

ISSN: 0389-0082

CODEN: HIHODB

5-86

n341k

広島県環境センター研究報告

第 8 号

BULLETIN
OF
HIROSHIMA PREFECTURAL RESEARCH CENTER
FOR
ENVIRONMENTAL SCIENCE

No. 8

1986

広島県環境センター

HIROSHIMA PREFECTURAL RESEARCH CENTER
FOR
ENVIRONMENTAL SCIENCE
HIROSHIMA, JAPAN



目 次

ノ ー ト

広島市における夏期の視程と硫酸塩濃度の関係について	瀬戸信也 1
------------------------------------	--------------

資 料

広島県における大気環境特性について（第2報） 一測定局の地域代表性について一	重光和文，中川博憲，木村秀樹 5
--	------------------------

植物を用いた大気環境評価に関する研究（第2報）	伊藤 俊 12
----------------------------------	---------------

生活排水に関する研究（第6報） 一通常使用状態での簡易沈殿槽における汚濁物質の除去効果について一	橋本敏子 17
--	---------------

産業廃棄物埋立処分地内の浸出水について	貴田晶子，野馬幸生，調枝勝幸，信宗正男 22
------------------------------	------------------------------

水質及び底質における1-クロロナフタレン及び2-クロロナフタレンの分析法	野馬幸生 32
---	---------------

廃棄物埋立処分場における低分子量ハロゲン化炭化水素調査	野馬幸生 37
--------------------------------------	---------------

道路交通騒音伝搬の季節変化	宇津正樹，佐々木恭弘 42
------------------------	---------------------

CONTENTS

Note

- On the Relationship between Visibility and Sulfate Concentration during Summer in Hiroshima City Sinya SETO 1

Reports

- Characteristics of Air Quality in Hiroshima II
—Regional Representativeness of Air Monitoring Stations—
..... Kazuyuki SHIGEMITSU, Hironori NAKAGAWA and Hideki KIMURA 5
- Studies on Evaluation of Atmospheric Environment by Plants II
..... Takashi ITOH 12
- Studies on Household Waste Water IV
—Removed Effect of Pollutants in usually used Small Simple Sedimentation Tank—
..... Toshiko HASHIMOTO 17
- Studies on the Amount and the Quality of Leachate from Industrial Waste Landfill
..... Akiko KIDA, Yukio NOMA, Katsuyuki CHOSHI and Masao NOBUSOO 22
- Determination of 1-Chloronaphthalene and 2-Chloronaphthalene in Water and Sediment
..... Yukio NOMA 32
- Low-Molecular-Weight Halogenated Hydrocarbons in Leachates from Municipal and Industrial Waste Landfills Yukio NOMA 37
- Seasonal Change of the Road Traffic Noise Propagation
..... Masaki UZU and Yasuhiro SASAKI 42

(ノート)

広島市における夏期の視程と硫酸塩濃度の関係について

瀬戸 信也

(1986年8月16日受理)

On the Relationship between Visibility and Sulfate Concentration during Summer in Hiroshima City

Sinya SETO

Abstract

A field study was performed to assess the contribution to visibility reduction by chemical compositions of ambient aerosols on the day with mean relative humidity lower than 70 per cent during summer of 1985 in Hiroshima City. The results are as follows.

1. Assuming Koshumieder's formula, a great portion of the fluctuation in visibility can be accounted for by sulfate concentration.
2. The oxidant concentration is nearly proportional to sulfate concentration, and the ratio of sulfate S to total S (sulfate S plus sulfur dioxide S) has the tendency of increasing with oxidant concentration. From these results, it seems that sulfate is generated by the photochemical reaction process.

1. はじめに

都市大気中における視程減少は大気汚染に起因することが従来の研究から明らかにされており、これらの研究の多くはエアロゾル中の水溶性成分が視程減少に支配的な影響を及ぼすことをフィールドデータから結論している。たとえば、Whiteらはロスアンゼルスでは硫酸塩と硝酸塩の単位質量濃度あたりの光散乱が粒子状物質の他成分と比較して大きいこと¹⁾を、Leadererはニューヨークにおける夏期のエアロゾル中では光散乱の約半分は硫酸塩に起因すること²⁾を、それぞれ統計的に示している。日本の都市域における視程と大気汚染の関係を論じたものとしては野本の報告³⁾がある。彼は東京都における視程と大気汚染濃度の同時観測結果から、視程減少に寄与するのは浮遊ばいじんと二酸化硫黄としているが、浮遊ばいじんの化学成分と視程の関係については考察していない。

そこで、本報では広島市における夏期のエアロゾル調査結果から、視程とエアロゾル成分との関係について検討し、視程変動の大部分は硫酸塩濃度から説明できること、及び硫酸塩は光化学反応との係わりが深いことを示

した。

2. 視程の定義

気象学的視距離： L_v と減衰係数： b_{ext} の間には次のKoshumiederの関係式が理論的に成立する。

$$L_v = \frac{3.9}{b_{ext}} \quad (1)$$

ここに、気象学的視距離は“目標と背景の明るさとのコントラストが観測者の識別限界に等しくなるまでの目標からの距離⁴⁾”として定義される。減衰係数は放射の減衰を表わす比率であり、散乱係数と吸収係数の和として定義されるが、減衰係数の大半はエアロゾルによる散乱項に占められている。一方、視程は“地平線の空を背景とする適当な大きさの黒い目標を識別できる最大距離⁴⁾”である。このように気象学的視距離と視程の定義は異なるが、Horvathらはネフェロメータを用いて観測された減衰係数から求めた気象学的視距離と目視による卓越視程は近似的に等しいこと⁵⁾を得ている。

卓越視程は水平円の少なくとも半分またはそれ以上を代表する最大視程であるが、本報では卓越視程の代わりに、気象官所の地上気象観測項目となっており容易に入

手できる最短視程を用いる。最短視程は方位により視程が異なる場合の最小の視程である。いま、 L_0 が最短視程： V_s で表現できると仮定すると(1)式は(2)式となる。

$$V_s \approx \frac{3.9}{b_{\text{ext}}} \quad (2)$$

3. サンプルング及び分析

エアロゾルの測定は、広島市の南東部に位置する広島県環境センターの屋上(地上高:約20m)で、1985年7月23日から8月24日までの期間に行った。エアロゾルは、ハイボリウム、エアサンプラーを使用して午前9時から翌日の同時刻まで24時間採取した。吸引流量は約 $1.3 \text{ m}^3/\text{min}$ であり、フィルターは石英繊維のWhatman QM-Aである。エアロゾルの質量濃度を重量法により求めた後、試料の8分の1を切り取り、 80°C の温水中で水溶性成分を抽出し、硫酸塩は硫酸バリウム比濁法を、硝酸塩はキシレノール法を、それぞれ用いて分析した。また、エアロゾルと同時にガス状物質の測定も行った。二酸化硫黄濃度は溶液導電率法により、オキシダント濃度は吸光度法によりそれぞれ測定した。両者ともにエアロゾルのサンプルング時間にあわせて1時間値を平均して1日の平均値とした。

視程、相対湿度に関しては、広島県環境センターの西南約5kmに位置する広島地方気象台のデータ⁶⁾を利用した。視程は目視による最短視程であり、0時から3時間毎に観測されている。この視程の空間的代表性を検討するため広島県環境センターの視程と比較してみた。

広島県環境センターで毎日1回午前9時に目視観測される視程： V_1 (km)と同時刻の広島地方気象台の視程： V_2 (km)とは(3)式の線形な関係が成り立つ。

$$V_2 = 1.20 \cdot V_1 + 1.62 \quad (n=14; R=0.847) \quad (3)$$

このことから、広島市を代表する視程として広島地方気象台の視程を用いることは妥当であると考えられる。なお、夜間視程は背景の明るさに依存するため昼間視程と同一に取り扱うのには問題が残るが、エアロゾルのサンプルング時間を考慮して夜間視程も採用することにした。また、相対湿度は3時から6時間毎に記録されており、視程、相対湿度ともにエアロゾルのサンプルング時間内の各データを平均して1日の平均値とした。

4. 結果と考察

視程への寄与が大きい大気エアロゾル中の水溶性成分は湿度の増加に伴い成長するため、視程は湿度の影響を受けると考えられる。Garlandは硫酸アンモニウム粒子

の散乱係数が相対湿度に著しく依存すること⁷⁾を示し、Nollは相対湿度が70%より低い場合にのみ、視程とエアロゾル質量濃度が反比例すること⁸⁾を見出ししている。これらの結果を踏まえて、本報では相対湿度が70%以下であり、かつ降雨を記録しない日のみを解析の対象とした。この条件を満たす日は測定期間中16日あった。

4.1 視程とエアロゾル成分の関係

エアロゾル中の各化学成分の視程への寄与を見積るため、まず(2)式を用いて視程から減衰係数を推定する。次に減衰係数と各成分との線形性を仮定し、重回帰モデルから各成分の減衰係数への寄与を求める。すなわち、硫酸塩濃度、硝酸塩濃度、及びエアロゾル中の硫酸塩と硝酸塩以外の成分を説明変数とし、ステップワイズ回帰によりモデルを作成する。変数の追加、及び除去の基準を有意水準5%とすれば、回帰式は

$$b_{\text{ext}} = 0.997 + 0.176 \cdot \text{Sulfate} \quad (4)$$

となった。ここに、 b_{ext} の単位は $(10^4 \text{ m})^{-1}$ 、硫酸塩濃度の単位は $\mu\text{g}/\text{m}^3$ である。硫酸塩濃度と減衰係数の関係をFig. 1に示す。図中の直線は(4)式であり、減衰係数は硫酸塩濃度と近似的に比例することがわかる。試みに3個の説明変数を用いたモデルの場合でも決定係数は0.799であり、硫酸塩のみの場合の0.780と比べて大差はない。したがって、減衰係数の全変動の78%が硫酸塩濃度のみで説明でき、硫酸塩の視程への寄与が最も大きいことがわかる。これと同様な結果はWolffらによっても報告されている⁹⁾。

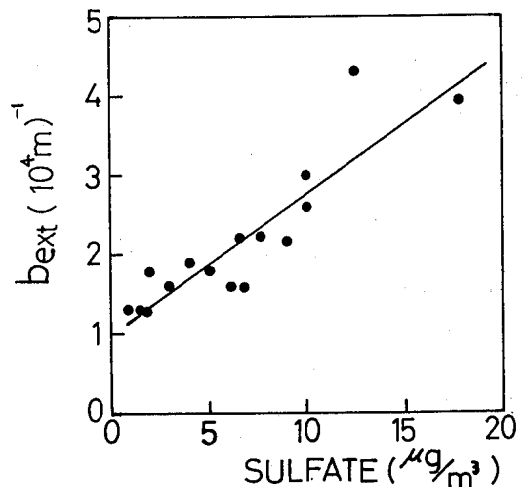


Fig. 1. Scatter diagram of sulfate concentration and extinction coefficient.

一般に、都市大気中では Leaderer²⁾ や、Wolff⁹⁾ が示すように、硫酸塩の大半は 2.5 μm 以下の微粒子であり、この粒径範囲は光散乱強度の大きいサブミクロン領域を含んでいる。減衰係数が硫酸塩濃度に顕著に依存する事実は、このことに由来すると考える。一方、Appel¹⁰⁾ は微粒子中に存在する硝酸塩の光散乱への寄与の重要性を指摘している。硝酸塩に関しても硫酸塩と同様に光散乱への寄与はその粒径分布に依存すると推測されるが、硝酸塩の粒径分布は硫酸塩ほど明らかにされておらず、さらにデータを蓄積して検討する必要がある。

4.2 硫酸塩濃度とオキシダント濃度の関係

一般に、都市大気中に存在する硫酸塩の多くは二次的に生成されたものであり、その生成機構は光化学反応、液滴中の反応、粒子表面での接触反応に大別できる。これらの反応の中で、どの反応が支配的であるかは反応場の気象条件に依存するものと推測される。ここでは夏期の低湿度の日のみを解析の対象にしていることから、光化学反応による硫酸塩の生成の割合が大きいと予想される。そこで、硫酸塩濃度と光化学反応の指標となるオキシダント濃度の関係について検討する。

オキシダント濃度に対する硫酸塩濃度と f_s の散布図を Fig. 2 に示す。オキシダント濃度は昼間 (9-18時) の平均値であり、 f_s は全硫黄濃度 (二酸化硫黄中の硫黄濃度と硫酸塩中の硫黄濃度の和) に対する硫酸塩中の硫黄濃

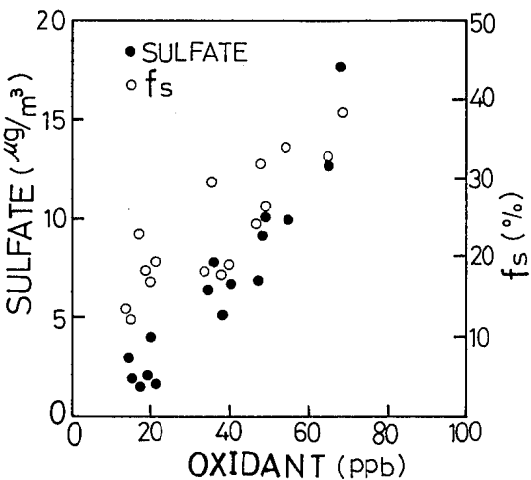


Fig. 2. Correlation of sulfate concentration and f_s with oxidant concentration.

Oxidant concentration is the average of 1-hour concentration from 9 a.m. to 6 p.m.. f_s is the ratio of sulfate S to total S (sulfate S plus sulfur dioxide S)

度の比率である。オキシダント濃度は硫酸塩濃度と近似的に比例し、 f_s はオキシダント濃度とともに増加する傾向があることがわかる。これと同様な結果は Appel¹⁰⁾ によっても見い出されている。彼らはカリフォルニアの夏期のデータを解析し、オゾン濃度と硫黄変換比 (ガス状硫黄濃度に対する微粒子中の硫黄濃度の比率) との間に強い相関があることを指摘している。また、Altshuller¹¹⁾ はセントルイス地域における光化学エピソード時の調査結果から、微粒子の主成分は粒子状硫黄であり、粒子状硫黄とオゾンの高濃度は同時に出現することを示している¹²⁾。これらの報告例は光化学反応の促進時には硫酸塩が生成され、粒子中の硫黄濃度が増加することを示唆している。

本報では光散乱による視程減少について検討してきたが、視程減少は光吸収によっても生じ得る。Groblicki¹³⁾ は冬期のデンバーでは減衰係数の 31% は元素炭素の光吸収に起因すると見積っており¹³⁾、また、Novakov¹⁴⁾ は大気中の硫酸塩は炭素を核として生成されることを実験的に検証している¹⁴⁾。これらの報告は視程減少に関与する炭素の重要性を指摘している。

今後は、炭素による光吸収の効果について検討を加えるとともに、光散乱の粒径依存性を考慮してエアロゾルを粒径別に採取し、より定量的に各成分の視程への寄与を算定することが望まれる。

5. まとめ

広島市における夏期のエアロゾル調査結果から、相対湿度が 70% 以下の日を対象にして、視程とエアロゾル中の成分との関係を統計的に検討し、次のことがわかった。

- 1) Koshumieder の関係式が適用できると仮定すれば、視程変動の大部分は硫酸塩濃度から説明できる。
- 2) オキシダント濃度は硫酸塩濃度と近似的に比例し、 f_s はオキシダント濃度とともに増加する傾向がある。このことから硫酸塩は光化学反応に由来することが示唆される。

参考文献

- 1) W. H. White, P. T. Roberts (1977) On the nature and origins of visibility-reducing aerosols in the Los Angeles Air Basin, *Atmos. Environ.*, **11**, 803-812.
- 2) B. P. Leaderer (1978) Summary of the New York summer aerosol study (NYSAS), *Journal of the Air Poll. Control Assoc.*, **28** (4), 321-327.

- 3) 野本真一(1976) 視程の変動, 天気, **23**(5), 1-19.
- 4) 和達清夫監修(1976) 新版気象の事典, 221-222, 東京堂出版, 東京.
- 5) H. Horvath, K. E. Noll (1969) The relationship between atmospheric light scattering coefficient and visibility, *Atmos. Environ.*, **3**, 543-552.
- 6) 広島地方気象台(1985) 昭和60年7月-8月地上気象観測日原簿.
- 7) J. A. Garland (1969) Condensation on ammonium sulfate particles and its effect on visibility, *Atmos. Environ.*, **3**, 347-354.
- 8) K. E. Noll, P. K. Mueller, M. Imada (1968) Visibility and aerosol concentration in urban air, *Atmos. Environ.*, **2**, 465-475.
- 9) G. T. Wolff, M. A. Ferman, N. A. Kelly, D. P. Stroup, M. S. Ruthkosky (1982) The relationships between the chemical composition of fine particles and visibility in the Detroit Metropolitan Area, *Journal of the Air Poll. Control Assoc.*, **32**(12), 1216-1220.
- 10) B. R. Appel, Y. Tokiwa, J. Hsu, E. L. Kothny, E. Hahn (1985) Visibility as related to atmospheric aerosol constituents, *Atmos. Environ.*, **19**, 1525-1534.
- 11) B. R. Appel, E. L. Kothny, E. M. Hoffer, G. M. Hidy, J. J. Wesolowski (1978) Sulfate and nitrate data from the California aerosol characterization experiment (ACHEX), *Envir. Sci. Technol.*, **12**(4), 418-425.
- 12) A. P. Altsuller (1985) Relationships involving fine particle mass, fine particle sulfur and ozone during episodic periods at sites in and around St. Louis, MO, *Atmos. Environ.*, **19**, 265-276.
- 13) P. J. Groblicki, G. T. Wolff, R. J. Countess (1981) Visibility-reducing species in the Denver "brown cloud"-I. Relationships between extinction and chemical composition, *Atmos. Environ.*, **15**, 2473-2484.
- 14) T. Novakov, S. G. Chang, A. B. Harker (1974) Sulfates as pollution particulates; catalytic formation on carbon (soot) particles, *Science*, **186**, 259-261.

広島県における大気環境特性について(第2報)

—測定局の地域代表性について—

重光 和之, 中川 博憲, 木村 秀樹

(1986年8月16日受理)

Characteristics of Air Quality in Hiroshima II

—Regional Representativeness of Air Monitoring Stations—

Kazuyuki SHIGEMITSU, Hironori NAKAGAWA and Hideki KIMURA

Abstract

The regional representativeness of air monitoring stations is evaluated by the following methods:

- ① Comparison between the calculated concentrations by dispersion model and the interpolated concentrations,
- ② Representative areas of air monitoring stations by correlation analysis and deviation-square analysis and,
- ③ Population-exposure analysis.

The results are as follows:

- ① It is useful to estimate the mesh concentrations in cities by interpolation where many air monitoring stations exist,
- ② Representative areas of the interpolated concentrations are shown by correlation analysis and deviation-square analysis,
- ③ Existing air monitoring network is a good allocation in the viewpoint of population-dosage factor and,
- ④ It is important to observe air quality in rural areas by air monitoring car.

