

## 4.2 オゾン等による植物影響の可能性

### 4.2.1 オゾンによる植物影響の要監視地域の抽出方法の検討

これまでの土壌・植生モニタリングでは、主に大気沈着による土壌の酸性化等を介した樹木衰退や植生の攪乱を想定し、土壌の化学分析とともに、樹木衰退度・成長量及び下層植生の調査（観察）が行われてきたが、ガス状・粒子状の汚染物質の直接暴露による植物への影響の把握には、森林地域での大気汚染物質の実測やそれに敏感な植物活性の測定など、より特化した取組が必要である。

オゾンによる植物影響はオゾン濃度が高く、かつ、オゾンに対する感受性の高い植生が分布する地域で発生する可能性が高いことから、今後オゾンの直接暴露による植物影響の実態を明確にするためには、そのような地域（要監視地域）における効率的なモニタリングが求められる。ここではオゾンによる植物影響モニタリングに資することを目的に、全国的なオゾン濃度の分布、植生の分布とその感受性等を考慮した上で、オゾンによる植物影響のリスクが高いと考えられる要監視地域の全国的な分布に関する基礎情報を集約し、それらの情報の日本地図上での可視化を進めた。

#### （1）オゾンによる植物影響の評価の方法

##### ①評価対象樹種

天然林等の自然植生と主要な植林地を主な評価対象とした。植生図より 6 つの植生グループ（スギ、アカマツ、カラマツ、ブナ、コナラ、スダジイ）の分布域を抽出<sup>1</sup>し、各グループのオゾン影響評価を実施した。作物については、今後の課題とした。

##### ②AOT40<sup>2</sup>を用いた成長量低下率の推定

オゾンによる樹木影響の評価には苗木の暴露実験で得られた AOT40 当たりの成長量低下率を用いた。本報告に用いた AOT40 は 4-9 月の 6 か月間における AM6:00 - PM6:00 の 12 時間を対象期間とした<sup>3</sup>。本報告で用いた渡辺らによる成長量低下率の推定式 [1] [2] [3] [4] [5]を以下に示す。

<sup>1</sup> 環境省第 5 回自然環境保全基礎調査「植生調査」の成果（3 次メッシュデータ）を使用した。群落コードより、「スギ」、「アカマツ」、「カラマツ」、「ブナ」、「コナラ」、「スダジイ」の名称を含む群落・群集・群団・植林を抽出し、各植生グループの分布域とした。「アカマツ-コナラ群落」・「スギ-ブナ群落」等は両方の植生グループに属するものとした。なお、カラマツについては落葉針葉樹植林、スギについては常緑針葉樹植林（「スギ植林」の記述がない一部自治体のみ）も分布の対象とした。

<sup>2</sup> AOT40 は、オゾンの暴露量を示す指標の一つで、特定の時間帯を対象に 1 時間値が 40 ppb を超えた部分（差分）を積分した値。閾値の設定については多くの研究事例があるが、ここでは欧州で主に用いられている 40 ppb を閾値とする AOT40 を用いた。

<sup>3</sup> AOT40 の算出では日射量を基準とした積算方法もあり、EU の基準では 50W m<sup>-2</sup> 以上の時間帯を対象に積算している。

➤ スギの成長量低下率	=	<b>-0.047</b>	×	(AOT40)
➤ アカマツの成長量低下率	=	<b>-0.144</b>	×	(AOT40)
➤ カラマツの成長量低下率	=	<b>-0.201</b>	×	(AOT40)
➤ ブナの成長量低下率	=	<b>-0.141</b>	×	(AOT40)
➤ コナラの成長量低下率	=	<b>-0.079</b>	×	(AOT40)
➤ スダジイの成長量低下率	=	<b>-0.231</b>	×	(AOT40)

ここで、成長量低下率とは通常の成長量に対するオゾン暴露された成長量の割合（％）である。この推定式では係数の絶対値が大きいほどオゾンによって樹木成長量が低下しやすいことを示す。すなわち、オゾンに対する感受性が最も高い植生はスダジイであり、逆にスギやコナラはオゾンに対する感受性が低かった [5]。

### ③AOT40 の全国分布の推定

AOT40 は非静力領域化学輸送モデル (WRF/Chem) による 15km メッシュのオゾン濃度推定結果を基に算出<sup>4</sup>した (図 4-2-1)。今回の推定では滝川らの設定 [6] を基に、離島を除くほぼ日本全域を計算対象領域としている。2008 年における排出インベントリを基に 2011 年の気象場を用い、2011 年の 4 月から 9 月の期間における AOT40 分布を推定して成長量低下率のマッピングに用いた。

### ④推定成長量低下率のマッピング

AOT40 当たりの成長量低下率推定式及び AOT40 推定分布図を用い、2011 年の気象場における各植生グループの成長量低下率分布を推定した。これを全国で色分けマッピングすることにより、オゾン植物影響における要監視地域の抽出を実施した。

<sup>4</sup> 鉛直層数は 34 層として計算を行っている。鉛直座標系は地表面との比率に基づく地形に沿った座標系であり、大気最下層の高度は地表面から約 10m である。夜間を除き接地境界層内部に 10 から 15 層が含まれている。気象場については 5km メッシュ、3 時間間隔の気象庁メソ解析を、オゾン前駆物質の地表放出源強度分布については 1km メッシュ、1 時間間隔の REAS ver. 2 をそれぞれ利用した。低解像度(240km メッシュ)の全球化学輸送モデルによる計算結果を側面境界とすることにより、領域外からの大気汚染物質の影響についても考慮している。

