

# DENCHUKEN REVIEW

電中研レビュー 「酸性雨の影響評価」



NO.31 1994.11



電中研レビュー第31号 ● 目次

酸性雨の影響評価

編集担当 ● 酸性雨課題推進担当 藤田 慎一

かんとうげん	京都大学教授 井上 頼輝	2
電中研「酸性雨研究」の歩み		4
はじめに	常務理事 安藝 周一	7
第1章 酸性雨の解決に向けて		9
1-1 ●問題の背景と当研究所の取り組み		11
1-2 ●大気中での物質輸送		18
1-3 ●土壌・陸水・森林系の酸性化予測		23
1-4 ●森林衰退の実態とその原因		27
第2章 大気中での物質輸送		35
2-1 ●前駆物質の発生量		37
2-2 ●東アジアの酸性雨		44
2-3 ●わが国に飛来、沈着する硫黄の量を予測		50
第3章 土壌・陸水・森林系の酸性化予測		57
3-1 ●森林への酸性物質の沈着		59
3-2 ●土壌の酸中和能		62
3-3 ●陸水への影響とその予測		67
第4章 森林衰退の実態とその原因		75
4-1 ●スギ衰退の実態とその原因		77
4-2 ●酸性雨とオゾンの樹木への影響		83
4-3 ●酸性雨の農作物への影響		92
第5章 将来の酸性化を防ぐために		97
おわりに	理事 粕江研究所長 町田 武彦	101
引用文献・資料等		102

●コラム目次

1 酸性雨とは	34
2 海を渡る硫酸化合物	43
3 海洋から発生する酸性雨の前駆物質	49
4 地球温暖化とオゾン層破壊は酸性雨を助長する？	54
5 火山活動と環境の酸性化	55
6 臨界負荷量、限界負荷量、許容負荷量？	66
7 同位体地球化学	74
8 酸性霧	91







# かんとうげん

## 適正規模の技術を開発しよう



地球環境問題は将来への懸念が先行して、現象がまだ十分科学的に解明されていない点が多い。温暖化は空気中二酸化炭素濃度が増すと雲の量が全体として増加するのかわからず、このため温度上昇量ははっきりしない。フロンにより一時期南極のオゾン層に穴があくが、われわれの頭上のオゾン層がどうなるか不明である。酸性雨についても強い酸性の雨が降っているにもかかわらず、その影響の現れ方には地域によって大きな差が見られる。

1990年京都で開催された第15回国際水質汚濁研究会議で、筆者はノルウェーの地下水の酸性化に関する論文の討議者となり、両国の地下水水質を比較する機会に恵まれたが、両国ともほぼ同程度の酸性雨が降っているにもかかわらず、ノルウェーでは地下水の酸性化がこの20年で著しく進んでいるのに対し、わが国地下水の水質は全く安定しており、ほとんど変化していないのを知った。表流水である湖の酸性化についても同様である。本文で述べられると思うが、わが国の森林の衰退は、酸性雨によるものとする科学者とそうでないとする科学者がいる。地球環境問題に正しく対処するには、これらの疑問を早急に科学的に解明することが重要である。

酸性雨についてみると、雨中酸性物質の発生源が1,000キロメートル以上離れている場合が多く、この種の問題共通の自国だけでは対処できないという特徴を持つ。わが



---

国の酸性雨の原因物質は季節にもよるが、その約半分は中国由来と推定される。中国の経済発展は著しく、数年見ないうちに町が驚くほど変わっていると旅行者は口を揃える。しかしそれにつれてエネルギー使用量も増加している。そして中国は他国への汚染物質の伝播をできるだけ少なくしようとして、石炭に石灰を混ぜて燃焼させ、酸性雨の原因となる二酸化硫黄の発生を抑えるなど懸命の努力をしている。

1993年10月、北京で開催された世界工学会の環境保護のための工学と技術シンポジウムに参加して、この関係の中国からの論文発表が数多くあり、また町の家の壁に環境を保護しようと住民の手でスローガンが書かれているのを見て感銘を受けた。石炭に石灰を混ぜて燃焼させる方法は、わが国発電所などで実施されている湿式石灰石膏法による排煙脱硫に較べると効率は悪いが、中国にとっては適正規模の技術であろう。ところでわが国もかつては農薬の使用が北米のペリカンに悪影響を与えるとして責任を追求された経験を持つが、汚染物質の発生源を特定して、その対処をきびしく求める時代は去ったと認識している。それよりは皆で知恵を出し合って、適正規模の技術の開発に協力し合って行かなければならない。

今回電力中央研究所が酸性雨の特集号を出されると聞き、まことに時宜をえた試みだと考える。これが将来、国際的な酸性雨対策につながってくれることを期待したい。

京都大学 教授

井 上 頼 輝



## 電中研「酸性雨研究」の歩み

西暦	電中研の状況	日本の状況
1872		・岩倉具視遣欧使節団が塩化水素による環境汚染の実態を報告
1883		・ケルナーが東京で降水の化学成分の観測を初めて実施
1913		・農事試験場が東京などで降水の化学成分の観測を開始
1918		・大阪市が降下ばいじんの調査を開始
1935		・中央气象台で降水成分の分析業務を開始
1955		・菅原健や三宅泰雄が降水の化学について活発な研究を展開
1968		・大気汚染防止法の制定
1971		・環境庁発足
1973		・関東地方で湿性大気汚染が発現（1974にも）
1975	・酸性雨の植物影響の研究を開始	・環境庁が5ヶ年計画で湿性大気汚染調査を自治体の協力のもとに開始
1976		・世界気象機構の勧告により、気象庁が三陸町綾里でバックグラウンド大気観測を開始
1978	・関東地方や西日本地域で降水の化学成分に関する観測・解析を開始	
1983		・環境庁が第一次酸性雨対策調査を開始
1984	・瀬戸内地域で酸性雨調査を実施	
1985		・関東地方でスギ枯れが発見され、林野庁などが緊急調査を実施
1987	・通産省からの受託研究を開始 ・全国規模で酸性雨調査、試験流域調査、スギ衰退調査、表層土壌調査などを開始	・環境庁による第一次酸性雨対策調査の取りまとめ ・環境庁が国設大気汚染測定局に酸性雨の自動測定装置を導入
1989		・環日本海域における酸性雨・雪シンポジウム（金沢）
1990	・赤城試験センターで植物の暴露実験を開始 ・台湾電力公司(台)、建国大学(韓)、水利水電科学研究院(中)と国際共同研究を開始	・酸性霧の問題が全国的に広がる
1991		・全公研が酸性雨モニタリングを開始
1992	・酸性雨フェーズⅠの取りまとめ	・第二次酸性雨対策調査の中間取りまとめ
1993	・アイオワ大学(米)との共同研究を開始 ・箱根において東アジアの酸性雨に関する国際ワークショップを開催	・東アジアの酸性雨モニタリングネットワークに関する国際会議（富山）
1994	・電中研レビュー『酸性雨の影響評価』を発刊	・第二次酸性雨対策調査の最終取りまとめ ・東アジアのモニタリングネットワーク構想が環境庁から提起される



西暦	ヨーロッパと北米の状況	アジアの状況
1863	<ul style="list-style-type: none"> <li>英国でアルカリ法が成立し、アンガス・スミスがアルカリ監督官に就任</li> </ul>	
1865	<ul style="list-style-type: none"> <li>この頃ドイツでリービッヒの指導により大規模な降水の化学成分の観測を実施</li> </ul>	
1872	<ul style="list-style-type: none"> <li>アンガス・スミスが『大気と降水』の中で酸性雨の術語を初めて使用</li> </ul>	
1873	<ul style="list-style-type: none"> <li>ロンドンスモッグ (1880にも)</li> </ul>	
1883	<ul style="list-style-type: none"> <li>英国でラッセルがロンドンに降水の観測網を設置し、近代的な観測を開始</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>この頃インド(英国)や仏印(フランス)や南洋諸島(独)で降水の化学成分の観測を実施</li> </ul>
1919	<ul style="list-style-type: none"> <li>ミラーが東京を含む過去50年間の世界中の降水の化学分析データを集成</li> </ul>	
1923	<ul style="list-style-type: none"> <li>ケーラーが霧水の化学分析データをもとに古い海塩核説を提唱</li> </ul>	
1952	<ul style="list-style-type: none"> <li>ロンドンで大スモッグが発現</li> </ul>	
1955	<ul style="list-style-type: none"> <li>ゴーハムが水域環境の酸性化を初めて指摘</li> <li>ロスビーとエグナーが北欧を対象に降水成分の総観解析を実施</li> </ul>	
1956	<ul style="list-style-type: none"> <li>欧州大気化学観測網 (EACN) の発足</li> </ul>	
1968	<ul style="list-style-type: none"> <li>オデンがEACNなどの観測データをもとに硫黄化合物の長距離輸送を初めて指摘</li> </ul>	
1972	<ul style="list-style-type: none"> <li>国連の人間環境会議でスウェーデン政府より酸性物質の越境汚染が提起される</li> <li>OECDの主宰により長距離輸送に関する共同研究計画 (LARTAP) が発足</li> </ul>	
1973	<ul style="list-style-type: none"> <li>米国-カナダ間で大気汚染物質の長距離輸送に関する2国間協議を開始</li> </ul>	
1976	<ul style="list-style-type: none"> <li>カナダで降水観測網 (CANSAP) が発足</li> </ul>	
1977	<ul style="list-style-type: none"> <li>欧州監視評価計画 (EMEP) の発足</li> </ul>	
1978	<ul style="list-style-type: none"> <li>米国で酸性降下物調査計画 (NADP) が発足。1980年より10年計画で調査を開始</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>韓国で最初の酸性雨調査</li> </ul>
1979	<ul style="list-style-type: none"> <li>欧州経済委員会で長距離越境大気汚染協定 (ウィーン議定書) を採択 (1983年発効)</li> </ul>	
1980	<ul style="list-style-type: none"> <li>米国-カナダ間で越境大気汚染に関する合意覚書を締結</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>韓国でソウル地域の酸性雨調査</li> </ul>
1983		<ul style="list-style-type: none"> <li>中国で第一次酸性雨調査</li> </ul>
1985	<ul style="list-style-type: none"> <li>ヘルシンキ議定書の採択 (30%クラブの発足とSO<sub>2</sub>排出量の削減を協約)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>中国で国家科学技術委員会と国家環境保護局による第二次酸性雨調査</li> </ul>
1987	<ul style="list-style-type: none"> <li>米国でNAPAP調査結果の中間報告書</li> </ul>	
1988	<ul style="list-style-type: none"> <li>ソフィア議定書の採択 (1994年までにNO<sub>x</sub>排出量を1987年時点の水準に凍結)</li> </ul>	
1990	<ul style="list-style-type: none"> <li>米国で新大気浄化法が成立 (2000年までにSO<sub>2</sub>排出量を1,000万トン削減)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>中国で国务院環境保護委員会の採択により酸性雨の広域化の抑制に関する決定</li> </ul>
1991	<ul style="list-style-type: none"> <li>EMEPによる臨界負荷量減少計画</li> </ul>	
1992	<ul style="list-style-type: none"> <li>ブラジルで地球環境サミットが開催される</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>中国重慶で酸性雨に関する国際会議を開催</li> <li>中国で第八次5ヶ年計画の一環として酸性雨調査が始まる</li> <li>世界銀行によるRAINS ASIAの攻勢が盛んになる</li> </ul>

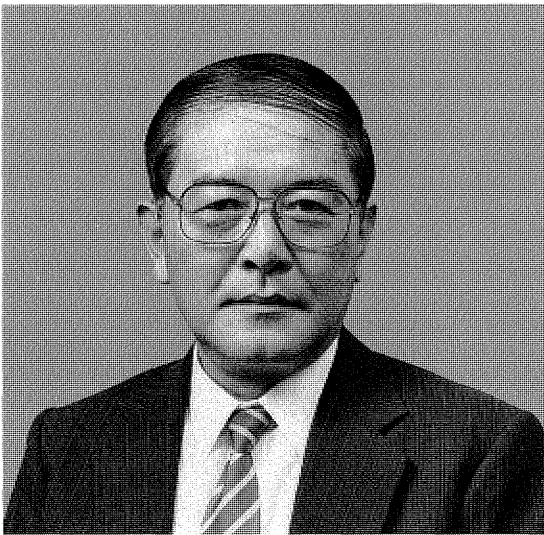






# は じ め に

常務理事 安藝 周一



21世紀を間近かにして地球環境問題への対応は国際社会における第一級の課題であり、広域的な現象である酸性雨問題もその一つとして地球規模での解決が求められている。

酸性雨による森林被害や湖の酸性化は20年以上前から欧米で顕在化し、現象の解明や対策が講じられてきたが、東欧を含む広域圏では問題は依然として深刻なようである。

わが国では大気汚染物質の強力な排出規制が効を奏し、幸いに酸性雨の被害は顕在化してはいない。しかし、わが国を含む東アジア全域で考えると、近年の著しい経済成長、工業化および化石燃料として石炭への強い依存から、地域としての酸性物質の排出量は近い将来ヨーロッパや北米の現況を上回る恐れがある。すでに、わが国でも季節風によって大陸から酸性物質が運び込まれてきていることが観測されており、樹木の衰退が各地で指摘されていることもあわせ、身近な問題として社会的にも関心が高まっている。

酸性雨に関する研究は、内外の種々の機関で展開されているが、当研究所は発生源から生態系に対する影響までの一連の過程を総合的に評価することを目標に研究を進めている。現在までに、わが国における酸性雨の実態把握、酸性物質の広域輸送、土壌、樹木影響について知見を蓄積するとともに、東アジア諸国との研究関連の強化を図ってきた。

まだ、すべての現象が解明されたわけではないが、このレビューは、これまでに得られた成果と内外の動向をできるだけ幅広く紹介したものである。エネルギー問題、特に化石燃料の利用に関わる環境問題の一つとして酸性雨を考えていく上で、いささかなりともお役に立てば幸いである。







第1章

酸性雨の解決に向けて





## 第1章 酸性雨の解決に向けて ● 目次

狛江研究所 大気物理部 環境化学グループリーダー 藤田 慎一  
 狛江研究所 大気物理部 環境大気グループリーダー 市川 陽一  
 我孫子研究所 環境科学部 陸域環境グループリーダー 宮永 洋一  
 我孫子研究所 生物部 次長 河野 吉久

1-1	問題の背景と当研究所の取り組み .....	11
1-2	大気中での物質輸送 .....	18
1-3	土壌・陸水・森林系の酸性化予測 .....	23
1-4	森林衰退の実態とその原因 .....	27

コラム1	酸性雨とは .....	34
------	-------------	----



**藤田 慎一** (1975年入所)  
 大気の物理と化学に関する研究に従事してきた。現在は大気中における硫黄化合物の収支に関する研究を進めている。酸性雨の課題を推進担当している。



**宮永 洋一** (1976年入所)  
 ダム貯水池や河川の濁水、富栄養化などの予測と対策に関する研究を行ってきた。現在は、酸性雨の陸水への影響の予測、貯水池の水質浄化技術の開発、水力発電所の維持管理技術の合理化などの課題に取り組んでいる。



**市川 陽一** (1977年入所)  
 大気環境影響評価手法の高度化に関する研究、特に、排煙、排ガス拡散の数値モデルの開発に携わってきた。酸性雨の研究では、東アジア地域を対象とした長距離輸送モデルの開発を分担している。



**河野 吉久** (1974年入所)  
 大気汚染物質の影響評価にかかわる研究分野の中で、降下ばいじん、重金属、微量元素の植物影響に関する研究や石炭灰の影響評価に関する研究に従事。酸性雨の研究は'80年から着手。現在は、亜高山帯の森林衰退現象と酸性降下物との関係について取り組んでいる。



# 1-1 問題の背景と当研究所の取り組み

## 1-1-1 はじめに

環境問題を取り巻く内外の情勢は、過去10年の間に大きく変貌したといわれる。地球の温暖化、オゾン層の崩壊、緑地の砂漠化、環境の酸性化といった広域規模の現象が耳目を集めるようになり、エネルギーと環境とが強く関連して議論されるようになった現代の環境問題は、確かに従来のそれとは一線を画するかもしれない。

こうした広域規模の環境問題の中で、環境の酸性化(酸性雨)は、比較的古くから調査や研究が進められてきた問題に属する。国境を越えた酸性物質の輸送が認知される直接のきっかけは、およそ20年前、1972年にストックホルムで開催された国連の人間環境会議である。

だが酸性の雨や雪や霧の存在は、それ以前からすでに知られていた。

## 1-1-2 化学気候学のはじまり

産業革命が成熟した19世紀初めの英国は、生産活動が飛躍的に増加した時代であった。石炭の消費量の増加と並んでアルカリ産業の隆興は著しく、ソーダ灰の製造に伴って大気中へ排出される塩化水素(HCl)は、各地に深刻な環境汚染をもたらした。緑林は枯れ果て死海のほとりのように荒廃したといわれる<sup>1)</sup>。

1862年の夏、第14代ダービー伯(E.G.S. Stanley)は、アルカリ産業による環境汚染の問題を上院に持ち込み、自身を長とする特別委員会が設置し、環境の破壊を食い止めるためになすべき方策の審議を始めた。ちなみ

に日本では、幕末の激動のさなかである。正解は簡単であり、要するにHClの排出を止めればよいのである。水洗でHClを除去・回収する方法は、1836年にゴッセージ(W. Gossage)が特許を得てから四半世紀を経てほぼ確立しており、企業者の一部はすでにゴッセージ塔を取り付けていた。ただし装置を維持・管理するだけの動機に乏しかったのである。

ダービー委員会は、HClの排出規制の制度化をもくろむ。ただしこうした産業界への干渉は、当時としてラジカルな概念であったらしい。多くの人々は、政府の介入が国家の繁栄に損益をもたらすに違いないと考えた。なにしろ当時のアルカリ産業は、大量の従業員をかかえ多額の売上を誇る大産業であったから<sup>2)</sup>。ともあれダービー委員会は、法案審議の結果を本会議に報告し、翌1863年の7月をもって法案は発効する。これが近代の環境法の始点として名高い「アルカリ法」である。

最初のアルカリ監督官に就任したのは、王立協会会員のアンガス・スミス(R. Angus Smith)である。スミスはギーゼン大学のリービヒ(J. von Liebig)のもとで学んだ化学者であり、学位を得て帰国後は、王立鉱山委員会などを活動の場にして、大気汚染や鉱山保安の調査研究に携わっていた。1872年に出版された大著「大気と降水」(図1-1-1)のなかで彼は、大気中や降水中の酸性物質の濃度と分布、酸性物質による環境影響の実態を論じた<sup>3)</sup>。当時の降水のpHの推定値(まだ水素イオン指数pHの概念はない)は、汚染地域では3.4~3.9、非汚染地域では4.6~5.6であった<sup>4)</sup>。

スミスの著書は長い間埋もれていたが、後になってゴーハム(E. Gorham)が発掘してその業績を再評価し





図1-1-1 スミス著「Air and Rain, The Beginnings of Chemical Climatology」(1872)の中扉(国立国会図書館蔵)

た。ゴーハムは酸性雨を意味する acid rainの術語を最初に用いた化学者がスミスであることを知らせた<sup>5)</sup>。

スミスの時代の酸性雨の前駆物質は、HClと二酸化硫黄(SO<sub>2</sub>)であり、窒素酸化物(NO<sub>x</sub>)の影響はまだ小さかった。HClによる大気汚染を解決に導いたのは、1863年にベルギーのソルベー(E. Solvey)が工業化に成功したアンモニア・ソーダ法である。先端科学技術が大気汚染の改善に果たす役割は、このように当時から極めて大きかったわけである。

スミスは100年以上も昔の19世紀中ごろすでに、酸性のガスや降水が綿布を漂白し、金属を腐食し、農作物に被害をもたらした事例を知っていた。1950年代になってゴーハムは、rain-acidの術語を用いて、これをより広域の環境の衰退と結び付ける<sup>6)</sup>。だがその業績も、1972年の人間環境会議を契機にして、国境を越えた環境問題として酸性雨が認識されるまで、あまり注視されなかった。

そしてこの100年の間に、モータリゼーションは急速に発達し、NO<sub>x</sub>が新たな汚染物質として登場する。と同時に、大気汚染の様態は「複合化」と「広域化」の道をた

どることになる。

### 1-1-3 酸性雨問題のはじまり

酸性化に伴う広域的な環境の被害が最初に指摘されたのは、ヨーロッパの北西部、ついで米国の北東部で、いずれも1970年代のことである。これらの地域では森林・湖沼の生態系の衰退や構造物の侵食が報告されており、酸性雨がその一因ではないかと指摘されてきた。

このようにヨーロッパや北米で最初に問題が提起されたことから、酸性雨には「先進国」の環境問題というイメージが強くあった。ところが最近では東南アジア、南アジア、南米など「途上国」が集中する地域でも、酸性化の兆候がみられるようになってきた。生産活動の急激な発達と、これに由来するSO<sub>2</sub>やNO<sub>x</sub>の排出量の増加が引き金になっていることはいうまでもない。酸性雨がこのように広域的な環境問題として認識されるのは、図1-1-2に示すように発生源が集中する地域(ソース)と環境影響が発現する地域(レセプター)との間には、しばしば数百~数千kmの距離の隔たりがみられるからである。

例えば国内から排出されたSO<sub>2</sub>と、国境を越えて流入するSO<sub>2</sub>の量を比較してみよう。仮に後者の方が多いとすると、いくら国内で環境対策を講じても隣国がこれに同調しない限り、対策は徒勞に終わる可能性がある。このため国内の排出源の対策だけでは、酸性雨問題は解決できないという認識は、まず1970年代にヨーロッパで芽生えた<sup>7)</sup>。そして1980年代後半になると、わが国でも同じ

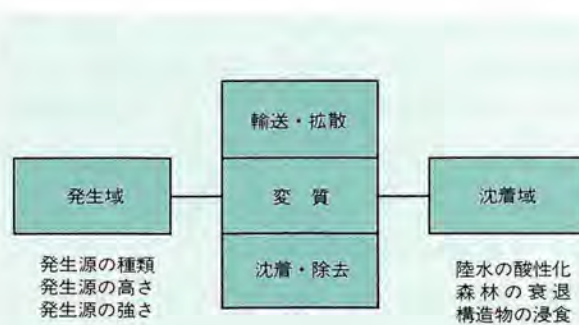


図1-1-2 大気中における硫黄化合物の輸送モデル



考え方が急速に高まってきた。東アジアの生産活動が、1980年代になると飛躍的に増加した背景があるからである。

## 1-1-4 各国の状況

### (1) ヨーロッパ

19世紀にリービヒやスミスが創始した降水の化学は、第二次大戦後に新しい展開をみるようになる。スウェーデンの土壌学者エグナー（H. Egner）は、栄養塩の循環を調べるため、1950年代初めから国内に多数の降水の観測地点を設けた。この観測網はその後、大気大循環の研究で著名なロスビー（C.G. Rossby）の主宰するストックホルム大学の気象学教室に移管され、欧州大気化学観測網（EACN）と呼ばれるネットワークの中核になった。

こうした観測データを解析したスウェーデンの土壌学者オデン（S. Oden）は、スカンジナビアの陸水は酸性化の傾向を強めており、その原因は英国やドイツの工業地帯から輸送された硫黄分に違いないという結論に達した。1972年にストックホルムで開催された国連の人間環境会議で、オデンらの成果をもとにスウェーデン政府が提出したレポート<sup>8)</sup>は、大きな反響を巻き起こした。

まず経済開発協力機構（OECD）は、同年、オデンらの試算をフォローするための会議を開催した。1977年には国連の提案のもとに、東ヨーロッパの各国も参加してEACNを中核に、欧州監視評価計画（EMEP）と呼ばれる国際的なモニタリングネットワークの発足もみた。こうしてスカンジナビアで始まった酸性雨の観測は、西はイベリア半島から東は旧ソ連国境まで、ヨーロッパを網羅する大観測網へと発展し、その内容も次第に整備が進められた<sup>9)</sup>。

観測データの蓄積により、降水の酸性化が全ヨーロッパを覆う広域的な現象であることが分かってきた。ところがOECDが行った数値実験<sup>10)</sup>の結果、各国に沈着する硫黄化合物の一部は、他国の発生源に由来することが確認されたことから問題は複雑化した。各国は自国の環境対策と並行して、対外的な対応も余儀なくされた。1979

年開催の欧州経済委員会（ECE）の環境相会議では、東ヨーロッパを含む34ヶ国の間で、長距離越境大気汚染協定が締結された。また1983年には30%クラブと通称される削減協約、つまりクラブの加盟国は「向こう10年間に1980年当時のSO<sub>2</sub>発生量の30%以上を削減する責任を負う」という内容の協約も成立した<sup>11)</sup>。

削減の具体的な方法は各国に任された。電力供給の多くを石炭火力発電所に頼ってきた経緯から、最大の発生源は中部の工業地域にある。だがエネルギーや環境を取り巻く各国の事情は相応に複雑である。フランスのように、この問題にあまり関心を示さなかった国もある。旧西ドイツのように、国内の森林衰退を目のあたりにしてから、削減の方向に態度を急変した国もある。英国は協定を批准したが、削減率はなかなか約束しなかった。スカンジナビアには、大規模な石炭火力発電所はなかった。だがスウェーデンは、その後まったく別の理由で、エネルギー構造の転換を余儀なくされることになる。

また1980年代終わりに怒濤のように始まった東欧の崩壊後は、この地域には西欧を凌駕する環境汚染が存在していたという事実が露見することになった。

### (2) 北米

北米では、ヨーロッパほど精力的な降水の化学の進展はみられなかった。だが1970年代になると、ライケنز（G.E. Likens）らの陸水学者が調査に乗り出す。1976年にはまずカナダに酸性雨の観測網（CANSAP）が設けられた。その背景には、国内に沈着する酸性物質のかなりの部分が、米国から越境して流入したものではないかという懸念があった。

一方の米国でも、米国大気沈着計画（NADP）が1978年に発足し、1980年からは米国酸性降下物調査計画（NAPAP）のもとに、10年計画で大規模な調査が始められた。その結果、北米でも酸性化の兆候は著しいことが確認された。カナダ側は、酸性雨による生態系の衰退は明らかだから、硫酸イオン（SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>）と硝酸イオン（NO<sub>3</sub><sup>-</sup>）の沈着量が1 haあたり年間20kg以下になるよう、排出源側で対策を講ずるべきだと主張した。これに対して米国側は、生態系に何らかの被害がみられることは認めなが



らも、自国の排出源に抑制を求めるためには、科学的な根拠に欠けるという立場を最後まで崩さなかった。

1983年に30%クラブが発足すると、カナダはいち早くこれを上回る50%の削減計画を打ち出した。米国は事実上これを無視した。米国の排出源は、多くがアパラチア山脈の周辺に集中する関係上、州の間には削減法案をめぐる利害の対立もみられた。

いずれにせよ排出源の対策に後向きであった米国が、費用と時間と労力のかかる酸性雨の基礎研究を推進した結果、大気の物理学と化学は、1980年代に大変な進歩を遂げる。このように米国が多額の研究費を投入した背景の一つは、当時の米国は環境対策の面をみる限り、世界の最先端に位置するとはいえなかった事情がある。

米国のSO<sub>2</sub>の排出量は、日本の約20倍に相当する年間2000万トン以上であり、その70%近くは火力発電所から排出されていた。しかも硫黄分のかなり高い石炭を焚いおり、日本の火力発電所ではほぼ常識になっている脱硫装置はほとんどなかった。米国には電力会社が大小織り混ぜて数百もあり、中には環境対策の費用を早急に投じら

れないものもあった。米国政府は国内産業の保護のため、調査研究の名を借りて時間稼ぎをしたともいわれる。

こうしたわけでレーガン政権は、排出規制の立法化には消極的な態度に終始する。だがブッシュ政権は発足後まもなく、大気浄化法の改正に乗り出す。1990年代になって米国もようやく、建て前は国内問題としてSO<sub>2</sub>やNO<sub>x</sub>の排出規制に本腰を入れ始めた。

### (3) 日本と東アジア

わが国の降水の化学は、明治初年にドイツから招聘された農芸化学者ケルナー (O. Kellner) が、東京駒場で行った調査<sup>12)</sup>が最初のものといわれる (図1-1-3)。以来100年以上にわたって農芸化学、気象学、地球化学、環境科学などさまざまな視点から、降水の化学成分の研究は行われてきた。この中には、農事試験場による1910年代から20年間にわたる調査、神戸海洋気象台による1930年代から25年以上にわたる調査、関東地方の自治体による1970年代の湿性大気汚染調査、1976年に始まった気象庁のバックグラウンド調査なども含まれる<sup>13)</sup>。

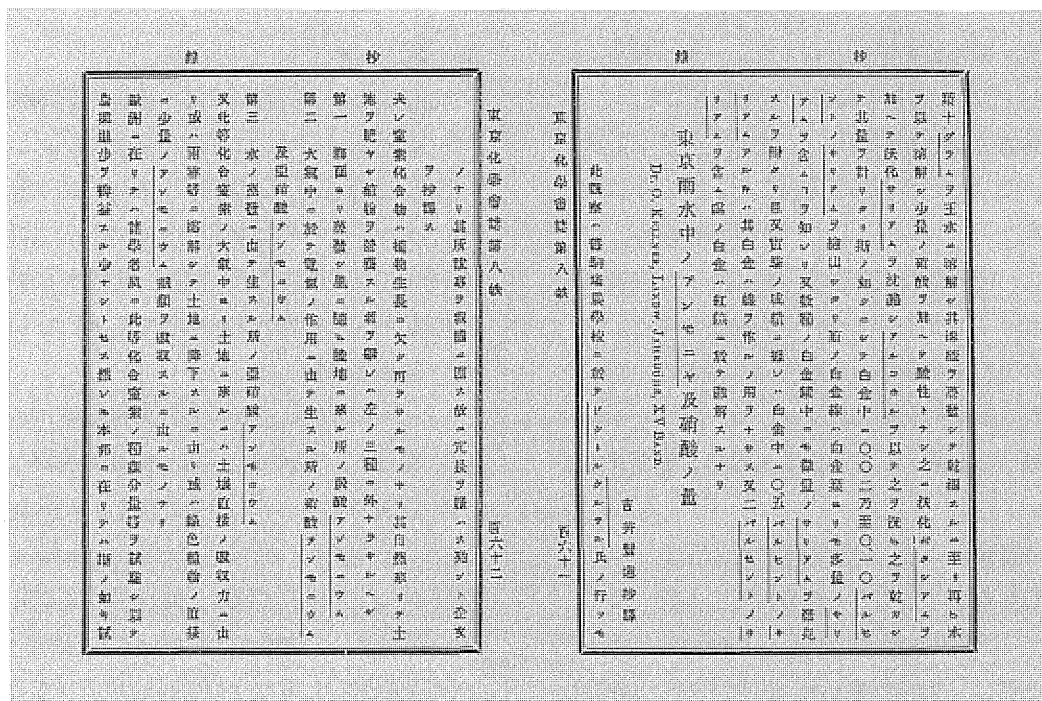


図1-1-3 吉井豊造の抄訳によるケルナー論文「東京雨水中のアンモニア及硝酸ノ量」(1887)



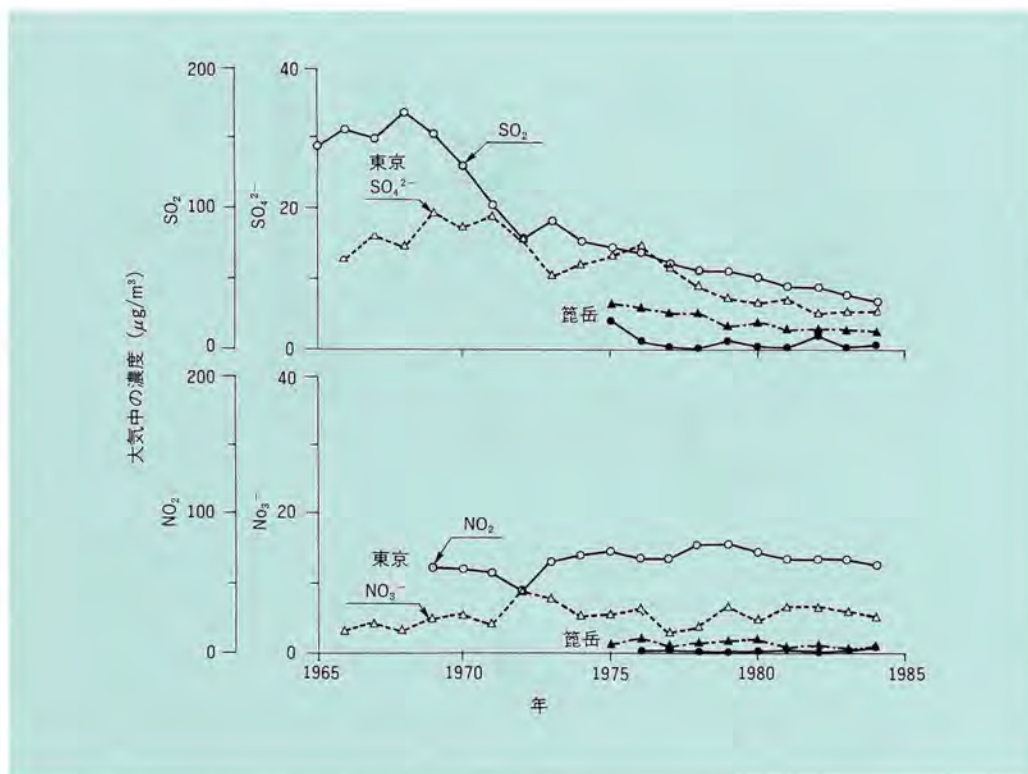


図1-1-4 東京と笹岳（ののだけ）における硫黄化合物（上段）と窒素化合物（下段）の濃度の経年変化〔日本環境衛生センター（1985）と環境庁（1985）をもとに作成〕

わが国の酸性雨問題は、ヨーロッパや北米とは少し違った形で出発した。1970年代初めの首都圏では、霧雨や雨の降り始めに、皮膚や眼の痛みを訴える届け出が何度か報じられた。アサガオなどの花卉には、斑点状の脱色現象もみられた。被害の発現時に酸性度の強い降水が観察されたことから、その組成や濃度に関心もたれ、関東地方の自治体を中心に実態調査が行われた<sup>14)</sup>。

その結果、被害はアルデヒド（HCHO）や過酸化水素（ $\text{H}_2\text{O}_2$ ）などの物質との関係が推定されたものの、前駆物質の排出源や大気中での輸送のメカニズムは、完全に解決せずに残された。わが国ではこの一連の事件を指して「湿性大気汚染」あるいは「酸性雨」と呼んできた。

湿性大気汚染が起きた1960～70年代のわが国は、高度成長や列島改造がうたわれ、生産活動が飛躍的に増加した時代であった。都市や工業地域の大气汚染は、極めて深刻な社会問題でもあった。このため1968年には大気汚染防止法が制定され、 $\text{SO}_2$ などの排出は量的に厳しく規制されるようになった。

固定発生源の環境対策が効果を奏した結果、都市大気中の $\text{SO}_2$ や $\text{SO}_4^{2-}$ の濃度は、図1-1-4に示すように、1970～80年代にかけて著しく低下する。こうした当時として欧米に類をみない環境対策も相まって、わが国では広域にわ

たる酸性雨の被害は顕在化しないものと考えられていた。ところが1985年に、関東地方でスギの衰退が発見され<sup>15)</sup>、その原因として酸性雨との関連が一部で指摘され、問題は複雑化する。

これに先だって環境庁は「第一次酸性雨対策調査」<sup>16)</sup>を組織し、自治体の協力のもとに、全国的な酸性雨のモニタリングを開始した。大学や研究機関による取り組みも活発化し始めた。また近隣諸国における生産活動の進展をみるに伴い、東アジアの酸性雨についても、国際的・学際的な関心ももたれるようになってきた。

東アジアの生産活動が、近年、急速に増加していることは周知の通りである。その中で、成長が取り分け著しいのは中国である。中国では1970年代中ごろから、人口の増加や生産の拡大が進んだ反面、深刻な環境汚染も発現するようになってきた。例えば降下ばいじんや浮遊粒子状物質による大気汚染、光化学汚染、そして酸性雨などである。

こうした環境問題の中で、最も懸念されている一つが酸性雨である。すでに重慶、貴陽、南寧、蘭州、武漢などの都市とその周辺で農作物、森林、構造物などに何らかの被害が報じられている。被害の原因が単に酸性の雨だけではなく、酸性のガスや粒子が関係している可能性



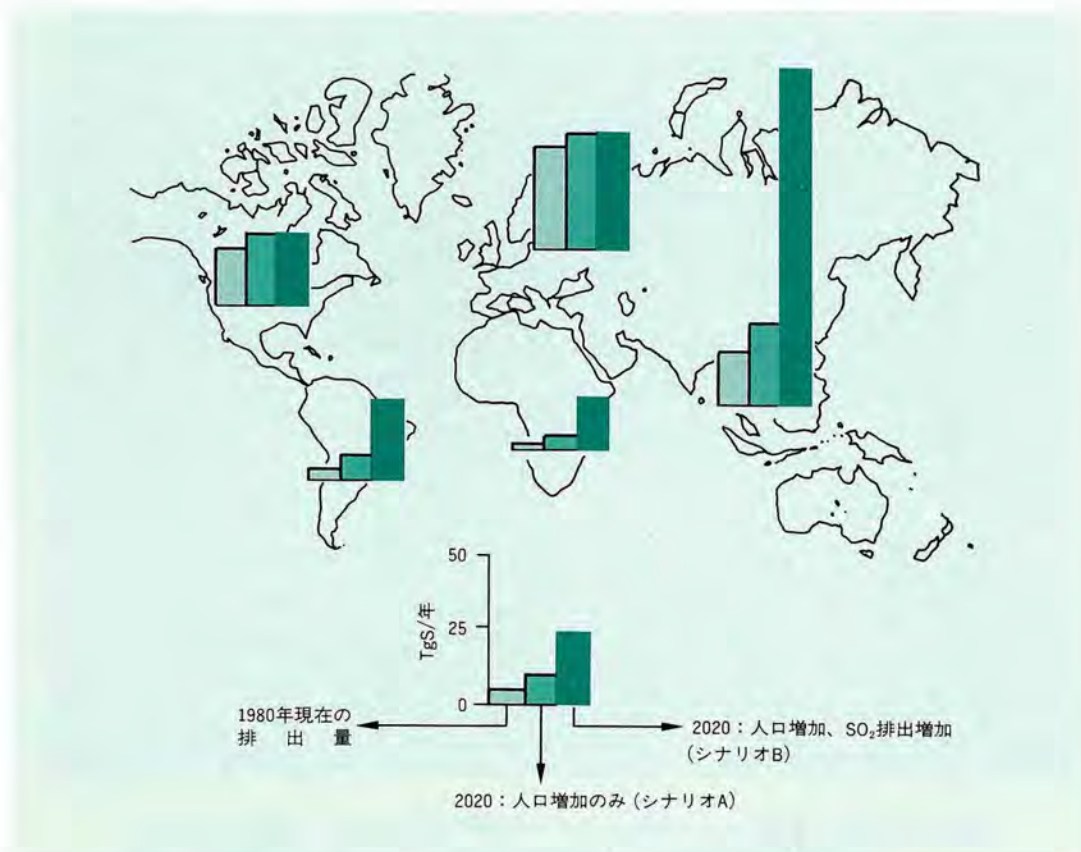


図1-1-5 1980年のSO<sub>2</sub>発生量と、2020年に推定されるSO<sub>2</sub>発生量の比較 (Galloway, 1989)

は高い。だがその前駆物質が、石炭の燃焼によって大気中に排出されたSO<sub>2</sub>にあることは確かなようである。被害の発現は、揚子江と嘉陵江の合流点にあたる重慶のように、西南地域の山間部に集中する。このため西南地域の酸性雨に重点をおいた国家プロジェクトが、第八次5ヵ年計画の一環として進められている<sup>17)</sup>。

韓国や台湾やロシア沿海州でも、酸性雨の調査は進められてる。特に近年の韓国におけるモニタリングネットワークの整備には、目を見張るものがある。残念ながら北朝鮮の現況だけは、現在のところよく分からない。

ギャロウェー (J.N. Galloway)<sup>18)</sup>は、二つのシナリオのもとに2020年のSO<sub>2</sub>排出量を予測した (図1-1-5)。1980年の排出源の主役はヨーロッパと北米であり、アジア、アフリカ、南米からの排出量は少なかった。シナリオAは、1人当たりのSO<sub>2</sub>排出量は将来も変わらないと仮定して、人口増のみを考えた試算である。アジアからの排出量は、北米なみの値に到達することが分かる。シナリオBは、1人当たりのSO<sub>2</sub>排出量が欧米なみになると仮定して、これに人口増を重ねた試算である。アジアからの排出量はヨーロッパと北米の全量に2倍近く、つまり将来は単独で、1980年の世界全体に匹敵する排出

量を賄うポテンシャルを持つと、彼は警告するのである<sup>18)</sup>。

上記のシナリオBは、将来にわたってアジアで環境対策が全く講じられないときのSO<sub>2</sub>排出量の推移である。全面的には考え難い事態であるが、もしこうした状況下で、わが国に何らかの影響が現れる可能性はあるのか、ないのか？

この問題は、単に前駆物質の発生量の推移だけに帰すべきものではない。第2章で述べるように、東アジアで最大のSO<sub>2</sub>の排出地域は、渤海湾を囲む地域にある。大気中のSO<sub>2</sub>濃度や降水中のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度も極めて高い。にもかかわらずこの地域では、降水の酸性化は顕在化していない。これはカルシウムイオン (Ca<sup>2+</sup>) を含む炭酸塩などが、酸を中和しているからである。

第3章で述べるように、環境影響が発現するときには、どの程度の量の酸性物質がわが国に流入し沈着しなければならないのか、この点についても現在のところ明確な答は得られていない。

過去のヨーロッパや北米の経緯をみるように、将来にわたる環境影響を評価するためには、まず国際的な比較に耐え得るさまざまなデータを用意しなければならない。



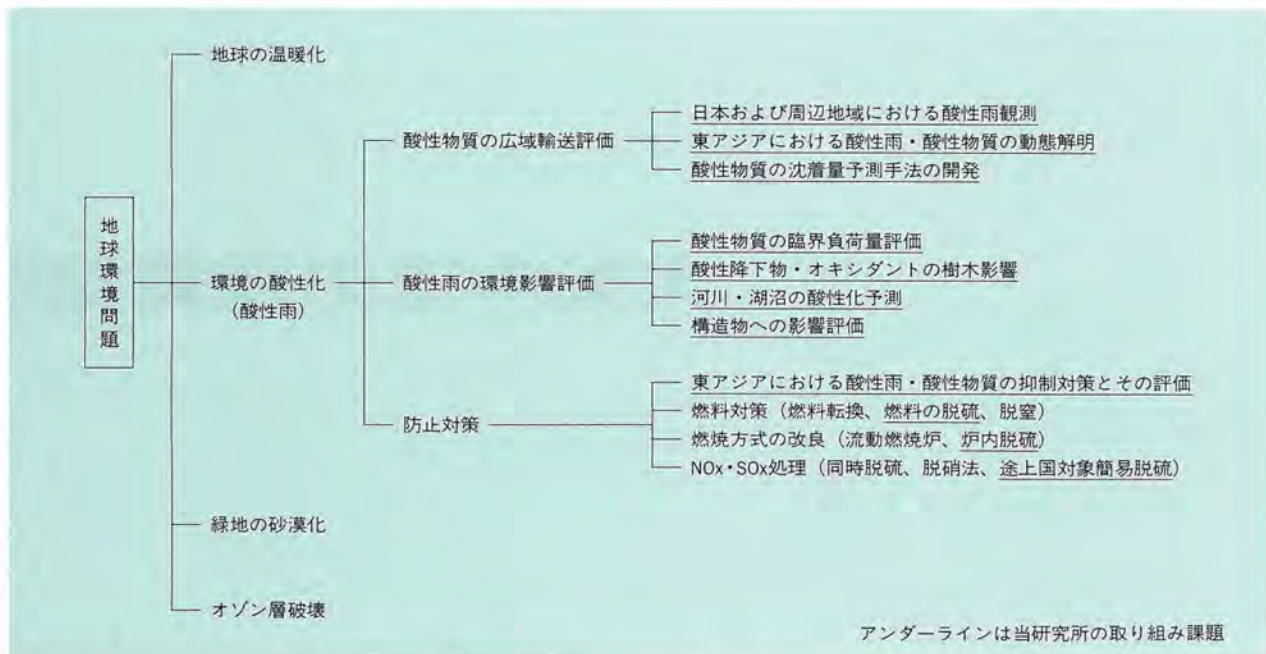


図1-1-6 酸性雨問題への取り組み

そして予想される沈着量が、もし環境の許容限度を越えそうなことが分かったときに備えて、各国の国情に即した方策を提案し、また協力していく努力も必要となろう。

### 1-1-5 当研究所の取り組み

当研究所では、湿性大気汚染が喧伝された1970年代の終わりから先行的に酸性雨の所内研究を始め、実験・観測データの蓄積や解析能力の充実を図ってきた。1987年には資源エネルギー庁からの受託研究として「広域環境影響等評価技術実証調査」がスタートし、所内研究と受託研究を連動させる形で酸性雨の研究を進めてきた。

この調査を計画した1980年代の中ごろ、わが国では欧米に類をみない環境対策がすでに講じられており、SO<sub>2</sub>やNO<sub>x</sub>の排出量は著しく低いレベルにあった。例えば単位発電電力量あたりの前駆物質の発生率を比較すると、わが国のSO<sub>2</sub>の発生率は欧米の主要国の1/8以下、またNO<sub>x</sub>の発生率は1/5以下であった。このため降水の酸性化に及ばず電気事業の寄与は小さいことが予想されたものの、影響評価を行うために必要な基礎データは十分にそろっていなかった。

研究の第1段階は、酸性雨の実態把握が中心であった。

研究の展開に伴い、その視点をメカニズムの解明や現象のモデル化に移行し、また問題の性格上、学際的あるいは国際的な視野に立った総合化に留意してきた。

1987年から6年間にわたる調査の結果、わが国では、酸性の雨が直接の原因と考えられる環境の被害は顕在化していないことが明らかになった。他方、近隣諸国における生産活動の増加は著しく、最近の伸び率が続くと近い将来、ヨーロッパや北米の現況を上回る発生量が見込まれることも推定された。

このため実態把握を中心にした研究（フェーズI）は、1992年度をもって終了とし、1993年度からはフェーズIIとして、「酸性物質の広域輸送評価」と「酸性雨の環境影響評価」の二つに視点を置いた研究を4ヶ年計画でスタートした（図1-1-6）。

酸性雨フェーズIIでは、21世紀の初頭までに予想される前駆物質の発生量の推移を想定し、将来にわたる濃度や沈着量を予測するとともに、わが国の土壌・陸水や植物に及ぼす影響の程度を検討する。さらに酸性物質による樹木の反応、土壌・陸水系における酸の中和過程、森林への酸性物質の沈着量、構造物への影響などを検討し、1996年度を目処に、おもに硫黄化合物とオキシダントの影響評価を目指す計画である。



## 1-2 大気中での物質輸送

### 1-2-1 はじめに

大気中に排出されたSO<sub>2</sub>やNO<sub>x</sub>は、風によって輸送されるとともに、その過程で拡散による希釈や化学反応などによる変質を経て地表面に沈着し、大気中から除去される。酸性物質の環境影響を考える場合、発生源から数百～千kmの領域で輸送現象を調査・解析する必要がある(図1-2-1)。わが国を中心にいえば、ロシア沿海州、中国の主要部、朝鮮半島、台湾が対象領域に含まれる。これはちょうど、新聞で見る東アジア地域の天気図の範囲に相当する。

ヨーロッパや北米では、国際規模の実態調査や国境を

越えた輸送解析が進められ、その成果は各国の発生源対策に反映されている。当研究所では、こうした先行的な成果を踏まえ、東アジア独自の酸性雨を解明することを目的に、モニタリングネットワークの運営や輸送現象の解明に取り組んできた。

### 1-2-2 欧米における輸送・沈着の評価

前項で述べたように、ヨーロッパや北米では、1960年代から70年代にかけて、酸性雨は大きな社会問題、環境問題であった。そのため、前駆物質の発生から酸性物質の沈着にいたる過程の調査や研究が、20年近く前から行われてきた。

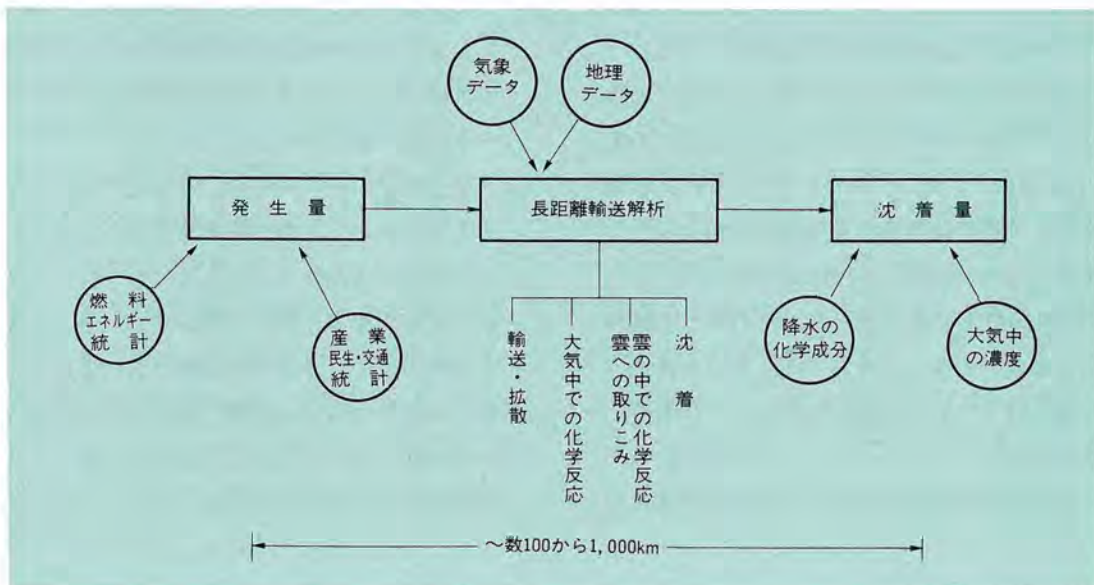


図1-2-1 酸性物質の輸送・沈着解析



1977年に発足のEMEP\*では、東欧を含むヨーロッパ全域の発生量データベースの作成、降水とガス状・粒子状物質のモニタリング、長距離輸送の解析などが進められた。1988年の観測データ<sup>19)</sup>では、ヨーロッパのpHの年平均値は4.1~6.4であり、pHが低くSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度が高い地域は、ポーランドを中心とした東欧に広がっている。

