

大気中NO, NO₂の同時化学分析法

石井 康一郎 青木 一幸

1 はじめに

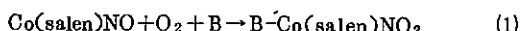
環境レベルの窒素酸化物(NO, NO₂)の測定法としては化学発光法(CLD)¹⁾がNOコンバーターに若干問題をもちながらも、モニタリングの条件を満たす方法として、アメリカ合衆国では採用されている。その新しい技術についても報告²⁾されている。

一方、汎用の測定法としての湿式化学分析法では、NO₂測定用のザルツマン法^{3), 4)}に酸化プロセスを設けてNOおよびNO₂測定用とした方法がある。これは連続測定用に改良されて⁵⁾、特に我が国では過マンガン酸カリウム・硫酸溶液を用いた湿式酸化プロセス⁶⁾が環境モニタリング用に採用されている。この方法は、NO₂の測定におけるザルツマン係数に問題がある⁷⁾上に、NOの測定においても、NO→NO₂の酸化率、酸化されたNO₂の吸着および酸化液への溶け込み^{8), 9), 10)}等の問題点が指摘されている。また乾式酸化法においても大気中の湿度の影響¹⁰⁾が指摘されている。これらの問題点は、NOに関しては、NOを直接吸収しない点に、NO₂に関しては、吸収時のNO₂⁻の生成という点にそれぞれ起因している。

著者らは、このような吸収に際しての問題点のない方法として、N,N'-ethylenebis(salicylidene-iminate)cobalt(Co(salen)と略記)を用いた、NO, NO₂の同時直接補集法および2成分の分別定量法を報告¹¹⁾した。この定量法は各成分をNOにしてCLDで測る方法であるが、今回比較的普及している分光光度計を用いる定量法を検討することとした。

比色法を用いるに際しての問題点はNO, NO₂の分別および両者の変換(例えばNO₂⁻への)であるが、NOの変換以外はすでに基礎的な検討は終っている¹¹⁾。NOの変換については、Co(salen)NOとして捕集された化合物が、塩基Bの存在下でニトロ化合物

に酸素酸化されることが報告¹²⁾されている。



したがって捕集されたNO, NO₂ともにNO₂⁻として定量する可能性が見込まれる。

この報告では、湿式サンプリング条件の検討およびNOおよびNO₂をGriessタイプの試薬で定量する方法について検討した。

2 実験

(1) 試薬およびガス

吸収液は常法に従い合成したCo(salen) 32.5 mgを0.1 lのオルト・ジクロルベンゼン(o-DCB)に溶解したものを用いた。Griessタイプの試薬は20%のスルファニルアミド、50%のN-ナフチルエチレンジアミン2塩酸塩、および50 mlのリン酸を蒸留水に溶解して1 lとしたものを用いた。アミノエタンチオール(AET)溶液はAETの塩酸塩1 gを0.1 lのエタノールに溶解し、ヨード滴定法にて標定した。O₃はO₂の無声放電により発生させ、空気で希釈後使用した。その濃度はCLD・O₃計にて測定した。NH₃ガスは濃度既知のアンモニア水上に窒素を通じ、固体のNaOHにて脱水後使用した。NH₃ガス濃度はインドフェノール法にて測定した。

(2) 定量操作

定量操作は図1に示した。

(3) 吸収実験

図2の装置を用い、吸収液5 mlを入れた吸収器(G: 25 ml)すり合せ試験管に内径1 mmのテフロン管を導入したもの)に濃度0.5 ppmから10 ppmのNOまたはNO₂ガスを通気させた。流量は130 ml/minに設定した。

