

## (32) 二酸化炭素を用いた中性化処理による都市ごみ焼却飛灰セメント固化物からの重金属溶出量の変化

山田 攻男<sup>1</sup>・貫上 佳則<sup>1\*</sup>・雑賀 弘晃<sup>1</sup>・ムケディス アブドゥリシト<sup>1</sup>・  
小野 芳朗<sup>2</sup>

<sup>1</sup>大阪市立大学大学院工学研究科(〒558-8585大阪市住吉区杉本3-3-138)

<sup>2</sup>岡山大学大学院環境学研究科(〒700-8530 岡山市津島中3-1-1)

\* E-mail: kanjo@urban.eng.osaka-cu.ac.jp

PbやZnの水酸化物の溶解度がpH 8付近で最小となることに着目し、飛灰のセメント固化物を中性化処理することで重金属の溶出抑制を試みた。一般廃棄物焼却飛灰のセメント固化物に二酸化炭素を曝露して中性化し、曝露時間とpHの変化について調べるとともに、フェノールフタレインの変色域より中性化の度合いを判定する方法を提案した。また、内部まで完全に中性化された固化物に対してタンクリーチング試験を行い、拡散現象に支配された場合のPb, Cr, Zn, Cuの溶出フラックスを測定した。CrとCu, Pbの溶出フラックスは、中性化処理により減少する傾向を示した。しかし、Znでは増加するケースが見られ、二酸化炭素を曝露しすぎると溶出量が増加する可能性が示唆された。

**Key Words** :municipal incinerated fly ash, heavy metals, neutralization, carbon dioxide, cement solidification

### 1. はじめに

日本では年間約 5000 万トンの一般廃棄物が排出され、その 8 割は、焼却処理されて、約 400 万トンの焼却主灰と約 200 万トンの焼却飛灰が発生している。焼却飛灰には、Cd, Pb, Cu, Hg などの人体に有害な重金属類が高濃度で含まれている。また、焼却飛灰は特別管理一般廃棄物に指定されており、埋立処分前に重金属の不溶化、安定化を目的とした中間処理を行われなければならない。中間処理方法には、熔融固化、焼成、セメント固化、酸その他の溶媒による抽出処理、薬剤処理があり、このうちセメント固化法は安価で処理が容易なため広く用いられている。セメント固化による重金属固定化のメカニズムは①高アルカリによる水酸化物の生成、②セメント水和物への重金属の吸着、③物理的封じ込めといわれている<sup>1), 2)</sup>。しかし、セメント自体強アルカリ性を示し、中性飛灰であってもセメント固化物はアルカリ性の高い状態となる。したがって、高アルカリ領域で溶解度の高い Pb, Zn などの両性金属がセメント固化物から長期に渡って溶出してくる可能性が高い。これらの重金属は、pH8~10 で溶解度が最も低くなることが分かっている<sup>3)</sup>ことから、焼却飛灰セメント固化物を中性化処理することで重金属の溶出を抑制できる可能性がある。また、二酸化炭素を中性化に用いることで固化物中の金属の化学形態が変化したり、セメント固化物の空隙率や細孔径分布などの物性が変化することで溶出量が増加する

と考えられる。既往の研究より、二酸化炭素による中性化処理を行うことで重金属の溶出を抑制する効果についてのいくつかの報告がある。土手ら<sup>4)</sup>は、セメント固化の前処理として焼却飛灰、熔融飛灰を二酸化炭素で炭酸化することで重金属溶出の抑制を報告している。しかし、二酸化炭素によって都市ごみ焼却飛灰セメント固化物を中性化処理した際の固化物の中性化の度合いについて客観的な判断はなされていない。

そこで本研究では、炭酸ガスを用いてセメント固化物を中性化処理する際の中性化の程度を判断する方法を提案した。次に、都市ごみ焼却飛灰セメント固化物に対して二酸化炭素を用いて中性化処理を行い、上述の判定方法によって固化物内部まで中性化していることを確認し、タンクリーチ試験(NEN7345溶出試験)によって、中性化処理による重金属の溶出量の変化について調べた。また、改良BCR逐次抽出法<sup>5)</sup>によって、中性化処理による重金属の化学形態の変化を調べた。

### 2. 飛灰セメント固化物に対する中性化判定方法

#### (1) 対象試料

本研究では、O市の2ヶ所の都市ゴミ焼却施設で中間処理された焼却飛灰セメント固化物A, Bと熔融飛灰セメント固化物Cを対象試料とした。固化処理には、普通ポルトランドセメントが使用されており、飛灰に対するセメント添加量は10%であった。

