J. of the Korean Radioactive Waste Society
Vol.7(2), P. 79-86, June 2009.

Separation of Radionuclide from Dismantled Concrete Waste

해체 콘크리트 폐기물로부터 방사성핵종 분리

Byung-Youn Min[1], Jung-Woo Park, Wang-Kyu Choi and Kune-Woo Lee
Korea Atomic Energy Research Institute, 1045 Daedeok-daero Yuseong-gu, Daejeon

민병연[1], 박정우, 최왕규, 이근우
한국원자력연구원, 대전시 유성구 대덕대로 1045

(Received September 02, 2008 / Revised October 22, 2009 / Approved November 19, 2009)

Abstract

Concrete materials in nuclear facilities may become contaminated or activated by various radionuclides through different mechanism. Decommissioning and dismantling of these facilities produce considerable quantities such as concrete structure, rubble. In this paper, the characteristics distribution of the radionuclide have been investigated for the effects of the heating and grinding test for aggregate size such as gravel, sand and paste from decommissioning of the TRIGA MARK II research reactor and uranium conversion plant. The experimental results showed that most of the radionuclide could be removed from the gravel, sand aggregate and concentrated into a paste. Especially, we found that the heating temperature played an important role in separating the radionuclide from the concrete waste. Contamination of concrete is mainly concentrated in the porous paste and not in the dense aggregate such as the gravel and sand. The volume reduction rate could be achieved about 80% of activated concrete waste and about 75% of dismantled concrete waste generated from UCP.

Key words : Radioactive concrete. Contamination, Heating, Paste.

요 약

원자력시설의 콘크리트 폐기물은 서로 다른 메카니즘에 의해 다양한 핵종에 의해 방사화 되거나 오염된다. 우라늄 변환시설 및 연구로 해체 시 발생된 오염된 콘크리트의 부피감용을 위해 가열 분쇄 실험에 의해 자갈, 모래, 페이스트의 골재의 크기에 따른 핵종의 분배특성에 대해 고찰하였다. 실험결과 대부분의 방사성 핵종은 골재로부터 제거되어 페이스트에 존재하였으며 특히, 가열 온도는 방사성 핵종을 오염된 콘크리트 폐기물로부터 분리하는데 중요한 변수로 확인되었다. 즉, 콘크리트 표면에 오염된 물질은 밀도가 높은 자갈, 모래보다는 다공성 물질의 페이스트에 농축되었다. 방사화 콘크리트에서는 80%, 우라늄 변환시설의 콘크리트 폐기물에서는 약 75% 정도의 부피감용을 얻었다.