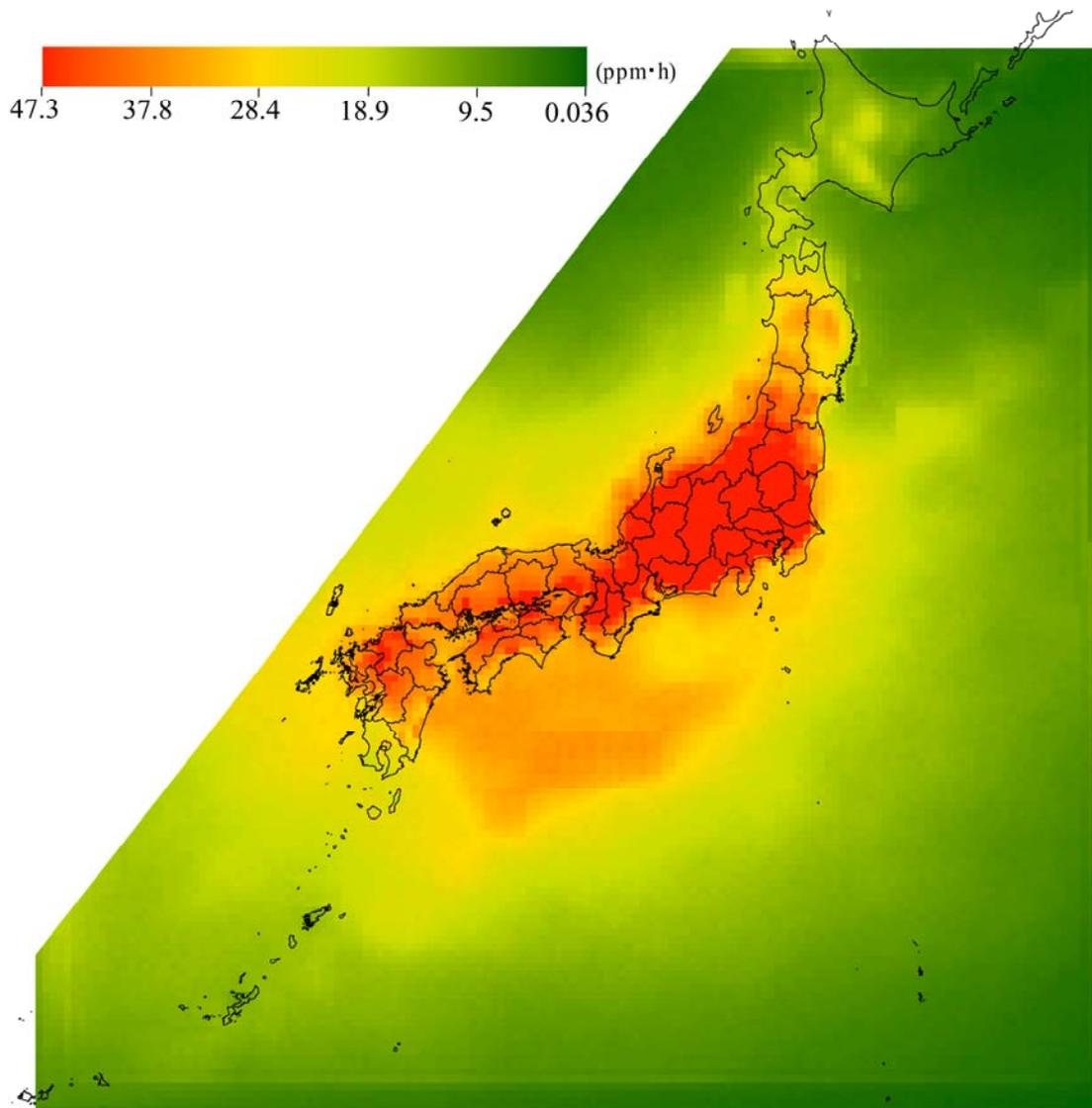


図 4-2-1 2011 年の気象場を用いた AOT40 のモデル推定結果

注：4 月～9 月の AM6:00～PM6:00 におけるオゾン濃度積算値

## (2) 成長量低下率の推定結果

推定された成長量低下率の全国分布を図4-2-2に示した。色がついている地域は各植生(スギ・ブナ・アカマツ・カラマツ・コナラ・スダジイ)が分布していることを示し、色分けは推定された成長量低下率を示す。空白の地域は各植生がその地域には分布していないことを示す。各植生において、オゾンの AOT40、植生分布、樹種の感受性の違いによる要監視地域が抽出され、スギ・コナラ以外の樹種では推定される成長量低下率が 3%を超える地域が広範囲に見られた。北陸地方、新潟、関東北部及び西部のブナ、関東、中部、関西地方及び瀬戸内海の一部におけるアカマツ、関東甲信地方のカラマツ、九州北部のスダジイで高い成長量低下率が推定された。

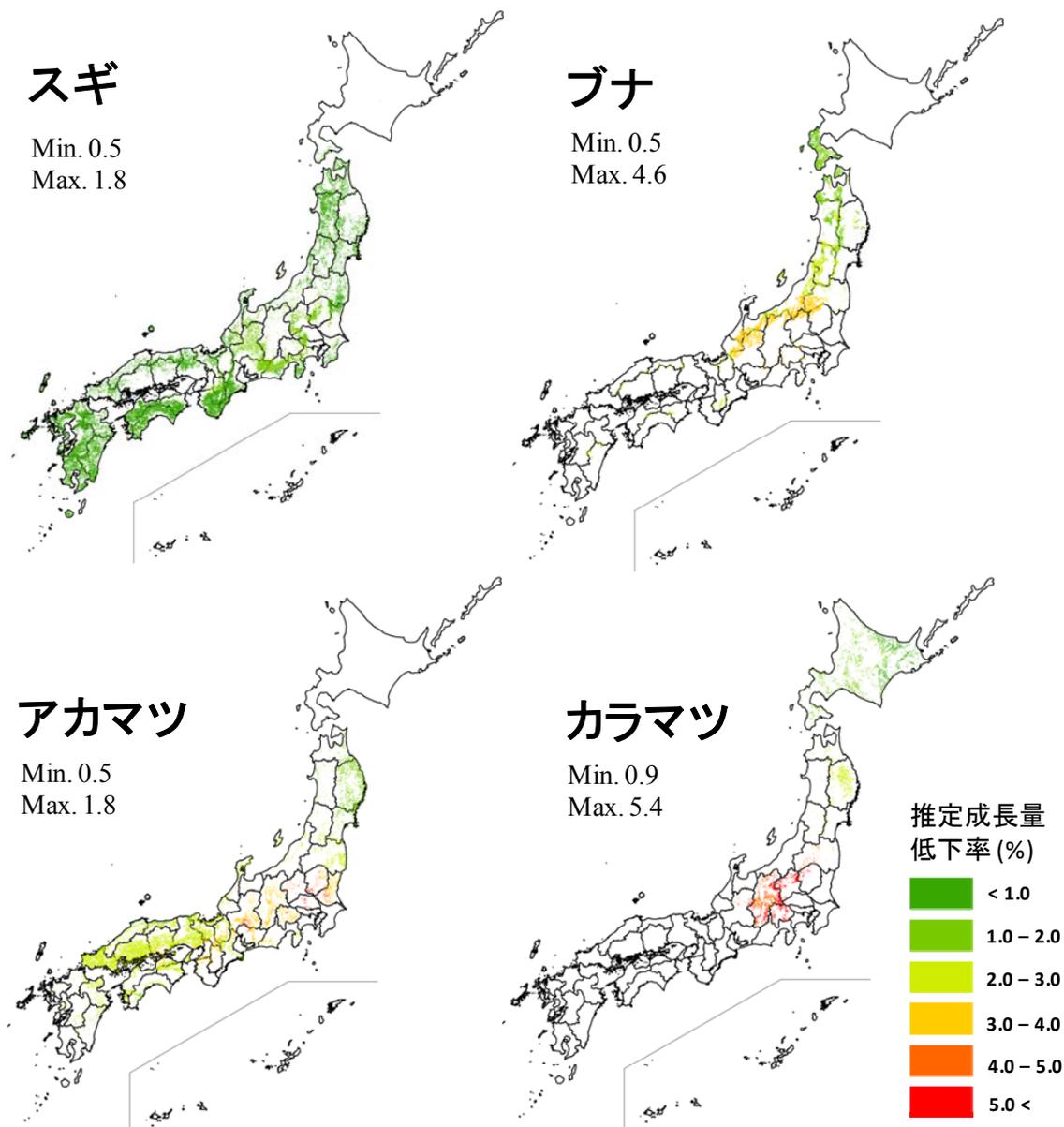


図 4-2-2 2011 年の気象場を用いたオゾンによる推定成長量低下率

注1 : オゾン暴露がない場合の成長量を 100%とした場合の低下率 注2 : 3 次メッシュ (1 km×1 km) 植生データに基づく表示

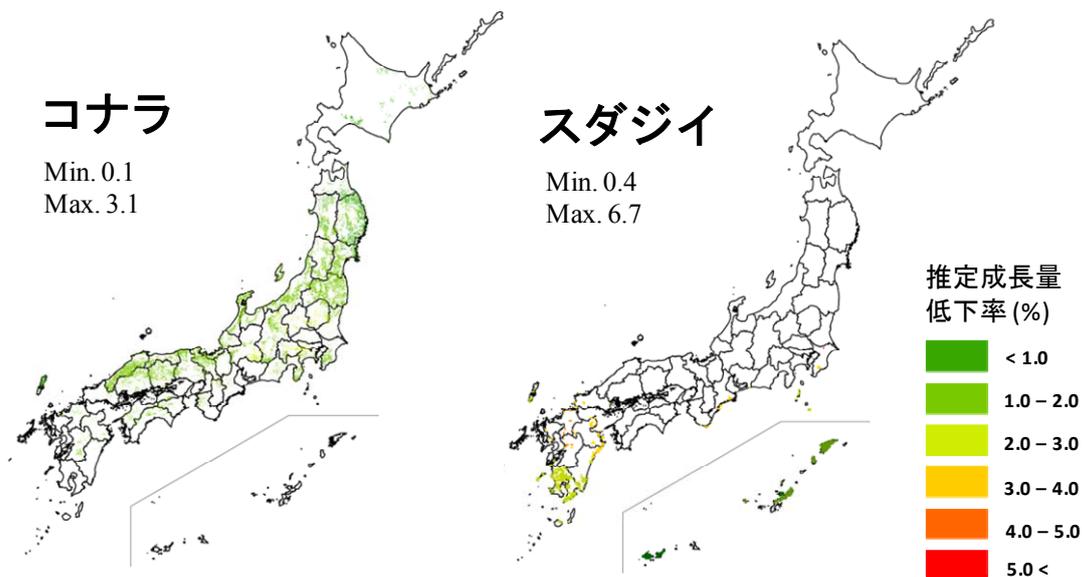


図 4-2-2 (続き) 2011 年の気象場を用いたオゾンによる推定成長量低下率

### (3) オゾンによる植物影響の要監視地域マップに関する留意点

将来的には、暴露量だけではなく、実際に気孔を通じて吸収されるオゾンの量（吸収フラックス）を用いた評価も必要と考えられるが、現時点では、基礎的データの不足により樹木及び作物において全国的な評価は困難である。

