廃棄物中ホウ素の存在形態と溶出性

吉永 淳¹⁾, 松脇 崇晃²⁾, 長谷川陽一¹⁾, 柳沢 幸雄¹⁾,
貴田 晶子³⁾, 松江 秀明⁴⁾, 米沢伸四郎⁴⁾

¹⁾ 東京大学 大学院新領域創成科学研究科 (〒113-0033 東京都文京区本郷7-3-1)

²⁾ 東京大学 大学院工学系研究科 (〒113-8656 東京都文京区本郷7-3-1)

³⁾ 広島県保健環境センター (〒734-0001 広島県広島市南区皆実町1-6-29)

⁴⁾ 日本原子力研究所 (〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根2-4)

[平成14年1月24日受理]

Chemical Fractionation and Leachability of Boron in Waste Samples

Jun YOSHINAGA¹⁾, Taka-aki MATSUWAKI²⁾, Yoichi HASEGAWA¹⁾, Yukio YANAGISAWA¹⁾,
Akiko KIDA³⁾, Hideaki MATSUE⁴⁾ and Chushiro YONEZAWA⁴⁾

¹⁾ Institute of Environmental Studies, The University of Tokyo
(7-3-1 Hongo, Bunkyo, Tokyo 113-0033)

²⁾ Department of Chemical System Engineering, The University of Tokyo
(7-3-1 Hongo, Bunkyo, Tokyo 113-8656)

³⁾ Hiroshima Prefectural Health and Environment Center
(1-6-29 Minami, Minami, Hiroshima, Hiroshima 734-0001)

⁴⁾ Japan Atomic Energy Research Institute
(2-4 Shirakatashirane, Tokai, Naka, Ibaraki 319-1195)

[Received January 24, 2002]

Summary

The leachability of boron in waste samples can vary both with boron content of the sample and with pH of the leachant. Boron leached more from dust, cinder and some waste ceramic samples when the solution was acidic, however, the mechanism of the leaching was not clear.

In order to better predict boron emission from waste landfill site into leachate, boron in waste samples (incineration ash, slag, waste glass etc) were fractionated (exchangeable, carbonate-bound, Fe-Mn oxide-bound, organic matter-bound and residual) by sequential extraction method followed by ICP atomic emission spectrometry and/or neutron guided prompt gamma ray analysis for the determination of boron in each fraction.

Distribution of boron among the five fractions differed from one sample to another. Correlation analysis of the results indicated that boron content in the "exchangeable" fraction was a better predictor of the leachability than was the total boron content of the sample.

Thermal treatment (1300°C) of the waste samples altered the original distribution profile of boron in the samples: more boron was found in less leachable fraction. Thus the present results indicated that waste fusion is a preferable approach to lessen boron emission from waste into leachate after landfill.

Key words: Boron, Waste, Sequential extraction method, Leachability, Thermal treatment

1. はじめに

多くの廃棄物埋立処分場浸出水が高濃度のホウ素を含有していることが知られており¹⁾、埋立処分場に由来するホウ素の環境負荷低減対策のために、原因となる廃棄物の特定が課題となっている。前報²⁾において筆者らは、各種廃棄物のホウ素含有量・溶出量調査によって、焼却灰、飛灰、鉍滓、ガラス・陶磁器類および強化プラスチック (FRP) が浸出水中ホウ素の起源として疑われることを報告した。これらの廃棄物のホウ素含有量は他の廃棄物 (汚泥、建築廃材、一般プラスチックなど) に比べると統計的に有意に高かったためである。ところが、これらの廃棄物試料の環境庁告示法による溶出濃度は他の廃棄物と統計的な差がなかった。

この結果には溶出条件と廃棄物試料中ホウ素の存在形態とが関与しているものと考えられる。貴田は焼却灰、飛灰、ガラスくずについて溶出液の pH を変化させた実験を行い、溶出液の pH が低下するとホウ素溶出量が増加することを見出している³⁾。焼却灰や飛灰など、純水を用いた告示法で溶出すると溶出液の pH が 10 以上のアルカリ性を示す試料では、中性条件に比べホウ素溶出量が低くなることは統計的にも推定されている²⁾。しかしながら廃棄物試料中のホウ素がどのような形態で存在しているのか、存在形態の違いが溶出量の違いとどのような関係にあるのか、はこれまで検討されたことがない。

