鳥屋野潟における LAS の分布と挙動

横山 ひろみ, 川田 邦明, 尾崎 邦雄

新潟県衛生公害研究所

(〒950-21 新潟市曾和314-1)

[平成 3 年 8 月 21 日受理]

Distribution and Behavior of Linear Alkylbenzenesulfonates (LAS) in Toyano Lagoon

Hiromi Yokoyama, Kuniaki Kawata

and Kunio Ozaki

Niigata Prefectural Research Laboratory

for Health and Environment

(314-1, Sowa, Niigata 950-21)

[Received August, 21, 1991]

Summary

Concentrations of linear alkylbenzenesulfonates (LAS) in water samples from Toyano Lagoon (L. Toyano), 11 drainage channels which drain into L. Toyano and the Shinano River were determined. The concentrations of LAS in waters from the lagoon and the river showed the clearly seasonal changes, decreased in the summer due to the degradation, while there were no obvious seasonal changes in LAS concentrations in waters from the drainage channels. LAS amounts from 7 drainage channels, into which domestic wastewater drains, were estimated at 76 to 81% of the total LAS amounts inflowed to L. Toyano. These results suggest that domestic wastewater was the main source of human pollution loads to L. Toyano.

Key Words: monitoring of LAS; domestic wastewater; lagoon water; drainage water; Toyano Lagoon

1. はじめに

現在市販されている合成洗剤の主要成分である直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩 (LAS) は合成洗剤による汚染指標として、これまで、種々の環境試料について測定されてきた¹⁾⁻¹⁴⁾。LAS は自然界において比較的容易に分解されることが報告されているものの¹⁵⁾⁻¹⁷⁾、その生産量及び消費量が極めて多いことから、魚類等の水生生物に対する影響や、下水処理機能の低下等、環境に対する影響が危惧されてきた¹⁸⁾。そこで、その周辺部から生活排水等が直接流入する天然湖沼である鳥屋野潟を対象として、水質中の LAS 濃度について調査した。

鳥屋野潟にはその周辺部の市街地から一般家庭の生活系排水や飲食店等の排水が流入している。鳥屋野潟の汚

染状況については、これまで COD、全窒素、全りんや藻類生産潜在能力等を指標とした水質調査¹⁹⁾や底泥の栄養塩類調査が実施された^{20), 21)}。また、生物相の調査例も報告されている^{22), 23)}。しかし、これまで潟内における合成洗剤の分布や挙動についてはほとんど調査されていない。

本報では、鳥屋野潟に流入する排水路及び潟内における水質中の LAS 濃度について調査し、潟内における LAS の挙動について検討した。さらに、LAS が生活系排水の指標となる可能性を検討し、その結果から、各排水路について鳥屋野潟に対する生活系排水の負荷を推定した。

2. 調査方法

2.1 調査地域の概要

鳥屋野潟は典型的な沖積層からなる新潟平野に位置する新潟市にあり、水域面積が 1.62km^2 、容積が 1450000m^3 、平均水深が 0.9m 、最大水深が 1.4m の天然湖沼である²⁰⁾。潟内にはその周辺に広がる水田地帯から農業系排水が流入しており、遊水池の役割を担ってきた。近年、その周辺部の市街地化が進行しており、下水道の普及率が低いために、一般家庭の生活系排水や飲食店等の排水が流入し、水質汚濁が進行している^{19), 20)}。

2.2 調査地点と採水

調査地点をFig. 1に示す。なお、潟内では通常No.13からNo.14の方向に水が流れている。まず、1986年2月25日(冬季)に、7排水路(No. 1, 3~6, 8及び11の各排水路)とNo.12(生活系排水が流入する栗ノ木川の河川水が潟内に流入する直前にあたる地点)、No.13(潟の入口)、No.14(潟の出口)及び対照地点としてNo.20(信濃川)の11地点で各地点1回採水をした。なお、非かんがい期にはNo. 20から導水された河川水がNo.8の排水路を経て鳥屋野潟に流入する。次に、1986年7月11日(夏季)にNo.1~16及び20で、また1986年11月17日(秋季)に全地点で、各地点1回採水し、流量

