

2. 水質シミュレーション

2.1 物質循環を考慮した水質予測手法の考え方

(2.1.1) 予測指標

湖における代表的な水質環境基準項目は、現在日本においてはCOD (T-N、T-Pを環境基準に設定している湖もある) であり、中国においても湖の有機物汚濁の主要な指標としてCODが用いられている。また湖の富栄養化の指標としてT-N、T-Pが当然重要な指標となっている。従って、鄱陽湖の将来の水質を評価する上でこれらの水質項目を予測できることが、水質シミュレーションモデルとして必要な要件である。本調査で用いる水質モデル(富栄養化モデル)はCOD、N、P、DOを予測項目として含むものであり、必要な要件を満たしている。また、この富栄養化モデルは日本国内における使用実績は多く、水質保護対策を検討するモデルとしての優秀性は高く評価されていることから、ここでは富栄養化モデルを用いて水質予測を行った。

(2.1.2) モデルの概要

湖沼で測定されるCODの内訳は図-2.1-1のように考えられる。即ち、河川などを通じて流入する負荷(COD1)と、底泥から溶出するCOD(COD2-2)、さらに水域内で植物プランクトンによる光合成によって生産されるCOD(COD2-1)に分けることができる。

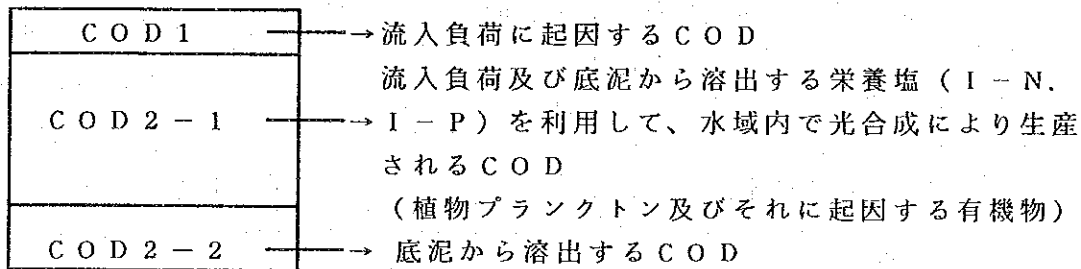


図-2.1-1 水域で測定されるCODの内訳

従来用いられている保存系モデルでは原則としてCOD1だけしか考慮していない。また、上記の増加要因の他に有機物の分解・沈降、希釈・拡散等の減少要因もあり、水質変化の要因としては以下の4つが考えられる。

- ① 外性汚濁 (流入負荷量)
- ② 内性汚濁 (生産=光合成、溶出)
- ③ 自浄作用 (分解、沈降)
- ④ 希釈拡散 (湾口、湖口部での水の交換)

従来の水質シミュレーションにおいては、①と④、あるいは①と③、④だけしか考慮されておらず、富栄養化水域等において水質変化の最も大きな要因である②内性

汚濁の寄与がモデルの中で表現されていなかったため、実測水質との整合性がよくなかった。

本調査で用いる富栄養化モデルは上記の①～④のすべての過程を考慮した水質シミュレーションモデルである。生産の起こる有光層と生産の起こらない無光層に分け、有機態リン（O-P）、無機態リン（ PO_4-P ）、有機態窒素（O-N）、無機態窒素（I-N）、化学的酸素要求量（COD）、溶存酸素（DO）の拡散方程式を同時に解くモデルである。図-2.1-2に富栄養化モデルの概要図を示す。なおこの計算モデルは移流拡散方程式の数値解を差分法によって求めるものであり、図-2.1-2に示した諸過程は1格子の水柱内で起こる物質循環である。

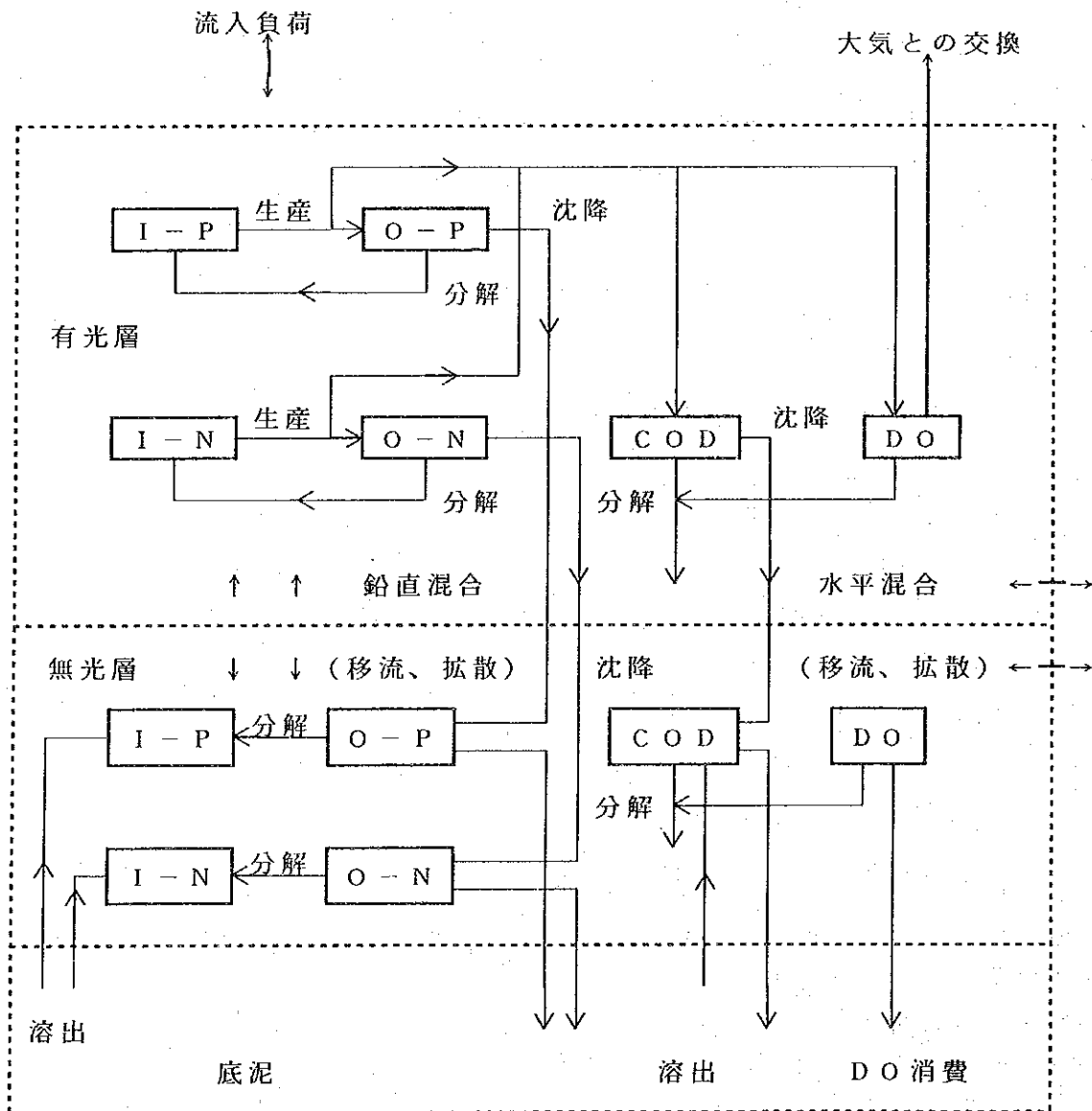


図-2.1-2 水質シミュレーションモデルの概要

(2.1.3) 湖の汚濁機構と水質予測モデルの構造

湖において藻類の増殖によって有機汚濁が進行する現象は富栄養化、すなわち流域からの栄養塩、特に窒素と磷の供給により、水域の栄養塩濃度が増加する現象に伴って起こる。この現象は、栄養塩濃度の増加に基づく藻類の生産増加、特に植物プランクトンの生産増加と、それを出発点として起こる水域内の様々な生態系及び水質、底質の連鎖反応的变化を包含している。この生態系及び水・底質の連鎖反応的变化の主要なものは以下の通りである。

- ① 湖内の窒素・磷濃度の増加
- ② 藻類（植物プランクトン量・クロロフィル a 量）の増加
- ③ 生産層（有光層）における COD 及び DO（溶存酸素）の増加
- ④ 分解層（無光層）への有機物の供給（沈降）量の増加
- ⑤ 分解層における有機物の分解量及び DO 消費量の増加
- ⑥ 分解層における DO 濃度の低下
- ⑦ 底泥からの栄養塩溶出量の増加

このような富栄養化の諸過程の中でも中心となる現象は、窒素、磷濃度の増加を基礎とする有機物生産量の増加であり、将来の水質予測においてもこの点のモデル化が最も重要な点である。この有機物生産量を左右する要素は、窒素、磷濃度の他に、水温及び照度等があるが、今回行った AGP 試験において、植物プランクトン増殖量は照度に対する依存性がかなり大きかった。このことから照度や生産層厚を左右する透明度の推定、さらにその透明度を左右する SS 濃度の推定が将来の水質予測において必要であると考えられる。

鄱陽湖の水質保護対策において、例えば SS の流入を制御するといった水質保護対策に対して水質予測ができるためには、図-2.1-3 のようなフローに従ったモデル構成が必要と考えられる。つまり、各種の水質保護対策を採った場合の SS 濃度の変化予測とその SS 濃度の変化が COD の内部生産量に及ぼす影響を予測モデルに反映させることが必要と考えられる。

2.2 水質予測モデル

本調査で使用した水質予測モデルは巻末に記載した。

2.3 水質汚濁機構における SS の役割

鄱陽湖及び流入河川の水質調査結果によると、従来報告されているように、SS 濃度が高い湖域及び流域が多く見られる。この高濃度の SS の主要因は、江西省の主要構成土壌である紅壤の雨水流出に伴うものであると考えられる。こうした湖に流入する多量の無機性の SS は、水質汚濁機構に影響を及ぼしていると考えられ、富栄養化シミュレーションモデルの作成においてもこのことを考慮する必要がある。水質汚濁機構において考慮すべき SS の影響としては、

- ① 光の水中への透過量、従って COD の内部生産に及ぼす SS の影響

②SSによる燐の吸着
 等がある。以下ではまず鄱陽湖の土砂収支の季節的特性とそれを水質シミュレーションモデルで考慮する方法について述べ、次いで上記①、②のモデリングについて述べた。

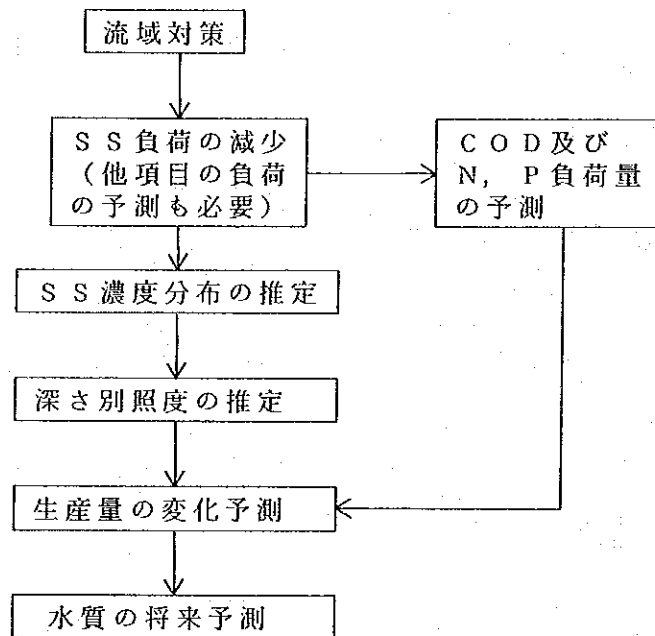


図-2.1-3 水質保護対策を行った場合の鄱陽湖水質予測モデルの構造

(2.3.1) 鄱陽湖における土砂収支

鄱陽湖のSS濃度が高いのは、満水期の豊富な流水によって侵食された土砂が浅い鄱陽湖に多量に流入するためであり、鄱陽湖の土砂収支は極めて顕著な季節的特性を持っている。

「鄱陽湖研究」によると、鄱陽湖の多年平均の土砂収支は表-2.3-1、図-2.3-1のようになっている。

このデータの注目すべき特徴をまとめると以下のとおりである。

- (a) 5大河川と湖区からの流入量を合わせた流入量の合計は、満水期の5、6月にピークを示し、7月以降急激に減少して、11月から1月にかけて年間の最低値を示す。
- (b) 湖口からの流出量は、3、4月に最高値を示し、7月から9月にかけて負の値を示す。すなわち7月から9月にかけては土砂は長江から鄱陽湖に流入する。
- (c) 流入量から流出量を差し引いた収支量は4月から10月まで正の値を示し、11月から3月まで負の値を示す。収支量が正の時期は土砂が湖底に堆積しており、負の時期は流水が鄱陽湖を流れる間に湖底を削って水中の土砂量が増すことを示している。