1. はじめに

大気汚染防止法第22条に基づいて行っている大気汚染常時監視の主要な目的の一つに、「地域全域の平均的な大気の状態を把握すること」がある。大気汚染常時監視測定局という点データから地域全域という面データにデータの拡張を行う手法には

- ① シミュレーション手法を用いるもの¹⁾
- ② 簡易測定を実施するもの
- ③ 測定値データを補間するもの^{2,3)}

がある。

一般にシミュレーションは当該地域の発生源情報、拡散場情報を高精度で把握する必要があり、また拡散モデルの確立は手間を要し簡単に実施できるものではない。簡易測定の実施には広範な地域での調査に人手がかかる

こと、測定装置の設置場所の選定や管理に注意を要することなどの問題点がある。これに対してデータ補間手法にはスプライン法、加重平均法、多項式法などがあり、補間条件を定めれば機械的にメッシュ濃度を求められるが、測定地点以外に存在するピークの検出及び外挿にあたる地域の推定精度に問題が残る。

本報告は、大気情報管理システム⁴⁾としてデータ整備のしてある広島中央圏域の二酸化硫黄(SO₂)について

- ① 大気拡散シミュレーションを実施して把握したメッシュ濃度と補間法で求めたメッシュ濃度との比較評価
- ② 相関解析と偏差自乗解析を用いた測定局の地域代表性の検討
- ③ 暴露人口解析手法³⁾による測定局の配置の評価を行い、測定局の地域代表性⁵⁾の検討・考察を行うもの

である。

2. メッシュ濃度の算出と評価

広島中央圏域における大気環境濃度の監視は、Fig. 1に示す17測定局で行われている。大気環境濃度を面的に把握し、この17測定局の地域代表性について評価するために、大気拡散シミュレーションと補間法を用いてメッシュ濃度を算出する。本報告では、メッシュ毎の実測濃度が得られていないのでシミュレーションデータを基準として、補間法により求めたメッシュデータを評価する。

大気拡散シミュレーションは大気情報管理システム⁴⁾としてデータを整備してある昭和57年度の広島中央圏域におけるSO₂について実施した。ばい煙発生施設・自動車・船舶の各煙源を対象とし、期間を非暖房期と暖房期の2期、時間帯を朝・昼・夜・深夜の4帯に分けて求めた濃度を累計することによって拡散計算値を求め、これにバックグラウンド濃度を加えてメッシュ毎の年平均濃度を算出した。メッシュ毎の年平均濃度をマップ表示したものをFig. 2に示す。

補間法によるメッシュ濃度 x の算出は、式(1)、(2)に示す加重平均法を用いて行った。

$$x = \frac{\sum_i f(l_i) x_i}{\sum_i f(l_i)} \quad (1)$$

但し

$$f(l_i) = 1/l_i^2 \quad (2)$$

ここで、 l_i は測定局 i から濃度算出をするメッシュ点までの距離、 x_i は測定局 i における濃度を表す。この補間法で求めた対象地域のメッシュ毎の年平均SO₂濃度をFig. 3に示す。なお、局所的煙源の影響を受けている局を除外する意味で自動車排出ガス局を対象から除外している。

シミュレーションで算出したメッシュ濃度と補間法で算出したメッシュ濃度との差をFig. 4に表示する。対象地域の周辺部である内陸部・島しょ部と呉市北西部で両者の濃度差が大きくなっている。これは、加重平均法による補間では、そのアルゴリズムから測定値以下の低濃度値が評価できないこと及び煙源・気象などの条件の加味ができないことによると思われる。また、三原市東部において両手法で求めた環境濃度に差があるのは、三原市東部の測定局が一般環境の代表局としてよりも、常時監視の主要目的の一つである短期高濃度局としての性格を有するためと思われる。

一方、測定局が密に存在している竹原市及び呉市中心部では両者の差は小さく、シミュレーション結果と補間法によるメッシュ濃度とは比較的良い一致を見ている。

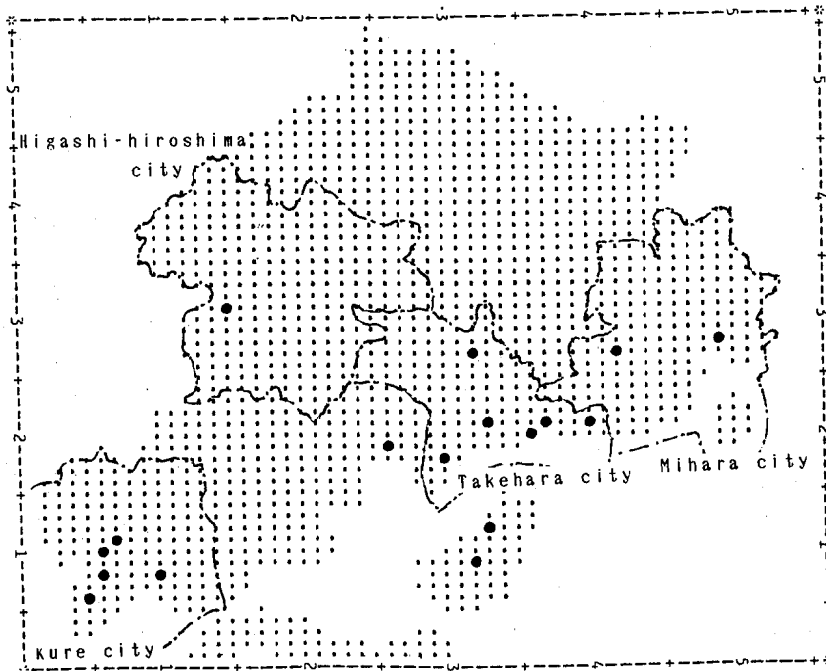


Fig. 1. Location of air monitoring stations.

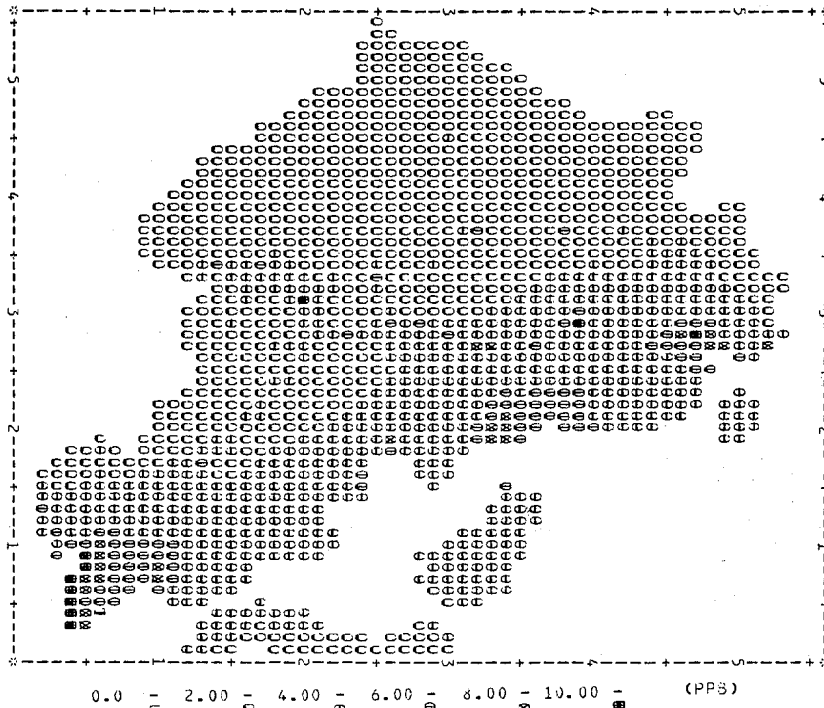


Fig. 2. Calculated annual mean concentrations by diffusion model.

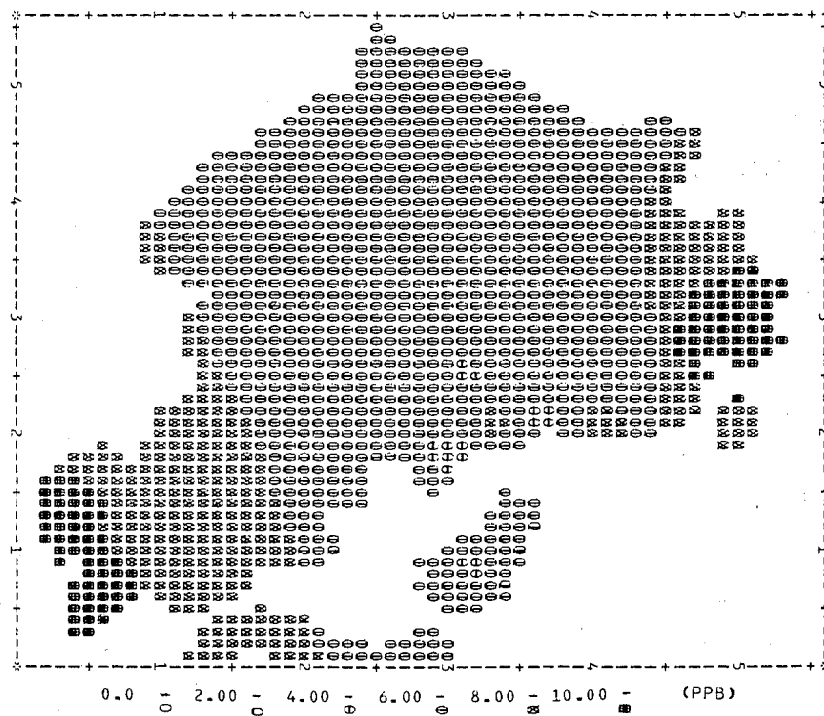


Fig. 3. Interpolated annual mean concentrations.

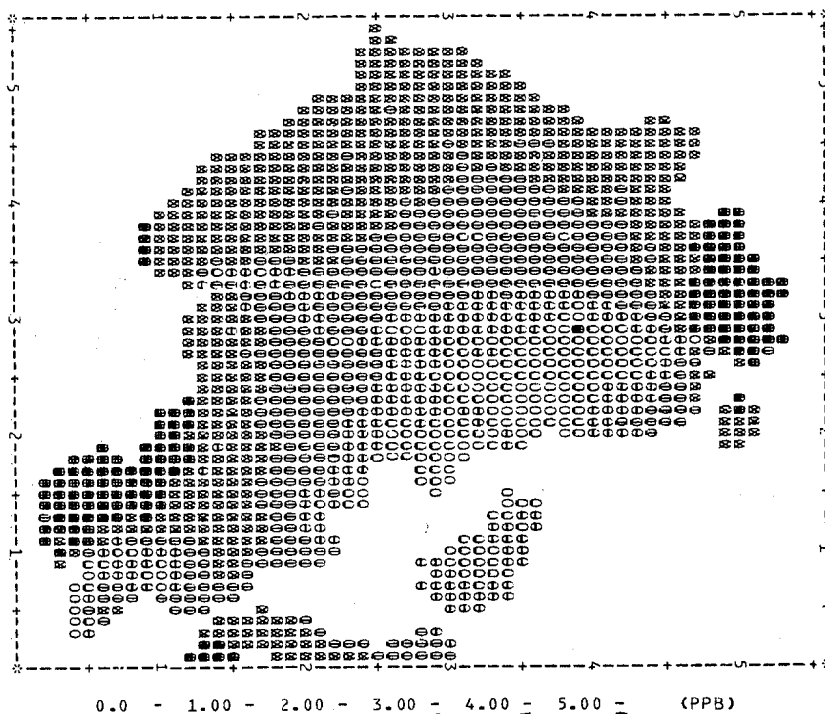


Fig. 4. Annual mean deviations between calculated concentrations and interpolated concentrations.

補間法によって地域の濃度分布を類推するには、測定局が局所煙源の影響を受けているか否かを吟味するとともに、内陸部の測定局のない地域において移動測定車などを用いた補足的測定をすることが重要である。

3. 測定局の代表領域

測定局の代表性を評価する手法に、相関解析と偏差自乗解析^{6,7)}がある。

地点 i, j における時刻 t の濃度を $x_i(t), x_j(t)$ とし、年間平均濃度を \bar{x}_i, \bar{x}_j とするとき、地点 i, j の局間相関係数 r_{ij} は

$$r_{ij} = \frac{\sum_t \{x_i(t) - \bar{x}_i\} \{x_j(t) - \bar{x}_j\}}{\sqrt{\sum_t \{x_i(t) - \bar{x}_i\}^2 \sum_t \{x_j(t) - \bar{x}_j\}^2}} \quad (3)$$

地点 i, j 間の偏差自乗平均 d_{ij} は

$$d_{ij} = \sum_t \{x_i(t) - x_j(t)\}^2 / T \quad (4)$$

と計算される。なお T は観測期間である。この局間相関係数と偏差自乗平均を用いて、測定点 i と任意のメッシュ間の相関係数 r_i と偏差自乗平均 d_i はそれぞれ

$$r_i = \sum_j f(l_j) r_{ij} / \sum_j f(l_j) \quad (5)$$

$$d_i = \sum_j f(l_j) d_{ij} / \sum_j f(l_j) \quad (6)$$

と定義されている。 $f(l_j)$ は式 (2) に定義するとおりでである。

各測定局と相関が 0.8 以上で、偏差自乗平均が 3 ppb² 以下である領域を代表領域として Fig. 5 に表示する。三原市東部の局を除いて、Fig. 4 のシミュレーションと補間法の濃度差が小さい領域とこの図の代表領域とは概ね良い一致を見ているといえる。従って、補間法を用いて求めた大気環境濃度の代表領域は短期高濃度局を除いて相関解析と偏差自乗解析によって概ね設定できることがわかる。また、相関解析と偏差自乗解析により代表領域が設定されない地域においては、補間的な測定体制の整備が必要だといえる。

4. 暴露人口解析による測定局の評価

大気環境情報を評価する指標として費用便益分析⁸⁾を用いる方法もあるが、大気汚染の人体影響という観点から測定局の地域配置を評価する場合、人口の地域分布を考慮に入れた暴露人口の解析・評価が重要である。そこでドーゼジ (Dosage)^{9,10,11)} の概念を用いることとし、Horie^ら³⁾ が暴露人口解析で用いたドーゼジスペクトル

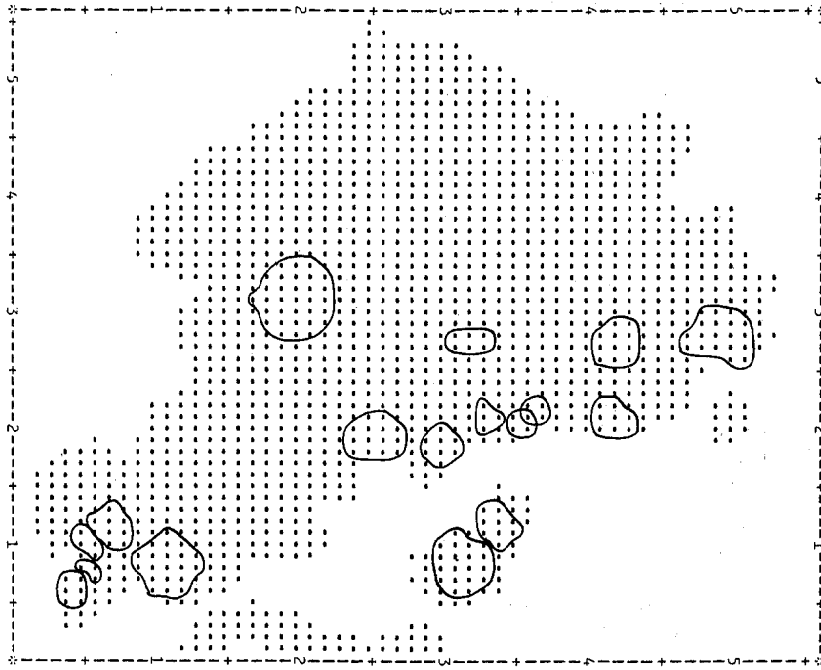


Fig. 5. Representative areas of monitoring stations by correlation and deviation-square analysis.

及び人口ドーゼスペクトルを用いて地域濃度分布パターンの評価を行う。

地域 s におけるドーゼ $D[s]$ は一般に次式で定義される。

$$D[s] = \int_0^T \{x(t,s) - x_c\}^k U\{x(t,s) - x_c\} dt \quad (7)$$

ここで、 $x(t,s)$ は時刻 t 地域 s における環境濃度、 x_c は閾濃度、 T は暴露時間、 k は次数であり、単位ステップ関数 $U[x]$ は

$$U[x] = \begin{cases} 1, & x \geq 0 \\ 0, & x < 0 \end{cases} \quad (8)$$

で定義される。本報においては、ドーゼ $D[s]$ を大気汚染物質濃度 $x(s,t)$ の時間積分値として取り扱うので式(7)で $k=1$ 、 $x_c=0$ と設定する。このとき、ドーゼスペクトル $DS[D_c]$ と人口ドーゼスペクトル $PDS[D_c]$ はそれぞれ

$$DS[D_c] = \int_s U\{D[s] - D_c\} ds / \int_s ds \quad (9)$$

$$PDS[D_c] = \int_s U\{D[s] - D_c\} p(s) ds / \int_s p(s) ds \quad (10)$$

と表現される。ここで、 D_c は閾ドーゼ、 $p(s)$ は地域の人口密度である。式(9)は全地域の内 $DS[D_c]$ の地域が

閾ドーゼ D_c を超過していることを表わし、式(10)は全人口の内 $PDS[D_c]$ の人口が閾ドーゼ D_c を超過した暴露を受けることを表している。

次に、暴露人口解析を上述のデータに適用した結果について述べる。

シミュレーション結果について、横軸に閾ドーゼ、縦軸に設定した閾ドーゼ以上の地域の面積及び人口の比率(ドーゼスペクトルと人口ドーゼスペクトル)を示したものを Fig. 6-1 に; 補間法の結果についての同様の図を Fig. 6-2 に示す。図中の○は面積、●は人口を表している。両グラフはドーゼの絶対値の差を反映して横軸方向にずれているが、面積に比べて人口は高濃度地域の存在割合が大きい。従って、大気汚染の人体影響という観点から地域の平均的又は総合的環境を評価するには、人口の地域的分布を考慮に入れる必要がある。

測定局の代表領域が地域全体に占める割合を調べる。まず、シミュレーションと補間法における濃度の差がある値以下の地域の面積と人口の割合を Fig. 7 に示す。図中の記号は Fig. 6 と同じである。濃度差が 3 ppb 以下の地域は面積的には 1/4 であるが、人口で見ると約半分の地域が該当している。次に、相関解析と偏差自乗解析による測定局の代表領域が占める面積と人口割合を調べ

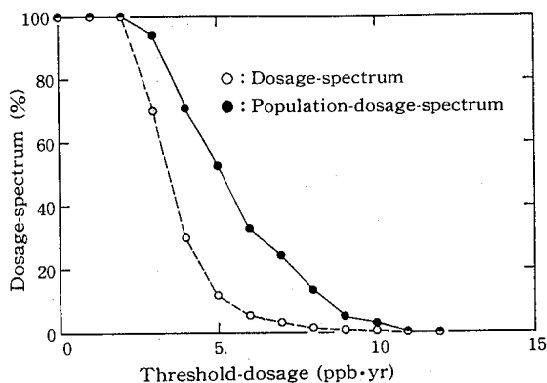


Fig. 6-1. Dosage-spectrum and population-dosage-spectrum analysis of calculated concentrations by diffusion model.

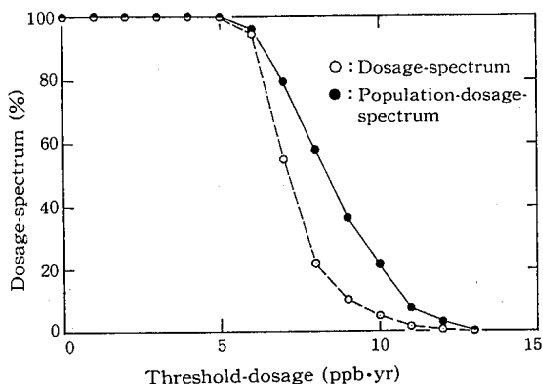


Fig. 6-2. Dosage-spectrum and population-dosage-spectrum analysis of interpolated concentrations.

た結果を Table 1 に示す。相関係数を 0.8 以上、偏差自乗平均 3 ppb^2 以下とすれば、面積では 10% 強であるが、人口ではほぼ半分が代表領域内となっている。

これらのことは人口密集域である沿岸部に測定局が多く存在し、より有効な測定が行われていることを示している。

5. おわりに

本報告では、測定局の地域代表性について

- ① シミュレーション結果と補間した測定値との比較
- ② 相関解析と偏差自乗解析による代表領域
- ③ 暴露人口解析

の解析を行うことによって検討を試みた。

検討の結果は次のとおりである。

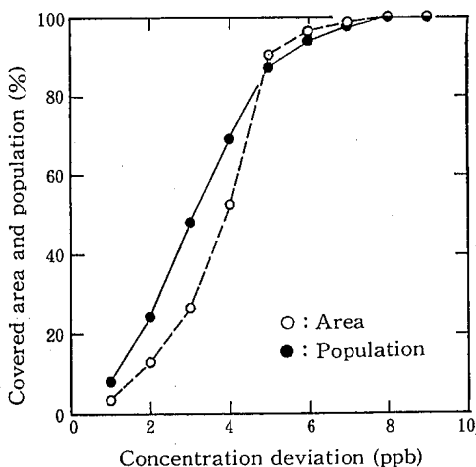


Fig. 7. Covered area and population versus annual mean deviation between calculated concentration and interpolated concentration.

Table 1. Covered area and population in representative area of air monitoring stations by correlation analysis and deviation-square analysis.

r_i	d_i	Cov. area	Cov. popu.
$0.8 \leq$	$2 \text{ ppb}^2 \geq$	8%	31%
$0.8 \leq$	$3 \text{ ppb}^2 \geq$	12%	45%
$0.8 \leq$	$5 \text{ ppb}^2 \geq$	13%	53%
$0.7 \leq$	$3 \text{ ppb}^2 \geq$	16%	50%

- ① 測定局の密に設置されている都市では補間濃度はシミュレーション結果と良い一致をみており、都市域では補間法による地域濃度の推定は実用上有用であるといえる。
- ② 補間法により求めた大気環境濃度の代表領域は、相関解析と偏差自乗解析によって概ね設定できる。
- ③ 地域の平均的又は総合的環境を評価するには、大気汚染の人体影響の観点から人口の地域分布を考慮に入れる必要がある。また、人口の密集している沿岸域に主に測定局を設置していることは、暴露人口の観点から有効な方法である。
- ④ 測定局のほとんど設置されていない内陸部の大気環境を把握し、地域全体の大気環境を推定するためには、大気移動測定車の効率的運用が必要である。

この測定局の地域代表性に係る今後の研究課題として

- ① SO₂ 以外の汚染質における地域代表性
- ② 短期的高濃度局の取り扱い方法
- ③ 大気移動測定車による効率的測定体制
- ④ 測定局の適正配置問題

がある。

参 考 文 献

- 1) 岡本真一, 小林恵三, 山田剛, 北林興二, 栗山茂, 杉山祐(1984): 大気汚染測定局の代表性と適正配置に関する研究, 大気汚染学会誌 19 (2), 129-140.
- 2) 藤原正弘, 大井紘, 新藤純子(1982): 大気汚染濃度分布パターンのスプライン法による推定法, 環境技術 11 (9), 643-649.
- 3) Horie Y. and Stern A. C. (1976): Analysis of Population Exposure to Air Pollution in New York—New Jersey—Connecticut Tri-State Region, EPA-450/3-76-027.
- 4) 重光和之, 野田昭則, 木村秀樹(1985): 大気情報管理システムの整備, 広島県環境センター研究報告 7, 11-20.
- 5) 測定値の地域代表性に関する検討会(1986): 一般環境大気測定局における測定値の代表性について.
- 6) 日立製作所(1976): 大気質に係る環境影響評価手法向上化に関する調査研究報告書.
- 7) 鈴鹿孝(1982): 大阪府における利用事例について, 国立公害研究所調査報告 20, 5-12.
- 8) 山本達也, 内藤正明(1985): 環境情報に関する費用便益分析の試み, 環境情報科学 14-2, 41-49.
- 9) 重光和之, 塚谷恒雄(1983): 大気環境の統計的評価手法(I)—ドーセジモデルの基礎理論—大気汚染学会誌 18 (5), 397-406.
- 10) Duckworth S. and Kupchanko E. (1967): Air Analysis—The Standard Dosage-Area Product, *J. Air Pollut. Control Assoc.* 17 (6), 553-557.
- 11) Noll K. E. and Mitsutomi S. (1983): Design Methodology for Optimum Dosage Air Monitoring Site Selection, *Atmos. Environ.* 17 (12), 2583-2590.