を測定した。また、No. 3排水路において、1986年7月22日9時30分~23日12時30分及び1986年11月17日9時30分~18日12時30分にかけて1時間ごとに連続採水した。

2.3 分析方法

LASは既報により前処理後²²⁾、蛍光分光光度検出器付き高速液体クロマトグラフ(HPLC)で定量し^{3), 25)}、アルキル基の炭素数が10~13のLAS(C_{10} -LAS ~ C_{13} -LAS)の総和として示した。HPLC分析条件は次の通りである²⁶⁾。

分離カラム：ガスクロ工業製 $5\mu\text{m}$ Inertsil ODS, $4.6\text{mm i.d.} \times 150\text{mm}$, 40°C , 移動相： 0.1M 過塩素酸ナトリウムを含むメタノール/水(83/17, V/V), 流速, 0.75ml/min , HPLC：日本分光製800シリーズ, 検出波長：Ex, 225nm, Em, 295nm.

MBASは上水試験法²⁷⁾により測定した。

3. 結果及び考察

3.1 排水路及び潟内におけるLASの分布と挙動

各調査地点におけるLAS濃度の測定結果をTable 1に示す。LAS濃度の報告値としては、広島県内の河川等で $0.001 \sim 0.060\text{mg/l}^{(6)}$ 、多摩川で $0.01 \sim 0.22\text{mg/l}^{(9)}$ 、新潟県内の中小河川で $0.42 \sim 0.55\text{mg/l}^{(10)}$ 、鶴見川で $0.42 \sim 0.55\text{mg/l}^{(4)}$ 、手賀沼で定量下限値未満 $\sim 0.6\text{mg/l}^{(14)}$ 、樋井川(福岡県)で $0.17 \sim 1.6\text{mg/l}^{(7)}$ 、大阪府内の河川で $0.0011 \sim 1.86\text{mg/l}^{(13)}$ 、兵庫県内の河川で $0.004 \sim 2.5\text{mg/l}^{(8)}$ 、那珂川(福岡県)で $0.63 \sim 2.9\text{mg/l}^{(7)}$ 、名古屋市内の河川で $1.48 \sim 7.15\text{mg/l}^{(5)}$ 等の報告がある。これらと比較したところ、鳥屋野潟に流入する排水路の一部では $0.74 \sim 4.3\text{mg/l}$ とやや高い濃度レベルであったが、潟内を含むその他の地点では $0.004 \sim 0.42\text{mg/l}$ と低~中程度の濃度レベルであることがわかった。

No. 3排水路におけるLAS及びMBAS濃度の通日調査結果をTable 2に示す。夏季(1986年7月)及び秋季(1986年11月)とも、1日におけるLAS濃度の時間変動は比較的小さく、最大値は最小値の2倍程度であった。また、夏季及び秋季とも、流量は8~10時及び20時~22時に高く、2時~6時に低くなり、最大値は最小値の5~6倍であったが、その他の時間帯においては、平均流量にほぼ等しい値であった。そして、Table 1に示すNo. 3排水路のLAS濃度はTable 2に示すLAS濃度の平均値と大差はないことから、他の地点についても、Table 1に示す測定値を各地点の代表値として以下の考察に用いた。

各排水路ごとにLAS濃度(Table 1)を比較したところ、No. 6排水路で、秋季及び冬季に比べ、夏季に高い値であったことを除き、いずれの排水路においても季節によるLASの濃度差は特にみられなかった。これは、

1-11: drainage channel, 12: R. Kurinoki,
13-19: L. Toyano, 20: R. Shinano

Fig. 1. Map of sampling sites at L. Toyano.