중심단어 : 콘크리트 폐기물, 감용, 가열분쇄, 분리

1) Corresponding Author. E-mail : bymin@kaeri.re.kr

I. 서 론

세계적으로 1950년 말부터 시작된 원자력 발전 사업은 50년이 경과함에 따라서 많은 원자력 관련 시설이 노후화되어 1980년대 말부터 해체를 시작하게 되었고 향후 해체 대상 시설의 수는 계속 증가할 것으로 예상된다. 원자력을 초기에 시작하였던 미국, 영국, 프랑스 및 독일에서는 상업용 원자력 발전소를 비롯한 많은 수의 원자력 시설이 해체되었으며 그 외 대부분의 선진국들은 연구용 시설을 해체하고 있으며 EC(European Commission)의 보고서에 의하면 2060년까지 원자력 시설의 해체에 따라 유럽에서만 약 500만 톤의 콘크리트 폐기물이 발생할 것으로 예상하고 있다[1]. 상용 원자력발전소 해체시 콘크리트 해체폐기물이 약 50~55만 톤 정도 발생되는데 이들 중 방사성폐기물은 약 5% 이내로 1기의 상용 원전을 해체할 경우 방사성 콘크리트폐기물은 약 25,000 ton(수 만 드럼)이 발생하며, 이는 발전소 수명기간에 발생하는 중·저준위방사성 폐기물의 총량을 훨씬 상회하는 물량으로 원자력 시설의 해체 시 콘크리트 폐기물은 80%이상을 차지하고 있다. 원자력 시설의 해체 시 발생하게 될 이러한 막대한 양의 콘크리트 폐기물에 대해 원자력 선진국들은 이미 콘크리트 폐기물의 제염 및 저감에 대한 연구가 심도 있게 진행 중에 있으며 유럽 각국에서는 방사성 콘크리트 폐기물의 발생량을 최소화하고 발생한 폐기물도 재활용을 통해 처분할 폐기물의 양을 최소화하려는 연구가 활발하게 이루어지고 있다. 콘크리트 폐기물은 일반적으로 원자력시설에 제한적으로 재활용되며, 방사성 폐기물의 저장 및 기반시설의 건설, 방사성 폐기물 처리에 사용되는 콘크리트 고화체, shielding block, backfiller 등으로 사용된다[2, 3]. 프랑스의 CEA는 콘크리트 폐기물의 처리를 위해 네덜란드의 KEMA사, 그리고 영국의 BNFL과 공동으로 연구를 수행하여 콘크리트 폐기물을 600℃ 이상의 온도에서 고온 열처리하여 방사성 콘크리트 폐기물을 재활용하는 DECO 공정[4, 5]을 개발하였으며 일본의 NUPEC은 환경적 부담과 방사성 폐기물의 양을 줄이기 위해서 원자력 시설에서 발생하는 콘크리트 폐기물의 재활용 기술에 대해 연구 중에 있으며 일부 기술은 실증단계에 있다[6]. 벨기에는 1990년부터 Belgoprocess사에 의해 BR3의 제염 및 해체가 진행되었으며, 이를 통해 발생하는 콘크리트 폐기물을 감용하거나 재활용하기 위한 연구개발을 수행한 경험이 있다[7]. 스페인의 경우 원자력 시설에서 발생된 방사능 오염물질이나 방사화된 폐기물들을 제한된 원자력 분야에서 재활용이나 재사용이 가능한지를 알아보기 위해 영국의 AEA Technology PLC와 스페인의 Empresa National de Residuos Radioactivos SA(ENRESA)가 컨소시움을 이루어 연구 수행한 결과 114,000 ton의 콘크리트 방사성폐기물의 재활용 시나리오로 재생된 콘크리트 혼합재를 방사성폐기물 저장시설에서 뒷 메움재로 사용하는 경우 직접 천층 처분하는 경우보다 5천만 유로, 심지층 처분의 경우보다는 약 2억3천만 유로를 절감하는 것으로 보고하고 있다[8]. 현재 국내에서 수행되고 있는 연구로의 해체 시 비방사성 콘크리트 해체폐기물이 약 1,700톤, 방사성 콘크리트 해체폐기물이 약 250톤 (160 m^3, 4 m^3 컨테이너 40개분) 발생[9] 되어 있으며 연구로 대상 콘크리트 해체폐기물의 양이 비교적 소규모라 할지라도 본 연구로 해체를 통해 발생한 콘크리트 폐기물의 최종 처분부피를 더 감축하고, 향후 원전 해체에 대비한 공통기반기술 확보 차원에서 본 연구를 통해 관련 기술을 개발할 필요가 있으며 폐기물의 처분 단가가 지속적으로 증가하고 있는 추세에 있다. 콘크리트 해체폐기물의 효과적인 감용 기술과 기 확보된 원자력 연구시설의 해체 금속성 폐기물 용융기술[10, 11] 적용 시 해체 시 발생되는 폐기물의 부피 감용에 의해 효과적인 해체폐기물의 관리방안 확립에 기여할 것이다. 따라서 본 실험에서는 연구로 2호기와 우라늄 변환 시설에서 발생된 오염된 콘크리트 해체폐기물을 사용하여 콘크리트 폐기물로부터 방사성 핵종을 분리하여 방사성폐기물 감용과 원자력 시설내에서 제한적으로 재활용 할 수 있는 골재를 회수하고자 가열분쇄공정을 사용하여 Co, U 핵종의 분배특성을 고찰하고자 한다.

II. 이 론

오염된 해체 콘크리트의 오염에 대한 여러 사례를 보면 대부분 방사성 핵종은 콘크리트 표면의 시멘트 페이스트 모르타르나 페이스트에 주로 오염되어 있다[12-14]. 해체 콘크리트 폐기물로부터 방사성 물질을 제거하기 위해서는 골재의 표면에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트를 제거하는 것이 핵심적인 요건이다. 이 콘크리트 표면을 제거하면 나머지 오염되지 않은 부분은 재활용 할 수 있고 상당량의 콘크리트 폐기물을 감용 할 수 있다. Fig. 1에 콘크리트 구성성분을 단면으로 도식화 하였다. 보통 콘크리트의 30% 는 다공성의 시멘트이고 나머지 70%는 석영이나 석회암 같은 농후한 집합체로 이루어져 있다. 오염된 콘크리트를 시멘트와 골재(석영이나 석회암)로 분리 시 방사성 폐기물의 상당량을 감용 할 수 있으며 경제적, 환경적 측면에서 볼 때 커다란 이익이 된다. 해체 콘크리트 폐기물로부터 오염된 페이스트를 효과적으로 제거하는 기술로 가열 분쇄방식과 마쇄 분쇄 방식이 있다. 가열분쇄방식에 의한 콘크리트 감용 기술의 핵심은 콘크리트 폐기물에서 대부분의 오염물질은