表-2.3-1 鄱陽湖多年平均土砂収支 (単位: 万ton)

項目	5大河川 流入量	湖区 流入量	流入量 合計	湖口 流出量	流入量- 流出量
1月	11.3	1.7	13.0	72.0	-59.0
2月	42.0	6.2	48.2	158.0	-109.8
3月	133.7	19.7	153.4	295.5	-142.1
4月	330.7	48.7	379.4	261.5	117.9
5月	426.8	62.8	489.6	134.3	355.3
6月	516.4	76.0	592.4	100.8	491.6
7月	179.4	26.4	205.8	-23.6	229.4
8月	82.9	12.2	95.1	-33.5	128.6
9月	57.5	8.5	66.0	-47.4	113.4
10月	30.0	4.4	34.4	25.8	8.6
11月	14.5	2.1	16.6	57.8	-41.2
12月	9.0	1.3	10.3	51.0	-40.7
全年	1,834.2	270.0	2,104.2	1,052.2	1,052.0

「鄱陽湖研究」より

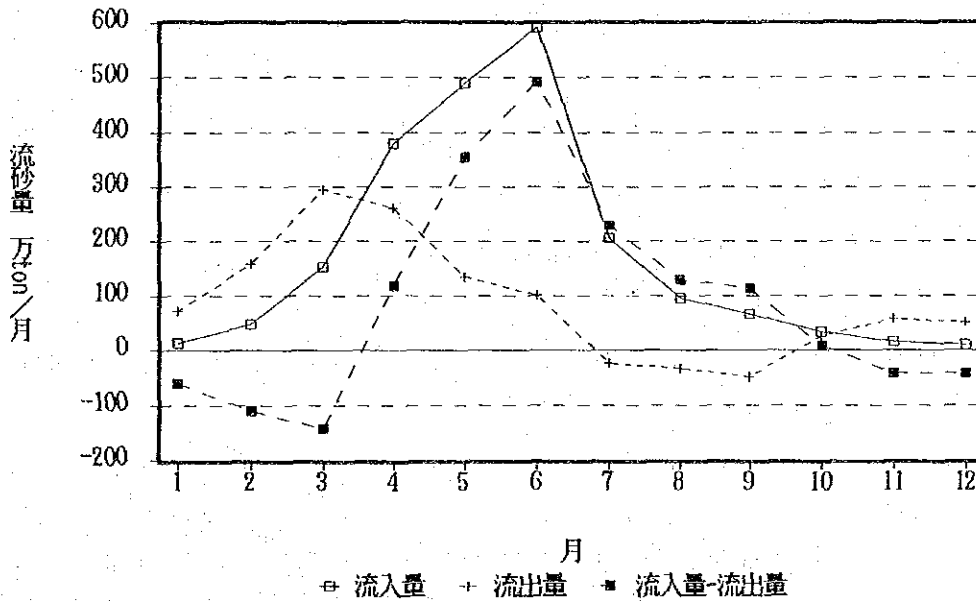


図-2.3-1 鄱陽湖多年平均土砂収支 (単位: 万ton)

(d)年間の総量でいえば、流入量は約2,000万ton, 流出量は約1,000万tonで、収支量は1,000万tonの堆積となっている。今仮に1tonの土砂は1m³の体積を占めるものとして、この土砂堆積量の1,000万tonが鄱陽湖の面積3,000km²

に一様に堆積するとすると1年間での堆積厚さは約3mmとなる。

上記のような鄱陽湖の土砂収支の特徴は、今回の夏期及び冬期の調査でも同様であった。すなわち夏期においては、流入河川のSS濃度は高く、これに比べて湖内の特に流れの主流部からはずれた場所のSS濃度は低い。湖口でみられる鄱陽湖水と長江水のフロントにおいても夏期は長江水の濁りが大きいことがはっきりと見られた。これに対して冬期においては、流入河川のSS濃度は低く、これに比べて湖内主流部（渇水期は主流部しかない）のSS濃度は高い。また湖口の鄱陽湖水と長江水のフロントは冬期は湖水の濁りが大きいことがはっきりと見られた。このことは冬季には湖底が流水によって削られて水中の懸濁物量が増すことを明確に示している。上記のような鄱陽湖の土砂収支の特徴のうち、水質シミュレーションモデルにとっては(c)の特性が特に重要と考えられる。すなわち洪水期のモデルは5～7月を対象とするが、この時期は湖底への土砂堆積が最も多くなる時期に当たっており、SSの沈降拡散を基礎とするモデルを用いる必要がある。これに対して、渇水期のモデルは12～2月を対象とするが、この時期は湖底が侵食される時期になっている。したがってSSの沈降拡散モデルは適用できず、むしろ河床変動の予測モデルに近いものを用いる必要があると考えられる。冬季の鄱陽湖の水質は主として流入河川の水質によって決まると考えられるが、湖底から巻き上げられる底泥が鄱陽湖の水質に及ぼす影響についてもその程度を検討しておくことが必要である。このため、冬季汚濁機構調査では湖底から採取した底泥を用いて、泡による攪乱実験を行い、SS濃度とその他の水質項目を調査し、底泥の巻き上げが各水質項目に及ぼす影響について検討している。

以上のように、水質シミュレーションモデルにおけるSSの取扱いも夏期と冬期では異なる扱いが必要である。

(2.3.2) SSと水中照度の関係

(2.3.2.1) SSと透明度の関係

SSと水中照度の関係を解析する前に、測定が容易で、従来より測定が行われており、水中照度とも関係の深い透明度についてSSとの関係を調べた。

一般に透明度は水中の懸濁物質量(SS)によって決ってくる。そして滞留時間の比較的大きい湖では懸濁物の多くの部分を植物プランクトンが占めている。図-2.3-2は日本の湖沼における透明度とchl-a（これが植物プランクトン量の指標）の関係を示したものである。これによると透明度とchl-aは明らかに反比例の関係にある。これは透明度に影響する水中懸濁物の大部分が植物プランクトンから構成されていることを示すものである。

しかし、鄱陽湖では5大河川等から多くの土砂が流入するために、湖の懸濁物中に占める土砂の割合が極めて高い。さらに満水期には冠水する広大な干潟部は、浅いために風が吹いて波が立つと湖底の土砂が容易に巻き上げられて水中懸濁物量が増

す。このように鄱陽湖では水中懸濁物量に占める土砂の割合がほとんどであり、植物プランクトンの割合は小さい。図-2.3-3は鄱陽湖のSS、透明度、chl-aの経月変化を示したものである。これによるとSSと透明度が反比例的な関係にあることが明かである。これに対してchl-aは透明度と反比例というよりむしろ比例的な関係にある。これは図-2.3-2に示したような一般の湖とは逆で、鄱陽湖では水中の土砂量が減って透明度が増すと、光合成が活発になってchl-aの量が増加することを示唆している。長江の流域に存在する他の主要な湖である太湖、洞庭湖でも水深が浅く、濁りが多いことで特徴づけられ、鄱陽湖でみられたこのような、SS、透明度、chl-aの関係は中国の湖ではむしろ一般的なものとも考えられる。

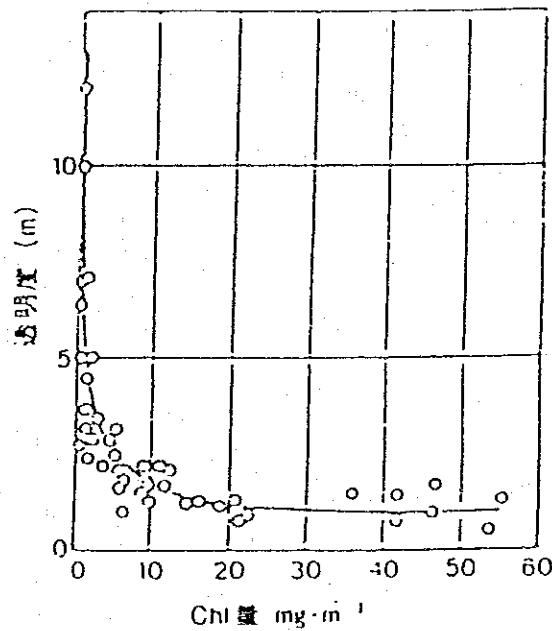


図-2.3-2 日本の湖沼における透明度とchl-aの関係 (Ichimura, 1956)

実際今回の夏期の現地調査時にも見られたことであるが、水深の深い航路に沿う流れの主流部ではSSが高く水色は黄土色で透明度は低い。すなわち都昌から湖口に至る水路部の透明度はおおむね0.5m以下で、南の湖中心部でも0.6m~0.7mである。これに対して、主流部から外れたいくつかの枝湾では水色は緑で透明度は比較的高く1mを超える場合が見られる。このような水域では藍草が発生していることが多い。

ここで夏期の現地調査における上層のSSと透明度の分布の比較を図-2.3-4に示す。この図から明らかなように、SSと透明度は反比例的な関係にある。典型的には長江のSSは150mg/l以上と高く、これに対する透明度は20cm程度と小さい。これとは

反対に、枝湾内の測点（x4-1, 2, 3, 14）ではSSはほとんど10mg/l以下であり、これに対する透明度は全て100cm以上である。このようなSSと透明度の関係を量的に明らかにするために、SSと透明度を両対数でプロットしたものを図-2.3-5に示す。相関係数は0.853と割合高く、SSの値から回帰直線により透明度を推定することが可能であると考えられる。

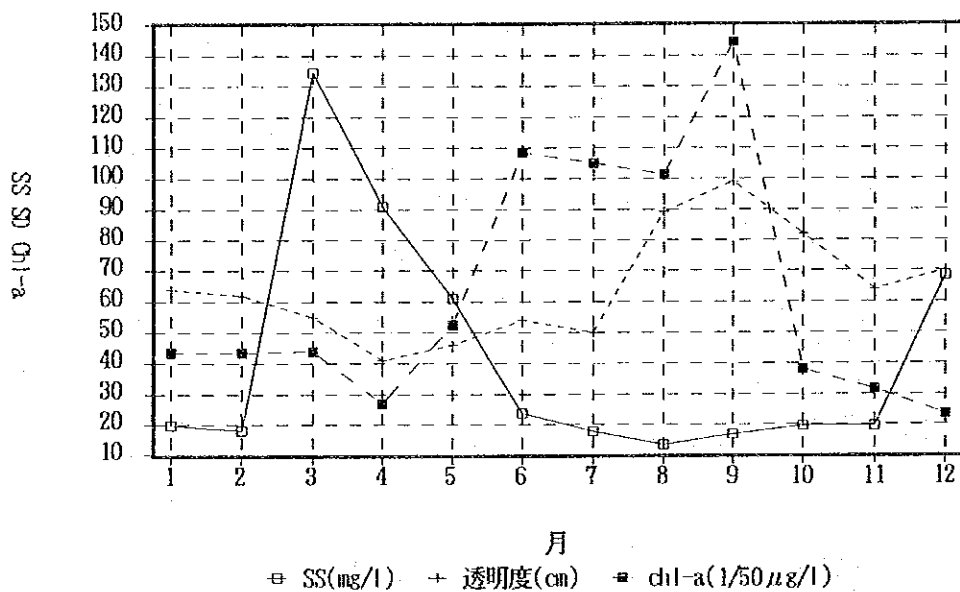


図-2.3-3 鄱陽湖のSS、透明度、chl-aの経月変化
 (「鄱陽湖富栄養化及び防治研究」より作成)

(2.3.2.2) SSと消散係数との関係

CODの内部生産は、植物プランクトンの光合成活動の結果である。光合成では光をエネルギーとして無機物から有機物を生産する。従って水中における光エネルギーの強度が内部生産量を左右するところが大きい。SSと透明度の関係は前述したとおりであるが、内部生産量の定式化に当たっては、水中での光の強度を用いる方がより直接的である。ここでは水中での光の減衰を定式化する消散係数とSSとの関係を解析した。

水中各層の光の強度は消散係数を用いた次に示す光の減衰モデルによって記述できる。

$$I_d = I_0 \cdot e^{-k \cdot d}$$

I_d : 水深 d (m) での照度

I_0 : 湖面での照度

k : 水中の消散係数 (m^{-1})

