程度である (図-5⁴⁾参照)。ひどくなると、水の表面での藻類濃度が異常に高く (1mL当り1000個体以上と) なり顕著に着色し水の華とよばれる現象が生ずることもある。これには鞭毛藻類や珪藻類などによるパッチ状や帯状の着色の淡水赤潮や赤潮、さらには藍藻類がマット状になりアオコとよばれる現象も含まれる。これらにより、浄水操作でのろ過障害、景観障害、透明度の低下、レクリエーション障害、溶存酸素の枯渇、生活環境の悪化、魚介類の弊死などの利水障害が生ずる。また、悪影響を生ずる特殊な物質を生成する藻類の増殖もあり、水道水の異臭味障害、貝毒蓄積による貝類の出荷禁止などが生ずる。その他、高級魚の減少、ユスリカ類の繁殖による生活環境悪化などの障害もある。水道水の異臭味障害は、*Anabaena macrospora* によって生成されるジオスミンや *Phormidium tenue* などによって生成される2-メチルイソボルネオール (2MIB) によるものがあり、これらは水道水中で20~30 $\times 10^{-6}\text{mg/L}$ という微量で障害を生ずる。

富栄養化に伴う水質障害が問題となる水域では、水が停滞性でありその水域での汚濁物の貯留・蓄積も考慮に入れる必要がある。このような水域に流入した栄養塩を摂取して藻類は増殖するが、その増殖には光が必要である。光は水中で減衰するため藻類の増殖するのは表層である (この層を有光層いう)。そして、ここで増殖した藻類は活性を失うと沈降していく。この沈降の間に、図-3で示したように、細菌による分解を受けて、溶存酸素を消費しながら無機化され、栄養塩は水中で循環する。しかしながら、栄養塩の負荷が

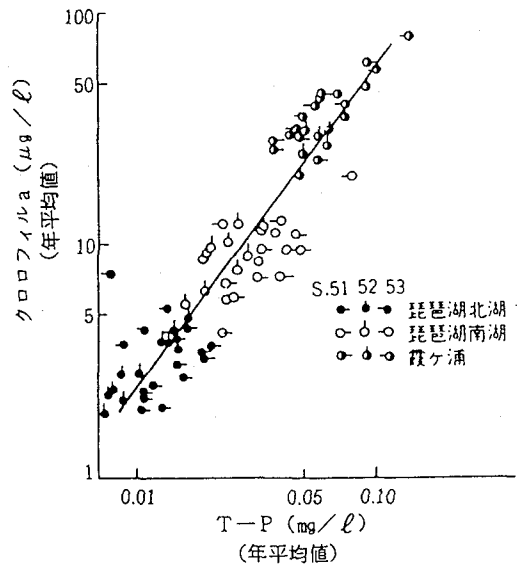


図-4 全リン濃度と植物プランクトン現存量との関係⁴⁾

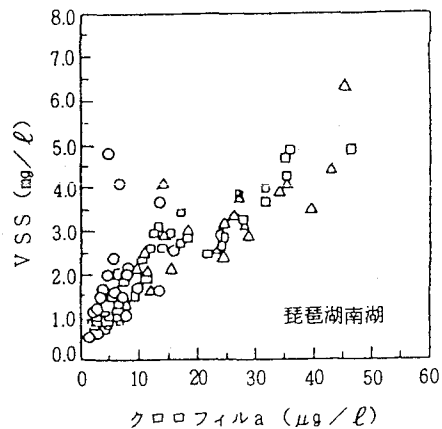


図-5 クロロフィルaと浮遊性有機物との関係⁴⁾

多くなり、有光層で増殖した藻類は、沈降途中では完全に分解されずにその一部は水底に到達し底泥を構成するようになる。こうなると、栄養塩はその水域に蓄積されることとなる。また、蓄積した沈降物は有機物であるため分解され底層の溶存酸素を消費する。底層が嫌気性になると、底泥からの栄養塩の溶出が好気性条件でのその10倍以上の速度で生じ、その水域の富栄養化は累加的に進んでいく。こうなると、過去長い間、その水域の底泥に蓄積した栄養塩を相手にすることとなり、水域の水質改善は非常に困難になる。このような、汚濁の進行の過程を助長するのが、水深方向の水温分布の季節変動である。わが国のように、温帯地域では、夏期に表層の水温が上昇し下層に熱が伝達される。しかし、表層は風や水流などにより混合され水深方向に均一となる傾向となるので、ある水深のところで水温の水深方向の低下が1mあたり数℃と急激になる層ができる。これを水温躍層と呼び、その上部の層を表水層および下部の層を深水層と呼んでいる。この状態になると、表水層と深水層との間では水の混合が生じにくく水質の交換も起こりにくくなる。この結果、表水層では藻類が増殖し溶存酸素は過飽和となるが底水層では溶存酸素が枯渇する傾向となり、底泥からの栄養塩の溶出が加速されその濃度が高くなる。湖沼でのこの例を図-6⁵⁾に示す。冬期になると、表層の水温も低くなり水深方向の温度分布は均一となり上下方向の混合も大きくなる。このため、夏期に底水層に貯められた栄養塩が表水層に供給され藻類の増殖に使われ、富栄養化を助長する。水温躍層の生ずる水深は水域の大きさや水流の大きさ、あるいは気象条件によって変わるが、わが国の湖沼では数m~10m付近に生ずることが多い。

3-5 その他

以上の他、重金属や難分解性の有機物質、さらには環境微量汚染物質による水質汚濁物質がある。これらは、水域生態系を通じて水生生物に蓄積したり、あるいは微量でも環境変異原として問題を生ずる。

4. 予測手法

以上述べた水質汚濁の予測は、予測モデル、類似事例や過去の事例などに基いて行う必要がある。ここではモデルについて概説する。モデル作成の手順は以下のように示すこ

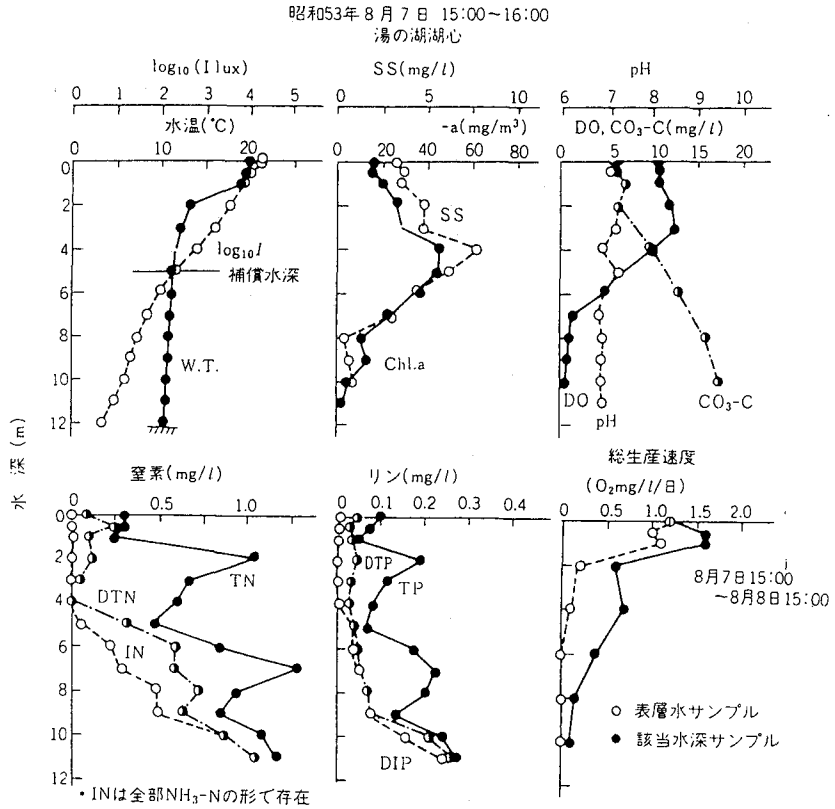


図-6 夏季の水深方向の水質分布⁵⁾

とができる。

Step 1 水質変換に関与する機構の決定

(a) 状態変数の選択

(b) 状態変数間の変換経路の決定

Step 2 各変換経路の速度式の作成

(a) 式示

(b) 速度に及ぼす環境条件の考慮

(c) 速度定数や変換速度等の値の決定

Step 3 物質収支式の作成 (式(1))

