

河川における自浄能力の測定とその評価法の研究

Studies on determination and estimation methods of self-purification capacity in rivers

- 代表研究者 東京農工大学農学部教授 小倉紀雄
Prof., Dept. Environmental Sci. & Conservation, Tokyo Univ. Agriculture & Technology
Norio OGURA
- 協同研究者 国立公害研究所水質土壌部主任研究員 相崎守弘
Senior Researcher, Water & Soil Environmental Div., National Institute for Environmental Studies
Morihiro AIZAKI
- 国立公害研究所生物環境部室長 岩熊敏夫
Chief, Environmental Biology Div., National Institute for Environmental Studies
Toshio IWAKUMA
- 国立公害研究所水質土壌部室長 海老瀬潜一
Chief, Water & Soil Environmental Div., National Institute for Environmental Studies
Senichi EBISE
- 国立公害研究所生物環境部室長 安野正之
Chief, Environmental Biology Div., National Institute for Environmental Studies
Masayuki YASUNO
- 東京都立大学理学部助教授 滝井進
Associate Prof., Dept. Biology, Tokyo Metropolitan Univ.
Susumu TAKII
- 研究協力者 東京農工大学農学部 市川秀夫・亀元宏宣・安田卓哉
Faculty of Agriculture, Tokyo Univ. of Agriculture and Technol.
Hideo ICHIKAWA, Hironobu KAMEMOTO and Takuya YASUDA
- 国立公害研究所 佐竹潔・野原精一・高村健二
National Institute for Environmental Studies
Kiyoshi SATAKE, Seiichi NOHARA and Kenji TAKAMURA

Self-purification, which is defined as decrease of amount or concentration of organic substances with flowing of water, is one of the most important function of the river. Self-purification capacity and factors affecting it were studied at small rivers.

Self-purification capacity was estimated by casting experiments of sucrose. At the upper reach of Minami-Asakawa River, almost all of the sucrose cast to the water were recovered at the down-stream. Apparent self-purification capacity was considered to be very small at the upper reach of the river.

Self-purification capacity was also estimated by budgets of organic substances at Minami-Asakawa River. Large self-purification coefficients were obtained when amount of attached micro-organisms was large. And therefore it is considered that attached micro-organisms play an important role for self-purification of river water.

In the reaches of the Tsuchiura irrigation canal without inflows and outflows, the flow-down rate of pollutant loading became clear from the observations throughout one day at the upper stream point and the lower stream point. The self-purification capacity composed of k_1 (decomposition) and k_3 (sedimentation) for a day was calculated and compared with the values of other rivers.

The effect of periphyton community on the decomposition and production of dissolved organic material in stream water was studied. Periphyton on gravelstones and stream water were collected from two small streams, the Daisaku River and the Gogyou River. The Daisaku River is located in the piedmont area of Mt. Tsukuba, and nutrient and organic material concentrations were very low. The study site of the Gogyou River was located in the lower part of Mooka City, and concentrations of nutrient and organic material were higher than the Daisaku River.

The study was carried out using the transparent box with 14.5 liter which devised for determination of photosynthetic activity of periphyton community in streams. Periphyton on gravelstones and stream water were put in the transparent box and incubated under dark and light conditions. The activities of periphyton community on the removal and/or excretion of organic material were measured by the difference of water qualities between before and after incubations.

After incubation, BOD concentration in the Daisaku River increased both in dark and light conditions, especially in light condition. In the Gogyou River BOD concentration was decreased, but DOC concentration was increased both dark and light incubation conditions. DOC concentrations in the Daisaku River also increased after the both incubation conditions. High molecular weight material (above 1×10^6) of dissolved organic material was frequently increased after dark incubation, and low molecular weight material (below 2×10^4) was increased after the light incubation.

It was concluded from the results that self-purification activity in non-polluted streams was generally very low, then we could not expect so much that activity for the improvement of water quality.

The role of zoobenthos in the nutrient cycling was studied in eutrophic small streams, Daisakuzawa, Terayamazawa, and Kawamatagawa, the tributaries of Koise River. Dominant zoobenthos were chironomids (*Cricotopus bicinctus*, *Rheocricotopus* sp., *Chironomus samoensis*, and *C. yoshimatsui*), mayflies (*Baetis sahoensis* and *B. thermicus*) and caddisflies (*Cheumatopsyche brevilineata* and *Hydropsyche* sp.). Both *Cricotopus* and *Rheocricotopus* were small and their generation time was ca. 3 weeks during the summer. They recolonized quickly and increased in density soon after the end of the rainy season of mid June-early July. Remineralization of organic matter by chironomid respiration was estimated as 2.6–6.8 g dry weight m^{-2} during the summer 4 months. Emerging chironomids removed 0.7–1.8 g dry weight of organic matter m^{-2} or 0.4–0.9 g carbon m^{-2} during the same period. Mayflies and caddisflies also contributed to the organic matter removal from the stream ecosystem.

Recovery processes of attached algae and zoobenthos after a heavy rain and an areal spraying of an insecticide fenitrothion were studied. Heavy rain washed out the benthic community of the stream. Subsequent areal spraying caused the delay in recolonization of chironomids, which resulted in high rate of increase in attached algal biomass, i.e. $0.7 d^{-1}$. The rate was low where chironomid density was high.

Studies were conducted in artificial streams to characterize concentrations and particle size composition of particulate organic matter (POM) and to clarify contributions of zoobenthos on POM dynamics. A linear relationship between biomass of chironomids and concentrations of POM was significant at 95% level in the summer of 1985. Particle size composition of POM was also affected by zoobenthos. Faeces produced by snails (*Physa*) were mainly composed of larger POM (193–493 μm), while those by mayflies (*Baetis*) were smaller POM (20–58 μm).

Field surveys were also conducted in a mountain stream before and after forest spraying with

MEP. Density of zoobenthos decreased, while there was no significant change in concentration and particle size composition of POM.

Activities of methanogenesis, sulfate reduction and denitrification were surveyed for sediments of three sites along the water course in the lower part of Tama River. Methanogenic activity was the highest at upper freshwater region (St. 1) and lowest at the lower site (St. 3) where the sulfate concentration in river water was always high. At the intermediate site (St. 2) where the sulfate concentration fluctuated greatly, the methanogenic activity fluctuated greatly. The sulfate reduction activity was the highest at St. 3 in summer, and at St. 2 in winter. Denitrification activity was the highest at St. 2 in summer and at St. 1 in winter. The relative importances of methanogenesis, sulfate reduction and denitrification were estimated on basis of CO₂ production by each anaerobic metabolism. In summer methanogenesis was dominant process at St. 1, denitrification at St. 2 and sulfate reduction at St. 3.

研究目的

「三尺下れば水清し」といわれるように、河川は本来、汚濁物質を分解、除去する能力を持っている。しかし、人間活動の増大に伴い、河川へ流入する汚濁負荷量は大きく、河川の持つ自浄能力を上回り、河川水質は悪化している場合が多い。

自浄作用は流下に伴い汚濁物質の濃度または量が減少することであるが、それには見掛けの減少(微生物体への取り込み, 吸着, 沈殿などによる水中からの除去)と微生物による有機物分解(真の自浄作用)があり、両者を区別することは自浄作用の本質を明らかにするために重要である。自浄作用の行なわれる場として、河川水、河床堆積物、河川敷があり、自浄作用に河川環境(河床状態, 勾配, 水深, 流速, 流量など)が大きな影響を及ぼしていると考えられる。

代表研究者らは河川の自浄作用について、さまざまな検討を行ってきたが、見掛けの自浄作用と真の自浄作用の区別、自浄作用に及ぼす因子、付着性微生物・底生動物の役割など多くの課題が残された。河川の持つ自浄能力を測定し、河川への有機物や栄養塩などの許容負荷量(自浄能力を上回らない限界負荷量)を明らかにすることは、河川環境の保全・修復のために重要な課題である。