Table 1 Concentrations of LAS and MBAS

Sample site		Winter ^{a)}	Summer ^{b)}			Autumn ^{c)}		
		LAS	LAS	MBAS	LAS	LAS	MBAS	LAS
		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	MBAS	(mg/l)	(mg/l)	MBAS
1	D ^{d)}	1.5	2.3	6.1	0.38	2.1	3.8	0.55
2	D	— ^{g)}	1.6	2.4	0.67	1.3	2.2	0.59
3	D	2.9	1.8	6.6	0.27	2.1	4.0	0.53
4	D	2.4	2.9	10	0.28	2.3	4.3	0.53
5	D	0.86	1.0	2.5	0.40	0.74	1.2	0.62
6	D	0.13	1.3	3.5	0.37	0.35	0.84	0.42
7	D	—	0.024	0.31	0.077	0.061	0.28	0.22
8	D	0.031	0.043	0.35	0.12	0.084	0.34	0.25
9	D	—	0.15	0.45	0.33	0.38	1.3	0.29
10	D	—	2.2	6.7	0.33	4.3	6.7	0.64
11	D	1.1	2.1	6.8	0.29	2.1	4.2	0.50
12	R ^{e)}	0.16	0.27	0.62	0.44	0.27	0.58	0.47
13	L ^{f)}	0.23	0.35	0.63	0.56	0.36	0.65	0.55
14	L	0.25	0.013	0.33	0.039	0.22	0.42	0.52
15	L	—	0.004	0.33	0.012	0.22	0.52	0.42
16	L	—	—	—	—	0.17	0.40	0.43
17	L	—	—	—	—	0.25	0.48	0.52
18	L	—	—	—	—	0.33	0.62	0.53
19	L	—	—	—	—	0.42	0.60	0.70
20	R	0.038	0.005	0.24	0.021	0.023	0.12	0.19

a) February 25, 1986; MBAS was not determined.

b) July 11, 1986. c) November 17, 1986.

d) drainage channel. e) river. f) L. Toyano.

g) not determination.

Table 2 Variation of LAS and MBAS concentration at Site 3

Sample time (hour of d)	Summer ^{a)}			Autumn ^{b)}		
	LAS	MBAS	LAS	LAS	MBAS	LAS
	(mg/l)	(mg/l)	MBAS	(mg/l)	(mg/l)	MBAS
9 : 30+10 : 30	1.5	4.0	0.38	2.6	3.5	0.74
11 : 30+12 : 30	1.5	4.1	0.37	3.0	3.7	0.81
13 : 30+14 : 30	1.1	4.2	0.26	2.0	3.8	0.53
15 : 30+16 : 30	1.4	3.4	0.41	2.3	3.5	0.66
17 : 30+18 : 30	0.68	2.7	0.25	1.7	3.2	0.53
19 : 30+20 : 30	0.77	3.1	0.25	1.9	3.3	0.58
21 : 30+22 : 30	1.1	4.4	0.25	1.7	3.5	0.48
23 : 30+24 : 30	1.4	4.2	0.33	2.1	3.5	0.60
1 : 30+ 2 : 30	1.2	3.3	0.36	1.6	3.3	0.48
3 : 30+ 4 : 30	0.79	2.9	0.27	1.3	3.4	0.38
5 : 30+ 6 : 30	0.93	2.7	0.34	1.5	3.1	0.48
7 : 30+ 8 : 30	1.4	3.5	0.40	1.4	3.0	0.46
9 : 30+10 : 30	1.1	4.7	0.23	1.7	3.5	0.48
11 : 30+12 : 30	1.2	4.9	0.24	1.9	3.5	0.54
Mean	1.1	3.7	0.31	1.9	3.4	0.55
σ	0.28	0.73	0.066	0.47	0.22	0.12

a) July 22-23, 1986. b) November 17-18, 1986.

排水路における滞留時間がLASの分解に要する時間に比べて短いため、LASが比較的分解を受けずに潟内に流入するためと考えられた。また、No.12及びNo.13でも同様に季節差は認められなかった。

これに対し、No.14及びNo.15では、秋、冬季に比べ夏季に十分の一程度の低い濃度であった。Inabaらは、手賀沼のLAS濃度が冬季に高く夏季に低いという変動を示すことを報告している¹⁴⁾。このような傾向はNo.20（信濃川）でも認められた。この理由として、夏季には他の季節に比べて水温が高いことから、LASの分解が進行したことが考えられた^{8), 16), 17)}。