(a) 水の流れ様式の決定

(b) 各状態変数に関する物質収支式の作成

(c) 初期・境界条件および環境条件の決定

Step 4 計算 (解析解、数値解)

Step 5 検証 (実データとの比較によりモデルの適用性の検討)

以下にStep1およびStep2、ならびにStep3の基礎的な事柄について述べる。

4-1 物質変換モデル

水質予測モデルを作成する第一歩は、水質に関与する機構の決定での状態変数の選択と状態変数間の経路の決定である。研究展開の助けとするモデルでは、生じている現象に関与する既存の科学的知見をできるだけ盛り込んだ精緻なモデルの作成が望まれる。一方、施策決定の助けとするモデルでは、予測対象とする水質項目とその増減に関連する項目が状態変数に含まれ、かつ想定される対策や影響因子が条件として入力しうるようにすることが重要であり、またモデルに組み込まれる過程としては卓越しかつ重要であるものが最小限含まれており、簡単に計算しうることが望まれる。

つぎのStep2は、各変換経路の速度式の式示である。例えば図-7に示される様な例の場合 C_i (mg/L) の変化速度式は以下の式で示される。

$$dC_i/dt = R_{i-1,i} - R_{i,i+1} \quad (3)$$

ここで、 $R_{i,j}$ は、 C_i から C_j への変換速度 ($\text{mgC} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) である。

ある状態変数 C (mg/L) が変換される速度 R_c ($\text{mgC} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) は、一般的に以下のように示される。

$$R_c = g_1(C) \cdot M \quad (4)$$

ここで、 $g_1(C)$ は変換を受ける物質の関与表示関数 ($\text{mgC} \cdot \text{mg}^{-1} \text{M} \cdot \text{h}^{-1}$)、 M : 変換を進行させる物質 (微生物など) の濃度 (mgM/L) である。この代表的でよく用いられる式は0次反応式および1次反応式、ならびにMichaelis-Menten式である。

C に関する n 次反応式

$$R_c = k_n \cdot C^n \quad (n=0; 0 \text{ 次反応式} \quad n=1; \text{一次反応式}) \quad (5)$$

$$R_c = k_n' \cdot C^n \cdot M \quad (n=0; 0 \text{ 次反応式} \quad n=1; \text{一次反応式}) \quad (6)$$

Michaelis-Menten式

$$R_c = k \cdot C \cdot M / (K_c + C) \quad (7)$$

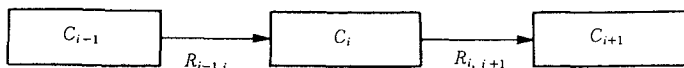


図-7 物質移動ブロック図

ここで、 k_n および k_n' は n 次反応の反応速度定数（それぞれ $\text{mg}^{-n+1}\text{C}\cdot\text{h}^{-1}$ 、 $\text{mg}^{-n+1}\text{C}\cdot\text{mg}^{-1}\text{M}\cdot\text{h}^{-1}$ ）、 k は最大変換速度（ $\text{mgC}\cdot\text{mg}^{-1}\text{M}\cdot\text{h}^{-1}$ ）および K_c はMichaelis定数（ mg/L ）である。水域では、式(4)の形の一次反応式は有機物の分解などに、式(5)の形の一次反応式は変換速度の式示にあたってまず最初に考慮される式である。またMichaelis-Menten式は微生物の増殖を加味する場合によく用いられる。式(5)やMichaelis-Menten式が用いられたときの微生物の増殖速度 R_M （ $\text{mgM}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ）は、収率（ mgM/mgC ）を用いて以下の式で表示される。

$$R_M = Y \cdot R_c \quad (8)$$

なお、微生物の増殖を直接表す場合は、式の形はMichaelis-Menten式と同じであるが、以下の式はMonod式と呼ばれ、 R_M/M は比増殖速度（ $1/\text{h}$ ）、 $\mu_{\max}$ は最大比増殖速度（ $1/\text{h}$ ）、そして K_c は（半）飽和定数（ mg/L ）と呼ばれる。

$$R_M = \mu_{\max} \cdot C \cdot M / (K_c + C) \quad (9)$$

動物プランクトンによる藻類の補食のように、filter-feederによる補食速度は R_c （ $\text{mgC}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ）は、ろ水速度 F_g （ $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}\text{filter-feeder}\cdot\text{h}^{-1}$ ）およびfilter-feeder濃度 M （ mgM/L ）を用いて次式で示される。

$$R_c = F_g \cdot C \cdot M \quad (10)$$

植物プランクトンのように補食される物質の濃度 C （ mgC/L ）が高くなるとろ水速度が低下する（飽食効果）ので F_g は最大ろ水速度 F_{gm} および飽食効果の半飽和定数 K_{mg} （ mgC/L ）を用いて次式で示される。

$$F_g = F_{gm} \cdot K_{mg} / (K_{mg} + C) \quad (11)$$

水域での浮遊物質の沈降による減少速度は、その沈降速度 S （ m/h ）および対象区画の水深 h （ m ）を用いて次式で示される。

$$R_c = -(S/h) \cdot C \quad (12)$$

沈降速度はストークスの式により、あるいは沈降筒や沈澱トラップを用いて実験的に求められる。

溶存酸素は水表面を介して大気中より供給される（再曝気）。この酸素の移動速度は、そのときの水温での大気中の酸素分圧と平衡となるときの水中の酸素濃度である飽和酸素濃度 O_2^* （ mg/L ）を用いて、また水中の溶存酸素濃度を O_2 （ mg/L ）として次の式で表される。

$$dO_2/dt = k_2 \cdot (O_2^* - O_2) \quad (13)$$

ここで、 k_2 （ $1/\text{day}$ ）は再曝気係数と呼ばれ、重要な係数であり多くの研究がなされている。大気からの酸素の水中への移動であるので、大気と水との接触面積の大小、すなわち水表面の乱れが多く関与しており、このため流速との関連で検討されることが多い（後掲の表-5参照のこと）。一方、再曝気係数の実測には手間がかかることもあり、水深、流速あるいは乱れといった水理量よりこの再曝気係数を推算するための式も多く提示されている。これらの式の中には気液界面における物質移動過程より誘導された概念モデル、理論式の係数を実測データに対する回帰分析により決定した半経験モデル、および次元解析や回帰分析により実測データを表現した経験モデルがある。最も簡単で使いやすい式として次の二つの形のものがある。

$$k_2 = A_1 \times U^{a_1} \times H^{-b_1} \quad (14)$$

$$k_2 = A_2 \times (U \cdot S)^{a_2} \times H^{-b_2} \quad (15)$$

ここで、 k_2 は再曝気係数 [$1/\text{hr}$]、 U は平均流速 [m/sec]、 H は平均水深 [m]、 S はエネルギー勾配 [m/m]、および F はフルード数（ $=U/gH$ ）である。また A_1 、 A_2 、 a_1 、 a_2 、 b_1 および b_2 は係数値であり、これらの値の河川での例を表-3⁶⁾にまとめて示す。

変換速度に及ぼす環境条件としては水温が一般的であり、光合成が関与する場合は光も考慮にいれなければならない。これら条件Iの影響は基準となる速度定数の値に以下の影響因子 f_T を乗じて示される。

$$f_T = \theta^{T-T_0} \quad (T_0: \text{基準となる値の時の条件}, \theta: \text{影響因子係数}) \quad (16)$$

$$f_T = T/T_0 \quad (17)$$

$$f_T = T/(K' + T) \quad (18)$$

$$f_T = (T/T_{opt}) \cdot \exp\{1 - (T/T_{opt})\} \quad (T_{opt}: \text{最適条件}) \quad (19)$$

速度式に含まれる速度定数や各種定数は文献値や実測値より、あるいはパラメータフィッティングにより求められる。また、同一式での水質項目の統一や状態変数間での物質収支を取るための換算係数の値は、含有率や化学量論より計算される。

4-2 流れ場の設定と水質予測

水域に排出された汚濁物質は水流により移流・分散されるので、水質の予測には流れ場の設定が重要である。ここでは水質予測という観点から流れ場をシミュレートするモデルについて概説する。この中での流量や流速は、水流（流況）の予測あるいは実測で得られた結果を用いることとなる。水質の予測は、図-1に示される調査および手順で行われる。

