

(7) 中性子照射セメントからの放射化核種の溶出

Leaching of Activated Nuclides from Neutron Irradiated Cement

福谷 哲*、石川譲二**、小山昭夫*、西牧研壯*

FUKUTANI Satoshi*, ISHIKAWA Joji**, KOYAMA Akio*, NISHIMAKI Kenzo*

ABSTRACT ; Leaching experiments of activated nuclides from neutron irradiated cement were conducted. Nuclides such as ^{60}Co , ^{134}Cs , and ^{152}Eu were detected in the irradiated cements, and ^{41}Ca , ^{55}Fe , ^{133}Ba , and ^{154}Eu were expected to exist in the irradiated cements. It was proved that ^{134}Cs had being leached from the irradiated cement pastes for about one year. On the other hand, radioactivity concentration of ^{134}Cs in liquid phase decreased, and it was thought because the decay speed of ^{134}Cs was larger than the leaching speed of ^{134}Cs . ^{60}Co was not detected in liquid phase with γ ray-spectrometry, but ^{59}Co leached from the not irradiated cement pastes was detected with inductive coupled plasma mass spectrometry(ICP-MS). Ca is one of the main components of a cement, and it was found that Ca had large leachability. Although it is considered that radioactivity concentration of ^{41}Ca in the irradiated cements and in the leached liquid phase was not high, we must assess the environmental effect of ^{41}Ca carefully, because of its very long half-life(1.03×10^5 years).

KEYWORDS ; Cement , Activated Nuclide , Neutron Irradiation , Leaching

1.はじめに

我が国では1966年に商業用原子炉が運転して以来35年が経過し、今後本格的な廃炉の時代が到来することは明らかであり、これら商業炉のデコミッショニング(decommissioning)の際に発生する廃棄物の処分に關する問題に注目していかなければならないと考えられる。110万kW級の軽水炉を解体した時に発生する解体廃棄物の総量は約50～55万tと試算されており¹⁾、その大部分はコンクリートである。また、放射能レベルの観点から見ると解体廃棄物の大部分は非放射性であり、これら非放射性的な廃棄物を放射性廃棄物として処理処分することは費用、資源の有効利用などの点で合理的ではない。このためクリアランスレベルが制定され非放射性である廃棄物を一般廃棄物と同様に扱うことになる見通しである。一方、放射性と分類された廃棄物においても大半は極低レベルと分類されるものである。この極低レベルの廃棄物は素堀トレンチなどの簡易地中埋設による処分が検討されており、その影響評価の研究が進められている。

原子炉施設では炉心周りの生体遮蔽材として通常コンクリートが用いられており、炉心からの中性子によってある程度放射化しているものと考えられる。本研究では、この放射化コンクリートが簡易埋設処分された場合の放射化コンクリートからの放射性核種の溶出に関する基礎的な知見を得ることを目的としている。コンクリートは一般的に粗骨材(砂利)、細骨材(砂)、セメント、水が主成分であり、その重量割合は骨材 65～85%、セメント 10～20%、残りが水である。本研究では、構成元素数が多く反応性も高いと考えられるセ

*京都大学原子炉実験所(Research Reactor Institute, Kyoto Univ.)

**京都大学大学院工学研究科環境工学専攻(Dept.of Environmental Eng., Graduate School of Eng., Kyoto Univ.)

メントを対象に溶出実験を行った。まず、各種セメント粉末と水とを混合し、乾燥固化させセメントペーストを製造し、これに対して中性子照射を行い、放射化させた。この放射化したコンクリートペーストを用いて溶出実験を行った。コンクリートからの放射性核種の溶出を検討する従来の実験では、あらかじめコンクリートに放射性核種を混入させて実験を行うことが多いが、本研究の手法ではコンクリート中に存在していた核種を放射化させるため、実験の対象とする放射性核種は実際に処分されるコンクリート中の核種と同様の形態をしていると考えられ、より現実在即した知見が得られると考えられる。また、放射化を行っていないセメント粉末及びセメントペーストからの元素の溶出も調べた。

2. 実験方法

2.1 試料

本実験に用いた試料は3種類のセメント粉末及び3種類のセメントペーストである。具体的には、セメント粉末試料は普通ポルトランド、中庸熱ポルトランド、フライアッシュB種の3種類であり、セメントペースト試料は各セメント粉末と水とをそれぞれ100:27の比率で混合、乾燥固化し1.6～5.0mm径に粉碎したものの3種類である。普通ポルトランドセメントは最も一般的なセメントであり、それに対して珪酸三カルシウム($3\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$)アルミン酸三カルシウム($3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$)の量を減らし珪酸二カルシウム($2\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$)を多く加えたものが中庸熱ポルトランドセメントである²⁾。フライアッシュセメントB種は混合材として微粉炭の燃焼時に生ずる副産物であるフライアッシュを10～20%混合したものである²⁾。

