

論文

森林衰退の原因解明に関する研究

V. 山間部における光化学オキシダントによるペチュニアの被害分布

久野春子¹・新井一司¹・鈴木創²

摘要：大気汚染等が森林に及ぼす影響を解明する際には、山間部に大気汚染物質がどのような分布状況にあるのかを明らかにする必要がある。そこで、光化学オキシダントのパンに敏感に反応し、葉の裏面に被害となって現れる指標植物のペチュニアを、1992年から1995年の7月に、東京の山間部に配置し、パンの分布について調査した。ペチュニアに発生した可視被害を調査した結果、低温、多雨の冷夏でオキシダント濃度の低い年は、調査地全域に渡りペチュニアに被害はほとんど発現しなかった。高温、少雨で日照時間が多い気象条件で、オキシダント濃度の高い1994年7月は、調査地全域で大きな被害がみられた。このことから、大気汚染物質のパンは標高の高低に関わらず山間部奥地まで移流することが確認され、今後の森林衰退要因としてのパンの影響について把握する必要性が示唆された。

キーワード：指標植物、オキシダント、パン、可視被害、ペチュニア、東京

1. 緒言

1970年代初めからヨーロッパモミ (silver fir : *Abies alba* Mill) などの森林衰退は、国際的にも大きな社会問題となった。森林被害に関する研究は、ヨーロッパ、アメリカ等で1980年代より盛んに行われ (Krause *et al.* 1986, Miller *et al.* 1991, Hildebrand *et al.* 1996, Sandermann *et al.* 1997)、我が国でもモミなどの森林衰退について報告がされてきた (須田ら 1992, 鈴木 1992)。著者らは、都市化の進んでいる東京都において、都心(新宿)から約45 km以上の西部地域の山間部でモミなどの森林が衰退していること(新井ら 2002)を現地調査によって解明した。

森林衰退に大気汚染物質のオキシダントが原因している可能性が上げられているが、山間部における大気汚染の分布状況はほとんど分かっていない。東京都で行っている大気汚染常時測定局は山間部では桧原村に1か所あるのみであり、山間部の広い範囲にわたる状況はわからない。そこで、実際に山間部における大気汚染物質の分布状況と汚染源で

ある都市部から山間部への移流状況を明らかにする必要がある。

我が国では、1970年ごろから都市域において、毎年光化学スモッグが発生し、主な汚染物質である光化学オキシダント(構成成分の90%以上はオゾンが占めて、残りはパーオキシアセチルナイトレイトなどである)が、植物に被害を及ぼしてきた。オキシダント中に2~10%程度、微量に含まれているパーオキシアセチルナイトレイト(PANs 以後、パンと略す)は、酸化力の強い有機物であり、低濃度で植物に被害を与える(久野 1979)。オキシダントに敏感に反応して、目に見える被害症状を呈する植物は指標植物として開発されており(久野 1988b)、都市化された平野部を中心とした広い地域で利用された指標植物は、葉に可視被害が毎年発生することが確認されている(久野・大橋 1993b,c、関東地方公害対策推進本部大気汚染部会 1996)。そこで、パンにより可視被害を生じやすいペチュニアの苗を山間部の調査地に配置して、それらの被害状況から、東京の山間部における光化学オキシダント中のパンの分布と年ごとの被害程度などの実態を把握することを試みた。

¹ 東京都林業試験場, 〒190-0182 東京都西多摩郡日の出町大字平井 2753-1 ² 元東京都林業試験場
本研究の一部は、大気汚染学会講演要旨集(34:419 1993, 35:311 1994)に発表した。

2. 方法

2.1 調査地

図1に示したように、調査対象は東京都心(新宿)から約45km以上西北西に存在する山地を主にした多摩地域である。それらの東の地域は武蔵野台地からなり、その西方に、加治、狭山、草花、加住、多摩の丘陵が続き、さらにその西方には標高の高い関東山地が位置し、雲取山の2,018mを最高点として高度1,500m級の山々が連なる。河川は、南方に秋川、北方に多摩川が東西に走り、上流部では、深い峡谷や、狭い河岸段丘がみられ、複雑な地形を成している。

