보안과제 ( ) 일반과제 (○) KAERI/RR-3128/2009

원자력시설 제염해체기술 개발 (Ⅲ)

Development of the
Decontamination and Decommissioning Technology for
Nuclear Facilities

해체폐기물 재활용 기술

Technology Development for Recycling of
Decommissioning Waste

한국원자력연구원

교 육 과 학 기 술 부

제 출 문

교육과학기술부장관 귀하

이 보고서를 "원자력시설 제염해체기술 개발"과제 (세부과제 "해체폐기물 재활용 기술 개발")의 보고서로 제출합니다.

2010. 4. 20

주관연구기관명 : 한국원자력연구원

주관연구책임자 : 최 왕 규

연 구 원 : 김 계 남, 이 근 우,
정 종 헌, 오 원 진,
문 제 권, 원 휘 준,
정 관 성, 이 기 원,
민 병 연, 송 평 섭,
황 두 성, 황 성 태,
정 경 환, 홍 상 범,
이 은 표, 김 상 민,
김 계 홍, 박 정 우,
이 민 우

보고서초록

과제고유번호	2009-0062321	해당단계 연구기간	2007. 3. 1~ 2010. 2. 28	단계 구분	1단계 / 3단계
연구사업명	중 사 업 명	원자력기술개발사업			
	세부사업명	핵연료주기			
연구과제명	대 과 제 명	원자력시설 제염해체 기술개발			
	세부과제명	해체폐기물 재활용 기술개발			
연구책임자	최 왕 규	해당단계 참여연구원수	총 : 18.37 명 내부 : 7.92 명 외부 : 10.45 명	해당단계 연구비	정부: 1,614 천원 기업: 천원 계: 1,614 천원
연구기관명 소속부서명	한국원자력연구원 제염해체기술개발부		참여기업명		
국제공동연구	상대국명 :		상대국연구기관명 :		
위 탁 연 구	연구기관명 : 충남대학교		연구책임자 : 강 용		

요약 (보고서 면수: 236)

1. 연구개발 목표 및 내용

원자력 시설의 해체 시 다량으로 발생하는 해체폐기물의 안전 처리기술로 콘크리트 해체폐기물 감용 및 재활용 공정장치를 개발함

- 콘크리트 해체폐기물 재활용 방안 설정 및 평가
- 콘크리트 해체폐기물 가열분쇄 감용기술개발
- 콘크리트 미분말 감용 및 안정화 기술개발

2. 연구결과

국내외 규제해제 기준에 따른 콘크리트 폐기물 재활용(또는 자체처분) 방안을 설정하고, 이들 방안에 대한 방사선학적 안전성 평가를 통해 작업자 및 일반 대중의 피폭선량을 평가하여 핵종별 규제 해제 농도를 산출함으로써 콘크리트 폐기물의 비원자력 분야 재활용 및 원자력 분야의 제한적 재활용에 대한 가열분쇄 감용 및 재활용 공정장치의 성능 요건을 제시하였다. 콘크리트 해체폐기물 재활용 방안 평가를 통해 제시된 결과를 토대로 연구로 및 우라늄변환시설 해체 현장으로부터 발생된 콘크리트 폐기물의 열적/기계적 처리 특성시험을 통한 가열분쇄 공정을 최적화 하였으며, 이를 통해 약 70%의 방사성 콘크리트 해체폐기물을 감용할 수 있는 공정을 확립하였고, 열처리와 동시에 분쇄가 이루어지는 독창적인 일체형 가열분쇄 공정장치 및 패들형 회전 충격 분쇄 공정장치를 개발하였다. 방사성 콘크리트 해체폐기물의 가열분쇄공정 과정에서 발생되는 20%를 상회하는 방사성 콘크리트 미분말에 대한 안정화공정 개발의 일환으로, 콘크리트 미분말의 수화성 회복을 위한 열적 처리 및 미분말 고화체 성능 향상을 위한 화학적 처리를 통하여 콘크리트 미분말을 최대로 포함하는 고화체 제조조건을 도출함으로써 고화체의 부피 증가를 최소화시키는 안정화공정을 확립하였고, 공정 비교 평가를 위한 방안으로 고온 슬래깅 공정개발을 통하여 현 국내 콘크리트 해체폐기물(연구로 중량콘크리트, 우라늄 변환시설 경량콘크리트) 발생 특성을 고려한 콘크리트 미분말 폐기물 최적 슬래깅 고화체 제조 조건을 도출하였으며, 중량 및 경량 콘크리트 미분말의 배합비에 따라 감용율 65% 이상을 실현하였다.

색 인 어 (각 5개 이상)		
	한 글	해체콘크리트폐기물, 콘크리트미분말, 감용, 슬래깅, 고화체
	영 어	Decommissioning concrete waste, Concrete fine powder, Volume reduction, Slagging, Cemented waste form

요 약 문

Ⅰ. 제 목

해체 폐기물 재활용 기술개발

Ⅱ. 연구개발의 목적 및 필요성

미국, 영국 프랑스 등 해외 원자력 선진국들은 역할이 끝난 원자력시설의 제염·해체를 대규모로 추진하고 있어 제염·해체사업이 가장 중요한 원자력 산업의 하나가 되고 있다. 국내에서도 TRIGA 연구로 및 우라늄변환시설의 퇴역으로 제염·해체 사업이 진행되고 있다. 이러한 원자력 시설의 해체 시에는 방대한 양의 콘크리트 폐기물을 비롯한 다양한 해체 폐기물이 발생하므로 효과적인 폐기물의 처리 대책이 시급한 실정이다. 2009년 말 현재, 연구로 해체 시 발생된 총 2000 톤의 콘크리트 폐기물중 약 260 톤의 방사화 중량콘크리트와 우라늄변환시설 해체 시 100톤 이상의 우라늄으로 오염된 콘크리트 해체폐기물이 발생되었다. 방사성 콘크리트 해체폐기물은 적절한 처리를 통해 자체처분 하거나 재활용한다면 처분 대상 폐기물량의 감소로 인한 처분 비용의 절감 및 처분 안전성의 증대뿐만 아니라 자원의 재활용성을 증대시킨다는 점에서 매우 긍정적인 측면을 가지고 있으므로 이에 대한 기술 개발이 필요하다.

Ⅲ. 연구개발의 내용 및 범위

원자력시설 해체 시 발생하는 콘크리트 해체폐기물의 감용 및 재활용기술 개발을 통해 해체폐기물의 안전처리기술을 확보하기 위한 본 연구의 내용 및 범위는 다음과 같다.

- 콘크리트 해체폐기물 재활용 방안 설정 및 평가
  - 비원자력분야 재활용 방안 평가
  - 원자력분야 제한적 재활용 방안 평가
- 콘크리트 해체폐기물 가열분쇄 감용기술개발
  - 콘크리트 해체폐기물 특성 평가
  - 콘크리트 폐기물 부피감용 단위공정 시험 및 평가
  - 콘크리트 해체폐기물 열적/기계적 분리 공정개발
  - 콘크리트 해체폐기물 가열분쇄 감용장치 제작 및 기술실증

- 콘크리트 미분말 감용 및 안정화 기술개발
  - 콘크리트 미분말 화학적 재생 및 고화 공정개발
  - 콘크리트 미분말 슬래깅 공정개발 및 기술실증

Ⅳ. 연구개발 결과

국내외 규제해제 기준에 따른 콘크리트 폐기물 재활용(또는 자체처분) 방안을 설정하고, 이들 방안에 대한 방사선학적 안전성 평가를 통해 작업자 및 일반 대중의 피폭선량을 평가하여 핵종별 규제 해제 농도를 산출함으로써 콘크리트 폐기물의 비원자력 분야 재활용 및 원자력 분야의 제한적 재활용에 대한 가열분쇄 감용 및 재활용 공정장치의 성능 요건을 제시하였다.

콘크리트 해체폐기물 재활용 방안 평가를 통해 제시된 결과를 토대로 연구로 및 우라늄 변환시설 해체 현장으로부터 발생된 콘크리트 폐기물의 열적/기계적 처리 특성시험을 통한 가열분쇄 공정을 최적화 하였으며, 이를 통해 약 70%의 방사성 콘크리트 해체폐기물을 감용할 수 있는 공정을 확립하였고, 열처리와 동시에 분쇄가 이루어지는 독창적인 일체형 가열분쇄 공정장치 및 패들형 회전 충격 분쇄 공정장치를 개발하였다.

방사성 콘크리트 해체폐기물의 가열분쇄공정 과정에서 발생되어 초기 콘크리트 해체폐기물의 20%를 상회하는 방사성 콘크리트 미분말에 대한 안정화공정 개발의 일환으로, 콘크리트 미분말의 수화성 회복을 위한 열적 처리 및 미분말 고화체 성능 향상을 위한 화학적 처리를 통하여 콘크리트 미분말을 최대로 포함하는 고화체 제조조건을 도출함으로써 고화체의 부피 증가를 최소화시키는 안정화공정을 확립하였고, 공정 비교 평가를 위한 방안으로 고온 슬래깅 공정개발을 통하여 현 국내 콘크리트 해체폐기물(연구로 중량콘크리트, 우라늄 변환시설 경량콘크리트) 발생 특성을 고려한 콘크리트 미분말 폐기물 최적 슬래깅 고화체 제조조건을 도출하였으며, 중량 및 경량 콘크리트 미분말의 배합비에 따라 감용율 65% 이상을 실현하였다.

결론적으로, 본 연구를 통해 독창적인 가열분쇄 감용 공정장치를 개발하고 기술을 실증함으로써 국내 원자력시설 해체 시 발생하는 대량의 콘크리트 해체폐기물에 대한 적용성을 확보하였으며, 연구로 방사화 중량콘크리트(약 260톤)와 우라늄 변환시설 경량콘크리트 (100톤 이상) 감용 및 자체처분 사업 적용기술로 활용할 시 약 80억 원 이상의 처분 비용 절감이 기대된다.

Ⅴ. 연구개발 결과의 활용계획

당면한 국가 제염해체 사업인 연구로 및 우라늄 변환시설 해체 시 발생한 콘크리트 해체폐기물의 감용 및 자체처분에 의한 최종처분부피 감용에 기술을 적용하여 방사성 콘크리트 해

체폐기물 관리방안 확립에 기여하고, 향후 원자력 발전소를 포함한 대규모 원자력 시설 해체 사업 시 발생하는 콘크리트 해체 폐기물 처리에 기술의 활용이 기대된다.

내용없음

SUMMARY

Ⅰ. Project Title

Technology Development for Recycling of Decommissioning Waste

Ⅱ. Objective and Importance of the Project

Decontamination and decommissioning (D&D) becomes one of the most important nuclear industries in advanced countries including USA, UK and France where the D&D for the retired nuclear facilities have been pushed on a large scale. In Korea, two decommissioning projects have been carried out due to retire of nuclear research facilities such as Korean research reactors (KRRs) and a uranium conversion plant (UCP). Prompt countermeasure for an effective waste treatment should be taken to deal with a lots of wastes including concrete wastes generated by dismantling the retired nuclear facilities. As of the end of 2009, about 2,000 tons of concrete wastes, among which about 260 tons are radioactive heavy weight concrete wastes, were generated by dismantling KRR-2. And also, more than 100 tons of concrete wastes contaminated with uranium compounds have been generated during the decommissioning of UCP. The volume reduction and the self disposal or recycle of the radioactive concrete wastes through an application of appropriate treatment technologies have some merits from the positive view point of an increase in resource recyclability as well as a decrease in the amount of waste to be disposed resulting the reduction of disposal cost and the enhancement of disposal safety. Therefore, it is essential to develop a volume reduction and self-disposal technology for dismantled concrete wastes.

Ⅲ. Scope and Contents of the Projects

In order to establish a safe treatment technology for the dismantled concrete wastes, the technology development for a volume reduction and self-disposal of the concrete wastes generated by dismantling nuclear facilities was carried out with the contents and the scope as follows :

- Establishment of the scenarios and the radiological safety assessment in the recycling of dismantled concrete wastes
  - Assessment of the scenarios for recycling in non-nuclear filed

- Assessment of the scenarios for limited recycling in nuclear field

• Technology development for a volume reduction of dismantled concrete wastes by thermal and mechanical treatment

- Characterization of dismantled concrete waste
- Test and evaluation of the unit process for a volume reduction of dismantled concrete waste
- Process development for the thermal and mechanical treatment of dismantled concrete waste
- Fabrication of the thermal and mechanical equipment for a volume reduction of dismantled concrete waste and technology demonstration

• Technology development for volume reduction and stabilization of fine concrete waste

- Process development for a regeneration of the fine concrete waste
- Process development for a slagging of the fine concrete waste

Ⅳ. Results and Proposal for Application

The scenarios for recycling or self-disposal of concrete wastes was established according to the regulatory requirements for clearance settled up in overseas countries as well as our country. Through the radiological safety assessment for those scenarios, the exposure rate for the workers and the public was evaluated to come up with the clearance level of radioactive nuclides. On the basis of the results, the necessary condition of the process equipment for a volume reduction and self-disposal was suggested toward recycling in non-nuclear field and limited recycling in nuclear filed.

In order to satisfy the clearance level suggested from the assessment of the scenarios for recycling of dismantled concrete wastes, the processes for thermal crushing and mechanical grinding were optimized through the experiments on the characteristics of the thermal and mechanical treatment of concrete wastes generated from the KRR and UCP. As a consequence, the process which can be reduced the radioactive concrete waste volume by about 70% was established. And also, not only the originative integrated thermal crushing equipment in which the concrete wastes were crushed simultaneously with the thermal treatment but also the rotated paddle type impact crushing equipment were developed.

The radioactive fine concrete waste was generated by above 20wt% of the initial

weight of the concrete waste during the thermal and mechanical treatment. As a part of a process development for the stabilization of radioactive fine concrete waste, an optimized stabilization processes which have the conditions for manufacturing cemented waste form containing the maximum content of fine concrete waste resulting the minimization of increase in volume of cemented waste form was established through the thermal treatment to regenerate the hydration property of fine concrete waste and the chemical treatment to enhance the properties of cemented waste form. As an way to compare the stabilization processes for radioactive fine concrete wastes, the research and development on slagging process was carried out with the consideration of the characteristics of dismantled concrete wastes generated in the KRR and UCP. An optimum solidified waste form by slagging was established and a volume reduction rate of above 65% could be obtained according to the mixing ratio of the heavy weight fine concrete waste generated from KRR and the light weight fine concrete waste generated from UCP.

In conclusion, the applicability of the technology to a large amount of dismantled concrete wastes generated by dismantling domestic nuclear facilities was secured through the development of the originative integrated thermal crushing and mechanical grinding equipments and the technology demonstration for a volume reduction of dismantled concrete wastes. By use of this technology as a volume reduction and self-disposal for the activated heavy weight concrete waste from KRR (about 260 tons) and the light weight concrete waste contaminated with uranium compounds from UCP (above 100 tons), it is expected that the waste disposal cost can be cut down on more than 8 billion won.

V. Application Plan for the Research Results

It is expected that the technology for a volume reduction and self-disposal of dismantled concrete wastes can be contributed to the establishment of a management plan for radioactive dismantled concrete wastes through the minimization of final waste volume for disposal by appling the technology to the concrete wastes generated by dismantling retired research reactors and a uranium conversion plant and used in the decommissioning of a large scale nuclear facilities including commercial nuclear power plant in the near future.

내용없음

CONTENTS

Chapter 1 Introduction ····· 1

Chapter 2 Technology Development Status ····· 5
Section 1 Domestic Research and Development Status ····· 5
1. Development Status for Recycling Concrete Waste ····· 5
2. Development Status for Application Technology of Concrete Waste ····· 16
Section 2 Overseas Research and Development Status ····· 25
1. Recycling Status of concrete waste ····· 25
2. Development Status for Dismantled Concrete Waste of Nuclear Facilities ····· 29
3. Recycling Scenario for Regulatory Clearance of Radioactive Concrete Waste ···· 41
4. Economic Assessments for Recycling and Reusing of Radioactive Concrete Waste ····· 44
5. Assessments of the technology development survey ····· 65
Section 3 Assessments on the Survey Results ····· 67

Chapter 3 Contests and Results of R&D ····· 69
Section 1 Evaluation and Establishment for Recycling Alternative of Dismantled Concrete Waste ····· 69
1. Evaluation of Recycling Alternative for Non-nuclear Filed ····· 69
2. Evaluation of Limited Recycling Alternative for Nuclear field ····· 73
Section 2 Technology Development for Volume Reduction of Dismantled Concrete ····· 83
1. Evaluation Characteristic of Dismantled Concrete Waste ····· 83
2. Evaluation and Test of the Unit Process for Volume Reduction of Dismantled Concrete Waste ····· 87
3. Process Development for Thermal and Mechanical Treatment of Dismantled Concrete Waste ····· 139
4. Fabrication of Thermal and Mechanical Equipment for Volume Reduction of Dismantled Concrete Waste and Demonstration ····· 155
Section 3 Technology Development for Volume Reduction and Solidification of Fine Concrete Waste ····· 162

1. Technology Development for a Chemical Leaching ····· 162
2. Process Development for a Regeneration and Solidification Process ····· 173
3. Process Development for a Slagging and Demonstration ····· 187

Chapter 4 Accomplishment of Research Goals and External Contribution ····· 201
Section 1 Degree of Attainment for R&D Goals ····· 201
Section 2 Degree of External Contribution ····· 201

Chapter 5 Application Plans for R&D ····· 203

Chapter 6 Reference ····· 205

목 차

제 1 장 연구개발과제의 개요 ····· 1

제 2 장 국내·외 연구개발 현황 ····· 5
제 1 절 국내 폐 콘크리트의 재 자원화 기술 현황 ····· 5
1. 폐 콘크리트의 재자원화를 위한 기술 ····· 5
2. 폐 콘크리트의 재활용기술 개발 현황 ····· 16
제 2 절 해외의 연구개발 현황 ····· 25
1. 폐 콘크리트의 재활용에 관한 해외 동향 ····· 25
2. 원자력시설 해체 콘크리트 폐기물처리 기술개발 현황 ····· 29
3. 방사성 콘크리트 폐기물 규제해제를 위한 재활용 시나리오 ····· 41
4. 방사성 콘크리트 폐기물의 재활용 및 재사용 경제성 평가 ····· 44
5. 기술개발 조사 사례에 대한 평가 ····· 65
제 3 절 연구결과가 국내·외 기술개발현황에서 차지하는 위치 ····· 67

제 3 장 연구개발 수행 내용 및 결과 ····· 69
제 1 절 콘크리트 해체폐기물 재활용 방안 설정 및 평가 ····· 69
1. 비원자력분야 재활용 방안 평가 ····· 69
2. 원자력분야 제한적 재활용 방안 평가 ····· 73
제 2 절 콘크리트 해체폐기물 가열분쇄 감용기술 개발 ····· 83
1. 콘크리트 해체폐기물 특성 평가 ····· 83
2. 콘크리트 해체폐기물 부피감용 단위공정 시험 및 평가 ····· 87
3. 콘크리트 해체폐기물 가열분쇄 공정 개발 ····· 139
4. 콘크리트 해체폐기물 가열분쇄 실증장치 제작 및 기술실증 ····· 155
제 3 절 콘크리트 미분말 감용 및 안정화 기술개발 ····· 162
1. 콘크리트 미분말 용출 감용 기술개발 ····· 162
2. 콘크리트 미분말 재생 및 고화공정 개발 ····· 173
3. 콘크리트 미분말 슬래깅 공정개발 및 실증 ····· 187

제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도 ····· 201
제 1 절 목표달성도 ····· 201
제 2 절 대외기여도 ····· 201

제 5 장 연구개발 결과의 활용계획 ····· 203

제 6 장 참고문헌 ····· 205

표 목 차

Table 2.1 Kind of crusher and characteristics ····· 6
Table 2.2 Effect of temperature for cement curing agent and aggregate ····· 16
Table 2.3 The use of recycling concrete waste ····· 17
Table 2.4 the use of recycling aggregate ····· 17
Table 2.5 Quality standard of recycling aggregate (KS F 2573) ····· 18
Table 2.6 A range of size of recycling coarse aggregate for concrete (KS F 2573) ····· 18
Table 2.7 A range of size of recycling fine aggregate for concrete (KS F 2573) ····· 18
Table 2.8 Allowance value for hazardous substance in recycling aggregate (KS F2573) ····· 18
Table 2.9 The use of recycling concrete (KS F 2573) ····· 19
Table 2.10 Quality standard of recycling aggregate for road ····· 20
Table 2.11 Standard size of recycling aggregate for subbase of road ····· 21
Table 2.12 Standard size of recycling aggregate for size adjustment applicable to base layer ····· 21
Table 2.13 Quality specifications of recycling aggregate ····· 21
Table 2.14 Activity due to Co-60 ····· 30
Table 2.15 Irradiation test (2.5 X 1023 n/m^2) ····· 31
Table 2.16 Test-runs ····· 33
Table 2.17 Scale-Up factor ····· 55
Table 2.18 Estimation of concrete volume ····· 55
Table 2.19 Estimation of concrete volume and average scenario costs for facilities ····· 63
Table 2.20 Feasibility for recycling concrete waste evaluated by NUPEC ····· 64
Table 3.1 Input data for exposure dose rate of RESRAD-RECYCLE ····· 70
Table 3.2 Input data for exposure dose rate of RESRAD-BUILD ····· 70
Table. 3.3 Annual exposure dose rate of worker per 1Bq/g (RESRAD-RECYCLE) ····· 71
Table 3.4 Annual exposure dose rate of the public per 1Bq/g (RESRAD-BUILD) ····· 71
Table 3.5 Reference nuclide concentration for clearance according to recycling scenario ····· 72
Table 3.6 Dose conversion factors for intake via ingestion and inhalation of radionuclide ····· 77

Table 3.7 Internal exposure dose per specific activity ····· 78
Table 3.8 External exposure dose per specific activity (unit : μSv/y) ····· 79
Table 3.9 Exposure dose per specific activity and clearance level ····· 80
Table 3.10 Exposure dose per specific activity and clearance level ····· 81
Table 3.11 Exposure does rate and clearance lever of worker for recycling of dismantled concrete waste ····· 82
Table 3.12 Amount of dismantled concrete waste generated from NPP ····· 83
Table 3.13 Amount of dismantled concrete waste from KRR-2 ····· 83
Table 3.14 Amount of dismantled concrete waste from UCP ····· 84
Table 3.15 Estimation of amount of concrete waste generated from dismantled nuclear facilities using a scaling factor ····· 84
Table 3.16 Estimation of amount of dismantled concrete waste for Kori-1 NPP using scaling factor ····· 85
Table 3.17 Chemical composition of concrete wastes ····· 85
Table 3.18 The characteristics of crusher ····· 87
Table 3.19 The change of physical properties for prototype test specimen according to heating time ····· 98
Table 3.20 Experimental conditions ····· 120
Table 3.21 Process design concept of volume reduction for dismantled concrete waste ····· 137
Table 3.22 Design concept of unit process for a volume reduction and self-disposal of concrete waste ····· 138
Table 3.23 Dry density of separated aggregates ····· 146
Table 3.24 Absorption radio of separated aggregates by lab scale demonstration ····· 152
Table 3.25 Absorption radio of separated aggregates ····· 156
Table 3.26 Distribution of aggregates produced by bench-scale demonstration ····· 158
Table 3.27 Specific activity of Ni-63, Fe-55 in activate concrete aggregates ····· 158
Table 3.28 Removal efficiency of radionuclide by scrubbing repetition ····· 172
Table 3.29 Activity of leached solution of cement waste added sodium silicate ····· 185
Table 3.30 Volume reduction of radioactive fine powder by slagging ····· 188
Table 3.31 Micro hardness of slagged sample ····· 190
Table 3.32 The physical properties of slagged fine powder sample ····· 191
Table 3.33 Composition of slagged find powder sample ····· 191
Table 3.34 Leached fraction of slagged find powder sample ····· 192

Table 3.35 Leached velocity of slagged find powder sample ····· 193
Table 3.36 Leached rate of elements in slagged sample ····· 194
Table 3.37 Leached rate of radioactive slagged sample ····· 196
Table 3.38 Comparison of immobilization processes for concrete fine powder ····· 197
Table 3.39 Comparison of leaching rate for standard vitrified glass by PCT-7 ····· 198
Table 3.40 Dismantled concrete waste arising at KAERI ····· 199
Table. 3.41 Facility operation cost in slagging of radioactive concrete fine powder ····· 200

그 림 목 차

Fig. 2.1 Jaw crusher ····· 6
Fig. 2.2 Gyratory crusher ····· 7
Fig. 2.3 Cone crusher ····· 8
Fig. 2.4 Roll crusher ····· 9
Fig. 2.5 Impact crusher ····· 9
Fig. 2.6 Ball mil ····· 10
Fig. 2.7 Road mill ····· 10
Fig. 2.8 Heating and crushing process ····· 13
Fig. 2.9 Moving shape of ball in rotating mill ····· 14
Fig. 2.10 Schematic for application of microwave ····· 15
Fig. 2.11 DECO process of KEMA ····· 32
Fig. 2.12 Plant of KEMA test ····· 32
Fig. 2.13 Separated gravel and contaminated fine powder ····· 33
Fig. 2.14 Modified mechanical grinding system in NUPEC ····· 34
Fig. 2.15 Air-heating and grinding process ····· 35
Fig. 2.16 Transformation of aggregate by heating ····· 35
Fig. 2.17 Floor shaver ····· 36
Fig. 2.18 Automatic wall shaver ····· 37
Fig. 2.19 Isotron electro-sorb process ····· 39
Fig. 2.20 AWD-CON process ····· 39
Fig. 2.21 ROVCO_2 surface decontamination equipment ····· 40
Fig. 2.22 Soda blasting equipment ····· 41
Fig. 2.23 Flow sheet of steel scrap ····· 42
Fig. 2.24 Specification of shielding block ····· 45
Fig. 2.25 Deep and shallow disposal facility ····· 48
Fig. 2.26 (a) Decision tree (Part A) ····· 56
Fig. 2.26 (b) Decision tree (Part B) ····· 56
Fig. 2.27 Flow sheet of Scenario 1 ····· 57
Fig. 2.28 Flow sheet of Scenario 2 ····· 58
Fig. 2.29 Flow sheet of Scenario 3 ····· 59
Fig. 2.30 Flow sheet of Scenario 4 ····· 59
Fig. 2.31 Flow sheet of Scenario 5 ····· 60
Fig. 2.32 Flow sheet of Scenario 6 ····· 61

Fig. 2.33 Scenario costs for a medium building ····· 62
Fig. 2.34 Average scenario costs for facilities ····· 62
Fig. 3.1 Example of overseas limited recycling of dismantled concrete waste ····· 73
Fig. 3.2 Disposal canister and packing drum of radioactive waste ····· 74
Fig. 3.3 Schematic diagram of waste drums in concrete box ····· 76
Fig. 3.4 XRD patterns of the heavy and the light weight concrete wastes ····· 86
Fig. 3.5 Effect of the heating temperature on the separation of aggregate from the light concrete ····· 89
Fig. 3.6 Effect of the heating temperature on the separation of aggregate from the heavy concrete ····· 89
Fig. 3.7 Effects of the heating temperature on the separation of aggregates and the distribution of cobalt ····· 90
Fig. 3.8 Effects of the heating temperature on the separation of aggregates and the distribution of cobalt ····· 90
Fig. 3.9 Effect of washing with water on the specific activity of Co-60 in the aggregates separated from the light concrete ····· 91
Fig. 3.10 Effect of washing with water on the specific activity of Co-60 in the aggregates separated from the heavy concrete ····· 91
Fig. 3.11 Effect of the number of ball milling on the specific activity of Co-60 in the aggregates separated from the light concrete ····· 92
Fig. 3.12 Effect of the number of ball milling on the specific activity of Co-60 in the aggregates separated from the heavy concrete ····· 92
Fig. 3.13 The distribution characteristics of aggregates separated from the light concrete waste after completing second milling ····· 93
Fig. 3.14 The specific activity of aggregates separated from the light concrete waste after completing second milling ····· 93
Fig 3.15 The distribution characteristics of aggregates separated from the heavy concrete waste after completing second milling ····· 94
Fig. 3.16 The specific activity of aggregates separated from the heavy concrete waste after completing second milling ····· 94
Fig. 3.17 High temperature slagging for the fine powder produced from the light and the heavy concrete ····· 95
Fig. 3.18 Volume reduction of the fine powder by high temperature slagging in an arc furnace ····· 95

Fig. 3.19 Relation of stress-transformation by heating time ····· 99
Fig. 3.20 Comparison of compressive strength by heating time ····· 99
Fig. 3.21 Comparison elasticity by heating time ····· 100
Fig. 3.22 Comparison of compressive strength with elasticity coefficient ····· 100
Fig. 3.23 Relation of stress and transformation by heating time ····· 101
Fig. 3.24 Poission's ratio by heating time ····· 102
Fig. 3.25 Crushing model of binary system ····· 106
Fig. 3.26 Locking Index(LI) concept and schematic ····· 106
Fig. 3.27 Air flow pattern and dominant particle streams in a Zig-Zag Moving Bed process ····· 109
Fig. 3.28 Schematic representation of the particles classification, in which the previous history of the particle trajectory is taken into account ····· 109
Fig. 3.29 Dominant particle flow rates in four complementary regions ····· 110
Fig. 3.30 Particle flow rates between the stage of a Zig-Zag moving bed for completely absorbing product exits ····· 112
Fig. 3.31 Illustration of the connection between $U_0(i)$ for consecutive values of i ····· 115
Fig. 3.32 Experimental apparatus ····· 117
Fig. 3.33 The geometry of the stage in a Zig-Zag Type Moving Bed ····· 118
Fig. 3.34 Characteristics of gas distribution and inlet section ····· 119
Fig. 3.35 Details of sampling port from the Moving Bed ····· 119
Fig. 3.36 Effects of sand size in the feed material on the fraction of sand in the overhead products (R_F=200 g/min , R_M=Sand(80%)+Powder(20%)) ····· 121
Fig. 3.37 Effects of sand size in the feed material on the fraction of sand in the bottom products (R_F=200 g/min, R_M=Sand(80%)+Powder(20%)) ····· 122
Fig. 3.38 Effects of feed rate(R_F) on the fraction of overhead products (A : Powder, B: Sand) (d_P=257.5μm, $U_G \times 10^2$=4 m/s) ····· 123
Fig. 3.39 Effects of feed rate(R_F) on the fraction of bottom products (A : Powder, B: Sand) (d_P=257.5μm, $U_G \times 10^2$=4 m/s) ····· 124
Fig. 3.40 Effects of gas velocity(U_G) on the fraction of overhead products (A : Powder, B: Sand) (R_F=200g/min, R_M=Sand(80%)+Powder(20%)) ····· 126
Fig. 3.41 Effects of gas velocity(U_G) on the fraction of bottom products (A : Powder, B: Sand) (R_F=200 g/min, R_M=Sand(80%)+Powder(20%)) ····· 127
Fig. 3.42 Effects of mixing ratio of powder(R_F) on the fraction of overhead products

(A : Powder, B: Sand) (U_G x 10^2=4 m/s, d_P=257.5μm) ····· 128
Fig. 3.43 Effects of mixing ratio of powder(R_F) on the fraction of overhead products (A:Powder, B:Sand) (U_G x 10^2=4 m/s, d_P:257.5μm) ····· 129
Fig. 3.44 Effects of feed material on gas velocity(U_G) efficiency(E_{tot}) in the zig-zag moving bed (d_P=452.5 μm, R_M=Sand(80%)+Powder(20%)) ····· 130
Fig. 3.45. Effects of gas velocity(U_G) on the total separation efficiency(E_{tot}) in the zig-zag moving bed (d_P = 452.5μm , R_M=Sand(80%)+Powder(20%)) ····· 131
Fig. 3.46 Effects of feed rate(R_F) of feed material on the total separation efficiency(E_{tot}) in the zig-zag moving bed (U_G x 10^2= .5 m/s, R_M=Sand(80%)+Powder(20%)) ····· 132
Fig. 3.47 Effects of mixing ratio(R_M) in the feed material on the total separation efficiency (E_{tot}) in the zig-zag moving bed (U_G x 10^2=2.5m/s, d_P=257.5μm) ····· 133
Fig. 3.48 Effects of mixing ratio(R_M) in the feed material on the total separation efficiency (E_{tot}) in the zig-zag moving bed (U_G x 10^2= .0 m/s, d_P=325.5μm) ····· 134
Fig. 3.49 Effects of sand size in the feed material on the grade efficiency(G(x)) of sand in the Zig-Zag moving bed (R_F=200 g/min) ····· 135
Fig. 3.50 Process concept for a volume reduction and self-disposal of dismantled concrete waste ····· 136
Fig. 3.51 Test for a volume reduction of dismantled concrete waste ····· 139
Fig. 3.52 Change of specific activity after sieving of the activated heavy weight concrete waste ····· 140
Fig. 3.53 Change of specific activity after crushing and heating of the activated heavy concrete waste ····· 141
Fig. 3.54 Distribution of the aggregates after heating and milling of the activated heavy weight concrete ····· 141
Fig. 3.55 Overall distribution of the aggregates after heating and milling of the activated heavy weight concrete ····· 142
Fig. 3.56 Distribution of the specific activity for the aggregates size form of uranium contaminated light weight concrete waste ····· 143
Fig. 3.57 Specific activity and distribution of aggregates after a heating and milling of the contaminated uranium concrete waste ····· 144
Fig. 3.58 Specific activity and distribution of aggregates after a heating and milling of the contaminated mortar concrete waste ····· 145
Fig. 3.59 Absorption ratio of aggregated after heating and crushing ····· 146
Fig. 3.60 Temperature change of aggregate surface into the heating chamber

(Heat capacity : 10,000 W/m^2) ····· 147
Fig. 3.61 Minimum temperature of the concrete w.r.t time ····· 148
Fig. 3.62 Maximum temperature of the concrete w.r.t time ····· 148
Fig. 3.63 Integrated thermal and mechanical equipment ····· 149
Fig. 3.64 Process equipment for milling and crushing ····· 150
Fig. 3.65 Lab-scale demonstration of thermal and mechanical treatment ····· 151
Fig. 3.66 Distribution of aggregate by bench-scale demonstration ····· 152
Fig. 3.67 Specific activity of the aggregates separated form activated concrete waste 153
Fig. 3.68 Distribution of the aggregates separated from activated concrete waste ····· 153
Fig. 3.69 Specific activity of the aggregates separated from concrete waste ····· 154
Fig. 3.70 Distribution of the aggregates separated form concrete waste ····· 154
Fig. 3.71 Bench-scale demonstration equipment for the treatment of concrete waste · 155
Fig. 3.72. Sequence of the demonstration test ····· 157
Fig. 3.73 Distribution of the aggregate for activated concrete waste after demonstration test ····· 159
Fig. 3.74 Specific activity of the aggregates separated from activated concrete waste after demonstration test ····· 159
Fig. 3.75 Distribution of the aggregates separated from UCP concrete waste after demonstration test ····· 160
Fig. 3.76 Specific activity of the aggregates separated from UCP concrete waste after demonstration test ····· 160
Fig. 3.77 Schematic of pilot plant ····· 161
Fig. 3.78 Distribution of concrete fine powder below 1mm ····· 163
Fig. 3.79 Specific activity of light weight concrete fine powder(1M-HCl, 25℃) ····· 163
Fig. 3.80 Removal efficiency of radionuclide form in various leaching solution ····· 164
Fig. 3.81 Removal efficiency of radionuclide by electrochemical leaching ····· 164
Fig. 3.82 Picture of electrochemical leaching test ····· 165
Fig. 3.83 Removal efficiency of uranium according to the kind of leachant ····· 166
Fig. 3.84 Removal efficiency of uranium according to the concentration of HNO_3. ····· 166
Fig. 3.85 Removal efficiency of uranium according to the scrubbing time ····· 167
Fig. 3.86 Removal efficiency of concrete fine powder size ····· 168
Fig. 3.87 Removal efficiency of scrubbing order ····· 168
Fig. 3.88 Change of the radionuclide concentration for activated concrete fine powder by electrochemical leaching ····· 169

Fig. 3.89 Process drawing of chemical leaching for concrete fine powder ····· 170
Fig. 3.90 Demonstration scale (15L) of chemical leaching equipment ····· 171
Fig. 3.91 Design concept for chemical leaching system ····· 172
Fig. 3.92 TG-DTA analysis of the light weight concrete fine powder ····· 174
Fig. 3.93 TG-DTA analysis of the heavy weight concrete fine powder ····· 174
Fig. 3.94 Fig. 3.94. XRD pattern of the light weight concrete fine powder ····· 175
Fig. 3.95 Fig. 3.95. XRD pattern of the heavy weight concrete fine powder ····· 176
Fig. 3.96 Compressive strength of cemented waste form using light weight concrete fine powder ····· 178
Fig. 3.97 Compressive strength of cemented waste form using heavy weight concrete fine powder ····· 178
Fig. 3.98 Compressive strength of cemented waste form using light concrete fine powder with sodium silicate ····· 180
Fig. 3.99 Compressive strength of cemented waste form using heavy concrete fine powder with sodium silicate ····· 180
Fig 3.100 Compressive strength of cemented waste form using light concrete fine powder with MgO ····· 181
Fig. 3.101 Compressive strength of cemented waste form using heavy concrete fine powder with MgO ····· 181
Fig. 3.102 Leachability index of Cs-137 and Co-60 performed by ANS 16.1 ····· 185
Fig. 3.103 Leachability index of cemented waste form with sodium silicate ····· 186
Fig. 3.104 Leachability index of cemented waste form with MgO ····· 186
Fig. 3.105 Picture of slagged concrete waste form and measurement of compressive strength ····· 188
Fig. 3.106 Compressive strength of slagged waste form ····· 189
Fig. 3.107 Leach rate of radionuclides from the slagged sample by slagging ····· 195
Fig. 3.108 SEM images of slagged samples ····· 196

제 1 장 연구개발과제의 개요

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 있다. EC(European Commission)의 보고서에 의하면 2060년까지 원자력 시설의 해체에 따라 유럽에서만 약 500만 톤의 콘크리트 폐기물이 발생할 것으로 예상하고 있다[1.1]. 상용 원자력발전소 해체 시 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 원자력시설의 해체 시 전체 폐기물의 70% 이상을 차지한다. 독일, 미국, 벨기에, 영국, 일본 등의 선진국은 이에 대한 처리의 중요성을 인식하여 콘크리트 폐기물에 대한 처리기술과 재활용 방안을 수립하여 방사성 폐기물의 저장 및 기반시설의 건설, 방사성 폐기물 처리에 사용되는 콘크리트 고화체, 차폐블럭 및 뒷 메움재 등으로 사용한 사례도 있다. [1.2, 1.3]

현재 국내에서 수행되고 있는 국내 최초 원자력시설 해체사업인 연구로 및 우라늄 변환시설 해체 시 발생하는 대량의 콘크리트폐기물(연구로 2호기 해체 시 발생한 약 260톤의 방사화 콘크리트 폐기물 및 우라늄변환시설 환경복원 사업에서 발생하고 있는 100톤 이상의 우라늄오염 콘크리트폐기물)에 대한 효과적인 관리방안이 요구된다. 방사성폐기물 처분장의 확보가 용이하지 않고, 방사성폐기물의 처분 단가가 지속적으로 증가하고 있는 추세에 있는 국내 실정과 원자력연구원 내 폐기물 임시저장고의 한계 등을 감안할 때 우라늄변화시설 및 연구로 해체에 의해 발생되는 다량의 콘크리트 폐기물의 부피를 감용하거나 자체처분하는 것이 폐기물 관리방안 중 한 가지로 여겨지며, 향후 원자력 시설 해체 시 발생할 막대한 콘크리트 폐기물의 재활용은 환경적인 측면에서나 경제적인 측면에서 해체 콘크리트 폐기물의 재활용 기술과 처리 방안은 우리에게 절실히 필요한 사항이며 앞으로 방대하게 발생할 폐기물의 처리에 결정적인 역할을 담당할 것으로 사료되기 때문에 많은 노력과 면밀한 검토가 필요할 것으로 생각된다. 원자력 분야에서의 콘크리트 해체 폐기물의 재활용이나 재사용을 위해서 우선적으로 이루어져야 할 것은 재활용에 대한 기술 개발과 병행하여 해체 콘크리트 폐기물의 재활용에 대한 규제 기준을 확립하는 일이다. 국제기구나 이미 재활용을 실행하고 있는 국가들의 기준과 특성을 잘 살펴 우리 실정에 맞고 안전한 기준의 설립이 빠른 시일 안에 이루어지는 것이 필요하다 하겠다. 미국 DOE 및 스페인 등에서 수행한 콘크리트 해체 폐기물의 감용 및 재활용 경제성 분석결과는 콘크리트 폐기물 재활용 시의 관리비용이 가장 저렴하고, 직접처분 대비 20~65%의 비용이 절감되는 것으로 보고되고 있다[1.4, 1.5]. 오염

된 해체 콘크리트의 오염에 대한 여러 사례를 보면 대부분 방사성 핵종은 콘크리트 표면의 시멘트 페이스트 모르타르나 페이스트에 주로 오염되어 있다[1.6-1.8]. 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. 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 감용기술의 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 공극 내에 존재하는 모세관수, 모세관 보다 큰 공극에 존재하는 자유수로 이루어진 다공체이다. 칼슘실리케이트 수화생성물($CaO-SiO_2-H_2O$)이 시멘트 경화체이며, $CaO-SiO_2-H_2O$ 계에서 생성된 수화물은 100~500℃에서 모든 결정수가 탈수되고 $CaO-Al_2O_3-H_2O$계에서 생성된 수화물은 275℃에서 탈수하여 500℃까지 OH 기가 탈수된다. 이 경화체가 열분해 등으로 접착기능을 완전히 상실하게 되면 콘크리트는 스스로 붕괴되어 본래의 골재상태로 환원된다. 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 $\alpha-SiO_2 \rightarrow \beta-SiO_2$ 로의 결정 전이로 인한 팽창(원 시료 2배)과 수축으로 암석의 내구성을 저하시키고 골재에 포함되어 있는 점토광물인 kaoline ($Al_2O_3 \cdot SiO_2 \cdot 2H_2O$)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 분쇄 시 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 분리 시 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. 여기서 '재활용'이라 함은 자체처분 또는 원자력분야의 제한적 재활용을 의미하며, 재활용을 위한 방안을 설정하고 설정된 방안에 따른 방사선학적 안전성 평가를 통한 인허가 요건을 충족함으로써 실현될 수 있다. 원자력 시설 해체 시 대량으로 발생하는 방사성 콘크리트 해체폐기물을 안전하고 경제적으로 처리할 수 있는 감용 및 재활용 기술은 원자력 시설 해체에 대한 일반 국민의 사회적 신뢰성 및 수용성 증진에 기여하고, 원자력 시설의 해체 시 대량으로 발생하는 콘크리트 폐기물을 유용한 자원으로 재활용함으로써 골재 채취 및 대규모 콘크리트 폐기물 처분에 따른 환경적 피해를 최소화할 수 있는 환경친화적 기술이다.

따라서 본 연구에서는 연구로 2호기와 우라늄 변환 시설에서 발생된 오염된 콘크리트 해체폐기물을 대상으로 감용 및 재활용기술의 구축 및 실제 사업에 적용 가능한 기술을 적기에 확보하여 발생한 콘크리트폐기물의 최종 처분부피를 감축하고, 향후 원전 해체에 대비한 공통기반기술을 확보하고자 콘크리트 해체 폐기물 재활용 제염기술을 개발하고자 하였다. 본 연구에서 개발하고자 하는 콘크리트 해체폐기물의 감용 및 재활용 기술은 콘크리트 해체폐기물을 열적/기계적 처리방법으로 가열분쇄하여 자체처분대상 골재(굵은 골재 및 잔골재)와 방사성 콘크리트 미분말로 분리하여 감용하는 기술과 분리된 방사성 콘크리트 미분말 폐기물을 화학적 처리에 의하여 감용하거나, 열적/화학적 처리에 의하여 최종 고화체로 안정화시키는 기술 및 분리된 골재(굵은 골재 및 잔골재)의 자체처분 및 재활용을 위한 방안 설정 및 방사선적 안전성 평가를 포함하고 있다.

내용없음

제 2 장 국내·외 연구개발 현황

제 1 절 국내 폐 콘크리트 재 자원화 기술현황

1. 폐 콘크리트의 재자원화를 위한 기술

가. 파쇄 기술[2.1]

암석이나 폐 콘크리트를 파쇄하는 힘에는 압축, 충격, 전단, 휨, 마찰 등이 있다. 압축은 비교적 서서히 가해지는 힘이며, 충격은 순간적으로 작용하는 힘으로서 물체를 단단한 바닥에 놓고 칠 때와 비슷하다. 전단은 압축과 동시에 수평력이 작용하는 경우이며, 마찰은 물체의 표면에 작용하여 그 표면을 마모시킨다. 파쇄기는 일반적으로 투입되는 골재의 최대 크기에는 규제를 받으며 최소 크기로 분쇄하는 데는 주의하여야 하므로 필요 이상으로 작은 입자들이 과 분쇄되어 선별작업에 지장을 일으키는 원인이 될 수도 있다. 이러한 일들을 가급적 억제하기 위해서는 폐 콘크리트를 단번에 필요한 크기까지 잘게 파쇄하기 보다는 여러 단계의 기계들을 설치하고 그 사이에 분립 장치를 삽입함으로써 소정의 크기를 갖는 폐 콘크리트를 그 아래의 단계로 내보내고 굵은 덩어리는 반복하여 파쇄하는 다단 파쇄를 이용하는 것이 바람직하다. 상기와 같은 필요성을 만족시키기 위해 파쇄를 급광과 산물의 크기 및 작업 기구에 따라서 파쇄, 분쇄로 나눈다. 파쇄는 다시 거친파쇄와 중간파쇄로 나누는데, 전자를 1차 파쇄, 후자를 2차 파쇄라고도 한다. 광석 및 폐 콘크리트에 사용되는 대표적인 파쇄기의 종류별 특성을 Table 2.1에 표시하였다. 콘크리트는 1차 파쇄에는 조 크러셔, 2차 파쇄에는 임팩트 크러셔 또는 콘 크러셔 등이 자주 사용되어 왔고, 최근에 들어서는 롤 크러셔도 자주 사용되고 있다.

(1) 조 크러셔

Fig. 2.1의 조크러셔는 암석과 광석의 파쇄에 이용되는 압축파쇄기의 일종으로 재료의 입자가 크고 점착성이 없으며 경도가 큰 경우에 유리하다. 조 크러셔는 양축에 있는 조 사이에 폐 콘크리트가 투입되어 몰려 들어가면 양측 중 일측은 고정되어 있고, 다른 측은 가동하면서 발생하는 타격 및 충격으로 파쇄 되어 폐 콘크리트는 자기하중과 밀어 내리는 힘에 의하여 아래쪽의 토출구로 내려오게 된다. 중앙편심 양측에 플라이 휠부 주축과 편심운동을 하는 편심축인 피트만 기구가 있어 큰 압력으로 진동하게 된다. 정지 조와 가동 조는 크게 단식과 복식으로 나누어지며, 특히 가동 조는 강력한 힘으로 단단한 물질도 파쇄할 수 있도록 되어있다. 조크러셔는 1,000mm 이상의 대형 콘크리트 덩어리를 파쇄 할 수 있으며, 파쇄비 (파쇄 전후의 평균 입경의 비)는 4~6 정도이다.

Table 2.1. Kind of crusher and characteristics

파쇄기의 종류	주요한 파쇄 수단	용 도	산물의 입도 (mm)
조 크 러 셔	압 축	조 쇄	500 ~ 15
자이러토리 크러셔			200 ~ 50
콘 크 러 셔		중 쇄	100 ~10
롤 크 러 셔			20 ~ 10
임펙트 크러셔	충 격		30 >
해 머 크 러 셔			20 >
볼 밀	충격과 마찰	미 분 쇄	1 >
로 드 밀			1 >
롤 러 밀	마 찰		1 >
빵 밀			10 >
제 트 밀	충격과 마찰	초미분쇄	0.01 >

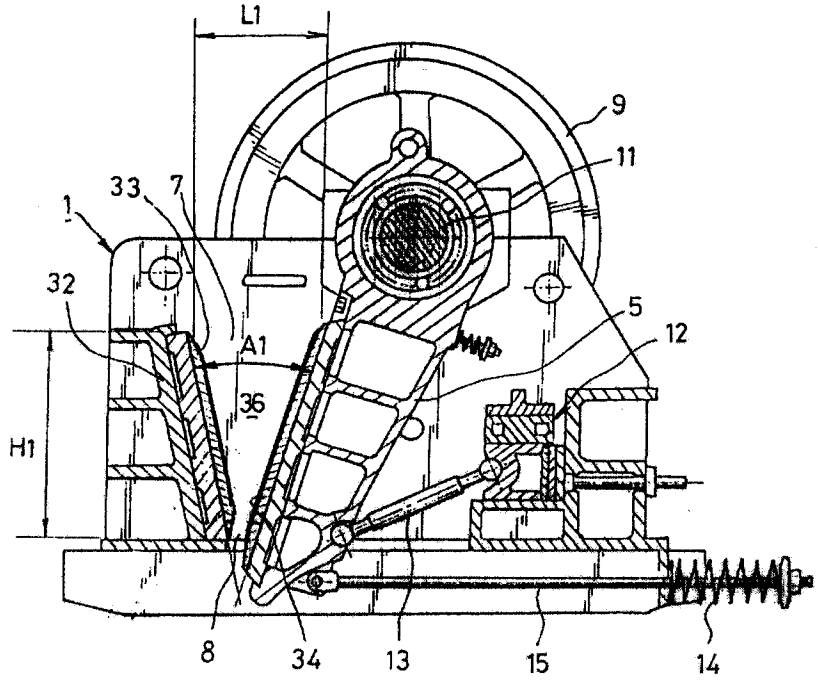


Fig. 2.1 Jaw crusher.

(2) 자이러토리 크러셔

조 크러셔와 같은 용도로 사용되며, Fig. 2.2와 같이 직축형의 크러셔로서 절구형태의 고정 셀 중에서 맨틀이라고 하는 원추형의 배트가 밑으로 매달려 있어서 이 맨틀이라고 하는 원추형의 배트가 밑으로 매달려 있어서 이 맨틀이 편심운동을 하여 처리물을 압축하여 파쇄 한다. 이때 맨틀과 상대되는 셀 부분을 콘 케이브라 한다. 자이러토리 크러셔는 조 크러셔와 유사한 파쇄성을 보이는데 이것보다 대용량을 처리할 수 있으며, 파쇄작용 및 부하가 연속적이다. 그러나 소비동력이 크고 설치비가 많이 든다.

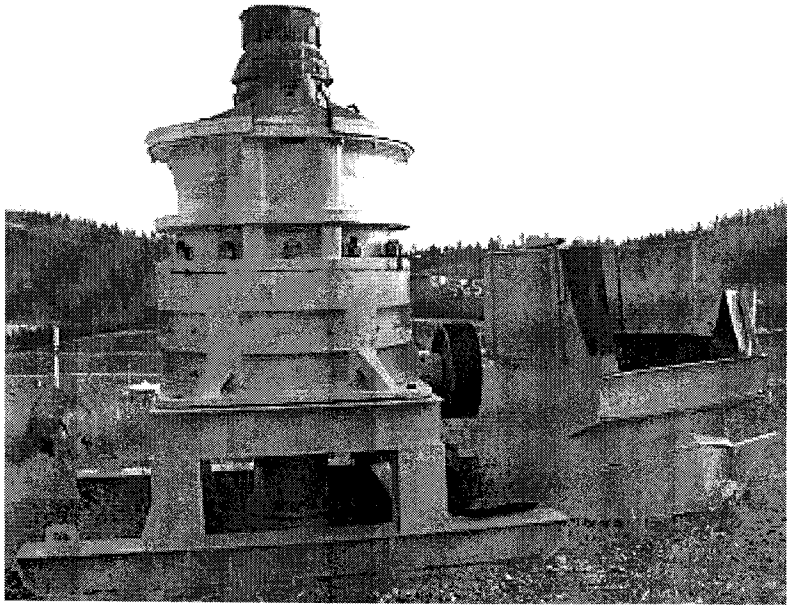


Fig. 2.2. Gyratory crusher.

(3) 콘 크러셔

Fig. 2.3의 콘 크러셔는 자이러토리 크러셔와 형태 및 파쇄 기구가 유사하지만 콘 케이브가 하부에서 맨틀과 평행으로 대면하는 구조로 되어 있고, 자이러토리 크러셔보다 잘게 파쇄 된다. 충격작용에 의해 파쇄가 이루어지므로 그 구조가 약간 복잡하나 파쇄석이 그대로 흘러내리는 슬립현상의 발생이 거의 없다. 파쇄가 불가능한 철조각 등이 맞물릴 때는 스프링 작용에 의해 콘 케이브가 상승하거나 맨틀을 포함한 주축을 유압으로 지지하고, 맨틀이 일시적으로 하강할 수 있도록 고안되어져 있다. 파쇄비가 큰 것이 특징으로 2차 파쇄용으로 많이 사용되며 마찰력을 이용하므로 재생골재 생산에 사용할 경우의 재생골재 표면의 모르타르가 다소 제거되는 장점이 있으나, 파쇄된 골재의 모양이 넓고, 입형이 고르지 못한 것이 단점이다. 또한, 철근이 포함되어 있는 철근콘크리트, 폐아스팔트 콘크리트 등의 파쇄가 불가능 하여 조크러셔를 이용한 파쇄과정과 철편에 대한 분리선별 과정이 선행되어야 한다.

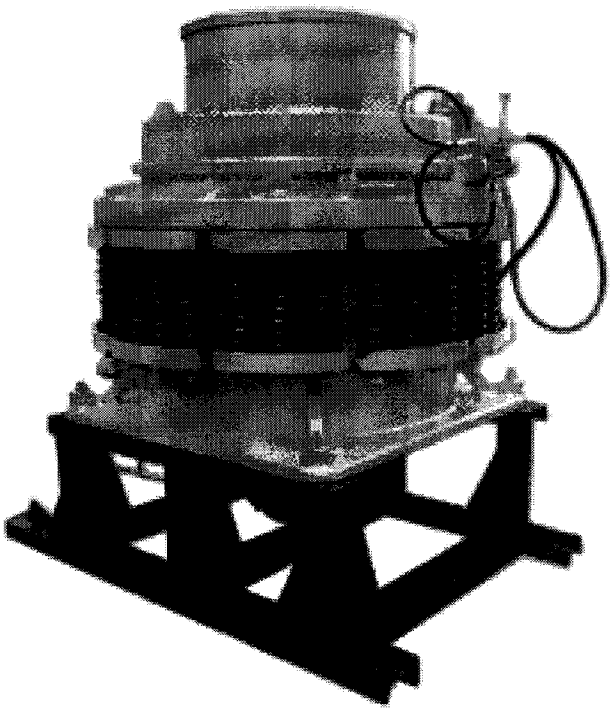


Fig. 2.3. Cone crusher.

(4) 롤 크러셔

Fig. 2.4의 롤 크러셔는 평행으로 놓여진 두 개의 원통로를 서로 반대방향으로 회전시켜 그 가운데에 처리물을 집어넣어 파쇄시키는 것이다. 하나의 롤은 다른 방향의 롤방향으로 스프링거 및 텐션로트로 강하게 잡아당기고 있다. 파쇄비는 다른 파쇄비에 비해 작고 비교적 입경이 고른 파쇄물이 얻어진다. 롤에는 평활롤과 이빨이 붙은 롤이 있으나 후자의 경우가 섬유 등에 잘 적용되므로 광범위하게 처리된다. 2축과 3축의 형태가 있고 이빨에 붙은 삼축의 경우는 하단의 이빨 피치에 의하여 파쇄물의 입경을 조절할 수 있다. 롤 크러셔로 콘크리트를 파쇄하면 칼날이 상당히 변형되는 경우가 있는데, 이 경우에는 롤을 일시적으로 반전시켜 여러 번 절단하도록 한다. 또한, 장기간 사용하게 되면 이빨이 붙은 롤의 치아가 마모되기 때문에 용접으로 이빨을 만들어야 된다.

(5) 제트 밀

유체에너지 밀이라고 하는데, 고압기류의 에너지를 이용하여 입자를 음속 전후의 속도로 기류 중에 가속시켜 입자상호간 및 입자와 벽 또는 충격판과의 충격에 의하여 분쇄하는 것이다.

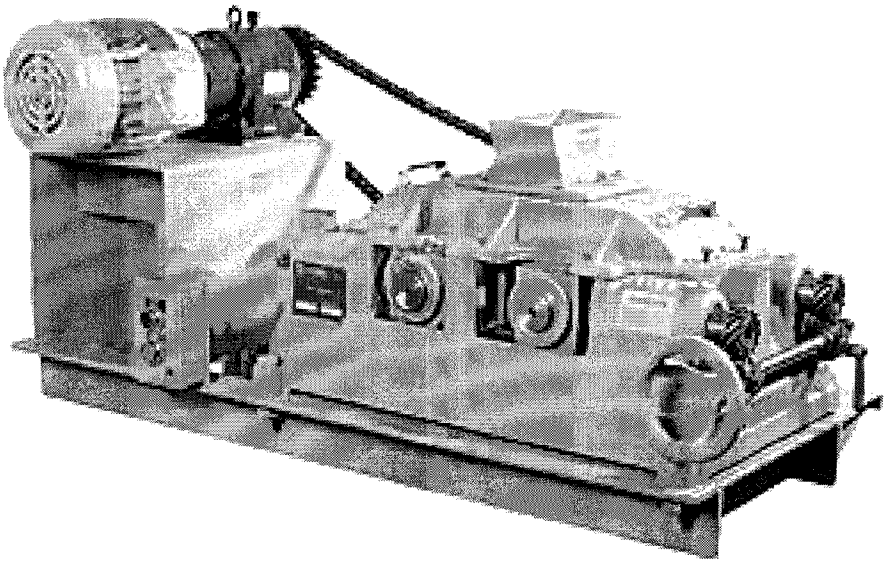


Fig. 2.4. Roll crusher.

(6) 임팩트 크러셔

Fig. 2.5와 같이 고속으로 회전하는 로터 주변에 붙인 특수강제의 해머로 처리물을 두들기거나, 반발판에 부딪치게 하여 처리물끼리 충돌시켜 파쇄하는 것이다.

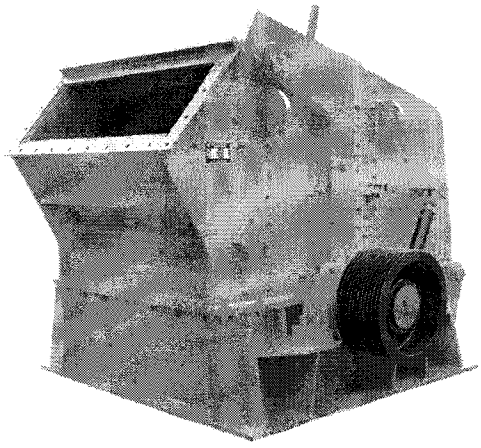


Fig. 2.5. Impact crusher.

고정 해머식과 해머가 피벗에 붙어 있는 스윙 해머식이 있는데, 이는 아래 방향에 격자를 두어 충분히 파쇄시키지 않고 통과시키는 구조형태가 있다. 일반적으로 압축에 의한 파쇄기에 비해 파쇄비가 크다. 그러나 생산물의 입경분포가 크고, 미세한 분말을 생성시키며, 소음도 크다. 또한 장시간의 사용으로 해머가 마모되기 쉽기 때문에 교환이 용이한 타입으로 해

야 한다.

(7) 볼 밀

Fig. 2.6과 같이 원통형 또는 원통원추형의 셀 내에 볼과 함께 처리물을 집어넣어 처리물을 회전시킴으로써 마찰 또는 충격을 처리물에 주어 파쇄시킨다. 볼로는 강구 또는 세라믹 볼 등이 사용된다. 장시간에 걸쳐 미세한 분말로 만들 때에는 배치식으로 하지만 일반적으로 연속 익류식으로 하는 경우가 많다.

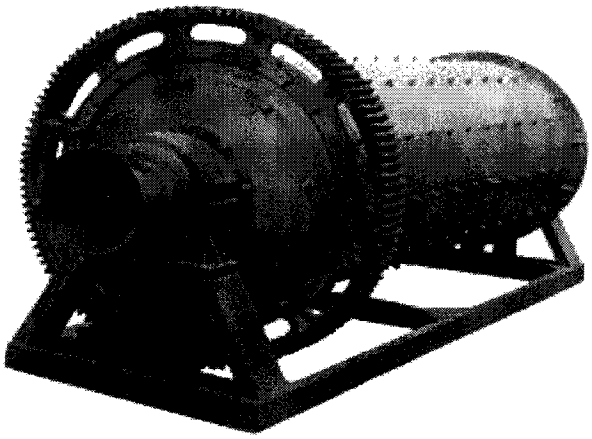


Fig. 2.6. Ball mill.

(8) 로드 밀

Fig. 2.7의 로드 밀은 볼밀과 형태 및 파쇄기구가 같지만, 볼밀이 원통형 셀내에 볼을 넣는 반면, 로드밀은 볼 대신 로드를 사용한 파쇄기이다.

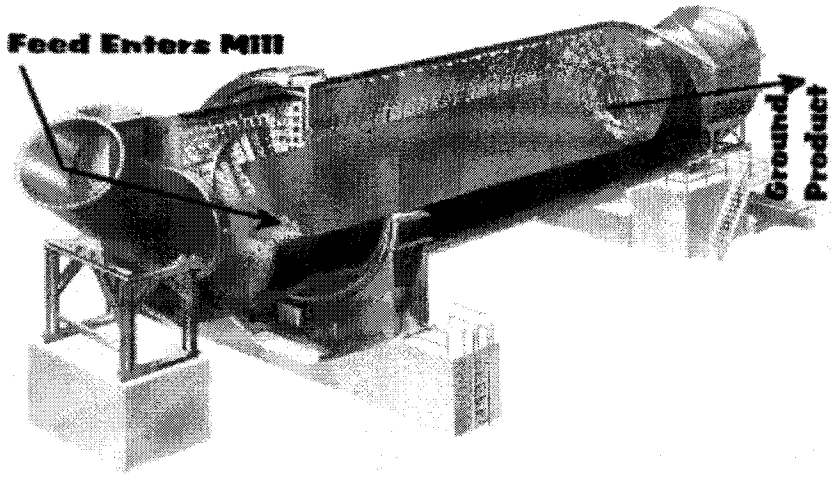


Fig. 2.7. Road mill

볼의 경우는 볼 상호간의 접촉은 점인데 반해 로드는 선이 된다. 밀 내에 크기가 다른 입자가 존재할 때 로드가 전 길이에 걸쳐 처리물을 파쇄할 수는 없고 로드가 큰 입자는 강하게 작용하고 작은 입자는 작용하지 않는다. 따라서 로드밀에서는 조립물을 우선적으로 파쇄하면 미세입자가 적어진다. 진동 볼밀과 진동 로드 밀은 밀 용기 내에 각각 볼밀과 로드를 용적률 80%까지 충전해 용기를 진동시키면서 처리물을 파쇄하는 것이다. 재료의 입경은 1 mm 이하로서 미분쇄에 적합하다. 처리 능력은 볼밀이 로드 밀보다 크며 로드 밀은 맷돌과 같은 전단력을 이용한 분쇄기이다.

나. 분급기술 [2.1]

골재를 공업적으로 분리하는 방법에는 체가름과 분급의 두 가지가 있다. 체가름은 분급보다 정확해서 편리하게 쓰이고 있으나 입자가 작아지면 공업적인 체질이 불가능하게 된다. 전자식 체의 경우 65~100mesh의 체가름을 하는 예도 있으며, 구멍이 막히지 않도록 하는 특수한 방법을 사용하면 그 이하의 입도까지 내려갈 수 있으나 일반적으로 거친 체가름 작업은 10~20mesh에 그치고 그 이하로 작아지면 분급을 하게 된다. 체질로서 처리되지 않은 미쇄분광은 유체를 쓰는 분급기에서 처리한다. 분쇄된 광석을 굵은 부분과 미세한 부분으로 분리하는 조작을 분급이라 한다. 주로 유체 중에서 침강속도의 차이를 이용한다. 분급기에는 유체로서 물을 이용한 습식 분급기와 공기를 이용한 공기 분급기가 있다.

다. 고도화 처리기술[2.2]

해체 콘크리트의 재활용 비율을 높이기 위해서는 우선 재생골재의 품질 및 콘크리트 폐기물로부터 방사성 물질을 획기적으로 제거할 수 있는 고도화 기술개발이 선행되어야 한다. 그리고 이 기술을 실용화하는데 필수적요소인 경제성을 확보하는 기술적 수단이 필요하다. 해체 콘크리트 폐기물에서 방사성 물질을 제거하기 위해서는 골재의 표면에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트를 골재의 품질을 손상시키지 않고 경제적으로 제거하느냐가 핵심적인 요건이다. 현재 개발이 진행되고 있는 고도화 기술은 가열 분쇄방식과 마쇄 재분쇄 방식이 주종을 이루고 있다.