시멘트 페이스트의 탈수반응에 의한 골재와의 결합력 약화를 이용하여 골재를 마모시키지 않고 대부분의 방사성 오염물질로 구성되어 있는 시멘트 페이스트 부분만을 제거하는데 있다. 콘크리트에 있어서 골재들을 강고하게 결합시키고 있는 접착 수단은 시멘트 페이스트라고 하는 수화반응이 충분히 진행된 시멘트 수화생성물이다. 시멘트 경화체는 시멘트 수화물과 흡착수, 그리고 수화물 내부의 미세 공극내에 존재하는 모세관수, 모세관 보다 큰 공극에 존재하는 자유수로 이루어진 다공체이다. 칼슘실리케이트 수화생성물($CaO\text{-}SiO_2\text{-}H_2O$)이 시멘트 경화체이며, $CaO\text{-}SiO_2\text{-}H_2O$ 계에서 생성된 수화물은 100~500℃에서 모든 결정수가 탈수되고 $CaO\text{-}Al_2O_3\text{-}H_2O$계에서 생성된 수화물은 275℃에서 탈수하여 500℃까지 OH 기가 탈수된다[11]. 이 경화체가 열분해 등으로 접착기능을 완전히 상실하게 되면 콘크리트를 스스로 붕괴되어 본래의 공재상태로 환원되게 되어 있다. 이 원리를 이용하여 골재에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트를 제거하는 방법이 열처리 분쇄방식이다. 석영(SiO_2)은 골재의 주성분으로 내구성에 영향을 미치는데 이를 가열하면 약 573℃에서 $\alpha\text{-}SiO_2 \rightarrow \beta\text{-}SiO_2$ 결정 전이로 인한 팽창(원시료 2배)과 수축으로 암석의 내구성을 저하시키고 골재에 포함되어 있는 점토광물인 kaoline ($Al_2O_3 \cdot 2SiO_2 \cdot 2H_2O$)은 500~600℃에서 탈수되어 골재를 열화시키므로 가열분쇄에 의한 안정된 재생골재를 회수하기 위해서는 시멘트 수화물이 탈수되지만 점토광물의 탈수 및 석영의 결정전이가 일어나지 않는 온도영역에서 가열한 후 분쇄시 골재 표면에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트는 미분말의 형태로 분리된다. 열처리된 콘크리트는 마쇄에 의해 골재의 표면에 부착되어 있는 시멘트 모르타르나 잔골재에 남아있는 시멘트 페이스트는 볼밀 등의 물리적 마쇄공정에 의해 제거된다. 골재에 비하여 상대적으로 내마모성이 약한 시멘트 모르타르나 페이스트가 먼저 선택적으로 제거되어 미분말로 분리되면서 방사성 물질이 제거된다. 이러한 가열분쇄 및 마쇄 기술은 콘크리트 해체 폐기물의 감용 및 오염된 핵종의 분리시 콘크리트 폐기물 표면 및 내부에 존재하는 방사성 핵종을 분리시켜 콘크리트 모재의 비방사능을 감소시켜 제염의 역할을 하며, 궁극적으로는 처분대상 폐기물을 감용하고 생산된 골재는 원자력 시설 내 제한적으로 재활용할 수 있다.

Ⅲ. 실 험

본 실험에 사용한 콘크리트 폐기물은 TRIGA 연구로 해체 시 발생된 비방사성 경량콘크리트와 중량콘크리트, 방사화 중량콘크리트, 우라늄 변환시설 해체 시 발생된 오염된 경량콘크리트를 사용하였다. 본 연구에서 수행한 실험절차는 Fig. 2와 같다. 연구로 해체 현장에서 채취한 오염되지 않은 중량콘크리트와 경량콘크리트는 일차적으로 실험실 규모의 조크러셔를 사용하여 40 mm 이하로 1차 분쇄하였다. 분쇄된 시료에부터 사분법에 시료를 분리한 다음 시료의 무게를 일정하게 취하였다. 동위원소 원액의 방사능 농도가 높기 때문에 2N 농도의 HNO_3 10 ml에 5.6 mCi의 방사성 동위원소를 희석하여 사용하였다. 10 *ml* vial에서 0.2 *ml*를 채취하여 증류수 49.8 *ml*를 첨가하였다. 50 *ml*에서 다시 0.5 *ml*를 채취하여 재차 희석하여 오염용액을 제조하였다. 사분법에 의해 채취한 중량 및 경량 콘크리트에 희석된 Co-60 용액 100 *ml*을 첨가하여 2시간 동안 침전시켜 오염 시킨 후 72 시간동안 대기 중에서 건조시켰다. 건조된 시료는 초기 비방사능 측정하여 데시케이터 속에 보관하여 사용하였다. 동위원소 오염 실험에 사용된 경량콘크리트의 초기 비방사능은 12 Bq/g~13.5 Bq/g 값을 중량콘크리트의 경우 15.6~17 Bg/g의 값을 보였다. 오염시킨 콘크리트 시료는 300, 500, 700℃에서 1시간 동안 가열 하여 대기