植物を用いた大気環境評価に関する研究(第2報)

伊藤 俊

(1986年8月16日受理)

Studies on Evaluation of Atmospheric Environment by Plants II

Takashi ITOH

1. 緒 言

前報¹⁾では、都市内で植栽されている樹木のうち、街路樹と公園樹の葉を用いて、葉面付着物成分の量と光合成速度との関係を調べた。これによって、道路沿いに植栽されている街路樹では、自動車排ガス由来と考えられる成分の影響によって光合成速度が低下していることを明らかにした。

本報では、前報にひきつづき生物を通して環境の状態を把握する目的で、さらに広域的な観点から樹木の植栽地点周囲の大気環境と樹木葉の生理機能の関係を調べた。すなわち、大気汚染質発生施設が集中して大気汚染質濃度が高いと考えられる工業都市中心部の地点と、そこから離れた郊外の清浄な地点とで、植栽されている樹木葉の光合成速度等を測定した。その結果、両地点においては樹木葉の生理機能に差がみられ、樹木周囲の大気環境を評価するための若干の見解が得られたので報告する。

2. 調 査

2.1 調査の概要

(1) 調査地域と調査地点

調査地域は、広島県内における大規模な工業地域の一つである呉市の東部地域で、図1に示すとおりである。この地域の地形は、南側が海に開けているほかは三方を山に囲まれた平野で、住居、道路、鉄道等の都市機能や大気汚染質発生施設等の工業設備は沿岸部に集中している。

この地域において、近傍に工場や幹線道路の集中している公園(図1のNo.1)を工業地区調査地点、そこから北方へ7km離れた閑静な自然公園(図1のNo.2)を対照地区調査地点とした。

図1にはこの地域の風配図も併せて記載しているが、各季節とも対照地区には工業地区の汚染質の移流はないものと考えられる。

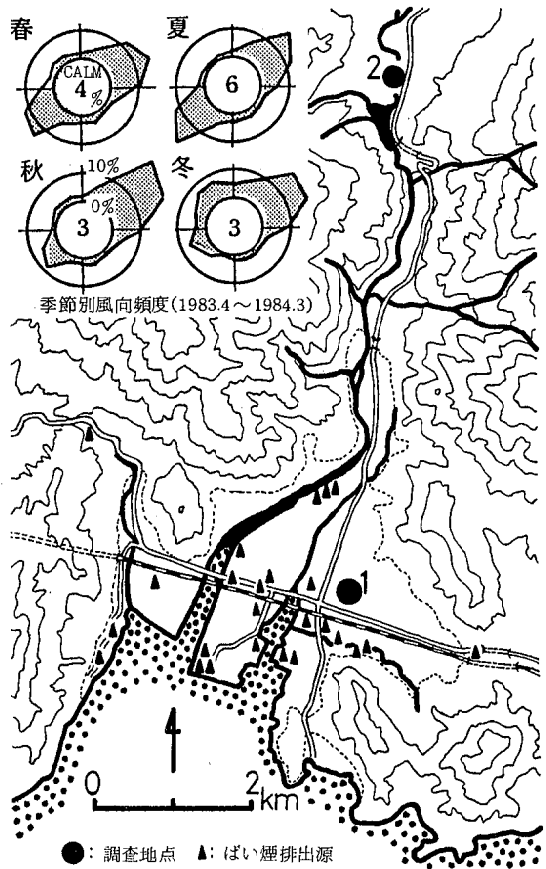


図1. 調査地域

(2) 調査対象樹木

調査した樹種は、呉市の市民の木²⁾であり、両地点で共通に植栽されているアラカシ (*Quercus glauca*) とした。葉の採取に用いた樹木は、前報¹⁾と同様に、両地点において樹高・幹の太さが同程度のもので、かつ、目視による活力^{3, 4, 5)}が中程度以上の同等なものを、工業地区調査地点で3個体、対照地区調査地点で2個体選定

した。

葉の採取位置は、前報¹⁾と同様に、地上高約2mで日当りの良い枝の先端部分とし、採取した葉はポリエチレン製の容器又は袋に入れて持ち帰った。

調査は、アラカシの新葉が生え、その展開完了後である1984年6月と、その後の新葉に生え替わる直前である1985年4月の2回実施した。

2.2 測定方法

(1) 光合成速度

前報¹⁾に記載した方法に従って、簡易光合成測定装置により、葉ディスクを用いて測定した。葉ディスクは、直径1cmのリーフポンチで樹木葉の中央部(主脈部分は除く)を打ち抜いて調製し、1枚の葉から1片の割合で得た。光合成速度の測定1回につき、葉ディスク4枚を用いた。

(2) クロロフィル量

平井らの方法⁶⁾に従い、葉ディスクを約0.5g(約30~40枚分)とり、アセトン溶液に浸漬して色素抽出液を得た。この色素抽出液の吸光度を測定し、計算によりクロロフィルaおよびクロロフィルbの含有量を求めた。葉ディスクの調製は光合成速度の測定に用いたものと同様にした。

(3) 葉面積比

常法により、葉面積と乾葉重量を測定し、葉面積を乾葉重量で除して葉面積比を求めた。1回の測定には、樹木葉を30枚使用した。

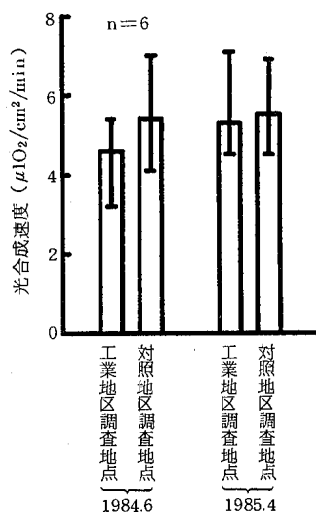


図2. 光合成速度測定結果

3. 結果と考察

3.1 樹木葉の生理機能測定結果

(1) 光合成速度

照度 20 klux における光合成速度の測定結果を図2に示す。両地点を比較すると、1回目の調査時点では工業地区調査地点における値が対照地区調査地点より小さかったが、2回目の調査時点ではほぼ等しくなった。また、対照地区調査地点では前後の調査時点で光合成速度の値に変化はなかったのに対し、工業地区調査地点では2回目の調査時点の値が1回目の調査時点に比べて約15%増加した。

一般に、木本植物では最大光合成速度の状態になるまでには、4~5月に開葉後40日程度のかなり長い期間を要するが、最大光合成速度の状態を維持する期間も長く続く⁷⁾とされている。また、光合成速度に及ぼす大気質以外の外的要因として土壌があげられる。調査地点付近の土壌の物理的、化学的性質は表1⁸⁾に示すとおりで、両地点において大きく変わる点はないと考えられる。土壌水分量は樹木葉の含水量に反映する⁹⁾ので、測定したところ表2のとおりとなり、両地点とも同程度であった。

これらのことから、工業地区調査地点においては、少くとも1回目の調査時点では、他の調査地点、調査時点に比べて大気環境が異なっていることが考えられる。

表1. 調査地点における土壌の性質

調査地点	工業地区調査地点	対照地区調査地点
土壌群名	礫質黄色土	細粒灰色低地土
母材	固結火成岩	非固結堆積岩
土性	粘質	粘質
土密度	22	21
pH	6.2	6.0
全炭素 (%)	0.36	1.80
全窒素 (%)	0.10	0.17
置換性石灰 (mg)	136	192
置換性苦土 (mg)	48	31
遊離酸化鉄 (%)	0.9	1.1
有効態硅酸 (mg)	16	9

表2. 葉の水分量

調査地点	工業地区調査地点	対照地区調査地点
水分量 (%)	52.3	55.2

(2) クロロフィル量

クロロフィル量の測定結果を図3に示す。クロロフィル量は、クロロフィルa、クロロフィルbともにいずれの調査時点においても、工業地区調査地点の値が対照地区調査地点より小さかった。しかも、その程度は1回目の調査時点の方が大きく、光合成速度と同様の傾向を示した。また、2回目の調査時点までの増加率をみると、クロロフィルaでは、対象地区調査地点の90%に対し工業地区調査地点では220%、クロロフィルbでは、同様に50%に対し190%と、いずれも工業地区調査地点における増加率が対照地区調査地点のそれに比べてはるかに大きくなっている。

これらのことは、工業地区調査地点では、何らかの原因でクロロフィル形成が阻害されているものの、ある程度の形成機能の回復があることも示唆している。

(3) 葉面積比

葉面積比の測定結果を図4に示す。葉面積比は、対照地区調査地点では前後の調査時点で変化がなかったのに対し、工業地区調査地点では2回目の調査時点の値が1回目に比べて12%増加していた。

戸冢が行った樹木への汚染ガス暴露実験¹⁰⁾によると、二酸化硫黄やオゾンの暴露前後を比較すると、葉面積比の変動がみられること、この変動は暴露前に比べ10%程度の増加であることが明らかにされた。先の調査結果はこのことと符合し、工業地区調査地点では大気汚染の影響を受けていることを示唆する。また、光合成による同

化産物は、大気汚染を受けた場合には、そうでない場合に比べて非同化器官への分配が抑制され、葉への輸送が増大して個体あたりの葉面積生長が促進されるといわれている¹⁰⁾。このことは、工業地区調査地点における光合成の増加率が葉面積比の増加率とほぼ一致することと合わせて、クロロフィル量の増加率が対照地区調査地点より大きいことをうまく説明するものと考えられる。

3.2 樹木葉の生理機能差と調査地点周囲の大気環境との関係

(1) 両調査地点における大気環境の違い

工業地区調査地点と対照地区調査地点のそれぞれの近傍(以下、それぞれ「工業地区」、「対照地区」という)における大気汚染質の実態を、公表されたデータ¹¹⁾と比較してみると表3のようにまとめられる。いずれの大気汚染質も、工業地区が対照地区に比べて高い値を示しており、両地区の間で大気環境が異なり、工業地区では樹木が大気汚染質の影響をより多く受けているものと考えられる。

また、2.1(1)で述べたように、対照地区への工業地区からの大気汚染質の移流はないと考えられるが、このことを確認するために、本調査とは別に実施した調査¹²⁾の結果から、工業地区調査地点の近傍にあるクラフトパルプ工場から排出されている硫黄化合物をトレーサーとして、その大気環境中の濃度と発生源からの対照地区調査地点方向への距離との関係を求めたところ、図5に示すものが得られた。この結果、調査した物質のいずれも対照地区調査地点までは到達せず、工業地区の大気汚染質の移流はないことが判明した。

以上のことから、前述した調査地点による樹木葉の生

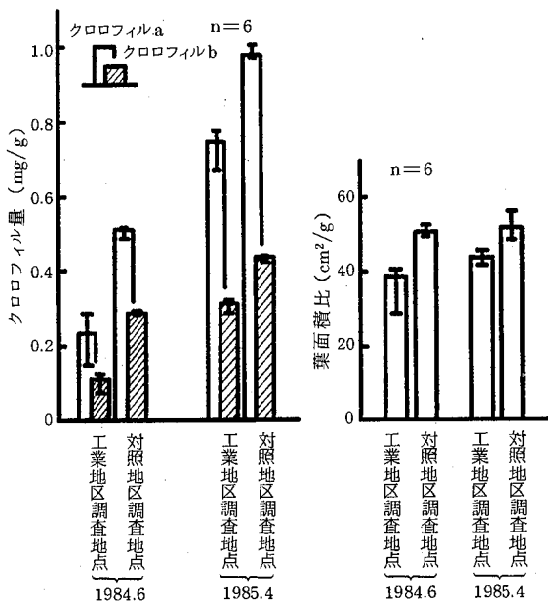


図3. クロロフィル量測定結果

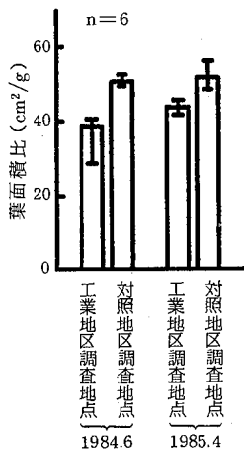


図4. 葉面積比測定結果

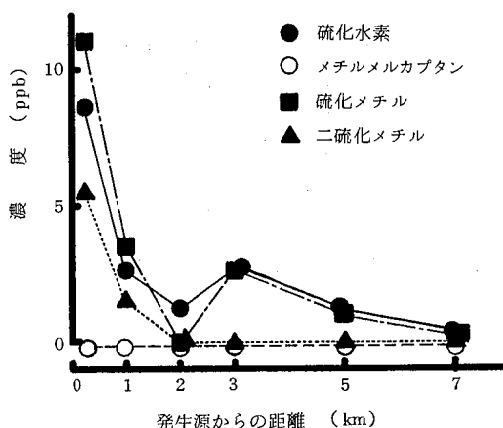


図5. 汚染質の距離減衰

表3. 大気汚染質データ(1984.4~1985.3)¹¹⁾

	硫黄酸化物 (SO ₃ mg/100 cm ² /day)	窒素酸化物 (NO ₂ mg/100 cm ² /day)	降下ばいじん量 (t/km ² /month)
対 照 地 区	0.01 以下	0.004	2.8
工 業 地 区	0.05	0.017	4.3

※ 数値は全期間の平均値

表4. 工業地区における大気汚染常時監視測定結果(1984.4~1985.4)

	全期間平均	前 期 (1984.5~6)	後 期 (1985.3~4)
オキシダント (ppm)	0.040	0.053	0.042
二酸化硫黄 (ppm)	0.006	0.010	0.009
二酸化窒素 (ppm)	0.011	0.011	0.014
浮遊粒子状物質 (mg/m ³)	0.032	0.043	0.035

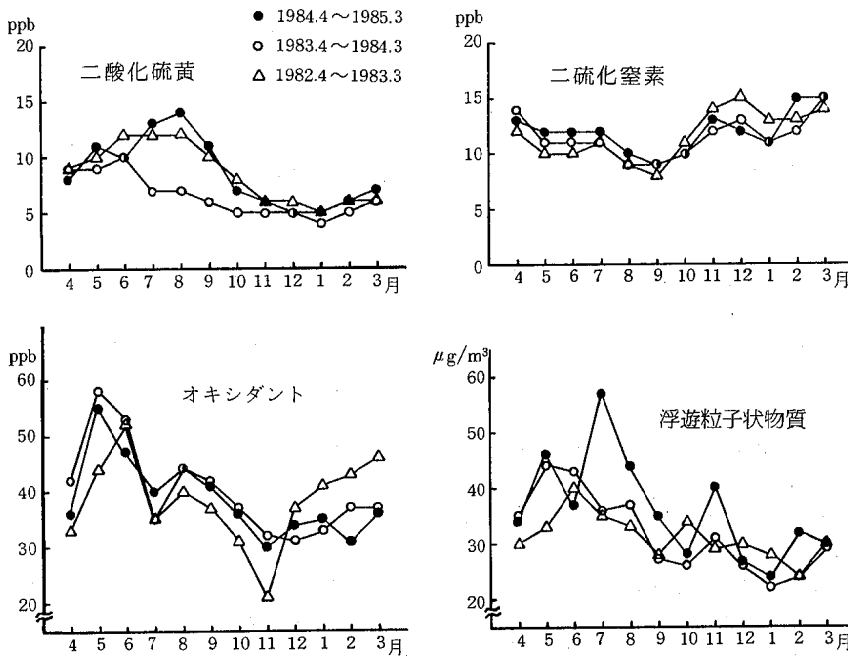


図6. 大気汚染質濃度の推移¹³⁾

理機能差は、調査地点における大気環境の違いをあらわしているものと考えられ、総合的な大気環境を比較するうえで樹木葉の生理機能を調べることは有用であると思われる。

(2) 工業地区における大気汚染質の挙動と樹木葉に対するその反映

工業地区においては、大気汚染質の実態がより詳細に

調べられている。工業地区にある大気汚染常時監視測定局において測定されたデータ¹³⁾から、各年度別の月平均値の推移を図6に、本調査におけるそれぞれの調査時点前2カ月間(1回目の調査時点前2カ月間を「前期」、2回目のそれを「後期」とする。)の平均値を表4に示す。

大気汚染物質濃度の月平均値の推移は、各年度とも同様で、いずれの大気汚染質も春先から夏にかけて濃度が

上昇し、その後は低下する傾向をみせている。調査時点前2カ月間の平均値は、前期、後期とも年平均値を上回る傾向を示している。しかし、二酸化硫黄、二酸化窒素は前期、後期でそれほど大きな差がみられないのに対し、オキシダントと浮遊粒子状物質は前期の方が後期よりも高濃度であり、特にオキシダントについては、この地区では環境基準が達成されておらず、1時間値0.06 ppm以上の濃度が出現する日が年間で10%を越え、しかも、それが5月から6月に集中している。

これらのことから、工業地区においては、前期の方が後期に比べて相対的に大気環境は悪いと考えられ、この影響が前述した樹木葉の生理機能差となってあらわれたものと考えられる。樹木葉の生理機能低下の原因となる大気汚染質としては、植物被害出現の大気汚染質濃度の閾値が環境基準値付近であるとの報告¹⁴⁾とも併せ考えると、本調査の場合オキシダントである可能性があるが、調査回数が少ないこともあり、原因物質がどのようなものかを断定するためには、さらに他の大気汚染質の挙動も含めて詳細な調査が必要であろう。

(3) 工業地区調査地点における樹木葉生理機能の増加原因

樹木葉の生理機能を測定して得られた結果からは、大気汚染の影響と考えられる機能の低下は、1回目の調査時点すなわち新葉の展開時期から充実する期間までに大きくあらわれ、2回目の調査時点すなわち葉の充実後には小さいことが判明した。従って、前後の調査時点と比較すれば、後の調査時点では生理機能は増加していることになる。この原因としては次のようなことが考えられる。

① 大気汚染質の生理機能に及ぼす影響が、その濃度推移からみて、一時的なものであること。

② 大気汚染質の影響でうけた生理機能低下を、別の生理機能が働いて補うこと。

③ 大気汚染質の及ぼす作用に対する抵抗性ができる。このうちのどれが原因で、あるいは複合して生理機能の増加がみられるかについては、この調査結果だけでは断定できないものの、複合しておけると考えた方が合理的であると思われる。従って、樹木葉の生理機能を調べることでその周囲の大気環境を把握するためには、大気環境以外の外的条件を同一にすることのほか、調査時期も考慮する必要があると考えられる。

4. 結 言

工業地区調査地点と対照地区調査地点で、植栽されている樹木の葉を用いて生理機能を測定し、周囲の大気環

境との関係を調べたところ、次のようなことがわかった。

① 樹木葉の生理機能(光合成速度、クロロフィル量、葉面積比)は、2回目の調査時期の光合成速度を除いては、いずれも工業地区調査地点が対照地区調査地点より低く、調査地点周囲の大気環境の違いをあらわしていると考えられ、総合的な大気環境を比較するうえで樹木葉の生理機能を調べることは有用である。

② 工業地区調査地点では、樹木葉の生理機能に大気汚染の影響と考えられる低下がみられたが、その程度は調査時期によって異なるため、樹木葉の生理機能から大気環境を把握するには調査時期を考慮する必要がある。

参 考 文 献

- 1) 伊藤俊(1985) 広島県環境センター研究報告, 7, 26-32.
- 2) 例えば呉市の広報資料など.
- 3) 滝沢浩(1974) 環境技術, 3, 803-812.
- 4) 環境庁企画調整局研究調整課編(1973) 昭和48年度環境保全研究成果集, 17.
- 5) 科学技術庁資源調査会(1972) 高密度地域における資源利用と環境保全の調和に関する勧告.
- 6) 平井篤造, 豊田秀吉, 石岡清三郎, 宮沢啓三(1983) 近畿大学環境科学研究所研究報告, 11, 69-83.
- 7) 木村允, 戸塚績(1973) 生態学講座9-植物の生産過程, 2-44, 東京, 共立出版.
- 8) 広島県立農業試験場(1979) 地力保全基本調査総合成績書.
- 9) 田崎忠良編著(1978) 環境植物学, 121-166, 東京, 朝倉書店.
- 10) 戸塚績(1983) 国立公害研究所研究発表会予稿集, 83-89.
- 11) 呉市環境保健部公害対策課編(1985) 呉市における公害の現況と問題点, 第14報(昭和60年版).
- 12) 松下数男, 伊藤俊, 瀬戸信也, 伊藤泰治(1984) 第25回大気汚染学会講演要旨集, 641.
- 13) 広島県環境センター(1986) 昭和59年度大気汚染調査報告書(昭和61年3月)など.
- 14) 高崎強(1985) 第26回大気汚染学会講演要旨集, 203.