上式を展開すると

$$k = -1 \ln(I_a/I_0) \cdot (1/d)$$

となる。この関係をもとに現場の水深1.0mで測定した照度 (I_a ; $d=1m$) とデッキ

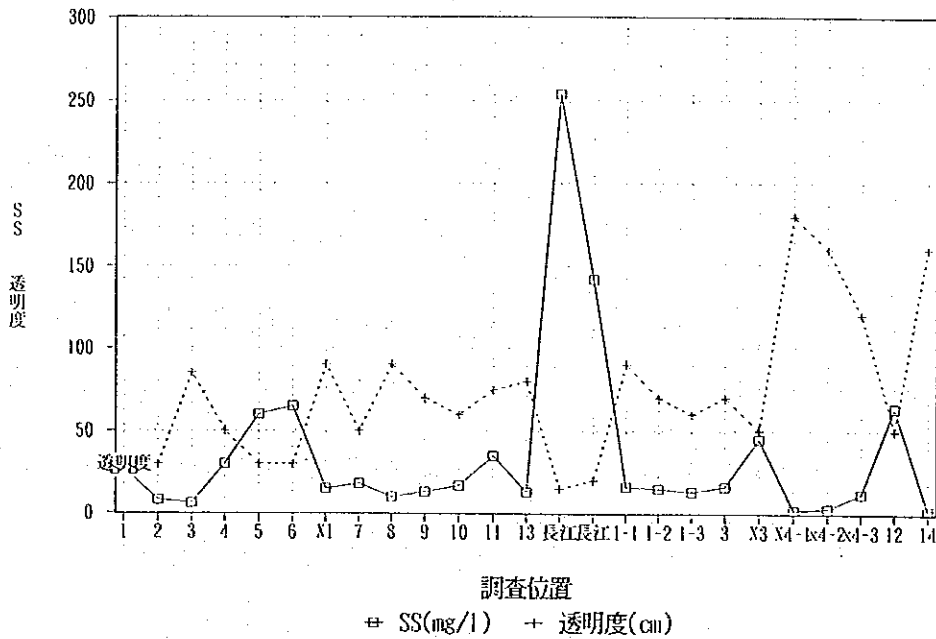


図-2.3-4 SSと透明度の分布の比較 (夏期調査)

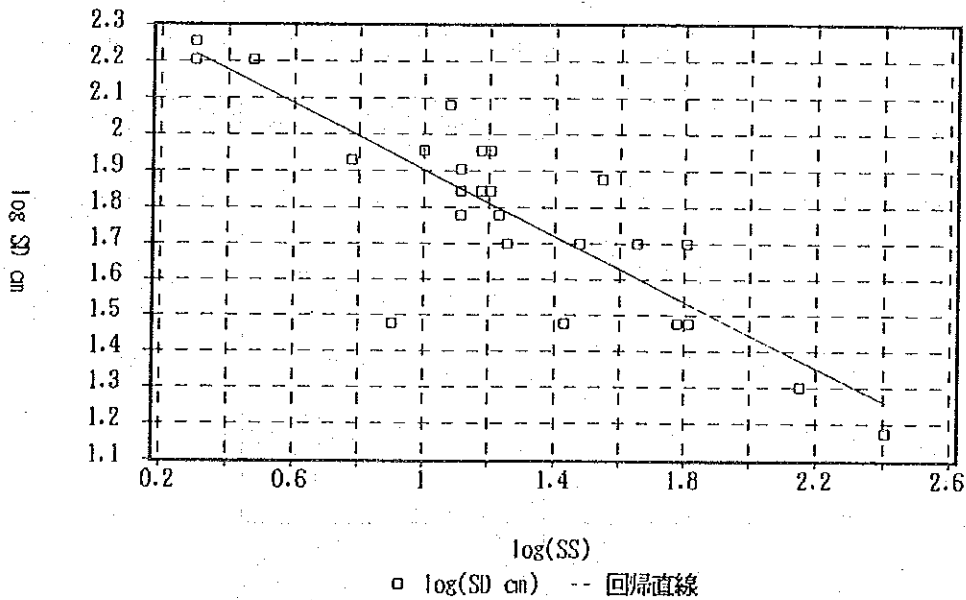


図-2.3-5 SSと透明度の両対数プロット (夏期調査)

標本数 = 25、相関係数 = 0.853

回帰直線 $\log(\text{透明度 cm}) = 2.36 - 0.458 \log(\text{SS, mg/l})$

照度 (I₀)、さらに表層SS濃度を用いて、消散係数とSS濃度との回帰式を求めた。

図-2.3-6に夏期の結果を示す。

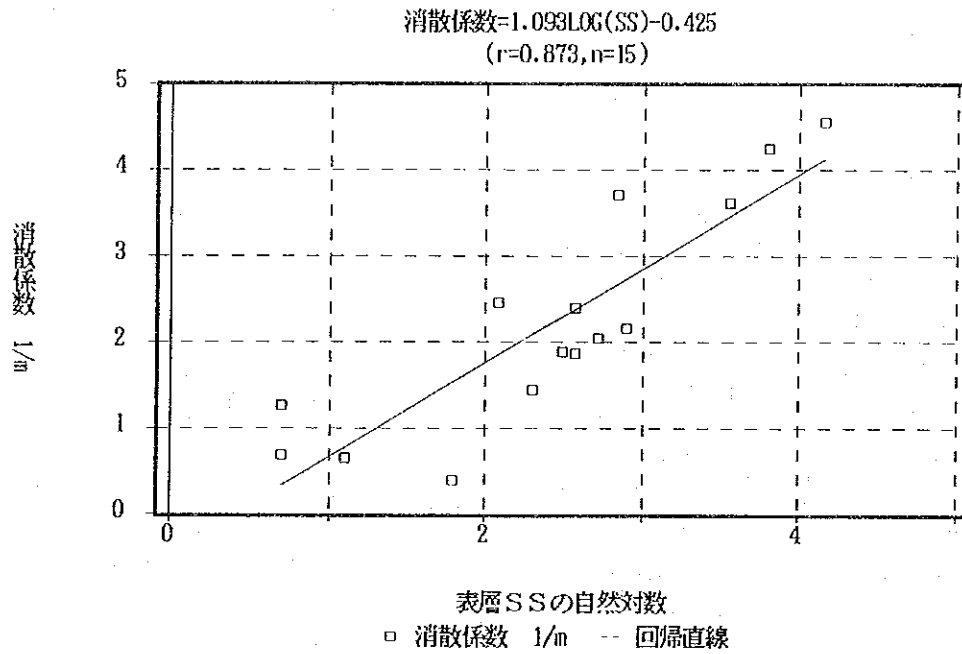


図-2.3-6 SSの自然対数と消散係数の関係(夏期調査)

冬季についても同様な関係を示すと図-2.3-7のとおりである。

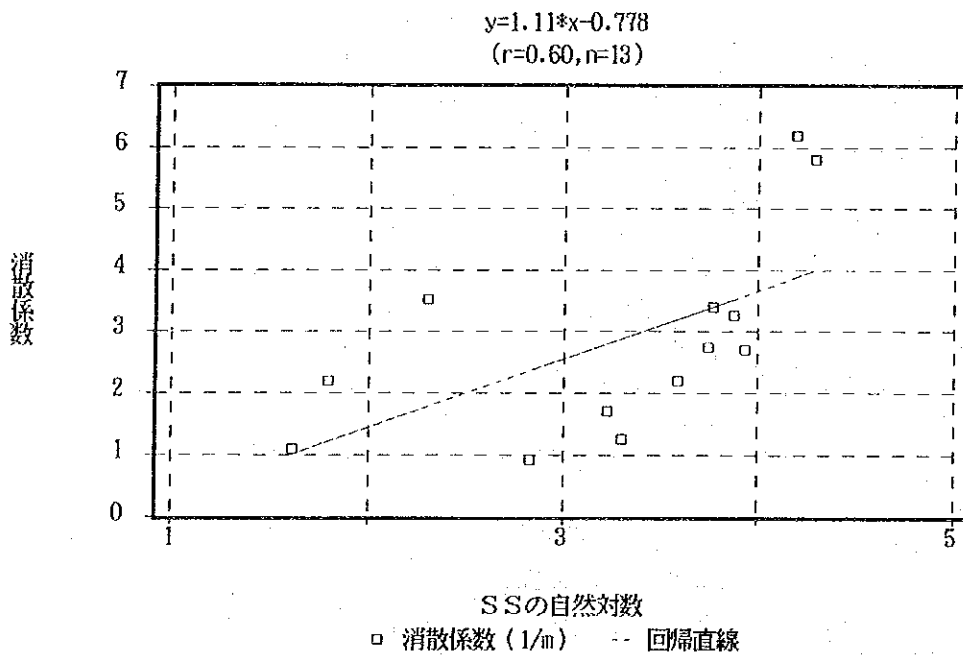


図-2.3-7(1) SSの自然対数と消散係数の関係(冬期調査)

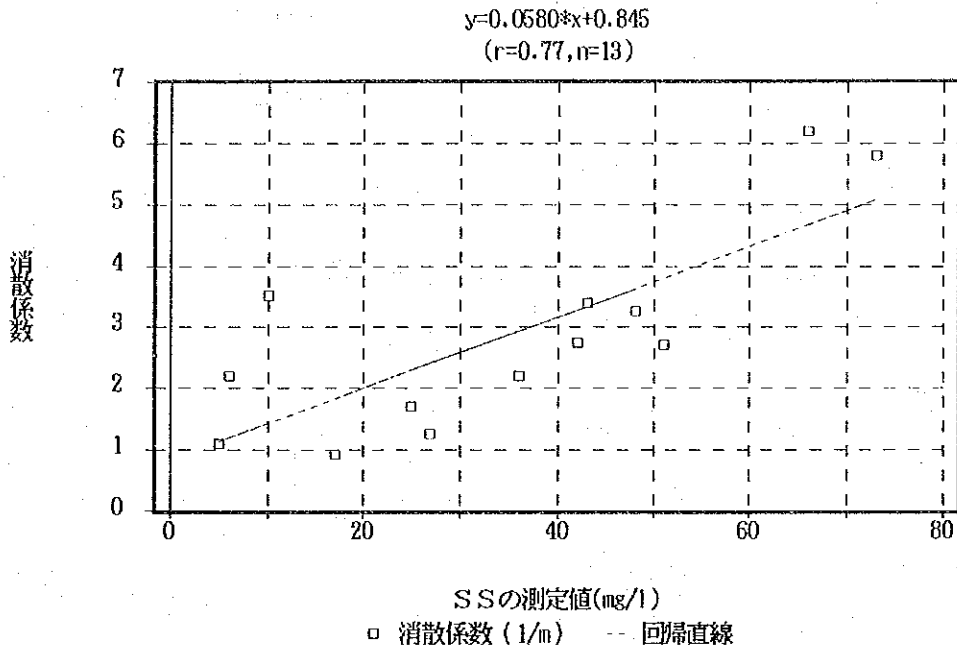


図-2.3-7(2) SSの測定値と消散係数の関係(冬期調査)

図-2.3-7(1)にSSの自然対数と消散係数の関係を、また図-2.3-7(2)にSSの測定値と消散係数の関係を示す。夏季については、SSの自然対数と消散係数の関係についてかなり良い相関関係がみられたが、冬季のデータでは上図に示したように、SSの自然対数を横軸にとるよりもSSの測定値そのものを横軸にとった方が高い相関性を示した。これは湖域のSS測定値において、冬季は夏季に比べ極端に高い値が見られなかったことによるかも知れない。SSと消散係数の関係についてまとめると表-2.3-2のとおりである。

表-2.3-2 SSと消散係数の関係

時期	SSの表現	回 帰 式	相関係数	データ数
夏季	自然対数	消散係数 = $1.09 \times \log_e(SS) - 0.42$	0.87	15
冬季	自然対数	消散係数 = $1.11 \times \log_e(SS) - 0.78$	0.60	13
	測定値自体	消散係数 = $0.0580 \times SS + 0.845$	0.77	13

ここでは、上述した回帰式により消散係数を算定して水中照度を求めるものとする。冬季については相関係数の高いSSの測定値自体を用いる回帰式を用いるものとする。

各格子点でのSS濃度は、観測値では一部の測点でしか値が得られていないので、別途計算したSSシミュレーション結果を用いるものとする。しかし、湖内のSS

濃度が小さい地点では植物プランクトン自体による光減衰効果を考慮することが必要である。そのために、SSの中でも有機物成分であるVSSとCODとの関係を用いて、計算で得られたCODからVSSを求め、これを上記のSS濃度に加えて、式(1)に代入して消散係数を求めることとした。図-2.3-8にはVSSとCODとの相関散布図を夏期と冬期について示す。

