

# 多摩川水系の中小都市河川に おける水辺環境の回復

—— 水路維持用水としての下水処理水の評価 ——

1987年

川原 浩

(社)日本水質汚濁研究協会理事

# 目 次

1. 研究の概要	1
2. 水路維持用水としての下水処理水の評価(その1)野火止用水の水質	3
1) はじめに	3
2) 野火止用水の概要	5
2)-1 野火止用水の歴史	5
2)-2 清流復活事業	5
3) 調査方法	5
3)-1 調査地点と期間	5
3)-2 調査項目と方法	6
4) 結果と考察	6
4)-1 水路の形状と周辺の環境	6
4)-2 晴天時の水路水質とその変化	7
4)-3 雨天時の水路水質	9
4)-4 平均水質と自浄作用	9
4)-5 水路の衛生的評価	11
5) おわりに	12
3. 水路維持用水としての下水処理水の評価(その2)野火止用水の付着藻類と底生小動物	14
1) はじめに	14
2) 調査方法	14
3) 結果と考察	15
3)-1 環境要因	15
3)-2 野火止用水に出現した藻類と底生小動物	16
3)-3 代表種の分布状況	19
3)-4 付着藻類現存量の周年変化	21
3)-5 水中の土壌表面の藻類現存量の比較	22
3)-6 人工基物上の藻類とユスリカ類の変化	22
4) おわりに	25
4. 謝 辞	28

## 研究組織

研究代表者	川原	浩	(社)日本水質汚濁研究協会理事
協同研究者	須藤	隆一	国立公害研究所
"	岡田	光正	東京農工大学工学部
"	福島	悟	横浜市公害研究所

# 1. 研究の概要

本報告は都市内で湧水が枯濁し、維持用水が消滅した中小都市河川の水辺環境の回復を試みた例として、多摩川水系の野火止用水についての調査結果である。即ち、野火止用水は多摩川の玉川上水からの分水が中止されてから全くの空堀川として放置されてきた。しかし、東京都の歴史環境保全地区としての指定以後、維持用水についての強い要望が流域住民から提出されて、その対応として「清流の復活」事業が実施された。それは多摩川上流水処理場の処理水を維持用水として活用することとなった。こゝで問題として考えられたのはつぎの事項である。

- (1) 下水処理水を自然環境に放流した場合、時間の経過と流下することによって、水質的にどのような変化があるか。
- (2) 下水処理水だけで維持用水とした場合、その水系内でどのような生態系がつけられてゆくか。
- (3) 導水された後の水路内水辺環境がどのような形態で安定してゆくのか。

これらの点を明らかにしてゆくことによって、今後、大都市内の水源の枯濁した中小河川の維持用水、水辺環境対策の1つの資料に資することを目的とした。

そのため、下水処理水（二次処理水を更に砂ろ過した処理水）を導水する直前から導水後約2年半ばかりの間、上記の問題点について調査検討を加えたものを取りまとめたものである。なお、この研究報告は水質（その1）と生物（その2）に分けてとりまとめた。

研究結果の概要を記すとつぎのとおりである。（その1）水質について。

- ① 放流口から下流にゆくにしたがって、SS濃度の増加がみられた。特に、雨天時はその増加が顕著で、それも下流にゆくにしたがって多くなった。
- ② 調査期間中では処理水質の変動以外は一定の水質変化傾向はアンモニア態窒素の他は認められなかった。
- ③ 流下時間が3～6時間と短いためか有機物濃度についての流下にともなう顕著な自浄作用は認められなかった。たゞ、水温が高いためかアンモニア態窒素の硝化は認められた。
- ④ 雨天時水位の増加と同時にSS分の増加は認められたが、他の汚濁物質の流入による水質悪化はほとんど認められなかった。
- ⑤ 大腸菌群数の測定結果からみる限り、衛生学的な危険性は少ないと考えられる。

（その2）生物について。

- ① 藻類は56種出現し、そのうち珪藻類が最も多くみられた。
- ② 底生小動物は23種出現し、ChironomidaeとCheumatopshyche brevilineataが代表種であった。
- ③ 出現した生物種（藻類、動物）は水質環境を反映し、一般の汚濁河川で優占種となっている物が多くみられた。
- ④ 各生物種の代表種の分布状況はそれぞれ異なり、藻類は日照条件で、動物は懸濁物質によって影響

を受けているように推察された。

- ⑤ 藻類の現存量は日照条件，懸濁物質，付着基物の安定性，ユスリカ類の摂食等が影響し，流量や懸濁物質の一次的な影響は小さいことが推察された。また，極相期の活性低下にともなう剝離による現存量の減少はみられなかった。
- ⑥ 本水系にはユスリカ対策の一つとして相当数の魚（鯉，鮒等）が放流され，全地域（都内のみ）にわたって生息している。これは水辺環境の回復のためにはかなり良い面として評価される。しかし今後これを維持してゆくためにはある程度継続的な調査対応が必要であろう。

## 2. 水路維持用水としての下水処理水の評価 (その1) 野火止用水の水質

### 1) はじめに

下水道の整備、浄化用水の導入、底泥の浚渫等により、河川における生活環境の保全に関する水質項目は毎年少しずつ改善されてきた。しかしながら、近年はほぼ横ばいの傾向にある。とくに、自己流量が少なく、家庭排水、工場排水、さらに雨天時流出水の放流先となっている都市内の中小河川において、その多くが環境基準のⅤ類型指定であるにもかかわらず、40%前後というきわめて低い達成率にとどまっている。<sup>1)</sup>

このような河川の流域で下水道の整備を進めることは、基本的にはその水質を向上させる。しかしながら、下水道は生活排水、工場排水等の排水のみならず、雨天時流出水をもその管渠に取入れ、下流の下水処理場に送る。そして、処理後は処理場近辺の下流域もしくは海域に放流する。このため、従来様々な排水の流入により、水質は劣悪ではあるもののある程度の流量を確保していた河川が極めて流量の少ない河川、また極端な場合は雨天時のみ市街地からの汚濁した流出水が流下する河川になる可能性を持っている。

従来、河川、とくに都市内の河川は、それがわずかであるにしても身近な自然として都市住民の貴重な空間であった。とくに、近年、物質的な充足から、精神的、文化的な充足の重要度が高まり、身近な生活環境の整備への要求が高まってきた。このため、生活雑排水などによって汚濁した河川水質を回復することのみならず、親水公園、親水護岸、さらにホテルの復活など水辺環境の保全に関する国民の意識が高まっている。このような市民の憩いの場としての水辺環境を維持するためには、何らかの人為的手段により、清流と呼べるようなある程度の水量が確保された河川環境を創造することが必要とされている。<sup>2),3)</sup>

このように、都市内、もしくはその近郊河川の水辺環境を回復するには、下水道の整備だけでは必ずしも十分でなく、河川流量をある量に維持するための清水、すなわち維持用水を導入することが必要となってきた。しかし、水資源が貴重となっている都市部において、新たな水源を求めることは一般にきわめて困難である。このため、最も身近な水源として、また下水処理水の再利用という観点から、都市下水の2次処理水もしくは高度処理水を河川等の維持用水として使用する試みが各地で始まりつつある。

このような試みのわが国で初めての例として、東京都下の野火止用水において清流復活事業がある。この水路を流下する水は、その全量が砂ろ過した都市下水の2次処理水である。本研究では、今後増加すると思われる下水処理水を河川の維持用水に用いるという水辺環境復活の試みを水質、水生生態系の両面から評価することを目的とした。このため、全量が下水の2次処理水であることから、最も典型的な例と考えられる野火止用水を対象とし、処理水の放流開始時よりどのように河川環境が変化するか、水質、生物相の長期間にわたる変化を追跡調査した。なお、本報告では水質を中心に、また第2報では生物相を中心にまとめた。

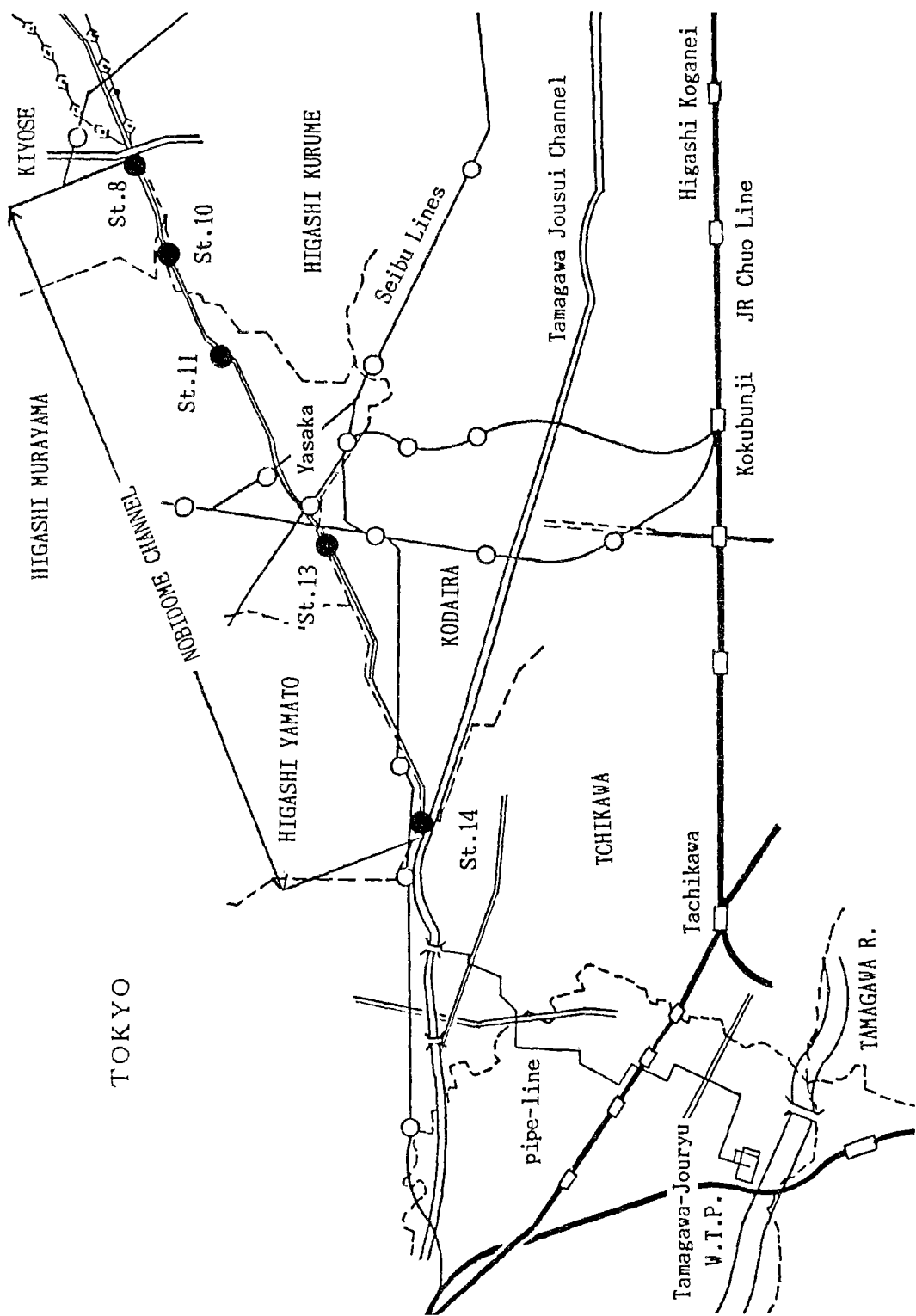


Fig.1 Aerial map of Nobidome Channel and sampling stations.

