

国立公害研究所
研究発表会 予稿集

平成2年6月7・8日

於：国立公害研究所大山記念ホール

目 次

【6月7日 (木)

9:30~11:50

- (1)河川の汚濁負荷変化に対する湖沼水質の応答 1
水質土壌環境部 海老瀬 潜 一
- (2)海洋メソコズムを用いた Chattonella 赤潮発生機構の解明 7
水質土壌環境部 渡 辺 正 孝
- (3)河川生態系に及ぼす化学物質の野外調査による影響評価に関して 13
生物環境部 畠 山 成 久
- (4)揮発性有機塩素化学物による地下水汚染の機構 19
総合解析部 中 杉 修 身
- (5)悪臭の計測
— 悪臭の原因物質を探る — 25
計測技術部 安 原 昭 夫

13:10~14:55

- (6)国立公害研究所における地球温暖化研究 31
大気環境部 鷺 田 伸 明
- (7)大気汚染物質の長距離輸送 37
大気環境部 若 松 伸 司
- (8)衛生搭載センサー ILAS および RIS による大気微量成分の観測
— 1995年冬の打ち上げを目指して — 43
大気環境部 笹 野 泰 弘
- (9)植物の生理機能の画像診断 49
技術部 大 政 謙 次

15:15~16:55

- (10)紫外線の植物に対する影響 55
生物環境部 近 藤 矩 朗
- (11)交通公害を精度よく予測する 61
総合解析部 清 水 浩

(12)都市域における高肺癌死亡率傾向をめぐって 67
環境保健部 兎 真 徳

(13)環境リスクはどのように評価されるのか 73
環境生理部 三 浦 卓

【6月8日 (金)

(14)今、地球が危い!! 79
文教大学教授・NHK解説委員 伊 藤 和 明

11:00~11:35

(15)1990年代の地球環境 81
大気環境部 秋 元 肇

11:35~12:10

(16)新たな環境倫理と地域環境研究の方向 83
総合解析部 内 藤 正 明

「河川の汚濁負荷変化に対する湖沼水質の応答」

海老瀬 潜 一 (水質土壌環境部)

要 旨 湖沼水質に響影を及ぼす集水域の汚濁負荷の構造に、近年大きな変化が現われている。1980～1984年の合成洗剤の無リン化は生活雑排水のリン負荷量を半減させた。このほか、住宅・工業団地造成による土地利用の変化、常磐線沿線での人口増加、下水道の普及、ライフスタイルの変化に伴う生活雑排水の質的・量的変化、農耕地流域での窒素負荷量の増加、降水による硝酸態窒素負荷量の増加などである。これらの結果として、霞ヶ浦の湖沼水質の経年変化の程度を明らかにし、その関係から集水域での汚濁負荷削減の努力の大切さを示す。

1. はじめに

多くの湖沼では依然として富栄養化や水質汚濁の状態が続いており、生活環境項目に係わる環境基準の達成は昭和63年度で43.3%と河川や海域に比べて低く、まだ水質改善が十分とは言えない状況下にある。このため湖内だけでなくその集水域を含めた水質管理を目指し、特別研究「環境容量から見た水域の機能評価と新管理手法に関する研究」を行っている。湖内についてはアオコの水の華のような藻類の異常増殖の抑制をはかるべく、増殖因子や増殖抑制因子等の研究を進めているが、ここでは集水域での汚濁負荷レベル、汚濁負荷構造の変化と湖沼水質変化との関係についての研究を紹介する。

2. 流域の土地利用や立地条件と汚濁負荷流出管理

流域の土地利用形態(山地・水田・畑地・市街地など)が異なれば、そこから排出される汚濁負荷レベルが異なる。各々の土地利用形態で顕在しているものに潜在的な部分も含めた汚濁負荷の存在や、地形や水文条件等に支配される汚濁負荷の流出のし易さが異なるからである。この土地利用形態とも関連するが、河川流域内での位置関係として河川上流部・中流部・下流部と言った流域内ゾーンは排出負荷量のレベルあるいはシェアや汚濁負荷の流出・流達過程の面からの捉え方もできる。したがって、河川とその流出先の湖沼のような二分のし方だけでなく、河川流域をさらにゾーン分割して河川上流部・中流部・下流部の地理的環境、土地利用、水利用などの違いを前提とした流域内の各ゾーン毎の汚濁負荷のレベルやシェアを示して、その水質目標レベルを設定するような汚濁負荷の流出管理を考えることができる。この考え方は「降雨」→「山地」→「農耕地・市街地」→「湖沼・海域」といった図式の水の流れ方に応じた流域の捉え方も符合するものである。

3. 流出汚濁負荷の目標レベルとゾーン規制

霞ヶ浦を対象として、その集水域内で典型的な山地流域、農耕地流域、市街地流域の3つの土地利用形態の流域を選んで、1年間以上の長期間の定期的な流出負荷量調査を実施した。河川下流部では農耕地河川として恋瀬川の本流(流域面積147.4 km²)、その下流部で合流する天の川(同53.1 km²)と、市街地河川として山王川(同12.9 km²)を調査対象とした。恋瀬川と山王川は流域を接して霞ヶ

浦高浜入に流入する河川であり、ほぼ同じ降雨条件として取り扱える。河川上流部では山地流域として恋瀬川支流の川又川上流部の大作沢（同 3.11 km²）と小桜川（同 7.99 km²），上流部の農耕地流域として川又川上流部の寺山沢（同 6.31 km²）を選んだ。前者の 3 河川下流部での調査は 1987 年 6 月～1988 年 5 月の 1 年間で毎月 1 回定時で 52 回の調査であり，3 河川上流部での調査は 1984 年 5 月～1987 年 4 月の 3 年間で毎月 1 回以上の頻度で 78 回の調査であった。さらに，これら河川流域へのほぼ一様な入力負荷，あるいは，ベース負荷やバックグラウンド負荷としての降水負荷量の調査を，これらの流域からおよそ 20 km 隔った国立公害研究所の 3 階屋上において 1984 年 6 月から続けている。その一例として 1987 年 6 月～1988 年 5 月の年間降水負荷量を算定した。その調査結果を，流量（あるいは降水量）と水質濃度の積である水質負荷量を各流域面積で除した年間比負荷量として表-1 に示す。

1987 年 6 月～1988 年 5 月の 1 年間は平均的な年間降水量であり，河川上流部の年間比負荷量は，河川下流部のそれと比べて調査頻度が低いため 3 年間の平均値で示してある。比流量の大きさから見て，河川上流部の調査は流量のかなり大きい時期の調査が多い結果となっており，流量が大きいと比負荷量も大きくなるという性質を考慮すると，比負荷量も大きい値となっていると考えられる。河川下流部での調査は毎週 1 回の頻度であり，年間平均でほぼ 4 日に 1 度で約 15 mm の降雨の水質への影響を十分反映した結果となっていないため，降雨時流出分の補正が必要である。ほぼ平年並みの降水量であった 1987 年 6 月～1988 年 5 月の 1 年間の降雨時流出分の補正を行えば，年間比負荷量は T-P と T-COD で約 2 倍，T-N で約 30%，CI で約 15% の増加となる。これらをまとめると，降水<山地<農耕地<市街地の順に，また，降水<上流部<下流部の順に流出負荷量が増加して行く図式が明瞭である。したがって，降水負荷量に対して各土地利用形態流域では何十パーセント増あるいは何倍まで，河川下流部流域は降水負荷量に対してあるいは上流部負荷量に対して何十パーセント増というような汚濁負荷排出レベルの目標を設定して汚濁負荷削減を行う方式を提案することができる。

4. 流入河川水質負荷量の経年変化

流域からの年間流入負荷量の大きさは，各年間の降水量を主とした水文条件の違いや，社会・経済的な変化に伴う生産・生活活動の変化や下水道・浄化槽等の排水処理システムの普及など汚濁負荷構造の変化によって異なってくる。霞ヶ浦高浜入の流入河川で互いに流域を接する農耕地河川の恋瀬川と市街地河川の山王川においては，連続 2 年間（1978 年 6 月～1980 年 5 月）かつ 7 年間においてさらに 1 年間（1987 年 6 月～1988 年 5 月）に毎週 1 回定時で年間 52 回の水質負荷量調査を行っている。これらをもとに水質負荷量の経年変化と汚濁負荷構造の変化を検討した。

表-1 流域相互間での汚濁負荷レベルの相違

流域	面積	調査期間	比流量	T-N	T-P	T-COD	CI
	km ²		mm/y	kg/km ² /y	kg/km ² /y	kg/km ² /y	kg/km ² /y
降水負荷量（国公研）		'87June～'88May	(1,307)	(951)	(30)	3,330	(1,870)
上流部山地流域（大作沢）	3.11	'84May～'87April	1,318	1,940	81	4,260	7,100
上流部山地流域（小桜川）	7.99	'84May～'87April	1,018	1,830	76	4,700	6,000
上流部農耕地流域（寺山沢）	6.31	'84May～'87April	1,324	2,650	137	5,500	10,500
農耕地流域（恋瀬川本流）	147.4	'87June～'88May	617	1,843	128	4,706	8,530
農耕地流域（天の川）	53.1	'87June～'88May	502	2,453	112	4,031	10,100
市街地流域（山王川）	12.9	'87June～'88May	1,112	3,278	384	9,275	35,900

(1)年間降水量の水質負荷量への影響

河川流量が常時連続観測されている場合、一般に年間降水量の多い年ほど年間総流量あるいは年間平均流量が大きい。また、高い頻度の水質負荷量調査を実施すれば、平均流量が大きいほど平均水質負荷量が多くなる結果を得る。図-1は、降雨量が1,092 mmと少なかった1978年6月～1979年5月の1年間の水質負荷量を100%とした時、降雨量が1,332 mmとほぼ平常並みだった1979年6月～1980年5月の1年間の水質負荷量の大きさを恋瀬川、山王川および農耕地河川の園部川について示したものである。図-1は上述の内容が確認できる結果を示している。

また、3年間の調査結果のある恋瀬川と山王川について、富栄養化や水質汚濁に関して重要な4つの水質項目の水質負荷量と流量の年間平均値の経年変化を両対数紙上に示したのが図-2である。年間降水量は連続2年間で1,092 mm, 1,332 mm, その7年後1年間で1,193 mmと異なっているが、各1年間の調査日に対する降雨の影響度合いによって年間平均流量が異なる。この水文条件の違いは、各調査日への先行降雨による影響降雨量の違いで説明することができる。したがって、平均流量が増加したにも係らず平均水質負荷量が減少したり、ほとんど増加しなかったり、あるいは非常に増加した水質項目について汚濁負荷構造の変化との対応を考える。山王川では1983年度以降に下水道が普及し始め、1987年度末で8,947人が水洗化人口となっており、これに伴う生活雑排水の負荷量と流量の減少分を考慮して比較しなければならない。下水道普及による汚濁負荷のカット分は生活雑排水の排出負荷量原単位を用いて算定することができる。

(2)合成洗剤無リン化によるリン負荷量の減少

恋瀬川について、1978年6月～1979年5月の1年間の水質負荷量を100%として、1979年6月～1980年5月と1987年6月～1988年5月の水質負荷量の変化を示したのが図-3である。これより人為的な汚濁負荷の影響の変化、すなわち、社会・経済的な変化に伴う汚濁負荷構造による変化がわかる。年間降水量や年間平均流量の違いはあるものの、 PO_4-P や $T-P$ および NH_4-N の減少は明らかである。このうち、 PO_4-P や $T-P$ の水質負荷量の減少は合成洗剤の無リン化に伴う家庭雑排水のリン負荷量の減少によっている。家庭用粉末合成洗剤の無リン化は1980年～1983年の間に急速に進行し、無リン化は日本石鹼洗剤工業会によれば出荷量比率で1981年に約26%、1982年に約58%、1983年に約86%、1984年には92.6%にも達し、その後は94.4、95.0、96.3%と微増の状態となっている。この結

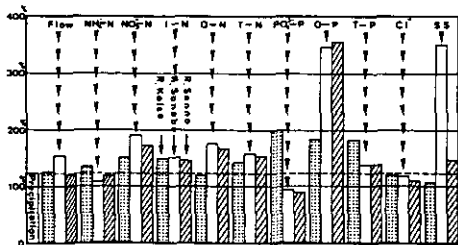


図-1 年間負荷量の1年目に対する2年目の比率 (1978年6月～1979年5月を100%として、1979年6月～1980年5月の値を示す)

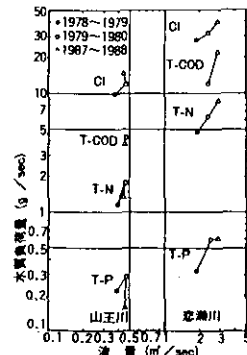


図-2 年間流量平均値に対する年間水質負荷量平均値 (●1978～1979年, ○1979～1980年, △1987～1988年)

果、生活雑排水のリン排出負荷原単位は1977年～1980年の0.47 g/人・日から1986年の0.21 g/人・日までにはほぼ半減した。この減少量は1979年6月～1980年5月の1年間の水質負荷量調査結果の年間換算値の16.7% (恋瀬川), 24.5% (山王川) に相当する。

(3) 硝酸態窒素負荷量の経年的増加

図-2や図-3から恋瀬川でのT-NやNO₃-Nの負荷量の増加が明らかであるが、山王川では下水道の普及に伴う生活雑排水のT-N負荷量や河川流量の減少があるために、その傾向はあまり明確ではない。T-Nの水質負荷量の増加は農耕地河川で顕著に見られる傾向であり、内容的にはNO₃-N負荷量の増加である。T-N中に占めるNO₃-Nの比率の増加やNO₃-N負荷量の増加傾向は市街地河川でも認められる。年間平均水質負荷量のT-N中に占める各態窒素成分の比率を3年間の調査結果のある農耕地河川の恋瀬川と市街地河川の山王川について示したのが表-2である。T-N中に占めるNO₃-Nの比率の増加とは逆にNH₄-Nの比率の減少も認められる。

T-NあるいはNO₃-N負荷量の増加の原因には、農耕地河川で、かつ、流域内で畑地面積比率の高い河川でNO₃-N負荷量が大いいため、施肥による溶脱量の増加と畜産廃棄物による影響等を挙げることができる。さらに、流域へのベース負荷あるいはバックグラウンド負荷としての降水負荷におけるNO₃-N負荷量の増加も無視できない。1984年6月以降の5年間に調査河川流域より約20 km離れた国立公害研究所3階屋上での降水負荷量観測の結果を表-3に示す。NO₃-N負荷量変化には年間降水量が多いほど大きくなる傾向と経年的な増加傾向がみられる。NH₄-N負荷量の増加も見られるため無機態窒素負荷量としても増加傾向にあり、これを年間降水量との関係を示したものが図-4である。降水の無機態窒素負荷量は年間降水量の増加により2次関数的に増加している。

(4) 有機汚濁物質の質的・量的変化

最近の都市およびその周辺地域住民のライフスタイルの急激な変化は農村部へも拡大しつつあり、生活雑排水の質的・量的変化をもたらしている。中でも食生活の変化に伴い、油脂類・調味料・嗜好品・煮汁等の液体残物の廃棄量の増加があり、シャワーを含めた入浴・洗濯・洗髪回数増加による排水量の増加も見られる。これに、東京への通勤・通学圏としてあるいはつくば研究学園都市の建設などに伴い、常磐線沿線とその周辺の市町村では人口および世帯数の増加といった社会的な構造変化も加わっている。この人口増加は住宅地や工業団地等の造成による市街地化ももたらす結果となっている。農耕地河川の恋瀬川で、1987年6月～1988年5月の1年間のT-CODが7年前に比べて約2倍

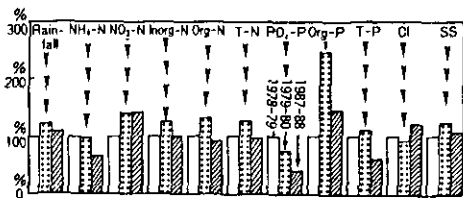


図-3 水質負荷量年間平均値の比較 (恋瀬川; 1978～1979年を100%とした場合)

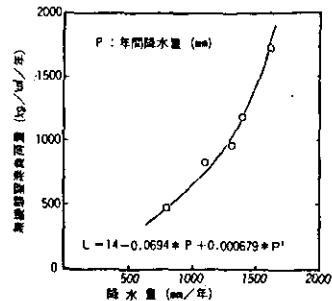


図-4 降水による無機態窒素負荷量の年間降水量への従属性

表-2 各態窒素成分の比率の変化

期間 比率	恋瀬川			山王川		
	1978年6月～ 1979年5月	1979年6月～ 1980年5月	1987年6月～ 1988年5月	1978年6月～ 1979年5月	1979年6月～ 1980年5月	1987年6月～ 1988年5月
NH ₄ -N/T-N	0.16	0.15	0.13	0.31	0.24	0.21
NO ₂ -N/T-N	0.02	0.02	0.01	0.06	0.08	0.05
NO ₃ -N/T-N	0.58	0.61	0.69	0.30	0.33	0.43
Org-N/T-N	0.24	0.22	0.17	0.34	0.35	0.31

表-3 降水による汚濁負荷量の経年変化(10³ kg / km² / 年)

	'84年6月 ～'85年5月	'85年6月 ～'86年5月	'86年6月 ～'87年5月	'87年6月 ～'88年5月	'88年6月 ～'89年5月
降水量(mm)	807	1,388	1,110	1,307	1,600
NH ₄ -N	0.267	0.736	0.423	0.468	1.183
NO ₂ -N	0.004	0.008	0.008	0.008	0.010
NO ₃ -N	0.191	0.435	0.389	0.473	0.527
Inorg.-N	0.461	1.180	0.821	0.951	1.727
PO ₄ -P	0.003	0.038	0.012	0.030	0.005
Cl	1.03	2.40	1.61	1.87	2.15
COD	1.76	2.17	2.24	3.34	2.56
SO ₄	1.36	3.39	1.70	2.33	2.44

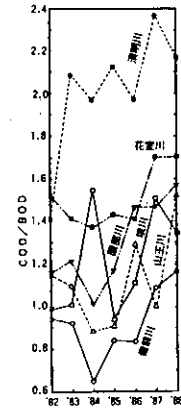


図-5 COD / BOD 比の経年変化

となっている。山王川では T-COD が減少した形となっている。その7年間に下水道の普及によりカットされた生活雑排水負荷量分を T-COD 排出負荷量原単位で推定し、これに加えて考えて見ると、T-COD はカットされた排水量を含めて考えても、実質的な水質負荷量の増加の結果となる。茨城県の公共用水域の水質測定では幸い BOD と COD の両方が測定されている。生活雑排水の影響の大きい市街地河川について COD / BOD の変化を示したのが図-5 で、最近の COD / BOD 比の増加が目立っている。これは有機汚濁物質の質的变化の例であろう。また、最近20年間の常磐線沿線の市町村の人口や世帯数の増加を示したのが図-6 である。人口の伸びを上回る世帯数の増加は、世帯戸数当りの人口減少を伴いながらも家庭雑排水の排水量増加という量的変化にもつながっている。

そのほか農耕地河川の恋瀬川と市街地河川の山王川とも塩素イオン (Cl) 負荷量が増加傾向にあることが図-2 から明らかである。この Cl 負荷量の増加は人為的な汚濁の影響によると考えられる。もちろん、生活雑排水等とも関連があり、今後この経年変化にも注意が必要である。

5. 湖沼水質の経年変化

流入河川でのリン負荷量の減少、窒素とくに硝酸態窒素負荷量の増加、有機汚濁物質の質的・量的変化、さらに塩素イオン負荷量の増加など河川水質の経年変化に対する湖沼水質の経年変化の関係を明らかにするため霞ヶ浦 (西浦) 全体の T-N、T-P および T-COD の水質現存量と平均水質濃度を算定した。霞ヶ浦の湖盆形状と水質の水平分布を考慮して湖内を図-7 の8ブロックに分割した。

1977年以降に湖内10地点で毎月1回の定期調査を継続している国立公害研究所霞ヶ浦全域調査研究グループのデータを用い、1ブロックに2測定点がある場合はその平均値が、1測定点の場合はその値がそのブロックの水質の平均水質として、水位変化も考慮して算定した。その経年変化を図-8に示す。

3つの水質項目とも全体的には年間降水量に支配された増減を繰り返している。T-Pは1982年度より少し減少傾向、T-Nは1984年度以降増加傾向にある。T-CODはT-Pとよく似た変化傾向にあるが、底質の変化や藻類による湖内での内部生産の影響、とくに夏期のアオコの水の華の影響が大きいため、河川水質と湖沼水質との単純な比較は出来ない。しかし、このように湖沼水質のT-Pの減少傾向、T-Nの増加傾向のように、流入河川の水質負荷量の変化傾向と同じことが確認できた。

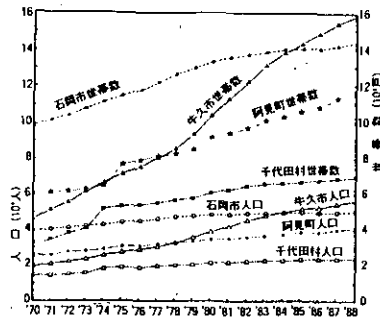


図-6 常磐線沿線市町村の人口と世帯数の経年変化

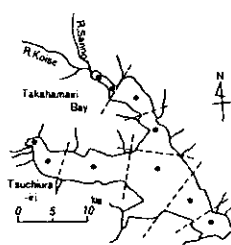


図-7 霞ヶ浦(西浦)とその8ブロックへの分割

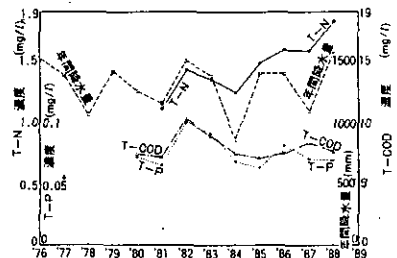


図-8 湖沼の年間平均水質濃度の経年変化

6. おわりに

霞ヶ浦では2つの導水事業があり、霞ヶ浦那珂導水路は1989年秋に着工されたばかりであるが、もう一方の霞ヶ浦利根導水路は1990年春にはほぼ完成し、試験的に導水が開始されればその位置関係からまずは霞ヶ浦東側の部分での水質影響が予想される。それゆえ、このような導水による水質影響が現れる前に、霞ヶ浦の流入河川と湖沼の水質変化の対応を明確にしておくことは重要なことである。

また、各流入河川の流域ゾーンごとにそれぞれの流域ゾーンでは現在どの程度の排出負荷量の大きさであるのか、他の流域ゾーンとの比較検討からどの程度の排出負荷量レベルを目標にして汚濁負荷削減に努力すべきかを考慮するとき、流域ゾーンの比負荷量の降水負荷量に対する比率などもその判断根拠になろう。さらに、流入河川で起こっている種々の汚濁負荷構造の変化による水質変化の傾向が、湖沼水質の変化としても認められたことは、流域側での汚濁負荷削減の努力が湖沼水質改善につながることを示すことでもある。負荷削減の努力の結果は、湖沼の富栄養化の状態や湖沼の容積や集水域面積の大きさなどに支配されて、早かったり大きかったり、あるいは、遅かったり小さかったりするけれども、今後ともその努力の継続が必要であろう。

参考文献

- 1) 海老瀬潜一(1989)：流域の汚濁負荷レベルと汚濁負荷構造，第2回環境容量シンポジウム報告書，国立公害研究所資料，F-10-'89，pp.1~13.
- 2) 茨城県(1972~1989)：公共用水域の水質測定結果，昭和46~63年度.

海洋メゾコズムを用いた *Chattonella* 赤潮発生機構の解明

渡 辺 正 孝 水質土壌環境部

要 旨 海洋メゾコズムは自然海域に存在する生態系をそのまま捕獲してその属性や攪乱の影響を調べるものと位置づけられる。本研究では播磨灘家島において海洋メゾコズム(直径5 m, 深さ18m, 底泥も含める)を設置し, 現場海域の生態系を隔離するとともに, 水深6 m以深のみを人為的に富栄養化し安定した栄養塩成層構造をメゾコズム内に再現した。*C. antiqua* はメゾコズム内で日周鉛直移動を行い, 夜間水深7.5m まで到達することが初めて明らかとなった。*C. antiqua* が日周鉛直移動により夜間に到達し得る範囲内の比較的浅い水深に, 安定した栄養塩成層を形成したことにより *C. antiqua* による夜間の栄養塩摂取を可能にした。このため海洋メゾコズム内に存在する生態系は *Chattonella* 赤潮の大発生へと移行した。

1. はじめに

赤潮現象は, 植物プランクトン(特に鞭毛藻)の異常増殖により水の着色現象として古くから知られており, 発生場所も内海・外海ともに報告されている。しかし内湾や沿岸海域での富栄養化現象の進行とともに赤潮が多発し広域化していった。瀬戸内海での赤潮発生件数は1965年に44件であったのが, 1976年には326件とピークに達した。特に *Chattonella* 赤潮による養殖ハマチへの被害は大きく, 瀬戸内海臨時措置法制定のきっかけとなった。その後発生件数は減少したものの, 漁業被害は依然として続いている。赤潮発生に至る環境形成は複雑であり, 未解明な点が多かった。当研究所においては昭和54年度より特別研究を行っており, *Chattonella* 赤潮の発生機構を解明しつつある。特に自然海域に存在する生態系をそのまま捕獲した海洋メゾコズム内に *Chattonella* 赤潮を人為的に発生させることに成功したことにより, *C. antiqua* 赤潮発生機構の解明に向け大きく前進することができた。ここでは海洋メゾコズム実験結果及びそれに至る研究過程について述べてみたい。

2. 播磨灘家島海域における *Chattonella* 赤潮連続観測

1987年夏(7月20日～8月13日)瀬戸内海家島海域において連日調査を行い, *C. antiqua* 赤潮の詳細な観測結果を得た(Nakamura et al. 1989)。図1に水温・塩分・*C. antiqua* 細胞数を, 図2に栄養塩(N・P)の変化を示す。7月20日～8月3日まで水深5～7 mにかけて水温・塩分による強い躍層が形成されており, 表層では水温25～27℃, 下層では22.2～24℃であった。特に底泥に接する底層水温は7月20日ですでに22.2℃とシスト発芽に好適な水温となっていた。8月4日以降は強風による鉛直混合により成層は破壊されていった。

7月20日には10 cells・ml⁻¹以下であった *C. antiqua* 細胞数は成層の発達とともにその細胞数を拡大し, 8月2日には表層で408 cells・ml⁻¹に達した。8月4日の強風による鉛直混合以降は *C. antiqua* は全層に広がり, 8月7日には全層平均で250 cells・ml⁻¹に達し, 8月6日表層では最大細胞数

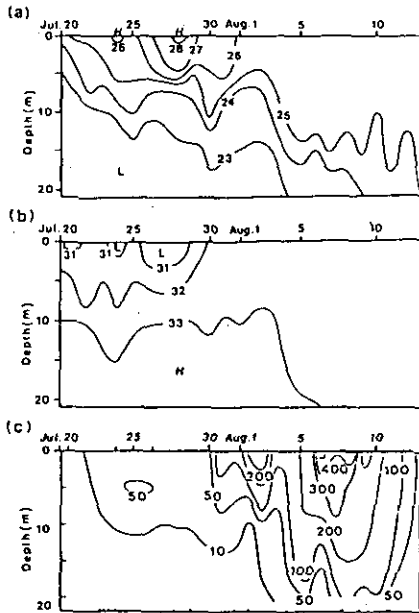


図1 家島海域(st. B)における(a)水温, (b)塩分, (c) *Chattonella antiqua* 細胞数の経時変化 (Nakamura et al. 1989)

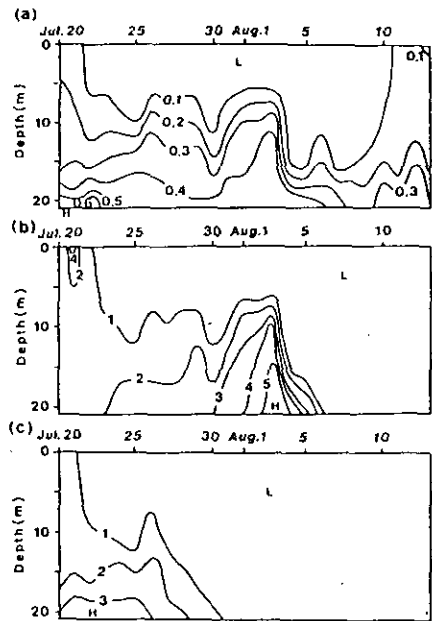


図2 家島海域(st. B)における(a)リン酸塩(μM), (b)硝酸塩(μM), (c)アンモニウム塩(μM)濃度変化 (Nakamura et al. 1989)

(535 cells \cdot ml⁻¹)を観測した。

7月20日にはN・P栄養塩は全層に存在していたが、成層の発達とともに表層0~5mでは急速に枯渇した。一方10m以深では成層の発達期(7月20日~8月3日)には非常に豊富なN・P栄養塩が存在していた。8月4日以降、強風による鉛直混合と、*C. antiqua*による栄養塩摂取により栄養塩は減少し、*C. antiqua*赤潮がピークに達する8月7日~9日には無機態窒素は全層で枯渇した。

このように1987年の*C. antiqua*赤潮発生環境の特色として、水温・塩分成層の発達に伴うN・P栄養塩の成層が浅い水深(5~10m)に存在していたことが挙げられる。

3. 栄養塩成層条件下での *C. antiqua* の日周鉛直移動と夜間の栄養塩摂取

夏期における瀬戸内海家島海域での赤潮発生現場に特徴的に見られる水温・塩分及び栄養塩による成層を実験系の中で再現し、*C. antiqua*の動態を解析した(Watanabe et al. 1990)。実験には*C. antiqua*の無菌クローン株(NIES-1)を用い、海水マイクロコズム(高さ1.5m, 容積1m³)に初期リン酸塩1.2 μM , 窒素58.1 μM , 塩分31.5‰に調整し、12時間の明暗周期で弱い攪拌を与えながら培養を行った($\mu=0.62\text{ day}^{-1}$)。培養10日目に攪拌を停止し、*C. antiqua*を表層に集積させるとともに、リン・窒素及び塩分による安定成層を形成した(Watanabe et al. 1990; 図3)。図3b, cに示されたN・P成層状態は強い塩分成層により実験期間中安定に保たれていた。図4に示すごとく、*C. antiqua*は日周鉛直移動をくり返し、 $\Delta s=2.3\text{‰}$ の塩分成層をつききって夜間栄養塩の豊富な底層に移動することがわかる。夜間底層に移動した*C. antiqua*はそこで活発に栄養塩(N, P)を摂取していることが細胞内リン・窒素含有量の夜間での増加より明らかにされた(図5)。細胞分裂後表層に移動し

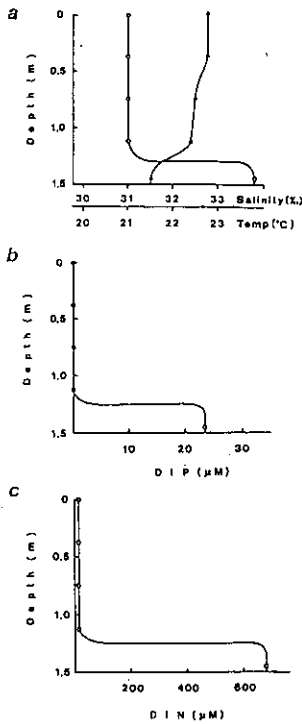


図3 N・P成層条件下での日周鉛直移動実験開始時での a)水温・塩分の鉛直分布, b)リン酸塩の鉛直分布, c)硝酸塩の鉛直分布

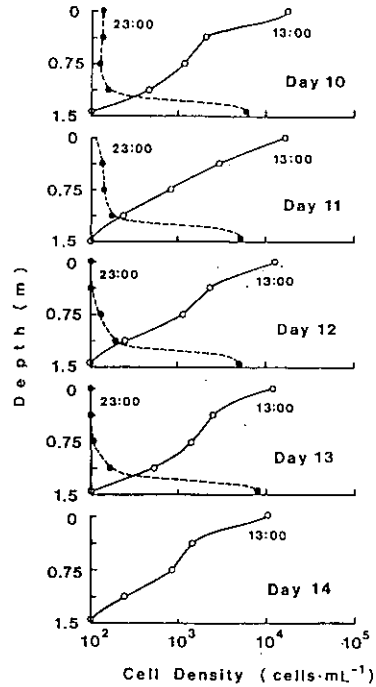


図4 N・P成層条件下での *C. antiqua* の日周鉛直移動

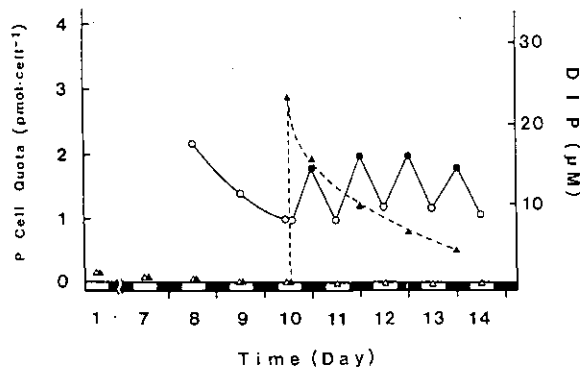


図5 N・P成層条件下での細胞内リン含量(○:13:00時 表層で測定; ●:23:00時 底層で測定)と培地中のリン酸塩濃度(△:表層で測定; ▲:底層で測定)の変化

た *C. antiqua* は、表層において栄養塩がゼロにもかかわらず、夜間底層において体内に蓄積した N, P を用いて光合成を行っていることが明らかとなった。