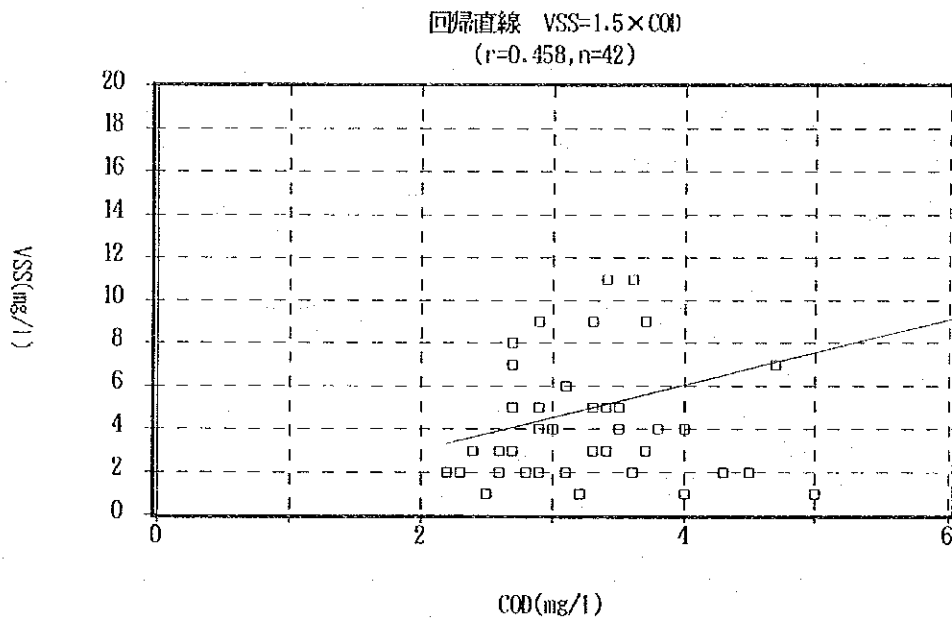


図-2.3-8(1) VSSとCODとの関係(夏期調査)

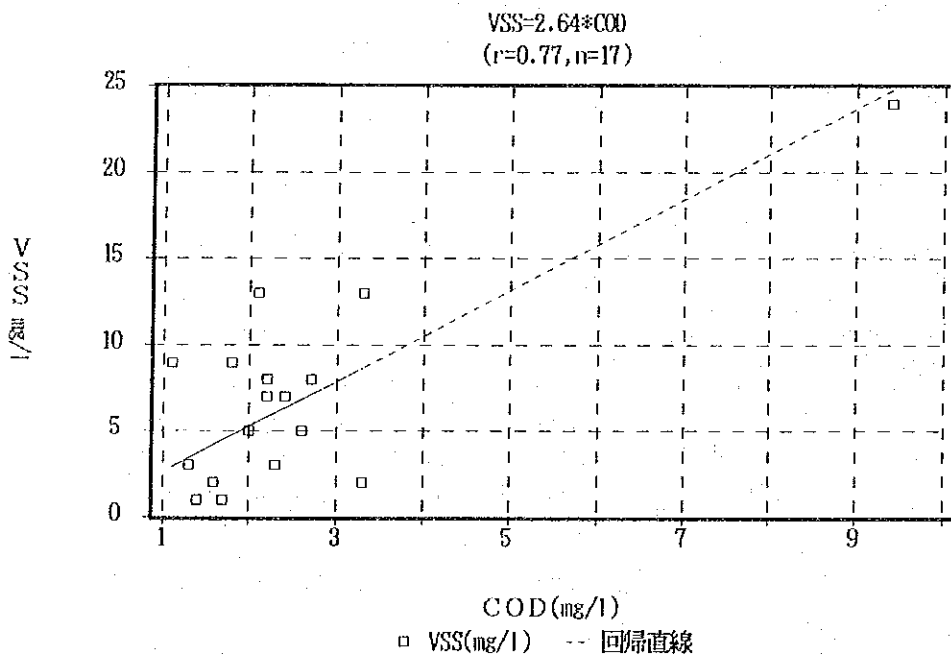


図-2.3-8(2) VSSとCODとの関係(冬期調査)

回帰式及び相関係数を表-2.3-3にまとめた。

表-2.3-3 CODとVSSの関係

時期	回 帰 式	相 関 係 数	デ ー タ 数
夏期	$VSS = 1.49 \cdot COD$	0.46	42
冬期	$VSS = 2.64 \cdot COD$	0.77	17

(2.3.3) 磷の存在様式

今回の現地調査結果では図-2.3-9に示すようにSSとT-Pとの間に高い相関が見られた。回帰式及び相関係数をまとめると表-2.3-4のとおりである。冬期は夏期に比べてやや相関性が低くなっているが、それでもかなり高い相関を示している。

表-2.3-4 SSとT-Pの関係

時期	回 帰 式	相 関 係 数	デ ー タ 数
夏期	$T-P = 0.000543 \cdot SS + 0.0334$	0.955	44
冬期	$T-P = 0.000100 \cdot SS + 0.0270$	0.868	17

無機性のSSは無機態磷を吸着する性質のあることが知られている。植物プランクトンが光合成に利用する無機磷は溶存態のものであり、SSに吸着された無機磷を利用することは出来ない。ForsbergとRiding(1980)¹⁾がスウェーデンの湖沼を対象に行った湖の栄養段階の全磷濃度による分類によると、全磷0.025mg/l以上で富栄養、0.1mg/l以上で過栄養とされている。この基準でいくと鄱陽湖はすでに富栄養の段階にあることになるが、SSに吸着されて栄養塩の循環に寄与しない磷が存在するとすれば、実質的な栄養段階はより低いレベルにランクされることになる。従ってSSに吸着されて物質循環に寄与しない無機態磷の量を知ることは、鄱陽湖の水質汚濁機構の解明、ひいては水質シミュレーションモデルの作成において極めて重要な位置を占めている。そこでこのことを検討するために、SS濃度と懸濁態無機磷の関係を解析した。

磷の存在形態をマクロ的に分類すると下表のようになる。日本で湖沼等の調査を行

T-Pの存在形態

	溶存態	懸濁態
無機態	P04-P	PIP, XIP
有機態	DOP	POP

う場合の磷の分析は普通全磷(T-P)と磷酸態磷(P04-P)について行い、有機態磷(O-P)はTP-P04Pで定義している。しかし鄱陽湖の場合はSS濃度が高く、既に述べたようにSSに吸着した無機磷(PIP)の存在を無視できないと考えられ

¹⁾ Forsberg, C. and S.O. Riding. Arch. F. Hydrobiol. 89. pp189-207, 1980.

る。そこでSSに吸着した磷を酸で溶出させ、その濃度を分析した。夏期については、湖内の代表8測点(10試料)、冬期については代表14地点の資料でPIPの分析を行った。

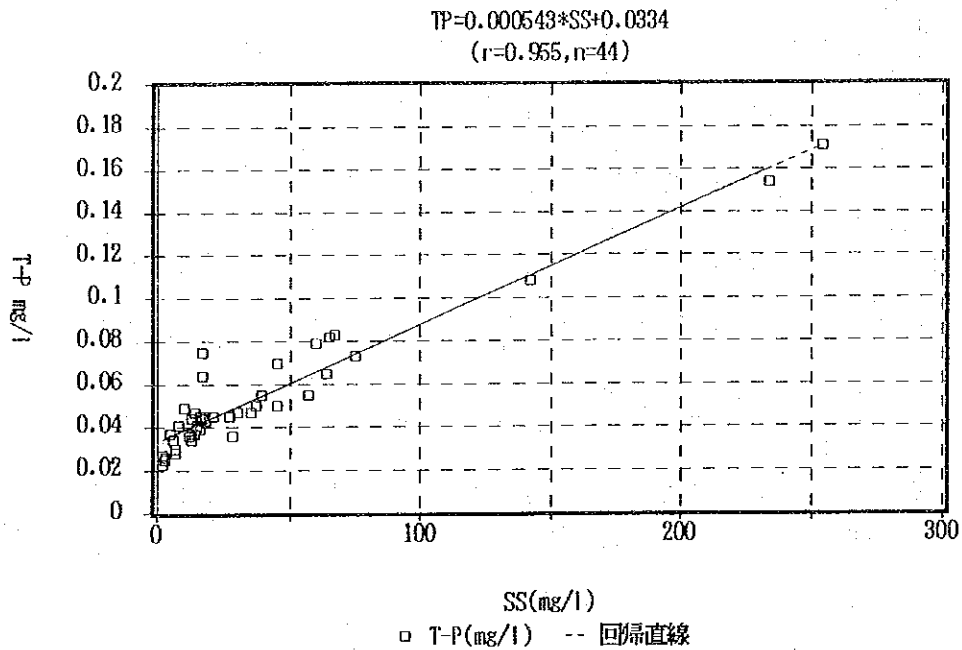


図-2.3-9(1) SSとT-Pとの関係(夏期調査)

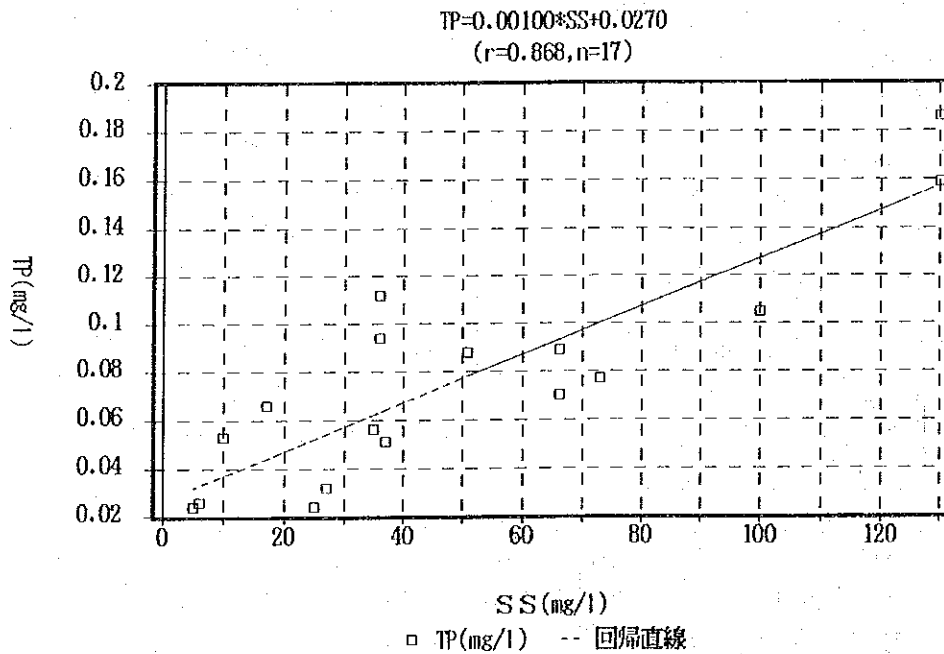


図-2.3-9(2) SSとT-Pとの関係(冬期調査)

図-2.3-10(1)、図-2.3-10(2)に見られるようにSS濃度とPIP濃度は極めて高い相関性を示し、吸着等の詳細なメカニズムはわからないものの、燐の存在様式として懸濁態の割合は無視できないと考えられる。今回の夏期調査では、溶存態無機燐の分析は定量限界値が0.01mg/lとかなり高い値だったため、無機燐の溶存態と懸濁態の存在比について詳細な議論ができないが、溶存態無機燐の分析値はほとんどが定量限界以下を示したことから、栄養塩の循環に寄与しない懸濁態無機燐の割合の方が大きいことも十分考えられる。SSとPIPの回帰式等を下表にまとめる。

表-2.3-5 SSとPIPの関係

時期	回 帰 式	相関係数	データ数
夏期	$PIP = 0.000245 \cdot SS$	0.973	10
冬期	$PIP = 0.000195 \cdot SS$	0.911	14

既に述べたように、PIPの分析はSSから酸で溶出させた液の燐酸態燐を分析することによって行ったが、SSの表面に吸着しているものは酸で溶出させることができてもSSの内部に層状に閉じこめられているものまでは溶出させることが難しいと考えられる。実際PIPだけでなく、O-P(=TP-PO4P-PIPで定義した)もSSと相関性を示したが、これはPIPが溶出しきっていないことを示唆しているとも考えられる。土砂量が少ない湖であれば、SSとO-Pに相関があるのは当然であるが、鄱陽湖のSSは土砂が主体であり、O-PとSSに相関を生じる理由は小さいと考えられる。

