

第 5 章

5

樹木への影響評価

我孫子研究所応用生物部長 上席研究員 河野 吉久
我孫子研究所応用生物部 主任研究員 松村 秀幸

5 - 1 各地の森林衰退状況 57
5 - 2 酸性雨・霧の影響 62
5 - 3 オゾンと二酸化硫黄の単独および複合影響 66

コラム4：オゾンのクリティカルレベル 70



河野 吉久（1974年入所）
大気汚染物質の影響評価に関する研究の中で、降下ばいじん、重金属・微量元素の植物影響、酸性物質の複合影響や各地の森林衰退原因の解明に関する研究に従事。現在は、陸域生態系アセスメントや森林における炭素固定量評価の課題にも取り組んでいる。



松村 秀幸（1990年入所）
酸性降下物や光化学オキシダントなどの大気汚染物質の植物への影響に関する実験的研究に従事。現在はガス状大気汚染物質（オゾン、二酸化硫黄、二酸化窒素）の樹木影響に関する研究に取り組んでいる。

5 - 1 各地の森林衰退状況

5-1-1 はじめに

1970年代の初頭に、北欧の研究者を中心に降雨の酸性化現象と樹木の生長低下との関係が議論されはじめ、酸性雨研究が北欧や米国の研究者を中心に本格化するようになった。その後、1970年代の終わりから1980年代にかけて、旧西ドイツを中心に広範囲にわたる森林の衰退現象が指摘されるようになり、わが国でも森林衰退現象と大気汚染物質や酸性雨との関係について議論が活発に行われるようになった^{(1)、(2)}。

本節では、欧米の代表的な森林衰退地域と国内で議論されている森林や樹木の衰退の概況を紹介する。

5-1-2 ヨーロッパの状況

1970年代の初頭から、旧西ドイツで新しい症状を伴った衰退現象がヨ - ロッパモミ (*Abies alba*) やドイツトウヒ (*Picea abies*) で見られるようになり、1970年代後半には中央ヨ - ロッパ各国でも様々な樹種に異常症状が見られるようになった。こうした森林衰退現象は「新しい森林衰退」と呼ばれている^{(3)、(4)}。

1985年に各国の森林衰退状況調査が始まり、1986年には共通の調査マニュアルが採択された⁽⁵⁾。旧西ドイツを中心に1986年からヨーロッパ全体での調査が開始され、現在も続いている⁽⁶⁾。この調査では、基本格子(グリッド)として16 km × 16 kmが設定された。国によってはさらに細かい格子、例えば1 km × 1 kmが設定されている。格子の交点では、樹高が60 cm以上で物理的な損傷を受けていない個体を対象に、代表的な優占種などから少なくとも20個体を抽出して、表5-1-1に示した落葉率や変色率で衰退度を判定する。調査木が伐採されたり、風害などで倒木した場合には代替木を選別している。

国や地域によって対象樹種は異なるが、1998年にはヨーロッパ全体で17,861地点が調査対象となり、合計371,238本が調査されている。一方、国別や地域別の比

表5-1-1 UN/ECE-EUによる落葉率と変色率による区分⁽⁶⁾

	階級	落葉率	程度
落葉状況	0	0 ~ 10%	健全
	1	> 10 ~ 25%	軽度 (警告段階)
	2	> 25 ~ 60%	中程度
	3	> 60 ~ < 100%	重度
	4	100%	枯死
変色状況	0	0 ~ 10%	健全
	1	> 10 ~ 25%	軽度 (警告段階)
	2	> 25 ~ 60%	中程度
	3	> 60 ~ < 100%	重度
	4	100%	枯死

較を行うため、共通的な樹種としてドイツトウヒ、ヨ - ロッパアカマツ (*Pinus sylvestris*)、ヨ - ロッパモミ、ヨ - ロッパブナ (*Fagus sylvatica*)、ヨ - ロッパナラ (*Quercus robur*) など13種が選定されている⁽⁶⁾。1998年の国別調査結果(基本格子5,695地点の代表木127,455本の状況)を図5-1-1に示した。全調査木の平均落葉率は20.2%で、樹種別ではヨーロッパナラ27.1%、ドイツトウヒ19.7%、ヨーロッパアカマツ19.6%、ヨーロッパブナ18.7%であった。

このような森林調査のデータをみる場合、特に次の点に留意する必要がある。

- ・調査地点であらかじめ抽出した代表的な数樹種の現況を数値化し、平均値として示したものであること
- ・落葉原因の中には気象害(乾燥害、凍害など)、病虫害、あるいは局地的な大気汚染の影響など、いろいろな原因によるものが含まれていること
- ・落葉状況は種や地域によって異なること
- ・同じ樹種でも立地(気候、土壌タイプ、標高など)や樹齢などの条件が異なること

ヨーロッパにおける森林衰退の原因はまだ十分に解明されておらず、これまでに土壌酸性化説、オゾン + 酸性ミスト説、マグネシウム欠乏説、窒素過剰説、ストレス複合説など、様々な仮説が提唱されてきた⁽⁷⁾。しかし現在のところ、森林衰退の主要な原因は大気汚染物質であり、気象害などの非生物的要因や病虫害など

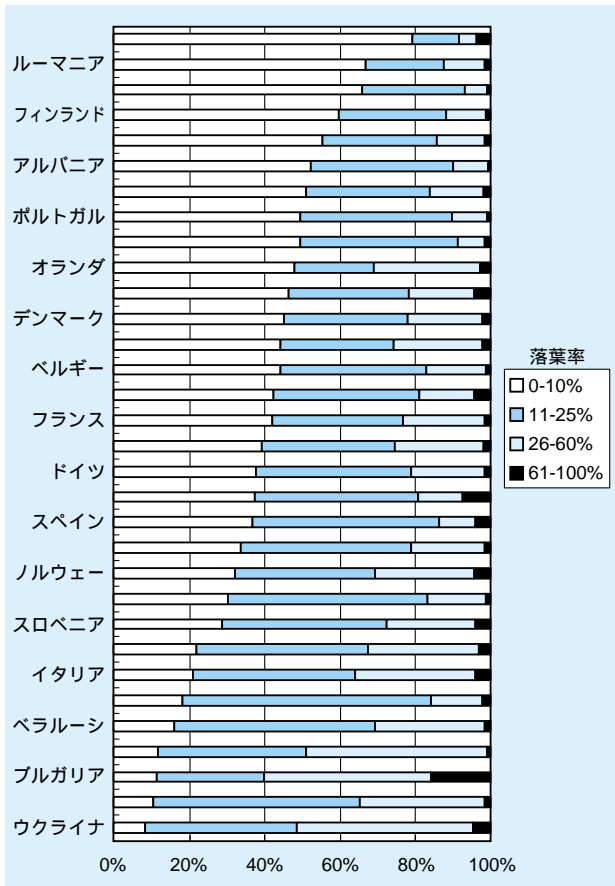


図5-1-1 1998年における欧州各国の森林の状況⁶⁾
 調査地点総数：5695点、総調査個体数：127,455本

の生物的要因は二次的なものであるとの考え方が一般的である³⁾。また、中央ヨーロッパにおいて短期間に大規模な面積の森林が消滅した原因の一つとして、重度の大気汚染による樹木の衰退とそれに伴う病虫害の発生などのため、大規模な計画外の伐採が行われたことがあげられている⁸⁾(写真5-1-1)。一方、最近の調査によるとヨーロッパでは森林の生長量が増加しており、硫酸化物の減少と引き換えに窒素化合物の沈着量が増加したことがその原因として指摘されている⁹⁾。