また、輸送モデルを作成して、自国で発生した硫黄が近隣諸国に沈着する量、逆に近隣諸国で発生した硫黄が自国に沈着する量も計算している。例えば英国では、硫黄換算で年間200万トン近いSO<sub>2</sub>の排出量があるのに対して、自国には他国からの流入分も含めて年間100万トンしか沈着しないといった具合である。こうした計算は、長距離輸送モデルを用いないと評価が難しい。得られた結果は、発生量削減のための政策に反映されている。

発生源対策などに反映できる政策モデルは、他にオーストリアの国際応用システム解析研究所 (IIASA) がヨーロッパを対象に開発したRAINSというモデルがある。このモデルは、先駆物質の発生から酸性物質の沈着、さらに自然環境や人間活動への影響の諸過程を解析し、どの国のエネルギー消費量や汚染物質の排出量をどの程度削減するかといったシナリオ作成に使われている。

北米を対象としたプロジェクトには、1980年に発足したNAPAP\*\*がある。NAPAPでは、米とカナダの発生量データベースの作成、各モニタリングネットワークからのデータ収集、酸性物質の輸送モデルの評価と開発などが行われている。このプロジェクトで開発された長距離輸送モデルRADM<sup>20)</sup>は、物理・化学現象をかなり詳しく扱ったものとして有名である。

このモデルで考慮しているおもな物理・化学過程は、鉛直方向の拡散を伴う三次元の物質輸送、雲による物質の取り込みと鉛直方向への輸送、雲内(液相)での化学反応、季節や地表面の状態によって異なる乾性沈着、大気中(気相)での36物質、77の化学反応、雲の効果を受けて時間と場所で変化する光化学反応などである。また、発生源インベントリーのデータベースとしてSO<sub>2</sub>やNO<sub>x</sub>だけでなく、揮発性有機物質、アンモニア、炭化水素を備え、それらの日変化や季節変化、平日と週末の変

化を考慮している。

北米でpHが低く、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>やNO<sub>3</sub><sup>-</sup>の沈着量が多い地域は、米国とカナダの国境に近い五大湖周辺である。NAPAPでは、RADMや物理・化学過程をより簡略化したモデルを用いて、米国とカナダ間の越境大気汚染のように、ある地域で発生した酸性物質がどこにどの程度沈着するかを見積もっている。

### 1-2-3 東アジアにおける輸送・沈着の評価

#### (1) 酸性物質の発生量

アジア地域における経済成長、人口増加に伴う大気汚染物質の増大が懸念されるにつれて、アジアの酸性雨に世界的な注目が集まるようになってきた。

図1-2-2は、東アジアにおけるSO<sub>2</sub>の発生量の経年変化を示す。SO<sub>2</sub>の排出量は、毎年、確実に増加していることが分かる。特に中国からは、東アジアの総排出量の80%を超える年間1,600~1,800万トン(1980年代後半)が排出されており、このまま進むと2010年には、現在の2倍近くに達する可能性がある。

重慶では、SO<sub>2</sub>の年平均濃度が日本の1時間の環境基準と同じ0.1ppmを超える。ちなみに東京都区部の年平均濃度は0.01ppm程度である。降水中のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度は、東京の6倍近くあり<sup>21)</sup>、すでに局地的な大気汚染として深刻化

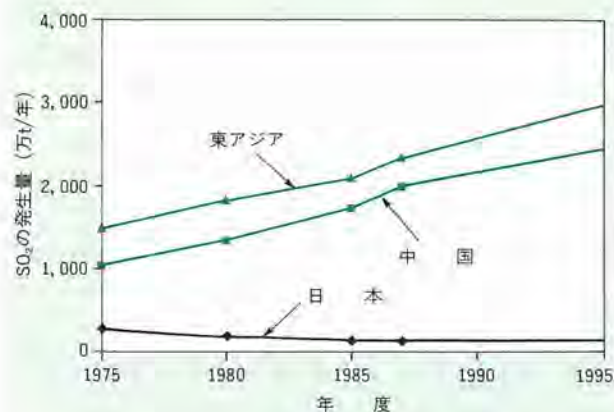


図1-2-2 東アジアにおけるSO<sub>2</sub>排出量の経年変化 (科技庁科学技術政策研究所<sup>23)</sup>をもとに作成)

\*欧州監視評価計画 European Monitoring and Evaluation Program

\*\*米国酸性降水物調査計画 National Acid Precipitation Assessment Program



している。重慶ほどではないにせよ、日本のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度の3～5倍の雨が降っている地域は珍しくない。今後、排出量が増加するにつれて、問題が広域化することは間違いないとみられる。

欧米におけるEMEPやNAPAPの例をみるまでもなく、広域的な環境問題を把握し対策を考えるうえでは、前駆物質の発生量の調査、降水や大気質のモニタリングネットワークの整備、汚染物質の発生と沈着の関係を明らかにする長距離輸送モデルの開発が必要である。

工場や自動車などの人為起源や火山や生物などの天然起源による、さまざまな汚染物質が大気中に排出される。その中で酸性雨のおもな原因となる物質は、SO<sub>2</sub>とNO<sub>x</sub>の二つである。これらの物質から生成した硫酸(H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>)と硝酸(HNO<sub>3</sub>)が、酸性雨の主因になるからである。塩化水素(HCl)も酸性雨の原因となるが、先の2物質と比べると影響は小さい。また海洋の生物活動によって、硫化ジメチル((CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>S)などの硫黄化合物が発生するが、大部分は海域に沈着するため、降水の酸性化にはあまり影響しない。

東アジアにおけるSO<sub>2</sub>のおもな発生源は、人間の生産活動と火山活動である。当研究所では、東アジア(日本、中国、台湾、韓国、北朝鮮)の1986年における人為起源のSO<sub>2</sub>の発生量分布と、1980年代後半のわが国の火山からのSO<sub>2</sub>の発生量を推計した<sup>22)</sup>。人為起源の発生量分布は80km格子単位で求めた。酸性物質の長距離輸送を解析するにあたっては、この程度の格子レベルの発生量分布が必要だからである。当該5ヶ国(地域)からの発生量は、年間約2,300万トンであり、この値は米国の発生量にほぼ等しく、全世界の発生量の20%弱に相当する。

アジア地域のSO<sub>2</sub>排出量を推計した事例は当研究所以外にもある。例えば科学技術庁の調査グループ<sup>23)</sup>は、東南アジアや南アジアを含めた排出量の見積りを行っている。また1992年に工業技術院資源環境技術総合研究所、1993年に国立環境研究所の主宰で開催された国際会議でも、各国の研究機関から排出量の推計結果が報告された。これらの推計値は少しずつ異なるが、中国が東アジア最大の排出国であることに変わりはない。推計値の違いは、石炭中に含まれる硫黄分や灰に残る硫黄分の割合など、

排出係数の設定が異なるためである。

当研究所では、人為起源のNO<sub>x</sub>の排出量についてもSO<sub>2</sub>と同様の推計を行っている。1986年現在の東アジアの5ヶ国(地域)からの排出量(NO<sub>2</sub>換算)は、年間約1,100万トンと推計される。この値は米国東部の発生量に匹敵し、全世界の人為起源の発生量の10%強に相当する。NO<sub>x</sub>の発生源は、おもに化石燃料を燃やす工場などの固定源と自動車などの移動源である。日本の場合、固定源と移動源の影響は半々であるが、中国では90%以上が固定源である。

現在、SO<sub>2</sub>やNO<sub>x</sub>だけでなく、炭化水素(HC)やアンモニア(NH<sub>3</sub>)などの排出量インベントリを整備する動きが世界的に見られる。発生源データの更新と信頼度を高めることに加え、精度よく輸送評価を行うには発生量の鉛直分布データが必要である。また、東アジアについていえば、100km程度の格子レベルで、ロシア極東地域の発生量データを作成することが望まれる。

## (2) 酸性雨の観測

1980年代になると、わが国でも酸性雨に対する社会の関心が高まってきた。環境庁は酸性雨の現状と影響を調査するため、1983年から87年まで「第一次酸性雨対策調査」を、さらに1988年から92年まで「第二次酸性雨対策調査」を実施した。第一次調査では全国14地点(後に29地点)、第二次調査では23地点で酸性雨の観測を行った。

平成6年版の環境白書<sup>24)</sup>には「第二次の調査結果によると、降水のpHについては第一次の調査と比較しても顕著な変動はみられないものの、降雨のpHの年平均値は4.5～5.8の範囲であり、また欧米と同程度の酸性降下物が観測されている」と報告されている。環境庁は現在、東アジアの酸性雨モニタリングネットワークの構想の策定を進めている。

当研究所<sup>22)</sup>は、資源エネルギー庁からの委託により、1987年10月から3年間、全国規模で酸性雨の調査を行った。全国20地点におけるpHの年平均値は4.6～5.2の範囲にあり、環境庁の結果とおおむね一致した。またpHは北東地域で高く、南西地域で低くなる傾向がみられた。1990年10月からは中国、韓国、台湾の大学や研究機関の協力



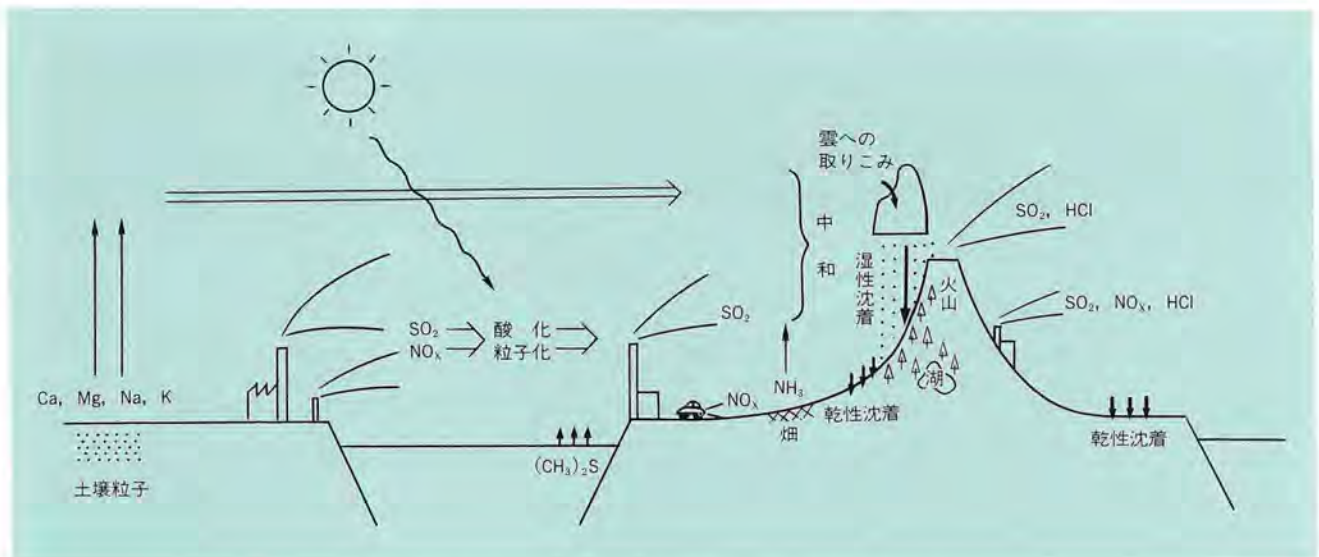


図1-2-3 酸性物質の発生から沈着に至る過程

を得て、東アジア規模における酸性雨の観測を実施した<sup>25)</sup>。1992年10月～93年9月のpHの年平均値は、中国の北京で6.0、南京で4.8、韓国で5.1、台湾で4.8であった。降水中の $\text{SO}_4^{2-}$ 濃度は、中国の観測地点で日本、韓国、台湾より数倍高い値を示した。

環境庁<sup>26)</sup>や当研究所<sup>22)</sup>の観測結果からは、わが国では海塩起源物質の沈着量が多いこと； $\text{SO}_4^{2-}$ と $\text{NO}_3^-$ の沈着量は北米とほぼ同じであるが、アンモニウムイオン ( $\text{NH}_4^+$ ) とカルシウムイオン ( $\text{Ca}^{2+}$ ) の沈着量が多いこと；降水の酸性化に寄与する物質はおもに $\text{SO}_4^{2-}$ と $\text{NO}_3^-$ であるが、その程度は前者の方がおよそ2～3倍高いことなどが分かっている。

中国における1985年8月～86年8月の降水の観測データ<sup>21)</sup>をみると、長春、瀋陽、北京、西安といった北部の都市のpHは6.0～7.2、蘇州、上海、重慶、貴陽といった南部の都市のpHは4.2～5.3である。南部では酸性雨が降り被害が顕在化しているといわれるが、北部では酸性雨はほとんど発生していない。しかし、硫酸イオンの濃度は北部の方が2倍ほど高く、これは東京の約4倍に相当する。中国北部の雨は $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、マグネシウムイオン ( $\text{Mg}^{2+}$ ) などで中和されている。酸性物質の輸送評価にあたっては、中和物質の働きも考える必要がある。

現在、東アジア各国（地域）で酸性雨のモニタリングデータの蓄積が進み、実態把握や酸性物質の輸送評価に役立っているが、試料の採取方法や分析方法は国（地域）や機関によって必ずしも統一されていなかった。今後、欧米のプロジェクトのように“各国共通の観測データ”の継続的な取得とそれに基づく解析や評価が進むことが

期待される。

### (3) 長距離輸送モデル

酸性物質の発生量が推定でき、観測により沈着量が分かるとする。ではいま、ここで降っている雨の中の酸性物質はどこから、どの様にしてやってきたのか？ 発生と沈着の間のブラックボックスを物理・化学的に説明するのが長距離輸送モデルの役割である。

図1-2-3は酸性物質の発生から沈着に至る過程を示す。人為起源と天然起源で発生した $\text{SO}_2$ と $\text{NO}_x$ は、大気中で酸化され、それぞれ $\text{H}_2\text{SO}_4$ と $\text{HNO}_3$ になる。 $\text{H}_2\text{SO}_4$ はほとんどが粒子化するが、 $\text{HNO}_3$ はガス状あるいは粒子状の形で存在する。粒子化したものは二次粒子と呼ばれる。 $\text{H}_2\text{SO}_4$ や $\text{HNO}_3$ の一部は、 $\text{Ca}^{2+}$ や $\text{NH}_4^+$ と硫酸塩や硝酸塩をつくる。二次粒子は他の粒子状物質とともに雲の凝結核になり、雨や霧に成長する。 $\text{SO}_2$ は光化学反応でできた $\text{H}_2\text{O}_2$ やオゾン ( $\text{O}_3$ ) とともに大気中の水滴に溶け込んで $\text{H}_2\text{SO}_4$ になる。 $\text{NO}_x$ の水滴での酸化は生じにくい。

雨ができる前に汚染物質が雲や霧に取り込まれることを「レインアウト」ということがある。雲内の汚染物質は、雲水の蒸発により大気中に戻されたり、雲が雨に成長して地面に除去されたりする。また落下する雨滴は、大気中の $\text{SO}_2$ や $\text{NO}_x$ 、二次粒子を捕捉して地面に除去する。これを「ウォッシュアウト」と呼ぶことがある。汚染物質の地面への除去は降水がないときにも生じる。レインアウトとウォッシュアウトによる除去をあわせて湿性沈着、降水がないときの除去を乾性沈着という。以上述べた発生から沈着にいたる輸送、変質、雲や雨による



表1-2-1 長距離輸送モデルのタイプ別特徴

モデルのタイプ	トラジェクトリー型 (当研究所)	オイラー型 (アイオワ大学)	ハイブリッド型 (当研究所が開発中)
特徴	空気塊の流跡に沿って濃度解析する年間など長期評価に最適ルーチンの得られる気象データで計算可能 物理、化学過程を簡略化している	対象領域を3次元の格子に区切って、格子内での物質収支を表す連立方程式を解く 高濃度時のエピソード解析に適している 気象データ、計算機環境が充実していないと精度よい結果が得られない 物理、化学過程を詳細に扱える	遠方から輸送される物質に対してトラジェクトリー型、評価地点の近くで発生する物質に対してオイラー型のモデルを用いる トラジェクトリー型モデルの特徴に加え、乾性沈着量を支配する地表濃度を精度よく予測できる 物理、化学過程のモデルをバージョンアップしやすい
対象領域と領域の分解能	約4,500km四方、80km格子 鉛直方向には一層	約200km四方、20km格子 鉛直方向には13層 (0~6 km)	約4,500km四方、評価地点の近くは10km格子、遠方は80km格子 鉛直方向には5~6層 (0~1km)
発生源	硫酸化合物 (水平分布)	硫酸化合物、窒素酸化合物、炭化水素、アンモニア (鉛直分布)	硫酸化合物 (鉛直分布)
気象	高層風 (約1,500mの高さ)、降水量 観測データを補間して求める	風の3次元空間分布、降水量、雲底高度、気温など 観測データと運動方程式による予測	風の3次元空間分布、降水量 観測データを補間して求める
化学反応	ガス状の二酸化硫黄から粒子状の硫酸イオンへの変化のみ (大気中)	60物質、39反応 (大気中、雲、雨、雪の中)	ガス状の二酸化硫黄から粒子状の硫酸イオンへの変化のみ (大気中)
雲、沈着	レインアウト ウォッシュアウト 乾性沈着 各過程の時間による変化は濃度に正比例	レインアウト ウォッシュアウト 乾性沈着 除去モデルで計算	レインアウト ウォッシュアウト 乾性沈着 各過程の時間による変化は濃度に正比例

除去過程が長距離輸送モデルで扱われる。

酸性物質の長距離輸送モデルは、ヨーロッパや北米を対象に、1970~80年代に数多く提案された。1990年代になると、アジア地域の長距離輸送モデルを開発する動きが見られるようになってきた。RAINSのアジア版、世界銀行のアジアの酸性雨に関するプロジェクトRAINS-ASIAもその一つである。また、国内の大学や研究機関でも長距離輸送モデルの開発が進められている。

長距離輸送モデルには、空気塊の流跡に沿って濃度解析するトラジェクトリー型モデルと対象領域を三次元の格子に区切って、各格子内での物質収支を表す連立方程式を解くオイラー型モデルがある。トラジェクトリー型モデルは、物理・化学過程は簡略化して扱うが、日常的に得られる気象データをもとに濃度、沈着量の計算ができ、年間など長期の評価に適している。オイラー型モデルは風、日射、雲、雨などの気象条件や乾性沈着に影響する土地の利用状況や地表面の状態などの地理的条件を詳細に扱えるが、入力データや計算機環境が十分でない、と、精度よい結果が期待できない。そのため、通常は酸性度の高い雨が降った期間などを対象としたエピソード解析に用いられる。なお、長距離輸送モデルには、大気汚染物質を模擬した多数の粒子を追跡するラグランジアン粒子モデルもあるが、これはトラジェクトリー型モデルの変形といえる。ラグランジアン粒子モデルは、個々の粒子の動きを追跡するため、汚染物質を一つの塊として追跡するトラジェクトリー型モデルと比べて、三次元

的な物質の移動を予測しやすい。

表1-2-1は長距離輸送モデルのタイプ別に特徴を比較したものである。当研究所ではこれまで、わが国の酸性物質の沈着量に及ぼす東アジア各国の寄与を見積もるために、年単位の長期間の評価をする立場からトラジェクトリー型モデルの開発を行ってきた<sup>27)</sup>。対象物質は硫酸化合物とした。これはSO<sub>2</sub>の方がNO<sub>x</sub>より寿命が長く、長距離輸送される割合が高く、降水の酸性化にはSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の方がNO<sub>3</sub><sup>-</sup>より関与しているためである。

表1-2-1のトラジェクトリー型モデルの欄には、当研究所のモデルの特徴をまとめた。本モデルはわが国の硫酸イオンの湿性沈着量と比較的清潔な地域に長距離輸送されてくるSO<sub>2</sub>の濃度を精度よく予測できた。オイラー型モデルとしては、元は硫黄の輸送評価のために開発された米国アイオワ大学のSTEM-II<sup>28)</sup>の内容を示した。STEM-IIはNAPAPのRADMと並んで著名なモデルである。当研究所のモデル計算と観測データの比較から、観測地点の近くに大規模な発生源地帯がある場合は、濃度が混合層内に一様分布するという仮定のトラジェクトリー型モデルでは、乾性沈着量を支配する地表近くのSO<sub>2</sub>濃度を精度よく予測できないことが分かっている。そこで、湿性沈着量に加えて乾性沈着量の予測を実用的かつ精度よくするために、当研究所では、トラジェクトリー型モデルとオイラー型モデルの長所を活かしたハイブリッド型モデルを開発中である。表1-2-1には、第1版ともいえる基本モデル<sup>29)</sup>の内容を示した。



## 1-3 土壌・陸水・森林系の酸性化予測

### 1-3-1 はじめに

ヨーロッパ北部や米国北東部、カナダなどでは、1960年代頃から一部の河川・湖沼が著しく酸性化し、魚の減少などの生態系の被害が発生している<sup>30)</sup>。原因は酸性雨とされ、被害の拡大を防ぐために、酸性化のメカニズムや予測に関する種々の調査・研究や石灰による酸性湖沼の中和対策などが行われている。これまでに、この問題について行われた国内外の主な調査・研究の例を表1-3-1に示す。

わが国では、1980年代から当研究所や環境庁などによる全国規模の調査が始められ、雨については各地でpHが4.6~5.2の酸性雨が降っていることが確認されたものの、土壌・陸水への影響は今のところ明確ではない。例えば、北海道の屈斜路湖や福島県の猪苗代湖は酸性化した湖だが、その原因は火山活動で作られる強酸性の水が流入するため、酸性雨が直接の原因ではないことが分かっている<sup>31)</sup>。また、1990年に天竜川や千曲川の上流部で、河川・湖沼のpHの経年的な低下(10年間で約0.6)が明らかになり、酸性雨の影響ではないかと推測されたが、原因はよく分かっていない<sup>32)</sup>。

酸性雨の土壌・陸水への影響は、日本では本当に現れていないのか、将来影響が出る恐れはないのか。こうした疑問に正しく答えるためには、地上に降った酸性雨が河川や湖沼に流出する過程を追跡し、そこでの酸性物質の中和のメカニズムや中和反応の速さ、持続性などを明らかにする必要がある。これらについては、当研究所や環境庁などの最近の研究で解明が進みつつある。

以下では、これまでに得られている科学的な調査・研究の成果をもとに、酸性雨の土壌・陸水への影響のメカニズムとわが国の現状および将来の予測について述べる。

### 1-3-2 土壌・陸水影響のメカニズムとわが国の現状

大気中で生成した酸性物質は、ガスや粒子の形で直接地表に到達する(乾性沈着)か、または雨、雪、霧などに取り込まれ、硫酸塩や硝酸塩となって地表に降りそそぐ(湿性沈着)。乾性沈着のうち、水面に落ちるものは直接河川や湖沼に入るが、陸上に落ちるものは植物や土壌の表面にたまり、それらが雨で洗い流され、湿性沈着とともに土壌中に浸透し、そこで種々の化学反応にかかわり、一部は地下水を経て河川や湖沼に流出する。

湿性沈着量は、降水量と降水中の酸性物質の濃度を測定すれば、比較的簡単に求められる。当研究所では、全国20ヶ所における1987~1990年の観測により、硫酸イオン( $\text{SO}_4^{2-}$ )、硝酸イオン( $\text{NO}_3^-$ )、水素イオン( $\text{H}^+$ )の湿性沈着量を明らかにした。しかし、大部分が樹木の葉の表面にたまると考えられる乾性沈着量の測定は極めて難しく、重要な研究課題の一つである。そこで当研究所では、1993年より、山林での現地観測データから乾性沈着量を推定する手法の開発を行っている。

地表に沈着した酸性物質は、森林・土壌系における種々の物理・化学・生物学的作用を受ける。これらを概念的に図1-3-1に示す。

樹木は、根を通して土壌中の交換性塩基や陰イオンを吸収したり、落葉によって土壌に塩基を供給するなどの



表1-3-1 酸性雨の土壌・陸水影響に関する国内外の主なプロジェクト

プロジェクト名	期間	主催(実施)機関	内 容
SNSF <sup>a</sup>	1972-1980	Norway/NIVA <sup>i</sup>	魚類・森林への影響調査、予測モデルの開発
Lake Gårdsjön Study	1977-1982	Sweden/SNV <sup>j</sup>	スウェーデン南部のLake Gårdsjönの酸性化機構、石灰中和処理の影響調査
ILWAS <sup>b</sup>	1977-1984	US/EPRI <sup>k</sup>	米国アディロンダック公園の湖沼の酸性化機構調査、予測モデルの開発
Norwegian Liming Project	1979-1984	Norway/NIVA	ノルウェーの湖沼の石灰中和処理の影響調査
NAPAP <sup>c</sup>	1980-1990	US/NAPAP	酸性物質の発生・輸送・沈着、生態系・人の健康・文化財影響等の調査
Quebec Lake Study	1981-1985	Canada/MENQ <sup>l</sup>	カナダ・ケベック州の湖沼の酸性雨影響調査
PIRLA <sup>d</sup>	1983-1986	US/EPRI	北米4地域の湖沼酸性化の古生物学的調査
LAMP <sup>e</sup>	1983-1986	US/EPRI	米国アディロンダック公園の湖沼の石灰中和処理の影響調査
第一次酸性雨対策調査	1983-1987	環境庁	全国規模の酸性沈着、土壌・陸水・植物影響等の調査
RAINS <sup>f</sup>	1983-1988	Austria/IIASA <sup>m</sup>	欧州全域の広域輸送・沈着、土壌・陸水・森林影響予測モデルの開発
SWAP <sup>g</sup>	1984-1988	UK/CEGB <sup>n</sup> , BC <sup>o</sup>	英国、スウェーデン、ノルウェーの河川・湖沼の酸性化機構、魚類影響調査
Loch Fleet Project	1984-1989	UK/CEGB	スコットランドのLoch Fleetの石灰中和処理による魚類生息環境回復実験
APMP <sup>h</sup>	1985-1989	US/Fish & Wildlife Service	米国中北部湖沼の石灰中和処理の影響調査
「人間環境系」重点領域研究・酸性雨	1987-1989	文部省(東京農工大など)	酸性沈着、土壌・陸水・植物・文化財影響等の調査
広域環境影響等評価技術実証調査	1987-1996	通産省(電中研)	東アジアの酸性物質の発生・輸送・沈着、全国規模の土壌・陸水・森林影響等の調査、予測モデルの開発
第二次酸性雨対策調査	1988-1992	環境庁	全国規模の酸性物質の輸送・沈着、土壌・陸水・植物影響等の調査 生態系の総合モニタリング、予測モデルの開発
第三次酸性雨対策調査	1993-1997	環境庁	降水・土壌・植生のモニタリング、許容負荷量調査

a : Sur Nederdørs Virkning på Skog og Fisk (Acid Precipitation Effects on Forest and Fish)  
 b : Integrated Lake Watershed Acidification Study  
 c : National Acid Precipitation Assessment Program  
 d : Paleocological Investigation of Recent Lake Acidification  
 e : Lake Acidification Mitigation Project  
 f : Regional Acidification Information and Simulation  
 g : Surface Waters Acidification Programme

h : Acid Precipitation Mitigation Program  
 i : Norwegian Institute for Water Research  
 j : National Swedish Environment Protection Board  
 k : Electric Power Research Institute  
 l : Quebec Ministry of the Environment  
 m : International Institute for Applied System Analysis  
 n : Central Electricity Generating Board  
 o : British Coal

働きを持つ。土壌中の微生物は、有機物の分解や消化によって酸を生成したり、反対に硫酸還元や脱窒によって酸を消費したりする。また土壌中では通常、植物の根の呼吸や有機物の分解によってCO<sub>2</sub>の分圧が大気中より高くなり、地下水中にCO<sub>2</sub>が溶解して重炭酸イオン(HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>)と炭酸イオン(CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>)を生成し、地下水のpHを下げる働きがある。これらの現象は、降水が酸性化しているか否かにかかわらず、いずれもごく自然に起こる現象である。

一方、土壌に接触した水のH<sup>+</sup>を中和する非生物的反応には、土壌中の交換性塩基とのイオン交換や一次鉱物の化学的風化などがある。これらの働きは、酸性雨を中和する主要な機構として重要である。詳しくは3-2節で説明する。

土壌は、もともと地表の岩石(一次鉱物)が物理化学的作用を受けて風化する過程に、動植物の遺骸や微生物

の働きなどが加わってつくられるものなので、上にあげた中和反応の容量や速度は、土壌がつくられる条件によってかなり異なり、日本国内でも地域分布を持つことが予想される。

日本土壌肥料学会は、環境庁の委託を受け、1983年に全国の土壌の酸中和能を定性的に評価した「酸性雨の土壌への影響予察図」を発表したが、これを裏付ける全国規模の定量的なデータはほとんどなかった。そこで当研究所では、主に陽イオン交換などの速い反応で土壌が中和する酸の総量(rapid-ANC)を簡易に測定する方法を開発し、この方法を使って1989年に全国の表層土壌のrapid-ANCの分布を求めた。ただし、酸性雨の長期間の影響を考える上では、rapid-ANCだけでは不十分で、さらに鉱物の化学的風化の関与も把握する必要がある。

地下水が河川に流出して大気にさらされると、水中に過剰に溶けていたCO<sub>2</sub>が気化して抜け、通常はpHが上昇



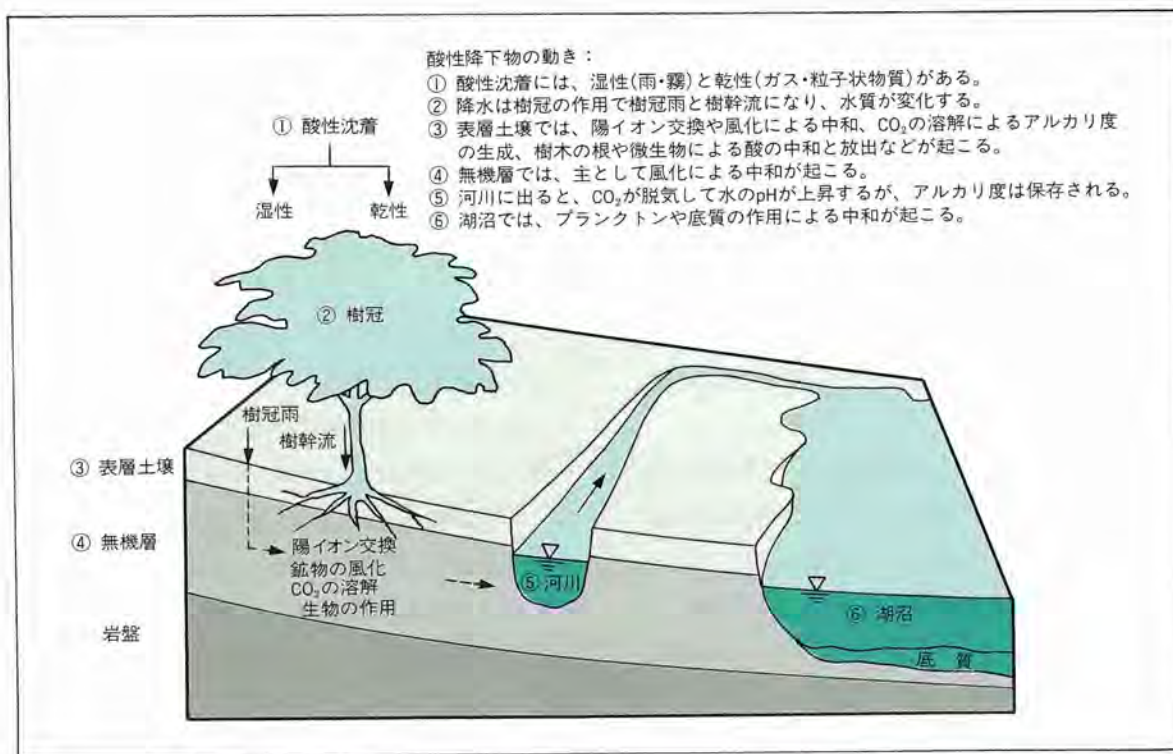


図1-3-1 酸性物質の陸域における挙動の模式図

酸性物質は図中の番号順に矢印の方向に動いていく。土壌の酸中和能が十分大きければ、酸性物質はそこで捉えられ、河川・湖沼にはほとんど流出しない。

する。森林・土壌系の作用で酸性降下物が十分に中和されていればpHは7以上まで回復し、水自体が一定の酸中和能を持つ。水の酸中和能はアルカリ度で表わされ、そのおもな内容はCO<sub>2</sub>の溶解によって生じるHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>とCO<sub>3</sub><sup>2-</sup>、水酸基OH<sup>-</sup>、ケイ酸塩などの弱酸塩、土壌から供給される有機酸の塩などである。アルカリ度が低い水ほど酸性化に対する感受性は大きい。

現在のところ、全国の河川・湖沼の水質監視点におけるpHのデータには、経年的な酸性化の傾向はみられない。しかし、アルカリ度については全国規模のデータがないため、当研究所では1991年に全国の約200カ所の河川でpH、アルカリ度などの水質を測定した。

以上のように、これまで定性的な議論が中心であったわが国の土壌や水の酸中和能に関して、1980年代以降に全国規模の定量的なデータが蓄積され、科学的な検討が可能になったといえる。

### 1-3-3 土壌・陸水影響の予測手法

酸性雨がおもに土壌によって中和されていることは、すでに述べたとおりである。土壌の酸中和能はANCで表される。したがって、ANCを年間の酸性沈着量で割れば、土壌が酸中和能を失うまでの年数が一応求められる。このような方法で、わが国でも10～40年後に森林土壌が酸性化し、植物への影響が現われると予測した研究もある<sup>33)</sup>。だがこの方法を用いる場合、ANCとしてrapid-ANCを与えると、鉱物の化学的風化が考慮されていないために、非現実的な予測結果になる恐れがある。

もう一つの方法は、土壌・陸水影響メカニズムを数式化した数値モデルを用いる方法である<sup>34)</sup>。この方法では、流域の地形、降水量、酸性沈着量、土壌の理化学性などを入力条件として与え、水や各種イオンの時々刻々の動きを数値計算する。計算結果として、土壌の塩基飽



和度、地下水や河川水のpH、アルカリ度、 $Al^{3+}$ 濃度などの時間変化が求められる。

こうした数値モデルによる予測法の欠点は、予測計算に必要な入力データを得るために、対象となる流域で大がかりな調査を必要とすることである。通常は、土壌の理化学性と1年間程度の水文・気象・水質の連続調査が必要になる。また、モデルの信頼性を評価するためには、地下水の流動や鉱物の化学的風化など、モデル化が難しい部分の計算過程をチェックするための特別な調査も必要である。

そこで当研究所では、人為排水や温泉などの影響を受けていない石川県と長野県の山地の溪流2カ所を試験流域に選び、降水・地下水・河川水の1年間の連続調査を行い、実際の流域での酸性物質の挙動を調べると同時に、数値モデルのチェックに必要なデータを収集した。現在、

数値モデルのチェックを進めており、その信頼性を確認した上で、酸性雨に対する中和能が比較的弱いとみられる流域を対象に、長期予測を行う予定である。

#### 1-3-4 土壌・陸水影響の長期予測をめざして — 今後の課題 —

以上述べたように、わが国における酸性雨の土壌・陸水影響の実態とメカニズムに関しては、当研究所や環境庁などによる全国規模の調査によって、かなりの部分が明らかにされたといえる。今後は、信頼できる長期予測と影響評価を行うために、残されたおもな課題である森林への乾性沈着量、鉱物の化学的風化による中和速度、流域の地下水の滞留時間などの評価法の確立を図っていく予定である。

## 1-4 森林衰退の実態とその原因

### 1-4-1 はじめに

1970年代初めに、北欧の森林生産力の低下やサケ・マスの漁獲量の減少が降雨の酸性化と関係があると指摘されて以来、いわゆる酸性雨が森林や湖沼・河川の生態系に及ぼす影響についての研究が欧米を中心に盛んになった。一方、わが国でもここ数年来、スギなどの樹木の衰退現象が酸性雨あるいは酸性降下物との関係が指摘され<sup>15,35)</sup>、生態系に及ぼす酸性雨の影響に関する研究が活発になってきた。

### 1-4-2 欧米の森林衰退

#### (1) ヨーロッパ

ドイツでは、1700年代の中ごろからヨーロッパモミ (*Abies alba*) が、1900年代の初めにはドイツやフランス

でヨーロッパナラ (*Quercus robur*) の衰退が記録されている<sup>36)</sup>。また、年輪解析によると、ドイツの黒い森のヨーロッパモミにも1950年代ころから生長低下が記録されている (図1-4-1)。

ところが、1970年代初頭から、西ドイツでこれまでには見られなかった葉の黄化や落葉症状を伴った衰退現象がヨーロッパモミやドイツトウヒ (*Picea abies*) で見られた。1978~81年になると、中央ヨーロッパ各国でもさまざまな樹種に異常症状がみられ、国際的にも大きな問題として取り上げられた。この1970年代から80年代の前半にかけて指摘され始めた森林衰退現象をWaldsterben (New Forest Decline) といい、欧州各国がその実態調査や原因究明に当たっている。

ヨーロッパ各国が、落葉率を共通の指標にして森林衰退状況の調査結果を図1-4-2に示した<sup>37)</sup>。この調査では、ドイツトウヒ、ヨーロッパアカマツ (*Pinus sylvestris*)、ヨーロッパモミ、ヨーロッパブナ (*Fagus sylvatica*)、ヨ

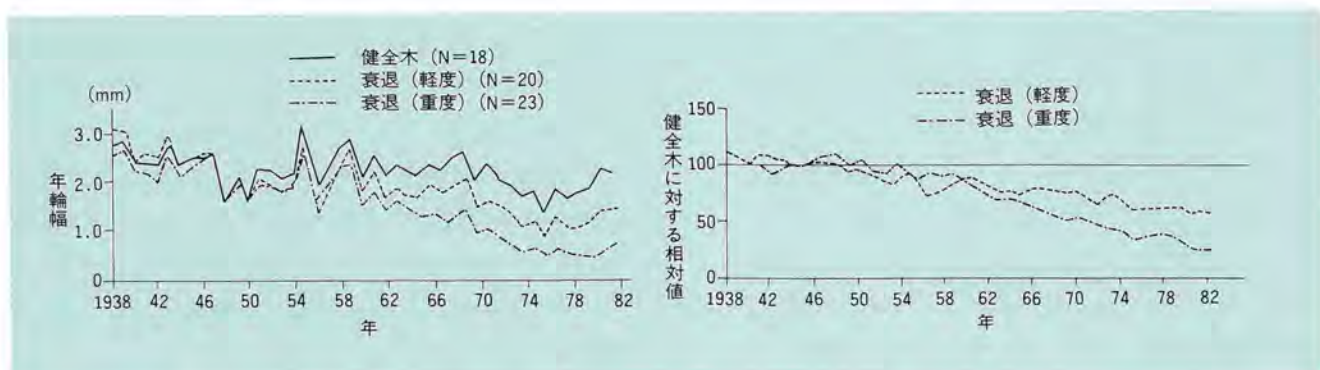


図1-4-1 西ドイツ・黒い森におけるヨーロッパモミの年輪幅の経年変化。地上1.3mで直径50cm以上の個体を対象に測定(Moosmayer, 1984)<sup>61)</sup>



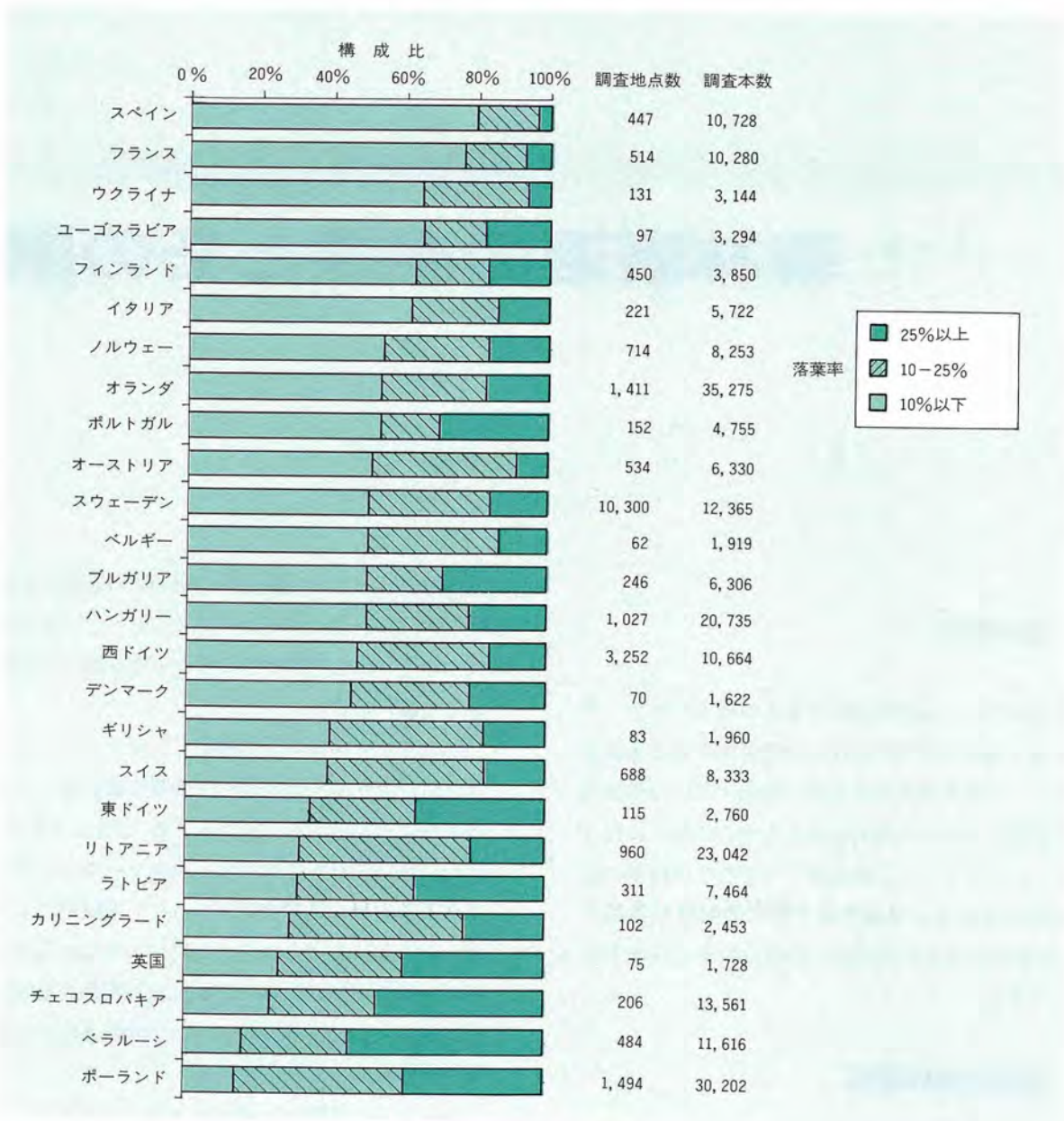


図1-4-2 ヨーロッパ（国・地域）の森林衰退状況（UNEP-ECE, 1991より作成）<sup>37)</sup>

ヨーロッパなどが対象である。調査結果には、病虫害や異常干ばつなどの気象要因などによる衰退もすべて含まれている。したがって、森林衰退の原因はこの調査結果だけで推定できないが、同じ指標を用いたことから、ヨーロッパ全体の森林の現状がどのような状況かということをおおむね知ることができる<sup>38)</sup>。

ヨーロッパの中で、最も衰退が激しいのは旧チェコスロバキア、ポーランドおよび旧東ドイツである。特に、これらの国境地帯は、黒い三角地帯あるいは廃墟の三角地帯ともいわれるほど衰退が激しく、森林は壊滅的な状況にある<sup>39)</sup>（写真1-4-1）。

## (2) 北米

北米では、1930年から50年にかけてカナダ南東部から米国北東部でカンバ類が衰退したり、アパラチア山脈の標高の高い部分でアカトウヒ (*Picea rubens*)、フレーザーモミ (*Abies fraseri*)、バルサムモミ (*Abies balsamica*) の衰退が1960年代から記録されている。また、年輪解析によると、1950～60年ころから生長が低下しており、北米における森林衰退も決して新しい現象ではないことが指摘されている<sup>36,40,41)</sup>。

大気汚染との関連性が指摘されている代表的な森林衰退として、米国北東部とアパラチア山脈の標高が高い部分のアカトウヒ・モミ属、米国東部のストロブマツ

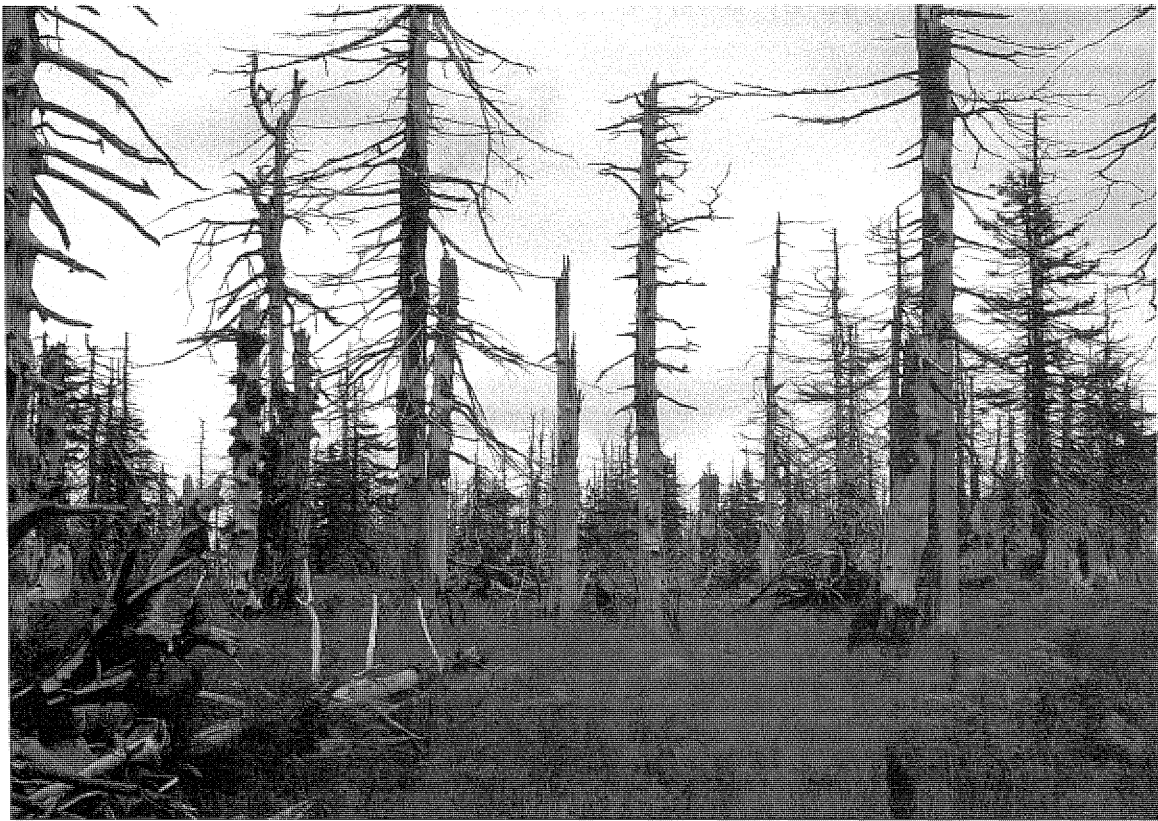


写真1-4-1 森林の衰退状況

チェコのクルノシエ（標高約1200m）におけるドイツウヒの衰退を示す。

(*Pinus strobus*)、アパラチア山脈南部のテーダマツ (*Pinus taeda*)、米国西部のポンデローサマツ (*Pinus ponderosa*) がある。

このうち、ストロブマツの症状は、1960年代になるまでオゾンが原因であるとは分らなかった。葉の可視障害は高濃度オゾンが記録された時に発生している。また、テーダマツについても、pH3.5の人工酸性雨を18ヶ月間暴露した場合に、生長促進はあっても抑制はみられないのに対して、オゾンの場合には6ヶ月間の暴露によって生長が抑制されることから、衰退原因としてオゾンの影響がクローズアップされている。アカトウヒやモミ属についても大気汚染が耐凍性を低下させるため、凍害を増加させている原因の可能性などが指摘されている<sup>41)</sup>。

また、米国西部では、1950年代初期にカリフォルニア州のポンデローサマツにオゾンの影響が指摘され、1970年代のころから衰退状況に関する本格的な調査が実施された<sup>42)</sup>。ポンデローサマツは、降水量が多くオゾン濃度が低下している時期に回復率が高く、一方、降水量が少ない時期に枯死率が高い傾向にあることなどが報告され、ロサンゼルスや山麓都市の自動車排ガスを起源とする光化学オキシダントの影響が指摘されている<sup>43)</sup>。

