

犬越路におけるオゾン濃度の経年変化及びブナ生育への影響評価

武田麻由子*・十河孝夫*・北見 丘**・美濃口 薫**

Annual trend of atmospheric ozone concentration and estimation of its impact on growth of beech seedlings at Inugoeji

Mayuko TAKEDA*, Takao SOGO*, Ryou KITAMI**, Kaoru MINOGUCHI**

要 旨

武田麻由子・十河孝夫・北見 丘・美濃口 薫：犬越路におけるオゾン濃度の経年変化及びブナ生育への影響評価 神奈川県自環保セ報告 14 : 27-32, 2016 丹沢山地におけるブナ林衰退の原因のひとつとしてオゾンが挙げられている。ブナ林衰退地に近接する西丹沢犬越路測定局のオゾン濃度等の経年変化を検討したところ、特にブナへの影響が大きいと考えられる4～9月のオゾン平均値やAOT40は2008年をピークに低下していることが明らかとなった。また、オープントップチャンバーを用いてブナ苗に対するオゾンの影響を検討したところ、ブナの年間生長量の浄化区に対する暴露区の比は、4～9月のオゾン平均値やAOT40と負の相関関係があることが確認され、近年のオゾン濃度の低下により、ブナへの影響は小さくなっている可能性が示唆された。さらに、オゾンのブナへの影響を軽減する方法として、日射を遮ることが有効であることが示された。

キーワード：ブナ、オゾン、AOT40、日射

I はじめに

オゾンは目や皮膚に刺激を与える等、人体に悪影響を及ぼすと考えられ、オゾンを主成分とする光化学オキシダントの大気中濃度が0.12 ppm以上になると光化学スモッグ注意報が発令される。植物のオゾン感受性は、人間のそれに比べて高いことが知られている。欧米においては、1960年代から樹木に対するオゾン等のガス状大気汚染物質の影響に関する実験的研究が行われており、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)。

我が国においても、1990年代から森林を構成し

ている樹木に対するオゾンの影響に関する実験的研究が開始され、ブナについても、実生苗に対するオゾンの人工的な曝露実験が数多く行われている(Izuta *et al.*, 1996; Matsumura *et al.*, 1996; Yonekura *et al.*, 2001)。

神奈川県では、西丹沢犬越路測定局(山北町中川、標高920m、以下「犬越路」という。)において1995年から大気汚染物質等の測定を行い(阿相ら2001; 武田ら2013)、犬越路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)。また、同地点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い、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生長期間

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

** 神奈川県農業技術センター (〒259-1204 平塚市上吉沢 1617)

にわたって生育し、生長量を測定したところ、丹沢山地における現状濃度のオゾンにより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することを明らかにした (武田ら, 2007)。

犬越路におけるオゾン濃度は、年度による変動はあるものの、経年的には低下傾向にある。その中で、オープントップチャンバーを用いた長期的な野外実験を複数回実施し、犬越路におけるブナに影響を及ぼすオゾン濃度について考察した。

Ⅱ 犬越路におけるオゾン濃度等の経年変化

犬越路におけるオゾンの年平均値の経年変化を図1に、1時間最高値の経年変化を図2示す。犬越路のオゾン濃度は、2001年度をピークに低下傾向にあった。2013年度は特に低い値 (0.030ppm) を示したが、2014年度は上昇し (0.039ppm)、例年並であった。オゾンの1時間最高値は年度による差が大きいものの横ばいに推移していたが、2006年度をピークに低下傾向を示した。これらの経年的な低下は、神奈川県におけるNOx排出量の削減及びVOC対策の効果であると推測される (武田ら 2013)。