(1) 가열분쇄 방식

콘크리트에 있어서 골재들을 강고하게 결합시키고 있는 접착 수단은 시멘트 페이스트라고 하는 수화반응이 충분히 진행된 시멘트 수화생성물이다. 칼슘실리케이트 수화생성물이 시멘트 경화제이며, 이 경화제가 열분해 등으로 접착기능을 완전히 상실하게 되면 콘크리트는 스스로 붕괴되어 본래의 골재상태로 환원된다. 이 원리를 이용하여 골재에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트를 제거하는 방법이 열처리 분쇄방식이다. 시멘트 경화물은 열을 받으면 약 110℃ 전후에서 수화물 내에 존재하는 유리수와 일부 겔 수가 증발된다. 그리

고 180℃ 정도로 가열되면 화학적으로 결합하고 있는 결정수가 이탈되기 시작하여 약 300℃ 전후가 되면 약 20% 정도의 결정수를 잃게 된다. 이 정도로 가열되면 시멘트 경화물의 압축강도는 15~20%, 인장강도는 30~40% 그리고 특히 부착강도는 60~70% 정도가 상실된다. 그리고 약 400~700℃ 범위에서 대부분의 결정수를 잃게 되고, 동시에 수산화칼슘도 유리석회와 물로 분해된다. 이 유리석회는 냉각되면 다시 대기 중에서 수분을 흡수하여 재수화가 일어나고, 이 때 팽창을 일으켜 시멘트 경화물을 파괴시킨다. 골재로 사용되는 암석은 주로 화성암인데, 이들은 주로 석영(α-SiO_2), 장석, 운모, 각섬석 등의 조암광물로 구성되어 있다. 이들 조암광물 중 암석의 내구성에가장 영향을 끼칠 수 있는 광물은 석영과 점토 광물이다. 석영을 가열하게 되면 α-SiO_2→β-SiO_2→β_2-tridymite→β-cristobalite→액상으로 변화되며, 약 573℃에서 α-SiO_2가 β-SiO_2로 결정 전이될 때 약 2 %정도에 이르는 급팽창을 일으키는데 가역적 전이이므로 냉각 시에는 동일한 비율로 수축한다. 결과적으로 암석 내에서 석영의 팽창과 수축으로 암석의 내구성이 저하될 수 있다. 한편 골재에 점토광물인 kaoline 광물이 함유되어 있으면 500~600℃에서 탈수되어 골재를 열화 시킬 수 있다. 이 온도 범위에서 573℃의 규석의 결정 변태점이 있기 때문에 규석을 조암광물로 내재하는 화강암 류 골재는 열적 파괴가 일어나 골재 자체의 품질이 치명상을 입게 된다. 즉, 700℃ 정도로 가열되면 시멘트 경화물의 부착력 상실은 물론 골재 자체의 강도 손실도 크게 일어난다. 통상적으로 열처리 온도는 대부분의 부착강도의 손실이 크게 일어나는 300℃ 정도로 하고 있다. 가열분쇄 방식의 공정은 통상의 해체 콘크리트 재생골재 시설에서 산출된 재생쇄석이나 재생골재를 회전형 로터리 킬른에 투입하여 300℃ 정도로 가열한 다음 볼밀이나 슈퍼 라운더에서 골재의 파쇄가 일어나지 않을 정도로 마쇄하여 골재 표면에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트를 선택적으로 제거하는 방식이 채택되고 있다. 이 과정에서 골재 표면에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트는 미분말의 형태로 분리된다. 결과적으로 가열분쇄에 의한 안정된 재생골재를 회수하기 위해서는 시멘트 수화물이 탈수되지만 점토광물의 탈수 및 석영의 결정전이가 일어나지 않는 500℃ 이하에서 가열한 후 마쇄하는 것이 유리하다.

일본의 Misubishi materials에서는 가열분쇄 방법에 의해 재생골재를 생산하고 있으며, 그 과정은 Fig. 2.8과 같이 나타낼 수 있다. 이 공정은 콘크리트를 열풍에 의해 약 300℃로 가열함으로써 시멘트 페이스트를 구성하는 시멘트 수화물만을 탈수하여 약화시키고 강구를 사용함으로써 골재를 약화시키지 않을 정도의 마찰력에 의해 시멘트 페이스트를 선택적으로 제거한다. 동시에 세립분을 연속적으로 배출하면서 굵은 골재를 제조하면서 미분은 공기분급에 의해 제거 회수된다.

(2) 마쇄기술

표면 경도가 다른 두 고체 물질에 기계적 힘을 가하여 접촉시키면 두 물체간에 마찰력이 발생하고, 이 마찰력을 상쇄하는 방향으로 경도가 낮은, 즉 내마모성이 약한 물질 쪽

에서 보다 심하게 마모가 일어난다. 마쇄에 의한 재생골재 회수기술은 표면 연마 작업의 원리를 응용한 것으로 1차 조분쇄기에서 조쇄된 굵은 골재의 표면에 부착된 시멘트 모르타르나 잔골재에 남아있는 시멘트 페이스트를 제거하기 위해서 개발된 재생골재의 품질고도화 기술이다.

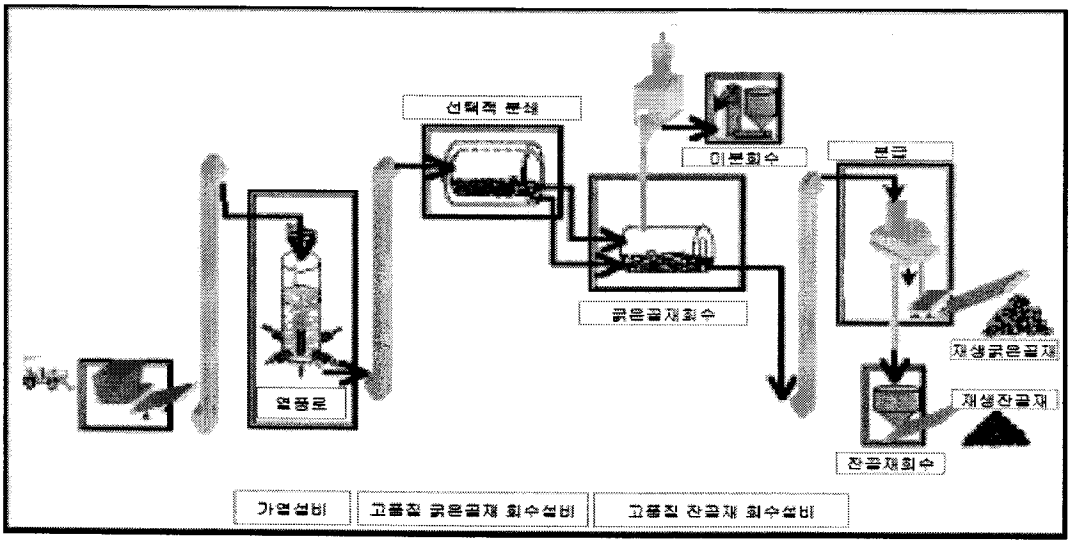
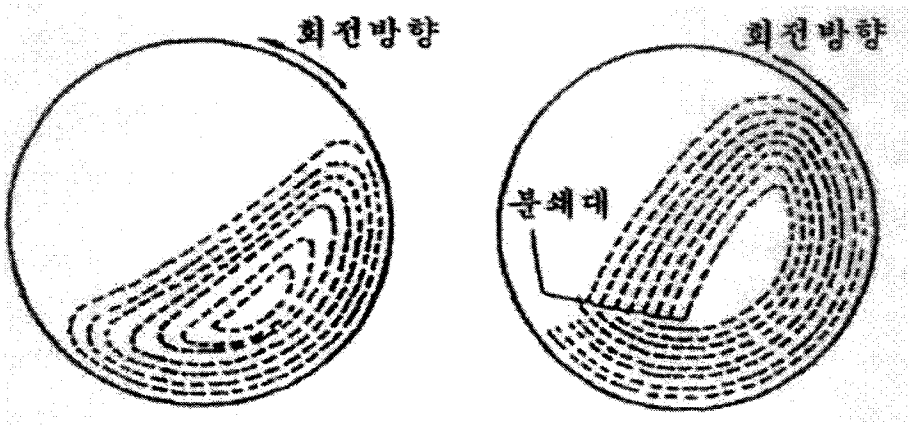


Fig. 2.8. Heating and crushing process.

이러한 골재와 매개물의 마찰로 시멘트 모르타르나 시멘트 페이스트를 제거하는 분쇄기로는 볼밀이 가장 적합한 것으로 알려져 있다. 이 공정은 먼저 회전형 볼밀 등에 비중이 큰 내마모성 경질 강구나 알루미나 볼을 연마매체로 장입하고, 여기에 굵은 골재나 잔골재를 투입한 다음 볼밀을 충격파쇄가 일어나지 않을 정도의 낮은 속도로 회전시킨다. 그러면 골재에 비하여 상대적으로 표면에 존재하고, 내마모성이 약한 시멘트 모르타르나 페이스트가 먼저 선택적으로 제거되어 미분말로 분리된다. 원통내에서 볼의 운동은 두 가지 형태가 있다. 첫 번째 형태는 처리물과 볼과의 마찰에 의한 파쇄이며 처리물 표면의 마모가 목적일 때 사용된다. 두 번째 형태에서는 충격파쇄가 주는 파쇄능력이다. 골재에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트를 제거하기 위해 골재를 손상시키지 않아야 하므로 Fig. 2.9(a)의 형태의 파쇄방법이 가장 적합한 형태로 생각된다.

일반적으로 볼밀의 회전속도가 적을 때에는 Fig. 2.9(a)의 형태가 되며, 밀 내경을 DM(m), 볼 직경을 dm(m)으로 할 때 회전속도를 (32~35)/DM-dm(m) 으로 하면 볼은 밀 내벽에 붙게 되어 낙하운동이 없어진다. 볼밀의 회전속도가 크면, 강구 매체에 작용하는 원심력에 의하여 강구는 볼밀 상층부로 올라가서 중력으로 낙하하면서 골재를 때려 마쇄에 기여하지 못하는 골재의 충격파쇄가 일어난다. 그리고 회전속도가 어느 한계 이상으로 크게 되면 강구 매체에 작용하는 회전력이 중력보다 크게 되어 강구는 낙하하지 않고, 볼밀 원통 내벽에 고

착되어 충격 파쇄는 물론 마찰력에 의한 마모도 일어나지 않게 된다. 따라서 이 마쇄방식의 시멘트 모르타르 제거효율은 볼밀의 회전속도, 골재와 매체의 상대적인 입자 크기 및 비중 차에 따라 결정된다. 따라서 적절한 볼량, 볼의 크기를 조절하여 굵은 골재와 잔골재가 파쇄되지 않으면서 이들의 회수율을 높일 수 있는 최적 마쇄조건을 찾는 것이 매우 중요하다.[2.1]



(a) 저속형 (b) 고속형

Fig. 2.9. Moving shape of ball in rotating mill.

(3) Micro wave 기술[2.3]

Fig. 2.10은 최근에는 오염층을 기존방법보다 훨씬 빠르게 제거할 수 있는 마이크로웨이브 이용기법이다. 이 기법에 있어서 오염표면을 제거하기 위해 걸리는 시간은 10초 정도이다. 강력한 전자기파 생성기에서 방출된 마이크로웨이브에 의해 콘크리트 내부에 발생되는 열이 이 기법의 핵심역할을 한다. 마이크로웨이브는 이미 다양한 토목공학 분야에 적용되고 있다. 예를 들면 재료의 비파괴적인 검사를 위한 마이크로웨이브 이용, 다공성 건설재료를 건조시키는 마이크로웨이브 오븐, 콘크리트 초기강도 증진을 위한 수화 촉진 매체로서 마이크웨이브 이용, 저 진동수와 저 용량 마이크로웨이브를 이용한 콘크리트 시편의 균일 가열, 적당한 고진동수의 마이크로웨이브는 사용한 파괴 및 절단기능 등을 들 수 있다. 마이크로웨이브를 이용한 콘크리트 오염물 제거에 대한 연구도 찾아 볼 수 있다. Li et al은 선형 열 전달모델을 사용하여 발생하는 1차원 온도 분포를 분석하였다. Lagos el al.은 그 열 전달모델을 2차원으로 확장 하였고, 균일한 콘크리트 벽에 수직으로 투사하는 정상파에 기초한 열 발생률을 계산하였다. 철근비에 따라 반사계수를 결정 하였고 철근을 얇은 층으로 치환하였다. 오염제거 진행 중 콘크리트 두께에 대한 전자기적 특성이 변하지 않는다고 가정하였다. 이들 모델에서는 수분전달과 열전달의 상호 간섭을 모델링하지 않았기 때문에 공급압의 변화에 대해서는 연구할 수 없었다. 그리고 콘크리트가 표면에 평행한 방향으로 완전히 구속되었다고 가정했기 때문에 주변의 변형이 전체적으로 고려되지 않은 점이 있다.

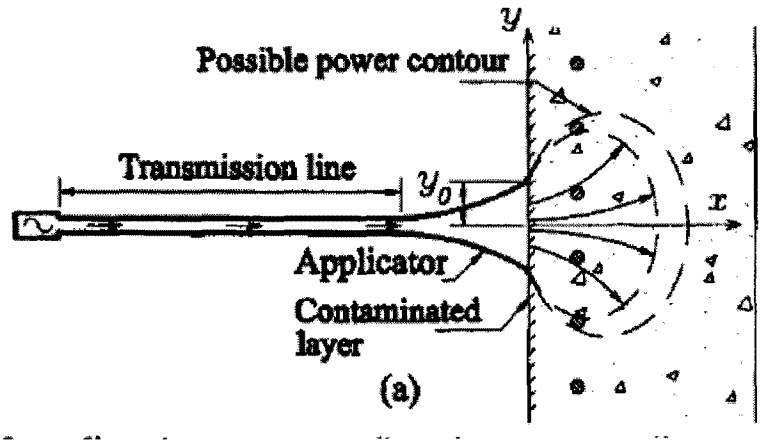


Fig. 2.10. Schematic for application of microwave.

(가) 급속가열

열풍과 같이 열전도를 이용하는 가열법에 비하여 마이크로파 가열은 피 가열물 자체가 발열하기 때문에 열전도에 의하지 않고 내부의 온도를 높일 수 있다. 이 때문에 가열에 요하는 시간을 크게 단축시킬 수 있고, 또 비교적 일정하게 온도를 올릴 수가 있다.

(나) 균일가열

외부 가열에서는 내외의 온도 구배를 피할 수 없고 균일 가열하려고 하면 시간이 걸린다. 마이크로파 가열에서는 유전체 내의 전기력선이 균일하게 발생하면 온도 상승도 일정하게 된다. 외부 가열에서는 외측의 온도는 높고 내측의 온도는 낮지만 마이크로파 가열에서는 내외의 발열량을 동일하게 할 수가 있다.

(다) 국부가열

외부 가열에서는 국부만을 가열할 수 없는 곤란한 경우가 많다. 국부에 열판을 대서 외부 가열할 경우는 온도를 올리는 데에 시간을 요하기 때문에 열전도로 가열부분이 넓어지는 것을 피할 수 없다. 마이크로파 가열에서는 가열해야 할 부분에 전극을 대서 전기력선이 집중되도록 고안하면 좁은 범위에서도 가열할 수 있다. 가열시간이 짧기 때문에 가열부분의 넓이는 작다.

(라) 열효율

마이크로파는 오븐 속에 놓아둔 피 가열물에만 흡수되고 주위의 벽(금속)과 공기를 가열하지 않기 때문에 당연히 열효율이 높다. 따라서 작업환경의 개선에도 상당히 유용하다고 할수 있다. 또 에너지를 필요 부분에 집중시킬 수 있기 때문에 열효율아 높다.

(마) 기타

그밖에, 열원과 가열되는 물질과의 직접적인 접촉이 없으며, 가열이나 건조 과정에서 제어가 용이한 장점을 가지고 있다. 이러한 마이크로파의 특성을 이용하여 해체 콘크리트로부터 고품질의 재생골재를 회수하는 연구가 수행되고 있다.

(4) 폐 콘크리트 미분말의 재생 기술

가열처리나 마쇄 등 고도화처리 기술을 시행하는 과정에서 필연적으로 다량의 미분이 발생된다. 특히 수명을 다한 원자력 시설의 해체 시 방사성 물질로 오염된 콘크리트 폐기물을 자체처분 또는 무구속 하기위하여 대부분의 방사성 물질이 포함되어 있는 시멘트 모르타르를 심도 있게 분리할 경우 그 양은 더욱 증가될 전망이다. 일반적인 폐 미분말은 시멘트 경화체와 잔골재중 미세분말로 구성되어 있다. 1990년대 일본을 중심으로 미분말을 이용한 재생시멘트로서의 활용가능성에 관한 연구가 진행되고 있으며, 2000년 이후 국내에서도 유사한 연구가 진행되고 있다. 일본에서는 장시간 탄산화된 미분말을 고온에서 열처리하여 수화된 $Ca(OH)_2$를 CaO로 전환시키는 방식으로 관련 연구들이 발표되고 있으나 고온에서 이루어지는 방식이라 경제성 측면에서 문제점을 가지고 있다. 폐콘크리트를 고온에서 가열하면 Table 2.2에서와 같이 석회암의 주성분인 탄산칼슘이 600~900℃에서 탈탄산 반응에 의해 분해되어 시멘트의 주성분인 CaO로 전환되지만 골재는 열팽창 및 상 변이에 의해 재생골재로서의 품질이 저하될 수 있다.

Table 2.2 Effect of temperature for cement curing agent and aggregate

온도범위	변태반응 또는 분해반응	온도에 따른 영향
100~400℃	겔 및 시멘트 수화물의 붕괴	$Al_2O_3Fe_2O_3$ 및Tobermoriter계의 수화물 탈수 $(CaO)_3SiO_2.CaSO_4.nH_2O \rightarrow (CaO)_3SiO4+nH_2\uparrow$
400~600℃	481.7℃에서 수산화칼슘 분해(흡열반응)	$Ca(OH)_2$의 분해 $Ca(OH)_3 \rightarrow CaO+H_3\uparrow$
600~900℃	760.3℃에서 탈탄산반응 중량변화는 거의 없음	$CaCO_3$의 분해 $CaCO_3 \rightarrow CaO+CO_2\uparrow$

2. 폐 콘크리트 재활용기술 개발 현황[2.1]

가. 일반사항

건설폐기물 중 폐 콘크리트는 발생량이 많고 매립지의 용적을 많이 차지하고 있지만, 재활용은 아직 시작단계에 머물고 있다. 발생량이 많은 만큼 향후 재활용 재료로서 가장

활용도가 높을 것으로 예상된다. 폐 콘크리트는 중간 처리 후 여러 가지 용도로 사용될 수 있는 데 그 내용은 Table 2.3과 같다.

Table. 2.3 The use of recycling concrete waste

형상	용도	활용방안
부재덩어리	어초 바닥포장	건물의 보, 기둥부분을 절단하여 어초로 재활용하고 얇은 부분은 가공하여 포장용으로 사용
1차 파쇄상태	어초 바닥 다짐재 도로용재	건설현장에서 1차 파쇄된 콘크리트를 30~50cm 정도로 2차 파쇄하여 바닥다짐재, 매립재, 혼합재, 노반재로 활용하거나 불량토와 혼합교반활용
굵은 골재	아스콘용 골재 콘크리트용 골재	폐콘크리트를 파쇄하여 생산된 굵은 골재를 아스팔트 콘크리트용 굵은 골재로 활용하거나 콘크리트제조용 5mm 이상의 굵은 골재로 활용
잔골재	콘크리트용 골재	폐 콘크리트를 파쇄한 잔골재를 콘크리트용 또는 시멘트 2차 제품용 잔골재로 활용
미분말	지반개량	지반심층 혼합처리에 활용

(1) 폐 콘크리트의 용도 기준

폐 콘크리트 재생재의 용도는 Table 2.4에 나타낸 바와 같이 도로공사의 노반재, 토목공사의 구조물 기초재, 내장재, 조성지반 개량재 등이지만, 현재는 거의 재생 노반재로 사용되고 있다. 콘크리트용 골재의 부족현상을 고려하면 콘크리트용 골재 재생기술이 한층 더 요구될 것으로 예상된다.

Table 2.4 The use of recycling aggregate

재생자재	주이용용도
재생분할재	매립용 재료, 건축공사의 기초재
재생분쇄석	도로포장 및 기타 포장의 하층 노반재료 토목구조물의 내장재 및 기초재
재생콘크리트 모래	공작물 매설재료 및 기초재
재생입도 조정파쇄석	기타포장의 상층 노반재료
재생시멘트 안정처리 노반재	도로포장 및 기타 포장노반재료
재생석회 안정처리 노반재	도로포장 및 기타 포장노반재료
재생콘크리트용 골재	재생콘크리트 1,2,3용 재료

(2) 재생골재의 품질기준

한국공업규격에 명시된 재생골재의 특성 및 사용기준은 Table 2.5~Table 2.9에 수록하였다.

Table 2.5 Quality standard of recycling aggregate (KS F 2573)

항 목 / 종 류	재생굵은 골재			재생잔골재	
	1종	2종	3종	1종	2종
흡수율(%)	3이하	4이하	7이하	5이하	10이하
밀도	2.2이상			10이하	
마모감량(%)	40이하			-	
입자모양 판정실적률(%)	55이상			53이상	

주: 동결융해 내구성을 고려하지 않는 경우

Table 2.6 A range of size of recycling coarse aggregate for concrete (KS F 2573)

크기(mm)		진동을 통한 중량 백분율(%)							
		40	30	25	20	15	10	5	2.5
재생 굵은 골재	(40)	95~100	-	-	35~70	-	10~30	0~5	-
	(25)	-	100	95~100	-	30~70	-	0~10	0~5
	(20)	-	-	100	90~100	-	20~50	0~10	0~5

Table 2.7 A range of size of recycling fine aggregate for concrete (KS F 2573)

크기(mm)	진동을 통한 중량 백분율(%)						
	10	5	2.5	1.2	0.6	0.3	0.15
재생 잔골재	100	90~100	80~100	50~90	25~65	10~35	2~15

Table 2.8 Allowance value for hazardous substance in recycling aggregate (KS F2573)

구 분 / 항 목		재생굵은 골재	재생잔골재
0.08mm 체 통과량 시험에서 손실된 양(%)	콘크리트 표면이 마모작용을 받은 경우	1.5이하	5이하
	기타의 경우	1.5이하	7이하

Table 2.9 The use of recycling concrete (KS F 2573)

항목 / 종별	설계기준강도 (Mpa)	사용재생골재의 종류		이용용도
		굵은골재	잔골재	
1급	21이하 18초과	1종	천연골재	교량하부공, 옹벽 터널 라이닝공
2급	18이하 15초과	2종	천연골재 또는 1종	콘크리트 블록, 도로구조물 기초, 측구, 집수받이 기초, 중력식 옹벽, 중력시 교대
3급	15이하	3종	2종	막콘크리트, 강도가 요구되지 않는 채움재 콘크리트, 건축물의 비구조체 콘크리트

폐 콘크리트에서 콘크리트용 재생골재를 제조한 경우의 제품기준은 제정되어 있으나 제조설비의 건설과 그에 따른 제조비용이 높기 때문에 공공 공사에서 특별히 장려하는 경우 외에는 일반화되지 않고 있다. 그러나 향후 환경문제에 관한 규제가 강화되고 천연 골재의 가격이 상승될 것으로 예상되므로 재생골재 콘크리트의 사용이 증가될 것이다. 이에 따라 국내에서는 양질의 재생골재 생산을 유도하고, 발주자를 대상으로 양질의 재생골재 사용 의무화 등 필요한 근거 규정을 마련하기 위하여 2003년 12월에 「건설폐기물의 재활용 촉진에 관한 법률」이 제정되었다.

나. 비구조체용 재생골재의 이용기술

(1) 도로용 재생골재

도로용으로 이용하는 재생골재의 품질기준은 도로포장설계·시공지침에서 규정하는 품질항목 및 품질기준에 준용하며, Table 2.10을 표준으로 한다.

(가) 도로용 재생골재의 일반사항

보조기층 및 기층에 적용되는 재생골재의 표준입도는 천연골재의 표준입도와 동일하게 고려하며, Table 2.11, 2.12을 표준으로 한다. 보조기층 재료의 입도는 원칙적으로 Table 2.13의 범위 내에 있어야 하며, SB-1, SB-2의 두 가지 입도 중 어느 것을 사용해도 좋다. 그러나 현지의 골재 수급사정상 최대 입경이 큰 경우는 1층 시공두께의 1/2 이하인 100mm까지 허용할 수 있다. 보조기층 재료는 소정의 입도 및 시방에 맞게 혼합한 후 합성입도 성과표를 제출하여 감독원의 승인 하에 반입되어야 한다. 또한, 보조기층 재료는 입도가 균일해야 하며, 소정의 함수비를 가지고 있고, 재료의 저장·운반 및 포설과정에서 재료

분리가 발생하지 않아야 한다. 보조기층은 다짐시험방법(KS F 2312)의 D-2법으로 구한 최대 건조밀도의 95% 이상의 밀도로 다져야 한다. 현장에서의 보조기층 다짐도는 KS F 2311 (현장에서의 모래치환법에 의한 흙의 단위중량 시험방법)에 따라 측정하지만 KS F 2311시험방법이 적당하지 않을 경우에는 KS F 2310(도로의 평판재하시험방법)에 따라 지지력 계수로 다짐상태를 판정할 수 있다.

Table 2.10 Quality standard of recycling aggregate for road

대구분	소구분	기준항목	품질기준
노체	상부노체	최대치수 수정CBR 값	300mm 이하 2.5% 이하
	하부노체	최대치수	300mm 이하
노상	상부노상	최대치수 소성지수(PI) 수정 CBR 값	100mm 이하 10% 이하 10% 이상
	하부노상	최대치수 소성지수(PI) 수정 CBR 값	150mm 이하 30% 이하 5% 이상
동상방지층		최대치수 0.02mm 이하 세립토 함량 모래 당량	100mm 이하 3% 이하 20% 이상
보조기층		마모감량 소성지수(PI) 액성한계 실내CBR값 모래당량	50% 이하 6%이하 25% 이하 30% 이상 25% 이상
기층	입도조정기층	마모감량 소성지수(PI) 수정CBR값 안정성	40% 이하 4% 이하 80% 이상 20% 이하
	시멘트안정처리 기층	마모감량 소성지수(PI) 안정성 점토함유량	40% 이하 9% 이하 25% 이하 1% 이하

Table 2.11 Standard size of recycling aggregate for subbase of road

입도 번호	통과중량 백분율(%)								
	10mm	80mm	50mm	40mm	19mm	No.4	No.10	No.40	No.200
SB-1	-	100	-	70~100	50~90	30~65	20~55	5~25	2~10
SB-2	-	-	100	80~100	55~100	30~70	20~55	5~30	2~10

Table 2.12 Standard size of recycling aggregate for size adjustment applicable to base layer

입도번호	통과중량 백분율(%)							
	50mm	40mm	25mm	19mm	No.4	No.8	No.40	No.200
B-1	100	95~100	-	60~90	30~65	20~50	10~30	2~10
B-2	-	100	80~95	60~90	30~65	20~50	10~30	2~10

Table 2.13 Quality specifications of recycling aggregate

구분	시험방법	기준	비고
소성지수	KS F 2303	4 이하	No. 40체 통과분
수정CBR(%)	KS F 2320	80 이상	
마모감량(%)	KS F 2508	40 이하	
안정성(%)	KS F 2507	20 이하	

(1) 시험에 사용되는 시료의 규격은 감독관의 지시에 따른다.

(2) 슬래그, 폐재 등은 정색(呈色)판정시험에 따라 수침에 의한 황탁수 및 황화수소 냄새의 악취 여부를 확인해야 한다.

(3) 합성재료로 슬래그를 사용 시 KS F 2535의 규정을 따른다.

입도 조정 기층 재료의 최대입경은 40~19mm의 범위에 있으면 좋다. 최대입경은 그 입경의 통과 백분율이 95~100%인 것을 말하며, 일반적으로 최대입경이 큰 재료는 시공 시 재료분리가 크다. 또한 No.8 체 통과량이 많은 재료는 수정 CBR 값이 작고, No. 200체 통과량이 많으면 투수성이 나빠지므로 다짐이 가능한 범위 내에서 적게 하는 것이 바람직하다.

(나) 도로기층용

① 품질

재생골재가 연질일 경우에는 다짐을 함으로써 입도변화 및 입도조정기층 재료의 시방범위를 벗어나서는 안 되며, 입도조정층은 입상재료로만 구성되므로 KS F 2375 평장석을 사용해서는 안 된다. 입도조정층은 골재의 맞물림에 의하여 지지력을 유지하고 있으므로 강우 및 지하수에 의한 영향이 있을 때에는 지지력이 약해지므로 지하수가 상존하지 않아도 지하수에 의한 영향을 받을 가능성이 있고, 지금까지 입도조정기층을 사용하여 지지력에 대한 한계성을 알고 있으므로 주요 간선도로나 고속도로가 아닌 교통량이 적은 지방도 및 시가지 도로에 사용하는 것을 원칙으로 한다. 재생골재의 기층재 사용은 일반 하상이나 원석을 파쇄한 경우와 다르게 청결성은 미흡하고, 약간의 잡류가 혼재할 가능성이 있다. 따라서 지지력이나 함수비에 유해한 영향을 미치는 주요 원인이 되어 직·간접적으로 기층에 유해하다고 인정될 때 사용해서는 안된다.

② 입도

입도조정기층에 사용되는 재생골재의 입도는 다짐두께와 최대입경과의 관계, 다짐시험 기기, 다짐장비 등을 고려하여 최대입경의 범위는 50~19mm가 적당하다. 기층으로서의 기능은 다짐도와 지지력이 확보되어야 하므로 지지력의 평가는 수정 CBR 값으로 나타낸다. 그러므로 폐콘크리트와 재료를 기층으로 사용하려면 유해물질(목피, 목편, 폐기류 등)이 혼입되지 않아야 한다. 재료의 생산조건을 고려할 때, 전혀 이물질이 혼입되지 않는 경우는 기대하기 어려우며, 이로 인해 함수비의 영향, 지지력의 변화, 다짐 후의 체적 변화 등이 입도조정층으로서 적합하지 않다고 판단되면 사용할 수 없으므로 폐 콘크리트의 파쇄 과정을 통하여 재생골재 생산 시 유해물질 제거에 세심한 주의를 기울여야 한다. 또한 No. 200체 통과량이 많으면 배수성이 나쁘며, 수정 CBR 값에도 큰 영향을 미치므로 가능한 한 미립분이 적은편이 좋다.

(다) 아스팔트용

아스팔트는 공공사업에서 배출량이 가장 많은 건설폐기물이므로 폐기물 처리장의 용량이 부족하여 고심하는 지역에서는 관심을 가질만한 분야이다. 일본에서도 재활용 촉진법의 시행 이후 아스팔트 폐재로부터 아스팔트 혼합물을 재이용하고, 파쇄된 노반재 등을 입상재로 재이용하는 곳이 많아졌다. 일본의 경우 재생아스팔트 혼합물의 생산량은 1981년 이후부터 서서히 증가하여 1991년에 약 851만 톤으로 전체 아스팔트 혼합물 생성량 7612만 톤의 11.1%를 차지하고 있다.

다. 구조체용 재생골재의 이용기술

폐 콘크리트를 사용한 재생골재는 천연골재와 비교하여 기초 물성이 상대적으로 열

악하여 이를 이용한 재생골재 콘크리트의 경우 천연골재인 강모래 및 강자갈 콘크리트에 비해 시공성 뿐만 아니라 경화콘크리트에서의 압축강도 성상을 비롯한 공학적 특성 및 내구성 저하에 대한 우려로 건축 구조재료로서의 사회적인 신뢰도가 낮은 실정이다. 따라서 재생골재를 구조물에 사용하기 위해서는 품질의 기준이 필요하다. 유럽 각국과 미국은 재생골재를 도로포장용으로 이용하는 것을 인정하고 있으나, 구조물에의 적용에 대해서는 기준이 없거나 기준값이 너무 높아 적용이 어려운 경우가 많다. 현재 폐 콘크리트는 주로 노반재와 채움재로서 재이용되며, 구조재로서는 거의 이용되지 못하고 있다. 그러나 재생골재 콘크리트의 재활용 방안에 있어서 재생골재 콘크리트의 콘시스턴시, 워커빌리티 등의 작업성 및 시공성의 향상 방안과 경화콘크리트의 공학적 특성에 대한 실험·실증적인 연구에 의하여 재생골재 콘크리트의 제조기술 및 품질관리에 대한 기술이 향상된다면 구조체의 적용 가능성 및 활용범위는 커질 것이다.

라. 재생미분말의 이용기술

(1) 재생미분 개요

재생 미분말은 폐 콘크리트로부터 재생골재 제조 시 발생되는 것으로 폐 콘크리트로부터 생산되는 재생골재에 대하여 약 10%정도 발생되며, 향후 고품질 재생골재의 제조에 의해 그 발생량은 증가할 것으로 예상된다. 또한 재생미분말은 폐 콘크리트의 경화페이스트로 이루어져 있으며, 가열 등의 처리에 의해 시멘트 본래의 물성을 가질 수 있을 것으로 예상되어 콘크리트용 혼화재료, 토양안정제 및 토질개량제 등으로 활용 가능할 것으로 기대된다. 한편, 일본의 경우 폐 콘크리트로부터 재생골재 제조 시 발생되는 재생 미분말에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다. 또, 이용기술에 있어서도 콘크리트용 잔골재, 콘크리트용 혼화재료, 고유동 콘크리트의 충진재, 지반개량재 등에 대한 활용성이 검토되고 있는 실정이다. 현재 국내의 경우 폐 콘크리트로부터 생산되는 재생골재에 대해서는 많은 연구가 이루어지고 있어 그 이용용도가 점차 확대되고 있지만, 재생 미분말에 대한 연구는 아직 기초적인 단계로 이용기술이 개발되어 있지 않아 전량 매립·처분되고 있는 실정이다.

(2) 시멘트 제조분야

① 시멘트 클링커 원료로의 이용

시멘트 산업에서는 일찍부터 타 산업에서 발생하는 고로 슬래그나 비산재 등 분산물이나 금속 광산의 선광 폐기물인 광미 등을 시멘트 제조에 필요한 원료로 많이 사용하여 왔다 따라서 시멘트 공장에는 폐기물을 원료로 활용 할 수 있는 기반 기술이 갖추어져 있다. 재생미분에는 시멘트의 주성분이 CaO 함량이 15% 정도 함유되어 있고, SiO_2와 Al_2O_3 함량은 부 원료인 점토질 원료와 유사하기 때문에 클링커 원료의 약 20%까지 대체가 가능

하다. 우리나라의 시멘트 클링커 생산량이 약 5,500만 톤이나 되기 때문에 연간 1,800만 톤의 재생미분을 사용할 수 있다. 수거되어 폐 콘크리트 재생플랜트에서 재활용 처리될 수 있는 양질의 폐 콘크리트의 양은 연가 2,000만 톤에 달한다. 이를 전량 고도화 처리하여 고품질 재생 골재를 생산한다 해도 재생미분은 연간 800만 톤에 불과하여 시멘트 클링커원료로 사용할 수 있는 양은 1,800만 톤의 절반에도 못 미친다.

② 시멘트 첨가재로의 이용

시멘트 제조 과정에서 우리나라를 포함하여 대부분의 국가산업규격에서 5%까지 슬래그나 비산재 등 포졸란 활성물질을 첨가할 수 있도록 규정되어 있다. 또한 유럽 시멘트 규격(EN197)의 보통시멘트에 해당는 CEMI에서는 35%까지 허용되어 있다. 따라서 재생미분에는 시멘트 수화물과 규석 등의 미분이 다량 존재하기 때문에 이들 물질은 기본적으로 포졸란 활성이 있을 가능설이 있다. 이의 여부에 따라 시멘트 첨가재로 사용할 수 있다. 재생미분을 시멘트 첨가제로 이용 가능성을 알아보기 위하여 보통 시멘트에 5%, 10% 첨가하여 응결, 모르타르 압축강도 등을 시험한 연구보고가 있다. 이 보고에 의하면 시멘트 응결은 초결, 종결이 모두 늦어지며 모르타르 압축강도는 재령 7일에서 표준시멘트에 비하여 약 10~40%가 저하되는 경향을 나타내었다. 이 결과는 재생미분의 포졸란 활성이 거의 없는 것을 말해 주고 있다. 그러나 이 보고는 재생미분의 광물학적 성상에 대해서는 논하지 않고 있으며, 재생미분의 포졸란 활성을 발현시키거나 증진시킬 수 있는 조치가 없었기 때문에 재생미분이 시멘트 첨가제로 이용 가능성이 없다고 단정할 수 있는 것은 아니다. 보다 기초적이고 집중적인 연구가 필요하다고 생각된다.

제 2 절 해외 연구개발 현황

1. 폐 콘크리트의 재활용에 관한 해외동향[2.4]

콘크리트 재활용에 관한 선진국은 단연 유럽이다. 제2차 세계대전 후 도시의 재건축을 위하여 콘크리트 폐기물을 파쇄하여 건설재료로 재이용한 경험이 많기 때문이다. 도시 재건 작업이 어느 정도 완료된 후에는 폐 콘크리트의 재활용에 대한 관심이 낮았으나, 1976년에 이르러 RILEM의 「콘크리트 해체와 재이용 위원회(약칭 37-DRC)」가 발족되어 서독, 벨기에 및 네델란드 3국이 공동 프로젝트 그룹을 형성해 활동을 개시한 후 재활용에 대한 관심이 높아지고 있다. 일본에 있어서 재활용에 관한 조직적인 연구 활동은 1974년에 (재)건축업협회에 의한 것이 최초이고 우리나라와 유사하게 자원이 매우 부족하기 때문에 재활용에 대한 관심이 매우 높다. 미주 및 일본의 재활용에 관한 최근의 동향을 간단히 정리하면 다음과 같다.

가. 미국

미국에서의 배생골재에 관한 규정을 정리하면 다음과 같다

- ASTM C-33-82 및 ASTM C-125-79a : 1982년 이후 콘크리트 파쇄물을 조골재 및 세골재로 인정. 재생골재에 관한 시방 및 지침은 갖추지 않음
- 미네소타주 운수국 지침(MDOT), 아이오주 운수국 지침 (IDOT) : 각 주에서 재생 콘크리트를 도로포장에 사용할 때의 조건과 시험방법을 제시
- 미육군 공병대 : 지침을 개정하여 재생골재의 사용을 추천함

나. 네덜란드

규정 : VBT 1986 : 콘크리트, NL, NEN 3542 : 골재

- 골재 · 표준입도 · 연석 및 미립량 · 수용성염화물 · 유기불순물 · 황화물 · 목편 및 유기물 · 용적안정성 · 응결지연 · 내동해성 · 이온(BS 1047) · 알카리골재반응성재료 · 조골재량중의 편평입자량
- 폐기물 추출수에 의한 응결시험
- 재생골재의 사용비율이 20% 이상일 경우 구조부재용 콘크리트는 두께를 20% 증가시킴.

다. 영국

- BS882(1992) : 보통골재, BS 3797(1990) : 경량골재, BS 1047(1983) : 서냉 고로슬래그 BS 5328 (1991) : 콘크리트(재생골재의 규정은 없음)
- 고속도로공사용 시방서(1991년, 제 7회 개정판)를 만족하면, 콘크리트 폐기물을 도

로포장용 콘크리트로 사용하는 것을 인정함

- BS 882의 골재강도, 편평입자 및 미립분의 규정을 만족할 것.
- BS 5328의 염화물 및 황화물 함유량 규정을 만족할 것
- 응결지연 및 내구성 저하를 초래하지 않는 것

라. 구소련

- 콘크리트 및 철근콘크리트 연구소, 1984년에 표준외 콘크리트 및 철근콘크리트 제품의 재이용에 관한 최초의 러시아 지침
  - 5~15 Mpa의 콘크리트 및 철근콘크리트 제조가 가능
  - 보통 쇄석을 50% 혼입하면 20 Mpa까지의 콘크리트 및 철근콘크리트 제조 가능
  - 재생골재의 미분은 아스콘의 필러로 추천함
  - 수축 및 크리프가 크기 때문에 프리스트레스 콘크리트에는 사용하면 안됨.

마. 독일

- DIN 1045 : 무근 및 철근, 보통 및 중량 콘크리트, DIN 4226 : 골재
  - 재생골재의 시방은 포함하지 않음. 특히, 재생골재를 사용하는 경우는 사용할 때마다 공공기관에 인가가 필요.
- ZTV Beton-StB (1991)
  - 콘크리트 포장에 재생골재의 사용은 온화한 환경에서 사용한다면 인정. 상층용 재생골재 및 하층용 재생골재에 관한 규정이 있지만, 재생골재는 하층용에 사용한 예가 있다.
- 실시 프로젝트
  - 서베를린의 건설의원 주도하에 1987년 말에 발족
  - 신 리사이클 공장의 기초벽을 5,000톤의 재생골재로 시공
  - 재생골재와 재생골재 콘크리트에 관한 기술적 검토를 축적
  - 베를린의 벽 붕괴 후 프로젝트 중단, 그 후 1992년 말 프로젝트 재개가 발표되었지만, 아직 활동은 시작하지 않음.
  - 콘크리트 블록 제조회사에서 1991년 약 30%의 재생골재를 함유한 블록 제조 개시
  - 콘크리트 포장 : 북부 독일의 A 27 고속도로의 17 km구간이 재생골재를 사용하여 시공함.

바. 덴마크

정규 콘크리트 코드 (116) : 1990년에 온화한 환경이라면 어떤 종류의 구조물에도 재생골재의 사용을 인정함

- 40MPa까지의 콘크리트용 재생골재 GP1은 2200kg/m^3 이상의 표건밀도로서 구조용 콘크리트를 파쇄한 것이 여기에 해당.
- 20MPa까지의 콘크리트용 재생골재 GP2은 1800kg/cm^3 이상의 표건밀도로서 청정한 해체 구조물, 조적조와 콘크리트의 혼합물이 여기에 해당
- 탄성계수의 설계 허용치로 GP1 콘크리트는 보통 콘크리트의 80%, GP2 콘크리트는 보통 콘크리트의 50% 임.
- 주부재의 안정성, 휨 및 압축강도의 변동계수 : 모두 불리함

사. 벨기에

LIN에 의한 기술지침 (RILEM 보고 TC 121-DGR을 참고)

- 골재의 밀도, 흡수율, 조성, 금속·유리·역청제 등, 불순물, 유기물, 염화물, 황화물 등에 대한 규격이 있고, GBSB-Ⅰ과 GBSB-Ⅱ에 골재를 구분.
- 재생골재콘크리트의 강도를 C 16/20과 C 30/37로 구분
- 재생골재 콘크리트의 설계용 값 (인장강도, 탄성계수, 크리프, 수축)에 대한 계수를 부여

아. 프랑스/스페인

콘크리트용 재생골재 가이드라인

- 프로젝트 개요
  - 참가기관 : CEBTP(프랑스), SDVM(프랑스), ITEC(스페인), CSTC(벨기에)
  - 검토작성기간 : 1991. 9부터 2년간
  - 작업내용 : 주요 EC 국가에서 해체재료의 리싸이클링에 관한 조사연구, 기술적 연구, 가이드라인 작성
- 프랑스에서의 재생골재의 사용은 도로 및 매립공사에 제한, 벨기에에서 고속도로 건설에 사용
- 실용 가이드라인의 내용
  - 리사이클링 재료의 선정 및 제조골재의 검사 : 주요한 품질, 시험방법, 콘크리트의 사용기준, 포로시티, 황화물, 역청제등의 고려
- 콘크리트에 제생골재 사용
  - 재생골재 콘크리트는 기존 표준품질을 가지지 않음, 시방서의 만들어지지 않음, 건설업자의 심리적 장벽 및 경험부족 등 때문에 중요치 않는 종류의 공사에 사용. 그러나 내구성은 필요.
  - 콘크리트의 배합, 비빔, 초기양생, 강도, 내구성에 관하여 언급

자. 유럽 통일 코드

1989년 9월에 RILEM TC 121-DGR (1989년 9월 초기 회의)

- 재생콘크리트 및 조적조 골재를 사용한 콘크리트의 제조에 관한 가이드라인
- 콘크리트 및 조적조의 재이용을 고려한 해체 및 해체폐기물 공정에 관한 가이드라인
- 작업 그룹은 아래의 유럽 초안 및 각국의 권고를 참고함
  - 유러코드 2
  - 네덜란드 콘크리트 협회 : 비부식환경에서 콘크리트용 재생골재 사용 권고
  - 파쇄 콘크리트 및 조적조 블록을 쇄석 콘크리트로 사용하는 것에 관한 CUR권고
  - CUR권고 125 : 콘크리트용 골재로 사용한다. 파쇄 콘크리트 및 조적조 블록
  - 건축물 및 토목 구조물의 콘크리트용 골재로서 건축 및 해체 폐기물을 재이용하기 위한 가이드라인(벨기에 초안)
- 골재를 다음과 같이 3종으로 구분한다.
  - Type Ⅰ : 조적조에서 재생한 골재
  - Type Ⅱ : 콘크리트 덩어리로부터 재생한 골재
  - Type Ⅲ : 원재료와 Type Ⅰ 및 Type Ⅱ 재생골재를 혼합하여 제조한 골재
- 골재의 시방서 외에 재생골재를 사용한 콘크리트의 종류를 환경조건 및 강도에 따라 구분.

차. 일본

- (재) 건축업협회의 연구(1974년)
  - 양호한 품질의 골재를 제조하기 위한 파쇄기의 종류와 특성 검토
- 건설성 총합 기술개발 프로젝트「건설사업으로의 폐기물 이용기술의 개발」개시(1981년)
  - 재생골재의 품질기준 제시
  - 고도 처리한 재생골재를 대상으로 한 연구도 수행함
- 건설성 총합 기술개발 프로젝트「건설부산물의 발생억제·재생이용기술의 개발」개시(1992년)
  - 콘크리트 부산물의 용도별 잠정 품질 기준안 제정(1994년)
  - 고도처리 기술의 개발상황을 고려하여 흡수율 3% 이하의 재생조골재를 기준화함
  - 재생골재의 품질에 관한 건축·토목의 통합 기준안 제정
  - 재생골재 콘크리트의 종류 및 재생골재 콘크리트의 종류에 따른 적용구조물의 예를 제시

2. 원자력시설 해체 콘크리트 폐기물 기술개발 현황

원자력시설이 가동되는 동안 건물의 콘크리트는 방사성 물질로 오염되고 해체 시 오염된 콘크리트는 방사성 폐기물로 별도 처리해야 한다. 원자력시설의 해체 시 발생하게 되는 해체 방사성 폐기물을 나누면 크게 metal scrap, 콘크리트 및 기타 폐기물 등으로 나뉘는데, 이중에서 콘크리트 폐기물은 80%이상을 차지하고 있으며, EC(European Commission)의 보고서에 의하면 2060년까지 원자력 시설의 해체에 따라 유럽에서만 약 500만톤의 콘크리트 폐기물이 발생할 것으로 예상하고 있다. 이러한 막대한 양의 콘크리트 폐기물에 대해 프랑스, 일본, 벨기에, 영국 등에서는 이미 콘크리트 폐기물의 제염 및 저감에 대한 연구가 심도있게 진행 중에 있으며 프랑스의 경우에는 실험적인 연구를 거쳐서 상용화 수준에 다다른 실정이며 영국 및 스페인을 비롯한 유럽의 많은 나라에서는 방사성 콘크리트 폐기물의 발생량을 최소화하고 발생한 폐기물도 재활용을 통해 처분할 폐기물의 양을 최소화하려는 많은 연구와 실증이 이루어지고 있다 콘크리트 폐기물은 일반적으로 원자력시설에 제한적으로 재활용되며, 방사성 폐기물의 저장 및 기반시설의 건설, 방사성 폐기물 처리에 사용되는 콘크리트 고화체, 차폐체, 뒷메움재 등으로 사용되고 있다.

가. 네덜란드 (REBONDIN PROJECT)

콘크리트의 오염에 대한 여러 사례를 보면 대부분의 방사성 핵종은 콘크리트 표면에 주로 오염된 것을 볼 수 있다. 오염된 부분을 분리해내면 오염되지 않은 65%의 모래나 자갈은 다시 재활용 할 수 있다. KEMA(네덜란드)사와 CEA(프랑스)사, BNFL(영국)사에 의해 공동으로 해체 콘크리트의 재활용에 관한 연구를 수행하였다[2.5-2.7]. 이를 위해 네덜란드의 Borssele와 Dodewaard 원자력 발전소에서 공급된 콘크리트를 사용 하였다. Borssele 시료는 방사성액체가 발생하는 공간에서 사용되는 콘크리트 성분으로부터 추출 된 것이며, 주된 핵종은 Co-60 이고 총 방사능은 120 kBq (0.23 kBq/g) 이다. Dodewaard 시료로는 오염실험을 하였다. 오염은 Co-60, Cs-137, Mn-54로 이루어져 있는 방사성 액체(150 kBq/L)에 Dodewaard 시료를 침전 시켰다. 게르마늄 detector에 의해 측정 되는 시료의 방사능 총량은 Co-60은 137 Bq (0.34 Bq/g), Cs-137은 700 Bq (1.76Bq/g), Mn-54는 827 Bq(2.1 Bq/g) 이었다. Borssele와 Dodewaard 시료는 다음과 같은 방법으로 분리 하였다. 실험 결과는 Table 2.14와과 같다.

a 분쇄와 채로 분리
b HNO_3 로 세척
c 재 분쇄 및 다시 채로 분리
d HCl 로 세척

Co-60에 관하여 Table 2.14 에서와 같이 d단계 과정을 거친 후 골재는 콘크리트 시료인 Borssele (120 kBq) 및 Dodewaard(137 kBq) 보다 방사능이 농도가 10배 이상 낮게 나왔다. 다른 핵종으로 Cs-137 은 5배, Mn-54 는 16배로 감소된 것을 알 수 있었다. 비방사능의 감소요소는 Co-60 이 6배, Cs-137 이 3배, Mn-54는 9.5배 인 것을 알 수 있었다.

Table 2.14 Activity due to Co-60

Borssele sample	aggregates (kBq)	cementstone (kBq)	residue* (kBq)
separation step			
a	59 (0.15)**	65 (0.05)	
b	19 (0.05)		34
c	14 (0.04)		5
d	12 (0.04)		3
e	4 (0.03)		
Dodewaard sample	aggregates (kBq)	cementstone (kBq)	residue* (kBq)
separation step			
a	59 (0.20)	84 (0.85)	
b	13 (0.06)		49

* cementstone, leaching fluid, filter residue

** specific activity (kBq/g amd Bq/g)

위 시험을 통해 콘크리트의 오염은 흡수성이 뛰어난 시멘트에 주로 오염되는 것으로 결론을 도출 하였다. 또한 KEMA사에서는 Ordinary Portland Cement (OPC) 와 Portland Blastfurnace Cement (PBC) 를 사용하여 콘크리트의 분리실험을 수행하였다. 이 실험의 결집체들은 석영(quartz), 석회석(limestone), 중정석(barite)으로 Table 2.15 에서 나타낸 것을 보면 석영 자갈과 석회석은 화학적인 성분 때문에 시멘트보다 방사능농도가 더 낮은 반면, 중정석은 그 반대임을 알 수 있었다. 이러한 실험들을 통해 오염된 콘크리트로부터 골재와 시멘트 페이스트의 분리는 효과적인 것으로 보고하였다. 실험실적 결과를 토대로 KEMA사에서는 오염된 콘크리트의 분리를 위해 파일롯 규모 실증 시험을 수행하였다. Fig. 2.11 에는 실증시험 시설 구성 설비 및 공정을 도시하였다. 콘크리트를 조 크러셔에 넣고 지름 40

mm로 분쇄 한 후, 특별히 제작한 밀폐된 컨테이너 내의 가열장치로 운반 한 후 분쇄된 콘크리트를 약 650℃로 가열해 주었다. 가열된 콘크리트를 냉각 시킨 후 Mill에 넣어 마쇄하였고 밀링에 의해 잘게 분리된 콘크리트 성분은 체분리 장치로 옮겨졌다. 체분리 장치에 의해 분리 된 1mm 보다 작은 시멘트나 모래는 방사성 폐기물로서 드럼에 1mm 보다 큰 콘크리트 혼합재는 재활용을 위해 모아진다. KEMA 연구소에 설치된 파일롯 규모 콘크리트 폐기물 치리 시설은 Fig. 2.12에 수록하였다.

Table 2.15. Irradiation test (2.5 X 1023 n/m^2)

component	activity after 2y decay (MBq/kg)
cement :	
Ordinary Potland	88
Portland blast fumace	84
aggregate :	
quartz	5
limestone	27
barite	122

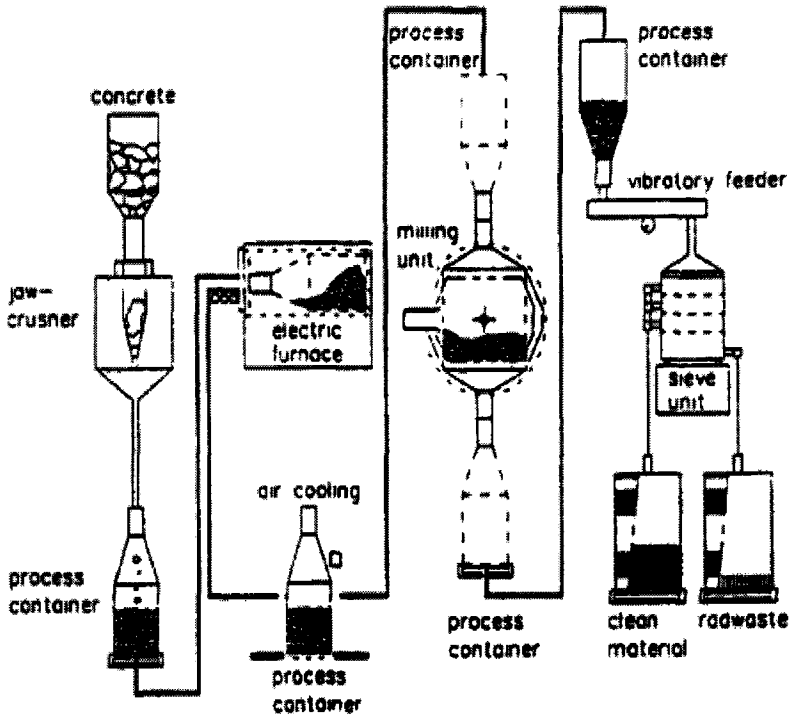


Fig. 2.11. DECO process of KEMA.

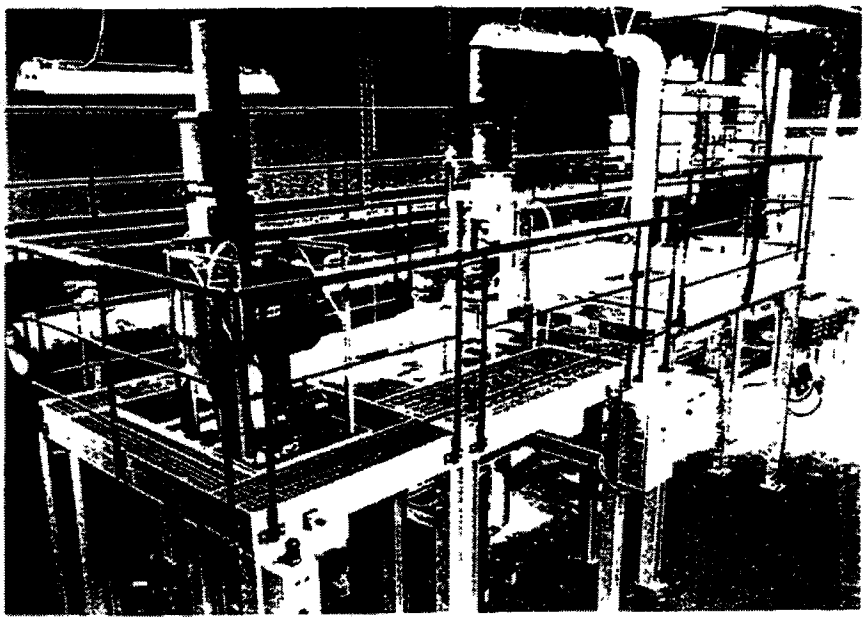


Fig. 2.12. Plant of KEMA test.

KEMA 사에서는 최대 31.5 mm 입도를 가진 골재를 사용하여 콘크리트 시편(150 mm)을 제작하여 실증실험을 수행하였다. 제작된 시편의 28일 압축강도는 약40 N/mm^{2}였다. 콘크리트 골재의 조성과 석영 골재로부터 시멘트 페이스트와 1mm 미만의 모래 골재(Sand)를 계산하여 Table 2.16에 나타내었다. 1mm 미만의 미분말은 콘크리트 총 무게(2,400 kg/m^3)의 35%을 자치하였다. 실증실험은 650~700℃의 온도범위에서 약 3~5시간 가열하였으며 마쇄시간은 1~2 시간을 수행하였다. 1mm을 기준으로 굵은 골재와 잔골재를 체분리 한 후 이들의 오염도를 분석한 결과 오염되지 않은 1mm 이상의 골재 양은 총 양의 63 % 였고, 1mm 미만의 오염된 골재는 37 %로 나타났다. 체 분리된 골재는 Fig. 2.13과 같다.

Table 2.16 Test-runs

Component		Amount
1	Ordinary Portland Cement	320 kg/m^3
2	Quartz sand < 1mm	450 kg/m^3
3	Formed cementstone (calculated)	400 kg/m^3
Cementstone and sand < 1mm (2+3)		850 kg/m^3
Fine material ratio*		35%

* (850/2400) X 100 %

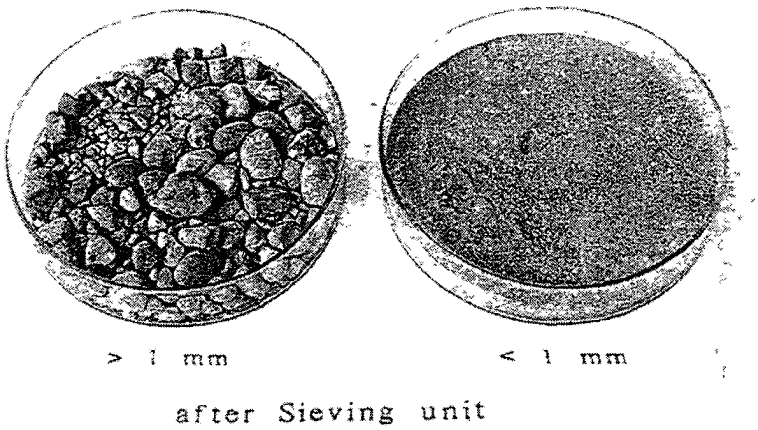


Fig. 2.13. Separated gravel and contaminated fine powder.

나. 일본 (NUPEC)[2.8]

NUPEC은 환경 부담과 방사성 폐기물의 양을 줄이기 위해서 원자력 시설에서 발생하는 콘크리트 폐기물 재활용 기술에 대한 연구를 수행한 경험이 있으며 일부 기술은 실증 단계에 있다. 일반적으로 1,100 MWe 급의 원자력발전소 해체 시 약 50만 톤의 비방사성 콘크리트 폐기물이 발생할 것으로 예상하고 있으며 고품질의 재생골재를 생산하는 두 가지 방법을 고려하였다. 콘크리트 폐기물을 가열(300℃), 파쇄 그리고 분리 등의 여러 공정을 거쳐 고품질의 재활용 혼합재를 생산하여 재활용된 콘크리트의 특성 및 환경적 영향을 평가하기 위해 재활용 골재를 사용하여 벽 과 건물을 만들어 일반 콘크리트와 비교 평가 중이다.

(1) 기계적 분쇄

연구 수행되고 있는 기계적 분쇄 원리를 이용한 콘크리트 폐기물의 재활용 시스템은 Fig. 2.14와 같다. 콘크리트 폐기물을 50mm 또는 그 이하로 파쇄 한 후 파쇄된 콘크리트는 8~50 mm 와 8 mm이하로 분리한다. 8~50mm의 콘크리트 골재는 습식 공정에 의해 분쇄 되며 5mm 또는 그 이상의 성분들은 굵은 골재로 만들어 재사용 되고 8mm 이하는 잔골재로 재사용 되었다. 재활용 공정의 목표한 품질(일본 건축 공사 표준 명세서 JASS)이 나올 때까지 계속 반복된다.

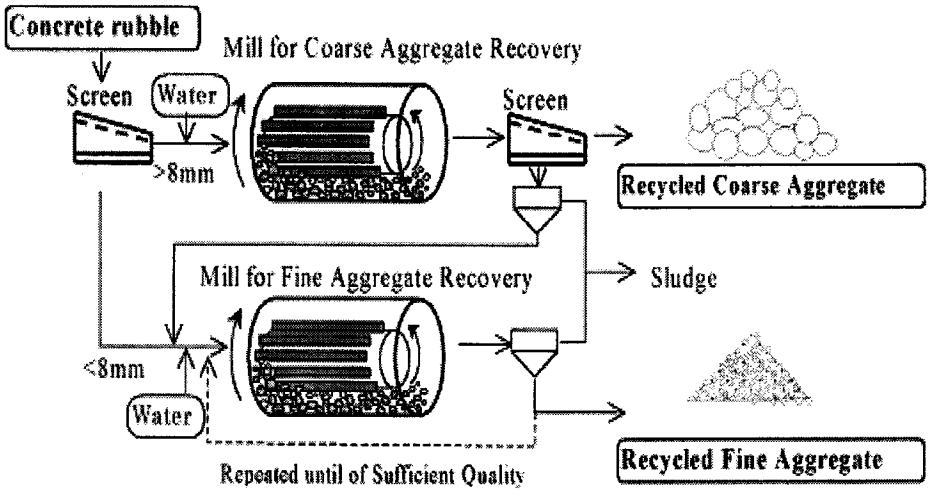


Fig. 2.14. Modified mechanical grinding system in NUPEC.

(2) Air-heating과 grinding

두 번째의 가열 분쇄 공정의 공정도는 Fig. 2.15와 같다. 콘크리트 폐기물은 50 mm 또는 그 이하로 파쇄 한 후 파쇄 된 콘크리트는 300℃에서 가열된 공기에 노출된다. 가열 공기와 접촉한 콘크리트는 탈수반응에 의해 콘크리트 접합체의 결합력이 약해지고 약해진 콘크리트는 일차적으로 강구를 사용하여 마쇄한 후 다시 강구가 없는 이차 마쇄장치에

의해 재 분쇄된다. 이렇게 생산된 성분들을 체분리나 골재분리기에 의해 굵은 골재 및 잔골재로 분리한다. 시멘트 수화물과 골재 사이에 온도에 따른 영향은 Fig. 2.16에 나타내었다.

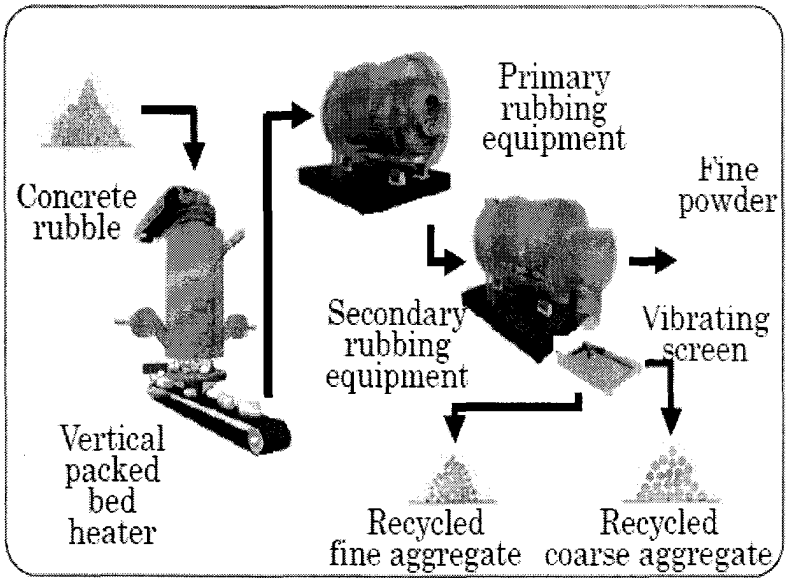


Fig. 2.15. Air-heating and grinding process.

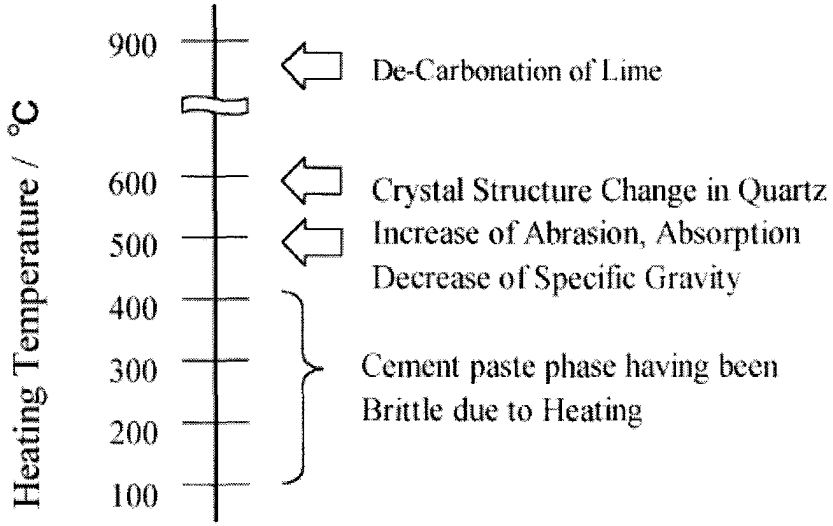


Fig. 2.16. Transformation of aggregate by heating.

다. 프랑스

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 공정을 개발하였다. DECO 공정은 원자력 시설의 해체 시 방사성 콘크리트 폐기물이 발생하는데, 대부분의 방사능은 미세한

미분혼합재(cement, filter, sand)내에 농축되어 있는 반면에 1 mm보다 큰 혼합재(gravel)에는 방사능이 거의 존재하지 않기 때문에 1 mm보다 크게 파쇄된 자갈(gravel) 입자는 콘크리트 혼합재로 재활용하고 나머지 미분 혼합재는 방사성 폐기물로 처리하는 공정이다.

라. 벨기에[2.10]

벨기에의 BR3는 미국의 Westinghouse가 설계한 PWR 발전 시설로서 1962부터 1987까지 운전한 후 1989부터 제염 및 해체가 시행되었으며, Eurochemic reprocessing facility은 13개의 OECD 회원국이 1966부터 1974년까지 이 시설에서 180 톤의 자연 및 낮은 준위의 우라늄과 30 톤의 높은 우라늄을 재가공하다가 1990년부터 Belgo process사에 의해 제염 및 해체되었다. 이러한 시설의 제염 및 해체를 통해 1990년부터 2001년까지 콘크리트는 약 3,670 톤의 폐기물 발생하였으며 이중에서 2,600 톤을 제염하여 처리하였다. 또한 중량 콘크리트는 약 470 ton의 폐기물이 발생하였는데 이중에서 440 톤의 방사성 콘크리트 폐기물을 제염하여 처리하였다. 효율적인 콘크리트 바닥 오염 제거를 위해 Fig. 2.17과 같은 바닥 연마기(floor shaver)를 제작하였다. 이 장치는 보통의 바닥 연마기 보다 한 시간 동안에 약 3배 이상의 바닥 오염을 제거하였고, 폐기물이 나오는 것을 30% 이하로 낮추었을 뿐만 아니라 작업자가 일할 때 연마기 보다 기계적 진동을 줄여 주었다.

Fig. 2.17. Floor shaver.