## 2) 野火止用水の概要

### 2) - 1 野火止用水の歴史

野火止用水は、東京都小平市から埼玉県志木市の新河岸川に至る全長約2.5kmの水路である（Fig. 1 参照）。今から約330年前（1655年）、松平伊豆守信綱によって作られた用水路であり、「伊豆殿堀」とも呼ばれてきた。これは、多摩川から江戸への分水である玉川上水が完成した1654年の翌年であり、この玉川上水からの分水によって導水が行われた。この水により、武蔵野の開墾が大いに発展し、米の生産高も1.0倍近くにも伸びたとされている。以降、野火止用水は、第2次世界大戦後に至るまで、かんがい用水（水田約200町歩）はもとより、飲料水、消防用水、雑用水として利用された他、沿川の水車にも使用されてきた。このような経過により、野火止用水とその周辺の樹林地は東京都の「歴史環境保全地域」、埼玉県の県史跡に指定されている。周囲はケヤキや竹でおおわれ、昔の自然を残した風光明媚な水路であった。

しかしながら、高度経済成長期を迎えて周辺の宅地化が急速に進むとともに、用水路は雑排水路に変わってしまい、同時にかんがい用水の需要も減少した。しかも、1973年には、東京都の水事情の悪化等により、玉川上水からの分水が中止された。その後、一時期わずかの水量を流したこともあったが、最近まで、事実上全く水がないか、あっても雑排水や雨天時流出水のみが流下する空の水路となり、昔の清流の面影は全くなくなってしまった。<sup>4)</sup>

### 2) - 2 清流復活事業

そこで、東京都は埼玉県と協議の上、都市住民の憩いの場としての水辺を確保し、「快適な都市環境」を創造するため、野火止用水を再び昔の清流によみがえらせる「清流復活計画」を1974年に策定した。<sup>4)</sup> まず、水量を確保するために東京都多摩川上流下水処理場の処理水を用いることとした。これを処理場内で砂ろ過（上向流移動床式連続砂ろ過）し、ポンプで調整槽まで圧送する（管径70cm、延長8.7km）。調整槽（高さ8m）では放流水の圧力を調整した後、管径50cmのパイプにより、放流口まで2kmを自然流下する。放流口では、溪流になぞらえた石組みの放流口から水路に放流されている。処理水の水質は、BODとして日平均 $8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、水量は1日最大20,000 $\text{m}^3$ とされている。この工事（総工事費約4.3億円、工期4年）は1981年に開始され、1984年8月から通水を開始した。

## 3) 調査方法

### 3) - 1 調査地点と期間

Fig. 1に示すように、野火止用水の放流口より下流に向かって5地点を選んで水質調査地点とした。放流口のSt. 14を0mとする流下距離は、St. 13=2,350m、St. 11=4,650m、St. 10=6,500m、St. 8=7,800mである。St. 8より下流の埼玉県側は、下水管渠工事が終了しておらず、雑排水流入量が多かったため、調査地点としなかった。なお、調査区間（7,800m）のほとんどは開水路であるが、St. 13付近は一部暗渠となっている。



通水開始に伴う長期の環境変化を追跡するため、放流開始直前に水路形状の調査を行うとともに、放流開始後の1984年11月より1986年12月までの2年半にわたり、計13回の調査を実施した。なお、このうち1回は通日調査とし、同時に雨天時の水質も測定した。これ以外の調査は、降雨の影響がないよう降雨時ならびに降雨直後を除き、午前中(9:00-12:00)に実施した。

### 3) - 2 調査項目

各調査地点では、毎回、川幅、水深、流速などの水理調査と水質調査とを行った。流速はプロペラ型流速計によって測定したが、落葉が多量に流下する時期は、それがプロペラの回転を妨害したため、浮子法で測定した。河川流量は川幅、水深ならびに流速から推定した。<sup>5)</sup>

気温、水温、pH(比色法)は現場で測定した。溶存酸素濃度(DO)はウィンクラー-アジ化ナトリウム変法に従い、現場で固定後分析を行った。その他の項目は採水後、研究室に持ち帰り、すみやかに分析に供した。なお、溶存態の物質の測定のために一部のサンプルは現場でろ過(Whatman GF/Cろ紙による加圧ろ過)後、持ち帰って分析した。分析の手法はとくに記さないかぎり下水試験方法によった。<sup>6)</sup>分析項目は浮遊物濃度(SS)、BOD、COD、TOC(全有機炭素分析計、島津製作所TOC-500型)、DOC(Whatman CF/Cろ過水についてTOC分析)である。また栄養塩類としては全リン(T-P)、溶存態全リン(DTP)、リン酸態リン( $PO_4-P$ )、全窒素(T-N)、溶存態全窒素(DTN)、アンモニア態窒素( $NH_4-N$ )、硝酸態+亜硝酸態窒素( $NO_x-N$ )の分析を行った。また、重金属濃度の分析(ICP法)も行った。さらに、河川水の衛生的な安全性の指標として大腸菌群数(M-エンドー法)ならびにふん便性大腸菌群数(HGMF法)の測定も行った。<sup>7)</sup>

## 4) 結果と考察

### 4) - 1 水路の形状と周辺環境

野火止用水は、その歴史的由来から推定されるように、江戸時代に掘ったままの水路であり、河岸、河床ともにコンクリートはもちろんのこと、レキや杭による補強工事はほとんど施されていない。このため関東ローム層がむき出した皿状の断面を持つ自然の水路である(4.2参照)。ただし、流速の大きいSt.13付近では時間経過とともに侵食が進み、レキまじり河床となった。

また、水路のほとんどは並行する道路より低くなっており、路面の排水が直接流入する場所が多い(4.3参照)。河岸にはケヤキなどの落葉樹が数多く植えられており、初夏から夏にかけては樹木が水路を覆い、水路表面にはほとんど直射日光が届かない状態になる(第2報参照)。しかし、秋以降、春先までは落葉のため、明るい水路となる。秋期には大量の落葉が水路を覆いつくしながら流下する状態となる。

Table 1は、予定した日量2万 $m^3$ を流した時の水路の状態を示す。川幅は1.6-1.8m、中央部における水深が20-26cmである小規模な水路である。ただし、中心の流速は40 $cm\ sec^{-1}$ から60 $cm\ sec^{-1}$ と比較的速く、とくに勾配の大きいSt.13においては105 $cm\ sec^{-1}$ に達した。この点からは、一応「清流」と見なおすことができよう。放流口(St.14)からSt.8までの流下時間は最も短い場合

Table 1 Characteristic features of the Nobidome Channel  
(June 22, 1985 : flow rate = 20,000 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>)

station	14	13	11	10	8
width (m)	1.6	1.6	1.8	1.6	1.6
max. depth (cm)	20	20	26	25	25
max. flow rate (cm s <sup>-1</sup> )	43	105	55	64	55
river bed	clay	gravel + clay	clay	clay	clay
time of flow between stations (min)	51	42	52	40	

約3時間と推定された。

なお、既に述べたように、野火止用水は新河岸川に流入し、隅田川を経て東京湾に注ぐ多摩川とは全く異なる水系である。このため、多摩川の水利権により、本流（多摩河原橋地点）の流量が減少した時は、野火止用水への送水量を減少しなければならない。すなわち、かんがい期における本流流量が13 m<sup>3</sup> sec<sup>-1</sup>以上ならば日量2万 m<sup>3</sup>、5-10 m<sup>3</sup> sec<sup>-1</sup>ならば日量1万 m<sup>3</sup>、5 m<sup>3</sup> sec<sup>-1</sup>以下ならば全く野火止用水には放流できないことになっている。このため、野火止用水の水量は2万 m<sup>3</sup>に達しないことが多かった。この場合流速は低下し、日量約1万 m<sup>3</sup>になると流下時間は約2倍の6時間程度と推定された。

この水路の大きな特色は、冬でも水温が比較的高いことにある（Table 3参照、後出）。冬期の下水の水温が相対的に高いため、送られてきた処理水（St. 14）も気温と比較して8-10°C近く高い。このため、St. 8まで流下した後も気温より5-7°C高い水温を示した。また、時々ではあるが、わずかな下水臭が感じられたり、界面活性剤による発泡が観察された。

#### 4) - 2 晴天時の水路水質とその変化

Table 2は、SS、TOCの各地点、各調査時ごとの分析結果を示す。放流水のSSは、1例を除き、5-6 mg l<sup>-1</sup>以下と良好であった。しかし、流下するにつれてその値は急激に増加し、St. 8では数10から100 mg l<sup>-1</sup>と約10倍にもなった。一方、有機物濃度の指標であるTOCの値は、St. 14とSt. 8とで有意な差はないと見てよい。したがって、SSの増加は無機性物質に由来するものと言えよう。これは、4.1で述べたように、水路の河床、河岸ともに関東ローム層がむき出しているため、流下に伴うその侵食や底質表面の巻き上がりにより、土粒子のようなSSが増加したものと思われる。この意味では、現在の底質の状態は、SS分の少ない透明な河川水を維持する上からは、必ずしも適切と思われない。

河床等の侵食によるSSの増加は期間を経過するにつれて減少すると思われたが、本調査の2年半の間では一定の傾向が認められなかった。また、滞留性の水域でないため、表に示したTOCをはじめとして他の水質項目についても、調査期間を通じて一定の変化傾向は認められず、その変動はほとんど下水処理

