

## 第IV章 総合考察

自動車排出ガス測定局の常時監視結果によればNO<sub>2</sub>等による沿道の大気汚染は数次にわたる自動車排出ガス規制の実施にも係わらず長期にわたり高濃度で深刻な状態が続いていた。これに対し、新たな交通流対策や沿道環境対策も検討され、そのうちの1つとして沿道緑地帯の設置も考えられてきた。

しかし、これまでのところ緑地帯の設置はスペース確保の困難性に加えて有効性が確認されていないことからあまり進展していないのが現実であった。即ちNO<sub>2</sub>汚染対策を植物によるガス吸収機能の面から考えようとした場合、NO<sub>2</sub>汚染が季節汚染といわれるように、冬季に悪化する傾向が強いのにに対し、その時期、NO<sub>2</sub>吸収量が多いといわれる落葉樹は文字どおり落葉してしまう。また、朝夕のNO<sub>2</sub>の高濃度時は植物の光合成能力は低く、やはり植物利用の困難さが予想された。

しかし、実際に筆者らが野外で沿道緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度の低減を測定してみると、植物による吸収能力を大きく超えた低減効果が明らかとなった。以下に沿道大気汚染の実態把握と沿道緑地帯による大気汚染低減効果の確認、及びその主要な原因が緑地帯の構造に起因する遮閉、拡散効果によるものであることについて総合考察した。

### 1 沿道におけるNO<sub>x</sub>汚染の実態

沿道のNO<sub>x</sub>汚染対策を考えるためには沿道のNO<sub>x</sub>濃度変動の実態を十分に把握することが不可欠である。しかし、そうした意味では筆者らが調査を開始した1970年代後半では、まだ少なかった自排局のデータ以外には沿道のNO<sub>x</sub>汚染を調査をした報告は少なく、また、自排局のデータも環境基準の適非の評価以外には十分に活用されていなかった。特別なプロジェクトとして沿道でのトレーサー実験<sup>19-21)</sup>や、自動NO<sub>x</sub><sup>19, 74)</sup>計による拡散調査も行われてきたが、拡散モデルの検証に用いられる以外にはあまり活用されなかった。したがって沿道のNO<sub>x</sub>濃度が高いことは既に明らかであったが、距離減衰の大きさや、交通量と濃度の関係等を道路環境や気象条件との関連で、明確に示したものは極めて少なかった。

そこで筆者は沿道でのNO<sub>x</sub>拡散調査や、全国自排局のNO<sub>x</sub>濃度測定結果等を解析することにより以下のとおり、沿道でのNO<sub>x</sub>の濃度変動の特徴、即ち、

時刻変動や距離減衰、NO/NO<sub>x</sub>分布、交通量とNO<sub>2</sub>濃度との関係等を明らかにし、沿道緑地帯等による対策の方向性について判断材料を得た。

#### (1) 沿道におけるNO<sub>x</sub>汚染レベルと高濃度汚染の範囲

日交通量27000台の浦和所沢線沿道におけるNO<sub>x</sub>自動測定機による2カ月間の調査によれば、NO<sub>x</sub>、NO<sub>2</sub>濃度は朝夕が高く昼間が低下する二山型変動を示し、道路に近いほどそのピークが高く、明確な距離減衰を示した(図2-1-5)。また、調査期間中の1時間値の最高濃度は道路端1m地点でNO<sub>x</sub>が648ppb、NO<sub>2</sub>が176ppbときわめて高かったが、この時は道路端から150m離れた「後背地」濃度もそれぞれ404ppb、152ppbと高く、地域の高濃度汚染時に沿道が一層高濃度になること(表2-1-2)が示された。このNO<sub>2</sub>による汚染レベルは、NO<sub>2</sub>環境基準の短期暴露による健康影響の指針値0.1~0.2ppmにしばしば達する程であった。

沿道のNO<sub>x</sub>、NO<sub>2</sub>濃度は日射量や風速の影響も受け、日中の日射量の少ない時ほど、風の弱い時ほど高濃度となり、その時の距離減衰は小さかった(表2-1-4)。道路横断風時には、85m地点でも後背地濃度を差し引いた自動車排ガス寄与分のNO<sub>x</sub>、NO<sub>2</sub>濃度が期間平均値で各26ppb、6ppbにも達したが、逆風時には12.5m地点でNO<sub>x</sub>が数ppb程度と小さかった。このように沿道におけるNO<sub>2</sub>の高濃度の範囲は交通量をはじめ気象条件や道路の置かれた後背地の濃度レベルによって著しく変化するが、距離減衰が大きいのは道路端から概ね30m程度までであることが分かり、2カ月間の平均で自動車排ガス寄与分のNO<sub>x</sub>は路端距離33m地点で37%に、NO<sub>2</sub>は50%に減衰した(表2-1-3)。こうした沿道の距離減衰について高塚<sup>73)</sup>らは、12月の平坦地でNO<sub>x</sub>が路端距離10m地点で50%程度減衰したと、NO<sub>2</sub>は路端距離20mまでの減衰が相対的に大きかったことを報告している。また、住宅地での調査では<sup>76)</sup>NO<sub>2</sub>距離減衰は路端距離30mで約65%であったと報告している。1979年に中村<sup>74)</sup>も沿道大気汚染の研究動向を調査し、道路端から概ね30m程度が高濃度域であるとまとめている。

以上の結果他、全国自排局NO<sub>x</sub>、NO<sub>2</sub>測定結果と路端距離の関係(表2-2-4)からも、沿道対策を考えるうえでのNO<sub>x</sub>、NO<sub>2</sub>濃度の高濃度域は道路端から概ね30m程度と考えられた。沿道のNO<sub>2</sub>対策としては何等かの方法で居住区域を道路から離すこと

が有効であることが確認された。

交通量とNO<sub>x</sub>、NO<sub>2</sub>濃度の関係については全国自排局の設置環境等との関係を解析した結果、階級区分した12時間交通量をX(万台)とすると、沿道NO<sub>2</sub>濃度Y(ppb)は $Y=3.1X+23.5$ ( $r=0.99$ )で表せ、後背地濃度が全国平均値23.5ppb程度であれば、交通量1万台ごとにNO<sub>2</sub>濃度が3.1ppb高まることが示された。

同様に後背地濃度が全国平均的であれば、12時間交通量が2万台以上でNO<sub>2</sub>濃度が年平均値30ppbを超過する可能性が高く(表2-2-4)、それ以上の交通量の道路では何等かの局地的な対策の必要性がみとめられた。

また、道路近傍のNO<sub>x</sub>濃度をXとすると、NO<sub>2</sub>濃度Yは $Y=2.10X$ ( $r=0.90$ )で表せ(表2-2-6)、例えばNO<sub>x</sub>濃度が200ppb程度の場合、NO<sub>x</sub>濃度を150ppbにしてもNO<sub>2</sub>濃度は7ppb程度しか下がらないことが明らかとなった。もちろん、これ程のNO<sub>x</sub>の削減は交通の全面ストップでもしない限り事実上困難であり、直接的にNO<sub>2</sub>濃度を低下させる方法があれば有効であることが示唆された。

