

多摩川水系における窒素の負荷解析

— 多摩川の栄養塩に対する環境容量把握のために —

1 9 8 2 年

鈴木基之

東京大学生産技術研究所助教授

目 次

第1章 緒言および調査・実験研究の概要	1
1. 緒 言.....	1
2. 調査・実験研究の概要.....	1
第2章 汚濁都市河川の現状とその改善法	3
1. 緒 言.....	3
2. 野川汚濁の現状	4
2.1 BODの経年的な変化.....	4
2.2 家庭排水の処理法.....	5
2.3 下水道普及との関連	5
2.4 水収支について.....	6
3. 野川の自浄作用	8
3.1 流達率	8
3.2 野川内の自浄能力	8
3.3 自浄能力の季節変動	9
4. 結 論	10
第3章 河川における自浄作用と自濁作用	12
1. 緒 言	12
2. 河川における自浄作用	13
2.1 初期における研究	13
2.2 Streeter - Phelps Model	13
2.3 Streeter - Phelps Model の拡張	15
2.3.1 BODの途中流入と沈殿	15
2.3.2 バクテリアの補食関係を入れたModel	17
2.3.3 植物プランクトン、付着藻類の影響、DO日周変動の予測	18
2.3.4 その他のStreeter - Phelps 拡張モデル	19
2.4 物質投入法による自浄能力の推定	19
3. 河川における自濁作用	20
3.1 生態系の遷移と酸素収支	20
3.2 光合成量の測定と二酸化炭素の収支	21
3.3 日本における自濁作用の研究	22
4. 結 言	23

第4章 河床付着性藻類の増殖と剝離	26
1. 緒言	27
2. 野川における付着性藻類の挙動	28
2.1 レンガ投入法のみによるモデル化	29
3. 模型水路実験と結果	30
3.1 装置	30
3.2 測定法	31
3.3 実験用水	32
3.4 実験結果	32
4. 河床付着性藻類増殖モデル	33
4.1 剥離速度	33
4.2 付着藻類増殖速度	34
4.3 河床付着性藻類増殖モデル	34
5. 結論	35
参考文献	
第5章 中小都市河川における汚濁物質の自浄と蓄積	39
1. 緒言	40
2. 汚濁物質の自浄と蓄積モデル	41
2.1 モデル構成要素	41
2.2 各反応の量論関係	41
2.3 基礎式	42
2.4 実河川への適用	44
3. 対象河川とパラメータの決定	44
3.1 野川	44
3.2 パラメーターの決定	45
4. 水質の実測値との比較検討	46
4.1 測定法	46
4.2 S-Sの挙動	46
4.3 D-O-Cの挙動	47
5. 自浄量と蓄積量	48
5.1 モデルよりの計算結果	48
5.2 実測降雨時流出量との比較検討	49
6. 結論	50

第6章 中小都市河川の自濁量

既述算例の運営指揮技術研究 第6章

一 河川における無機炭素収支	53
1. 緒 言	54
2. 自濁の定量化	54
3. 無機炭素固定量の測定	55
3.1 手 法	55
3.2 河川における無機炭素収支	55
3.3 無機炭素の水中での電離	56
4. 野川中流域の無機炭素固定量	57
4.1 野 川	57
4.2 1 C、アルカリ度の測定法	58
4.3 流入量、流出量	58
4.4 野川のアルカリ度	59
4.5 炭素固定量の推定	61
5. 結 論	63

既述算例の運営指揮技術研究 第6章

第7章 Recovery of water Quality in Shallow Urban Rivers	66
1. Introduction	68
2. Mathematical description of water quality in a shallow river	69
2.1 Concept of the model	69
2.2 Stoichiometric relation of biochemical growth and water quality parameters	70
2.3 Rate equations at the river bed	71
2.4 Material balance equations of water quality parameters	74
3. Comparing the model with the field data	76
3.1 The Nogawa River	76
3.2 Boundary conditions and parameters	77
3.3 Results of the simulation	78
3.4 Reclamation plans	80
4. Conclusion	82

既述算例の運営指揮技術研究 第6章

既述算例の運営指揮技術研究 第6章

既述算例の運営指揮技術研究 第6章

多摩川水系における窒素の負荷解析

—多摩川の栄養塩に対する環境容量把握のために—

第1章 緒言および調査・実験研究の概要

1. 諸 言

“とうきゅう環境浄化財団”の援助を受けた前回の研究(昭和52年～53年度)において、都市型中小河川の水質の改善を計るために河床付着性藻類による二次的汚染(河川の自濁作用)の抑制が重要な課題であることを明らかにした。ここで、付着性藻類が河床に大量に繁茂する主な原因として、河川水中に高い濃度で栄養塩が存在することが考えられる。従来、栄養塩は湖沼や沿岸海域では、環境に対し重大な影響を与える物質として認識されて来たが、河川においてはほとんど問題にされず、また研究されていないのが現状である。そこで本研究では多摩川の支流野川を一例にとり、まず、二次汚濁が野川や多摩川に与える影響について定量的に明らかにし、つづいて野川での二次汚濁を低下させるには、どの程度まで栄養塩濃度を下げる必要があるかについて検討を行った。河川水の栄養塩濃度を低下させるには、放流する下水の三次処理が必要となる。しかし現状では三次処理が普及するには、まだ時間を要すると考えられ、それゆえ、栄養塩濃度を低下させることなく、河川の二次汚濁を抑制する施策についても検討を行った。

以上は河川の水質を中心に検討を行ったものであるがこの過程で野川の水量が流域下水道の整備が進むにつれて減少していることが明らかになった。流域下水道の完成時においては野川中流域の流量は雨の降らない時はほぼゼロになると予測される。本研究の究極の目的は豊かに水をたたえた市民の憩の場としての機能を都市中小河川にとり戻そうとするものであるが、現在の都市河川は水量の面においても好ましくない方向に変貌しようとしている。この水量の問題を解決するためには流域下水道に代り、中規模の処理場を数多く作ることが必要と考えられるが、この規模と費用などについての検討は本研究ではふれることは出来なかった。

浅い河川における窒素をも含めた物質の流れを本研究はほぼ明らかにしたと考えられるが、真に自然をコントロールするためには、生物の生態に密着した研究が必要と考えられ、今後の課題として多くのものが残されていると考えられる。

2. 調査・実験研究の概要

この期間の研究の進展は以下のように集約することが出来る

- (1) 野川の持つ自浄能力と自濁量を過去のデータより推定すること…………… 第2章
- (2) 河川の自浄作用と自濁作用の研究について既往の研究をまとめること …………… 第3章
- (3) 河川の自濁作用の原因となる河床付着性藻類の増殖と剝離の特性について明らかにすること

…………… 第4章

- (4) 河川の持つ自浄能力について定量的に明らかにすること 第5章
(5) 河川の持つ自濁能力について定量的に明らかにすること 第6章
(6) 第2章から第6章までの知見をまとめ水質シミュレーションモデルを作成し、水質の改善策について検討すること 第7章

第2章 汚濁都市河川の現状とその改善法

いわゆる河川の現状 (B)

汚濁の原因と対策 (A)

河川の改善とその実績 (C)

参考文献 (D)

Abstract

Historical variation and present state of water quality as well as flow rate of the Nogawa River, one of the tributaries of the Tama River, which flows in the southwest of Tokyo are examined. The population of the river basin has grown 4.0 times in these 35 years and urbanization change of situations around the river has made the Nogawa River a typical urbane polluted river.

Close show observation of the mechanism of the pollution in the Nogawa River, therefore, may give general keys to show how to restore the water environment in populated area. Two main problems could be referred as concluding remarks:

(1) Though the water quality has been slowly recovered by gradual accomplishment of the river basin sewerage system, such a system has reduced the Nogawa's flow rate seriously.

(2) The Nogawa River has bigger BOD flux at the connection with the Tama River in summer season than in winter time. This is caused by the growth and decomposition of benthic algae (about 3 ton BOD/day is produced in the Nogawa River at summer season). To keep off the growth of benthic algae is one of the important subjects to be considered for the restoration of water quality.

1. 緒 言

都市周辺における人口の急激な発展と近代化に伴い、都市の近郊を流れる中小河川の多くは著しい汚濁の状況を呈している。一方過密な都市生活においても、河川の存在が占める意味は単なる非常時の用水としての意味のみならず、生活の豊かさに貢献する空間を与えるものとしての意味が求められている。

われわれは、1977年以来中小都市河川の汚濁回復に関する研究として、典型的な都市の中小河川の例として東京西南部を流れる野川を例にとり、そのおかれた現状と、汚濁河川中のBOD自浄能力について検討を加えて^{1)、2)、3)、4)}きた。ここで取扱っている対象は特定の河川であるが、取扱い手法および得られる結果は一般性のあるものとなるであろう。

野川は国分寺市内にその端を発し、東京の西南部住宅地帯を流下し、二子橋にて多摩川に合流している。その流域は、国分寺市、小金井市、府中市、三鷹市、武蔵野市、調布市、狛江市、世田谷区の一区六市にわたり、流域面積 69.6 km²、現在の流域人口は 63.7 万人である。(Fig. 1 参照) また、18.2 km、河幅は 2 ~ 17 m 程度、最大水深約 70 cm、平均流速 0.3 m/sec 程度、有力な支流として仙川を含む、流量は Fig. 2 のように変化する河川である。流域には若干の農地が存在するが、大規模バルブ工場や食品加工場などは存在せず、家庭排水が有機汚濁の主原因と考えられる。

* 東京大学生産技術研究所 〒106 東京都港区六本木 7-22-1 Institute of Industrial Science, University of Tokyo (7-22-1, Roppongi, Minato-Ku, Tokyo, Japan 106)

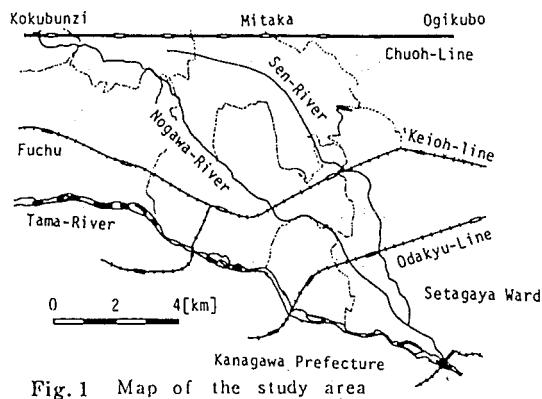


Fig. 1 Map of the study area

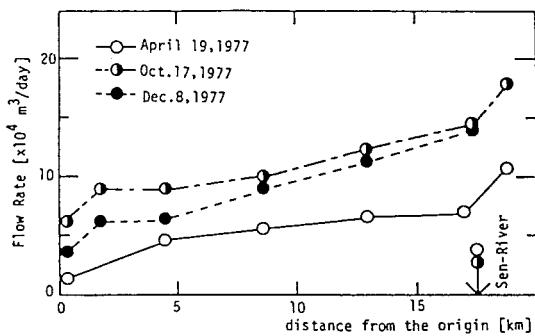


Fig. 2 Change of the flow rate along the course of the Nogawa River

本研究においては、野川の有機汚濁現象が流域の下水道普及を中心とする変化に伴い、どのように変化しているかを明らかにし、さらに河川中でのBOD自浄作用をマクロな観点から把握しようとしたものである。ここで明らかとなる現状は、大都市の近郊を流れる多くの中小河川を代表するものと考えられる。

2 野川汚濁の現状

2.1 BODの経年的な変化

野川の河口、多摩川への出口におけるBOD濃度の経年変化をまずFig. 3に示す。BOD濃度はFig. 4に示すように、人為活動の影響を受けて大きな日周変動を示す。また、後述するように季節変動にも大きなものがある。このため、この図は東京都⁵⁾と世田谷区⁶⁾のデーターをそれぞれ年平均して示したものであるが、昼間の採取が多いため日平均値より若干高めの値を示していると考えられる。このFig. 3より、野川の汚濁が1975年頃を境に漸次改善されてきていることを、読み取ることができる。そこで、野川の有機汚濁改善の兆しは、下水道の整備にその原因を帰すことができる。そこで、野川の有機汚濁の主な原因となっている家庭排水の処理法の推移について考察してみることにする。

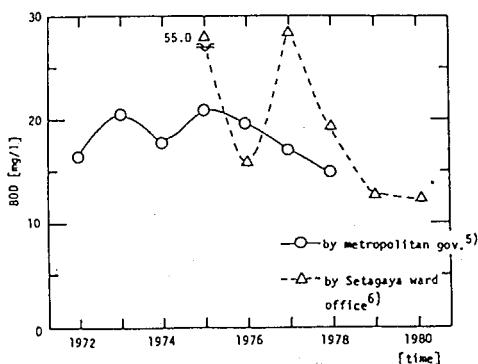


Fig. 3 Change of the BOD concentration at the connection with the Tama River with time.

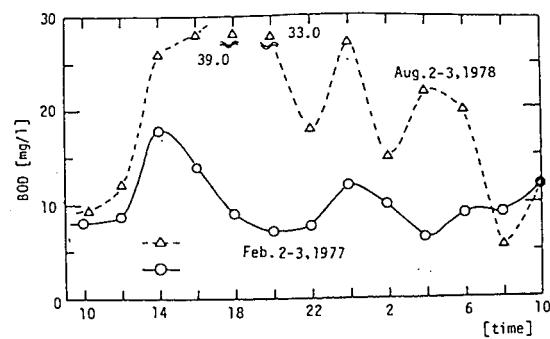


Fig. 4 Diurnal change of the BOD concentration at the connection with the Tama River (from metropolitan government's data).

2.2 家庭排水の処理法

家庭排水は、大きくし尿と雑排水の二つに分けることができる。ここで雑排水とは、台所の排水や風呂の排水、洗車水などをいう。一口に家庭の排水といっても、このし尿と雑排水とでは、その処理方法に大きな差異がある。

歴史的には、野川の流域である三多摩地区では、し尿はくみ取り（戦前から戦後の一時期までは、その多くが農地還元されていた。）が主であり、雑排水は近くの側溝にそのまま流すか、勾配の小さい水の流れの悪い地区では地下浸透式（吸い込み式）で処理している家庭がほとんどであった。このような伝統的な家庭排水の処理法に対し、生活様式の変化により 1955 年頃から見かけ上水洗式になる浄化槽方式がし尿の処理法として普及していった。しかしながら、このような状況での人口の急増は、野川などの自然河川の汚濁問題（雑排水と浄化槽方式によるし尿処理水の放流が主な原因）と地下水の汚染問題（地下浸透方式が主な原因）を引き起した。これに対して下水道を整備し、汚水に一定の処理を加えて、その後野川などに放流するという考えが、多摩地区では 1960 年頃より起り、特に三鷹市では 1958 年という早期よりこの考えによって下水道の整備が行われ始めた。しかしながら、1960 年代後半になって全国的に公害問題が顕在化すると、流域下水道とこれに続く大規模終末処理場という考えが生まれ、1968 年には建設省により以後の方針として流域下水道方式が正式に方向づけられた。東京都においても、これを受けて野川の汚濁回復を目的に 1969 年 8 月より流域下水道野川幹線の工事に着工した。これは野川の流域の主要な部分、調布、狛江、三鷹、武蔵野、小金井、府中の各市にまたがるもので、この地域の下水をすべて大田区の森ヶ崎処理場で処理をするというものである。

以上のような歴史的経緯があるため、現在の野川流域の家庭下水処理法は多様化している。（三鷹市の一部は、1972 年の段階で自市内処理が行われていたため、流域下水道計画に含まれなかった。）野川流域の家庭はその排水の処理法により、つぎの四つのグループに大別できると考えられる。

- 1) 1972 年以降普及してきた流域下水道に、し尿、雑排水を共に流している家庭。
- 2) 三鷹市東部地区であるが、公共下水道に、し尿、雑排水を共に流している家庭。
- 3) し尿は便槽にため、雑排水は側溝などを通じ野川にそのまま流している家庭（国分寺市の一地区では、現在でも雑排水の処理に地下浸透式を用いている。）。
- 4) し尿は家庭の浄化槽で処理してのち、側溝などを通じて野川へ放流。雑排水はそのまま側溝などを通じ野川へ流している家庭。

野川流域での支配的な家庭排水の処理は、大略この四つのタイプに分けることが可能と考えられる。

2.3 下水道普及との関連

野川流域の下水道の普及状況の変化を Fig.5 に示す。この図より明らかのように野川流域では三鷹市と狛江市が早期から下水道の整備に乗り出し、これに調布市、小金井市、武蔵野市、府中市が続き、上流の国分寺市と最下流の世田谷区の整備が遅れていることがわかる。なお、ある地域の一般家庭が排水を下水道管に接続することが可能となると、その地域に対して下水道完成の告示が出され、下水道法では、こ

れより三年以内に家庭下水を下水管に接続しなければならないとしているが、一軒あたり約20万円の費用がかかるため（各市は各種の資金援助を行っている。）、3年経過しても100%にならないのが現状である。下水道が完備したからといって、その地域の自然河川への汚水の流入はすぐにはゼロにならない。

ここで、特に流域下水道野川幹線への下水の流入量増加の経年変化をFig.6に示す。この野川幹線は

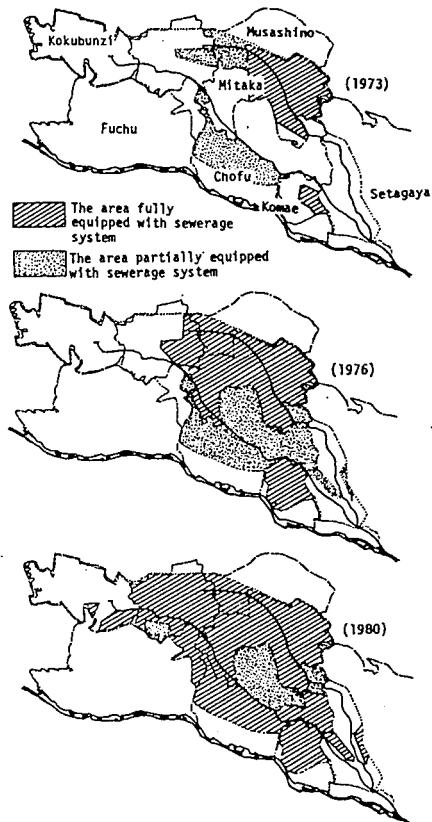


Fig. 5 Change of the area equipped with sewerage system in the Nogawa basin.

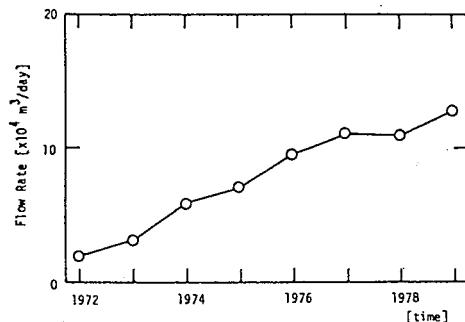


Fig. 6 Change of the Nogawa basin sewerage system's flow rate with time.

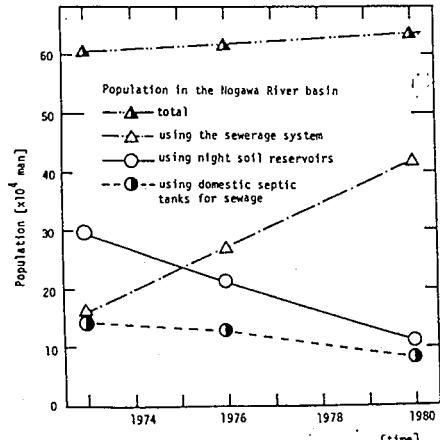


Fig. 7 Change of the population and sewage treatment process in the Nogawa basin with time.

計画水量が19.5万m³/日であるから、1979年度末までに約66%の家庭がこの野川幹線に下水の接続を行ったと考えられる。

以上のような状況のなかで、この7年度に全野川流域の家庭のし尿処理方法が、どう推移していくかをFig.7に示す。野川の流域人口は、60.6万人から63.7万人と約5.1%増加した。この中で、公共・流域下水道の利用者は16.3万人から42.5万人と約2.6倍に増え、くみ取り方式の使用者は29.8万人から11.1万人と1/2.7へ、また浄化槽の使用者は14.4万人から10.3万人と1/1.4に、それぞれ減少している。このうち、浄化槽使用者の公共・流域下水道への切り替え速度が遅いのは、見かけ上水洗であるため、使用者の切り替え意欲が少ないことが理由に掲げられている。

2.4 水収支について

2.3で示したように家庭下水を野川に入れない流域下水道方式が整備されていったため、野川の水量は

減少する傾向を見せている。Fig. 8 は、著者ら、東京都⁵⁾、世田谷区⁶⁾の水量に関するデーターを示したものであるが、これよりはっきりとした減少傾向がうかがえる。

ここで流量の日周変動を Fig. 9 に示す。これも BOD の場合と同様に著しく人間活動の影響を受けていいると考えられるが、4回の測定を通じて早朝に流量の最低値を記録している。各排水地点からの流達時

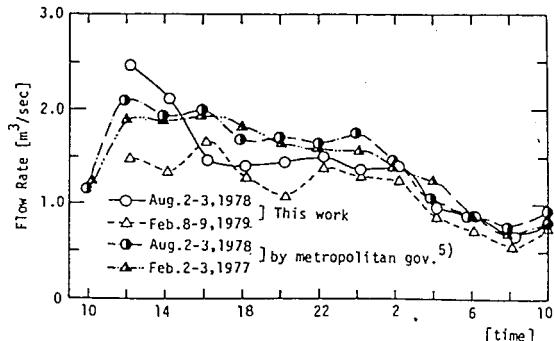


Fig. 9 Diurnal change of the flow rate at the connection with the Tama River.

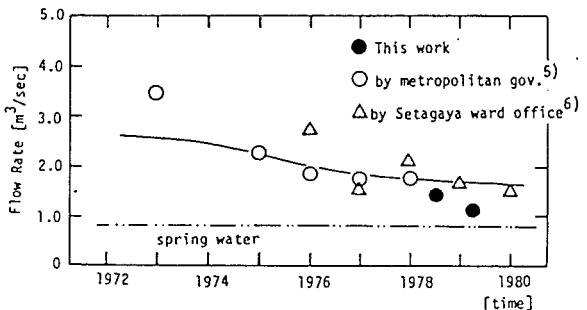


Fig. 8 Change of the flow rate at the connection with the Tama River with time.
(in figure, line means the flow rate:
≤ Spring water in the Nogawa basin ≥ +
≤ the sewage in Nogawa basin ≥ - ≤ the sewage flowing into the Nogawa basin sewerage system ≥)

間が違うという問題も含まれるため正確は期しかねるが、この最低流量 $0.6 \text{ m}^3/\text{秒}$ 程度が現在の野川の自然流量であると考えられる。この値は水収支より算出される値 $0.79 \text{ m}^3/\text{秒}$ ($6.8 \text{ 万 m}^3/\text{日}$) とよく一致する。(Fig. 10 参照)

東京都水道局、下水道局の資料と上記の観測結果を合せると、現在の野川の水収支を Fig. 10 のように整理することができる。これより人為的影響が全くない場合、この地域の地下水量約 $17.4 \text{ 万 m}^3/\text{日}$ が野川の自然流量であったと推定できる。しかし現在では、この地域の人口の急増のため、地下水のほとんどがくみ上げられ、また、それでも不足した分は、利根、多摩、相模水系より河川水を買い入れることにより補っている。

この水が家庭で使用され汚水となって野川へ流入するわけであるが、前述のように 1972 年以降の流域下水道の整備は、家庭下水が東京湾（森ヶ崎処理場など）や多摩川（北多摩 1 号処理場）へ直接流出する割合を高めている。このことが野川の流量を減少させている原因である。将来的には、野川は三鷹東部処理場処理水（ $3.0 \text{ 万 m}^3/\text{日}$ ）と自然水（ $6.8 \text{ 万 m}^3/\text{日}$ ）

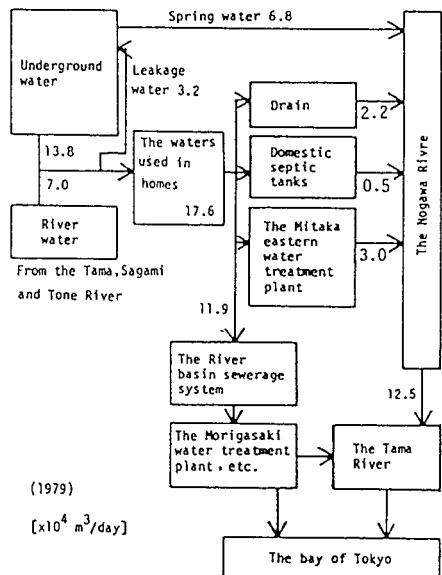


Fig. 10 Water balance in the Nogawa basin.

万m³/日)だけを流下させる河川に変貌するであろう。^{*注1} なお河川や側溝中での蒸散による水量の変化は無視できるものと考えられる。⁷⁾

3. 野川の自浄作用

3.1 流達率

さきに論じた流域下水道の普及という側面を考えて、野川に流入するBOD負荷を総計するとFig.11のようになる。ここで野川に流入するBODの総負荷は、Fig.7の人口の推移より次のように推算した。

1) 流域下水道を利用するものは、野川に汚濁物質

を入れない。

2) 公共下水道を利用するものが、野川に与えるB

O D負荷は、三鷹東部処理場の出口で実測するこ
とができる。

3) 便槽(くみ取り方式)を使用する人々は雑排水
だけをそのまま流出させる。

4) 凈化槽を使用する人々はし尿は浄化槽で処理し
てのち、また、雑排水はそのまま流出させる。こ
こで浄化槽はすべて、東京都の排出基準BOD 90
 mg/ℓ が達成されているものと仮定した。

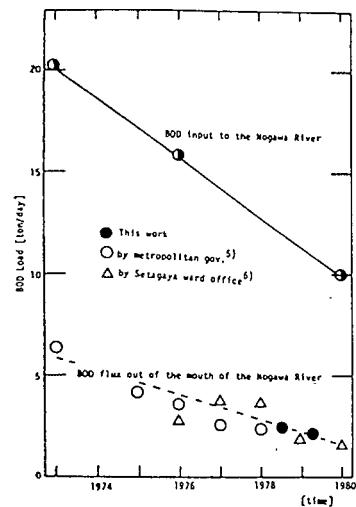
また、ここで使用水量原単位とBOD原単位が必
要となるが、これは和田がその文献⁸⁾で引用してい

る値を用いた。(水洗用水 60.3 $\ell/\text{日}\cdot\text{人}$: 横浜市調べ、BOD負荷原単位 44 $g/\text{日}\cdot\text{人}$: 石川ら調べ)

Fig.11において野川の河口で観測される多摩川へのBOD流出量も同時に示すが、両者の値には大きな差がある。この比、河口でのBOD Flux/BOD総負荷を流達率と呼んでいる。市川⁹⁾は野川について0.03なる値を与えており、Fig.11からは0.3~0.17という値が読み取れる。また、流達率は年々低くなる傾向を見せている。

3.2 野川内の自浄能力

ここで流達しない部分については、従来あまり明らかにされていない。ゆえに、ここでは流れの過程での変化を明らかにするために野川の流れにそってBOD濃度、BOD Fluxの測定を行った。この結果を明らかにするために野川の流れにそってBOD濃度、BOD Fluxの測定を行った。この結果をFig.12、Fig.13に示すが、野川は1977年以降の観測において上流域が高度に汚濁されているという結果



Change of the BOD load and the BOD output at the connection with the Tama River with time.

^{*注1} 流域下水道には雨水を入れない分流式と、雨水を入れる合流式があるが、野川幹線の場合、後半工事を行った部分は分流式が多い。また合流式においても、幹線流量が通常の2倍以上になると雨水バケを通じて野川へ雨水を流すようにしている所が多い。ゆえに大雨時には、野川に多量の水が流れる。

を得、これは国分寺の下水道の普及率が低いこととよく一致している。また BOD Flux は Fig. 13 に示すように、特に上流域で急激な減少傾向をみせている。これは国分寺市から野川へ流出した BOD 負荷

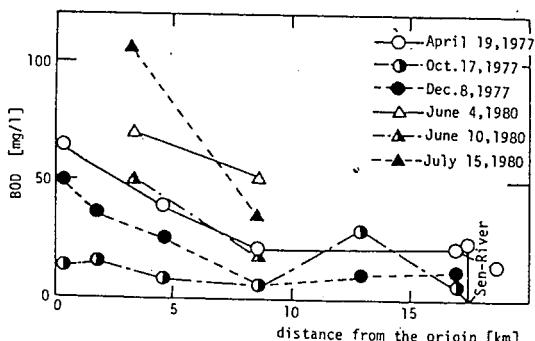


Fig. 12 Change of the BOD concentration along the course of the Nogawa River.

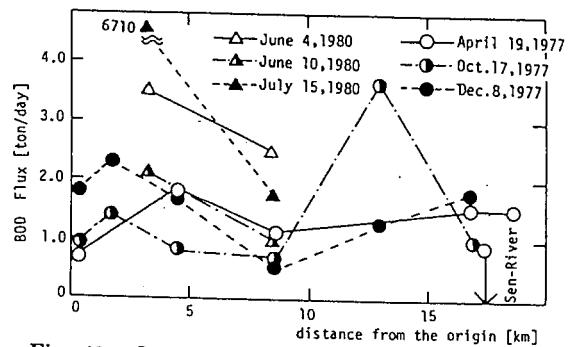


Fig. 13 Change of the BOD flux along the course of the Nogawa River.

がこの部分で消失し、また、この部分（小金井市、府中市、三鷹市）での新たな BOD 負荷が少ないため観測されたものと思われ、下流域では調布市付近で新たな BOD 負荷の流入があるため、減少傾向が顕著に表われなかつたものと思われる。

以上のように、野川中で BOD Flux が減少することは、野川自身が BOD 自浄能力を有していることを示すものと考えられる。これは、従来流達率の低い原因是側溝などへの沈殿とあいまいにされていたが、中小都市河川自身も大きな自浄能力を有していることが明らかになった。

3.3 自浄能力の季節変動

以上、野川の自浄能力の経年変化などについて述べてきたが、次に自浄能力の季節変動について述べる。東京都の 1976 年から 1978 年までの観測データ⁵⁾から多摩川への月別平均 BOD 流出量を Fig. 14 に示す。これより夏季に BOD Flux の値が小さくなり、夏季は冬期に比べて BOD 自浄能力が大きいことがうかがえる。また、月別平均流出量を平均水温に対してプロットしたものを Fig. 15 に示すが、これより温度が上昇すると、多摩川への BOD 流出量が減少していることがわかる。これは温度が上昇すると

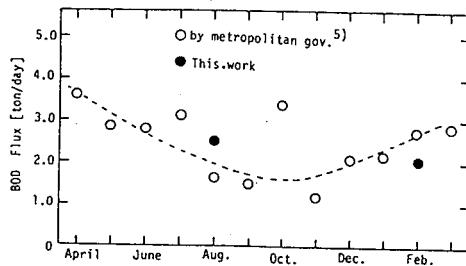


Fig. 14 Seasonal change of the BOD flux at the connection with the Tama River.

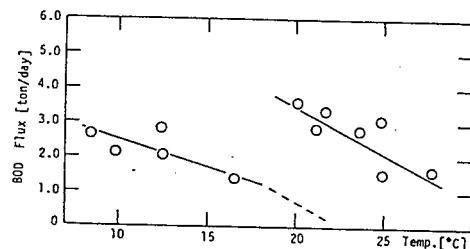


Fig. 15 Temperature dependence of the BOD flux at the connection with the Tama River.

