

環境大気における粒子状物質中のベリリウムの測定及び挙動

吉岡 秀俊 芳住 邦雄 朝来野 国彦

1 はじめに

ベリリウム（以下Be）は、作業環境の許容濃度が、わが国及び米国¹⁾においては $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、ソ連では $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ²⁾であることからわかるように、極めて毒性が強いことが知られている。一般にBe中毒と言われるものは、呼吸器疾患であり、ヒトに対する発ガン性については結論を得ていない。ヒトに対する毒性は、1930年代からドイツ、ソ連及びイタリアにおいて、主として鉱石からのBe抽出に従事する、労働者の呼吸器疾患が相次いで報告された³⁾。

Beが産業に利用された歴史は比較的新しく、Be資源（おもに緑柱石、ベルtrand石）を産出しないわが国では、1939年に航空機の軸受け材料として使われた。1950年代後半からBeは、耐熱性及び熱伝導性等に優れた、その特性を発揮することになる。近年では、原子力産業（原子炉の減速材等）、航空機産業、電子産業等で使用され⁵⁾、今後ますます利用範囲が広がると思われる。このような理由から、環境庁をはじめ⁶⁾、いくつかの自治体の研究機関において環境大気中の粒子状Beの濃度が測定されており^{7), 8), 9)}、東京都においても現時点でのBeの環境分布量を把握しておく必要があると考える。しかし、わが国における既存データの試料の前処理方法は一定でないため、これらと比較しえるデータを得るためには、前処理法の検討が必要である。

一方、Beは石炭をはじめ、微量ではあるが、自然環境中に広く存在する¹⁰⁾。粒子状物質中の金属について考察する場合、常に問題となる点は土壌からの寄与であるが、非汚染土壌中のBe濃度は 1ppm 前後といわれている¹¹⁾。したがって、Beの環境分布量を把握するだけでなく、土壌寄与と人為寄与を分離する必要があると考える。

Beの分析法には、原子吸光光度法（フレイム及びフ

レイムレス）、ガスクロマトグラフ法、モリシ蛍光光度法及びプラズマ発光分光光度法等があり、現時点では、感度、簡便性から考えてフレイムレス原子吸光光度法が優れていると思われる。

本研究の目的は、①フレイムレス原子吸光光度法の有用性を確認すること、②既存データとの比較のために、前処理法の検討をおこなうこと、③都におけるBeの濃度を測定するとともに、④Beの起源について考察する方法として、Beの粒径分布関数を求め、検討すること、⑤人為起源のBe量を推定することの5点である。

2 実験方法

(1) 試料採取

A 粒子状物質

(ア) ハイボリウムエアサンプラーによる採取

8×10 インチの石英繊維ろ紙（Pallflex 2500 QAS T）を 20°C 、50%の恒温恒湿槽に24時間以上放置した後、秤量した。これを、シェルター付きハイボリウムエアサンプラー（以下Hi-Vol）に装着し、原則として流量 $1.5 \text{m}^3/\text{min}$ で24時間吸引した。採取面積は 7×9 インチである。回収したろ紙を再び同条件で48時間以上放置し、秤量した。測定地点は、①東京都環境科学研究所（江東区新砂）、②第二本庁舎（千代田区有楽町）、③都立衛生研究所（新宿区百人町）、④荒川区役所（荒川区荒川）、⑤江戸川区役所（江戸川区中央）及び⑥立川合同庁舎（立川市錦町）の6カ所の屋上であり、昭和60年度に採取した。採取地点を図1に示した。

(イ) アンダーセンサンプラーによる採取

Hi-Volに使用したものと同様のろ紙を $80 \text{mm}\phi$ に打ち抜き、同様に秤量した後、アンダーセンサンプラーの0～7段及びバックアップに装着し、所定流量 $28.3 \text{l}/\text{min}$ で吸引した。回収したろ紙を再び同条件で秤量し

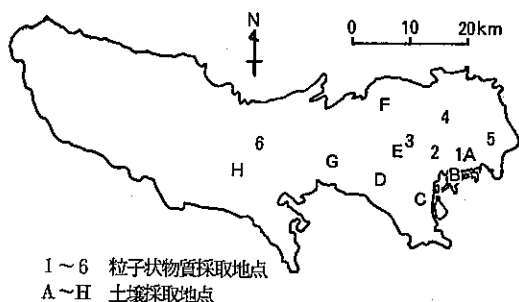


図1 試料採取地点

た。測定地点は、東京都環境科学研究所屋上で、1986年夏(8月19日~9月1日)、1987年冬(1月13日~1月19日)及び春(5月6日~5月11日)の3回採取した。