そこで、このことを確認するために、No.15で1986年7月15日に採水した試料にC₁₀-LAS～C₁₃-LASの混合物²⁴⁾を添加し、分解性を調べた。結果をFig. 2に示す。吉村ら¹⁶⁾及び古武家⁸⁾による河川水を用いたLASの分解性試験結果では、LASの50%が分解するのに2～6日を要した^{8), 16)}。本報告では、LASの濃度が低いほど分解が早く、水温20℃で50%分解するのに2～3日を要した。また、吉村らの結果に比べて分解が早い傾向が見られた。これは、有機物汚染の高い河川ほど分解速度が早いことから¹⁶⁾、鳥屋野潟で有機物による汚染が比較的進行していることを反映したものと考えられる。そして、LASの分解速度に対する水温の影響が大きく、低温（5℃）ではほとんど分解しないことが示された。これは、6～9℃を超えるとC₁₂-LASの分解が進行するというInabaらの報告と一致した¹⁷⁾。

鳥屋野潟の潟内における水の滞留時間は約2日とされている。また、夏季には潟内に流入する水量が他の季節に比べて少ないことから、滞留時間がさらに長い可能性がある³¹⁾。したがって、潟内においては水温の高い夏季には他の季節に比べてLASの分解が進行すると考えられ、No.14及びNo.15では夏季においてのみLAS濃度が低かったことを説明できた。

LASの同族体については、その炭素数の増加にともないLASの分解性^{8), 15), 16)}や吸着性が増す^{10), 19)}。例えば、古武家⁸⁾はC₁₀-LAS、C₁₁-LAS、C₁₂-LAS及びC₁₃-LASの組成について、市販の家庭用洗剤では、各々、10.6±1.9%、36.3±1.7%、31.1±3.0%及び22.1±1.9%であるのに対して、兵庫県内の河川水中では、各々、18.5±2.8%、49.1±2.5%、26.1±3.0%及び6.4±2.4%であったと報告している。本調査におけるLASの同族体比をTable 3に示す。排水路では明確な季節差

Fig. 2. Degradability test of LAS in L. Toyano water. Water sampled at Site 15 on July 15, 1986 was used; LAS concentration of the water was 0.003mg/l.

- Incubated at 20℃ after addition of 11.5mg/l LAS mixture.
- ▲ Incubated at 20℃ after addition of 2.3mg/l LAS mixture.
- Incubated at 5℃ after addition of 11.5mg/l LAS mixture.

Table 3 Component of LAS in water samples

Sample water		Composition of LAS (%)			
		C ₁₀ -LAS	C ₁₁ -LAS	C ₁₂ -LAS	C ₁₃ -LAS
River ^{a)}	Winter	15.0±0.71	30.2±2.60	36.0±2.13	18.8±1.86
	Summer	17.9±1.04	40.2±0.21	32.0±0.79	9.9±2.26
	Autumn	16.1±0.55	35.9±2.66	35.2±0.55	12.8±2.28
Lagoon ^{b)}	Winter	13.5	33.7	34.0	18.8
	Summer	27.1	42.6	23.9	6.4
	Autumn	19.2±0.66	35.2±2.39	35.7±3.63	9.9±1.45
Drainage channel ^{c)}	Winter	14.2±1.38	31.2±0.80	34.6±1.55	20.0±0.80
	Summer	17.0±0.99	36.9±0.87	32.7±1.17	14.4±0.78
	Autumn	15.8±1.30	34.7±1.21	35.9±1.75	13.6±1.40

a) Site 12 and 20. b) Site 13-19. c) Site 1-11.

が認められなかったが、河川や潟内では、特にLAS濃度の低い夏季において、報告例と同様に、 C_{10} -LAS及び C_{11} -LASの比率が高く、 C_{13} -LASが低い傾向がみられ、LASの分解や吸着が進行したことを示している。これに対し、冬季における河川水、潟水及び排水ではむしろ市販洗剤の報告値に近い値であり、LASの分解や吸着は進行していないと考えられる。

3.2 LAS濃度とMBASとの関係

MBASについては、夏季及び秋の測定結果 (Table 1) 及びNo. 3排水路における通日調査結果 (Table 2) ともに、既に記したLASについての考察とほぼ同様の傾向が認められ、MBASとLASの濃度の相互間には、極めて高い正の相関関係 (夏季: $r=0.963$, 秋季: $r=0.990$) が認められた ($p<0.01$)。なお、潟内におけるMBASは $0.33\sim0.60\text{mg/l}$ であり、飲料水のMBASの基準値 0.5mg/l と同程度の低値であった。

