

パッシブサンプラーを用いた檜洞丸山頂周辺の ブナ林衰退地におけるオゾン濃度等測定

武田麻由子*・丸山朋見*・濱邊一弥*・谷脇 徹**

Measurement of ozone concentration in declining beech forest
around top of Mt. Hinokiboramaru using passive sampler

Mayuko TAKEDA*, Tomomi MARUYAMA*,
Kazuya HAMABE*, Toru TANIWAKI**

I はじめに

神奈川県北西部に位置する丹沢山地で1970～1980年頃から顕在化したブナ林の衰退については、その原因のひとつとして大気汚染物質であるオゾンの影響が懸念されている（山根ら, 2007）。神奈川県環境科学センターでは、ブナ林衰退の原因究明に資するため、ブナ林衰退地に近接する西丹沢犬越路隧道脇（山北町中川 927-2, 北緯 35 度 29 分 16 秒, 東経 139 度 5 分 6 秒, 標高 920m, 以下「犬越路測定局」という。）において、1995 年より大気汚染物質等の測定を行っており（阿相ら, 2001 ; 武田ら, 2013），犬越路測定局におけるオゾン濃度が都市部に比べて著しく高いことを明らかにしてきた（武田ら, 2007）。山岳地域でオゾンの高濃度をもたらす要因は、成層圏から沈降してきた成層圏オゾンや、長距離輸送された越境オゾンの影響などが考えられる。さらに、高度 1500m 程度の高度では、気象条件によって地域の大気汚染の影響を受ける場合がある（室崎ら, 2006）。丹沢山地はちょうど高度 1500m 程度の高度に該当しており、成層圏オゾン、長距離輸送された越境オゾンとともに首都圏由来の地域汚染の影響も受けていると考えられる。

オゾンは森林生態系に対して最も危険なガス状大

気汚染物質と考えられている（Ashmore et al., 1985 ; Krause et al., 1986 ; Pye et al., 1988 ; Chappelka et al., 1998）。筆者らも 2002 年から犬越路測定局においてオープントップチャンバーを用いた野外実験を行っており、環境大気をそのまま通気した環境大気チャンバー及び活性炭フィルターでオゾン等を除去した清浄空気を通気した浄化チャンバーで 2 年生ブナ実生苗を 3 生长期間にわたって生育したところ、環境大気チャンバーのブナ苗で葉のクロロフィル含有量 (SPAD 値) や個体乾重量が有意に低下し（武田ら, 2007），2002～2004 年当時の丹沢山地におけるオゾン等大気汚染物質がブナ苗の生育に悪影響を及ぼしていたことを明らかにした。

丹沢大山自然再生計画第 3 期（2017～2022 年）及び現在実施中の第 4 期（2023～2026 年）では、ブナ林が衰退し、草地化が進行する場所にブナ等の森林を再生させる事業を推進しているが、草地化した場所において更新木の生育や定着が進まないことが問題であった。丹沢山地のオオモミジガサーブナ群集の立地は全般に風衝地であるため、一度破壊された林分の回復は困難とされている（宮脇ら, 1964）。また、草地が拡大し、ニホンジカにより林床植生が破壊された地点では、林内風速が高くなるためオゾンの移流フラックスも増大し、加速的に衰

* 神奈川県環境科学センター調査研究部（〒 254-0014 平塚市四之宮 1-3-39）

** 神奈川県自然環境保全センター研究企画部研究連携課（〒 243-0121 厚木市七沢 657）

退が進行すると考えられている（河野ら, 2007）。このことから、森林の草地化が進み、開けた環境となった場所では、更新木へのオゾンや風の影響が林内より大きい可能性がある。逆に、植生保護柵により林床植生が回復してきた場所ではこれらの影響が軽減される可能性もある。このことを検証するためには、草地化の進行状況や林床植生の回復状況が異なる場所でオゾンや風のリスクを評価する必要がある。

そこで、西丹沢に位置する檜洞丸山頂周辺の草地化した場所と林内及び植生保護柵の内外において、電源を用いずにオゾン濃度や風速を観測することができる拡散型及び改変型パッシブサンプラー（武田ら, 2011）を用いた多点測定を実施し、草地・裸地の割合、開空度及び林床植生の平均群落高との関係を解析したので、その結果を報告する。

II 調査方法

1 調査地点

檜洞丸山頂（北緯35度28分44秒、東経139度06分10秒、標高1601m）周辺において、高木樹の衰退の有無などによる林冠の開空状況や林床植生の回復状況が異なる場所を12地点選定し（図1）、