水域の流動を表す代表的なモデルの両極端は押し出し流れと完全混合流れである。しかし、実際の流れは、これらの中間であり、完全混合槽列モデルや移流分散モデルで表示される。押し出し流れは、図-8に示されるように一方向に水が整然と流れているものであり、流入汚濁物の変動パターンは下流にそのまま伝えられる。流下距離 x と流下時間 t との間の関係および物質濃度の変化は次式で表される。

$$t=x/u \quad \text{ただし、} u=Q/A \quad (20)$$

$$dC/dt=f(C) \quad (21)$$

ここで、 Q は流量、 A は流水断面積、 C は対象物質濃度、 $f(C)$ は濃度変化（生成）速度である。このモデルは河川での流下方向の水質変化の予測では一般に用いられる。

完全混合モデルは、図-8に示されるように流入した瞬間にその水域区画で均一に混合されるものである。完全混合槽列モデルは、水域を完全混合ボックスで複数の区画に分割して、各区画での水質は均一であるとして取り扱うものである。この場合、図-8に例示される体積 V_i を有する区画 i に注目すると、そこでの水量収支式および物質収支式は次のようになる。

$$dV_i/dt=Q_{i-1,i}-Q_{i,i+1}-(Q_{i,i+1}-Q_{i+1,i})+q_i \quad (22)$$

$$d(C_i V_i)/dt=(Q_{i-1,i} C_{i-1}-Q_{i,i+1} C_i)-(Q_{i,i+1} C_i-Q_{i+1,i} C_{i+1})+q_i C_{i,0}+V_i f(C_i) \quad (23)$$

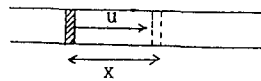
表-3 再曝気係数の数式表示⁶⁾

$$(1) k_2=A_1 \cdot U^{a_1} \cdot H^{-b_1} \quad k_2 (1/h) \quad U (m/sec) \quad H (m)$$

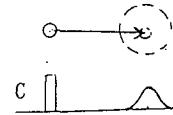
研究者名	A_1	a_1	b_1
O'Connor-Dobbins	0.175	0.5	1.5
Churchill etc.	0.235	0.969	1.673
Langbein-Durum	0.241	1	1.33
Owens etc	0.325	0.73	1.75
Owens etc	0.250	0.67	1.85
Issacs-Gaudy	0.233	1	1.5
Negulescu-Rojanski	0.512	0.85	0.85
Padden-Gloyna	0.212	0.703	1.054
Bansal	0.0847	0.6	1.4
Rennett-Rathbun	0.262	0.6	1.689

$$(2) k_2=A_2 \cdot (U \cdot S)^{a_2} \cdot H^{-b_2} \quad k_2 (1/h) \quad U (m/sec) \quad H (m) \\ S (m/m) \quad F=U/(g \cdot H)^{0.5}$$

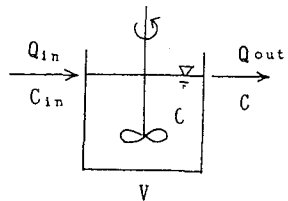
研究者名	A_2	a_2	b_2
Krenkel-Orlob	8.15	0.408	0.660
Gadwallader-McDonnell	8.70	0.5	1
Tsivoglou-Wallace	6.38	1	0
Parkhurst-Pomeroy	$1.08(1+F^2)$	0.375	1



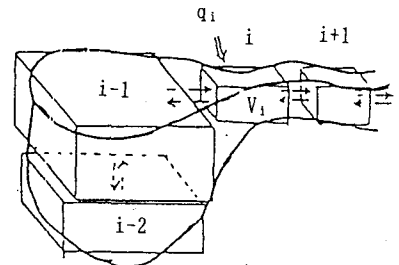
押し出し流れモデル



移流分散モデル



完全混合流れモデル



完全混合槽列流れモデル

図-8 各種の流れモデル

ここで、 t は時間、 $Q_{i,j}$ は区画 i から j への流入水量、 C_i は区画 i での濃度、 q_i は区画 i への陸域からの流入水量、 C_{i0} は区画 i への陸域からの流入水中の濃度である。水質の変換速度式 $f(C_i)$ は複雑な形をしているので、計算の収束の関係から湖沼での水質予測ではこのモデルが一般に用いられる。このモデルで分散の効果も加味したい場合は、以下の式で近似される分散項を式(23)の右辺に加えることもよくなされる。

$$-DA(\partial C/\partial x) = -(D_{ij}A_{ij}/L_{ij})(C_j - C_i) \quad (24)$$

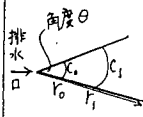
ここで、水はボックス i から j に流れており、 D_{ij} は i と j 間での分散係数、 A_{ij} は i と j 間の境界面積、 L_{ij} は i と j の中心距離、ならびに C_i および C_j は i および j での濃度である。 $D_{ij}A_{ij}/L_{ij}$ および D_{ij}/L_{ij} は流量および流速の次元を持ち、交換流量および交換流速と呼ばれることもある。また、ダムでよく用いられるスライスモデルもこの一種である。

移流分散モデルは(図-8参照)、流れによる物質の輸送項(移流項)と渦等による物質の濃度勾配に比例する分散の項とで表示されるもので、以下の式で表示される。

$$\begin{aligned} \partial C/\partial t = & -\{ \partial(uC)/\partial x + \partial(vC)/\partial y + \partial(wC)/\partial z \} + \partial\{K_x(\partial C/\partial x)\}/\partial x + \partial\{K_y(\partial C/\partial y)\}/\partial y \\ & + \partial\{K_z(\partial C/\partial z)\}/\partial z + L + f(C) \end{aligned} \quad (25)$$

ここで、 x 、 y および z は各々流下方向、その直角方向で水平方向および水深方向の距離を示し、 u 、 v および w はそれぞれの方向の流速、 K_x 、 K_y および K_z はそれぞれの方向の分散係数を示し、また L は単位体積単位時間当りの負荷量を示す。なお、この式の適用に当たっては、水域の地形的および流れの状況により適宜必要でない方向の移流や分散は省略して取り扱われる。水質影響予測で簡易的に用いることのできる拡散方程式とその解析解を表-4に示す。詳細な濃度分布を得たい場合は式(25)を数値解法で解くこととなる。

表-4 点状連続排出源の場合の拡散方程式の例とその解析解

名称	拡散方程式	条件			解	備考
		初期条件	境界条件	物質収支等		
x方向にのみ一様な流れのある二次元拡散方程式 (減衰項なし、等方性 $K_x=K_y=K$)	$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = K \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K \frac{\partial^2 C}{\partial y^2}$	$C(0, y, z) = \infty$ x, y, z	$C(x, y, \infty) = 0$	$D \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} C(x, y, t) dx dy = Q$ これらの条件下で求められた解を $t=0$ から $t=\infty$ まで積分して求める。	$C = \frac{Q \exp\{u(x-r)/2K\}}{2\pi DK} \left\{ \frac{u}{2K} \sqrt{x^2+y^2} \right\}$ 近似解 $C \doteq \frac{Q}{2D\sqrt{\pi K u r}}$ $\times \exp\left\{ \frac{u}{2K}(x-r) \right\}$ $r = \sqrt{x^2+y^2}$	流れ方向x軸上の濃度 $C_x \doteq \frac{Q}{2D\sqrt{\pi K u x}}$ D: 影響水深 K: 0次の第2種ベッセル関数
流入水による流れのみを考慮した二次元拡散方程式 (Joseph-Sendner式)	$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{r} \left\{ \frac{\partial}{\partial r} \left(K r \frac{\partial C}{\partial r} \right) - \frac{\partial}{\partial r} (r u C) \right\}$ $\frac{\partial C}{\partial t} = 0, u = \frac{Q}{2\pi r D}$ $K = P \cdot r$		$r=r_0; C=C_0$ (排水口近傍) $r=r_1; C=C_1$ ($r_1 \gg r_0$)	$u = \frac{Q}{2\pi r D}$ q : 排水量	$C = [C_0 - C_1] \cdot \left[1 - \exp\left\{ \frac{(\pi/\theta) Q}{\pi D P r} \left(\frac{1}{r_1} - \frac{1}{r} \right) \right\} \right] + C_1$ C_0 : 排水口出の濃度濃度 r_1 : 排水の影響が認められなくなるまでの距離 C_1 : $r=r_1$ の時の濃度 近似解 ($r=\infty; C_1=0$) $C \doteq C_0 \left[1 - \exp\left\{ -\frac{(\pi/\theta) Q}{\pi D P r} \right\} \right]$	 $u = \frac{Q}{2\pi \cdot 2\pi r D} = \frac{Q}{4\pi^2 r D}$ $C = \frac{C_0 (\pi/\theta) Q}{\pi D P r}$ が小さいとき $C = \frac{C_0 (\pi/\theta) Q}{\pi D P r}$

