〈論 文〉

臭化水素酸分解法による河川，底質中の 非イオン界面活性剤の定量

Determination of nonionic surfactant in river water
and sediment by hydrogen bromide fission method

田 中 久*, 小 林 規矩夫*, 沼 田 一
Hisashi TANAKA Kikuo KOBAYASHI Hajime NUMATA

Abstract

A method to estimate the low level content of nonionic surfactant in environmental samples, such as river water or sediment, was established by the use of hydrogen bromide fission followed by gaschromatography. It is based on measurement of the total amount of polyoxyethylene unit in copolymers.

Nonionic surfactant in river water was extracted with ethylacetate; that in sediment was digested with a methanol-potassium hydroxide mixture and then extracted with benzene. The residue from the extraction step was cleaned up through a silicagel column by the use of a chloroform-methanol (25:1) mixture as mobile phase, and then with an anionic and cationic exchange resin column using methanol. After the eluate was quantitatively transferred into a 5-cm³ glass ampoule and dried, the residue was allowed to react with hydrogen bromide-acetic acid reagent for 3 hours at 150°C, and then subjected to gaschromatography.

The recovery rate by the hydrogen bromide fission method was 88.3% (average) for river water and 91.5% for sediment, the limits of determination being 5 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ and 0.2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively. In a survey for pollution in Yamanashi Prefecture based on this method, a maximum of nonionic surfactant of 161 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ was detected from river water and a maximum of 29.8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ from sediment in urban area.

Keywords: nonionic surfactant, hydrogen bromide fission, determination, river water, sediment

1. 緒 言

さきに，ポリオキシエチレン型非イオン界面活性剤（以下， POE_n ）中，魚毒性が高く，難分解性として知られているポリオキシエチレンアルキルフェニルエーテル型^{1),2),3)}を中心とし，チオシアン酸コバルト法（CTAS法）^{4),5)}，および高速液体クロマトグラフィー⁶⁾による測定法について報告，一方，これに関し河川，底質に対する汚染調査も実施されている⁷⁾。しかしながら， POE_n は構造的に，また生物影響等が多種多様であり²⁾，実際，これらについての環境汚染調査が，河川水^{8),9),10)}，工場排水^{11),12)}などを対象として実施されている。

一般的に， POE_n の測定は，CTAS法，ヨウ素ビスマ

ス法（BIAS法）など，ポリオキシエチレン基（EO）との錯体形成に基づく方法により行われているが，簡単，迅速な測定法として広く採用されているCTAS法の場合，EO付加モル数の違いにより分子吸光係数が大きく異なり，また，多くの妨害物による影響を受けやすい¹³⁾。特に，底質試料に関しては， POE_n の分解産物であるポリエチレングリコール^{14),15)}，また，その他の妨害物質による影響など，さらに検討を必要とし，現在もなお，満足する測定法は，確立されるまでに至っていない。

Kadujiら¹⁶⁾は， POE_n に臭化水素酸を作用させることにより，EO付加モル数に応じて1，2-ジブロモエタンが生成されることを報告，また，飯塚¹²⁾は，この方法

* 山梨県立衛生公害研究所 〒 400 甲府市富士見1丁目，7-31, Yamanashi Institute of Public Health, 7-31 Fujimi-1-chome, Kofu-shi, 400 Japan

を用いて事業所排水中の POE_n を測定している。これらのことから、今回、河川水、底質中に含まれる POE_n の微量定量法として、この臭化水素酸分解法に検討を加えた結果、EO付加モル数の多少に関係なく、また、精度、再現性などの点から、環境試料に対して十分適用し得ることを認め、この方法によって、山梨県内の河川、底質に対する POE_n の汚染調査を行った。

2. 実験方法

2.1 試料

今回、測定の水質、底質試料はFig. 1に示したように、甲府市（人口約20万人）を中心とする都市排水の流入により、汚濁の進行が著しい笛吹川およびその支川の16地点について、1982年10月から11月にかけて採取した河川水22、および底質17合計39試料について行った。また、No. 8、10および11*（甲府市内蛭沢川）の3地点を除く水質試料は、24時間通日調査において、11月25日の午後6時に採取したものについて測定を行った。