図1 檜洞丸山頂付近の調査地点
網掛けは植生保護柵内の地点

GPSで位置情報を記録した。各地点の標高は1520m～1592mである。2017年8～9月に、ドローン（DJI PHANTOM4）を用いて檜洞丸山頂周辺の航空画像を撮影（対象面積32.4ha、撮影高さ100m、オーバーラップ90%、解像度4000×3000ピクセル）し、作成したオルソ画像から植生判読図を作成した。GIS上で観測地点の位置から植生判読図上に半径50mのバッファーを発生させ、バッファー内の草地・裸地の割合を算出した。各調査地点の開空度は2017年及び2022年7～8月に測定した。各調査地点には植生調査用の2m×2m小区画5個を1列に並べた2m×10m区画が2列並べて設定しており、開空度は各調査区画の4つの角と中央の5箇所の地上高1m及び2mでニコンCoolPix4500とフィッシュアイコンバーターFC-E8を用いて撮影した全天空写真からCanopOn2（<http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/>、2023年5月15日確認）を用いて算出し、5箇所の平均値を各地点の代表値とした。平均群落高は2022年7～8月に小区画ごとに再生してきた植生の群落高を測定し、10個の小区画の平均値を各地点の代表値とした。



図2 拡散型パッシブサンプラーの構造（上図）
及び拡散型（写真右）と
改良型（写真左）パッシブサンプラー

表1 2017年及び2022年の檜洞丸調査地点及び犬越路の設置日及び回収日

年	地点	設置日	各調査月の回収日							
			5月前半	5月後半	6月	7月	8月	9月	10月	
2017	檜洞丸	6/2	—	—	6/26	7/31	9/4	9/29	11/1	
	犬越路	6/1	—	—	6/30	7/31	9/1	9/29	10/30	
2022	檜洞丸	4/25	5/12	5/31	6/30	7/28	8/31	9/27	—	
	犬越路	4/28	5/16	5/30	6/30	8/1	8/31	10/4	—	

2 パッシブサンプラーによるオゾン濃度観測方法

2017年6～10月及び2022年5～9月のブナ生育期間に(株)小川商会製拡散型パッシブサンプラー(サンプラー：OG-SN-S, 雨除けシェルター：OG-SN-SH, オゾン捕集用ろ紙：OG-SN-16)を用いたオゾン濃度等測定調査を実施した。拡散型パッシブサンプラーの構造及び写真を図2に示す。本パッシブサンプラーは、捕集用ろ紙にオゾンを捕集する仕組みとなっている。捕集に当たり、乱流を防ぎ、風速の影響を極力少なくするために捕集用ろ紙の前面に多孔栓を設けている。一方、改変型パッシブサンプラー(図2)は多孔栓の多孔部分をくりぬいて風速の影響を受けるように加工しており、拡散型パッシブサンプラーと並列して設置することで、風速の影響を加味したオゾン濃度を観測し、風速を推定することができる(武田ら, 2011)。

2017年6月2日及び2022年4月25日に、各調査地点に園芸用支柱で作成した骨組みを設置し、拡散型パッシブサンプラーを地面からの高さ1m及び2mの場所に1m間隔で2個ずつ、計4個設置し、隣

り合うように改変型パッシブサンプラーを1個ずつ計4個設置した(図3)。対照として、犬越路測定局の局舎屋上に1対設置した。

各地点のパッシブサンプラーはそれぞれ約1か月間隔で交換・回収した(表1)。ブナの展葉時期は例年5月中旬ごろであることから、展葉前後の違いを検討するため、2022年5月は前半後半の2週間間隔とした。

各パッシブサンプラーから取り出したオゾン捕集用ろ紙をキャップ付きポリプロピレン製試験管に入れ、超純水を8ml加え、手で充分に振とうしたのち30分静置し、抽出液中の硝酸イオンをイオンクロマトグラフ(Dionex社製 AQUION)で定量した。オゾン捕集用ろ紙上で生成した硝酸イオン量(ng)と曝露時間(min), 平均気温(℃)から大気中の平均オゾン濃度(ppb)を次式(<http://ogawajapan.com/nodo-o3.html>, 2023年5月15日確認)より求めた。

$$O_3(\text{ppb}) = \alpha O_3 \times \frac{W O_3}{t} / \beta$$

$$\alpha O_3 = \frac{46.2 \times 102 \times \left(\frac{293}{273 + T} \right)^{1.83}}{9.94 \times \ln(t) - 6.53}$$

WO₃ : オゾン捕集用ろ紙上で生成した硝酸イオン量から換算したオゾン量(ng)

t : 曝露時間(min)

αO_3 : オゾンの大気濃度換算係数
(ppb · min / ng)

T : 平均気温(℃)

β : 丹沢山地におけるオゾン濃度補正係数(=0.8611)

なお、筆者らが以前丹沢山地において、オゾン連続測定機を用いた時間値データと比較したところ、本拡散型パッシブサンプラーのオゾン測定値は連続測定機を用いたオゾン濃度より14%程度過小評価となっており(武田ら, 2011), その傾向はその後の調査でも同様であったことから、丹沢山地におけるオゾン濃度の補正係数 $\beta = 0.8611$ による補正を行った。