野川流域の BOD 自浄能力が大きくなるためと考えられる。しかしながら、このグラフは単一の線にならず、二つの別の傾向があると考えざるを得ない。一つは、4 月から 10 月（夏期）の一群であり、もう一つ

は11月から3月にかけて(冬期)の一群である。4月から10月の流出量はFig.15中の点線のように推移すると予想されるが、夏期の場合多摩川への流出量は、この点線より3ton/日程度多くなっている。夏期と冬期で人間が放出する汚濁負荷量に著しい差異があるとは考えにくい。ゆえに、この差は夏期に新たに野川流域内でBOD負荷が発生することによると考えられる。ここでは河床付着クロロフィル量の季節変化などを測定していないため、このことに対する実証的な議論は今後の検討にゆづりたい。しかしこのFig.15は、大竹ら¹¹⁾も指摘しているように、付着性藻類の死滅流下が新たなBOD汚濁源となることを示す一資料となると考えられる。

野川に処理水を放流している三鷹東部処理場は三次処理を行っていないため、多量の窒素・リンを含んだ水を野川へ放流している。ゆえに、流域下水道が完成し、野川へ直接流入するBOD負荷が減少すれば、以後は、河床付着性の藻類による二次的な有機汚濁が野川の汚濁の主要な問題となるであろう。

4 結 論

流域下水道計画が進行している現在、中小都市河川は急激な変貌をとげている。野川の例からわかるように、流域下水道の普及の結果都市河川の流量は漸次、減少の傾向にある。野川の場合、流域下水道が完成すると、最終的には流量9.8万m³/日程度(自然水6.8万m³/日、三鷹東部処理場水3.0万m³/日、Fig.10参照)の河川になるとを考えられる。この流量は人為活動が全く存在しなかった時の野川の流量的17.4万m³/日の半分であり、水を豊かにたたえた、市民の憩いの場としての河川からは、ほど遠いものになってしまう。(野川には流域下水道方式でない三鷹東部処理場があるため、まだ流量3.0万m³/日程度の付加があるが、これが存在しなかったとすると野川の流量は約6.8万m³/日となり、人為活動が存在しなかった時の流量の約1/3にもなり、洪水時にだけ水を流す雨水バケのようなものになってしまう。)

以上のような都市河川水量の枯渇現象を防ぎ、市民の親しみやすい自然河川を取り戻すには、三鷹市が行っているように、比較的せまい区域の下水を集めこれを処理し、野川などの自然河川に放流する方が望ましいと考えられる。従来の流域下水道計画のように、スケールメリットによる経済効率だけを重視した考えは、一考の余地があると思われる。

また自然水量は、武蔵野台地の都市化(コンクリート占有面積の増大)に伴い、雨水の地下浸透が減少していることが予想され、事実、現在湧水の枯渇がみられるが、この問題に対してなんらかの方策を立て、地下水の涵養を考えることも必要であろう。

これまで水量について考察してきたが、水質について考えた場合、三鷹東部処理場の様に三次処理を持たない高濃度の窒素、リンを含む排水を放流する処理施設は、本論文後半で示し、河床付着性の藻類による二次的な有機汚染を惹き起す可能性があり、汚濁都市河川を清流に戻すという観点からは、適切な処理といえるものではない。河床付着性藻類による二次汚濁機構の解明と、これを防止するための適切な汚水処理法の確立が早急に望まれる。

現在の汚濁都市河川を、豊かな水をたたえた市民の憩いの場とするには、水量の確保と水処理の両面の

密着した研究が必要である。

謝　　辞

本研究を行うにあたり、資料の面でご協力いただいた国分寺、小金井、府中、武蔵野、三鷹、調布、狛江各市、世田谷区の下水道、清浄、環境関係の方々、市民課の方々、東京都水道局、東京都公害局、東京都多摩対策本部の方々、また分析にさいしご協力いただいたお茶の水女子大学家政学部の方々に厚くお礼申しあげます。

(原稿受理：昭和55年11月15日)

— 引　　用　　文　　獻 —

- 1) 鈴木基之、川島博之、河添邦太郎(1977)河川における汚染拡散の研究—野川の有機汚染の観測—。生産研究、29(11)、548-552.
- 2) 鈴木基之、川島博之、藤井隆夫(1978)都市河川における汚濁回復の研究—野川における自浄作用—。生産研究、30(4)、127-134.
- 3) 鈴木基之、川島博之(1978)都市河川の汚濁回復に関する研究—野川水質サンプルの藻類生産力—。生産研究、30(9)、344-347.
- 4) 鈴木基之、川島博之(1979)都市河川における汚濁物質の挙動に関する研究—野川最下流における24時間観測の結果の考察を中心として—。生産研究、31(6)、541-544.
- 5) 東京都(1972~1978)都市河川・内湾の水質測定結果(資料編)
- 6) 世田谷区都市環境物公害対策課資料
- 7) 小倉紀雄、宝月欣二(1979)南浅川における物質循環に及ぼす人間活動の影響。「環境科学」研究報告集、B 29 - R 12 - 2 .
- 8) 和田安彦(1976)都市施設における水利用と汚濁発生。下水道協会誌、13(10)、13-24.
- 9) 市川新(1978)河川における流達率・浄化率に関する研究。下水道協会講演予稿集、480-482.
- 10) 手塚泰彦(1972)環境汚染と生物Ⅱ P 34、共立出版。
- 11) Hisao Ohtake, Shuichi Aiba and Ryuichi Sudo(1978)Growth and Detachment of Periphyton in an Effluent from the Secondary Treatment Plant of Wastewaters.Jap.J.Limnol, 39, 4, 163-169 .

第3章 河川における自浄作用と自濁作用

Selfpurification and Selfpollution in the Rivers

川島博之* 鈴木基之*

Hiroyuki KAWASHIMA and Matoyuki SUZUKI

河川に流入した有機汚濁物質は、バクテリアなどの活動により次第に無機化される。また、栄養塩濃度の高い浅い河川では、河床付着性藻類の繁茂により有機物が大量に生産される。本論文はこれらの現象について行われた既往の研究を整理し、河川内における有機物の無機化と生産を統一的に理解しようと試みたものである。

1 緒 言

清潔な河川に汚濁物質が流入すると、その場所においては河川の汚れが目立つが、流下するにつれて、またもとの清潔な状態に戻る。このプロセスを総称して「河川の自浄」(Selfpurification)と呼ぶ。広義には無機汚濁物質(ZnやCdなど)や毒物(シアノなど)が、化学変化や河床底泥への吸着などにより除去される場合を含むが、一般に「河川の自浄」という場合には、有機汚濁現象のみを扱い、BOD(生物化学的酸素要求量)に関する物質の除去についてするのが普通である。本論文においてもこの現象に限って言及する。

有機汚濁の自浄という概念は、本質的には、バクテリアなどによる有機物の無機化を意味し、これは自然界において生物の営みの一環として、海洋・湖沼・河川・土壌中などでごく一般に生じている。しかしながら、ここで取り上げる問題は、自然界における物質循環に着目したものではなく、人為的に発生した汚濁物質の河川内で挙動を中心としている。

「河川の自浄」という概念が、19世紀より認識されていたのに対し、「河川の自濁」(Selfpollution)という概念は新しく、ごく最近になって、特に日本において認識されてきたものである。

下水の二次処理は普及してきたものの、放流水中の栄養塩濃度が依然高いレベルにあるため、河床まで太陽光線の到達し易い浅い河川においては、付着性藻類が河床に大量に繁茂する現象が観察される。このような河川では、藻類の呼吸作用により、夜間のDO(溶存酸素)値が顕しく低下する。このことは、河川にBOD物質を排出した場合と結果的には同様となり、大型の魚類や水生生物が恒常的に棲息するには不適な環境条件が作り出される。同時に、付着育した藻が死滅し剥離流下することは、下流に対して新たな有機汚濁源(二次的負荷)となる。この現象は、河川中において光合成により栄養塩の存在下で無機の炭素より有機物が生成されることに起因している。河川中で有機物が無機化される現象を「自浄」と呼んだのに対し、この現象を「河川の自濁」と呼ぶ。

この自濁は、多かれ少なかれ自然界のいたる所で見られる現象であるが、ここで「自濁」と呼ぶ場合には、人為的に栄養塩濃度が著しく上昇させられ、藻類の異常繁茂が問題となる場合のみに限定する。

以上のように定義した「河川の自浄と自濁」を検討する場合、二つの方向からの研究が行われている。一つは水質に着目した研究であり、もう一つはそこに棲息する生物種に関する研究である。この双方は補助的立場にあるのはもちろんあるが、主に生物に着目した研究についてはすでにすぐれた成書^{T-4), T-5)}も存在するので、この立場からの記述はこれらにゆずり、ここでは水質に関する定量的な研究について紹介を行う。

2. 河川における自浄作用

水質の面より見た自浄作用の研究は、従来主に衛生工学の分野で行われ、主な関心はDO値の予測に向かっていた。河川中のDOが減少すると河川は嫌気的となるため黒濁し、硫化物や異臭が発生し、また魚類など有用生物の死滅、伝染病細菌の温床になるなど、好ましくない状況を呈する。そこで、河川のDO値があるレベル以下に低下させないためには、汚濁物質の放流をどのような形で行えばよいかを知る必要が生じた。研究がここから出発したため、以下の自浄作用の水質面からの研究は、DOの挙動と河川中においてDOを消費する物質(BOD成分)の挙動を説明することに、その努力の大半が費やされている。

2.1 初期における研究

産業革命後の人口の増大と都市への集中により、19世紀に入ると、都市周辺の河川において、汚濁現象が目だってきた。この当時すでに、有機汚濁物質が自浄されることが経験的に知られており、ある程度の汚水ならば河川に放流しても問題ないと考えられていた。その判断基準は放流水量と河川流量の比であり、50倍から100倍に希釈されるならばよいと考えていたようである。^{I-1), I-2), S-4)}

この汚水の放流に対し、初めてBODという概念を導入し、(当時のBODは18.3°C、5日間で測定した。これは、テームズ川の流下時間に基づいている)排水基準を定めたのは、英國のRoyal Commissionであった^{I-2)}(1912)。ここでの基準は、汚水放流後の河川のBODを4[g/m³]以下にするようにというものであり、放流後のBOD濃度の予測には、次式のような単純な物質収支を用いた。

$$BOD = \frac{Q_R \cdot BOD_R + Q_S \cdot BOD_S}{Q_R + Q_S} \quad (1)$$

ここで、 Q_R : 河川流量[m³/s]、 Q_S : 放流水量[m³/s]、BOD : 放流手前の河川のBOD[g/m³]、 BOD_R : 放流水のBOD[g/m³]、 BOD_S : 放流後の河川のBOD[g/m³]

この基準を達成するために普通沈殿法や薬品を用いたSS(懸濁物質)の除去が行われたようであるが、その効果は疑問であった。また、この当時はBOD自浄量の定量的把握という問題については、系統だった研究は行われておらず、これが開始されるのはStreeterとPhelpsの研究を待たねばならなかった。

2.2 Streeter-Phelps Model

StreeterとPhelps^{S-3)}は1925年、米国Ohio川を対象とした研究において、流水中のDOとBODの挙動についてモデル化を行った。このモデルは以後の河川の自浄作用研究に大きな影響を与えた。彼らは、BODが流水中でその濃度に対して一次の分解速度を有すると仮定し、またDOは飽和酸素量

との差を推進力として河川表面において大気から溶けこむとして、以下の式を導いた。

$$\frac{\partial L}{\partial t} = D_z \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - U \frac{\partial L}{\partial z} - K_1 \cdot L \quad (2)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} &= D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - U \frac{\partial C}{\partial z} \\ &\quad - K_1 \cdot L + K_2 (C_s - C) \end{aligned} \quad (3)$$

(河幅、水深、流速一定)

L : BOD [g/m³]、C : DO [g/m³]、z : 流れ方向距離 [m]、t : 時間 [s]、U : 流速 [m/s]、Cs : 飽和酸素濃度 [g/m³]、Dz : 流下方向混合拡散係数 [m²/s]、K₁ : BOD分解速度(脱酸素)定数 [1/s]、K₂ : 再曝気係数 [1/s]

ここで、K₁とK₂は彼らが新たに導入したパラメーターである。

BODの分解、すなわち酸素消費速度をBODに一次であると仮定した理由の一つは、暗ビン法でBODを測定した際、酸素の消費量と時間の関係が一次反応のような挙動を示すことにヒントを得たと考えられるが、これは小さな暗ビンのような容器のなかでのことであり、河川にこのまま適用してよいかについては議論がある。特にバクテリアがBOD物質を消費して、その量が増加する問題が考慮されていないこと、河川によりK₁の値が異なり一般性にとぼしいことなどが以後の課題となった。

再曝気係数K₂については、その後、気液間の物質移動係数K [m/s]との間に

$$K_2 = K / d \quad d : \text{水深 [m]} \quad (4)$$

なる関係があることが指摘⁻²⁾され、深さ方向の代表濃度をとれば、KとK₂を推定することは同じこととなり、物理的イメージの明確なパラメーターとなり、一般性のある議論が可能だったため、初期の経験式の後も、界面更新説やKolmogorovの最小渦説を用いて多くの研究がなされた^{0-1)、-2)}この問題については既にレビュー⁻²⁾もあるので、ここでは省略する。

さて、Streeter-Phelps式に対して、定常状態を想定し、また流下方向の混合拡散項を無視すると次式を得る。

$$U \frac{dL}{dz} = -K_1 \cdot L \quad (5)$$

$$U \frac{dC}{dz} = -K_1 \cdot L + K_2 \cdot (C_s - C) \quad (6)$$

この両式は、初期条件を考えれば、容易に解けて、(z = 0 : L = L₀、C = Cs)

$$L = L_0 \cdot \exp(-K_1 \cdot z/U) \quad (7)$$

$$\begin{aligned} C_s - C &= \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} \{ \exp(-K_1 \cdot z/U) \\ &\quad - \exp(-K_2 \cdot z/U) \} \end{aligned} \quad (8)$$

ここで示される関係を概念的に示すと、図1のようになり、酸素濃度が一時減少し、再び上昇する過程を表す曲線はOxygen-Sag Curveと呼ばれる。

また、(7)式から解るように、2地点でBOD値を測定すれば、河川での実測値より K_1 を求めることができる。Phelps⁻²⁾(1944)は実際の河川で測定した K_1 を自浄係数(Selfpurification Constant)と呼び、Ohio川において水温20°Cのとき0.1[1/day]になる値を与えている。しかしながら、以後いろいろな川で測定した自浄係数は、暗ビン法による推定より大きくなることが知られている⁻¹⁾。これは、実際の河川では沈殿が起こるなどにより懸濁態のBOD成分が消失し、見かけ上BODの分解消失が生じたと同じ効果を示すことによると考えられる。この沈殿などの影響を入れてStreeter-Phelps Modelを拡張することは、環境問題が顕在化した1960年代に入ってから、種々行われた。

2.3 Streeter-Phelps Model の拡張

Streeter-Phelpsモデルの拡張であり、実際の河川での測定値と比較検討を行っているものの主なものを表1に列記する。この中には合葉らのモデルなど自浄作用について研究を行ったものも含まれているが、そのほとんどは自浄に着目し、河川水質の予測を目的としたものである。以下は、この中で自浄作用とDO値の予測に重点を置き、特徴があると思われるモデルについて述べる。

2.3.1 BODの途中流入と沈殿

Dobbins(1964)⁻¹⁾は、Streeter-Phelps Modelを実際の河川に適用するには、次の8つの因子をも含め考えなければならないとしている。

1. 沈殿と吸着によるBOD成分の除去
2. 河床沈殿物の巻き上げによるBOD成分の付加
3. 流下途中よりの新たなBOD成分の負荷
4. 河床の好気的部分による酸素の消費
5. 河床沈殿物より発生したガスによる酸素の消費
6. 植物プランクトンや着生植物の光合成による酸素の付加
7. 植物プランクトンや着生植物の呼吸による酸素の消費
8. 流下方向混合拡散の影響

以上を考慮して、Dobbinsは定常状態の場合次式を提案した。

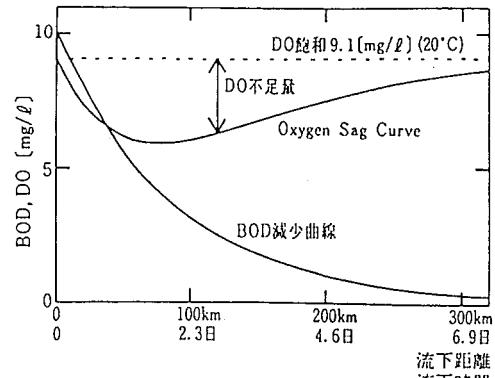


図1 Streeter-Phelps ModelによるDOとBODの関係
 $K_1=0.5[1/day]$ Dobbins式⁹⁻¹¹⁾により推算 $L_0=10$ [mg/l], $U=0.5[m/s]$, $d=1.5[m]$, 水温20°C 饱和DO量9.1[mg/l]として計算

表-1 沿岸の河川水質モデルとその特徴

研究者	年代	対象河川	特徴	酸素消費量	再曝気係数	光合成率	文献番号
H.W.Streeter & E.B.Phelps	1925	America Ohio	初めて、BODの消費と呼吸より自浄をモデル化	- $K_s \cdot L \cdot K_b \cdot BOD$ 分解速度定数 式($g/g/s$)、 L : $BOD(g/m^3)$ u :流速(m/s)、 d :水深(m)	$\frac{E \cdot U}{d}$ 、 E : n :経験的定数 u :流速(m/s)、 d :水深(m)	考慮せず	S-3)
W.E.Dobbins	1964	なし	途中流入渠、沈殿物などを導入し、モデルの拡張	- $K_s \cdot L \cdot D_s$ 、 D_s :底質などでの酸素消費率($g/m^2/s$)	Dobbins式 ^{a)} などの比較検討を行う	底質での酸素消費率 D_s の一部として考慮	D-1)
G.D.Pence,Jr et al	1968	America Delaware Estuary	潮流の影響を含むる連續完全混合槽型モデル	- $K_s \cdot L \cdot D_s$	Doddins式 ^{a),n}	底質での酸素消費率 D_s の一部として考慮	P-1)
D.J.O'Connor & D.M.DiToro	1970	America Truckee,etc.	植物アランクトンの作用重視 日周変動のシミュレーション	- $K_s \cdot L \cdot K_s \cdot N \cdot P_r \cdot K_s \cdot N$:硝酸性 BOD による酸素消費量 P_r :植物呼吸($g/m^2/s$)	Dobbins式 ^{a,n}	$P(=P_m \cdot \sin(\frac{\pi}{p}(t-ts)))$ (本文参照)	O-2)
J.C.Rutherford & M.J.O'Sullivan	1974	New Zealand Tarawera	バクテリア、原生動物の増殖 より BOD 、 DO の変動を記述	-バクテリア呼吸-原生動物呼吸 -バクテリア自己消化-原生動物自己消化	$5.026U^{0.98} \cdot m^{-1.03}$ U :流速(l/s)、 m :水力半径 半径(ft)	考慮せず	R-2)
合乘ら	1975	日本 多摩川	河川付着性藻類による BOD の二次的負荷(自汚)のモデル化	- $K_s \cdot L \cdot r \cdot \frac{M}{d}$ 、 r :藻類呼吸速度 式($g/g/s$)、 d :水深(m)、 M :藻類(m^3/m)	Thackston式 ^{a),r} ,	河床の照度の関数として光合成速度を決める。 M $+P(t_{lx}) \cdot \frac{M}{d}$	A-1) A-2)
J.C.Rutherford	1977	New Zealand Warkato	植物を付着性藻類、大型浮遊植物、プランクトンに分けて考察	- $K_s \cdot L \cdot R$ 、 R :植物の呼吸 ($g/m^3/s$)	$3.739 \cdot U \cdot d^{1.11} \cdot U$:流速(l/s) s :水深(m)	流速の植物存在量をこまかく実測し、これと光合成速度より推定	R-3)
C.Knowles & A.C.Wakeford	1978	England Thames Cachment	硝酸化、光合成、沈殿など既往研究の結果を用いた総合モデル	- $K_s \cdot L \cdot K_s \cdot N \cdot D_s$	$(U+0.3406)^{0.61} \cdot d^{-0.45} \cdot s^{0.16}$ U :流速(cm/s)、 d :水深(cm)	$P=0.00103 \cdot l^{0.77} / d \cdot l \cdot$ 光の強さ ($cal/cm^2/hr$)、 P : $(g/m^3/min)$	C-1) K-1)
J.F.Simonsen & P.Harremoes	1978	Denmark Havelse	DOとICの取扱を光合成の b する場合について考察	- $K_s \cdot L \cdot K_s \cdot N \cdot D_s - P_r$ P_r :植物の呼吸 ($g/m^3/s$)	Thackston式 ^{a),r} ,	DO、pHの変動より植物の呼吸、光合合成量を推定	S-2)
C.J.Bathala et al	1979	America Coleman Creek	小河川の自净能力の推定	- $K_s \cdot BOD \cdot K_s \cdot N$	$9504 \cdot S \cdot U \cdot S \cdot$ 河川勾配(-)	考慮せず	B-1)
J.B.Erbmann	1979	England Chales	DOの日間変動より、光合成量と呼吸量を測定	- K_s	U :流速(l/s)	$+P$ 総括光合成量($g/m^3/s$) (日間変動より求めまる)	E-2)
J.E.Miller & M.E.Jenning	1979	America Chattahoochee	硝酸化の影響を中心とした検討	- r 、総括呼吸量($g/m^3/s$) (日間変動より求めまる)	Dobbins式 ^{a),n}	ペラメーターの一部として扱われているが、重視されない、	M-1)
S.Rinaldi et al	1979	Italy Borrida	DOの日間変動より、光合成量、呼吸量を測定	- $K_s \cdot L \cdot P_r$ P_r :植物の呼吸($g/m^3/s$)	K_s/K 、 K_s :推定	ペラメーターの一部として扱われているが、重視されない、	R-1)

$$D_z \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - U \frac{\partial L}{\partial z} - (K_1 + K_3)L + L_a = 0 \quad (9)$$

$$D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - U \frac{\partial C}{\partial z} + K_2(C_s - C) - K_1L + D_b = 0 \quad (10)$$

ここで、新たに導入されたパラメーターは、 K_3 [$1/s$]、 L_a [$g/m^3/s$]、 D_b [$g/m^3/s$] である。 K_3 は BOD の沈殿、吸着による除去の速度定数、 L_a はある流域における底泥の巻き上げ、途中流入を表す量、 D_b は底泥や植物プランクトンなどによる付加や消費を表すものである。このパラメーターを用いれば、河川における BOD の増加、減少は図 2 のように表せる。

これは、Streeter-Phelps Model の実際河川への適用の一例を示したものであるが、このような手法はパラメーターの増加を招き、特に K_3 、 L_a 、 D_b などのパラメーターの値は特定の河川について現象論的に定めることができるもののその数値には一般性がなく、このような手法には限界があると考えられる。

2.3.2 バクテリアの補食関係を入れた Model

Streeter-Phelps Model では、BOD の消費を $K_1 \cdot L$ 項で近似したが、この項はより厳密にはバクテリアなどによる基質の消費という型で表されるべきである。Rutherford ら (1974) は基質の消費とバクテリアの補食関係に着目し、これらのことと、河床表面のみで起こると仮定して(図 3 参照)速度式には Monod 型を用いることによりモデルを作成した。このモデルは、各基質とバクテリアとの関係として表されているが基質を BOD 濃度とし、そのモデルの概要を示すと次式のようになる。

BOD について

$$\frac{\partial L}{\partial t} = D_z \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - U \frac{\partial L}{\partial z} - \frac{h}{Y} \cdot \phi \cdot \alpha \cdot \frac{L}{\beta + L} \cdot B + q_s \quad (11)$$

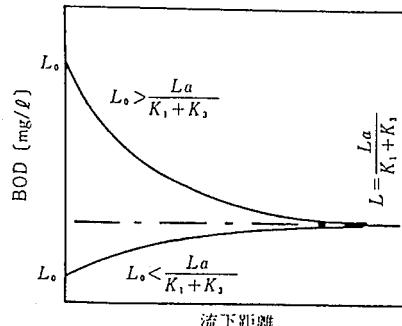


図 2 流下に伴う BOD 濃度変化^{R-11}

L_0 : 初期 BOD 濃度 [mg/l], L_a : BOD 途中流入量 [mg/(l/s)], K_1 : BOD 分解速度 [1/s], K_3 : BOD 沈降速度 [1/s]

$L_a < \frac{L_0}{K_1 + K_3}$ ならば、BOD 濃度增加

$L_a > \frac{L_0}{K_1 + K_3}$ ならば、BOD 濃度減少

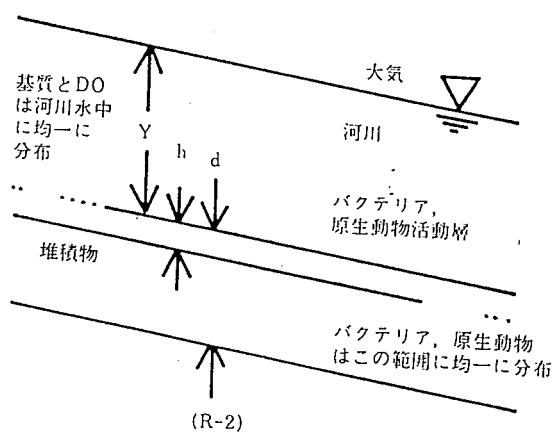


図 3 Rutherford らのモデル概念図^{R-2}

バクテリアについて

$$\begin{aligned}\frac{\partial B}{\partial t} = & F_z \cdot \frac{\partial B}{\partial z^2} - V \cdot \frac{\partial B}{\partial z} + \frac{h}{d} \cdot \phi \cdot \gamma \cdot \alpha \cdot \frac{L}{\beta + L} B \\ & - \frac{h}{d} \psi \cdot \epsilon \cdot \frac{B}{\zeta + B} \cdot P - \frac{h}{d} \chi \cdot \vartheta \cdot B\end{aligned}\quad (12)$$

ここで、LはBOD濃度をB、Pはそれぞれバクテリア濃度〔g/m³〕、プロトゾア濃度〔g/m³〕を表す。また、α、γ、θはそれぞれ、BOD消火速度〔1/s〕、バクテリア自己分解速度〔1/s〕を表し、β、ζはMonod式の飽和定数〔g/m³〕、sは途中流入を、γは菌体収率〔-〕を表す。またDz、UはBODのFz、Vは、バクテリアの流下方向混合拡散と流下に関する速度定数である。また、φ、ψ、χ、ηはバクテリアとプロトゾアの活動の閾値を表す関数である。Y、d、h〔m〕はそれぞれ図3に示した河川の深さ、堆積部の厚さ、堆積部表面の好気的部の厚さを示す。

このモデルは、BODの消費に関する現象論的モデルをより実体的に表そうという努力の方向を示すものと考えられるが、パラメーターがあまりに増加し、かつ実際の河川でバクテリヤ数や原生動物数の数を正確に定量することが困難であることなど、今後の研究を待たなければならない部分が多い。

2.3.3 植物プランクトン、付着藻類の影響、DO日周変動の予測

自浄作用の研究とは若干の相違があるが、Streeter-Phelps Modelを拡張し、植物の光合成の影響によるDO値の変動を予測しようという研究がある。この研究は、自浄作用の研究というよりも、むしろ後述の自浄作用との関連で重要である。

D.J.O'Connor and D.M.DiToro⁰⁻²⁾(1970)はDOの日周変動を次式を用いて説明しようと試みた。

$$\begin{aligned}\frac{\partial C}{\partial t} = & -U \frac{\partial C}{\partial Z} + K_1(C_s - C) - K_1 L - K_n N + P(t) \\ & - R - S\end{aligned}\quad (13)$$

$$\left\{ \begin{array}{ll} P(t) = P_m \sin \left[\frac{\pi}{p}(t - t_s) \right] & \text{When } t_s < t < t_s + p \\ = 0 & \text{When } t_s + p < t < t_s + 1 \end{array} \right. \quad (14)$$

ここでK₁は硝酸化速度〔1/s〕、Nは硝酸性BOD〔g/m³〕P(t)は光合成速度〔g/m³/s〕、Rは植物の呼吸速度〔g/m³/s〕、Sは底質に存在するバクテリア呼吸速度〔g/m³/s〕またP_mは最大光合成速度〔g/m³/s〕、pは日照時間〔day〕をt_s〔day〕は昼夜の別をつけるためのパラメーターである。

この研究の主な実測値に計算結果をcurve fittingさせることにより、各河川におけるP_mを測定することにあり、その結果としてP_m=50~70〔g/m³/day〕なる値を得ている。

O'Connorらの研究では、浮遊性のプランクトンが河川全体で光合成しているとしてモデルを作成しているが、J.C.Rutherford⁻³⁾(1977)は、光の到達するある深さまでが光合成に関与する部分であるとし、また、光合成に関与するものを植物プランクトン、着生大型植物、付着性藻類の3つの部分に分け、それぞれの存在量と呼吸速度を現場にて測定し、その値を用いて実測値を説明するという研究を行

っている。この研究の主な目的は、光合成植物のDOの変動に対する影響を明らかにしようとしたことにより、むしろ、火力発電所の冷却水に河川を使用することにより河川環境に変化が生じ、植物群落に対する悪影響が生じることを懸念しており、河川の自浄という観点には立っていない。

2.3.4 その他の Streeter-Phelps 拡張モデル

以上3つの場合について Streeter-Phelps モデルの拡張を見てきたが、その他にも、DOの収支に対して硝酸化の影響を強調したモデル⁻¹⁾、小河川に適用したモデル^{-1), -1)}、河口付近のDOとBODの変動を予測するために潮流の影響を取り入れたモデル⁻³⁾、また大型河川において既往の研究結果を用いて沈殿、植物、巻き上げ、硝酸化、底部の酸素消費などを総合的にモデル化したもの^{-1), -1)}などいくつかがある。

2.4 物質投入法による自浄能力の推定

モデルを用いて河川の自浄能力を推定しようとする研究に対し、実際にグルコースなどを河川に投入しこれが河川内でどのように減少するかを直接測定した研究がある。小倉ら(1981)⁰⁻⁴⁾、(1982)⁻¹⁾は、多摩川の支流浅川において蔗糖と食塩を投入し、下流地点において流量と濃度を測定することにより、この区間での蔗糖の減少量を調べた。その結果の一例を図4に示すが、これは下流地点での濃度と流量の変動を示すものである。ここで食塩は河床への吸着などで若干減少することが考えられるが、生物化学的には安定と考えられ、生分解を容易に受ける蔗糖との比を考えることにより自浄量を推定しようとしている。彼らは、現在までのところ、水量の少ないとき(滞留時間は長くなる傾向がある)に自浄量が大きくなることを報告しているが、その実験例はまだ少なく、今後の検討を待つ部分が少なくない。

この手法はモデルを用いての推定ではなく、実際に自浄能力を測定するというものであり、有力な手法と考えられるが、大河川で実験しにくいこと、吸着の影響をどう評価するか問題があること、蔗糖が河川

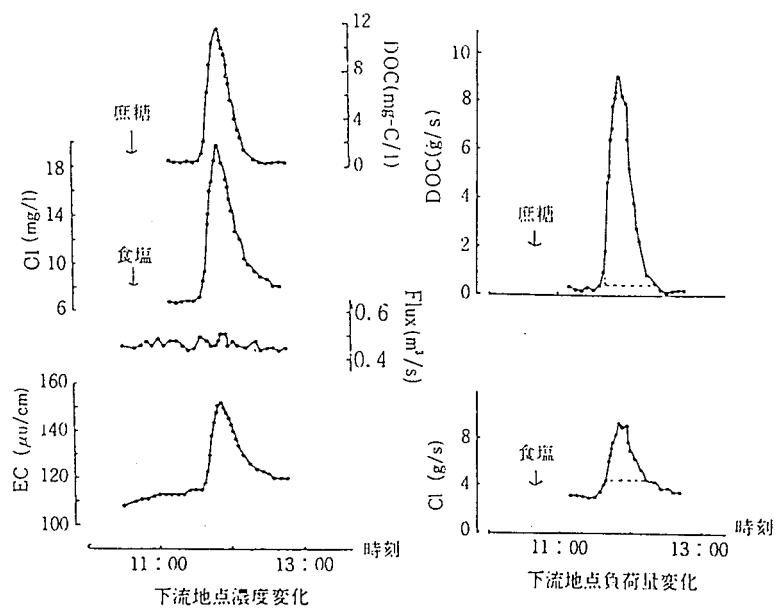


図4 蔗糖、食塩投入実験下流側での応答^{Y-1)}

中に存在する BOD 成分を代表するもののが不明なこと、河川に BOD 物質を投入せざるを得ないことなど問題が多いことも事実である。

3. 河川における自浄作用

緒言でも述べたように「河川の自浄」という考えは、特に 1970 年中頃より、日本において強調されてきた概念である。諸外国では、浅い河川への二次処理水の放流が少ないためか、ほとんど問題にされていない。しかしながら、主に陸水学の観点から河川での生態の遷移に伴う酸素や炭酸ガスの放出、吸収に関する研究が 1970 年代に入って少數ではあるが行われている。

3.1 生態系の遷移と酸素收支

Wuhrmann^{w-1)}(1972) は、模型水路に汚濁物質を投入すると、投入点付近では他栄養の付着性生物が河床に優先種として繁殖するが、流下し自浄作用により汚濁が回復されるに従い、光合成を行う藻類が優先種となることを観察した。ここにおける DO の変化を、模式的に表したもののが図 5 である。