生活排水に関する研究(第6報)

— 通常使用状態での簡易沈殿槽における汚濁物質の 除去効果について —

橋本 敏子

(1986年8月16日受理)

Studies on Household Waste Water VI

— Removed Effect of Pollutants in usually used Small Simple Sedimentation Tank —

Toshiko HASHIMOTO

1. はじめに

生活雑排水の処理方法の一つとして全国的に簡易沈殿槽の設置が行われ、広島県でも一部の市町で簡易沈殿槽が設置されている。なかでも東広島市では、昭和59年度に広島県¹⁾が行ったアンケート調査によると、42%の家庭でこれを設置している。簡易沈殿槽は、維持管理がされにくいという欠点はあるものの、設置費用及び維持管理費が安いという利点があるので、一般家庭が行うには最も安易な生活雑排水対策であると考えられる。しかし、同じアンケート結果によると、定期的に清掃を行っている家庭は24%と少なく、大部分の家庭で維持管理がなされていない現状にある。また、中には長期間使用後に設計時の機能とは異なった状態となったまま使用している家庭も見られる。一般に生活雑排水は経時的に量、質ともに大きく変化し、また各家庭ごとの格差が大きいために、その処理効果を把握することが困難であり、その調査報告例も少ない。特に、維持管理がほとんど、あるいは全くなされていない状態での処理効果についての調査はほとんどされていない。そこで、今回、汚泥堆積量調査と厨房原水の水質調査を行い、簡易沈殿槽における汚泥の堆積状況及び汚濁物質の除去効果等について考察したので報告する。

2. 簡易沈殿槽の概要

今回対象とした簡易沈殿槽は厨房排水専用の懸濁物質除去槽で、構造はおおむね図1に示すとおりで縦40cm、横50cm、深さ51cmの全容量が約100 lの大きさのものである。槽が第1沈殿槽(懸濁物ろ過槽)、第2沈殿槽及び最終沈殿槽の3槽に分かれており、それらの面積

はそれぞれ609 cm²、1,480 cm²、560 cm²である。このうち第1沈殿槽(懸濁物ろ過槽)は本来は槽の底がメッシュの網となっていて、懸濁物をろ過する目的で作られたものであるが、メッシュの網に汚濁物がからみつき、通常の清掃程度では排水が通過できる状態にはならなかった。このように、一般家庭の維持管理では網の目詰まりは避けることができないため、現状に合った処理機能の実態を把握する意味から、槽内の清掃を行ったもののメッシュの網はそのままの状態での調査を行った。ここで、懸濁物ろ過槽は沈殿槽として機能していたので、以後は第1沈殿槽と称する。この状態での排水経路は調査期間中図1の矢印の方向に示したとおりであった。なお、最終沈殿槽については、第1及び第2沈殿槽に比べて沈殿量がごく微量であるので、今回の調査では考慮しなかった。

3. 調査方法

それぞれの家庭に同種の簡易沈殿槽を設置している6軒1棟のアパートのうち3軒の家庭A、B、C宅で調査を行った。

堆積物調査は昭和60年10月1日に清掃を行った後にA、B、C宅の第1及び第2沈殿槽に汚泥採取容器(長さ16 cm、口の面積2.4 cm²の平底試験管を、アクリル製試験管台に並べ、水中で動かないようにスプリングワイヤーで止めた。試験管台の大きさ、並べた試験管の本数、台数は第1沈殿槽:縦11 cm×横13 cm、12本立、2台、第2沈殿槽:縦16 cm×横28 cm、24本立、2台である。)を設置し、その後153日間汚泥の採集を行った。調査期間中計6回の汚泥採集を行い、各回ごとに2本ずつの試験管を持ち帰って堆積高、乾燥重量、C、N、P量を測定

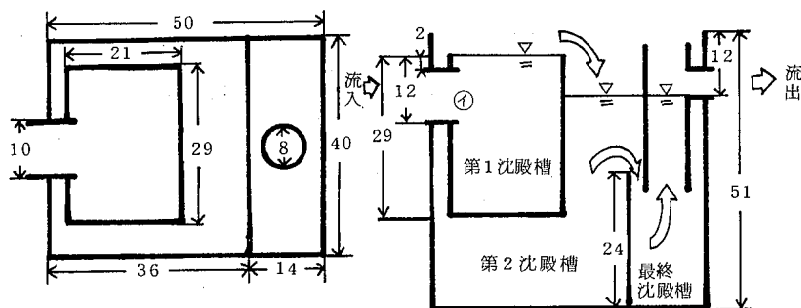


図1. 簡易沈殿槽の構造(単位: cm)

し、2つの平均値をその結果とした。なお、A宅については、簡易沈殿槽中に土砂を投入した跡が確認されたために31日まで、またB宅については住人の転居のために104日までの調査しかできなかった。

原水の水質調査は昭和60年1月、6月、10月、12月にそれぞれ2日間かけて、図1に示した①のカ所で厨房原水が流出すると思われる19時、21時、翌日7時の計3回採水し、実験室に持ち帰って分析した。これらの採水は電池式ポンプで液層ができるだけ乱れないように行った。分析項目はSS(懸濁物質)、BOD、TOC(全有機炭素)、T-N(全窒素)、T-P(全リン)である。

除去率を求めるにあたっては、原水の水質調査から求めた水質に平均的な厨房排水量²⁾45 l/人・日と家族人数A:3人、B:4人、C:2人から求めた排水量を乗じて原水の汚濁負荷量(a)を算出し、堆積物調査から求めた1日当りの堆積物量(b)を除去量として $(b/a \times 100)$ の式を用いて行った。

分析方法は、堆積物中の乾燥重量は105~110℃で2時間乾燥後デシケーターで放冷して重量測定を行った。C及びNについてはCHNコーダー(柳本製MT-2)で測定し、PはAndersen³⁾の方法に準じ550℃で灰化後、塩酸抽出し、リンモリブデンブルー法により測定した。

水質調査のSS及びBODはJIS K0102により、TOCは試料をろ過後、ろ液を島津全有機炭素分析計(TOC-500)を用いて、また残さをCHNコーダーを用いて測定し、両者を合計して求めた。また、T-Nについてはろ液を柳本製T-N計により、残さをCHNコーダーにより測定し、同じく合計した。T-Pについては試料をペルオキシ二硫酸カリウムで分解後リンモリブデンブルー法により測定した。

4. 結果と考察

4.1 堆積量の経時変化

A, B, C宅における堆積物の堆積高の経時変化を図2

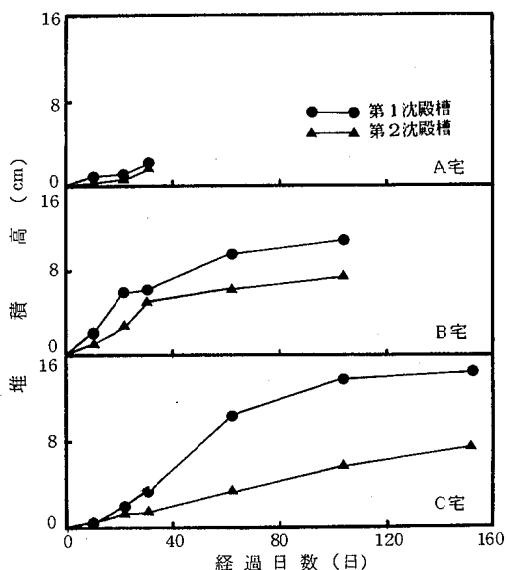


図2. 各家庭における汚泥堆積高の経時変化

に示す。これによると、第1沈殿槽では15cmで満杯の状態となり、それ以後は第2沈殿槽に溢流していた。その時期はC宅においてはほぼ100日前後であった。この堆積高にそれぞれの槽の面積を乗じて体積を算出し、第1沈殿槽と第2沈殿槽の体積を加算した。乾燥重量、C、N、Pについても同様に計算して、それぞれの沈殿槽について堆積物中の汚濁物質量の経時変化を求め、図3に示した。

図3によると、A宅とC宅は初期においてはほぼ同じ速度で堆積していたが、その後C宅は104日まで直線的に増加し、105日から153日にかけてはほとんど増加していなかった。B宅については最初31日までは急速に堆積し、その後はゆるやかな上昇曲線を示した。これらの堆積状況は家族人数、食事内容、使用水量の多少等により大きく異なることが予想される。B宅とC宅の堆積量は104日でほぼ同じ値を示した。

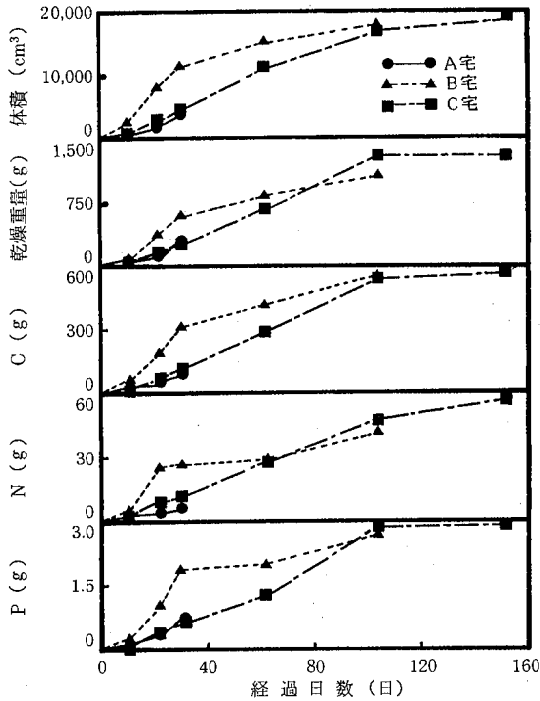


図3. 汚濁物質の堆積量の経時変化

4.2 水質調査結果

A, B, C宅の原水水質の平均値(\bar{x}), 標準偏差(s) 変動係数(cv%)を表1に示す。これによるとA, B, C宅のそれぞれの平均値では, SS 69~120mg/l, BOD 150~380mg/l, TOC 92~230mg/l, T-N 6.7~26mg/l, T-P 2.2~3.3mg/lの水質範囲を示していた。家庭別ではA宅がすべての項目において低い値を示し, B宅はBOD及びTOCが, またC宅はT-N及びT-Pが他の家庭と比べて高い値を示した。

次に, 除去率の算定に用いる各家庭の厨房原水の汚濁負荷量を算出するために, この表1で求めた各家庭における原水の水質平均値にA:140l/日, B:180l/日, C:90l/日の排水量を乗じた。その結果と以前行った他の地域における団地の厨房原水の調査結果⁴⁾ BOD:16g/人・日, T-P:0.28g/人・日に家族人数を乗じたものをあわせて表2に示した。表2から, 今回と前回の調査結果を比較すると, 今回調査のBODはA宅では前回調査の半分の値を示しているもののB宅及びC宅ではほとんど同じ値を示した。一方, T-Pについてはいずれの家庭においても今回の数値は前回に比べて約50%の値しか示さなかった。これは, 家族構成や地域差に起因

表1. 原水の水質調査結果

項目 単位	A			B			C		
	\bar{x} mg/l	s	cv% %	\bar{x} mg/l	s	cv% %	\bar{x} mg/l	s	cv% %
SS	69	42	60	88	39	44	120	87	74
BOD	150	94	62	380	230	59	320	160	49
TOC	92	51	56	230	140	59	160	100	61
T-N	6.7	5.8	87	13	7.3	56	26	12	47
T-P	2.2	1.5	67	2.6	1.6	61	3.3	1.8	56

試料数はそれぞれA:9検体, B:12検体, C:9検体である。

表2. 今回調査及び前回調査から求めた厨房原水中の汚濁物質負荷量の比較 (単位:g)

家庭名	調査名	SS	BOD	TOC	T-N	T-P
A	今回	9.4	20	12	0.90	0.30
	前回		48			0.84
B	今回	16	69	42	2.4	0.47
	前回		64			1.1
C	今回	9.9	29	15	2.2	0.30
	前回		32			0.56

するものと考えられ、今回の調査結果を妥当なものであると判断し、そのまま用いることにした。

4.3 除去率の算定

各期間ごとの1日当りの除去量を求めるために、図3中の各汚濁物質について、各調査期間ごとの増加量をその間の日数で除してその値を算出した。それと、表2の今回調査で得た原水の汚濁負荷量から、各期間ごとの各汚濁物質の除去率を算出し、図4に示した。ただし、SS除去率は、原水中のSSと堆積物の乾燥重量とを対応させて算出した。

図4によると、SS除去率が100%を超え200%近くの値を示している時期があった。これは、原水のSS負荷量に比べて同一期間内に2倍量のものが増加していることを示しており、原水中の懸濁成分の沈殿除去もさることながら、溶存成分の一部が懸濁態へ移行し沈殿堆積していることを伺わせる。このことは、原水中の溶存成分が沈殿槽内に滞留している間に微生物による溶存成分の取り込み、分解、フロック化等が活発に進行していることを示唆しており、この簡易沈殿槽は単に懸濁成分の除去だけでなく溶存成分の除去機能をも合わせもっていることが推定される。しかし、SS除去率は懸濁物だけを対象としたものであり、他の汚濁物質のように全量を示

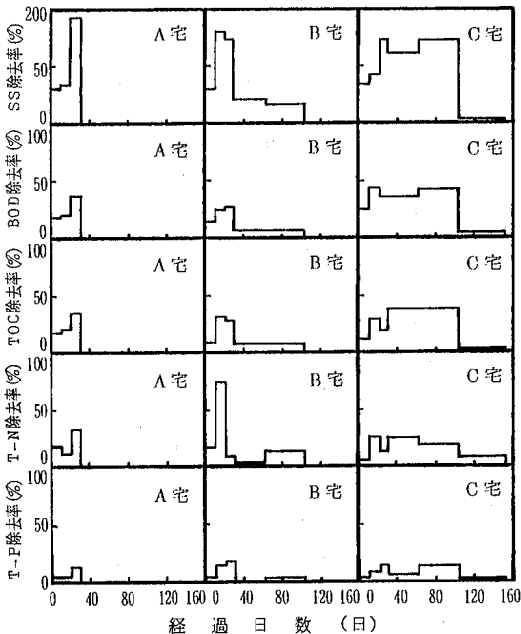


図4. 堆積量調査から求めたそれぞれの汚濁物質の除去率の経時変化

すものではないため、以下の項ではSS除去率は除外して考えた。

次に、SS以外の汚濁物質の除去率の経時変化についてみると、すべての汚濁物質において清掃後10日まではあまり除去率がよくないが、その後は急速に除去率の上昇がみられ、B宅では31日まで、C宅では104日までその除去率が持続した後、急速な除去率の低下が認められた。そこで、清掃後の除去率が高い期間と一定期間経過後の除去率が低くなった期間、すなわちB宅では31日、C宅では104日を境とし、それ以前とそれ以後に分けて両者の比較を行うために、全期間中の平均除去率と共に表3に示した。

表3の汚濁物質間の除去率の違いについてみるとBOD、TOC及びT-Nはほぼ同じ除去率を示しているのに対しT-Pは低い値を示した。このことは、T-Pは他の項目に比較して簡易沈殿槽では除去しにくい物質であることを示唆している。

次に、B宅とC宅の除去率を平均した値についてみると、清掃後のBOD、TOC、T-N、T-P除去率はそれぞれ26%、28%、28%、11%であった。この値は1カ月ごとに清掃を行っている簡易沈殿槽についての水質調査から検討を行った、小林ら⁵⁾の調査結果のSS 46.2%、BOD 22.4%、T-N 20.5%、T-P 23.5%の除去率と比較するとBOD、T-Nについてはほぼ同じ値を示し、T-Pは今回の調査の方が若干低い傾向を示した。また、表3について清掃後と一定期間経過後の除去率を比較すると、清掃後では前述した数値を示したのに対して、一定期間経過後はすべての汚濁物質の除去率について10%未満と非常に低い値を示した。このように、清掃

表3. 期間別の除去率の相違

(単位: %)

家庭名	期 間	BOD	TOC	T-N	T-P
A	平 均	24	24	21	8.1
	清 掃 後	16	23	36	13
	一 定 期 間 経 過 後 平 均	5.5	7.7	8.1	2.4
B	平 均	11	12	20	5.5
	清 掃 後	36	33	20	9.6
	一 定 期 間 経 過 後 平 均	6.0	3.0	9.4	1.5
C	平 均	28	23	17	7.0
	清 掃 後	26	28	28	11
	一 定 期 間 経 過 後 平 均	5.8	5.4	8.7	2.0
平 均	平 均	21	26	26	6.9

を行わない場合は、ほとんど簡易沈殿槽の役割をはたしていないことがわかり、特に今回調査を行う以前の状態、即ち4年間もの間清掃を行わない場合は、簡易沈殿槽での汚濁物質の除去率はもっと低い数値を示すことが推測される。

5. 要 約

各家庭ごとに同種の簡易沈殿槽を所有する6軒1棟のアパートのうち3軒の家庭で厨房排水専用の簡易沈殿槽の調査を行い、次の知見を得た。

- 1) 堆積物調査から堆積物の体積、乾燥重量、C、N、P量の経時変化を求めた結果、家族人数、食事内容、使用水量の多少により、各家庭の堆積状況が異なることが確認された。
- 2) 原水から求めた負荷量と堆積量調査から求めた1日当りの除去量から簡易沈殿槽における汚濁物質の除去率を算出した。それによると、簡易沈殿槽を清掃した後のBOD、TOC、T-N、T-P除去率は、それぞれ26%、28%、28%、11%であったが、一定期間経過後(B宅では31日以後、C宅では104日以後)はいずれも10%以下の除去率しか得られず、簡易沈殿槽の場合は、やはり清掃が重要な役割をはたしていることがわかった。
- 3) 簡易沈殿槽では懸濁成分の除去だけでなく、溶存成分の除去機能をも果たしていることが推察された。

おわりに、本調査の実施にあたり、種々の御協力をいただいた東広島保健所公害係の近藤係長、木村主任技師、及び関係各位に深謝します。

参 考 文 献

- 1) 広島県(1985)昭和59年度生活雑排水対策推進業務報告書、208 pp.
- 2) 生活系排水処理ガイドブック編集委員会編(1985)生活系排水処理ガイドブック、26 pp.
- 3) J.M. Andersen (1975) An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediment, *Water Res.*, **10**, 329-331.
- 4) 橋本敏子、田口哲、岡本拓(1983)生活排水に関する研究(第4報)、—生活雑排水の汚濁負荷とその由来について— 広島県環境センター研究報告、**5**, 62-66.
- 5) 小林節子、楠田隆(1984)簡易沈殿槽による生活雑排水処理 一家庭のできる厨房排水負荷削減の方法—、公害と対策、**20**, 175-182.