3 AOT40 及び平均風速の推定方法

AOT40は4～9月の日中6:00～18:00の1時間ごとのオゾン濃度の40 ppbを超える差分の積算値

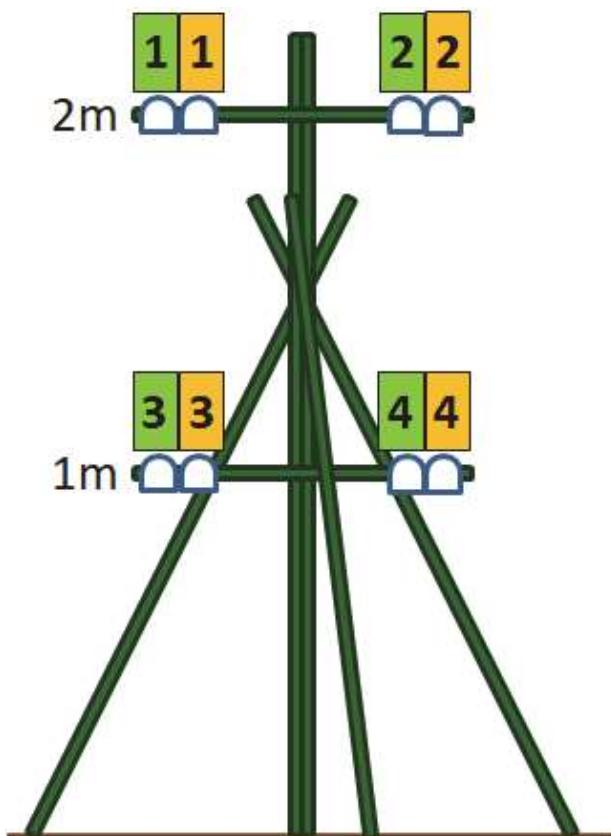


図3 園芸用支柱及び各パッシブサンプラー設置状況図
緑：拡散型 オレンジ：改変型

で示される。今回は、犬越路測定局の直近6年分の月平均オゾン濃度とその月のAOT40の回帰式に拡散型パッシブサンプラーで観測された平均オゾン濃度を代入し、AOT40を算出した。AOT40の算出に必要な4～9月のデータのうち、今回測定できなかつた2017年4～5月と2022年4月のデータについては犬越路測定局の直近6年分の当該月のAOT40から推定した。

改変型パッシブサンプラーのオゾン測定値は、平均オゾン濃度に風速によって能動的に運ばれたオゾンが加味されたオゾン暴露総量として評価することができる。オゾン暴露総量は、既報（武田ら、2011）では平均オゾン濃度と平均風速の積として評価したが、その後データを追加したうえで再検討し、平均オゾン濃度に平均オゾン濃度と平均風速の積を加えたほうが連続測定データとの当てはまりがよく、風速によって能動的に運ばれたオゾンの評価に適していると考えられた。そこで、この計算式にオゾン暴露総量として改変型パッシブサンプラーの観測値、平均オゾン濃度として拡散型パッシブサンプラーの観測値を代入することで平均風速を推定した。以下、拡散型パッシブサンプラーで観測されたオゾン測定値を平均オゾン濃度、改変型パッシブサンプラーで観測されたオゾン測定値をオゾン暴露総量、それら観測値から推定された平均風速を平均風速（推定値）という。

4 オゾン及び風速と周辺環境との関係解析

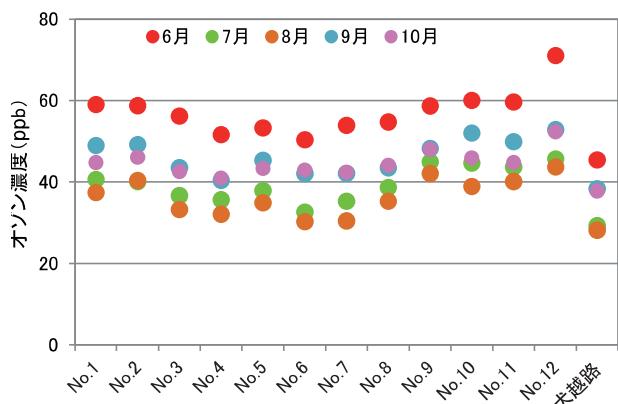
2017年に算出した草地・裸地の割合は、2017年の月ごとの平均オゾン濃度、オゾン暴露総量及び平均風速（推定値）と回帰分析を行った。2022年に調査した開空度は2022年に推定されたAOT40と、2022年に調査した植生の平均群落高は2022年の月ごとの平均オゾン濃度、オゾン暴露総量、平均風速（推定値）と回帰分析を行った。

III 調査結果及び考察

1 平均オゾン濃度及びオゾン曝露総量

図4に2017年及び2022年の各地点の地上高2mの平均オゾン濃度の結果を示す。地上高1mの観測値は地上高2mの観測値よりやや小さくなる傾向があるものの概ね同様の結果であったため、以後のデータはすべて地上高2m地点のものとする。各地