MBASに占めるLASの割合をTable 1に示す。LAS/MBASは秋季に比べて、概ね夏季に低かった。そして、夏季にLAS濃度が低かったNo. 14及び15ではMBASについては季節差は認められなかった。これらのことから、MBASとして測定される物質には、LASに比べ分解性の低いものも含まれている可能性が考えられた。

LAS/MBASについては、種々の報告値がある。夏季におけるTable 1に示す値の平均値29%及びTable 2に示す平均値31%は、多摩川における3~50% (平均28%)⁹⁾、福井県内の河川における20%³²⁾と同程度の値であった。また、秋季におけるTable 1に示す値の平均値47%及びTable 2に示す平均値55%は、これらの値よりは高く、名古屋市内の河川における73~95%⁵⁾や、兵庫県内に河川における平均値81%⁸⁾よりは低く、新潟県内の中小河川における平均値50%¹⁰⁾とはほぼ等しい値であった。

Fig. 3. Estimated amounts of LAS (kg/d) inflowed to L. Toyano from 11 drainage channels in summer (July 11, 1986).

3.3 LAS濃度を指標とした排水路の分類とLAS負荷量の試算

11排水路におけるLAS濃度 (Table 1) に基づき、排水路を3グループに分類した。

グループ1はLAS濃度が $0.74\sim4.3\text{mg/l}$ の範囲にあり、LAS濃度の高いNo. 1~5, 10及び11の7排水路、グループ2はLAS濃度が $0.024\sim0.084\text{mg/l}$ の範囲にあり、LAS濃度の低いNo. 7及び8の2排水路、また、グループ3はLAS濃度が $0.13\sim1.3\text{mg/l}$ とグループ1とグループ2の間であるNo. 6及び9の2排水路である。河川水中のLAS濃度はその調査地点の属する行政区画の人口密度と有意な正の相関関係にあることが報告されていることから⁸⁾、各排水路におけるLAS濃度は負荷人口と有意な正の相関関係にあることが考えられる。各排水路ごとの負荷人口は求められてはいないが、グループ1の排水路の流域は市街地化が進行していることから、グループ1の排水路には、主に生活系排水が流入していることを示すものと考えられた。これに対し、グループ2の排水路の流域は市街地化は比較的進行しておらず、概ね農業地区であり、従って、排水路には主に農業系排水が流入し、また、グループ3の排水路の流域は両グループの中間的な状況で、生活系排水と農業系排水がともに流入すると考えられた。

河川水や排水中において、LAS濃度はBOD, COD, 窒素やリン濃度等の人為的汚濁の指標とされる成分と高い正の相関関係にあり、同様の挙動を示すことが報告されている^{8), 28)-30)}。また、潟内では内部生産によるCOD等の増加の可能性があるため、COD等は生活系排水による負荷の指標として必ずしも適当ではない。したがって、LASが比較的分解を受けにくい排水路等においては、LASを生活系排水による負荷の指標として用いる

Fig. 4. Estimated amounts of LAS (kg/d) inflowed to L. Toyano from 11 drainage channels in autumn (November 17, 1986).

ことは妥当と考えられる。そこで、夏季及び秋季において、潟内に流入する11排水路におけるLASの負荷量を、採水時における流量を基に算出し、Fig. 3及び4に示す。

11排水路から流入した総水量に占めるグループ1、グループ2及びグループ3からの水量の割合は、夏季では44%、39%及び17%、秋季では18%、78%及び4%であった。これに対して、11排水路からのLASの総負荷量に占める各グループ1、グループ2及びグループ3からの負荷量の割合は、夏季では、80%、2%及び18%、秋季では76%、20%及び4%であり、水量を考慮してもグループ1の排水路からのLASの負荷量が大きいがわかった。

なお、グループ2の排水路からの負荷量が、夏季に比べて秋季に高かったのは、LAS濃度については大差がなかったものの、秋季におけるグループ2のNo. 8排水路の流量及び11排水路の総流量に占める割合が、夏季を大幅に上回ったためである。これは、秋季調査を行った時期においてNo. 20から信濃川の河川水を導水したことにより、No. 8排水路の水量が大幅に増加したためと考えられる。このときの信濃川からの負荷量は、No. 20のLAS濃度から、No. 8排水路の負荷量の27%と見積られた。残る負荷量増加の原因として、水量の増加にともなうLASを吸着していた堆積物の洗い出し³²⁾が考えられた。