そこでまだ溶出しきっていないPIPをここではXIPとし、

$$XIP = TP - DOP - POP - PO4P - PIP$$

により、その量を見積もってみた(燐の存在形態の図参照)。DOPはろ過水のTPとPO4Pの差で求めた。POPの直接測定はできなかったため、VSSの分析結果から、次式

$$POP = VSS \times 0.4/106$$

で求めた。ここで0.4はプランクトン体の乾燥重量に占める炭素含有量の平均比、106は炭素含有量の燐含有量に対する比である。ここでVSSはプランクトン、デトリタス等生物起源であることを仮定している。以上のように求めた燐の存在形態に関する分析結果を表-2.3-6(冬期の調査データによる)に示す。これから全燐の構成を図示すると図-2.3-11のとおりである。これを見るとXIPはPIPに比べてやや少ないところが多いが、それでも無視できない量を占めていると考えられる。この中で栄養塩の循環に寄与しないと考えられるものはPIPとXIPであり、これを合計したものをTPIPとして、SSとの相関をとると図-2.3-12のとおりである。SSとの相関はPIPの場合と比べて低くなっているが、まだ比較的高く、図に示した回帰式によりSS濃度から物質循環に寄与しない燐の量を推定できると考えられる。

すでに述べたように、長江の流域に存在する他の主要な湖も水深が浅く、無機的な濁りが多いことに特徴があり、ここで示したような磷の存在様式に関するさらに詳細な研究は、中国の淡水資源の保全を考える上で重要な位置を占めてくるものと考えられる。

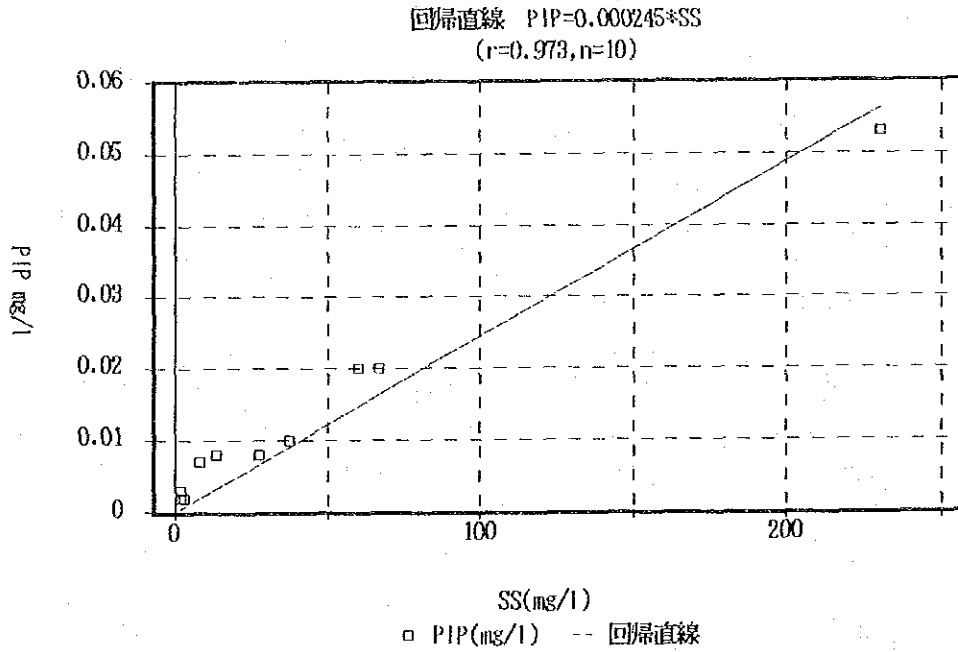


図-2.3-10(1) SSとPIPの関係(夏期調査)

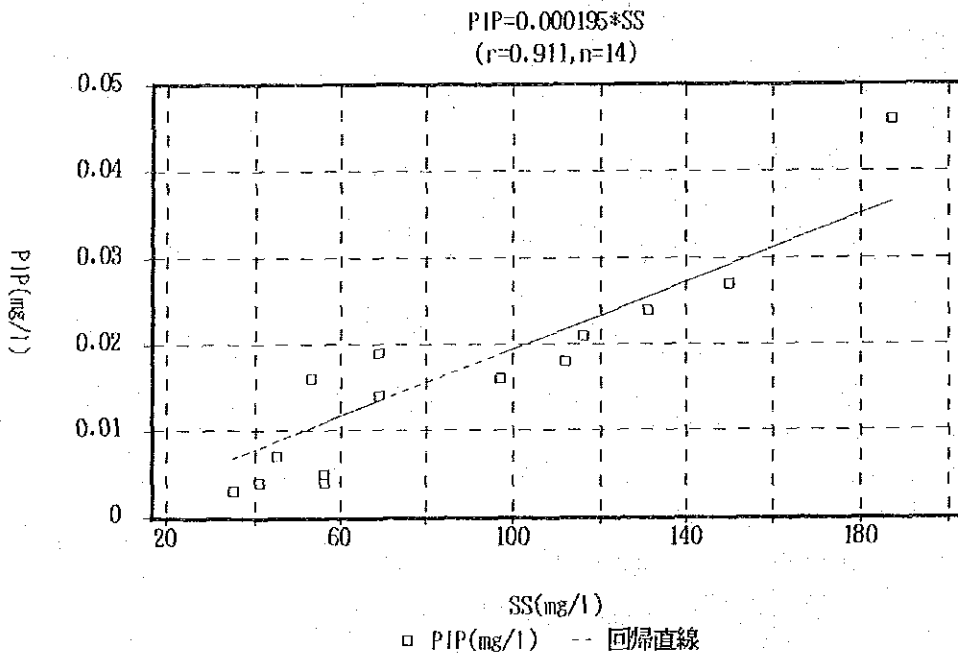


図-2.3-10(2) SSとPIPの関係(冬期調査)

表-2.3-6 磷の存在形態に関する分析結果

地点	SS mg/l	VSS mg/l	DOP mg/l	POP mg/l	O-P mg/l	P04-P mg/l	PIP mg/l	XIP mg/l	TPIP mg/l	T-P mg/l
1-右	116	8	0.009	0.030	0.039	0.012	0.021	0.017	0.038	0.089
1-中	112	9	0.007	0.034	0.041	0.008	0.018	0.010	0.028	0.077
1-左	131	9	0.005	0.034	0.039	0.004	0.024	0.003	0.027	0.070
3	97	7	0.010	0.026	0.036	0.021	0.016	0.015	0.031	0.088
6	187	13	0.015	0.049	0.064	0.027	0.046	0.022	0.068	0.159
10	150	13	0.012	0.049	0.061	0.007	0.027	0.010	0.037	0.105
16	56	3	0.003	0.011	0.014	0.003	0.004	0.003	0.007	0.024
17	56	3	0.007	0.011	0.018	0.003	0.005	0.006	0.011	0.032
21	69	5	0.012	0.019	0.031	0.038	0.014	0.011	0.025	0.094
22	35	1	0.006	0.004	0.010	0.003	0.003	0.008	0.011	0.024
23	41	1	0.009	0.004	0.013	0.003	0.004	0.006	0.010	0.026
x2	45	2	0.010	0.008	0.018	0.017	0.007	0.011	0.018	0.053
x3	53	2	0.012	0.008	0.020	0.022	0.016	0.008	0.024	0.066
x5	69	5	0.025	0.019	0.044	0.029	0.019	0.020	0.039	0.112

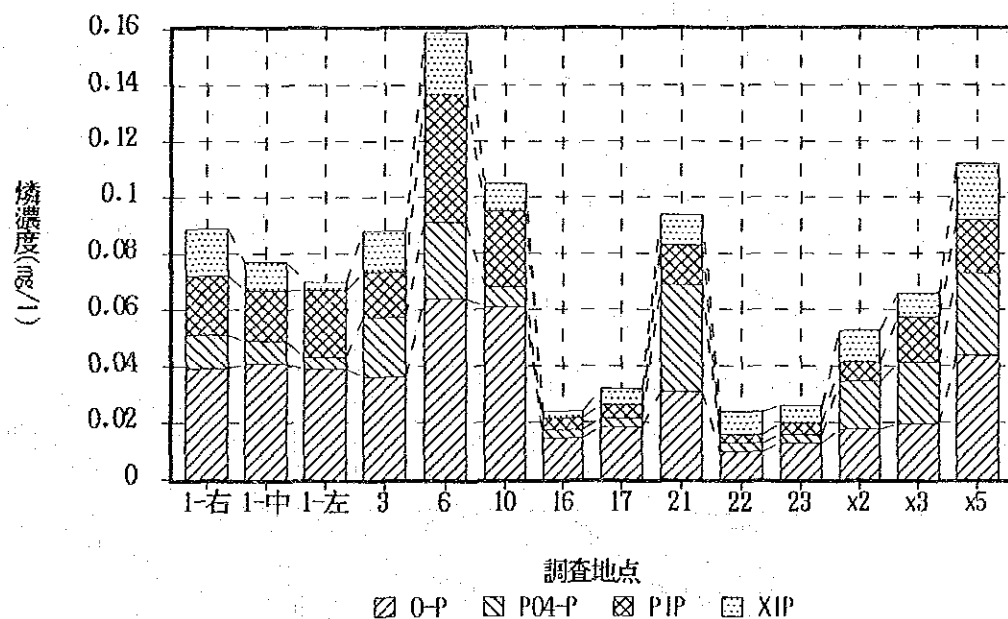


図-2.3-11 磷の存在形態 (冬期調査)

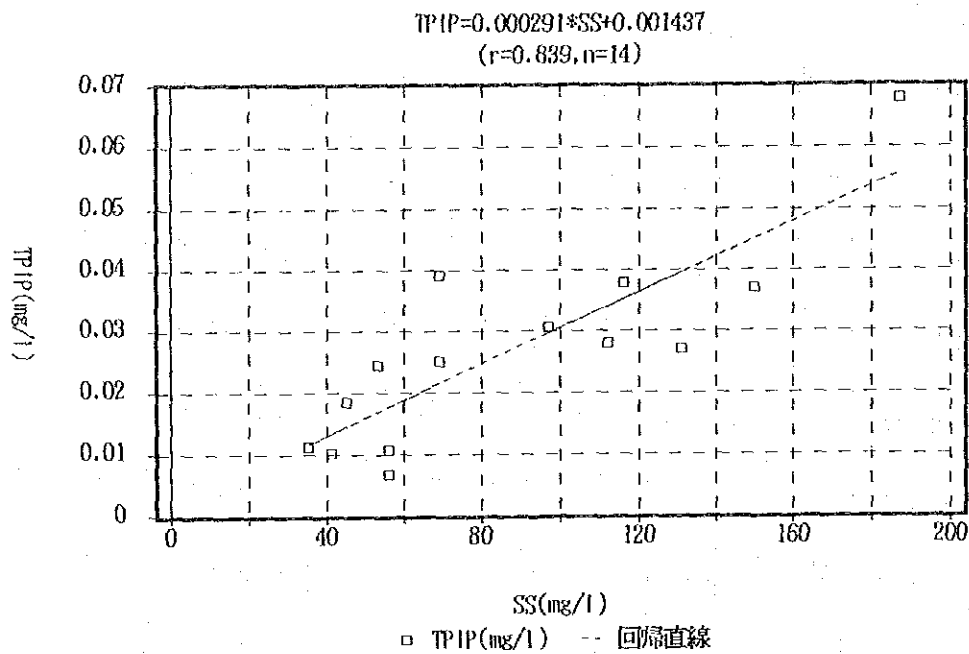


図-2.3-12 TPIPとSSの関係(冬期調査)

なお参考までにO-PとSSの関係を図-2.3-13に示す。これによるとO-PとSSはまだ高い相関関係にあるが、これはもともとVSSとSSの相関が高かったことによるものである。

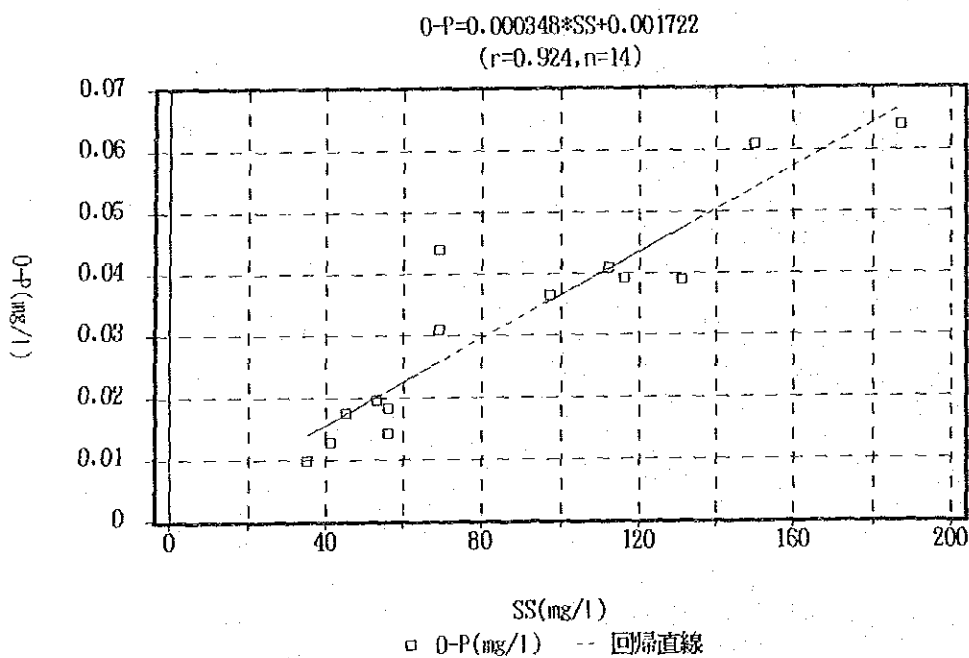


図-2.3-13 O-PとSSの関係(冬期調査)