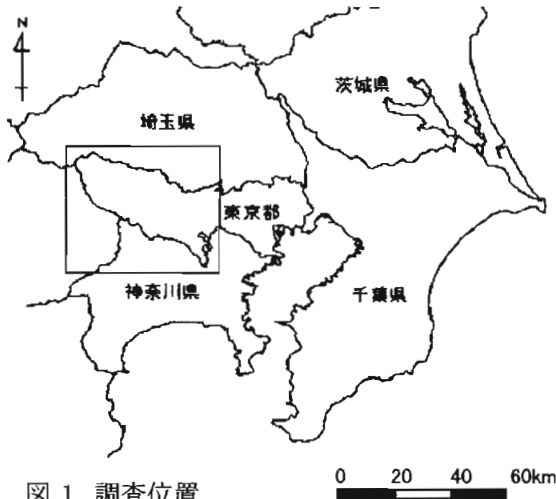


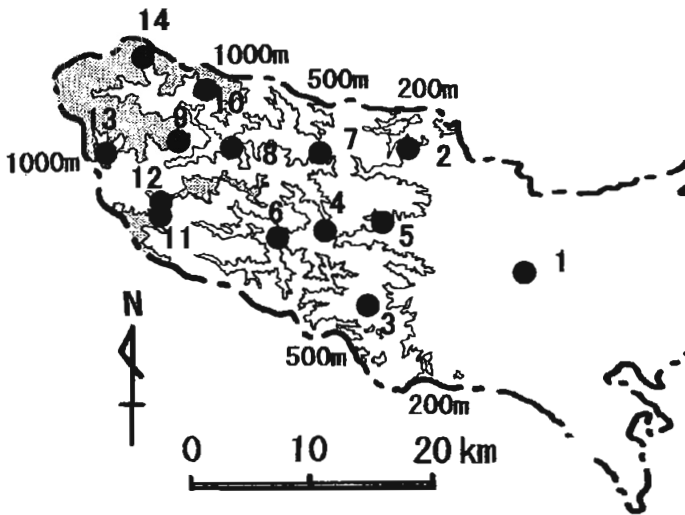
図1 調査位置

図2に示すように、1992年に山地に配置したペチュニアの調査地は、山間奥地の標高が高い所から低い順に記述すると、月夜見(No.11 標高1147m)、川乗(No.10 標高850m)、海沢(No.8 標高310m)、檜原(No.6 標高260m)、御岳(No.7 標高230m)、上恩方(No.3 標高230m)および五日市(No.4 標高220m)であり、これらの地域を山間部とした。丘陵に隣接した台地に位置する青梅(No.2 標高175m)と、台地に位置する立川(No.1 標高90m)を対照地として、これらの地域を平野部とした。山間部と平野部の調査地点数は合計9地点である。

1993年と1994年調査地は、標高の高い小川谷(No.14 標高1040m)、峰(No.13 標高980m)および小中沢(No.9 標高725m)を新たに加え、月夜見(No.11 標高1147m)を近隣の風張峠(No.12 標高1150m)に変更して、合計12地点とした。また、1992年と1993年の調査地であった五日市(No.4 標高220m)は1994年と1995年には日の出(No.5 標高220m)に変更した。

2.2 ペチュニアの栽培方法と配置方法

調査に使用した指標植物は、パンに感受性の高い白色系品種のペチュニア(*Petunia hybrida* Vilm. 品種タイタンホワイト)である(久野 1993a)。ペチュニアは、まず、5月中旬に種子をビニールポットに播種して、浄化空気室において開葉後葉が5, 6枚に



No. 配置地点名

平野部

- 1: 立川 立川市富士見町(標高90m)
2: 青梅 青梅市塩船(同175m)

山間部

- 3: 上恩方 八王子市上恩方(同230m)
4: 五日市 あきる野市戸倉(同220m)
5: 日の出 日の出町平井(同220m)
6: 檜原 檜原村下元郷(同260m)
7: 御岳 青梅市御岳(同230m)
8: 海沢 奥多摩町海沢(同310m)
9: 小中沢 奥多摩町小中沢(同725m)
10: 川乗 奥多摩町川乗(同850m)
11: 月夜見 檜原村月夜見(同1147m)
12: 風張峠 檜原村風張峠(同1150m)
13: 峰 奥多摩町峰(同980m)
14: 小川谷 奥多摩町小川谷(同1040m)

