

ゴルフ場使用農薬の流出に関する統計的考察

梶庄輔 井上恒則 伊藤英司

要 約

ゴルフ場に散布された農薬の流出現象は、降雨等の種々の因子によって構成され、複雑に変化することが知られている。本研究では、1週間間隔を基本とした水質・水量調査がゴルフ場使用農薬の流出現象をどの程度表現し得るかを目的として、農薬の累積散布量及び累積降雨量と流出負荷量との相関関係を明らかにするため重回帰分析による解析を試みた。この結果、流出負荷量は、当日の降雨量と最も相関が高く、農薬散布の仕方には依存しないことが明らかになった。また、得られた回帰式によって、降雨にともなう農薬の長期流出の挙動を巨視的に表現し得ることが示された。

1 緒 言

ゴルフ場で使用される農薬が水環境へどのような影響を及ぼすかを検討する際の基礎的資料を得るため、平成2～4年度に、ゴルフ場排水の水質・水量、農薬の散布量及び降雨量等の調査¹⁾²⁾³⁾を実施した。

本研究では、平成3～4年度のデータを基に、重回帰分析⁴⁾の手法を用い、農薬の流出負荷量と散布量及び降雨量との相関関係を解析し、農薬の流出現象について検討を試みた。

2 解析資料の概要

ゴルフ場の集水域と解析地点を図1に示す。集水域は2

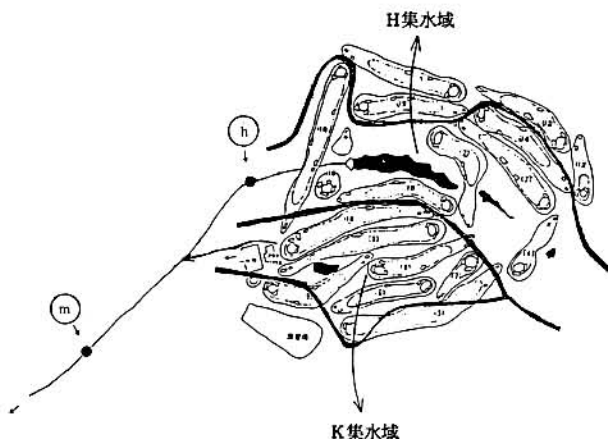


図1 ゴルフ場の集水域と解析地点

つに分けられ、調整池を有する方をH集水域(集水面積45.2ha)、調整池を有しない方をK集水域(集水面積61.0ha)とし、H集水域の流出地点(調整池流出水)であるh地点、H及びK集水域を総合した流出地点(河川)であるm地点において、1週間間隔を基本とした水質・水量調査を実施し、MCPP及びMDBAの流出負荷量データ(52回、2地点)を得た。農薬の散布量及び降雨量は、ゴルフ場の協力により毎日記録してもらいそれを採用した。

3 解析結果

各流出負荷量毎に、調査日から1日単位で遡って14日間の累積散布量と累積降雨量を求め、累積日数の組毎に累積散布量と累積降雨量を説明変数、流出負荷量を被説明変数とする重回帰分析を行った。表1に、流出負荷量と累積散布量及び累積降雨量との重相関係数を示す。この重相関マトリクスを3次スプライン曲面で補間⁵⁾した重相関係数の分布のコンター⁶⁾を図2～図5に示す。さらに、累積散布量及び累積降雨量の偏回帰係数の寄与率Fの分布を図6～図13に示す。

図2～図5より、重相関係数のコンターはいずれも縦軸に平行な傾向が強い。これは流出負荷量に対して累積散布量の寄与が小さく、累積降雨量の寄与が大きいことを示している。図6～図9の累積散布量の偏回帰係数のF値が図10～図13の累積降雨量の偏回帰係数のF値に比べて小さいことも同じことを示している。特に、降雨量の累積日数=1の時、散布量の累積日数の値にかかわらず相関係数が最大となっている。この理由として、長期にわたって散布された農薬のうちそのほとんどは土壤等に留まっているが、その一部は常に降雨によって流出しやすい状況にあるためと考えられる(流出率³⁾:MCPP3.8～5.9%,MDBA2.3～3.7%)。また、調査日当日の降雨量との相関が最大であるのは、降雨後速やかにコース上の水を排出するように設計されているゴルフ場排水の流出パターンを反映しているためと考えられる。

h地点では、MDBAの方がMCPPより全体的に相関が低いですが、相関のパターンは類似しており、H集水域における両農薬の流出機構はほぼ同じと考えられる。相関の傾向としては、降雨量の累積日数が大きくなると相関は小さくなるが、降雨量の累積日数=7のところに尾根がみられる。この傾向は図6～図7にもみられるが、図10～図11に顕著にみられる。これは7日前に降った降雨の影響、即ち、調整池の貯留や地下浸透等による長期的な流出成分であると

表1 流出負荷量と累積降雨量、累積散布量との重相関

h地点 MCPP	降 雨 量 累 積 日 数														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
散布量 累積日数	14	0.77	0.60	0.53	0.52	0.51	0.48	0.52	0.50	0.48	0.45	0.45	0.43	0.43	0.42
	13	0.77	0.61	0.53	0.52	0.51	0.48	0.52	0.50	0.49	0.45	0.45	0.44	0.43	0.43
	12	0.76	0.61	0.54	0.52	0.51	0.49	0.53	0.51	0.50	0.46	0.47	0.45	0.44	0.44
	11	0.76	0.60	0.52	0.50	0.49	0.46	0.50	0.49	0.47	0.44	0.44	0.42	0.41	0.41
	10	0.76	0.59	0.52	0.49	0.48	0.46	0.51	0.49	0.47	0.43	0.43	0.40	0.40	0.39
	9	0.75	0.60	0.53	0.51	0.49	0.47	0.52	0.51	0.49	0.45	0.44	0.42	0.41	0.40
	8	0.75	0.60	0.52	0.50	0.49	0.47	0.52	0.51	0.49	0.44	0.44	0.41	0.41	0.40
	7	0.75	0.59	0.51	0.49	0.47	0.46	0.51	0.49	0.47	0.43	0.42	0.39	0.39	0.38
	6	0.75	0.57	0.49	0.46	0.44	0.41	0.47	0.45	0.44	0.39	0.39	0.36	0.35	0.34
	5	0.75	0.56	0.48	0.46	0.43	0.40	0.45	0.44	0.42	0.38	0.38	0.34	0.34	0.34
	4	0.75	0.57	0.49	0.47	0.44	0.41	0.47	0.45	0.43	0.39	0.38	0.35	0.34	0.34
	3	0.75	0.57	0.49	0.46	0.43	0.40	0.46	0.44	0.43	0.39	0.38	0.34	0.34	0.34
	2	0.75	0.56	0.48	0.45	0.42	0.38	0.44	0.43	0.41	0.39	0.39	0.36	0.36	0.36
	1	0.75	0.57	0.49	0.45	0.42	0.39	0.44	0.43	0.41	0.39	0.38	0.36	0.35	0.36

h地点 MDBA	降 雨 量 累 積 日 数														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
散布量 累積日数	14	0.57	0.35	0.24	0.22	0.21	0.25	0.31	0.29	0.26	0.23	0.23	0.22	0.22	0.21
	13	0.57	0.36	0.25	0.23	0.22	0.26	0.32	0.30	0.27	0.24	0.24	0.23	0.23	0.22
	12	0.57	0.36	0.27	0.24	0.24	0.27	0.33	0.31	0.28	0.25	0.25	0.24	0.24	0.23
	11	0.57	0.36	0.26	0.24	0.23	0.27	0.33	0.31	0.28	0.25	0.25	0.24	0.24	0.23
	10	0.57	0.35	0.24	0.21	0.20	0.25	0.32	0.30	0.26	0.23	0.23	0.21	0.21	0.19
	9	0.57	0.35	0.24	0.21	0.19	0.25	0.32	0.30	0.27	0.23	0.23	0.21	0.21	0.19
	8	0.57	0.34	0.22	0.19	0.17	0.23	0.31	0.29	0.25	0.21	0.21	0.19	0.19	0.17
	7	0.57	0.34	0.22	0.19	0.17	0.23	0.31	0.29	0.25	0.21	0.20	0.19	0.18	0.16
	6	0.57	0.34	0.22	0.18	0.16	0.22	0.31	0.28	0.25	0.20	0.20	0.18	0.18	0.16
	5	0.57	0.34	0.20	0.16	0.14	0.20	0.29	0.26	0.22	0.19	0.18	0.16	0.16	0.14
	4	0.57	0.34	0.21	0.17	0.14	0.21	0.30	0.27	0.23	0.19	0.19	0.17	0.16	0.14
	3	0.57	0.34	0.20	0.16	0.14	0.19	0.28	0.26	0.22	0.19	0.18	0.17	0.16	0.15
	2	0.57	0.35	0.23	0.20	0.18	0.22	0.29	0.28	0.25	0.23	0.23	0.22	0.22	0.21
	1	0.57	0.35	0.24	0.21	0.19	0.23	0.30	0.28	0.25	0.22	0.22	0.22	0.21	0.21

m地点 MCPP	降 雨 量 累 積 日 数														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
散布量 累積日数	14	0.75	0.62	0.48	0.45	0.44	0.39	0.42	0.42	0.40	0.37	0.36	0.35	0.35	0.36
	13	0.75	0.62	0.49	0.46	0.44	0.40	0.43	0.43	0.40	0.37	0.37	0.35	0.35	0.36
	12	0.75	0.62	0.49	0.46	0.45	0.40	0.43	0.43	0.41	0.38	0.38	0.36	0.36	0.37
	11	0.75	0.62	0.49	0.46	0.45	0.40	0.43	0.43	0.41	0.38	0.37	0.35	0.35	0.36
	10	0.75	0.62	0.49	0.46	0.45	0.41	0.44	0.44	0.42	0.38	0.38	0.36	0.36	0.37
	9	0.75	0.63	0.50	0.47	0.46	0.41	0.45	0.45	0.43	0.39	0.39	0.37	0.37	0.37
	8	0.75	0.63	0.50	0.47	0.46	0.42	0.46	0.45	0.43	0.39	0.39	0.37	0.37	0.37
	7	0.74	0.61	0.47	0.44	0.42	0.37	0.41	0.41	0.38	0.34	0.33	0.30	0.30	0.31
	6	0.74	0.60	0.46	0.43	0.41	0.35	0.39	0.39	0.36	0.32	0.31	0.28	0.28	0.30
	5	0.74	0.60	0.47	0.43	0.40	0.34	0.39	0.38	0.35	0.31	0.30	0.27	0.27	0.29
	4	0.74	0.61	0.47	0.43	0.40	0.34	0.38	0.37	0.35	0.30	0.29	0.26	0.27	0.28
	3	0.74	0.60	0.46	0.42	0.39	0.32	0.36	0.36	0.33	0.30	0.29	0.26	0.26	0.29
	2	0.74	0.60	0.46	0.42	0.39	0.32	0.36	0.37	0.34	0.32	0.31	0.29	0.30	0.32
	1	0.74	0.60	0.47	0.43	0.40	0.34	0.38	0.38	0.36	0.33	0.32	0.30	0.31	0.33

m地点 MDBA	降 雨 量 累 積 日 数														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
散布量 累積日数	14	0.71	0.67	0.72	0.63	0.61	0.55	0.58	0.54	0.54	0.50	0.49	0.46	0.45	0.44
	13	0.71	0.66	0.71	0.62	0.60	0.54	0.57	0.52	0.53	0.49	0.47	0.44	0.43	0.42
	12	0.71	0.65	0.71	0.62	0.59	0.53	0.56	0.52	0.53	0.49	0.47	0.44	0.43	0.42
	11	0.71	0.65	0.71	0.62	0.59	0.52	0.55	0.51	0.52	0.48	0.46	0.42	0.41	0.40
	10	0.70	0.65	0.71	0.62	0.59	0.52	0.55	0.50	0.52	0.48	0.46	0.42	0.41	0.40
	9	0.70	0.65	0.71	0.62	0.59	0.53	0.56	0.51	0.53	0.48	0.46	0.42	0.41	0.40
	8	0.70	0.65	0.71	0.62	0.59	0.53	0.57	0.52	0.53	0.48	0.46	0.42	0.41	0.40
	7	0.71	0.65	0.71	0.62	0.59	0.53	0.56	0.51	0.52	0.47	0.45	0.41	0.40	0.39
	6	0.71	0.65	0.71	0.62	0.59	0.52	0.56	0.51	0.52	0.47	0.45	0.41	0.40	0.39
	5	0.71	0.65	0.71	0.62	0.58	0.52	0.55	0.50	0.51	0.47	0.45	0.41	0.40	0.39
	4	0.71	0.65	0.71	0.62	0.58	0.51	0.55	0.49	0.51	0.47	0.45	0.41	0.40	0.40
	3	0.71	0.65	0.71	0.62	0.58	0.51	0.54	0.50	0.51	0.48	0.46	0.43	0.42	0.42
	2	0.71	0.65	0.72	0.62	0.59	0.51	0.55	0.51	0.53	0.51	0.49	0.46	0.46	0.45
	1	0.71	0.65	0.72	0.62	0.59	0.52	0.55	0.51	0.52	0.48	0.47	0.44	0.43	0.43

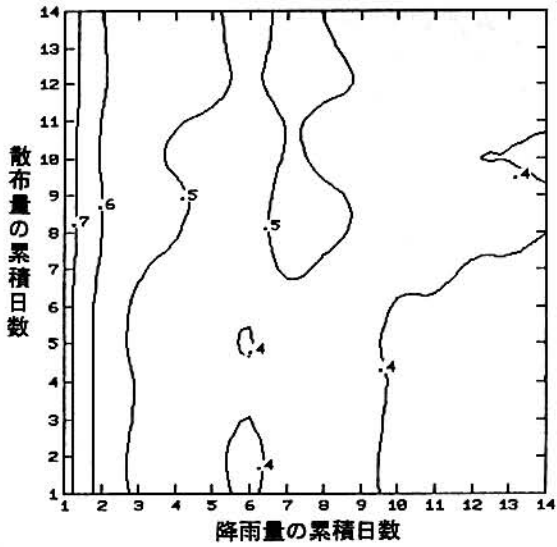


図2 MCPPPの重相関係数分布図(h地点)

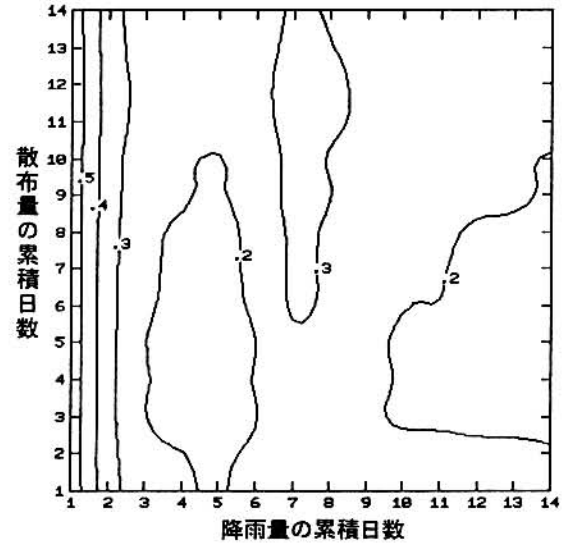


図3 MDBAの重相関係数分布図(h地点)

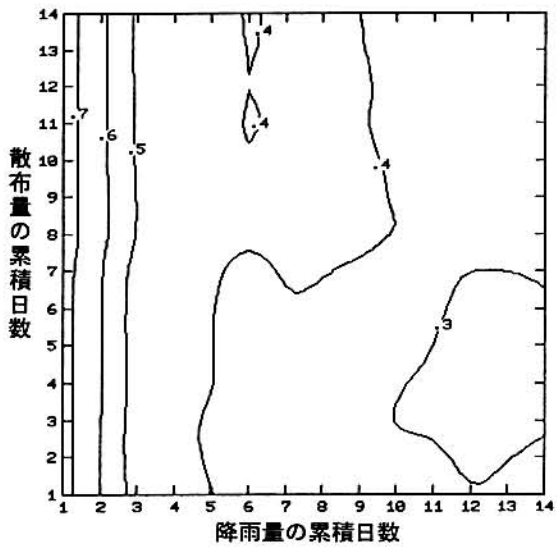


図4 MCPPPの重相関係数分布図(m地点)

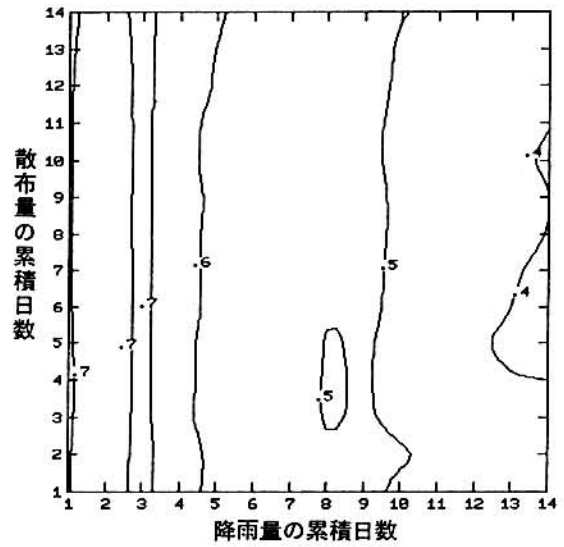


図5 MDBAの重相関係数分布図(m地点)

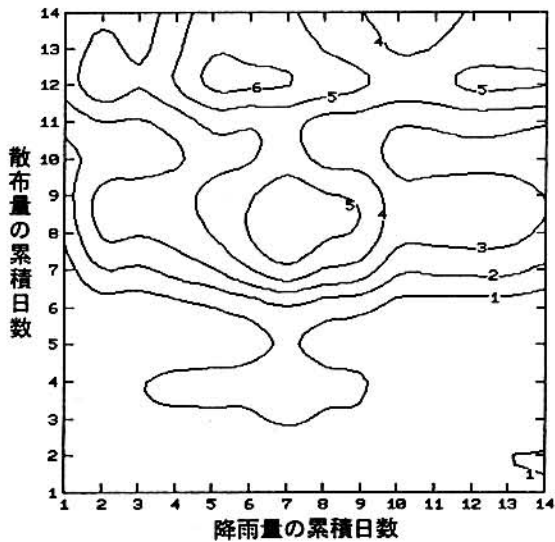


図6 MCPPP散布量の偏回帰係数のF値分布図(h地点)

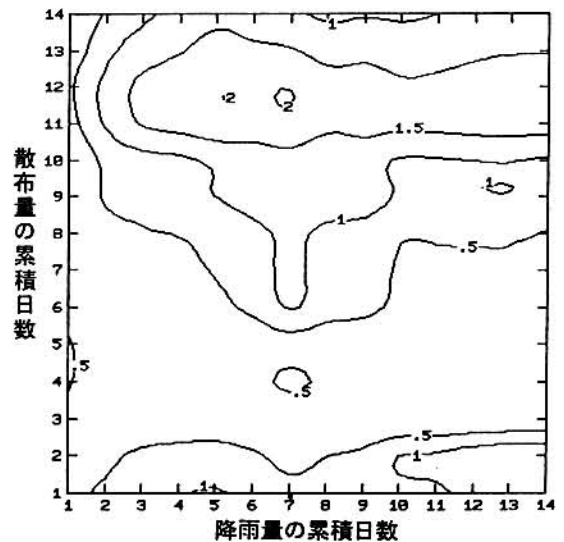


図7 MDBAの散布量の偏回帰係数のF値分布図(h地点)

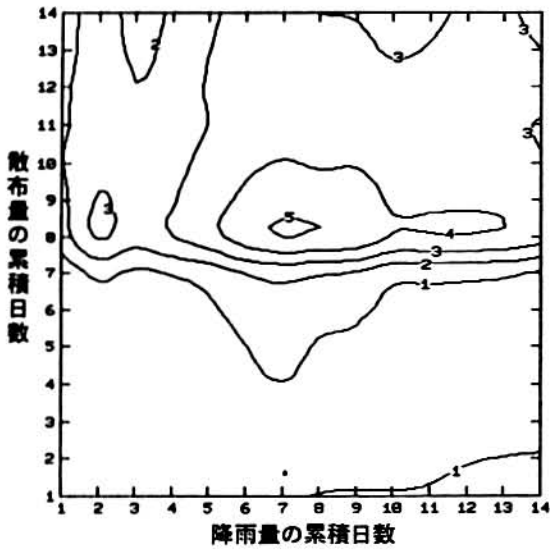


図8 MCPPの降雨量の偏回帰係数のF値分布図(m地点)

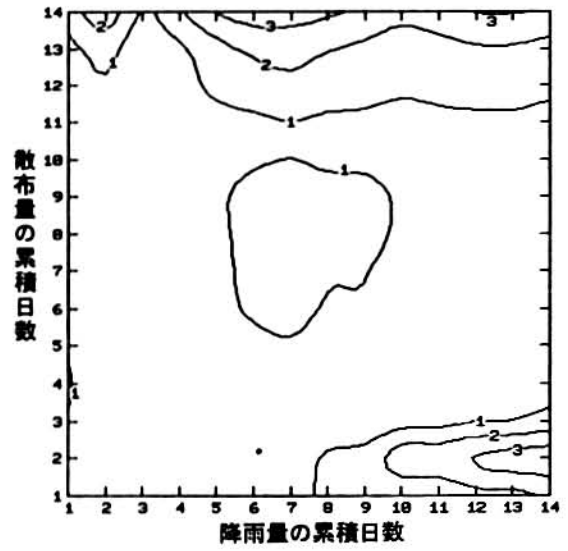


図9 MDBAの散布量の偏回帰係数のF値分布図(m地点)

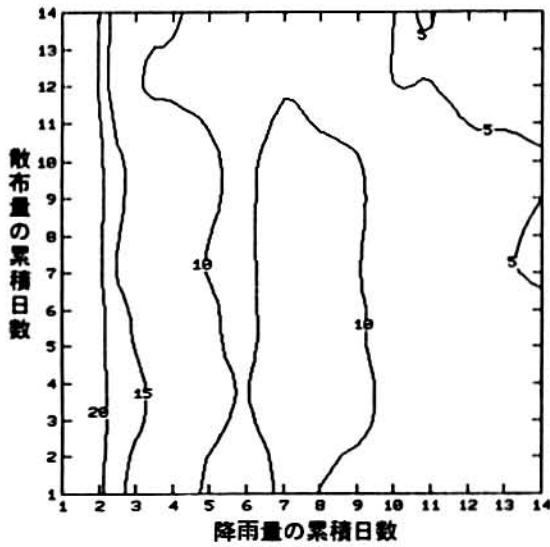


図10 MCPPの降雨量の偏回帰係数のF値分布図(h地点)

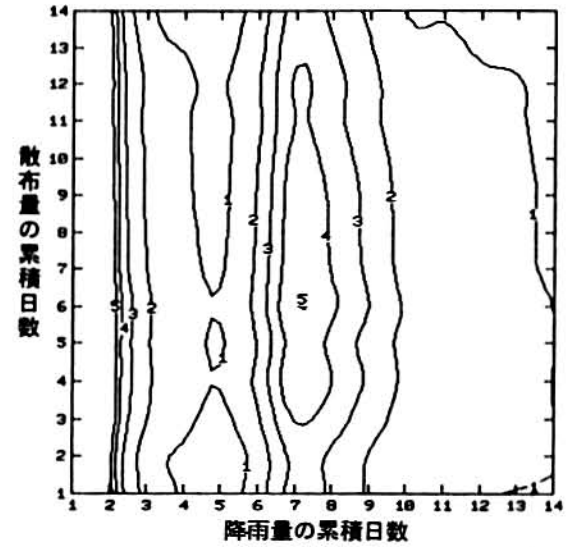


図11 MDBAの降雨量の偏回帰係数のF値分布図(h地点)

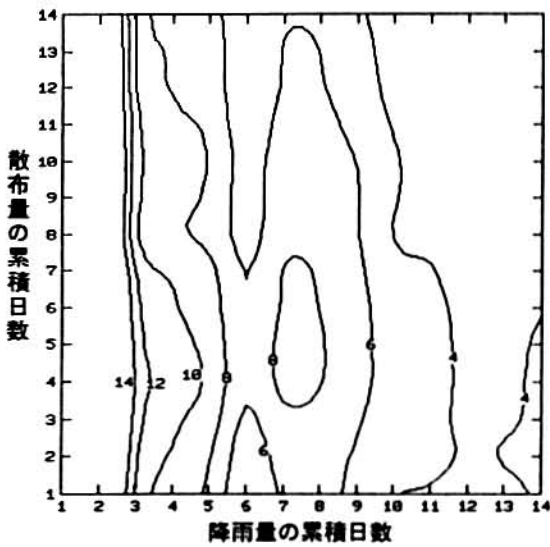


図12 MCPPの網領の偏回帰係数のF値分布図(m地点)

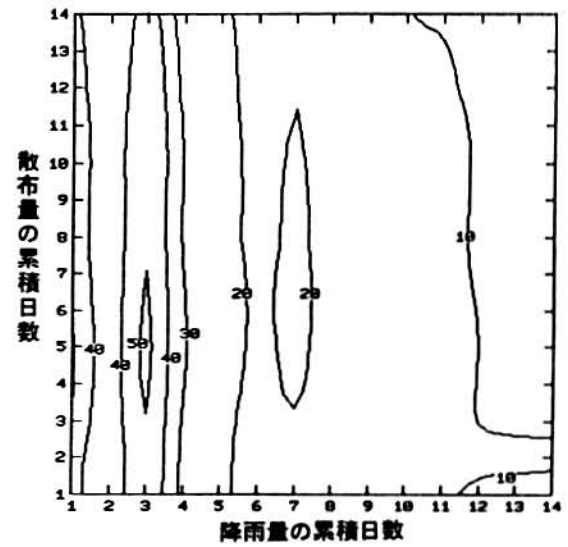


図13 MDBAの降雨量の偏回帰係数のF値分布図(m地点)

推察される。図6において、散布量の累積日数=8と12のところに尾根がみられる。これはMCP Pの長期流出の機構が2種類あることを示しており、調整池の機能を含めた流出機構を解析するうえでの検討課題である。

m地点では、MCP Pはh地点とはほぼ同じパターン(図2と図4、及び図10と図12)を示しており、降雨量の累積日数=7のところに尾根がみられる。図8において、散布量の累積日数=12のところに尾根がみられないのはH集水域とK集水域における流出機構の違いが現れたと考えられる。一方MDBAは上述したh地点とはパターンが大きく異なり、全体的にh地点より相関が大きく、降雨量の累積日数=3のところに降雨量の累積日数=1のところと同じ大きさの尾根がみられる(図5と図13)。図13にも、降雨量の累積日数=3のところに最大の尾根があり、これはMDBAの流出機構がK集水域でMCP Pと異なっており、長期的な流出成分が3日目に流出していると考えられる。また、降雨量の累積日数=7における尾根はH集水域の流出成分と考えられる。図9において、散布量の累積日数=7のところに尾根がみられ、更に14以上のところにもF値の増加がみられるのでMDBAの流出についても2種類の流出機構が想定されるが、m地点のデータがH集水域とK集水域の流出の合流したものであるため断定は困難である。

以上の検討により、流出負荷量を推定する場合には調査日当日の降雨量が最も大きな要因であることが示された。したがって、説明変数を調査当日の降雨量、被説明変数を流出負荷量として求めることにし、h、m両地点における流出負荷量と調査日当日の降雨量との関係を図14に示す。得られた回帰式は、下記の通りである。

(h地点)

$$H-MCP P(\mu g/秒) = 8.23 + 5.79(\text{調査当日の降雨量, mm/日}) [r = 0.75]$$

$$H-MDBA(\mu g/秒) = 2.87 + 1.12(\text{調査当日の降雨量, mm/日}) [r = 0.57]$$

(m地点)

$$M-MCP P(\mu g/秒) = 10.3 + 8.45(\text{調査当日の降雨量, mm/日}) [r = 0.73]$$

$$M-MDBA(\mu g/秒) = 3.24 + 2.24(\text{調査当日の降雨量, mm/日}) [r = 0.70]$$

この回帰式による流出負荷量の追跡結果を図15に示す。流出負荷量の全変動に対して上記の回帰式による推定値の変動の占める割合は33~56%であることから、実測値を忠実に追跡するにはいたらなかったが、1週間間隔を基本にした流出負荷量を巨視的には把握し得ることが示された。

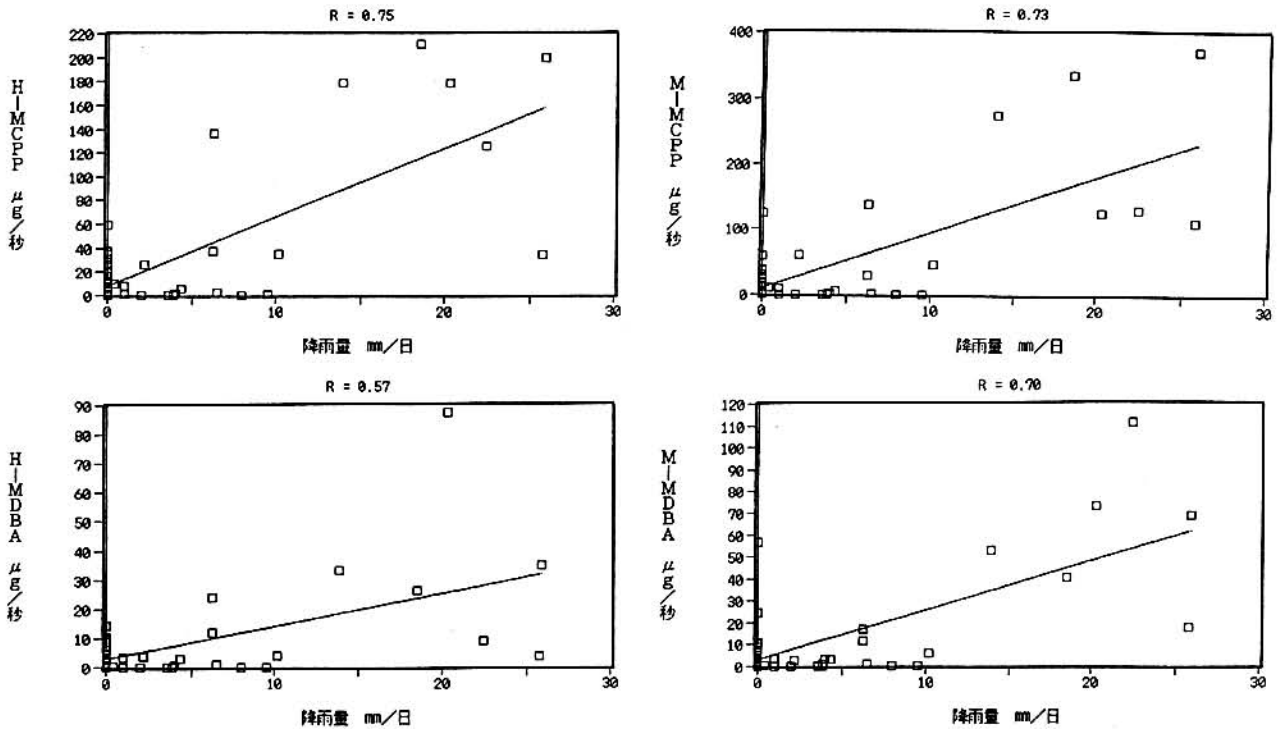


図14 流出負荷量と調査当日の降雨量との関係

4 結 語

ゴルフ場使用農薬の流出実態を把握するため、平成2年度～平成4年度の3年間にわたり水質・水量調査を行った。本研究では、調査日から1日単位で遡った累積散布量と累積降雨量から農薬の流出負荷量を推定し得るか否かを検討し、次のことが明らかになった。

1. 流出負荷量は、当日の降雨量と最も相関が高く、農薬散布の仕方には依存しない。
2. 降雨の長期流出は、h地点では7日、m地点では3日である。
3. h地点での長期流出は、MCPPは8日と12日、MDBAは12日である。
4. 流出負荷量の全変動の33～56%が当日の降雨量により説明された。

参 考 文 献

- 1) 平成2年度 農薬残留対策調査（ゴルフ場使用農薬に係る調査）

環境庁委託調査報告書 平成3年3月（環境庁水質保全局土壤農薬課）

- 2) 平成3年度 農薬残留対策調査（ゴルフ場使用農薬に係る調査）

環境庁委託調査報告書 平成4年3月（環境庁水質保全局土壤農薬課）

- 3) 平成4年度 農薬残留対策調査（ゴルフ場使用農薬に係る調査）

環境庁委託調査報告書 平成5年3月（環境庁水質保全局土壤農薬課）

- 4) 河口至商：多変量解析入門 森北出版（1973）

- 5) 芳賀敏郎，橋本茂司：回帰分析と主成分分析 日科技連 1980

- 6) 塩野清治，升本眞二，弘原海清：BASICによるコンターマップ

II応用編 共立出版（1988）

- 7) 塩野清治，升本眞二，弘原海清：BASICによるコンターマップ

I基礎編 共立出版（1988）

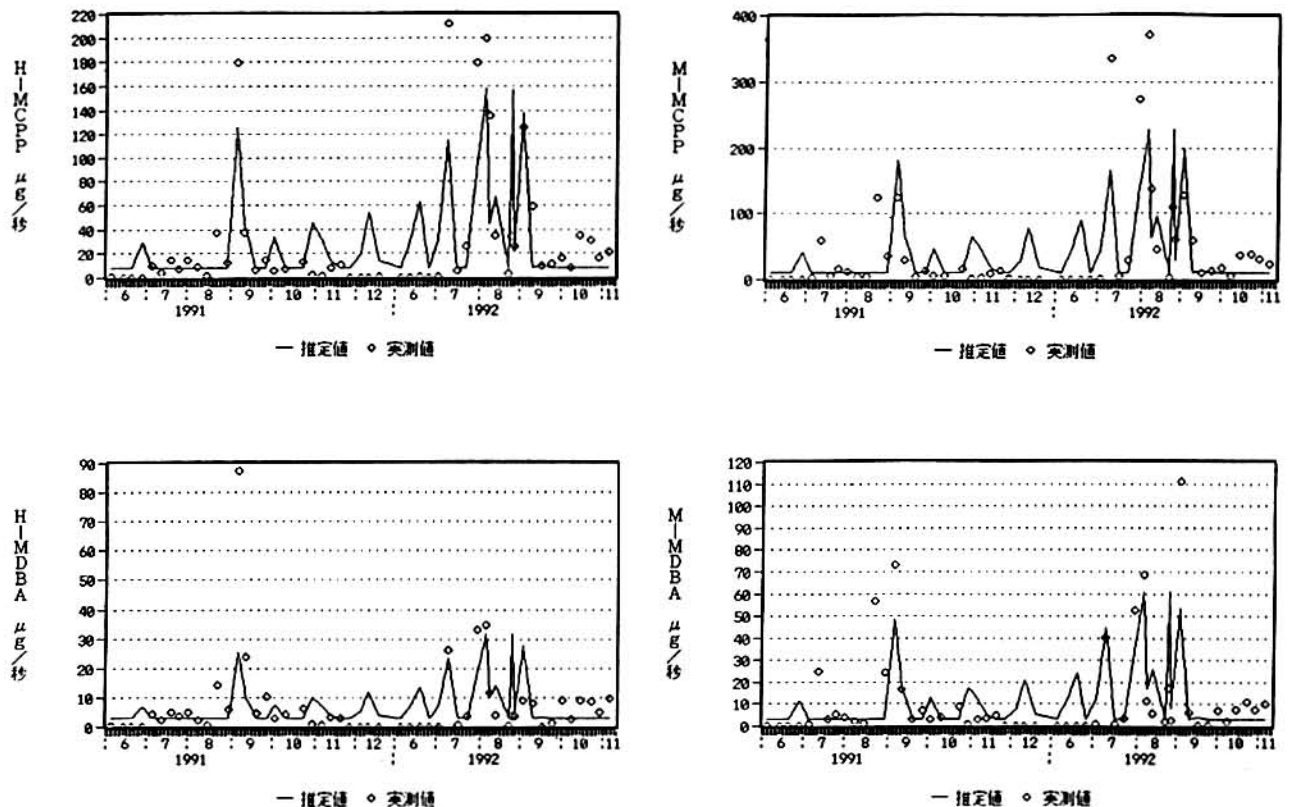


図15 回帰式による推定値と実測値

Runoff Load of Pesticides on Golflinks

Shosuke NATSUME, Tsunenori INOUE and Hideshi ITOH

Abstract

The causes of runoff load of pesticides on golflinks are many factors, such as rainfall. To make clear the relation of rainfall to runoff load of pesticide, multiple regression analysis was conducted and runoff load of pesticide was found closely correlated with rainfall during observation and not to depend on the time of application. Runoff load was estimated satisfactorily from rainfall.