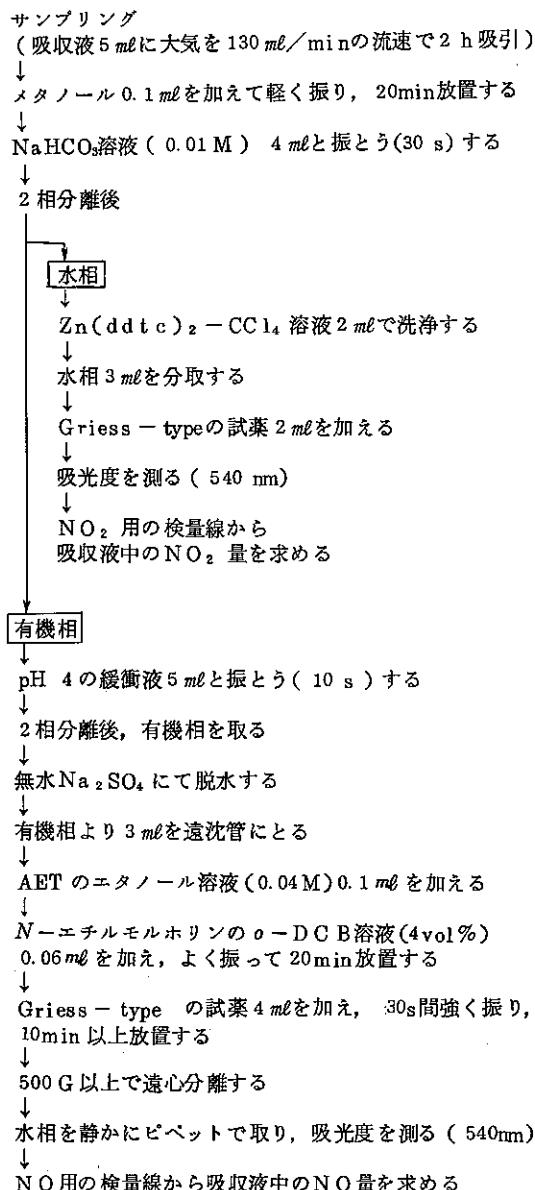


図 1 分析操作

吸収器出口の NO または NO₂ ガスの濃度を CLD-NO_x 計 (Bendix 8108 B) にて測定した。

大気のサンプリングは、この吸収器を用いて、その後にトラップ(氷冷), オリフィス, ポンプ, ガスマスターを接続して行った。

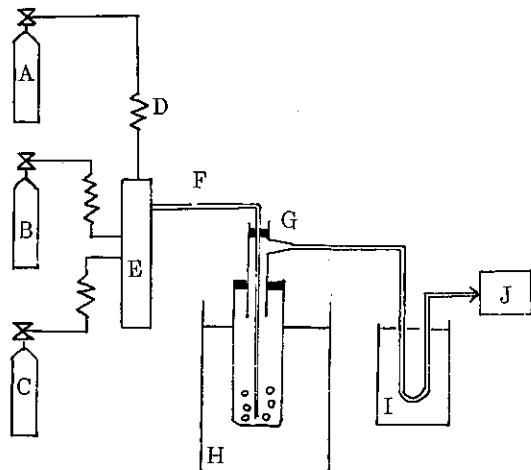


図 2 実験装置

A : (NO + N₂), B : (NO₂ + N₂), C : (N₂ 又は air),
D : オリフィス E : 混合槽, F : オーバーフロー孔,
G : 吸收器, H : 恒温槽, I : トラップ(0 °C),
K : CLD 又はポンプ

(4) 検量線

5 ppm に調整した NO または NO₂ ガスを図 2 の装置を通じて吸収液に一定量通気させ, NO_x 計の指示から吸収量を求めた。この吸収液を定量操作に従って処理し, 求めた吸光度をブランク補正して, 吸収 NO, NO₂ 量に対してプロットした。

(5) 平衡測定

Co(salen) と Co(salen)NO の割合 (図 4 の Y) が既知の吸収液を恒温槽 (35–65 °C) に入れ, 図 2 の吸収装置を使って N₂ をキャリヤーガスとして流し, 発生する NO 濃度を測定した。この方法で求めた K_{PNO} 値は N₂ の流量に依存せず一定であったので, 測定中の平衡は成立していると考えられた。