#### 4.2.2 オゾン植物影響に関するパイロット・モニタリング

越境大気汚染・酸性雨長期モニタリング計画において、これまで実施されてきた土壌・植生モニタリングでは、主に大気沈着による土壌の酸性化等を介した樹木衰退や植生の攪乱が念頭におかれ、土壌化学性分析とともに、樹木衰退度・成長量及び下層植生の調査（観察）が行われてきたが、ガス状・粒子状の汚染物質の直接暴露による植物への影響の把握には、森林地域での大気汚染物質の実測やそれに敏感な植物活性の測定など、より特化した取組が必要である。越境大気汚染・酸性雨長期モニタリング（平成20-22年度）中間報告 [7] においても、対流圏オゾンの濃度上昇に伴う樹木衰退の可能性が指摘され、オゾンによる植物影響の評価に対する取組がより重要になってきた。

平成21年3月に改訂された「越境大気汚染・酸性雨長期モニタリング計画」では、新たな生態影響モニタリングとして、オゾンによる植物影響のモニタリングを検討することを提言している。それに基づき、平成22年度まで設置された「オゾン植物影響モニタリング手法検討会」では、オゾンによる植物影響のモニタリング手法に関する検討を行ってきた。その結果、今後の定常モニタリングのための手法を確立するために、平成23年度からオゾン関連研究を実施している自治体（北海道、新潟県、福岡県）において、パイロット・モニタリングを開始することとし、その進捗状況については、関係自治体の専門家を加え再

編された「オゾン等の植物影響評価ワーキンググループ」において検討することとされた。

### (1) オゾン植物影響（パイロット）モニタリングの概要

平成22年度までの検討結果から、以下のような基本設計が提言された。

- i) 高濃度オゾンや樹木衰退が報告されている地域で実施する。
- ii) 対象地域内で、オゾン自動測定装置が既に稼働している地点又は設置可能な（電源が供給されている）地点を、各1地点、ステーションとして設定し、当該地域のオゾン濃度変化について明らかにする。

上記基本設計に基づき、オゾン関連研究を実施している自治体の以下の山岳・森林地域を、パイロット・モニタリングの対象地域として選定した（図4-2-3）。

- ましゅうこがいりんざん 摩周湖外輪山：北海道
- はっかいざん 八海山：新潟県
- ひこざん 英彦山：福岡県

上記地域では、これまでの各自治体における研究により、1時間値として80 - 100 ppbの高濃度オゾンが記録されており、摩周湖外輪山や英彦山では樹木の衰退も認められており、特に摩周湖外輪山におけるダケカンバの枯死は著しい。各地域の概要は表4-2-1のとおりである。パイロット・モニタリングは、平成23年夏季より開始し、当面は、最も基本的かつ必須な項目である、各地域のステーションにおける自動測定装置によるオゾン濃度測定を実施するとともに、代表樹木の葉の展開・落葉時期等の周辺情報の収集・記録を行うこととした。

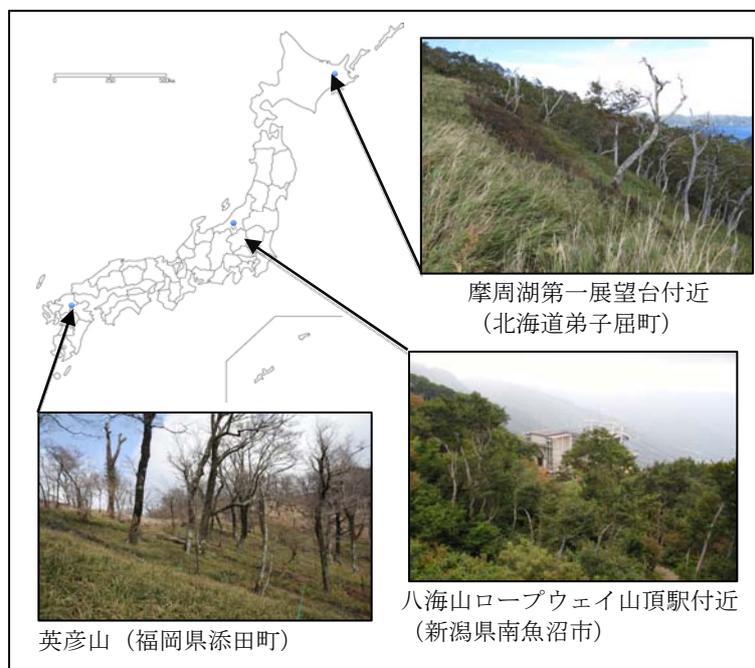


図4-2-3 オゾンによる植物影響評価のためのパイロット・モニタリング実施地点

表 4-2-1 パイロット・モニタリング地域の概要

自治体	北海道	新潟県	福岡県
地域名	ましゅうこがいらんざん 摩周湖外輪山	はっかいざん 八海山	ひこざん 英彦山
ステーション (オゾン自動 測定装置設置 地点)	摩周第一展望台	八海山展望台	福岡県立英彦山青年の家
緯度経度	北緯 43° 33' 30" 東経 144° 30' 26"	北緯 37° 07' 33" 東経 138° 59' 30"	北緯 33° 29' 19" 東経 130° 55' 27"
標高	555 m	1,165 m	790 m
使用機器*	Model 1180 (ダイレック) APNA365 (堀場製作所：窒素酸化物)	GUX-253 (東亜ディーケーケー)	1006-AHJ (Dasibi)
地域の優占樹種	ダケカンバ	ブナ、ミズナラ	ブナ
樹木衰退の概況	摩周湖外輪山西側、第一展望台付近から第三展望台付近まで、ダケカンバの枯死木が認められる。	顕著な樹木衰退は認められない。	北岳から中岳にかけての稜線域を中心に、ブナの枯死又は衰退が認められる。

\*自動観測装置は、各自治体研究機関で保有している機器を使用し、必要に応じて本事業のため補修等を行った。摩周湖外輪山においては、展望台駐車場の自動車排ガスに由来する窒素酸化物 (NO 及び NO<sub>2</sub>) の影響が認められたため、これらの項目も併せて測定した。

## (2) パイロット・モニタリングの進捗状況

各地のパイロット・モニタリングは、1年中アクセスが可能な摩周湖外輪山を除き、冬季は積雪により継続観測が困難であるため、融雪後の植物成長期を中心に行った。平成23年度は、機器整備等により開始時期が秋季以降となった地点もあったため、ここでは平成24年度の結果を中心に報告する。摩周湖外輪山及び英彦山については、5月から10月の6ヶ月間のデータを、積雪の多い八海山については、融雪後の6月から降雪が本格化する11月までの全調査データを用いた。また、摩周湖外輪山については、展望台駐車場の自動車排ガスに由来する窒素酸化物 (NO 及び NO<sub>2</sub>) の影響が認められたため、これらによるオゾンの消失を考慮し、下式により、潜在的なオゾン濃度 (ポテンシャル・オゾン, PO) も併せて評価した。

$$PO = O_3 + NO_2 - 0.1NO_x \quad (NO_2: \text{二酸化窒素}, NO_x: NO+NO_2)^5$$

<sup>5</sup> 本地域では NO<sub>x</sub> 測定に影響する硝酸等の濃度は非常に低いため、NO<sub>x</sub> = NO + NO<sub>2</sub> として算出した。