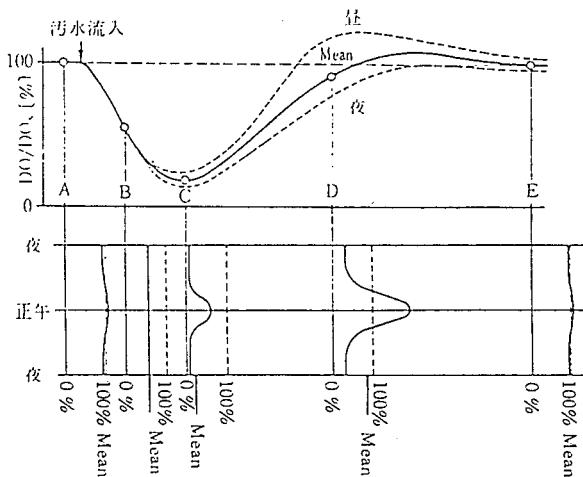


図 5 生態系の遷移に伴う DO 濃度変化^{w-1)}

上：流下に伴う変化
下：各地点での日周変動

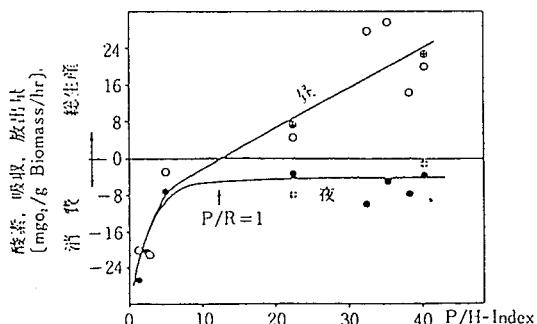


図 6 河床付着生物と河川水との間の酸素の移動 (P/H-Index を用いた概念図)^{w-1)}

この DO の変化は、図 1 に示した Oxygen Sag Curve と類似のものであるが、DO 値の日周変動を記述した点に特色がある。A 地点においては、図 5 より明らかなように、汚濁物質投入以前であるから付着物も少なく、それゆえ DO 濃度は飽和に近く日周変動も少ない。これが汚濁物質投入直後の B 地点では他栄養生物が河床に繁殖することにより、DO 値は著しく低下する。しかし、この地点では河床に藻類が繁茂しないため、DO 日周変動は見られない。C 地点においては、付着生物による DO 濃度の減少は極大に到するが、この地点では、付着生物群の中に光合成を行う藻類が若干発生し出し、それによる DO の日周変動が観察される。D 地点に来ると、自浄作用により汚濁は著しく改善され DO の平均レベルは、投入以前と同様の状態になるが、ここでは付着藻類が優先種として出現し、それによる DO の日周変動は最大になる。その後、E 地点では栄養塩レベルが低下することにより、藻類の存在量が減少し、投入以前の状態に復帰する。

Wuhrman は、この観察により、光合成生物 (Phototropls) と他栄養生物 (Heterotrophs) の存在量比 (P/H index) をとることにより、ある地点における酸素収支が一般的に決定できるのではないかと考え、図 6 に示すような整理を行った。ここで P/H index をどのように決定したかについては明確に述べられていないが、生態系の遷移と酸素収支を結びつける試みとして興味ある研究である。

しかしながら、Wuhrmann の研究では生物の生態に興味の中心が置かれていたため、物質の移動と水質の変化を定量的に記述するという側面では、不十分なものだった。特に、光合成現象を定量的に把握しようとする場合重要な二酸化炭素の収支にはまったくふれられておらず、自淨と自濁の定量的な研究は、以後の課題となった。

3.2 光合成量の測定と二酸化炭素の収支

前出の Wuhrmann の研究仕後、実際の河川において植物の光合成速度と呼吸速度を測定したものに、Simonsen⁻²⁾ ら (1977) のものがある。彼らは、デンマーク Zealand の人口約 20,000 人の汚水が放流されている小河川 (幅 3.6 m、平均流量 0.55 m/s) において、付着性藻類の光合成速度と呼吸速度を測定した。この実験区間は、Wuhrmann の実験水路の C、D、E 地点に相当するものと考えられる。

ここで、Simonsen らは、twin curve method と呼ぶ方法を用いて光合成量、呼吸量を測定している。twin curve method は原理的には 2.3.3 で述べた O'Conner らの手法と同様のものであり、二地点の DO の日周変動を測定することにより、その間の河床面積あたりの光合成速度を求めようとしたものである。その結果の一例を、図 7、図 8 に示すが、これより高緯度地方においては夏期に藻類の活動が活発になること、また一日の光合成量と呼吸量の差は小さく、藻類の成長に用いられる量 (蓄積量) は呼吸による物質の流れに比べれば、小さいことが解る。

ここにおいて Simonsen らは、酸素収支を考察すると同時に、光合成と呼吸に伴う CO₂ の収支について考察を加えている。

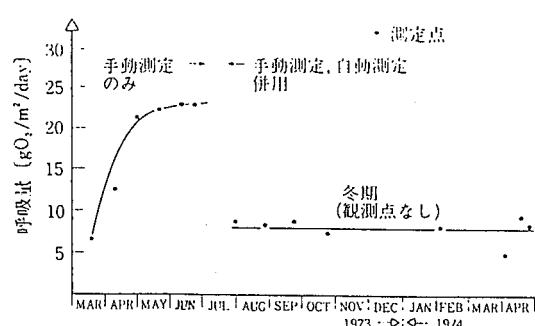


図 7 Havelse 川河床の総生産量季節変化⁵⁻²⁾

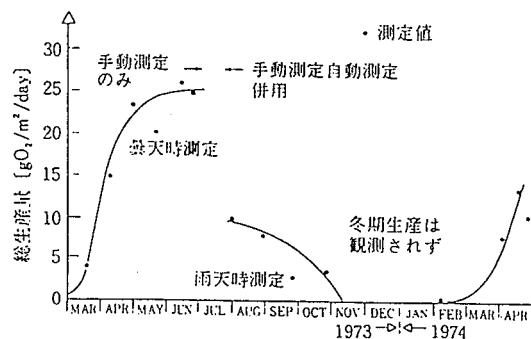


図 8 Havelse 川河床付着物呼吸量季節変化⁵⁻²⁾

CO_2 は水和し、次のように解離して存在しており



この中で、大気と交換関係にあるのは CO_2 だけである。

CO_2 の大気との交換速度は、 O_2 の交換速度に比べれば研究例が少なく、Simonsen らは Tsivoglou and Wallace⁻⁶⁾ (1972) の研究結果を用い、 O_2 の交換の場合 0.87 倍であるとしている。この CO_2 の再曝露係数については Schurr ら⁻²⁾ (1977) も O_2 と CO_2 の分子拡散係数の比較より、ほぼ同様の推定を行っている。

Simonsen らの研究と Schurr らの研究は、従来 O_2 の収支だけで議論されていた河川における自浄量と光合成量の測定について、無機炭素の面からも確認しようと試みている。しかしながら、この両研究では、水中の IC (無機炭素) 濃度は実測されておらず、pH の変動よりアルカリ度一定として推定しており、今後この部分は検討を加える必要があろう。

しかしながら、これ等の研究においても、2.3.3 における研究と同様に自渦という側面は強調されておらず、光合成現象の定量的把握という面に中心が置かれている。

3.3 日本における自渦作用の研究

我国においては、1960 年代に入って下水道の整備が進められ、各地に活性汚泥処理を行う下水処理場が建設された。これに伴い各河川の汚濁は改善されてきたが、1970 年代中頃になって BOD があるレベル以下には改善されない傾向が見え始めた。これは、我が国の河川が欧米の河川に比べて小河川であり、水深が浅く河床まで太陽光線が到達し易いため、高濃度の栄養塩を含んだ処理水が放流された場合、河床に大量の付着性藻類が繁茂し、これが剝離流下することにより、河川中で新たな BOD 源が発生することによると考えられる。

合葉ら^{-1), -2)} (1975) は、この現象を定量的に明らかにするために、東京西南部を流下する多摩川の中流域において、シミュレーションモデルを作成し検討を行った。ここで使用した基礎式は基本的には Streeter-Phelps Model の拡張であり、次のようなものである。

$$\frac{\partial L}{\partial t} = D_z \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - U \frac{\partial L}{\partial z} - K_1 L - K_3 L + \frac{K_4}{d} M + B_T \quad (18)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} = & D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - U \frac{\partial C}{\partial z} - K_1 C + K_2 (C_s - C) - \frac{r}{d} M \\ & + \frac{I}{a + bI + cI^2} \cdot \frac{M}{d} + C_T \end{aligned} \quad (19)$$

ここで、M : 付着藻類量 [g/m^2]、r : 藻類呼吸速度 [$\text{g O}_2/\text{g cell}/\text{s}$]、B : BOD 途中流入量 [g/m^3]、C : DO 途中流入量 [g/m^3]、d : 水深 [m]、I : 河床における照度 [lux]、a, b, c : 光合

成に関する定数、 K_4 ：付着藻類による2次負荷速度 [$g/g/s$] このモデルの特徴は、BODの負荷に対し K_4 の項を新設したことにある。この K_4 の項について合葉らは、1日当たりの光合成による藻類の増加量が単位時間あたり平均的な速度で剥離しているとし、藻類の存在量を常に一定と仮定して推定を行っている。この研究において、藻類の河川各地点における存在量を実測し、これにより合葉らは図9に示されるような藻類による二次負荷が多摩川に存在していると推定している。この影響は、彼らのシミュレーションによると支流から流入するBOD量に匹敵するとされ、河床付着性の藻類の成長を抑制することが、今後の河川浄化対策のポイントになることが指摘されている。

しかしながら、この付着性藻類の挙動については、現在までのところ植物プランクトンの研究に比して、極めて研究例が少なく、特に、その成長速度については若干の研究例^{-3), -4), -1)}があるだけである。また、剥離速度については、ほとんど研究がなされていない。そこで合葉ら⁰⁻³⁾(1977)は引きつき、多摩川に処理水を放流する下水処理場の処理水を人工水路に流し、そこに成育してくる藻類の増殖と剥離について観察を行っている。この結果の一例を図10に示す。これは夏期における実験の結果であ

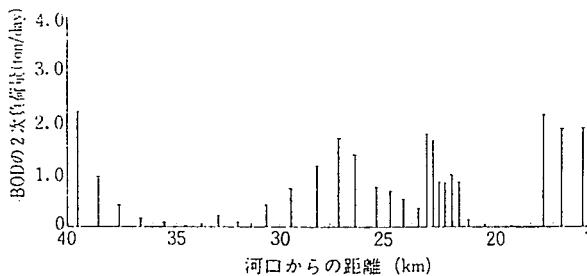
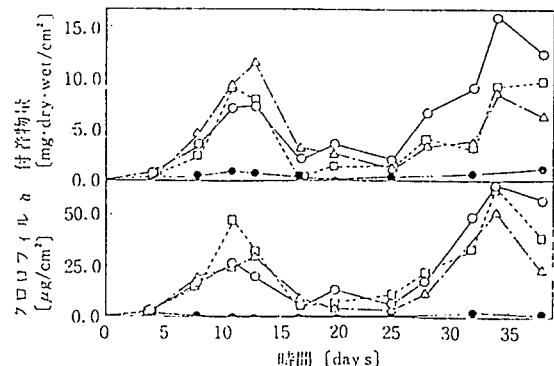


図9 多摩川のBOD 2次負荷量 (河床付着性藻類の剥離による)



るが、実際に下水処理水を浅い水路(水深8～16cm)に流すと藻類の増殖が観察されること、また2週間ほど経過すると剥離現象が顕著に見られることを報告している。

だが、この現象と前出の K_4 との関係については、この論文では触れられておらず、藻類の増殖過程を組み込んだ河川の自浄モデルの作成は今後の課題として残されている。

4. 結 言

以上、河川の自浄作用と自浄作用の研究について簡単に紹介したが、そのほとんどは数理モデルを作成し、これに用いるパラメーターを室内実験や水理模型実験を用いて決定し、これにより現象の説明を行ったものである。

しかしながら、これらの研究では実測値を説明することにその努力の大半が費やされ、河川全体の物質の流れのなかで、自浄作用や自濁作用がどのような役割を果たしているかを明らかにし、かつ物質の収支を実体論に基づく正当なモデルにより記述するという視点に欠けている。このため、現状の水質の説明は一応できても、長期の水質の予測という面では十分でない（例えば、沈殿物の性質と河床での酸素消費の関連にふれたものは、ほとんどなく、沈殿が続いた場合水質がどう変化するか、あるいは、降雨により流出した場合どうなるのかなどは予測がつかない）。

また、数理モデルの場合、生態系の遷移については従来考慮されていない。それゆえ、単にモデルの中のある項を（例えば途中流入項）をパラメーターとして適宜調節するだけで、どれだけ正確な将来予測が出来ているかについては疑問が残る。

特に、河川付着性生物による自浄、自濁現象を定量的総合的に扱う場合、以上の二点を考慮したモデルを作成することが今後の課題であると考えられる。

（1982年5月4日受理）

参考文献

- A-1) 合葉ら；下水道協会誌, 12, no. 131, 1, (1975)
- A-2) 合葉ら；下水道協会誌, 12, no. 132, 26, (1975)
- A-3) 相崎；Jap. J. Limnol., 40, 10, (1979)
- A-4) 相崎；Jap. J. Limnol., 41, 225, (1980)
- B-1) Bathala, C. T., et al; J. Environ. Eng. Div. ASCE, EE6, 1049, (1979)
- C-1) Casapieri, P., et al; Water Research, 12, 1155, (1978)
- D-1) Dobbins, W. E.; J. Sanitary Eng. Div. ASCE, SA3, 53, (1964)
- E-1) Eloranta, P. and S. Kunras; Arch. Hydrobiol., 86, 27, (1979)
- E-2) Erdmann, J. B., et al; J. WPCF, 51 no. 1, 78, (1979)
- I-1) 市川；都市河川の環境科学，培風館，(1980)
- I-2) 市川；環境科学研究報告集, B 75-S 504, 4, (1981)
- K-1) Knowles, G. and A. C. Wakeford; Water Research, 12, 1149, (1978)
- K-2) Kramer, G. R.; J. Environ. Eng. Div. ASCE, EE1, 77, (1974)
- M-1) Miller, J. E. and M. E. Jennings; J. Environ. Eng. Div. ASCE, EE4, 641, (1979)
- O-1) O'Connor, O. J. and W. E. Dobbins; ASCE, Transaction, 641, (1956)
- O-2) Connor, D. J. and D. M. DiTro; J. Sanitary Eng. Div. ASCE, 547, (1970)
- O-3) Ohtake, H., et al; Jap. J. Limnol., 39, 163, (1978)
- O-4) 小倉；環境科学研究報告集, B 75-S 504, 31, (1981)
- P-1) Pence, G. D., et al; J. Sanitary Eng. Div. ASCE, SA2, 381, (1968)
- P-2) Phelps, E. B.; Stream Sanitation (1944)
- R-1) Rinaldi, S., et al; J. Environ. Eng. Div. ASCE, EE1, 75, (1979)

- R - 2) Rutherford, J.C. and M.J.O Sullivan, J. Environ. Eng. Div. ASCE, EE2, (1974)
- R - 3) Rutherford, J.C., ; J. Environ. Eng. Div., ASCE, EE4, 575, (1977)
- S - 1) Schurr, J.M. and J. Richti; Limnol. and Oceanogr. 22, 208, (1977)
- S - 2) Simonsen, J.F. and P. Harremoes; Water Research, 12, 477, (1978)
- S - 3) Streeter, H.W. and E.B. Phelps; Public Health Bulletin, 146, (1925)
- S - 4) 杉木; 水質汚濁, 技報堂, (1974)
- S - 5) Stumm, W. and J.J. Morgan; Aquatic Chemistry, Wiley, (1970)
- T - 1) 手塚; 環境汚染と生物 II, 共立出版, (1972)
- T - 2) Thackston, E.L. and P.A. Krenkel; J. Sanitary Eng. Div. ASCE, SA1, 65, (1969)
- T - 3) Thomann, R.V., et al; J. Environ. Environ. Div. ASCE, EE3, 699, (1974)
- T - 4) 津田; 汚水生物学, 北隆館, (1964)
- T - 5) 津田; 水質汚濁の生態学, 公害対害技術同友会 (1972)
- T - 6) Tsivoglou E.C. and J.R. Wallace; Report prepared office of Research and Monitoring V.S. Environmental Protection Agency, Washington (Report No. DPA-R-3-72-012), (1972)
- V - 1) Vladimir, N. and P.A. Krenkel; Water Research, 9, 233, (1975)
- W - 1) Whrmann, K.; Water Pollution Microbiology, Wiley-Interscience, 119, (1972)
- Y - 1) 山崎, 小倉; 水質汚濁学会, 第16回, B-101(1982, 東京)

第4章 河床付着性藻類の増殖と剥離

Kinetics of Growth and Detachment of Attached Algae on River Bed

Hiroyuki Kawashima and Motoyuki Suzuki

Institute of Industrial Science,
University of Tokyo

Large quantities of attached algae grow in urbane shallow rivers that receive nutrient enriched effluent from secondary sewage treatment plants. Deterioration of water quality caused by respiration and detachment of attached algae is observed in these rivers.

The kinetics of growth and detachment of attached algae in the circulation type artificial river are studied in order to determine parameters involved in water quality simulation model of the shallow and polluted rivers.

First order rate constant of algal detachment was found to increase with aging of attached algal community. And on the basis of the fact that only this surface layer of attached algal community (about 0.2g chlorophyll-a/m²) receives sufficient light for growth, kinetics model for the growth and detachment of attached algae is defined.

1. 緒 言

下水の二次処理が普及するにつれて、家庭下水中の BOD 成分に直接起因していた河川の汚濁、即ち、BOD 成分による DO (溶存酸素) の消費、は漸次改善される傾向にある。しかし都市周辺の河川では、一部下水や下水の二次処理水が放流されるため、栄養塩濃度は今だ高い水準にある。このため、太陽光線が河床まで届き易い浅い河川では、河床付着性藻類の大量繁茂が生じ、これによる夜間 DO 値の低下という新たな問題が起っている。^{1) 2)} Fig. 1 にこのような河川の典型と考えられる野川¹²⁾ (東京西南部を流下する多摩川の支流、中流域の日流量約 $4 \times 10^4 \text{ m}^3$ 、平均水深約 15cm 、最大流速 0.5 m/s 程度) 中流域の DO 値の日周変動を示すが、この図より明らかなように、DO 値は河床付着性藻類の呼吸と光合成の影響により大きく変動している。(夏は降雨 4 日後のデータ、冬は約 10 日間目立った降雨がなかった後のデータ) この傾向は、水温が高く、日照量も多い夏に著しく、夜間の DO 値はフナやコイの生息に必要とされる 5 mg/l (Fig. 1 中①) を大きく下まわる。

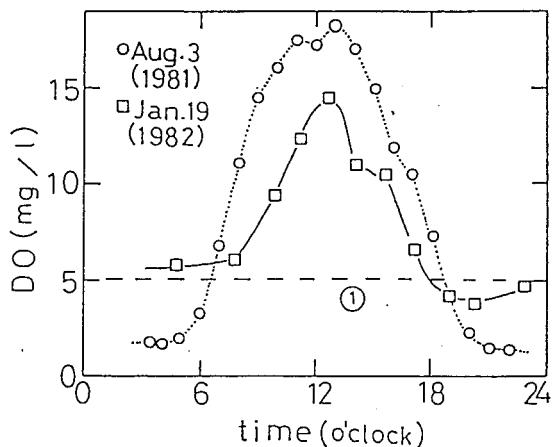


Fig.1 Diurnal change of the DO concentration at the middle reaches of the Nogawa River

ここで、河床付着性藻類は野川のような小河川の場合降雨時の増水の影響を強く受けて、洗い流してその後の降雨時までの再増殖を繰り返す。このため雨後1～2日の水質は夜間も良好であるが、付着性藻類が増加するにつれて漸次悪化する傾向が見られる。

このような河川の汚濁回復に有効な施策を検討するには、1) 検討すべきパラメーターが多くかつこれらが複雑にからまり合っている。2) 対象が大きく実験的に検討しにくい、ことなどからシミュレーションモデルを作成し、これにより、より現実的な、より効果的な対策を選択してゆくことは有力な手法と考えられる。しかしながら、河床付着性の藻類と水質の関係をモデル化する際に最も基本的な知見である付着性藻類の増殖と剝離については、現在までほとんど研究がなされていない。特に増殖過程を水質シミュレーションモデルに役立つような形で定式化した研究は、現在までのところ全くない。

河川に生育する付着性藻類は、河川の水質や場所による違い（瀬の部分であるか、よどみの部分であるかなど）により、その種類や存在量に大きな差がある。これに対する陸水学や藻類生理学の分野からの研究も現在までのところ少なく、広く付着性藻類全般の増殖を工学的手法でモデル化出来る段階には来ていない。そこで本研究では、その対象を野川中流域に生育する付着性藻類に限定し、これが水質に悪影響を与える春から夏にかけての挙動に的を絞り、増殖と剝離について研究を行っている。

しかし、本研究で用いた手法と得られた結果は、野川と同様の状況に置かれた日本各地に散在する汚濁

中小河川のシミュレーションモデルを作成する際にも有用と考えられる。

2. 野川における付着性藻類の挙動

野川中流域へレンガ片($212 \times 58 \times 24\text{ mm}$)を投入し、数個づつ研究室に持ち帰り表面に付着していく藻類量を測定した結果をFig.2に示す。(図中白丸)ここで付着藻類量はクロロフィルaとして定量している。この測定方法は後述の模型水路実験の場合と同様の方法である。

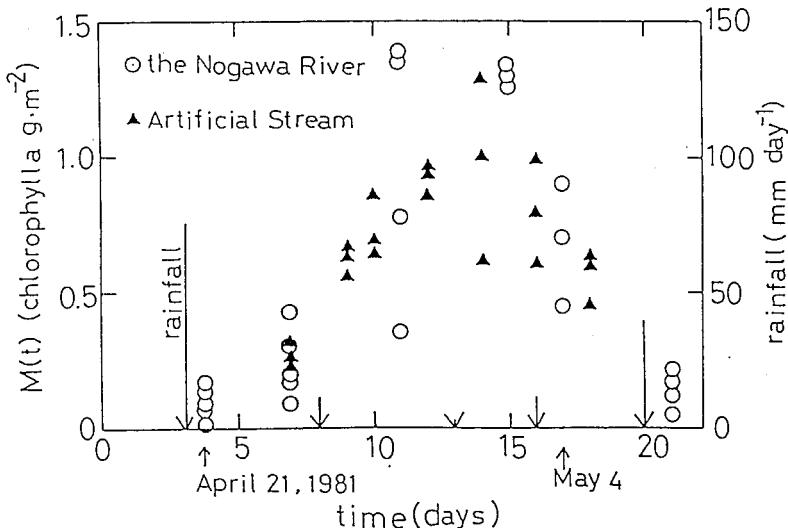


Fig.2 Behaviour of the attached algae in the Nogawa River and artificial streams

実験は、1981年4月11日より行ったが、初期に付着したものは4月20日の降雨の際に洗い流され、4月21日の水準まで減少した。河床に新たなレンガを投入し、付着藻類の増加を測定した場合、レンガ表面とすでに藻類などが繁茂している河床との間に違いが生じ、レンガ表面が河床全体を代表しないという問題が生じる。しかし、本実験の場合、4月21日以後にレンガ表面に増殖したものは、その周囲の条件と同等と考えられ、レンガ表面は河床全体をよく代表していると考えられる。

Fig.2より付着性藻類は4月21日以降増殖をつづけ、5月2日にその存在量は極大に達し、それ以後は若干減少する傾向が伺える。ここで5月7日に再度強い雨があり、付着物の大半は洗い流され存在量は4月21日の水準に戻っている。このように、中小河川での藻類の挙動は降雨により強い影響を受け、周期的な変動を繰り返している。

なお、4月21日から5月7日の間には3回の小量の降雨(Fig.2 中たて矢印)があったが、これらが藻類の付着状況にどのような影響を与えたかは不明である。降雨が都市周辺の河川の流速にどのような影響を与えるかは、降雨量だけではなく降り方(短い時間に強く降るか、長時間に少量降るか)、地形にも関係し定量化が困難な問題である。本研究では、これらの問題には深入りせず、4月21日から5月7日の間の3回の小降雨は藻類の付着状況になんら影響を与えたなかったとして解析を行っている。この点についての精緻な検討は今後の課題であろう。

4月21日から5月4日までの付着性藻類の挙動は、日本の汚濁河川で夏期に測定された値、即ち相崎³⁾が多摩川で、大竹が二次処理水を流す人工水路¹¹⁾で、また小林が印旛沼にそぞぐ小河川で測定した結果⁸⁾とその量、増加の傾向（付着開始後1週間から3週間で横ばいとなり、その後は減少する傾向を見せること）共に一致する。

しかし、過去においてレンガに付着成育する藻類が、なぜFig.2に示される傾向を見せるかについて定量的解析を試みた研究はない。ここで明らかに降雨による洗い流しの影響を受けた5月8日の測定値を除き、その増殖に対して若干の検討を加える。

2.1 レンガ投入法のみによるモデル化

通常生物の増殖をモデル化するときに用いられる比増殖速度 μ [1/S] を一定とした式

$$\frac{dM}{dt} = \mu \cdot M \quad -(1)$$

を用い4月21日から5月4日までのデータを最小二乗法によりカーブフィッティングした結果をFig.3中①に示す。しかし(1)式では存在量が飽和状態に達し、その後減少傾向を見せることが説明出来ず、河床

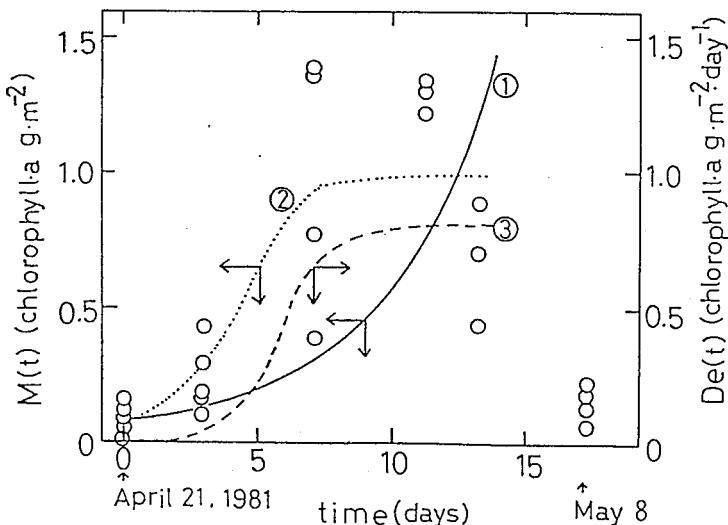


Fig.3 Three models to simulate observed data

付着性藻類の挙動を説明するモデルとして妥当でない。存在量に飽和状態が見られることを説明するには次の2つのモデルが有力である。

第1には、密度効果による増殖速度の低下を考慮した、動物生態学でよく用いられるモデルである。これはロジスチックモデルと呼ばれる。

$$\frac{dM}{dt} = (\mu - i \cdot M) \cdot M \quad -(2)$$

ここで、 i は密度効果による比増殖速度の低下を表すパラメーターであり、付着藻類の場合 i の持つ物理的意味は、存在量が増すにつれて下層部への光線の到達や栄養塩の摂取において不利な条件が増すこと

にあると考えられる。(2)式を用い4月21日から5月4日までのデータを最小二乗法によりカーブフィッティングした結果をFig.3中②に示す。このモデルでは、存在量に飽和状態が見られることは全て増殖速度の鈍化に起因させており平常流量での剥離は一切ないとしている。

第2には、降雨による増水時だけでなく平常流量時でも藻類の剥離が存在するとしたモデルである。このモデルでは、剥離量は付着量が増加するに従ってその量が増加し、これより藻類の存在量に飽和状態が見られるとしている。

$$\frac{dM}{dt} = \mu \cdot M - De(t) \quad -(3)$$

$De(t)$ は剥離量 [$\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$] を表わす、いま、藻類がFig.3中の曲線②と同様の挙動をとり、増殖速度は全期間一定であったと仮定すると、剥離量はFig.3中の曲線③のようになる。このモデルでは、中期以降の剥離量が膨大な量となる。

このいづれのモデルが妥当であるか、またこれ以外のモデルが妥当であるかは、河川にレンガを投入する方法では決定出来ない。そこで本研究では剥離量を実測出来る模型水路を実験室内に作り、物質収支を明確にとることより藻類の挙動を追った。

3. 模型水路実験と結果

野川中流域のレンガ投入地点(深さ 5~10cm、表面流速約 20cm/s)と類似の環境条件を作り出すことを目標に、模型水路を室内に作成した。また、水温、照度等も野川にてデータを採取した初夏の条件を室内に再現するように努めた。

3.1 装 置

実験用水路の概略図をFig.4に示す。水路Dはアクリル製で長さ 203cm、幅 6cm、深さ 5.5cm のものであり、水は循環式となっている。貯水槽Aは $4.0 \times 10^4 \text{cm}^3$ 、Bは $1.0 \times 10^4 \text{cm}^3$ であり共に塩化ビニール

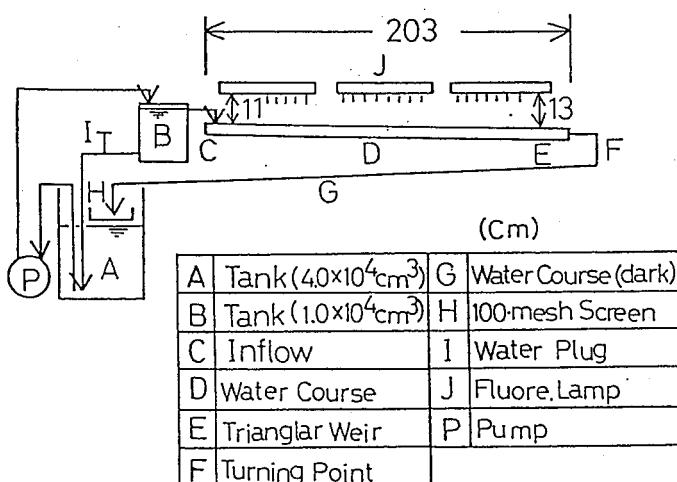


Fig.4 Schematic diagram of experimental apparatus

製である。水路中にはレンガ(225×60×9mm)を8個並べ、これに藻類を付着成育させている。また出口Eには三角堰を設け、この高さを調節することにより水路D全体が同一の深さになるようにしている。

水はポンプによりタンクAよりタンクBに揚水される。タンクBでは、一部の水は下部の口よりタンクAに直接戻るようになっているが、一部の水は上部の口より水路の上部Cに溢流する。この量は、Iについた水量調節バルブにより調節している。本実験において、水路に流した流量は $130\text{cm}^3/\text{s}$ であり、水路での平均水深3cm、表面流速は約 $15\text{cm}/\text{s}$ であった。水路に流れ出た水は、Eを通りFの部分で方向転換し、暗水路G(塩化ビニール製円管、 $\phi=5\text{cm}$)を通りAに戻る。ここで、剝離量を測定するために、暗水路GからタンクAへの出口部分Hにふるい(#100、d=20cm)を設け、ここに残留する剝離物を測定している。

光源については過去の研究例^{5), 7)}などを参考にして、蛍光灯で十分であると考え、一水路上に白色30Wのものを3×3本、計9本使用した。昼夜の別はタイマーのON、OFFで与え、昼16時間、夜8時間とした。点灯中の河床での照度は $1.0 \times 10^4\text{ lux}$ であり、これより与えられる光エネルギーは1日あたり約 $800\text{J/cm}^2/\text{day}$ と推定され、これは野川での測定期間(4月～5月初旬)に地表が受ける太陽エネルギーの可視、紫外部に相当するものと考えられる。水温は特別にコントロールを行わなかったが、実験中夜間288～290K、日中は蛍光灯の発熱の影響を受けて292～295Kまで上昇した。この水温とその変動範囲は野川での実験期間中の水温の変動とほぼ同様である。

本研究に用いたデータは、1982年2月17日から20日間にわたり行った実験の結果である。この装置では、それ以前に同様の実験を三度行っており、レンガや水路接着部は十分に馴致されていたと考えられ生物の成長に有害な物質が溶出した可能性はないであろう。

なお、実験用水路は同様のものを3つ作り(A6.1～A6.3)、この三水路で同様の条件で実験を行い、解析にはその平均値を用い、生物現象特有のバラツキによる誤差を少しでも逃れようとした。

3.2 測定法

付着量と剝離量はクロロフィルaとして求めた。付着物はレンガの1/2の面積分($11.3 \times 6.0\text{cm}^2$)を下流側より順に順に採取し、この中に含まれるクロロフィルa量を測定した。