図2 指標植物のペチュニアを配置した調査地点
200m 500m 1000m は標高

なるまで生長させて、プランターに3株を移植した。使用したプランターは、火山灰土のゴロ土 3 Lを敷き、その上に、培養土として、黒ボク土：ピートモス：パーミキュライト = 3：1：1 とした混合土を 20 L入れた。肥料はプランター当たり N 3.85g, P₂O₅ 3.35g, K₂O 3.75g, MgO 2.5g, CaO 2.5g (配合比 8-8-8 化成肥料 40g, 緩効性肥料 ロング 100 5gおよび苦土石灰 5g)を全層に施用した。6月下旬に、各調査地に各々2 コずつのプランターを配布して、1カ所における株数を6株とした。1992年から1995年の4年間、新しい苗を移植したプランターは、毎年、6月下旬に調査地へ配置した。

2.3 可視被害の調査方法と計算方法

各年の6月末に、各調査地に配布したペチュニアの可視被害は、7月までに発生した被害として7月末から8月初めの3日間に、また、8月までに発生した被害として8月末から9月初めの3日間に調査した。調査は、配布した全ての株について、草丈を測定し、茎の一番下にある葉から最上位にある全ての葉について被害面積を観察した。調査方法は前報(久野2004c)、アサガオについての方法と同様である。被害程度は、1枚の葉の面積を100%とした時に、葉の裏面に被害で現れている銀白色化している部分の面積を被害面積率として、パーセントで表わした。株ごとに調査した草丈や葉位ごとの被害面積率は調

査票に記入した。これらの調査結果から、株ごとの草丈、現存葉数、被害葉数を求めて、累積被害面積率と被害指数は、以下に示す式より計算した。これらの値は、調査地ごとに平均値を算出して、調査集計票に記述した。

現存葉数：調査時に着生している葉の数

被害葉数：被害が認められた葉の数

$$\text{累計被害面積率} = \frac{\sum_{n=0}^{n=100} \text{被害面積率}}{n=100}$$

$$\text{被害指数} = \text{累計被害面積率} / \text{現存葉数} \times 100$$

2.4 気象と大気汚染状況

1992年から1995年7、8月の調査を行った時の気象状況は、山間部の小河内(標高 530m)と平野部の青梅(標高 155m)における気象庁のアメダス(東京管区气象台 1992、1993)の降水量、最高気温、最低気温および日照時間を参考にした。大気汚染物質のオキシダントの発生状況は、東京都で行っている大気汚染常時測定局測定結果(東京都環境局大気保全部 1992~1995)を参考にした。オキシダント濃度の1ヶ月における1時間平均値の最高値を月最高値とし、また、9時から18時までの1時間平均値の1ヶ月の積算値を計算してオキシダント・ドースとした。