産業廃棄物埋立処分地内の浸出水について

貴田晶子, 野馬幸生, 調枝勝幸, 信宗正男

(1986年8月16日受理)

Studies on the Amount and the Quality of Leachate from Industrial Waste Landfill

Akiko KIDA, Yukio NOMA, Katsuyuki CHOSHI and Masao NOBUSOO

1. はじめに

廃棄物埋立地で適正な埋立処分事業を行っていく上で、廃棄物埋立地の浸出水の水質を把握し予測することは、浸出水処理施設の設計や埋立地の安定化時期の把握といった埋立管理上の必要性和共に、環境汚染未然防止の立場からも重要なことである。室内実験や種々の数学的モデルによる浸出水の水量および水質予測はかなり多く報告されているが¹⁻⁹⁾、埋立地の実測データの経時的変化を解析した報告^{2, 10-16)}は公共関与の海面埋立を対象としたものに限定されている。経験的に水質予測を行うためには、埋立終了後長期間にわたる水質調査が必要であるが、民間の産業廃棄物処理業者の埋立地では埋立終了後直ちに処理施設が撤去されるか或はそのまま埋め込まれてしまう場合が多いため、埋立終了後の水質の推移を調査する事は甚だ困難となっている。そのため、これまでの調査研究は、一般廃棄物埋立地についてのBODやCODなど有機物総合指標を中心とした浸出水水質の推移を報告したものが主であった^{2, 10, 17, 18)}。

広島県では1982年から安浦処分場において公共関与の産業廃棄物埋立が始まり、1982年7月からは建設残土や建設廃材等の安定型産業廃棄物の搬入が、また1983年12月から汚い、鉞さい、燃えがら、及びダストの管理型産業廃棄物(一般廃棄物焼却灰も含む)の搬入が開始された。管理型廃棄物は4区画に分けて埋立てられており、第1区画の埋立は1985年12月に終了した。埋立開始から貯留槽に集められた浸出水についての水質調査を行っているが、法的に有害といわれる元素のみならず、主成分元素等多くの元素を分析し、経時的な浸出水の水質変化の傾向を追ったところ、埋立が終了した時期に大きな変動があること、また埋立てた廃棄物の溶出試験によりその変動の原因が推測できることがわかったので報告する。

2. 埋立地の概要

安浦処分場の概要は、降雨量と蒸発量に関する知見をまとめた前報¹⁹⁾で報告しているのでここでは総括的な内容を示すにとどめる。

埋立地総面積	226,300 m ²
管理型廃棄物容積(4区画合計)	125,000 m ³
第1区画面積	30,000 m ²
第1区画の管理型廃棄物埋立期間	

1983年11月～1985年12月

浸出水採取箇所

埋立期間中:集水貯留槽	10m×10m, 深さ2m
埋立終了後:観測井	直径60cm
埋立てられた廃棄物量	表1

埋立てられた廃棄物の種類の主なものは、鉞さいでは鋳物砂、ダストでは石炭灰、汚泥では種々の排水処理汚泥、燃えがらではパルプ製造業の汚泥焼却灰と化学繊維製造業の廃プラスチック焼却灰とである。従来から溜り水のあった部分(集水マスも含む)の埋立は最終段階で行われ、そこには石炭灰と一般廃棄物焼却灰とが多く搬入された。表1の量は第1区画に搬入された全体量であり、浸出水の水質変動の原因となった溜り水付近への埋立量とは異なっている。

3. 調査方法

埋立地浸出水の測定項目は、pH、浮遊物質(SS)、生物学的酸素要求量(BOD)、化学的酸素要求量(COD)、溶存酸素量(DO)、発光分光分析による28元素、及びイオンクロマトグラフィーによる5種の陰イオンである。元素分析と陰イオン分析の条件を次に示す。ただし1985年4月以前の浸出水の分析は、ナトリウム、カリウムは

表1. 種類別搬入廃棄物量

年・月	汚泥	燃えがら	ダスト類	鋳さい	一般廃棄物 焼却灰	月別合計 (t)
1983.11	6	1	0	0	0	7
12	19	1	0	0	0	20
1984.01	504	4	0	0	0	508
02	53	10	0	0	0	63
03	257	13	0	0	0	270
04	268	10	0	0	78	356
05	353	10	0	0	103	466
06	246	11	0	0	110	367
07	235	9	0	0	114	358
08	212	10	0	0	135	357
09	251	18	0	0	72	341
10	541	481	0	0	75	1097
11	307	338	1197	14	135	1991
12	320	332	2076	0	152	2880
1985.01	364	936	1901	0	143	3344
02	284	166	1691	0	131	2272
03	271	233	2066	0	146	2716
04	484	425	2180	0	185	3274
05	538	569	1475	30	188	2800
06	347	266	1522	43	168	2346
07	343	476	3423	51	250	4543
08	575	392	2640	25	293	3925
09	514	416	1704	83	284	3001
10	503	496	1796	71	279	3145
11	391	527	1604	965	227	3714
12	685	367	1560	1304	239	4155
種類別合計	8871	6517	26835	2586	3507	
第1区画搬入廃棄物量合計						48316

炎光分析、カルシウム、マグネシウムは原子吸光分析、塩素イオンは硝酸銀滴定法、硫酸イオンは塩化バリウムによる重量法によった。また4.2の廃棄物の溶出試験は、産業廃棄物に適用されている溶出試験²⁰⁾で行った。

3.1 高周波プラズマ発光分光分析 (ICP) 装置による28種の元素分析

使用機種：セイコー電子製SPS 1200 A型発光分光分析装置（シーケンシャルタイプ、回析格子の溝数3600本/mm、逆線分散0.22nm）

まず定性分析を行い、各元素につき感度のよい3本ずつの波長の発光線のスペクトルプロファイル（測定波長近傍の発光強度の状態）を調べ、分光干渉の有無と定量しうる濃度かどうかを検討した後定量操作を行った。定性分析元素、定量分析元素及び測定波長を表2に示す。

表2. 高周波誘導結合プラズマ発光分光分析による分析元素

定性分析元素	定量分析元素の分析波長(mm)
Be	Na 330.237
Co	K 766.490
Ni	Ca 317.933
Sc	Mg 285.215
Y	Sr 421.552
Zr	Ba 455.403
La	Al 396.152
Ag	Cu 324.754
As	Zn 213.856
Sn	Fe 259.940
Ti	Mn 257.610
	Mo 202.030
	Si 251.611
	B 249.773
	Cr 267.716
	Cd 228.802
	Pb 220.353

3.2 イオンクロマトグラフィーによる陰イオン分析

使用機種：島津製作所製 LC-3A
 分析カラム：島津製作所製 Shim-pack CLD-ODS
 移動相：0.8 mM トリメチン酸及び1.0 mM 水酸化テトラブチルアンモニウムをpH 4.6に調整したもの。

流量：1.5 ml/min
 温度：40°C
 検出：282 nmの紫外吸収

この条件での5種の陰イオンのクロマトグラムを図1に示す。

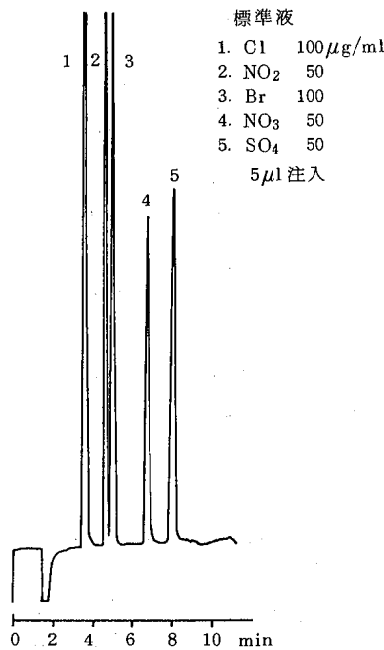


図1 5種の陰イオンのクロマトグラム

4. 結果及び考察

4.1 浸出水の経時変化

1983年5月から1986年4月までの浸出水の分析結果を表3～5に、また表6に降雨量と蒸発量及び水位差を示す。

4.1.1 pH及び有機物

pH, COD, BODの各項目について値の上昇し始めた時期をみると1985年11月から顕著であることがわかる。この時期は埋立終了時と一致する。12月をピーク

に3項目とも減少しているがpHは埋立終了の半年後(1986年4月)でも10とまだまだ高い状態にある。これらに大きく影響を与えている廃棄物として、埋立終了直前に埋立られた石炭灰(フライアッシュ)と一般廃棄物焼却灰が考えられる。pHの高くなった理由については、いずれもその溶出液のpHが12-13と高いためどちらが原因とも決め難いが、BODとCODの高い原因は一般廃棄物焼却灰であると推測される。SSについては他の3項目と異なり、埋立終了の前後であまり濃度の変化はみられなかった。

表3. pHと有機物等の分析結果 (mg/l)

	pH	SS	BOD	COD	DO	
1983.05	8.0	2	—	49	10	
	7	15	—	37	4.4	
	8	43	—	43	2.5	
	10	13	—	28	1.5	
	12	5	—	16	11	
1984.02	7.8	1	—	24	12	
	04	8.1	3	—	23	7.2
	06	8.7	5	—	20	5.8
	08	7.8	8	—	31	5.7
	10	8.2	10	—	30	8.1
1985.01	8.0	11	—	22	9.6	
	04	7.7	9	3.9	17	—
	05	7.7	10	3.7	20	—
	06	8.6	15	5.0	24	—
	07	9.3	16	8.2	45	—
	08	8.5	62	13	110	—
	09	8.5	12	5.6	40	—
	10	9.0	16	17	22	—
	11	9.7	10	81	63	—
	12	11.0	11	100	110	—
1986.01	10.8	8	54	91	—	
	02	10.8	16	55	84	—
	03	10.1	23	37	62	—
	04	10.2	20	22	44	—

4.1.2 28種の元素及び5種の陰イオン

ICPで分析した28元素の濃度のオーダーは概ね、ナトリウムが数百mg/l～数千mg/l、カリウム、カルシウム、マグネシウムが数十～数百、ケイ素、ホウ素、ストロンチウムが数mg/lであった。バリウム、アルミニウム、鉄、亜鉛、銅、モリブデン、及びマンガンは1mg/l前後又は以下であり、ヒ素、スズ、鉛は0.1mg/l以下、そしてそれ以外の11元素、カドミウム、クロム、ベリリウム、コバルト、ニッケル、スカンジウム、イットリウム、ジルコニウム、ランタン、チタン、銀はほぼ0.01mg/l程度又は以下であった。

表4. 高周波誘導結合プラズマ発光分光による元素分析結果

	Na	K	Ca	Mg	Sr	Ba	Al	Cu	Zn	Fe	Mn	Mo	Si	B	Cr
1983.05	260	25	64	19						1.7	0.12				
07	200	17	60	20						1.8	1.4				
08	230	17	56	23						1.7	3.1				
10	450	32	110	32						5.1	5.1				
12	270	11	39	41						0.5	0.46				
1984.02	350	25	82	630						0.1	0.19				
04	580	27	70	57						< 0.1	1.1				
06	500	24	69	42						< 0.1	1.6				
08	840	72	80	48						3.6	2.4				
10	800	50	54	64						0.4	0.30				
1985.01	740	42	77	51						4.3	0.45				
04	840	120	110	69	1.0	0.20	0.05	< 0.01	0.01	0.06	0.04	0.05	2.3	0.54	< 0.01
05	97	12	16	8.0	0.15	0.03	0.18	< 0.01	0.01	0.10	0.02	< 0.01	0.86	0.11	< 0.01
06	1400	200	140	110	3.8	0.23	0.03	< 0.01	< 0.01	0.10	0.03	0.03	1.1	1.1	< 0.01
07	170	11	32	1.4	1.4	0.12	0.52	< 0.01	< 0.01	0.01	< 0.01	0.09	1.9	0.86	< 0.01
08	2700	270	110	120	3.3	0.21	0.15	< 0.01	< 0.01	0.82	1.4	0.31	3.6	3.4	< 0.01
09	2700	390	95	260	2.6	0.21	0.10	< 0.01	< 0.01	0.03	0.03	0.15	0.17	3.2	< 0.01
10	500	50	54	16	0.87	0.10	0.27	< 0.01	< 0.01	0.02	0.02	0.92	1.3	3.0	0.01
11	3600	130	500	24	2.5	0.23	0.08	< 0.01	0.03	0.09	0.11	0.84	6.6	1.2	< 0.01
12	1800	55	180	< 0.01	1.3	0.08	1.3	0.17	< 0.01	< 0.01	< 0.01	2.6	6.3	0.27	0.03
1986.01	2100	67	120	0.26	1.1	0.05	0.28	0.08	< 0.01	< 0.01	< 0.01	1.9	9.3	1.6	< 0.01
02	2300	75	130	0.81	1.3	0.05	0.30	0.03	< 0.01	< 0.01	< 0.01	1.9	7.7	2.4	< 0.01
03	2000	67	70	0.08	0.93	0.03	0.21	0.02	< 0.01	< 0.01	< 0.01	1.6	10	2.4	< 0.01
04	1300	54	7.2	0.14	0.22	< 0.01	0.14	0.02	< 0.01	0.02	< 0.01	0.91	38	1.3	0.04

イオンクロマトグラフィーで分析した陰イオンのオーダーは塩素が数千、硫酸が数百、亜硝酸と臭素が10mg/l前後であり、硝酸は検出されない場合が多かった。

埋立途中の水質については、この埋立地が塩田跡地であり、海水の飛沫の影響による濃度上昇の可能性が考えられるが、海水の組成とは異なり、陽イオンではナトリウムに比してカリウム、カルシウム、マグネシウムが高く、陰イオンでは塩素に比して硫酸が高いことから、その影響は少ないと思われる。

埋立終了前後(1985年4月～1986年4月)の濃度の変動パターンを図2に示す。実測値を○で示しているが、個々の元素はこのパターンから次のように分類できる。

(1) ナトリウム、カルシウム、塩素(図2-1)

埋立終了時に増加しておりその後わずかず減少している。カルシウムはナトリウムに比べ、11月の濃度の上昇率がより大きく、12月以降の減少率もまた大きい。

(2) カリウムとマグネシウム(図2-2)

埋立終了時に低濃度になり、以後その状態が続いている。マグネシウムは埋立終了後殆ど消失しており、カリウムより減少率が大きい。

表5. イオンクロマトグラフィーによる陰イオンの分析結果

	Cl	SO ₄	NO ₂	NO ₃	Br
1983.05	1700	63			
07	1300	40			
08	500	160			
10	780	190			
12	980	130			
1984.02	840	230			
04	890	53			
06	610	45			
08	1700	230			
10	1100	180			
1985.01	1100	180			
04	1000	260	< 2	2	< 2
05	160	49	< 2	< 2	< 2
06	2300	460	< 2	2	9
07	210	150	3	< 2	< 2
08	3500	1600	14	< 2	21
09	4200	1100	5	< 2	22
10	480	600	5	< 2	5
11	6400	600	< 2	< 2	29
12	3000	300	19	< 2	12
1986.01	3200	750	16	< 2	15
02	3500	970	5	< 2	13
03	2900	880	12	3	14
04	1700	560	9	3	8

表6. 降雨量と蒸発量

	実測日数 (D日)	降雨日 (d日)	降雨量* (Hmm)	水位差 (hmm)	蒸 発 量 (mm)		
					月 間 H-h	日 平 均 (H-h)/D	晴天日平均 (H-h)/(D-d)
1983.05	17	3	93.5	+ 34.0	59.5	3.5	4.3
06	24	9	180.5(201.5)	+101.5	79.0	3.3	6.1
07	27	8	193.5	+118.0	75.5	2.8	5.3
08	32	3	29.0	- 94.0	123.0	3.8	4.2
09	30	15	114.5(292.5)	+ 44.0	70.5	2.4	4.7
10	31	7	69.5	+ 25.0	44.5	1.5	1.9
11	30	8	34.5	+ 2.0	32.5	1.1	1.5
12	28	6	36.5	+ 12.0	24.5	0.9	1.1
1984.01	29	11	23.5 (44.0)	+ 3.0	20.5	0.7	1.1
02	-	-	70.5	-	-	-	-
03	30	8	68.5	+ 33.0	35.5	1.2	1.6
04	31	7	166.0	+103.0	63.0	2.0	2.6
05	30	6	76.0	- 10.0	86.0	2.9	3.6
06	30	14	245.0	+151.0	94.0	3.1	5.9
07	31	4	82.0	+ 3.0	79.0	2.6	2.9
08	31	6	74.0	- 23.0	97.0	3.1	3.9
09	31	7	126.0	+ 60.0	66.0	2.1	2.8
10	30	6	87.0	+ 43.0	44.0	1.5	1.8
11	30	3	60.0	+ 30.5	29.5	1.0	1.1
12	28	4	44.5	+ 22.5	21.0	0.8	0.9
1985.01	32	4	13.5	- 9.0	22.5	0.7	0.8
02	31	11	118.5	+ 79.0	39.5	1.3	2.0
03	29	13	171.5	+139.0	32.5	1.1	2.0
04	30	12	183.5	+117.0	66.5	2.2	3.7
05	31	10	131.5	+ 64.0	67.5	2.2	3.2
06	30	11	526.5	+465.5	61.0	2.0	3.2
07	31	5	165.0	+ 82.0	83.0	2.7	3.2
08	31	3	33.5	- 85.0	118.5	3.8	4.2
09	30	12	208.0	+143.0	65.0	2.2	3.6
10	31	7	123.5	+ 80.0	43.5	1.4	1.8
11	31	5	43.5	+ 7.0	36.5	1.2	1.4
12	33	6	57.5	+ 33.0	24.5	0.7	0.9
1986.01	28	1	3.0	- 13.0	16.0	0.6	0.6
02	30	4	38.5	+ 16.0	22.5	0.8	0.9
03	28	7	94.0	+ 58.0	36.0	1.3	1.7
04	30	10	123.0	+ 59.0	64.0	2.0	3.0

* 欠測日を除いた降雨量であり、括弧内は実際の降雨量。

(3) ストロンチウムとバリウム(図2-3)

埋立終了時に向かって徐々に低濃度になりその後も減少が続いている。

(4) ホウ素と硫酸(図2-4)

埋立終了時に急に減少しその後増加傾向にある。

(5) モリブデン(図2-5)

埋立終了時までにはほとんど検出されていなかったが、11月を境に上昇しその後は徐々に減少している。

(6) ケイ素(図2-6)

埋立終了時から徐々に増加し数ヶ月後に急上昇している。

なお銅とクロムは、モリブデンやケイ素のように埋立終了後に若干増加がみられたが濃度が低いためその傾向を明らかにすることはできなかった。また臭素も低濃度であるが、傾向としては塩素と同じように挙動していると思われる。

以上のように濃度の変動パターンが元素によって異なることが明らかになった。しかし、降雨や蒸発等自然現象による元素濃度の希釈や濃縮がおきた可能性もあり、主成分であるナトリウムと塩素のうち的一方であるナトリウムをベースにしてその他の元素について濃度換算を行い、その補正值による濃度変動のパターンを調べた。ベースのナトリウム濃度は、任意の値であるが、2000 mg/l 付近で変動しており、この値を用いた。この結果を図2の●で示した。これを見ると主成分である塩素はナトリウムと同じ挙動をしている（ほぼ x 軸に平行）が、その他の元素は上記の濃度変動パターンの傾向をなお残していることがわかる。このことは、ナトリウムと塩素以外の元素はこの主成分元素と同様の挙動をしていないことを示していると考えられる。

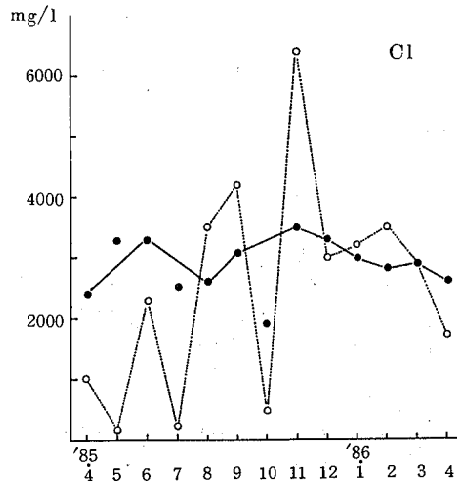
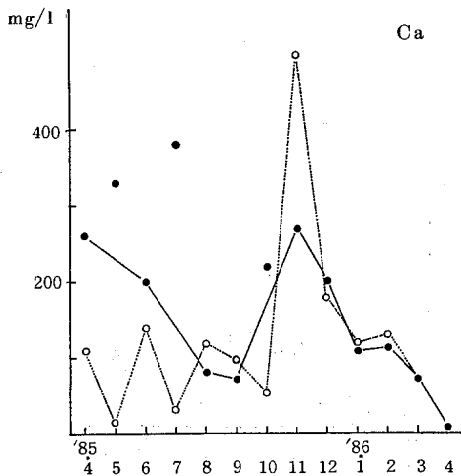
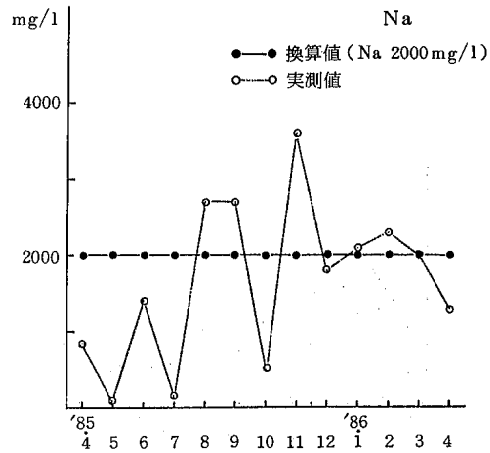


図2-1 浸出水質の推移 (1)

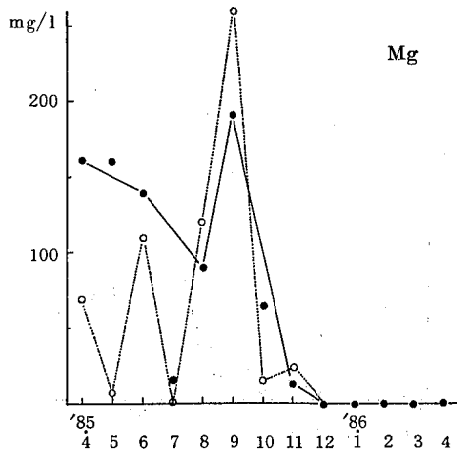
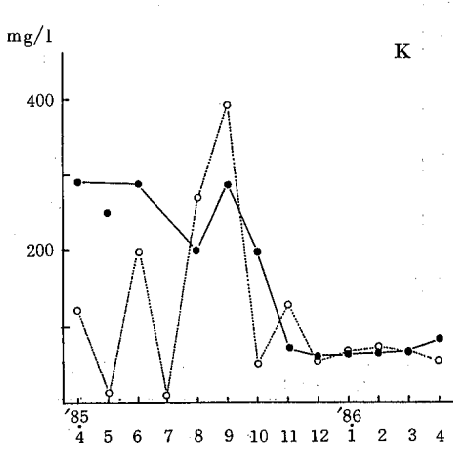


図2-2 浸出水質の推移 (2)

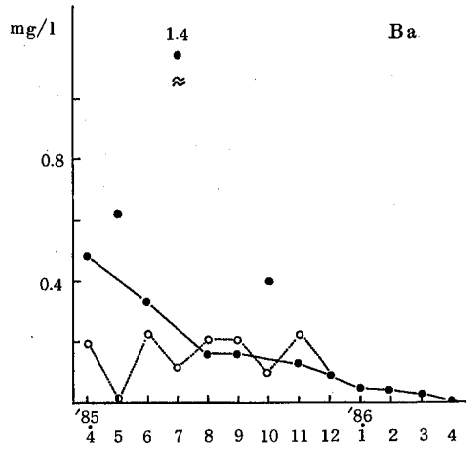
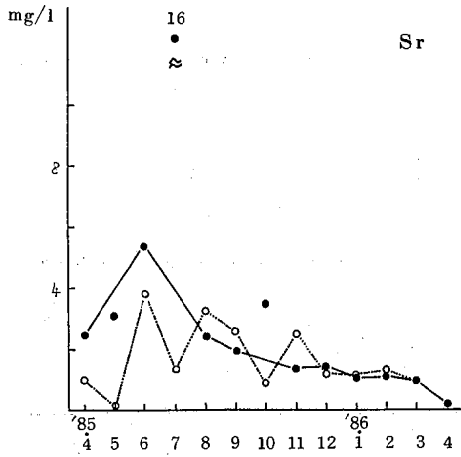