試料水の保存は、アジ化ナトリウムを0.1%の割合に添加し、底質は、ろ紙上で脱水後、105°Cで約2時間乾燥し、2 mm、フルイで篩別したものを測定に供した。

2.2 分析方法

2.2.1 試薬

(1) シリカゲル：ワコーゲル C-100を130°C、3時間加熱活性化したのち、デシケータ中で約1時間放冷したものを用いる。

(2) イオン交換樹脂：ダウエックス 50W-X 8-H型、(50-100メッシュ) およびダウエックス 1-X 8-Cl型 (50-100メッシュ) それぞれ約100gを再生⁵⁾し、メタノール中に保存する。

(3) 臭化水素酸・酢酸試薬：臭化水素酸（特級）および酢酸（精密分析用）それぞれ同量を用時混合し、調製する。

(4) 1, 2-ジプロモエタン標準液：1, 2-ジプロモエタン（特級）0.500gを秤取、直ちに、二硫化炭素（特級）を加えて一定量に希釈 $50\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ の標準液を調製する。

(5) 非イオン界面活性剤標準液：ヘプタオキシエチレンドデシルエーテル（半井化学薬品）0.100gを秤取、メタノールに溶解100mlとして標準原液を調製する。

用時、原液5 mlにメタノールを加え100mlとする。この液1 ml中には POE_n 標準物質 $50\mu\text{g}$ を含有する。

2.2.2 器具および装置

(1) 泡沫濃縮装置、イオン交換樹脂カラム：前報^{5),6)}と同一装置およびカラムを使用する。

(2) 内容積約5 mlの凍結乾燥用硬質アンプル

(3) 内容積約10mlの共栓遠心沈殿管

(4) 三方吹きアンプル融閉用バーナー

(5) ダイヤモンドアンプルカッター

(6) 遠心型フリーズドライヤー RC-11型（ヤマト）

(7) 日立073型ガスクロマトグラフ（検知器FID）

2.2.3 POE_n 測定試料の前処理

(1) 水質試料

前報^{5),6)}に準拠し、試料水1,000mlを用い、泡沫濃縮装置中で、酢酸エチル溶媒で抽出する。溶媒を留去後、得た残留物をメタノール約5 mlに溶解する。

(2) 底質試料

乾燥試料25gをナス型フラスコ中に秤取、これに、メタノール45ml、10-N水酸化カリウム溶液5 mlを加え、水浴上1時間加熱還流する。冷後、ろ紙(No. 5B)を用いてろ過、抽出ろ液は、ロータリーエバポレーターで、メタノール溶媒を留去する。残留液は水約50mlを用いて分液漏斗に移し、この水溶液に、塩化ナトリウム20g、ベンゼン30mlを加えて振とう抽出を行い、ベンゼン層を分取する。さらに、ベンゼン30mlを用い、同様な抽出操作を2回繰り返した後、抽出ベンゼンを合わせる。この抽出ベンゼン層を水約20mlで1回水洗し、無水硫酸ナトリウムで脱水後、乾燥ろ紙でろ過、ろ液中のベンゼン溶媒を留去し、得た残留物をクロロホルム2 mlに溶解する。

このクロロホルム溶液をシリカゲルカラム（クロマト管：1×30cm、活性ワコーゲルC-100 5 gを充填したもの）上にのせ、クロロホルム約50mlを流して

Fig. 1 Sampling points of river water and sediment in Yamanashi Prefecture.