5-1-3 北米の状況

北米における森林衰退はヨーロッパとはやや異なり、ある特定の地域で限られた樹種の衰退が問題となっている。全米酸性降水影響評価プログラム(NAPAP)では、葉量の減少や変色、異常な生長低下、枝や個体の枯死率の増加などを衰退の徴候とし、森林衰退現象を

- ・ 樹木や森林の正常な成熟や老齢化現象とは異なる
- ・ 自然要因だけでは説明できない
- ・ 森林モニタリング調査などで明らかになるほどの激しさと広がりをもった現象である

と定義している。



写真5-1-1 チェコ共和国・Jizersky山地の森林の現況

ここでは北米の主要4地域における森林衰退の現状とその原因をまとめた⁽⁴⁾。

(a) アパラチア山脈北部のトウヒと南部のモミの衰退

アパラチア山脈北部のアカトウヒ (*Picea rubens*) は、異常な落葉と枝や梢端の枯損、生長低下、高い枯死率を示している。衰退は樹齢や林分状態とは無関係で、標高とともに増加している。年輪解析によると、最近20～25年間の生長が著しく低下している。一方、南部の標高が高い地帯では、フレーザーモミ (*Abies fraseri*) の衰退が顕著である(写真5-1-2)。カサアブラムシの仲間 (*Adelges picea*) が樹液を吸汁する過程で毒素を放出し、3～7年後には樹体が枯死する⁽⁶⁾。一方、共存するアカトウヒには寄生しないため、アカトウヒの衰退はみられない。

アカトウヒもキクイムシ類などによる虫害が最も直接的な枯死原因と考えられているが、アカトウヒやモミは高標高域に分布するため、酸性の雲水や高濃度のオゾンにさらされる頻度が高い。このため、針葉からの養分溶脱の増加や、オゾンが体内の生理的なプロセスを阻害し、耐凍性を低下させ、モミよりも耐寒性が

低いアカトウヒの方が冬季の異常寒波の影響を受けやすいのではないかと考えられている⁽⁴⁾。

(b) アメリカ西海岸のマツ類の衰退

カリフォルニア州シエラネバダ山脈やサンパナディエーノ山脈では1950年代からポンデローサマツ (*Pinus ponderosa*) やジェフリーマツ (*Pinus jeffreyi*) に、針葉の異常(旧葉の白色斑点など)、生長低下、枯死が生じていた。1970年代にはこの地域の広い範囲で衰退が観察されるようになった。マツの衰退分布とオゾン濃度の時間的・空間的分布が一致し、オゾンの暴露試験によって野外で観察される可視害や生長低下が再現されている。また、オゾンの影響は乾燥ストレスが加わったときに助長され、オゾンと乾燥ストレスを受けたマツはキクイムシ類に対する抵抗性が著しく低下することも明らかにされている⁽⁴⁾。このため、オゾンが第一の衰退原因と考えられている。

(c) アメリカ南東部のストロブマツの衰退

アメリカ南東部のストロブマツの衰退は1950年代から観察されている。衰退の特徴は生長低下であるが、



写真5-1-2 米国・ミッチェル山のフレーザーモミとアカトウヒ林の状況
白骨樹(枯死木): フレーザーモミ

オゾン被害に類似した可視害も報告されている^{(11)~(13)}。

NAPAP⁽⁴⁾は、オゾンの慢性的な影響も否定できないが、生長低下はむしろ過去の土地利用形態、樹齢の増加とそれに伴う樹木間の競争の増大、その他の自然要因が原因であるとしている。しかし、野外で観察される針葉の可視害が、オープントップチャンパーなどのオゾン暴露試験で再現されたことが報告されており、オゾンの直接影響による衰退との評価もある⁽⁴⁾。

(d) 北米北東部のサトウカエデの衰退

アメリカ北東部～カナダ南東部のサトウカエデの衰退が、1970年代後半から1980年代中ごろにかけて発生した。衰退の特徴は葉の矮小化と変色、葉量の減少、枝の枯損などで、1900年代初期から断続的に報告されている兆候に類似している。

サトウカエデの衰退は、害虫による異常落葉と葉中の養分（特にカリウム）欠乏が主要な衰退原因と考えられている。その根拠として、

- ・この地域の土壌はK、Mgなどの栄養塩類が少ない
- ・衰退分布と酸性降下物の分布が一致しない
- ・年輪解析で異常な生長低下が認められない
- ・現状レベルの酸性雨や土壌溶液中のAl濃度では苗木の生長低下や被害が実験的に認められない

などがあげられている⁽⁴⁾。

5-1-4 わが国の状況

わが国では平地林のスギ、山地林のモミとブナ、亜高山帯林のシラビソ類の衰退、マツ類のザイセンチュウ病による枯死、ナラ類に寄生するカシノナガキイムシの食害が原因する枯損現象⁽¹⁴⁾などと酸性雨や大気汚染の影響との関連性について関心がもたれている。ここでは、スギ、モミ、ブナ、シラビソ類の衰退についてまとめた。

(a) スギの衰退

(1) 衰退の現状

スギの衰退は、東京などの大都市周辺において1960年代から注目され^{(15)~(17)}、その後現在までに衰退範囲が拡大し、関東・甲信^{(18)~(21)}、関西・瀬戸内⁽²²⁾、北陸地方⁽²³⁾の平野部におよんでいる。

従来報告されているスギ衰退現象の中には気象害、病虫害などの原因を特定できる衰退も含まれているが、実態調査の結果、原因不明の衰退木は新潟平野、濃尾平野、大阪平野、岡山平野、四国瀬戸内沿岸の各周辺地域で見られる。しかし、仙台平野、出雲・松江・米子平野、大分平野、宮崎平野では顕著な衰退現象は観察されない。また、スギの衰退地点は標高の低い地域に多く分布し、衰退木は大径木で風当たりの強い孤立木や林冠からの突出木に多いことなどの特徴が明らかになった^{(24)、(25)}。

(2) 衰退の原因

スギの衰退が報告されはじめた1960～1970年代には二酸化硫黄との関係が論じられた⁽¹⁸⁾。関口ら⁽¹⁾や高橋ら⁽²⁰⁾が関東地方のスギ衰退は酸性降下物と関連性があると示唆して以来、二次汚染物質^{(21)、(22)、(26)}、あるいは水・乾燥ストレス^{(27)~(30)}などの原因が指摘されてきた。