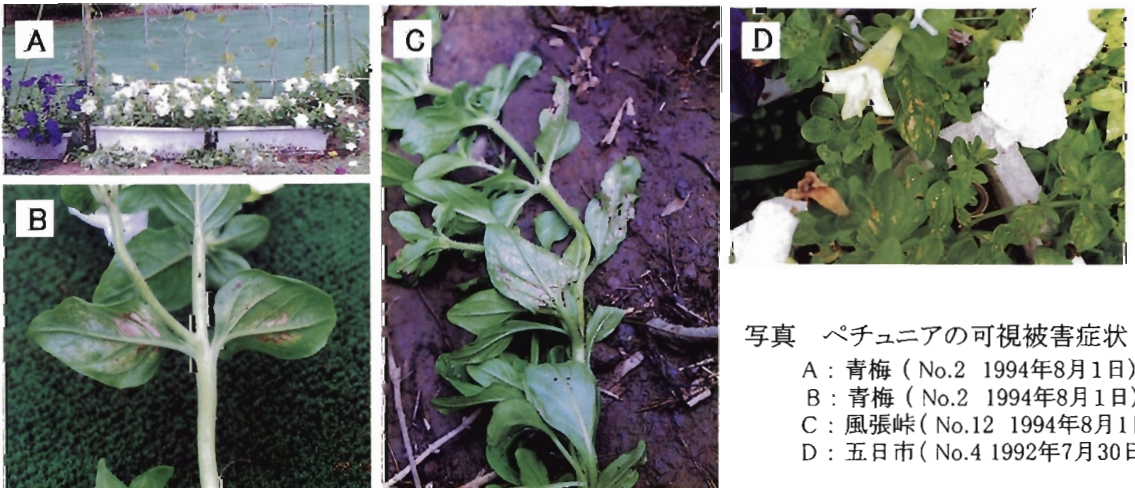


写真 ペチュニアの可視被害症状
 A：青梅 (No.2 1994年8月1日)
 B：青梅 (No.2 1994年8月1日)
 C：風張峠 (No.12 1994年8月1日)
 D：五日市 (No.4 1992年7月30日)

3. 結果

3.1 調査地におけるペチュニアの被害症状

調査地に配布したペチュニアを写真に示した。写真のAは、青梅(No. 2 標高175m)におけるペチュニアの配置状況を、Bは葉の裏面に現れた被害症状を示した。Cは山間部の風張峠(No.12 標高1150m)での葉の裏面に現れた被害症状である。Dは五日市(No. 4 標高220m)であり、葉の裏面だけではなく、表面まで被害が及んでいる症状である。一般的に、パンによる白花系品種のペチュニアの被害は、未成熟葉の裏面が光沢化して、時間が経つにつれて、銀白色を呈する。被害の激しいときには葉の表面まで白色の不定型斑が発現する(農林省農林水産技術会議事務局1976、久野1979、1988a)。したがって、本研究でみられたペチュニアの被害は、オキシダント中のパンによる可視被害であると判断された。

害は、未成熟葉の裏面が光沢化して、時間が経つにつれて、銀白色を呈する。被害の激しいときには葉の表面まで白色の不定型斑が発現する(農林省農林水産技術会議事務局1976、久野1979、1988a)。したがって、本研究でみられたペチュニアの被害は、オキシダント中のパンによる可視被害であると判断された。