本研究の主な目的は次の通りである。

(1) 都市中小河川(南浅川, 野川, 霞ヶ浦流入河川)において、河川の流下に伴う有機物の分解速度、分解量とそれらに及ぼす因子を明らかに

し、そのための方法論を確立する。

(2) 自浄作用に果す付着性微生物、底生動物などの役割を上記河川および人工河川(水路)を用い明らかにする。

(3) 以上の基礎的な研究成果をもとに、河川の自浄能力の評価を行ない、河川環境の保全と修復のための方法を提言する。

研究経過および成果

1. 自浄作用の測定と評価法の検討

小倉, 海老瀬は中小河川における自浄作用の測定法と結果の評価法について検討を行なった。

1.1 ショ糖の投入実験

南浅川上流および下流, 野川においてショ糖の投入・回収法により自浄能力を推定した。

(1) 南浅川上流域(小仏川)

小仏川 KR-2' においてショ糖 2 kg (溶存炭水化物態炭素 DCC として 0.84 kg) と食塩 5 kg (塩化物イオン Cl として 3.03 kg) を河川水に溶かし、一気に放流した。450 m 下流の KR-3 において電気伝導度を目安に採水し、採水試料について DCC, Cl 濃度を測定し、各々の流量を掛け負荷量を求めた(図 1)。図 1 のピーク面積より各々の回収量を求めると DCC: 890 g, Cl: 3150 g となり、回収率は各々 106%, 104% となり、投入したショ糖のほとんどすべては回収された(小倉ら, 1985)。

河川上流域では河床付着性微生物の現存量と活性が小さいため、水中に供給された有機物の分解や吸着が見掛け上ほとんどなかったと考えられ

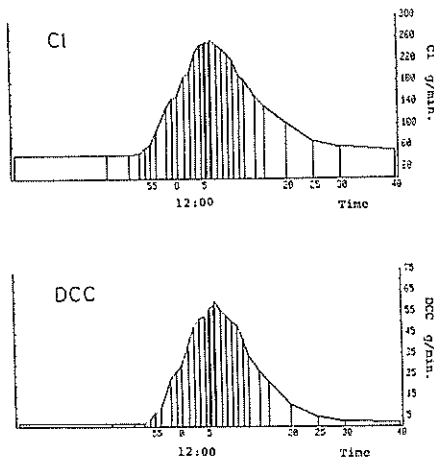


図1. 小仏川 (KR-3) における塩化物イオン, 溶存炭水化物態炭素の負荷量変化 (1984年6月8日).

る。

(2) 南浅川中流域

同様なショ糖の投入実験を南浅川中流域で行なった。見掛けの自浄係数 (k) は $0.50 \sim 6.1 \cdot \text{日}^{-1}$ となり、流量が小さく、河床付着性微生物現存量が大きい時に大きかった (小倉, 山崎, 1984)。付着性微生物の現存量と活性が水中からの有機物の除去 (無機化および取込み, 吸着) に大きな影響を及ぼすと考えられる。

(3) 評価と問題点

本研究においては投入する有機物として、水溶性で安価なショ糖を用いた。しかし、河川水中のショ糖濃度および溶存有機物中でショ糖の占める割合は小さく、有機物の代表として問題はある。

南浅川中流域で大きな自浄係数が得られたが、そのような時には河床付着物現存量が大きく、それによるショ糖の取込み, 吸着などにより水中から除去される割合が大きいと考えられる。見掛け上の自浄作用 (水中からの除去) と真の自浄作用 (有機物の無機化) を区別し評価することが重要である (以上, 小倉)。

1.2 物質収支法

河川2点間の水質と流量を連続的に測定し、2点間の物質収支より自浄能力の推定を行なった。

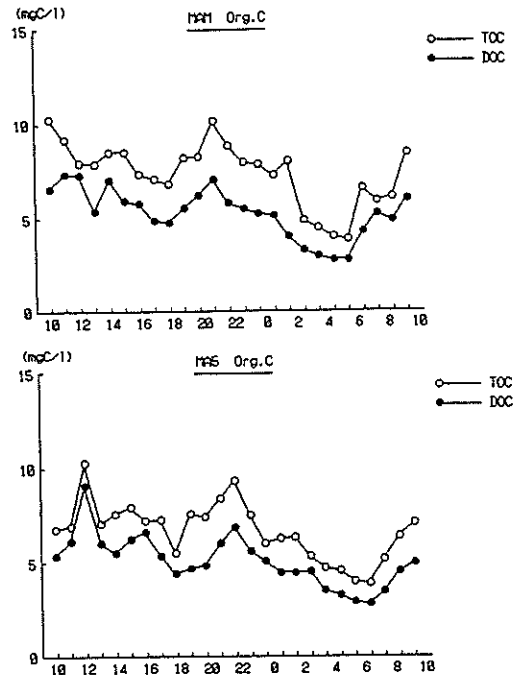


図2. 南浅川下流における全有機炭素 (TOC), 溶存有機炭素 (DOC) の時間変動 (1986年7月29日~30日).

(1) 南浅川下流における物質収支

1986年7月29日~30日, 南浅川下流の2点間において, 水質と流量を1時間間隔で24時間観測を行ない, 2点間の有機炭素の時間変動 (図2) より有機物収支を求めた。一方, Diurnal oxygen curve 法 (IBP Handbook, 1974) を用い溶存酸素濃度変化より有機物の分解量 (無機化量) を推定した。これらの結果, 2点間における有機物の減少の割合は伏流による除去量: 22%, 懸濁有機物の沈殿除去量: 13%, 無機化量 (酸化分解量): 6.5%, 付着性微生物による取込み量: 3.9%, 下流までの到達量: 54% となった。

以上のように2点間 (約1.5 km) を流下する間に, 酸化分解される有機物の割合は6.5% と小さかった。野川におけるショ糖の投入実験においてもショ糖の無機化量は水中からの全除去量の2.7% と小さく, 真の自浄作用は見掛けの自浄作用に比べかなり小さいことがわかった (表1)。両者を区別し, 真の自浄作用の大きさを推定するこ

表 1. 投入されたショ糖の水中からの除去量と無機化量。(野川: 1985年12月20日)

	投入量 (g)	回収量 (g)	水中からの除去量 (g)	無機化量 (g)
塩化物イオン	990	1030 (104%)	0	—
炭水化物態炭素	830	770 (93%)	90	2.4 (2.7%)

とは、自浄作用のメカニズムを明らかにするために重要である。

同様な調査研究を1984～1987年7月末日に、毎年行なった。

(2) 溶存酸素収支法による有機物の無機化量の推定

有機物が微生物により分解されると、水中の溶存酸素が消費される。したがって溶存酸素濃度の変化より有機物の無機化量を推定することができる (Diurnal oxygen curve 法)。

多摩川支流の野川において1985年12月20日、ショ糖の投入実験を行ない、溶存酸素の濃度変化より有機物の無機化量を推定した。ショ糖 (炭素) の投入量は830g、回収量は770gで水中からのショ糖の除去量は90gであった。溶存酸素の減少量より見積った無機化量は2.4gCとなり、水中からの有機物除去量の2.7%であった (表1)。

(3) 評価と問題点

途中で支川や下水の流入のない河川2点間で水質と流量を連続的に測定し、物質収支を求めた。有機物収支より見掛けの自浄作用を、溶存酸素収支より真の自浄作用 (有機物の無機化) を見積ることができた (以上、小倉)。

(4) 土浦用水における物質収支

中小河川や水路では河床勾配や河床形態の変化の多さに加えて、途中からの流出入が多く、分解・吸着・沈殿などのいわゆる実際の河川の自浄作用の定量化はむずかしい。したがって、途中からの流出入のない農業用水路 (土浦用水) の一定流下区間において、上下流地点間の流下時間を考慮した24時間流出負荷量調査を実施し、その区間の物質収支から流出負荷量変化や水質形態の変化を検討するとともに、汚濁負荷の流達率や自浄係数の算定を行なった。