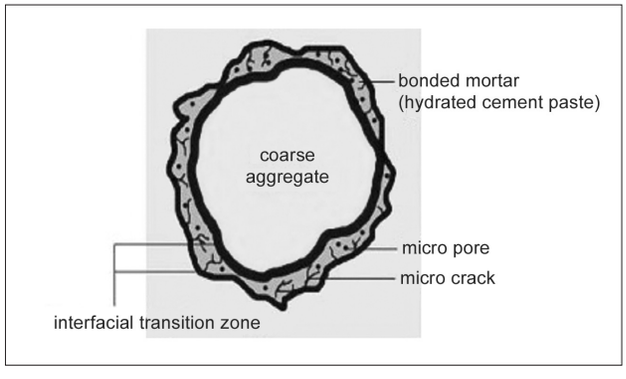

Fig. 1. The schematic of concrete waste

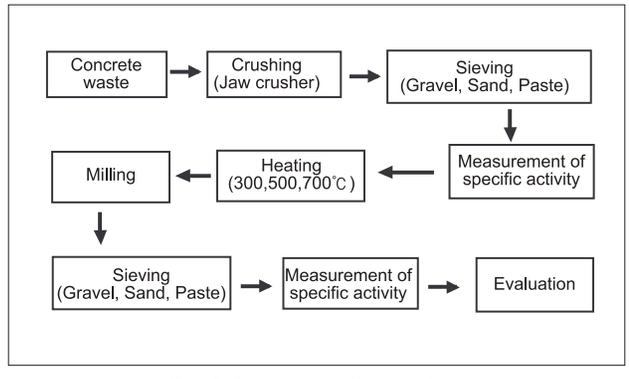

Fig. 2. Experimental procedure

중에서 자연냉각 시킨 후 볼밀을 사용하여 마쇄하였으며 마쇄된 시료는 다시 체 분리를 통해 굵은 골재, 잔골재, 미분말로 체 분리를 한 다음 γ-spectroscopy를 사용하여 시료의 비방사능(specific activity)을 측정하여 온도에 의한 미분말의 제거 특성과 방사성 물질의 골재별 분배 특성을 살펴보았다. 방사화 중량콘크리트의 경우 TRIGA 현장에 적재되어 있는 200L 드럼으로부터 굵은골재, 잔골재, 미분말로 입도선별을 위한 체 분리를 수행한 후 굵은 골재 1600g, 잔골재 1400g은 1000ml 측정용기에 미분말 130g은 80ml 측정용기에 담아 γ-spectroscope를 사용하여 시료의 비방사능(specific activity)을 측정하여 각 골재에 대한 핵종의 분배특성을 살펴보았다. 선별된 굵은 골재와 잔골재만을 사용하여 450℃에서 40분 동안 열처리 한 후 약 30분 동안 볼밀을 사용하여 분쇄한 후 생산된 골재를 80㎖ 측정용기에 담아 비방사능을 측정하였다. 우라늄 변환시설 해체 시 발생된 콘크리트 폐기물 역시 중량콘크리트 폐기물 실험 방법과 동일하게 수행하여 핵종의 분배 및 제거율을 살펴보았다.

IV. 결과 및 고찰

가. 방사성 오염 콘크리트의 핵종 분배특성

골재의 오염도에 가장 큰 영향을 주는 것은 콘크리트 골재에 부착된 시멘트 페이스트이다. 가열분쇄에 의한 해체 콘크리트 폐기물에 오염된 방사성 콘크리트 물질을 제거하는 기술은 콘크리트 덩어리를 가열하여 시멘트 페이스트를 탈수시켜 열화시킨 후 골재가 파쇄 되지 않는 정도로 마쇄하여 골재의 주변에 부착된 모르타르와 시멘트 페이스트를 선택적으로 제거하여 방사성 물질을 회수하는 것이다. Fig. 3은 연구로 해체 현장에서 발생된 비방사성 콘크리트 폐기물에 방사성 동위원소인 Co-60을 오염시킨 후 300, 500, 700℃에서 가열한 후 냉각 후 볼밀을 사용하여 1차로 골재의 입도개선 및 몰타르를 제거한 후 생산된 골재의 비방사능 값이다. 그림에서 보는 바와 같이 대부분의 핵종은 1 mm 이하의 미분말에 농축되어 있으며, 골재의 성분이 자갈과 모래는 미미하게 오염되어 있음을 알 수 있었다. 가열온도가 증가함에 따라 더욱 더 많은 양의 방사성핵종이 페이스트에 농축되었으며 골재의 시멘트의 분리를 위해서는 열적 전처리가 필요함을 알 수 있었다. 시멘트의 주요구성 물질은 C_3S, C_2S, C_3A, C_4AF로 이들은 반응성이 높은 무수화물이며 물과 반응하여 용해도가 낮은 안정한 수화물을 생성한다. 보통 포틀랜드 콘크리트 타설시 생성되는 칼슘실리케이트의 수화물은 시멘트의 수화에 의해 가장 다량으로 생성되는 저 결정성 C-S-H 상이 생성된다. 콘크리트에 있어서 골재들을 강고하게 결합시키고 있는 접착수단은 시멘트페이스트라고 하는 수화반응이 충분히 진행된 시멘트 수화생성물 이다. 수화생성물인 칼슘 실리케이트가 시멘트 경화제 역할을 수행하는데 이 경화제가 가열 공정에서 접착기능을 완전히 상실하게 되며 가열된 콘크리트는 볼밀 공정의 마쇄 과정에서 골재간의 마찰뿐만 아니라 중량의 큰 금속질의 매체와 접촉하여 이들 간의 마찰력으로 인해 결합력이 상실된 페이스트가 제거되면서 페이스트 표면에 부착되어 있던 방사성 핵종과 함께 제거되기 때문이다. 1차 분쇄 후 생산된 시료(Fig. 3) 중 미분말을 제외한 골재에 대해 2차 마쇄 공정을 수행하여 생산된 골재의 비방사능 값을 Fig. 4에 나타내었다. 그림에서 보는 바와 같이 1차 분쇄 후 골재의 표면에 부착되어 있는 방사성 물질이 2차 마쇄 공정 이후 현저히 감소됨을 확인할 수 있었으며 온도가 증가함에 따라 콘크리트 폐기물의 대부분을 자치하는 자갈 및 모래에서 비방사능 값이 감소하는 경향을 나타내었다. 본 실험 결과를 통해 방사성 물질은 밀도가 높으며 SiO_2 성분으로 구성된 치밀한 구조를 가