(6) Co の分析

Co の分析は原子吸光分光度計 (SEIKO-SAS727) にて行った。分析波長は 240.7 nm を使用した。

3 結果および考察

本章での詳細な議論は他¹⁶⁾ にゆずつた。

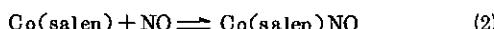
(1) NO および NO₂ の吸収

図 3 に 9.6 ppm の NO または NO₂ ガス (窒素希釈)

で吸収実験を行った時の、吸収器出口におけるNOおよびNO₂濃度の時間変化を示した。空気希釈でも同じ結果が得られた。NOの吸収効率は吸収されたNO量が増加するにつれて徐々に低下した。一方、NO₂の吸収効率は吸収されたNO₂量に依存せず、ほぼ100%を保ったが、飽和吸収量(Co(salen)と等モル量)に近づいてはじめて急激に低下した。このように、NOの吸収効率はフリーのCo(salen)濃度に依存してNO₂のはそれに依存しない。また、NO₂はNOよりも速く吸収液に吸収されることも明らかである。使用する吸収液の濃度は1mMであり、それはCo(salen)の溶解度の限度であるが、NOの吸収率はそこで最高値の100%を示した。

(2) 捕集空気量の限界

NOとCo(salen)の結合反応は従来の報告¹³⁾と異なり、可逆であることとは既に報告¹¹⁾した。その化学量論が



であることもHillプロット(図4)により示した。また、熱力学的なデータはo-DCB中でK_{P_{NO}}=4.6×10⁷(35°C), 1.1×10⁷(50°C), 2.4×10⁶(65°C)(いずれもatm⁻¹)および△H°=-21.1 kcal/molであった。平衡論的には[Co(salen)]

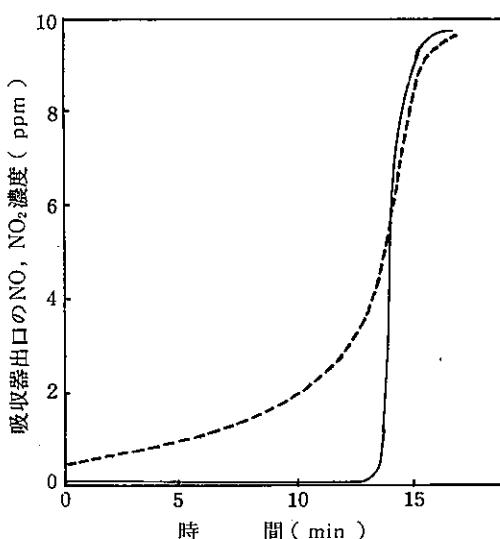


図3 NO, NO₂吸収の時間変化(-NO, --NO₂)

[Co(salen)-NO]/[Co(salen)]の値を10⁻²より低くすれば常温でppbレベルのNOの吸収が可能である。

捕集用いられる吸収反応が可逆である場合、吸収効率が理論的にも100%にならないという限界がある。即ち、通気中に吸収液中に生成したCo(salen)-NOの濃度の分圧に相当するNOが吸収器から失われてしまう。失われるNO量は次のように見積ることができる。吸収器入口でのNO濃度をP_{in}(環境濃度程度とする)捕集空気量をV_g、吸収液量をV_l、および標準ガス1モルの容積をV₀(いずれも1気圧での値)とすると、吸収液のCo(salen)-NOの濃度はおよそ

$$[\text{Co(salen)-NO}] = (V_g \cdot P_{in}) / (V_0 \cdot V_l) \quad (3)$$

となる。[Co(salen)-NO]と吸収器出口でのNO濃度、P_{out}が平衡にあるとすれば

$$[\text{Co(salen)-NO}] / ([\text{Co(salen)}] \cdot P_{out}) = K_{P_{NO}} \quad (4)$$

となるから、吸収効率は次式のようになる。

$$P_{out} / P_{in} = V_g / (V_0 \cdot K_{P_{NO}} \cdot V_l \cdot [\text{Co(salen)}]) \quad (5)$$