関東・甲信地域を除く全国の主要9地域の実態調査とともに土壌の理化学性や葉中の主要元素含有量を調査した結果、スギの衰退が認められた地域では表層土壌のpHが低い傾向にあった。しかし、スギ衰退との密接な関係は認められていない。また、全国規模での降雨pHの観測結果とスギ衰退の地域分布とを比較しても、関連性はみられていない^{(23)、(31)、(32)}。

(b) モミの衰退

神奈川県丹沢山系に位置する大山（標高1245 m）の標高700～1100 mに分布するモミ天然林は、神奈川県天然記念物に指定されているが、衰退により消滅が危惧されている。鈴木・尾岸⁽³³⁾は1954年の航空写真を解析し、モミの衰退は1954年以前に始まったこと、衰退のピークは1960年中ごろ～1970年中ごろで、以後は新たな衰退進行はみられないことを報告している。井川ら^{(34)、(35)}は大山の標高約700 mにおいてpH 2.61の霧を観測し、酸性霧のモミへの影響は大きいと指摘している。一方、古川・井上⁽³⁶⁾はモミの老齢化、自然災害、大気汚染、酸性雨・霧などとモミの衰退との関係について検討したが、いずれも関連性は低いと指摘している。モミを選択的に食害するハラアカマイマイによる被害も衰退原因の一つとして指摘されている⁽³⁷⁾。

現在の大気状況から過去に始まった衰退の原因について推定するのは困難であるが、林床にモミの稚樹

が少ないこと、標高700 m付近の林分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、大山のモミ林は常緑広葉樹林に遷移あるいは更新しつつあるとも考えられている。福岡県宝満山のモミについても須田ら³⁸⁾が同様の指摘をしている。

(c) ブナの衰退

神奈川県³⁹⁾による航空写真の解析と現地調査の結果によると、丹沢山系・塔ヶ岳のブナ林の衰退は1969年まで認められなかったが、丹沢山・蛭ヶ岳・檜洞丸では1954年にすでに衰退が認められている。丹沢山では1973年をピークに衰退木が減少傾向にあるのに対し、蛭ヶ岳・檜洞丸では年々増加し、蛭ヶ岳では1990年には全体の2/3が衰退し、現在でも衰退が進行している(写真5-1-3)。

一方、静岡大学環境研究会⁴⁰⁾は1984年以降目立ち始めた伊豆半島の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、天城山系では、

- ・ブナの衰退は樹冠表面の細枝の枯死から始まる
- ・衰退木が多く発生している場所は、地形や植生からみて風衝地である

- ・衰退木が風や乾燥に対して抵抗力のない樹形である
- ・衰退が始まった時期が極端に降雨量の少なかった1984年と一致している

これらのことから、風当たりの強い場所に生育し、乾燥に対して抵抗力の弱い樹形をしたブナ個体が、1984年に土壤水分の不足と風による水分損失に耐えられなくなって衰退し始めたかと考察している。また、丹沢山系と同様にブナ林床には後継樹となるブナ稚樹が生育していないことなどから、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られている。

(d) シラビソ・オオシラビソの衰退

日光、秩父山系、南アルプス、八幡平・八甲田山の亜高山帯域、紀伊半島の大台ヶ原、大峰山系の弥山、四国石鎚山のシラビソ類の衰退現象は、これまでは台風や季節風などが原因した亜高山帯に特有な現象とされてきた。日光周辺で枯死木の存在する地形は、南東斜面で風の吹きぬける場所、あるいは北西斜面でも尾根上部で南東風の吹きぬける位置で、環境条件が類似している。谷本ら⁴¹⁾の年輪解析の結果によると、1982年



写真5-1-3 丹沢山系のブナの衰退状況

表5-1-2 欧米と日本の森林・樹木衰退現象の比較

	ヨーロッパ		北米		日本
	旧東側	旧西側	西海岸	東海岸	
樹種	ドイツウヒ ヨーロッパモミ ヨーロッパブナ カンパ類 ナラ類 マツ類		マツ類	モミ類 アカトウヒ サトウカエデ マツ類 ナラ類	スギ モミ ブナ シラビソ類 カンパ類 ナラ・カシ類 マツ類
症状	急激な衰退 枯死 白骨化	葉の黄化 落葉の増加 枯死	枯死率の増加	先端からの衰退 縞枯れ 白骨化	縞枯れ 先端枯れ 枯死 白骨化
原因	二酸化硫黄 オゾン 異常乾燥 風	二酸化硫黄 N沈着の増加 Mg欠乏 風 乾燥	オゾン 乾燥	虫害 オゾン 耐寒性の低下	酸性霧 大気汚染 風、台風 病虫害

の台風襲来年と衰退年とが一致している。一方、山頂の風衝部では矮性化したシラビソ類が枯死しており、変形した樹形から常習的な季節風が枯損の原因であると推定されている。

しかし、最近になって酸性雨や酸性霧の影響に加えて、これらの標高の高い地域は一般にオゾン濃度が高いことから、その影響の可能性を指摘する報告がみられるようになってきた⁽⁴²⁾。これらの山岳域はいずれも大気・気象・降水の連続観測データが欠落しているため、基本的なデータを取得するための基盤整備を行い、議論を行うことが肝要と考える。

(e) 森林衰退の原因

自然条件下において樹木の衰退や枯死に係る要因は多数あるが、それらは生物的要因と非生物的要因の2

つに大別される。生物的要因としては、病虫害、動物の食害、個体間の競争や遷移などがある。非生物的要因としては異常低高温、乾燥、多雨、強風などの気象条件や人為起源の汚染物質の影響などがある。樹木の衰退原因を解明するためには、どの要因が主要因（一次要因）で、何が従要因（二次要因）であるか、あるいはどの要因とどの要因が複合的に影響しているのかを検討する必要がある⁽⁴³⁾。表5-1-2に欧米と日本の森林衰退状況を概略的にまとめた。種が異なることを除けば、いずれの地域でも衰退・枯死といった現象が観察される。しかし、その原因は表に示した要因以外にも多々ある。自然環境条件下では、各地で指摘されているオゾンや酸性物質の影響以外にも、気象要因や生物要因との相互関係について考慮する必要がある。

5 - 2 酸性雨・霧の影響

5-2-1 はじめに

1970年代初頭に、関東地方などで小雨が降った後にアサガオやツツジの花弁が脱色する現象が観察された。1975年には東京都公害研究所が「湿性大気汚染」として調査・研究報告を發表している⁽⁴⁴⁾。大気汚染対策の結果、二酸化硫黄の大気中濃度は顕著に低下したが、全