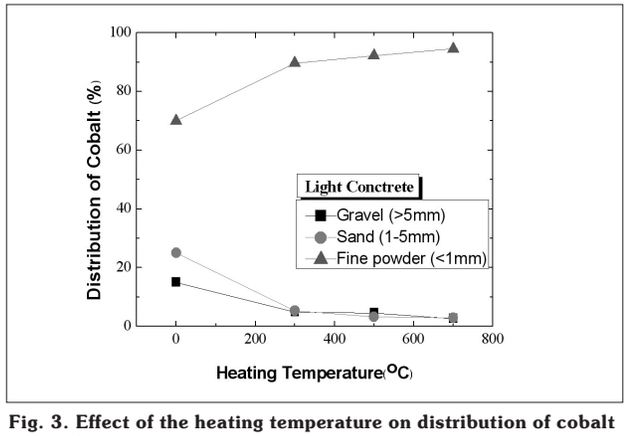

Fig. 3. Effect of the heating temperature on distribution of cobalt in the light concrete.

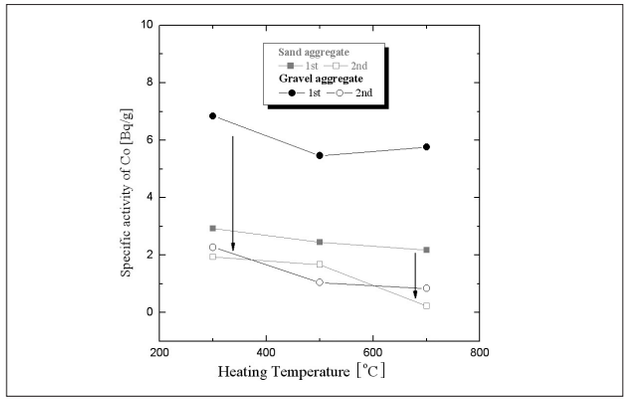

Fig. 4. Effect of the 2nd milling on distribution of cobalt in the light concrete

지고 있는 자갈과 모래성분 보다는 다공성 물질의 페이스트에 오염됨을 확인할 수 있었다.

나. 방사화 콘크리트의 핵종 분배특성

연구로 해체 폐기물중 방사성 폐기물의 경우 중성자 조사에 의해 방사화된 중량 콘크리트가 전체 방사성폐기물의 양의 약 90%를 차지한다. 이러한 폐기물의 경우 제염이 불가능하여 현재 4 m^3 및 200 L 드럼에 저장하여 보관되어 있다. 연구로 2호기 수조 콘크리트 중 가장 방사화가 많이 진행된 것으로 판단되는 전단부 수조 콘크리트를 대상으로100 mm 깊이 단위로 채취된 시료를 파쇄하여 동축형 감마핵종분석(HPGe, Canberra사) 장치를 사용하여 깊이별 방사화 분포를 측정한 결과 최대 150 Bq/g으로 측정되었으며, Thermal Column 내부를 관통하는 빔포트가 위치하고 있어 중성자에 의한 방사화정도가 주변지역보다 높기 때문이다 깊이에 따라 방사능 분포가 지수적으로 감소하는 형태를 보여주었고 주요 검출핵종은 Co-60, Eu-152이며 일부 방사화정도가 높은 지역에서는 Eu-154 및 Cs-134이 검출되었다. 최대 방사화된 연구로 내부표면에서 검출된 핵종별 방사화분포를 살펴보면 전체 방사능의 66%를 Co-60이 차지하고, 약 28% 을 Eu-152가 차지하고 있는 것으로 보고되었다 [12]. Co-60은 수 ppt로 자연중에 존재하는 $^{59}Co(n,\gamma)$에 의해 생성되나 그 양은 미미하나 콘크리트 폐기물 자체 처분 시 모든 핵종에 대해 10 μSv/year가 적용되는데 이때 방사성 피폭문제를 야기시키는 주요 핵종이기 때문에 반드시 고려되어야 할 핵종이다. 원자로의 구조체인 수조콘크리트의 Fe, Ni 동위원소가 구조체에 의해 포함되어 원자로 운전과정에서 생성되는 중성자와 상호작용에 의해 방사화되어 Fe-55와 Ni-63 동위원소가 생성된다. 실제 연구로 2호기의 깊이별 수조콘크리트 시료에 대한 Fe-55의 비 방사능 분석시 최대 350 Bq/g로 방사화 콘크리트의 자체처분 시나리오 평가시 콘크리트 처리 작업자에 대해 Fe-55은 916 Bq/g까지 10 μSv/year에 만족한 값으로 평가됨에 따라 10 μSv/year 값의 범위 내에 있기 때문에 이는 고려하지 않았으며 감마방출핵종인 Co-60에 대해서만 가열분쇄공정을 적용하여 생산된 골재의 핵종 분배특성을 고려하였다.