(1) 2017年



(2) 2022年

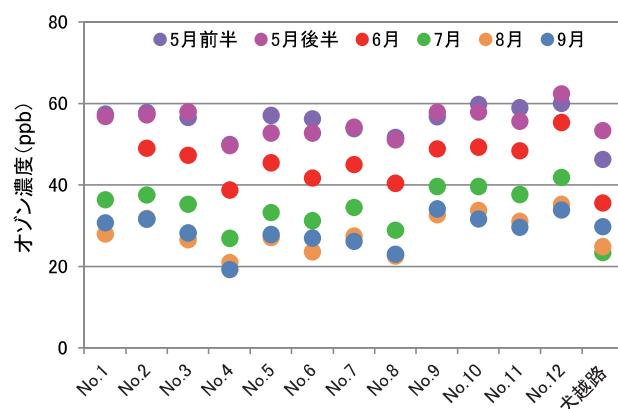


図4 2017年6～10月及び2022年5～9月の各地点の平均オゾン濃度

点とも、5～6月にオゾン濃度が高く、8月の夏季に低かった。筆者らが全国11の地方公共団体と共に実施した調査でも、北は北海道の黒松内から西は福岡県の英彦山まで同様の傾向が見られた（武田ら、2010）。中田ら（2011）も佐渡島の山毛櫸ヶ平山や八海山のオゾン濃度は春季に高く、夏季に低かったとしている。

地点間で比較すると、地点No.4及びNo.8で低く、No.12で高い傾向が見られた。また、檜洞丸より標高の低い犬越路測定局では、檜洞丸の各地点よりオゾン濃度が低い傾向にあった。八海山でも標高の高い地点ほどオゾン濃度が高く（中田ら、2011），このような傾向は日本の山岳地で広く認められている。

2017と2022年の両方で測定している6～9月について、5年経過後の平均オゾン濃度を比較すると、各月ともすべての地点でオゾン濃度は低下していた。最もオゾン濃度が低下したのは9月であり、9～22 ppb（平均18 ppb）低下していた。次いで6月（9～17 ppb、平均11 ppb）、8月（3～13 ppb、平均9 ppb）であり、最もオゾン濃度の低下度合い

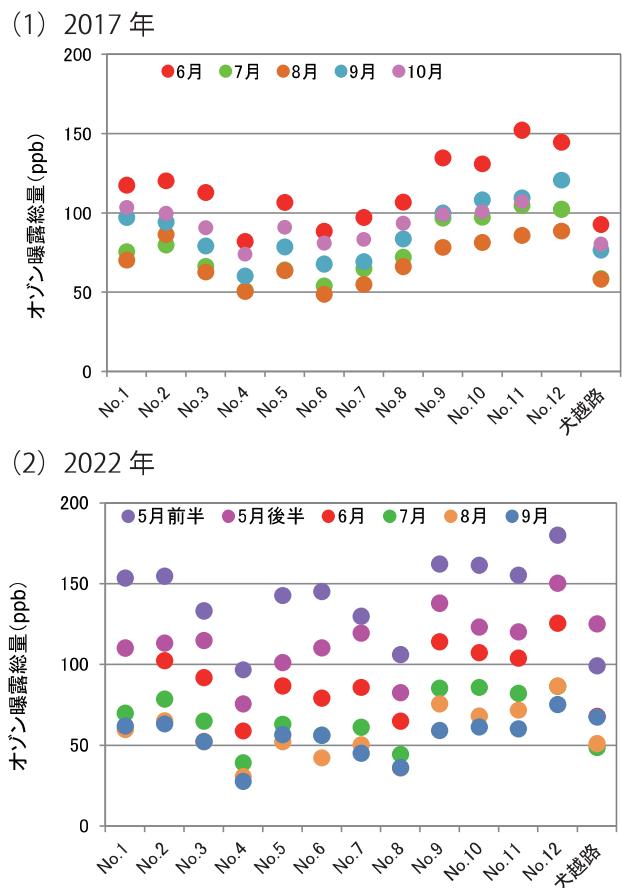


図5 2017年6～10月及び
2022年5～9月の各地点のオゾン曝露総量

が小さかったのが7月（2～10 ppb、平均5 ppb）であった。別報で報告しているとおり、犬越路測定局において連続測定機で測定しているオゾン濃度は春季（4～6月）及び夏季（7～9月）に経年的に減少傾向を示しており、今回の拡散型パッシブサンプラーを用いた調査も同様の結果であった。犬越路測定局のオゾン濃度の低下は丹沢大山地域全体のオゾン濃度の経年的低下と考えられるが、その中でも地点No. 4及びNo. 8は顕著に低下していた。

