南浅川水質に及ぼすし尿廃水の影響

細 谷 清・小 倉 紀 雄

Influences of Human Excrement on Water Quality in the Minami-Asakawa River

Kiyoshi HOSOYA and Norio OGURA

Abstract

Influences of human excrement (night-soil) on water quality in Minami-Asakawa River were studied during July 26-27, 1979, using coprostanol as an index of fecal pollution.

Concentrations of coprostanol were 0.0-2.7 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (mean 1.6 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) at MA-3 (midstream) and 0.03-12.2 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (mean 4.0 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) at MA-5 (downstream). Higher concentrations were observed in sewage water flowing into the river between MA-3 and MA-5: 4.3-61.2 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (mean 22.9 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) at Sw-1 and 2.2-43.4 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (mean 11.8 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) at Sw-2. Coprostanol seemed to be derived from waste water mainly from septic tanks.

It was found by budgets between MA-3 and MA-5 that coprostanol tends to change from particulate to dissolved form during river flow. However, apparent decrease of the total amount was not observed, and therefore coprostanol is considered to be fairly resistant to bacterial attack and behaves as a conservative substance in the river.

It was suggested that organic loadings of night-soil origin were only 2% of the daily loadings of total organic carbon at MA-5, and great parts of remaining loadings were due to untreated domestic waste water.

1. は じ め に

人間活動の増大に伴い、さまざまな廃水が河川へ流入し、水質を悪化させている。しかし、下水道の整備が進み、河川の水質が一時期より良くなっている地域もあるが、中小河川には現在でも家庭廃水が流入し、水質汚濁が進行している。水質汚濁の原因となる家庭廃水の中でも、し尿廃水は有機物や栄養塩類に富んでおり、それが河川へ放流されると栄養塩類の増加など河川環境への影響がとくに大きい。また病原微生物がし尿廃水中に存在する可能性があるため、上水としての河川水の利用が妨げられる。

し尿廃水の指標物質としてコプロスタノール (5 β -cholestane-3 β -ol) がしばしば用いられている (MURTAUGH and BUNCH, 1967; OGURA, 1973 a; DUTKA *et al.*, 1974; GOODFELLOW *et al.*, 1977). コプロスタノールは人間など哺乳動物や鶏の糞中に存在するステロール的一种であり、腸内細菌の作用でコレステロール (cholest-4⁵-en-3 β -ol) が還元されて生成する (ROSENFELD and GALLAGER, 1964). コプロスタノールは河川 (MURTAUGH and BUNCH, 1967; OGURA, 1973 a; 伊藤・立川, 1978) や湖沼 (DUTKA *et*

al., 1974; OGURA, 1973 b) そして海洋や内湾 (伊藤・立川, 1977; GOODFELLOW *et al.*, 1977; TESHIMA and KANAZAWA, 1978) において測定され、し尿廃水の指標物質として有効であることが報告されている。

コレステロールは主に食物を通し人体に供給され、一部はコプロスタノールに還元され、一部はそのまま排出される。コレステロールもし尿中に多く含まれるため、コプロスタノールとともに分析されているが、コレステロールは食物中に存在し、生活雑廃水中にも含まれるので、し尿廃水の指標物質としての有効性は低い (MURTAUGH and BUNCH, 1967)。

著者らは多摩川支流の南浅川において、1975 年以来水質調査を行ない、物質循環とそれに及ぼす人間活動の影響を定量的に明らかにするための研究を行なっている (小倉, 1980; 小倉・宝月, 1981)。本研究においては、南浅川河川水および流入下水中のコプロスタノールを測定し、し尿廃水の影響を明らかにすることを目的とした。

2. 調 査 水 域

南浅川は多摩川支流の一つであり、東京都八王子市小仏峠付近を主な起源とし、八王子市西部を流れてい

る延長約 14 km, 流域面積 32 km² の小河川である。

試料の採取は Fig. 1 に示すように, 南浅川の 2 定点: MA-3 (南浅川橋) および MA-5 (八王子市浄水場前) とその間の主な流入下水 4 カ所 (Sw-1~Sw-4) で行なった。