粉末試料は溶出試験及び放射化させ試料中含有元素の定性定量分析を行う、いわゆる機器的放射化分析法(Instrumental Neutron Activation Analysis、以後INAA法)に供する。ペースト試料は放射化条件での溶出試験及び非放射化条件での溶出試験に供する。

2.2 中性子照射

放射化を行う試料は京都大学原子炉実験所の研究炉(KUR、熱出力5MW)に付属の圧気輸送管式照射設備(Pn-2、熱中性子束約 $2.75 \times 10^{13} \text{ cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)を用いて中性子照射による放射化を行った。粉末試料は100mg、ペースト試料は10gをはかり取り、ポリエチレン袋に2重に密封入し、ポリエチレン製照射用カプセルにつめて照射する。照射時間は粉末試料(INAA用)に関しては60分間、ペースト試料(溶出試験用)に関しては10分間とした。また、INAA目的のカプセルには中性子フラックスモニターとしてCoを25 μg 及び標準試料JB-2(Basalt、独立行政法人産業技術総合研究所)を各カプセルに1つずつ入れ試料と同時に照射した。

2.3 溶出実験

放射化を行ったペースト試料に関しては、試料重量が大きく放射能が高いため、また本研究の目的には必要のない短半減期核種の減衰を待たため、約2週間の冷却期間をとった後溶出試験を開始した。放射化ペースト試料10gと水道水あるいはイオン交換水200ml(固液比1:20)とを350ml容量の蓋付きポリスチレン製容器で混合後、約25℃に空調設定した室内に静置し、1日1～2回ゆるやかに攪拌する。所定の期間ごとに液相をマイクロピペットで10ml採取し、0.45 μm 孔径のディスポーザブルフィルタ(Advantec; Dismic-25cs(Cellulose Type))で濾過して10ml容量のポリ瓶に注入し測定試料とする。次節に述べる測定を行った後は液体試料をもとの容器に返却する。液体試料は固液接触後1、3、7、14、21、28、49、70、91日目及び約1年後にそれぞれ採取し測定する。なお、91日目から約1年後までの間は攪拌を行っていないことを付記しておく。

一方、放射化を行っていないペースト試料、粉末試料に関しては、試料1.0gとイオン交換水10ml(固液比1:10)とを50ml容量の蓋付きポリプロピレン製遠沈管に注入し、160rpmで6時間攪拌する。その後3000rpmで10分間遠心分離し、上澄み液を0.45 μm 孔径のディスポーザブルフィルタで濾過して測定試料とする。試料と実験の内容をTable 1にまとめる。

2.4 測定方法

放射化試料からの液体試料中の放射性核種は、その放出 γ 線を高純度ゲルマニウム半導体検出器(Ortec

Table 1 Details of Materials and Experiments

Mark	Cement Type	State	Irradiation Time	Use	Num. of Sample	Leaching Test		
						Solvent	Solid/Liquid Ratio	Contacting Time
Pwd_Nr-I	Normal Portland							
Pwd_Md-I	Moderate Heat Portland	Powder	60(min.)	for INAA	3	-	-	-
Pwd_FB-I	Fly Ash B							
Pwd_Nr-L	Normal Portland							
Pwd_Md-L	Moderate Heat Portland	Powder	No	for Leaching Test	2	Deionized Water	1/10	6(h)
Pwd_FB-L	Fly Ash B							
Pst_Nr-A	Normal Portland							
Pst_Md-A	Moderate Heat Portland	Paste	10(min.)	for Leaching Test	1	Deionized Water or Tap Water	1/20	1,3,7,14,21,28,49,70,91(d), 1(y)
Pst_FB-A	Fly Ash B							
Pst_Nr-N	Normal Portland							
Pst_Md-N	Moderate Heat Portland	Paste	No	for Leaching Test	2	Deionized Water	1/10	6(h)
Pst_FB-N	Fly Ash B							