また、オゾンのブナへの影響の指標として、ブナ着葉期である4～9月のオゾン平均値及びAOT40の経年変化を図3に示す。AOT40は40ppbを越える日中のオゾン濃度の6ヶ月積算値を示し、Cはオゾン濃度の1時間値、積算期間は6～18時、4～9月として、下式で算出した。

$$AOT40 = \int (C - 40) dt$$

欧米においては、ヨーロッパブナの苗木を用いた実験によって、1年当たりの成長が10%減少する値として、10 ppm・hが提案されている (Führer *et al.*, 1997)。また、日本の森林の構成樹種を用いた検討では、13 ppm・hが提唱されている (Matsumura *et al.*, 1996; Izuta *et al.*, 1996)。4～9月のオゾン平均値も2008年度をピークに経年的な低下傾向が見られた。さらにAOT40では低下傾向が著しく、近年では日本で提唱されている13ppm・h前後で推移していた。

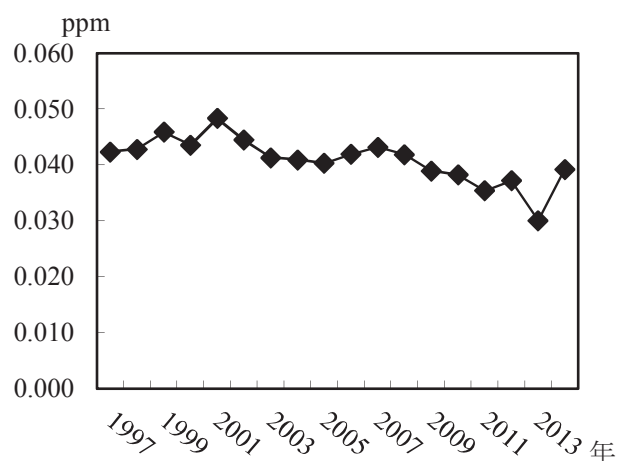


図1 犬越路におけるオゾンの年平均値の経年変化

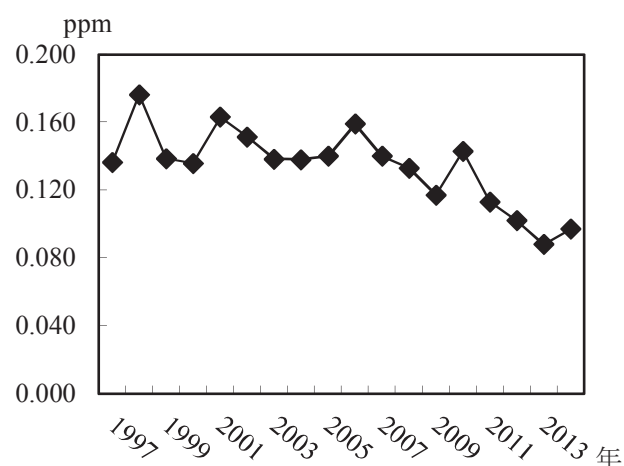


図2 犬越路におけるオゾンの1時間最高値の経年変化

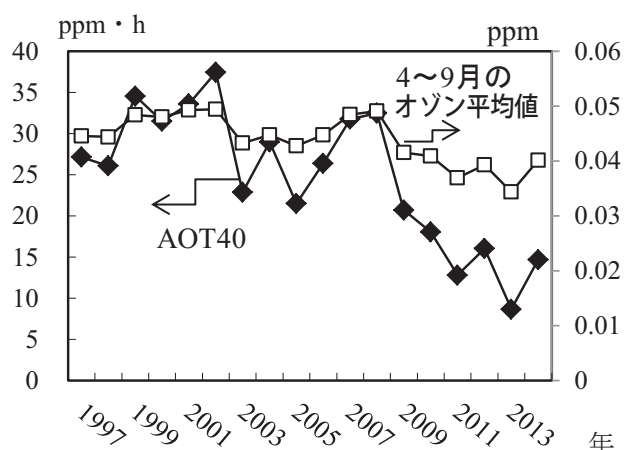


図3 犬越路における4～9月のオゾン平均値及びAOT40の経年変化

Ⅲ 犬越路におけるオープントップ チャンバー実験

1 実験内容

犬越路にオープントップチャンバーを設置し、一方を環境大気をそのまま通気したチャンバー（以下、「暴露区」という。）、もう一方を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チャンバー（以下、「浄化区」という。）とした。表1にオープントップチャンバー実験の詳細を示す。なお、オープントップチャンバーの詳細については、相原ら（2004）を参照されたい。