環境試料中の有機銅(オキシシン銅)分析における懸濁物(SS)の影響

沼辺 明博 村田 清康

要 約

ジクロロメタンを用いた溶媒抽出による環境水中の有機銅の分析について、共存するSSの影響を添加回収実験により検討した。

SSを52.5 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 含む河川水に対する添加回収実験では20%以下の低い回収率しか得られず、共存するSSの影響の大きいことが示された。しかし、河川浚渫泥を用いSSの量を変化させて行った実験では、いずれも80%以上の回収率が得られ、有機銅の回収率はSSの量よりもその性状に大きく左右されることが明らかとなった。また、低回収率の試料に対してろ過を行い、溶存態と懸濁態に分離して回収率を求めた結果、溶存態として60%以上回収され、懸濁態として得られた量を合わせると70%以上の回収率が得られた。したがって、SSを多量に含んだまま溶媒抽出を行うと正確な分析結果が得られないことがあり、溶存態と懸濁態に分けた形態別分析を行う必要がある。また、形態別分析は、試料の性状によっては長時間を要し、より効率的な分析法の開発が望まれる。

1 緒 言

ゴルフ場では、除草剤、殺菌剤、殺虫剤など多くの種類の農薬が使用されている。また、ゴルフ場は河川の上流部に造成されることが多く、ゴルフ場からの排水が流入した河川水は、水道水源や農業用水など様々な目的で利用されている。このため、厚生省と環境庁は1990年にゴルフ場で多く使用される農薬21種について、水道水中の暫定水質目標¹⁾及び排水中の暫定指針値²⁾を設定し、分析法も同時に示した。翌1991年には9種が追加改正され現在にいたっている。

これらの農薬の中で、有機銅は積雪地帯のゴルフ場で芝の雪腐病予防のために多量に用いられている魚毒性の高い農薬であり、1989年11月には散布直後の降雨による流出で養魚場に大きな被害を与える事故が発生した³⁾。その後、有機銅の使用量は徐々に減少してきているが、ある種の雪腐病菌に対して、これに代わる有効な薬剤が見いだされていないこともあり、北海道のゴルフ場で最も使用量の多い農薬である。

有機銅の分析法として、環境庁、厚生省ともジクロロメタンによる溶媒抽出法を示している。環境庁の方法は事前に試料の減圧濃縮を行うため分析操作に長時間を要し、多試料を速やかに分析することができない。一方、厚生省の方法は減圧濃縮を行わず、塩化ナトリウムを加えて直ちに溶媒抽出を行うこと、としている。家合ら⁴⁾は、減圧濃縮を行わず直接抽出を行った場合でも70%以上の回収率が得られ、分析結果にも大きな違いはなく、分析時間が短縮できることを報告している。しかし、試料水中に懸濁物質(SS)が多量に存在する場合、溶媒抽出の操作が煩雑となり、分析結果にも影響をあたえることが考えられるが、

このことについて検討した報告は見られない。著者らは有機銅分析におけるSSの共存の影響について検討した結果、SSの性状が分析結果に大きく影響することが明らかとなった。

2 実験方法

2.1 試料の調製

Sample A：石狩川・札幌大橋(1991.12.1)より採取した河川水(SS 52.5 $\mu\text{g}/\text{ml}$) 1000mlに有機銅標準液(12.2 $\mu\text{g}/\text{ml}$ メタノール溶液) 1mlを添加して試料とした。

Sample B：発寒川・清水橋(1992.12.1)より採取した河川水に札幌大橋河岸より採取した浚渫泥を加えてSS 107 $\mu\text{g}/\text{ml}$ の試験水を調製した。この試験水を河川水で逐次希釈し、SS 56.5, 29.2, 16.2 $\mu\text{g}/\text{ml}$ の試験水を調製し、これらの試験水1000mlに有機銅標準液(10 $\mu\text{g}/\text{ml}$ メタノール溶液) 1mlをそれぞれ添加してSS濃度の異なる4種の試料を調製した。

Sample C：30ml共栓付試験管に豊平川・環状北大橋(1992.11.5)より採取した河川水5mlと0.2%ペプトン溶液5mlを入れ、有機銅標準液(500 $\mu\text{g}/\text{ml}$ ジメチルスルホキシド溶液)を添加して有機銅5 $\mu\text{g}/\text{ml}$ の試料水を調製した。

Sample D：河川水の代わりに滅菌蒸留水を用い、Sample Cと同様の試料水を調製した。

Sample E：1000mlの三角フラスコにSample Cで用いた河川水500mlを秤取し、有機銅標準液を添加して1 $\mu\text{g}/\text{ml}$ の試料水を調製した。

Sample F：ゴルフ場排水のろ液(Whatman GF/C)を用い、Sample Eと同様の試料水を調製した。

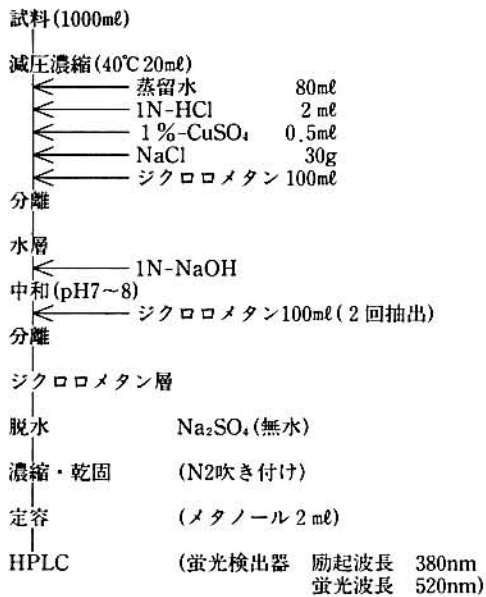


図1 環境庁が示した分析法のフローチャート

2.2 実験方法

環境庁が示した分析法を図1に、今回検討した分析法を図2に示す。図2は厚生省が示した方法にほぼ準じている。

Sample AおよびSample Bについては、試料をよく振り、SSを均一に分散させてから、その500mlを秤取りし、次のRun1~3の方法で回収率を求めた。なお、有機銅添加後は冷蔵庫内に静置した。

Run 1: 図2の分析フローに従い回収率を求めた。

Run 2: Run 1より、塩酸性下での抽出操作を省き、試料に直接塩化ナトリウム25gを加え、Run 1の中和以降の操作を行い回収率を求めた。

Run 3: 試料をガラス繊維ろ紙(Whatman GF/C 47mm)でろ過し、ろ液はRun 1と同様に分析し溶存態の有機銅を求めた。フィルターはジクロロメタン10mlで3回超音波抽出を行い、無水硫酸ナトリウムで脱水・濃縮後、メタノール溶液とし懸濁態量を求めた。

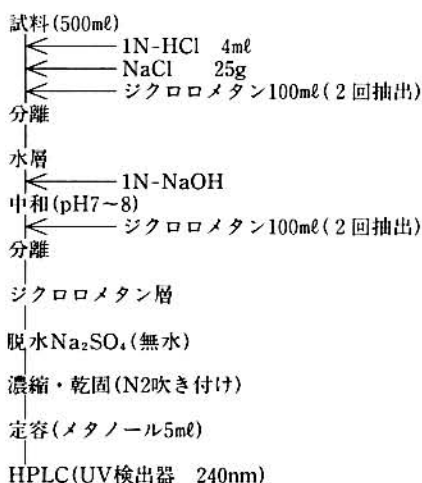


図2 今回検討した分析法のフローチャート

Sample Aは有機銅添加後1週間以内にRun 1, 3の方法で、Sample Bは1日及び2週間後にRun 1, 2の方法で分析した。

Sample CおよびSample Dについては阪大法による微生物分解試験を行った。すなわち、30°C遮光下で振とう培養し、適当な時間経過後有機銅の残存量を求めた。

Sample EおよびSample FはRiver die-away法(RDA法)による微生物分解試験を行った。すなわち、20°C遮光下で好氣的条件で振とう培養し、適当な時間間隔で10mlをサンプリングし有機銅の残存量を求めた。

分析には高速液体クロマトグラフ(HPLC)を用いた。その測定条件を以下に示す。

・HPLC: 日立 L-6200

UV検出器: 日立 L-4250 (240 nm)

カラム: 化学検査品協会 L-column ODS

(4.6mmφ x 150mm)

移動層: 0.1% EDTA-2Na含有 50-mMリン酸緩

衝液(pH 3.5)/アセトニトリル (1:1)

流量: 0.8ml/min.

3 結果と考察

Sample Aに対する添加回収実験の結果を表1に示す。Run 3の形態別分析から、添加量の60%以上が溶存態として、10数%が懸濁態として回収され、全体としては70%以上の回収率が得られた。しかし、SSが共存した状態でRun 1により回収率を求めると、20%以下の低い回収率しか得られず、Run 3と比べ変動係数も大きいなど、SSの共存が分析結果に大きな影響を与えていることが明らかとなった。

次に、Sample Bに対する添加回収実験の結果を表2に示す。Run 1においてSample Aより多いSSが共存するに

表1 Sample A による添加回収実験結果 (有機銅添加量 6.1 μg/500ml:n=5)

		回収量	標準偏差	変動係数	回収率
Run 1		1.03 μg	0.369	0.359	16.8%
Run 3	溶存態	3.90	0.323	0.083	63.9
	懸濁態	0.78	0.209	0.269	12.7
	計	4.68	0.358	0.076	76.6

表2 Sample B による添加回収率 (%) (有機銅添加量 5.0 μg/500ml)

SS濃度 (μg/ml)	静置時間	Run 1	Run 2
16.1	1日	84.9	
29.2		82.7	
56.5		89.9	
107		84.6	87.3
107	2週間	79.7	65.3

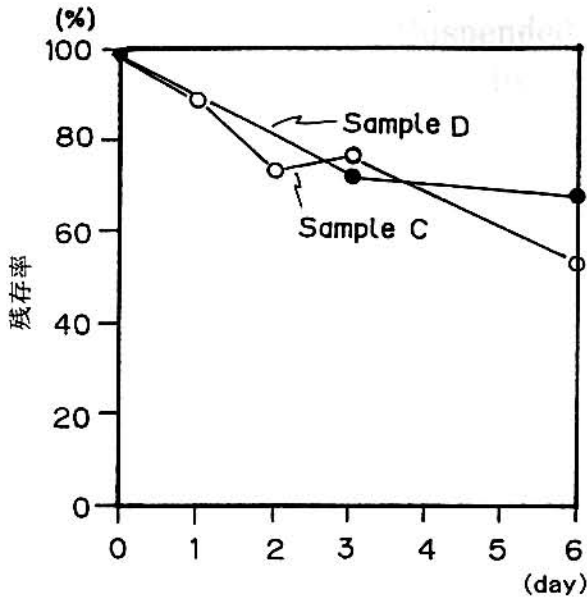


図3 阪大法による微生物分解試験結果

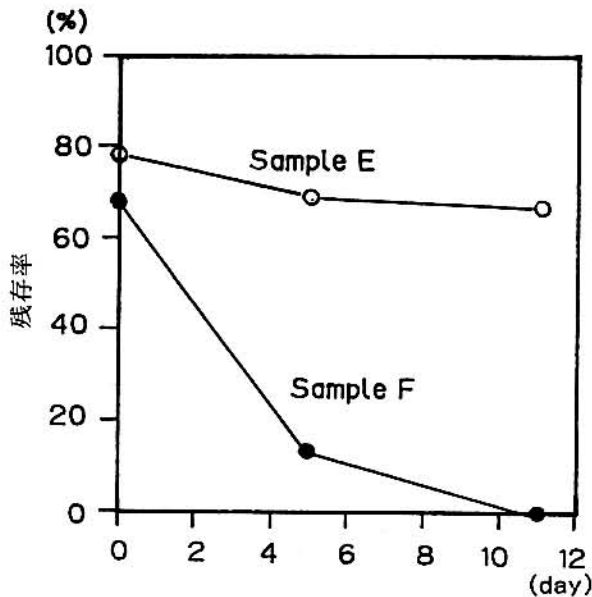


図4 RDA法による微生物分解試験結果

もかわらず80%以上の回収率が得られ、Sample AとSample Bでは異なった結果が得られた。また、SSの共存量に対する依存性も認められず、Run 1における有機銅の回収率の低下は、SSの共存によってのみ起こるのではなく、SSの質が大きく影響しているものと思われる。

有機銅添加後の経過時間を1日と2週間で比較すると、Run 1では冷蔵庫(5°C)に保存すると回収率に差は見られなかった。しかし、Run 2では2週間後に回収率が若干小さくなる傾向が見られた。Run 1では塩酸酸性とすることによりオキシンは一旦遊離するが、中和すると錯体が再形成され添加直後に近い状態になったものと思われる。

Sample CとSample Dに対する阪大法による試験結果を図3に、Sample EとSample Fに対するRDA法による試験結果を図4に示す。図3では河川水を用いた場合と滅菌蒸留水を用いた場合の有機銅の減少パターンに差は見られず、有機銅は微生物分解をあまり受けないことが示唆さ

れた。一方、図4においては、河川水は初期値が若干小さいほかは図3と同様の減少パターンを示したが、ゴルフ場排水では急激な減少が見られた。

この微生物分解試験では、

- (1) Sample Fはフィルターでろ過しきれない微細な濁りがあり、かつ、微褐色に着色していた。
- (2) 濁りのある土壌抽出液(ゴルフ場で採取した土壌を十倍量の滅菌蒸留水に加え振とう後、東洋Na2ろ紙でろ過)を用いてSample Cと同様に調製した有機銅添加直後の試料から、添加量の10~20%の有機銅しか回収できなかった。
- (3) 微生物分解試験のときの分析では、酸性抽出の操作を行っていない。

これらのことから、図4のゴルフ場排水における有機銅の急激な減少は、すべてが微生物による分解とは考えられず、有機銅の分析において水質、特に共存するSSが回収率の低下に影響したものと思われる。

北海道は気候が冷涼なため、ゴルフ場での農薬使用量は年間482g(18ホール当り;1991年)と他府県に比べ少ない⁵⁾。しかし、その約9割が殺菌剤で、しかも有機銅は殺菌剤の約45%を占め、積雪直前の短期間に集中して散布されている。1989年の流出事故でも示されたように、ゴルフ場からの農薬は降雨時に多く流出することが知られている⁶⁾。また、一般に降雨時にはSSの量も増加する⁷⁾ことから、有機銅の分析は水質、特に濁り(SS)の影響を十分考慮して行うことが重要である。

最近、クリーンな分析の観点から有機溶媒の使用を極力おさえようとする試みがなされ、固相抽出法が主流となりつつある。有機銅の分析に関しても固相抽出法が開発されているが、固相抽出法では多量のSSの存在が分析を困難にするため試料をろ過して分析を行うことが多い。一般に環境水中の農薬は溶存態として含まれるものが多いと思われるが⁸⁾、有機銅では10~20%が懸濁態に移行しており(表1)、懸濁態についても十分考慮して分析を行う必要がある。

4 結 語

有機銅分析におけるSSの影響について検討するため添加回収実験を行い、次の結果を得た。

- (1) 共存するSSの性状により回収率が極端に低下することがある。
- (2) 添加した有機銅の10~20%が懸濁態へ移行した。
- (3) 試料をろ過し、溶存態と懸濁態に分けて分析すると70%以上の回収率が得られ、形態別の定量法は有効であることが示された。
- (4) 多量のSSを含む試料はろ過に長時間を要することから、より迅速で簡便な分析法の開発が望まれる。

参 考 文 献

- 1) 厚生省生活衛生局：ゴルフ場使用農薬に係る水道水の安全対策について (1990)
- 2) 環境庁水質保全局：ゴルフ場で使用される農薬による水質汚濁の防止に係る暫定指針について (1990)
- 3) 北海道：北海道環境白書'90 (1990)
- 4) 家合 浩明, 尾崎 邦雄：ゴルフ場で使用される農薬の分析の検討 (第1報), 新潟県衛公研年報, **6**, 121 (1990)
- 5) 北海道：北海道環境白書'92 (1992)
- 6) 辻 正彦, 中野 武, 奥野 年秀：ゴルフ場農薬の流出モニタリング, 環境化学, **1**, 71 (1991)
- 7) 海老瀬 潜一：面源負荷の流出に及ぼす水文条件の影響, 国立公害研報告, **95**, 57 (1986)
- 8) 沼辺 明博, 井上 隆信, 海老瀬 潜一：田園地河川における水稲移植後の農薬流出量の評価, 水環境学会誌, **15**, 662 (1992)

Interference of Suspended Solids on Oxine-copper Analysis in Natural Water

Akihiro Numabe and Kiyoyasu Murata

Abstract

The interference of suspended solids on oxine-copper analysis with solvent extraction technique was investigated. A river water sample containing suspended solids of $52.5 \mu\text{g}/\text{ml}$ was extracted with dichloromethane. Recovery in parenthesis for this sample was less than 20%.

The same sample was filtrated with a glass fiber filter (Whatman GF/C). The filtrate and particles were extracted separately with dichloromethane. Total recovery was over 70%.

Other river water samples were prepared as suspended solids of $16.2\text{-}107 \mu\text{g}/\text{ml}$ with river sediment. These samples were extracted with dichloromethane. The recoveries were over 80%.

These results suggest that recovery for oxine-copper analysis is influenced by quality of suspended solids rather than their amounts. In water samples containing large amounts of suspended solids, filtrates and particles must be analyzed individually.

揮発性有機物の分析について

—パージ&トラップGC/MS法による一斉分析—

近藤秀治 奥山秀樹 村田清康

要 約

法規制のある揮発性有機物23物質についてパージ&トラップGC/MS法による一斉分析法を検討した。内部標準物質にはフルオロベンゼンを用いた。

その結果、次のことが示された。

- (1)ブランク水、装置検出限界、回収率ともに良好な結果を得た。
- (2)パージ時間、クライオ温度により、一部の物質に大きな影響が認められた。至適条件として、パージ時間は7分間、クライオ温度は -130°C であることが示された。
- (3)定量性の検討では、ダイナミックレンジは実用上200倍程度である。なお、吸着管については、ドライパージでほとんど水分が取れず、GC/MS装置に導入されてしまうため、現在、再検討を行っている。

1 はじめに

平成4年12月に水道水の水質基準が、平成5年3月には環境水の水質基準が大幅に改正された。その特徴は、人の健康の保護に関する項目として揮発性有機物が追加され、その分析法として、パージ&トラップ法を用いたGC/MS法が採用されたことである。

これらの揮発性有機物はジクロロエチレン類や、消毒副生成物を除いて、いずれもが国内で1万トン以上使用され、環境中で検出されている。また、物理化学的性状としては、比重が大きく比較的よく水に溶けるため地下水汚染の原因になっている。

従来、水中の有機物の分析では、有機溶媒を使用した液液抽出法が用いられてきたが、多種類の物質を迅速かつ高感度に分析するには、この方法は不適である。なぜなら、抽出溶媒自身が分析の妨害となり、また、二次汚染の原因となるからである。このため、分析機器メーカー主導で他の抽出方法（前処理）を採用した分析機器システムが市販され、これらの多くは自動化されている。そのなかで、分析対象物質、分析対象試料に応じてどのような試料前処理方法を選び、どの分析機器システムを使用するかは分析者側の課題となっている。

溶媒抽出に代わる前処理法としては、ヘッドスペース法、パージ&トラップ法、固相抽出法などがあり、揮発性有機物の分析では経験的にヘッドスペース法か、パージ&トラップ法が使われている。

今回は、環境基準物質および要監視項目に、水道水のほうで基準値となっているトリハロメタン類を加えた23物質について、内部標準物質としてフルオロベンゼンを用いたパージ&トラップGC/MS法を検討した。

2 実験方法

2.1 試薬

メタノール：トリハロメタン分析用（和光純薬）、揮発性有機物23物質混合溶液：関東化学メルク製、内部標準物質：フルオロベンゼン（東京化成製）、ブランク水：ミネラルウォーター（エヒアン）

検量線用標準溶液列：標準物質と内部標準物質の濃度比がそれぞれ、 $0.1/5, 0.2/5, 0.5/5, 1/5, 10/5, 20/5, 50/5, 100/5$ (ppm/ppm) になるようにメタノールで希釈して作成した。この $1\mu\text{l}$ をブランク水 5ml に注入してLSC-2000導入用検量線サンプルとした。

2.2 装置

パージ&トラップ装置：LSC-2000（米国テクマー社）、GC/MS：HP5971A+HP5890II（米国ヒューレットパッカード社）

2.3 パージ&トラップ濃縮操作の最適化

分析対象の揮発性有機物を表1に示す。パージ&トラップ濃縮操作では数多くのパラメーターがあるが、そのうちのパージ時間、ドライパージ時間、クライオ温度について揮発性有機物23物質の最適の分離、感度が得られるための条件を検討した。

なお、トラップ管はEPA（米国環境庁）が推奨している#3（Tenax/Silicagel/Charcoal）を用いた。

2.4 ブランク水、検出限界、回収率、ダイナミックレンジの測定

上記で求めたパージ&トラップ装置の操作条件を使用して、ブランク水の検討、S/N比による装置検出限界値の算出、回収率の測定、検出器の感度を3段階に変化させてのダイナミックレンジの測定を行った。

表1 分析対象の揮発性有機物

: 指針値、() : 水道水

ピーク番号	物質名	略称	基準値(mg/l)	溶解度(mg/l)	ヘンリー定数(l.atm/l)	ターゲット m/z
1	1,1-ジクロロエチレン	1,1-DCE	0.02	210	357.0	96
2	メチレンクロライド	DCM _l	0.02	20,000	1.1	84
3	trans-1,2-ジクロロエチレン	t-1,2-DCE	0.04*	6,300	5.4	96
4	cis-1,2-ジクロロエチレン	c-1,2-DCE	0.04	3,500	7.3	96
5	クロホルム	Chloroform	0.06*	8,220	3.1	83
6	1,1,1-トリクロロエタン	1,1,1-TrCE _l	1	1,150	15.0	97
7	四塩化炭素	CCl ₄	0.002	800	23.0	117
8	1,2-ジクロロエタン	1,2-DCE _l	0.004	8,690	0.9	62
9	ベンゼン	Benzene	0.01	1,780	5.8	78
10	フルオロベンゼン (内部標準)	I.S.				96
11	トリクロロエチレン	TrCE	0.03	1,100	9.4	130
12	1,2-ジクロロプロパン	1,2-DCPr	0.06*	2,700	2.2	63
13	プロモジクロロメタン	BDCM _l	(0.03)			83
14	cis-1,3-ジクロロプロペン	c-1,3-DCP	0.002	2,700	1.5	75
15	トルエン	Toluene	0.6*	534	6.8	91
16	trans-1,3-ジクロロプロペン	t-1,3-DCP	0.002	2,800	1.4	75
17	1,1,2-トリクロロエタン	1,1,2-TrCE _l	0.006	4,500	0.7	97
18	テトラクロロエチレン	TeCE	0.01	150	84.0	166
19	ジブロモクロロメタン	DBCMT	(0.1)			129
20	1,3-キシレン	1,3-Xyl	0.4*	146	9.5	106
20	1,4-キシレン	1,4-Xyl	0.4*	156	8.9	106
21	1,2-キシレン	1,2-Xyl	0.4*	179	3.9	106
22	ブロモホルム	Bromoform	(0.09)	3,190	0.5	173
23	1,4-ジクロロベンゼン	1,4-DCBen	0.3*	79	4.3	146

表2 分析操作条件

使用装置			
Gas Chromatograph	HP5890-II		
Detector	HP5971A		
Data Processor	HP-CHEMISTATION		
Concentrator	Tekmer LSC-2000		
GC/MS Conditions			
Column	Rtx-Volatiles 0.25mm ID*1.0μm*60m (米国リステック社製)		
Column Temp.	40°C(1min)-8°C/min-220°C		
Carrier Gas	He 1.06Kg/cm ²	Flow Rate	
Detector	MSD	Multiplier	1506V
Transfer Line Temp.	250°C	Ion Range	
Scan Mode			
Aux Temp.	200°C		
LSC-2000 Conditions			
Sample			
Run per Sample	1	Auto Drain	on
Trap Material	#3(Tenax/Silica/Charcoal)		
Cold Trap Tube	シリカキャピラリーチューブ0.53mm I.D.		
Stand by Temp.	35°C	Prepurge Time	
Sample Temp.	30°C	Preheat Time	
Purge Time	7 min	Purge Flow	40 ml/min
Dry Purge Time	3 min	Cap. Cool Down Temp.	-130°C
Desorb Time	6 min	Desorb Temp.	180°C
Injection Time	4 min	Injection Temp.	200°C
Bake Time	30 min	Bake Temp.	230°C
Bake Gas Bypass	on	BGB Delay	120 sec
Valve Temp.	100°C	Line Temp.	100°C
Cap. Union Temp.	100°C	Mount Temp.	40°C

3 結果と考察

3.1 23物質と内部標準物質のクロマトグラム

23物質と内部標準物質のうち、1,4-Xyleneと1,3-Xyleneのピークが重なる以外は、すべてガスクロマトグラム上で分離可能であった。

分析機器操作条件を表2に示す。23物質と内部標準物質のガスクロマトグラムを図1に示す。また、各物質のマススペクトルを図2に示す。

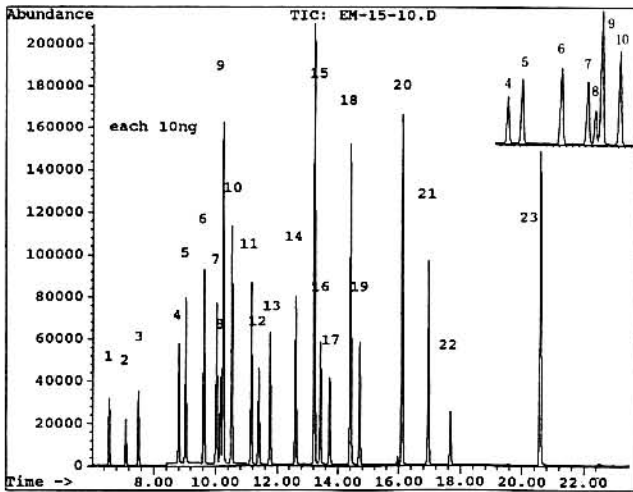


図1 揮発性有機物のSIMクロマトグラム
(ピークNoは表1に対応)

3.2 装置ブランクとブランク水

装置ブランク (ブランク水を加えず、Heガスのみを流したときのSIMクロマトグラム)、ブランク水として使用したミネラルウォーターおよび当実験室で作った超純水を1時間沸騰させたもののSIMクロマトグラムを図3に示す。

ミネラルウォーターおよび当実験室で作った超純水を1時間沸騰させたものはいずれも、ジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、キシレンなどが検出されているが、明らかに、ミネラルウォーターのほうが汚染されていないことが示された。従って、ブランク水としてミネラルウォーターを使用した。

3.3 装置検出限界の算出

標準物質/内部標準物質：0.5/5 (ppm/ppm) 溶液を1 μ l、ブランク水5 mlへ添加したものを、分析操作条件に従って分析し、SIMクロマトグラムを得る。標準物質のピークをシグナルとし、そのピーク前後のベースラインをノイズとしてS/N比を算出し、これをもとに装置検出限界を計算した。

例えば、ジクロロメタン(DCMt)では、 $S/N=680/9$ となり、ピーク濃度は0.1ppb(サンプル水中)なのでS/N比の3倍を装置検出限界とすると $[0.1/(680/9)] \times 3 = 0.00397$ ppbが装置検出限界となる。これらをまとめたものを表3に示す。

また、このときのSIMクロマトグラムを図4に示す。なお、環境基準値の1/10を測定し得ることがガイドラインで

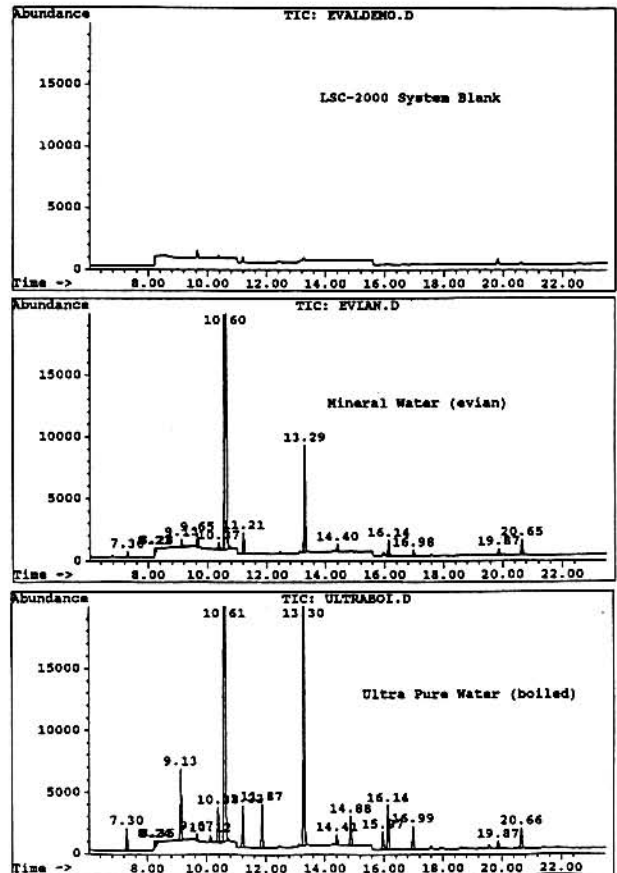


図3 装置ブランクとブランク水

(上：システムブランク、中：ミネラルウォーター、下：超純水煮沸後)

表3 揮発性有機物23物質の検出限界

物質名	基準値(mg/l)	検出下限値(μ g/l)
1, 1-ジクロロエチレン	0.02	0.004
メチレンクロライド	0.02	0.004
trans-1,2-ジクロロエチレン	0.04*	0.007
cis-1,2-ジクロロエチレン	0.04	0.015
クロロホルム	0.06*	0.004
1, 1, 1-トリクロロエタン	1	0.008
四塩化炭素	0.002	0.004
1,2-ジクロロエタン	0.004	0.003
ベンゼン	0.01	0.011
トリクロロエチレン	0.03	0.001
1, 2-ジクロロプロパン	0.06*	0.006
ブromoジクロロメタン	(0.03)	0.003
cis-1,3-ジクロロプロペン	0.002	0.004
トルエン	0.6*	0.001
trans-1,3-ジクロロプロペン	0.002	0.003
1, 1, 2-トリクロロエタン	0.006	0.003
テトラクロロエチレン	0.01	0.001
ジブromoクロロメタン	(0.1)	0.003
1, 3-キシレン	0.4*	0.001
1, 4-キシレン	0.4*	0.001
1, 2-キシレン	0.4*	0.001
ブromoホルム	(0.09)	0.002
1, 4-ジクロロベンゼン	0.3*	0.001

示されているが、図4の各ピークは0.1ppbであり、十二分にクリアーしている。

3.4 クライオ温度でのクロマトグラムの変化

標準物質/内部標準物質：20/5 (ppm/ppm) 溶液を1 μ l、ブランク水5 mlへ添加したものをを用いて、液体窒素でクライオ温度を -50°C 、 -70°C 、 -90°C 、 -130°C に変