Sw-1 からの下水は主として都営長房団地の一部, 約 7000 人分の 2 次処理廃水と団地付近の商店街からの未処理および簡易浄化槽廃水である。

Sw-2 からの下水は南浅川右岸の並木町, 東浅川町の一部の家庭廃水であるが, 詳細な下水管の配置は不明である。Sw-2 の負荷人口はそこでのメチレンブルー活性物質 (MBAS) と全リン (TP) の 1 日の流出負荷量 (おのおの, 23 kg, 10.5 kg) および原単位 (1 人 1 日当りの負荷量) より, 約 6100 人と推定された。なお MBAS および TP の原単位はおのおの, 4.0 g・人⁻¹・日⁻¹ (田中, 1977), 1.6 g・人⁻¹・日⁻¹ (浮田・中西, 1978) として計算した。

Sw-3 および Sw-4 による負荷量は下水による全負荷量の 20~30% (全有機炭素: 14%, MBAS: 20%, TP: 28%, 流量: 24%) であり, Sw-1, Sw-2 による負荷が大きいことがわかった。

3. 実験方法

3-1. 試料の採取および処理

南浅川における試料は 1979 年 7 月 26 日 12 時から 27 日 12 時まで, 2 定点 (MA-3, MA-5) と下水の 2 カ所 (Sw-1, Sw-2) で 3 時間ごとに 9 回, 採取した。また Sw-3 においては 6 時間ごとに 4 回, Sw-4 では 6 時間ごとに 5 回採取した。ただし Sw-3 におけるステロールの分析は 26 日 12 時の試料についてののみ行なった。

ステロール分析用の試水は 2 l ガラスびんで採取し, 現場でただちに Whatman GF/C グラスファイバーフィルター (450°C で 2~3 時間, 加熱したもの) により汙過した。汙液は現場でヘキサンによる抽出操作を行なったが, 一部の汙液は 4°C で保存し, 2~3 日以内に抽出操作を行なった。フィルター上の懸濁物は分析を行なうまで凍結保存 (-20°C) した。

メチレンブルー活性物質 (MBAS) および栄養塩類などの分析用試水はポリエチレン製びんに採取し, 現場でただちに Whatman GF/C フィルターで汙過し, 汙液を分析するまで凍結保存 (-20°C) した。

3-2. 分析方法

ステロールの分析は小椋 (1973 a) の方法によった。分析法の概要を Fig. 2 に示す。

(1) 溶存態ステロール

汙液 500 ml をヘキサン 20 ml で 3 回抽出し, ヘキサン抽出液 (約 60 ml) をペーパーミックスで減圧濃縮 (約 30°C) し, ほとんど乾固させた。抽出残渣に 7.5% 水酸化カリウム溶液 [エチルアルコール: 水 =

4: 1] を 20 ml 加え, 60°C で 3.5 時間, 加水分解を行なった。加水分解溶液を再びヘキサン 20 ml で 3 回抽出し, ヘキサン抽出液をロータリーエバポレーターで減圧濃縮 (30°C) し, 濃縮残渣をアセトンに溶かしながら 1 ml ガラス製アンブルに移した。アセトンを真空デシケーターで減圧乾燥後, トリメチルシリル化剤 [ピリジン: ヘキサメチルジシラザン: トリメチルクロロシラン = 10: 2: 1] 50 μ l を加え, アンブルを熔封し, 60°C で 30 分間反応させステロールをトリメチルシリル化 (TMS 化) した。

(2) 懸濁態ステロール

フィルター上の懸濁物は水酸化カリウム溶液で加水分解後, Whatman GF/C フィルターにより汉過し, 汉液をヘキサン 20 ml で 3 回抽出した。抽出したヘキサンは汉液と同様な操作により処理を行なった。

ステロールの誘導体はガスクロマトグラフィー (GC) により分離定量を行なった。定量は絶対検量線法により行なった。GC の条件を Table 1 に, またガスクロマトグラムを Fig. 3 に示す。