1日という期間の物質収支は、1日の変化パターンとしての流量や水質濃度の変化だけでなく、水温や光量のほか生物活動の周日変化サイクルを含んでおり、日常の排出負荷状態での日平均としての流達率や見掛けの自浄係数の算定が可能である。従来の実際の河川での自浄係数の測定は、高濃度の精製された有機化合物を上流側に瞬時入力として投入し、下流側でその濃度ピークとして捉える (回収する) 時間を限った方法であり、本手法とは異なったものである。

霞ヶ浦に流入する最も大きな河川の桜川から取水される土浦用水は、三面コンクリート張りの幅1.9m、水深約0.8mの水路で、1m³/s前後の安定した流量が保たれている。

調査は1983～1986年7～8月に、0.95kmと1.95kmの連続した2区間で実施した。流下に伴う流出負荷量や水質濃度の変化は上-中流区間 (流下時間約30分)、中-下流区間 (同50分) および上-下流区間 (同約80分) の3区間について検討した。この7～8月の時期は1986年を除いて桜川でもアオコが出現して、土浦用水でも高濃度であったためChl-aの測定も併せて行なっている。溶存態のPO₄-Pの懸濁物質への吸着による懸濁態化と河床への沈殿による減少は、SSおよびPO₄-Pの大量の排出がある市街地河川では顕著な現象として認められるが、PO₄-Pの濃度レベルが低い土浦用水でもPO₄-P、D-P、P-PおよびT-Pの濃度変化や負荷量変化として認められる場合があった。

日平均流達率は各年の場合、各区間で多少異なるが、表2のように保存性の溶存物質についてはCIで0.96、自浄係数 (*k*) で1.05となる場合があるもの他は0.99～1.01であり、SSについては0.75の浄化となるものから1.16の汚濁化となる場合がある。

表 2. 日平均の流達率.

	BOD		T-COD		P-COD		D-COD		POC		PON		Cl	
	1985	1986	1983	1985	1986	1983	1985	1986	1983	1985	1986	1983	1985	1986
上流点-下流点	0.91	0.78	—	0.94	0.99	—	0.83	0.77	—	1.05	1.01	—	0.92	0.91
上流点-中流点	—	—	—	0.96	0.98	—	0.85	0.91	—	0.98	1.09	—	0.96	0.91
中流点-下流点	—	—	0.98	0.98	1.01	0.99	0.97	0.85	0.97	1.03	1.11	0.97	0.96	0.89
	DOC		O-N		O-P		Chl-a		SS		SiO ₂		K	
	1985	1986	1983	1985	1986	1983	1985	1986	1983	1985	1986	1983	1985	1986
上流点-下流点	0.85	0.67	—	1.04	0.73	—	1.10	0.84	—	0.89	0.87	—	0.96	0.77
上流点-中流点	0.90	0.67	—	1.03	0.80	—	1.16	0.97	—	0.97	0.98	—	1.03	1.01
中流点-下流点	0.95	0.99	0.99	1.01	0.92	1.21	0.95	0.87	—	0.92	0.89	1.16	0.97	0.75

表 3. 日平均の総括的な自浄係数 (1/日).

	BOD		T-COD		P-COD		POC		PON		DOC		O-N		O-P					
	1985	1986	1983	1985	1986	1983	1985	1986	1983	1985	1986	1985	1986	1983	1986	1985	1986			
上流点-下流点	0.83	1.89	—	0.48	0.04	—	1.56	2.01	—	0.66	1.67	—	0.75	1.10	1.36	3.40	—	2.43	1.07	
上流点-中流点	—	—	—	0.76	0.45	—	3.31	2.00	—	0.77	1.94	—	1.47	1.73	2.26	8.22	—	4.78	0.71	
中流点-下流点	—	—	0.28	0.29	—	0.11	0.39	2.02	0.35	0.59	1.51	0.13	0.26	0.72	0.75	0.17	0.99	1.02	0.03	1.71

有機態物質については小さいながらほとんど浄化となっている。有機態物質の上, 中, 下流地点での流量重みづけした日平均の濃度差あるいは負荷量差から, 沈殿・吸着などを含めた総括的な自浄係数を脱酸素係数の算定式によって求めた結果が表 3 である。通常の脱酸素係数と同じレベルの値から 1 オーダー高い値となっている。D-COD については 1985 年に 0.26 の値となっている。このように実験水路に近い農業用水路での日常の汚濁負荷状態で, 1 日を通した変化を含めた流達率や総括的な自浄係数は流下過程での河床形態や流出入の多い実際の河川に対しての基礎的な数値としての価値を有する (以上, 海老瀬)。

2. 自浄作用のメカニズムとそれに及ぼす因子の検討

浅く流れの速い日本の多くの河川では, 有機物の生産や分解に河床の付着微生物が重要な役割を果たしている。河川の自浄能力を評価する上で付着微生物による有機物の生産および分解速度を求めることは不可欠の要素であるが, 実際の河川においてこの部分だけを分離して測定することは困

難である。本研究では, 実験室内にできるだけ現場の河川に近い状態を再現し, 付着微生物による溶存有機物の生産および分解速度を求めることを試みた。また, 溶存有機物を分子量分画により分け, 分解や生産との関係を調べた。

2.1 方法

実験は付着微生物用光合成測定装置を用いて行なった。これは容量 14.5 l (52 cm×31 cm×13 cm) の透明アクリル製の容器で中央に仕切りがあり, 水中ポンプにより河川水を循環させ, 流れのある状態でインキュベートできるようにしてある。この容器内に調査河川から採取してきた握りこぶし大の石礫を敷き, 河川水を満し, 暗および明条件下でインキュベートした。自浄能力はインキュベート前後の水質の差から始めた。明条件は陽光ランプにより 250~330 $\mu\text{E}/\text{cm}^2$ の照度で 15~18 時間行なった。暗条件は黒いビニルシートで覆い 18~21 時間行なった。水温は水道水を循環させることにより現場水温に近い状態を保った。

測定は大作川および五作川の石面付着物と河川

表4. 調査時の主な水質.

Stream	Date	PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	T-P (mg l ⁻¹)	TIN (mg l ⁻¹)	BOD (mg l ⁻¹)	DOC (mg l ⁻¹)	SS dry wt. (mg l ⁻¹)	Hetero-Bac (MPN ml ⁻¹)
R. Daisaku	14 Aug.	0.013	0.035	1.659	0.76	0.73	3.33	2.3×10 ⁵
R. Daisaku	1 Sep.	0.013	0.031	1.433	0.70	0.83	0.58	3.3×10 ⁵
R. Gogyou	10 Sep.	0.349	0.515	3.089	3.32	1.20	6.58	1.7×10 ⁵

表5. 調査時の付着物現存量.

Stream	Date	Dry wt. (g m ⁻²)	C wt. (g m ⁻²)	N wt. (mg m ⁻²)	Chl-a (mg m ⁻²)	Hetero-Bac (MPN cm ⁻²)
R. Daisaku	14 Aug.	24.0	2.71	455	35.8	7.6×10 ⁶
R. Daisaku	1 Sep.	19.4	2.05	359	21.3	4.5×10 ⁶
R. Gogyou	10 Sep.	11.3	1.62	259	41.6	1.0×10 ⁶

表6. 培養前後の水質変化から求めた各調査時の自浄作用速度. マイナスは濃度が増加した時(自濁作用)を示す.