揮発性有機物の分析について

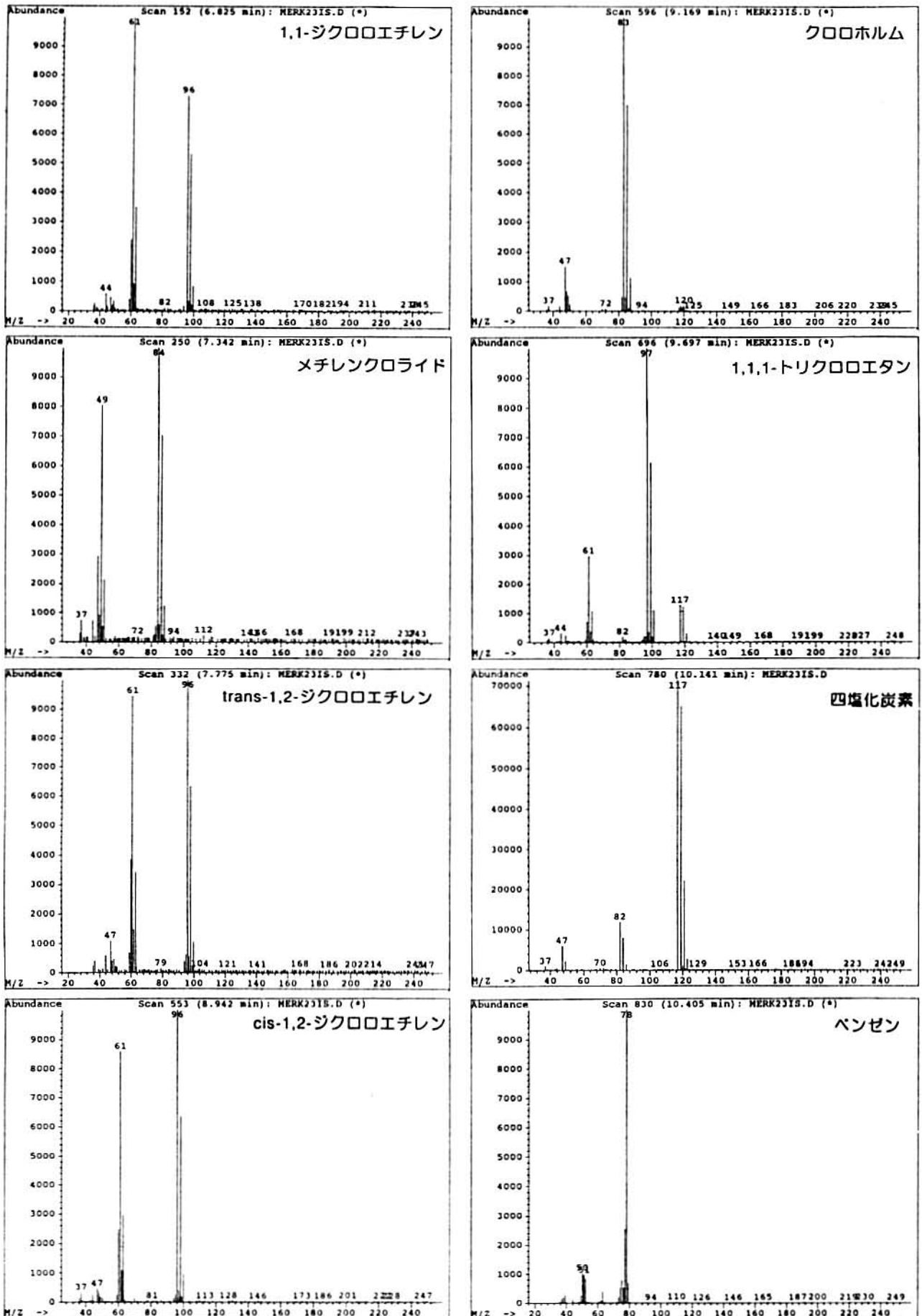


図 2 揮発性有機物のマススペクトル

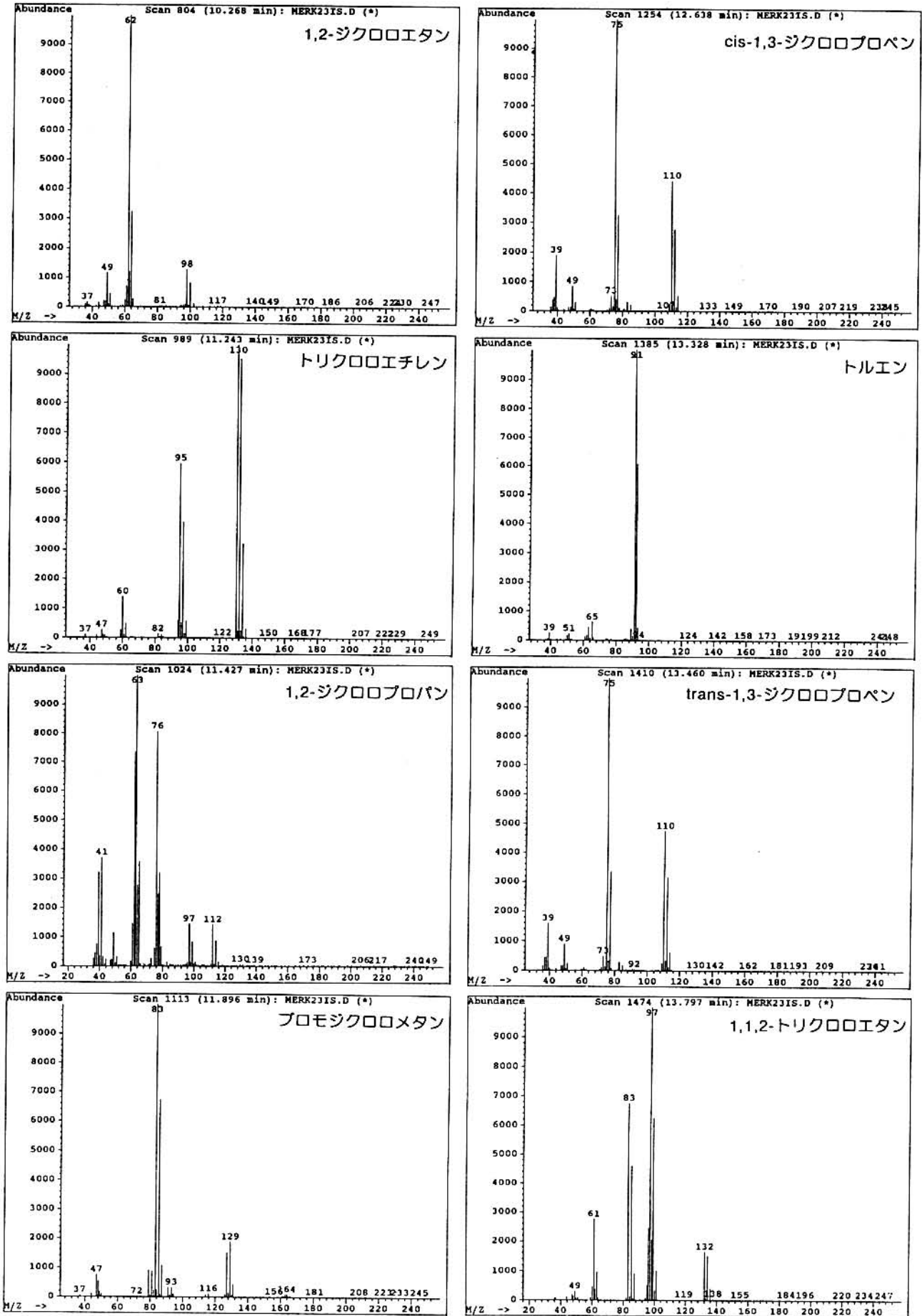


図2 揮発性有機物のマススペクトル

揮発性有機物の分析について

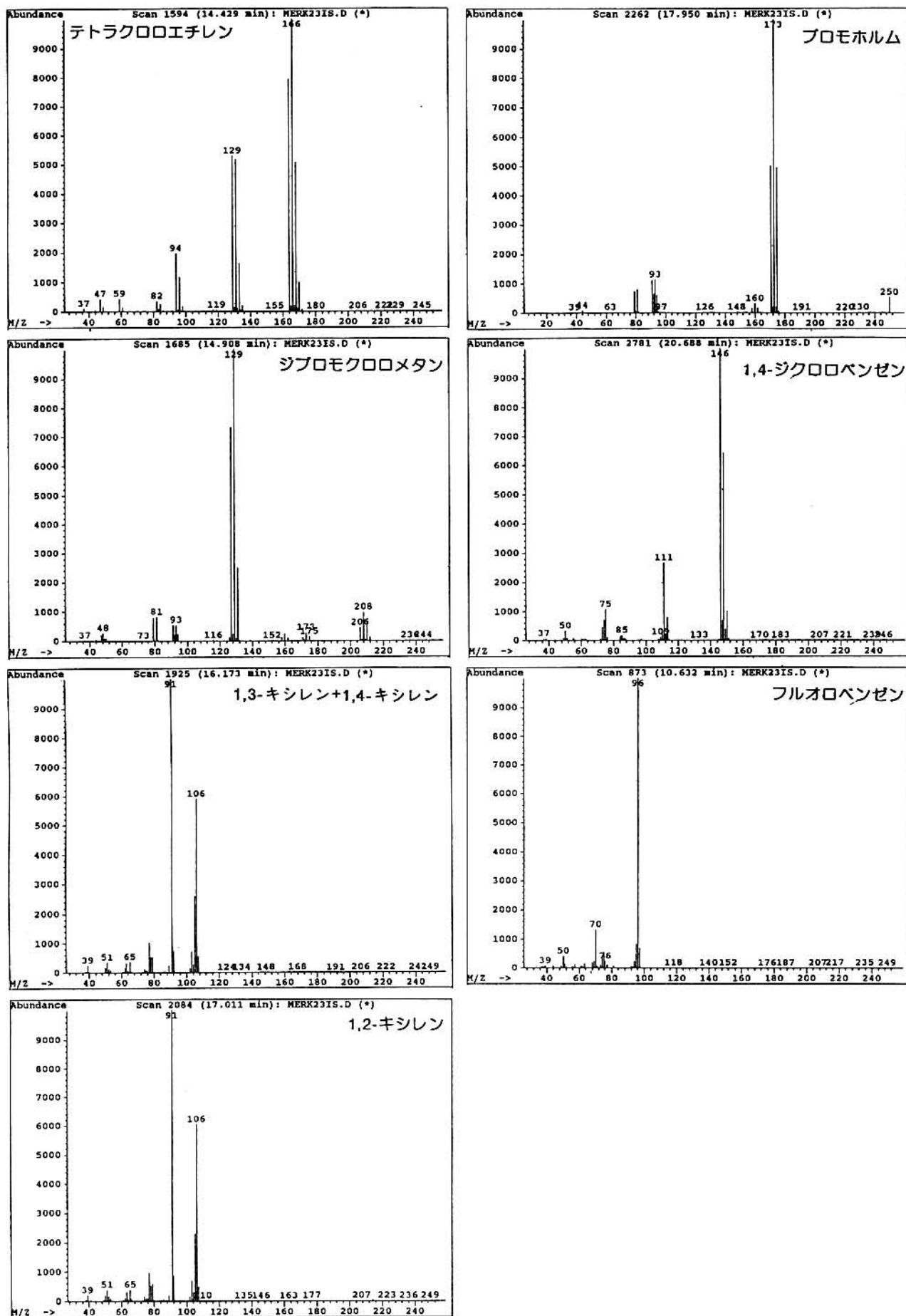


図2 揮発性有機物のマススペクトル

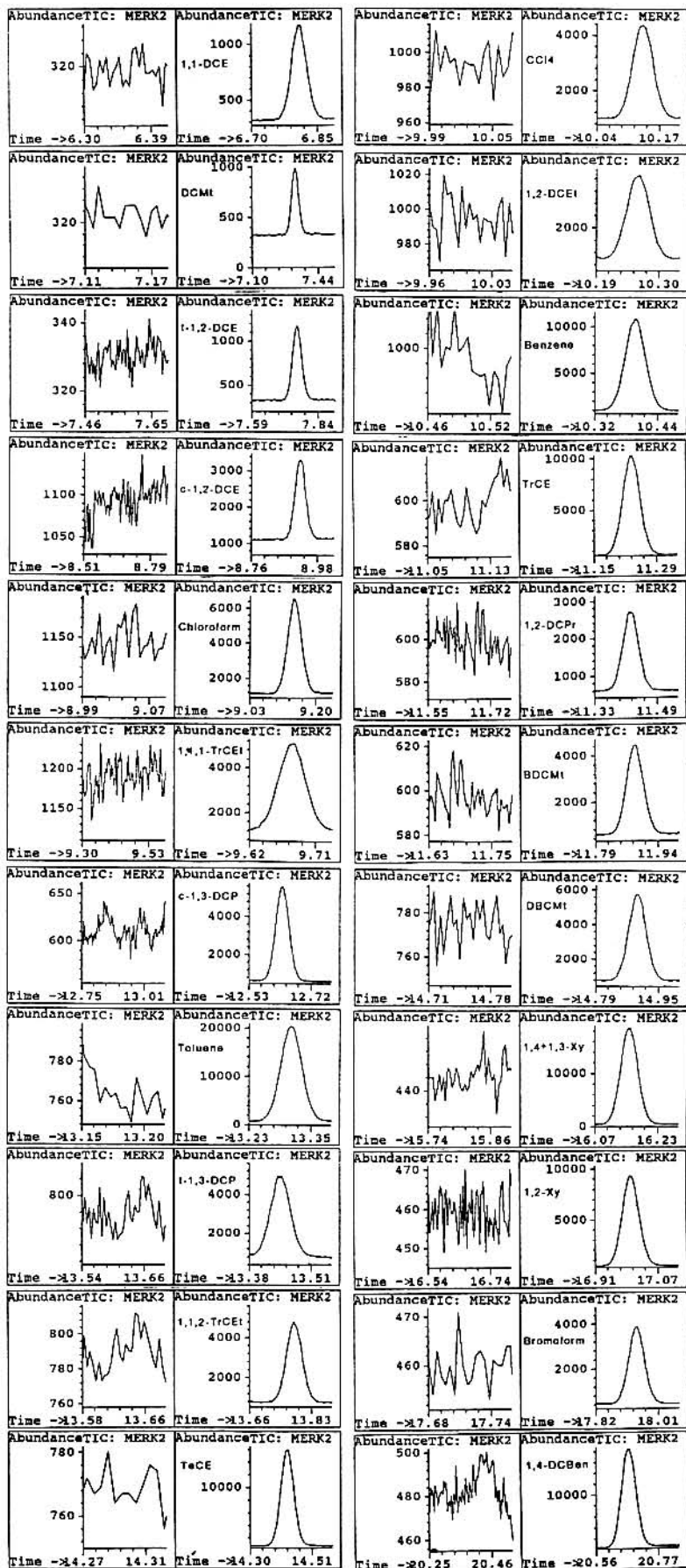


図 4 揮発性有機物23物質のSIMクロマトグラム

(左：ノイズ、右：D.1PPb標準物質)

化させたときのSCANモードでのクロマトグラムを図5に示す。クライオ温度が高くなるにつれて、クロマトグラムの前の方のピークがつぶれ、また、保持時間も短くなることが示された。このことから、クライオ温度は -130°C が適当である。

なお、液化炭酸をクライオに使用するパージ&トラップ装置もあるが、この場合、クライオ温度は -50°C から -70°C が限界である。

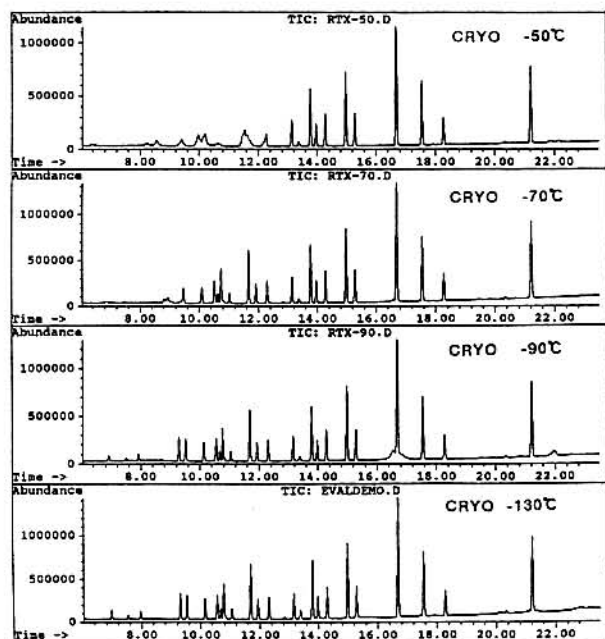


図5 クライオ温度による揮発性有機物のクロマトグラムの変化 (SCANモード)

3.5 ドライパージ時間

パージ操作にともなうサンプル中の水分がそのまま分離用キャピラリーカラムやGC/MS検出器に入ってしまうと、カラム性能の劣化、GC/MS装置の停止などが生じてしまうため、ドライパージ操作は重要なものとなっている。

ドライパージ時間を変化させ、ドライパージ操作にともなうサンプル中の水分を $m/z=18$ でモニターした結果を図6に示す。3分間までは、水分は減少傾向にあるが、それ以後は、吸着管中の水分は全く取れていないことが示された。このため、新たな吸着管を用いる等の再検討が必要である。なお、水分のSIMクロマトグラムを図7に示す。

3.6 パージ時間

標準物質/内部標準物質: 20/5 (ppm/ppm) 溶液を $1\ \mu\text{l}$ 、ブランク水 $5\ \text{ml}$ へ添加したものをを用いて、パージ時間の変化による各ピーク面積の変化を検討した。

パージ時間2分間の時のピーク面積を1としたときの各パージ時間毎のピーク面積比をプロットしたものを図8に示す。

クロマトグラム上の最初から3物質、1,1-ジクロロエチレン、ジクロロメタン、t-1,2-ジクロロエチレンはパージ

時間が長くなるにつれて、ピーク面積の減少傾向がみられた。

しかし、1,2-ジクロロエタン、t-1,3-ジクロロプロペン、1,1,2-トリクロロエタン、ジブロモクロロメタン、プロモホルムはパージ時間が長くなるにつれて、ピーク面積が増大した。この5物質はいずれもヘンリー定数が小さい物質である。(ジブロモクロロメタンはヘンリー定数が不明。)従って、パージ時間7分間が揮発性有機物23物質を一斉分析するための至適条件である。

3.7 回収率

標準物質/内部標準物質: 20/5 (ppm/ppm) 溶液を $1\ \mu\text{l}$ 、ブランク水 $5\ \text{ml}$ へ添加したものをを用いて、このサンプルを6回繰り返しパージした。

そのピーク面積値の合計で第1回目のピーク面積値を除いたものを回収率とした。結果を表4に示す。

回収率が95%以下のものは5物質で、前の項目で検討したパージ時間を長く必要とする5物質と一致する。(プロモホルムの回収率が最も悪い。)

回収率が良くても、ベンゼン、トルエン、1,4+1,3-キシレン、1,4-ジクロロベンゼン、トリクレン、1,1,1-トリクロロエタンは6回繰り返しパージした後もピークが残存した。このことから、多くの検体を連続分析する場合に充分注意を払う必要がある。

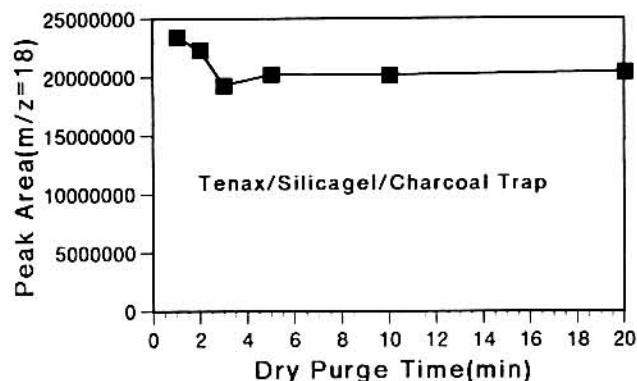


図6 ドライパージと水分残存量

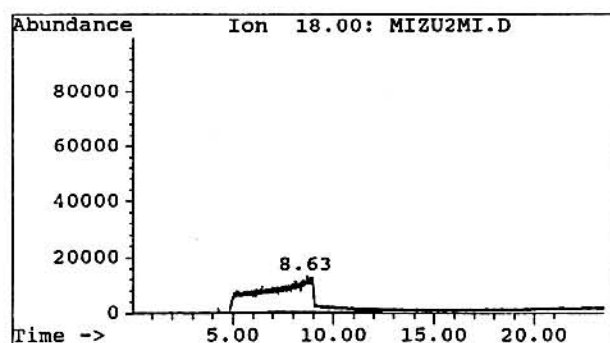


図7 水分のSIM クロマトグラム

3.8 ダイナミックレンジ

エレクトロンマルチプライヤー (EM) の値を変化させて、揮発性有機物の濃度の直線性を検討した。検量線用標

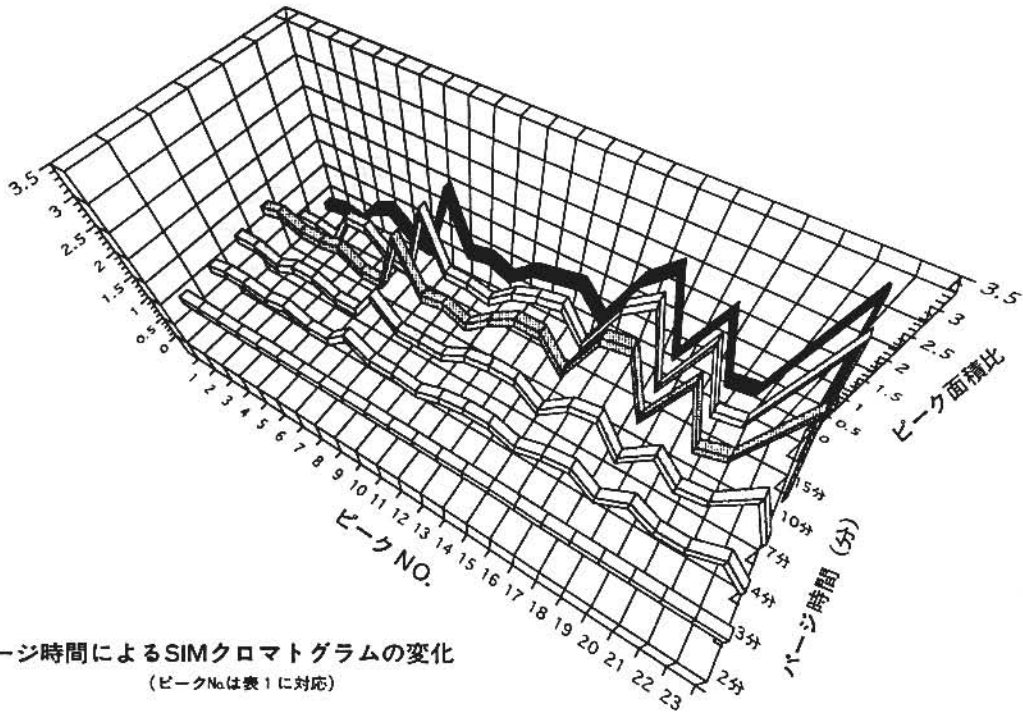


図8 パージ時間によるSIMクロマトグラムの変化
(ピークNoは表1に対応)

表4 揮発性有機物23物質の回収率

VOC	1st	2nd	3rd	4th	5th	6th	sum	Rec(%)
1,1-DCE	824711	5124	nd	nd	nd	nd	829835	99.4
DCMt	584186	7090	nd	nd	nd	nd	591276	98.8
l-1,2-DCE	909125	6013	nd	nd	nd	nd	915138	99.3
cls-1,2-DCE	3976109	27153	nd	nd	nd	nd	4003262	99.3
Chloroform	5710235	35137	nd	nd	nd	nd	5745372	99.4
1,1,1-TrCEt	4986673	33764	13331	12392	13313	15108	5074581	98.3
CCl4	4103837	15652	nd	nd	nd	nd	4119489	99.6
1,2-DCEt	2821998	146387	9398	nd	nd	nd	2977783	94.8
Benzene	10954685	77785	12290	9385	8615	7644	11070404	99.0
l.S.	4076455	19754	nd	nd	nd	nd	4096209	99.5
TrCE	6981395	59361	29788	21987	41002	17722	7151255	97.6
1,2-DCPr	2643775	19556	nd	nd	nd	nd	2663331	99.3
BDCMt	4778086	46110	nd	nd	nd	nd	4824196	99.0
cls-1,3-DCP	5629519	82021	nd	nd	nd	nd	5711540	98.6
Toluene	15289973	110507	19844	13170	15398	17251	15466143	98.9
l-1,3-DCP	4723369	251008	18275	nd	nd	nd	4992652	94.6
1,1,2-TrCEt	4551724	521133	63878	8586	nd	nd	5145321	88.5
TeCE	13174907	40351	13287	7807	8059	nd	13244411	99.5
DBCMT	7147329	393205	25739	nd	nd	nd	7566273	94.5
1,4+1,3-Xyl	14281976	93176	25062	16130	18549	12295	14447188	98.9
1,2-Xyl	8481573	50918	8849	nd	nd	nd	8541340	99.3
Bromoform	5925611	1066328	204413	40859	9632	nd	7246843	81.8
1,4-DCBenzene	15385588	173410	56924	35939	37111	23677	15712649	97.9

準溶液列（8系列）を用いて、EMの値を1100, 1300, 1500の3系列にして、注入量に対してピーク面積をプロットしたものを図9に示す。

定量分析では、システムのレスポンスと注入試料の物質質量とはリニアな関係であることが前提となる。

今回の測定では、EM1500では4 ppb（サンプル水中濃度）、EM1300で10ppb、EM1100では20ppb程度までは直

線性があった。使用する分離カラムにより試料注入量の規制があるので、各成分20ppb程度が上限であると判断される。

揮発性有機物の一斉分析では広いダイナミックレンジをもつほど有利であるが、内径の小さい今回のようなカラムでは、ダイナミックレンジは200程度が限界であった。

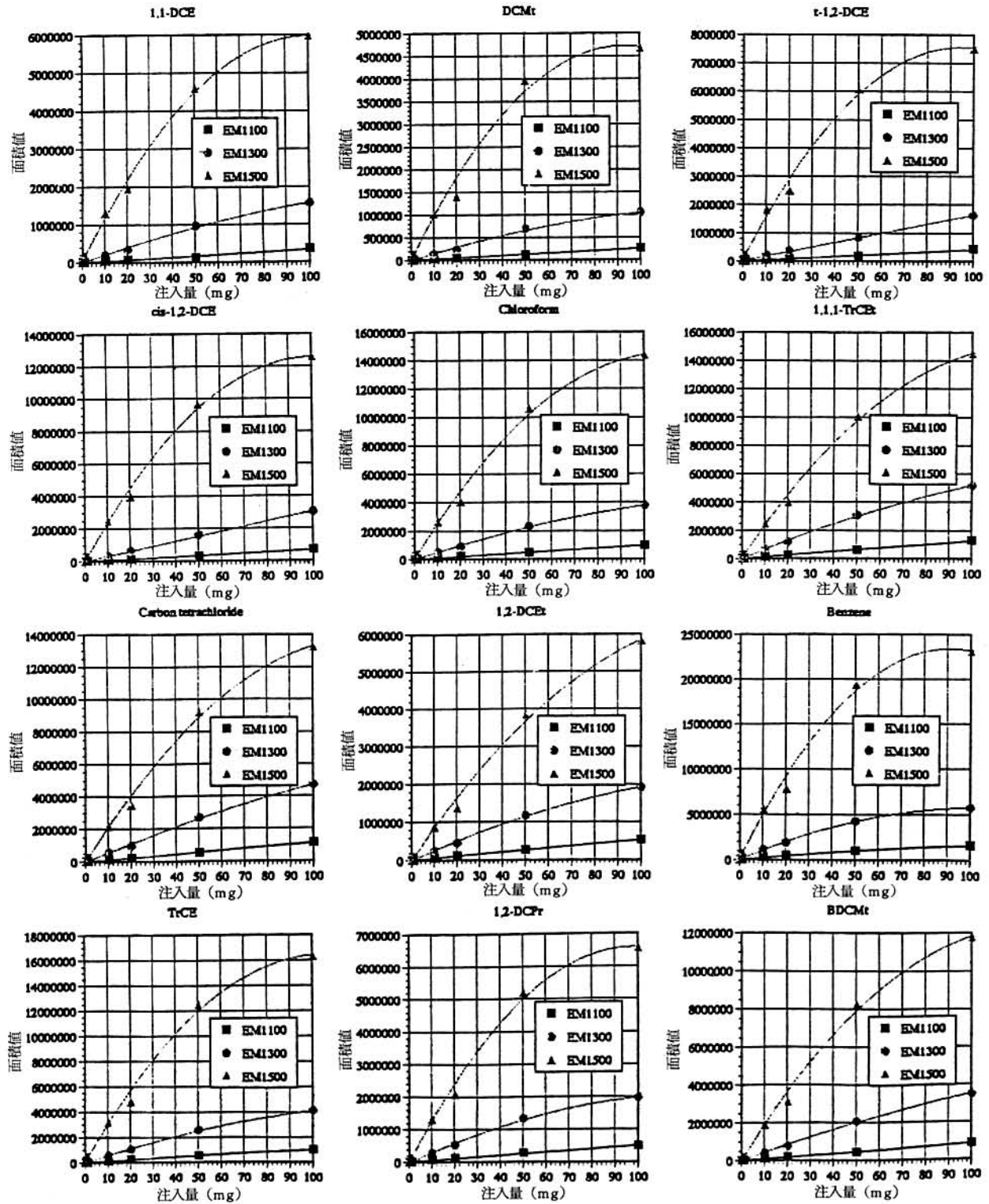


図9 ダイナミックレンジの測定

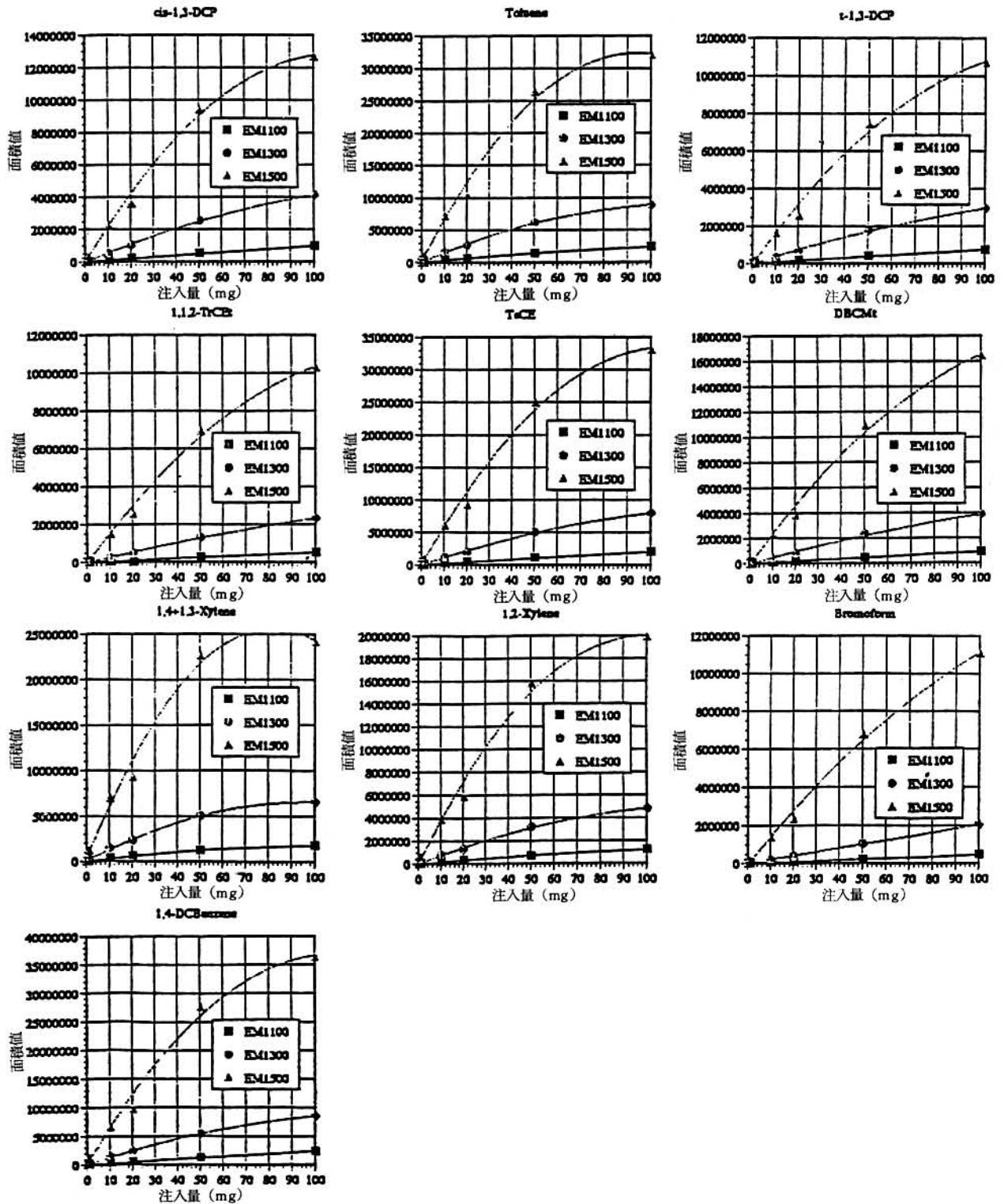


図9 ダイナミックレンジの測定

4 結 論

- (1) ドライパージ操作ではほとんど水分はとれず、GC/MS検出器に導入されてしまうことが示された。今後、別の吸着管を用いて検討する必要があるが、これに伴いLSC-2000の各パラメーターについても再度の検討が要求される。
- (2) 今回のGC/MSシステムでは、使用できる分離カラムが内径0.25mm以下に限られているので、ダイナミックレンジが狭い。

このため、実際の地下水サンプルのように各成分の濃度差の大きいものについては、希釈操作を入れるか、または、ヘッドスペース法の併用などが必要となってくる。

参 考 文 献

- 1) GC/MSを用いた水質分析講習会テキスト：横河アナリティカルシステムズ(株) (1993.4)
- 2) 水質分析セミナーテキスト：日本電子(株) (1993.3)
- 3) 濃縮装置LSC-2000講習会テキスト：ジーエルサイエンス(株) (1993.4)

Analysis of 23 Volatile Organic Compounds by Purge & Trap Capillary Gas chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS)

Hideharu KONDOH , Hideki OKUYAMA and Kiyoyasu MURATA

Abstract

Typical purge and trap parameters(purge time,cooldown temperature and drypurge time),and optimized and trap instrument(Tekmer LSC-2000)configurations with variation in these parameters are discussed in the following.

The recommended procedure is as follows:

- Purge Time should be determined based on sensitivity. A good setpoint time is 7 minutes.
- In the Dry Purge mode,water in the #3(Tenax/Silicagel/Charcoal)trap could not be removed.
- In the Cooldown mode,the sample is Cryofocused in the interface capillary tube to improve peak shape during injection. Optimum Cryofocusing temperature was-130 degree.
- Based on analysis of each calibration standard at eight concentration levels for three multiamplicifier stage, the Dynamic range(linearity through the origin)was x200 at most.

Blank Water is defined as water free of interference in purge and trap analysis. However,accessible quality Blank Water was prepared using commercial mineral water.

青潮発生後の網走湖の化学的、生物学的環境変化

三上英敏 日野修次 有末二郎

要 約

網走湖は塩分成層という特異的な環境下において富栄養化が進行している湖沼である。網走湖の上部好気層において、1986年以前には *Anabaena spiroides* 等による水の華が発生していたが、1987年5月の青潮発生以後表層の塩分上昇により水の華が観測されなくなり、栄養塩類の拡散にもなって汽水産の植物プランクトンが増殖した。その後1989年に塩分濃度が低下したにもかかわらず、再び水の華は発生しなかった。その理由としては、1989年から嫌気層上部で増殖し集積してきた光合成細菌が栄養塩類を吸収し好気層への栄養塩の拡散を抑制し、好気層の栄養塩類濃度を低下させたことによるものと考えられた。網走湖の植物プランクトンの優占種や現存量は、青潮発生による好気層の水質変化の影響を強く受けており、さらに、それにもなって形成した光合成細菌集積層との間にも深い関連のあることが推定された。

1 緒 言

水域の環境を保全するためにはその周辺環境を自然科学的および社会科学的に考え、内部で起きている現象を適確に把握する必要がある。特に湖沼や内湾等の閉鎖性水域は水が停滞しやすいことから周辺の都市活動や農工業活動などにもなって排出される汚濁要因物質を蓄積しやすく、そのため、湖内の水質が劣化し生物活動に影響をおよぼす。特に、栄養塩類の蓄積は富栄養化を進行させ、その水質環境の悪化は近年社会的な問題となっている。なかでも、ラン藻類の異常増殖により発生する水の華(アオコ)は、訪れる観光客等に不快感を与えたり、その湖沼が水道水源となっている場合はろ過障害や悪臭等の影響を与えている¹⁾。異常増殖した藻類はいずれ死滅し沈降するが、その分解の過程において多量の酸素を消費し、成層下では溶存酸素の供給が不足し嫌気状態になりやすい。また、その死滅した藻類から溶出する栄養塩類は水系に放出・拡散され、再び一次生産に寄与することになる。このように、栄養塩等の水質汚濁要因物質が十分に蓄積した湖沼の水質環境を考慮するには、その周辺状況を把握するとともに湖内の化学的および生物学的環境要因の把握が必要であり、本報告では網走湖を対象にした。

網走湖は、Fig. 1 に示す様にオホーツク海に隣接する平均水深7.2m、最大水深16.1m、湖面積32.5km²の海跡湖である。満潮時には網走川を通じて海水が逆流し深層部に停滞するため、強固な塩分成層を形成している。また、長期にわたる流域からの栄養塩類の流入により、網走湖は塩分成層という特異的な環境下において富栄養化が進行している。過去の調査研究報告²⁾によれば、夏期には *Anabaena spiroides* 等による水の華(アオコ)が大発生し、嫌気状態である深部塩水層(嫌気層)には、多量の硫化物、重碳酸、アンモニア、リン酸等が蓄積しているため、上層

(好気層)の水質は流入河川水の他にこの嫌気層の影響を強く受ける可能性が指摘されている。これは、多量の無機態栄養塩が好気層に拡散していることを示唆しており、藻類の増殖に寄与しているものと思われる。

1987年5月、この網走湖において多量の硫化物を含む深層水が湧昇し表層部に拡散する青潮現象が生じ、生息していた魚類に多大なる被害を出した。この青潮が生じた後、従来大発生していた水の華(アオコ)は水温の上昇する夏期においてもほとんど出現せず、一方、1989年頃から嫌気層の上端に光合成細菌の集積層が形成されはじめた。この光合成細菌集積層は1992年5月に生じた青潮以後消滅した。

本報告では、1986年から1992年までの網走湖の湖心における調査結果をもとに、青潮発生と上部好気層における塩

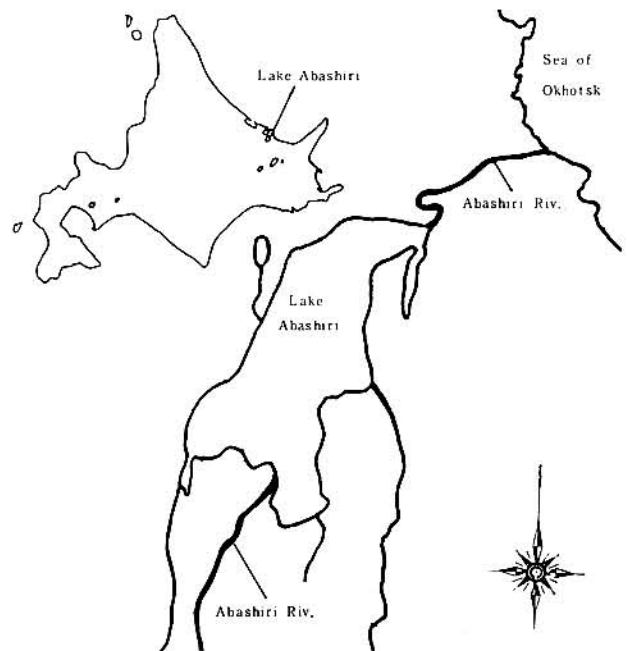


Fig. 1 Location and map in Lake Abashiri

分や栄養塩等の水質変化および植物プランクトンの優占種の変化、さらには嫌気層上端における光合成細菌集積層の形成及び消滅等のそれぞれの関連性について考察し、網走湖好気層の化学的、生物学的環境に影響を与える要因について検討を試みた。

2 調査及び分析の方法

調査は1986年から1992年まで2月、5月、6月、7月、8月、9月、10月および11月に各1回合計56回実施した。採水は、6ℓのバンドン採水器をもちいて層別採水を行った。水温および溶存酸素は、サミスター温度計付きDOメーター (YSI MODEL 58) による直接測定を採用した (一部の調査では棒状水銀温度計およびウインクラ法によって求めた)。採水した試料は必要に応じて前処理を行った後、当研究センターの実験室に持ち帰り、塩化物イオン、栄養塩類、クロロフィル-a等について分析を行った。植物プランクトンは、1ℓポリビンに最終濃度1%となるように中性ホルマリンを加え固定した試料を20mlまで沈殿濃縮した後、顕微鏡を用いて観察した。塩化物イオンは硝酸銀滴定法、全窒素はアルカリ性過硫酸カリウム分解法、全リンは過硫酸カリウム分解法を用いた。クロロフィル-aは、採水後直ちにワットマンGF/Cフィルターでろ過し、凍結保存してもち帰った試料をメタノールによって一晚抽出した後、ターナー-111型蛍光光度計によって測定した。また、1991年8月からはバクテリアクロロフィルと溶存硫化物の分析を追加した。バクテリアクロロフィルは、採水後直ちにワットマンGF/Cでろ過し、凍結保存してもち帰った試料を Takahashi et al.³⁾の方法によって測定した。溶存硫化物については、液体検知管 (光明理化学社製) を用いて採水後直ちに測定した。

3 結 果

3.1 表層の水質経年変化

網走湖湖心表層における1986年から1992年までの塩化物イオン、全窒素、全リンおよびクロロフィル-a濃度の変化をそれぞれFig. 2, 3, 4および5に示した。塩化物イオン濃度は2月に極端に低下しており、結氷下では流入河川水が氷層直下を流走するためであると考えられる。このことから、2月の全窒素、全リンおよびクロロフィル-a濃度は河川水の水質を反映している。

塩化物イオン濃度は、2月を除いて1000~4000mg/ℓの範囲内で変動していた。1986年に1500mg/ℓ前後であった塩化物イオン濃度は青潮が生じた1987年5月にはほぼ2倍程度の3000mg/ℓ程度まで上昇し、1988年の5月に2000mg/ℓ程度まで低下した。その後、11月に青潮が再び生じ3000mg/ℓを超えた。1989年より1991年までは1986年の場合と同じレベルの濃度にまで低下し、その後3年間は安定した状態を維持していた。しかしながら、1992年の春に再び青

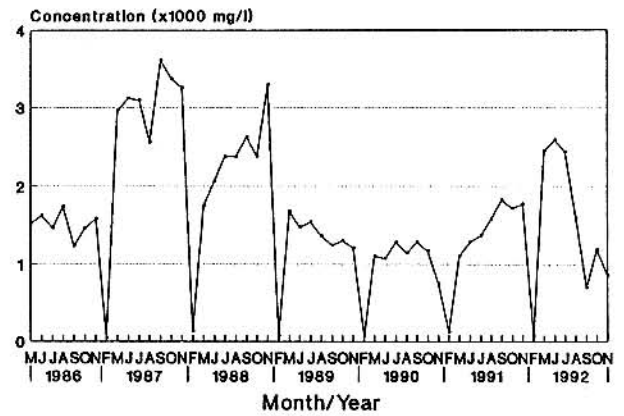


Fig. 2 Seasonal change in surface concentration of chloride ion in Lake Abashiri

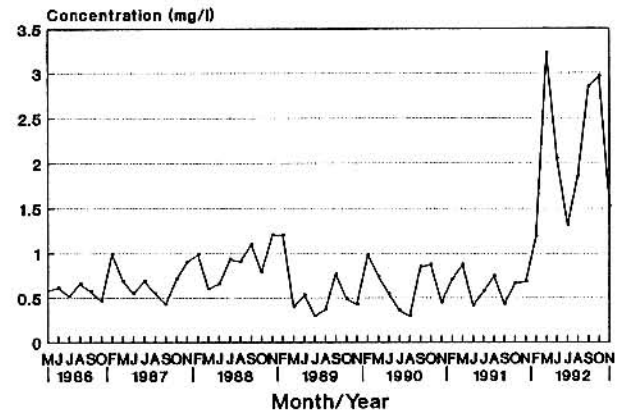


Fig. 3 Seasonal change in surface concentration of total nitrogen in Lake Abashiri

