

指標植物を用いた光化学オキシダントの調査事例（案）

目次

1		
2		
3		
4		
5		
6	1. はじめに	2
7	2. 指標植物によるオゾンの調査事例	2
8	3. 指標植物によるパーオキシアセチルナイトレートの調査事例	6
9	4. まとめ	7
10	5. 参考文献	7
11		
12		
13		
14		

15 1. はじめに

16 植物の反応を通して、ある地域における環境要因の現状把握や変化の内容や程度を
17 評価する方法を植物指標という。この植物指標の中でも、特定の環境要因の変動に対
18 して、特定の反応を示す植物を指標植物という。

19 日本では、1970年代から複数の指標植物を用いた大気汚染状況の調査研究が実施さ
20 れた。久野と大橋(1993a)によると、大気汚染状況の調査に用いられる指標植物は下記
21 のように分類される。

22 (1)対象地域で自生している植物の活用：例えば、樹木の衰退症状、葉の変色及び大気
23 汚染物質濃度に関連するその他の指標の空間分布などを評価する。植物体に吸収さ
24 れた汚染物質の化学分析や年輪分析も、大気汚染物質の慢性的な長期影響の評価に
25 役立つ。

26 (2)対象地域への指標植物の導入：例えば、敏感な植物を指標植物として様々な場所に
27 配置し、葉の可視障害の有無や程度を比較する。

28 (3)チャンバー内での指標植物の育成：例えば、野外空気を導入するチャンバーと活性
29 炭フィルターなどで野外空気を浄化した空気を導入するチャンバーで育成した指
30 標植物で、葉の可視障害の有無や程度と共に、植物の成長抑制や農作物の収量低下
31 の程度を評価する。

32 (4)植物種の世代を超えた観測：例えば、コケの組成や密度と大気汚染物質濃度との関
33 係などを調べ、遷移から大気汚染の長期影響を評価する。

34

35 対象とする大気汚染物質によって指標植物において指標とする影響は異なるが、指
36 標植物による大気汚染物質の状況の調査研究は主に上記の分類(1)~(3)の方法で行わ
37 れてきた。そこで、本資料では、これまでに、主に日本で行われた指標植物を用いた
38 オゾンとパーオキシアセチルナイトレート (PAN) による大気汚染状況の調査事例を
39 紹介する。

40

41 2. 指標植物によるオゾンの調査事例

42 日本においては、アサガオ (*Ipomoea nil*)、タバコ (*Nicotiana tabacum*)、ホウレ
43 ンソウ (*Spiitacia oleracea*)、ハツカダイコン (*Raphanus sativus*)、サトイモ
44 (*Colocasia esculenta*)、ケヤキ (*Zelkova serrata*)、ポプラ (*Populus nigra*) など
45 を指標植物としたオゾンの野外調査が行われた(久野と大橋, 1993a)。これらの植物の
46 オゾンに対する感受性は種間または品種間で異なるが、アサガオ、タバコ、ホウレン
47 ソウでは光化学オキシダントの日最高値が 80~100 ppb で、ハツカダイコン、サトイ
48 モ、ケヤキ、ポプラでは同日最高値が 100~150 ppb で葉に可視障害が発現するとさ
49 れている(久野と大橋, 1993a)。特に、アサガオはオゾンの有用な指標植物として報告

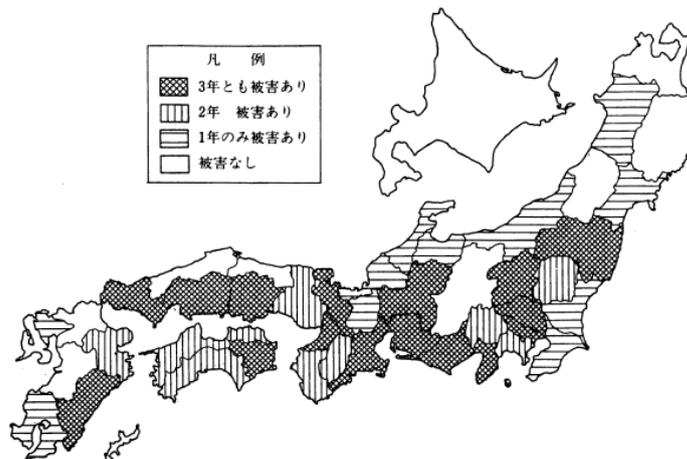
50 されている(服田と寺門, 1975; Nouchi and Aoki, 1979)。