クロロフィルaの定量にはLorenzenの方法⁹⁾を使用した。また、模型水路の水質の測定は以下の方法によった。

水温は棒状アルコール温度計により、pHは東亜電波製pHメーターを用いて水路出口で測定した。SSはタンクAより採取した試量水 200cm^3 に対し $1\mu\text{m}$ のグラスフィルター(Millipore Type GFP)を用い、 110°C 3時間乾燥重量として求めた。DOC(溶存有機炭素)、IC(無機炭素)は $1\mu\text{m}$ のフィルター沪過液に対し、島津製作所TOC-IOBを用いて測定した。

栄養塩も同様に沪過液に対し、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ はネスター法¹⁰⁾、 $\text{NO}_2^- \cdot \text{N}$ はN(1ナフチル)エチレンジアミン・スルファン酸法¹⁰⁾、 $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ はブルシン法¹⁰⁾、 $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{P}$ はモリブデン青法¹⁰⁾によりそれぞれ測定した。

3.3 実験用水

模型水路に使用した水は、レンガ投入実験を行った野川中流部よりポリエチレンタンクに入れて持ち帰ったものである。これを #100 のふるいで沪過し、一本の水路に対し $4 \times 10^4 \text{ cm}^3$ 使用した。

なお、植種は行わず、野川水中に含まれるもので代用した。

本実験装置は循環式のため、付着藻類の増殖に伴ない栄養塩濃度の減少が観察された。窒素とリンについては付着藻類の成長に対し制限因子とならないよう実験中 2 ~ 5 日間隔で 5 回にわたり添加を行った。

(1 回の添加量 $4 \times 10^4 \text{ cm}^3$ に対し、N、 NH_4Cl として 0.5 g、リン KH_2PO_4 として 0.1 g)

また、長期間の循環により藻類の成育に悪影響のある代謝物が蓄積すること、微量栄養元素が成長の制限因子になることを防ぐために、途中で二回水を全部取り換えている。実験途中での水質の変化を水路の 1 つ (No.1) を例にとり、一括して Table. 1 に示す。ここで、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は循環中に硝酸化される傾向が見られ、これに伴ない pH が低下した。この pH の低下は CO_2 の溶解度を低下せしめ、IC 濃度を減少させる。しかし、本実験では二度にわたる水の取り換えにより、IC が藻類の増殖に対して制限因子となることはなかったと考えられる。

また、ここで pH の変動も野川中流域の pH の変動範囲内にあり、藻類の成長に悪影響はなかったと考えられる。各種栄養塩濃度も高水準を保ったことから、富栄養化河川である野川の中流域に近い状態を室内に再現出来たと考えられる。(Table. 1 参照)

Table 1 Change of the water quality in the artificial stream with time (Stream No.1)

date	time	Temp (K)	pH	SS (g/m ³)	DOC (mole/m ³)	IC (mole/m ³)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mole/m ³)	NO_2^- (mole/m ³)	NO_3^- (mole/m ³)	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (mole/m ³)	Remarks
2/17	18:00	294	7.40	0.7	1.21	1.48	0.46	tr.	0.26	0.03	
2/24	19:30	291	8.53	2.6	1.32	1.20	0.04	0.03	0.10	9.6×10^{-3}	exchange the water
2/24	21:30	-	7.82	5.9	1.38	1.58	0.47	tr.	0.02	0.03	2/24 20:00
2/26	12:55	292	8.57	5.0	1.07	1.30	0.16	0.02	0.01	9.4×10^{-3}	
3/1	12:30	292	7.91	0.6	1.28	0.84	0.47	0.01	0.06	0.07	
3/3	19:15	293	7.70	tr.	1.26	0.53	0.23	tr.	0.14	0.05	exchange the water
3/3	19:40	289	7.63	8.9	1.39	1.39	0.39	tr.	0.13	0.03	3/3 19:30
3/9	11:30	293	7.92	5.8	1.17	0.66	0.04	tr.	0.34	0.05	
3/11	10:45	295	7.60	5.6	1.23	0.35	0.22	0.01	0.35	0.06	

3.4 実験結果

模型水路の付着藻類量の変化を Fig. 2 (図中黒三角) また、その平均値を Fig. 5 (図中白丸) に示す。模型実験の場合レンガはなにも付着していない状態から実験を開始したため、若干の付着量がある状態から測定を開始した野川での場合とは初期条件が異なる。このため Fig. 2 では、模型水路実験の初期に約 4 日の Lag phase を設け、模型実験の開始 7 日後と 4 月 24 日を同位相としてプロットしてある。

Fig. 2 より模型河川での付着性藻類の挙動は、野川中流域での藻類の挙動と、その量、増殖の傾向共

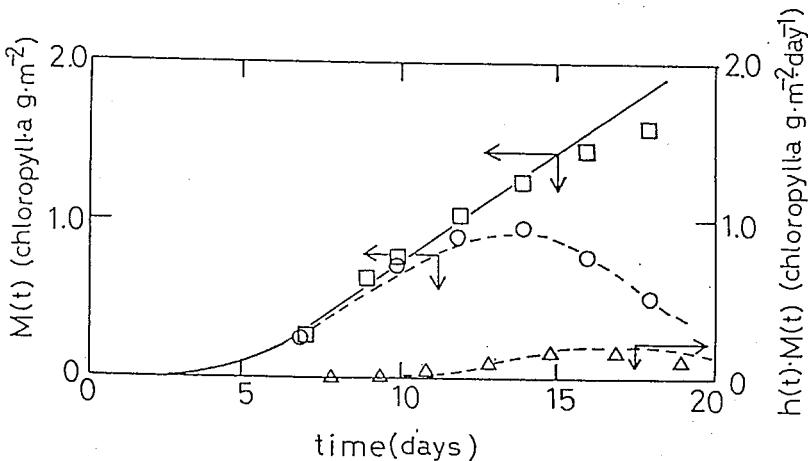


Fig. 5 Growth and attachment of attached algae in artificial streams
 (○) amount of attached algae
 (△) amount of detached algae
 (□) sum of total amount of attached algae and amount of attached algae

により一致が見られることが解る。また、模型水路に付着増殖した優先種は、初期には珪藻類の *Nizshia* sp であり、開始 7 日目頃より付着量が急増する時期以後は糸状緑藻類の *Stigeoclonium* sp であった。藻類の急増期に *Stigeoclonium* sp が優先種となる傾向は野川中流域の様相とよく一致している。

付着量は実験開始後約 14 日付近で最大値に達し、これ以後は若干減少する傾向が見られた。この存在量が最大値を示すあたりより藻類群落が部分的に茶カッ色になる傾向が見られたが、この時期においても優先種は *Stigeoclonium* sp であった。藻類の剥離量は付着量が減少し始める頃より増加した。ここで 3 水路で測定された剥離量の平均値を Fig. 5 中に示すが、剥離量のピークは存在量のピークより若干後れている。

ここで得られた剥離量は 2-1 で検討した剥離を考慮したモデルでの推定値 (Fig. 3 中③) よりも小さい。しかし、平常流量時でも剥離は生じておりロジスチックモデルのように、存在量に飽和状態が見られることを比増殖速度の低下だけで説明することは出来ない。

4. 河床付着性藻類増殖モデル

4.1 剥離速度

付着量に対する剥離量の割合を剥離速度定数 $h(t)$ [$1/s$] と定義し、次式を用いて Fig. 5 より $h(t)$ を求めた。

$$h(t) = \frac{D e(t)}{\{M(t - \Delta t) + M(t + \Delta t)\}/2}$$

その結果を Fig. 6 に示す。これは、付着性藻類の剥離し易さを定量的に表したものと考えられるが、これより付着性藻類は成長と共に剥離し易さが増し、付着開始後 2 週間程度では単調に増加していること

が解る。

この剥離速度定数の持つ生物学的意味や、環境条件を変化させたときの値の変化についての研究は、藻類生理学や今後の研究にゆずり、ここでは野川中流域と同様の環境条件を与えた場合 Fig. 6 に示す現象論的な速度定数が求まったことを述べるにとどめる。

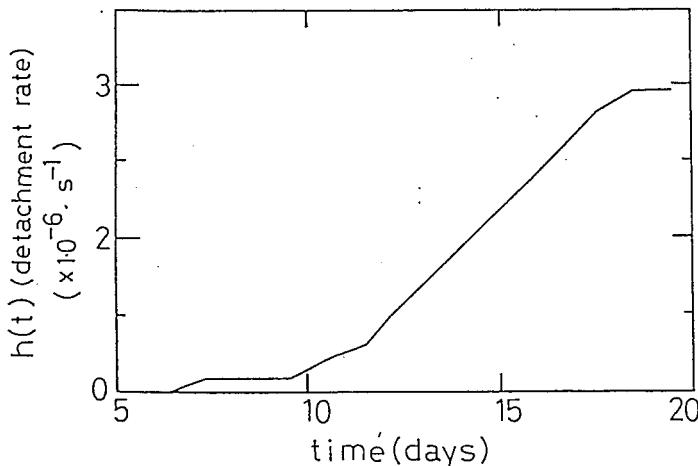


Fig.6 Change of the detachment rate constant with time

4.2 付着藻類増殖速度

Fig.5 中にその時点での付着量にそれまでの剥離の総量を加えた値（図中四角印）を示すが、これは直線的に増加している。この原因は一定の増殖速度を仮定した場合、増殖に関与する藻類量が常に一定であることを示すものと考えられる。

付着藻類群落の場合一定の厚さを持つ上層だけが光合成を行っていることを報告した研究としては、Tominaga¹³⁾ らや相崎⁴⁾によるものがある。Tominaga らはスライドグラスに藻類を付着させ、付着量に対する透過光線量の変化を調べ、自然界での有効光合成層の厚さをクロロフィル 0.2 g/m^2 程度であろうと推定している。また相崎は多摩川ヘレンガを投入し、そこに付着する藻類の挙動を研究した際、藻類がレンガに付着したままの状態で光合成速度を測定し、これよりクロロフィル量が 0.25 g/m^2 以上になっても光合成速度があまり上昇しなかったことを報告している。

以上より考えて、付着性藻類の増殖は光合成活動を活発に行う一定の厚さを持つ上層だけで行われるとするのが妥当であろう。

4.3 河床付着性藻類増殖モデル

増殖を行う上層の厚さ $M_s [\text{g/m}^2]$ を Tominaga や相崎の研究結果より $0.2 \sim 0.25 \text{ g/m}^2$ とし、この厚さまでは指数的に増殖し、 M_s 以上では一定量の増殖を行うとすると、付着性藻類の増殖は次のようにモデル化出来る。

$$M \leq M_s$$

$$\frac{dM}{dt} = \mu \cdot M - h(t) \cdot M \quad -(4)$$

$M > M_s$

$$\frac{dM}{dt} = \mu \cdot M_s - h(t) \cdot M \quad -(5)$$

ここで剥離定数 $h(t)$ [1/s] については、藻類の種類、群落の様相、水質、河川の形状などにより大きく変化することが予想され、簡単には決定出来ない。付着性藻類の生理や生態についての知見が乏しい現状では、本研究で用いた手法のように、対象河川と類似の環境を室内につくり、これにより現象論的に求めざるを得ない。

ここで、野川中流域の藻類の増殖を(4)、(5)式を用いてシミュレートした結果を Fig. 7 に示す。剥離速度定数は室内実験により求めた値を使用し、 $\mu \cdot M_s$ の値 [$\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$] については、最小二乗法を用いてカーブフィッティングすることにより求めた。また、4月21日より藻類量が M_s (ここでは、 $0.2 \text{ g}/\text{m}^2$ と仮

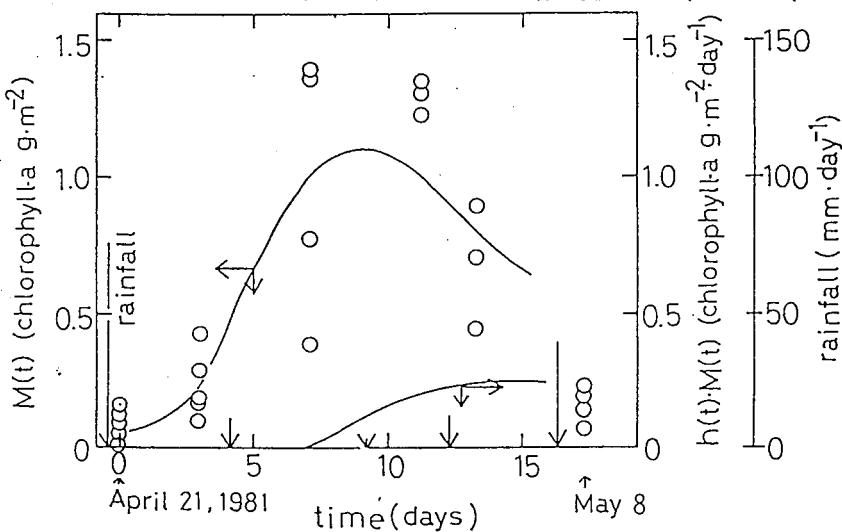


Fig. 7 Curves of growth and detachment rate simulated by eqs. (4) and (5)

定)になるまでは、指数的に増殖するとし、ここで用いた μ は、 $M > M_s$ の場合に求めた $\mu \cdot M_s$ の値を M_s で除すことにより求めた。 μ は $1.38 (1/\text{day})$ となるが、これは付着性藻類の比増殖速度として文献値と比較して妥当なものと考えられる。

室内模型実験の結果より作成したモデルは、2-1で検討したモデルに対し、1) 付着性藻類全体が増殖に関与しているのではなく、上層だけが増殖に関与しているとした点、2) 剥離量を存在量を説明するための推定値ではなく、模型実験より得られた剥離速度を利用して求めている点に特徴がある。

5. 結 言

付着性藻類の大量繁茂による夜間DO値の低下が問題となる中小汚濁河川の水質シミュレーションモデルを作成するにあたり、最も基本となる付着性藻類の増殖と剥離について研究を行った。

本研究は、従来レンガ投入法などにより現象論的に論じられて来た付着性藻類の増殖と剥離を、模型水

路実験の結果を利用して解析しようと試みたものである。

模型実験では、従来測定されたことのなかった剥離量を実測したが、これより、1) 剥離現象は、降雨による増水時だけではなく、平常流量時にも存在すること。2) 剥離速度は付着開始後2週間程度では単調に増加し、藻類の成熟に伴ない剥れやすくなること。3) 付着量とそれまでの剥離量の総和は直線的に増加する傾向が見られ、これより増殖速度を一定であるとすると、付着性藻類のうち増殖に関与するものは常に一定量であることが推定された。これは付着藻類の場合、光のとどきやすい上層だけが増殖に関与しているためと考えられる。

以上の3点が明らかとなった。

これを用いて、汚濁中小河川である野川中流域の付着性藻類の増殖と剥離を定式化した。

本研究は、野川中流域に初夏に増殖する付着性藻類についての研究であるが、ここで用いた手法と定式化の方法は、他の河川での付着性藻類の増殖をモデル化する際ににおいても有用であると考えられる。

Nomenclature

$D_e(t)$	= amount of detached algae per unit area time	[g.ch./m ² /s]
$h(t)$	= detachment rate constant	[1/s]
i	= inhibition constant	[m ² /g.ch./s]
$M, M(t)$	= amount of attached algae per unit area	[g.ch./m ²]
M_s	= amount of attached algae per unit area (upper layer)	[g.ch./m ²]
t	= time	[s]
μ	= specific growth rate	[1/s]

Literature cited

- 1) Aiba, S., K. Okada, H. Otake, R. Sudo and T. Mori: *Gesuido Kyokaishi*, 12, no.131, 33(1975)
- 2) Aiba, S., K. Okada, H. Otake, R. Sudo and T. Mori: *Gesuido Kyokaishi*, 12, no.132, 26(1975)
- 3) Aizaki, M.: *Jap. J. Limnol.*, 40, 10(1979)
- 4) Aizaki, M.: *Jap. J. Limnol.*, 41, 225(1980)
- 5) Aizaki, M.: "Kankyokagaku kenkyu-hokokushu B75-S504", 58(1981)
- 6) Eloranta, P. and S. Kunnas: *Arch. Hydrobiol.*, 86, 27(1981)
- 7) Kevern, N.R. and R.C. Ball: *Limnol. Oceanogr.*, 10, 74(1965)
- 8) Kobayashi, S.: Preprints of the 15th Annual Meeting of the Japan Soc. on Water Pollution Research, Tokyo p.145 (1981)
- 9) Lorenzen, C.J.: *Limnol. Oceanogr.*, 12, 343(1967)
- 10) Nippon Gesuido Kyokai: "Gesuido Shikenho", (1974)
- 11) Otake, H., S. Aiba and R. Sudo: *Jap. J. Limnol.*, 39, 163(1978)
- 12) Suzuki, M. and H. Kawashima: *Suishitu Odaku Kenkyu*, 4, 73(1981)
- 13) Tominaga, H. and S. Ichimura: *Bot. Mag. Tokyo*, 79, 815(1966)

第5章 中小都市河川における汚濁物質の自浄と蓄積

Selfpurification and accumulation in a urban stream

川島博之 鈴木基之

Hiroyuki Kawashima, Motoyuki Suzuki

東京大学生産技術研究所

Institute of Industrial Science

University of Tokyo

〒106 東京都港区六本木7-22-1

Abstract

Organic carbon balance model was utilized to describe the variations of SS, DOC and sediment in urban polluted rivers. This model incorporates dispersion, convection, sedimentation, aerobic decomposition, anaerobic decomposition and growth of benthic biomass.

The calculation based on this model is compared with the measured quantities in the Nogawa river - one of the tributaries of the Tama river - a shallow and polluted river with approximate flow rate of $4 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{day}$ at midreaches.

The model shows that considerable fraction of suspended solid is accumulated in sediment of the river. This is the reason why apparent high selfpurification constants are observed in midreaches. The sediment is flushed out during showers and heavy rains. 3.3 ton of organic carbon run off was observed during a shower on July 13, 1981. The estimated value from the model reasonably explains this result which assures the plausibility of the model proposed.

1. 緒 言

日本各地に散在する中小河川は、家庭などより排出された汚濁物質を、大型河川や湖沼などへ運ぶ際のパイプ役を果している。このため、中小河川の自浄能力を知ることは、その下流水域への汚濁負荷を正確に知る上で重要である。従来、この問題は自浄係数や流達率といった概念を用いて議論されて来た。

自浄係数は、主に大型河川での BOD（生物化学的酸素要求量）の減少を推定することを目的に、1944 年に Phelps によって提案されたものである。¹⁾ これは、途中流入のない区間においては、上流地点の BOD 濃度 C_0 と下流地点の BOD 濃度 C_1 を測定することにより、次式を用いて算出される。

$$k = \frac{1}{\tau} \log \frac{C_0}{C_1} \quad \text{---(1)}$$

ここで、 τ は区間の平均滞留時間である。

Phelps は、Ohio 川での測定において水温 20°C のとき、 $k = 0.1 [1/day]$ という値を求めているが、日本の河川においては Phelps が得た値よりも大きな値 ($0.17 \sim 1.84 [1/day]$) が、報告されている。¹⁾ これは、懸濁性 BOD 物質の沈殿によるであろうと推定されているが、沈殿物が河床でどの程度自浄されるかについて考えるとき、自浄係数だけでは十分な議論が出来ない。

また、流達率は下水道や側溝を含めた流域全体の自浄能力を推定し、下流水域への汚濁負荷を算出することを目的に提案されたものである。これは、ある観測断面での 1 日の汚濁流出量を、その観測断面より上流域において 1 日に流入する汚濁量で除したものである。市川 (1978)²⁾ は、多摩川支流の小河川、浅川、残堀川、野川にてこれを測定した結果、それぞれ 0.2、0.43、0.13 という値を得ている。しかしここで得られた低い流達率のうちどれだけが真の自浄によるのかについて、沈殿物の分解反応をも考慮した議論はなされていない。

以上は、1950 年代より我が国においてなされて来た研究であるが、近年になって湖沼などの汚濁負荷量を推定する際、雨天増水時の流入量が平常流量時に比べ非常に大きいことが、摘され、河床蓄積物への関心が高まっている。^{3), 4), 5), 6)} しかし、降雨時に中小河川よりの汚濁物質流出量を測定するには多大な労力を要し、また、路面上などよりの汚濁物の混入も同時に生じるため、降雨時の流出量より、河川の自浄能力と沈殿物の蓄積量を定量的に議論することは困難である。

本研究は以上のように、各方面で現象論的に行われて来た自浄と蓄積に関する研究を統一的に把握することを目的に、河川を流れ部分と河床部分に分け、河床部分の構成をも考慮した有機炭素収支モデルを作成したものである。このモデルは各構成要素間の量論関係及び移動速度より、流れ方向の水質の変化と、そのような水質の変化が起るときの河床蓄積物の挙動を、記述している。

次にこれを用い、有機汚濁物質の河川内での挙動を正確に把握出来るか否かについて、都市小河川の水質と対比することにより検討を行った。また、河床蓄積物の降雨時流出量についても検討を行った。

2. 汚濁物質の自浄と蓄積モデル

従来、有機汚濁物質の自浄に関する議論は BOD を用いて行われることが多かった。だが、汚濁物質の河床への沈殿や沈殿物の嫌気分解による可溶化の問題を考えると、BOD では明瞭な議論がしにくい。そこで、本研究では有機汚濁物質量を BOD の代りに、有機炭素量で表そうと試みた。ここで、真の自浄現象は、流入した有機炭素の無機化による減少と考えることが出来る。

2.1 モデル構成要素

中小河川内に流入した有機炭素の消長を支配する主な反応として、次の 4 つを考えた。

- 1) 流水中の SS (懸濁物質) 態有機物の好気的分解
- 2) 河川沈殿物表層で起る沈殿有機物の好気的分解
- 3) 河床沈殿物下層で起る沈殿有機物の嫌気的分解
- 4) 河床付着性他栄養生物の増殖と呼吸のための DOC の摂取

この 4 つの反応と、流水中に存在する有機炭素との関係を、Fig. 1 に示すようモデル化した。ここで有機炭素は、SS 態と DOC (溶解有機炭素) に分けてある。DOC には、フミン酸、フルボ酸など生物的に難分解性のものが含まれる。それゆえ、DOC は易分解性のもの (DOC1) と難分解性のもの (DOC2) に分けて考えている。難分解性の DOC は本モデルにおいて、全ての反応に関与していない独立の保存量であるとした。

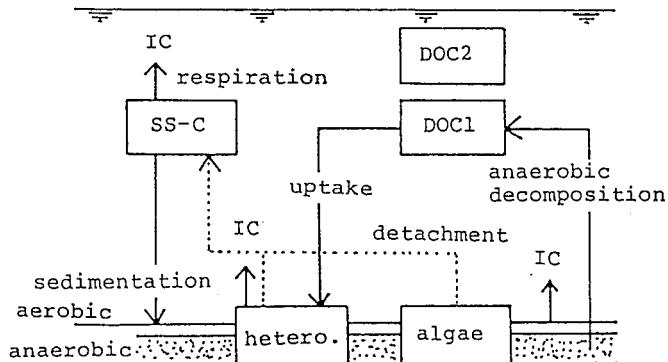


Fig.1 Scheme of carbon balance

Fig. 1 において、SS・C は沈殿と好気的自己分解により減少するとし、増加は付着性の他栄養生物と藻類の剥離によるとした。また、易分解性の DOC の増加は沈殿有機物の嫌気分解によるとし、減少は付着性他栄養生物の増殖と呼吸のための摂取によるとした。

2.2 各反応の量論関係

従来の河川水質モデルは、好気分解や嫌気分解に対して現象論的速度定数を用い、その量論関係については言及しないものがほとんどであった。しかし、水質の変動だけでなく、汚濁物質の自浄量と蓄積量に着目するとき、議論を明瞭にするには、量論関係を定めた方が有利である。

対象河川（野川、後述）より、よどみ部の河床沈殿物、河床礫付着生物層（優占種他栄養生物）、河床礫付着生物層（優占種藻類）の 3 種のサンプルを採取した。これを、110℃で 24 時間乾燥させ粉碎したものに対し、元素分析を行った。C、H、N 含有量については、Yanaco MT-3 を用いて定量し、P

については、D.W.Menzel⁷⁾法により求めた。Oは、サンプル総量よりC、H、N、ashを除いた残量として推定した。

3種とも8検体について分析を行った。その平均組成と、CとNの構成比で見た各検体間のバラツキをTable.1に示す。これより、バラツキを考慮した場合、3種ともその組成はほぼ一定と考えられる。各部分ごとに組成を変えることは、いたづらにモデルを複雑にし、本研究の目的に対し有益でないと考え、

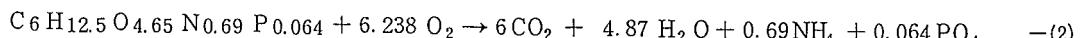
	composition	deviation	samples
sediment	C ₆ H _{12.6} O _{4.58} N _{0.62} P _{0.064}	C ₆ :N _{0.26} -N _{1.05}	8
attached algae	C ₆ H _{11.1} O _{3.87} N _{0.78} P _{0.079}	C ₆ :N _{0.63} -N _{0.88}	8
attached hetero.	C ₆ H _{13.7} O _{5.51} N _{0.68} P _{0.0494}	C ₆ :N _{0.57} -N _{0.76}	8

$$\text{average } C_6H_{12.5}O_{4.65}N_{0.69}P_{0.064}$$

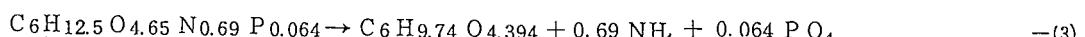
Table 1 Composition of pollutants
in the Nogawa river

3種の平均組成 C₆H_{12.5}O_{4.65}N_{0.69}P_{0.064}をもって、量論関係を考える上での基礎とした。

呼吸、好気分解反応は、次式を量論関係の基礎とした。

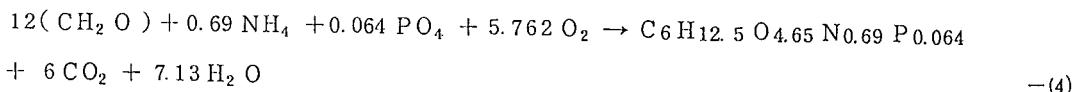


嫌気分解反応については、DOCとNH₄とPO₄が溶出すると考えた。



(Solid body) (DOC)

付着性他栄養生物の増殖は、流水中のDOCを(C₂H₂O)_nの構成比を持つものと仮定し、これとNH₄とPO₄より菌体を作るとした。炭素の菌体収率を0.5と仮定すると、次式のようになる。



ここで、嫌気分解により生じたC₆H_{9.74}O_{4.394}の組成を持つDOCは、加水分解により任意に(C₂H₂O)_nの形になることが可能であると考え、嫌気分解の結果生じたDOCも付着性他栄養生物の成長に利用されたとした。

2.3 基礎式

Fig.1に示す有機炭素の挙動は、2.2で述べた量論関係を考慮するとき、実際の河川に適用する場合、以下のように数式化出来る。

まず、河床付着性他栄養生物と沈殿物について

付着性他栄養生物について

これは、付着性藻類の挙動とアナロジーが成立すると仮定して、⁸⁾

$$N \leq N_s$$

$$\frac{dN}{dt} = \mu \cdot N - h'(t) \cdot N \quad -(5)$$

$$N > N_s$$

$$\frac{dN}{dt} = \mu \cdot N_s - h'(t) \cdot N \quad -(6)$$

これは、付着層の厚さが N_s までは対数増殖をし、 N_s 以上は直線的に増殖するとしたモデルである。このようにモデル化した理由は、付着性生物の場合、一定以上の厚さになると、下層は栄養塩や DOC を摂取しにくくなり、増殖に関与しなくなると考えたことによる。 $-h'(t) \cdot N$ は剝離による付着物の減少を表す項で、これに河床での付着性他栄養生物の繁殖している面積割合 β' をかけば、(1)式の最終項になる。また、(5)、(6)式の $\mu \cdot N$ 、 $\mu \cdot N_s$ 項は(12)式の Gh に対応するものである。

沈殿物について

1) 沈殿物の存在量が γ (最大好気層厚さ [m/m^2]) 以下の場合は、全層好気的であるとして

$$\frac{d(Ae)}{dt} = k_1 \cdot SS \cdot d - k_2 \cdot Ae \quad -(7)$$

ここで、 $k_1 \cdot SS \cdot d$ は沈殿による沈殿物の増加を表し、 $-k_2 \cdot Ae$ は沈殿物の好気的分解による減少を表す。

2) 沈殿物の存在量が γ を超えた部分は、嫌気的になるとして、

$$Ae = \gamma \quad -(8)$$

$$Se = Ae + An \quad -(9)$$

$$\frac{d(Se)}{dt} = k_1 \cdot SS \cdot d - k_2 \cdot Ae - k_3 \cdot An \quad -(10)$$

ここで、 $-k_3 \cdot An$ は嫌気分解による減少を表わし、これに α_c をかけば、(12)式の最終項に対応する。

次に、河床蓄積物が以上のような挙動をとったときの流水中の有機炭素の流下方向への変化を考えると（流量、河幅、水深一定とした場合）

S Sについて

$$\frac{\partial (SS)}{\partial t} = Dz \frac{\partial^2 (SS)}{\partial Z^2} - V \frac{\partial (SS)}{\partial Z} - k_1 \cdot SS - k_2 \cdot SS + \frac{1}{d} \cdot \beta \cdot h(t)M + \frac{1}{d} \cdot \beta' \cdot h'(t) \cdot N \quad -(11)$$

ここで、 $Dz \frac{\partial^2 (SS)}{\partial Z^2}$ は流れ方向の混合拡散を表し、 $V \frac{\partial (SS)}{\partial Z}$ は流下を表す項である。

また、 $-k_1 \cdot SS$ は沈殿を、 $-k_2 \cdot SS$ は好気的自己分解による減少を、それぞれ表す。 $\frac{1}{d} \cdot \beta \cdot h(t)M$ 、⁸⁾ $\frac{1}{d} \cdot \beta' \cdot h'(t) \cdot N$ は付着性藻類と他栄養生物の剥離による増加を表す項である。

DOC1(易分解性DOC)について

$$\frac{\partial (DOC1)}{\partial t} = Dz \frac{\partial^2 (DOC1)}{\partial Z^2} - V \frac{\partial (DOC1)}{\partial Z} - \frac{1}{d} \cdot \alpha_c \cdot \beta' \cdot Gh + \frac{1}{d} \cdot \alpha_c \cdot k_3 \cdot An \quad -(12)$$

ここで、 $-\frac{1}{d} \cdot \alpha_c \cdot \beta' \cdot Gh$ は、付着性他栄養生物の取り込みを表わす項、 $+\frac{1}{d} \cdot \alpha_c \cdot k_3 \cdot An$ は、河床沈殿物下層嫌気部よりのDOCの溶出を表す。なお、 α_c は付着性他栄養生物、沈殿物中の炭素の含有率を表すものである。また、 B' は河床中の礫の上など他栄養生物が好んで繁殖する面積割合を示す。

2.4 実河川への適用

本モデルを用いて、実際の河川の汚濁自浄量と蓄積量を推定するには、3.2で述べるようにモデル中の各パラメーターを決定することと共に、河川への汚濁流入量(S S・CとDOCに分けて測定する必要がある)を決定しなければならない。これは、人間活動の影響を強く受ける汚濁河川では、日周変動を観測することにより求めることが望ましい。

3. 対象河川とパラメーターの決定

3.1 野川

汚濁物質の自浄と蓄積を考える一例として、多摩川の支流であり東京西南部を流下する野川(Fig. 2参照)を選び、検討を行った。

現在(1982)野川には、上流域において国分寺市の人団約7万人分の下水が流入しているが、その中流域(St. 1~St. 3)では流域下水道が完成しており、途中よりの汚濁物質の流入は、ほとんどない。⁹⁾そのため、中流域は汚濁源と大型河川(多摩川)を結ぶ中小河川の役割を考察するには、好適な条件となっている。

なお、野川中流域は平常流量約 $4 \times 10^4 m^3/day$ 、河幅約7m、水深は10~30cm程度である。

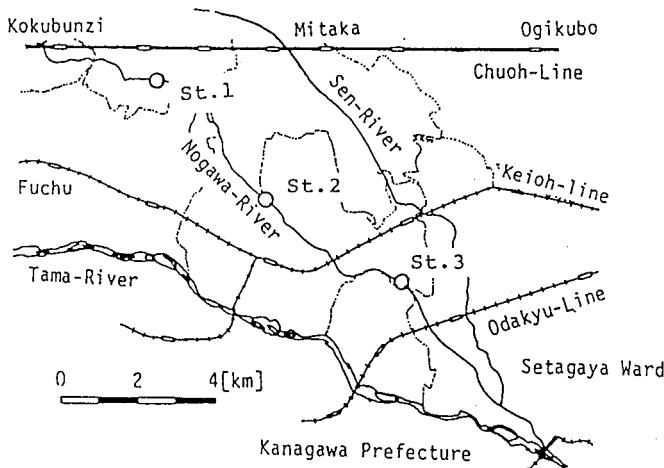


Fig.2 Map of the study area

3.2 パラメーターの決定

本モデル中のパラメーターの決定法の概略と用いた値について述べる。

- 1) D_z (流れ方向混合拡散係数 [m^2/s])