チャンバー内に、実験Ⅰ及びⅢについては2～3年生丹沢産ブナ苗を、実験Ⅱについては実験開始前年秋にブナ種子をそれぞれ直植えた。ブナ生育量として、実験開始前及び各生長期終了後の冬に樹高及び根元直径を測定し、過去に計測した容積率（樹高×根元直径の2乗）と乾燥重量の相関関係から乾燥重量換算量を算出した。

また、実験Ⅱについては、園芸用寒冷紗（日光透過率50%）を用いて日光をカットした日陰区と対照の日照区を設定し、ブナ生育量に対するオゾンと日照の複合影響についても検討した。

表1 犬越路におけるオープントップチャンバー実験の詳細

	実験期間	チャンバー数
実験Ⅰ	2002～ 2004	暴露区、浄化区 各2、計4
実験Ⅱ	2004～ 2009	暴露+日照区、 浄化+日照区、 暴露+日陰区、 浄化+日陰区 各2、計8
実験Ⅲ	2012～ 2014	暴露区、浄化区 各4、計8

表2 各試験区におけるブナ生育量*及びオゾン濃度、AOT40の状況

(1)実験Ⅰ

試験区	実験前	1年目	2年目	3年目
暴露区	4.3	10	24.4	66.4
浄化区	4.2	10.6	33.4	159.2
オゾン**	-	0.0494	0.0433	0.0447
AOT40***	-	37.4	22.9	29.0

(2)実験Ⅱ

試験区	1年目	2年目	3年目	4年目	5年目
暴露区	0.7	1.9	4.3	15.4	48.1
浄化区	1.0	4.5	20.6	80.2	214.3
オゾン**	0.0447	0.0428	0.0448	0.0485	0.0491
AOT40***	29.0	21.5	26.4	31.7	32.5

(3)実験Ⅲ

試験区	実験前	1年目	2年目	3年目
暴露区	9.5	14.0	83.6	154.3
浄化区	9.0	13.2	106.7	239.7
オゾン**	-	0.0393	0.0344	0.0417
AOT40***	-	16.0	8.7	14.7