EG&G ; GMX-30190-S)及びマルチチャンネルアナライザ(Seiko EG&G ; Spectrum Navigator 2ED)を用いて定性定量する。一方、非放射化条件で行った溶出実験で得られた測定試料は適宜希釈して ICP-MS 法(YOKOGAWA A.S. ; HP4500)及び原子吸光光度法(Hitachi ; Z-6100)で溶出元素の定量を行った。

また、INAA 法を行う試料は約 1 週間の冷却期間の後に中寿命核種を、さらに約 4 週間の冷却期間の後に長寿命核種をそれぞれゲルマニウム半導体検出器(Ortec EG&G:GEM30185-P)で測定した。放射能濃度から重量濃度への換算はフラックスモニタ法及び標準試料比較法を用いた。

3. 実験結果及び考察

3.1 INAA 法によるセメント中の元素濃度分析

INAA 法で検出されたセメント中の主な元素濃度を Table 2 に示す。なお表中の値は 3 サンプルを別々に照射して得られた値の平均値である。また、放射能濃度から重量濃度への換算は、標準試料 JB-2 において 10mg/kg 以上の濃度を有する元素³⁾、すなわち、Ca、Cr、Ba、Co、Fe に関しては標準試料との比較法で、その他の元素に関してはフラックスモニター法で行った。Table 2 より、Co、Cs、Eu の存在が認められる。これらの元素は中性子との反応によりそれぞれ ⁶⁰Co(半減期 5.27 年、主な γ 線エネルギー 1173、1332keV)、¹³⁴Cs(2.06 年、605、796keV)、¹⁵²Eu(13.5 年、964、1408keV)、¹⁵⁴Eu(8.59 年、723、1274keV)を生成し、また実際にこの INAA 法による分析では ⁶⁰Co、¹³⁴Cs、¹⁵²Eu を検出し定性定量を行っている。これらの核種は親核種の反応断面積が大きい、半減期が比較的長い等の理由でデコミッショニングの際の重要な残留放射性核種になると考えられる。

一方、Table 2 よりセメント中に多く存在していることが明らかになった Ca、Fe、Ba に関しては、それぞ

れ ^{47}Ca 、 ^{59}Fe 、 ^{131}Ba が検出され、これらの核種で定性定量を行った。これら核種は半減期が短くデコミッショニングの際には特に考慮する必要はないと考えられるが、それぞれの同位体核種であり半減期が長い ^{41}Ca (半減期 1.03×10^5 年)、 ^{55}Fe (2.73 年)、 ^{133}Ba (10.5 年)も、 γ 線を放出しない等の理由で γ 線スペクトロメトリーでは検出されなかったものの、生成していると考えられる。ここで、これら核種の生成量を Table 2 の普通ポルトランドセメントのデータを用いて計算によって推定する。中性子照射による誘導放射能は次式により算出される。

$$A = N \times \phi_{th} \times \sigma_{eff} \times (1 - \exp(-\lambda \times T_{irr})) \quad \dots (Eq1)$$

ただし、

$$N = W \times \theta \times N_A / M \quad \dots (Eq2)$$

$$\lambda = (\ln 2) / T_h \quad \dots (Eq3)$$

ここで、

N: 放射化対象核種の個数、 ϕ_{th} : 熱中性子束密度($\text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$)、 σ_{eff} : 実効核反応断面積(b)、 θ : 元素中の放射化対象核種の存在率、 N_A : アボガドロ数、 λ : 誘導放射能の壊変定数(sec^{-1})、 T_{irr} : 照射時間(sec)、 T_h : 誘導放射能の半減期(sec)、M: 原子量である。

また、実効核反応断面積は Westcott ら⁴⁵⁾の式を単純化した次式を用いる。

$$\sigma_{eff} = \sigma_0 + \phi_{epi} / \phi_{th} (4 \times T / (\pi \times T_0))^{0.5} \times I' \quad \dots (Eq4)$$

ここで、

σ_0 : 熱中性子に対する核反応断面積(b)、 ϕ_{epi} : 熱外中性子束密度($\text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$)、T: 照射中の中性子温度 K($=353.16\text{K}^{(6)}$)、 T_0 : 熱中性子($2200\text{m} \cdot \text{sec}^{-1}$)の温度 K($=293.59\text{K}$)、 I' : 実効共鳴積分(b)である。

本研究では核データは JENDL-3.2⁷⁾、中性子束は公称値⁶⁾($\phi_{th} = 2.75 \times 10^{13}$ 、 $\phi_{epi} = 1.09 \times 10^{12}$)を、また、各核種の濃度は Table 2 で示した値を用いる。計算結果と用いた核データを Table 3 に示す。Table 3 より放射化時点の ^{55}Fe の放射能濃度が大きいことが分かる。 ^{55}Fe の親核種である ^{54}Fe 反応断面積は大きくないが、Fe がセ