5. 河川での水質変化と自浄作用

河川に負荷された汚濁物は、その流下過程でその河川特有の物理学的、化学的および生物学的な作用を受けて質的および量的に変化する。河川が流下するにつれて汚濁物の濃度が減少する現象を自浄

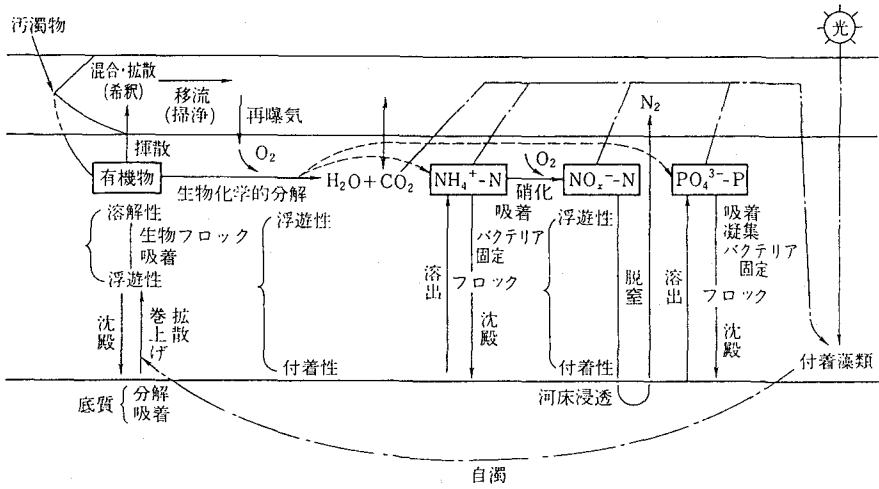


図-9 河川の自浄作用に関する現象⁷⁾

作用とよんでいる。汚濁物の減少は系外への除去と悪影響の少ない物質への変換も含まれている。河川での自浄作用に関与する主な現象を図-9⁷⁾に示す。河川では水の滞留が短いことから図-3に示される経路で卓越する経路は分解者による有機物の分解であり、一般に河川で生ずる汚濁の原因物質は有機物 (BOD物質) であることが多い。河川に負荷されたBODは、河川水によって希釈された後、流下するにしたがって、生物化学的に炭酸ガスや水などの無機物に分解され無害化され、また浮遊性のものの一部は沈降する。生物化学的分解過程では水中の溶存酸素 (DO) が消費され、この速度が水表面を介しての空気中からの溶け込み (再曝気) の速度より大きければDOは減少していく。河川水に負荷された汚濁物を、その河川水中に生存する水生生物群に悪影響を及ぼさない範囲で自浄する能力は同化容量とよばれており、一般には、DOがある一定以上あることがまず必要であるとして、限界DO以下にならずに自浄される汚濁物負荷として取り扱われる。限界DOとしては4mg/L程度が用いられることが多い⁷⁾。人為的汚濁が進行した河川においては、アンモニア性窒素 (NH_4^+-N) の硝化によるDOの消費も生ずる。また、水中の窒素および磷を用いての河床での付着藻類の増殖による溶存酸素のDOの供給とその死骸による浮遊性BODの供給も生ずる。これらの影響は、水深が浅い水域が停滞性の水域で大きくなる。

河川に汚濁物含有排水が流入した直後の河川水質は、汚濁物含有排水が河川水と瞬時に混合希釈されるとすると、以下の式で示される (図-10参照)。

$$C_0 = (C_1 \cdot Q_1 + C_2 \cdot Q_2) / (Q_1 + Q_2) \quad (26)$$

ここで、Cは汚濁物濃度 (mg/L) およびQは流量 ($\text{m}^3/\text{日}$)、ならびに添え字0、1および2はそれぞれ汚濁物含有排水流入点、その直上流および汚濁物含有排水を示す。河川ではこの後汚濁物質が変換などを受けながら流下することとなる。いま、河川の流れを押し出し流れで表示し、また汚濁物をBODで表し河川での流下時間をtとすると、BODおよびDOの濃度は流下につれての変化は次式で表される。

$$dC/dt = -k_1 \cdot C \quad (27)$$

$$dO_2/dt = k_2 \cdot (O_2^* - O_2) - a \cdot k_1 \cdot C \quad (28)$$

ここで、 k_1 は脱酸素係数、 k_2 は再曝気係数、 O_2^* は飽和溶存酸素濃度、 O_2 は溶存酸素濃度、およびaは酸素消

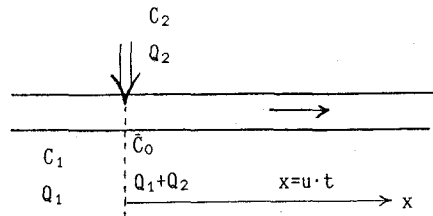


図-10 河川での流入混合模式図

費率である。 k_1 および k_2 の値の例を表一

5⁸⁾に示す。これらの式を連立して解く

と以下のStreeter-Phelpsの式が得られ、

図-11に示す変化パターンが得られる。

DO濃度は、BODの負荷直後よりその濃度が

高い間は減少し、その濃度が低くなると

回復する傾向が示され、これをDOの垂下曲線という。

そして、BOD負荷が過度でDOの濃度が0mg/Lに達する

と、細菌などによるBODの分解速度は極端に遅くなり、

BODは蓄積型となったりDOの枯渇が下流まで伝搬する。

こうなると、水質は極端に悪くなりその回復も難しく

なる。

$$C/C_0 = \exp(-k_1 \cdot t) \quad (29)$$

$$O_2 = O_2^* - (O_2^* - O_{20}) \exp(-k_2 \cdot t) + \{k_1 / (k_2 - k_1)\} C_0 \{ \exp(-k_2 \cdot t) - \exp(-k_1 \cdot t) \} \quad (30)$$

式(29)で示される流下方向のBODの単位流下距離当り ($x = u \cdot t$) の減少量はBOD低減率と呼ばれることもある。

次に図-9に示される各過程を加味したモデルを考

える。河川においては、流下方向の距離に比べて横断

方向および水深方向の距離は短いので、とくに横断面での水質分布を取り扱う必要のないかぎり、流下方向のみを考えて水質方程式を作成すればよい。すなわち、河川水中における任意の物質 i の濃度 C_i の任意の地点における時間変化は一般に次式で示される。

$$\partial (AC_i) / \partial t = \partial (AD_L \partial C_i / \partial x) / \partial x - \partial (AuC_i) / \partial x + q_i + Af_i \quad (31)$$

ここで、 A は河川の断面積、 t は時間、 D_L は流下方向の拡散係数、 u は流速、 x は流下距離、 q_i は負荷量、 f_i は i の物質変換速度である。流れが等速定流であり、水質に関して定常の場合は次式となる。

$$D_L \partial^2 C_i / \partial x^2 - u \partial C_i / \partial x + q_i / A + f_i = 0 \quad (32)$$

f_i には各水質項目に関する各機構の表示式を結合すればよい。以下にそれらを示す。ただし、「微生物」は他栄養性微生物を示す。なお、各過程の式式についての詳細は参考文献7)を参照されたい。

1) 溶解性有機物

$$f_{LD} = -k_{LD} C_{LD} + k_{LS} C_{LS} - \mu_{HMH} / (Y_H H) + R_{LD} / H \quad (33)$$

水中での分解 可溶化 付着微生物による分解 底質からの供給

2) 浮遊性有機物

$$f_{LS} = Y_{HK} k_{LD} C_{LD} - k_{LS} C_{LS} - k_{3S} C_{LS} + (Y_A k_{NH} / \gamma_N) C_{NH} + R_{LS} / H \quad (34)$$