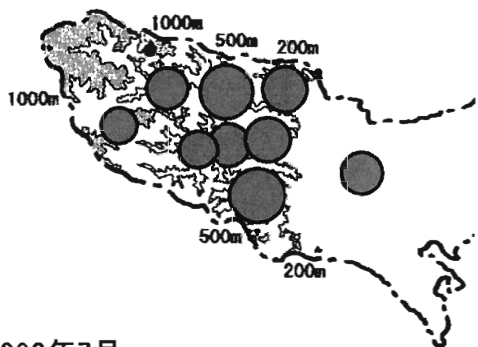
3.2 ペチュニアの被害の特徴と地理的分布

1992年から1995年の7月における調査から得られた草丈、現存葉数、被害葉数、累積被害面積率

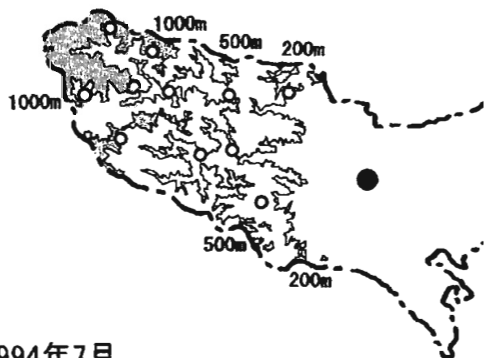
表1 1992年から1995年7月の各調査地におけるペチュニアの調査集計結果

年月	地点番号	地点名	草丈 (cm)		現存葉数		被害葉数		累計被害面積率 (%)		被害指数		
			平均値	標準偏差	平均値	標準偏差	平均値	標準偏差	平均値	標準偏差	平均値	標準偏差	
1992年7月	1	立川	35.0	7.0	13.7	1.5	6.7	3.2	387	240	27.3	15.0	
	2	青梅	35.0	8.7	11.7	0.6	7.3	1.2	387	129	32.7	9.5	
	3	上恩方	38.0	1.7	13.0	2.6	9.3	2.1	620	106	48.0	2.0	
	4	五日市	38.3	7.6	13.3	3.1	7.0	4.6	367	320	29.3	24.2	
	6	桧原	35.0	8.7	14.0	1.0	6.3	1.5	313	168	22.7	12.9	
	7	御岳	41.7	5.8	14.0	1.0	9.3	1.5	640	183	44.7	10.3	
	8	海沢	44.0	10.1	11.0	2.0	5.7	1.5	293	103	26.7	5.8	
	10	川乗	30.7	5.1	21.7	3.2	0.0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	
	11	月夜見	40.0	5.0	12.0	2.0	7.3	2.1	247	101	20.0	7.2	
	1993年7月	1	立川	26.7	2.9	15.3	1.5	2.3	2.5	85	83	5.4	5.5
		2	青梅	13.7	2.5	14.3	1.5	1.0	1.7	5	9	0.4	0.6
3		上恩方	12.0	2.6	14.0	1.0	0.3	0.6	2	3	0.1	0.2	
4		五日市	8.7	8.3	13.7	2.3	0.7	1.2	3	6	0.2	0.4	
6		桧原	12.0	2.6	10.7	1.5	0.3	0.6	2	3	0.1	0.2	
7		御岳	18.3	4.2	14.0	1.0	1.0	1.0	5	5	0.4	0.4	
8		海沢	8.0	3.6	13.3	2.1	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	
9		小中沢	15.2	8.8	15.7	1.5	0.3	0.6	2	3	0.1	0.2	
10		川乗	8.0	3.6	13.3	2.1	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	
12		風張峠	8.5	5.7	11.0	2.0	0.3	0.6	2	3	0.2	0.3	
13		峰	9.5	3.5	14.0	3.0	4.7	0.6	33	13	2.6	1.5	
14		小川谷	9.0	6.8	13.7	1.5	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	
1994年7月		1	立川	41.6	6.2	20.3	2.7	8.8	1.0	604	107	29.8	5.4
		2	青梅	31.9	3.8	15.1	3.3	8.9	1.8	703	195	47.1	11.1
	3	上恩方	41.7	5.9	18.3	1.6	5.6	2.0	353	162	19.0	8.1	
	4	日の出	37.5	6.5	18.7	1.5	11.3	1.9	905	154	48.3	6.3	
	6	桧原	36.3	14.4	16.8	2.5	9.8	1.8	709	181	43.1	11.9	
	8	海沢	45.0	6.5	17.8	1.7	10.5	1.5	735	226	41.3	12.6	
	7	御岳	39.3	4.1	24.0	1.4	13.8	1.3	982	117	41.0	5.0	
	9	小中沢	36.5	4.3	17.8	2.6	10.0	2.6	677	254	36.7	10.8	
	10	川乗	43.5	8.8	15.2	2.1	7.2	1.2	315	82	20.9	5.4	
	12	風張峠	47.3	5.6	18.3	1.5	10.7	2.3	643	101	35.5	7.2	
	13	峰	32.3	4.9	15.9	3.3	6.1	2.8	296	139	18.1	6.7	
	14	小川谷	40.7	3.9	16.3	2.8	8.5	1.0	385	82	25.2	11.9	
	1995年7月	1	立川	32.3	10.0	19.3	3.3	2.7	2.9	57	3	3.1	3.5
		2	青梅	24.8	8.0	15.2	2.5	1.8	1.6	37	2	2.4	2.3
3		上恩方	29.2	5.1	16.5	1.9	2.3	5.2	80	5	4.2	10.1	
5		日の出	35.2	4.2	17.7	3.1	3.5	3.9	118	4	6.7	10.7	
6		桧原	19.3	9.2	13.7	5.4	1.2	1.9	40	2	2.5	5.5	
7		御岳	22.2	9.5	14.2	4.9	3.0	6.4	118	6	6.3	14.7	
8		海沢	37.7	8.5	16.7	2.3	1.5	1.6	35	2	1.9	2.7	
10		川乗	26.0	3.2	13.7	1.6	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	
12		風張峠	19.8	9.8	15.0	2.3	2.3	2.4	69	2	4.6	5.8	