Fig. 5는 연구로 해체 완료 후 200 L 드럼에 포장되어 있는 방사화 중량 콘크리트를 기계적 파쇄 후 5 mm 이상의 굵은 골재와 1~5 mm 사이의 잔골재, 1 mm 이하의 미분말로 체분리하여 각각의 시료에 대한 방사능을 측정하였다. 그림에서 보는 바와 같이 방사화된 중량 콘크리트 역시 앞에서 수행한 RI 오염 콘크리트 폐기물의 핵종 분포 특성과 유사한 특성을 보였다. 굵은 골재의 비방사능은 0.17 Bq/g, 잔골재의 비방사능은 3.48 Bq/g, 페이스트의 비방사능은 78.5 Bq/g을 나타내었다. 방사화 중량 콘크리트의 구성성분중 자갈 및 모래보다는 다공성 물질의 시멘트 페이스트에 대부분의 방사성 핵종이 농축되어 존재함을 알 수 있었으며 기계적 체 분리에 의해 상당량의 방사화 콘크리트 감용이 가능하며 처분비용을 절감할 수 있을 것으로 사료된다. 중량 콘크리트의 성분 분석 결과 자철광(Fe_2O_3)이 40 wt%, CaO 성분이 15 wt%, SiO_2 성분이 30 wt%로 구성되어 있다.

Fig. 6은 Fig. 5에서 체 분리된 방사화 중량 콘크리트의 5 mm 이상의 굵은 골재와 1-5 mm 크기의 잔골재에 대해 전기로에서 400℃로 40분 가열한 후 볼밀에서 30분 마쇄하여 체분리 후 골재의 크기별로 5 mm 이상의 자갈, 1~5 mm 사이의 모래, 1 mm 이하의 미분말 시료에 대한 비방사능을 측정하였다. 그림에서 보는 바와 같이 굵은 골재의 초기 비방사능은 0.17 Bq/g으로 분석되었으나 가열 분쇄 공정을 수행한 결과 굵은 골재인 자갈(Gravel)에서는 0.06 Bq/g, 잔골재의 모래성분에서는 0.13 Bq/g의 비방사능 값을 나타내었으며, 이때 생산된 시멘트 페이스트의 미분말 비방사능은 1.74 Bq/g

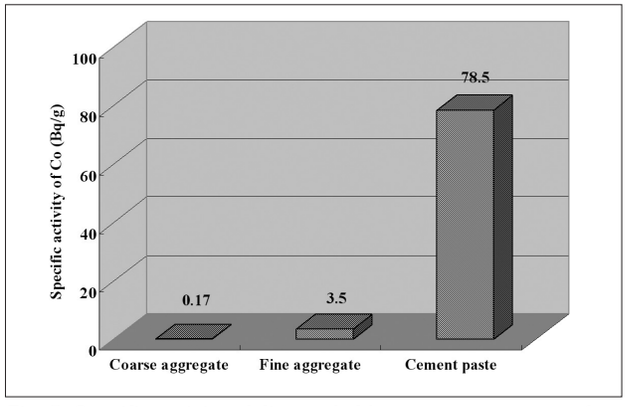

Fig. 5. Specific activity of dismantled heavy concrete waste after crushing and sieving

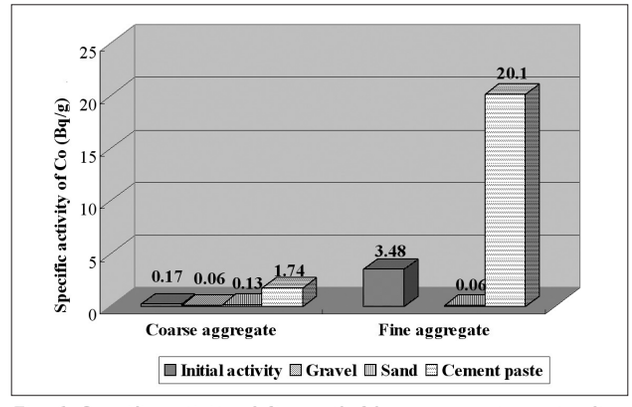

Fig. 6. Specific activity of dismantled heavy concrete waste after heating and milling test

의 값을 나타내었다. 1~5 mm 사이의 잔골재에서는 초기 오염도 값이 3.48 Bq/g의 값을 나타내었으나 가열공정을 거친 결과 0.059 Bq/g으로 비방사능이 현저히 감소하였으며, 미분말의 비방사능은 20.1 Bq/g으로 대부분의 방사성 핵종이 미분말에 농축되어 존재하였다.

Fig. 7은 연구로 해체후 200 L 드럼에 적재되어 있는 방사화 중량 콘크리트를 체 분리 한 후 가열 분쇄 공정 적용한 후 자체처분이 가능한 골재의 회수율을 나타내었다. 회수된 굵은 골재의 약 80%, 잔골재의 약 38% 정도 감용 할 수 있는 것으로 나타났다.