Table 2 SS and TOC in the Channel

SS		(mg/l)				
station	14	13	11	10	8	
1984 / 11 / 11	2.2	13.5	13.7	26.4	19.7	
1985 / 4 / 2	-	-	-	-	-	
1985 / 6 / 22	4	24	61	40	77	
1985 / 8 / 6	21	23	38	65	77	
1985 / 11 / 8	2.7	11.4	16.9	33.0	36.8	
1986 / 2 / 17	3	14	12	25	24	
1986 / 4 / 25	0.9	7.3	29.2	35.5	52.0	
1986 / 5 / 27	6.0	40.4	24.4	25.1	33.2	
1986 / 6 / 28	2.5	23.3	35.1	46.2	39.2	
1986 / 8 / 1	2.0	27.1	51.0	38.3	52.0	
1986 / 9 / 5	5.5	65.4	110.4	80.5	101.6	
1986 / 10 / 17	0.9	28.8	38.1	30.1	48.9	
1986 / 12 / 2	6.2	14.0	24.6	13.2	6.2	
average	4.7	24.4	37.9	38.2	47.3	

TOC		(mg/l)				
station	14	13	11	10	8	
1984 / 11 / 11	9.6	9.6	8.7	8.9	9.4	
1985 / 4 / 2	11.3	11.3	10.6	10.1	9.3	
1985 / 6 / 22	6	5	5	8	7	
1985 / 8 / 6	14	13	15	15	15	
1985 / 11 / 8	6	6	5	5	6	
1986 / 2 / 17	9	8	9	8	10	
1986 / 4 / 25	8.6	10.2	10.4	11.0	10.8	
1986 / 5 / 27	6.9	7.6	8.1	8.4	8.0	
1986 / 6 / 28	7.1	7.8	8.2	9.7	9.4	
1986 / 8 / 1	7.8	8.4	10.2	10.7	10.5	
1986 / 9 / 5	7.5	6.1	11.3	10.2	12.3	
1986 / 10 / 17	13.1	9.7	10.4	11.6	11.4	
1986 / 12 / 2	9.7	9.8	8.8	8.8	7.7	
average	9.0	8.7	9.3	9.6	9.8	

場の処理水質の変動によると考えられた。なお、重金属濃度はいずれも環境基準値を満足していた。

#### 4) - 3 雨天時の水路水質

Fig. 2 - 5は通日調査(1984/11/11)におけるSS, BOD, T-P, T-Nの経時変化を示す。この日は午後2時頃から降雨となった。このため、水路は濁流となり、放流口のSSがほぼ一定であったにもかかわらず、下流のSSが急激に増加した。しかし、その他の項目については、顕著な変化がなかった。したがって、このSSも河岸の土壌が洗い流されて水路に入ってきた土粒子由来の無機性SSと推定された。また、雨天時の都市下水のような汚濁水の流入はあまりないと思われた。

#### 4) - 4 平均水質と自浄作用

Table 3には雨天時を除く平均的な水路水質をまとめた。pHはほぼ中性であった。また、DOは放流口から下流に向けてわずかに増加する傾向を示したものの、全水域を通じて低く、飽和度で50 - 80%に過ぎなかった。

有機物濃度はBODで10 - 15  $mg\ l^{-1}$ , TOCで約10  $mg\ l^{-1}$ であったが、流下にとまな

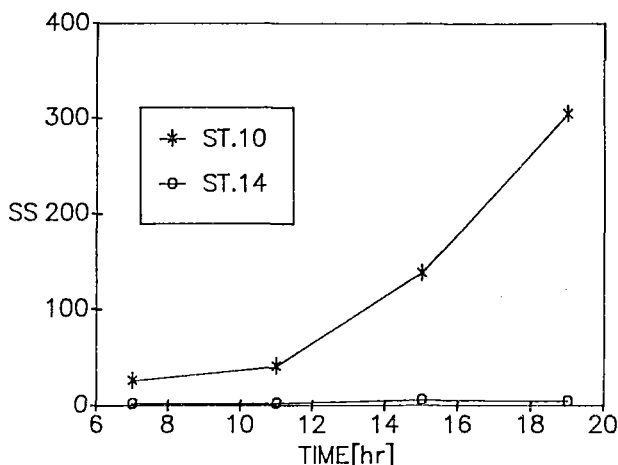


Fig.2 SS in the channel before and after the start(14:00) of rainfall ( $mg\ l^{-1}$ , Nov.11, 1984)

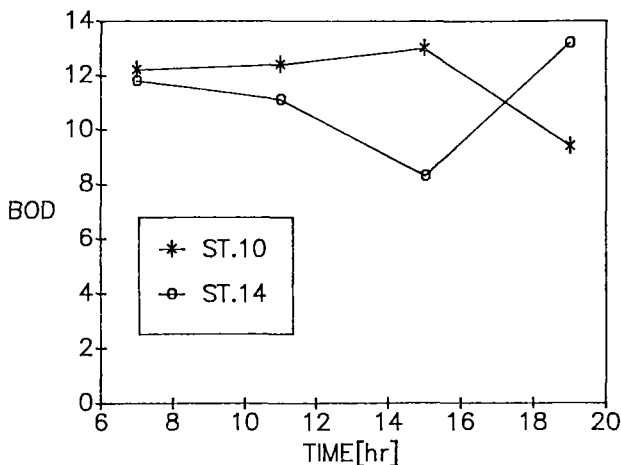


Fig.3 BOD in the channel before and after the rainfall (see Fig.2).

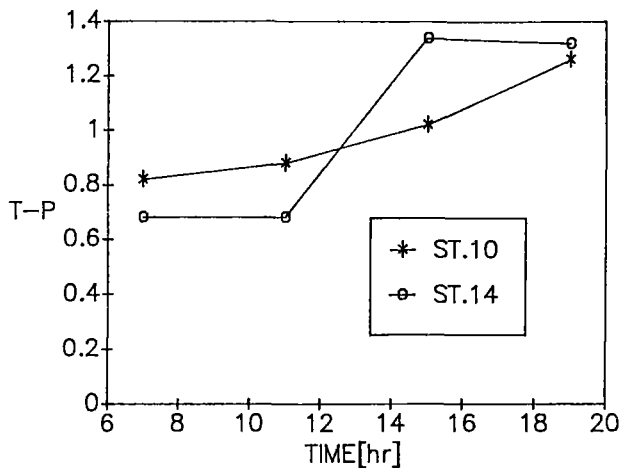


Fig.4 T-P in the channel before and after the rainfall (see Fig.2).

ってやや増加することはあっても減少の傾向、すなわち顕著な自浄作用は認められなかった。

栄養塩濃度についてもその全量でみる限り、顕著な変化はなかった。ただし、 $\text{NH}_4 - \text{N}$ ならびに $\text{NO}_x - \text{N}$ については、ほとんどの場合、前者は減少、後者は増加の傾向が認められた。

ただし、Table 4 に示すように、採水日によって放流口における

これらの濃度は大幅に変動した。すなわち、1985/8/6ならびに1985/11/8のように $\text{NH}_4 - \text{N}$ と比較して $\text{NO}_x - \text{N}$ 濃度がきわめて高い硝化が進行した処理水が放流された場合と、1986/2/17のように硝化が不十分な処理水が放流された場合とがあった。いずれの場合も、流下にもなると水路内で硝化が進行し、 $\text{NH}_4 - \text{N}$ の減少と $\text{NO}_x - \text{N}$ 濃度の増加とが観察された。水路での硝化は季節にかかわらず進行したが、1986/2/17のように気温が3.2℃と低いにもかかわらず、水温が高かった(15-10℃)ためであると考えられる(4.1参照)

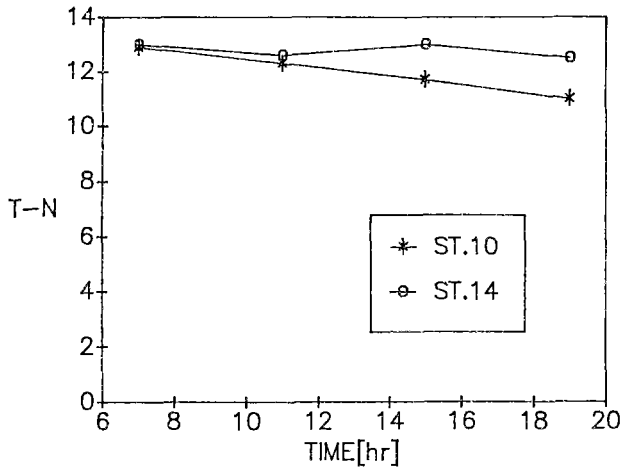


Fig.5 T-N in the channel before and after the rainfall (see Fig.2).

Table 3 Summary of chemical analyses ( $\text{mg l}^{-1}$ )

(averaged values for 13 samplings from Nov. 11, 1984 to Dec. 2, 1986)

station	14	13	11	10	8
pH	6.8	7.1	7.2	7.2	7.2
DO	5.4	6.5	7.1	6.6	6.3
SS	4.7	24.4	37.9	38.2	47.3
COD	10.3	10.2	11.8	11.9	12.6
BOD	12.0	12.6	15.8	15.8	14.5
TOC	9.0	8.7	9.3	9.6	9.8
DOC	7.8	7.9	8.4	8.2	7.9
T-P	1.88	1.76	1.89	1.80	1.89
$\text{PO}_4 - \text{P}$	1.36	1.25	1.17	1.14	1.12
T-N	12.3	12.8	12.4	14.1	12.4
$\text{NH}_4 - \text{N}$	5.1	4.4	3.9	3.7	3.5
$\text{NO}_x - \text{N}^*$	7.4	8.1	8.5	9.2	9.3

\* $\text{NO}_x - \text{N} = (\text{NO}_2 - \text{N}) + (\text{NO}_3 - \text{N})$

Table 4 Nitrification of discharged water in the Nobidome Channel

station	14	13	11	10	8
(1985/8/6: atmospheric temperature = 28.2°C)					
water temp.	24.0	24.2	24.5	24.8	24.5
NH <sub>4</sub> - N	3.2	2.6	1.9	1.3	0.8
NO <sub>x</sub> - N	5.9	6.3	6.9	7.6	7.9
T - N	11.1	11.1	11.5	11.7	11.3
(1985/11/8: atmospheric temperature = 18.0°C)					
water temp.	19.5	20.0	19.0	18.5	18.5
NH <sub>4</sub> - N	0.33	0.18	0.12	0.14	0.09
NO <sub>x</sub> - N	10.1	10.4	10.5	10.7	10.9
T - N	12.5	12.5	12.4	12.7	13.0
(1986/2/17: atmospheric temperature = 3.2°C)					
water temp.	15.1	14.0	12.8	11.0	10.0
NH <sub>4</sub> - N	12.0	11.6	11.1	10.8	9.1
NO <sub>x</sub> - N	6.9	7.9	9.0	9.5	10.0
T - N	21.9	21.9	22.7	22.7	22.4