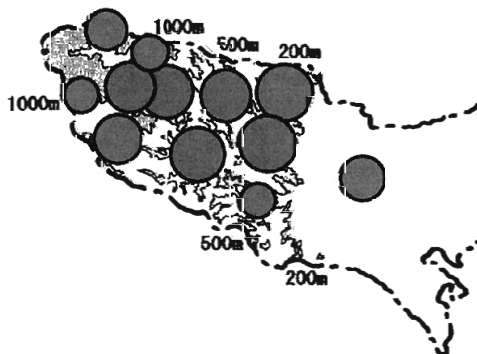
1992年7月



1993年7月



1994年7月



1995年7月

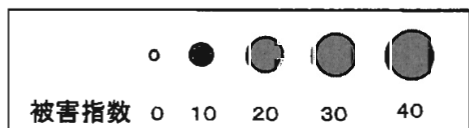
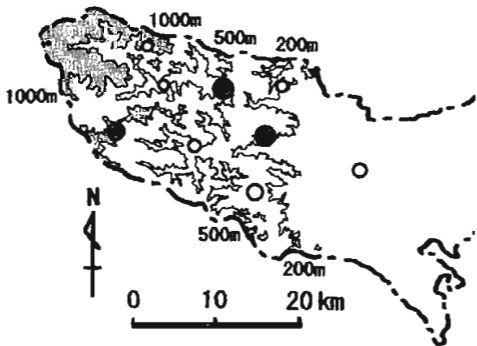


図3 山間部におけるペチュニアの被害指数の地理的分布

および被害指数の各調査地の平均値を表1に示した。ペチュニアの草丈と現存葉数は、各調査地における標高の違いによる差はほとんどみられず、各調査地の成長量は類似していた。年毎のペチュニアの草丈は、1993年7月の値が他の3カ年と比べて低い値であった。被害指数は、標高の高低による大きな違いはあまりみられなかった。

1992年から1995年の7月に各調査地におけるペチュニアの被害指数の地理的分布は、図3に示したように、年によって大きく異なっていた。1992年に調査地10カ所に配布したペチュニアは、山間部奥地の川乗(No.10)で被害はみられなかったが、他の山間部の調査地では平野部の青梅(No.2)と立川(No.1)の被害の大きさと類似していた。1993年は、標高の高い山間部の奥地に2カ所の調査地を増やして12カ所で調査したが、山間部奥地の北東よりの小川谷(No.14)、川乗(No.10)および海沢(No.8)では被害は全くみられず、また、山間部の低地や平野部でも被害は小さかった。一方、1994年の7月は、山間部奥地の小川谷(No.14)、峰(No.13)および川乗(No.10)と上恩方の調査地でやや低めの値ではあるが、全域で大きな被害が観察された。1995年の7月は、1993年と比べてやや大きかったが、1992年と1994年と比較すると小さかった。

3.3 気象条件とオキシダント発生状況

表2に小河内と青梅のアメダスによる気象のデータ(東京管区气象台 1992~1993)を示した。1993年7月の夏期は降水量が多く、気温が低く、日照量が少ない低温、多雨の異常気象であった。また、表3(東京都環境局大気保全部 1992~1993)に示したように、青梅、檜原および立川における1993年7月のオキシダント濃度の月最高値とドースは、他の3カ年と比べて低い値であり、オキシダントによる被害が発生しにくい年であった。

1994年7月の夏期は降水量が少なく、気温が高く、日照量が多い高温、少雨の異常気象であった(表2)。7月のオキシダントの月最高値は、青梅で162ppm、立川で157ppm、檜原で141ppm(表3)、日の出で177ppm(オゾン濃度 未発表)と高濃度を記

表2 東京都の青梅と小河内における1992～1995年7月の気象(アメダス)