イ 土 壤

1地点について周辺の3~5カ所の表層土壌を採取し、風乾後、200メッシュのふるいにかけて通過したものを、等量秤量して混合した。採取地点は、A東京都環境科学研究所、B晴海(中央区晴海)、C品川(品川区豊中)、D世田谷(世田谷区世田谷)、E大原(渋谷区笹塚)、F練馬北(練馬区北町)、G調布(調布市神代寺南)及びH多摩(多摩市愛宕)の8カ所であり、1987年1月20日~2月3日に採取した。採取地点を図1に示した。

(2) 試料の前処理

ア Hi-Volによる採取試料

Hi-Volで採取したろ紙は、採取部分から7×2インチをメスで切り取り、以下の前処理に供した。

(ア) 塩酸と過酸化水素による分解抽出

ろ紙を細切し、100mlナス型フラスコに入れ、塩酸(10%)60mlと過酸化水素水(30%)5mlを加え、環流冷却器を取り付けて、85℃の水浴中で2時間加熱した。分解抽出液をろ紙5種Bでろ過し、残分に塩酸(5%)50mlを加えて、再び85℃で30分間抽出し、先のろ紙でろ過した。両ろ過液をあわせ、砂浴上で乾固寸前まで蒸発濃縮し、硝酸(1+49)で25mlにメスアップして試料溶液とした。

(イ) 硝酸と過酸化水素による分解抽出

塩酸の代わりに硝酸(1+1)を用い、沸騰水浴中で2時間加熱した他は、(ア)と同じである。

(ウ) 硝酸、過塩素酸及びふっ化水素酸による分解

ろ紙を細切し、100mlテフロンビーカーに入れ、濃硝酸30mlを加え、時計皿をして砂浴上で加熱した。過塩素酸4mlを加え加熱し、過塩素酸の白煙が生じたら、時計皿をして、有機物等を分解した。次に、ふっ化水素酸5mlを加えて加熱し、けい酸分を分解した。さらに、過塩素酸2mlを加え、テフロン製の時計皿をして加熱し、十分に過塩素酸の白煙を上げた後、時計皿を除いて蒸発乾固し、硝酸(1+49)で25mlにメスアップして試料溶液とした。

イ アンダーセンサンプラーによる採取試料

アンダーセンサンプラーで採取した各採取段ごとのろ紙は、全量を上記(ウ)と同様の前処理をし、5mlにメスアップして試料溶液とした。

ウ 土 壤 試 料

土壌も、(ウ)に準じたが、アルミニウム(以下A)の含有量が高く、希硝酸ではAの溶解が不十分であったため、乾固後、塩酸(1+1)10mlを加え、加熱して溶解した後、50mlにメスアップして試料溶液とした。なお、前処理に供した量は約0.5gである。

(3) 分析装置及び方法

Beの定量は、原子吸光光度計SAS760にビデオフレイムレスアトマイザーSAS705V(いずれもセイコー電子製)を接続して使用した。本実験では、グラフアイトアトマイザーヘッドを「温度制御方式」(後述)で使用し、メタルアトマイザーヘッド使用時の条件であるレスポンス0.03secに設定した。その他の分析条件は波長 234.9nm、バックグランド補正 D₂ランプ、スリット幅 1.08nm、アルゴンガス流量 2ℓ/minであり、乾燥、灰化及び原子化の各温度と時間(hold time)はそれぞれ 130℃ 10~15sec、900℃ 20sec、2600℃ 5secである。また、検量法には標準添加法を用いた。すなわち、試料溶液0.5mlと標準溶液0.5mlを3mlのサンプル瓶内で混合した液を4濃度用意し、10~20μℓをグラフアイト管に供した。

Aの定量は、原子吸光光度計VIDEO 12(IL社製)を使用した。分析条件は、亜酸化窒素-アセチレンフレイム、波長 309.3nm、バックグランド補正 D₂ランプである。