Table 2 Conc.of Elements in Cements (INAA)

Element	Pwd_Nr-I	Pwd_Md-I	Pwd_FB-I
Ca	4.9E+05	4.9E+05	4.0E+05
Cr	3.9E+01	4.7E+01	3.6E+01
Fe	1.8E+04	2.1E+04	2.2E+04
Co	1.1E+01	1.3E+01	1.5E+01
As	1.6E+01	2.2E+01	1.3E+01
Cs	1.2E+00	6.0E-01	1.6E+00
Ba	1.9E+02	1.8E+02	3.3E+02
Eu	6.2E-01	4.1E-01	6.9E-01

Unit ; mg/kg

Table 3 Calculated Activity Conc.of Nuclides in Cement

Radio Nuclide	Half Life (year)	Parent Nuclide				Calculated Conc.(Bq/g)	
		σ_0 (b)	I' (b)	σ_{eff} (b)	Abundance(%)	at irradiation	100y after
^{41}Ca	1.03×10^5	^{40}Ca 0.4075	0.2124	0.4162	96.94	6.3E+01	6.3E+01
^{55}Fe	2.73	^{54}Fe 2.156	1.323	2.210	5.9	2.1E+04	2.0E-07
^{60}Co	5.27	^{59}Co 37.18	75.51	40.26	100	1.8E+03	3.5E-03
^{134}Cs	2.06	^{133}Cs 29.00	396.2	45.16	100	2.5E+02	6.2E-13
^{133}Ba	10.5	^{132}Ba 7.000	31.21	8.273	0.101	1.5E+00	2.0E-03
^{152}Eu	13.5	^{151}Eu 9198	3065	9323	47.8	1.8E+03	1.0E+01
^{154}Eu	8.59	^{153}Eu 312.7	1410	370.2	52.2	1.2E+02	3.7E-02

b ; barn = 10^{-24}cm^2

メント中に多量に存在する元素であるためと考えられる。 ^{55}Fe は γ 線を出さず電子捕獲により231.6keVの特性X線を放出する。エネルギーは比較的小さいが、半減期が長く存在量が多いことから注目しなければならない核種であると言える。同様に ^{41}Ca も親核種である ^{40}Ca の反応断面積は小さいがセメント中濃度が高いため、放射化の時点では比較的大量であるが生成されることが示されている。しかし、 ^{41}Ca の半減期は 1.03×10^5 年と超長期であるため、例えば100年後の放射能濃度(Table 3に併せて示す)もほとんど変化しないことが分かる。このため簡易埋設処理に際しては重要な意味を持つ核種であると考えられる。

3.2 放射化セメントペーストの溶出実験

中性子照射によって放射化させたセメントペーストからの放射性核種の溶出をみる実験に関しては、溶出実験開始から91日目までの溶出結果では別⁸⁾に示した通り、 ^{59}Fe 、 ^{60}Co 、 ^{152}Eu 、 ^{154}Eu などは γ 線スペクトロメトリーでは検出されなかった。一方、 ^{134}Cs は初期の段階から溶出していることが示された。 ^{134}Cs 溶出量の経時変化を本研究で測定した約1年後の溶出量とあわせてFig.1、2に示す。ここで、Fig.1の縦軸は測定時の放射能を、Fig.2の縦軸は照射時の放射能まで減衰補正したものである。まず、Fig.1より溶媒が水道水のものと脱イオン水のものとでは差異がないことが分かる。また、 ^{134}Cs の溶出量は普通ポルトランド>フライアッシュ>中庸熱ポルトランドの順になっている。これはTable 2に示した各セメント中のCs含有量の順(フライアッシュ>普通ポルトランド>中庸熱ポルトランド)とは、普通ポルトランドとフライアッシュとで順序が逆転しており、Csに関しては含有量と溶出量とは単純な比例関係ではないことが指摘できる。次にFig.2を見ると放射能濃度が経時的に増加している様子が見られる。前述したとおり、Fig.2では放射能の減衰補正を行っているので、これは ^{134}Cs 核種としての溶出量が経時的に増加していることを示している。ここで再びFig.1を見ると、溶出開始から約1年後には溶液中の放射能濃度が大きく減少していることが分かる。すなわち、 ^{134}Cs の元素としての溶出率よりも放射能の減衰率の方が大きいということが示されている。