クリーンアップ後、溶出剤としてメタノール・クロロホルム混液(1:25)70mlを流し、流出液を採取する。流出液中の溶出溶媒をロータリーエバポレーターを用いて留去し、得た残留物をメタノール約5mlに溶解する。

2.2.4 POE_n試験溶液の調製

前処理操作により調製したメタノール溶液をイオン交換樹脂カラムに通し、続いて、メタノール80mlを流した後、全流出液を分取する。流出液中の溶媒をロータリーエバポレーターで留去し、約1~2mlに濃縮後、この濃縮液を硬質アンプル中に移し入れる。蒸留フラスコは、少量のメタノールで2回洗浄、この洗浄液も同様に、アンプル中に移し入れる。なお、アンプル中の試料の適量は、POE_n5~50 μ gであり、必要に応じて、メタノールで希釈調製後、アンプル中に移し入れる。アンプル中のメタノール溶媒は、フリーズドライヤーを用いて揮散させ、十分乾燥させる。この後、臭化水素酸・酢酸試薬0.5mlを加えて、アンプルを封じ、150 $^{\circ}$ Cの定温乾燥器中で3時間作用させる。冷後、アンプルを開封し、内容物を水5mlで共栓遠沈管に移し、これに、二硫化炭素0.5mlを加えて軽く振とうする。この反応液を、1,500rpm、5分間遠心した後、水層をピペットで除去し、下層の二硫化炭素抽出液2 μ lをFID・GCに注入し、1,2-ジブロモエタンのピーク高を測定する。

一方、POE_n標準液10, 20, 30, 40, 50 μ g $\cdot$ ml⁻¹宛、メタノールの希釈調製液を、各1mlアンプル中に入れ、同様に操作して生成した1, 2-ジブロモエタンのピーク高を検量線として、試料中のPOE_n濃度を算出する。

2.2.5 FID・GC測定条件

充てん剤: 10%Apiezon L, Shimalite 60/80

カラム: ガラスカラム 3mm ϕ ×3m

カラム温度: 120 $^{\circ}$ C, 検出器温度: 150 $^{\circ}$ C

キャリアガス: N₂ 50ml $\cdot$ min⁻¹

2.2.6 陰イオン界面活性剤および総リンの測定

(1) 陰イオン界面活性剤 (MBAS)

メチレンブルー吸光度法で測定¹⁷⁾

(2) 総リン

ペルオキシニ硫酸カリウム法により分解後、アスコルビン酸還元、モリブデンブルー吸光度法で測定¹⁸⁾

3. 実験結果および考察

3.1 臭化水素酸分解反応条件の検討

POE_nに対する臭化水素酸の反応は、Kaduji¹⁶⁾, 飯塚¹²⁾らによって述べられているように、次の反応式によって、1, 2-ジブロモエタンを生成する。

また、Kadujiらは、さらに臭化水素酸分解により1, 2-ジブロモエタンを生成するポリテトラヒドロフランを内部標準に用い、POE_n中のポリオキシエチレン含量を求めている。

今回の実験においても同様に、Fig. 2で示したようにPOE_nの臭化水素酸分解によって、標準物質の1, 2-ジブロモエタンの保持時間と一致するピークの出現を確認した。この場合の反応条件としてPOE_n標準物質ヘプタオキシエチレンドデシルエーテル50 μ gを用い、反応時間(1~6時間)、反応温度(130~170 $^{\circ}$ C)および試薬量(0.25~1.5ml)について検討の結果、Fig. 3で示したように、試薬量0.5ml、反応温度150 $^{\circ}$ C、反応時間3時間が適当であることを認め、試薬量の増加、反応時間の延長は逆に、反応生成物の低下が観察された。

3.2 各種界面活性剤に対する反応生成量の検討

一般に、広く使われているPOE_nの大半は、炭素数6~16, EO付加モル数は3~20である¹³⁾。このことから、アルキルフェニルエーテル型および脂肪酸エステル型の市販商品と共に、炭素数, EO付加モル数が明示されているエチレングリコールデシルエーテル標準製品およびポリエチレングリコール類それぞれ50 μ gを用い、臭化水素酸分解による1, 2-ジブロモエタン生成量を、そのピーク高によって比較検討を行った。この

Fig. 2 Gaschromatogram of 1,2-dibromoethane standard and the fission product of nonionic surfactant obtained from environmental samples.