そこで本研究では、焼却灰、飛灰以外にもホウ素溶出源となりうる廃棄物試料について、溶出液の pH がホウ素溶出量に与える影響を実験的に調べた。さらに焼却灰、飛灰など主要な廃棄物試料に含まれるホウ素の存在形態を、逐次抽出法 (sequential extraction method) により調べた。逐次抽出法はもともと地質試料中元素の存在形態を、イオン交換態、炭酸塩結合態、鉄・マンガン酸化物結合態、有機物結合態、残渣などに分画する方法である⁴⁾。廃棄物中各分画に存在するホウ素量と告示法による溶出量との関係を調べ、その結果を元に、ホウ素溶出量を低減化する方策についても考察した。

2. 試料と方法

2. 1 ホウ素溶出濃度と溶出液の pH の関係

2. 1. 1 試料

前報においてホウ素含有量、溶出量を調査した廃棄物試料のうち、8 試料を使用した。試料はめのう乳鉢によって粉碎後、2 mm メッシュを通った部分を用いた。試料のホウ素含有量、告示法による溶出濃度を Table 1 に示す。

2. 1. 2 方法

溶出液として硝酸 (超高純度、関東化学) を添加した純水をもちいた以外は、液固比 (10:1)、振とう時間

(6 時間)、振とう回数 (200 回/min) などは環境庁告示 46 号による溶出試験方法に準じて溶出試験を行った。ただし溶出液への硝酸添加量、すなわち初期 pH は、試料によって異なる。告示法によってえられた溶出液の pH (最終 pH) を参考に適宜調整し、最終 pH が変わるように設定した。

約 0.1 M の希硝酸 (初期 pH = 1.2) を用いて飛灰について溶出試験を行った際の pH の経時変化を Fig. 1 に示した。この図から明らかにように、pH は試験開始後 1 時間以内にはほぼ最終 pH 付近まで上昇した。このことは、振とう時間の大部分 (たとえば 6 時間中の 5 時間) を最終 pH の溶媒で振とうしていたことを意味する。

焼却灰 A、飛灰 B について、1 M 硝酸を用いて溶出試験を行った後、固液分離を行う前にアンモニア水 (超高純度、関東化学) を加えて溶媒の pH を再度アルカリ側に調整し、さらに 6 時間振とうを続行した。

溶出液は遠心分離した後、一部をとって pH (最終

Table 1 Samples analyzed for B leachability as a function of extractant pH

	B content mg/kg	Leachability		Sampling site
		B conc mg/L	pH	
Cinder A	68	0.12	—	Incinerator
Cinder B	78	0.12	10.5	Incinerator
Dust A	88	0.05	12.3	Incinerator
Dust B	64	0.02	12.2	Incinerator
Waste ceramic A (Kawara)	680	1.6	7.9	Landfill site
Waste ceramic B (Kawara)	12	0.06	11.2	Landfill site
Waste Glass A	38000	3.7	7.0	Household
Waste Glass B	189	<0.05	9.5	Household

Fig. 1 pH of the leachant as a function of leaching time

The leachant was dilute nitric acid (ca 0.1 M) of the initial pH 1.2. Liquid (L)/solid (kg) = 10

pH)を測定し、残りは0.45 μ mのメンブランフィルター(ザルトリウス, ドイツ)でろ過し、成分安定化のために1 Mになるよう硝酸を加えた。ホウ素濃度はICP発光法(P-4010, 日立)により測定した。

2. 2 廃棄物中ホウ素の存在形態分析

2. 2. 1 試料

前報においてホウ素含有量、溶出量を測定した廃棄物試料17試料を使用した。Table 2に詳細を示した。試料はめのう乳鉢を用いて粉碎後、2 mm メッシュを通った部分を用いた。