## (2) 沿道のNO/NO<sub>x</sub>比

沿道のNO/NO<sub>x</sub>比は路端距離や日射量、風速に大きく影響された。路端距離をXとすると沿道のNO/NO<sub>x</sub>比Yは $Y=0.74X^{-0.046}$ ( $r=0.99$ , 表2-1-6)で表わせる。道路端では後背地濃度を差し引いた自動車排ガス寄与分だけみると(表2-1-4)、NO<sub>2</sub>濃度は日射量が大きい程、風が強い程、NOからの生成反応が促進されて高濃度となる傾向を示した。自動車排ガス寄与分のNOは日射量が25cal/cm<sup>2</sup>/h以上の時、路端距離85m地点で50%程度がNO<sub>2</sub>に変化したが、夜間では10%程度にすぎなかった。また同様に、風速4m/s以上では85m地点で50%程度がNO<sub>2</sub>に変化したが、2m/s以下の時はやはり10%程度であった。即ち、連続して新たなNO<sub>x</sub>が排出される沿道では、日射や風速が弱いほど新たなNO<sub>2</sub>の生成は少なくなる可能性が示され、緑地帯設置によるNO<sub>2</sub>生成の抑制の可能性が示唆された。

## (3) NO<sub>2</sub>濃度の年平均値と日平均値による環境基準値の関係

全国の自動車排出ガス測定局のNO<sub>2</sub>濃度測定結果によれば、NO<sub>2</sub>の健康影響のクライテリアの上限值

(年平均値、30ppb)の達成率は、平成2年度は41%であり、環境基準上限値(日平均値の年間98%値、60ppb)の達成率64%と大きな開きがあった(図2-3-1、2)。

そこで、沿道汚染対策を実施するうえでは、健康影響を防止できるNO<sub>2</sub>の目標値を明確にする必要があり、NO<sub>2</sub>の健康影響のクライテリアに用いられている年平均値と、環境基準値である日平均値の年間98%値の関係について検討した。

NO<sub>2</sub>濃度の年平均値(X)と98%値(Y)の関係は、高濃度汚染の続く沿道では $Y=1.51X+5.5$ (昭和63年度、ppb)の直線で表わすことができ、年平均値30ppbに対応する回帰直線上の98%値は50.9ppbであった(表2-3-2)。この関係はNO<sub>2</sub>濃度レベルや路端距離(測定局採気口の道路端からの距離)によって変化し、年平均値に対応する98%値は、道路に近いほど、濃度が高いほど小さくなる傾向がみられた。即ち、大気汚染濃度の出現確率からは日平均値の年間98%値は60ppbではなく50.9ppbであり、安全率を見込んでいない環境基準値としては、大半の測定局がクライテリアを下回る40ppbが妥当と考えられた(図2-3-3)。

即ち、健康を維持するために必要なNO<sub>2</sub>濃度日平均値40ppbの全面的な達成のためには、従来からの排ガス規制中心の対策だけでは不可能であり、NO<sub>x</sub>を全く排出しないエンジンの開発等の抜本的な技術開発なしには困難であろう。当面は従来からの排ガス規制や交通総量の抑制に加えて、緑地帯の設置等の局地的対策も併せて実施していく必要性がある。

## 2 緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度低減効果

沿道の局地的な高濃度NO<sub>2</sub>大気汚染対策として緑地帯の効果を実際の現場で実証するため、1984年以降、野外での長期間の実測調査を行ってきた。

ここではこれまでの調査結果を基礎に、沿道緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度低減効果の実証と、それが緑地帯の構造に起因する遮閉、拡散効果とNO<sub>2</sub>生成の抑制効果によるものを総合的に考察した。

### (1) 緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度低減効果の実証

局地的な林内の大気汚染濃度の低減について門田<sup>7)</sup>はLampadiusがヨーロッパアカマツ林の内外でSO<sub>2</sub>濃度を測定した結果について、林帯内でSO<sub>2</sub>は軽減するがその効果は決して大きいとはいえないと紹

介している。本多<sup>78)</sup>は明治神宮内外でSO<sub>2</sub>濃度を24時間測定し、内部は外部の5分の1~17分の1であったことを報告している。ただし、これには道路からの距離減衰は考慮されていない。また、O<sub>3</sub>が林内で低減することは荒木<sup>10)</sup>や久野<sup>11)</sup>が報告している。NO<sub>2</sub>については小川らの調査開始時点では市民グループが行った、日比谷公園内が外部の4分の1の濃度であったという測定例<sup>43)</sup>等しかみられず、この結果も道路からの距離減衰や測定法に起因する風等の影響については考慮されていなかった。風の影響について小川の実験<sup>79)</sup>によれば、ポリフロンペーパーで覆って風の影響を緩和したトリエタノールアミン浸漬ろ紙の場合でも、風速2m/sに対し、3m/sでは30%、4m/sでは40%もNO<sub>2</sub>の捕集量が増加し、風速0.3m/sに対しては風速2m/sで37%、3m/sで80%も増加している。まして、ろ紙に直接大気が触れる初期の天谷式<sup>48)</sup>の場合はこれを大幅に上回るの確実と考えられ、風の弱い公園緑地内ではNO<sub>2</sub>濃度が低く、走行風のある沿道では一層高濃度に測定されたものと考えられる。

表4-1にこれまで筆者らが実施してきた自動測定機による長期間の野外調査結果のまとめを示した。

緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度低減効果の有無及びその程度を明らかにするため、初めに道路の影響が比較的小さいと考えられた、小面積で放置され、高密度の二次林である衛生短大東群落と大面積で管理された二次林である平林寺隣接群落を対象に群落内外のNO<sub>2</sub>濃度を測定した。いずれも群落内のNO<sub>2</sub>濃度が低く、前者が7、8月の2か月間平均値で22% (表3-3-

1)、後者は6月からのN系風時7か月間平均値で15% (表3-3-3)の低減がみられた。続いて、発生源近傍のため距離減衰等の複雑な濃度変動がある沿道の緑地帯として上尾運動公園と与野公園について同様の調査を行い、道路端から15.5mの緑地帯内部が緑地帯外の、道路端から等距離にある対照地点よりも、NO<sub>2</sub>濃度が約7か月平均値で前者が14% (表3-4-1-1)、後者が7% (表3-4-2-1)低減していることが分かった。

このように群落状態の緑地帯内では、月単位では低減効果が負の月があったが、いずれの調査地点でも長期平均的には緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度低減効果があることが実証された。

さらに冬季(12月)であってもNO<sub>2</sub>濃度は平林寺隣接群落で10% (図3-3-10)、上尾公園の沿道緑地帯で14% (表3-4-1-1)、与野公園の沿道緑地帯で9%の低下(表3-4-2-1)がみられるなど、緑地帯による沿道対策の実用性が一層明らかになった。