2.4 流入汚濁負荷量

(2.4.1) COD及び栄養塩

(2.4.1.1) 現況

鄱陽湖に流入する流入汚濁負荷量のうち、COD、T-N、T-Pについては第1編の5でまとめた通りである。ここではT-N、T-Pについて有機態と無機態の形態別の量が計算上必要となることから、今回の水質調査結果に基づきこの区分けを行った結果を示す。表-2.4.1.1-1と表-2.4.1.1-2に現況の流入負荷量を示す。T-N、I-Nとも今回の水質現地調査結果に表-1.5-7に示した流量を乗じて求めたものである。またP₀₄-PおよびTP_{IP}は表-2.3-6に示した形態別の総磷に占める割合をT-P負荷量に乗じて求めたものである。

表-2.4.1.1-1 流入負荷量（現況、満水期）

対象河川	流入点	項目別負荷量 (ton/日)						
		COD	T-N	I-N	T-P	P ₀₄ -P	TP _{IP}	O-P
修水	1	159.8	42.20	31.33	1.023	0.320	0.207	0.496
饒河+信江	2	247.0	137.41	115.80	3.242	0.772	0.478	1.992
信江西支	4	105.5	69.88	52.74	2.439	0.330	0.254	1.856
撫河	5	208.1	96.74	56.17	4.369	0.520	1.036	2.813
贛江西支	6	224.0	122.69	76.92	2.337	0.487	0.565	1.285
贛江北支	7	133.6	82.87	51.25	2.917	0.273	1.179	1.465
贛江中支	8	276.5	171.51	106.07	6.037	0.564	2.441	3.032
贛江南支	9	293.4	200.85	122.99	9.366	0.564	4.227	4.574
北部流域	10	19.7	5.19	3.85	0.126	0.039	0.025	0.061
北部流域	11	19.7	5.19	3.85	0.126	0.039	0.025	0.061
北部流域	12	12.6	7.00	5.90	0.165	0.039	0.024	0.101
北部流域	13	12.6	7.00	5.90	0.165	0.039	0.024	0.101
北部流域	14	12.6	7.00	5.90	0.165	0.039	0.024	0.101
北部流域	15	12.6	7.00	5.90	0.165	0.039	0.024	0.101
合計		1737.40	962.53	644.56	32.642	4.065	10.536	18.040

(2.4.1.2) 将来

(2.4.1.2.1) 無対策

無対策将来の汚濁負荷量は、現況から将来にかけての負荷量の推移が、人口や鉱工業の生産額等の伸びに比例するものとして算定した。ただし、主要62工場及び自然系の排出負荷量は現況と変わらないものとした。算定方法及び算定結果の詳細は、巻末資料に示すとおりである。

ここでは計算の入力条件として必要になる形態別負荷量をTP_{IP}は現況と同一とし、残りのO-PとI-Pの存在比は現況と同一の値を使って求めた。その結果を表-2.4.1.2-1～表-2.4.1.2-3に示す。

表-2.4.1.1-2 流入負荷量（現況、渇水期）

対象河川	流入点	項目別負荷量 (ton/日)						
		COD	T-N	I-N	T-P	PO4-P	TPIP	O-P
修水	1	14.49	6.58	3.34	0.267	0.033	0.198	0.036
饒河+信江	2	72.71	29.96	22.25	1.168	0.375	0.320	0.473
信江西支	4	44.48	22.58	17.28	1.608	0.650	0.368	0.590
撫河	5	52.12	26.46	20.25	1.884	0.762	0.431	0.691
贛江西支	6	119.63	65.54	44.73	1.664	0.156	0.922	0.586
贛江北支	7	5.76	3.16	2.15	0.080	0.008	0.044	0.028
贛江中支	8	20.87	11.43	7.80	0.290	0.027	0.161	0.102
贛江南支	9	26.63	14.59	9.96	0.370	0.035	0.205	0.130
北部流域	10	1.57	0.71	0.36	0.029	0.004	0.021	0.004
北部流域	11	1.57	0.71	0.36	0.029	0.004	0.021	0.004
北部流域	12	3.99	1.65	1.22	0.064	0.021	0.018	0.026
北部流域	13	3.99	1.65	1.22	0.064	0.021	0.018	0.026
北部流域	14	3.99	1.65	1.22	0.064	0.021	0.018	0.026
北部流域	15	3.99	1.65	1.22	0.064	0.021	0.018	0.026
合計		375.79	188.30	133.38	7.647	2.135	2.763	2.749

合計欄について渇水期と満水期の比較を示すと表-2.4.1.1-3のとおりである。渇水期は満水期に対してCOD、T-N、T-Pとも約20%の負荷量となっている。

表-2.4.1.1-3 渇水期と満水期の流入汚濁負荷量の比較

負荷量	項目別負荷量 (ton/日)						
	COD	T-N	I-N	T-P	PO4-P	TPIP	O-P
合計							
満水期	1737.40	962.53	644.56	32.642	4.065	10.536	18.040
渇水期	375.79	188.30	133.38	7.647	2.135	2.763	2.749
渇水/洪水	0.22	0.20	0.21	0.23	0.53	0.26	0.15

(2.4.1.2.2) 対策

対策ケースについては以下の2ケースを設定した。

対策1：①生活系対策

流域の市における下水道利用人口を20%とする。

下水道のCOD除去率を30%とする。

②主要工場負荷対策

自然沈澱池による排水処理。COD、T-N、T-P除去率を20%とする。

対策1の汚濁負荷量の算定結果を表-2.4.1.2.-2に示す。

対策2：①生活系対策

流域の市における下水道利用人口を20%とする。

下水道のCOD除去率を30%とする。

②主要工場負荷対策

活性汚泥処理による排水処理。COD除去率を60%、T-N、T-P除去率を30%とする。

③郷鎮企業負荷対策

自然沈澱池による排水処理。COD、T-N、T-

P除去率を20%とする。

対策2の汚濁負荷量の算定結果を表-2.4.1.2.-3に示す。なお水利用目的に応じた環境保全目標の設定、同目標を満足するための削減負荷量とその流域への割当、同負荷量に基づく将来の水質予測結果については、第4編水質保護対策計画に示した。

表-2.4.1.2-1(1) 流入負荷量(無対策、満水期)

対象河川	流入点	項目別負荷量 (ton/日)						
		COD	T-N	I-N	T-P	PO4-P	TPIP	O-P
修水	1	200.5	50.71	37.65	1.362	0.453	0.207	0.702
饒河+信江	2	281.8	156.03	131.48	4.207	1.041	0.478	2.688
信江西支	4	120.4	78.65	59.36	3.091	0.428	0.254	2.409
撫河	5	235.7	111.51	64.75	5.636	0.718	1.036	3.882
贛江西支	6	272.4	143.23	89.81	2.713	0.590	0.565	1.558
贛江北支	7	162.5	96.76	59.84	3.387	0.346	1.179	1.861
贛江中支	8	336.6	200.26	123.85	7.017	0.718	2.441	3.858
贛江南支	9	357.2	234.55	143.63	10.881	0.731	4.227	5.923
北部流域	10	22.4	6.00	4.45	0.167	0.055	0.025	0.086
北部流域	11	22.4	6.00	4.45	0.167	0.055	0.025	0.086
北部流域	12	13.8	8.06	6.79	0.217	0.054	0.024	0.139
北部流域	13	14.3	8.08	6.81	0.218	0.054	0.024	0.140
北部流域	14	14.3	8.08	6.81	0.218	0.054	0.024	0.140
北部流域	15	14.3	8.08	6.81	0.218	0.054	0.024	0.140
合計		2068.6	1115.99	746.47	39.499	5.352	10.536	23.611

表-2.4.1.2-1(2) 流入負荷量(無対策、渇水期)

対象河川	流入点	項目別負荷量 (ton/日)						
		COD	T-N	I-N	T-P	PO4-P	TPIP	O-P
修水	1	18.67	8.08	4.11	0.346	0.071	0.198	0.077
饒河+信江	2	90.16	35.08	26.05	1.538	0.538	0.320	0.680
信江西支	4	54.29	26.19	20.04	2.058	0.886	0.368	0.804
撫河	5	63.80	31.27	23.92	2.534	1.102	0.431	1.000
贛江西支	6	147.35	76.72	52.37	1.966	0.219	0.922	0.824
贛江北支	7	7.13	3.70	2.52	0.094	0.010	0.044	0.039
贛江中支	8	25.66	13.39	9.14	0.342	0.038	0.161	0.143
贛江南支	9	32.83	17.07	11.65	0.439	0.049	0.205	0.185
北部流域	10	1.93	0.85	0.43	0.039	0.008	0.021	0.009
北部流域	11	1.93	0.85	0.43	0.039	0.008	0.021	0.009
北部流域	12	4.55	1.94	1.44	0.085	0.030	0.018	0.038
北部流域	13	4.90	1.95	1.45	0.086	0.030	0.018	0.038
北部流域	14	4.90	1.95	1.45	0.086	0.030	0.018	0.038
北部流域	15	4.90	1.95	1.45	0.086	0.030	0.018	0.038
合計		463.0	221.00	156.46	9.738	3.052	2.763	3.923

表-2.4.1.2-2(1) 流入負荷量 (対策1、満水期)

対象河川	流入点	項目別負荷量 (ton/日)						
		COD	T-N	I-N	T-P	PO4-P	TPIP	O-P
修水	1	198.54	50.62	37.58	1.359	0.451	0.207	0.700
饒河+信江	2	273.75	155.29	130.86	4.200	1.039	0.478	2.683
信江西支	4	115.43	78.01	58.87	3.084	0.427	0.254	2.403
撫河	5	232.78	110.08	63.92	5.442	0.688	1.036	3.718
贛江西支	6	259.27	138.13	86.60	2.494	0.530	0.565	1.399
贛江北支	7	154.66	93.32	57.71	3.115	0.304	1.179	1.632
贛江中支	8	320.36	193.13	119.43	6.454	0.630	2.441	3.383
贛江南支	9	339.97	226.19	138.51	10.007	0.635	4.227	5.145
北部流域	10	22.08	5.75	4.27	0.164	0.054	0.025	0.084
北部流域	11	22.08	5.75	4.27	0.164	0.054	0.025	0.084
北部流域	12	13.00	7.70	6.48	0.213	0.053	0.024	0.136
北部流域	13	14.13	7.74	6.53	0.215	0.053	0.024	0.137
北部流域	14	14.13	7.74	6.53	0.215	0.053	0.024	0.137
北部流域	15	14.13	7.74	6.53	0.215	0.053	0.024	0.137
合計		1994.31	1087.18	728.08	37.341	5.024	10.536	21.780

表-2.4.1.2-2(2) 流入負荷量 (対策1、渇水期)

対象河川	流入点	項目別負荷量 (ton/日)						
		COD	T-N	I-N	T-P	PO4-P	TPIP	O-P
修水	1	18.13	8.05	4.09	0.345	0.071	0.198	0.077
饒河+信江	2	87.38	34.91	25.93	1.535	0.537	0.320	0.678
信江西支	4	51.71	26.01	19.90	2.054	0.884	0.368	0.802
撫河	5	62.53	30.77	23.54	2.489	1.079	0.431	0.979
贛江西支	6	135.27	71.56	48.85	1.847	0.194	0.922	0.730
贛江北支	7	6.54	3.45	2.35	0.089	0.009	0.044	0.035
贛江中支	8	23.56	12.49	8.52	0.321	0.034	0.161	0.126
贛江南支	9	30.14	15.92	10.87	0.413	0.044	0.205	0.164
北部流域	10	1.96	0.81	0.41	0.039	0.008	0.021	0.009
北部流域	11	1.96	0.81	0.41	0.039	0.008	0.021	0.009
北部流域	12	3.66	1.84	1.36	0.084	0.029	0.018	0.037
北部流域	13	4.97	1.86	1.38	0.085	0.030	0.018	0.038
北部流域	14	4.97	1.86	1.38	0.085	0.030	0.018	0.038
北部流域	15	4.97	1.86	1.38	0.085	0.030	0.018	0.038
合計		437.75	212.19	150.38	9.510	2.987	2.763	3.760