蛍光染料を野川に投入して行った、インパルス応答法による。¹⁰⁾ $D_z = 20 m^2/s$

- 2) V (平均流速 [m/s])、 d (平均水深 [m])

区間における実測値の平均。 $V = 0.4 m/s$ 、 $d = 0.19 m$

- 3) k_1 (SS沈降速度 [$1/s$])

後述するように、St. 1におけるSSの日周変動を入力条件とし、(1)式を用いSt. 2のSS日周変動について、パラメーターフィッティングすることより求めた。

$$k_1 = 1.11 \times 10^{-4} \quad 1/s$$

- 4) k_2 (好気分解速度 [$1/s$])

暗ビン法による酸素消費速度の測定より推定した。¹¹⁾ またこの速度はDO(溶存酸素)に対してMonod型としている。 $k_2 = 1.74 \times 10^{-6} \quad 1/s$ ($20^\circ C$)、温度依存性はArrhenius型とし、活性化エネルギーは、7.7 Kcal/moleと推定した。

- 5) k_3 (嫌気分解速度 [$1/s$])

回分式嫌気分解実験より推定。 $k = 5.56 \times 10^{-7} \quad 1/s$ ($20^\circ C$)、温度依存性はArrhenius型とした。活性化エネルギーは実測の結果6.2 Kcal/moleであった。

- 6) Gh (他栄養生物成長速度 [$\text{g}/m^2/s$])

河床にレンガを投入し、付着して来る生物量の変化より推定。 $Gh = 2.31 \times 10^{-4} \quad \text{g}/m^2/s$ 、ここで、 N_s (増殖に関与する最大量)は付着藻類の場合と同量であると仮定した。 $N_s = 10 \text{ g}/m^2$ 、これより、 $\mu = 2.31 \times 10^{-5} \quad 1/s$

- 7) $h'(t)$ (付着性他栄養生物剝離速度 [$1/s$])

付着性藻類の剝離速度 $h(t)$ ⁸⁾と同様のものを使用した。

降雨後 7.5 日まで $h(t) = 0.01/s$

降雨 7.5 日以後 $h(t) = 2.50 \times 10^{-6} \times (t - 7.5) 1/s$

t は雨後日数

8) γ (好気層厚さ [g/m^2])

室内実験の結果より推定。¹¹⁾ $20 \text{ g}/\text{m}^2 (20^\circ\text{C})$ 、ここで、単位面積あたりの酸素消費速度 $k_2 \cdot \gamma$ は温度によらず一定と考えている。

9) β, β' (全河床中付着性藻類、他栄養生物が好んで繁殖する部分の割合 [-])

目視観察より決定。 $\beta = 0.75 \quad \beta' = 0.75$

10) DOC_2 (難分解性DOC濃度 [mg/ℓ])

ゲルクロマトグラフィーを用いての、野川水の分子量分画より、分子量 6,000 以上の画群量として推定した。¹²⁾ $\text{DOC}_2 = 7.1 \text{ mg}/\ell$ なお、 $\text{DOC} = \text{DOC}_1 + \text{DOC}_2$

4. 水質の実測値との比較検討

本モデルにおいて上述のパラメーターを用いて計算された SS や DOC が、野川での SS や DOC の挙動をどの程度説明しているかを明らかにするために、実測値との比較検討を行った。

4.1 測定法

試料水は、633 ml の褐色ガラスビンに入れて迅速に研究室に持ち帰り分析を行った。なお、夏季は運搬中、氷を用いて冷却した。

SS は、 $1 \mu\text{m}$ のガラスフィルター (Millipore Type GFP) を用い、 110°C 、3 時間乾燥重量として求めた。

DOC は、 $1 \mu\text{m}$ のフィルター汎過液に対し、島津製作所製 TOC-10B を用いて測定した。

4.2 SS の挙動

St. 1 における SS の日周変動を Fig. 3(a) に、同様に St. 2 における SS の変動を Fig. 3(b) に示す。St. 1 においては、SS は人間の生活サイクルの影響を受けその濃度は大きく変動する。しかし、St. 2 に来ると、沈殿により SS 濃度は減少し、また日周変動も St. 1 ほど顕著でなくなる。ここで、河川における沈降速度定数は、河川各所に見られるよどみ部

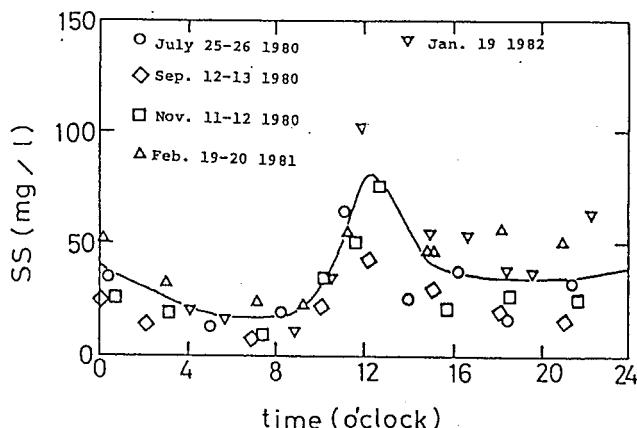


Fig. 3(a) Diurnal change of the SS concentration at St. 1

への流入速度、河床付着性藻類などへの引っかかり効果による減少速度、河床の礫と礫の間への沈降速度などを総合した概念であると考えられる。このため、室内実験などにより容易にこの値を定めることは、出来ない。それゆえここでは、Fig.3(a) 中の実線を入口側SS濃度とし、(1)式を用いてパラメーターフィッティングを行うことにより k_1 を推定した。このパラメーターフィッティングを行う時に用いた他のパラメーターの値は、 $k_2 = 1.74 \times 10^{-6} \text{ 1/s}$ 、 $h(t)$ 、 $h'(t) = 0.0$ である。なお、 k_2 、 $h(t)$ 、 $h'(t)$ の計算結果への寄与は小さく想定出来る範囲でこれらの値を変化させても、 k_1 の決定には、ほとんど影響を及さなかった。 k_1 についてのパラメーターフィッティングの結果を Fig.3(b) 中に実線で示す。この時の k_1 の値は $1.11 \times 10^{-4} \text{ 1/s}$ である。

SSの計算値は、パラメーターフィッティングを行っているので、実測値と計算値の比較よりモデルの妥当性を検討することは出来ない。しかし、河川におけるSSの挙動は、 $-k_1 \cdot SS$ という項を用いることにより、現象をよく説明出来ることが明らかとなった。なお、計算は Crank Nicolson 法を用いて行い、流下方向きざみは 500 m、時間きざみは 3 分間とした。

4.3 DOCの挙動

DOCについての本モデルを用いての計算値と実測値の比較を、Fig.4(a)、Fig.4(b) に示す。ここで夏は水温 25°C、冬は 10°C として計算している。実測値は上流地点より順に採取したもので、サンプリング時刻は 11:00 から 15:00 の間である。また、計算値は 13:00 の値を示してある。

計算値において、降雨後 1 日、5 日、10 日の値を示してあるが、日数が経過するに従い DOC 濃度が高くなる傾向が見られる。これは、本モデルでは降雨時に、河床沈殿物が全部洗い流され、その後新たに沈殿が始まるとしていることによる。沈殿物が増加すれば、嫌気的部 分も増え DOC 溶出量も増加する。

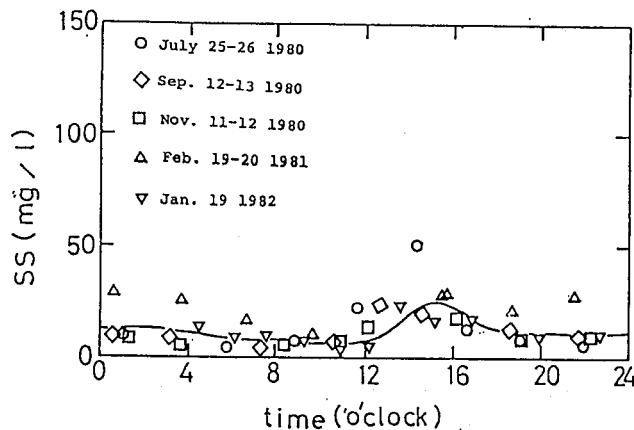


Fig.3(b) Diurnal change of the SS concentration at St.2 (Solid line is the case of $k_1=1.11 \times 10^{-4} [1/\text{s}]$)

Fig.4(a) Observe'd and aimulated DOC concentration (summer)
solid line: one day after rain
broken line: 5 day after rain
dotted line: 10 day after rain

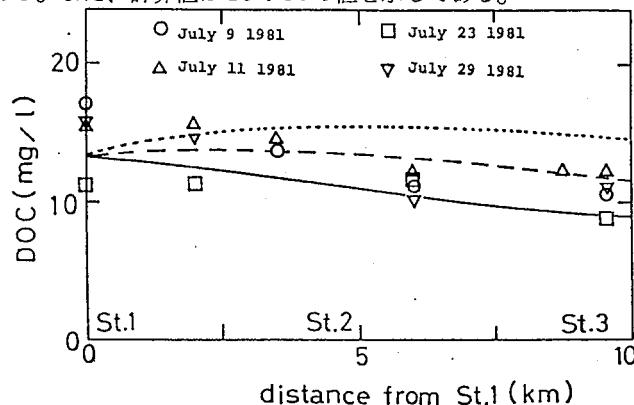


Fig.4(a) Observe'd and aimulated DOC concentration (summer)
solid line: one day after rain
broken line: 5 day after rain
dotted line: 10 day after rain

しかし、実際には台風時のように河床に存在するすべての沈殿物を洗い流す雨だけでないため、なん日分の沈殿物があるかを、降雨よりの日数だけで決定することは、困難である。ここでは、次の2項目において、実測値と計算値の傾向がよく一致したことを確認するにとどめる。

1) この流域において、D O Cを

攝取すると考えられるスフェロティルスなど付着性他栄養生物が河床に多量に生育しているにもかかわらず、流下方向のD O C濃度の減少が、あまり見られないこと。

2) 夏と冬では、付着生物のD O C摂取速度や嫌気分解速度に約2倍の違いがあるにもかかわらず、流下方向でのD O Cにさほどの変化が見られないこと。

このいづれも、嫌気分解による溶出量と他栄養生物による摂取量がほぼバランスしていることに基因している。

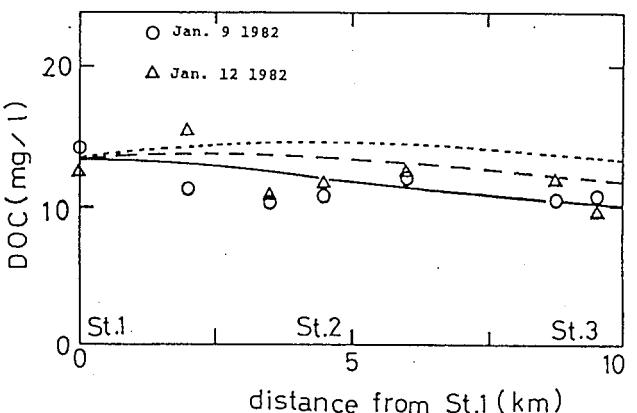


Fig. 4(b) Observed and simulated Doc concentration (winter)

5. 自浄量と蓄積量

5.1 モデルよりの計算結果

野川中流域における有機炭素の物質収支をFig. 5 (a)、Fig. 5 (b)に示す。ここで、有機炭素の流入量は、S S · CとD O Cの和としている。

この区間は大きな自浄係数(St.1とSt.2の間で $0.98 \sim 3.44^{13)}$ が観測されるところであるが、

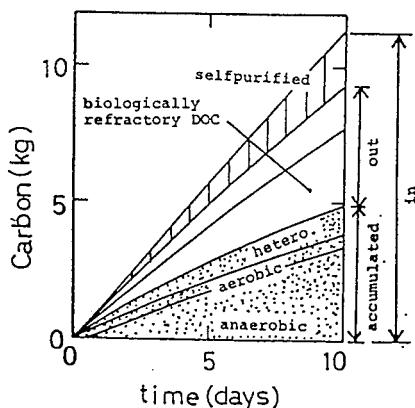


Fig. 5(a) Organic carbon balance concept at the middle reaches of the Nogawa River (summer)

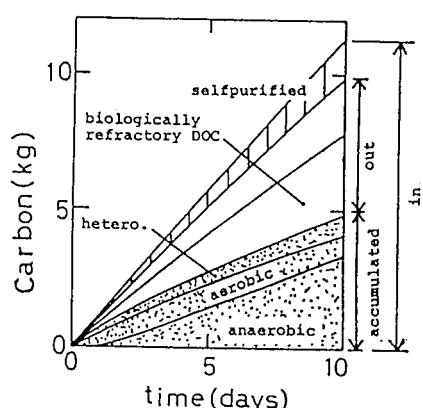


Fig. 5(b) Organic carbon balance concept at the middle reaches of the Nogawa River (winter)

有機炭素の無機化として見るとき自浄量は少なく、これに比べれば河床への蓄積量は、はるかに多いことが解る。この傾向は、夏冬共に変わらない。また、生物的に難分解性であるD O Cを除くと、野川中流域の約10Kmの区間に流入した有機炭素の大半が、沈殿、付着他栄養生物への摂取、または自浄作用により消失し、平常流量時にはこの区間より流出しないことも解る。これが大きな自浄係数や低い流達率が、野川において報告されて来た理由である。

5.2 実測降雨時流出量との比較検討

河床に蓄積した有機汚濁物質は、降雨増水時に巻き上げられ洗い流されると考えられる。実際にこの様子を観測し、本モデルより算出した物質収支の結果を確認することを試みた。

St. 3における、1971年7月13日の夕立ちの際の流出の様子をFig. 6(a)、(b)、(c)に示す。これ以前の降雨は、7月3日から4日にかけてのもので合計雨量38mm（気象庁小金井観測点）であった。SSの沈殿と他栄養生物の増殖は、これ以後に生じたと考えてよからう。（蓄積期間9日間）7月13日の夕立ちは野川上流域にだけ局地的に降り、中流域では降らなかった。ゆえに路面などよりの汚濁物質の流入は、最小限度におさえられたと考えられ、河床沈殿物量を推定するには好適な条件となつた。

この時観測されたSS(1L)^{*}を $C_6H_{12.5}O_{4.65}N_{0.69}P_{0.064}$ の組成を持つものと仮定すると、流出した有機炭素量は約3.3tonになる。この量はFig. 5 (a)における9日目の河床蓄積物の値とよい一致を見る。

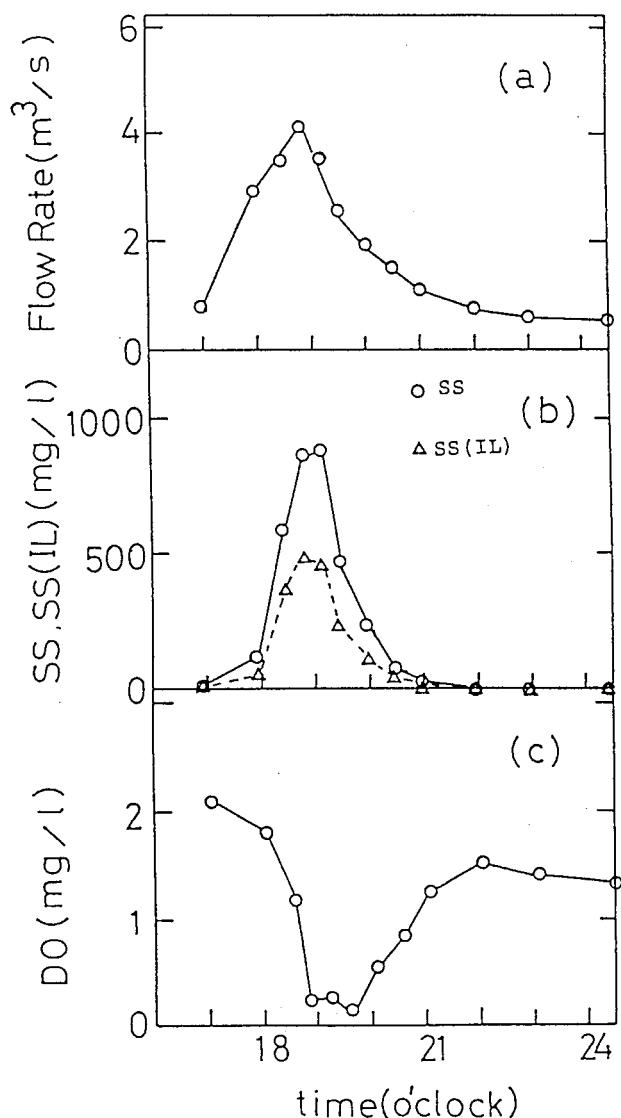


Fig.6 Change of the flow rate (a), SS concentration (b) and Do concentration (c) during shower (July 13, 1981 at St.3)

この時の観測値は、

- 1) St. 1 より上流の野川や側溝に沈殿していたものを含んでいと考えられること。
- 2) 台風などと違い夕立ち程度の雨（上流域で 3 mm～6 mm 程度の降雨と推定）で河床蓄積物の全量が洗い流されたと考えられるか。

という問題を含み、今後検討が必要である。しかし、このような値が観測されたことは、モデルの妥当性を示す一つの目安になると考えられる。

※※※

また、流出時河川は黒濁し悪臭を放ち、DO の値はほぼゼロになった。（Fig. 6 (c) 参照）このことより、沈殿物の大部分が嫌気的に蓄積されているということが傍証された。

※ SS(1L) は、110 °C 3 時間の乾重量と 500 °C 3 時間処理後重量の差として求めた。

※※ DO は Beckman DO メーターにより現場で測定した。

6. 結 論

有機炭素収支概念を用い、河川における自浄と汚濁物質の蓄積についてのモデルを作成した。

このモデルを用い、一例として、大きな自浄係数が観測される野川中流域について考察を行ったが、汚濁物質の真の自浄量は蓄積量に比べれば小さく、大きな自浄係数が観測されることは、懸濁性 BOD 物質の沈殿に基づいていることが明らかとなった。ここで、沈殿した汚濁物質は、表層のごく一部を除いて嫌気的状態で蓄積しており、沈殿汚濁物質中の有機炭素の一部は嫌気分解により流水中に溶出していると考えられる。

また、本モデルより推定される河床における汚濁蓄積量が、確かに降雨時に流出することを確認した。

従来、自浄係数や流達率を用いて議論されて来た河川における汚濁物質の自浄と河床への蓄積の問題、また蓄積に関連して降雨時流出の問題は、他の河川においても本研究の手法を用いれば、より統一的に理解出来ると考えられる。

使 用 記 号

Ae : 沈殿物好気部 $[g/m^2]$

An : 沈殿物嫌気部 $[g/m^2]$

Co, C1 : BOD濃度 $[g/m^3]$

d : 水深 $[m]$

DOC : 溶存有機炭素濃度 $[g/m^3]$

DOC1 : 易分解性溶存有機炭素濃度 $[g/m^3]$

DOC2 : 難分解性溶存有機炭素濃度 $[g/m^3]$

Dz : 流下方向混合拡散係数 $[m^2/s]$

Gh : 単位面積あたり付着性他栄養生物成長速度 $[g/m^2/s]$

h(t) : 付着性藻類剝離速度 $[1/s]$

h'(t) : 付着性他栄養生物剝離速度 $[1/s]$

k : 自浄係数 $[1/s]$

k₁ : SS沈降速度 $[1/s]$

k₂ : 好気分解速度 $[1/s]$

k₃ : 嫌気分解速度 $[1/s]$

M : 付着性藻類量 $[g/m^2]$

N : 付着性他栄養生物量 $[g/m^2]$

Ns : 増殖に関与出来る最大付着性他栄養生物量 $[g/m^2]$

Se : 沈殿物量 $[g/m^2]$

SS : 懸濁物質濃度 $[g/m^3]$

SS(1L) : 有機性懸濁物質濃度 $[g/m^3]$ 、平常水量時は SS(1L)=SS

t : 時間 $[1/s]$

V : 流速 $[m/s]$

Z : 流下方向距離 $[m]$

α_c : 菌体中炭素含有率 C₆/C₆H_{12.5}O_{4.65}N_{0.64}P_{0.069} [-]

β : 河床中付着性藻類が好んで繁茂する部分の割合 [-]

β' : 河床中付着性他栄養生物が好んで繁殖する部分の割合 [-]

r : 沈殿物好気性部分最大厚さ $[g/m^2]$

μ : 付着性他栄養生物比増殖速度 $[1/s]$

τ : 自浄係数測定の場合の2点間平均滞留時間 [s]

引　用　文　献

- 1) 手塚泰彦、(1972)、環境汚染と生物Ⅱ、P.34、共立出版
- 2) 市川新、(1978)、河川における流達率・浄化率に関する研究、第15回下水道研究発表会講演集、
480 - 482
- 3) 高尾克樹、(1979)、降雨時に生ずる都市河川の汚濁流出、公害研究 8 (3)、 66 - 72
- 4) 海老瀬ら、(1979)、市街地河川における降雨時流出負荷量の変化特性、水質汚濁研究、2 (1)、
33 - 44
- 5) 矢島ら、(1981)、渡良瀬川降雨時におけるリンの流出特性について、日本陸水学会第46会講演
要旨集、P.45
- 6) 西本安範、山田淳、(1982)、都市型河川の負荷流出特性と流出モデル、第16回水質汚濁学会講
演集、160 - 161
- 7) 気象庁編、(1970)、海洋観測指斜 P.191
- 8) 川島博之、鈴木基之、河床付着性藻類の増殖と剝離化学工学論文集投稿中
- 9) 鈴木基之、川島博之、(1981)、汚濁都市河川の現状とその改善法、水質汚濁研究、4 (2)
73 - 79
- 10) 鈴木ら、(1979)、河川における混合拡散の研究化学工学協会第13回秋季大会予稿集 550-551
- 11) 川島博之、鈴木基之、投稿準備中
- 12) 水野利行、(1982)、強度汚濁河川におけるD O Cの挙動に関する研究、神奈川大学応用化学科卒
業論文
- 13) 鈴木基之、川島博之、(1980)、汚濁都市河川の自浄作用、化学工学協会第14回秋季大会予稿集
I、81 - 82

第6章 中小都市河川の自濁量

—河川における無機炭素收支—

Selfpollution in a urban stream

—Inorganic carbon budget in a stream—

川島 博之 鈴木 基之

Hiroyuki Kawashima、 Motoyuki Suzuki

東京大学生産技術研究所

Institute of Industrial Science

University of Tokyo

〒106 東京都港区六本木7-22-1

Abstract

Deterioration of water quality in a shallow and eutrophicated river is caused by respiration and detachment of attached algae on river bed (which is referred to as Selfpollution). A model based on longitudinal inorganic carbon balance is proposed to account for selfpollution rate in such urban polluted rivers. By applying this model to the Nogawa River (a branch of the Tama River), it is found that the alkalinity in polluted rivers is not constant because of the diurnal and longitudinal fluctuations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentration.

The material balance reveals that about 347 kg/day (in summer) or 163 kg/day (in winter) of inorganic carbon is fixed by benthic algae in the midreaches (10 km) of the Nogawa River. If all of the fixed carbon becomes an organic carbon represented by glucose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$), this amount corresponds to 925 kg BOD per day which is equal to BOD discharge of as much as 23000 peoples.

Thus it is of importance to control benthic algal growth for the purpose of reclamation of water quality in shallow urban rivers.

1. 緒 言

都市やその近郊を流れる河川では、周辺の下水道が整備されるにつれて、流入する汚濁物質は年々減少する傾向にある。しかし現状では、下水の流入が完全に消滅するまでに至っている河川は少ない。このため BOD 濃度は低下しても、栄養塩は未だ付着性藻類などの成育にとって充分な濃度で存在している河川が多い。これと同様の状況は、活性汚泥処理など二次処理までしか行っていない処理水を多量に受け入れている河川においても見られる。このような河川では、太陽光線が河床まで到達し易い浅い部分において付着性藻類が大量繁茂し、これによる水質の悪化（河川の自濁）¹⁾が新たな問題として注目されている。

河床付着性藻類の大量繁茂による水質の悪化には、二つの側面がある。第一は、藻類の呼吸により、大量に付着している区間において、夜間に DO（溶存酸素）濃度が低下する問題である。このような状態は河川に多量の BOD 物質が流入したことと結果的には同じになり、魚類など高等生物が恒常に生息するには、不適な環境である。第二には、付着していた藻類が成長するに連れて、その一部が剝離流下し、下流水域に対して新たな汚濁源となる問題である。この藻類の剝離は平常流量時にも若干生じているが、特に降雨増水時に顕著に観察される。

しかしながら現在までのところ、付着性藻類が水域の環境に対しどの程度の悪影響を与えていたかについて、定量的に明らかにした研究は少ない。それゆえ本研究では、付着性藻類の大量繁茂による水質の悪化が問題になっている野川（多摩川の支流）中流域を対象とし、自濁量の定量的把握を試みた。ここでは一例として野川を取り上げたが、本研究で用いた流水中の無機炭素収支より自濁量を推定する方法は、野川と同様の状況に置かれた中小河川の自濁を明らかにする上で有用であろう。

2. 自濁の定量化

先に著者らは、中小河川の真の自浄作用を有機炭素の無機化と考えることにより、“見かけの自浄量”²⁾を真の自濁量と河床蓄積量とに分けて把握出来ることを示した。本研究では、自濁は自浄の逆と考え、無機炭素の有機化として数量化を試みた。

光合成により有機化された炭素は、一部は呼吸作用により再び CO₂ として水中に放出される。この際、酸素を消費する。日中は光合成により酸素が放出されるため、呼吸による DO 濃度の低下は問題にならないが、夜間は呼吸作用のみが行われるため DO 濃度が低下する。また、藻類の成長に伴ない有機炭素の形で藻類内に蓄積したものは、降雨による増水の際などに剝離流下し、下流水域のよどみ部などに沈殿する。沈殿物中の有機炭素は種々の分解過程を経て漸次無機化されると考えられるが、この際にも酸素を消費する。

以上述べたように、一度有機化された炭素は、なんらかの形で無機化され、その際に酸素を消費する。ただし、藻類の細胞壁などを構成する有機炭素の一部は分解の過程でフミン酸やソルボ酸など難分解性の有機物になるものも存在するが、その量は少量と考えられ、ここでは無視する。ゆえに、本研究では無機炭素の有機化量をもって自濁総量を表わすこととする。

3. 無機炭素固定量の測定

3.1 手法

光合成商、呼吸商を仮定すれば、酸素収支より固定された無機炭素量を推定することが出来る。従来、付着性藻類による無機炭素固定量の測定は、河床に付着している藻類をブラシなどを用いて剥し、明ビン、暗ビン法による酸素収支より求めているものが多い。しかし、複雑な様相を呈する実際の河川において、このような方法で河川全体の炭素固定量をどれだけ正確に推定出来るかは疑問が残る。Table.1 には野川中流域(St.3)における河床礫付着藻類量を示す。(1L は藻類以外にも付着性他栄養生物、堆積物を含むが、chlorophyll-a は、ほぼ藻類量に比例していると考えられる。)これは、水深、流速などがほぼ同条件(水深 15cm、流速 0.3 m/s 程度)の場所より採取したものであり、優先種 *Stigeoclonium tenue* であった。このように同様の条件でも、ここに示すようなバラツキが存在する。野川中流域に存在する藻類は一般に礫の表面に多く付着する傾向があり、泥質や砂地の部分では付着量は少ない。このような状況を考えると、河床の限られたなん点から採取したサンプルより河床全体の炭素固定量を推定することには、大きな誤差がつきまとうと考えざるを得ない。

そこで本研究では、Odum(1956)³⁾が行ったように水質の日周変動に着目し、これより河川全体の炭素固定量を推定する手法を用いた。ある地点を流下する水塊はそれより上流で受けた影響を積分的に保持しており、これを用いて炭素固定量を推定することは数点の河床付着物を剥しての測定よりはるかに有利と考えられる。Odumは河川の酸素収支より光合成量を推定しているが、これより無機炭素の固定量を求めるには、明ビン、暗ビン法の場合と同様に光合成商、呼吸商共に種の違いや同種でも成長段階の違いにより大きく異なる。それゆえ、炭素固定量を定めるには、酸素収支よりも無機炭素収支そのものの収支を検討する方が望ましい。

本研究では、河川内の無機炭素の流下方向の収支を考えることにより無機炭素の固定量を求めた。

3.2 河川における無機炭素収支

汚濁河川における無機炭素の収支には、1) 水面での大気との交換、2) 付着性藻類や他栄養生物の呼

date	IL [g/m ²]	Chlorophyll-a [g/m ²]
Aug. 3 1981	44.4	0.96
	54.7	0.73
	100.0	1.73
	81.7	1.49
	68.3	0.74
Jan. 9 1982	103.7	1.08
	160.0	1.75
	84.0	1.77
Jan. 12 1982	105.0	1.98
	127.8	1.54
	52.7	0.86

Table.1 Amount of attached algae on rock.
Samples from the Nogawa River at St.3
(Chlorophyll-a was assessed in accordance
with Lorenzen method -16))
(IL was obtained by difference between the
weight after drying at 383K for 3hrs and
the weight after igniting at 773K for 3hrs)

吸による放出、3) 付着性藻類など植物の光合成の際の取り込み、以上の三作用が支配的であると考えられる。

ここで簡単のために、流速、水深、河幅一定、また深さ方向、河幅方向に濃度分布がないと仮定すると河川の溶存無機炭素収支(I C)の収支は次のように書き表わせる。

$$\frac{\partial I C}{\partial t} = D_z \frac{\partial^2 I C}{\partial z^2} - V \frac{\partial I C}{\partial z} + \frac{K L CO_2}{d} (H_2 CO_3^* - H_2 CO_3) + R - P + I \quad -(1)$$

I : 無機炭素濃度 [g/m³]

Dz : 流れ方向混合拡散係数 [m²/s]

V : 流速 [m/s]

d : 水深 [m]

Z : 流れ方向距離 [m]

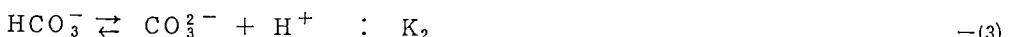
t : 時間 [s]

また、R : [g/m²/s] は付着藻類や他栄養動物の呼吸による1Cの付加、P : [g/m²/s] は光合成による無機炭素の取り込みを、I : [g/m²/s] は区間途中よりの1Cの流入をそれぞれ表す。KLCO₂ : [m/s] は河川水面でのCO₂の物質移動係数を、H₂CO₃ : [g/m³] は1Cのうち電離していない分子状の無機炭素の濃度を、H₂CO₃^* : [g/m³] は大気中のCO₂の分圧とHenry定数により定まるH₂CO₃の平衡溶解溶度(0.5mg/l, 20°C) を表わす。

(1)式においてPは無機炭素の固定量(自濁量)を表わす。

3.3 無機炭素の水中での電離

(1)式は Streeter - Phelps⁴⁾ モデルのDO収支式と一部の符号を除いて同型である。しかし、ここで一番の差異は、DOの場合その全てが大気との平衡関係に関与しているが、1Cの場合はH₂CO₃態の1Cだけが平衡に関与していることである。水中に存在する無機炭素は次のように電離している。⁵⁾



K₁、K₂ は平衡定数

ゆえに、1Cの大気への放散、呼吸を議論するには全1C中のH₂CO₃の割合を知らねばならない。今H₂CO₃、HCO₃⁻、CO₃²⁻の存在割合(モル比)をα₀、α₁、α₂とする。

$$\alpha_0 = \frac{[H_2 CO_3]}{CT}, \alpha_1 = \frac{[HCO_3^-]}{CT}, \alpha_2 = \frac{[CO_3^{2-}]}{CT} \quad -(4)$$

$$CT = [H_2 CO_3] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}] \quad -(5)$$

[H₂CO₃]、[HCO₃⁻]、[CO₃²⁻] はモル濃度: [mole/l]