(4) 試 薬

Be標準溶液は、100ppmの原子吸光分析用標準液を

適宜硝酸(1+49)で希釈して使用した。A ℓ標準溶液は、1,000ppmの原子吸光分析用標準液を適宜硝酸(1+49)で希釈して使用した。前処理に使用した試薬は、ふっ化水素酸は特級、塩酸と過塩素酸は精密分析用、硝酸は有害金属測定用、過酸化水素水が原子吸光分析用である。その他の試薬は特級品を使用した。

3 結果及び考察

(1) フレームレス原子吸光光度法によるBeの分析

粒子状物質中のBeのフレーム及びフレームレス原子吸光分析については、Zdrojewski¹³⁾の詳細な報告がある。また、グラファイト管を用いたフレームレス原子吸光光度法における共存物質の干渉については、下村ら¹⁴⁾をはじめとする多くの報告がある。

本研究で使用した装置は従来のグラファイトアトマイザーヘッドの他に、タングステン等のポートを用いるメタルアトマイザーヘッドも使用できる。

A. メタルアトマイザーヘッドを用いたBeの分析

メタルアトマイザーヘッドを用いたフレームレス原子吸光光度法の報告はまだ少なく、粒子状物質中のBeの測定例は見あたらない。そこで、メタルアトマイザーヘッドにタングステンポートを装着して、いくつかの実験を試みた。メタルアトマイザーヘッドは、金属ポートの酸化を防ぐために、アルゴンガスと共に、水素ガスを流すが、水素ガス流量が感度に大きく影響した。すなわち水素ガスの割合を徐々に増やすに連れて感度も上昇した。ガス流量の最適条件は、アルゴンガス流量7ℓ/min、水素ガス流量4ℓ/minであった。

下村らも指摘しているように、Beの原子吸光光度法

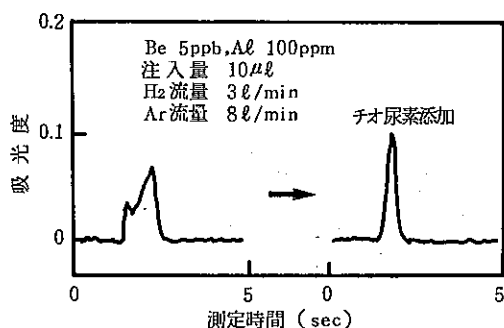


図2 メタルアトマイザーヘッドを用いた場合のA ℓの干渉とチオ尿素の効果

の最大の干渉物質はA ℓであるといわれている。しかも、A ℓは粒子状物質中に%のオーダーで含有され、土壌中にはおよそ10%含有される。そこで、A ℓによる干渉について調べたところ大きな負の干渉が見られた。水素ガスの割合を変えて感度の回復を期待したが、ピーク高は上がるものの図2左(Be 5ppb及びA ℓ100ppmを含む希硝酸溶液)に示したようにピークが二つに割れるという興味深い現象が生じた。このような現象は銅共存下のビスマスでも観察されることがあり、それぞれのピークは異なった化学種からの原子化によるものであろうといわれている。鈴木らは¹⁵⁾メタルアトマイザーヘッドを用いたフレームレス原子吸光光度法において、チオ尿素の添加による原子化温度の低下及び干渉の減少効果を報告している。そこで、Be 5ppb及びA ℓ100ppmを含む希硝酸溶液10μℓをタングステンポートにのせて乾燥後、100ppmのチオ尿素20μℓをのせ、乾燥、灰化した後、原子化した結果を図2右に示した。ピークの割れは回復し、シャープなピークが現れている。なお、本実験の乾燥、灰化及び原子化の温度と時間は、原子化時間を2secにした他は2(3)と同じである。

イ グラファイトアトマイザーヘッドを用いたBeの分析

メタルアトマイザーヘッドによる結果は、Beの原子化には還元雰囲気に適していることを示唆するものと考え、グラファイトアトマイザーヘッドによる基礎実験を行った。本装置は、グラファイト管の温度を制御するためにフォトセンサーが取り付けられている。このフォトセンサーによって温度を監視しながら、初期に大電流を流し、設定温度への到達時間を短縮する「温度制御方式」が可能である。しかし、温度制御方式を用いても、従来のグラファイトアトマイザーヘッドの使用条件では、メタルアトマイザーヘッドに比べて感度が低かった。そこでメタルアトマイザーヘッド使用時の条件であるレスポンス0.03secに設定し、温度制御方式で使用した。これにより、定量下限は従来の1/5~1/10の0.1ppb(10μℓ注入時)になった。また、メタルアトマイザーヘッドに比べても感度が約3倍向上した。