図5に2017年及び2022年の各地点のオゾン曝露総量の結果を示す。オゾン曝露総量は平均オゾン濃度の1.1～3.0倍高かった。5～6月に高く、8月の夏季に低い季節変化の傾向は平均オゾン濃度と同様であったが、地点間の差は平均オゾン濃度より明瞭で、地点No. 4及びNo. 8で低く、No. 12で高い傾向が見られた。また、2022年檜洞丸の5月の結果では、ブナの展葉が始まる5月前半にオゾン曝露総量が特に高くなることが示された。

2 AOT40 及び平均風速

AOT40の推定結果を図6に示す。2017年は18.8

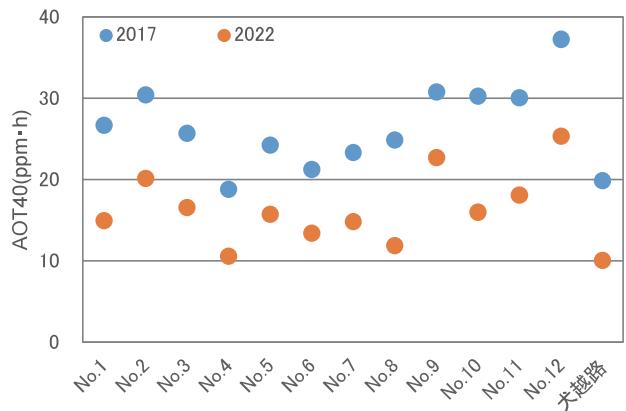


図6 2017年及び2022年の推定AOT40

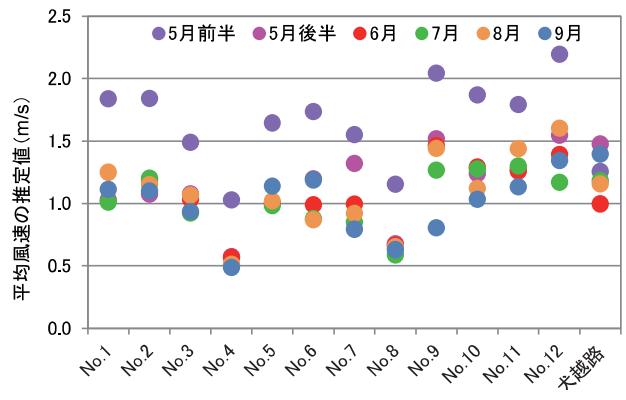


図7 各地点の平均風速（推定値）

～37.3 ppm·h、2022年は10.6～25.3 ppm·hであった。犬越路測定局は2017年が19.9 ppm·h、2022年が10.1 ppm·hであった。AOT40についても2022年は2017年に比べ、すべての地点で10 ppm·h前後低下していた。特にNo. 4、No. 8及び犬越路は2022年のAOT40が約10 ppm·hとなっていた。

欧米で行われたヨーロッパブナの苗木を用いたいくつかの実験から、1年当たりの成長が10%減少する値として10 ppm·hが示された(Fuhrer et al., 1997など)。これをうけ、WHOでは10 ppm·hを欧洲の森林樹木に対して影響が出始める閾値（クリティカルレベル）として決定している(WHO2000)。2022年の檜洞丸No. 4とNo. 8のパッシブサンプラー及び犬越路で推定されたAOT40は欧洲における森林樹木に対するクリティカルレベルと同等まで低下していることが明らかになった。オゾン濃度の高いNo. 10～12の地点は、2017年の時点ではAOT40が30～40 ppm·hに近い高い値であり、オゾンによるブナへのリスクは高いとしていたが、2022年ではAOT40は大きく低下しており、オゾンリスクが以前より大きく低下していることが示された。

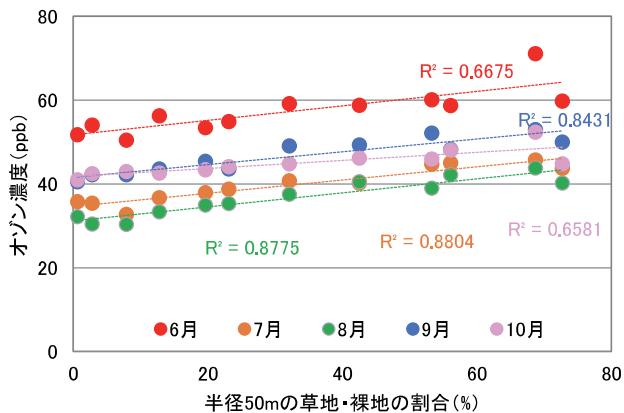


図 8 草地・裸地の割合と平均オゾン濃度の関係 (2017年)