Sample	W. T. (°C)	PO ₄ -P (mg m ⁻² h ⁻¹)		TIN (mg m ⁻² h ⁻¹)		BOD (mg m ⁻² h ⁻¹)		DOC (mg m ⁻² h ⁻¹)		Pn (mg O ₂ m ⁻² h ⁻¹)	R
		Dark	Light	Dark	Light	Dark	Light	Dark	Light		
R. Daisaku Aug.	25	0.06	-0.01	0.1	6.6	-1.9	-8.3	-2.9	-8.3	30.3	16.5
R. Daisaku Sep.	24	0	0.05	3.9	6.3	-1.2	-8.1	-5.1	-8.8	30.7	13.4
R. Gogyou Sep.	24	0.85	0.25	-0.6	4.9	13.4	16.9	-5.0	-4.8	72.6	22.3

水を用いて行なった。大作川は筑波山に源を発する溪流河川で栄養塩、有機物濃度とも低い。五作川は栃木県氏家町に源を発する河川で鬼怒川に注ぐ。サンプル採取地点は真岡市下流部で、真岡市からの排水により水質が悪化している水域である。

分子量分画は限外濾過膜を使用して行なった。使用した限外濾過膜はミリポア社 PSVP (分画分子量 100 万)、東洋科学産業社 UP-20 (分画分子量 2 万) および UH-1 (分画分子量 1000) である。

2.2 結果および考察

表4に調査時の水質を示す。大作川の8月の調査は台風による多量の降雨の後であり、9月の調査はそれから2週間後である。水質的には両時期とも大差はなかった。五行川の調査も台風による増水後に行なった。五行川は大作川に比べると栄養塩濃度および有機物濃度とも高かった。表5に

調査時の付着物現存量を示す。大作川では9月に比べ8月のサンプルの方がクロロフィル含量、炭素および窒素含量とも高く、付着微生物群集の発達段階初期の物と推定された。9月のサンプルは付着微生物群集がかなり成熟した段階で、一部付着物の剝離が生じていたものと推定された。五行川の付着物は大作川に比べて炭素および窒素含量に対するクロロフィル含量が高く、藻類の占める割合の高い付着物であった。

表6にインキュベート前後の水質変化から求めた各調査時の自浄作用の大きさを示す。マイナスは濃度の増加が見られた場合(自濁作用)を示す。栄養塩類について窒素でかなり大きな自浄作用が観測されたが、リンではあまり大きな変化は見られなかった。

BODで表わされる易分解性の有機物は五行川の暗および明条件下ともかなり大きな自浄作用が測定されたが、大作川では濃度の増加が観測さ

れ、自濁作用のあることが明らかになった。また、難分解性の有機物を含む DOC 濃度でみると、各河川、各培養条件とも濃度の増加が観測され、自濁作用の起っていることが判明した。

図 3 にインキュベート前後における溶存有機物組成の変化を示す。暗条件下では分子量 100 万以上の高分子有機物が増加している場合が多く、明条件では分子量 2 万以下の低分子有機物が増加している場合が多かった。

以上得られた結果から、少なくとも汚濁の進行していない清澄な河川においては、自浄作用より自濁作用の方が卓越しており、河川の自浄能力に大きな期待をかけられないことが判明した。また、自浄能力の測定に対し、本研究で開発した付着微生物用光合成装置は有効に利用できることが確かめられた（以上、相崎）。

3. 底生動物による河川水質の浄化能の推定

恋瀬川支流の農耕地を流れる富栄養小河川で、夏期の河川生態系の生産構造の変化、底生動物の

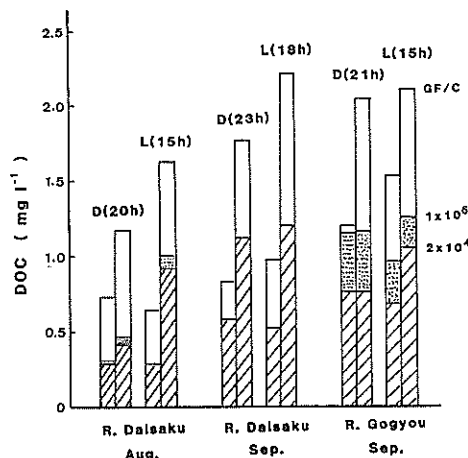


図 3. 培養前後の溶存有機物組成の変化。D: 暗条件, L: 明条件, () 内は培養時間を表す。

生産量、および水質変動を調べた。調査地点は、筑波山麓を源とする大作沢 (St. 3) および川又川 (Sts. 4, 5) である (図 4, 表 7)。

付着藻類量の定量のため、各地点より小石を持ち帰りメタノールに浸しクロロフィル *a* を抽出し、石の投影面積当りの量を求めた。底生動物は 25 cm 角の箱型サンプラー (目合 0.2 mm) により採集しホルマリン固定の後計数・秤量を行なった。乾重/湿重比は 0.19 とした。またホルマリン固定をしないサンプルを室内で通気し、ユスリカ羽化成虫を回収して種の同定を行なった。

出現した底生動物は、ユスリカ類、コカゲロウ (*Baetis sahoensis*, *B. thermicus*), コガタシマトビケラ (*Cheumatopsyche brevilineata*), ニンギョウトビケラ (*Goera japonica*), ヒルおよび貧毛類であった。ユスリカ類はどの地点でも個体数で優占し、小型の *Cricotopus bicinctus* と *Rheocricotopus* sp., 中型の *Chironomus samoensis* と *C. yoshimatui* が主要な構成種であった。これらのユスリカは付着藻類および堆積有機物を摂食する。*Cricotopus bicinctus* と *Rheocricotopus* sp. を合わせた最大個体数は St. 3, 4, 5 でそれぞれ、

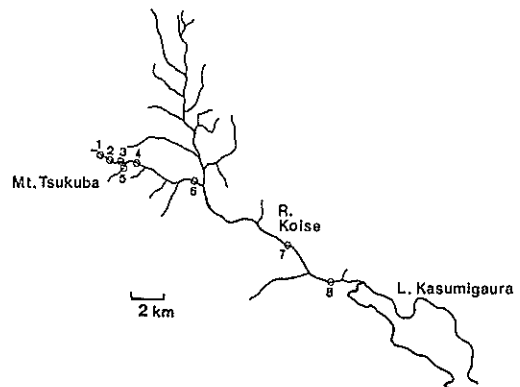


図 4. 恋瀬川支流の調査地点。

表 7. 調査地点の概要。

Station	Stream name	Width (m)	Maximum depth (m)	Description of the stream bed (% coverage in parenthesis)
St. 3	Daisakuzawa	2.2	0.2	cobbles (85%)+coarse sand (15%)
St. 4	Kawamatagawa	5.6	0.3	cobbles (30%)+coarse sand (70%)
St. 5	Terayamazawa	3.0	0.3	cobbles (30%)+coarse sand (70%)

15,000 m⁻², 20,000 m⁻², 15,000 m⁻²であった。また最大現存量(乾重)は、同上地点でそれぞれ、0.7 g m⁻², 0.9 g m⁻², 1.2 g m⁻²であった。この他 St. 3 では、懸濁物食の *Cheumatopsyche brevilineata* の現存量が高く(最大 4.5 g m⁻²)、また5月初めには藻類食の *Goera japonica* の現存量が高かった(2.6 g m⁻²)。

図5に降水量と各地点の流量を示す。6~7月の降雨により流量が増加し、付着藻類はほとんど

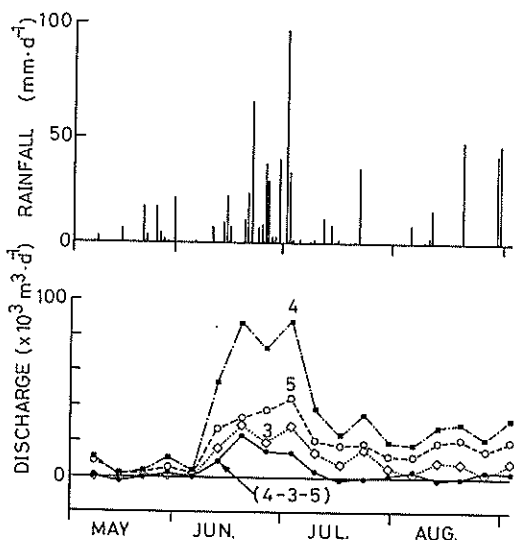


図5. 雨量(柿岡観測所)と各地点の流量。

が洗い流され、底生動物密度も著しく低下した。7月中旬以降9週間の生態系の回復過程は、各地点とも傾向は同じであった。まず付着藻類現存量とユスリカ個体数の回復がみられた。調査期間中、ユスリカ蛹の密度は約3週間ごとにピークを示し、成虫の羽化・産卵によりユスリカ密度が回復したものと考えられる。ユスリカは、2回目の羽化期までには降雨前の密度(10,000~15,000 m⁻²)まで回復した(図6)。St. 3におけるトビケラ類の密度回復はユスリカほど速くなく、*G. japonica* の回復はほとんど認められなかった。