つぎに、A ℓによる干渉について調べた結果を図3に示した。Beの濃度は5ppbである。およそ100ppmのA ℓ濃度を境にして、低濃度側では負の干渉、高濃度側では正の干渉が見られた。この結果は、下村らの結果と

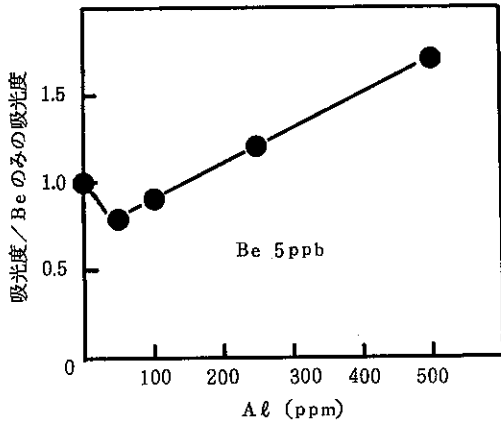


図3 グラファイトマイザーヘッドを用いた場合のAlの干渉

ほぼ同じであった。下村らはAl以外の干渉物質として鉄等をあげており、標準添加法若しくは溶媒抽出法が必要であろうと述べている。本研究においては、同一試料溶液についてBeと共にAlの定量を行うこと、また試料溶液量を出来る限り少量にする必要があることから、標準添加法を採用した。

ウ グラファイトアトマイザーヘッドを用いたフレイムレス原子吸光光度法の有用性

本法の有用性を調べるために、標準試料を2(2)ウで述べた土壌の前処理法によって溶液化して、グラファイトアトマイザーヘッドに供した。その結果、JB-1は1.48 ppm(推薦値1.6 ppm)、JG-1は3.01 ppm(推薦値3.0 ppm)であり、本法の有用性が確認された。なお、試料溶液にランタンを添加すると分析精度が向上し、且共存イオンの干渉が抑制できるという報告⁹⁾があるが、本実験条件では、ランタンの有効性は認められなかった。

(2) 前処理法の比較

環境大気に係るBeの前処理法については規定がなく、衛生試験法に硝酸と過酸化水素を用いると記載されているものの、既存データの前処理法は、各測定者の裁量によっている。そこで、①塩酸と過酸化水素、②硝酸と過酸化水素、③硝酸と過塩素酸及びぶっ化水素酸による前処理をした。①及び②は、従来からよく使用されている。③は粒子状物質中に数十%、土壌中におよそ50%程度含有され、且結晶格子が大きいために分子等を取り込みやすい、けい酸までを全分解する方法である。1985年5月1日～2日にHi-Volで採取した試料について比較した結果を表1に示した。なお、この期間は、後述するように東京都環境科学研究所屋上において測定したBe濃度が昭和60年度中で最高値であった。

①及び②の前処理法による値は非常によく一致した。これらに比べ、全分解法である③は、約2倍の値であった。Hi-Volで採取した試料中の5金属(ガドミウム、銅、鉛等)について①の前処理法を用いた場合の溶出率は、およそ90%かそれ以上という報告¹⁶⁾があり、本研究においても、人為起源の金属といわれているカドミウムの溶出率は、ほぼ100%であることを確認したが、Beは、これらと違い、塩酸や硝酸では③に比べて1/2しか溶出しなない。このことは、溶解性の低いBe、たとえば土壌からの寄与が高いことを示唆していると思われる。したがって、Beの起源の考察を目的とするアンダーセンサンプラーで採取した試料には、③の全分解法を用いることにした。

一方、既存データの多くは、①又は②に準じているので、これらとの比較を目的とするHi-Volで採取した試料には、①の塩酸と過酸化水素による前処理法を用いることにした。