吸収効率を99%以上に保つためには、吸収液5mLに対して通気できる空気量は温度30°Cにおいて最大125Lとなる。

(3) 溶媒

Co(salen)をNOの吸収剤として用いる利点は、Fe(edta)のような金属錯体が受けた酸素の妨害¹⁴⁾がないことである。NO吸収時の酸素の妨害除去については既に、Co(salen)に配位しない溶媒を用いれば解決することを報告した。今回確認のための実験を行ったところ、酸素を良く吸収するピリジン、DMFのような塩基性の溶媒中でも、Co(salen)はO₂が共存する、しないに拘らずNOを90%以上の効率で吸収した。従って、塩基性の溶媒中でCo(salen)がO₂の共存下NOを吸収するかどうかは、Co(salen)-NO系およびCo(salen)-O₂系の平衡定数の大小を比較すれば分ると考えられる。勿論、O₂との平衡定数の大きいピリジン(>10⁵)、DMF(640)¹⁵⁾(いずれもdm³ mol⁻¹, 20°C)よりも、O₂をCo(salen)に配位させない溶媒を用いるべきことは言うまでもない。それに加えて塩

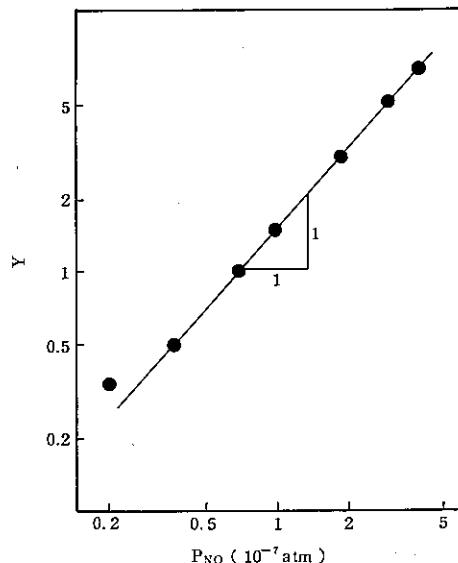
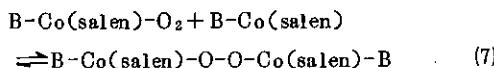
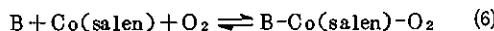


図4 Co(salen)-NO系のHillプロット
 $Y = [\text{Co}(\text{salen})\text{NO}] / [\text{Co}(\text{salen})]$

基性溶媒を用いるときは、酸素を吸収した錯体種が次のように μ -peroxyo 錯体¹⁵⁾ を生成させ、Co(salen)濃度が低下する点で不利である。



今回はサンプラーを侵さないという制約がないので、当初から使用していた σ -DCB を用いることとした。この溶媒は蒸気圧が低いことおよび非配位性であることから選択された。

(4) NO₂ の定量

NO₂ を吸収したCo(salen)の σ -DCB 溶液中に生じた沈殿は少量のメタノールを加えると溶解して均一になった。この操作により、NO₂ の定量値の再現性は良くなり、捕集されたNO₂は24時間後でも減少しなかった。

NO₂ 分別用の振とう液は NO₂⁻ とともに水相に移行するCo(salen)の少ないNaHCO₃ 溶液を用いた。吸収されたNO₂はこの場合でもNO₂⁻に定量的に変換された。水相のCo(salen)は亜鉛・ジエチルジチオカーバーメートの四塩化炭素溶液で洗浄して除いた。

NO₂ の定量においては、吸収されたNO₂量と得られた吸光度との間には直線関係が成立した。

(5) NO の定量

Co(salen)NOの形で捕集されたNOは、放置すると、4%/day (25°C) から2%/day (0°C) の割合で損失が起つた。

NO₂ を除いた有機相にはCo(salen)とCo(salen)NOが残った。Co(salen)はNOの定量に際して、発色妨害となるので除去する必要があった。Co(salen)溶液を酸性水溶液と振とうした時、Co(salen)が水相に移る割合は酸が強くなる程高くなつた。しかし、共存するCo(salen)NOは強酸との振とうで分解するため、洗浄液のpHは4とした。