図2-3 浸出水質の推移(3)

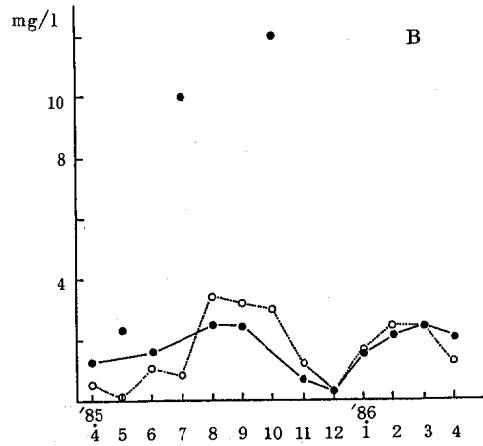
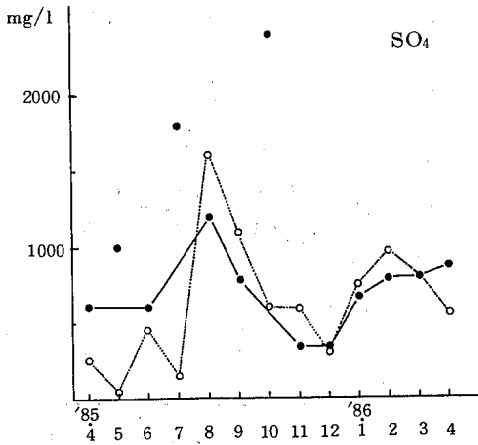


図2-4 浸出水質の推移(4)

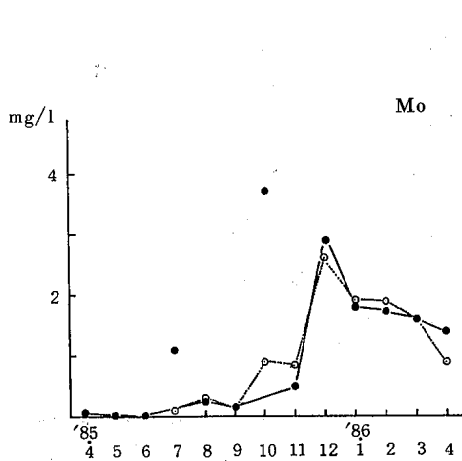


図2-5 浸出水質の推移(5)

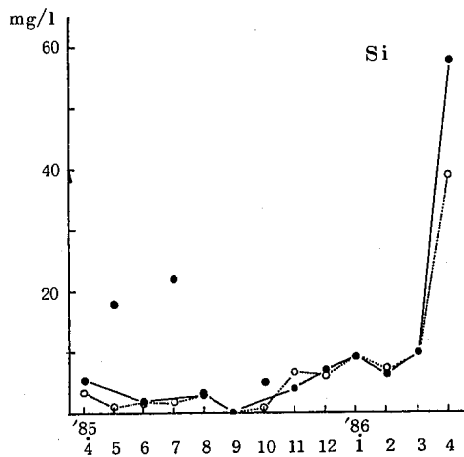


図2-6 浸出水質の推移(6)

1985年5月、7月、及び10月は塩濃度が非常に低く、補正值からもなお異常値とみなされる。これら3カ月の非常に低い値は水量の著しい変化によるものと思われる。例えば、7月は、6月に500mm降った雨の希釈効果、10月は埋立終了時の観測井設置工事に伴う水抜き後に採水を行ったためである。

4.2 埋立てられた廃棄物の溶出試験

埋立終了時に浸出水の水質は元素によって種々の挙動を示したが、この水質変化の主な原因を探るために、埋立られたすべての廃棄物の溶出試験を行った。そのうちで浸出水と接触しその水質変動に大きく影響したと考えられる石炭灰1試料と一般廃棄物焼却灰4試料を対象に模擬的な浸出水(ナトリウム、カリウム、カルシウム、マグネシウム、ストロンチウム、バリウムを現場の水質に合わせて調製した水)とによる溶出試験を行い、その水溶性成分について17元素を分析した。また比較のため水による溶出試験も行った。その結果を表7に示す。

まず一般廃棄物焼却灰と石炭灰との模擬浸出水による溶出濃度(表中のBの値)を比較する。元素ごとにみると、ナトリウムは一般廃棄物焼却灰の溶出濃度が非常に高い(100~1000mg/l)のに対し、石炭灰は-10mg/lと低い。カリウムは一般廃棄物焼却灰の1試料で低

いが残り3試料は数百mg/l程度の溶出濃度であるが、石炭灰は負の値となっており、灰中に、吸着又はイオン交換により取り込まれた可能性がある。カルシウムはいずれの廃棄物も溶出濃度が高い(400~1000mg/l)。マグネシウムは模擬浸出水に添加してあった100mg/lはいずれの廃棄物によってもほとんど取り込まれ-100mg/l又はそれに近い値になっている。ストロンチウム、アルミニウム、銅、モリブデン、ケイ素については両者溶出濃度に差がなかったが、バリウム、ホウ素は石炭灰の溶出濃度が若干高かった。

次に模擬浸出水による溶出濃度(Bの値)と水による溶出濃度(Cの値)とを比較する。添加した主成分元素についてみるとナトリウム、カルシウム、ストロンチウムはほぼ同程度の溶出濃度であるのに対し、カリウムとマグネシウムはBの値がかなり低く、特にマグネシウムは模擬浸出水中のほとんどが消失している。バリウムは模擬浸出水による溶出濃度(Bの値)は水によるもの(Cの値)の10倍程度あり、廃棄物中のバリウムの溶出が促進されていた。その他の元素についてみるとBとCの値がほぼ同じであるのは、銅、モリブデン、ケイ素、クロムであった。マグネシウムのように模擬浸出水で低い値を示したのが、アルミニウムと亜鉛であり、その逆に模擬浸出水で溶出が増加するのはホウ素であった。

表7. 一般廃棄物焼却灰と石炭灰の金属溶出濃度

	一般廃棄物焼却灰												石炭灰			模 擬 浸 出 水
	1			2			3			4			A	B	C	D
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C				
Na	1800	800	720	2500	1500	1500	1400	400	460	1200	200	240	990	-10	16	1000
K	290	190	750	820	720	1700	190	90	580	82	-16	260	40	-60	29	100
Ca	910	810	790	770	670	940	820	720	770	930	830	780	510	410	280	100
Mg	0.15	-100	0.03	<0.01	-100	0.02	<0.01	-100	0.05	<0.01	-100	0.01	34	-66	0.07	100
Sr	6.6	1.6	1.4	8.5	3.5	3.2	10	5	5.9	9.1	4.1	2.7	12	7	4.3	5.0
Ba	20	15	1.1	21	16	1.1	20	15	2.1	22	17	2.9	83	78	1.2	5.0
Al	0.39		1.3	<0.01		1.2	<0.01		1.4	<0.01		2.8	<0.01		5.4	<0.01
Cu	0.12		0.14	0.41		0.40	0.07		0.03	1.0		0.65	0.02		<0.01	<0.01
Zn	<0.01		0.16	0.62		2.7	0.03		0.18	<0.01		0.39	<0.01		<0.01	<0.01
Fe	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01
Mn	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01
Mo	0.05		0.06	0.15		0.16	0.07		0.06	0.06		0.04	0.13		0.06	<0.01
Si	2.9	2.8	0.44	0.37	0.25	0.25	0.25	0.13	0.21	0.46	0.34	0.41	4.2	4.1	1.1	0.12
B	0.07		0.02	0.07		<0.01	0.04		<0.01	0.03		<0.01	0.81		0.02	<0.01
Cr	<0.01		<0.01	2.6		3.2	0.53		0.39	<0.01		<0.01	0.20		0.05	<0.01
Pb	<0.05		0.68	1.4		1.5	0.74		0.46	0.70		0.39	<0.05		<0.05	<0.05
Cd	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01		<0.01	<0.01

A: 模擬浸出水による溶出濃度 (mg/l)

B: 模擬浸出による溶出濃度で模擬浸出水の濃度を差し引いた正味の溶出濃度 (B=A-D)

C: 水による溶出濃度。

カリウムやマグネシウムのようにイオン化傾向の高い元素が廃棄物中に取り込まれるという現象は、対象とした一般廃棄物焼却灰と石炭灰の吸着能やイオン交換能を含めた総合的な化学的性質の一部を表していると考えられる。個々の廃棄物はそれぞれ特有の化学的性質を有しているため、何十種類もの廃棄物が搬入される実際の埋立地においては水と廃棄物との間で起きる化学反応の複雑さが予想される。また電解質を含まない場合(O)と含む場合(B)とで元素により溶出挙動が異なっているという結果は、現在廃棄物の処分にあたり適用されている溶出試験法(Oの方法)²⁰⁾は実際の埋立地で起きる現象を反映しないこともあることを示している。

これらの溶出試験の結果と実際の浸出水の元素濃度の変動を照合してまとめると表8のようになる。ナトリウムの濃度上昇は一般廃棄物焼却灰により、またナトリウムより上昇率の高いカルシウムは両廃棄物により相対的に影響を受けたことが類推できる。濃度が減少していた元素、カリウムやマグネシウムについてみると、前者は石炭灰、後者は両廃棄物によって廃棄物中に取り込まれたことが明らかになった。ストロンチウム、バリウムの濃度減少、及びホウ素の一時的減少についてはこの溶出試験結果からは答えを導き出すことはできなかった。ここで分析した2種の廃棄物以外の廃棄物(又は土壌)によるのか、元素に特殊性があるのか、あるいはフィールドにおける特殊な挙動であるかは明らかにできなかったが今後検討すべき元素である。

表8. 浸出水の変動傾向と埋立られた廃棄物との関係

元 素	変動傾向	一般廃棄物 焼 却 灰	石 炭 灰
ナトリウム	増加	○	×
カリウム	減少	—	○
カルシウム	増加	○	○
マグネシウム	減少	○	○
ストロンチウム	減少	×	×
バリウム	減少	×	×
ホウ素	増加	—	—
	減少	—	○
モリブデン	増加	○	○
ケイ素	増加	○	○

○：水質変動の原因と考えられる。
 ×：水質変動の原因とは考えられない。
 —：元の浸出水の濃度とはほぼ等しいため水質変動の原因かどうかははっきりしない。

5. ま と め

塩田跡地を利用した産業廃棄物埋立地における浸出水の化学成分を経時的に分析した結果、次のようなことがわかった。

1. 建設残土や建設廃材が搬入された当初から埋立終了前迄、ナトリウム、カリウム、カルシウム、マグネシウム等の陽イオンや、塩素、硫酸等の陰イオンの濃度変化の幅は小さかった。
2. 浸出水のpHは埋立終了時に11まで上昇し、その後低下しているが6カ月後でもまだ10と高い。またCOD、BODも埋立終了時に上昇した。個々の元素をみると埋立終了時に変動がみられ、ナトリウム、カルシウム、塩素の濃度は急激に上昇し、マグネシウム、カリウム、ホウ素、硫酸は急激に減少し、ストロンチウム、バリウムは徐々に減少し、モリブデン、ケイ素は数カ月後に増加し始めた。ナトリウム等3元素の濃度は上昇後減少し、またホウ素と硫酸の濃度は減少後増加した。このように、埋立終了時期に濃度変動が観察された化学成分は埋立てられた廃棄物の影響を受けていると予想され、特に、埋立終了後に上昇し始めた元素は埋立後の安定化時期をみるのに有用な元素として注目される。
3. 浸出水の変動が起こった原因を明らかにするため埋立終了時に多く埋立られた一般廃棄物焼却灰と石炭灰の溶出試験を行った。現場で接触したと考えられる水(模擬浸出水)による溶出試験の結果、ナトリウム、カルシウムの濃度上昇、カリウム、マグネシウムの濃度減少等が説明できた。

本調査を行うにあたり多大な御協力をいただいた(財)広島県環境保全公社の皆様へ深く感謝いたします。

参 考 文 献

- 1) 白石晃, 栃本治久, 浜野信行, 浜崎実, 土井長久 (1983) 海面埋立処分場における水質の予測方法について, 都市と廃棄物 13(12), 12-22.
- 2) 福島徳良, 近藤茂(1979) 海面処分場とその水処理 都市と廃棄物, 9(3), 37-45; 9(4), 24-42; 9(5), 62-69; 9(6), 33-40; 9(8), 38-45.
- 3) 田中信寿, 八島哲, 米谷武士(1980) 廃棄物埋立地 浸出水量推定及び処理施設容量決定に関する理論的考察, 都市と廃棄物, 10(10), 25-34; 10(11), 43-54; 10(12), 15-21.

- 4) 池口孝(1984)埋立地における浸出液の発生とその対策, 都市と廃棄物, 14(6), 13-29; 14(7), 17-33; 14(8), 15-27; 14(9), 17-26; 14(10), 27-34; 14(11), 41-50.
- 5) 寺島泰(1985)海面埋立処分場における余水量及び水質の予測手法について, 環境技術, 14(10), 13-20.
- 6) 高内政彦, 由田秀人(1984)廃棄物海面埋立に伴う余水の濃度予測等に関する調査研究, 環境技術, 13(11), 43-50.
- 7) 野川朋樹, 新宅芳昭, 小林俊, 金子正紀(1985)海面埋立地における水質汚濁予測と排水処理方式の検討, 第6回全国都市清掃会議講演論文集, 199, 東京.
- 8) 高見沢一裕, 山田浩一, 井上善介, 本多淳裕(1978)ごみ焼却灰の海面埋立に伴う汚濁物質の生成量, 用水と廃水, 20(11), 59-68.
- 9) 山田浩一, 福山丈二, 井上善介, 本多淳裕(1978)用水と廃水, 20(11), 5-12.
- 10) 本多淳裕, 山田浩一(1978)海面埋立における汚水の排出とその処理, 用水水と廃水, 20(11), 22-36.
- 11) 山田浩一, 井上善介, 本多淳裕(1987)海面上の陸上埋立地における汚水の排出特性, 用水と廃水, 20(11), 45-50.
- 12) 山田浩一, 石井當次, 井上善介, 本多淳裕(1975)廃棄物に伴う環境汚染未然防止に関する研究, 用水と廃水, 17(12), 13-18; (1976), 18(8), 56-60.
- 13) 山田浩一, 井上善介, 本多淳裕, 南坊憲司, 島崎孝信(1978)ごみと下水汚泥混合物の海面埋立による汚濁とその汚水処理, 用水と廃水, 20(8), 47-54.
- 14) 山本研三, 村公郎, 寺西清, 下野隆三(1985)丸島地区廃棄物海面埋立処分地における水質調査, 用水と廃水, 27(6), 32-38.
- 15) 大野皓一郎, 栃本治久(1985)埋立と汚水処理, 都市と廃棄物, 15(6), 15-23.
- 16) 千葉県水質保全研究所(1985)海面埋立による廃棄物最終処分場の調査報告書.
- 17) 熊田幸一(1986)埋立処分場における浸出液の土壌処理, 清掃技報, 第11号, 3-13.
- 18) 辻登美次(1983)廃棄物埋立地浸出液水質の経時変化, 東京都清掃研究所研究報告, 昭和57年度, 118.
- 19) 調枝勝幸, 貴田晶子, 野馬幸生, 信宗正男(1984)産業廃棄物埋立処分地内の浸出水について, 広島県環境センター研究報告第6号, 83-89.
- 20) 環境庁告示第13号, 産業廃棄物に含まれる有害物質の検定方法, 昭和48年2月17日.

水質及び底質における1-クロロナフタレン及び 2-クロロナフタレンの分析法

野馬 幸生

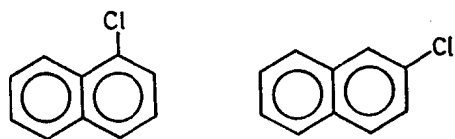
(1986年8月16日受理)

Determination of 1-Chloronaphthalene and 2-Chloronaphthalene in Water and Sediment

Yukio NOMA

1. 緒 言

モノクロロナフタレン(1-及び2-クロロナフタレン)は溶剤や木材防蟻防腐剤として使用されており、その生産量は昭和50年には329tであった。昭和61年9月に、白蟻駆除剤として使用されていたクロルデン類が使用禁止となり、その代替品としてモノクロロナフタレンの使用量の増加が考えられる。この化合物の構造をFig. 1に、また両異性体個々の物性をTable 1に示す。モノクロロナフタレンについては、水道水抽出物から検出された例¹⁾等あるものの環境中での挙動はほとんど把握されていない。今回、環境中の水質及び底質における存在量の把握を目的に、モノクロロナフタレンの微量分析法を検討した。その結果、環境試料中のモノクロロナフタレンの両異性体の分離定量が可能な分析法を確立したので報告する。



1-Chloronaphthalene 2-Chloronaphthalene

Fig. 1. Chemical Structure of Monochloronaphthalenes

Table 1. Physical Properties of Monochloronaphthalenes

	Formula	M.W.	B.p.	M.p.	Solubility in Water	log Pow
1-Chloronaphthalene	C ₁₀ H ₇ Cl	162.61	259°	-2.5°	12.1 µg/ml	4.21
2-Chloronaphthalene	C ₁₀ H ₇ Cl	162.61	265°	61°	6.19 µg/ml	4.01

Pow: Partition Coefficient (octanol/water)

2. 実験方法

2.1 試 薬

ヘキサン、エタノール:和光純薬工業(株)製、残留農薬試験用。

無水硫酸ナトリウム:和光純薬工業(株)製、残留農薬試験用。

フロリジル:フロリジルPRを130°Cで15時間活性化したものデシケータ中で30分間放冷して用いる。

塩化ナトリウム:和光純薬工業(株)製、特級試薬を500°Cで4時間加熱したのちデシケータ中で放冷して用いる。

1-クロロナフタレン:東京化成工業(株)製, TCI-EP

2-クロロナフタレン:東京化成工業(株)製, TCI-GR

2.2 器具及び装置

フロリジルカラム:内径10mm×長さ30cmのガラスカラムにフロリジルPR, 5gをヘキサンで湿式充填したもの。

クデルナダニッシュ(KD)濃縮器:常圧濃縮用。

ガスクロマトグラフ(ECD-GC):島津製6AM型ガスクロマトグラフ, 電子捕獲型検出器付き。

高速液体クロマトグラフ(HPLC):日本分光製トライローター型高速液体クロマトグラフ, UVIDEC II UV検出器付き。

ガスクロマトグラフ質量分析計(GC/MS-SIM):日

本電子製 JMS-DX-300HF, 選択イオン検出器付き。

限を Table 2 に示す。

2.3 分析操作

2.3.1 水試料

試料 1 l を分液ロートにとり、ヘキサン 100 ml を加え、10 分間振とう抽出する。この抽出操作をもう一度繰り返す。抽出液を合わせて、無水硫酸ナトリウムで脱水後、KD 濃縮器を用いて約 5 ml に濃縮する。これをフロリジルカラムに移し、ヘキサン 80 ml で溶離させる。溶離液を集め KD 濃縮器で 2 ml に濃縮し試料液とする。

2.3.2 底質試料

試料 100 g を 300 ml のナス型フラスコに秤り取り、1 N 水酸化カリウム-エタノール溶液 200 ml を加え 3 時間加熱還流する。冷後 No. 5 A のろ紙でろ過し残渣をエタノール 20 ml で洗う。ろ液を分液ロートにいれ、3 % 塩化ナトリウム溶液 1 l, ヘキサン 100 ml を加え、10 分間振とう抽出する。ヘキサン 100 ml を加えて再抽出し、抽出液を合わせた後、水試料と同様に操作を行い、試料液とする。

2.4 定量操作

2.4.1 標準液の調製

1-クロロナフタレン及び2-クロロナフタレンそれぞれ 50 mg を正確にはかり、ヘキサンを加えて正確に 50 ml とし、標準原液 (1000 µg/ml) を作製する。標準原液をヘキサンを用いて適宜希釈して標準溶液を調製する。

2.4.2 GC/MS 条件

カラム：ガラスカラム (3 mm i.d. × 3 m)

充填剤：担体 (スベルコポード 100/120)

液相 (5% Bentone 34 + 10% OV-101)

温度：カラム 190°C, 注入口 220°C, セパレータ 250°C, イオン源 200°C

イオン化電圧：70 eV

イオン化電流：300 µA

キャリアガス：ヘリウム 40 ml/min

測定質量数：m/z 162

2.4.3 検出下限

水質 1 l, 底質 100 g (湿泥) を用い、試料液を 2 ml に濃縮し、その 5 µl を GC/MS に注入した時の検出下

3. 結果と考察

3.1 基礎的検討

分析法の開発にあたり、物理化学的性状を知るため、水への溶解度、オクタノール/水分分配係数及び分解性を調べた。

3.1.1 水への溶解度

3.1.1.1 1-クロロナフタレンの溶解度

共栓付き遠心分離管に1-クロロナフタレン 1 ml と水 30 ml を入れ、60 分間振とう後、20°C の恒温水槽中に 48 時間静置し、3000 rpm で 10 分間遠心分離を行った。油状物質が混入しないように、水溶液 3 試料を採取し、HPLC 法で濃度を求め、その平均値を求めた。この操作を 3 本の遠心分離管を用いて、同様に行い、それぞれ平均値を求めたところ 12.1 µg/ml (変動係数：1.3%) であった。