51 1974～1976年において、光化学オキシダントに対する感受性が高いアサガオの品種
52 であるスカーレットオハラを用いた、日本全国規模の光化学オキシダント調査が全国
53 の120以上の中学校の生徒と教員によって行われた(全国都道府県・読売新聞社, 1975,
54 1976, 1977)。その結果、アサガオの葉被害は、光化学オキシダントの日最高濃度が
55 72 ppb、あるいは9～17時の積算曝露量が400～480 ppb・hを超えた時にしばしば発生
56 することが明らかになった。47都道府県中37地域において、アサガオの葉面に光化学
57 オキシダントによる可視障害(図 1)が観察された(久野と大橋(1993b)、図 2)。



58
59 図 1 アサガオ(品種: スカーレットオハラ)の葉に発現したオゾン
60 によると思われる可視障害。左の写真はオゾンによるアサガオの葉
61 の可視障害の初期段階を示しており、右の写真はさらに進行した葉
62 の可視障害を示している。

63



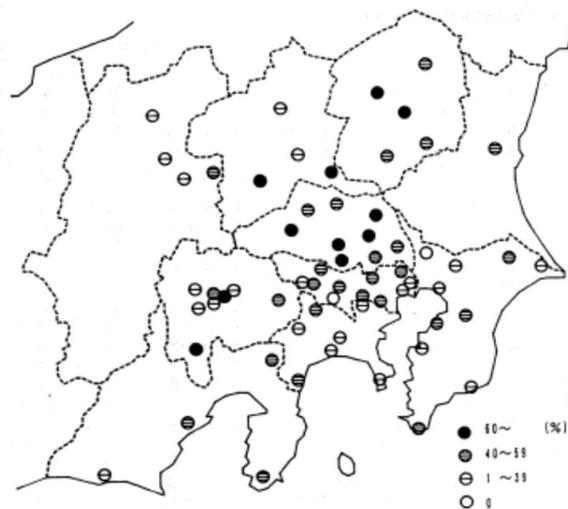
64
65 図 2 1974～1976年に行われたアサガオを指標植物とした光化学
66 オキシダントの調査結果(久野と大橋, 1993b)

67

68 関東地方とそれに隣接する合計 10 都県（東京都、神奈川県、埼玉県、千葉県、茨城
69 県、栃木県、群馬県、長野県、山梨県、静岡県）では、都県の公害研究所や農業試験
70 場によるアサガオやサトイモを指標植物とした長期にわたる植物被害の分布とその経
71 年変化などの調査が実施された(野内, 2001)。1997 年の調査では、アサガオ（品種：ス
72 カーレットオハラ）の葉被害の観察を 7 月 28 日～8 月 2 日に全調査地点で一斉に行
73 った。図 3 に、1997 年の 10 都県（63 調査地点）におけるアサガオの葉の平均被害
74 面積率を示した(関東地方公害対策推進本部大気汚染部会, 1998)。アサガオの葉被害
75 は、ほとんどすべての地域で発生しており、その累積的な葉被害の分布は光化学オキ
76 シダントの汚染分布とある程度一致していた。しかしながら、いくつかの地点では、
77 アサガオの葉被害の程度と光化学オキシダント濃度との間に相関が認められない場合
78 もあった。また、1975～1997 年の全調査地点における葉の被害発生率はほとんど変
79 化が見られなかった(関東地方公害対策推進本部大気汚染部会, 1998)。

80 埼玉県では、光化学オキシダントによる植物被害の実態を把握するために、2005 年
81 から現在に至るまで市民参加型の光化学スモッグによるアサガオ被害調査を実施して
82 おり、光化学オキシダントによると思われる植物被害が現在も実際の野外で発現して
83 いる(埼玉県環境科学国際センターb)。

84



85

86 図 3 1997 年の 10 都県(63 調査地点)におけるアサガオの平均被害
87 面積率 (関東地方公害対策推進本部大気汚染部会, 1998).

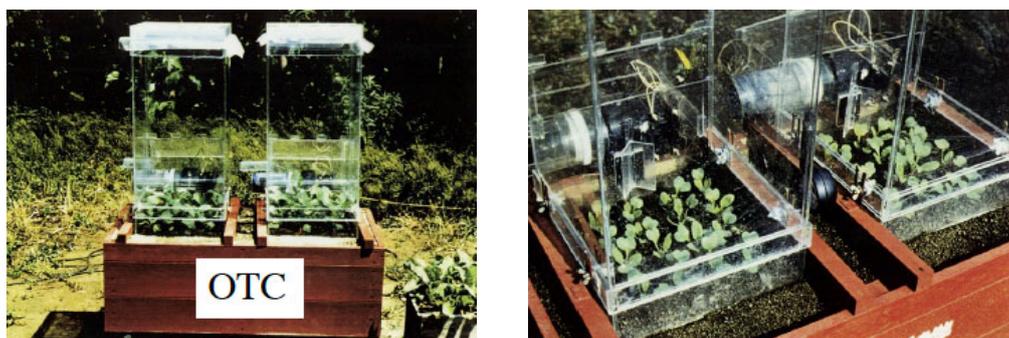
88

89 上記 (1) の分類(3)として、オープントップチャンバー (OTC) を用いた大気汚染
90 状況の調査法がある (OTC に関しては参考資料 3 「植物影響の曝露指標と植物影響を
91 評価するための曝露方法」参照)。この方法では、野外の任意の場所にふたつの OTC
92 を設置し、一方には野外の空気をそのまま導入し (非浄化空気区)、他方には活性炭フ

