

第三章 植物群落による二酸化窒素大気汚染の低減効果

過去10数年間、数次にわたる自動車車排出ガス規制の実施にもかかわらず、沿道のNO_x濃度は依然として高濃度横ばいから上昇の傾向を続けている。

こうした実態の進行のなかで建設省は昭和57年に「道路構造令」の改正を行い、それまで修景機能や交通安全機能としてのみ考えていた道路緑化を、新たに「良好な生活環境の確保」のための「植樹帯」としても規定するようになり、沿道公害対策としても位置づけるようになった。大気汚染対策の基本が発生源対策にあることは言うまでもなく、その意味では道路をつくらぬことも選択の1つと考える必要がある。しかし道路を建設することが選択された場合、前章で明らかにしたとおり、都市部の大多数の幹線道路沿道がNO₂濃度の年平均値で30ppb以上であり、長期暴露による健康影響の可能性が高い現実のなかでは、沿道環境を少しでも改善していく方法があれば、それは緊急な課題として積極的に取り組んでいく必要がある。

ところで、植物が大気浄化効機能を持つことは既にHill⁸⁾が明らかにしている。そのメカニズム等については国立公害研究所で詳細な研究^{7-9, 30)}が行われ、植物がNO₂やO₃等を生体防御能力の範囲内で収着、無毒化し、大気浄化に寄与していること等が明らかにされている。特にNO₂は気孔に殆ど影響を与えずに光合成を阻害するが、それは、かなりの高濃度でなければ起こらず、他のSO₂等の汚染物質に比べて毒性が極めて低いこと⁸⁾。また、取り込まれたNO₂は葉内で硝酸(NO₃⁻)や亜硝酸(NO₂⁻)に変化し、これがアンモニア(NH₃⁺)に還元されて、アミノ酸を経てタンパク質に合成されること⁸⁾等も解明され、植物がNO₂の浄化に適していることが示されている。

このようにして野外でどれだけの量のNO₂が植物によって浄化されているかについては、わずかに戸塚³⁴⁾三宅³⁵⁾松尾³⁶⁾の報告があるが、その結果、地域全体、あるいは局地的に大気中のNO₂濃度がどの程度低減するかを調査した報告は、NO₂では市民団体による日比谷公園での測定等⁴⁾を除くと皆無であり、緑地によってNO₂濃度が実際に低減するかどうかすら確認されてはいなかった。

他の大気汚染物質についてはO₃や粉じんでは数例^{10, 37)}が報告されており、汚染物質の濃度低減メカニズムについては三澤¹²⁾が粉じんの葉面吸着量につ

いての報告のなかで概念的に、拡散、沈降、希釈、吸収吸着によるとしており、そのうち拡散効果については樹林程度の高さでは殆ど期待できないと述べているにすぎなかった。

そこで筆者らは沿道緑地帯の大気浄化効果とそのメカニズムを明らかにすることを目的に、はじめに沿道緑地帯をもつ公園内外のNO₂濃度分布調査によって緑地内及びその後方のNO₂濃度低減効果を確認した。次に植物群落の構造の把握が可能な桑園でNO₂濃度等の垂直分布を調査して、群落構造とNO₂濃度の低減が密接な関係にあることを明らかにした。次いで発生源の影響の少ないと考えられた都市域の大小の雑木林内外で自動測定機によるNO₂濃度の連続測定を行い、群落内でNO₂濃度が実際に低減することを実証した。さらに、その結果を踏まえてNO_xの高濃度汚染の続く2カ所の沿道緑地帯で約半年間の野外測定を行い、NO_xが連続的に排出されている沿道においても長期平均的には緑地帯によってNO₂濃度が低減することを実証した。高濃度汚染の続く冬期においてもNO₂濃度が低減することも確認され、緑地帯による対策の有効性が明らかとなった。また、複数地点の1時間値のデータ解析により、NO₂濃度の低減の原因は緑地帯の構造に起因する遮断効果とそれに基づく群落内外の拡散状態の変化によることが証明された。さらに緑地帯内外のO₃濃度分布の差によるNO₂生成速度の変化もNO₂低減効果に重要な影響を及ぼしていることも推察された。

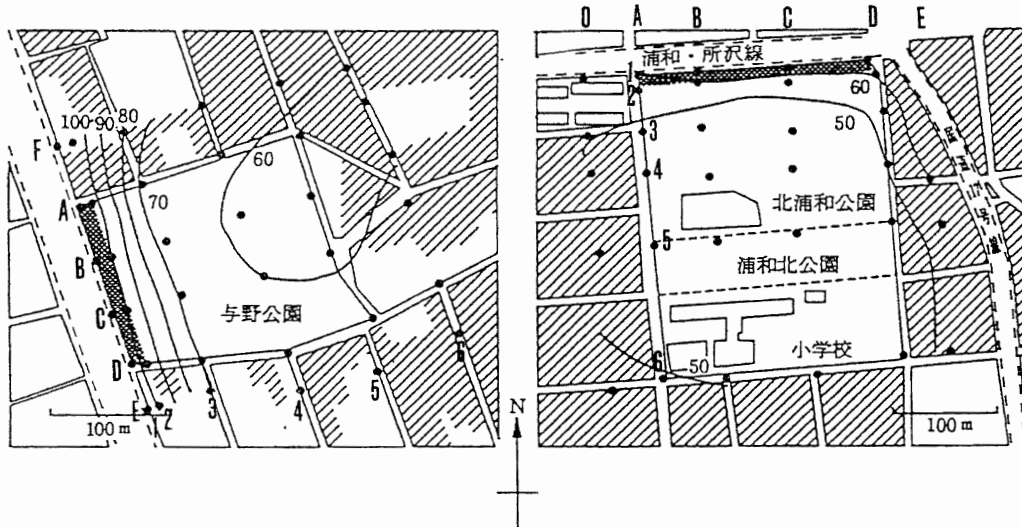
また、植物が汚染物質を吸収することによって地域全体の中で果たしている大気浄化量について埼玉県を例に算出し、大気中NO₂濃度に及ぼす影響についても試算した。

最後に緑地帯による大気汚染低減効果と、その他の現実に実施されている沿道大気汚染対策の効果について比較評価し、局地的対策としての緑地帯の有効性について明らかにした。

第1節 沿道緑地帯のある公園内外の窒素酸化物濃度分布

1 はじめに

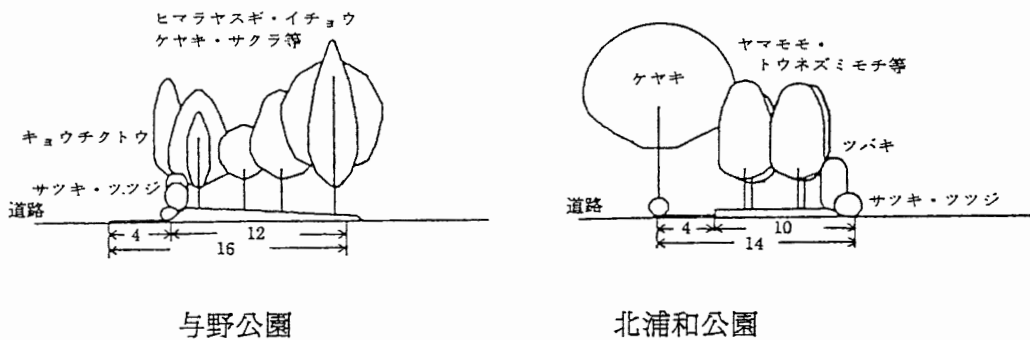
道路近傍では平坦地であってもNO_x濃度の変動が激しいことを前章で明らかにした。そのような沿道においては緑地帯によって周辺のNO₂濃度等の分布が大きく変化することが予想されるが、どのように変化



与野公園 (1987/7 - 1988/6)

北浦和公園 (1987/7 - 1988/6)

図3-1-1 調査地点略図及び年平均NO_x濃度分布 (単位, ppb)



与野公園

北浦和公園

図3-1-2 沿道緑地帯略図

緑地帯を構成する植物 (学名)

与野公園

ケヤキ *Zelkova serrata* Makino
 サクラ *Prunus yedoensis* Matumura
 イチョウ *Ginkgo viloba* L.
 ヒマラヤスギ *Cedrus deodara*
 キョウチクトウ *Nerium indicum*
 サツキ *Rhododendron indicum*
 ツツジ *Kalmia latifolia* L.

北浦和公園

ヤマモモ *Myrica rubra* Siev. et Zucc.
 トウネズミモチ *Ligustrum lucidum* Ait.
 ツバキ *Camellia japonica* L.
 ケヤキ *Zelkova serrata* Makino
 ツツジ *Rhododendron indicum*
 サツキ *Kalmia latifolia* L.

するのは、大気汚染の低減効果そのものの評価や、それをもとにした沿道大気汚染対策の立案にとっては重要な問題である。筆者は後述する自動測定機による調査と並行して、2カ所の沿道緑地帯のある都市公園内外で各1年間にわたり簡易測定法を用いたNO₂濃度分布調査を行い、大気汚染低減効果のみられる範囲等について検討したのでその結果を以下に示す。

2 調査方法

調査は1987年7月から翌年6月まで毎月2回実施した。図3-1-1に調査地点略図を、図3-1-2に道路に面した緑地帯の略図を示した。NO₂の測定には分子拡散を利用したNO・NO₂同時測定用サンプラー（PTIO-NO_xサンプラー³⁹⁾）を用い、雨水防止用のポリエチレン製シェルターに装着して各測定点の木の枝等の高さ2.5mのところに設置した。暴露時間は午前10時から翌日の10時までの24時間で、続けて2日間実施後、常法に³⁹⁾したがって分析定量した。

(1) 与野公園

測定地点は道路に対して垂直に格子目状に36地点を配置し、対照は公園の南北両側とした。道路は国道17号バイパスで公園の西側にあり、日交通量は約8万台である。公園の北側沿道には1~2階の建物が並び、所々に小さな植栽がある。南側の対照付近は道路から120m奥まで、何も無い平坦地で、その後方が住宅地であった。

(2) 北浦和公園

公園の北側には日交通量2.7万台の県道浦和-所沢線があり、東側の近くには日交通量2万台の国道17号が走っている。調査は浦和所沢線の影響を中心に考え、測定点は浦和-所沢線に対して格子目状に32地点を配置した。対照は東側にある国道の影響の小さい公園西側の住宅地内としたが、測定地点前面の道路沿いには5階建の集合住宅があった。

なお、公園内は、沿道には樹木が植栽されているが内部は芝生が中心であり、所々に樹木が散在していた。

3 結果および考察

(1) 与野公園内外のNO₂、NO濃度分布

1年間にわたり測定した公園内外のNO₂濃度等測定結果を平均値で表3-1-1に示した。また、

NO_x濃度の分布図を図3-1-1に併せて示した。

表3-1-1によれば緑地帯前面の道路端のNO₂濃度は建物等の並ぶ北側対照地点よりも低かったが、後背地に何も無い解放的な南側対照にくらべて高濃度であり、建物や緑地帯の存在によってNO₂等の拡散が妨げられて道路側に滞留している可能性が示された。

公園内B列とC列のNO₂、NO濃度は同程度であったが、外部の南北に2列ある対照の濃度はかなり異なり、北側対照F列のほうが南側対照E列より高濃度であった。公園内のNO₂、NO濃度は北側対照F列よりは低く、低減効果がみとめられた。E列と較べても公園内の大部分のNO₂濃度は下回ったが、道路近傍の緑地帯内の12m（E3）地点のNO濃度は逆に対照を上回って低減効果はマイナスとなり、NO₂濃度でも濃度差がみられなかった。沿道緑地帯後方の公園内外の濃度差は、NOは道路に近いほど大きく、北側対照と比べて9ppbから7ppb低かったが、NO₂ではあまり変化せず、いずれの地点でも3ppb程度低かった。

ところで、対照としたF列とE列のNO_x濃度の違いは、周辺環境条件の差と沿道特有の走行風による大気拡散条件の違いによるものと考えられる。即ち、前述のように緑地帯は道路の東側にあるため自動車走行に伴う走行風はNからS方向となる。加えて、公園の北側には建物が連続しており、その隙間に設置された対照地点は建物という障害物にそって流れてきた高濃度のNO_xを計測することになる。一方、公園の南側はなにも無い平坦地であり、公園から道路に沿って30m程度離れた所に設置された対照のF列は、きわめて拡散状態がよいため、計測されたNO_x濃度は相対的に低くなったものと考えられる。そのため、同じ緑地帯外部の対照地点であっても、そのどちらを比較の対照とするかで、緑地帯の大気汚染低減効果の評価が異なることになる。

後述する与野公園及び上尾運動公園の自動測定機による調査では、対照地点を拡散条件のよい地点（与野公園ではF2地点）として整合性を持たせた。

今後、緑地帯によるNO₂低減効果を評価するような、この種の調査にあたっては、自動車排ガスの道路からの距離減衰を考慮することはもちろん、対照地点をどこに設定するかについて充分慎重な検討が必要である。また、季節変動等を把握するのであれば時系列的な代表性を検証することが必要と考えられる。

表3-1-1 与野公園内外のNO₂, NO濃度測定結果(単位ppb, n=24)

地点	路端 距離	北側 対照 F	境界 部 A	公園内		境界 部 D	南側 対照 E	濃度差* ¹			低減率(%) ^{*2}		
				B	C			対F	対E	平均	対F	対E	平均
1 道路端	0	133	123	122	126	107	94	9	-30	-11	6.8	-31.9	-9.5
2 公園内	12	72	69	65	64	57	64	8	-1	4	11.1	-1.6	5.5
3 公園内	54	45	37	38	35	38	40	9	4	6	20.0	10.0	14.6
4 公園内	120	37	35	30	31	33	33	7	4	5	18.9	12.1	12.9
5 境界部	180	35	30	29	30	35	34	6	5	5	17.1	14.7	14.3
6 後方外	240	32	32	29	35	44	32	0	0	0	0	0	0.3
1 道路端	0	46	46	44	46	44	42	1	-3	-1	2.1	-7.1	-1.2
2 公園内	12	39	36	36	36	34	36	3	0	2	7.7	0	4.4
3 公園内	54	33	31	30	31	31	31	3	1	1	9.1	3.2	3.9
4 公園内	120	31	28	28	29	29	29	3	1	1	9.7	3.4	4.8
5 境界部	180	29	27	27	28	29	30	2	3	2	6.9	10.0	7.5
6 後方外	240	27	26	28	28	30	28	-1	0	0	-3.7	0	-1.3

差: 対F=F-(B+C)/2, 対E=E-(B+C)/2, 平均=(E+F)/2-(B+C)/2,

率: 対F=100*[1-(B+C)/2/F], 対E=100*[1-(B+C)/2/E],

平均=100*[1-(B+C)/(F+E)](%),

公園内外のNO_x濃度分布に及ぼす風向の影響
傍では前章で示したとおり、発生源と接して
、NO_x濃度に及ぼす風の影響が大きかった。
ここでは沿道緑地帯がある場合、風向が公園
濃度分布に及ぼす影響について検討した。
与野公園から約1.5km離れた公害センターの
結果を用い、次の4方向に区分して解析し
ここでは横断風と逆風の影響を明確にするた
は狭く区分した。

平行風: 道路と平行に公園の北側から吹く風
(NW-NNE)

平行風: 道路と平行に公園の南側から吹く風
(SE-SSW)

風: 道路から公園方向に吹く風(SW-WNW)

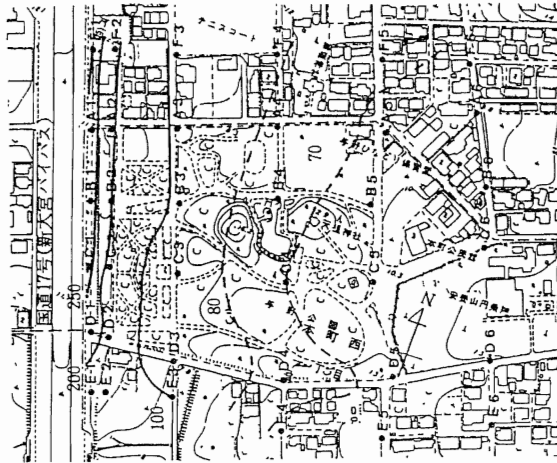
風: 公園から道路方向に吹く風(NE-ESE)

1-3に横断風逆風よりも卓越した1月11日
(12日10時)及び、逆風が卓越した8月11日
(12日10時)とS系平行風が卓越したその前日
(10時~11日10時)について、それぞれの24時間
で測定結果を示した。

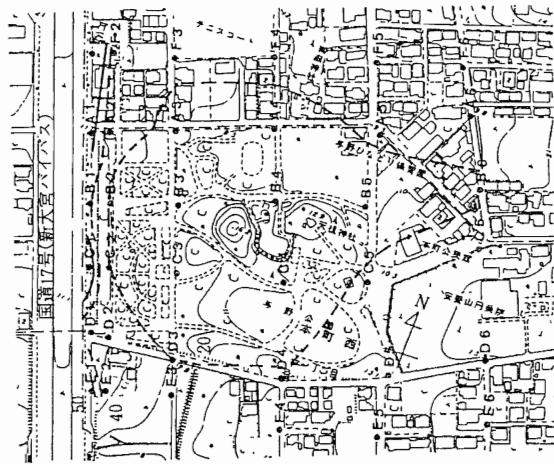
近の緑地帯内については後述する自動測定機

による調査の結果で詳細に説明するので触れないが、
公園内ではいずれの風向が卓越しても概ね外部に較べ
て低濃度であることが示された。しかし、その分布パ
ターンは卓越風の頻度によって異なる傾向がみられ
た。公園から道路方向への逆風の卓越した8月11日は
公園内外を問わずNO_x濃度が低かったが、その分布
パターンは道路近傍の50ppbから公園の中央付近の20
ppbまで徐々に濃度が低下する傾向がみられた。

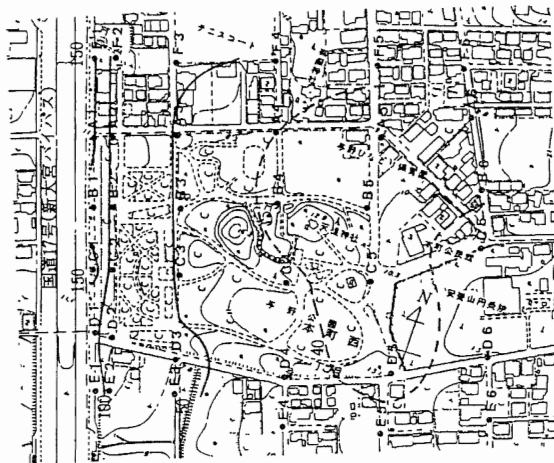
また、その前日の10日はS系の道路に沿った平行風
が卓越したため、自動車排ガスの影響が一部、公園内
にも及び、沿道は150ppbとなったが、公園内東側は
40ppb程度と低濃度となった。都市部ではどこにでも
道路はあり、かなり交通量の少ない道路であっても若
干はNO_xで汚染されるため、幹線道路に対して平行
風でも逆風であっても、その他の細街路の影響は受
け、公園内のNO_x分布は道路横断風がかなり卓越し
た日でない限り、公園内を中心に同心円状に近い
NO_x濃度分布をとるものと考えられる。道路横断風
が卓越した1月11日の場合は幹線道路から多量の
NO_xが入り込むため、同心円状にはならず、道路端
が250ppbと高く、公園内中央の濃度70ppbまで、道



昭和63年1月11日
 風向別出現回数
 横断風 15 逆風 0
 N系平行風 6 S系平行風 3
 平均風速 3.8 m/s



昭和62年8月11日
 風向別出現回数
 横断風 0 逆風 12
 N系平行風 12 S系平行風 0
 平均風速 2.7 m/s



昭和62年8月10日
 風向別出現回数
 横断風 2 逆風 2
 N系平行風 6 S系平行風 13
 平均風速 2.1 m/s

図3-1-3 与野公園における主風向の違いによるNOx濃度分布の変化(単位, ppb)

路に対して平行に低下する濃度分布パターンとなった。

いずれにしても、公園内は、道路から離れることによってNO_x濃度は低下するし、加えて植物による吸収か、あるいは沿道緑地帯による大気拡散効果等の何等かの原因によって、多くの場合、外部よりはNO_x濃度が低い状態にあることが示された。

(3) 北浦和公園内外のNO₂濃度等測定結果

北浦和公園におけるNO₂、NO濃度測定結果を表3-1-2に、その時のNO_x濃度分布を図3-1-1に示した。当公園内外のNO₂、NO濃度分布は、その立地条件から与野公園以上に変動が著しかった。公園外の対照としては前述のとおり公園東側外部は東側国道からの影響を受けるため、結局、その影響の小さい西側0列を採用するしかないが、その0列の路端距離50mのO3地点以降は住宅地内にあり、殆ど自動車走行もないので充分に対照として比較が可能と考えられる。その地点と東側の国道の影響が比較的小さいと考えられる公園内のB、C列を比較すると公園内のNO濃度が3～5ppb、NO₂濃度が1～2ppb程低かった。この差は県道に面した連続した緑地帯の影響と、公園内が細街路からも隔離されているためと考えられ

る。なお、道路端のO1地点は5階建ての建造物の前面にあたり、緑地帯前面よりもNO_xの滞留が大きく、極めて高濃度となった。公園内でも東側の国道の影響を受けて、道路に近いF列がB、C列よりも若干高濃度の傾向がみられた。

(4) 沿道緑地帯によるNO₂濃度等低減効果の及ぶ範囲

与野公園および北浦和公園でのNO₂、NO濃度の測定結果によれば、公園内は少なくとも周辺の道路から離れるため、外部よりは汚染レベルが低い。しかし、それだけでは幹線道路に対する緩衝緑地帯の効果が、その後方どこまで及んでいるかは不明である。しかし、それを明らかにするには、よほど長大な沿道緑地帯と周辺に道路のない理想的な調査地点がなければ不可能である。

ところで、これまで大気汚染の影響の及ぶ範囲とその大きさを予測するために多くの拡散実験等をもとに拡散式が開発されている。そこで、NO、NO₂濃度分布の特徴から示したように沿道緑地帯による大気汚染低減効果には建物や緑地帯に拡散を妨げられることの影響が大きいと考えられることから、ここでは最も一般的なブルームモデルを用いて緑地帯の高さ、即ちこ

表3-1-2 北浦和公園内外のNO₂、NO濃度測定結果(単位ppb, n=24)

地点	路端距離(m)	西側	境界	公園内		境界	東側	濃度差* ¹ 対0	低減率(%)* ² 対0	
		対照 0	部 A	B	C	部 D	外部 E			
NO	1 道路端	5	74	30	41	41	44	—	33	44.6
	2	20	—	26	30	26	31	—	—	—
	3	50	25	22	19	22	28	—	5	18.0
	4	100	22	21	19	19	26	32	3	13.6
	5	160	24	21	19	21	24	23	4	16.7
	6 公園外	300	26	23	24	23	23	24	3	9.6
NO ₂	1 道路端	0	40	30	30	30	30	—	10	25.0
	2	20	—	27	28	28	29	—	—	—
	3	50	26	26	25	25	28	—	1	3.8
	4	100	25	25	24	24	27	29	1	4.0
	5	160	26	26	24	24	25	27	2	7.7
	6 公園外	300	26	26	26	26	26	27	0	0.0

*1) 濃度差: $O_i - (B_i + C_i) / 2$, *2) 低減率: $100 * [1 - \{ (B_i + C_i) / 2 \} / O_i]$

ここでは簡易に煙源の高さを変化させることにより、緑地帯の効果が及ぶ範囲について検討した。

一般に、有風時のプルームモデルは排出強度 Q_s の時、風向風速が定常的かつ道路およびその周辺が平坦地とみなせる場合、濃度がY方向で一定とすると同式は以下のように表せる。

$$F = \frac{Q_s}{\sqrt{(2\pi) \times \sigma_z \times u}} \left\{ \exp\left(-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\}$$

F: 道路の風下側 (X, Y, Z) 地点でのNO_x濃度 (mg/m³ or ppm)

Q_s : 汚染物質排出強度 (mg/sec/m or N m³/m/s)

u: 風速 (m/s)

σ_z : X地点の鉛直方向拡散係数 (m)

h: 煙源地上高 (m)

Z: 測定点地上高 (m)

ここで、風速は2 m/s、大気安定度を最も出現頻度の高いDと比較的不安定なB、緑地帯の高さを3 mと12 mとし、自動車走行によるNO_x排出量と野公園を例に2.1 mg/m/sとするとNO_x濃度分布は図3-1-4のとおりとなる。また何も無い状態(煙源高さ1 m)と比較した時の緑地帯の高さによる低減効果を図3-1-5に示した。もちろん現実には仮定どうりの風向出現頻度は平行風を入れても50%を大きくは超えないと考えられ、その他の条件も異なるので実際の濃度とは当然一致しないが、それでも限定条件付きで影響の及ぶ範囲の見当がつけられる。もちろん大気安定度や風速で大きく変化するが、例えば高さ3 mの緑地帯の場合、路端距離40 m地点で約15%、高さ12 mの緑地帯では路端距離が200 mのところと同じく15%程度低減することが示されている。ただし、この数値は風が道路を横断し、すべての自動車排ガスが緑地帯の上を通過した場合の最大値であり、実際には緑地帯内部を通過する割合も大きいのでその構造に起因する遮閉効果の大きさにより低減効果は小さくなっていく。即ち自動車排ガスの2分の1が緑地帯の中に侵入すれば緑地帯後方での拡散のみによる低減効果はNO_x濃度としてはその分だけ小さくなるし、風向の出現頻度が実際が30%程度であれば後背地濃度に負荷される自動車排ガス起源のNO_x量の上乗せ分が30%になるので濃度としての低減効果は一段と小さくなるものと考えられる。そうしたことを勘案しても高さ12 mの緑地帯があれば少なくとも路端距離100 m程度はNO_x濃度