3.1.1.2 2-クロロナフタレンの溶解度

2-クロロナフタレンのアセトン溶液 (2 mg/ml) 20 ml とガラスビーズ 2.4 g を 50 ml のナス型フラスコへとり、ロータリーエバポレータでアセトンを蒸発させ、ガラスビーズへコーティングさせた。コーティング済みのガラスビーズを 20°C の恒温水槽中 24 時間スターラーで攪拌した後、そのまま 48 時間静置する。これをワットマン GF/F を用いてろ過し、ろ液の濃度を HPLC 法で求めた。この操作は 4 試料の平行測定を行い、平均値を求めたところ、6.19 µg/ml (変動係数：4.2%) であった。

3.1.2 オクタノール/水分分配係数

HPLC 法により分配係数を求めた。分配係数が既知の標準物質 (ベンゼン、プロモベンゼン、ピフェニル、P, P'-DDE, ヘキサクロロベンゼン) とともに 1-及び 2-クロロナフタレンを HPLC に注入し、その保持時間から内挿して分配係数 (log Pow) を求めた。3 回測定を行いその平均値を求めたところ、1-クロロナフタレンは 4.21 (変動係数：0.29%)、2-クロロナフタレンは 4.01 (変動係数：0.87%) であった。

3.1.3 分解性

pH = 5, 7, 9 に調整した緩衝液 100 ml をテフロン製

Table 2. Detection Limit of Monochloronaphthalenes

	Sample	1-Chloronaphthalene	2-Chloronaphthalene
Water	1 l	0.05 µg/l	0.05 µg/l
Sediment	100 g	0.5 µg/kg	0.5 µg/kg

攪拌子を入れた130 mlのバイアルビンに入れ、このバイアルビン中に1-及び2-クロロナフタレンを1 µg/mlになるように添加した。10分間攪拌後、20°Cの温度条件下におき、1時間後、暗所にて5日後、光の当たる場所で5日後(pH = 7のみ)の3条件について、HPLC法で濃度測定を行い、初期濃度に対する残存率を算出した。分解実験結果をTable 3に示す。

3.2 測定法の検討

3.2.1 HPLC法

HPLCで測定する方法を検討したところ、Fig. 2に示すように、1-及び2-クロロナフタレン両異性体の分離定量は可能であり、検出下限は1 ngであった。

3.2.2 ECD-GC法

ECD-GC法で測定する方法の検討も行った。両異性体は5% Bentone 34+10% OV-101, 3m カラムで完全分離でき、検出下限は0.5 ngであった。しかし、底質試

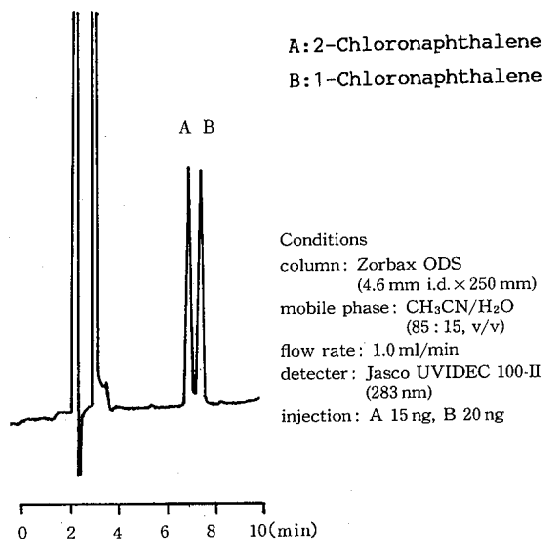


Fig. 2. HPLC Chromatogram of Monochloronaphthalenes

料の中には1-クロロナフタレンと保持時間が重なる妨害物質が見られた。

3.2.3 GC/MS法

マススペクトルは両異性体とも同じであり、代表的マススペクトルをFig. 3に示す。これより測定質量数を162としてSIMを行ったところ、検出下限は0.1 ngと良く、また妨害物質も認められなかった。標準品のマスフラグメントグラムをFig. 4に示す。

以上より、測定法としてはGC/MS-SIM法を用いることとした。

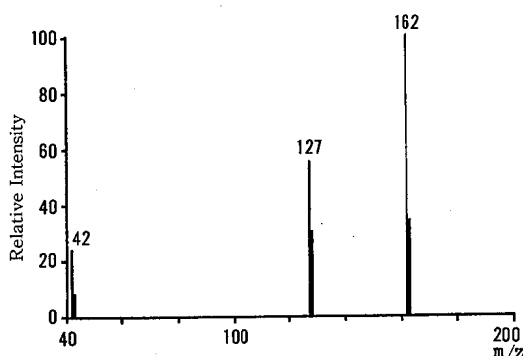


Fig. 3. Mass Spectrum of 1-Chloronaphthalene

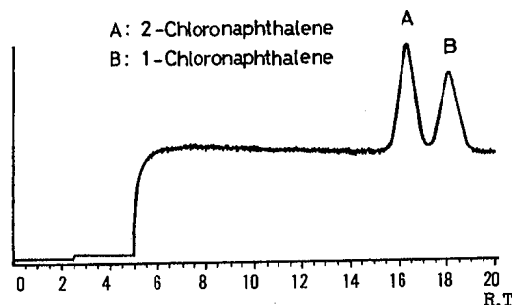


Fig. 4. Mass Fragmentogram of Monochloronaphthalenes

Table 3. Decomposition of Monochloronaphthalenes

pH	1-Chloronaphthalene		2-Chloronaphthalene	
	After 1 hr.	After 5 days Dark Light	After 1 hr.	After 5 days Dark Light
5	91	90	96	95
7	90	89 84	96	96 90
9	93	92	98	97

Initial Concentration: 1 µg/ml, Unit: %

3.3 GC カラムの検討

GC 及び GC/MS を用い 1- 及び 2-クロロナフタレンの分離用カラム充填剤の検討を行った。検討の結果、5% Bentone 34+10% OV-101²⁾ が最も良く、3 m のカラムで 1- 及び 2-クロロナフタレンは完全に分離した。しかし、2 m のカラムで分離不十分であった。また液相の量は 3% Bentone 34+5% OV-101 としても 3 m カラムなら、両異性体の分離は、ほぼ完全であり保持時間は約半分となった。キャピラリーカラム (OV-101 0.2 mm i.d. × 25 m, OV-1 0.25 mm i.d. × 25 m) の検討も行ったが分離不十分であった。

3.4 カラムクロマトグラフィーによる妨害物質の除去

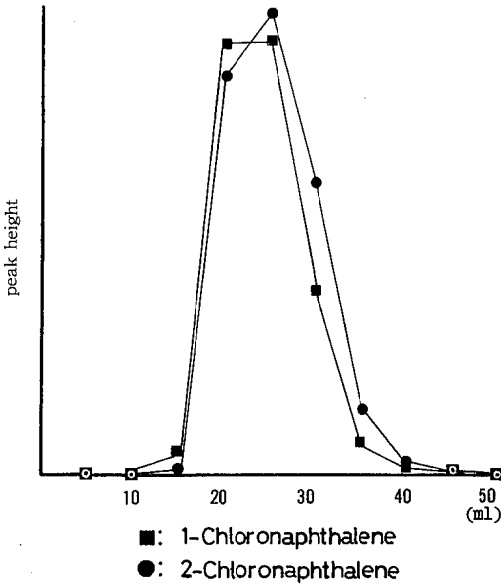


Fig. 5. Elution Pattern of Monochloronaphthalenes

環境試料を測定する場合、種々の妨害物質の除去が必要である。そこでフロリジルカラムにより妨害物質の除去方法を検討した。フロリジル PR, 5 g を内径 1 cm のカラムに湿式充填して作製したカラムにより検討したところ、Fig. 5 に示すように、ヘキサン 10 ml ~ 45 ml で分離された。これより、実際の試料ではヘキサン 80 ml で分離することとした。

3.5 添加回収実験

水試料 1 l 及び底質試料 100 g にそれぞれ 1- 及び 2-クロロナフタレンをエタノール溶液として添加し、2.3 分析操作及び 2.4 定量操作に従って回収率を求めた。結果は Table 4 に示すように 1-クロロナフタレンは回収率 74% 以上、変動係数も 7.7% 以下であり、2-クロロナフタレンは回収率 83% 以上、変動係数も 4.5% 以下と良好な値を示した。

3.6 環境試料の測定

広島県内の河川水 1 試料、海水 9 試料及び海域底質 9 試料について分析を行ったがいずれの試料からも検出されなかった。海域底質のマスマグメントグラムを Fig. 6 に示す。

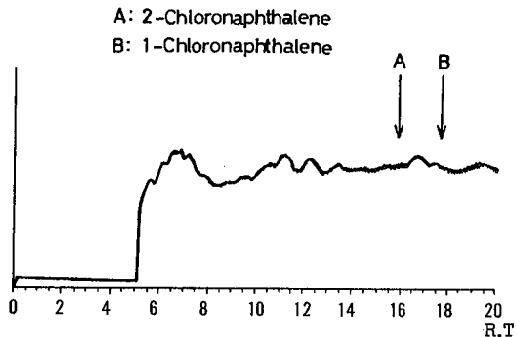


Fig. 6. Mass Fragmentogram of Sediment Sample

Table 4. Recoveries of Monochloronaphthalenes

Sample	Added (μg)	1-Chloronaphthalene		2-Chloronaphthalene		n	
		Recovery (%)	CV (%)	Recovery (%)	CV (%)		
Purified Water	11	0.2	74	4.0	86	3.5	4
Purified Water	11	0.4	87	2.2	86	2.2	4
Purified Water	11	0.6	89	1.7	89	1.7	4
River Water	11	0.2	84	1.1	89	0.8	2
Sea Water	11	0.2	83	7.7	85	0.4	2
Sea Sediment	100 g	0.4	85	3.9	83	4.5	7

4. 結 語

1-及び2-クロロナフタレンの環境中における実態調査を行うための分析方法を検討した。その結果、水試料については、ヘキサン抽出し、脱水、濃縮後フロリジルカラムでクリーンアップし、また、底質試料についてはアルカリ分解した後水試料と同様の操作を行い、GC/MS-SIMで測定する方法により、環境中に、水試料では $0.05 \mu\text{g}/1$ 以上、底質試料では $0.5 \mu\text{g}/\text{kg}$ 以上存在するモノクロロナフタレンの両異性体の分離定量が可能となった。

なお、本研究の一部は環境庁委託研究費によって行われた。

文 献

- 1) H. Shiraiishi, N. H. Pilkington, A. Otsuki and K. Fuwa (1985) Occurrence of Chlorinated Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Tap Water, *Environ. Sci. Technol.*, **19**, 585-590.
- 2) F. A. Beland and R. D. Geer (1973) Identification of Chlorinated Naphthalenes in Halowaxes 1031, 1000, 1001 and 1099, *J. Chromatogr.*, **84**, 59-65.

廃棄物埋立処分場における 低分子量ハロゲン化炭化水素調査

野馬 幸生

(1986年8月16日受理)

Low-Molecular-Weight Halogenated Hydrocarbons in Leachates from Municipal and Industrial Waste Landfills

Yukio NOMA

1. 緒 言

近年、有機ハロゲン化合物による環境汚染が憂慮され、米国をはじめ諸外国で調査が行われてきた^{1,2)}。わが国でも、同様の調査がいくつか行われ、予想外に広範な規模で環境汚染が進んでいることが報告された^{3~5)}。環境庁は、昭和57年度に、地下水及び河川水の実態調査を行い、直ちに健康に影響が考えられるほどのレベルではないが、有機ハロゲン化合物による地下水汚染が全国的な規模で進んでいることを明らかにした⁶⁾。地下水中の有機ハロゲン化合物汚染の原因については様々な観点から調査研究されている^{7~12)}が、十分な解明はされていない。

著者ら¹³⁾も、昭和58年度に、広島県内の40地点の地下水及び10地点の河川水について、7種類の低分子量ハロゲン化炭化水素の調査を行い、28地点の地下水及び9地点の河川水から、いずれかの物質が低濃度ながら検出されたことを報告した。また、その際併せて、廃棄物埋立処分場4箇所の浸出水を調査し、廃棄物埋立処分場が地下水汚染源の一つになっている可能性を指摘した。今回、新たに一般廃棄物及び産業廃棄物埋立処分場の浸出水及び周辺の環境水中の低分子量ハロゲン化炭化水素の濃度分布を調査したので報告する。

2. 方 法

2.1 調査方法

一般廃棄物埋立処分場 20施設、産業廃棄物埋立処分場 15施設における浸出水及び各処分場周辺の地下水や河川水について、クロロホルム、1,1,1-トリクロロエタン、四塩化炭素、トリクロロエチレン、プロモジクロロメタン、テトラクロロエチレン、ジブロモクロロメタン、トリブロモメタンの調査を行った。

2.2 分析方法

検水 20ml を試験管にとり、ヘキサン 2ml を加え、5分間振とう抽出を行い、静置後上層のヘキサンをマイクロシリンジでとり、ECD 検出器付きのガスクロマトグラフに注入した。ガスクロマトグラフの測定条件及び定量下限を表1及び表2に、また、標準液のガスクロマトグラムを図1に示す。

3. 結果と考察

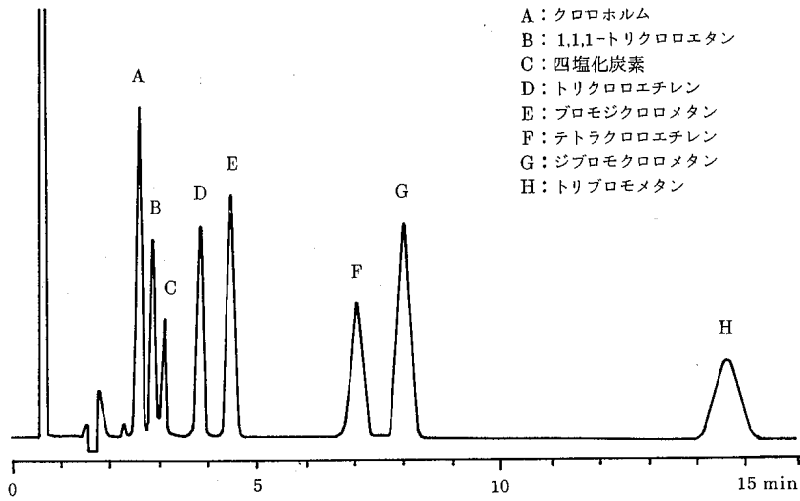
3.1 埋立処分場浸出水中の低分子量ハロゲン化炭化水素

廃棄物埋立処分場浸出水における各物質の検出率及び検出平均濃度(検出された試料濃度の平均値)を表3に示す。

ブrom化合物は、3種とも検出されず、四塩化炭素、クロロホルムは検出率、濃度とも低かった。これに比して、1,1,1-トリクロロエタン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンは検出率、濃度ともかなり高かった。

表1. ガスクロマトグラフ測定条件

装置	島津GC-6AM
カラム	3mm i.d.×3m ガラスカラム
充てん剤	25% DC-550 クロモソルブ WAW DMCS 60~80メッシュ
検出器	ECD (⁶³ Ni)
温度	カラム 120℃, 注入口 210℃, 検出器 210℃
キャリアガス	N ₂ 40ml/min
チャート	スピード: 10ml/min



- A: クロロホルム
- B: 1,1,1-トリクロロエタン
- C: 四塩化炭素
- D: トリクロロエチレン
- E: ブロモジクロロメタン
- F: テトラクロロエチレン
- G: ジブロモクロロメタン
- H: トリブロモメタン

図1. 代表的ガスクロマトグラム例

表2. 定量下限と基準値

	定量下限	単位: $\mu\text{g/l}$	
		管 理 目 標 値	WHO
四塩化炭素	0.05	—	3
クロロホルム	0.5	—	30
1,1,1-トリクロロエタン	0.2	3000	—
トリクロロエチレン	0.5	300	30
テトラクロロエチレン	0.2	100	10
ブ ロ モ ジクロロメタン	0.2	—	—
ジ ブ ロ モ クロロメタン	0.2	—	—
トリ ブ ロ モ メ タ ン	0.5	—	—

表3. 廃棄物埋立処分場浸出水における検出率及び検出平均濃度

物質名	埋立地の種類	検出試料数 (検出率)	検出平均濃度 ($\mu\text{g/l}$)
四塩化炭素	一般廃棄物埋立地	1 (5%)	0.06
	産業廃棄物埋立地	1 (7%)	0.07
クロロホルム	一般廃棄物埋立地	3 (15%)	0.9
	産業廃棄物埋立地	1 (7%)	1.0
1,1,1-トリクロロエタン	一般廃棄物埋立地	4 (20%)	1.0
	産業廃棄物埋立地	7 (47%)	8.6
トリクロロエチレン	一般廃棄物埋立地	4 (20%)	3.1
	産業廃棄物埋立地	6 (40%)	2.8
テトラクロロエチレン	一般廃棄物埋立地	8 (40%)	19
	産業廃棄物埋立地	8 (53%)	7.6
ブ ロ モ ジクロロメタン	一般廃棄物埋立地	0 (0%)	—
	産業廃棄物埋立地	0 (0%)	—
ジ ブ ロ モ クロロメタン	一般廃棄物埋立地	0 (0%)	—
	産業廃棄物埋立地	0 (0%)	—
トリ ブ ロ モ メ タ ン	一般廃棄物埋立地	0 (0%)	—
	産業廃棄物埋立地	0 (0%)	—

たが、厚生省の暫定指導指針に設定された管理目標¹⁴⁾(表2)を超えるものはなかった。

そこで、埋立処分場周辺環境の安全性を評価する目的で、測定値を管理目標値(クロロホルム及び四塩化炭素についてはトリクロロエチレン等と同様WHOのガイドライン案の10倍とした)で除して危険率とみなし、各物質の比較を行った。その結果を図2に示す。この図より、クロロホルム、四塩化炭素では危険率は1.0%以下と低く、検出率も低いので、地下水汚染による健康被害の危険性は非常に低いと考えられる。1,1,1-トリクロロエタンは検出率、濃度ともかなり高いが、管理目標値が高

いため危険率では、ほとんどが1.0%以下と低くなった。一方、トリクロロエチレンの危険率は0.16~3.7%、また、テトラクロロエチレンのそれでは、0.2~92%とかなり高く、いずれも検出率も高い。特にテトラクロロエチレンは、検出率、検出平均濃度、危険率とも高く、今後とも注意を払っておく必要のある物質と思われる。

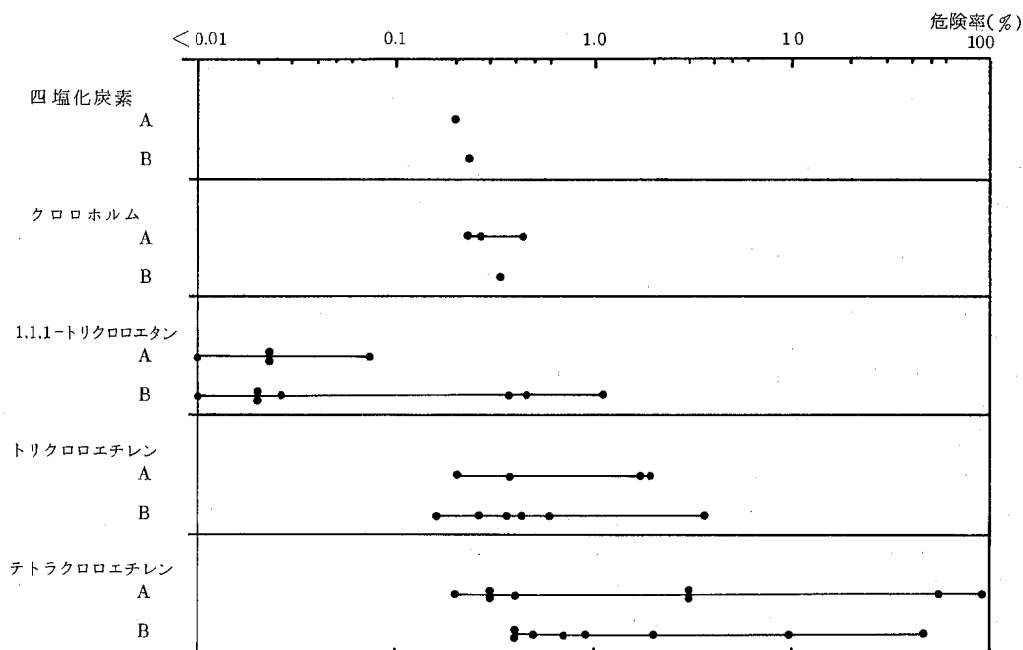


図2. 廃棄物埋立処分場浸出水の危険度

危険率 = 100 × 測定値 / 管理目標値 (クロロホルム及び四塩化炭素についてはWHOのガイドライン案の10倍).