## 4) - 5 水路の衛生的評価

都市内の水辺環境を回復するために下水処理水を放流する場合、その水路は必然的に子供達の遊び場となったり、親水機能として水遊びの場を提供することになる。野火止用水においても、部分的ではあるが、水辺に降りることのできる場所も用意されている。この場合、衛生的な安全性が大きな問題となる。本研究では、親水機能としての安全性の評価指標として大腸菌群数の測定を行った。

Table 5 Numbers of coliform groups and fecal colis in the Nobidome Channel (counts per 100 ml)

station	14	13	11	10	8
(coliform g.)					
1986/2/17	$5.9 \times 10^1$	$4.0 \times 10^2$	$2.0 \times 10^3$	$1.4 \times 10^3$	$1.4 \times 10^3$
1986/4/25	$9.3 \times 10^1$	$6.5 \times 10^2$	$1.5 \times 10^3$	$3.2 \times 10^3$	$4.2 \times 10^3$
1986/9/5	$1.2 \times 10^2$	$5.7 \times 10^3$	$7.0 \times 10^3$	$9.4 \times 10^3$	$9.7 \times 10^3$
(fecal colis)					
1984/11/11	$3.4 \times 10^1$	$2.9 \times 10^2$	$1.4 \times 10^2$	$2.3 \times 10^2$	$2.0 \times 10^2$
1986/2/17	$4.3 \times 10^1$	$3.1 \times 10^2$	$1.3 \times 10^3$	$1.2 \times 10^3$	$7.2 \times 10^2$
1986/4/25	$1.0 \times 10^1$	$1.0 \times 10^2$	$2.6 \times 10^2$	$4.9 \times 10^2$	$8.6 \times 10^2$
1986/9/5	$9.3 \times 10^1$	$1.7 \times 10^3$	$4.6 \times 10^3$	$5.8 \times 10^3$	$6.7 \times 10^3$

Table 5 は、計 4 回実施した計数値を示す。測定法が異なるため、厳密な比較はできないが、放流口の大腸菌群数は生活環境の保全に関する環境基準値における河川 A 類型 ( 1,000 MPN / 100 ml ) を満足している。下流ではその値が増加するものの、3 回のうち 2 回は B 類型の基準を満足した。

一方、ふん便性大腸菌群数は、より厳密な細菌汚染の指標として、環境庁による海水浴場などの安全性評価に使われている指標である。その目標値ならびに暫定目標は 100 ml 当りそれぞれ 100、および 400 とされ、また許容限度は 1,000 / 100 ml とされている。これを基準とする限り、放流口の値、すなわち送水された下水処理水は十分に基準を満たしているといえよう。ふん便性大腸菌群数についても流下とともに増加したが、多くの場合、許容限度内であった。これを越える数値もあったが、本水路のような親水機能は、海水浴場のように水中に体全体をつけて泳いだり、また飲む可能性も多い水域とはかなり異なる使われ方である。したがって、本調査の範囲内においては、下水の 2 次処理水、ならびに野火止用水の通常の流水の衛生学的な危険性は少ないと考えられる。

## 5) お わ り に

現在盛んになりつつある水辺環境の復活のため、砂ろ過した下水の 2 次処理水のみを大量かつ実規模で流下させた最初の例である東京都下の野火止用水を対象として、放流開始時より 2 年半にわたってその水質と河川環境の変化を調査し、水路の維持用水としての下水処理水の評価を試みた。本研究の結果をまとめると次のとおりである。

- ① 水路の底質、ならびに河岸がむき出しの土壌であったため、その侵食により、流下にもなう S S 濃度の顕著な増加がみとめられた。また、時折であったが、わずかな下水臭や発泡が観察された。
- ② 2 年半の調査期間を通じて、処理水質の変動以外、一定の長期の水質変化傾向は認められなかった。
- ③ 流下時間が 3 - 6 時間と短いため、有機物濃度については流下にもなう顕著な自浄作用が認められなかった。しかし、下水の水温が高いため、冬期でも全流域にわたりアンモニア態窒素の硝化が認められた。
- ④ 雨天時には侵食にもなう急激な S S の増加が認められたが、他の汚濁物質の流入による水質悪化はほとんど認められなかった。
- ⑤ ふん便性大腸菌群数の測定結果による限り、放流した下水処理水ならびに水路の水は、親水機能の範囲では衛生学的な危険性は少ないと考えられた。

## 引 用 文 献

- 1) 片山徹(1985)水質保全と今後の対策, 用水と廃水, 27, 5-12.
- 2) 大江雅弘(1986)水辺環境の保全施策, 水質汚濁研究, 9, 128-184.
- 3) 環境庁(1984)水辺環境保全対策事例解析調査, とうきゅう環境浄化財団, 121pp, 東京.
- 4) 東京都(1984)野火止用水「清流の復活」パレフレット。
- 5) 丹羽健蔵(1981)水理学解説, 理工図書, 160pp, 東京.
- 6) 日本下水道協会(1974)下水試験方法, 日本下水道協会.
- 7) 北原節子, 尾藤朋子(1985)環境水における衛生的指標細菌の検討(II)——HGMF法によるふん便性大腸菌の測定——, 日本水処理生物学会誌, 5, 41.



### 3. 水路維持用水としての下水処理水の評価 (その2) 野火止用水の付着藻類と底生小動物

#### 1) はじめに

近年、都市域においては、水辺環境の保全、回復に関する住民の意識が高まっている。都市内の水辺環境を含む自然度の高い地域を対象としたアンケート調査では、利用者の多くは豊かな自然としてよりも、身近な自然として、その地域に魅力を感じている。そして多くの人が草木、鳥、昆虫類と同様に魚や水中の小動物に対して高い興味を寄せている。<sup>1)</sup> また、水質の汚濁が進み下水臭がするようになった都市河川に対しても、住民は魚などの水生生物の姿が見られるようになることを期待している。<sup>2)</sup>

東京都では、清流復活事業の一環として、流水の途絶えていた野火止用水、玉川上水及び千川上水などの水路に下水処理水を維持用水として流し、水辺環境の回復及び創造を目指している。このような水辺環境には親水機能と同様に生物の育成機能が期待される。野火止用水の維持用水は、その全量が多摩川上流下水処理場から排出される2次処理水を砂ろ過したものである。維持用水の全量を下水処理水が利用されている例は、我が国では野火止用水が初めてである。

このような下水処理水を河川等の維持用水として使用する試みが各地で始まりつつあるが、そのような環境に生育する生物群集についての報告例はない。このため、野火止用水を対象に放流開始直後からの水質調査を行うとともに、水界生態系における生産者である付着藻類と、消費者である底生小動物相の調査を2年間にわたり行ってきた。本報は第1報の水質調査結果にひきつづき、これらの水生生物の調査結果をとりまとめたものである。

#### 2) 調査方法

野火止用水に多摩川上流下水処理場の処理水が放流される地点をSt. 14とし、その下流約7.8 Kmの間にSt. 13, St. 11, St. 10そしてSt. 8の計5地点を設定し、付着藻類と底生小動物の調査地点とした。これらの地点はいずれも水質調査地点とはほぼ一致している。

1984年12月から1986年12月までの間に付着藻類を13回、底生小動物を6回調査した。藻類試料は各調査地点で表面の平滑な礫2~3個のそれぞれから、5×5 cmコアドラート内の付着物をナイロンブラシで擦り落として採取した。底生小動物試料は、St. 14, St. 11, St. 8の3地点では30×30 cmコアドラート内の底質部分にあるものをD・フレームネット(網目GG40)に流し込んで採取し、他のSt. 13とSt. 10の2地点では定性採取のみ行った。

また、藻類群落に影響を及ぼす要因を検討するため、St. 8付近の日射が妨げられない場所をSt. 8 Lとし、そこから約20 m上流側で樹木などにより日射が妨げられている場所をSt. 8・Dとして、両地点にFig. 1の人工基物(10×21×3 cmのレンガタイル)を設置し、人工基物上の50 cm<sup>-2</sup>内の藻類と、そこに出現したユスリカ類の採取を行った。人工基物は1986年5月に設置し、設置後11日目からはほぼ

1週間に1度の頻度で1986年8月までの間調査を実施した。得られた生物試料は(1+10)ホルマリン水溶液で固定・保存し、種の同定及び計数に用いた。

各調査時とも同じ地点の調査は午前中のほぼ同じ時刻に行い、藻類採取場所の水面照度と、周辺の裸地における照度を測定し、その比を相対照度とした。

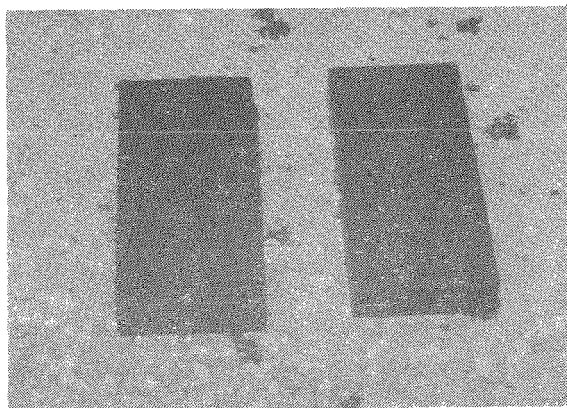


Fig.6 Bricks submerged for 38 days in the channel as an artificial substrate (left:St.8L, right:St.8D)

### 3) 結果と考察

#### 3)-1 環境要因

野火止用水のSt. 14からSt. 10までの4地点は、用水路周辺に植えられたケヤキ、ミズキ類等の落葉樹を中心とする樹林のなかにあるのに対し、St. 8の周囲にはほとんど樹木がない。このような周辺環境の相違は、地点間の日照条件を異なるものとする。そして、樹林のなかにある地点では、日照条件の季節的な変化が極めて大きいものとなる。

付着藻類の生育は日照条件の影響を受ける。<sup>3~8)</sup> そのため、野火止用水の調査地点のように、日照条件の異なる環境における藻類群落に影響を及ぼす諸要因について検討をする場合、日照条件の把握は欠くことができない。

本報では、日照条件の指標として相対照度を採用し、Table 6に各調査地点の相対照度を示した。得ら

Table 6 Relative light intensity in the Nobidome Channel

Date	Station				
	14	13	11	10	8
Nov. 1985	2 - 90	5 - 50	1 - 5	8	100
Feb. 1986	100	90	100	80	70
Apr. 1986	42 - 67	61 - 69	20 - 33	43 - 58	92
May. 1986	7 - 10	9 - 11	1 - 5	1 - 4	93
Jun. 1986	3 - 4	6	1 - 2	2 - 4	74
Jul. 1986	1 - 3	4 - 5	1 - 2	2 - 3	81
Sep. 1986	3	12 - 13	under 1	1 - 2	92
Oct. 1986	1 - 2	71	under 1	1	92
Dec. 1986	10 - 38	83	89	43	92

unit: %

れた相対照度は、地点間及び季節的な日照条件の相違を示している。周囲に樹木のほとんどないSt.8では、各調査時の相対照度はいずれも大きかった。そして、樹林のなかにある他の4地点でも、冬期及びその前後の落葉している時期には、日射が妨げられる割合が少ないため、相対照度が大きかった。それに対し、それらの4地点には、茂った葉により日射が妨げられ、相対照度は極めて小さくなる傾向が認められた。