4. 海洋メゾコズムによる海洋生態系実験と *Chattonella* 赤潮発生

C. antiqua 細胞が単独で海洋に存在し増殖するとした場合の *C. antiqua* の挙動を培養実験により明

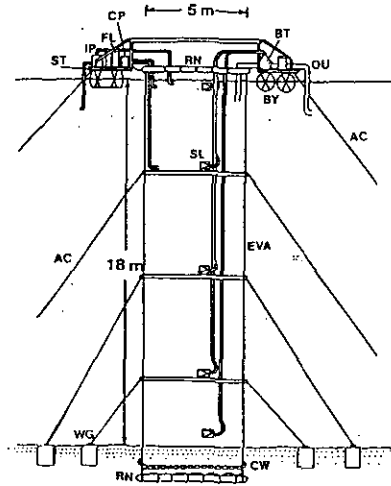


図6 海洋メゾコズムの概略図

らかにしてきた。しかし現場海域には多くの海洋生物群集が存在しており、このため赤潮現象を海域の生態系変遷の中でとらえる必要がある。海洋メゾコズムは海域に存在する生態系をそのまま捕獲したものであり、最も自然に近い状態において富栄養化と赤潮発生との関連を明らかにするために開発された。毎年夏期連日観測を行っている播磨灘家島海域において生態系を長期間維持するための海洋メゾコズム(図6:直径5 m, 深さ18 m, 底泥も含め流入・流出を持つ半開放系)を設置した(渡辺ら, 1990)。海底に底部を固定しダイバーにより底部を完全に埋め込んだ後シート部を静かに引き上げ生態系を捕獲し海洋メゾコズムを設置した。実験期間は1989年7月21日～8月13日の24日間であった。メゾコズム内の鉛直5点(0, 5, 10, 15, 17 m)でサンプル採水を行い、栄養塩、微量金属、植物プランクトン、動物プランクトン計測を行った。また同量を外部5 m層から取水し、ミリポアフィルター(5 μ m と 2 μ m)によるろ過後メゾコズム内0.5 m層に放水する流入系を設置した。メゾコズム内にゆっくりとした鉛直循環流を形成するために表層約0.2 mにてポンプ揚水(約80 m³・day⁻¹)した海水を、水深0.3 mから鉛直につり下げた2本の円筒(長さ=2.7 m, 内径=21 cm)内に上向きに設置したノズル(内径=2.5 cm)より上方に向けジェット噴流を行った。この上方ジェット噴流の連行流により、水深3 mより下の海水が円筒内に引き込まれゆっくりと湧昇するとともに、メゾコズムの中央と側壁に沿って下降流が形成され、これにより表層0～5 mぐらいの間にゆっくりとした鉛直循環流が形成された。この方法により珪藻のような遊泳力を持たない藻類を浮上・維持することができ、貧栄養海域において隔離された生態系をも長期間維持することが可能となった。

第2章で示した*C. antiqua* 赤潮発生時の環境条件を再現するため、7月21日に現場海域の生態系を捕獲後直ちに窒素(NaNO₃)及びリン(NaH₂PO₄)を0～18 mの全層にわたって添加した。安定した栄養塩成層を長期間維持するため、さらに7月28日及び8月10日に窒素・リンを下層(6～18 m)にのみ添加した。8月8日には下層から表層への栄養塩のまき上げを無くするために鉛直循環装置を停止した。7月21日の全層への窒素・リン添加により急激にChl-aが増加(図7)し、7月24日には5 m層で8.7 μ g・l⁻¹に達したが、その後1 μ g・l⁻¹まで低下した。表層(0～5 m)での主に珪藻による栄養塩摂取により窒素・リンは急速に減少し(図8)、水温・塩分による成層発達に伴い、5 mを境と

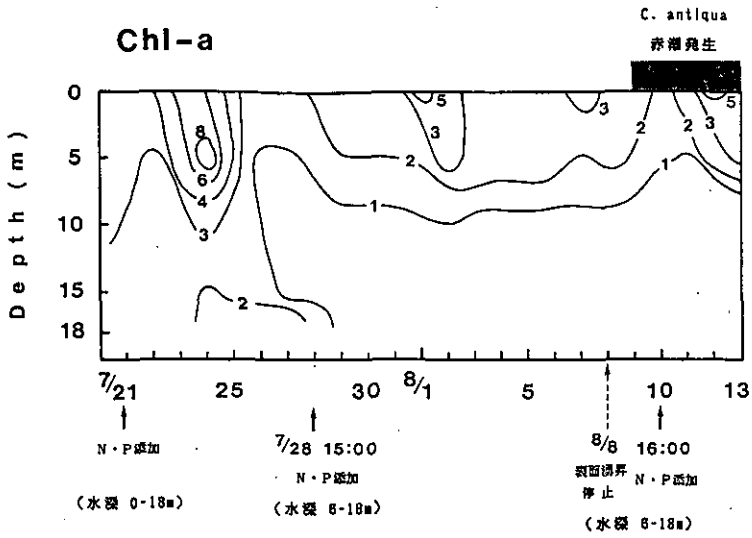


図7 chl-aの経時変化

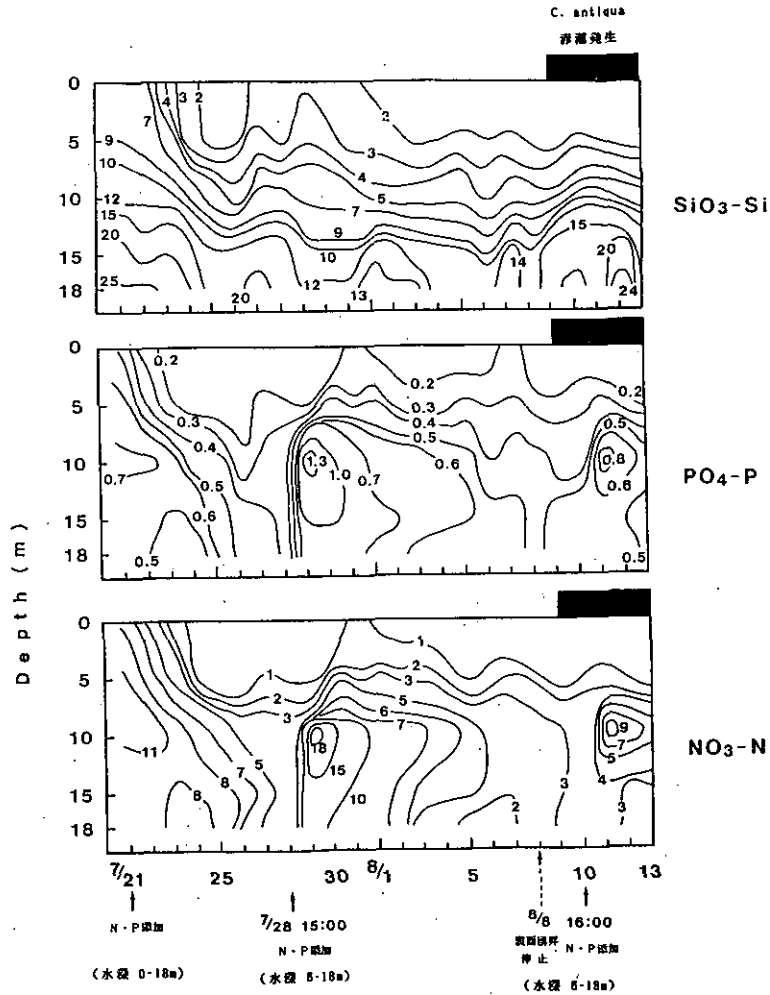


図8 珪素・リン・窒素濃度の経時変化

して栄養塩成層が形成された。7月28日における窒素・リンの水深6~18mに限定した添加により安定した栄養塩成層が強制的に形成された(図8)。台風の接近により8月1日頃まで強風が吹き、栄養塩が少し表層に持ち上げられ(図8)、8月1日では表層のChl-aは $5.0 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ まで増加した。その後は安定した栄養塩成層が形成され(図8)、Chl-aも表層(0~5m)で $2.0 \sim 3.0 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ を維持した(図7)。8月8日の鉛直循環装置の停止により完全ななご状態となった。鉛直循環装置の停止した8月8日に*C. antiqua*が5m層で $2 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ 、8月9日に表層で $8 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ 、8月10日表層で $21 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ と増加し、8月11日には表層で $157 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ と赤潮状態となった。Siについても実験開始時は全層にわたって $9 \sim 25 \mu\text{M}$ であったが、表層での珪藻の増加に伴い $2 \mu\text{M}$ 程度に減少した。安定した成層の発達とともに5m層を境に表層では低い値となり、8月1日以後は $1 \mu\text{M}$ 以下となり栄養塩欠乏とも相まって珪藻類は表層ではほとんど増殖できなかったと思われる。

*C. antiqua*はメゾコズム内で日周鉛直移動を行い、夜間水深7.5mまで到達することが判明した。水深6m以深のみを人為的に富栄養化し、*C. antiqua*が日周鉛直移動により夜間に到達し得る範囲内の比較的浅い水深に安定した栄養塩成層を形成したため、*C. antiqua*による夜間の栄養塩摂取を可能にし、*C. antiqua*の赤潮発生に至った。

参考文献

- Nakamura, Y., Umemori, T. and Watanabe, M. (1989): Chemical environment for red tides due to *Chattonella antiqua*. Part 2. Daily monitoring of the marine environment throughout the outbreak period. J. Oceanogr. Soc. Japan, 45, 116-128.
- Watanabe, M., Kohata, K. and Kimura, T. (1990): Diel vertical migration and nocturnal uptake of nutrients by *Chattonella antiqua* under stable stratifications. Limnol. Oceanogr. (submitted).
- 渡辺正孝・木幡邦男・木村敏彦・山口伸一郎(1990): Marine Mesocosmによる海洋生態系実験(II) —人為的富栄養化と*Chattonella*赤潮発生—1990年度日本海洋学会春季大会。

河川生態系に及ぼす化学物質の野外調査による影響評価に関して

畠山 成久 (生物環境部)

要旨 多種類の化学物質が河川や湖沼を汚染しているが、水界生態系に最も広範囲に影響を与える可能性の高いのは農薬である。本課題は野外調査から室内実験まで含み、農薬類を主体とする化学物質が水界生態系に及ぼす影響評価に関する研究を推進するものである。昨年度は、低農薬地帯と農薬散布地帯の河川の生物相の比較とその特徴、それらの周年的な変化、農薬高感受性水生生物(淡水産稚エビ)による河川水の総合的毒性の周年変化とその原因物質についてなどの調査を行った。それらの調査の一端について紹介を行う。

1. はじめに

「水環境における化学物質の長期暴露による相乗的生態系影響に関する研究」(平成元年～5年)なる題の調査・研究を行っている。1)化学物質の相乗的影響、2)水生生物の化学物質に対する感受性の種間差、3)生物間の相互作用を介した化学物質の生態影響評価、4)生態系の攪乱程度とその回復能などに関する4課題からなるが、今回紹介する2つの調査はそれぞれの課題に関連する。各種の化学物質が河川や湖沼などを汚染しているが、最も広範囲に生態系に影響を与えている可能性が高いのは農薬である。農薬汚染の問題では、かつての DDT や PCP に代表されるように残留性やその毒性が著しく高いものはなくなったが、その種類は多様化し依然として水界に流入している。農薬汚染の生態影響評価を困難にしているのは、農薬使用以前の生物相のデータがないこと、ほとんどの河川はすでに開発やさまざまな汚染により、かつての姿から変貌して対照となるべき河川を求めることが困難なことである。前半に紹介する調査では長年低農薬地帯であった地区の河川を対照として期待した。エビを用いた調査では、農薬の複合的汚染の影響を、迅速に高頻度で検出してその潜在的生態毒性の周年変化と、化学分析によりその原因物質(単独または複合)を明らかにすることを目的とした。

2. 農薬汚染と河川の水生生物相との関係

藻類と底生動物を調査しているが、今回は底生動物について得られた知見を述べる。河川の生物相は、農薬の影響以外にも増水時に受ける流出や生物自身による密度変化(羽化・産卵、孵化、自然流下(夜間)、寿命による死亡)もあり、その影響評価を困難にしている。そのため低農薬地帯を対照とした。下流の農薬散布地帯では年4回、殺菌剤(edifenphos, fthalide, IBP など)・殺虫剤(MEP, MPP, BPMC)が空中散布される(7月下旬, 2回; 8月, 2回)。低農薬地帯にある定点(St.5)とその下流の農薬散布地帯の定点(St.6~9)の底生生物の種類数と多様性指数を表1に示す(各地点間の距離は約1km)。低農薬地帯の定点(以後, St.5)では4回の調査とも種類数が45~50と水田地帯を流れる河川としては豊富な生物相が認められた。一方、農薬散布地帯の種類数は11~37種とSt.5と比較して少なく、9月では何れの地点でもSt.5の半数以下であった。多様性指数も散布地帯の下流側(St.8, 9)で常に3以下と低く、種類が特定の生物に偏っていることを示している。

表1 低農薬地帯(St. 5)と農薬空中散布地帯(St. 6~9)を流れる河川から採取した底生生物の種類数と多様性指数の季節変化

St. no.		4月	7月	9月	12月
5	種数	49	50	45	50
	多様性指数	4.33	2.84	3.74	3.95
6	種数	16	29	20	29
	多様性指数	3.17	1.87	2.69	3.47
7	種数	18	34	22	32
	多様性指数	3.23	3.00	3.19	3.05
8	種数	16	27	15	37
	多様性指数	2.50	2.00	2.30	2.99
9	種数	30	21	11	36
	多様性指数	2.51	2.34	2.13	1.74

(種類数は、9-ハ-ネット(0.1 m²)で3回採取したサンプルの合計)

図1にはSt. 5とその4 km下流の農薬散布地帯(St. 9)におけるカゲロウ類、トビケラ類などの種類数の季節変動を示す。St. 5ではそれぞれの生物で種数の変動が少ないが、St. 9では夏期を通して種数が減少し、それはカゲロウとトビケラ類で顕著であった。カワゲラ類はSt. 5でも種数が少ないが、St. 9では夏期に採取されなくなった。しかし、これらの種類も秋から冬季(12月)にかけ回復の傾向が認められる。

表2ではSt. 5の生物相の季節変動(4, 7, 9, 12月)をSt. 9と比較した(少ない頻度で1~少数個体しか採取されなかった種は省略)。しかし、表2の個体数の合計はSt. 5では全個体数の93~99%、St. 9では99%(表2)に達しその殆どが含まれている。農薬影響の面から言えば、夏期に殺虫剤の空中散布が行われたので、8月に底生生物にたいする影響が大きかったと考えられる。St. 5では過半数の種(表2, #)が7月から9月にかけて、生息密度が余り変化しないかむしろ増加しているのに対して、St. 9ではこの間にほとんどの種の生息密度が減少するか、採取されなくなった。9月にSt. 9でまとまった数採取された種は限られ、それらはサホコカゲロウ、コガタシマトビケラ、ヒメドロムシ、ユスリカ、水生ミミズ、イトミミズ、ヒルなどである。これら以外に他の散布地点に共通して数個体以上出現した種はシロハラコガゲロウ、コカゲロウ(sp. H)、ウスバヒメガガンボ、ミズムシなどである。このなかで特にユスリカは多くの種からなるが、低農薬地帯と散布地帯ではその種組成がかなり異なることが予想される。

農薬散布地帯における底生生物相は夏期を通して極めて貧相なものに変化したが、12月には種数が9月の3倍以上となり、多くの種で回復の傾向が認められ、カゲロウ類の回復には上流(低農薬地帯)からの流下(水生昆虫の多くは夜間流下する)や産卵が考えられる。コカゲロウ(sp. L)とクロカワゲラはSt. 5では全期間採取されなかったが、散布地帯では全地点で12月のみに採取され、生物の環境適応の複雑さを示している。またヒラタドロムシの1種は、数は多くないがSt. 9のみで全期間採取された。

上記のサンプルとは別に、同じ採取地点の岸辺の水草帯からトンボ幼虫を採取した(6, 10, 12,

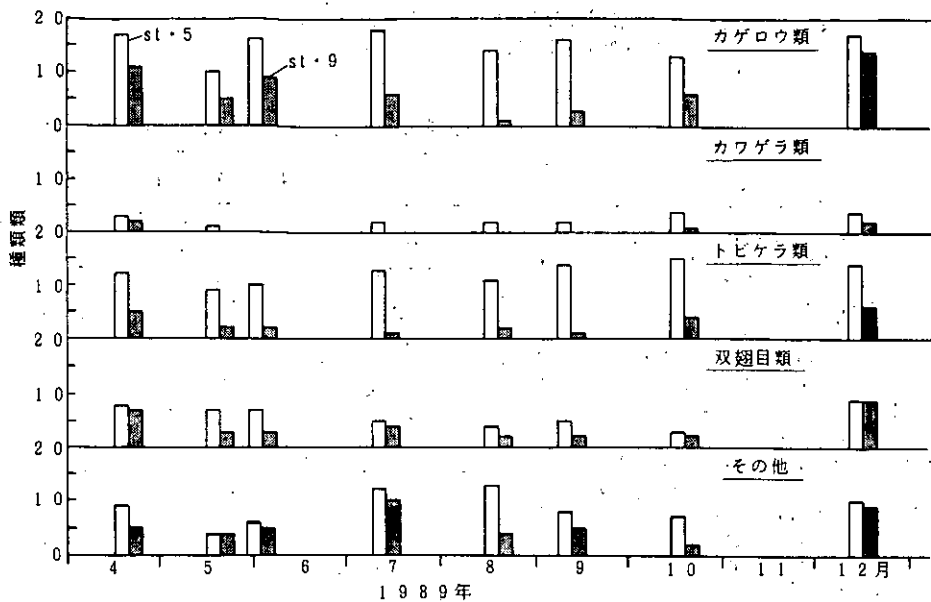


図1 低農業地帯(St.5)と農業散布地帯(St.9)を流れる河川のカゲロウ、トビケラ等の種類数の季節変動

3月)。合計5種類のトンボ幼虫が採取された。その中でモイワサナエがほとんどの地点で採取されたが、農業散布地帯の採取数は低農業水田地帯のそれよりもかなり少なかった(表3)。カワトンボ、オニヤンマ、シオヤトンボなどは農業散布地帯では4回の採取を通して採取されなかった。その原因として農業の直接的影響も考えられるが、かれらの餌となるべき底生生物が夏期に大部分欠落することによる可能性も有り、今後の検討課題である。

対照区として今回選んだ低農業地帯の河川では、確かに生物相が豊富で、農業散布期間の生息密度の変動が少なかった。しかし実験室内の対照区と違って、今回の対照区は必ずしも理想的でない面があった(河川の周囲の環境(植生)や川床(礫)の条件が必ずしも同一ではない)。農業のみの生態影響評価には更に農業散布時での動的影響評価(薬剤による水生昆虫の流下)、農業に対する感受性の種間差テスト、農業暴露量(濃度 x 時間)の測定など更に多くのデータが必要とされる。

3. 河川水及び湖水の複合的な潜在的生態毒性の周年変動について

3.1 河川水の場合

河川水の潜在的生態毒性とその周年変動を評価するため、つくば市内及び周辺の9河川の定点(下流部)において夏期(1989)は週3回採水し、化学物質に高感受性のヌカエビを用いた生物検定を行った(試験法: 河川水を3個の100 mlのガラスビーカーに分注し、水温を22℃に調整後、生後4週間のヌカエビを8個体ずつ入れる。観察は4日間行い、死亡個体はその時除く)。高浜入(河口付近や中心部)でも採水し同様の生物試験に供した(7日間)。河川による差異もあるが、概して田植後の5月下旬から河川水中でのエビの死亡率は高まり、その毒性は小貝川の場合のように1カ月近く続くことが多かった(図2)。小貝川、桜川、恋瀬川の毒性が最も顕著にあらわれ、小貝川では2日後のエビ死亡率が殆ど100%の状態が約20日間続いた。ほぼ7月中旬までにいったん低下する毒性は、7月下旬か

表2. 低農薬(上流)と農薬散布水田(下流)地帯を流れる河川(高島町砂川)の底生動物相の季節変化(個体数は0.1 m⁻²の川底から、サーバーネットで3回採取した合計)

種類	(和名)	低農薬地帯 (St.5)				農薬散布地帯 (St.9)			
		4	7	9	12月	4	7	9	12月
<i>Baetis chocoatus</i> (ヒトコガ ^ツ ム)	#	16	3	3	4	-	-	-	-
<i>Baetis sahoensis</i> (サホコガ ^ツ ム)	#	-	27	312	7	-	584	53	5
<i>Baetis thermicus</i> (ソウコガ ^ツ ム)	#	-	8	6	4	29	-	-	12
<i>Baetis</i> sp.H (コガ ^ツ ム sp.H)	#	-	3	8	-	26	55	1	11
<i>Baetis</i> sp.L (コガ ^ツ ム sp.L)	#	-	-	-	-	-	-	-	138
<i>Ecdyonurus yoshidae</i> (ヨシエカ ^ツ リカ ^ツ ム)	#	49	21	33	87	1	-	-	5
<i>Epeorus latifolium</i> (イサヒコガ ^ツ ム)	#	24	7	26	-	5	-	-	-
<i>Paraleptophlebia chocolata</i> (サミヒコガ ^ツ ム)	#	34	-	-	211	-	-	-	-
<i>Ephemera strigata</i> (モガ ^ツ ム)	#	43	4	58	39	-	-	-	-
<i>Potamanthodes kamonis</i> (キコガ ^ツ ム)	#	2	6	-	2	4	5	-	17
<i>Cincticostella okumai</i> (オクマコガ ^ツ ム)	#	10	-	17	2	11	-	1	19
<i>Drunella cryptomeria</i> (シノコガ ^ツ ム)	#	166	76	-	-	20	-	-	-
<i>Ephemrella denticula</i> (サノコガ ^ツ ム)	#	68	-	-	61	6	-	-	15
<i>Ephemrella</i> spp. (コガ ^ツ ム)	#	-	692	31	-	-	2	-	-
<i>Serratella rufa</i> (アコガ ^ツ ム)	#	195	30	48	69	9	4	-	3
<i>Torleya japonica</i> (イソコガ ^ツ ム)	#	3	17	7	6	-	-	-	-
<i>Caenis</i> sp. (ヒメコガ ^ツ ム)	#	163	175	-	17	3	-	-	1
<i>Nemoura</i> sp. (ササコガ ^ツ ム)	#	-	8	12	3	-	-	-	-
<i>Kamimuria tibialis</i> (カミムリアコガ ^ツ ム)	#	3	-	35	1	-	-	-	-
<i>Capniidae</i> Gen. sp. (カガコガ ^ツ ム)	#	-	-	-	-	-	-	-	10
<i>Stenopsyche marmorata</i> (ヒメコガ ^ツ ム)	#	12	17	78	3	-	-	-	1
<i>Stenopsyche sauteri</i> (サウアコガ ^ツ ム)	#	22	11	31	6	-	-	-	-
<i>Plectrocnemia</i> sp.PA (イコガ ^ツ ム)	#	6	73	2	13	-	-	-	-
<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (コガ ^ツ ム)	#	30	2	294	19	91	127	25	111
<i>Hydropsyche orientalis</i> (ウメコガ ^ツ ム)	#	37	10	33	-	4	-	-	2
<i>Glossosoma</i> spp. (イコガ ^ツ ム)	#	139	42	82	1	-	-	-	1
<i>Oxyethira</i> sp. (オキエチラコガ ^ツ ム)	#	-	11	2	12	-	-	-	-
<i>Apatania</i> sp. (アパタニアコガ ^ツ ム)	#	91	97	9	4	1	-	-	1
<i>Goera japonica</i> (コガ ^ツ ム)	#	18	2	4	-	1	-	-	-
<i>Dytiscidae</i> Gen. spp. (コガ ^ツ ム)	#	-	11	1	4	-	-	-	1
<i>Ectopria</i> sp. (エクトプリア)	#	-	-	-	-	6	1	1	1
<i>Eubrianax granicollis</i>	#	10	-	14	3	-	-	-	-
<i>Elmidae</i> gen. spp. (ヒメコガ ^ツ ム)	#	19	15	2	7	13	10	2	4
<i>Antocha</i> sp. (アンコハコガ ^ツ ム)	#	84	155	39	18	158	18	-	60
<i>Hexatoma</i> (Eriocera) sp. (コガ ^ツ ム)	#	12	3	5	1	-	-	-	-
<i>Chironomidae</i> Gen. spp. (イコガ ^ツ ム)	#	170	1462	287	92	561	744	292	449
<i>Dugesia japonica</i> (イコガ ^ツ ム)	#	85	49	24	3	-	-	-	-
<i>Naididae</i> Gen. spp. (イコガ ^ツ ム)	#	32	62	4	45	-	79	56	2086
<i>Tubificidae</i> Gen. spp. (イコガ ^ツ ム)	#	35	5	-	2	362	32	103	34
<i>Erobrella lineata</i> (イコガ ^ツ ム)	#	2	2	9	1	5	8	138	4
<i>Asellus hilgendorffii</i> (イコガ ^ツ ム)	#	-	1	4	-	6	18	-	5
表中の種数 (全種数は表1)		30	33	32	31	21	14	10	25
全個体数(表1)に占める割合(%)		97	98	99	93	99	99	99	99

表3 低農薬水田地帯(上段)と農薬空中散布水田地帯(下段)を流れる河川(高島町, 砂川)から採取したトンボ幼虫の個体数

St. no.	カトシホ	オニヤブ	モウゲト	シオトシホ	コトシホ
3	1	1	3		
4	3	3	21		
35	1		16	1	
5	4		11		

6			1		1
7			1		
8			1		
9			1		

個体数は4回採集(6, 10, 12, 3月)の合計

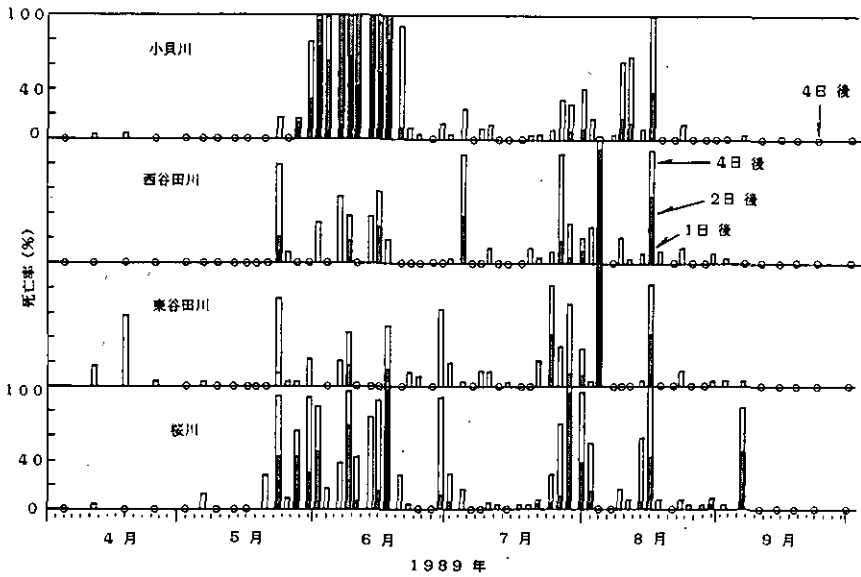


図2 つくば市近辺の河川水の化学物質複合汚染による毒性の季節変動
淡水産エビ(ヌカエビ)による生物検定試験(4日間)による

ら8月初旬にかけ再び増大する傾向を示す。河川水の化学分析の結果(OVSカラム濃縮による)、5月下旬から高まる毒性は、その時期に数種類の除草剤濃度(モリネート、シメトリン、ベンチオカーブ、ブタクロールなど)はかなり高まるものの(数~25 ppb)、エビに対する毒性は濃度的には除草剤よりも低い単独或は数種類(MEP、MPP、ダイアジノン、マラソン、BPMCなど)の殺虫剤の複合影響による可能性が高い。しかし、殺虫剤のみの組合せでは高い死亡率の原因を充分説明出来にくい場合もある。除草剤と殺虫剤の相乗効果に関しては複合影響試験による検討を要する。後半(7月下旬~)の死亡率増加は、この時期各地で行われる殺虫剤と殺菌剤の空中散布ときわめて因果関係が高い。8月初旬、台風による大雨(2回)で各河川水の毒性がそろって減少した。9月中旬以降は各河川とも3月まで、エビの死亡(4日間)は全く起こらなかった。但し、4日間の死亡率が0%でも夏期と冬季では全く異なり、夏期では1週間後には高い死亡率となり、冬季では2~3週間後でも死亡率0%が記録された。

3.2 高浜入の湖水

恋瀬川の流入する河口から約300 m 地点の湖水は、河川水よりは毒性がかなり低下し、河川水の毒性変動に半月前後遅れるものの、6月から9月初旬にかけて1週間後のエビ死亡率はほぼ10~55%の間で変動した(図3)。その他の地点でも、毒性は検出され高浜入中心部でも8月では1週間後のエビ死亡率は10~25%の間で変動し、6月下旬にも高い死亡率が認められた。湖水では河川の場合よりも毒性はかなり低下するものの、その変動は少なく毒性は安定して続く。長期に及ぶエビの死亡率から類推すると、調査水域では化学物質(未同定)がこの時期に感受性の高い水生生物に何等かの慢性影響を及ぼしている可能性が高い。同時にコアサンプル(底泥+水:直径4.5 cm x 長さ32 cm アクリル円筒)を採取し、エビの生物試験を行ったが、採取場所の違いにより3週間後のエビの死亡率も年間を通して著しく異なった。このような死亡率の差が底質中の化学物質の毒性によるものかどうかは、今後更に検討を要する。

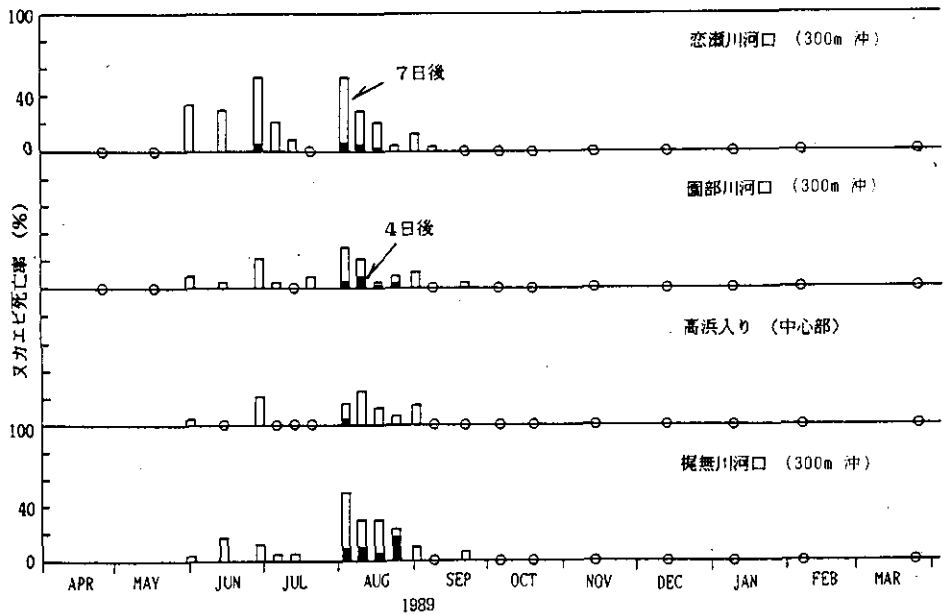


図3 高浜入り湖水におけるヌカエビ死亡率(室内生物試験による)の周年変動

4. おわりに

農薬汚染と生物相の関係については、つくば市や近辺の河川でも行われているが、出現した水生生物は、上記の農薬散布地帯に表れた種類と極めて共通していた。5月から7月にかけて幾つかの除草剤は河川水中で数 ppb から 20 ppb 間で変動した。検出された除草剤のヌカエビに対する半数致死濃度(48時間)は何れも 100 ppb 以上のため、ヌカエビは少なくとも単独種の除草剤の生態影響はあまり反映していない。藻類の生長試験では、シメトリン(河川水中で長期間検出された)は 10~30 ppb のレベルで数種類の緑藻の生長を阻害した。藻類は河川の生物生産のベースであり、藻類に対する除草剤の生態影響評価は重要と考えられる。

(水中の農薬化学分析は計測技術部の白石寛明氏に、トンボの生息調査は生物環境部の高村健二氏によるものである)

「揮発性有機塩素化合物による地下水汚染の機構」

中 杉 修 身 総合解析部

要 旨 トリクロロエチレン等の揮発性有機塩素化合物による地下水汚染については、汚染実態把握が行われるとともに、汚染機構解明のための調査・研究が進められており、汚染物質が地下水に至る機構についておおむね解明できた。本研究所でも特別研究「土壌及び地下水圏における有害化学物質の挙動に関する研究」の一部として、室内実験、現場調査及び解析によって、地下水汚染機構の解明を行ってきており、本報告では、この特別研究の成果を中心に、環境庁、地方自治体等、他の機関で実施された研究も含めて、これまでの調査や実験から得られた知見に基づき、揮発性有機塩素化合物による地下水汚染の機構について報告する。

1. はじめに

トリクロロエチレン等の揮発性有機塩素化合物による地下水汚染については、汚染実態が把握されるとともに、汚染機構解明のための調査・研究が進められおり、汚染物質が地下水に至る機構についておおむね解明できた。本研究所でも特別研究「土壌及び地下水圏における有害化学物質の挙動に関する研究」の一部として、室内実験、現場調査及び解析によって地下水汚染機構の解明を行ってきた。本報告は、この特別研究の成果を中心に、環境庁、地方自治体等、他の機関で実施されたものも含めて、これまでの調査や実験から得られた知見に基づき、揮発性有機塩素化合物による地下水汚染の機構について報告する。