表1 前処理法の違いによるBe濃度値の比較

前 処 理 地 点	HCl-H ₂ O ₂		HNO ₃ -H ₂ O ₂		HNO ₃ -HClO ₄ -HF	
	ng/m ³	μg/g	ng/m ³	μg/g	ng/m ³	μg/g
環 研	0.079	0.54	0.072	0.49	0.147	1.00
第 二 庁 舎	0.085	0.60	0.077	0.54	0.145	1.02
衛 研	0.075	0.55	0.077	0.57	0.151	1.11
荒 川	0.081	0.53	0.098	0.64	0.149	0.98
江 戸 川	0.061	0.53	0.065	0.56	0.113	0.98
立 川	0.088	0.58	0.089	0.58	0.136	0.89

1985年5月1日～2日にハイボリウムエアサンプラーで採取した試料

表2 季節別及び地点別の Be 濃度

月 日	環 研	第二庁舎	衛 研	荒 川	江戸川	立 川
5/1-2	0.079	0.085	0.075	0.081	0.061	0.088
8/1-2	0.042	0.027	0.027	0.029	0.027	0.027
11/1-2	0.022	0.022	0.022	0.018	0.016	*
2/1-2	0.025	0.022	0.022	0.026	0.026	*
平 均	0.042	0.039	0.037	0.039	0.033	—

* 屋上防水工事のため欠測

単位 ng/m³

(3) 季節別及び地点別 Be 濃度

東京都環境科学研究所屋上において1985年5月～1986年3月の各月はじめにHi-Volで採取した11試料について、塩酸と過酸化水素による前処理法でBe濃度を測定した結果、最高値は5月1日～2日の0.079 ng/m³、最低値は8月31日～9月2日の0.015 ng/m³であり、平均は0.034±0.018 ng/m³であった。通常、粒子状物質の濃度は、大気安定度の高い秋から冬に高濃度になり、今回の測定においてもカドミウム、鉛等は秋から冬に高濃度になっていた。しかし、Beにはそうした傾向は見られず、土壌の影響を受けやすい春（5月及び3月）に高濃度になった。

表2に、同様の前処理で求めた、季節別及び地点別のBe濃度を示した。6地点とも春が高濃度であり、他の季節は0.02～0.03 ng/m³と、ほぼ同レベルの濃度であった。また、6地点間に濃度差はほとんど見られなかった。

今回の測定結果は、池辺⁷⁾が報告している全国26地点、76試料の平均値0.042±0.051 ng/m³、工藤⁸⁾による青森県八戸市の年平均値0.02～0.08 ng/m³及びRoss¹⁷⁾らがガスクロマトグラフ法によって求めた非都市域の濃度0.027～0.058 ng/m³等の既存データとよく一致した。したがって、少なくとも今回の測定地点では、従来と同レベルにあることが確認できたといえる。

(4) Beの粒径分布

Beの粒径分布を求める試みをしたいくつかの報告がある。Chang¹⁸⁾らは、Be 鋳造炉近傍でマルチサイクロンサンプラーによって採取した試料を、直流プラズマ発光分光光度法で分析し、粒径分布を求めることを試みたが感度不足のため求められなかったと報告している。また、Hoover¹⁹⁾らは、カスケードインパクトと透過型電子顕微鏡等を用いて核融合システムのBeの粒径分布を

求めた。池辺⁷⁾らは、5段のアンダーセンハイポリウムサンプラーで採取した試料について低温灰化後、希硝酸でBeを抽出する前処理法を用いて分析し、前記アンダーセンサンプラーの採取段ごとのBe濃度をそのまま報告している。

しかし、これまでの報告ではBeの粒径と粒径分布関数の関係を求めて、その特性から起源を考察した結果は見あたらない。

粒子状物質は、その生成起源との関連から直径2 μm付近を境にして、それ以下の微小粒子と、それ以上の粗大粒子とに分けて考察できる。すなわち、前者は燃焼等による人為起源、後者は主として自然起源に由来すると考えられている。藤村²⁰⁾らは、中性子放射化分析法及び原子吸光度法により、粒子状物質に含まれる多くの元素の粒径分布（粒径と粒径分布関数の関係）を測定した。その結果、粒径分布は、以下のように大きく3種類の型に分けられるとしている。①微小粒子側のピークが支配的であり、粗大粒子側のピークが存在しないか、あるいは明らかでないもの、②両側にピークをもつもの、③粗大粒子側にピークをもつもの。①に属する元素は、臭素をはじめ鉛、カドミウム等であり、主に人為起源である。②に属する元素は、ナトリウム、塩素、マンガン等であり、人為起源と自然起源による。③に属する元素はAl、カルシウム、マグネシウム等であり、主に自然起源である。とくにAlは地殻成分を表示する際の指標としてしばしば用いられると述べている。