国のいたるところで酸性雨が報告されるようになり、これが各地の樹木衰退の原因ではないかと考えられるようになった^{(1)、(2)}。

森林や樹木は、様々な環境要因の影響を受けながら生育している。本節では酸性雨と酸性霧（ミスト）の暴露実験結果、および森林衰退現象との関連について概説する。

5-2-2 可視害の発現と降雨 pH との関係

作物に対する酸性雨の影響を評価するために開発した降雨装置⁽⁴⁵⁾を改良し、降雨の分布精度を高めて長期の暴露実験に使用した。人工酸性雨は、純水 (pH 5.6 : 対照) に硫酸、硝酸、塩酸を 5 : 2 : 3 (当量比) の割合で混合して調製した。1 時間当たりの降雨強度を 2.5 mm とし、生長期は 20 mm/回、3 回/週の頻度を標準

に、冬季は要水量を考慮して頻度・時間を調整した。

急性反応である可視害の発現状況をもとに、表 5-2-1 に示したように人工酸性雨に対する 46 樹種の感受性を分類した⁽⁴⁶⁾。降雨 pH が 2.0 ~ 2.5 の場合はいずれの樹種にも斑点や壊死斑が発現し、種によっては落葉や枯死するものがあった。しかし、その程度は pH 3.0 になると急激に低くなった。ハインスラ⁽⁴⁷⁾が示したように、人工酸性雨の暴露による可視害の発現 pH は樹種によって異なり、pH の閾値は針葉樹の場合は 3.0 ~ 2.5 の間、広

表 5-2-1 人工酸性雨暴露による樹木の可視障害発現状況⁽⁴⁶⁾

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
カイツカカイブキ	(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
サワラ	(1)	-	-	-		+	鱗片葉の褐変壊死
スギ	(3)	-	-	-	-	+	葉先の壊死
ストロブマツ	(3)	-	-	-	-		短葉化 (pH2.5)
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)	-	-	-		+	葉緑の壊死
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)	-	-	+		+	葉緑の壊死
トキワサンザシ	(1)	-	-	+		+	葉全体の壊死
トベラ	(2)	-	-	+		+	葉緑の壊死
ネズミモチ	(1)	-	-	+		+	壊死斑
マサキ	(1)	-	-	+		+	壊死斑
マテバシイ	(1)	-	-	-		+	葉緑の壊死
ヤマモモ	(1)	-	-	-		+	葉緑の壊死
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)	-	-	+	+		葉緑の壊死、壊死斑
シラカンバ	(3)	-	-	-	+	全落葉	葉緑の壊死、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	葉緑の壊死、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)	-	-	-	+		葉緑・葉脈の壊死
ハナミズキ	(2)	-	-	+		全落葉	壊死斑、葉緑の壊死
ブナ	(3)	-	-	+	+		葉緑の壊死、壊死斑
ミズナラ	(3)	-	-	+	+		葉緑の壊死、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
ヤシヤブシ	(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⁻¹ × 8hr) / 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。

葉樹では4.0～3.0の間にあった。

降雨と霧を比較すると、霧やミストの方が水滴径が小さいため比表面積が大きい。このため、水滴中に取り込まれる成分濃度が高く、雨滴よりも霧の方がpHは低くなる傾向にある。したがって、同じpHでも霧やミストの方が影響は大きいと考えられている。そこで、両者の影響を比較するため、単位面積当たりの沈着量を等しくして降雨と霧を模したミストによる影響の差異を調べた。その結果、可視害の発現頻度や障害の程度は降雨よりもミストの方が大きくなる傾向にあったが、可視害の発現pHにはほとんど差はみられなかった⁽⁴⁸⁾。

5-2-3 生長におよぼす影響

スギ、ヒノキ、サワラを対象に2年間の暴露実験を行った結果、pH 2.0の人工酸性雨では可視害が発現し、光合成器官の落葉・枯死に伴う生長低下が認められたが、pH 5.6～3.0では生長低下はみられなかった⁽⁴⁹⁾。つぎに、3生長期（約27か月間）にわたって人工酸性雨を暴露した結果、針葉樹8種のうち、クロマツはpH 2.5における個体乾物重量がpH 5.6に比べて有意に低下

したが、クロマツ以外では有意な生長低下は認められなかった（図5-2-1）。針葉樹の場合、pH 5.6の場合の個体乾物重量を基準にすると、pH 2.5のそれは±20%の変動範囲であった。落葉広葉樹の場合は-90%～+65%の範囲で変化し、半数が-50%以上を示した。特にドロヤナギ、トネリコ、トウカエデの生長低下が顕著であった^(43, 50)。これらの結果から、可視害発現と同様に、生長反応についても針葉樹の方が広葉樹よりも耐酸性は強いことがうかがえる。

一方、ポットに充填した土壤に無施肥の状態でpH 4.0あるいは3.0の人工酸性雨やミストを暴露すると、生長促進効果がみられる場合が多い^(49, 51, 52)。この生長促進効果は、人工酸性雨の主成分として用いた硝酸の施肥効果と考えられる。pH 3.0の人工酸性雨を年間2000mm与えた場合の窒素負荷量は56 kg ha⁻¹に相当する。この値は市販の8-8-8式化成肥料の基準施肥量（80 kg ha⁻¹）よりもやや少ないが、窒素の施肥効果が十分に見込める量である。鈴木ら⁽⁵³⁾の林内雨調査によると、東京都多摩地区では100 kg ha⁻¹ yr⁻¹の硝酸イオンが沈着している。ヨーロッパの最近の調査結果でも、森林の材積量（バイオマス）が以前よりも増加しており、

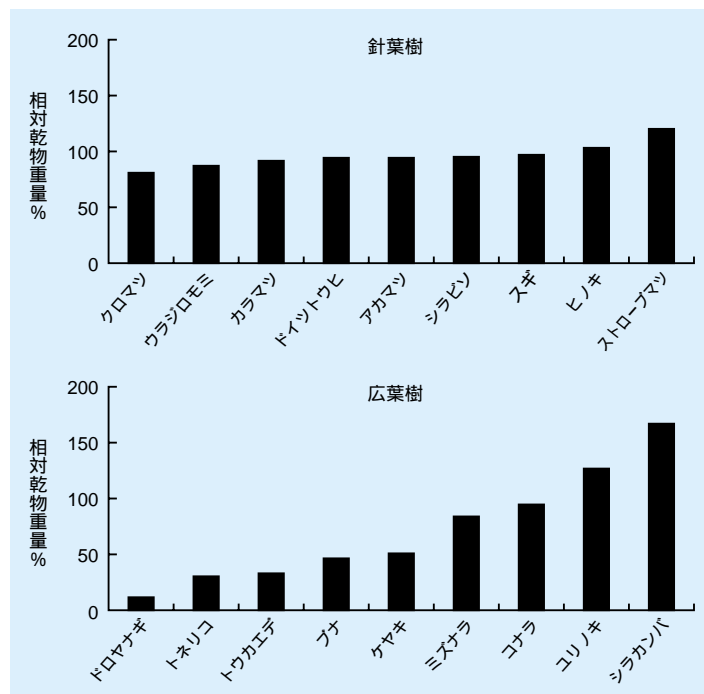


図5-2-1 樹木の生長におよぼす人工酸性雨 (pH2.5) の影響⁽⁴³⁾

暴露期間：3生長期（27か月間）、総降雨量：4100mm。
ただし、シラビソとケヤキは1生長期の結果。

縦 軸：pH5.6の個体乾物重量を基準にした相対値として表示。

その原因として窒素沈着量の増加が指摘されている⁽⁹⁾。今後は、窒素沈着量の増加がもたらす影響について検討も必要と考える。

5-2-4 土壌酸性化の影響

酸性雨が樹木衰退を引き起こす原因の一つとして土壌の酸性化が考えられる。すなわち、土壌pHの低下、塩基の溶脱による養分欠乏、Alイオンの毒性影響である。

3-3で述べたように、土壌の酸性化によりAlが溶出し、土壌溶液の塩基(BC)とAlのモル濃度比(BC/Al)が1以下になるとドイツウヒなどの根の生長が抑制されたことから⁽⁵⁴⁾、北欧の森林土壌に対するBC/Al比の閾値(critical point)は1とされた⁽⁵⁵⁾。