NO基がAETの存在下で酸素酸化される機構は明らかではないが、ClarksonとBasoloの機構¹²⁾に類似していると思われる。即ちAETがCoの第六位に配位し、NO基の酸素酸化に寄与するというものである。酸化触媒はNOの定量に際して生成したNO₂基を水相へ遊離させるものでなくてはならない。この点でClarksonとBasoloの用いたビリシンは本測定法に用いることはできず、S基を持つ化合物を検討した結果、AETを用いることとした。

触媒量としてのAET濃度は図5より決定した。即ちAET濃度が1mM以上の時は、NOの定量操作によって得られた吸光度はほぼ一定値を示したが、AET濃度が1mM未満ではNO基の酸素酸化が不充分なため、吸光度が低くなつたと考えられる。

なお、AETはそれ自体が空気酸化を受けやすく不安定なため、試薬としては安定なその塩酸塩をエタノールに溶解して用い、作用させる直前にN-エチルモルホリンを加えてAETを遊離させることとした。

(6) NO → NO₂⁻ の変換率

吸収液に吸収されたNO量と得られた吸光度との間には直線関係が成立した。また、この分析法においては、同一のサンプルを液量(V)を変えて発色させた時、その吸光度(A)と液量の積はVによって変化した。したがって、発色液量を変える場合毎に検量線を作らなければならない。この原因としては、発色を妨害するCoとAET濃度の違いと考えられる。(CoまたはAETは単独での発色妨害は非常に少ない。)

そこで、発色妨害のない状態でのA・V値(=(A・V)₀)を推定するため、(A・V)⁻¹を1/V(妨

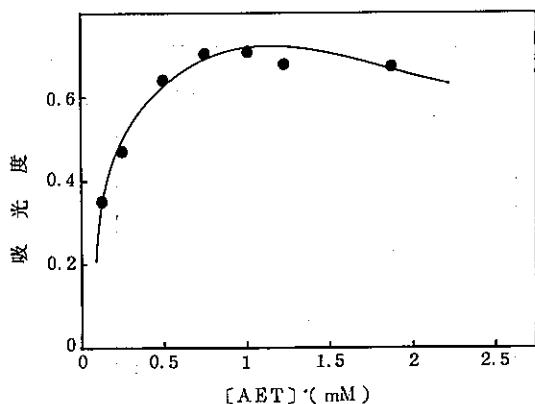
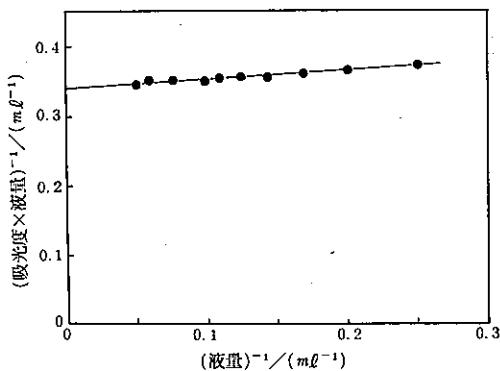


図5 AET濃度と吸光度の関係

図6 (吸光度×液量)⁻¹ と (液量)⁻¹ との関係

害物質の濃度に比例する量)に対してプロットした。(図6)この関係は

$$\frac{(A \cdot V)_0^{-1} - (A \cdot V)^{-1}}{(A \cdot V)^{-1}} = \frac{k}{V} \quad (8)$$

で表わされた。ここで k は定数である。

この実験で $(A \cdot V)_0$ は 0.340 であった。この値は NO_2^- として $2.78 \mu\text{g}$ に相当する。この時吸収された NO 量は NO_2^- として $3.34 \mu\text{g}$ であったから、83% の NO が NO_2^- に変換されたことになる。

(7) 妨害

本法においては、 NO_2 より NO の方が他の大気汚染物質の妨害を受けやすい形で捕集されているので、特に NO について検討した。

ア NH_3

1250 ppm の NH_3 を含む窒素を、既知量の $\text{Co}(\text{salen})\text{NO}$ を含む吸収液に 1 ℥通気させた後、吸収液