年	7月									
	青梅					小河内				
	降水量	平均気温	最高気温	最低気温	日照時間	降水量	平均気温	最高気温	最低気温	日照時間
mm	°C	°C	°C	時間	mm	°C	°C	°C	時間	
1992	236	24.0	34.2	16.1	105.5	162	21.9	32.2	14.3	102.1
1993	305	20.8	32.7	14.5	42.0	300	19.2	30.3	13.8	46.5
1994	78	26.4	35.9	20.6	144.3	123	24.0	33.2	18.9	131.6
1995	192	24.6	35.5	18.4	104.8	198	22.4	33.4	17.2	91.4

青梅は、標高155m、緯度：北緯35度47.2分／経度：東経139度19.0分である。
 小河内は、標高 530m、緯度：北緯35度47.4分／経度：東経139度03.5分である。

表3 1992～1995年7月のオキシダント濃度の月最高値とオキシダント・ドース(9～18時)

年	7月					
	青梅		檜原		立川	
	月最高値	ドース	月最高値	ドース	月最高値	ドース
	(ppb)	9-18hrs (ppb·hrs)	(ppb)	9-18hrs (ppb·hrs)	(ppb)	9-18hrs (ppb·hrs)
1992	156	18320	226	—	166	18540
1993	104	8986	111	6477	89	6381
1994	162	15151	141	12266	157	12822
1995	148	14486	127	8160	105	10638

— は長時間の欠測があるため記入せず

録しており、光化学スモッグが発生しやすい年であった。

4. 考察

各調査地において、ペチュニアの草丈と葉数を比較すると、標高による差異はほとんど認められなかった。ペチュニアは最大伸長温度が 20～25℃であり、比較的低温でもよく生育する植物である。標高が高く気温の低い地点でも、標高の低い地点とほぼ同様な生育状態であったことから、パンに対する感受性は標高の違いによる影響はほとんどないものと考えられる。

1994年の7月は、猛暑の異常気象であり、山間部の小河内においても平均気温は 24.0℃、最高気温は 33.2℃と高く、オキシダント濃度は山間部の檜原

は平野部の青梅や立川と同様な高い値であることから、パン濃度も同様に高かった(久野 1988a)ことが予想される。この1994年7月に、ペチュニアに激しい被害がほぼ調査地全域に現れたことは、大気汚染のパンが、広い地域にわたり被害を及ぼしていると判断された。

一方、1993年7月は、冷夏の異常気象の年であり、オキシダントの発生も少なかった。ペチュニアの被害が調査地全域で極微あるいは無しの状態であり、大気中にパンの発生は起こりにくい条件であったと推察された。1995年7月の気象条件は、1992年7月と近い値であり、オキシダント・ドースは低い値ではなかったが、ペチュニアの被害は少なかった。既存の研究(久野 1988a)では、平野部の立川でパンを連続測定したところ、パン濃度はオキシダント濃度の約 2%含まれる日から 10%前後含まれる日など、

その時々により異なることが報告されている。したがって、1995年7月のパン濃度は1992年7月よりも低かったことが予想される。

以上、4年間におけるペチュニアの被害現象の結果より、大気汚染物質のパンは、山間部の奥地まで移流して、全域にわたり顕著な被害を発生させることが分かった。パンは酸化力が強く、数ppbの低い濃度で草本植物に被害を与える(久野 1979)大気汚染物質であるが、樹木に与える影響は今のところ不明である。本研究では、大気汚染物質のパンが山間部全域を汚染していることが明らかになったことから、今後、樹木に対するパンの影響について詳しく調べるとともに、森林衰退にパンがどのように影響しているかを把握する必要があると考えられる。