野火止用水では平常時でも懸濁物質が多い傾向があるが、降雨時の増加は著しい。降雨による流量の増加や懸濁物質は、藻類群落到に影響を及ぼす。<sup>9~11)</sup> そのため、人工基物を設置した期間中の相対照度、水温と共に、野火止用水に近い埼玉県所沢地域気象観測所で観測された日間降水量をFig.7に示した。

人工基物設置期間の後半は梅雨期と重なったため降雨日が多く、86日間のうち38日は降雨が観測された。20 mm・day<sup>-1</sup>以上の降雨があったのは5日間で、そのうち、3日間は連続しており、梅雨期に観測された。

期間中の相対照度は、日照条件の良いSt.8Lでは全測定時で70%を超えていたのに対し、日照条件の悪いSt.8Dでは10%以下を示していた。また水温は期間中の気温の影響を受け、約20°Cから約24°Cまで上昇した。

### 3) - 2 野火止用水に出現した藻類と底生小動物

調査期間中に出現した全藻類種(変種、品種を含む)と、13回の調査で採取した計65試料で、 $10 \times 10^3$  細胞・mm<sup>-2</sup>以上出現した種の出現回数をTable 7に示した。

出現した藻類は藍藻類5種、紅藻類1種、珪藻類41種そして緑藻類9種の合計56種で珪藻類の種類数が最も多かった。 $10 \times 10^3$  細胞・mm<sup>-2</sup>以上出現した種は藍藻類の*Chroococcus* sp., 紅葉類の*Audouinella Chalybea*, 珪藻類の*Achnanthes minutissima*, *Fragilaria capucina*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema pseudoaugur*, *Navicula goeppertiana*, *Navicula gregaria*, *Navicula seminulum*, *Navicula veneta*, *Nitzschia palea*,そして緑藻類の*Stigeoclonium* sp.の12種である。これらのうち、*Navicula seminulum*は31試料で $10 \times 10^3$  細胞・mm<sup>-2</sup>以上出現し、

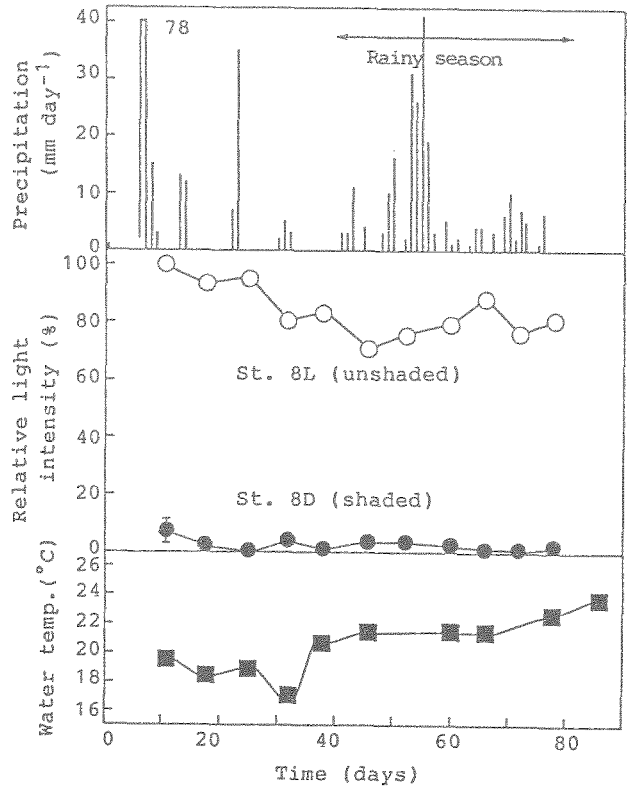


Fig.7 Dairy precipitation (Tokorozawa meteorological station), relative light intensity at St.8L and 8D where artificial substrates are submerged and water temperature.

Table 7 Periphytic algal species appeared in the Nobidome Channel  
 (numbers in the parenthesis after the species name show  
 the number of samples in which number of cells for the  
 corresponding species are more that  $10^4 \text{ mm}^{-2}$ )

	Species
Cyanophyceae	<i>Chroococcus</i> sp. <5>
	<i>Fisherella</i> sp.
	<i>Oscillatoria</i> sp.
	<i>Phormidium</i> sp. A
	<i>P.</i> sp. B
Rhodophyceae	<i>Audouinella chalydea</i> <1>
Bacillario- phyceae	<i>Achmanthes hungarica</i>
	<i>A.</i> lanceolata
	<i>A.</i> microcephala
	<i>A.</i> minutissima
	<i>A.</i> sp.
	<i>Amphora</i> sp.
	<i>Ceratoneis arcus</i> var. <i>vaucheriae</i>
	<i>Cocconeit placentula</i> var. <i>lineata</i>
	<i>Cymbella minuta</i>
	<i>Fragilaria capucina</i> <1>
	<i>F.</i> producta
	<i>F.</i> sp.
	<i>Frustulia vulgaris</i>
	<i>Gomphonema angustatum</i>
	<i>G.</i> intricatum var. <i>pumila</i>
	<i>G.</i> parvulum <6>
	<i>G.</i> pseudoaugur <2>
	<i>G.</i> sp.
	<i>Hantzschia amphioxys</i>
	<i>Melosira varians</i>
	<i>Navicula cryptocephala</i>
	<i>N.</i> frugalis
	<i>N.</i> goeppertiana <3>
	<i>N.</i> gregaria <1>
	<i>N.</i> seminulum <31>
	<i>N.</i> symmetrica
	<i>N.</i> yuraensis ?
	<i>N.</i> veneta <5>
	<i>N.</i> sp.
	<i>Nitzschia amphibia</i>
	<i>N.</i> frustulum var. <i>perpusilla</i>
	<i>N.</i> gandersheimiensis
	<i>N.</i> linearis
<i>N.</i> palea <5>	
<i>N.</i> romana	
<i>N.</i> sp.	
<i>Pjnnularia braunii</i>	
<i>P.</i> gibba var. <i>parva</i>	
<i>Surirella angustata</i>	
<i>Synedra ulna</i>	
<i>S.</i> ulna var. <i>oxyrhynchus</i>	
Chlorophyceae	<i>Ankistrodesmus</i> sp.
	<i>Chlamydomonas</i> spp.
	<i>Chlorococcum</i> sp.
	<i>Cladophora glomerata</i>
	<i>Coleochaete</i> sp.
	<i>Oedogonium</i> sp.
	<i>Scenedesmus</i> sp.
	<i>Stigeoclonium</i> sp. <11>
	<i>Ulothrix</i> sp.

以下、*Stigeoclonium* sp. は11試料、*Gomphonema parvulum*は6試料、*Chroococcus* sp., *Navicula veneta*そして*Nitzschia palea*は5試料で $10 \times 10^3$ 細胞・ $\text{mm}^{-2}$ 以上出現した。付着藻類の出現状況とBODとの関係を調べた報告では、これらの6種が出現した地点のBOD平均値は $11.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上であった。<sup>12)</sup> また、これらの種のうち、珪藻類の*Navicula seminulum*, *Gomphonema parvulum* *Navicula veneta* そして*Nitzschia palea* はいずれも最も汚濁耐性のある種と位置づけられている種である。<sup>13)</sup>

現存量が5試料以上で $10 \times 10^3$ 細胞・ $\text{mm}^{-2}$ 以上あった6種は、いずれも横浜市内を流れる汚濁した河川に広く分布し、優先種としても出現していた。<sup>14)</sup> 珪藻類のみを対象とした名古屋市内の汚濁河川調査でも、*Nitzschia palea*, *Navicula seminulum*, そして*Gomphonema parvulum*は多くの地点で優占種として出現した。<sup>15)</sup>

本調査結果と同様に、河川の付着藻種のうち珪藻類の種類数が最も多いことは多くの調査結果に示されている。<sup>3. 12. 14. 16. 17)</sup> 河川の周年調査では203種の藻類が出現し、<sup>18)</sup> 珪藻類を対象とした周年調査においても90種が出現している。<sup>7)</sup> これらの調査で出現した種類数に比較して、野火止用水で出現した藻類種は少ない。これは、各地点のBODが $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ を越えていることから明らかなように、そのような環境は非汚濁耐性種の生育に適していないことに加え、水質及び水温等の変動幅が小さいためと考えられる。

Table 8 Benthic fauna of the Nobidome Channel

Species
Insects
<i>Chiromus yoshimatui</i>
<i>Glyptotendipes</i> sp.
Chironomidae Gen. sp. 1-8
<i>Sumilium uchidai</i>
<i>Psychoda alternata</i>
<i>Cheumatopsyche brevilineata</i>
<i>Anotogaster siebordi</i>
Odonata sp.
<i>Baetis sahonensis</i>
Others
<i>Asellus hilgendorffii</i>
<i>Gammarus nipponensis</i>
<i>Physa acuta</i>
Erpobdellidae Gen. sp.
<i>Branchiura sowerbyi</i>
<i>Tubifex</i> sp.
<i>Nais</i> sp.