*ブナ生育量：乾燥重量換算値（g）

**オゾン：4～9月のオゾン平均値（ppm）

***AOT40：（ppm・h）

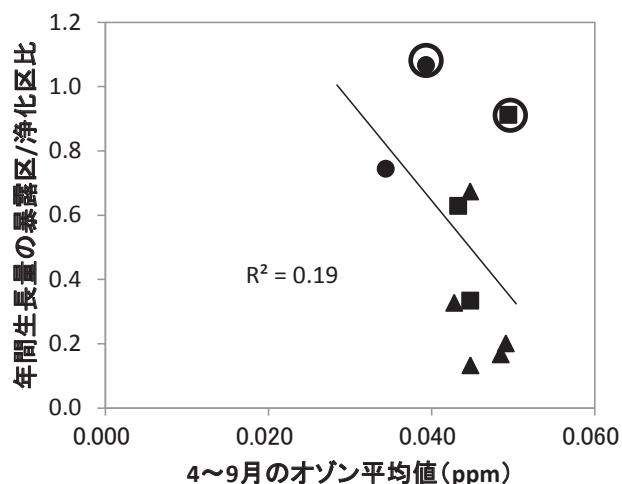


図4 ブナ年間生長量の暴露区/浄化区日とオゾン平均値との関係
■：実験Ⅰ、▲：実験Ⅱ、●：実験Ⅲ

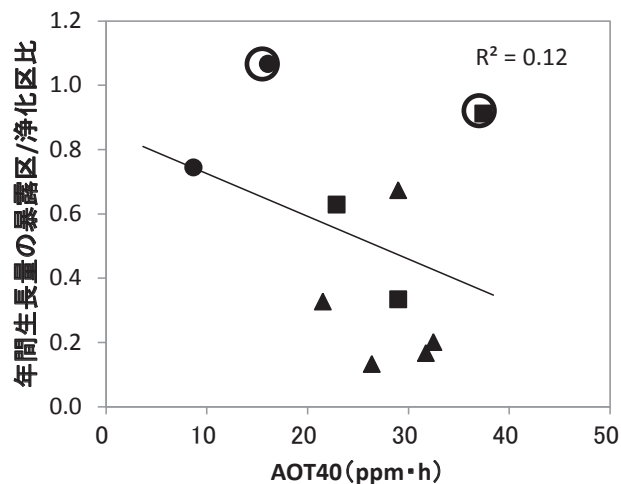


図5 ブナ年間生長量の暴露区/浄化区日と AOT40 との関係
■：実験Ⅰ、▲：実験Ⅱ、●：実験Ⅲ

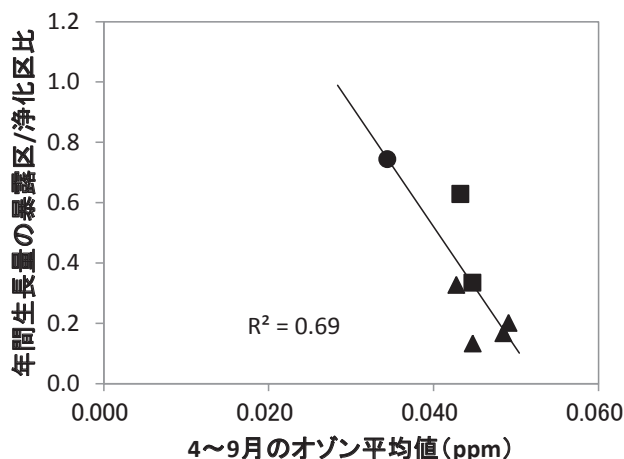


図6 ブナ年間生長量の暴露区/浄化区日とオゾン平均値との関係(外れ値除外)
■：実験Ⅰ、▲：実験Ⅱ、●：実験Ⅲ

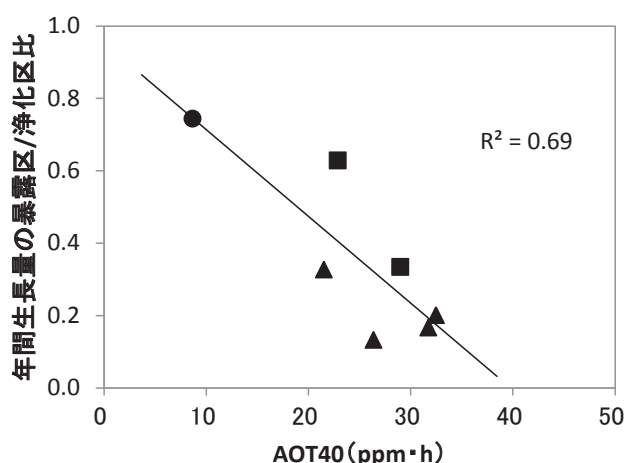


図7 ブナ年間生長量の暴露区/浄化区日と AOT40 との関係(外れ値除外)
■：実験Ⅰ、▲：実験Ⅱ、●：実験Ⅲ

2 ブナ生育量とオゾンの関係

表2に各試験区のブナ生育量、4～9月のオゾン平均値及びAOT40を示した。いずれの実験期間においても、暴露区のブナの生育量は浄化区のそれに比べて小さくなっていることが示された。