試料の一部について, ガスクロマトグラフィー・マススペクトロメトリー (GC-MS, 島津 LKB-9000 型) によりピークの確認同定を行なった。

回収率はおのおの 10 μ g の標準物質を汉液 (溶存態) およびフィルター (懸濁態) に添加して求められた。その結果, 回収率はコプロスタノールで溶存態 70%, 懸濁態 72%, コレステロールで溶存態 85%, 懸濁態 63% であったが, いずれも良い再現性が得られた。

メチレンブルー活性物質 (MBAS) は大槻ら (1964) の方法により測定した。標準物質としてドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウムを用い, 0.62 を乗じ炭素量 (MBAS-C) に換算した。全有機炭素 (TOC) は MENZEL and VACCARO (1964) の方法により, 全リン (TP) は試水をペルオキシ二硫酸カリウム (過硫酸カリウム) により酸化後, MURPHY and RILEY (1962) の方法により測定した。

4. 結果および考察

4-1. ステロール濃度の時間変動

Fig. 3 に示したガスクロマトグラムのピークは GS-MS によりおのおの, コプロスタノール, コレステロールと確認された。

MA-3, MA-5 および Sw-1, Sw-2 におけるステロール濃度の時間変動を Fig. 4 に示す。なお, ステロール濃度は溶存態と懸濁態を別々に測定し, おのおのの合計とした。

コプロスタノール濃度は, MA-3 で 0.0~2.7 μ g・l⁻¹ (平均 1.6 μ g・l⁻¹), MA-5 で 0.03~12.2 μ g・l⁻¹ (平均 4.0 μ g・l⁻¹) であった。下水中の濃度は大きく,

Fig. 1. Location of sampling stations in Minami-Asakawa River.

Fig. 2. Analytical scheme of sterols in water.

Table 1. GLC condition.

Model	Shimazu GC-6A
Detector	FID
Column	Glass column 2 m, I. D. 3 mm
Packing	1.5% OV-17
Support	Chromosorb W, 80-100 mesh AW-DMCS
Carrier gas	N ₂ 40 ml·min. ⁻¹
H ₂ inlet pressure	0.5 kg·cm ⁻²
Air inlet pressure	1.0 kg·cm ⁻²
Column temperature	240°C
Detector temperature	300°C
Injection temperature	300°C
Chart speed	5 mm·min. ⁻¹

Sw-1 で $4.3\sim 61.2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (平均 $22.9 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), Sw-2 で $2.2\sim 43.4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (平均 $11.8 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), Sw-3 で $8.1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (26 日 12 時の値), Sw-4 で $8.7\sim 26.1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (平均 $12.4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) であった。

コレステロール濃度は河川水中ではコプロスタノール濃度とほぼ同じであったが、下水中の濃度はコプロスタノールより大きかった。河川へ流入した後、両者の挙動は異なり、コレステロールはコプロスタノールより変化し易いと考えられる。

流入下水 Sw-1 と Sw-2 の廃水では、各成分の濃度および時間変動は大きかった。南浅川中流の MA-3 では各成分の濃度および時間変動は小さく、人間活動の影響は小さいと考えられる。下流の MA-5 では各成分の濃度および時間変動は大きく、流入下水の影響を受けているためと考えられる。

小椋・黒田 (1976) は多摩川 (調布取水堰) においてコプロスタノールとコレステロール濃度の時間変動を調査し、一日に大きな変動のないことを報告した。

4-2. ステロール負荷量の時間変動

コプロスタノールとメチレンブルー活性物質 (MBAS) の負荷量の時間変動を Fig. 5 に示す。MBAS は主として洗剤中に含まれるアルキルベンゼンスルホン酸塩 (ABS) を示し、コプロスタノールは尿廃水の指標と考えられる。したがって、両者の負荷量より家庭雑廃水と尿廃水の寄与の大きさを推定することができる。

Sw-1 における負荷量の変動をみると、26 日 21 時から 27 日 0 時にコプロスタノール負荷量が最大値を示し (Fig. 5), この時刻に尿廃水の影響があったと考えられる。また 26 日 12 時から 15 時にかけておよび 27 日 9 時に、MBAS の値が高く (Fig. 5), この時刻に生活雑廃水が多く混入したと考えられる。

Sw-1 からの下水の主な起源は都営長房団地の 2 つの処理場 (長房南処理場と長房第一処理場で活性汚泥処理が行なわれている) の処理水と団地周辺の住宅・

Fig. 3. Gas-liquid chromatogram of sterols in water from Sw-1.