この小河川の生態系構造は、雨期をはさんで三つの時期に分割できる。表8に、St. 3~5で囲まれた水域の物質収支を示す。降雨期(6月14日~7月10日)にはSS, POC, TPのいずれも系内で増加したが、これは集水域(主に水田)からの流入によるものであろう(図5)。降雨期以後はこれらは水中から消失していた。クロロフィルaはいずれの時期も増加し、内部生産の高いことを示唆していた。

表9に、蛹期間を約1日と仮定して求めたユスリカの蛹化量を、降雨期前、降雨期、降雨期後の3期に分けて示す。降雨期の蛹化量は少ないが、降雨期以後の蛹化量は多い。ユスリカ4種の4か月の推定蛹化量(乾重)は、Sts. 3, 4, 5でそれぞれ

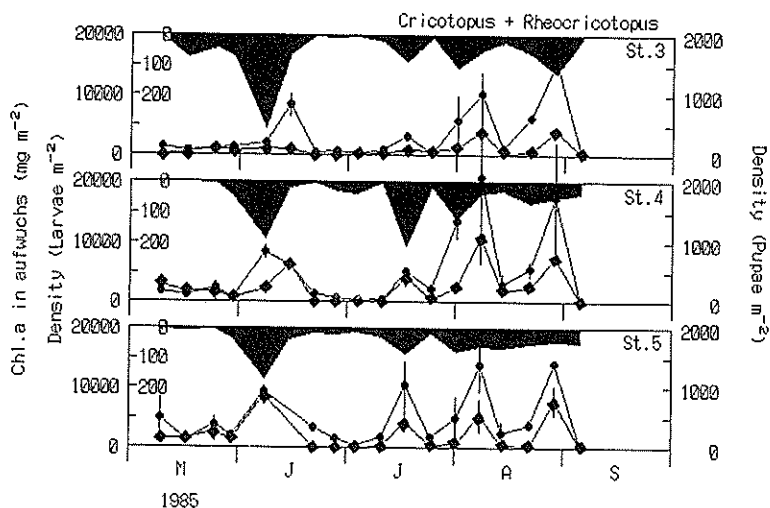


図6. ユスリカ幼虫密度および付着クロロフィルa量(黒塗り部分)の変動。縦棒はレンジを示す。

表 8. St. 3~5 で囲まれた水域での 1985 年夏期の物質収支. 負の値は水域からの除去を示す.

Items	Period			Total
	9 May-14 Jun. (36 d)	14 Jun.-10 Jul. (26 d)	10 Jul.-4 Sep. (56 d)	9 May-4 Sep. (118 d)
Suspended solids	1.4	21.1	-34.0	-11.5
Particulate carbon	-0.0	1.1	-1.0	0.2
Chl. a in water	0.001	0.024	0.005	0.008
Total phosphorus	0.074	0.410	-0.075	0.077

表 9. 1985 年の降雨期前, 降雨期, 降雨期以後の 3 期のユスリカ蛹化量.

Species	Period			Total
	9 May-14 Jun. (36 d)	14 Jun.-10 Jul. (26 d)	10 Jul.-4 Sep. (56 d)	9 May-4 Sep. (118 d)
St. 3				
<i>Cricotopus</i> ¹ + <i>Rheocricotopus</i>	240	30	650	920
<i>Chironomus</i> ²	20	0	50	70
St. 4				
<i>Cricotopus</i> + <i>Rheocricotopus</i>	890	10	1670	2570
<i>Chironomus</i>	40	0	0	40
St. 5				
<i>Cricotopus</i> + <i>Rheocricotopus</i>	1240	20	1070	2330
<i>Chironomus</i>	160	50	20	230

¹ *Cricotopus bicinctus*

² *Chironomus samoensis*+*Chironomus yoshimatsui*

れ, 1.0 g m^{-2} , 2.6 g m^{-2} , 2.6 g m^{-2} と推定された。ユスリカの成虫/蛹の重量比は約 0.7 であるので, 羽化量に換算すると, St. 3, 4, 5 でそれぞれ 0.7 g m^{-2} , 1.8 g m^{-2} , 1.8 g m^{-2} となる。この他に *Baetis sahoensis*, *B. thermicus*, *Cheumatopsyche brevilineata* などの羽化により有機物が除去されている。

底生動物の生産に関する文献値を整理すると, 植食性またはデトリタス食性のユスリカの年成虫羽化量/年幼虫生産量比は 0.2~0.5 の間にあり, 生産量が高くなるとこの比は減少し 0.2 に近づいた。幼虫の種別の年生産量はユスリカで $0.01 \sim 30 \text{ g m}^{-2}$ (18 例), トビケラで $0.01 \sim 16 \text{ g m}^{-2}$ (22 例), カゲロウで $0.02 \sim 5 \text{ g m}^{-2}$ (35 例) であった。したがってこれまでの報告からは, ユスリカの羽化による除去は, 年間に $0.002 \sim 6 \text{ g m}^{-2}$ の範囲にあり, これと比較すると本研究での羽化量は高いと言える。また, 呼吸量/同化量比

は温帯域では平均 0.43 ± 0.19 (12 例) であった。つまり生産量の 75% が呼吸による無機化である。恋瀬川支流では, 夏期のユスリカによる有機物の無機化量は $2.6 \sim 6.8 \text{ g 乾重 m}^{-2}$ と推定された。

1986 年 8 月に台風による大雨があり, 恋瀬川支流域では底生生物群集が洗い流されたが, その後この地域で殺虫剤 (フェニトロチオン) の空中散布が行なわれた。空中散布後に St. 4 ではユスリカ密度の回復は早く, $1,000 \text{ m}^{-2}$ から $10,000 \text{ m}^{-2}$ に増加した。St. 3 では St. 4 よりは回復は遅く, 500 m^{-2} から $2,000 \text{ m}^{-2}$ までの増加にとどまった。逆に付着のクロロフィル *a* 量は St. 3 で高く $90 \text{ mg Chl } a \text{ m}^{-2}$ となったが, St. 4 では $40 \text{ mg Chl } a \text{ m}^{-2}$ にとどまった。また St. 3 では付着藻類の増殖速度は 0.7 d^{-1} と非常に高かったが, St. 4 では 0.3 d^{-1} であった。ユスリカの密度の違いによる摂食圧の差が藻類の回復速度と最大現存

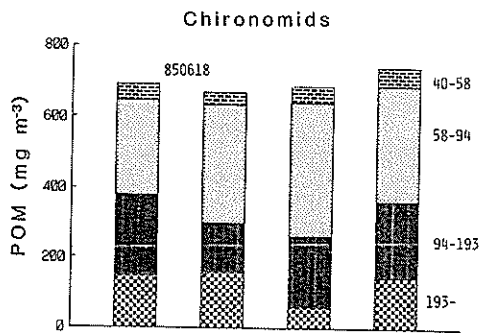


図7. ユスリカが優占しているときのPOMのサイズ組成。

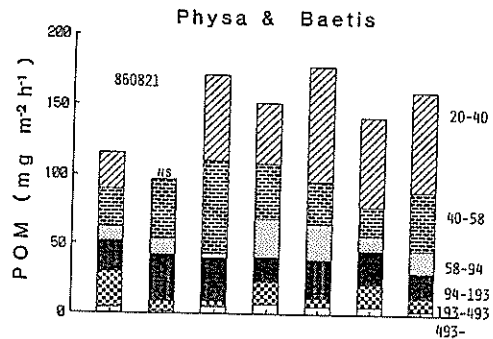


図9. コカゲロウおよびサカマキガイが優占しているときのPOMのサイズ組成。

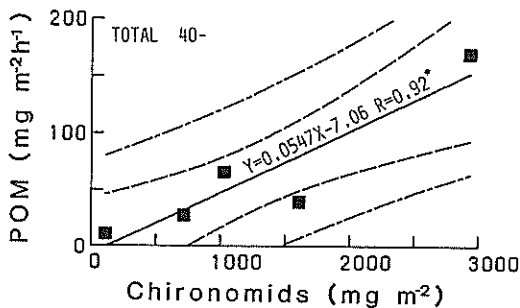


図8. 底生動物の現存量とPOMの生成速度との関係。

量の差をもたらしたものと考えられる。

降雨による出水や殺虫剤・除草剤などの攪乱が頻繁に加わる農耕地小河川では、成虫が飛来・産卵し、短期間で発育が完了する小型のユスリカが生態系の物質循環に重要な役割を果たしていることが明らかになった(以上、岩熊、野原、高村)。