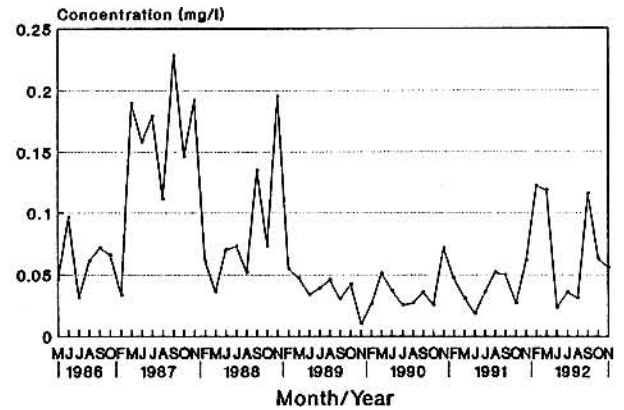


Fig. 4 Seasonal change in surface concentration of total phosphorus in Lake Abashiri

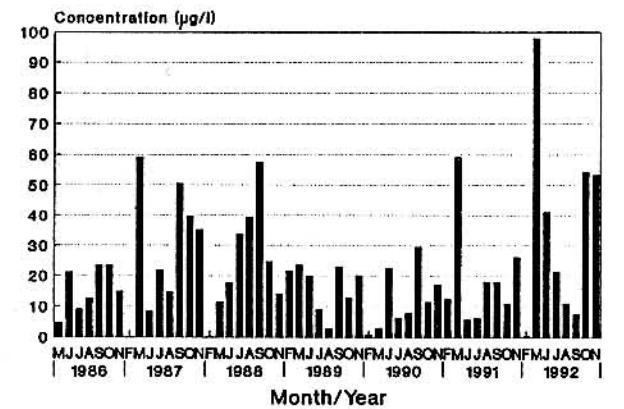


Fig. 5 Seasonal change in surface concentration of chlorophyll-a in Lake Abashiri

潮が生じた際には約2500mg/lまで上昇した。その後、夏から秋にかけて降水量が大幅に増加し、それにもなつて濃度は急激に低下し1000mg/l程度を示した。

全窒素濃度は1991年まで0.3~1.2mg/lの範囲で変化していたが、1992年は他の年に比べて3mg/lを超えることがあった。また、1989年から1991年までの期間は1986年から1988年までの期間より濃度が低い傾向が認められた。

全リン濃度に関して、1986年には0.05mg/l程度であったが、青潮が生じた1987年及び1988年秋には大きく増加した。1989年から1991年までの期間は再び減少し観測月の大半が0.05mg/l以下を示した。また、1992年においては、2、5および9月に0.1mg/l以上の高濃度を示した。

植物プランクトン量を表すクロロフィルa濃度は、全体的に見れば、5月もしくは6月と9月以降に高濃度になる傾向がある。1986年、1989年および1990年においては高い値を示す月でも30μg/l以下であったが、それ以外の年での高い場合にはその倍の60μg/lを示す事があり特に1992年5月においては100μg/l程度まで増加した。しかし、1988年を除いて夏期に低下する傾向がみられ、1989年8月、1990年7月、1991年7月等では5μg/l程度と特に低い値を示した。

3.2 植物プランクトンの優占種の変化

過去の報告²⁴⁾によれば1986年以前の網走湖においてほぼ毎年夏期に *Anabaena spiroides* 等による水の華 (アオコ) が大発生していたことが明らかとなっている。しかし、1987年から1992年までの間は *Anabaena spiroides* 等ではなく、汽水産のケイ藻類が優占した。1987年には汽水産の *Cyclotella* sp. が、1988年から1991年には1987年と同様に *Cyclotella* sp. の他、同じ汽水産の *Chaetoceros affinis* が多く見られ、水温の上昇する夏期においても、アオコと呼ばれるラン藻類の異常増殖は見られなくなった。また、1992年には汽水産の *Nitzschia longissima* が優占した。

3.3 光合成細菌集積層

1989年夏期より嫌気層上部に光合成細菌の生育の兆候が見られた。さらに、1990年夏期には、バクテリオクロロフィルの定量を行っていないが、採水試料から安定した光合成細菌集積層の形成が肉眼でも確認された。1991年夏期においても同様な状態が確認され、その90%アセトン抽出による吸収スペクトルからバクテリオクロロフィル-d²⁵⁾を含有することが明らかとなった。顕微鏡観察による形態および吸収スペクトルより同種は緑色イオウ細菌で、*Chlorobium* 属の一種であると同定された。

1991年8月の光の透過度、溶存硫化物濃度、溶存酸素濃度、クロロフィルa濃度およびバクテリオクロロフィル-d濃度の鉛直分布をFig. 6に示す。1990年より嫌気層上部において安定して増殖している光合成細菌が観察され、1991年8月に5.5m層においてバクテリオクロロフィル-dとして66.9μg/lの高濃度値が検出された。安定した光

合成細菌集積層が形成されていた1991年8月において、光合成細菌の生育に必要な硫化物と光の両因子について見てみると硫化物が検出される境界層である水深5.5mに光が表面の約0.1%透過していた事が示された。その後、秋から冬にかけて全体的に減少し、1992年6月以後バクテリオクロロフィル-dが検出されなくなり、光合成細菌集積層が完全に消滅したと考えられる。

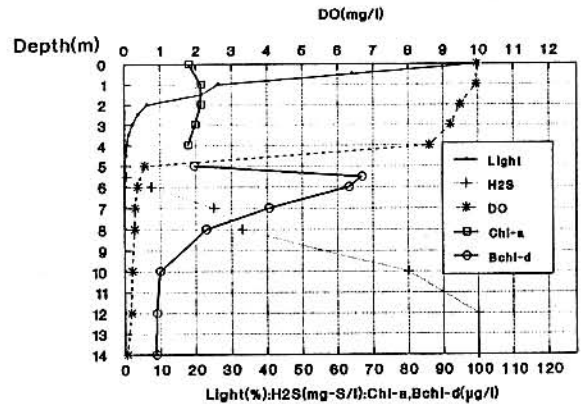


Fig. 6 Vertical distribution of light penetration, hydrogen sulfide, dissolved oxygen, chlorophyll-a, and bacteriochlorophyll-d in Lake Abashiri (20 August 1991)

4 考 察

一年中深層部に多量の硫化物を含む無酸素水域を有し停滞する網走湖において1987年5月に大規模な青潮が生じ、魚類に多大なる被害をおよぼした。1987年の表層における塩化物イオン濃度やリン濃度から青潮の影響で高濃度の塩分やリン酸を含む深層水が湧昇し上層部に拡散したことが示された。1988年11月や1992年5月にも青潮が確認されており表層の塩化物イオン濃度が上昇していた。しかし、これら青潮後の表層の栄養塩濃度について見ると、全リン濃度は深層水の湧昇による拡散影響によって著しく増加しているにもかかわらず、1987年5月や1988年11月の青潮後の全窒素濃度はさほど高くないことが示された。現在この理由は不明である。青潮の発生について、北海道開発局の調査によると、近年の小雨傾向により1980年頃には嫌気層の上端が水深10m前後であったのに対し1986年には5m前後にまで上昇してきたため、強風によって深層水が湧昇しやすくなったとし、さらに、時期的に青潮が生じやすいのは結氷期を除く湖内密度成層がゆるむ春先と台風や大型低気圧の通過する夏の終わりから秋口にかけてであると報告している⁶⁾。

網走湖において、1987年から夏期に水の華 (アオコ) の発生が観測されなくなったのは、同年5月に起きた青潮に起因する塩分濃度の上昇に関連があると考えられる。近藤らは、網走湖と同様な汽水湖である島根県の中海において植物プランクトンの出現と塩分あるいは水温との関係につ

いて述べているが、植物プランクトンは水温よりも塩分に強く支配されており、*Microcystis aeruginosa* 等のラン藻類を含む淡水産植物プランクトンは高塩分濃度では生育できないことを明らかにしている⁷⁾。このことから、夏期の網走湖においてブルームを形成した *Anabaena spiroides* も、1987年の塩分濃度の上昇で生育できなくなり、かわって汽水産の *Cyclotella* sp. 等が優占し、上層に拡散した高栄養塩濃度に対応して大增殖したと考えられる。1987年の塩化物イオン濃度は3000mg/l前後で、ラン藻類に対する塩化ナトリウム添加による阻害実験では、塩化物イオンとして2000~3000mg/lで成長が抑制され光合成ができなくなる限界であることから⁸⁾、網走湖の *Anabaena* はこの塩分濃度の条件下で生育阻害を受けたと思われる。

1988年まで塩分濃度が例年より高い環境が続いたが、1989年には冬期から夏期にかけて流域の平均雨量が多かったことより河川の流入による希釈効果が働き塩化物イオン濃度は1986年当時と同様の約1500mg/lにまで低下した。1989年から1991年までは、塩分濃度からみて安定した水質環境であり、その値が1987年や1988年に比べて低下したにもかかわらず、1986年以前と異なり、夏期においても水の華（アオコ）が発生せず汽水産の *Cyclotella* sp. や *Chaetoceros affinis* 等が優占した。この1989年から1991年までの水質の特徴は、水の華（アオコ）発生時の1986年と異なり栄養塩濃度特にリン濃度が著しく減少していたことである。水の華（アオコ）の発生には塩分の他に栄養塩類の影響を強く受けることから栄養塩濃度の減少がアオコの発生を抑制していたと考えられる。栄養塩濃度を低下させた要因として、流域からの負荷量の低下や、青潮等による高濃度栄養塩を含む深層水との混合の減少の他、この期間中に著しく集積した光合成細菌との関連が考えられる。

光合成細菌は、1989年から嫌気層上部に増殖の兆候があり、1990年夏期には安定した集積層を形成するようになった。これは緑色イオウ細菌である *Chlorobium* 属の一種であり、この種の光合成細菌の生育には、光、硫化物、無機炭酸や有機酸、そして窒素やリン等の栄養源が必要である。R. Guerrero et al.⁹⁾によれば、硫化物が多く存在する水界において光合成細菌の生育制限因子は光であり、上層部の懸濁状態がそれらの生育に大きく影響すると指摘している。網走湖は一年中嫌気層が発達し、多量の硫化物、無機炭酸、アンモニアやリン酸が蓄積していることから、光が光合成細菌の増殖の大きな制限因子である。嫌気層に光が到達するか否かは、嫌気層深度と上部好気層の懸濁状態が大きく影響することから、次のような経年的環境変化が考えられる。すなわち、1987年に青潮が発生したことにより、表層の塩分および栄養塩濃度が上昇し、淡水産植物プランクトンが抑制され汽水産植物プランクトンが増殖した後に栄養塩類を吸収したまま沈降した。1989年以降、青潮も生じず栄養塩濃度も比較的低濃度の条件が続き、上

部好気層においてもクロロフィル a 濃度が5 μg/l程度と植物プランクトンが非常に少ない時があり、好気層が懸濁物の少ない透明な状態である期間が例年より長期であった。また、1980年頃から深部嫌気層が上昇してきており、1989年以降その嫌気層上端にまで光が透過しやすい環境になった。Fig. 6 を見てもわかるように、この時期は網走湖の光合成細菌にとって、硫化物と透過光が絶妙の条件で満たされていたといえる。

松山は、鹿児島県上甕島の貝池において深層部に多量に存在している無機栄養塩が上層部へ拡散していく過程で、*Chromatium* 等の光合成細菌がその無機栄養塩を速やかに取り込んで代謝するために、上層部の植物プランクトンにとってそれが制限因子となると考察している¹⁰⁾。網走湖においても同様に考えると、1989年から形成し始めた光合成細菌層が、深部嫌気層から上部に拡散する溶存無機栄養塩類を速やかに取り込み、好気層へ栄養塩が拡散するのを抑制していた可能性が強く、夏期の栄養塩濃度やクロロフィル a 濃度の低下の原因となりラン藻類の大增殖を制限したと考えられる。さらにこのことが、好気層をより透明に保ち光合成細菌の安定した集積層の形成に大きく寄与したと考えられる。

1992年6月以降、光合成細菌の集積層が消滅したのは、5月に起きた青潮と関連があると推察される。1992年5月の青潮発生後、塩分や栄養塩濃度が極端に上昇し、クロロフィル a 濃度が100 μg/lに達するほど汽水産の *Nitzschia longissima* を中心とした植物プランクトンが異常増殖した。このため、青潮による光合成細菌集積層の攪乱の外、好気層には大量の植物プランクトンが懸濁し、嫌気層まで光が透過しなくなり、光合成細菌が集積層を形成する程増殖できなくなったと考えられる。

一方、光合成細菌集積層が消滅したことによって、夏期に深層部からの栄養塩の拡散量が増大するはずである。しかし、1992年8月の表層栄養塩濃度については、青潮の残存影響や降雨影響によって全窒素濃度に関しては例年より高濃度であり、全リン濃度に関しては1989年から1991年まで同様に低濃度であった。それは、他の外的作用の少ない年と異なり、好気層の栄養塩濃度によって、光合成細菌集積層消滅に伴う栄養塩拡散量の増加よりも、青潮や降水量等の外的作用による影響が大きく現れたと考えられる。さらに、9月には流域の100mmを超える降水の影響で、網走湖水面が数m上昇するという大洪水があり、その外的作用により塩分濃度が極端に減少し栄養塩濃度は極端に上昇した。その後10月、11月にケイ藻を中心とした植物プランクトンが再び大增殖していることから、それらの生育に適した栄養塩類、塩分、水温および日光等の環境条件が整ったと考えられる。

網走湖の環境は様々な要因が複雑に影響しあって成立している。漁業や観光に重要な好気層の水質は、青潮や希釈

効果および降雨時流入負荷等の様々な要因を通じて、外的作用である気象状況により影響を受ける。また、外的作用が小さい場合は、深水層からの多量の塩分や無機栄養塩の拡散影響が上部好気層の環境に大きく寄与することになる。例えば、光合成細菌集積層が形成されている場合は、深水層からの栄養塩の拡散量が小さくなり栄養塩濃度の低下に貢献し、青潮によって塩分や栄養塩濃度が増加する場合は、水の華（アオコ）が消滅し汽水産の植物プランクトンが増殖する。このように、網走湖における植物プランクトンの優占種や現存量等の生物環境は、上述した様々な要因によって構成される化学的な水質環境と対応している。一方、網走湖における光合成細菌の生育制限因子は光であり、植物プランクトンの現存量等がその生育に影響を与えていると考えられ、安定した環境下において、嫌気層の光合成細菌集積層の形成と好気層の植物プランクトンの増殖との間には、栄養塩類の拡散と光の透過を通じて密接な関係があり、網走湖を取りまく環境が改変された場合にはさらに大きな影響が顕在化する可能性があり、今後とも細心の注意が必要であろう。

なお本研究において、現地調査に多大なる御協力を頂いた網走支庁振興課土地公害係の皆様、網走市環境衛生課公害係の皆様、西網走漁協の皆様、そして試料の前処理に場所を提供して下さいました網走市終末処理場の皆様に深く感謝致します。また北海道立水産孵化場の今田和史氏には、透過光のデータに関して御教示を頂き深く感謝致します。

参 考 文 献

- 1) 日野修次：産業公害，28，585 (1992)
- 2) 坂田康一，青井孝夫，村田清康，近藤秀治，日野修次，小西一夫：北海道公害防止研究所報，11，52 (1984)
- 3) M.Takahashi，S.Ichimura：Limnol. Oceanogr.，15，929 (1970)
- 4) 日野修次：霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集，5 (1991)
- 5) M.Takahashi，S.Ichimura：Limnol. Oceanogr.，3，644 (1968)
- 6) 北海道開発局網走開発建設部編：網走湖水質保全調査報告書，(1990)
- 7) K.Kondo，Y.Seike，Y.Date：Jpn.J.Limnol.，51，173 (1990)
- 8) 日野修次：藻類，35，77 (1987)
- 9) R.Guerrero，E.Montesinos，C.Pedros-Alio，I.Esteve，J.Mas，H.van Gernerden，P.A.G.Hofman，J.F.Bakker：Limnol. Oceanogr.，30，919 (1985)
- 10) M.Matsuyama：Jpn.J.Limnol.，41，84 (1980)

Variation in Chemical and Biological Environment with Blue-tide(Aoshio) in Lake Abashiri

Hidetoshi MIKAMI, Shuji HINO and Jiro ARISUE

Abstract

Lake Abashiri is stratified with salt, and is an eutrophic lake. Although water bloom by mainly *Anabaena spiroides* appeared before 1986, freshwater phytoplankton such as *Anabaena spiroides* would not be able to grow at high salinity since much salt and nutrients diffuse into the epilimnion by upwelling of anearobic water dissolved sulfide(Aoshio) occurred in May 1987. Instead of freshwater phytoplankton, blakish phytoplankton increased. Although salinity in the epilimnion decreased in 1989, water bloom did not appear. A major cause of this phenomena was that nutrients derived from anaerobic hypolimnion did not diffuse with formation of the phototrophic bacterial layer. In L. Abashiri, phytoplankton species and their biomass were influenced by changes in the chemical environment with Aoshio, and they were also related to the growth of phototrophic bacteria.

北海道の酸性降下物の陸水酸性化影響調査

—融雪期の小河川における酸性化—

坂田康一 福山龍次 山根仁志

要 約

近年、酸性降下物の陸上生態系への影響はグローバルな環境問題として社会的に関心が高まっている。本研究は全道の土壌や水域の感受性の実態を把握し、マップ化及びモニタリング地点の選択と手法の確立を図るため総合的な検討を目指したものである。特に、北海道は積雪があり、貯留された酸性物質が春期の雪解け期に水域へ流出するため、その影響が懸念されている。本報告は北海道の日本海側における小実験区で冬期から春期にかけて酸性物質の移動と成分の変化を把握し、考察を試みたものである。

その結果、次のことが明らかになった。

- 1) 厳冬期において、降雪のpHは酸性を示し、1989年及び1990年の硫酸の負荷は各々0.33と0.41gS/m²・年である。
- 2) 気温上昇に伴う融雪期には、総流出量の最初の約40%の融雪で70%程度のイオンが流出した。
- 3) 河川水の酸性化は、流量の多さによる希釈効果と一定量の硫酸及び土壌中の硝酸によるアルカリ度の減少によって生じている。
- 4) この実験区の地質・土壌は、透水性が悪く表層流出が主であり、また、表層土壌の厚さが薄いことからイオン交換能の容量も小さく、その結果アルカリ度の減少が大きかったと考えられる。

1 緒 言

酸性雨による水域、森林、土壌の生態系への影響は北欧・北米において多くの報告がなされている。¹⁾²⁾ 酸性雨の生態系への影響は大気からの酸性降下物と地圏・水圏との相互作用で森林衰退や土壌・水域の酸性化として発現する。特に、水域について見ると、酸性化が進んだ地域の地質・土壌は緩衝能が低く、河川や湖沼のイオン強度が低い「軟水」に酸性化現象が生じている。酸性降下物は100~1,000 Kmの広域的な汚染範囲を示すことから地球規模の環境汚染として捉えられる側面がある。そのため、局所的な範囲にとどまる発生源の有無に拘らず遠距離の大陸からの影響も考慮し、大気物質の受け皿として地上の水域の実態を把握することが重要になる。北海道においても雨や積雪のpHの結果³⁾⁴⁾をみると、pH 4~5の値が観測されている。このような状況から酸性雨による陸水への影響が突然顕在化する可能性があり、全道の陸水の酸性雨に対する感受性の実態把握を行う必要がある。また、北欧・北米では多くの研究によって酸性雨とともに酸性雪の生態系への影響¹⁾²⁾が指摘されており、半年間、積雪がある寒冷地の北海道において、雪解けの始まる春季に河川や湖沼にどのような影響が現れるかを把握することは水域の酸性化問題を考える上で重要な諸問題の一つである。酸性雨問題は広域的に生じる現象であり、水資源が豊富な北海道一円を対象に集水域の土壌・地質の実態を明かにし、河川・天然湖沼・人工ダ

ム湖の水質及びその酸性雨による陸水の感受性をマップ化することは重要と云える。陸水の酸性化は経時的なトレンドのデータから評価することが本質的であり、将来の酸性化の徴候を感知するためにも現時点のデータの蓄積が基本になる。また、過去にデータが揃っている場合は現時点の酸性化の判断材料になる。酸性雨による陸水の酸性化は酸性雨の度合に左右され、その進行は、集水域の地質・土壌と陸水の緩衝能によって支配されることから、酸性雨の陸水影響を予察するにはデータの蓄積による正しい評価が要求されている。

今回は特に北海道の日本海側の小実験区で降雪→積雪→融雪→河川水までの酸性物質の移動と成分の変化をケーススタディとして調査し考察を試みたものである。今後これらのデータを概観することにより長期的・短期的モニタリング地点の選択や手法の確立のための一環として役立つものと考えている。

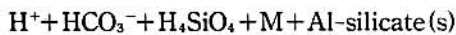
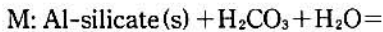
2 陸水の酸性化の概念

北欧や北米で起こった酸性化は次のように考えられている。¹⁾²⁾

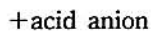
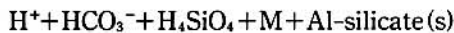
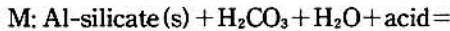
人間活動に由来する発生源から大気中に放出されるSO₂とNO_xは大気中で酸化されていわゆる酸性雨（酸性降下物）となり、直接地表に降下し、一部は陸水として出現する。なお、陸水とは雨水が地表を流れる河川、地下に浸透する地下水、及び滞留時間が長い閉鎖性水域の湖沼水を総称す

る。陸水の溶存成分は、気象学的要因（雨水の成分、風送塩）、地質学的要因（岩石、土壌、温泉、火山）及び人為的要因（都市、工場、田畑）の起源に支配される。陸水の酸性化が早い時期に発現するか否かは、地質・土壌の性状が鍵を握っており、集水域の表土と基盤岩がいろいろなメカニズムで酸性降下物を中和する作用、即ち、地質・土壌の「緩衝能」によって決定される。酸が供給されると、多くの場合、陸水のアルカリ度を減らしながら地表、地下を移動する。石灰分に富んでいる土壌は、直接中和され酸性化が起こらない。酸が供給されても、ある土壌は緩衝能を維持しながら中和過程を経るもの、他の土壌は緩衝能が消失するものもあり、酸性化の度合には様々な反応の段階がある。この中和過程は地質・土壌の緩衝能との競合である。土壌のpHが4以上で緩衝能が高い土壌が集水域に分布している場合には、酸性降下物のH⁺は土壌中で交換性塩基に置換され、湖沼の酸性化は妨げられる。pHが4以下の土壌が集水域に分布している場合は、酸性降下物のH⁺はAl³⁺に置き換えられ湖沼の酸性化は促進される。土壌が一度酸性化すると回復は不可能であり、降水は緩衝能なしに湖水に直接影響することになる。

これらを一般的な地質に含まれる珪酸塩鉱物の化学的風化過程を表すと次のようになる。

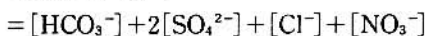
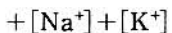
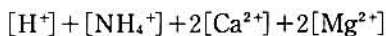


酸性雨に対して敏感な地域では



また、自然の風化よりさらにカチオンやアニオンが負荷されている。

さらに簡単に化学式を使って整理すると、pH ≤ 7の系で電気的中性条件からイオンバランスは次のような式が定義される。



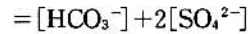
単に、炭酸系だけだとすると総アルカリ度[Alk]は次のようになる。



「仮定1」 流域からCl⁻の供給は全くなく、海水と海水の飛沫は同一成分から成っている。このことは全てのカチオンとアニオンに適応すべきである。工場排水やアルカリの粉塵が寄与する以外は成り立つ。

「仮定2」 硝酸とアンモニア態窒素濃度が非常に小さい。

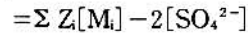
この仮定から電気的中性条件を使うと



即ち、 $[H^+] + \sum Z_i[M_i] = [HCO_3^-] + 2[SO_4^{2-}]$ と表せる。

M_i, Z_iは、各々、カチオン(Ca, Mg, Na, K)と電荷を表す。

pH ≤ 7の表流水は次のようになる。



人為的な酸の降下が多い地域では、酸の中和から生じるアニオンはSO₄²⁻、NO₃⁻である。NO₃⁻は流域で消費され、SO₄²⁻が河川や湖で増大する。少なくとも流域（植物、土壌、基盤岩）が降下した酸を中和する能力をもっている初期の段階では、カチオン（特にCa, Mg）とAl, Mnなどの金属イオンの濃度が増加する。水域の生物の活動にとって重要なアルカリ度は逆に低下する。ベースカチオンと硫酸根の差がアルカリ度であり、硫酸根が増加するとアルカリ度が減少する。言い換えれば、アルカリ度は重炭酸と水素イオン濃度（pH）の差であり重炭酸はアルカリ度の低下を支える緩衝能である。

一方、非常に速い期間に陸水の酸性化が生じた事例は、次の3つの地域であり、その特徴は炭酸塩が少なく珪酸塩の多い表土である。即ち(1)花崗岩あるいはその他の珪酸塩量の多い基盤岩の上にある地域、(2)珪砂の厚い表土をもつ地域、(3)比較的古く、風化が進んだ地域である。

中性の淡水は酸性化の感受性はアルカリ度（ANC）が鍵となる。Henriksenは酸性化はアルカリ度の損失として定義し、重要性を指摘した。その上で、酸性化過程について、Henriksenは図1²⁾に示すように実験系の中和滴定のように考え3段階に分けて説明している。第一段階はアルカリ度の低下期であり、HCO₃³⁻による緩衝作用が維持され、pHは5~6である（重炭酸塩湖）。第二段階は、HCO₃³⁻による緩衝作用が失われpHが急激にさがる（遷移湖）。第三段階はpHが5以下の酸性を示しAl等の金属も増加する（酸性湖）。また、種々の酸性度の降雨状況で発生する酸

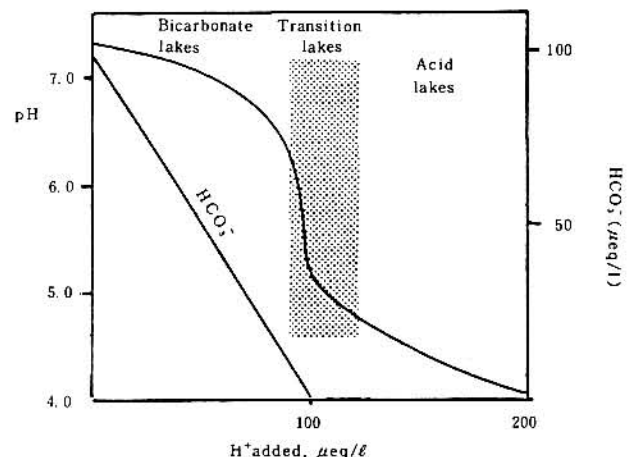


図1 酸性化を示すHCO₃溶液に対する滴定曲線

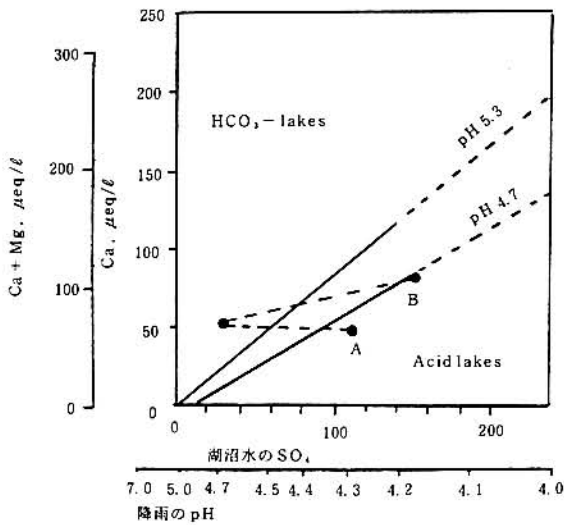


図2 降雨の酸性化に比例する湖酸性度変化の予測図

性化度を予測した(図2)²⁾。降雨の酸性度変化が陽イオン(Ca²⁺, Mg²⁺)の風化の増大がない場合は、湖水中の陽イオン濃度と硫酸塩濃度との関係は、湖の酸性化に比例した矢印Aの水平に移動する。酸の増加が陽イオンの溶出増加がある場合は、矢印Bのように変化し酸性度が少ないことが予測される。このモデルは降雨の酸性化に比例した形では湖のCaは増加しないと考えた。このことは上述した(1)のような地質では酸性雨と地質・土壌との相互作用はほとんどないことを示している。

3 全道の酸性降下物に対する陸水の感受性のサーベイ

(地下資源³⁾調べ)

水域の酸性化を調査する項目はおおよそ次のように集約

される。

- 1) pH: 湖沼水の酸性度、即ち、水素イオン濃度
- 2) アルカリ度: 緩衝作用を有する重炭酸イオンの濃度
- 3) 各イオンの濃度: アルカリ金属、アルカリ土類金属、酸性原因物質
- 4) 伝導度: 水に溶存するイオンの総量指標。
- 5) 集水域の土壌の緩衝能の評価

現在、当センターは上記の項目を主体に調査を続けている。そこで今回は北海道地下資源調査所において道内の水資源の保全の立場から河川・湖沼・地下水の水質・水量について調査が行われた成果を活用することにし、その一部を図3に示す。この調査は1960～1980年代にアルカリ金属、アルカリ土類金属、陰イオン等の分析をまとめたものであり、これらのデータをベースに現時点の水質と比較することが可能である。この図は地質・土壌が地域によってどのような風化化学成分を溶存し分布しているかを示す目安になる。しかし、注意が必要なのは、陰イオン(SO₄²⁻, Cl⁻等)の分析精度は機器分析の進歩によって現在、非常に高精度になっていることから現在進行中の調査結果がデータベースとして有用であると考ええる。ここで図3の表流水の感受性を示すアルカリ度の分布について述べる。(HCO₃⁻のデータを基に修正し一部を図示した。) 北欧の経験的な結果から酸に対するアルカリ度の変化は酸性化の指標であることはすでに述べた。1982年のストックホルム会議⁴⁾では中性の湖沼が酸性湖に遷移するアルカリ度のイキ値は0.05meq/lとしているが、観測した範囲では火山性由来の酸性水域以外その値に達した水域は見られない。次に低い0.1～0.3 meq/lのアルカリ度のランクの水域は日高山脈東側の豊似湖、豊似川、野塚川及び楽古川流域、日本海側・胆振管

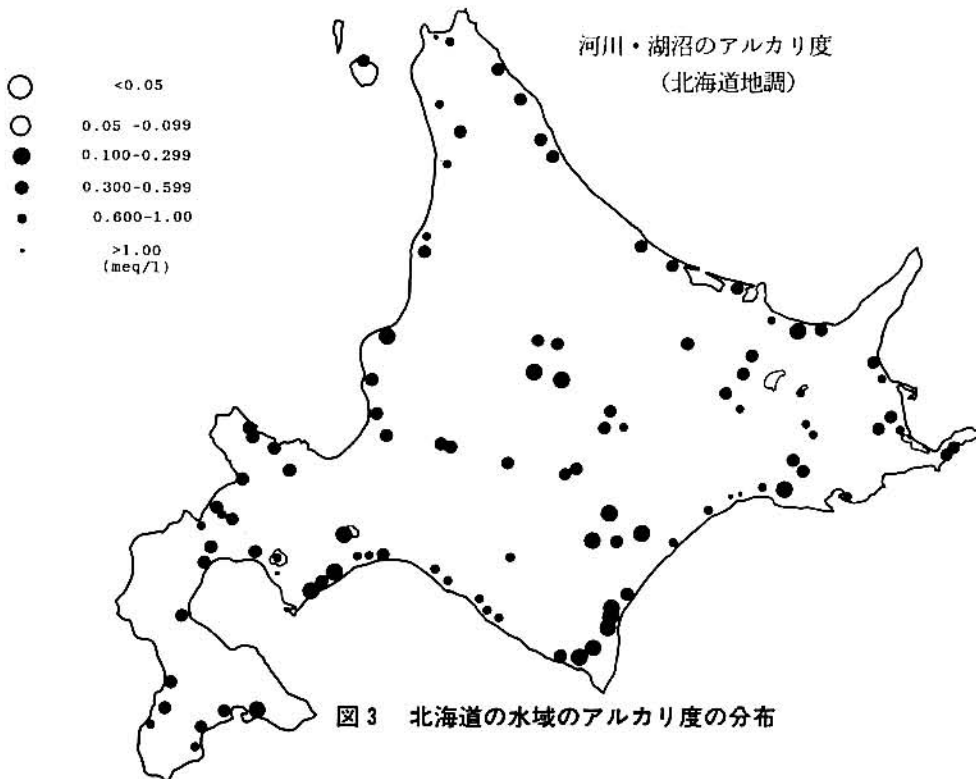


図3 北海道の水域のアルカリ度の分布

内及び道央山岳水域の一部であることが分かる。一方、アルカリ度の高い水域の地質・土壤は火山噴出物に被われている流域であることがおおよそ判断できる。このようなデータを基にイオン強度が小さい地域の調査を密にしながら全道一円の水域を網羅しマップ化を図っている。

4 小実験区の結果と考察

4.1 調査概要と方法

本調査は、降雪・積雪中における酸性成分の挙動及び融雪時の酸性成分の流出状況⁶⁾を調査し、酸性雪(雨)の陸水への影響を検討するとともに、陸水影響予測手法を確立することを目的とする。即ち、降雪期から融雪期までに湖沼や河川で生じる現象を化学的に考察しようとするものであり、1988年12月～1990年5月の冬期から春期にかけて小河川を実験区として降雪、積雪、融雪、河川水及び土壤について次のような調査を実施した。

調査の概要及び方法は次の通りである。

- 1) 降雪調査(降雪期間中の酸性物質等の実態を把握する。)

環境庁式簡易採雪装置を設置し、一定期間毎に採雪した。

- 2) 融雪調査(融雪中の酸性物質等の実態を把握する。)

M. Johannesenと同様なライシメーター⁷⁾を地中に埋設し、調査日毎に融雪水を回収した。

- 3) 河川水調査(河川水の酸性化の実態を把握する。)

連続流量調査と調査日毎の採水を行った。

- 4) 土壤調査(融雪水と土壤の相互作用の実態を把握する。)

降雪前(1989年11月)と雪解け後(1990年5月)に5サンプルずつ採取し、土壤:蒸留水の割合を2.5:1で振とうし、上澄水を分析した。

調査項目及び分析法は各調査ともpHはpHメーター、 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} は原子吸光法またはICP発光分光法、 SO_4^{2-} 、 Cl^- は、イオンクロマトグラフ法、 NH_4^+ 、 NO_3^- 、 PO_4^{3-} はオートアナライザー法及びアルカリ度はGran滴定法で行った。

4.2 調査地点の概要

北海道の日本海側の地域で、降雪が多く、同時に陸水への影響を把握しやすい美瑛市の東明池周辺を調査対象にした。

東明池は日本海沿岸より約35kmの美瑛市の市街にあり、市から約3km東北東に位置する。この周辺は東明公園になっているが、冬期間は積雪が多いため使用されていない。降雪採取器と融雪採取用ライシメーターの設置地点は池の近くの林外の公園内に設定した。一方、河川水については東明池で最大の集水域(流域面積は0.082 km^2)の沢に流量計を設置し、同地点で採水を行った。当実験区の位置を図4に示す。

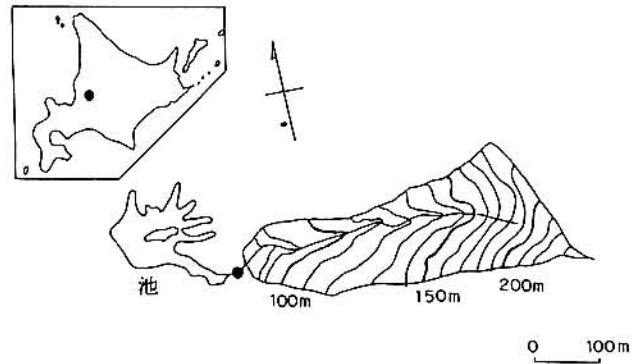


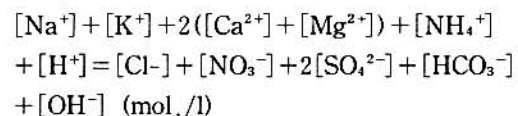
図4 東明池の流域及び採水地点

4.3 結果と考察

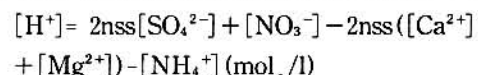
1) 降雪の化学成分

当該実験区における雪のpHと酸性物質であるnss硫酸イオン及び硝酸イオンの経時変化を図5に示す。(非海塩由来を以後 nss[non-sea salt]とする。)降雪のpHの経時変化をみると、厳冬期の12月から2月のpHは5.6以下の低い値を示すが、3月以降はpHが高くなる傾向を示していた。 SO_4^{2-} 及び NO_3^- は3月になると厳冬期より高い。さらに、酸性化を抑制する成分のbase cation(Na^+ + K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+})の変化を図6でみると、 SO_4^{2-} 及び NO_3^- と同様に春期にカチオンが高くなっている。この時期の風の方向は南風が卓越することや路面及び周辺の土壤が雪で覆われなくなることから道路粉塵や土壤由来のイオンに関係があると考えられる。