Fig. 4. Diurnal variations of coprostanol and cholesterol in river and sewage waters in Minami-Asakawa River.

Fig. 5. Diurnal variations of loadings of coprostanol and MBAS in river and sewage waters.

商店街からの未処理および浄化槽廃水である。

コプロスタノールの原単位を $0.87 \text{ g} \cdot \text{人}^{-1} \cdot \text{日}^{-1}$ (MURTAUGH and BUNCH, 1967), その下水処理 (活性汚泥処理) による残存率を 0.2% (小椋, 1971) と仮定すると, 都営長房団地の 2 つの処理場から排出されたコプロスタノールは約 $12 \text{ g} \cdot \text{日}^{-1}$ となる。

しかし実際に Sw-1 から排出されたコプロスタノールは約 $100 \text{ g} \cdot \text{日}^{-1}$ であり, その約 10% のみが処理場処理水起源と考えられる。また, その後の調査 (1981 年 12 月) によると, Sw-1 における流出負荷量のなかで前述の処理場からの処理水による負荷は懸濁物 (SS) で 8%, 全有機炭素 (TOC) で 27% であった (渋谷, 未発表)。ステロールの溶解度は小さく (SAAD and HIGUCHI, 1965), SS などに吸着し易いと考えられる。ステロールが SS と同様に挙動すると考えると, 処理場処理水起源のステロールは約 8% となり, 下水処理による残存率より推定した値 (約 10%) と一致する。

したがって, コプロスタノールの主な起源は団地処理場の処理水ではなく, 周辺のし尿浄化槽廃水と考えられる。これはし尿浄化槽の規模に比べ流入廃水の負荷が大きく, その維持管理が不十分となり, コプロスタノールの除去率が悪い (MURTAUGH and BUNCH, 1967) ためと考えられる。

Sw-2 の負荷量変動では, Fig. 5 に示すように 26 日 12 時にコプロスタノールの最大値が認められ, この時刻にし尿廃水の影響が大きかったことがわかる。また 27 日 9 時に MBAS が最大値を示し, この時刻に生活雑廃水の影響が大きかったと考えられる。Sw-2 のコプロスタノールの主な起源はし尿浄化槽からの廃水であり, また生活雑廃水は大部分, 未処理の状態で流入していると考えられる。

Sw-1 と Sw-2 における下水の起源は主として, 家庭雑廃水とし尿廃水であるが, 南浅川に流入するまでの状況 (流達時間, 流達率など) が異なるため, 時間変動のパターンに差が認められたと考えられる。

MA-5 における両成分の負荷量の時間変動は Sw-1 と Sw-2 による流入負荷量を考慮するとうまく説明できる。コプロスタノール負荷量の時間変動をみると (Fig. 5), Sw-1 において 26 日 21 時~27 日 0 時に認められたピークは MA-5 において 27 日 0 時~3 時に認められたピークに, また Sw-2 における 26 日 12 時のピークは MA-5 の 26 日 15 時のピークにおおの対応していると考えられる。

MBAS の時間変動では (Fig. 5), Sw-1 と Sw-2 において 27 日 9 時に認められたピークに対応するピークが MA-5 において, 3 時間後の 12 時に認められたと考えられる。

本観測のさい MA-3 と MA-5 の中間の MA-4 における平均流速は $0.25 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ であった。Sw-1 と