水中微生物の増殖 可溶化 沈降 硝化菌の増殖 底質からの供給

3) $NH_4^+ - N$

$$f_{NH} = -K_{NH} C_{NH} + \gamma_N (1 - Y_H) k_{LD} C_{LD} + \gamma_N (1 - Y_H) \mu_{HMH} / (Y_H H) - \mu_{AMA} / (Y_A H) - \gamma_{NP} \beta \mu_{PMP} / H + R_{NH} / H \quad (35)$$

付着藻類の増殖 底質からの供給

4) 酸化態窒素

$$f_{NO} = (1 - Y_A) k_{NH} C_{NH} + (1 - Y_A) \mu_{AMA} / (Y_A H) - \gamma_{NP} (1 - \beta) \mu_{PMP} / H - R_{NO} / H \quad (36)$$

水中での硝化 付着硝化菌の増殖 付着藻類の増殖 底質からの供給

表-5 k_1 および k_2 の値の例 (Roanoke河)⁸⁾

流況	水深 (m)	流速 (m/s)	k_1 (1/day)	k_2 (1/day)
緩慢流	3.05~6.10	0.03~0.15	0.033~0.08	0.05~0.10
低速流	0.92~3.05	0.03~0.15	0.05~0.67	0.10~1.0
中速流	0.61~1.52	0.15~0.61	0.5~2.5	1.0~5.0
急流	0.61~3.05	0.61~1.83	0.2~3.33	1.0~10.0

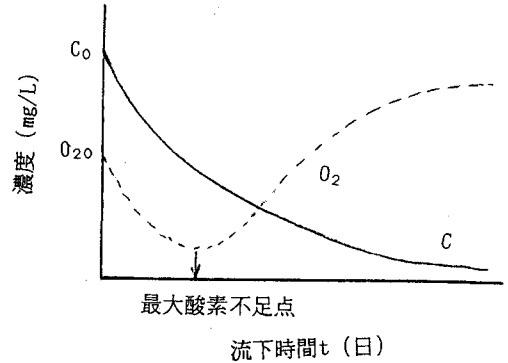


図-11 流下方向の溶存酸素とBODの濃度変化パターン

5) 溶解性リン酸態リン (溶解性 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)

$$f_{\text{PO}} = \gamma_P (1 - Y_H) k_{1D} C_{LD} + \gamma_P (1 - Y_H) \mu_{HM_H} / (Y_H H) - (\gamma_P / \gamma_N) Y_A k_{NH} C_{NH} - (\gamma_P / \gamma_N) \mu_A M_A / H$$

水中での有機物分解 付着微生物による有機物分解 水中硝化菌の増殖 付着硝化菌の増殖

$$- \gamma_P \mu_P M_P / H + R_{\text{PO}} / H \quad (37)$$

付着藻類の増殖 底質からの供給

6) DO

$$f_{\text{DO}} = k_2 (O_2^* - O_2) - (1 - Y_H) k_{1D} C_{LD} - (1 - Y_H) \mu_{HM_H} / (Y_H H) - \alpha_{\text{DON}} (1 - Y_A) k_{NH} C_{NH}$$

大気からの供給 水中での有機物分解 付着微生物による有機物分解 水中での硝化

$$- \alpha_{\text{DON}} (1 - Y_A) \mu_A M_A / (Y_A H) + \alpha_{\text{DON}} \mu_P M_P / H - R_{\text{DO}} / H \quad (38)$$

付着硝化菌による硝化 付着藻類の増殖 底質の酸素消費

ここで、 α は酸素の必要率あるいは供給率、 β は $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ への依存率、 γ は含有率、 Y は収率でる。以上の式に含まれる速度定数等の値の例を表-6⁷⁾に示す。

式 (32) ~ (38)

表-6 河川での水質変換に係わる速度定数等の代表的な値⁷⁾

を用いて、各機構の河川浄化機能に及ぼす効果を検討する。この場合、例として想定河川について、各状態変数の流下方向の変化を検討したが、その想定河川の特性としての入力条件、境界条件および定数や係数値を表-7にまとめて示す。なお、これらの定数や係数値は表-6での検討の結果に基づき、適切であると考えられる値を与えている。また、この表に示されていない速度定数値はすべて0として、その機構はこの計算では無

項目	単位	値 (20℃)
k_{1D} 有機物の分解速度定数	1/day	0.1~1
$k_{1D} + k_{3S}$ 総括的な有機物除去速度定数 (付着細菌によるもの)	1/day	0.2~4
μ_{HM_H} / Y_H 付着微生物による有機物分解速度	1/day	0.1~2
μ_{HM_H} / Y_H 付着微生物の増殖速度	$\text{mgBOD} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$	1000~6000
θ_L 有機物分解に関する温度係数	$\text{mgDW} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$	700~6000
k_{NH} 硝化速度定数	—	1.04~1.05
$\mu_A M_A / Y_A$ 付着微生物による硝化速度	1/day	0.02~0.15
$\mu_A M_A / Y_A C_{NH}$ 同上	$\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$	500~5000
k_{DN} 底質微生物による脱窒速度	m/day	0.5~2.8
$\mu_P M_P$ 付着藻類の増殖速度	$\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$	300~1370
	$\text{mgDW} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$	1500

表-7 モデル計算に用いた入力条件

(a) 河川特性		河川断面 $A = 30 \text{ m}^2$, 流速 $u = 0.5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, 水深 $H = 1 \text{ m}$				
(b) 境界条件 ($l=0$)		$x_{LD} = 30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $x_{LS} = 10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $x_{DO} = 5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $x_{NO} = 5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $x_{NO} = 3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$				
(c) 係数, 定数値	case	$K_2 (\text{h}^{-1})$	$K_{1D} (\text{h}^{-1})$	$K_{3S} (\text{h}^{-1})$	Y_H	そ の 他 (h^{-1})
	1	0.06	0.02	0.02	0.5	—
	2	0.06	0.02	0.02	0.5	$\mu_{HM_H} / Y_H = 0.08 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$
	3	0.06	0.02	0.02	0.5	$\alpha_{\text{DON}} = 4.57$ $(1 - Y_A) \mu_A M_A / Y_A = 0.04 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$

視している。水中での有機物の分解および沈降のみを考慮にいたした場合 (case 1) の計算結果、case 1 に付着性バクテリアによる分解機構を加味した計算結果 (case 2)、およびcase 1 に付着性硝化菌による硝化を加味した計算結果 (case 3) を図-12⁷⁾に示す。case 2 ではcase 1 に比べて溶解性有機物の除去が速く、流下距離100 km (流下時間2.3日) で初期30 [mg/L]の濃度がほとんど0に近くなっており、水深1 m程度では付着性バクテリアによる分解効果はかなり大きいことの可能性が示されている。case 3 では、DOの低下が大きく、付着性硝化菌による $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ の酸化効果とともに、DOへの効果が大きいことの可能性が示されて

いる。なお、この例のほか、水中硝化菌による効果や、付着藻類の増加による効果の検討も行ったが、前者のケースでは浮遊硝化菌量をかなり大きくとらない限り各水質項目への影響はほとんどないこと、また後者のケ

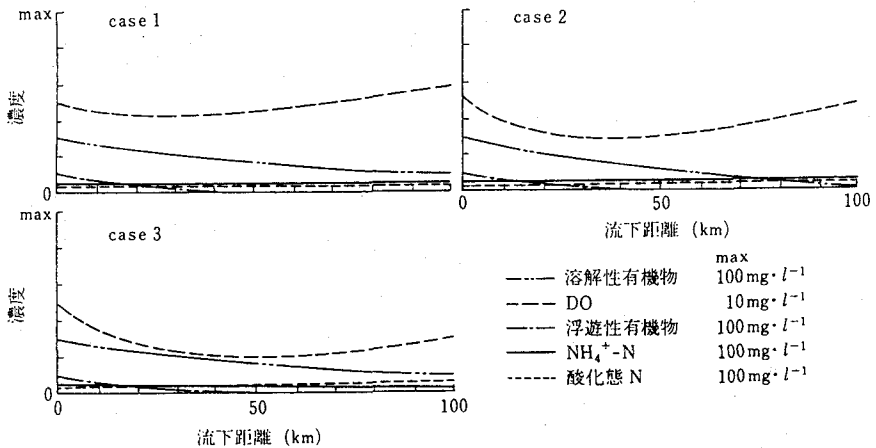


図-12 モデル計算結果⁷⁾

ースでは水深が10~20cm程度と浅く、藻類の増殖速度の大きい河川の場合にはDO濃度への影響が顕著に生じてくる可能性が知られた。

6. 湖沼の富栄養化モデル

湖沼水質を予測するには、湖沼生態系での主要な物質変換経路を考慮に入れる必要がある。ここでは、上述の文献考察をもとに図-13に示される生態系モデルを考える。これは、最も一般的であると考えられ、特殊な経路の考察や特殊なモデル作成目的以外ではこれで十分である。流れ様式が完全混合槽列モデル（上下二層）の場合の水質シミュレーションモデルは以下になる。なお、各過程の式示についての詳細は参考文献3)を参照されたい。