2. 地下水汚染の現状

1982年に実施された環境庁の調査によって、わが国の地下水も欧米諸国と同様に揮発性有機塩素化合物によって広範に汚染されていることが見出された(表1)。なかでも、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンはそれぞれ40本、3%と53本、4%の井戸が、世界保健機構(WHO)の暫定飲料水ガイドライン値を超えていた。また、1987年の環境庁の調査では、cis-1,2-ジクロロエチレンや1,1-ジクロロエチレンが、同様に高い率でWHOや米国環境保護庁(EPA)の飲料水基準を超過して検出された。これらの物質は1982年の調査でも検出されていたが、当時は飲料水基準が設定されていなかったり、検出感度が十分でなかったため、問題とされなかった物質である。

これら揮発性有機塩素化合物による地下水汚染は、一般に地下水の流れに沿って細長く広がっているが、その広がりあまり大きくない。テトラクロロエチレンの飲料水基準値である0.01mg/lを超える汚染範囲を見ると、大部分は1km以下である。

地下水は一旦汚染されると、その浄化には時間がかかる。溶剤を転換したり、汚染土壌を除去する浄化対策を実施した事例(図1)を見ても、対策実施直後には大幅に濃度が低下したが、その後は2種類の季節変動を示すだけで、ほとんど濃度が変化せず、5年経過しても水道水水質基準を超えた汚染が続いている。とくに、深井戸の地下水は全く濃度の変化が見られない。

3. 地下水への侵入経路

人間活動を起源とする揮発性有機塩素化合物は、様々な活動を通して環境へ侵入し、様々な経路を経て地下水へ侵入していく(図2)。

地下水から検出された揮発性有機塩素化合物は炭素が一つないし二つの、炭素、水素と塩素を含む化合物である。1,2-ジクロロエタンの生産量が最も多いが、ほとんどが塩化ビニルの原料として用いられるため、地下水汚染は一部でしか見られない。広範な地下水汚染が見られるトリクロロエチレン、テトラクロロエチレンや1,1,1-トリクロロエタンは年間数～十数万トンが生産されている。これらの物質は不燃性であり、脱脂力が強いことから洗浄剤として広く用いられている(表2)。

これらの物質は通常は排ガス、排水及び廃棄物に含まれて環境へ侵入するが、蒸気圧が高く、半開放的な状態で使用されることが多いため、排ガスとともに大気へ侵入する割合が圧倒的に大きい(表3)。しかし、水には溶けにくいものの、それでも水道水基準の1万倍以上溶け、排水にも含まれて排出される。環境庁の調査でも、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンは毎年数%の排水が水道水基準の10倍の排水基準を超えて排出されている。廃溶剤は回収・再利用され、廃棄される場合も焼却することが義務づけられているが、これらの物質を含む汚泥は一部、埋立処分されてきた。その他、貯蔵タンクや洗浄装置などの亀裂から漏出したり、不適切な扱いによっても環境へ侵入する。少しずつでも、このような状況が長期間継続すると、侵入量は大きなものとなる。

一方、1,2-ジクロロエチレンはほとんど生産・使用されていないと考えられるし、1,1-ジクロロエチレンもすべてが原材料として用いられるため、環境への侵入量は少ないと考えられる。

大部分が大気へ侵入することから、大気を経て土壌へ供給された汚染物質が地下水に至る経路が考えられる。しかし、一般環境の大気濃度は低く、雨水中の濃度も飲料水基準を超える値にはならない。事業場の排ガスからは高濃度の汚染物質が検出されるが、排気口付近の雨水濃度は飲料水基準と同じ程度である。その付近の土壌から高濃度の汚染物質が検出されるが、これらの物質は土壌からも容易に揮発し、大気から土壌へ供給されても、約80%は再び大気へ揮発する。それゆえ、大気を経由して供給される汚染物質が高濃度の地下水汚染を引き起こすとは考えられない。

高濃度の汚染物質を含む排水が河川に排出される例もみられるが、これらの物質は表流水からも容易に揮発する。公共用水域の調査でも水道水基準を超過する場合は少なく、極端に高濃度の汚染も見られず、地下水汚染と比べると濃度が低い。それゆえ、排水口付近で高濃度の排水が地下浸透している場合を除いて、表流水を経由して高濃度の地下水汚染が生ずるとは考えられない。

土壌へ直接供給される経路としては、事故などによる漏出、排水の地下浸透や廃棄物の埋立などが考えられる。使用事業場の調査でも、これらの原因による土壌への汚染物質の供給が見られる。これまでに汚染源が明らかとなった事例のほとんどは、装置や容器からの漏れ、排水の地下浸透や廃棄物の埋立などが原因となっている。

4. 土壌・地下水での挙動

土壌に原液のまま揮発性有機塩素化合物が侵入した場合には、重く、粘性が低く、土壌に吸着されにくい性質から、比較的容易に地下水の流れている帯水層に到達する。土壌の粒径にもよるが、トリクロロエチレン等は横方向に広がらず、容易に浸透していく状況が、室内実験で確かめられている。

表1 1982年度環境庁地下水調査における有機塩素化合物の検出状況

汚染物質	浅井戸 (1,083)		深井戸 (277)	
	検出数 (%)	検出範囲 (μg/l)	検出数 (%)	検出範囲 (μg/l)
塩化メチル	2 (0)	2	0 (0)	—
塩化エチレン	5 (0)	2 ~ 6	1 (0)	6
加臭剤	240 (22)	0.5 ~ 28	65 (24)	0.5 ~ 31
四塩化炭素	84 (8)	0.05 ~ 2,200	47 (17)	0.05 ~ 1.7
1,1-ジクロロエタン	20 (2)	1 ~ 175	9 (3)	1 ~ 30
1,2-ジクロロエタン	14 (1)	1 ~ 33	2 (1)	3 ~ 13
1,1,1-トリクロロエタン	142 (13)	0.2 ~ 1,600	44 (16)	0.2 ~ 70
1,1-ジクロロエチレン	10 (1)	1 ~ 7	3 (1)	1 ~ 5
cis-1,2-ジクロロエチレン	88 (8)	1 ~ 537	31 (11)	1 ~ 338
trans-1,2-ジクロロエチレン	15 (1)	1 ~ 15	5 (2)	2 ~ 10
トリクロロエチレン	289 (27)	0.5 ~ 4,800	90 (33)	0.5 ~ 210
テトラクロロエチレン	289 (27)	0.2 ~ 23,000	83 (30)	0.2 ~ 190

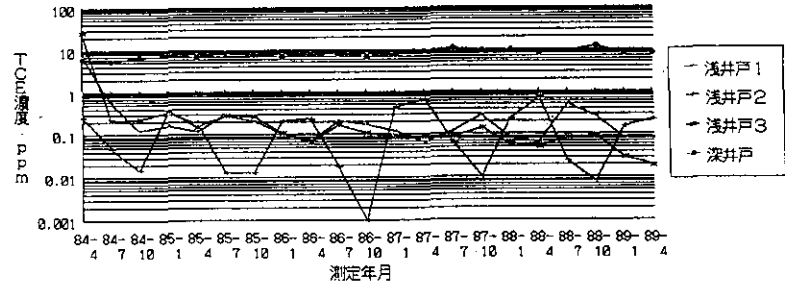


図1 地下水中のトリクロロエチレン濃度の変化

表2 有機塩素化合物の用途と環境侵入量

	生産量	用途		侵入量
		溶剤	原材料	
加臭剤	○	×	◎	△
四塩化炭素	○	×	◎	△
1,2-ジクロロエタン	○	×	◎	△
1,1,1-トリクロロエタン	○	×	◎	△
1,1-ジクロロエチレン	○	×	◎	△
cis-1,2-ジクロロエチレン	○	×	◎	△
トリクロロエチレン	○	×	◎	△
テトラクロロエチレン	○	×	◎	△

表3 有機塩素化合物の環境侵入経路

	排ガス	排水	廃棄物
IC工場			
1,1,1-トリクロロエタン	99.7%	0.0%	0.3%
トリクロロエチレン	82.7	7.9	9.4
テトラクロロエチレン	83.5	16.5	0.0
トリクロロエチレン	kg/時	g/日	—
A工場	5.2	56	—
B工場	3.2	2	—
C工場	13	7	—

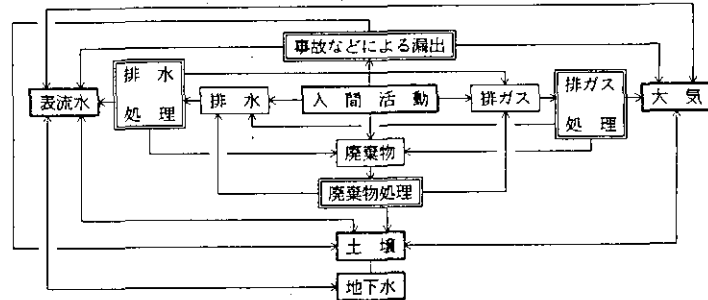


図2 揮発性有機塩素化合物の地下水に至る経路

また、現場でのボーリング調査でも表層には汚染物質の滞留は見られず、帯水層付近で土壤中の汚染物質濃度が高くなっている。

一方、埋立などによって土壤中に存在する汚染物質は上から供給される水に溶け出して下方へ浸透していく。浸出水とともに土壤中に滞留している汚染物質の大部分が帯水層へ浸透していく状況がカラム実験で観察されている(図3)。帯水層に到達した汚染物質は、土壤粒子が小さいと、帯水層の上の土壤にたまるが、土壤粒子が大きい場合は帯水層の底に落ちる。帯水層の上にたまった汚染物質も地下水位の変動によって帯水層に侵入していく。帯水層に侵入しても、水に溶けにくいいため容易には地下水に溶けず、土壤粒子の隙間にたまり、長期間にわたって徐々に水に溶け出していくことになる。

汚染源の直下では帯水層上部の地下水のみからテトラクロロエチレンが検出されるが、下流に行くに従い、徐々に下層へと広がり、帯水層全体が汚染されていくことが、静岡市の調査で明らかにされ

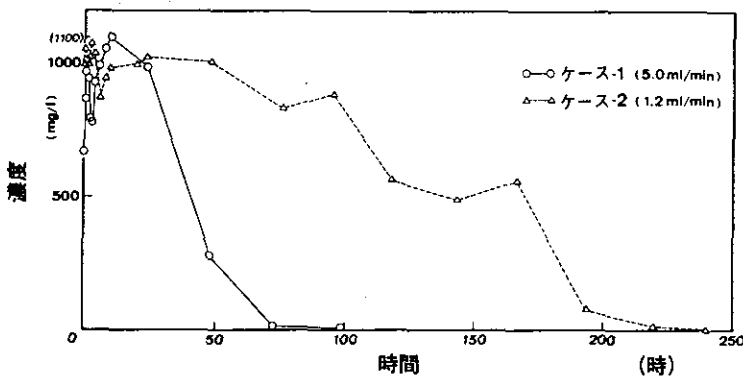


図3 降雨浸透により溶解されたトリクロロエチレンの浸出液濃度の時間変化

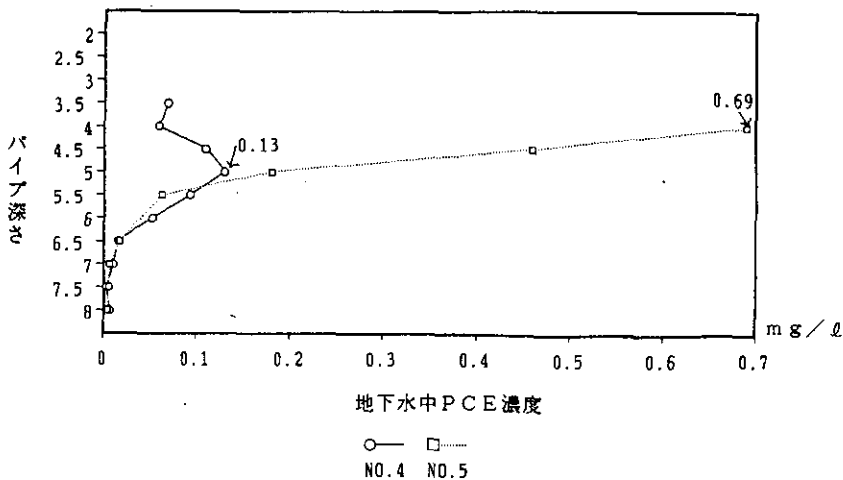


図4 汚染帯水層中のテトラクロロエチレン濃度の垂直分布

た(図4)。この現象は、汚染源の直下で帯水層の上部にたまっている汚染物質が地下水に溶出していることを示していると考えられる。

地下水に溶けて、あるいは土壤粒子に吸着されて、地下水の流れによって拡散していく汚染物質は、周囲から供給される地下水によって徐々に薄められていく。しかし、少しずつ地下水に溶出するため、汚染範囲は地下水量の季節変化に応じて変化するが、経年的にはほとんど変化しない。

地下水の流れは揚水に大きく影響されるため、大量の揚水によって汚染分布が変化したり、井戸の運転によって周囲の井戸の濃度が大きく変化する。図5の例は、大量の揚水を行っていた井戸Aが揚水を停止したことにより、少し離れた井戸Bの濃度が急激に上昇するようになったものである。

トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンや1,1,1-トリクロロエタンとともに、地下水中から高濃度のジクロロエチレンやジクロロエタンが検出される。ジクロロエチレン類はトリクロロエチレン及び/あるいはテトラクロロエチレンと一緒に検出されることが多く、1,1-ジクロロエタンは1,1,1-トリクロロエタンとともに検出されることが多い。これらの物質の環境への侵入量は少ないと考えられることから、その起源は非意図的な生成にあると考えられる。蓮田や畑の土壌を用いた分解実験で比較的容易に分解されること(図6)、ジクロロエチレンの異性体比が現場での観測と室内実験の結果が一致することなどから、地下水中で見出されるジクロロエチレンはトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンの分解生成物と考えられる。

地下水から検出されるジクロロエチレンは使用中、排水中あるいは土壌中での分解で生成したもの

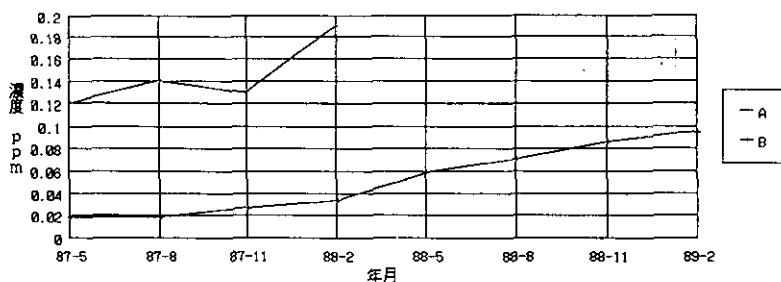


図5 揚水の停止による地下水濃度の上昇

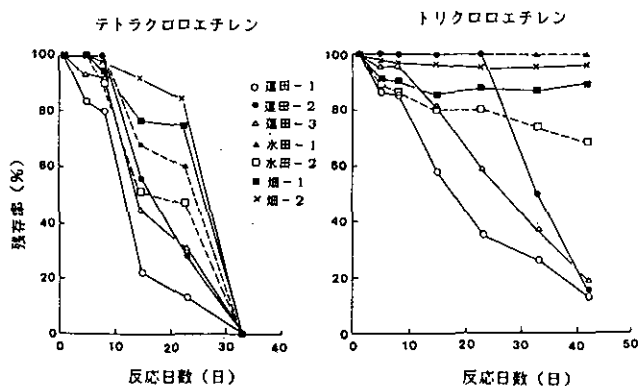


図6 揮発性有機塩素化合物の微生物分解

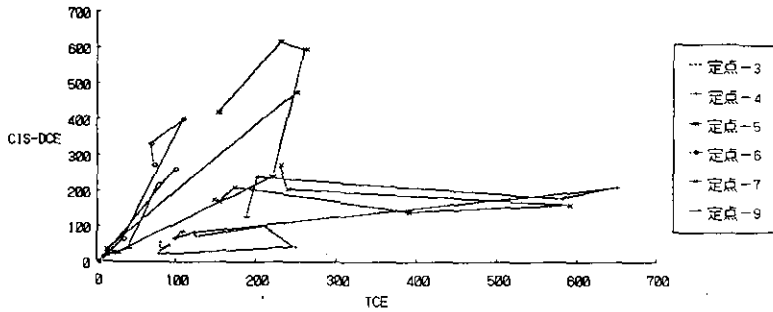


図7 cis-1,2-ジクロロエチレン/トリクロロエチレン濃度比の季節変化

が地下水へ供給されたと考えることもできるが、使用中の溶剤には高濃度の不純物は見られない。廃溶剤中からはジクロロエチレンも検出されるが、その濃度はトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンなどと比べて高くない。排水中からはジクロロエチレンが検出されているので、排出までに一部分解している可能性がある。しかし、地下水中のジクロロエチレンとトリクロロエチレンの比は、空間的にも時間的にも大きく異なり、地下水を移動する間にも分解が起こっていることを示している(図7)。土壌・地下水では地下水の流れによる拡散・希釈とともに、微生物分解が汚染物質の運命を決定していると考えられる。

4. おわりに

人間活動から排出された化学物質は地下水に至るまでに、様々な反応を受けながら環境要素の中を移動し、土壌を経て地下水へ至ることになる。このような経路を考えると、地下水を汚染しやすい要因として、①使用量が多いこと、②環境への侵入割合が高いこと、③地下水へ短い経路を通過すること、④難分解性であること、⑤土壌に吸着されにくいこと、⑥水に溶解することなどがあげられる。

揮発性有機塩素化合物は、①数多い化学物質の中でも生産・使用量が多い部類に属し、②開放的な形態で使用されるため、環境への侵入割合が高く、⑥水溶解度が化学物質の中では比較的高く、⑤土壌に吸着されにくく、④土壌微生物による分解を受けるが、一般的には遅いことなど、これらの条件をよく満たしており、地下水汚染を引き起こしやすい物質と言える。また、直接土壌へ供給される経路は③地下水へ最も短い経路であり、排水の地下浸透、廃棄物の埋立あるいは事故による漏出などの土壌への直接供給が地下水汚染を引き起こす主要な原因となると考えられる。

揮発性有機塩素化合物の地下水に至る経路についてはおおよそ把握でき、各種法律の改正等によって地下水汚染を未然に防止する体制は整備できたと考えられ、対策の関心は汚染された地下水の浄化に移ってきている。汚染された地下水の浄化は既に米国等で盛んに行われているが、浄化対策を実施するには多くの経費を必要とすることから、できるだけ効率よく汚染物質を除去できる対策を選択することが重要となる。このためには、汚染物質が土壌・地下水でどのような状態で存在し、どのように挙動するかをさらに詳細に知ることが必要となり、地下水汚染の予測手法の開発、土壌・地下水での存在状況の把握手法の開発、各種土壌・地下水浄化対策の評価が必要となる。本研究所では、これらの課題を解決し、さらに汚染地下水の浄化対策マニュアルを作成するべく、今年度から新たな特別研究を実施している。

悪臭の計測

— 悪臭の原因物質を探る —

安原 昭夫 (計測技術部)

要 旨 悪臭は身近に感じられる公害の一つでありながら、その原因究明は一向に進んでいない。現在、悪臭そのものを計測できる機器はないので、特定の成分を測定するしかない。人間は極微量の悪臭物質でも感知するため、悪臭成分の機器分析は最も難しいものの一つである。悪臭の解明が進んでいないのは、このような分析上の困難さに加えて、悪臭の原因物質の解明が極めて遅れていることにもよる。いくつかの悪臭事例を取り上げて、どのようにして原因物質を突き止めていくか、種々の方法を紹介する。

1. はじめに

悪臭は典型7公害の中でも苦情件数が多い公害の一つであり、行政的にも適切な対応が望まれている。一方、悪臭が人間の肉体的健康を損うということはほとんどなく、精神的被害のみであることから、悪臭に関する研究や対策はあまり進展していない。人間が悪臭を感じる時、その臭いがどのような物質によって引き起こされているのかという点については、たいていの場合ほとんど解明されていない。悪臭そのものを検知、分析する手段が無いために、間接的な方法で悪臭の本質に迫らざるを得ないという困難さがある。

2. 臭いの特性

臭いには4つの特性がある。1番目は臭いの強度である。においの原因物質の濃度と人間の感覚量(におい強度)の間には Weber-Fechner あるいは Stevens の関係式が成立することが知られている。2番目は臭いの質で、現時点では人間の主観的判断に頼るしかない。3番目は悪臭の一定量がどれだけの大気空間を臭くできるか、という特性で、広播性と呼ばれるが、分りやすい言葉で言うと、におい閾値のことである。4番目は臭いが人間にとって快適か、不快かという属性で、人間の主観的な判断によって決められると共に、原因物質の濃度にも依存しているので、解析が困難である。以上の4特性は全て官能試験を基本とした方法で測定されるが、機器分析が役立つのは1番目の特性に関係した部分である。においが化学感覚である以上、悪臭の解明並びに防止のためには悪臭の原因物質の解明と濃度測定が欠かすことの出来ない部分である。この点において化学計測は悪臭の研究の中で大きな役割をはたすことが出来る。一般に悪臭の原因物質のにおい閾値は極めて低く、分析機器の検出限界以下が普通である。その様子を図1に示す。悪臭大気を機器分析にかけるためには、大量の大気を濃縮することが必要となる。実際のルーチン分析においては、濃縮の程度にも限度があるために、おのずと分析対象となる悪臭原因物質も限定されることになる。

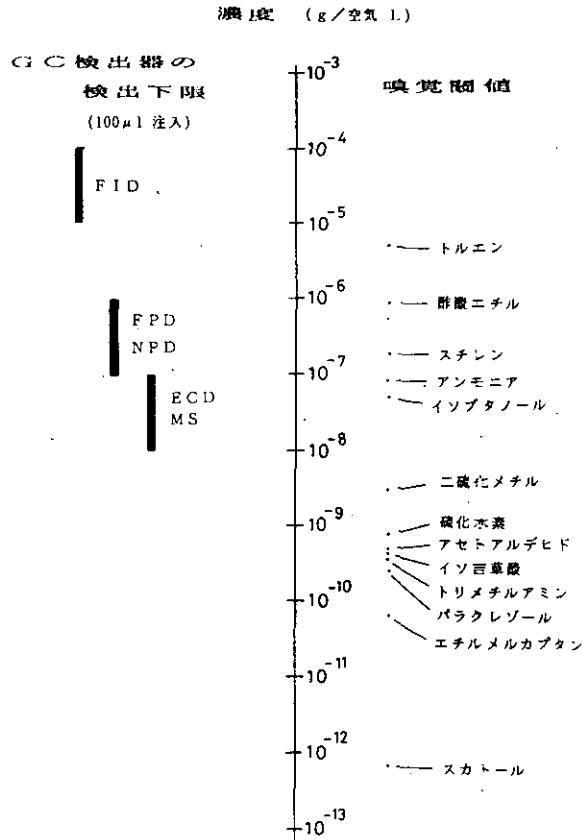


図1 ガスクロマトグラフ検出器の検出下限と嗅覚閾値

3. 悪臭原因物質の分離

悪臭大気を濃縮してガスクロマトグラフで分析すると、普通、多くのピークが観測される。しかし、それらのピークの大半は悪臭には関係のない物質のピークである。悪臭原因物質を探し出すには、悪臭大気そのものを分析にかけても成功することは少なく、悪臭発生源で試料を採取して、きめ細かい分析を行うことが必要である。一つの事例として養豚場の悪臭について説明する。悪臭研究の初期の頃は何人もの研究者が養豚場の大気を大量に濃縮して、GC分析を試みたが、ベンゼンなどの炭化水素類が検出されただけで、悪臭の原因物質にまではたどりつかなかった。養豚場の悪臭の発生場所はいろいろあるが、主たるものは排泄物である。そこで、糞尿を採取して、そこから揮散する物質を分析することを試みた。糞尿を有機溶媒で抽出すると、エマルジョンの発生や難揮発性物質の混入などによって、臭気成分を分離することは困難であった。次にガストリップング法やヘッドスペースガス法を試みたが、微量成分を効率良く取り出すことは出来なかった。水蒸気蒸留法では、低級脂肪酸類、フェノール類、インドール類などの安定な悪臭物質を効率良く取り出すことはできたが、いくつかの致命的な問題点も明らかになった。一番大きな問題は水蒸気蒸留の際の加熱で糞尿が熱分解を起こして、新たに多くの臭気成分が生成してしまうことである。同時に元々存在していた不安定な臭気成分は分解してしまうことも多い。2番目の問題点として、糞尿混合物を水蒸気蒸留にかけると、液

面より多量の泡が発生し始め、しかもその泡が消えにくいために、蒸留を微妙に制御しないと、泡が蒸留装置内全体を覆いつくして、受器の方にまで入り込んでしまうことである。3番目の問題点として、水蒸気蒸留法では低沸点物質の捕集が困難なことと高沸点物質の溜出がある。これらの問題点を克服する方法として、減圧蒸留法を試みたが、泡の問題と低沸点物質の散逸は解決されないままであった。最後の方法として、凍結真空蒸留法を試みた結果、完全ではないが、十分に満足できる結果を得た。凍結乾燥からヒントを得たもので、装置を図2に示した。以下に方法の概略を述べる。まず試料容器に糞尿混合物を入れて、 -100°C 近くに急速に冷やすと、試料は凍結した後、細片状になる。この状態ですぐに蒸留装置に接続して、真空蒸留を開始する。1段目のトラップは -100°C に、2段目、3段目のトラップは液体窒素で予め冷却しておく。試料は解凍することなく、揮発性物質が気化し始め、同時に気化した水蒸気の流れに乗って受器に入り、水蒸気と共に凝固する。1段目トラップで捕集されなかった物質(二酸化炭素、アンモニア、硫化水素など)は2段目トラップで捕集される。この方法の短所は蒸留に数日間を要する点と高沸点臭気成分(スカトールなど)を取り出しにくい点である。一般に試料から臭気成分を分離することが出来れば、研究は半分成功したと言える。この凍結真空蒸留法によって、豚の糞尿中の臭気成分だけでなく、鶏糞中の臭気成分、腐敗したアオコから発生する臭気成分を取り出すことにも成功した。

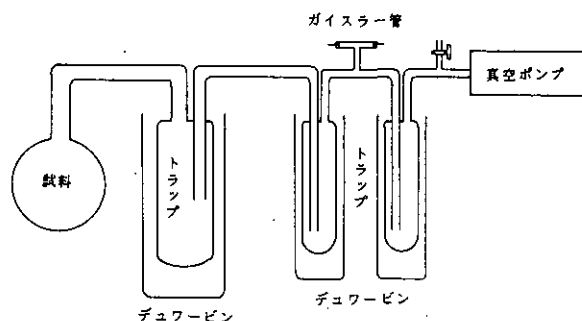


図2 凍結真空蒸留装置

4. 臭気成分の同定

いろいろな方法によって分離された臭気成分の抽出液中には種々の化合物が含まれており、濃度もさまざまである。これらの化合物をひとつひとつ分離して同定する手段としては現在ガスクロマトグラフィー質量分析法 (GC/MS) がもっとも優れている。ガスクロマトグラフィー (GC) では、キャピラリーカラムの使用が普及したことにより、成分の分離が容易になった。GCで分離された成分はそのまま質量分析計に導入され、質量スペクトルが測定される。質量スペクトルは化合物に固有のパターンを示すので、化合物を同定する際の指紋の役割をはたす。同定を成功させるためには、既存の質量スペクトルデータ集を出来るだけ完備することが、不可欠である。現在では数万物質にのぼるデータ集が市販されているが、それを人間の目と手で検索していくのは大変な時間と労力を必要とする。そこで、コンピューターで検索する手法を開発し、手軽に利用できるシステムとして完成させた。このシステムを利用することによって、多くの臭気成分を迅速かつ正確に同定することが可能になった。

その際重要なことは、コンピューターシステムによる検索結果はあくまでも候補化合物名を提示しているだけであって、最終的な決定には標品を用意して、GCでの保持指標、質量スペクトルが完全に一致することを確認しなければならない。標品が入手できない時は、いろいろな情報やデータが推定物質のものと矛盾しないことを確かめねばならない。このような長い過程を経て、豚の糞尿中から検出された代表的な臭気成分を表1に示した。脂肪酸類、硫黄化合物、フェノール類、インドール類が悪臭の主要な原因物質であった。

表1 豚の糞尿中から検出された代表的な臭気成分

イソプロパノール	酢酸
プロパノール	プロピオン酸
2-メトキシエタノール	イソ酪酸
2-メトキシプロパノール	酪酸
ブタノール	イソ吉草酸
イソアミルアルコール	吉草酸
アミルアルコール	イソカプロン酸
2-フェニルエタノール	カプロン酸
アセトイン	フェノール
硫化水素	p-クレゾール
メチルメルカプタン	p-エチルフェノール
硫化メチル	p-メトキシフェノール
二硫化メチル	インドール
三硫化メチル	スカトール
安息香酸	アンモニア
フェニル酢酸	

使用済みの切削油は特有の腐敗臭を放つことが知られている。切削油には多種類の炭化水素類が含まれているために、臭気成分を探し出すのはかなり困難である。切削油の場合は凍結真空蒸留法が適用できないが、加熱によっても臭気の質が変化しないという利点を生かして、循環式水蒸気蒸留法と連続抽出法を組み合わせた方法で臭気成分を含む揮発性物質を分別した。しかしこの抽出液中にはまだかなりの高沸点物質が含まれていて、分析の妨害になるため、通常真空蒸留法で揮発性の高い部分だけを分離した。無極性カラムを使用したGC/MSで分析した結果、硫黄原子を含んだ化合物が3種類見つかった。うち2つは二硫化メチルと三硫化メチルであったが、もう一つの物質は質量スペクトルの解析によって、2-ブテン-1-チオールと推定したが、標品の入手が出来なかったために最終確認には致っていない。もう一つ、興味ある化合物が見つかった。その化合物の質量スペクトル(図3を参照)は2,6-ジメチル-3-メトキシピラジンのものと一致した。この物質は切削油中に存在することが予想されていた化合物であり、腐敗した切削油の臭いと同じ臭いを有すると報告されている。この研究ではGCの検出器として窒素検出器を使用することにより、複雑な成分の中から含窒素化合物だけを選択的に検出することにより、同定の精度を高めることが出来た。このような選択的検出器の使用は同定における有力な補助手段の一つである。

5. 悪臭原因物質の決定

前述のようにGC/MSにより臭気成分が同定されると、次にどの成分が悪臭の主原因であるかを推定しなければならない。よく使われる方法は分析で求められた濃度をにたいし閾値濃度で割った値で表示するものである。この値は推定臭気濃度とも呼ばれる。推定臭気濃度が1以上の物質がまず臭気

に寄与していると推測される。鶏糞中から検出された臭気成分72化合物の中で、推定臭気濃度が1以上の物質について表2に示した。

臭気の解明には各臭気成分間の相互作用を知ることが必要であるが、現時点ではほとんど不明のために、考慮されていない。分析技術が大きく進歩した現在では、においの原因物質として微量成分まで同定されるようになってきたが、同定された化合物を分析結果に従って混合しても、元の悪臭を再現出来る場合は少ない。つまり、さらに微量の成分が悪臭の重要な原因物質であることを示唆しているように思える。

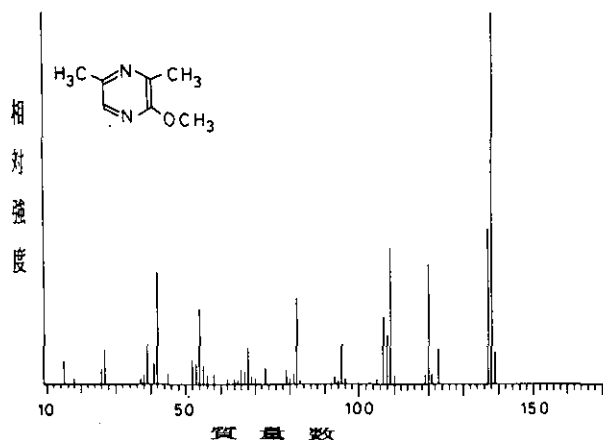


図3 2,6-ジメチル-3-メトキシピラジジンと推定された化合物の質量スペクトル

表2 鶏糞中の臭気成分の濃度とにおい閾値濃度

化合物	濃度	閾値濃度	推定臭気濃度
2-ヘプタノン	0.235	0.20	1.2
酪酸	509	33	15.4
イソ吉草酸	484	22	22.0
カプロン酸	2.86	2.0	1.4
酪酸プロピル	1.14	0.83	1.4
二硫化メチル	0.625	0.63	1.0
三硫化メチル	0.758	0.083	9.1
P-クレゾール	34.2	6.7	5.1
インドール	10.4	0.25	41.6
スカトール	1.05	0.087	15.7

(注) 濃度及び閾値濃度の単位は mg/kg

6. 特定成分の分析

以上述べてきた分離方法は臭気成分全体を効率よく取り出すことを目的としていたが、それとは逆に特定成分だけを取り出したり、検出する方法も有力な同定手段である。極微量成分は臭気成分全体の中では隠れてしまうので、探り出すにもそれなりの工夫が必要である。例えば、フェノール類、脂肪酸類、アミン類などは酸塩基分画法を使えば、分析はずいぶん容易になる。木酢中の臭気成分の分析ではこの方法を使用することにより、180種類以上の化合物を同定することに成功した。特定の官

能基を有する成分は誘導体化法で検出出来る場合がある。GC/MSで特定フラグメントイオンを生成するような誘導体化が特に大きな威力を発揮する。代表的な悪臭物質である脂肪酸はベンジルエステルにすると、GC/MSで質量数108に特異なフラグメントイオンが観測されるために、微量の脂肪酸でも選択的に検出ができる。最近、焦げ臭の原因物質として注目をあびている低級アルデヒド類はそのままでは検出しにくい。システアミンと反応させてチアゾリジン誘導体とすると、GC/MSで質量数88に強いピークが現われるために、検出が極めて容易になる。

参考文献

- 1) Yasuhara, A., Fuwa, K. & Jimbu, M. (1984): Identification of odorous compounds in fresh and rotten swine manure. *Agric. Biol. Chem.* 48, 3001-3010.
- 2) Yasuhara, A., Shindo, J., Ito, H., Mizoguchi, T. & Fuwa, K. (1985): Computer-assisted library search system for identification of unknown mass spectra. *Anal. Chim. Acta* 171, 89-100.
- 3) Yasuhara, A., Yamanaka, Y. & Ogawa, T. (1986): Volatile compounds in machine cutting-fluid emulsion. *Agric. Biol. Chem.* 50, 1765-1770.
- 4) Yasuhara, A. (1987): Identification of volatile compounds in poultry manure by gas chromatography-mass spectrometry. *J. Chromatogr.* 387, 371-378.
- 5) Yasuhara, A. & Shibamoto, T. (1989): Analysis of aldehydes and ketones in the headspace of heated pork fat. *J. Food Sci.* 54, 1474-1472 & 1484.
- 6) 安原昭夫 (1989): 微量臭気成分の同定について. 化学工学会第33回技術談話会講演集, 6-10.