Sw-2 が流入する場所から MA-5 までの距離は約 2.5 km であり, Sw-1 と Sw-2 を通し河川へ流入した物質が MA-5 まで流下する時間は約 2 時間 50 分となる。これは Sw-1 または Sw-2 で認められた負荷量のピークが MA-5 において 3 時間後に認められた結果と良く一致する。

4-3. ステロールと全有機炭素の関係

南浅川における全有機炭素 (TOC) の負荷量にせめるし尿廃水の割合を推定した。

Sw-1, Sw-2 および MA-5 における TOC とコプロスタノールおよび MBAS の負荷量の関係を Fig. 6 に示す。

Sw-2 および MA-5 において, TOC はコプロスタノールより MBAS との相関が高かった。Sw-1 における両者の相関は小さいが, コプロスタノールの負荷量が大きく, し尿廃水の影響が大きかった 26 日 21 時と 27 日 0 時の値を除き TOC と MBAS の相関係数を求めると 0.89 となった。

MA-5 は MBAS を指標とした生活雑廃水の影響を強く受けていると考えられる。

人間 1 人 1 日当りのし尿排泄量は約 18 gC (糞 11.5 gC , 尿 6.3 gC ; CAMP, 1973) である。また前述のようにコプロスタノールの排泄量は 0.87 g (0.72 gC) (MURTAUGH and BUNCH, 1967) であり, し尿中の割合は約 4.1% となる。

し尿は生活雑廃水と異なり, 未処理の状態で河川へ流入することはない。し尿起源のコプロスタノールと TOC は同じ効率で処理されないと考えると, 河川水中のコプロスタノール濃度より, し尿起源の TOC の割合を求めることができる。その結果を Table 2 に示す。

し尿起源の TOC は全 TOC の下水で約 1.3%, MA-5 で 2.1% にすぎなかった。以上のように南浅川 MA-5 における TOC の主な起源はし尿廃水ではなく, 未処理の生活雑廃水と考えられる。

4-4. 物質収支から推定されるステロールの挙動

MA-3, MA-5 および流入下水 (Sw-1~Sw-4 の合計量) の 1 日の負荷量を Table 3 に示す。このコプロスタノールとコレステロールの値は 3-2. に示したおのおの回収率を考慮し, 補正した値である。

人間 1 人 1 日当りに排出するコレステロール量はコプロスタノールのそれ (0.87 g) より小さく 0.15 g (MURTAUGH and BUNCH, 1967) である。しかし Table 3 に示すように下水によるコレステロール負荷量はコプロスタノールより大きく, したがってコレステロールの多くは, し尿以外の食物などにより供給されることが考えられる。

ある物質が流下に伴い変質・分解などされない保存成分であれば, MA-3 の負荷量 (A) に流入下水の負荷量 (B) を加えた量 $[(A) + (B)]$ は MA-5 の流出

Fig. 6. Relation between coprostanol, MBAS and TOC. r : correlation coefficient

Table 2. Total organic carbon (TOC) of night-soil origin in Minami-Asakawa River.

	MA-3	Sewages	MA-5
	kg·day ⁻¹	(% of TOC)	
TOC	84.7	469	344
MBAS-C	10.1 (11.9)	32.4 (6.9)	25.5 (7.4)
Coprostanol-C	0.082 (0.097)	0.25 (0.053)	0.29 (0.084)
Night-soil-C	2.0 (2.4)	6.2 (1.3)	7.1 (2.1)

$$\text{MBAS-C} = \text{MBAS} \times 0.62$$

$$\text{Coprostanol-C} = \text{Coprostanol} \times 0.83$$

$$\text{Night-soil-C} = \text{Coprostanol-C} / 0.041$$

負荷量 (C) に等しいはずである。しかし流量測定の誤差などを考慮すると、 $(C)/[(A)+(B)]$ の値 (R 値) が 0.8~1.2 であれば、その物質は見かけ上、河川水と一緒に挙動すると考えられる (小倉, 1980)。