2. 2. 2 逐次抽出法

Tessier らの方法⁹⁾をベースにした逐次抽出法により、「イオン交換態」、「炭酸塩結合態」、「鉄・マンガン酸化物結合態」、「有機物結合態」、「残渣(ケイ酸塩)」の5分画に分けた。100mgの試料を12ml 容ポリプロピレン(PP)製試験管に取り、以下の溶媒を順次加えて、所定の時間振とうを行った。振とう後は遠心分離機にかけ、上澄みを別のPP製試験管あるいはPP製遠沈管(50ml 容)にとり分けた。次の溶媒に移る前に純水を加えて再懸濁して洗浄し、遠心分離後、上澄みは洗液としてホウ素定量

を行った。なお洗液中のホウ素量は、直前の分画中のホウ素量に加算した。

①フラクション1 (「イオン交換態」)

純水10mlで振とう2時間、を3回行った後、0.1M塩化カルシウム水溶液10mlで振とう16時間(室温)。以上を合わせて「イオン交換態」ホウ素とした。Tessier らの方法には純水振とうは含まれていない。実際には水溶性分画に含まれるホウ素もこのフラクションに含まれると考えられる。

②フラクション2 (「炭酸塩結合態」)

酢酸でpHを5に調整した1M酢酸アンモニウム水溶液8 mlで振とう5時間(室温)。

③フラクション3 (「Fe-Mn 酸化物結合態」)

酢酸でpHを2に調整した0.04Mヒドロキシルアミン水溶液20mlで振とう6時間(96 $\pm$ 3℃)。

④フラクション4 (「有機物結合態」)

硝酸でpH2に調整した0.02M硝酸+30%過酸化水素水8 mlで振とう5時間(85 $\pm$ 5℃)後、20%硝酸によって3.2Mに調整した酢酸アンモニウム水溶液5 mlを加えて振とう0.5時間(室温)。

⑤フラクション5 (「ケイ酸塩結合態」)

①から④を行った後に残る残渣。

なお、各分画の名称は地質試料を対象とした場合のTessier らの呼称に従ったもので、本研究での対象試料は廃棄物であることから、必ずしもこの名称が実際の分画を適切に表すものではない可能性がある。

使用した試薬類は、硝酸、酢酸については超高純度、過酸化水素水は原子吸光用、その他は特級試薬で、すべて関東化学製である。

①～④の分画中および洗液中ホウ素濃度は、ICP発光法により測定した。各分画で用いた溶媒でホウ素標準液を作製する、マトリックスマッチング法によって作成した検量線を定量に用いた。⑤のケイ酸塩分画中ホウ素濃度は、残渣を85℃で乾燥後回収し、即発ガンマ線分析を行った^{2,5)}。

2. 3 高温処理

Table 2にあげた試料のうち、14試料について、3～5gを高純度アルミナ製容器にとり、電気炉(SL-1415C, モトヤマ(株))を用いて1300℃で1時間処理した後、逐次抽出法で各分画中のホウ素を抽出し、ICP発光法で各分画のホウ素濃度を定量した。このうち4試料については高温処理前後の試料重量を測定して、高温処理に伴う重量変化を算出し、各分画中のホウ素濃度を補正した。

Table 2 Samples subjected to sequential extraction method

	B content mg/kg	B leachability mg/L	Sample description
Dust C	1157	32	Coal fly ash
Dust D	178	5.4	Domestic origin
Dust E	185	2.3	Domestic origin
Cinder A*	68	0.12	Domestic origin
Cinder D	130	1.9	Industrial origin
Cinder E	62	0.47	Domestic origin
Slag A	103	1.2	Blast Furnace
Slag B	555	8.1	Automotive industry
Slag C	166	0.95	Electric Arc Furnace
Waste glass A*	38000	3.7	Pyrex [®]
Waste glass C	77	0.21	Reagent bottle
Waste ceramic C	44	0.23	Dish
Waste ceramic D	324	0.30	Bowl
Sludge A	12	0.49	Sewage sludge
Sludge B	15	0.22	Sewage sludge
Fused Slag A	144	<0.05	Details not known
Fused Slag B	351	<0.05	Details not known

* Same sample listed in Table 1.