また、熔融飛灰の固化処理にはカルバミン酸キレート剤が添加されていた。また、空気中の二酸化炭素との反応を避けるため、実験に用いるまで窒素で置換した密封容器に保管しておいた。

## (2) 実験方法

二酸化炭素を用いて都市ごみ焼却飛灰セメント固化物表面と固化物内部での中性化の進行を調べるために2種類の実験を行った。

まず、都市ごみ焼却飛灰セメント固化物を2mm以下に破碎し、磁皿上でうすく広げて二酸化炭素(濃度100%)を用いて曝露処理した後、約50mlの水に粉碎したセメント固化物を約3g入れ、ガラス電極式pH計(HORIBA, F-23)を用いてpHを測定した(実験1)。

また、未破碎の焼却飛灰セメント固化物(直径約2.4cm、高さ約4cm)を密封容器に入れ、空気と混合することで濃度20%に調整した二酸化炭素ガスを1l/minで容器に供給して曝露処理を行い、1時間ごとに容器から固化物を取り出して、固化物の割裂面にフェノールフタレイン1%溶液(JIS A 1153)とチモールフタレイン溶液を噴霧し、変色域を調べて中性化深さ測定した(実験2)。フェノールフタレインはpH8.3~10よりアルカリ性になると無色から赤紫色に変色し、チモールフタレインはpH9.4~10.6よりアルカリ性になると無色から青色に変色するため、これらの指示薬による発色域を調べることで、中性化の領域を判断することができる。そこで、焼却飛灰セメント固化物の割裂面にそれぞれの指示薬を噴霧した際に割裂面が変色した部分を非中性化部分、無色の部分を中性化部分とした。また、所定の時間

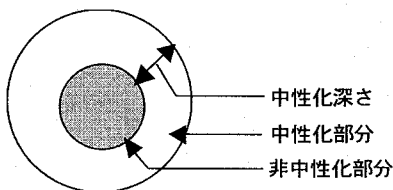


図1 中性化の判断方法

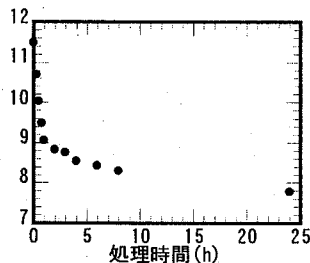


図2 二酸化炭素曝露時間とpHとの関係

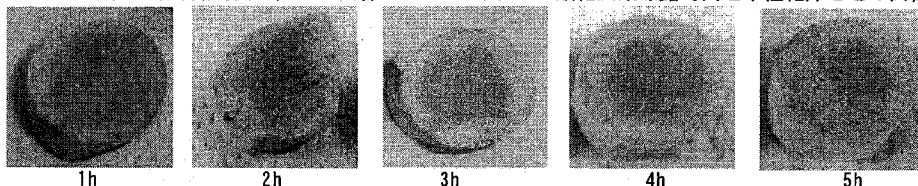


写真1 二酸化炭素で曝露処理した固化物の割裂面にフェノールフタレイン溶液を噴霧した際の色調変化

曝露処理した固化物を5個ずつ取り出し、各々の割裂面の面積と非中性化部分の面積をそれぞれ画像解析ソフト(Micro Analyzer, 日本ポラデジタル株式会社)を使用して求め、図1に示すように、割裂面と変色域それぞれの面積と同面積の円の半径を求め、2つの円の半径の差を中性化深さと定義した。

## (3) 結果と考察

図2に実験1による二酸化炭素曝露時間とpHとの関係を示す。曝露処理前の固化物では、pHが約11.5と高いが、二酸化炭素曝露処理時間が1時間で約9まで急激に低下し、その後は二酸化炭素曝露時間とともに緩やかに低下した。このように粉末状では短時間に中性化が進行することが確認できた。

次に、実験2による二酸化炭素曝露処理後のセメント固化物の割裂面にフェノールフタレイン1%溶液を噴霧した際のフェノールフタレインの色調変化の例を写真1に示す。ここで、今回使用した都市ごみ焼却飛灰セメント固化物は、固化物自体が黒っぽい色であり、上述のチモールフタレインでは、変色域を識別することが困難であったため、以下フェノールフタレインのみで中性化の判断を行った。二酸化炭素曝露1時間後では、表面付近のみが無色であり、内部のほとんどの部分で赤紫を呈しており、表面のみが中性化されたことがわかる。また、時間の経過とともに固化物の赤紫色に変色する面積が少なくなっていることも分かる。