国立公害研究所における地球温暖化研究

鷺田 伸明 大気環境部

要旨 国立公害研究所の地球温暖化現象解明の研究は、昭和62年度から始まった特別研究に引き続き平成元年度に始まった総合特別研究において行われ、さらに平成2年度からは地球環境研究推進費による研究として新たなスタートを切る。これらの研究の流れを説明するとともに、今年度総合特別研究の主な成果の中、メタンおよび低級炭化水素の動態の研究について述べる。内容は 1)実験水田を用いた水田からのメタンの放出量の測定。2)小笠原母島での低級炭化水素濃度の季節変動。3)オレフィンの大気中での酸化反応に係わるラジカルの反応速度の決定。4)温暖化が光化学オキシダント生成に及ぼす影響、である。

1. はじめに

近年、化石燃料の燃焼に起因する大気環境中の二酸化炭素の増加が地球の温暖化をもたらし、地球規模の生態系破壊等につながる可能性のあることが指摘されている。また、二酸化炭素以外のメタン、ハロカーボン、亜酸化窒素等の微量成分の濃度が環境大気中で現実著しく増加し続けており、それらが地球の温暖化に対して二酸化炭素と同程度の寄与をもつという推定もされている。1987年(昭和62年)4月には、国連の「環境と開発に関する世界委員会」が報告書を発表し、このような地球規模の環境問題を解決するために、各国政府、各国際機関、民間団体等がそれぞれの立場から直ちに行動を起こすよう求めたところである。一方、地球温暖化現象に関する科学的な解明の現状は、世界的にみても、二酸化炭素等温暖化関連成分の増加や、それらの温暖化への影響等につき限られた知見に基づく推定が行なわれている段階であって、温暖化現象の正確な予測に必要な、二酸化炭素の植物生態系及び海洋中での動態や温暖化関連成分に対する光化学反応の寄与等の重要な事項は、未解明の部分が多い。

2. 国立公害研究所における温暖化研究

国立公害研究所においては、昭和62年度から特別研究「地球温暖化に係わる炭素系微量成分のグローバル変動に関する先導的研究」、平成元年度からの総合特別研究「地球温暖化に係わる大気成分の環境動態の解明に関する研究」において地球温暖化研究が行なわれてきた。平成元年度の総合特別研究(4年間)は大気、生物、海洋圏を含めた地球規模環境中での二酸化炭素、メタン及びその他の大気微量成分の動態を解明し、その変動が地球温暖化現象に与える影響の評価を行なうための科学的知見を得る事を目指すもので、以下の5つのサブテーマからなる。

(1)地球温暖化に係わる大気成分の起源と発生に関する研究 (2)地球温暖化に係わる大気成分の動態把握に関する研究 (3)地球温暖化に係わる大気成分の光化学反応機構に関する研究 (4)地球温暖化に係わる大気成分の生物圏・水圏における相互作用機構の解明 (5)地球温暖化に係わるデータベース等の構築に関する研究

以上の研究は本年度は地球温暖化総合特別研究として行なわれたが、平成2年度からは地球環境研究総合推進費において引き続き行なわれることになる。現在各テーマ各々において研究が進行しているが、今回は特に低級炭化水素の動態にテーマを絞って報告する。

3. 低級炭化水素の動態

大気中の微量成分の中でC₁-C₄程度の低級炭化水素が重要な役割を果たしていることは言うまでもない。これらの炭化水素の動態を知るには放出、反応、蓄積の三つの切口からアプローチしなければならない。放出の例として今回は水田からのメタンの放出量の測定について、反応の研究としては大気中で重要なヒドロキシルラジカルの反応について、蓄積については小笠原母島での低級炭化水素濃度とその季節変動について報告する。最後に温暖化の影響評価の問題として、光化学オキシダントの生成量と温度の関係について報告する。

3.1 水田からのメタンの放出量の測定

大気中のメタン(CH₄)は約1.7 ppmと炭酸ガスについて濃度が高く、さらに炭酸ガスの約20倍の効果を示す温室効果ガスであり、近年1%/年の割合の増加が世界中で観測されている。しかしながら、このCH₄増加の理由や、各種CH₄発生源の寄与は十分明らかにされてはいない。水田はCH₄の主要な発生源の一つであり、地球全体のCH₄の発生量の約二割を占めるといわれている。

本研究では研究所内の実験用水田において、CH₄発生量の通年測定を実施するとともに、肥料による発生量の差異を調べた。肥料条件のCH₄放出量への影響を見るために、窒素系の肥料を添加した水田と、有機物を多量に含む牛糞堆肥を入れた水田のCH₄放出量の比較を行った。結果を図-1に

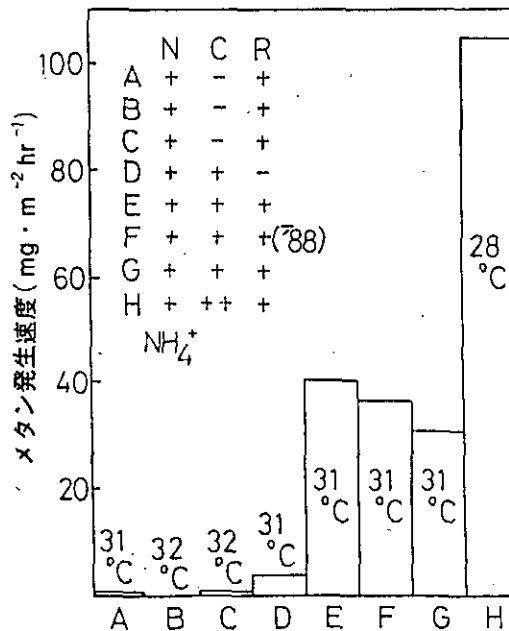


図1 水田からのメタン発生量の牛糞堆肥肥料の量に対する依存性(Nは窒素系肥料, Cは牛糞堆肥, Rは稲)

示す。水田 A ~ H には NH_4^+ を含む化成肥料を 22 kg/a 添加してある。D, E, F, G にはさらに牛糞堆肥を 650 kg/a 添加してある (D は稲が植えてない)。H には牛糞堆肥を 1,300 kg/a 添加してある。この結果を比較すると、稲がない場合には発生量は低く、さらに牛糞堆肥の量により発生量が増加することが明らかとなった。通年の測定結果を見ると、田植え後70日(7月20日)前後に発生量がピークを示す 1 山型であった。さらに、 CH_4 放出量に太陽光が大きく関与しているかどうかや土壌温度との関連を調べた。その結果真夜中でも放出量は昼間とそれほど変わらず、太陽光が CH_4 放出の必要条件ではなかった。また、 CH_4 放出量と土壌温度との相関は見いだせなかった。

以上の結果によると、水田からの CH_4 放出量を求めるには田植え後50日から100日の間の測定値が重要であり、さらに夜間も同じ様な放出量を示している事を考慮に入れる必要があり、肥料の差異による差が大きいため日本全体の放出量を見積るためには、肥料をパラメーター化した放出量算定式を作成しなければならないことが明らかになった。

3.2 低級炭化水素の大気中での反応に係わるフリーラジカルの素反応速度の決定

大気中における炭化水素の光酸化過程の多くは、炭化水素と OH ラジカルの反応によって開始することが知られている。大気中の炭化水素は主としてアルカン類(飽和炭化水素)とアルケン類(不飽和炭化水素)に分類される。このうち、アルカンは OH ラジカルによって水素原子を引き抜かれてアルキルラジカルを生成し、アルケンは OH ラジカルの付加によりヒドロキシアリルラジカルを生成する。これらのラジカルの大気中での主要な反応は、酸素分子との反応によりペルオキシラジカルを生成する反応であるが、その反応速度定数についての情報は少なく、特にヒドロキシアリルラジカルについては殆どデータがなかった。

本研究ではレーザー閃光分解法によりこれらのラジカルを直接生成し、光イオン化質量分析法によりラジカルを検出することで、これまで決定されていなかった素反応速度定数を測定することができた。さらにヒドロキシアリルラジカルと酸素分子の反応に関しては、反応速度定数とラジカルのイオン化ポテンシャルの間により相関関係があることが見いだされた。この結果はラジカルの素反応速度定数を予測する上で重要であり、大気中の反応解析に有効な情報を与えるものである。

3.3 小笠原母島での低級炭化水素濃度

炭化水素は対流圏大気中の光化学反応に影響を与える主要な大気微量成分のひとつであり、大気中の OH ラジカル濃度を支配するとともにそれ自身の酸化によって CO を生成させるために大気中の CO の重要な発生源でもある。したがって、対流圏の大気化学反応機構を明確にするためにも炭化水素の地球規模のバックグラウンド地域での分布と季節変動を明らかにすることが必要とされる。そこで日本近傍のバックグラウンド地点として小笠原諸島に着目して1987年11月より継続的に大気の採集を実施している。ここではエタンからペンタン類までの14種類の炭化水素について現在までに得られている結果について報告する。

代表的な四種の炭化水素濃度の季節変動の結果を図-2に示す。全体的に夏に低く、冬に高い傾向が認められる。このような変動傾向は北半球では一般的に見られる傾向であり、この原因として大気中の炭化水素を消失させる OH ラジカル濃度が太陽光量が強い夏に高く、逆に冬に低いことが考えられる。測定した14種の炭化水素の OH ラジカルとの反応速度相対値 (k_{OH})、それにより求められる寿命(日)、夏期平均濃度(C)を表-1に示した。これらの炭化水素の中で大気中の寿命が数カ月と比較的

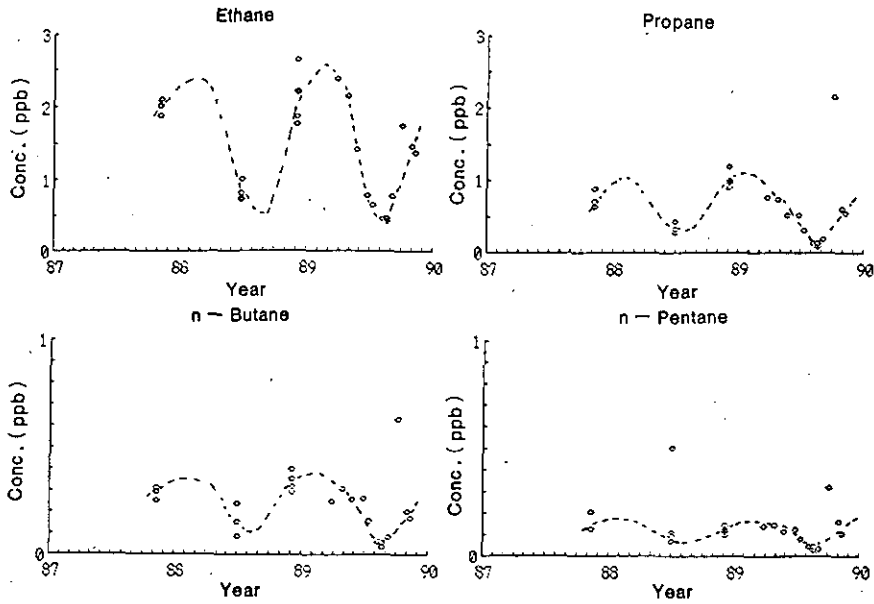


図2 小笠原母島でのエタン(C₂H₆), プロパン(C₃H₈), n-ブタン(C₄H₁₀), n-ペンタン(C₅H₁₂)の各炭化水素濃度の季節変動

表1 小笠原での夏期(6-9月)の各炭化水素の濃度測定結果

炭化水素	k _{OH} (メタン相対比)	寿命 (日)	濃度(C±σ) (ppb)	反応寄与比(k _{OH} ×C) (メタン相対値)
メタン	1	2200	1650	1
エタン	33	68	0.658 ± 0.179	0.013
プロパン	270	8.3	0.259 ± 0.134	0.042
n-ブタン	540	4.1	0.120 ± 0.072	0.039
iso-ブタン	500	4.5	0.471 ± 0.388	0.143
n-ペンタン	670	3.3	0.068 ± 0.032	0.028
iso-ペンタン	630	3.5	0.025 ± 0.011	0.010
neo-ペンタン	130	17	0.018 ± 0.010	0.001
エチレン	790	2.8	0.550 ± 0.153	0.263
プロピレン	3150	0.71	0.389 ± 0.214	0.743
1-ブテン	3650	0.61	0.127 ± 0.119	0.281
iso-ブテン	6360	0.35	0.474 ± 0.767	1.825
t-2-ブテン	6400	0.35	0.023 ± 0.008	0.089
c-2-ブテン	6730	0.33	0.022 ± 0.009	0.089
アセチレン	23	97	0.310 ± 0.180	0.004

寿命はOH濃度を6.5×10⁵個/ccとして計算

長いエタンの場合、その濃度は夏期で約0.6 ppb、冬期で約2 ppbであった。これらの値は都市大気中の濃度の数分の一であり、また大西洋や東太平洋の船上での濃度測定結果とほぼ一致していた。したがって、このことから小笠原は日本の近傍でのバックグラウンド地域として適当であることが認められた。夏期の値ではエチレン/エタン比は1以下であり、都市域でのその比2-3よりも小さくなっており、人為的発生源から比較的遠方に位置していることが理解される。また、海洋上のバックグラウンド大気中の炭化水素の濃度と分布をより反映した夏期の濃度測定結果と各炭化水素のOHラジカルとの反応速度から大気中の化学反応に対する寄与の見積($k_{OH} \times C$)を試みた。その結果、バックグラウンド大気中でもメタン以外の炭化水素も濃度は低いけれども大気中の反応に対してメタンと同程度に十分寄与していることがわかった。

3.4 温暖化の大気質への影響—光化学オキシダント

地球温暖化現象の大気質への影響の一つとして、気温上昇により光化学オキシダントが増加するか否かという問題がある。今回我々は、本研究所の大型光化学チャンバーを用いて種々の温度で光化学オゾン生成のモデル実験を行ない、気温上昇の効果について、特にオゾン生成の立ち上がりと、高濃度オゾンの持続の機構解明に重点を置いて、研究を行った。炭化水素(HC)としてはプロピレンを選び、 $HC-NO_x$ -加湿空気照射系の実験(反応温度は20,30,40,50℃)を行なった。

図3は20,30,40,50℃の各温度におけるオゾンとPANの濃度を、それぞれ時間に対してプロットしたものである。図から明らかなように、 $[O_3]_{max}$ の値は温度変化に対して系統的な変化を示していないので、実験の誤差を考慮すると、この濃度領域では $[O_3]_{max}$ に対する温度の効果は小さいものと考えられる。一方、オゾン生成の立ち上がり時間は温度上昇とともに短くなっている。これ

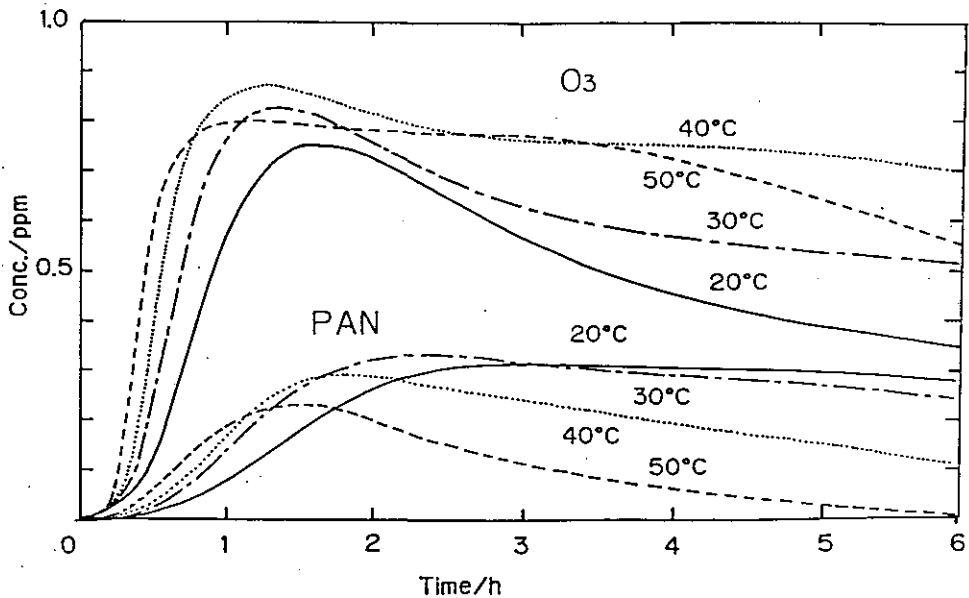


図3 20, 30, 40, 50℃におけるプロピレン- NO_x -加湿空気-照射系におけるオゾンおよびPANの生成。初期条件、プロピレン \sim 2 ppm, $NO \sim$ 0.26 ppm, $NO_2 \sim$ 0.48 ppm, 水蒸気5.8 \sim 6.5 torr (20℃における相対湿度として33 \sim 37%に相当する)。

はオゾンの生成源となる NO_2 を生成する反応、すなわち NO の酸化反応に寄与する OH 、 HO_2 、 RO_2 等の酸化性ラジカルが反応初期に蓄積していく過程において、反応速度に温度依存性があることを示唆している。実験的に得られた種々の温度効果の原因を明らかにするために反応モデルによるシミュレーションを行った結果、オゾン生成の立ち上がりの違いは HO_2NO_2 の生成・分解 ($\text{HO}_2 + \text{NO}_2 \rightleftharpoons \text{HO}_2\text{NO}_2$) 速度の温度依存性に最も強く依存していることが明らかになった。すなわち低温では HO_2NO_2 が準安定にとどまっているために、オゾン生成に必要な NO_2 の濃度の上昇が遅くなり、そのためオゾンの生成も遅れるものと考えられる。反応後半でのオゾン濃度の持続性にも温度の効果が顕著に現われる。すなわち、温度が低いと $[\text{O}_3]_{\text{max}}$ に到達した後オゾンは急速に減少するが、温度が高いとオゾンの高濃度が持続する。これは図-3 に同時に示した PAN の時間変化から見て、PAN の分解によるものと考えられる。高温においては PAN の熱分解によって生成する NO_2 がオゾンのソースとなっている。最高オゾン濃度に関しては本実験の結果から明瞭な温度依存性は認められなかったが、実大気のように炭化水素および NO_x の発生源が広域にわたっていたり、それに海風・陸風の影響が加わった場合の検討も今後必要であろう。

以上の結果をまとめると、温暖化によって主に高濃度オゾンの早期生成と持続時間の延長により光化学オキシダントの被害を受ける地域は拡大するものと考えられる。しかし PAN の濃度は低下するので PAN の被害は減少するものと考えられ、温暖化の光化学大気汚染の被害に対する影響の評価には両者の程度を勘案する必要がある。

3.5 まとめと今後の問題

メタンの水田からの放出については放出量が有機肥料の量に大きく依存することが明らかになった。本研究においては2倍の有機肥料(牛糞)を加えた場合、ほぼ2倍のメタンの放出が認められた。そこで平成2年度はメタンの放出量がどこまで有機肥料の量に依存して増加するか、また有機肥料が十分な場合メタン放出のピークがどのあたりに現われるかの確認を行なう予定である。大気反応として重要な素反応研究では、今回これまで研究のなかったヒドロキシルラジカルの反応速度が決定された。今後は最も重要な RO 、 RO_2 ラジカルの反応速度の決定が残された課題となる。これらのラジカルは濃度は高いが検出方法に困難な点があり、研究が遅れている。平成2年度から従来と異なる新しい物理化学的手法を用いてこれらのラジカルの検出とその反応速度の測定を試みる予定である。バックグラウンド大気の測定では今回小笠原母島が測定地として適していることが証明され、さらに低級炭化水素の太平洋上での濃度および季節変動が解明された。炭化水素は NO_x やオゾン濃度とも強く関係していることから、今後は低濃度 NO_x 計やオゾン計の開発と、それを用いた炭化水素濃度、 NO_x 、オゾンの同時測定が課題となる。光化学オキシダント生成の温度依存性の研究においては、温暖化の影響評価に役立つデータと解析結果が得られた。この研究では解析に化学反応シミュレーションモデルが大いに役立ったが、今後、温暖化をめぐる種々の現象の解明にはモデルの併用が不可欠である。そのためモデルの整備と運用が今後の課題となる。

「大気汚染物質の長距離輸送」

若松伸司（大気環境部）

要旨 光化学オキシダント、二次生成エアロゾル、酸性降下物質等の広域大気汚染は、数十 km から数百 km スケールの現象であり、発生源分布や大気中での物理的、化学的変化、並びに輸送、拡散等の気象条件が複雑に関係する。このためこれらの大気汚染は発生源から離れた地域で出現する事が多い。人為起源及び自然起源からの大気汚染物質が長距離輸送される時の物理、化学変化のプロセスを主にフィールド観測結果をもとに明らかにする。

1. はじめに

大気汚染物質は長距離輸送される過程で、化学的、物理的な影響を受け二次汚染物質へと変化する。その代表的なものとしては、都市域及びその周辺地域における窒素酸化物汚染、光化学大気汚染、二次生成エアロゾル汚染、並びに酸性降下物質汚染があげられる。我国においては東京首都圏地域からの大気汚染物質が内陸の地域に広域輸送される現象がしばしば認められる^{1,2)}。このような大気汚染物質の長距離輸送は東京首都圏地域のみならず日本の各地域で観測されている。また酸性降下物質に関しても日本全国で欧米に匹敵する高濃度の硫酸塩、硝酸塩を含んだ降雨が観測されている。

ここでは昭和61—平成元年度にわたって実施された国公研特別研究「雲物理過程を伴う列島規模大気汚染に関する研究」で得られた研究成果のうち、九州地域における観測結果を用いて主に海上を渡る大気汚染の長距離輸送機構について述べる。

九州地域においては人為起源と自然起源の大気汚染が複合して出現するため幾つかな特徴的な傾向が認められる。まず第一の特徴は春季に O_3 の濃度が最大となり夏季には最小となること、第二には SO_2 の広域的な高濃度が観測されることがあること、第三には雨水中の硫酸塩の比率が高いこと等である。このような現象は火山からの汚染物質を含めての大気汚染発生源の分布の状態や、気象、地形等のこの地域の特徴を反映してもたらされるものである。これらの大気汚染生成のメカニズムを解明するために1986年には O_3 ラジオゾンデを用いた上空オゾンの観測。1987年と1988年には航空機等を用いての大規模なフィールド観測を行った。また中国西部及び九州地域の地方自治体及び研究機関の協力を得て地上でのガス、エアロゾル成分並びに雲水中の各種イオン成分の分析と九州全域にわたる降水成分の分析を同時に行った。これらの結果を用いてガス、エアロゾル、雲水、雨水の汚染を一連の現象として統一的に把握する。

2. 火山からの SO_2 の長距離輸送

日本全国で固定並びに移動発生源から排出される SO_2 の量は一年間に約100万トンである。一方桜島南岳からの SO_2 発生量は一日あたり1000~2000トンと推定されている³⁾。この量は一年間で37万トンから63万トンに相当し日本全国の排出量の4~6割にあたる。

桜島南岳は標高が1060 m で、排出ガス温度が高いため排煙は気象条件によっては上空2 km 以上

まで上昇する。この高度では大気は安定成層となっているため排煙はあまり拡散されことなく長距離輸送されると考えられる。この現象を把握するために航空機による観測を実施した。図1には1987年5月9日に実施した観測結果の一部を示す。長崎県の五島列島の北東海上で100 ppb以上の高濃度のSO₂が認められる。このブルームがどのような経路でこの地点に達したかを知るために気象庁が数値予報のために使用している全球客観解析データを用いて流跡線解析を行った。その一例を図2に示す。この期間の風系は九州の南部では南東風、北部では南西風となっていた。これは本州南海上に中心を持つ移動性高気圧の周縁部にこの地域が位置していたためにこの等圧線に沿った流れ場が形成されていたためである。図2は桜島からの排煙の高さにはほぼ相当する850 mb面の流跡線であるが、桜島からの煙が南東から南西にまわりこむような気流場に乗って排煙後12時間程度後に五島列島北東海上に達したことが明らかとなった。このような桜島からのSO₂が九州地域に及ぼす影響の程度を把握するために桜島南岳とほぼ等しい高さの長崎県雲仙野岳(標高1142 m)において1987年8月からSO₂の連続測定を行った。その結果1987年8月~1988年4月と1989年5月~7月までの間の1時間平均値のうち約97%は10 ppb以下であったが、50 ppbを越える高濃度が20回(0.2%)観測され最高値は298 ppbを示した。このような高濃度が雲仙野岳で出現したときの鹿児島における850 mbの風は

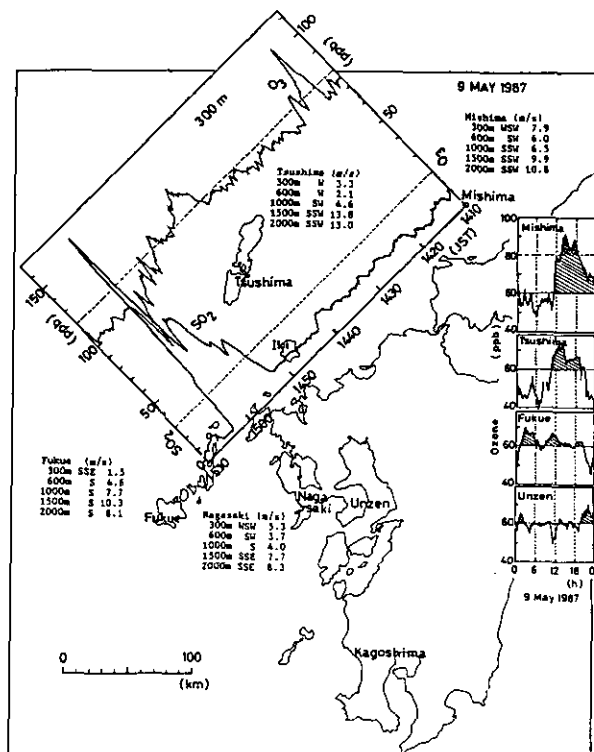


図1 1987年5月9日に山口県萩市見島(Mishima)、長崎県対馬(Tsushima)、長崎県福江(Fukuue)、長崎県雲仙野岳(1142 m)(Unzen)で観測したO₃の日変化及び海拔300 mの高度での航空機観測によるO₃とSO₂の分布。航空機観測は5月9日、14時10分から15時10分に見島と五島列島の間で実施した。見島、対馬、長崎、福江で実施した15時の上空2000 mまでの風向風速も図中に示した。

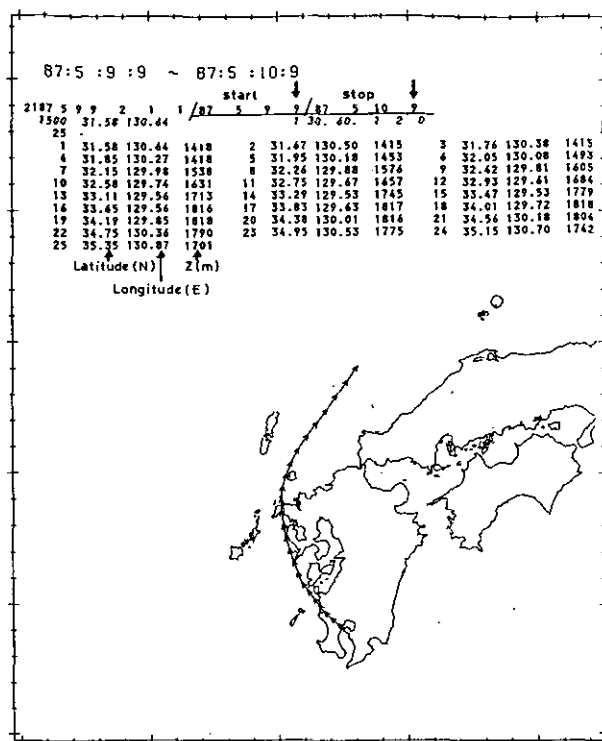


図2 1987年5月9日午前9時に桜島を出発した気流の等温位面流跡線。出発の時の高度は地上1.5 kmである。24時間にわたる流跡の緯度、経度及び高度も図中に示した。

東風から南西風に集中しており約86%がこの風系であった。しかし雲仙野岳で高濃度が出現した時には地上でも高濃度が出現するといった単純な関係にはないことが地上データを解析した結果明らかとなった⁽⁴⁾。そこで地上における高濃度の出現と気象パターンとの関係を解析したところ、長崎県や福岡県等の九州北部地域において地上で高濃度のSO₂が広域にわたり出現する時の気圧配置の共通した特徴として九州地域が移動性高気圧の周縁部もしくはその後面に位置した場合が殆どであることが明らかとなった。このような気圧配置の時には一般に空気の沈降、並びのそれに伴う逆転層が形成されることが考えられる。図1に示した1987年5月9日の場合には地上においても高濃度のSO₂が観測されたが、この期間における気流の垂直方向の挙動を知るために比湿の時刻高さ断面分布を図3に示した。比湿は保存量であるため気塊の垂直方向のトレーサーとなる。地上で高濃度が出現した9日には急激な比湿の減少が認められる。また800~850 mbにかけて沈降性の逆転層が出現しており800 mb面における温度上昇は1.1~1.4 K/日に達していた。このような高気圧下での沈降機構の重要性は成層圏O₃の対流圏への沈降のメカニズムにおいても指摘されている⁽⁵⁾。

これら一連の観測、解析により九州北部地域における広域SO₂汚染には桜島からのSO₂が大きな影響を及ぼしていることがわかった。特に地上において高濃度が出現するメカニズムとしては移動性高気圧周縁もしくは後面での沈降性強安定層が鉛直拡散を抑制することと、下降気流による上空から地上へのSO₂の輸送が重要であるとの結論が得られた。

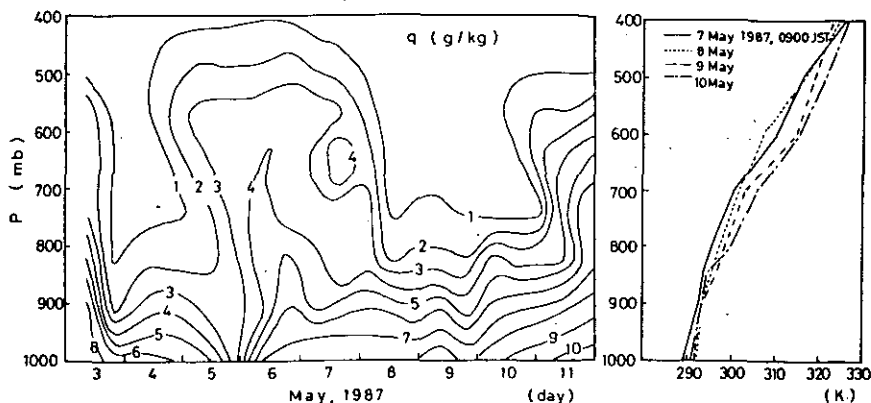


図3 1987年5月3日から11日にかけての鹿児島における比湿(単位乾燥空气中に占める水分量, q ; g/kg)の時刻高さ断面分布と5月7日から10日にかけての温位(1000 mbに換算した気温, θ ; K)の垂直分布変化。