3. 結果と考察

3. 1 廃棄物からのホウ素溶出濃度と溶出液の最終 pH との関係

Fig. 2a-c にホウ素溶出量 (mg/ℓ) と溶出液の最終 pH の関係を図示した。焼却灰、飛灰、廃陶磁器類 (瓦) は最終 pH の低下に伴って直線的にホウ素溶出濃度が上昇したが、廃ガラスは pH に関わらず溶出濃度はほぼ一定であった。焼却灰、飛灰の結果は貴田の報告³⁾と一致している。貴田はガラスの溶出濃度も pH が中性から離れると酸性でもアルカリ性でも微増することを見出しているが、今回の結果にはそのような傾向は見出せなかった。実験点数が少なかつたせいであると考えられる。

溶出液の pH が低下するとより多くのホウ素が溶出するメカニズムはこれまで明らかにされてこなかった。ホウ素は水溶液中ではホウ酸 (H_3BO_3) の形で存在するが、その化学形態が pH = 7 より酸性側では $\text{B}(\text{OH})_3$, pH = 11 よりアルカリ側では $\text{B}(\text{OH})_4^-$ がそれぞれ 100% であり⁶⁾、後者の形態は土壌粒子表面への吸着性を示す⁷⁾ことはよく知られている。こうした知見を元に、可能性のひとつとしてわれわれは、pH 低下に伴って $\text{B}(\text{OH})_3$ の形態のホウ素が増加し、焼却灰や飛灰などの粒子表面からの脱着が増加する、というメカニズムを想定した²⁾。しかし Fig. 2a, b を見る限り、ホウ素溶出濃度と最終 pH は直線的な関係にあり、pH = 7 より酸性側でも pH の低下とともに溶出濃度は上昇している。したがって少なくとも pH < 7 の酸性領域での溶出濃度の上昇は、試料表面に吸着していたホウ素が $\text{B}(\text{OH})_3$ の形で脱着したとは説明できない。試料の構造中に取り込まれていたホウ素が、pH の低下に伴って試料の構造が変化する (溶解する、など) のにあわせて溶液中に溶出する、と考える方がより適切であろう。後で示すように、逐次抽出のデータからも廃棄物試料には試料表面にクーロン力で吸着しているイオン交換態のホウ素以外の画分にもホウ素が含まれていることが明らかである。

1 M 硝酸で焼却灰 A および飛灰 B からホウ素を溶出させた後、溶出液にアンモニア水を加えて溶出液の pH を上昇させたときの溶出液中ホウ素濃度と最終 pH との関係を図 3 に図示した。図中の曲線は Fig. 2a, b に示した焼却灰 A、飛灰 B からのホウ素溶出の pH 依存性データの近似曲線である。溶出液の最終 pH を上昇させると、pH の上昇に伴って溶出液中のホウ素濃度は低下することが明らかである。また、希硝酸で溶出した後、焼却灰、飛灰と溶出液を分離し、溶出液のみをアルカリ性にした場合も Fig. 3a, b とまったく同じ結果が得られた。これらの実験結果は、溶出液の pH 上昇に伴い、 $\text{B}(\text{OH})_4^-$ の割合が増加し、灰粒子あるいはアルミニウムや鉄の水酸化物への吸着、共沈等によって液相から固相へホウ素

Fig. 2 Boron concentration (mg/ℓ) in the leachant as a function of the final pH

a, cinder: ●, cinder A ○, cinder B. b, dust: ●, dust A, ○, dust B. c, waste ceramic and glass: ○, waste glass A, ●, waste glass B, ■, waste ceramic A, □, waste ceramic B. See Table 1 for sample description.