9段のアンダーセンサンプラーで採取した試料を、2(2)イで述べた前処理法で全分解し、分析して得たBeの粒径と粒径分布関数の関係を、図4に示した。また、同じ試料について求めたAl及び全粒子状物質の粒径と粒径分布関数の関係を図5、図6に示した。なお、ろ紙中のBe量は、80 mm φあたり6.10±0.09 ng、Al量は

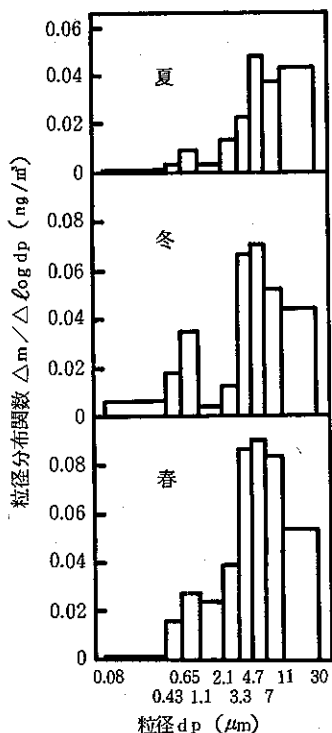


図4 Beの粒径分布

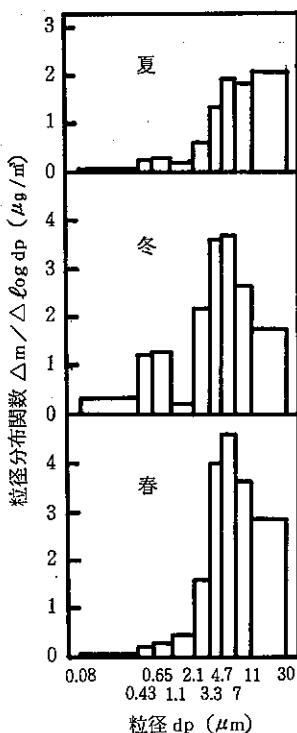


図5 Alの粒径分布

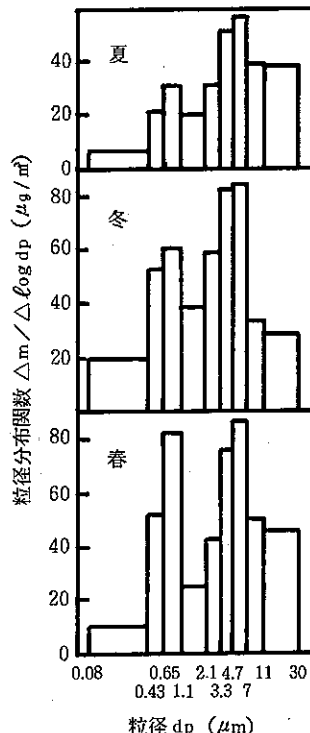


図6 全粒子状物質の粒径分布

109 ± 2 μg (n=3) とほぼ一定であった。また、グラフイトアトマイザーヘッドに供する試料溶液濃度が1 ppbになるようにBe標準溶液を添加して、同様の操作を行った場合の回収率は、96.6 ± 0.4% (n=3) であった。

先に述べた藤村らの分類によれば、全粒子状物質は、②型に属した。一方、土壌起源の代表的な元素といわれるAlは③型である。これらの結果は、従来からの報告と一致している。Alの冬の粒径分布は、微小粒子側にもピークが見え、人為寄与があることを示している。しかし、2.1 μm以上と2.1 μm以下に分けてAl量を比較すると前者が74%を占めており、土壌寄与の高いことがわかる。Alについて同じ比較をすると、夏は90%、春は92%であった。

Beの粒径分布は、2 μm付近に谷をもち、粗大粒子側に高いピークがあり、微小粒子側に小さなピーク若しくはショルダーがある。Beの粗大粒子側は、Alのそれによく似ている。微小粒子側には、3(3)で述べた