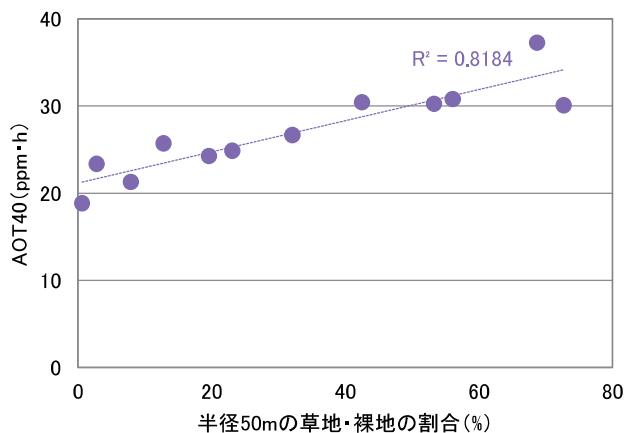


図 11 草地・裸地の割合と AOT40 の関係 (2017年)

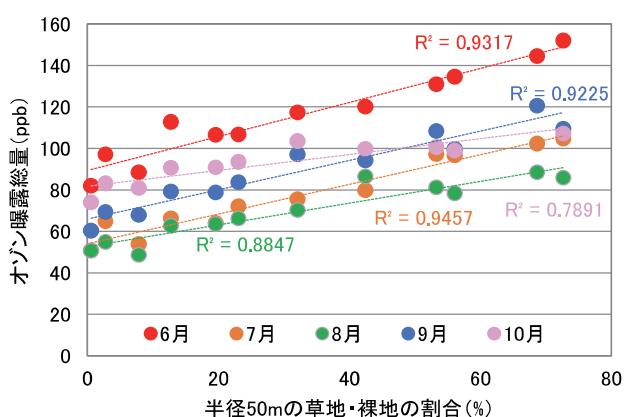


図 9 草地・裸地の割合とオゾン曝露総量の関係 (2017年)

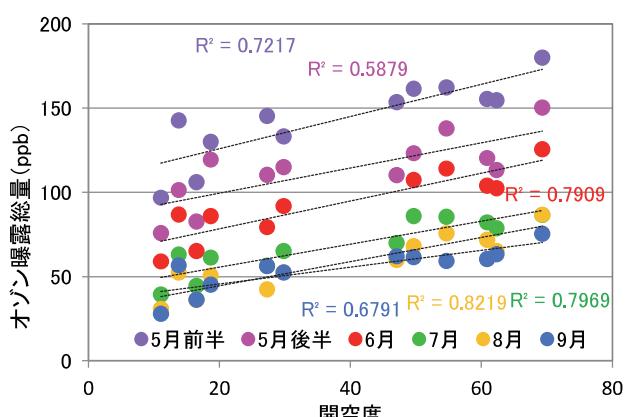


図 12 開空度とオゾン曝露総量の関係 (2022年)

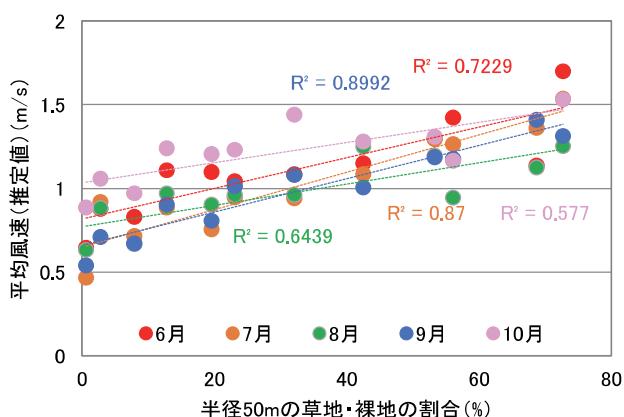


図 10 草地・裸地の割合と平均風速(推定値)の関係 (2017年)

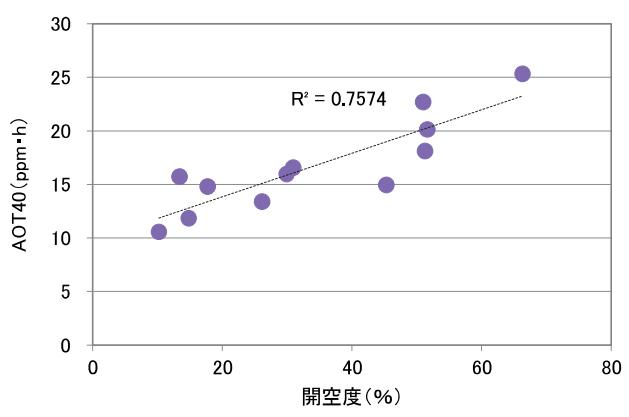


図 13 開空度と AOT40 の関係 (2022年)

2022年の各地点の平均風速(推計値)を図7に示す。檜洞丸調査地点では、5月後半及び6～9月の平均風速(それぞれ1.1, 1.1, 1.0, 1.1, 1.0 m/s)に比べ、5月前半の平均風速(1.0～2.2 m/s, 平均1.7 m/s)が大きいことが示された。檜洞丸山頂付近に設置している気象観測所の連続測定データでも、5月前半(平均風速2.1 m/s)が後半(平均風速1.4 m/s)に比べ大きく、同様の傾向を示して