が移行するためであると考えられる。

しかも pH 上昇に伴うホウ素濃度低下プロファイルは、Fig. 3中に示した近似曲線とはほぼ一致したものであった。Fig. 3のデータは、焼却灰、飛灰からのホウ素の溶出と、溶液から灰試料等へのホウ素の再吸着は、pH のみをパラメータとした、同じメカニズムによって支配されていることを示唆している。しかし先ほども述べたように、試料からの溶出の pH 依存性は試料粒子表面への吸着ホウ素の脱着だけでは説明できず、pH による試料の構造変化も重要な要因であるので、Fig. 3に見られたプロファイルの一致の持つ意味は現在のところ明らかではない。

以上のように、試料からのホウ素の溶出 (脱着)・吸着挙動には pH が大きな影響をもつことは明らかであるものの、その詳細なメカニズムについては今後より一層の

Fig. 3 Boron concentration (mg/ℓ) in the leachant as a function of the final leachant pH

a, cinder A; b, dust B. The original leachant was 1 M nitric acid and it was alkalized after leaching with a varying volume of NH_4OH . The approximation curves in the figures were adopted from Fig. 2: leached B from the same sample when acidifying final leachant pH.

検討が必要である。

一方, Fig. 3の結果は, 凝集沈殿による排水等からのホウ素除去の可能性を示唆している。実際, 凝集沈殿によるホウ素の除去法についてはすでに多くの検討がされており^{8,9)}, たとえば大谷らは高 pH, 凝集剤 (硫酸バンド) 高注入量においては一定の除去効果を認めたが, 実用性には乏しいと結論している⁸⁾。

3. 2 逐次抽出法による廃棄物中ホウ素の分画

Fig. 4-1~4-7に逐次抽出法によって分画したホウ素の分布割合を示した。「イオン交換態」(フラクション 1)のホウ素は, 飛灰, 焼却灰, 鉍滓, 汚泥などに含まれるが, ガラスや陶磁器, 溶融鉍滓にはほとんど含まれない。ガラス, 溶融鉍滓の場合, ほとんどのホウ素が「ケイ酸塩分画」(フラクション 5)に存在する。以上のようなカテゴリーごとの大まかな傾向は存在するものの, 同じカテゴリーでも試料によってホウ素の分布が異なることは明らかであり, 廃棄物中ホウ素の分布につい

Fig. 4-1 Relative abundance of B in the 5 fractions of dust samples. Detailed sample description is given in Table 2

てカテゴリーごとに一般化することは困難であることが判明した。

なお Fig. 5に示したように, 逐次抽出法で求められた分画ごとのホウ素濃度の和と, 即発ガンマ線分析で求めたその廃棄物試料のホウ素含有量とはきわめてよく一致した ($r=0.998$)。このことは逐次抽出法によるホウ素測定値の信頼性を間接的に示したものである。

本研究で用いた逐次抽出法では, 水やイオン強度の高い溶媒で溶出する「イオン交換態」ホウ素 (フラクション 1) が環境中でもっとも溶出しやすい分画で, 以下フラクション 2 から 5 にかけて, この順番にしたがって環境中で溶出しにくい分画となると考えることができる (方法 2-2 参照)。しかし埋立処分場では, 埋立廃棄物の種類や埋立方法によって, 還元的・酸化的などあらゆる条件になりうると想定しておくべきであり, したがって安全サイドに立つならば, 逐次抽出法による「ケイ酸塩分画」(フラクション 5) 以外の分画に存在するホウ素は浸出水を介した潜在的環境汚染源となる, と考えておくことが必要であろう。Fig. 6は Table 2に示した17試料に

Fig. 4-2 Relative abundance of B in the 5 fractions of cinder samples. Detailed sample description is given in Table 2

Fig. 4-3 Relative abundance of B in the 5 fractions of slag samples. Detailed sample description is given in Table 2

Fig. 4-4 Relative abundance of B in the 5 fractions of waste glass samples. Detailed sample description is given in Table 2

Fig. 4-5 Relative abundance of B in the 5 fractions of waste ceramic samples. Detailed sample description is given in Table 2

Fig. 4-6 Relative abundance of B in the 5 fractions of sludge samples. Detailed sample description is given in Table 2

Fig. 4-7 Relative abundance of B in the 5 fractions of fused slag samples. Detailed sample description is given in Table 2

Fig. 5 Comparison of boron concentration (mg/kg) in waste samples as determined by prompt gamma-ray analysis (PGA) and by summing boron concentrations in the 5 fractions (ΣFr). Regression equation was $\Sigma Fr = 0.952 \times PGA + 4.048$ ($r = 0.998$).