4. 人工水路を用いた底生動物による河川水質の浄化能の推定

河川の浄化能に底生動物がどのようにまたどの程度貢献しているかを人工水路を用いて調べた。底生動物が果たしている役割の一つとして、付着藻類に対する摂食がある。夏期に水路の底生動物の密度を人為的に制御し、付着藻類に与える影響を調べた。さらに、底生動物が糞として排泄するPOMの生成量とそのサイズ組成との関係を検討した。

人工水路は長さ80m、幅25cm、勾配2%で流量は 22.81 sec^{-1} であり、実験には松林の外の日

当たりの良い区間を用いた。

人工水路を、 $94 \mu\text{m}$ と $58 \mu\text{m}$ のメッシュの布で二重に仕切り、上流からのPOMの流入が最小限になるようにした。この地点から20-30m下流においてサイホンを用いて10-30l採水した。これらの水に含まれるPOMのサイズ分画を行ない、グラスファイバーフィルターでろ過後、乾重を測定した。

サイズ分画には段々に重ねた $493 \cdot 193 \cdot 94 \cdot 58 \cdot 40 \cdot 20 \mu\text{m}$ などのメッシュを使用した。

① 人工水路において、ユスリカが優占する時のPOM量は 0.1 mg l^{-1} 前後であったが、これらのPOMのほとんどが底生動物の糞であった。

流下POMのサイズは、*Paratrichocladius rufiventris*の4齢が優占していたときには、 $58 \sim 94 \mu\text{m}$ の分画が最も多かった(図7)。

また、人工水路の河床面積当たりの流下POMの生成速度($\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)を次式により計算した。

$$[\text{POM生成速度}] = [\text{POM量}] \times [\text{流量}] \div [\text{面積}]$$

その結果、底生動物の現存量と流下POMの生成速度との間には直線関係が認められた(図8)。底生動物は1時間当たり体重の約5%のPOMを生成するものと考えられた。これを1日当たりに換算すると、底生動物は体重にほぼ等しいPOMを生成することになるので、底生動物の貢献が大きいことが推察された。

② 人工水路において、コカゲロウ(*Baetis sahoensis*)およびサカマキガイ(*Physa* sp.)が優

占する時の POM のサイズ組成は、20-40 μm および 40-58 μm の分画が多く、次いで 94-193 μm の分画が多かった (図 9)。そこで、この 2 種の底生動物の糞を採集しサイズ分画してみると、コカゲロウでは 20-40 μm 、次いで 40-58 μm の分画が多く、サカマキガイでは 193-493 μm 次いで 94-193 μm の分画が多かった (図 10)。故に 94 μm 以上の POM は主にサカマキガイ起源、20-58 μm の POM は主にコカゲロウ起源であると考えられた。

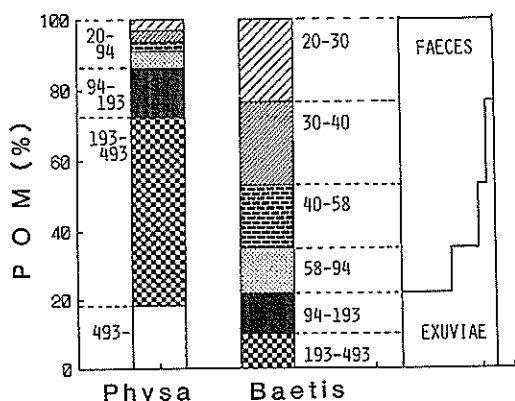


図10. コカゲロウおよびサカマキガイの糞のサイズ組成。

③ 筑波山男女川において、松食い虫防除薬剤の空中散布前後の底生動物の変化と POM 量とを調べた。スミチオン散布区では底生動物が激減した。しかし 40 μm 以上の POM 量は多く、0.7-0.8 mg l^{-1} 前後で安定しており、またサイズ組成にも顕著な変化は認められなかった。自然の河川の POM 量は、底生動物以外の要因が大きく影響していると推察された (以上、安野、佐竹、市川)。

5. 河川下流域底泥堆積物における有機物の嫌氣的分解

河川の下流域では流速の減少や海水の混合による塩析効果のため懸濁物質、溶存物質は沈降しやすく、河床には堆積物が蓄積しやすい。これら堆積物は生分解性の有機物を多量に含み、河川水中の溶存酸素を消費するため、嫌氣的条件が卓越し、有機物分解には嫌氣的過程が重要となると考えられる。嫌氣的無機化の最終段階は、淡水域ではメタン生成 (MP)、硫酸イオン (SI) の豊富な海域では硫酸還元 (SR) であり、両者の相互作用については近年活発な研究がなされている。

河川下流域では河川水中の SI 濃度は潮汐による海水の湧上により河口から上流にかけて連続的に変化し、また、地点によっては時間的にも変動する。このような場における嫌氣的代謝活性の大

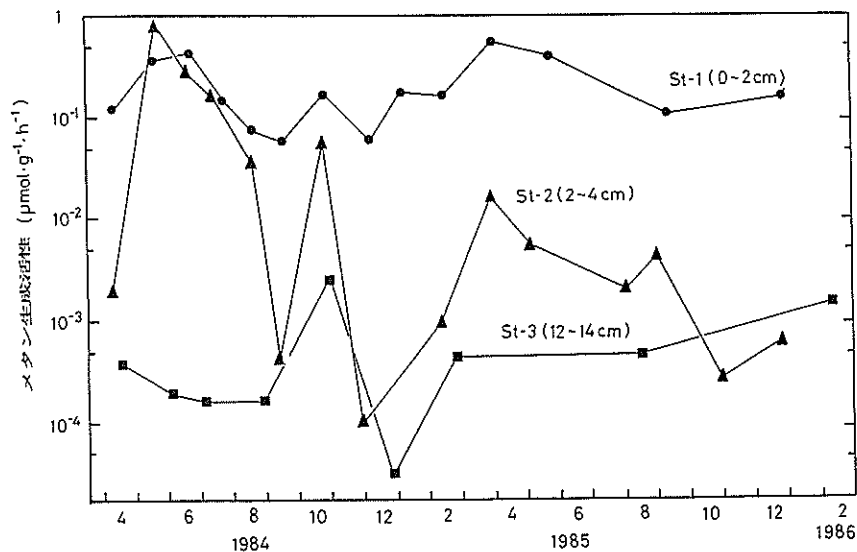


図11. St. 1 (0-2 cm 層), St. 2 (2-4 cm 層), St-3 (12-14 cm 層) の 30°C 培養メタン生成活性の季節変化。