モデル式

水域生態系構成要素

1) 無機塩類：溶解性磷（P mg/L）、溶解性窒素（N mg/L）

上層

$$V_U \cdot (dP_U/dt) = Q_{iN} \cdot P_{iN} + Q_{UJ} \cdot P_{UJ} - Q_U \cdot P_U - V_U \cdot \{ \{ G_M - k_M \cdot (1 - Y_{MD}) - E_Z \cdot Y_{MZ} \cdot (1 - Y_{YMZ}) \} \cdot M_U \cdot \gamma_{MP} \\ - k_Z \cdot Z_U \cdot (1 - Y_{ZD}) \cdot \gamma_{ZP} - k_C \cdot C_U \cdot \gamma_{CP} \} - A \cdot K_d \cdot (P_U - P_L) \quad (39)$$

流入負荷 他槽から流入 他槽へ流出 藻類の増殖・呼吸 動物プランクトン・補食回帰

$$V_U \cdot (dN_U/dt) = Q_{iN} \cdot N_{iN} + Q_{UJ} \cdot N_{UJ} - Q_U \cdot N_U - V_U \cdot \{ \{ G_M - k_M \cdot (1 - Y_{MD}) - E_Z \cdot Y_{MZ} \cdot (1 - Y_{YMZ}) \} \cdot M_U \cdot \gamma_{MN} \\ - k_Z \cdot Z_U \cdot (1 - Y_{ZD}) \cdot \gamma_{ZN} - k_C \cdot C_U \cdot \gamma_{CN} \} - A \cdot K_d \cdot (N_U - N_L) \quad (40)$$

動物プランクトン・呼吸 溶解性有機物・分解 上下混合

下層

$$V_L \cdot (dP_L/dt) = Q_{LJ} \cdot P_{LJ} - Q_L \cdot P_L - V_L \cdot \{ \{ G_M - k_M \cdot (1 - Y_{MD}) - E_Z \cdot Y_{MZ} \cdot (1 - Y_{YMZ}) \} \cdot M_L \cdot \gamma_{MP} \\ - k_Z \cdot Z_L \cdot (1 - Y_{ZD}) \cdot \gamma_{ZP} - k_C \cdot C_L \cdot \gamma_{CP} \} + A \cdot K_d \cdot (P_U - P_L) + A \cdot R_P \quad (41)$$

底泥から溶出

$$V_L \cdot (dN_L/dt) = Q_{LJ} \cdot N_{LJ} - Q_L \cdot N_L - V_L \cdot \{ \{ G_M - k_M \cdot (1 - Y_{MD}) - E_Z \cdot Y_{MZ} \cdot (1 - Y_{YMZ}) \} \cdot M_L \cdot \gamma_{MN} \\ - k_Z \cdot Z_L \cdot (1 - Y_{ZD}) \cdot \gamma_{ZN} - k_C \cdot C_L \cdot \gamma_{CN} \} + A \cdot K_d \cdot (N_U - N_L) + A \cdot R_N \quad (42)$$

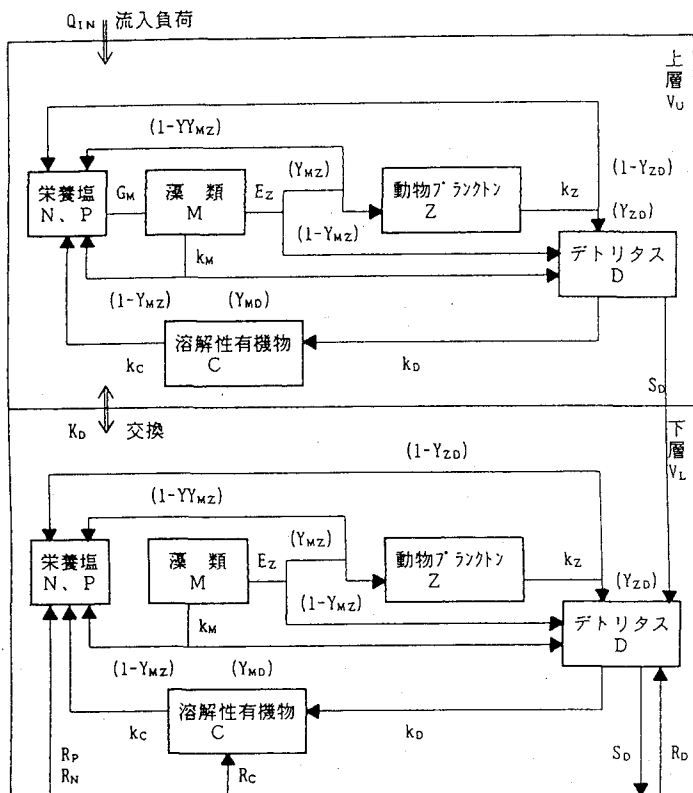


図-13 生態系モデルの構造

2) 植物プランクトン：クロロフィル a (M mg/L)

上層

$$V_U \cdot (dM_U/dt) = Q_{UJ} \cdot M_{UJ} - Q_U \cdot M_U + V_U \cdot (G_M - k_M - E_Z) \cdot M_U - A \cdot K_d \cdot (M_U - M_L) \quad (43)$$

他槽へ/流入 他槽へ/流出 増殖 枯死・呼吸 被補食 上下混合

下層

$$V_L \cdot (dM_L/dt) = Q_{LJ} \cdot M_{LJ} - Q_L \cdot M_L + V_L \cdot (G_M - k_M - E_Z) \cdot M_L + A \cdot K_d \cdot (M_U - M_L) \quad (44)$$

$$G_M = \mu_{max} \cdot \left[\frac{P}{(K_P + P)} \right] \cdot \left[\frac{N}{(K_N + N)} \right]$$

最大比増殖速度 栄養塩の影響

$$\cdot \{e / (\varepsilon \cdot z_e)\} \cdot [\exp\{(-I_0/I_{0pt}) \cdot \exp(-\varepsilon \cdot z_e)\} - \exp(-I_0/I_{0pt})] \cdot FF \cdot (T/T_{opt}) \quad (45)$$

光の影響 温度の影響

ε : 光の減衰係数 ($= \alpha \cdot M + \varepsilon_0$)

z_e : 光合成水深 ($I/I_0 = 1/1000 = \exp(-\varepsilon \cdot z_e)$)

$z_e \geq h_U; z_e = h_U, FF_U = 1 \quad z_e \leq h; z_e$ (下層) $= z_e - h_U, FF_L = (z_e - h_U)/h_L$

$z_e > h; z_e$ (下層) $= h_L, FF_L = 1$

$z_e < h_U; z_e = z_e, FF_U = z_e/h_U \quad FF_L = 0$

ただし、式(3-27)では、 I_0 は各層の上方境界での値を使うこととなる。

3) 動物プランクトン：動物プランクトン乾燥重量 (Z mg/L)

上層

$$V_U \cdot (dZ_U/dt) = Q_{UJ} \cdot Z_{UJ} - Q_U \cdot Z_U + V_U \{ E_Z \cdot M_U \cdot Y_{MZ} \cdot Y_{YMZ} \cdot \gamma_{MZ} - k_Z \cdot Z_U \} - A \cdot K_d \cdot (Z_U - Z_L) \quad (46)$$

補食 死・呼吸 上下混合

下層

$$V_L \cdot (dZ_L/dt) = Q_{LJ} \cdot Z_{LJ} - Q_L \cdot Z_L + V_L \{ E_Z \cdot M_L \cdot Y_{MZ} \cdot Y_{YMZ} \cdot \gamma_{MZ} - k_Z \cdot Z_L \} + A \cdot K_d \cdot (Z_U - Z_L) \quad (47)$$

$$E_Z = F_{\max} \cdot (T/20) \cdot \{ K_M / (K_M + M) \} \cdot Z \quad (48)$$

最大ろ水速度 温度影響 飽食効果

4) デトリタス：デトリタス乾燥重量 (D mg/L)