바닥 연마 기법을 바탕으로 하여 효율적으로 콘크리트 벽 오염제거를 하기 위해 Fig. 2.18에서와 같은 자동 원격 조정 다이아몬드 벽면 연마시스템을 개발하였다. 이 시스템은 광범

위하게 오염된 콘크리트 표면(평평한 면이나 불균등한 표면)을 제염 하는데 사용하였다. 시간 당 15~25 m^2 넓이에 3mm 깊이에 오염된 콘크리트를 제거할 수 있고 폐기물이 적게 나오게 하기 위해 날의 깊이를 1 mm로 수동 조절 할 수 있다. 그리고 콘크리트의 특성에 따라 절단 헤드는 1000~1500 m^2 까지 사용할 수 있다.

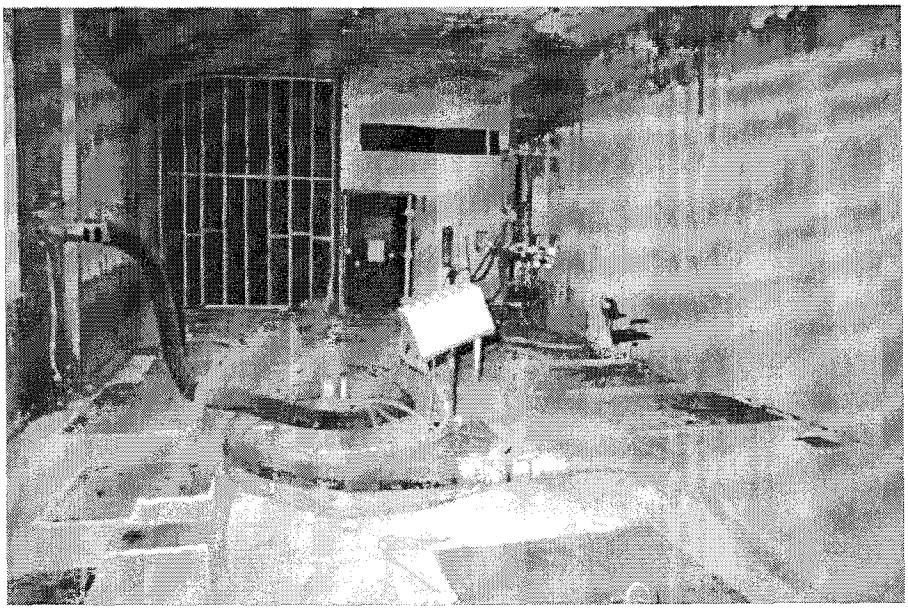


Fig. 2.18. Automatic wall shaver.

이러한 콘크리트 제염방법을 통해 알파 방출체는 0.04 Bq/cm^2까지 베타-감마방출체는 0.4 Bq/cm^2까지 오염 준위를 감소시켰다. 또한, Belgorprocess사는 폐기물의 양을 최소화하기 위해서 콘크리트 폐기물을 파쇄 및 밀링한 후 얻어진 혼합재를 사용하여 재활용이나 재사용을 위한 연구 및 개발 프로그램이 진행 중에 있다.

마. 영국[1.4]

영국에 있는 Sellafield의 원자력발전소에서 1951년부터 사용되어온 두 개의 냉각공기 배출용 굴뚝(chimney) 해체 시 약 4,000 ton의 콘크리트폐기물이 발생하였다. 콘크리트 폐기물은 수압 파쇄기(hydraulic crusher)를 사용하여 14 mm보다 작게 분쇄하여 1 m^3의 나일론 자루에 넣어 방사능을 측정하여 0.4 Bq/g보다 작을 경우 무구속 준위(free release level)로 취급하여 방출하였다(약 3,000 ton). 2003년 기준으로 영국 BNFL 처분시설(LLW)에서 방사성 폐기물 처리비용은 £1645인데, 무구속 방출로 콘크리트 폐기물을 처리할 경우는 £690로서 단위 m^3 당 약 £900가 절약되어 전체 £1.8millon가 절약된다. 재활용된 콘크리트 혼합재는 Drigg에 있는 BNFL 처분장에서 저준위 방사성 폐기물의 이송용 ISO 컨테이너 생산을 위한 시멘트(grout)로 사용되거나 Sellafield의 기초건물 및 도로건설 시 뒷 매움재로 사

용될 예정이다. BNFL의 다른 저장소인 Berkeley에서는 infill material로서 해체된 시설로부터 만들어진 재활용 콘크리트를 사용한 경험이 있다. BNFL의 다른 저장소인 Berkeley에서는 내부 충진재로서 해체된 시설로부터 만들어진 재활용 콘크리트를 사용하였다. Dounreay 처분장에서는 재활용된 콘크리트의 경제성 및 환경적 영향을 평가하기 위해서 새로운 시설의 건설에 나트륨 실험 시설(D1249)의 해체 시 발생한 재활용 콘크리트를 사용하였다.

바. 독일

독일의 Karlsruhe University와 VKTA Rossendorf는 오염된 콘크리트로부터 발생하는 핵종의 거동 특성 및 오염 콘크리트의 재활용 및 재이용 방법, 그리고 오염 콘크리트의 방사선적인 모델에 대하여 연구하였다. 오염된 콘크리트에서의 주요관심 핵종은 Co-60, Ni-63, Sr-90, Cs-137, I-129, U, Pu, Am, antinide 원소이며, 오염 콘크리트 시설 및 재순환 재료의 재활용 및 처분 방안으로는 건물 구조체로의 활용, 건물 건설 물질로서의 재활용 및 재사용, 매립지 복토재로의 처분 방안을 설정하였다. 각 방안의 안전성 및 환경에 대한 영향은 방사성 오염물질이 지하수로 유출될 가능성에 기인한다고 가정하였다.

사. 미국

미국에서는 사용된 재활용 콘크리트에서 알카리-실리카 반응과 칼시움 카보네이트 침전 등에 의한 재생콘크리트의 비정상 팽창, 크랙 등 열화 문제를 발표하였으며 최근 열화 방지 기술개발이 활발히 진행되고 있다. DOE는 7,000여개의 원자력 시설의 해체 시 발생하게 될 막대한 양의 방사성 콘크리트 해체폐기물을 처리하기 위해 콘크리트 재활용을 위한 신기술 개발에 많은 지원을 하였으며, 이 결과 여러 가지 종류의 콘크리트 재활용을 위한 다양한 콘크리트 제염기술을 개발하고 있다.

(1) Isotron Corporation : ELECTROSORB process

Fig. 2.19의 ELECTROSORB 공정은 동전기적 추출기술과 폴리머 전극 포집기술을 결합하여 콘크리트 해체폐기물로부터 오염물질을 제거하는 기술이다. 처리공정은 먼저 콘크리트 표면에 존재하는 비용해성 오염물질(우라늄, 토륨)을 이온화시키는 동시에 폴리머를 형성할 수 있는 복합화합물(ammonium bicarbonate)을 뿌린 후 전극을 걸어주면 동전기적 추출공정에 의해 오염물질의 이온이 폴리머내로 이동하여 고정화되며 작업 종료 후 폴리머를 제거하였다.

(2) AWD Technologies(AWD-CON process)

AWD에서 개발한 AWD-CON 공정은 Fig. 2.20에 나타내었다. 본 공정은 제염 및 분리공정을 모두 포함하는 방법으로서 제염은 dry-vacuum으로 콘크리트 표면의 오염물질을

처리한 후 거품형태의 부식성 및 산성의 세정제로 처리하였으며 처리된 콘크리트는 다시 고압수로 세정한 후 오염도를 측정하여 오염물질이 없을 때까지 반복하여 처리하였다. 처리된 물질들은 1, 2차 필터시스템에 의해 0.1 μm까지 제거하였다.

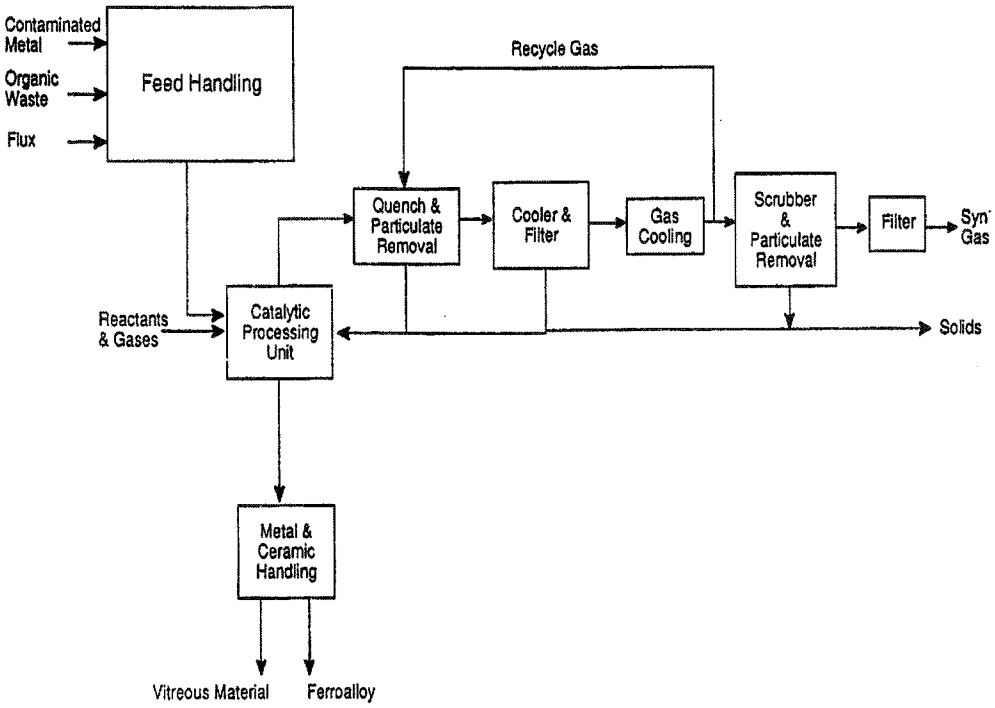


Fig. 2.19. Isotron electro-sorb process.

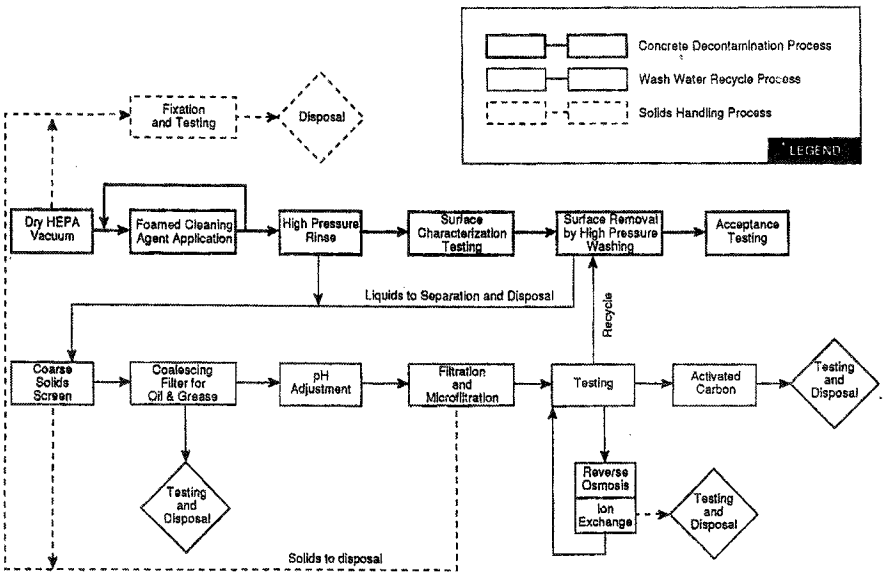


Fig. 2.20. AWD-CON process.

(3) Oceaneering Technologies($ROVCO_2$ surface decontamination)

Fig. 2.21의 Oceaneering 기술은 원격 조정 장치에 드라이아이스(CO2) 분사 장치를 결합시켜 콘크리트를 제염하는 방법으로서 드라이아이스는 고속의 질소가스에 의해 분사된다.

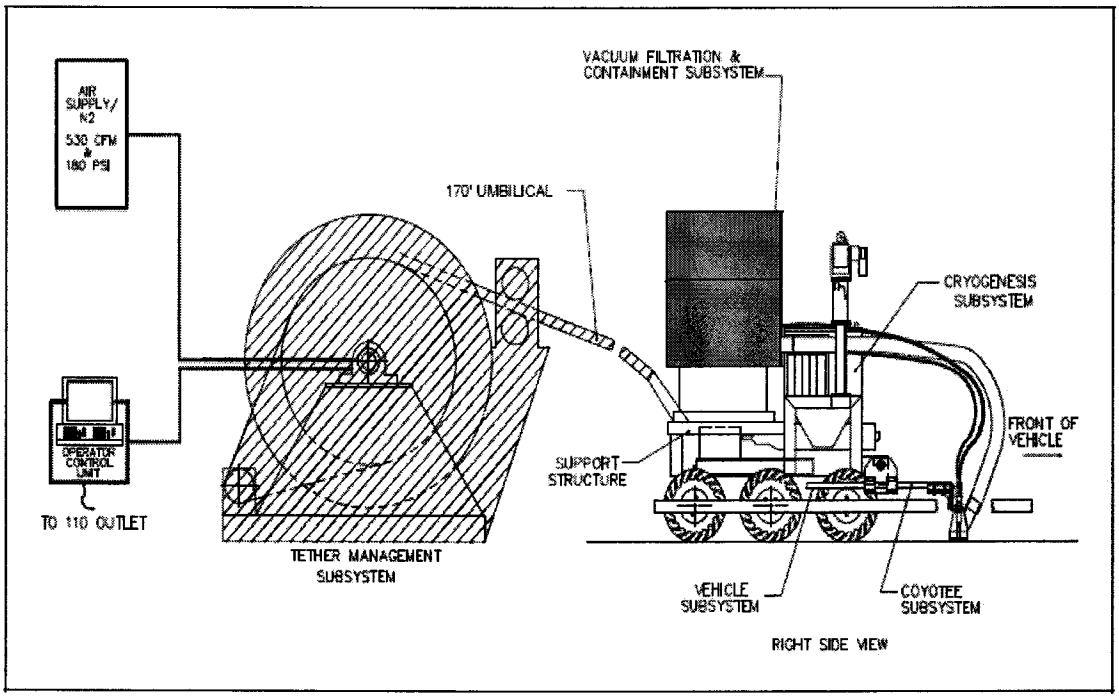


Fig. 2.21. $ROVCO_2$ surface decontamination equipment.

(4) AVCO/Textron Defense System(electro-hydraulic system)

이 공정은 electric-hydraulic(EH) 장치를 사용하여 두 전극상이에서 발생하는 강한 전기적 방전 펄스에 의해 생성되는 충격파와 공동화 버블(cavitating bubble)을 사용하여 오염된 콘크리트를 제염하는 방법으로 직접 또는 반사된 충격파는 콘크리트에 충돌되어 콘크리트를 파쇄시킴. 32 kW의 EH 장치는 2.2 ft^2/min으로 속도로 콘크리트를 연마할 수 있는데 이는 초고압수 분사 처리속도의 2배에 해당한다.

(5) Soda Blasting technology

OBG사가 개발한 작업자 및 환경에 무해한 Sodium bicarbonate를 사용하여 콘크리트 및 금속의 표면을 제염하는 soda 분사기술은 Fig. 2.22와 같다.

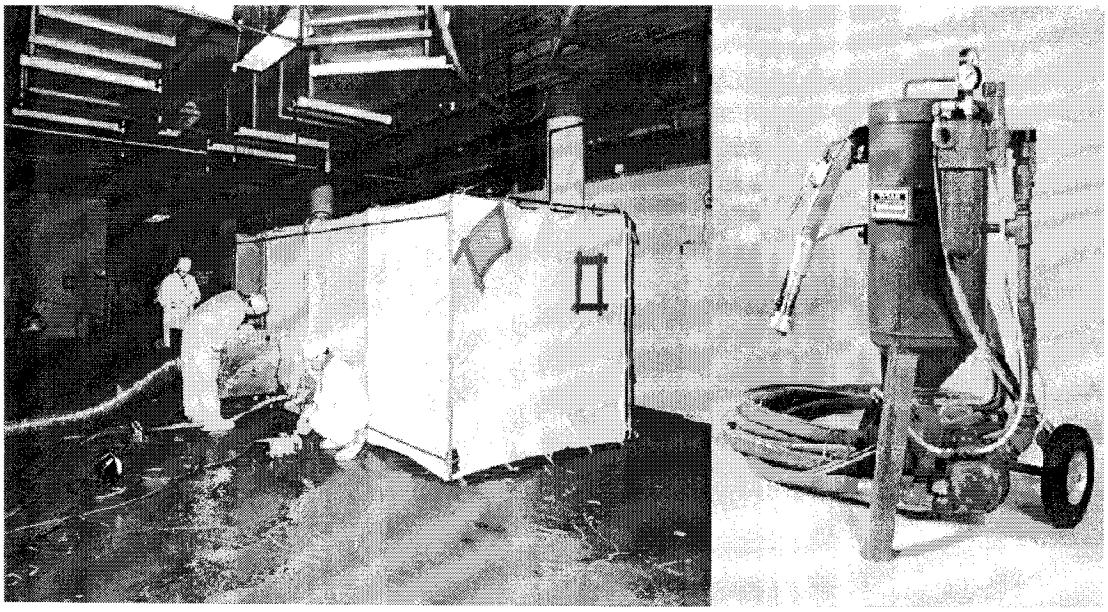


Fig. 2.22. Soda blasting equipment.

3. 방사성 콘크리트 폐기물 규제해제를 위한 재활용 시나리오

방사성폐기물을 규제 해제하는 경우 시간의 경과함에 따라 방사능은 일정한 비율로 감소되며, 매립·소각·재활용 등의 과정에서 일반 물질과 혼합됨에 따라 방사능의 농도가 감소될 것으로 예상된다. 그러나 원자력시설 해체 시 발생하는 콘크리트를 재활용하기 위해서는 합리적으로 설정된 피폭경로에서 잔류방사성물질에 의해 유발될 것으로 예상되는 방사선학적 영향에 대한 평가가 필요하며 방사능의 제한농도를 개인 및 집단에 대한 피폭방사선량이 제한치 미만이 됨을 입증해야 한다. 이를 입증하기 위한 각국의 규제기준 및 방사선학적 선량평가 시나리오는 다음과 같다.

가. 미국

오염준위가 매우 낮은 대량의 물질(오염 토양, 유류, 장비 및 기기 등)을 처분하기 위하여 NRC는 원자력발전소에서 발생되는 특정 폐기물의 처분을 위한 규제조항을 위한 기술적인 근거에 대한 연구를 수행한 바 있다. 법령화 과정을 통하여 극저준위방사성폐기물의 처분을 위한 사안별 또는 일반적인 기준에 대한 조항이 이 채택되기 전까지, 사업자가 극저준위 오염토양을 제한구역에서 주차장지역으로 재배치하는 안을 제시하였으며 그 상부는 향후 아스팔트로 포장할 것을 제시한 사례가 있다[2.11]. 미국의 SAIC(Science Applications International Corporation)은 US NRC의 위탁과제로 85개 핵종에 대한 규제해제 기준농도를 도출하기 위한 연구를 수행하여 NUREG-1640을 발간하였다[2.12]. NUREG-1640에는 기기의 직접 재이용, 철강의 재활용 및 매립, 구리의 재활용 및 매립, 알루미늄의 재활용 및 매립, 콘크리트의 재활용 및 매립 등 5가지 시나리오를 고려하였다. 기기의 재이용 시나리오는

규제해제된 트럭의 재사용 한가지였으며 평가결과로서 피폭 받는 일반인에 대한 핵종별 선량환산인자의 실질적인 예측값이 제시되었다. 철강의 재활용 및 매립 시나리오는 규제해제된 철재류로 인한 27가지 피폭시나리오를 평가하였다. 고려된 시나리오는 Fig. 2.23과 같이 취급, 공정처리, 저장, 운반, 생산품의 사용 및 처분 등으로 분류할 수 있다. 매립장 거주자에 대한 4가지 시나리오가 분석되었다. 27가지 시나리오 중에서 철재류를 운반하는 사용트럭 운전자 및 철강 제련소 작업자로 나타났다. 구리와 알루미늄의 재활용 및 매립 시나리오에는 철재류에 대한 평가와 같은 시나리오가 포함되었으며 구리류의 재활용에 대한 분석 결과는 철재류의 재활용과 유사한 결정 집단을 보여주었다.

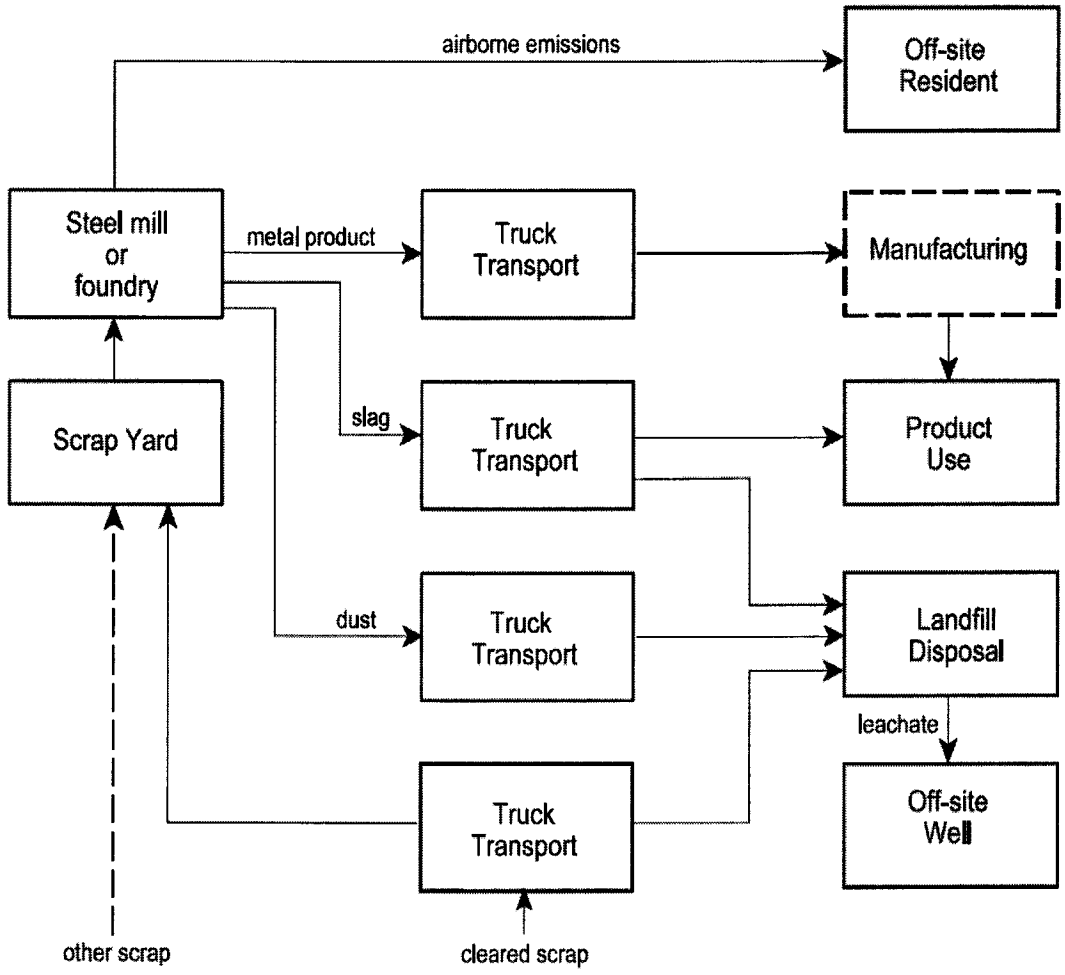


Fig. 2.23. Flow sheet of steel scrap.

나. 일본

일본원자력안전위원회에서는 무조건 규제해제기준을 설정하기 위한 심의에 착수하였으며 원자력시설의 해체 과정에서 발생하는 콘크리트, 철강 등에 대한 무조건 규제해제기준을 유도하는 연구를 수행하였으며 규제해제 유도과정에서 일본 고유의 자연 및 사회적 조건

이 반영되었으며, 개인선량 기준으로 10μSv/y가 적용되었다[2.13]. 폐기물의 처리 시나리오는 매립, 재활용, 재이용 등의 시나리오가 모두 검토되었다. Clearance Level을 산출하기 위해서 고려되는 평가경로는 폐기물이 매립처분장에 도달하기까지의 취급이나 수송의 법령, 실태 및 산업폐기물처분장에 관한 법령, 매립처분장의 상황, 주변의 자연조건 및 사회 환경, 또는 일반 공중의 일상생활의 양태 등을 근거로 하여, Clearance된 후에 현실적으로 일어날 수 있다고 예상되는 평가경로를 망라하여 모두 포함하도록 선정하였다. 재이용에 관련되는 평가경로는 대상물이 최종제품으로 이용되기까지의 취급이나 수송관련 법령 및 실태, 재이용의 실태, 제품의 제조과정 및 이용형태, 또는 일반공중의 일상생활의 양태 등을 근거로 하여, Clearance된 후에 현실적으로 일어날 수 있다고 예상되는 평가경로를 망라하여 모두 포함하도록 선정해야한다.

다. 독일

독일에서는 특정한 몇 가지 시나리오에 따라서 특정한 물자가 조건부 규제에서 제외될 수 있으며, 이는 조건부 규제해제 또는 허가배출에 해당하는 것이다. 예를 들어 폐기물 발생자가 특정 폐기물의 형태와 특성이 매립 또는 소각에만 적절함을 입증할 수 있다면, 제한된 시나리오에 한하여 일반적인 규제해제준위가 아닌 시나리오 별로 설정된 규제해제준위를 적용할 수 있다[2.14].

라. 스웨덴

폐기물을 재이용, 재활용 또는 지방 쓰레기 매립장에 처분하기 위하여 원자력시설로부터 반출될 수 있으며 매립장에 처분될 수 잇는 폐기물의 수량은 부지 당 연간 총 방사능 1 GBq 이하로 제한된다. 폐기물 중에서 유용성이 있는 부분은 매립장에 처분하기 전에 재사용이 불가능하도록 파괴되어야 한다. 사안별 규제해제의 일환으로 관리구역 내 생활하수 처리계통에서 발생된 슬러지로서 건조 상태에서 총 방사능이 20 GBq/g 미만인 경우 비료로 재사용되거나 지방 매립장에 처분 될 수 있도록 허용하고 있다. 오염된 고철의 경우에도 용융된 후 재활용하는 방안을 사안별로 부분적으로 허용하고 있으며, 고철 용융 전에 추가 제염을 요구하는 경우도 있다[2.15].

마. 국제원자력기구(IAEA)

무조건 재사용/재활용 또는 규제대상에서의 제외를 허용하기 위한 면제 수량 또는 농도기준의 필요성이 제기되었으며 TECDOC-401에서는 15개의 핵종에 대하여 매립 또는 소각시나리오에 따른 방사선학적 영향을 평가하고, 관련 규제해제 준위를 제시하였다[2.12]. IAEA Safety Series No. 111-P-1.1에서는 폐금속(철강과 알루미늄) 및 콘크리트의 재활용과 건물 및 장비의 재이용에 따른 방사선학적 선량평가 모델과 16개 핵종에 대한 시나리오별

규제해제 준위를 제시하였다[2.16]. IAEA Safety Series No. 111-P-1.1에서는 특히 외부피폭선량의 평가를 위하여 피폭선원을 그 특성에 따라 25종의 외부피폭군으로 구분하고, 각각의 부류에 대하여 선원의 기하학적 특성 및 선원으로부터의 거리를 토대로 선량환산인자를 유도하여 적용하였다.

4. 방사성 콘크리트 폐기물 재활용 및 재사용 경제성 평가

가. EU의 콘크리트 재활용 경제성 평가[1.4]

원자력 시설의 해체와 정기적인 유지, 보수의 과정에서 발생된 방사능 오염 물질이나 방사화된 폐기물들을 제한된 원자력 분야에서 재활용이나 재사용이 가능한지 알아보기 위해 영국의 AEA Technology사와 스페인의 Empresa National de Residuos Radioactivos SA(ENRESA)가 컨소시움을 이루어 수행 한 연구 결과를 정리 하였다. 기본적인 연구의 조건은 다음과 같다.

- 원자력 분야에서의 재활용과 재이용을 위한 경로와 시나리오: 규제받는 원자력 분야를 가지고 있는 EC 국가들에 적용할 수 있는 재이용과 재활용을 위한 경로와 시나리오 추정
- 재활용과 재사용을 위해 예상되는 폐기물의 양: 시나리오의 기간 동안 재활용과 재사용을 위한 물질을 제공하기 위해서 처리에 필요한 저준위 폐기물이 충분히 발생하는지 추산해야 된다.
- 재활용 경영을 위한 추천: 여러 나라에서 적용하고 있는 해체전략의 범위와 관련하여 가능성 있는 재활용 시나리오의 가치에 대한 전략적인 관점을 발전시킨다. 전략적인 평가의 가장 중요한 부분은 처분시설의 건설과 이용의 변화에 따라서 폐기물의 흐름에 대한 오랜 기간의 관리에 대한 장점을 제공하는 것이다.
- 가장 가능성 있는 재활용 경로와 세부적인 해석을 선택 가능성 있는 4가지 시나리오를 선택하였다.

Scenario 1 - Concrete crush/recycle-Shield walls
Scenario 2 - Concrete crush/recycle-Prefabricated concrete pieces for repository
Scenario 3 - Concrete crush/recycle- Immobilization medium for drums in a concrete disposal container

12개의 시나리오 중 3개의 시나리오가 콘크리트의 재활용 및 재사용에 관한 내용으로 콘크리트 폐기물의 crushing plant 및 추산 시나리오에 대해서 검토해 보기로 한다.

(1) Scenario 1: 콘크리트 분쇄/재활용-차폐벽

영국은 원자력 시설의 해체 과정에서 발생한 콘크리트 파편을 분쇄하여 나온 골재를 콘크리트 차폐 블록 벽으로 재사용 하는 목적으로 이 시나리오를 생각하였다. 프리캐스트 콘크리트 블록은 새로운 시설 구조물의 건설에 사용이 가능하며, 콘크리트 재활용 이익의 가능성을 보여주는 예로서 이 시나리오가 사용 되었다. 콘크리트 폐기물이 많이 발생되는 지역 즉 영국의 BNFL Sellafield 같은 곳에서 상당량의 콘크리트 블록 처분을 위해 콘크리트 분쇄설비와 시설을 부지 내에서 set-up 한다는 예상 하에 시나리오 평가 목적을 두었다. 이러한 이동식 콘크리트 크러셔는 상업적인 산업에 사용되지만 환경을 보호하면서 작업하기 불가능 하다는 점(작업 중 발생하는 콘크리트 먼지 때문)을 고려해야 될 것이다. 콘크리트 차폐 블록의 생산을 위한 시설 준비는 현장에서 쉽게 만들어 진다.

(가) 소요 물량의 추정

분쇄 및 재사용된 콘크리트로 생산된 차폐벽 수의 양을 결정하기는 어렵다. 그것은 차폐 벽을 필요로 하는 새로운 설비들의 수 혹은 대체될 수 있는 현재 차폐 벽의 수에 의존된다. 일반적으로 차폐벽은 임시 폐기물 저장 장치 및 해체 작업을 하는 동안에 필요하다. 일반적인 차폐 벽은 Fig. 2.24와 같이 볼 수 있다. 가로 55 cm, 세로 3.5 m 이며 두께는 30 cm 무게는 약 1.9 t 이고, 1020 kg의 100% 재활용 콘크리트 골재 및 모래를 사용하였다.

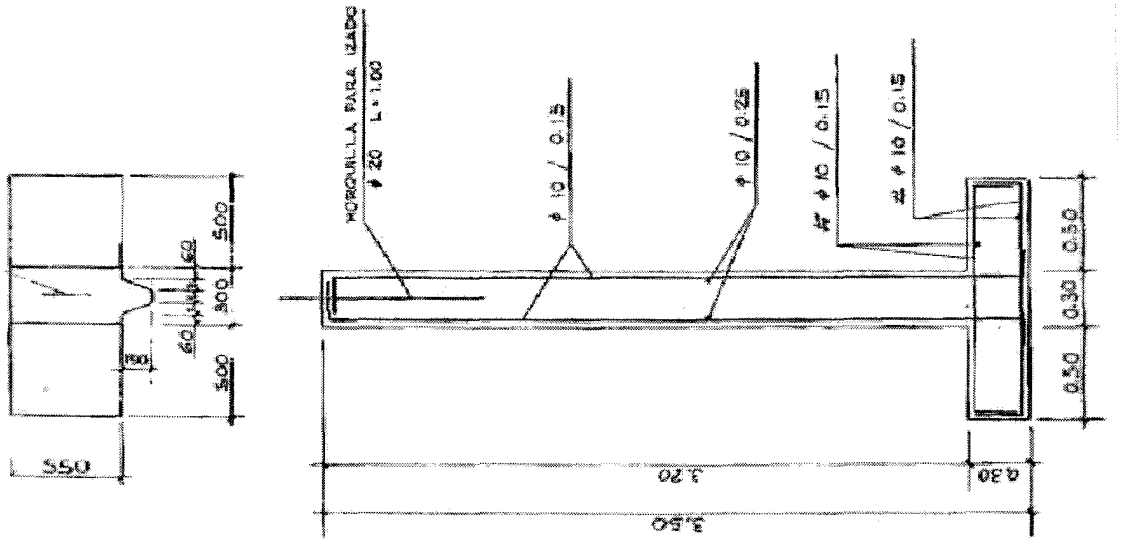


Fig. 2.24. Specification of shielding block.

원자력 시설을 해체하는 동안 (현재부터 2,059년 까지 260 kt의 콘크리트 부산물이 발생) 10 %의 콘크리트 부산물은 즉시 차폐 블록으로 사용 되거나 분쇄되어 새로운 차폐 블록으로 사용 되는데 대략 26,000톤 정도가 차폐 블록으로 생산 되어질 것으로 예상된다. 스페인

은 2002년부터 2006년까지 발생하는 99,000 톤 콘크리트로 약 96,000 톤의 차폐 블록을 생산할 수 있다.

(나) 원자력시설에서 콘크리트 차폐 블록의 사용 경험

노르웨이의 우라늄 재처리 파일럿 플랜 해체 보고서에 따르면 요구 조건 이상의 콘크리트 차폐 블록 추정치가 나와 있다. 시설의 있는 소수의 셀은 콘크리트 블록과 함께 차폐되었다[2.17]. 약 550개의 오염된 콘크리트 블록 중 350개는 폐기물 처리장의 차폐 벽으로 사용되고 면적은 25m^{2}이다. 이 차폐 벽으로 인해 알파 2 Bq/cm^2, 베타 20 Bq/cm^2 로 허용 오염 준위로 하는 것이 목적이다. 최대 방사능 준위 10 μ Sv/h로 되게 하였다. 방사능은 블록의 외부 1~2 mm 에 침투 되었고, 최대 5 mm까지 침투 하였다. 이 블록을 산 용해 혹은 chiseling으로 표면 제염한 후 재사용 하였다. 차폐 블록의 폭은 25 cm, 높이 20 cm 이고 두께는 20 cm이다. 550개의 블록 (chiseling으로 제염한 후 재 사용한 200개의 콘크리트를 포함한)의 오염 준위는 알파 5 Bq/cm^2 미만, 베타/감마는 100 Bq/cm^2 미만 이었다. 방사능 준위는 5 μ Sv/h 미만이다. 오염된 블록 양쪽 표면을 제거한 2차 폐기물의 부피는 30 L 이고 블록 총 무게의 5% 였다. 블록의 차폐나 건축 자재로의 재활용은 예상 처분비용의 90% 절약되는 것으로 추정된다.

(다) 콘크리트 차폐 블록을 사용한 폐기물 처리용 차폐 셀 건설

1988년 영국의 AEA Winfrith는 폐기물 처리 시설을 향상을 위해 프리캐스크로 연결된 콘크리트 블록을 사용한 새로운 폐기물 처리 플랜트의 셀을 건설하기로 결정하였다[2.18]. 프리캐스크 콘크리트 건설의 주요한 이점은 다음과 같다.

- No on-site placing of wet concrete and minimal conflicts between wet trades and mechanical installation
- Construction of an in-situ concrete was not on the critical path
- Containment or shield can generally be erected after or in parallel with internal equipment in the cell
- Possibility of future revision of plant layout
- Greatly simplified ultimate decommissioning

(라) Scenario 1에 대한 공정 단계

이 시나리오의 주요 활동은 다음과 같다.

- 콘크리트 저장과 준비
- 콘크리트 분쇄공정 공장
- 크기에 따른 골재 분류

- 콘크리트 차폐 블록 제작
- 운송과 필요 현장 차폐 블록 설치

재활용 플랜트는 원자력 시설이 해체 되었던 부지에 설치되었다. 이 지역은 차폐블록을 제조하여 법적으로 규정되어야 할 필요성이 있다. 재활용 시설 조작 시 분쇄작업으로 생성된 미세의 먼지가 대기에 노출되어 오염되는 것을 막아야 된다. 일반적으로 분쇄 플랜트에 방사선 핵종의 제한된 기준 허용치 한계는 포장하였을 때 Co-60 또는 베타/감마 방출은 200 Bq/g 이고, 알파 방출은20 Bq/g 이다. 이에 따라, 방사선량 율이 최대 100 Bq/g 활동도로 이하로 콘크리트 차폐 블록을 제작해야 한다. 재활용 시설의 작업에 대한 선량은 IAEA 선량 기준에 기초한다.

(마) Scenario 1에 대한 경제성 평가

재활용 콘크리트 폐기물의 경제성 평가는 차폐 블록의 생산을 위해 수행되었다.

① 재활용 옵션에 관한 비용

- 콘크리트 폐기물로부터 재생 이용된 골재의 생산
- 콘크리트 차폐 블럭 제조
- 2차 폐기물 처리
- 건설 부지에서 블록의 수송

재생 골재들의 생산은 공장을 설정 하는데 1116 k ECU (£780k)의 자본비용과 360 k ECU (£250 k) /년의 에너지 비용을 포함한 운영비 등이 추산된다. 10년 동안 공장을 가동했을 때 연간 배출되는 10,000 톤의 재료 처리량은 매년 47 ECU/t(톤당 32.8파운드)의 비용이 든다. 영국에서 2,030년 안에 1년 동안 발생되는 콘크리트 잔해는 1,000~2000 톤 가량 나오는 것으로 추산된다. 종래의 셀 건물은 2개의 형태로 제작되어 사용 되었다. 콘크리트 운반비 제외와 운반에 따른 공기오염을 막기 위해 콘크리트 블록은 해체된 부지에서 제작되어야 한다. 이러한 설비의 준비를 위해 프리케스트 콘크리트 빔(혹은 DOVELAS) 제작의 가능성을 조사한 스페인 시나리오와 비용이 같도록 추정하였다. 제조 공장은 해마다 610k ECU(£425 k)의 자본 비용과 165 k ECU(£115 k)의 연합 운용비가 들 것으로 추산된다. 이런 형태의 공장은 해마다 최대 10,000톤 이상의 pre-cast 콘크리트 생산할 수 있고, 분쇄 플랜의 재생 골재로 제작되기 위한 최종 생산물의 처리량과 일치한다. 콘크리트 분쇄 단계에 발생되는 2차 폐기물의 포장 및 처분도 이 시나리오 평가 목적에 부합된다. 이 재료가 재활용이 가능해도 이 옵션에 대한 재활용 루트는 이 시나리오에서 고려되지 않았다. 콘크리트 미분들은 최종 생산물들(골재와 같은)에 포함되거나 혹은 철근 금속과 함께 처리되지 않도록 추정하였다. 콘크리트를 처리할 때 철근 콘크리트는 5% 정도가 발생된다. 1년에 2000톤의 콘크리트를 처리했을 시 100톤의 금속 폐기물이 발생한다. 영국의 Nirex 저장소는 53 k ECU/m^3 (£37k/m^3)의 처분비용이 드는데, 컨테이너 자체 처분의 박스 추가 당 처분

비용은 955 k ECU (£666k)이고, 한 박스 당 2,150 ECU (£1.5k) 로 추정된다. 이와 같은 2차 폐기물은 10년 정도 작업하는 동안 9.6 M ECU (£6.7M)의 처리비용이 예상된다. 프리캐스크 콘크리트 차폐 블록의 운송비용은 290 ECU/t(£200/t) 정도로 추정하였다. 콘크리트 부산물의 재활용 및 차폐 벽을 건설하기 위한 콘크리트 차폐 블록 제작의 총비용은 19.5 M ECU (£13.6 M) 으로 추정된다.

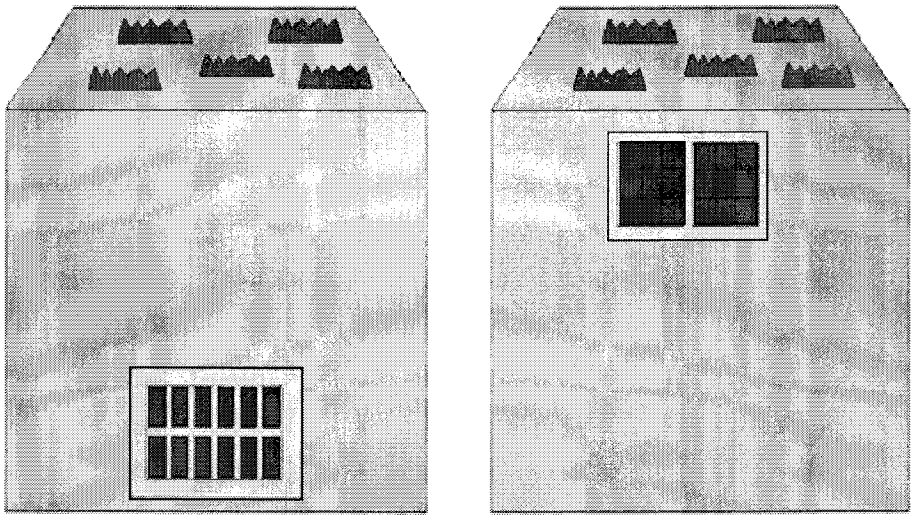
② 처분 옵션의 연합 비용

- LLW 처분 시설에 밀봉, 전처리 및 콘크리트 파편 처리
- 폐기물의 처분에 대한 컨테이너들의 비용
- 재활용 하지 않은 재료로부터 생산되는 차폐 블록 비용

콘크리트 파편 처리 비용은 2차 폐기물 처리 비용과 비슷하게 산정된다. (총 처분비용: 콘크리트 10,000톤 에 265 M ECU (£185 M)). 10,000톤의 폐기물 처리에 필요한 컨테이너 수는 278개이고 이것을 처리하는 연합 비용은 598 k ECU (£417k)로 추산된다. 재활용 하지 않은 골재로부터 생산되는 차폐 블록 비용은 2.3 M ECU (1.6M)로 추산된다. 천연 골재들로부터 제조된 블록등으로 제작한 차폐 벽과 콘크리트 파편의 처분 총비용은 267 M ECU(£186 M)인 것으로 추정 되었다.

(바) 공통 비용 가정을 통한 Scenario 1의 재평가

이 시나리오의 각각의 주요한 단계의 비용을 요약하는데 Fig. 2.25와 같이 지표 처분 시설 저장소와 심 지층 처분 시설 저장소 두 장소 처분 비용을 사용하였다.



(a) 심지층 처분 시설 저장소 (b) 지표 처분 시설 저장소

Fig. 2.25. Deep and shallow disposal facility.

비용 분석은 수송 비용과 스크랩 운반 수수료들에 관하여 공통 가정들을 포함한다. 그 계산은 2차 폐기물 처분과 처분 이전의 최소의 감용화를 포함한 처분 옵션으로 한다. 일부 폐기물은 supercompaction 으로 수행되었다. 그러나 계산은 패킹 밀도 1.2 t/m^3 에 대한 2 차 폐기물 처리와 1.5 t/m^3 에 대한 직접 폐기물 처리로 가정하였다.

● Recycling Cost (ECU)

Capital cost of plant	1,441,000
Operating costs of plant (per year)	523,000
Decommissioning costs of plant (25% of capital cost)	360,000
Costs of containers for disposal of secondary wastes	2,150
Total disposal charge for secondary waste (shallow)	503,000
Total disposal charge for secondary waste (deep)	4,835,000
Costs for handling of wastes/scrap and transport (717 ECU/t)	1,433,000
TOTAL (shallow)	6,353,000
TOTAL (deep)	10,686,000

● Disposal Cost (ECU)

Cost of buying final product (each)	72
Costs of containers for disposal of wastes	2150
Costs for handling of wastes/scrap and transport (575 ECU/t)	1,147,000
TOTAL (shallow)	5,879,000
TOTAL (deep)	40,489,000

▶ Cost of recycling - disposal (shallow disposal) 473,800

▶ Cost of recycling - disposal (deep disposal) -29,804,000

(2) Scenario 2 : 콘크리트 분쇄/재활용-처분장의 Prefabricated Concrete Pieces

이 시나리오에서 처음에 연구되는 콘크리트 재활용 계획은 콘크리트의 분쇄 그리고 저장소를 메우는 재료로서의 편입을 위한 제품의 재활용이다. 심 지층 처분 저장소 구상과 그 실행 평가를 ENRESA engineering companies에서 수행하였다.

(가) 소요 물량의 추정

스페인에 있는 원자력 발전소들을 해체 하였을 경우 오염된 콘크리트 부산물의

총 량은 약 114,000 톤이다. 저장소의 건설 및 운영에 있어서 체적 45,431 m^3 및 508,863 톤에 달하는 상당량의 조립식 조각(DOVELAS)이 필요하다. 건설 단계동안 (7년) 총 58,517 t/year의 DOVELAS가 필요하고 가동 기간 동안에는 3,308 톤이 필요하다. 핵 시설을 해체 후 발생한 방사능을 띤 콘크리트를 분쇄하여 얻은 60%의 자갈은 DOVELAS에 대치된다. 25,4431 m^3 체적의 DOVELAS은 634 kg/m^3의 자갈을 포함하고, 총 161,310 톤의 자갈이 사용된다. 여기서 96,785 톤의 핵 시설 해체 후 분쇄 된 재활용 자갈이 사용된다.

(나) Scenario 2에 대한 공정 단계

시나리오 2의 공정 단계는 다음과 같다.

- 해체 현장에서 부서진 콘크리트 분류
- 운송
- 분쇄 공장에 오염된 콘크리트의 리셉션
- 콘크리트 저장과 준비
- 콘크리트 분쇄공정 공장
- 크기에 따른 골재 분류
- DOVELAS의 제작
- 파편 저장
- 지하로 수송
- 지하에 DOVELAS 설치

본 공정의 허용기준 선량은 Co-60 및 β-γ 에 대하여 200 Bq/g이고, α 는 20 Bq/g 이다. 이와 같은 허용기준 선량을 만족하기 위해서 DOVELAS의 최대 값은 β-γ 방출은 50 Bq/g, α 는 5 Bq/g 로 제한되어야 한다. 재활용 시설의 작업에 대한 선량은 IAEA 선량 기준에 기초한다.

(다) Scenario 2에 대한 기술적 세부사항

이 시나리오의 주요 공정은 다음과 같다.

- 진동 피더 (Vibrating feeder): 진동 피더의 기본적 기능은 조 크러셔로 분쇄하기 전에 설정한 피드 보다 더 작게 분리한다. 이 미세한 물질은 첫번째 크러셔에서 다음 컨베이어로 곧장 통하게 된다. 이것은 또한 피더 밑에서 분리하고 추가적으로 나오는 파편은 분리 컨베이어를 경유한다.
- 첫 번째 호퍼 용적은 15 cm^3 이다.
- 조 크러셔: 첫 번째 단단한 암석을 분쇄하여 다음단계에 능률적으로 작업할 수 있게 제작되었다. 허용 입도는 0.5 x 0.5 m 인데 철근과 방출구 크기가 입자 크기에 따라 조절될 수 있다.

- 자력 분리기: 분쇄된 물질은 자력으로 불필요한 철을 분리한다.
- 콘 크러셔: 콘 크러셔는 고품질에 물질을 생산하기 위해 2차 또는 3차 분쇄기로 사용된다.
- 진동 스크린: 분쇄된 콘크리트의 크기에 따라 선택적으로 모을 수 있다.

DOVELAS는 다음과 같은 구성 성분으로 이루어지며 혼합되어 콘크리트로 만들어진다.

Cement (I-55A)	452 kg/m^3
Sand (0-5 mm)	889 kg/m^3
Rice (0-6 mm)	333 kg/m^3
Gravel (2-12 mm)	634 kg/m^3
Water	147 L/m^3
Superfluidiser (Plasticiser)	14 L/m^3

① 심지층 처분장

3가지 형태의 갤러리(gallery)로 설치되어 있다. 첫 번째 형태의 갤러리는 지름 6 m의 원형 구역이고 지면의 압력에도 잘 견딘다. 이것은 재료의 수송을 위해 사용된다. 그리고 두 번째 형태의 갤러리는 medium activity waste (RMA)로 사용되었고 지름은 4 m 이다. 마지막 세 번째 형태의 갤러리는 high activity waste (RAA) 로 사용되었고 지름은 3 m 이다.

② 재활용 공정의 상세계획

분쇄와 제작 공정은 다음과 같이 몇 가지 목적을 위해서 수행된다. 중심부 혹은 독립적인 지역의 시설의 해체 된 공장에서 생성된 오염된 콘크리트를 처리하고, 해체된 부지에 시설을 건설하며, 해체가 진행되는 곳에서 콘크리트를 제작할 수 있는 이동식 시설을 설비를 갖춘다. 그리고 현장에서 심지층 처분장 설비를 건설하는 것을 목적으로 한다.

③ 수송

이 시나리오는 DOVELAS 제작을 위해 방사성 콘크리트를 발생 시설에서 심지층 처분장까지 드럼에 넣고 수송한다. 콘크리트 수송거리는 600 km 이다.

④ 배기 시스템

방사성 물질을 분쇄하는 시설이기 때문에 건물 안쪽과 바깥쪽에 압력이 다른 특별한 배기 시스템이 필요하다. 배기 시스템의 주된 장비는 집진 장치, 천 타입 먼지 필터 전지와 HEPA 필터 무수전지 같은 몇 개의 단계로 생산된 먼지는 집진장치에 의해 드럼에

모아진다.

(라) Scenario 2의 경제성 평가

재활용 옵션에 관련된 연합 비용 포함은 다음과 같다.

- 콘크리트의 조작과 취급
- 분쇄와 DOVELAS 제조 플랜트 투자
- 분쇄 및 DOVELAS 제조 설치의 운영비
- 심지층 처분장에 DOVELAS 운송
- 드럼 조절 및 처리

▶ TOTAL PRODUCTION COST 128.4 pts/kg or £642/t or 920 ECU/t

(3) Scenario 3-콘크리트 분쇄/재활용-콘크리트 처분 캐니스터 내 드럼 고정화 매체

컨테이너 안에 중·저준위 방사성 용기(예를 들어 드럼)폐기물을 고정되도록 채우는 그라우트/콘크리트의 제조를 위해 방사성 콘크리트 재활용이 연구 되었다.

(가) 소요 물량 산정

천층처분장에서는 콘크리트 컨테이너 내부의 방사성 폐기물을 포함하고 있는 드럼을 그라우트 또는 콘크리트로 채워 고정시킨다. 각각의 컨테이너에 그라우트 혹은 콘크리트는 건조된 시멘트 및 모래 4,550 kg과 혼합된다. 이것은 각 컨테이너에 2800 kg 의 모래가 필요하다는 것이고, 모래의 50%는 재생 골재로 대체될 수 있다. 예를 들면 컨테이너 하나 당 재생 골재 1400 kg이 사용된다. El Cabril의 천층 처분 시설에서 매년 440에서 500개 정도의 컨테이너가 사용된다. 잠정적으로 매년 약 700톤의 분쇄된 콘크리트가 사용된다. 따라서 시설이 가동되는 28년간 총 19,600톤의 콘크리트가 필요하다.

(나) Scenario 3에 대한 공정 단계

이 시나리오의 주요 공정은 다음과 같다.

- 파쇄 오염된 콘크리트 분류
- 콘크리트 분쇄 공정 플랜트
- 적당한 크기의 골재 분류
- 수송
- 콘크리트 공정 플랜트 리셉션
- 콘크리트 저장과 준비
- 드럼을 고정시키기 위해 그라우트, 콘크리트 컨테이너 안에 채움

- 컨테이너 처리

본 공정의 허용기준 선량은 Co-60 및 β-γ에 대하여 200 Bq/g, α는 20 Bq/g이다. 이와 같은 허용기준 선량을 만족하기 위해서 그라우트 및 콘크리트 최대 값은 β-γ 방출은 50 Bq/g, α는 5 Bq/g 로 제한되어야 한다. 재활용 시설의 작업에 대한 선량은 IAEA 선량 기준에 기초한다.

(다) Scenario 3에 대한 기술적 세부사항

① 분쇄 및 제작 공정

이동식 크러셔 플랜트의 설명은 이미 기술되었다. 천층 처분 시설에서 컨테이너의 공간을 채우기 위해 사용되는 그라우트 및 컨테이너들에 제작 생산 공정은 동일하다. 이동식 장치인 분쇄 플랜트는 해체된 공장에서 또 다른 곳까지 운송될 것이다.

② 천층 처분장

다음과 같이 유럽은 7가지 형태의 시설을 가동하고 있다.

- Drigg (UK)
- Mol-Bessel (Belgium)
- Olkilmoto (Finland)
- L'Aube (France)
- Konrad Mine (Germany)
- El Cabril (Spain)
- SFR (Sweden)

이 시나리오에서는 El Cabril 처분장을 소요 물량의 평가를 위한 기초로 사용하였다.

③ 재활용 공정의 상세계획

분쇄 플랜트는 다음과 같이 몇 가지 형태로 볼 수 있다.

- 중심부 혹은 독립적인 지역의 시설의 해체 된 공장에서 생성된 오염된 콘크리트를 처리한다.
- 해체 하는 곳에서 콘크리트를 제작할 수 있는 이동식 시설을 설비를 갖춤
- 해체된 현장에서 심지층 처분장 설비를 건설하는 것이 목적이다.

④ 수송

이 시나리오는 DOVELAS 제작을 위해 방사성 콘크리트를 발생 시설에서 심지층 처분장까지 드럼에 넣고 수송한다. 콘크리트 수송거리는 600 km 이다.

⑤ 배기 시스템

방사성 물질을 분쇄하는 시설이기 때문에 건물 안쪽과 바깥쪽에 압력이 다른 특별한 배기 시스템이 필요하다. 배기 시스템의 주된 장비는 집진 장치, 천 타입 먼지 필터

전지와 HEPA 필터 무수전지 같은 몇 개의 단계 일 것이다. 생산된 먼지는 집진장치에 의해 드럼에 모아질 것이다.

(라) Scenario 3의 경제성 평가

이 시나리오의 경제성 평가는 오염된 콘크리트 처분과 콘크리트 재활용 (컨테이너에 채우는 그라우트)에 대하여 비교 분석 하였다. 재활용 옵션에 관련된 연합 비용 포함은 다음과 같다.

- 콘크리트의 조작과 취급
- 생산 플랜트의 투자
- 드럼 조절 및 처리

▶ TOTAL PRODUCTION COST : 130 pts/kg or £650/t or 932 ECU/t

(마) 공통 비용 가정을 통한 Scenario 3의 재평가

이 시나리오의 각각의 주요한 단계의 비용을 요약하는데 표면에 가까운 처분시설 과 깊은 지질학적 저장소 두 처분 비용을 사용하였다. 비용 분석은 수송비용과 스크랩 운반 수수료들에 관하여 공통 가정들을 포함한다. 그 계산은 2차 폐기물 처분과 처분 이전의 최소의 감용화를 포함한 처분 옵션으로 한다. 일부 폐기물은 초고압축으로 수행되었다.

▶ Cost of recycling - disposal (shallow disposal) : -3,118,000

▶ Cost of recycling - disposal (deep disposal) : -169,371,000

나. DOE 콘크리트 재활용 경제성 평가 [1.5]

DOE는 원자력시설의 해체 및 환경복원 시 발생하게 될 콘크리트 폐기물을 경제적이고 환경적으로 안전하게 처리할 수 있는 여러 가지 방법에 대하여 경제성 평가를 수행하였다. 제염해체는 콘크리트의 양과 오염 준위에 의해 비용이 정해진다. 최근 DOE report (Contamination Concrete: Occurrence and Emerging Technologies for DOE Decontamination)를 보면 오염된 콘크리트의 두 개의 방안으로 평가되고 있다.

(1) 평가방법

콘크리트의 오염된 부분과 비 오염 부분이 정확하지가 않다. 오염되지 않은 콘크리트도 재활용 평가에 포함 되어 있기 때문에 합당하지 않다는 결론을 내렸다. 재활용 가능한 콘크리트의 총 부피를 추정하기 위한 시발점으로서 SFIA 데이타베이스를 사용하였다. SFIA 데이타는 오염된 콘크리트와 비 오염된 콘크리트 두 가지 모두를 고려하여 "scale-up" 인자를 개발하였다. Scale-up 인자는 SFIA 데이터 베이스에 바닥에 설치되어 있

는 대표 설비들의 합계 평균에 가중치를 두어 평가하였으며, Table 2.17 수록하였다.

Table 2.17. Scale-Up factor

	Facility SFIA Floor	Area Total Floor Area	Scale-up Factor
ORNL	747,000	3,850,000	5.15
LLNL	198,000	6,000,000	30.3
RFP	525,000	3,080,000	5.87
SRS	5,464,000	10,950,000	2
Average			10.83
Weighted average			10.11

오염된 부분과 오염되지 않은 부분의 콘크리트의 부피는 1 피트와 1 인치 깊이의 두께에 면적들로부터 산정되었다. 오염된 부분과 오염되지 않은 부피는 Table 2.18에 나타냈다.

Table 2.18 Estimation of concrete volume

Facility	Contaminated Vol. (cf)	Clean Vol. (cf)	Total Vol. (cf)
ANLE	5,000	434,000	440,000
ANLW	35,000	2,804,000	2,839,000
BNL	2,000	128,000	130,000
ETEC	36,000	2,825,000	2,861,000
HANFS	1,381,000	109,071,000	110,452,000
INEL	1,050,000	82,974,000	84,024,000
LANL	61,000	4,793,000	4,853,000
LBL	18,000	1,445,000	1,463,000
LLNL	25,000	1,975,000	2,000,000
METC	1,000	48,000	49,000
NTS	107,000	8,470,000	8,577,000
NV	115,000	9,057,000	9,171,000
OR	2,000	165,000	167,000
ORISE	4,000	278,000	282,000
ORNL	94,000	7,462,000	7,556,000
PANTE	47,000	3,701,000	3,748,000
RFP	66,000	5,246,000	5,313,000
RSL	19,000	1,483,000	1,501,000
SNL	759,000	59,951,000	60,710,000
SRS	691,000	54,555,000	55,246,000
YI2	5,000	362,000	366,000
ZZOTH	5,000	399,000	404,000
K25	136,000	10,764,000	10,900,000
PADUC	80,000	6,320,000	6,400,000
PORTS	103,000	8,098,000	8,200,000
Total	4,847,000	382,808,000	387,652,000

콘크리트를 취급하는 가능한 여러 방법이 제염해체 과정에 있다. Fig. 2.26(a), (b)과 같은 결정 경로는 이 연구 동안에 평가되는 시나리오 생성을 수행하기 위해 개발되었다. 6개의 시나리오는 결정 경로를 통하여 다른 행로들을 표현한 가장 이상적인 분석에 의해 선정되었다.

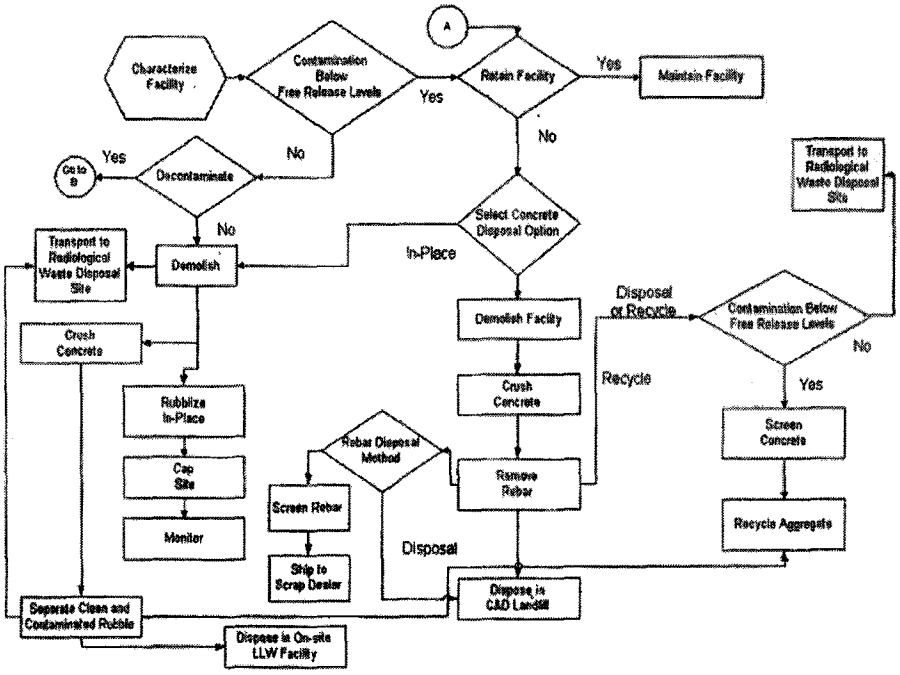


Fig. 2.26. (a) Decision tree (Part A).

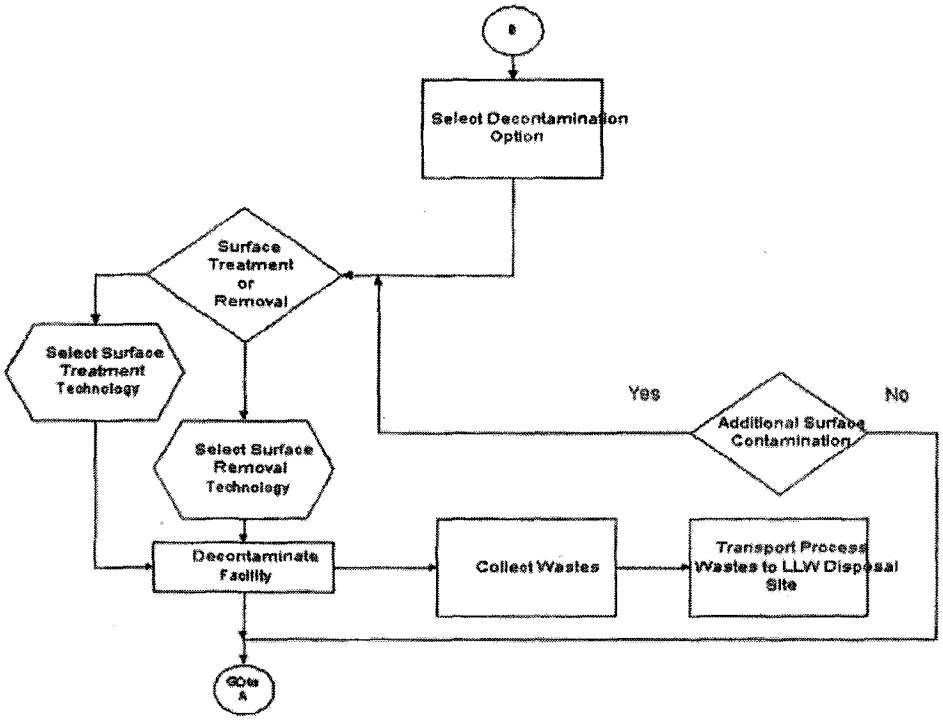


Fig. 2.26. (b) Decision tree (Part B).

(가) Scenario 1. Decontamination by surface removal, Dispose of all LLW, Demolish the structure, Recycle the clean aggregate

시나리오 1은 Fig 2.27에서와 같이 콘크리트의 특성을 나타내었고, 그 다음에 콘크리트 상단 (1인치) 표면을 제염하였다. 제거된 콘크리트의 표면에 오염된 층과 2차폐기물은 LLW 처리시설로 수송한 후 건물을 해체 하였다. 해체된 콘크리트는 분쇄 작업을 하고 철로 분리한 다음 포장 후 job site로 배송되어 재활용되어진다.

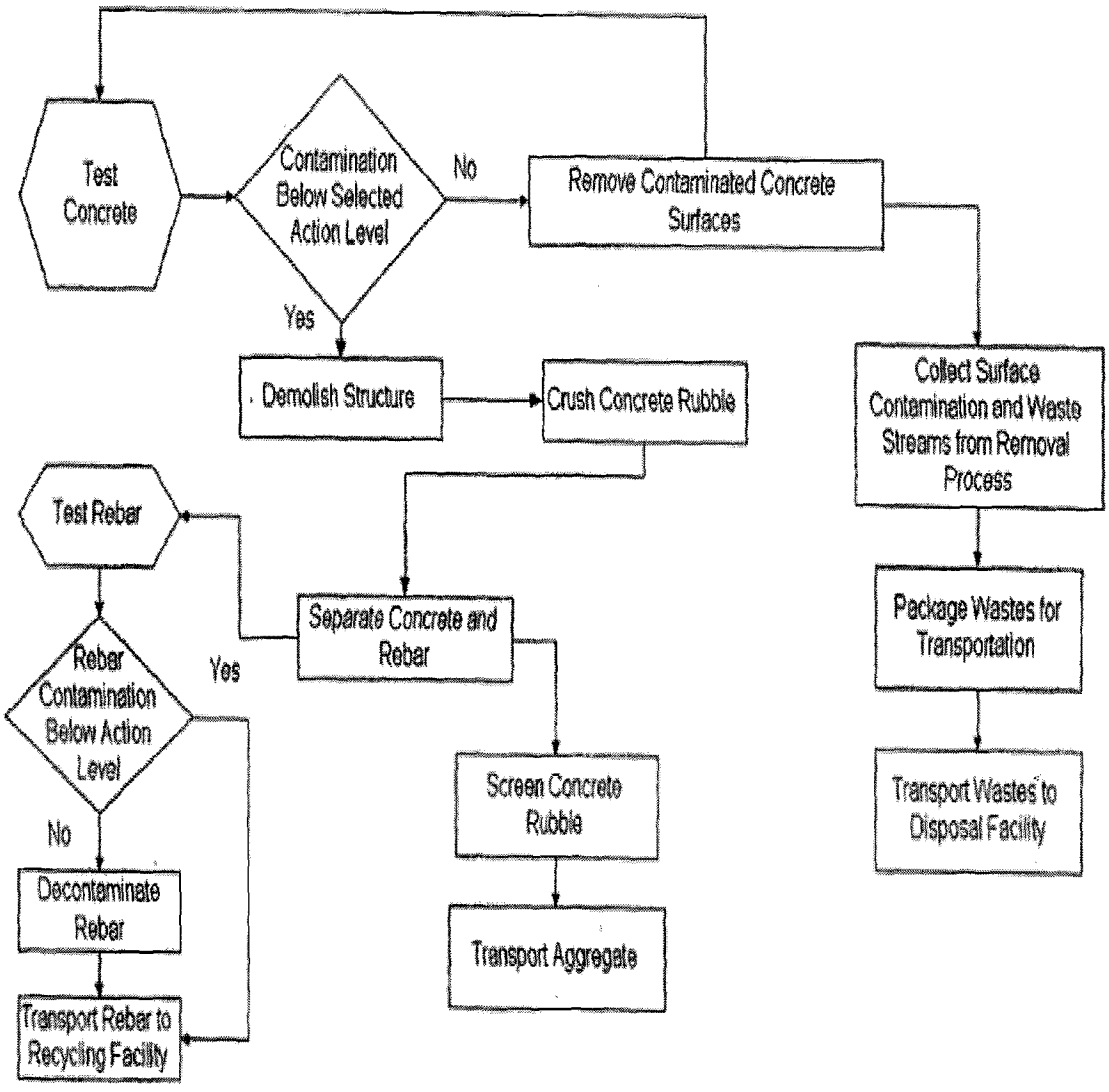


Fig. 2.27. Flow sheet of Scenario 1.