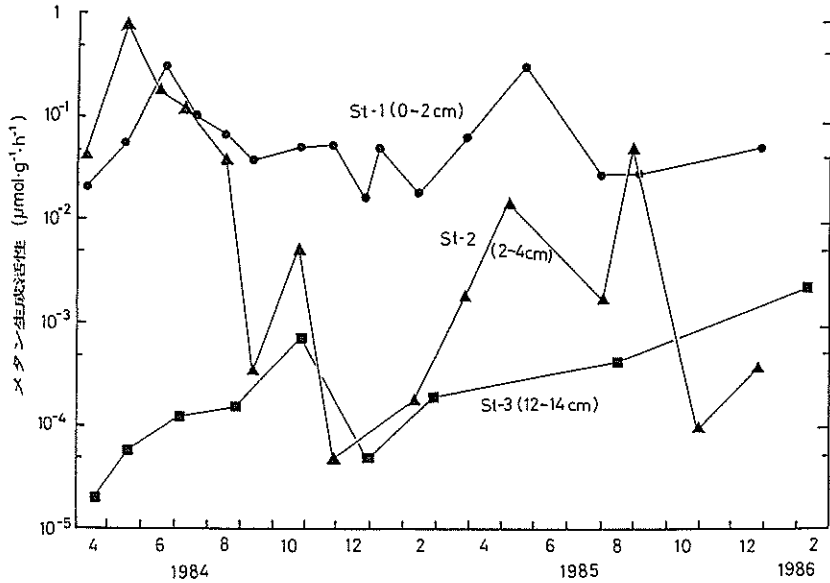


図12. St. 1 (0-2 cm 層), St. 2 (2-4 cm 層), St. 3 (12-14 cm 層) の水温培養メタン生成活性の季節変化。

表10. 多摩川下流域3地点における底泥各層のメタン生成活性と環境要因の相関。

調査地点	メタン生成活性	水温	強熱減量	TOC	硫酸イオン
St. 1	30°C 培養	—	◎	◎	—
	水温 培養	◎	—	—	—
St. 2	30°C 培養	—	◎	◎	—
	水温 培養	—	◎	◎	—
St. 3	30°C 培養	— ◎	—	—	◎
	水温 培養	— ◎	○	—	○

◎: 危険率0.1%で有意の相関あり。◎: 危険率1%で有意の相関あり。○: 危険率5%で有意の相関あり。
—: 有意の相関なし。—: 負の相関。

表11. St-2の堆積物懸濁液のメタン生成に対する基質、阻害剤の添加の影響(対照を100%とする)。

採取日	0-2 cm 層間隙水中の硫酸イオン濃度 (mmol/l)	培養温度	培養時間	添加物				
				酢酸塩	メタノール	水素	硫酸塩	モリブデン酸塩*
84. 8. 16	0.483	30°C	14.5 h	5914%	2589%	—	3.6%	175%
10. 23	1.32	30	18.5	208	—	63.1	4.0	101
11. 28	3.45	10	13	235	—	138	105	275
85. 3. 29	0.078	11.4	16	489	—	181	103	177
5. 8	2.46	17.7	15	1750	654	193	100	456
12. 25	10.1	10	13.4	213	97	—	87	179

* 硫酸還元に対する特異的阻害剤。

表12. 多摩川下流域3地点における硫酸還元活性.

St. 1				St. 2				St. 3			
調査日	深度 (cm)	活性 (nmol·g ⁻¹ ·hr ⁻¹)	河床面積 当たりの活性 (μmol·m ⁻² ·d ⁻¹)	調査日	深度 (cm)	活性 (nmol·g ⁻¹ ·hr ⁻¹)	河床面積 当たりの活性 (μmol·m ⁻² ·d ⁻¹)	調査日	深度 (cm)	活性 (nmol·g ⁻¹ ·hr ⁻¹)	河床面積 当たりの活性 (μmol·m ⁻² ·d ⁻¹)
1985				1985				1985			
9. 9	0-2	2.60	1.24	8. 29	0-2	1.56	0.916	8. 15	0-2	3.90	8.05
	2-4	2.84		2-4	0.324	2-4		5.65			
	4-6	1.05		4-6	0.0368	4-6		6.63			
12. 24	0-2	0.160	0.933	12. 24	0-2	1.07	2.22	8-10	8-10	2.61	1.82
	2-4	1.60		2-4	3.66	12-14		1.40			
	4-6	0.765		4-6	1.26						
								1986			
								2. 10	0-2	0.672	1.82
								2-4	0.136		
								4-6	0.972		
								8-10	8-10	0.812	

表13. 多摩川下流域3地点における脱窒活性.

A. ポテンシャル活性 ($\mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{hr}^{-1}$)									
St. 1			St. 2			St. 3			
調査日	深度 (cm)	活性	調査日	深度 (cm)	活性	調査日	深度 (cm)	活性	
1985. 9. 10	0-2	0.278±0.099	1985. 8. 29	0-2	0.159±0.022	1985. 8. 15	0-2	0.176±0.007	
	2-4	0.301±0.049		2-4	0.133±0.042		2-4	0.114±0.013	
	4-6	0.049±0.006		4-6	0.098±0.017		4-6	0.076±0.006	
12. 24	0-2	0.333±0.064	12. 24	0-2	0.105±0.015	2. 10	8-10	0.043±0.001	
	2-4	0.233±0.022		2-4	0.088±0.016		0-2	0.012±0.003	
	4-6	0.041±0.012		4-6	0.068±0.004		2-4	0.005±0.001	
						4-6	0.003±0.001	8-10	0.001±0.000
B. 現場活性									
St. 1			St. 2			St. 3			
調査日	深度 (cm)	活性*	調査日	深度 (cm)	活性*	調査日	深度 (cm)	活性*	
9. 10	0-2	0.119	8. 29	0-2	0.066	8. 15	0-2	0.00059	
	2-4	0.031		2-4	0.066		2-4	0.00015	
	4-6	0.009		4-6	0.023		4-6	0.00010	
12. 24	0-2	0.125	12. 24	0-2	0.022	2. 10	0-2	0.000041	
	2-4	0.017		2-4	0.015		2-4	0.000006	
	4-6	0.008		4-6	0.009		4-6	0.000004	
								0-6 cm の面積 当たりの活性**	
									0.0157
									0.00151

* $\mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{hr}^{-1}$, ** $\mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

表14. メタン生成, 硫酸還元, 脱窒の相対的比率*

	St. 1		St. 2		St. 3	
	(調査日)		(調査日)		(調査日)	
	CO ₂ 生成速度 (mmol·m ⁻² ·d ⁻¹)	比率 (%)	CO ₂ 生成速度 (mmol·m ⁻² ·d ⁻¹)	比率 (%)	CO ₂ 生成速度 (mmol·m ⁻² ·d ⁻¹)	比率 (%)
	(1985. 9. 9)		(1985. 8. 29)		(1985. 8. 15)	
メタン生成	133	79.0	40.2	30.0	0.80	4.7
硫酸還元	2.48	1.5	1.84	1.4	16.1	94.2
脱窒	33.3	19.7	91.9	68.6	0.20	1.1
	(1985. 12. 24)		(1985. 12. 24)		(1986. 2. 10)	
メタン生成	46.3	48.5	0.425	2.1	3.58	49.5
硫酸還元	1.86	2.0	4.44	17.5	3.64	50.3
脱窒	47.3	49.5	16.3	80.4	0.019	0.3

* メタン生成速度×1, 硫酸還元速度×2, 脱窒速度×1.25としてCO₂生成速度を求め, 3者の合計を100%として比率を求めた.