다. 우라늄 변환시설 콘크리트의 핵종 분배특성

우라늄 변환시설 해체 콘크리트 폐기물은 시멘트와 모래의 비가 1:3으로 배합된 몰타르 시멘트와 일반 경량콘크리트 두 종류로 나누어지며 대부분 입자성 표면 오염으로 오염물질은 AUC, ADU, UO_2 및 UNH로 이루어져 있다. 우라늄 변환시설 해체시 발생된 콘크리트 폐기물중 미세 잔골재에 대해 골재의 크기별로 세분화하여 체분리 만을 수행한 결과 값을 Fig. 8에 도시하였다. 그림에서 보는 바와 같이 1 mm 이하의 페이스트에 우라늄 핵종이 분포됨을 확인할 수 있었으며, 0.15 mm 이하의 미세분 입자에 상당량의 핵종이 농축되어 있어 우라늄변환시설 해체 콘크리트 폐기물 역시 연구로 방사화 해체 콘크리트 폐기물과 동일하게 가열분쇄공정 적용에 의해 감용 및 자체처분이 가능할 것으로 판단되었다. 이에 따라 우라늄 변화시설 콘크리트 폐기물 부피감용을 위해 해체 현장으로부터 콘크리트 시료를 채취하여 초기오염도를 분석하였다. 초기 비방사능이 6.5 Bq/g인 일반 경량 콘크리트 해체폐기물을 가열분쇄공정에 의해 처리 하였을 시 체분리된 골재 크기에 따른 오염도 분포를 Fig. 9에 도시하였다. 가열 분쇄 공정 후 굵은 골재인 자갈에 존재하는 비방사능은 0.28 Bq/g, 잔골재인 모래에 존재하는 비방사능은 1.97 Bq/g를 나타냈으며, 대부분의 방사능은 페이스트에 26.5 Bq/g로 농축되어 있었다. 굵은 골재보다는 잔골재가 여러 시험에서 다소 높게 나타나는데 이는 완전 마쇄되지 않은 페이스트덩어리가 잔골재에 남아 있어 오염도를 상승시키는 결과를 초래하였다.

가열 분쇄 공정이후 생산된 골재의 회수율을 Fig. 10에 나

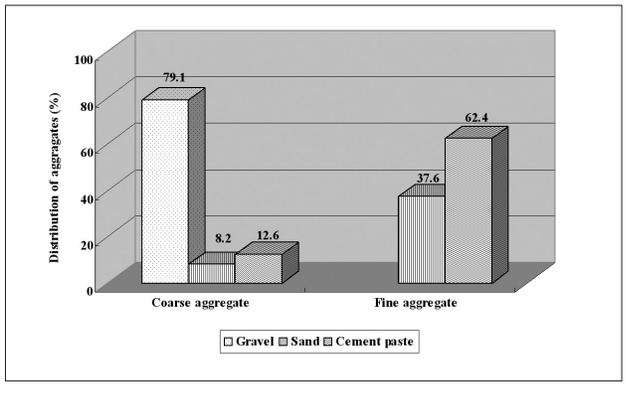

Fig. 7. Distribution of aggregates for dismantled heavy concrete after heating and milling tests.

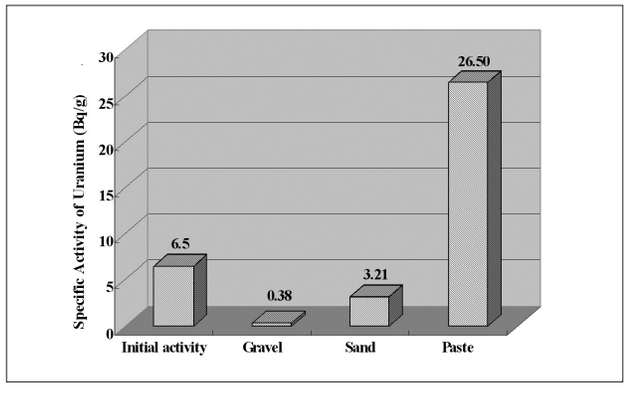

Fig. 9. Specific activity of contaminated uranium concrete waste.

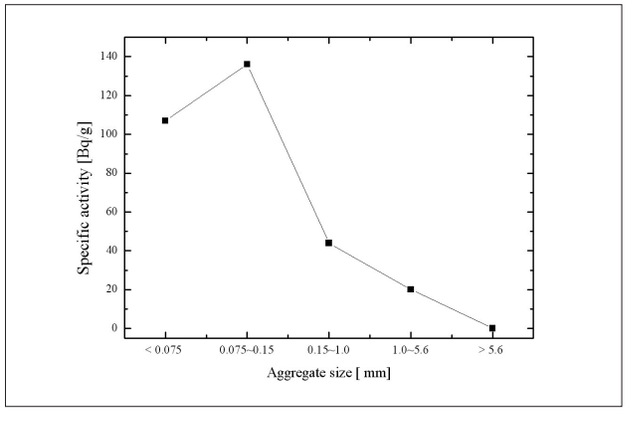

Fig. 8. Distribution of the specific activity for aggregates size.

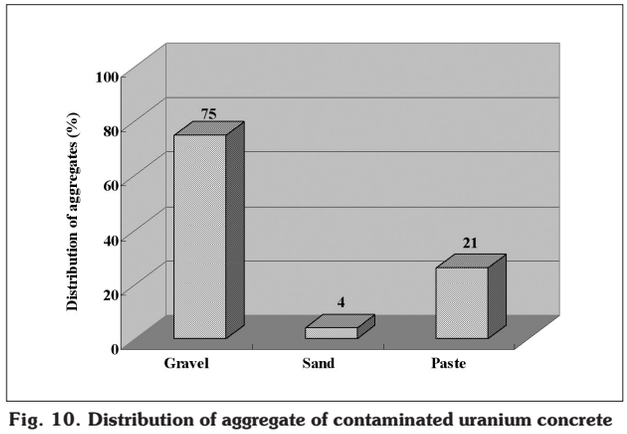

Fig. 10. Distribution of aggregate of contaminated uranium concrete waste.