カナダでは、ケベック州南部を中心にサトウカエデ (*Acer saccharum*) が衰退しており、一般住民は酸性雨が衰退原因であると考えている。しかし、実際の原因はまだはっきりしていない。実態調査の結果によると、ケベック州では約半数の森林が11~25%の樹冠喪失状態を示している<sup>44)</sup>。

### (3) 欧米の森林衰退原因諸説

これまでに、欧米の森林衰退原因として指摘されている諸説を表1-4-1に示した。大きく分けると酸性雨の直接影響と土壌酸性化影響、SO<sub>2</sub>の影響、オゾンの影響、気象要因（特に異常乾燥）、これらの複合影響に分類できる。

旧西ドイツのチェコ国境地帯に近いフィヒテル山地の1990~92年のSO<sub>2</sub>の濃度を図1-4-3に示した。同時期の当研究所赤城試験センター（標高約500m）におけるSO<sub>2</sub>濃度は1ppb以下であるのに対して、フィヒテル山地では37ppbで、SO<sub>2</sub>による汚染が顕著である。衰退の激しいチェコ側オーレ(Ore)山での長期間モニタリングでは、SO<sub>2</sub>の年平均値として40ppbという高い値が記録されている<sup>45)</sup>。このように、ヨーロッパの森林衰退の著しい地域は共通してSO<sub>2</sub>濃度が高い。また、オゾン濃度もわが国と変



表1-4-1 酸性降下物の樹木影響についての諸仮説

- ① 酸性雨・酸性霧説  
酸性雨、酸性霧が葉に直接的に影響をおよぼす。
- ② 土壤酸性化説  
酸性雨、酸性霧の沈着によって土壤が酸性化し、植物に有害な $Al^{3+}$ が溶出して根の生長や養・水分の吸収を抑制する。
- ③ Mg欠乏説  
土壤酸性化によってMgが溶脱することによって、欠乏状態となる。  
最近では、 $NH_4^+$ 、 $NO_3^-$ の沈着量が増加したため、Mgの吸収が阻害されていると考えられている。
- ④ オゾン説  
光合成を抑制することによって生長が抑制される。
- ⑤ オゾン+酸性雨・酸性霧説  
オゾンが光合成を抑制するとともに、酸性霧が表皮構造を壊すため蒸発散量が増加し、乾燥ストレスの影響を受けやすくなる。
- ⑥ オゾン+凍霜害説  
オゾンが光合成を抑制するため、糖分が十分蓄積できず、耐寒性が低下し、凍霜害の影響を受けやすくなる。
- ⑦ オゾン+乾燥ストレス説  
オゾンの影響と乾燥ストレスの複合影響。
- ⑧  $SO_2$ 説  
光合成の抑制によって生長が抑制される。  
植物体に大量に吸着したSを降雨が洗浄するため、土壤にSが大量に負荷され、土壤の酸性化が起こる。
- ⑨  $SO_2$ +オゾン説  
 $SO_2$ とオゾンの複合影響によって生長が抑制される。
- ⑩ [ $SO_2$ +オゾン]+乾燥ストレス説
- ⑪  $NO_x$ 説  
 $N$ 沈着量の増加により、植物体が過剰に生長するため、耐寒性が低下する。
- ⑫  $NO_x$ +オゾン説

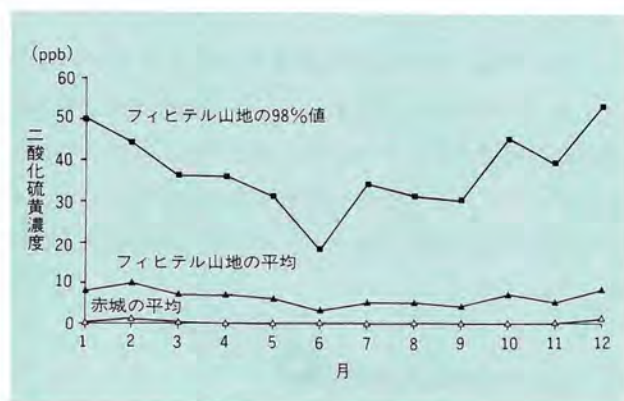


図1-4-3 旧西ドイツ・フィヒテル山地 (Warmensteinach: 標高730m) における1990~1992年の二酸化硫黄濃度 (Bayerisches für Umweltschutz)<sup>62)</sup>

わらない状況にあることから、 $SO_2$ とオゾンの複合影響が衰退原因として考えられる。

北米の場合には、光化学オキシダントの主成分であるオゾンが森林衰退の第一の要因として指摘されている。しかし、ヨーロッパ、北米ともに、森林衰退の原因を大気汚染物質の影響だけで十分に説明できる状況にはない。干ばつや病虫害などの要因が大気汚染物質と複合的に作用している可能性も考えられている<sup>46,47)</sup>。

### 1-4-3 日本の森林衰退

欧米では、1970年代より針葉樹の衰退現象が顕著となり、「酸性雨」との関連性が論議されてきた。一方、わが国では、1980年代後半から現在まで、関東・甲信地方や関西・瀬戸内地方など都市周辺域のスギ、神奈川県丹沢山系や福岡県宝満山のモミ、群馬県赤城山のシラカンバ・ダケカンバ・ミズナラ、丹沢山系や富士山などのブナ、奥日光のシラビソ・オオシラビソなどの衰退が報告あるいは報道され、酸性雨・酸性霧などの酸性降下物やオキシダントが原因ではないかと指摘されている<sup>15,35,48,49,50)</sup>。

#### (1) スギ衰退

スギ衰退は、東京などの大都市周辺において1960年代から報告され、'60年代はおもに $SO_2$ との関係が論じられた<sup>51)</sup>。しかし、関口ら<sup>15)</sup>や高橋ら<sup>35)</sup>が関東地方のスギ衰退は酸性雨など酸性降下物による可能性があるとして示唆して以来、スギ衰退の原因について研究が進められている。

高橋ら<sup>52,53)</sup>や梨本<sup>48)</sup>は、関東・甲信地方および関西・瀬戸内地方の各平野部周辺の広域的な原因不明のスギ衰退

の分布は、スギの生長期のオキシダント濃度が0.06ppmを越える時間数の多い地域と一致していることを示し、スギ衰退の原因としてオキシダントなどの大気二次汚染物質を挙げている。

一方、松本ら<sup>54)</sup>は、スギは関東平野に生育する樹種のなかで最も水ストレスに対して弱いこと、関東平野では大気の乾燥がスギ衰退の発生時期前の1950年代から進行していることから、スギの衰退はむしろ大気の乾燥化による可能性が高いと報告している。また、森川ら<sup>55)</sup>は、関東平野のスギ衰退分布と大気汚染物質の濃度分布は比較的良好一致するが、東京と神奈川ではNO<sub>x</sub>とSO<sub>2</sub>、埼玉ではオキシダント、群馬ではSO<sub>2</sub>であり、特定の汚染ガスとは結び付いていないことから、これらのガスの複合的な影響を考慮の必要があると報告している。酸性雨も衰退を引き起こす可能性のある要因の一つであるが、関東平野の大部分の土壌は黒ボク土で土壌層も厚く、土壌酸性化あるいはアルミニウムイオンの溶出は進行していないことから、酸性雨がスギ衰退原因であるとする証拠はないとしている。

当研究所では、関東・甲信地域を除く全国の主要な9地域のスギの実態調査とともに土壌の理化学性を調査し、衰退が認められた地域では表層土壌のpHが低く、置換酸度が大きい傾向にあったが、このような地域でもスギが健全に生育している地点があり、スギ衰退との密接な関係は認められなかった。また、スギ衰退の地域分布を全国規模の降雨pHの観測結果と比較すると、関連性は認められず、現在観測される降雨の酸性度では直接スギの衰退を引き起こす可能性は小さいと考えている<sup>22)</sup>。

## (2) モミの衰退

神奈川県丹沢山系の東端に位置する大山(1,250m)は、その南斜面の標高400mの追分駅付近から1,000m付近一帯がモミを主とした原生林である。神奈川県林業試験場の鈴木は、1954年の航空写真を解析し、モミの衰退は1954年以前から発生し、現在では衰退の進行から少なくとも50~60年経過していると推定している。

古川と井上<sup>56)</sup>は、モミの老齢化、自然災害、大気汚染、酸性雨・霧などを取り上げ、大山のモミの衰退と照合し

た。現地調査によるモミの衰退度と樹高・胸高直径との間には有意な相関はみられなかったことから、老齢化によるものではない。また、京浜工業地帯を発生源とする大気汚染物質が衰退原因となっている可能性も考えられるが、モミ以外の樹種の衰退がほとんどみられないことから、大気汚染が主要因となっているとは考えにくいとしている。

井川ら<sup>57)</sup>は大山の阿夫利神社下社における降雨と霧の分析を行った。その結果、雨と霧のpHを比較すると霧の方がpHは低く、最低値がpH2.61に及ぶ霧を観測していることから、このような酸性霧が大山のモミに及ぼす影響は大きいとしている。

一方、福岡県宝満山のモミ林でも衰退が指摘されている。宝満山は福岡県の中央部をほぼ南北に走る三郡山地の南部に位置しており、北東の三郡山にかけて、標高800m以上の稜線を形成している。三郡山地は博多湾から南東の位置にあり、福岡市の後背地に位置している。モミは、宝満山から三郡山にかけての尾根沿いの標高600m以上の地域に分布している。

須田ら<sup>49)</sup>は、宝満山と三郡山でモミ衰退状況を調査し、宝満山山頂付近のモミは三郡山に比べて衰退木が多い傾向を認めた。また、衰退木は胸高直径に関係なく認められるが、樹齢200年と推定される成木はそれより若い木に比べて衰退の著しいものが多く、大径木のモミでは老齢化という要因が枯損に関係している可能性があるとしている。さらに、宝満山ではアカガシが亜高木層で優占し、林床ではモミの稚樹がまったく生育していない状況にあり、森林の成熟に伴いモミ林から常緑広葉樹林に遷移していくと考えている。

大山の現地観察でも、林床にモミの稚樹が少ないこと、標高700m付近ではアカガシが優占していること、1955年前後の大山の植生群落調査では確認されなかったカヤなどが多く生育することなどから、大山のモミ林は森林の成熟あるいは気象の変化に伴い常緑広葉樹林に遷移あるいは更新していることも考えられる。

宝満山から三郡山にかけての地質は黒雲母花崗岩から形成され、特に宝満山では岩が露出し、急峻な地形となっている。土壌は黄褐色系の褐色森林土で、表層土(0



～15cm)のpHは4.0前後と低かった。しかし、調査地点の差異はほとんどなく、衰退との関係は明確ではなかった。モミ林の林内雨のpHは4.0程度で、林外雨のpH4.4と比べ低い値であり、樹幹流のpHは林内雨とほぼ同じ値を示したが、宝満山と三郡山のモミ林との違いは認められていない。また、霧のpHは低くても3.5で、3.0以下は全く観測されていない<sup>49)</sup>。

宝満山のオゾン濃度は、1990年の簡易測定による短期調査では100ppbを越えるものは観測されていないが、三郡山山頂の測定局の1986および1987年の5～9月までの1時間値が60ppbを越えた合計時間数は323および661時間と多かった。これには三郡山山頂のバックグラウンド(20～30ppb)のオゾンも反映されるが、オゾンがモミに対してストレス要因となっている可能性は無視できないとしている<sup>49)</sup>。

以上のように、過去に始まった衰退の原因を現在の大気状況から推定するのは困難であるが、大山と宝満山のモミの衰退は少なくとも単一の要因によるものではなく、植物間の競争関係や気象などの自然要因あるいは人為起源による酸性降下物などが複雑に絡み合っていると考えられる。しかし、これらがモミに対してどのような影響を及ぼしているかはまだはっきりしていない。

### (3) ブナ衰退

ブナ衰退は、富士山、神奈川県秦野市塔ヶ岳と同県山北町丹沢山・蛭ヶ岳・桧洞丸周辺、天城山系で観察されている<sup>58,59,60)</sup>。

角張・原野<sup>58)</sup>は、富士山のブナ林(静岡県富士宮市、海拔1,100m)で、葉縁の枯死・欠損、小型化、葉脈間の褐色斑点などが観察され、酸性雨とブナの衰退との間に関連性があることを指摘している。

神奈川県<sup>59)</sup>は1954年から現在までの航空写真の解析と現地調査を実施した。塔ヶ岳のブナ林では1970年代から、丹沢山・蛭ヶ岳・桧洞丸では1954年にはすでに衰退が認められ、現在も衰退は進行中としている。しかし、富士山や神奈川県いずれの衰退地点でも詳細な環境測定などが行われていないため、現状では原因を特定できない。

一方、静岡大学環境研究会<sup>60)</sup>は、1984年以降目立ち始め

た伊豆半島天城山系におけるブナ衰退の実態調査を行った。その結果、天城山系のブナ衰退は風当たりの強い地形の所に生育し、乾燥に対して抵抗力の弱い樹形をしたブナが、1984年の極端な少雨で、土壌の水分不足と風による水分損失に耐えられなかったためと結論した。また、ブナ林下には後継樹となるブナが生育していないこと、土壌は大径のブナ林が長期にわたって存在するには適していないことが分かり、天城山系のブナの衰退は遷移過程における自然現象の一つであるとも考えている。

このように、ブナの衰退原因を明らかにするためには、衰退が発生した時期の特定とブナ林の成立している土壌や気象などの立地条件の変化を詳細に調査することが重要であると考えられる。

### (4) その他の森林衰退

最近マスコミなどで群馬県赤城山のシラカンバ・ダケカンバ・ミズナラの衰退や、奥日光を中心とした標高2,000～2,500m前後のシラビソ天然林の衰退が取り上げられている(写真1-4-2)。衰退林が主に関東平野に面した汚染風の当たる斜面に分布していることから、酸性雨や酸性霧、汚染ガスの影響が指摘されている<sup>50)</sup>。

一方、八ヶ岳や大台ヶ原などのように衰退現象が観光資源ともなっているところでは、酸性降下物の影響などはこれまでのところ議論されていない。奥日光を含む亜高山帯の天然林では白骨化した樹木の下に健全な稚樹が生育し、衰退はいずれも強風の当たる風衝面で発達して個体や個体群の衰退によりできた空間が次世代の樹木の生育場所となっていることから、これらの天然林で指摘されている衰退現象は、遷移あるいは天然更新の一面を示していると捉えることもできる。

しかし、都市域のスギ以外の樹木の衰退現象については、大気汚染物質を含む環境の長期モニタリングデータや衰退の経緯を詳細に把握できていないことから、衰退原因を特定することが非常に難しい。特に、山地帯や亜高山帯の天然林における生態学的遷移過程と酸性降下物の影響との関係などについては今後研究を実施する必要があると考える。



写真1-4-2 森林の衰退状況

奥日光念仏平のオオシラビソ林の状況であり、白骨樹の根元に稚樹が密生していることが分かる。

#### 1-4-4 今後の研究の展開

米国では1970年代から農作物を中心に酸性雨の研究が盛んになった。一方、ヨーロッパでは森林を対象に酸性雨研究が盛んになった。米国では1980～90年までの10ヶ年間にわたる酸性雨に関する大規模な国家プロジェクトNAPAPが展開され、現状程度の降雨の酸性度と森林衰退との間には直接的な関連性はみられないと結論され、光化学オキシダントの影響評価が残された研究課題となっている。ヨーロッパでも酸性雨の影響よりもオゾンや窒素化合物の沈着量の増大に伴う森林生態系内の物質循環や臨界負荷量 (Critical Load) に関心が移行してい

る。

これに対し、わが国では降雨そのもののモニタリングは環境庁や地方自治体を中心となって調査を実施しているが、酸性雨などの酸性降下物やオゾンの樹木への影響に関する研究については緒についたばかりの状態である。長期的慢性的影響やヨーロッパの研究機関が息長く実施しているような森林生態系を対象にした長期モニタリングや大規模な暴露実験はほとんど実施されていない。今後、この分野の研究を進展させ、世界的にも通用するような成果を挙げるためには、大気、土壌・陸水、生物の各分野間で絶えず情報を交換しあって相互連携をとり、学際的・総合的に研究を展開していく必要がある。



## コラム1 酸性雨とは

本文中で述べたように「酸性雨」という術語は、決して新しいものではない。だが従来は環境問題に関係のある少数者にしか馴染みのないものであり、その定義についても研究者の間でかなりニュアンスが違っていた<sup>63)</sup>。

このように馴染みの薄かった酸性雨が、広く社会に登場するようになったのは、国連人間環境会議が開催された1972年以降である。だが本家のヨーロッパでも、acid rain, acid(ic) precipitation, acid(ic) deposition...というように用語は混在しており、その邦訳として酸性雨のほかに「酸性沈着」や「酸性降下物」などが使われてきた。ちなみに同じ漢字文化圏の中でも、韓国はわが国と同じ酸性雨であるが、中国や台湾では「酸雨」と言い習わされている。

訳語の問題はさておいて、酸性雨の定義も多分に不確定である。酸性の「雨」と解釈すれば、同じ落下現象を伴う雪や雹（ひょう）や霰（あられ）も含まれる。雨かんむりの水滴すべてに拡大解釈すれば、霧や雲も含まれるだろう。だが「酸性」の雨は、どのように定義したらよいのか。ユンゲ（G. E. Junge）はその著書<sup>64)</sup>のなかで、大気中で300ppmの二酸化炭素（CO<sub>2</sub>）と平衡する蒸留水のpHは、約5.6と計算している。このためpHが5.6以下の雨を酸性雨と定義するという説明が、マスコミに広く流布してきた。だが大気汚染がない清浄地域の大气中でも、いろいろなガス状・粒子状物質は存在しており、それぞれが溶解度に応じて雨に溶け込んでいる。このため雨のpHは5.6より高くも低くもなり得るから、この値にあまり意味がないことは早くから指摘されていた<sup>65)</sup>。

厳密な科学的な視点に立てば、この指摘はもつともであり、「酸性」のいき値としてpH5.6を用いる必然性はほとんどない。また酸性のいき値は、本来、時と所によって変化していいはずのものである。とはいつて、CO<sub>2</sub>との平衡濃度によって替わる説得力のある値がないのは確かだし、また一般向けに何らかの目安が欲し

くなるのは世の常だろう。科学的な根拠はさておいて、当面はこれを目安の程度に考えても、弊害はそう大きくないのではあるまいか。

むしろ問題とすべきは、酸性雨のイメージがあまりにも酸性の「雨」に特定されていることである。最近ではずいぶん改善されたとはいえ、雨を採取してそのpHを測れば事足りりという風潮は、わが国にも永くあった。本レビューで再三指摘するように、環境影響を議論する上で雨だけに焦点を当てたのでは、まったく一方的といえる。対象とすべき現象は、雨と雨かんむりの水滴を酸性化し得るガス状・粒子状物質のacidic depositionすべてを含むと考えてよい。酸性雨を議論する上で、避けては通れぬdepositionという概念にしても、沈着、降下、沈降、沈積などさまざまな邦訳が試みられており、現在まで統一されたものはない。最近では「沈着」が多く用いられるようだが、他分野の研究者からは「やや奇異な語感を受ける」と指摘されたことがある。

このように漠然と言い習わしてきた「酸性雨」であるが、本レビューで詳しく説明するように、中身的には前駆物質の排出から環境影響の発現まで、極めて幅広い現象を含む。そしてこれを正しく理解するためには、系統的な視点に立った総合的な把握が重要であると認識されるようになってきた。こうした立場からみた初期の労作に、1982年にスウェーデン農務省が作成したレビュー<sup>66)</sup>がある。そこでは酸性雨問題の本質は「環境の酸性化」であるとし、現況を科学的に認識し、将来の対策を講じていくことの重要性が強調されている。

本レビューでは一般論として現象を扱う場合には「酸性雨」と記述し、現象に忠実であるべき場合には「酸性物質」や「酸性降下物」も併用した。酸性雨の定義や理解については、今後も改訂を受ける部分が少なくないとみられる。語句の統一が図られてないととられるかもしれないが、こうした背景があることをご理解願いたい。



第 章

2

二

大気中での物質輸送



## 第2章 大気中での物質輸送 ● 目次

狛江研究所 大気物理部 環境大気グループリーダー 市川 陽一  
 狛江研究所 大気物理部 環境化学グループリーダー 藤田 慎一  
 狛江研究所 大気物理部 環境化学グループ 研究主幹 坂田 昌弘  
 狛江研究所 大気物理部 環境化学グループ 担当研究員 高橋 章  
 狛江研究所 大気物理部 地球気象グループ 担当研究員 速水 洋

2-1 前駆物質の発生量 .....37  
 2-2 東アジアの酸性雨 .....44  
 2-3 わが国に飛来、沈着する硫黄の量を予測 .....50

コラム2 海洋から発生する酸性雨の原因物質 .....43  
 コラム3 海を渡る硫黄化合物 .....49  
 コラム4 地球温暖化とオゾン層破壊は酸性雨を助長する？ .....54  
 コラム5 火山活動と環境の酸性化 .....55



**坂田 昌弘** (1979年入所)  
 これまでダム貯水池の富栄養化、石炭灰の埋立処分に関わる環境影響、長半減期核種の分離・消滅処理技術等に関する研究に従事。現在は、火力発電所排ガス中の有機微量物質、酸性雨の環境影響等の研究に取り組んでいる。



**速水 洋** (1990年入所)  
 おもに都市大気を対象に大気化学の研究を行ってきた。現在は、東アジアの長距離輸送モデルの開発に従事している。



**高橋 章** (1988年入所)  
 酸性雨の実態調査、露水の酸性化機構などに関する研究に従事。現在は、森林生態系への酸性物質の沈着に関する研究に取り組んでいる。

市川 陽一 10ページに記載  
 藤田 慎一 10ページに記載

## 2-1 前駆物質の発存量

### 2-1-1 はじめに

酸性雨の環境影響を議論する上で、もっとも重要な情報の一つは、大気中から地表面への水素イオン ( $H^+$ ) の負荷量である。多くの研究機関による最近の研究成果によれば、東アジアで降水の酸性化に影響するおもな物質は硫酸 ( $H_2SO_4$ ) と硝酸 ( $HNO_3$ ) であり、それらの前駆物質は二酸化硫黄 ( $SO_2$ ) と窒素酸化物 ( $NO_x$ ) であることが明らかにされている。

$SO_2$  と  $NO_x$  の発生源は、ふつう人間活動と自然活動の二つに分けられる。そして全球規模で見れば、火山や生物など自然の営みに由来する発存量は極めて多い。また降水のpHは、単に硫酸イオン ( $SO_4^{2-}$ ) や硝酸イオン ( $NO_3^-$ ) の濃度だけで決まらない。カルシウムを含む炭酸塩やアンモニアなど、酸を中和する物質の動態は、極めて重要な要因であることが分かってきた。

このように酸性雨の生成や輸送を議論する上では、単に人為起源の発存量を調べれば事足りるというものではない。だがそのモデル化を進める上では、まず  $SO_2$  と  $NO_x$  の発生源を明らかにすることが前提となる。

### 2-1-2 硫黄化合物の発生源

硫黄は地球上に広く分布する物質の一つである。岩石中には硫化物、単体、硫酸塩などの形で、火山ガス中には硫化水素 ( $H_2S$ ) や  $SO_2$  の形で、海水中には硫酸塩の形で存在する。生体中には有機化合物の成分として含まれる。化石燃料中に含まれる硫黄分は、燃焼の過程ではお

もに酸化物として大気中に放出される。

発生源がこのように多岐にわたるため、地球規模で発存量を正確に把握することはなかなか難しい。既往の推計値にも、研究者による差異がかなりある<sup>1)</sup>。プリンブルカム (P. Brimblecombe)<sup>2)</sup> のテキストによれば、全球規模での硫黄の発存量は  $320TgS/年$  ( $Tg=10^{12}g$ ) 程度であり、このうち天然起源が占める部分は約80%に相当する  $245TgS/年$ 、人為起源が占める部分は約20%に相当する  $75TgS/年$  と見積もられている (図2-1-1)。

天然起源の硫黄のうち、最も発存量が多いのは海塩に含まれる硫酸塩である。ただし海塩起源の硫酸塩は、直接には降水の酸性化に関与しない。また海域から発生した硫酸塩のおおよそ90%は、短時間のうちに海域に沈着するものとみられる。火山活動に伴うガス状硫黄の発存量は、全球規模で見ればそれほど多量ではない。だが地球上での火山の分布は偏在しており、東アジアではその活動は看過できない可能性がある<sup>3)</sup>。

注目される点は、生物活動に由来する還元態の硫黄発存量が、約  $70TgS/年$  とほぼ人為起源に匹敵することである。生物活動に由来する硫黄化合物の動態については未解明の点が多いが、メーラー (D. Möller) の推計によれば、陸域と海域からの発存量の比率はほぼ半々であり、約60%が硫化ジメチル ( $(CH_3)_2S$ ) として、約30%が  $H_2S$  として、約10%が硫化カルボニル ( $COS$ ) と二硫化炭素 ( $CS_2$ ) として発生する<sup>4)</sup>。

このように硫黄化合物の発生源や化学形はさまざまであるが、酸性雨との関連で最も重要な前駆物質は  $SO_2$  である。このためヨーロッパや北米では、発生源分布図の作成が精力的に進められてきた。



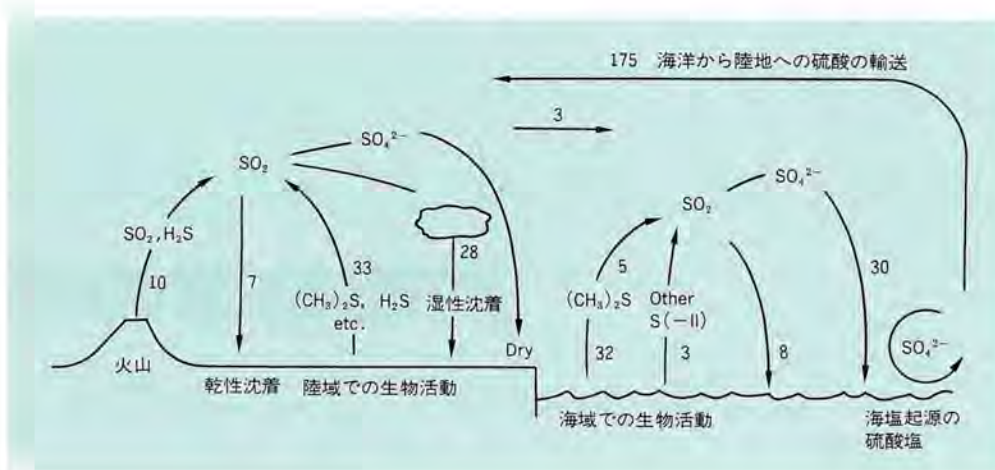


図2-1-1 全球規模での硫黄のサイクル (Brimblecombe, 1986)

生物起源の還元態の硫黄が、サイクルの中で重要な役割を果たしていることが分かる。海洋から発生する硫酸塩のエアロゾルは、量的に極めて大きい<sup>5)</sup>、大部分は短時間のうちに海域に沈着する。数字は硫黄換算でT<sub>g</sub>(=10<sup>12</sup>g)単位で表した年間のフラックスを示す。

人為起源のSO<sub>2</sub>の発生量の推計値は、排出係数の精度に大きく左右される。排出係数の決定にあたっては、燃料中の硫黄分のほかに燃焼方式や抑制対策の違いも考慮する必要がある。メーカーの推計によれば、人為起源の内訳は約50%が石炭の燃焼、約32%が石油の精製と燃焼、約8%が鉛の精錬と硫酸製造に伴うものである<sup>1)</sup>。推計値の精度はおおよそ±25%とみられる。

全球規模の発生量の推移は、ロビンソン (E. Robinson) らによって検討されている<sup>4)</sup>。人為起源の発生量は、過去100年の間に20倍近く増加した。発生源の構成をみると、1880年往時には全発生量の約97%を占めた石炭は、1965年には約70%、1976年には約60%まで減少した。これに対して石油の関与は、同じ期間に約1%から約20%まで増加した。

### 2-1-3 窒素化合物の発生源

窒素は空気の体積の約78%を占める物質である。大気中では分子状窒素のほか、酸化物、硝酸塩、有機物、アンモニアなどの形で存在する。

図2-1-2はプリンプルカム<sup>2)</sup>のテキストから引用した窒素化合物の収支である。全球規模でみると、タンパク質が分解して生成するアンモニアなど、天然発生源の占める割合は圧倒的に大きい。酸性雨との関連で最も重要な前駆物質は、窒素酸化物 (NO<sub>x</sub>) である。だが大気中での反応機構が複雑なこと、清浄地域での観測データに乏しいこと、発生源が多様であり排出係数の決定が難し

いことなどもあって、SO<sub>2</sub>ほど確度の高い推計値は得られていない。

人為起源のNO<sub>x</sub>は石炭や石油の燃焼、各種の溶鉱炉、硝酸や肥料の製造過程などで大気中に放出される。地球規模での発生量は約22TgN/年と推計されるが<sup>5)</sup>、その50%以上は石炭燃焼に伴うものである。燃焼過程で生成するNO<sub>x</sub>には、燃料中の窒素酸化物 (Fuel NO<sub>x</sub>) と大気中の窒素酸化物 (Thermal NO<sub>x</sub>) の二つがあり、発生量は燃焼温度に依存する。肥料の循環、家畜の飼育、山火事などの過程でも窒素化合物は大気中に放出されるが、その実態はよく分かっていない。

### 2-1-4 発生量の地域分布

表2-1-1は、SCOPE36で提案されたデータ<sup>5)</sup>に加筆し、1980年現在の州 (大陸) 別のSO<sub>2</sub>とNO<sub>x</sub>の発生量を比較したものである。全球からの発生量を半球において比較すると、SO<sub>2</sub>の約70%は北半球から発生しており、人為起源だけとるとその割合は90%以上に及ぶ。NO<sub>x</sub>についてもこの傾向は同じであり、先進国ではSO<sub>2</sub>とNO<sub>x</sub>の発生源の分布はおおむね一致する。

北半球の発生源は、北緯40~50度に大部分が集中している。図2-1-3に示すように、ヨーロッパ中部の平原、アパラチア山脈の周辺、渤海湾の沿岸の発生密度は特に高い。このためヨーロッパや北米では、酸性雨は国境を越えた環境問題として注視され、排出量の削減に向けて、1970年代から削減協約の締結が模索されてきた。

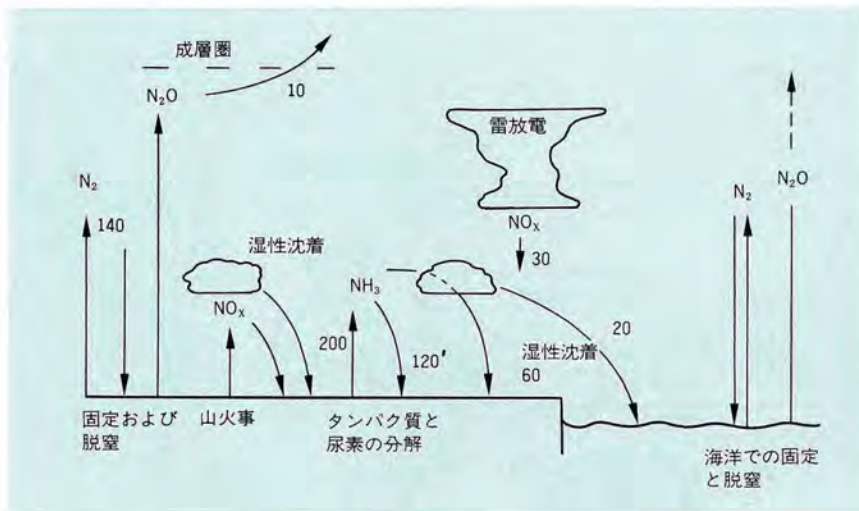


図2-1-2 全球規模での窒素のサイクル (Brimblecombe, 1986)

大気中へ放出された窒素酸化物 ( $\text{NO}_x$ ) とアンモニアは、湿性または乾性の沈着機構により除去される。数字は窒素換算で  $\text{Tg}$  ( $=10^{12}\text{g}$ ) 単位で表した年間のフラックスを示す。

表2-1-1 州 (大陸) 別の  $\text{SO}_2$  と  $\text{NO}_x$  の発生量

州	$\text{SO}_2$ 発生量*1 [ $\text{Tg S/年}$ ( $\text{kg S/年}$ )]	$\text{NO}_x$ 発生量*2 [ $\text{Tg N/年}$ ( $\text{kg N/年}$ )]	一次エネルギー消費量*3 [ $\text{Pg/年}$ ( $\text{Mg/年}$ )]	面積*4 ( $10^{12}\text{m}^2$ )	人口*5 $10^9$
北米	19 (70)**6	7 (26)**6	2.05 (4.9)**6	21.5	0.27
南米	4 (10)	0.8 (2)	0.21 (0.7)	20.6	0.39
ヨーロッパ	25 (46)	8 (10)	1.53 (3.1)	4.9	0.48
ソ連	14 (48)	- (-)	1.37 (4.8)	22.4	0.28
アフリカ	2 (4)	0.5 (1)	0.18 (0.3)	30.3	0.57
アジア	18 (7)	5 (2)	1.59 (0.5)	27.5	2.70
オセアニア	1 (44)	0.5 (17)	0.09 (3.6)	8.5	0.02
世界	83 (16)	22 (5)	7.01 (1.4)	149.4	4.71
日本*7	0.54 (4.5)	0.43 (3.6)	0.34 (2.8)	0.38	0.12

- \*1 1980年現在。Rodheら (1988) による Varhelyi (1985) の転載値
- \*2 1980年現在。Rodheら (1988) による Hameed and Dignon (1988) の転載値
- \*3 1988年現在の石油換算値。Energy Statistic Yearbook (1988)
- \*4 統計には南極を含む。理科年報 (1989)
- \*5 1980年現在。Galloway (1989) による United Nations Secretariat (1983) の転載値
- \*6 ( ) 内は人口当たりの発生量とエネルギー消費量
- \*7 1983年現在。外岡 (1990)



図2-1-3 ヨーロッパ、北米、東アジアにおける年間の二酸化硫黄の発生量の分布



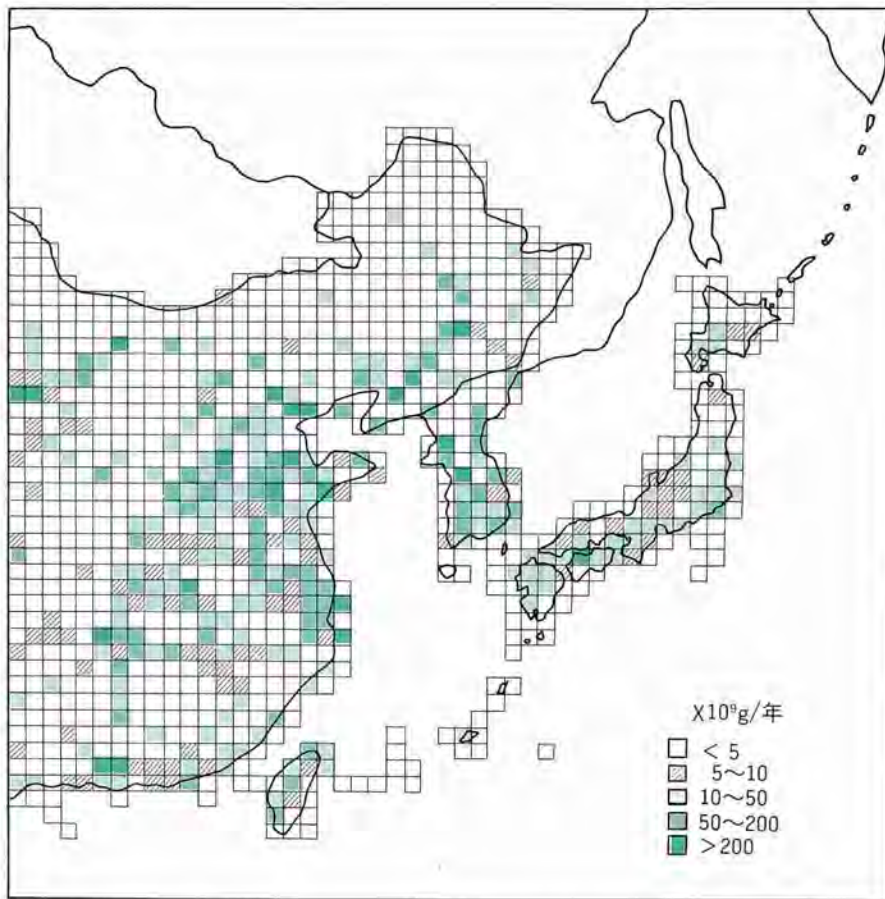


図2-1-4 東アジア地域におけるSO<sub>2</sub>の発生量分布

### 2-1-5 東アジア地域の発生量分布

アジア地域からのSO<sub>2</sub>発生量が、量的にみて看過できないことは、以前から指摘されていた<sup>6)</sup>。だがヨーロッパや北米では、早くから発生源分布図が作成されたのに比べて、東アジアでの作業は遅れていた。

図2-1-4は当研究所<sup>11)</sup>が推計した、東アジア地域のSO<sub>2</sub>発生量の分布を示す。1986年現在の5ヶ国(地域)からの発生量は、約11.5TgS/年と推計され、生態系の衰退が伝えられるヨーロッパや北米に近い値を示す。発生源の構成は国別に異なるが、全体で見れば固定源の関与が95%以上を占め、大部分は石炭の燃焼に伴うものである。

つぎに各国(地域)別の状況を見ると、中国のSO<sub>2</sub>発生量は、日本の20倍近い9.5TgS/年である。大発生源は都市や工場地域を中心にスポット的に存在するが、最も発生密度が高いのは東岸部である。産業別には、電力、化学、冶金、軽工業、民用その他の占める割合が大きい。

台湾の発生量は、日本の約1/3に相当する0.2TgS/年程

度である。大発生源は台北基隆地区と高雄地区に集中している。

韓国の発生量は、日本をやや上回る0.5~0.6TgS/年である。大発生源はソウル・仁川地区、釜山地区、大邱地区などにあるが、首都圏への集中度は極めて高い。

北朝鮮の発生量は0.3~0.4TgS/年程度でないかとみられるが、入手可能なデータに制約があるため詳細はよく分からない。沿海州の発生量も興味あるところだが、詳細はよく分からない。ハミード(S. Hameed)らは沿海州と樺太を網羅する地域の発生量を、おおよそ0.15TgS/年と推定している<sup>7)</sup>。

東アジアのNO<sub>x</sub>の発生量は約3.3TgN/年と推計される<sup>12)</sup>。最大の発生国はSO<sub>2</sub>の場合と同じく中国であるが、日本の割合は約15%と、SO<sub>2</sub>の約5%と比べると相対的に大きくなる。東アジア全域で見れば、全発生量に占める固定源の割合は約80%に及ぶが、これは量的な割合が大きい中国の発生源の事情を反映したものである。日本、台湾、韓国の3ヶ国(地域)では、移動源の占める割合がかなり大きくなっている。

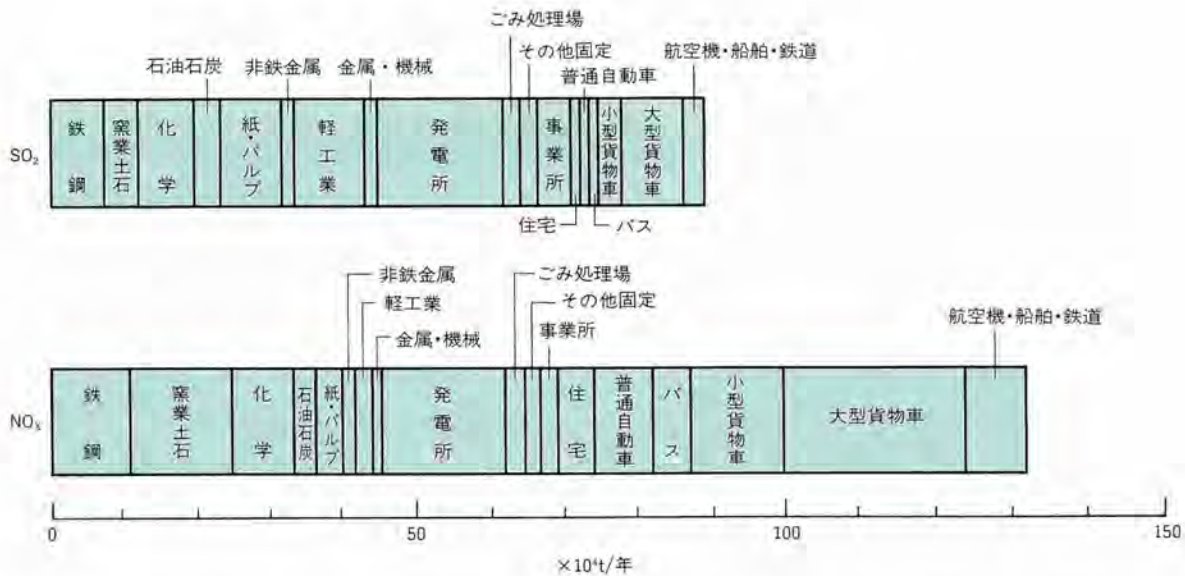


図2-1-5 1986年現在の日本のSO<sub>2</sub>とNO<sub>x</sub>の発生源の構成

## 2-1-6 わが国の発生量の現況

図2-1-5は、1986年現在におけるSO<sub>2</sub>とNO<sub>x</sub>の発生源の構成を示す<sup>10)</sup>。わが国のSO<sub>2</sub>発生量は年々減少して、1986年には初めて0.5TgS/年を下回った。発生源の構成は、固定源が約85%、移動源が約15%である。日本列島の南岸を通過する船舶からのSO<sub>2</sub>の発生量は、0.1~0.2 TgS/年に達する可能性があり、量的にみて陸域からの発生に対して無視できない可能性がある。

一方NO<sub>x</sub>発生量は、約0.4TgN/年と推定され、SO<sub>2</sub>と比べるとあまり改善がみられない。発生源の構成は、固定源が約50%、移動源が約50%である。

日本の場合、面積当たりのSO<sub>2</sub>やNO<sub>x</sub>発生量はそれほど低いわけではない。OECDの20ヶ国の平均(SO<sub>2</sub>: 0.95 g S/m<sup>2</sup>/年、NO<sub>x</sub>: 0.45g N/m<sup>2</sup>/年)よりも高いレベルにある。首都圏のNO<sub>x</sub>発生率は特に高い。これに対してエネルギー消費量当たり、人口当たり、総生産量当たりの発生率のレベルは、欧米の主要国よりも極めて低い。その理由として、脱硫による除去量が多いこと、低硫黄分の燃料を用いていることが挙げられる。

外岡<sup>10)</sup>によれば、1986年現在のわが国の一次燃料中に含まれる硫黄分は、約4.75TgS/年と推定され、そのうち実際に大気中に放出される部分は、約13%に過ぎない。残りの約87%は重油脱硫、セメントの製品脱硫、排煙脱硫などで除去されている。わが国の火力発電所では、

- ① 脱硫や脱硝の設備導入による発生量の抑制
- ② 燃焼方式の改善による低NO<sub>x</sub>化
- ③ LNGの導入などによる燃料の良質化
- ④ 熱効率の向上

などの環境保全の対策が講じられ、いずれも世界的に高い評価を得ている。このため発電電力量当たりのSO<sub>2</sub>とNO<sub>x</sub>発生率は、欧米の主要国の平均と比べても、各々1/8、1/5という低いレベルにとどまっている<sup>13)</sup>。

## 2-1-7 発生源 — 過去の変遷と将来の推移 —

わが国におけるSO<sub>2</sub>発生量は、図2-1-6に示すように1937年ころにピークを迎えた<sup>14)</sup>。だが戦争への突入とともに次第に低下し、終戦直後の1946年ころには往時の約1/3まで減少した。1950年代の復興とともに再び増加した。1970年ころには現在の約6倍に相当する2.8TgS/年に達し、各地で大気汚染が深刻な環境問題となった。

1968年に大気汚染防止法が制定された結果、排出量は次第に減少し、これと連動するように都市域のSO<sub>2</sub>濃度も減少してきた。これに対して移動源の割合が相対的に大きいNO<sub>x</sub>発生量には、あまり改善がみられない。

酸性雨との関連で興味があることは、SO<sub>2</sub>排出量が最低になった1945~50年にかけて、日本各地(例えば東京、神戸、名古屋)の降水中のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度は、かなり低下した形跡がみられることである<sup>15,16)</sup>。大阪における降下ばいじん中の不溶解性物質の沈着量も、同じ期間に減少した



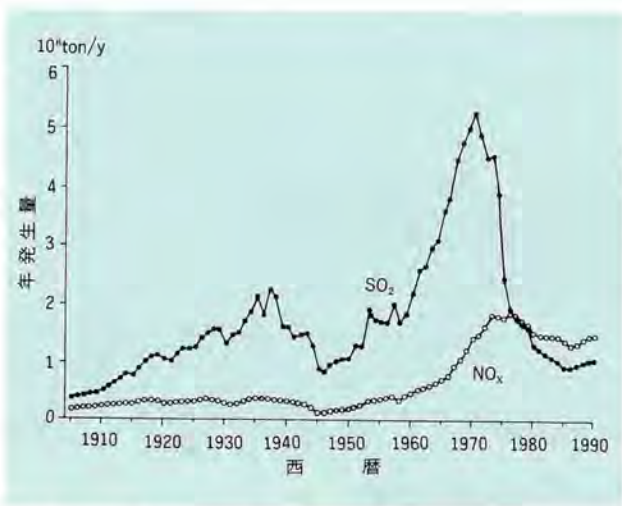


図2-1-6 日本における二酸化硫黄と窒素酸化物の発生量の推移

ことが知られている<sup>14)</sup>。残念ながら降水のpHが、この間にどの程度の変化したかは、あまり明確でない。

このように生産活動の盛衰は、局地的な大気や降水の質の改善に、密接に反映する可能性がある。東アジアでの生産活動は近年、急速な勢いで増加している。ヨーロッパと北米では今後のSO<sub>2</sub>発生量が漸増にとどまるのに対して、アフリカ、南米、アジアの発生量は、大幅な増

加が予想されている<sup>9)</sup>。最も急激な変化が予想されるのはアジア—特に中国—である。

最近、中国の石炭使用量は、毎年5～10%の伸び率で増加している。したがって発生源に対策を講じることなしにこの伸び率が続いたとき、21世紀初めのSO<sub>2</sub>発生量は、ヨーロッパの現況を凌駕するレベルに到達する可能性が高い。2000年の火力発電施設からのSO<sub>2</sub>排出量は、1991年の約2.1倍に相当する4.5TgS/年、また2015年には約4.6倍に相当する9.7TgS/年に到達する可能性がある。このうち火力発電施設が集中する大陸東岸の7省市区からの排出量は、中国全域の1/4～1/3になる可能性がある。

残念ながら、塩基性物質の発生量に関する詳細な検討はまだ行われていない。大気中に放出された前駆物質が、酸性物質として地表面に沈着するまでの輸送過程は、極めて複雑な物理・化学過程を介在する。ギャロウエー (J.N. Galloway) の言を借りれば、その結果起り得る環境の変化のいくつかは、現在の科学的な知見でも予測できる。だが発生量の増加があまりにも膨大なときには、予知し得ない影響が派生する可能性がある。将来にわたる環境の変化を予測し、これを未然に防ぐためには、まず広域的な発生源の状況を、より詳細に把握する作業が必要とされるわけである。

## コラム2 海洋から発生する酸性雨の前駆物質

硫黄化合物の発生源には、化石燃料の燃焼などの人為発生源のほかに、火山や海洋などの天然発生源がある。海洋から発生する硫黄化合物としては、海塩粒子に含まれる硫酸塩のほかに、生物活動に起因する硫化ジメチル(DMS)、硫化水素( $H_2S$ )、硫化カルボニル(COS)、二硫化炭素( $CS_2$ )などがある。これらのうち発生量が最も多いのは、海洋の植物プランクトンが生産するDMSであり、四周を海に囲まれたわが国の場合、その影響を受ける可能性は大きい。

当研究所では、北西風が卓越する冬期の東シナ海を中心に調査航海を行い、表層海水に含まれるDMS濃度を測定した(写真1)。この結果をもとに、DMSの発生量を推計し、海域での硫黄化合物の収支に対するDMSの役割を評価した。

図1は、ボックスモデルを用いて推定した東シナ海の硫黄化合物の収支である。解析の対象は底面が400 km×600km、高さが1,000mの領域であり、期間は調査船がこの海域を航走するのに要した3日間とした。解析の結果、中国からの流入量( $F_i$ )が最も大きく、東シナ海からのDMS発生量( $F_e$ )は流入量の1%以下に過ぎないことが分かった。また流入した硫黄化合物のうち約70%はボックスの海面に沈着( $F_d$ )し、残りは九州方面に流出( $F_o$ )していると推定された。

東シナ海からのDMSの発生量( $F_e$ )は硫黄化合物の沈着量( $F_d$ )の約1%に過ぎず、海域は硫黄化合物のシンクとしての役割が重要であると考えられた。海洋から発生したDMSがすべて $SO_2$ に変換し、このボックスから流出したとしても、その量は全流出量( $F_o$ )のわず

か3%に過ぎなかった。なお大気中でのDMSから $SO_2$ への変換率は最大でも20%程度であり、大部分はほかの化合物に変換するといわれている。

以上の結果から判断すると、わが国に到達する硫黄化合物に対して、海洋から発生するDMSは実効的にはほとんど寄与していない。日本列島を対象に、輸送や収支を検討する場合には、海洋からの発生量はとりあえず無視してよいのではないかと推察される。