Table 1 Relative sensitivity of diverse nonionic surfactants on the reaction caused by hydrogen bromide fission

Compound	Commercial materials	Ethylene oxide units per mol	Ratio of peak height*
Polyoxyethylene octylphenylether	Emalgen 810	—	1.04
Polyoxyethylene nonylphenylether	Emalgen 903	3.29	0.54
	Emalgen 910	7.90	0.90
	Emalgen 909	9.00	1.05
	Emalgen 913	13.74	1.04
Ethylene glycol dodecylether		1.00	0.20
Diethylene glycol dodecylether		2.00	0.48
Triethylene glycol dodecylether		3.00	0.68
Tetraethylene glycol dodecylether		4.00	0.75
Pentaethylene glycol dodecylether		5.00	0.89
Hexaethylene glycol dodecylether		6.00	0.89
Heptaethylene glycol dodecylether (Standard)		7.00	1.00
Octaethylene glycol dodecylether		8.00	1.00
Polyoxyethylene sorbitan monolaurate	Tween 20	—	0.94
Polyoxyethylene sorbitan monopalmitate	Tween 40	—	0.88
Polyoxyethylene sorbitan monostearate	Tween 60	—	0.89
Polyoxyethylene sorbitan monooleate	Tween 80	—	0.91
Polyoxyethylene sorbitan trioleate	Tween 85	—	0.65

* The values show the ratio of peak height of 1,2-dibromoethane produced by fission of polyoxyethylene linkage in compounds to that of standard (heptaethylene glycol dodecylether) at a 50 μ g level, respectively.

Fig. 3 Conditions of the reaction on hydrogen bromide fission.

Amount of added standard: heptaethylene glycol dodecylether 50 μ g

Heating conditions of A: reagent amount 0.5ml, reaction at 150°C

Heating conditions of B: reagent amount 0.5ml, reaction for 3 hours

Heating conditions of C: reaction for 3 hours at 150°C

Table 2 Relative sensitivity of polyethylene glycols on the reaction caused by hydrogen bromide fission

Compound	Mean value of molecular weight	Ratio of peak height*
Heptaethylene glycol dodecylether (Standard)	494.6	1.00
Polyethylene glycol	200	1.13
	400	1.42
	1000	1.52
	2000	1.44
	4000	1.40

* The values show the ratio of peak height of produced 1,2-dibromoethane to that of standard at a 50 μ g level, respectively.

2-ジブロモエタンの生成量が多く、この物質が存在することによって、POE_n濃度に影響を与えるものと思われる。

JIS¹⁹⁾と同様、標準物質に採用しているヘプタオキソエチレンドデシルエーテルは、1, 2-ジブロモエタンの生成率は高く、また、この標準物質を用いて検量線を作成した結果、**Fig. 4**に示したように、明らかな直線関係にあることが認められた。

結果は、**Table 1,2**に示したように、その生成率は、EO付加モル数の増加に伴って上昇しているが、飯塚¹²⁾の報告と同様、必ずしも比例関係にあるとは認め難く、特に、この傾向は市販商品において強かった。また、ポリエチレングリコールは、POE_nの相当量以上に、1,

Fig. 4 Calibration curve for determination.

3.3 回収試験および測定精度

水質試料に対し、前報^{5),6)}と同様の抽出操作により、低濃度試料水を用いて回収試験を行った結果、Table 3に示したように、標準物質添加 $30\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ の河川水に対する回収率は88.3% (CV: 5.69%)を示し、低濃度の場合でも、良好な回収成績が得られた。

一方、底質試料に対し、 POE_n 含有量 $<0.2\sim 20.4\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ の試料を用い、これに標準物質を $4\sim 20\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 添加して、回収試験を行った結果、水質試料と同様、その回収率は83.8~100%、平均91.5% (CV: 6.90%)を示し、底質についても、本法は十分適用し得るものと思われる。また、その存在が POE_n 濃度に影響を与えるポリエチレングリコールについて、標準物質の添加(20