そこで、上述の方法によって求めた中性化深さと二酸化炭素曝露時間との関係を図3に示す。図3より、二酸化炭素曝露直後では中性化の進行は速いが、曝露時間が長くなるにつれて中性化の進行が遅くなることわかる。また、写真1でみられるように、中性化処理時間の経過とともに非中性化部分の面積が減少していることから、中性化の反応速度よりも、二酸化炭素が固化物内部に浸透する速度の方が遅いためであると判断できる。また、中性化深さにばらつきが生じたが、これは今回使用したセメント固化物の内部における空隙が一定でないためと考えられ

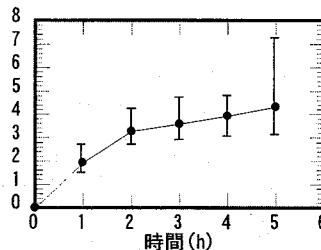


図3 二酸化炭素曝露時間と中性化深さとの関係

る。これらの結果から、固化物の直径を 2cm とすると 5 時間で割裂面の約 70% が中性化すると考えられる。なお、二酸化炭素による反応は含水率に影響を受けると考えられるが、今回使用した固化物の含水率は約 9% であり、中性化処理前後での含水率の変化量は 1% 未満であったため、中性化処理前後で含水率はほとんど変化しないと考えられる。

### 3. 実験方法

#### (1) タンクリーチ試験方法と評価方法

前述の 3 種類の固化物に対して、二酸化炭素濃度 100% で 24 時間曝露処理し、内部まで完全に中性化処理したセメント固化物と未処理のものに対してタンクリーチ試験(NEN7345 溶出試験)を行い、中性化処理の有無による重金属の溶出量の違いについて検討した。中性化の確認は前述の実験 2 と同様の方法で行った。また、タンクリーチ試験に使用した固化物の形状は前述の実験 2 と同程度の大きさの固化物を使用した。ここで、タンクリーチ試験(NEN7345 溶出試験)は、オランダで用いられている試験方法であり、溶媒中の対象物質の濃度が溶出速度に影響を与えない頻度で間欠的に入れ替えて、溶媒と試料を接触させることで固化物からの重金属の溶出動態を調べるものであり、廃棄物やこれを用いた再生物の有効利用基準として建築材料関連法で規定されているコンクリート等の成形体からの長期間の周辺土壌及び表面水への環境負荷量を調べるための試験である。ここで、タンクリーチ試験の実験条件を表 1 に、また、試験に用いたセメント固化物の重金属含有量を表 2 にそれぞれ示す。また、本法による評価方法を以下に示す。

① 実験開始から各規定日経過後に媒交を換期し、ICP 発光分光分析法(ICP 発光分析装置 SII Nano Technology Inc., SPS6100(超音波ネブライザ使用))により各溶媒の重金属濃度を測定した。測定した重金属の濃度から式(1)を用いてそれぞれの固化物からの重金属の溶出量( $\text{mg}/\text{m}^2$ )を求めた。

$$M_i = \frac{C_{\text{out},i} V_i}{m S_w} \quad (1)$$

表 1 タンクリーチング試験の実験条件

対象試料	焼却飛灰セメント固化物A,B 溶融飛灰セメント固化物C
溶媒体積	200ml
溶媒種類	pH4硝酸溶液
溶媒温度	A: 20°C, 40°C, 60°C, B, C: 20°C
液固比	4~6
溶媒交換期間	試験開始より 0.25, 1, 2.25, 4, 6, 25, 9, 12.25, 16, 25, 36, 49, 64 日後

表2 各試料重金属含有量( $\text{mg}/\text{kg}$ )

試料	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
固化物A	8.8	170	1500	520	2600
固化物B	7.9	240	1700	430	2900
固化物C	47	140	3000	4200	11000

ここで、 $M_i$ :分画 i での溶出量( $\text{mg}/\text{m}^2$ )、 $C_{\text{out},i}$ :分画 i の溶出濃度( $\text{mg}/\text{l}$ )、 $V_i$ :分画 i の溶出体積( $\text{l}$ )、 $m$ :試料質量( $\text{kg}$ )、 $S_w$ :比表面積( $\text{m}^2/\text{kg}$ )を示す。

② ①で求めた溶出量から式(2)を用いて各重金属の単位時間あたりの溶出量(溶出フラックス) ( $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ )を算出した。

$$J_i = \frac{M_i}{t_i - t_{i-1}} \quad (2)$$

ここで、 $J_i$ :分画 i における溶出フラックス ( $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ )、 $M_i$ :分画 i における溶出量( $\text{mg}/\text{m}^2$ )、 $t_i$ : i 回目の溶媒更新時間(s)、 $t_{i-1}$ : i-1 回目の溶媒更新時間(s)を示す。