타내었다. 회수된 굵은 골재의 75% 이상 감용 할 수 있는 것으로 나타났다. 따라서 우라늄으로 오염된 콘크리트 폐기물 역시 가열분쇄에 의해 방사성폐기물과 자체처분 대상 폐기물로 분리가 가능함을 확인하였으며, 가열분쇄공정에 의해 우라늄 시설 방사성 해체 콘크리트 폐기물의 약 75% 이상을 감용 및 자체처분 할 수 있는 것으로 평가되었다. 1mm 이하의 미분말에 농축되어 있는 우라늄 핵종은 입자성 형태로 오염되어 있기 때문에 질산 등의 제염용액을 사용하여 용출 제염 시 상당한 부피감용이 가능할 것으로 사료된다.

V. 결 론

원자력 시설에서 발생된 해체 콘크리트 폐기물에 대해 가열분쇄 공정을 적용하여 방사성 물질의 분배특성 고찰 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 오염된 해체 콘크리트 폐기물의 가열 공정 시 300～500 ℃의 건식 열처리 공정이 효과적이었으며 콘크리트에 오염된 ^{60}Co은 대부분 1 mm 이하의 페이스트에 농축되어 분포하였다.

2. 연구로 방사화 중량 콘크리트는 시멘트에 존재하는 불순물의 중성자 조사에 의해 방사화된 Co-60 방사성 핵종은 대부분 페이스에 존재하였으며 가열 분쇄 미 분리 후 약 80%의 방사성 폐기물을 감용할 수 있었다.

3. 우라늄 변환시설 해체 콘크리트 폐기물은 초기 비방사능은 6.5 Bq/g에서 가열 분쇄공정 후 굵은 골재인 자갈에 존재하는 비방사능은 0.28 Bq/g로 나타났으며 약 75% 이상의 방사성 폐기물을 감용할 수 있었다.

참고문헌

[1] U. S Jung, B. G. W. Lee, D. S, Hang, S. G. Park, S. T. Hang and J. H Park, "Current status of decommissioning projects and their strategies in advanced countries", KAERI/TR-3422 (2007)

[2] H. Ueki, "Verification test of decommissioning waste processing system-S technique on recycling concrete waste ; utilization of radioactive concrete for fillingmaterial", Proc. Int. Conf. on Environmental Remediation, Tokyo, Japan, Sept. 26-30 (1999)

[3] T. Ishidura, "Utilization of radioactive waste for solidifying materials to fill waste forms", Proc. Int. Conf. on Environmental Remediation, Brugges, Belgium (2001)

[4] Cornelissen, H. A. W., "Test installation for volume reduction of contaminated/Activated concrete." KEMA-report 40913-KET/R&B 95-4078 (1995)

[5] Peeze binkhorst, I.A.G.M., "Rebondin intermediate Report part 1 and part2", KEMA report 00332-KST/MAT 97-6632 (1997)

[6] M. Sukekiyo, S. Saishu and T. Ishikura, " The Technical Development on Recycled Aggregate Concrete for Nuclear Facility", www.nupec.or.jp, (2006)

[7] Peeze binkhorst, I.A.G.M, "Technology for reused of contaminated concrete constituents", IAEA-TECDOC-1022 (1998)

[8] EUROPEAN COMMISSION, "Recycling and Reuse of Radioactive Material in the Controlled Nuclear Sector", Nuclear Safety and The Environment, Report EUR 18041

[9] J. H. Park, G. I. Lee, G. S. Chung, U. S. Jung, G. W. Lee, G. H. Chung and S. B. Hong, "Decontamination and Decommissioning Project for the Nuclear Facilities", KAERI /RR-2700 (2006)

[10] B. Y. Min, P. S. Song, H. H. Ahn, W. K. Choi, C. H. Jung, W. Z. Oh and Y. Kang, "Melting Characteristics for Radioactive Aluminum Wastes in Electric Arc Furnace", J. of the Korean Radioactive Waste Soc., 4 (1), p.p 33-40 (2006)

[11] P. S. Song, W. K. Choi, B. Y. Min, H. I. Kim, C. H. Jung and W. Z. Oh, "Characteristics of the Decontamination by the Melting of Aluminum Waste", J. of the Korean Radioactive Waste Soc., 3(2), p.p 95-104 (2005)

[12] T. L. White, D. Jr. Foster, C. T. Wilson and C. R. Schaich, Phase II microwave concrete decontamination results, ORNL Rep. No. De-AC05-84OR21400, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn. (1995)

[13] E. J. Cox and R.Garde, "decontamination of concrete surfaces at the Los Alamos Scientific Laboratory", PNL-SA-8855 (1990)

[14] Y. Koga, T. Inoue, H. Tateyashiki, M. Sukekiyo, M, Okamotom, and T. Asano, A process for

separating aggregate from concrete waste surging the dismantlement of nuclear power plant. Radioactive Waste Research, 3, p.p. 17-26 (1997)