調査期間中に出現した全底生小動物種をTable 8に示した。出現した底生小動物は昆虫類16種、その他のものが7種の計23種である。昆虫類のなかでもユスリカ科の種が10種と最も多かった。野火止用水で出現した*Chiromus yoshimatui*, *Cheumatopsyche brevilineata*, *Baetis sahonensis*, *Asellus hilgendorffii*, *Physa acuta*, そして*Branchiura sowerbyi*, *Tubifex* sp., *Nais* sp. を含むTubificidae gen. spp. は付着藻類と同様に、横浜市内を流れる汚濁した河川の多くの地点で優占種として出現していた。<sup>19)</sup>

*Chiromus yoshimatui*は有機汚濁に強く、ユスリカ類の出現状況BODとの関係を調べた報告では*Chiromus*

*yoshimatui* はBODが $70 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の地点にも生息し、出現した地点のBOD平均値は $13.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ とされ、*Clyptotendipes*も、出現した地点のBOD平均値は $11.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ とされている。<sup>20)</sup> また別の報告でも*Chironomus yoshimatui*が出現した地点のBOD最大値は $67 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、平均値は $17 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ とされている。<sup>21)</sup> このように、野火止用水に出現した付着藻類及び底生小動物の多くの種は、水質の汚濁した河川によくみられる種であることは明かである。

### 3) - 3 代表種の分布状況

野火止用水で出現した代表的付着藻類の*Navicula seminulum*と*Stigeoclonium* sp.の各地点における分布状況をTable 9に、また、代表的底生小動物のChironomidaeと*Cheumatopsyche brevilineata*の分布状況をTable 10に示した。*Navicula seminulum*は調査期間中ほとんどの地点で出現し、1985年と1986年の4月には全地点で $10 \times 10^3$ 細胞 $\cdot \text{mm}^{-2}$ 以上出現した。そして1986年2月、5月、6月と12月には全地点で $1 \times 10^3$ 細胞 $\cdot \text{mm}^{-2}$ 以上出現した。また、地点別にみるとSt. 14とSt. 8で

Table 9 Seasonal variations of *Navicula seminulum* and *Stigeoclonium* sp.  
(\*  $10^3$ ,  $10^3$  \*\*  $10^4$ ,  $10^4$  \*\*\*, cells  $\text{mm}^{-2}$ )

Species	Station	Date												
		1984					1985							
		Dec.	Apr.	Jun.	Aug.	Nov.	Feb.	Apr.	May.	Jun.	Jul.	Sep.	Oct.	Dec.
<i>Navicula seminulum</i>	14	***	***	***	***	**	***	***	***	***	***	***	**	***
	13	***	***	*	*	*	***	***	**	**	**	***	*	**
	11	*	***		*	*	**	***	**	***	**	*	*	**
	10	*	***	**	*		**	***	***	**	*	**	*	**
	8	*	***	***	***	**	***	***	***	***	***	**	**	***
<i>Stigeoclonium</i> sp.	14	*	***		*	*	***	***	*	*	*	**	*	*
	13	*	***	***	*			**	**	*	*	*	*	*
	11		***		*			**	*	**	*		*	**
	10		***	**		*	**	**	**	*		*	*	**
	8	**	***	***	***	**	**	**	***	**	**	**	*	**

Table 10 Seasonal variations of Chironomidae and *Cheumatopsyche brevilineata*  
(\*  $10^1$ ,  $10^1$  \*\*  $10^2$ ,  $10^2$  \*\*\*, individuals  $900 \text{ cm}^{-2}$ )

Species	Station	Date					
		1984	1985	1986		1986	
		Dec.	Apr.	Aug.	Apr.	Aug.	Dec.
Chironomidae	14	***	***	***	**	***	***
	11	***	**	**	**	**	***
	8	***	**	***	**	***	***
<i>Cheumatopsyche brevilineata</i>	14	*		***	**	***	***
	11	*		*			
	8	*					

$10 \times 10^3$  細胞・ $mm^{-2}$  以上出現することが多い傾向が認められた。*Stigeoclonium* sp. も多くの調査地点で出現し、*Navicula seminulum* と同様に1985年と1986年の4月には各地点で多く出現し、その現存量は $1 \times 10^3$  細胞・ $mm^{-2}$  を越えていた。また、St. 8で $1 \times 10^3$  細胞・ $mm^{-2}$  以上出現することが多い傾向が認められた。

Table 9 に示した分布状況だけでは、両種の分布の特徴は明確ではない。しかし、分布状況に Table 6 に示した相対照度の値を重ねると、両種の分布の特徴が明らかになる。50%の相対照度(値に幅があるものについては中間値)を境に各地点を分け、*Navicula seminulum* が $1 \times 10^3$  細胞・ $mm^{-2}$ 以上出現した地点数を求めると、ほぼ同数であった。それに対し、*Stigeoclonium* sp.の場合、相対照度が50%以上の14地点、それ以下の5地点で $1 \times 10^3$  細胞・ $mm^{-2}$  以上出現し、相対照度が大きい地点で現存量が多くなる傾向を示している。

珪藻類は光条件には関係なく、日の当たる場所と同様に日陰の場所でも多く出現するのに対し、多くの緑藻類は、強い光を必要とする。<sup>22)</sup> このような、珪藻類と緑藻類の光条件に対する適応性の相違が、両種の分布に影響を及ぼしたものと考えられる。

底生小動物の場合、定量調査で現存量が100個体・ $900 cm^{-2}$ 以上出現したのはChironomidaeと*Cheumatopsyche brevilineata*のみである。Chironomidaeは1984年と1986年の12月にはSt. 14, St. 11そしてSt. 8の3地点とともに100個体・ $900 cm^{-2}$ 以上出現したのに対し、他の調査時では現存量が少ない地点もあった。現存量が少ない傾向はSt. 11で多く認められた。その原因として1985年と1986年の春期から秋期にかけ、ユスリカ防除のためにSt. 14の下流から散布された表皮形成阻害剤の影響が考えられる。

*Cheumatopsyche brevilineata*は水底の石礫間や石礫面などに採餌用の網巣を作り、その中で上流から流下する流下物を摂食して生活している。野火止用水の川底は関東ローム相がむき出しとなっており本種の生活に適した石礫が少ない。しかし、本用水のように流量が安定した環境は、水生生物の生活の場として適した環境である。流量が安定したきれいな河川では、本種のような造網型のトビケラ類が優占種となることが多い。

本種は1986年12月の時点では、いずれの地点でも河床に散在する石礫にわずかではあるが生息していた。その後はSt. 14では個体数が非常に増加したにもかかわらず、その他の地点ではむしろ減少した。

本種の分布に偏りが生じた要因として、ユスリカ駆除のためにほぼ毎週散布された表皮形成阻害剤があげられる。この殺虫剤はユスリカだけではなく、脱皮を行う昆虫類をはじめとして、甲殻類にも影響をおよぼす。薬剤の散布はSt. 14より下流で行われた。これはSt. 14以外で本種がほとんど採集されないという状況と一致する。この場合、ユスリカ類に比べてライフサイクルが長い本種の回復には、より長い期間を要し、ユスリカ類に比べてより影響が大きいものと思われる。

石礫面を生活の場としている本種にとって、石礫面が流下物によって覆われてしまうような状況は好ましくない。また、流下物は餌を採取する網に目づまりを生じさせる。本種が多数出現したSt. 14の懸濁

物質の平均濃度が  $4.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  と低いのに対し, St.11 と St.8 ではそれぞれ約  $38.47 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  (第1報参照), これも本種に影響を与えている可能性もある。しかし, 殺虫剤の散布が行われる以前の調査で, 本種が全調査地点に少数ではあるが生息していた状況を考えると, 懸濁物質の影響は少ないのかもしれない。

### 3) -4 付着藻類現存量の周年変化

1985年11月から1986年12月までの間の St. 14, St. 11, St. 8 における付着藻類現存量を Fig.8 に示した。St. 14 の付着藻類現存量は1985年11月以降急激に増加し, 1986年2月と4月にそれぞれ  $940 \times 10^3$ ,  $1700 \times 10^3$  細胞  $\cdot \text{mm}^{-2}$  に達したが, その後減少し, 12月には再び増加した。St. 11 の現存量変化は St. 14 における変化とはほぼ一致し, 最大値は1986年2月の  $95 \times 10^3$  細胞  $\cdot \text{mm}^{-2}$  であった。St. 8 では St. 14, St. 11 の変化とは異なり, 1986年4月から7月まで現存量が多い

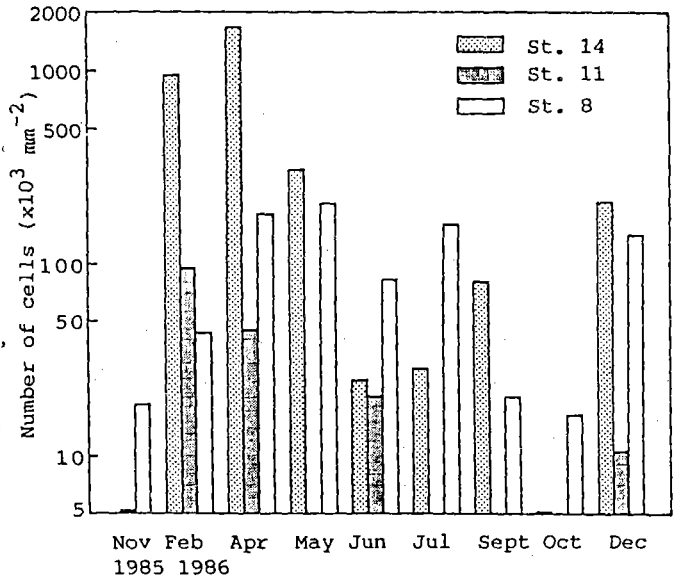


Fig.8 Seasonal variation of periphytic algae

傾向がみられた。その間の現存量は  $160 \sim 200 \times 10^3$  細胞  $\cdot \text{mm}^{-2}$  を示すことが多かった。その後9月と10月にはやや減少するが, 12月に再び4月から7月の間の現存量と同程度の値を示した。3地点の現存量の周年変化はともに大きい, 特に St. 14 の変化の幅は大きかった。

周囲の樹木が多い St. 14 と St. 11 の現存量変化は, Table 6 に示した相対照度の変化と一致し, 相対照度が大きい時に現存量は多く, 相対照度が小さい時には少ない傾向が認められた。

日照及び光条件の相違が, 藻類現存量に及ぼす影響についての検討例は多い。たとえば, 藻類現存量の周年調査では, 川岸の樹木の葉が茂る直前の5月初旬にクロロフィル量のピークが観察され, 秋の落葉後に再びピークが観察されている。<sup>8)</sup> また, 樹木帯にある地点と伐採地にある地点の藻類現存量を比較すると, 直射日光を受ける伐採地の方が多かった。<sup>6)</sup> 河川周辺の樹木の伐採前と後の調査では, 伐採後に藻類現存量と増殖率の最大値が記録されている。<sup>5)</sup> 人工水路における実験においても受光量の多い水路の現存量が多くなる結果が得られている。<sup>23)</sup> ここに示した調査・実験結果は, いずれも日照及び光条件の相違が藻類現存量に影響を及ぼすことを示している。野火止用水の場合も, 周囲に樹木の多い場所の藻類現存量は, 日照条件の影響を強く受けていると考えられる。

また, St. 14 に比べて St. 11 の現存量が各測定時で少ないこと, St. 8 の現存量の最大値が St. 14 の最大値に比べてかなり小さいことから, 懸濁物質も藻類現存量に影響を及ぼす重要な要因の一つである