③ ②で算出した溶出フラックスから、各重金属が拡散現象に支配され、溶出している区間を求め、拡散係数( $\text{m}^2/\text{s}$ )を算出した。拡散状態であるときは重金属の溶出は式(3)より時間の 1/2 乗に比例することになる。

$$J = C_0 \sqrt{\frac{D_c}{\pi t}} \quad (3)$$

ここで  $J$ : 溶出フラックス( $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ )、 $C_0$ : 初期濃度( $\text{mg}/\text{l}$ )、 $D_c$ : 拡散係数( $\text{m}^2/\text{s}$ )、 $t$ : 時間(s)を示す。式(3)の両辺に対数をとると式(3)は式(4)に変形することができる。

$$\log J = -\frac{1}{2} \log t + C \quad (4)$$

拡散律速溶出の判定方法は、図 4 に示すように、肴倉ら<sup>9)</sup>と同様に、重金属の溶出フラックスの経日変化を両対数で示したグラフ上で、溶出フラックスの傾きが-0.65 より小さいときを表面洗浄あるいは、表面溶解とし、傾きが-0.35~-0.65 の範囲内であるとき拡散律速溶出と判定した。また、拡散状態と判定された範囲の実験データから溶出フラックスの傾きが-0.5 の直線を最小二乗法によって算出し、式(4)から拡散係数  $D_c$  を算出した。

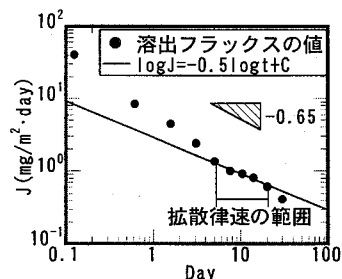


図 4 拡散律速の判定方法

#### (2) 逐次抽出法

BCR 逐次抽出法は、底泥中の重金属を対象とした逐次抽出法を統一するために、欧州の the Community Bureau of Reference (BCR) Programme (現: the Measurements and Testing Programme) のプロジェクトにより提案された方法である。本来この BCR 逐次抽出法は pH がほぼ中性であるとみなせられる底泥に対する試験法であるため、セメントやセメント固化物といったアルカリ性を呈する試料

には適用できないと推察された。そこで、BCR 逐次抽出法の前処理として 2 段階の抽出操作を加えて改良したものが改良 BCR 逐次抽出法<sup>9)</sup>である。

改良 BCR 逐次抽出法の手順は図 5 に示すように 5 種類の溶媒で順次抽出するものである。ここで、水溶性画分、中和画分、酸可溶性画分、還元性画分、酸化性画分の順に水に溶出しやすい形態である。また、試料の含有量分析を行い、Step1 から Step5 までの抽出量の和と含有量分析結果との差を残さとして取り扱った。この方法を用いて、溶出製の観点から固化物中の重金属の化学形態の変化を調べた。

#### 4. 実験結果

##### (1) pH

図 6 に固化物 A, B, C 各々のタンクリーチ試験の溶出液 pH の経日変化を示す。

固化物 A に対するタンクリーチ試験の溶出液の pH は、中性化処理前では 8~12、中性化処理後では、8~10 であった。また、試験期間中の溶出液の pH はややばらつきがみられたものの、中性化処理後の方が処理前に比べて低かった。固化物 B では、溶出液の pH は中性化処理前で 11~13、中性化処理後では 8~9 であり、試験期間中でそれぞれの溶出液の pH はほぼ一定であった。固化物 C では、中性化処理後は pH が 8.5~9.5 で安定していたが、処理前は pH の値がやや高く、11 程度を示す場合もあった。

##### (2) 改良 BCR 逐次抽出法

図 7 に改良 BCR 逐次抽出法の結果を示す。図 7 より、Cr では、中和画分から還元性画分までの抽出量が減少し、酸化性画分の抽出量が顕著に増加した。また、残さもわずかに増加した。このことから中性化処理により飛灰セメント固化物中の Cr は溶出しにくい形態に変化することがわかった。

固化物 B の Cu は大半が残さに存在していたため、形態の変化を調べることは困難であった。しかし、固化物 A, C では、酸可溶性画分の抽出量が減少し、酸化性画分の抽出量が大きく増加した。しかし、還元性画分や残さの存在量には大きな変化はなかったため、中性化処理により酸可溶性画分で抽出される形態の Cu が、酸化性画分で抽出される形態に変化して溶出しにくくなっていることが考えられる。また、Pb, Zn についても酸可溶性画分での抽出量が減少して、酸化性画分の抽出量が増加していることから中性化処理によりセメント固化物の化学形態が溶出しにくい形態に変化していると考えられる。