ここで、基礎的に雪(雨)の溶けた状態の化学式をイオンバランスと電気的中性の原理から式で表現すると次のようになる。



pHが5.6以下の酸性下では右辺の4、5項目を無視でき、さらに、海塩に依存する項を除くと次のようになる。



つまり、酸性成分の(nss SO_4^{2-} + NO_3^-)イオンとその抑制成分nss(Ca^{2+} + Mg^{2+})イオンの差がpH(H^+)に相当する。前者が優るとpHは酸性を示す。

一方、酸性雪の原因物質である SO_4^{2-} の負荷量は東明池付近で過去2年間の調査では、0.33 $\text{gS/m}^2 \cdot \text{年}$ (1988年12月～1989年2月)、0.41 $\text{gS/m}^2 \cdot \text{年}$ (1989年12月～1990年2月)であった。この値は、ヨーロッパ、北米の湖沼の酸性化が起る経験的データの0.5 $\text{gS/m}^2 \cdot \text{年}$ より低い。

2) 融雪機構と雪柱における物質移動

雪解け水量(積雪水量)は降水量・融雪量と雪面蒸発量・凝結量の差として生じる。この内、融雪は積雪層と積雪層外との間の熱交換の結果生じたものであるから、熱収支

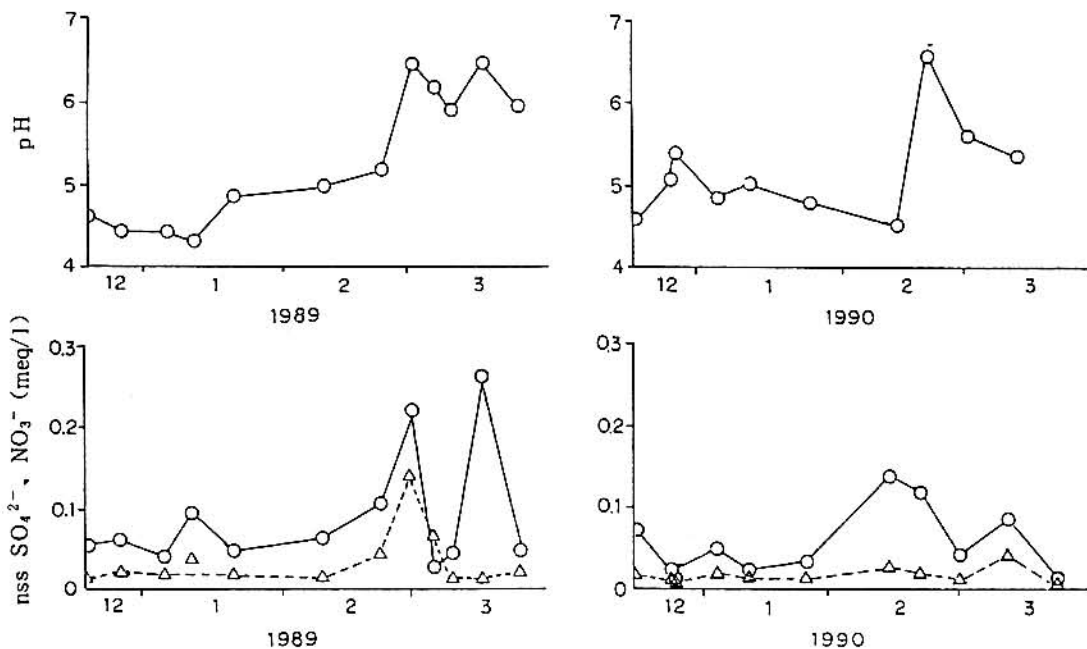


図5 降雪水のpH及びnss SO₄²⁻、NO₃⁻の経時変化

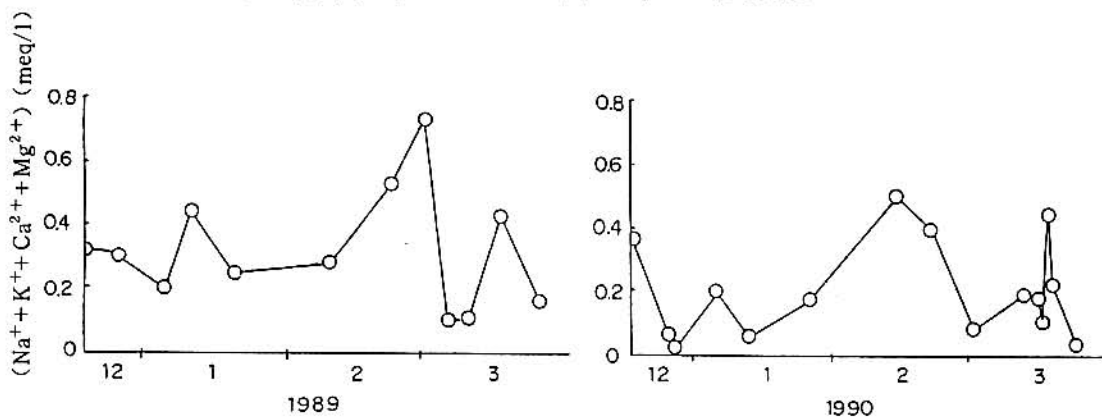


図6 ベースカチオンの経時変化

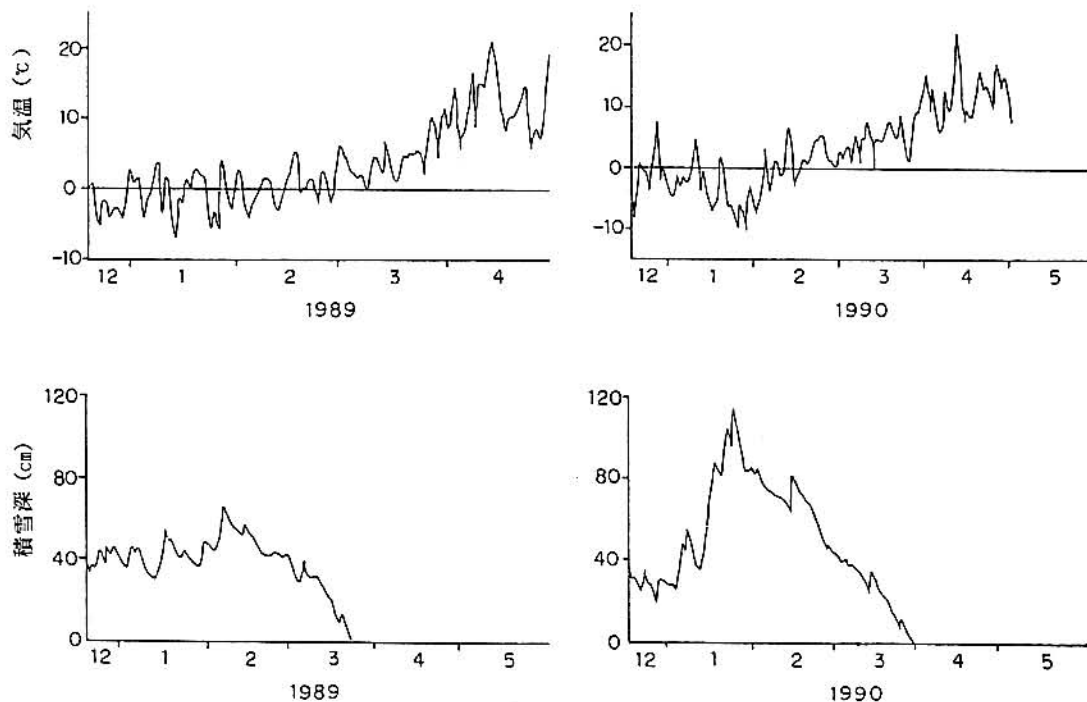


図7 積雪深の経時変化

解析を行うことによって理解されるが、その手法は難解であり、ここでは簡易的にライシメーター法で行った。先ず、図7に示すように、1989年は暖冬で日平均気温は厳冬期の1~2月でもプラスの気温になることが見られた。気温がほぼプラスになるのは2月末からである。図7の積雪深(美唄市のアメダスデータ)をみると、急激に雪解けが始まる時期と気温がプラスになる時期はよく対応している。しかし、それ以前の冬期間中に突発的に気温が高くなることや雨が降ることが原因となり、雪解けが生じているパターンも見られる。また、土壌の温度も全期間で最低2℃程度で気温の上昇と類似パターンを示し土壌表面は凍結しない。ライシメーターによる融雪水の濃度変化の例としてSO₄²⁻の経時変化を図8でみると、12月と2月下旬に大きな放出がある。さらに、積雪水中のH⁺、SO₄²⁻、NO₃⁻の放出過程(1990年)を図9でみると、12月26日~3月1日及び3月1日~3月22日に大きなイベントがある。前者は降雨に関係し、後者は融雪期に関係している。後者の場合、3月1日から約40%の融雪で70%程度のH⁺、SO₄²⁻、NO₃⁻イオンが放出されており、北欧、北米の結果と類似している。融雪によって積雪中の化学成分濃度が減少するのは、融雪時に雪粒子が巨大粒子化する過程で、不純物を析出すると考えられるが¹⁸⁾、土壌が凍結していないこと、さらに冬期間に降雨があり寒暖が繰り返されたことから成層した雪柱での水の動きは複雑であり物理化学的な現象を特定することは困難であった。

3) 河川水の酸性化

河川に達するまでの雪中の各イオン濃度の変化をみるため、降雪水と融雪水及び河川水を比較した結果を表1に示す。降雪水の調査期間中の平均濃度をみると、pH5.3(1989)と5.2(1990)の酸性を示す。一方、降雪水と融雪水及び河川水を比較すると、融雪水のCa²⁺、SO₄²⁻、NO₃⁻の濃度は低いが、他のイオンは同程度である。

また、河川水はNH₄⁺が低い以外、pHをはじめ各イオン濃度は高くなっている。また、表2の土壌の溶出試験から

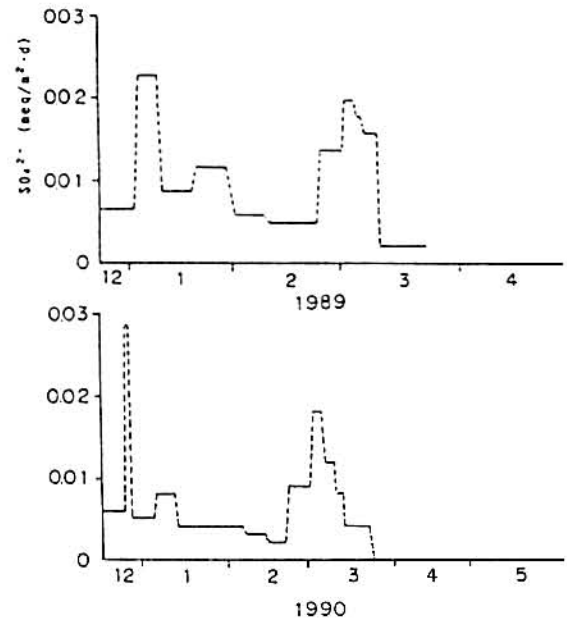


図8 融雪水のSO₄²⁻の経時変化

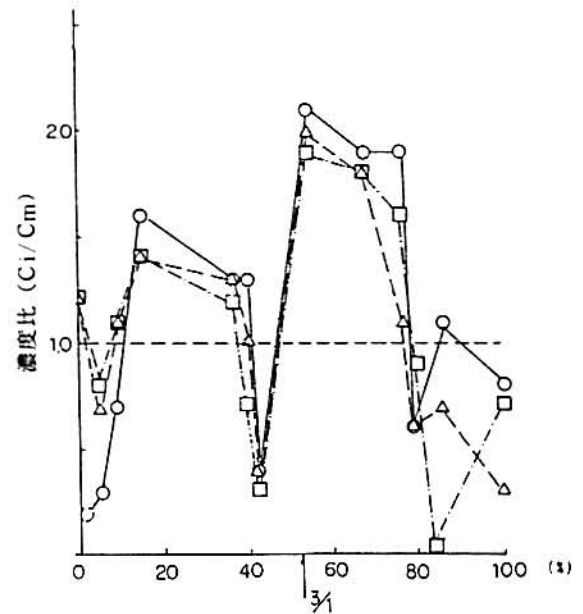


図9 H⁺、SO₄²⁻、NO₃⁻の放出過程

表1 降雪水濃度と融雪水及び河川水の濃度比

		pH	Na (mg/ℓ)	K (mg/ℓ)	Ca (mg/ℓ)	Mg (mg/ℓ)	NH ₄ (mg/ℓ)	SO ₄ (mg/ℓ)	NO ₃ (mg/ℓ)	Cl (mg/ℓ)
降雪水濃度	1989	5.31	3.47	0.46	1.60	0.50	0.51	4.24	2.05	6.68
	1990	5.71	2.64	0.31	0.50	0.36	0.43	2.80	0.97	4.93
融雪水/降雪水	1989	4.79	1.24	0.96	0.40	1.00	0.81	0.75	0.80	1.30
	1990	4.96	0.83	0.94	0.68	0.86	0.43	0.65	0.77	0.82
河川水/降雪水	1989	6.48	1.56	1.89	2.49	3.82	0.73	1.26	0.76	1.47
	1990	6.93	2.19	2.52	7.88	5.69	0.09	2.07	1.54	1.94

(pHは測定値)

表2 土壌溶出試験による降雪前と降雪後との濃度比

	pH	Na (mg/ℓ)	K (mg/ℓ)	Ca (mg/ℓ)	Mg (mg/ℓ)	NH ₄ (mg/ℓ)	アルカリ度 meq/ℓ	SO ₄ (mg/ℓ)	Cl (mg/ℓ)	NO ₃ (mg/ℓ)
降雪前濃度	7.56	1.45	2.70	1.36	0.40	0.08	0.06	1.07	1.48	3.47
降雪後/降雪前	7.60	0.28	0.59	0.22	0.20	0.11	0.48	0.27	0.13	0.15

(pHは測定値)

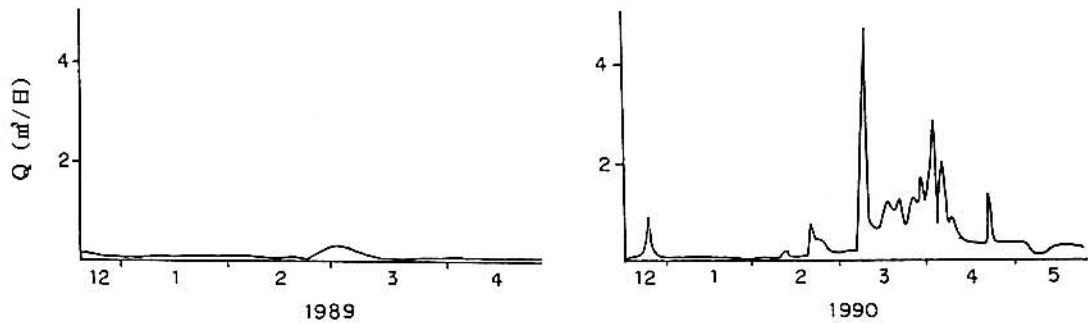


図10 河川流量の経時変化

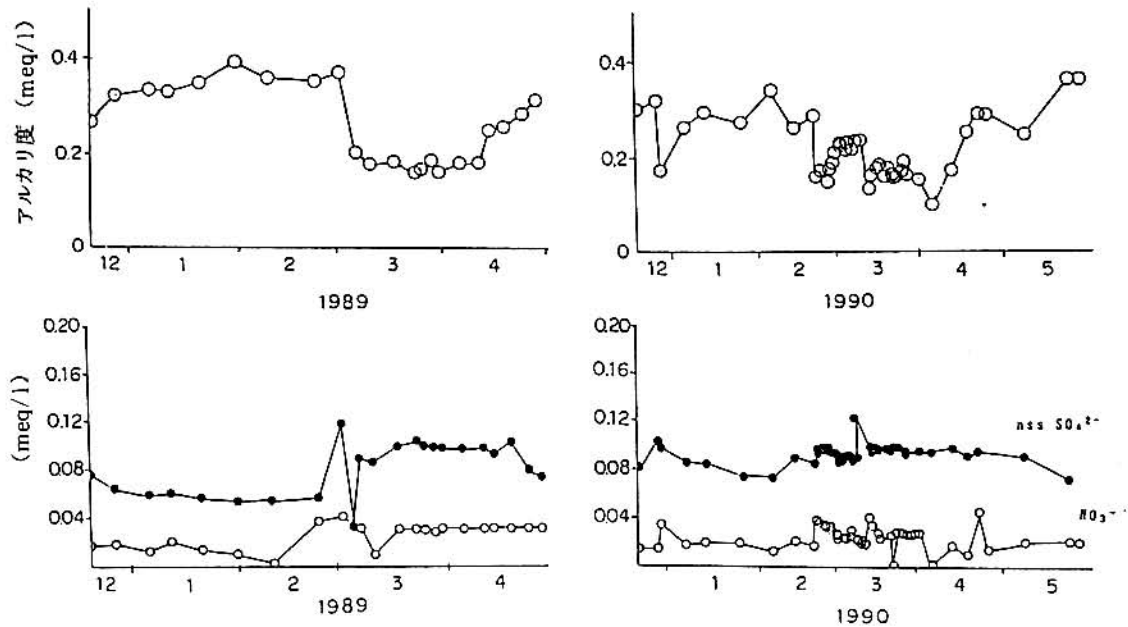


図11 アルカリ度、nss SO₄²⁻、NO₃⁻の経時変化

降雪前の土壌に比較して降雪後の土壌では各イオンの濃度が低くなっている。このことから、融雪水と土壌の接触によって溶出した各成分が河川水中の各イオン濃度を高したものと考えられる。

融雪水が流れると、河川流量が図10のように3月以降急激に増加する。各イオンの成分の中でアルカリ度、nss SO₄²⁻、NO₃⁻の経時変化を図11でみると、融雪がはじまるとともにアルカリ度が減少し、春期になると回復している。1990年の結果では、アルカリ度は積雪期初期の1/3の0.1meq/l程度まで減少している。融雪期には酸性成分が増加するが、その際、中和反応により一次的にアルカリ度が減少する。しかし、流量増加に伴って化学成分を希釈することも同時に起こっている（冬期の初期と雪解け期の終わった春期はアルカリ度、ベースカチオンは高い）。アルカリ度の減少は希釈効果とベースになるnss SO₄²⁻による中和及び土壌から供給されたNO₃⁻による中和が要因になっていると考えてよい。その内、融雪水由来の硫酸が直接的にアルカリ度を低下させるよりは、むしろ硝酸によるアルカリ度の低下が優先していると考えられる。この現象は北欧では硝酸によるAcid shockとして知られている。

4) 土壌の緩衝能力

集水域の地質は、古第三記の砂岩・泥岩の互層からなり、ち密で非常に堅硬である。現地踏査によっても斜面の表層の風化殻はせいぜい50cm程度である。土壌は数cmの腐植層に覆われている程度で、その下層は粘土層である。植生は広葉樹が疎らにあり、大半が笹で覆われている。また、この集水域の地温データ及び浸透性を調査した結果から、水は35cm以深には浸透していないことが知られている。

(地下資源所報告私信)

酸性雨の影響に対する土壌の緩衝能力は、非生物的要因である地質や土壌の化学的相互作用と生物活性による酸性物質等の消去に関係している。

前者の場合、酸性水が土壌に触れると、酸性物質は土壌によって中和される。それと同時に土壌は酸性化される。一般的には酸中和能の機構⁹⁾は、

- 1) 炭酸塩・重炭酸塩による中和
- 2) 交換性塩基による中和 (交換性H⁺、Al³⁺の増加)
- 3) 二次鉱物による中和 (SO₄²⁻、NO₃⁻の吸着、Al³⁺の溶出)
- 4) 岩石および造岩鉱物の風化に伴う塩基の放出

であるが、この集水域では2)と3)の過程を経ていると考えてよい。

pH 5 以上で緩衝能が高い土壤が集水域に分布している場合には、酸性水の H^+ は土壤中で交換性塩基に置換され、河川の酸性化は妨げられる。pH 4 以下の土壤が集水域に分布している場合には、酸性水の H^+ は Al^{3+} に置換えられ、河川水の酸性化は促進される。当実験区の土壤はpH が中性付近であり緩衝能力はある程度高い。しかし、土壤の透水性が低いことや腐植土の厚さが薄いことから、酸性成分の供給が多い場合にはさらにアルカリ度が減少することも考えられる。この場合は土壤との相互作用が少ない北欧、北米の例に近く、酸性化が進行する現象が現れている。しかし、生物活動が活発になる5月以降は植物・微生物等の働きにより土壤のアルカリ度(重炭酸塩)が増加に向かうことが知られている²⁾。つまり、土壤は温度が高くなる春期から秋期にかけて植物・微生物等の働きと物理的、化学的な岩石の風化が進みベースカチオン、重炭酸等の酸性水を抑制する成分が毎年繰り返し堆積し、回復していることが重要なポイントである。

5 結 語

東明池実験区の融雪期において積雪中の酸性物質は春期の初期に流出し河川水のアルカリ度を低下させるが負の値までは達しない。透水性が悪い薄い土壤にも拘らず現時点では酸性化していないことから、北海道に大半分布している厚い土壤の地域では緩衝能が高いことが示唆された。今後、陸水の酸性化を考える上で重要な地質・土壤・植生の分布についてもその実態を把握し考察を行っていく予定である。

参 考 文 献

- 1) Acidification Today and Tomorrow: Swedish Ministry of Agriculture Environment '82 Committee (1982)
- 2) Acid Precipitation-Effects on Forest and Fish Final report of the SNSF-Project 1972-1980: Oslo, April (1981)
- 3) Japan Environment Agency: Acid Precipitation in Japan -The Report of Phase I Survey-; January (1990)
- 4) 野口泉, 他: 北海道公害研究所報, **15**, 39 (1988)
- 5) 北海道地下資源調査所: 北海道の地質と資源 (1984)
- 6) 1982 Stockholm Conference on Acidification of the Environment: Environ. Sci. Technol., **17**, No.1 (1983)
- 7) Dean S. Jeffries: Snowpack Storage of Pollutants, Release during melting, and Impact on Receiving Waters, Acid Precipitation Volume 4, Advances in Environmental Sciences, Springer-Verlag, 107~132 (1990)
- 8) Hans M. Seip: Acid snow-Snowpack Chemistry and Snowmelt; Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems, Edited by T. C. Hutchinson and M. Havas, Plenum Press, 77~94 (1980)
- 9) 吉田稔, 他: 酸性雨の土壤による中和機構; 土肥誌, **59**, 413~415 (1988)

Survey of the effects of acid precipitation on surface water acidification in Hokkaido

—Chemistry of a small stream in mini-catchment during spring snowmelt—

Koichi SAKATA, Ryuji FUKUYAMA and Hitoshi YAMANE

Abstract

Several surveys were conducted to evaluate the present extent of acidification on terrestrial ecosystem in Hokkaido to examine surface water susceptible to acidification by acid precipitation.

On this study, deposited snow, meltsnow, and stream water in the mini-catchment were investigated.

The results are as follows;

- 1) Total depositions of sulphur of 1989 and 1990 in the mini-catchment area were 0.33 and 0.41 gS/m² · yr, respectively.
- 2) Field experiments indicated that about 70% of the pollutants was released when the first 40% of the snow melted. The very first meltwater may have concentrations about twice those in bulk snow.
- 3) Springtime reduction in alkalinity and base cations in surface water occurred due to simple dilution and differential release of snowpack pollutants such as sulphate and nitrate. Reduction in alkalinity may be caused by thin and impermeable soil in the mini-catchment.

公共空間における音環境に対する評価構造

高橋英明 佐藤哲身*
坂田康一 山根仁志

要 約

快適な音環境を創造する手法を確立するため、公共空間（公園と商店街）における音環境の室内実験を行い、その評価に対する因子分析を行った。

その結果、公園と商店街ではその音環境に対する評価構造に顕著な違いが現れた。すなわち、公園の音環境の評価は音と映像の質的综合評価に強く影響されることが理解され、商店街の音環境の評価は音の量的評価に影響されることが理解された。また、各地点で音の種類によって、因子得点がそれぞれある傾きを持った直線を形成し、一定の規則があると考えられる。

1 はじめに

近年、生活が豊かになるにともない人々の価値観が多様化し、物質的な豊かさから、ゆとり、潤い、安らぎなど精神的な豊かさの充足が重視されるようになり、一般生活における快適環境（アメニティ）づくりなどが最近注目されている。このような背景の中、当センターでは、都市における公共空間である公園と商店街のサウンドスケープ調査を行い、それらの空間がどのような音環境を構成し、人々にどのように受けとめられているかを明らかにし、音を利用するときの問題点等を解明してきた。¹⁾²⁾

公共空間において、より快適な音環境を創造する手法を確立するため、サウンドスケープ調査で得られた基礎データをもとに無響室内でのシミュレーションの実験を行い、音環境に対する評価構造の分析を試みた。

2 実験方法

2.1 概 要

実験方法の概略は次のとおりである。

サウンドスケープ調査をもとに、札幌市内の5ヶ所の商店街（新通市場、狸小路3丁目、二条市場、狸小路1丁目、本郷通商店街）と5ヶ所の公園（月寒公園、中島公園、大通公園、旭山公園、道庁前広場）の計10地点のビデオ映像に対して、音種1番から4番までの4種類の音を各映像にオーバーダビングし、計40種類のランダムに配置されたビデオ映像を無響室内の被験者に呈示し、各場面に対して調査用紙に記入してもらった手法を用いた。以下に実験を行うまでの手順を記述する。

2.2 ソースビデオ作成

商店街と公園の各々5～7地区においてそこを代表する

と思われる地点を選択し、普通の状態の時にコンパクトVHSCカメラで1地区約3分間の映像と音を固定点で録画し、同時にその地点の騒音レベルを調査するため騒音計（RION）からの出力をDAT（SonyTCD-D10）で録音した。次に、撮影されたテープから、いつもの様子が表れていて代表的と思われる部分を、商店街と公園の各々5地点、計10地点について30秒間の映像を作り、以下に説明する4種類の音種をそれぞれ重ね、1地点につき4種類、計40画面のビデオ映像を作成し、それをランダムに組み替えソースビデオを作成した。

音種1番（現地の音）

現地で録音されたそのままの音であり、各地点での現在の音環境を示したものである。表1に各々の地点を構成する音の種類を示す。また、現地での音のレベルをそのまま無響室内で再生すると大きく感じるため、各現地の撮影担当者が無響室内で音を聴き、現場と同じ程度であると感じるようにレベル調整をした。現地での等価騒音レベルLeqと実験に用いたソースビデオの無響室内での等価騒音レベルLeqを表1に示す。

音種2番（現地の音+カリヨン）

表1 各地点で聞こえる音の種類現地及び実験室内でのLeq(dBA)

	地 点	音の種類	現地Leq	実験Leq
商店街	新通市場	音楽・人のざわめき・工事のような音	57.1	48.3
	狸小路3丁目	車・音楽・人のざわめき	73.3	65.8
	二条市場	車・作業の音・人の掛け声	65.0	59.3
	狸小路1丁目	アナウンス（宣伝）・音楽・人の足音	69.2	63.5
	本郷通商店街	車・工事の音・鳥の声・車のドアの開閉音	65.5	52.1
公園	月寒公園	犬の声・車・人の声・サイレン	53.3	44.4
	中島公園	鳥の声・カラス・車	51.1	45.3
	大通公園	噴水の音・カラス・車	64.6	58.9
	旭山公園	噴水の音・工事の音	49.1	39.7
	道庁前広場	工事の音・車・クラクション	62.0	47.2

* 北海学園大学工学部教授

カリヨンが場所によってどのように受けとめられるのを知るため、自然に感じられるようレベル調整したカリヨンの音を、音種1番のそのままの音に重ねた映像を作成した。ここで、カリヨンの音のレベルは、カリヨンが映像に映っていないため、遠くでかすかに聞こえる程度とした。また、カリヨンの音は、美唄市や札幌市数ヶ所で録音(DAT+高指向性マイク)し、ノイズ等の影響が少ないものを使用した。

音種3番(好ましい音)

商店街及び、公園の好ましい音環境を、サウンドスケープ調査結果をもとにそれぞれ作成し、現地の音を消した映像上に重ね合わせた。商店街では、人のざわめきと活気がある音ということから、一般的な商店街の音とチンドン屋の音の2種類を効果音レコードから使用し、公園では、鳥の声と時計台の鐘の音の2種類を同様に効果音レコードから使用して、それぞれの音をバランス調整し、ミックスしたものをビデオ映像上にオーバーダビングした。

音種4番(現地の音+あったら良い音)

サウンドスケープ調査結果から、あったら良い音が加わることによって、評価がどのように変化し、その音がどのように作用するかを知るため、商店街と公園の両者にとってあったら良い音として回答の多かった鳥の声と音楽を各々レコードから選定し、現地の音に不自然にならないように重ね合わせた。

2.3 実験手法

被験者1~2人に無響室内に入ってもらい、調査用紙をわたし、実験の概略を説明し実験を開始する。被験者には、先入観等を持たないよう、音の種類など実験の詳細については説明しなかった。また、場所の名前程度の質問には答えることとした。被験者は1画面30秒のビデオ映像を見て調査用紙に記入する。これを40画面まで続け実験を終了する。無響室内および実験装置を図1、調査用紙を図2に示す。

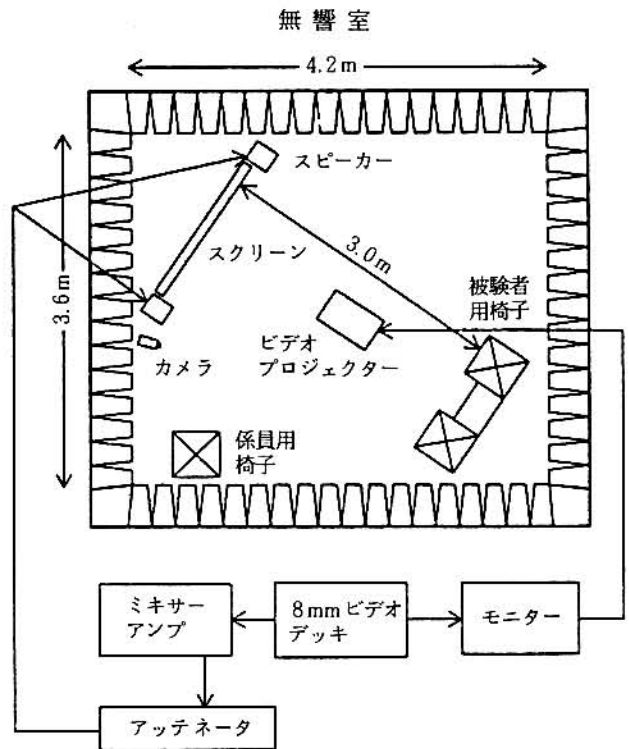
3 実験結果と考察

今回は、実験により得られたデータから評価構造の分析を検討するため、おもに質問4の回答に対する因子分析を試みた。被験者は、北海学園大学の学生4人と教授1人、当センターの職員とアルバイト25人の計30人である。被験者の住所、性別、年齢の各構成は図3に示すとおりである。

3.1 概要把握

質問4(総合的音環境の評価)における、12項目の形容詞対の評価に対する全商店街と全公園の平均値と標準偏差を図4に示す。同様に、全商店街と全公園における4種類の音種番別の平均値と標準偏差を図5、図6に示す。さらに、各地点における同様のグラフを図7に示す。

図4から商店街と公園では対称的な評価結果になっており、相対的に公園の方が評価が高いことがわかる。商店街



使用機材一覧

スクリーン	SHARP XU-PP60S
スピーカー	PIONEER S-X505V
ビデオプロジェクター	SHARP XV-A1Z
8mmビデオデッキ	SONY Digital Stereo BS
アッテネータ	KIKUSUI 984C ATTENUATOR
モニター	NEC PC-TV451
ミキサー	ROLAND Line Mixer
アンプ	CROWN DC300A

図1 無響室内および実験装置、及び使用機材一覧

と公園をさらに細かく見てみると、商店街では、図5に示すように音種3番の評価が他の音種に比べて多少高いことがわかる。また、標準偏差が小さいのは、音の要素が多いことから好ましい音と好ましくない音が混在していて判断に迷った結果ではないかと考えられる。公園では、全音種番で同じような傾向を示しているが、音種3番の評価が高く、音種4番の評価が比較的低いことがわかる。これは、質問3の結果からわかるように、音種4番には音楽(軽音楽)が含まれているためと考えられる。

次に、地区別の評価結果である図7から特徴的なものについて考察する。商店街では、評価結果から狸小路3丁目、二条市場、狸小路1丁目のグループと新道市場、本郷通商店街のグループに分類することができる。両グループとも同じような評価傾向を示したが、その程度に違いが現れた。これは、映像に映っている人の数など(最初のグループの方が活気のある映像)によって視覚から受ける刺激が影響していると考えられる。公園では、同様に月寒公園、

中島公園、旭山公園のグループと大通公園、道庁前広場のグループに分類できる。ここでは特に、大通公園、道庁前広場のグループで音種3番が公園的な評価傾向を示し、他の音種では商店街的な評価傾向を示すという特徴が現われている。これは、両公園が街の中心部に位置し、まわりを大きな道路に囲まれていて一般的騒音が多く含まれている

と考えられる。すなわち、音種3番以外では、現場の音をそのまま使用しているため車の音等が含まれているが、音種3番では我々が作成した鳥の声と鐘の音だけであり、音の種類が少なく、かつ、一般的騒音（車の音など）が含まれていないためであると考えられる。

都市空間の音環境評価に関する実験

この実験の目的は、都市における快適な音環境を創造するための基礎的な資料を得ることです。これから、ビデオカメラを通して40種類の映像と音が呈示されます。始めに1番目の映像が30秒間放映されますので、ご自身がその場所にいると想定しながらご覧下さい。その後、約30秒から1分くらいの間休止します。この休止の間に、みなさんにアンケートに答えていただきたいと思ひます。アンケートの記入が終わりますと2番目の映像が同様に30秒間放映されます。そしてまた、同様にアンケートに答えていただきたいと思ひます。これを40回分行い、実験を終了します。ご記入に際しましては、音だけに集中するのではなく、映像に現われてくる場面において、音環境がどうであるかを総合的に判断してお答えください。迷うこともあると思ひますが、直感的な判断に基づいて、必ず全ての項目にお答えください。実験は50分程度で終了します。よろしくご協力をお願いします。

差し支えない範囲で、以下の項目を記入してください。

お名前：

ご住所： 1. 札幌 2. 札幌以外

性 別： 1. 男 2. 女

年 齢： 1. 10代 2. 20代 3. 30代
 4. 40代 5. 50代 6. 60代以上

Q1：この場所に行ったことがありますか？
 1. ない 2. 数回行っただけ 3. たまに行く 4. 頻りに行く

Q2：好ましいと思った音はどれですか（その場面のなかの聞こえる音をお願いします）？
 1. 車の音 2. 鳥の声 3. 人の足音、ざわめき 4. 音楽
 5. 鐘の音（カリオン） 6. チンドン屋 7. 時計台の音 8. アナウンス
 9. 工事の音 10. 特にない 11. その他（ ）

Q3：この場所になければいいと思う音はどれですか（その場面のなかの聞こえる音をお願いします）？
 1. 車の音 2. 鳥の声 3. 人の足音、ざわめき 4. 音楽
 5. 鐘の音（カリオン） 6. チンドン屋 7. 時計台の音 8. アナウンス
 9. 工事の音 10. 特にない 11. その他（ ）

Q4：総合的に考えてこの場所の音環境をどのように感じますか？

	非常に	かなり	やや	普通	やや	かなり	非常に	
イ. 好ましい	1	2	3	4	5	6	7	好ましくない
ロ. うるさい	1	2	3	4	5	6	7	静かな
ハ. 快い	1	2	3	4	5	6	7	不快な
ニ. 美しい	1	2	3	4	5	6	7	きたない
ホ. 活気のある	1	2	3	4	5	6	7	活気のない
ヘ. すがすがしい	1	2	3	4	5	6	7	おもむくしい
ト. 親しみやすい	1	2	3	4	5	6	7	親しみにくい
チ. 豊かな	1	2	3	4	5	6	7	貧弱な
リ. 迫力のある	1	2	3	4	5	6	7	ものたりない
ヌ. 大きい	1	2	3	4	5	6	7	小さい
ル. かんたかい	1	2	3	4	5	6	7	ざつりした
ヲ. 落ち着いてる	1	2	3	4	5	6	7	落ち着きのない