3. 長距離輸送中の硫酸塩の生成

火山から排出された SO_2 は長距離輸送中に硫酸塩 (SO_4^{2-}) へと変換される。関東甲信地域における数値シミュレーション結果によれば、 NO_x の粒子状物質への平均変換速度が約 $15\% \text{ hr}^{-1}$ であるのに対し SO_2 は約 $4\% \text{ hr}^{-1}$ である。一日を通しての窒素系の収支として、排出された NO_x は種々の反応経路を経て、硝酸、硝酸塩、に転換され、一日でその過半が地面に沈着するのに対して、硫黄系の収支はその8割が硫酸塩粒子の形で大気中に残留する⁽²⁾。このため硫酸塩粒子は長距離輸送され、雨、霧などの湿性沈着により地上に達する。このような理由から長距離輸送中の硫酸塩の生成速度をフィールド観測により明らかにすることは重要である。桜島からの硫黄系化合物は排煙温度が $850\sim 900^\circ\text{C}$ と高温なためほとんどが SO_2 の形で放出される。今回の航空機によるフィールド観測においても火山近傍のプルーム中においては SO_2 のみが高濃度を示し、 SO_4^{2-} はほとんど存在していなかった。もし硫黄系化合物の一日スケールでの沈着によるロス並びに輸送中における供給が無視出来ると仮定すれば、 SO_2 と SO_4^{2-} 濃度の時刻変化を知ることにより変換速度が推定できる。1987年の観測においては福江、長崎、対馬、見島で SO_2 と SO_4^{2-} の6時間平均の濃度変化を求めた。この結果を用いると SO_2 と SO_4^{2-} への変換速度として $1.2\sim 1.5\% \text{ hr}^{-1}$ の値が得られた。この値は前述の関東甲信地域の夏季の数値シミュレーション結果の約 $1/2$ の値であった。

4. 海を渡る光化学大気汚染

九州地域においては春季に高濃度の O_3 が出現する。この高濃度の O_3 の原因の一つは成層圏からの沈降によるものである。成層圏 O_3 は南北に振動するジェット気流の中心軸の北側に出来た低気圧から派生する寒冷前線に吹き込む西風の下降気流により対流圏上層にもたらされ、これに引き続く移動性高気圧下での沈降により地上に達することが明らかにされた⁽⁵⁾。一方この地域では人為起源による O_3 も存在する。1987年の山口県萩市沖の見島における観測によれば O_3 濃度とともに、炭化水素成分、アルデヒド類、カルボン酸等の光化学二次生成物質やエレメンタルカーボン、有機カーボンの濃度の上昇が認められた。一方航空機を用いたエアロゾルの垂直分布観測結果を図4.5に示した。

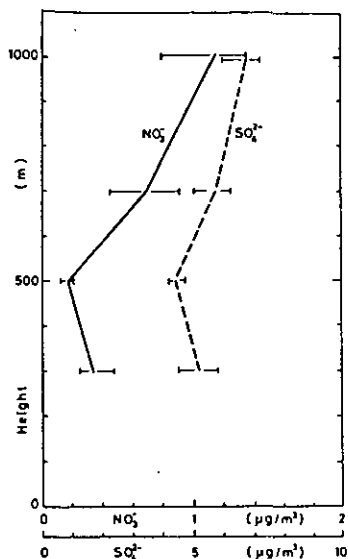


図4 1987年5月8日午前9時10分から11時30分の間に日本と韓国の国境付近上空において観測された NO_3^- と SO_4^{2-} の平均値の垂直分布。図中の横線は観測濃度範囲を示す。

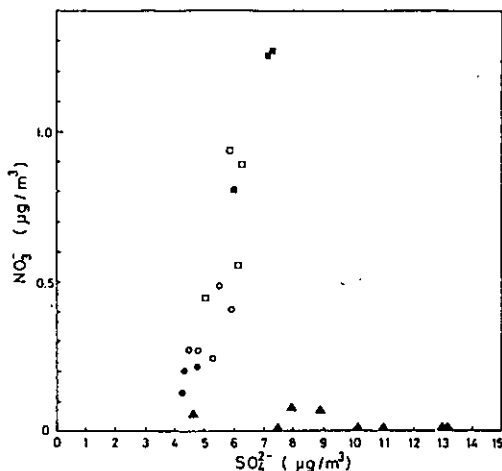


図5 NO_3^- と SO_4^{2-} の関係。図中の三角印は1987年5月9日の13時34分から15時56分にかけて海拔高度420~630 mにおいて観測された火山からのブルーム中での値である。白丸印, 黒丸印, 白四角印, 黒四角印はそれぞれ図4における300, 500, 700, 1000 mでの観測結果に対応する。

SO_4^{2-} と NO_3^- の間には直線関係が認められる。図5には火山からの煙の中でのエアロゾルの測定結果も同時に示したが、火山からのものは SO_4^{2-} が大部分であり NO_3^- はほとんど存在していない。このことから日本と韓国の国境付近の海上で観測されたこれらのエアロゾルは人為起源によるものと考えられる。

5. 上空及び地上での雲水、霧、雨水中の汚染物質

航空機を用いて雲水を捕集し、各種イオンと H_2O_2 濃度を測定した。雲水の捕集に成功した1988年7月11日の結果を福岡県の三郡山(標高920 m)で同日に捕集した雲水と比較したところ以下のようなことがわかった⁽⁶⁾。すなわち航空機で捕集した雲水の H_2O_2 濃度は $0.6\sim 1.3\ \mu\text{g}/\text{ml}$ 、電気伝導度は $25\sim 5\ \mu\text{S}/\text{cm}$ 、pHは $4.5\sim 5.3$ 、三郡山の電気伝導度は数 $10\ \mu\text{S}/\text{cm}$ 及びpHは $4.0\sim 4.4$ であった。また酸性雨生成機構解明を行うために、地上雨水(太宰府市)と近接する上空雨水(三郡山頂)をほぼ同時に採取し、更に雲水の採取も行い、雨水の汚染物質の取り込みの違いを比較した。pHは地上の雨水の方が上空雨水に比べて低くなっていた。これは地上雨水は低いpHを持つ雲底部の雲水によりpHが下がったためと考えられる⁽⁷⁾。一方雨水の広域的な分布の特徴を把握するために広島、山口及び九州全域における観測を関係自治体の協力の下に1988年7月6日~19日にかけて実施した⁽⁸⁾。各地点での降水中のイオン組成を図6に示す。採取した全試料のpHは $3.6\sim 7.0$ の範囲であり、降水量で重み付けしたpHの平均値では宮崎が4.1と最も低い値を示した。この低pHは主に Cl^- によりもたらされておりその原因としては桜島の影響が考えられる。 NO_3^- の占める割合が10%以上を示したのは広島(15.5%)、福岡(11.1%)、大分(10.3%)の3地点であり九州全域でみれば NO_x に比較して SO_x の寄与が大きいと考えられる。

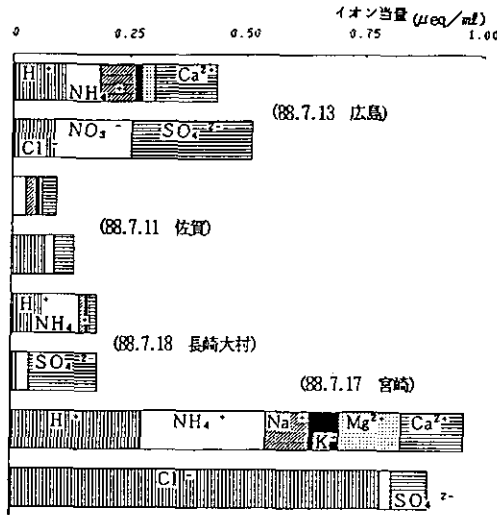


図6 1988年7月6日から19日にかけて実施した広域観測時における降水中のイオン組成。

6. まとめ

大気汚染物質の長距離輸送を解明するにあたっては硫黄系の挙動が重要である。このためにはガス、エアロゾル、雲水、雨水を一連の現象として統一的に評価することが必要である。本研究においては九州地域をフィールドとして、硫黄系の移流、拡散、変換、沈着の特徴を明らかにした。また硫黄系以外の海を渡る二次生成大気汚染の存在を示した。今後はこれらの結果に基づいて都市規模、地域規模大気汚染と排出削減効果に関する研究をすすめて行くことが重要である。

引用文献

- 1) Kurita, H., Sasaki, K., Muroga, H., Ueda, H. and Wakamatsu, S.: J. Clim. Appl. Met., 23, 1153-1172 (1985)
- 2) 植田洋匡：科学, 50, 610-619, (1989)
- 3) 鎌田政明ほか編：地球流体の化学—環境科学の視点から—, 東大出版会(1985)
- 4) 山下敬則, 森淳子, 本多雅幸：第15回九州衛生公害技術協議会, 33-34, (1990)
- 5) Wakamatsu, S., Uno, I., Ueda, H., Uehara, K. and Tateishi, H.: Atmos. Environ., 23, 1815-1862 (1989)
- 6) 村野健太郎, 植田洋匡, 若松伸司, 鶴野伊津志, 植野康成, 大原真由美：第30回大気汚染学会, 328, (1989)
- 7) 大石興弘, 宇都宮彬, 岩本真二, 下原孝章, 浜村研吾, 石橋龍吾, 植田洋匡, 村野健太郎：第30回大気汚染学会, 329, (1989)
- 8) 寶来俊一, 大原真由美, 早田寿文, 宇都宮彬, 犬塚加代子, 植野康成, 今村修, 森崎澄江, 堤義則, 村野健太郎：第30回大気汚染学会, 330, (1989)

衛星搭載センサー ILAS および RIS による大気微量成分の観測

— 1995年冬の打ち上げを目指して —

笹野泰弘 (大気環境部)

要旨 地球規模の大気環境研究において衛星からの遠隔計測が果たす役割は大きい。環境庁では成層圏オゾン層や地球温暖化に関係する微量物質の観測を目的として、1995年に打ち上げられる地球観測衛星に、「改良型大気周縁赤外分光計(ILAS)」および「地上・衛星間レーザー長光路吸収測定用リトロリフレクター(RIS)」の2種の機器を搭載すべく、その開発に一部着手した。国公研では主に、解析ソフトウェア開発および利用研究を分担することとなり、研究を開始した。開発される機器、測定原理、利用研究計画について報告する。

1. はじめに

1995年冬期に宇宙開発事業団の手によって地球観測プラットフォーム技術衛星(ADEOS; Advanced Earth Observing Satellite)が打ち上げられる。ADEOS衛星は各種の衛星技術の開発とともに、地球環境のグローバルな変化の監視について国際的貢献を図ることを目的としたものである。海域、陸域、沿岸域の高精度・高分解観測のための2つのコアセンサーの他に、いくつかの公募センサーが搭載されることになっている。

環境庁では、地球規模の環境監視を推進する観点から、成層圏オゾン層や地球温暖化に関係する微量物質の観測を目的とした「改良型大気周縁赤外分光計(ILAS)」および「地上・衛星間レーザー長光路吸収測定用リトロリフレクター(RIS)」の2種の機器を提案し、搭載されることとなった。本報告では、それぞれの機器について観測の原理、装置の概要、測定対象等を解説するとともに、測定データの解析利用研究計画について紹介したい。

2. 衛星センサーによる大気環境計測の意義

近年、成層圏オゾン層の破壊、地球温暖化など地球規模の環境問題の話題を耳にしない日が一日となく、それだけ市民の地球環境の将来に対する関心の高さを反映しているように思われる。これらの地球規模の環境問題と呼ばれるものは、問題が空間的に言って地球スケールであるということと同時に、環境破壊あるいは保全対策の実効が現われるまでの時間スケールが、従来の地域的な環境汚染問題に比べるとはるかに長いということにその特徴がある。したがって、環境の悪化が現象として眼前に現われてから、保全・回復のための対策を施したのでは、回復までに非常に長期間を要することになる。早い時期に何らかの行動を起こす必要があると言われる理由はここにある。

このような地球規模大気環境の問題に対する科学的な調査・研究においては、現象を正確にまたグローバルに把握することが極めて重要である。特に、大気微量成分の化学反応や輸送・拡散、また太陽放射に対する影響などを理解することが、現象の本質にせまる道である。しかし、高層大気中、極

域(南極、北極)、海洋上、大陸内部など測定器を持ち込むことの困難な場所が地球上の大部分を占めており、また仮にそれが可能でも空間的に密に測定器を展開することは事実上、不可能である。

このような対象に対して、人工衛星など宇宙・高高度飛行体を用いる遠隔計測は非常に有効な計測手段を提供するであろうことは想像に難くない。米国航空宇宙局(NASA)による人工衛星搭載オゾンセンサー(TOMS)が観測した南極オゾンホール映像は、それを雄弁に物語っている。今後ますます、地球規模環境の監視、科学的解明のため、人工衛星からの遠隔計測が発展していくものと考えられる。

我が国では、大気計測のための人工衛星センサーに関する研究・開発は、東京大学、文部省宇宙科学研究所等による先駆的研究を除くと、これまで十分に行われて来ていないというのが実状である。今回、各種の大気センサーをADEOS衛星に搭載すべく、環境庁、通産省が研究・開発に乗り出したことの意義は大きいと言えよう。

ADEOS衛星はほぼ南極、北極の近くを通る極軌道を描いて、約100分で地球を一周回す。衛星が赤道上空を北から南に向けて通過する時刻は、常におよそ10時30分(地方時)で、41日後に全く同じ軌道に戻って来る。これは太陽同期準回帰軌道と呼ばれる。後で詳しく述べるように、ILASは衛星から見た太陽の日の出、日の入り時に太陽光を観測するので観測は極を中心とする高緯度地域が測定対象領域となる。また、RISは固定地上局の上空を通過するADEOSに向けてレーザー光を放射し、反射して戻って来る光の強度を測定することから、地上局の上空のみを測定対象としている。

3. 改良型大気周縁赤外分光計(ILAS)

大気を構成する各種の微量成分は成分毎に特有の吸収スペクトルを持っており、大気層を通過する太陽光のスペクトルを計測すれば、波長毎の吸収の強さから逆に大気中の微量成分の量が推定される。ILASの基本要素は、大気層を通過する太陽光強度を波長毎に測定する一種の分光器である。

微量成分の高度分布を求めるためにILASでは、太陽掩蔽法と呼ばれる手法を用いる(図1参照)。すなわち、衛星から見た太陽が日の出、あるいは日の入りの状態にある時に太陽を追尾して、大気層で吸収を受けた太陽光強度を測定する。そのときセンサーに入る太陽光線の光路は、太陽、衛星、地球の位置関係で決まる。さまざまの接線高度(地球中心から各光路に下ろした垂線から定義される高度)での測定データには、それぞれ異なる高度層の情報が含まれているので、これを数学的に解析して高度毎の情報を取り出すことになる。

ILASに用いる分光器の波長(波数)領域と、測定可能な微量成分種を図2に示した。ILASは宇宙科学研究所がかつて開発したLASと呼ばれるセンサーを基本モデルとして、気温、空気分子密度、エアロゾル高度分布測定用として可視波長領域(波長753~780 nm)における酸素の回転吸収スペクトルの測定の機能を付加したものである。

ILASの主たる目的は極域成層圏(高度10 km~60 km)のオゾン濃度のモニタリングであり、同時に気温、空気密度、水蒸気、メタン、二酸化窒素、硝酸、一酸化二窒素、エアロゾルの高度分布の測定を計画している。ADEOS衛星には米国航空宇宙局のTOMSが搭載されることになっており、TOMSによるオゾン全量の測定と合わせ、ILASデータは極域オゾン層の挙動の解明に役立てられる。

ILAS本体の製作は環境庁の監督の下にメーカーが担当し、当所では今後、解析アルゴリズムの開発、

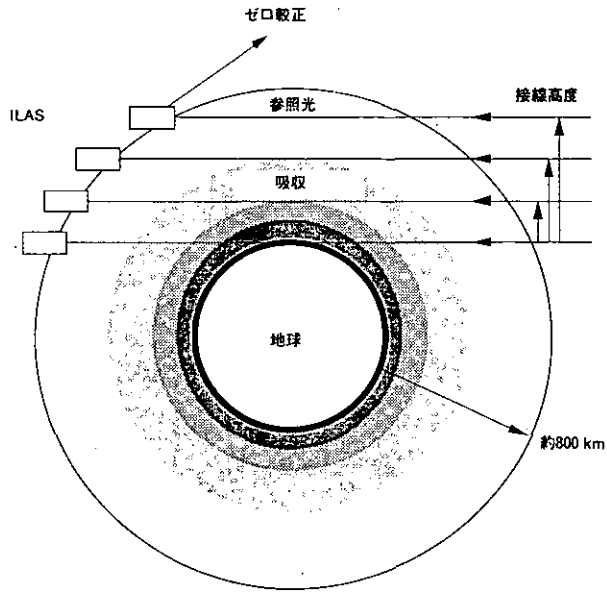


図1 ILASによる測定の原理(太陽掩蔽法)。太陽は十分遠くにあるので、太陽光線は平行に描かれている。衛星の移動とともに、ILASは異なる接線高度の大気層を通過してきた太陽光の吸収スペクトルを測定する。

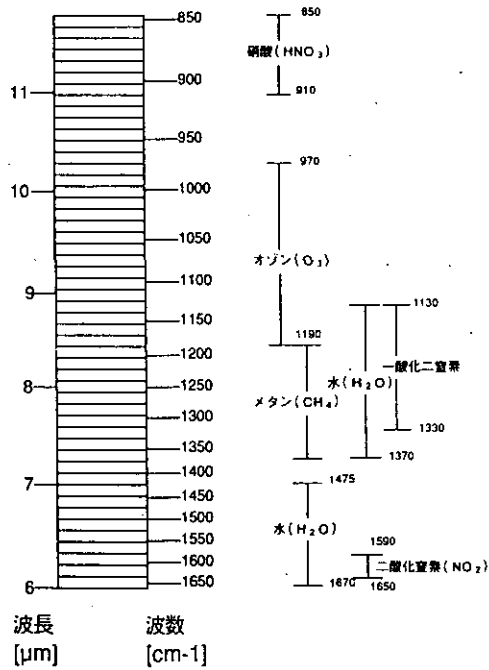


図2 ILASの測定波長領域(赤外波長領域)と測定対象成分。

運用ソフトウェアの整備を進めていく。

4. 地上・衛星間レーザー長光路吸収測定用リトロリフレクター (RIS)

RIS 自体は、厳密に言えばセンサーではなく、入射した光を入射方向に対して180度反対の方向に高効率で反射するための反射鏡(リトロリフレクター)である。RIS を用いて、地上局から発射したレーザー光を高効率で後方に反射させ、再び地上局でこれを受信する(図3)。これにより、レーザー長光路吸収分光と呼ばれる測定を行い、地上局上空のオゾンその他、オゾン層の破壊に関連するフロンや、二酸化炭素等の温暖化関連物質濃度を高精度で観測することを目的としている。RIS の性能・仕様を表1に示した。

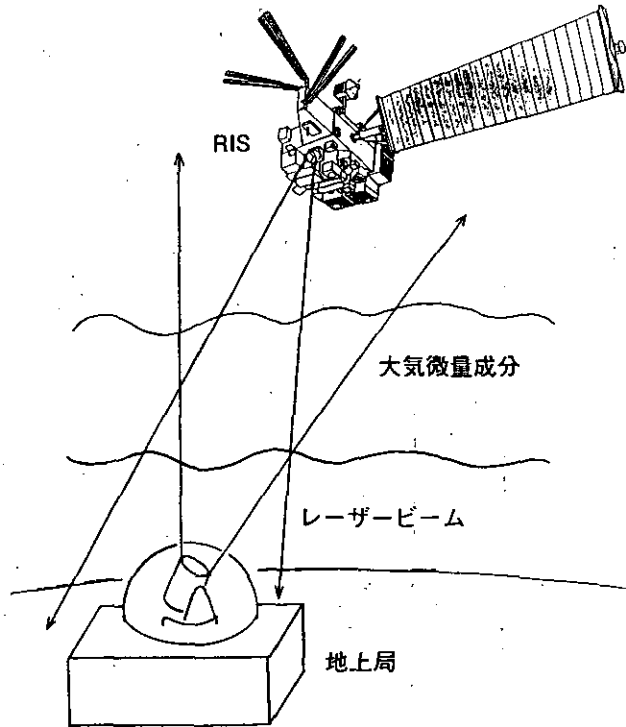


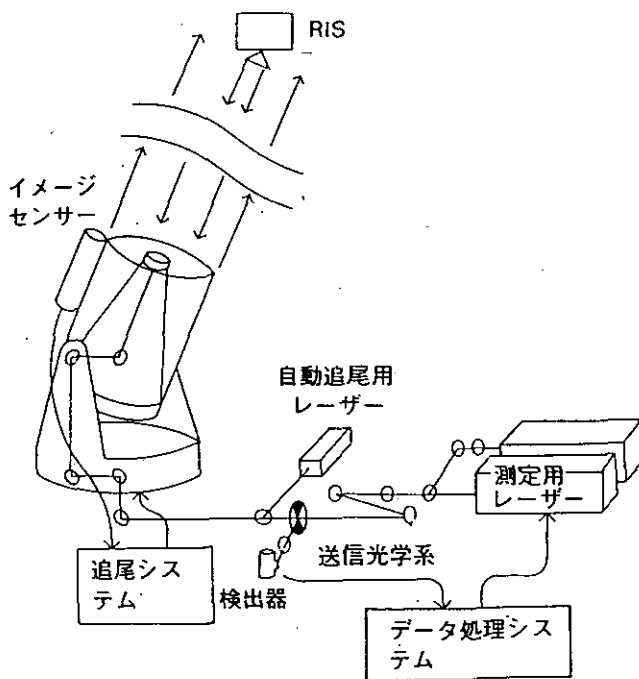
図3 RISを用いた地上-衛星間レーザー長光路吸収測定の様式図

表1 RISの主な仕様

有効口径	50cm、	反射角精度	5秒以上
反射率	80%以上(10 μ m帯)		
	近紫外から遠赤外(300nm-14 μ m)で高反射率		
視野	全角60度以上		
形状	~60cm ϕ × 50cm		
重量	約50kg		

微量成分の測定には、前節に述べたのと同様に、微量成分による光の吸収スペクトルを計測する。そのため地上局には、波長同調可能なレーザーと参照用のレーザーが用意される。ADEOS 衛星は約 800 km の高度をおよそ 7 km / 秒の速度で飛行するので、地上局から衛星を追尾できるのは 1 回の飛来あたり約 200 秒である。この間に、測定しようとしている対象物質の吸収スペクトルを計測する必要がある。現在のところ、これらの計測用のレーザーとしては CO₂ レーザー（波長 10.6 ミクロン）の使用を予定している。吸収の大きさから地上-衛星間（事実上は成層圏、対流圏）の微量成分全量が算出される。また、オゾン等のように高精度のスペクトル測定が期待できるものに関しては、スペクトルの形状から高度分布の情報を抽出することが出来る。

衛星追尾においては、軌道計算に基づくプログラム追尾の他に、可視レーザー光（YAG レーザー；波長 0.53 ミクロン）を照射した衛星の像を 2 次元イメージセンサーで捉えることにより追尾性能を飛躍的に高めることを計画している。これにより、測定用レーザーのビーム広がり幅をむやみに大きくする必要がなくなり、測定精度を上げることができる。これらに用いられる地上局の概要を模式的に図 4 に示した。



Concept of ground station

図 4 RIS 地上設備の概要

RIS を用いた計測データはオゾン、フロン等の季節変化、長期変動の把握、オゾン層変動機構の解明のための基礎データをして用いられる。また、成層圏オゾン層変化の早期検出や変動の予測を行う。さらに、RIS による高精度測定データはその他の衛星搭載センサーの較正に用いることができる。

RIS のような大口径リトロリフレクターの搭載により、国外においても地上・衛星間のレーザー長光路吸収測定が可能であり、大気微量成分の地球規模の監視に用いられていくことが望ましい。特に極域でオゾン層の破壊が顕著な冬から春にかけては太陽光が射さず、他に有効な測定手段がないことから、地上局の整備を進め観測が実施できればきわめて有用な情報が取得できる。

今後、RIS 本体の製作とともに、ADEOS 衛星の打ち上げまでに地上設備の整備を進めることにしている。当面は、東京近辺における地上局の整備を計画している。これに向けて(1)測定対象物質に応じたレーザー光源、波長スキャン方式の選択、(2)衛星追尾技術の確立、(3)地上設備の設計(レーザー装置、送受信システム)、(4)データ処理・解析手法の確立といった課題を解決していく。RIS を用いた大気微量成分の計測は世界で最初のものとなる。計測技術の開発という観点からも大きな意味を持っていることを強調しておきたい。

なお、ILAS の開発に関しては、宇宙科学研究所の松崎章好博士はじめ宇宙科学研究所、各大学・研究所の皆様の多大のご協力を、また RIS の開発に関しても多くの関係者のご協力を頂いており、ここに謝意を表する次第である。

植物の生理機能の画像診断

大 政 謙 次 (技術部)

要 旨 環境汚染や地球規模の環境変化による植物への影響を診断する目的で、植物の生理機能診断のための非破壊画像計測システムの開発を行ってきた。具体的には、クロロフィル蛍光動画像計測による光合成機能の診断、熱赤外画像計測による樹木の蒸散能力やガス吸収能力の診断、顕微画像計測による気孔やその周辺細胞の診断、MRIによる根の機能の診断等の手法を紹介し、実際に、汚染ガス、水ストレス、紫外線などの影響の診断に適用した例について述べる。また、街路樹の機能診断への適用例についても述べる。

生物を研究対象として、古くからそれぞれの目的に応じて固有の計測技術が開発されてきたが、近年のエレクトロニクスの進歩は得られる情報を飛躍的に増大させた。特に、生体の二次元あるいは三次元の情報を非破壊で得ることを目的とした画像計測技術の発達には目覚ましいものがある。最近、植物の分野でも、細胞、個体、あるいは小規模な群落を対象として、より多くの生体情報を得ることを目的とした種々の画像計測技術が開発されてきている¹⁻³⁾。そして、生理学や生理生態学といった基礎研究の分野で、生体反応のメカニズムを解明するのに利用されている。また、これらの基礎研究で得られた知見をもとに、植物の生育状態や病虫害、生理障害、環境ストレスなどを診断することが可能になってきている。ここでは、環境汚染や地球規模の環境変化による植物への影響を診断する目的で、筆者らのこれまで行ってきた植物の生理機能の画像診断に関する研究について紹介する。

画像計測装置と得られる生体情報

人間の目は、電磁波のうちで非常に狭い波長域(可視光)のみを感じ、対象に関する情報を得ている。画像計測においては、種々の波長域の電磁波(あるいは音波)を検知するセンサを用いて、人間の目では得ることのできない情報を得ることができる。表1に、画像計測技術(センサ)と得られる植物生体情報の一覧を示す。これらの計測技術では、対象に関する情報を担うべき電磁波が能動的にせよ受動

表1 植物生体情報と利用できる画像計測技術

植物生体情報	画像計測装置
生長・形状・群落構造	マルチスペクトルカメラ (TV, スキャナー), 立体計測カメラ (ステレオ法, モアレ法), 超音波カメラ, CT (X線, NMR, 超音波)
植物温度・蒸散・ガス吸収	サーマルカメラ (含スキャナー)
気孔反応	サーマルカメラ, 顕微画像計測装置
光合成活性	特殊な高感度スペクトルカメラ
可視害・植物色素・色つや	マルチスペクトルカメラ (TV, スキャナー), 赤外カラーフィルム
細胞・細胞内小器官	顕微画像計測装置
生体内部の構造・生理機能	X線 CT (年輪, 内部腐食), NMR-CT (含水量, 吸水能力, 水ポテンシャル), ポジトロン CT (生体関連元素の移動, 代謝), X線 TVカメラ, シンチレーションカメラ

的にせよ存在することが必要である。最近では、環境からの電磁波を利用した受動方式の計測だけでなく、電磁波を照射して生体情報を得る能動方式の計測技術が発達してきている。この方式による計測は、一般に生体環境に影響を与えるという欠点はあるが、特定の生理生化学反応に関する情報を選択的に得ることができるという特徴がある。また、ラジオアイソトープ (RI: radioisotope)、顕微鏡、コンピュータ断層撮影法 (CT: computed tomography) などの技術と組み合わせることにより、内部構造、生体内の代謝機能、細胞レベルでの機能など、単なる表層の計測では得られない情報を得ることもできる。

クロロフィル蛍光動画画像計測法

光合成の低下には、気孔の閉鎖に起因するものの他に、植物体内の光合成反応それ自身の阻害がある。気孔反応の画像計測には、熱赤外画像計測^{4,5)}や顕微画像計測^{6,7)}があり、光合成反応を調べる方法としてはクロロフィルの蛍光^{8,9)}あるいはクロロフィル由来の遅延発光^{10,11)}を画像計測する方法がある。特に、クロロフィル蛍光誘導期現象の動画画像計測法は、遅延発光の画像計測法に比べて画質が良く、得られる光合成反応に関する情報が多いのが特徴である。

(1) クロロフィルの蛍光誘導期現象の解析

植物葉を暗所に置いた後、光を照射すると、葉緑体から過渡的にその強度が複雑に変化するクロロフィル a 蛍光が発せられる。この現象は、クロロフィル誘導期現象 (Kautsky 効果) として知られており、光合成の光化学系 II の電子受容体 Q_A の酸化還元状態や電子伝達反応、光リン酸化反応などが関係する葉緑体チラコイド膜のエネルギー状態を反映する。

図 1 は、筆者らが開発したクロロフィル蛍光動画画像計測システムを用いて、大気汚染ガス (SO_2) によるヒマワリ葉の蛍光誘導期現象への影響を計測し、解析した例である。葉の左半分 (F, 部位 1~3) に 1.5 ppm の SO_2 を 30 分間暴露し、右半分 (UF, 部位 4) には覆いをして SO_2 の侵入を防いだ。暴露しなかった部位 4 においては、健全葉で観察される典型的な蛍光誘導期現象 (OIDPSMT 変化) が認められたが、暴露部位 (1~3) においては、その誘導期現象に変化が見られた (図 1 A)。具体的には、 SO_2 の影響により、I のレベルが上昇し、P のレベルが低下した。また、S と M が区別できなくなり、P の発現や PT の低下が遅れた。クロロフィル蛍光解析から得られた知見によると、OI は光化学系 II の初期電子受容体 Q_A の光還元を、ID は光化学系 I による Q_A の酸化を、DP は光化学系 II を介した水からの電子の流れによる Q_A の還元を反映し、PS の少なくとも一部は光化学系 I の還元側の光活性化による Q_A の再酸化、MT はチラコイド膜を介した高エネルギー状態の生成を反映しているとされる。このことを参考にして SO_2 の影響をみると、I レベルの上昇は光化学系 II への影響による Q_A の部分還元により、DP の傾きの低下は酸素発生系が阻害されたことにより生じたと考えられる。また、S と M の区別の不明瞭化、P の発現の遅れや PT の低下の遅れなどは、酸素発生系の阻害によるチラコイド膜の高エネルギー状態の生成不良によるものと推測されるが、光化学系 I の還元側への影響など他の原因も考えられる。なお、この実験において可視障害は観察されず、暴露終了後 6 時間経過した時点で、葉脈の周辺から蛍光強度の回復、すなわち光合成活性の回復がみられた。

(2) 種々の環境ストレスの影響診断への利用

クロロフィル蛍光動画画像計測法を用いれば、種々の環境ストレスの光合成機能への影響の診断が容

易に行える。特に、酸素発生系の働きと関連しているPのレベル(正確にはDPの傾き)の変化により阻害の程度を定量的に評価することができる。

図2は、夜間の低温が翌日の光合成に与える影響を観葉植物(コルデイリネ・ストリクタ)の葉について調べたものである。翌日20℃で測定したにもかかわらず、夜間(10時間)の低温が翌日の蛍光強度(P)の低下、すなわち光合成に影響を与えていることがわかる。特に野外(A, 最低気温約0℃)に放置した場合と2℃(B)の場合において、光合成に対する作用が特に顕著であった。これは20℃の室温に一日置くことにより回復したが、作用の程度が著しい場合には可視障害が発現する場合もある。

図3は、中心波長が300 nmで、半値幅が10 nmの干渉フィルタを通して照射した紫外線(強度、 0.07 mWcm^{-2} ; 照射時間、3時間)によるヒマワリ葉の蛍光強度(P)の低下を示す。Aが照射終了直後の蛍光画像で、Bが照射終了後6時間経過した時点での蛍光画像である。照射終了直後に、照射部分(円形)に蛍光強度の低下が認められる。しかし、照射終了後6時間経過した時点では、蛍光強度が回復しており、軽度の紫外線による光合成に対する作用は、可逆的な障害であることがわかる。

図4は、葉脈を切断した直後のヒマワリ葉の切断箇所近傍のクロロフィル蛍光強度(DPの中間レベル)の画像である。葉脈の切断により、周辺細胞の水ポテンシャルが変化し、その影響が蛍光強度の増加となって現れる。切断箇所の周辺と切断箇所に連結した葉脈の周辺が特に蛍光強度の増加が著しい。これは、切断による水ポテンシャルの低下が葉脈に沿って伝達され、光合成に影響を与えるためと考えられる。このことは、DPの中間レベルの蛍光強度が、水ポテンシャルの低下や水ストレスの指標としても利用できることを示唆している。

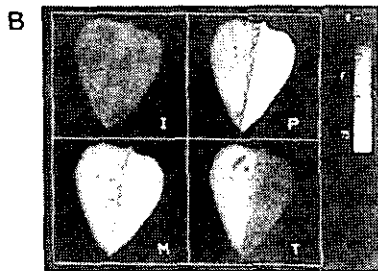
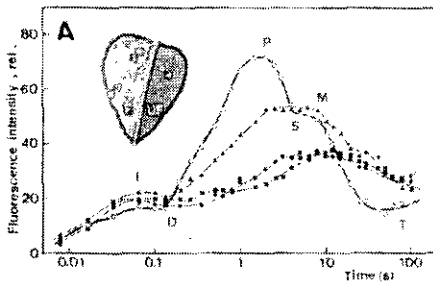


図1 クロロフィル誘導期現象への SO_2 の影響⁸⁾
被暴部分(F: ●1, ▲2, ■3), 正常部分(UF: ○4)
蛍光画像は誘導期現象の代表的な時点(I, P, M, T)に対応している。