について、含有量 (a), 「ケイ酸塩分画」以外 (Σ フラクション 1~4) に存在するホウ素量 (b), 「イオン交換態」ホウ素量 (フラクション 1) (c) それぞれと、環境庁告示 46号による溶出濃度との関係を示したものである。フラクション 1~4 合計量と 46号溶出濃度との相関 (b, $r = 0.583$) は、試料のホウ素含有量と溶出濃度との相関 (a, $r = 0.483$) よりはやいものの、決定係数 $R^2 = 0.340$ と、全体的変動の 3 分の 1 程度しか説明することができない。

したがって試料の持つ潜在的溶出可能ホウ素量 (Σ フラクション 1~4) を予測するには 46号試験では不十分であることは明らかである。一方、「イオン交換態」分画であるフラクション 1 のホウ素濃度と 46号溶出濃度とは高い相関があり (c, $r = 0.877$)、以上のことから、46号試験法は比較的短期のホウ素溶出量を予測するのによい方法であるが、長期の溶出予測には不適である、ということができよう。

3. 3 高温処理によるホウ素存在形態の変化

1300℃, 1 時間の高温処理による廃棄物中ホウ素の分画の変化を、飛灰, ガラス, 陶磁器の例について Fig. 7 に示した。この図の縦軸はホウ素濃度をあらわしており、高温処理後の各分画中のホウ素濃度は、処理前後の重量変化で補正して、処理前の試料ベースに換算してある。一方 Fig. 8 には、高温処理による重量変化を補正していない、焼却灰, 鉍滓のホウ素分画の変化を示した。高温処理後の試料 1g がもとの廃棄物試料何グラムに相当するかが不明なため、縦軸は無単位になっている。以上のように Fig. 8 については処理前後の分布変化を定量的に評価することはできないが、高温処理前後の分布割合の変化は評価可能である。

高温処理後のホウ素含有量が減少している試料は、処理過程でホウ素が揮散していることを示すものである (Fig. 7 飛灰 D, Fig. 8 鉍滓 B)。Fig. 8 の鉍滓 A だけは例外であるが、他のすべての試料では高温処理によってホウ素の分布は変化した。一般的には高温処理後は「イオン

Fig. 6 Correlation between boron leachability as tested according to leaching procedure of Environmental Agency Notification 46 and a, total boron content of the sample ($R^2=0.192$), b, sum of boron contents in the 1-4 fractions obtained by the sequential extraction method (see text) ($R^2=0.340$), and c, boron content of the fraction 1 ($R^2=0.797$).

交換態」(フラクション1)や「炭酸塩結合態」(フラクション2)の割合が減少し、代わりに「ケイ酸塩結合態」(フラクション5)の割合が増加する。前にも述べたように、フラクション1, 2は環境中で溶出しやすいホウ素であり、フラクション5は溶出しないと考えてよい分画である。したがって高温処理によって廃棄物試料中のホウ素はより溶出しにくい分画に分布することが明らかとなった。

これは高温処理によって、試料のケイ酸塩が溶解し、再度冷却固化する際に、揮散せずに残ったホウ素がケイ酸塩骨格に取り込まれるためであると考えられる。高温処理(熔融処理)は、重金属およびダイオキシン対策のための焼却灰・飛灰の安定化処理法として用いられるようになってきているが、本研究の結果は、ホウ素の溶出抑制にも効果があることを示したものである。ただし、

Fig. 7 Distribution of boron among the 5 fractions before and after thermal treatment (1300 °C for 1 hrs). Weight loss of the sample due to the treatment was corrected.