(나) Scenario 2. Decontamination by surface treatment, Dispose of all LLW, Demolish the structure, Recycle the clean aggregate

Fig. 2.28의 시나리오 2는 시나리오 1과 유사하다. 차이점은 오염된 콘크리트의 표면을 제거하는 기술 보다 표면 처리 기술을 사용하였다.

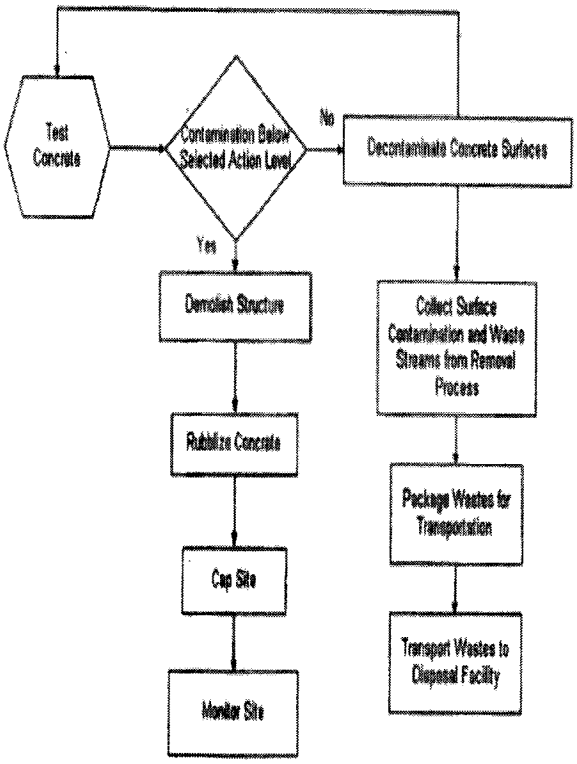


Fig. 2.28. Flow sheet of Scenario 2.

(다) Scenario 3. Decontaminate, Dispose of all LLW, Demolish the structure in-place (rubblize), Cap the site

시나리오 3의 처음 단계는 Fig. 2.29에서와 같이 콘크리트의 특성과 콘크리트 제염 (표면 제거와 처리 둘 다)을 포함하고 있다. 폐기물 처분은 시나리오1,2 방법과 같다. 제염 후, 건물이 해체 되고 그 자리에서 capping 된다. cap은 30년 동안 감시되고 유지된다.

(라) Scenario 4. Demolish the structure in-place (rubblize), Cap the site

시나리오 4는 Fig. 2.30에와 같이 나타나고 시나리오 3과 비슷한 과정 인데 건물 해체 전 제염하는 과정이 제외되었다. 건물은 매우 간단하게 해체 되고, 그 장소에서 capping 된다. 제염되지 않은 콘크리트 조각이기 때문에 100년 정도의 긴 시간을 검토할 필요가 있다.

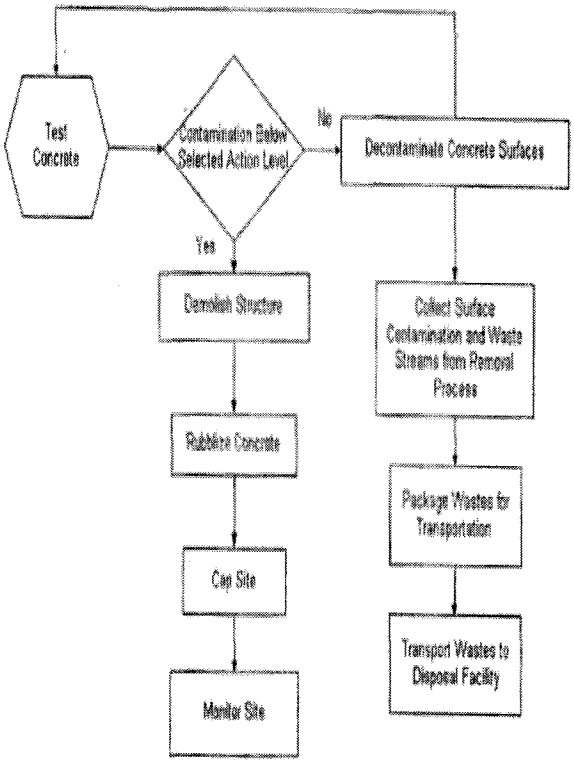


Fig. 2.29. Flow sheet of Scenario 3.

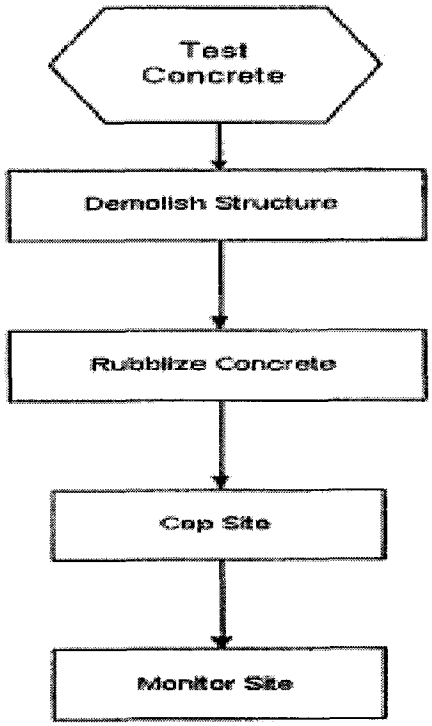


Fig. 2.30. Flow sheet of Scenario 4.

(마) Scenario 5. Demolish the structure, Crush the concrete rubble, Dispose of all LLW in an On-site LLW facility

시나리오 5는 Fig. 2.31과 같이 나타나고 콘크리트 특성과 시설 해체를 시작으로 하였다. 해체 후 콘크리트 파편과 레버(reber)를 분쇄하고, on-site LLW facility에서 처분 하였다. 제염되지 않은 콘크리트 조각이기 때문에 100년 정도의 긴 시간을 검토할 필요가 있다.

(바) Scenario 6. Decontaminate the structure, Dispose of all LLW, Disposal of clean rubble as construction debris

시나리오 6은 Fig. 2.32에서와 같이 나타나고 현재 실행하고 있는 DOE's FUSRAP에 기초로 하고 있다.

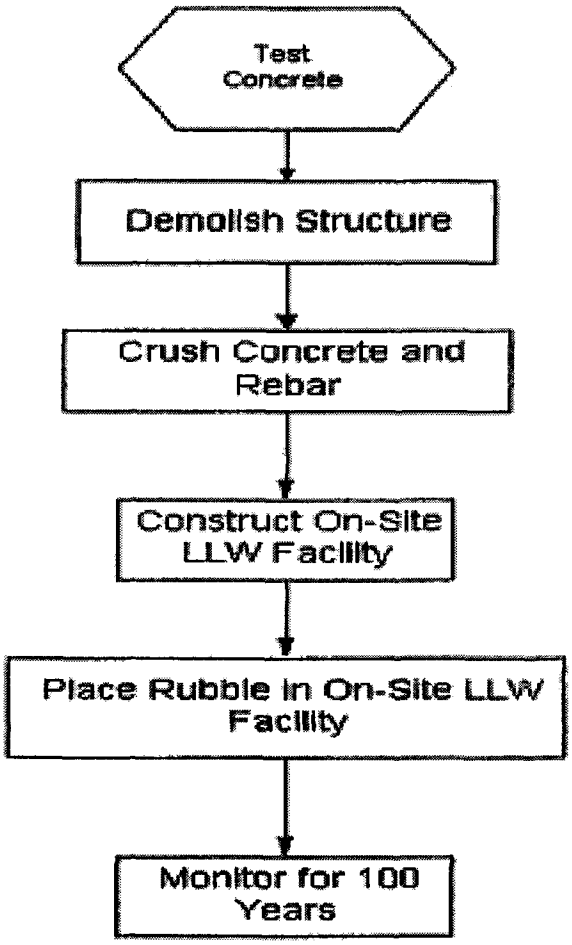


Fig. 2.31. Flow sheet of Scenario 5.

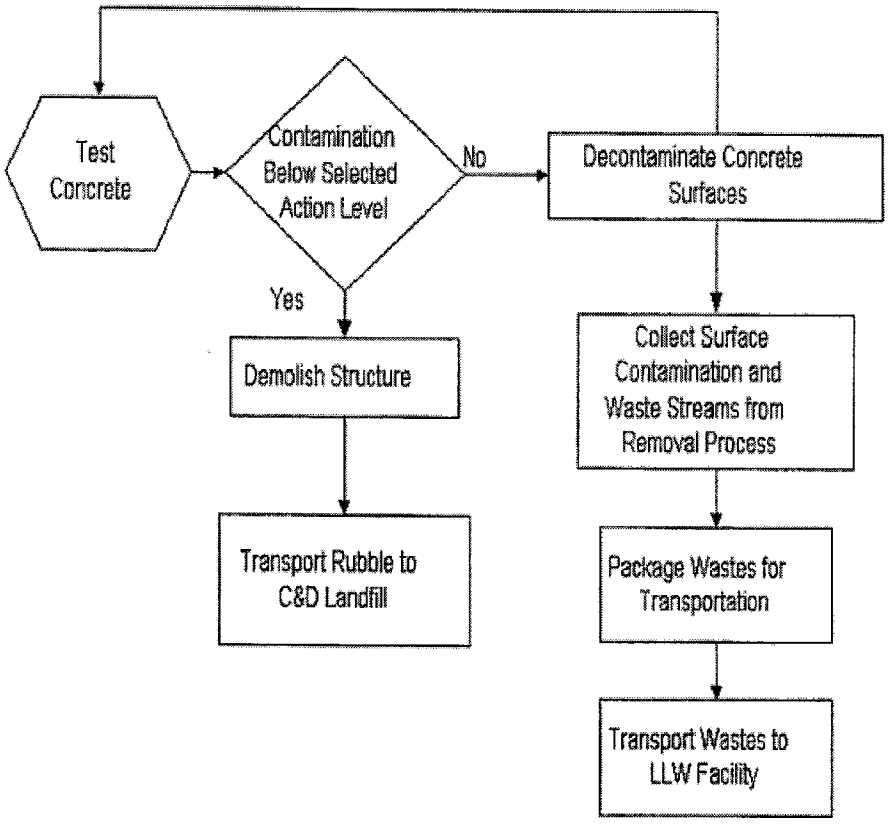


Fig. 2.32. Flow sheet of Scenario 6.

(2) 평가 결과

RACER모델은 단일 구조 및 전체 시설에 대한 평가를 수행하였다. Fig. 2.33 에서와 같이 중간 크기 건물(60,000 ft^2) 의 처리 비용 결과를 볼 수 있다. Scenario 5. Demolition without decontamination, recycle as On-site disposal facility및 Scenario 2가 최소 비용 ($ 670,000) 이 들었고, 다음으로는Scenario 6($ 870,000), Scenario 1($ 890,000) Scenario 4($ 1,100,000) Scenario 3($ 1,300,000) 순으로 비용이 드는 것을 알 수 있다. 시설처리 비용에 관한 경제성 평가에 관한 결과를 Fig. 2.34에서와 같이 볼 수 있다.

시설처리 비용도 Scenario 5 ($ 170,000,000)가 가장 적게 드는 것을 알 수 있었다. 다음으로는 Scenario 2($ 171,000,000), Scenario 4($ 190,000,000) Scenario 6($ 220,000,000) Scenario 1($ 230,000,000) 순으로 비용이 드는 것을 알 수 있다. 중간크기의 건물과 시설평균 처리비용에 대한 경제성 평가를 결과를 Table 2.19 에서와 같이 정리하였고 scenario 5가 각각 $ 670,000과 $ 170,000,000로 가장 비용이 적게 드는 것으로 평가되었다.

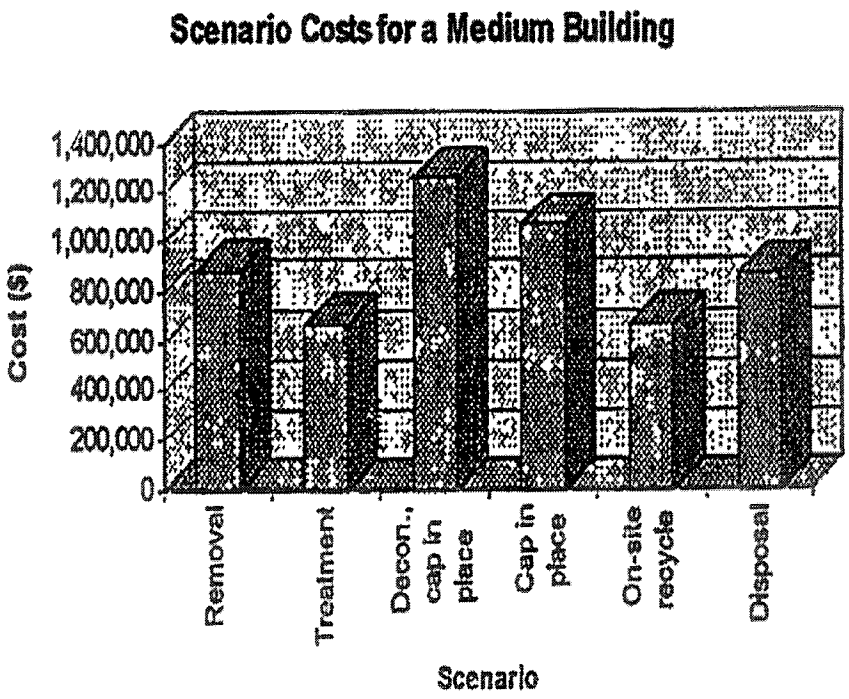


Fig. 2.33. Scenario costs for a medium building.

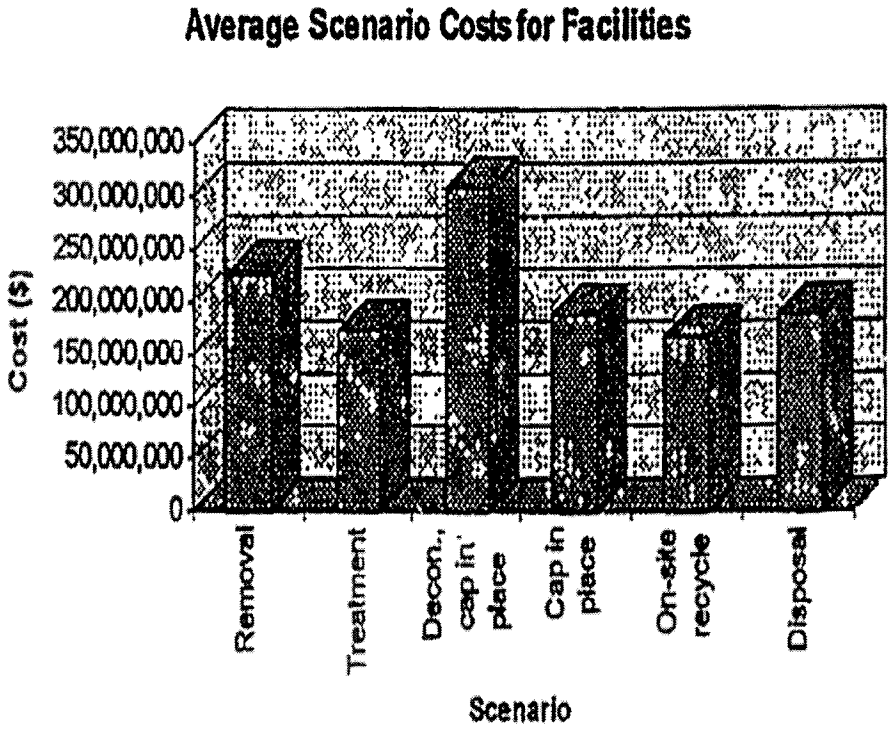


Fig. 2.34. Average scenario costs for facilities.

Table 2.19. Estimation of concrete volume and average scenario costs for facilities

	Scenario Cost for Medium Builiding ($)	Average Scenario Costs for Facilities ($)	Total ($)
Scenario 1	890,000	230,000,000	230,890,000
Scenario 2	670,000	171,000,000	171,670,000
Scenario 3	1,300,000	310,000,000	311,300,000
Scenario 4	1,100,000	190,000,000	191,100,000
Scenario 5	670,000	170,000,000	170,670,000
Scenario 6	870,000	220,000,000	220,870,000

다. 스페인

원자력 시설의 해체와 정기적인 유지, 보수의 과정에서 발생된 방사능 오염 물질이나 방사화된 폐기물들을 제한된 원자력 분야에서 재활용이나 재사용이 가능한지 알아보기 위해 영국의 AEA Technology 사와 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 2억 3천만 유로를 절감하는 것으로 조사되었다

(1) 뒷 메움재로 사용

재활용된 콘크리트 혼합재를 방사성 폐기물 저장시설에서 뒷 메움재로 사용하고자 하는 시나리오

■ 재활용 비용 (ECU)

TOTAL (shallow disposal) : 129,178,000

TOTAL (deep disposal) : 1,167,790,000

■ 처분 비용 (ECU)

TOTAL (shallow disposal) : 182,425,000

TOTAL (deep disposal) : 3,503,742,000

⇒ Cost of recycling - disposal (shallow) : -53,247,000

⇒ Cost of recycling - disposal (deep) : -2,335,951,000

(2) Grout/concrete로 재활용

중저준위 방사성 폐기물 처분 저장소에서 폐기물 컨테이너를 충진하기 위한 grout/concrete로 재활용하기 위한 시나리오

■ 재활용 비용 (ECU)

TOTAL (shallow disposal) : 10,208,000

TOTAL (deep disposal) : 86,796,000

■ 처분 비용 (ECU)

TOTAL (shallow disposal) : 13,326,000

TOTAL (deep disposal) : 256,167,000

⇒ Cost of recycling - disposal (shallow) : -3,118,000

⇒ Cost of recycling - disposal (deep) : -169,371,000

라. 일본

NUPEC의 경제성분석 결과(Table 2.20)에 따르면 콘크리트 폐기물을 재활용하는 경우가 그렇지 않은 경우에 비해 경제성이 약 30% 증가하는 것으로 보고하였으며 life cycle cost을 적용하여 경제성 평가를 하였는데 재사용 골재 사용시 경제성을 우수한 것으로 판명되었다.

Table 2.20 Feasibility for recycling concrete waste evaluated by NUPEC

	High-quality aggregate recovery tech(NUPEC, Japan)		
경제성 평가 (Relative cost)		Recycled Aggregate	Ordinary Aggregate
	Price	1.9	1.0
	Life Cycle Cost	3.4	4.3

[Life cycle cost = Aggregate cost + Disposal cost (or processing)

마. 영국

Sellafield의 원자력발전소에서 1951년부터 사용되어온 두 개의 냉각공기 배출용 굴뚝 해체 시 약 4,000 ton의 콘크리트폐기물이 발생하였다. 콘크리트 폐기물은 유압식 분쇄기를 사용하여 14 mm보다 작게 분쇄한 후 $1m^3$의 나일론 자루에 넣어 방사능을 측정하였으며, 0.4 Bq/g보다 작을 경우 무구속 방출 준위로 취급하여 방출하였다(약 3,000 ton). 2003년 기준으로 영국 BNFL 저준위폐기물 처분시설에서 방사성폐기물 단위 부피(m^3)당 처리비용은

£1,645인 반면에, 무구속 방출로 콘크리트 폐기물을 처리할 경우는 £690로서 단위 부피당 약 £900가 절약되어 전체 £1.8millon가 절약된다고 보고하고 있다.

5. 기술개발 조사사례에 대한 평가

프랑스의 CEA는 콘크리트 폐기물의 처리를 위해 네덜란드의 KEMA 사, 그리고 영국의 BNFL과 공동으로 연구를 수행하여 해체 콘크리트 폐기물의 65%을 방사성 폐기물 저장고의 폐기물 드럼이나 컨테이너의 Encapsulation material, 방사성 보호 차폐물을 위한 콘크리트, 제한된 장소에서 새로운 시설의 건설에 이용하고 있으며, 일본의 NUPEC은 환경적 부담과 방사성 폐기물의 양은 줄이기 위해서 원자력 시설에서 발생하는 콘크리트 폐기물의 재활용 기술에 대해 연구를 통해 생산된 고품질 재활용 골재의 특성 및 환경적 영향을 평가하기 위해 Wall model과 Building model을 세워 일반 콘크리트와 비교 평가 중에 있으며, 일부 혼합재는 잡고체 폐기물의 처분을 위한 모타르로 재활용하고 있으며 일반 혼합재보다 고비용이지만 life cycle cost를 고려하며 재활용 시멘트 보다 경제적인 것으로 평가하였다. 해체 콘크리트 폐기물에 대한 분리 실험에서 가장 중요한 요소기술은 대부분의 방사성 물질이 농축되어 있는 미분말을 분리하는 것이다. 콘크리트 해체 폐기물의 재활용 비율을 높이기 위해서는 우선 재생골재의 물질을 획기적으로 향상시킬 수 있는 품질 고도화 기술개발이 선행되어야 한다. 그리고 이 기술은 실용화하는데 필수적인 요소인 경제성을 확보하는 기술적 수단과 재생골재의 품질 신뢰성을 제고시키기 위해 정책적인 제도가 뒷받침되어야 한다. 재생골재의 품질을 향상시키는 기술은 골재의 품질을 저해하는 주요원인인 골재의 표면에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트를 골재의 품질을 손상시키지 않고, 경제적으로 제거하느냐가 핵심적인 요건이다. 현재 개발이 진행되고 있는 고도화 기술은 가열 분쇄방식과 마쇄 재분쇄 방식이 주종을 이루고 있다. 기술 현황을 분석한 결과, 통상의 해체 콘크리트 재생골재 플랜트에서 산출된 재생쇄석이나 재생골재를 300°C 정도로 가열한 다음 볼밀이나 슈퍼라운더에서 골재의 파쇄가 일어나지 않을 정도로 마쇄하여 골재표면에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트를 선택적으로 제거하는 방식이 효과적인 분리기술로 평가되었으며, 생산된 굵은 골재와 잔골재는 재활용이 가능하고 1mm 미분말에 방사선 물질이 농축되어 제거되는 특성을 보였다. 따라서 해체 콘크리트 폐기물로부터 방사성 핵종을 분리하기 위해서는 최적의 가열온도, 분쇄속도, 가열 시간 등의 운전변수를 실증 실험을 통해 골재로부터 미분말을 효과적으로 제거할 수 있는 최적의 분리조건의 확립이 필요하다. 분리기술과 동시에 방사성 물질이 제거된 골재의 재활용 방안 또한 중요한 요인이다. TRIGA와 핵 변환시설의 해체, 그리고 앞으로 있을 여러 핵 시설의 해체 시 발생할 막대한 콘크리트 폐기물의 재활용은 환경적인 측면에서나 경제적인 측면에서 반드시 필요하다. 콘크리트 해체 기물에 대한 재활용의 시나리오 중에서 가장 설득력 있고, 가능성 있는 방안은 콘크리트 해체 폐기물을 원자력 시설 내에 필요한 제품으로 재활용하거나 재이용하는 것이다. 이러한 제품들의 가장 큰 장

점은 핵 시설 내에 재사용함으로서 대 국민 홍보 및 국민들에 대한 반감을 줄이면서도 콘크리트 폐기물을 재활용할 수 있다는 것이다. 이러한 해체 콘크리트 폐기물의 재활용 기술과 처리 방안은 우리에게 절실히 필요한 사항이며 앞으로 방대하게 발생할 폐기물의 처리에 결정적인 역할을 담당할 것으로 사료되기 때문에 많은 노력과 면밀한 검토가 필요할 것으로 생각된다. 원자력 분야에서의 콘크리트 해체 폐기물의 재활용이나 재사용을 위해서 우선적으로 이루어져야 할 것은 재활용에 대한 기술 개발과 병행하여 해체 콘크리트 폐기물의 재활용에 대한 규제 기준을 확립하는 일이다. 국제기구나 이미 재활용을 실행하고 있는 국가들의 기준과 특성을 잘 살펴 우리 실정에 맞고 안전한 기준의 설립이 빠른 시일 안에 이루어지는 것이 필요하다 하겠다.

재활용 분야 시나리오 측면에서는 다음 단계에서 분석할 시나리오를 계속 수정하고, 확률을 적용하는 문제에 대한 접근방법 및 추가적인 사이트별 비용계산 방법을 개발해야 한다. 또한 위험사항, 법적 요건, 사회적인 면도 고려해서 시나리오에 포함할 것이다. 그리고 비방사선학적으로 오염이 어떤 영향을 주는 가에 대한 분석도 해야 할 것이다

제 3 절 연구결과가 국내외 기술개발 현황에서 차지하는 위치

국내의 경우 방사성물질로 오염된 해체콘크리트 폐기물의 감용에 대한 경험이 아주 없고, 이와 관련된 연구는 추적단계에 있었으므로 선진국과 비교해서 매우 초보적인 수준에 머물러 있었다.

이번 연구를 통해 콘크리트 폐기물에서 오염물이 대부분 존재하는 시멘트 페이스트를 효과적으로 분리하기 위해 가열 전처리와 기계적 분쇄 및 분리공정을 포함하는 가열분쇄공정을 개발하였고, 이를 기반으로 가열과 동시에 분쇄효과로 공정효율을 증대시킨 일체형 가열분쇄 복합공정장치 및 이차 조밀분쇄를 위한 패들형 회전충격식 분쇄공정장치를 독창적으로 개발하여 기술 실증을 통해 연구로 및 우라늄변환시설 해체로부터 발생한 방사성 콘크리트 해체폐기물의 70% 이상을 감용할 수 있는 결과를 확인함으로써 실제 사업에 활용 가능한 수준의 방사성 콘크리트 해체폐기물 감용 및 재활용기술을 확보하였다.

이러한 결과를 통해 2010년부터 수행될 예정인 연구로 및 우라늄 변환시설 해체 콘크리트 폐기물 처리사업에 직접 활용하여 그 성능 및 안전성 등이 검증되면 원자력 시설 해체로부터 발생한 방사성 콘크리트 폐기물의 처리에 의한 감용 및 자체처분 분야에서 세계 최고 수준의 기술을 확보할 수 있을 것으로 판단된다.

내용없음

제 3 장 연구개발 수행 내용 및 결과

제 1 절 콘크리트 해체폐기물 재활용 방안 설정 및 평가

1. 비원자력분야 재활용 방안 평가

가. 콘크리트 해체폐기물 재활용 방안에 따른 방사선학적 영향 평가

원자력시설 해체 시에는 대량의 콘크리트 폐기물이 발생되며, 대부분이 규제해제 대상 폐기물이다. 따라서 콘크리트 해체폐기물의 규제해제를 통한 재활용을 위해서는 합리적으로 설정된 피폭경로에서 잔류방사성물질에 의해 유발될 것으로 예상되는 방사선학적 영향에 대한 평가가 필요하다. 국내의 경우 원자력법시행규칙 제 86조에서는 "법 제 84조 제 2항에서 과학기술부령이 정하는 종류 및 수량의 방사성 폐기물이라 함은 개인에 대한 연간선량이 10 마이크로시버트(1밀리렘) 이상이거나 집단에 대한 총 선량이 1맨·시버트(100맨·렘) 이상이 되는 것으로서 과학기술부장관이 정하는 핵종별 농도를 말한다"고 규정하고 있다. 동 조항은 자체 처분을 허용할 수 있는 선량기준을 연간 개인선량 및 집단선량으로 구분하여 기술한 것으로, 자체 처분이 가능한 폐기물은 연간 개인선량 및 집단선량 기준치를 동시에 만족하며 또한 과학기술부장관이 정하는 핵종별 농도기준을 만족하여야 함을 의미한다. 고시에서 정하지 않은 핵종의 경우 개인에 대한 연간선량이 10 마이크로시버트(1밀리렘) 이상이거나 집단에 대한 총 선량이 1맨·시버트(100맨·렘)를 만족하는 농도기준을 신고자 스스로 도출하여 제시하고 계획서에 대한 검토를 통하여 규제기관이 적합성을 확인하여야 함을 의미하며, 이러한 자체처분 선량기준치의 만족여부를 입증하기 위해 자체처분절차 및 방법에 따른 피폭경로 및 시나리오에 대한 피폭방사선량 평가한다.

국내·외에서 주로 이용되는 재활용 시나리오인 도로·주차장(매립과 유사) 및 다른 재활용 시나리오에 비하여 보수적인 농도 도출이 예상되는 건물재활용 시나리오에 대한 보수적인 규제해제 농도를 도출함으로써 향후 재활용에 적용될 방사성폐기물 처분용기, 운반용기 등의 제한적 재활용에 이용이 가능함을 입증하기 위해 본 연구에서는 100톤의 콘크리트폐기물을 대상으로 재활용 시나리오를 설정하였다.(콘크리트 폐기물의 분류, 제염정도 등의 기준에도 활용). 콘크리트 해체폐기물에 잔류하는 방사선은 몇 가지 피폭 경로를 통해 일반인에게 피폭을 유발할 수 있으며, RESRAD-RECYCLE와 RESRAD-BUILD를 이용하여 피폭선량을 평가하였다. 재활용에 관련된 직접외부피폭, 건물 실내 공기 중으로 비산된 분진에 의한 외부피폭, 흡입에 의한 내부피폭, 방사능 입자 섭취에 의한 내부 피폭 등의 피폭경로를 고려하여 선량을 평가한다. 각각의 재활용 시나리오에 대한 피폭선량평가 입력 인자는 Table 3.1 및 3.2에 수록하였다.

Table 3.1. Input data for exposure dose rate of RESRAD-RECYCLE

시나리오	피폭기간	내부 피폭 입력 인자			외부 피폭 입력 인자			비고
		호흡율	섭취율	먼지부유율	Source material	Geometry	피폭 위치	
처리	2000 hr/y (1일 8시간, 년간 250일 작업)	1.2 m^3/hr (성인 기준)	0.3 g/m^3 (NUREG-1640)	0.014 mg/m^3 (NUREG-1640)	콘크리트 (2.0 g/cm^3)	높이 90cm, 반경 50cm 반원통 (default)	선원 옆면 2m	
선적/하역	20 hr/y 12 min/m^3 (5인기준), 년간 2일 작업	1.2 m^3/hr	0.3 g/m^3	0.014 mg/m^3	콘크리트 (2.0 g/cm^3)	높이 253cm, 반경213cm 반원통 (default)	선원 옆면 2m	
운송 (운전자)	20 hr/y 운행거리:500 km, 평균주행속도 : 30 km/hr	고려 대상 제외	고려 대상 제외	고려 대상 제외	콘크리트 (2.0 g/cm^3)	높이 900cm, 반경101cm 반원통 (default)	선원 옆면 2m	(2차선 이상 노면이 고르지 모한 경우 : 건설표준품셈 적용)
운송 (일반인)	20 hr/y 운행거리:500 km, 평균주행속도 : 30 km/hr	고려 대상 제외	고려 대상 제외	고려 대상 제외	-	-	-	인구밀도 17,108 people/km^2 (서울특별시)
주차장	62 hr/yr	고려 대상 제외	고려 대상 제외	고려 대상 제외	콘크리트 (2.4 g/cm^3)	높이 10 cm, 반경 5900cm 원통	지상 1m	평가 인원 : 3000 명 주차장의 면적과 자동차 면적 고려
건축물	7300 hr/yr 20hr/day 거주 가정	1.2 m^3/hr	0.3 g/m^3	0.014 mg/m^3	콘크리트 (2.4 g/cm^3)	10 x 10 x 2.5 m 크기의 건물	높이 1m인 건물 중앙	
도 로	0.6 hr/yr, 차량속도 30km/hr, 37m x 10 m 면적의 도로로 1일 2회	고려 대상 제외	고려 대상 제외	고려 대상 제외	콘크리트 (2.4 g/cm3)	높이 10 cm, 반경 5900cm 원통	지상 1m	평가인원 : 8,200,000/yr 평가인원 : 차량 1대에 2명의 탑승자, 시간당 470대의 차량 통과 (Ueuhauser and kanipe 1993)

Table 3.2 Input data for exposure dose rate of RESRAD-BUILD

시나리오	평가기간	Indoor Fraction	내부 피폭 입력 인자			외부 피폭 입력 인자		
			호흡율	섭취율	먼지부유율	Source material	Geometry	피폭 위치
건물	1년	0.7 (국내 10세 이상 인구의 평균 재택 시간: 통계청)	1.2 m^3/hr (성인기준)	0.3 g/m^3 (NUREG-1640)	0.014mg/m^3 (NUREG-1640)	콘크리트 (2.4 g/cm^3)	10 x10 x2.5 m 크기의 건물(건물두께 15cm)	건물 중심 1m 높이

개별 핵종에 대한 시나리오별 피폭방사선량을 평가하기 위하여 비방사능이 1 q/g의 핵종이 존재하는 것으로 가정하였다. 재활용 콘크리트의 밀도는 공극률을 고려하여 2.4 또는 2.0 g/cm^{3}로 가정하여 모든 피폭선량을 평가하여 Table 3.3 및 Table 3.4에 수록하였다.

Table 3.3 Annual exposure dose rate of worker per 1Bq/g (RESRAD-RECYCLE)

		Nuclide	개인 피폭선량				Collective (man · Sv/yr)
			Ingestion (uSv/yr)	Inhalation (uSv/yr)	External (uSv/yr)	All pathways (uSv/yr)	
처리 작업자		Co-60	4.30E+00	1.86E-01	1.16E+01	1.60E+01	1.60E-05
		Cs-137	8.41E+00	2.87E-02	2.69E+00	1.11E+01	1.11E-05
선적 및 하역		Co-60	6.16E-03	1.86E-03	2.43E+00	2.43E+00	1.22E-05
		Cs-137	1.20E-02	2.87E-04	5.58E-01	5.70E-01	2.85E-06
운송(운전자)		Co-60	-	-	4.24E+00	4.24E+00	4.24E-06
		Cs-137	-	-	9.82E-01	9.82E-01	9.82E-07
운송(일반인)		Co-60	-	-	-	-	5.84E-06
		Cs-137	-	-	-	-	9.17E-07
일반인피폭	주차장	Co-60	-	-	9.44E+01	9.44E+01	2.83E-01
		Cs-137	-	-	2.09E+01	2.09E+01	6.26E-02
	건축물	Co-60	2.24E+01	9.70E-01	1.05E+02	1.29E+02	1.78E-02
		Cs-137	2.19E+00	7.47E-03	1.31E+00	3.51E+00	4.85E-04
	도 로	Co-60	-	-	8.31E-01	8.31E-01	8.40E-04
		Cs-137	-	-	1.77E-01	1.77E-01	2.04E-04

Table 3.4 Annual exposure dose rate of the public per 1Bq/g (RESRAD-BUILD)

Nuclide	개인 피폭선량(μSv/yr)					
	Ingestion	Inhalation	External	Deposition	Immersion	All pathways
Co-60	8.66E-05	2.66E-04	1.85E+03	2.39E-04	2.73E-06	1.85E+03
Cs-137	1.91E-04	4.58E-05	4.26E+02	6.78E-05	6.97E-07	4.26E+02

단위 방사능 농도의 핵종이 유발하는 연간 개인선량을 평가하고 평가된 연간 개인선량을 규제해제 기준선량(10 Sv/y)으로 나누어 핵종별 규제해제 기준농도를 도출하여 Table 3.5에 수록하였다.

Table 3.5 Reference nuclide concentration for clearance according to recycling scenario

Nuclide	도로 (Bq/g)	주차장 (Bq/g)	건축물 (Bq/g)
Co-60	1.20E + 01	1.06E - 01	7.75E - 02
Cs-137	5.65E + 01	4.78E - 01	2.85E + 00

이상과 같이 100톤의 콘크리트 폐기물을 대상으로 하여 해체 및 처리, 선적 및 하역, 운송과 같은 작업자 시나리오에 대해서 작업자 및 이용자의 연간 피폭 선량을 평가한 결과 사무실이나 건물 재활용에 대한 방사선학적 민감도가 자장 큰 것으로 나타났다.

2. 원자력분야 제한적 재활용 방안 평가

가. 원자력분야의 제한적 재활용 방안 수립

스페인의 경우 114,000 ton의 콘크리트 방사성폐기물을 방사성폐기물 저장시설 뒷 메움재로 사용하였으며 중저준위 방사성 폐기물 처분 저장소에서 폐기물 컨테이너를 충진하기 위한 grout/concrete로 재활용 함. 영국은 콘크리트 폐기물 중 3,000ton을 재활용하여 Drigg에 있는 BNFL 처분장에서 저준위 방사성 폐기물의 이송용 ISO 컨테이너 생산을 위한 grout로 이용하였으며 영국은 원자력시설에서 발생한 콘크리트 해체폐기물을 shield wall로 사용되는 cast 콘크리트 블록의 혼합재로 재활용하는 방안에 대하여 연구하였으며 원자력시설의 해체작업이나 임시 폐기물 저장 지역에 사용됨. 미국은 차폐블록 또는 B형 폐기물 용기 제작에 콘크리트 해체폐기물을 사용하였고 독일 역시 방사성 폐기물을 용기를 제작한 사례를 Fig. 3.1에 수록하였다.

국내의 경우 콘크리트 해체폐기물의 경우 일반 건설폐기물 매립장 처분, 도로 건설에 필요한 기초 메움재로 재활용한 경우와 콘크리트 폐기물이 발생한 원자력 시설 내에 매립하는 등 부가가치가 높은 용도로 자체처분한 실적이 전무하다.

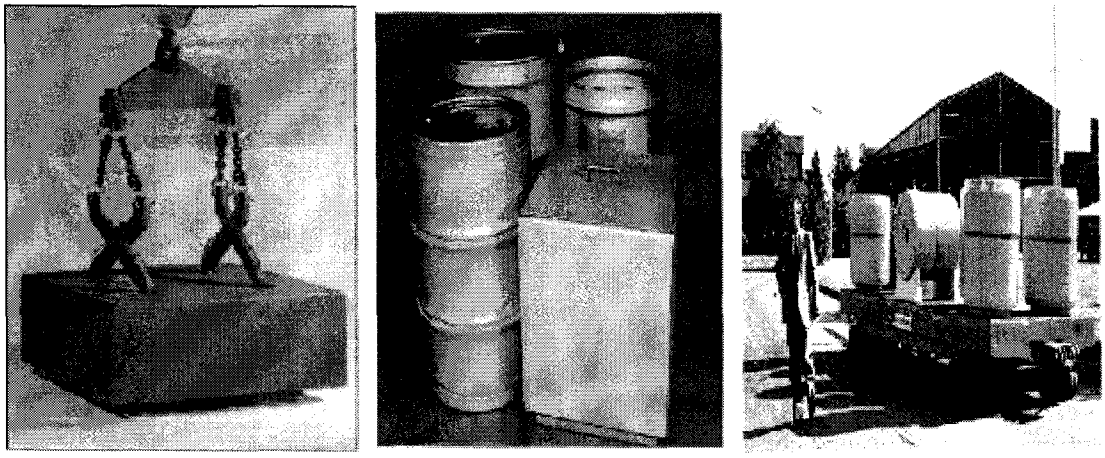


Fig. 3.1 Example of overseas limited recycling of dismantled concrete waste.

콘크리트 해체폐기물 제한적 재활용 해외 적용 조사 결과 및 국내 규제해제 요건을 바탕으로 최종 제한적 재활용 방안을 설정하였다. 국내의 경우 방사성폐기물 처분장에 처분하기 전에 발생지에서 운반되어 온 방사성폐기물 중 콘크리트 용기를 제외한 폐기물 드럼은 처분하기 전에 별도의 콘크리트로 제작된 처분용기에 다시 포장하여 처분 할 예정인데 Fig. 3.2와 같이 콘크리트 처분용기 재활용 방안과 처분용기 빈 공간을 채울 채움재 방안을 선정하여 시나리오를 평가하였다.

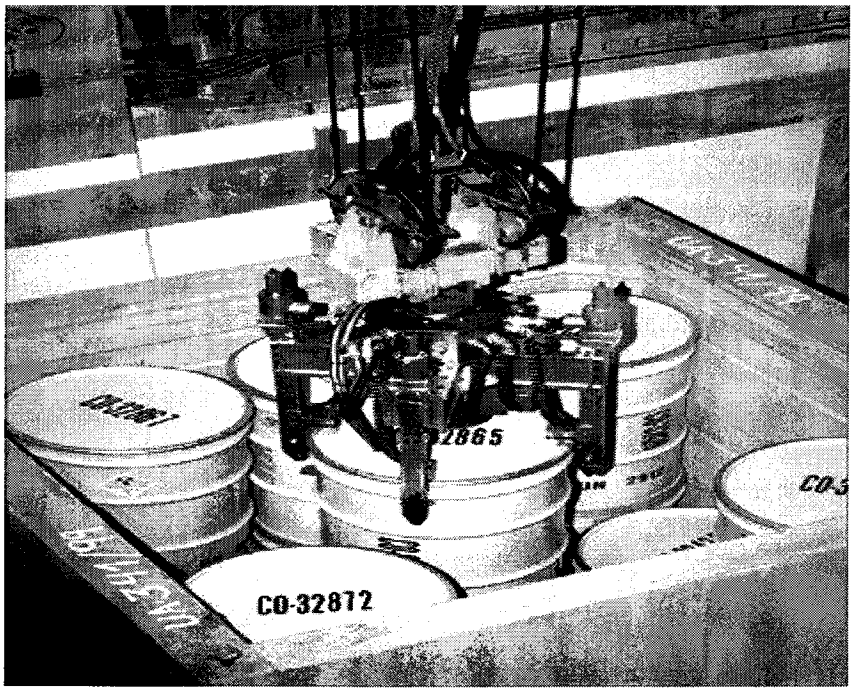


Fig. 3.2 Disposal canister and packing drum of radioactive waste.

나. 작업자 및 일반대중의 피폭선량 평가 및 핵종별 규제해체 농도 도출

콘크리트 해체폐기물 재활용에 의한 내부피폭을 평가하기 위해 NUREG-1640에서 제시 된 평가방법을 이용함. 방사성 콘크리트 폐기물을 취급하는 과정에서 방사성물질이 공기 중으로 분진형태로 발생하는 장소의 작업자의 분진 흡입에 의한 내부피폭을 평가함. 호흡에 의한 피폭상황을 모사하기 위하여 수식 (1)을 사용함. 콘크리트 폐기물의 2차섭취가 유발될 수 있는 환경에서 근무하는 작업자의 2차섭취에 의하여 피폭이 유발되는 상황의 방사성피폭을 평가하기 위하여 수식 (2) 의 평가 모델을 사용하였다.

$$D_{ih} = C_{ij} F_{ih} R_h t_{iy} \chi_d e^{-\lambda_i t_s} \qquad (1)$$

D_{ih} = dose from inhalation of radionuclide i during assessment period (μSv)

C_{ij} = average activity concentration of nuclide i in medium j (Bq/g)

F_{ih} = dose conversion factor for inhalation of radionuclide i (μSv/Bq)

R_h = inhalation rate (m3/h)

t_{iy} = duration of internal exposure during assessment period (h)

χ_d = airborne concentration of dust (mass loading) (g/m3)

λ_i = radioactive decay rate of nuclide i (d-1)

t_s = interval from time scarap is cleared until scenario begins

$$D_{ig} = C_i F_{ig} I_s t_{iy} e^{-\lambda_i t_s} \quad (2)$$

D_{ig} = dose from ingestion of radionuclide i during the assessment period (μSv)

F_{ig} = dose conversion factor for ingestion of radionuclide i (μSv/Bq)

I_s = secondary ingestion rate (g/h)

콘크리트 해체폐기물을 파쇄 및 방사성폐기물 처분용기 제작 등의 콘크리트 처리 또는 운송 과정과 재활용된 처분용기에 방사성폐기물 드럼을 옮기거나 처분용기를 포장하는 등의 인수 과정에서 받을 수 있는 외부 피폭선량을 평가하기 위하여 몬테칼로 입자 수송 코드인 MCNP 4C를 이용하여 외부피폭선량을 평가하였다. 호흡에 의한 피폭선량을 평가과정에서 방사성붕괴 현상은 고려하지 않았으며 골재 및 미분말 등으로 분리된 콘크리트 폐기물은 다른 비방사성 청정폐기물과 혼합하여 취급할 것으로 예상되지만 이 평가 항목에서는 모든 분진이 해당 콘크리트 폐기물에서 발생된 것으로 가정하였다.

작업장의 공기중 분진농도는 노동부고시 2008-26호 "화학물질 및 물리적인자의 노출기준"에 제시된 제3종 분진에 대한 "총분진의 노출기준"인 10 mg/m3을 적용함. 호흡률은 성인작업자를 기준으로 1.2 m3/h로 적용하였으며 연간피폭시간은 일반 작업자의 연간 근로시간인 2,000h/y를 적용하였다.

작업자의 섭취율은 IAEA Safety Series No. 111-P-1.1에서 적용한 0.01g/h로 가정하였으며, 작업자의 연간피폭기간은 작업자의 연간 근로시간 2,000h/y를 적용하였다. 제한적 재활용의 경우 일반인은 콘크리트 해체폐기물에 의해 유발되는 내부피폭의 경우가 극히 드물며 제한적 재활용에 해당하는 콘크리트 처분용기 재활용이기 때문에 매립과 같은 경우와 달리 토양을 부주의하게 섭취해 피폭 될 가능성이 거의 없거나 미미하기 때문에 일반인에 대한 내부피폭 시나리오는 배제하였다. 콘크리트 해체폐기물을 파쇄 또는 운송 과정과 방사성폐기물 처분용기를 제작하는 과정에서 받을 수 있는 외부 피폭선량을 평가하기 위하여 NUREG-1640에서 적용한 평가 방법론을 적용하였고 재활용된 처분용기에 방사성폐기물 드럼을 옮기는 과정에서 받을 수 있는 외부 피폭선량은 Fig. 3.3과 같이 실제 처분용기에 적용될 것으로 예상되는 기하학적인 형태를 모델링하여 평가하였다. 콘크리트 처분용기의 재원은 핀란드의 VLJ 처분시설 처분용기를 적용하였으며 200L 와 320L 드럼용 콘크리트 처분용기에 대하여 평가하였다.

드럼-드럼, 드럼/벽체 간격은 1.25 cm, 처분용기 벽체 두께는 10cm, 처분용기 바닥판 두께는 15 cm, 덮개는 10 cm로 모델링하였으며 재활용 콘크리트의 밀도는 2.4 g/cm^{3}로 가정하여 선량을 평가하였다. 200L 드럼 처분용기는 단변이 2.731 m이며 높이가 1.137 m이고 320L 드럼 처분용기는 단변이 2.389 m이며 높이는 1.21 m로 모델링하였다. 처분용기 내부에 포장되

는 용기는 200L 드럼의 경우 DOT-17H 규격을 적용했으며 320L 드럼은 직경이 71.3 cm이며 높이가 96 cm인 강재드럼을 적용하였다.

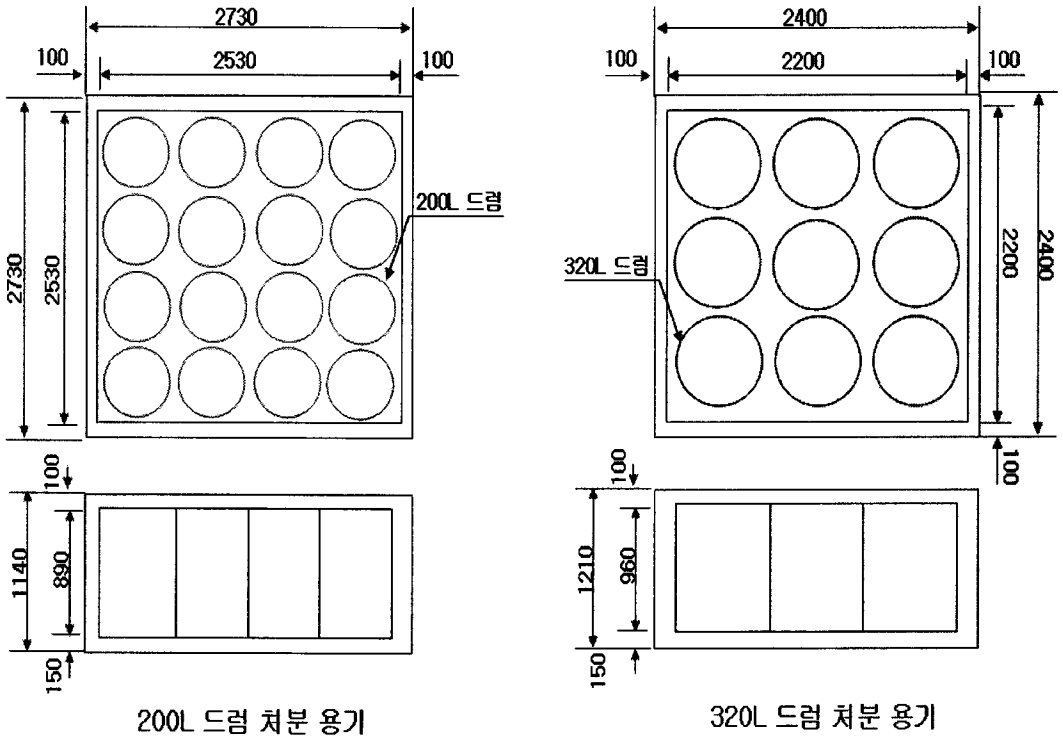


Fig. 3.3. Schematic diagram of waste drums in concrete box in the VLJ-Repository (unit : mm).

선량 평가 위치는 처분용기 옆면에서 1m 떨어진 위치에서 작업하는 것으로 가정하였으며 평가기간은 1일 8시간 250일을 작업한다고 가정하여 2000h/y를 적용하였고 제한적 재활용인 경우 일반인에 대한 외부피폭은 콘크리트를 처리하는 파쇄공장 또는 처분용기 제작 장소에 일반인이 접근하는 경우가 매우 미미하거나 일반인이 생활하는 주거환경과 충분히 격리 될 것으로 예상되고 방사성폐기물 처분장의 인수 장소와 일반인이 접근이 가능한 제한구역경계 거리가 110m 이기 때문에 일반인에 대한 외부피폭 선량은 아주 미미할 것이라 예상되기 때문에 고려하지 않았다.

평가 방사성 핵종은 과거 검출사례, 반감기, 검출빈도 및 방사선학적 중요성, 알파선 방출 핵종을 고려해 KINS/RR-114에서 제시한 규제해제 기준 고려대상 핵종을 선정하여 Table 3.6에 수록하였다. 내부피폭에 대한 예상 피폭방사선량을 평가하기 위해 선량환산인자(DCF: Dose Conversion Factor)를 IAEA Safety Series No. 115에 제시된 17세 이상 연령군에 대한 DCF 중에서 가장 보수적인 대사형태에 해당하는 값을 채택하였다.

Table 3.6. Dose conversion factors for intake via ingestion and inhalation of radionuclide.

핵종	반감기	붕괴상수	DCF (Sv/Bq)	
			호흡	섭취
H-3	4.51E+03	1.54E-04	2.6E-10	4.20E-11
C-14	2.09E+06	3.32E-07	5.80E-09	5.80E-10
Mn-54	3.13E+02	2.21E-03	1.50E-09	7.10E-10
Fe-55	9.86E+02	7.03E-04	1.80E-10	3.30E-10
Co-58	7.08E+01	9.79E-03	2.10E-09	7.40E-10
Fe-59	4.45E+01	1.56E-02	4.00E-09	1.80E-09
Co-60	1.93E+03	3.58E-04	3.10E-08	3.40E-09
Ni-63	3.50E+04	1.98E-05	1.30E-09	1.50E-10
Zn-65	2.44E+02	2.84E-03	2.00E-09	3.90E-09
Sr-89	5.05E+01	1.37E-02	7.90E-09	2.60E-09
Sr-90	1.06E+04	6.53E-05	1.60E-07	2.80E-08
Sb-125	1.10E+03	6.28E-04	1.20E-08	1.10E-09
Cs-134	7.53E+02	9.21E-04	2.00E-08	1.90E-08
Cs-137	1.10E+04	6.30E-05	3.90E-08	1.30E-08
Ce-144	2.84E+02	2.44E-03	5.30E-08	5.20E-09

시나리오별 집단선량평가는 개인 최대피폭선량에 피폭인원을 곱하여 평가하였다. 콘크리트 폐기물 파쇄, 용기제작 또는 방사성폐기물 처분용기 취급 작업자의 경우 콘크리트중간처리업체 조사를 근거로 콘크리트 파쇄공정에 투입되는 인원은 10~20명(장비기사 포함)이었으나 본 평가에서는 20명을 산정하였다. 콘크리트 운송 작업자의 경우에는 15ton 트럭이 운송에 사용된다고 가정하여 1,000 ton(국내의 경우 1000ton 이상을 자체처분한 경우 없음)을 운송한다고 가정하면 67대 분량이 되나 보수적으로 100인이 운전자가 투입된다고 가정하였다.

국내 연구로에서 발생된 방사성폐기물을 대상으로 단위 물량에 대한 콘크리트 처리 작업

자(피폭시나리오 중 가장 높은 피폭선량을 나타냄)에 대하여 연간 유효선량 및 규제해제 농도 평가하였다. 콘크리트 폐기물 규제해제 대상 물량은 300 ton(연구로 해체과정중 방사성폐기물이 약 260 ton 발생)에 대하여 실제 연구로에서 발생된 폐기물에서 검출되고 있는 핵종에 대하여 평가하였다. 200L 드럼 처분용기 1개 제작하는데 약 5.5 ton 소요되는데 최소 1일에 처분용기 1개를 제작한다고 가정하여 처리 작업자의 피폭선량을 평가하였다.

원자력시설 해체콘크리트를 원자력산업계 내에서 재활용하는 제한적인 재활용 방안으로 방사성폐기물 처분용기 및 처분용기 채움재로 재활용하는 방안을 고려하여 피폭경로에서 유발될 것으로 예상되는 피폭선량을 평가하였다. Table 3.7에 섭취 및 호흡에 의한 작업자의 예상 피폭방사선량을 평가한 결과를 제시하였으며 외부피폭에 의한 작업자의 피폭선량 평가 결과는 Table 3.8과 같다.

Table 3.7. Internal exposure dose per specific activity

핵종	호 흡 (μSv/y)	섭 취 (μSv/y)
H-3	6.24E-03	8.40E-04
C-14	1.39E-01	1.16E-02
Mn-54	3.60E-02	1.42E-02
Fe-55	4.32E-03	6.60E-03
Co-58	5.04E-02	1.48E-02
Fe-59	9.60E-02	3.60E-02
Co-60	7.44E-01	6.80E-02
Ni-63	3.12E-02	3.00E-03
Zn-65	4.80E-02	7.80E-02
Sr-89	1.90E-01	5.20E-02
Sr-90	3.84E+00	5.60E-01
Sb-125	2.88E-01	2.20E-02
Cs-134	4.80E-01	3.80E-01
Cs-137	9.36E-01	2.60E-01
Ce-144	1.27E+00	1.04E-01

Table 3.8. External exposure dose per specific activity (unit : μSv/y)

핵종	콘크리트 처리 작업	운송	200L 드럼 처분용기		320L 드럼 처분용기	
			처분용기	채움재	처분용기	채움재
H-3	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
C-14	2.70E-04	3.12E-06	1.09E-04	1.51E-05	1.05E-05	1.87E-05
Mn-54	1.22E+02	1.96E+00	7.72E+01	9.73E+00	7.69E+01	1.20E+01
Fe-55	1.48E-08	2.60E-10	9.06E-09	1.26E-09	8.71E-10	1.56E-09
Co-58	1.40E+02	2.28E+00	8.89E+01	1.06E+01	8.88E+01	1.32E+01
Fe-59	1.79E+02	2.78E+00	1.08E+02	1.62E+01	1.08E+02	1.97E+01
Co-60	3.80E+02	5.88E+00	2.26E+02	3.50E+01	2.27E+02	4.25E+01
Ni-63	4.60E-06	1.77E-08	6.17E-07	8.58E-08	5.93E-08	1.06E-07
Zn-65	8.68E+01	1.36E+00	5.20E+01	7.58E+00	5.16E+01	9.24E+00
Sr-89	2.26E-01	3.80E-03	1.32E-01	1.84E-02	1.27E-02	2.28E-02
Sr-90	6.16E-01	1.03E-02	3.59E-01	5.00E-02	3.45E-02	6.18E-02
Sb-125	5.80E+01	9.70E-01	3.38E+01	4.70E+00	3.25E+00	5.82E+00
Cs-134	2.22E+02	3.64E+00	1.19E+02	1.34E+01	1.18E+02	1.68E+01
Cs-137	7.98E+01	1.31E+00	5.18E+01	5.83E+00	5.18E+01	1.39E+01
Ce-144	6.92E+00	1.09E-01	3.80E+00	5.29E-01	3.65E-01	6.54E-01

작업자의 내부피폭선량은 흡입과 섭취에 의한 피폭선량시나리오 평가결과의 합으로 산출할 수 있으나 외부피폭의 경우 특정한 작업자가 콘크리트 처리, 운반, 폐기물 인수 등의 피폭상황에 동시에 노출될 가능성은 거의 없다고 할 수 있다. 따라서 작업자의 최대 개인피폭선량은 Table 3.9 및 3.10과 같으며 규제해제 기준 선량 10 μSv/y를 기준으로 규제해제 기준 농도를 핵종 별로 도시하였다.

Table 3.9. Exposure dose per specific activity and clearence level.

핵종	콘크리트 처리 작업자		운송 (운전자)	
	유효선량 (μSv/y)	규제해제기준 (Bq/g)	유효선량 (μSv/y)	규제해제기준 (Bq/g)
H-3	7.08E-03	1.41E+03	0.00E+00	-
C-14	1.51E-01	6.63E+01	3.12E-06	3.21E+06
Mn-54	1.22E+02	8.19E-02	1.96E+00	5.10E+00
Fe-55	1.09E-02	9.16E+02	2.60E-10	3.85E+10
Co-58	1.40E+02	7.14E-02	2.28E+00	4.39E+00
Fe-59	1.79E+02	5.58E-02	2.78E+00	3.60E+00
Co-60	3.81E+02	2.63E-02	5.88E+00	1.70E+00
Ni-63	3.42E-02	2.92E+02	1.77E-08	5.65E+08
Zn-65	8.69E+01	1.15E-01	1.36E+00	7.35E+00
Sr-89	4.68E-01	2.14E+01	3.80E-03	2.63E+03
Sr-90	5.02E+00	1.99E+00	1.03E-02	9.71E+02
Sb-125	5.83E+01	1.71E-01	9.70E-01	1.03E+01
Cs-134	2.23E+02	4.49E-02	3.64E+00	2.75E+00
Cs-137	8.10E+01	1.23E-01	1.31E+00	7.63E+00
Ce-144	8.29E+00	1.21E+00	1.09E-01	9.17E+01

Table 3.10. Exposure dose per specific activity and clearence level.

핵종	유효선량 (μSv/y)				규제농도 (Bq/g)			
	200L 드럼 처분용기		320L 드럼 처분용기		200L 드럼 처분용기		320L 드럼 처분용기	
	처분용기	채움재	처분용기	채움재	처분용기	채움재	처분용기	채움재
H-3	7.08E-03	7.08E-03	7.08E-03	7.08E-03	1.41E+03	1.41E+03	1.41E+03	1.41E+03
C-14	1.51E-01	1.51E-01	1.51E-01	1.51E-01	6.64E+01	6.64E+01	6.64E+01	6.64E+01
Mn-54	7.73E+01	9.78E+00	7.70E+01	1.21E+01	1.29E-01	1.02E+00	1.30E-01	8.30E-01
Fe-55	1.09E-02	1.09E-02	1.09E-02	1.09E-02	9.16E+02	9.16E+02	9.16E+02	9.16E+02
Co-58	8.90E+01	1.07E+01	8.89E+01	1.33E+01	1.12E-01	9.38E-01	1.13E-01	7.54E-01
Fe-59	1.08E+02	1.63E+01	1.08E+02	1.98E+01	9.25E-02	6.12E-01	9.25E-02	5.04E-01
Co-60	2.27E+02	3.58E+01	2.28E+02	4.33E+01	4.41E-02	2.79E-01	4.39E-02	2.31E-01
Ni-63	3.42E-02	3.42E-02	3.42E-02	3.42E-02	2.92E+02	2.92E+02	2.92E+02	2.92E+02
Zn-65	5.21E+01	7.71E+00	5.17E+01	9.37E+00	1.92E-01	1.30E+00	1.93E-01	1.07E+00
Sr-89	3.74E-01	2.60E-01	2.55E-01	2.65E-01	2.67E+01	3.84E+01	3.93E+01	3.78E+01
Sr-90	4.76E+00	4.45E+00	4.43E+00	4.46E+00	2.10E+00	2.25E+00	2.26E+00	2.24E+00
Sb-125	3.41E+01	5.01E+00	3.56E+00	6.13E+00	2.93E-01	2.00E+00	2.81E+00	1.63E+00
Cs-134	1.20E+02	1.43E+01	1.19E+02	1.77E+01	8.34E-02	7.01E-01	8.41E-02	5.66E-01
Cs-137	5.30E+01	7.03E+00	5.30E+01	1.51E+01	1.89E-01	1.42E+00	1.89E-01	6.62E-01
Ce-144	5.17E+00	1.90E+00	1.74E+00	2.03E+00	1.93E+00	5.25E+00	5.75E+00	4.93E+00

지배적인 피폭경로는 각 핵종이 방출하는 방사선의 종류 및 에너지에 따라 결정되는데 H-3, C-14, Fe-55, Ni-63, Sr-90 등과 같은 저에너지 베타선 방출핵종은 호흡에 의한 피폭경로가 지배적이며, 감마선을 방출하지 않음에 따라 외부피폭에 의한 선량 기여분은 거의 없는 것으로 평가 되었다. Mn-54, Co-58, Fe-59, Co-60, Zn-65, Sb-125, Cs-134, Cs137 등의 고에너지 감마핵종은 외부피폭이 전체 유효선량의 대부분을 차지하는 것으로 나타났으며

외부피폭 경로의 기여분은 대부분의 핵종에 대해서 콘크리트 처리 작업자가 가장 많은 피폭을 받을 것으로 평가되었으며 그 다음으로 처분용기 인수 작업자가 많은 피폭을 유발할 것으로 평가되었다.

핵종별 규제해제농도기준 산출결과는 EC RP No. 122, NUREG-1640 또는 KINS/RR-144에서 제시하고 있는 규제해제농도 산출결과 보다 대부분 보수적인 결과를 보였으며, 이는 피폭선량 평가에 사용된 인자들이 보수성을 확보할 수 있도록 입력 파라미터를 설정하였기 때문으로 보여 진다. 오염도가 낮은 방사성폐기물을 원자력이용시설에 국한하여 재활용 또는 재이용하는 방안은 방사성물질의 규제해제에 대한 일반인의 우려를 최소화하면서 자원의 재활용을 달성할 수 있다는 측면에서 적극적으로 추진할 필요가 있으며 이 경우 평가된 피폭선량 결과를 바탕으로 콘크리트폐기물의 방사능에 따른 선량을 예측할 수 있는 자료로 이용할 수 있을 것이다. 시나리오별 집단선량평가는 개인 최대피폭선량에 피폭인원을 곱하여 평가하였음. 콘크리트 해체폐기물 재활용에 따른 피폭 시나리오별 집단선량평가 결과 국내 연간규제해제 기준치 1 man · Sv/y를 충분히 만족하는 규제해제 기준 농도가 개인의 경우 보다 훨씬 높게 평가된다. 국내 연구로에서 발생된 방사성폐기물을 대상으로 연간 유효선량 및 규제해제 농도를 도출한 결과를 Table 3.11에 도시하였다.

Table 3.11. Exposure does rate and clearance lever of worker for recycling of dismantled concrete waste

핵종	콘크리트 처리 작업자	
	유효선량 (μSv/y)	규제해제기준 (Bq/g)
H-3	1.77E-03	5.65E+03
C-14	3.78E-02	2.65E+02
Fe-55	2.16E-02	4.63E+02
Fe-59	3.67E+01	2.72E-01
Co-60	7.79E+01	1.28E-01
Cs-134	3.75E+01	2.67E-01
Cs-137	1.63E+01	6.14E-01
Eu-152	2.89E+00	3.47E+00
Eu-154	3.12E+00	3.21E+00

제 2 절 콘크리트 해체폐기물 가열분쇄 감용기술 개발

1. 콘크리트 해체폐기물 특성 평가

가. 콘크리트 해체폐기물 발생량 분석

상업용 원자력 발전소 해체 시 콘크리트 폐기물의 발생량은 자료에 따라 다소 차이가 있으며, 재활용 가능한 규제해제대상 폐기물은 Table 3.12에서 보는 바와 같이 전체 발생량의 90% 이상이다 국내 연구로 2호기와 변환시설의 폐기물 발생량은 3.13, 3.14에 수록하였다. 해체되거나 해체중인 원자력 시설의 폐기물 발생량을 근거로 도출된 scaling factor를 이용해 출력 또는 처리 용량에 따라 폐기물 발생량을 산정할 수 있었다. (Table 3.15, 3.16).