スギへの暴露実験では、降雨pHが2.0の場合に1年後にBC/Al比は約0.4に低下した^{(56)、(57)}。また、図5-2-1に

示した人工酸性雨を約27か月間(約4,100 mm)暴露した後の土壌pHは、pH 3.0の降雨では初期値の5.3から4.7に、pH 2.5の降雨では4.4に低下した。このため、降雨pHが2.5のとき、広葉樹あるいは針葉樹を植栽した土壌のBC/Al比は0.8~1.0に低下した(図5-2-2)。

暴露実験では、人工酸性雨が植物体の地上部と土壌の両方に沈着するため、地上部に対する直接影響と土壌を介した間接影響を分けて考えることは難しい。しかし、針葉樹の場合はBC/Al比が1以下になってもほとんどの樹種に顕著な生長低下は認められなかった。一方、落葉広葉樹の場合は生長低下の割合が樹種によって大きく異なった。この結果から、閾値は樹種によって異なることが明らかである。今後、BC/Al比が指標として適当かどうか、またBC/Al = 1が閾値として適当かどうかの検討が必要と考える^{(43)、(58)}。

5-2-5 酸性雨とオゾンの複合影響

スギ衰退の実態調査結果によれば、光化学オキシダント濃度が60 ppbを越える時間数が多く、生長期の降水量が少ない地域ほど、衰退の程度が激しい傾向にあった。このため、スギ衰退にはオキシダントや乾燥ストレスが影響している可能性が示唆される^{(25)、(26)}。

オキシダントの主成分であるオゾンと酸性雨の複合影響を調べるため、スギ、ヒノキ、サワラを対象に2年間の暴露実験を行った⁽⁵¹⁾。オゾン単独の場合、オゾン濃度が高くても個体の生長に見かけ上の影響はなかったが、地上部に比べて根の割合が相対的に減少する、すなわち光合成産物の分配が影響をうけることが明ら

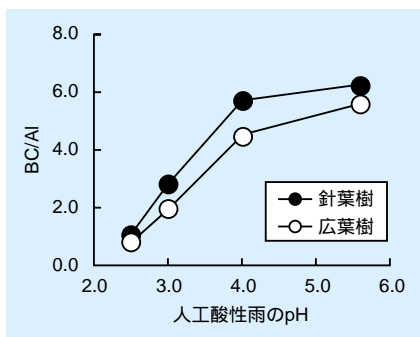


図5-2-2 人工酸性雨暴露実験終了後の土壌のBC/Al⁽⁵⁰⁾

暴露期間：3生長期(27か月間)、総降雨量：4100mm
BC/Al = (K + Ca + Mg) / Al (mM/mM)