##### (3) 溶出フラックス

図 8 に固化物 A, B, C 各々の中性化処理前後における Cr, Cu, Pb, 及び Zn の溶出フラックスの経日変化を示す。

Cr では、固化物 A で中性化処理後の溶出フラックスが処理前に比べて低い値となった。一方、固化物 C では、中性化処理前後の溶出フラックスの値に大きな違いが見られなかった。また、固化物 B

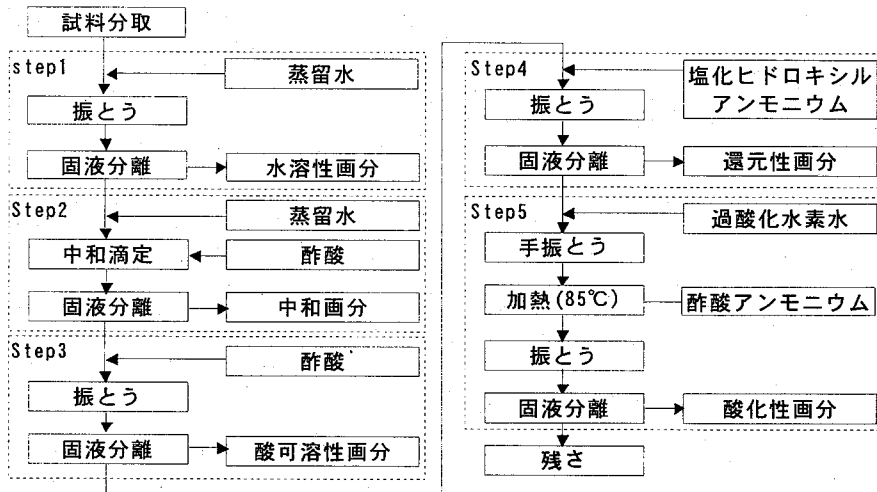


図 5 改良 BCR 逐次抽出法の手順

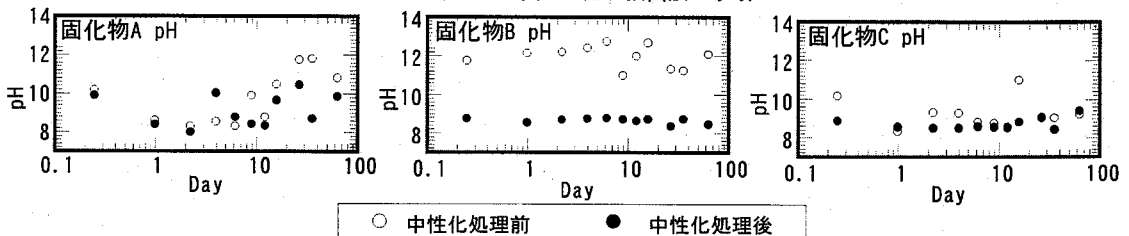


図 6 各固化物の中性化前後における各溶出液の pH の経日変化

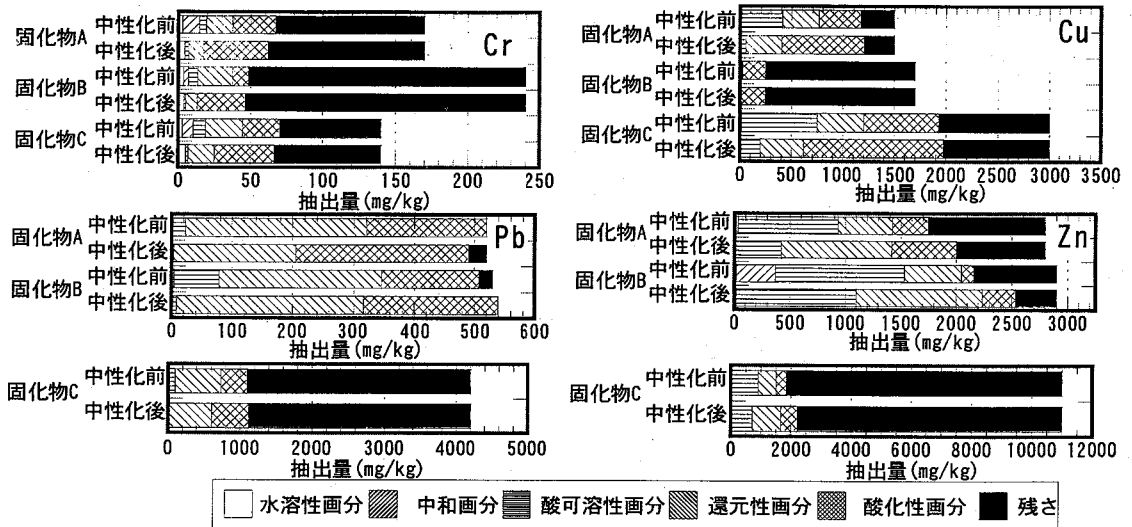


図7 各固化物における改良BCR逐次抽出試験結果

では実験の期間内で拡散状態であると判断することができなかった。

Cuでは、固化物A、Cで中性化処理後の方が処理前よりも拡散状態での溶出フラックス値が小さくなった。一方、固化物Bでは、中性化処理前に比べて処理後の溶出フラックスが高い値となった。