Hi-Volで採取した試料では認められなかった季節変化が現れている。すなわち、人為起源の寄与は、春や夏には極めて少なく、冬には小さいながら明瞭なピークとして見える。粗大粒子側と微小粒子側についてAlと同様の比較をしてみたところ、粗大粒子側の占める割合は、冬は77%夏は91%春は82%となり、春が少な目であるが、Alとよく似た数値が得られた。なお、Beの夏の粒径分布で30~11 μmが高いのはAlも同様であることから、測定地点の南側にある運動場からの極ローカルな土壌の舞上りが影響したものと思われる。

以上の結果及びこれまでの結果から、東京都における環境大気中の粒子状Beは、土壌起源の寄与が大きいと結論できるものと考えられる。

(5) 人為起源によるBe濃度の推定

東京都内8地点の表層土壌中のBeとAlを分析した結果、乾土当りBeは1.02 ± 0.08 ppm、Alは9.90 ± 1.24%であり、BeとAlの比は1.03 × 10⁻⁵であった。なお、同時に標準試料中のBeとAlを分析した。Beに

表3 人為起源によるBe濃度

前処理地点	HNO ₃ -HCℓO ₄ -HF	HCℓ-H ₂ O ₂	HNO ₃ -H ₂ O ₂
環研	0.075	0.052	0.044
第二庁舎	0.076	0.062	0.052
衛研	0.097	0.050	0.052
荒川	0.076	0.057	0.070
江戸川	0.064	0.039	0.046
立川	0.050	0.054	0.053

単位 ng/m³

については、3(1)ウで述べた。AℓはJB-1が7.65% (推薦値7.69%)，JG-1が7.50% (推薦値7.52%)，NIES No2が10.6% (保証値10.6±0.5%)であり、それぞれの推薦値または保証値とよく一致した。

Be/Aℓ=1.03×10⁻⁵を用いて、3(2)で述べたHi-Volで採取した試料のBe濃度について、次式のようにBeの土壌からの寄与を差し引き、人為起源のBe濃度を推定した。ここでは、Aℓを土壌起源の指標として使用し、Aℓの人為起源は無視できると仮定している。

人為起源のBe濃度 = (Hi-Volで採取した試料のBe濃度) - (Hi-Volで採取した試料のAℓ濃度) × 1.03 × 10⁻⁵

上式を用いた結果を表3に示した。2(2)ア(ウ)の全分解法で前処理した試料のBe濃度はおよそ1/2になった。また、多摩地域に属する立川のBe濃度が他地点に比べて低くなり、土壌起源を含んだ場合の37%になった。

一方、他の前処理法を用いた試料について上記の推定法を用いた結果は、全分解法に比べて低めではあるが、Aℓを指標として人為起源分を評価すれば、前処理法によらず、ほぼ同様の結果を与えうると考えられる。そこで、3(3)で述べたBe濃度に本法を当てはめた結果、環

境科学研究所のBe濃度の最高値は、1985年5月1日～2日の0.052ng/m³、最低値は8月31日～9月2日の0.005ng/m³となり、年平均値は、0.019±0.013ng/m³であった。季節別及び地点別のBe濃度の推定結果は、表4に示したとおりである。

4 まとめ

(1) メタルアトマイザーヘッドの使用条件でグラフアイトアトマイザーヘッドを用いるフレームレス原子吸光度法により、Beが高感度・高精度で分析できた。

(2) 目的により粒子状物質の採取法だけでなく前処理法を選ぶ必要があることを示した。

(3) 東京都における現時点でのBe濃度は、少なくとも今回の測定地点においては、従来から報告されている環境大気中のBe濃度と同レベルであることを確認した。

(4) これまで報告されたことのない、環境大気中の粒子状Beの粒径分布関数を求め、さらに粒径分布から、環境大気中の粒子状Beに対する土壌からの寄与が大きいことを明確にした。

(5) 人為寄与による粒子状Beの推定法について考察した。すなわち、従来から土壌寄与の指標とされるAℓを基準にして、表層土壌中のBeとAℓの比を求め、次式により土壌起源のBeを差し引いた。

$$\text{Be (人為)} = \text{Be (Hi-Vol)} - \text{Aℓ (Hi-Vol)} \times \text{Be (soil)} / \text{Aℓ (soil)}$$