Q5：よろしければ、あつたら良いと思う音をあげてください。

Q6：何か気づいたことがあればあげてください。

ご協力ありがとうございました。

図2 無響室内用調査用紙

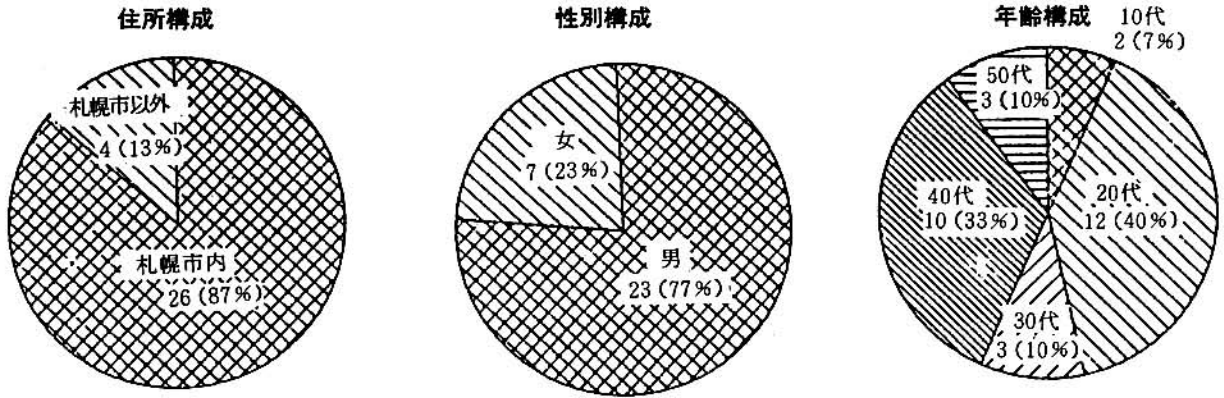


図3 被験者の住所構成、性別構成、年齢構成

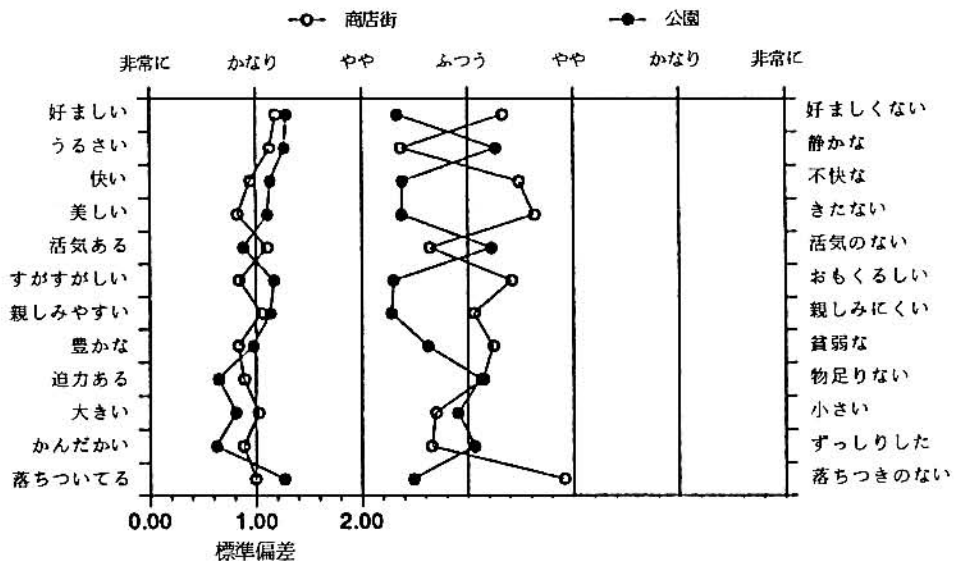


図4 質問4に対する商店街、公園別の平均と標準偏差

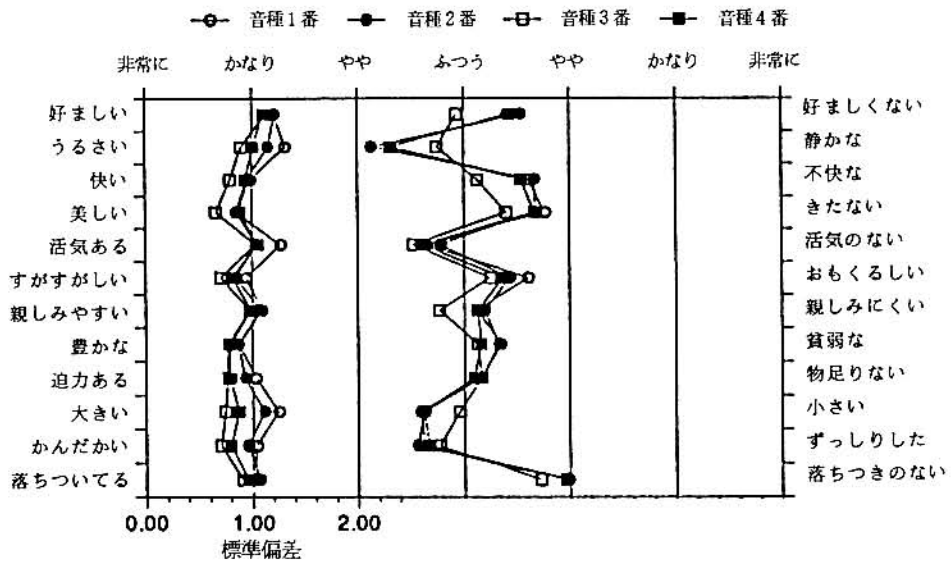


図5 質問4に対する商店街の音種別平均と標準偏差 (次頁に続く)

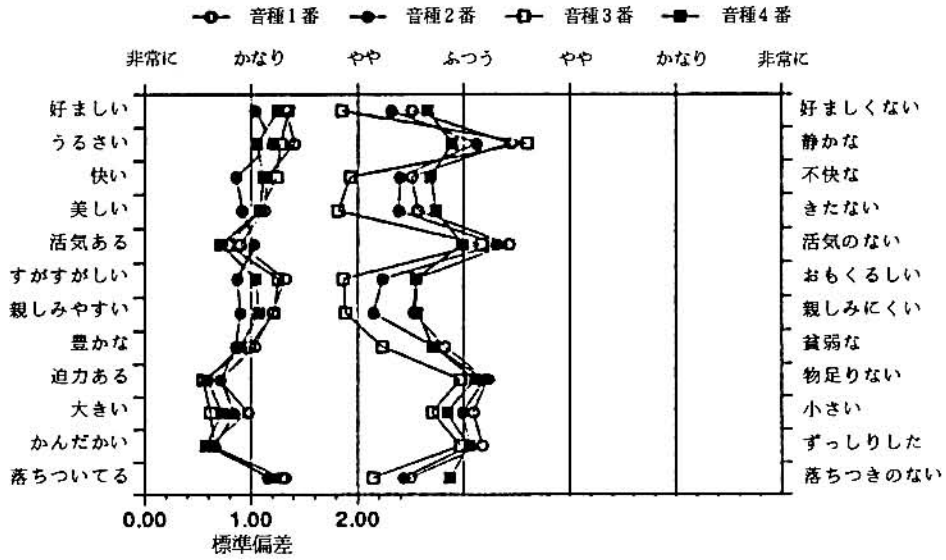
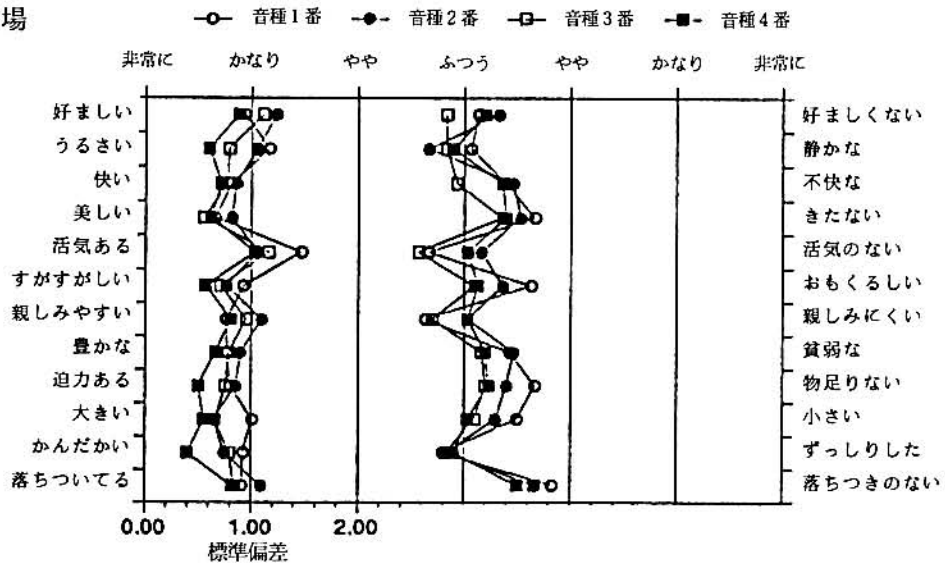


図6 質問4に対する公園の音種別平均と標準偏差

新通市場



狸小路3丁目

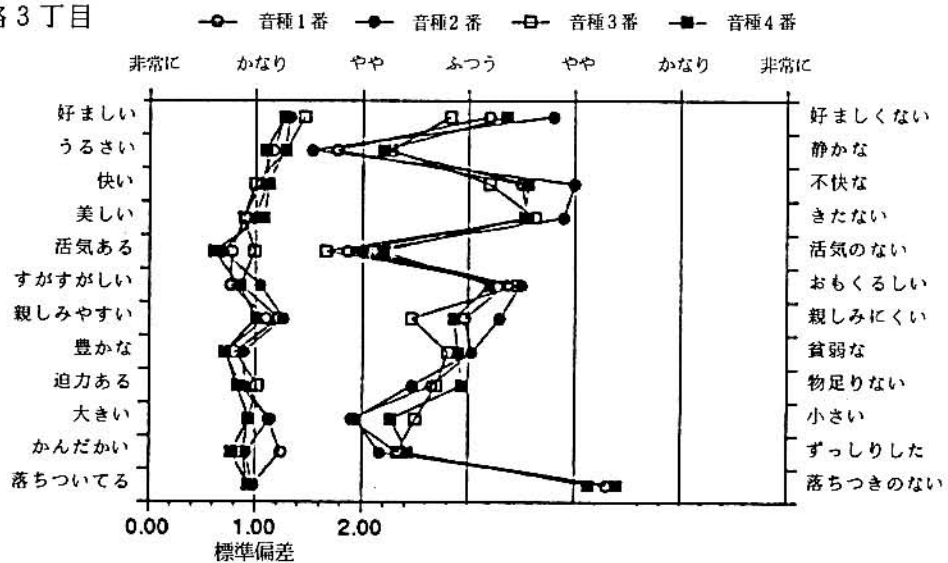
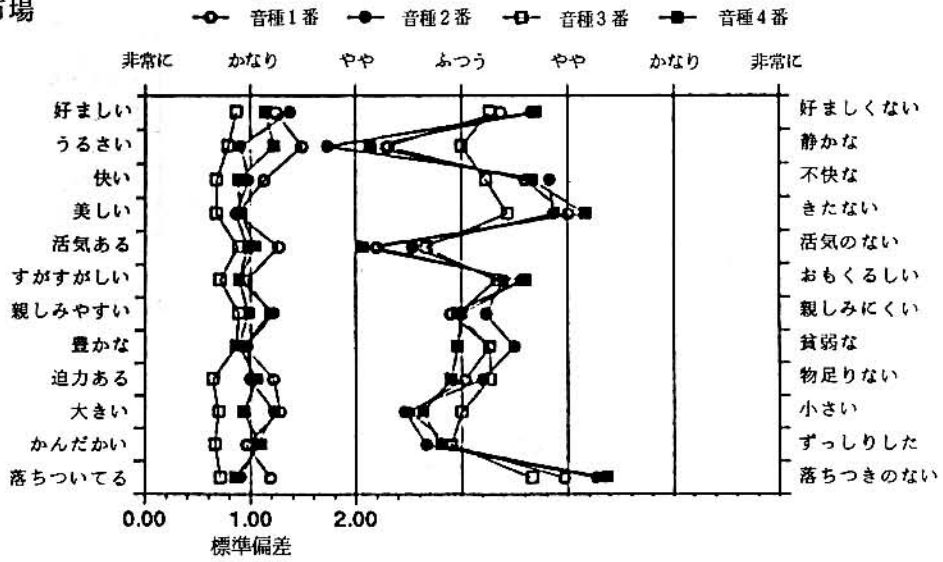
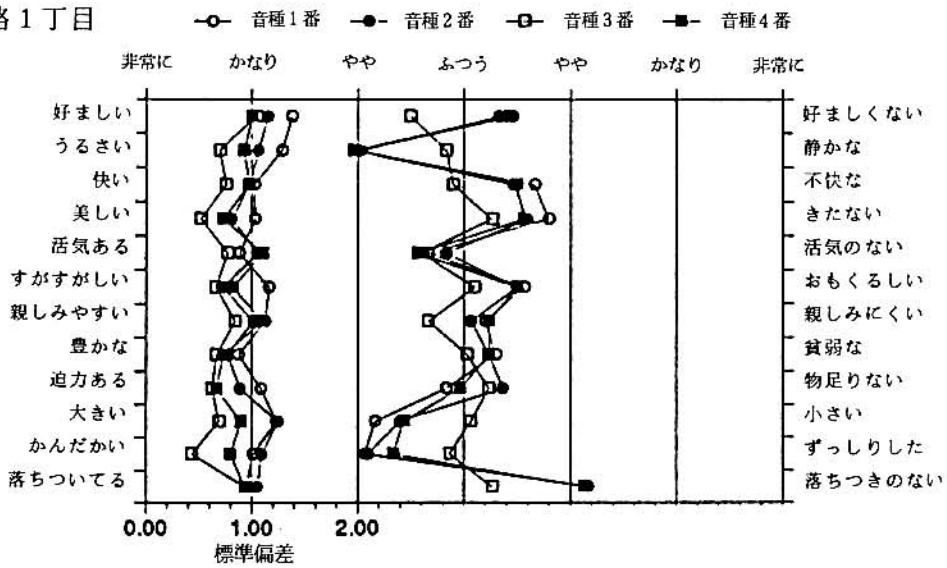


図7 質問4に対する地区別音種別の平均値と標準偏差 (次頁に続く)

二条市場



狸小路1丁目



本郷通商店街

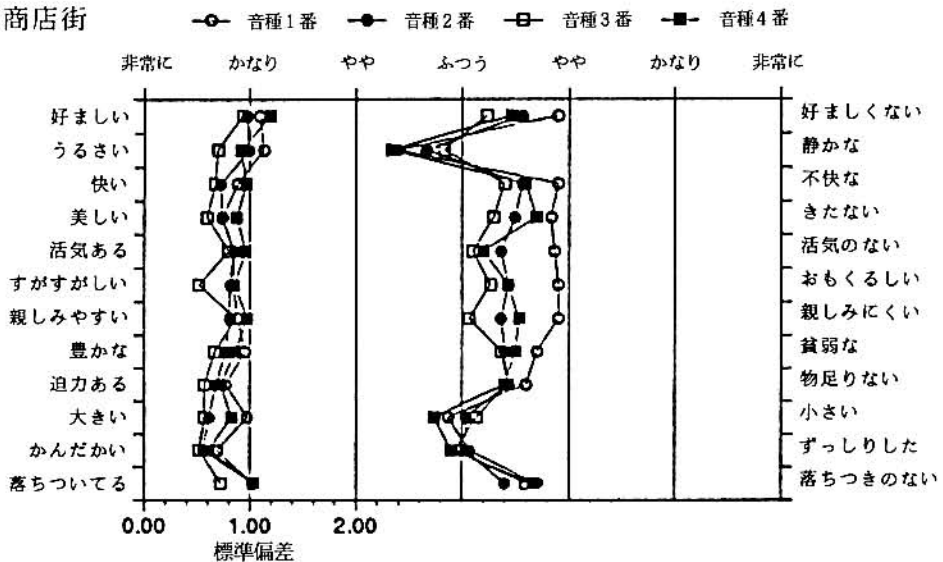
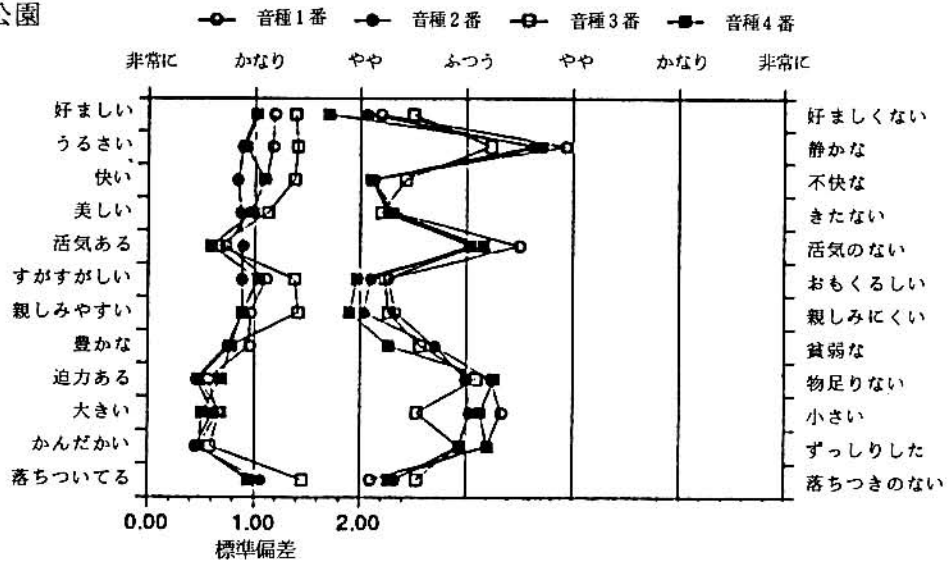
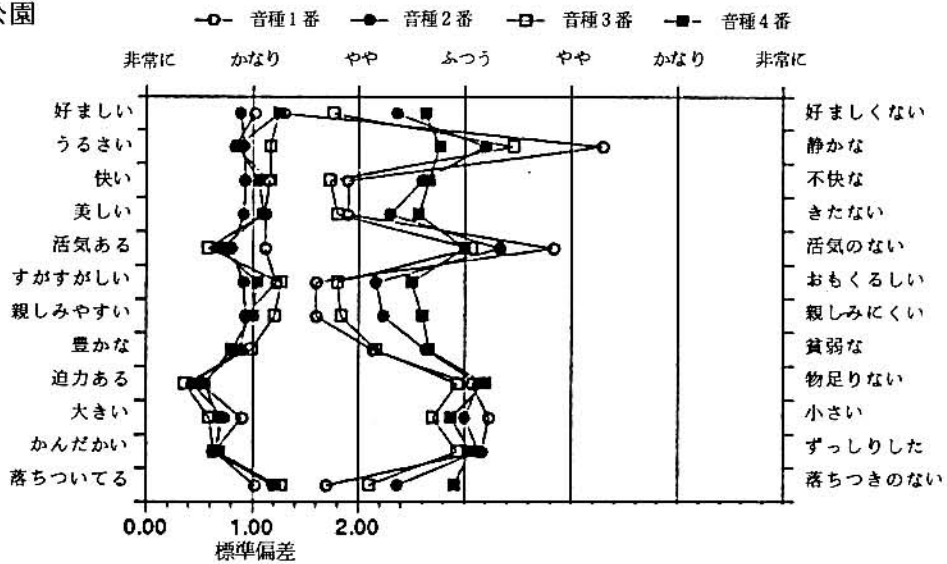


図7 質問4に対する地区別音種別の平均値と標準偏差
(次頁に続く)

月寒公園



中島公園



大通公園

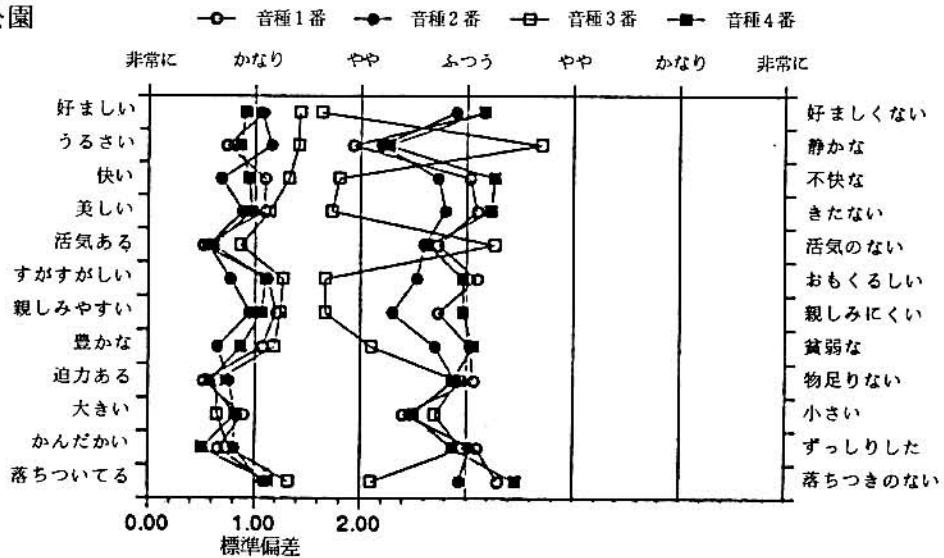
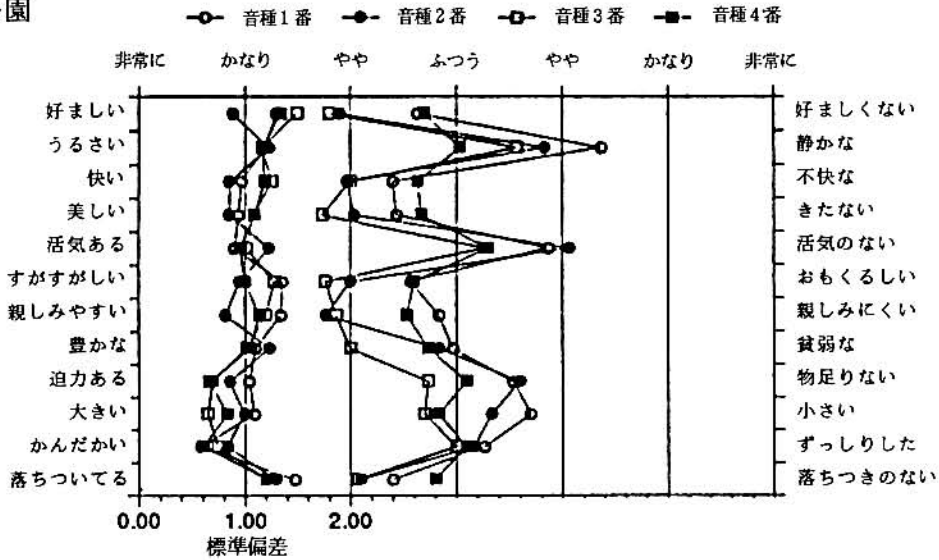


図7 質問4に対する地区別音種別の平均値と標準偏差 (次頁に続く)

旭山公園



道庁前広場

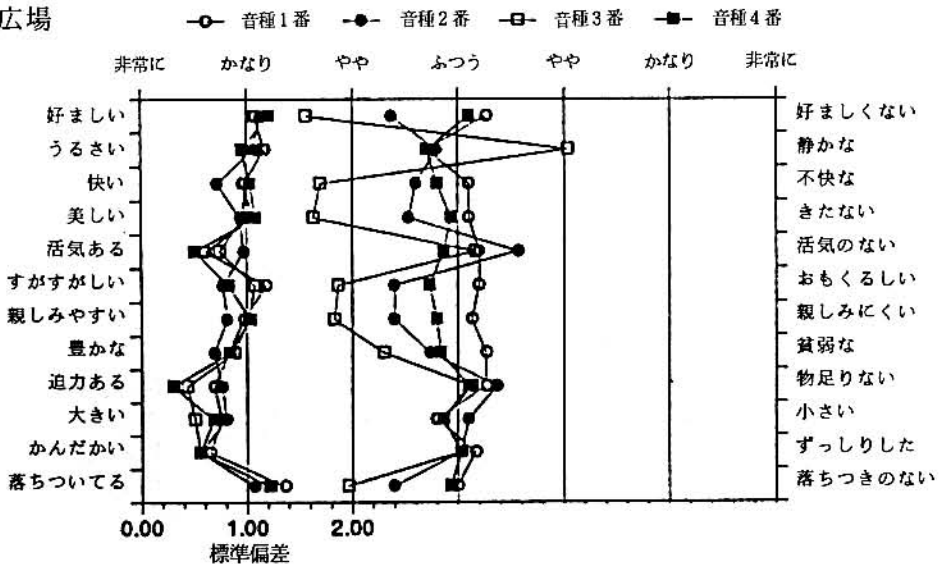


図7 質問4に対する地区別音種別の平均値と標準偏差

3.2 因子分析による分析結果

ここでは、質問4の12項目の形容詞対の評価について因子分析を行い、形容詞群の分類を試みて因子構造を分析する。因子分析についての説明は、文献³⁾を参照してもらい、ここでは省略する。

単純集計から空間（商店街と公園）によって音環境の評価が違ってくるため、I. 公園、II. 商店街、III. 公園と商店街（総合）の3種類のグループで分析する。質問4に対する各項目の平均値から、各グループの相関行列を求める。ここで、ロ。（うるさい-静かな）は他の項目と評価値傾向を一致させるため8-（平均値）をロ.の平均値とした。

次に、これらの相関行列に対して主成分分析を行い、固有値を大きい順に求めると

I. で $\lambda_1 = 7.551, \lambda_2 = 3.273, \lambda_3 = 0.382, \lambda_4 = 0.288, \lambda_5 = 0.176, \dots, \lambda_{12} = 0.002$

II. で $\lambda_1 = 5.554, \lambda_2 = 4.186, \lambda_3 = 0.918, \lambda_4 = 0.546, \lambda_5 = 0.251, \dots, \lambda_{12} = 0.011$

III. で $\lambda_1 = 8.167, \lambda_2 = 2.640, \lambda_3 = 0.452, \lambda_4 = 0.349, \lambda_5 = 0.161, \dots, \lambda_{12} = 0.010$

となる。固有値の大きさが1以上という基準を用いると、I., II., III. のすべてで因子数 $m = 2$ となる。さらに、相関行列の対角要素に共通性の推定値として SMC を代入して固有値を求めると

I. で $\lambda_1 = 7.526, \lambda_2 = 3.194, \lambda_3 = 0.304, \lambda_4 = 0.230, \dots, \lambda_{10} = -0.006, \dots, \lambda_{12} = -0.026$

II. で $\lambda_1 = 5.477, \lambda_2 = 4.103, \lambda_3 = 0.817, \lambda_4 = 0.437, \dots, \lambda_8 = -0.002, \dots, \lambda_{12} = -0.059$

III. で $\lambda_1 = 8.119, \lambda_2 = 2.540, \lambda_3 = 0.372, \lambda_4 = 0.244, \dots, \lambda_8 = -0.009, \dots, \lambda_{12} = -0.045$

となり、固有値が正という基準を用いると I. で因子数 $m = 9$, II. と III. で因子数 $m = 7$ になるが λ_3 以下は小さ

いため、因子数 $m=2$ とすることが可能である。

因子数を2として主因子法(反復解法 $\epsilon=0.00001$ と設定)を適用すると、I.は11回、II.は10回、III.は16回の反復で収束して、それぞれ表2, 3, 4の左半分の結果(因子負荷行列の推定)が得られる。推定された因子負荷量と共通性から計算した相関行列の推定値と、データから計算した相関行列との列差は小さく、2因子モデルがよく適合していることがわかる。これらの因子負荷量から、解釈を容易にするため因子負荷行列の因子軸の回転(バリマックス法)を行った結果を、それぞれ表2, 3, 4の右半分に示す。

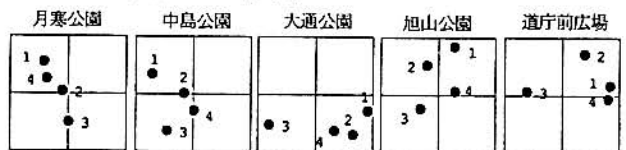
これらの表から、I. 公園における因子1では変量1, 3, 4, 6, 7, 8, 12でほぼ0.9であり、ひとつのグループと解釈でき、これは「音と映像についての質的総合評価」を表す因子と考えられる。因子2では変量5, 9, 10, 11がひとつのグループと解釈でき、「音そのものの評価、力強さの評価」を表す因子と考えられる。同様に、II. 商店街では、因子1で変量5, 8, 9, 10, 11がひとつのグループであり、「音そのものの評価、力強さの評価」を表す因子と考えられる。また、因子2で変量1, 3, 4, 6, 7がひとつの

グループであり、「音と映像についての質的総合評価」を表す因子と考えられる。III. 公園と商店街(総合)では、因子1で変量1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 12がひとつのグループであり、「音と映像についての質的総合評価」を表す因子と考えられる。また、因子2で変量5, 9, 10, 11がひとつのグループであり、「音そのものの評価、力強さの評価」を表す因子と考えられる。ここで、公園と商店街の因子の違いについては、公園は商店街に比較してより音と映像の質的要素が求められ、商店街は比較的音の量的要素が求められると考えられる。

次に、分析から得られた因子得点による評価結果を以下に記述する。ここでは、I. 公園とII. 商店街については各地点別に行い、III. 総合では地域別の傾向を示す。散布図のx軸、y軸はそれぞれ因子1、因子2を示している。I., II. のグラフ中の数字は音種番号を示す。

I. 公園の地点別評価

(x軸：音と映像についての質的総合評価、y軸：音そのものの評価、力強さの評価)



月寒公園と中島公園の音種3以外は同じような傾きであり、一定の規則があるものと考えられる。また、月寒公園、中島公園、旭山公園で音種3番の音と映像についての質的評価が低いことから、映像と作成した音(特に鐘の音)のバランスが良くないことが理解される。

II. 商店街の地点別評価

(x軸：音そのものの評価、力強さの評価、y軸：音と映像についての質的総合評価)



全ての地点はそれぞれある傾きを持った直線を形成しており、一定の規則があることがわかる。音種3番のy軸評価が低く、公園の場合と同様のことが言える。

公園と商店街の結果から、音種を変えることにより、その地点に対する評価がある規則に沿って存在していることが数多く見られ、その規則を基に、より良い音環境を創造することが可能であると思われる。しかし、音種3番のように地点に関係なく、過去の調査結果から得られた良い音だけを映像(景観)に重ねたものは、評価が最も低い傾向を示し、景観に影響されない音環境の創造は非常に困難であると考えられる。

III. 総合(公園と商店街)の評価

(x軸：音と映像についての質的総合評価、y軸：音そのものの評価、力強さの評価)

表2 公園の因子負荷量と因子軸の回転結果

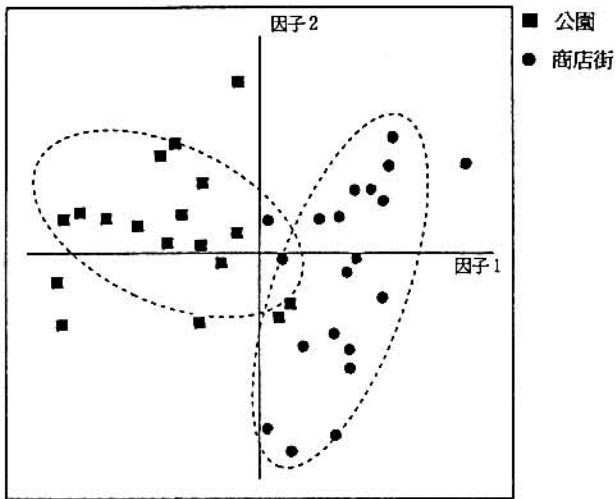
変数	因子	バリマックス回転前		バリマックス回転後		共通性
		因子1	因子2	因子1	因子2	
1 好ましい		0.9712	0.1418	0.9711	-0.1405	0.9634
2 静かな		0.8692	-0.3233	0.7413	-0.5573	0.8600
3 快い		0.9623	0.1138	0.9548	-0.1648	0.9389
4 美しい		0.9519	0.1910	0.9669	-0.0878	0.9425
5 活気のある		-0.6181	0.6762	-0.4001	0.8241	0.8393
6 すがすがしい		0.9590	0.2607	0.9935	-0.0229	0.9876
7 親しみやすい		0.8875	0.3103	0.9391	0.0449	0.8840
8 豊かな		0.7989	0.4958	0.9069	0.2480	0.8840
9 迫力のある		-0.0799	0.8786	-0.1734	0.8650	0.7783
10 大きい		0.4792	0.8176	-0.2267	0.9201	0.8981
11 かんたかい		-0.1411	0.7641	0.0822	0.7727	0.6038
12 落ち着いている		-0.9812	-0.0833	0.9169	-0.3591	0.9697

表3 商店街の因子負荷量と因子軸の回転結果

変数	因子	バリマックス回転前		バリマックス回転後		共通性
		因子1	因子2	因子1	因子2	
1 好ましい		0.5007	0.8076	0.0407	0.9494	0.9030
2 静かな		0.9384	0.0916	0.7700	0.5380	0.8823
3 快い		0.6454	0.7206	0.2094	0.9444	0.9354
4 美しい		0.6472	0.3987	0.3688	0.6647	0.5778
5 活気のある		-0.6005	0.7073	-0.8700	0.3223	0.8608
6 すがすがしい		0.3817	0.6105	0.0335	0.7192	0.5184
7 親しみやすい		0.1586	0.8479	-0.2773	0.8168	0.7411
8 豊かな		-0.3762	0.8216	-0.7305	0.5318	0.8165
9 迫力のある		-0.7808	0.4862	-0.9189	0.0411	0.8460
10 大きい		-0.9045	0.1241	-0.8493	-0.3351	0.8335
11 かんたかい		-0.7090	0.3183	-0.7740	-0.0700	0.6040
12 落ち着いている		0.8883	-0.1456	0.8457	0.3084	0.8103

表4 総合の因子負荷量と因子軸の回転結果

変数	因子	バリマックス回転前		バリマックス回転後		共通性
		因子1	因子2	因子1	因子2	
1 好ましい		0.9447	0.2150	0.9425	-0.2243	0.9387
2 静かな		0.9058	-0.2375	0.7077	0.6131	0.8769
3 快い		0.9757	0.1559	0.9142	-0.2910	0.9762
4 美しい		0.9659	0.1418	0.9319	-0.2940	0.9762
5 活気のある		-0.6527	0.5557	-0.3401	0.7869	0.7348
6 すがすがしい		0.9575	0.2384	0.9614	-0.2090	0.9737
7 親しみやすい		0.8689	0.3472	0.9329	-0.0723	0.8756
8 豊かな		0.8083	0.5468	0.9667	0.1336	0.9524
9 迫力のある		-0.1623	0.9217	0.2615	0.8986	0.8758
10 大きい		-0.5415	0.7030	-0.1785	0.8715	0.7914
11 かんたかい		-0.6695	0.4404	-0.4062	0.6908	0.6421
12 落ち着いている		0.9757	-0.0662	0.8462	-0.4903	0.9564



公園と商店街はきれいに2分割されている。公園はX軸方向に横長、商店街はY軸方向に縦長に分布している。このことから、公園の音環境の評価は因子1（X軸評価）に大きく左右されており、音と映像の質的総合評価がより重要になることがわかる。また、商店街の音環境の評価は因子2（Y軸評価）に大きく左右されており、音そのものの評価や力強さの評価がより重要になることがわかる。

4 おわりに

今回の実験では、公共空間である商店街と公園における音環境の評価構造の分析について検討した。

その結果、公園では音環境に対する評価が、音（聴覚）と映像（視覚）についての質的要素に大きく左右されることが明らかになった。代表的なものとしては、大通公園や道庁前広場のように、映像自体は他の公園と同じ様なところでも、一般に騒音と認識されている車の音のレベルが高いことによって、評価が他の公園とまったく違う傾向を示した。さらに、音環境に対して視覚的要素がより強く影響することが示された。すなわち、公園のように視覚的に落ち着いた場所では、落ち着きのある音（鳥の声やカリヨン等）が好まれる傾向にあるため、これらの音を利用することにより、より快適な音環境を創造することが可能であると考えられる。また、現在のままの音環境が最も評価の高い公園もあった。

商店街では、音環境に対する評価が、音（聴覚）の量的要素に左右されることが明らかとなった。すなわち、商店街では、その空間の特性として活気を求められているため、人のざわめき等活気に結び付く音が好まれることが示された。商店街では音の種類が多く、各音に対する評価が個人で大きくばらつくため、活気を出すための音の種類を特定するまでには至らなかった。しかし、現在の音環境よりも、何らかの加工を加えたほうが相対的に評価が高く、人の声や音楽などを自然な形で利用して活気を持たせることなどにより音環境を改善できると考えられる。

また、両空間において、一般的に騒音と言われている、

車の音や工事の音をなくすことによって、その空間の評価が高くなることが示された。さらに、両空間において、場所（視覚的要素）と音（聴覚的要素）が、その空間の音環境の評価に強く寄与しているため、景観に影響されない音環境の創造は非常に困難であると考えられる。

最後に本調査研究において、実験や集計等全面的に協力をいただいた北海道学園大学工学部建築学科の学生諸氏、および、被験者を快く引き受けてくれた当センターの職員とアルバイト諸氏に謝意を表す。

参 考 文 献

- 1) 高橋英明他：平成2年度共同研究報告書”都市空間におけるサウンドスケープ（音風景）に関する研究”，（1991）
- 2) 高橋英明他：平成3年度共同研究報告書”都市空間におけるサウンドスケープ（音風景）に関する研究”，（1992）
- 3) 田中豊他：パソコン統計解析ハンドブックII・多変量解析編”，（1986）など

Sound Environments in Public Spaces

Hideaki TAKAHASHI, Tetumi SATO, Koichi SAKATA and Hitoshi YAMANE

Abstract

To develop techniques for creating a comfortable sound environment, experimental data from sound environments in public places (e.g., park and shopping street) were analyzed by factor analysis. Sound environment in the park and shopping street was different. That is, while the sound environment in the park is influenced by the quality of sound and image, that in the shopping street is influenced by sound quantity. At all experiment sites, factor score formed a straight line with a certain slope for each sound.