93 イルターなどによって大気汚染物質を除去した野外空気を導入し（浄化空気区）、これ
94 らの OTC 内で育成した植物の成長量や葉面に発現する可視障害の程度などを比較し、
95 その場所の大気汚染状況を評価する。

96 ハツカダイコンは、小型 OTC（図 4）を用いた方法において指標植物として有用で
97 あることが示されている。小型 OTC を用いて、東京都の府中市や奥多摩町でハツカダ
98 イコン（品種：コメット）の葉の可視障害発現（図 5）や成長に対するオゾンの影響
99 を調査した研究では、比較的気温が高い夏季において、ハツカダイコンの子葉面積と
100 個体乾重量が指標として有用であることが示された（伊豆田ら，1988a, 1988b;
101 Totsuka *et al.*, 1989; 伊豆田ら，1992; Izuta *et al.*, 1993）。中島ら(2018)は、この手
102 法を利用して長崎県で野外調査を実施し、越境大気汚染が顕著な同県において観測さ
103 れるオゾン濃度はハツカダイコンのようなオゾン感受性が高い植物に悪影響を及ぼす
104 レベルであったことを報告している。

105



106

107 図 4 小型オープントップチャンバー（OTC）。

108 小型 OTC 内で、ハツカダイコン（品種：コメット）を指標植物と
109 して育成している（伊豆田，1989）。

110



111

112 図 5 1987 年に東京都府中市で観察されたオゾンによるハツカ
113 ダイコン（品種：コメット）の葉の可視障害（伊豆田，1989）。

114 左の写真は、ハツカダイコンの子葉に発現したオゾンによる可視
115 障害を示している。右の写真は、ハツカダイコンの本葉に発現した
116 オゾンによると思われる可視障害を示している。

117

118 3. 指標植物によるパーオキシアセチルナイトレートの調査事例

119 日本では、ペチュニア (*Petunia hybrida*)、インゲンマメ (*Phaseolus vulgaris*)、
120 レタス (*Lactuca sativa*) などがPANに敏感な植物として分類され、これらを指標植
121 物として用いたPANの野外調査が行われた(久野と大橋, 1993a)。ペチュニア (白花系
122 品種) はPAN感受性が高く、数ppbの濃度のPANによって葉に可視障害が発現するた
123 め(久野と大橋, 1993a)、PANの指標植物として多くの野外調査で使われてきた(図 6)。

124



125

126 図 6 パーオキシアセチルナイトレート(PAN)によるペチュニアの
127 葉の可視障害(埼玉県環境科学国際センターa).

128

129 野内ら(1984)は、PANに敏感な品種(ホワイトエンサイン)と耐性のある品種(ブ
130 ルーエンサイン)を指標植物とした調査を行い、1982年と1983年の晩春と秋に東京都
131 の5つの地域(青梅、用賀、石神井、有楽町、足立)でPANによると思われる可視被害
132 が発生していたことを報告した。2か年の調査において、ホワイトエンサインの葉被害
133 は5~10月において5調査地点のうち1地点以上で毎月観察され、ホワイトエンサイン
134 とブルーエンサインの被害発生頻度(被害発生回数/調査回数)は、東京都西部(青
135 梅、用賀、石神井)で東京都東部(足立)に比べてかなり大きかった。また、ブルー
136 エンサインの月間累積葉被害は、ホワイトエンサインに比べて約半分程度であった。

137 1983~1997年に、関東地方とその隣接県の公害研究所や農業試験場によって、ペチ
138 ュニアを用いた野外調査が毎年7月末に行われた。図 7に、関東地方とその隣接県にお
139 けるペチュニアの葉被害の分布(1997年)を示した(関東地方公害対策推進本部大気汚
140 染部会, 1998)。ペチュニアの葉被害の分布は、1997年まで観測地点の増加につれて広
141 がる傾向にあった(野内, 2001)。また、全調査地点に対するペチュニアの葉被害の発生
142 率は、1987~1997年までの11年間を平均すると、白花系品種(タイタンホワイト)で
143 は53%であり、青花系品種(タイタンブルー)では18%であった。なお、光化学オキシ
144 ダント濃度が高い東京都や埼玉県においては、白花系品種と青花系品種の両方に葉被
145 害が発生した。



146
147 図 7 1997 年における関東地方とその隣接県におけるペチュニア
148 の葉被害の分布 (関東地方公害対策推進本部大気汚染部会, 1998).