コプロスタノールの R 値は懸濁態で 0.52、溶存態で 1.5 となり、その存在形態は流下に伴い変化し、懸濁態から溶存態 (Whatman GF/C フィルターを通過する形態) へ移行することが認められた。しかし全コプロスタノール (溶存態+懸濁態) の R 値は 0.89 となり、河川水中であまり減少せず流下する成分であると考えられる。したがってコプロスタノールはし尿廃水の指標として有効であろう。

コレステロールの R 値は懸濁態で 0.31、溶存態で 1.4 となり、コプロスタノールと同様に河川水中で懸濁態から溶存態へ移行する傾向が認められた。全コレステロールの値は 0.58 とやや減少し、4-1. で述べたように、コプロスタノールとの挙動のちがいが認められた。この原因はコレステロールがコプロスタノールより分解され易い (NISHIMURA and KOYAMA, 1977) ことや両者の起源、存在形態および懸濁粒子や河床堆積物への吸着性のちがいが考えられる。

MBAS の R 値は 0.60 となり、流下に伴いやや減少することがわかった。多摩川支流の一つである野川で

Table 3. Budgets of sterols between MA-3 and MA-5 in Minami-Asakawa River.
(July 26-27, 1979)

Components	MA-3(A)	Sw-1~4(B)	(A) + (B)	MA-5(C)	(C)/[(A) + (B)] (R-value)
Coprostanol filtrate ($\text{g} \cdot \text{day}^{-1}$)	60	87	147	223	1.5
particulate ($\text{g} \cdot \text{day}^{-1}$)	39	214	253	131	0.52
total ($\text{g} \cdot \text{day}^{-1}$)	99	301	400	354	0.89
Cholesterol filtrate ($\text{g} \cdot \text{day}^{-1}$)	56	106	162	233	1.4
particulate ($\text{g} \cdot \text{day}^{-1}$)	44	475	519	163	0.31
total ($\text{g} \cdot \text{day}^{-1}$)	100	581	681	396	0.58
MBAS ($\text{kgC} \cdot \text{day}^{-1}$)	10.1	32.4	42.5	25.5	0.60
TOC ($\text{kgC} \cdot \text{day}^{-1}$)	84.7	469	554	344	0.62
Flux ($10^3 \text{m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$)	41.8	15.4	57.2	570	1.0

は、懸濁態 MBAS 濃度 ($0.32 \sim 0.87 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) は溶解態 MBAS 濃度 ($3.3 \sim 6.8 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) の約 10% であった (田中, 1977) ので、正確な収支を推定するためには懸濁態の MBAS 濃度も測定する必要がある。

TOC の R 値は 0.62 となり流下に伴いみかけ上、やや減少し、分解や吸着・沈殿により一部が水中から除去されることが考えられる。

摘 要

南浅川における夏期 (1979 年 7 月 26 日—27 日) の連続観測により次のようなことが明らかになった。

(1) コプロスタノール濃度は MA-3 (中流の南浅川橋) で $0.0 \sim 2.7 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (平均 $1.6 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)、MA-5 (下流の八王子市浄水場前) で $0.03 \sim 12.2 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (平均 $4.0 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) であった。両地点の間で河川へ流入する下水中の濃度は河川水に比べ大きく、Sw-1 で $4.3 \sim 61.2 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (平均 $22.9 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) Sw-2 で $2.2 \sim 43.4 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (平均 $11.8 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) であった。

(2) コプロスタノールは河川水中で懸濁態から溶解態へ移行する傾向が認められたが、全コプロスタノールは保存的に挙動した。コプロスタノールは主としてし尿浄水槽廃水により供給されると推定され、それはし尿廃水の指標物質として有効であることがわかった。

(3) コプロスタノールをし尿廃水の指標物質とし、河川水中の全有機炭素 (TOC) にしめる割合を推定した。し尿廃水の割合は MA-5 で TOC 負荷量の約 2% であり、残りの大部分の負荷は未処理の生活雑廃水によることがわかった。

最後に、本研究のさいステロールの分析法、GC-MS の使用法などを指導され、有益な御助言をいただいた東京都立大学理学部の小椋和子氏に厚く御礼申し上げます。また試料の採取等に御協力いただいた東京農工大学農学部・環境保護学科・水界研究室の皆様