洞爺湖中島中央草原の植生図

—気球を用いた空中写真による植生図の作成—

宮木雅美 西川洋子 堀 繁久 梶 光一

要 約

洞爺湖中島の中央草原の植生図を、気球による空中写真から作成した。7.14haの草原内を25m×25mの区画に分け、区画毎に、気球に取り付けた自動カメラから植生を撮影した。撮影した写真を区画毎にトレースし、これらをつなぎ合わせて植生図を作成した。草原植生を、ハイヌガヤ群落、ハンゴンソウ群落、ハイヌガヤーハンゴンソウ群落、フッキソウ群落、ハンゴンソウーフッキソウ群落、ワラビ群落、短茎草本群落、イケマ群落及び裸地の8群落に分類した。気球による空中写真の撮影は、風が強い場合には高度と位置を一定に保つことが難しいが、広範囲の植生分布を短時間で記録するには有効な手法である。

1 はじめに

洞爺湖中島の植生は、1980年頃からエゾシカによる影響を受けはじめ¹⁾、現在もなお、シカの強い採食圧によって植生の変化が進行している。とくに草原部では、植物の組成が入れ替わり、景観的にも大きな変化が生じた。

このような植生の現況を把握し、各群落の生産量やエゾシカによる採食量を総量として推定するには、植生図の活用が有効である。地域全体の生産量や採食量は、サンプリングによる単位面積あたりの量と、植生図から読みとった各群落の面積から推定することができる。

植生図の作成法には、地上で直接記録する方法と、空中写真を用いる方法とがある。中島の草原では各群落が複雑に分布しているので、林野庁や北海道が定期的に撮影する大縮尺の空中写真は利用できない。また、対象地域の面積が大きいため、地上で記録するには大きな労力と時間が必要となる。

そこで今回は、小型の気球を用いて遠隔操作による空中写真を撮影した。これをもとに植生図を作成し、気球を用いた空中写真による植生図の作成方法について検討した。

調査にあたり、気球と撮影装置の提供をいただいた北海道大学農学部附属演習林、および調査に協力をいただいた北海道大学地球環境科学研究科高橋裕史氏に感謝いたします。

2 調査地域

調査は、洞爺湖中島本島の中央に位置する7.14haの草原部で行った(図1)。草原部は平坦地で、周囲は落葉広葉樹林とトドマツ人工林の山に囲まれている。

草原の1980年の植生は、ナガハグサなどのイネ科草本、トクサ、チシマザサ、クマイザサ、シロツメクサ、イケマ

などが優占し、ハンゴンソウ、エゾニュウ、オオイタドリ、アキタブキ、ススキなどの高茎草本が群状に生育する草原となっていた¹⁾。1982年には、シカの密度が44.8頭/km²となってピークに達し、ススキやエゾニュウなど嗜好性の高い高茎草本は消失し、イネ科、セイヨウタンポポなどの短茎草本群落が発達した¹⁾。1992年には、ハンゴンソウ、ハイヌガヤ、フッキソウなど高茎の不嗜好植物が引き続き増加し、短茎草本群落ではイネ科などの嗜好植物が減少してツメクサやコケ類が優占し、強い採食圧が維持されている。

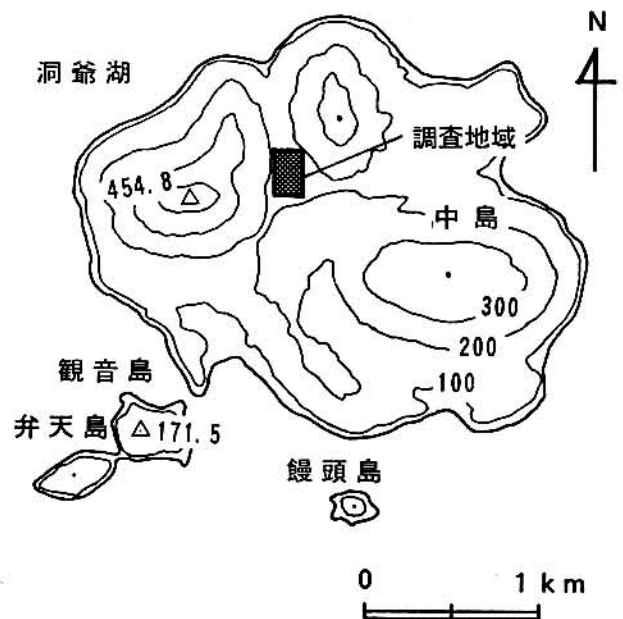


図1 調査地域

3 調査方法

草原内を25m間隔のメッシュに区切り、その交点141箇所に標識を設置した。

気球による撮影装置は北海道大学附属演習林の製作によるもので、地上から無線で撮影方向とシャッターを操作することができる。カメラは、38mmレンズ、自動巻き上げ装置付きフジカオート-5を用い、気球には5m²のヘリウムガスを充填した。約50mの高度で、25mの区画毎に撮影した(写真1)。撮影は、1992年10月14~15日に行った。

撮影した空中写真をスクリーン上に投影して各群落の分布をトレースし、これらをつなぎ合わせて草原全体の植生図を作成した。

4 調査結果及び考察

4.1 植生図

図2に、洞爺湖中島中央草原の植生図を示す。草原の群落は、次のように分類した。

(ハイイヌガヤ群落)

高さ100~120cm程度のハイイヌガヤが密生しており、林床にはツメクサ、カタバミ、クマバソウなどがまばらに生育している。草原の東側の斜面に発達している。ハイイヌガヤはエゾシカの不嗜好植物であるが、近年枝葉の採食がみられるようになった。

(ハンゴンソウ群落)

高さ160~180cmのハンゴンソウが密生する。下にイネ科、セイヨウタンポポ、クマバソウなどもみられるが、それらの被度は非常に低い。この群落は、草原の西側に広く分布している。ハンゴンソウはエゾシカの不嗜好植物であり、島内の他の地域では、林冠が疎開した明るい場所に見られる。

(ハイイヌガヤ-ハンゴンソウ群落)

ハイイヌガヤ群落に、ハンゴンソウがまばらに生育する群落である。

(フッキソウ群落)

高さ20cm程度のフッキソウが密生する。不嗜好植物であり、島内では、主に広葉樹林の林床に分布している。

(ハンゴンソウ-フッキソウ群落)

ハンゴンソウの下にフッキソウが分布する群落である。

(ワラビ群落)

草原の東南部斜面に、ワラビの優占する群落が見られる。草原内では、他にワラビの生育している所はない。エゾシカの不嗜好植物である。

(短茎草本群落)

エゾシカの採食圧が高いため、草本の高さは3cm以下におさえられている。この群落は草原全体の32.7%を占めている。現在はツメクサが優占しているところが多く、平均的な被度は30%程度である。しかしツメクサは地表面に

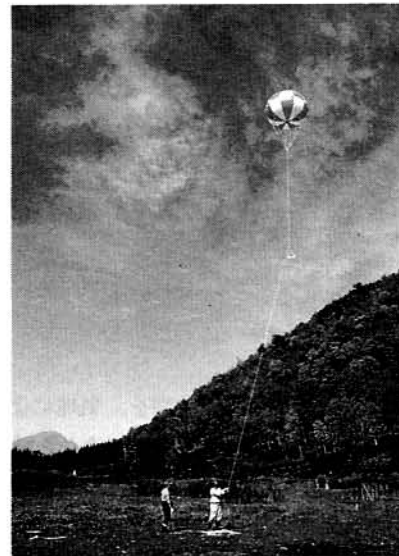


写真.1 気球と撮影装置

張り付くように生育しており、生長量も少ないので、エゾシカにはあまり利用されていない。イネ科、セイヨウタンポポ、ヒメジョオンなどは、いずれも被度が5%以下と低い。生産性が高く、草原でのエゾシカの重要な食物となっていると考えられる。

(イケマ群落及び裸地)

短茎草本群落の中に、イケマの密生した群落が見られる。撮影時期が秋であったために、イケマと裸地との区別がつかず、植生図ではイケマ群落及び裸地として分類した。しかし実際はこの大部分はイケマ群落である。イケマはエゾシカの不嗜好植物である。

4.2 気球による植生図の作成方法の検討

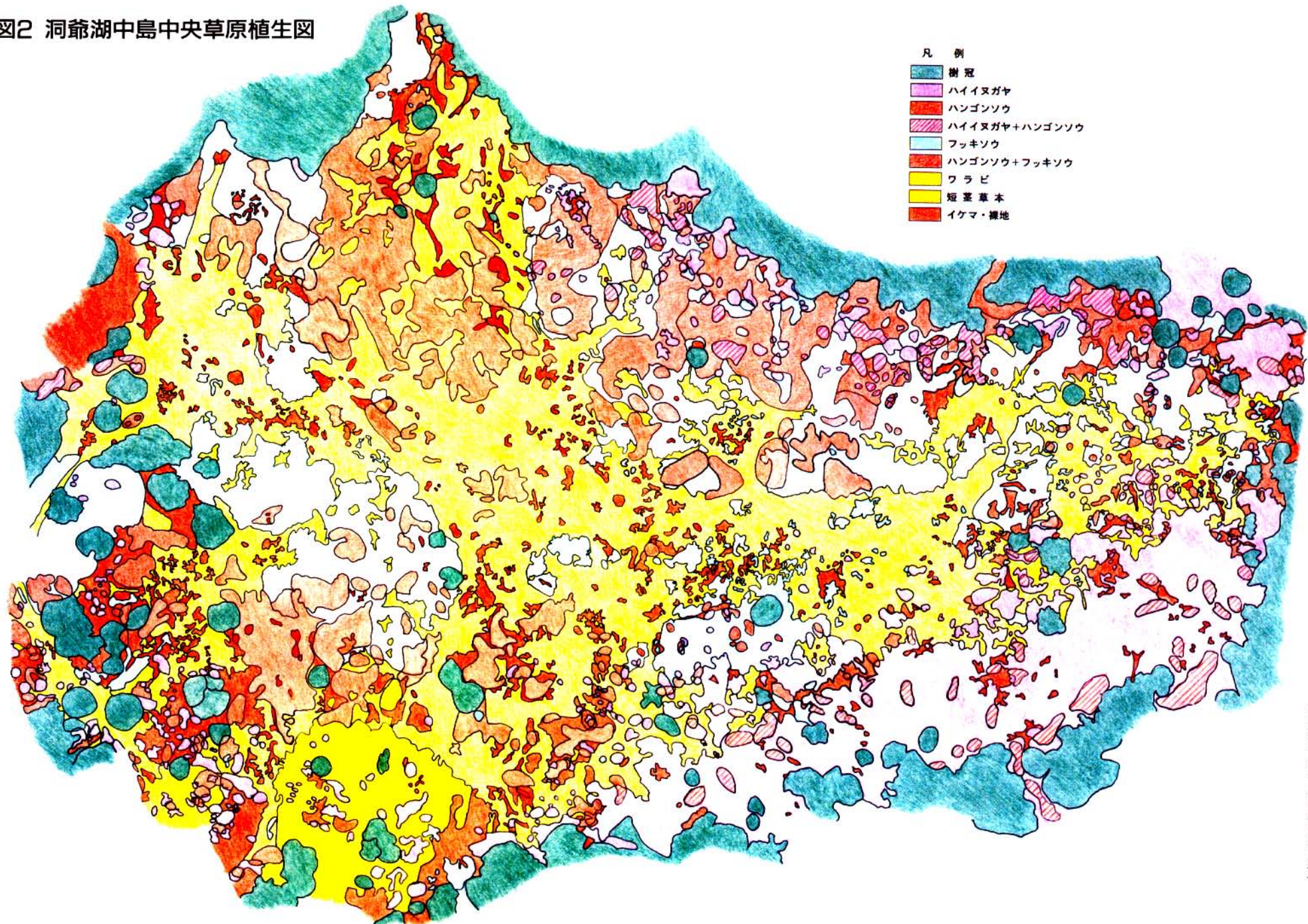
撮影当日は微風の晴天で、気球も比較的安定しており、撮影条件は良好であった。撮影した写真も、落葉していたイケマを除いて各群落の識別が容易であった。軽量化のために低価格の自動カメラを使用した。広角レンズによる周辺部の歪みのため、隣接地域のつなぎあわせが困難な場合もあった。また、撮影の前半と後半で撮影高度が若干こととなり、トレースした図の複写の縮尺率を変更して補正する必要が生じた。

一般に、気球は、ラジコンの飛行機やヘリコプターに比べて、操作が格段に容易である。また、気球からの撮影は、広範囲の植生分布を短時間で記録することができる。しかし風が強い場合、気球は高度と位置を一定に保つことが難しい。天候の制約を強く受けることが気球の最大の欠点といえる。なお、画像の周辺部の歪みを防ぐためには、標準または長焦点のレンズを用いて撮影することが必要である。

引用文献

- 1) 梶 光一：シカが植生をかえる 洞爺湖中島の例、「生態学からみた北海道」(東正剛・阿部永・辻井達一編)、北海道大学図書刊行会、242-249 (1993)

図2 洞爺湖中島中央草原植生図



- 凡 例
- 樹冠
 - ハイヌガヤ
 - ハンゴンソウ
 - ハイヌガヤ+ハンゴンソウ
 - フッキソウ
 - ハンゴンソウ+フッキソウ
 - ワラビ
 - 短茎草本
 - イケマ・裸地

Vegetation map of grassland on Nakanoshima Island in Lake Toya

—Preparation using aerial photographs from a helium balloon—

Masami MIYAKI, Yoko NISHIKAWA, Shigehisa HORI and Koichi KAJI

Abstract

A vegetation map of the grassland on Nakanoshima Island was made from aerial photographs taken from a helium balloon. The 7.14 ha grassland was divided into 114 quadrats of 25m x 25m. We took photographs of every quadrat from an automatic camera attached to the balloon from a height of 50m. Plant community boundaries in each quadrat were mapped from the photographs, and adjacent quadrats were connected. Grassland vegetation was classified as the *Cephalotaxus harringtonia* community, *Senecio cannabifolius* community, *C. harringtonia*-*S. cannabifolius* community, *Pachysandra terminalis* community, *S. cannabifolius*-*P. terminalis* community, *Pteridium caudatum* community, short-grasses community, and *Cynancham caudatum* community and/or bare land. Aerial photography using a balloon is useful for taking a picture of a wide area of vegetation in a short time although it is difficult to maintain camera height and position in strong wind.

アポイ岳におけるお花畑の縮小とそれにともなう高山植物相の変化

西川洋子 宮木雅美 堀 繁久

要 約

アポイ岳におけるお花畑の面積の縮小とそれに伴う植物相の変化、特に絶滅危急種であるヒダカソウの減少の原因について明らかにするために調査を行った。

1959年から1988年の29年間に森林やハイマツ群落の分布は拡大し、お花畑の面積が減少した。これは、森林やハイマツ群落への気象害が少なくなったことが原因として考えられる。

幌満お花畑では、ハイマツの被度が低い場所には超塩基性岩特有の植物や岩れき地、草地を好む高山性小型草本が多かった。ハイマツの被度が高いところでも、ギャップにはヒダカソウをはじめ明るい場所を好む高山植物が生育していたが、ハイマツの下は土壌化が進行しており、コケモモや低山性の林床植物がみられた。お花畑へハイマツが侵出することによって生育環境が変化し、固有種や希少種を含む高山植物から林床植物へと種構成が変わっていく。

ヒダカソウは調査区全域に生育していたが、サイズが大きい根出葉や花茎をつけた個体はハイマツの被度が高い場所に多く、小さい根出葉をつけた個体は被度の低い場所に多かった。

10年前のハイマツの推定被度と現在のヒダカソウの分布との関係は、現在のハイマツとの関係と同様の傾向が認められ、以前からハイマツが存在していたところにヒダカソウは分布していたと考えられる。

ハイマツの分布拡大はヒダカソウ減少の直接の原因とはいえなかったが、光が十分に得られ、種子繁殖の可能な本来の生育適地と考えられるハイマツのない場所は減少した。ハイマツのない場所にサイズの大きい個体がみられないのは、盗掘等人為的な原因によると思われる。

1 はじめに

高山植物群落は、短い生育好適期間、冬期の多雪（風衝地では少雪）、強風などを特徴とする高山環境に成立する。植物にとっては、低地に比べ非常に厳しい生育環境であり、そのため、生理的、形態的、さらに生態的にもこのような環境条件に適応した特殊な植物からなる²⁾。これらの植物の中には、生育地が特定の地質、地域に限定される固有種も多く、また、固有種に限らず重要な遺存種や減少に傾いている種なども少なくない³⁾。

このような植物は、人為的な生育地の環境改変や、気候の温暖化などによる自然的な生育環境の変化により、多大な影響を受けると考えられる。近年、道内の山岳域でも高山植物相に変化がおこっており、特に固有植物や希少植物の著しい減少が問題になっている³⁾。このような高山植物を適正に保護するためには、減少の原因を明らかにし、さらにその植物の生育環境や生態を明らかにすることが必要である。

高山植物の宝庫として知られるアポイ岳では、お花畑の面積の縮小や固有種であるヒダカソウの絶滅が懸念されている。これについては、ハイマツ、キタゴヨウなどの木本植物がお花畑へ侵入したため、また、盗掘や近年増加した

登山者の踏みつけなど人為的影響を受けたためとされている³⁾。

ヒダカソウの生育地である「幌満お花畑」の面積の縮小状況とこれが植物相に与えた影響、特に絶滅危急種であるヒダカソウの減少の原因について検討したので報告する。

2 調査地

アポイ岳は標高810.6m、日高山脈南端に位置し、日高山脈襟裳国定公園地域の一部である。

アポイ岳から7km離れた様似観測所の気象データによると、1967年から1977年までの10年間の年平均気温は7.8℃（最高30.0℃、最低-19.0℃）、年平均降水量は1,206mmで5～9月に多く、冬期の積雪は最深40cmと少ない。標高500m以上の尾根から山頂にかけては風が強く、夏期には霧がかかる日が多く気温が低い。また、アポイ岳は、超塩基性のカンラン岩からできており、尾根や斜面にその露出がみられる⁴⁾。このような厳しい気象条件と特殊な地質条件から、標高が低いにもかかわらず高山植物群落が成立し、多くの固有種が知られている⁵⁾。昭和27年にはアポイ岳高山植物群落として国の特別天然記念物に指定された。

調査はアポイ岳山頂から尾根上を南へ700m程下った「幌満お花畑」の西側斜面で行った。この地域は、アポイ

岳の特産種で絶滅が危惧されているヒダカソウの生育地でもある。

3 材料および調査方法

一般に、ハイマツ群落を含めた高山帯に成立する植物群落を高山植物群落というが、ここではハイマツ群落を除く草本植物を中心としたお花畑を高山植物群落と呼ぶことにする。

アポイ岳の代表的な高山植物であるヒダカソウは、以前に比べ個体数がかなり減少しているといわれている⁶⁾。ヒダカソウ (*Callianthemum miyabeianum*) は、キンボウゲ科キタダケソウ属の多年草で、アポイ岳に特産し、カンラン岩地帯に生育する。高さ10cm~20cmになり、5~6月に白い花を咲かせる⁷⁾。若い個体は根出葉だけをのぼし、次第にサイズを大きくして成熟した個体が花茎をつける。

まず、全域的な植生と、代表的なお花畑である「幌満お花畑」の面積を、1959年および1988年の航空写真により比較した。航空写真は、1959年7月26日撮影「山-157 3-C7」と1988年9月29日撮影「HO-88-1 C22-3」を用いた。

全域的な植生変化の要因を明らかにするため、北海道気象年鑑(1992, 1982, 1973)により1961年から1990年までの日高地方における毎年の異常気象の回数を調べた。

つぎに、お花畑がハイマツに覆われることによる植物への影響を明らかにするため、「幌満お花畑」西側斜面の、お花畑とハイマツ群落とが接する地点に8×8m²の調査区を設定した。調査区の中をさらに1×1m²の方形区に分割し、合計64の方形区についてハイマツの被度および方形区内に出現した植物名を記録した。ヒダカソウについては、花茎と、根出葉は高さ5cm未満、5cm以上10cm未満および10cm以上の3段階に分けてその本数を記録した。ハイマツの被度とヒダカソウの本数とについては、Kendallの順位相関係数 τ を用いて、その関係を調べた。また、各方形区ごとにハイマツの枝をランダムに1~5本選び過去10年間の伸長量を測定し、その平均値から10年前のハイマツの被度を推定した。さらに、10年前のハイマツの被度とヒダカソウの本数との関係を、Kendallの順位相関係数 τ を用いて調べた。

現地調査は、1992年6月18日~19日に行った。

4 結 果

4.1 全域的な植生と高山植物群落生育地の面積の変化

航空写真により1959年と1988年の植生を比較すると、上部斜面から尾根にかけての草地面積が減少し、ハイマツ群落や森林が尾根近くまで分布を広げていた(図1)。特に西側斜面上部では著しい。森林の分布拡大に貢献している主な樹種はキタゴヨウ、ダケカンバであるが、標高が高く強風にさらされる立地に成立するお花畑に最も影響を与えているのは、ハイマツの分布拡大である。

アポイ岳を代表する高山植物生育地である「幌満お花畑」の面積は、1959年には約2,400m²であったが、1988年には約1,400m²と著しく縮小した。お花畑の周囲はハイマツ群落であり、「幌満お花畑」の面積は周囲からのハイマツの侵出によって減少している(図1)。

木本植物の分布拡大を抑える要因として、厳しい気象条件などによって受けるダメージが考えられる。日高地方がみまわれた異常気象の回数は、1961年から1975年までの5年毎の合計回数が15~17回で、毎年何らかの異常気象にみまわれていた(表1)。しかし、1976年以降は8~1回と非常に減少し、アポイ岳の植物は以前に比べ気象害などのダメージを受けなくなったといえる。

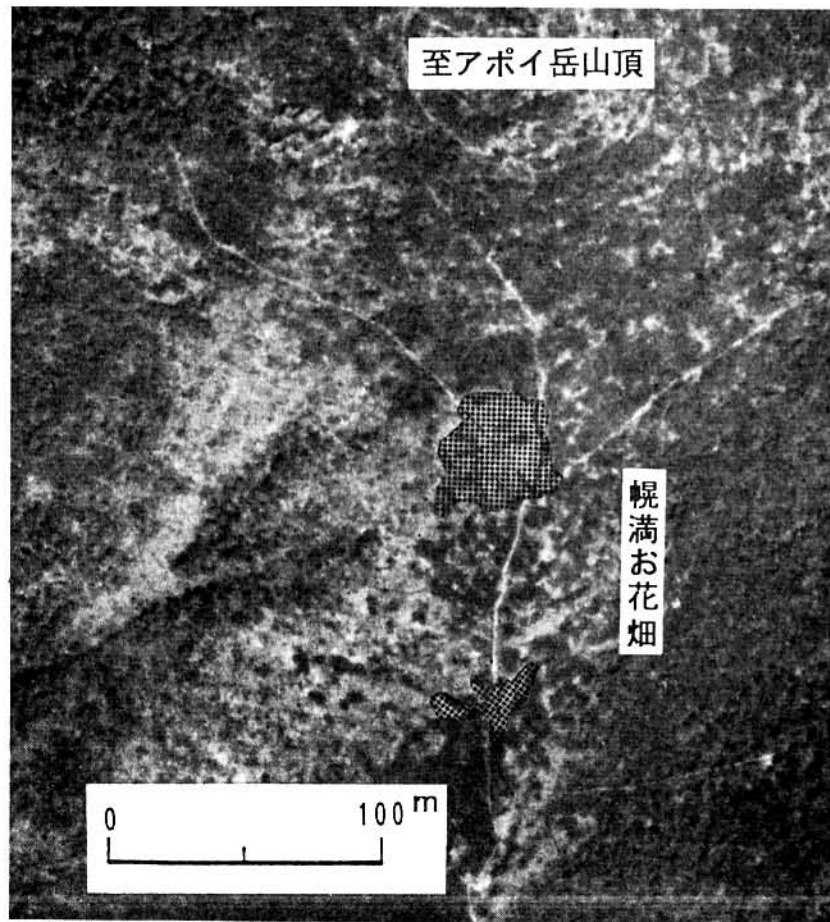
表1 日高地方の異常気象発生回数(1961年~1990年)^{9)~10)}

年	冬期暴風雪	夏期暴風雨	異常低温等	合計
1961~1965	4回	9回	2回	15回
1966~1970	7	7	3	17
1971~1975	5	11	1	17
1976~1980	4	2	1	7
1981~1985	3	5	0	8
1986~1990	0	1	0	1

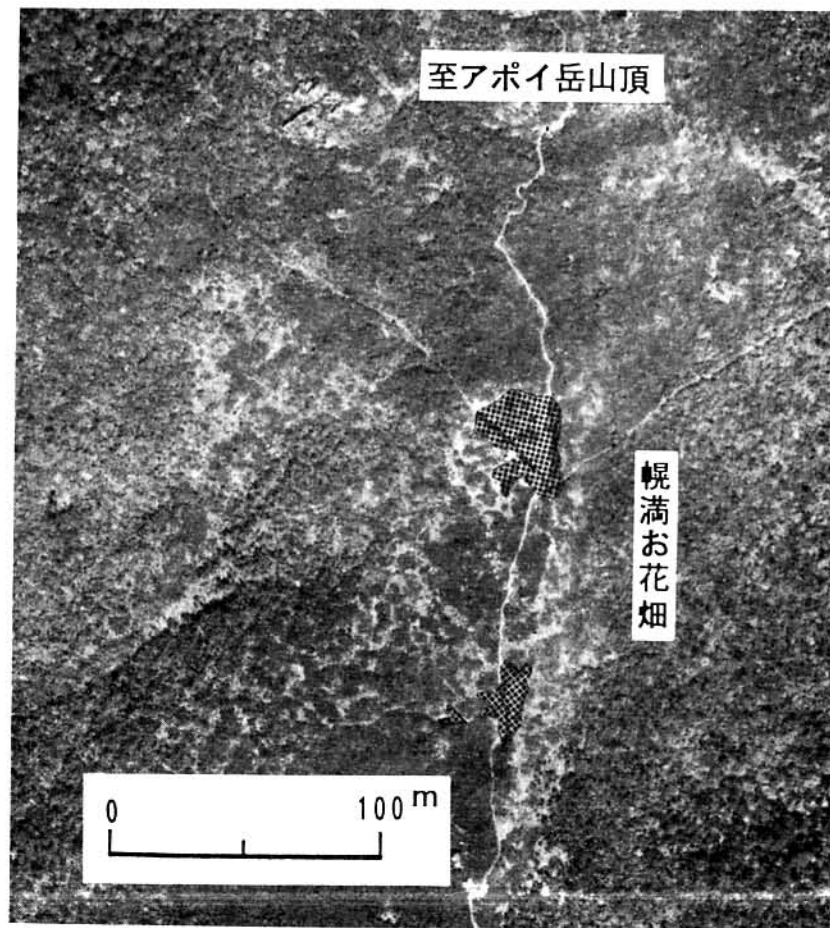
4.2 「幌満お花畑」の植物の分布特性

「幌満お花畑」に設定した調査区内は、ハイマツに覆われた部分と、それ以外の草地あるいは裸地部分に大別できる(図2-1)。植生調査の結果を表2に示す。各方形区をハイマツの被度が5%未満、5%以上25%未満、25%以上の3段階に分け、出現植物種を比較した。調査区内の全出現種数は41種であった。方形区あたり出現種数は、ハイマツの被度が5%未満の方形区では平均16種であったが、25%以上の方形区では平均12種と、被度が高くなると減少した。

ハイマツの被度と関係なく高頻度で出現する種として、ヒダカソウ、ナガボノアカワレモコウ、ウシノケグサ、キンロバイが認められた。明るい草地や岩れき地を好むこれらの植物は、ハイマツの被度が高い方形区では、ハイマツの下を避けハイマツとハイマツとの間のギャップを利用して生育している。ハイマツの被度が低い方形区に高頻度で出現する種としては、超塩基性岩特有の植物であるアポイアズマギク、ヒメエゾネギ、アポイキンバイ、ホソバトウキ、アポイタチツボスミレや、岩れき地や草地を生育場所とするイブキジャコウソウ、エゾルリムラサキ、チシマキンレイカなどの小型草本が多く確認された。これらの植物が生育している場所では有機物の堆積はほとんどみられず、土壌化が進んでいないため、植物は母岩の影響を強く受ける。トダシバは、ハイマツの前線部の土壌化が進行した比較的明るい場所で見られた。ハイマツの被度が高い方形区でも、超塩基性岩特有のアポイカラマツや草地や岩れき地を好むエゾノカワラマツバ、ミヤマオダマキが認められたが、これらの植物はハイマツのない場所に多く生育してい



1. 1 1959年

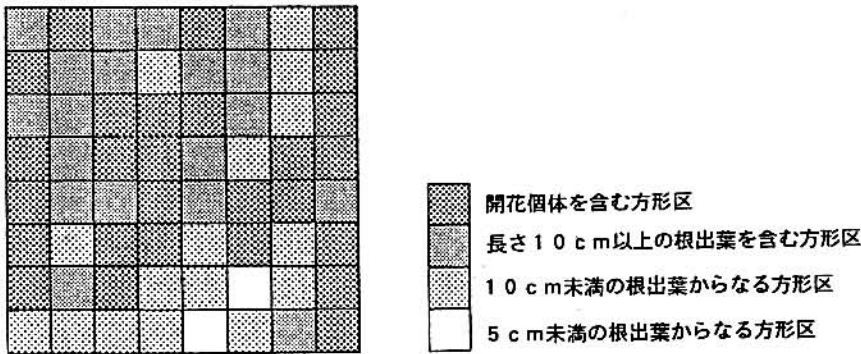


1. 2 1988年

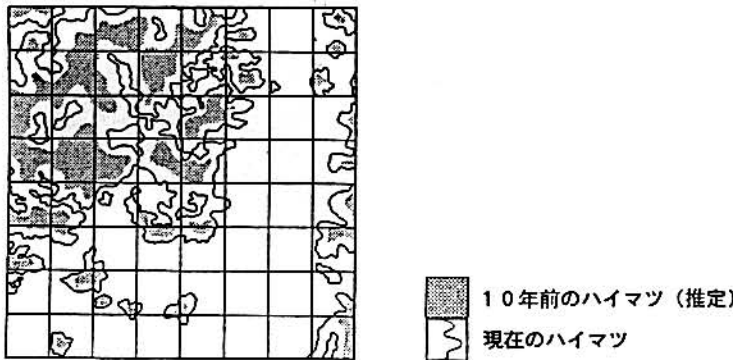
図1 「幌満お花畑」付近の航空写真



2. 1 調査区内におけるハイマツ、草地、



2. 2 ヒダカソウのサイズ別分布



2. 3 10年前のハイマツの分布

図2 調査区内の植生の分布

た。ハイマツの下は有機物の堆積が認められ土壌化が進行していた。このような場所にはコケモモや低山の林床に多いコメガヤ、ヒメイチゲが認められた。また、アオダモの実生も確認した。

4. 3 ヒダカソウの分布特性

図2は、8m×8mの調査区内の現在のハイマツ、草地、裸地の分布(図2-1)および同じ調査区内でのヒダカソウの分布(図2-2)を表す。ヒダカソウはすべての方形区に出現したが(表2)、サイズによって出現本数とハイ

マツの被度との関係が異なっていた(表3)。ハイマツの被度が高くなるほど、方形区当たりの出現本数は高さ5cm未満の根出葉では減少し、逆に高さ10cm以上の根出葉では増加する傾向が認められた。花茎は方形区当たり平均0~1本と非常に少なかった。

サイズ別のヒダカソウの本数とハイマツの被度とのKendallの順位相関係数 τ を表4に示す。高さが5cm未満の根出葉ではハイマツの被度との間に負の相関が認められた($\tau = -0.352, p < 0.01$)。これに対して、高さ10cm以

表2 幌満お花畑におけるハイマツの被度別植物種出現割合

ハイマツ被度(%)	0~5	5~25	25~
方形区数(1×1m ²)	18	19	27
ヒダカソウ	100%	100%	100%
ナガボノアカワレモコウ	100	100	96
ウシノケグサ	100	100	78
キンロバイ	94	84	85
エゾコウゾリナ	100	100	48
トダシバ	100	100	48
アボイアズマギク	100	89	30
ヒメエゾネギ	100	79	11
イブキジャコウソウ	94	79	26
エゾルリムラサキ	94	63	19
チシマキンレイカ	94	63	7
アボイキンバイ	83	68	30
ホソバトウキ	67	79	26
ウメバチソウ	67	53	19
チングルマ	50	32	11
カマヤリソウ	33	32	4
アボイタツツボスミレ	22	16	7
アボイカラマツ	22	53	63
エゾノカワラマツバ	22	32	52
コケモモ	6	42	93
ミヤマオダマキ	0	26	26
コメガヤ	0	0	33
ヒメイチゲ	0	0	30
アオダモ	0	0	26
チャボヤマハギ	39	53	22
チャシバスゲ	6	37	26
エゾタカネニガナ	11	11	11
Compositae sp.	22	11	4
サマニユキワリ	0	16	15
ミヤマハンショウヅル	0	5	15
キキョウ	6	5	7
サマニオトギリ	0	5	11
タカネヤハズハハコ	0	0	15
ヒロハノヘビノボラス	0	11	7
モイワシャジン	0	16	4
Viola sp.	0	11	11
アボイヤマブキシウマ	0	5	4
ハクサンチドリ	0	0	4
ヒオウギアヤメ	0	0	4
Carex spp.	100	100	100

上のサイズのものとは正の相関が認められた ($\tau = 0.472$, $p < 0.01$)。サイズの大きい根出葉はハイマツの被度が高い場所に多く分布し、サイズの小さい根出葉はハイマツの被度が低い場所に多い傾向が認められた。花茎については、調査区全体で32本が認められ、ハイマツの被度が高い場所に分布する傾向が観察されたが、方形区あたりの本数が少なかったため有意な関係は認められなかった(表3)。

4.4 10年前のハイマツの分布とヒダカソウの分布様式

ハイマツの枝の過去10年間の平均伸長量は、方形区によって3.4cm~50.5cmの変異があったが、調査区全体では平均23.7cmであった(表5)。各方形区の平均値から求めた調査区内の10年前のハイマツの推定分布域と現在の分布域を図2-3に示す。10年前に分布していたハイマツが衰退していないと仮定すると、調査区内のハイマツに覆われた

部分が現在は23%であるのに対し、10年前は15%であったと推定され、草地あるいは裸地部分の面積は現在より多かったと推測できる。

Kendallの順位相関係数による現在のヒダカソウのサイズ別本数と、10年前のハイマツの推定被度との関係は、5cm未満の根出葉では有意に負の相関があり ($\tau = -0.330$, $p < 0.01$)、10cm以上の根出葉では有意に正の相関が認められた ($\tau = 0.447$, $p < 0.01$) (表6)。いずれのサイズについても τ 値は現在のハイマツとの関係で求めた値(表4)とほぼ同じで、サイズの大きい根出葉はハイマツの被

表3 幌満お花畑におけるハイマツの被度別ヒダカソウの出現本数

ハイマツ被度(%)	0~5	5~25	25~	
方形区数(1×1m ²)	18	19	27	
方形区当たり	< 5cm	32	29	12
サイズ別	5cm~10cm	10	25	17
ヒダカソウ	10cm<	2	5	14
平均本数	花茎	0	1	1
計		44	60	44

表4 サイズ別ヒダカソウ本数とハイマツの被度とのケンドール(Kendall)の順位相関係数 τ の有意性検定結果(N=64)

ヒダカソウのサイズ	τ	検定結果
草高5cm未満	-0.352	有意水準1%で有意
5cm以上10cm未満	0.043	-
10cm以上	0.472	有意水準1%で有意
花茎	0.138	-
計	-0.072	-

注) τ は-1~1の値をとり、1に近づくほど正の相関が高く、-1に近づくほど負の相関が高いことを示す。

表5 過去10年間におけるハイマツの枝の平均伸長量(1983~1992年)

平均伸長量	方形区数
23.7±11.5cm	53

表6 サイズ別ヒダカソウ本数と10年前のハイマツの推定被度とのケンドール(Kendall)の順位相関係数 τ の有意性検定結果(N=64)

ヒダカソウのサイズ	τ	検定結果
草高5cm未満	-0.330	有意水準1%で有意
5cm以上10cm未満	0.079	-
10cm以上	0.447	有意水準1%で有意
花茎	0.141	-
計	-0.044	-

注) τ は-1~1の値をとり、1に近づくほど正の相関が高く、-1に近づくほど負の相関が高いことを示す。

度が高い場所に多く分布し、サイズの小さい根出葉はハイマツの被度が低い場所に多い傾向が認められた。すなわち、ヒダカソウは現在と同様ハイマツの被度が高い場所にも生育していたと考えられる。

5 考 察

アポイ岳の尾根付近は、特殊な地質条件と共に厳しい気象条件により森林の分布が制限されてきたため、標高が低いにもかかわらず高山植物群落が発達した⁹⁾。

沖津・伊藤 (1983)¹⁰⁾はハイマツの群落高が立地の風衝度や積雪深に対応していることを示した。また、立地条件が厳しい場所では、実生による更新によって群落が維持され、群落は大きく発達することができないと考えられている¹²⁾。