ただしこの結果は、冬期の極めて短期間の調査によることを認識する必要がある。海水中のDMS濃度は、春から夏にかけて大きく上昇すること、生物活動が盛んな内湾や沿岸域のDMS濃度は、外洋よりも1~2桁高いことなどが報告されている。降水の酸性化に対するDMSの役割をより詳細に評価する上では、さらに多くのデータが必要であろう。

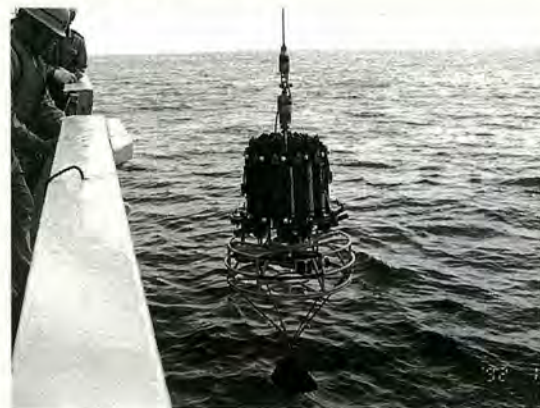


写真1 調査航海における試料海水の採水の状況

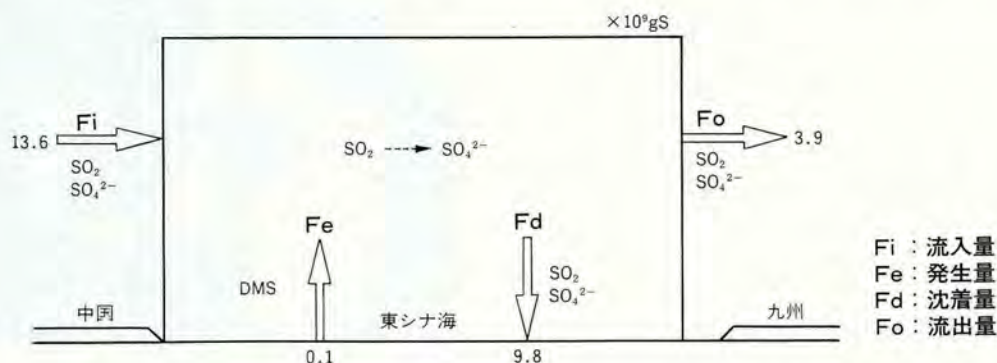


図1 モデル海域における3日間の硫黄化合物の収支



## 2-2 東アジアの酸性雨

### 2-2-1 はじめに

東アジアが位置する北半球の中緯度は、もともと地球上で最も天気の変化に富んだ地域の一つである。加えて東アジアの地形の複雑さは、同じ緯度帯にあっても、中国大陸—朝鮮半島—日本列島—太平洋の間で、著しい気候の違いを生じている。

気象要素の中で特に変化が大きいのは、酸性物質の輸送現象と密接に関係する「降水量」と「風系」の二つである。活発な火山活動、黄砂に代表される土壌粒子の輸送、全域の約半分を占める海洋の存在など、ヨーロッパや北米で議論されてきた酸性雨とは、イメージ的に必ずしも合致しない点が多い。

一方、東アジアの生産活動の伸長は著しく、前駆物質の発生量は急速に増加している。各国は独自の調査を進めているが、広域的なモニタリング体制はまだ確立していない。このように東アジアの酸性雨は、その実態の解明に向けて、国際的・学際的な調査や研究が緒についたばかりの段階にある。酸性物質の生成や輸送に関する詳細な検討は、今後の進展を待たねばならない。

だが観測データの蓄積が進むにつれて、酸性化の状況は次第に明らかになり、日本も影響のカヤの外にはないことが分かってきた。

### 2-2-2 酸性雨のモニタリング

1980年代になると、大気や降水の酸性化に社会の関心が集まり、多くの研究機関が実態の調査に乗り出した。

1983年には、環境庁による「第一次酸性雨対策調査」も始まった<sup>17)</sup>。また近隣諸国の生産活動の増加に伴い、環日本海の酸性雨についても、国際的な興味もたれるようになってきた。1994年現在のわが国には、環境庁の国設大気観測網を主体にした調査、自治体による地域ブロック別の合同調査<sup>18)</sup>、当研究所の実態調査の三つの広域的なモニタリング網<sup>19)</sup>がある。

図2-2-1は、当研究所が1987年10月から3年間にわたって実施した酸性雨の観測地点を示す<sup>19)</sup>。試料の採取地点は、気候条件の代表地点とバックグラウンドの代表地点の2種類からなる。前者は陸域を15の気候区に分け、降水量、地形、発生源からの距離などに一定の基準をおいて、各気候区の中に1地点ずつ計15地点を選んだ。後者は本土の周辺の島嶼の中で、気象官署を持つもの5地点を選んだ。ウェットオンリー型の採取器を用いて採取し



写真2-2-1 酸性雨の採取状況

降雨時のみ採取器の上蓋が開く仕組みになっており、降下塵の混入はほぼ無視することができる。

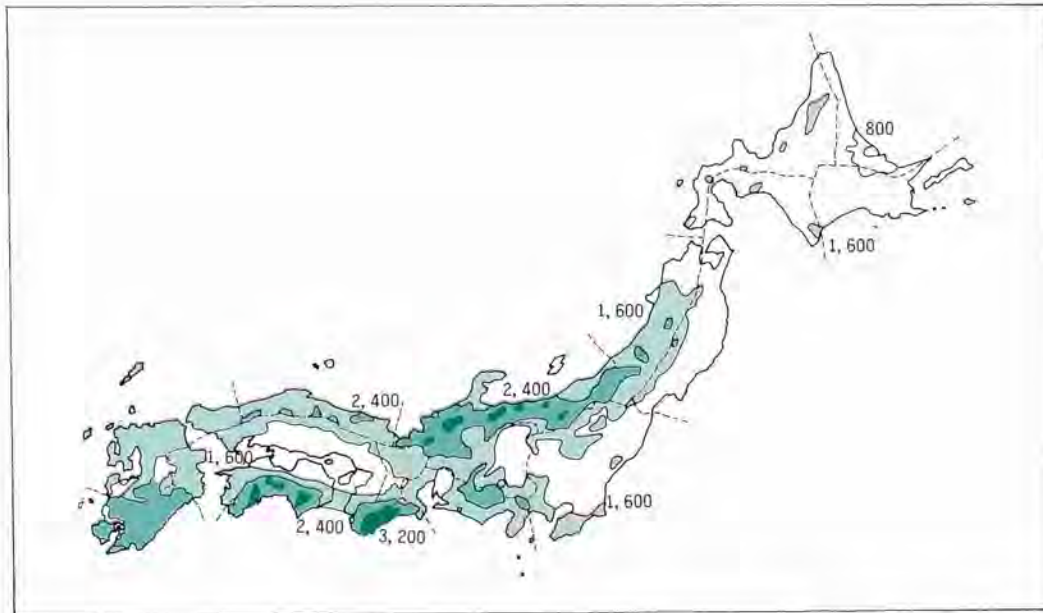


図2-2-1 日本の気候区分（破線：斉藤等，1957）と年降水量（実線：mm/y 単位）の分布

た試料は、旬単位で回収して主要成分の化学分析を行い、確定した分析値をデータベース化した。

### 2-2-3 東アジアにおける酸性雨の実態

こうした観測データが蓄積されるにつれて、いくつかの興味ある事実が明らかになってきた<sup>19)</sup>。すなわち；

- ① 日本の降水のpHの平均値は4.6～5.2(平均4.8)の範囲にあり、北東地域で高く南西地域で低くなる傾向がある。
- ② 日本の年降水量は、ほぼ西高東低の分布を示すから、降水を介して地表面へ負荷される水素イオンの量(湿性沈着量=濃度×降水量)は、南西地域の方が北東地域よりも数倍から1桁近く多くなる。
- ③ 日本で降水の酸性化に関与するおもな物質は、 $\text{SO}_4^{2-}$ と $\text{NO}_3^-$ であり、首都圏などを除くと $\text{SO}_4^{2-}$ の関与の方が大きい。
- ④ 日本海側における非海塩起源の硫酸イオン(nss  $\text{SO}_4^{2-}$ )の湿性沈着量は、太平洋側と比べると相対的に多く、この傾向は冬季に強まる。

酸性雨の実態調査は、1980年代の始めから東アジアの各国でも精力的に進められてきた。中国では1981～83年に最初の調査が行われ<sup>20)</sup>、現在は1990～95年の5ヵ年計画(国家計画委員会)の一環として、全国規模の調査が進められている<sup>21)</sup>。韓国にもすでに全国規模の緻密なモニタリング網がある<sup>22)</sup>。台湾でもすでに全省規模のモニ

タリングが行われている<sup>23)</sup>。

ヨーロッパや北米のように、国際的に共通の仕様での調査ではないから、試料採取や分析方法は各国によって少しずつ異なる。だが各国の観測データをもとに、東アジアの概略のpH分布を知ることは不可能ではない。

図2-2-2はこうして推定した1980年代の東アジアのpH分布を示す<sup>24)</sup>。年平均値がpH 5を下回る領域は、中国の揚子江以南、台湾の西海岸、北海道を除く日本などにみられる。最も強い酸性度を示すのは、中国の南西部にある重慶や貴陽などの大都市である。生態系の衰退も著しいといわれている。これに対して、黄河以北の広大な地域にはpH 6以上の領域が広がっている。

当研究所の観測結果では、一般に東アジアのpHの出現頻度は、幅広い中央値をもつ正規型の分布を示すが、中国中部から朝鮮半島の西岸の出現頻度は、中国北部と日本列島を重畳した二山型の分布を示す<sup>24)</sup>。

図2-2-3は東アジアの年降水量の分布を示す。中国の北西部の気候値は200mm/年を下回るが、台湾や日本には年間3,000mmを越える地域がある。海域の年降水量はよく分からない。大陸の東岸に位置する日本や台湾は、降水量が多く酸性度が強いので、降水を介して地表面に負荷される酸の量は相対的に多くなる。例えば東京(pH: 4.5、年降水量: 1,500mm)と北京(pH: 6.0、年降水量: 600mm)の水素イオンの湿性沈着量を比較すると、東京の方が2桁近く多くなる。ただし東京ではほぼ年間を通して雨が降るのに対して、北京では全降水量の約3/4が夏





図2-2-2 1980年代の東アジアにおける概略の降水のpH分布



図2-2-3 東アジアにおける概略の年降水量（気候値）の分布。洋上は推定値

季の3ヶ月間に集中するなど、降雨特性はかなり異なる。

#### 2-2-4 日本列島における硫黄化合物の収支

酸性物質の生成・輸送の機構を明らかにするためには、広域的な輸送モデルを開発し、先駆物質の発生地域と酸性物質の沈着地域との二つの関係を動的に説明する必要がある。こうした検討に先だて、まず発生量と沈着量のみかけの収支構造を把握しておく、現象を理解する上で役立つ。

硫黄化合物の発生源は、ふつう人為起源と天然起源の二つに分けられる。図2-2-4(1)は日本列島を鉛直方向に1層（混合層）、水平方向に114個のメッシュに区切り、人為起源のSO<sub>2</sub>の発生量の分布を推計した結果を示す<sup>14)</sup>。1986年現在の全発生量は、約0.45TgS/年（Tg=10<sup>12</sup>g）と見積もられ、全発生量に占める固定源と移動源の比率はおおよそ80：20となる。発生源が集中するのは、首都圏から北九州にいたる沿岸のメッシュであり、全面積の約10%に相当する12メッシュで日本全体の50%近くを排出している。つまり日本のSO<sub>2</sub>発生源は、かなり偏在した分布を示すことが分かる。

天然起源の硫黄化合物としては、①海塩に含まれる硫酸塩、②生物活動に由来する還元態の硫黄化合物、③火山の噴火に伴うガス状の硫黄などが重要である。

このうち①については、ナトリウムなどを指標にとれば、海塩起源の部分は補正できる。②については、現在

のところ詳細な観測データは少ない。だが既往の観測データを参考にする限り、日本列島の規模ではその関与は相対的に小さいとみられる。量的にみて無視できないのは③の火山の影響である<sup>3)</sup>。日本列島は地球上でも有数の火山地域であり、活火山は約80を数える。このうち定期的にSO<sub>2</sub>を放出している火山は約10あり、全発生量は人為発生量に匹敵する約0.55TgS/年と見積もられる。この中で最大量のSO<sub>2</sub>を放出しているのは、1955年の大爆發以来、活発な噴煙活動を続けている桜島である。

硫黄化合物の沈着過程は、ふつう湿性沈着と乾性沈着の二つに分けられる。図2-2-4(2)は当研究所の3年間（1987～90年）の観測データをもとに、nss SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の湿性沈着量分布の推計を示す<sup>20)</sup>。湿性沈着量は日本海側と太平洋側で多く、オホーツク海側で少なくなる。沿海を含む日本全域（面積：約7218×10<sup>9</sup>m<sup>2</sup>）への総沈着量は約0.61TgS/年、このうち陸域への総沈着量は、全体の約48%に相当する約0.30TgS/年と見積もられる。なお北方四島と南西諸島への沈着分は、この中に含んでいない。

乾性沈着とは、降水現象と関係なくガスや粒子の形状で沈着する部分を指す。実際問題として、乾性沈着量をモニタリングで評価することは極めて難しい。わが国では、降下塵の沈着量を乾性沈着量に読み変えている例があるが、硫黄化合物の収支を議論する上で妥当かどうかは疑問がある。ここでは、乾性沈着量を沈着速度と大気中の物質濃度の積の形で規定し、沈着速度をメッシュごとの粗度や摩擦速度の気候値の関数に置き換え、これに



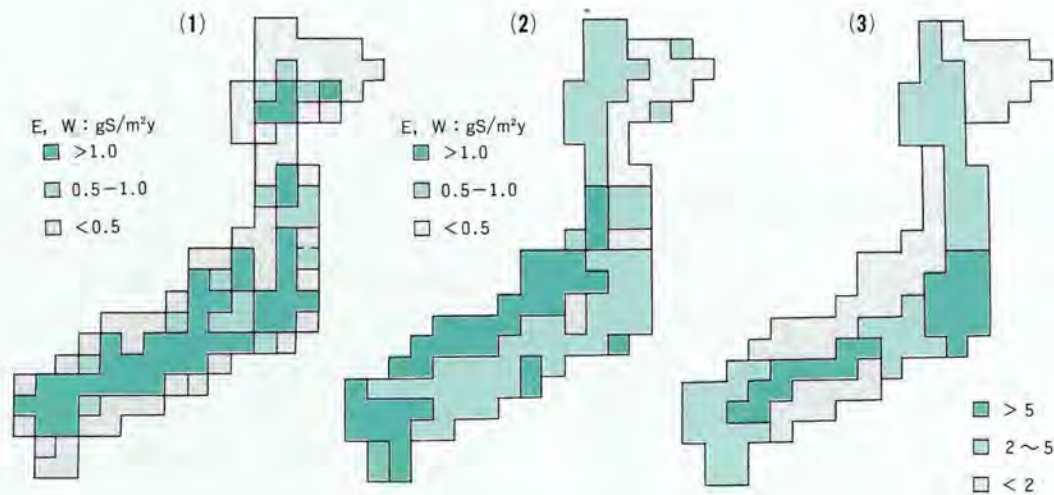


図2-2-4 1980年代後半の日本列島における人為起源のSO<sub>2</sub>発生量(1)、非海域起源の硫酸イオンの湿性沈着量(2)、15気候区別に再集計した硫黄化合物の(人為)発生量に対する(湿性+乾性)沈着量の比(3)の各分布。

大気中の硫黄化合物の濃度を乗じて推計する方法をとる<sup>25)</sup>。暖候季の総沈着量は約0.21TgS/0.5年と見積もられ、その90%以上はSO<sub>2</sub>の沈着に伴うものと推定される。乾性沈着量の分布は、人為発生量の分布と似たパターンを示すようになる<sup>27)</sup>。

こうして各メッシュごとに、(人為)発生量に対する(湿性+乾性)沈着量の比率を計算し、15の気候区別に集計した結果を図2-2-4(3)に示す。図2-2-4(3)で比率が2以下の気候区は、解析の誤差なども見込むと、発生にほぼ見合うだけの硫黄分が沈着している領域である。こうした地域は、おもに首都圏から北九州にいたる沿岸部に集中する。これに対して比率が5以上の気候区は、どう考えても収支の勘定があわない領域である。こうした地域はおもに日本海側に集中する。

火山活動の影響も考慮すると、西日本などでは発生量と沈着量の量差は小さくなる。だが季節的にみると、冬季に桜島から放出された噴煙の大部分は太平洋の方向に流出しており、日本海の方に向かう頻度はわずかである。中国大陸や朝鮮半島には活動中の火山はない。冬季の日本海側では、降水中に高濃度のnss SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>が観察されることがあるが、火山活動だけでこれを説明することは難しい。つまり他の気候区を含めた圏外との物質交換を考えねばならない。このように日本列島における硫黄化合物の見掛けの収支は、背骨をなす中央の山脈の南北では、かなり構造が異なることが分かる。

## 2-2-5 将来の酸性化

東アジアからの人為起源のSO<sub>2</sub>総発生量は約11.5 TgS/年と推計され、その85%近い9.5TgS/年は中国から発生している。韓国からの発生量は日本と同程度、台湾からの発生量は日本の1/2程度、北朝鮮からの発生量はよく分からないが、日本の1/2から3/4程度とみられる<sup>11)</sup>。東アジアとほぼ同程度の水平規模をもつ北米からの総発生量は約12TgS/年、同じく旧ソ連を除くヨーロッパからの総発生量は約17TgS/年と推計され、東アジアはこれらとともに地球上の三大発生域を形成している。

発生量の大小だけをとらえて、責任を云々することには異論もあろう。中国の人口は、日本の約10倍という事情も考えねばならない。視点を変えて一人当たりの発生率でみると、中国の現況はOECDの20ヶ国の平均値の1/3に満たない。また面積当たりの発生率でみると、日本の方がまだ多少大きいし、韓国や台湾の発生率は中国よりもかなり大きい。このように許容しうる発生量のとらえ方は議論の分かれるところだが、ともかく東アジアの生産活動は急速に伸長している。

冬季の日本海側では、降水中に高濃度のnss SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>が観察されることがある。メカニズムの詳細は今後の検討を待たねばならないが、日本海をわたって輸送された硫黄化合物に由来する可能性は高い。だが現状の降水の酸性度は、生態系の衰退が伝えられる米の北東部やヨーロッ





### コラム3 海を渡る硫黄化合物

本文中で述べた通り、わが国に沈着する硫黄化合物の多くが、海を渡ってくると推定される。輸送されてくる硫黄化合物の量を知るには、海上において大気中にどれだけ加わり、どれだけ減るかを知る必要がある。

海上に流出したSO<sub>2</sub>は、海面から高々2,000m程度の対流層（混合層）内を輸送される。この混合層内に加えらる硫黄化合物には、海から発生するDMSなどがあるが、その量はそう多くないと推察されるので、海上を輸送中にSO<sub>2</sub>が増えることはほとんどない。

混合層から硫黄化合物を除去する機構は、雲や雨などの降水要素を介する機構（湿性沈着）と、降水要素を介さない機構（乾性沈着）とに分けられる。

乾性沈着量（フラックス）を直接測定することは、極めて難しい。このため、ある高さにある物質が地表面に沈着するときの移行速度を「沈着速度」と定義し、これと濃度の積の形で沈着量を推定する方法がよく用いられる。沈着速度は物質の性質や地表面の種類、気象条件などにより変化する。しかしながら、特に、今知見の少ない海上では沈着速度を一定とすることが多かった。



図1 海洋ブイロボットの設置位置

ところで、わが国への硫黄化合物の到達量を推定するため、気象庁の海洋気象ブイロボットが設置されて、風速などのデータが蓄積されている海域の日本海、東シナ海、四国沖太平洋で沈着速度を評価してみた（図1）。沈着速度の算出にはいくつかの仮定を用いるが、もっとも根本的な仮定は、モニン・オブコフの相似則が成立することである。この相似則の下では、風速や気温、湿度、物質の分布は水平方向には一様、鉛直方向には係数を変えるだけで一つの式に表すことができる。

図2は、過去10年間のブイデータを使って推定した日本海、東シナ海、四国沖太平洋のSO<sub>2</sub>乾性沈着速度月変化である。沈着速度は0.8cm/s程度を推移する。この値はわが国の陸域での典型的な沈着速度（～0.5cm/s）よりもかなり大きい。これはSO<sub>2</sub>が海に溶けやすく、陸上よりも海上の風速が大きいためと考えられる。

沈着速度は、冬季には強風や大気と海面の温度差により大きいが、夏季は小さくなる傾向がみられる。一般に海水温は、気温ほど大きな季節変化はなく、冬季には海面温度10℃に対して気温は氷点下になることもある。この程度の温度差で、海面近くの空気は不安定になりよく混合され、沈着速度は大きくなる。

こうした状況は、大陸からの冷たい空気が強い季節風として吹きすさぶ日本海で顕著である。乾燥した冬季の大陸からは、多量のSO<sub>2</sub>が海上に流出し、日本海にはかなりの量の硫黄分の沈着が推察される。

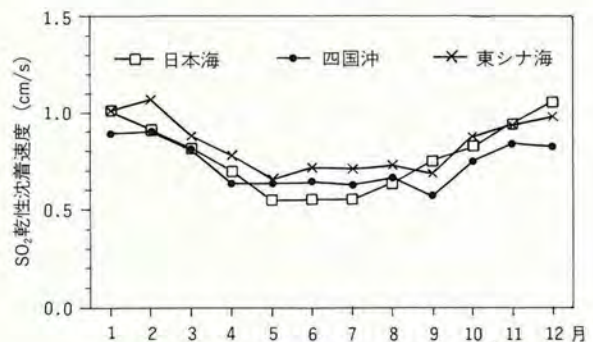


図2 SO<sub>2</sub>乾性沈着速度の変化



## 2-3 わが国に飛来、沈着する硫黄の量を予測

### 2-3-1 はじめに

私たちは冬に強い北西の季節風が吹いたり、天気は西から東に移り変わることを知っている。また西日本の日本海側の地域では、春先に毎年のように黄砂が観測される。黄砂は遠くタクラマカン砂漠、ゴビ砂漠から、中国東北部、朝鮮半島を経て運ばれてくる砂塵である。

このようなことから、大陸から風によって酸性物質が運ばれているのではないかと、近い将来、酸性雨の被害が日本でも現れるのではという心配の声が聞かれる。事実、東シナ海や日本海側の地域では、大陸からの風が強いときに、 $\text{SO}_4^{2-}$ 濃度の高い雨や雪が観測されている。

### 2-3-2 大気中での物質輸送

ある地域から発生した汚染物質はどこに沈着するのか？逆にある地域に降下した酸性物質は、どこからやって来るのか？これらを知ることにより、どの地域で酸性雨の影響が現れやすいか、どの地域の発生源対策に重点を置けばよいか分かる。雨の中の硫黄を分析して、これは中国から来たもの、これは日本で発生したものと区別するのは、なかなか難しい。なかなかとしたのは、そのような研究も行われているからである。

酸性物質の発生と沈着の関係を見るには、計算機で現象を再現する長距離輸送モデルを用いるとよい。当研究所では東アジアを対象に長距離輸送モデルを開発し、わが国の硫黄化合物の沈着について解析を行っている。

図2-3-1は、当研究所がある東京都狛江市に到達する空

気塊の軌跡を長距離輸送モデルで計算した結果である。わが国の場合、夏季には東シナ海、日本海からの気流と日本の東および南の海上からの気流が見られる。冬季には中国東北部からの気流が卓越する。わが国には、これらの気流によって酸性物質が運ばれてくる可能性が高い。

### 2-3-3 酸性物質の沈着量

気流計算だけでは、酸性物質がどれだけ輸送されてくるのか分からない。そこで、長距離輸送モデルには、物質の発生と輸送、拡散希釈、化学反応による変質、雲や雨による除去、乾性沈着が考慮できるようになっている。ところが、それらの物理、化学過程は、気象や地理的条件に依存し、実際はかなり複雑である。長距離輸送モデルでは、複雑な実現象を簡略化して扱うため、その妥当性について検討しておかなければならない。当研究所では、日本全国21地点で酸性雨とガス状、粒子状の硫黄化合物の濃度の観測を行った。このデータを長距離輸送モデルの検証に用いた。図2-3-2は、トラジェクトリー型のモデルで計算した $\text{SO}_4^{2-}$ の湿性沈着量と観測結果の比較を示している<sup>20)</sup>。図中の地図に観測地点が示されている。対象期間は1988年10月～89年9月である。発生源として、東アジア5ヶ国(地域)(日本、中国、台湾、韓国、北朝鮮)の人為起源と日本の火山が考慮されている。人為起源の排出量はほぼ80kmの格子ごとに、火山からの排出量は一山ずつ与えた。

図2-3-1から、計算値は観測値と比べると若干低くなっているが、長距離輸送モデルの予測精度はよいことが分かる。わが国全域に湿性沈着する硫酸イオンの量は、観

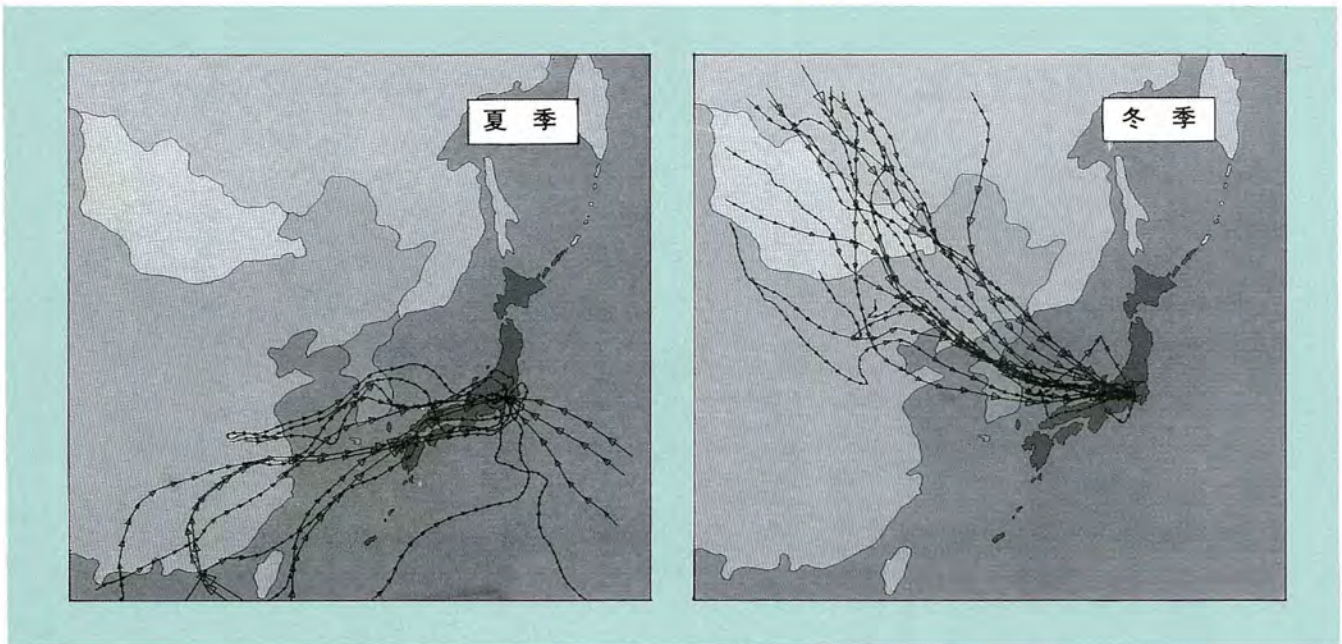


図2-3-1 東京都粕江市に到達した空気塊の軌跡

850hPa (およそ1500m) の風の観測データを補間して求めた東アジア全域の風の流れを粕江市を出発点にして逆にトレースして求めている。評価地点から逆にたどって求めた軌跡なので、バックトラジェクトリーと呼ばれる。

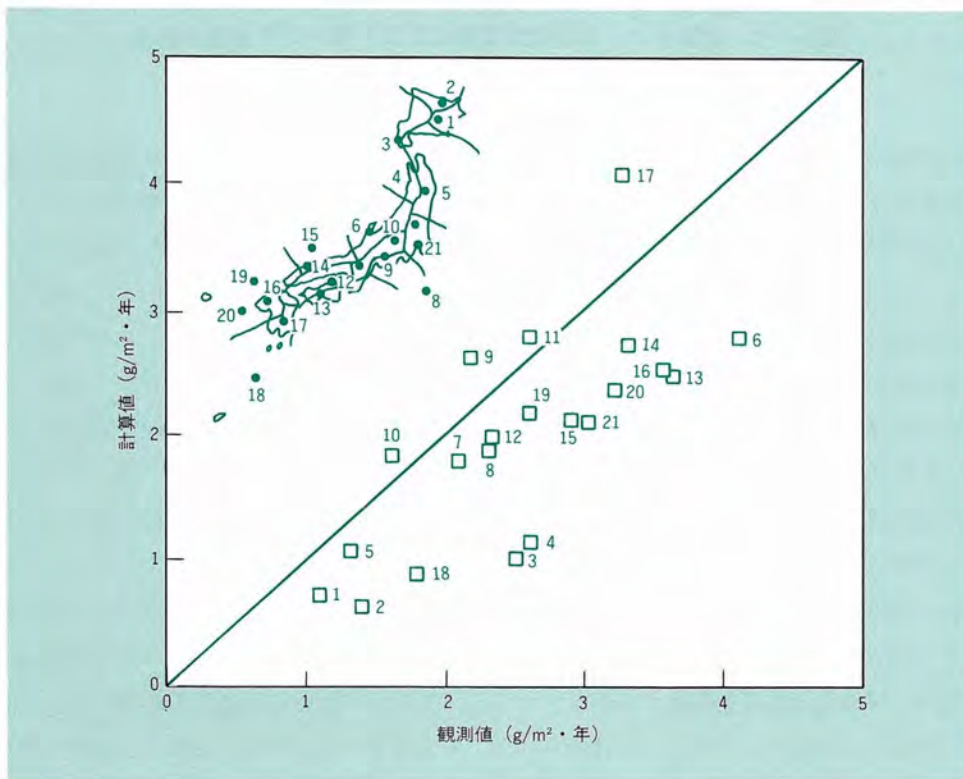


図2-3-2 硫酸イオンの湿性沈着量の計算値と観測値の比較

対象期間は1988年10月～89年9月の1年間であり、計算値はトラジェクトリー型の輸送モデルで求めたもの。観測値は図2-2-1に示した20観測地点での結果である。



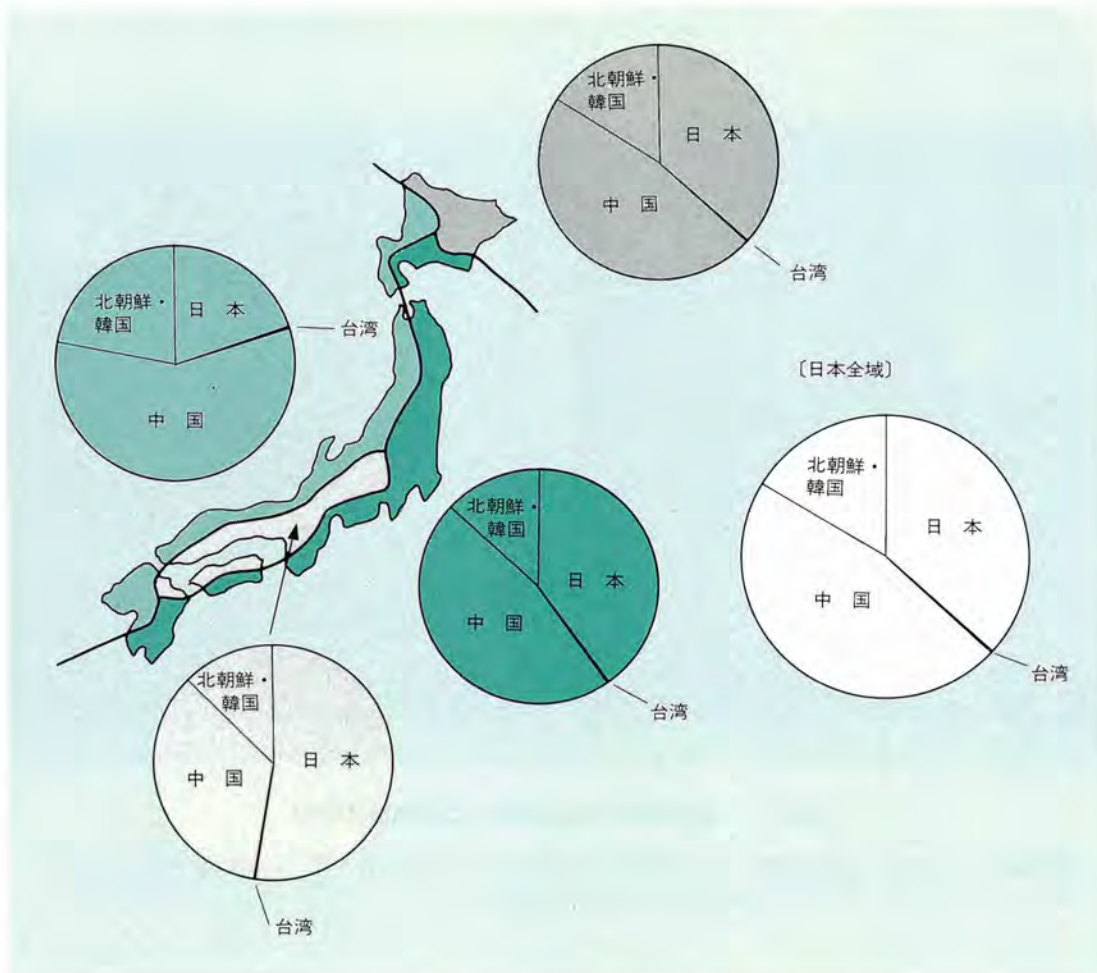


図2-3-3 硫酸イオンの湿性沈着量に及ぼす東アジア各国の割合

測では硫黄換算で0.30Tg/年( $Tg=10^{12}g$ )、計算では0.22 Tg/年である。長距離輸送モデルによって観測値の80%近くを評価できた。長距離輸送モデルの予測値が観測値と比べて幾分低くなる原因として、1988～89年の予測を人為起源については1986年の排出量データを用いて行ったこと、ロシア極東地域からの $SO_2$ の排出を考慮しなかったこと、海洋における降水量を過大評価している可能性があることが挙げられる。

1986年から89年の排出量の増加を考慮すると、わが国全域の湿性沈着量の予測値は10%程度高くなる。また、ロシア極東地域からの排出量を考慮すると、北日本の評価地点(地点番号1～4)では $0.2g/m^2/年$ ほど沈着量の予測値が増加し、海洋における降水量が陸地より少ないとすると、離島の評価地点18では最大2倍ほど沈着量の予測値が増加する。計算値が総じて観測値より低くなっている中で、評価地点17の計算値が観測値より高くなっているのが目立つ。これは、近くの桜島から排出される $SO_2$ 全量が混合層内に取り込まれるとしたからで、自由

大気中に放出される量を考慮すれば予測値は下がる。

以上の結果から、長距離輸送モデルで $SO_4^{2-}$ 湿性沈着量をまずまずの精度で予測できることがわかった。そこで、今度は同じモデルを用いて、わが国の $SO_4^{2-}$ 湿性沈着量に及ぼす東アジア各国の割合を評価してみた<sup>27)</sup>。なお、国(地域)別の割合は、日本、中国、北朝鮮・韓国、台湾の人為起源からの総量が100%になるように評価した。すなわち日本の火山起源、ロシアの人為起源の影響は除いている。なお、 $SO_4^{2-}$ の湿性沈着量に及ぼすわが国の火山の割合は20%弱である。

図2-3-3は、わが国全域および北海道東部、日本海側、太平洋側、中部山岳～瀬戸内の各地区を対象に、東アジア各国の割合を評価した結果である。わが国全域に及ぼす量を年間を通して見ると、中国が約1/2、日本が約1/3、北朝鮮・韓国が約1/6である。台湾からの量はほとんどない。なお、先に述べたように、この数値には日本の火山の影響が考慮されていない。火山の影響を考慮すれば、日本の割合が50%近くまで上がる。輸送モデルの解析結

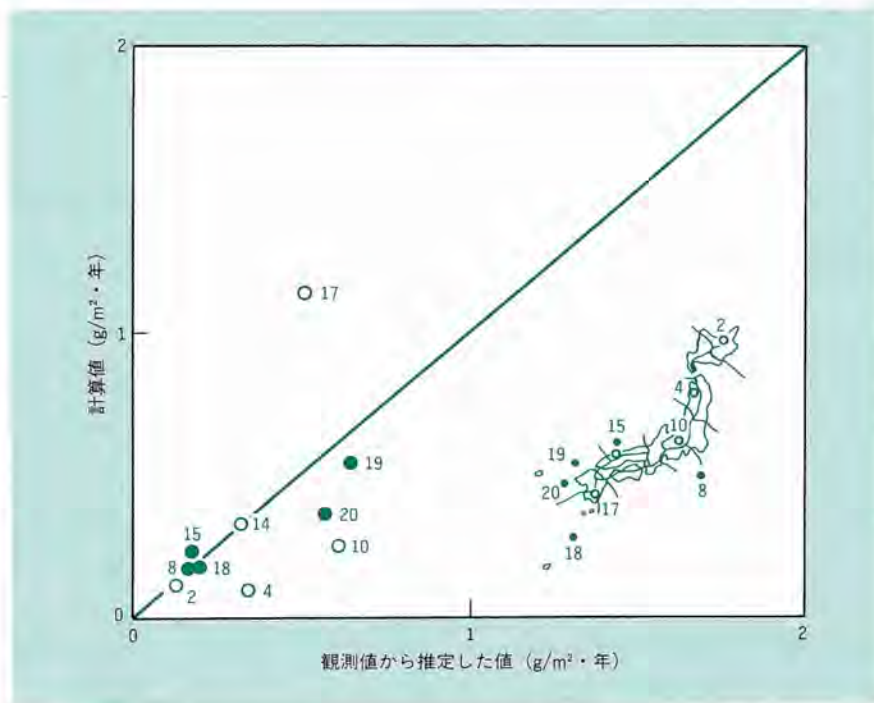


図2-3-4 硫酸イオンの乾性沈着量の計算値と観測値の比較

対象期間は1988年10月～89年9月の1年間であり、計算値はトラジェクトリー型の輸送モデルで求めたもの。観測値は図2-2-1に示した20観測地点での結果である。

果から、日本で観測された降水中の $\text{SO}_4^{2-}$ の約半分は、大陸から運ばれてくることが分かった。

冬季、夏季別に各国の割合を見ると、中国からの量は夏季より冬季の方が多くなる。北朝鮮・韓国からの量は季節によってあまり変わらない。各国の割合を地域別に見ると、日本海側は太平洋側と比べて、中国と北朝鮮・韓国が多い。特に、冬季には、中国方面からの気流が支配的であるため、日本海側では、中国と北朝鮮・韓国を合わせた量は80%を超える。中部山岳～瀬戸内では日本の量が高い。

これまでの、日本に運ばれて来る硫黄化合物に着目していた。それでは、中国や韓国の場合はどうであろうか？

当研究所では、韓国の東海岸の襄陽や北京で雨の観測を行った。1991年10月～92年9月を対象に、輸送モデルで計算した降水中の $\text{SO}_4^{2-}$ 濃度と観測値は比較的良好一致した。そこで、日本の場合と同様に国別の割合を算出した。北京では中国国内の量がほとんど全てを占める。襄陽に対する割合は、中国が50%強、韓国・北朝鮮が50%弱であった。

酸性物質の沈着量を評価する場合、湿性沈着だけでなく、乾性沈着も考えなければならない。図2-3-4は、周辺

に大規模な人為起源の $\text{SO}_2$ 発源地帯がないと考えられる地点を対象に、乾性沈着量の計算を行った結果である。桜島から放出される $\text{SO}_2$ 量を過大に与えたため、湿性沈着量の場合と同様に、地点17では計算値が高くなっている。しかし、全般について見ると、輸送モデルの計算結果は、大気中の $\text{SO}_2$ 濃度の観測値から推定した乾性沈着量と比較的良好一致していることが分かる。島の観測地点に対する予測結果は特によい。

評価地点の近くに大規模な発源地帯がある場合には、その影響を受けた地表濃度を精度よく予測できるようにモデルを改良する必要がある。当研究所ではトラジェクトリー型モデルに、近くの発生源に対して物理、化学過程を詳細に扱えるオイラー型モデルを組み込んだハイブリッド型モデルを開発している<sup>28)</sup>。ハイブリッド型モデルのレベルアップを現在行っているが、第1版のモデルでも、乾性沈着量の予測精度向上が見られた。トラジェクトリー型モデルによる湿性沈着量の予測に加え、今後、ハイブリッド型モデルで乾性沈着量を精度よく予測できれば、硫黄化合物の全沈着量が算定でき、土壌、陸水、生態系への影響評価に貢献するものと考えられる。



## コラム4 地球温暖化とオゾン層破壊は酸性雨を助長する？

酸性雨はこれまで米国やヨーロッパの先進国の問題として取り上げられ、それらの地域を中心に、森林や湖沼などの生態系や構造物への影響が報告されてきた。いまや酸性雨は世界各地で観測され、それらの国々の生態系や構造物を徐々に蝕みはじめている。

工業化を急ぐアジア各国も例外ではない。中でも中国の酸性雨の被害は、欧米以上に深刻であるといわれている。南米やアフリカの国々、さらには北極圏にも酸性雨の影響は広がっている。このような「地球酸性化」の状況は、将来どうなるのであろうか。

地球温暖化、オゾン層破壊、酸性雨などの地球環境問題は、これまで個別の現象として取り扱われてきた。しかし、各現象は密接に結びついていることから、それらを統合的に理解することによって、将来の環境変化を予測し、その対策を講ずる必要がある。そのよう

な研究が内外の研究機関で行われつつある。その結果によると、将来の地球温暖化とオゾン層破壊により、酸性雨問題はますます深刻化するというショッキングな答が得られている。そのメカニズムはこうである。

酸性雨現象は、おもに大気中の $\text{SO}_2$ と $\text{NO}_x$ が酸化されて、それぞれ $\text{H}_2\text{SO}_4$ と $\text{HNO}_3$ を生成することに起因する。この時に酸化剤として作用するのが、 $\text{O}_3$ 、OHラジカル、 $\text{H}_2\text{O}_2$ など大気の酸化能(Oxidizing Capacity)を担っている成分である(図1)。

成層圏のオゾン層破壊による紫外線の増加と地球温暖化による水蒸気の増加は、いずれも対流圏内の $\text{O}_3$ の減少とOHラジカルの増加をもたらす効果がある。一方これとは逆に、温室効果ガスの一つであるメタン( $\text{CH}_4$ )は、対流圏のOHラジカルの減少と $\text{O}_3$ の増加をもたらす。さらに、気温上昇や $\text{NO}_x$ 、炭化水素の増加は対流圏 $\text{O}_3$ を増加させる。これ

らの効果により、酸性雨問題が現在起きている北半球中緯度の都市域やその周辺部では、将来大気の酸化能が増加するというわけである。結果的にはこれにより $\text{H}_2\text{SO}_4$ や $\text{HNO}_3$ の増加が予想されることから、特に東アジア地域では $\text{SO}_2$ や $\text{NO}_x$ の増大ともあいまって、大気の酸性化が進み、酸性雨問題がますます深刻化することになる。

以上述べたような研究はまだ緒についたばかりであり、その基礎となるデータの蓄積も不十分である。地球温暖化、オゾン層破壊及び酸性雨が複雑に絡み合った大気現象の予測は簡単にはできないものではないが、今後に残された重要な研究課題である。

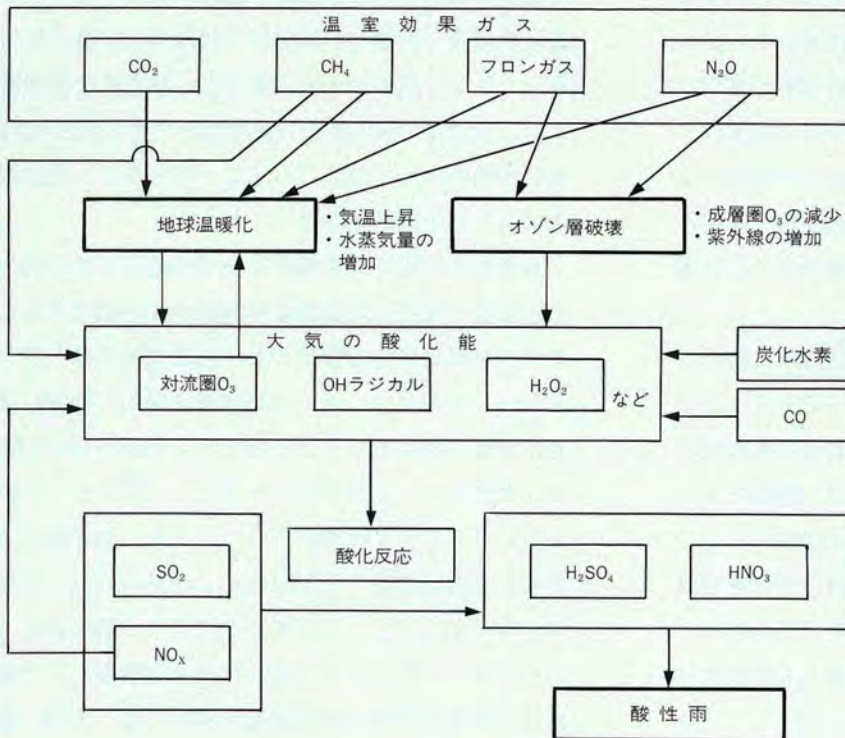


図1 地球温暖化とオゾン層破壊が酸性雨に及ぼす影響



## コラム5 火山活動と環境の酸性化

欧米で開発された既往の酸性雨モデルでは、硫黄化合物の収支に対する火山の影響は、相対的に小さいものと考えられてきた。その理由は、量的にみて他の発生源の方が割合が大きいことや、間欠的な活動状況によるものである。

これに対して日本列島は、世界でも有数の火山地域である。地球上には700~800の活火山があるが、わが国には国後島と択捉島の10火山を含めて、全火山の10%強に相当する83が集中している。1991年11月には、雲仙岳が約200年ぶりに噴火を起し、人的・物的に大きな被害をもたらしたことは記憶に新しい。このため火山ガス、特にSO<sub>2</sub>が大気や降水の「質」に何らかの影響を及ぼしているという指摘は、従来からなされていた。だがこの問題について、量的な検討が行われるようになったのは最近のことである。

わが国では九州大学のグループが桜島、伊豆大島、阿蘇山、浅間山などの火山を対象に、相関スペクトロメータ法を用いてSO<sub>2</sub>放出量の観測を続けてきた。薩摩硫黄島、霧島山、諏訪之瀬島などの火山についても、断片的な観測データがある。噴煙活動を続ける火山はこれ以外にもある。ただし放出量がわずかであったり、

観測条件が不備であったりして、全部の火山で観測が可能なのではない。島嶼の火山では、観測データを得ること自体が極めて難しい。また噴火の規模や噴煙の上昇高は時間とともに変化するから、観測データを年間値に換算する上では吟味が必要である。

当研究所では、九州大学などの協力のもとに国内の活火山を数グループに分類し、目視観測による経験的なデータも加えて各火山の平均的なSO<sub>2</sub>放出率を推定し、全放出量を計算した。その結果を図1に示す。1980年代終わりの主要12火山からの定常的な放出量は、約0.55TgS/年と推定され、これはわが国の人為起源からのSO<sub>2</sub>放出量にほぼ匹敵する。阿蘇山の活動が活発であった1989年には、人為起源を大きく上回る1.0TgS/年近いSO<sub>2</sub>が放出されていた可能性がある。

全球規模での火山起源のSO<sub>2</sub>の放出量として、信頼度が高い推計値は10TgS/年前後である。とするとわが国の火山からは、全球発生量の5~10%のSO<sub>2</sub>が定常的に放出されていることになる。なお朝鮮半島や中国大陸には、活動中の火山はない。

これらの火山のなかで最大規模を誇るのは、0.3TgS/年前後の放出量が推定される桜島である(写真1)。日本中の全火力発電所からの放出量は0.1TgS/年前後と推定されるから、火山の威力は大したものである。火山のごく周辺では、SO<sub>2</sub>よりもHClやフッ化水素(HF)の影響の方が大きいようであるが、西日本地域の大気や降水の質が桜島の影響を受けていることは、輸送モデルの解析でも明らかになってきた。

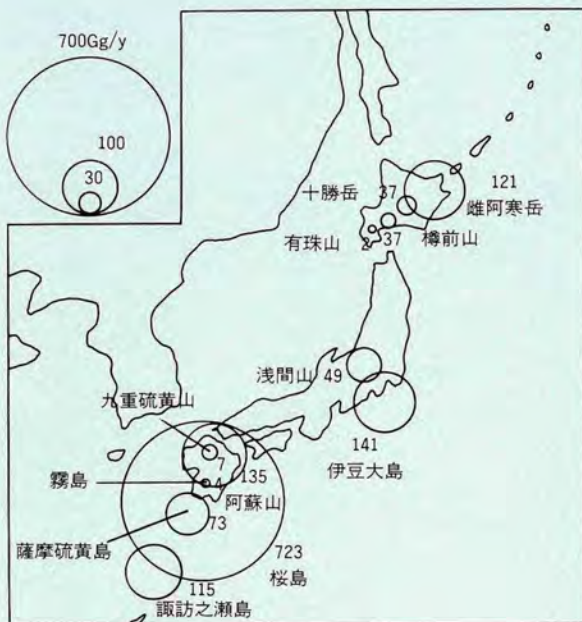


図1 日本の火山からのSO<sub>2</sub>の年発生量



写真1 桜島の活動状況







第 5 章

5

土壤・陸水・森林系の  
酸性化予測



### 第3章 土壌・陸水・森林系の酸性化予測 ● 目次

我孫子研究所 環境科学部 陸域環境グループリーダー 宮永 洋一  
 狛江研究所 大気物理部 環境化学グループ 主査研究員 佐藤 一男  
 我孫子研究所 環境科学部 陸域環境グループ 主査研究員 池田 英史  
 狛江研究所 大気物理部 環境化学グループ 担当研究員 高橋 章  
 我孫子研究所 環境科学部 陸域環境グループ 担当研究員 安池 慎治