このα₀、α₁、α₂ は次のようにpHの関数として表わすことが出来る。

$$\alpha_0 = \left(1 + \frac{K_1}{[H^+]} + \frac{K_1 \cdot K_2}{[H^+]^2} \right)^{-1} \quad -(6)$$

$$\alpha_1 = \left(\frac{[H^-]}{K_1} + 1 + \frac{K_2}{[H^+]} \right)^{-1} \quad -(7)$$

$$\alpha_2 = \left(\frac{[H^+]^2}{K_1 \cdot K_2} + \frac{[H^+]}{K_2} + 1 \right)^{-1} \quad -(8)$$

$$[H^+] = 10^{-pH} \quad -(9)$$

ここで、 H_2CO_3 は弱酸であるから 1C の濃度と pH の間には関係関数が成立する。これは、アルカリ度という概念を通じて次のように記述される。⁵⁾

$$ALK = CT \cdot (\alpha_1 + 2 \cdot \alpha_2) + [OH^-] - [H^+] \quad -(10)$$

ゆえに、河川のアルカリ度が決定出来れば、溶解している 1C の量より(10)式を用いて pH を決定することが出来、これより(6)式を使用して H_2CO_3 態の 1C の濃度の推算が可能となる。アルカリ度の分布が解れば(1)式を解くことが可能となる。

4. 野川中流域の無機炭素固定量

前節で述べた手法を用い野川中流域の無機炭素の固定量の測定を試みた。実河川での無機炭素の固定量を測定するためには、

- 1) 水深、流速など(1)式中に表われる物理的パラメーターの値を決定すること。
- 2) 1C の対象区間への流入量、流出量を測定すること。ここで、呼吸量と光合成量を分けるには、流入流出量の日周変動を測定する必要がある。この日周変動において、夜間は光合成が行われないとして呼吸量 R を決定する。
- 3) 対象区間のアルカリ度を明らかにする。

以上の 3 点が必要である。

4.1 野川

本研究において対象とした野川は、東京西南部を流下する多摩川の支流であり(Fig. 1 参照)、その中流域 St. 1 ~ St. 3 では河幅約 7 m、水深 0.1 ~ 0.3 m は 0.3 ~ 0.4 m/s 程度の小河川である。

現在中流域は流域下水道が完成しているため St. 1 ~ St. 3

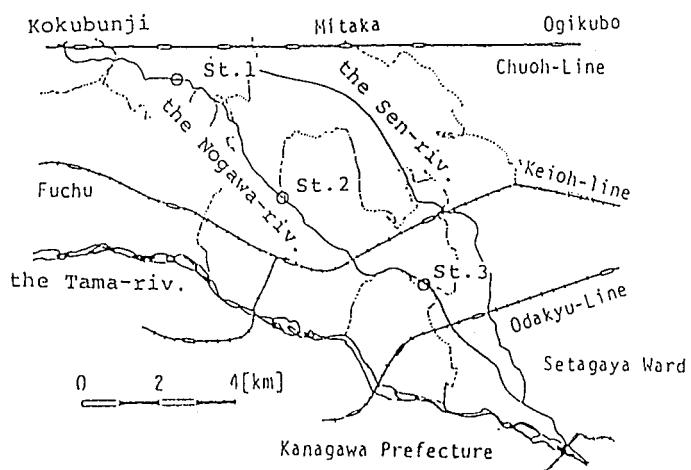


Fig.1
The Nogawa River basin and the location of each station

の間での途中流入はほとんどない。⁶⁾しかし、St.1より上流部分では国分寺市の下水が流入しており、これにより野川は汚染されている。中流域のBOD濃度は 20mg/l 程度、また栄養塩類はTDN(全溶存窒素)約 10mg/l 、TDP(全溶存リン)約 1mg/l と付着性藻類の成育には十分な高濃度で存在している。このため多量の付着性藻類が河床に繁茂している。

4.2 IC, アルカリ度の測定法

ICはカッ色のガラスビンに入れ、氷で冷却して持ち帰った試料水に対し、島津製作所製TOC-TOBを用いて測定した。

アルカリ度はICとpHの双方を測定することにより式を用いて推定した。ここでpHは東亜電波製pHメーターを用い現場にて測定した。

NH_4^+ N、 NO_2^- M、 NO_3^- Nは、それぞれ 1μ のフィルター汎過液に対して、ネスター法⁷⁾、N(1ナフチル)エチレンジアミン・スルファニル酸法⁷⁾、ブルシン法により測定した。

4.3 流入量、流出量

対象区間へのIC流入量はSt.1(Fig.1参照)にて測定した。その結果をFig.2に示す。これより流入するIC量は、夏と冬でほとんど差が見られない。また、日周変動は少なく、朝方に若干濃度が減少する傾向が見られるが、ほぼ一定と考えられる。St.1では人間活動の影響を受けて、流量に若干の変動があるが、本研究では解析を容易にするために流量一定と仮定している。

出口側濃度は、St.3において測定した。これをFig.3(a)夏期、Fig.3(b)冬期に示す。(図中白丸)ここで、ICの極小値が観測される時刻が光合成速度が最大となる正午より約3時間ほど遅れて

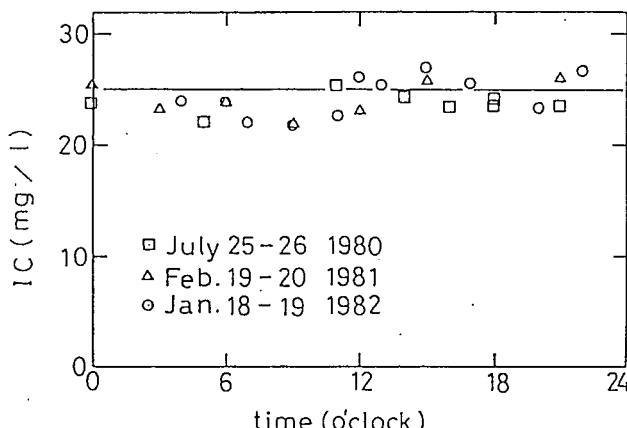


Fig.2 Diurnal change of IC concentration at St.3
Solid line (25mg/l) is used as boundary condition in IC budget estimation.

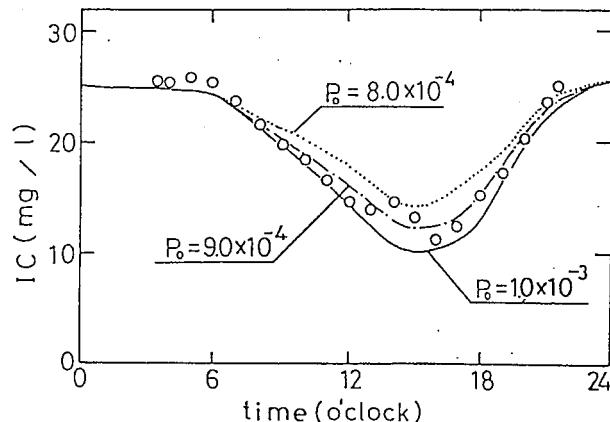


Fig.3(a) Comparision with observed IC concentration and calculated results.(St.3,Aug.3.1981)
 $R=4.0 \times 10^{-4}$ in all cases)

いる。DOの場合この遅れは、
ほとんど観測されない。⁸⁾この理由はDOの場合大気との交換量
が多いのに対し、ICでは
 H_2CO_3 態しか交換に関与せず
pH 7~8付近では交換量が極
端に小さいことによると考えら
れる。

4.4 野川のアルカリ度

野川中流域におけるpHの日
周変動をFig.4(a)夏期、Fig.
4(b)冬期に示す。このpHと
Fig.3で示したICとの関係
を一例として1982年1月18
~19日のSt.3の場合につい
て、Fig.5に示す。Fig.5
中にアルカリ度を一定として
式を用いて計算したpHとIC
の関係を実線で示す。(Alk =
1.2~1.8 m eq/l) ここで、
野川のアルカリ度が一定ならば
実測点は計算によって求まつた
曲線と平衡に移動する。しかし
実測点はICが減少するにつれ
てアルカリ度が減少する方向に
動いている。また、ICが減少
する午前中の動きとICが増加
する午後の動きの間には、ヒス
テリシスが存在し、pHとIC
の間には単純な相関が存在しな
いことが解る。

⑩式を用いて算出した各観測
定におけるアルカリ度の変化

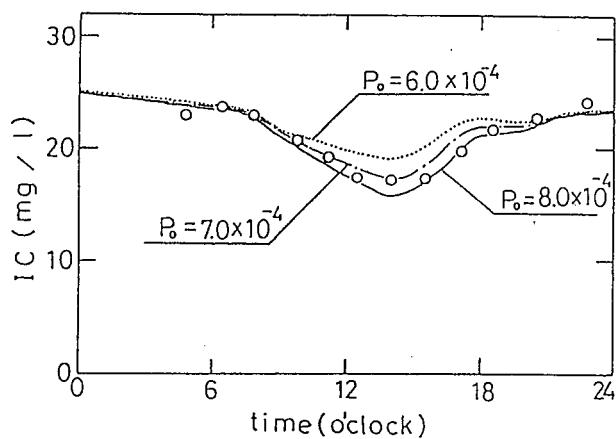


Fig.3(b) Comparision with observed IC concentration and calculated results.(St.3, Jan.18-19.1982)
 $R=4.0 \times 10^{-4}$ in all cases

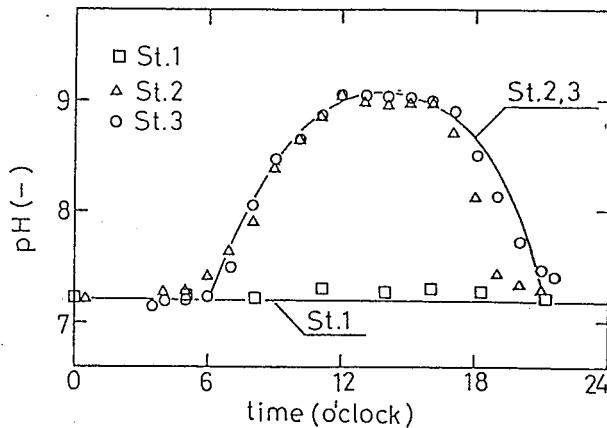


Fig.4(a) Diurnal change of pH at St.2 and St.3
(St.1:July 25-26.1980)
(St.2:Sep.1.1981)
(St.3:Aug.3.1981)

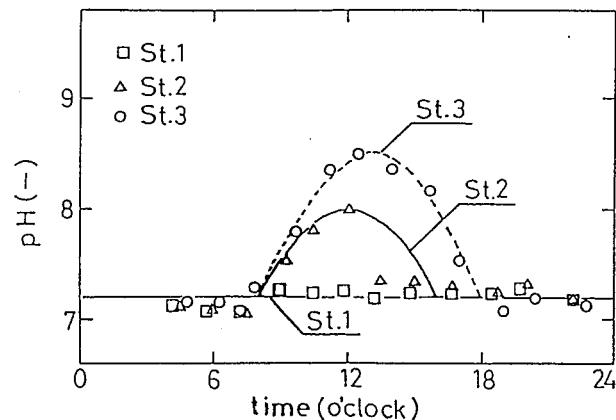


Fig.4(b) Diurnal change of pH at St.1, St.2 and St.3
(Jan.18-19.1982)

(冬期)をFig. 6 (a)に示す。従来、河川水のpHの変動やICの収支を扱った研究ではICの実測は行っておらず、アルカリ度一定として、pHの変動の原因は全てICの変動によると推定していた。しかし、実際にICを測定しアルカリ度を算出すると、野川の場合Fig. 6 (a)に示すようにアルカリ度は一定でない。

この理由は次のように考えられる。通常、河川水のアルカリ度を与える成分は溶存ケイ酸塩、ホウ酸塩、アンモニア、有機塩基、硫化物、リン酸塩などである⁵⁾といわれる。このうち、ケイ酸塩やホウ酸塩濃度が大きな日周変動を行うことは考えにくい。野川のような汚濁河川の場合、アルカリ度を与える物質のうちアンモニアが高濃度で存在し、かつこの濃度は人間活動の影響を受けて大きな日周変動を繰り返している。また、アンモニアは流下するにつれて硝酸化される。このため、各地点におけるアンモニア濃度を測定した。その結果をFig. 6 (b)に示す。また、同時にNO₂⁻・N、NO₃⁻・N、の濃度も測定したが、NO₂⁻・Nの濃度は微小であった。ここではNO₃⁻・Nの濃度をFig. 6 (c)に示す。NO₃⁻・Nの濃度は流下するにつれて上昇する傾向が伺え、また夜間より日中の方が濃度が高い。これは、日中DOの上昇に伴ない硝酸化速度が大きくなること、また夜間はDOの濃度が低下するため脱窒が生じている可能性があることによると考えられる。ここでNO₃⁻・Nは河川水中で酸と

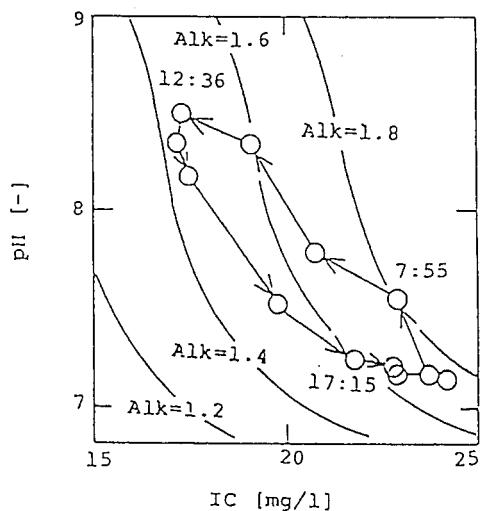


Fig. 5 Relationship between pH and IC concentration (St. 3)

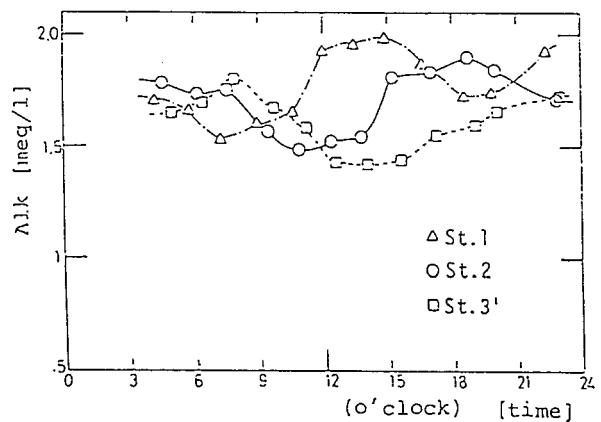


Fig. 6(a) Diurnal change of Alkalinity (Jan. 19. 1982)

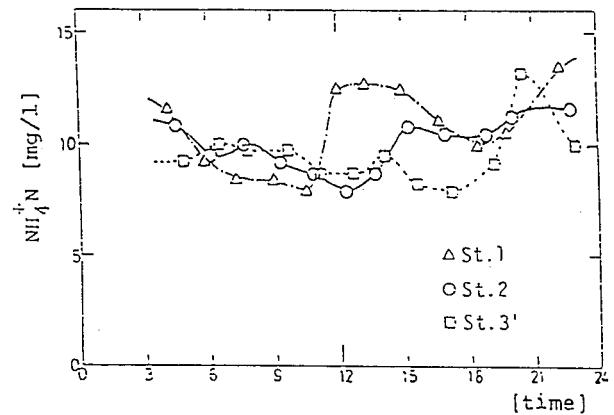


Fig. 6(b) Diurnal change of NH₄⁺-N (o'clock) (Jan. 19. 1982)

して働く。また $\text{NO}_2^- \cdot \text{N}$ も酸解離指数 ($pK = 3.15$ 、 20°C) より考えて、 $\text{pH} 7 \sim 8$ 付近の河川水中では酸として働いていると考えられる。ゆえに溶存無機窒素より生じるアルカリ度は、それぞれのモル濃度を用いて $[\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}] - [\text{NO}_2^- \cdot \text{N}]$ で表わすことが出来る。

Fig. 7 には、溶存無機窒素より生じるアルカリ度と、その時の野川水のアルカリ度との関係を示す。Fig. 7 より明らかなように両者の間にはよい相関が見られ、野川水におけるアルカリ度の変化は、 $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^+ \cdot \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- \cdot \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ の変化に基因していると考えられる。図中の実線は、

$$\Delta \text{Alk} = 1.1 + 1.0 \times ([\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}] - [\text{NO}_2^- \cdot \text{N}] - [\text{NO}_3^- \cdot \text{N}]) \quad \text{---(II)}$$

また、横軸ゼロで与えられるアルカリ度は、ケイ酸塩などが与えるアルカリ度と考えられるが、この値は自然水のアルカリ度として妥当な値と考えられる。^{5), 9)}

このように野川の場合、アルカリ度の変動は $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- \cdot \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ の変動が解からなければ正確な値を求めるることは困難である。

4.5 炭素固定量の推定

Fig. 2 を入口側境界条件 (25 mg/l 一定) として Fig. 3 (a)(b) に示す出口側濃度に対し、(I)式中の P と R を決定した。まず、夜間の出口側濃度に対し $P = 0$ として R を決定した。次に日中も夜間と同じ速度で呼吸が行われると仮定して P を決定した。この際、用いた各条件は次に示す通りである。

流れ方向混合拡散係数、流速、水深については野川での実測値を用いた。 $D_z = 20 \text{ m}^2/\text{s}$ 、 $V = 0.4 \text{ m/s}$
 $d = 0.19 \text{ m}$ 。

CO_2 の水面での物質移動係数については、既往の研究が少ない。このため、本研究では Dobbins 式¹⁴⁾

$$KL/d = \frac{(DM \cdot V)^{1/2}}{2.303 \cdot d^{3/2}} \quad \text{---(II)}$$

において、 DM ：水中でのガスの分子拡散係数 [m^2/s] に CO_2 の分子拡散係数 ($1.9 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ 、

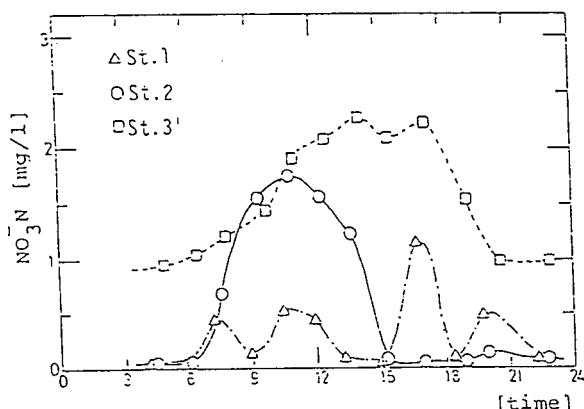


Fig. 6(c) Diurnal change of $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$ (o'clock)
(Jan. 19. 1982)

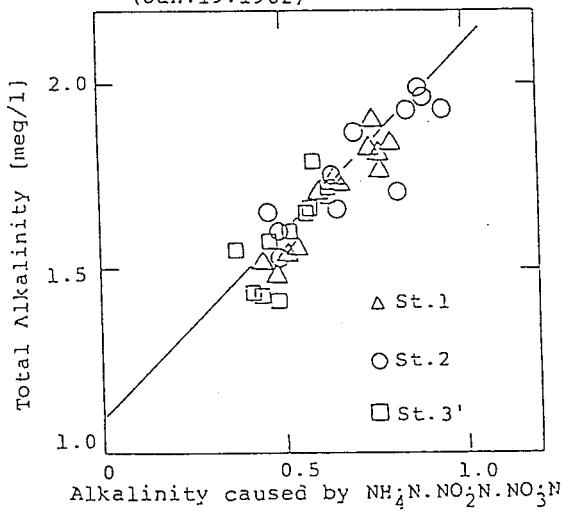


Fig. 7 Relationship between total Alkalinity and Alkalinity caused by inorganic nitrogen
(Jan. 19. 1982)

25°C、夏期、 $1.25 \times 10^{-9} m^2/s$ 、10°C、冬期) を代入することにより推定している。

またアルカリ度については、前述のように一定と考えることが出来ない。アルカリ度の変動を予測するためには、無機態窒素の挙動のシミュレーションを行わねばならない。しかし、汚濁河川における硝酸化や脱窒はそれ自身が未だ定式化されていない課題である。それゆえ、ここでは対象区間を3分割し、それぞれの部分に対し、St.1, St.2, St.3でのpHの実測値(計算に使用したのはFig.4(a)(b)中に、破線、実線で示した値)を与えることにより、アルカリ度の推定に換えた。

光合成速度の日周変動は、照度のみに依存するとした。照度に対し、Monod型で近似出来ると考えて

$$P = P_0 \frac{L(t)}{L_s + L(t)} \quad \text{--- (13)}$$

P_0 : 最大光合成速度 [$g/m^2/s$]

$L(t)$: 照度 [lux]

L_s : 鮫和定数 [lux]

($L_s = 5,000 \text{ lux}$ と推定)

また、照度は実測値を参考に次式で近似した。

$$L(t) = \begin{cases} = 0 & t \leq a, a+b \leq t \\ = L_{\max} \cdot \sin^2 \left(\frac{t-a}{b} \cdot \pi \right) & a < t < a+b \end{cases} \quad \text{--- (14)}$$

a : 日の出時刻 [0' clock]

b : 日照時間 [hr]

L_{\max} : 南中時の河床での照度 [lux]

計算に使用した値は、

夏 期	冬 期
$a = 5 : 30$	$8 : 00$
$b = 13 \text{ hr}$	8 hr

$$L_{\max} = 65,000 \text{ lux}, 39,000 \text{ lux} \quad (\text{St.2 水深 } 20 \text{ cm} \text{ での実測値})$$

計算は、野川中流域St.1からSt.3までの10kmを20等分し、また時間きざみは6分間として計算を行った。なお、計算にはOrank-Nicolson法を用いた。

以上を用いて、R、Pについてパラメーターフィッティングを行った結果をFig.3(a)(b)中に示す。これより、Rは夏期 $4.0 \times 10^{-4} g/m^2/s$ 、冬期は $3.5 \times 10^{-4} g/m^2/s$ 、と推定された。また、 P_0 は夏期 $9.0 \times 10^{-4} g/m^2/s$ 、冬期 $7.5 \times 10^{-4} g/m^2/s$ と推定される。

このP・Rの値より野川中流域における1日の呼吸量と無機炭素の固定量は次のように計算出来る。

$$\begin{aligned} \Sigma R &= \iint R \cdot dV \cdot dt \\ &= R \cdot V \cdot 24 \cdot 3600 \end{aligned} \quad \text{--- (15)}$$

$$\begin{aligned}\Sigma P &= \iint P \cdot dV \cdot dt \\ &= V \cdot P_0 \cdot \frac{L(t)}{L_s + L(t)} \cdot dt\end{aligned}\quad - (16)$$

$R\Sigma$: 対象区間の 1 日の呼吸量 [kg]

$P\Sigma$: 対象区間の 1 日の炭素固定量 [kg]

これより、この区間の呼吸量は夏 394 kg/day、冬 345 kg/day、また炭素固定量は夏 347 kg/day、冬 163 kg/day と推定された。ここで呼吸量は、前報の定義によれば自浄量と考えることが出来る。しかし、ここで無機炭素の収支より求めた呼吸量（自浄量）は藻類の呼吸により生じた分も含んでいるため先に有機炭素収支より求めた自浄量²⁾（これは河川に流入してくる有機炭素の無機化量を求めたもので、藻類の呼吸は含んでいない）と即比べることが出来ない。

夏期の場合、有機炭素収支からは約 210 kg/day の有機炭素が無機化されると推定した。この値と無機炭素収支よりの推定値との差 184 kg/day は付着性藻類の呼吸により生じたと考えられる。夏期 (25°C) における付着性藻類の呼吸速度を $9.22 \times 10^{-7} [\text{g} \cdot \text{c}/\text{g} \cdot \text{cell}/\text{s}]^{15)}$ とすると、184 kg/day の無機炭素が放出されるには、この区間に 231 kg の藻類が存在したことになる。これは区間単位面積あたり、平均 38.4 g · cell/m² の藻類が付着していたことになる。藻類の chlorophyll-a 含有量を 2.0 % と仮定すると、Table.1 に示す chlorophyll-a より、1981 年 8 月 3 日における藻類の存在量はそれぞれ、48.0、36.5、86.5、74.5、37.0 g · cell/m² となり、炭素収支よりの推定値は、これらの値と比べ妥当と考えられる。

夏期の場合、この区間の自濁量 (347 kg) はこの区間での有機炭素の自浄量 (210 kg) を上回る。また、ここで固定された無機炭素の全てがグルコース C₆H₁₂O₆ になったとすると 868 kg になり、これは BOD に換算して 925 kg になる。1 日の BOD 原単位を 40 [g/day/man] とすると、これは約 23,000 人分の量に相当する。このように中小汚濁河川は大きな自濁能力を有している。河床付着性藻類の大量繁茂を抑制することが、今後都市の近郊河川の汚濁回復策を考える上で重要なポイントになると考えられる。

5. 結論

付着性藻類の大量繁茂が問題となる河川において、自濁を無機炭素の有機化としてとらえ、これにより河川の自濁を定量的に把握する手法を開発した。

この手法を用いて実際の中小汚濁都市河川の自濁量の推定を行ったが、この過程で汚濁河川のアルカリ度は、従来報告されて来たように一定と仮定出来るものではなく、大きく変動していることが明らかとなつた。これは、アンモニアなど溶存無機炭素の濃度変動に依存していると考えられる。

また、野川中流域の 10 km の区間が無機炭素の固定量として夏期に 347 kg/day、冬期に 163 kg/day

の自濁能力を有することが明らかとなった。この値は夏期の場合 BOD に換算して約 23,000 人分に相当する。今後、浅い河川の汚濁回復を考える際には、付着性藻類の大量繁茂の抑制に留意すべきである。

使　用　記　号

- a : 日の出時刻 [0' clock]
- A_{lk} : アルカリ度 [eg/l]
- b : 日照時間 [hr]
- [CO₃²⁻] : 炭酸イオン濃度 [mole/l]
- CT : 溶存無機炭素モル濃度 [mole/l]
- d : 水深 [m]
- DM : 水中でのガス分子拡散係数 [m²/s]
- D_z : 流れ方向混合拡散係数 [m²/s]
- [H⁺] : 水素イオン濃度 [mole/l]
- H₂CO₃ : 炭酸濃度 [g·c/m³]
- H₂CO₃* : 大気との平衡炭酸濃度 [g·c/m³]
- [H₂CO₃] : 炭酸モル濃度 [mole/l]
- [HCO₃⁻] : 炭酸水素イオンモル濃度 [mole/l]
- I : 無機炭素途中流入量 [g·c/m³/s]
- IC : 溶存無機炭素濃度 [g/m³]
- K₁ : 第1酸度定数 [mole/l]
- K₂ : 第2酸度定数 [mole/l]
- KL : 水面での物質移動係数 [m/s]
- KL CO₂ : 水面でのCO₂ 物質移動係数 [m/s]
- L_{max} : 南中時の河床での照度 [lux]
- L_s : 飽和定数 [lux]
- L(t) : 照度 [lux]
- P : 無機炭素固定速度 [g/m³/s]
- ΣP : 対象区間の1日の炭素固定量 [kg]
- R : 呼吸速度 [g/m³/s]
- ΣR : 対象区間の1日の炭素固定量 [kg]
- t : 時間 [s]
- V : 流速 [m/s]

V : 対象区間の河川体積 [m³]

z : 流れ方向路離 [m]

ギリシャ文字

α_1 : 全無機炭素中 [H₂CO₃] のモル分率 [-]

α_2 : 全無機炭素中 [HCO₃⁻] のモル分率 [-]

α_3 : 全無機炭素中 [CO₃²⁻] のモル分率 [-]

引用文献

- 1) Ohtake, H., et al (1978) Growth and Detachment of Pheriphyton in an Effluent from the Secondary Treatment Plant of Wastewater, Jap. J. Limnol. 39, 4, 163 - 168
- 2) 川島博之、鈴木基之、中小都市河川における汚濁物質の自浄と蓄積、水質汚濁研究投稿中
- 3) Odum, H.T. (1956) Primary Production in Folowing waters, Limnol. Oceanogr. 1, 102 - 117
- 4) Streeter, H.W., and E.B. Phelps (1925) A Study on the Pollution and Natural Purification of the Ohio River, III Public Health Bulletin No. 146 Washington
- 5) Stumm, W., and J.J. Morgan, (1970) Aquatic Chemistry, Wiley
- 6) 鈴木基之、川島博之、(1981) 汚濁都市河川の現状とその改善法、水質汚濁研究 4, (2) 73 - 79
- 7) 日本下水道協会、(1974) 下水道試験法
- 8) 川島博之、鈴木基之、(1982) 汚濁河川の炭素収支に関する研究、第16回日本水質汚濁研究会年次学術講演会講演集
- 9) Schurr, J.M., and J.Ruchti, (1977) Dynamics of O₂ and CO₂ exchange, Photosynthesis and Respiration in Rivers from Time-delayed Correlations with Ideal Sunlight, Limnol. Oceanogr. 1, 208 - 225
- 10) Simonsen, J.F., and P.Harremoes (1978) Oxygen and PH Fluctuations in Rivers, Water Research, 12, 477 - 489
- 11) 田中良春、小倉紀雄、(1978) 河川水質に及ぼす人間活動の影響—第1報 平日と休日の水質変動—、用水と廃水 20, № 10, 1168 - 1175

- 12) 田中良春ら、(1978) 河川水質に及ぼす人間活動の影響—第2報 年末年始の水質変動一、用水と
廃水 19, No. 7, 643 - 647
- 13) 鈴木ら、(1979) 河川における混合拡散の研究、化学工学協会第13回秋季大会予稿集
550 - 551
- 14) O'Connor, D.J., and W.E.Dobbins (1956) Mechanism of Reaeration in
Natural Streams, Transaction ASCE, 123, 641 - 684
- 15) 川島博之、鈴木基之、投稿準備中
- 16) Lorenzen, C.J., (1967) Limnol Oceanogr., 12, 343

Recovery of Water Quality in
Shallow Urban Rivers

Hiroyuki Kawashima
and
Motoyuki Suzuki

Institute of Industrial Science
University of Tokyo
7-22-1 Roppongi, Minato-ku
Tokyo 106 JAPAN

Abstract

Small shallow rivers found in suburban or recently urbanized area are highly polluted mainly because of growing of attached microbes at the river bottom. Mathematical model is presented to describe the water qualities, such as SS, DOC, TDN, TDP and DO in such rivers, where roles of the attached algae, the attached heterotrophs and the bottom sediment are carefully taken into account. After a rainfall, the bottom sediment and the attached microbes are washed out and they start accumulating or growing in the following days, which have a significant influence over the change of DO in the flowing water. The model was compared with the observations at the Nogawa River flowing in the southwest of Tokyo and was found reasonable in simulating the performance of the River. Four alternative plans to recover water qualities are assessed through simulation by means of this model and two of them are found effective to restore the DO level above 5 mg/l.

1. Introduction

Small rivers flowing in recently urbanized or suburban districts, are suffering effects of growing population density as well as increasing land surface pavement. Thus sustaining flow rates have become lower while momentary high flow rates are often observed after rains. With regard to water qualities, though inflow or BOD has decreased along with construction of sewage systems, degree of pollution is still far worse than the national environmental quality standard.

Flowing water should take and important part in human habitat by providing recreational spaces as well as supplying household water in the case of emergency. Hence, water quality reclamation of urban rivers is essential and development of reclamation methodology is required on quantitative basis.

In the present paper prevailing phenomena in determining water qualities of shallow rivers are extracted and quantitative description of the each phenomenon is attempted first. Then, one dimensional non steady differential equations relating mass balances of water quality parameters to the above phenomena are derived. Especially the roles of the bottom microbes and sediment are carefully considered in the construction of the material flow.

Dissolved oxygen is one of the decisive parameters for determining criteria of fish survival and will be shown here to be very much dependent on the state of growth of microbes at the river bottom. Then recovery of DO levels in the flowing water is emphasized throughout the discussions that follow in this paper.

2. Mathematical description of water quality in a shallow river

2-1. Concept of the model

Basic ideas of the present model are as follows.

1. In shallow rivers, the river bed exerts a considerable effect on the quality of the flowing water. The river bed generally consists of (1) attached heterotrophs, (2) attached algae and (3) the sediment that is composed of aerobic part and anaerobic part as shown in Fig.1. In the flowing water small amount of aerobid microbes are suspended.
2. Those attached microbes and bottom sediment increase day by day, while by a certain amount of rainfall, most of the grown microbes and the bottom sediment are momentarily washed off.
3. For describing the water qualities, organic carbons (both particulate form as SS-C and dissolved form as DOC), total disssolved nitrogen (TDN), total dissoved phosphate (TDP) and dissolved oxygen (DO) are taken for considering mass balance and rate equations.

For criteria of survival of trout, sweetfish, carp and gibel, DO will give a final measure but carbon balance has a great influence on DO in the water. Variations of TDN and TDP are determined secondarily from the carbon balance.