$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)と共に同時に、ポリエチレングリコール1000を添加($4\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)し、全試験操作による回収試験を行った結果は、回収率の増大、すなわち、 POE_n 添加回収濃度の上昇、また、対照試料(標準物質のみを添加)と比較しても、明らかな差は認められず、本測定操作によってポリエチレングリコールは除外されることが解った。

一方、同一試料に対する、繰り返し実験では、Table 4に示したように、低濃度の POE_n 含有河川水($8.2\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)についての変動係数(CV%)は10.2 ($n=5$)、高濃度含有河川水($277\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)では7.29、また、底質試料($23.1\sim 29.7\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)の場合は3.60~3.84とそのバラツキは少なかった。本法の検出下限値は、水質試料 $5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、底質試料 $0.2\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ であり、また、実試料のクロマトグラムは、Fig. 2に示したように、1, 2-ジブプロモエタンのピーク以外の妨害ピークは認められなかった。

3.4 県内河川、底質の POE_n 汚染調査

通日調査による笛吹川各地点の水質は、Table 5に示したように、下流へ移行するに伴い、都市河川(平等川、濁川、蛭沢川、荒川、鎌田川)の流入による明

Table 4 Repeatability of the overall procedure of the hydrogen bromide fission method

Sample	n	$\bar{X}$	Range	CV %
River water	5	$8.2\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	6.7— $8.7\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	10.2
	9	277.	242. — 309.	7.29
Sediment	5	$23.1\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	21.7— $23.8\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	3.60
	6	29.7	29.0— 32.0	3.84

Table 3 Recovery of nonionic surfactant (heptaethylene glycol dodecylether) after the overall procedure of the hydrogen bromide fission method

No.	River water				Sediment				Sediment			
	Initial $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	Added $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	Found $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	Recovery %	Initial $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	Added $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	Found $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	Recovery %	Initial $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	Added $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	Found $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	Recovery %
1	7.8	30	32.5	82.3	19.2	4	23.3	100	22.3	20	41.0	93.5
2	7.8	30	33.8	86.7	20.4	4	24.0	90	22.3	20*	41.0	93.5
3	7.8	30	34.2	88.0	20.4	4	24.4	100	22.3	20*	41.8	97.5
4	7.8	30	37.2	98.0	<0.2	8	6.7	83.8	22.3	20*	42.1	99.0
5	57.3	30	83.3	86.7	<0.2	8	6.7	83.8	22.3	20*	42.5	101
6					<0.2	8	7.4	92.5				
7					0.2	20	17.9	88.5				
8					0.2	20	18.9	93.5				
Average				88.3				91.5				96.9
CV				5.89				6.90				3.45

* The procedure was carried out the recovery test of the sample added with both a $20\mu\text{g}$ of standard and a $4\mu\text{g}$ of polyethylene glycol 1000.

Table 5 Nonionic surfactant content of river water and sediment in Yamanashi Prefecture

Sampling		River water					Sediment
River	Point No.	POE _n μg・l ⁻¹	MBAS mg・l ⁻¹	MBAS-POE _n ⁻¹	BOD mg・l ⁻¹	total-P mg・l ⁻¹	POE _n mg・g ⁻¹
Fuefuki	1	<5	0.04	—	1.5	0.03	<0.2
	4	<5	0.07	—	2.2	0.06	<0.2
	5	<5	0.07	—	2.2	0.06	<0.2
	6	<5	0.10	—	1.9	0.07	<0.2
	13	7	0.26	37.1	4.5	0.25	0.5
	14	<5	0.19	—	4.0	0.26	0.7
	16	<5	0.13	—	1.9	0.15	<0.2
Omo	2	6	0.14	23.3	4.8	0.12	<0.2
Hi	3	<5	0.05	—	2.4	0.04	<0.2
Byōdō	7	18	0.26	14.4	8.2	0.27	<0.2
Nigori	8	37	—	—	—	—	29.8
	8	51	—	—	—	—	20.2
	9	22	—	—	—	—	—
	9	37	0.73	19.7	8.9	0.66	1.9
	10	25	—	—	—	—	—
	10	20	—	—	—	—	0.5
Hirusawa	11	40	2.39	59.8	17.5	0.72	—
	11	30	1.20	40.0	7.0	0.55	9.2
	11*	150	3.19	21.3	25.6	0.96	—
	11*	161	3.73	23.2	33.6	1.06	—
Arakawa	12	19	0.48	25.3	3.5	0.26	0.4
Kamada	15	16	0.28	17.5	3.8	0.28	0.4