また、簡易測定法による与野公園および北浦和公園での1年間にわたる調査でも、公園内のNO<sub>2</sub>濃度が外部地域よりも低いことが確認されている。なお、その他の調査事例としては1985年に相原ら<sup>81)</sup>が、1986年に青木ら<sup>81)</sup>が公園内外のNO<sub>x</sub>濃度分布等を測定しており、距離減衰は考慮されていないものの公園内の濃度が外部にくらべて低かったことが報告されている。

一方、植物が大気浄化機能を有することから、埼玉県における植物のNO<sub>2</sub>浄化量を試算したところ、NO<sub>x</sub>排出量の7.4%程度(表3-5-4)に達するこ

表4-1 自動測定機による長期野外調査結果(1984~1987年)

調査地点	調査期間 年.月	NO <sub>2</sub> 低減率(%)			調査地点の規模、交通量 主な樹種
		MAX	MIN	AVE	
衛生短大東二次林	'84.7-8	-	-	22	0.3ha, クヌギ, シラカシ, 竹藪(放置)
平林寺隣接二次林	'85.6-12	21	10	15	4.7ha, クヌギ, コナラ, エゾキ(管理)
上尾運動公園沿道 緑地帯-道路両側	'86.6-12	17	11	14	幅14×200m, 日交通量4.3万台 サトウヅル, シイ等の常緑樹中心
与野公園沿道緑地帯 -道路の片側	'87.6-12	13	-1	7	幅13.6×150m, 日交通量8万台 サクラ, ケヤキ, イチョウ等の落葉樹中心

備考) NO<sub>2</sub>低減率のMAX, MIN, AVEは月平均値で、2か月間以上の測定値のあるものを表示した。平林寺隣接群落の低減率は道路の影響の少ないN系風時のもので、全データではMAX15%、MIN8%、AVE11%である。

とがわかったが、市町村別では都市部の僅か0.7%から山間部の300%以上(表3-5-5)、即ち自地域の排出量の3倍も浄化する地域があるなど、大きな開きがあった。植物による浄化が大気中のNO<sub>2</sub>濃度の低減に及ぼす影響は高濃度汚染の続く県南部ではきわめて僅かで、浦和では0.6ppb程度の低減効果と推察されたが、埼玉県全体では1.26ppbであった。今後は局地的な対策とは別に、高汚染地域に緑地を増やし、効率的に大気浄化を進める必要がある。

## (2) 緑地帯の構造に起因する遮閉、拡散効果のNO<sub>2</sub>濃度低減への影響

風向や風速、大気安定度等によってNO<sub>2</sub>濃度そのものが変動すると同様に、緑地帯内外のNO<sub>2</sub>濃度等が変化し、緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度等の低減効果も著しく変動した。特に沿道は発生源の近傍であるため、気象条件や緑地帯の構造の影響が大きかった。また、冬季であってもNO<sub>2</sub>濃度の低下がみられるなど、植物によるガス吸収以外の要因が大きいものと考えられた。

以下に緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度等低減効果の変動要因が緑地帯等の構造に基づく遮閉効果に起因することについて、筆者の各地での調査結果を比較しながら考察する。

### 1) 栽植間隔の異なる密植桑園と夏切桑園のNO<sub>2</sub>濃度垂直分布

NO<sub>2</sub>濃度低減効果に及ぼす群落構造の影響を実験的に明らかにするため、栽植間隔の異なる普通植桑園(2×0.6m)と密植桑園(0.5×0.5m)で6月から9月にかけてNO<sub>2</sub>濃度の垂直分布と桑の層別刈り取り調査、及び風速分布調査を行った。

普通植桑園では伐採時期が異なっても葉面積とNO<sub>2</sub>低減率のあいだに高い相関関係がみられた。しかし密植桑園のNO<sub>2</sub>濃度低減率は、同一葉面積当たりで比較しても普通植桑園を著しく上回った(図3-2-7)。

NO<sub>2</sub>濃度の低減が植物による吸収によると考えた場合、同一地点の同一植物であるから、多少環境要因が異なっても同一葉面積であれば群落としてのNO<sub>2</sub>吸収量に大きな違いはなく、NO<sub>2</sub>低減率も大差はないものと考えられる。それにもかかわらず栽植間隔のみ異なる同一葉面積指数の桑園で、NO<sub>2</sub>濃度低減率に大きな差が生じた主要な原因は群落構造の違

い、即ち、密植桑園が普通植桑園に比べて群落上部に葉量が多く、群落内上部でのNO<sub>2</sub>濃度の低減が大きいためと考えられる(図3-2-3)。一方、群落内の風の垂直分布では、栽植間隔が大きく群落上部に葉量の少ない普通植桑園の方が同一葉面積の密植桑園より風速が低下せず(図3-2-5)、それだけガス吸収には有利であった。しかし、そのことは同時に普通植桑園内でのガスの強制混合が進むことをも示しており、その結果NO<sub>2</sub>低減率はガスの強制混合の妨げられる密植桑園にくらべて小さくなったものと考えられる。

NO<sub>2</sub>低減率(Y%)と群落外部の風速を1とする群落内の相対風速(X)の関係は、図4-1に示すとおりで、密植桑園と普通植桑園では若干異なるものの、両データは $Y = -32.1X + 31.2$  ( $r = -0.93$ )で表せ、群落内の風速の低下に比例してNO<sub>2</sub>低減率が大きくなるが示された。

### 2) 小面積で放置された二次林と大面積で管理された二次林のNO<sub>2</sub>濃度低減効果

調査期間中のNO<sub>2</sub>低減率は前述のとおり小面積で放置され高密度の二次林(以下、短大東群落という)が7-8月の平均で22%なのに対し、大規模な二次林(以下、平林寺隣接群落という)は6月以降のN系風時7カ月間の平均で15%(全データでは11%)、7-8月の2カ月間では11%であった(表3-3-3)。0.3haと小面積の短大東群落のNO<sub>2</sub>濃度低減率が4.7haもの平林寺隣接群落の低減率を同時期に2倍も上回ったことは、厳密な意味での比較は困難であるが検討に値する。低減率に影響を与える要因としては樹種、群落規模、群落構造、調査時期、気象条件、周辺の大気汚染状況等が考えられる。平林寺隣接群落は面

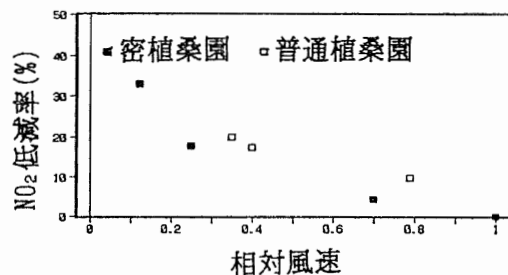


図4-1 桑園内の相対風速とNO<sub>2</sub>濃度低減率の関係(相対風速:群落上外部風速を1とした高さ別風速の相対値)