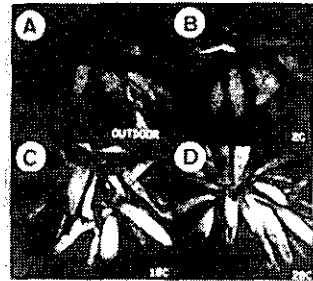


図2 観葉植物の光合成機能への夜間低温の影響¹²⁾
A, 野外放置(最低気温約0℃); B, 夜温2℃
C, 10℃; D, 20℃

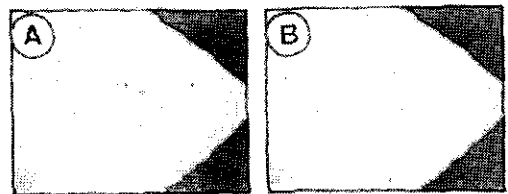


図3 ヒマワリ葉の光合成機能への紫外線の影響とその回復¹²⁾
A, 紫外線(強度、 0.07 mWcm^{-2} ; 照射時間、3時間)照射直後
B, 照射後6時間経過した時点

熱赤外面像計測法

植物の各生育段階における生理反応において、植物温度は、反応を支配する主要な要因の一つである。植物温度は、気温、湿度、放射、気流などの熱環境要因や気孔の状態、その他の水蒸気の潜熱輸送にかかわる生理的要因にも影響されるので、植物の生育と温度との関係を正しく評価するためには植物温度の画像計測が必要である。一方、植物温度と熱環境との関係を植物-熱環境系として解析することにより、気孔開閉運動や蒸散などの植物の生理反応にかかわる情報を面領域で定量的に得ることができる^{4,5)}。また、物質拡散の相似性を利用して植物の光合成や汚染ガスの吸収量を知ることができる¹³⁻¹⁵⁾。

図5は、葉温画像により、仙台市のケヤキ並木の診断を行った例である。左側のケヤキは、右側のケヤキに比べて葉温が高く、蒸散や光合成の機能が低下していることがわかる。野外での植物の生理機能、例えば、気孔反応とそれに伴う蒸散能力や光合成能力の変化などを診断する場合、葉温と生理機能との関係が問題になる。微気象の変化は、正確な診断を妨げるが、その都度、正確な微気象状態や熱収支を求めることは困難であり、実際の現場では、サーマルカメラにより得られた葉温画像を観察しながら、ポロメータを用いて、正確な気孔拡散抵抗や蒸散速度、光合成速度などを測定し、確認していく方法が有効である。その際、直射日光や風の影響を避けるために、曇天で、微風速の日を選べば、葉温への微気象の時間的、空間的変化の影響が少ないので、ポロメータによる測定の回数を減らすことが可能で、植物の生理機能診断を容易に行える。ただし、余り日射量が少ないと、光量不足による気孔閉鎖や光合成機能低下を引き起こすので注意を必要とする。

気孔の顕微画像計測法

熱赤外面像計測により得られた葉温画像の一画素は、数十から数百の気孔の平均値的な動きを与える。それゆえ、環境変化に対する気孔反応を調べるには、葉温計測と同時に、生育している状態での植物の個々の気孔の動きを直接観察することが必要である。そこで、高倍率で広い作動距離をもつ光学顕微鏡と高感度カメラを組み合わせた遠隔操作の顕微画像計測システム^{6,17)}を開発し、平均値的な情報では得られない個々の気孔の環境ストレスに対する挙動を明かにした。

図6は、ヒマワリの根系への水ストレス処理に伴う気孔反応の例である。氷水処理により根の吸水機能が低下し、20℃の水処理によりその機能が回復する。氷水処理により生じた水ストレスは、孔辺

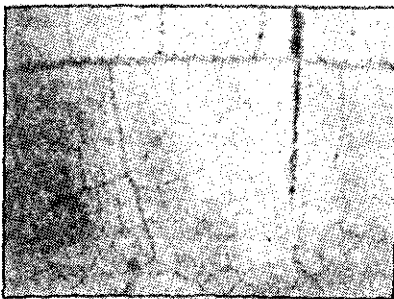


図4 葉脈を切断した直後のヒマワリ葉の切断箇所近傍の光合成機能への影響¹²⁾



図5 葉温画像による仙台市のケヤキ並木の診断¹⁶⁾

細胞よりも先に周辺の細胞に圧ポテンシャルの減少を引き起こし、孔辺細胞と周辺の細胞の圧ポテンシャルのバランスを崩し、気孔の一時的な開口を生じさせる。その後、ABAの作用などの生理的な影響によって気孔の閉口現象が現れるが、水ポテンシャルで -0.8MPa 、圧ポテンシャルで 0.1MPa 以上(氷水処理時間で10分以下)の時には、水ストレスによる葉の水ポテンシャルの低下が、葉の圧ポテンシャルの低下として現れるので、根の吸水機能の回復に伴って気孔開度も迅速に回復する。特に、5分間程度の氷水処理による軽度の水ストレスの場合は、この現象が顕著に現れた。これは、この程度の水ポテンシャル変化においては、孔辺細胞の K^+ 濃度の調節だけでなく、周辺の細胞の圧ポテンシャル変化によっても気孔の開閉が制御可能であり、適度な水ストレスは気孔の開口作用をもつことを示している。このように、生育状態の気孔の連続観察は、ポロメータや熱画像計測による気孔拡散抵抗の計測では得られない個々の気孔の複雑な動きに関する情報を与える。

NMR 映像法

原子核スピン系のもつ磁気モーメントと外部印加磁場との共鳴現象を利用したNMR計測法は、種々の生体物質の化学組成や反応過程の分析手段として、生物研究の分野において広く利用されている。また、Lauterbur¹⁹⁾により線形磁場勾配を用いたNMR映像法(MRI; imaging resonance)が発表されて以来、臨床医学の診断法として注目されるようになった。この映像法の特徴は、X線CTのように単に生体の形態的な情報を与えるだけでなく、生理生化学的な情報を提供でき、また、印加磁場の電氣的な制御により、簡単に任意の断面の映像を得ることができる点にある。最近では、超電導マグネットを用いたX線CTに負けない高解像度のものも開発されており、細胞レベルの映像化(NMR顕微鏡)にも成功している²⁰⁾。現在、一般に使用されているMRIは、 ^1H (水素原子核)を対象として、密度、 T_1 (スピン-格子緩和時間)、 T_2 (スピン-スピン緩和時間)などに関する情報を得ることができるが、 ^1H 以外の ^{31}P 、 ^{19}F 、 ^{23}Na 、 ^{13}C などの原子核種の分布を表す画像も得られるようになっている。

図7は、ポット植えのソラマメとダイコンのNMR画像の例を示す。ソラマメの画像のレベルは土壤のレベルに、ダイコンは根のレベルに調節されている。濃度レベルは、プロトン密度すなわち含水量に対応しており、植物体の方が土壤に比べて含水量が多いことがわかる。土壤水分の分布の違いは

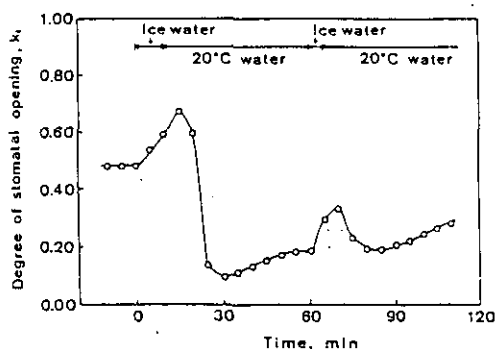


図6 軽度の水ストレス変化に対する気孔反応¹⁸⁾

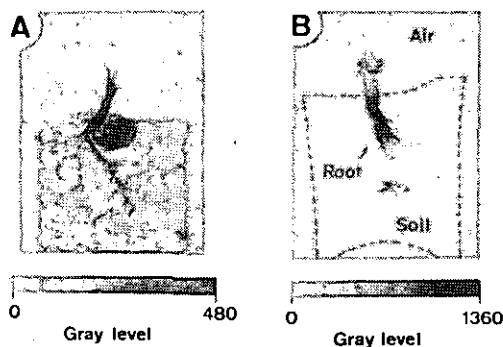


図7 ポット植えのソラマメ(A)とダイコン(B)のNMR画像²¹⁾

根の吸水と土壤構造の不均一さに、また根の水分分布は植物の障害や吸水状態に起因している。それゆえ、根や土壤水分の経時的变化を計測することにより根の生理活性や吸水能力を知ることができよう。また、 T_1 や T_2 を強調した画像により、水ポテンシャルと対応させた解析が可能になる。NMR 顕微鏡は、高い解像度の画像が得られるので細い根の生理機能の計測や水分状態の診断に利用できる。最近、数十 μm の解像度を有する装置を用いて、蒸散により変化する1 mm程度の根の断面の水分分布の変化を計測した例も報告されている²²⁾。なお、土壤中に生育している根の計測に際しては、土の反磁性や強磁性による像の歪に注意する必要がある。

文 献

- 1) K. Omasa & I. Aiga: "Systems & Control Encyclopedia Vol. 2" ed. by M. G. Singh, Pergamon Press, 1987, p 1516
- 2) 大政謙次: "植物の計測と診断" 大政謙次ら編, 朝倉書店, 1988, p 155
- 3) K. Omasa: "Modern Methods of Plant Analysis New series Vol. 11" ed. by H. F. Linskens and J. F. Jackson, Springer-Verlag, 1990, p 203
- 4) 大政謙次, 安保文彰, 相賀一郎, 橋本 康: 計測自動制御学会論文集 17, 657(1981)
- 5) Y. Hashimoto, T. Ino, P.J. Kramer, A.W. Naylor & B.R. Strain: Plant Physiol. 76, 266 (1984)
- 6) K. Omasa, Y. Hashimoto & I. Aiga: Plant Cell Physiol. 24, 281 (1983)
- 7) K. Omasa, Y. Hashimoto, P. J. Kramer, B.R. Strain, I. Aiga & J. Kondo: Plant Physiol. 79, 153 (1985)
- 8) K. Omasa, K. Shimazaki, I. Aiga, W. Larcher & M. Onoe: Plant Physiol. 84, 748 (1987)
- 9) P.F. Daley, K. Raschke, J.T. Ball & J.A. Berry: Plant Physiol. 90, 1233 (1989)
- 10) L.O. Bjorn & A.S. Forsberg: Physiol. Plant. 47, 215 (1979)
- 11) J. L. Ellenson & R.G. Amundson: Science. 215, 1104 (1982)
- 12) K. Omasa & K. Shimazaki: "Measurement Techniques in Plant Sciences" ed. by P. J. Kramer et al. Academic Press (in press)
- 13) K. Omasa, Y. Hashimoto & I. Aiga: Environ. Control Biol. 19, 59 (1981)
- 14) K. Omasa, Y. Hashimoto & I. Aiga: Environ. Control Biol. 19, 85 (1981)
- 15) 井上吉男: 日作紀, 56, 474 (1987)
- 16) 大政謙次, 田島 彰, 宮坂佳代子: 農業気象, 45, 271 (1990)
- 17) 大政謙次: 農業気象, 45, 257 (1990)
- 18) 大政謙次, 丸山幸夫: 農業気象, 45, 265 (1990)
- 19) P.C. Lauterbur: Nature, 242, 190 (1973)
- 20) J.B. Aguayo, S.J. Blackband, J. Schoeniger, M. A. Mattingly & M. Hintermann: Nature, 322, 190 (1986)
- 21) K. Omasa, M. Onoe & H. Yamada: Environ Control Biol. 23, 99 (1985)
- 22) J. M. Brown, G. A. Johnson & P. J. Kramer: Plant Physiol. 82, 1158 (1986)

紫外線の植物に対する影響

近藤 矩朗 (生物環境部)

要旨 フロン等による成層圏オゾンの破壊により地球上に到達する紫外線量が増加する。特に波長が短いほど増加率が著しい。したがって、オゾン層破壊による紫外線増加の植物への影響を明らかにするためには、紫外線の波長による影響の違いについて考慮した研究が必要である。オゾン層破壊により増加するのはUV-B(280~320nm)の290~320nmの範囲にある。ここでは、紫外線に感受性の高いキュウリを用いて、UV-A(320~400nm)、UV-B(290~320nm)の影響について検討した結果を報告する。

太陽から地球に降り注ぐ光は、地球の大気を通過するあいだに、大気中に含まれる二酸化炭素、水蒸気、オゾン等により一部が吸収され、地上に到達する光の波長範囲は制限される。地上約10~50 km 上空の成層圏に存在するオゾンは生物にとって極めて有害な紫外線を吸収するため、290 nm 以下の波長の光は地上に到達しない。しかし、近年クロロフルオロカーボン(フロン、わが国ではフロンと呼ばれる)等により成層圏オゾンが破壊され、地上に降り注ぐ紫外線が増加することが予測され、ヒトや生態系への影響が懸念されるようになった。紫外線はその波長により、UV-A(320~400 nm)、UV-B(280~320 nm)、UV-C(<280 nm)に分けられるが、成層圏のオゾンが現在よりも減少すると地上に到達する紫外線の放射量が増加するとともに、光の波長の下限が短波長側にシフトする。図1に成層圏オゾンが現在量の10、25、50%だけ減少した場合に地球上に到達する光の紫

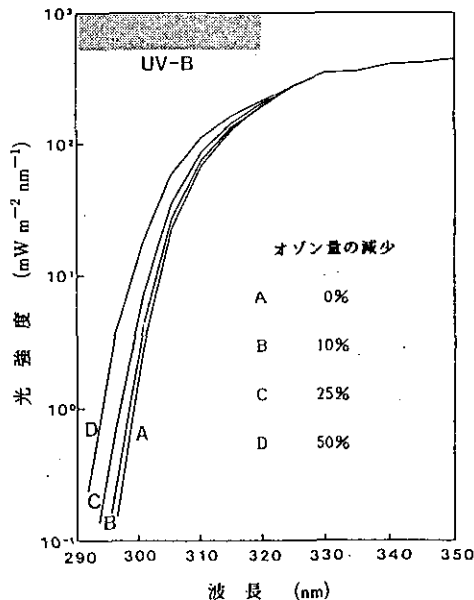


図1 オゾン量の減少に伴うUV-Bの変化

外域のスペクトル変化のシミュレーションの結果を示す。この図で明かなように、オゾン層破壊により増大する光の波長は290 nm から320 nm でUV-B領域の中にある。このUV-Bの増加が陸上植物や海洋植物プランクトンにどのような影響を与えるかが問題である。以下に紫外線の植物の成長に対する影響の概要と私たちの研究結果について報告する。

1. 紫外線の生物に対する影響と防御機能

タンパク質やDNAを始めとする生体物質の多くは紫外線を吸収することによって変化するため、紫外線量の増加は紫外線による生物の機能障害を増大する可能性がある。紫外線の影響として人間の皮膚ガンや免疫機能の低下、植物の成長阻害等がよく知られているが、これらは様々な生体物質が分解したり変性した結果と思われる。とりわけ遺伝子であるDNAへの影響は生物の種の維持のためにも重大である。しかし、生物の表皮系には紫外線を吸収する物質が存在し、紫外線による障害から生物を防御している。人間のメラニン色素、植物のフラボノイド、海藻のアミノ糖などが知られている。また、紫外線により損傷を受けた遺伝子の修復機能も知られている。すなわち、紫外線により隣合ったピリミジンの間に架橋を形成してピリミジン二量体が作られるが、修復酵素と光の共同作業によって修復される。このような遺伝子損傷や修復作用は微生物や動物において研究されているが、最近、植物でもピリミジン二量体が形成されていることを示唆する結果が得られている。

2. 紫外線影響の作用スペクトル

紫外線の植物への影響の程度は波長により異なる。それぞれの波長の光の相対的な影響の強さを波長に対して示したものが作用スペクトルである。紫外線の作用スペクトルについては遺伝子(DNA)の損傷や光合成ヒル反応阻害(図2)などについて得られている。その他、単離した生体膜の機能等に

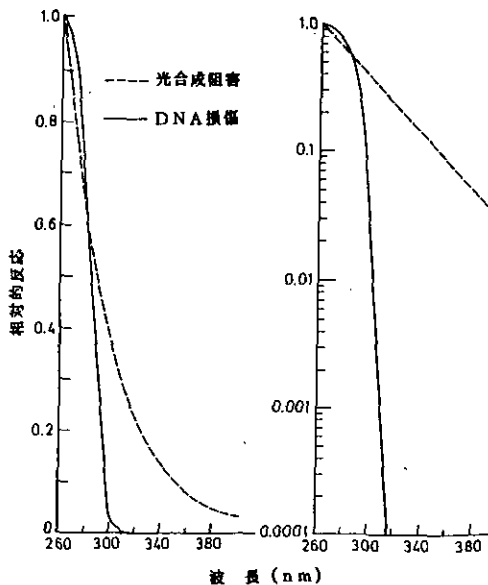


図2 DNA損傷と光合成ヒル反応阻害の作用スペクトル

対するの影響の作用スペクトルなども考慮して、Caldwellにより一般化した作用スペクトルが提案されているが、植物個体を用いた作用スペクトルは得られていない。しかし、オゾン層破壊の影響を考える上で、植物個体を用いた成長阻害の作用スペクトルは不可欠なものである。

3. 紫外線による植物の成長阻害

UV-Bの植物に及ぼす影響については多くの植物種で調べられており、一般的には成長を阻害するが、植物の種により感受性が異なる。同じ植物種でも品種により感受性が違う。UV-Bは光合成を阻害し、特に光化学系IIを阻害する。また、葉の成長阻害のほか、根の成長阻害等が知られており、単に光合成阻害だけでなく、光合成産物の他の器官への転流にも影響を与えているものと思われる。

オゾン層が破壊され、紫外線の強度や到達波長が変化した時の植物への影響を実験的に調べるためには、図1に示したような光条件を設定しなければならない。このような条件を人工光のみで再現することはできないので、野外で紫外線ランプを用いて自然光にUV-Bを加えた光条件で植物の生育に対するUV-B増加の影響について研究が行われている。Teramuraは数品種のダイズを用いて、UV-B増加の影響を数年にわたって研究している。UV-B増加は収量を減少させることもあるが、増加させることも珍しくなく(表1)、紫外線増加が作物の収量を減少させるという結論にはならない。このような結果のバラツキは品種の違いのほかに、毎年環境条件の違い、特に乾燥の程度の違いによるものと考えられる。UV-B影響の環境条件による違いや植物種あるいは品種による感受性の違いの仕組みについては分かっていないが、植物の葉の表皮に含まれるフラボノイド様物質の含有量と関係があると考えられている。また、UV-Bの植物への影響は水条件、栄養条件、温度条件、光条件等によって影響を受ける。特にUV-B照射時の可視光の強さはUV-Bの作用に影響し、可視光が強いとUV-Bの成長阻害作用が抑制されることが知られている。Teramuraによるこの野外実験の結果は、紫外線増加の影響について、室内実験での更に詳細な研究が必要であることを示していると思われる。

表1 オゾン減少に対応した紫外線照射下におけるダイズの収量に関する野外試験それぞれの値は対照区に対する種子の収量の変化のパーセンテージを表す。

品種	想定されたオゾンの変化量 (%)											
	1981		1982		1983		1984		1985		1986	
	-16	-16	-25	-16	-25	-16	-25	-16	-25	-16	-25	
Bay	-10	+6	-8									
Essex ^a	-25*	-12	-23	+39*	+6	+14*	-7	+6	-20*	-5	-19*	
Janes	-14*	-22	-25									
Williams ^b	+22*	+9	+14	+13*	-11*	+15*	+10*	+18*	+4	+8	+6	
York	-12	-25*	-8									
Forrest		-14	+27									

^a 感受性の高い品種

^b 抵抗性の高い品種

* 対照区に対しP<0.05で有意差があることを示す。

4. UV-B照射のキュウリに対する影響

紫外線の植物の成長に対する影響を調べる実験の一つのモデルケースとして、紫外線に対して感受性が高いことが知られているキュウリの成長に対するUV-Bの影響について調べた。その結果を以下に述べる。

UV-Bの光源としてToshiba FL 20 SEを用い、2種類のフィルターにより、290~320 nmのUV-Bを含む実験区と含まない対照区を設けた。また、実験によってはUV-A用のランプを用いてUV-Aを増強した。これらの照射装置を人工光型環境調節装置内に設置し、キュウリの芽生えを照射した。日長は11時間、明期の温度は20℃、暗期の温度は15℃とした。

キュウリの子葉と第1葉の成長はUV-Bを含む照射区で著しく阻害された(表2)。また、第1葉の周辺部に緑色色素クロロフィルの分解(クロロシス)が見られた。その一方、UV-B照射により葉の緑色が濃くなり、表面は光沢が見られるようになった。

表2 キュウリの成長に対するUV-Bの影響

	乾燥重量 (mg) *		
	子葉	第1葉	第2葉
対照 (-UV-B)	55.2±11.3	146±37	9.6±3.9
+UV-B	36.9± 5.7	109±19	10.3±8.2

* 15個体の平均値±SD。

UV照射は13日間。照射開始時の子葉の乾燥重量は9.00±0.22mg。

次に、生育時の温度条件とUV-B感受性との関係を調べた。温度25℃では20℃の場合ほどUV-Bの成長阻害効果は認められなかった。しかし、この場合でもUV-Bによる第1葉の周辺部のクロロシスは見られた。この結果は植物の成長に対するUV-Bの影響は気温に影響されることを示すとともに、成長阻害とクロロシスとは、それぞれUV-Bの作用機構がかなり異なっている可能性を示唆している。

UV-Bによる成長阻害が可視光の強さに依存し、可視光が強いほどUV-Bの影響が出にくいことが知られている。最近、UV-Aが植物の成長を促進し、老化を抑制することが見いだされた。私たちは、UV-Bによる影響がUV-Aで軽減されるかどうかを明らかにするため、UV-B照射と同時にUV-Aを加えて照射した。図3に示すようにUV-Bによる成長阻害はUV-Aにより軽減したが、第1葉に見られたクロロシスはUV-A照射によっても軽減されなかった。この結果も成長阻害とクロロシスが、UV-Bの別々の作用機構によって生じている可能性を支持している。

5. 紫外線の植物に対する生物学的影響量

UV照射の植物への影響を実験的に研究する際に困難な点の一つが、UV照射量の決定である。厳密には、図1に示したような、オゾン減少に対応したスペクトル変化を再現しなければならないが、実際には照射光の質は使用可能なランプとフィルターの種類によって決められ、自然光と同様の光条

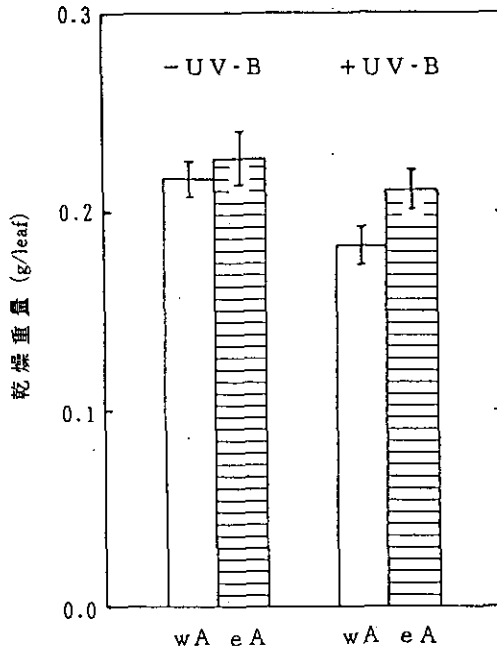


図3 UV-Bによる成長阻害に対するUV-Aの影響
 wA : UV-A量の少ない照射区
 eA : UV-B量の多い照射区

件は設定できない。したがって、紫外線照射強度は各波長の生物に対する相対的な影響とそれぞれの波長の照射強度から生物学的影響量として評価され、自然光に含まれる紫外線の生物学的影響量と比較される。そのためには紫外線の作用スペクトルが明らかでなければならない。一般に、生物学的影響量は次式で表わされる。

$$\int I(\lambda)E(\lambda)d\lambda$$

但し、 $I(\lambda)$ は波長 λ における照射強度、 $E(\lambda)$ は波長300 nmにおける効果量を1としたときの波長 λ における相対的な効果量である。通常、適当な作用スペクトル、例えば、DNA損傷の作用スペクトルやCaldwellの一般化した作用スペクトル、が使用されるが、これらは植物個体を用いて得られたものではなく、一般性に疑問がある。また、観察する現象によってUVの影響の作用スペクトルは異なるので、適用する作用スペクトルはケースバイケースで決められなければならない。

6. キュウリの成長阻害に関する作用スペクトル

私たちはキュウリの第1葉の成長阻害に関する作用スペクトルを検討した。紫外線の単色光照射のために基礎生物学研究所の大型スペクトログラフを使用した。グレーティングで分光したキセノンランプの光のうち、280~320 nmの間の光を10 nm毎に5波長選び、各波長の強度を4段階に設定し、各1個体ずつ1日4時間照射した。その前後に4時間ずつ蛍光灯で可視光を照射し、4日間同じスケ

ジュールで照射を繰り返した。各単色光照射による第1葉の成長阻害を調べ、作用スペクトルをとったものを図4に示す。Caldwellの一般化した作用スペクトルと比べると、300 nmの効果に対して290 nmの効果が高くなる。オゾン層破壊により短波長限界が更に短波長側にずれて、290 nmに近づくことが予想されるため、植物の成長阻害はこれまでの予想を越えた大きなものになる可能性がある。上記の生物学的影響量も、これらの二つの作用スペクトルを用いて計算すると、両者の間で大きく異なることになる。また、このキュウリの成長阻害の作用スペクトルはDNA損傷の作用スペクトルとよく似ている。DNA損傷がUV-A照射によって回復することは微生物、動物で知られている。UV-Bによるキュウリの成長阻害におけるUV-Aの軽減効果とこの作用スペクトルを考え合わせると、成長阻害はDNA損傷の結果であるか、あるいは、極めて類似の作用機構によっているものと思われる。

今回の結果は、キュウリ個体に対するUV-Bの影響には、少なくとも成長阻害とクロロシスの2種類の作用があり、それぞれ他の環境条件の影響が異なっていることが示された。おそらく作用スペクトルも異なっているものと推察される。オゾン層破壊の影響を評価する際には、評価する項目により個別に検討する必要があるだろう。

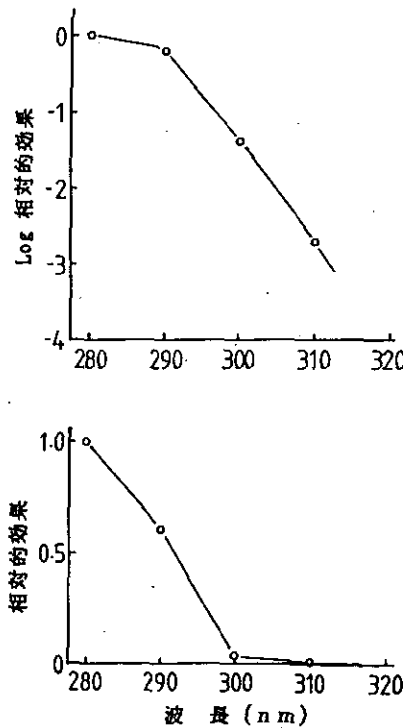


図4 紫外線によるキュウリの成長阻害に関する作用スペクトル

交通公害を精密に予測する

清水 浩 (総合解析部)

要 旨 広域な都市圏での交通公害防止についての総合的研究を始めて一年が経過した。この研究の基礎となる技術として、交通による大気汚染と騒音を精度良く予測するコンピュータシミュレーションモデルを開発した。このモデルでは、道路付近での大気汚染物質の流れをあらゆる沿道条件のもとで求めることができる。また、道路からの騒音を精密に予測するため、境界要素法という新しい計算方法を導入した。

1. はじめに

広域都市圏における自動車交通公害は、旧来からの未解決の公害問題の中で、最も深刻な課題の1つとして残されている。また、人口の集中、経済の活性化、自動車走行台数の増加等にともない、今後も改善よりはむしろ悪化の方向に向うのではないかと懸念されている。

このような状況を踏まえて、広域都市圏を視点に捉え、交通公害を総合的に評価し、対策や対応に結びつけるための手段を開発することは急務である。これを実現するためには、まず、交通公害で問題とされる大気汚染や騒音などの個別事象をモデル化し、これをもとに広域都市圏における自動車交通の環境影響を総合的に評価するモデルを構築し、さらにはこのモデルを用いて、種々の対策案を評価するという手続きを踏むことが有効であると判断される。

筆者らは、このような流れの一連の研究を遂行中であるが、その一環として、大気汚染の拡散と、騒音の伝播を精密に予測するモデルを開発した。

ここでは、開発されたモデルを実例を交じえて紹介することを目的とする。

2. 沿道大気汚染を精密に予測する

自動車排気ガスによる沿道大気汚染を固定発生源(煙突)からの大気汚染と比較してみると、発生源が地表面近くにあること、発生源と影響をうける地域=沿道地域との距離が小さいことなどの相違点があげられる。それゆえ、発生源や気象条件の変動を直接的に反映して汚染の時間変動が大きく、また、拡散の過程で発生源の周辺にある道路構造物やビルなどの影響を受けて汚染の空間変動が複雑となることが特徴である。とりわけ、現在沿道でのNO_x高濃度汚染が問題となっている地点の多くは密集市街地の幹線道路沿道や幹線道路同士の交差点であり、平面道路の上を高架道路が走る二重構造や複雑な立体交差などの道路そのものの構造、沿道や交差点周辺に立ち並ぶ高層ビルなどが汚染をより深刻なものにしている可能性が指摘されている。

これに対して従来自動車排ガスの拡散予測に使われてきたモデルの多くは、こうした複雑な道路構造、沿道構造に対応しておらず、密集市街地での汚染予測を正確に行うことは風洞実験以外では困難とされてきた。本研究ではこの点を解決するため、道路周辺での風の流れおよびこれに乗った汚染物質の拡散を記述する微分方程式を、道路構造物や沿道の建物などの障害物の存在を境界条件として与

えて、コンピュータによる繰り返し収束計算により解く方法の開発に取り組んでいる。従来の簡易な拡散モデルが一般に扱う場の中での風向をすべて一定としているのに対し、この方法では対象とする空間を分割したメッシュまたはボックスごとにベクトル風速を求めていることから、より詳細な濃度分布の予測が可能になる。反面、必要とされる計算機の容量、計算時間が膨大なものとなるのが問題点である。

現在までに、直交風2次元モデルおよび直交風3次元モデルについて、風洞実験結果との照合を行い、計算結果と実験結果とがよく一致することを確認している(図-1)。直交風2次元モデルは、道路に直交する鉛直断面の形状が道路長さ方向には不変という条件で、この断面の形状をメッシュ分割して境界条件として与えて解を得るものである。例えば図-2は、平面道路両側にビルが連続して建っている状態についての予測結果であり、ビルの谷間にできる循環流のために風上側の沿道に高濃度領域が現れる、いわゆるストリートキャニオン現象が再現されている。このほか、2次元モデルは道路構造別の拡散状況の比較などへの適用が考えられるが、実際の市街地では道路長さ方向の建物等の条件が変化すること、気象条件として直交風時だけでは不十分であることから、実フィールドでの現象予測への適用には限界がある。

そこで3次元モデルでは、道路長さ方向の軸も加えた3次元空間をボックスに分割し、同様に境界条件をボックス単位で与えて解を得るようにしている。現在利用している計算機の容量から決まるボックスの数の上限は約25万個であり、例えば80×80×40ボックスを設定して1個のボックスを3m×3m×2m(およそ4畳半の部屋の空間に相当する)とすると、計算対象となる領域は240m×240m×80mとなる。現象を正確に記述する上では1つのボックスはさらに小さくすることが求められ、一方、実際のフィールドを扱う上では対象領域はより広くとることが求められる。このように大きな計算容量を必要とすることが従来この種のモデルの開発の障害となってきたのであるが、逆に今後の

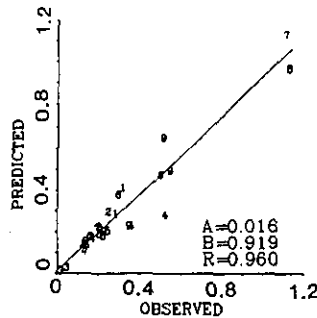


図1 計算結果と風洞実験結果の比較

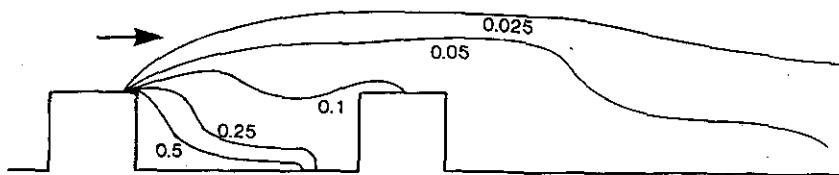


図-2 2次元モデルによるストリートキャニオン現象の予測

電算機の発達により、こうしたモデルの適用範囲が広がることが期待できる。

図-3は、平面道路と高架道路の二重構造の道路沿道に中層ビルがある間隔で立ち並んでいる仮想の地区を設定し、3次元モデルによる直交風時の拡散予測を行った結果である。この図では平面道路からの寄与分のみを示しているが、まわりをビルに囲まれ、上を高架道路で蓋をされた形となるために、平面道路からの排出ガスが拡散しにくい状況となっていることがわかる。このケースを含めていくつかの道路構造、沿道構造の組み合わせについて、沿道の濃度予測結果を比較した結果を表-1に示す。これらの結果から、高架道路は周囲に建物がない条件で単独で存在する場合には沿道への寄与が他の構造より小さいことがわかるが、図-3に示したケースのように、高架道路がそれ自身発生源としてではなく、拡散を障害する障害物となることがあることが示唆される。