感謝致します。

文 献

- CAMP, T. R. and R. L. MESERVE (1973): *Water and its Impurities*. p. 241. Reinhold, New York.
- DUTKA, B. J., A. S. Y. CHAU and J. COBURN (1974): Relationship between bacterial indicators of water pollution and fecal sterols. *Water Res.*, 8: 1047-1055.
- GOODFELLOW, R. W., J. CARDOSO, G. EGLINTON, J. P. DAUSON and G. A. BEST (1977): A fecal sterol survey in Clyde Estuary. *Mar. Pollution Bull.*, 8: 272-276.
- 伊藤治郎・立川 涼 (1977): 瀬戸内海西部。周防灘における屎尿汚染指標としてのステロール。地球化学, 11: 70-74.
- 伊藤治郎・立川涼 (1978): コプロスタノールを指標とした愛媛県松山平野河川の屎尿汚染。陸水雑, 39: 123-129.
- MENZEL, D. W. and R. F. VACCARO (1964): The measurement of dissolved and particulate organic carbon in sea water. *Limnol. Oceanogr.*, 9: 138-142.
- MURPHY, J. and J. P. RILEY (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. *Anal. Chim. Acta*, 27: 31-36.
- MURTAUGH, J. J. and R. L. BUNCH (1967): Sterols as a measure of fecal pollution. *J. Water Poll. Control Fed.*, 36: 404-409.
- NISHIMURA, M. and T. KOYAMA (1977): The occurrence of stanols in various living organisms and the behavior of sterols in contemporary sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 41: 379-385.
- 大槻 晃・平山光衛・半谷高久・内海 喩 (1964): 1.1.2. トリクロロエタンを抽出溶媒とした微量アルキルベンゼンスルホン酸塩の吸光度定量。

- 日本化学雑誌, 85: 335-340.
- 小椋和子 (1971): 多摩川および鶴見川におけるステロイドの挙動. 東京都立大学都市研究報告, 8: 17-25.
- OGURA, K. (1973 a): Isolation and identification of sterols from an urban river. *Jap. J. Limnol.*, 34: 129-135.
- OGURA, K. (1973 b): Coprostanol in the surface sediments of Lake Biwa as an index of fecal pollution. *Paleolimnology of Lake Biwa and the Japanese Pleistocene*, 3: 263-276.
- 小椋和子・黒田良隆 (1976): 多摩川水中のステロール類の濃度変動について. 文部省特定研究「都市水域における有機物の存在形態とその起源に関する研究」昭和50年度報告書, 30-35.
- 小倉紀雄 (1980): 多摩川流域(南浅川)における物質循環とそれに及ぼす人間活動の影響. 陸水雑, 41: 138-146.
- 小倉紀雄・宝月欣二 (1981): 南浅川における物質循環と人間活動. 文部省環境科学特別研究報告集 B74-R12-4, 217-226.
- ROSENFELD, R. S. and T. F. GALLAGHER (1964): Further studies of the biotransformation of cholesterol to coprostanol. *Steroids*, 4: 515-520.
- SAAD, H. Y. and W. I. HIGUCHI (1965): Water solubility of cholesterol. *J. Pharm. Sci.*, 54: 1205-1206.
- TESHIMA, S. and A. KANAZAWA (1978): Occurrence of coprostanol, 24-ethylcoprostanol and 5 α -stanols in the marine sediments. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 34: 85-92.
- 田中良春 (1977): 河川水中の合成洗剤の挙動に関する地球化学的研究. 東京農工大学農学部卒業論文.
- 浮田正夫・中西 弘 (1978): 下水処理における窒素・リン汚濁負荷量, 公害と対策, 14: 1215-1232.
- (著者: 細谷 清・小倉紀雄, 東京農工大学農学部環境保護学科, 〒183 東京都府中市幸町3-5-8; Kiyoshi Hosoya and Norio OGURA, Department of Environmental Science and Conservation, Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, Fuchu, Tokyo 183)

1982年5月8日 受理