積が大きく周辺NO<sub>2</sub>濃度も高かったのでNO<sub>2</sub>濃度の低減には有利である。樹種も落葉高木を中心とした二次林で、この時期は短大東群落の枯れ上がりの著しい竹藪中心の二次林よりは活性が高いにもかかわらず、短大東群落のNO<sub>2</sub>濃度低減率を下回ったことは、その原因を、残る群落構造に求めざるを得ない。即ち短大東群落の境界面はつる植物等のマント群落で高密度に被われているのに対し、平林寺隣接群落は下草刈り等の管理が行き届いた通風のよい群落であり、前者の汚染大気の流れを妨げる遮閉効果がきわめて大きかったためと考えられる。

### 3) 道路の両側にあり常緑樹からなる沿道緑地帯と道路片側の落葉樹からなる沿道緑地帯のNO<sub>2</sub>濃度低減効果

道路近傍は自動車から排ガスが常時吐き出されているのでNO<sub>x</sub>濃度は高濃度でかつ変動が大きい。そのため沿道での植物による大気汚染低減効果を明らかにするためには広範囲に大気汚染濃度を把握する必要があり、まずはじめに簡易法によるNO<sub>2</sub>濃度分布調査を実施した。道路の両側に緑地帯がある上尾運動公園は、歩道を隔てて幅14m、長さ200mにわたって常緑高木等が植栽されている。東側緑地帯の道路側は高さ5mのサンゴジュが生け垣状に1列密植されているが、西側の緑地帯は数カ所が通路として分断され、道路側に張り出したシイの枝は通行の妨げにならないよう高さ2.5mで切り落とされている。

東西緑地帯周辺で四季ごとに各3回実施したNO<sub>2</sub>濃度分布の調査結果によれば、連続した高密度の緑地帯のある東側では大きなNO<sub>2</sub>濃度の低減がみられたのに対し、緑地帯が数カ所分断された西側ではほとんどNO<sub>2</sub>濃度の低減はみられず(図3-4-1-4)、緑地帯による遮閉効果の有無が影響したと考えられる結果が示された。

さらに、道路東側の道路端から15.5m地点の緑地内部と外部の対照地点で、6月から12月にかけてザルツマンNO<sub>x</sub>計による時間値の連続測定を実施した結果では、緑地内のNO<sub>2</sub>濃度の平均低減率は14%であった(表3-4-1-1)。一方、沿道緑地帯が道路の片側だけにある与野公園では、幅14.6m、長さ150mにわたって主に落葉高木が植栽されている。ここでも6月から12月まで、道路端から15.5mの地点で緑地帯内外のNO<sub>2</sub>濃度を測定した結果、低減率は平均7%で(表3-4-2-1)、上尾運動公園の緑地帯の低

減率を下回った。即ち上尾運動公園の緑地帯は側面が壁状(図3-4-1-1, 2写真)で遮閉効果が大きいと考えられるのに対し与野公園の緑地帯は一見して明らかに道路側にあるキョウチクトウ(高さ3m)とその上部のケヤキ等の樹冠の間に空間が多く(図3-4-2-3写真)、上尾と較べて遮閉効果が相対的に小さかったためと推察された。

また、NO<sub>2</sub>低減率の季節変動についても、上尾運動公園では6-8月のNO<sub>2</sub>低減率が平均11.8%なのに対し10-12月が15.8%でこれを上回った。与野公園でも同様に、6-8月5.5%に対し10-12月は8.1%で、いずれもどちらかというとも夏期よりも冬期の低減率が上回ったが、同じ10-12月の秋~冬季では高密度の常緑群落を維持している上尾のNO<sub>2</sub>低減率が、落葉樹からなる与野公園のNO<sub>2</sub>低減率を上回った。

また、光合成の活発な日中の低減率が他の時間帯を上回るような傾向もみられなかった。

風向別に各測定点の濃度変動を解析してみると、大気の拡散状態にもよるが、与野公園の樹冠上部と対照上部の測定結果では、道路横断風時に樹冠上部のNO<sub>2</sub>、NO濃度が対照上部の濃度を上回って(図3-4-2-7)緑地帯の持つ遮閉効果に起因する鉛直上空への拡散効果があることが確認された。また、道路の両側に緑地帯があった上尾では逆風時にストリートキャニオン現象が生じ、短期的には緑地内が高濃度になることもあった(図3-4-1-6, 7)。

即ち、緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度等の低減効果はこのように緑地帯の遮閉効果が基本となり、大気安定度や風向風速等の気象条件の出現状況によって変動した。

### 4) 常緑樹からなる沿道緑地帯と落葉樹からなる沿道緑地帯のNO<sub>2</sub>吸収量

常緑樹からなる上尾運動公園と落葉樹からなる与野公園緑地帯のNO<sub>2</sub>低減効果のうち、植物による吸収の影響を試算した。表4-2に両地点の前面道路交通からのNO<sub>x</sub>発生量及び緑地帯によるNO<sub>2</sub>吸収量を示す。自動車からのNO<sub>x</sub>排出量は当該道路の実走行モードによる車種別排出係数<sup>70)</sup>により算出した。NO<sub>2</sub>吸収量は、岡野<sup>50)</sup>が<sup>15</sup>N希釈法による上限の数値として示したポプラやケヤキ、キョウチクトウ、サンゴジュの数値をもとに、落葉樹中心の与野公園は0.14mg/日/100cm<sup>2</sup>、葉面積指数を5と仮定して算出した。常緑樹中心の上尾運動公園はNO<sub>2</sub>の吸収量を0.07mg/日/100cm<sup>2</sup>、葉面積指数を5.5と仮定して算

表4-2 緑地帯前面道路からの1日当たりNOx排出量と緑地帯によるNO<sub>2</sub>吸収量

調査地点	緑地帯の規模	交通量 (台)	NO <sub>x</sub> 排出量 (kg)	NO <sub>2</sub> 吸収 速度 (mg/100cm <sup>2</sup> )	NO <sub>2</sub> 吸収量 (g)	吸収 割合 (%)	NO <sub>2</sub> 低減 (%)
上尾公園	200×14m両側	43000	17.2	0.07	148	0.9	14.1
与野公園	150×13.6m片側	80000	27.5	0.14	140	0.5	7.0

備考) NO<sub>x</sub>排出量及びNO<sub>2</sub>吸収量は1日あたりの推定値、低減率は7カ月間の実測平均値で示した。NO<sub>x</sub>排出量はNO<sub>2</sub>換算

出した。いずれも前面道路のNO<sub>x</sub>排出量がきわめて大きい。緑地帯によるNO<sub>2</sub>吸収量は1%未満であり、この地点のNO<sub>2</sub>濃度への前面道路の自動車排出ガス寄与分を仮に3分の1とすると、濃度としては植物の吸収割合のさらに3分の1しか低下しないことになる。したがって、冬季はもちろん、夏季であっても植物による吸収だけでは両地点のNO<sub>2</sub>低減率及びその差を説明することはまったく不可能であることが明らかである。