Table 3.12. Amount of dismantled concrete waste generated from NPP

Reference	Category	Material mass (t)		Remarks
		PWR	BWR	
일본 원자력 안전위원회	저준위 방사성폐기물	≤1,100	≤1,000	PWR: 1,100 MWe BWR: 1,100 MWe
	극저준위 방사성폐기물	1,000	1,000	
	규제해제 폐기물	450,000	500,000	
IAEA Safety Series No. 111-P-1.1	방사성 폐기물	900	-	PWR: 1,000 MWe
	방사성 오염가능 폐기물	13,500	-	
NUREG-1640	방사성 폐기물	284	299	PWR: 1,175 MWe Trojan NPP BWR: 1,155 MWe WPPSS
	규제해제 폐기물	142,503	281,000	
	비방사성 폐기물	36,894	73,700	

Table 3.13. Amount of dismantled concrete waste from KRR-2

해체폐기물종류	방사성폐기물 (ton)	자체처분대상 (ton)	총 계 (ton)
금 속	17	137	155
콘크리트	**260**	**1,744**	**2,004**
기 타	12	26	38
총 계	289	1,907	2,197

Table 3.14 Amount of dismantled concrete waste from UCP

	Radioactive waste	Self disposal
Criteria(Bq/g)	>1 [α] >0.4 [β · γ]	< 1 [α] < 0.4 [β · γ]
Amount (ton)	100	2.5

Table 3.15. Estimation of amount of concrete waste generated from dismantled nuclear facilities using scaling factor

	Power Reactor	UF_6 Production Facility	Fuel Fabrication Facility	Non-power Reactors
콘크리트 폐기물 발생량	Table 1 참조	4100 ton (50% : clean, 50%: : potentially cleared)	14,256 ton(50% : clean, 50%:potentially cleared)	-
Scaling Factor	$M=M_r\left(\frac{P}{P_r}\right)^{\frac{2}{3}}$	-	$M_i=M_r\left(\frac{C_i}{C_r}\right)f_c$	$M_{iw}=0.0835P_i^{1.0813}$
	M = mass in actual reactor Mr = mass in reference reactor P = power rating of actual reactor(MWe) Pr = power rating of reference reactor (MWe)		Mi = mass of material in facility i Mr = mass of material in reference facility Ci = annual capacity of facility i Cr = annual capacity of reference facility = 1,200 MTU/y fc = size multiplier = 1.1(Ci≤600 MTU/y) = 1(Ci>600 MTU/y)	Miw = mass of waste generated Pi = power level of reactor I (kW)
비고	1,000MWe PWR 인 경우(NUREG-1640)	1,000 MTU/y 인 경우(NUREG-1640)	1,200 MTU/y인 경우(NUREG-1640)	Oregon State Univ. 1,100kW TRIGA reactor (NUREG-1640)

Table 3.16 Estimation of amount of dismantled concrete waste for Kori-1 NPP using scaling factor

Category	Material mass (t)			
	Concrete	Ferrous metals	Aluminum	Copper
방사성 폐기물	179	4,095	3.4	32.7
규제해제대상 폐기물	89,720	15,901	1.3	39
비방사성 폐기물	23,228	3,973	6.7	365
Total	113,127	22,709	11.4	437

나. 콘크리트 해체폐기물의 화학적 특성 분석

연구로 해체콘크리트의 화학적 특성을 ICP 및 XRD를 통해 분석하여 Fig. 3.4에 수록하였다. Table 3.17에서 보는 바와 같이 중량콘크리트의 경우 자철광(Fe_2O_3) 성분이 약 40%로 대부분을 차지하였으며 경량콘크리트의 경우 SiO_2, $CaCO_3$, Al_2O_3가 주요 성분으로 분석되었다

Table 3.17. Chemical composition of concrete wastes

Element	Heavy concrete fine powder (wt%)	Light concrete fine powder (wt%)
Al_2O_3	3.7	10
CaO	13	12.2
Fe_2O_3	44.2	4
K	1.4	2.3
MgO	4.3	0.83
Na	0.4	1.5
S	0.2	0.2
SiO_2	32.6	68.5
Ti	0.088	0.2
Sum	99.87	99.73

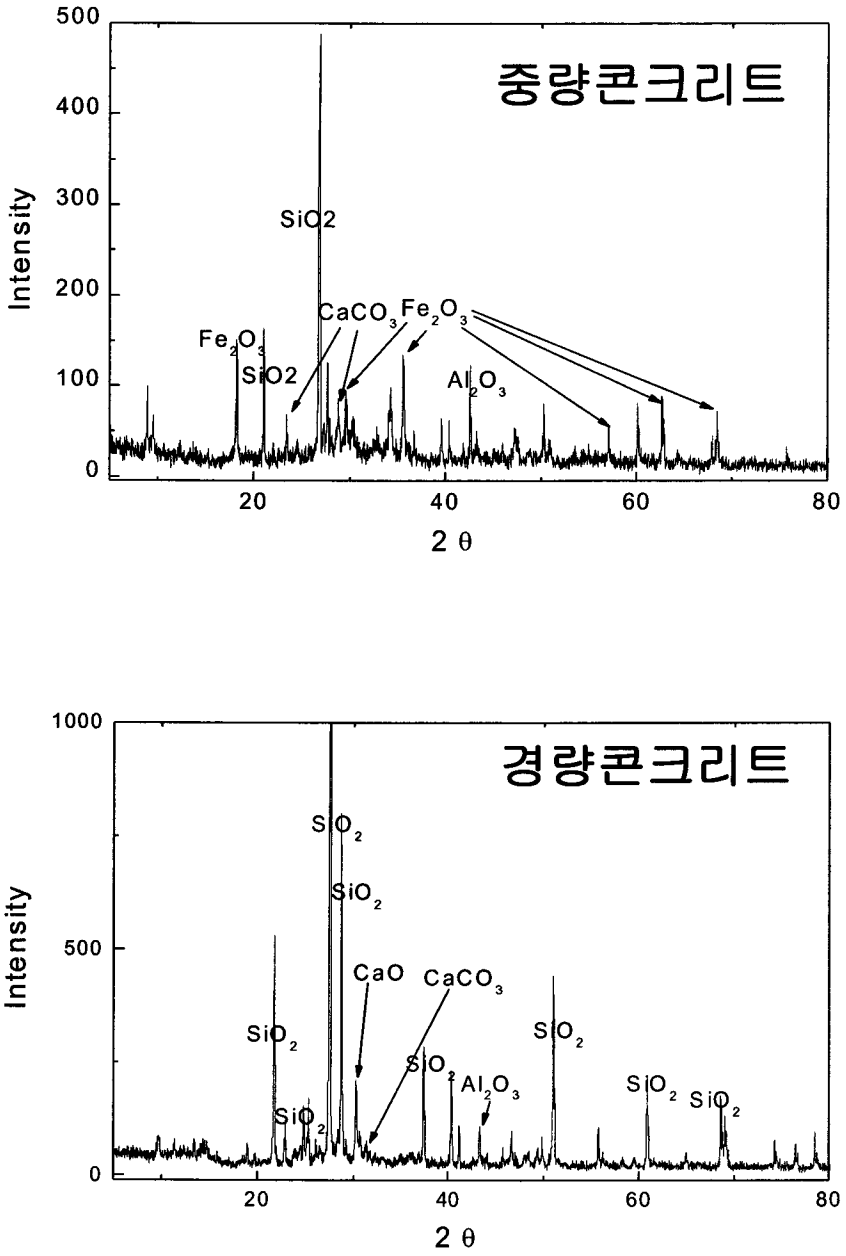


Fig. 3.4. XRD patterns of the heavy and the light weight concrete wastes.

2. 콘크리트 해체폐기물 부피감용 단위공정 시험 및 평가

가. 단위기술 선정

원자력시설 해체시 발생되는 대량의 콘크리트 폐기물은 대부분 미미하게 방사성 물질로 오염되어 있어 적절한 처리기술을 적용하면 대부분 무구속 방출이 가능하므로 최적의 재활용 단위공정 선정을 위해 주요 단위기술에 사용되는 기술의 특성과 원리, 기술적용성 등을 평가하였다.

(1) 전처리기술

파쇄기는 일반적으로 최대 크기에는 상당히 강력한 규제를 가하면서도 최소의 크기에는 제한된 능력을 갖기 때문에 필요 이상으로 작은 입자들이 과분쇄 되어 선별작업에 지장을 일으키는 원인이 될 수도 있다. 해체 콘크리트에 사용되는 대표적인 파쇄기의 종류별 특성을 Table 3.18에 표시하였다. 콘크리트 1차 파쇄에는 조크러셔, 2차 파쇄에는 임팩트 크러셔 또는 콘 크러셔 등이 자주 사용되어 왔고, 최근에는 롤 크러셔도 자주 사용되고 있다. 고정조와 가동조 두개의 판 가운데 콘크리트를 집어넣어 턱과 같이 움직이면서 100mm 이상의 큰 덩어리를 파쇄하는 조 크러셔가 적합한 적으로 판단되었다.

Table 3.18 The characteristics of crusher

파쇄기 종류	작용원리	투입입경 (mm)	산출입경 (mm)	기술적용성	경제성	기타
조크러셔	압축	150 ~ 1800	20 ~ 250	1,2,3차 파쇄 (입도조절가)	투자비용 대비 처리효율성 높음	낮은 소음,낮은 골재 마모율
자이러토리 크러셔	압축	150 ~1800	50 ~ 250	1,2차 파쇄	과다한 소비동력, 설치비 소요	낮은 골재 마모율
콘 크러셔	압축/ 충격	25 ~ 250	10 ~ 100	2, 3차 파쇄	1차 파쇄기로 부적합투자비용 대비 처리효율성 높음	골재 마모율 높음
임팩트 크러셔	반발/ 충격	2 ~ 250	30>	2, 3차 파쇄	해머 교체, 투자비용 대비 처리효율성 낮음	높은 소음, 골재 마모율 높음, 다량의 미분말 발생
해머 크러셔	전단/ 충격/ 마찰	0.8 ~ 500	20>	2, 3차 파쇄	해머 교체,투자비용 대비 처리효율성 낮음	골재 마모율 높음, 다량의 미분말 발생

(2) 가열분쇄기술

콘크리트에 있어서 골재들을 강고하게 결합시키고 있는 접착 수단은 시멘트 페이스트라고 하는 수화반응이 충분히 진행된 시멘트 수화생성물이다. 칼슘실리케이트 수화생성

물이 시멘트 경화제이며, 이 경화제가 열분해 등으로 접착기능을 완전히 상실하게 되면 콘크리트 스스로 붕괴되어 본래의 공재상태로 환원되게 되어 있다. 이 원리를 이용하여 골재에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트를 효과적으로 제거할 수 있는 열처리 분쇄방식을 선정하였다.

(3) 분급기술

골재를 공업적으로 분리하는 방법에는 체가름과 분급의 두 가지가 있다. 일반적으로 거친 체가름 작업은 10~20 mesh에 그치고 그 이하로 작아지면 분급을 한다. 체가름은 분급보다 정확해서 편리하게 사용되며, 따라서 분급기술로 비교적 작업이 쉽고 조작이 간편한 체가름을 선정하였다.

(4) 열유동기술

골재와 매개물의 마찰로 시멘트 모르타르나 시멘트 페이스트를 제거하는 분쇄기로는 Ball mill이 최적이므로 고도화 처리기술로 Ball mill을 선정하였다. Ball mill은 다양한 장점을 가지고 있으나 마쇄 후 골재에 미분말이 부착되어 있어 골재의 오염도 및 물리적 특성에 영향을 끼칠 우려가 있으므로 Ball mill 공정의 보완 기술로 Zig-Zag Moving bed를 고려하였다.

나. 단위공정별 장비구성 및 기술적합성 평가

(1) 콘크리트 폐기물의 열적/기계적 분리기술

비방사성 경량 및 중량 콘크리트 폐기물을 사용하여 콘크리트의 구성물질인 골재와 시멘트 사이의 결합력을 약화시켜 쉽게 골재와 시멘트 성분이 분리되도록 하기 위한 열처리 효과를 조사하였다. 콘크리트 골재의 표면에 부착된 시멘트 모르타르나 페이스트를 골재의 품질을 손상시키지 않고 효과적으로 제거하는 가열 분쇄방식 및 마쇄 재분쇄 방식 사용하였다. 재생골재의 품질을 손상시키기 않으면서 콘크리트 폐기물에 오염되어 있는 방사성물질의 효과적인 분리 조건을 모색하고자 열처리 온도에 따른 시멘트 페이스트의 분리 특성을 고찰하여 Fig. 3.5 및 3.6에 수록하였다. 열적 전처리 온도가 증가할수록 미분말 회수율은 증가하였으며, 골재의 상전이가 발생하기 전인 500℃ 이하의 열처리가 바람직한 것으로 판단되었다.

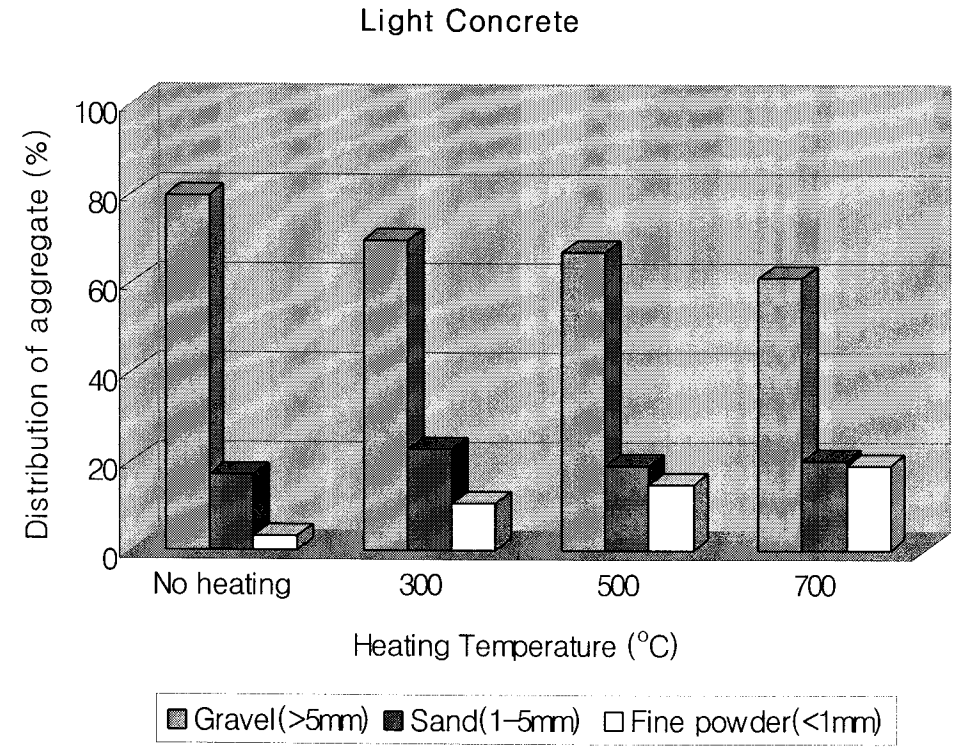


Fig. 3.5. Effect of the heating temperature on the separation of aggregate from the light concrete.

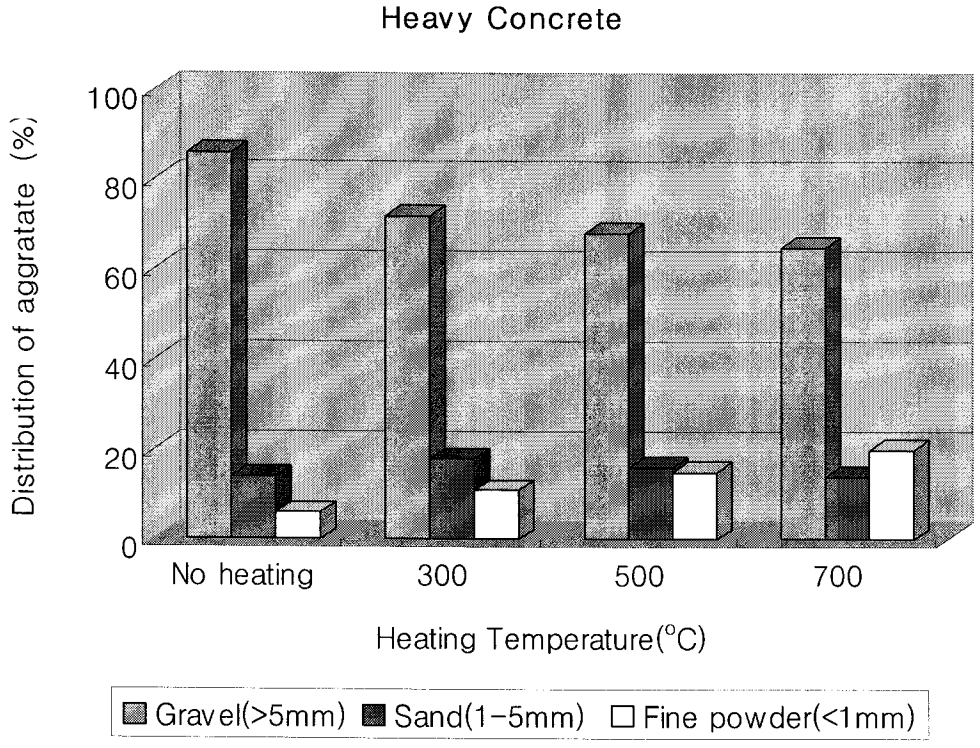


Fig. 3.6 Effect of the heating temperature on the separation of aggregate from the heavy concrete.

연구로 해체 현장으로부터 발생된 경량 및 중량콘크리트 폐기물에 Co-60을 오염시킨 후 기계적/열적 분리 단위공정 특성시험을 수행하여 오염핵종의 골재로의 분배 특성을 조사하였다. 열적으로 처리된 오염된 콘크리트의 밀링에 의한 일차 기계적 분리 시 오염 핵종(Co-60)은 대부분 1mm 이하의 미분말에 농축되어 회수되었으며 그 결과를 Fig. 3.7 및 3.8에 수록하였다.

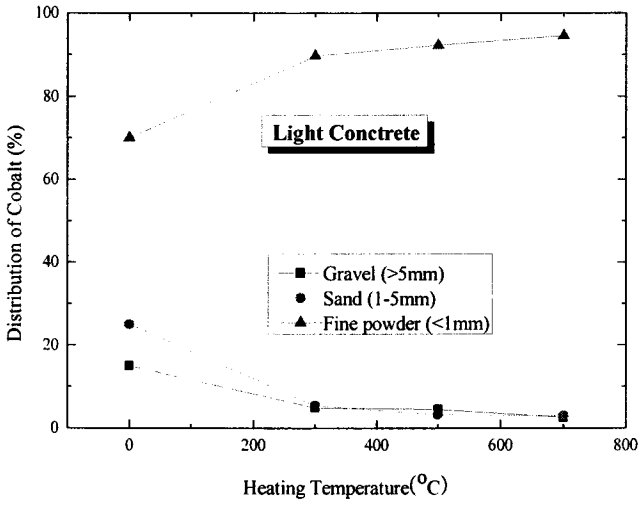


Fig. 3.7. Effects of the heating temperature on the separation of aggregates and the distribution of cobalt.

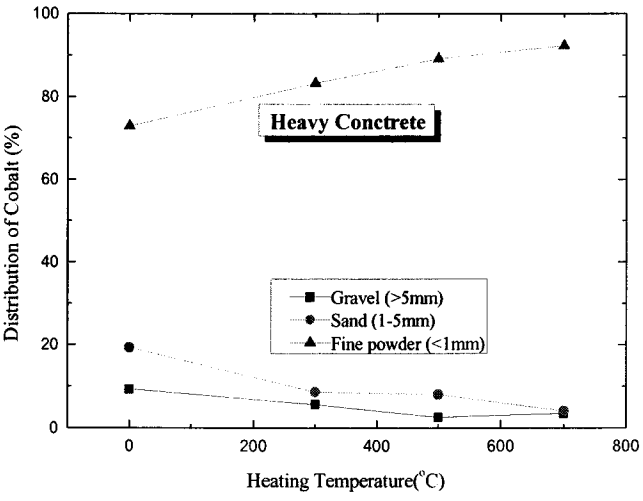


Fig. 3.8. Effects of the heating temperature on the separation of aggregates and the distribution of cobalt.

1차 마쇄 후 육안 점검 결과 골재 표면에 미분말이 존재하여 골재의 세정 전·후 골재의 오염도 변화 Fig 3.9 및 3.10에 수록하였다. 굵은 골재(5 mm이상)는 콘크리트 종류에 관계없이 세정 시 오염도 변화가 거의 없었으며 잔골재(1~5 mm)의 경우는 경량 콘크리트는 세정 효과가 거의 없는 반면에 중량 콘크리트의 경우에 세정 효과가 비교적 크게 나타났다.

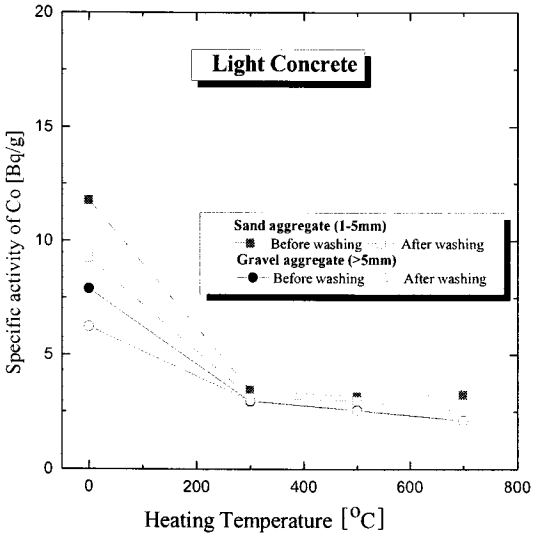


Fig. 3.9. Effect of washing with water on the specific activity of Co-60 in the aggregates separated from the light concrete.

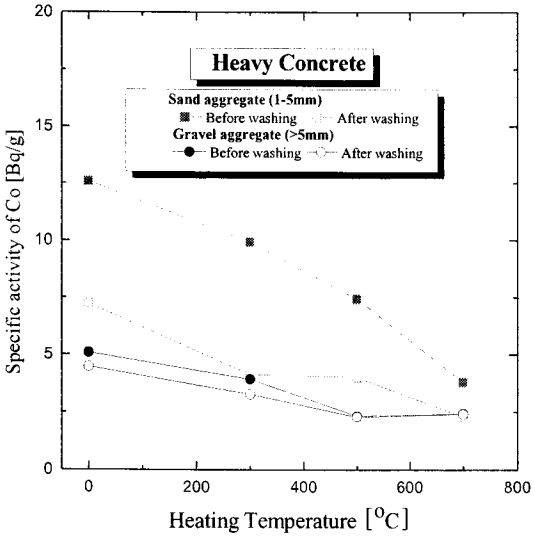


Fig. 3.10. Effect of washing with water on the specific activity of Co-60 in the aggregates separated from the heavy concrete.

일차 기계적 분리와 동등한 방법으로 밀링공정을 적용하여 이차 기계적 분리 공정을 적용하여 마쇄 차수에 따른 골재에서의 오염도 변화를 살펴보았다. 이차 마쇄 공정 처리 후 약 70% 이상의 골재에서 비방사능 0.2 Bq/g 이하로 검출되어 자체처분이 가능함을 알 수 있었다. 그 결과를 Fig. 3.11~3.16에 수록하였다.

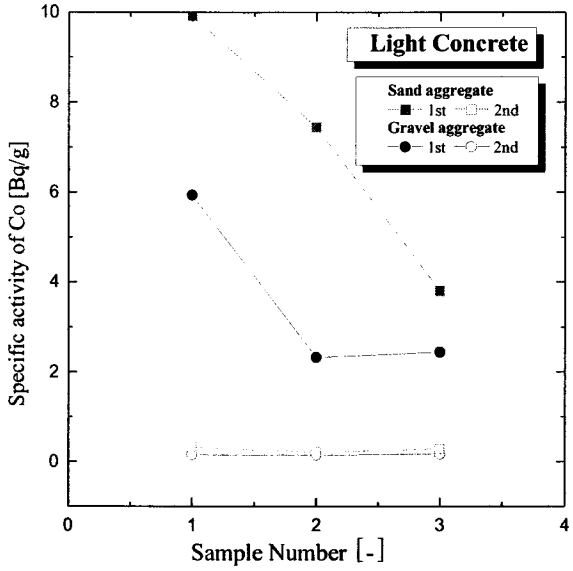


Fig. 3.11. Effect of the number of ball milling on the specific activity of Co-60 in the aggregates separated from the light concrete.

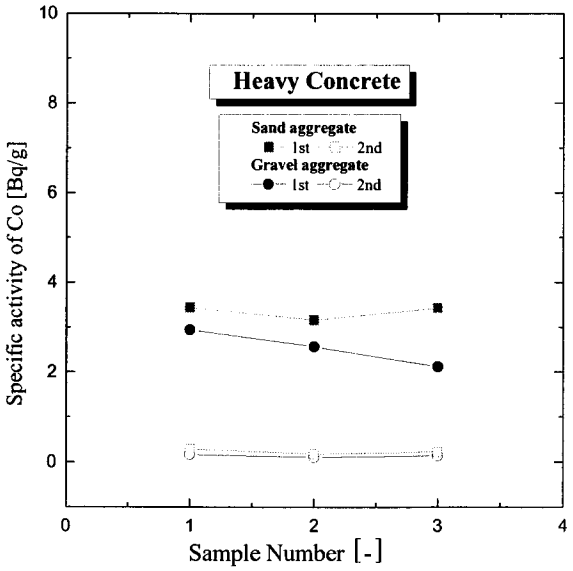


Fig. 3.12. Effect of the number of ball milling on the specific activity of Co-60 in the aggregates separated from the heavy concrete.

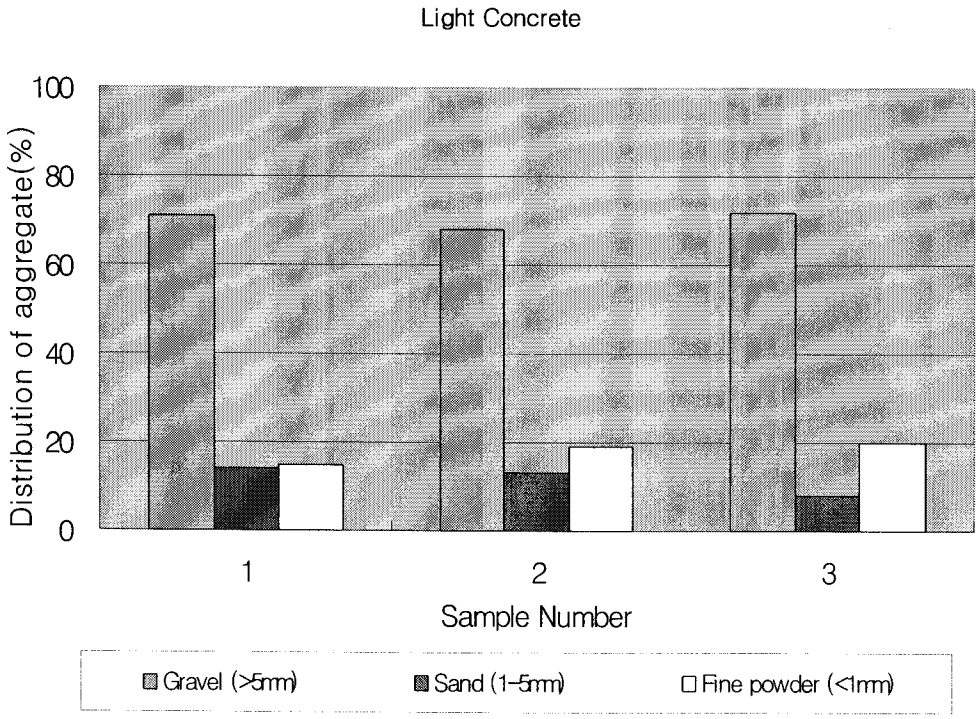


Fig. 3.13. The distribution characteristics of aggregates separated from the light concrete waste after completing second milling.

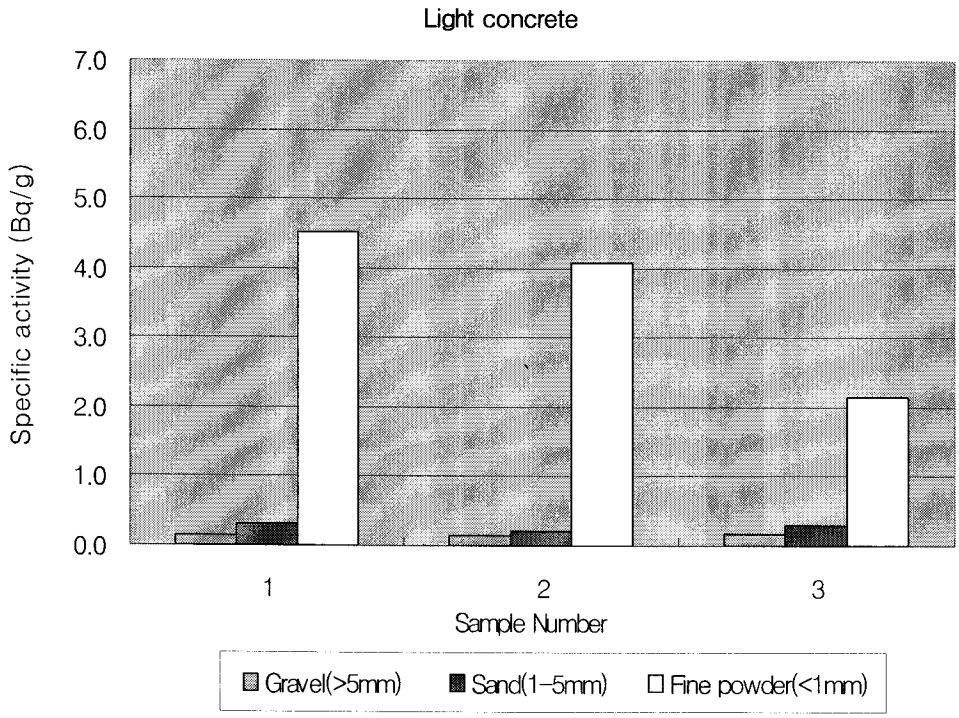


Fig. 3.14. The specific activity of aggregates separated from the light concrete waste after completing second milling.

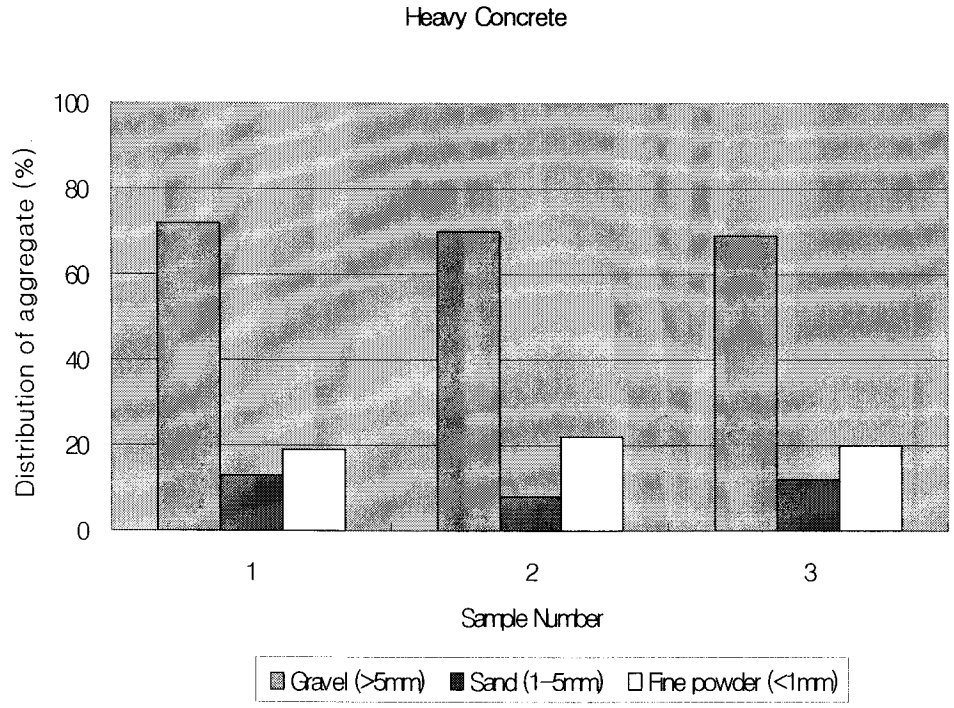


Fig 3.15. The distribution characteristics of aggregates separated from the heavy concrete waste after completing second milling.

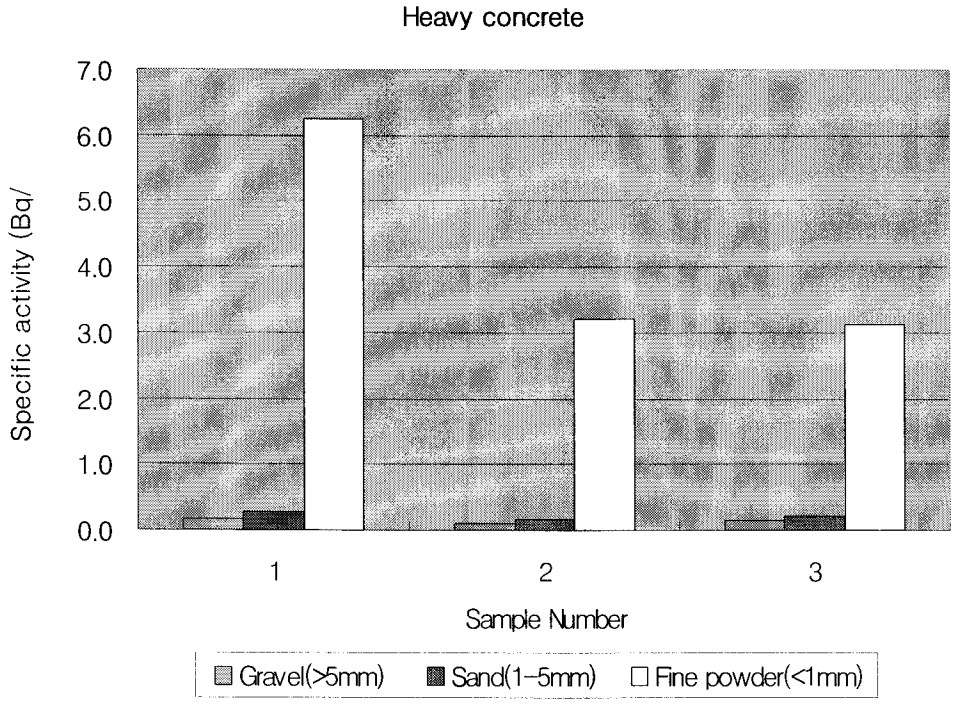


Fig. 3.16. The specific activity of aggregates separated from the heavy concrete waste after completing second milling.

(2) 콘크리트 미분말의 슬래깅

해체 콘크리트 폐기물의 재활용을 위한 공정 적용 시 대부분의 방사성 물질이 농축되어 있는 미분말이 상당량 발생한다. 발생 미분말은 입자상 물질로서 오염확산을 야기시킬 우려가 있으며 최종 처분시 안정화 되어야 한다. 이를 위해 콘크리트 발생 미분말에 대한 감용 및 유리화 가능성, 유리화 조업조건의 특성을 고찰하여 Fig. 3.17 및 Fig. 3.18 에 수록하였다. 미분말의 감용율은 중량 중량콘크리트 미분말의 경우 65%, 경량콘크리트 미분말에서 55%로 나타났다.

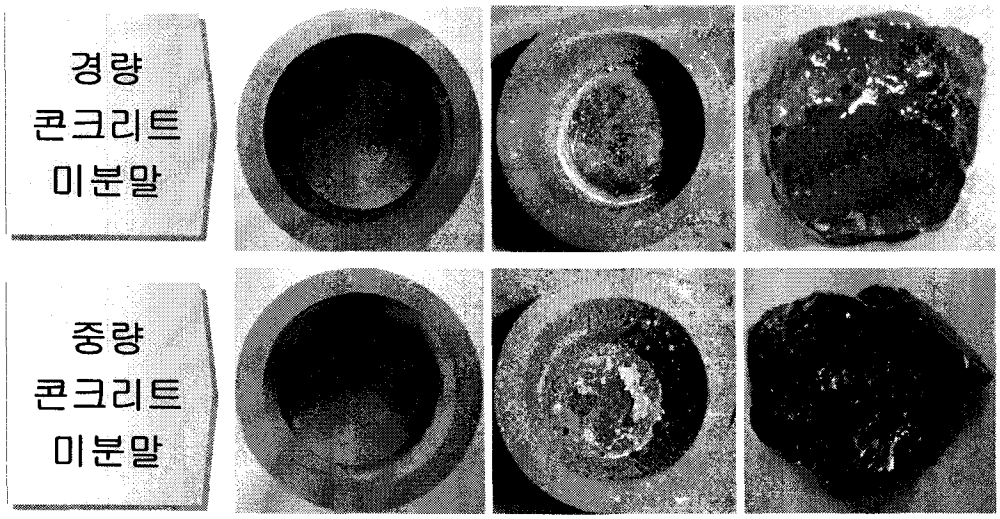


Fig. 3.17. High temperature slagging for the fine powder produced from the light and the heavy concrete.

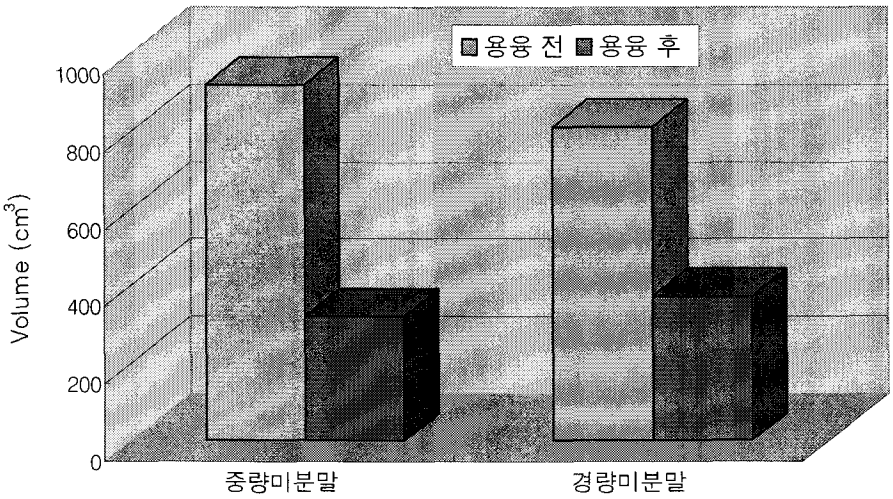


Fig. 3.18. Volume reduction of the fine powder by high temperature slagging in an arc furnace.

(3) 열유동 처리

원자력 시설의 해체 시 발생하는 많은 양의 콘크리트 해체 폐기물을 건설자원으로 재활용하기 위해선 콘크리트 해체 폐기물의 열처리, 분쇄, 포집 및 성능재생 등의 공정이 필수적인데 이들 공정들에 대한 연구는 국내는 물론이고 국외에서도 기술개념의 정립단계에 있다. 따라서 국내에서도 이들 공정 중 핵심공정인 열처리공정과 분쇄공정 등에 대한 연구개발이 절실히 요청되는데 이들 공정의 개발에 필수적인 요소인 주요제어인자와 파라메타의 선정, 주요변수의 영향, 공정의 기능성 등을 예측할 수 있는 모델의 개발과 모사 등은 시급히 요청되어왔다[3.1-3.5]. Moving Bed 열유동 공정은 콘크리트 해체 폐기물로의 열전달을 극대화할 수 있으며, 연속조작이 가능하며 해체 폐기물의 열처리공정, 미분체와 aggregate의 분리 그리고 고체폐기물의 분쇄조작을 복합적으로 연계할 수 있어 이 분야 기술 발전에 크게 기여할 것으로 예견되므로 이에 대한 연구는 필수적이라 할 수 있다.

콘크리트 해체 폐기물의 재활용을 위한 열처리공정과 분쇄공정 등이 연계된 Moving Bed 열유동 공정 system은 매우 효과적으로 해체된 콘크리트 폐기물을 연속적으로 처리할 수 있을 뿐만 아니라 콘크리트 분체재료의 특정 성능의 강화나 재생 등에도 매우 효과적으로 응용될 수 있으며 처리성능도 매우 클 것으로 예상된다. 또한, 콘크리트 해체 폐기물의 건축물 자원화와 폐기물에 성능을 재생하며, 특정 기능의 성능을 나타낼 수 있는 특수용 건축재료로 사용할 수 있는 기술 개발로 연계되어 사회·문화적 파급효과가 기대된다 할 수 있다[3.6-3.10].

지금까지의 이 분야에 대한 연구개발 실적을 보면, 영국, 프랑스, 일본, 미국, 홍콩, 벨기에 등 선진 각국에서 콘크리트 해체 폐기물의 재활용을 위한 연구들이 수행중이며 일부 선진국들에서는 휠러나 혼화제를 첨가하여 재생된 콘크리트 해체 폐기물을 야외 건축 재료나 주차장 등의 일부 재료로 사용하기 위한 연구가 진행되고 있다. 그러나 대부분의 국가에서 콘크리트 해체 폐기물을 재활용하기 위한 효과적인 공정개발 보다는 기존의 공정들을 사용하여 열처리, 분쇄, 분리, 포집 등의 일련의 공정들을 비연속적으로 거치면서 콘크리트 해체 폐기물을 재생하고 있는 실정이다. 벨기에, 영국, 미국 등에서는 방사능에 오염된 콘크리트를 제염하기 위한 Plasma의 사용 등 새로운 공정 개발에 박차를 가하고 있다. 국내에서 방사능에 오염된 콘크리트 해체 폐기물 처리기술 및 재활용 기술에 대한 연구는 전무하며 공정의 개발 및 모사 등에 대한 연구도 거의 없는 실정이다. 따라서, 콘크리트 해체 폐기물의 처리 및 재활용을 위한 공정의 모델 선정 및 모사는 이 분야 기술 및 공정 개발에 필수적인 공학적 정보를 제공할 것으로 판단된다[3.11-3.13].

본 연구에서는 방사성 고체폐기물인 해체된 콘크리트 폐기물의 처리 및 재활용에 필수적 단계인 효율적 열처리와 분쇄를 위한 Moving Bed 열유동 처리기술을 확립하며 열유동 처리공정 기술의 개발 및 설계에 필수적인 공학적 정보의 제공을 위한 연구로 콘크리트 해체 폐기물의 특성분석과 Moving Bed 열유동의 특성에 대해 고찰하였다.

(가) 콘크리트 폐기물의 특성 및 물성

콘크리트 해체폐기물은 다성분의 고체 재료 복합물이므로 열처리의 가열온도에 따라 그리고 파쇄방법에 따라 파쇄 후 입자들은 다양한 거동을 나타낸다.

① 응력-변형 특성

콘크리트의 강도는 열손상의 정도가 클수록 점점 감소한다. 이것은 골재와 시멘트의 팽창 및 수축과 더불어 콘크리트 표면층의 자유수와 내부 수화물의 탈수 현상과 석영 등의 융해 현상으로 인해 물리적·화학적 현상인 체적변형이 발생한 것으로 추정된다.(Table 3.19)

Table 3.19에서 볼 수 있듯이 기준 시험체(proto-type)와 비교하여 가열시간이 30분인 경우 강도는 22% 감소되었고, 60분인 경우는 70%, 120분인 경우는 84%로 나타났다. 특히 가열시간이 1시간이 경과할 경우 콘크리트 강도가 급격하게 감소함을 알 수 있다. 이와 같은 현상은 시멘트가 100℃ 이상의 온도에서는 탈수분해하여 400℃ 이상의 온도에서는 시멘트 경화로 생긴 수산화칼슘[Ca(OH)2]의 보유수분도 탈수되어 수축하고 다상성(multi-phase)을 이루고 있는 골재는 온도상승에 따라 제성분의 융점차이로 인한 융해현상으로 팽창하여 체적변형과 더불어 외부에 균열이 생겨 콘크리트 조직이 현저하게 와해되기 때문인 것으로 판단된다(Fig. 3.19, 3.20). 또한 일반적으로 콘크리트는 고온 가열되면 팽창함과 동시에 가열시 변형현상은 콘크리트의 구성 재료에 의해 지배된다. 시멘트 페이스트와 골재는 80~90℃의 온도에서 모두 팽창하게 되고 약 110℃ 이상이 되면 골재는 팽창을 계속하는데 비해 시멘트 페이스트는 수축하게 된다. 온도가 상승하고 시간이 경과함에 따라서 수분손실에 의한 수축과 열팽창이 동시에 진행되므로 시멘트와 골재의 열팽창 특성에 따라 크게 영향을 받게 된다고 할 수 있다. 이러한 현상에 따라 시멘트 페이스트 및 골재와 시멘트 페이스트이 경계면에 균열이 발생되는 것으로 분석할 수 있다.

② 탄성계수

콘크리트는 지속적인 하중영향으로 인해 탄성을 상실하면서 점차 소성화되는 특성을 지니게 되는데, 화재로 인한 영향도 이와 유사한 특성을 지닌다. 가열시간에 따른 콘크리트의 탄성계수는 Fig. 3.21과 같으며 탄성계수의 이론값은 $E_C = 15,000\sqrt{f_{ck}}$를 이용하여 계산하였다(Table 3.19). 고온 하에서 콘크리트의 탄성계수는 압축강도와 같이 가열온도나 지속시간이 증가함에 따라 저하량이 커짐을 알 수 있었다. 또한 Fig. 3.22에서 볼 수 있듯이 저하율은 압축강도의 경우보다 크며, 가열시간 30분에서는 상온의 83%, 60분에서는 96%, 120분인 경우는 98%로서 탄성을 완전히 상실한 것으로 볼 수 있다.

③ 프아송비

열손상을 받은 콘크리트의 프아송비는 Fig. 3.23 및 3.24에서과 같이 다른 콘크리트의 특성과는 달리 화재로 인한 온도나 지속시간의 증가에 따라 그 값이 증가됨을 알 수 있다 일반적으로 프아송비는 응력-변형을 곡선에서 탄성영역의 범위 내에서 평가하며 이론적 상한값을 0.5로 규정하고 있다. 이러한 상한값은 콘크리트가 하중을 받게 되면 체적팽창을 하게 되는데 체적 변형율이 압축변형에서 인장변형으로 바뀌는 점에서 프아송비가 0.5를 갖기 때문이다. 또한 많은 실험데이터를 토대로 볼 때 보통 콘크리트의 프아송비는 0.15~0.22를 갖는다. 그림에서도 볼 수 있듯이 가열시간이 증가함에 따라 프아송비가 증가하는 것을 볼 수 있다. 이는 하중의 증가 및 열 손상으로 인해 시멘트 페이스트와 골재간의 국부적인 파괴와 세골재 성분의 융해현상으로 인한 것으로 판단된다. 특히 가열시간이 120분인 경우는 Fig. 3.21에서처럼 초기 탄성구간 내에서 이미 이론적 상한값을 초과하는 것으로 나타났으며 이것은 탄성계수의 비교를 통해서도 알 수 있었듯이 이미 재료 자체가 탄성의 의미를 손실한 것으로 판단된다.

Table 3.19 The change of physical properties for prototype test specimen according to heating time

Test Specimen	Compressive Strength (kgf/cm^2)		Compressive Ultiamate Strain ($\mu\varepsilon$)	Possion Ratio (ν)	Young's Modulus of Concrete ($\times 10^5$)	
	$\sigma_{EXP.}$	$\sigma_{EXP}/\sigma_{CON-P}$			$E_{EXP.}$	E_{EXP}/E_{CON-P}
CON-P	272.60	1.00	4254	0.10	1.82	1.00
CON-30M	211.83	0.78	6090	0.29	0.30	0.17
CON-60M	81.78	0.30	10550	0.47	0.07	0.04
CON-120M	44.14	0.16	10455	0.66	0.04	0.02

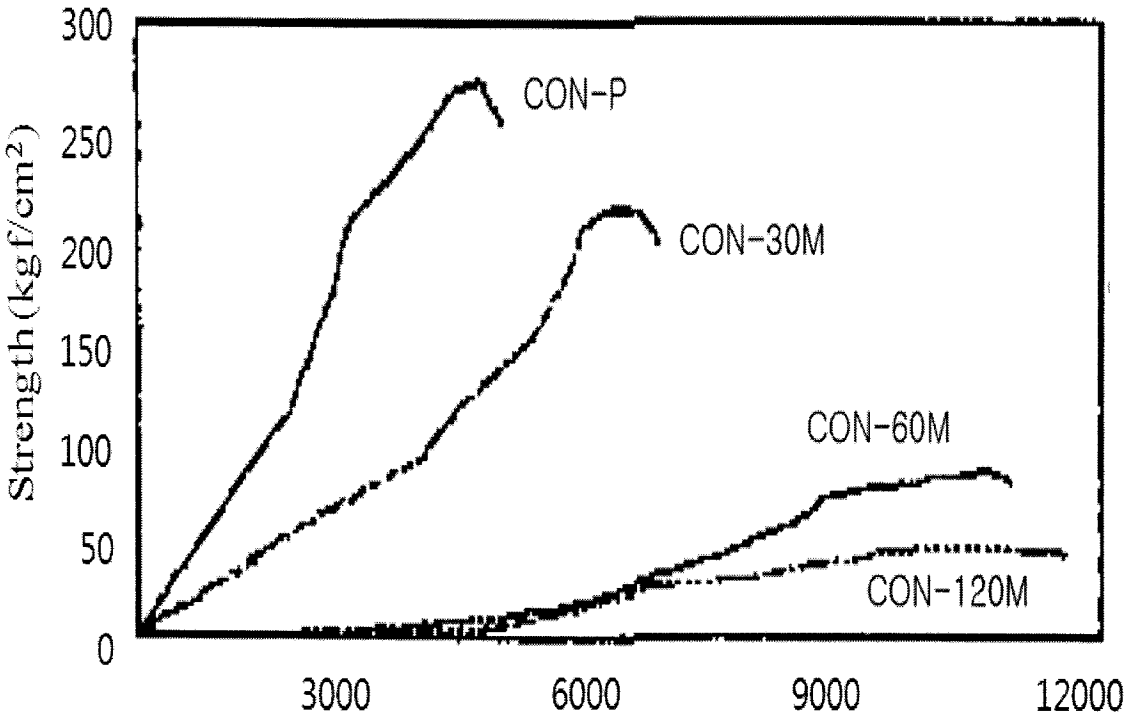


Fig. 3.19. Relation of stress-transformation by heating time.

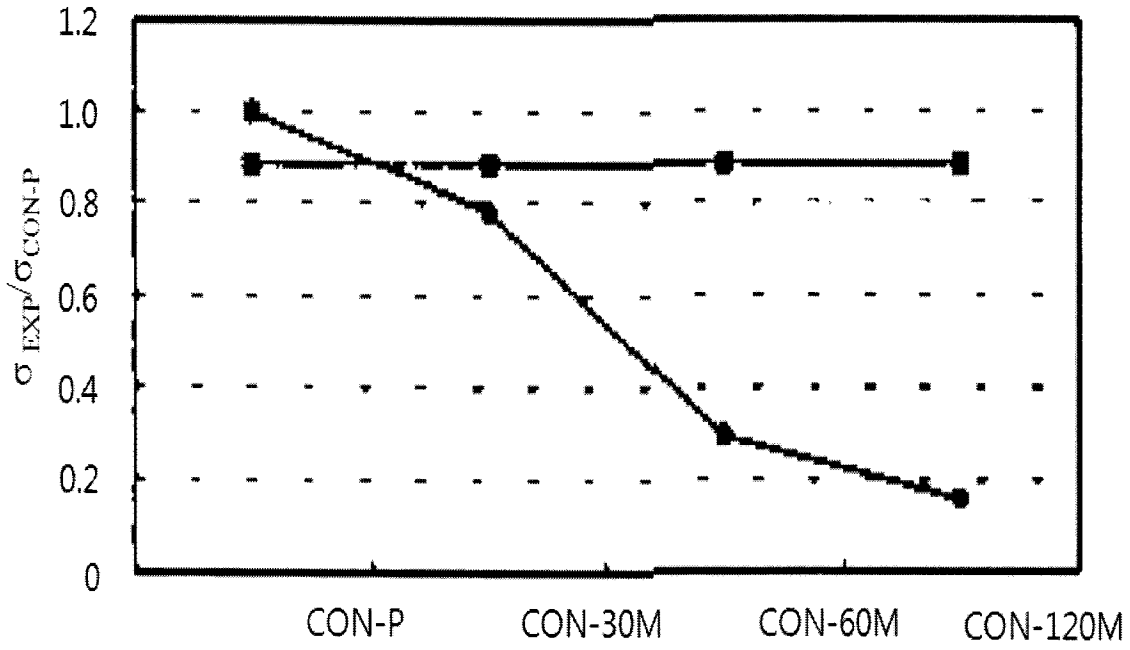


Fig. 3.20. Comparison of compressive strength by heating time.

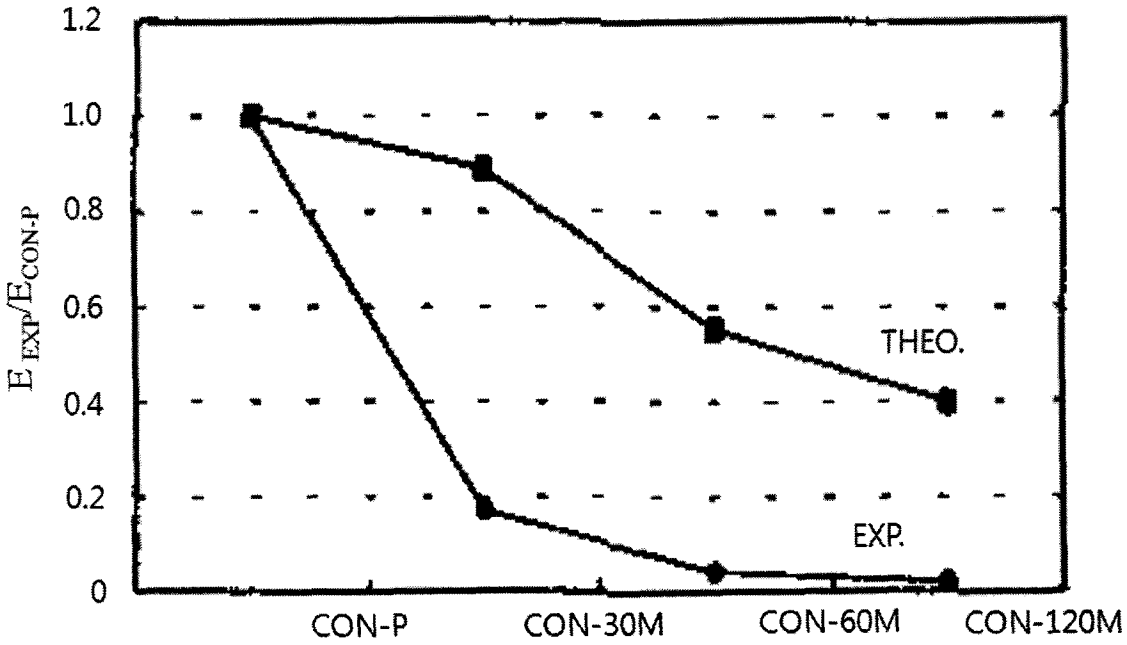


Fig. 3.21. Comparison elasticity by heating time.

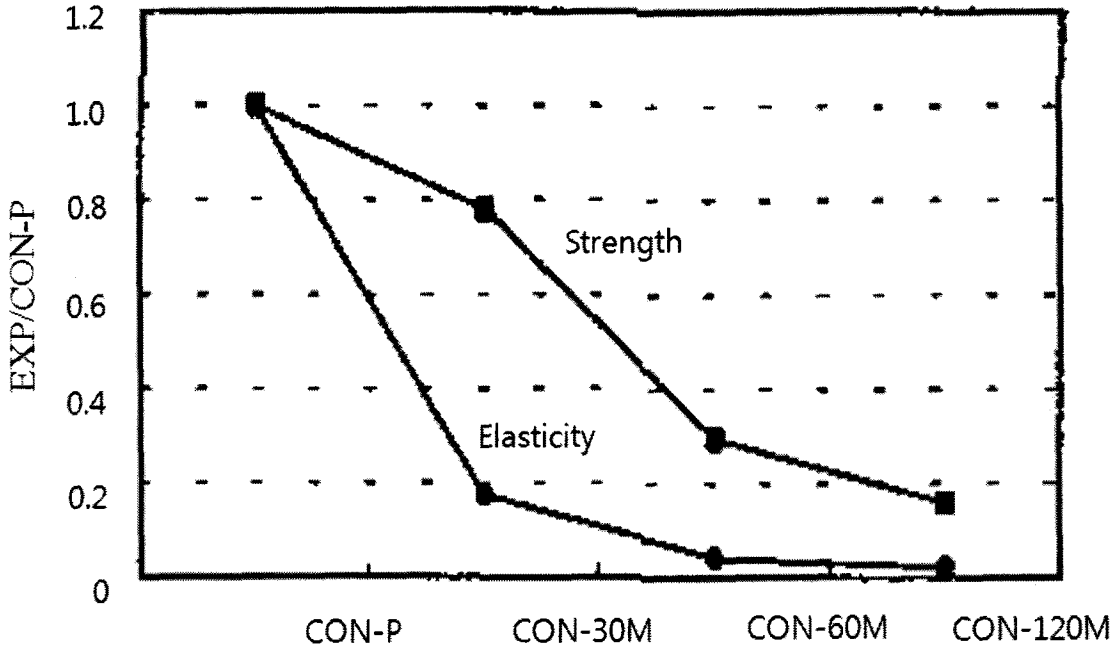
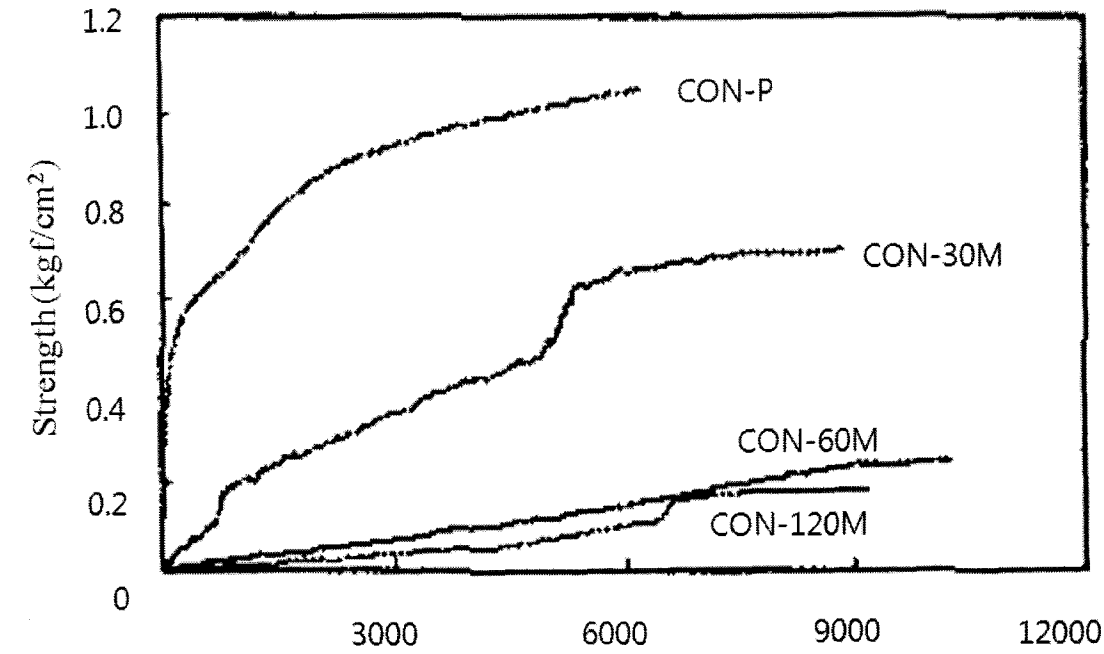


Fig. 3.22. Comparison of compressive strength with elasticity coefficient.



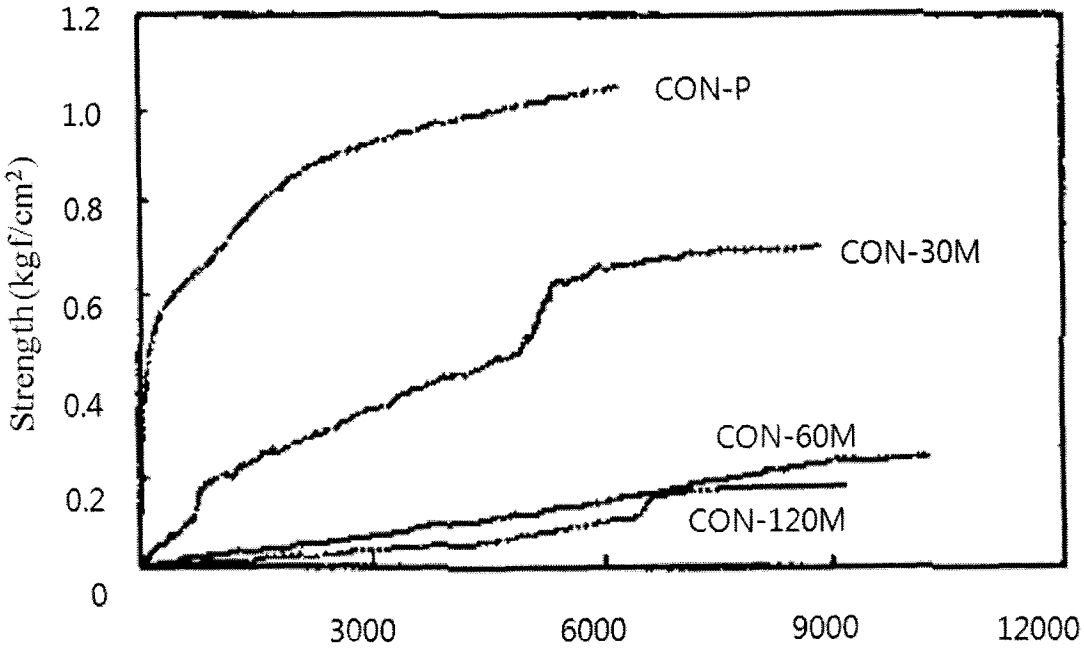


Fig. 3.23. Relation of stress and transformation by heating time.

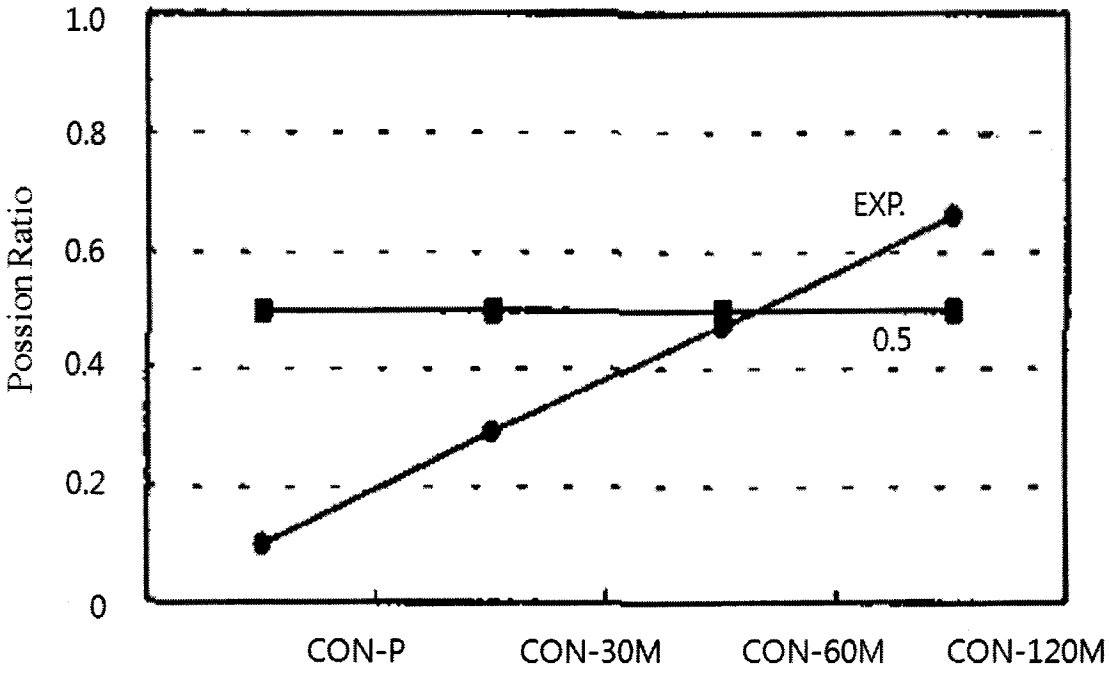


Fig. 3.24. Poission's ratio by heating time.

(나) 폐 콘크리트의 파분쇄기술

① 분쇄-분리모델

원자력 시설의 해체시 발생하는 폐 콘크리트의 파쇄는 콘크리트 aggregate(골재)와 시멘트 페이스트 복합물의 파쇄이므로 폐 콘크리트의 파쇄과정에서 골재의 크기 감소와 시멘트 페이스트의 분리(liberation)가 동시에 일어난다. 이와 같이 폐 콘크리트의 파쇄현상은 분쇄-분리 모델(Breakage-Liberation Model)로 묘사할 수 있다. 즉, 콘크리트 복합물을 X, Y, XY의 세 가지 형태의 입자들로 구성되어 있다고 단순화 시켜서 폐 콘크리트 복합체의 분쇄 및 분리를 Fig. 3.25와 같이 나타낼 수 있다. 여기서, X 및 Y 입자는 크기만 작아지고 그 조성(composition)은 변화하지 않는 입자를 나타내고 XY 입자는 크기가 분쇄되어 작아지면서 그 조성도 변화하는 입자를 나타낸다. 따라서 X 나 Y 입자들은 분쇄과정에서 크기만 작아지지만 XY 입자는 분쇄되면서 X 입자나 Y 입자 그리고 XY 입자들을 생성할 수 있다. 이와 같은 분쇄-분리 모델은 두 성분의 복합체를 분쇄할 경우에 효과적으로 적용할 수 있는데, 폐 콘크리트의 파쇄 시 폐 콘크리트의 구성요소를 골재인 aggregate와 시멘트 페이스트의 두 가지 성분으로 생각할 수 있으므로 이 모델을 폐 콘크리트의 분쇄에 적용할 수 있다.