以上のように、鳥屋野潟に流入するLASのうち、市街地を流域とする排水路から流入するLAS量が大きな割合を占めており、鳥屋野潟に対しては、これらの排水路からの生活系排水の負荷が極めて高いことが示された。

要 約

鳥屋野潟に流入する合成洗剤量を把握する目的で、潟内に直接流入する11排水路、潟内及び対照地点(信濃川)で、水質中のLASを測定した。その結果から次のようなことがわかった。

(1) 各排水路では季節によるLAS濃度の差はみられなかったことから、LAS濃度は、鳥屋野潟に対する各排水路からの生活系排水の負荷の指標として有効と考えられた。

(2) 潟入口ではLAS濃度に明確な季節差は認められなかったが、潟出口、潟内及び対照地点では、夏季には秋季や冬季の十分の一程度の濃度であり、水温がLASの分解に関与していると考えられた。

(3) 主に生活系排水の流入すると考えられる7排水路においては、LAS濃度は、主に農業系排水が流入すると考えられる2排水路に比べ、約十倍～百倍程度高濃度であり、鳥屋野潟に対する生活系排水による負荷量の76～80%を占めた。また、生活系排水と農業系排水がとも

に流入する排水路では両者の中間的な濃度であった。

文 献

- 1) Hon-nami, H., and Hanya, T.: Difference in the composition of linear alkylbenzene sulfonate homologues in river sediment and river water. *Jpn. J. Limnol.*, Vol. **41**, 1-4, (1980)
- 2) Hon-nami, H., and Hanya, T.: Linear alkylbenzene sulfonates in river, estuary and bay water. *Water Res.*, Vol. **14**, 1251-1256, (1980)
- 3) Nakae, A., Tsuji, K., and Yamanaka, M.: Determination of trace amount of alkylbenzenesulfonates by high-performance liquid chromatography with fluorimetric detection. *Anal. Chem.* Vol. **52**, 2275-2277, (1980)
- 4) 環境庁保健調査室:「化学物質と環境」, pp.97-101, (1978)
- 5) 小島節子, 清水正信: 市内河川水及び底質中のアルキルベンゼンスルホン酸塩の定量について, 名古屋市公害研報告, Vol. **10**, 33-39, (1980)
- 6) 岡本 拓, 白根義治: 広島県内の主要河川および港湾における直鎖型アルキルベンゼンスルホン酸ナトリウム(LAS)汚染, 広島県環境センター研究報告, Vol. **3**, 60-65, (1982)
- 7) 大隅俊之: 福岡市内河川水中直鎖型アルキルベンゼンスルホン酸ナトリウム(LAS)の定量, 福岡市衛生試験所報告, Vol. **7**, 75-80, (1982)
- 8) 古武家善成: 兵庫県内河川におけるLASの濃度とその同族体・異性体の存在割合, 日本陸水学雑誌, Vol. **46**, 279-286, (1985)
- 9) 吉川サナエ, 佐野 仁, 原田忠彦: 高速液体クロマトグラフィーによる河川水中のLASの定量, 水質汚濁研究, Vol. **7**, 191-194, (1984)
- 10) 川田邦明, 横山ひろみ, 尾崎邦雄: 中小河川における直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩の分布, 公害と対策, Vol. **27**, 173-177, (1991)
- 11) 天野耕二, 福島武彦, 稲葉一穂, 中杉修身: 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)の河川・湖沼水中の懸濁物への吸着特性の変化とその要因について, 水質汚濁研究, Vol. **12**, 506-515, (1989)
- 12) 天野耕二, 福島武彦, 中杉修身: 湖沼底質中の直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)の鉛直分布と季節変動について, 水質汚濁研究, Vol. **12**, 724-735, (1989)
- 13) 野中和代, 服部幸和, 中本雅雄: 大阪府内河川水中の直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)の濃度分布と挙動, 大阪府公害監視センター所報, 調査研究編, No.12, 67-79, (1990)