### (3) 緑地帯内外のNO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>比とNO<sub>2</sub>濃度低減効果

緑地帯内部のO<sub>3</sub>濃度が外部より低いことはすでに荒木<sup>10)</sup>や久野<sup>11)</sup>によって報告されている。特に荒木<sup>10)</sup>はO<sub>3</sub>の林内における分解速度がきわめて速いことを報告しており、加えて林内での風速低下による乱流拡散速度の低下によってO<sub>3</sub>の補給がおくられることから林内のO<sub>3</sub>濃度は幹材積密度が大きいほど、低下するとし、実測値として15%から50%程度の低下を測定している。

小川らの測定では、9月中旬のO<sub>3</sub>の低い時期でも昼間の密植桑園内部のO<sub>3</sub>濃度は外部に比べ約11%低減していた(表3-2-1)。一方、自動車排ガス中NO<sub>x</sub>のおよそ90%をしめるNOはO<sub>3</sub>によって1対1でNO<sub>2</sub>に変化する<sup>52)</sup>ことが知られている。また、第II章の第1節で示したように道路端のO<sub>3</sub>はNOと素早く反応するため、後背地に比べて濃度が低下し(図2-1-4)、その分NO<sub>2</sub>が生成される。したがってO<sub>3</sub>濃度の一層低い沿道緑地帯内ではNOからNO<sub>2</sub>への転換が遅れ、O<sub>3</sub>濃度の低い分だけNO<sub>2</sub>濃度をさらに低減させることになるものと考えられる。

表4-3に沿道緑地帯内外のNO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>比の月変動及びO<sub>x</sub>の0.06ppm超過時間数を示した。これまで述べてきたように緑地帯内外のNO<sub>2</sub>、NO濃度は気象

条件や緑地帯の遮荫効果等によって変動するが、このNO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>比の変動はO<sub>3</sub>が主成分であるO<sub>x</sub>濃度の月変動とよく対応している。上尾、与野ともにO<sub>x</sub>濃度の高い6月から8月にかけては対照地点のNO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>比が緑地内よりも大きく、O<sub>x</sub>濃度の低い10月から12月にかけては与野の11月を除いて緑地内外で大差がない。O<sub>x</sub>濃度の比較的高い6~8月は植物の活性も高く、緑地内のO<sub>x</sub>濃度、即ちO<sub>3</sub>濃度の低下がNO<sub>2</sub>への変化を抑制した結果と推察されよう。

なお、表4-2で示したとおり、夏季においても連続的に高濃度のNO<sub>x</sub>が排出されている沿道では、植物によるNO<sub>2</sub>の吸収量は相対的には僅かであり、緑地内のNO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>比が小さい主要な原因とは考えられなかった。

### (4) 緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度の低減範囲

沿道緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度の低減効果とその範囲を明らかにするため、与野公園と北浦和公園でのNO<sub>2</sub>サンプラーによるNO<sub>2</sub>濃度分布調査をした結果、幅が8~14mで樹高が10m程度の緑地帯がある場合には、いずれも道路から約200m離れたところまで外部の対照よりNO<sub>2</sub>濃度が低減する結果(表3-1-1, 2)が得られた。もちろん全てが沿道緑地帯の効果とは考えられず、公園内部には自動車走行がないこと、付近の細街路等の発生源からも離れていること等の影響が含まれているものと推察される。他の調査事例としては青木ら<sup>80)</sup>の大阪城公園での測定があり、公園の縁から風下1~2kmまで吸収、浄化の影響による濃度低下がみられるとしているが、コントロールがなく、自動車排ガスの距離減衰や地域の発生源の影響を含めた解析はなされていないので明確ではない。相原ら<sup>81)</sup>も同様に公園内のNO<sub>2</sub>濃度の低下を報告しているが、低減効果の範囲には触れていない。

表4-3 沿道緑地帯内外のNO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>比の月変動とO<sub>x</sub>濃度の状況

地点			6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
与野	NO <sub>2</sub> /NO <sub>x</sub> (%)	緑地内	52.3	46.7	44.7	41.6	36.2	33.0	26.0
		対照	55.3	47.9	49.3	43.0	36.7	35.2	26.1
	O <sub>x</sub> の0.06ppm超過時間数		117	102	78	20	10	0	0
上尾	NO <sub>2</sub> /NO <sub>x</sub> (%)	緑地内	46.3	41.8	37.1	50.3	46.9	37.3	32.1
		対照	50.6	47.5	44.6	51.2	44.5	36.9	32.2
	O <sub>x</sub> の0.06ppm超過時間数		69	62	56	38	22	2	0

備考) O<sub>x</sub>濃度は各地点の調査と同一期間の公害センターの常時監視結果による

厳密に緑地帯による低減効果の範囲を実測によって証明することは理想的な調査地点がなければ困難である。そこで緑地帯を壁と考えて大気拡散式(ブルーム式)の煙源高さを変化させて低減効果の及ぶ範囲を推定してみると(図3-1-5)、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%、横断風出現頻度を50%、大気安定度をD(中立)、風速を2m/sとすると、路端距離50m付近では対照にくらべて自動車排ガス寄与分のNO<sub>x</sub>濃度を30%程度低減することが推察された。

#### (5) 緑地帯によるNO<sub>2</sub>濃度低減効果の主要因

以上、述べてきたように、桑園内のNO<sub>2</sub>濃度の低減効果は葉面積が等しくても群落構造の違いによって変化し、且つ、風速の低下に密接な比例関係があること(図3-2-7)から、群落構造に起因する拡散状態の変化がNO<sub>2</sub>濃度の低減に主要な影響を及ぼしているものと考えられた。このことは、都市域の二次林でマント群落に被われた小面積高密度の短大東群落のNO<sub>2</sub>低減率が、大面積で管理されて通風のよい平林寺隣接群落を上回ったことと共通の現象と思われた。

沿道緑地帯では、道路側を高密度のサンゴジュに被われた常緑樹からなる上尾運動公園の東側のNO<sub>2</sub>濃度低減率が比較的大きかったのに対し、ところどころ緑地帯が分断され、すそを切り上げられた西側では全く低減効果がみられなかったこと(図3-4-1-4)は緑地帯の構造の影響の大きさを明らかにした。さらに、上尾、与野の緑地帯によるNO<sub>2</sub>吸収量は、その

前面の道路交通から発生するNO<sub>x</sub>量の1%未満(表4-2)であり、植物による吸収以外にNO<sub>2</sub>濃度を低減させる主要因を考えざるを得ないことが示され、結局、道路横断風時に沿道緑地帯の樹冠上部のNO、NO<sub>2</sub>等濃度が上昇することが確認(図3-4-2-7)されて、緑地帯による自動車排ガスの鉛直上空方向への拡散効果が実証された。