いた。図4に示すように、5月前半と後半でオゾン濃度は同程度であるが、オゾン曝露総量は5月前半のほうが5月後半より大きくなっている(図5)、5月前半は風速が大きいことによりオゾンリスクが高くなつたと考えられる。

3 各種データと周辺環境との関係

2017年の調査結果について、調査地点の半径50m

の草地・裸地の割合と各月のオゾン濃度の関係を示した(図8)。いずれの月も相関がよく($R^2 = 0.66 \sim 0.88$)、草地・裸地化して開けた環境になるほどオゾン濃度が高くなることが明らかとなった。オゾン曝露総量(図9)ではさらに強い相関を示した($R^2 = 0.78 \sim 0.95$)。AOT40(図10)や平均風速(図11)についても草地・裸地の割合と強い相関を示し、草地・裸地化して開けた環境になるほどオゾンリスクが増大していた。

また、2022年の結果について、開空度とオゾン曝露総量(図12)及びAOT40(図13)との関係を示す。オゾン曝露総量、AOT40とも開空度と強い相関を示し、近隣に高木が少なく開空度が大きい地点ほどオゾン曝露総量もAOT40も高かった。平均群落高との関係を見ると、弱～中程度であるものの、平均群落高が高いほどオゾン曝露総量(図14)もAOT40(図15)も低くなる逆相関の傾向が見られた。

これらのことから、下層植生が豊かで更新木が成長し、林冠の開空度が小さいほどオゾンリスクが低くなる可能性が示された。林縁や樹冠より林内でオゾン濃度が低くなる理由は、大気汚染物質の葉面へ

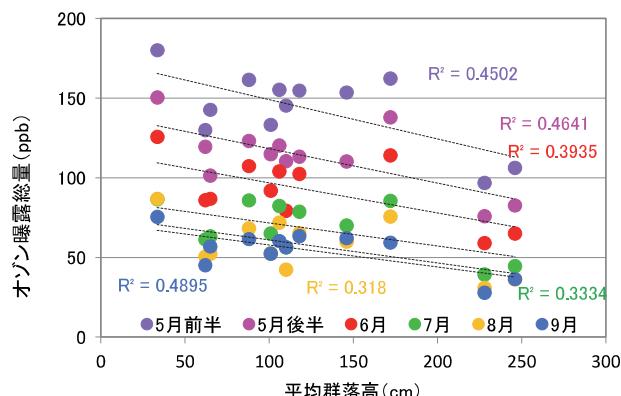


図14 平均群落高とオゾン曝露総量の関係(2022年)

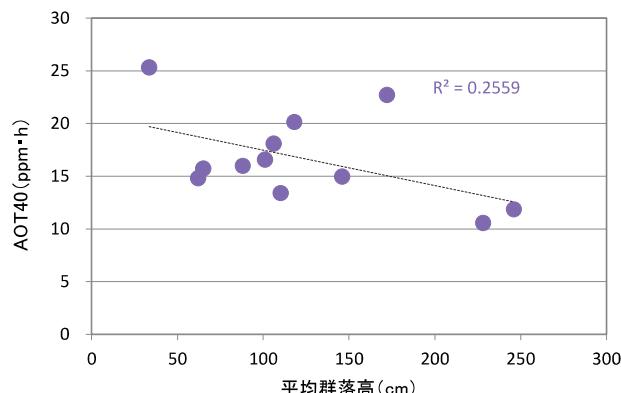


図15 平均群落高とオゾン濃度の関係(2022年)

の沈着や樹木による吸着による濃度低下の他に、樹木で遮蔽されることによって気流や乱れが変化し、拡散させる効果があるためである(市川ら, 2020)。檜洞丸で観測されたように、林冠ギャップが小さいこと、また林床植生の群落高が高くなり、地上高2mに設置したパッシブサンプラー周辺に樹木の枝葉が多くなることでオゾン濃度が低下する傾向は市川ら(2020)と矛盾しない結果であった。天然更新を促進し、林冠ギャップの閉鎖を進めることによりオゾンリスクを軽減できる可能性が考えられた。

IV おわりに

オゾンは森林生態系に対して最も危険なガス状大気汚染物質と考えられており、丹沢のブナに対しても大きなストレスとなっていることが明らかとなっている。

実際にブナが生育している檜洞丸山頂周辺において、パッシブサンプラーを用いたオゾン濃度等の測定を実施し、以下の知見を得た。

1. 拡散型パッシブサンプラー及び改変型パッシブサンプラーを並列で設置することにより、檜洞丸周辺地点の平均オゾン濃度、オゾン曝露総量、平均風速(推定値)の状況を把握できた。
2. 草地・裸地の割合や開空度が高いほど平均オゾン濃度は高くなり、平均群落高が高いほど、平均オゾン濃度が低くなる傾向が見られた。オゾン曝露総量やAOT40も同様の傾向が見られ、下層植生が豊かで更新木が成長し、林冠の開空度が小さいほどオゾンリスクが低くなる可能性が示された。
3. 5年経過後の平均オゾン濃度、オゾン曝露総量及びAOT40はすべての地点で低下していた。AOT40は、地点によっては欧州における森林樹木に対するクリティカルレベルと同等レベルまで減少しており、丹沢山地におけるオゾンリスクは小さくなっていることが明らかとなった。