謝辞

本研究をとりまとめるにあたり桜美林大学の大喜多敏一名誉教授にご指導いただき、東京農工大学大学院の細木大輔氏、荒井浩輔氏にご協力いただいた。ここに感謝の意を表す。

引用文献

- 新井一司・久野春子・鈴木創・遠竹行俊・大喜多敏一 (2002) 東京の山間部におけるモミ林の衰退分布の特徴。大気環境学会 37(3) : 184-191
- Hildebrand, E., Skelly, J. M., Fredericksen, T. S. (1996) Foliar response of ozone-sensitive hardwood tree species from 1991 to 1993 in the Shenandoah National Park, Virginia. Can. J. For. Res. 26 : 658 - 669
- 関東地方公害対策推進本部大気汚染部会 一都三県公害防止協議会 (1996) 植物からみた関東地方の光化学スモッグ被害の実態(IV)
- Krause, G. H. M., Arndt, U., Brandt, C. J., Bucher, J., Kenk, G., Matzner, E. (1986) Forest decline in Europe : Development and possible causes. Water, Air, and Soil Pollution 31 : 647 - 668
- 久野春子 (1979) II 個別大気汚染【オキシダント(PAN)】松中昭一編:図説 環境汚染と指標生物, 112-123 朝倉書店
- 久野春子 (1988a) 光化学オキシダントが園芸植物に及ぼす影響. 東京都農業試験場研究報告 21 : 36-45
- 久野春子 (1988b) 光化学オキシダントが園芸植物に及ぼす影響. 東京都農業試験場研究報告 21 : 45-75
- 久野春子 (1993a) 大気汚染ガス耐性植物の改変と利用 植物の大気汚染耐性と感受性. 植物細胞工学 5(4) : 272-280
- 久野春子・大橋毅 (1993b) 大汚染の指標気植物 (1). 大気汚染学会誌 28(2) : A45-A52
- 久野春子・大橋毅 (1993c) 大気汚染の指標植物 (2). 大気汚染学会誌 28(3) : A65-A76
- 久野春子・新井一司・鈴木創 (2004) 森林衰退の原因解明に関する研究 IV. 山間部における光化学オキシダントによるアサガオの被害分布. 東京都林業試験場研究報告 第13号 15-25
- Miller, P. R., McBride, J. R., Schilling, S. L. (1991) Chronic ozone injury and associated stresses affect relative competitive capacity of species comprising the California mixed conifer forest type. In : Memorias del primar simposial nacional, Agricultura sostenible:Una opcion para el desarrollo sin deterioro ambiental. Available from:Comision de Estudios Ambientales, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. Mexico. 161 - 172
- 農林省農林水産技術会議事務局 (1976) 大気汚染による農作物被害症状の標本図譜 9-40
- Sandermann, H., Wellburn A. R. and Heath, R.L. (1997) Forest Decline and Ozone. Springer-Verlag, Berlin.
- 須田隆一・杉 泰昭・宇都宮彬・大石興弘・濱村研吾 (1992) 酸性降下物等による植物衰退現象の実態 / 宝満山(福岡県)のモミ. 資源環境対策 28 : 1344 - 1348
- 鈴木 清 (1992) 神奈川県大山のモミ林枯損経緯とその周辺地域の年輪幅の変化. 神奈川県林試研報 19 : 23 - 42

東京管区气象台 (1992～1995) 東京都気象月報
平成4年～平成7年 7、8月
東京都環境局大気保全部 (1992～1995) 大気汚染

常時測定局測定結果報告 1992年7月、8月～
1995年7月、8月

Forest decline on the mountains of western Tokyo

V. Distribution of damages of petunia by photochemical oxidants on the mountains of western Tokyo

KUNO Haruko, ARAI Kazushi, SUZUKI Hajime

¹ Tokyo Metro. For. Exp. Sta. ² Formerly, Tokyo Metro. For. Exp. Sta.
2753-1, Hirai, Hinode-Machi, Tokyo 190-0182 JAPAN

Abstract : It is necessary to understand the distribution of air pollutant on mountainous area of Tokyo to elucidate the impact of air pollution to forest. In this study, petunia was used as an indicator plant to study the distribution of PAN. Petunia is highly sensitive to PAN in photochemical air pollution and visible damage appears on the back of its leaves. Samples of petunia were grown on the mountainous area of Tokyo in 1992 through 1995. When air temperature was low, rain was frequent and oxidant concentration was low in summer, damages scarcely occurred of petunia at all study sites. On the other hand, with high temperature, scarce rain, lengthy sunshine hours and high oxidant concentration in July 1994, damage was observed of leaves of petunia at all sites. Therefore it is confirmed that PAN flew into whole mountainous area, so that it is necessary to understand the impact of PAN on forest decline in the future.

Key words : indicator plant, photochemical oxidants, PAN, damage, petunia, mountain, Tokyo