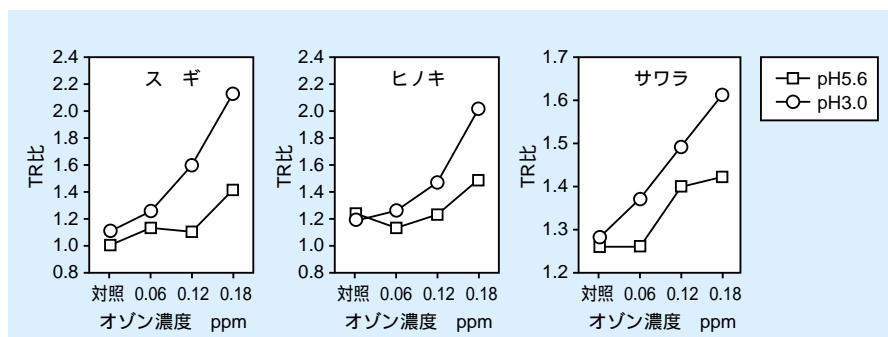


図5-2-3 スギ、ヒノキ、サワラの地上部(Top)と根(Root)の重量比におよぼすオゾンと人工酸性雨の複合影響⁽⁵¹⁾

暴露期間：23か月間、総降雨量：4300mm
オゾンは毎日09：00～15：00の間に一定濃度で暴露

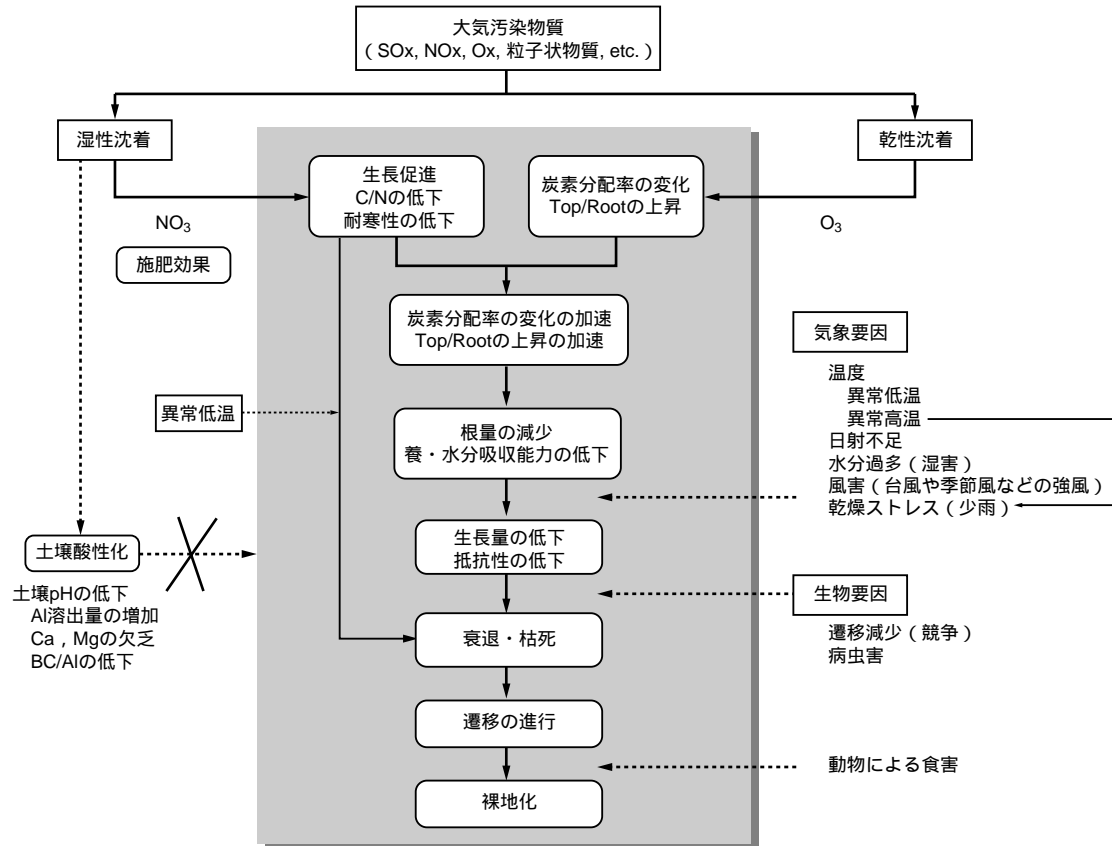


図5-2-4 窒素化合物とオゾンの複合影響仮説

かとなった。オゾンに pH 3.0 の人工酸性雨を複合すると、対照よりも個体の生長量は増加するが、分配率のアンバランスが加速されることがわかった（図5-2-3）。また、オープントップチャンバーを用いて光化学オキシダントを浄化した大気と非浄化大気に pH 3.0 の酸性ミストを組み合わせた3年間の暴露実験でも、酸性ミスト中の硝酸がオゾンの影響を増大させる可能性があることが判明した⁵²⁾。

都市周辺域におけるスギの衰退原因として水ストレス説（大気の乾燥化の影響）^{57)~59)}が提示されているが、オゾンと窒素化合物の複合影響によって光合成産物の分配率のアンバランス化が加速されている可能性が考えられる。このようなアンバランス化は結果的にスギなどの水要求の大きい樹木の乾燥ストレス感受性を増大させていると考えることができる（図5-2-4）。

5-3 オゾンと二酸化硫黄の単独および複合影響

5-3-1 はじめに

わが国では厳しい排煙対策が取られているため、二酸化硫黄（SO₂）の樹木への直接影響は極めて小さいと考えられる。しかし、東アジア地域の著しい工業化の

進展にともなってわが国へのSO₂の移流が増加することがあれば、生態系への影響が懸念される。一方、オゾン（O₃）濃度も将来増加することが予測されている。

わが国に生育する樹木に及ぼすO₃やSO₂の影響を調べた既往の研究は、高濃度急性暴露による葉の可視害発現を指標としたものが多い^{59)、60)}。しかし、可障害を指

標とした場合のO₃やSO₂の閾値やその樹種間差は、生長反応を指標としたものとは一致しないばかりでなく、可視害が発現しなくても樹木の生長は低下することがある^{61)、62)}。

そこで、当研究所では樹木を対象に、オープントップチャンバーを用いたO₃とSO₂の暴露実験を2年半にわたって実施した。

5-3-2 O₃とSO₂の単独影響

17樹種（針葉樹8種＋落葉広葉樹9種）の苗木を黒ボク土を詰めたポットに移植して用いた。暴露実験は当研究所の赤城試験センター（群馬県勢多郡宮城村）構内の標高540 m地点に、16棟の大型オープントップチャンバー（OTC）を設置して行った。OTCの利点は、野外環境に近い条件で大気汚染物質の植物影響を評価できる点である。OTCは二重のパイプハウスで構成され、内側のハウスは上部東西に沿った幅30 cmの開口部以外は農業用ビニールで被覆し、外側のハウス枠には降雨を遮断するため上部のみに幅120 cmのビニールを張った。内側ハウスの両東西妻面上部には、外気を導入するための送風機を1基ずつ設置した。外気はOTC中央部へ向かって拡散させ、ハウスの上部開口部から排出する設計である。

暴露期間は1993年4月～1995年9月の30か月間とした（ただし1994年1～4月と1995年1～3月は暴露しなかった）。O₃濃度は外気を活性炭フィルターで浄化し

た大気、およびその大気につねに外気の1.0、1.5、2.0倍になるようにO₃を添加した4段階とした（図5-3-1）。SO₂濃度は浄化大気および10、20、40 ppbの4段階とした（図5-3-1）。1.0倍以上のO₃区および10 ppb以上のSO₂区における濃度は目標濃度よりも若干低かったが、おおむね良好に制御できた（表5-3-1）。

(a) 葉の可視害発現に及ぼす影響

O₃あるいはSO₂の単独暴露による葉面の可視害発現状況を表5-3-2に示した。外気の1.5～2.0倍の高濃度O₃あるいは20～40 ppbの高濃度SO₂の暴露によって、針葉樹では4種のマツ類（アカマツ、クロマツ、ストロブマツ、カラマツ）とドイツトウヒ、落葉広葉樹では供試した全9種の葉に可視害が発現した。ポプラ（ドロノキ）では外気の1.0倍のO₃暴露によっても可視害が発現した。ウラジロモミ、スギ、ヒノキの3種の針葉樹では可視害は認められなかった。

(b) 生長に及ぼす影響

1.5～2.0倍の高濃度O₃の暴露によって、6種の針葉樹（アカマツ、ストロブマツ、カラマツ、ドイツトウヒ、ウラジロモミ、スギ）およびミズナラを除く8種の落葉広葉樹の乾重量が有意に低下した。これらのうち、針葉樹のストロブマツと落葉広葉樹のポプラ、トウカエデでは1.0倍O₃区においても乾重量は低下した。一方、20～40 ppbの高濃度SO₂の暴露によって、4種の針葉樹（アカマツ、ストロブマツ、カラマツ、ウ