また、溶出開始から約1年後の液相中においても ^{60}Co 、 ^{154}Eu は検出されず、 ^{152}Eu は 10^{-2}Bq/ml のオーダーで検出された。

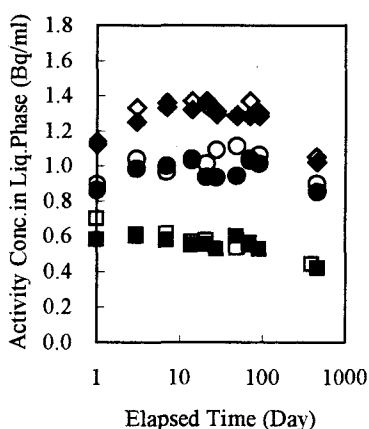


Fig.1 Changes of ^{134}Cs Concentration

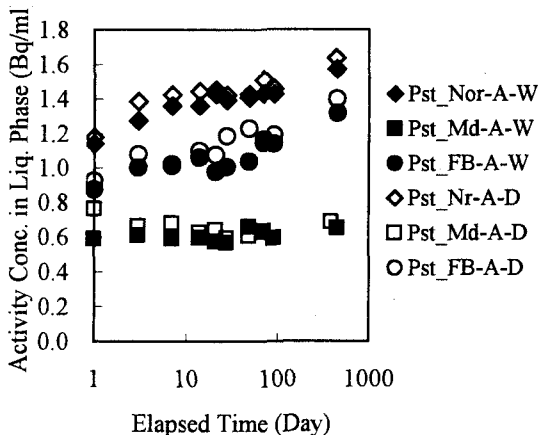


Fig.2 Changes of ^{134}Cs Concentration (with Decay Correcting)

-W; Tap Water, -D; Deionized Water

3.3 非放射化セメント粉末及びセメントペーストの溶出実験

放射化を行っていないセメント粉末及びセメントペーストの溶出実験において測定した元素とその液相中

濃度を Table 4 に示す。なお、数値はそれぞれ2系統で行った実験の平均値で示した。まず注目しなければならないのは Ca の溶出量の多さである。ペースト状のものの比重が粉末状のものと同じであるとする、溶出率は 0.3~0.7%程度であるが、Ca はセメントの主成分であり含有量が大きいため溶出量が多くなっている。前述した通り、Ca の放射化によって超長半減期の ^{41}Ca が生成されと考えられ、例えば、普通ポルトランドセメントペーストを KUR の公称中性子束で 10 分間照射したものを 1:10 の固液比で溶出させると、溶液中の ^{41}Ca の放射能濃度は $2.3 \times 10^{-3} \text{Bq/ml}$ となる。濃度的には Fig.1 の ^{134}Cs と比較して(この ^{134}Cs は固液比 1:20 での溶出量)小さいが、 ^{41}Ca の半減期が超長期であること、生体の主要構成元素であることを考えれば、その影響評価は慎重に行わなければならない。

また、前述した通り放射化セメントペーストからの溶出を γ 線スペクトロメトリーで測定したものでは Co は検出されなかったが、非放射化セメントペーストからの溶出を ICP-MS 法によって測定した結果では $1 \sim 5 \times 10^{-4} \text{mg/l}$ のオーダーで検出された。これを KUR の公称中性子束で 10 分間照射したと仮定すれば、その放射能濃度は $1.4 \times 10^{-2} \sim 3.3 \times 10^{-3} \text{Bq/ml}$ であると計算される。一方、本研究で用いた Ge 半導体検出器の ^{60}Co の検出限界は $1.9 \times 10^{-3} \text{Bq/ml}$ 程度である。これらの計算値からは ^{60}Co は γ 線スペクトロメトリーで検出することが出来ると考えられる。今回、 γ 線スペクトロメトリーで検出されなかった理由としては、本実験時の中性子束密度が公称値より小さかった可能性がある、固液比が 1:20 であることから溶出した ^{60}Co の放射能濃度が検出限度を下回っていた、等の理由が考えられる。

また、Eu は 6 時間の固液接触では ICP-MS 法によっても検出されず、溶出速度が遅い元素であると考えられる。

Table 4 Conc. of Elements Leaching from Not Irradiated Cements(ICP-MS)