上層

$$V_U \cdot (dD_U/dt) = Q_{iN} \cdot D_{iN} + Q_{UJ} \cdot D_{UJ} - Q_U \cdot D_U + V_U \{ k_M \cdot M_U \cdot Y_{MD} \cdot \gamma_{MD} + E_Z \cdot M_U \cdot (1 - Y_{MZ}) \cdot \gamma_{MD} + k_Z \cdot Z_U \cdot Y_{ZD} - (k_D + s_D) \cdot D_U \} - A \cdot K_d \cdot (D_U - D_L) \quad (49)$$

藻類の枯死 補食/残物 動物プランクトン/死

溶解化 沈澱 上下混合

下層

$$V_L \cdot (dD_L/dt) = Q_{LJ} \cdot D_{LJ} - Q_L \cdot D_L + V_L \{ k_M \cdot M_L \cdot Y_{MD} \cdot \gamma_{MD} + E_Z \cdot M_L \cdot (1 - Y_{MZ}) \cdot \gamma_{MD} + k_Z \cdot Z_L \cdot Y_{ZD} - (k_D + s_D) \cdot D_L \} + A \cdot K_d \cdot (D_U - D_L) + A \cdot R_D \quad (50)$$

底泥/巻上

5) 溶解性有機物：COD (C mg/L)

上層

$$V_U \cdot (dC_U/dt) = Q_{iN} \cdot C_{iN} + Q_{UJ} \cdot C_{UJ} - Q_U \cdot C_U + V_U \{ (k_D \cdot D_U \cdot \gamma_{DC} - k_C \cdot C_U) - A \cdot K_d \cdot (C_U - C_L) \} \quad (51)$$

溶解化 分解

下層

$$V_L \cdot (dC_L/dt) = Q_{iN} \cdot C_{iN} + Q_{LJ} \cdot C_{LJ} - Q_L \cdot C_L + V_L \{ (k_D \cdot D_L \cdot \gamma_{DC} - k_C \cdot C_L) + A \cdot K_d \cdot (C_U - C_L) + A \cdot R_C \} \quad (52)$$

底泥から溶出

ただし、すべての分解係数kは温度の関数である。

$$k = k_{20} \cdot \theta^{T-20} \quad (53)$$

また、上下混合に関する交換流速 K_D は水温躍層の強さの関数である。

水質項目

全磷 (TP)

$$dTP/dt = dP/dt + \gamma_{MP} \cdot dM/dt + \gamma_{ZP} \cdot dZ/dt + \gamma_{DP} \cdot dD/dt + \gamma_{CP} \cdot dC/dt \quad (54)$$

藻類 動物プランクトン デトリタス 溶解性有機物

全窒素 (TN)

$$dTN/dt = dN/dt + \gamma_{MN} \cdot dM/dt + \gamma_{ZN} \cdot dZ/dt + \gamma_{DN} \cdot dD/dt + \gamma_{CN} \cdot dC/dt \quad (55)$$

全COD (COD)

$$dCOD/dt = \gamma_{MCOD} \cdot dM/dt + \gamma_{ZCOD} \cdot dZ/dt + \gamma_{DCOD} \cdot dD/dt + \gamma_{CCOD} \cdot dC/dt \quad (56)$$

SS (SS)

$$dSS/dt = \gamma_{MSS} \cdot dM/dt + \gamma_{ZSS} \cdot dZ/dt + \gamma_{DSS} \cdot dD/dt \quad (57)$$

溶存酸素 (DO)

上層

$$V_U \cdot (dDO_U/dt) = Q_{iN} \cdot DO_{iN} + Q_{UJ} \cdot DO_{UJ} - Q_U \cdot DO_U + A \cdot K_L \cdot (DO^* - DO_U) + V_U \cdot [\{ G_M - k_M \cdot (1 - Y_{MD}) \} - (k_D + s_D) \cdot D_U] \quad (58)$$

表面曝気 藻類/光合成・呼吸

$$-E_Z \cdot Y_{MZ} \cdot (1 - Y_{YZ}) \cdot M_U \cdot \gamma_{MDO} - k_Z \cdot Z_U \cdot (1 - Y_{ZD}) \cdot \gamma_{ZDO} - k_C \cdot C_U \cdot \gamma_{CDO} - K_d \cdot (DO_U - DO_L) \\ \text{動物プランクトン補食回帰} \quad \text{動物プランクトン呼吸} \quad \text{有機物分解} \quad \text{上下混合} \\ (58)$$

下層

$$V_L \cdot (dDO_L/dt) = Q_{LJ} \cdot DO_{LJ} - Q_L \cdot DO_L + V_L \cdot \{G_M - k_M \cdot (1 - Y_{MD}) \\ - E_Z \cdot Y_{MZ} \cdot (1 - Y_{YZ}) \cdot M_L \cdot \gamma_{MDO} - k_Z \cdot Z_L \cdot (1 - Y_{ZD}) \cdot \gamma_{ZDO} - k_C \cdot C_L \cdot \gamma_{CDO}\} + K_d \cdot (DO_U - DO_L) \\ - A \cdot R_{DO} \quad (59)$$

底泥での消費

以上の連立微分方程式の数値解を求めるのであるが、そのために必要な入力条件や反応係数・定数は以下の通りである。

入力条件

V_U, V_L, A, h ; 地形条件等 (上層容積、下層容積、表 (底) 面積、平均水深)
 $Q_{In}, Q_{UJ}, Q_{LJ}, Q_U, Q_L$; 流量 (流入、他槽から、他槽へ)
 $P_{In}, N_{In}, D_{In}, C_{In}$; 外部よりの負荷の濃度
 I_0, T ; 気象条件 (日射強度、水温)
 K_d ; 上下混合に関する上下混合流速 ($=D/L$)

係数・定数

化学量論的係数

γ_{AB} ; AからBへの
 換算係数、ある
 いはA中でのBの
 含有率

Y, Y_Y ; 収率

反応係数・定数等

μ_{max}, K_P, K_N ; 藻類

増殖動力学定数

E_Z, F_{max}, K_M ; 動物

プランクトン増

殖動力学定数

S_D ; 沈降係数

k_M, k_Z, k_D, k_C ; 分

解速度定数

I_{opt}, T_{opt}, θ ; 気

象条件影響係数

ϵ_0, α ; 光の水中

減衰関連係数

$R_P, R_N, R_D, R_C, -R_{DO}$;

底泥よりの供給

速度

表-8 河川での水質変換に係わる速度定数等の代表的な値³⁾

項目	単位	値 (20~25℃)
植物プランクトン		
μ_{max} 最大比増殖速度	1/day	0.5~2.5
K_P 磷の半飽和定数	mgP/L	0.001~0.02
K_N 窒素の半飽和定数	mgN/L	0.1~0.2
I_{opt} 最適日射量	cal·cm ⁻² ·day ⁻¹	200~350
最適照度	lux	1000~20000
ϵ 光の減衰係数	1/m	1.8/透明度 (m)
k_M 呼吸・枯死速度定数	1/day	0.05~0.15
S_D 沈降速度 (デトリタス)	m/day	0.05~0.5
γ_{NP} 磷含有率	mgP/mgクロロフィルa	0.7~1.3
γ_{NN} 窒素含有率	mgN/mgクロロフィルa	7~10
動物プランクトン		
F_{max} 最大ろ水速度	m ³ ·g ⁻¹ DW·day ⁻¹	0.2~2
K_N 飽食効果の半飽和定数	mgクロロフィルa/L	0.06
$Y_{mz} \cdot Y_{Ymz}$ 捕食同化率	—	0.4~0.85
k_Z 死亡速度 (T:水温℃)	1/day	(0.003~0.015) × T
γ_{ZP} 磷含有率	mgP/gDW	7~13
γ_{ZN} 窒素含有率	mgN/gDW	70~100
γ_{NZ} 換算係数	mgDW/mgクロロフィルa	100
デトリタス・溶存有機物		
k_D, K_C 分解速度定数	1/day	0.01~0.1
栄養塩の溶出速度		
R_P 磷 (好気性)	mgP·m ⁻² ·day ⁻¹	1~5
	(嫌気性)	10~100
R_N 窒素 (好気性)	mgN·m ⁻² ·day ⁻¹	10~100
	(嫌気性)	50~200