表-2.4.1.2-3(1) 流入負荷量 (対策2、満水期)

対象河川	流入点	項目別負荷量 (ton/日)						
		COD	T-N	I-N	T-P	PO4-P	TPIP	O-P
修水	1	183.93	49.53	36.77	1.299	0.428	0.207	0.664
饒河+信江	2	251.61	152.71	128.69	4.019	0.989	0.478	2.552
信江西支	4	104.70	75.48	56.97	2.943	0.406	0.254	2.283
撫河	5	223.37	108.82	63.18	5.146	0.641	1.036	3.468
贛江西支	6	222.79	134.42	84.28	2.194	0.448	0.565	1.181
贛江北支	7	132.89	90.81	56.16	2.740	0.245	1.179	1.316
贛江中支	8	275.28	187.93	116.22	5.676	0.508	2.441	2.727
贛江南支	9	292.13	220.11	134.79	8.801	0.502	4.227	4.072
北部流域	10	21.22	5.70	4.23	0.158	0.052	0.025	0.081
北部流域	11	21.22	5.70	4.23	0.158	0.052	0.025	0.081
北部流域	12	12.61	7.64	6.43	0.205	0.050	0.024	0.130
北部流域	13	13.58	7.68	6.47	0.206	0.051	0.024	0.131
北部流域	14	13.58	7.68	6.47	0.206	0.051	0.024	0.131
北部流域	15	13.58	7.68	6.47	0.206	0.051	0.024	0.131
合計		1782.47	1061.88	711.37	33.957	4.472	10.536	18.948

表-2.4.1.2-3(2) 流入負荷量 (対策2、渇水期)

対象河川	流入点	項目別負荷量 (ton/日)						
		COD	T-N	I-N	T-P	PO4-P	TPIP	O-P
修水	1	16.04	7.87	4.00	0.333	0.065	0.198	0.071
饒河+信江	2	78.78	34.29	25.46	1.459	0.503	0.320	0.636
信江西支	4	45.46	25.16	19.25	1.966	0.838	0.368	0.760
撫河	5	58.76	30.34	23.21	2.379	1.021	0.431	0.927
贛江西支	6	106.51	68.28	46.61	1.600	0.142	0.922	0.535
贛江北支	7	5.15	3.29	2.25	0.077	0.007	0.044	0.026
贛江中支	8	18.55	11.92	8.13	0.278	0.025	0.161	0.092
贛江南支	9	23.73	15.19	10.37	0.357	0.032	0.205	0.120
北部流域	10	1.84	0.80	0.41	0.037	0.007	0.021	0.008
北部流域	11	1.84	0.80	0.41	0.037	0.007	0.021	0.008
北部流域	12	3.49	1.82	1.35	0.081	0.028	0.018	0.035
北部流域	13	4.68	1.84	1.37	0.081	0.028	0.018	0.035
北部流域	14	4.68	1.84	1.37	0.081	0.028	0.018	0.035
北部流域	15	4.68	1.84	1.37	0.081	0.028	0.018	0.035
合計		374.21	205.27	145.55	8.847	2.760	2.763	3.324

(2.4.2) S S 負荷量の算定

湖に流入する S S 負荷量も C O D 等と同様に、今回の水質現地調査結果に表-1.5-7に示した流量を乗じて求めたものである。結果を表-2.4.2-1に示す。

表-2.4.2-1 湖への S S 流入負荷量 (ton/日)

対象河川	流入点	S S 負荷量	
		満水期	渇水期
修水	1	396	624
饒河+信江	2	880	991
信江西支	4	547	1,180
撫河	5	3,048	1,383
贛江西支	6	1,461	2,913
贛江北支	7	3,784	140
贛江中支	8	7,831	508
贛江南支	9	13,969	648
北部流域	10	49	68
北部流域	11	49	68
北部流域	12	45	54
北部流域	13	45	54
北部流域	14	45	54
北部流域	15	45	54
合計		32,193	8,742

2.5 諸係数

富栄養化モデルの計算に必要な物質循環諸係数、すなわち生産速度、分解速度、沈降速度、溶出速度については、第1編の5「水質汚濁機構調査」でまとめた通りである。ここではこれら物質循環諸係数について、再現性等も考慮して具体的に設定した値を示す。表-2.5-1に物質循環諸係数およびその他の係数の設定値をまとめた。

水質シミュレーションを行う為の計算条件の概要及び設定方法について以下に示す。

(2.5.1) 生産速度

生産速度は、植物プランクトンによる光合成速度を意味しており、光と炭酸ガス、無機栄養塩類等を用いて植物プランクトンが増殖する速度を表している。一般に、生産速度の関数型は次式(Baule則)で表される。

$$\mu = \mu_{max} \cdot f(N) \cdot f(I) \cdot f(T)$$

μ : 生産速度 (1/日)
 μ_{max} : 最大生産速度 (1/日)
 $f(N)$: 栄養塩依存項 (<1)
 $f(I)$: 光依存項 (<1)
 $f(T)$: 水温依存項

本モデルでは、内部生産の主体をCOD2-1（植物プランクトン体COD）で表現するものとする。また、生産速度は以下の関数型で表した。

$$\mu = \mu_{\max} \cdot f(N) \cdot f(I)$$

μ_{\max} : 水温条件を考慮した生産速度 (1/日)

μ_{\max} は生産速度実験結果を参考に0.7 (1/日) とした。また、栄養塩依存項 $f(N)$ 、光依存項 $f(I)$ については以下の半飽和型で表した。半飽和濃度については実験結果等をもとに設定した。

$$f(N) = \frac{C_{IP}}{K_{IP} + C_{IP}} \cdot \frac{C_{IN}}{K_{IN} + C_{IN}}$$

C_{IP} 、 C_{IN} : 無機態リン、無機態窒素濃度 (mg/l)

表-2.5-1(1) 水質計算の計算条件 (満水期)

諸条件・項目		設定条件			
生産	生産速度	$\mu = \mu_{\max} \times \frac{C_{ip}}{0.002 + C_{ip}} \times \frac{C_{in}}{0.025 + C_{in}} \times \frac{I}{558 + I}$			
	(/日)	μ_{\max} : 生産速度 μ_{\max} : 最大生産速度 (0.7 /日) C_{ip} : 無機態リンの濃度 (mg/l) C_{in} : 無機態窒素の濃度 (mg/l) I : 平均照度 (Lux)			
分解速度	(/日)	リン	窒素	COD	
		上層	0.031	0.056	0.010
		中層	0.031	0.056	0.010
下層	0.031	0.056	0.010		
沈降速度	(m /日)	上層	0.10	0.20	0.10
		中層	0.10	0.20	0.10
		下層	0.10	0.20	0.10
換算係数		N / P	COD / P	DO / P	
		7.2	65.4	142.5	
再曝気係数 (/日)		0.6			
底泥DO消費速度 (mg/m ² /日)		0.0			
溶出速度 (mg/m ² /日)		図-2.5-1(1), 表-2.5-2(1)を参照			
初期条件		湖央の3点の平均値を設定 (表-2.5-3(1))			
境界条件		(希釈係数) DO : 1.00 その他 : 0.90			
飽和DO濃度 (mg/l)		8.70			
拡散係数 (cm ² /s)		水平方向 : 2.0 × 10 ⁶ , 鉛直方向 : 1.0			
流動場		平均流			
計算時間		20日間 (480時間)			
タイムステップ		900秒			

K_{IP} 、 K_{IN} ：リン及び窒素の半飽和濃度 (mg/l)
 ($K_{IN}=0.025$, $K_{IP}=0.002$ mg/l)。

$$f(I_i) = \frac{I_i}{K_i + I_i}$$

$f(I_i)$ ：第*i*層の光依存項
 I_i ：第*i*層の平均照度 (Lux)
 K_i ：半飽和照度 (558Lux)

生産層については水中の消散係数から各層の平均照度を求めていることから、特に

表-2.5-1(2) 水質計算の計算条件 (渇水期)

諸条件・項目		設定条件		
生産	生産速度	$\mu = \mu_{\max} \times \frac{C_{ip}}{0.002 + C_{ip}} \times \frac{C_{in}}{0.025 + C_{in}} \times \frac{I}{558 + I}$		
	(/日)	μ ：生産速度 μ_{\max} ：最大生産速度 (0.2 /日) C_{ip} ：無機態リンの濃度 (mg/l) C_{in} ：無機態窒素の濃度 (mg/l) I ：平均照度 (Lux)		
		リン	窒素	COD
	分解速度 (/日)	0.0215	0.028	0.0065
	沈降速度 (m/日)	0.10	0.20	0.10
換算係数		N/P	COD/P	DO/P
		7.2	65.4	142.5
	再曝気係数 (/日)	0.6		
	底泥DO消費速度 (mg/m ² /日)	0.0		
	溶出速度 (mg/m ² /日)	0.043 (全域一様)		
	初期条件	湖央の3点の平均値を設定 (表-2.5-3(2))		
	境界条件	(希釈係数) DO : 1.00 その他 : 0.90		
	飽和DO濃度 (mg/l)	11.87		
	拡散係数 (cm ² /s)	水平方向 : 2.0×10^6 , 鉛直方向 : 1.0		
	流動場	平均流		
	計算時間	20日間 (480時間)		
	タイムステップ	600秒		

有光層、無光層の区別はしていない。

(2.5.2) 湖面照度

湖面照度（平均照度：Lux）については、「鄱陽湖研究」の5月～7月（満水期）と12月～2月（渇水期）の総日射量の日平均値（満水期16.98MJ/m²/日、渇水期7.69MJ/m²/日）を求め、日照時間を14時間（満水期）と10時間（渇水期）と仮定して次式により昼間の平均照度を算定した。

$$I_0 = 1200 \cdot \frac{1}{0.0428} \cdot P \cdot \frac{1}{T}$$

I_0 : 海面での平均照度 (Lux)

P : 全天日射量 (満水期16.98、渇水期7.69MJ/m²/日)

T : 日照時間 (満水期14時間/日、渇水期10時間/日)

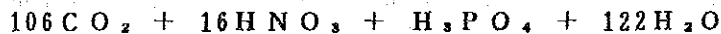
但し、1 cal/cm²/hour = 1200 Lux (日本海洋学会, 1979)

1 cal/cm² = 0.0428 MJ/m² (東京天文台, 1982)

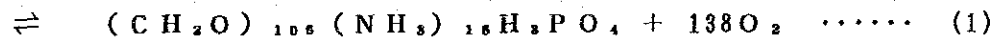
これによると I_0 は満水期では34005 Lux、渇水期では17965 Lux となった。

(2.5.3) 換算係数

植物プランクトンの生産過程を化学量論的に表現しようと試みた例は多数あるが、代表的な例として、Redfield(1963)は次式のように表している。



生産



分解

(1)式から、リン1g原子量が植物プランクトンに取り込まれた時、窒素は16g原子量取り込まれ、DOは276g原子量生成される。つまり、以下のような換算係数で重量に換算される。

$$\text{N/P} = 16\text{N/P} = 16 \times 14 / 31 \approx 7.2$$

$$\text{DO/P} = 138\text{O}_2/\text{P} = 138 \times 16 \times 2 / 31 \approx 142.5$$

ここで(1)式は植物プランクトンの平均的組成を表しているものである。実際には、植物プランクトンの種類等によりN/P比は変化するが、ここではN/P=7.2をそのまま用いた。また、COD/P比は既往の水質モデルで使用された65.4を用いた

(2.5.4) 分解速度

本モデルでの有機物の分解速度は、リン、窒素については有機態から無機態へと形態が変化する速度として取り扱っている。これに対して、CODは無機化すること

によって炭酸ガスへと変化するためにモデル上では消失することになる。また有機物の分解にともなって水中のDOが消費されるために、モデルではCODの分解量に比例して、DOを消費させるようにしている。

有機物の分解速度について、既往の水質モデルでは0.02～0.08（1/日）の範囲で用いられている。本モデルでは、分解実験結果をもとに水質濃度の再現性を考慮して設定した。

(2.5.5) 沈降速度

沈降速度について、既往の水質モデルでは0.1～0.8（1/日）の範囲で用いられている。本モデルでは、沈降速度実験結果をもとに水質濃度の再現性を考慮して設定した。

(2.5.6) 水中のDO消費

本モデルではCODの分解速度に比例して、DOを消費する様に取り扱っている。

$$\text{DO消費速度} = \text{COD分解速度} \times \left\{ (\text{DO/P}) / (\text{COD/P}) \right\}$$