八海山及び英彦山については、標高が低く都市部に位置する六日町（八海山から南西方向、

約12 km）及び太宰府（英彦山から西方向、約40 km）のデータもそれぞれ併せて評価した。

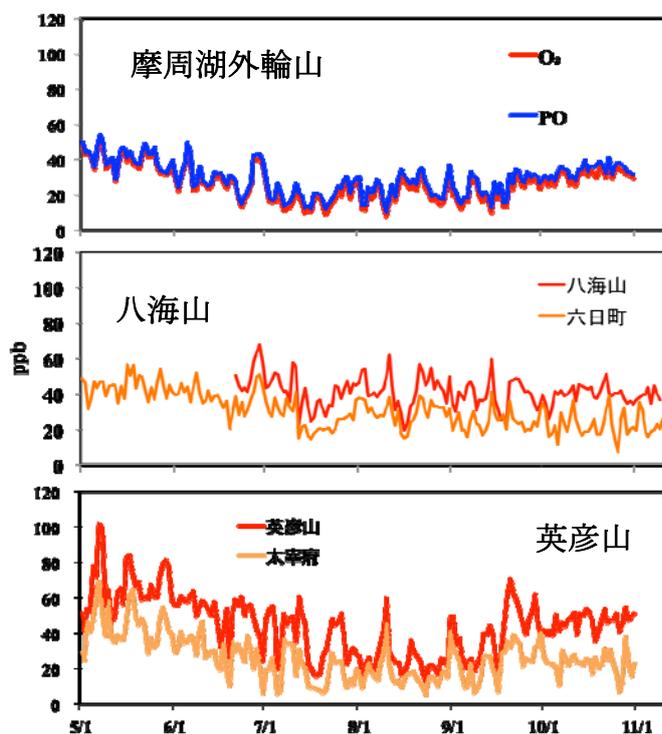


図 4-2-4 パイロット・モニタリング地点における

オゾン日平均濃度の変化（平成 24 年度）

注：摩周湖外輪山ではポテンシャル・オゾン（P0）濃度、八海山及び英彦山では近隣の六日町局及び太宰府局のオゾン濃度もそれぞれ併せて示した。

#### ①季節変化

各地点における日平均濃度の調査期間中の変化を図 4-2-4 に示した。摩周湖外輪山や英彦山では、春季に高く、夏季に向かって低下し、秋季に再び上昇する傾向が見られた。摩周湖外輪山では、窒素酸化物の影響も考慮した P0 濃度は、オゾン濃度よりも若干高い値を示したが、調査期間を通じてオゾン濃度とほぼ同様の変化を示した。英彦山のオゾン濃度は、摩周湖外輪山に比べると春季や秋季により高く、特に春季には日平均として 100 ppb を超える高濃度が記録され、7-8 月の盛夏にも日平均が 60 ppb を超えることがあった。また、標高が低く都市部に位置する太宰府に比べると、英彦山のオゾン

濃度は調査期間を通じて高く、その差は特に春季や秋季に大きかった。八海山では、積雪により観測開始が遅れたため明瞭な季節変化は認められなかったが、近隣の六日町では、摩周湖外輪山や英彦山と同様に春季に高く夏季に向かって低下する傾向が見られた。

摩周湖周辺の土地利用は森林や農業利用であり、ローカルなオゾンの発生はほとんどないと考えられている。最も近い大規模な大気汚染発生源は釧路であり、約 60 km 離れている。ここで見られた季節変化パターンは、札幌北、天塩や利尻でも同様に見られることから、越境大気汚染等による比較的広域の影響を反映しているものと考えられた。

八海山や英彦山の日平均オゾン濃度が、標高が低い六日町や太宰府よりも高いのは、後述するように、日内変動が小さく、都市部のオゾン濃度が大きく低下する夜間や早朝でも、高い濃度を維持するからであった。太宰府の日内変動がより顕著な春季と秋季には、日平均の差が大きくなるようであった。英彦山（青年の家）における 5/7-8 の日平均 100 ppb を超える高濃度は、後方流跡線解析等により、大陸からの移流の可能性が示唆されている（濱村・須田、未発表）。この時に、調査期間の 1 時間値の最高値である 138 ppb が記録されている。

## ②日内変動

各地点の平均日内変動を図4-2-5に示した。日内変動は、八海山では約10 ppbの振幅が認められたが、摩周湖外輪山や英彦山では、より振幅は小さかった。変動パターンは地点によって異なっており、八海山ではオゾン濃度は昼前に最も低下し、昼過ぎから夜間にかけて上昇した。一方で近隣の六日町では昼間に高く夜間に低い明確な日変動を示し、日中は標高の高い八海山よりも高い値を示すことが多かった。前述したように日平均としては八海山の方が高く、夜間にかけてオゾン濃度が上昇するため、日中のオゾン濃度だけを対象にした評価では過小評価となる可能性もあり、留意が必要であると考えられた。

摩周湖外輪山では、9時から20時ぐらいまでの間、オゾン濃度はP0濃度よりも低い値を示し、特に10時頃にその差は大きくなり、近接する駐車場に集まる観光バスから排出されると考えられる窒素酸化物による影響が示唆された。P0濃度は早朝に最も低くなり、その後緩やかに上昇するという傾向が見られたが、その振幅は数ppbであった。

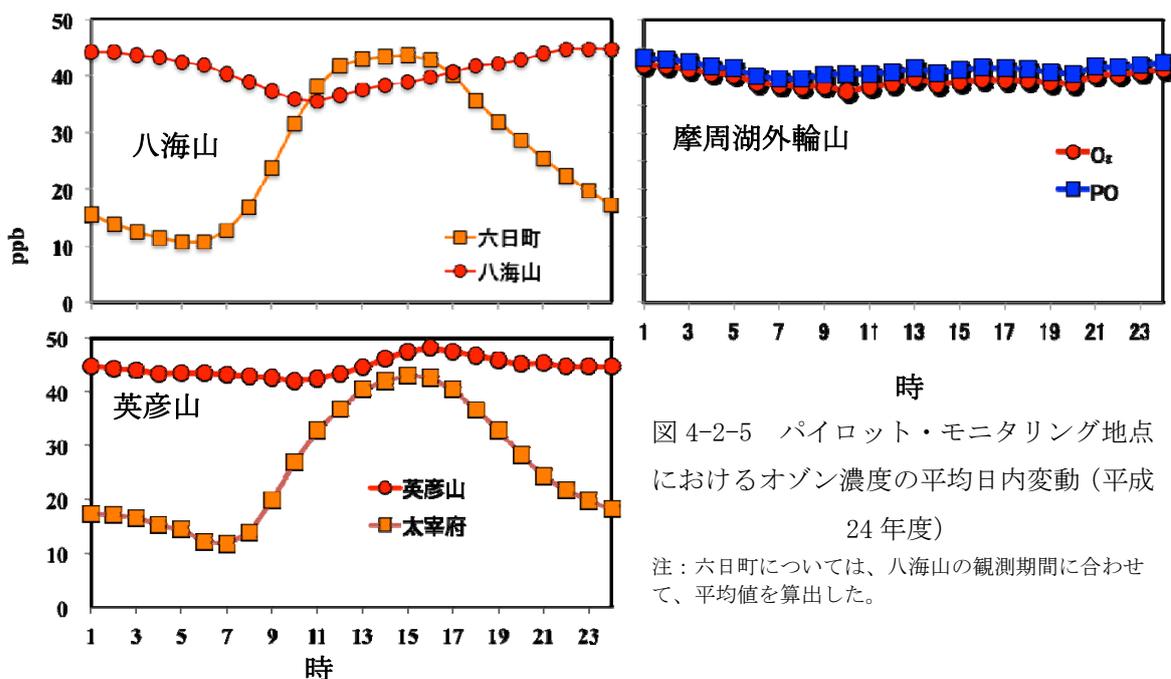


図 4-2-5 パイロット・モニタリング地点におけるオゾン濃度の平均日内変動（平成24年度）

注：六日町については、八海山の観測期間に合わせて、平均値を算出した。

英彦山のオゾン濃度は、夜間から午前中までほぼ一定であり、10時頃に最低値を記録した後、午後から夕方にかけて緩やかな上昇が見られ、16時頃に最高値に達した。一方、その約40km西に位置する太宰府ではより大きな日変動が見られ、7時頃に最低値を記録した後、15時頃に最高値に達した。周辺に発生源がほとんどない英彦山では地域内生成の寄与が小さく、窒素酸化物によるオゾンの消失効果も小さいため、福岡都市圏にある太宰府に比べて日変動が小さいと考えられる。また、ピークのずれは汚染源からの距離を反映していると考えられる。