林田 (未発表) は、調査を行った尾根上の「幌満お花畑」が、特に冬期は強い北西風が吹きつけ、積雪がほとんどない風衝地であり、その斜面に分布するハイマツの群落高は積雪深と一致していることを確認している。しかし、近年、全山的にハイマツをはじめゴヨウマツ、タケカンバ等の木本の分布拡大が顕著である (図1)。尾根上、崩壊地等へのハイマツやゴヨウマツの侵入については、ホシガラスによる種子散布が大きな役割をはたしていると考えられている^{13,14)}。しかし、ホシガラスによる種子の散布、供給は、常に広範囲で起こっており、実生の定着後に群落へ発達するかどうかは地形や気象条件が大きな決定要因になっていると考えられている。アポイ岳のある日高地方は毎年のように冬期の暴風雪や、夏期には台風などの暴風雨にみまわれてきた (表1)。しかし、近年はこのような厳しい天候は少なくなり、気象害にみまわれる頻度が減少したことがハイマツやゴヨウマツの分布拡大の原因の1つであると考えられる。

高山植物は、厳しい生育環境に生育しており、固有植物の多くは、特殊な母岩の露出した場所に生育している。強風や未熟な土壌などは他の植物の侵入を妨げ、種間競争を回避することができる。しかし、ハイマツが高山植物群落へ侵入すると、従来生育していた植物はハイマツに被陰され、耐陰性の低い植物は生育、更新ができない。また、ハイマツの落葉による有機物の堆積により、土壌化が進むため、母岩の影響が薄れるなど環境が緩和されることによって他の植物の侵入がおこる。その結果、固有植物などは姿を消し、林床植物のようにハイマツと共存できる植物へと種組成が変化すると考えられる (表2)。

幌満お花畑では、ヒダカソウはハイマツの有無にかかわらず調査区全体で生育していた (表2)。これは、ハイマツの被度が高い場所ではギャップに生育することでハイマツによる強度の被圧を受けなかったためと考えられる。しかし、ハイマツの被度の違いによってヒダカソウのサイズごとの分布様式は異なった。ハイマツの被度が高い場所は

サイズの大きい個体が多い (表3, 4)。ハイマツのない場所、とりわけ裸地の部分では種子による更新が行われていると考えられ、実生起源の小さい個体が多い。ヒダカソウの更新方法は、種子繁殖と栄養繁殖である分けつとがある。ハイマツの下では光条件が不十分のためヒダカソウの実生は定着できず、もっぱらギャップに生育している古い個体の栄養繁殖によって個体群が維持されると考えられる。また、このような場所では十分な光が得られないため、株を大きく発達させることは難しい。これに対して、裸地ではそこに散布された種子の発芽定着が可能であり、定着した実生は大きな株に発達することが可能であると考えられる。また、開花個体は、ハイマツの被度が高い場所に散在する (表3) が、調査区内に認められた個体数は32個体と少なく、ハイマツとハイマツとの間のギャップに生育している。しかし以前は、ハイマツに覆われていない場所で開花個体を多数みることができた⁹⁾。以上のことから、ヒダカソウの本来の適地はハイマツのない場所であると考えられる。

もし、お花畑にハイマツが侵入したことがヒダカソウの減少の要因であるならば、現在ハイマツが分布しており、10年前にも分布していた場所にはヒダカソウが存在しないかあるいは非常に少ないはずである。つまり、現在のサイズ別のヒダカソウの本数と10年前のハイマツの推定被度との関係は、高い負の相関を示すはずである。ところが、いずれのサイズのヒダカソウについても、現在のハイマツとの関係とはほぼ同じであり、ヒダカソウは現在と同様以前からハイマツの被度が高い場所にも生育していたと考えられる (表6)。以上のことから、ハイマツの分布拡大がヒダカソウ減少の直接の要因とはいえなかったが、これによって本来の生育適地は減少したと考えられる。以上の結果から、現在、生育適地と考えられる裸地でサイズの小さい個体しか認められないのは、自然的要因ではなく、人為的な要因、すなわち踏みつけや盗掘によるものではないかと考えられる。

アポイ岳の高山植物生育地では、ハイマツ、キタゴヨウなどの分布拡大によってお花畑の縮小がおこっているが、ただちに高山植物の絶滅に結びつくものではないと考えられる。しかし、長期的に全域的な植生の変化や、固有種、希少種の個体の消長についての定期的なモニタリングを行う必要がある。

6 謝 辞

現地調査を実施するにあたり、北海道大学演習林助手 林田光裕氏および日高支庁林務課の方々には多大なる御尽力をいただいた。また、アポイ岳高山植物保護研究会 岡部鉄郎氏にはアポイ岳の植生に関する情報を提供していただいた。深く感謝の意を表する。

参 考 文 献

- 1) 北海道：自然公園特定地域保全対策調査報告書，4-30 (1993)
- 2) 工藤岳：高山植物と高山帯，「生態学からみた北海道」(東正剛・阿部永・辻井達一編)，北海道大学図書刊行会，64-76 (1993)
- 3) 北海道開発問題研究会：高山植物等生育実態調査報告書 要約版 (1990)
- 4) Niida K. : Petrology of the Horoman ultramafic rocks in the Hidaka Metamorphic Belt, Hokkaido, Japan, Jour.Fac.Sci., Hokkaido Univ., Ser.IV, 21, 197- 250 (1984)
- 5) 高橋誼：アポイ岳の高山植物，(株) 様似観光開発公社，85pp. (1985)
- 6) 我が国における保護上重要な植物種及び群落に関する研究委員会 種分科会：我が国における保護上重要な植物種の現状，(財) 日本自然保護協会，(財) 世界自然保護基金 日本委員会，183pp. (1989)
- 7) 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・耳理俊次・富成忠夫編：日本の野生植物 草本 II 離弁花類，平凡社，74pp. (1982)
- 8) 札幌管区气象台：北海道の気候1991年版，(財) 日本気象協会北海道本部，304-328 (1992)
- 9) 札幌管区气象台：北海道の気候1982年版，(財) 日本気象協会北海道本部，262-285 (1983)
- 10) 札幌管区气象台：北海道の気候1973年版，(財) 日本気象協会北海道本部，252-270 (1973)
- 11) 沖津進・伊藤浩司：ハイマツ群落の動生態学的研究，環境科学，6, 151-184 (1983)
- 12) Ito K. & Nishikawa T. : Alpine communities of the northern Taisetu mountain range(1), Rep. Taisetuzan Inst.Sci. Asahikawa Coll.Hokkaido Univ.Education, 11, 1-18 (1976)
- 13) Hayashida M. in press. : The role of nutcrackers on seed dispersal and establishment of *Pinus pumila* and *P.pentaphylla*. Proceedings of the symposium "subalpine stone pines and their environment".
- 14) 林田光祐：北海道アポイ岳におけるキタゴヨウの種子散布と更新様式，北海道大学農学部演習林研究報告，46, 177-190 (1989)

Effects of *Pinus pumila* on the distribution of alpine plants and *Callianthemum miyabeaenum* at Mt. Apoi

Yoko NISHIKAWA, Masami MIYAKI and Shigehisa HORI

Abstract

Vegetational changes in the alpine plant community were studied with reference to expansion of the plant cover of *P. pumila* at Mt. Apoi.

The distributional area of *P. pumila* and other tree species expanded toward the habitat of alpine plants. This may have been due to weather damage which inhibits the expansion of the distribution range of trees, has been little for the 15 years.

In the "Horoman" area, alpine herb species grew in open sites or sites with low coverage of sparse *P. pumila* communities. At sites with high *P. pumila* coverage, the distribution of most alpine plants was limited at gaps. Under the cover of *P. pumila* where organic soil formed, *Vaccinium vitis-idaea* and understory plants were distributed. Growing conditions of alpine plant communities change when *P. pumila* invades open habitats, where vegetational change from the alpine species proceeds to understory species.

Callianthemum miyabeaenum, an endemic alpine species of Mt. Apoi is commonly found in the "Horoman" area, and plants with large radical leaves and/or flower stems were generally distributed at sites with higher *P. pumila* coverage, whereas at sites with lower coverage and at open sites, plants with small radical leaves and seedlings were found.

Based on estimated past coverage area of *P. pumila*, the relationship between distributions of *C. miyabeaenum* and *P. pumila* may not differ from that ten years ago. That is negative effects of *P. pumila* on the distribution of *C. miyabeaenum* are not clear. As a reason for the absence of large sized plants at open sites, effects of human activity may be considered.

大千軒岳ブナ林の繁殖期の鳥類群集

富沢 昌章

要 約

北海道南部の大千軒岳ブナ林で1992年5月に繁殖期の鳥類群集と森林構造の関係について調査した。調査地の森林は立木密度 1,100本/ha, 胸高断面積合計は37.8m²/haであり, ブナが林冠層で優占し, 林床にはチシマザサが優占している。調査期間には22種の鳥類が記録され, 相対優占度5%以上を占める優占種はヒガラ, コルリ, クロジ, シジュウカラ, キビタキ, マヒワ, ウグイスの7種であった。北海道南部や本州北部のブナ林の鳥類群集との比較を行い, 標高, 地形の違いから森林構造が変化することにより鳥類の種構成に影響することが示唆された。

1 はじめに

北海道の森林における鳥類の生息状況については, 近年比較的多くの報告がなされている。しかし, 札幌周辺を中心とした道央部と十勝地方を初めとする道東部に集中しているのが現状である^{5),6)}。

ブナ林は北海道では渡島半島以南に分布し, 北海道南部を代表する森林である。ブナ林の鳥類群集については, 最近いくつかの報告^{1),2),3)}がなされているものの, 報告例が乏しい現状にある。

そこで, ブナ林の繁殖期の鳥類群集について, いくつかのブナ林の鳥類群集と比較検討したので報告する。

2 調査地

調査地は大千軒岳の山腹の標高600mから800mの区域で, 道有林松前経営区79林班に位置する。調査地の森林はブナが優占する広葉樹林であり, 林床にはチシマザサが優占するほか, ブナ等の稚樹も見られる。

3 調査方法及び調査期間

調査地周辺の森林構造については20×20mの調査区1箇所樹高2m以上の個体について毎木調査(樹種, 胸高直径, 樹高)を行った。また, 林床植生については2×2mの調査区3箇所調査した。

鳥類の種別の相対優占度を調査するために上ノ国町と松前町との町界に位置し, 大千軒岳に至る尾根筋の登山道を調査路(1.0km)として線センサス法を実施した。調査路を時速1.5~2.0km程度で歩きながら, 調査路の片側それぞれ25m, 計50mの範囲に出現する鳥類を姿または鳴き声により確認し, 種類と個体数を記録した。なお, 調査帯以外に出現した鳥類については, 種類だけを記録した。鳥類の姿の確認には8倍の双眼鏡を用いた。

調査期間は1992年5月28, 29日の2日間で, 両日とも調査路を1往復して調査を実施した。時刻は8:00~10:00の

間に行った。

4 調査結果

調査地の森林構造については胸高直径階別本数表(表1)と樹高階別本数表(表2)を, 林床植生については一覽表(表3)を示した。

表1 胸高直径階別本数表

樹種	直径(cm)	~10	~20	~30	~40	~50	~60	計
ブナ		1	3	3	1	3	3	14
コシアブラ		17						17
オオカメノキ		9						9
ハウチワカエデ		1						1
ナナカマド		1						1
ベニイタヤ		2						2
計		31	3	3	1	3	3	44

表2 樹高階別本数表

樹種	直径(cm)	~6	~10	~14	~18	~22	~26	計
ブナ		2	1	2	5	3	1	14
コシアブラ		17						17
オオカメノキ		9						9
ハウチワカエデ		1						1
ナナカマド		1						1
ベニイタヤ		2						2
計		32	1	2	5	3	1	44

表3 林床植生

種名	2×2m		2×2m		2×2m	
	被度	高さ	被度	高さ	被度	高さ
チシマザサ	3	175	2	170		
ブナ	1	50				
ハウチワカエデ	1	44	+	75		
ナナカマド			+	33	1	90
コシアブラ	+	54			1	70
オグラバナ	1	43				
オオバクロモジ	1	115	1	40		
ミネカエデ	1	65	+	50		
オオカメノキ	1	58	1	70		
ヒメモチ	1	31				
オオバスノキ	+	38	1	33		
コヨウラクツツジ					1	65

立木本数は1,100本/haで, 胸高断面積合計は37.8m²/haである。胸高直径の分布を見ると(表1), コシアブラ以下の5樹種はすべて胸高直径0~10cmの階に分布している。これに対して, ブナはほとんどが胸高直径10cm以上の階に分布していた。また, 樹高階別の本数分布でも(表2),

ブナは樹高16m以上に半数以上が達していて、林冠層で優占樹種となっている。

林床には、高さは170~175cmのチシマザサが優占しているほか、オオバクロモジ、オオカメノキ等も生育している(表3)。

調査期間中に22種の鳥類が記録された(表4)。全種の観察個体数は18.25羽/kmであった。構成種としては、ヒガラとコルリの優占度が20%を、クロジ、シジュウカラの優占度が10%を越えていた。これに続いて、キビタキ、マヒワ、ウグイスの優占度も高く、これらの7種が優占種であった。

表4 繁殖期のブナ林で観察された鳥類
+ : 線センサスにおける調査帯外の記録

種名	記録個体数	相対優占度(%)
ヒガラ	20	27.4
コルリ	15	20.5
クロジ	11	15.1
シジュウカラ	10	13.7
キビタキ	5	6.8
マヒワ	5	6.8
ウグイス	4	5.5
アカゲラ	1	1.4
センダイムシクイ	1	1.4
エゾムシクイ	1	1.4
ヤブサメ	+	
ツツドリ	+	
カワガラス	+	
キセキレイ	+	
コゲラ	+	
ヤマゲラ	+	
エゾライチョウ	+	
オオルリ	+	
アオジ	+	
クロツグミ	+	
カッコウ	+	
キジバト	+	
種数	22	
個体数/km	18.25	

表5 繁殖期のブナ林で観察された鳥類

調査地	標高	森林タイプ	優占種 上位3種
大千軒岳	600~800m	広葉樹林 : ブナ	ヒガラ コルリ クロジ
狩場山	600m	広葉樹林 : ブナ	キビタキ シジュウカラ コルリ
歌才	140m	広葉樹林 : ブナ	センダイムシクイ キビタキ
奥尻島	320m	広葉樹林 : ブナ	ハシブトガラ ハシブトガラ ゴジュウカラ センダイムシクイ
苫小牧	5~90m	広葉樹林 : ミズナラ	キビタキ センダイムシクイ シジュウカラ
岩見沢	60~100m	広葉樹林 : アサダ	キビタキ ヤブサメ ニュウナイスズメ

5 考 察

北海道においては、大平山¹⁾、狩場山²⁾、黒松内町の歌才³⁾、奥尻島³⁾のブナ林で調査が行われている(表5)。これらのうち、奥尻島と黒松内町の歌才の低標高地のブナ林ではセンダイムシクイ、キビタキ、ヤブサメ、シジュウカラ、ハシブトガラなどが優占していることが報告されている。これらの優占種は苫小牧³⁾や岩見沢⁶⁾の広葉樹林で優占する鳥類と共通しており、低標高のブナ林の鳥類群集は低標高地の広葉樹林の鳥類群集と類似していることが指摘されている²⁾。

一方、大千軒岳と同様の高標高地の大平山や狩場山のブナ林の鳥類群集はシジュウカラ、ヒガラ、コルリ、キビタキなどが共通して優占している。シジュウカラ、ヒガラ、コルリなどは、本州北部の高標高地のブナ林においても優占し、地理的には離れているこれらの高標高地の鳥類群集の類似性が高いことが指摘されている^{2,4)}。本調査地の大千軒岳のブナ林においてもヒガラ、コルリ、シジュウカラ、キビタキなどが優占しており、本州北部の高標高地のブナ林の鳥類群集と類似性が高いと考えられる。しかし、クロジが優占種のうちでも上位となっている点は違っている。

高標高地のブナ林の鳥類群集は山腹のブナ林のものと同様の尾根上のブナ林のものとの2つのグループに分けられることが示唆されている⁴⁾。このうち、尾根上のブナ林は風当たりが強いなどの微気候の変化により、ササが良く茂などの森林構造も変化し、そのため、このような環境を好むクロジ、ウグイスなどが優占する可能性が示唆されている⁴⁾。本調査では尾根上の登山路を調査路として用いたため、林床はチシマザサが優占し、樹高20m前後の一斉林型に近い森林構造となっていた。これらの森林構造の特徴がヒガラ、コルリ、シジュウカラとともにクロジ、ウグイスが優占種となっていたことに影響していると考えられる。

6 お わ り に

今回の調査では高標高の尾根上のブナ林に特徴的な鳥類群集について明らかにすることができたと思われる。森林性鳥類では森林構造と鳥類群集とに密接な関係があることが知られている。標高、地形の違いなどが森林構造に影響することから、標高等の違いも間接的に鳥類群集に影響していることが考えられる。このような標高等と鳥類群集との関係はブナ林だけではなく他の樹種が優占する広葉樹林においても考えられ、今後、このような視点での調査が必要である。

引 用 文 献

- 1) 環境庁自然保護局, 大平山自然環境保全地域とその周辺の鳥類. 大平山自然環境保全地域調査報告書: 237-260. (1987)

- 2) 鈴木祥悟・由井正敏・伊達功, 北限地帯ブナ林の繁殖期の鳥類群集. *Strix* 10: 213—218 (1991)
- 3) 鈴木祥悟・由井正敏・伊達功・高橋和規, 奥尻島の鳥類. *北方林業*42: 197—201 (1990)
- 4) 由井正敏, 野鳥を通したブナ林の見方, 守り方. 私たちの自然 332: 10—16 (1989)
- 5) 石城謙吉・松岡茂, 北海道大学苫小牧地方演習林の鳥類相(1). 広葉樹天然林と針葉樹人工林における夏期の種構成と生息密度. 北海道大学農学部演習林研究報告 29: 43—54 (1972)
- 6) 鈴木悌司・斎藤新一郎・斎藤満, 岩見沢地方の天然生落葉広葉樹林における繁殖期の鳥類群集. 北海道林業試験場報告 21: 95—103 (1983)

Breeding Bird Community of a Japanese beech(*Fagus crenata*)Forest on Mt. Daisenngen, Southern Hokkaido, Japan

Masaaki TOMIZAWA

Abstract

In late May 1992, an abifaunal survey(line transect method)was conducted in a Japanese Beech Forest to measure the relation between breeding season bird communities and forest structures. The forest of the study area had an average standing tree density of 2,200 individuals per hectare(1,000/acre), with an average basal area(summed measure of DBH)of 37.8m² per hectare(184.86 m²/ft²). Japanese Beech was dominant in the overstory canopy, while Sasa bamboo was dominant on the forest floor. During the census, 22 bird species were recorded in the area, with 7 species each constituting 5% or more of recordings within the transects: *Parus ater*, *Erithacus cyane*, *Emberiza variabilis*, *P.major*, *Ficedula narcissina*, *Carduelis spinus*, *Cettia diphone*. A comparison of the results with those found in the studies of beech forests in southern Hokkaido and northern Honshu indicated differences in elevation and land form that influence forest structure also affect breeding bird community compositions.

北海道における地下水汚染の事例

—平成3, 4年度追跡調査結果より—

石川 靖 奥山 秀樹 斉藤 修

要 約

1981年にアメリカのシリコンバレーにおいて有機塩素化合物による地下水汚染が問題化して以来、地下水汚染は日本でも例外ではなく汚染が進んでいることが過去の調査で判明している。北海道では平成元年度から道内212市町村を対象に有機塩素系化合物と重金属を中心に概況調査、汚染井戸周辺調査、定期モニタリング調査に加えて、検出限界から基準値内で検出された汚染井戸について年1回の頻度で追跡調査を行っている。

平成3, 4年度に行われた追跡調査の結果では、基準値を超えない程度で検出されているのは汚染物質は、有機塩素系化合物はTCEとPCE、重金属ではひ素であった。それらの汚染源はクリーニング系溶剤の漏洩と自然起源と見られる。

1 はじめに

1981年にアメリカのシリコンバレーにおいて有機塩素化合物による地下水汚染が問題化して以来、地下水汚染に対する関心が高まっている。日本においても昭和57年(1982年)に環境庁が中心となって札幌市を含む全国主要15都市で1499サンプルについて地下水汚染の実態調査を行ったところ汚染が広範囲に及んでいる事が判明した¹⁾²⁾。その後、北海道においては、昭和59年度から一部の都市を対象に有機塩素系化合物(塩化メチル、ジクロロメタン、クロロホルム、四塩化炭素、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン等)の汚染状況を把握する実態調査が始まった。平成元年度からは対象を道内212市町村に広げ、調査項目に重金属を加えた概況調査を行ってきた。

北海道の地下水質に関する測定計画では一般的に他都府県で行われている概況調査、汚染井戸周辺調査、定期モニタリング調査に加えて、検出限界から基準値内で検出された汚染井戸について年1回の追跡調査を行っている。本報では平成3, 4年度に行われた追跡調査の結果から、基準値を超えない程度で汚染物質が検出されている地区の状況とその汚染の傾向について報告する。なお本文中で扱っている評価基準値は平成4年度までに使用されていたものである。

2 調査方法

2.1 地下水調査

北海道における地下水の測定計画に基づく監視調査は、汚染の状況及び調査の進展に応じて図1に示す通りの4段階の調査体系によって行われている。

概況調査は14支庁内の市町村のバランスを取って、全道の30~40市町村を対象に年1回の測定を原則とし、調査対

象となった市町村では井戸の利用状況に応じて1~10数井戸の採水を行っている。調査する井戸の選定は、各市町村区域内の2kmメッシュ内から各1点を選択する。調査・分析物質は、全調査点でトリクロロエチレン(以下TCE)、テトラクロロエチレン(以下PCE)、1・1・1-トリクロロエタン(以下MC)としている。市町村毎に代表井戸を1点設定し、前述の3物質に加えて四塩化炭素(以下CCl₄)、1・1-ジクロロエチレン(DCE₁)、cis-1・2ジクロロエチレン(以下DCEc)、trans-1・2ジクロロエチレン(DCEt)の有機塩素系化合物と鉛(以下Pb)、六価クロム(以下Cr⁶⁺)、ひ素(As)、総水銀(T-Hg)の重金属についても分析を行っている。この概況調査により全体的な地下水質の状況を把握し、基準値を超えた井戸については周辺調査を、また、基準値以内でも検出が確認された井戸については追跡調査を翌年度から行っている。

汚染井戸周辺調査は、前年度の概況調査で基準値を超えた井戸及び追跡調査で基準値を超えた井戸について、汚染源及び汚染範囲を特定することを目的として、その井戸と周辺10点程度の井戸の調査を年2回行っている。基になった井戸及び、この周辺調査で基準値を超えた井戸(メッシュ内に複数の可能性も生じる)については定期モニタリング調査(以下定期モニタ)を、また、基準値内で検出された井戸については追跡調査を翌年度から行っている。

定期モニタでは前年度の周辺調査で基準値を超えた井戸について、四季に合わせて年4回の調査を行っている。

追跡調査は前年度の概況調査又は、周辺調査で基準値内で有害物質の検出が確認された井戸について、年1回の調査を行っている。その結果、基準値を超えた井戸については翌年度に周辺調査を行っている。基準値以内で検出された井戸については、その値が基準値の10分の1値以内の場合には3年に1度、10分の1値を超えた場合は1年に1度の

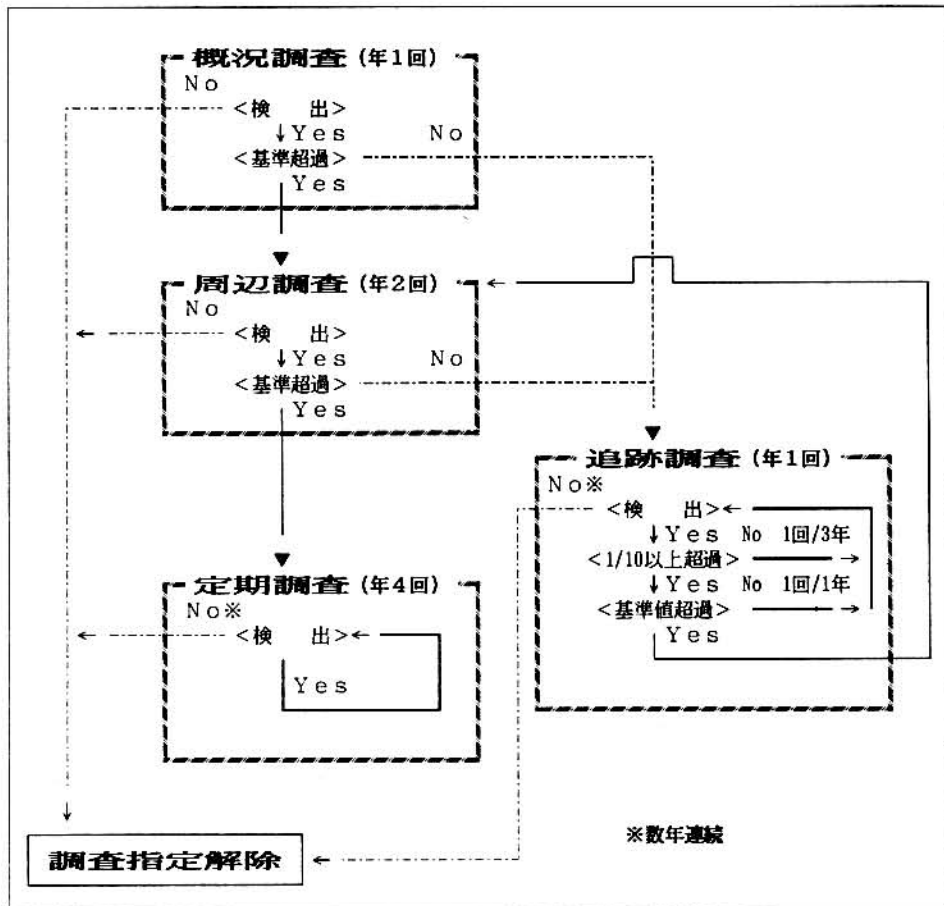


図1 地下水水質調査フロー

追跡調査の対象井戸となる。

その後、この2つの調査体系は、有害物質が検出されなくなるまで数年間、続けられることとなる。なお道内の政令指定都市及び政令市ではこのような追跡調査を加えた調査体系はとっていない。

2.2 追跡調査対象地区と期間

平成3年度(1991年)の追跡調査は11件で、6月から12月にかけて地下水の採水・分析が行われた。11件とも平成元年または平成2年度に行われた概況調査で評価基準値(表1)内で検出されたものである。また、平成4年度(1992年)は20件で6月から9月にかけて採水分析が行わ

表1 評価基準値と検出限界
有機塩素系化合物(単位mg/l)

調査物質	TCE	PCE	MC	CC14	DCE1	DCE _t	DCE _c
評価基準	0.03	0.01	0.3	-	-	-	-
検出限界	0.002	0.0005	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001

重 金 属 (単位mg/l)

調査物質	Cd	Pb	Cr ⁶⁺	As	T-Hg
評価基準	0.01	0.1	0.05	0.05	0.0005
検出限界	0.001	0.02	0.05	0.005	0.0005

れた。20件のうち9件は前年度の追跡調査からの継続であり、前年度の汚染井戸周辺調査と概況調査からそれぞれ8件、2件が追跡調査の対象となった。なお残る1件については、前年度の追跡調査1地点の近くの井戸を加えてある。

このほか、前年度の周辺調査の結果、補足調査の必要がある一部の地区については年2回採水・分析を行った。

3 調査結果と考察

3.1 調査地区

平成3年度追跡調査は千歳市、帯広市、根室市、八雲町、鶴川町、浦幌町、音更町、(以上1地点)、釧路市、様似町(以上2点)の4市5町であった。

平成4年度追跡調査は北見市、根室市、広島町、浦河町、鶴川町、浦幌町、音更町(以上1地点)、様似町、八雲町(以上2地点)、芦別市(3地点)、釧路市(6地点)の4市7町であった。

表2に2カ年の追跡調査で得られた井戸深度、水温、pH、EC、TCE、PCE、Asの結果の概略を示した。

3.2 採水表分析結果

調査対象となった井戸については所有者または管理・利用者に対して採水時に面接により、井戸深度と用途等についての聞き取り調査を行った。

①用途

表2 追跡結果概略
(上段は平成3年度、下段は平成4年度)

	(検出)最低値	(検出)最大値	平均値
井戸深度(m)	3	100	30
	0	120	19
水温(℃)	8.8	19.5	12.3
	9.0	16.9	12.3
pH	5.6	8.1	6.9
	5.6	7.6	6.7
EC(μS/cm)	78.1	1054	395.6
	100.8	939	385.8
TCE(mg/l)	0.006	※1	※1
	0.002	0.005	0.003
PCE(mg/l)	0.0005	0.0160	0.0062
	0.0005	0.0175	0.0045
As(mg/l)	0.005	0.090	※2
	0.003	0.019	0.008

※1 データが1つなので最低値とした

※2 データが2つなので平均は出していない

用途は水道水源、一般飲用、生活用水、工業用水、その他の5つに分類しておき、該当用途の聞き取りを行い、生活用水、工業用水、その他についてはさらに詳細に聞き取りを行った。その結果は図2に示すとおりであり、水道水源は平成3、4年度共に1件もなかった。これはほとんどの市町村で上水道の普及率が高いことと、事業者が所有のケースが多く、工業用水が用途の半数以上を占めている結果と見られる。その他での回答内容は雑用、一般公衆浴場用、洗車用(ガソリンスタンド)、防火用などが挙げられていた。

②井戸深度

聞き取り調査による深度とその件数を図3に示した。23件中12件(43.5%)が10m未満にあり、うち5件は釧路市であった。但し、この深度は聞き取りに調査に対応した者の口頭による返答であるため、正確な深度を示しているわけではない。

3.3 地下水質分析結果

追跡調査の水質測定の結果、平成3年度は11件中汚染物質が検出された井戸数は5件(45.5%)、うち評価基準値を超えたものが2件(18.2%)であった。³⁾平成4年度は20件中11件(55.0%)、評価基準値を超えたものが1件(5.0%)という結果が得られた。⁴⁾

①有機塩素系化合物

追跡調査では前年度の結果からその調査対象となった汚染物質はTCE、PCEだけで、ほとんどの場合PCEとなっていた。調査対象物質が1物質でも6物質(TCE、PCE、CCl₄、DCE₁、DCE_c、DCE_t)の分析を行っているが、前年度の調査で検出された以外のものが見いだされた例はほとんどなく、全体を通して検出された汚染物質はTCEとPCEだけであった。

TCEは追跡調査やそれ以前の調査(概況、周辺調査)

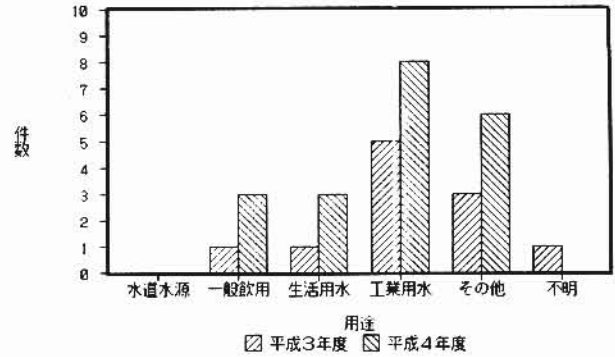


図2 井戸水の利用用途

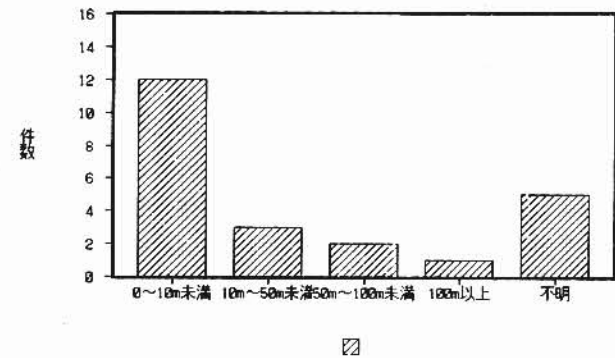


図3 深度と件数

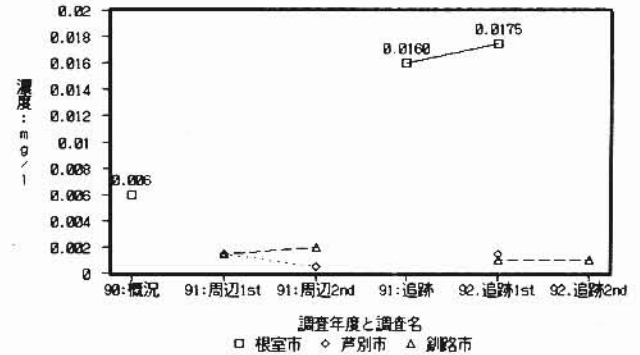


図4 PCEの経年変化

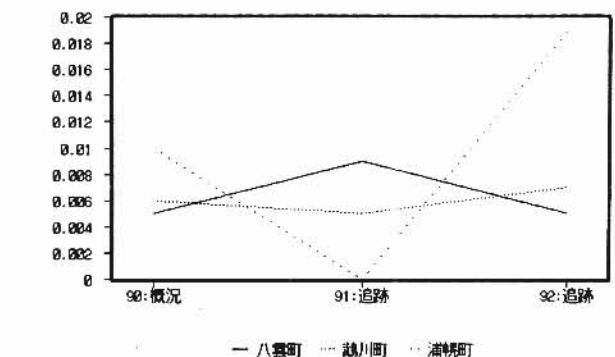


図5 Asの経年変化

の検出結果とを合わせても0.002mg/l~0.016mg/lの範囲に収まっていた。

PCEは18件中8件検出され、それ以前の調査(概況、

周辺調査)の検出状況とも合わせると15件に1度は検出された。図4に、追跡調査とそれ以前の調査を加え、過去3回以上検出された地点についての濃度の経年変化を示す。芦別市と釧路市は共にほぼ一定の濃度レベルで推移しているが、根室市は逆に追跡調査の時点で3倍以上に濃度が増加していた。このため、平成5年度では汚染井戸周辺調査を行っているところである。

追跡調査の結果、TCEよりPCEの検出率が高いのはその用途に由来していると考えられる。TCEはその主な用途が機械・金属の脱脂洗浄利用なのに対し、PCEではドライクリーニング用洗浄剤や機械・金属の脱脂洗浄利用であり⁵⁾、本調査でも18件中3件がクリーニング関係が汚染源となっていた。

②重金属

重金属では、ひ素だけが追跡調査の対象となっていた。3カ年の追跡調査の結果を図5に示したが、浦幌町を除くとほぼ一定レベルで推移しており、昨年度に改訂された評価基準値である0.01mg/l程度の測定結果が多かった。

ひ素は、全国の水質測定計画における地下水概況調査結果でも検出される汚染物質(有機塩素系化合物を除く)中、平成2年度('90)80.0%、平成3年度('91)84.7%とかなりの高い割合で見いだされている。一般的に深層地下水から検出される場合が多く、温泉等にも多く含まれている。還元的雰囲気での土壌からの溶出が起源の1つと考えられ、両年度の調査で周辺にひ素を大量に使用する工場等が見当たらない事からもほとんどが自然起源と考えられる。⁶⁾

4. おわりに

地下水汚染は汚染物質や汚染源となるその社会経済活動と地形、地質、気候等が絡み合っているため汚染機構が複雑である。さらに、地下水の流動速度は大気、河川等の移動速度が約毎秒数m以上と比較すると一般的には1日数mから数10m程度と極端に遅い。そのため汚染してからの発見が遅く、その汚染源の解明を難しくする理由の1つとなっている。北海道においてもこれらの汚染は例外ではなく、平成4年度において追跡調査やその他の調査で重金属を含む有害物質が検出された市町村数は29に及んでいる。これは、全212市町村数の15%弱に当たる。

1981年の全国的な調査以来、十数年を経過しており、君津市、大槻市、その他汚染の深刻な地域において汚染対策や浄化対策が行われてきている。これらの地域では各種の調査、浄化法が試行錯誤的に適応され、かなりの浄化実績を挙げてきている。北海道においては他府県で見られるような広範囲、高濃度な汚染例は少ないため、浄化対策はほとんど行われていない。今後、その用途や地域の実状に応じて一部の市町村では回復作業に取り組む必要が増すであろう。さらに、自然発生源と見られる重金属の汚染については、その調査結果や対策に対して柔軟な対応をすること

も必要になると考えられる。

参考文献

- 1) 河崎 哲久 地下水汚染の現状と対策、水質汚濁研究、8,264-268 (1985)
- 2) 眞柄 泰基 矢野 久志 地下水汚染(8) 水質汚濁防止法の改正と展望、地下水学会誌、31,35-40 (1990)
- 3) 北海道環境白書 '92 北海道
- 4) 北海道環境白書 '93 北海道
- 5) 浦野 紘平 有機塩素化合物の使用状況と排出防止技術、水質汚濁研究、8,269-273 (1985)
- 6) 中杉 修身 化学物質による地下水汚染と水質基準改訂の動向 第22回日本水環境学会セミナー、75-83 (1993)

Groundwater Pollution in Hokkaido

-Following up research in 1991 and 1992-

Yasushi ISHIKAWA , Hideki OKUYAMA and Osamu SAITOH

abstract

Groundwater pollution is a serious environmental problem, since contaminated groundwater with chlorinated organic compounds were found in a semiconductor factory district in Silicon Valley, United States in 1981. Research on groundwater pollution with chlorinated organic compounds was carried out in the major cities in Japan. In Hokkaido, we have been investigating groundwater since 1989. Chlorinated organic compounds were detected in the Hokkaido area.

We research that Pollutant detection was conducted in 4 steps. (the chlorinated organic compounds and heavy metals). In the last step, We purpose to detect its low concentration under water quality standards. Follow up research was carried out once a year. The results obtained as described above indicated groundwater pollution with chlorinated organic compounds in 5 samples of 11(in 1991)and 11 samples of 20(in 1992).