続いて、浄化区に対する暴露区の生育量の低下率とオゾン濃度等との関係を検討した。1年目については実験開始前の、それ以降については前年冬の生育量を差し引いた年間生長量を算出し、暴露区の年間生長量を浄化区のそれで除して、年間生長量の暴露区/浄化区比を算出した。図4及び図5に年間生長量の暴露区/浄化区比と4～9月のオゾン平均値、AOT40との相関を示した。実験Ⅲの3年目については、マイマイガ等の虫害の影響が顕著であったた

め、除外した。

その結果、オゾン平均値及びAOT40のいずれにおいても、値が高くなるにつれ浄化区に対する暴露区の生育量の低下率は大きくなる傾向は見られたが、寄与率はそれぞれ0.19、0.12と良くなかった。これは、実験Ⅰ及び実験Ⅲの1年目の年間生長量(図中○印)が外れているためと考えた。その原因として、ブナ等落葉樹は前年の環境の影響を受けるが、実験Ⅰ及び実験Ⅲのブナ苗は実験開始前年まで同条件で生育していたため、1年目の生長量の低下率が過小評価されたものと考えられる。そこで、各実験期間の1年目のデータを除いたところ、寄与率はいずれも0.69とよくなった(図6～7参照)。この結果から、犬越路において、オゾンがブナ生育量に

影響を及ぼしていることが確認されたが、近年のようにオゾン濃度が低く AOT40 が小さい年にはブナ生育量の低下率が小さくなることが示された。本検討により、4～9月のオゾン平均値が 0.033ppm 程度、AOT40 が 6.4ppm・h 程度で年間生長量がオゾン暴露されていないブナに比べ 2 割低下すると算出された。この結果は、既往の結果（伊豆田ら，2001；武田ら，2007）と比べて、オゾン暴露量に対する生長低下率が高い。その原因として、上述のように実験 III においてブナ葉に虫害が見られ、オゾン以外の影響が加味されたためと考えられる。

一方、先に述べたように、ブナ等落葉樹は前年の環境の持越し影響があることから、実験開始前からの累積生長量の暴露区／浄化区比と累積 AOT40 の関係について検討した。結果を図 8 に示す。その結果、累積 AOT40 が 100ppm・h まではオゾン暴露によって生長量が低下するが（図中実線丸）、100ppm・h を超過して暴露されると浄化区に対する暴露区のブナの生長低下率は下げ止まる傾向が見られた（図中破線丸）。

3 ブナ生育量に対するオゾンと日照の複合影響

ブナ生育量に対するオゾンと日照の複合影響について検討した。対数変換したブナ生育量の経年変化を図 9 及び表 3 に示す。

浄化区及び暴露区のいずれにおいても、日射を 50% カットした日陰区の方が日照区に比べてブナ生育量が大きくなることが示された。特に暴露区においてその影響は大きく、3 年目以降、日陰区の方が日照区に比べて約 3 倍生育量が大きくなっていた。暴露 + 日陰区のブナ生育量は、浄化 + 日照区に比べて 1～5 年目の平均で約 0.6 倍に低下するに抑えられた。このことから、ブナに対するオゾンの影響を軽減する方法として、日射を遮ることが有効であることが示された。