### ③オゾン濃度の評価

平成24年度の植物成長期における、パイロット・モニタリング地点のオゾン濃度の概要を表4-2-2に示した。オゾン濃度は、英彦山、八海山、摩周湖外輪山の順で高く、英彦山や八海山は平均値や中央値でも、植物成長に影響を与えると考えられる40 ppb を超えていた。摩周湖外輪山では、窒素酸化物の影響を考慮した P0 でも、平均値や中央値は30 ppb 未満であった。植物成長への影響指標である AOT40<sup>6</sup>も、英彦山、八海山、摩周湖外輪山の順で高く、英彦山の AOT40は摩周湖外輪山のそれを20倍近く上回っていた。

欧州では、AOT40を用いた基準値（クリティカルレベル）が提言されており、世界保健機関（WHO）欧州地域事務所では大気質指針として、農作物及び森林に対し、それぞれ3 ppm・h（3ヶ月の積算値、5%の減収）及び10 ppm・h（6ヶ月の積算値、10%の成長量低下）をクリティカルレベルとして提言している [8]。欧州長距離越境大気汚染条約（CLRTAP）においても、1999年の議定書「Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone」の実行において、農作物に同じクリティカルレベルを採用 [9]し、樹木や自然植生の保全のためにも適用するとしている。また、森林については、オゾン暴露に対する感受性が高い地域では、5 ppm・h（6ヶ月の積算値）にすべきであることが提言されている [10]。我が国においては、代表的な樹種において10%の成長量低下を引き起こす AOT40は、8 ppm・h から21 ppm・h の間にあると考えられ [11]、そのクリティカルレベルとして20 ppm・h が提言されている [12]。

表4-2-2 平成24年度植物成長期におけるオゾン濃度の概要

	摩周湖外輪山*1	八海山	英彦山
モニタリング期間	5月1日～10月31日	6月21日～11月9日	5月1日～10月31日
平均値 (ppb) *2	27 (29)	41	45
中央値 (ppb) *2	27 (29)	40	46
95 パーセンタイル値 (ppb) *2	45 (47)	60	77
5 パーセンタイル値 (ppb) *2	11 (13)	25	17
AOT40 (ppm・h)*3	1.2 (1.9)	4.7	21.8

\*1 ポテンシャル・オゾン (P0) の結果も併せてカッコ内に示した。\*2 平均値等の算出は、夜間も含めた全時間値を対象とした。\*3 AM6:00-PM6:00 (12時間) の40ppb を超えたオゾン濃度の時間積算値。各地点の積算期間はモニタリング期間に示したとおり。

これらのクリティカルレベルを考慮して、各地点の AOT40を評価すると、英彦山では、我が国の代表的な樹種に適用すべきであると提言されているクリティカルレベルを超えており、既に樹木の成長が抑制されている可能性も考えられた。英彦山では、既にブナの枯死

<sup>6</sup> 40 ppb を超えたオゾン濃度の時間積算値 (Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb, AOT40)。農作物の場合は 5-7 月の 3 ヶ月間、森林の場合は 4-9 月の 6 ヶ月間の積算値が多く用いられる。

や衰退が報告されていることから、オゾンとの関連性についてより留意すべきであると考えられた。八海山ではAOT40はそれほど高くはないが、欧州における感受性が高い地域に適用されるべき値 (5 ppm・h) に近く、また、上述したように、八海山では夜間に向けてオゾン濃度が高くなる傾向があるため、積算する時間帯によっては AOT40はより大きくなる。AOT40は通常日中の時間帯で積算されているが、夜間のオゾン濃度も考慮すべきという報告 [13] [14]もある。また、八海山では、欧州の観察基準 [15]に照らした場合、オゾン暴露によるものと疑われる可視障害が生じたブナ葉も確認されたことから、樹木への影響についてもさらに情報を収集すべきであると考えられた。摩周湖外輪山ではAOT40は低く、現時点ではオゾンによる樹木への影響を示唆するレベルにはないが、植物の展葉前(3-4月)は恒常的にオゾン濃度が40-50 ppb 程度と比較的高いことが、これまでの調査で明らかになっている。展葉時期は6月半ば頃であり、現時点では直接的な影響は小さいと考えられるが、気候変動・温暖化などの影響で展葉時期が早まるとオゾンの影響が現在より強くなる可能性も考えられた。

#### 4.2.3 PMの植物影響に関する研究の状況

PMとは Particulate Matter の略で、粒子状物質のことである。大気中の粒子状物質の体積粒度分布は、粒径1~2 μm付近を谷として微小粒子と粗大粒子の二山型分布として表され、人為起源のPMは主に微小粒子として存在する [16]。したがって、アジア大陸から越境輸送される大気汚染物質に含まれるPM<sub>2.5</sub>(大気中に浮遊している粒径が2.5 μm以下の粒子状物質)などの微小粒子状物質が植物に及ぼす影響を明らかにするためには、平均粒子径が数百nm(サブミクロン)の微小粒子状物質を対象とした実験的研究や野外観測などを行う必要がある。これまでに、数μm以上の粒子径を持つ粗大粒子状物質が植物に及ぼす化学的又は物理的影響は報告されている。しかしながら、サブミクロンサイズの微小粒子状物質が植物に及ぼす影響はほとんど明らかにされていない [17] [18] [19]。

ここでは、植物に対する粒子状物質の影響に関する既存研究の結果を紹介し、樹木に対するサブミクロンサイズのブラックカーボン粒子の影響に関する実験的研究を概説し、今後の課題を示す。

##### (1) 植物に対するエアロゾルの影響に関する既存研究

植物に対する粒径が数μm以上の粒子状物質の化学的影響として、火力発電所やセメント工場から排出される粉塵に関する報告がある [20]。Darley [21]とLerman and Darley [22]は、アルカリ性を示すセメント粉塵を露滴と共にインゲンマメの初生葉に暴露すると、可視障害が発現し、葉のCO<sub>2</sub>吸収速度が低下することを報告した。Krishnamurthy and Rajachidambaram [23]は、セメント粉塵と葉からの蒸散による水蒸気によってアルカリ溶液が生じ、孔辺細胞を損傷させることを報告した。Godzik *et al.* [24]は、亜鉛製錬所や高速道路の周辺においては葉内の重金属含有量は高いが、気孔(サイズが数μm以上)を通して重金

属が葉内に取り込まれることは極めて少ないことを指摘している。今村ら [25]は、火力発電所由来の煤塵によるキャベツの葉の可視被害は吸湿した煤塵が強酸性の水滴となり、表皮細胞を損傷・脱水したことが原因であると考察した。河野ら [26] [27] [28]は、火力発電所の集塵装置から採取した煤塵がインゲンマメの初生葉に及ぼす影響を調べた結果、吸湿性や潮解性が強く、低pHで電気伝導度が高い煤塵による可視障害の程度が著しかったことを報告している。