このように、道路構造や沿道の建物構造はその組み合わせにより沿道の汚染濃度に複雑な影響を与えている。また、風向などの気象条件によっても影響のしかたは変化する。

3. 騒音の伝播を精密に予測する

従来、道路騒音の予測には日本音響学会方式による予測モデルが広く用いられてきた。しかしこの予測式は、田園地帯の国道や高速道路のように道路構造と沿道条件が比較的単純な場合をモデル化し

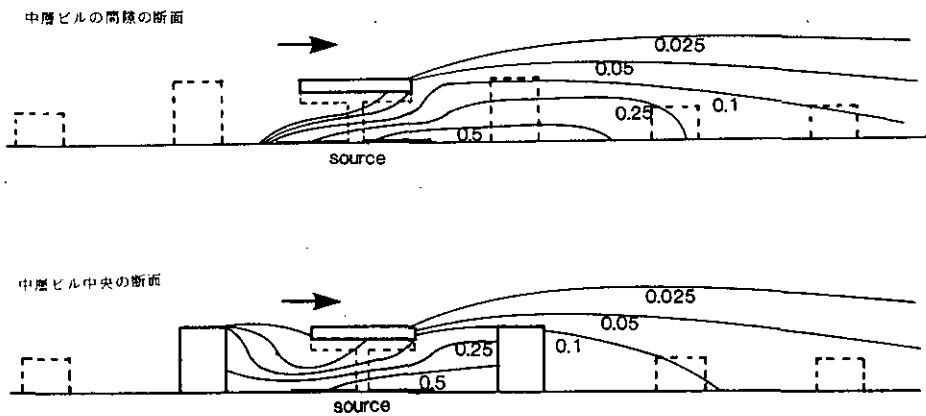


図-3 3次元モデルによる予測計算結果の一例

表1 道路構造・沿道構造の違いによる沿道濃度の比較

設 定	道路構造	建物構造		指標濃度 (C U L / Q)					
		沿道	後背地	風上路端	風下路端	風下15m	風下50m	風下平均	全点平均
①	平面	なし	なし	0	0.350	0.272	0.164	0.262	0.197
②	掘割	なし	なし	0	0.258	0.199	0.130	0.196	0.147
③	高架	なし	なし	0	0	0.002	0.022	0.008	0.006
④	盛土	なし	なし	0	0.389	0.262	0.156	0.276	0.207
⑤	盛土+防音壁	なし	なし	0	0.211	0.187	0.125	0.174	0.131
⑥	平面	低層散在	低層散在	0.032	0.473	0.323	0.155	0.317	0.246
⑦	平面	中層連続	なし	1.106	0.192	0.102	0.108	0.134	0.377
⑧	平面	中層	低層散在	1.030	0.196	0.184	0.120	0.167	0.383
⑨	平面+高架	中層	低層散在	0.275	0.567	0.507	0.200	0.425	0.387

たものであり、道路構造や沿道条件が複雑な都市部の道路においては、必ずしも適切なモデルであるとは言えない。このような場合の騒音伝播の予測方法としては、模型実験なども考えられるが、模型は製作に時間と費用がかかり汎用性も大きくない。そこで本研究では、汎用性のある数学的モデルを用いて、複雑な道路構造や沿道条件の場合にも適用が可能な予測方法の開発を試みた。

この予測モデルは、近年次第に用途が広がりつつある境界要素法に基づいて、道路と道路周辺建物を境界条件とする積分方程式を解くものである。境界条件さえ定めることができれば、どのような形状の道路や建物であっても、理論的には、本モデルにより騒音伝播を予測することが可能である。本報告では、境界要素法に基づく騒音伝播予測モデルの原理を説明し、二次元騒音伝播予測モデルによる予測結果を示す。

3. 1. 境界要素法に基づく騒音伝播予測モデル

図4のように、境界面Sで囲まれた空間中で音源 P_0 から音が放射されているものとする。このとき空間中または境界面上のある点Pにおける音圧 $U(P)$ は、ヘルムホルツ・キルヒホッフの積分定理により、次のように直接音と境界面による反射・回折音の和として表わされる。

$$K_p U(P) = G(P|P_0) + \iint_S [U(C) \frac{\partial G(P|C)}{\partial n_c} - \frac{\partial U(C)}{\partial n_c} G(P|C)] dS \quad (3.1)$$

ただし、 G は自由空間中の音の伝播を表わす関数であり、 $\partial/\partial n_c$ は境界上の点Cにおける内向き法線方向の偏微分を表わす。定数 K_p は、点Pが空間中にあるときは1、境界面上にあるときは0から1の間の値をとる。この式は、境界面上での音圧分布がひとたび分かれば、空間中の任意の点における音圧がこれらから計算できるということを示している。さらに、境界面Sによる反射・回折音の内、上空の円弧状の部分からの寄与は、円弧の半径を無限に大きくとることにより、無視することができるので、結局、地表面や建築物などだけの表面音圧を求めれば良いということになる。

境界要素法とは、境界面を小さな要素に分割することによって式(3.1)を解く方法であり、次のように二段階の手順からなる。

- ①点Pが境界面上にあるものとして、境界面上での音圧分布を求める。境界面を要素に分割することにより、式(3.1)は各要素上での音圧を未知数とする連立一次方程式に変換される。この方程式を解けば、各要素上での音圧値が得られる。
- ②対象とする空間における音圧分布を求める。空間中の任意の点Pにおける音圧は、境界要素上での音圧値を用いて、式(3.1)の積分項を要素ごとに計算することにより求めることができる。

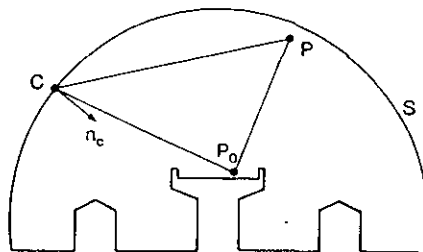


図4 ヘルムホルツ・キルヒホッフの積分定理.

境界要素法は、広範に普及している有限要素法と技術的には似通っているが、後者と比べて次のような特徴がある。第一に、領域全体を分割する有限要素法に比べて、領域を囲む境界だけを分割すれば良いので、要素数を大幅に減少させることができる。第二に、屋外における音の伝播のように解放領域における場の計算に適している。

ここで報告する騒音伝播予測モデルは、境界要素法に基づくモデルの第一段階として開発したものであり、二次元の境界要素法を用いている。したがって、音源、道路断面および沿道建築物の形状がどこで切っても同じ場合を想定しているということになる。道路、地表面、建築物などによって構成される境界面の形状と吸音特性は任意に指定することができるので、防音壁や吸音材料などを用いた場合の騒音防止効果を調べることが可能である。

3. 2. 予測モデルの検証と予測結果

ここでの予測計算はすべて次のような設定条件の下で行った。

- ①地表面境界は、表示領域の水平方向長さの二倍まで考慮し、その先からの影響は無視できるものとした。
- ②要素の大きさは、一波長当たり少なくとも8個の要素が入るようにし、要素内の音圧は一定とした。
- ③音源は各車線上に一本設定し、位相差はないものとした。
- ④周波数は300 Hzとした。

3. 2. 1. 予測モデルの検証

完全反射性の平面上に音源があるような単純な場合には、鏡像原理を用いて音の伝播を理論的に計算することができる。そこで、二車線の道路が完全反射性の平面上を走っている場合の騒音伝播を、境界要素法による予測モデルと鏡像原理から計算し、両者を比較することによって予測モデルの検証を行った。

図5(a)と(b)は、それぞれ予測モデルと理論式から、音圧レベル分布を計算した結果である。表示領域の大きさは縦横ともに20 mである。色調は、音圧レベル5 dBごとに変えてあり、色が濃いほど音圧レベルが高いことを示している。干渉による縞模様が見われているのは、音が単一周波数であるためである。実際の騒音の場合は広帯域音であるのでこのような干渉縞は消えてしまう。両者はよく一致しており、本予測モデルが正常に動作することが確かめられた。

3. 2. 2. 予測結果

図6(a)は二車線の掘割道路の場合、図6(b)はこれに長さ2 m厚さ50 cmの庇をつけた場合である。表示領域は縦横40 mとした。境界面は、道路、壁面、地表面などから成っており、全て完全反射性であるとしている。これらの図から、庇をつけることによって横方向の騒音伝播が大幅に抑制されていることが分かる。

図7(a)は二車線の高架道路で周辺に建造物が無い場合、図7(b)はその両側に建物が立ち並んでいる場合である。表示領域は縦横40 mとした。高架道路の端に立っている防音壁の道路側の面は、吸音性であるとしている。他の境界面は完全反射性である。このようなシミュレーションを行うことにより、バッファビルなどの効果を検討することができる。

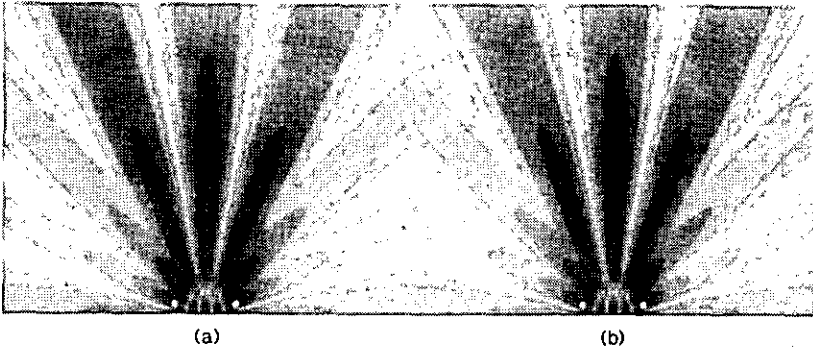


図5 二車線道路が完全反射平面上を走っている場合の音圧レベル分布。
(a)境界要素法, (b)鏡像原理による計算結果。

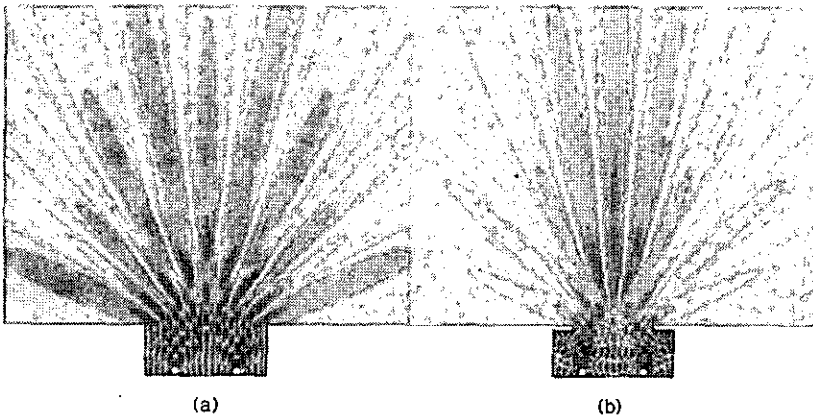


図6 (a)二車線堀割道路, (b)二車線堀割道路に庇をつけた場合の予測結果。

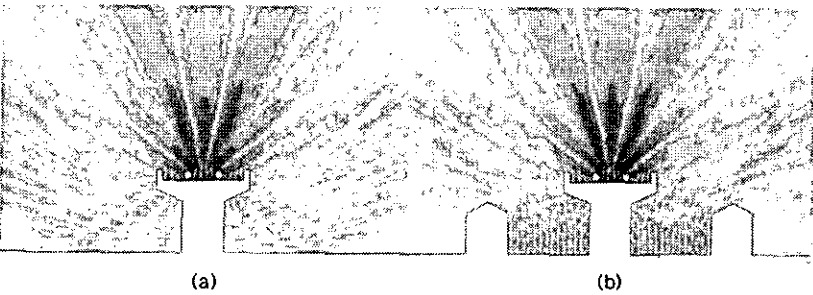


図7 (a)二車線高架道路, (b)二車線高架道路の両側に建物が立ち並んでいる場合の予測結果。

4. まとめ

ここでは交通公害を精密に予測するための大気汚染拡散モデルと騒音伝播モデルの開発について述べた。

今後は、このモデルを用いて、対策の評価や新たな計画の評価を総合的に行うモデルの開発を行う予定である。

都市域における高肺癌死亡率傾向をめぐって

兜 真 徳 (環境保健部)

要 旨 都市域、幹線道路沿道などでは二酸化窒素(NO_2)、浮遊粒子状物質(SPM)などの大気汚染状況は依然改善を示していない。その健康影響として、肺癌を初め呼吸器系疾患等への関連が憂慮されているが、その直接的な因果関係については、未だに不明の点が多い。しかし、肺癌死亡を対象に、地域(市町村)人口の年齢構成を標準化した標準化死亡比(SMR)(1970-83)について検討してみると、男女ともに地域の都市化度と有意な正の相関を示した。ここでは、大気汚染と肺癌死亡率との間に見られる相関について考察する。

1. はじめに

大気汚染による健康影響として、肺癌を初め呼吸器系疾患等への影響が示唆されているが、直接的因果関係については未だに“不明の点(uncertainty)”が多い^{1,2)}。ここで、タバコ喫煙の影響が比較的小さいと考えられる女子の肺癌死亡に着目し、1970-73年の大気汚染状況と1969-83年における標準化死亡比(SMR)との相関関係について区市町を対象に検討してみることにした。また、大気汚染以外のリスク要因の調整法の1つとして、大気汚染、肺癌SMR³⁾と同様に“都市化”と密接な関連を示す乳癌SMR⁴⁾を用いる方法についても基礎的検討を行うことにした。肺癌と乳癌発症のリスク要因としては、肺癌では、タバコ喫煙、大気汚染^{5,6)}、調理・暖房等に伴う室内汚染⁷⁾あるいは栄養状態⁸⁾等の、また、乳癌では、高脂肪食・肥満など栄養状態の西洋化⁴⁾あるいは結婚・出産等に係わる人口学的要因などの寄与が大きいとされている^{9,10)}したがって、乳癌SMRの都市化に伴う上昇傾向は主として“ライフスタイル”の都市化に起因するものと考えられる。こうした“ライフスタイル”の都市化は肺癌SMRにも影響を与えていることも想定されることから、上記調整法を検討することにした。

2. 資料と方法

(1) 区市町村別標準化死亡比(SMR)の算出

厚生省統計情報部で作成された、全国の1969-83年の15年間の人口動態調査死亡票(電子計算機用磁気テープ)のうち肺癌(ICD code 162)及び乳癌(ICD code 174)が原死因であったものについて、女子の区市町村別標準化死亡比(SMR, Standardized Mortality Ratio)を算出した。標準化には期間中央年度における全国(沖縄県については解析から除外)人口女子の肺癌および乳癌の年齢別特殊死亡率を用いた。SMR値は40-64、65-79才の年齢群別の、1969-73、74-78、79-83の各5年間の平均値とした。

(2) 区市町村別大気汚染物質濃度の算出

環境情報部で集計された全国一般環境大気測定局データのうち1970-83年をみると二酸化硫黄(SO_2)と二酸化窒素(NO_2)の測定値(1時間平均値の日平均値の年間平均値)が利用可能であった。

各濃度は、SO₂は溶液導伝率法、NO₂は可視部吸光法(通称ザルツマン法)による。NO₂のザルツマン係数は現在の0.84に統一・補正した。SMRのデータと対応させるため、1970-73、1974-78、1979-83の3期間について、同期間内および同一区市町村内の全ての上記年間平均値の平均値を求めた。

(3) 対象地区の選択

全国の3,286の区市町村のうち、1970-73年の平均SO₂レベル及びNO₂レベルのデータが得られ、かつ村、ならびに総人口20,000人以下を除いた区市町を解析対象とした。

(4) 大気汚染物質濃度のカテゴリー化

上記対象区市町を、1970-73年のSO₂、NO₂の平均年間平均レベルにより低・中・高レベル地域に3分割した(表1)。これら対象地域の人口数(1965年現在)は、SO₂の場合5,000万、NO₂の場合3,400万人となった。対象地域の人口密度と平均SO₂およびNO₂レベルの関係をみると(図1)、いずれの場合にも有意な直線性が認められ、地域の都市化に密接に関連していたことを示した。

(5) 統計解析方法

大気汚染レベルあるいは(及び)乳癌SMRと肺癌SMRとの関連は、重回帰分析を用い、交絡因子として地域ブロック(ライフ・スタイル、とりわけ食生活パターンの地域差)および1世帯・1人当たりタバコ購入料金等の影響を調整しつつ検討した。地域ブロックは、北海道、東北、関東、北陸、中部、関西、中国、四国、九州の9ブロックである。タバコ(購入料金は、1964年の消費実態調査による市町村別データを用いた。また、SMRの集団間比較等については、その妥当性を巡って議論11)があるが、全年齢のSMRのみならず、年齢群別SMRの比較をも同時に行い、差異・傾向の安定性、妥当性などについて吟味した。80才以上群については、死因の正確さの問題も示唆されていることから解析

表1 1970-73年の平均SO₂、NO₂レベルによる対象区市町数

		区市町数	対象人口数*
SO ₂ レベル			
低	0<[SO ₂]<16.7**	114	11,129,499
中	16.7<[SO ₂]<23.4	114	19,034,175
高	23.4<[SO ₂]	115	20,426,670
(計)		(343)	(50,590,344)
NO ₂ レベル			
低	0<[NO ₂]<18.4**	63	7,455,751
中	18.4<[NO ₂]<26.8	53	12,149,140
高	26.8<[NO ₂]	61	14,376,235
(計)		(180)	(33,981,126)

*:国勢調査(1965)による。

**:単位:ppb

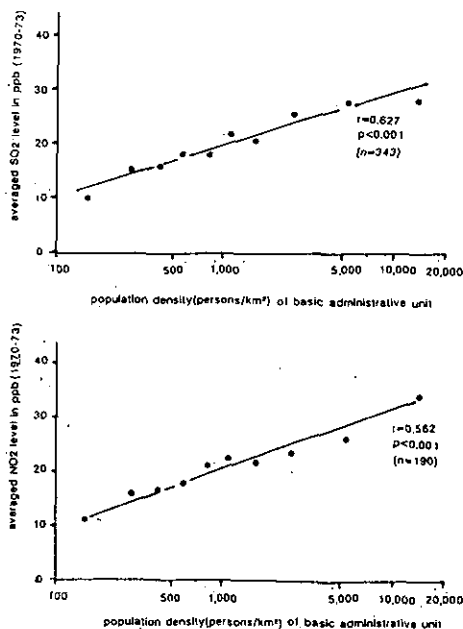


図1 地域の人口密度(対数)と大気中SO₂、NO₂の平均バックグラウンド濃度との直線的関係

対象外とした。

3. 結果と考察

(1) 因子分析による変数間の相関関係の検討

まず、肺癌と乳癌のSMR、大気汚染レベル、都市化度あるいはその他タバコ喫煙、地域ブロックなど“ライフ・スタイル”関連変数、あるいは炭坑、漁業など職業性因子の間の相互関連性を見るために、これらの主成分分析を行った。抽出された5因子軸への各変数の因子負荷量は(表2)の通りである。第一因子は、明らかに“都市化度”の因子であるが、大気汚染及び肺癌・乳癌SMRがこの因子に集中している。第二因子軸は、“南西型の地域ブロック”の因子であり、肺癌SMRとSO₂レベルが比較的高い因子負荷を示している。第三～第五因子は、それぞれ“漁業”、“炭坑”及び“タバコ購入料”の因子であるが、これら因子に強く規定されている変数は見あたらない。唯一“炭坑”地域で“タバコ購入料”が多い傾向が示唆される。

男子の場合と異なり、1世帯・1人当たりタバコ購入料、炭坑の有無、第1種漁業人口などと肺癌SMRには有意な関連が認められない理由として、女子のタバコ喫煙率が低いこと、職業性暴露機会が少ないことなどが大きいものと考えられる。

(2) 地域の大気汚染レベル(1970-73)と肺癌SMRの推移

表3に、SO₂及びNO₂の平均年間平均濃度レベル別のSMR(all age)の平均値(±標準誤差)を示す。これらの平均値はすべて、上記地域ブロックおよびタバコ購入料金による変動を調整した調整平均値である。SMR(all age)は、SO₂、NO₂あるいは観察時期を問わず高濃度地域で有意に高いが、同様に検討したSMR(40-64)、SMR(65-79)の結果と比較すると、とくに65-79才年齢群における差異が大きい。

表2 肺癌SMRと乳癌SMRと関連因子に関する因子分析の結果

変数	固有値	FACTOR1	FACTOR2	FACTOR3	FACTOR4	FACTOR5
		3.70	1.74	1.24	1.10	1.02
肺癌SMR(1969-73)	0.526	0.191	0.001	-0.145	0.371	
“(1974-78)”	0.504	0.306	0.060	0.019	0.095	
“(1979-83)”	0.521	0.311	0.233	-0.248	-0.013	
乳癌SMR(1969-73)	0.533	-0.359	-0.105	-0.383	0.249	
“(1974-78)”	0.542	-0.398	0.384	-0.117	-0.335	
“(1979-83)”	0.566	-0.295	0.019	0.138	0.226	
NO ₂ レベル(1970-73)	0.570	0.056	-0.331	0.097	-0.062	
SO ₂ レベル(1970-73)	0.552	0.364	-0.180	0.325	-0.173	
人口密度	0.813	-0.082	0.102	0.173	-0.030	
区市町	0.762	-0.114	-0.148	-0.079	0.108	
地域ブロック	-0.196	0.303	0.102	0.065	-0.204	
タバコ購入量(円/人)	-0.185	0.144	0.323	0.322	0.310	
炭坑の有無	0.007	-0.400	0.197	0.361	-0.218	
1種漁業人口	-0.173	0.061	0.333	-0.189	-0.061	

(3) 地域の都市化度・大気汚染レベル(1970-73)と乳癌 SMR の推移

肺癌 SMR についての上記検討と同様に、乳癌 SMR (ただし、全年齢のみ)についても都市化度との関連性を検討した(表4)。乳癌 SMR も地域の都市化度とともに高くなる傾向を示している。

(4) 肺癌 SMR の重回帰モデルに関する基礎的検討

ここで乳癌 SMR と大気汚染レベルを用いた重回帰モデルについて検討してみた(表5)。結果、観察した3時期のいずれにおいても弱いながら乳癌 SMR と肺癌 SMR との間に有意な相関が認められたが、これは肺癌 SMR についても、都市化の影響を受けている可能性を示している。また、大気汚染レベルとの相関をみると、SO₂レベルとの相関が強く、また、経年的により強くなっている傾向が認められる。一方、(2)で認められたNO₂レベルと肺癌 SMR の相関はほとんどなくなっている。

同表のモデルの(1)と(2)に着目すると、乳癌 SMR を即ち都市化要因を調整した場合の、肺癌 SMR に対する SO₂レベルの純寄与率(寄与率(2)-寄与率(1))は、1969-73年に3.0%、1974-78年に3.8%、1979-83年に10.0%と増加している傾向がある。

日本人女子の肺癌あるいは乳癌死亡率の地理的分布が、いずれも地域の都市化度と強い相関を示すことは指摘されてきたことであるが、(2)と(3)の結果は、今回の限定された解析対象地域についてもこの傾向は明らかに保持されていることを示している。また、その対象について、(1)と(4)の結果は、SO₂レベルと肺癌 SMR との間には、“都市化(高人口密度・都市的ライフ・スタイルあるいはそれら

表3 地域の大气汚染レベルと平均肺癌 SMR (all age) の推移

	1969-73	1974-78	1979-83
SO ₂ レベル			
低 0 <[SO ₂] <17.3#	83.0±3.1	88.9±3.2	112.9±3.5
中 17.3=<[SO ₂] <24.3	90.1±2.9	98.8±2.9#	121.0±3.2
高 24.3=<[SO ₂]	99.5±3.2***	108.0±3.3***	133.3±3.6***
NO ₂ レベル			
低 0 <[NO ₂] <18.7#	90.6±4.7	98.1±4.2	121.3±4.1
中 18.7=<[NO ₂] <26.5	95.4±5.7	109.1±5.2#	131.1±5.0
高 26.5=<[NO ₂]	105.6±5.8**	113.7±5.5**	142.3±5.3***

*, **, ***: t-test による平均値の差 (低レベルに対する) 有意性:

p<.05, p<.01, p<.001

#: ppb

表4 地域の都市化度と平均乳癌 SMR (all age) の推移

	n	1969-73	1974-78	1979-83
区	65	108.6±5.2	125.5±4.8	133.4±4.6
市	402	85.8±2.1***	96.3±2.0***	106.1±1.9***
町	57	84.2±5.1***	95.6±4.7***	87.8±4.5***

*, **, ***: t-test による平均値の差 (区に対する) 有意性:

p<.05, p<.01, p<.001

表5 乳癌 SMR 及び大気汚染レベル(1970-73)を用いた肺癌 SMR の重回帰モデルの検討

従属変数 モデル	説明変数の 回帰係数			F-値	寄与率 (%)
	(1)	(2)	(3)		
	乳癌SMR (all age) [†]	SO ₂ レベル	NO ₂ レベル		
1: 肺癌SMR(all age) (1969-73)	(1) 0.120*** (2) 0.157** (3) 0.166* (4) 0.167*	- 0.412* - 0.521	- - 0.254 0.019	10.88*** 8.94*** 3.68* 3.30*	2.0 5.0 3.8 5.3
2: 肺癌SMR(all age) (1974-78)	(1) 0.160*** (2) 0.099* (3) 0.147 (4) 0.104	- 0.778*** - 0.151	- - 0.330 0.365	18.71*** 18.54*** 3.50* 1.95	3.5 7.2 3.6 3.2
3: 肺癌SMR(all age) (1979-83)	(1) 0.158*** (2) 0.2054** (3) 0.071 (4) 0.099	- 0.897*** - 0.087	- - 0.519* 0.865**	15.16*** 24.99*** 3.23* 5.88***	2.8 12.8 3.3 9.0

†: 肺癌SMRの時期に対応した乳癌SMRを投入した。
*, **, ***: t-test (回帰係数) 及び F-test (F値) による有意性: p<.05, p<.01, p<.001

への変化)”という複合的現象を介した間接的な関連性とは別に、独立した、より特異的な相関関係のあることを示唆している。(4)の結果によれば、地域の平均 SO₂ レベルによる肺癌 SMR への純寄与率は経年的に増加傾向を示し、1979-83年には10.0%にも達していることになる。この結果は、大気汚染物質が発癌の“イニシエータ”として作用する場合の暴露・発癌の時間差、あるいは“プロモータ”として作用する場合の短時間影響の両可能性を説明するのに極めて都合のよい結果でもある。しかし、同時にこれが SO₂ 自体の直接影響なのか、SO₂ レベルと相関する浮遊粒子状物質(SPM)中の発癌物質の影響なのか、あるいはその他汚染物質との反応生成物の影響なのか、などの具体的な因果関係については未だ多くの問題が残る。例えば、1970-73年には得られていなかったその後のSPM測定値は、SO₂及びNO₂レベルとも、“都市化”とも有意な高い相関を示している。これらの課題については、個別の“量-反応関係”に関する実験研究あるいは暴露条件のある程度均一な集団を対象とした分析疫学的研究などを含め詳細に検討していく必要がある。

4. 今後の課題

3. (4) で得られた回帰係数、寄与率などについては、重回帰モデルの構成によって変動する可能性が十分にある。今後、今回重回帰モデルに投入しなかった、例えば、幹線道路沿道人口、気象条件等の個人の大气汚染暴露条件に係わる要因や、SMRと同時に年齢別特殊死亡率など直接的な指標に関する検討なども加えて、最適な重回帰モデルの構成を検討していく必要があろう。

疾患発症の横断的・経時的な地域差に関する生態学的研究は、とくにその重要な手法である重回帰モデルの最適化が課題であり、国際的にも議論の多いところである^{1,2)}が、個々の環境汚染物質の“健

康影響・リスク”に関する研究成果を整理・集約していく場合の“手掛かり(lead)”を探る重要な接近法であることに変わりはないであろう。

参考文献

- 1) Evans J.S. et al.: Cross-sectional mortality studies and air pollution risk assessment, *Environmental International* 10, 55-83, 1984.
- 2) Lipfert F.W.: Mortality and air pollution: Is there a meaningful connection?, *Environ. Sci. Technol.* 19, 764-770, 1985.
- 3) Minowa, M., B. J. Stone & W. J. Blot: Geographic pattern of lung cancer in Japan and its environmental correlations, *Jpn J Cancer Res (Gann)* 79, 1017-1023, 1988.
- 4) Kato, I. et al.: Relationship between westernization of dietary habits and mortality from breast and ovarian cancer in Japan, *Jpn J Cancer Res (Gann)* 78, 349-357, 1987.
- 5) Carnow et al.: Air pollution and pulmonary cancer, *Arch Environ Hlth* 27, 207-219, 1973.
- 6) Garshick E. et al., Retrospective cohort study of lung cancer and diesel exhaust exposure in railroad workers, *Am Rev Respir Dis.* 137, 820-825, 1988.
- 7) Koo, L. et al.: Do cooking fuels pose a risk for lung cancer?: A case-control study of women in Hong Kong, *Ecology of Disease* 2, 255-256, 1983.
- 8) Koo, L.: Dietary habits and lung cancer risk among Chinese females in Hong Kong who never smoked, *Nutr Cancer* 11, 155-172, 1988.
- 9) Vessy, M.P. and M.Gray (edn.): *Cancer: Risks and prevention*, Oxford University Press, Oxford, New York, Tokyo, 1985.
- 10) Henderson: Estrogens as a cause of human cancer: The Richard and Hinda Rosenthal Foundation Award Lecture, *Cancer Research* 48, 246-253, 1988.
- 11) 福富, 橋本: 標準化死亡比に関する考察, *日本公衆衛生学雑誌* 36, 155-160, 1989.