이 모델에 의하면, 주어진 조성과 크기의 콘크리트 입자가 분쇄되면서 골재와 시멘트 페이스트의 분리가 일어날 경우 그 분리의 정도를 Fig. 3.25와 같이 나타낼 수 있다. 즉, XY 형태의 콘크리트 입자에서 Y성분의 조성이 C라 하고 M을 조성이 C보다 작은 Y입자의 질량분율(mass fraction)이라 한다면, Fig. 3.25에서 볼 수 있듯이 두 성분의 입자가 분쇄되면서 M의 값은 성분의 분리가 전혀 일어나지 않는 수직선과 성분의 분리가 완전히 일어나는 수평선의 어느 중간곡선을 나타내게 된다.

그러나, 분쇄되는 입자들의 농도(φ)가 크기에 따라 일정하지 않을 경우 그림 4-2 와 같은 분리 패턴 그래프로 입자성분의 분리정도(degree of liberation)를 나타내기가 매우 어렵게 된다. 따라서 이와 같은 경우에 적용할 수 있는 Locking Index(LI)를 식 (4-1)와 같이 정의하여 사용할 수 있다.

$$LI = \frac{a+b}{A+B} \qquad (4\text{-}1)$$

여기서, A와 B는 Fig. 3.26에서 각각의 사각형 면적을 나타내고 a와 b는 빗금 부분의 면적을 나타낸다. 따라서, 이 값은 분쇄되는 입자의 성분분리가 전혀 일어나지 않는 경우에서 1 이 되면, 완전히 성분분리가 일어나면 0 이 되므로 Locking Index의 값은 $0 \le LI \le 1$ 이 된다.

Fig. 3.26에서 A와 B의 면적은 $\varphi(1-\varphi)$가 되며 a와 b의 관계는 식 (4-2)와 같이 적분의 형태로 나타낼 수 있다.

$$a = \int_{M=0}^{1-\varphi} C\,dM \qquad (4\text{-}2)$$
$$b = a$$

따라서,

$$LI = \int_{M=0}^{1-\varphi} C\,dM\varphi(1-\varphi) \qquad (4\text{-}3)$$

② 분쇄-분리 모델에 의한 입자분리

분쇄-분리 모델에 사용되는 두 인자는 분쇄입자의 크기와 입자의 근성으로 할 수 있다. 즉, 콘크리트 폐기물의 분쇄 시 골재와 시멘트페이스트의 두 성분을 중심으로 성분을 생각할 수 있기 때문이다. 콘크리트 폐기물의 분쇄 시 원료 입자의 크기 간격(size interval)과 조성등급(composition class)을 각각 k와 l이라고 하고 분쇄된 입자의 크기간격과 조성등급을 각각 i와 j라 하면 이 분쇄-분리 모델의 주요파라메타는 입자의 분쇄비율(breakage ratio)과 입자의 크기분포라 할 수 있다. 콘크리트 폐기물의 분쇄는 분쇄기의 분쇄영역 간격(crusher gap)과 분쇄하고자 하는 입자의 크기에 따라 그 효율이 달라지는데, 분쇄하고자 하는 입자의 크기가 분쇄기의 분쇄영역 간격보다 큰 경우에만 입자의 분쇄가 일어난다. 분쇄-분리 모델은 모든 분쇄하고자 하는 입자들의 크기가 분쇄기의 분쇄영역 간격보다 작아질 때까지 분쇄를 계속적으로 반복하도록 되어 있으므로, 입자 분쇄기의 분쇄비율(breakage ratio)은 다음식과 같이 분쇄기의 분쇄영역 간격과 분쇄되는 입자의 크기비율(particle size ratio)의 함수로 나타낼 수 있다.

$$a_{ij} = \frac{1}{1+\left(\frac{X/X_g}{\mu_{ij}}\right)^{-\lambda}}, \ \mu>0,\ \lambda>0 \qquad (4\text{-}4)$$

여기서, X_i는 입자의 크기간격 i의 가장 큰 크기를 나타내며, X_g는 분쇄기의 분쇄영역 간격을 나타낸다. 분쇄되는 콘크리트 폐기물의 크기분포와 그 조성을 하나의 식으로 나타내기는 매우 어려우므로, 현실적으로 입자의 분쇄 분포함수(breakage distribution function)를 분쇄되는 입자들의 성분 분리함수(liberation function)로 분리하는 것이 편리한 방법이라 할 수 있다.

분쇄입자의 분쇄분포 함수는 Austin-Luckie 식에 의해 다음과 같이 나타낼 수 있는데,

$$B_{i,kl}=\varphi\left(\frac{X_{i-1}}{X_k}\right)^{\gamma}+(1-\varphi)\left(\frac{X_{i-1}}{X_k}\right)^{\beta},\ i>k \qquad (4\text{-}5)$$

여기서, $B_{i,kl}$은 크기간격 K와 입자의 조성등급 l인 입자가 분쇄되어 입자의 크기간격이 i가 되는 분쇄입자의 분율을 나타낸다. 따라서, 단일크기 등급입자의 분쇄분포는 누적 분쇄분포함수로부터 다음식과 같이 나타낼 수 있다.

$$b_{i,kl}=B_{i,kl}-B_{i+1,kl} \qquad (4\text{-}6)$$

한편, 분쇄되는 입자의 크기 간격이 K이고 조성등급 l인 상태에서 분쇄후 입자의 크기 간격이 i이고 조성등급이 j가 되는 입자들의 질량분율(mass fraction)은 다음식과 같이 나타낼 수 있으므로

$$m_{j,ikl}=\int_{C_{j-1}}^{C_j} dM(c:ikl) \qquad (4\text{-}7)$$

분쇄된 두 성분 조성을 가진 입자들의 분포는 식 (4-8)과 같이 분쇄분포함수와 분리함수의 곱으로 나타낼 수 있다.

$$b_{ij,kl}=(b_{i,kl})(m_{j,ikl}) \qquad (4\text{-}8)$$

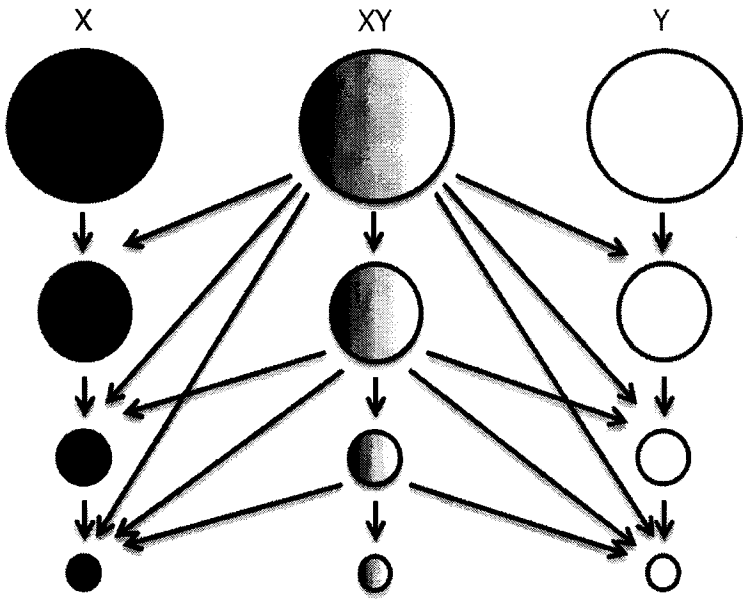


Fig. 3.25. Crushing model of binary system.

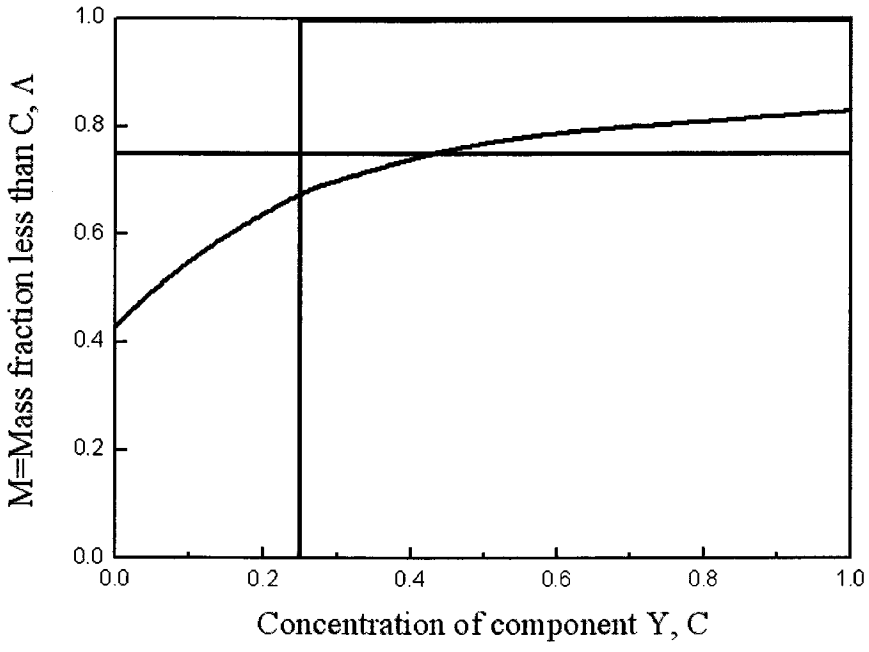


Fig. 3.26. Locking Index(LI) concept and schematic.

(다) 폐 콘크리트의 Moving Bed 처리공정

Moving Bed를 사용한 열유동 처리공정 모델은 유동 고체입자와 기체의 흐름 방향에 따라 향류흐름모델(Counter-Current Flow Model), 병류흐름모델(Co-Current Flow Model), 교차흐름모델(Cross-Current Flow Model), Zig-Zag 흐름모델, 펄스흐름모델(Pulse Flow Model) 등으로 나눌 수 있다. 폐 콘크리트와 같이 분쇄된 입자들이 골재성분과 페이스트성분으로 구성되어 있는 경우에는 이들 두 성분들 사이의 밀도와 크기의 차이가 현저하므로 연속공정의 대단위처리시설이 가능하다고 판단된다. 연속공정의 대단위시설로는 중력을 이용하면서 유동층의 원리를 응용한 Zig-Zag흐름 모델을 들 수 있다. 따라서, 폐 콘크리트의 분리, 분급 및 열처리를 위해서는 이들 모델들 중에서 Zig-Zag 흐름 모델이 가장 적절하다고 사료되어 Zig-Zag형 Moving Bed 공정을 선정하여 이 모델의 특성에 대해 고찰 하였다.

① Zig-Zag형 Moving Bed 공정

화학공장, 제약공장 및 식품공장들에서 뿐만 아니라 석탄, 시멘트, 비료 그리고 도료, 안료 등 fine chemical을 다루는 많은 공정들에서 분체의 효과적인 분리 및 분급, 처리는 필수적이며 매우 중요한 문제로 되어있다. 분체원료나 제품뿐만 아니라 폐 콘크리트 입자의 처리를 위한 공정은 일반적으로 공정 내부에서 입자에 작용하는 중력이나 원심력 또는 입자들 상호 간의 충돌에 의한 힘 그리고 흐르는 유체로부터 받는 Drag 등의 힘을 이용한 것이 대부분인데 이들 중 몇 가지 힘을 복합적으로 이용하여 보다 효율적인 공정의 설계 및 개발에 대한 연구들이 진행되어 오고 있다. Zig-Zag형 Moving Bed 공정은 입자에 작용하는 중력과 유체의 흐름에 의한 Drag를 이용하되 유체와 입자의 흐름에 형태적 저항(form disturbance)을 주어 입자의 크기에 따른 분리 및 분급 그리고 처리효과를 증대시키는 성능을 나타낼 수 있다. 뿐만 아니라 Zig-Zag형 Moving Bed 공정은 여러 개의 단(stage)으로 구성되어 있으므로 각 단에서의 입자의 분리 및 처리효과가 다음 단으로 전달될 수 있으며, 유체와 입자가 각 단에서 모두 독특한 흐름형태를 가져서 입자의 분리, 분급 및 열처리 등을 연속적으로 할 수 있으며, 또한 많은 양을 처리할 수 있어서 생산효율(production efficiency)을 증대시킬 수 있다는 등의 장점을 가지고 있다. Zig-Zag형 Moving Bed 공정은 각각의 단(stage)이 일정한 단면적을 갖는 직사각형의 Plate로 구성되어 각 단과 단 사이가 고정된 각을 갖는 Zig-Zag Column을 형성하게 함으로써 폐 콘크리트 입자나 분체입자들을 크기나 밀도의 차에 의해 분리, 분급 및 열처리에 사용할 수 있는 장치라 할 수 있다. Zig-Zag형 Moving Bed 공정 내에서의 공기의 흐름방법은 Column의 상부에서 흡입(Suction)하거나 하부에서 공기를 불어넣어 사용할 수 있으며, 분리, 분급 및 열처리를 하고자 하는 입자나 폐 콘크리트 분립체는 Zig-Zag형 Moving Bed와 연결된 Feeding 장치를 통해서 일정량 공급하도록 공정을 구성할 수 있다. Zig-Zag형 Moving Bed 공정의 Column 내

에서 기류 형태는 상승기류와 하강기류로 분류할 수 있으며, 각 단 내부에서 뿐만 아니라 각단과 단의 연결부분에서 기체의 상승기류와 하강기류는 서로 접촉할 수 있도록 되어 있어서, 상승기류에 포함되어 있던 입자의 크기가 비교적 큰 입자들은 하강기류로 떨어져 내려오고, 입자의 크기가 비교적 작지만 하강기류에 포함되어 있던 입자들은 상승기류 쪽으로 흘러들어가서 상승기류와 하강기류의 재편성이 일어난다고 할 수 있다.

② Zig-Zag형 Moving Bed 공정 내에서의 흐름특성

Zig-Zag형 Moving Bed 공정에서 일정한 각으로 여러 개의 단면이 연결되어 형성된 Zig-Zag channel의 특성에 다라 흐르는 기류와 입자의 흐름형태는 Fig. 3.27과 같이 나타낼 수 있다. 즉, Zig-Zag형 Moving Bed 공정에서의 분리, 분급 및 열처리 특성은 Zig-Zag형태의 접합부분에서 일어나는데 중력에 의해 낙하하는 입자와 기류와의 접촉에 의해 상승하는 입자나 분립체는 서로접촉 하면서 본래의 운동방향으로 계속 움직이거나 반대방향으로 운동하게 된다. 이와 같이 입자의 흐름이 전환됨에 따라 혼합되어 있던 입자나 분립체들은 그 크기와 밀도에 따라 분리, 분급 현상이 일어나는데, 이를 Fig. 3.28과 같이 도식적으로 나타낼 수 있다. Zig-Zag형 Moving Bed 공정의 원리는 이와 같이 기류에 의해 분립체가 밀도의 차이나 입자크기에 따라 각기 다른 행로를 가지게 하여 분리, 분급이 일어나게 하며, 이와 같은 다면접촉현상이 일어나면서 기체와 분립체의 열처리 등의 제 2단계처리를 효과적으로 수행하고자 하는 것이라 할 수 있다. Zig-Zag형 Moving Bed 공정의 특성은 각 단마다 분리, 분급 및 열처리가 개별적으로 일어나며 모든 stage에 같은 air가 통과하고 가벼운 입자들의 upflowing과 무거운 입자들의 downflowing이 복합적으로 이러나게 하여 분립체 혼합물의 분리, 분급 및 열처리가 다단조작에 의해 연속적으로 반복해서 진행됨에 따라 분리, 분급 및 열처리 효율을 증가시킬 수 있다. Zig-Zag형 Moving Bed 공정 각 단에서의 입자들이 dominant particle flow를 상세하게 나타내면 Fig. 3.29와 같으며 각 단에서의 두 입자흐름 사이에서 크기가 다른 입자들 간의 입자교환정도에 따라 grade efficiency가 결정된다.

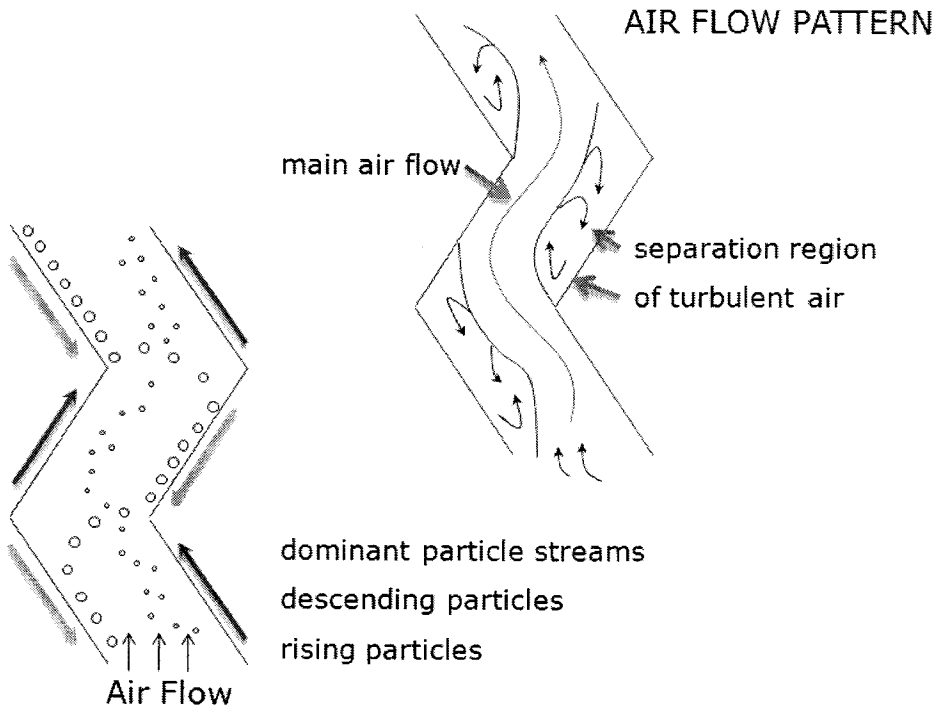


Fig. 3.27. Air flow pattern and dominant particle streams in a Zig-Zag Moving Bed process.

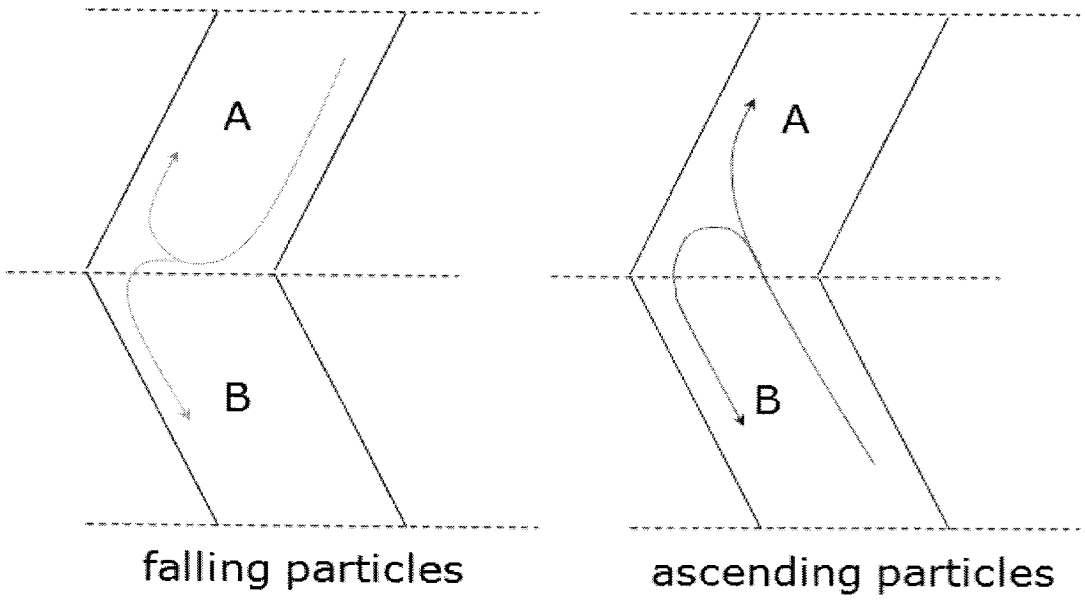


Fig. 3.28. Schematic representation of the particles classification, in which the previous history of the particle trajectory is taken into account.

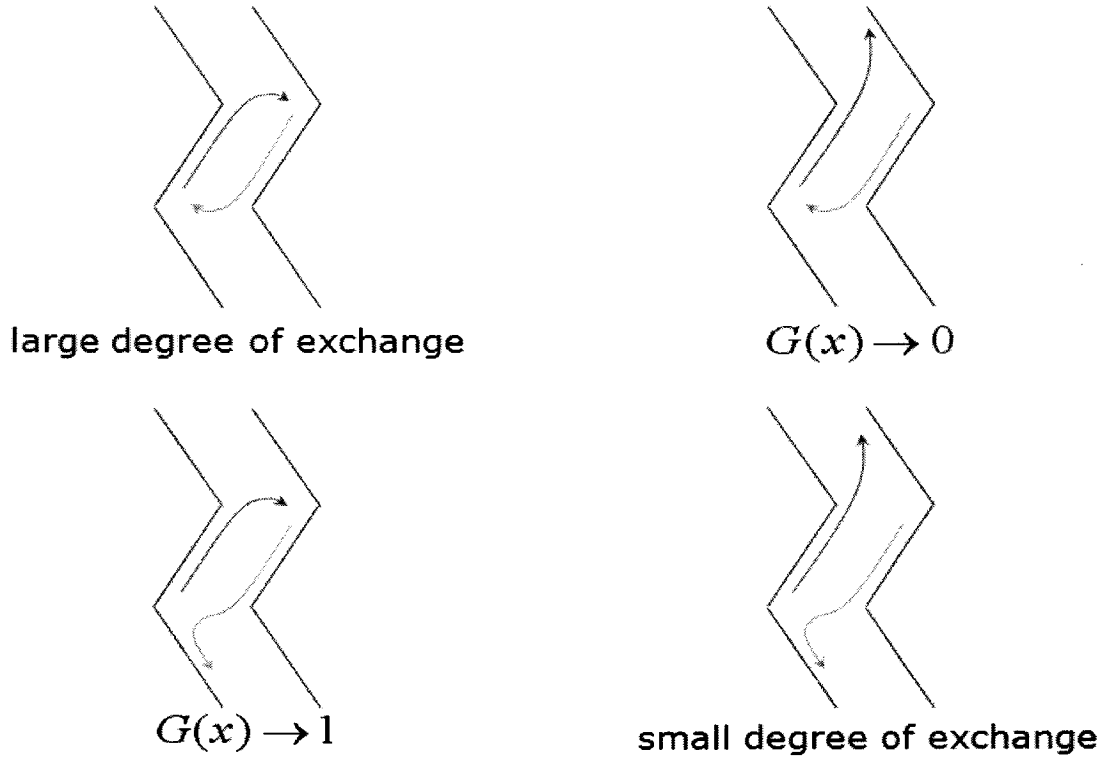


Fig. 3.29. Dominant particle flow rates in four complementary regions.

③ Zig-Zag형 Moving Bed 공정 각 단들에서 입자의 흐름속도

Zig-Zag형 Moving Bed 공정 각 단 사이의 입자흐름 속도는 공정의 여러 부분에 대한 물질수지를 세움으로서 계산될 수 있다. 즉 J>V인 J단 위쪽 부분의 column에 대한 물질 수지는 다음과 같다.

$$F_j = G_{j+1} + F_R \tag{5-1}$$

여기서 Fj는 단 J에서 J+1까지 상승하는 입자의 흐름속도이며, G_{j+1}은 단 J까지 하강하는 입자들의 흐름속도를 나타내는데, 이에 대한 자세한 설명은 Fig. 3.30에 나타내었다.

한편 P를 j단에서 입자가 상승할 수 있는 확률이라 하고, 이를 통계학상 일정한 값을 가진다면, P와 흐름속도 사이의 관계는 다음과 같다.

$$P = \frac{F_j}{F_j + G_j} \tag{5-2}$$

$$F_j = \frac{1-P}{P} F_{j+1} + F_R \qquad (5\text{-}3)$$

이러한 관계로부터 Zig-Zag형 Moving Bed 공정에서 입자가 공급되는 윗부분에서 상승하는 모든 stream들은 처음에 J=R-2 단에서 연속적인 방정식의 적용으로 유도된 FR의 함수로서 계산된다.

Zig-Zag형 Moving Bed 공정에서 입자가 공급되는 윗부분에서 입자공급속도 QV에 대해 표준화한 Fj와 Gj는 각각 식 (5-4)와 (5-5)로 나타낼 수 있다.

$$\frac{F_j}{Q_v} = \frac{1-\left(\frac{1-P}{P}\right)^{R-J}}{1-\left(\frac{1-P}{P}\right)} (1-\varphi_R(P)) \qquad (5\text{-}4)$$

$$\frac{G_j}{Q_v} = \left(\frac{1-P}{P}\right)\frac{F_j}{Q_v} \qquad (5\text{-}5)$$

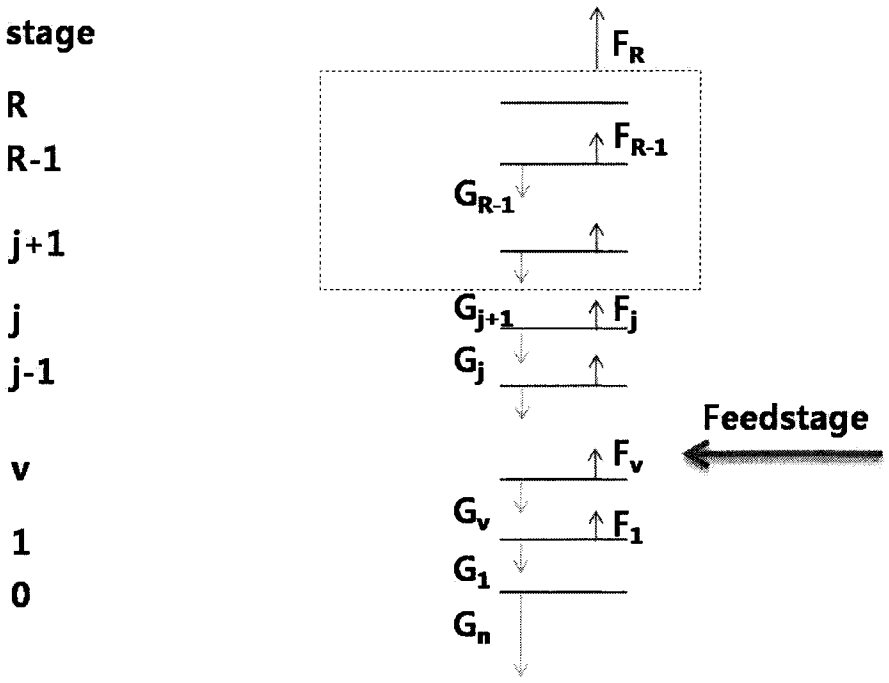
여기서 φ_R은 분리함수 이다.

Zig-Zag형 Moving Bed 공정 하부 단면에서의 입자흐름속도도 같은 방법으로 계산된다.

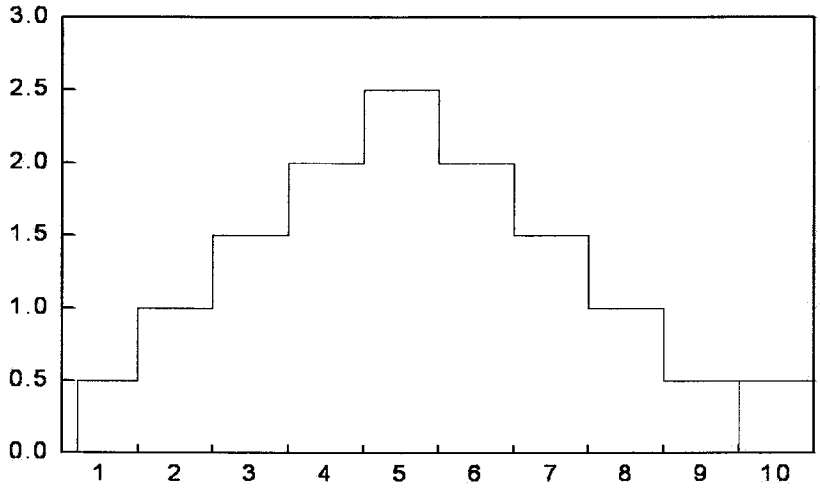
$$\frac{G_j}{Q_v} = \frac{1-\left(\frac{P}{1-P}\right)^{j}}{1-\left(\frac{P}{1-P}\right)} \varphi_R(P) \qquad (5\text{-}6)$$

$$\frac{F_j}{Q_v} = \left(\frac{P}{1-P}\right)\frac{G_j}{Q_v} \qquad (5\text{-}7)$$

Fig. 3.30(b)는 P=0.5, R=10, V=5에 대한 단 사이에서의 흐름속도의 보기를 나타낸 것이다. 이 diagram으로부터 feed stage v 주위에서 흐름속도가 가장 크다는 사실을 알 수 있다. Zig-Zag형 column을 따르는 흐름속도의 변화는 여러 단에서 미소한 정도의 입자 상호작용을 일으키는데, 이건은 I와 더불어 Pij 값의 변화를 의미한다.



(a) Particle flows between the stage



(b) Flow rates between the stages for R=10, V=5 and P=0.5

□+□=G_1/Q_v for stage 0 and 6. Q_v is added to G_v+1

□=F_1/Q_v=G_1/Q_v except for stage 6 and 10

Fig. 3.30. Particle flow rates between the stage of a Zig-Zag moving bed for completely absorbing product exits.

④ Zig-Zag형 Moving Bed 공정에서 입자의 분리함수 $\varphi_R(W)$ 계산

분리함수 φ_R로부터 단수와 W와 dW 사이의 강하속도를 갖는 입자들로부터 계산되는 bottom function을 유동할 수 있다. Uo(i)는 입자가 무질서운동(random walk)을 i 단에서 시작했을 때 가장 낮은 단계인 0에서 bottom product stream에 도달되는 입자에 대한 조건확률로 정의한다. 이것으로부터 알 수 있는 것은 모든 입자들이 feed stage v에서 움직이기 시작할 때 $\varphi_R = Uo(v)$라는 관계가 성립된다. i stage에서 0에서 1까지 변화하는 양상은 식 (5-8)에 나타낸 바와 같으며 그 관계에 대한 설명을 Fig. 3.31에 나타내었다. 또한 분리함수 φ_R와의 관계는 식 (5-9)와 같다.

$$
\begin{aligned}
&U_0(R) = 0 \\
&U_0(R-1) = PU_0(R) + (1-P)U_0(R-2) \\
&U_0(i) = PU_0(i+1) + (1-P)U_0(i-1) \\
&U_0(0) = 1
\end{aligned}
\tag{5-8}
$$

$$
\varphi_R \equiv U_0(\upsilon) = 1 - \frac{1-\left[\frac{1-P}{P}\right]^{\upsilon}}{1-\left[\frac{1-P}{P}\right]^{R}} \quad \text{for} \quad P \neq 0.5 \tag{5-9}
$$

$$
\varphi_R \equiv U_0(\upsilon) = 1 - \frac{\upsilon}{R} \quad \text{for} \quad P = 0.5
$$

식 (5-9)는 Zig-Zag형 Moving Bed 공정의 하부 생산물(bottom product)이 출구에서 분리기를 빠져나갈 때에 상승기류에 의해 상승되는 입자의 상승확률이 0.5일 때에 이 상승확률 P를 갖는 공급입자들의 함수관계를 나타낸다. 이 입자의 상승확률은 공정의 운전조건, 분리기의 기하학적 특성 및 입자들의 강하속도 등에 의해 결정된다(Fig. 3.31). 한편 식 (5-9)를 식 (5-10)과 같이 나타낼 수도 있는데 여기에서 P(W)는 분리, 분급기의 단단 성능으로 풀이될 수 있다. 그리고 $P(W)=1-\varphi_R(W)$의 관계에서 $\varphi_R(W)$는 분리, 분급기에서의 single stage에 대한 separation function이다.

$$
\varphi_R(W) = 1 - \frac{1-\left[\frac{1-P(\omega)}{P(\omega)}\right]^{\upsilon}}{1-\left[\frac{1-P(\omega)}{P(\omega)}\right]^{R}} \quad \text{for} \quad P(W) \neq 0.5 \tag{5-10}
$$

$$\varphi_R(W) = 1 - \frac{v}{R} \quad \text{for } P(W) = 0.5$$

다단조작은 높은 separation sharpness를 얻는데 사용된다. 식 (5-10)을 W에 대하여 미분하면 식 (5-11)과 같이 나타낼 수 있으며 식 (5-13)은 single stage separation sharpness와 관계있는 다단 Zig-Zag형 Moving Bed 공정에서 separation sharpness의 증가를 나타내는 확대인자이다. 한편, WC는 φ=0.5의 값에서 종종 사용되며 PC는 WC에 상응하는 P의 값이다.

$$\left.\frac{d\varphi_R(W)}{dW}\right|_{W=W_c} = \left.\frac{d\varphi_R(P)}{dP}\right|_{P_c} \qquad \left.\frac{d\varphi_R(W)}{dW}\right|_{W_c} = -\left.\frac{d\varphi_R(P)}{dP}\right|_{P_c} \left.\frac{d\varphi_0(W)}{dW}\right|_{W_c} \tag{5-11}$$

SR=IRSO이고, 여기서, $S_R = \left.\frac{d\varphi_R(W)}{dW}\right|_{W=W_C}$ 은 다단 classifier의 separation sharpness이므로 single stage의 separation sharpness는 식 (5-12)와 같다.

$$S_0 = \left.\frac{d\varphi_0(W)}{dW}\right|_{W=W_C} \tag{5-12}$$

$$I_R = -\left.\frac{d\varphi_R(P)}{dP}\right|_{P=P_C} \tag{5-13}$$

한편, single stage와 multistage 조작들은 φ_R에 대해 약 0.5의값을 가지는 표면공기속에서 행한다. 그 경우에 SR φ_R=0.5는 다른 표면공기속도에서 얻어진 SR φ_R=0.5 값과 비교할 수 있다. 그래서 동일한 process 조건아래에서 고찰된 SR과 SO에 대한 식으로부터 다음과 같이 확대인자(magnitude factor) IR을 유도할 수 있다.

$$I_R = \frac{S_R}{S_0} \tag{5-14}$$

$$= \frac{v[1-[\frac{1-P}{P}]^R][\frac{1-P}{P}]^{v-1}}{P^2[1-[\frac{1-P}{P}]^R]^2} - \frac{R[1-[\frac{1-P}{P}]^v][\frac{1-P}{P}]^{R-1}}{P^2[1-[\frac{1-P}{P}]^R]^2} \quad \text{for } P \neq 0.5$$

$$I_R = \frac{S_R}{S_0} = \frac{2v[R-v]}{R} \quad \text{for } P = 0.5 \tag{5-15}$$

이 방정식은 central feeding (v=R/2)이 사용될 때 적용된다. 그 경우 P=0.5= φ_R에 대하여 $\varphi_R = \varphi_o$라는 것을 알 수 있다. 이처럼 central feeding 에 대하여 식 (5-15)는 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$I_R = -\frac{S_R}{S_0} = -\frac{1}{2}R \qquad (5\text{-}16)$$

Excentral feed의 경우 φ_R이 P=0.5에 대하여 φ_R과 같지 않은 것처럼 다른 P의 값에서 IR을 계산하는 것이 필요하다. 이는 적용된 예가 식 (5-14)에 있다.

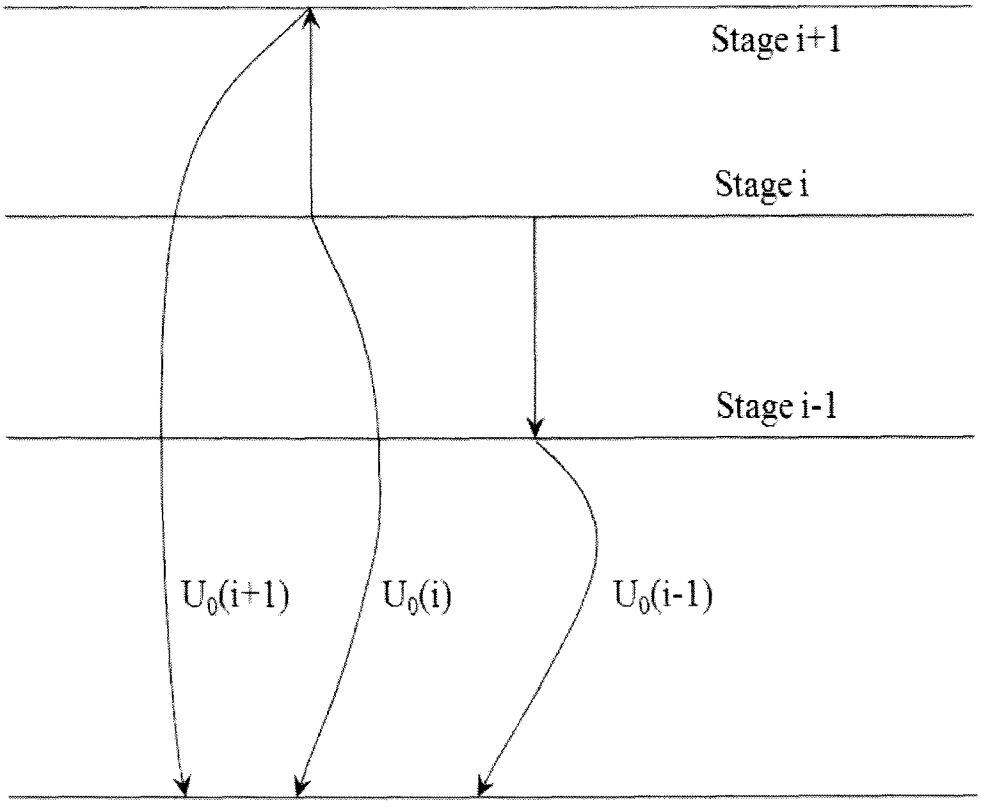


Fig. 3.31. Illustration of the connection between $U_0(i)$ for consecutive values of i.

(라) Zig-Zag형 유동분리공정에 의한 혼합입자의 분리

① Zig-Zag형 유동분리공정구조 및 실험조건

콘크리트 해체 폐기물로부터 콘크리트 페이스트와 aggregate를 효과적으로 분리하면서 처리효율 및 생산효율을 극대화 함은 물론, 연속조작이 가능하게 하기 위하여 Zig-Zag형태의 유동분리공정을 개발하여 사용하였다. Zig-Zag형 유동분리공정은 Fig. 3.32에서 보는바와 같이 17단의 Zig-Zag 형태의 단이 연속적으로 연결된 구조이며, 상단과 연결된 싸이클론에서는 밀도가 작은 콘크리트 페이스트 같은 분진이 포집되며, 하단에서는 aggregate와 같은 밀도가 큰 물질들이 포집되도록 구성되었다. Zig-Zag형 유동분리공정의 각 단은 Fig. 3.33에서 보는바와 같이 각 단의 연결부는 120°의 각도로 되어 있으며 깊이와 길이 그리고 폭은 각각 10㎝, 20㎝, 20㎝로 제작되었다. Zig-Zag형 유동분리공정에 유입되는 공기는 Zig-Zag형 유동분리공정에서 분진인 가벼운 미세입자와 aggregate의 분리를 효율적으로 하기위해 Fig. 3.34와 같은 분산판을 통하여 분리공정의 하반부에서 유입되도록 설계되었다. Zig-Zag형 유동분리공정의 성능시험을 위해서는 각 실험조건에서 일정한 흐름형태를 구성하면서 분리되고 있는 입자들을 Sampling 해야 하는데, 이를 위해서 Sampling port를 Fig. 3.35와 같이 공정에 부착하였다. 콘크리트 해체 폐기물을 모사하기 위하여 Aggregate의 성분으로는 밀도가 2,500 kg/㎥인 모래입자를 선정하였으며 콘크리트 페이스트 성분으로는 밀도가 1,250 kg/㎥인 규조토 원료입자를 사용하였다. 이들 모래입자와 규조토 원료입자를 혼합하여 Zig-Zag형 분리공정의 분리를 위한 원료물질로 사용하였다. 밀도가 작은 규조토 원료물질의 혼합비율은 무게비로 10~40 wt%이었으며, 분리공정에 투입되는 원료의 투입량은 200~650 g/min 이었다. Zig-Zag형 분리공정에 사용한 입자들의 크기는 170~450 ㎛의 범위였다. 본 연구의 실험조건은 Table 3.20에 요약하였다.

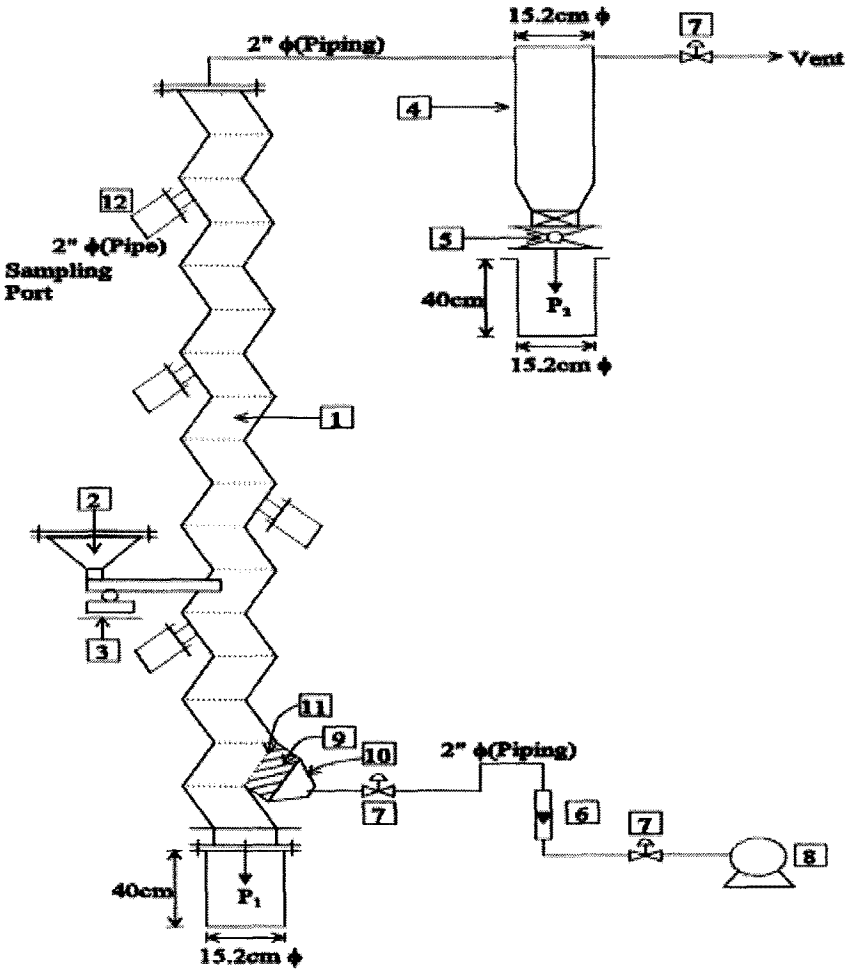


Fig. 3.32. Experimental apparatus.

1. Moving Bed
2. Feeder
3. Vibrator
4. Cycloe(standard)
5. Rotary Valve
6. Gas Rotameter
7. Valve
8. Blower
9. Gas Distributor
10. Calming Section
11. 400mech(st.st)
12. Sampling Port

P_1. Bottom product
P_2. Overhead product

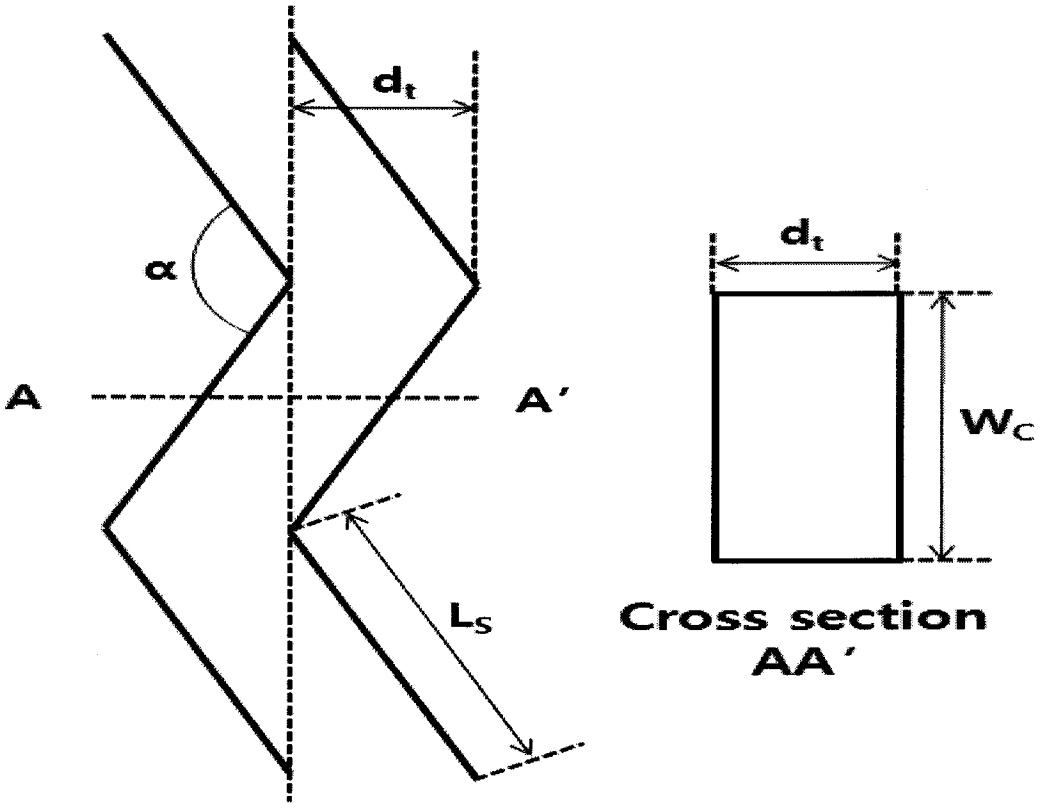


Fig. 3.33. The geometry of the stage in a Zig-Zag Type Moving Bed.

Geometric Dimensions of Stage	
α	120°
Standard depth, d_t	10 ㎝
L_S	20 ㎝
Width, W_C	20 ㎝

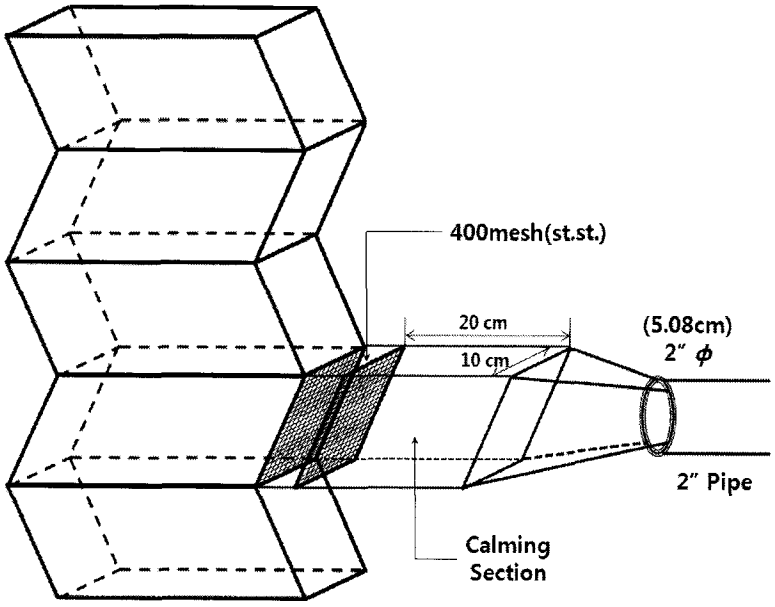


Fig. 3.34. Characteristics of gas distribution and inlet section.

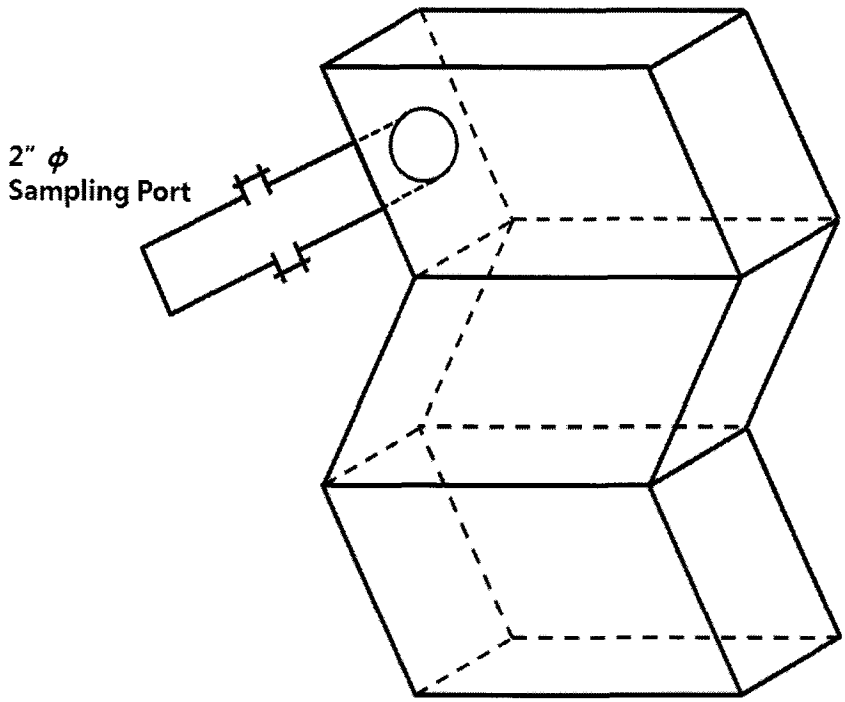


Fig. 3.35. Details of sampling port from the Moving Bed.

Table 3.20 Experimental conditions

Solid phase Bed Material Sampling Powder	 Sand (ρ_s = 2500kg/m³) Diatomaceous Earth (ρ_s = 1250kg/m³)
Gas velocity Velocity range	Compressed dried air 2.5 - 4.0 m/s
Paticle Size	170 - 450 ㎛
Feed Rate	200 - 650 g/min
Mixing of Sample Powder	Powder rate = 10 - 40 wt%

② Zig-Zag형 유동분리공정 실험결과

Zig-Zag형 분리공정에 층 물질인 모래입자 80%와 20%의 규조토 원료입자를 혼합하여 공정 투입원료를 구성한 후 원료투입속도를 200 g/min로 하여 실험하면서 상층부 분리물(Overhead product) 에 포함된 모래입자의 분율을 Fig. 3.36에 나타내었다. Fig. 3.36에서 볼 수 있듯이 Zig-Zag 분리공정의 상층부 분리물에 포함된 모래입자의 분율은 모래입자의 크기가 증가함에 따라 매우 감소하는 것을 알 수 있다. 즉 모래입자의 크기가 170 ㎛인 경우 상층부의 분리물에 포함된 모래입자의 분율이 0.01 이하가 되어 거의 없어지는 것을 알 수 있다. 이는 모래입자의 굵기가 굵을수록 가벼운 미세입자의 분리가 용이하기 때문으로 해석할 수 있다. Zig-Zag형 유동분리공정에서 모래입자의 크기가 하층부 분리물(Bottom Product)에 포함된 모래입자의 분율에 미치는 영향을 Fig. 3.37에 나타내었다. Fig. 3.37에서 보는 바와같이 Zig-Zag로 구성된 각 단에 흐르는 모래입자의 크기가 증가할수록 중력에 의한 힘을 많이 받게 되므로 하층부 분리물에 포함된 모래입자의 분율은 증가한다고 할 수 있다. 한편, Zig-Zag 유동분리공정에 투입되는 입자들의 양인 원료투입속도(RF)가 상층부 분리물에 포함된 미세입자인 규조토 입자와 층 물질을 이루고 있는 모래입자의 분율에 미치는 영향은 Fig. 3.38의 A, B에 각각 나타내었다. 이들 그림에서 볼 수 있듯이 Zig-Zag형 분리공정에 투입되는 고체입자의 투입량이 증가할수록 상층부 분리물에 포함된 모래입자의 양이 약간 감소하였으며 미세분진인 규조토의 입자의 양은 약간 증가하는 경향을 나타내었다. 즉, 입자혼합물의 투입량이 200 g/min에서 650 g/min로 변하여도 상층부 분리물에 포함되는 두 종류의 입자분율은 크게 변화하지 않는 것을 알 수 있다. 그러나 Fig. 3.39에서 보는 바와 같이 Zig-Zag형 유동분리공정의 하층부 분리물(Bottom Product)에 포함된 미세분체와 층 물질인 모래입자의 분율은 혼합고체입자들의 투입량이 변화함에 따라 다소 변화하는 것으로 나타났다. 즉, 분리공정의 하층부 분리물에 포함된 모래입자의 분율은 분리공정에 투입되는 입자의 양이 증가함에 따라 감소하는 경향을 나타내었으나 미세분진입자의 분

율은 공정에 투입되는 입자의 양이 증가함에 따라 증가하는 것으로 나타났다.

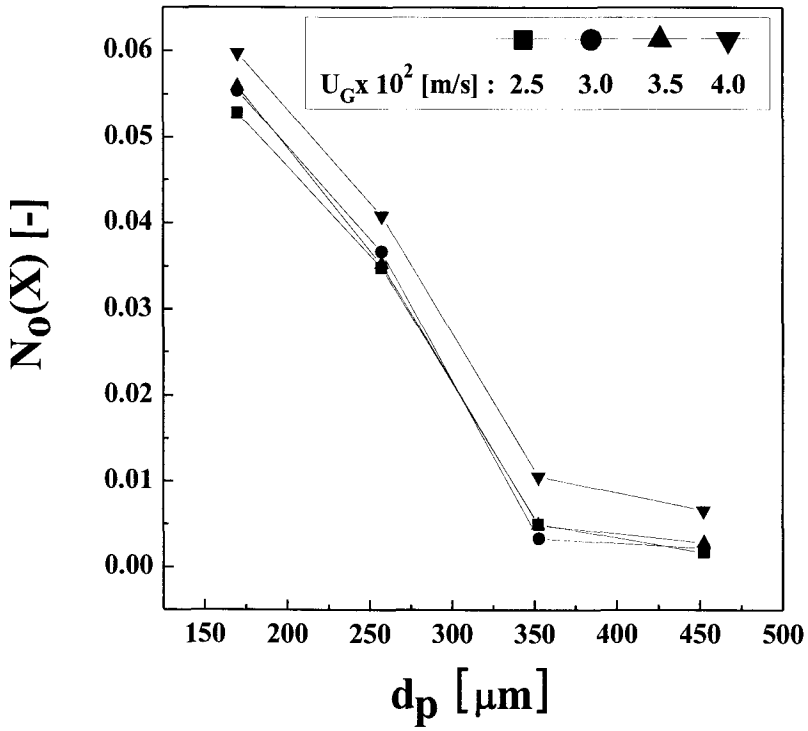


Fig. 3.36. Effects of sand size in the feed material on the fraction of sand in the overhead products (R_F = 200 g/min , R_M = Sand(80%) + Powder(20%)).

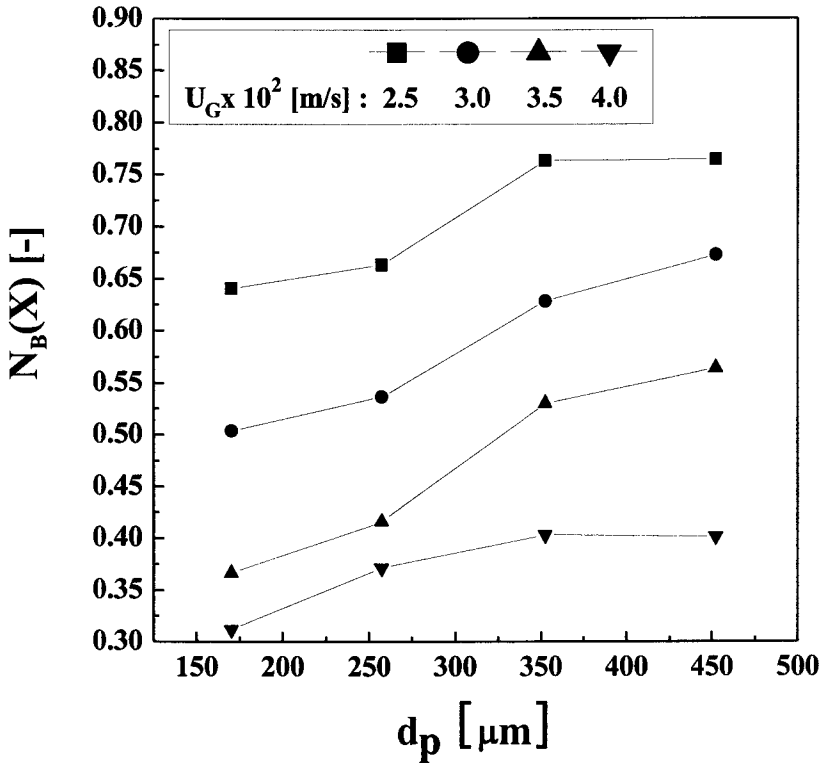


Fig. 3.37. Effects of sand size in the feed material on the fraction of sand in the bottom products (R_F = 200 g/min , R_M = Sand(80%) + Powder(20%)).

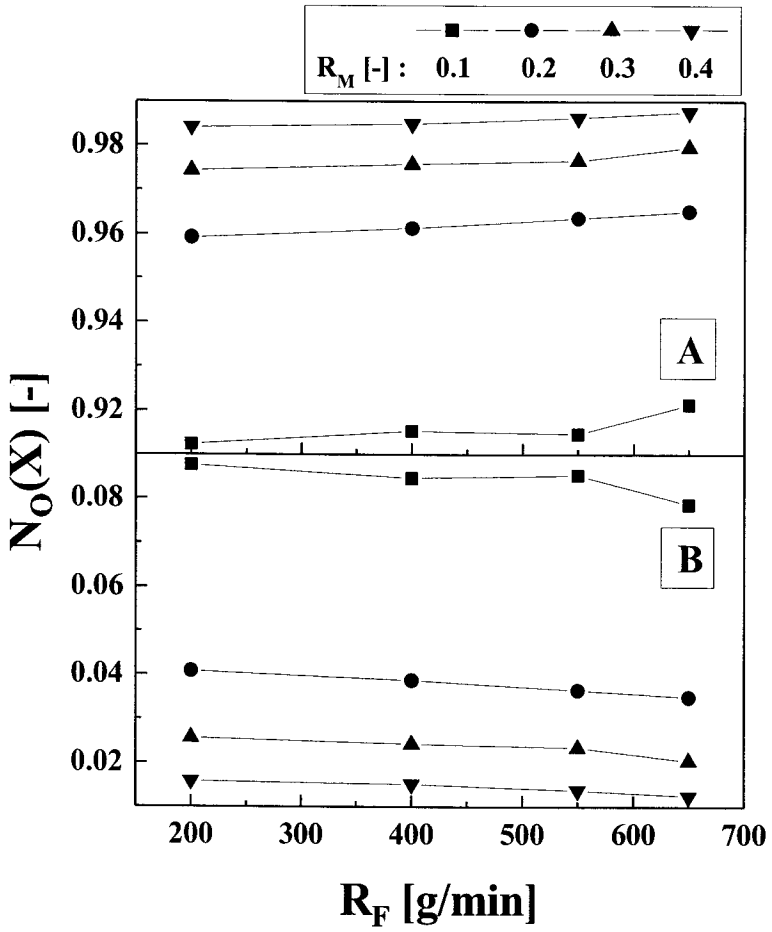


Fig. 3.38. Effects of feed rate(R_F) on the fraction of overhead products (A : Powder, B: Sand) (d_P = 257.5 μm, $U_G \times 10^2$ = 4 m/s).

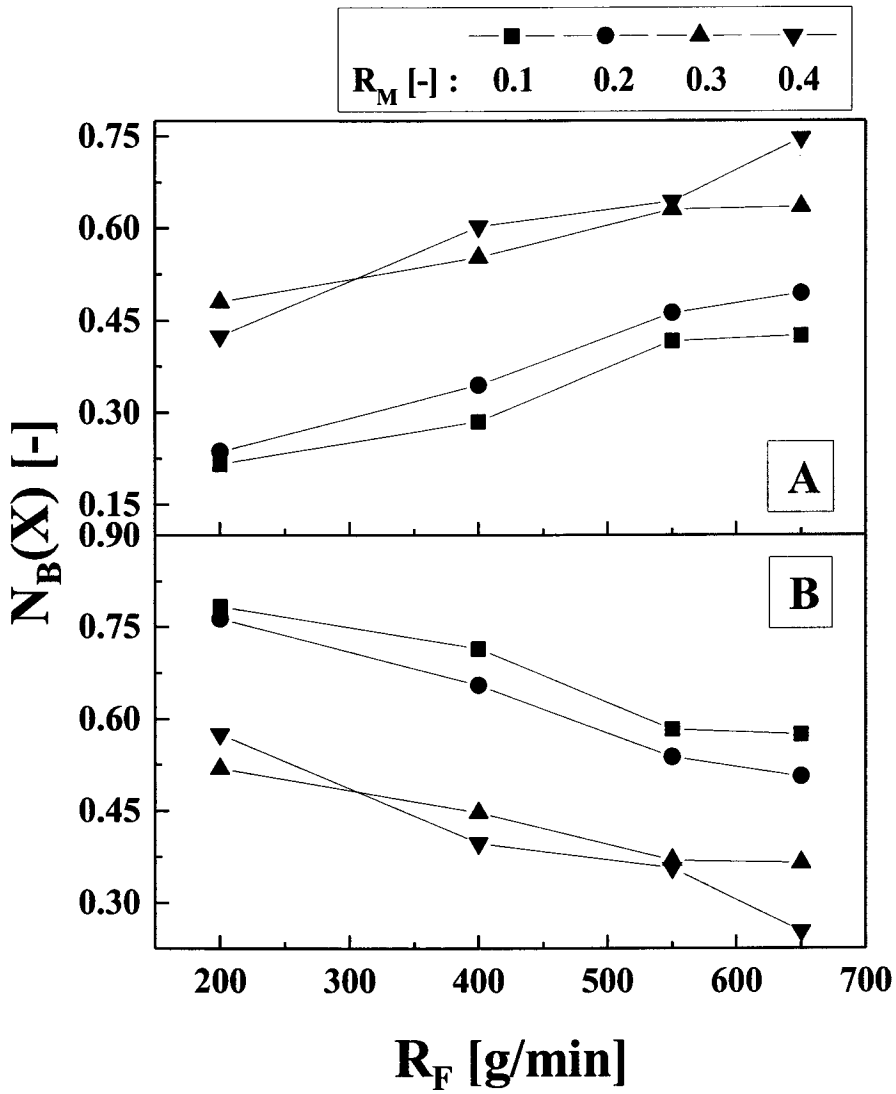


Fig. 3.39. Effects of feed rate(R_F) on the fraction of bottom products (A : Powder, B: Sand) (d_P = 257.5 μm, $U_G \times 10^2$ = 4 m/s).

Zig-Zag형 유동분리공정에서 기체의 유속이 상층부 분리물의 분율에 미치는 영향을 Fig. 3.40에 나타내었다. Fig. 3.40에서 볼 수 있듯이 기체의 유속이 증가함에 따라 상층부 분리물의 분율은 모래입자의 경우 0.08 이하의 값을 나타내며 크게 변화하지 않았으며, 미세분진입자의 경우도 0.92~0.99정도의 분율을 나타내며 기체유속의 변화에 따라 크게 변화하지 않는 것을 알 수 있다.

한편, 기체의 유속변화가 하층부 분리물의 입자분율에 미치는 영향은, Fig. 3.41에서 볼 수 있듯이 기체의 유속이 증가하면 모래입자의 분율은 증가하나 미세분진입자의 분율은 감소하는 것으로 알 수 있다. Zig-Zag형 유동분리공정에 투입되는 혼합입자에 포함된 미세분진입자 분율이 상층부 분리물의 입자분율에 미치는 영향을 Fig. 3.42에 나타내었다. Fig. 3.42에

서 볼 수 있듯이, 유동분리공정에 투입되는 혼합입자에 포함된 미세분진입자의 분율이 증가함에 따라 상층부 분리물에 포함된 모래입자의 분율은 감소하고 미세분진입자의 분율은 증가하는 것을 알 수 있다. 또한, Fig. 3.43에서 볼 수 있듯이 유동분리공정에 투입되는 혼합입자에 포함된 미세분진입자의 분율이 증가함에 따라 분리공정의 하층부 분리물에 포함된 모래입자의 분율은 감소하고 미세분진입자의 분율은 증가하는 것을 알 수 있다.

이와 같이 각 실험조건에서 유동공정의 상층부와 하층부의 분리물에 포함된 모래입자의 분율과 미세분진입자의 분율을 분석함으로써 유동분리공정의 각 운전조건에서의 분리 전효율(Total Efficiency)을 구할 수 있었다. 이와 같은 방법으로 구한 일정 입자크기의 모래입자를 혼합한 경우의 Zig-Zag형 유동분리공정의 전효율을 Fig. 3.44에 나타내었다. Fig. 3.44에서 볼 수 있듯이 모래입자의 크기가 작은 170 ㎛인 경우에는 전효율 값이 40~55% 정도이고 모래입자의 크기가 250 ㎛인 경우에는 65~70% 정도가 되었으나 모래입자의 크기가 352.5 ㎛ 이상이 되면 분리공정의 입자분리 전효율이 90% 이상이 됨을 알 수 있다. 한편, Zig-Zag형 유동분리공정에 유입되는 기체의 유속이 이 입자분리공정의 전효율에 미치는 영향은 Fig. 3.45에서 볼 수 있듯이 기체의 유속이 2.4 m/s에서 4.0 m/s 까지 증가함에 따라 약간 감소하는 경향을 나타내나 입자분리 전효율은 94~99.5%가 되는 매우 높은 값을 나타냄을 알 수 있다. 혼합입자의 투입속도가 혼합입자의 분리효율에 미치는 영향은 고체입자인 모래입자의 크기에 따라 다른 차이는 있으나 혼합입자의 투입속도가 증가함에 따라 대체적으로 약간 감소하는 경향을 나타내었으나 모래입자의 크기가 352.5 ㎛와 452.5 ㎛인 경우에는 입자분리의 전효율이 95% 이상이 되는 매우 높은 분리효율을 나타냄을 알 수 있다 (Fig. 3.46).