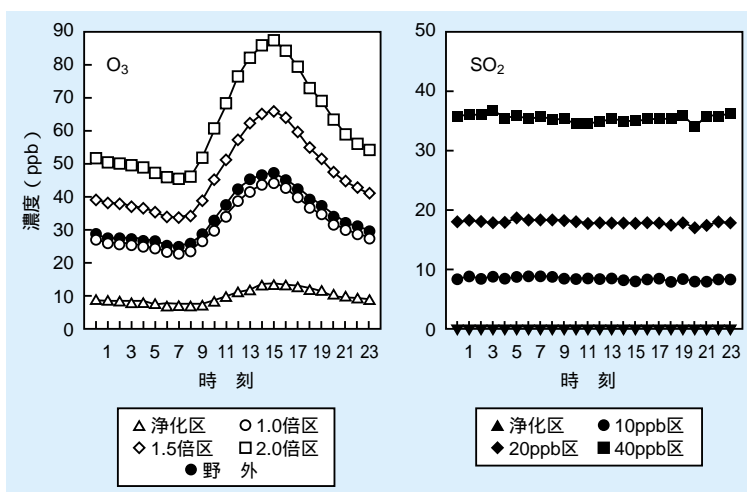


図5-3-1 O₃およびSO₂濃度の日パターン（暴露期間平均）

暴露期間：'93年4～12月、'94年5～12月、'95年4～9月

表5-3-1 O₃とSO₂の暴露期間中における平均濃度

	期間	処理区	濃度 (ppb)		
			24時間 平均値	12時間 平均値	日最高値 平均値
O ₃	1993年 4月～12月 (275日)	浄化区	12	12	20
		1.0倍区	28	30	46
		1.5倍区	41	44	67
		2.0倍区	54	58	89
		野外	30	32	48
	1994年 5月～12月 (245日)	浄化区	10	11	17
		1.0倍区	33	38	57
		1.5倍区	49	56	83
		2.0倍区	65	74	110
	野外	36	41	60	
	1995年 4月～9月 (183日)	浄化区	9	10	17
		1.0倍区	36	38	59
1.5倍区		53	57	88	
2.0倍区		71	75	118	
野外		37	40	61	
SO ₂	1993年 4月～12月 (275日)	浄化区	<1	<1	<1
		10ppb区	8	8	13
		20ppb区	18	18	25
		40ppb区	35	35	42
		野外	<1	<1	1
	1994年 5月～12月 (245日)	浄化区	<1	<1	<1
		10ppb区	8	8	11
		20ppb区	17	17	22
		40ppb区	32	32	39
	野外	<1	1	2	
	1995年 4月～9月 (183日)	浄化区	<1	<1	<1
		10ppb区	10	10	14
20ppb区		19	19	27	
40ppb区		39	39	53	
野外		<1	<1	1	

12時間：6:00 - 17:59

表5-3-2 葉の可視害発現におよぼすO₃とSO₂の単独影響

樹種	O ₃ 処理区				SO ₂ 処理区			
	浄 化	1.0 倍	1.5 倍	2.0 倍	浄 化	10 ppb	20 ppb	40 ppb
A) 針葉樹								
アカマツ	-	-	+	+	-	-	-	+
クロマツ	-	-	-	+	-	-	-	+
ストローブマツ	-	-	+	+	-	-	+	+
カラマツ	-	-	-	+	-	-	-	+
ドイツトウヒ	-	-	-	+	-	-	-	+
ウラジロモミ	-	-	-	-	-	-	-	-
スギ	-	-	-	-	-	-	-	-
ヒノキ	-	-	-	-	-	-	-	-
B) 落葉広葉樹								
ポプラ	-	+	+	+	-	-	+	+
シラカンバ	-	-	+	+	-	-	+	+
コナラ	-	-	-	+	-	-	+	+
ミズナラ	-	-	-	+	-	-	-	+
ブナ	-	-	-	+	-	-	-	+
ケヤキ	-	-	+	+	-	-	-	+
ユリノキ	-	-	-	+	-	-	-	+
トウカエデ	-	-	-	+	-	-	-	+
トネリコ	-	-	-	+	-	-	-	+

試験期間：30か月（1993年4月～95年9月）
 但し、カラマツ・シラカンバは16か月（93年4月～94年8月）
 ケヤキは5か月（93年4月～8月）
 94年1～4月と95年1～3月は暴露休止。
 - / +：可視害発現なし / 可視害発現
 但し、可視害には早期落葉も含む

ラジロモミ)と4種の落葉広葉樹(シラカンバ、ケヤキ、ユリノキ、トウカエデ)の乾重量が有意に低下し

た。針葉樹のストローブマツと落葉広葉樹のユリノキ、トウカエデでは10 ppb SO₂区においても乾重量は低下した。

以上のように、生長反応からみたO₃あるいはSO₂に対する感受性は樹種によって異なった。ポプラのようにO₃に感受性の高い樹種では、現状のO₃濃度レベルでも生長への影響が発現し得ることが示唆された。一方、ストローブマツなどの外来樹種を除くと、SO₂が平均10 ppb程度では生長に対する影響はみられなかったが、常時20 ppb以上になると影響が懸念される樹種のあることがわかった。さらに、本研究で供試した17樹種間のO₃あるいはSO₂に対する感受性の順位は、可視害発現を指標にした場合と生長低下を指標にした場合では必ずしも一致せず、生長低下を引き起こすO₃やSO₂の濃度レベルと可視害を発現させる濃度レベルも樹種により異なることが明らかとなった。

5-3-3 O₃とSO₂の複合影響

17樹種を対象に前記と同じ設定の4段階のO₃区と4段階のSO₂区をすべて組合せた16処理区の複合暴露実験を行った。図5-3-2に樹種ごとの生長反応(個体乾重量)を示した。O₃濃度は暴露期間中の平均濃度である。アカマツ、ウラジロモミ、トウカエデの3樹種では、O₃濃度が高くなると生長が低下したが、SO₂濃度も高くなると相加的に生長が低下した。クロマツやブナではSO₂とO₃の複合影響がみられ、SO₂濃度が高くなるにしたがいO₃濃度の増加に伴う生長低下が相乗的に大きくなった。ドイツトウヒ、ヒノキ、ポプラ、コナラ、ミズナラ、トネリコでも程度は小さいが、同様の相乗的な複合影響がみられた。ストローブマツ、カラマツ、シラカンバ、ケヤキ、ユリノキの5樹種では、SO₂濃度が20 ppbまではO₃濃度の増加に伴う生長低下の程度が相加的あるいは相乗的に大きくなった。しかし、SO₂濃度が40 ppbになると相殺的に複合影響が弱くなり、SO₂濃度によって反応が異なった。これらに対し、スギだけはSO₂とO₃の複合影響がみられなかった。

以上のことから、本研究で供試した17樹種は、スギを除くと、O₃に対する負の生長反応は10 ppbより高い濃度のSO₂が付加された場合に相加以上の作用を及ぼし、生長低下を増大させることが明らかとなった。