ここで、CrやCuは一般にpHが低くなるほど溶解度が高くなるが、固化物A、Cでは中性化処理後で溶出液のpHが低くなったにも係らず溶出フラックスが減少した。これは、図7で固化物A、CのCrとCuは、中性化処理により溶出しやすい形態から溶出しにくい形態に変化したためであると考えられる。また、固化物Bでは、図7で中性化処理による化学形態の変化あまり大きくないため、pH変化による影響が固化物A、Cに比べて強く作用したと考えられる。

Pbでは、固化物Bの中性化処理後の溶出フラックスが処理前に比べて低い値となった。Pbの場合、pH8~10の中性付近で溶解度が最小になる。したがって、中性化処理によって溶出液のpHが8~9まで低くなったために中性化処理後のPbの溶出フラックスが低下したと考えられる。また、固化物A、Cでは中性化処理前後における溶出フラックスの値に大きな差がみられなかった。これは、中性化処理によって、固化物A、CでのPbの溶出フラックスが大きく変化するほど溶出液のpHが変化しなかったためであると考えられる。

Znの場合、固化物Aでは中性化処理の前後で溶出フラックスの値に大きな差はみられなかった。しかし、固化物B、Cでは、中性化処理後の溶出フラックスの値が処理前に比べて高くなった。ZnはpH9.5で溶解度が最小となり、これよりもpHが低くなると溶解度が急激に大きくなる。図6で示したように固化物BとCでは中性化処理によってpHが8~8.5まで低下していたため、中性化処理後の固化物からのZnの溶出量が増加したと考えられる。

また、図8で10日以上経過すると溶出フラックス直線よりも減少するケースが多くみられた。セメント固化物中の重金属含有量に対するタンクリーチ試験の試験終了時までの累積溶出率の最大値は、6.35%と非常に小さい値であった。このことから、固化物中で速やかに溶出する形態である重金属が拡散律速で溶出し、10日以降になると内部で溶解した重金属イオンが拡散による固化物表面への移動速度よりも、内部での重金属可溶化速度の方が小さく、可溶化が律速状態になっている可能性があると考えられる。

#### (4) 拡散係数

上述の各重金属の溶出フラックスの結果から算出した拡散係数 $D_e$ を図9に示す。

Crでは、固化物Aの中性化処理後で拡散係数が減少したが、固化物Cでは中性化の前後で拡散係数の差はみられなかった。なお、固化物Bでは、図8で示したように拡散律速溶出であると判断することができなかったため、拡散係数を算出することはできなかった。

Cuでは、固化物A、Cで中性化処理後の拡散係数が減少したが、固化物Bでは、中性化処理後で若干拡散係数が高くなった。

Pbでは、固化物A、Cの中性化の前後で拡散係数の値に大きな差はみられなかったが、固化物Bでは中性化処理後拡散係数が大きく減少した。

Znでは、固化物Aの中性化処理の前後で拡散係数はほぼ同じであった。一方、固化物B、Cでは中性化処理後、拡散係数が増加した。同一試料でも重金属種によって中性化による拡散係数の変化に違いが生じるのは、溶解度に対するpHの影響や二酸化炭素による化学形態の変化が重金属種によって異なるためであると考えられる。また、同一元素において固化物の種類によって拡散係数の変化の仕方が異なるのは、中性化処理によるpHの変化の違いがみ