149
150 4. まとめ

151 本資料では、日本で行われた指標植物を利用した光化学オキシダントによる大気汚
152 染状況の調査事例を紹介した。オゾンによる大気汚染状況の評価として、アサガオを
153 指標植物として用いた野外調査やハツカダイコンを指標植物として用いた小型 OTC
154 法による野外調査が行われてきた。また、PAN による大気汚染状況の評価として、主
155 にペチュニアを指標植物として用いた野外調査が行われてきた。これらの調査研究に
156 おいて、オゾンや PAN によると思われる葉面可視障害や成長低下などが発現したこ
157 とが報告されている。

158
159 5. 参考文献

- 160 Izuta, T., Miyake, H. & Totsuka, T. (1993) Evaluation of air-polluted environment
161 based on the growth of radish plants cultivated in small-sized open-top
162 chambers. *Environmental Sciences*, 2, 25-37.
- 163 Nouchi, I. & Aoki, K. (1979) Morning glory as a photochemical oxidant indicator.
164 *Environmental Pollution* (1970), 18, 289-303.
- 165 Totsuka, T., Miyake, H. & Izuta, T. (1989) An evaluation of air-polluted
166 environment by a plant indicator with small-sized open top chambers. In
167 *Man and his ecosystem: Proceedings of the 8th World Clean Air Congress*
168 *1989 held at the Hague, 11-15 September 1989*, Brassier, L. J.,
169 International Union of Air Pollution Prevention Associations, Mulder, W.
170 C. & World Clean Air Congress, Eds. Elsevier: Vol. 2, pp. 41-45.
- 171 伊豆田 猛. (1989) 小型オーブントップチャンバーによる大気環境評価に関する研究.

- 172 東京農工大学大学院 連合農学研究科 博士論文.
- 173 伊豆田 猛, 大津 源, 堀江勝年, 三宅 博, 戸塚 績. (1992) オープントップチャンバ
174 ー法による東京都奥多摩町における大気環境評価. 大気汚染学会誌, 27,
175 329-335.
- 176 伊豆田 猛, 滝川正義, 堀江勝年, 三宅 博, 戸塚 績. (1988a) ハツカダイコンの生長
177 を指標とした小型オープントップチャンバーによる大気環境の評価. 大気汚
178 染学会誌, 23, 284-292.
- 179 伊豆田 猛, 堀江勝年, 三宅 博, 戸塚 績. (1988b) オープントップチャンバー(OTC)
180 法による府中市における大気環境の評価. 人間と環境, 14, 12-22.
- 181 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. (1998) 光化学ス
182 モッグによる植物影響調査報告書.
- 183 久野春子, 大橋 毅. (1993a) 大気汚染の指標植物(1). 大気汚染学会誌, 28, A45-A52.
- 184 久野春子, 大橋 毅. (1993b) 大気汚染の指標植物(2). 大気汚染学会誌, 28, A65-A76.
- 185 中島健太郎, 西 祐理子, 川田彩香, 山口真弘. (2018) オープントップチャンバー法を
186 用いたハツカダイコンの生長に対するオゾンの影響を指標とした長崎の大
187 気環境評価. 大気環境学会誌, 53, 186-193.
- 188 埼玉県環境科学国際センターa 「光化学スモッグ」って植物にも悪影響を及ぼすの? .
189 <https://www.pref.saitama.lg.jp/cess/cess-kokosiri/cess-koko7.html>
190 (accessed 2023.9.7).
- 191 埼玉県環境科学国際センターb 光化学スモッグによるアサガオ被害調査
192 <https://www.pref.saitama.lg.jp/cess/torikumi/asagaotyousa/index.html>
193 (accessed 2023.9.7).
- 194 全国都道府県・読売新聞社. (1975) アサガオによる光化学スモッグ観察全国調査結果
195 報告.
- 196 全国都道府県・読売新聞社. (1976) 1975年度アサガオによる光化学スモッグ観察全国
197 調査結果報告.
- 198 全国都道府県・読売新聞社. (1977) 1976年度アサガオによる光化学スモッグ観察全国
199 調査結果報告.
- 200 服田春子, 寺門和也. (1975) オキシダントによるアサガオの被害とその指標性につい
201 て 第1報 アサガオのオキシダント被害の特徴および被害指数とオキシダン
202 ト累積値の関係. 大気汚染研究, 9, 722-728.
- 203 野内 勇. (2001) 大気環境の悪化を警告する指標植物. 野内 勇 (編) 大気環境変化と
204 植物の反応, 養賢堂, pp. 122-155.
- 205 野内 勇, 大橋 毅, 早福正孝. (1984) 東京都内における環境大気PAN濃度とその指標
206 植物としてのペチュニアの葉被害. 大気汚染学会誌, 19, 392-402.