4. Water qualities,SS-C, DOC, TDN, TDP and DO will be described in one-dimensional,non-steady differential forms, in which rate equations for bottom heterotrophs and algae as well as sediment are involved to relate water qualities with physical parameters characteristic to the river.

5. Pollution load to the river is considered to be composed of SS, DOC, SS-N, TDN, SS-P and TDP though SS-N and SS-P are considered to be automatically in proportion to SS.

Dissolved organic carbon is later considered to consist of biorefractory part, DOC_r , and easily decomposable part, DOC_e . The latter is assumed to take part in carbon transformation, while the former is considered an independent unchanged parameter.

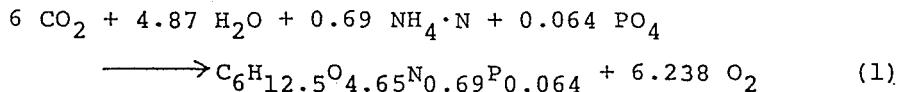
6. As the parameters which describe physical conditions, flow rate, average depth, water temperature, longitudinal dispersion and solar density at the water bottom, $L_b(t)$ are to be defined.

2-2. Stoichiometric relations of biochemical growth and water quality parameters

From atomic analysis of heterotrophs, algae, volatile suspended solid and volatile sediment samples found in the Nogawa River, composition of biomass is assumed to be represented by $C_6H_{12.5}O_{4.65}N_{0.69}P_{0.064}$, regardless of heterotroph or autotroph.¹⁾

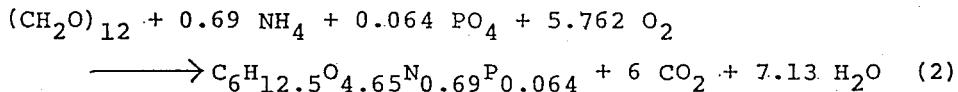
Then stoichiometry of four biochemical reactions are taken as follows:

a) Photosynthetic reaction:



b) Growth of heterotrophs:

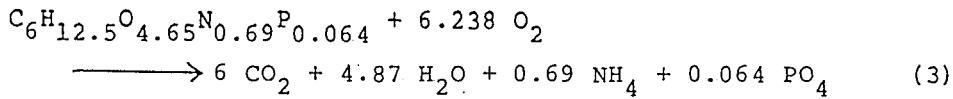
Heterotrophic bacteria takes only an easily decomposable part of organic carbon in the flowing water.



Where easily decomposable organic carbon present in water is

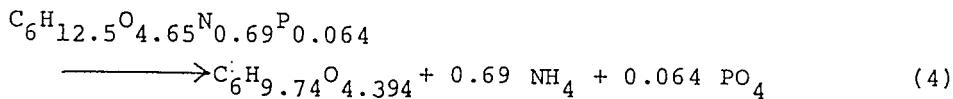
assumed to be in a form of $(\text{CH}_2\text{O})_n$ and bacterial yield based on carbon balance, Y, is taken as 0.5.

c) Respiration of all the microbes:



d) Anaerobic decomposition:

By anaerobic decomposition carbon is preserved from particulate form to DOC.



From the above relations the following constants are derived

$$\alpha_C = \text{carbon content in biomass} = \frac{6 \times 12}{6 \times 12 + 12.5 \times 1 + 4.65 \times 16} \\ = \frac{72}{170.5} = 0.422$$

$$+ 0.69 \times 14 + 0.064 \times 31$$

$$\alpha_N = \text{nitrogen content in biomass} + \frac{0.069 \times 14}{170.5} = 0.0566$$

$$\alpha_P = \text{phosphate content in biomass} = \frac{0.064 \times 31}{170.5} = 0.0116$$

$$\alpha_{OA} = \text{oxygen release ratio by photosynthesis} = \frac{6.238 \times 16}{170.5} = 0.585$$

$$\alpha_{OH} = \text{oxygen consumption ratio by growth of heterotrophs} \\ = \frac{5.762 \times 16}{170.5} = 0.541$$

$$\alpha_{OR} = \text{oxygen consumption ratio by respiration} = \alpha_{OA} = 0.585$$

2-3. Rate equations at the river bed

As described earlier, attached algae such as stigeoclonium tenuie, and attached heterotrophs, such as sphaerotilus natans, grow on the river bed, especially on the surface of rocks. Kinetics of the growth, detachment and aerobic decomposition of these

microbes are expressed similarly in the following forms²⁾

a) Attached algae (Alg):

$$\frac{d\text{Alg}}{dt} = G_A - h(t_d) \cdot \text{Alg} - k_{ae} \text{Alg} \quad (5)$$

G_A represents growth rate of algae and is given as

$$G_A = \begin{cases} \mu_A \cdot \text{Alg} & \text{for } \text{Alg} \leq \text{Alg}_s \\ \mu_A \cdot \text{Alg}_s & \text{for } \text{Alg} > \text{Alg}_s \end{cases} \quad (6)$$

where Alg_s represent the critical amount algae attached above which only Alg_s contributes to the total growth since light is accessible only to a certain thickness of algae. μ_A is a specific growth rate of algae (l/s) which is generally expressed as

$$\mu_A = \frac{L_b(t)}{L_s + L_b(t)} \cdot \frac{TDP}{TDP_s + TDP} \cdot \frac{TDN}{TDN_s + TDN} \cdot \mu_{A,\max} \quad (7)$$

$$\mu_{A,\max} = \mu_{A,0} \exp\left(-\frac{E_A}{RT}\right) \quad (8)$$

where suffix s notes saturation constant. Solar density at the river bottom, $L_b(t)$, is a function of solar density at the surface, $L(t)$ and SS in the flowing water as

$$L_b(t) = L(t) \cdot \exp\left\{-\left(0.28 \cdot SS + 0.61\right) \cdot d\right\}^3 \quad (9)$$

$h(t_d)$ is a detachment rate parameter (l/s) as a function of growth period, t_d , that is, days after a heavy shower. Self decomposition rate by aerobic respiration is expressed by a rate constant k_{ae} (l/s), which is a function of DO and temperature as

$$k_{ae} = \frac{DO}{DO_s + DO} \cdot k_{ae,\max} \quad (10)$$

$$k_{ae,\max} = k_{ae,0} \exp\left(-\frac{E_{ae}}{RT}\right) \quad (11)$$

b) Attached heterotrophs (Het):

$$\frac{d\text{Het}}{dt} = G_H - h(t_d) \cdot \text{Het} - k_{ae} \cdot \text{Het} \quad (12)$$

G_H represents growth rate of heterotrophs and is given as

$$G_H = \begin{cases} \mu_H \cdot \text{Het} & \text{for } \text{Het} \leq \text{Het}_s \\ \mu_H \cdot \text{Het}_s & \text{for } \text{Het} > \text{Het}_s \end{cases} \quad (13)$$

Het_s is determined by the similar reason to Alg_s but in this case, oxygen accessibility may define the magnitude of Het_s . Here μ_H is a specific growth rate of attached heterotrophs and is expressed as

$$\mu_H = \frac{\text{DOC}_e}{\text{DOC}_{es} + \text{DOC}_e} \cdot \frac{\text{TDP}}{\text{TDP}_s + \text{TDP}} \cdot \frac{\text{TDH}}{\text{TDN}_s + \text{TDN}} \cdot \mu_{H,\max} \quad (14)$$

$$\mu_{H,\max} = \mu_{H,0} \exp \left(-\frac{E_H}{RT} \right) \quad (15)$$

Here DOC_e corresponds to the concentration of easily decomposable dissolved organic carbon present in water. For detachment rate parameter, $h(t_d)$, and self decomposition rate constant, k_{ae} , as a first approximate, no discrimination may be necessary between Het and Alg.

c) With regard to the bottom sediment, suspended solid in flowing water settles in the stagnant region or is caught by filamentous biomass on the river bed. Though it is difficult to exactly describe the rate of sedimentation of suspended solid, first order kinetic equation is assumed. Also surface of the sediment becomes aerobic and then aerobic decomposition of the volatile sediment occurs at the surface of the bottom sediment.

When the bottom sediment increases in thickness, dissolved

oxygen in flowing water is consumed in the surface layer and lower part of the sediment becomes anaerobic. Then anaerobic decomposition is expected in this part. Thus rate expression of sediment increase can be written as

$$\frac{dSe}{dt} = k_{sed} \cdot SS \cdot d - r_{dec} \quad (16)$$

$$r_{dec} = \begin{cases} k_{ae} \cdot Se & Se \leq Se_s \\ k_{ae} \cdot Se_s + k_{an} (Se - Se_s) & Se > Se_s \end{cases} \quad (17)$$

$$r_{dec} = \begin{cases} k_{ae} \cdot Se_s & Se \leq Se_s \\ k_{ae} \cdot Se_s + k_{an} (Se - Se_s) & Se > Se_s \end{cases} \quad (18)$$

where Se is the amount of sediment on the river bed (g/m^2), Se_s is the maximum possible amount of aerobic sediment, d is the depth of the river. k_{an} represents the decomposition rate constant in the anaerobic part and has an activation energy, E_{an} .

$$k_{an} = k_{an,0} \exp \left(-\frac{E_{an}}{RT} \right) \quad (19)$$

It should be emphasized that attached microbes and bottom sediment are completely removed after a rain of roughly over 10 mm, because of the temporary increase of flow rate of water, which causes resuspension of sediment and rip off of attached microbes from the surface of rolling rocks.

2-4. Material balance equations of water quality parameters

Along the flow distance, one dimensional dispersion model is adopted.

For SS , disappearance due to sedimentation and self-decomposition and input from detachment of attached algae and attached heterotrophs are taken into account and then material balance becomes

$$\frac{\partial (SS)}{\partial t} = D_Z \frac{\partial^2 (SS)}{\partial Z^2} - v \frac{\partial (SS)}{\partial Z} - k_{sed} \cdot SS - k_{ae} \cdot SS + \frac{h(t_d)}{d} Alg + \frac{h(t_d)}{d} Het + I_{SS} \quad (20)$$

where D_Z represents longitudinal dispersion coefficient, v means cross sectional average linear velocity and I_{SS} denotes input of SS, if any, from branches or ditches.

For dissolved organic carbon, DOC,

$$\frac{\partial DOC}{\partial t} = D_Z \frac{\partial^2 DOC}{\partial Z^2} - v \frac{\partial DOC}{\partial Z} - \frac{\alpha_C}{Y \cdot d} G_H + \frac{\alpha_C}{d} k_{an} (Se - Se_s) + I_{DOC} \quad (21)$$

where $DOC = DOC_e + DOC_r$ while DOC_r remains constant as described before. As stated earlier G_H is a growth rate of heterotrophs and is defined by eq.(13).

For TDN and TDP balances, intake by the growth of attached algae and heterotrophs and release from decomposed biomass are considered here.

$$\frac{\partial (TDN)}{\partial t} = D_Z \frac{\partial^2 (TDN)}{\partial Z^2} - v \frac{\partial (TDN)}{\partial Z} - \frac{\alpha_N}{d} (G_A + G_H) + \frac{\alpha_H}{d} k_{ae} (Alg + Het) + \frac{\alpha_N}{d} r_{dec} + k_{ae} \cdot \alpha_N \cdot SS + I_{TDN} \quad (22)$$

$$\frac{\partial (TDP)}{\partial t} = D_Z \frac{\partial^2 (TDP)}{\partial Z^2} - v \frac{\partial (TDP)}{\partial Z} - \frac{\alpha_P}{d} (G_A + G_H) + \frac{\alpha_P}{d} k_{ae} (Alg + Het) + \frac{\alpha_P}{d} r_{dec} + k_{ae} \alpha_P SS + I_{TDP} \quad (23)$$

With regard to oxygen balance, release from photosynthesis, exchange with air and respiration of suspended and attached microbes as well as that in aerobic sediment are considered here.

$$\frac{\partial(\text{DO})}{\partial t} = D_Z \frac{\partial^2(\text{DO})}{\partial z^2} - v \frac{\partial(\text{DO})}{\partial z} + \frac{k_L}{d} (\text{DO}^* - \text{DO}) - \frac{\alpha_{\text{OH}}}{d} G_H + \frac{\alpha_{\text{OA}}}{d} G_A - \frac{\alpha_{\text{OR}} \cdot k_a e}{d} \{ \text{Alg} + \text{Hett} + \text{Se}_A + d \cdot \text{SS} \} + I_{\text{DO}} \quad (24)$$

where Se_A is the amount of aerobic sediment and

$$\text{Se}_A = \text{Se} \text{ for } \text{Se} \leq \text{Se}_s, \text{ Se}_A = \text{Se}_s \text{ for } \text{Se} > \text{Se}_s.$$

DO^* represents the DO in equilibrium with air and given as

$$\text{DO}^* = 468 / (T - 241.4)^4 \quad (25)$$

The rate constant k_L is oxygen transfer coefficient on the surface of the river (m/s) and (k_L/d) corresponds to so-called reaeration coefficient. Dobbins' equation⁵⁾ is applicable here with temperature dependence of Phelps type⁶⁾

$$\frac{k_L}{d} = \frac{(D_M v)^{1/2}}{2.303 d^{3/2}} \cdot 1.024^{(T-293)} \quad (26)$$

Those equations (eqs.(20-24)) can be solved numerically by giving boundary conditions as a function of time. This is done in the next section.

3. Comparing the model with the field data

3-1. The Nogawa River

The Nogawa is one of the tributaries of the Tama River flowing on the south west of Tokyo metropolitan area (Figure 2(a),(b)). Ordinary flow rate of the Nogawa in its middle stream is about $4 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{day}$ and linear velocity of 0.4m/s, with the depth of 0.1 ~ 0.3m.

The basin of the river has suffered urbanization effects, that is, increase of population to $6.37 \times 10^5 / 69.6 \text{ km}^2$ of basin area,⁷⁾ and decrease of unpaved land. This caused diminishing

of wood and forest that are effective in water retaining function and also insufficient penetration of surface water to underground. As a result, the river shows sudden increase of flow rate even after a small amount of rain.

Also, recent programs of river-basin sewerage construction plan are in progress but still nutrient level is high enough for breeding of attached autotrophic microbes, which causes very low dissolved oxygen level during night time, and thus makes ordinary fish hard to survive in this river. This phenomenon is common in shallow rivers flowing in the suburban part of metropolises.

In order to test the validity of the model proposed here, the Nogawa is used here as an example. First, simulation is tried to see the variation of water quality in successive several days after a clean up of the river bottom by a rainfall. Secondly, effects of several reclamation plans are assessed by means of mathematical simulations by this model.

3-2. Boundary conditions and parameters

Between Station 1 and Station 3 shown in Figure 2(b), there is negligible inflow of pollutants from sidestreams, since basin sewerage system is almost completed in this part. So all the I terms in eqs.(20-24) are taken to be zero.

Boundary conditions at Station 1, that is, SS-C, DOC, SS-N, TDN, SS-P, TDP and flow rate are measured as functions of time. Those are originated in sewage of Kokubunji city and concentrations as well as flow rate are effected very much by life cycle of

habitants. It should be noted that the river above Station 1 is artificially formed as a deep channel and no growth of algae is observed in this section because of insufficient sunlight.

By averaging five different 24 hour field samplings, diurnal change curves of these concentrations at Station 1 are defined and used as boundary conditions at Station 1, $z = 0$. Those are shown in Fig.3.

Flow rate also changes with time but during the calculation v is assumed constant for the sake of simplicity. Flow rate, depth, longitudinal dispersion coefficient as well as solar density, $L(t)$, used for calculation are given in Table 3.

In this connection, average daily fluxes of these components at Station 1 are given in Table 1. Some of the rate parameters involved in the proposed model are estimated from independent measurements and some are taken from the literatures, while the others are to be assumed. The values used in the simulation are listed in Table 2.

3-3. Results of the simulation

By taking boundary conditions as shown above and initial conditions as follows.

$t_d = t=0: Se=0, Alg=1.0 \text{ g/m}^2, Het=5.0 \text{ g/m}^2$
(average of observation after 68 mm of rain),
profiles of SS, DOC, TDN, TDP and DO are obtained by solving
eqs.(20-24) via Crank-Nicholson method. Twenty longitudinal
divisions of about 10 km distance and time increment of 6 min
are adopted for successive calculation of the profiles.

Figure 4 shows the change of DO profiles in the night-time after rainfall. Solid broken and dotted lines give simulation results and measured points are included for comparison.

Figure 5 shows diurnal changes of DO calculated for both summer condition and winter condition at Station 3.

It is apparent from these figures, the simulation gives satisfactory agreement with the field observation, suggesting that the model includes the predominate phenomena for determining the characteristics of the river in concern.

Since growth of attached microbes has a big influence on change of water qualities, it would be appropriate to make a simulation for a certain period, for instance, twelve days, after a cleanup by a rainfall. Average interval between rainfalls is considered to be a week or so and then the river bottom is repeating renewal and transient accumulation.

In order to show this situation clearly, the simulated transient changes of SS, DOC, TDN, TDP and DO at Station 3 for twelve days after a rainfall in summer are illustrated together with the inlet conditions at Station 1 in Figs. 6a-e. SS at Station 3 is low at the beginning but gradually starts to increase after seven days. This is due to the detachment of attached microbes and is observed as a secondary pollution that occurs in an eutrophicated river.

Also DOC at Station 3 increases with time because of release as a decomposition product of the anaerobic bottom sediment.

Changes of TDN and TDP are similar to that of DOC.

The transient curves of DO at Station 2 and 3 clearly show

that DO is the most critical parameter to be considered here. Low DO in the nighttime reflects the growth of attached microbes and DO higher than DO* in the daytime especially reflects the activity of the grown attached algae. The change of DO thus is a measure of the degree of pollution in this case.

It should be emphasized again that the water qualities in a shallow river is significantly affected mainly by the presence and activity of the attached microbes, especially algae, and partly by the sediment. Then control and management of the bottom microbes and the sediment will become an important factor in the restoration of water qualities in the similar cases.

3-4. Reclamation plans

In order to make the Nogawa River ecologically sound, it is essential to restore DO to the level above 5 mg/l.

Four alternative plans are considered here and simulations for predicting water qualities after those plans are performed.

Plan 1 : Addition of aeration process at Station 1. Only aeration to keep saturated DO of influent water at Station 1.

DO = 8.27mg/l and the other boundary conditions remain the same.

Plan 2 : Addition of biological treatment plant such as activated sludge plant at Station 1. Then as boundary conditions at Station 1, $DOC_e = 0$ and $SS = 5.0 \text{ mg/l}$ are employed as well as $DO = 8.27 \text{ mg/l}$, while keeping the others, such as nutrient concentrations, unchanged.

Plan 3 : Applying additional advance water treatment for nutrient removal to Plan 2. In this case, $TDN = 1.0 \text{ mg/l}$, $TDP = 0.1 \text{ mg/l}$ are used as well as $SS = 5.0 \text{ mg/l}$ and $DOC_e = 0 \text{ mg/l}$.

Plan 4 : Biological treatment plant at Station 1 (Plan 2) followed by river-side trees to give sunshade at the surface of the river. Solar density at the river bed is assumed to be 1/10 of the present density. Concentrations at Station 1 are the same as Plan 2.

The results of simulation by the present model are shown in Figs. 7a-d. Clearly from Fig. 7a, Plan 1, aeration at Station 1, gives no significant improvement to the patterns of DO change at Station 2 and 3.

Plan 2 surely improves the status when Figure 7b is compared with Figure 7a, but still gives lower DO value at night after several days.

Plan 3 gives satisfactory DO value along the river showing the effectiveness of removing nutrient to suppress the growth of algae. It is interesting to see from Figure 7c that lowest DO is observed at Station 2 which means that remaining nutrient is consumed in the first half of the river and after Station 2 effect of self purification in the river is clearly shown.

Also Plan 4 is effective in recovery of dissolved oxygen level during night. Station 2 and 3 give almost identical variations as shown in Fig. 7d, suggesting that in this plan, secondary pollution due to algae growing is within the adjustable range by the physico-chemical processes of the river such as exchange of oxygen with air. Figure 8 shows the comparison of the transiences of the attached algae at Station 2 resulting from the four plans examined. Plan 1 gives identical results as the present status. Plan 2 also gives a slightly larger growth rate of

algae. This is attributed to the increase of solar density at the bottom which is caused by the decrease of SS in flowing water. Both Plan 3 and 4 surely give fruitful results by decreasing amount of algae to 1/2 or 1/3 of the original status.

Actual policy will be chosen from many alternatives on the basis of investment-performance and ecological soundness and the plans shown here are some of the alternatives to be compared.

4. Conclusion

For shallow rivers where water qualities are controlled by bottom microbes and sediment, the model proposed here gives a reliable estimate of the performance of the river.

Application of this model to an urban polluted river is possible if characteristic parameters of the river, such as velocity, depth, longitudinal dispersion coefficient, solar density fluxes from upper stream and inflows from side streams, are given.

For recovery of water quality of the urban rivers, since dissolved oxygen has a fatal meaning to the survival of fishes, suppress of the growing of algae is found very effective. For this purpose, either removing nutrient or keeping the river in the sunshade, after ordinary secondary treatment by biological process showed a remarkable consequence.

Nomenclature

a	: sunrise, o'clock
Alg	: amount of attached algae per unit area, g/m ²
Alg _s	: maximum growth thickness of algal growth layer, g/m ²
b	: length of daylight time, hr
d	: mean water depth, m
D _M	: molecular diffusivity (at 273k), m ² /s
DO	: concentration of dissolved oxygen, g/m ³
DO _s	: Monod type saturation constant of DO, g/m ³
DO*	: concentration of dissolved oxygen in equilibrium with air, g/m ³
DOC	: concentration of dissolved organic carbon, g/m ³
DOC _e	: concentration of easily decomposable dissolved organic carbon, g/m ³
DOC _{es}	: Monod type saturation constant for DOC _e , g/m ³
DOC _r	: concentration of biorefractory dissolved organic carbon, g/m ³
D _Z	: longitudinal dispersion coefficient, m ² /s
E _A	: activation energy of attached algal growth, cal/mole
E _{ae}	: activation energy of aerobic self decomposition, cal/mole
E _{an}	: activation energy of anaerobic decomposition, cal/mole
E _H	: activation energy of heterotrophs growth, cal/mole
G _A	: growth rate of algae per unit area, g/m ² /s
G _H	: growth rate of heterotrophs per unit area, g/m ² /s
Het	: amount of attached heterotrophs per unit area, g/m ² /s

H_{et_s}	: maximum thickness of heterotrophs growth layer, g/m ²
$h(t_d)$: detachment rate constant of attached algae and heterotrophs, l/s
I_{DO}	: rate of input of DO along the stream, g/m ³ /s
I_{DOC}	: rate of input of DOC along the stream, g/m ³ /s
I_{SS}	: rate of input of SS along the stream, g/m ³ /s
I_{TDN}	: rate of input of TDN along the stream, g/m ³ /s
I_{TDP}	: rate of input of TDP along the stream, g/m ³ /s
k_{ae}	: aerobic decomposition rate constant, l/s
$k_{ae,o}$: frequency factor of aerobic self decomposition rate constant, l/s
k_{an}	: anaerobic decomposition rate constant, l/s
$k_{an,o}$: frequency factor of anaerobic decomposition rate constant, l/s
K_L	: mass transfer coefficient at the surface, m/s
k_{sed}	: sedimentation rate constant, l/s
L_s	: Monod type saturation constant of light density, lux
$L(t)$: light density at the surface of water, lux
$L_b(t)$: light density on the river bed, lux
lu_{max}	: light density at noon, lux
r_{dec}	: self decomposition rate of sediment, g/m ² /s
Se	: amount of sediment per unit area, g/m ²
Se_A	: amount of aerobic sediment, g/m ²
Se_s	: critical amount of aerobic sediment per unit area, g/m ²
SS	: concentration of suspended solid, g/m ³
$SS\cdot C$: concentration of suspended organic carbon, g/m ³
$SS\cdot N$: concentration of suspended organic nitrogen, g/m ³
$SS\cdot P$: concentration of suspended organic phosphorus, g/m ³
t	: time, s

T : water temperature, K
t_d : days after rain, day
TDN : concentration of total dissolved nitrogen, g/m³
TDN_s : Monod type saturation constant of TDN, g/m³
TDP : concentration of total dissolved phosphorus, g/m³
TDP_s : Monod type saturation constant of TDP, g/m³
v : mean velocity, m/s
Y : carbon yield in the growth of attached heterotrophs, -
z : distance along the stream, m

Greek Letters

α_C : carbon content in biomass, -
 α_N : nitrogen content in biomass, -
 α_{OA} : oxygen release ratio by photosynthesis, -
 α_{OH} : oxygen consumption ratio by growth of heterotrophs, -
 α_{OR} : oxygen consumption ratio by respiration, -
 μ_A : specific growth rate of attached algae, 1/s
 $\mu_{A,O}$: frequency factor of attached algal growth, 1/s
 μ_H : specific growth rate of attached heterotrophs, 1/s

Reference

- 1) Kawashima, H. and M. Suzuki, "Selfpurification and Accumulation in a Urban Stream," Japan Journal of Water Pollution Research, submitted to suishitsu Odaku Kenkyu (Water Pollution Research) (in Japanese)
- 2) Kawashima, H. and M. Suzuki, "Kinetics of Growth and Detachment of Attached Algae on River Bed," Kagaku Kogaku Ronbunshu, submitted to Kagaku Kogaku Ronbunshu (in Japanese)
- 3) National Institute for Environmental Science, Man Activity and Aquatic Environment - With Special References to Lake Kasumigaura Progress Report in 1977-1978 (in Japanese), Research Report from NIES, No.6, 1979.
- 4) Churchill, M.S., et al., "Effect of Temperature on Stream Reaeration", J. of the Sanitary Engineering Division, ASCE, Vol.87, No.SA6, Proc. Paper 2997, Nov., 1961, pp.59-71
- 5) O'Connor, D.J. and Dobbins, W.E., "The Mechanism of Reaeration in Natural Streams", Transactions, ASCE, Vol.123, Paper No.2934, 1956, pp.641-666
- 6) Montgomery, H.A.C., Thom, N.S. and Cockburn A., "Determination of dissolved oxygen by the Winkler method and the solubility of oxygen in pure water and sea water", J. Appl. Chem., Lond. 14, 1964, pp.280-296
- 7) Suzuki, M. and H. Kawashima, "Present State of Urban Polluted River and Its Restoration Procedure," Suishitsu Odaku Kenkyu (Water Pollution Research), 4, No.2, 1981, pp.73-79 (in Japanese)
- 8) Thomann, V., D.M. DiToro and D.J. O'Conner, "Preliminary Model of Potomac Estuary Phytoplankton," J. of the Environmental Engineering Division, ASCE, No.EE3, June, 1974, pp.699-715
- 9) Kawashima, H. and M. Suzuki, in preparation.

Captions

- Fig. 1 Scheme of carbon and oxygen balances
- Fig. 2(a) The location of the Nogawa River
- Fig. 2(b) The Nogawa River basin and the location of each station
- Fig. 3 Diurnal change curves of SS, DOC, TDN and TDP concentrations at St.1 (by averaging five different 24 hour field sampling).
These curves are used as boundary conditions in this simulation.
- Fig. 4 Comparison of the calculated transient change of DO after a rainfall with the observed transient change (at 22:00)
- Fig. 5 Comparison of the calculated diurnal change of DO with the observed diurnal change at St.3.
The curves Summer and Winter, respectively correspond to 3 days after the rain of July 31, 1981 and 8 days after the rain of January 11, 1982.
- Fig. 6(a) The simulated transient change of SS concentration at St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)
- Fig. 6(b) The simulated transient change of DOC concentration at St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)
- Fig. 6(c) The simulated transient change of TDN concentration at St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)
- Fig. 6(d) The simulated transient change of TDP concentration at St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)
- Fig. 6(e) The simulated transient change of DO concentration at St.2 and St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)
- Fig. 7(a) The result of simulated DO concentration profile at St.2 and St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)
Plan 1 : addition of an aeration process only

Fig. 7(b) The result of simulated DO concentration profile at St.2 and St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)
Plan 2 : addition of a secondary treatment plant

Fig. 7(c) The result of simulated DO concentration profile at St.2 and St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)
Plan 3 : addition of a tertiary treatment plant

Fig. 7(d) The result of simulated DO concentration profile at St.2 and St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)
Plan 4 : addition of a secondary treatment plant
and decreasing light density at the surface of the river

Fig. 8 The comparison of the transient change of amount of attached algae after a rainfall at St.2 resulting from the four plans examined.
Curve a : Original, b : Plan 1, c : Plan 2,
d : Plan 3, e : Plan 4

Table 1 Daily fluxes of pollutants in concern
measured at Station 1, kg/day

SS-C	591.3	DOC	538.2
SS-N	79.3	TDN	451.2
SS-P	16.3	TDP	40.7

Table 2 Parameters in rate expressions used in the simulation of the Nogawa river by the proposed model

Symbol	Parameter	Unit	Value at 20°C	Source
$\mu_A \cdot \max$	maximum growth rate of attached algae	1/s	$25.7 \times \exp\left(\frac{E_A}{RT}\right)$ $E_A = 7.7 \text{ kcal/mole}$	the Authors (2), measured in model rivers
$\mu_H \cdot \max$	maximum growth rate of attached heterotrophs	1/s	$9.65 \times \exp\left(\frac{E_H}{RT}\right)$ $E_H = 7.7 \text{ kcal/mole}$	determined from growth of heterotrophs on bricks in the Nogawa river
$h(t_d)$	detachment rate constant of attached algae and heterotrophs	1/s	$0.0 \text{ for } t_d < 6$ $4.4 \times 10^{-7} \times t_d^{-6.0} \text{ for } 6 \leq t_d \leq 12$	the Authors (2), measured in model rivers
Alg_s	maximum thickness of heterotrophs growth layer	g/m ²	10.0	the Authors (2), measured in model rivers
Het_s	maximum thickness of heterotrophs growth layer	g/m ²	10.0	assumed to be equal to ALG_s
k_{sed}	sedimentation rate constant of SS	1/s	1.11×10^{-4}	the Authors (1), determined from longitudinal SS profile in the Nogawa river
$k_{ae} \cdot \max$	maximum aerobic decomposition rate constant	1/s	$0.36 \times \exp\left(\frac{E_{ae}}{RT}\right)$ $E_{ae} = 7.7 \text{ kcal/mole}$	the Authors (9), measured by dark bottle culture
k_{an}	anaerobic decomposition rate constant	1/s	$2.2 \times 10^{-2} \times \exp\left(-\frac{E_{an}}{RT}\right)$ $E_{an} = 6.17 \text{ kcal/mole}$	the Authors (9), measured by anaerobic dark bottle culture
k_L	mass transfer coefficient at the surface	m/s	$\frac{d \cdot (D_m \cdot v)^{1/2}}{2.303(d)} / 72 \cdot 1.024 \cdot T^{-20}$	ref. (4) (5)
DO_s	saturation concentration of DO (Eq. (10))	g/m ³	0.2	the Authors (9), measured by dark bottle culture
DOC_e (Eq. (14))	saturation concentration of DOC_e	g/m ³	1.0	assumed
TDN_s (Eq. (7) (14))	saturation concentration of TDN	g/m ³	0.025	ref. (8)
TDP_s (Eq. (7) (14))	saturation concentration of TDP	g/m ³	0.005	ref. (8)
L_s	saturation density of solar light	lux	5000	assumed

Table 3 Physical parameters adopted for
the Nogawa simulation.
Determined from the average values
in the section between Stations
1 and 3.

v = linear velocity = 0.40 m/s

d = water depth = 0.19 m

D_Z = longitudinal dispersion coefficient
= 20.0 m²/sec*

$$L(t) \begin{cases} = 0 & \text{for } t < a, a+b < t \\ = Lu \cdot \max \cdot \sin^2 \left(\frac{t-a}{b} \cdot \pi \right) & \text{for } a \leq t \leq a+b \end{cases}$$

where b: length of daylight time (hr)
 $a = (24-b)/2$, t in o'clock

b=13, Lu·max = 100,000 lux in summer

b=10, Lu·max = 65,000 lux in winter

* measured by the authors (9)