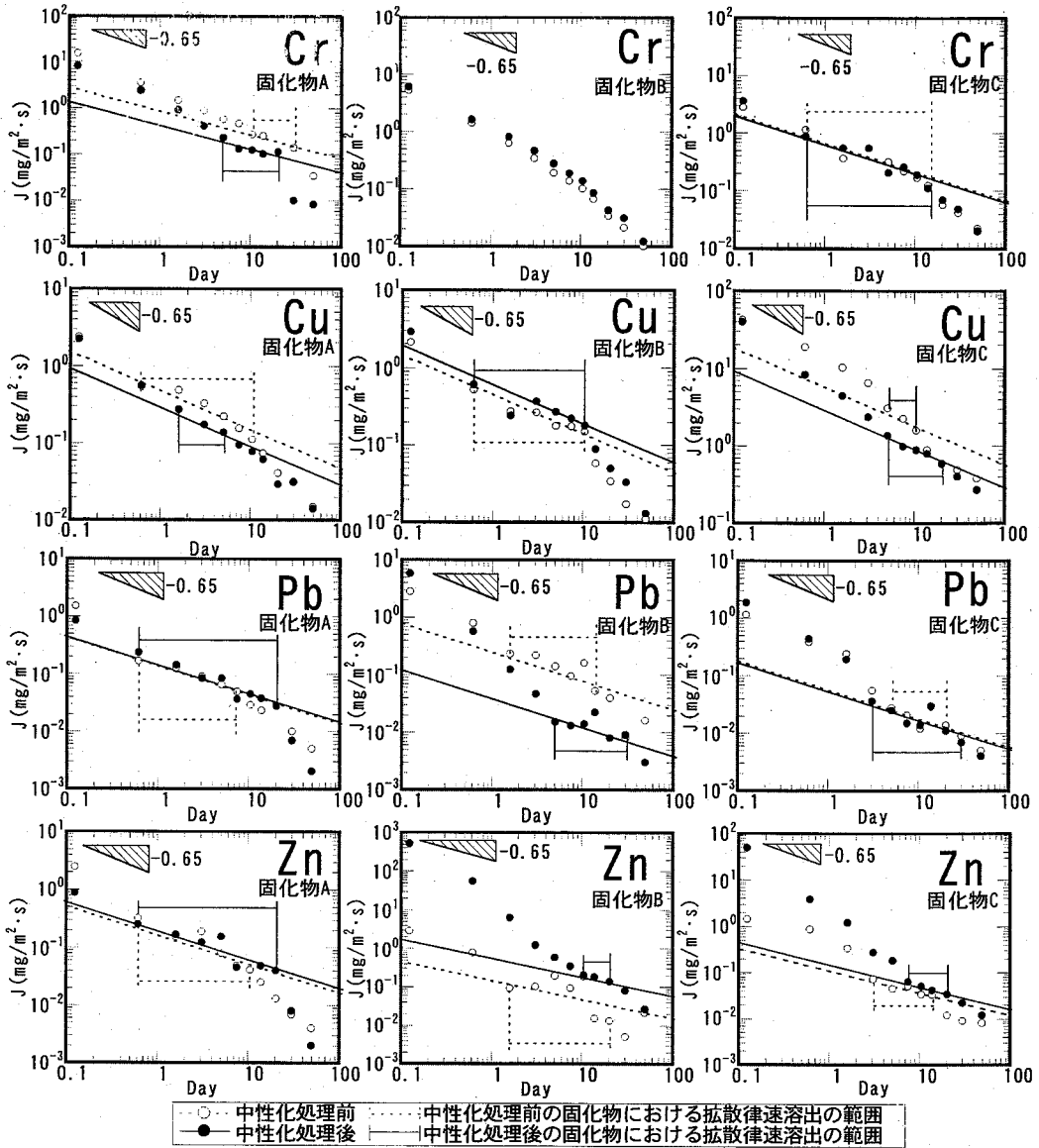


図 8 各固化物の中性化処理前後における重金属溶出フラックスの変化

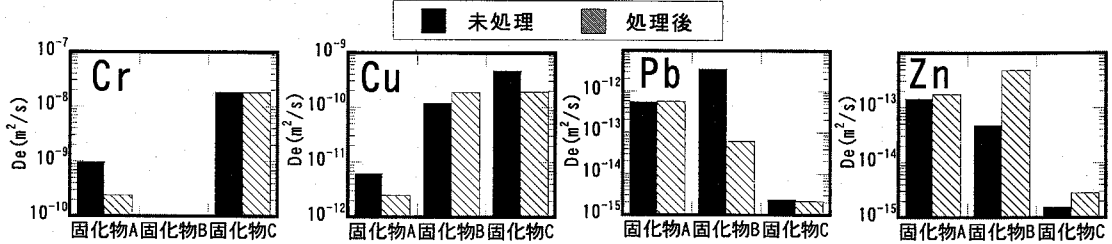


図 9 各重金属の中性化処理の前後での拡散係数

られることや、中性化処理による物性の変化が固化物ごとに異なるためであると考えられる。つまり、中性化処理による重金属の溶出性への影響要因には、(1)中性化処理による固化物の化学形態の変化や pH の変化による影響(以上 2 つを化学的影響と呼ぶ)や、(2)固化物の空隙率などの変化(物理的影響と呼ぶ)に