No. 11*: It is the sampling point in the area of Kofu city at the upper stream of Hirusawa river.

らかな水質汚濁の進行が観察され、これら支川と合流後の笛吹川 No.13地点では、BOD、MBAS また総リンの各濃度は上流地点 No. 1 の 3～8.3 倍に達している。一方、POE_n濃度は No.13 地点で 7 μg・l⁻¹ 検出されたが、その他の各地点は、いずれも 5 μg・l⁻¹ と検出限界値以下であり、また、笛吹川底質の場合も同様に、都市河川流入後の No.13、No.14 地点で、それぞれ 0.5、0.7 μg・g⁻¹ 検出され、その他の各地点は、0.2 μg・g⁻¹ 以下であった。

しかしながら、甲府市を中心とし、都市排水の流入により水質の汚濁が進行している濁川、蛭沢川、荒川および鎌田川各支川の場合、前回の調査結果と同様⁷⁾、河川、底質から高い POE_n が検出され、特に BOD 値が 25.6～33.6 mg・l⁻¹ の蛭沢川河川水では最高 161 μg・l⁻¹、また、濁川底質では最高 29.8 μg・g⁻¹ を示していた。

合成洗剤の主成分である MBAS との関係についてみると Table 5 に示したように MBAS/POE_n⁻¹ の割合は 14.4～59.8 (平均 28.2) と、従来の報告値 6.8 (BIAS 法)⁹⁾、9～10 (CTAS 法)^{5,10)} と比較して、

河川水中の MBAS に対する POE_n の濃度比率は、はるかに低い成績であった。このことは、先に述べたように妨害物等により、比較的影響をうけやすい錯体形成に基づいた従来の方法と異なり、本法が、特異的に POE_n 中の EO を対象として臭化水素酸分解により行われており、今後、環境中における POE_n 汚染または挙動を論ずる上での検討課題を提供するものと考えている。

4. 結 語

臭化水素酸分解法による、河川水および底質中のポリオキシエチレン型非イオン界面活性剤測定法について検討し、つぎの結果を得た。

1) 臭化水素酸・酢酸試薬 0.5 ml, 150°C, 3 時間の条件下で反応させ、生成した 1, 2-ジプロモエタンをガスクロマトグラフィー (FID) で測定する方法は、環境試料中の非イオン界面活性剤微量定量法として、適応し得るものと思われる。

2) 河川水試料は、酢酸エチル抽出およびイオン交

換樹脂カラムでクリーンアップ後、臭化水素酸分解法により測定した。回収率88.3% (添加量: $30\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), 繰返し精度 (CV) 7.29~10.2%, 検出下限値 $5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$

3) 底質試料は, メタノール・水酸化カリウム液で分解処理後, ベンゼンで抽出, シリカゲルカラムおよびイオン交換樹脂カラムでクリーンアップ後, 臭化水素酸分解法により測定, また, ポリエチレングリコールによる影響は, 本法の操作により, 除外されることが解った。回収率91.5% (添加量: $4\sim 20\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), CV3.60~3.84%, 検出下限値 $0.2\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

4) 山梨県内の河川水および底質に対する調査において, 都市排水の流入河川は, 水質, 底質共に, 明らかな非イオン界面活性剤による汚染を観察, その濃度は河川水で最高 $161\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, 底質 $29.8\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ であった。