3-1 森林への酸性物質の沈着 .....59  
 3-2 土壌の酸中和能 .....62  
 3-3 陸水への影響とその予測 .....67

コラム6 臨界負荷量、限界負荷量、許容負荷量? .....66  
 コラム7 同位体地球化学 .....74



佐藤 一男 (1982年入所)  
 これまで、石炭灰の埋立処分に関わる環境影響、発電所排煙の土壌影響などに関する研究を行ってきた。現在は、酸性雨と土壌との相互作用に関する研究に取り組んでいる。



安池 慎治 (1990年入所)  
 水文学を畑とし、地下水の流動、水質の変動を主な研究対象としている。現在は酸性雨問題の他、地下水の地震影響評価等に従事している。



池田 英史 (1985年入所)  
 土壌・地層中での水分・物質移行、土壌と水との化学反応に関する研究を行ってきた。現在は、山地流域の調査データを基に、酸性雨が地下水、河川水の水質に及ぼす影響予測手法の開発に取り組んでいる。

宮永 洋一 10ページに記載  
 高橋 章 36ページに記載

## 3-1 森林への酸性物質の沈着

### 3-1-1 はじめに

わが国における降水のpHの地域的な分布や水素イオン、硫黄化合物、窒素酸化物（NO<sub>x</sub>）の湿性沈着量の実態はこれまでの調査でほぼ明らかになった<sup>1)</sup>。ところが、降水に取り込まれずに直接地面に到達するガス状・粒子状の酸性物質の沈着量（乾性沈着量）については不明な点が多かった。わが国の陸域面積の約70%を占める森林の酸性物質の乾性沈着量は、ほとんど明らかでない。

わが国全域でみた場合、酸性物質の乾性沈着量は湿性沈着量に匹敵するという指摘もある<sup>2)</sup>。森林生態系に及ぼす酸性物質の影響を予測・評価するためには、総沈着量に占める湿性/乾性の割合を評価し、樹冠部の捕捉量、森林土壌への負荷量等について検討する必要がある。

樹木の衰退等が喧伝されている欧米では、森林への酸性物質の沈着量に関するさまざまな取り組みがなされている。代表的プロジェクトには、米国電力研究所(EPRI)のIntegrated Forest Study (IFS)が挙げられる。これには欧米の15の研究機関が参加し、米国、カナダおよびノルウェーの17の森林を対象に統一手法を用いて、1986年から4年間にわたって観測が行われた。

IFSの調査対象は酸性物質の沈着量だけでなく、樹木および森林土壌中の栄養分の循環にいたるまで広範囲にわたっている。その成果は700ページにおよぶ報告書<sup>3)</sup>が公表されている。

当研究所では、このような既往の研究も参考にした上で、わが国の森林生態系における酸性物質の総沈着量を明らかにするため、1993年より試験林でのフィールド観

測を開始した。

### 3-1-2 乾性沈着のメカニズム

乾性沈着は、大気中から地表面や樹木の表面にガス状物質や粒子状物質が、降水を伴わずに輸送され捕捉される現象を指す。

乾性沈着における物質の輸送過程は、次の3つのステップに分けられる。また、これらの過程は電気回路における抵抗と同様に輸送に対する抵抗を想定することにより、図3-1-1のように模式化することができる。各過程の沈着抵抗を合計したものの逆数が、後述する「沈着速度」と呼ばれる定数となる。

#### ① 乱流境界層内の輸送

大気中から沈着面のごく近傍までの輸送過程である。物質の輸送は乱流拡散により支配され、大気中の風速、大気安定度等が重要なファクターとなる。

#### ② 層流境界層内の輸送

沈着面に形成される層流境界層内での輸送過程であり、ガス状物質の輸送には分子拡散が、粒子状物質の場合には分子拡散の他に乾性衝突、静電相互作用などが関与し、輸送される物質の特性が重要な要素となる。

#### ③ 沈着面との相互作用

ガス状物質あるいは粒子状物質が沈着面の表面に取り込まれる過程である。沈着面として森林を考えた場合、粒子状物質は樹木の表面等に付着し、一部は化学反応を起こす。ガス状物質の場合は、樹木表面に付着した水に溶解する他に、クチクラ層や葉の



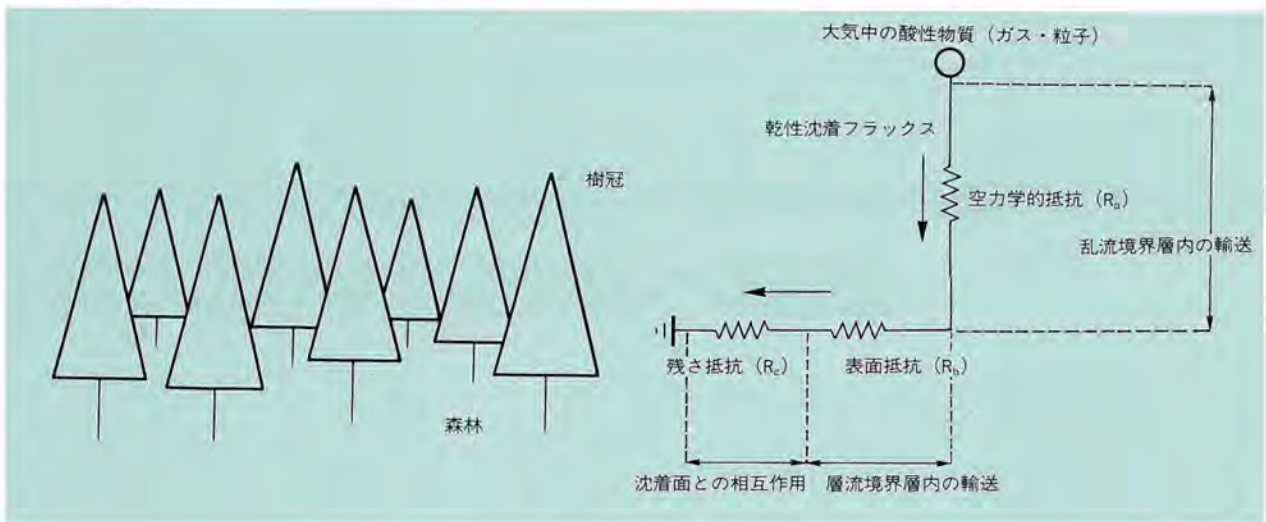


図3-1-1 森林における乾性沈着過程

風速、大気安定度および、沈着面での粗度等のデータから空力学抵抗 ( $R_a$ )、葉面対抗 ( $R_b$ ) を推計する。残さ抵抗 ( $R_c$ ) は、気孔、葉肉、クチクラ層の3つの抵抗の合成として算出され、主に樹木の生理的な特性に関するデータが必要となる。

気孔を通過して樹体内に取り込まれる。このうち支配的なのは気孔を通じた取り込みであり、ガス・粒子状物質の物理化学的な性質の他に、気孔の開口度を左右する $CO_2$ 濃度、温度、湿度、日射量等が重要な要素となる。

### 3-1-3 乾性沈着量の推計方法

酸性物質の湿性沈着量は、採取装置を用いれば直接観測することができる。ところが、乾性沈着量は地表近くの大気の状態や地表面の形状等に大きく左右されること、分析に必要な試料量を採取するためには長い時間を要すること、採取した試料の再飛散が起こる可能性があることから直接観測することは極めて困難である。

そのため、乾性沈着量は現象をモデル化した上で、実測可能な大気質および気象要素等のパラメータをもとに推測を行うのが一般的である。モデルの構造および推計手法については、これまでにさまざまな提案がされているが、基本的には大気中のある高さにおけるガス・粒子状物質濃度と、「沈着速度」と呼ばれる比例定数との積によって推計する場合が多い。

提案された代表的な方法は、鉛直風速の変動成分および対象物質濃度の変動成分に関する観測データから推計する乱流相関法<sup>6)</sup>、樹冠上の対象物質の濃度勾配の観測値から推計する濃度勾配法<sup>5)</sup>、空力学的にデザインされた採取容器を大気中に暴露し、その捕集量から推計する

代理表面法<sup>6)</sup>、林外雨と樹冠雨+樹幹流との沈着量の差から推計する樹冠雨・樹幹流測定法<sup>7)</sup>などがある。またヒックス (B.B. Hicks) ら<sup>8)</sup>はルーチン観測データから沈着の各過程の抵抗を算出することにより沈着速度を求め、乾性沈着量を推計する手法を提案している。最近、大喜多 (T. Okita) ら<sup>9)</sup>は、濃度勾配法と樹冠雨・樹幹流測定法を組み合わせ、気象観測データを必要としない簡易な乾性沈着速度の推計手法を提案した。

当研究所では、特別な観測機器を必要とせず、局所的なスケールにも拡張可能であるとの観点から、上述した方法の中から、①樹冠雨・樹幹流測定法<sup>7)</sup>と②ヒックスらの方法<sup>8)</sup>を検討の対象として選んだ。

- ① 樹冠雨・樹幹流測定法は、樹冠雨+樹幹流による沈着量と林外の沈着量との差を、非降雨時に樹木に蓄積された乾性沈着量とみなす。基本的には、樹冠雨+樹幹流と林外雨の採水量と化学組成を測定するだけでよく、乾性沈着量の推計の最も簡便な方法で、以下の前提条件を必要とする。
  - ・樹冠にいったん捕捉された対象物質は、降雨により完全に洗い落とされる
  - ・対象成分の樹木への吸収や樹木からの溶出量は小さい。

ジョンソン (D.W. Johnson) とリンダーバーグ (S.E. Lindberg)<sup>10)</sup>は、IFSの結果から硫黄化合物については、樹木による吸収・溶出がほとんど認められず、この方法が乾性沈着量の推計に有効であるとしている。



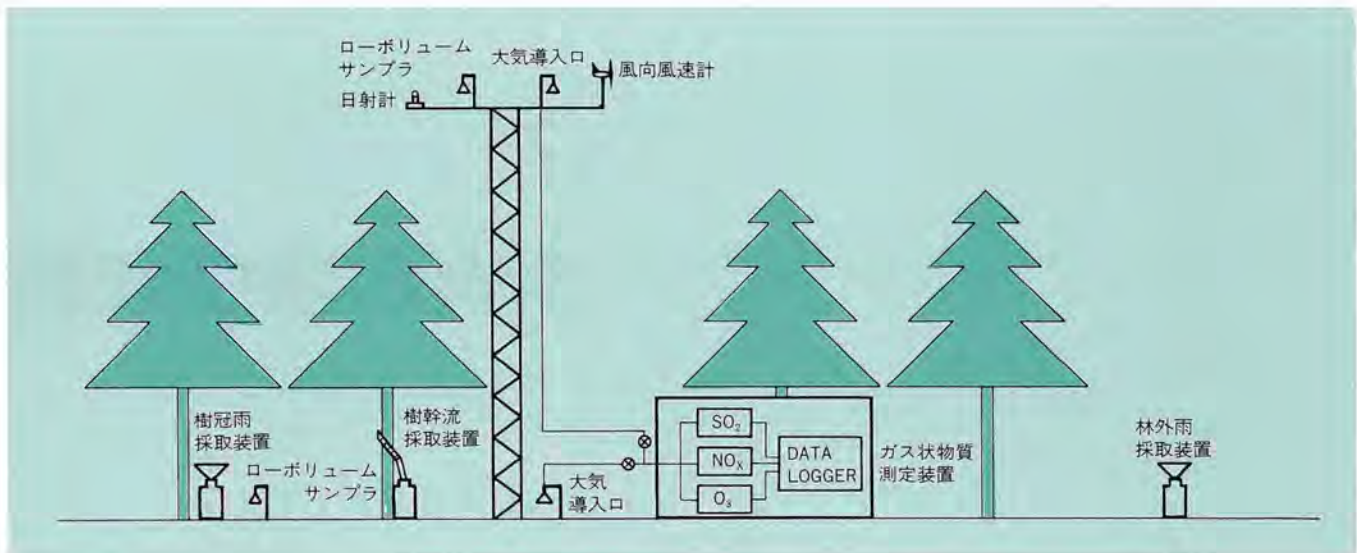


図3-1-2 観測機器の設置状況

② ヒックスらの方法<sup>8)</sup>は、ルーチンの得られる観測データをもとに、図3-1-1に示した輸送の各過程の沈着抵抗を求めて沈着速度を推計し、乾性沈着量を求める。

この方法を実際にフィールドに適用し、硫黄化合物の年間の沈着量を推計した結果では、推計値に含まれる不確かさは±30%程度と報告されている。

当研究所では、次節で示すフィールド観測の結果をもとに両方法による推計と妥当性について比較検討し、わが国の森林へ適用が可能な方法の開発に着手した。

### 3-1-4 フィールド観測

群馬県赤城山の南斜面中腹標高約500mに位置する当研究所赤城試験センターを観測地点に選んだ。

観測対象としては、わが国の代表的な樹種として、針葉樹の中からスギとアカマツを、また広葉樹の中からコナラを選んだ。

まず、赤城試験センター敷地内で、森林への酸性物質の沈着過程をモデル化する上で扱いが容易な、傾斜が小さく植生が比較的均一な林地を選定した。次に、選定した3樹種の林地内に、約30m×30mの方形区を設置し、調査対象区とした。図3-1-2に、調査対象区における観測機器の設置状況を示した。

各調査対象区において、樹冠上層の気象要素および大気中のガス・粒子状物質濃度を観測するために、高さが約30mの観測用鉄塔を設置した。これと並行して樹冠下でも、温湿度と大気質の観測装置を設置した。

各林内には、樹冠雨を採取するために、直径30cmのポリエチレン性のロートを上部に装着した容量5ℓのポリエチレン製の容器を設置した。樹幹流については、佐々ら<sup>10)</sup>を参考にガーゼ巻き付け法を用いた。これと併行して、林外雨を採取するために、林外の1ヶ所に樹冠雨と同じ採取容器を設置した。

樹冠雨・樹幹流については、1993年の寒候期および1994年の暖候期に特別観測を実施し、降雨イベントごと、数回の試料採取を行った。1994年10月からは樹冠雨・林外雨の採取装置としてwet-only samplerを用いて通年観測を開始した。

### 3-1-5 わが国に適用可能な推計手法の開発

本研究では、第一段階として、3-1-3項の①の方法で、各樹種ごとに樹冠雨+樹幹流による沈着量と林外雨に伴う沈着量の差から酸性物質の乾性沈着量・乾性沈着速度を推計する。同時に、樹冠上での大気中のガス・粒子状物質濃度および気象データから3-1-3項の②の方法で、同じく乾性沈着量・乾性沈着速度を推計する。両法によって得られた推計値を比較し、その妥当性を検証する。

次に、この検討結果をもとに、1つの流域さらには都道府県レベルに拡張する場合に必要なパラメータの抽出を行うとともに、推計方法の確立を図る。

最終段階として、開発した方法をわが国の森林全域に適用し、全国レベルでの酸性物質の乾性沈着量の分布の実態を明らかにする予定である。



## 3-2 土壌の酸中和能

### 3-2-1 はじめに

酸性雨が土壌に染み込むと、そこではどのような現象が起こるであろうか。実験室で簡易に調べる方法として、カラム実験と呼ばれる加速実験がある。例えばアクリル製の円筒カラムに土壌を約10cm充てんし、カラムの上から酸性度 (pH)3の人工酸性雨を連続的に滴下して、流出した水の水質変化を調べる。

図3-2-1は当研究所が行った実験結果の一例<sup>11)</sup>である。酸性雨が土壌とまったく反応しなければ、流出水のpHは実験当初から酸性雨と同じ3を示すはずである。図3-2-1では約300時間後までpH 6程度の値を維持しており、酸性雨が土壌で中和されたことが分かる。しかし土壌が持つ中和能力には限界があり、それを越えるH<sup>+</sup>の負荷があ

るとpHが急激に低下する。同時に水中のアルミニウムイオン (Al<sup>3+</sup>) の濃度が急上昇し始める。このAl<sup>3+</sup>はpHの低下に伴って土壌から溶出したもので、植物の根に強い害作用を及ぼす。現在の酸性雨研究では、土壌の酸性化に伴う環境影響として、このAl<sup>3+</sup>の溶出が最も重要視されている。

このように、酸性雨が土壌中に染み込むと、酸性雨は土壌によって中和されるが、土壌自身は酸性化することになる。土壌の酸性化とは、土壌が持つ酸中和能が減少することと同義である。やがて中和能が使い果たされると、植物に有害なAl<sup>3+</sup>が土壌から溶出する事態となる。その時期の推定には、土壌が持つ酸中和能の正体を明らかにした上で、その値を定量的に調べる必要がある。

### 3-2-2 土壌による酸性雨の中和メカニズム

これまでの数多くの内外の研究によって、土壌による酸性雨の中和メカニズムはほぼ解明されている。それらを表3-2-1<sup>12)</sup>に示した。中和反応には、土壌微生物が介在する「生物的反応」と、無機的な「非生物的反応」の2種類に大別される。生物的反応には硫酸還元や脱窒があるが、研究事例が少ないため、量的にどの程度中和に関与しているかはよく分かっていない。

非生物的反応には、①炭酸塩の溶解、②交換性塩基と酸性雨中のH<sup>+</sup>との陽イオン交換、③表面OH基と酸性雨中のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>との配位子交換、④土壌鉱物の化学的風化がある。わが国の土壌はごく一部を除いて炭酸塩含量が少ないので、反応①の関与は小さい。また、アロフェン質の黒ボク土以外の土壌では反応③の関与も小さい。した

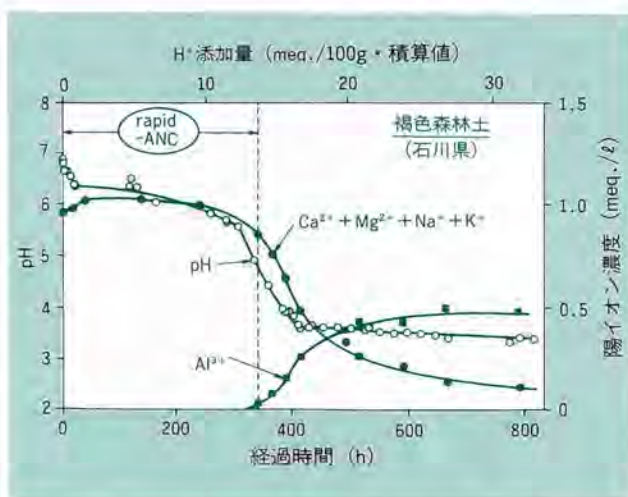


図3-2-1 カラム流出水のpHと陽イオン濃度の経時変化







るH<sup>+</sup>消費量をそれぞれ個別にかつ定量的に調べる必要がある。

酸性雨によるH<sup>+</sup>負荷量は、当研究所を始めとして、環境庁、地方自治体、国立研究機関などによって全国規模で調査が行われてきた。

### 3-2-4 速い反応に基づく酸中和能の定量方法の開発

酸性雨の土壌影響に関する当研究所の研究は、陽イオン交換などの速い反応によるH<sup>+</sup>消費量 (rapid-ANC) を簡易に測定できる方法の開発からスタートした。このrapid-ANCは、カラム実験でも定量が可能である。図3-2-1の場合、rapid-ANCは約14meq/100g乾土である。しかし、カラム法は数百時間という長時間を要することなどから、多数の試料を分析するには都合が悪い。

初めにタイプの異なる10種類の土壌を対象にカラム実験を行い、カラム流出水のpHが約5まで低下すると、流出水中のAl<sup>3+</sup>濃度が急上昇することを見出した<sup>11)</sup>。さらに、rapid-ANCには交換性塩基に加えて、炭酸塩と表面OH基 (表3-2-1における①~③) が関与していること、表面OH基の有効性は降水のイオン組成に依存することを明らかにした。

これらの結果に基づいて、rapid-ANCをカラム法よりも簡易・迅速に定量する方法を開発した<sup>11,17)</sup>。原理はつぎの通りである。炭酸塩と交換性塩基に由来する中和能 (ANC) cは、風乾細土を0.5mol/l 酢酸-0.5mol/l 酢酸アンモニウム緩衝液 (pH4.7) で処理し、濾液中のカルシウムイオン (Ca<sup>2+</sup>)、マグネシウムイオン (Mg<sup>2+</sup>)、ナトリウムイオン (Na<sup>+</sup>)、カリウムイオン (K<sup>+</sup>) の濃度から求める。表面OH基に由来する中和能 (ANC) aは、風乾細土に1.56mmol/l 硫酸カリウム溶液を添加して塩酸でpHを4.7に調節し、硫酸イオン (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) の吸着量から求める。全中和能rapid-ANCは、降水のイオン組成を考慮して、(ANC) cと (ANC) aとから簡単な計算によって求める方法である。土壌10試料についてカラム法と簡易法を比較したところ、両者はほぼ同一のrapid-ANCを与えることが分かった (図3-2-2)。簡易法の特長は、①

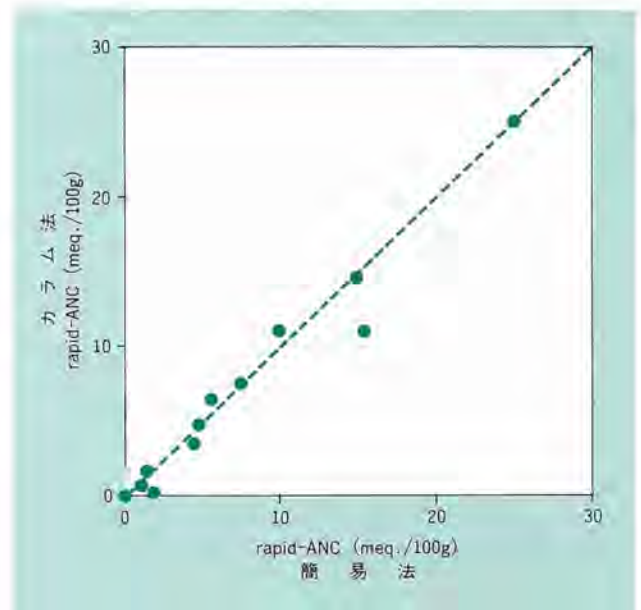


図3-2-2 カラム法と簡易法で得られたrapid-ANCの比較

操作が簡易で2日間程度と迅速である、②rapid-ANCに対する (ANC) cと (ANC) aの関与を分離して評価できる、③降水のイオン組成に応じたrapid-ANCを計算によって求めることができる。

### 3-2-5 簡易法を用いた全国土壌の酸中和能の定量化

環境庁は日本土壌肥料学会に委託して、1983年に「酸性雨の土壌への影響予察図」<sup>18)</sup>を作成した。この地図は、土壌のタイプ別に生物的、非生物的緩衝作用の大きさを比較検討し、全国の土壌を最強から最弱の6階級に分類・地図化したものである。わが国では先駆的な研究であったが、各階級間にどの程度の量的な差があるかは示されなかった。

その後、環境庁<sup>19)</sup>は12種類の土壌を用いたポット試験の結果から、土壌の交換性Caと交換性Mgの和 (meq/100g) を指標として、酸性雨に対する土壌の耐性を3階級 (2.5未満、2.5~5.5、5.5以上) に分類できるとした。しかし依然として、全国土壌の定量的な耐酸性は示されなかった。

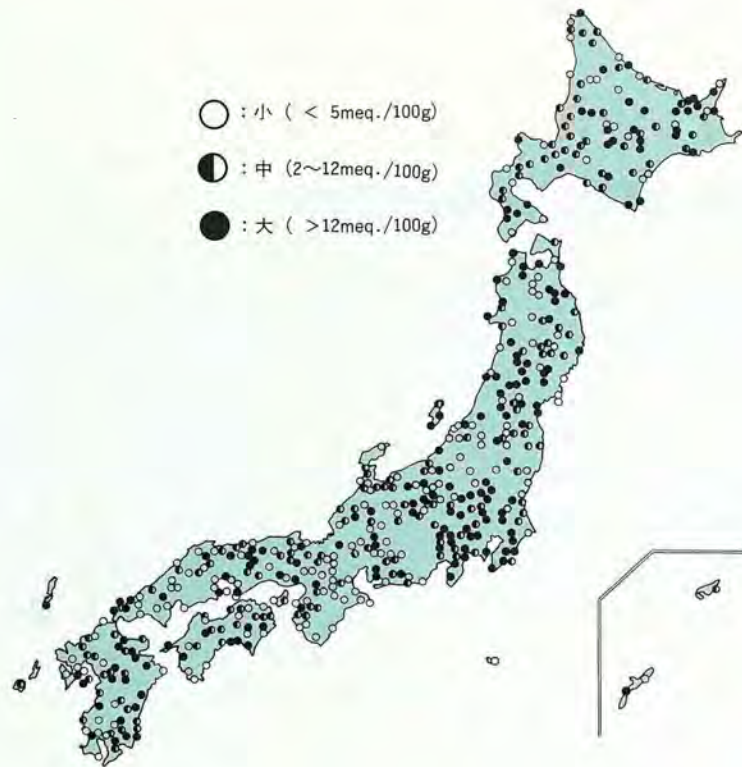


図3-2-3 表層土壌のrapid-ANCの相対評価

図中では500個のrapid-ANCが小、中、大の3階級にほぼ等しく1/3ずつ配分されるように、2つの境界値（5、12meq/100g）を決めた。

当研究所はこれとほぼ同時期（1989年）に、前述の簡易法を用いて、全国500ヶ所における表層土壌（0～20cm）のrapid-ANCを調査した。結果を図3-2-3<sup>20)</sup>に示す。地理的な特徴をみると、関東地方にはrapid-ANCの大きい土壌が卓越している。逆に関西から中国地方にはrapid-ANCの小さい土壌が比較的多くみられる。その他の地域では、小、中、大がほぼランダムに分布している。このようなrapid-ANCの地理分布と土壌のタイプとの間には、明瞭な相関関係はみられなかった。

全500ヶ所のrapid-ANCは0.3～87meq/100gの範囲にあり、平均値は7.6meq/100gであった。酸性雨によるH<sup>+</sup>負荷量を1,000eq/ha/年、土壌のバルク密度を1g/cm<sup>3</sup>と仮定すると、上記のrapid-ANCは厚さ10cmの土壌が3

～870年（平均76年）分の酸性雨を中和できる容量である。鉱物の風化によるH<sup>+</sup>の消費がなければ、早いところでは3年で表層土壌の中和能が使い果たされることになる。この調査が行われたのは1989年であり、すでに5年の歳月が経過している。rapid-ANCの最小値（0.3meq/100g）が観測された地点は奈良県室生村であり、早期に追跡調査を行うことが望ましいが、すでにrapid-ANCが消失しているとは考えづらい。なぜなら、どの地点でも例外なく風化によるH<sup>+</sup>の消費が起こっていた<sup>21)</sup>。

今後は、流域調査などによって鉱物の風化によるH<sup>+</sup>消費量を解明し、わが国の土壌がもつ全中和能を把握したいと考えている。



## コラム6 臨界負荷量、限界負荷量、許容負荷量？

ヨーロッパでは生態系の破壊が深刻であり、酸性雨がその一因だと考えられ、1980年代後半に生態系の保護を目的としたクリティカルロード(critical load)と呼ばれる概念が創出された。これは、生態系に悪影響を及ぼさない大気からの酸(H<sup>+</sup>)の最大負荷量を意味する。最近、わが国でも重要なキーワードになりつつあるが、まだ定着した訳語がないため、臨界負荷量、限界負荷量、許容負荷量など研究者によって呼び方がまちまちである。

クリティカルロードという言葉には斬新な響きがあるが、対象が森林土壌の場合、その中身は3-2節で述べた土壌の酸中和能と同じである。ヨーロッパの研究者は、H<sup>+</sup>の負荷による交換性塩基の減少は土壌の酸性化を意味し、これは生態系の破壊にほかならないから認めない立場をとっている。簡単にいえば、鉱物の

風化によるH<sup>+</sup>消費量と同値であり、半永久的に悪影響を及ぼさない大気からのH<sup>+</sup>負荷量である。この値と現在あるいは将来予想されるH<sup>+</sup>の沈着量とを比較することにより、前駆物質(二酸化硫黄と窒素酸化物)の排出削減のあり方を合理的に決めることができる。

すでにヨーロッパでは、旧ソ連西部を含む全域のクリティカルロードの地図が完成している(図1)<sup>26)</sup>。酸性雨に最も弱い地域(クリティカルロード: 0~200 eq/ha/年)は、スカンジナビア半島などの北欧に分布すると推定された。クリティカルロードの詳しい推定方法は、佐藤・高橋<sup>27)</sup>を参照されたい。

現在、わが国を含むアジア全域のクリティカルロードの地図化が試みられている<sup>28)</sup>。プロジェクトのスポンサーは世界銀行とアジア開発銀行、実務者はヨーロッパの研究者達である。プロジェクトの狙いは、アジア

諸国に環境対策設備の融資を行う際の、最も効果的な地域を科学的に解明することにある。すでに1993年11月に地図の第二次案が作成された。クリティカルロードの値を決定づける鉱物の風化によるH<sup>+</sup>消費量は、一般に入手可能な土壌図や地質図からの推定に頼っている。推定値は実際をかなり過小評価しているケースが少なくない。

当研究所は独自にわが国のクリティカルロードについて研究を行っているが、可能な限り実測データに基づいた評価を行うため、試験流域を設け、大気、土壌、河川、植生に関する基礎データの収集に着手した。

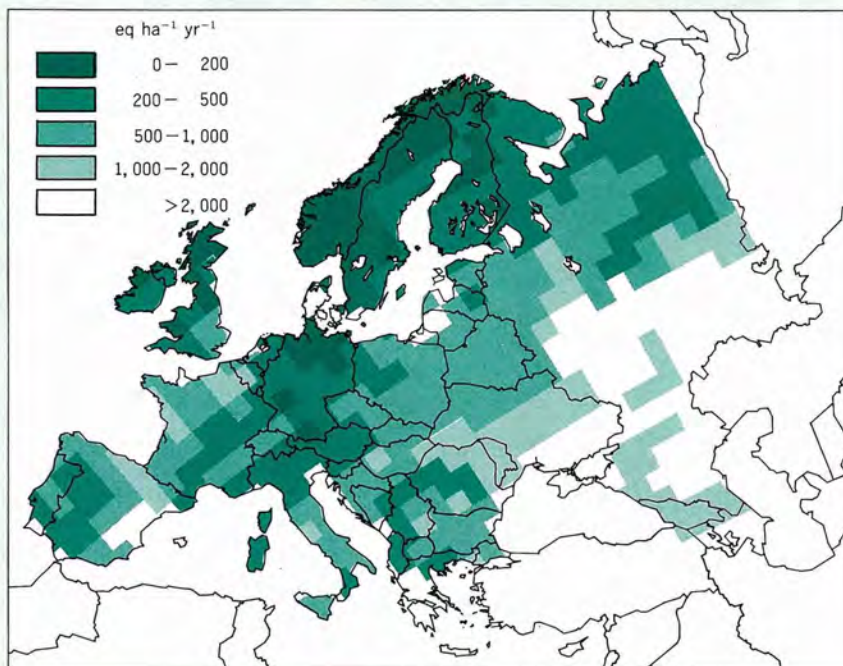


図1 ヨーロッパにおける酸(H<sup>+</sup>)のクリティカルロード



## 3-3 陸水への影響とその予測

### 3-3-1 はじめに

日本の流域について、信頼性の高い土壌・陸水の酸性化予測を行うために、次の3つの検討を行った。第1に、日本国内の河川水質の実態を調査した。第2に、人為汚染源のない山地流域に試験流域を設定し、降水が河川へ流出する過程で酸性物質が中和される機構を調査した。第3に、過去に開発された酸性化予測モデルを比較・検討した。これらの結果より、日本国内の陸水の酸性化予測モデルを構築する際に考慮すべき点を明らかにした。

### 3-3-2 わが国の河川・湖沼の水質の実態

全国の河川・湖沼の最近20年間のpHの変化を水質年鑑で調べてみると、図3-3-1に示すように、pH 6以下の地点数の割合は1～3%で増加の傾向はなく、pHでみるかぎり酸性の河川・湖沼は増えていない。しかし、酸性雨の影響は、pHよりもまずアルカリ度の方に先に現れる。

一般に、アルカリ度が低い水ほどその流域の酸中和能は小さく、アルカリ度が0またはマイナスの水はすでに酸性化している。したがって、アルカリ度の低い河川・湖沼ほど、酸性雨の影響を受けやすいかあるいはすでに影響を受けつつあるとみることができる。

欧米では、酸性化の恐れのある湖沼のアルカリ度は0.05～0.2meq/l以下とされている。わが国では、環境庁が1983～85年に中部～北部地域の97湖沼で水質調査を行い、このうち34湖沼(35%)でアルカリ度が0.2meq/l以下だったと報告している<sup>22)</sup>。しかしこの中には火山活動

の影響を受けた酸性湖沼も含まれており、また全国規模のデータではない。

そこで当研究所では、人為排水や火山・温泉などの影響がないような全国の約200ヶ所の山地河川を選び、1991年にpH、アルカリ度、各種イオン組成を測定した<sup>23)</sup>。図

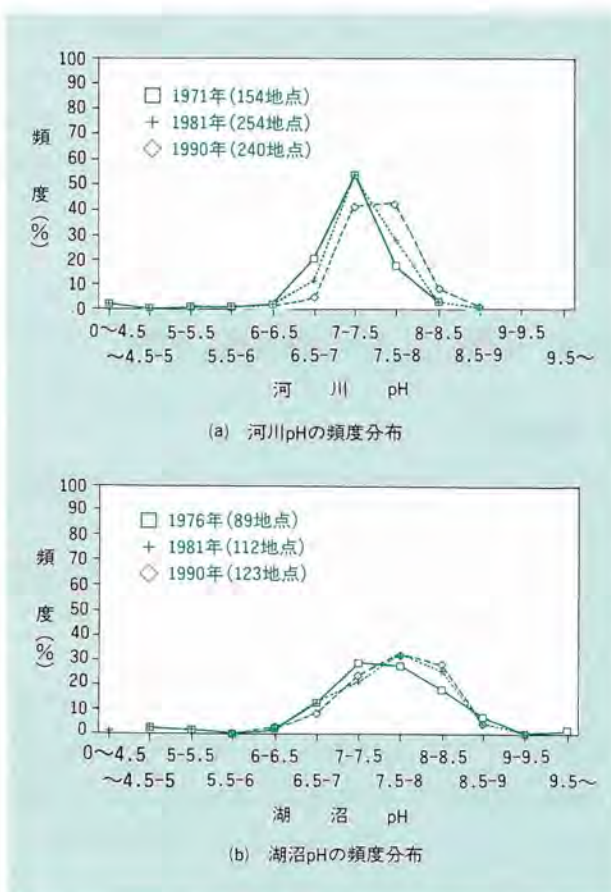


図3-3-1 わが国の河川・湖沼pHの頻度分布と経年変化

河川は建設省「日本河川水質年鑑」、湖沼は環境庁「全国公共用水域水質年鑑」のデータより作図。



3-3-2にpH、アルカリ度の頻度分布を示す。平均値はpHが7.72 (算術平均)、アルカリ度が0.64meq/lであった。pHについては7を下回った地点は全体の8%であり、最低でも6.31であった。またアルカリ度についても0.2 meq/lを下回るのは全体の4%に過ぎなかった。これらの地点の多くは、東北地方や中部地方の標高1,000m前後の山地を集水域としている。また流域内に分布している土壌はポドゾルなどの、未発達なものが多い。これより、気温が低く、土壌が十分に発達していない流域では、河川水のアルカリ度も小さいと考えられる。

また図3-3-3は、欧米における酸性雨域にある河川・湖沼32地点のデータを文献より抽出し、わが国の河川と比較したものである。日本国内の値は、上記のアルカリ度の実測値を気候区分ごとに平均し、各気候区の観測地点での湿性沈着量との関係で示したものである。欧米の各地点のアルカリ度は-0.06~0.23meq/lの範囲にあり、陸水の酸緩衝能は小さい。一方、日本国内の河川では、欧米の流域に近いレベルの湿性沈着量を受けているが、アルカリ度は0.4meq/l以上である。これより、日本国内の大部分の流域・土壌は酸性雨に対する緩衝能が大きいと考えられる。

### 3-3-3 流域における酸性物質の挙動

#### (1) 調査地域

調査対象とした山地流域は石川県吉野谷村の中宮流域、および長野県浪合村の陣が畑流域の2地点である<sup>24)</sup>。これらの流域内には人為排水源がなく、流域内で酸性物質が中和される機構の調査が可能である。両流域の位置・地形・観測地点の配置を図3-3-4に示す。

中宮流域面積は約0.6km<sup>2</sup>、標高は470~1,010m、斜面は南を向きその平均勾配は20~30°である。平年の年降水量は約3,200mmである。表層の土壌は褐色森林土、地質は砂岩と頁岩である。植生はスギなどの針葉樹が50%、コナラなどの広葉樹が30%、草地が20%である。

陣が畑流域面積は約3.6km<sup>2</sup>、標高は940~1,660m、斜面は東北東に向きその平均勾配は10~20°である。平年の年降水量は2,200mm程度であり、全国平均よりやや多い。

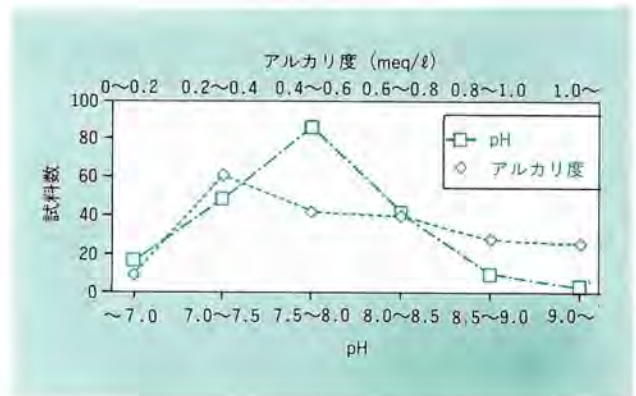


図3-3-2 河川水pH・アルカリ度の頻度分布 (全試料数206)

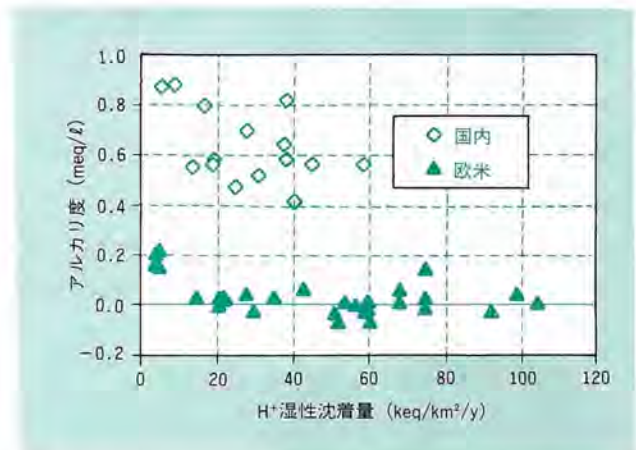


図3-3-3 河川・湖沼のアルカリ度とH<sup>+</sup>湿性沈着量の関係

表層土壌は残積性未熟土であり、地質は深成岩の一種である花崗閃緑岩よりなり、その表層部10~20mは風化が進んだ、通称マサ土よりなっている。植生はヒノキ、マツなどの針葉樹が40%、ブナなどの広葉樹が60%である。

#### (2) 調査の方法

酸性雨は地表より浸透して、土壤水、地下水となり、河川へ流出する。当研究所では上記の2つの流域を対象として、地質、水文、水質について調査を行った。調査期間中は宮流域が1987年12月から88年11月、陣が畑流域が1989年10月から90年9月までである。

地質調査は、流域の地質構造を調べるために、ボーリングによるコアサンプルの採取、柱状図の作成、簡易弾



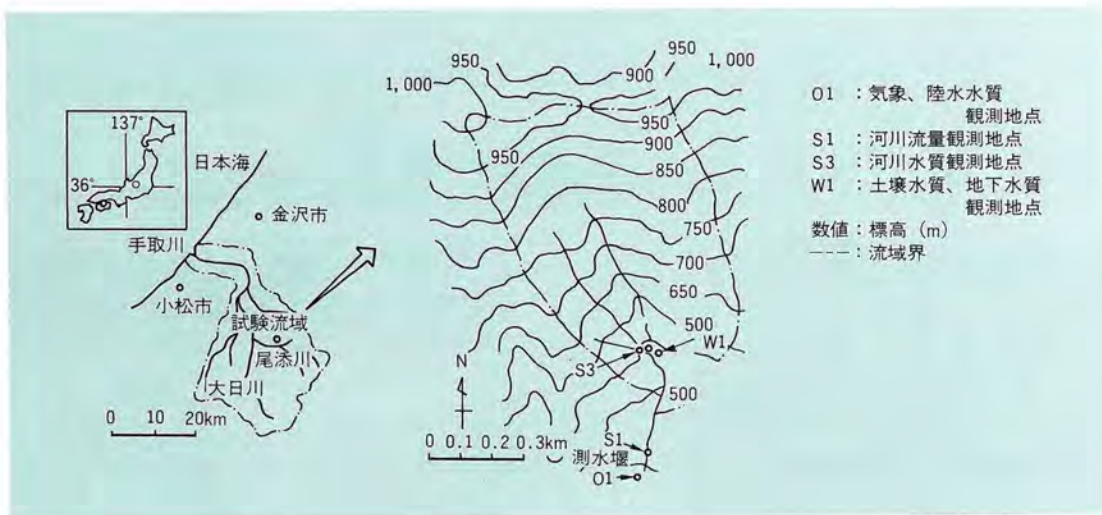


図3-3-4(a) 中宮流域（石川県吉野谷村）の位置、地形、観測地点

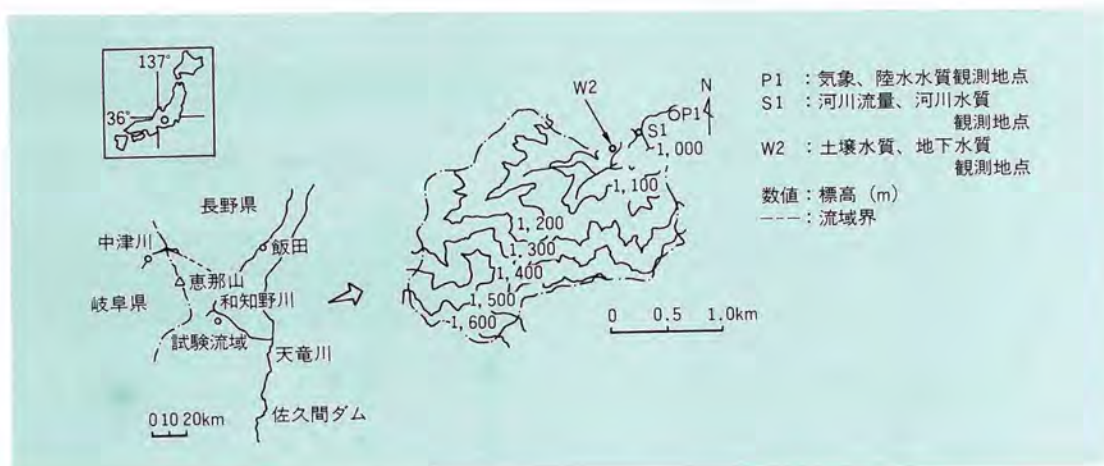


図3-3-4(b) 陣が畑流域（長野県浪合村）の位置、地形、観測地点

性波探査、透水係数の計測により行った。透水係数は深部の岩盤についてはボーリング孔内の水位変動より計測し、表層の土壌については試料を乱さない状態で採取して室内試験で計測した。

水文調査は、1年間の降水量、不飽和層の水分量、地下水位、河川流量を計測し、流域内の水収支を求めた。不飽和層の水分量はボーリング孔に中性子を利用した水分センサーを挿入して計測した。地下水位はボーリング孔にフロート式の水位計を設置して計測した。また河川流量は、堰に水位計を設置して水位より流量を求めた。

水質調査は1年間にわたり、流域内で降水については連続して、土壌水、地下水、河川水については月1回の頻度で採取を行い、pH、アルカリ度、イオン組成を計測した。

中宮流域の降水は、近傍にある鹿島地点のデータを用

いた。陣が畑流域の降水は、バルクサンプラーを用いて1～2日単位で連続して採水した。土壌水の採水は、図3-3-5に示すように、あらかじめ採水する深度の土壌中に埋設した孔隙径 $2\mu\text{m}$ の採水チップに、減圧した採水容器を接続して行った。また、地下水の採水はボーリング孔を利用して行い、河川水は河川流心の水面で採水した。

### (3) 陸水の水質

降水が土壌・地下水層を経て河川へ流出するまでのpHアルカリ度の変化を図3-3-6に示す。このように両流域で差はあるものの、いずれもpHが低い降水が土壌中を浸透し地下水層を経て河川に流出する間に、pHが上昇して中性となることが分かる。

同様にアルカリ度も上昇し、酸性物質を中和する能力も大きくなっていることが分かる。これらの変化は地表



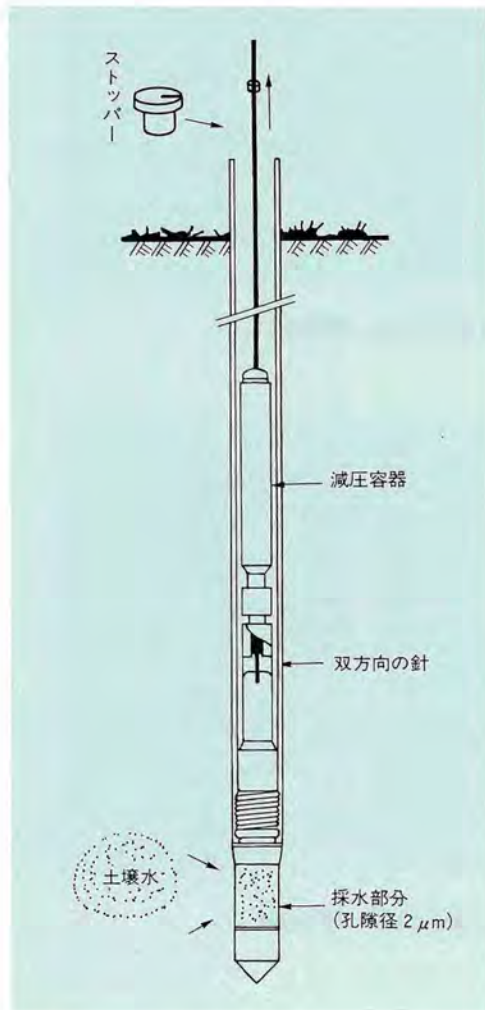


図3-3-5 土壌水の採水方法

面から地下水層までの全層で生じていることから、流域の酸中和作用は表層土壌のみで生じるものではなく、深部土壌や母岩中を浸透する際にも生じていると考えられる。両流域のアルカリ度を比較すると、陣が畑流域が小さい。陣が畑流域の土壌は風化が進み通気性の高いマサ土である。そのため、土壌中の $\text{CO}_2$ 分圧が低く、土壌水へ $\text{CO}_2$ の溶解が少ないため、アルカリ度の大部分を占める $\text{HCO}_3^-$ 濃度が低いと考えられる。

次に、イオン組成の変化とその量をヘキサダイアグラムとして図3-3-7に示す。降水が流域内を移行し、土壌水、地下水、河川水となるにつれ、アルカリ性のイオンである $\text{Ca}^{2+}$ や、pHが中性である試料水ではアルカリ度

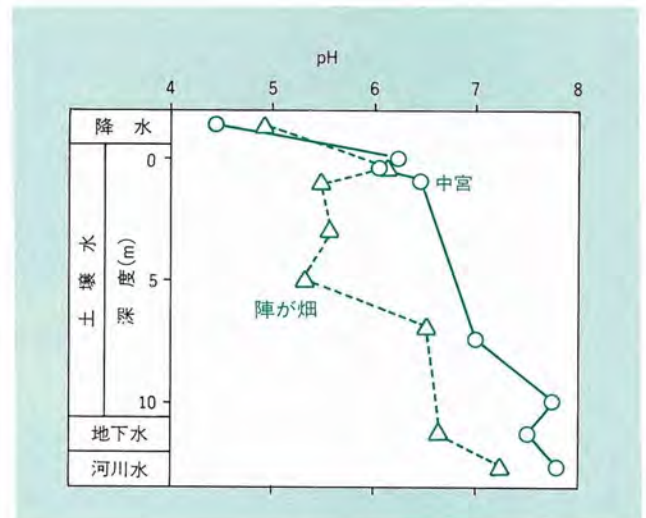


図3-3-6(a) 流域内でのpHの変化

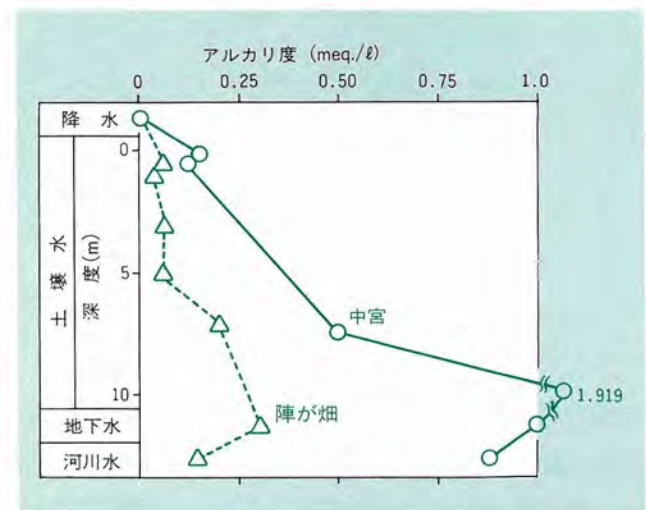


図3-3-6(b) 流域内でのアルカリ度の変化

の主要な成分である $\text{HCO}_3^-$ 濃度が上昇している。河川水に含まれる主要なイオンは $\text{Ca}^{2+}$ と、重炭酸イオン( $\text{HCO}_3^-$ )であるため、河川水は中性もしくは弱アルカリ性に保たれている。