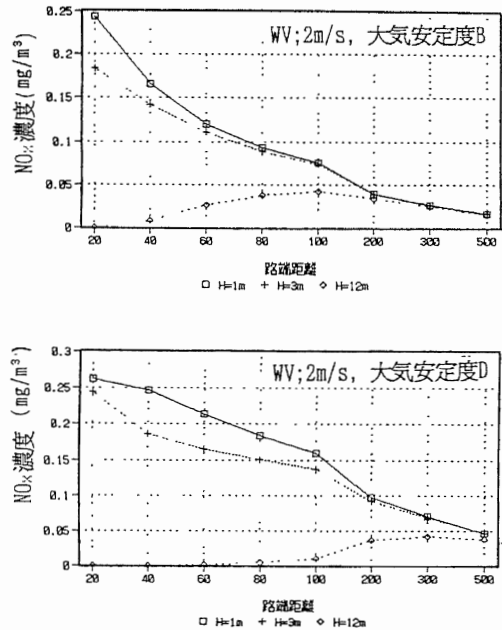


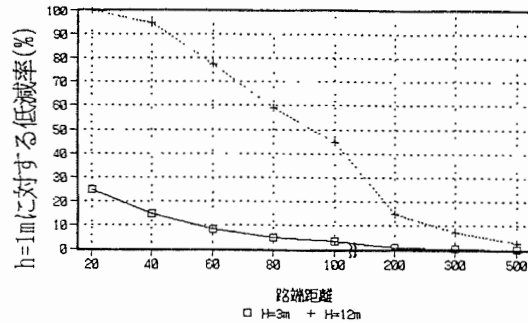
図3-1-4 樹高のNO_x濃度に及ぼす影響 (プルームモデルによる試算)

の低減効果があるものと考えられる。例えば、高さ12 mの連続した緑地帯の場合、自動車排ガスの緑地帯乗り越え量を60%、風向の出現頻度を50%、風速を2 m/sとすると、路端距離50 m地点での自動車排ガス寄与分の低減率は、図から大気安定度がDの時100%であるから、それに60%と50%を乗じて30%、Bの時と同様に図から低減率が85%であるから緑地帯を乗り越えるガス量は30%を乗じて26%となる。

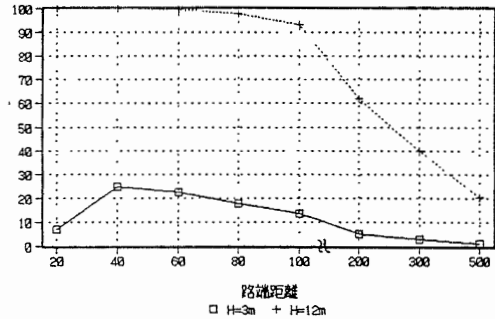
現実の年間平均的な安定度はその中間にあることから自動車排ガス寄与分のNO_xの低減効果は概ね30%以下程度と考えられる。もっとも、50 m離れた地点の自動車排ガスの寄与は、初冬期の回帰式 $Y = 1.072 X^{-0.388}$ (表2-1-2より作成) から25%に減衰しているため、道路端の寄与濃度と野公園での実測値120 ppbとすると、50 m地点の寄与濃度は30 ppbであり、その30%が低減するのであるから初冬期のNO_xは約9 ppbの低下と計算される。

したがって緑地帯を高く、連続したものにして遮閉効果を一層高めれば、それだけ自動車排ガスの寄与を低減できることになる。

以上の結果、公園内のNO₂濃度の低下は明らかで



大気安定度Bの時 (WV = 2 m/s)



大気安定度Dの時 (WV = 2 m/s)

図3-1-5 沿道緑地帯によるNO_x濃度の低減効果の試算 (緑地帯無しに対する低減率)

あり、それが緑地帯が遮閉効果を持つことの影響であるとすれば、緑地帯を高くすることにより後方のNO₂汚染を低減できる可能性が示された。今後、緑地帯の遮閉効果を実測により明らかにする必要がある。

4 摘要

幹線道路沿いにある与野公園、および北浦和公園で、それぞれ1年間、24回にわたり、NO_x濃度分布調査を実施し、以下の結果を得た。

- (1) 沿道緑地帯後方の公園内は風向等によって濃度分布は変動するものの、両地点とも平均的には外部に較べてNO₂、NO濃度が低くなる傾向があることが明らかとなった。
- (2) 道路近傍は建物や緑地帯の立体構造の影響でNO濃度分布の変化が著しかった。そのため、対照地点の選定の仕方によっては緑地帯による大気汚染の低減効果の評価が変化する可能性が示された。
- (3) 沿道緑地帯の後方、何mまで大気汚染の低減効果がみられるかの実測は不可能に近いが、緑地帯が完全な遮閉効果を持つことを仮定したブルーム式によれば、高さ12mの緑地帯の場合、自動車排ガスの緑地帯乗り越え量を60%、横断風出現頻度50%、風速2 m/s、大気安定度がB~Dとすると、路端距離50m地点でNO_x濃度は自動車排ガス寄与分の30%程度以下が低減する可能性が示された。

この結果は、今後緑地帯の遮閉効果を実測により証明できれば、緑地帯の遮閉効果を高め、自動車排ガスの緑地帯乗り越え量を大きくするほど、高い低減効果が得られる可能性を示した。

第2節 植物群落内の二酸化窒素濃度垂直分布

1 はじめに

近年、沿道環境対策の1つである沿道緑地帯の設置が、具体化されてきているが、その根拠となる野外の実測データはなかった。前節では沿道緑地帯を持つ公園内外のNO_x濃度分布を調査し、公園内のNO₂濃度が外部より低かったことを確認するとともに、公園内外の濃度分布が、沿道の建物や緑地帯によって変化していることが推察された。

そこで、本節では沿道緑地帯と異なり、伐採することによって植物群落の量と構造が把握できる桑園で、NO₂濃度垂直分布等の調査を行い、植物群落によるNO₂濃度低減効果と群落構造との関係を解析したので、その結果について報告する。

2 調査方法

埼玉県熊谷市にある埼玉県蚕業試験場試験桑園のうち、植え付け13年目の、品種市ノ瀬からなる栽植間隔0.5×0.5mの密植夏切桑園(以下、密植桑園という)と普通の栽植間隔0.6×2.0mの夏切桑園(以下、普通植桑園という)及び一部春切桑園を用いて以下の調査を行った(クワ: *Morus bombycis*)。

(1) 桑園の群落構造とNO₂濃度の垂直分布調査

植物の群落構造がNO₂濃度等の低減効果にあたる影響を明らかにするため、栽植間隔の異なる密植桑園と普通植桑園で、1988年の6月から10月にかけて各6回、分子拡散を利用したPTIO-NO_xサンプリャー³⁸⁾

でNO_x濃度の垂直分布を測定した。NO_xサンプラーは、平均的な生長状態の株を選び、その株間中央に2カ所、畝間中央に1カ所、園芸用のポールを立てて30~40cm間隔で雨水よけのポリエチレン製シェルター内に格納してつり下げた(図3-2-1写真)。48時間から72時間大気暴露後回収し、常法³⁸⁾にしたがって分析定量し、各3点の平均値を求めた。また、NO_xサンプラー回収後、両桑園とも1回は基部伐採、5回は30cm間隔で桑地上部の層別刈取りを行い、自動葉面積計(林電工、AAM-8)を用いて葉面積を計測した後、同化器官(葉)、非同化器官(枝、葉柄)別に熱風乾燥(80℃)して乾重量を秤量した。

(2) 桑園内外の風速の垂直分布調査

桑群落内の拡散速度の変化を明らかにするため、白金抵抗式プローブを取り付けた多点風速計(カノマックス、MODEL-1500)で密植、普通植桑園内及び外部の対照地点で風速の垂直分布を測定した。多点風速計で得られた瞬時値は、ラップトップ型パソコン(NEC、PC-9801LV)にとりこみ、1分間平均値として連続収録した。



図3-2-1 桑園におけるNO_x簡易サンプラーの取り付け(写真)

(3) 自動測定機による密植桑園のO₃濃度調査

9月13日から9月16日にかけて、密植桑園の群落内(高さ1.5m)及びその上部(高さ3.5m)の大気を、機差をなくすためテフロンパイプで1台の紫外線吸収式O₃計(京都電子)に導き、タイマーを装着した2組の電磁弁で30分ごとに交互に切り替え、O₃濃度を連続測定した。

3 結果及び考察

(1) 桑の生長と群落構造の変化

春の発芽後、5月下旬に基部伐採された密植桑園と普通植桑園の再生長過程において、7月6日から10月1日までの間に行った5回の桑樹地上部層別刈取り調査結果のうち、乾物重、葉面積の推移について図3-2-2に示した。7月6日以降9月16日まで、密植桑園と普通植桑園の1㎡当たりの乾物重にはあまり差がなかったが、葉面積指数(LAI)は密植桑園のほうが普通植桑園を上回る傾向があった。

図3-2-3に密植桑園と普通植桑園を層別刈取して作成した群落構造の推移を示す。これは土地面積1㎡当たり乾物重の垂直分布を同化器官(F)と非同化器官(C)別に示したもので、群落構造の特徴がよく表れている。

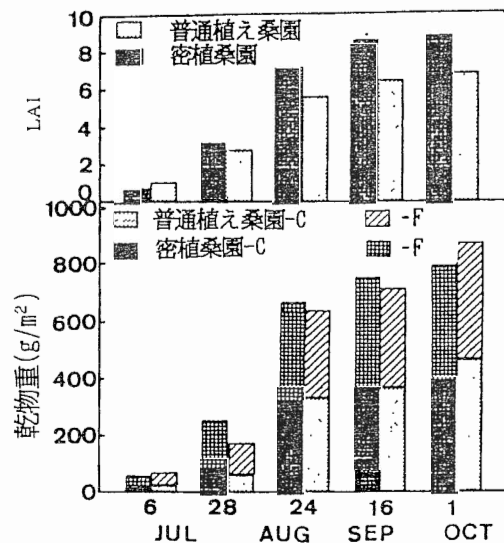


図3-2-2 桑群落の生長過程 (F; 同化器官, C; 非同化器官)

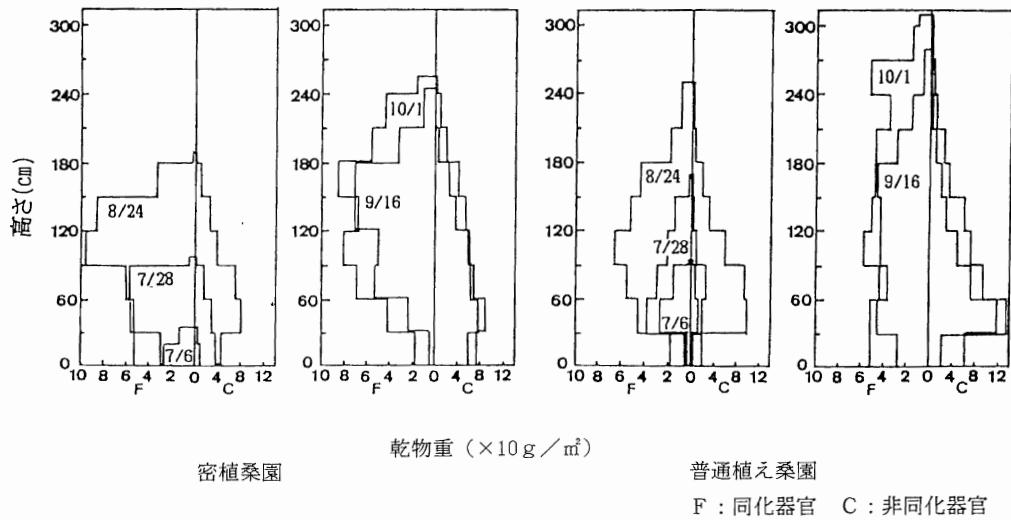


図3-2-3 栽植密度の異なる桑園の生産構造推移の比較

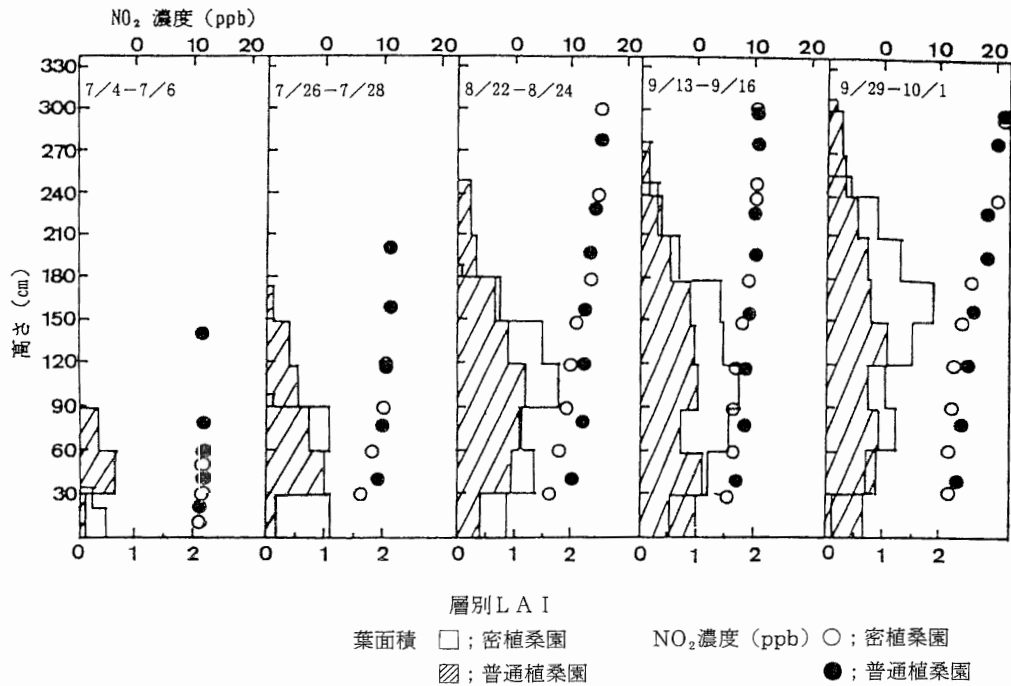


図3-2-4 栽植密度の異なる桑園の層別LAI及びNO₂濃度の垂直分布

密植桑園の同化器官，すなわち，葉量では新梢の伸長開始後間もない7月6日には高さ20cmの株の回りにわずかに着生するだけであったが，7月28日では株の上部30cmから90cmまで均等に分布した。8月24日には高さ90cm～120cm，120cm～150cmの層の葉量が80g/m²以上に達し，他の層を大幅に上回った。9月に入っても伸長とともに中層から上層にかけて葉量が多く分布する傾向が続いた。一方普通植桑園では密植桑園より伸長生長は大きかったが，各層の葉量は密植桑園に比べて少なかった。普通植桑園の株高は約40cmなので最下層の葉量は少ないが，その層を除けば普通植桑園は8月24日頃までは下層から中層に多く分布するピラミッド型を示し，それ以降は伸長生長によって下層から中層にかけてほぼ均等に分布する傾向を示した。一方，8月24日以降の非同化器官は，密植桑園ではどちらかという中層から上層にかけて徐々に漸減する傾向を示したが，普通植桑園では下層ほど大きくなる傾向を示した。

(2) 層別葉面積とNO₂濃度垂直分布の推移

密植及び普通植桑園の土地面積1m²当たりの層別葉面積，すなわち層別葉面積指数(LAI/layer)とNO₂濃度垂直分布の推移を図3-2-4に示した。以下，文章中のNO₂低減率は次式による。

$$\text{NO}_2\text{低減率} = (C_T - C_B) / C_T \times 100 (\%)$$

ただし，C_Tは群落上外部のNO₂濃度，C_Bは群落内最下部測定点のNO₂濃度で，C_TのNO₂濃度が群落の影響を受けて低下している場合，NO₂低減率は幾分過小評価となる可能性がある。

生育初期の7月6日の葉面積は密植，普通植桑園とも小さいため，NO₂低減率はそれぞれ6%，7%と同程度であった。7月28日には密植桑園は地表から高さ90cmまで，30cm間隔の各層のLAIが約1となり，NO₂低減率は約40%であった。一方，普通植桑園の樹高は170cmを越えて密植桑園の1.7倍に達し，30cmから60cmの最下層のLAIが1となったが，上層ほど葉面積が減少し，積算LAIでは密植桑園の86%で，NO₂低減率は18%にすぎなかった。8月24日以降，密植桑園の中層から上層のLAIは1.5に達するほど大きくなり，普通植桑園は各層のLAIが下層から中層まで概ね1程度で均等に分布した。密植桑園のNO₂濃度は普通植桑園より樹高が低いにもかかわらず，普通植桑園より相対的に上部から低減を始めたのに対し，普通植桑園は上層から下層にかけてなだらかに低

下する傾向を示した。

(3) 桑群落内風速の垂直変動

これまで耕地内の風速は高度変化が著しく，乱流状態にあることが知られている⁴⁰⁾。CO₂やNO₂，水蒸気等の垂直分布には，この風速分布の影響がきわめて大きいと考えられることから，密植桑園，普通植桑園，およびその対照としての裸地で，高さ別に風速を測定した。

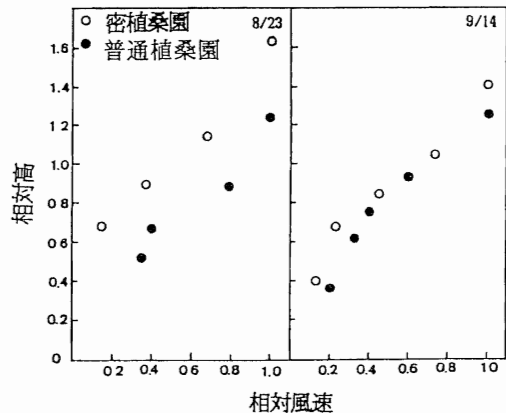


図3-2-5 桑園内風速の垂直変動

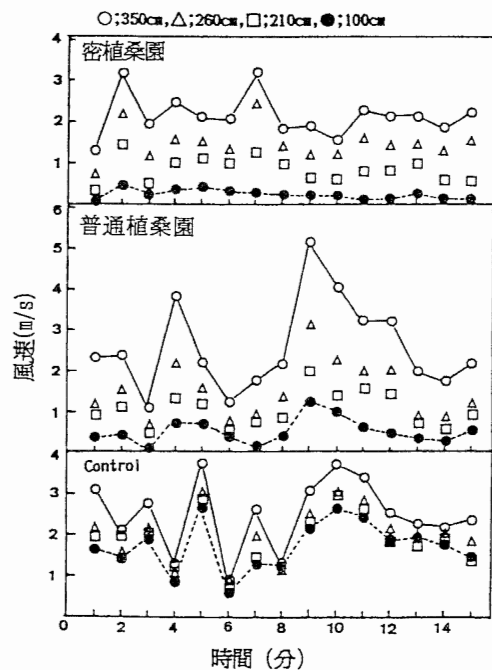


図3-2-6 桑園内外の高さ別風速変動

図3-2-5は群落内での風速の低下割合を比較するため、桑群落上外部の風速及び群落頂部の高さをそれぞれ1として、群落内の相対高と相対風速の関係を示したものである。8月23日の密植桑園では、風速は比較的上層部から弱まり相対高0.7付近で相対風速が0.2以下となったのに対し、普通植桑園では、相対高0.7付近では相対風速が約0.4で、密植桑園の約2倍の強さであった。9月14日でも、相対高に対する相対風速の低下は密植桑園が普通植桑園を上回ったが、その差はかなり小さくなった。

また、密植、普通植桑園の高さ別風速の時刻変動を示した図3-2-6でも、密植桑園の群落内部の風速変動は普通植桑園に比べて小さく、高さ1mでは群落上外部の風速変動の影響はきわめて小さかった。なお、桑園外部の裸地でも高さが低くなるにしたがって風速が低下する傾向はあるが、その幅は小さく、高さ2.6m以下1mまでの低下はわずかであった。

4 考 察

図3-2-7に密植桑園および普通植桑園のNO₂低減率と葉面積指数の関係について示す。普通植桑園（栽植間隔が等しく、伐採時期が異なる春切桑園での2回の調査結果を含む）は、その葉面積指数をX、NO₂低減率(%)をYとすると最小自乗法による回帰式は $Y=5.76X+0.58$ ($r=0.98$)となり、調査開始前の伐採時期が異なる春切桑園を含めて、原点付近を通る同一直線で近似され、葉面積指数とNO₂低減率が比例関係にあることが示された。これに対し密植桑園は、生育初期の葉面積指数が1未満であった7月6日は普通植桑園と同一直線上にあったが、7月28日、8月8日、同24日にはNO₂低減率が急速に上昇して、普通植桑園を大きく上回った。

付近に特定の発生源のない本調査地点のような耕地では、植物による吸収を主要因と考えた場合、同一植物で葉面積指数が等しければ、環境要因が多少異なってもNO₂吸収量およびNO₂低減率は大きな差はないものと考えられる。しかし、測定結果では7月28日をはじめとする夏期には栽植間隔の小さい密植桑園のNO₂低減率が普通植桑園のNO₂低減率を大きく上回った。このことから少なくとも同一葉面積指数の桑園のNO₂低減率の差の原因は、植物による吸収以外の要因に求めざるを得ないが、すでに(2)で示したように群落構造の差が主要因と考えられる。すなわち、密植桑園が普通植桑園にくらべて群落上層部に葉量が多

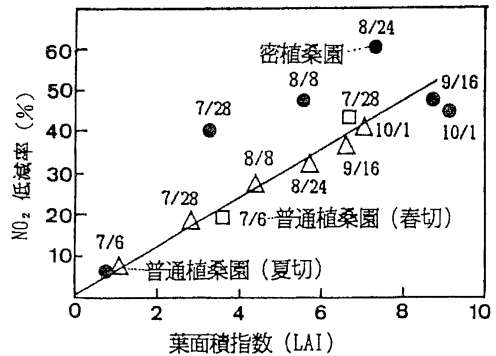


図3-2-7 桑園における葉面積指数とNO₂低減率の関係
(NO₂低減率は群落上外部濃度に対する群落最下部濃度の低減率)

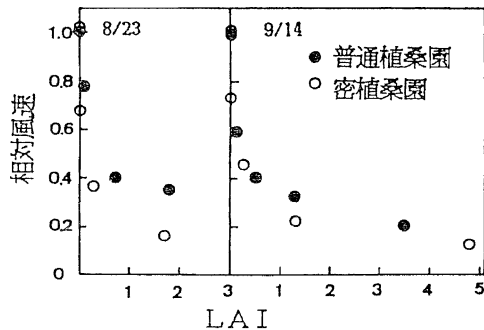


図3-2-8 群落上部からの積算葉面積指数と相対風速の関係

く、群落内の比較的上部からNO₂濃度が低減し始めることに現れている。このことは、植物群落によるNO₂濃度低減効果をモデル化しようとする場合、単に葉面積等の植物体の量を用いても無理であることを示唆している。

このような群落内のNO₂濃度の低減に大きな影響を及ぼすと考えられるのは風の分布で、(3)で示したように密植桑園と普通植桑園とでは風の乱流状態の変化により、風速の垂直分布がいくぶん異なっている。すなわち、密植桑園は比較的上層部に葉が多く分布するため、群落内の上部で風速の低下が大きく、桑園上外部の風速を1とした群落内の相対風速と葉面積指数の関係を示した図3-2-8によれば、8月23日は葉面積指数が2程度の高さで相対風速(桑園上外部の風速1.51m/s)は密植桑園が0.15まで低下し、普通植桑園の0.35を大きく下回った。9月14日では普通植桑園の葉面積も大きくなって相対風速(桑園上外部の風速1.63m/s)も低下し、密植桑園との風速の差は少な

くなつたが依然としてその値は密植桑園の方が小さかつた。この結果は、植物によるガス吸収を考えた場合、普通植桑園の方が有利であることを示しているが、同時に普通植桑園の方が密植桑園よりも大気が拡散しやすく、ガスの、風による強制混合が進むことをも意味しており、そのため普通植桑園のNO₂濃度の低減率は、上部に葉が多く分布してガスの強制混合が妨げられる密植桑園より相対的に小さくなつたものと考えられる。この結果は、沿道緑地帯においても緑地帯の構造が自動車排ガスの移流拡散を妨げるものである場合、NO₂濃度の低減に寄与する可能性があることを示唆している。

9月になると密植桑園のNO₂低減率は著しく低下し、普通植桑園と同じレベルとなつた(図3-2-7)。一般に落葉樹は夏期から秋期にかけて光合成能力を低下させ、次第に純同化量は0に近づく。そのうえ群落状態にある植物としては、ある程度葉面積が増加すると群落下層への光量が不足し、気孔開度も低下するなど、群落全体の光合成がにぶってくるのが知られている。事実、9月16日以降の密植桑園の乾量の伸びは普通植桑園に比べてわずかであり、このことは増田らによつても、9月の単位面積当りの乾量が100cm方形区では増加しているのに50cm方形区では落葉等によつて低下していることが報告されている。即ち、光合成速度の低下によつてNO₂の吸収量も低下したものと考えられる。また、密植桑園内の風速の垂直分布(図3-2-5)によつても、9月14日の相対高に対する相対風速の低下割合が、8月23日より小さくなつている。

すなわち、前述のように群落構造的には密植桑園も普通植桑園も9月には葉面積が大きくなり、両桑園内の風速の差は小さくなつたのに対し、光合成能力をあらゆる乾物量の伸びは密植桑園が小さく、NO₂の吸収速度も低下して、NO₂低減率では両桑園の差は小さくなつたものと考えられる。

表3-2-1に群落内外のO₃濃度測定結果を示す。一般にO₃がNO₂の生成速度に与える影響については、NOが過剰にある沿道地域では定量的な評価が可能⁴¹⁾であるとされているが、本調査地点のような低汚染地域では、複雑な光化学反応を想定しなければならないといわれ、群落内のNO₂濃度にどういふ影響を与えているかの評価は困難であつた。ここでは群落内のO₃濃度は群落外部よりも低かつたことを示すとどめる。

表3-2-1 密植桑園内外の昼間のO₃濃度測定結果

桑園上外部	桑園内部	濃度差	低減率
24.6ppb	22.0ppb	2.6ppb	10.6%

桑園上外部；h=3.5m，桑園内部；h=1.5m
(9/13~9/16の昼間7時~19時平均値)

摘要

緑地帯によるNO₂低減効果におよぼす群落構造の影響を明らかにするため、6月から10月にかけて桑群落内のNO₂濃度垂直分布調査及び層別刈り取り調査等を実施した。主な結果は以下のとおりである