よると考えられる。しかし、本研究では、2 つの影響がそれぞれの程度溶出性に影響を及ぼしたかを判断することはできなかった。

これらの結果より、中性化処理を行うことで飛灰セメント固化物中の Cr, Cu, Pb は溶出しにくくなる傾向があることがわかった。しかし、Zn に関し

では、中性化処理を行うことで溶出しにくい形態に変化していると考えられるが、図8で示した拡散係数が増加したことから、中性化処理による重金属溶出の物理的影響、化学的影響について今後検討が必要であると考えられる。また、二酸化炭素による処理で中性化の程度を調整することができれば、これらの重金属の溶出量抑制効果をより明確に示すことができると思われる。

## 5. まとめ

本研究では、都市ごみ焼却飛灰のセメント固化物に対して二酸化炭素を用いて中性化処理を行い、固化物内部における中性化の進行の度合いを測定する方法を提案した。また、上述の方法を用いて内部まで完全に中性化した固化物に対してタンクリーチ試験(NEN7345 溶出試験)を行い、中性化処理による長期的な重金属の溶出量の変化について調べた。

以下に本研究で得られた結論をまとめる。

- 1) 粉末状にした都市ごみ焼却飛灰セメント固化物は、二酸化炭素(濃度 100%)と反応して1時間でpHが約11.5から約9まで低下し、24時間でpHは約8まで低下した。
- 2) 都市ごみ焼却飛灰セメント固化物では、二酸化炭素曝露直後で中性化の進行は速く、二酸化炭素曝露時間が長くなるにつれて中性化の進行は遅くなった。
- 3) 都市ごみ焼却飛灰のセメント固化物を完全に内部まで中性化することで、Cr, Cu, Pbで拡散係数が小さくなり溶出しにくくなる傾向があることがわかった。しかし、Znでは内部まで中性化処理することで拡散係数が増加したことから二酸化炭素を曝露しすぎるとpHが下がりすぎて重金属が溶出しやすくなる可能性

が示唆された。

- 4) 中性化処理を行うことで都市ごみ焼却飛灰セメント固化物を粉体にしたものの化学形態は溶出しやすい形態から溶出しにくい形態に変化することがわかった。

## 謝辞

本研究は、文部科学省の科学技術総合研究委託費による成果であることを付記し、関係者に深謝致します。

## 参考文献

- 1) 土手裕, 丸山俊朗: 粉砕したセメント固化体からの重金属の溶解に関する研究, 廃棄物論文誌, Vol.9, No.5, pp.188-197, 1998
- 2) 島岡隆行, 花嶋正孝: セメント固化による安定化飛灰の埋立処分特性, 廃棄物学会誌, Vol.5, No.1, pp.32-45, 1994
- 3) 貴田晶子, 野間幸生: 廃棄物の溶出特性, 廃棄物学会誌, Vol.7, No.5, pp.410-421, 1996
- 4) 土手裕, 関戸知雄, 縄田大介: 炭酸化した焼却飛灰および溶融飛灰のセメント固化物からの溶出特性に関する研究, 環境工学研究論文集, 第41巻, pp.479-487, 2004
- 5) 貫上佳則, 雑賀弘晃, 島貴富: セメントからのクロム溶出特性を把握するためのBCR逐次抽出条件の改良, 環境工学研究論文集, Vol.41, pp.651-658, 2004
- 6) 肴倉宏史, 水谷聡, 田崎智宏, 貴田晶子, 大迫政浩, 酒井伸一: 利用形状に応じた拡散溶出試験による廃棄物溶融スラグの長期溶出量評価, 廃棄物論文誌, Vol.14, No.4, pp.200-209, 2003

「2006.5.26受付」

## The effect of neutralization with carbon dioxide on leaching amounts of heavy metals from cement solidified waste of municipal incineration fly ash

Takao YAMADA<sup>1</sup>, Yoshinori KANJO<sup>1\*</sup>, Hiroaki SAIKA<sup>1</sup>, Mukedes ABUDURISHIT<sup>1</sup>,  
Yoshiro ONO<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Graduate School of Engineering, Osaka City University

<sup>2</sup>Graduate School of Engineering, Okayama University

Reduction characteristics of Cr, Cu, Pb and Zn leaching from cement-solidified MSWI fly ash by neutralization were studied. Carbon dioxide was contacted to the cement solidified material, and the relationship between contacting time and pH changes of the material are described. The test method using phenolphthalein was proposed, in order to get the neutralized condition of material. Furthermore, the tank leaching test was performed to the alkaline material and completely neutralized material, and the leaching flux of Pb, Zn, Cu and Cr from both materials are compared. The leaching flux of Pb, Cr and Cu decreased by neutralization. On the other hand, Zn leaching amount increased because pH of the material was considered too low. Keeping the neutralized levels of the cement solidified waste is important to reduce the leaching amount of the heavy metals.