また, 河川水における陰イオン界面活性剤 (MBAS) とポリオキシエチレン型非イオン界面活性剤 (POE_n) との比は, 14.4~59.8 (平均28.2) であった。

謝辞

本研究の費用の一部は, 環境庁環境保健部保健調査室化学物質環境調査委託費によってまかなわれたものであり, 感謝の意を表します。また, 本論文の要旨は, 第19回全国衛生化学技術協議会年會にて発表を行った。

(原稿受理 昭和59年1月30日)

引用文献

- 1) 井上善介, 福山丈二, 本多淳裕 (1977) 界面活性剤の毒性と生物分解性, 水処理技術, **18** (2), 119-132.
- 2) 沼田一 (1982) 環境中における非イオン界面活性剤の挙動, 化学と工業, **35** (11), 144-145.
- 3) 化学物質要覧作成研究会 (1983) 化学物質要覧 (昭和57年度環境庁公害防止等調査研究委託費による報告書), 665-667, 昭和58年3月.
- 4) 小林規矩夫 (1978) 化学物質環境調査分析方法報告書 (昭和53年度環境庁公害防止等調査研究委託費による報告書), 53-55. 日本環境協会, 昭和53年3月.
- 5) 小林規矩夫, 田中久, 沼田一 (1980) 河川, 下水中の非イオン界面活性剤の定量, 衛生化学, **26** (2), 92-98.
- 6) 小林規矩夫, 沼田一 (1981) 高速液体クロマトグラフィーによる環境試料中のポリオキシエチレンアルキルフェニルエーテルの定量, 全国公害研会誌, **6** (2), 58-62.
- 7) 環境庁 (1978) ケミカルアセスメント・アニュアルレポート 化学性物質と環境, 昭和53年3月.
- 8) 節田節子, 伊藤伸一, 宇都宮暁子, 内藤昭治 (1979) 原子吸光法によるポリオキシエチレン系非イオン界面活性剤の定量, 衛生化学, **25** (4), 199-214.
- 9) 節田節子, 森康明, 長谷川一夫, 内藤昭治 (1982) 神奈川県内の河川水のポリオキシエチレン系非イオン界面活性剤の分布, 水質汚濁研究, **5** (1), 1-7.
- 10) 小島節子 (1982) 市内河川水中の非イオン界面活性剤の定量, 名古屋市公害研究所報, **12**, 83-87.
- 11) 前川勉, 田川専照, 塩谷勝夫, 岸彦平 (1979) 界面活性剤による水質汚濁に関する研究, 水質汚濁研究, **2** (4), 223-235.
- 12) 飯塚貞雄 (1980) 排水中の非イオン界面活性剤定量法, 横浜市公害研究所報, **5**, 79-83.
- 13) 米国石鹼洗剤工業会報告書 (1981) 界面活性剤の科学, 人体および環境への作用と安全性, (D. Little Inc. 編 黒岩幸雄監訳) 臨時増刊, No. 3, 70-73, フレグランスジャーナル社 東京.
- 14) Tobin R.S., Onuska F.I., and Brownlee B.G. (1976) Application of an Ether Cleavage Technique to a Study of the Biodegradation of a Linear Alcohol Ethoxylate Nonionic Surfactant. *Water Research*, **10**, 529-535.
- 15) Cook K.A. (1978) Degradation of the Non-Ionic Surfactant Dobanol 45-7 by Activated Sludge. *ibid.*, **13**, 259-266.
- 16) Kaduji I.I., and Stead J.B. (1976) Determination of Polyoxyethylene in Small Amounts of Non-Ionic Detergents by Hydrogen Bromide Fission Followed by Gas Chromatography. *Analyst*, **101**, 728-731.
- 17) JIS K 0102-1981, 30.1.1
- 18) JIS K 0102-1981, 46.3.3, 46.1.3
- 19) JIS K 0102-1981, 30.2.1