- (1) 密植桑園と普通植桑園は群落構造に差があり、密植桑園は中層から上層にかけて大量の葉が分布したのに対し、普通植桑園は伸長量が大きく、葉は下層から中層にかけて多く分布した。
- (2) そのため、密植桑園ではNO濃度、風速とも比較的上層からの低下が大きかつたのに対し、普通植桑園ではいずれも上層から下層にかけて徐々に低下する傾向がみられた。
- (3) 普通植桑園の葉面積指数をX、NO₂低減率をYとすると、 $Y=5.76X+0.58$ ($r=0.98$)なる関係がみられた。夏季の密植桑園のNO₂低減率は同一葉面積でもこれを大幅に上回り、少なくともその差は栽植間隔の違いに起因する葉の層別分布の違いの影響と判断された。
- (4) このことは沿道緑地帯においても緑地帯の構造に起因するNO₂濃度の低減が大きい可能性を示唆するものと考えられる。
- (5) 9月中旬の昼間12時間の桑園上部のP濃度は24.6ppbと低かつたが、桑園内部では2.6ppb、10.6%の低下がみられた。

謝辞

本調査の実施にあたり、多大なご協力を賜つた埼玉県蚕業試験場栽桑部の方々に謝意を表します。

第3節 都市域植物群落の窒素酸化物濃度低減効果測定事例

1 はじめに

植物は、自ら影響を受けながら、生体防御能力の範囲内で大気汚染物質を吸収、吸着、無毒化して大気浄化に寄与しており、その能力は気孔開度が大きいほど、葉面拡散抵抗が小さいほど大きいこと等⁴²⁾が、国立公害研究所の研究で明らかにされている。このことは、緩衝緑地の有効性を示唆するものであるが、野外で実際にどの程度の効果をもつのか、即ち、NO_x等の濃度をどれだけ低減させることができるのかについての知見は、住民運動による日比谷公園や明治神宮での簡易法による測定例⁴³⁾以外にはなかった。

筆者らは沿道大気汚染対策を実施していくうえで必要な根拠資料を得るため、これまで2カ所の公園内外でNO₂濃度分布を調査し、公園内のNO₂濃度が低いことを確認した。また、桑園でのNO₂濃度垂直分布調査で、葉面積とNO₂低減率の関係が群落の構造によって異なることを明らかにし、野外の緑地帯によるNO₂低減効果には、緑地帯の構造の影響が強い可能性が推察された。

本節ではこれまでの結果を踏まえて、発生源の影響を考慮しないですむと考えられた大小2カ所の二次林でNO₂濃度の低減が実際にみられるかどうかについて長期実測調査を行った。

その1 小面積で放置された二次林の窒素酸化物濃度低減効果

1 調査方法

調査は1984年7月10日から8月30日にかけて、浦和市内の衛生短大東側にある0.6haの小群落（以下短大東群落という）内外のNO₂濃度を測定した。同群落は図3-3-1写真に示したとおり周囲をコナラ（*Quercus serrata* Thunb）、シラカシ（*Quercus myrsinaefolia*）、エノキ（*Celtis sinensis* Pers. Var. japonica Nakai）等で囲まれた高密度の藪化した二次林（図3-3-2写真）で、外周はアマチャヅル（*Gynostemma pentaphyllum* Thunb. Makino）、ヘクソカズラ（*Paederia scandens* Lour. Merrill var. mairei）、カラスウリ（*Trichosanthes cucumeroides* Ser. Maxim）等のつる植物がマント群落を形成している。群落に隣接する周囲3方向は水田で、さらにその外側は住宅街となっている。南側200mには東西に走る県道浦和所沢線（交通量28000台/日）

が、東側700mには新大宮バイパス（交通量76000台/日）が南北に走っている。

NO₂濃度の測定は、機差を全く排除するためケミルミNO_x計1台を用い、電磁弁とタイマーを利用して群落中心部と群落外周から20m地点の2カ所の大気を30分間隔で切り替えて測定した。

2 調査結果

(1) 群落内外のNO₂、NO_x濃度測定結果

短大東群落内外のNO₂濃度等測定結果を表3-3-1に示した。調査期間中の群落内でのNO₂濃度は全日の平均値で3.8ppb、22.2%も外部より低く、植物群落でNO濃度が低減することが確認された。しかしNO濃度は逆に外部より1.1ppb高く、低減率は-9.5%で、NO_x濃度全体では2.7ppb、9.4%の低減であった。昼夜別でも大きな差はみられなかった。

(2) 群落内外のNO_x、NO₂濃度経時変化

短大東群落の調査期間中のNO_x、NO₂濃度の経時変化を図3-3-3に示す。対照のNO_x濃度は朝及び夕方から夜にかけて高濃度となり、やや遅れてNO₂が続くという典型的な変動パターンを示し、群落内もほぼ同様な変動を示した。NO₂低減率の変化は14.1%から28.6%の範囲内にあり、終日群落内部のNO₂濃度が対照を下回り、植物群落によるNO₂濃度の低減効果が明らかであった。なおNO_xとしての低減率は概ねNO₂の2分の1程度であった。

これについては、一般に大気中でのNOからNO₂への反応にはO₃が関与していることが知られており、荒木¹⁰⁾らによって樹木の幹材積密度が高いほどO₃の濃度減率が大きいことが報告されていることから、短大東群落のNO₂低減率が大きかったのは、同群落が大気の移流を妨げる高密度の群落であるため、O₃濃度も低く、NOからNO₂への転換反応が抑制された可能性が考えられる。

一般に、植物は光強度を増すにしたがって気孔を開き活発なガス交換を行うため、NO₂等の汚染物質の吸収も日中に多いことが報告されている⁴⁴⁾が、諸要因の複雑にからみあった都市域植物群落のNO₂濃度等の低減効果には、必ずしもこのことが主要因となっていない可能性が示された。

以上の結果から、群落内の大気汚染濃度の低減には移流拡散を妨げる群落構造の閉鎖性が大きな影響を与えているものと推察された。



図 3 - 3 - 1 小面積で放置された二次林（短大東群落）の全景

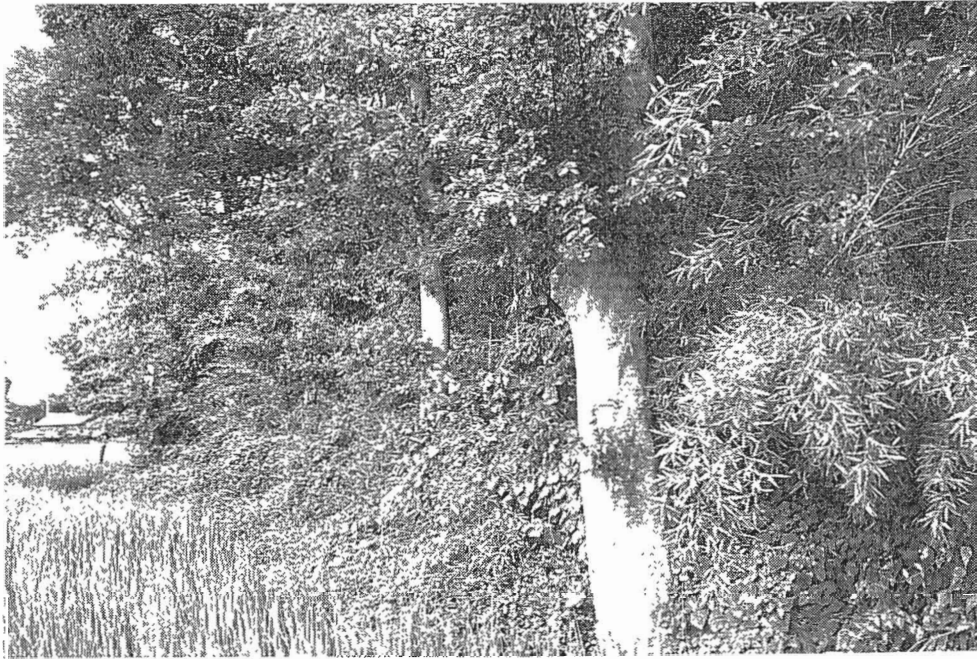


図 3 - 3 - 2 短大東群落の側面状態

表 3-3-1 短大東群落内外のNOx濃度測定結果 (単位, ppb)

汚染質	昼夜別	対 照	群落内	濃度差	低減率%
NO _x	昼	27.8	25.0	2.8	10.1%
	夜	29.6	27.0	2.6	8.8
	全 日	28.7	26.0	2.7	9.4
NO ₂	昼	15.9	12.3	3.6	22.6
	夜	18.3	14.3	4.0	21.9
	全 日	17.1	13.3	3.8	22.2
NO	昼	11.9	12.7	-0.8	-6.7
	夜	11.3	12.7	-1.4	-12.4
	全 日	11.6	12.7	-1.1	-9.5

備考) 昼: 6時~18時, 夜: 18時~6時 測定時間は972hr

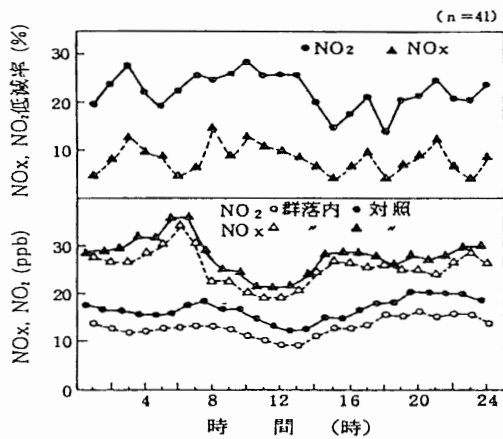


図 3-3-3 短大東群落内外のNO, NO₂濃度経時変化(1984年7/10~8/30の平均値)

その2 大面積で管理された二次林の窒素酸化物濃度低減効果

1 調査方法

調査は1985年6月1日から12月18日まで、埼玉県新座市の平林寺近郊緑地保全地区の二次林(以下、平林寺隣接群落という)で実施した。群落は南側に接する市道(交通量6000台/日)を境界に、47haの広大な平林寺境内林に隣接したコナラ(*Quercus serrata* Thunb.), クヌギ(*Quercus acutissima* Carr.), エゴノキ(*Styrax japonicus* Sieb. et Zucc.), アカマツ(*Pinus densiflora*)等からなる典型的な二次林で、樹冠はほぼ連続している。群落の高さは約12m程度で、内部は下草刈りが行われている。北側はグラウンド、西側は畑、東側は住宅地である。図3-3-4

に示すとおり緑地内の測定点は南側市道から65m離れた地点(図3-3-5写真)であらかじめ並列運転して調整したザルツマンNOx計を2台設置し、内径8mmのテフロンパイプで群落内の高さ2m地点で1時間値を連続測定するとともに、同位地で群落内上部の高さ8m及び樹冠上外部の高さ13m地点に採気口を設け、1カ月おきに両地点を切り替えて1時間値を連続測定した。

対照地点は朝霞保健所新座支所で、同様にザルツマンNOx計1台を設置し1時間値を連続測定した(採気口高さは2m)。群落内の測定点からは約600m離れているが、両測定点とも北側の国道254号(交通量48000台/日)と南側の市道からそれぞれ330m, 65mの等距離にあった。対照としての有効性は同時期に簡易測定法で確認しており、NO₂濃度は対照が188±32 μg/24hr/100cm³なのに対し群落の北側は187±33 μg/24hr/100cm³(n=36)でほとんど差異はなかった。

2 調査結果

(1) 月別のNO₂濃度測定結果

表3-3-2に調査期間中の群落内外のNO₂濃度測定結果を月別に示した。対照地点のNO₂濃度は6月から12月まで月によって変化し、最低は8月の15.3 ppb, 最高は12月の37.1 ppbであった。その間のNO₂濃度の低減率は8.3%から15.3%, 全期間平均では11.1%の低減が確認された。NO₂低減率の最低は8月, 最高は7月であった。

ところで、植物の活性が高いこの時期に低減率が

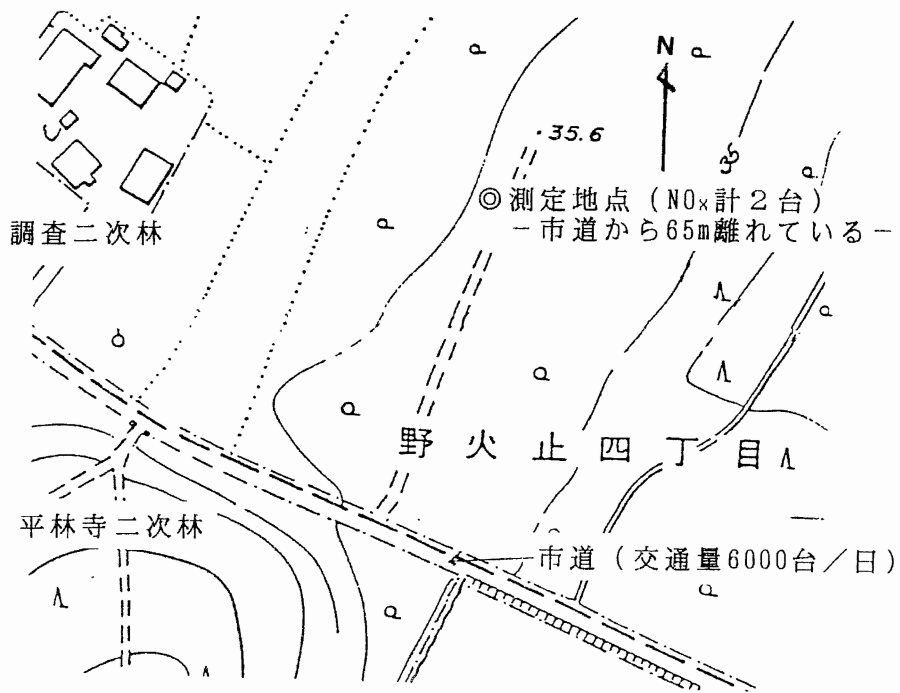


図3-3-4 平林寺隣接群落内の調査地点略図

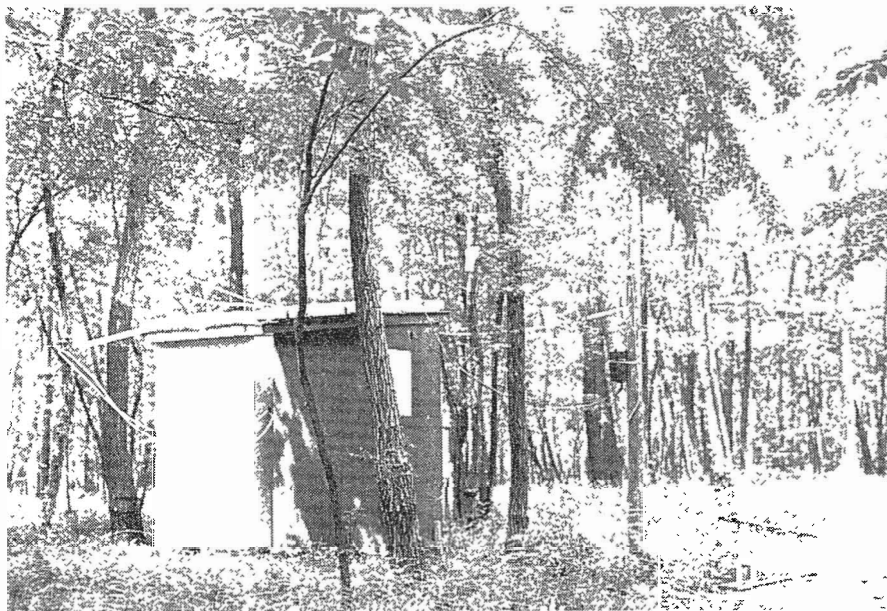


図3-3-5 大面積で管理された平林寺隣接群落内部 (写真)

大きく異なることや、前項で示した小面積で放置された短大東群落のNO₂濃度の低減率22.2%に較べてかなり低かったことは、もともと発生源の影響の少ない群落を選択したはずであったが、現実には何等かの影響、特に地理的に比較的近くの市道や国道の影響を受けている可能性が予想された。そこで測定を開始した6月のデータを用いて、時刻変動や風向別濃度等についてその検討を行った。

(2) 6月の平林寺隣接群落内外のNO_x、NO₂濃度変化の原因

6月の平林寺隣接群落内外のNO_x、NO₂濃度の経時変化を図3-3-6に示した。平林寺隣接群落内においても概ね群落内のNO_x、NO₂濃度が対照を下回る傾向にあったが、16時から19時にかけて逆転して、対照のNO_x、NO₂濃度が群落内をわずかに下回った。NO_x、NO₂低減率は夜間が高く、朝7時から8時にかけてやや低下した後、11時まで上昇、以降18時まで急低下して再び上昇に転じた。低減率の最高値はNO₂が1時の20.8%、NO_xは11時の20.0%で、最低値はNO_x、NO₂とも18時でそれぞれ-10.8%、-14.8%であった。NOは短大東群落と異なり、群落内が対照を下回り、低減率の経時変化も濃度レベルが低いだけに変動幅は30.4%から-35.6%と大きかったが、基本的な変動パターンはNO₂と同様の傾向を示した。群落頂部のNO₂濃度は8時までは対照と同レベルにあり群落の影響はみられなかったが、その後11時まで徐々に群落内濃度に近づき、12時以降20時までは群落内部の濃度を下回った。

以上の平林寺隣接群落内の濃度変化は、発生源等の影響を強く示唆しているものと考えられたので、近傍の発生源、即ち平林寺との境にある調査林の南側にある市道及び北側約330m地点にある国道254号の影響について、風向と濃度の関係を照合することにより検討した。

図3-3-7に両道路の交通量経時変化（調査時期は異なるが第II章第1節で示したように平日の変動はきわめて少ない。）を、図3-3-8には平林寺隣接群落と2.5km離れた新座大気常時監視局の風の観測結果から、調査期間中のWからESEのS系風（図3-3-4参照）出現頻度の経時変化を示す。南側市道の日交通量は約6000台と少なく、23時から朝6時にかけては10台/hから30台/hにすぎなかった。7時から8時に交通量は急増し、交通量は640台/hに達した。日中は300台/hから400台/hで推移し、17時から20時にかけて500台/h前後となり、以後は減少し

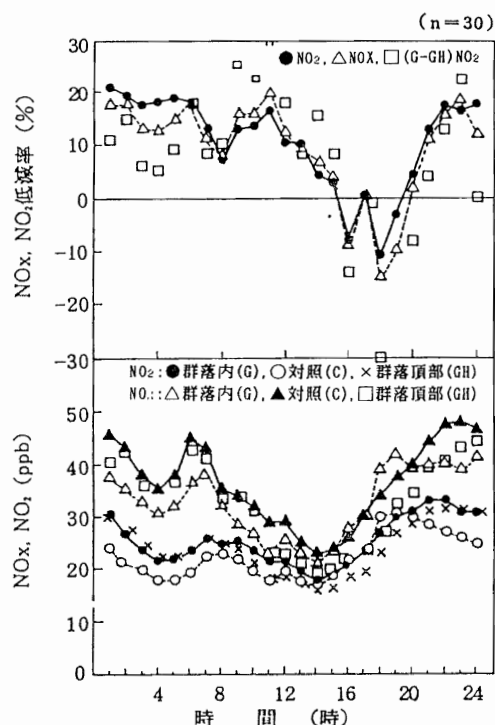


図3-3-6 平林寺隣接群落内外の6月のNO₂、NO_x濃度経時変化 (1985年6/1~6/30の平均値)

表3-3-2 平林寺隣接群落内外のNO₂濃度測定結果 (ppb)

	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	平均
群落内	22.6	20.5	15.3	24.2	27.3	31.5	37.1	25.5
対照	25.4	24.2	16.7	26.8	30.4	35.9	41.4	28.7
濃度差	2.8	3.7	1.4	2.6	3.1	4.4	4.3	3.2
低減率%	11.0	15.3	8.3	9.7	10.2	12.3	10.4	11.1

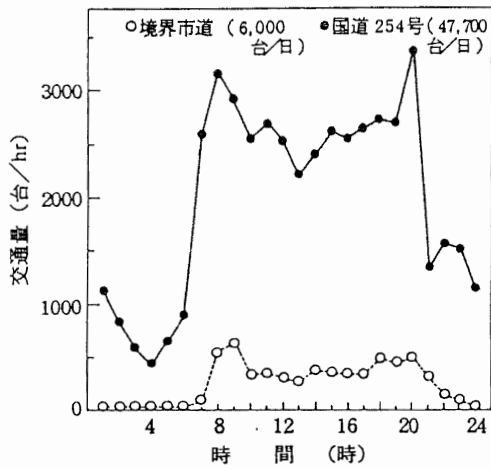


図3-3-7 調査地点近傍の道路交通量
(南側市道; 1985年9/24~9/25, 国道245号; 1985年10月の全国交通情勢調査結果より作図)

た。国道254号は日交通量47700台の幹線道路で、朝及び夕方から夜にかけてピークをもつ典型的な時間変動パターンを示した。

南側市道の影響を顕在化させるS系風の出現頻度は深夜から10時頃まで10%前後であったが、14時から22時には40%を超過し、以後再びN系風(E~NWW)が卓越した。この変化に、図3-3-6のNO_x、NO₂濃度の低減率の変化を重ねてみると、S系風出現頻度が高まる11時頃からNO_x、NO₂低減率が低下し始め、S系風出現頻度が40%を超える16時には低減率が負に転化するなど、明らかに南側市道の影響がみられた。さらに、前述のように群落内の測定点と同一位置にある群落頂部のNO₂濃度がS系風時に群落内を下回ったことは、樹冠が自動車排出ガスの上空への拡散を妨げた結果と考えられ、このことが一層群落内に自動車排出ガスの水平方向への拡散を促す結果となったものと推察される。

これらのことは、図3-3-9に示すように典型的な風系の事例を個別に検討することにより一層明確となる。1日中N系風であった6月27日(上段)は終日群落内NO₂濃度が対照を下回っており、南側市道の影響がきわめて少なかったのに対し、8時頃からS系風の卓越した6月6日(下段)では8時以降、大気不安定化と国道254号の影響を脱したことによる濃度低下のタイムラグはあるものの、群落内NO₂濃度が対照を上回る傾向が、交通量の増加する18時頃に於いてさらに顕著となった。群落頂部のNO₂濃度が同時

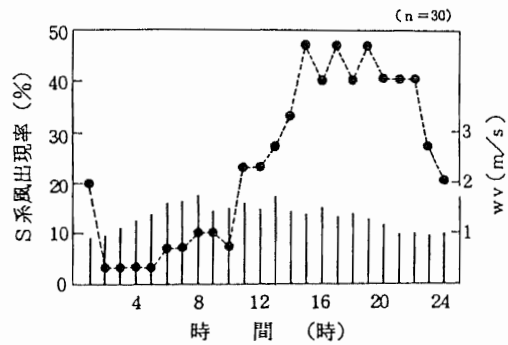


図3-3-8 1985年6月のS系風出現率及び平均風速(新座常時監視局の観測結果より作図)

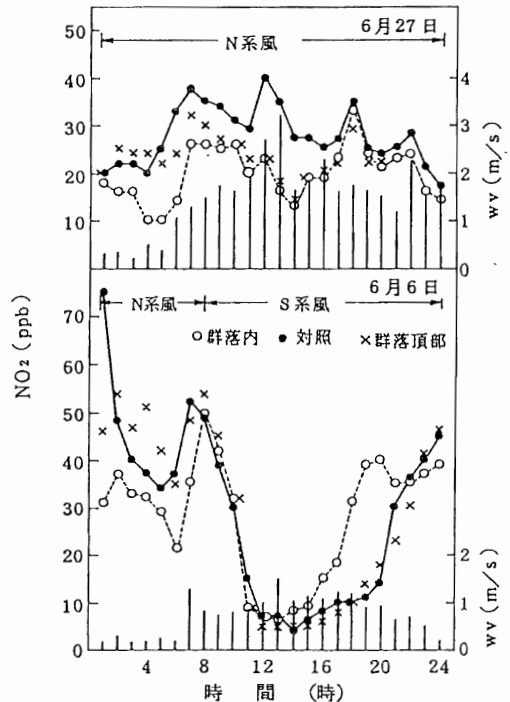


図3-3-9 1985年6月6日及び27日の平林寺隣接群落内外のNO₂濃度変化

刻に対照と同程度であることも考えあわせ、明らかに南側市道の自動車排出ガスの拡散と、樹冠による上空への拡散の抑制効果がみとめられた。

一方、図3-3-6に示した平均値レベルで、S系風出現頻度の高かった20時から22時のNO_x、NO₂低減率がややプラス側を示したのは、大気不安定化と南側市道の交通量の減少によるものと考えられ、7時から8時に低減率が若干低下したのは群落内NO_x、NO₂濃度のピーク時間が、群落の移流に対する遮閉効果に

よって対照より遅れたためと考えられる。この中で、8時以降の低減率の上昇は、大気が不安定化して大気の拡散条件が良くなる状況の中で、群落内のNO₂濃度が対照より早く減少したということであり、群落内でのNO₂収着の影響が相対的に大きいものと推察される。

(3) N系風時の群落内外のNO₂, NO, NO_x濃度測定結果

平林寺隣接群落は特定の発生源の影響を受けない単純な群落、ということで選定されたが、結果的には上記のように小規模ではあるが近傍の市道の影響を著しく受けていることが分かった。したがって群落自体のNO₂低減効果を評価する場合、市道の影響によって過小評価する可能性が大きいことから、以下の解析には、市道の影響の小さくなるN系風時のデータを用いた。表3-3-3に6月から12月の調査期間中、群落内外のNO₂等濃度及び低減率を全期間及びN系風時(E~WNW)の昼夜別に示した。

全期間平均の低減率は、NO₂が11.1%、NOが6.7%、NO_xが8.8%であったが市道の影響の少ないN系風時では、群落内汚染質の濃度は対照よりNO₂が4.5ppb、NOが2.5ppb、NO_xが7.0ppb低く、低減率はそれぞれ15.2%、7.6%、11.1%となった。

N系風時、昼間の低減率はNO₂が10.5%、NOが5.0%なのに対し、夜間はNO₂が19.1%、NOが9.1%といずれも約2倍大きかった。このことは、特にNO₂の昼夜の濃度レベルが29.6ppb、30.3ppbと等しいことを考えると、一層、植物群落によるNO₂濃度の低下には植物による吸収以外の要因が関与していることを示すものと考えられる。

(4) N系風時の群落内外のNO₂, NO, NO_x濃度及び低減率の月変動

大気環境中の汚染質濃度は、同一地点でも主として気象の影響を受けて、特徴的な変動をみせるが、一方、二次林のような落葉樹を中心とした植物群落は、十分枝葉の繁った夏季と、落葉した冬季では植物の活性はもちろん、群落の構造が全く異なる。したがって植物群落による大気汚染低減効果も当然、季節によって変動するものと考えられる。しかし、表3-3-2に示した測定結果では、南側市道の影響が大きく、こうした群落構造の変化による大気汚染低減効果の変動が正しく把握できなかったので、あらためて図3-3-10にN系風時の群落内外のNO₂, NO, NO_x濃度とその低減率及びN系風出現率の月変動を示した。平林寺に隣接する当群落は、一般の二次林と同様、夏季に