#### (4) 流域内での中和作用

流域内でどのような作用により酸性物質が中和され、先に述べた水質の変化が生じているか、まず以下の式により、流域に落下する湿性沈着量および河川水に含まれ

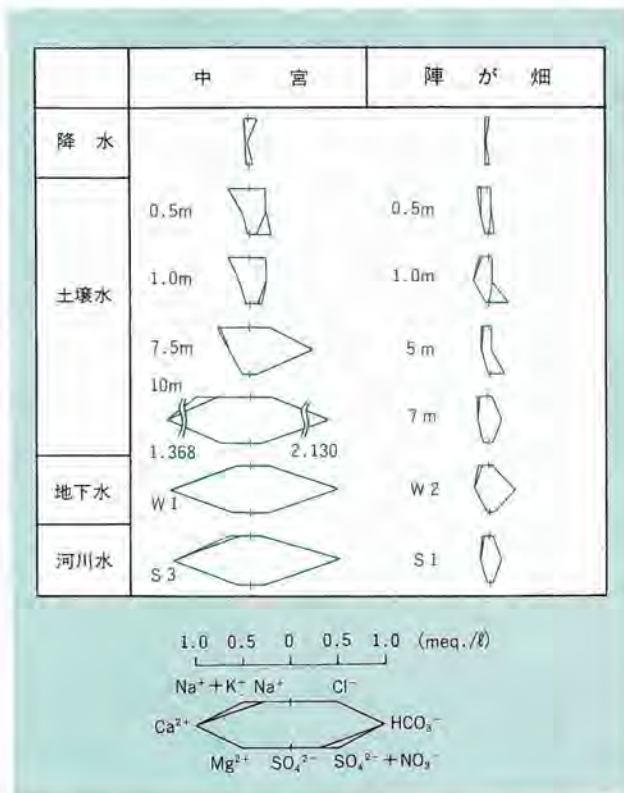


図3-3-7 流域内でのイオン組成の変化

中宮流域の降水中濃度は鹿島地点(2-2-5図参照)のデータを用いた。土壤水の数字は採水深度を示す。地下水と河川水の記号は採水位置を示す。

て流域から流出する物質の量を求める。

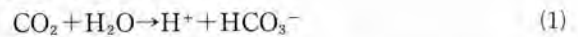
(湿性沈着量) = 降水中の化学種濃度 × 降水量

(流 出 量) = 河川水中の化学種濃度 × 河川流量

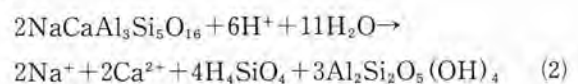
試験流域全体の物質収支を図3-3-8に示す。これより総量に差はあるが、両流域とも湿性沈着中のH<sup>+</sup>は流域内で消費(中和)され河川から流出していないことが分かる。反対に湿性沈着量より流出量が多く、流域内で供給されていると考えられる化学種としてはHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>、H<sub>4</sub>SiO<sub>4</sub>、Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Na<sup>+</sup>などがある。この水質変化の機構としては以下の反応が挙げられる。今回調査対象とした流域では、土壤水・地下水・河川水は中性である。土壤空気中に多量に含まれ、土壤水に溶解したCO<sub>2</sub>の大部分は、中性条件では(1)式により解離し、HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>とH<sup>+</sup>が生成する。(1)式により生成したH<sup>+</sup>および湿性沈着中のH<sup>+</sup>は、おもに(2)式に示す一次鉱物の化学的風化および(3)式に示す陽イ

オン交換反応により消費されるため図3-3-8に示すように河川へ流出しないと考えられる。

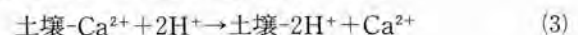
土壤空気中のCO<sub>2</sub>の溶解



一次鉱物の化学的風化(斜長石がカオリナイトに風化する例)



交換性塩基との反応(交換性Ca<sup>2+</sup>の例)



一次鉱物とは岩石を構成する鉱物(造岩鉱物)である。(2)式で示した斜長石は、日本国内に広く分布している花崗岩に多く含まれる代表的な鉱物である。このほか、両流域の土壤・母岩に含まれる風化されやすい鉱物としてはカリ長石、黒雲母などがある。

以上の反応式を用いて、H<sup>+</sup>、HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>の起源、H<sup>+</sup>の消費について考察する。河川へ流出するHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>は(1)式の解離により、等量のH<sup>+</sup>とともに生成したものと推定される。解離したH<sup>+</sup>、および湿性沈着に含まれるH<sup>+</sup>は主に(2)、(3)式の反応により、消費される。このH<sup>+</sup>の供給源と消費機構の内訳を図3-3-9に示す。これよりCO<sub>2</sub>の溶解により供給されるH<sup>+</sup>の量は湿性沈着中のH<sup>+</sup>より大きく、流域内で天然に生成する酸の量に比べて湿性沈着による酸の量は少ない。また、H<sup>+</sup>の大部分は一次鉱物の化学的風化により消費されていると推定される。一次鉱物は母岩全体に含まれるため、その長期的な中和能は土壤のイオン交換に比べてはるかに大きいと予想される。また図3-3-6~7に示したように、酸性物質の中和やアルカリ土類イオンの供給が、交換性塩基の少ない深部で生じていることから、この一次鉱物の化学的風化による中和作用が現時点では大きいと推定される。

以上より流域の酸中和作用と河川水質の長期的な変化予測のためには、3-2節で述べた表層土壌だけでなく、深部土壌まで含めた化学的風化による中和能と地下水の流出経路の関係、特性を正確に評価する必要がある。



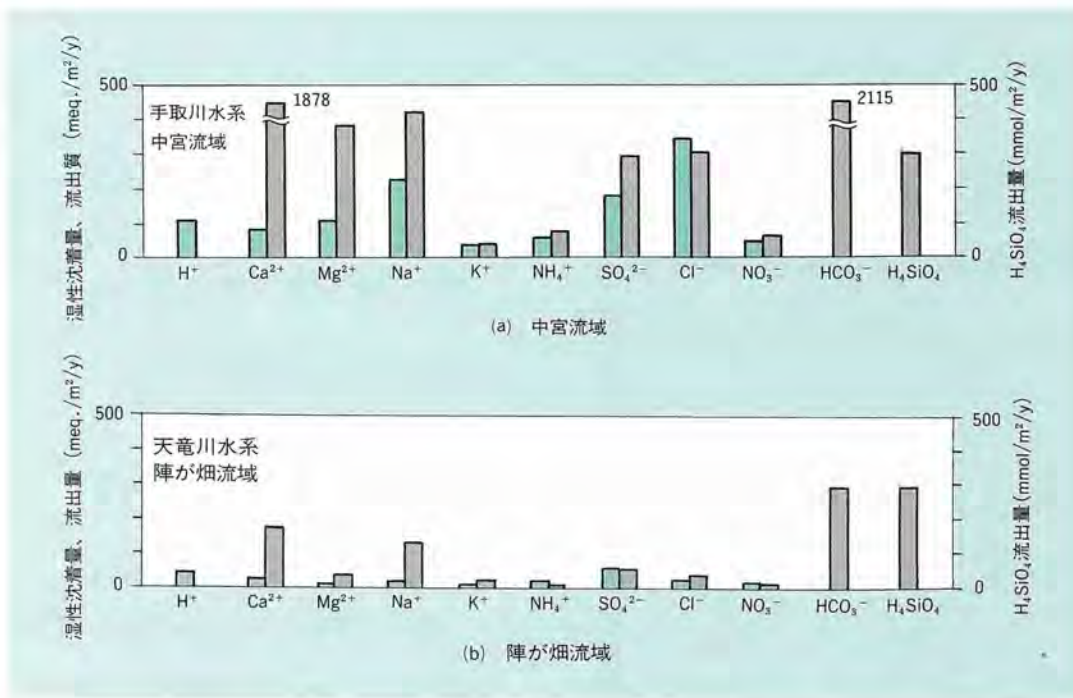


図3-3-8 各化学種の流域への湿性沈着量（緑色）と流域からの流出量（黒色）

ガス状・粒子状の乾性降下物が降水に溶解し土壤水に浸透する効果は考慮していない。

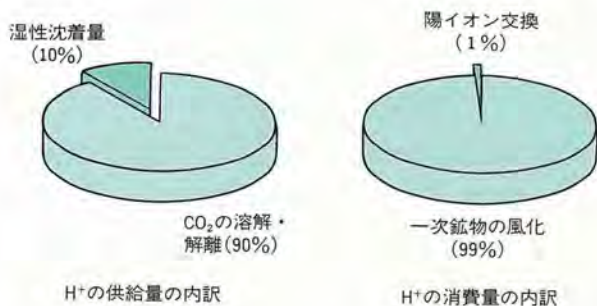


図3-3-9 陣が畑流域におけるH<sup>+</sup>の供給と消費

供給と消費の割合は、河川へ流出するイオン、H<sub>4</sub>SiO<sub>4</sub>の量及び流域の水影響の土壤の化学組成より求めたものである。

### 3-3-4 陸水の酸性化予測

現在の日本では酸性雨の陸水への影響は表れていない。しかし、東アジア地域の酸性物質の発生量は今後も増大を続けると予想される。したがって、将来、日本の陸水が酸性化するかどうかを予測し、有効な対策を検討しておく必要がある。そのために、数値モデルを用いた陸水影響予測は非常に有効な手段となる。

数値モデルによる方法は、欧米では土壤・陸水影響の長期予測や排出規制の効果の検討などに盛んに使われている。その中でも表3-3-1に挙げた四つのモデル（ETD、

MAGIC、Birkenes、ILWAS）は、種々の流域に適用された実績を持ち、信頼性が高いといわれており、わが国の長期予測にも利用可能なモデルである。これらのモデルは、土壤における陽イオン交換・陰イオン吸着、鉱物の化学的風化、CO<sub>2</sub>の溶解によるアルカリ度の生成、Al<sup>3+</sup>の溶出などの主要なメカニズムを考慮している。解析の時間単位は、MAGICモデルのみが1年で、他は1日である。MAGICモデルは融雪時の変化や季節変化等の解析には適用できないが、数百年といった長期予測には適する。図3-3-10は、EPRIが開発したILWASモデルによる、米国北東部のアディロンダック公園にあるパンサー湖のpHとアルカリ度の3年間の数値シミュレーション結果である<sup>25)</sup>。パンサー湖の流域は比較的土壤層が厚く、その中和作用によって湖水のpHは通常6～7.5程度に保たれているが、春の融雪水は土壤層を通らずに直接湖内に流入するため、雪に蓄積されていた酸性物質の影響で、3～5月のpHとアルカリ度が著しい低下を示す。数値モデルによる計算結果は、このような実測値の変化を的確に再現している。

これらのモデルを日本に適用する場合、地質・気象・植生などの条件が異なっている点を考慮して、モデルを検証する必要がある。特に各モデルに共通な傾向として、土壤との陽イオン交換反応による中和作用を詳細に表現



表3-3-1 欧米の主な土壤・陸水影響予測モデルの比較

○印は、モデルで考慮されていることを示す。

予測モデル	ETD <sup>a</sup>	MAGIC <sup>b</sup>	Birkenes <sup>c</sup>	ILWAS <sup>d</sup>
開発機関	米国アイオワ大学	米国バージニア大学	ノルウェー工業研究センター	米国電力研究所
流域の土壤層の分割	1-3	1-2	2-3	最大5層
解析の時間単位	日	年	日	日
モデルで考慮する主な過程				
酸性沈着				
湿性/乾性の区別	○	総沈着量のみ	○	○
樹冠との相互作用	-	-	-	○
水文過程				
積雪・融雪	○	○	○	○
地下水	○	○	○	○
蒸発散	○	-	○	○
河川水理	-	-	-	○
湖沼水理	-	-	-	○
土壤化学				
陽イオン交換	○	○	○	○
鉱物の風化	○	○	○	○
陰イオン吸着	○	○	○	○
CO <sub>2</sub> の溶解	○	○	○	○
アルミニウム溶出	-	○	○	○
植生・微生物の作用				
樹冠との相互作用	-	-	-	○
根からの硝酸塩の吸収	-	○	-	○
硝化	-	○	-	○
根の呼吸	-	-	-	○
湖沼での硝酸塩の消費	-	○	-	○
湖沼での硝酸還元	○	○	-	○

a : Enhanced Trickle Down

b : Model of Acidification of Groundwater In Catchment

c : ノルウェーの試験流域の地名

d : Integrated Lake Watershed Acidification Study

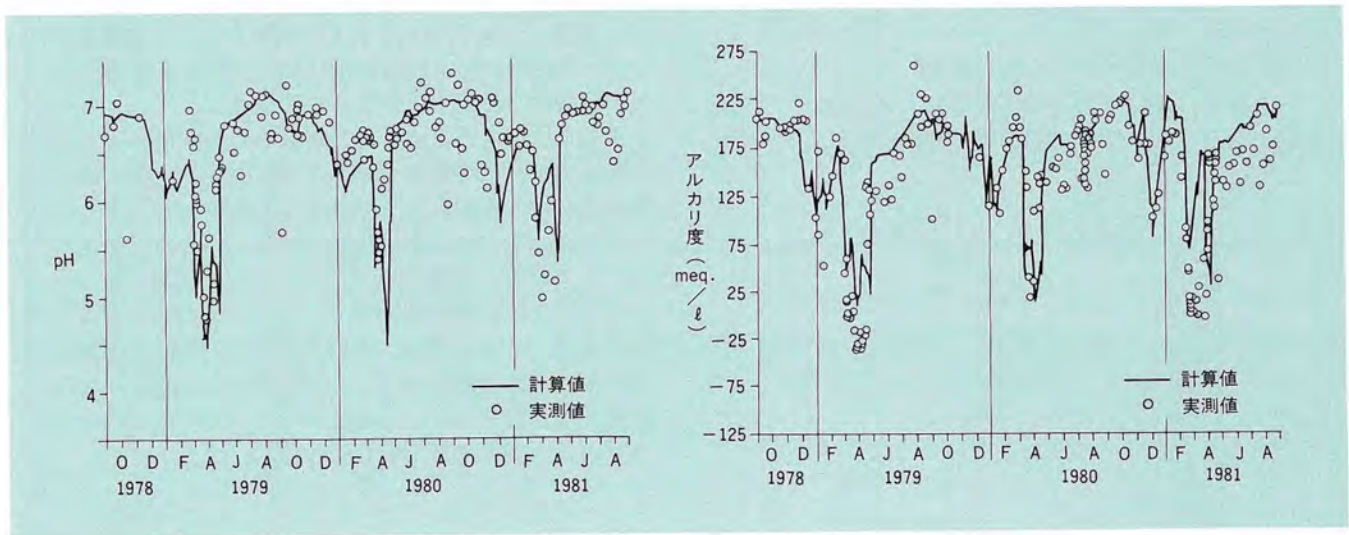


図3-3-10 ILWASモデルの適用例

米国バンサー湖のpHとアルカリ度の3年間の変化が数値シミュレーションで良好に再現されている。この湖では3～5月に酸性の融雪水が土壤層を経由せずに流入するため、湖水のpHが著しい低下を示している。

し、鉱物の風化による中和作用を簡略に扱っている。これは、欧米で酸性化が生じている湖沼は土壤が未発達で、降水の滞留時間が短いため、反応速度の小さい風化より、反応速度の大きいイオン交換が卓越するためと考えられる。一方、わが国の流域では、酸性物質を中和する主要な反応は一次鉱物の化学的風化であると考えられる。よ

って、わが国の流域に適用し得る予測モデルを構築するためには、この降水の滞留時間および鉱物の風化を詳細にモデル化する必要があると考えられる。

今後は、既往のモデルを参考にした上で、より信頼性の高いモデルを構築し、わが国における酸性雨陸水影響の長期予測を行う予定である。



## コラム7 同位体地球化学

同位体とは原子番号が同じで質量が異なる元素のことで、英語でisotopeと呼ぶ。F.Soddyという学者が1913年にこの元素が周期表の同じ場所（ギリシャ語でisotopos）にあることから命名した。これらの元素の間では化学的な性質に差が無いことから医学、工学、農学などの分野において元素の動きを調査する目印として盛んに用いられている。

同位体を用いた研究の中で、酸性雨に関連したものは名古屋大学の中井が中心となって行った硫黄化合物の循環に関するものが有名である<sup>29)</sup>。この研究では硫黄の安定同位体で質量がやや重い元素(<sup>34</sup>S)が利用されている。通常自然界における硫黄は質量数32が大部分で、その中にやや重い質量数34の同位体元素がわずかに混入している。その混入の割合を示す指標( $\delta^{34}\text{S}$ とよぶ)の値は、硫黄の起源により大きく異なる。わが国の例では、硫黄の起源によって以下のように指標値は異なる。

- ① 海の塩(硫黄塩)の値  $+20.3\text{‰}$
- ② 海岸・陸地の生物活動により生産される物質( $\text{H}_2\text{S}$ )の値  $+3.4\text{‰}$
- ③ 人工的な汚染物質( $\text{SO}_2$ )の値  $-4.0\text{‰}$

例えば、日本では1970年の前半に大気汚染が大きな問題となったが、硫黄の同位体の測定結果にもその影

響が明確に現れている。図1は中井が明らかにした1960年代以降の雨水中の硫黄の同位体の指標値の移り変わりを示している。点が左になるほど汚染物質の割合が多く、東京・名古屋などの都市では、1960年に比べて1971~75年の値は明らかに多くなっている。これは1970年代の前半に汚染物質が大気中に多量に排出されていたことを示している。一方地方にも大気汚染の影響がやや遅れて現れており、図中の1960年代には $+10\sim+15\text{‰}$ 程度であった指標値が、1975~76年には都市部と同じ程度まで低下している。中井の計算によれば人工汚染による硫黄の割合は大気汚染が進行するにつれて大きくなり、1971~73年には70%程度にまで達している。

同様に硫黄の同位体を用いた最近の研究を紹介する<sup>30)</sup>。近年、石川県では冬に酸性の強い降水が降っており、硫酸塩の起源を明らかにするため、硫黄の同位体組成が利用されている。

まず雨の中の降水の同位体の割合を5年間にわたり調査した結果、同位体の割合は冬に高く、夏に低いという季節的な変化があることが判明した。この測定によって金沢の冬の硫黄の同位体の指標値は平均で $+2.7\text{‰}$ 程度であることが明らかになった。

北村ら<sup>30)</sup>によれば現在のわが国の石油燃焼による汚染物質の同位体の指標値は $-4.5\text{‰}$ 程度で、冬の値は日本国内で生成された汚染物質が原因とは考えにくい。一方大陸における石炭の硫黄同位体の指標値は図2に示してあるが、中国北部に産出する石炭に関してはおおむね同位体の指標値が高く、中には $+20\text{‰}$ を越える値もある。この結果から北西方向からの季節風の多い冬に同位体の指標値が高くなる現象は、中国などの石炭を主要な燃料としている国々によってもたらされるとすれば、説明できるとしている。

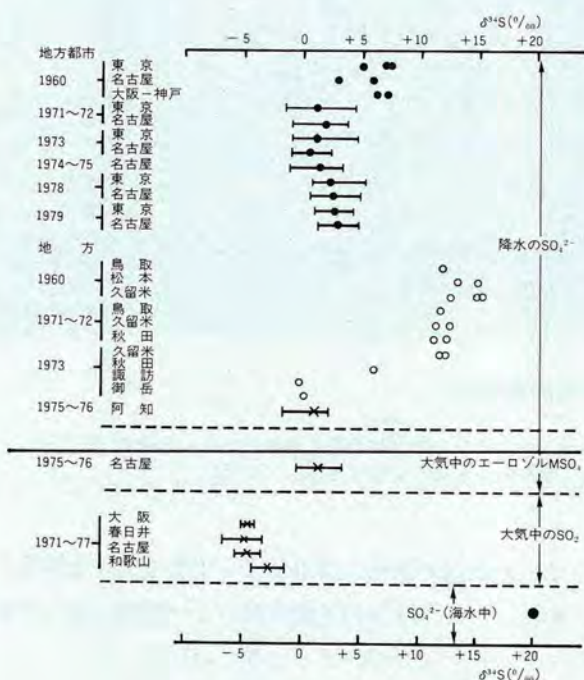


図1 日本各地の降水(1960~1979)の中の硫酸イオンおよび大気中の硫黄化合物の同位体比(中井,1984より引用)

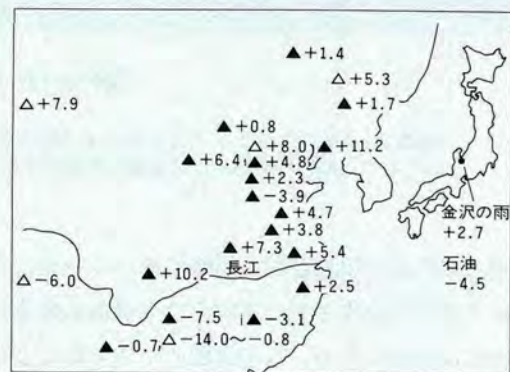


図2 中国の石炭の硫黄同位体比の分布(北村ほか,1993を一部加筆)



第 4 章

# 4

森林衰退の実態と  
その原因



## 第4章 森林衰退の実態とその原因 ● 目次

我孫子研究所 生物部 次長 河野 吉久  
 我孫子研究所 生物部 陸生生物グループ 主任研究員 梨本 真  
 我孫子研究所 生物部 陸生生物グループ 担当研究員 松村 秀幸  
 我孫子研究所 生物部 陸生生物グループ 担当研究員 小林 卓也  
 粕江研究所 大気物理部 環境化学グループ 担当研究員 高橋 章

4-1 スギ衰退の実態とその原因 .....77  
 4-2 酸性雨とオゾンの樹木への影響 .....83  
 4-3 酸性雨の農作物への影響 .....92

コラム8 酸性霧 .....91



**梨本 真 (1981年入所)**  
 大気汚染物質の植生影響評価や発電所緑化の調査研究、スギ衰退現象の解明研究などに従事し、おもに森林生態学の立場から樹木と環境要因との関連性について研究。現在は森林生態系の群落動態機構の解明に取り組んでいる。



**小林 卓也 (1992年入所)**  
 酸性雨が植物におよぼす影響に関する研究を行ってきた。現在、森林における物質循環に関する研究に取り組んでいる。



**松村 秀幸 (1990年入所)**  
 地球環境問題にかかわる植物への影響に関する研究に従事。現在、オキシダントや酸性降下物の樹木への影響評価に関する研究に取り組んでいる。

河野 吉久 10ページに記載  
 高橋 章 36ページに記載

## 4-1 スギ衰退の実態とその原因

### 4-1-1 はじめに

関東地方におけるスギ衰退現象は1960年代から認められているが、その原因については不明のままであった。しかし1980年代半ばになると、ヨーロッパや北米における森林衰退現象と同様に酸性降下物の影響が指摘され<sup>1,2)</sup>、大きな社会的関心を集めた。そこで、スギ衰退現象の実態と原因を明らかにするため研究を進めてきた。

### 4-1-2 スギ衰退の特徴

#### (1) 衰退木の形態的特徴

スギ衰退木の中には既知の原因による衰退木が多く混在していた。例えば気象被害(台風害、塩風害、冬季乾燥害、落雷害など)、生物被害(スギカミキリ、辺材腐朽菌、コブ病などによる被害)、土木工事に伴う地下水位の上昇停滞による被害などである。これらの衰退木は、その被害形態や発生状況などから判別することができるが、それらを除いてもなお未知の原因による衰退木が存在することが分かった<sup>2,3)</sup>。

未知の原因による衰退木の形態的特徴は、葉の黄化現象と枝葉量の減少および梢の枯死である<sup>3,4,5)</sup>。すなわち、健全木と比較して1年生葉は健全であるが、2年生葉の一部に黄色葉や針葉先端のみ黄化した葉がみられ、3～4年生葉では全体が黄褐～褐変し、5年生葉はほとんどが脱落している。そして、これらの異常が樹冠内部の枝葉量の減少をもたらし、梢の枯死、幹下方への枯れ下がりという衰退過程をたどるとみられる。

このような衰退木の特徴は、今までに報告されている気象被害や生物被害とは異なる形態である。また、葉の黄化現象や枝の枯死・減少過程などから、スギ衰退は慢性的な現象と考えられた。

#### (2) 衰退林分の地理的・地形的分布

衰退の特徴を明らかにするため、既知の原因による衰退木を除いた胸高直径30cm以上の成木が10本以上生育する社寺林を選定し、地形、植生、樹木分布位置、対象木の胸高直径、樹高、被害度階級などを調査した。被害度階級は、1：健全な樹冠、2：梢の着葉量が70%以下に減少、3：梢の枝枯れが顕著、4：梢の枯死、の4階級に分け、1本ごとに判定した。また、各林分の衰退程度は対象木の被害度を平均した被害指数(DI)によって、健全地(DI<1.5)、軽害地(1.5≤DI<2.0)、中害地(2.0≤DI<3.0)、激害地(3.0≤DI)として解析した。調査は関東甲信地方、関西瀬戸内地方、仙台平野、越後平野、中京地方、山陰地方、大分平野、宮崎平野などで実施したが、ここではおもに関東甲信地方における調査結果を中心に述べる。

関東甲信地方におけるスギ林の被害指数の分布と衰退の地区区分を図4-1-1に示した。本地方におけるスギ林の衰退分布の特徴は次のとおりである<sup>2,5,6,7)</sup>。

- ① 衰退分布は広域分布型の特徴を示す。すなわち、激害地区は東京都武蔵野市付近から群馬県太田市付近までは北北西方向に、それより先は西に方向を変えて藤岡市まで帯状に分布する。また、中害地区は激害地区の周囲と小田原市付近や千曲川沿いに分布し、さらにその外側へは軽害地区、健全地区へと推



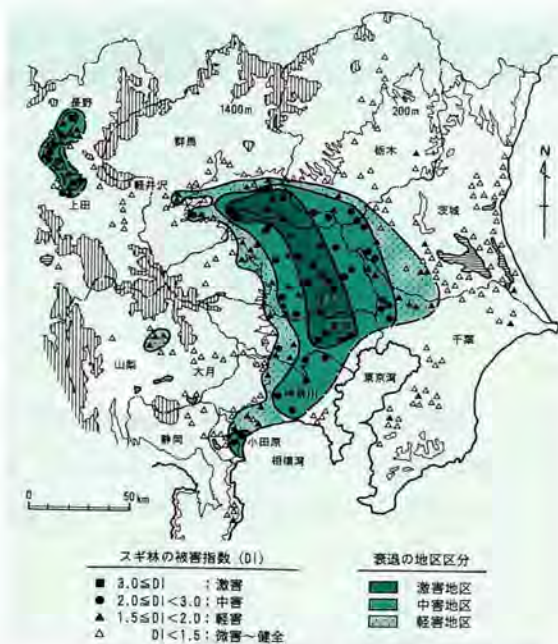


図4-1-1 関東甲信地方におけるスギ林の被害指数の分布

移する。

- ② 関東地方の衰退分布は、海拔高約200m以下の地域に限られる。甲信地方では海拔高は高くなるが、その中でも川沿いの低地に衰退が分布する。
- ③ 関東平野では、激害・中害地区を合わせた衰退地区の東西方向の幅はおよそ50kmである。
- ④ 激害・中害地区の衰退した社寺林の中には、大都市の中の林もあれば田園地帯の林もある。立地の環境は多様であるにも関わらず、衰退程度の分布はまとまりをもって一様に分布する。

なお、スギ衰退現象がみられた関西瀬戸内地方でも、ほぼ同様な衰退分布の特徴が認められている<sup>8)</sup>。

### (3) 林分構造と衰退木の発生状況

林分構造と衰退木の発生状況には次のような特徴が認められた<sup>7,9)</sup>。

- ① 衰退地帯では、孤立高木や突出木（周囲の林冠木より突出した木）に衰退木が多いのに対し、林冠木では健全な木が大半を占める。すなわち、林冠の不揃いな林で突出木や孤立高木に衰退が起りやすく、

林冠の揃った林では衰退木は少ない。

- ② 健全地帯では胸高直径の大きさに関わらず健全木が80%以上を占め、被害度2を含めると全体の95%以上である。しかし、衰退地帯では胸高直径が大きくなるほど被害度1、2が減少して被害度3、4が増加し、胸高直径の大きい木ほど衰退が著しい。
- ③ 大径木（胸高直径90cm以上）の生育状況と分布をみると、健全地帯には大径木が多く分布し、また衰退の進行した大径木は分布しない。しかし、衰退地帯には大径木の分布が少なく、特に激害地区にはほとんど分布していない。

このように、スギ衰退地帯では胸高直径の大きい突出木や孤立高木で衰退が著しく、大径木の分布の少ないことが特徴である。なお、同様の特徴は関西瀬戸内地方などでも認められた<sup>7)</sup>。

## 4-1-3 スギ衰退の要因

### (1) 衰退地帯の環境要因

スギ衰退を引き起こす要因は、前述した衰退木の形態や発生状況、衰退林分の地理的・地形的分布などの特徴をもたらし得るものと考えられる。また、衰退の広域分布型の特徴などから、衰退に関与する要因は、広域的かつ各地域で相対的に低海拔地に影響を及ぼす要因と推測される。

このような観点から関東甲信地方について種々検討したが、気象、地形、土壤などの自然環境要因が直接スギの衰退に関与しているとは考えられなかった。一方、大気汚染物質についてみると、スギ衰退分布は高濃度の<sup>5,6,7,10)</sup>大気二次汚染物質の分布域にほぼ一致することが分かった。詳細にみると、東京都以北の激害・中害地区は暖候期における内陸型の二次汚染気塊の長距離輸送経路にほぼ一致し、高濃度汚染気塊（オキシダント濃度 $\geq 100$  ppb）の大きさも50km四方で激害・中害地区の東西方向の幅とほぼ一致した。この経路の汚染気塊の輸送は、高気圧に覆われた傾度風の弱い晴天日に発生し、統計的には暖候季にもっとも発生頻度が高い。また、神奈川県内の衰退分布は、海陸風が閉鎖型の循環を形成して二次汚



染物質が増加する沿岸型の広域二次汚染物質の分布域にほぼ一致した。

ここで重要なことは、晴天時に光化学反応により生成された二次汚染物質の輸送経路は地形的にほぼ固定化されているため、その輸送経路にあたる地域は恒常的に二次汚染物質の高い負荷を受けていることである<sup>14)</sup>。そこで暖候期における二次汚染物質の分布を知るため、オキシダント指数 (OxI: 5～9月におけるオキシダントの昼間の1時間値が0.06ppmを超えた時間数の合計) の分布を求め、衰退分布との関係について検討した。

OxIの分布 (図4-1-2) をみると、高指数の分布域は激害・中害地区とよく重なり、平野部の東西幅も50kmで一致することが分かる。しかし、細部をみると一致しない部分もある。例えば群馬県松井田から長野県小諸に至る間や山梨県大月市は、OxIが高いにも関わらず衰退がみられず、また神奈川県下でも高いOxIを示す個所があるにも関わらず衰退程度が軽い個所がある。このため、これら3地域に共通する立地条件を検討したところ、暖候期の降雨量 (ATP: 5～9月における降雨量の合計) が

多いことが分かった。そこで、ATPの分布 (図4-1-2) も含めて検討した結果、スギ林の激害・中害地はOxIが高くかつATPが少ない地域に分布し、ATPが多くなると衰退程度が軽減されることが明らかとなった<sup>5,6,7,10)</sup>。

次に、関東甲信地方で認められたスギ衰退とOxI、ATPとの関係を全国レベルで検証するため、OxIとATPの全国分布<sup>9)</sup>から選定したOxIの高低とATPの多少の組み合わせが典型的な関西・瀬戸内地方、仙台平野、宮崎平野などで検討した。その結果、関西・瀬戸内地方でも同様な衰退現象が認められ、①OxIが低い地域 (関東甲信・関西瀬戸内地方の健全地、仙台平野、宮崎平野など) ではATPの多少に関わらずスギは健全に生育していること、②OxIの高い地域では、ATPが少ないと衰退が著しく (関東甲信・関西瀬戸内地方の激害地や中害地)、ATPが多いと衰退程度が軽減されていること (神奈川県沿海部、近江盆地、京都盆地など) が明らかとなり、スギ衰退分布とOxI、ATPの分布の関係には一般性のあることが確認された<sup>5,8)</sup>。

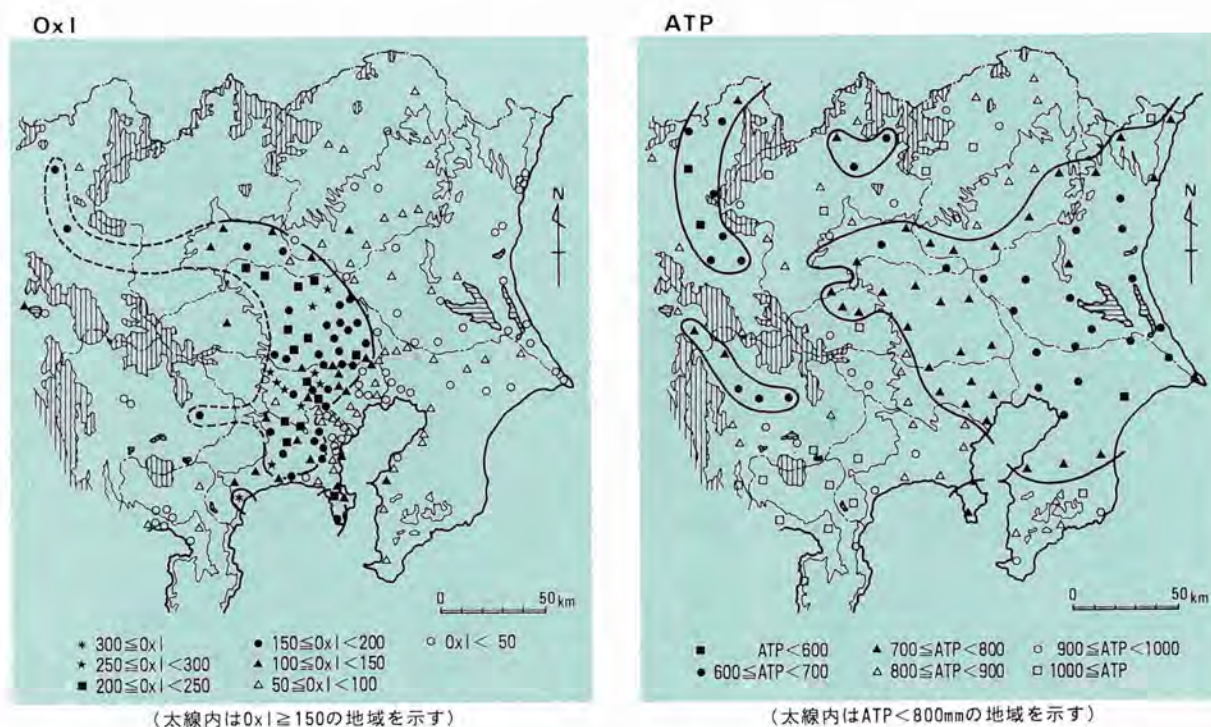


図4-1-2 関東甲信地方におけるオキシダント指数 (OxI) と暖候期の降雨量 (ATP) の分布



## (2) スギの樹幹流、樹冠雨の化学性

衰退木の発生状況から、突出木や孤立高木などの大径木には、汚染物質が多量に乾性沈着している可能性が推測されたので、衰退地帯に生育する孤立木などの樹幹流（幹を伝わって流下する雨水）、樹冠雨（樹冠の枝葉から滴下する雨水）の化学性について検討した。その結果、スギの樹幹流、樹冠雨の化学性については次のような特徴が認められた<sup>5,12,13</sup>。

- ① 衰退地帯の孤立木の樹幹流は、樹冠雨や林外雨に比べ酸性度（pH）が低く、電気伝導度（EC）が高い。また樹幹流や樹冠雨中の溶存物質は林外雨に比べ非常に高濃度で、特に樹幹流には高濃度の硫酸イオン（ $\text{SO}_4^{2-}$ ）や硝酸イオン（ $\text{NO}_3^-$ ）など<sup>14,15</sup>が高濃度に含まれていた（図4-1-3）。このような特徴は、林冠からの突出木でも同様に認められている<sup>16</sup>。
- ② 樹幹流と樹冠雨のECは健全地よりも衰退地で高い。また樹幹流と樹冠雨中の $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NO}_3^-$ 濃度は、清浄地よりも汚染地で高い<sup>17</sup>。

- ③ 同じ衰退地のサワラ、アカマツと比較すると、スギの樹幹流pHは低く、ECは高い傾向にある。このような傾向は林分レベルでの調査でも認められており、 $\text{NO}_3^-$ と $\text{SO}_4^{2-}$ の乾性沈着量はクヌギ・コナラ林、シラカシ林よりスギ林で多いことが報告されている<sup>14,18</sup>。

以上の特徴を総合すると、スギの樹幹流、樹冠雨の化学性はその地域の大気汚染物質の影響を強く受けており、衰退地帯のスギの樹冠部にはガス状・粒子状物質が多量に沈着した結果、pHは低下しECや溶存物質濃度も高くなったと考えられる。特に林冠からの突出木や孤立高木などの大径木は、汚染物質に長時間かつ多量に暴露されるため、沈着量も多くなるとみられる。また、スギの樹形や着葉形態、林分内での立木形態が大気汚染物質を捕集しやすい可能性も推測された。

## (3) スギ根元土壌の化学性

スギの樹冠部に乾性沈着した汚染物質は樹幹流や樹冠

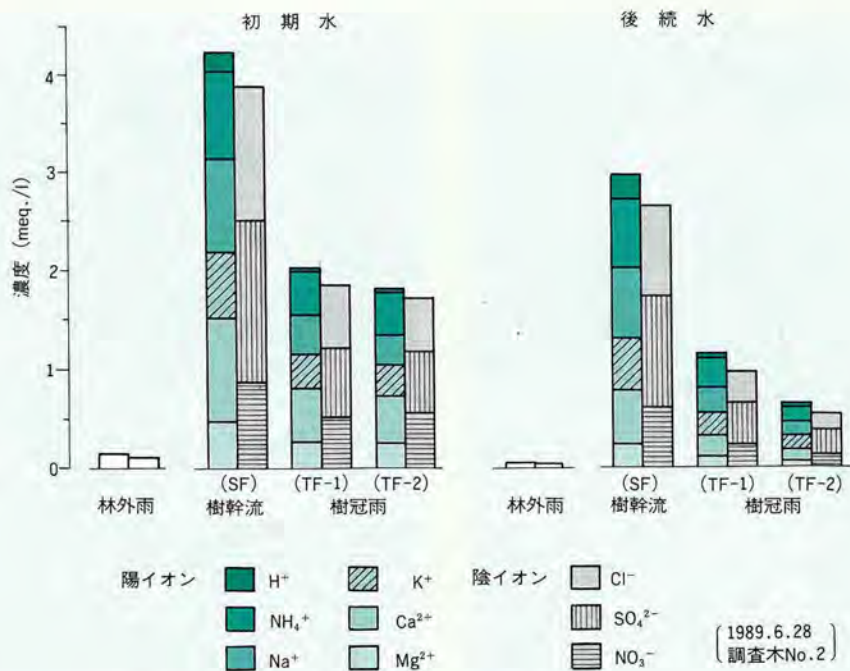


図4-1-3 スギの樹幹流、樹冠雨のイオン組成

雨の形で土壌へ流入し、樹幹周辺の土壌を酸性化し、細根の生育に悪影響を及ぼす可能性がある。特に樹幹流は幹周囲の狭い範囲に集中的に流下するため、土壌に与える影響は大きいと推測される。狭義の酸性雨が土壌に及ぼす長期・慢性的な影響も懸念される。そこで、根元土壌の化学性を単木・林分・地域レベルで調査するとともに、スギ衰退との関連性について検討した<sup>5,7,19)</sup>。

- ① 一般にスギの樹幹周囲の土壌pHは、幹から離れたところのそれよりも低い<sup>16,20)</sup>。また、土壌水の溶存物質のうちアニオンの大部分を占めるNO<sub>3</sub><sup>-</sup>とSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>は、樹幹周囲の表層ほど高濃度である<sup>16)</sup>。これらの傾向は健全地よりも衰退地でより顕著に認められ、樹幹流の影響が考えられる。
- ② スギ衰退程度と根元土壌の化学性との対応関係は土壌タイプ（黒色土、褐色森林土など）に関わらず同じである。すなわち、衰退の進行した激害・中害地は健全地に比べ有意にpH (H<sub>2</sub>O)、pH (KCl) が低く、交換酸度と交換性Al濃度が高く、塩基飽和度と交換性Ca濃度が低い（表4-1-1）。したがって、スギ衰退地では土壌pHが低く、それに伴う交換性Alの溶出および交換性塩基の溶脱、すなわち土壌の酸性化が進んでいると考えられる。
- ③ スギ衰退程度と土壌化学性との対応関係は土壌タイプに関わらず同じであるが、同じ衰退程度でも、交換性Al濃度や塩基飽和度、交換性Ca濃度などのレベルは異なる。これは、その土壌が本来もっている性質や緩衝能の違いなどを反映した結果であり、土

壤要因のレベルが衰退程度とはパラレルでないことを示している。

- ④ 衰退した一林分内では、根元土壌のpHの分布に位置的な偏りがみられ、汚染気塊の影響を受けやすいとみられる位置や林冠からの突出木の根元ほどpHが低い傾向にある。これは、pHの分布に一様性をもたらず狭義の酸性雨やスギの樹種特性ではなく、汚染物質の偏った沈着が基因と考えられる。

このように衰退地や突出木の根元での土壌化学性の特徴（酸性化）をもたらし原因として、土壌自体の性質や有機物の分解、菌根、硝酸化成などの影響は考えにくく、樹幹流によってもたらされた酸性降下物の影響である可能性が高いと考えられる。しかし、それら化学性のレベルは土壌タイプによって異なり、また直接スギの異常をもたらしほどのレベルにはない。現状レベルの土壌化学性は、スギ衰退の直接的な原因ではないと考えられる。

#### 4-1-4 スギ衰退と大気二次汚染物質の関係

全国レベルで衰退の特徴とそれに対応する環境要因について総合的に検討し、スギ衰退原因について次のように考察した（図4-1-4参照<sup>5,7)</sup>。

スギ衰退分布は、大気二次汚染物質の長距離輸送に伴う内陸型汚染地域や海陸風の循環に伴う沿岸型汚染地域の分布とほぼ一致することを認めた。そしてOxIが高くATPが少ない地域では衰退が著しく、降雨量が多くなると衰退程度は軽減し、OxIが低ければATPの多少に関わ

表4-1-1 関東甲信地方におけるスギ社寺林の土壌タイプ、衰退区分と土壌化学性<sup>\*1)</sup>

土壌タイプ	衰退区分	(n)	pH(H <sub>2</sub> O)	pH(KCl)	交換酸度 (y <sub>1</sub> )	Ex-Al (meq/100g)	EC <sup>*2)</sup> (mS/cm)	CEC <sup>*3)</sup> (meq/100g)	BS <sup>*4)</sup> (%)	Ex-Ca (meq/100g)
黒色土	健全	(23)	4.8 a	4.0 ab	12.6 a	2.4 a	0.14 a	37.3 a	24 a*	7.2 a*
	軽害	(11)	4.7 a	4.1 b	14.7 a	3.0 a	0.15 ab	37.0 a	13 b*	2.9 b*
	中害	(41)	4.3 b	3.8 ac	27.5 b	5.5 b*	0.18 ab*	33.9 a	10 b*	2.0 b*
	激害	(19)	4.3 b	3.7 c	31.8 b	6.2 b	0.18 b	32.0 a	15 b	2.9 b
褐色森林土	健全	(17)	5.1 a	4.2 a	6.4 a	0.9 a	0.18 a	30.7 a	65 a*	16.4 a*
	軽害	(9)	4.7 ab	3.8 ab	8.2 a	1.2 a	0.15 a	26.2 a	60 a*	12.5 ab*
	中害	(8)	4.5 b	3.6 b	16.5 b	2.7 b*	0.26 b*	28.7 a	40 b*	8.4 b*

\*1) 深さ5～10cmの土壌で、各衰退区分の平均値で示した。異なるアルファベットは衰退区分間に有意差（5%レベル）のあること、アルファベットの後の\*は同じ衰退区分ごとに土壌タイプを比較したとき両土壌間に有意差(同)のあることを示す。2) 電気伝導率。3) 陽イオン交換容量。4) 塩基飽和度。



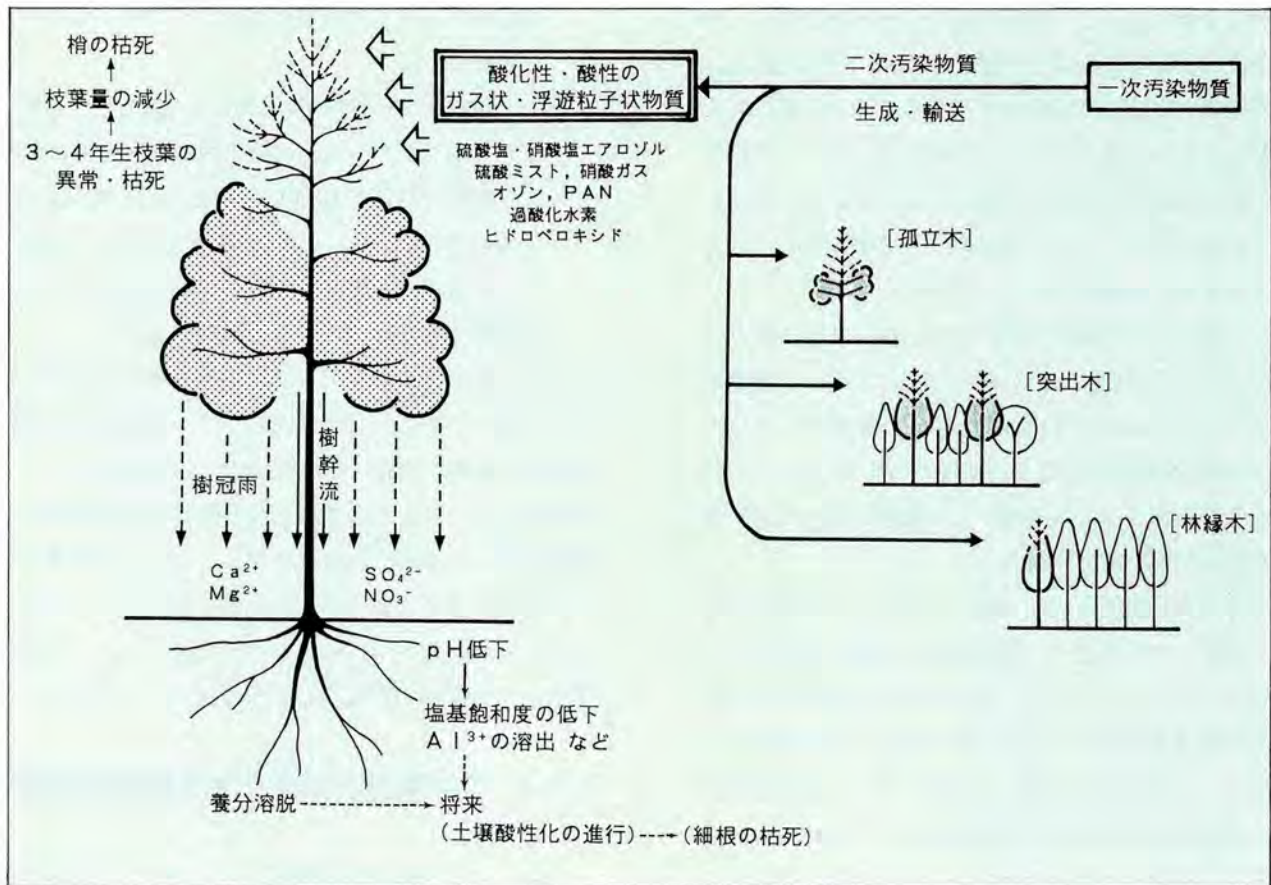


図4-1-4 スギの衰退発現と大気二次汚染物質の関係

らずスギは健全に生育する。したがって、スギ衰退には大気二次汚染物質が関与しており、その影響の発現には降雨条件が間接的に作用している可能性が高い。

衰退地帯では胸高直径が大きい木ほど衰退が進行し、突出木や孤立高木に衰退が著しく、大径木の分布が少ない。また衰退地帯のスギの樹幹流は林外雨に比べてECや溶存物質濃度が高く、大気汚染由来のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>も高濃度に含まれ、汚染物質が乾性沈着している可能性が高い。したがって、汚染気塊中のガス状・粒子状物質が大径木と頻度高く接触し、かつそれらの樹冠部に付着し、スギの枝葉や梢の枯死を直接引き起こしている可能性が高い。特に突出木や孤立高木などの大径木は、汚染物質に曝されている期間が長く沈着量も多いため、もっとも汚染物質の影響を受けやすく、かなり以前から衰退していると考えられる。また、樹冠部に沈着した汚染物質は降雨時に樹幹流や樹冠雨によって流下し、根元土壌の化