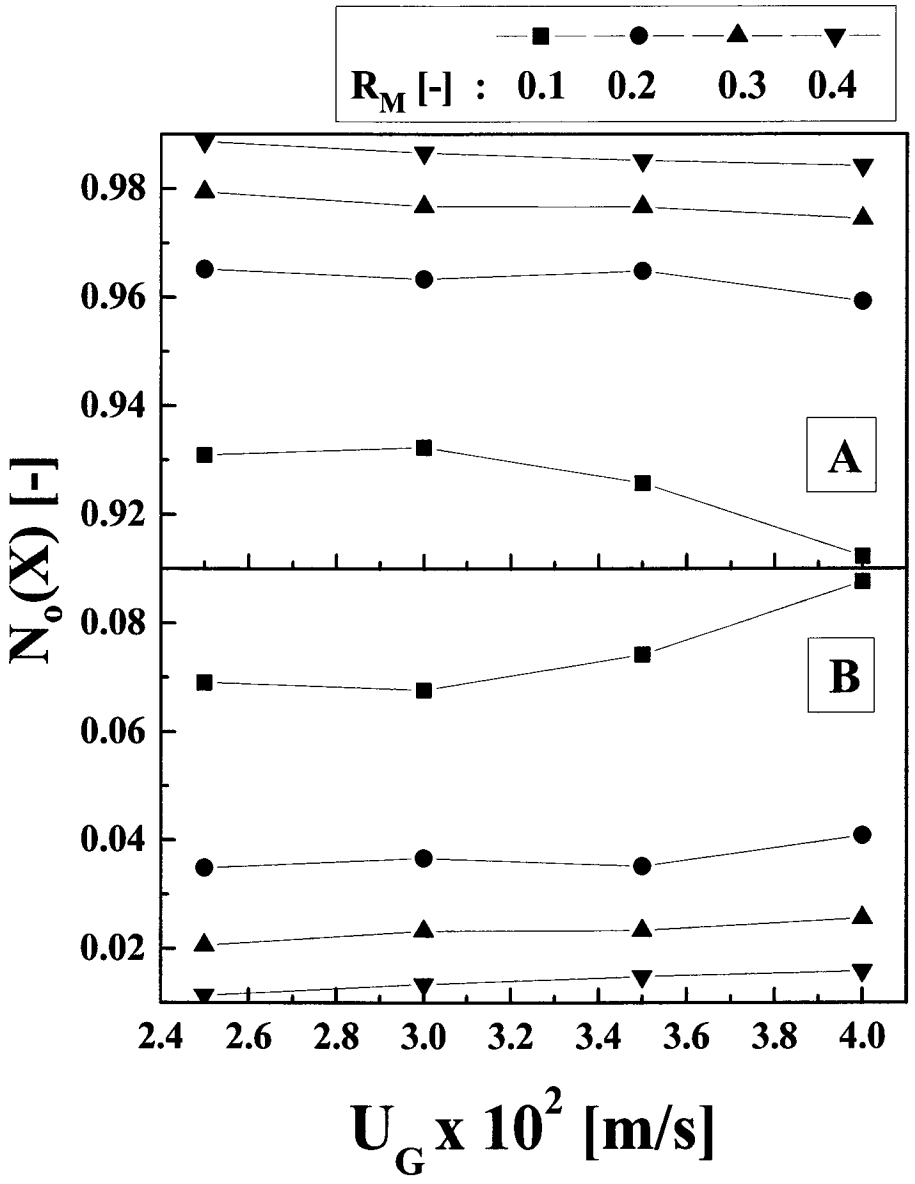


Fig. 3.40. Effects of gas velocity(U_G) on the fraction of overhead products (A : Powder, B: Sand) (R_F = 200g/min , R_M = Sand(80%) + Powder(20%)).

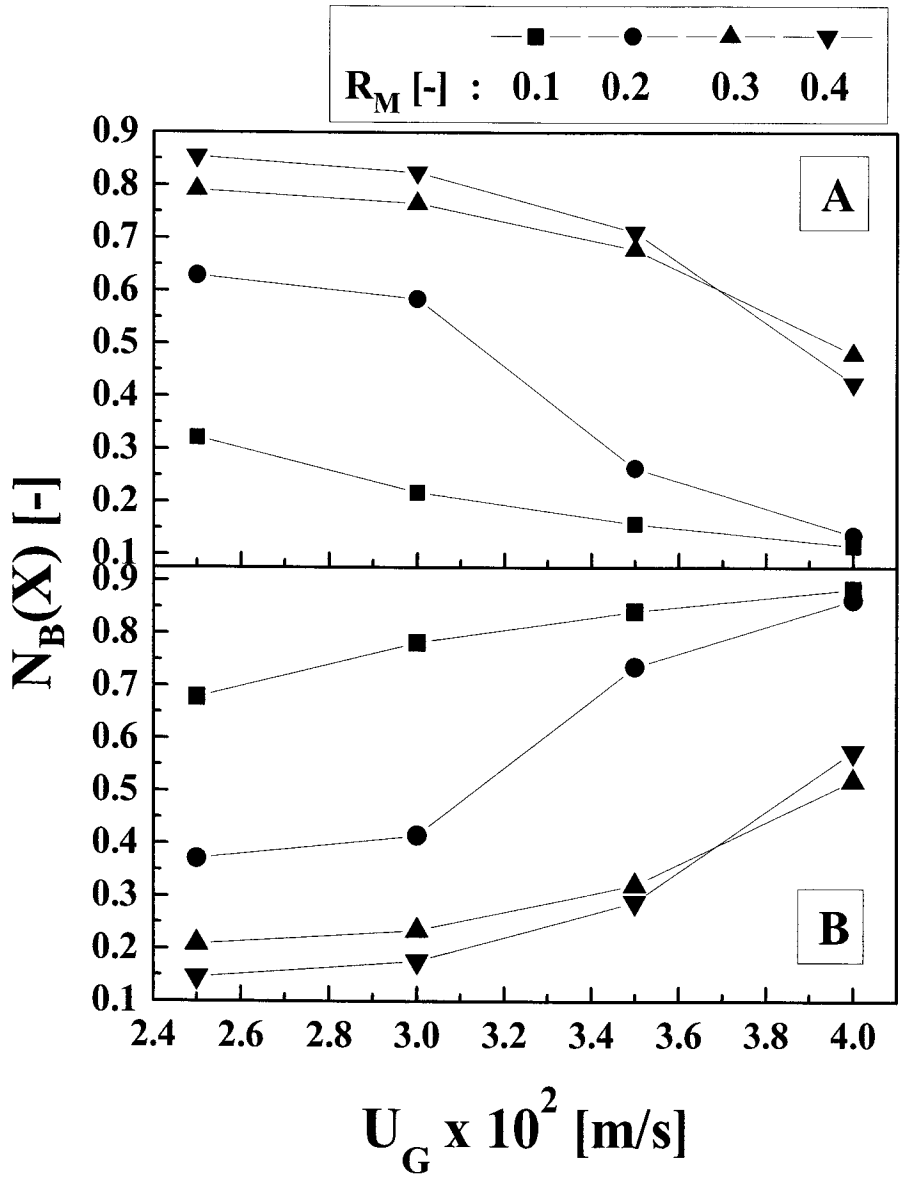


Fig. 3.41. Effects of gas velocity(U_G) on the fraction of bottom products (A : Powder, B: Sand) (R_F = 200 g/min , R_M = Sand(80%) + Powder(20%)).

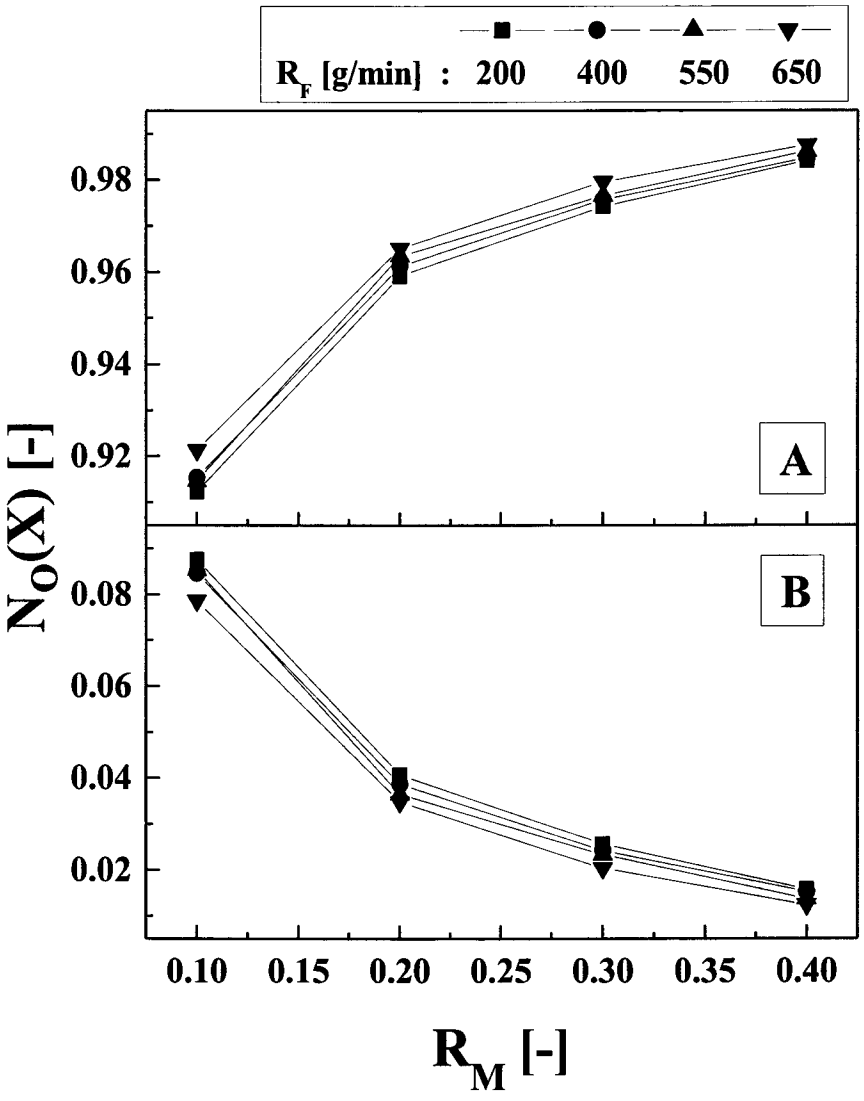


Fig. 3.42. Effects of mixing ratio of powder(R_F) on the fraction of overhead products (A : Powder, B: Sand) ($U_G \times 10^2$ = 4 m/s , d_P = 257.5 μm).

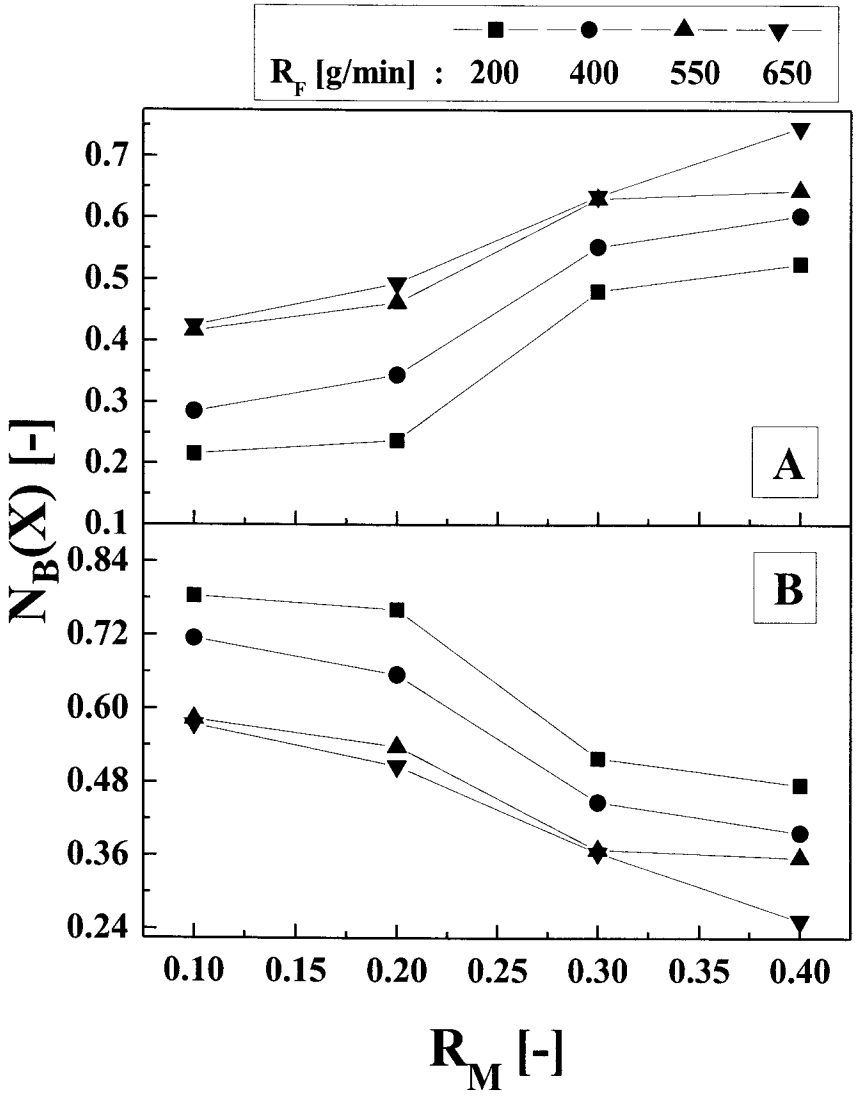


Fig. 3.43. Effects of mixing ratio of powder(R_F) on the fraction of overhead products (A : Powder, B: Sand) ($U_G \times 10^2$ = 4 m/s , d_P : 257.5 μm).

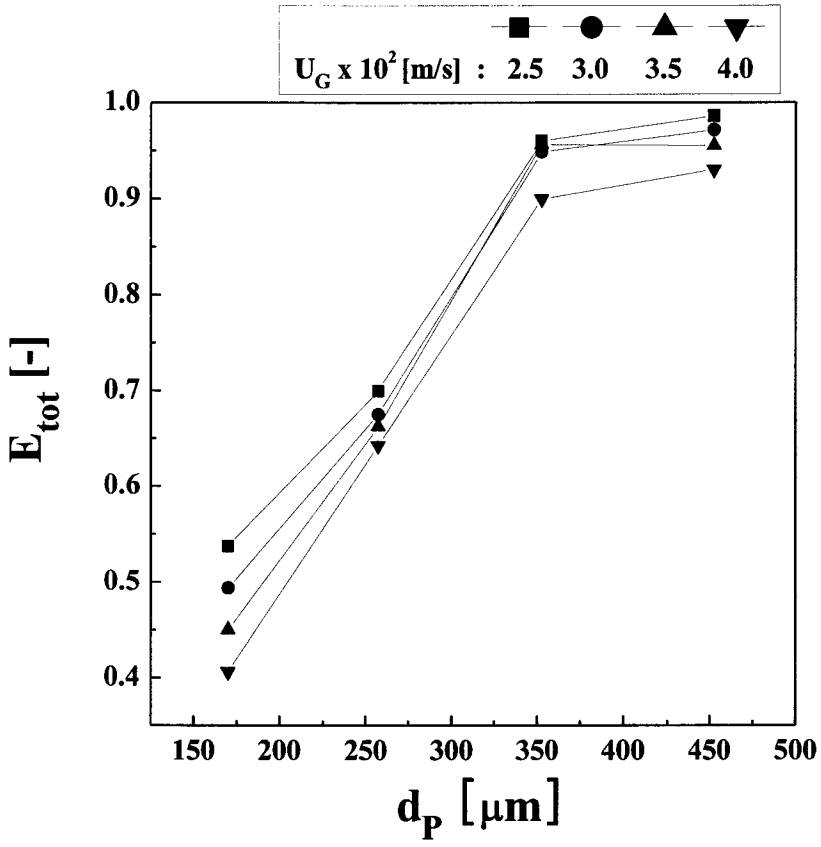


Fig. 3.44. Effects of feed material on gas velocity(U_G) efficiency(E_{tot}) in the zig-zag moving bed (d_P = 452.5 μm , R_M = Sand(80%) + Powder(20%)).

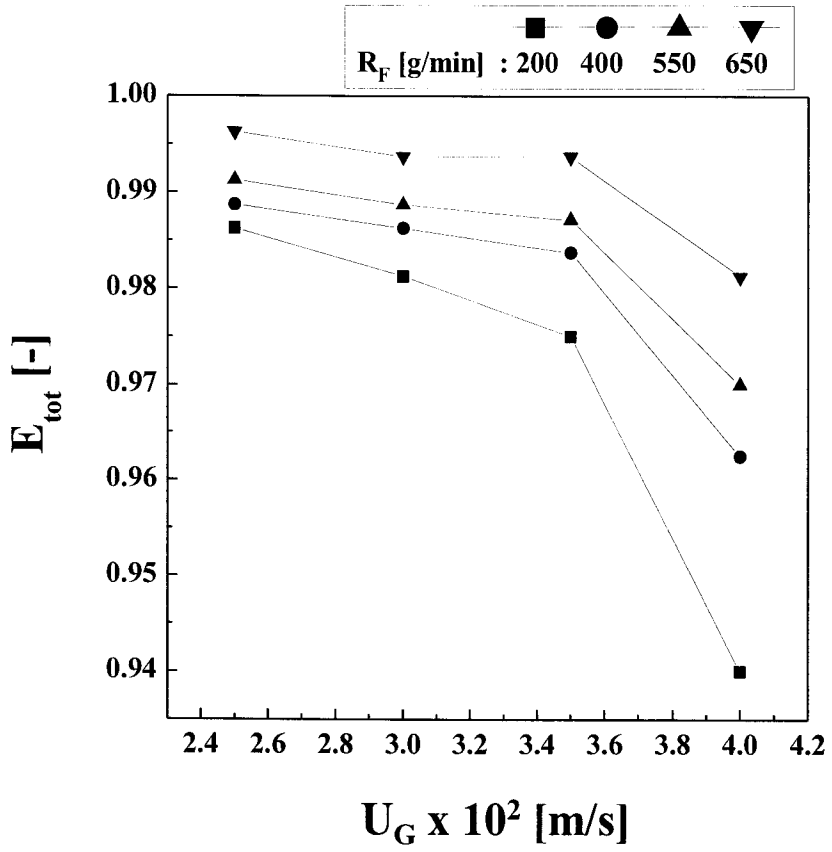


Fig. 3.45. Effects of gas velocity(U_G) on the total separation efficiency(E_{tot}) in the zig-zag moving bed (d_P = 452.5 μm , R_M = Sand(80%) + Powder(20%)).

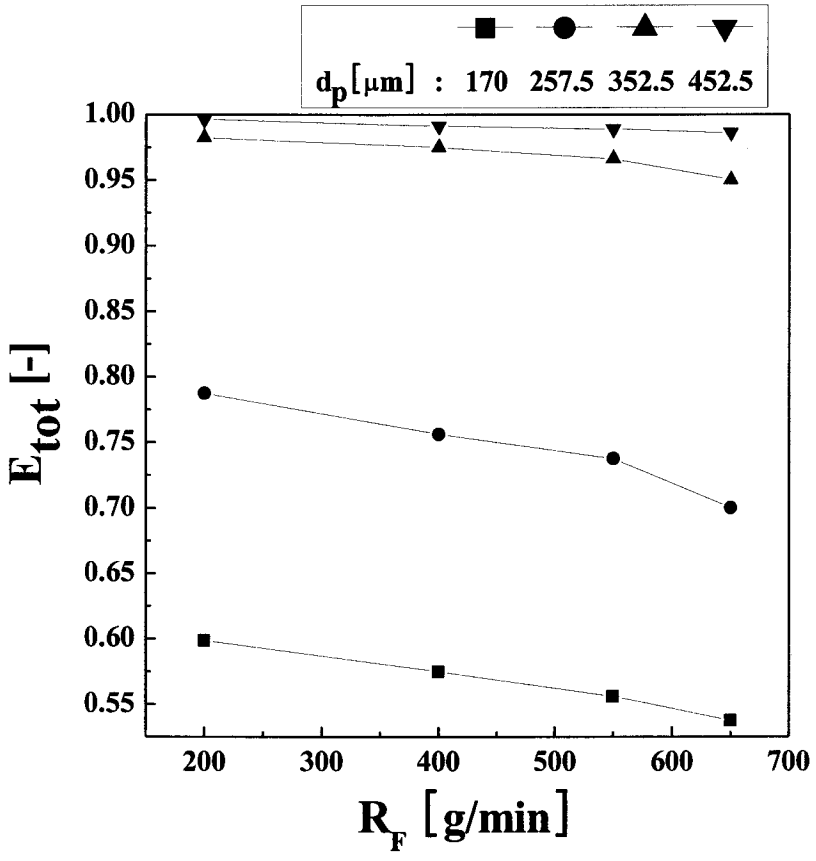


Fig. 3.46. Effects of feed rate(R_F) of feed material on the total separation efficiency(E_{tot}) in the zig-zag moving bed ($U_G \times 10^2$ = 2.5 m/s , R_M = Sand(80%) + Powder(20%)).

한편, 입자분리공정에 투입되는 혼합입자에 포함된 미세분진입자의 분율이 입자분리의 전효율에 미치는 영향을 Fig. 3.47에 나타내었다. Fig. 3.47은 모래입자의 크기가 275.5 ㎛인 경우이나 Fig. 3.48에 모래입자의 크기가 325.5 ㎛인 경우를 나타내었다. 이 두 그림 모두 분리공정에 투입되는 혼합입자에 포함된 미세분진의 양이 증가할수록 입자분리 전효율은 감소하는 것을 알 수 있다. Zig-Zag형 유동분리공정에서 분리되는 모래입자의 크기에 따라 입자분리 등급효율(Grade Efficiency)을 Fig. 3.48에 나타내었다. Fig. 3.48에서 볼 수 있듯이 입자분리의 등급효율은 모래입자에서 크기가 352.5 ㎛나 452.5 ㎛인 경우에는 95.5%이상이 되는 매우 높은 효율을 나타냄을 알 수 있다.

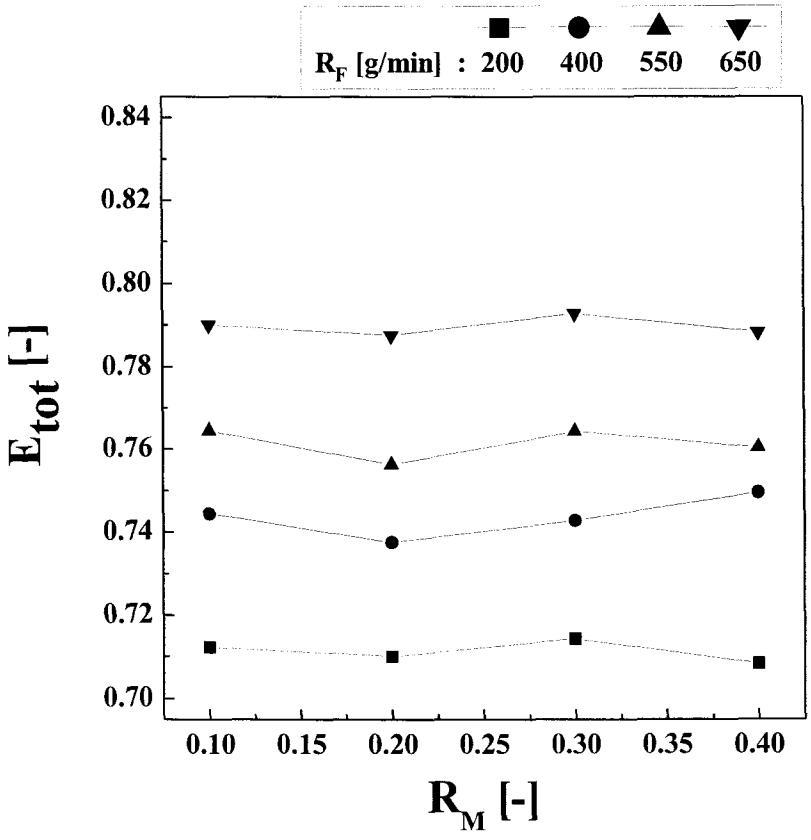


Fig. 3.47. Effects of mixing ratio(R_M) in the feed material on the total separation efficiency (E_{tot}) in the zig-zag moving bed ($U_G \times 10^2$ = 2.5 m/s, d_P = 257.5 ㎛).

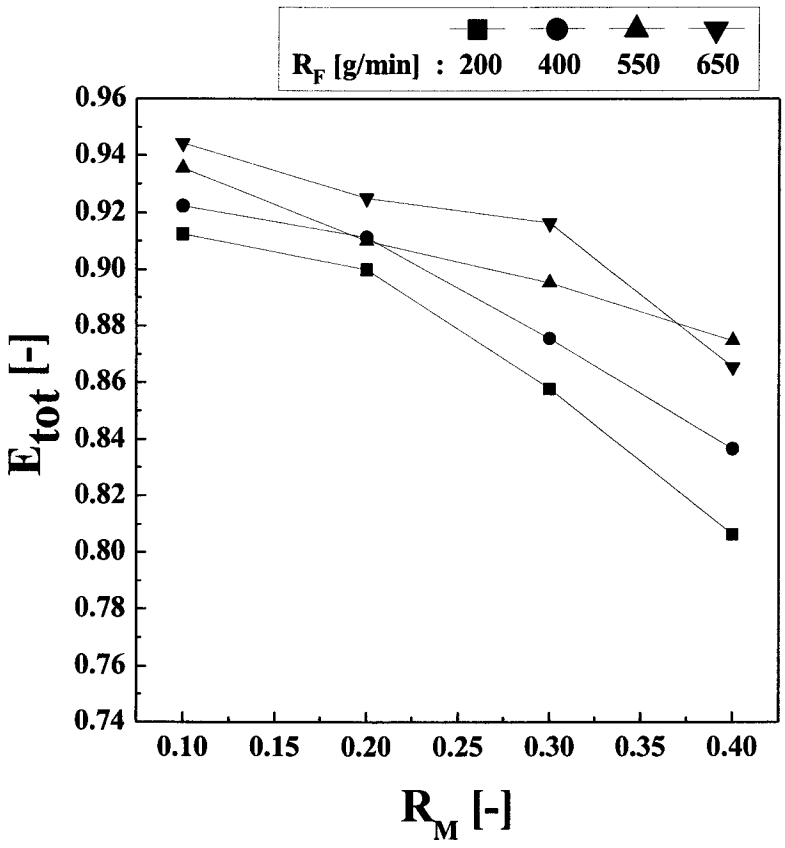


Fig. 3.48. Effects of mixing ratio(R_M) in the feed material on the total separation efficiency (E_{tot}) in the zig-zag moving bed ($U_G \times 10^2$ = 4.0 m/s, d_P = 325.5 μm).

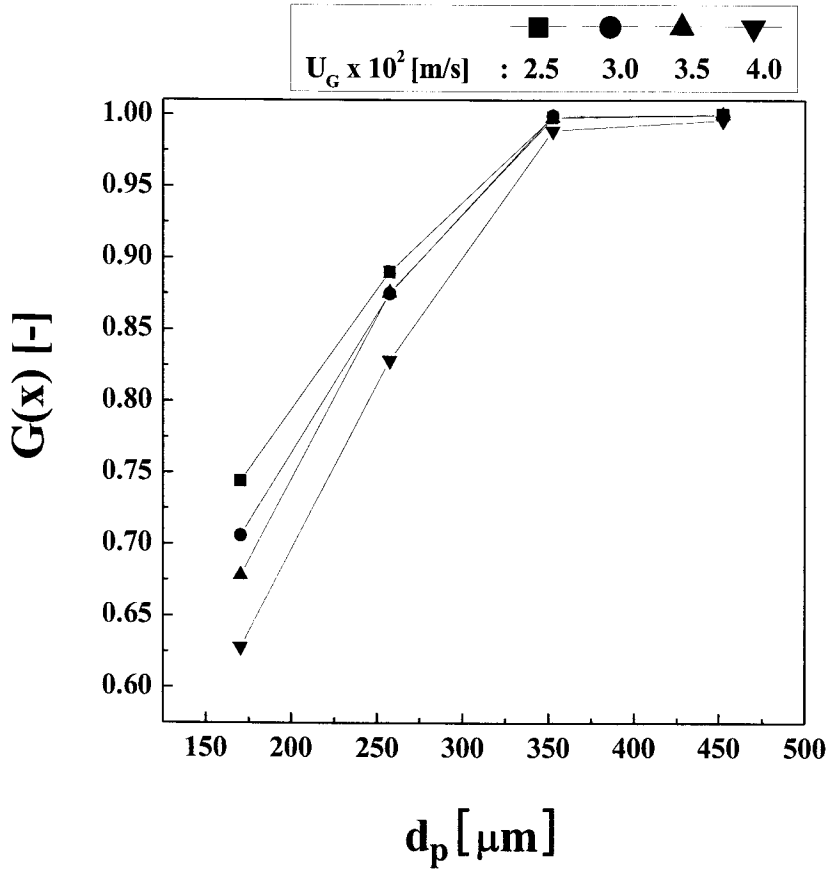


Fig. 3.49. Effects of sand size in the feed material on the grade efficiency(G(x)) of sand in the Zig-Zag moving bed (R_F = 200 g/min, R_M = Sand(80%) + Powder(20%)).

다. 콘크리트 해체폐기물 부피감용 공정개념 도출

선정된 단위기술을 사용하여 단위공정 시험을 통해 단위공정 구성기술의 적합성 평가를 수행한 결과 파쇄, 가열, 열유동, 체분리 및 고온 슬래깅 공정을 포함하는 콘크리트 해체 폐기물 재활용 공정개념을 Fig. 3.50에 나타내었으며 공정개념에 근거한 설계계념 도출하여 Table 3.21 및 3.22에 수록하였다, 열유동 단위공정 기술은 352.5 ㎛나 452.5 ㎛인 경우에는 입자분리의 등급효율이 95.5%이상의 매우 높은 효율을 나타내었으나 대부분의 방사성 핵종은 1mm~0.15mm 미만의 콘크리트 미분말에 오염되어 있어 현 단계에서 미분말에서의 방사성 핵종을 분리하는 것은 다소 어려움이 있는 것으로 판단된다.

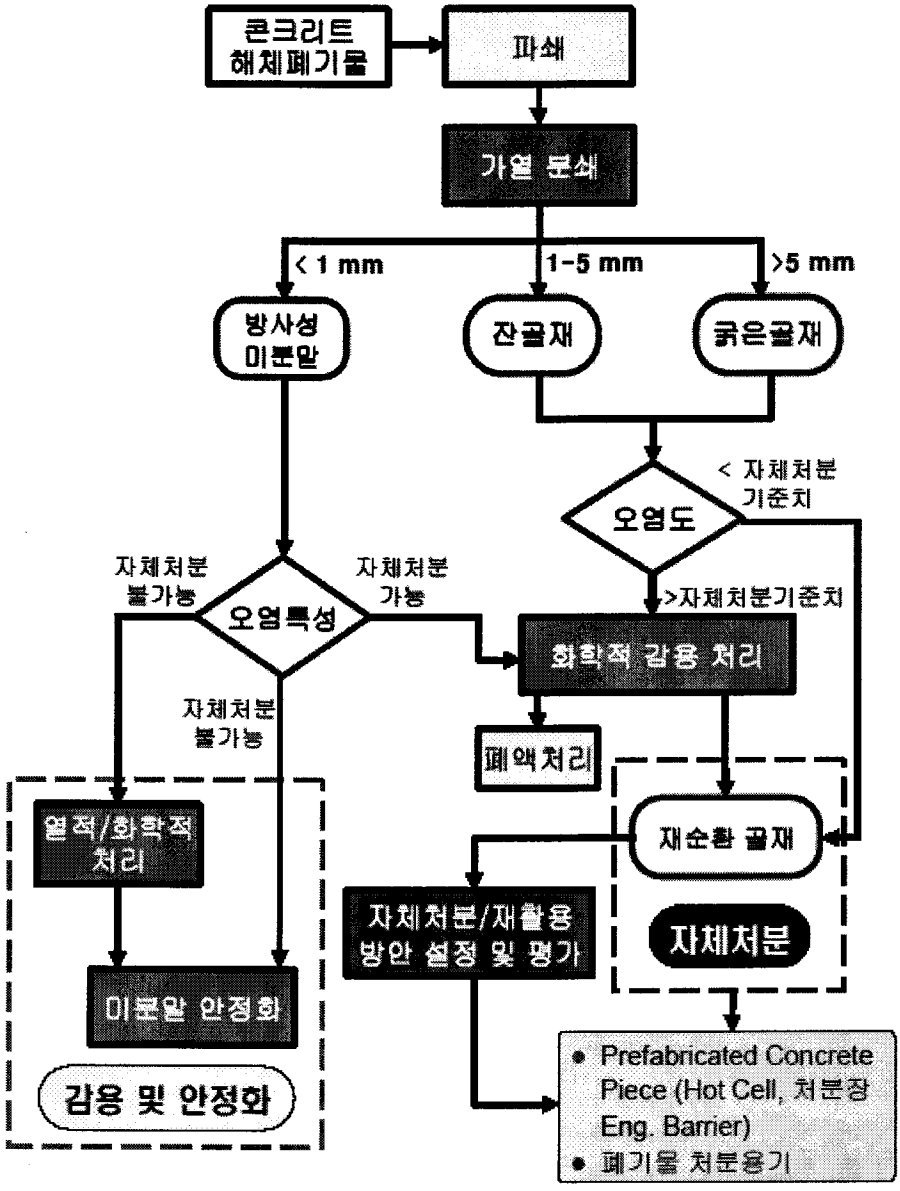


Fig. 3.50. Process concept for a volume reduction and self-disposal of dismantled concrete waste.

Table 3.21 Process design concept of volume reduction for dismantled concrete waste

전체공정 설비개념	○ 방사성물질을 포함하는 오염물을 대상으로 안전하게 수행할 수 있도록 화재, 폭발, 누수, 누설, 동파에 대한 안정성과 ALARA 개념을 도입하여 설계 ○ 콘크리트 해체폐기물 감용 및 재활용 처리 시 설비 외부로의 오염 확산을 방지하기 위해 시스템은 closed system과 음압설비를 적용 ○ 열적 전처리, 기계적 처리, 이송, 배기체 처리, 감시 및 제어, 보조 계통으로 구성되는 공정 설비 구축 ○ 다양한 크기, 형상 등의 폐기물을 처리할 수 있도록 충분한 내용적 및 처리 용량을 가진 시스템 구축 ○ 시스템을 최소로 구성하고 비상시 즉각 대처할 수 있도록 설계 ○ 폐기물의 완전한 분리, 균질한 골재 생산이 가능하도록 하며, 운반과 처리 시 취급이 용이하도록 설계
안전성 확보를 위한 공정설비 개념	○ 배기체 처리계통 - 방사성 핵종 및 미분말을 안전하게 처리할 수 있도록 필터시스템을 구축하여 안전하게 처리, 배출되도록 함 - 부식 손상을 방지할 수 있도록 구성 재료는 SUS를 사용하며 배기가스의 흐름을 자유로이 조절할 수 있도록 배기라인에 볼 밸브를 설치하고, 배기가스의 유속과 부압을 감시할 수 있도록 계기를 설치함 ○ 감시 및 제어계통 - 연속배출 감시설비 및 방사성 물질의 배출농도 감시를 위한 설비와 내부 공간선량 등을 감시할 수 있는 설비를 갖추도록 함. - 제어반은 장치 운전 시 주 전원, 단위공정, 주요 설비의 on/off, 가열 온도, 공기 공급온도 및 유속 지시 등의 작동상태를 한눈에 파악할 수 있도록 제작함. ○ 보조계통 - 설비의 운전 시 사고를 예방 또는 완화, 비상시 즉각 대처할 수 있도록 설치.
일반적인 설비 설계 기준	○ 운전 특성상 특정 부품 및 배관에 대해서는 방사능 누설이 없어야 하고, 제작 시 내 부식성 재료의 사용을 원칙으로 함. ○ 설비의 설계, 제작, 조립은 관련 K.S 규격과 다음 규격을 적용함. - US DOE 6430.1A "General Design Criteria" - Design Guides for Radioactive Material Handling Facilities & Equipment - US DOE 1020 "Natural Phenomena Hazards Design & Evaluation Criteria" - Pipe and circular section : ASME and ANSI B31.1 - Welds : AWS D1.1 ○ 플랜지 사이는 gasket을 설치하여 완전한 밀봉이 보장되도록 함. ○ 50 kg/hr(실증설비)로 제작하고 열처리 온도가 500℃ 이상으로 운전이 가능하며, 운전 조건을 자유로이 선택할 수 있도록 설계함

Table 3.22. Design concept of unit process for a volume reduction and self-disposal of concrete waste

호퍼	- 콘크리트가 파쇄기로 공급되기 전 완충공간을 제공하며, 파쇄에 따른 방사성 물질이 외부로 확산되는 것을 차단하기 위한 기능을 가짐 - 이중기밀식 구조시스템으로 구성
체분리 시스템	- 진동 체분리를 채택하고, 파쇄기 전·후와 기계적 파쇄 시스템 이후에 설치되며, 골재 규격별로(굵은골재, 잔골재, 미분말)로 분리하는 기능을 가짐. - 주위 시스템과 원활한 연동으로 연속 운전이 가능하도록 설계 - 잔골재는 이 가열 시스템 또는 밀링 시스템으로 이송함. - 미분말은 배기시스템에 의해 포집된 미분말 처리드럼으로 이송함.
이송 시스템	- 방사성핵종으로 오염된 미분말의 폭로 부위를 최소화 하는 시스템 설계 - 상부에서 하부로 낙하되는 형태의 시스템도 고려 - 이송 시스템은 함석 또는 고강도 투명 재질로 제작되며, 폐쇄 공정으로 구성됨.
열처리 시스템	- 열처리와 함께 파쇄 기능을 병행하도록 설계 - 직접 가열 형식의 시스템 적용 - 열처리시스템은 고온 챔버 및 가열된 공기 공급 및 부대 장치로 구성됨. - 고밀도의 골재 처리에 적합하고 교체 및 유지관리가 용이한 재질로 설계함. - 열손실 방지를 위하여 적절한 단열재를 설치함. - 가열시 내부 압력에 의한 폭발 방지를 위한 방출밸브 적용 - 자유로운 증기 배출 시스템 적용
기계적 분쇄 시스템	- 골재의 충분한 위치에너지 형성, 분쇄된 골재의 입도분포와 밀도, 흡수율을 고려하여 최적 분쇄 시간을 설정함. - 충분한 분쇄가 이루어지지 않은 골재는 다시 시스템 내부에 투입하여 재 분쇄 공정을 거치도록 설계함. - 제거된 골재에 대해서는 정상상태를 구현하기 위하여 동일한 양의 공급이 연속적으로 이루어지도록 운전하는 개념으로 설계함. - 콘크리트 폐기물을 일정한 크기로 분쇄하기 위한 기능을 가짐. - 마찰, 낙하, 분쇄, 파쇄를 병행 할 수 있는 시스템 적용 - 체분리 시스템으로 이송시 폭로부위 최소화 - 유지보수 및 작업시 기기 내부 상태를 관찰 할 수 있는 View port 설치 - 유지보수가 용이하며 퍼지 및 화재 방지시스템 설치를 위한 예비포트로 설계함. - 파쇄 되는 골재의 입도를 자유로이 조절할 수 있도록 설계함.
Zig-Zag 유동층 처리 시스템	- 분쇄 시스템을 통해 생산된 재생 잔골재를 열유동 분리 공정을 이용하여 방사성 물질을 분리하는데는 다소 어려움이 있는 것으로 판단됨 - 실 적용을 위해서는 다양한 공정운전변수에 대한 실험과 경제성 평가 연구를 수행할 필요가 있음
고온 슬래깅 시스템	- DC Graphite arc를 이용한 기술로 처리용량은 10 kg/batch이며, 1500°C 이상으로 운전이 가능하도록 설계함. - 시스템 안정을 위해 냉각수를 공급하며, 냉각수 공급 이상을 감지할 수 있는 경보 시스템을 설치함. - 고온 슬래깅 시스템은 고온용융로, 전원공급 시스템, 부대 장치로 구성함. - 고온용융로는 전기를 동력원으로 하여 탄소전극을 이용한 고온의 플라즈마 아크열을 발생시켜 미분말을 고온 슬래깅함.

3. 콘크리트 해체폐기물 가열분쇄 공정 개발

연구로 2호기 해체 현장의 200 L 드럼에 저장 보관되어 있는 방사화 중량 콘크리트 폐기물과 입자성 우라늄 화합물로 오염된 우라늄 변환시설 해체콘크리트 폐기물에 대하여 실험실적으로 가열 및 분쇄 공정(볼 밀)을 적용하여 분리된 골재의 분포 및 골재의 오염도 분포 평가를 통해 가열분쇄 공정의 실제 해체폐기물 적용성을 파악하였으며 연구로 해체 현장에서의 실험 절차는 Fig. 3.51에 수록하였다.

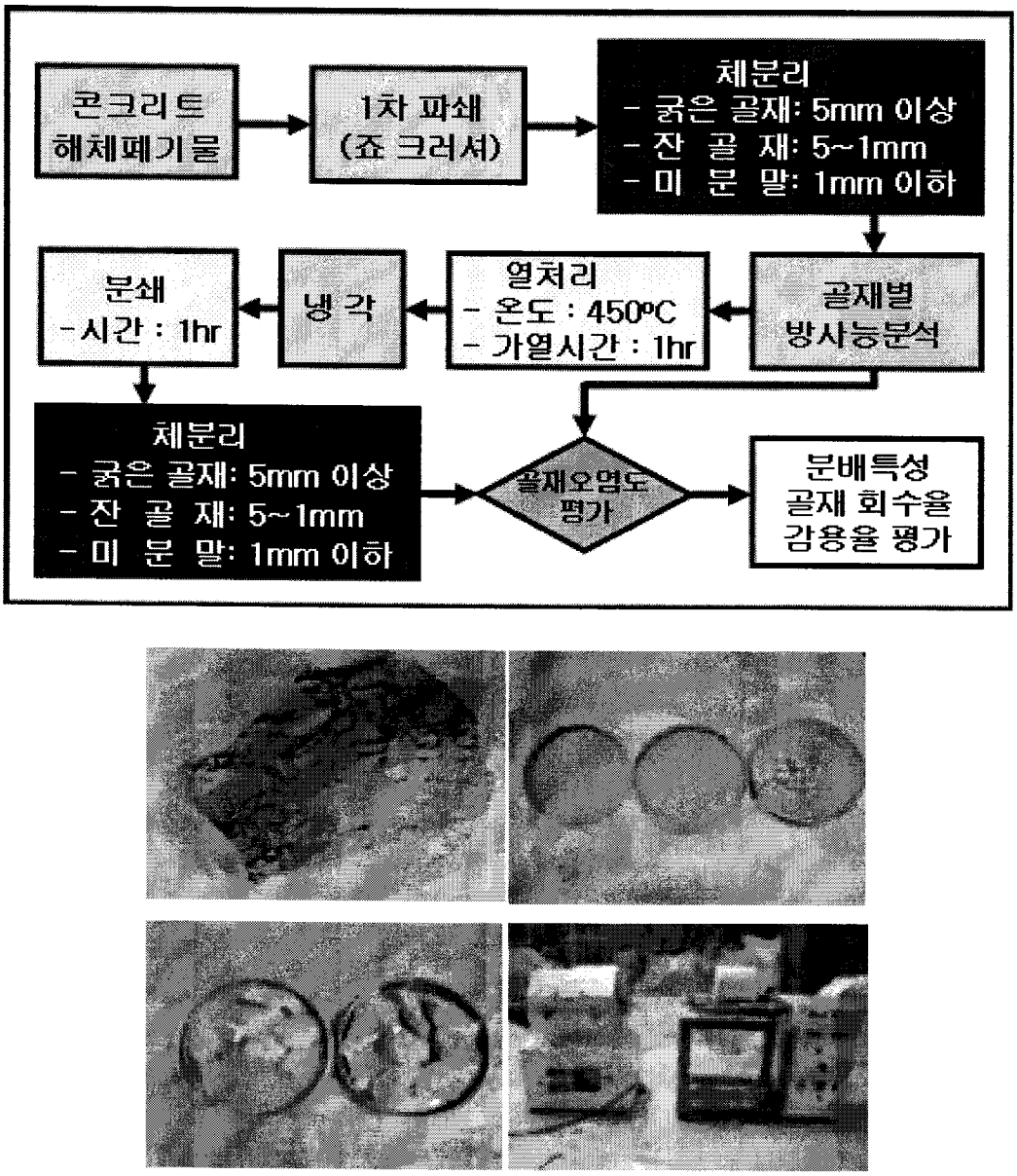


Fig. 3.51. Test for a volume reduction of dismantled concrete waste.

가. 연구로 방사화 해체 콘크리트 폐기물 감용 적용성 평가

연구로 해체 현장의 200 L 드럼에 포장되어 있는 방사화 중량 콘크리트를 단지 기계적으로 파쇄한 후 입경에 따라 굵은 골재(5 mm 이상의 자갈), 잔골재(1~5 mm의 모래) 및 미분말(1mm 이하의 시멘트 페이스트)로 체분리하여 각 시료의 비방사능을 측정한 결과를 Fig. 3.52에 수록하였다. 대부분의 방사성 핵종은 조직이 치밀한 자갈이나 모래 성분에 있지 않고 다공성 물질의 시멘트 페이스트에 농축되어 존재함을 확인할 수 있었다. 연구로 방사화 콘크리트 해체폐기물을 별도 처리하지 않고 기계적 체분리 만으로도 상당량을 자체처분 대상 폐기물로 분류할 수 있다고 판단되었다. 폐기물 드럼에서 채취한 방사화 중량 콘크리트를 먼저 5 mm 이상의 굵은 골재와 1~5 mm 크기의 잔골재로 체분리한 후 골재 크기별로 전기로에서 450℃로 40분간 가열한 후 볼밀에서 30분간 마쇄하여 생산된 골재를 다시 체분리하여 골재의 분포 및 비방사능을 측정한 결과를 Fig. 3.52 및 Fig. 3.53에 수록하였다.

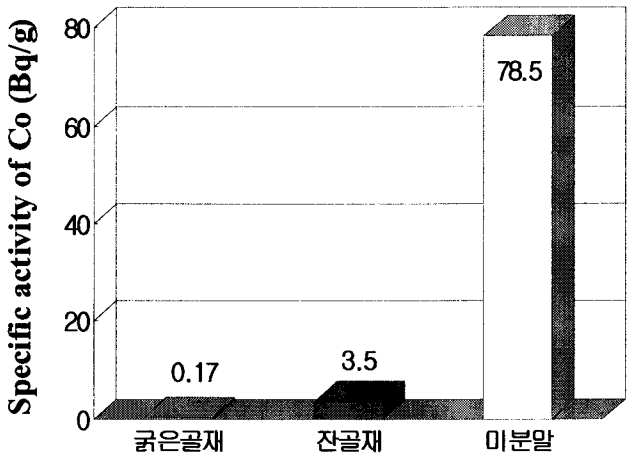


Fig. 3.52. Change of specific activity after sieving of the activated heavy weight concrete waste.

초기 오염도가 0.17 Bq/g인 굵은 골재의 가열분쇄공정 적용 후 체분리된 굵은골재의 비방사능은 0.06 Bq/g 으로 현저히 감소함과 동시에 체분리된 잔골재 및 미분말의 비방사능은 각각 0.13 Bq/g 및 1.74 Bq/g으로 대부분의 방사성 핵종이 미분말에서 검출되었다. 초기 오염도가 3.48 Bq/g인 잔골재의 가열분쇄공정 적용 후 체분리된 잔골재의 비방사능은 0.059 Bq/g로 현저히 감소함과 동시에, 체분리된 미분말의 비방사능은 20.1 Bq/g으로 대부분의 방사성 핵종이 미분말에서 검출되었다.

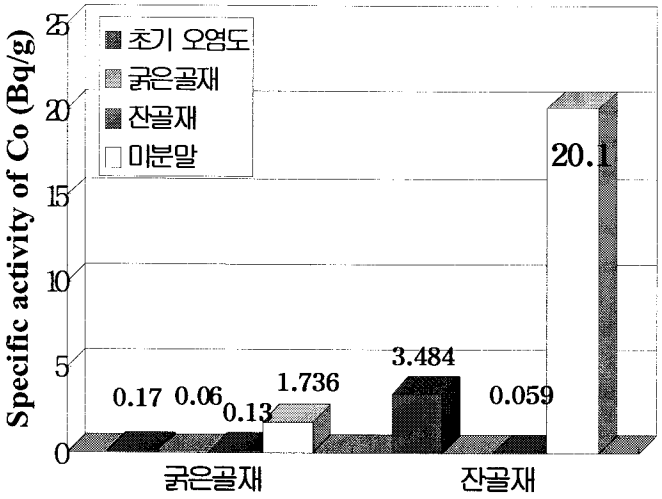


Fig. 3.53. Change of specific activity after crushing and heating of the activated heavy weight concrete waste.

방사화 중량 콘크리트의 골재크기별 가열분쇄공정 적용 후 체분리에 의해 회수된 굵은 Fig. 3.54에서와 같이 골재의 85% 이상 및 잔골재의 35% 이상을 자체처분 대상 폐기물로 분류할 수 있을 것으로 판단되며, 초기 실험에 사용된 방사화 콘크리트는 Fig. 3.55에서와 같이 폐기물량에 대해 총괄적으로 약 68%를 감용 및 자체처분 할 수 있을 것으로 평가되었다.

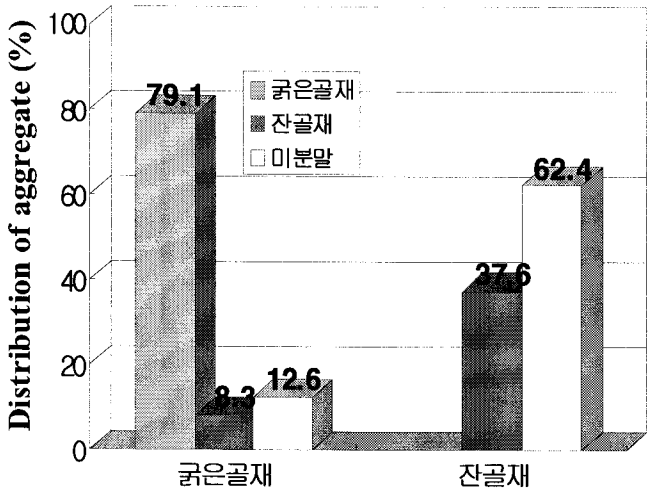


Fig. 3.54. Distribution of the aggregates after heating and milling of the activated heavy concrete.

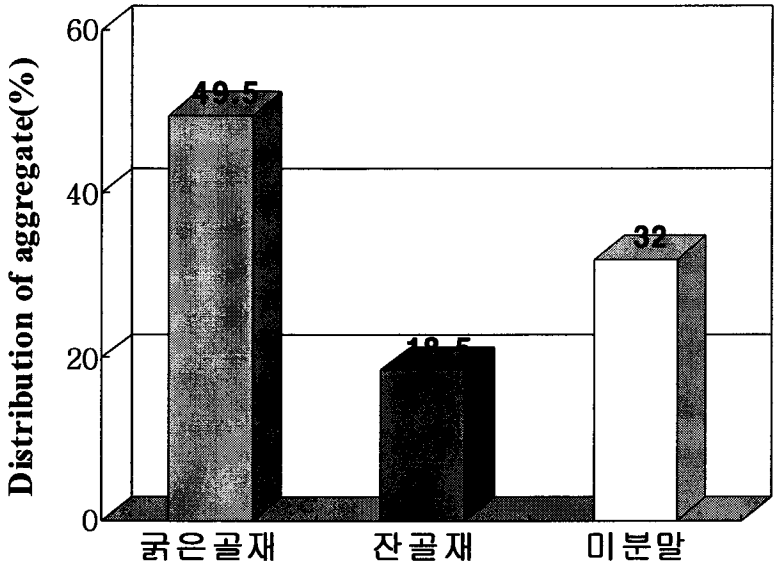


Fig. 3.55. Overall distribution of the aggregates after heating and milling of the activated heavy weight concrete.

나. 우라늄 변환시설 해체 콘크리트 폐기물 감용 적용성 평가

우라늄변환시설 환경복원 현장에서 발생된 우라늄으로 오염된 해체 콘크리트 폐기물을 가열분쇄한 후 생산된 골재의 크기별로 체 분리하여 비방사능을 분석한 결과를 Fig. 3.56에 수록하였다. 우라늄변환시설의 해체 콘크리트 폐기물은 1 mm 이하의 시멘트 페이스트에 우라늄 핵종이 대부분 분포되며, 특히 0.15 mm 이하의 미세분말 입자에 상당량의 핵종이 농축되어 있음을 확인 할 수 있었다. 따라서 우라늄변환시설 해체 콘크리트 폐기물 역시 연구로 방사화 해체 콘크리트 폐기물과 동일하게 가열분쇄공정 적용에 의해 감용 및 자체처분 가능할 것으로 사료된다.

우라늄변환시설 해체 현장에서 두 종류의 콘크리트 해체폐기물(시설 바닥 상층의 두터운 모르타르 시멘트 폐기물 및 그 외의 일반 경량 콘크리트 폐기물)이 발생되었다. 초기 비방사능이 6.5 Bq/g인 일반 경량 콘크리트 해체폐기물을 가열분쇄공정에 의해 처리 하였을 시 체분리된 골재의 회수율 및 골재 크기에 따른 오염도 분포를 Fig. 3.57에 수록하였다. 굵은 골재인 자갈에 존재하는 비방사능은 0.28 Bq/g, 잔골재인 모래에 존재하는 비방사능은 1.97 Bq/g, 미분말에는 26.5 Bq/g로 대부분의 우라늄 핵종은 미분말에 농축되었다. 따라서 우라늄으로 오염된 콘크리트 폐기물 역시 가열분쇄에 의해 방사성폐기물과 자체처분 대상 폐기물로 분리가 가능함을 확인하였으며, 가열분쇄공정의 적용으로 방사성 해체 콘크리트 폐기물의 약 75% 이상을 감용 및 자체처분 할 수 있는 것으로 평가된다.

초기오염도가 4.2 Bq/g인 모르타르 시멘트 폐기물의 가열분쇄공정 적용 후 체 분리된 골재의 회수율 및 골재 크기에 따른 오염도 분포를 Fig. 3.58에 수록하였다. 모르타르 시멘트 폐기물은 일반 경량 콘크리트 폐기물과 달리 대부분이 모래와 시멘트로 이루어져 있기 때문에 굵은 골재의 회수율이 경량 콘크리트 폐기물에 비해서 상당히 감소되었고, 잔골재는 거의 시멘트 페이스트가 공존하는 형태로 분리되었다. 회수된 굵은 골재의 비방사능은 0.38 Bq/g으로 최기보다 10배 이상 감소되어 가열분쇄에 의해 자체처분 대상 폐기물로 분리가 가능함을 확인하였다. 일반 경량 콘크리트 폐기물에 비해 다량의 미분말이 생산되는 모르타르 시멘트 미분말은 대개 입자성 우라늄화합물 (AUC, ADU 및 UO_2)로 오염되어 있으므로 화학적 처리에 의해서 효과적으로 우라늄 오염을 제거함으로써 모르타르 시멘트 폐기물의 감용 및 자체처분율을 향상 시킬 수 있을 것으로 판단되었다..

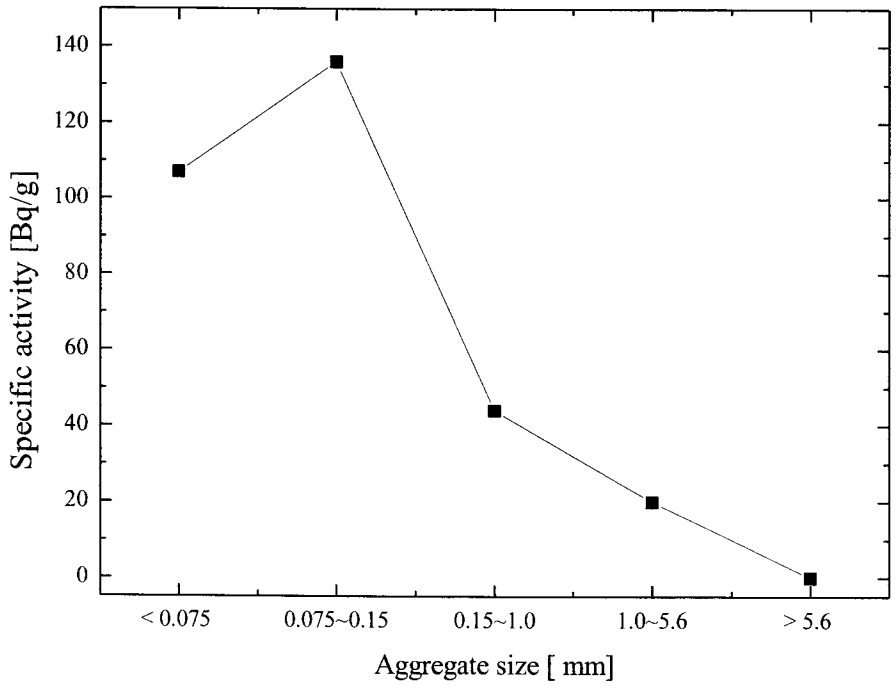


Fig. 3.56. Distribution of the specific activity for the aggregate size form of uranium contaminated light weight concrete waste.

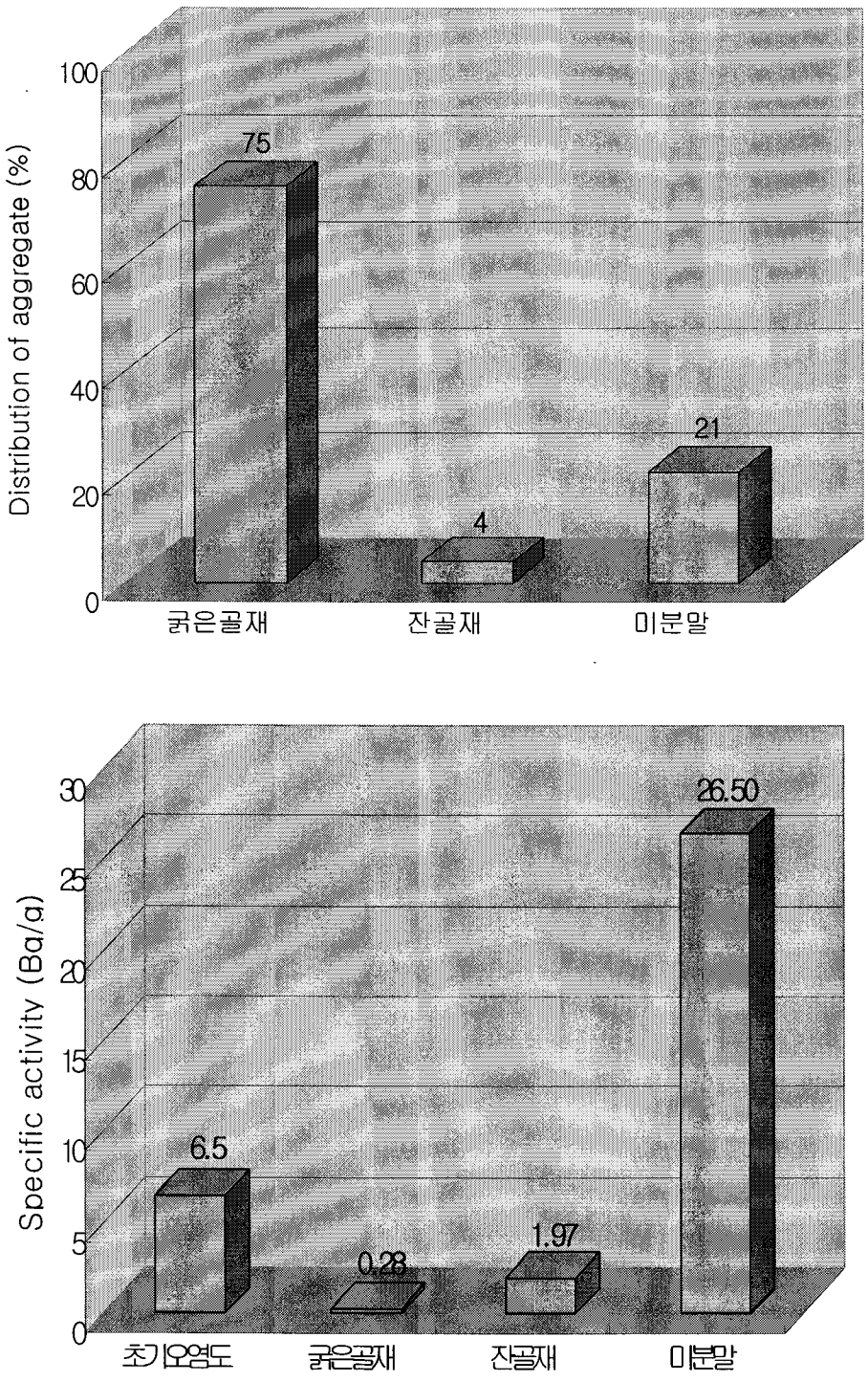


Fig. 3.57. Specific activity and distribution of aggregate after a heating and milling of the contaminated uranium concrete waste.

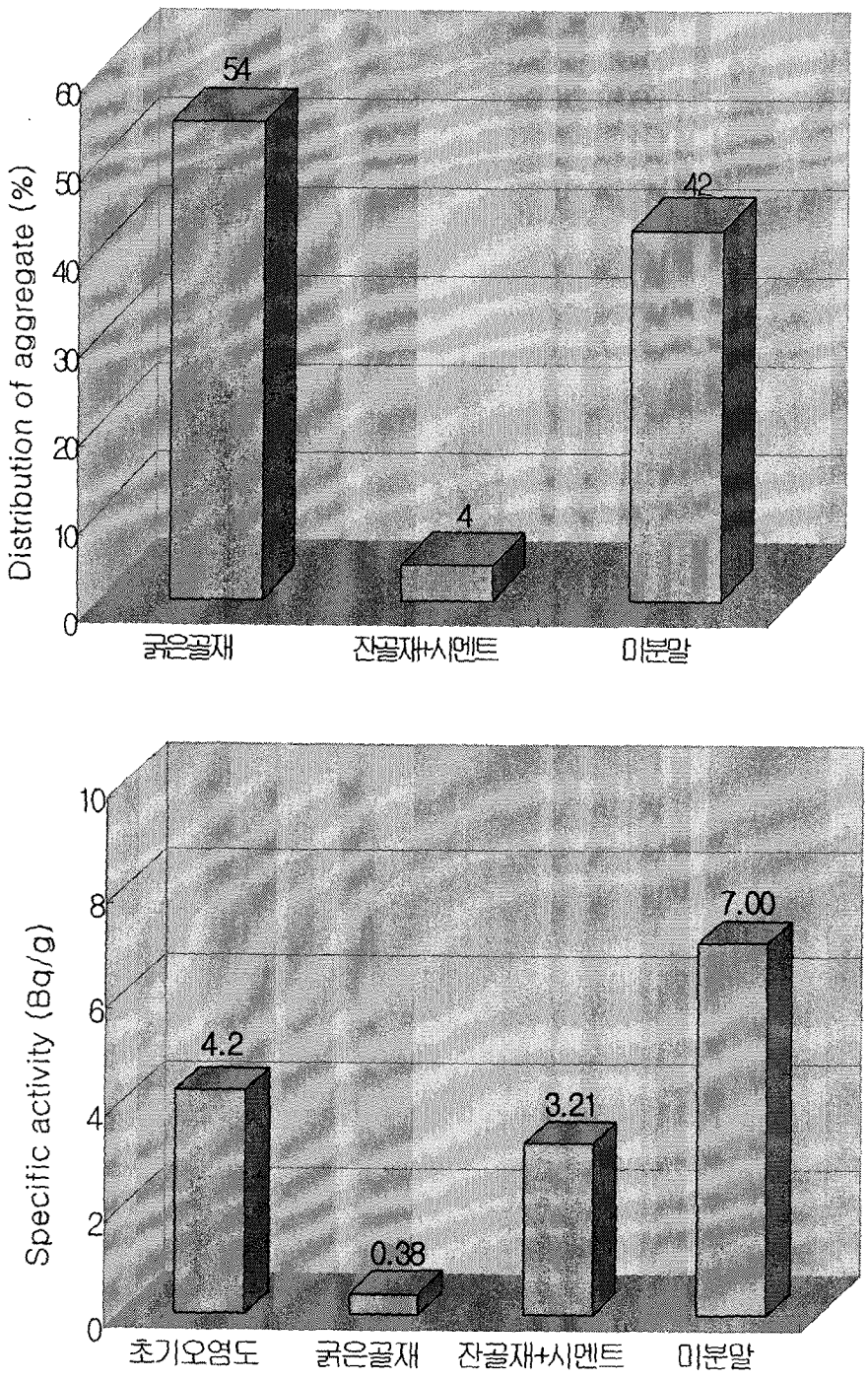


Fig. 3.58. Specific activity and distribution of aggregate after a heating and milling of the contaminated mortar concrete waste.

다. 가열분쇄 후 생산된 골재의 물리적 특성 평가

콘크리트 해체 폐기물의 가열분쇄 후 생산된 굵은골재와 잔골재에 대해 재생골재로서의 사용 가능성을 조사하기 위해서 재생골재의 성능을 평가하는 주요 항목인 흡수율 및 건조밀도)를 측정한 결과를 각각 Fig. 3.59와 Table 3.23에 수록하였다. 가열분쇄공정 적용으로 생산된 굵은골재 및 잔골재의 흡수율과 절대건조밀도는 천연골재와 동등한 값을 나타내었으며, KS F 2573의 표준 규격을 만족하여 순환골재로 재활용이 가능함을 확인하였다.