表3-3-3 調査期間中N系風時のNO_x濃度測定結果
(1985年6/1~12/18, 単位ppb)

			対 照	群 落 内	濃 度 差	低 減 率 (%)
全 期 間	全 日	NO ₂	28.7	25.5	3.2	11.1
		NO	31.6	29.5	2.1	6.7
		NO _x	59.5	55.0	5.3	8.8
N 系 風 時	全 日	NO ₂	29.9	25.4	4.5	15.2
		NO	33.6	31.1	2.5	7.6
		NO _x	63.5	56.5	7.0	11.1
	昼 間	NO ₂	29.6	26.5	3.1	10.5
		NO	24.2	23.0	1.2	5.0
		NO _x	53.8	49.5	4.3	8.0
	夜 間	NO ₂	30.3	24.5	5.8	19.1
		NO	41.9	38.1	3.8	9.1
		NO _x	72.2	62.6	9.6	13.3

葉量が最大となるが、8月から9月にかけて大発生したヤマダカレハの食害にあり、10月に一部新葉が展開するという経緯を経て、11月から12月にかけて落葉した。このような群落を取り囲む大気中、対照地点のNO₂濃度は6、7月の26ppbから8月の21ppbに低下後、12月の40ppbまで直線的に上昇した。NO_xも同様に6月から9月まで38~40ppbで推移後、12月に118ppbとなった。

こうした対照地点の汚染質濃度の変化の中で、群落内との濃度差が最も大きかったのは、NO₂が10月で6ppb、NO、NO_xが11月でそれぞれ10、14ppbであった。低減率ではNO₂は8月が全データ使用時の8.3%を大きく上回って21.3%と最大値となり、12月の10.1%（全データ使用時10.4%）の約2倍に達した。NOは7月から9月の低減率がきわめて低く、特に8月の群落内の濃度は対照地点を上回り、負の低減率となったが、前述のように対照の濃度レベルそのものが低く、N系風時とはいっても常時監視用の風速計は毎正時前10分間の平均で示されるため、当然逆風による南側市道からの自動車排出ガスの影響を受けているものと考えられ、低減率の変動が著しかった。

(5) 群落内高さ別のNO₂、NO、NO_x濃度測定結果

植物の活性と群落構造が大きく異なる夏季と冬季で、群落内外の部位、即ち群落内（G、h=2m）と群落内上部（GL、h=8m）、群落の頂部（樹冠の上外部GH、h=13m）及び対照地点（C、h=2m）で、N系風時のNO₂濃度等の比較を行った（表3-3-4、n=200~500時間）。NO₂濃度は6-7月、12月とも群落内（G）地点が最も低かった。群落内上部（GL）と群落頂部（GH）のNO₂濃度は夏季の測定月が異なるが対照のNO₂濃度が等しいので比較すると、前者が24.5ppb、後者が24.6ppbとほぼ等しく、いずれも夏季に対照よりもやや下回った。冬季は逆にやや上回る傾向を示した。夏季は、植物の活発なガス交換を考えれば、O_xについて荒木¹⁰⁾や久野¹¹⁾が報告しているように群落上部（GL）の樹冠中のNO₂濃度は最も低くて当然と考えられるが、結果は群落頂部（GH）とほぼ同レベルにあり、樹冠構造が貧弱となる冬季は群落頂部（GH）のNO₂濃度が対照を上回ったことでも明らかのように、高所のNO₂濃度が高く、群落内でも群落上部（GL）が群落内（G）はもとより、外部の対照（C）をもやや上回った。こうした結果は、5haという比較的大きな群落

の中心付近では、汚染質は群落の上空からの下降によっても侵入することを示唆しており、それは群落と上空大気との温度差による下降気流の影響を示唆するものと考えられる。NO濃度は6-7、12月とも高位置にある群落上部（GL）、群落頂部（GH）が低く、ついで群落内（G）、対照（C）の順であったが、これはNOの主発生源が地上の自動車であり、拡散と反応により上部のNO濃度の低下が、群落構造による低下を上回っているためと考えられる。

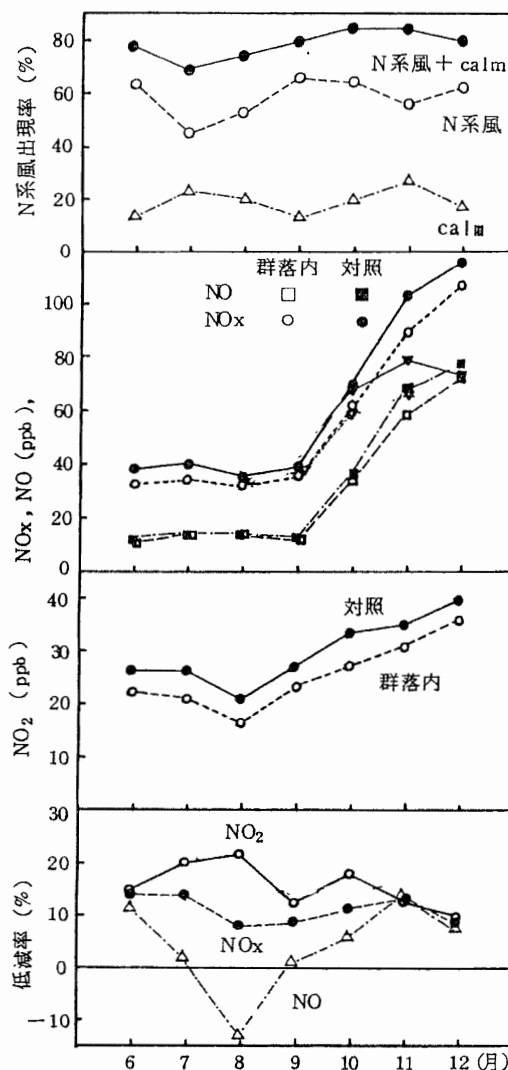


図3-3-10 平林寺隣接群落内外のN系風時NO₂濃度等の月変化
(1985年6/1~12/18のN系風時の平均値)

表3-3-4 夏季, 冬季における群落内外高さ別のNO₂, NO濃度 (N系風時, 1987年)

(単位 ppb)

項目		群落頂部との比較					群落内上部との比較				
		対照 (C)	群落内 (G)	群落頂部 (GH)	$\frac{C-G}{C} \times 100$ (%)	$\frac{C-GH}{C} \times 100$ (%)	対照 (C)	群落内 (G)	群落内上部 (GL)	$\frac{C-G}{C} \times 100$ (%)	$\frac{C-GL}{C} \times 100$ (%)
夏季 (6・7月)	NO ₂	26.0	22.1	24.5	15.0	5.8	26.1	20.8	24.6	19.9	5.8
	NO	12.1	10.7	9.2	11.6	24.0	14.1	13.8	12.2	2.1	13.5
冬季 (12月)	NO ₂	37.5	34.5	38.9	8.0	-3.7	47.2	40.5	47.9	14.2	-1.5
	NO	72.9	67.8	62.0	7.0	15.0	87.8	80.1	75.3	8.8	14.2

4 考察

(1) 群落内外NO_x, NO₂濃度の経時変化とその要因

植物は活発なガス交換をとおして汚染質を取り込んでいるため、チャンパー内のような閉鎖系では汚染質濃度は、光が強く、気温の高い昼間、大きく低下すること⁴⁾が知られている。しかし、解放系である野外では群落内外のNO₂濃度等やその低減率の経時変化は図3-3-11に示すとおり、やや複雑な挙動をみせた。6月の群落内 (h = 2 m) のNO₂, NO_x濃度は、朝7時を除き、1日中対照より低かった。朝、対照地点のNO₂濃度のピークは9時であったのに対し、群落内は7時で、それ以後低下して、低減率が上昇しているのは植物による吸収の影響と考えられ、夜間、群落内外のNO₂, NO_x濃度が同一変動パターンをとり、かつ濃度差が大きいのは、群落の閉鎖性と、弱風化 (図3-3-12) にともなう群落内外の大気交換の停滞によるものと推察された。

一方群落頂部のNO₂濃度は深夜から朝8時まででは対照と同レベルであったが、9時からは対照より早く低下し始め12時以降18時頃までは群落内2m地点をも下回るようになった。これはN系風時のみの測定値であっても前述のとおり、南側市道からの自動車排出ガスが群落内に広がったためと考えられ、明らかに樹冠が自動車排出ガスの鉛直方向の拡散を妨げた結果と考えられる。

7月の群落内外のNO₂, NO_x濃度の変動パターンは基本的には6月と同様であったが群落内外の濃度差はやや大きかった。群落内上部 (GL, h = 8 m) の変動も6月の群落頂部 (GH, h = 13 m) の変動と酷似しており、朝8時からのNO₂濃度の低下は植物の吸収の影響が大きく、それを上回る速度でNO_xが低下するのは、高さによるNOの低下が加わったものと

考えられる。これらに比べると12月はNO₂及びNO_x濃度の群落内外の変動パターンが酷似しており、落葉による群落構造の解放化と植物活性の低下の現れと考えられる。また、昼間の低減率に比べて夜間の低減率が大きいのは、前述のように夜間の風速が小さかった (図3-3-12) ため、大気の拡散状態によっては群落が人工気象室内と同様の閉鎖系に近くなり、群落に新たなNO_xの補給が無ければ植物による収着によってもNO_x濃度がかなり低下するものと考えられた。

以上のようにNO₂, NO_x濃度は各月とも群落内2m地点が対照より低かったが、その差は月や時間帯で大きく異なった。NO₂, NO_x濃度の低減率は群落内外の拡散速度の違いに起因するタイムラグにより、対照濃度の急変する朝夕にしばしば急低下した。昼間、10時から15時のNO₂低減率の最大値は、6月が17%、7月が26%に達したが、12月は6%で夏季、冬季の差が大きかった。NO_x濃度では同様に6月が22%、7月が27%に対し、12月が15%で、幾分差は小さかった。

これらの結果から、野外での植物群落によるNO₂等濃度の低減効果には植物による吸収の影響もみられるが、それ以上に群落構造に起因する閉鎖性、周辺の汚染質濃度、さらに移流拡散速度に影響を与える風速等の気象条件が複雑に作用しあった結果ということができよう

(2) NO₂, NOの群落内外濃度差と気象要因等との相関関係

月別経時変化の特徴等から、植物群落の大気汚染低減効果には、各種の要因が関与していることが示唆されたことについて、さらに相関分析により検討を行った。

群落内外のNO₂, NO_xの濃度差について、日平均

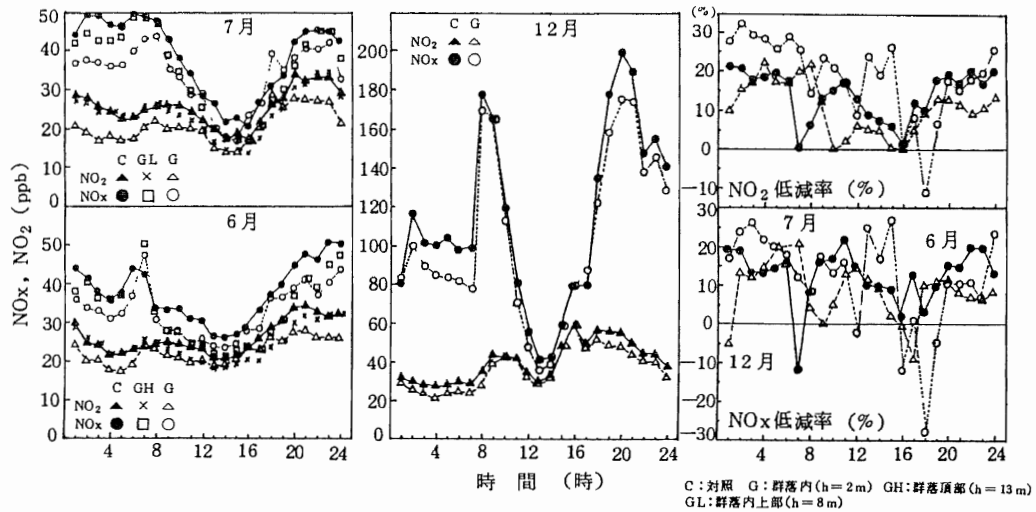


図3-3-11 1985年6, 7, 12月におけるN系風時のNO₂, NO_x濃度等経時変化

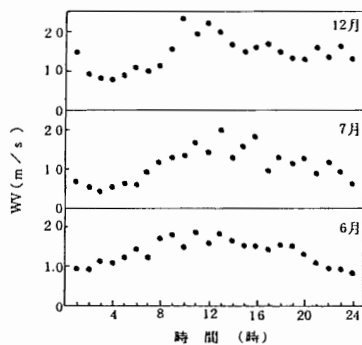


図3-3-12 1985年6, 7, 12月におけるN系風時風速の経時変化

値で全データのそろった157日間についてそれぞれの対照濃度や気象要因との相関係数を求め表3-3-5に示した。

対照濃度との関係では、NO₂は0.66, NO_xは0.74と正の高い相関がみられ、群落内外の汚染質の濃度差は対照地点の汚染質濃度に強く影響されているものと判断できる。また、気象要因との関係のうち、風速、日射量、気温とは弱い負の相関関係を示し、風が強いほど、日射量が大いほど、気温が高いほど群落内外の濃度差は小さくなる傾向にあることが示された。

図3-3-13は1時間値を用いたNO₂濃度差と気象要因等との相関係数の月変動を昼夜別に示したものである。

NO₂濃度差と対照NO₂濃度の相関係数の大きさは概ね、夜>昼、夏>冬であった。これは夜間に光合成

が停止し、風が弱まって群落の遮閉効果が高まること、冬季に落葉して群落が解放系に近づくため、濃度差が全般に小さくなり、対照濃度との相関が小さくなるためと考えられる。気象要因との関係では風速との間に負の相関があり、その大きさは、夜>昼、冬>夏であった。風速が負の相関をもつのは前述のように、風速が強くなると対照濃度を低下させ、群落内大気との交換速度を早めるため、群落内外の濃度差が小さくなるからで、夏季の昼間の相関が小さいのは、風速が植物のガス交換を促進して、対照NO₂濃度の低下による負の影響と打ち消しあうためと考えられる。

また、NO₂濃度差は温度とは昼夜で逆の相関を示し、夜間は8月を除き正の、昼間は負の関係にあったが、これは夕方から夜間の比較的気温の高い時に大気が安定化して対照が高濃度となることと、昼間の強い日射で気温の高いときに大気が不安定化して、対照の濃度が低下するためと推察される。日射量との間に負の相関があるのも同様であろう。

一般に植物は一定の範囲内では、日射が強いほど、気温が高いほどガス交換を促進する。また、風速が早いほど葉面とのガスの接触を促進する。しかし、以上の相関分析の結果、群落内外の汚染質の濃度差は、日平均値でも、あるいは昼夜別の時間値でも日射量、風速及び昼間の気温と負の相関を示し、明らかに植物のガス交換を促進することと矛盾する結果となった。それは、これらの気象因子が同時に大気拡散速度をも規定しているからで、現象的には日射量、気温、風速が大きいほど大気が不安定化し、植物の大気汚染低減効

表 3-3-5 群落内外濃度差と各種要因間の相関係数 (日平均値, n=157)

	対照地点 NO ₂ 濃度	対照地点 NO _x 濃度	風速	日射量	気温	湿度
NO ₂ 濃度差	0.66	0.53	-0.33	-0.42	-0.28	0.23
NO _x 濃度差	0.60	0.74	-0.28	-0.25	-0.46	-0.03*

(*印以外は危険率1%以内で有意)

果により大きな影響を与えている群落外部の汚染質濃度が低下するためである。即ち、植物のガス交換速度を大きくする気象条件は、同時に大気中の汚染質の濃度レベルをも低下させるので、解放系の野外で、しかも遮閉効果をもつ植物群落では、日射量等が植物によるNO₂等汚染質の吸収量を増加させても対照濃度レベルの低下によって、群落内外の濃度差は単純には大きくなり、どう変化するかは、その時期、その時刻の群落構造と植物の活性によって決定されるものと考えられる。

1 1984年7月10日から8月30日まで調査した0.3haの短大東群落ではNO₂濃度の低減が確認された。NO₂濃度の低減率は20%を超えたが、NO濃度は逆に群落内が幾分高く、群落境界面が閉鎖的な高密度群落内ではNOからNO₂への反応が抑制される可能性が示された。

2 植物群落による大気汚染低減効果の季節変動等を明らかにするため、新座市の平林寺に隣接する環境緑地保全地区の二次林内外で、6月から約半年にわたりNO_x濃度等を連続測定した。

(1) 1985年6月から12月まで調査した4.7haの平林寺隣接群落のNO₂濃度の低減率は全期間の平均値で11.1%であったが、南側市道の影響を除いたN系風時の低減率は15.2%であり緑地による低減効果が確認された。

(2) 平林寺との境にある南側市道からの自動車排出ガスは連続した樹冠によって上空への拡散を妨げられ、一層群落内を水平拡散して、S系風時には群落頂部のNO₂、NO_x濃度が群落内を下回った。

(3) 調査期間中、N系風(以下すべてN系風データ)の低減率はNO₂>NOで、それぞれ15.2%、7.6%であった。また、夜間のNO₂低減率は19.1%と、昼間の約2倍であった。月別のNO₂低減率のピークは8月で21.3に達し、12月の10.1%の約2倍であった。

(4) 群落内外の高さ別のNO₂濃度は夏季、冬季とも群落内2m地点が低く、群落内8m地点と群落頂部13m地点はいずれも夏季に対照地点を下回ったが、冬季は逆に上回る傾向を示した。

(5) 群落内外のNO₂濃度の経時変化の特徴や群落内外汚染質の各種要因との相関分析結果からNO₂濃度の低減効果には植物による吸収の影響もみられたが、それ以上に群落構造や周辺のNO₂濃度、及び

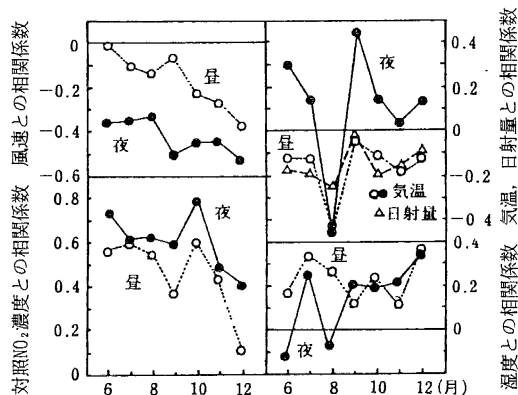


図 3-3-13 群落内外NO₂濃度差と気象要因との相関係数月変化

データ数: 6月(昼263, 夜293), 7月(148, 205), 8月(84, 126), 9月(131, 145), 10月(293, 326), 11月(280, 316), 12月(110, 125)

摘要

都市域植物群落内でどれだけNO₂、NO_x濃度の低減がみられるか明らかにするため、構造と規模の異なる二つの群落内外のNO₂濃度等を自動測定機により調査した。その結果は以下のとおりである。

それらに影響を与える風速等の気象要因が関与していることが推察された。

- (6) 一般に、植物は日射が強く気温が高いほど活発なガス交換を行うが、野外では同条件が大気拡散速度を大きくして対照地点の汚染物質濃度を低下させるため、群落内外の濃度差がどう変化するかは、その時期、時刻の群落構造と植物の活性に影響されるものと考えられる。

第4節 沿道緑地帯の窒素酸化物濃度低減効果測定事例

はじめに

沿道におけるNO_x汚染の対策については様々な案が考えられているが、そのうちの「沿道環境の改善」策の1つとして緩衝緑地帯の設置が考えられており、近年、大規模道路の建設に当たっては何かの形で「植樹帯」を含めた環境施設帯が配置されるようになってきた。しかし、その環境施設帯の多くは、サービス道路を中心に、周囲に樹木を配置する傾向にある。当然サービス道路にも自動車が走行するため、樹木が配置されていても、その効果には疑問がある

既に述べたように植物の大気浄化機能についてはすでに詳細な研究^{7-9, 33)}が行われており、植物がNO₂やO₃を生体防御能力の範囲内で収着、無毒化し、大気浄化に寄与していることが報告されている。しかしながら、その結果、野外でどれだけ汚染が改善されるかということ調査した報告^{10-11, 37)}は極めて少なく、既に進められている環境施設帯や、まとまった沿道緑地帯にどの程度の大気汚染低減効果があるのかは、いずれにしても全く明らかではなかった。

筆者らは既に述べたとおり、二次林等の内外でNO₂等の長期実測を行い、緑地による大気汚染の低減を確認^{45, 47)}してきた。その原因としては植物による吸収の影響と思われる濃度の時刻変動も一部にみられたが、多くは緑地の構造や気象条件の影響と考えられた。

そこで本節ではNO_xが連続して排出されて高濃度汚染となっている沿道で緑地帯による大気汚染低減効果を明らかにするため、延べ3年間にわたって沿道緑地帯周辺で行った調査結果についてとりまとめ、その効果とメカニズムについて考察した。

その1 常緑樹からなる沿道緑地帯の窒素酸化物濃度低減効果

1 はじめに

道路の両側にあり、しかも構造が異なる緑地帯で簡易測定によるNO₂濃度分布調査と自動測定機による連続測定を行い、緑地帯による大気汚染の低減効果を確認するとともに、その変動要因について検討した。

2 調査方法

調査は埼玉県上尾市内国道17号(日交通量42500台)沿いにある上尾運動公園沿道緑地帯(図3-4-1-1写真)で実施した。緑地帯はSSEからNNW方向に走る道路の両側にあり、図3-4-1-2に示すとおりマテバシイ(*Pasania edulis* Makino)、スダジイ(*Castanopsis cuspidata* Schottky Var. *sieboldii* Nakai)等の常緑高木が、幅10m-15m、長さ200mにわたって植栽されている。樹高は概ね12m未満で群落内の枯れ上がり著しい(図3-4-1-3写真)。東側緑地帯の道路側は樹高5m程度のサンゴジュ(*Viburnum awabuki* K. Koch)が1列密植されて緑の壁を形成しており、緑地帯の後方にも所々に樹林が散在している。緑地帯の面積は2800m²で、サンゴジュ等の低木を除く高さ8m以上の高木類の立木密度は10.8本/100m²であった。道路西側の緑地帯は所々通路として分断され、樹木の下枝も切り落とされ高さ2.5mまでの葉量は極めて少なかった。

(1) 簡易法によるNO₂濃度分布の測定

調査は1985年6月、7月、10月、12月に各3回ずつ実施した。NO₂はポリフロンペーパーを装着した2枚のスライドマウントに、真空乾燥したトリエタノールアミン浸漬紙をN₂気流中で密封した簡易測定器⁴⁸⁾を、ポリピンをシェルターとして木の枝等に1カ所につき3個ずつつるし、24時間大気曝露後、スルファニル酸、リン酸、NEDA混合液で発色させ、分光光度計で定量した。測定地点は道路から直角方向に、2m(緑地帯前面)、15m(緑地内)、30m、70mとし、道路の東側に2列、西側に3列設定した。そのうち東西の各1列は、緑地帯のない対照である。

なお、本法は改良したとはいえ若干風の影響を受けるので、各測定点の風速分布を調査し、次式でNO₂捕収量を補正した。

$$C = -199 / (X + 1.58) + 172 \quad r = 0.997$$

C: WV 1 m/sを基準とした相対NO₂捕収量 X: WV (m/s)

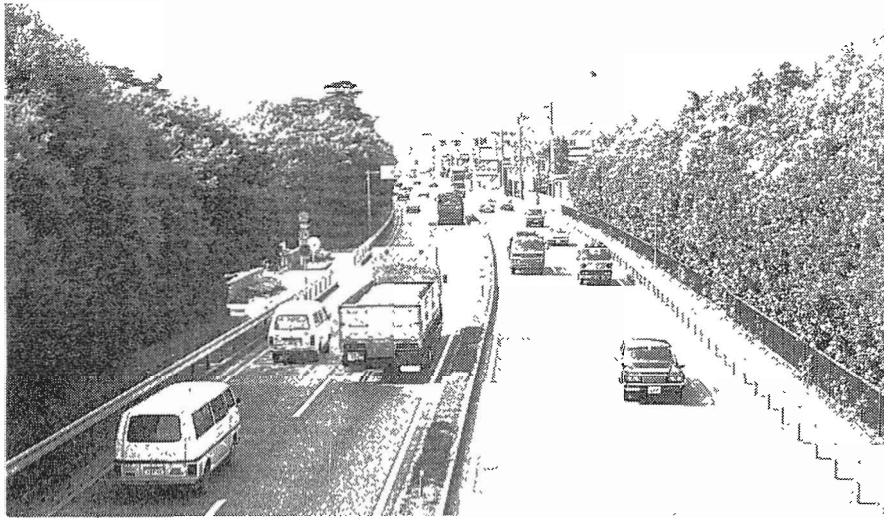
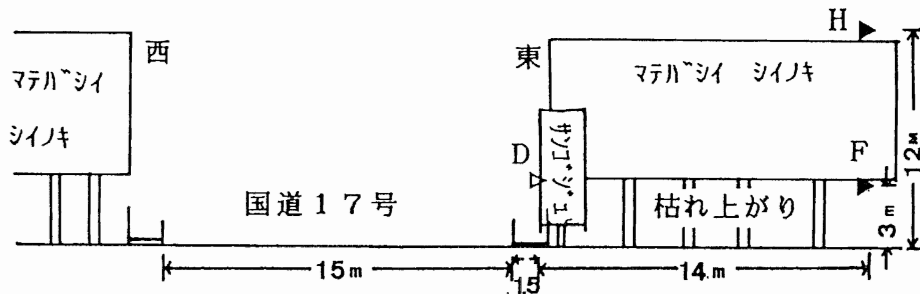