これらの中で、反応係数・定数の代表的な値を表-8 注) *:状態変数として複数の藻類種を考える場合これらの値を藻類種毎に選択することにより、藻類種間の競合や藻類組成の季節的変遷をもシミュレートできる。

にまとめて示す。しかしながら、できるだけ対象水域でデータを取りこれらの値を求めることが重要である。

上記モデルを、夏季には水温躍層が生ずるY湖に適用した事例を図-14に示す。上層および下層の水質の季節変動特性を良く表示していると判断される。図-15には、ある想定湖沼における気温変動による水質への影響の検討例を示している。気温上昇により、底層での貧酸素化の促進傾向が示されている。

つぎに、水深方向の水質分布をシミュレートした例を図-16に示す。これは図-6に示される調査結果に対応するものである。この計算では、モデル構造等は同様で、水深方向0.5mの厚さのスライスモデルを用い、流入および流出は水面第1層で行われるものとしている。

5. おわりに

以上、河川および湖沼の水質予測に必要な情報や、その際に用いられる数理モデルについてモデル作成手順、予測手順、具体的数式などの基礎的なことについて述べた。本内容が、河川や湖沼の水質保全のための施策決定に資する情報取得や研究の参考になれば幸いである。

参考文献

- 1) 水資源協会 '89水資源便覧 山海堂
- 2) アメリカ合衆国政府特別調査報告 西暦2000年の地球 家の光協会(1980)
- 3) 津野洋 4.1概説、4.2.2水質予測モデル 第二部第4章 水質予測モデル 湖沼工学(岩佐義朗編著) 山海堂(1990)
- 4) 津野洋 水問題における燐の話 月刊「水」 No.5 pp.22-27 (1991)
- 5) 津野洋、福島武彦、村岡浩爾 湯の湖における鉛直水質分布特性のシミュレーションに関する研究 第13水質汚濁研究に関するシンポジウム講演集 pp.51-52 (1979)
- 6) R.E. Rathbun Reaeration Coefficients of Stream --State of the Art-- ASCE HY4 pp.409-424 (1979)

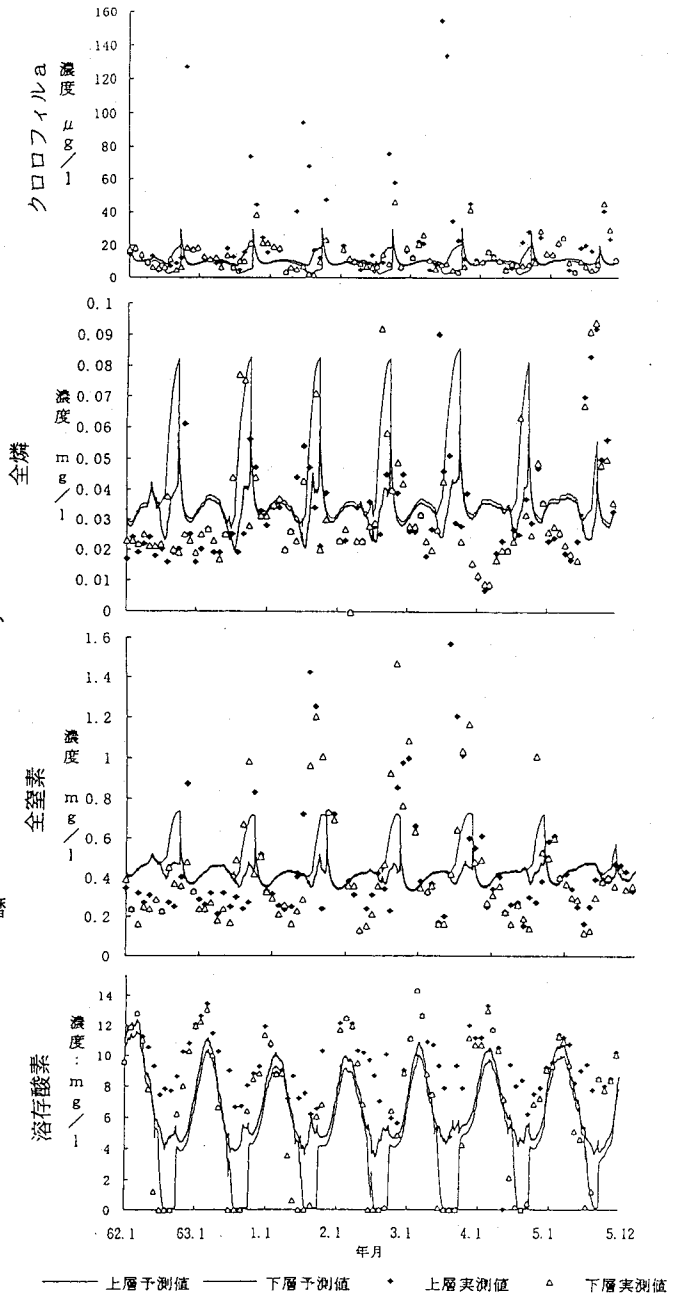


図-14 シミュレーション例

7)津野洋 4.河川における自然浄化機能(4.1~4.3) 自然の浄化機構(宗宮功編著) 技法堂出版(1990)

8)Chadderton, R.A., Miller, A.C. and McDonnel, A.J. Uncertainty analysis of dissolved oxygen model, ASCE, EE5, 1003-1013 (1982)

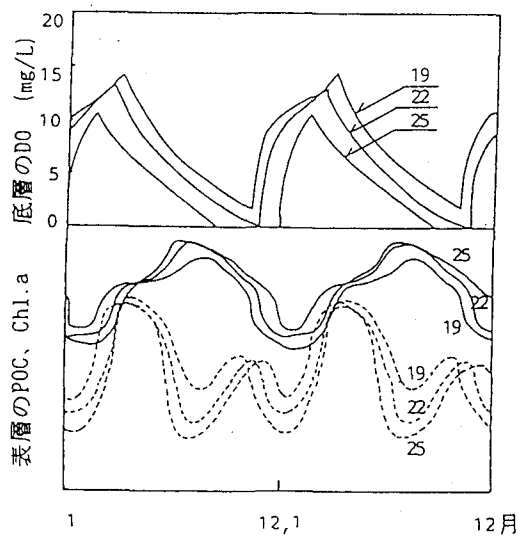


図-15 生態系モデルによる水質予測の例
(図中の数字は年平均の表面水温)

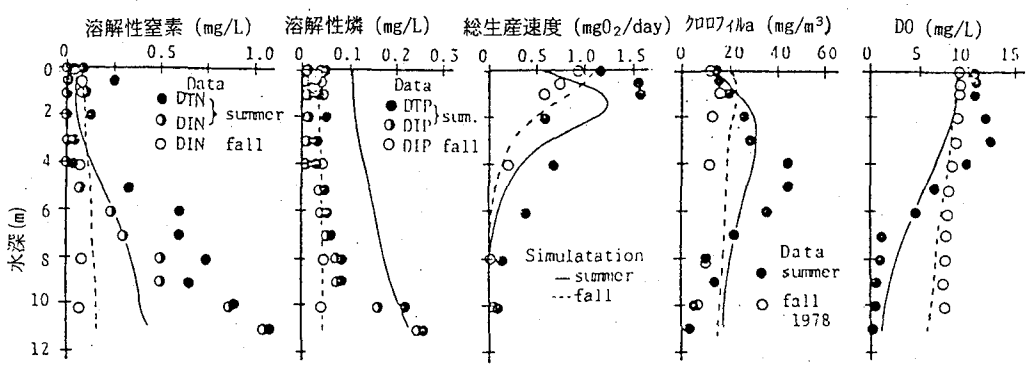
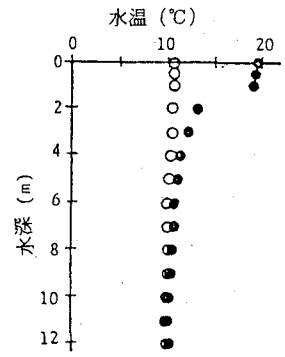


図-16 水深方向の水質分布のシミュレーション結果