植物に対する粒子状物質の物理的影響として、葉面に付着した粉塵による遮光、葉温上昇及び気孔閉塞による光合成阻害などが報告されている。Peirce [29]やParish [30]は、セメント工場周辺のアレンジ園で調査した結果、葉の向軸面でセメント粉塵が層状に堆積し、雨によって洗い流されないことを報告した。Peirce [29]は、セメント粉塵が付着したアレンジの葉でデンプン合成が減少し、この原因として粉塵による遮光を指摘した。Eller [31]は、道路粉塵が付着した葉では日射吸収量の増大によって葉温が約4°C上昇したことを報告し、光合成への悪影響を懸念した。Borka [32] は、鉄製錬所から飛来した粉塵に覆われた葉において葉温が上昇し、暗呼吸速度が上昇することを報告している。Singh and Rao [33]は、セメント粉塵で覆われたコムギの葉の蒸散速度や成長が低下した原因として、粉塵による葉の遮光と気孔が詰まったことによる葉のガス交換能力の阻害を指摘した。Thompson *et al.* [34]は、化学的に不活性な粉塵を付着させたサンゴジュの葉の純光合成速度は低下し、水蒸気気孔拡散抵抗は昼間は高くなったが、夜間は逆に低くなったことを報告している。Krajickova and Mejstrik [35]は、フライアッシュが付着した葉を顕微鏡で観察した結果、粉塵が入り込んだ気孔はなく、粉塵が孔辺細胞を刺激したため水蒸気気孔拡散抵抗が低下したと推測している。一方、Beasley [36]は、気孔が存在する葉の背軸面に粒子を付着させると夜間における蒸散量が増大したが、気孔が存在しない葉の向軸面に付着させても影響がないことを確認し、粒子は気孔の完全な閉鎖を妨げることを指摘した。また、Ricks and Williams [37]は、工場周辺に生育するウマメガシの葉では、気孔に粉塵が入り込んでいることを観察し、気孔が閉じられないため夜間の気孔拡散抵抗が小さくなったことを報告した。さらに、Flückiger *et al.* [38]は、ポプラの葉の背軸面に気孔が開いている状態でシリカゲル粒子を付着させると、粒径15 µm以下の粒子は昼夜の水蒸気気孔拡散抵抗を低下させることを示した。Eveling [39]は、シリカゲルや粘土などの粒子の懸濁液が葉面で乾燥する際、摩擦や吸水作用によってクチクラワックスを破壊し、クチクラ抵抗の低下に伴う水分損失が引き起こされることを指摘した。平野ら [40] [41] [42] [43] [44]及びHirano *et al.* [45]は、粉塵の植物影響に関する詳細な研究を行い、キュウリやインゲンマメなどの葉面に付着した粉塵は遮光作用によって純光合成速度を低下させ、明期では気孔を塞いで気孔コンダクタンスを低下させるが、暗期では気孔閉鎖を妨げて気孔コンダクタンスを上昇させることを報告している。また、葉表面に付着した粉塵による葉温上昇によって蒸散速度は上昇したが、純光合成速度は適温域以下では上昇し、適温域以上では低下したことを報告している。Bačić *et al.* [46]は、クロアチアのセメント工場周辺に生育しているアレポマツ(*Pinus halepensis*)の針葉表面を

電子顕微鏡で観察した結果、不定形の粒子が気孔を塞いでいることを報告した。Chaston and Doley [47]は、葉面に沈着したフライアッシュなどによる葉温上昇を報告している。

## (2) 樹木に対するサブミクロンサイズのブラックカーボン粒子の影響に関する研究

粒子状物質には、燃焼過程などによって大気中に直接放出される一次粒子と窒素酸化物、硫黄酸化物及び揮発性有機化合物(VOCs)の光化学反応とそれに続く凝縮によって生成される二次粒子がある [48]。黒色炭素(ブラックカーボン)は、炭素を主成分とする燃料が高温で不完全燃焼する際に発生する。具体的には、ディーゼルエンジンの排気、石炭燃焼及び森林火災などからブラックカーボンは生じる。ブラックカーボンは、世界全体で年間に 8.0 Tg 発生し、その約 40%がアジア起源であり、世界最大の発生国は中国であるとの報告もある [48]。

平成 20 年度新学術領域研究(平成 20~24 年度)として、「東アジアにおけるエアロゾルの植物・人間系へのインパクト」(領域代表者: 畠山史郎, 東京農工大学)が採択された。この研究領域の研究項目 A03(研究項目代表者: 伊豆田 猛, 東京農工大学)では、東アジアの森林を構成している樹木に対するブラックカーボン粒子や硫酸アンモニウム粒子の影響に関する実験的研究(写真 1)や観測用鉄塔を用いた野外調査(写真 2)などが行われた [49] [50]。ここでは、樹木に対するサブミクロンサイズのブラックカーボン粒子の影響に関する実験的研究を概説する [17] [19]。供試樹木として、鹿沼土を詰めたポットに植栽したブナ(*Fagus crenata*, 3 年生苗)、スタジイ(*Castanopsis sieboldii*, 2 年生苗)、カラマツ(*Larix kaempferi*, 1 年生苗)及びスギ(*Cryptomeria japonica*, 1 年生苗)を用いた。2009 年 6 月 1 日に、



写真1 粒子暴露チャンバー  
(東京農工大学, 東京都府中市)  
注: チャンバー内部の中央に、ブラックカーボン粒子発生装置が設置されている



写真2 粒子状物質の観測用鉄塔  
注: 上の鉄塔は東京都八王子市(東京農工大学 FM 多摩丘陵)に、下の鉄塔はタイ国サケラートに設置されている

各樹種の苗木を16ポットずつ、6基の粒子暴露チャンバー内(昼25/夜18°C, 相対湿度70±5%)にそれぞれ配置し、2010年11月2日までの2成長期間にわたって育成した(写真1)。なお、2010年1月7日～3月19日までの期間は、圃場で苗木を育成した。本実験においては、4樹種の苗木へのブラックカーボン粒子の暴露を行わない対照区とブラックカーボン粒子の暴露を行うブラックカーボン暴露区を設定した。各処理区あたり3基の粒子暴露チャンバーを用いることにより、3チャンバーレプリケーションを設定した。2009年6月13日～2010年1月6日及び2010年3月21日～6月12日において、2日に1回、8:00～9:00の間に、静電気力型噴霧装置を用いたブラックカーボン粒子の暴露を10分間及び超音波力型噴霧装置を用いた暴露を5分間にわたって行った。2010年6月13日～10月31日においては、1日1回、6:00～9:00の間に、静電気力型噴霧装置を用いたブラックカーボン粒子の暴露を50分間及び超音波力型噴霧装置を用いた暴露を25分間にわたって行った。

2成長期間終了時(2010年11月)における単位葉面積当たりのブラックカーボン沈着量は樹種によって異なり、スダジイ>スギ>カラマツ>ブナの順に高かった(写真3)。2010年8月におけるブナ、スダジイ、カラマツ及びスギの光飽和条件下における純光合成速度、葉温及び光合成の光利用効率にブラックカーボン粒子の暴露の有意な影響は認められなかった。さらに、2010年8月におけるブナ、スダジイ、カラマツ及びスギの葉の光化学系IIの最大量子収率(Fv/Fm)及びブナとスダジイの葉の分光特性に対するブラックカーボン粒子の暴露の有意な影響は認められなかった。これらの結果から、本実験で行った暴露によって葉表面に沈着したブラックカーボン粒子が光を吸収することによって樹木の葉内に到達する光の量が減少することや葉温が上昇することはなかったと考えられる。また、本実験で暴露したブラックカーボン粒子は、ブナ、スダジイ、カラマツ及びスギの葉の気孔に侵入して気孔開閉に影響を及ぼすことはなかった。2010年11月におけるブナ、スダジイ、カラマツ及びスギの樹高、根元幹直径及び個体乾重量にブラックカーボン粒子の暴露の有意な影響は認められなかった。したがって、本実験における暴露による葉面ブラックカーボン沈着量の増加量(<math><1\text{ mg C m}^{-2}</math>)は少なかったため、4樹種の成長や光合成などの生理機能に有意な影響が発現しなかったと考えられる。

ブラックカーボン粒子が樹木の葉のガス交換速度に及ぼす影響を明らかにするために、静電気力型噴霧装置を用いてブナ、スダジイ、カラマツ及びスギの葉に最長50時間にわたって連続的にブラックカーボン粒