図3-4-1-1 上尾運動公園の沿道緑地帯（写真）



(備考) D, F, Hは採気口の位置

D道路端；道路端から1.5m, h = 3m

F緑地；道路端から15.5m, h = 3m

H同上部；道路端から15.5m, h = 12m

図3-4-1-2 上尾運動公園緑地帯内外の測定地点模式図



図3-4-1-3 沿道緑地帯内部の状況と測定機（写真）

(2) 自動測定機によるNO₂, NO濃度の測定

調査は1986年6月から12月まで実施し、あらかじめ1カ月間にわたり並列運転して調整したザルツマンNO_x計により、図3-4-1-2中のD, F, H地点と、緑地帯を外れたFの対照地点CのNO₂, NO濃度を1時間値で連続測定した。NO_x計の大気吸引パイプはテフロン製で、内径8mm, 長さ15mに統一した。

3 調査結果

(1) 簡易法によるNO₂濃度分布の測定結果

図3-4-1-4に緑地帯周辺のNO₂濃度分布、及び東西方向のそれぞれの対照を100とした相対濃度を各月の平均値で示す。NO₂濃度は道路の両側とも道路から離れるにしたがって低下する距離減衰を示し、東側緑地内の道路から15m地点（以下15m地点という）の濃度は171μg/100cm/日で対照地点の206μg/100cm/日を下回ったが、緑地帯が分断され隙間の多い西側では道路から15m地点以降で対照地点をやや上回る傾向を示した。道路から等距離にある対照地点のNO₂濃度を100とした東側緑地内の相対濃度は15m地点が83で17%の低減効果がみられたが70m地点では96で対照とほとんど同程度となった。また緑地帯前面にあたる2m地点のNO₂濃度は東西両地点とも対照より高く、緑地にはさまれた道路内に自動車排出ガスが滞留したためと考えられる。

図3-4-1-5に東側緑地内15m地点のNO₂低減率〔(対照濃度-緑地内濃度)÷対照濃度×100(%)〕の季節変動を示す。緑地内15m地点の低減率は7月>6月>10, 12月で、それぞれ平均値で28%, 22%, 9%, 9%であった。

以上のように簡易法の調査結果では連続して密な緑地帯でNO₂濃度が低減し、その大きさは夏季が冬季を上回ったが、冬季でも一定の低減効果がみとめられた。また分断され隙間の多い緑地帯では低減効果がみられず、緑地帯によるNO₂の低減効果には緑地帯の構造の影響が大きいことが推察された。

(2) 自動測定機による全期間のNO₂, NO濃度測定結果

沿道のような発生源近傍では、同一地点でも気象条件等による濃度変動が大きいので、簡易測定による数回の測定ではその時期の平均的な濃度分布の特徴を把握できない可能性がある。そこで沿道緑地帯周辺の濃度変動を動的、平均的に明らかにするため、自動測定機による長期測定を実施した。

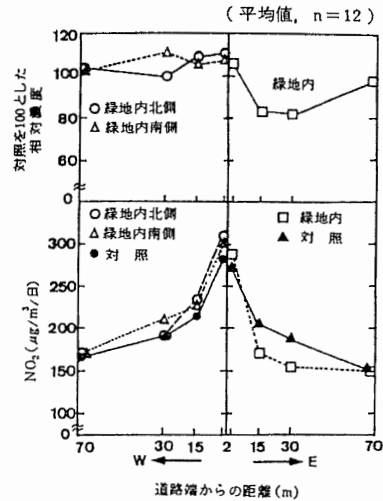


図3-4-1-4 沿道緑地帯周辺のNO₂濃度分布 (1985年6月~12月)

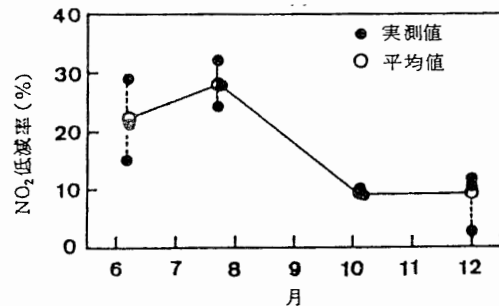


図3-4-1-5 東側公園内15m地点のNO₂低減率の月変動

沿道緑地帯周辺のNO₂濃度等を月平均値及び全期間の平均値で表3-4-1-1に示した。全期間の平均値ではNO₂は道路端で40.1ppbであったが15.5m離れた対照地点(C)で29.1ppbに減衰し、これと等距離にある緑地内(F)は25.0ppbで対照より4.1ppb, 14.1%低かった。緑地内測定地点の上部にある樹冠上部(H)は26.1ppbで緑地内をやや上回った。

NOは道路端が196.6ppbと極めて高かったが、15.5m離れた緑地内は37.6ppbとなり対照の41.9ppbより4.3ppb, 10.3%低かった。樹冠上部は緑地内より4.1ppb低い33.5ppbであった。

月平均値では各月とも緑地内のNO₂濃度は対照よりも低く、濃度差の最高は11月の6.1ppb, 最小は8月の2.0ppbであった。低減率では7, 8月よりも10, 11月が大きく、最高は10月の16.7%であった。NO濃度は6月から8月にかけて緑地内が対照を上回り、-5.7%から-22.8%の負の低減率となった。9

表3-4-1-1 上尾運動公園沿道緑地帯内外のNO₂、NO濃度の測定結果(1986年, ppb)

		6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	平均
NO ₂	道路端 D	45.6	38.1	29.4	36.5	41.1	41.2	48.6	40.1
	対照 C	28.6	25.2	18.7	23.1	28.7	37.3	41.8	29.1
	緑地内 F	25.4	21.8	16.8	19.8	23.9	31.3	35.8	25.0
	樹冠上部 H	25.7	21.2	17.2	22.4	25.5	32.7	37.9	26.1
	濃度差	3.2	3.4	2.0	3.3	4.8	6.1	6.0	4.1
	低減率%	11.2	13.5	10.7	14.3	16.7	16.4	14.4	14.1
	同Calm時%	24.8	27.4	23.7	24.7	23.6	17.8	16.4	22.6
NO	道路端 D	176.7	172.2	116.0	150.1	186.3	254.3	320.4	196.6
	対照 C	27.9	27.8	23.2	22.0	35.8	63.7	87.9	41.9
	緑地内 F	29.5	30.4	28.5	19.6	27.1	52.6	75.8	37.6
	樹冠上部 H	21.4	19.3	17.8	18.7	30.1	53.4	73.6	33.5
	濃度差	-1.4	-2.6	-5.3	2.5	8.7	11.1	12.1	4.3
	低減率%	-5.7	-9.4	-22.8	11.4	24.3	17.4	13.8	10.3
	同Calm時%	35.8	31.9	22.2	22.5	31.4	16.2	17.0	25.3

濃度差：対照濃度－緑地内濃度，

低減率：(対照濃度－緑地内濃度)÷対照濃度×100(%)

同Calm時：風速0.3m/s以下時の低減率(%)

月以降は対照の濃度レベルが上昇し始めて緑地内を上回り、濃度差は12月に最大13.8ppb、低減率では10月に最大24.0%となった。

ところで、沿道の濃度変動は風の影響が大きいので、風の影響の小さい静穏時(0.3m/s以下)のみについて集計してみると、NO、NO₂濃度の変動傾向そのものは変わらなかったが、緑地帯内に自動車排ガスが侵入しづらかったものと考えられ、NO₂、NO濃度とも低減率が著しく高まった。NO₂低減率の最高は7月で27%に、NOは6月で36%となった。

(3) NO₂、NO濃度等の経時変化

NO₂、NO濃度の低減効果が時間帯でどのように変動しているのか、その特徴を把握するため7月と11月を例に月平均経時変化を図3-4-1-6に示す。緑地内のNO₂濃度は7月、11月とも概ね対照を下回ったが、7月は15時以降緑地内濃度が突然上昇するなど不自然な挙動をみせ、対照と同レベルとなったのに対し、11月は同時刻に対照濃度が上昇して、緑地内との濃度差を日中よりも拡大する傾向を示した。

樹冠上部のNO₂濃度は7月、11月とも0時から14時までは緑地内をやや上回るか同レベルであったが、7月の15時以降は急上昇した緑地内を下回った。11月は樹冠上部と緑地内のNO₂は19時まで同レベルで推移し、20時以降樹冠上部が緑地内を上回った。

一方、自動車から直接多量に排出されるNOは一次汚染質だけに濃度変動は著しかった。緑地内のNO濃度は7月は深夜から朝7時まで対照を下回ったが、以後14時まで同レベルで推移し、15時以降、緑地内が急上昇して対照を大きく上回った。11月はやはり深夜から9時まで緑地内NO濃度が対照を下回ったが、10時以降13時まで緑地内が急上昇して対照を上回り、以後はほぼ同レベルで推移した。樹冠上部7月のNO濃度は1時から7時まで緑地内と同レベルで変動したが、8時頃から大気不安定化等によって濃度の低下が大きく、以後緑地内、対照を下回った。11月の樹冠上部のNO濃度は1時から10時頃まで対照と同レベルで、緑地内を上回ったが、13時以降は低下して各地点で最低となり、19時以降は緑地内と同レベルで変動した。

4 考察

以上の結果等を基に沿道緑地帯によるNO₂濃度等低減効果の変動要因について考察する。前述のように各季3回づつ行った簡易測定では、夏季の低減効果が冬季を上回ったが、自動測定機による長期間連続測定では夏季より冬季の低減率が上回り、経時変化でも、必ずしも植物活性の高い日中に緑地内外の濃度差が拡大する傾向はみられず、緑地帯によるNO₂等の低減効果の変動は植物による吸収では解釈できなかった。特に緑地内NO₂、NO濃度が7月に15時以降急上昇し

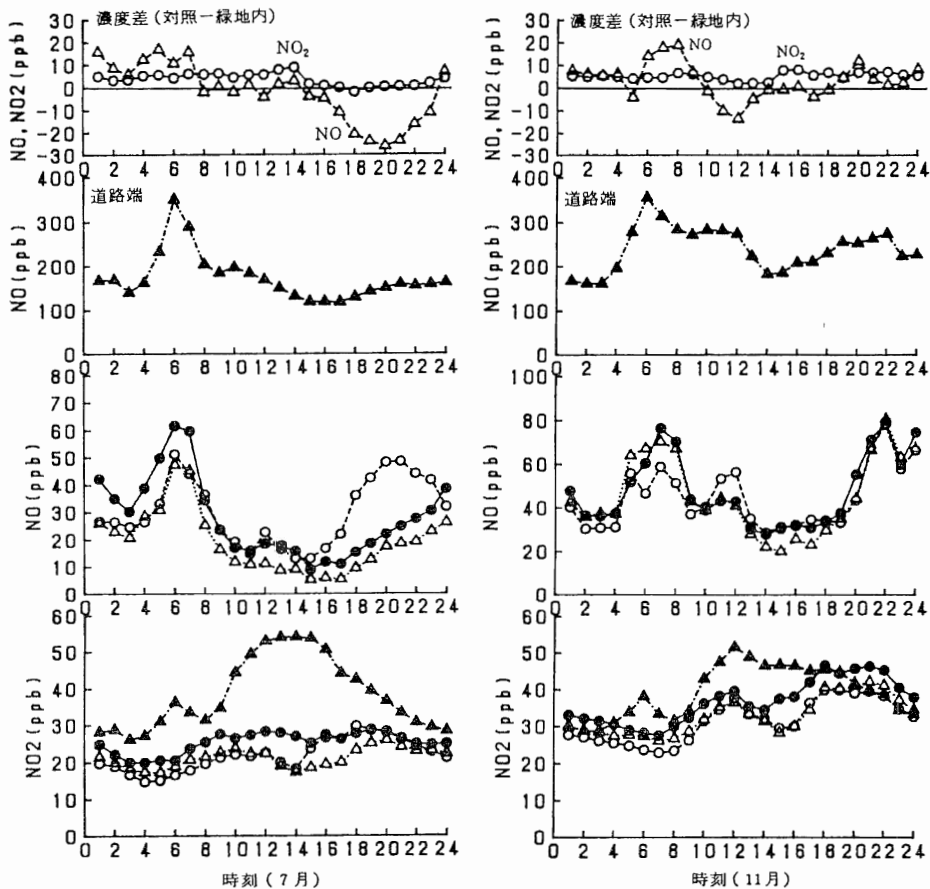


図3-4-1-6 1986年7月及び11月の上尾運動公園沿道緑地帯内外のNO₂、NO濃度等経時変化

●対象 ○緑地帯 ▲道路端 △樹冠上部

たり、11月にやはりNO濃度がひととき上昇するなど、緑地内が対照よりも高濃度となる現象もみられた。

沿道緑地帯の設置にあたっては、このような低減効果の変動要因を明らかにしておく必要がある。

1) 沿道緑地帯によるNO₂吸収量

調査地点のNO₂濃度の低減効果は6月から12月の平均値で14.1%であったが、そのうちどれだけ植物の吸収が寄与しているか、文献をもとに試算した。

戸塚ら⁴⁹⁾はヒマワリ群落のS含有率の増加から植物のSO₂吸収速度を求めたうえ、地表面における沈着速度を仮定してSO₂の収着速度を求め、それを0.8倍してNO₂収着速度とし、大気中NO₂濃度が0.05ppmの時、64mgNO₂/m²/日と試算した。岡野⁵⁰⁾は¹⁵N希

表3-4-1-2 調査地点道路走行車からのNO_x排出量 (NO₂換算)

車種	台数/日	排出係数 (g/km)	NO _x 排出量 (g/km)
軽乗用車	1050	0.31	326
乗用車	16750	0.62	10385
バス	230	4.59	1056
軽貨物車	1580	0.72	1138
小型貨物車	6720	1.62	10886
貨客車	7400	1.49	11026
普通貨物車	7390	6.00	44340
特殊貨物車	1380	4.85	6693
合計	42500		85850

積法で大気中NO₂濃度が0.06ppmの時、好条件下でポプラは葉面積100cm²あたり0.2mg/日吸収するとしている。

ここで調査地点の緑地帯を道路の両側で約4000m²とすると、NO₂吸収量は戸塚らのヒマワリで256g/日(収着量)となり、常緑樹の吸収量をその2分の1とすれば123g/日程度と試算される。岡野はサンゴジュのNO₂吸収速度をポプラの3分の1程度と測定しており、それを調査地点の値とし、かつ葉面積指数を5.5と仮定するとNO₂吸収速度は好条件下で148g/日となる。一方、緑地前面の道路200mを通過する自動車のNO_x排出量は、実走行モードにより8車種別に作成した埼玉県⁵¹⁾の区間速度30km/hの排出係数で計算すると表3-4-1-2に示すように17.2kg/200m/日である。即ち、調査地点の緑地帯4000m²のNO_x吸収量は好条件下で123gから148gと試算され、前面道路通過車からのNO_x排出量の0.7%から0.9%にすぎないものと推察された。この地点の自動車排ガス寄与分のNO_x濃度が同地点のNO_x濃度の3分の1程度とすれば、植物の吸収等によって低下するNO_x濃度も0.7~0.9%の3分の1程度となる。加えて、大気中のNO₂濃度は大気が安定な冬季に高まることが多く、植物の吸収によって大規模道路の大気汚染を浄化するのは著しく困難であることが分かった。しかし調査結果が示すとおり、約半年の平均でNO₂濃度が14.1%低減し、冬季にも効果がみられることから、沿道緑地帯によるNO₂等の低減効果は他に原因を求める必要がある。

2) 風向別NO₂、NO濃度及び濃度差

一般に、ある地点の大気汚染濃度は排出強度と発生源からの距離、及び気象条件等で決定されるが、本調査地点のような沿道では特に風向の影響が大きいものと考えられる。そこで1時間値の測定結果を風向16方位別に集計し、風向別地点別にNO₂、NO濃度及び緑地内外の濃度差等を求めた。

図3-4-1-7に7月と11月の結果を示す。7月の風向別出現頻度はE系風を中心とする緑地帯から道路方向への風(以後逆風という)が多く、W系の道路から緑地帯方向への風(以後横断風という)の割合は少なかった。各地点のNO₂、NO濃度は道路端を除き横断風時に高く、逆風時に低かった。

緑地帯内外の濃度差は、NO₂はSEからNWの横断風系の風向及び静穏時(C)で緑地内が対照を下回り、低減効果がみられたが、EからESEの逆風時にや

や負の低減効果となった。NOではWからNWの風向及び静穏時に大きな低減効果がみられたが、NNEからSEの逆風時及びSからSSWのS系平行風時には緑地内のNO濃度が対照を上回る傾向をみせた。

一般に平坦地では、道路から汚染質が拡散する場合、風下方向が高濃度となり、風上方向が低濃度となるが、緑地帯前面の道路端ではE系逆風時にNO₂、NO濃度が高まり、それが緑地内に浸入することにより、NOではENEからESE風時に逆風で低濃度であった対照を上回り、NO₂でもわずかながらEからESE風時に緑地内が対照を上回った。このように風上の道路端が高濃度となる現象は、ビル街等でストリートキャニオン現象⁵²⁾として知られており、ビルにあたった風によって道路内に鉛直方向の渦巻ができ、風上側道路端が高濃度になるもので、本調査地点でも道路両側の緑地帯により同様の現象が生じたものと考えられる。一方11月のNO₂は全風向で緑地内が対照を下回り、NOはS系平行風時にやや緑地内が対照を上回ったほかは、各風向で低減効果がみとめられた。逆風時のストリートキャニオン現象の影響は、大気が安定化したためか、その発生も含め明らかではなかった。

7月の樹冠上部のNO濃度は大気が不安定なため各地点の中で最も低いことが多かったが、NO₂ではWSWからNNWの横断風時及び静穏時に幾分緑地内を上回った。11月はNO、NO₂ともSWからNNWの横断風及び静穏時に明確に緑地内を上回ったが、これは緑地帯の遮閉効果によって自動車排出ガスの鉛直拡散が促進され、樹冠上部の濃度が高まったためと考えられる。

以上の結果、沿道緑地帯によるNO₂、NO濃度低減効果は風向によって、それも季節によって大きく変動することが明らかとなった。特に、緑地帯の構造によってはストリートキャニオン現象が発生して負の低減効果をもたらす、緑地帯の大気汚染低減効果に重大な影響を与えることが明らかとなった。

3) 風向別出現頻度の月別時間帯別NO₂、NO濃度低減効果への影響

前項で緑地による大気汚染低減効果を負とした風向の出現頻度をもとに、月別NO₂、NO低減効果への影響について検討した。図3-4-1-8に7月の事例でNO₂、NOを負としたE-ESE及びENE-SW風の月別出現頻度を、図3-4-1-9には同風向の時間帯別出現頻度を7月と11月について示す。ENE-SW

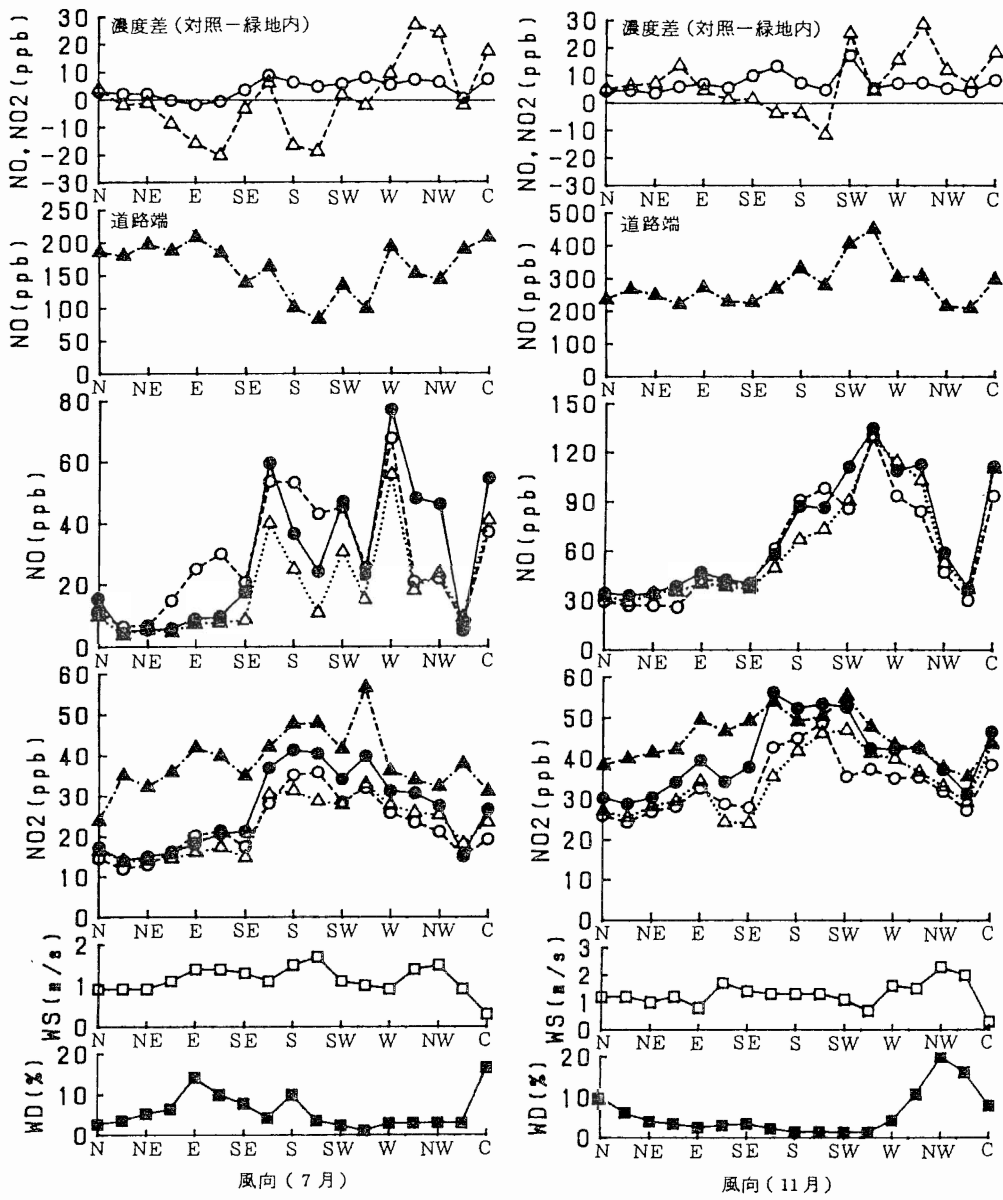


図3-4-1-7 1986年7月及び11月の上尾運動公園沿道緑地帯内外の風向別NO₂, NO濃度

●対象 ○緑地内 ▲道路端 △樹冠上部
WD (%) 風向別出現頻度 WS風速

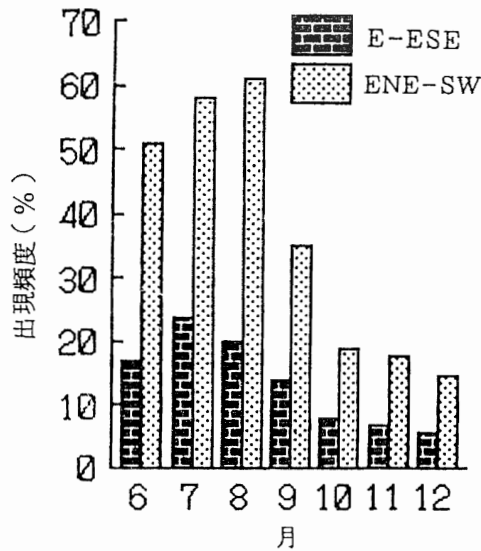


図3-4-1-8 E-ESE, ENE-SW風の月別出現頻度(1986年)

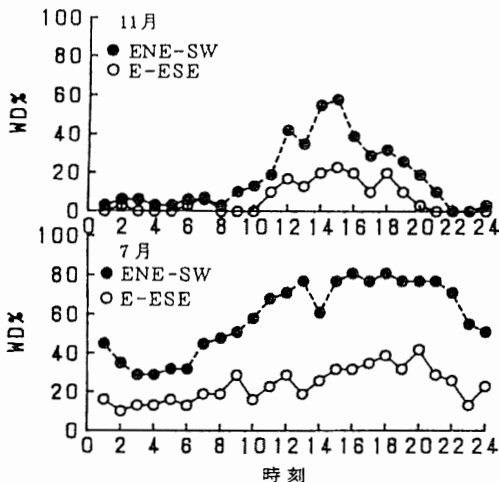


図3-4-1-9 7月, 11月におけるE-ESE, ENE-SW風の時刻別出現頻度(1986年)

風は8月にピークとなり9月以降急激に減少した。6月から8月はこの風向が50%を超えたため、NOの月平均低減率は-5.7%から-22.8% (表3-4-1-1) と負になったものと考えられる。10月以降は大気が安定化して各地点の濃度レベルが上昇しているため、ストリートキャニオン現象等の影響そのものが小さく、さらに同風向の出現頻度も20%以下に減少したため月平均低減率は10.3%から24.3%に上昇したものと考えられる。NO₂の場合は直接的な1次汚染物質で

はないため、NOよりもストリートキャニオン現象による影響が少ないうえ、毎月のE-ESE風の出現頻度も7月の24%が最高であり、月平均低減率を著しく負にするほどの影響はなかった。

E-ESE及びENE-SW風出現頻度の経時変化では、7月は両風向とも正午頃から22時頃まで多く、11月は10時頃から増えはじめ15時をピークに夕方にかけて減少した。一方、7月のNO₂、NO濃度の経時変化では14時以降緑地内が急激に上昇し、NOは大幅に对照を上回り、NO₂はほぼ对照と同レベルとなって、E-ESE、ENE-SW風の多い時間帯と一致した。11月も緑地内NO濃度は10時以降18時頃まで对照を上回るか同レベルで推移し、NO₂も对照をこえはしなかったが、昼頃は濃度差が小さくなり、E-ESE、ENE-SW風の多い時間帯と一致した。

以上のことから、本調査地点のように比較的幅員の狭い道路の両側に高木の緑地帯が設置される場合、逆風によってストリートキャニオン現象が生じる可能性があり、緑地帯によるNO₂、NO低減効果は季節等によって変化する大気拡散速度と逆風の出現頻度の組合せによって大きく影響されることが明らかとなった。

5 結語

沿道緑地帯でどれだけ大気汚染が低減されるかを明らかにするため2カ所の沿道緑地帯で調査を行った。簡易法による濃度分布調査によって、分断された緑地帯ではNO₂の低減効果はみられなかったが、連続して密な緑地帯では低減効果がみられ、緑地帯の構造の影響が決定的に大きいことが示された。