また、植物群落内外のNO<sub>2</sub>濃度の変化については、O<sub>3</sub>濃度の季節変化及び夏季の群落内におけるO<sub>3</sub>濃度の低下を前提とすると合理的に解釈することができた。

幅10mから14mで高さが10m程度の沿道緑地帯を持つ公園内のNO<sub>2</sub>濃度は、公園内に発生源がないこととあわせて、道路端から150m~200mまでの範囲で外部の対照より低いことが実測された。

これらのことから、沿道緑地帯による大気汚染低減効果は局地に限れば植物による吸収よりも、緑地帯の構造に起因する遮閉、拡散効果と群落内外の拡散速度及びNO<sub>2</sub>生成速度の変化の影響が大きいたことが推察された。防音壁で遮閉効果によると考えられるNO<sub>2</sub>濃度の低減が報告<sup>72)</sup>されていることもこれらのことを支持するものであった。

即ち、沿道緑地帯は、自動車排ガスの一部を遮閉して鉛直上空方向へ拡散させて、少なくとも緑地帯の高さまで煙源の高さを高めるのと同様の効果をもち、残りの、側面から侵入するNO<sub>x</sub>も緑地内の風速の低下によって減少し、平均的には緑地帯後方のNO<sub>2</sub>濃度が低下することになる。緑地帯内部では側面からの汚染大気の侵入しやすさと緑地帯内外の移流拡散速度の

バランス、さらに緑地内の低い $O_3$ 濃度によって反応速度も低下して、外部の対照に比べ長期平均的には $NO_2$ 濃度が低減するが、大気が拡散しやすい気象条件下では流入した汚染大気が緑地内に滞留してしばしば $NO$ や $NO_2$ が外部よりも相対的に高濃度になることも確認された(表3-4-2-1)。緑地帯後方が低濃度になることについては、浮遊粉じんについて三沢<sup>12)</sup>やGivoni<sup>82)</sup>が緑地帯上空へ拡散され、その後方は低濃度となることを推察している。

また、Givoni<sup>82)</sup>は最近、都市における緑地の環境に及ぼす影響についての総説<sup>82)</sup>の中で垂直の壁を形成した密植の緑地は空気を上空に導くので、グリーンベルトとしての効果を低下させる、と主張している。汚染物質の絶対的な浄化をめざす立場としては当然といえよう。しかし、高濃度汚染の続く日本の道路近傍には人口の20%程度の人達が生活<sup>83)</sup>しており、そのためにこそ本論では局地的な対策として、拡散効果を利用してでもできるだけすみやかに濃度を低下させる必要があると考えているのであり、目標をどこにおくかの相違である。

#### (6) 主要な沿道汚染対策の効果比較

沿道における $NO_x$ 濃度は第II章で示したように大きな距離減衰をすることから、沿道対策としては住居を道路からできるだけ離すことが有効であるが、さらに沿道緑地帯を設置することで一層大気汚染濃度を低減できることが明らかとなった。

沿道緑地帯によって $NO_2$ 濃度が道路端から等距離にある対照地点に比べて、上尾では4.1ppb、14%、与野では2.7ppb、7%低減した。このうち、植物による吸収の割合はわずかであり、大半は緑地帯による遮閉効果と緑地帯内 $O_3$ 濃度の低下による $NO_2$ 生成の抑制効果に起因しているものと考えられる。したがって、自動車から排出された $NO_x$ そのものを浄化することにはならないので、地域全体としての $NO_x$ 対策としては効果が大きいとはいえない。しかし、現在、 $NO_2$ の高濃度汚染の続く幹線道路の沿道には人口の20%近くの人々が生活しており、そうした人たちの為の局地的対策としては有効性が確認された。即ち、この沿道緑地帯と同じ効果をだそうとすると、交通量を上尾で50%、与野で18%も安定的に削減しなければならない。走行速度の高速化では1年間を通して速度を10km/h速めても $NO_2$ 濃度は3%程度しか改善されず(表3-6-1)、しかもそのためには交通量をかな

り削減しなければならない。自動車排ガス規制も、過去を振り返れば明かなように、猶予期間の長さや、規制車の買い換えまでのタイムラグがあるため、その間に規制効果は消去され、かろうじて $NO_2$ 汚染の一層の悪化を防いできたのが実態であった。もちろん、現状の沿道の $NO_2$ 汚染は1つの対策で解決するような状況にはない。あらゆる対策を総合的に実施してはじめて可能になるものと考えられ、そうした対策の1つとして沿道緑地帯は局地的には大きな効果を発揮するものと考えられる。

#### (7) 沿道緑地帯による $NO_x$ 濃度低減効果予測の可能性

大気汚染濃度の予測には大別して大気拡散モデルによる予測、風洞実験による予測、実測に基づく経験式による予測等の方法があるが、これまでは主として大気拡散モデルによる予測が行われてきた。 $SO_x$ や $NO_x$ の総量規制のシミュレーションや道路建設にともなう大気汚染予測等には殆ど大気拡散モデルが用いられてきた。大気拡散モデルは排出量データと風向風速、それに大気安定度のデータが揃っていれば濃度の予測が可能であるが、これまで実用化されて使われてきたモデルの大半は平坦地で、風の場合も定常であることを前提とし、沿道の場合には無限のラインソースを仮定するなど、そもそも日本の現実と合わないことを前提条件とする必要<sup>89)</sup>があった。それにもかかわらず多用されてきたのは総量規制のシミュレーションに用いられた実績によるものと考えられるが、その場合でも現状モデルの作成では観測値どおりの拡散パラメータを当てはめても、精度のよいものが得られないことが多いことは多くのシミュレーション経験者の知るところであった。しかし、拡散パラメータや気象ブロックを変化させて一定のレベルの現状モデルさえできれば、たとえ、それが現実の気象観測結果と合わないものであっても、正の高い相関があれば、それを逆算しての削減シミュレーションは可能<sup>89)</sup>であった。ところが、沿道の大気汚染予測の場合はほとんどが直接的な予測となるため、絶対的な濃度の予測精度はいまだに十分とはいえない。

まして、沿道緑地帯等のある「複雑地形」を想定したようなモデル<sup>86, 87)</sup>は、近年検討されてはいるが、既存の定常モデルの精度を上回るほどには確立していないのが現実である。

結局、こうした複雑地形の汚染予測に最も適していると考えられるのは風洞実験モデル<sup>84)</sup>で、どうして



も事前に精度よく予測したい、ということであれば、この方法を採用することになろう。

ところで、現実に沿道緑地帯によるNO<sub>2</sub>汚染対策を考えるような場合、少なくとも沿道の汚染レベルは把握されているはずであり、多くは都市部であるから、その後背地濃度も明らかであろう。また、NO<sub>2</sub>汚染が問題となるのは多くは晩秋から冬にかけての大気が安定な時期であり、この時期はO<sub>3</sub>濃度が低く、植物の活性も小さいので緑地帯内外のNO<sub>2</sub>生成反応の違いも無視できる可能性がある。このような前提条件に立てば、これまで本論文で明らかにしてきた知見を利用することにより、NO<sub>x</sub>濃度については簡易な予測が可能と考えられる。以下に緑地帯によって低減するNO<sub>x</sub>濃度及びその低減率(%)の予測手順を示す。