学性を変化(酸性化)させている可能性が高い。しかし、現状レベルの土壌化学性が直接スギの衰退原因にはなっていないと考えられる。

なお、狭義の酸性雨の影響については、降水pHの分布が衰退分布と一致しないこと、人工酸性雨の暴露試験によると現状レベルの降水pHでは影響が認められないことなどから、スギの衰退原因ではないと判断される<sup>5)</sup>。

以上のように、大気二次汚染物質がスギ衰退の主因である可能性が高いが、二次汚染物質のうち何が衰退をもたらしているか、原因物質の特定には至っていない。因果関係の解明には暴露試験などによる生理的な解明が必要であり、ある物質の単独影響なのか他の物質との複合影響なのか、さらに汚染物質の影響に対する環境条件(温湿度条件など)の寄与などについても今後明らかにしていく必要がある。その際、実際の壮齢木を対象とした野外試験法などの開発も重要となろう。

## 4-2 酸性雨とオゾンの樹木への影響

### 4-2-1 はじめに

関東・甲信地方や関西・瀬戸内地方のスギ、神奈川県丹沢山系や福岡県宝満山のモミ、群馬県赤城山のシラカンバなどの衰退は酸性雨などの酸性降下物やオキシダントなどの大気二次汚染物質が原因ではないかと指摘されている<sup>1,2,5,21,22</sup>。

そこで当研究所では、大気汚染物質として酸性雨とオキシダントの主成分であるオゾンに注目して、数段階のレベル（濃度）の酸性雨とオゾンをスギなどを対象に暴露実験を実施し、それらの樹木にどのような影響を及ぼすのかを検討した。

### 4-2-2 酸性雨の影響

#### (1) 可視障害発現

46樹種（針葉樹11、常緑広葉樹14、落葉広葉樹21種）の苗木に、pH2.0、2.5、3.0、4.0の人工酸性雨と純水（pH5.6）を当研究所が考案・開発した人工降雨装置を使って、夕方から夜間にかけて20mm/日（2.0～2.5mm/時×8～9時間/日）、3日/週の割合で3～4ヶ月間暴露し、葉の可視障害発現の有無を調べた。なお、当研究所で実施した暴露実験用の人工酸性雨は、水道水から精製した純水に硫酸、硝酸、塩酸を当量比で $\text{SO}_4^{2-}:\text{NO}_3^-:\text{Cl}^- = 5:2:3$ となるように添加・調整したものをを用いた。

pH2.5以下の人工酸性雨によって46樹種すべての葉に斑点などの可視障害が現れた（表4-2-1）。樹種タイプ別

にみていくと、針葉樹では落葉性のカラマツがpH2.5以下の人工酸性雨によって落葉が観察されたが、pH3.0以上ではいずれの針葉樹も可視障害は現れなかった。これに対して広葉樹では、pH3.0の酸性雨によって、常緑性のもので14種のうち7種、落葉性では21種のうち14種に可視障害が現れた。また、落葉広葉樹は、pH2.0の酸性雨によって枯死あるいは葉がすべて落葉した樹種が10種認められた。これらのことから、可視障害を指標とした場合には、落葉広葉樹、常緑広葉樹、針葉樹の順に酸性雨に対して強く、葉に可視障害が現れる閾値pHは広葉樹ではpH4.0～3.0、針葉樹ではpH3.0～2.0であると考えられる。

#### (2) 成 長

針葉樹のスギ、ウラジロモミと落葉広葉樹のシラカンバの各苗木を、黒ボク土を詰めたポットに植え、4月26日から20週間にわたって、pH4.0、3.0、2.0の人工酸性雨および純水を1週間に3回の割合で、各苗木の上部から暴露した。なお、各苗木には暴露開始前に化成肥料を与えてある。

図4-2-1に、20週間の暴露終了時におけるスギ、ウラジロモミ、シラカンバの乾物重量の測定結果を示した。3樹種いずれにおいても、可視障害の現れたpH2.0区の個体乾重量はpH5.6区に比べて著しく低下した。さらに、pH3.0の人工酸性雨暴露によって、可視障害が現れずにウラジロモミ苗の乾物成長が低下した。このような比較的高いpHの人工酸性雨暴露による樹木の成長低下が認められた例は、ウラジロモミと同属の樹種であるモミでも報告され<sup>23</sup>、モミ属はスギやシラカンバに比べて酸性



表4-2-1 人工酸性雨暴露による樹木の可視障害発現状況

樹種		pH					葉の可視症状
		5.6	4.0	3.0	2.5	2.0	
針葉樹							
アカマツ	(2)*	-	-	-		+	葉先の壊死
ウラジロモミ	(3)	-	-	-	-	+	壊死、落葉
カイヅカイブキ	(1)	-	-	-		+	鱗片葉の褐変壊死
カラマツ	(3)	-	-	-	+	全落葉	白化
クロマツ	(1)	-	-	-		+	葉先の壊死
サウラ	(1)	-	-	-		+	鱗片葉の褐変壊死
スギ	(3)	-	-	-	-	+	葉先の壊死
ストローブマツ	(3)	-	-	-	-		短葉化 (pH 2.5)
ドイツトウヒ	(2)	-	-	-	-	+	壊死、落葉
ヒノキ	(1)	-	-	-		+	鱗片葉の褐変壊死
モミ	(2)	-	-	-		+	壊死、落葉
常緑広葉樹							
ウバメガシ	(1)	-	-	-		+	葉縁の壊死
オオムラサキツツジ	(1)	-	-	-		+	葉先の壊死
カナメモチ	(1)	-	-	+		+	壊死斑
サツキ	(1)	-	-	-		+	葉先の壊死
シャリンバイ	(1)	-	-	+		+	壊死斑、小葉化
スダジイ	(1)	-	-	-		+	壊死斑
タブノキ	(1)	-	-	-		+	壊死斑
ツバキ	(1)	-	-	+		+	葉縁の壊死
トキワサンザシ	(1)	-	-	+		+	葉全体の壊死
トベラ	(2)	-	-	+		+	葉縁の壊死
ネズミモチ	(1)	-	-	+		+	壊死斑
マサキ	(1)	-	-	+		+	壊死斑
マテバシイ	(1)	-	-	-		+	葉縁の壊死
ヤマモモ	(1)	-	-	-		+	葉縁の壊死
落葉広葉樹							
アジサイ	(1)	-	-	+		全落葉	壊死斑
アンズ	(1)	-	-	+		全落葉	壊死斑、穿孔
ウメ	(4)	-	-	+	+		壊死斑、落葉
エニシダ	(1)	-	-	-		枯死	壊死斑
ケヤキ	(3)	-	-	-	+		壊死斑、小葉化
コデマリ	(1)	-	-	-		+	壊死斑
コナラ	(3)	-	-	+	+	+	葉縁の壊死、壊死斑
シラカンバ	(3)	-	-	-	+	全落葉	葉縁の壊死、落葉
ソメイヨシノ	(1)	-	-	+		全落葉	壊死斑、穿孔
トウカエデ	(3)	-	-	-	+	全落葉	葉縁の壊死、壊死斑
ドウダンツツジ	(2)	-	-	+		枯死	褐色壊死斑
トネリコ	(3)	-	-	+	+		壊死斑
ドロヤナギ	(3)	-	-	-	+		葉縁・葉脈の壊死
ハナミズキ	(2)	-	-	+		全落葉	壊死斑、葉縁の壊死
ブナ	(3)	-	-	+	+	+	葉縁の壊死、壊死斑
ミズナラ	(3)	-	-	+	+		葉縁の壊死、壊死斑
ミヤギノハギ	(1)	-	-	+		枯死	壊死斑
ムラサキハシドイ	(1)	-	-	+		全落葉	壊死斑
ヤシャブシ	(1)	-	-	-		+	壊死斑点、小葉化
ヤマザクラ	(4)	-	-	+	+		壊死斑、落葉
ユリノキ	(3)	-	-	+	+		壊死斑

- : 可視障害なし、+ : 可視障害あり。

降雨量 : 20mm (2.5mm/hr × 8 hr) / 回 × 3 回/週

\* (1) 1991年7月から10月に暴露、(2) 1992年4月から6月に暴露、

(3) 1993年4月から6月に暴露、(4) 1993年7月から9月に暴露。

雨に対して弱いことが示唆される。

一方、pH3.0の人工酸性雨暴露によって、最終サンプリング時におけるスギの葉やシラカンバの幹枝・個体の乾重量が逆に増加した(図4-2-1)。pH2.5~4.0程度の人工酸性雨や酸性ミスト暴露による乾物成長の促進はスギ<sup>24)</sup>、ストローブマツ<sup>25,26)</sup>、カバノキの一種<sup>27)</sup>などで報告されている。それらの報告では、成長促進の原因として、人工酸性雨(ミスト)中に含まれる窒素による土壌を介した肥料効果が指摘されていることから、本実験における

pH3.0の人工酸性雨暴露による成長促進も人工酸性雨中のNO<sub>3</sub><sup>-</sup>が肥料効果を発揮したためと考えられる。

以上に示した人工酸性雨の暴露実験は、数ヶ月の期間で実施したものであるが、人工酸性雨の暴露期間を1年以上にすると、本来多年間生育する樹木への影響がより顕著に現れると考えられる。また、土壌養分の状態や降雨量が異なる場合には、人工酸性雨の影響はどのように変化するのであろうか。

そこで、わが国の代表的な特産樹種であるスギ、ヒノ



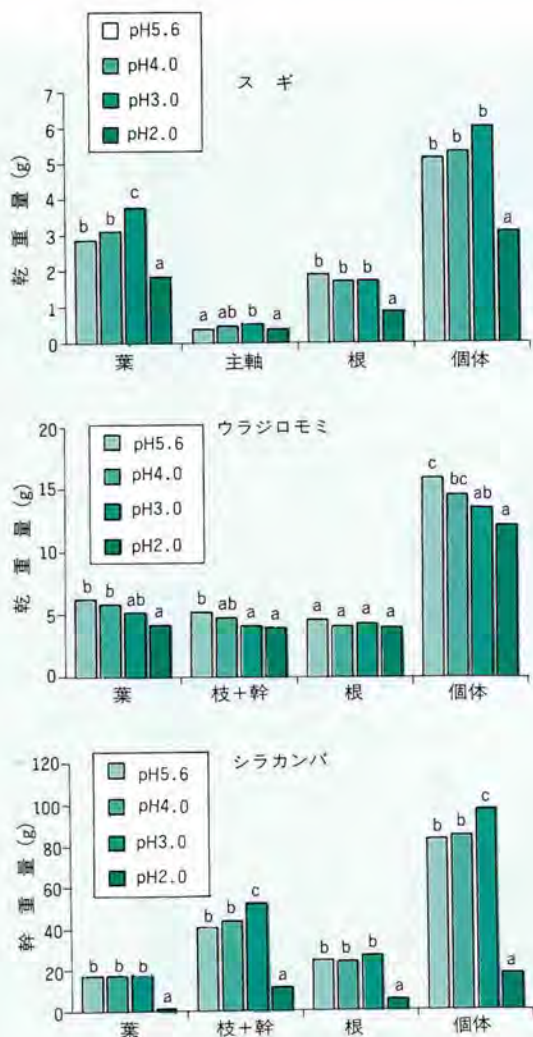


図4-2-1 スギ、ウラジロモミ、シラカンバ苗の乾物成長に及ぼす人工酸性雨の影響

1993年4月26日から20週間にわたって、pH4.0、3.0、2.0の人工酸性雨および純水(pH5.6)を暴露した。図中の各樹種の植物器官あるいは個体内で異なるアルファベットのついた乾重量(10個体の平均値)はTukey's HSD multiple range testによって統計学的に差があることを示している。

キ、サワラの苗木を、黒ボク土を詰めた1/2,000アールのワグネルポットに植えて、各樹種の半数のポットに化成肥料を与えて、無施肥と施肥の二つの異なる肥料区を設けた。各樹種の両肥料区とも、1990年10月から23ヶ月間にわたって、4～9月の降雨量を3段階(少雨、中雨、多雨:720、1,440、2,160mm)に設定し、pH4.0、3.0、2.0の人工酸性雨と純水(pH5.6)を暴露した。

図4-2-2に、23ヶ月間の暴露終了時のスギ、ヒノキ、サ

ワラの個体乾重量の相対値を示した。スギ、ヒノキ、サワラいずれの樹種においても、可視障害の現れたpH2.0区では施肥を行った場合はpH5.6区に比べて個体乾重量が著しく低下したのに対して、無施肥ではスギのように逆に促進される場合がみられるなど、人工酸性雨pHの影響は施肥の有無によって異なった。肥料条件の違いによる人工酸性雨に対する成長反応の逆転は、ヨーロッパアカマツ林で行われた人工酸性雨と肥料条件を組み合わせた14年間の大規模な暴露実験でも報告されている<sup>28)</sup>。一方、pH3.0の人工酸性雨はスギ、ヒノキ、サワラいずれの樹種の個体乾重量に対しても成長の促進効果を及ぼした。

また、降雨量の多少による影響をみると(図4-2-3)、スギの個体成長は4～9月の降雨量が少ないほど低下したのに対して、ヒノキとサワラの施肥区では降雨量が少ないほど成長が増加する傾向であった。

### (3) 土壌理化学性

酸性雨が樹木に及ぼす影響としては、酸性雨の直接影響と、酸性雨などの酸性降下物が土壌に沈着して酸性化し、それに伴って溶出する有害なアルミニウム(Al)などの金属やカルシウム(Ca)、マグネシウム(Mg)など塩基の土壌からの溶脱による養分欠乏などの間接影響が考えられる。

上記(2)の実験でスギ、ヒノキ、サワラに人工酸性雨を23ヶ月間暴露した場合、いずれの樹種の植栽土壌においても、人工酸性雨pHの低下に伴って土壌pH(H<sub>2</sub>O)は低下した(図4-2-4)。また、無施肥の場合よりも施肥した土壌の方がpHは低い傾向にあったが、人工酸性雨のpHが2.0の場合には施肥の有無に関わらず土壌pHは約4.0となっていた。

次に、植栽土壌の水溶性元素濃度は人工酸性雨によってどのように変化したのかを、無施肥のスギでみる(図4-2-5)。人工酸性雨のpHが2.0に低下すると、雨中の陰イオンの主成分であるSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の負荷によって、土壌中の水溶性硫黄(S)濃度は急激に高まり、それとともに土壌中のAl濃度が増加した。しかし、pH3.0の場合には暴露試験の終了時点でもAlの溶出濃度は低かった。一方、酸性雨のpHの低下に伴ってカリウム(K)、Ca、Mg、リ



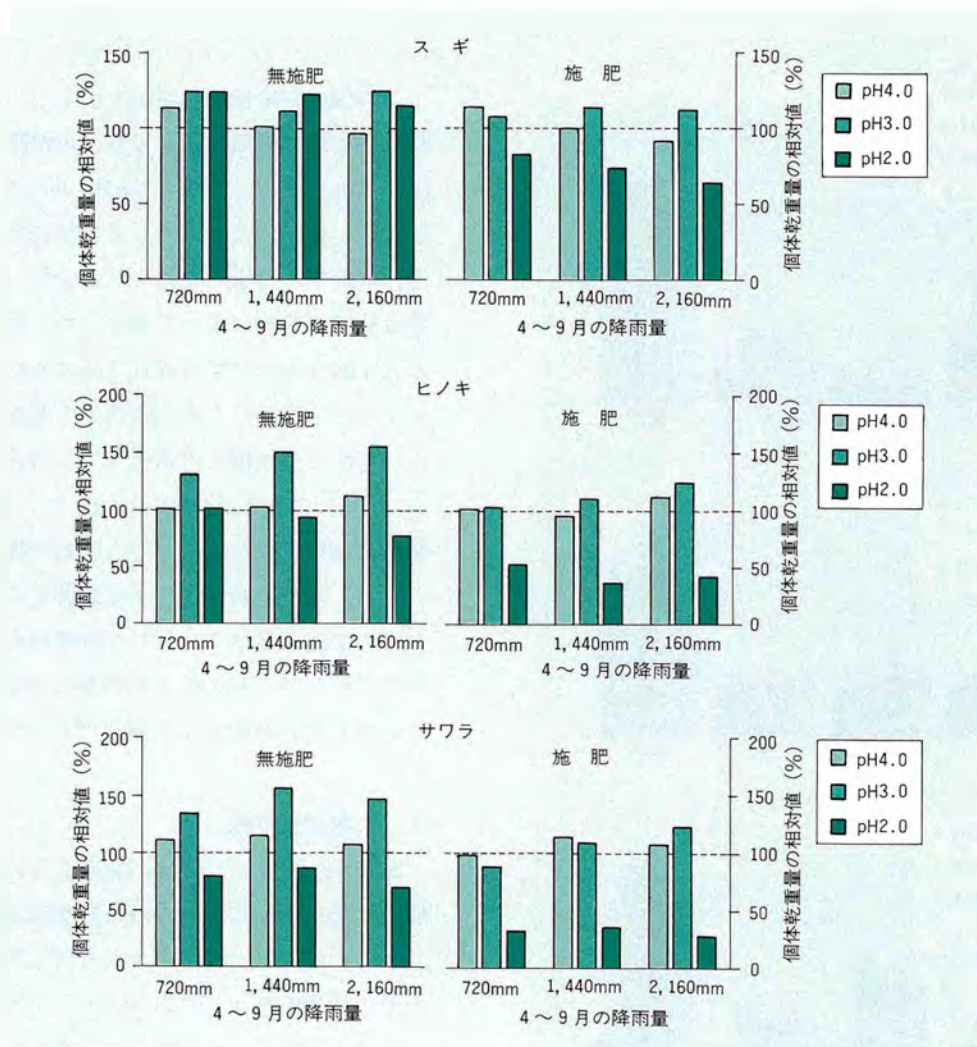


図4-2-2 暴露終了時におけるスギ、ヒノキ、サワラ苗の個体乾重量の相対値

1990年10月から23カ月間にわたって、無施肥あるいは施肥を行ったスギ、ヒノキ、サワラ苗に、pH4.0、3.0、2.0の人工酸性雨および純水（pH5.6）を4～9月の降雨量が720、1440、2160mmとなるように暴露した。

$$\text{相対値 (\%)} = (\text{人工酸性雨暴露区} / \text{pH5.6区}) \times 100$$

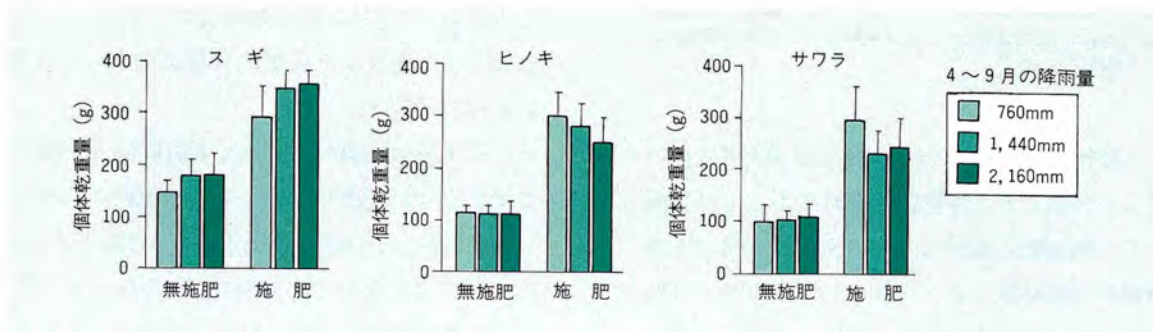


図4-2-3 スギ、ヒノキ、サワラの個体乾重量に及ぼす降雨量の影響

図中の縦棒および棒上の縦線は1990年10月から23カ月間にわたって純水（pH5.6）を暴露した12個体の平均値と標準偏差を表す。

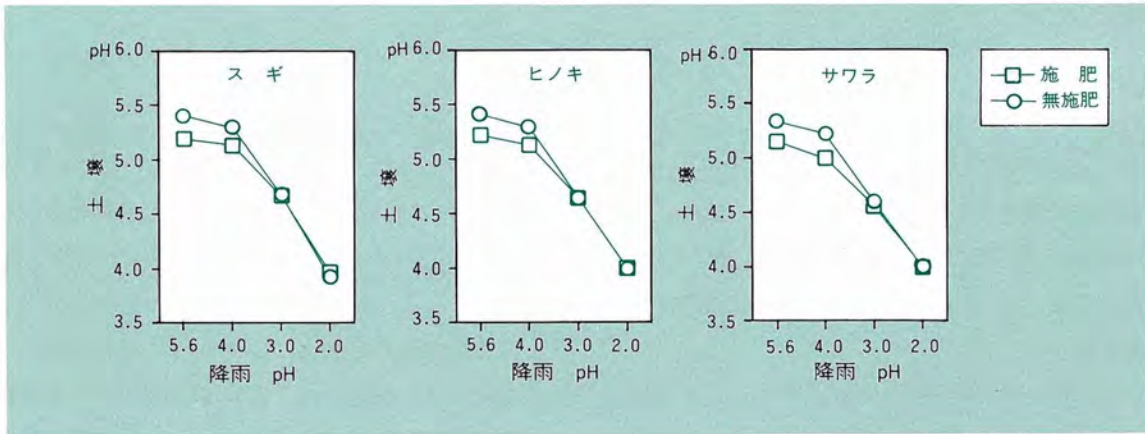


図4-2-4 スギ、ヒノキ、サワラ植栽土壌のpH (H<sub>2</sub>O) に及ぼす人工酸性雨の影響

図にはpH4.0、3.0、2.0の人工酸性雨および純水 (pH5.6) を4～9月の降雨量が2160mmとなるように暴露した上層土壌についての結果を示した。各シンボルは12個体の平均値と標準偏差を表す。

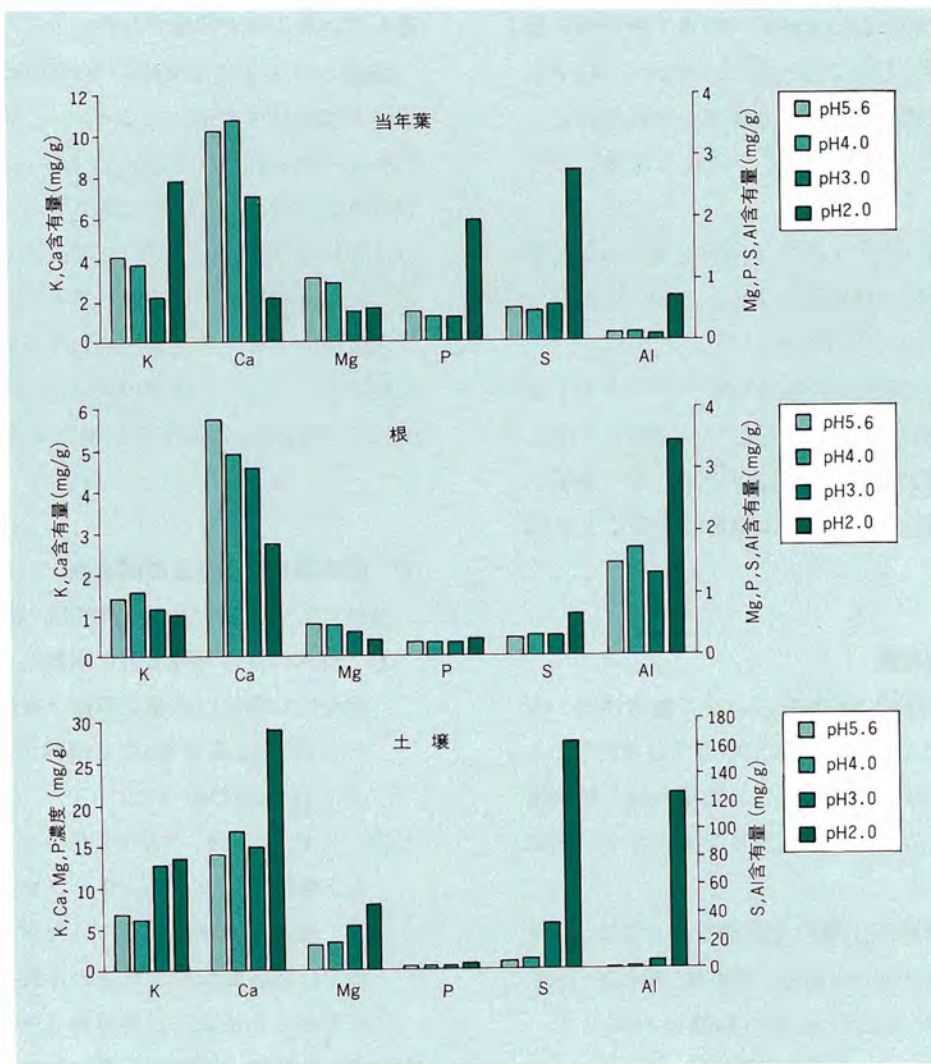


図4-2-5 スギ苗の当年葉と根の元素含有量および植栽土壌 (上層) の水溶性元素濃度に及ぼす人工酸性雨の影響

図には、pH4.0、3.0、2.0の人工酸性雨および純水 (pH5.6) を4～9月の降雨量が2160mmとなるように暴露した無施肥のスギ苗についての結果を示した。各縦棒は12個体の平均値。



ン(P)の溶出濃度が高くなる傾向がみられた。また、人工酸性雨のpHが3.0以下になると、マンガン(Mn)、鉄(Fe)、亜鉛(Zn)、銅(Cu)などの金属の溶出濃度が高くなる傾向にあった。

スヴェルドゥロップ(H. Sverdrup)ら<sup>29)</sup>は、土壤溶液中の(Ca+Mg)/Alのモル比が1.0以下、すなわちAlが多量に溶出するような状態にまで土壤が酸性化するとドイツウヒ、ヨーロッパアカマツ、ヨーロッパブナの根の生長が抑制されることから、このモル比を指標にして北欧の森林土壤に対する酸の臨界負荷量(Critical Load)を求めている。本実験においてpH2.0の人工酸性雨を暴露したいずれの樹種においても、このモル比は1.0以下となり、ヨーロッパで議論されている限界レベルを越え、Alの影響が作用していることが考えられる状態となっていた。

このような人工酸性雨によるスギ植栽土壤中の各元素の変化は、施肥の有無や降雨量の多少、あるいは樹種に関係なくほぼ同様の傾向であった。

以上のように、人工酸性雨のpHの低下に伴って土壤pHが低下し、主要塩基が溶出するとともにAlも溶出した。さらに、土壤pHの低下や元素の溶出は、人工酸性雨pHが3.0から2.0に低下した場合に顕著になることが明らかとなった。

#### (4) 植物体内元素含有量

一般に、多くの植物ではAl処理によって植物体内へのK、Ca、Mg、Pなどの塩基の吸収が阻害される<sup>30,31)</sup>。人工酸性雨の暴露により土壤が酸性化した場合は、植物体内の元素含有量はどのように変化するであろうか、前記(3)のスギでみていこう。

図4-2-5には、スギ植栽土壤の元素濃度とともに、当年葉と根の元素含有量を示してある。当年葉、根ともにSとAl含有量は土壤中の水溶性元素の動態に対応して、pH2.0の人工酸性雨によって著しく増加した。

これに対して、K、Ca、Mg、P含有量をみると、土壤中では人工酸性雨pHの低下に伴っていずれの塩基も増加したが、体内への吸収や体内での動態は元素によって異なっていた。当年葉と根のCaおよびMg含有量は酸性

雨のpHの低下とともに減少した。Kの場合には、根の含有量がpH2.0で減少する傾向がみられたが、葉では逆に増加しており、CaとMg含有量が低下した分をKが補償する傾向がみられた。しかし、K、Ca、Mgの当量濃度を求めると、pH2.0区ではCaおよびMgの減少量が多いため、K含有量だけではそれら2つの元素の減少分を補償しきれてはいない。なお、施肥した場合と無施肥の場合の元素含有量の大きな相違は、無施肥の場合には葉のKの含有量が少ない代わりにCaとMgの含有量が施肥した場合よりも多くなり、これらの3元素は相互に密接に関連していることが示唆された。

前述したように土壤中の水溶性Al濃度が高くなると根のAl含有量も増加したことから、植物体に吸収されたPはAl-P化合物として根に固定されるため、地上部のP含有量が減少することが予想された。しかし、葉(あるいは幹)のP含有量はpH2.0で高くなり、AlによるPの固定化現象は起こっていないと考えられた。

以上のように、人工酸性雨による植物体元素含有量の変化についても、土壤中の水溶性元素濃度の場合と同様、pHが3.0から2.0に低下した場合のみ顕著になることがわかった。

#### (5) 酸性雨と森林衰退の関連性

当研究所で実施した人工酸性雨の暴露実験結果から、

- ① 樹木の葉の可視障害を指標とした酸性雨に対する感受性の順位は落葉広葉樹>常緑広葉樹>針葉樹で、その閾値は広葉樹ではpH4.0~3.0、針葉樹ではpH3.0~2.0であった。
- ② スギ、ヒノキ、サワラ、シラカンバ苗ではpH2.0の人工酸性雨によって、ウラジロモミ苗ではpH3.0以下で成長の低下が認められたが、pH4.0以上の酸性雨では悪影響はなんら認められなかった。

スギやモミを供試した伊豆田ら<sup>23,32)</sup>の人工酸性雨暴露実験でも本研究と同様の結果が認められ、欧米の樹種においても、葉の可視障害はpH3.0以下でのみ発現し、成長低下はpH3.0以上では生じないことが報告されている<sup>33,34)</sup>。一方、わが国で現在観測される降雨のpHは年平均で4.5~5.2で、pH4.0以下の降雨の頻度は非常に稀で

ある<sup>35)</sup>。これらのことから、スギを始めとする森林衰退は酸性雨が単独で直接的に影響したために生じたとは考えにくい。

### 4-2-3 オゾンと酸性雨の複合影響

現在わが国で観察されている森林衰退が酸性雨単独によるものでないとするれば、いったい何が原因なのであろうか。スギ衰退の場合には、前節4-1の実態調査の結果から、スギ衰退にはオキシダントなどの大気二次汚染物質が関与している可能性を示唆している。また、欧米の森林衰退の原因としてオキシダントの主成分であるオゾンの主因とする研究者が多い<sup>36,37,38)</sup>。

そこで、当研究所ではオキシダントの主成分であるオゾンと酸性雨の複合暴露試験を実施した。スギ、ヒノキ、サワラの苗木を、温度25/20℃(日中/夜間)、相対湿度75%の天然光型環境調節ガラス室4室に配置し、1990年10月から約2年間にわたって、0.00(対照)、0.06、0.12、0.18 ppmのオゾンを1日あたり6時間(9:00~15:00)、毎日暴露した。同時に、各ガラス室に、pH3.0の人工酸性雨と純水(pH5.6)を夕方から夜間にかけて暴露した。降雨

量は10~3月の間は10mm/日×2日/週、4~9月の間は20mm/日×3日/週とした。

その結果、23ヶ月間の暴露終了時において、オゾン暴露によって、根の成長が低下し、根に対する地上部(葉+枝幹)の比(以下、TR比と略す)が増加した(図4-2-6)。オゾン暴露による根の成長阻害やTR比の増加は、スギ<sup>24)</sup>、ドイツトウヒ<sup>39)</sup>、エリオットマツ<sup>40)</sup>、ジェフリーマツとジャイアントセコイア<sup>41)</sup>、ヨーロッパアカマツ<sup>42)</sup>など数多くの針葉樹、あるいは落葉広葉樹でも報告されており<sup>43)</sup>、根の成長は葉などの地上部よりオゾン影響が表れやすいと考えられる。また、このような反応は、オゾンが葉で生産された光合成産物の幹や根への分配に影響していることを表わしており<sup>41,44)</sup>、樹体内における分配の変化は、光合成の低下そのものよりも、多年間生育する樹木にとっては悪影響が大きいと考えられている<sup>45)</sup>。

さらに、本実験では、pH3.0の人工酸性雨は、オゾン暴露によるTR比の増加を助長した(図4-2-6)。これらのことから、オゾンと酸性雨が相乗して、個体レベルにおけるバランスの悪化を促進し、悪影響を及ぼす可能性のあることが示唆される。

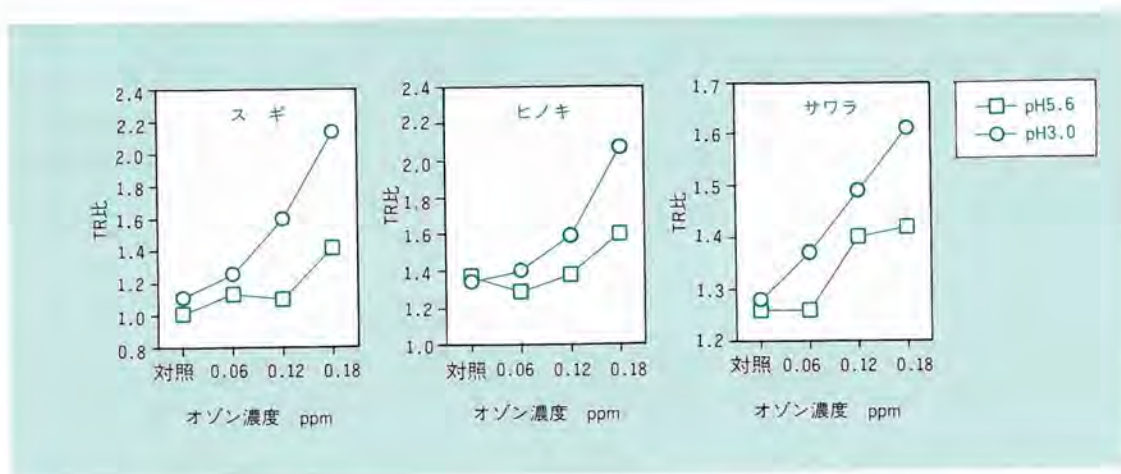


図4-2-6 樹木の根に対する地上部の乾燥重量の比(Top/Root、図中ではTR比と略す)に及ぼすオゾンと人工酸性雨の複合影響

1990年10月から23カ月間にわたって、0.06、0.12、0.18ppmのオゾンを毎日、pH3.0の人工酸性雨と純水(pH5.6)を3回/週の割合で暴露した。



#### 4-2-4 まとめ

当研究所で実施した人工酸性雨とオゾンの暴露実験の結果から以下のことが明らかになった。

- ① スギを始めとする森林衰退は、少なくとも現状の降雨が単独で直接的に関与したものとは考えにくい。
- ② スギの成長は降雨量が少ないほど低下し、降雨量の多少が成長を左右する重要な要因である。
- ③ オキシダントの主成分であるオゾンやスギなどの針葉樹の根と地上部のバランスの悪化を引き起こし、酸性雨はこのバランス悪化を助長する。

前節4-1で述べたように、スギ衰退状況・衰退分布などの実態調査結果と気象・大気汚染の資料から、広域的原因不明のスギ衰退分布はスギの成長期のオキシダント濃度が環境基準値0.06ppmを越える時間数の多い地域と一致し、その分布地域において5～9月の降雨量が800mm以上のところではスギの被害程度は軽くなっている。

一方、松本ら<sup>46)</sup>は、スギは関東平野に生育する樹種のなかで最も水ストレスに対して弱いこと、関東平野では大気乾燥がスギ衰退の発生時期前の1950年代から進行していることから、スギの衰退はむしろ大気乾燥化による可能性が高いと報告している。これらのスギ衰退に関与する要因を比較すると、降雨量の減少と水ストレスというスギを取り巻く水分環境の悪化という点では一致しており、降雨量の減少などの水分環境の悪化がスギの成長低下を引き起こす重要な要因であることが考えられる。

また、関東平野の衰退地帯に生育するスギは、オキシ

ダントに代表される多量の乾性汚染物質(二次汚染物質)を捕集しているため、それがスギの枯れを引き起こしている可能性が高いことは前節4-1で述べた。また近年、米国では、マツ類など針葉樹への影響を考える場合、オゾンばかりでなく、オゾンとともに発生する光化学オキシダントなどの大気二次汚染物質との長期的な複合影響を考慮に入れる必要があると指摘されている<sup>47,48,49)</sup>。オゾン以外の大気二次汚染物質が樹木へどのような影響を及ぼしているかは明らかではないが、オゾンと複合して悪影響を及ぼしていることは十分に考えられる。

以上のことから考えると、関東・甲信、関西・瀬戸内地方で発生しているスギの衰退には、降雨量の減少や大気乾燥化による水分環境の悪化と、オゾンなどのオキシダントの影響とが複合的に関与している可能性が高い。

当研究所の暴露実験からは、現状のpH4.6～5.2程度の降雨がオゾンによる根と地上部とのバランス悪化を助長するかどうかは明らかにはできなかったが、酸性雨もスギをはじめとする森林衰退に間接的に関与している可能性は否定できない。また、最近では降雨よりpHが低い酸性霧が赤城山や丹沢等で観測され、シラカンバやモミなどの衰退との関連性が指摘されている<sup>21,50)</sup>。さらに、わが国の二酸化硫黄(SO<sub>2</sub>)濃度は排煙対策が厳しく取られているため低減の一途を辿ってきたが、将来、中国や韓国の工業化の進展に伴って大量に発生する硫黄酸化物がわが国に移流した場合には、森林生態系に対して影響を及ぼす可能性も懸念される。したがって今後も、当研究所ではオゾンと酸性雨のみならず他の酸性降下物の樹木への影響を継続して研究していく予定である。

## コラム8 酸性霧

1980年代の初めに、ロサンゼルス近郊で霧の観測で、カルフォルニア工科大学の Hoffman (M. R. Hoffman) らのグループは、pHが通常の雨水より低く(最低pH1.7)、溶存成分濃度は雨水より2桁も高いことを報告した。彼らはこの霧を“acid fog”と呼び、何らかの環境影響を及ぼす可能性を指摘した。

わが国でも1990年代に入ってから、多くの機関により、日本各地の10カ所以上の地点で霧の化学組成に注目した観測が行われ始めた。その結果、関東地方の筑波山、赤城山、丹沢をはじめとして、ロサンゼルスに匹敵する酸性度の高い霧が、数多く報告され、「酸性霧」という言葉が、“acid fog”に対応する訳語として、社会一般にも知られるようになった。

ところで、わが国の霧の観測は意外と古く、第二次大戦以前の富士山等での霧水分析データも残されている。また、1960年代には、乗鞍岳で現在の「酸性霧」に匹敵する酸性度の高い霧水が観測されている。

当研究所では、酸性度の高い霧が多く観測されてき

た関東地方の、埼玉県西部の山間部を対象地域に選び、1990～1992年の夏期を中心に霧の観測を実施した。

この観測で採取した、全部で130個の霧水試料を霧水のpHの範囲は2.7～5.9であり、採水量で重み付けした平均pHは3.9であった。全試料の21%はpH4を、2%はpH3を下回った。pHの範囲と平均値は、これまで関東地方の他の地点での観測結果とほぼ一致した。

一般に雨水や霧水を酸性化させる主要な物質は塩酸(HCl)、硝酸(HNO<sub>3</sub>)、硫酸(H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>)の3つである。わが国の清浄地域での雨水は、硫酸が主要な酸性物質であり、全国規模で推計された発生量をもみても、硫酸の原因となるSO<sub>2</sub>の発生量が最も多い。

ところが、観測された霧水の、平均値で見ると、塩化物(Cl<sup>-</sup>)、硝酸(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)、硫酸(SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)の各イオンの中で、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>の占める割合が最も高かった。この傾向は、関東地方ではSO<sub>2</sub>よりもNO<sub>x</sub>の発生量の方が多い、という状況を反映しているものと推察された。

図1に、観測した霧水のpHと酸性物質の割合との関係を示した。霧水のpHが低下するにつれ、全酸性物質濃度に占めるSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の割合は低下傾向がみられた。これは大気中のHClやHNO<sub>3</sub>が水滴のpHによらず容易に溶解するのに対して、SO<sub>2</sub>は、pHが低下するにつれ、極端に溶解量が低下するためと考えられた。

pH3以下の霧水はCl<sup>-</sup>の濃度がもっと高く、その酸性化には大気中のHClの取り込みが大きく関係している。HClの主要な発生源としては清掃工場が挙げられるが、関東全域でのHClの発生量の推計では、清掃工場の関与だけでは霧水中の全Cl<sup>-</sup>を説明できなかった。

大気中のHClの起源としては、清掃工場のような一次的な発生源だけでなく、酸性ガスと海塩粒子(NaCl)との反応による生成も古くから知られている。霧水に取り込まれた大気中のHClの一部は、このような反応により二次的に生成した可能性もある。

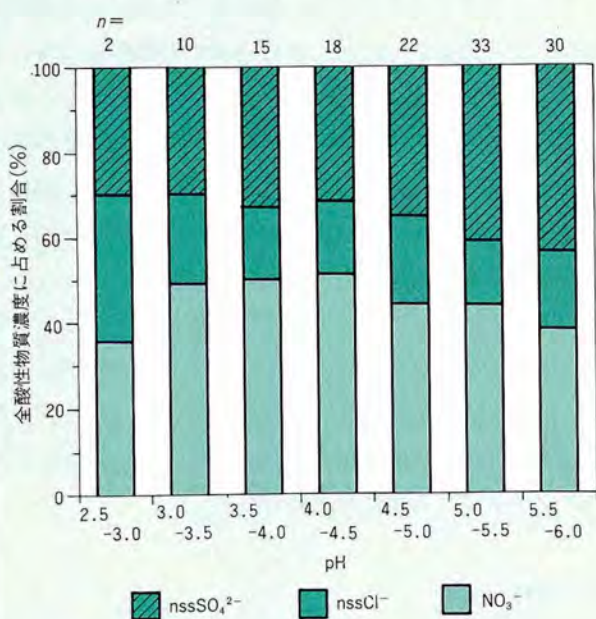


図1 霧水のpHと酸性物質の組成比の関係

nは採取した霧水試料の数を示し、nssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、nssCl<sup>-</sup>はSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、Cl<sup>-</sup>から海塩の寄与を除いたものを意味する。



## 4-3 酸性雨の農作物への影響

### 4-3-1 はじめに

酸性雨の農作物影響に関する研究は、米国を中心として行われてきた。実際に環境中で観測されるレベルの酸性雨が、農作物の生育や収量に及ぼす影響を予測・評価するために、人工的に調製した酸性雨を実際の降雨を模擬した形態で農作物に暴露する実験により研究が行われている。

これまでに行われた実験のほとんどは、ハンドスプレーや灌水用のノズルを用いて、人工酸性雨を暴露して、可視障害の発現について検討しているに過ぎない。

また、欧米における研究結果は、われわれに多くの指針を与えてくれるが、欧米における大気汚染物質濃度がわが国よりも高いことなど、背景となる環境条件が異なるため、その実験結果をわが国に直接当てはめることは適当ではないと考えられる。さらに、酸性雨や酸性霧などの酸性化した降水を湿性降水物というが、両者の間で、植物に対する影響が異なるのではないかと指摘がある。その原因の一つは、酸性雨よりも酸性霧の方がそこに含まれる各種のイオン濃度が高く、pHが低いことである。また、霧は液滴の粒径が小さく、植物体表面への水滴の付着状態が雨とは異なることも、影響が異なる原因の一つになるのではないかと考えられている。

当研究所では、主要穀物であるダイズをはじめとする数種の農作物に、酸性雨を模擬した人工酸性雨や酸性霧を模擬した酸性ミストを暴露して、その影響について総合的に検討してきた。

### 4-3-2 酸性雨の影響

#### (1) 可視障害発現

アルファルファ、インゲンマメ、エンドウ、カブ、キャベツ、シソ、シロクローバー、ダイズ、ペレニアルライグラスなど、数種の農作物を対象にして、人工酸性雨の暴露試験を行った。

その結果、pH4.0以上では人工酸性雨の暴露に伴う可視障害発現は、暴露の対象としたいずれの農作物においても認められなかった。pH3.0の人工酸性雨では、ペレニアルライグラスをはじめ一部の農作物では可視障害発現は認められなかったが、その他多くの農作物において可視障害が現れた。可視障害の現れた部位はおもに人工酸性雨の暴露後、雨が滞留した箇所であった。その症状は組織の壊死や変色および変形であった。さらに、pH3.0では、同じ農作物でも生育環境や暴露環境の違いにより、可視障害発現の有無が変化することが明らかになった。

人工酸性雨がpH2.0になると、対象としたほとんどの農作物において壊死斑が認められ、ダイズやカブなどでは、組織の壊死に伴う著しい奇形化が認められた。また、葉柄や茎に烈しい壊死が表れた場合には、壊死部から上の部分が枯損する症状も認められた。

#### (2) 生育・収量

ダイズを対象として、pH5.6、4.0、3.0、2.0の人工酸性雨を1時間当たり5mmの強度で、1回当たり1時間、週2回の割合で暴露した。その結果、pH2.0の人工酸性雨の暴露により、生育に伴う葉面積の生長が阻害されるこ

とが確かめられた<sup>51)</sup>。

葉面積の生長阻害に伴い個体乾物重の増大が抑制され、暴露開始後7週目の時点で、pH2.0の個体乾物重がpH5.6よりも20%少なかった。さらに、ダイズの子実乾物重は、人工酸性雨の暴露に伴う葉面積の減少傾向を反映した。子実乾物重の低下は子実数の減少に起因し、葉面積の低下に伴う同化産物量の減少によるものと考えられた<sup>51)</sup>。

ただし、ダイズにpH2.0の人工酸性雨を暴露しても、生育や子実収量の低下が認められないことがあるなど、農作物の生育条件や暴露条件の違いによって、暴露に対する生育反応は変化した<sup>51)</sup>。

また、植物によっても反応は異なった。カブとペレニアルライグラスに、pH5.6、4.0、3.0、2.5の人工酸性雨を1時間当たり2.5mmの強度で、1回当たり9時間、週3回の割合で暴露した結果、カブの個体乾物重はpH2.5において減少したが、ペレニアルライグラスの個体乾物重は対照としたpH5.6よりも2.5の方が大きかった。

しかし、カブに、pH5.6、4.0、3.5、3.0の人工酸性雨を1時間当たり5mmの強度で、1回当たり3時間、週3回の割合で暴露した結果、pH3.0では葉面に壊死斑の発現が認められたが、個体乾物重には変化はないなど、人工酸性雨の暴露に伴う可視障害の発現と生育や収量の低下との間には一定の関係は認められないこともある。

### (3) 土壌理化学性

酸性雨の植物に対する影響を論ずる場合、地上部への直接影響だけでなく、土壌酸性化などの間接的な影響が問題とされる。すなわち、酸性雨が土壌を酸性化することにより、土壌中の金属が可溶化し植物の生育に害作用を及ぼしたり、陽イオンが土壌中から溶脱されるため植物生育に必要な養分が欠乏するという考え方である<sup>52,53,54)</sup>。

縦80cm、横80cm、深さ33cmの箱に土壌を詰め、ダイズを栽培し、1時間当たり5mmの強度で、1回当たり3時間、週2回の割合で、合計18回、総量で270mmとなるpH5.6、4.0、3.0、2.0の人工酸性雨を暴露した。その後、土壌を、表層(表面から5cm)、中層(15~20cm)、

下層(25~30cm)の3層に分けてpHを測定したところ、いずれの土層においても、人工酸性雨のpHが低いほど暴露終了後の土壌pHは低かった<sup>51)</sup>。

また、土壌の酸性化に伴い、土壌中の水溶性元素濃度が変化した。特にpH2.0では表層土壌のCa、K、MgおよびMnの濃度が上昇する傾向が認められた。これらの結果は、土壌pHの低下によりCa、K、MgおよびMnが溶出したことを示している。一方、pH2.0の人工酸性雨の暴露に伴い、表層土壌の水溶性P濃度が低下した。

同様の結果は、ポット栽培したダイズに対する人工酸性雨の暴露実験でも認められた。しかしながら、いずれも、pH2.0における土壌pHの低下や土壌中水溶性元素濃度の上昇は、ダイズの生育を阻害すると考えられるレベルには至らなかった<sup>50)</sup>。

一方、pH2.0の人工酸性雨の暴露に伴い、根粒の着生数が減少する傾向が認められた。つまり、ダイズの生育を阻害しないレベルの土壌性状の変化でも、土壌微生物の活性を低下させる可能性があると考えられた。

### (4) 植物体内元素含有量

一般的に、土壌が酸性化すると、植物によるCa、K、Mgなどの塩基の吸収が阻害されることが知られている。上述のとおり、人工酸性雨の暴露によりpH2.0において土壌が酸性化した。それに伴い、ダイズ体内の元素含有量が変化する傾向が認められた。ダイズの体内元素含有量は、概ね、土壌中の水溶性元素の動態に対応した。つまり、pH2.0の人工酸性雨の暴露にともない、Ca、K、Mgの体内含有量が増加した<sup>55)</sup>。

さらに、Cu、Fe、Mn、Znなどの金属は、土壌酸性化にともない溶解度が増し、植物に吸収されやすくなる。これらの元素は、植物の必須養分である反面、過剰に吸収されると生理障害を引き起こすことが知られている。いずれの人工酸性雨暴露実験においても、これら金属の過剰吸収による可視障害は認められなかったが、pH2.0では、CuとMnの体内含有量が増加する傾向が認められた。

また、土壌の酸性化に伴う植物生育阻害要因として、土壌中のAlが溶出し、根の細胞の機能を阻害するととも



に、土壌中のPの吸収を阻害することが知られている<sup>30)</sup>。しかしながら、上記の暴露実験では、ダイズ体内のAl含有量に変化は認められなかった。加えて、表層土壌中の水溶性P濃度が低下したにも関わらず、体内P含有量はむしろ増加する傾向が認められた。

### 4-3-3 酸性ミストの影響

#### (1) 可視障害発現

人工酸性雨と酸性ミストを、エンドウ、シソ、カブ、ダイズ、シロクローバー、アルファルファ、ペレニアルライグラス、ケンタッキーブルーグラスに暴露して、可視障害の発現および生育に及ぼす影響について調査した。人工酸性雨および酸性ミストのpHは5.6、4.0、3.0、2.0で、1時間当たり2.5mmの強度で、1回当たり9時間(夜間)、週3回の割合で暴露した。