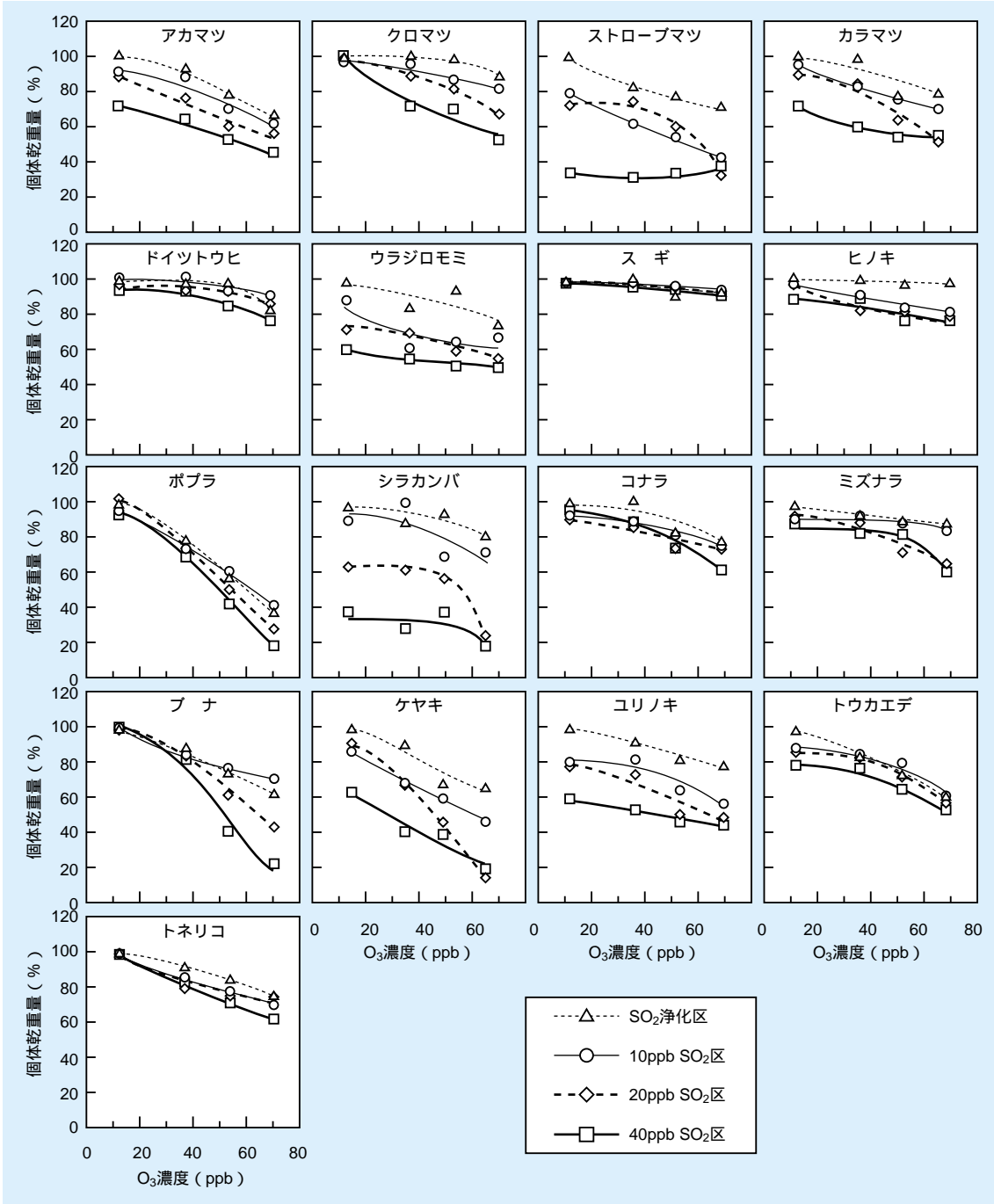


図5-3-2 個体乾重量におよぼすO₃とSO₂の複合影響

試験期間：30か月（カラマツ・シラカンバは16か月、ケヤキは5か月）
 縦 軸：浄化区（O₃浄化×SO₂浄化）に対する相対値（%）
 横 軸：暴露期間中における日中12時間の平均O₃濃度
 曲 線：各SO₂区において平均O₃濃度に対する個体乾重量（相対値）をウェィブル関数で回帰した曲線
 （ストローブマツの40ppb SO₂区は二次関数による回帰）

コラム4 オゾンのクリティカルレベル

国々が隣接しているヨーロッパでは、国境を越えた大気汚染物質の輸送が大きな環境問題となった。このためヨーロッパ国連経済委員会が国際交渉が行われ、その中でクリティカルレベル (critical level、CL) という概念が生まれた。CLは大気汚染物質が植物などに直接的影響を及ぼす場合の閾値濃度を意味する。現在は、農作物や樹木に影響を及ぼしていると考えられているオゾン (O_3) を対象にCLの設定・改訂が進められている。

1988年に最初のCLが提案され、生長期における日中7時間の平均濃度として25 ppbが設定された。その後、平均濃度よりも閾値濃度の超過分を積算したドウス (濃度×時間) が植物の反応とよく整合することが明らかとなり、1993年に40 ppbを越えた O_3 のドウスがCLの指標と決定された。その値をAOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb) と呼ぶ (図1)。ヨーロッパではバックグランド O_3 濃度が40 ppbよりも若干低いことから、閾値として40 ppbが採用された。

現在のところ、植物のタイプごとにレベルIと呼ばれるCLが決められている。1年生の農作物を対象としたCLは3,000 ppb・hrのAOT40である。この値は O_3 に感受性の高いコムギを用いたオープントップチャンバー (OTC) による暴露実験の結果から導かれたものであり、コムギの標準的栽培期間である3か月間 (50 W m⁻²以上の日照時) に5%の減収を引き起こすドウスであった。一方、

森林の樹木を対象とした O_3 のCLは10,000 ppb・hrのAOT40と定められている。樹木のCLは4~9月の6か月における日照時のAOT40を対象としている。解析には、 O_3 感受性の高いヨーロッパブナの苗木を対象としたOTCによる暴露実験結果が用いられた。10,000 ppb・hrのAOT40で1年あたりの生長量が10%減少したことがCLの根拠であった。

AOT40を指標としたレベルIのCLは、ヨーロッパのあらゆる環境条件下における、あらゆる農作物や樹木に対して指定されている。しかし、 O_3 に対する反応は植物の種や品種によって大きな差があり、生育環境や他の汚染物質との交互作用によっても大きく変化する。このためレベルIのCLは植物に及ぼす潜在的な O_3 影響を表現するだけに使用され、実際の被害程度の定量的評価には用いられていない。現在ヨーロッパでは、それらの変動要因を組み込んだレベルIIのCLによる実際の O_3 影響評価手法の開発に取り組んでいる。

以上、ヨーロッパで設定されたCLについて概説したが、その値を世界の他の地域へ適用するには十分な注意が必要である。ヨーロッパ内においても、スカンジナビアから地中海まで大きな気候的格差があり、同一のCL値を適用することに多くの異論がある。CLはそれを適用する地域の植生を対象とした暴露実験結果や野外データに基づいて設定することが重要である。

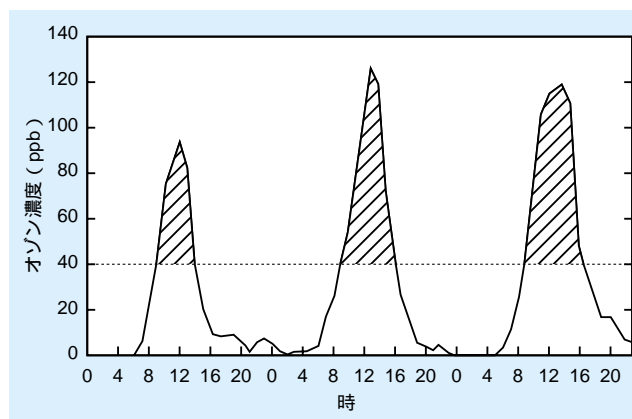


図1 オゾンのAOT40の算出に関する概念図
40 ppb以上の斜線部をAOT40として算出する。