自動測定機による調査では、約7カ月間の平均値でNO₂が14.1%、NOが10.3%低減したことが確認できた。本調査地点での低減効果は、おもに逆風時やS系平行風時に負となり、その出現頻度や大気安定度の組合せが異なるため季節や時間帯によって変化した。また大気安定度にもよるが、横断風時や静穏時に樹冠上部のNO₂、NO濃度が相対的に上昇することを考え合わせ、常緑樹で緑の壁を形成する沿道緑地帯では、緑地帯による遮閉効果とそれに起因する上空方向への拡散効果等によって大気汚染低減効果がみられ、緑地帯の構造によっては局地的高濃度を解消する大気汚染対策として有効であることが明らかとなった。今後効果的な緑地帯の構造についてさらに調査する必要がある。

なお、NO₂の低減効果についてはNOと異なるところが多く、O₂との反応の面から検討する必要がある。

その2 落葉樹からなる沿道緑地帯の窒素酸化物濃度低減効果

1 はじめに

緩衝緑地の設置によって大気汚染がどれだけ軽減されるのかについて、その効果を実証するような調査は、雑木林での O_3 、 Ox を対象とした数例の調査¹⁰⁻¹¹⁾を除き、ほとんど行われていなかった。筆者らはこれまで NOx を対象とした野外での長期実測^{43-47, 33-35)}を行っており、その1では道路の両側に幅15mにわたって常緑樹が壁状の緑地帯を形成している、国道17号沿いにある上尾運動公園の調査結果について示した。

本項では、主として落葉樹が5列にわたって帯状に植栽されている、沿道緑地帯としてはより現実的な構造、規模に近いと考えられる公園の緩衝緑地帯の NOx 濃度低減効果について、自動測定機を用いて約7カ月にわたる調査を行ったので、その結果について報告する。

2 調査方法

調査は1987年6月から12月にかけて埼玉県内国道17号バイパス（交通量約8万台/日）沿いにある与野公園沿道緑地帯周辺で実施した（図3-4-2-1写真）。緑地帯は南南東（以下SSE等と記す）からNNW方向に走る道路の東側にあり、図3-4-2-2に示

すとおり、ケヤキ（学名はp26参照）、イチョウ、サクラ等の落葉高木が幅13.6m、長さ150mにわたって植栽されている。道路に面する緑地帯の西端は110本のキョウチクトウと、ツツジ、サツキ等が高木の裾を覆っているが、その上部は、けやき等の樹冠部と離れているところが多く、緑地帯側面の空隙が目立った。植栽された樹木の本数は、ケヤキが36本、サクラが70本、イチョウが35本、ヒマラヤスギが20本で、キョウチクトウ等を除く高さ8m以上の高木類の立木密度は7.9年/100㎡であった（図3-4-2-3写真）。

調査開始前にあらかじめ並列運転して精度調整したザルツマン NOx 計を、それぞれ道路端から15.5m離れた緑地帯内外に各2台ずつ設置し、高さ2.5mと樹冠上部の高さ12m（図3-4-2-2中のL、U地点）の大気を吸引して1時間値を連続測定した。結果の解析に必要な風向、風速、日射量、 Ox 濃度のデータは、調査地点から1.5km離れた公害センターの常時監視結果を利用した。

また、多点風速計（KANOMAX、モデル1500）を用いて緑地帯内外の風速分布を計測した。調査地点前面道路通過車からの NOx 排出量は、埼玉県作成の排出係数をもとに、実走行区間車速35km/hとして推定した。

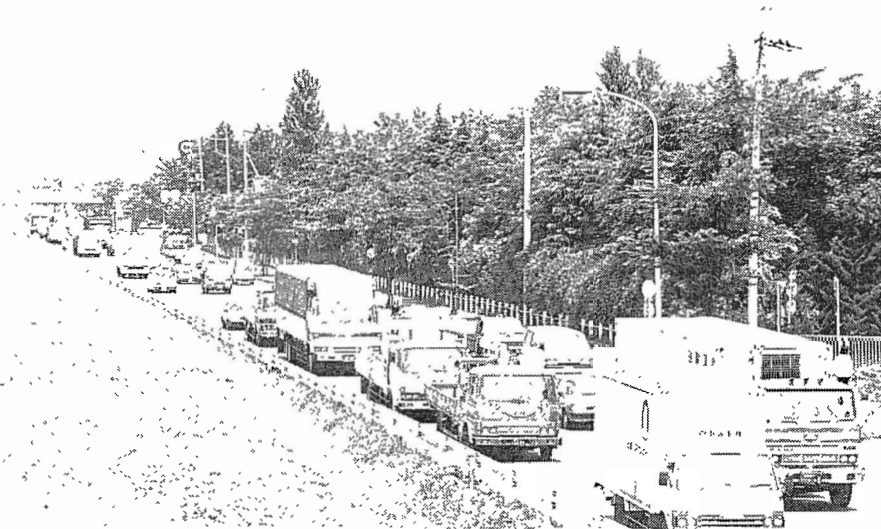


図3-4-2-1 与野公園の沿道緑地帯（写真）

3 調査結果及び考察

(1) 沿道緑地帯内外のNO₂、NO濃度測定結果

6月から12月までの、沿道緑地帯内外のNO₂、NO濃度、濃度差及び緑地帯による低減率測定結果を、月別及び全期間の平均値等で表3-4-2-1に示す。

全期間の平均値では、緑地内L（以下緑地内と記す）のNO₂濃度は35.6ppbで外部の対照地CL（以下対照地点と記す）を2.7ppb下回り、低減率は7.0%であった。NO濃度は緑地内が61.1ppb、対照地点が62.5ppbで低減率はわずかに2.2%に過ぎずいずれもあまり大きな低減効果はみられなかった。一方、緑地の樹冠上部U（以下樹冠上部と記す）のNO₂濃度は32.7ppbで対照上部CU（以下対照上部と記す）の32.4ppbと

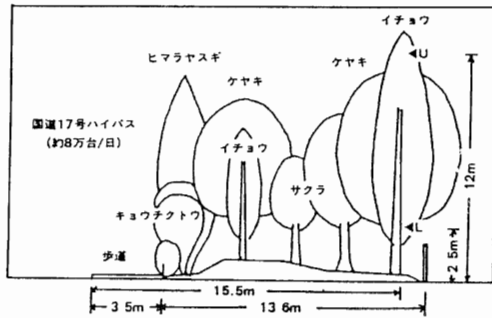


図3-4-2-2 与野公園の沿道緑地帯測定点略図

ほぼ等しかったが、NO濃度は樹冠上部が50.0ppbで対照上部44.5ppbを上回った。

月平均値では、NO₂濃度は各測定地点とも6月から8月にかけて低下し、9月以降上昇するパターンをみせた。この間、対照地点では8月に最低値27.1ppb、12月に最高値52.2ppbを示した。緑地内のNO₂濃度は7月に対照地点より高くなり、低減率が-1.5%になったほかは各月とも対照地点を下回り、9月には低減率の最高値12.9%を示した。

NO濃度は、各測定地点とも6月から9月まで横ばい傾向で、10月以降急上昇した。対照地点のNO濃度の最低値は8月の27.9ppb、最高値は12月の147.5ppbであった。緑地内のNO濃度は6月から8月及び11月に対照地点を上回り、低減率が負となった。低減率の最低値は8月の-14.0%、最高値は9月の7.7%であった。

前項1でも述べたとおり、沿道の大气汚染濃度は風向の影響を強く受けると考えられるので、風速0.3m/s以下の静穏時のみのデータを取り出してみるとNO₂濃度の緑地帯による低減率は全静穏時平均値で7.3%であり、全期間平均値の7.0%と同レベルであったが、NO濃度では低減率が6.8%と約3倍になった。月変動を比較してみると、NO₂、NO濃度とも各月の低減率が正となり、特にNOの上昇が目立った。

低減率の最高はNO₂、NO濃度とも9月で、それぞ

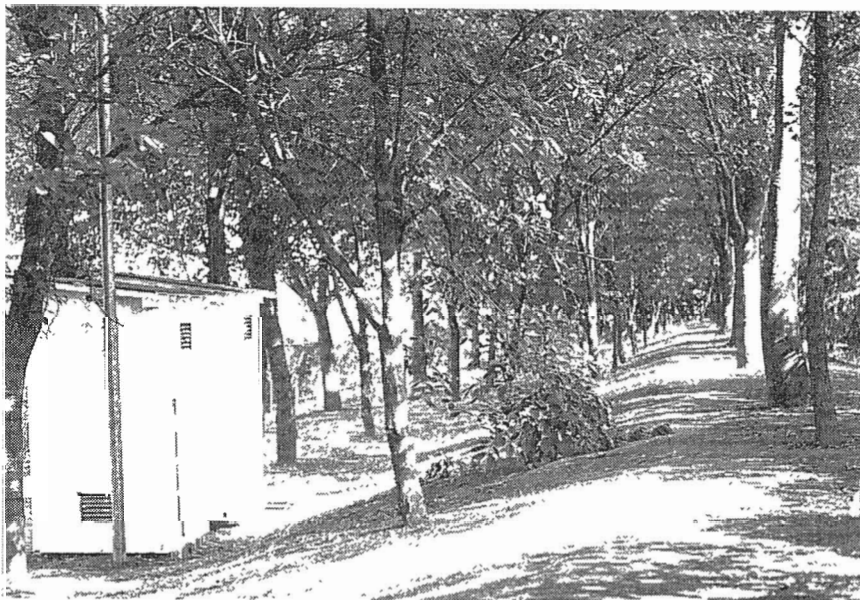


図3-4-2-3 与野公園の沿道緑地帯内部の状態（写真）

表3-4-2-1 与野公園沿道緑地帯内外等のNO₂、NO濃度測定結果(1987)、ppb

		6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	平均
NO ₂	緑地内 L	35.9	33.1	25.7	26.4	37.2	43.1	47.7	35.6
	対照 CL	38.8	32.6	27.1	30.3	40.2	46.9	52.2	38.3
	樹冠上部 U	31.0	28.3	24.3	23.7	35.3	39.7	46.9	32.7
	対照 CU	30.7	25.7	21.6	25.0	37.0	40.7	46.1	32.4
	濃度差 ppb	2.9	-0.5	1.4	3.9	3.0	3.8	4.5	2.7
	低減率 %	7.5	-1.5	5.2	12.9	7.5	8.1	8.6	7.0
	同Calm時%	8.4	2.4	5.2	12.2	4.9	6.2	10.0	7.3
NO	緑地内 L	32.7	37.8	31.8	37.1	65.7	87.4	135.5	61.1
	対照 CL	31.4	35.4	27.9	40.2	69.2	86.2	147.5	62.5
	樹冠上部 U	23.5	30.0	24.0	29.9	55.8	68.9	117.9	50.0
	対照 CU	20.5	23.8	20.3	26.2	49.7	61.7	109.1	44.5
	濃度差 ppb	-1.3	-2.4	-3.9	3.1	3.5	-1.2	12.0	1.4
	低減率 %	-4.1	-6.8	-14.0	7.7	5.1	-1.4	8.1	2.2
	同Calm時%	5.0	5.3	6.7	9.1	4.5	2.4	10.6	6.8

濃度差：対照CL-緑地内L濃度，低減率=(CL濃度-L濃度)/CL濃度×100(%)
 Calm時低減率：風速0.3m/s以下の低減率。但し、出現頻度は1~4%程度で少ない。
 低減率の平均は全期間の緑地帯内外の濃度平均値及び濃度差から算出した。

れ12.2%，9.1%，最低値はNOが11月で2.4%，NO₂が7月で2.4%であった。

(2) 緑地帯内外のNO₂、NO濃度の月平均経時変化

一般に植物によるガス吸収は気孔開度に強く影響されるため、人工気象室のような閉鎖系では光が強く気温の高い昼間、CO₂やNO₂濃度が低下することが知られている^{7-8, 44)}。一方、野外の大気中のNO_x濃度は通常朝夕にピークを持つ2山型の変動パターンを示し、特に大規模道路の沿道では図3-4-2-4に示すように大量の汚染質が連続的に排出され、気象条件の変化も大きく、緑地帯周辺のNO₂、NO濃度経時変化は図3-4-2-5のように、月平均値でも複雑な挙動をみせた。8月のNO₂濃度は各測定点とも11時と16時にピークを持つ2山型の経時変動を示し、緑地内の濃度は平均値としては終日外部の対照地点より低

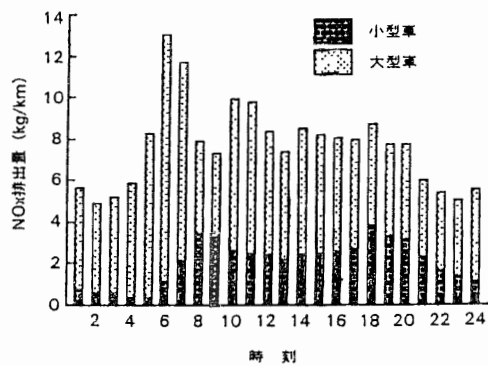


図3-4-2-4 与野公園前面道路通過車からのNO_x排出量(1987年10月埼玉県交通量調査結果より算出)

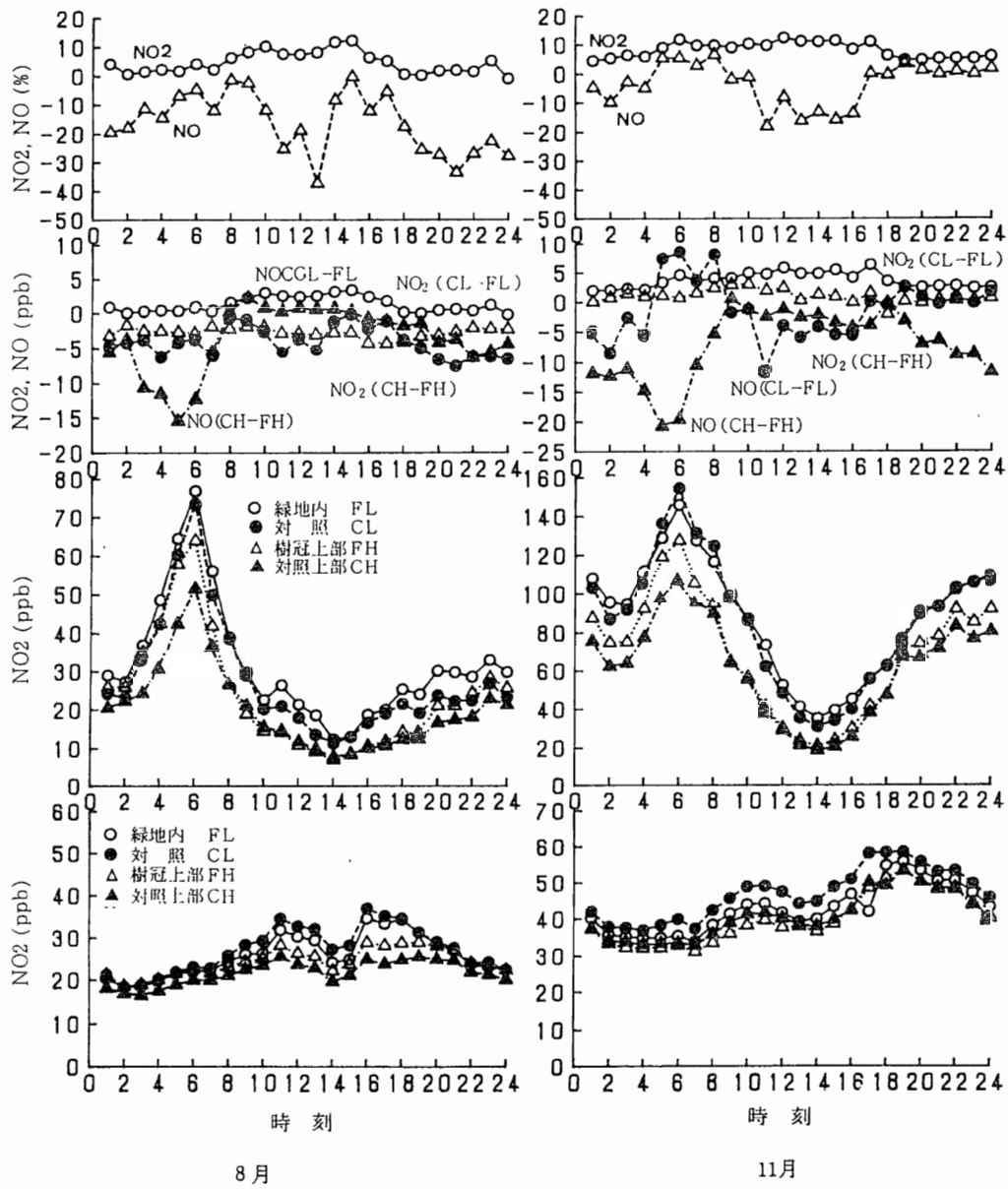


図3-4-2-5 1987年8、11月のNO₂、NO濃度及び低減率の経時変化

く、その濃度差は昼間のほうが夜間よりやや大きかった。低減率が最大になったのは15時で12.1%であった。11月のNO₂濃度レベルは高く、対照地点で19時にピーク値58.5ppbに達し、最低であった4時でも37ppbであった。

緑地内のNO₂濃度は8月と同様終日対照地点を下回り、低減率では12時に最大値12.3%となった。樹冠上部のNO₂濃度は、8月は終日対照上部を上回るという特徴を示したが、11月は幾分下回るかほぼ同レベルで推移した。

NO濃度は、8月は各地点とも朝6時にピークを持つ1山型の変動パターンを示したが、緑地内と対照地点の10時から20時にかけての濃度は10から30ppbと沿道としては低く、1日中緑地内の濃度が対照地点の濃度を上回ったが、濃度差はわずかであった。11月は朝夕にピークを持つ典型的な2山型の変動をみせ、5時から8時と19時から20時の、概ねピークと一致する時間帯にかろうじて緑地内濃度が対照濃度を下回った。樹冠上部の8月のNO濃度は夕方から朝にかけて対照上部を上回ったが、濃度レベルの高い11月はこの傾向が一層顕著になった。NO濃度が低下する昼間は樹冠上部と対照上部の濃度差は極めて小さかったが、8月は樹冠上部が対照上部を下回るか、ほぼ等しかったのに対し、11月は樹冠上部が対照上部をわずかに上回る傾向をみせた。

4 考 察

以上の結果等を基に与野公園沿道緑地帯におけるNO_x濃度低減効果の変動要因について考察する。

沿道緑地帯による大気汚染の低減効果を考える場合、植栽する植物の種類や、季節によるガス吸収能力の変化等が重視されがちである。しかし、その1で明らかにしたように、上尾運動公園前面道路の交通量42500台/日のNO_x排出量86kg/kmに対し、沿道緑地帯のガス吸収量は1%未満であって、本調査地点の交通量80000台/日、NO_x排出量183kg/kmを考えれば緑地帯による吸収の影響はきわめて微々たるものと考えられる。まして高濃度汚染が続く冬期に植物による吸収は濃度を低下させるほど役立たないのは当然である。

しかし前述したように本調査結果では、約6カ月の平均で緑地帯によってNO₂が7%低下し、1日だけの事例として図3-4-2-6に示したように複雑な濃度変動を示した。即ち例として11月9日から10日に

かけてのNO₂、NO濃度、風向、風速の時間変動を追ってみると、この日は10時から23時まで、NWからNNWの道路から緑地帯方向への横断風が続き、この間、緑地内のNO濃度は対照地点を上回ったが、NO₂濃度は対照地点を下回った。また3時から4時の、緑地から道路方向への風向時にNO₂、NO濃度レベルは一旦低下したが、再びWからNWの風向になってNO₂、NO濃度が上昇し、各地点間の濃度差は大きくなった。植物による吸収の割合はごくわずかなうえ、このように大規模道路周辺では、風向の影響が極めて大きいので、緑地帯を沿道大気汚染対策として役立てるためには緑地帯を構造物としてとらえ、大気拡散状態の変化に着目して低減効果の変動要因を検討しておく必要がある。

1) 風向別NO₂、NO濃度低減効果の変動

大気汚染濃度は前述したように、排出強度と、気象

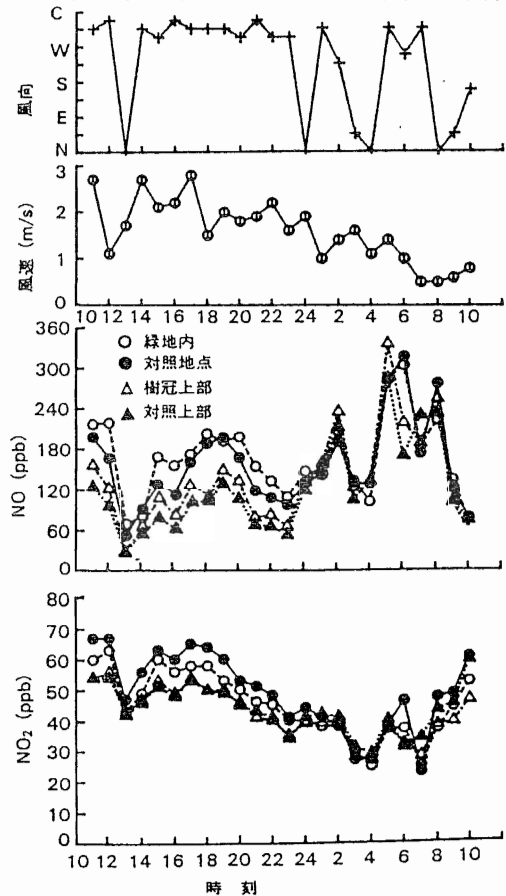


図3-4-2-6 1987年11月9-10日のNO₂濃度等時刻変化

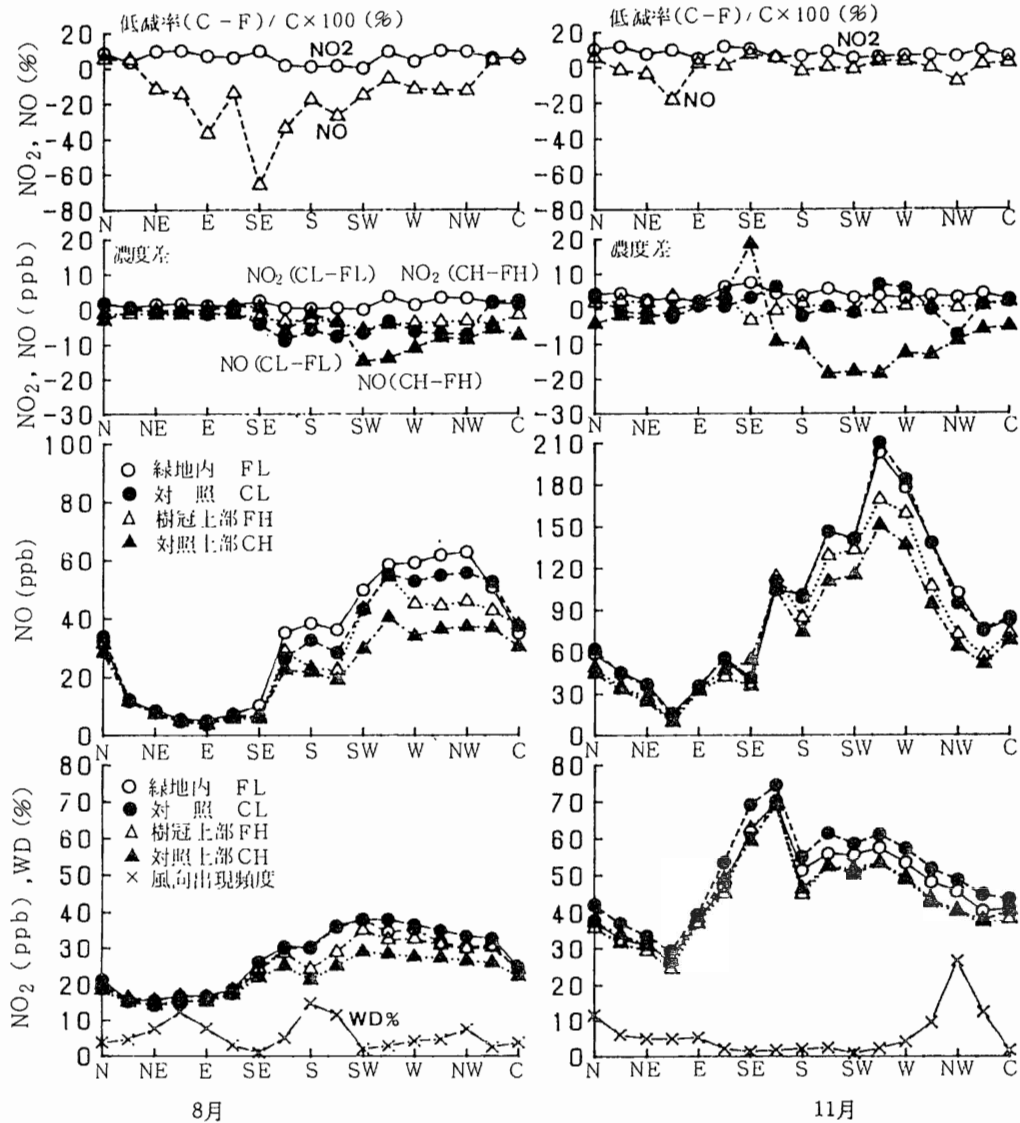


図3-4-2-7 1987年8, 11月の風向別NO₂, NO濃度, 濃度差及び低減率

条件を媒介とした発生源との位置関係で決定されるが、沿道ではこの関係が一層重要となる。そこで、沿道緑地帯内外のNO₂, NO濃度の1時間値を、夏期及び晩秋にあたる8月, 11月の全データについて風向16方位別に集計(図3-4-2-7)し, その特徴を検討した。

風向の性格については、道路がSSEからNNW方向に走っているため、その東側にある緑地帯に向かって

吹くSSWからNWの風が横断風、緑地帯から道路方向へ吹くNNEからSEの風が逆風、道路に沿ったNNWからNの風がN系平行風、SからSSEの風がS系平行風と区分した。

8月の緑地内 (FL) のNO₂濃度は、全風向で濃度差は少なかったものの対照地点 (CL) を下回り、正の低減効果を示した。樹冠上部 (FH) のNO₂濃度は全風向で対照上部 (CH) を上回る傾向をみせたが、

道路の影響を直接受ける横断風時の両地点の濃度差は、対照上部（CH）の濃度レベルが20～30ppbと低いわりには3～6ppbと比較的大きかった。また11月の緑地内（FL）のNO₂濃度も全風向で対照地点（CL）を下回り正の低減効果を示したが、樹冠上部（FH）のNO₂濃度は対照上部（CH）と等しいか、幾分低く、8月とは異なる傾向がみとめられた。