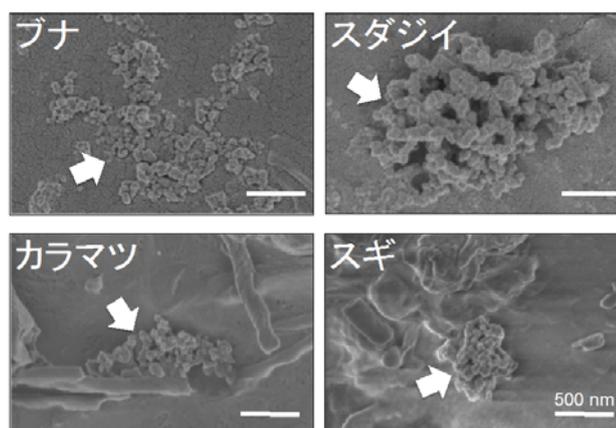


写真3 ブナ、スダジイ、カラマツ及びスギの葉に沈着したブラックカーボン粒子

注：矢印は、葉の表面に沈着した暴露由来のブラックカーボン粒子である

子の短期暴露を行った [51]。暴露の前後に葉のガス交換速度とブラックカーボン粒子の葉面沈着量を測定した [52]。4 樹種の葉に連続 50 時間にわたってサブミクロンサイズのブラックカーボン粒子を暴露した結果、暴露後の純光合成速度は暴露前のそれに比べて低かった。そこで、暴露後に測定した純光合成速度の相対値(暴露前の値を 1 とした時の値)と暴露によって増加した葉面ブラックカーボン沈着量との関係を調べた。その結果、いずれの樹種においても両者の間に有意な負の直線関係が認められた。しかしながら、4 樹種における直線回帰式の傾きの絶対値は異なり、ブラックカーボン粒子の葉面沈着量の増加に伴う純光合成速度の低下程度はスダジイ>ブナ>スギ>カラマツの順に著しいことが明らかになった。この短期暴露実験の結果に基づくと、4 樹種の純光合成速度が 10%低下する葉面ブラックカーボン沈着量は、3.2(スダジイ)、8.5(ブナ)、12.3(スギ)及び 39.0 mg C m<sup>-2</sup>(カラマツ)であった。上記の長期暴露実験に比べて、本実験における暴露による葉面ブラックカーボン沈着量の増加量が多かったため、暴露後の純光合成速度が暴露前のそれに比べて低下したと考えられる。

最近、日本では、アジア大陸から輸送される PM<sub>2.5</sub> などの微小粒子状物質による越境大気汚染が深刻な環境問題として注目を集めている。しかしながら、アジアの森林を構成している樹木に対する微小粒子状物質の影響やアジアの森林における粒子状物質の乾性沈着に関する研究は始まったばかりである [53]。したがって、今後も、様々な森林樹木に対する微小粒子状物質の影響を解明する必要がある。また、アジアの森林樹木は、微小粒子状物質のみならず、光化学オキシダントの主成分であるオゾン(O<sub>3</sub>)の影響も受けている可能性が高い。したがって、一刻も早く、微小粒子状物質とオゾンが森林樹木に及ぼす複合影響を解明し、アジア全域を対象とした越境大気汚染物質による森林影響評価を行う必要がある。

#### (4.2 の引用文献)

- [1] M. Watanabe, M. Yamaguchi, M. Iwasaki, N. Matsuo, J. Naba, C. Tabe, H. Matsumura, Y. Kohno and T. Izuta, "Effects of ozone and/or nitrogen load on the growth of *Larix kaempferi*, *Pinus densiflora* and *Cryptomeria japonica* seedlings" *Journal of Japan society for Atmospheric Environment*, vol. 41, no. 6, pp. 320-334, 2006.
- [2] M. Watanabe, M. Yamaguchi, C. Tabe, M. Iwasaki, R. Yamashita, R. Funada, M. Fukami, H. Matsumura, Y. Kohno and T. Izuta, "Influences of nitrogen load on the growth and photosynthetic responses of *Quercus serrata* seedlings to O<sub>3</sub>" *Trees*, vol. 21, no. 4, pp. 421-432, 2007.
- [3] M. Watanabe, M. Yamaguchi, H. Matsumura, Y. Kohno and T. Izuta, "Effects of ozone on growth and photosynthesis of *Castanopsis sieboldii* seedlings grown in different nitrogen loads" *Journal of Agricultural Meteorology*, vol. 24, no. 3, pp. 143-155, 2008.
- [4] M. Yamaguchi, M. Watanabe, M. Iwasaki, C. Tabe, H. Matsumura, Y. Kohno and T. Izuta, "Growth and photosynthetic responses of *Fagus crenata* seedlings to O<sub>3</sub> under different nitrogen loads" *Trees*, vol. 21, no. 6, pp. 707-718, 2007.
- [5] 渡辺誠, 山口真弘, “日本の森林樹種 6 種に対する窒素沈着を考慮したオゾンのリスク評価” *日本生態学会誌*, vol. 61, no. 1, pp. 89-96., 2011.
- [6] M. Takigawa, M. Niwano, H. Akimoto and M. Takahashi, "Development of an one-way nested

- global-regional air quality forecasting model" *SOLA*, vol. 3, pp. 81-84, 2007.
- [7] 環境省, 越境大気汚染・酸性雨長期モニタリング (平成 20-22 年度) 中間報告, 環境省, 2012.
- [8] WHO Regional Office for Europe, "Chapter 12 Effects of ozone on vegetation: critical levels" in *Air Quality Guidelines - Second Edition*, Copenhagen, Denmark., WHO Regional Office for Europe, 2000.
- [9] UNECE, "Section IX. 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone" in *Handbook for the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution and its Protocols*, UNECE, 2004.
- [10] P. Karlsson, G. Sellden, H. Pleijel, Establishing Ozone Critical Levels II UNECE Workshop Report. IVL Report B1523, IVL Swedish Environmental Research Institute, Ltd., 2003, p. 379.
- [11] 伊豆田猛, 松村英幸, “植物保護のための対流圏オゾンのクリティカルレベル” *大気環境学会誌*, vol. 32, pp. A73-A81, 1997.
- [12] 河野吉久, “東アジアにおける酸性・酸化性物質の植生影響評価とクリティカルレベル構築に関する研究 (平成 15~17 年度)” In *環境省地球環境研究総合推進費終了研究成果報告書*, 環境省, 2006.
- [13] R. Matyssek, M. S. Gunthardt and S. K. T. Maurer, "Nighttime exposure to ozone reduces whole-plant production in *Betula pendula*" *Tree Physiology*, vol. 15, p. 159-165, 1995.
- [14] S. Mereu, G. Gerosa, A. Finco, L. Fusaro, B. Muys and F. Manes, "Improved sapflow methodology reveals considerable night-time ozone uptake by Mediterranean species" *Biogeosciences*, vol. 6, p. 3151-3162., 2009.
- [15] K. Novak, J. Skelly, M. Schaub, N. Kraeuchi, C. Hug, W. Landolt and P. Bleuler, "Ozone air pollution and foliar injury development" *Environmental Pollution*, vol. 125, pp. 41-52., 2003.
- [16] 笠原三紀夫, “エアロゾル用語集 (日本エアロゾル学会編)” *京都大学出版会*, pp. 22-23, 2004.
- [17] M. Yamaguchi, K. Takeda, Y. Otani, N. Murao, H. Sase, I. W. Lenggoro, K. Yazaki, K. Noguchi, A. Ishida and T. Izuta, "Optical method for measuring deposition amount of black carbon particles on foliar surface." *Asian Journal of Atmospheric Environment*, vol. 6, pp. 268-274, 2012.
- [18] K. Yamane, S. Nakaba, M. Yamaguchi, K. Kuroda, Y. Sano, I. W. Lenggoro, T. Izuta and R. Funada, "Visualization of artificially deposited submicron-sized aerosol particles on the surfaces of leaves and needles in trees" *Asian Journal of Atmospheric Environment*, vol. 6, pp. 275-280, 2012.
- [19] 伊豆田猛, 山口真弘, 山根健一, 半智史, 石田厚, 矢崎健一, 野口享太郎, W. Lenggoro, “森林樹木に対するブラックカーボン粒子の影響に関する実験的研究” *エアロゾル研究*, vol. 29, 印刷中, 2014.
- [20] A. M. Farmer, "The effects of dust on vegetation" *A review, Environ. Pollut*, vol. 79, pp. 63-75, 1993.
- [21] E. F. Darley, "Studies on the effect of cement-kiln dust on vegetation" *J. Air Pollut. Contr. Assoc*, vol. 16, pp. 145-150, 1966.
- [22] S. L. Lerman and E. F. Darley, "Particulates" in *Responses of Plants to Air Pollution (Edited by Mudd, J. B. and Kozlowski, T. T.)*, New York, Academic Press, 1975, pp. 141-158.
- [23] K. V. Krishnamurthy and C. Rajachidambaram, "Factors associated with reduction in photosynthetic oxygen evaluation in cement dust coated leaves" *Photosynthetica*, vol. 20, pp. 164-168, 1986.
- [24] S. Godzik, T. Florkowski, P. S. and M. M. A. Sassen, "An attempt to determine the tissue contamination of *Quercus robur* and *Pinus sikkensis* L. foliage by particles from zinc and lead smelters" *Environ. Pollut*, vol. 18, pp. 97-106, 1979.