高温処理過程でのホウ素の揮散がある試料については、飛散防止に努める必要がある。また鉍滓Aのように高温処理をしてもホウ素の分布が変わらない試料も存在する。これは試料の組成(たとえばケイ酸塩含有量など)によるものと考えられ、焼却灰、飛灰以外の廃棄物への適用にはまだ検討の余地がある。

謝 辞

東京大学工学系研究科化学システム工学専攻高橋研究室の電気炉を使用させていただきました。感謝します。即発ガンマ線分析は、日本原子力研究所との「中性子ラジオグラフィ・中性子即発ガンマ線分析装置を利用する研究」の協力研究の一環として行われた。

Fig. 8 Distribution of boron among the 5 fractions before and after thermal treatment (1300 °C for 1 hrs). Weight loss of the sample due to the treatment was not corrected; unit for the vertical axis is arbitrary.

要 約

飛灰、焼却灰、廃ガラス、廃陶磁器類を試料として、溶出液の pH とホウ素溶出濃度との関係を調べた。溶出液の pH が低いほどホウ素の溶出濃度は高く、また一度溶出したホウ素は、溶出液の pH を上昇させると再吸着か水酸化物への吸着・共沈によって液相から失われることが判明した。ホウ素の溶出・吸着には pH が大きな影響をもつことが再確認されたが、そのメカニズムは不明である。

逐次抽出法と ICP 発光法・即発ガンマ線分析を組み合わせて各種廃棄物に含まれるホウ素の分画（「イオン交換態」、「炭酸塩結合態」、「Fe-Mn 酸化物結合態」、「有機物結合態」、「ケイ酸塩結合態」）を行った結果、飛灰などはもっとも溶出しやすい「イオン交換態」に、ガラス・溶融鉍滓は最も溶出しにくい「ケイ酸塩」分画に、それぞれ多くのホウ素を含む傾向があった。しかし同じカテゴリーの廃棄物でも試料によって 5 分画の相対存在

度が異なり、カテゴリーごとに一般化することはできなかった。告示46号試験法による溶出量は「イオン交換態」分画に存在するホウ素量をよく説明できたが、潜在的に溶出可能なホウ素量を予測するには不十分であった。鉍滓以外の廃棄物は、高温（1300℃）処理によって試料中ホウ素が「ケイ酸塩」分画に移行し、溶出しにくくなり、試料を溶融後に埋め立てることでホウ素溶出を低減できることが示唆された。

文 献

- 1) 国立環境研究所：廃棄物埋立処分に起因する有害物質曝露量の評価手法に関する研究，国立環境研究所特別研究報告 SR-28-'99 (1999)
- 2) 長谷川陽一，松脇貴見，吉永 淳，柳沢幸雄，貴田晶子，安原昭夫，中杉修身，松江秀明，米沢伸四郎：廃棄物のホウ素含有量と溶出量，環境化学，11，17-25 (2001)
- 3) 貴田晶子：廃棄物からのホウ素の溶出，pp750-752，

第6回廃棄物学会研究発表会講演論文集 (1995)

- 4) Tessier, A., Campbell, P.G.C. and Bisson, M.: Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, **51**, 844-851 (1979)
- 5) Yonezawa, C. and Wood, A.K.H.: Prompt gamma-ray analysis of boron with cold and thermal neutron guided beams. *Anal. Chem.*, **67**, 4466-4470 (1995)
- 6) Kakihana, H., Kotaka, M., Saitoh, S., Nomura, M. and Okamoto, M.: Fundamental studies on the ion-exchange separation of boron isotopes. *Bull. Chem. Soc. Japan*, **50**, 158-163 (1977)
- 7) Keren, R. and Bingham, F.T.: Boron in water, soil, and plants, *Adv. Soil Sci.*, **1**, 229-276 (1985)
- 8) 大谷倫子, 佐々木喜一, 竹内正博, 幸喜 稔, 田畑彰久, 川崎睦男, 相澤貴子, 真柄泰基: 水道水中のホウ素とその一日全摂取量への寄与に関する研究, 水道協会雑誌, **67**, 36-43 (1998)
- 9) 田口洋治, 高橋庸介, 岩倉智子, 山口東吾, 馬場貞雄: 凝集沈殿および吸着による廃水からのホウ素除去, 環境化学, **11**, 557-565 (2001)