一方、8月のNOの風向別濃度は、各地点とも横断風時に高く、逆風時に低かった。緑地内（FL）のNO濃度は、静穏時とN系平行風時以外の風向で対照地点（CL）を上回り、緑地による低減効果よりは、緑地内への自動車排出ガスの侵入、滞留による悪化傾向がみられた。これは図1に示したとおり道路側のキョウチクトウとその後方にあるケヤキ、イチョウの樹冠との間に空間が多く、容易にガスが侵入しやすい構造であったためと考えられる。また樹冠上部（FH）のNO濃度は逆風時を除く全風向で対照上部（CH）を上回り、緑地による自動車排出ガスの鉛直方向の拡散効果の結果と考えられる。11月の横断風時の緑地内（FL）NO濃度は8月と異なり対照地点（CL）にくらべてやや低いか、同程度の濃度レベルを示した。また、樹冠上部（FH）のNO濃度は8月と同様、逆風時以外は対照上部（CH）を上回り、特にS系平行風から横断風時には対照上部（CH）の濃度を10～20ppb上回り、緑地帯による自動車排出ガスの鉛直方向拡散効果を明瞭に示した。

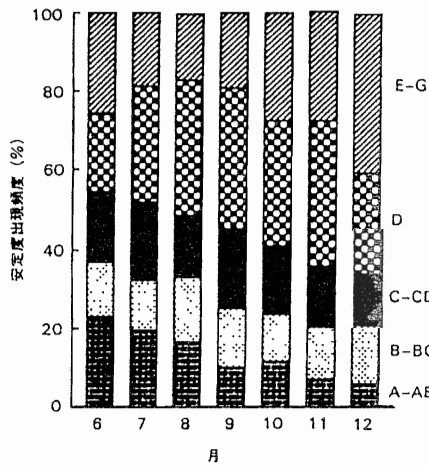


図3-4-2-8 1987年の月別大気安定度出現頻度 (A-Gは大気安定度分類を示す。Aは強い不安定、Dは中立で以下E-Gに近づく程強い安定となる)

2) NO₂, NO濃度低減効果変動要因の検討

前項では風向別濃度変動や低減効果の特徴が示され、本調査対象のような緑地帯を設置した場合の周辺NO_x濃度の変動状況が明らかにされたが、8月と11月で異なる傾向となったこと等、これらの現象を最も基本的な大気拡散条件とNO₂生成に影響を与える因子の推移から検討しておく必要がある。

図3-4-2-8は大気の拡散に大きな影響を与える大気安定度の出現頻度を窒素酸化物総量規制マニュアルにある原安協報告式パスキル安定度階級分類表³⁹⁾に基づき示したものである。強い不安定を表すA-ABの出現頻度は8月が16.6%で11月の7%を大きく上回り、逆に中立から安定を表すD及びE-Gは6

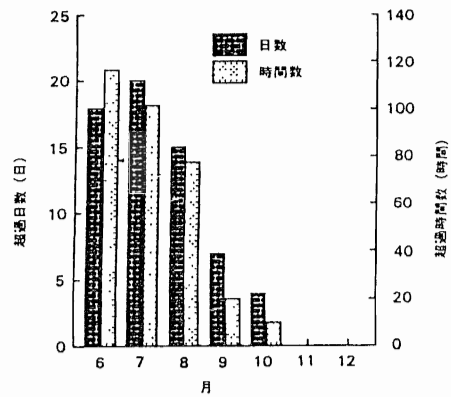


図3-4-2-9 昼間6時～20時の時間平均値でOx濃度が0.06ppmを超過した時間数及び日数

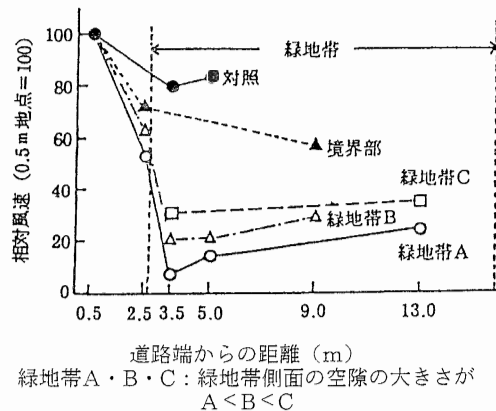


図3-4-2-10 与野公園沿道緑地帯内外の地点別風速分布

月以降増大し、8月のE-EGは17.1%であったのに対し12月は27.0%であった。即ち平均的には8月は大気が拡散しやすい状態であるのに対し、11月は大気が安定化し、拡散しにくい状態であるといえる。

一方、大気中のNOは酸化されてNO₂になるが、これには主としてO₃が関与し、 $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2 \cdots (1)$ と反応することが知られている。沿道では、自動車から排出されるNO_xの80%以上がNOであるため多くの場合(1)式によりNOはO₃によって定量的に酸化されることになる⁴¹⁾。ここではこの酸化速度を律速するO₃が、常時監視されているO_xの主要成分であるので、近接常時監視局である公害センターのO_x濃度測定結果を図3-4-2-9に示す。季節による濃度レベルの違いを明瞭にするため昼間(6:00~20:00)の0.06ppm超過時間数と超過日数(昼間平均値)の月変動を示しているが、夏期と冬期の差は明瞭であり、夏期のNO₂生成速度は冬期に比べてかなり大きいことが明らかである。

以上の大気拡散、反応条件と群落構造の特徴をもとに、風向別NO₂、NO濃度及び低減効果について、1)で述べた特徴について考察すると、次のように解釈できる。

- ① 樹冠上部(FH)のNO₂濃度が、8月は対照上部(CH)を上回るのに11月はわずかに下回るか、同レベルとなったが、これは8月は緑地の遮閉効果によって自動車排出ガスが群落に沿って上昇し、その過程で比較的高いO₃濃度によってNO₂への酸化が進んだため、大気が不安定で拡散速度の大きい対照上部(CH)を上回ったものと考えられる。それに対し11月はO₃濃度レベルは低く、横断風時の樹冠上部(FH)では、緑地帯に沿った鉛直拡散によってNOが高濃度になってもその過程でのNO₂の生成は少なく、大気も安定化して拡散速度が小さくなるため、比較的高濃度となった対照上部(CH)との間に明瞭な差は生じなかったものと考えられる。
- ② 緑地内(FL)のNO₂濃度は8月、11月とも概ね全風向で対照地点(CL)より低かったが、8月は緑地内部のO₃濃度が外部に比べて低い^{10-11, 55)}と考えられることから緑地内のNO₂生成が相対的に外部より進みにくいと考えられ、11月は大気が安定化して対照地点のNO₂濃度が高まったため、緑地内への自動車排ガスの侵入があっても、相対的には緑地帯の遮閉構造に起因する自動車排ガスの上

空への拡散効果が上回ったものと考えられる。

- ③ 8月の横断風時に緑地内(FL)のNO濃度が対照地点(CL)を上回ったのは、8月は日中大気が不安定で汚染質の拡散速度が速いため、横断風であっても対照地点(CL)のNO濃度は上昇しにくく、一方緑地帯側面の空隙から侵入した自動車排出ガスが図3-4-2-10に示すように拡散速度の遅い緑地内に滞留して、相対的に緑地内(FL)NO濃度が対照(CL)濃度を上回ったものと考えられる。また11月の緑地内(FL)NO濃度が対照地点(CL)に比べてやや低いか同程度という傾向を示したのは②と同様で、11月の大気が安定化して8月に比べて対照地点(CL)のNO濃度が上昇し、一方緑地帯に遮られながら一部緑地内に侵入したNOは落葉等によって拡散速度が幾分早まり、対照の濃度を上回る程には滞留しなかったものと考えられる。
 - ④ 樹冠上部(FH)のNO濃度が逆風時を除いて、8月、11月とも対照上部(CH)より高かったのは、これまでしばしばふれたように一次汚染質であるNOの水平方向の拡散が緑地帯によって一部遮られ、鉛直上空方向へ拡散した結果と考える以外にない。
- 以上のように沿道緑地帯周辺のNO₂、NO等濃度変動とその大気汚染低減効果は、緑地帯の構造に起因する遮閉効果と緑地帯内外の大気拡散速度及びNO₂生成速度のちがいで解釈することができた。特に、緑地帯の構造のちがいによる影響は大きく、既に上尾運動公園の事例で明らかにしたように、道路の両側に密植された、樹高の高い緑地帯の場合、比較的大気汚染低減効果が大きく、緑地帯から道路方向への逆風時にストリートキャニオン現象が発生した場合、NO₂等の低減効果が小さくなったのに対し、本調査地点のように片側だけで隙間の多い緑地帯では、横断風時にNO等が緑地内にこもり、かえって高濃度になることも多いという結果となった。即ち同じ緑地帯であっても植栽のしかたによっては、その効果に大きな差異があることが明かとなった。

5 結 語

道路の片側だけにあり、落葉樹からなる沿道緑地帯のNO₂、NO濃度低減効果について、埼玉県下、国道17号バイパス沿いの与野公園で調査を行った。ザルツマンNO_x計による7カ月間の連続測定の結果、緑地

帯によってNO₂濃度が平均7.0%低減することが確認された。しかし、NO濃度はわずか2.2%の低下にすぎず、外部の対照地点より高濃度となることも多かった。

樹冠上部のNO濃度が横断風時に対照上部を上回ることから緑地帯による遮閉効果、拡散効果が実測された。また、緑地帯内外の濃度変動は大気安定度やO₃濃度の変動で解釈することができた。

即ち、沿道緑地帯によるNO₂、NO濃度低減効果は、主に緑地帯の構造に起因する遮閉、拡散効果と緑地帯内外の大気拡散速度のバランスで変化し、NO₂濃度の低減にはこれに緑地内外のO₃濃度の違いが関与するものと考えられた。

また、本調査対象のような、比較的、緑地帯の側面に空隙が多い緑地帯では、特に横断風時に自動車排出ガスが緑地帯内部に侵入して滞留し、かえって緑地内のNOが高濃度となることも多いことが明らかとなった。

したがって沿道大気汚染対策として緩衝緑地帯を設置しようとする場合、緑地帯の構造には充分配慮する必要がある。

摘 要

沿道緑地帯の大気汚染低減効果を実証するため事例1として道路の両側に常緑樹からなる緑地帯のある上尾運動公園と、事例2として道路の片側に主として落葉樹からなる緑地帯のある与野公園で緑地帯内外のNO₂濃度等を自動測定機により連続測定した。

事例1（常緑樹からなる上尾運動公園沿道緑地帯）

- (1) 簡易法によるNO₂濃度分布調査では、連続して密な緑地帯のある道路東側でNO₂濃度の低減がみられたが、所々分断された緑地帯のある西側では、ほとんど低減がみられなかった。
- (2) 自動測定機による約7カ月の測定結果の平均値では、緑地内は対照地点よりNO₂で4.1ppb、NOで4.3ppb低く、低減率はNO₂が14.1%、NOが10.3%であった。
- (3) 緑地内の月平均NO₂濃度は各月とも対照よりも低く、濃度差は11-12月の6ppbが最高で、8月の2ppbが最低であった。低減率の最高は10月の17%、最低は8月の11%であった。
- (4) 静穏時の低減率はNO₂が7月、NOが6月にそれぞれ最大値27%、36%に達し、以降、秋から冬にかけて幾分低下した。
- (5) NO₂濃度等の低減率は風向によって大きく変動した。逆風時にはストリートキャニオン現象も発生

し、その出現頻度と大気拡散状態の変動が低減率に大きな影響を及ぼした。

- (6) 沿道緑地帯のNO₂吸収量を推定すると、前面道路走行車から排出されるNO_x量の0.9~1.6%であり、測定されたNO₂低減率を大きく下回った。
- (7) 1時間値を用いた各地点ごとの風向別濃度の特徴、及び簡易測定による濃度分布の特徴等を検討した結果、沿道緑地帯による大気汚染低減効果は主に緑地帯の遮閉性と、それに起因する自動車排出ガスの鉛直上空方向への拡散効果によると考えられ、拡散条件を左右する大気安定度や風向の影響が大きいことがわかった。

事例2（落葉樹からなる与野公園沿道緑地帯）

- (1) 6月から12月までの平均値で、緑地内はNO₂で2.7ppb、NOで1.4ppb対照よりも低く、その低減率はNO₂が7.0%、NOが2.2%であった。
- (2) 緑地内の月平均NO₂濃度は7月に対照を上回り、低減率が-1.5%となった他は各月とも対照を下回り、9月に最高値12.9%を示した。緑地内のNO濃度は6、7、8、11月に対照を上回り、負の低減率となった。低減率の最小値は8月の-14%、最高値は9月の7.7%であった。
- (3) 8月、11月の各測定点の風向別濃度及び低減率を求めたところ、道路横断風時に樹冠上部のNO濃度が対照上部を上回り、緑地帯による鉛直上部方向の拡散効果が確認されたが、緑地内にもNOが滞留し、負の低減効果を示すことが多かった。一方、NO₂濃度は両月とも全風向で緑地内が対照を下回ったが、樹冠上部のNO₂濃度は、8月は対照上部を上回り、11月は同レベルか幾分低い傾向を示した。
- (4) 長期平均的には沿道緑地帯によるNO₂濃度等低減効果が確認されたが、本調査地点のように道路側側面に空間の多い緑地帯の場合、気象条件によっては自動車排出ガスの侵入、滞留によって緑地内がしばしば高濃度となることが明らかとなった。
- (5) 緑地帯によるNO₂等低減効果については風向、大気安定度別出現頻度とO₃濃度の月変動を考慮して検討したところ、緑地帯によるNO₂等の低減効果は緑地帯の構造に起因する遮閉能力と、緑地帯内外の大気拡散速度のバランスによって変動し、NO₂濃度の低減効果には、これに緑地内外のO₃濃度によるNO₂生成速度の変化が関与するものと推察された。

以上の結果、NO_xが連続的に排出されている沿道においても、長期平均的には沿道緑地帯によってNO₂濃度が低減することが実証された。その効果は冬期にも及ぶことが分かり、緑地帯によるNO₂対策の有効性が明らかとなった。また、沿道緑地帯によるNO₂低減効果の原因は、複数地点で測定したNO_x濃度の時間値の解析により緑地帯の構造に起因する遮閉効果と群落内外の拡散条件の違いによることが明らかとなった。さらに、緑地帯内外のO₃濃度の差がNO₂生成速度を変化させ、緑地帯内のNO₂低減効果に影響を及ぼしていることが推察された。

第5節 埼玉県における緑地の生産力に基づく二酸化窒素浄化量の推定

1 はじめに

植物によるNO₂大気汚染の低減を考える場合、最初に考えられるのは植物のガス交換機能による浄化であろう。

これまで植物の大気浄化量について定量的に推定した報告はきわめて少ないが、CO₂に関して岩城⁵⁶⁾及び清野、内嶋⁵⁷⁾が、NO₂等の汚染物質の事例については戸塚³⁴⁾、三宅³⁵⁾及び松尾が報告している。

筆者は植物による沿道大気汚染対策の可能性について明らかにするための一貫として、県内全域の植物によるNO₂浄化量について、植物の生産力等に関する既存の知見を利用して試算した。以下に結果を示す。

2 NO₂吸収量等の推定方法

NO₂等のガス濃度が比較的低い場合、ガスによって気孔開度は変化しないと考えられるので植物によるガス吸収速度はガス濃度に比例し、光合成によるCO₂吸収速度が分かればNO₂吸収速度も推定できる³⁴⁾ことが報告されている。

本節でのCO₂吸収量は県レベルの大面積の大気浄化量を問題にしているため、乾物生産量をもとに、CO₂とC₆H₁₀O₅の重量比で算出した。特に緑地の主要部分を占める森林や耕地の面積はかなり正確に把握されており、比較的真値に近いCO₂吸収量を推定できると考えられる。

なお、植物のエネルギーは呼吸によって賄われているので、前記の乾物生産量に関する値は呼吸による消耗分を差しひいた純生産量(Pn: Net Production)であり、実際の吸収量は、これに呼吸量を加えた総生

産量(Pg: Gross Production)である。したがって、植物によるCO₂吸収量は純生産量から換算できるが、NO₂の吸収量を推定するベースとなるのは総生産量である。

1990年を基準とした緑地のCO₂、NO₂吸収量及び参考としてSO₂吸収量を以下、次のとおり算出した。

- (1) 緑地種類別の面積の推定
- (2) 既存データによる緑地種類別の単位面積当り純生産量、総生産量の推定
- (3) 上記(1)(2)を乗じて緑地種類別の純生産量、総生産量を算出し、CO₂吸収量に換算する。
- (4) (3)の総生産量をもとに、CO₂とNO₂間の吸収速度の比及び大気中の濃度からNO₂吸収量を算出する。

3 結果及び考察

(1) 埼玉県内の緑地面積の把握

緑地を大まかに分類すると森林、耕地、都市公園、それに都市の中の雑多な緑に区分できる。特に埼玉県では前二者が大半を占めており、それをいかに精度よく把握するかが重要である。また、そのデータが継続して得られれば吸収量の推移も把握できることになる。こうした条件を備えたものは、耕地面積では「世界農林業センサス」⁵⁸⁾であり、これを用いた。同「センサス」は昭和13年に始まって、昭和25年以降は5年ごとに多数の調査員が農家に聞き取り調査を行っており、市町村ごとに耕地種類別にまとめられている。

森林面積は埼玉県林務課が毎年（昭和63年までは隔

表3-5-1 埼玉県内の緑地種類別面積(単位: ha)

緑地種類	面積	緑地種類	面積
田: 稲のみ	32466	竹林	482
二毛作	7067	無立木地	878
休耕田	4562	針葉樹: 人工林	59428
稲以外	5366	針葉樹: 天然林	10928
畑: 普通畑	22209	広葉樹	54441
無作付	4406	都市公園	2471
牧草地	475	原野	3994
樹園地	8453	(合計)	217626

年) 報告している「森林・林業と統計」⁵⁹⁾を利用した。この統計には都市域の雑木林等も含まれており、国有林以外の森林面積が市町村ごとに、主な樹種ごとに把握できる。国有林面積は秩父営林事務所調べのデータを聴取し、市町村に配分した。

都市公園面積は「さいたまの都市計画」⁶⁰⁾によった。原野及びその他の面積は、全体の精度への影響は小さいので幾分実態とは異なるが「埼玉県統計年鑑」の用途地域別面積を利用した。以上のデータをもとに得られた1990年における埼玉県内の緑地種類別面積を表3-5-1に示した。耕地面積は85004haで県面積の22.4%、森林面積は126157haで33.2%、都市公園等を含め、まとまった緑地(家庭の緑は除く)は合計217626haで57.3%と推定された。

(2) 緑地種類別の純生産量及び総生産量の推定

緑地種類別に推定した純生産量及び総生産量を表3-5-2に示した。算出根拠は次のとおりである。

岩城⁵⁶⁾は植物の生産量を推定するため植生区分ごとに単位面積あたりの純生産量を整理しており、清野と内嶋⁵⁷⁾が農業気象学的なモデルによって推定した緑地の純生産量の結果と比較的よく一致している。そこで、本節では岩城の植生区分ごとの純生産量データを基礎として、後述する埼玉県の樹種構成、樹齢構

表3-5-2 緑地種類別純生産量及び総生産量 (t/ha/年)

	純生産量	Pn/Pg	総生産量
田： 稲のみ	11	0.6	18
二毛作	18	0.6	30
休耕田	5	0.6	8
畑： 普通畑	12	0.6	20
無作付	5	0.6	8
牧草地	8	0.6	13
樹園地	10	0.5	20
竹林	10	0.5	20
無立木地	8	0.5	16
針葉樹：人工林	17.2	0.3	57
針葉樹：天然林	11	0.3	37
広葉樹	11.9	0.3	25
都市公園	5.6	0.5	11
原野	5	0.5	10
宅地	0.8	0.5	1.6
その他	1.6	0.5	3.2

注) 数値は乾量表示

成、緑被率等を加味して補正するとともに、耕地については植生区分を細分化して村田⁶³⁾の提起している純生産量データを用いた。

一方、総生産量は吉良⁶³⁾の提起しているPn/Pg値により算出した。その他、単位面積(1ha)あたり、1年間の純生産量決定にあたっては以下の要素を勘案して設定した。

① 針葉樹：人工林の純生産量^{56, 63)}は樹齢や生育地により大きく異なる。スギの測定例は15~25tであるが、関東地方の成木では18t程度とされているqヒノキの測定例は15~20tで平均は16t程度、マツでは同様に10~20tで平均15t程度である。埼玉県の人工針葉樹⁵⁹⁾は樹齢40年未満の若い木が約80%を占めるので純生産量は成木の値を採用した。また、樹種比率は、スギ：ヒノキ：マツ=65：25：10であり、この割合で加重平均して針葉樹人工林を17.2tとした。一方天然林の針葉樹は樹齢が高いため純生産量は小さく、岩城³⁸⁾の提示した11tを用いた。

② 広葉樹：常緑樹^{56, 63)}は15~25tで平均20t程度、落葉樹^{56, 63)}は5~15tで平均11t程度である。1980年の第1回緑の国勢調査⁶⁴⁾では埼玉県の常緑樹対落葉樹の比率は1対9であり、これで重み付けして平均11.9tとした。

③ 都市公園：「埼玉緑の長期総合計画」の1980年の航空写真⁶⁴⁾によれば、草地と樹林地を併せて約70%の緑被率であり、当該地域の面積あたり純生産量約8tに乗じて5.6tとした。

④ 宅地：同上航空写真⁶⁴⁾による地域別緑被率によれば、宅地付近の緑被率は約10%である。面積あたりの純生産量は都市公園緑地の平均値8t程度とし、これに宅地の緑地率を乗じて、0.8tとした

⑤ その他：原野、河川敷等の緑被率は約20%(同上)なので、都市公園と同一生産量8tに乗じて1.6tとした。

(3) CO₂及びNO₂等吸収量の推定

植物によるCO₂吸収量は植生別の単位面積あたり純生産量に植生面積を乗じることによって得られる乾物生産量をもとに算出できる。植物によって合成される多糖類(乾量)はC₆H₁₀O₅で表されるからCO₂との比例計算で算出される。

即ち、CO₂の重量比(6CO₂/C₆H₁₀O₅=1.63)より、 $U_{CO_2}=1.63 \times Pg$ (総生産量)となる。

三宅³³⁾はこれをもとにCO₂濃度を350ppm、C_{CO₂} = 0.63 μg/cm³として、総生産量と目的とするガス濃度が分かれば緑地種類ごとのガス吸収量を簡便に推定することができるモデルを次ぎのように提案している。

$$U_{NO_2} = 15.5 \times C_{NO_2} \times Pg \dots \dots \textcircled{1}$$

$$U_{SO_2} = 20.7 \times C_{SO_2} \times Pg \dots \dots \textcircled{2}$$

ただし、Cの単位はμg/cm³

本節ではこの①②式を用いてNO₂、SO₂吸収量を推定した。

表3-5-3に埼玉県内の緑地種類別のCO₂及びNO₂等の吸収量のまとめを示した。

NO₂濃度は各市町村内に設置されている一般環境局の常時監視測定値の年平均値⁶³⁾を用い、常時監視局のない地域の濃度は近傍常時監視局2局の平均値とした。

以上の方法を用いて算出した結果によれば、県土の中で33.2%にすぎない森林は、全緑地が吸収するCO₂量の60%、NO₂量の65%を吸収していることになる。また、県土の22.4%の耕地は32%のCO₂、27%のNO₂を吸収した。即ち、森林と耕地合わせて55.6%の面積で、全県の大気浄化量の90%以上を占めていることになる。

(4) 緑地による大気浄化量の推移

昭和40年以降の前記「世界農林業センサス」「林業統計」等の緑地面積データをもとに埼玉県内の森林と耕地面積の推移を図3-5-1に示した。1990年の森林、耕地の面積は全体として1965年以降21%減少したため、図3-5-2に示したCO₂、NO₂の吸収量も、1965年時点にくらべ19%減少している。

県内の緑地面積のうち森林面積の減少はわずかであったが、耕地面積は1965年に比べて37.5%も減少している(図3-5-1)。そのため耕地によるCO₂、NO₂吸収量は、大気中の濃度変化が比較的少ないため、その面積の減少分だけ低下した(図3-5-2)。

(5) 植物によるNO₂吸収量と大気中NO₂濃度に及ぼす影響

埼玉県におけるNO_x排出量と植物による吸収量について、全県のまとめを表3-5-4に、市町村ごとの推定値を表3-5-5(1)~(2)に示した。埼玉県の緑地率は必ずしも小さくはないが、都市域の緑地面積が小さいため、県全体ではNO_x排出量に対する植物の吸収量の割合はかなり小さく、詳細な発生源データのある1985年度のNO_x排出量⁶⁶⁾と対比してみると、1990年のNO₂吸収量は7.4%にすぎない。もっとも市町村ごとに見れば、県南部では0.7%から数%程度と一層

表3-5-3 埼玉県内の緑地によるCO₂、NO₂吸収量

区 分	面 積 (ha)	純生産量 (t)	総生産量 (t)	CO ₂ 、NO ₂ 吸収量(t)	
				CO ₂	NO ₂
田 圃	49461	571538	940220	931606	586
畑 地	27090	292354	485631	476538	308
樹園地	8453	84528	169056	137781	108
森 林	126157	1802062	5176440	2937360	2438
公 園	2471	13842	27190	22563	19
その他	166302	231716	463432	377697	296
全 県	379934	2996040	7261969	4883546	3755

その他：まとまった緑地以外の土地で庭木等の「緑」が含まれる。

表 3-5-4 NO_x排出量と植物の吸収量

(単位 t/年)

	排 出 量				植物の 吸収量	対発生源割合		
	自動車	固定発生源	家 庭	合 計		自動車	固定発生源	合 計
NO _x	30845	18459	1745	51049	3755	12.2%	20.3%	7.4%

備考) 排出量はS60年(大気保全課)

少なかったが、森林の多い山間部では300%に達するところもあった。

次に浦和市を例に植物によるNO₂吸収の大気中NO₂濃度への影響について考察する。浦和では植物によるNO₂の吸収割合は2.4%であり、NO₂濃度の年平均値が30ppbであるから、簡便に考えれば30ppbの1.024倍、即ち30.7ppbが植物のなかったときの濃度ということになり、約0.7ppbが植物によって低下したと考えても差し支えない。ただし、埼玉県が実施した県全域のNO_x拡散シミュレーション⁶⁾の結果によれば、県内のNO_x排出量で県内の濃度の85%までを説明できたことを報告している。このことから県内のNO₂濃度に対する県内のNO_x排出量の寄与は、県全域では85%程度であり、残りは他都県からの移流か、或はバックグラウンド濃度の影響と考えられる。した