環境リスクはどのように評価されるのか

三 浦 卓 (環境生理部)

要 旨 現在、地球上の人間環境と自然生態系には、人間活動に起因する化学的、物理的、生物学的な汚染が浸透しており、今後ますます多様化していくものと予想される。このような環境への負荷が及ぼす有害な影響を予測し予防するためには、汚染がどこまでなら安全なのかを評価することが不可欠である。科学的に有害性を評価するためにリスクの概念が発展してきた。ここでは環境リスクとその評価法について概説し、問題点を考察する。

1. はじめに

現在、地球上の人間環境と自然生態系には人間活動による化学的汚染、騒音などの物理的汚染、環境破壊による生物学的汚染などが浸透しており、今後も進行すると予想される。このように多様な負荷を地球の環境が背負うようになったのは産業革命以後のことであり、ここ四半世紀は特に著しくなっている。この傾向は、人間活動が続く限り今後も増大していくと予想される。医薬品や食品添加物の場合健康に有害であることが明らかになれば製造使用を中止することにより有害な影響をさげられることが多いが、環境汚染の場合環境から汚染を完全に除去することは非常に困難である。したがって、環境汚染が有害な影響を及ぼさないように抑制することが重要となる。このためには、環境汚染がどこまでなら安全なのかを統一的に評価しなければならない。このようにどこまでなら安全なのかを評価するためにリスクという概念が発展してきた。この概念はもともと発がん物質の安全性を評価するために考えられたものであり有害な影響を確認し、有害な影響が起こる確率を予測するものである。現在では、リスクアセスメントが食品・飼料添加物や放射線などの安全性を評価するのに我が国を含め多くの国々で受け入れられている。

2. 環境リスクとは

現在、環境リスクは3つのタイプに大別されている。

- 1) 健康リスク：健康リスクは、人への発がんリスクと非発がん健康リスクからなり、発がん性物質や紫外線・放射線のように作用に閾値がないと考えられる場合と一般毒性による健康障害のように閾値があると考えられる場合とがある。
- 2) 生態リスク：自然生態系へのリスクは、農薬や重金属などによる環境汚染により発生する場合と、動物の生息地や植物の自生地が塩や沈着物により変化する場合とがある。
- 3) 福利リスク：福利リスクは、人の所有物や人間活動にたいする障害であり経済的な損失として評価される場合が多い。これには自然資源、余暇活動、景観などへの障害の外、公共活動や経済活動などへの障害も含まれる。

これら3種類の環境リスクは、多くの場合具体的な形として現れるが、抽象的な概念である場合も多く、ある人々には貴重な価値があるが、別の人にはそれほど重要ではない場合もある。したがって、

大多数の人にとって利益となるように公平にリスクを評価し判断しなければならない。

3. 健康リスクの評価

新規化学物質、環境中に既存の化学物質や農薬による影響を評価する方法論については OECD などからガイドラインが出されており図1のように作業が進められる¹⁾。ここでは化学物質による環境汚染の健康リスクの評価を中心に概説する。

3.1 定性的リスクアセスメント

リスクアセスメントは、定性的リスクアセスメントと定量的リスクアセスメントとからなる。定性的リスクアセスメントは、環境汚染の健康への有害性を確認することであり、地域における汚染量と人の健康への障害とを直接明らかにする疫学調査の結果は価値が高い。しかし、人について特定の汚染と関連つけた調査結果はそれほど多くなく、動物実験の結果にたよらざるを得ない場合が多い。特に、将来新たに環境汚染となる可能性がある場合については、有害性を予測するのに動物実験は重要な位置を占める。

環境を汚染しているか、または、汚染する可能性のある化学物質は多種類にわたり全ての化学物質の有害性を動物実験などによって詳細に検討することは実際上不可能である。そこでおおむね以下の手順により毒性が強いと判定される物質を選抜し、詳細に影響を検討する優先順位をつけることが必要とされる。

- 1) 化学物質の物理的・化学的性質とヒトへの暴露経路から有害性を予測する。
- 2) 構造が類似の化学物質についての毒性データがあれば、それを基にした構造活性相関から、有害性を予測する。
- 3) 化学物質の吸収、体内分布、代謝、排泄などの生体内運命を明らかにし、標的臓器を予測する。
- 4) 短期の動物実験や細胞などを用いた実験により毒性学的検討を行う。
- 5) 毒性が強いと判断された化学物質について中期、長期の動物実験により有害性を明らかにする。
- 6) ヒトの疫学調査や職業被曝の事例と比較する。

動物実験の結果とヒトを対象とした調査結果とで影響が一致すれば、その化学物質の有害性がほぼ確定する。しかし、現実にはヒトへの影響が明らかにされている化学物質は非常に限られており動物実験と比較できない場合が多い。動物の種間及びヒトとの間に化学物質に対する感受性は種差が大きい。また、動物実験の場合限られた数の動物を用いて効率よく有害な影響を検出しようとするために現実の環境汚染よりは高い濃度で実験を行う場合が多い。化学物質の生体内運命を生体内をいくつかのブロックに分け、各部分での出入を速度論的に解析する薬動学的研究(図2²⁾)は、1) 実験動物からヒトへの外挿、2) 実験動物に暴露された高濃度領域から環境中でヒトに暴露されている低濃度領域への外挿、3) 吸収経路の相違の補正を行うのに有効であると考えられる。現在までの所、テトラクロロエチレンなど塩化ビニール系化合物について試みられ、ラットでの測定結果からヒトに外挿したモデルは、ヒトの実験結果とよく一致している(図3)。まだ報告は少ないが、より正確にリスクアセスメントを行うのに有益である可能性が高いので今後研究を進展させることが必要であろう。

短期の動物実験により毒性を評価する場合50%致死濃度(LD₅₀)がよく使われる。LD₅₀を求める実験については、できるだけこのような実験は行わず代替実験法を開発する気運が国際的にひろがっ

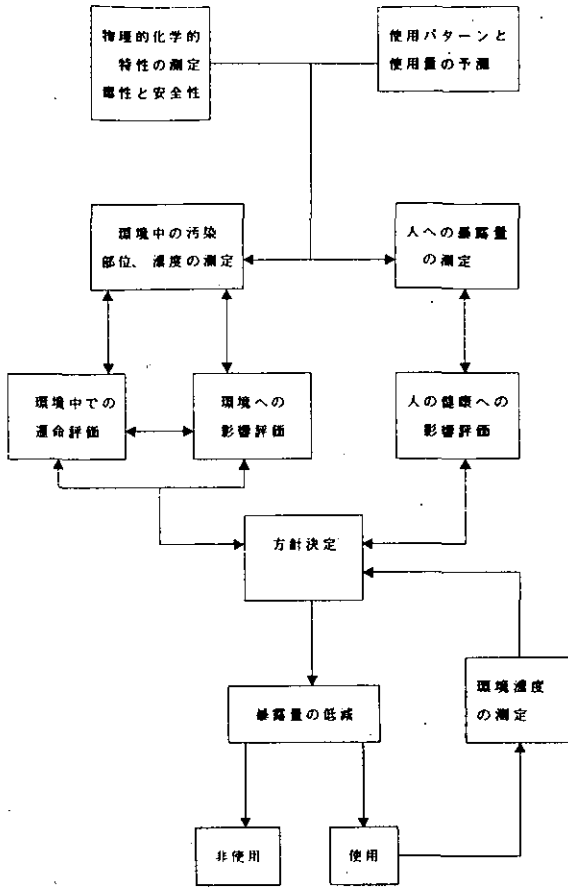


図1 環境リスク評価の全体像

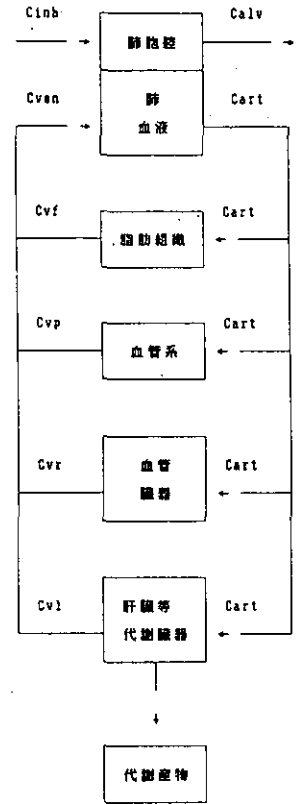


図2 吸収されるテトラクロロエチレンの薬動学モデル

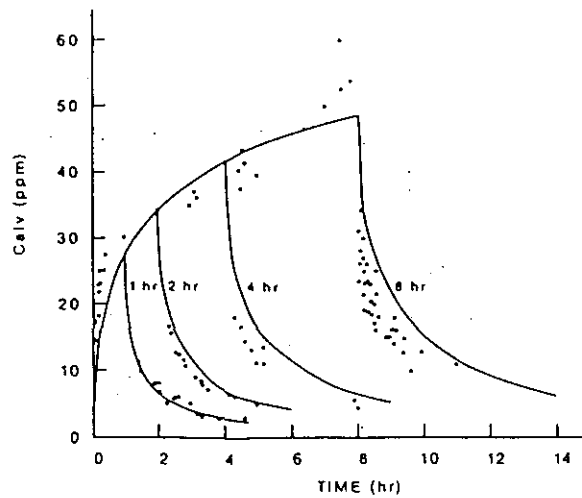


図3 人の呼気中のテトラクロロエチレン濃度
—ラットの実験からのモデル、・人の測定結果

てきている。LD₅₀は、化学物質による発がん性ともよく対応すること確認されている³⁾。培養細胞を用いてアルデヒド及び塩化ビニール系化合物による異物代謝系酵素活性(AHH活性)の誘導能を調べた結果⁴⁾、LD₅₀とよく対応することが判明した(表1, 2)。発がん性の一次評価法として細胞を用いる実験系が体系化されているが、一般毒性の評価法としても細胞を用いる実験系を体系化していくことが必要であろう。有害性についての同定は、可能な限り幅広く行うことが安全性を求める上で必要である。これまで、化学物質のリスクアセスメントは発がん性が中心となってきたが、発がん性や遺伝毒性のような特殊毒性のみならず、神経毒性、免疫毒性、生理機能障害などの一般毒性についても出来る限り低濃度で毒性を検出する手法を開発していくことが必要である。更に、国民の健康への意識の高まりとともに、有害性の同定を生理的変調や不快感にまで広げて用量-反応関係を求める方法の開発も必要であろう。

3.2 用量-反応アセスメント

有害性が確認されると、化学物質の用量と生体反応との関係を求めることになる。この場合、数段階の用量をとって各々の用量での反応の大きさについてのデータが必要である。ヒトを対象とした疫学調査のデータが最も望ましいが、利用できない場合は動物実験のデータを基にせざるをえない。動物実験のデータを用いるためには、用量-反応アセスメントを行えるように工夫された実験系のデータでなければならず、反応が観察されない用量を必要とする。有害性が確認され法的に規制されている化学物質の場合でも、リスクアセスメントを行えるだけの用量-反応関係が求められていない場合が多い。

現実に観測される環境汚染と同程度の低い用量では反応は通常観察されないのでデータを低濃度領域に外挿して有害な反応が起こる上限の推定値を求めなければならない。このために種々の数理モデルが考案されており、これらの数理モデルに応用できるデータが必要である。しかし、現状では同一のデータを用いても使用する数理モデルにより反応が起こる上限の推定値は大きく異なってくるので、リスクの判定の際に慎重に考慮する必要がある。

表1 アルデヒド類の50%致死量とAHH活性誘導能

	アルデヒド(200 μM)				
	770レイン ¹⁾ CH ₂ :CHCHO	ホルムアルデヒド ¹⁾ HCHO	プロピオンアルデヒド ¹⁾ CH ₃ CH ₂ CHO	アセトアルデヒド ¹⁾ CH ₃ CHO	アノスアルデヒド ¹⁾ ◻-CHO
AHH活性 ¹⁾	305	287	220	173	388
LD ₅₀ ²⁾	26	800	1400	1900	1300

¹⁾ 対照値の% ²⁾ mg/Kg 体重 (Handbook of Toxicologyより) ³⁾ 20 μM

表2 塩化ビニール系化合物の50%致死量とAHH活性誘導能

	塩素化エチレン(500 μM)				
	1,1-	trans-1,2-	cis-1,2-	1,1,2	1,1,2,2
AHH活性 ¹⁾	158	209	179	168	109
LD ₅₀ ²⁾	1560	3200	3800	4600	7300

¹⁾ 対照値の%、 ²⁾ mg/Kg 体重

3.3 リスクの判定

用量-反応アセスメントとヒトへの暴露アセスメントを基にしてリスクの判定が可能となる。暴露アセスメントは、暴露の元になる環境メディア中の汚染の測定値が得られればよいが、将来環境を汚染すると予想される場合には製造、使用、廃棄の各段階で環境中に漏出する予測値を使用することになる。

用量-反応関係は、閾値がある場合と閾値がない場合に大別される。発がん性は閾値がないという考えが広く支持されており、どのように低い用量でもがんの発生率は自然発生率より高くなり安全でないと考えられる。このようなリスクを判定するために用量-反応アセスメントが発展してきた。十分に低い発がん率は実質的に安全であるという実質安全濃度(Virtually Safe Dose, VSD)を推定するという考えである。十分に低い生涯における発がんの危険率として現在 10^{-5} ~ 10^{-7} までいろいろな考え方があり、国民的合意の下に判断されるべきものである。生涯発がん率 10^{-6} を採用することは、1年間に人口1億人あたり1.4人ががんになることを許容しようというものである。また、発がん性の根拠となっているデータが、ヒトによる場合、実験動物による場合、その信頼性などを考慮した順位づけが必要である。

用量-反応関係に閾値があると考えられている一般毒性では影響がないと判断される最大無作用量(No Observed Effect Level, NOEL)を求めることが重要である。動物実験の結果から得られたNOELに、動物とヒトの種差と高感受性要因について配慮した安全係数を各々に10としてNOELを百分の一にした値が通常許容摂取量として用いられるが、安全係数について科学的根拠は十分でない。また、一般的に感受性の高い動物実験の結果を基にNOELが求められる。テトラクロロエチレンやトリクロロエチレンの場合、肝臓で毒性の強い代謝産物となり臓器に傷害を与える。ラットよりマウスの方が感受性が高いが、薬動学的解析ではラットの方がヒトに近いという結果が得られており、種差の検討にも十分な配慮が必要である。このようにして、NOELやVSDを求めることが健康へのリスクを未然に防止するための指針となる。

4. おわりに

環境汚染は、現在新たな局面を迎えている。化学物質をとってみても従来の重篤な健康被害を招いた特定の原因物質による汚染から、ゴミ焼却場や先端技術産業など多様なメディアからの多種類の化学物質による汚染となっており、物理的、生物的汚染も加わり多様化している。また、オゾン層の破壊による紫外線照射量の増加や地球温暖化による環境リスクも懸念されている。環境汚染の有害性を低レベル領域で鋭敏に検出できる手法を開発するとともに、より正確に環境リスクを評価する体系を組み立てていくことが必要であろう。

参考文献

- 1) OECD Environment Monographs, No.26. Report of the OECD workshop on ecological effects assessment (1989). Beck et al. Outline and criteria for evaluating the Safety of new chemicals. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 1, 19-58 (1981).
- 2) Travis, C. Interspecies extrapolations in risk analysis. Toxicology, 47, 3-13 (1987).

- 3) Metzger, B. et al. On the relationship between carcinogenicity and acute toxicity. *Risk Analysis*, 9, 169-177 (1989).
- 4) 三浦ら, 培養細胞の異物代謝活性誘導能による毒性評価法の開発. 動物実験代替法研究会第3回大会記事, 84-87 (1989).

Miura, T. and Y. Takahashi. An inducing potency of xenobiotic metabolizing systems by MCB in rat and human hepatoma. *Toxicology In Vitro*, in press (1990).

今、地球が危い!!

伊藤 和 明 文教大学教授・NHK 解説委員

1990年代の地球環境

秋 元 肇 大気環境部

要 旨 地球的規模の環境問題が大きな社会問題として国際的にとり上げられるようになったのは最近のことであるが、地球環境は今急に変わり始めたわけではない。人間活動が産業革命以来地球の大気組成に徐々に影響を与えてきた、そのつけがここへきて一べんにまわってきたとも言える。そして今おこりつつある変化は1990年代にも間違いなく引き継がれるものと思われる。

本講演では酸性雨、オゾン層の破壊、地球の温暖化の現状とこれまでにたどってきた経過を踏まえて、次の10年間にどうなるかを予測し、これに対してとるべき対策は何かを考えてみたいと思う。

「新たな環境倫理と地域環境研究の方向」

内 藤 正 明 (総合解析部, 地域環境総合研究準備担当)

要 旨 現在, 国内の環境問題とそれに対する環境政策の方向が大きく変わりつつある。その背景の一つは地球環境問題の認識であるが, これは我々に改めて「人間と環境との関わり」そのものを強く問い直している。その結果として急ぎ求められるのは, 新たな「環境倫理」の確立であり, またそれに立脚した環境政策の新たな展開である。

それでは, その展開は具体的にどのようなものであり, それがひいては, 我々の(地域)環境研究にどのような方向性を求めているかについて, 一つの考え方を公害研究所の再出発のこの時点で提起してみたい。

1. 環境問題の変遷

1.1 社会経済トレンドと環境問題の変化

今後の環境問題を想定するためには, これまでの経緯を的確に理解しておく必要がある。これについてはすでに, 戦後我が国の社会・経済の変遷を振り返り, これに対応する環境問題の経緯を分析する作業が行なわれているので(「環境問題の長期予測」に関する特別研究), その概要を引用する(表-1)。この中で要点は, 環境の現象が“産業公害”から“都市生活型公害”そして“地球環境破壊”へと広域化し, また影響の側面が“個人の健康”, “都市の生活質”から遂に“人類の生存”へと, 社会・経済・ライフスタイルの変化と相互に関連しつつ推移してきたという大きな流れである。

表-1 戦後我が国の社会経済と環境問題のトレンド (「長期予測特研」より)

		1950	1960	1970	1980	1990	2000
経 済 産 業	社会	「経済・産業復興」 一次産業	「高度成長」 二次(重厚長大)	「多角的微調整」 2.5次(軽薄型小)	「産業空洞化」 三次(軽薄長大)	「成熟社会」 四次(環境調和型)	
	技術		「パワー」	「スピード」 機械	「エコノミー」 電子	「情報」 光	「文化」 高分子、バイオ
社 会	交通・通信	石炭、水資源 物的流動 (鉄道・道路・港湾)	石油 人的流動 (新幹線・高速道・国際空港)	原子力、LNG	省エネ・多エネルギー源 情報流動 (通信衛星・INS)	新素材 知識流通 (VAN/CATV)	
	都 市	「北海道総合 開発計画」	「首都圏 基本計画」	「全総」 拠点開発	「新全総」 大規模開発 郊外化 ドーナツ現象	「三全総」 定住理想 空洞化・逆都市化 Uターン現象	「四全総」 交流・付随理想 広域・集中心化 インナーシティ エコタウン
生 活 価 値 観	ライフスタイル	「生産者」 苟生活	「消費者」 生活防衛 WELFARE的充足 (量的充足)	「生活者」 生活改善 総合的充足 (質的充足)	「消費者」 生活享受 選択的充足 (高級化・多様化)	「共生者」 生活簡素化 質的充足 (簡素化)	
	問 題	「自然の破壊」	「産業公害」 (個人)健康影響	「都市生活型公害」 (地域)生活被害	「潜在・現世代公害」 (広域)快適性減少	「地球環境の破壊」 (社会)増大	「地球環境の破壊」 (人類)生存危機
環 境 政 策	「公害の規制」		「生活環境の保全」 緊急公害対策 法的規制	「生活環境の創造」 相互調整 社会経済的制限	「環境管理」 行動様式の変更 啓蒙・誘導	「地球生態系の保全」 環境計画・管理 国際協約・協力	
	被害の救済		「環境基準」	「環境計画」	「環境計画」	「環境計画」	

以上の歴史的流れが、現在の状況、そしてまた今後の環境問題の展開につながり、以下の話の背景をなすものである。

1.2 今日の(地域)環境問題と環境政策

上記の歴史を経て、今日の(国内)環境問題はこれまでと異なる様相を示しつつある。その中で特徴的な点は、これまで環境行政の二本柱であった「公害防止」と「自然保護」のそれぞれどちらもが、似た形で大きく二つの方向に分化しようとしていることではなかろうか。

まず公害防止について一つの方向は、沿道汚染、有害化学物質問題など、従来の現象がその形態を長期潜在型、局地集中型というように姿を変えながらも、これまでの公害行政の流れに沿った問題として顕在化してくるタイプ(タイプA)である。もう一つが、これまでの努力によって改善をみた公害的事象を、さらにより高レベルの欲求に応じて向上させる方向(タイプB)、たとえば、緑豊かであるおいのある環境創りなどである。

自然保護についても同様に、一つは消失しつつある貴重な動植物を重点的に保護し、回復をはかるという自然保護本来の課題(タイプA)と、もう一方は親しめ利用できる自然環境をつくり、積極的に提供していくという新たな課題(タイプB)との二分化である。

公害防止と自然保護行政の方向を、以上のような二つのタイプへの分化としてとらえたのは、それぞれによって、環境施策の理念と手段が異なり、したがってこれに対応する環境研究のあり方も大いに異なると考えられるからである。

まず、「タイプA」に属する課題はこれまでの環境行政固有の問題として、その政策も固有の“規制的手段”が必要かつ有効であり、対応する研究も“固有のメカニズム”や“防除技術の開発”などおもに規制を助けるものである。

一方、「タイプB」の課題はこれまでの環境行政の流れから踏み出し、他部門の仕事と密な接点をもつ新しい分野となるため、要求される研究も従来のものと相当に異なることが予想される。

以上のような2つのタイプそれぞれに対して、環境政策としての関与の形を考えてみると、(タイプA)・新たな環境破壊、汚染等の発生を監視し、そのメカニズムを解明する。またその情報に立って規制、保護など、基本的には従来の流れの環境行政固有の施策をとる(例：新たな化学物質汚染、貴重種絶滅、沿道公害、・・・)。

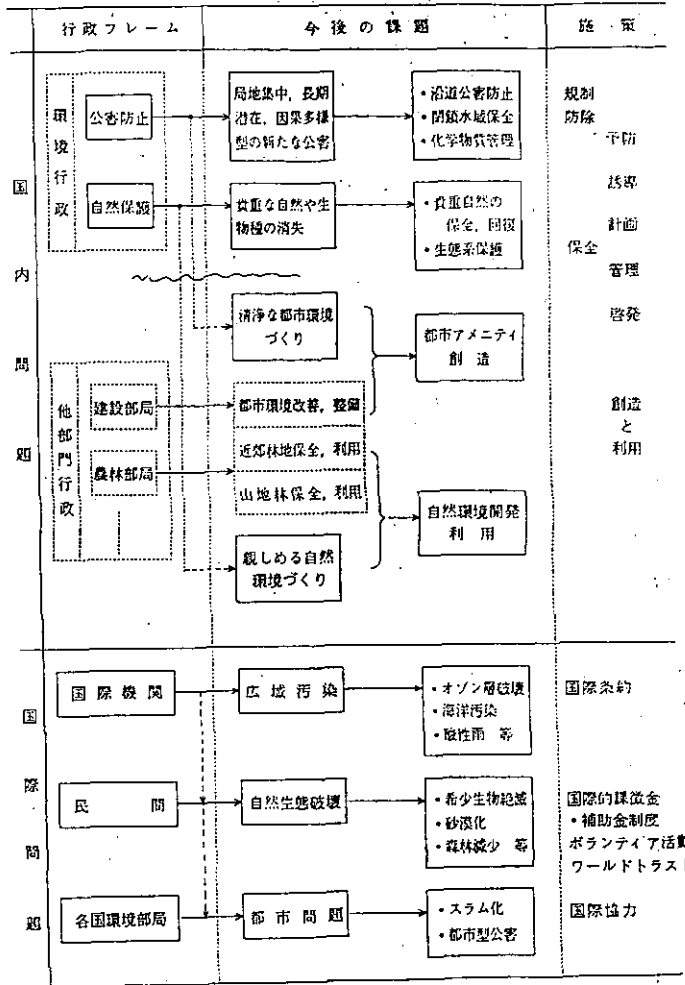
(タイプB)・公的な事業部門が行う環境関連事業、環境づくりに対して、環境目標を提示し、事業部門間の総合調整をはかる(例：ウォーターフロント開発、街並みづくり、・・・)。・さらに、市場に任せうるものを見定め、そのさいに市場メカニズムにのるまでの社会、経済的仕組みを作る(例：リゾート開発、・・・)。・国民や住民自らの努力による以外には対処が困難であることを見定め、この自発的努力を促す仕組みを作る(例：散在ゴミ、家庭排水、近隣騒音などの生活公害、・・・)。

以上の経緯をひとことで要約すると“公害防止から総合的な環境管理への流れ”ともいえるであろう。

なお、地球規模の問題についても基本的には国内問題同様、条約等の規制的手段によるべきもの、市場原理に一部任せもの、各国民の自発的努力が中心となるべきものなど、タイプAとBそれぞれがありうる。

以上のことを要約したものが表-2である。

表-2 環境問題の二極化の様相



1.3 環境問題解決の困難性

これまでは公害問題として事態が深刻であり、規制という対策を強く進めることには特段の異議はなかった。貴重な自然を守るという自然保護についても同様であり、それらいずれにも規制的な手段が有効に働いた。しかし、上に述べたような環境問題が新たな様相を見せはじめた時、その解決には単に規制的手段だけでなく、何らかの新たな対応策が求められる。ただし、これには行政も研究も大きな新しい課題に直面することとなる。

たとえば今各地のリゾート開発が盛んであるが、これによって失われる自然のことが気遣われている。しかしこれに対して環境側の要望は必ずしも容易に受け入れられない。その理由を改めて各分野の専門家の見解に基づいて整理してみると表-3のようである。これらは極めて根源的な問題を含んでおり、そもそも“我々にとって環境とは何か”という哲学的な問いにまでさかのぼって改めて考え直さねばならないことになる。

表一 環境保全を困難にしている理由

1. 「日本人の価値観、自然観が環境保全の方向にない」……（理念的側面）
 - 人間・環境系概念が不適切である。
 - 物質的、経済的価値が上位にある。
 - 技術中心主義（技術によって環境問題を克服しよう）指向が強い。
2. 「制度的仕組みが環境保全の方向に通じていない」……（制度的側面）
 - 埋立補助金制度、建築税制等は環境保全を阻害する方向にある。
 - 地方振興のための公共投資が環境破壊工事となること有り。
 - 土地所有権が強い。
3. 「環境資源が「公共財」であること」……（経済的側面）
 - 悪化や破壊の被害は多くの場合広く浅く、かつ長期潜在的、つまり「不特定多数」かつ「将来世代」が被る。
 - 一方、環境財利用の利益は特定の個人又は集団が短期的に受ける。
4. 「環境が巨大であるという特性によること」……（現象的側面）
 - 環境の悪化は通常緩やかで、事前の認知が困難である。
 - 環境場は広大な容量をもつため、改善には多大のEffortを要する。
 - 自然生態系は微妙なバランスによって成り立っている。

2. 新たな環境倫理と環境像

2.1 価値観の変化と新たな環境倫理

環境を護ることの困難さは、先に挙げたように、いくつかの理由に整理されるとして、それらすべての背景になるのは結局のところ“社会の価値観”である。つまり、その時代毎に人々は何に価値を置いてきたか、その中で環境というものをどう位置づけてきたかにかかっている。

そこで、最初に示した“戦後我が国の社会・経済トレンド”を参照しつつ、環境価値観の変遷を要約してみると表-4のようである。これで分かるように、第1期(昭和30年代)の深刻な公害時代には“健康”に影響を及ぼすような汚染状態が関心事であったことは言うまでもない。それ以後は第2期のシビルミニマムの“生活環境質”、第3期の選択的“環境アメニティ”へと関心が移ってきた。ただし、これまでの対象はあくまで「人間にとっての価値」である。

それらは、我々の近代社会が是としてきた、人間に無限の価値を認めるような文化構造(それは、一般にヒューマニズムと呼ばれる)と、整合性を保っている。現在の自然環境保全問題の中にも、こうした従来の考え方で対処できるものもある。たとえば、熱帯雨林の乱開発が、地域住民の健康と生活の質を損なうような場合などである。

しかし、たとえば釧路湿原、池子の森、東京湾、石垣島白保地域、などはどうか。これらの中には、レクリエーション的価値などを、貨幣経済のシステムの中での価値で表現しうる部分も含まれている。また、遺伝子資源の喪失による損害や、その環境の変更が災害につながるリスクを算定することも、相当に難しい論理と手法が必要としても可能かもしれない。

ところが、それでも、これまでの論理だけでは評価しきれない部分がある。たとえば、とくに名もない各地のブナ林や、ヤンバルクイナなどの稀少野生生物、知床の厚生林などは、“人間にとっての直接的利害”という立場からつくられている評価基準では測りきれない対象である。自然環境の中にいる生物をすべて、経済財といえるだろうか。このような生態系の価値を正しく評価する規範と手法を、できるだけ早く具体化しなければ、自然環境の保全を説く立場は、開発のロジックに対処しきれないだろう。

表-4 戦後の環境問題とその価値規範の変遷

問題	規範	指標特性	
第Ⅰ期 ● 公害防止	● 個人の生存規範	● 環境基準 ● 複合汚染型指標	途上国型
第Ⅱ期 ● 生活環境整備	● 社会の基本的な生活規範	● 生活質総合指標 ● シビルミニマム	
第Ⅲ期 ● 快適環境創造	● 住民満足度規範 ● 経済規範 ● 創造・文化・情緒規範	● 住民満足度指標 ● 環境価値の経済評価指標 ● 地域個性指標	先進国型
第Ⅳ期 ● 地球生態系保全 ● 貴重生物種保護	● 人類の持続的生存規範 (持続性、安定性…) ● 自然との共生規範 (倫理性、希少性、密着性…)	● 持続的利用指標 ● 環境資源の賦存量 (ストック) 指標	地球型

これから我々は、自然環境をどのように測っていくべきなのだろうか。今後形成されるべき、第4期の指標と、その背景となる価値とは何なのだろうか。これはまだ、手探りの状態である。世界的にも、経済協力開発機構(OECD)がこの9月から、新たな環境価値を表す指標づくりのために専門家会議を発足させたばかりである。

経済学は、効率に加えて公平のバランスを探ってきた。だが「非効率的だが(生態学的に)健全で安定している」といった状態を価値あるものとしてうまく記述できるものだろうか。求められているのは、GNPなどのような貨幣価値とは異なるチャンネルで、人間と自然とを結びつける試みである。

これは、新たな社会規範としての環境倫理を考えることにほかならない。政治における「自由、平等」、経済における「効率、公正」のように、いちおう定着している価値と同様な、「人間・環境系」における行動規範の模索である。

以下は、現時点での私見だが、従前のアメニティという概念は、「人間に快い環境の状態」から、「地球上のすべての生命にとって健全である」という概念へ拡張され、人間のためにすべての生き物があると、という意識の改革が必要となろう。

2.2 新たな環境倫理に立った環境像

上述のこれからの「環境倫理」から導かれる新たな「規範」と、これまでのものを併せて整理すると、表-5 のようになるのではなかろうか。

問題は、このような規範に立って、新たな環境像をどのように構成するかということである。これは従来の公害だけでなく、またアメニティとか自然公園だけでもない、これらが全体として総合的に一つの環境像を形づくるものである。その一つの提案を図-1に示す。

3. 環境政策の今後の展開と環境研究

新たな環境像を「健全」な姿に保全し、創生していくためには、これまでの環境政策の枠組みも再構築する必要がある。これには恐らく「公害対策基本法」そのものの改正から、環境基準を補完するような「環境目標」の新たな設定、さらには規制政策に加うる総合的な「環境管理計画」の体系化などの一連の作業が求められるであろう。それらに関する提言を集約したものを表-6に示す。また、この再構築を実現するために必要な検討課題も併せて示す。

表-5 新たな環境の「倫理」と「規範」

	倫理	規範
従来	① "人間の健康" とその "生活環境" を保護するために、当該地域環境の汚染レベルを低下させること、 ② "貴重な自然環境" をそのままの形に残しておくこと、(注: "貴重" さの客観的判断根拠は不明確) ③ 豊かであるおののある生活環境を創生すること、「保健性」「稀少性」「快適性」
新たな倫理	① 環境の持続性を保全すること。(次世代への資格の認識) 汚染物質の蓄積や資源の採取が、将来世代の生産生活基盤である環境を脅かさないよう、現在必要な施策を講ずること。(時間的ツケ回しの防止) ② 地域内で自立した環境保全を行うこと。(NIMBY Syndromeの反省) 自地域内の環境質の向上のために、他地域への汚染負荷排出や、過剰な資源採取することがないよう な管理を行うこと。(空間的ツケ回しの防止) ③ 人間以外の生き物への配慮。(ヒューマンイズムの見直し) 環境保全の対象を、"人間+貴重な生物"から"生態系全般" に広げる。(生物へのツケ回しの防止)「持続性」「自立性」「共存性」

* 新たな倫理はいづれも地球環境問題から帰結するものである。

* 従来の倫理性に欠けかつ曖昧な「稀少性」は「共存性」に包含する。

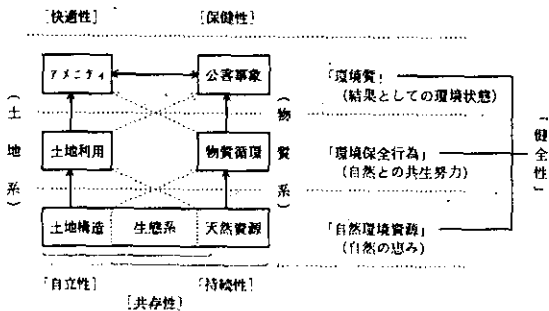


図-1 新たな規範を加えたこれからの環境像

表-6 今後の環境政策の体系と検討課題

	(基本法の改正)	(目標の設定)		(環境管理計画の体系化)			
環境政策の体系	『地球環境保全法』	目標設定	旧目標	新目標	直接規制 / 指導・誘導 / 創造 / 教育・啓蒙		
	『公害対策基本法』	『環境の質』 環境改善型 施策の充満	『環境基準』 (環境質の) 1) 1) 2) 3)	公害事業の 「副産物」 + 「経済損失」 生活環境の 「住民意識」 + 「快適性」 自然環境の 「稀少性」 + 「経済価値」	<ul style="list-style-type: none"> 「環境リスク管理計画」..... 「環境基準」 「排出規制」 「公害防止計画」 【環境調和型都市計画】..... 「産業規制」 計画722/26 計画722/29 13の計画【環境資源保全基金計画】..... 「自然環境保全法」 「自然公園計画」 		
検討課題	『地域環境保全法』	『環境保全行為』 環境調和型 社会への誘導	『環境指標』 (環境質の) 総合的評価 環境イメージ (環境自覚)	+	<ul style="list-style-type: none"> 環境質の監視データ 排出負荷集データ 地域の環境調査 環境利用4件 (他部門の情報) 地域環境情報724 環境557 資源557 環境資源勘定 		
	『自然環境保全法』	『自然環境資源』 環境保全型 施策の充満	『環境資源指標』 (GDP代替指標)	+	<ul style="list-style-type: none"> 【法制度】 個別事業法への1237722の配慮 環境基本法の健全化 (入浜埋込) 公有水質立法 【財政措置】 経済活性化への投資、料金体系 (環境維持費) (化石燃料税) (官製関係) 【ソフトな仕組み】 規制化 環境利用の促進 (他部門の連携) (722) 保全事業 競争心の利用 (水資源) (教育・啓蒙) (学校、幼児、成人) 国際連携 市民活動の活性化 		
	【環境倫理・原則】	【環境目標の表現】	【法制度】	【財政措置】	【ソフトな仕組み】	【実施情報2224】	
	- 人間環境宣言 (- 次世代責任) (- 持続性原則) - 地球人としての57224 - 日本人の環境観	- 総合的に見る視点 - 長期的 - 経済として - 経済価値として	- 嗜好を評価する視点 - 不健全性(722) - 環境制約・容量 - ストック概念	- 個別事業法への1237722の配慮 - 環境基本法の健全化 (入浜埋込) 公有水質立法	- 経済活性化への投資、料金体系 (環境維持費) (化石燃料税) (官製関係)	- 規制化 - 環境利用の促進 (他部門の連携) (722) 保全事業	- 環境質の監視データ - 排出負荷集データ - 地域の環境調査 - 環境利用4件 (他部門の情報) - 地域環境情報724 - 環境557 - 資源557 - 環境資源勘定
		指標別	指標別	指標別	指標別	指標別	
		「環境と経済統合指標」 - 「Eco. Kat」 (by DECO)	「環境指標」	「環境指標」	「環境指標」	「環境指標」	
			「快適環境指標」 「722 詳細指標」 「7-10-13 指標」 「環境資源指標」				

[平成2年5月9日編集委員会受理]

[国立公害研究所資料 F-21-'90/NIES]

国立公害研究所研究発表会予稿集 第13号
(SS/OT-13-90)

平成2年5月30日発行

編集 国立公害研究所セミナー委員会

発行 環境庁 国立公害研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16番2

印刷 株式会社 イセブ
茨城県つくば市天久保2-11-20