Element	Pwd Nr-L	Pwd Md-L	Pwd FB-L	Pst Nr-N	Pst Md-N	Pst FB-N
Al	5.2E-03	1.5E-02	2.6E-02	7.2E-01	8.0E-02	5.1E-02
Ca*	3.5E+02	3.9E+02	3.8E+02	1.1E+02	2.3E+02	2.2E+02
Cr	5.1E-01	7.5E-01	5.3E-01	3.6E-02	5.3E-02	3.8E-02
Mn	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	5.8E-03	N.D.
Co	1.1E-03	1.5E-03	2.1E-03	1.2E-04	5.1E-04	4.9E-04
Ni	4.1E-03	8.6E-03	2.8E-02	N.D.	5.3E-03	4.9E-04
Cu	5.9E-03	1.3E-02	1.8E-02	1.0E-02	9.3E-03	1.2E-02
As	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Se	5.4E-03	7.5E-04	1.5E-02	N.D.	2.5E-03	N.D.
Sr	3.6E+00	2.9E+00	4.1E+00	2.4E-01	8.6E-01	1.3E+00
Mo	6.6E-01	1.6E+00	1.6E+00	1.5E-02	4.5E-02	4.0E-02
Cd	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Sb	9.2E-05	1.5E-04	1.2E-04	3.2E-04	2.3E-04	1.1E-04
Cs	1.1E-01	6.0E-02	6.3E-02	6.4E-02	3.7E-02	6.2E-02
Eu	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Pb	1.3E-03	3.3E-03	1.3E-02	6.8E-03	6.4E-03	7.7E-04

ICP-MS Analysis without *Atomic Absorption Analysis, Unit; mg/l
N.D.;Not Detected

4.まとめ

中性子照射によって放射化させたセメントからの放射性核種の溶出に関して実験を行った。セメントの放射化により ^{60}Co 、 ^{134}Cs 、 ^{152}Eu 等の核種が検出され、また γ 線スペクトロメトリーでは検出されなかったものの ^{41}Ca 、 ^{55}Fe 、 ^{133}Ba 、 ^{154}Eu も生成しているものと考えられた。放射化セメントからの溶出では、固液接触開始から約1年後の溶液中には主に ^{134}Cs が検出され、また ^{152}Eu も少量ながら検出された。 ^{134}Cs の核種としての溶出量は経時的に増加しているが、溶出速度よりも放射能減衰速度の方が大きいため、溶出開始後91日目と約1年後とを比較すると放射能は減少していることが明らかになった。またその溶出量の大きさはセメント中の Cs 濃度の大きさに必ずしも対応しているものではないことが示された。非放射化セメントからの溶出元素を ICP-MS 法等で測定した結果、Ca、Co も検出された。特に Ca はセメントの主成分であるため多量に溶出しており、中性子の照射によって生成すると考えられる超長半減期の ^{41}Ca も溶出していると考えられ、その影響評価には注意する必要があると考えられる。

謝辞

本研究は(財)原子力環境整備センターの斎藤隆義氏、大西利満氏、三菱マテリアル株式会社の野口幸男氏、上田真三氏の協力を得て行った。ここに記して感謝致します。

参考文献

- 1)総合エネルギー調査会原子力部会；商業用原子力発電施設の廃止措置に向けて(1997)
- 2)土木学会編；土木工学ハンドブック(第四版)、技報堂出版(1989)、pp.157-159
- 3)Noboru Imai et al.; 1994 compilation of analytical data for minor and trace elements in seventeen GSJ geochemical reference samples, "igneous rock series": Geostandards Newsletter, Vol.19(1995), pp.135-213
- 4)C.H.Westcott et al.; Effective Cross Sections and Cadmium Ratios for the Neutron Spectra of Thermal Reactors: Proceedings of the second United Nations International Conference on the peaceful uses of atomic energy, held in Geneva, No.16(1958), pp.70-76
- 5)Mutsuo Koyama et al.; Use of Neutron Spectrum Sensitive Monitors for Instrumental Neutron Activation Analysis: Bulletin of the Institute for Chemical Research, Kyoto University: Vol.58, No.2(1980), pp.235-243
- 6)京都大学原子炉実験所；京大研究炉(KUR)実験設備・照射設備利用の手引き、第12版(2000)
- 7)Chart of the Nuclides; Nuclear Data Center, Japan Atomic Energy Research Institute, <http://www.ndc.tokai.jaeri.go.jp/CN96/index.html>(1996)
- 8)小山昭夫ら；中性子照射によるコンクリート中生成核種とその浸出挙動：環境衛生工学研究、第14巻第3号(2000)、pp.92-97