(2.5.7) 溶出速度

底泥からの溶出は、底泥に堆積した有機物がバクテリア等による分解を受けて無機化され、その過程において水と接する底泥表面の化学平衡が崩れると溶存態の有機物や栄養塩類が再び水中に溶出してくる現象を指すものである。

この値は底泥の有機物含有量、底層水の水温・DO濃度によって異なるので、対象水域の特性を考慮して設定することが必要である。本モデルでは溶出実験結果をもとに図-2.5-1に示すように鄱陽湖を7ブロックに分割し、表-2.5-2に示すようにブロック毎に溶出速度を設定した。また渇水期は全域一様に0.043mg/m²/日と設定した。

表-2.5-2 溶出速度のブロック分割（満水期）

領域 番号	基準 測点	溶 出 速 度 (mg/m ² /day)		
		I - P	I - N	C O D
1	3	0.394	8.03	18.10
2	5	0.278	5.23	52.50
3	6	0.108	5.23	24.20
4	7	0.071	5.23	3.88
5	10	0.081	5.23	24.74
6	13	0.166	3.31	7.17
7	14	0.114	4.36	42.60

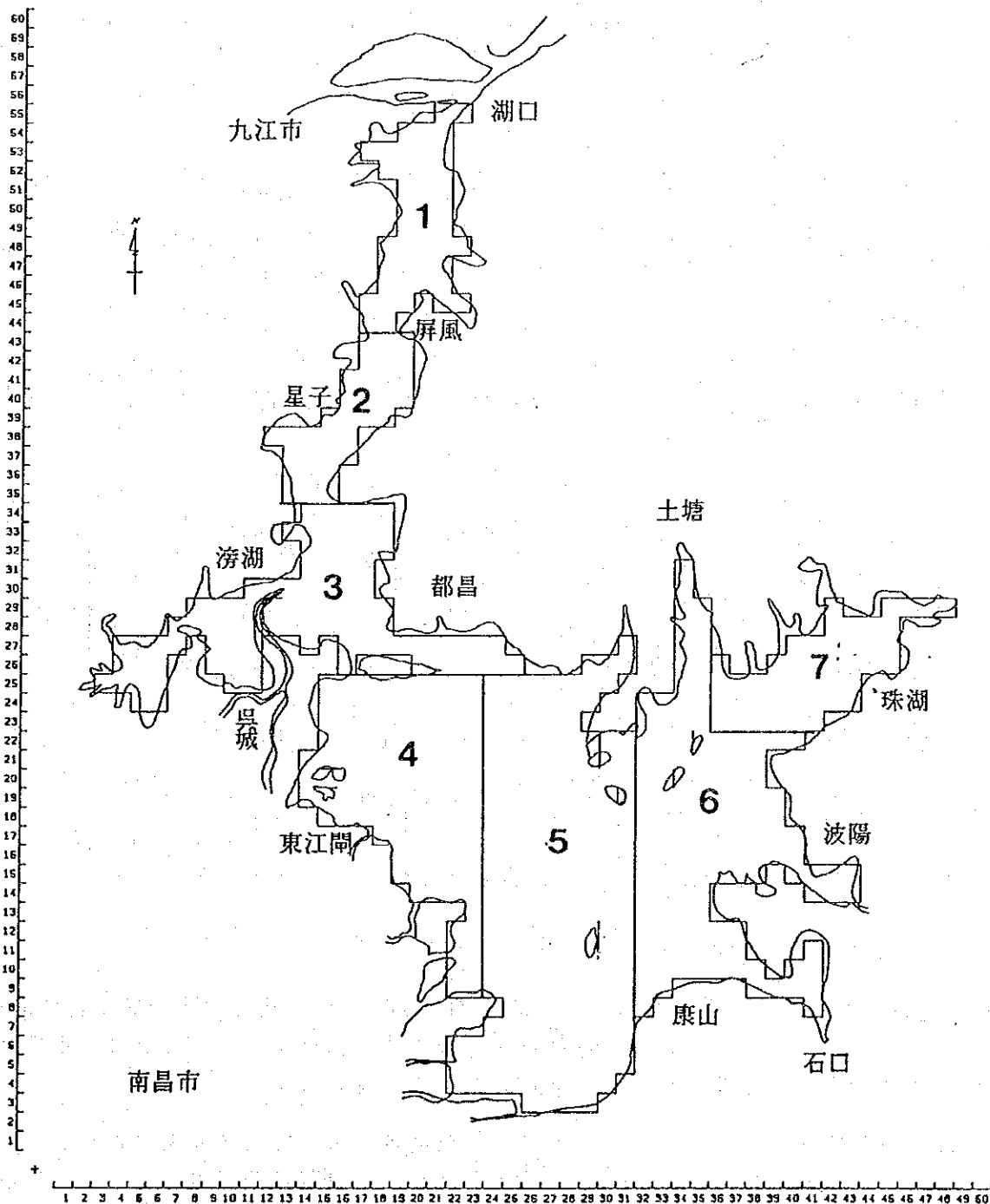


図-2.5-1 溶出速度のブロック分割

(2.5.8) 境界条件

境界濃度の設定方法は一般に次のように大別される。

- 1) 濃度を一定に固定する。
- 2) 適当な関数近似または時系列により、時間的に変化させた値を設定する。
- 3) 時間または空間 あるいは 時間・空間に関する外挿値を強制的に与える。

1), 2)の方法は境界濃度が既知の場合に有効であるが、本計算のように将来の水質濃度を予測する場合には、必ずしも適切な方法とは言えない。従って、ここでは3)の方法を用いるものとした。この方法には種々の方式が考えられるが、既存のシミュレーションでは希釈係数方式を用いる場合が多いことから、本計算でも希釈係数を用いるものとした。

希釈係数の値は、一般に0.9~1.0の値を用いる場合が多いため、この範囲内において再現性を考慮して設定した。即ち、DOでは1.0、それ以外の項目では0.90とした。

(2.5.9) 初期条件

湖央の3点の平均値から表-2.5-3に示すように計算の初期濃度を設定した。

表-2.5-3(1) 初期濃度 (満水期)

層	O-P	PO ₄ -P	COD	DO	O-N	I-N
上層	0.357	0.006	3.73	8.0	0.458	1.012
中層	0.357	0.006	3.73	8.0	0.458	1.012
下層	0.383	0.006	3.63	7.3	0.546	0.964

表-2.5-3(2) 初期濃度 (渇水期)

層	O-P	PO ₄ -P	COD	DO	O-N	I-N
全層	0.071	0.018	2.60	10.8	0.623	0.963

(2.5.10) SSの沈降速度

すでに2.3節で見てきたように、鄱陽湖の水質汚濁機構は水中の懸濁物質濃度に大きく影響を受けていると考えられる。このため本調査では、COD等の水質計算に先だって、SS濃度分布を求めるための計算を実施した。

湖内のSS濃度は、河川から流入する浮遊砂量によって大きく左右される他、風、従って波による湖底土砂の巻き上げ等があり、その水質決定のメカニズムは複雑である。特に波による巻き上げなどの要素は非定常的なものであり、満水期の平均的

な水質を扱うシミュレーションモデルにおいて考慮することが困難な要素である。すでに2.3節で述べたように、満水期は湖底への土砂堆積が最も多くなる時期に当たっており、SSの沈降拡散を基礎とするモデルに適合性がある。したがって満水期のモデルでは、このようなSS沈降拡散計算のモデルを用いた。

SSの沈降拡散計算では、沈降速度の定式化が最も重要なものの一つである。すでに述べたように、今回の満水期の現地調査時において、水深の深い航路に沿う流れの主流部ではSSが高く透明度は低い。これに対して、主流部から外れたいくつかの枝湾ではSS濃度は10mg/l以下で、透明度も1mを超える場合が見られた。このことは流速の強弱が沈降速度に影響していることを示唆している。実際、流速が大きい場合、湖底に強い剪断応力が作用し、ここから強い乱れが発生し、これによって懸濁物質の沈降が抑えられることはよく知られている。湖底の剪断応力がさらに増すとSSは沈降できないどころか、後述するように、湖底の土砂が巻き上げられるようになる。

本調査では上記のような沈降速度(W)の流速への依存性を以下の式でモデル化した。

$$W = W_f \cdot (1.0 - \tau / \tau_c)$$

W : SSの沈降速度(m/sec)

W_f : 水平流速がゼロの時のSS沈降速度(m/sec)

SS拡散計算ではW = 2 m/日を用いた。

τ_c : 沈降に関する限界剪断応力(0.05 N/m²)湖底剪断力がこれ以上の時SSは沈降しない。

また湖底剪断応力(τ)は以下の式で計算した。

$$\tau = \rho \cdot f \cdot v^2$$

ρ : 水の密度(1000kg/m³)

f : 水底摩擦係数

v : 水平流速(m/sec)

ここで、水平流速(v)は流動シミュレーションで得られた各層の流速を平均したものをを用いた。また、水底摩擦係数は以下の式で求めることができる。

$$f = g / C^2$$

C = 1 / n · H^{1/6} (Chezy係数)

n : マニングの粗度係数(0.025)

H : 水深(m)

g : 重力加速度(m/sec²)

(2.5.11) SSの巻き上げ

上述したように、満水期は湖底への土砂堆積が最も多くなる時期に当たっており、SSの沈降拡散を基礎とするモデルを用いる必要がある。これに対して、渇水期のモデルは12～2月を対象とするが、この時期は湖底が侵食される時期になっている。

る。実際、渇水期の現地調査において、同一の水塊と見られるものを追って流下しながら採取した試水のSS濃度は25~60mg/lの変動を示した。渇水期の鄱陽湖は川の形態を呈し、川幅が広がったり、狭まったりする。それにつれて一定の位置に明らかに水色の異なる水塊から形成される“潮目”のようなものが見られた。これは川幅の広い場所では流速が小さく、SSが沈降し（水色緑化）、次に川幅の狭い場所に至って流速が増加し、そこで巻き上げが起こって水色が茶色に変わることによって考えられる。このような水平的な狭窄（川幅の減少）だけでなく、鉛直的な狭窄（水底の凹凸）も当然水底土砂の巻き上げに関与していると考えられる。

鄱陽湖に流入する渇水期の河川流量は満水期の1/5のオーダーであるが、流水断面積が大幅に減少するために湖内の流速は満水期の主流部より大きい。渇水期の流速1m/sを越える激しい水流は、満水期に湖底に堆積した土砂を削りながら流れることになる。したがって渇水期のSS予測には沈降拡散モデルは適用できず、流水による土砂の巻き上げを考慮したモデルを用いる必要がある。

水流による底泥の巻き上げは、巻き上げ量が流速による底面剪断力 τ によって決まる次の公式を用いるものとする。

$$F_s = A_s \cdot (\tau / \tau_c - 1) \dots\dots\dots (1)$$

F_s : 底泥の巻き上げ量 ($g / m^2 \cdot sec$)

A_s : 底泥の巻き上げ係数 ($g / m^2 \cdot sec$)、本来現地調査や室内実験によって求めるべきであるが、このような実験を行うことは容易ではないので、過去に用いられた値を参考とし、シミュレーションの結果が実測のSS濃度を再現できるようにこの係数を決めることとする。

τ : 水流による底面剪断力 (N / m^2)

τ_c : 巻き上げに係る限界剪断力 (N / m^2)、 τ が τ_c より小さい場所では巻き上げは生じないものとする。 τ が τ_c より大きくなる場合に、(1)式によって底泥の土砂が巻き上がるものとする。この係数についても室内実験等で決めるべきものであるが、このような実験を行うことは容易ではないので、過去に用いられた値を参考とし、シミュレーションの結果が実測のSS濃度を再現できるようにこの係数を決めることとする。過去に用いられた巻き上げに係る限界剪断力は0.2~0.5 N / m^2 のオーダーである。本調査では再現性を考慮して0.3 N / m^2 を用いた。

また水流による底面剪断力 τ は流速の関数とし、沈降速度の項で示したものと同一式で求めた。なお渇水期モデルでも流速が小さく、底面剪断力が沈降限界に関わる剪断力より小さい場合は、上述の沈降を考慮するものとした。

(2.5.12) S S 計算の入力条件

S S 拡散計算の入力条件をまとめて表-2.5-4に示す。

表-2.5-4 S S 計算の入力条件表

項目	満水期	渇水期
境界条件	希釈係数(0.9)	同左
水平拡散係数	2×10^5 cm ² /s	同左
鉛直拡散係数	1.0 cm ² /s	同左
沈降速度	2 m/日	同左
流動場	平均流	同左
計算時間	20日間(480時間)	同左
タイムステップ	900 秒	600