謝 辞

パッシブサンプラーの設置・撤去に関し、自然環境保全センター根本秀嗣氏、増子和敬氏、大石圭太氏、久保典子氏、野辺陽子氏、山崎浩太氏、元自然環境保全センター西口孝雄氏、相原敬次氏、農業技術センター柳下良美氏、柴田健一郎氏、環境科学セ

ンター宮澤誠氏にご協力いただいた。パッシブサンプラーの月ごとの交換回収には自然環境保全センター根本秀嗣氏に甚大なご協力をいただいた。ここに謝意を表する。

参考文献

- Ashmore M., Bell N. and Rutter J. (1985) The role of Ozone In Forest Damage In West Germany. AMBIO 14(2) : 81-87
- 阿相敏明・武田麻由子・相原敬次 (2001) 西沢における酸性雨及び大気汚染物質の汚染状況. 神奈川県環境科学センター研究報告 24 : 82-89
- Chappelka A. H. and Samuelson L. J. (1998) Ambient ozone effects on forest trees of the eastern United States: a review. New Phytol 139 : 91-108
- Führer J., Skärby L., Ashmore M. R. (1997) Critical Levels For Ozone Effects on Vegetation in Europe. Environ. Pollut. 97(1-2) : 91-106
- 市川陽一・露木敬允・薦田直人・宮元健太・廣畠智也・中園真衣・関光一・毛利英明・守永武史 (2020) 森林における大気汚染物質の輸送における遮蔽による流体力学的効果の解析. 大気環境学会誌 55(2) : 50-59
- 河野吉久・須藤仁・石井孝・相原敬次・内山佳美 (2007) 丹沢山地周辺のオゾン濃度の実態とブナに対する影響. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財) 平岡環境科学研究所). 383-395.
- Krause G. H. M., Arndt U., Brandt C. J., Bucher J., Kenk G. and Matzner E. (1986) Forest decline in Europe : Development and Possible Causes. Water, Air and Soil Pollution 31 : 647-668
- 宮脇昭・大場達之・村瀬信義 (1964) 丹沢山塊の植生. (丹沢大山学術調査報告書. 国立公園協会編. 神奈川県). 54-102.
- 室崎将史・藤田慎一・高橋章・速水洋・三浦和彦 (2006) 富士山におけるパッシブサンプラーを用いたオゾン濃度の鉛直分布の測定. 大気環境学会誌 41(6) : 347-354
- 中田 誠・武 直子・大原利眞・大泉 豊 (2011) 佐渡島と新潟県内陸の山岳におけるオゾン濃度の垂直変化と季節変動. 環境化学 21(3) : 237-243
- Pye M. (1988) Impact of Ozone on the Growth and Yield of Trees : A Review. J. Environ. Qual. 17(3) : 347-360
- 武田麻由子・相原敬次 (2007) 丹沢山地の大気中オゾンがブナ (*Fagus crenata*) 苗に及ぼす影響. 大気環境学会誌 42(2) : 107-117
- 武田麻由子・小松宏昭・野口 泉・山口高志・斎藤勝美・小林貴司・和田 覚・小川和雄・三輪 誠・山根正伸・田村 淳・谷脇 徹・越路 正・相原敬次・太田良和弘・中西隆之・西本孝・水谷瑞希・中島春樹・山本哲也・須田隆一・藤川和浩・小林祥子・笹川裕史・清水英幸 (2010) ブナ林衰退地域における総合植生モニタリング手法の開発. 神奈川県環境科学センター研究報告 33 : 71-76
- 武田麻由子・小松宏昭・飯田信行 (2011) フラックス捕捉型パッシブサンプラーを用いた丹沢山におけるオゾン移流フラックス及び風速の評価. 神奈川県環境科学センター研究報告 34 : 14-20
- 武田麻由子・小松宏昭・岡敬一・阿相敏明 (2013) 西丹沢における大気汚染物質及び酸性雨の状況 (1996 ~ 2011). 神奈川県環境科学センター研究報告 36 : 27-35
- WHO (2000) Air quality guidelines for Europe, 2nd ed. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/107335/9789289013581-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- 山根正伸・相原敬次・鈴木透・笹川裕史・原慶太郎・勝山輝男・河野吉久・山上明 (2007) ブナ林の再生に向けた総合解析. (丹沢大山総合調査学術報告書. 丹沢大山総合調査団編. (財) 平岡環境科学研究所). 703-710