A: 一般廃棄物埋立処分場浸出水; B: 産業廃棄物埋立処分場浸出水

3.2 一般廃棄物埋立処分場と産業廃棄物埋立処分場の比較

一般廃棄物埋立処分場及び産業廃棄物埋立処分場の浸出水から、8物質のいずれかが検出された割合は、それぞれ、60%及び67%といずれも高率であった。これを化合物別に比較すると、1,1,1-トリクロロエタン、トリクロロエチレンでは、産業廃棄物埋立処分場が約2倍高かったが、テトラクロロエチレンでは、両浸出水とも同程度であった。また、検出平均濃度についてみると、1,1,1-トリクロロエタンは産業廃棄物埋立処分場浸出水が高く、トリクロロエチレンは両浸出水とも同程度であり、テトラクロロエチレンでは逆に、一般廃棄物埋立処分場浸出水の方が高くなった。

両埋立処分場浸出水における検出率及び検出濃度に大きな差がないことより、このような産業廃棄物が一般廃棄物中に混入されて処分されているものと思われる。特に、検出率、検出濃度とも高い値を示したテトラクロロエチレンは、ドライクリーニング等零細企業に使われることが多いため、テトラクロロエチレンを含有する汚泥等が一般廃棄物埋立処分場へ搬入された機会が多いことを示唆するものと思われる。

3.3 環境水中の低分子量ハロゲン化炭化水素

河川水及び地下水における各物質の検出率及び検出平均濃度を表4に示す。この表からわかるように、河川水

表4. 環境水における検出率及び検出平均濃度

物質名	試料の種類	検出試料数 (検出率)	検出平均濃度 (µg/l)
四塩化炭素	河川水	0 (0%)	—
	地下水	0 (0%)	—
クロロホルム	河川水	0 (0%)	—
	地下水	1 (13%)	0.5
1,1,1-トリクロロエタン	河川水	2 (22%)	23
	地下水	0 (0%)	—
トリクロロエチレン	河川水	0 (0%)	—
	地下水	0 (0%)	—
テトラクロロエチレン	河川水	1 (11%)	0.5
	地下水	1 (13%)	0.2
ブロモジクロロメタン	河川水	0 (0%)	—
	地下水	0 (0%)	—
ジブロモクロロメタン	河川水	0 (0%)	—
	地下水	0 (0%)	—
トリブロモメタン	河川水	0 (0%)	—
	地下水	0 (0%)	—

道路交通騒音伝搬の季節変化

宇津 正樹, 佐々木 恭弘

(1986年8月16日受理)

Seasonal Change of the Road Traffic Noise Propagation

Masaki UZU and Yasuhiro SASAKI

1. はじめに

騒音が伝搬する際には、気象や地表面の状態によって影響を受けることが知られている¹⁾。道路交通騒音の場合、観測される騒音は道路上の個々の車両からの音の合成されたものであり、音の伝搬経路やそれに対する風向もそれぞれ異なるため、点音源とはかなり異なった影響を受ける。

さて、道路交通騒音の状況を把握する際に、通常、一つの地点については年1回調査が実施されている。この場合、調査する季節によって気象や周辺状況も変わるため、道路交通騒音の測定結果もいくらかの影響を受けることが考えられる。

このような観点から、本研究では、季節により地表面の状態が大きく変化する水田地帯において測定側に建物のない半自由空間とみられる地点一カ所を選び、6月(田植直後)、9月(稲刈り直前)及び12月(稲刈り後)の3回道路交通騒音及び風向風速の調査を実施した。気象及び地表面の状態の異なる3回の調査結果を基に、近距離での道路交通騒音伝搬の違いを、騒音の距離減衰、日本音響学会の予測式(以下、音響学会式と略称する)による予測結果との比較、及び、周波数分析により比較検討し若干の知見を得たので報告する。

2. 調査方法

2.1 調査地点及び調査日

調査地点の概況を図1に示す。測定対象となる道路は、上下2車線の平坦道路である。また、調査時期は、季節による風向風速等の気象変化、及び、測定点側が水田であることから、稲の生育状況による地表面の性状の変化を考慮して決定した。

調査地点：東広島市西条町御蘭宇
第1回調査：6月7日(田植直後)

第2回調査：9月26日(稲刈り直前)

第3回調査：12月17日(稲刈り後)

2.2 測定方法

騒音計は普通騒音計を用い、測定はA特性で行った。マイクロホンは地上1.2mの高さとし、道路端から0, 5, 10, 20, 40, 80mの6地点に設置した。測定は1回10分間とし、10時から14時の間に6~7回実施した。測定データはデータレコーダを用いて磁気テープに記録した。同時に、交通量及び車速を、上り下り別に大型車(車両総重量が3.5tをこえるもの)とそれ以外の自動車に区分して調査した。また、微風向風速計を50m地点付近の高さ約2.5mの点に設置し騒音測定時の風向風速の10分間平均値を得た。

磁気テープに記録した騒音データは、多チャンネル騒音振動処理装置及び1/3オクターブバンド周波数分析装置を用いて処理し、騒音レベル及び各周波数バンド毎の L_{50} を得た。

3. 結果と考察

表1に第1回から第3回までの騒音の L_{50} 、交通量及び風向風速の調査結果を示す。

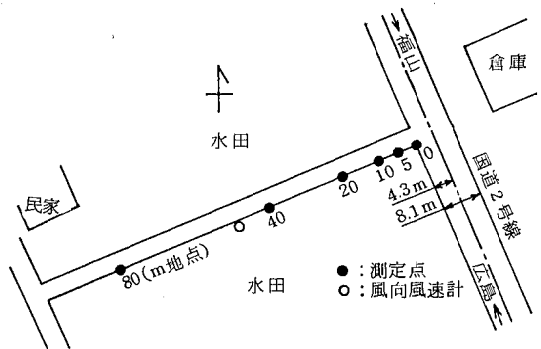


図1. 調査地点及び測定点配置

表1. 調査結果

No.	騒音レベル (dBA)						交通量 (台/10分)	大型車 混入率(%)	風向, 風速 (m/s)	
	0 m	5 m	10m	20m	40m	80 m				
第1回調査	1	72	69	67	65	63	54	156	33	SSW, 4.0
	2	74	71	68	66	64	55	190	31	SSW, 4.0
	3	71	69	66	64	63	56	137	39	S, 3.5
	4	69	66	65	63	62	55	133	32	S, 3.0
	5	72	69	67	65	63	56	147	44	SSW, 4.5
	6	71	68	66	63	62	54	140	40	SSW, 4.0
	7	70	67	65	63	62	53	133	41	SSW, 3.5
第2回調査	1	72	70	68	64	60	56	180	35	NNE, 2.0
	2	72	70	68	64	60	57	165	33	N, 4.0
	3	69	67	65	61	58	55	140	38	NNE, 4.0
	4	69	67	65	61	58	56	131	41	NNE, 4.5
	5	69	67	65	61	58	55	141	36	NNE, 3.0
	6	73	70	67	64	60	57	193	42	NE, 4.0
第3回調査	1	70	68	65	64	61	55	126	37	NNW, 1.5
	2	71	68	66	64	61	56	143	44	W, 1.5
	3	69	66	64	62	60	54	145	32	NNW, 2.0
	4	69	67	65	62	60	54	122	30	WNW, 1.5
	5	70	67	65	63	61	55	146	38	WNW, 1.5
	6	70	67	65	63	60	53	147	29	W, 1.0

3.1 地表面の状態及び風向風速

調査時の地表面の状態は、第1回目は田植直後で田には水がはられていた。第2回目は稲刈り直前で稲による吸音効果が考えられる状態であり、第3回目は稲刈り後であったが降雨後で田に水がたまりが多く見られた。

風向風速は、概ね、第1回調査時は南南西、第2回調査時は北北東、第3回調査時は弱い西北西の風であった。

騒音伝搬調査は比較的近距离を対象としたため風による騒音の減衰は少ないと考えられる。また、道路交通騒音に対する風の影響は、点音源の場合と異なり、道路から受音点の方向のベクトル風速のみでは説明できず、この傾向は特に遠距離において大きいとされている^{2,3)}。

そのため、風による減衰が第1回調査時が第2回調査時よりも大きいとは必ずしも判断できない。

3.2 道路交通騒音の L_{50} の距離減衰

図2に第1回から第3回までの L_{50} の距離減衰を示す。第1回及び第3回は40m地点を境として減衰傾向の違いがみられる。また、各回ごとにみれば減衰傾向は類似していることから、第1回から第3回の調査結果のうち道

路端の L_{50} の等しい場合を一例として選び、 L_{50} の距離減衰を比較した結果を図3に示す。交通量はいずれも130台/10分間前後とほぼ同程度であり、交通量の多少による減衰傾向の違いはないと見られることから、次のことがいえる。

1) L_{50} の減衰傾向は明らかに異なっており、道路端から40mの地点で第1回と第2回とでは、4dBの差がでている。また、第3回は第1回と第2回の中間的な傾向を示している。

2) 第1回と第3回は第2回と比べて道路端から40mと80mとの間の減衰が大きい。

このことは、地表面の状態や風等の気象の影響が複雑に関連した結果とみられ、一概にはいえないが、稲刈り直前の第2回が他と比べて全般的に減衰が大きいことから1)は主として地表面の違いによるものとみられる。

3.3 音響学会式による予測結果と実測結果との比較

表1に示すように調査時の交通量の大半が1000台/時以下ではあるが、音響学会式の a_i ⁴⁾ と L_{50} の実測値から求めた実測の a_i との比較を図4に示す。第2回は音響学会式の a_i に最も近い結果となったが、全般的に実

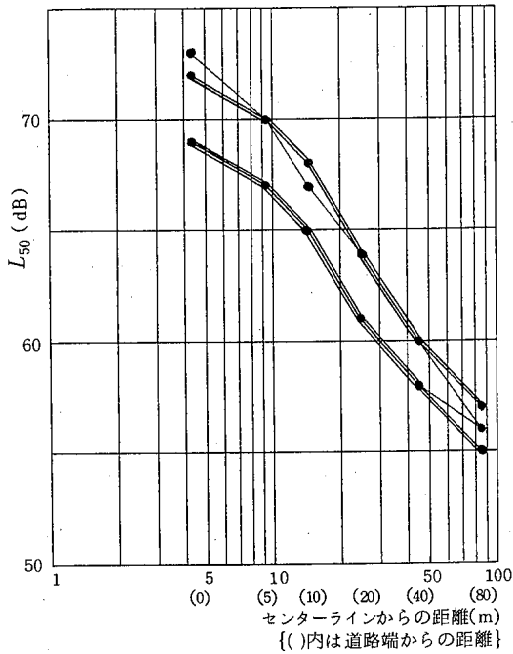


図2-1 騒音レベルの L_{50} の距離減衰 (第1回調査)

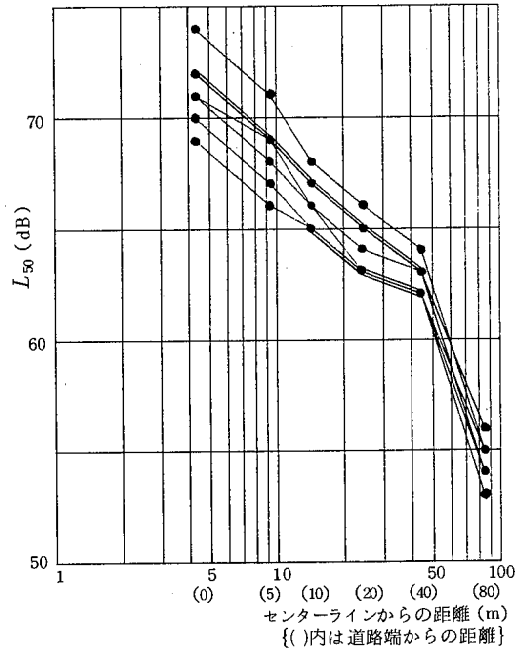


図2-2 騒音レベルの L_{50} の距離減衰 (第2回調査)

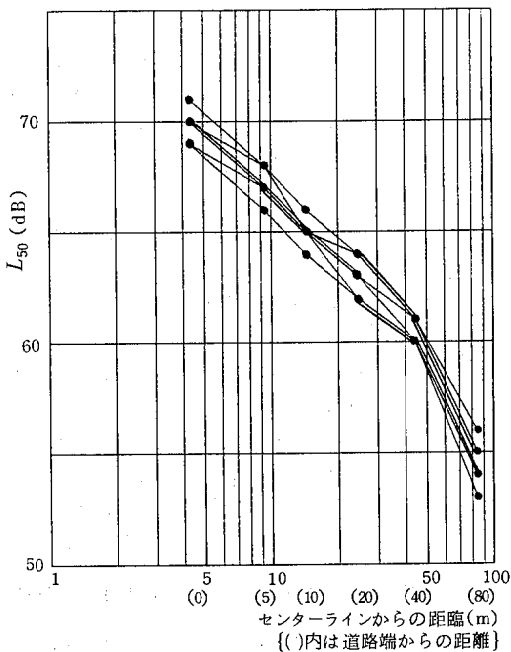


図2-3 騒音レベルの L_{50} の距離減衰 (第3回調査)

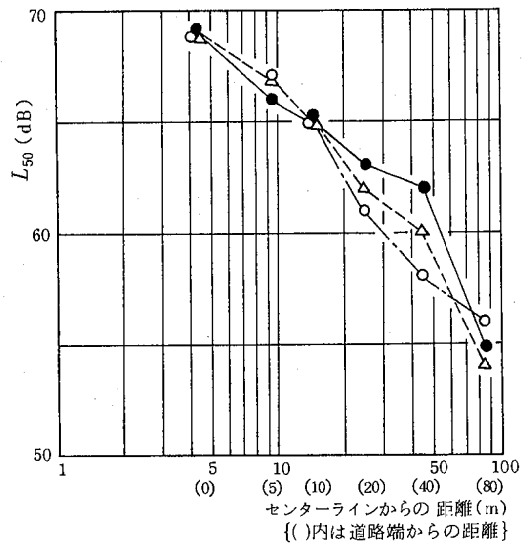


図3. 騒音レベルの L_{50} の距離減衰比較
(●—●: 第1回調査, ○---○: 第2回調査, △--△: 第3回調査)

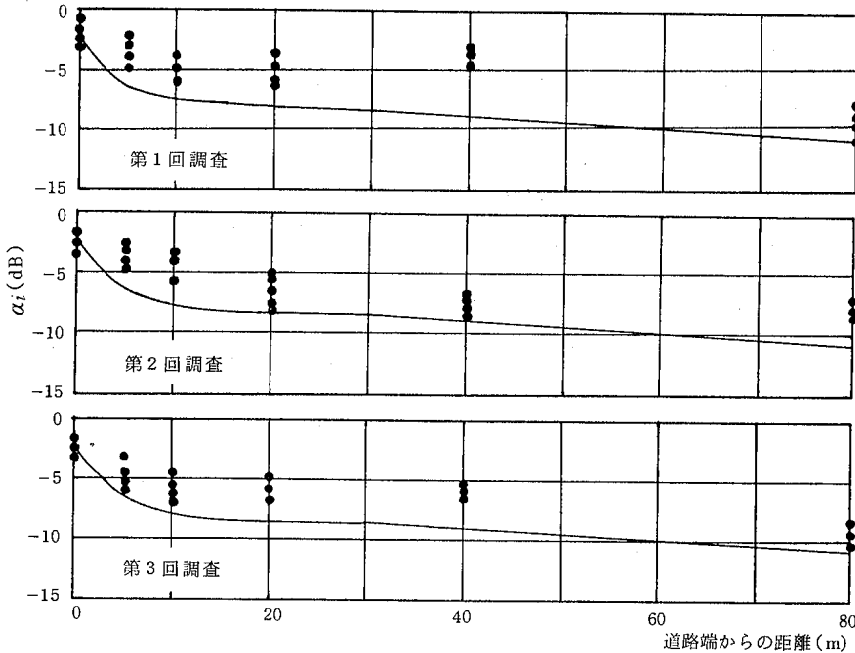


図4. 日本音響学会の予測式の a_i (—) と実測の a_i (●) との比較

測値の方が高い結果を示した。特に、40 m地点での差が大きく第1回及び第3回の調査ではそれぞれ5 dB及び3 dB程度高かった。このことから、前項で述べた第1回及び第3回の調査結果で40 m地点と80 m地点との間の減衰が大きいの、風の影響も考えられるが、40 m地点の L_{50} が大きいと80 m地点の L_{50} との差が大きくなったともみられる。また、第1回の調査結果から水田は通常の地面とはかなり異なった特性を示すことも考えられる。

3.4 周波数分析による調査結果

道路交通騒音を1/3オクターブバンド分析して、各バンド毎に求めた L_{50} の距離減衰を図5に示す。250 Hz及び500 Hzの場合、第1回及び第3回の調査結果では、直達音と反射音の干渉のため倍距離3 dBのような単純な距離減衰とはなっていない。この傾向は、160～630 Hzで特に顕著にみられた。第2回目についてはこのような傾向はみられなかった。これは、稲の吸音効果により反射音が減衰したためとみられる。

1 kHzの場合は、いずれの調査結果も距離減衰に大きな起伏はなく比較的単純な減衰をしている。この傾向は1 kHzより高い周波数についても同様にみられた。これは対象が道路交通騒音であること、また、統計量 L_{50} の

距離減衰に着目したため波長の短い高い周波数の音は車両と受音点の位置関係や風の乱れの影響を受けやすいことのため、フィールドでの測定では160～630 Hzにみられたようなめだつた特徴が現れなかったと考えられる。

4. まとめ

道路交通騒音調査を水田地帯1カ所において季節を変えて年3回実施した結果、次のことが明らかになった。

- 1) 道路交通騒音の L_{50} の距離減衰は同一地点で測定しても気象や地表面の状態により変化し、今回の調査では、水田の状態での実測結果が稲刈り直前に比べて40 mの近距離でも4 dB程度高い値となった。
- 2) 道路交通騒音の調査結果と音響学会式による予測結果とは稲刈り直前が最もよく一致した。また、水田の状態及び稲刈り後では40 m地点で差が最も大きく、実測結果が予測結果よりそれぞれ5 dB及び3 dB程度高い値を示した。
- 3) 道路交通騒音を周波数分析し各周波数毎に距離減衰を調べると、騒音の地面反射や稲による吸音が原因と考えられる減衰傾向の違いがみられ、道路交通騒音の伝搬においても地表面の状態や風等の気象が複雑に影響していることがわかった。

文 献

- 1) 井清武弘(1982) 騒音伝搬に与える地表面の影響, 日本音響学会誌, 38, 270-276.
- 2) 吉久光一, 他2名(1984, 3) 騒音の伝搬に対する風の影響—一点音源と線音源(道路騒音)の伝搬性状の比較—, 日本音響学会講演論文集, 421-422.
- 3) 吉久光一, 他2名(1984, 10) 線状音源からの音の伝搬に対する風の影響—風洞模型実験による検討—, 日本音響学会講演論文集, 415-416.
- 4) 石井聖光(1977) 道路交通騒音予測計算方法に関する研究—高さ別補正值 α_i について—, 日本音響学会誌, 33, 426-430.

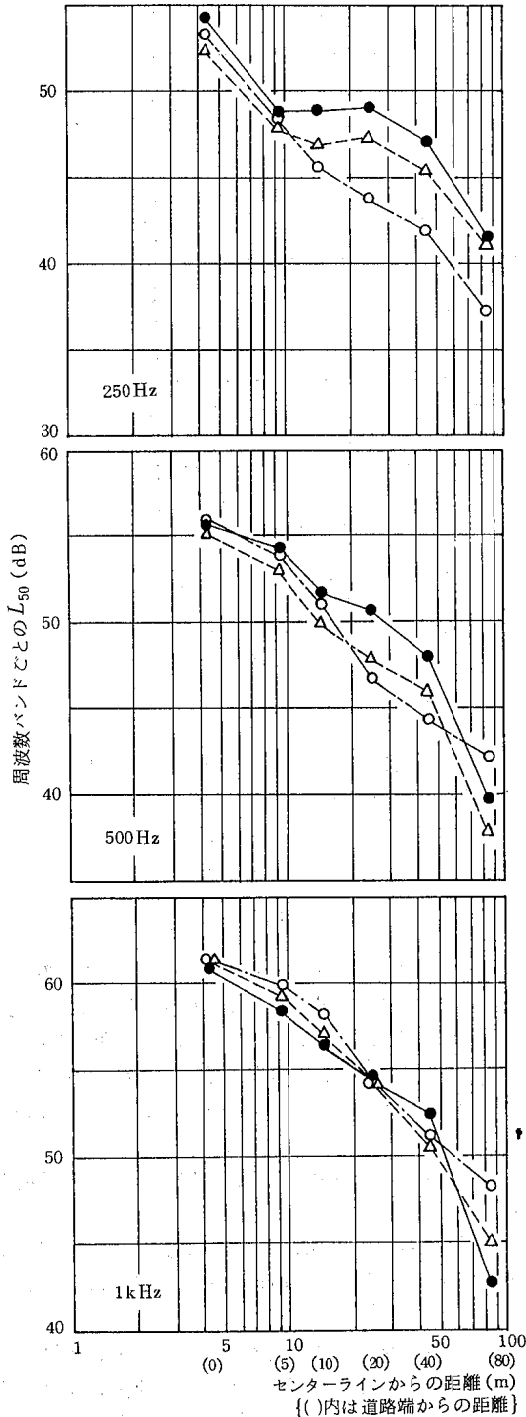


図5. 周波数バンドごとの L_{50} の距離減衰

(●—●: 第1回調査, ○---○: 第2回調査
 △--△: 第3回調査)

編集委員会

委員長

信 宗 正 男

委員

大 原 真由美 井 澤 博 文
宇 津 正 樹 木 村 信 司
中 川 博 憲

登録番号 5-86

広島県環境センター研究報告

第 8 号

発行日 昭和61年12月1日
発行者 広島県環境センター
 ☎734 広島市南区皆実町一丁目6-29
 ☎ (082) 255-7131
印刷所 電子印刷株式会社
 ☎730 広島市中区堺町一丁目1-5
 ☎ (082) 232-3770