きさと変動性, およびどの嫌気過程が重要であるかを明らかにすることは, 河川下流域の自浄作用を評価する上で重要である。

本研究では多摩川下流域の3地点, すなわち, 淡水域の調布堰上 (St-1, 河口から約13.5 km), 感潮域のガス橋 (St-2, 同約10.5 km) および大師橋 (St-3, 同約2.5 km) の河床堆積物の嫌氣的分解活性の季節変化と活性に及ぼす環境要因をMPを中心として明らかにし, 嫌氣的過程の相対的重要性を評価することを目的とした。

5.1 結果および考察

(1) メタン生成 (MP) 活性

MP活性は堆積物を現場水温および30°Cで嫌氣的に培養し, 気相のMP速度から求めた。

MP活性が最大を示す深度はSt-1では0-2 cm, St-2では2-4 cm, St-3では12-14 cmの場合が多かった。これら深度のMP活性の季節変化を図12, 13に示す。St-1では春から初夏に活性が上昇し, 冬に低下した。St-2の季節変化もほぼ同様であるが, 活性は著しく変動し, St-1よりも平均するとかなり低い値を示した。St-3の活性は他の地点よりさらに低かった。河床面積当たりのMP最高値はSt-1と2でともに2.3 gC/m²/日, St-3で0.0043 gC/m²/日であった。淡水域のSt-1ではMPは有機物の無機化に大きく寄与してい

ると考えられるが, 感潮域とくに海水混合率の大きいSt-3ではその役割は小さいと予想された。

MP活性と環境要因の関係について解析を行った結果 (表10), St-1では30°C活性は底泥の強熱減量, 間隙水中のTOCと, 水温活性は水温のみと相関がみられた。St-2では両活性とも強熱減量, TOCと相関を示した。間隙水中のSIの変動の大きいSt-2でMP活性とSIの間に負の相関は認められないが, SIが2.5 mmol/l以上のとき30°C活性は極めて低く, 硫酸還元 (SR) によるMPの阻害が示唆された。このことは底泥懸濁液への基質, 阻害剤添加実験 (表11) によっても示された。常にSI濃度の高いSt-3では両活性とも水温と負の相関およびSIと正の相関がみられた。これは水温の上昇とともにSR活性が増大し, SI濃度を低下させると同時に, MPと共通の基質を消費して, MPを抑制するためと考えられる。

(2) 硫酸還元 (SR) 活性

Na₂³⁵SO₄を底泥懸濁液に添加して現場水温で培養し, 生成されるH₂³⁵Sの放射能から測定したSR活性を表12に示した。夏はSIの多いSt-3で最も高い活性がみられ, 冬はSt-2で高かった。冬のSt-3の低い活性は水温が他の地点よりも低かったことが原因の一つと考えられる。

(3) 脱窒活性

底泥懸濁液にアセチレンと硝酸塩を添加後、現場水温で培養し、気相の N_2O 生成速度から求めた脱窒活性（ポテンシャル活性）および間隙水中の硝酸イオン濃度と St-1 で求めた K_n 値 (1.6 mg N/l) から推定した現場活性を表 13 に示した。表層のポテンシャル活性は St-3 の冬を除き大きな差はみられないが、現場活性は硝酸イオン濃度の差により、夏、秋の St-2 で大きく、冬は St-1 で最大となった。

(4) 嫌氣的分解過程の相対的重要性

夏と冬の 3 地点における MP, SR, 脱窒の相対的重要性を評価するため、Aller (1980) の換算係数により、3 過程により生成される CO_2 の合計を 100% として、各過程が占める割合（寄与率）を求めた結果を表 14 に示す。淡水域の St-1 では MP の寄与が大きく、脱窒も冬には 50% 近くと大きい、SR は 2% 以下であった。SI の豊富な St-3 では SR が優勢であるが、冬には MP も 50% 近くを占めた。中間の St-2 では夏、冬とも脱窒が 70~80% と最も大きな寄与を示した。このように場所、時期により嫌気分解の各過程の寄与率が異なるのは電子受容体 (SI, 硝酸イオンなど) の供給量や有機物負荷、温度などの差によると考えられる。

5.2 今後の課題

本研究により、河川下流域の堆積物における嫌気分解活性は湖沼、海域の文献値より大きい場合が多く、有機物分解に嫌氣的代謝が大きな寄与をしていることがわかった。しかし、真の現場活性を測定するためにはより現場に近い条件で測定する方法の開発が必要であり、また、環境の変動の大きい河川では空間的、時間的により詳細な調査が望まれる（以上、滝井）。

まとめと今後の課題

1. ショ糖の投入・回収法により見掛けの自浄能力を推定する方法を確立した。投入する有機物の種類と量をさらに検討する必要がある。

2. 河川 2 点間の有機物収支より、水中からの有機物の除去量と速度（見掛けの自浄作用）を推定することができた。また、溶存酸素の収支より

有機物の分解量（真の自浄作用）を見積ることができ、それは水中からの有機物除去量の数%であることが明らかにされた。

3. 付着性微生物による溶存有機物の分解と生成を検討し、それは自浄作用に重要な役割を果たしていることがわかった。清浄な河川の自浄能力は小さいことが推定され、河川を正常な状態に保全する重要性が示唆された。

4. 自浄作用に果たす底生動物の役割を自然河川と人工河川において検討した。ユスリカの羽化により水中から有機物が除去され、底生動物により懸濁有機物の生成と再利用が行なわれていることが明らかにされた。

5. 感潮河川の底泥におけるメタン生成、硫酸還元、脱窒活性を測定し、嫌気過程での浄化作用を推定した。これらの寄与は場所と季節により大きく変動することが明らかにされた。

6. 都市中小河川ではコンクリート河床に改修されつつあるが、自浄作用を有効に生かすためには自然状態に保全することが重要である。また、本来、河川の持つ自浄能力を上回る汚濁負荷を河川に与えないように、汚濁物質の排出量を出来る限り少なくし、有効に処理することが重要である。

研究発表

- 1) N. Ogura and K. Morikawa: Changes in nitrate concentration in spring water at Nogawa Basin during 1976-1983. *Jpn. J. Limnol.*, 46, 56-60 (1985).
- 2) 小倉紀雄, 亀元宏宣, 安田卓哉: 河川上流域における有機物の分解と収支, 環境科学研究報告集, B271-R12-8, 19-33 (1985).
- 3) 小倉紀雄, 石野 哲, 長井 潔, 丹下 勲: 多摩丘陵における表面流出水中の窒素化合物の挙動, 陸水学雑誌, 47, 17-26 (1986).
- 4) 海老瀬潜一: 晴天時と降雨時の流下区間物質収支による河川自浄作用の評価, 土木学会第 39 回年次学術講演会講演概要集, 第 2 部, 877-878 (1984).
- 5) 海老瀬潜一, 相崎守弘, 福島武彦: 降雨時に流出する河床付着藻類量・生物量の評価, 土木学会第 40 回年次学術講演会講演概要集, 第 2 部, 787-788 (1985).
- 6) 海老瀬潜一: りん酸態りんの流下に伴う懸濁物への吸着による減少, 第 20 回水質汚濁学会講演集, 100-101 (1986).

- 7) 海老瀬潜一: 物質収支法による流下過程の水質変化の評価. 第21回水質汚濁学会講演集, 183-184 (1987).
- 8) M. Aizaki: Total Number of bacteria as a trophic state index, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **22**, 2732-2738 (1985).
- 9) M. Aizaki: Removal and excretion of dissolved organic matter by periphyton community grown in eutrophic river water. *Jpn. J. Limnol.*, **46**, 159-168 (1985).
- 10) M. Aizaki and K. Sakamoto: Relationship between water quality and periphyton biomass in several streams in Japan. *Verh. Intern. Verein. Limnol.* (in press).
- 11) 岩熊敏夫: 陸水における二次生産, 特に底生動物の二次生産と富栄養化の関係について, 日本生態学会誌, **36**, 169-187 (1986).
- 12) 岩熊敏夫, 土谷岳令: 生育期のヒシによる湖水からの栄養塩除去の実験的研究. 国立公害研究所研究報告, **96**, 101-125 (1986).
- 13) 岩熊敏夫, 白石寛明, 高村健二, 野原精一, 上野隆平: 生物指標修正因子としての殺虫剤・除草剤, シンポジウム「水域における生物指標の問題点と将来」報告集, 69-75 (1987).
- 14) 佐竹 潔, 安野正之: 人工水路における底生動物と付着藻類との関係, 国立公害研究所研究報告, **99**, 133-141 (1986).
- 15) 市川秀夫, 佐竹 潔, 安野正之: 人工水路における一次生産と栄養塩の取り込みとの関係, 国立公害研究所報告, **99**, 143-146 (1986).