- [25] 今村三郎, 沖野英男, 稲垣育雄, “火力発電所粉塵によるカンランの被害” *愛知県農業総合試験場 研究報告 B (園芸)*, vol. 6, pp. 102-107, 1974.
- [26] 河野吉久, 高梨成行, 石川春彦, “ばいじんの植物におよぼす影響に関する研究. インゲン初生葉のばいじん付着障害とばいじんの pH および電気伝導度との関係” *電力中央研究所研究報告*, vol. 477001, pp. 1-20, 1977.
- [27] 河野吉久, 高梨成行, 石川春彦, “ばいじんの植物におよぼす影響に関する研究. ボイラー燃料とインゲン葉におけるばいじん障害との関係” *電力中央研究所研究報告*, vol. 478001, pp. 1-10, 1978.
- [28] 河野吉久, 高梨成行, 石川春彦, “ばいじんの植物におよぼす影響に関する研究. インゲン初生葉におよぼす水溶性成分の影響” *電力中央研究所研究報告*, vol. 479001, pp. 1-14, 1979.
- [29] G. Peirce, "An effect of cement dust on orange trees" *Plant World*, vol. 13, pp. 283-288, 1910.
- [30] S. B. Parish, "The effects of cement dust on citrus trees" *Plant World*, vol. 13, pp. 288-291, 1910.
- [31] B. M. Eller, "Road dust induced increase of leaf temperature" *Environ. Pollut.*, vol. 13, pp. 99-107, 1977.
- [32] G. Borcka, "Effect of metalliferous dust from dressing works on the growth, development, main metabolic processes and yield of winter wheat in situ and under controlled conditions" *Environ. Pollut.*, vol. 35, pp. 67-73, 1984.
- [33] S. N. Singh and D. N. Rao, "Certain responses of wheat plants to cement dust pollution" *Environ. Pollut.*, vol. 24, pp. 75-81, 1981.
- [34] J. R. Thompson, P. W. Mueller, W. Flückiger and A. J. Rutter, "The effects of dust on photosynthesis and its significance for roadside plants" *Environ. Pollut.*, vol. 34, pp. 171-190, 1984.
- [35] A. Krajickova and V. Mejstrik, "The effects of fly ash particles on the plugging of stomata" *Environ. Pollut.*, vol. 36, pp. 83-93, 1984.
- [36] E. W. Beasley, "Effects of some chemically inert dusts upon the transpiration rate of yellow coleus plants" *Plant Physiol.*, vol. 17, pp. 101-108, 1942.
- [37] G. R. Ricks and R. J. H. Williams, "Effects of atmospheric pollution on deciduous woodland Part 2, Effects of particulate matter upon stomatal diffusion resistance in leaves of *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl" *Environ. Pollut.*, vol. 6, pp. 87-109, 1974.
- [38] W. Flückiger, J. Oertli, H. Flückiger, “Relationship between stomatal diffusive resistance and various applied particle size on leaf surfaces" *Z. Pflanzenphysiol.*, Vol. 91, pp. 173-175, 1979.
- [39] D. W. Eveling, "Scanning electron microscopy of damage by dust deposits to leaves and petals" *Bot. Gaz.*, vol. 147, pp. 159-165, 1986.
- [40] 平野高司, 清田信, 北宅善昭, 相賀一郎, “植物葉の光合成速度に与える粉じんの物理的影響” *農業気象*, vol. 46, pp. 1-7, 1990.
- [41] 平野高司, 清田信, 相賀一郎, “粉じんによる機構閉塞作用と葉温上昇作用が植物葉の光合成速度に与える影響” *農業気象*, vol. 46, pp. 215-222, 1991a.
- [42] 平野高司, 清田信, 相賀一郎, “温州ミカンの葉面に付着した道路粉じんの遮光作用が光合成に与える影響評価” *大気汚染学会誌*, vol. 26, pp. 352-358, 1991b.
- [43] 平野高司, 清田信, 関和雄, 相賀一郎, “雲仙普賢岳と桜島火山灰の付着がキュウリの葉温と気孔コンダクタンスに与える影響” *農業気象*, vol. 48, pp. 139-145, 1992.
- [44] 平野高司, “植物葉の光合成に与える粉じんの影響に関する研究” *大阪府立大学紀要*, Vol. 46, pp. 137-271, 1994.
- [45] T. Hirano, M. Kiyota and I. Aiga, "Physical effects of dust on leaf physiology of cucumber and

- kidney bean plants" *Environ. Pollut*, vol. 89, pp. 225-261, 1995.
- [46] T. Bačić, A. H. Lynch and D. Cutler, "Reaction to cement factory dust contamination by *Pinus halepensis* needles" *Environ. Exp. Bot*, vol. 41, pp. 155-166, 1999.
- [47] K. Chaston and D. and Doley, "Mineral particulates and vegetation, Effects of coal dust, overburden and flyash on light interception and leaf temperature" *Clean Air Environ. Quality*, vol. 40, pp. 40-44, 2006.
- [48] 近藤豊, “ブラックカーボンと地球温暖化” *日本地球惑星連合ニュースレター*, vol. 3, pp. 1-3, 2007.
- [49] 伊豆田猛, 船田良, “東アジアにおけるエアロゾルの森林影響の解明をめざして” *北方林業*, vol. 62, pp. 61-64, 2010.
- [50] 伊豆田猛, “植物に対するエアロゾルの影響に関する研究” *エアロゾル研究*, vol. 26, pp. 120-126, 2011.
- [51] 伊豆田猛, 石田厚, 矢崎健一, 野口享太郎, W. Lenggoro, 山口真弘, 大谷葉子, 竹田健太, 李岫冉, 長尾宙, “樹木に対するエアロゾルの影響とその樹種間差異の解明” *第53回大気環境学会年会講演要旨集*, vol. 80, 2012.
- [52] M. Yamaguchi, Y. Otani, K. Takeda, W. Lenggoro, A. Ishida, K. Yazaki, K. Noguchi, H. Sase, N. Murao, S. Nakaba, K. Yamane, K. Kuroda, Y. Sano, R. Funada and T. Izuta, "Effects of long-term exposure to black carbon particles on growth and gas exchange rates of *Fagus crenata*, *Castanopsis sieboldii*, *Larix kaempferi* and *Cryptomeria japonica* seedlings" *Asian Journal of Atmospheric Environment*, vol. 6, pp. 259-267, 2012.
- [53] K. Matsuda, H. Sase, N. F. T. Murao, K. Khoomsub, P. Chanonmuang, T. Visaratana and P. Khummongkol, "Dry and wet deposition of elemental carbon on a tropical forest in Thailand" *Atmos. Environ*, vol. 54, pp. 282-287, 2012.