- 14) Inaba, K., and Amano, K.: HPLC determination of linear alkylbenzenesulfonates (LAS) in aquatic environment. Seasonal changes in LAS concentration in polluted lake water and sediment. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, Vol. **34**, 203-212, (1988) .
- 15) 大場建吉, 三浦千明: 界面活性剤の環境中における動態, 油化学, Vol. **34**, 10-16, (1985)
- 16) 吉村孝一, 荒 勝俊, 林 克己, 川瀬次朗, 辻 和郎: 河川水中における LAS および石けんの生分解性, 日本陸水学雑誌, Vol. **45**, 204-212, (1984)
- 17) Inaba, K., Iwasaki, K., and Yagi, O.: A method for behaviour analysis of synthetic chemicals in the aquatic environment using their adsorption constants. — A study of linear alkylbenzenesulfonates in wetland —. *Environ. Technol. Lett.*, Vol. **9**, 1387-1392, (1988)
- 18) 山根敦子, 岡田光正, 須藤隆一: 水環境に及ぼす合成洗剤の影響, 用水と廃水, Vol. **22**, 1417-1430, (1980)
- 19) 田村孝雄, 田村良三, 渋谷信雄, 森山 登: 藻類生産潜在能力による鳥屋野潟の水質評価, 全国公害研究会誌, Vol. **11**, 152-156, (1986)
- 20) 田海直樹, 森山 登, 渋谷信雄, 金子正史, 大関正春: 鳥屋野潟底泥の性状 (第1報) 栄養塩類の表層濃度分布と底泥からの回帰, 新潟県衛生公害研究所年報, Vol. **1**, 99-104, (1985)
- 21) 渋谷信雄, 森山 登, 田海直樹, 金子正史, 大関正春: 鳥屋野潟底泥の性状 (第2報) 栄養塩類の垂直分布, 新潟県衛生公害研究所年報, Vol. **1**, 105-110, (1985)
- 22) 伊藤 章, 松本 保, 松本史郎, 本間義治: 鳥屋野潟の陸水環境と生物相 I. 珪藻, 日本陸水学会講演要旨集, p.111, (1985)
- 23) 岡 夙男, 安部信之, 富樫繁春, 帆苅信夫, 本間義治: 鳥屋野潟の陸水環境と生物相 (II). その他の生物, 日本陸水学会講演要旨集, p.112, (1985)
- 24) 吉川サナエ, 佐野 仁, 原田忠彦: 鶴見川における河川水および底質中の LAS について, 水質汚濁研究, Vol. **8**, 755-754, (1985)
- 25) Kikuchi, M., Tokai, A., and Yoshida, T.: Determination of trace levels of linear alkylbenzenesulfonates in the marine environment by high-performance liquid chromatography. *Water Res.*, Vol. **20**, 643-650, (1986)
- 26) 横山ひろみ, 川田邦明, 渋谷信雄: Sep-pak シリカカートリッジをクリーンアップに用いた HPLC による底質中の直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩の定量, 衛生化学, Vol. **34**, 291-294, (1988)
- 27) 日本水道協会: 「上水試験方法」, (1985)
- 28) 新潟県衛生公害研究所: 「鳥屋野潟水質調査報告書」, (1987)
- 29) 浦野紘平, 古賀雅隆, 斉藤昌明, 林 幸子, 小池順一, 山田健二郎: 家庭からの洗剤等の汚濁負荷, 水質汚濁研究, Vol. **6**, 311-318, (1983)
- 30) 浦野紘平, 斉藤昌明: 洗濯用洗剤の汚濁負荷量と生分解性, 水質汚濁研究, Vol. **6**, 359-364, (1983)
- 31) 新潟県: 主要湖沼実態調査報告書, (1984)
- 32) 青木敬子, 前田 勉, 加藤賢二, 堀川武夫, 田中專照, 塩谷勝夫: 福井県における界面活性剤の汚染調査, 福井県公害センター年報, Vol. **9**, 220-225, (1979)
- 33) 高田秀重, 石渡良志: 多摩川 (調布堰) 河川中の直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩 (LAS) の挙動, 水質汚濁研究, Vol. **11**, 569-576, (1988)