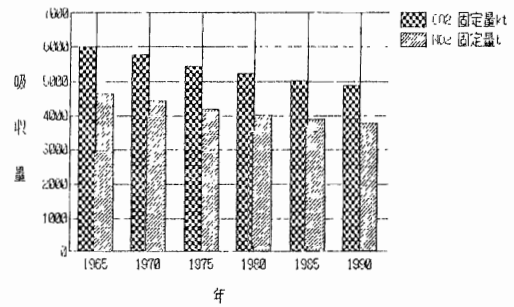


図 3-5-2 埼玉県における緑地による汚染物質吸収量の推移

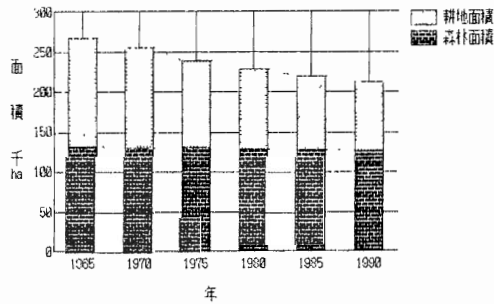


図 3-5-1 埼玉県における森林及び耕地面積の推移 (世界農林業センサス⁴⁾, 林業統計⁴⁾より作図)

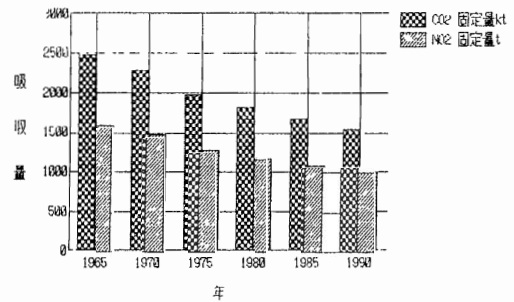


図 3-5-3 埼玉県の耕地による汚染物質吸収量の推移

がって、浦和では植物による吸収によって低下するNO₂濃度は0.7ppbの85%、即ち0.6ppb程度ということになる。

以上のように浦和等の県南部では緑地面積が少ないため、植物の吸収による大気中NO₂濃度の低減は少なかったが、埼玉県全体では、NO₂の吸収割合は7.4%、全常時監視のNO₂濃度の平均値が20ppbであるから、同様に計算すると1.26ppbが低下していることになる。もちろん、山間部等では当該地域のNO_x排出量以上を吸収によって浄化していることは表3-5-5(1)、(2)に示したとおりである。

今後は山間部森林の放置等による質的劣化を防ぐとともに、都市部に緑地を大幅に拡大し、高濃度域で効率よく浄化していく必要がある。

なお、植物による大気浄化は吸収によるものばかりではなく、吸着等による部分もあるといわれるが、本稿の推定では大気浄化量に含めていないので、幾分、過小評価をしている可能性がある。一方、植物の光合成は夏期に盛んであるがCO₂やNO₂濃度はその時期に低いので、年平均値濃度を用いた本稿の計算では、それらの吸収量を過大評価しており、結局、両者が相殺しあっているものと考えられる。

ところで、植物が大気浄化に寄与していることの価値については、産業の生産性ばかりを追求する現代社会においては評価の対象になっていない。これまで森林の公益的機能の貨幣価値が試算された例はあるが、未だ行政施策や開発の判断材料には加えられていない。今後は経済学的にも評価され得る公益的機能の価値評価手法を早急に確立し、普遍化していく必要がある。

摘 要

埼玉県における緑地の大気浄化量を明らかにするため、市町村ごとに植物の炭水化物生産量を推定することにより、CO₂及びNO₂吸収量を算出した。

- (1) 県面積の33.2%にすぎない森林が全緑地が吸収するCO₂量の60%、NO₂量の65%を吸収し、同じく県面積の22.4%の耕地はCO₂量の32%、NO₂量の27%を吸収した。
- (2) 1965年以降、県内の緑地面積は主として耕地面積の減少によって、21%も減少しており、NO₂吸収量も年々減少してきている。
- (3) 1985年に埼玉県内各市町村ごとに排出されたNO_xに比べると1990年の緑地のNO₂吸収量は県南

部の0.7%から山間部の300%程度まで地域によって異なったが、県全体では7%程度であった。

- (4) そのため、植物によるNO₂吸収が大気中のNO₂濃度の低減に及ぼす影響は県南部ではきわめて僅かで、浦和での濃度低下は0.6ppb程度と推定されたが、埼玉県全体の平均では1.26ppbの低下が推定された。

表3-5-5(1) 市町村別緑地面積及びNOx排出量とNO₂吸収量の割合

市町村	緑地面積 (ha)	緑地率 (%)	NO ₂ 吸収量 (t)	NOx排出量 (t)	緑地のNO ₂ 吸収割合(%)
1 川越	4518	41.4	77.34	1906	4.1
2 熊谷	3366	39.1	57.26	5672	1.0
3 川口	1063	19.1	26.84	1861	1.4
4 浦和	1736	24.4	37.83	1605	2.4
5 大宮	2243	25.2	43.03	1923	2.2
6 行田	3040	50.0	42.85	604	7.1
7 秩父	11007	82.1	257.55	3656	7.0
8 所沢	2930	40.8	62.53	902	6.9
9 飯能	10216	76.2	316.42	402	78.8
10 加須	3030	51.5	37.26	701	5.3
11 本庄	1332	36.5	19.29	388	5.0
12 東松山	2358	35.7	42.18	844	5.0
13 岩槻	1940	39.0	36.20	991	3.7
14 春日部	1354	35.7	22.91	742	3.1
15 狭山市	1810	36.4	33.42	842	4.0
16 羽生	2869	48.4	36.85	499	7.4
17 鴻巣	1734	48.7	23.99	425	5.6
18 深谷	3119	44.3	39.06	740	5.3
19 上尾	1411	30.9	22.96	908	2.5
20 与野	82	9.8	2.45	340	0.7
21 草加	468	17.0	12.43	1098	1.1
22 越谷	1839	30.8	27.85	1270	2.2
23 蕨	35	6.9	1.41	165	0.9
24 戸田	171	9.5	5.88	736	0.8
25 入間	1810	40.4	39.89	741	5.4
26 鳩ヶ谷	60	9.8	2.12	298	0.7
27 朝霞	411	23.1	9.56	336	2.8
28 志木	193	21.6	4.36	207	2.1
29 和光	223	19.2	5.42	399	1.4
30 新座	691	30.2	15.90	652	2.4
31 桶川	966	38.3	15.10	318	4.7
32 久喜	945	37.7	15.18	722	2.1
33 北本	716	36.5	10.84	330	3.3
34 八潮	297	16.4	7.83	671	1.2
35 富士見	799	41.0	12.06	318	3.8
36 上福岡	168	25.2	2.87	266	1.1
37 三郷	736	24.2	17.03	730	2.3
38 蓮田	1095	40.1	20.87	426	4.9
39 坂戸	1313	32.0	20.90	391	5.4
40 幸手	1652	46.1	21.34	400	5.3
41 伊那	554	37.0	9.56	148	6.5
42 吹上	681	45.3	10.22	125	8.2
43 大井	342	42.6	5.72	220	2.6
44 三芳	727	46.7	12.52	326	3.8
45 毛呂山	2074	61.5	40.51	169	23.9

NOx排出量はNO₂換算値

表3-5-5(2) 市町村別緑地面積及びNO_x排出量とNO₂吸収量の割合

市町村	緑地面積 (ha)	緑地率 (%)	NO ₂ 吸収量 (t)	NO _x 排出量 (t)	緑地のNO ₂ 吸収割合(%)
46 越生	3136	78.0	92.90	83	111.8
47 鶴ヶ島	575	32.4	9.47	299	3.2
48 日高	2459	51.9	48.56	3419	1.4
49 名栗	5554	94.5	157.08	50	314.3
50 滑川	1844	62.6	30.51	200	15.3
51 嵐山	1743	58.0	23.94	282	8.5
52 小川	4114	68.6	72.85	222	32.8
53 都幾川	3370	80.6	72.04	51	140.1
54 玉川	995	68.3	14.93	42	35.4
55 川島	2241	53.2	26.73	308	8.7
56 吉見	2037	52.5	24.76	257	9.6
57 鳩山	1496	57.7	25.35	55	46.5
58 横瀬	4782	96.6	85.72	2083	4.1
59 皆野	5255	83.3	90.92	126	72.1
60 長瀬	2551	84.6	40.78	148	27.6
61 吉田	5417	81.2	92.92	77	120.1
62 小鹿野	8741	87.4	130.64	115	113.8
63 小両神	6322	89.7	88.32	52	168.6
64 大滝	32159	96.9	437.71	152	288.7
65 大荒川	4215	88.9	69.33	108	63.9
66 東秩父	2926	79.2	51.13	116	44.0
67 美里	2027	60.0	26.05	207	12.6
68 児玉	3694	69.4	53.69	177	30.4
69 神川	1055	45.1	13.39	290	4.6
70 神泉	1899	78.7	40.57	69	59.1
71 上里	1185	41.0	15.22	297	5.1
72 大江	786	51.8	10.06	47	21.6
73 江南	1075	48.1	17.36	115	15.1
74 妻沼	1713	47.3	20.43	492	4.2
75 岡部	1504	50.1	15.31	186	8.2
76 川本	1017	46.5	12.32	196	6.3
77 花園	777	48.7	8.12	217	3.7
78 寄居	4090	63.9	59.96	422	14.2
79 騎西	1832	64.9	17.43	217	8.0
80 南河原	356	61.8	4.38	15	28.3
81 南里	1021	61.6	12.41	50	24.8
82 北川	988	47.1	12.07	81	14.9
83 大和	1288	52.3	14.53	116	12.5
84 宮代	660	40.6	8.75	117	7.5
85 白岡	1116	45.5	14.95	424	3.5
86 葛蒲	1555	57.0	19.37	203	9.6
87 栗橋	693	44.0	8.92	271	3.3
88 鷲宮	515	37.5	7.51	157	4.8
89 杉戸	1465	49.4	19.56	309	6.3
90 松伏	634	38.2	10.02	171	5.9
91 吉川	1189	38.4	18.78	293	6.4
92 庄和	1436	50.3	21.39	254	8.4
合計	217626	57.3	3755	51048	7.4

NO_x排出量はNO₂換算値

第6節 沿道緑地帯とその他の対策による 二酸化窒素濃度低減効果の比較

沿道の高濃度NO₂汚染の低減対策としてはこれまで様々な方法が考えられている。従来から実施されている排ガス規制等の発生源対策をはじめ、自動車交通総量の抑制や交通流の円滑化等の交通対策、それに道路構造の改善等の沿道環境対策等がある。しかし、現実にどれだけ実施されてきたか、ということになると発生源対策のうちの排ガス規制以外はわずかであり、その効果が確認されたという報告は、これまでのところみられていない。

そこで本節では前節まで明らかにしてきた沿道緑地帯によるNO₂汚染低減効果が、他の現実的な沿道NO₂汚染対策と考えられる、交通量の削減、自動車排ガス規制、交通流の改善等と比べてどの程度の評価ができるのか比較検討した。

もちろん、現状のNO₂汚染は前述のとおり深刻であり、ここに例示した全ての方策が重奏的にとりくまれることが必要であろう。

1 交通量削減による効果との比較

交通量とNO₂濃度の関係については道路構造や周辺環境、気象条件、O₃濃度等、様々な要因が関与しており、極めてばらつきが大きいことは第II章の図2-2-1で示したが、ここでは第II章の表2-2-4の全国平均値をもとに、交通量と沿道NO₂濃度の関係を示した次式により検討する。

$Y = 3.1X + 23.5$ 、ただし、 X (×1万台) は交通量、 Y (ppb) はNO₂濃度

ここで、定数の23.5は調査対象の自動車排出ガス測定局に最も近い一般環境局の年平均値22.9ppbと概ね一致しているので、全国平均的には12時間交通量が1万台増えるとNO₂濃度が年平均値で3.1ppb高まるものと解釈できる。

この式を本論文の調査地点である上尾運動公園と与野公園の道路交通量にあてはめて考えてみると、上尾運動公園の場合、緑地帯による低減効果4.1ppb、即ち低減率14%を交通量の削減で達成するためには、現状の昼間12時間交通量3万台を約1.5万台、即ち50%にしてはじめて32.8ppbから28.2ppbへ14%の低減となる。同様に与野公園で緑地帯の低減率7%を達成するためには12時間交通量5.5万台を約4.5万台に、即ち18%削減する必要がある。実際には交通量と濃度の関

係はこれほど単純ではないが、年々交通量が増加している現状での実現は困難といわざるを得ない。

また、このように交通量削減の効果が比較的小さい原因は、沿道のNO₂濃度には当該地域の後背地の濃度に道路走行車の排ガスの寄与濃度が上乘せされているため、例えば上尾の道路走行車の寄与濃度を上式から約9ppbと仮定すると、これをすべて削減しても上尾の後背地濃度21ppb²⁴⁾が低下するわけではないので、大気中の濃度としては最大30%の削減(9/(9+21)×100%)にしかならず、交通量の削減だけで効果を挙げることの難しさが明らかであろう。

2 自動車排出ガス規制強化による効果との比較

NO₂大気汚染対策で最も大切で基本となるのは自動車排出ガス規制である。しかし、過去の経緯を振り返ってみると、結果的には年々増加する交通量に対し、大気汚染レベルをкаろうじて現状維持してきたという結果⁶⁷⁾となっている。未規制時に対し、昭和63年規制では、乗用車で8%、ディーゼル車は直噴車で40%、副室車で36%まで排出ガスを減少させた⁶⁸⁾ことになっているが、NO₂濃度は横這いからここ数年は上昇傾向へと変化してきている。その原因としては⁶⁹⁾大幅な交通量の増加、ディーゼル車の増加、特に副室式エンジンから直噴式エンジンへの転換の進行、規制モードと実走行モードの違いによる規制効果の過大評価等があげられる。

ところで、平成元年や2年度の規制適合車が約60%を占めると考えられる1995年では、上尾や与野の緑地帯前面道路の交通量がまったく増加せず、規制効果が100%発揮できるものと仮定すると、表3-6-1に示したようにNO_x排出量は1990年より上尾で16%、与野で12%減少する可能性がある。

これは交通量もしくは自動車排ガス寄与分の濃度がそれぞれ16%、12%減少したことと同じと考えても差し支えないので、前項の式でNO₂濃度の低下を算出するとそれぞれ上尾で4%、与野で5%低下することになる。ところが現実の埼玉県内の道路では1990年以降5年間に17%も走行台キロの増加⁷⁰⁾が予測されており、それだけで規制効果が失われる可能性が強い。しかも前述のとおり大型化、ディーゼル化、直噴化の趨勢を考えれば、車種ごとの排ガス規制値は強化されても、現状のNO₂汚染の改善は全く考え難い状況になっている。今後、ディーゼル車等に対する平成5年度規制が実施されても、長い猶予期間と買い換えの速

度を考慮すればこれまでと同様、現実のNO₂濃度は改善されないものと考えざるを得ない。

加えて、それ以上にNO₂汚染の解決を困難にしている最大の原因は、高濃度に汚染されている幹線道路近傍ではNO₂の生成に関与するO₃に対してNOが既に過剰にある⁴⁾ということである。したがって排ガス規制によってNO_x排出量が減ってNO濃度が若干低下しても、沿道という狭い範囲ではNO₂への酸化速度が律速となり、NO₂濃度の低下は少ない(図3-6-1)。第II章第2節で示した表2-2-6によれば、NO_x濃度をXとするとNO₂濃度Yは、 $Y=2.10X^{0.61}$ ($r=0.90$)で近似でき、傾きが0.61である。この式から、例えば現状のNO_x濃度が200ppbと高濃度の場合、50ppbを低減して150ppbにしたとしてもNO₂濃度は7ppb程度しか低下しないが、現状のNO_xが低濃度ならNO₂濃度の低下も大きくなる。即ち、排ガス規制の効果は現状のNO_x濃度レベルに依

存しており、環境基準を超過している高濃度域ほど排ガス規制の効果が上がりにくいことが明らかである。

3 交通流改善による効果との比較

自動車からのNO_x排出量は走行状態によって変化するが、ディーゼル車とガソリン車でその傾向が異なるため、走行速度の改善による効果はディーゼル車の混入率によっても変わってくる。一般的には極端な高速走行を除けば走行速度を速くすることによって、自動車走行によるNO_x排出量を減らすことができる。

そこで、2カ所の調査地点をモデルに走行速度をそれぞれ現状よりも10km/h速めた場合について実走行に基づいて作成した排出係数⁷⁾により試算した(表3-6-1)。いずれの地点も大型の貨物車が多いことから、NO_x排出量が約10%程度削減される。これは前式からNO₂濃度では約3%、約1ppb程度の削減に相当するが、1年間を通じて速度を10km/h速める

表3-6-1 自動車排ガス規制及び走行速度高速化のNO_x排出量改善効果の試算

		現 状 (1990年)			高速化+10km/h*		規制強化後(1995年)	
		台 数 (台)	EF (g/km)	NO _x (kg/km)	EF (g/km)	NO _x (kg/km)	EF (g/km)	NO _x (kg/km)
上 尾	軽乗用車	1050	0.26	0.27	0.25	0.26	0.26	0.27
	乗 用 車	16750	0.38	6.37	0.39	6.53	0.37	6.20
	バ ス	230	3.70	0.85	3.30	0.76	3.45	0.79
	軽 貨 物	1580	0.98	1.55	0.96	1.52	0.73	1.15
	小型貨物	6720	1.04	6.99	0.94	6.32	0.41	2.76
	貨 客 車	7400	0.65	4.81	0.61	4.51	0.42	3.11
	普通貨物	7390	6.05	44.71	5.41	39.98	5.44	40.20
	特 殊 車	1380	4.66	6.43	3.30	4.55	4.26	5.88
	合 計	42500		71.98		64.44		60.36
与 野	軽乗用車	708	0.25	0.18	0.25	0.18	0.25	0.18
	乗 用 車	34496	0.44	15.18	0.39	13.45	0.43	14.83
	バ ス	296	3.91	1.16	3.52	1.04	3.65	1.08
	軽 貨 物	3211	0.93	2.99	0.96	3.08	0.69	2.22
	小型貨物	6424	1.09	7.00	0.99	6.36	0.43	2.76
	貨 客 車	11008	0.67	7.38	0.62	6.82	0.44	4.84
	普通貨物	21857	6.40	139.88	5.72	125.02	5.77	126.11
	特 殊 車	1901	4.91	9.33	4.42	8.40	4.51	8.57
	合 計	79901		183.10		164.36		160.6

* 現行走行速度(上尾35km/h、与野30km/h)を10km/h速める対策

ためには走行速度と密接な関係にある交通量を大幅に削減することが不可欠となる。しかし、走行速度を速めれば交通量が増加するのが普通であり、その効果はどれだけ交通量の削減が可能かにかかっており、結局、1で述べた交通量削減の効果を上回することはできない。

4 自動車NOx削減法による効果との比較

平成4年6月3日に「自動車から排出される窒素酸化物の特定地域における総量の削減等に関する特別措置法」(以下、自動車NOx削減法という)が公布され東京周辺地域等のディーゼル車の車種規制等が行われることになった。これによれば西暦2000年の時点で、車種規制で12%、低公害車の普及で4~5%、物流対策で数%から10%、合わせて20から27%もNOxが削減される^{68, 71)}見通しになっている。しかし、既に低公害車への買い換えを8~10年も猶予することになり、加えて前述した、自動車の大型化等のマイナス要因の問題点は今後とも残るものと考えられ、客観的には高濃度汚染地域での沿道の環境基準達成は不可能と考えられる。

即ち、例えばNOx濃度への自動車排ガスの寄与率は地域によって異なるが、埼玉県南部地域の寄与率70%⁴⁸⁾とし、NOx削減法の規制効果が完全に現れたとすると、環境庁の見通しではNOx排出量の25%程度が削減されることになり、発生源全体としては17.5%のNOxが削減されたことになる⁷¹⁾。したがって、自然寄与のNOxを無視すれば最高でNOx濃度も17.5%だけ低下することになるが「自動車NOx」法に該当する地域では、記述したように沿道では既にNOが過剰にあるので、NOx濃度が仮に17.5%低下してもNO₂濃度は、その数分の1程度以下しか改善されないものと考えられる。

全国自排局測定結果から作成した図3-6-1によれば、現状でNO₂濃度30ppbを達成している沿道局のNOx濃度は約60ppbであるから、NOx濃度を17%低下させて60ppbとなるNOx濃度は72ppbである。即ち、NOxとNO₂濃度の関係が大きく変化しなければ、沿道局で環境基準のクライテリア年平均値30ppbを達成できるのは現状のNOx濃度で72ppb以下の地点であり、東京では39局中7局程度と予想される。結局、沿道でのNO₂濃度の低下は小さく、都市部の高濃度汚染地域では沿道のNO₂汚染の改善は目に見えては進まない可能性が強い。

5 緩衝緑地帯の高さによる効果

以上の諸対策と比べると、沿道はNOx排出量が多すぎるため、緑地帯の吸収によるNO₂低減効果は小さく、したがって抜本的な対策とはなりえないというマイナス要因はあるが、緑地帯による遮閉効果やNO₂生成反応の抑制により局地的ではあるがNO₂濃度を直接的に低減できる効果を有する。したがって

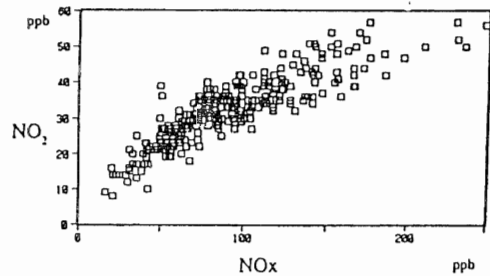


図3-6-1 全国自排局のNOxとNO₂濃度の関係 (1988年度) (自動車排出ガス測定局測定結果報告書³¹⁾より作図)

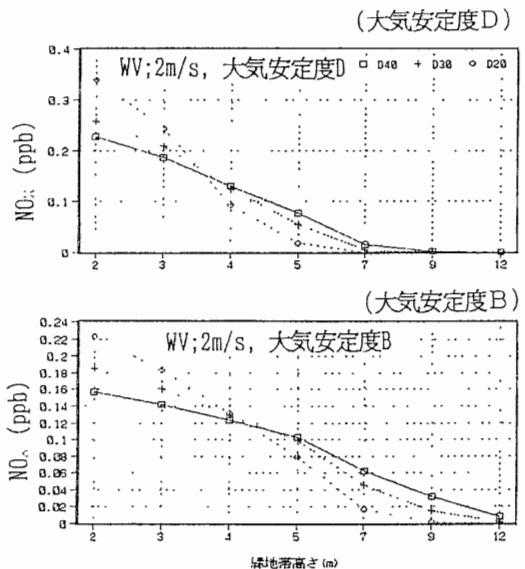


図3-6-2 路端距離20, 30, 40m地点のNOx濃度に及ぼす緑地帯高さの影響

遮閉効果を持つ防音壁も連続的で高いほど効果が大きいと考えられ、筆者はその効果についても報告^{7,2)}している。

図3-6-2に緑地帯を完全な遮閉体と仮定した場合の、道路端からの距離40m, 30m, 20m地点での地上2mのNO_x濃度が緑地帯の高さによってどう変わるかを、大気安定度別(B, D)に示した。緑地帯の高さが高くなるほど、各地点のNO_x濃度は低下しており、大気安定度がDの時は高さ7m程度、大気安定度がBの時は高さ12mの緑地帯で概ね着地濃度を0近くにすることができる。もちろんこれは緑地帯が遮閉構造で風が道路を直角に横断する等の仮定条件下のものであり、実際の低減効果は、そういった条件がどれだけ出現するかで変化することはいうまでもない。

ところで、例えば上尾のNO₂濃度の低減効果4.1ppbは自動車排ガス寄与分だけの低減効果として算出すればかなり大きなものとなる。即ち上尾運動公園の半年の測定結果では道路に近い対照濃度は約29ppbであるから、仮にこの地域の後背地濃度を近傍常時監視局データから21ppb程度とすると、自動車排ガス寄与分はそれを差し引いた8ppb程度と考えられ、そのうちの4.1ppbが低減したのであるから自動車排ガス寄与分の低減率は約50%ということになる。この値は、「交通量削減の効果」の項で交通量を50%にすることに等しいと推定したこととも一致している。

摘 要

沿道緑地帯によるNO₂濃度低減効果は上尾運動公園が14%、与野公園が7%であったが、その有効性を一層明らかにするため、現実に計画、実施されている諸対策の効果との比較評価を行った。

- (1) 交通量の削減で沿道緑地帯と同じ効果をあげるためには上尾運動公園で50%、与野公園で18%の交通量を削減させる必要があった。また、上尾の交通量を0にしてもNO₂濃度は最大30%しか低下しないものと推察された。
- (2) 自動車排ガス規制では、交通量が全く増加しないと仮定すると平成元年や2年度規制車が6割を占める1995年度ではNO_x排出量が上尾で16%、与野で12%減少するが、NO₂濃度ではそれぞれ4%、5%であり、現実には17%の交通量の伸びが予想されていることから、実際のNO₂濃度の改善は期待できなかった。また、NO_x(X)とNO₂濃度(Y)の関係式 $Y=2.10X^{0.61}$ からも、NO_xが高濃度な地

点ほどNO₂濃度の改善は困難であることが示されている。

- (3) 交通流を改善して走行速度を10km/h早めた場合もNO_x濃度は約10%程度、NO₂濃度は約3%程度の低減が予想された。しかし、そのためには交通量の削減が不可欠であり、その結果は(1)に述べたとおりである。
- (4) 自動車NO_x削減法の実施によりNO_x排出量が20~27%減少するといわれているが、発生源全体としては17.5%であり、予測どおりに効果が発揮されたとしても環境基準が達成される沿道局は都内では39局中7局程度と考えられた。
- (5) 以上の諸対策と比べると、NO₂を吸収、浄化する量は少ないとはいえ、直接NO₂濃度を14%、あるいは7%も低減する沿道緑地帯の効果は局地的対策としては著しく、緑地帯が連続して高い程、後方のNO₂濃度の低減が大きいことが予想された。