[前提条件]: 時期は大気安定度が中立(D)より安定側が過半を占める10月以降2~3月まで(冬季)とする。風速は2m/s。沿道及び後背地のNO<sub>x</sub>、NO<sub>2</sub>濃度が既知。緑地内外のNO<sub>2</sub>生成反応は無視する。緑地帯は連続して長いこと。緑地帯の高さを煙源の高さと仮定し、予測地点は緑地帯の後方で、NO<sub>x</sub>濃度の距離減衰が明確に確認できる道路端から概ね100mまでの範囲とする。

以上の前提をもとに、路端距離Xm地点での緑地内外のNO<sub>x</sub>濃度差S(ppb)及びその地点の低減率N<sub>x</sub>(%)は以下の式により算出できる。

$$S_x(\text{ppb}) = C_x \cdot R_x = 1.072X^{-0.368} \cdot (C_D - C_B) \cdot (d \cdot p \cdot u / 100 \cdot 100)$$

$$N_x(\%) = S_x / (C_B + C_x) \cdot 100(\%)$$

但し、路端距離X地点の自動車排ガス寄与濃度の

低減率R<sub>x</sub>(%)は、 $R_x = d \cdot p \cdot u / 100 \cdot 100$ ,

d: プルーム式によるNO<sub>x</sub>低減率(%),

P: 道路から緑地帯方向の風向出現頻度(%),

u: 自動車排ガスの緑地帯乗り越え率(%)

路端距離Xでの自動車排ガス寄与濃度Cは、

距離減衰式 $Y = 1.072X^{-0.368}$ から、道路端濃度

C<sub>D</sub>、後背地濃度C<sub>B</sub>とすると

$$C_x = 1.072X^{-0.368} \cdot (C_D - C_B)$$

即ち、

- (1) 前提条件をもとに、プルームモデルのラインソース式(P31)により、緑地帯を100%の遮閉物と考え、道路から緑地帯方向に吹く風の出現頻度を100%と仮定して緑地帯の高さ別、路端距離別にNO<sub>x</sub>濃度を算出し、緑地帯の有無による着地濃度の差の

割合(低減率)を求める。ここでは緑地帯の高さを12mとして濃度分布を算出し、高さ1mの時の濃度分布に対するNO<sub>x</sub>の低減率を示したP32の図3-1-5から、予測地点のNO<sub>x</sub>低減率を読み取る。

- (2) 緑地帯の遮閉能力及び風向別出現頻度の実測値等によりNO<sub>x</sub>低減率の補正をする。具体的には緑地内外の風速の低下率が30%なら残りの70%は緑地に沿った平行風も含め最終的には上空への拡散と考えられるので、自動車排ガスの緑地帯乗り越え率を100%から70%に補正する。これは、今後の実測により緑地帯の種類ごと、季節ごとの平均的な風速の低下率を明らかにすることで定数化することができる。

風向も横断風100%の仮定を当該地域で観測された風向の出現頻度に補正する。即ち、横断風時の緑地帯乗り越え分以外は緑地帯によるNO<sub>x</sub>低減効果に関与しないと仮定して、プルーム式から求めた低減率に、実際の横断風頻度及び自動車排ガスの緑地帯乗り越え率を掛け合わせた分だけ(1)の計算結果から低減率を下方修正する。

- (3) 第II章第1節の実測値により作成した、道路端の自動車排ガス寄与分(道路端濃度から後背地濃度を引いたものを自動車排ガスの影響として扱う)のNO<sub>x</sub>濃度を1とした距離減衰式 $Y = 1.072X^{-0.368}$  ( $r = 0.99$ )により、予測地点の自動車排ガスの相対濃度( $0 < Y < 1$ )を算出し、自動車排ガス寄与分のNO<sub>x</sub>濃度に乗じて予測地点の寄与濃度とする。
- (4) 上記(3)で求めた予測地点のNO<sub>x</sub>寄与濃度に(2)で補正したNO<sub>x</sub>低減率を乗じて、予測地点での対照地点とのNO<sub>x</sub>濃度差を算出する。

また、(3)で求めた予測地点でのNO<sub>x</sub>寄与濃度に後背地のNO<sub>x</sub>濃度を加えて予測地点のNO<sub>x</sub>濃度を算出し、対照地点とのNO<sub>x</sub>濃度差の割合(%)を求めれば、予測地点でのNO<sub>x</sub>濃度の低減率となる。以上のような簡易な方法により、冬季の沿道緑地帯の後方で低減するNO<sub>x</sub>濃度及びその低減率の近似値は予測可能と思われる。

以下に与野公園及び北浦和公園の簡易測定結果をもとに検証例を示す。

表4-4に予測条件及び実測濃度差、低減率を示す。沿道緑地帯内の風速の低下率は、与野公園が実測値により夏季30%(冬季50%)であるから自動車排ガスの乗り越え量は夏季70%(冬季50%)とし、北浦和公園は与野公園より若干、常緑樹が多く植栽されていることから、乗り越え量を通年60%と仮定した。ま

表4-4 緑地帯後方のNOx濃度低減予測の条件

		10月	11月	12月	1月	2月	3月
与野公園	自排ガス乗り越率 (%)	70	50	50	50	50	50
	道路横断風頻度 (%)	52	52	73	69	54	60
	自排寄与NOx濃度 ppb	74.6	134.7	149.5	97.4	106.6	112.7
	後背地NOx濃度 ppb	27.2	53.2	94.8	140.7	71.8	70.0
	緑地内外濃度差 ppb	7.2	5.8	17.1	8.1	4.0	7.0
	同, 低減率 (%)	20.0	8.2	13.6	5.3	4.2	7.8
北浦和公園	自排ガス乗り越率 (%)	60	60	60	60	60	60
	道路横断風頻度 (%)	77	88	85	81	65	63
	自排寄与NOx濃度 ppb	53.3	31.9	18.1	29.8	55.6	61.2
	後背地NOx濃度 ppb	42.5	43.7	101.7	54.3	44.0	37.3
	緑地内外濃度差 ppb	5.3	4.9	11.9	1.7	3.4	4.6
	同, 低減率 (%)	9.8	9.9	10.2	3.0	7.5	11.4

た、前提条件どおり、大気安定度はD、風速は2m/sとした。

なお、与野公園の自動車排ガス寄与NOx濃度等は緑地内外各2列の平均値を用い、北浦和公園は、前述のように東側にある異なる道路の影響が大きいことから対照をO列、公園内をC列とした(P26, 図3-1-1)。