と推測される。

### 3) - 5 水中の土壌表面と礫表面の藻類現存量の比較

水中の土壌(関東ローム)表面ならびに礫表面に生育する藻類の現存量を、1986年2月と12月にそれぞれ3地点で調査し、その結果をFig.9に示した。土壌表面の藻類現存量は、礫表面のそれと同様に地点によりかなり異なっていた。土壌表面における最大値は、2月のSt. 11における $40 \times 10^3$  細胞 $\cdot$ mm $^{-2}$ であったが、礫表面の現存量の50%以下であった。他の地点でも、礫表面に比べて土壌表面の現存量は少ない傾向が認められた。

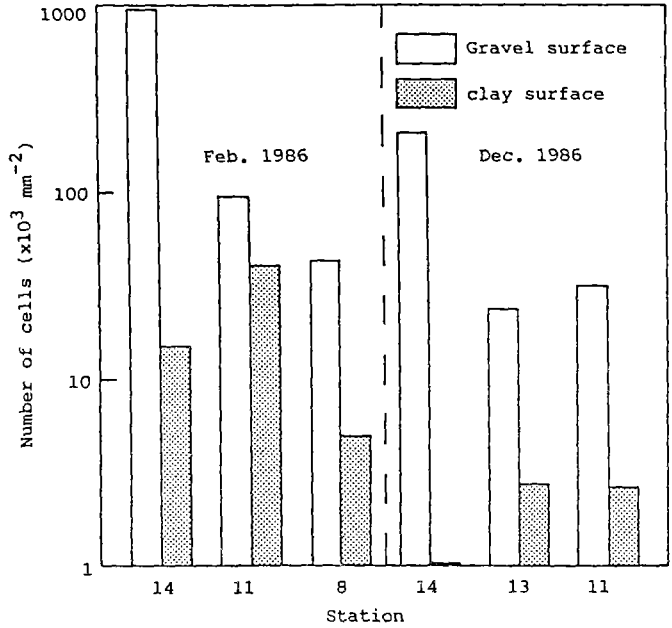


Fig.9 Number of periphytic algae on soil and gravel surface

付着基物の安定性が低い場合、そこに生息する藻類は僅かな増水によっても流失する。<sup>11)</sup> 懸濁物質質量に示されているように、水中の土壌は水流により常に削られている。土壌表面の藻類現存量が少ないのは、その付着基物の安定性が低いためであろう。

### 3) - 6 人工基物上の藻類とユスリカ類の変化

St. 8LとSt. 8Dに設置した人工基物上の藻類現存量の変化をFig.10に示した。St. 8Lにおける現存量は、人工基物設置後急激に増加し、25日目に最初のピークが観察され、その後は増加と減少を繰り返した。また、St.8D

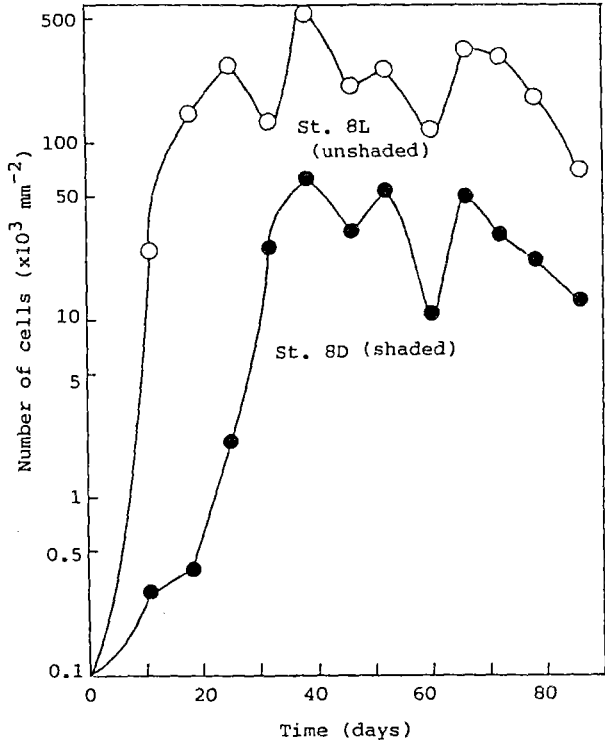


Fig.10 Growth of periphyton on the artificial substrate

では38日目に最初のピークが観察された後、St.8Lと同様な変化を示した。初期の対数増殖期を除く期間中の現存量は、St.8Lでは $100 \sim 300 \times 10^3$  細胞 $\cdot$ mm $^{-2}$ 、St.8Dでは $10 \sim 50 \times 10^3$  細胞 $\cdot$ mm $^{-2}$  となるが多かった。このようなSt.8LとSt.8Dの現存量の相違は、先に示したように日照条件の相違により生じたものと考えられる。

St.8LとSt.8Dの人工基物上で出現頻度が3位以内になることが多かった藻類種の現存量変化をFig.11とFig.12に示した。St.8L

では*Navicula seminulum*が増加を始めた後に*Stigeoclonium* sp.の増加が始まり、藻類現存量の最初のピーク時には*Stigeoclonium* sp.が最大値を示した。*Stigeoclonium* sp.はその後減少する傾向が認められた。藻類現存量が最初のピークに達した後に*Chroococcus* sp.の増加が始まり、*Chroococcus* sp.と*Navicula seminulum*がSt.8Lの人工基物上の藻類群落を代表していた。

St.8Dでは人工基物設置期間中、*Navicula seminulum*が他の種に比べて圧倒的に多く出現し、人工基物上の群落を代表していた。

樹木の伐採後は糸状緑藻類が河川で増加し、<sup>4,5)</sup> 受光量の多い人工水路では、水を流し始めて16日目以降に*Stigeoclonium tenue*が増加している。<sup>23)</sup> 一方、極相期における緑藻類と藍藻類の出現が室内実験で観察され、<sup>24)</sup> 河川に設置した人工基物上では珪藻類の出現後、*Stigeoclonium* sp.の増加が始まり、多くの場合*Stigeoclonium* sp.が最終的に優占種になった。<sup>25)</sup> また、日本の河川では藍藻類の*Homoeothrix janthina*が優占する群落为代表的である。<sup>11)</sup> これらの報告は、日照条件が藻類の生育に影響を

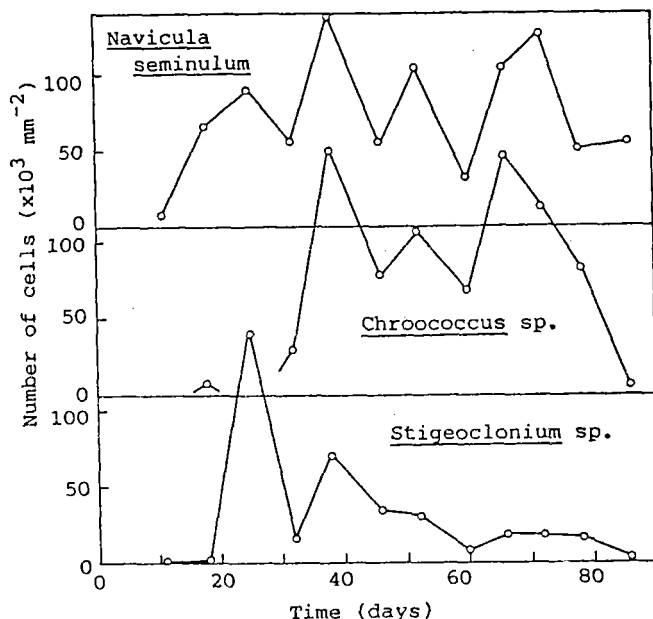


Fig. 11 Species succession of periphyton on the artificial substrate at St.8L

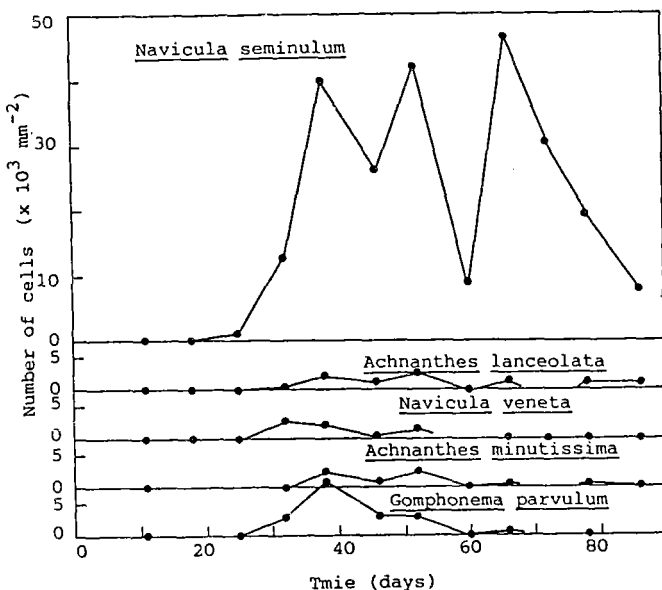


Fig. 12 Species succession of periphyton on the artificial substrate at St.8D

及ぼさない環境下では、群落の現存量が多くなった時には、St.8 Lの群落構造にみられるように、群体を形成して生活する緑藻類や藍藻類の割合が大きくなることを示している。

St.8 Lの人工基物上のユスリカ類の個体数変化をみると、人工基物設置後、個体数は増加し始め、25日目に最初のピークを示し、その後急激に減少した。その後も増加と急激な減少を繰り返し、そのサイクルは短くなる傾向がみられた。人工基物上のユスリカ個体数は、St.8 Lでは最大時に75個体・50 cm<sup>-2</sup>以下であったのに対し、St.8 Dでは少なく、各調査時とも6個体・50 cm<sup>-2</sup>以下であった。ユスリカ類の個体数変化は、同調的な羽化に起因すると考えられるが、体長組成などの調査をしなかったため断定はできない。

期間中、人工基物上に出現したのはエリユスリカ亜科の*Corynoneura* sp., *Cricotopus* sp., *Nanocladius* sp., *Paratrichocladius* sp., *Rheocricotopus* sp.そしてユスリカ亜科の*Chironomus yoshimatsui*, *Dicrotendipes* sp., *Polypedilum* sp., *Rheotanytartus* sp.の9種であった。これらのうち、Fig. 13に示したように*Paratrichocladius* sp.が全調査時で最も多かった。

*Paratrichocladius*属の出現した地点のBOD平均値は*Chironomus yoshimatsui*に次いで高く、両種はともに有機汚濁に対する耐性が高い。<sup>21)</sup>人工基物上で*Chironomus yoshimatsui*が少なく、*Paratrichocladius* sp.が多かったのは、前者が泥などの底質に潜って生活するのに対し、後者は礫表面に藻類などで巣を作る生活様式をもつためである。