の一部を窒素中に、残りを空气中に保存した。各々から 1 時間毎に少量のサンプルを取って NO を定量した。窒素中では NO は減少せず、空气中では 12% / h の割合で NO の減少が見られた。このことは、塩基である NH_3 が酸素酸化の触媒として作用したこと示している。

この酸化速度は解析されている¹²⁾が、(1)式の NO 基の減少速度の速度定数の測定値は、塩基の濃度が低い場合、塩基濃度に比例するとされている。環境での NH_3 濃度が 10 ppb 以下であることを考慮すると、実際のサンプリングにおける損失は $10^{-4} \text{ % } / \text{ h}$ 以下と計算できる。この割合は妨害としては無視できる量である。

イ O_3

1 ppm の O_3 を含んだ空気を既知量の $\text{Co}(\text{salen})\text{NO}$ を含む吸収液に通気させた。通気させた O_3 量に対する残存 NO 量(分析法は文献¹¹⁾参照)の変化を図7に示した。この図より、 O_3 は $\text{Co}(\text{salen})\text{NO}$ より $\text{Co}(\text{salen})$ と優先的に反応すること、および、 O_3 と $\text{Co}(\text{salen})\text{NO}$ との反応が等モルであることが分る。実際のサンプリングでは、 $\text{Co}(\text{salen})$ が $\text{Co}(\text{salen})\text{NO}$ に対して大過剰の条件で行なわれるので、 O_3 による $\text{Co}(\text{salen})\text{NO}$ の損失は起こらない。

ウ $\text{CO, SO}_2, \text{H}_2\text{O}$

それぞれ CO 100 ppm の空気、 SO_2 16 ppm の空気、湿度 100% の空気を既知量の $\text{Co}(\text{salen})\text{NO}$ を含む吸収液に通気させた。各空気を通気させた後の NO 定量値と当初の NO 量との間に増減はなく、干渉はないと考えられた。

エ NO, NO_2 の相互干渉

吸収液が NO_2 を吸収する速度は NO を吸収する速度よりも早く、分子拡散を利用したサンプリングでは、0.3 ppm 以上の NO_2 の共存下で干渉が認められた¹¹⁾。今回は、3.8 ppm の NO および 3.8 ppm の NO_2 、3.8 ppm の NO 、および 3.8 ppm の NO_2 を含む空気をそれぞれ別の吸収液に吸収させ、 NO 、 NO_2 の定量値を比較した。 NO 、 NO_2 を同時に吸収させた時の各定量値は、それらを単独に吸収させた時の定量値とそれぞれ等しかった。したがって 3.8 ppm までは相互の干渉は認められなかった。

(8) 化学発光法との比較および検出限界

環境大気を CLD と吸収液に並行に吸引させ、 NO と NO_2 をそれぞれ定量した。(1981年9月17日～

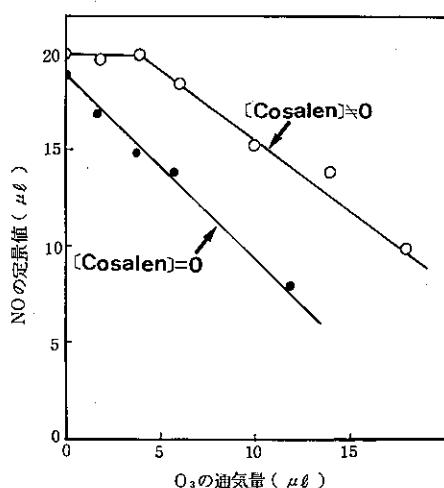


図 7 オゾンの通気量に対する NO の減少

28日) 表1はその結果である。2つの方法による定量値はよく一致しており、大気サンプリング中の干渉は認められなかった。CLDと本法との定量値の差の標準偏差は、NO、NO₂とともに5ppb·hであった。