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。

犬越路におけるオゾン濃度が低下傾向にある中で、長期的な暴露実験を複数回実施することにより、

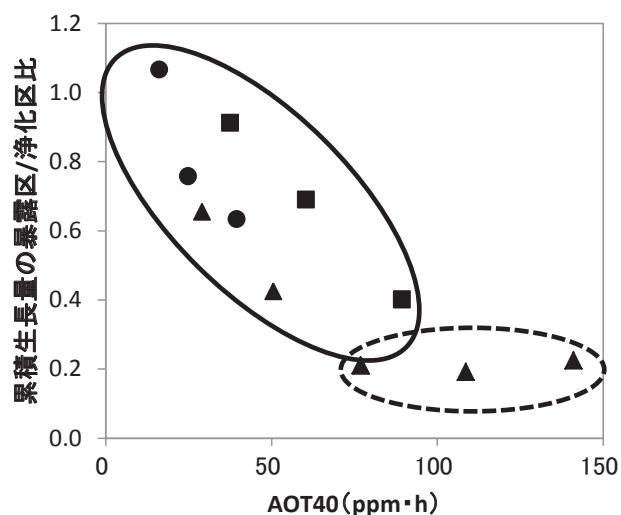


図 8 ブナ累積生長量の暴露区／浄化区日と累積 AOT40 との関係

■：実験Ⅰ、▲：実験Ⅱ、●：実験Ⅲ

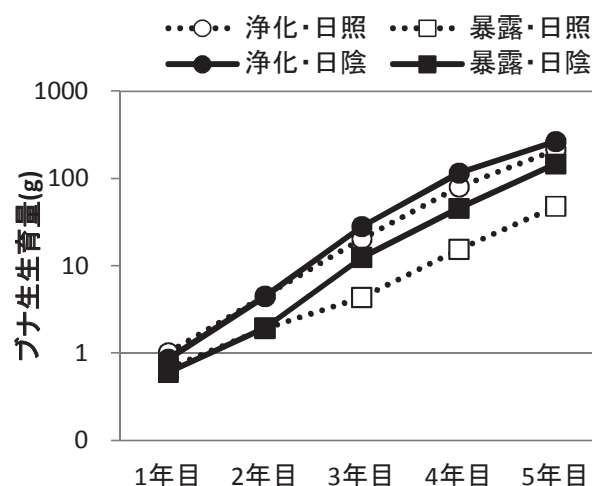


図 9 ブナ生育量に対するオゾンと日照の複合影響

表 3 浄化区及び暴露区におけるブナ生育量の日陰区／日照区比

	1年目	2年目	3年目	4年目	5年目
浄化区	0.8	1.0	1.4	1.4	1.3
暴露区	0.9	1.0	2.9	3.0	3.1

以下の知見を得た。

1. オゾンがブナ生育量に影響を及ぼしていることが確認されたが、近年のようにオゾン濃度が低く AOT40 が小さい年にはブナ生育量の低下率が小さくなっていることが示された。
2. ブナ生育量に対するオゾンと日照の複合影響について検討したところ、ブナに対するオゾンの影響を軽減する方法として、日射を遮ることが有効であることが示された。

V 引用文献

- 相原敬次、武田麻由子 (2004) 可搬型オープントップチャンバー (OTC) の開発. 神奈川県環境科学センター研究報告 27 : 77-81
- 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
- Fuhrer J., Skärby L., Ashmore M. R. (1997) Critical Levels For Ozone Effects on Vegetation in Europe. *Environ. Pollut.* 97 (1-2) : 91-106
- Izuta T., Umemoto M., Horie K., Aoki M. and Totsuka T. (1996) Effects of ambient level of ozone on growth, gas exchange rates and chlorophyll contents of *Fagus crenata* seedlings. *J. Jpn. Soc. Atmos. Environ.* 31 : 95-105
- 伊豆田 猛・松村秀幸・河野吉久・清水英幸 (2001) 樹木に対するオゾンの影響に関する実験的研究, *大気環境学会誌*, 36 (2) : 60-77
- 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
- Matsumura H. and Kohno Y. (1996) Effects of Ozone and/or Sulfur Dioxide on Tree Species. *Proceedings of CRIEPI International Seminar on Transport and Effects of Acidic Substances CRIEPI. TOKYO. JAPAN* : 190-205
- 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・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
- Yonekura T., Honda Y., Okasanen E., Yoshidome M., Watanabe M., Funada R., Koike T. and Izuta T. (2001) The Influences of ozone and soil water stress, singly and in combination, on leaf gas exchange rates, leaf ultrastructural characteristics and annual ring width of *Fagus crenata* seedlings. *大気環境学会誌* 36 (6) : 333-351