周年調査及び土壌表面の藻類調査より、藻類現存量に影響を及ぼす要因として、日照条件、懸濁物質そして付着基物の安定性があげられた。また、底生小動物による摂食、<sup>26~29)</sup>流量変化による剝離、<sup>30)</sup>極相期の活性低下に伴う剝離は<sup>25)</sup>現存量を減少させ、これらの多くの要因が現存量変化に影響を及ぼしている。<sup>31)</sup>

St.8 Lに設置した人工基物上の藻類現存量は、最初のピークに達した後、増加する期間が3回あった。そのうち藻類増加率の小さかった期間のユスリカ個体数は多かった。それに対し、藻類増加率の大きかった2回では、ユスリカ個体数が少なかった。また、ユスリカ個体数が増加した後、藻類現存量が減少する傾向も認められ、ユスリカ類の摂食が藻類現存量に影響を及ぼしたことは明らかであろう。

St.8 Dの人工基物上の藻類現存量が最初のピークに達した後の変化は、St.8 Lにおける変化と一致

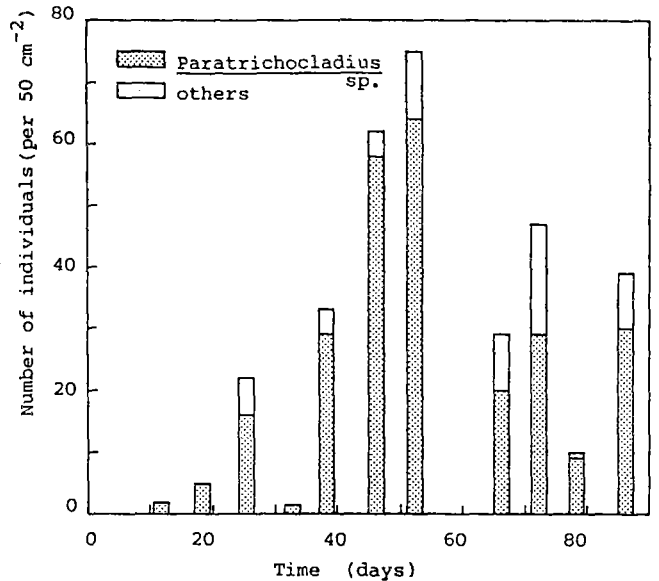


Fig. 13 Population growth of larvae of Chironomidae on the artificial substrate at St.8 L

している。Fig. 6にみられるように、St. 8 Dではマット状の生物膜が形成されていないため、活性低下に伴う剥離の可能性はほとんどない。St. 8 Lの藻類の活性が低下し剥離すると、St. 8 LとSt. 8 Dの現存量変化は一致しなくなる。Fig. 10にみられる現存量変化からは、活性低下に伴う減少は認められない。

期間中  $20 \text{ mm} \cdot \text{day}^{-1}$  以上の降雨があった後でも、人工基物上の藻類現存量は  $10 \times 10^3$  細胞  $\cdot \text{mm}^{-2}$  以上あり、降雨による流量と懸濁物質の一次的な増加の影響は小さいと考えられる。

#### 4) お わ り に

下水の2次処理水を維持用水として利用している野火止用水を対象に、付着藻類と底生小動物の生育状況を明らかにするため、放流開始直後の1984年12月から1986年12月までの2年間にわたって調査を行った。そして、付着藻類と底生小動物の生育に影響を及ぼす要因について若干の検討を行った。本研究の結果をまとめると次のとおりである。

- ① 付着藻類は56種出現し、このうち珪藻類の種が最も多かった。これらのうち *Navicula seminulum* と *Sigeoclonium* sp. が代表種となっていた。また、*Gomphonema parvulum*, *Chroococcus* sp., *Navicula veneta*, *Nitzschiia palea* も多く出現する傾向がみられた。
- ② 底生小動物は23種出現し、Chironomidae と *Cheumatopshyche brevilineata* が代表種となった。
- ③ 出現した藻類と底生小動物は水質の状況を反映し、水質が汚濁した河川で優占種となるものが多かった。
- ④ 付着藻類と底生小動物の代表種の分布状況はそれぞれ異なり、前者には日照条件が、後者には殺虫剤の散布が主に影響を及ぼしていることが推察された。
- ⑤ 藻類現存量には、日照条件、懸濁物質、付着基物の安定性そしてユスリカ類の摂食が主に影響を及ぼし、降雨による流量と懸濁物質の一次的な増加の影響は小さいことが推察された。また、極相期の活性低下に伴う剥離による現存量の減少は認められなかった。

## 4. 謝 辞

本研究を進めるにあたって多くの有益な御助言をいただいた関東学院大学工学部武藤暢夫教授、東京女子体育大学福嶋 博教授、研究にいろいろと御協力いただいた神奈川県衛生短期大学尾藤朋子教授、(財)日本環境衛生センター、武藤敦彦氏、旭技術研究所小林紀雄氏、また、研究助成をいただいた(財)とうきゅう環境浄化財団、ならびに引用、参考文献の各著者に対し深く感謝の意を表します。

## 引 用 文 献

- 1) 福嶋 悟, 畠中潤一郎, 樋口文夫, 金田彰二, 小林紀雄(1987)円海山地区の水辺利用状況, 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第2報, 横浜市公害研究所, 公害研資料, 74, 43-56
- 2) 横浜市公害対策局(1979)都市河川についての意識調査, 横浜市公害対策局, 公害資料, 79, 1-108.
- 3) 福嶋 悟(1978)大岡川源流部の水取沢における付着藻類植生, 横浜市公害研究所報, 3, 99-105.
- 4) J.H.Lyford and S.V.Gregory(1975)The dynamics and structure of periphyton communities in three Cascade Mountain streams, *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 20, 1610-1616.
- 5) K.S.Shortreed and J.G.Stockner(1983)Periphyton biomass and species composition in a coastal rainforest stream in British Columbia: Effects of environmental changes caused by logging, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40, 1887-1895.
- 6) M.L.Murphy and J.D.Hall(1981)Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38, 137-145.
- 7) R.O'Quinn and M.J.Sullivan(1983)Community structure dynamics of epilithic and epiphytic diatoms a Mississippi streams, *Journal of Phycology*, 19, 123-128.
- 8) W.T.Sumner and S.G.Fisher(1979)Periphyton production in Fort River, Massachusetts, *Freshwater Biology*, 9, 205-212.
- 9) 渡辺仁治(1968)大和吉野川における付着藻類と濁度, 日本水処理生物学会誌, 4(2), 9-11.
- 10) T.Watanabe(1974)The Primary productivity and epilithic algal communities of riffles in Yoshino-gawa River, Nara Prefecture, *Annals of Science Kanazawa University*, 11, 107-120.
- 11) 渡辺仁治, 上 裕規(1974)九頭竜川水系の付着生物に及ぼす濁りの影響, 陸水学雑誌, 35, 73-81.
- 12) 福嶋 悟(1987)有機汚泥と河川生物相の関係-付着藻類-, 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第2報, 横浜市公害研究所, 公害研資料, 74, 57-78.
- 13) H.Lange-Bertalot(1979)Toleranzgrenzen and populationsdynamik benthischer diatomee bei unterschiedlich starker abwasserblastung, *Archiv für Hydrobiologie, Supplem*

ent, 56, 184-219.

- 14) 横浜市公害研究所(1986)市内河川の付着藻類, 横浜の川と海の生物(第4報), 横浜市公害対策局, 公害資料, 126, 155-179.
- 15) 村上哲生(1983)名古屋市内の汚濁河川に優占する珪藻類, 名古屋市公害研究所報, 13, 121-131.
- 16) 松尾清孝, 黒沢芳則, 山田茂, 福島悟(1978)多摩川水系の付着藻類による水質の調査研究・第2報, 川崎市公害研究所年報, 6, 62-79.
- 17) 横浜市公害研究所(1981)市内河川の付着藻類調査(3), 横浜の川と海の生物(第3報), 横浜市公害対策局, 公害資料, 92, 109-176.
- 18) J.D.Wehr(1981) Analysis of seasonal succession of attached algae in a mountain stream, the North Alouette River, British Columbia, *Canadian Journal of Botany*, 59, 1465-1474.
- 19) 金田彰二, 小林紀雄, 横浜市公害研究所(1986)横浜市内河川の底生動物相-底生動物相-, 横浜の川と海の生物(第4報), 横浜市公害対策局, 公害資料, 126, 85-107.
- 20) 小林紀雄, 金田彰二, 横浜市公害研究所(1986)横浜市内河川の底生物相-横浜市内河川のユカタゲロウおよびユスリカ幼虫の分布とその特徴, 横浜の川と海の生物(第4報), 横浜市公害対策局, 公害資料, 126, 109-124.
- 21) 小林紀雄(1987)有機汚濁と河川生物相の関係-----ユカタゲロウ・ユスリカ類-----, 円海山, 港北ニュータウン地区生態調査報告書・第2報, 横浜市公害研究所, 公害研資料, 74, 79-98.
- 22) H.B.N.Hynes(1972) Attached algal, "The ecology of running water" 53-77. Liverpool University press, Liverpool.
- 23) A.D.Steinman and C.D.McIntire(1986) Effects of current velocity and light energy on the structure of periphyton assemblages in laboratory streams, *Journal of Phycology*, 22, 352-361.
- 24) W.Admiraal(1977) Experiments with mixed populations of benthic estuarine diatoms in laboratory microecosystems, *Botanica Marina*, 20, 479-485.
- 25) 相崎守弘(1980)富栄養河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成量の変化, 陸水学雑誌, 41, 225-234.
- 26) C.F.Mason and R.J.Bryant(1975) Periphyton production and grazing by chironomids in Alderfen Broad, Norfolk, *Freshwater Biology*, 5, 271-277.
- 27) R.D.Hunter(1980) Effects of grazing on the quantity of freshwater aufwuchs, *Hydrobiologia*, 69, 251-259.
- 28) 佐竹 潔, 安野正之(1986)人工水路における底生動物と付着藻類との関係, 有害物質による水

- 界生態系のかく乱と回復過程に関する研究, 国立公害研究所研究報告, 99, 133 - 141.
- 29) M. Yasuno, S. Fukushima, J. Hasegawa, F. Shioyama and S. Hatakeyama (1982) Changes in the fauna and flora after application of temephos to a stream on Mt. Tsukuba, *Hydrobiologia*, 89, 205 - 214.
- 30) 海老瀬潜一, 宗宮 功, 大楽尚史 (1978) 市街地河川流達負荷量変化と河床付着性生物群(1), 用水と廃水, 20, 1447 - 1459.
- 31) 福嶋 悟, 畠山成久, 安野正之, 横山宜雄 (1986) 重金属汚染河川の生物相の解析, II, 付着藻類の周年変化, 有害物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究, 国立公害研究所研究報告, 99, 35 - 47.