また10個のブランク吸光度の変動の標準偏差はNOで0.005吸光度、NO₂で0.008吸光度であったので、検出限界は吸引空気量10ℓの場合それぞれ2ppb·hと1ppb·hであった。

4 まとめ

環境レベルのNO、NO₂の測定に、Co(salen)溶液およびGriessタイプの試薬を用いた湿式化学分析法の導入を検討した。その結果、この方法は顕著な妨害がなく、CLD定量値との一致が良い、汎用の分析法であることを明らかにした。

5 展望

Co(salen)の特性は低濃度NO、NO₂の測定、標準NOガスの発生、ゼロガスの精製など環境における計測への応用が可能であり、今後さらに検討してゆきたい。

参考文献

- 1) Fontijn, A. et al.: Homogeneous Chemiluminescent Measurement of Nitric Oxide with Ozone, Anal. Chem., 42, 575, (1970).
- 2) Fontijn, A. et al.: NO_x (=NO+NO₂) Monitoring Based on an H-Atom Direct Chemiluminescence Method, Environ. Sci. Technol., 14, 324, (1980).
- 3) Saltzman, B. E., : Colorimetric Micro-determination of Nitrogen Dioxide in the Atmosphere, Anal. Chem., 26, 1949 (1954)
- 4) Saltzman, B. E., et al., : Design Parameters and Performance of a Miniaturized Colorimetric Recording Air Analyzer, Anal. Chem., 36, 1300, (1964).
- 5) Stern, A. C., : Air Pollution, 3rd ed., Academic Press, New York (1976), Vol. 3 p. 267.
- 6) JIS B 7953.
- 7) Huygen, C., Lanting, R.W., : On the Saltzman Factor, Atmos. Environ., 9, 1027 (1975).
- 8) 産業構造審議会産業公害部会NO_x汚染防止対策小委員会, : 測定技術分科会報告 (1977).
- 9) 日本化学会編, : 塩素酸化物, 丸善(1977)p132.
- 10) 日本分析化学会関東支部, : 公害と分析化学に関するパネル討論会—<第3回> 塩素酸化物—, 分析化学, 21, 458, (1972).

表1 本法とCLD法との比較

測定年月日	時 間	NO		NO ₂	
		本法	CLD	本法	CLD
1981. 9. 17	10 — 12	16	18	48	47
	12 — 14	9	12	41	41
	14 — 16	19	21	47	47
9. 18	7 — 9	36	37	40	39
	9 — 11	21	25	51	46
	11 — 13	7	12	42	38
	13 — 15	10	13	44	40
9. 22	9 — 11	19	22	51	49
	11 — 13	11	13	50	47
9. 24	9 — 11	20	14	71	69
	11 — 13	44	31	45	44
9. 25	13 — 14	49	49	42	45
	14 — 15	79	77	45	57
	15 — 16	56	56	50	60
9. 28	10 — 13	13	22	50	55

単位) ppb·h

- 東京都公害研究所年報1983

- 11) 青木一幸, 石井康一郎, :分子拡散を利用したサ
ンプリング法について—NO_xおよびNO₂の同時測
定—, 東京都公害研究所年報, 54, (1982).
- 12) Clarkson, S.G., Basolo, F., :Study of
Reaction of Some Cobalt Nitrosyl Complexes
with Oxygen, Inorg .Chem . 12, 1528, (1973).
- 13) Earnshaw, A., :Transition Metal —Schiff's
Base Complexes .Part II ., J. Chem . Soc .
4718, (1965).
- 14) 公害資源研究所第4部第1課, 三菱金属株式会社
:液相吸収法によるNO_x除去技術の実用化のため
の研究(第1報), 公害, 11, 4, (1976).
- 15) Cesarotti, E., et al.: Optically
Active Complexes of Schiff Bases, Part 5. ,
J. Chem . Soc . Dalton, 757, (1977).
- 16) Ishii, K., Aoki, K.: Spectrophotometric
Determination of Atmospheric Nitrogen
Monoxide and Nitrogen Dioxide After Collection
with N, N'-ethlenebis(salicylideneiminato)—
cobalt, Anal .Chem ., in press