その結果、前処理法の相違によって若干の違いはあるものの、ほぼ同様の値を得、前処理法の相違を補償できうと考えられた。

おわりに、土壌の採取にあたって御協力いただいた環境保全局大気保全部大気規制課の田村健夫主事、またAℓの分析について御教示いただいた当所水質部の西井

表4 季節別及び地点別の人為起源のBe濃度

月 日	環 研	第二庁舎	衛 研	荒 川	江戸川	立 川
5/1-2	0.052	0.062	0.050	0.057	0.039	0.054
8/1-2	0.021	0.017	0.016	0.015	0.016	0.019
11/1-2	0.014	0.015	0.015	0.009	0.006	*
2/1-2	0.013	0.013	0.013	0.012	0.015	*
平 均	0.025	0.027	0.024	0.023	0.019	-

* 屋上防水工事のため欠測

単位 ng/m³

戸敏夫部長と高橋淑子主任,そしてハイボリウムエアサンプラーによる試料の採取にあたって御援助いただいた関係各位に,心からの謝意を表する。

参考文献

- 1) Air Pollution, Third Edition, Academic Press, (II), P462, (1977)
- 2) ユ. ア. クロトフ編: 大気および水中の有害物質の許容濃度, 講談社, P11, (1979)
- 3) Hardy, H.L.: Beryllium Disease: A Clinical Perspective, Environ. Res., 21,1, (1980)
- 4) 島正吾, 吉田勉: ベリリウムの障害対策, 労働の科学, 37 (10), 38 (1982)
- 5) 隅元豊編: 新金属データブック, アグネ, P322 (1977)
- 6) 日本環境衛生センター: 昭和51年度環境庁委託: 環境における大気汚染物質の分布量に関する研究(環境大気中のベリリウムの測定に関する研究), (1977)
- 7) 池辺克彦他: 環境中ベリリウムの動態に関する研究 大気中ベリリウム及びストロンチウムの挙動について, 衛生化学, 32 (3) 159, (1986)
- 8) 工藤精一, 工藤真哉: 八戸市における浮遊ふんじん中のベリリウム, 青森県公害センター所報, (6), 82, (1982)
- 9) 金子幹広他: フレームレス原子吸光光度法による大気中のベリリウム測定法の検討, 安全工学, 26 (1), 20 (1987)
- 10) Meehan, W. R., Smythe, L.E.: Occurrence of Beryllium as a Trace Element in Environmental Materials, Environ. Sci. Technol., 1 (10), 839 (1967)
- 11) 浅見輝男: 原子吸光法による土壌中の全ベリリウムの定量, 日本土壌肥科学雑誌, 46 (10), 421, (1975)
- 12) 浮島美之他: フレームレス原子吸光法による環境試料中のベリリウムの定量, 衛生化学, 25 (4), 211, (1979)
- 13) Zdrojewski, A. et al.: Reference Method for the Determination of Beryllium in Air-borne Particulates, Sci. Total Environ., 6, 165, (1976)
- 14) 下村滋他: カーボンチューブを用いたフレームレス原子吸光光度法によるベリリウムの定量, 分析化学, 25, 539, (1976)
- 15) Suzuki, M. et al.: Elimination of Alkali Chloride Interference with Thiouria in Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry of Copper and Manganese, Anal. Chem., 53, 9, (1981)
- 16) 小野塚春吉他: 浮遊粒子状物質の調査・分析法の諸問題(第1報) —前処理法および原子吸光法によるクロムの定量—公害研究報告書(大気編) 昭和51年度, 東京都公害研究所
- 17) Ross, W.D. et al.: Analysis for Beryllium in Ambient Air Particulates by Gas Chromatography, Environ. Sci. Technol., 11 (5), 467, (1977)
- 18) Chang, A.E. et al.: Atomic Emission Spectrometry of Trace Levels of Beryllium in Industrial Aerosols, Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 43 (2), 117, (1982)
- 19) Hoover, M.B. et al.: Studies of Beryllium Dispersion and Toxicology in Fusion Systems, Fus. Technol., 8, 1184, (1985)
- 20) 藤村満, 橋本芳一: 粒度分布測定による大気エアロゾル中微量元素の発生源の推定, 日本化学会誌, 1977, 902