以上の条件で、前記(1)~(4)のステップに従って、与野公園は路端距離54m地点(表3-1-1)、北浦和公園は50m地点(表3-1-2)の月別の濃度差及び低減率を予測、検証してみた。予測値をX、実測値をYとすると、与野公園の濃度差は $Y=1.76X-7.23$  ( $r=0.93$ )、低減率は $Y=1.87X-5.61$  ( $r=0.92$ )、北浦和公園の濃度差は $Y=1.67X-4.44$  ( $r=0.93$ )、低減率は $Y=1.10X-1.21$  ( $r=0.72$ )となり、特に濃度差については高い相関係数をもって予測することができた。両地点を合わせても、濃度差は $Y=1.47X-3.95$  ( $r=0.91$ )、低減率は $Y=1.53X-4.7$  ( $r=0.87$ )で、傾きがやや大きいものの大気汚染関係の予測としては概ね良好な結果(図4-2)であった。しかしあらかじめ述べたように、その他の時期について安定度等を変化させて12カ月間の濃度差を検証してみると、予測結果は与野公園の相関係数が0.59、北浦和公園が同様に0.71となり、著しく精度が後退した。

現実には緑地帯を含む沿道環境の構造は個々に異

なっており、例えば、ストリートキャニオン現象や断続した緑地帯の場合の後方への汚染ガスの回り込み、緑地帯側面の空隙の大きさによる緑地帯内部への汚染ガスのこもり現象等は予測値を大幅に変化させるものである。こうしたことを含めて一括して予測できるモデルの開発は将来的にもきわめて困難といわざるを得ないが、今後はここで提示した経験式による予測モデルの精度向上のため、様々な緑地帯周辺のNOx、NO<sub>2</sub>濃度の実測例を増やしていくことが必要である。特に、緑地帯の構造等による風速の低下率の違いやNO<sub>2</sub>濃度の予測のための緑地帯内外のO<sub>3</sub>濃度の変動等を併せて調査することにより、予測手法の検証、修正を積み重ねていく必要があろう。

#### おわりに

以上のように、緑地帯はその遮閉効果によって、道路端からの距離を離すこと以上に道路近傍の大気汚染を局地的に低減させることが明らかとなったが、緑地帯設置にあたっては、植栽方法や樹種、周囲の環境条件等に充分配慮する必要がある。

沿道緑地帯の設置をNO<sub>2</sub>大気汚染対策だけの目的に絞るなら、これまで得られた結論からおのずとそのあり方は決ってくる。即ち、緑地帯の構造に起因する遮閉、拡散効果を最大限に引き出すものでなければな

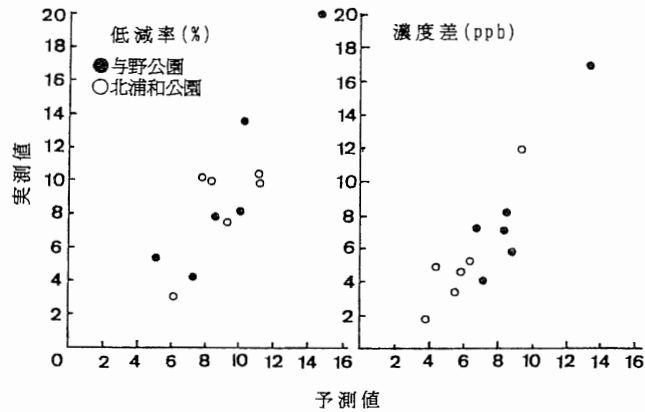


図4-2 緑地帯によるNO<sub>x</sub>濃度低減効果の予測値と実測値の関係  
(与野公園及び北浦和公園)

らず、具体的な構造は上尾運動公園の緑地帯の植栽が好例を提示している（図3-4-1-1写真）。

それは

- ① 緑地帯はできるだけ分断されずに連続していること。
- ② NO<sub>2</sub>対策としては冬季に効果をあげることが望まれており、そのためには葉量の多い常緑高木を中心にする必要があること。
- ③ 常緑高木の緑地帯は枯れ上がりが著しいので、道路側の側面の裾を生け垣状の常緑樹で覆うこと。その高さは後ろに植栽する高木類の樹冠部に十分届いている必要があること。

こうしたことが基本となれば、あとは緑地帯のためのスペースによって、浄化能の大きい落葉樹等を適宜植栽すればよい。沿道では夏季であってもNO<sub>2</sub>が高濃度になる所も多く、O<sub>3</sub>濃度を低下させてNOからNO<sub>2</sub>への変化を抑制することにより、NO<sub>2</sub>低減効果を大きくすることもできよう。もっとも、都心部のビルの谷間のようなところでは、緑地の遮閉効果を利用しようとしても、その後方の高い所に住空間があれば、その人達にとっては汚染がすすむことになってしまう等の問題もある。そのようなところでは全く別の対策を考える必要がある。

また、緑地帯をつくる場合、局地的な大気汚染対策の面からは出来るだけ密植にして、道路に沿って長く高いものが良い、ということになるが、周辺に人家がないような所に配置する場合は、逆に汚染大気が流入しやすい通風のよい緑地帯にして、汚染質をできるだけ吸収させ、その絶対量を減少させることこそ必要である。

いずれにしても、沿道の大気汚染対策は、これまでの、排出ガス規制のみといっても過言でないような対策の繰り返しではなく、ディーゼル車の燃料転換を含む抜本的な規制を実施し、局地的な対策としては考えられる方策を総合的かつ迅速に実施することが求められている。もちろん新たに道路を建設する場合には、サービス道路を中心とした環境施設帯ではなく、充実した緑地帯の設置を中心に考える必要がある。

もっとも、現実の沿道緑地帯は結局、多目的であり、心理的な面も十分に考慮する必要がある。要は住居と道路との間に遮閉効果の大きい植栽を配置することが基本であり、あとは美観や快適さといった条件を活かしたものにすることとなる。

なお、本文では沿道緑地帯のNO<sub>2</sub>吸収効果が小さいことを述べているが、それは既に述べたとおり、沿道でのNO<sub>x</sub>排出量が大きすぎるからであって、第Ⅲ章第5節で述べたように広域的にみれば植物の大気浄化能はきわめて重要な役割を果たしていることは繰り返し強調しておきたい。

今後は緑地帯の構造とNO<sub>2</sub>低減効果の関係を一層明確にし、定量的な予測も可能とするために、沿道緑地帯の長期実例事例を格段に増やす必要がある。

また、NO<sub>2</sub>と同様に呼吸器系疾患の原因と考えられている浮遊粒子状物質についても沿道緑地帯によって基本的にはNO<sub>x</sub>と同様、低減効果が認められている<sup>46, 53)</sup>が、特にディーゼル微粒子及びその中に含まれるガン原性物質の浄化の可能性については早急に明らかにしていく必要がある。