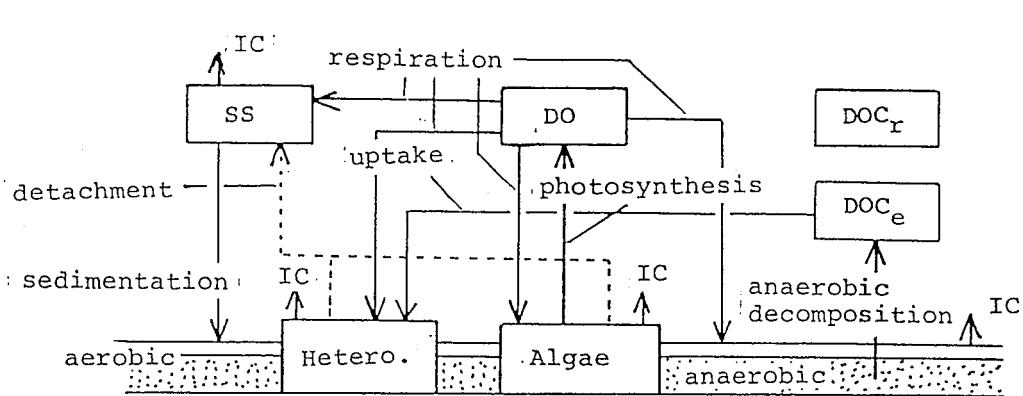


Fig. 1 Scheme of carbon and oxygen balances

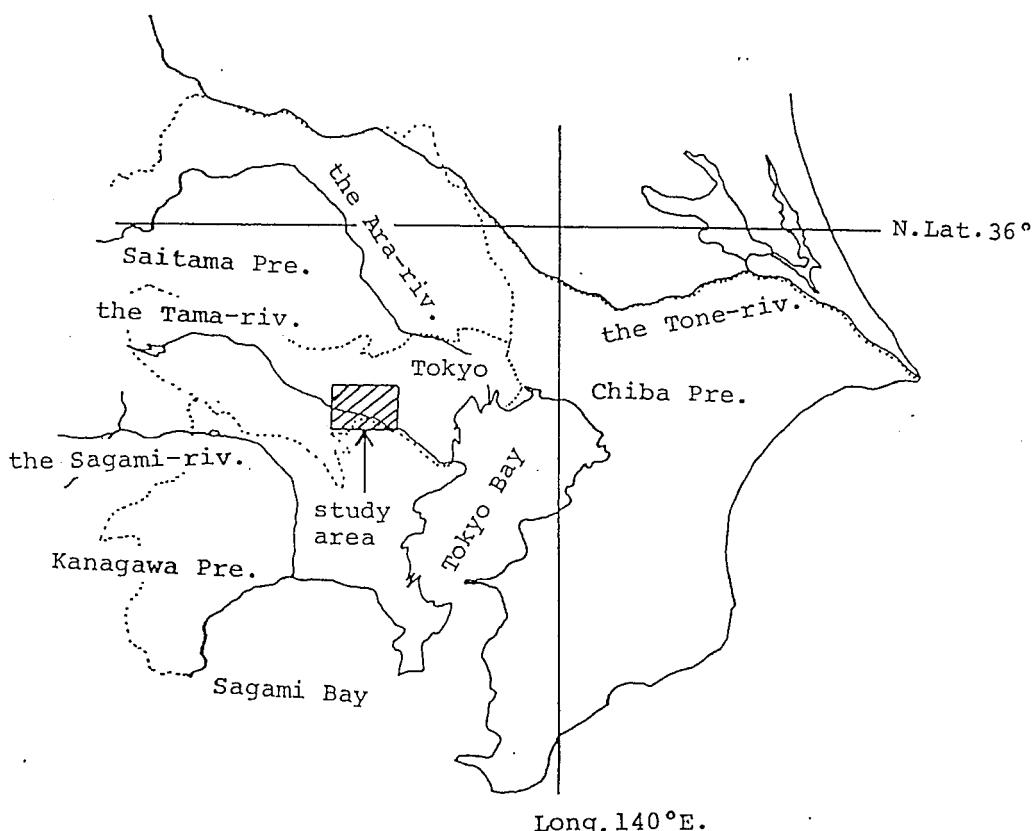


Fig. 2(a) The location of the Nogawa River

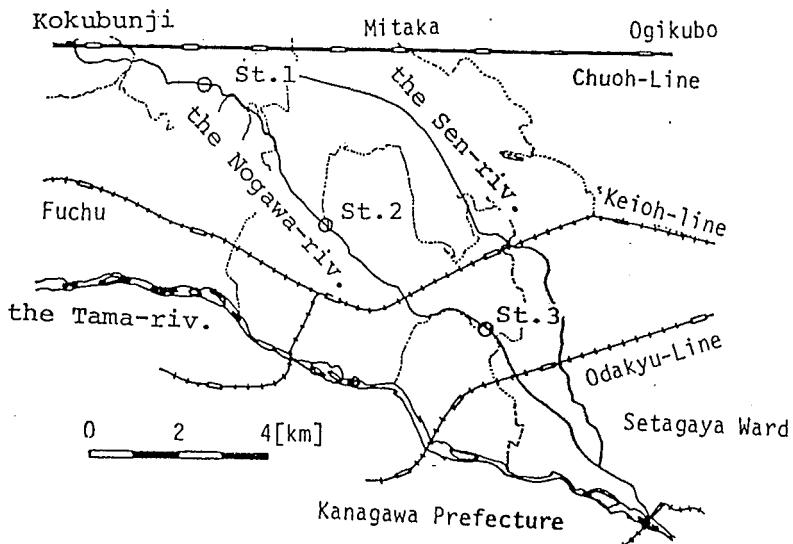


Fig. 2(b) The Nogawa River basin and the location of each station

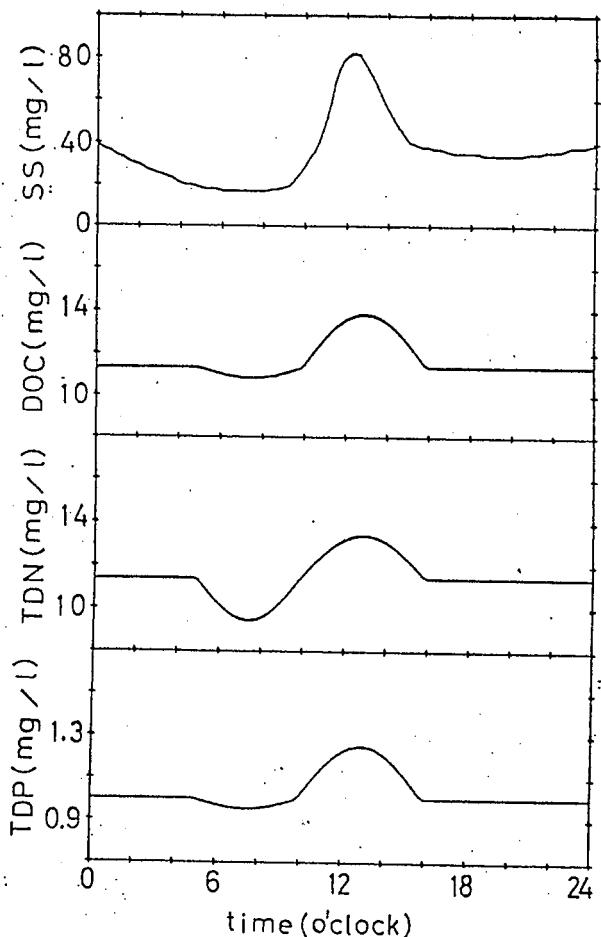


Fig. 3 Diurnal change curves of SS, DOC, TDN and TDP concentrations at St.1 (by averaging five different 24 hour field sampling). These curves are used as boundary conditions in this simulation.

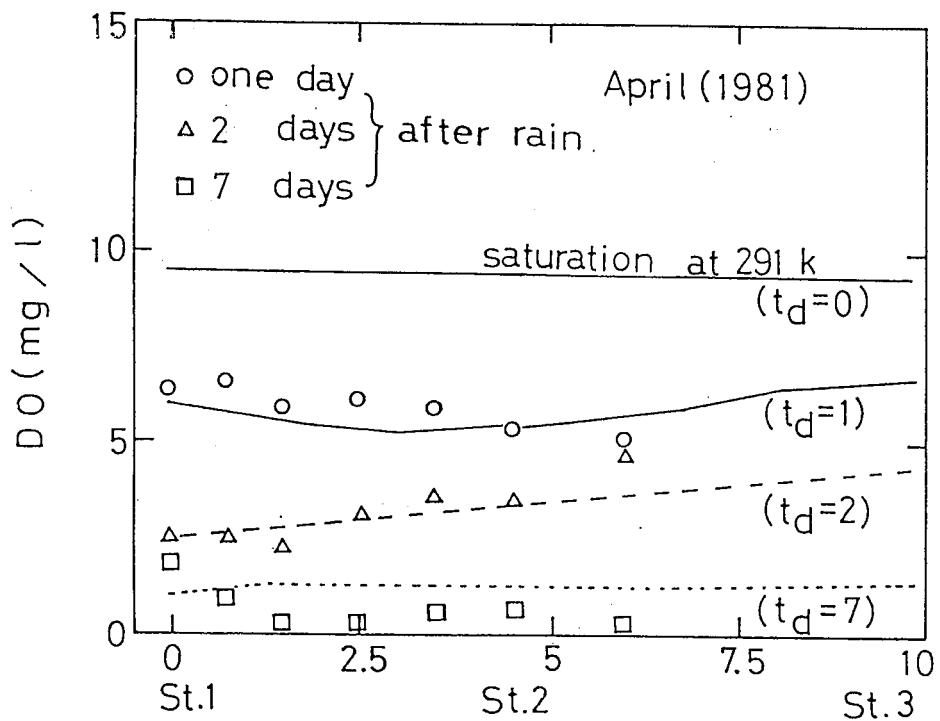


Fig. 4 Comparison of the calculated transient change of DO after a rainfall with the observed transient change (at 22:00)

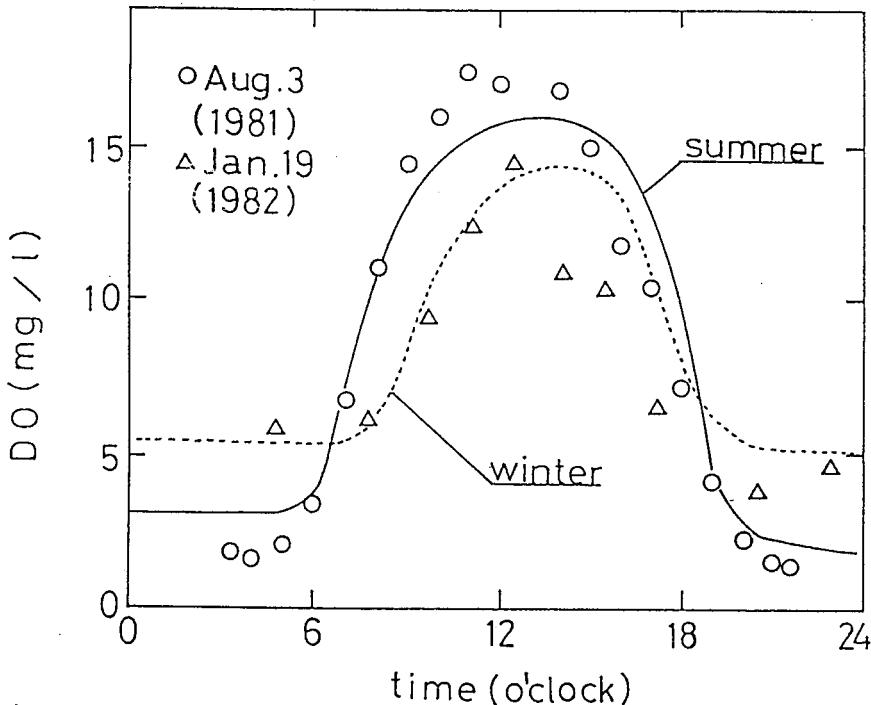


Fig. 5 Comparison of the calculated diurnal change of DO with the observed diurnal change at St.3. The curves Summer and Winter, respectively correspond to 3 days after the rain of July 31, 1981 and 8 days after the rain of January 11, 1982.

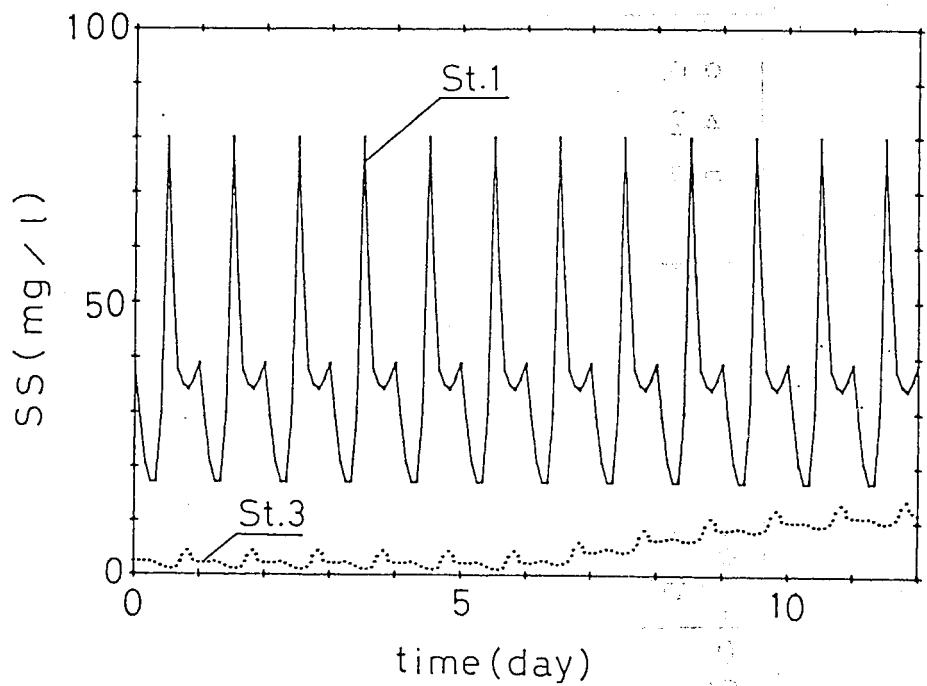


Fig. 6(a) The simulated transient change of SS concentration at St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)

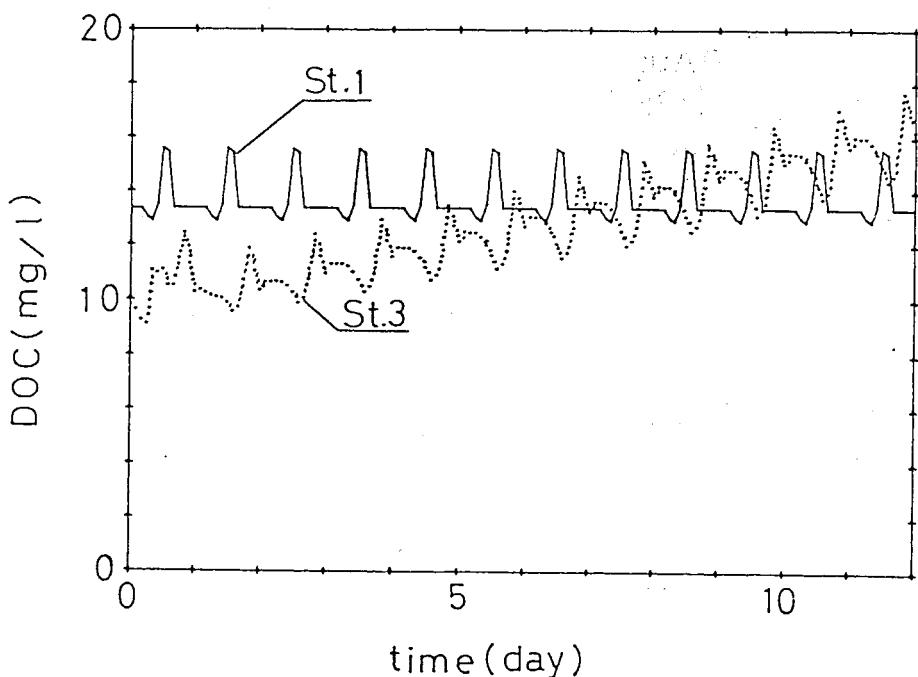


Fig. 6(b) The simulated transient change of DOC concentration at St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)

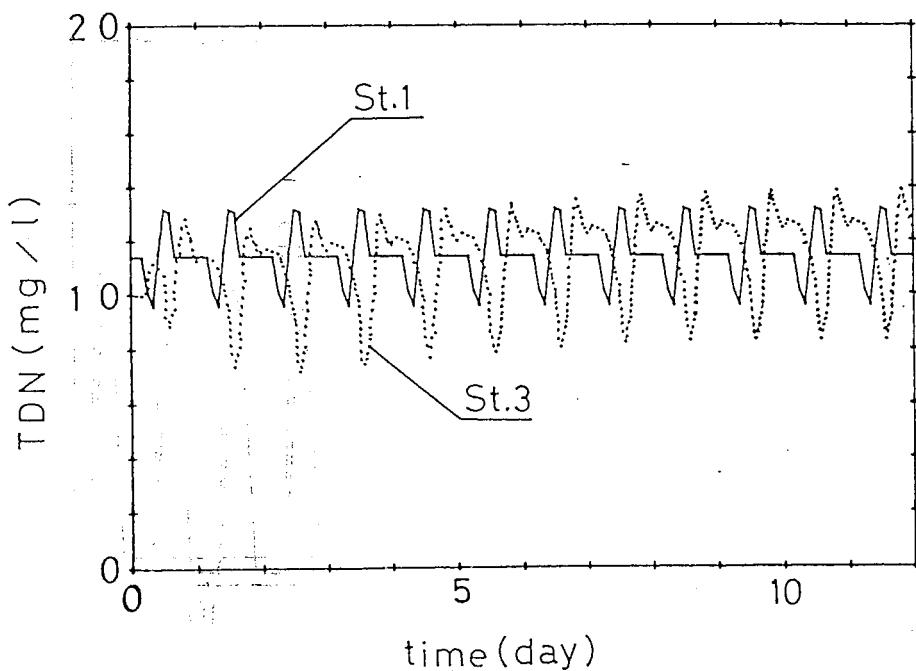


Fig. 6(c) The simulated transient change of TDN concentration at St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)

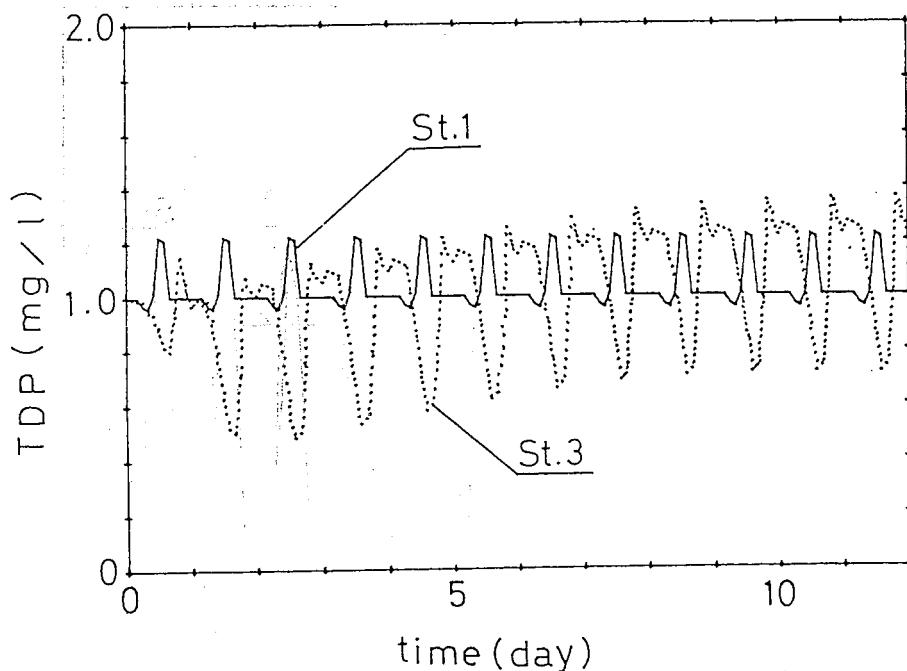


Fig. 6(d) The simulated transient change of TDP concentration at St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)

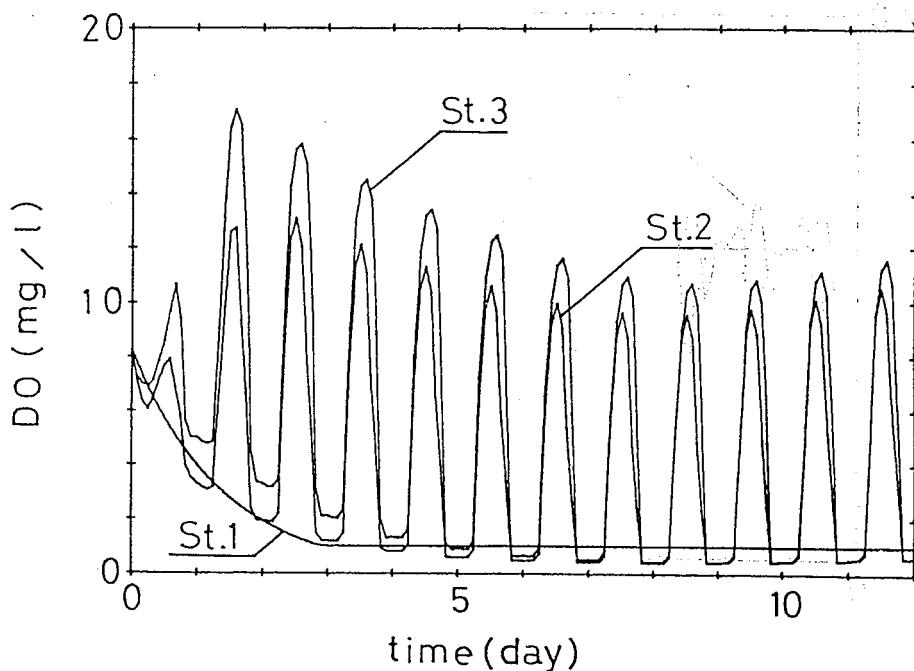


Fig. 6(e) The simulated transient change of DO concentration at St.2 and St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)

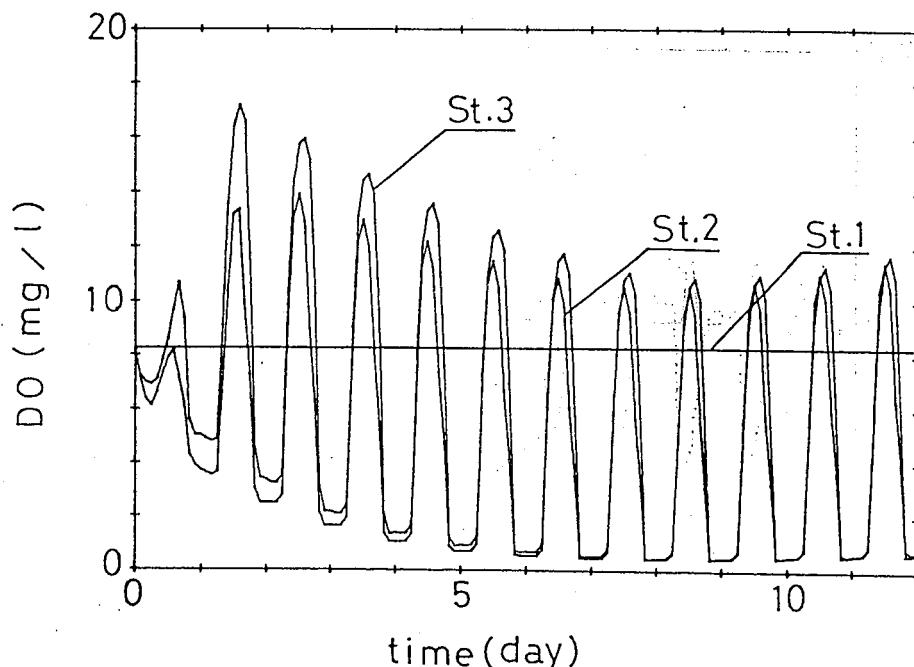


Fig. 7(a) The result of simulated DO concentration profile at St.2 and St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)
Plan 1 : addition of an aeration process only

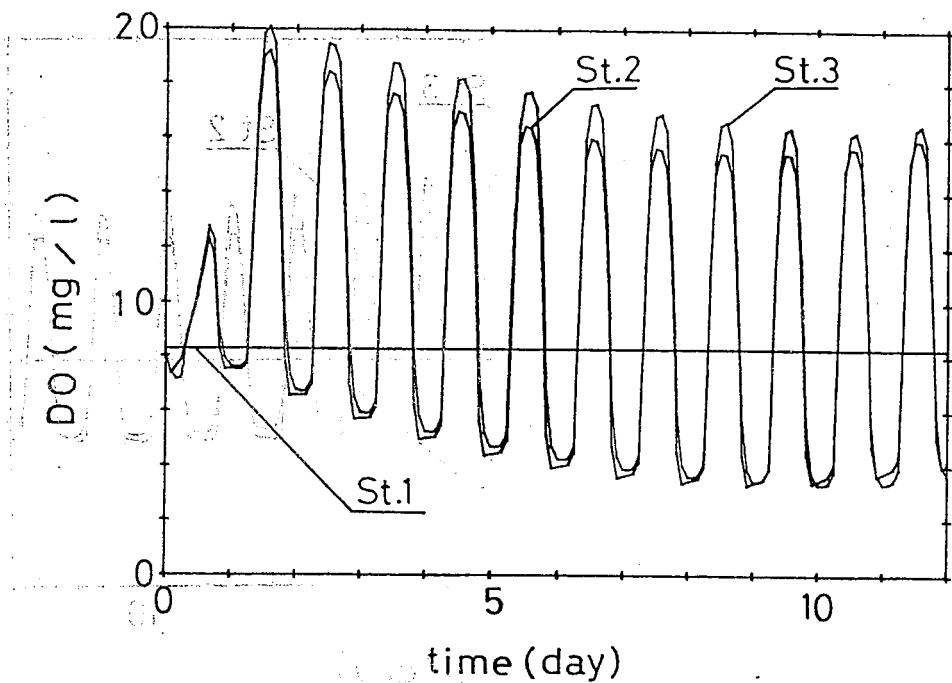


Fig. 7(b) The result of simulated DO concentration profile at three sampling sites (St.1, St.2 and St.3) for twelve successive days after a rainfall (summer)

using treatment Plan'2 : addition of a secondary treatment plant only as upland stage

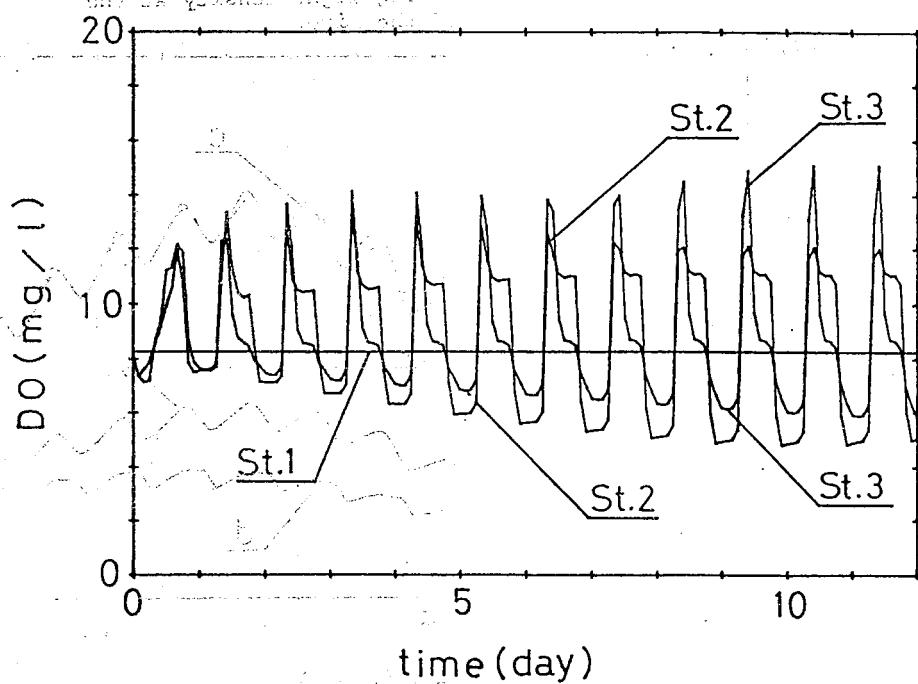


Fig. 7(c) The result of simulated DO concentration profile at St.2 and St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer)
Plan 3 : addition of a tertiary treatment plant

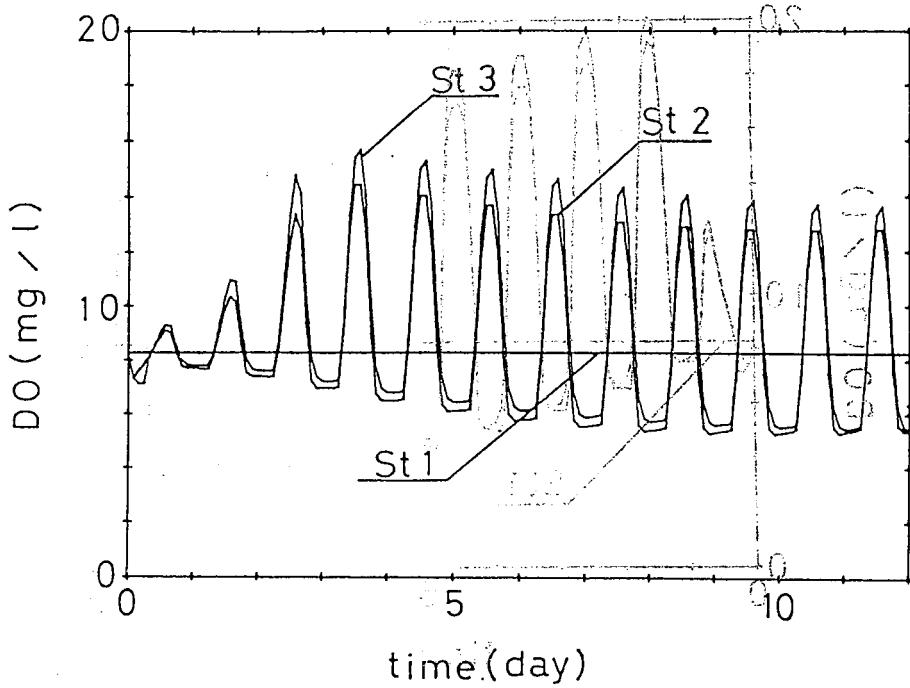


Fig. 7(d). The result of simulated DO concentration profile at St.2 and St.3 for twelve successive days after a rainfall (summer).

Plan 4 : addition of a secondary treatment plant and decreasing light density at the surface of the river.

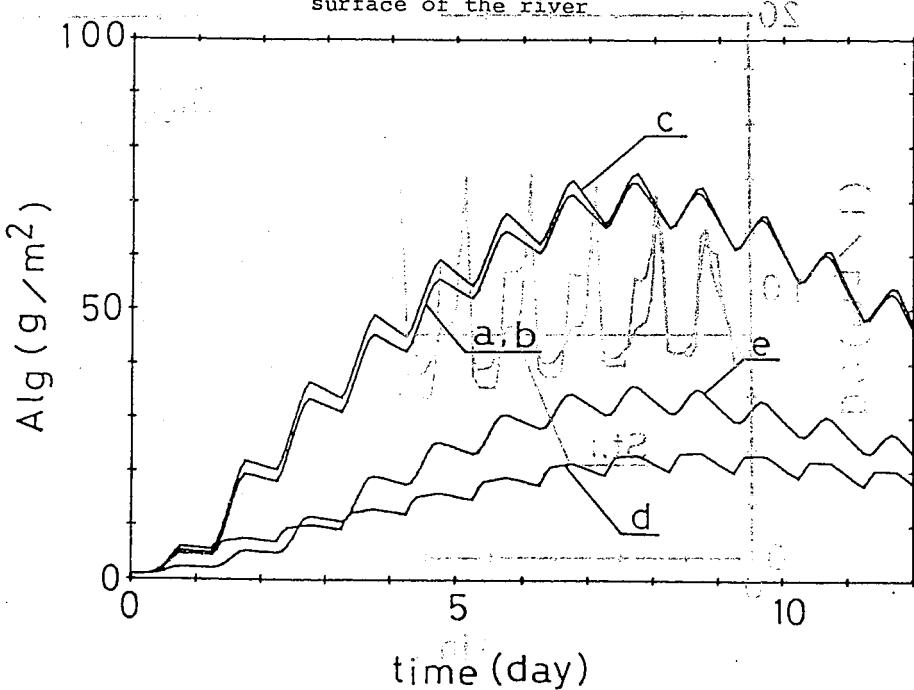


Fig. 8 The comparison of the transient change of amount of attached algae after a rainfall at St.2 resulting from the four plans examined.

Curve a : Original, b : Plan 1, c : Plan 2,
d : Plan 3, e : Plan 4