以上の実験の結果、いずれの農作物でも、人工酸性雨と酸性ミストの間で、可視障害が表れるpHに違いは認められなかった。しかしながら、可視障害が表れる時期は、人工酸性雨よりも、酸性ミストの方が早くなる傾向が認められた。さらに、人工酸性雨の場合には壊死斑点は葉の表側から表れたが、酸性ミストの場合には、葉の裏側にも微小な壊死斑点の発現が認められた。これは、雨の場合には雨滴が葉の裏側にほとんど付着しないのに比べて、ミストの場合には裏側までミストが付着したためと考えられた。

エンドウでは、巻きひげに特徴的な可視障害の発現が観察された。pH2.5の人工酸性雨を暴露した場合には、巻きヒゲ先端部が壊死するだけにとどまったが、酸性ミストの場合には、壊死は巻きヒゲ全体に及んだ。これは、人工酸性雨の場合には、巻きひげの先端部に水滴が付着するにとどまったのに比較して、酸性ミストの場合には微小水滴が巻きひげ全体に付着したためであると考えられた。

雨あるいはミストを暴露した後の葉への水の付着量が、雨よりもミストの方が多かったことから、水滴の付着量の大小が可視障害発現の大小に関係していると考えられた。

したがって、降水量を同一に設定した場合には、人工酸性雨よりも酸性ミストの方が、可視障害発現に及ぼす影響は大きいと考えられた。

#### (2) 生育

上記の暴露実験において、供試した8種類の農作物のうちカブ以外は、人工酸性雨あるいは酸性ミストのpHの低下に伴う生育の低下は認められなかった。

図4-3-1に、カブとアルファルファの生育に及ぼす人工酸性雨あるいは酸性ミストの影響を示した。カブでは、人工酸性雨の場合には、pH4.0および3.0では暴露の影響は認められなかったが、pH2.5において個体乾物重が減少した。一方、酸性ミストの場合にはpH4.0では暴露の影響は認められなかったが、pH3.0および2.5において個体乾物重が減少した。また、アルファルファでは、pHの低下にともなって生育が逆に増加した。

このように、生育に及ぼす影響に関しては、人工酸性雨と酸性ミストの影響は作物によって異なり、その影響の程度に一定の傾向は認められなかった。

### 4-3-4 まとめ

これまでに農作物を対象に行った実験では、pH4.0の人工酸性雨あるいは酸性ミストを暴露しても、供試した全ての植物において、可視障害発現ならびに生育に影響はみられなかった。また、常時pH3.0の雨や霧が発生することも考えにくいことから、現状レベルの雨あるいは霧の酸性度が、農作物の生育や収量に影響を及ぼす可能性は少ないと考えられる。

また、人工酸性雨と酸性ミストの影響を、降水量や降水強度などの暴露条件を同一にして比較した結果、両者の可視障害発現の閾値pHは変わらなかった。しかしながら、可視障害の程度や、暴露開始後の可視障害発現までに要する日数を指標にした場合には、人工酸性雨よりも酸性ミストの方が影響が大きく表れることが明らかになった。一方、生育に及ぼす影響は作物種によって異なった。

さらに、土壌酸性化に関しても、施肥などの作用と比

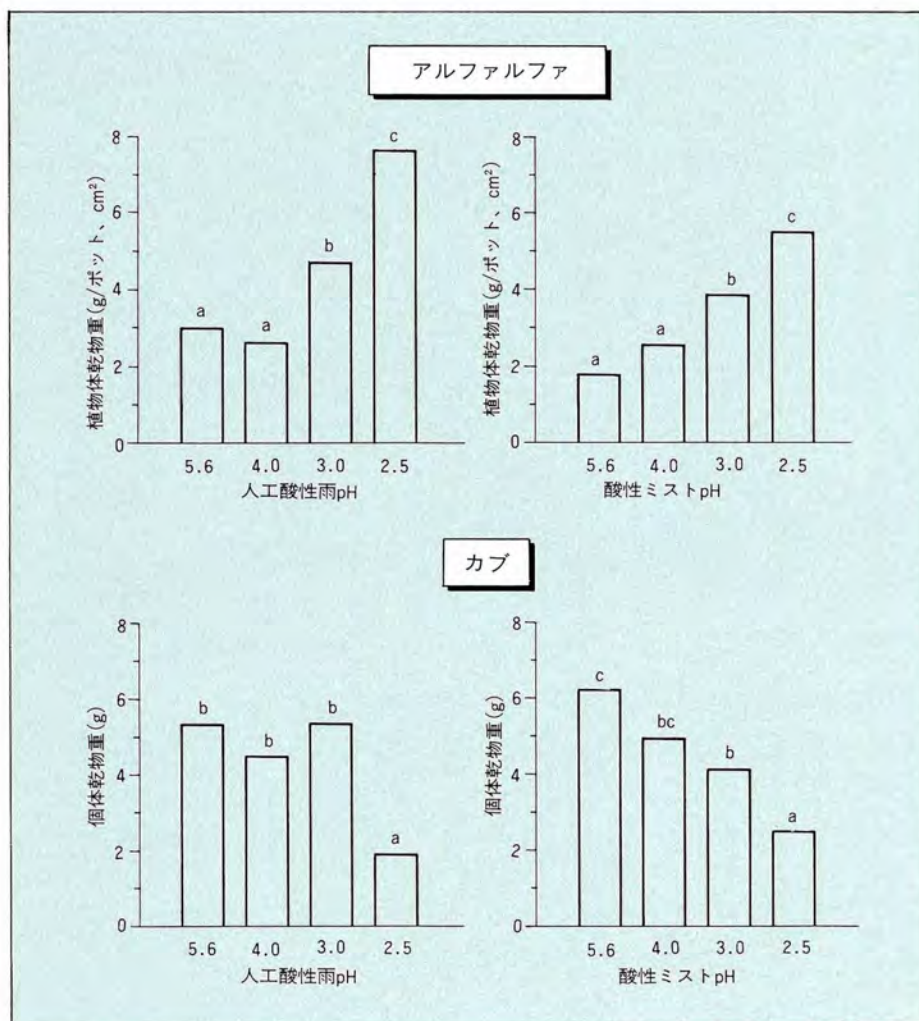


図4-3-1 植物体乾物重におよぼす人工酸性雨および酸性ミストの影響

1回当たり9時間で、23mmの人工酸性雨およびミストを週3回の割合で全生育期間にわたり暴露した後の、乾物重について示した。アルファルファでは縦軸がポット当たりの乾物重を、カブでは1個体当たりの乾物重を示す。

アルファルファでは、人工酸性雨、酸性ミストともに、pH5.6（対照：純水）よりも、pH2.5および3.0の乾物重が大きくなる傾向が認められる。一方、カブでは人工酸性雨の場合にはpH2.5で、酸性ミストの場合にはpH3.0および2.5において、乾物重が小さくなる傾向が認められる。

較してその影響は小さいと考えられる。仮に、強酸で構成されたpH3.0の酸性雨が年間2,000mm降ったと仮定すると、土壤に負荷されるH<sup>+</sup>の量は、年間2×10<sup>3</sup>eqであ

る。したがって、pH3.0の雨を中和するのに必要なCaの量は40kgであり、通常の肥培管理の範囲で対応することができる。







第 **5** 章

**5**

将来の酸性化を  
防ぐために



## 第5章 将来の酸性化を防ぐために ● 目次

研究開発部 環境推進室 (次長) 田中 隆



田中 隆 (1969年入所)

排煙脱硫・脱硝技術の開発をはじめ各種環境対策技術の開発を行ってきた。その後、石炭ガス化クリーンアップ技術や微粉炭燃焼技術の開発に従事し、現在、環境推進室で環境問題全般について取り組んでいる。

## 5-1 将来の酸性化を防ぐために

当研究所が本格的な酸性雨の研究に着手した1980年代の中ごろ、わが国では欧米に類をみない環境対策がすでに講じられており、二酸化硫黄（SO<sub>2</sub>）や窒素酸化物（NO<sub>x</sub>）の排出量は著しく低いレベルにあった。例えば単位発電電力量あたりの前駆物質の発生率を比較すると、わが国のSO<sub>2</sub>排出率は欧米の主要国の1/8以下、またNO<sub>x</sub>の排出率は1/5以下であった。このため降水の酸性化に及ぼす電気事業の寄与は、小さいことが予想されたものの、環境影響の評価を行うために必要な基礎データは十分にそろってなかった。

1987年から6年間にわたる調査の結果、現在のところわが国では、酸性の「雨」が直接の原因と考えられる環境の被害は、顕在化していないことが明らかになった。他方、東アジアにおけるエネルギー生産量の増加は著しく、適切な環境対策を伴わずに最近の伸び率が続くと、ごく近い将来、ヨーロッパや北米の現況を上回るSO<sub>2</sub>やNO<sub>x</sub>の排出量が見込まれることも推定された。

このように東アジアの生産活動、取り分け中国における今後の動向は看過することができない。何といたってもそのポテンシャルは巨大だし、当局が環境対策を急ぐにせよ、豊富な国内炭をフルに使ったエネルギー生産量の増加は、生活水準を向上させるための強い要請でもあるからである。

冒頭でも述べたように、近年大きく変貌した環境問題の特徴の一つは、エネルギーと環境とが大きく連関して議論されるようになってきたことである。こうした状況のもと、東アジアの酸性雨問題は、今後どのような推移をたどるのだろうか。

過去のヨーロッパや北米における経緯をみるように、

研究の成果を排出量の削減政策に反映させるためには、国際的に共通の土俵に立ったさまざまな基礎データを用意する必要がある。中距離～長距離の輸送モデルの高度化は、将来の酸性物質の沈着量を予測する上で最も重要な課題の一つである。そして予測される沈着量が、環境が許容する負荷量の限度を越えそうなことがもし分かったなら、各国の国情に即した環境対策のあり方を提案し、また協力していく努力が必要になろう。ただし本論中でも指摘したように、前駆物質の排出量の増加と、環境影響の発現の関係を定量的に議論するために必要な基礎データは、現在のところまだ十分にそろっていない。

当研究所の酸性雨研究の第1段階は、わが国の実態把握が中心であった。研究の展開に伴い、その視点をメカニズムの解明や現象のモデル化の方に移行し、また問題の性格上、学際的あるいは国際的な視野に立った総合化に留意してきた。

実態把握を中心にした酸性雨研究のフェーズIは、1992年度をもって終了とし、1993年度からはフェーズIIとして、「酸性物質の広域輸送評価」と「酸性雨による環境影響評価」の二つに視点を置いた研究を4カ年計画でスタートした。このフェーズIIでは、21世紀の初頭までに予想される前駆物質の発生量の推移を想定し、将来にわたる酸性物質の濃度や沈着量を予測するとともに、わが国の土壌・陸水や植物などに及ぼす影響評価を行うことを狙いとしている。

酸性物質の広域輸送評価では、酸性雨のモニタリング調査を行い、酸性化の状況を把握する一方、当該地域における最近の原因物質の発生量を推計するとともに、当初が開発した長距離輸送モデルを用いて酸性物質の広域



輸送評価を行う。

これらのモデルの開発に加えて、降水系を介した有機微量物質の輸送、窒素酸化物と炭化水素の光化学反応などの解明も合わせて進め、2000年を目途に環境酸性化の総合評価を行う。また、酸性物質による環境影響評価では酸性物質による樹木の反応、土壌・陸水系における酸の中和過程の解明と酸性物質に対する許容負荷量の評価などを行い、2000年を目途に、酸性物質による環境影響を評価する計画になっている（図5-1-1）。

酸性雨は、その中心はヨーロッパや北米などの「先進

国」から、東アジアのように「途上国」が集中する地域に移りつつある。

これらの国々では、これから高い経済成長が予想される。その際、環境対策のいかんによっては、日本でも酸性雨問題は顕在化してこないという保証はない。少なくとも、日本だけが環境対策を講じればよい時代ではなくなりつつある。将来の環境影響を含めてこれを検証し、効果的な環境対策に役立てていくためには、総合化と緻密化の両面から踏まねばならないステップが、沢山残されているといわねばならない。

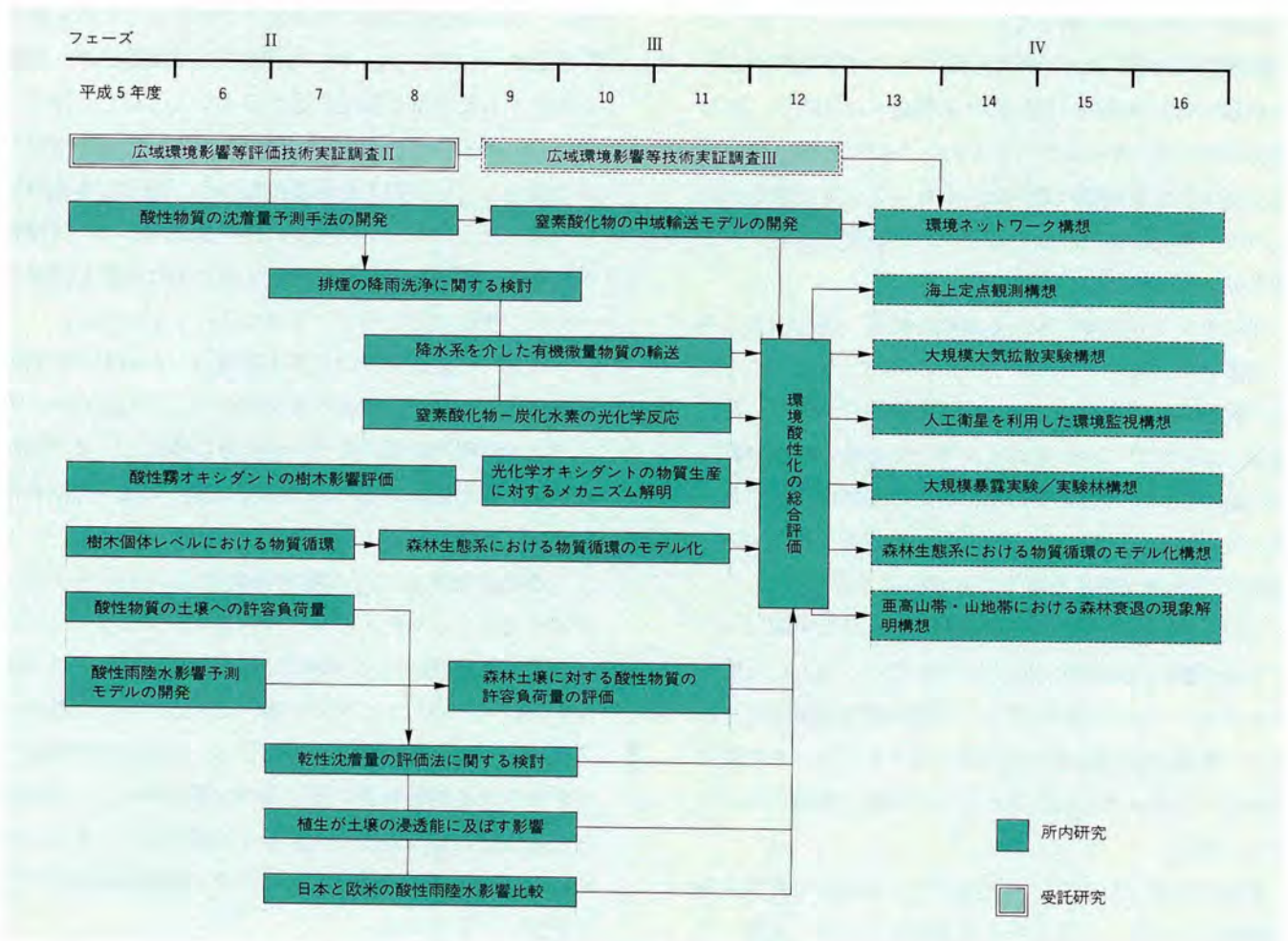


図5-1-1 「酸性雨」長期研究計画フロー

# お わ り に

理事 町田 武彦



来世紀の中頃には、世界の人口は100億人に達するのではないかと予測されています。この増加する人口のもとで、人類が生存していくためには、有限なエネルギー・資源と、地球環境および経済発展のトリレンマ問題を解決しなくてはなりません。

ここで取り上げた酸性雨問題は、地球環境の保全の上から十分研究しておかなければならない重要な課題の一つであります。

幸い私共の研究所には、大気、土壌、水、動・植物など酸性雨研究に必要な幅広い分野に研究者がおり、ここにご紹介したように、総合的な取り組みをしています。とはいえ、今後、各現象のメカニズム解明→将来予測→対策と研究を発展させ、研究成果を実際の環境保全に役立てるまでには、さらに幅広い分野の方々のご協力が不可欠です。ここに関係各位のご指導とご鞭撻をお願いする次第です。



## 引用文献・資料等

### ● 1 章

- (1) Gittins, L. 1993. An Inspector calls. Spec. Publ. R. Soc. Chem., 132 : 131-140.
- (2) Brinblecombe, P. 1977. London air pollution 1500-1900. Atmos. Environ., 11 : 1157-1162.
- (3) Smith, R.A. 1872. Air and Rain, Longmans, Green, and Co., pp.593.
- (4) Schwela, D. 1983. Vergleich der nassen  $\text{SO}_4^{2-}$  Deposition von Luftverunreinigungen in der Jahren und 1870 mit heutigen Belastungswerten. Staub-Reinhalt. Luft, 43 : 135-139.
- (5) Cowling, E.B. 1982. Acid precipitation in historical perspectives. Environ. Sci. Technol., 16 : 110-123.
- (6) Gorham, E. 1955. Geochimica et Cosmochimica Acta, 7 : 231-239.
- (7) Swedish Ministry of Agriculture. 1982. Acidification Today, and Tomorrow pp.231.
- (8) Bolin, B. et al. 1971. Air pollution across national boundaries, The impact on the environment of sulfur in air and precipitation, Royal Ministry for Foreign Affairs, Stockholm.
- (9) EMEP. 1984. Summary report from the chemical coordinating center for the second phase of EMEP, EMEP/CCC 2 -84, pp.120.
- (10) OECD. 1977. The OECD program on long range transport of air pollutants, OECD Press.
- (11) Bhumralker, C.M. 1984. Meteorological aspects of acid rain, Butterworth, Boston, pp.243.
- (12) Kellner, O. 1887. 東京雨水中のアンモニア及び硫酸の量 (吉井豊三抄訳). 東京化学会誌、8、161.
- (13) 藤田慎一、高橋章、西宮昌. 1994. わが国における酸性雨の実態—降水の観測網の構築—. 環境科学会誌、7 : 107-120.
- (14) 関東地方公害対策推進本部, 1975、1976. 関東地方における“いわゆる酸性雨 (湿性大気汚染)”について.
- (15) Sekiguchi K., Hara, Y., and Ujiie, A. 1986. Dieback of *Cryptomeria japonica* and distribution of acid deposition and oxidant in Kanto District of Japan. Environ. Technol. Lett., 7 : 263-268.
- (16) 環境庁. 1987. 酸性雨対策調査中間報告書、pp.201.
- (17) Xueqing, G. 1993. Study of acid Deposition in China, International Workshop on Acidic Deposition in East Asia, CRIEPI, Hakone 1993, pp.63.
- (18) Galloway, J.N. 1989. Ambio, 18 : 161-166.
- (19) Schaug, J. 1992. 欧州監測評価計画と関連した活動. 大気汚染学会誌、27 : A74-A77.
- (20) Chang, J.S., et al. 1987. A three-dimensional Eulerian acid deposition model : Physical concepts and formulation. J. Geophys. Res., 92 (D12) : 14681-14700.
- (21) 坂本和彦. 1994. 世界の酸性雨の現状 : 東アジア. 気象研究ノート、182 : 15-32.
- (22) 酸性雨検討会. 1992. 酸性雨の実態調査、電力中央研究所研究報告 : T91019.
- (23) 科学技術庁科学技術政策研究所. 1991. アジア地域のエネルギー消費構造と地球環境影響物質 ( $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}_2$ ) 排出量の動態分析.
- (24) 環境庁. 1994. 環境白書 (総説)、大蔵省印刷局、p.307.
- (25) 藤田慎一、高橋章. 1994. 東アジアの酸性雨、電力中央研究所研究報告 : T93091.
- (26) 原宏. 1994. 世界の酸性雨の現状 : 日本、気象研究ノート、182 : 3-13.
- (27) 市川陽一、藤田慎一. 1994. わが国の硫酸イオンの湿性沈着量におよぼす東アジア各国の寄与評価、電力中央研究所研究報告 : T93012.
- (28) Shim, S.G., and Carmichael, G.R. 1991. The STEM-II acid deposition and photochemical oxidant model-II. A diagnostic analysis of mesoscale acid deposition. Atmos. Environ., 25B : 25-45.
- (29) 速水洋、市川陽一. 1994. 酸性物質の沈着量予測手法の開発電力中央研究所研究報告 : T93098.
- (30) 細見正明、須藤隆一. 1983. 陸水域に及ぼす酸性雨の影響 (1). 用水と廃水、25 : 863-872.
- (31) 清野通康、石川雄介. 1985. 日本の河川湖沼の水質現況ならびに火山性無機酸性湖研究の概要、電力中央研究所調

- 査報告：484016.
- (32) 栗田秀実ら. 1993. 中部山岳地域河川上流域における河川・湖沼pHの経年的低下と酸性雨の関係について. 大気汚染学会誌、28：308-315.
- (33) 戸塚績ら. 1990. 酸性雨が陸域生態系におよぼす影響の事前評価—総合考察—、文部省「人間環境系」研究報告集、G028-N11-01、201-218.
- (34) 池田英史、宮永洋一. 1993. 酸性降下物陸水影響の現状と予測手法の課題. 第1回地球環境シンポジウム講演集、189-196.
- (35) 高橋啓二、沖津進、植田洋匡. 1986. 関東地方におけるスギの衰退と酸性降下物による可能性. 森林立地、28：11-17.
- (36) Cowling, E.B. 1986. Regional declines of forests in Europe and North America: The possible role of airborne chemicals. *Aerosols*(eds.by S.D.Lee), 855-864, Lewis Publishers, Chelsea, MI, U.S.A.
- (37) UNEP-ECE. 1991. Forest damage and air pollution. Report of the 1990 forest damage survey in Europe. Geneva, Switzerland.
- (38) Harter, P. 1989. Acidic deposition-ecological effects on soils and forests. IEACR/17, July 1989. IEA Coal Research, London.
- (39) Godzik, S., and Sienkiewicz, J. 1990. Air pollution and forest health in Central Europe: Poland, Czechoslovakia, and the German Democratic Republic, *Ecological Risks: Perspectives from Poland and the United States*(eds.by W.Grodzinski, et al.), 155-170, National Academy Press, Washington, D.C., U.S.A.
- (40) McLaughlin, S., and Braker, O.U. 1985. Methods for evaluation and predicting forest growth responses to air pollutants. *Experientia*, 41: 310-319.
- (41) Bartuska, A.M. 1990. Air pollution impacts on forests in North America. *Ecological Risks: Perspectives from Poland and the United States*(eds.by W. Grodzinski, et al.), 141-154, National Academy Press, Washington, D.C., U.S.A.
- (42) Miller, P.R., and McBride, J.R. 1989. Trends of ozone damage to conifer forests in the Western United States, particularly southern California. *Air Pollution and Forest Decline, Proc. 14th Int.Meeting for Specialists in Air pollution Effects on Forest Ecosystems, IUFRO P.G. p.205, Interlaken, Switzerland, 2-8 Oct., 1988., 61-68, EAFV, CH-8903, Birmensdorf, Switzerland.*
- (43) Miller, P.R., McCutchan, M.H., and Ryan, B.C. 1972. Influence of climate and topography on oxidant air pollution concentrations that damage conifer forests in southern California. *Mitt.Forstl.Bundesversuchsanst Wien*, 97: 585-607.
- (44) UNEP-ECE. 1990. Forest damage and air pollution. Report of the 1989 forest damage survey in Europe. Geneva, Switzerland
- (45) UNEP-ECE. 1991. Interim report on cause-effect relationships in forest decline. Geneva, Switzerland.
- (46) Schütt, P., and Cowling, E.B. 1985. Waldsterben, a general decline of forest in Europe: symptoms, development, and possible causes. *Plant Dis.*, 69: 548-558.
- (47) Smith, W.H. 1990. Air pollution and forests, interaction between air contaminants and forest ecosystems (second edition), Springer-Verlag.
- (48) 梨本真. 1993. スギの衰退と大気二次汚染物質との関係. 電力中央研究所報告：U93017.
- (49) 須田隆一、宇都宮彬、大石興弘、濱村研吾、石橋龍吾、杉泰昭、山崎正敏、緒方健、溝口次夫、清水英幸. 1992. 宝満山(福岡県)モミ自然林の衰退に関する調査. 環境と測定技術、19(5): 49-58.
- (50) 村野健太郎. 1993. 酸性霧研究の現状. 大気汚染学会誌、28: 185-199.
- (51) 山家義人. 1978. 都市域における環境悪化の指標としての樹木衰退と微生物相の変動. 林試研報、301: 119-129.
- (52) 高橋啓二、梨本真、植田洋匡. 1991. 関西・瀬戸内地方におけるスギ衰退とオキシダント指数、降雨量と関係. 環境科学会誌、4: 51-57.
- (53) 高橋啓二、梨本真. 1993. 酸性雨等によるスギ衰退の原因



を考察する/酸性降下物・オキシダント説. 資源環境対策、29：145-154.

- (54) 松本陽介、丸山温、森川靖. 1992. スギの水分生理特性と関東平野における近年の気象変動—樹木の衰退現象に関連して—. 森林立地、34(1)：2-13.
- (55) Morikawa, Y., Maruyama, Y., Tanaka, N., and Inoue, T. 1990. Forest decline in Japan: mature *Cryptomeria japonica* declines in the Kanto plains. Proceedings of 19 IUFRO World Congress 5-11, Aug. 1990, held in Montreal, Div.2, 397-405.
- (56) 古川昭雄、井上敏雄. 1990. 丹沢山塊に分布するモミの衰退. 第31回大気汚染学会講演要旨集：176-177.
- (57) 井川学. 1992. 酸性霧とその環境影響. 森林立地、34：36-39.
- (58) 角張嘉孝、原野美雄. 1991. ブナ林衰退現象の評価とその対策 (I) ブナ林における可視障害の有無と光合成速度. 102回日林論：443-445.
- (59) 神奈川県. 1992. 平成3年度樹木衰退度調査報告書.
- (60) 静岡大学環境研究会. 1989. 天城山系におけるブナ林の衰退に関する生態学的研究. 天城山系のツツジ類とブナの保護、天城山系におけるアマギツツジ等の衰退の原因究明および保護対策の検討調査報告書.
- (61) Moosmayer, H.-U. 1984. Cited In Harter, P., 1989.
- (62) Bayerisches für Umweltschutz. Lufthygienischer Monatsbericht, Bayerisches für Umweltschutz, 01/1990-06/1992. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 8000München81, Rosenkavalierplatz 3, Germany.
- (63) 土器屋由紀子. 1994. 地球環境ハンドブック(不破敬一郎編) 朝倉書店 203-206.
- (64) Junge, G. E. 1963. Air Chemistry and Radioactivity, Academic press.
- (65) Beilke, S. and Elshout, A. J. 1982. Acid Deposition, D. Reidel.
- (66) Swedish Ministry of Agriculture. 1982. Acidification Today and Tomorrow. The Stockholm Conference on the acidification of the environment.

## ● 2章

- (1) Möler, D. 1985. Atmos.Environ., 18：1725.
- (2) Brinblecombe, P.1986. Air Composition and Chemistry. Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp.224.
- (3) 藤田慎一. 1993. 火山活動と環境の酸性化. 大気汚染学会誌、28：72-90.
- (4) Robinson, E., and Robins, R.C. 1972. Air Pollution Control, Wiley, NY.
- (5) Rodhe, H., Cowling, E., Galbally, J., Galloway, J. N., and Herrera, H. 1988. SCOPE Rep.36：3.
- (6) Varhelyi, G. 1985. Continental and global sulfur budget. Atmos.Environ., 19：1029-1040.
- (7) Hameed, S., and Dignon, J. 1988. Changes in the geographic distributions of global emissions of NOx and SOx from fossil-fuel combustion between1966 and1980. Atmos.Environ., 22：441-449.
- (8) United Nations. 1988. 1987 Yearbook of World Energy Statistics., U.N, New York.
- (9) Galloway, J.N. 1989. Atmospheric acidification：projections for the future. Ambio, 18：161-166.
- (10) 外岡豊. 1990. 人工源排出の全体構造公害と対策、26：1403-1411.
- (11) Fujita, S., Ichikawa, Y., Kawaratani, R.K., and Tonooka, Y. 1991. Atmos.Environ., 25A：1409.
- (12) 酸性雨検討会. 1992. 日本における酸性雨の実態、資源環境対策、28：1093-1098.
- (13) 資源エネルギー庁編. 1992. 火力ハンドブック、電力新報社、pp.831.
- (14) 藤田慎一. 1993. 酸性雨研究百年の歴史とその変遷(2)、資源環境対策、29、798-804.
- (15) 菅原健. 1948. 降水の化学、科学、18、485-492.
- (16) 猿橋勝子、金沢照子. 1978. 降水のpH、天気、25、784-786.
- (17) 酸性雨対策検討会. 1987. 酸性雨対策中間報告書.
- (18) 玉置元則、小山功. 1991. 地上から見た日本の酸性雨、大気汚染学会誌、26、1-22.
- (19) 藤田慎一、高橋章、西宮昌. 1994. わが国における酸性雨の実態—降水の観測網の構築—、環境科学会誌、7：

- 107-120.
- (20) Zhao, D. 1986. Air pollution and acid deposition in China. *Ambio*, 15 : .
- (21) Gao, X.Q. 1993. Study of acidic deposition in China, International Workshop on Acidic Deposition in East Asia, CRIEPI, Hakone, 1993.
- (22) Kim, J.H., 1985. An overview of acid precipitation of rural and urban area in Korea, ASAAQ, 109.
- (23) 鄭福田、杜悦元他. 1985、台湾地区酸性沈降調査評価研究計画、台湾大学環境工程研究所.
- (24) 藤田慎一、高橋章. 1994. 東アジアの酸性雨、電力中央研究所報告：T93091.
- (25) 藤田慎一、高橋章、村治能孝. 1990. わが国における硫黄化合物の乾性沈着量に関する検討. *大気汚染学会誌*、255 : 343-353.
- (26) 市川陽一、藤田慎一、池田有光. 1994. 東アジア地域を対象としたトランジェクトリー型モデルによる硫酸イオンの湿性沈着量の解析、*土木学会論文集*、497/II-28、127~136.
- (27) 市川陽一、藤田慎一. 1994. わが国の硫酸イオンの湿性沈着量におよぼす東アジア各国の寄与評価、電力中央研究所研究報告：T93012.
- (28) 速水洋、市川陽一. 1994. 酸性物質の沈着量予測手法の開発. 電力中央研究所研究報告：T93098.
- (7) Lovett, G.M., and Lindberg, S.E. 1984. *J.Appl. Ecol.*, 21 : 1013-1027.
- (8) Hicks, B.B., Baldocchi, D.D., Meyers, T.P., Hsoker, R.P., Jr. and Matt, D.R. 1987. *Water Air Soil Pollut.*, 36 : 311-330.
- (9) Okita, T., Murano, K., Matsumoto, M., and Tot-suka, T. 1993. *Environ.Sci.*, 2 : 103-111.
- (10) 佐々朋幸、後藤和秋、長谷川浩一、池田重人. 1991. *森林立地*、32 : 43-58.
- (11) 佐藤一男、大岸弘. 1990. 酸性降下物に対する土壌中和能の簡易測定法. *環境科学会誌*、3 : 37-48.
- (12) 佐藤一男、藤田慎一. 1994. わが国の酸性雨の実態と地下土壌への影響. *地熱エネルギー*、19 : 126-131.
- (13) Van Breemen, N., Mulder, J., and Driscoll, T. 1983. Acidification and alkalization of soils. *Plant and Soil*, 75 : 283-308.
- (14) 大羽裕. 1993. 酸性雨の土壌への影響. *資源環境対策*、29 (7) : 1-6.
- (15) 岡崎正規. 1990. 土壌に対する酸性降下物の影響. 文部省「人間環境系」重点領域研究報告集G028-N11-01 : 81-96.
- (16) 牛来正夫、周藤賢治. 1968. *地殻・岩石・鉱物*. 共立出版.
- (17) 佐藤一男、大岸弘. 1990. 酸性降下物に対する土壌中和能の簡易測定法—降水の陽イオン組成を考慮した中和能の計算法—. *環境科学会誌*、4 : 43-49.
- (18) 環境庁. 1983. 酸性雨の土壌への影響予察図.
- (19) 環境庁. 1989. 第一次酸性雨対策調査結果について.
- (20) Sato, K., and Ohkishi, H. 1993. Rapid acid-neutralizing capacity of surface soils in Japan. *Ambio*, 22 : 232-235.
- (21) 佐藤一男. 1992. 酸性雨の土壌による中和—鉱物の化学的風化を中心として—. *資源環境対策*、28(6) : 55-61.
- (22) Japan Environmental Agency. 1987. Interim report of acid precipitation survey in Japan, pp.19.
- (23) 池田英史、宮永洋一. 1994. 酸性降下物による河川水質へ

### ● 3 章



の影響の実態調査, 1994年度日本地球化学会年会講演要旨集 (投稿中).

- (24) 池田英史、宮永洋一, 1992, 流域内での酸性降下物中和機構に関する検討—山地流域を対象とした水文・水質調査—, 環境工学研究論文集, 29: 103-114.
- (25) Gherini, S.A., et al. 1985. The ILWAS model, formulation and application. Water Air Soil Pollut., 26: 425-459.
- (26) Downing, R.J., Hettelingh, J.-P., and de Smet, P. A.M., eds. 1993. Calculation and Mapping of Critical Loads in Europe: CCE Status report 1993. RIVM Rept. No. 259101003. Natl. Inst. Environ. Prot. (RIVM), Bilthoven, Netherlands.
- (27) 佐藤一男、高橋章, 1994, 酸性物質のクリティカルロードに関する調査, 電力中央研究所報告: T93092.
- (28) 佐藤一男、新藤純子, 1993, 世界銀行のRAINS-ASIAプロジェクトと生態系影響評価分科会, 人間と環境, 19: 46-50.
- (29) 中井信之, 1984, 硫黄の循環と人間生活, 現代化学, 1984年12月号, 東京化学同人.
- (30) 北村守次、杉山実、大橋哲二、中井信之, 1993, 硫黄安定同位体比からみた石川県の降水中硫酸イオンの起源の推定, 地球化学, 27: 109-118.

#### ● 4 章

- (1) Sekiguchi K., Hara, Y., and Ujiie, A. 1986. Dieback of *Cryptomeria japonica* and distribution of acid deposition and oxidant in Kanto District of Japan. Environ. Technol. Lett., 7: 263-268.
- (2) 高橋啓二、沖津進、植田洋匡, 1986, 関東地方におけるスギの衰退と酸性降下物による可能性, 森林立地, 28: 11-17.
- (3) 梨本真, 1988, スギの衰退と被害形態判別法, 電力中央研究所報告: U87091.
- (4) 梨本真, 1991, 関東地方におけるスギ衰退木の着葉形態の特徴, 森林立地, 33: 59-64.
- (5) 梨本真, 1993, スギの衰退と大気二次汚染物質との関係, 電力中央研究所報告: U93017.

- (6) 梨本真、河野吉久, 1989, スギ衰退とオキシダント、降雨量の分布に関する一考察, 電力中央研究所報告: U89017.
- (7) 高橋啓二、梨本真, 1993, 酸性雨等によるスギ衰退の原因を考察する/酸性降下物・オキシダント説, 資源環境対策, 29: 145-154.
- (8) 高橋啓二、梨本真、植田洋匡, 1991, 関西・瀬戸内地方におけるスギ衰退とオキシダント指数、降雨量と関係, 環境科学会誌, 4: 51-57.
- (9) 梨本真、高橋啓二, 1990, 関東甲信・関西瀬戸内地方におけるスギの衰退現象, 森林立地, 32: 70-78.
- (10) 高橋啓二、沖津進、植田洋匡, 1987, 関東・甲信地方におけるスギの衰退と大気二次汚染物質の分布, 98回日林論: 177-180.
- (11) 植田洋匡, 1990, 酸性雨, 地球規模の環境問題 (I) (大来佐武郎監修), 185-244, 中央法規出版, 東京.
- (12) 梨本真, 1989, スギ孤立木における樹幹流・樹冠雨の基礎特性, 100回日林論: 215-218.
- (13) 梨本真、河野吉久, 1989, スギの樹幹流、樹冠雨特性の解析—孤立木の樹幹流、樹冠雨のpHとEC—, 電力中央研究所報告: U89016.
- (14) 吉田聡、一國雅巳, 1988, 森林を通じての元素の移動—特に樹冠の役割について—, 環境科学会誌, 1: 31-38.
- (15) 井上克弘、横田紀雄、村井宏、熊谷直敏、望月純, 1993, 富士山麓におけるブナ林、ヒノキ林の雨水および土壌浸透水の水質とブナの酸性雨中和機能, 日土肥誌, 64: 265-274.
- (16) 松浦陽次郎, 1992, 樹幹流と土壌の酸性化の実態, 森林立地, 34: 20-25.
- (17) 安田洋, 1993, 酸性雨 1. どんな雨が降っているのか—酸性雨の現状と地域性—, 日土肥誌, 64: 448-455.
- (18) 大喜多敏一、村野健太郎, 1990, 大気汚染物質降下量の評価, 酸性雨が陸域生態系におよぼす影響の事前評価とそれに基づく対策の検討「人間環境系」研究報告集, G028-N11-01: 14-25.
- (19) 梨本真、高橋啓二、芦原昭一, 1993, 関東・甲信地方におけるスギ社寺林の衰退地と健全地の土壌化学性の比較, 環境科学会誌, 6: 121-130.

- (20) 亀岡喜和子、三沢彰、高橋啓二. 1989. 関東地方におけるスギの衰退と土壌の酸性化. 造園雑誌, 52 : 115-120.
- (21) 村野健太郎. 1993. 酸性霧研究の現状. 大気汚染学会誌, 28 : 185-199.
- (22) 須田隆一、宇都宮彬、大石興弘、濱村研吾、石橋龍吾、杉泰昭、山崎正敏、緒方健、溝口次夫、清水英幸. 1992. 宝満山(福岡県)モミ自然林の衰退に関する調査. 環境と測定技術, 19(5) : 49-58.
- (23) 伊豆田猛、大谷和子、横山政昭、堀江勝年、戸塚績. 1993. モミ苗の成長に対する人工酸性雨の影響. 大気汚染学会誌, 28 : 29-37.
- (24) 三輪誠、伊豆田猛、戸塚績. 1993. スギ苗の生長に対する人工酸性雨とオゾンの単独および複合影響. 大気汚染学会誌, 28 : 279-287.
- (25) Reich, P.B., Schoettle, A.W., Stroo, H.F., Troiano, J., and Amundson, R.G. 1987. Effects of ozone and acid rain on white pine (*Pinus strobus*) seedlings grown in five soils. I. Net photosynthesis and growth. Can. J. Bot., 65 : 977-987.
- (26) Wood, T., and Bormann, F.H. 1977. Short-term effect of simulated acid rain upon the growth and nutrition relations of *Pinus strobus* L. Water Air Soil Pollut., 7 : 479-488.
- (27) Jensen, K.F., and Dochinger, L.S. 1989. Response of Eastern hardwood species to ozone, sulfur dioxide and acid precipitation. J. Air Pollut. Control Assoc., 39 : 852-855.
- (28) Tamm C.O. 1989. Comparative and experimental approach deposition effects on soils as substrate. Ambio, 18 : 184-191.
- (29) Sverdrup, H., Warfvunge, P., Frongner, T., Haφya, A.O., Johansson, M., and Andersen, B. 1992. Critical loads for forest soils in the Nordic countries. Ambio, 21 : 348-355.
- (30) Foy, C.D., Chaney, R.L., and White, M.C. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. Ann. Rev. Plant Physiol., 29 : 511-566.
- (31) Raynal, D. J., Joslin, J. D., Thornton, F. C., Schaedle, M., and Henderson, G.S. 1990. Sensitivity of tree seedlings to aluminum : III. red spruce and loblolly pine. J. Environ. Qual., 19 : 180-187.
- (32) 伊豆田猛、三輪誠、三宅博、戸塚績. 1990. スギ苗の生長に対する人工酸性雨の影響. 人間と環境, 16(2) : 44-53.
- (33) 野内勇. 1990. 酸性雨の農作物および森林木への影響. 大気汚染学会誌, 25 : 295-312.
- (34) Peterson C.E., Mattson, K.M., and Mickler, R.A. 1989. Seedling response to sulfur, nitrogen, and associated pollutants. EPA/600/3-89/081, Nov. 1989, Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency.
- (35) 酸性雨検討会. 1992. 酸性雨の実態調査、電力中央研究所報告 : T91019.
- (36) Chevone, B.I., and Linzon, S.N. 1988. Tree decline in North America. Environ. Pollut., 50 : 87-99.
- (37) Hinrichsen, D. 1986. Multiple pollutants and forest decline. Ambio, 15 : 258-265.
- (38) Schüt, P., and E.B. Cowling. 1985. Waldsterben, a general decline of forest in Europe : symptoms, development, and possible causes. Plant Dis., 69 : 548-558.
- (39) Skre, O., and Mortensen, L.M. 1990. Effects of ozone on frost resistance, growth and carbohydrate status in Norway spruce seedlings (*Picea Abies*). Aquilo. Ser. Bot., 29 : 51-68.
- (40) Hogsett W.E., Plocher, M., Wildman, V, Tingey, D.T., and Bennett, J.P. 1985. Growth response of two varieties of slash pine seedlings to chronic ozone exposures. Can. J. Bot., 63 : 2369-2376.
- (41) Temple, P.J. 1988. Injury and growth of Jeffrey pine and giant sequoia in response to ozone and acidic mist. Environ. Exp. Bot., 28 : 323-333.
- (42) Skeffington, R.A., and Roberts, T.M. 1985. The effects of ozone and acid mist on scots pine saplings. Oecologia, 65 : 201-206.
- (43) Kress, L.W., and Skelly, J.M. 1982. Response of several eastern forest tree species to chronic doses of ozone and nitrogen dioxide. Plant Dis., 66 : 1149-



- 1152.
- (44) Adam, M.B., Edwards, N.T., and Taylor, G.E., Jr. 1990. Whole plant<sup>14</sup>C-photosynthate in *Pinus taeda*: Seasonal patterns at ambient and elevated ozone levels. *Can.J.For.Res.*, 20 : 152-158.
- (45) Cooly, D.R., and Mannig, W.J. 1987. The impact of ozone on assimilate partitioning in plants: Reviews. *Environ.Pollut.*, 47 : 95-113.
- (46) 松本陽介、丸山温、森川靖. 1992. スギの水分生理特性と関東平野における近年の気象変動—樹木の衰退現象に関連して—. *森林立地*, 34(1) : 2-13.
- (47) Fenn, M.E., and Bytnerowicz, A. 1993. Dry deposition of nitrogen and sulfur to ponderosa and jeffrey pine in the San Bernardino National Forest in southern California. *Environ.Pollut.*, 81 : 277-285.
- (48) Olszyk, D.M., Bytnerowicz, A., and Takemoto, B. K. 1989. Photochemical oxidant pollution and vegetation: Effects of mixtures of gases, fog and particles. *Environ.Pollut.*, 61 : 11-29.
- (49) Temple, P.J., Riechers, G.H., and Miller, P.R. 1992. Foliar injury responses of ponderosa pine seedlings to ozone, wet and dry deposition, and drought. *Enviorn.Exp.Bot.*, 32 : 101-113.
- (50) 井川学. 1992. 酸性霧とその環境影響. *森林立地*, 34, 36-39.
- (51) 小林卓也、河野吉久、中山敬一. 1991. グイズの生育・収量におよぼす人工酸性雨の影響. *農業気象*, 47 : 83-90.
- (52) McFee, W.W. 1983. Sensitivity ratings of soils to acid deposition. A review. *Environ.Exp.Bot.*, 23 : 203-210.
- (53) Tabatabai, M.A. 1985. Effect of acid rain on soils. *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, 15 : 65-110.
- (54) Van den Honert, N., Driscoll, C.T. and Mulder, J. 1984. Acid deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature*, 307 : 599-604.
- (55) 小林卓也、河野吉久、中山敬一. 1992. グイズの無機成分吸収におよぼす人工酸性雨の影響. *農業気象*, 48 : 11-18.

本部/経済社会研究所 東京都千代田区大手町1-6-1 ☎(03)3201-6601 ☎100  
柏江研究所/情報研究所  
原子力情報センター/ヒューマンファクター研究センター  
東京都狛江市岩戸北2-11-1 ☎(03)3480-2111 ☎201

我孫子研究所 千葉県我孫子市我孫子1646 ☎(0471)82-1181 ☎270-11  
横須賀研究所 神奈川県横須賀市長坂2-6-1 ☎(0468)56-2121 ☎240-01  
赤城試験センター 群馬県勢多郡宮城村苗ヶ島2567 ☎(0272)83-2721 ☎371-02  
塩原実験場 栃木県那須郡塩原町関谷1033 ☎(0287)35-2048 ☎329-28

## 編集後記

電中研レビュー第31号「酸性雨の影響評価」をお届けします。

今年の夏は異常気象とかで、例年とくらべて雨が少なく日照り続きで水不足が起こり、各地で、日常生活にも不便をきたしたところがありました。

さて、今回、本レビューで取り上げた「酸性雨」ですが、本文にもありますようにわが国で注目されだしたのは、欧米に比べて10年ほど遅れていました。

外国では、1970年頃から酸性雨による広域的な環境被害が指摘されだしました。

米国の北東部の五大湖やその周辺のカナダでの湖沼の酸性化、ヨーロッパ北西部での主として森林の立ち枯れなどが発生して、生態系の衰退や構造物の浸食などは酸性雨に因るものではないのかと、研究者や科学者、公害についての有識者などから報告されるようになりました。

一方、わが国ではかなり以前から酸性雨を大気汚染の要因の一つとして捉え、環境対策の研究として取り組んでいましたが、1985年に関東地方でのスギ衰退がきっかけとなって、国や自治体による酸性雨のモニタリングが開始され、国民の関心を惹起しました。

当初、酸性雨問題は先進国だけのものとの認識が一般的でしたが、東アジアの国・地域の急速な工業化に伴っ

て、それが一挙に広域化の様相を示しました。

これにより、酸性雨についてのモニタリング体制や防止対策も一国だけでは無理で、国境を越えた国際協力が重要となっていました。

当研究所も酸性雨の発生原因から雨の化学成分、土壌や樹木などへの影響をはじめ、酸性雨問題の実態解明に向けての研究や調査を引き続き継続して実施しています。

- (1) 酸性雨の全国規模での実態調査
- (2) 地理的、気象的および地質的条件による酸性雨の生成メカニズムの解明
- (3) 河川や湖沼などの水と土壌が酸性物質を中和する能力、植物の抵抗力などを総合勘案した酸性雨による影響の有無の検討
- (4) 台湾、韓国および中国の関係研究機関と共同で、東アジア地域の酸性雨の実態調査

本レビューにより、世界的規模で被害が拡散している酸性雨問題について、いささかなりとも皆様のご理解の一助となればと、念じております。

最後になりましたが、本報告には、通商産業省資源エネルギー庁からの受託研究の成果の一部を含んでいることを申し添えます。また、ご多用中にもかかわらず快く「かんとうげん」をお引き受け下さった井上頼輝・京都大学工学部教授には、衷心から感謝いたします。



# IR

正 誤 表

電中研レビュー No.31

	誤	正
P.19 欄外	<i>Monit<u>i</u>ring</i>	<i>Monit<u>o</u>ring</i>
P.27 右7行目	<i>Pic<u>c</u>a ab<u>i</u>cs</i>	<i>Pice<u>a</u> abie<u>s</u></i>
P.28 右4行目 5行目	<i>Pic<u>c</u>a rub<u>e</u>ns</i> <i>Ab<u>i</u>cs fr<u>a</u>sc<u>r</u>i</i> <i>Ab<u>i</u>cs balsam<u>c</u>a</i>	<i>Pice<u>a</u> rub<u>e</u>ns</i> <i>Ab<u>i</u>es fr<u>a</u>ser<u>i</u></i> <i>Ab<u>i</u>es balsame<u>a</u></i>
P.36 高橋 章の紹介文	露 <u>水</u>	霧 <u>水</u>
P.47 図2-2-4 (3)	■ <u>&gt; 5</u> □ <u>2 ~ 5</u> □ <u>&lt; 2</u>	■ <u>&lt; 2</u> □ <u>2 ~ 5</u> □ <u>&gt; 5</u>
P.51 図2-3-1 説明文	補 <u>問</u>	補 <u>間</u>
P.59 右下から9行目	乾 <u>性</u>	慣 <u>性</u>
P.60 右上から9行目	局 <u>部</u> 的	広 <u>域</u> 的
P.69 図3-3-4 (a), (b)	陸 <u>水</u> 水質	降 <u>水</u> 水質
P.72 図3-3-9	水影 <u>響</u> の土 <u>壤</u> の	水質に影 <u>響</u> する土 <u>壤</u> 鉞 <u>物</u> の
P.73 表3-3-1 (ILWAS)	最大5層	最大5層
P.87 図4-2-4	平均 <u>値</u> と標準偏 <u>差</u> を表す。	平均 <u>値</u> を表す。
P.105 (文献) (26)	トランジェク <u>ト</u> リー 湿性沈着 <u>量</u>	トラジェク <u>ト</u> リー 湿性沈着