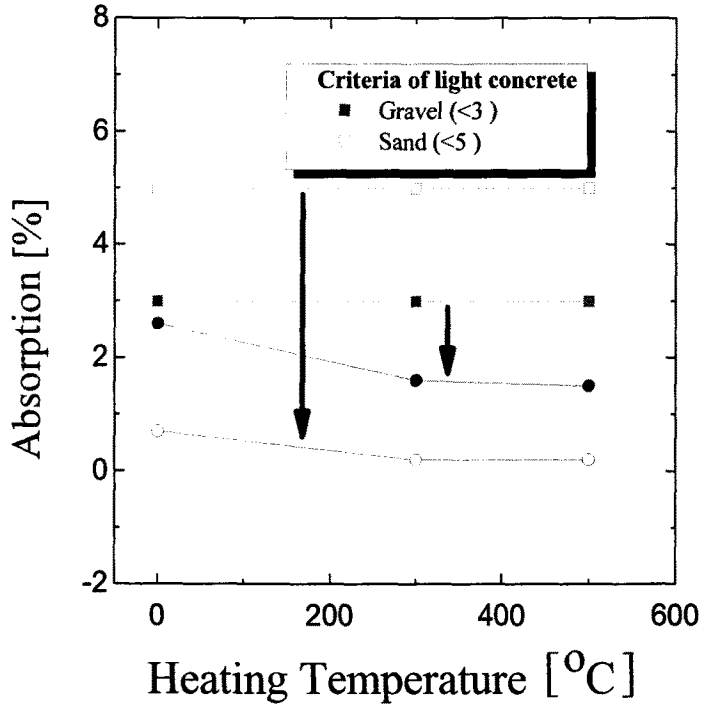


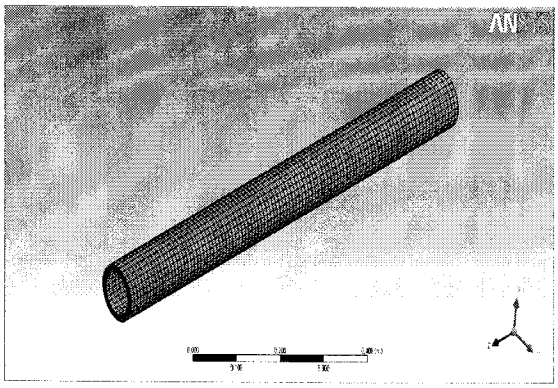
Fig. 3.59. Absorption ratio of aggregated after heating and crushing.

Table 3.23 Dry density of separated aggregates

구분	절대건조밀도 품질기준	가열온도	골재 건조밀도
굵은골재	> 2.5	비가열	2.4
		500℃	2.6
잔골재	> 2.2	비가열	2.3
		500℃	2.6

라. 콘크리트 폐기물의 열전달 해석

콘크리트 해체폐기물의 가열분쇄 공정장치를 설계하기 위하여 콘크리트 폐기물의 열전달 전산해석을 통해 공정장치의 가열용량 및 heat flux에 따라 골재(자갈 및 모래)의 건전성에는 영향을 미치지 않으면서 콘크리트 폐기물로부터 시멘트 페이스트를 효과적으로 분리하여 낼 수 있는 온도인 450~500℃에 도달되는 현상을 조사하였으며, 그 결과를 Fig. 3.60에 수록하였다.



(Boundary condition)

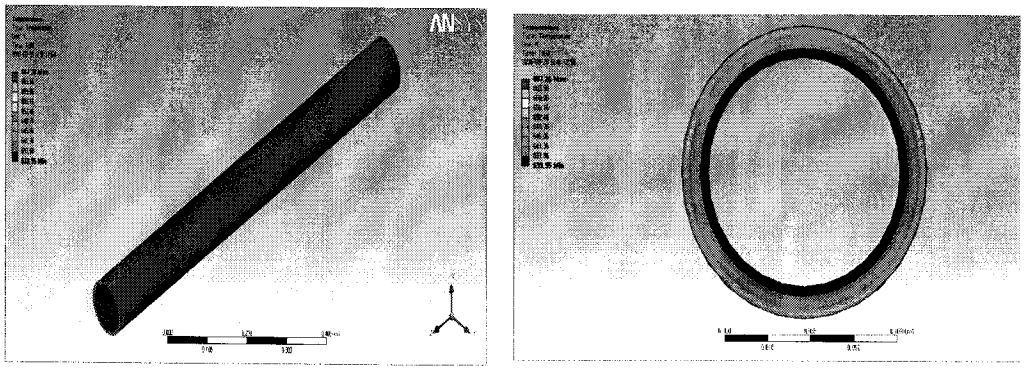


Fig. 3. 60 Temperature change of aggregate surface into the heating chamber (Heat capacity : 10,000 W/m^2).

콘크리트 폐기물의 가열은 회전하는 원통형 챔버(φ=106 mm, L=850 mm)를 외부에서 전기 히터로 가열하는 방식을 채택하였고, 원통형 챔버 내에서 콘크리트 폐기물의 충진율은 40%로 원주방향으로 균일하게 밀착되어 annulus 형태를 이룬다고 가정하였다. 콘크리트 폐기물 표면의 최대온도는 원통형 챔버와 접촉하는 표면에서 형성되며, 최소온도는 annulus의 안쪽표면으로 최대와 최소 온도간의 차이는 약 50℃로써 목표한 온도범위 내에서 가열이 가능함을 확인하였다. 전산해석 결과를 토대로 가열분쇄공정의 가열용량은 최대 15kW로 설계하며, 정상 운전 시는 10 kW를 유지하는 조건을 채택하였다. 이때 최대 500℃에 이르는데에는 약 950초가 소요되는 것으로 나타났으며 그 결과 값을 Fig. 3.61 및 3.62에 도시하였다.

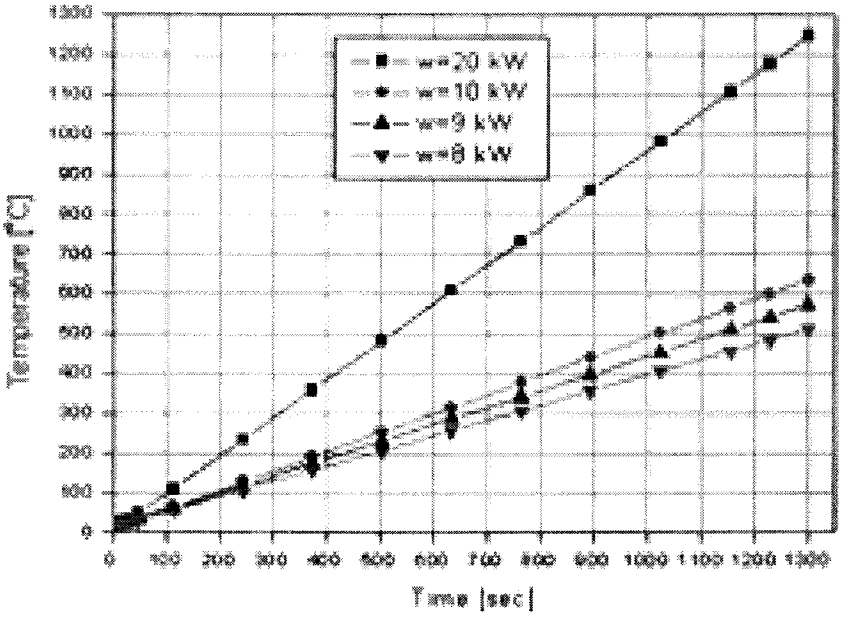


Fig. 3.61. Minimum temperature of the concrete w.r.t time.

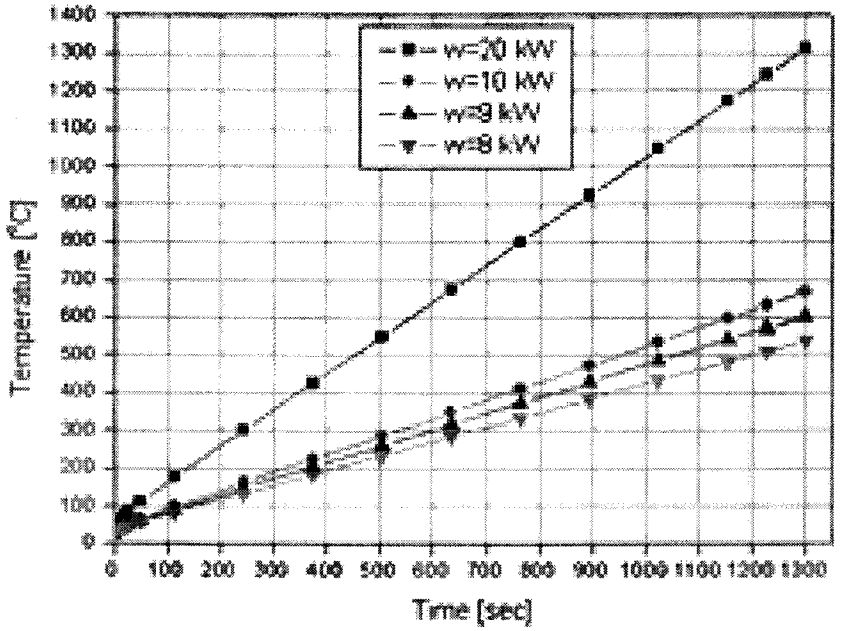


Fig. 3.62. Maximum temperature of the concrete w.r.t time.

마. 실험실 규모 가열분쇄 공정장치 설계/제작 및 실증

(1) 가열분쇄 공정장치 설계/제작

전산해석 결과에 준하여 열전달 해석결과를 바탕으로 처리용량이 5~8 kg/batch이며, 최대 15kW 용량의 전기가열기에 의한 가열에 의해 골재와 시멘트 모르타르의 결합력을 약화시키고, 회전가열튜브 내부의 타격부재에 의해 골재 구성물 간의 경도의 차이를 이용하여 방사성물질이 농축되어 있는 모르타르 성분을 효율적으로 제거함으로써 콘크리트 폐기물을 분리 감용함과 동시에 콘크리트 폐기물로부터 분리된 순환골재에 대해 한국산업규격에서 제시한 재생골재 또는 천연골재와 동등하거나 그 이상의 품질을 갖는 고품질의 골재를 회수하여 원자력시설 내부에서 제한적으로 재활용이 가능한 일체형 가열 분쇄공정장치를 개발하여 Fig. 3.63에 수록하였다. 일체형 가열분쇄 복합공정장치는 방사성콘크리트 폐기물 투입부, 회전가열분쇄부, 온도 및 속도 제어부, 폐기물 배출부, 배기가스 제거부, 회전가열로 내부의 폐기물을 배출하는 유압부로 이루어져 있다.

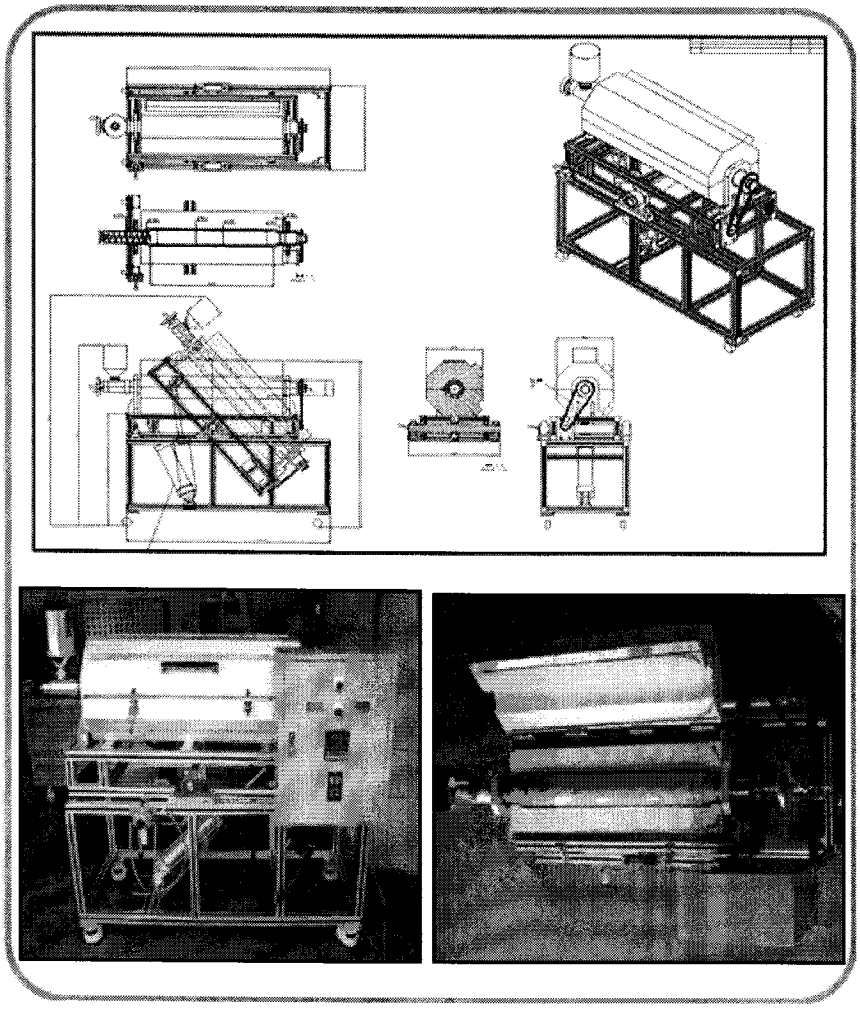


Fig. 3.63. Integrated thermal and mechanical treatment.

오염된 콘크리트 폐기물을 일정 골재 크기로 파쇄 한 다음, 이에 대한 표면 입도개선과 방사성물질이 농축된 모르타르를 제거함과 동시에 휘산되는 미립자 미분, 입자상 및 가스상 오염물질을 완전히 제거하여 방사성콘크리트 폐기물의 비방사능을 감소시켜 자체 처분하고 청정한 골재를 생산함으로써, 방사성 폐기물의 양을 획기적으로 감소시킴과 동시에 골재 표면 입도개선과 고품질의 골재를 생산하기 위한 패들형 회전충격기를 구비한 처리용량 50 kg/batch인 조밀분쇄 공정장치를 개발하여 Fig. 3.64에 수록하였다.

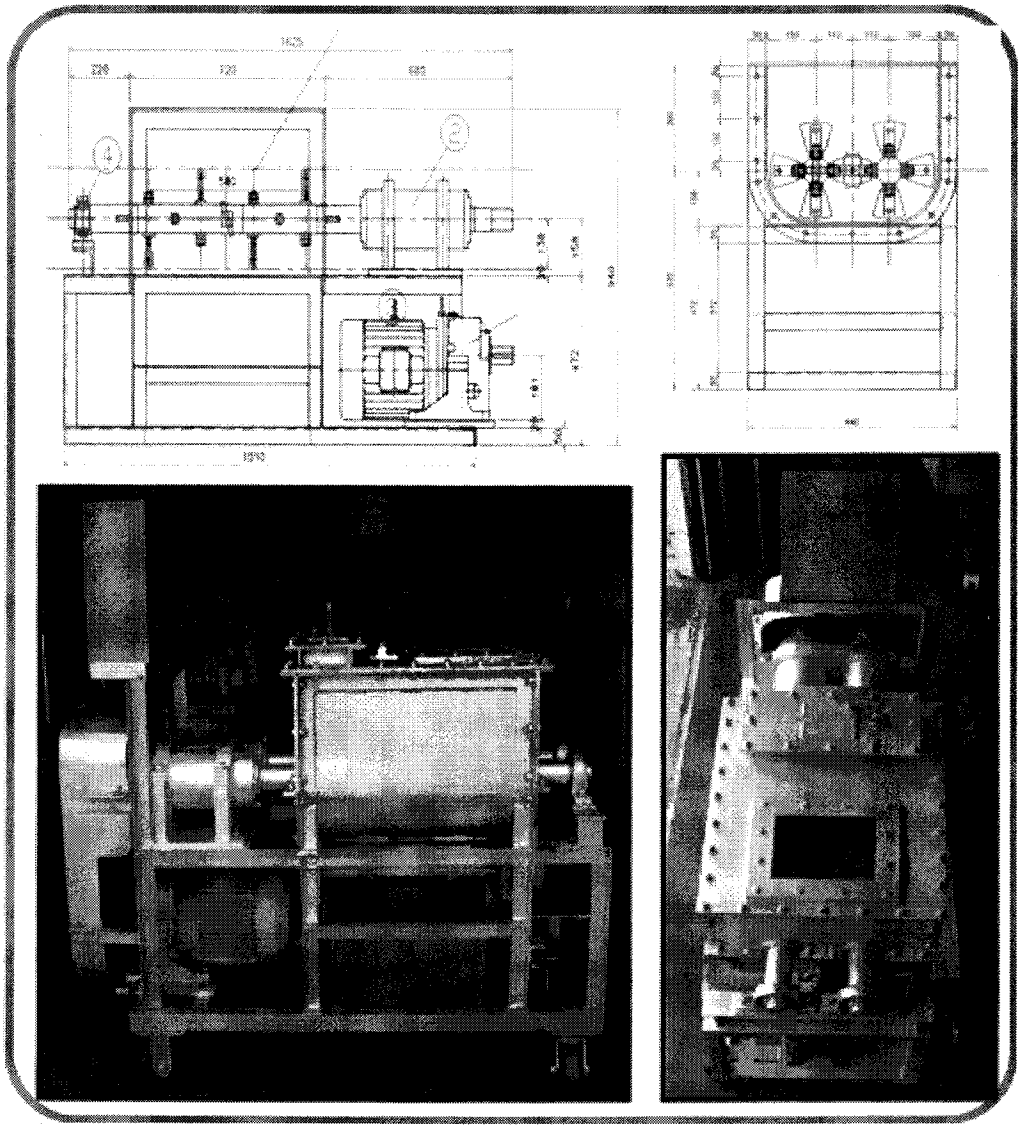


Fig. 3.64. Process equipment for milling and crushing.

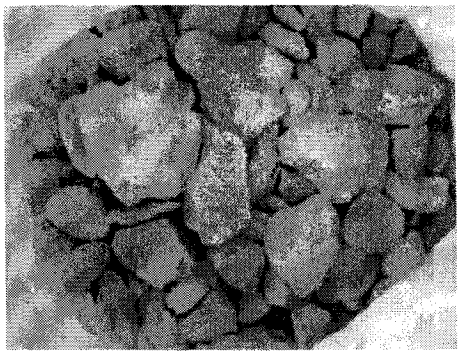
패들형 회전충격 장치는 일체형 가열분쇄 복합공정에 의해 생산된 방사성 콘크리트 폐기물 또는 현장에서 발생된 해체폐기물을 더욱 세분하여 방사성 오염물질인 페이스트와 골재로 더욱 심층 분리하는 패들형 회전충격기를 포함하는 분쇄부와, 분리된 오염 미분말과 골

재를 선별하는 선별부, 회전충격기 내부에 존재하는 미립자가 포함된 배기가스를 정화하는 배기가스 처리부로 구성되어 있으며 최대 처리용량 50kg/batch, 10Hp, Shaft 회전속도 400rpm, 2개의 shaft에 총 10개의 Paddle 장착되어 골재의 형상에 따라 Shaft 속도 조절이 가능하고 시료 배출이 용이, 유지보수 간단, 설치면적 작고 다양한 형태의 Paddle이 장착 가능한 특징을 가지고 있다.

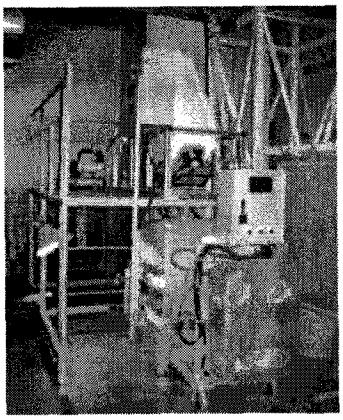
(2) 가열분쇄 공정장치 성능 평가 시험

실험실 규모의 가열분쇄 및 조밀분쇄 공정장치를 사용하여 연구로 해체 현장에서 수거한 비방사성 경량 콘크리트 폐기물에 대해 가열분쇄 공정 시험을 Fig. 3.65와 같이 수행하였으며 분리된 골재의 분포 및 골재의 흡수율 등을 통해 공정장치의 성능 평가를 수행하였다.

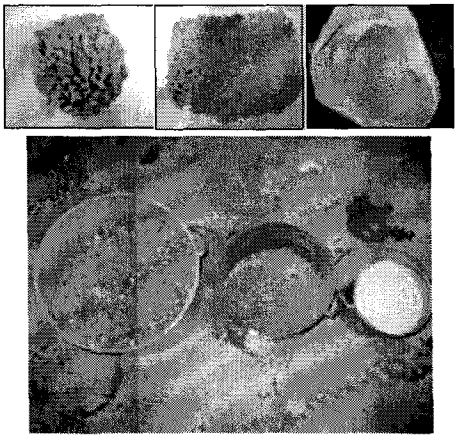
Jaw crusher에 의해 파쇄된 해체 콘크리트 40kg을 일체형 가열분쇄 복합공정장치에서 500℃로 40분 처리한 후 패들형 회전충격기를 구비한 조밀분쇄 공정장치에서 30분 동안 처리하여 생산된 골재를 체분리 한 후 골재 분포율과 흡수율을 측정하였다.



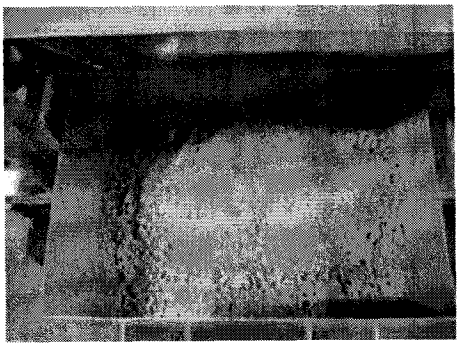
<해체 콘크리트 폐기물>



<콘크리트 폐기물 가열 및 분쇄>



<분리 후 골재>



<가열 분쇄 후 콘크리트 골재>

Fig. 3.65. Lab-scale demonstration of thermal and mechanical treatment.

본 공정장치를 사용하여 회수한 골재(굵은골재+잔골재)의 회수율은 우라늄변환시설의 일반 경량 콘크리트의 골재 회수율과 비교적 유사하였으며, 방사성콘크리트 오염 폐기물 골재와 유사한 골재의 회수율(약 80%)을 나타내었으며 그 결과는 Fig. 3.66에 수록하였다. 분리된 굵은골재와 잔골재에 대해 KS F 2573에 준하여 골재의 흡수율을 평가한 결과는 Table 3.24에 수록하였으며, 천연골재와 동등한 물리적 특성 값을 나타내어 순환골재로서의 재활용이 가능함을 확인하였다. 따라서 독창적인 일체형 가열분쇄 및 패들형 조밀분쇄 공정장치의 콘크리트 폐기물 처리성능뿐만 아니라 장치의 안전성 및 적합성을 확인하여 원자력시설 해체 시 발생하는 방사성 콘크리트 폐기물, 특히 시급히 요구되는 연구로 및 우라늄변환시설 콘크리트 해체폐기물의 감용 및 자체처분 사업에 직접 적용 가능한 기술 성능을 확보하였다.

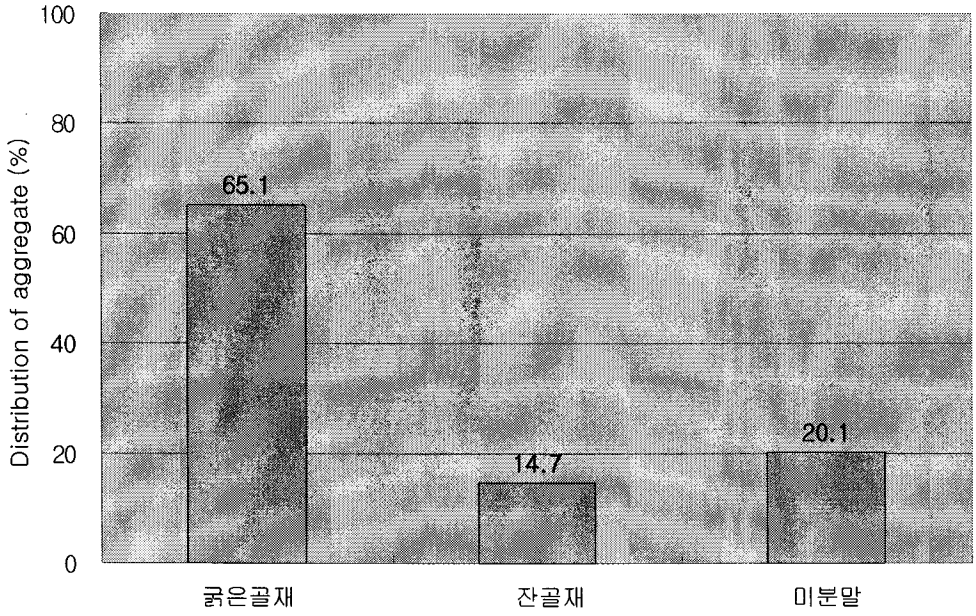


Fig. 3.66. Distribution of aggregate by bench-scale demonstration.

Table 3.24 Absorption radio of separated aggregates by lab scale demonstration

구분	품질기준	가열온도	흡수율
굵은골재	<3	500℃	2.2
잔골재	< 5	500℃	1.6

(다) 가열분쇄 공정장치 실증

연구로 해체 중량 콘크리트 폐기물과 우라늄 변환시설 해체 콘크리트를 사용하여 실증시험을 수행 하였다. 성능실험 시 설정한 운전조건(500℃로 40분 가열, 30분 마쇄)보다 열악한 운전조건(500℃, 30분 가열, 20분 마쇄)에서 실험실 규모의 실증실험을 통해 가열 분쇄공정의 성능을 확인하였다. Fig. 3.67 및 3.68은 연구로 방사화 중량콘크리트에서의 공정장치 실험결과 값으로 연구로 방사화 중량 콘크리트 폐기물의 65% 감용이 가능한 것으로 나타났다. 우라늄 변환시설 콘크리트 폐기물의 70% 분리 감용이 가능함을 확인할 수 있었으며 Fig. 3.69 및 3.70에 수록하였다.

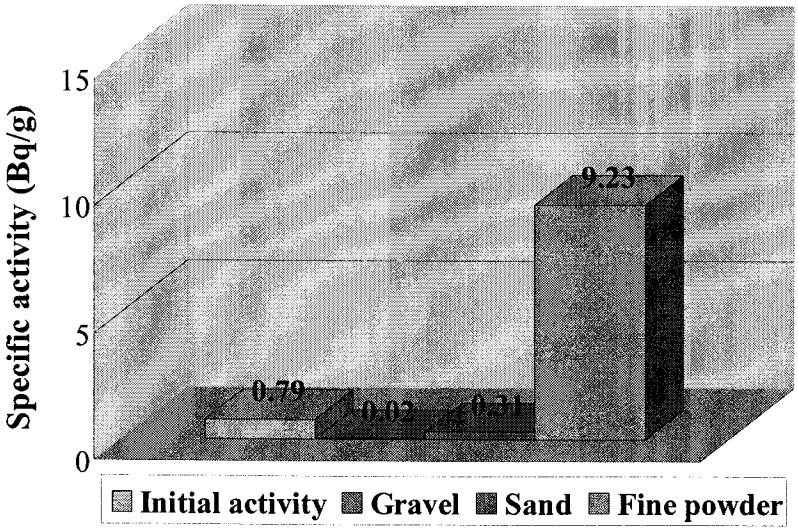


Fig. 3.67. Specific activity of the aggregates separated from activated concrete waste.

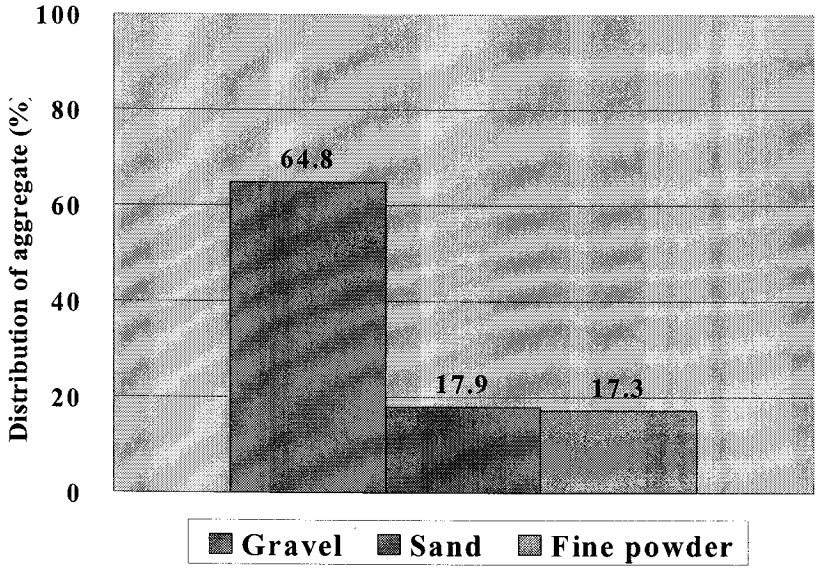


Fig. 3.68. Distribution of the aggregates separated from activated concrete waste.

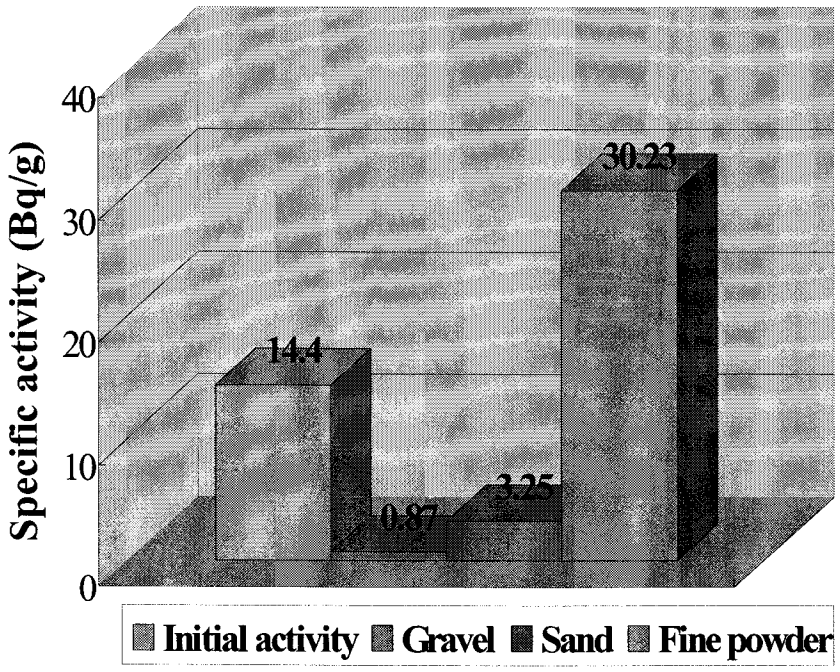


Fig. 3.69. Specific activity of the aggregates separated from UCP concrete waste.

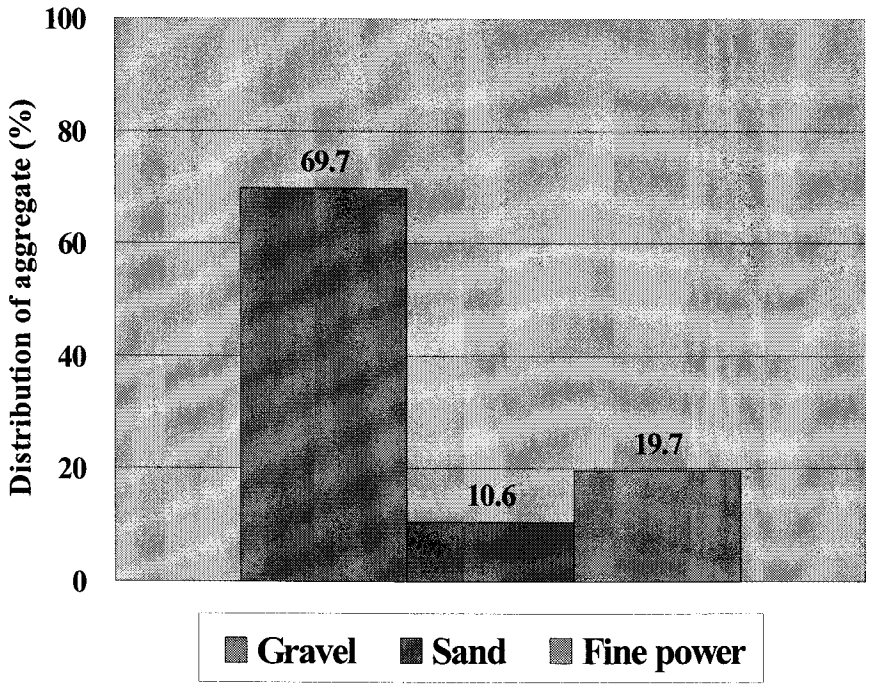


Fig. 3.70. Distribution of the aggregates separated from concrete waste.

4. 콘크리트 해체폐기물 열적/기계적 감용 실증장치 제작 및 기술실증

가. 콘크리트 해체폐기물 열적/기계적 단위 실증장치 제작

실험실적 규모의 연구를 통해서 확보한 방사성 콘크리트 해체폐기물의 가열분쇄공정을 기반으로 실증규모 가열분쇄 장치 (처리속도: 100 kg/hr)를 자체적으로 설계 제작하였다. 실증장치 주요 구성 공정은 폐기물 투입공정, 가열분쇄공정, 마쇄공정, 입도선별공정, 배기체 처리공정으로 이루어졌다. 가열공정장치의 외부 드럼을 좌우 120° 회전에 의해 골재에 균일한 열전달을 도모하였으며 가열드럼 내부에 별도의 부재 장치가 장착되어 있어 가열 중에도 골재 표면의 페이스트를 제거함과 동시에 열원을 공급할 수 있도록 설계하여 Fig. 3.71에 수록하였다. 가열 중 발생된 배기가스는 가열부 상부의 배기가스 출구를 통해 필터 시스템으로 보내어지며 가열온도는 드럼내부의 열전쌍에 의해 측정되어 전력량을 조절하여 ± 20℃ 범위내에서 운전할 수 있도록 되어있다.

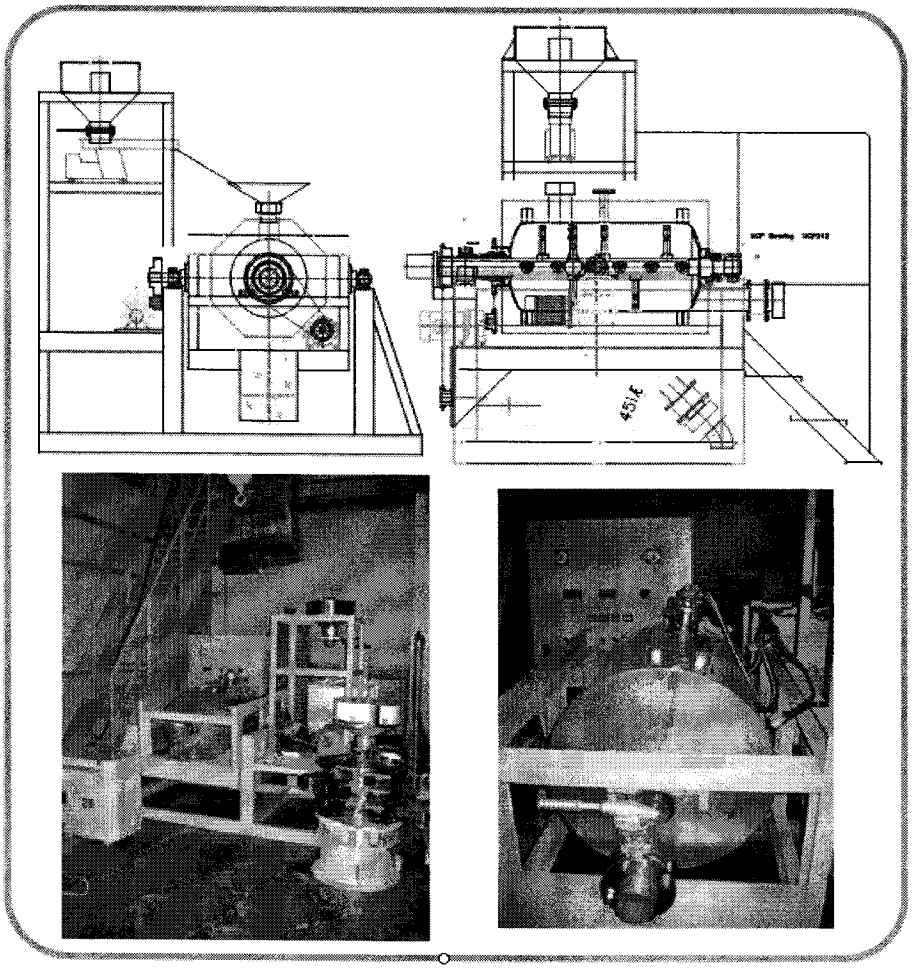


Fig. 3.71. Bench-scale demonstration equipment for the treatment of concrete waste.

제작된 단위 실증장치의 폐기물 투입공정, 가열분쇄공정, 입도 선별공정, 배기가스 처리 공정장치의 기능점검을 통해 단위실증장치의 기능 및 설계요구 성능을 점검하였다. 실증장치의 운전 시 조업의 연속성, 용이성 및 방사선적 안전성 등을 종합하여 공정장치의 건전성 및 안전성을 평가하였고 방사성 해체콘크리트 폐기물을 처리할 수 있도록 개선된 패들형 회전충격식 조밀분쇄 공정장치와의 상호 연동을 통한 통합 기능 점검 시험을 수행하여 방사성 콘크리트폐기물의 사용에 대비한 방사선적 안전성 확보여부 등 공정장치의 건전성을 점검한 후 결과에 따라 장치를 보완 및 개선하였다. 500℃로 가열 및 분쇄시 발생하는 분산상의 미분말과 가스상 오염핵종을 포집할 수 있는 백필터를 설치하여 배가가스를 안전하게 처리 할 수 있도록 배기체 처리부분을 보완하였다. 가열된 골재는 Tilting에 의해 낙하하는 방식으로 가열장치로부터 마쇄장치로 투입되어 미분말 및 방사성오염물질로부터 폭로된 상태이었으나 두 장치 사이에 열안전성 및 작업안전성을 유지할 수 있는 유동성 튜브를 사용하여 가열분쇄장치 출구를 개선하여 기기의 안전성을 향상시켰다. 조밀분쇄장치 출구로부터 분쇄된 콘크리트 폐기물 배출시 미분말 분산에 의한 오염확산을 방지하기 위해 장치 출구부분에 완충역할 기능과 선별공정으로 원활한 콘크리트 폐기물 공급이 가능하도록 기밀형 호퍼를 제작하여 설치하였다.

다. 콘크리트 해체폐기물 실증시험

(1) 비방사능 실증시험

우라늄 변화시설에서 발생된 비방사성 해체 콘크리트 폐기물을 사용하여 설비의 성능 및 기능 점검을 위한 비방사능 실증시험을 수행하여 기기의 안전성 및 건전성을 확보하였다. 분리된 각각의 골재에 대한 분포율을 설정하여 최적의 조업조건을 설정하였다. 분류된 골재가 재생골재로 제한적 재활용이 가능한지 여부를 결정하기 위해 재생골재의 성능을 평가하는 주요 항목인 흡수율과 절건 밀도 등을 측정하여, 이들 물성치가 KS F2573 기준에 만족하는지를 평가하여 Table 3.25에 수록하였다.

Table 3.25 Absorption radio of separated aggregates

구분	품질기준	가열온도	흡수율
굵은골재	<3	450℃	2.1
잔골재	< 5	450℃	1.8

(2) 방사능 실증시험

방사화 중량콘크리트 폐기물 및 우라늄변환시설 해체 우라늄오염 경량콘크리트 폐기물에 대한 가열분쇄 공정 실증시험을 수행하여 콘크리트 폐기물로부터 분리된 골재의 분포와 분리된 골재에 분포된 방사성 핵종 농도를 분석하여 자체처분 대상 골재의 비율을 산정하여 가열분쇄 공정 실증장치의 성능 평가하였다. 연구로 해체 시 발생된 중량콘크리트 폐기물을 해체 현장으로부터 운송하여 약 50kg/batch 규모로 실증실험을 수행하였으며 경량콘크리트로는 우라늄 변환시설 해체 시 발생된 우라늄으로 오염된 콘크리트 200L 드럼에 실증현장으로 운송하여 약 80kg/batch 규모로 Fig. 3.72와 같이 실증실험을 수행하였다. 실증실험 후 생산된 골재의 분포특성은 Table 3.26과 같다. 실증실험 시 설정된 운전조건 (450℃ 40분 가열, 30분 조밀 분쇄)으로 실증실험을 수행하였다.

연구로 해체 시 발생된 중량콘크리트 폐기물의 경우 오염콘크리트와 비 오염콘크리트가 혼재되어 있어 조크러셔를 사용하여 일차 분쇄 시 비 오염골재의 희석에 의해 비방사능 농도가 현저히 감소함을 알 수 있었다. 실증실험을 통해 생산된 골재의 분포 특성과 골재에서의 방사성핵종이 분배 특성이 실험실 규모의 실험에서 수행되었던 결과 값과 매우 유사하게 평가되었다. 연구로 해체 현장에서 발생된 중량 콘크리트의 경우 Fig. 3.73 및 3.74에서 보는 바와 같이 골재보다는 미분말에서의 오염도 준위가 높았으며 약 80% 정도의 골재를 생산하였다. 200L 드럼에 포장되어 있는 우라늄으로 오염된 경량 콘크리트는 부피가 큰 콘크리트와 자갈, 모래, 미분말이 혼재되어 있는 상태로서 드럼 내부의 폐기물의 오염도 준위는 높았으나 실증실험에서 사용된 부피가 큰 콘크리트는 대부분 표면에 오염되어 있어 조크러셔를 사용한 일차 분쇄시 희석에 의한 효과에 의해 콘크리트의 비방사능이 감소하였다. 그러나 우라늄으로 오염된 경량 콘크리트의 경우에서도 대부분의 우라늄 핵종들이 미분말에 검출되었으며 생산된 굵은 골재와 잔골재는 자체처분이 가능한 수준의 비방사능 값을 보였다. 우라늄 변환시설 콘크리트 폐기물의 경우는 약 80% 정도의 감용이 가능함을 확인하였으며 그 결과를 Fig. 3.75 및 3.76 수록하였다.

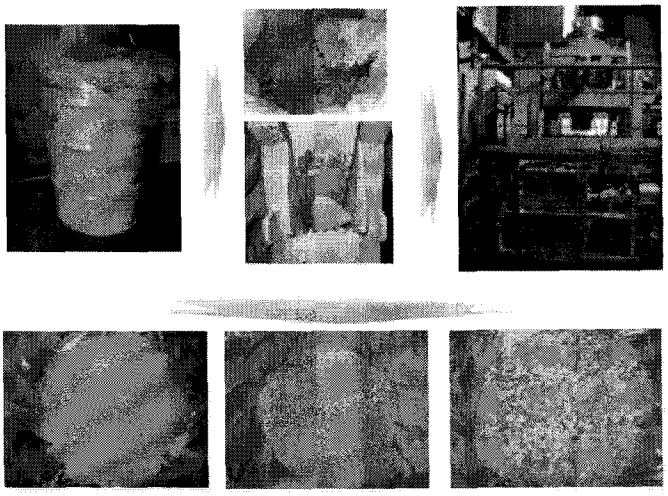


Fig. 3.72. Sequence of the demonstration test.

Table 3.26 Distribution of aggregates produced from bench-scale demonstration

구분	처리 전 콘크리트 양 (kg)	처리 후 콘크리트 량 (kg)			
		굵은골재	잔골재	미분말	총량
우라늄 오염 경량콘크리트	76	44.7 (61.1%)	13.4 (18.3%)	15.1 (20.6)	73.2
방사화 중량콘크리트	47	25.7 (59.2%)	8.9 (20.5%)	8.8 (20.3%)	43.4

연구로 생체차폐체로 사용된 중량콘크리트의 경우 Fe 및 Ni 동위원소가 구조체에 포함되어 원자로 운전과정에서 생성되는 중성자와 상호작용을 통하여 방사화되어 순베타핵종인 Fe-55 및 Ni-63 동위원소를 생성하게 된다. 철의 동위원소에는 Fe-55와 Fe-59가 존재하고 Ni의 동위원소는 Ni-59, Ni-63, Ni-65가 존재하는데 이중 분석대상이 되는 중요 핵종은 Fe-55, Ni-63이다. Fe-55 방사능이 굵은 골재에서 최대 5.81 Bq/g으로 나타났으며 Ni-60 방사능은 거의 없음을 알 수 있었다(Table 3.27). 방사성폐기물의 자체처분에 관한 규정(교육과학기술부 고시 2001-30호)에서 제시하고 있는 허용기준 및 핵종별 농도에 따라 본 평가에서 고려하고 있는 Fe-55, Co-60, Ni-63, Cs-134, Cs-137, Eu-152 및 Eu-154 의 경우 기타 방사성핵종으로 분류되며 규정에서 제시한 피폭선량평가 수행시 처분제한치인 개인에 대한 연간 10 μSv/yr와 집단선량 1 man · Sv/yr을 충분히 만족할 것으로 보인다.

Table 3.27 Specific activity of Ni-63, Fe-55 in activate concrete aggregate

시 료	Fe-55 (Bq/g)	Ni-63 (Bq/g)
가열분쇄 전 콘크리트	1.71 ± 0.095	<0.14
가열분쇄 후 굵은골재	5.81 ± 0.202	<0.14
가열분쇄 후 잔골재	2.53 ± 0.096	<0.11

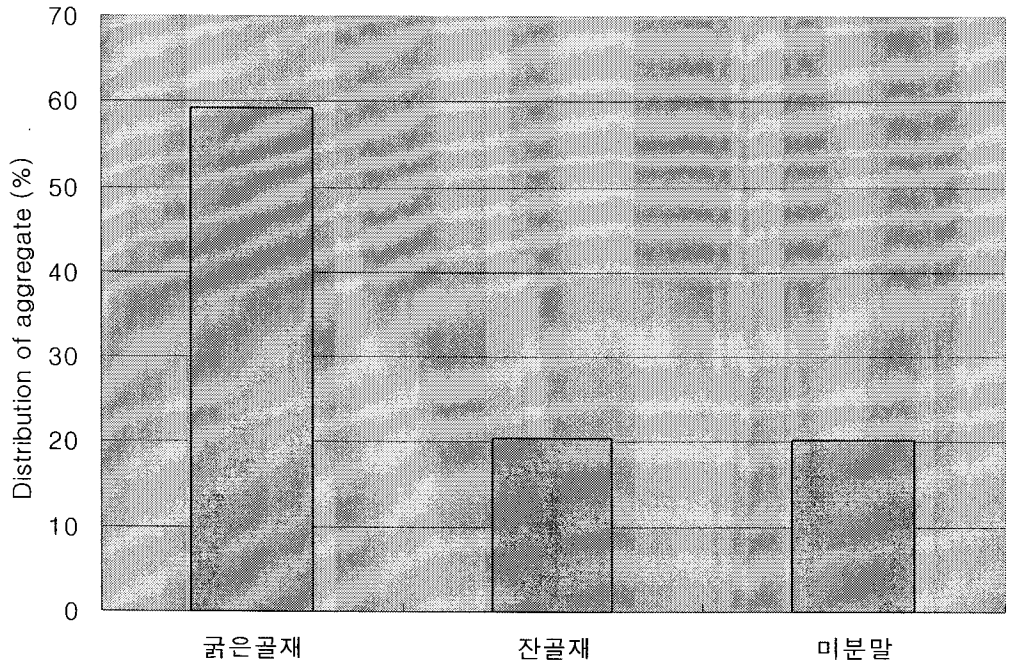


Fig. 3.73. Distribution of the aggregates separated from activated concrete waste after demonstration test.

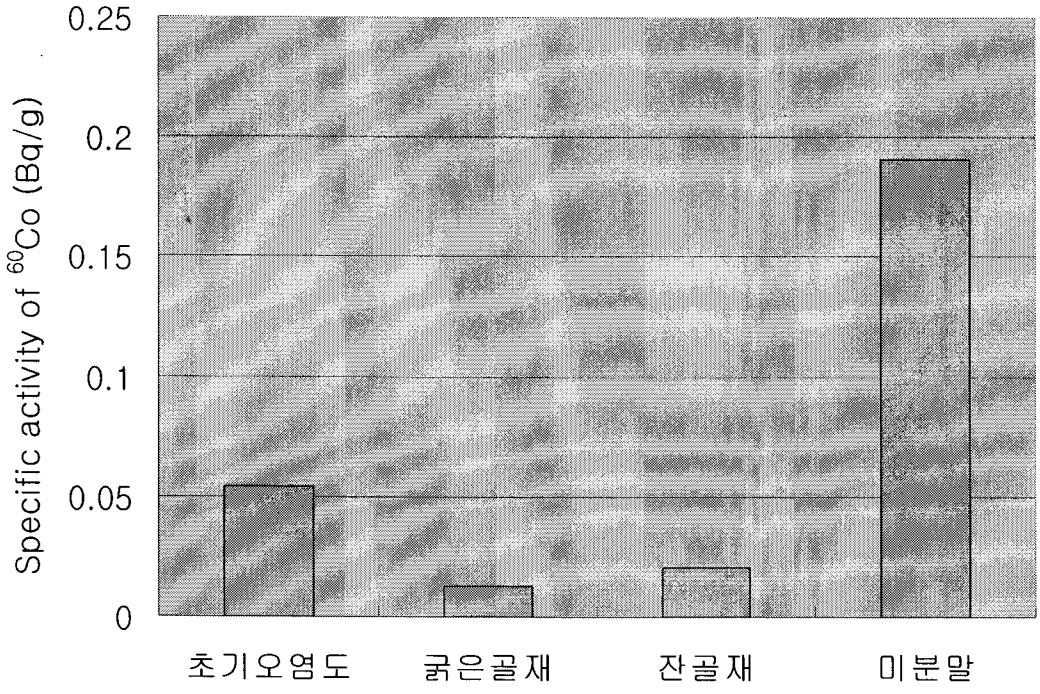


Fig. 3.74. Specific activity of the aggregates separated from activated concrete waste after demonstration test.

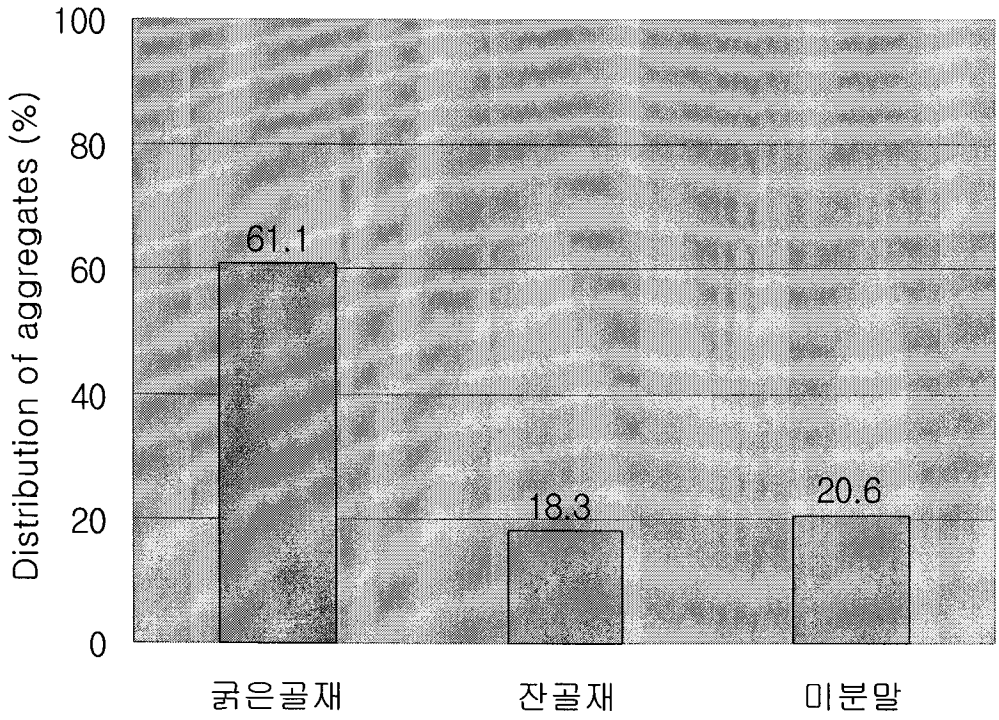


Fig. 3.75. Distribution of the aggregates separated from UCP concrete waste after demonstration test.

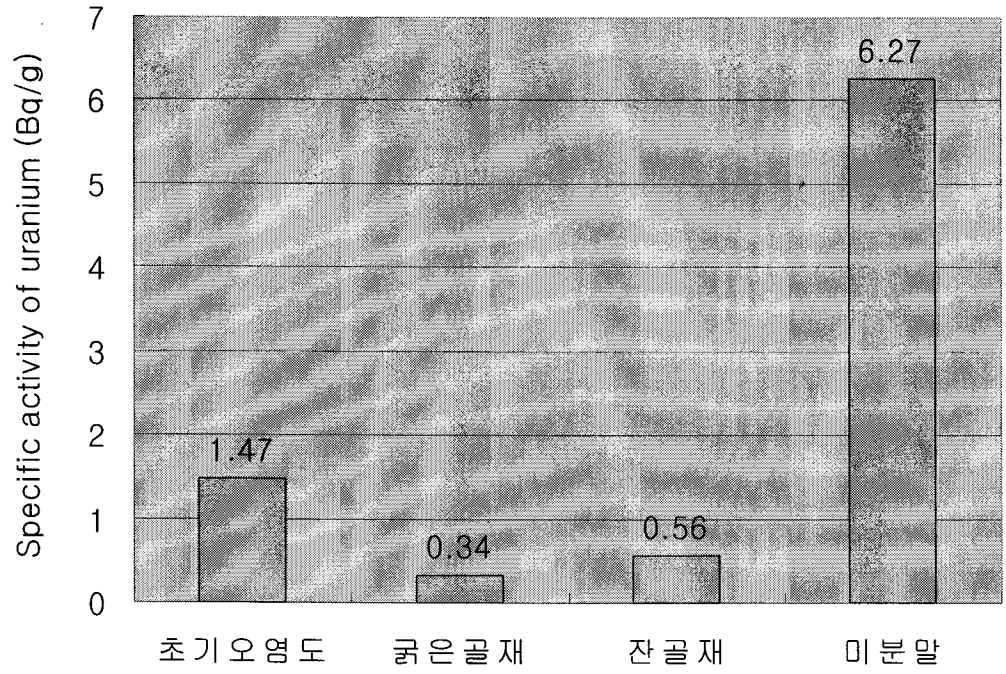


Fig. 3.76. Specific activity of the aggregates separated from UCP concrete waste after demonstration test.

실증실험 수행 후 현 규모 설비를 scale-up 할 시 다음과 같은 예상되는 문제점 및 고려사항을 도출하였다. 가열분쇄 공정 과정에서 발생되는 방사성 콘크리트 미분말이 외부로 확산되는 것을 차단하기 위해 충분한 내용적을 가지는 호퍼 및 포집시스템을 고려할 필요가 있다. 부피가 큰 콘크리트의 경우 가열공정에 투입될 수 있는 형태로 파쇄 할 수 있는 파쇄장치 또한 구축하여야 한다. 현 규모 설비에서 마쇄장치는 모든 골재크기를 수용하여 가열된 콘크리트 해체 폐기물 부피를 감용할 수 있으나 오염된 콘크리트로부터 방사성물질은 효과적으로 제거하기 위해서는 굵은 골재와 잔골재를 별도로 마쇄할 수 있는 장치를 구축할 필요성이 있다. 아울러 유지보수가 용이하며 효율적으로 처리할 수 있는 장치 배열이 고려되어야 함. 기기의 배치방식에 따라 처리효율, 설계 및 제작비용, 처리 공간에서 상당히 차이가 날 수 있다. 장치 배치 공간과 공정 중 미분말의 외부 누출을 최소화 하여 작업자의 안정을 도모 할 수 있는 수직형 처리 방식은 시스템 설계 모형도를 생산하여 Fig. 3.77에 도시하였다.

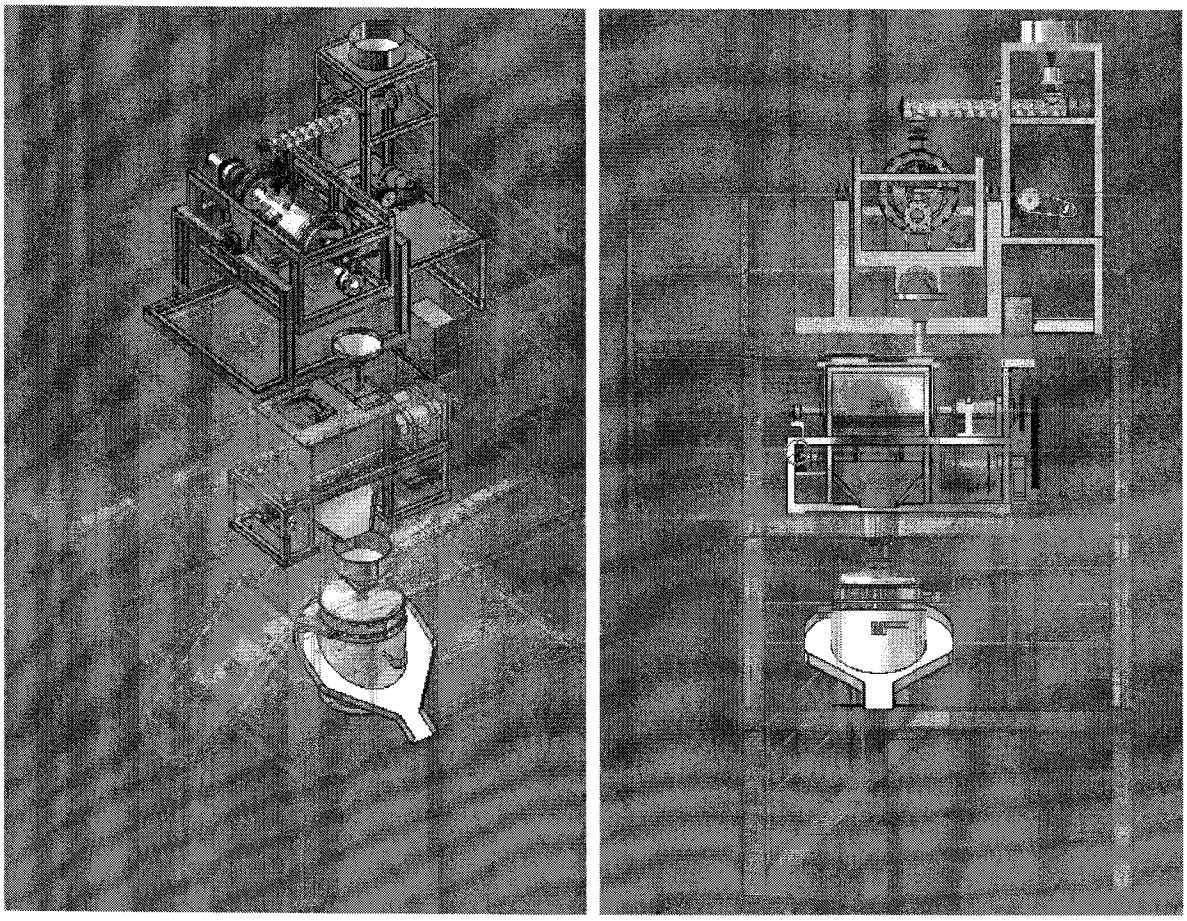


Fig. 3.77. Schematic of pilot plant.

제 3 절 콘크리트 미분말 감용 및 안정화 기술개발

1. 콘크리트 미분말 용출 감용 기술개발

가. 콘크리트 미분말 화학적 용출

(1) RI로 오염시킨 콘크리트 미분말 용출

해체 콘크리트 폐기물 가열분쇄공정 적용 시 약 20%를 상회하는 미분말이 발생되며, Fig. 3.78에서와 같이 전체 미분말의 약 80%를 차지하는 1~0.15 mm 크기 범위의 미분말에 대한 화학적 용출 특성을 우라늄 변환시설 콘크리트 해체폐기물로부터 발생된 콘크리트 미분말에 대하여 평가하였다. 가열분쇄공정을 통하여 발생하는 방사성 콘크리트 미분말 폐기물의 화학적 처리에 의한 감용 및 자체처분 적용성을 파악하기 위하여 연구로 및 우라늄변환시설 콘크리트 미분말에 대한 화학적 용출 시험을 수행하였다. 연구로 현장에서 채취한 비방사성 콘크리트 폐기물을 사용하여 분쇄기로 파쇄 후 체분리를 통해 채취한 미분말 샘플을 희석된 Co-60 방사성 동위원소 용액에 침잠시켜 24시간 교반하여 미분말을 오염시킨 다음 기중에서 12시간 자연 건조시킨 후 γ 선 검출기를 사용하여 초기오염도를 측정하였음. 오염된 미분말 시료 20g에 1M HCl 용액 200 ml를 첨가하여 용출실험을 수행한 결과 Fig. 3.79에서와 같이 30분 이상 용출시 경량 미분말의 경우 초기 Co-60 오염도의 99%, 중량미분말의 경우 97%의 제거성능을 보였다

(2) 방사화 콘크리트 미분말 최적용출조건 도출

화학적용출 방법으로 4종류의 세정제를 사용하여 토양과 세정제를 무게비로 1:5로 혼합하고, 한번에 4시간 동안 2회 반복 용출실험을 수행한 후 각 세정제에 대한 코발트 제거효율을 측정한 결과 HCl과 H_2SO_4에 의한 제거효율이 높았으나 Fig. 3.80과 같이 모두 약 20%에 불과했다. 방사화 콘크리트 미분말을 화학적 용출실험결과 코발트 제거효율이 매우 낮으므로 Fig. 3.81, 3.82와 같이 전기화학적 용출방법으로 용출실험을 다시 수행했다. 전기화학적 용출 방법으로 콘크리트의 pH를 낮추기 위해 H_2SO_4로 전처리를 한 후 20일간 전기화학적 용출실험을 수행하였으나 제거효율은 약 15%에 불과하였고, 한편, H_2SO_4로 전처리 시에는 코발트 제거효율은 약 9.7%였다. 결론적으로 화학적/전기화학적 용출에 의한 방사화 콘크리트 미분말로부터 코발트 제거효율은 효과가 미미함을 확인하였다.

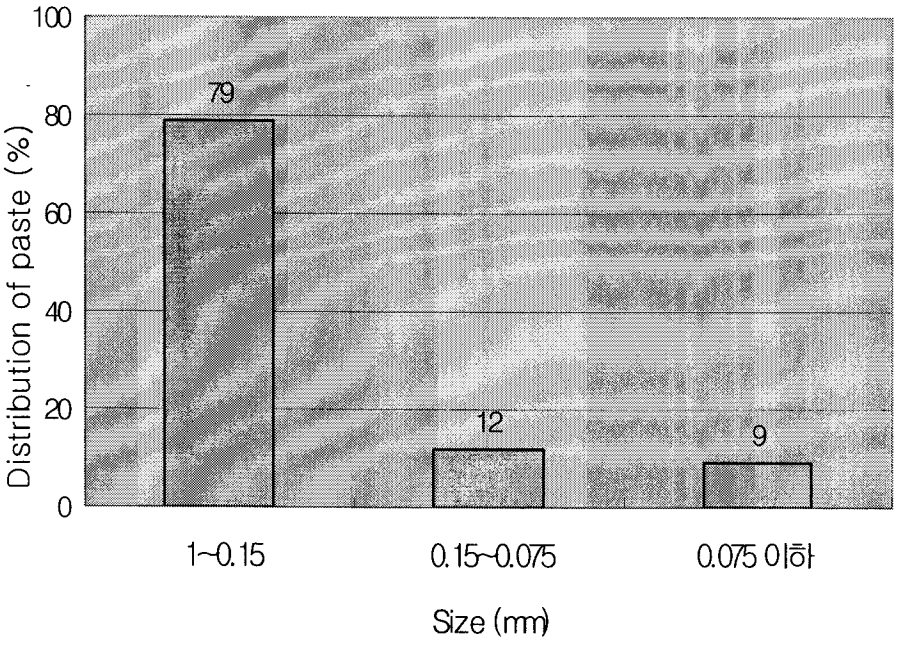


Fig. 3.78. Distribution of concrete fine powder below 1mm.

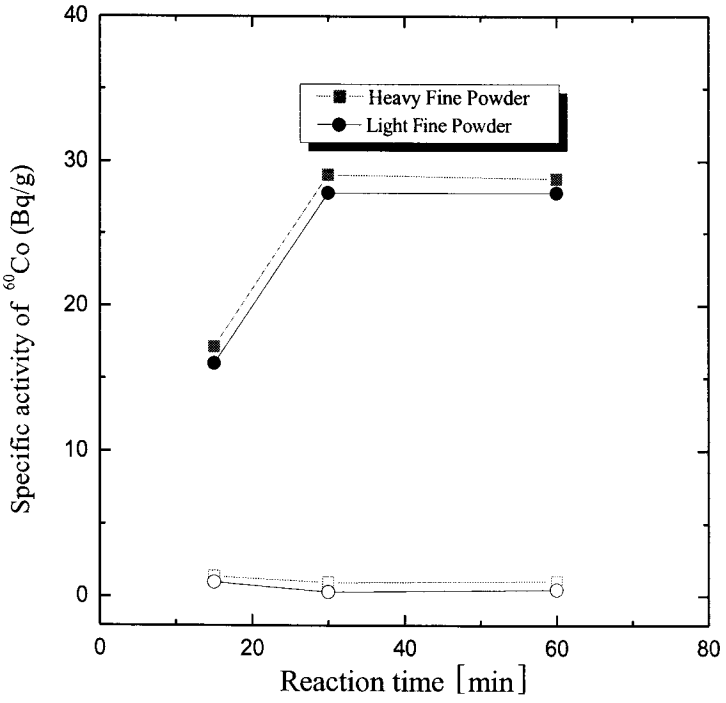


Fig. 3.79. Specific activity of light weight concrete fine powder(1M-HCl, 25℃).

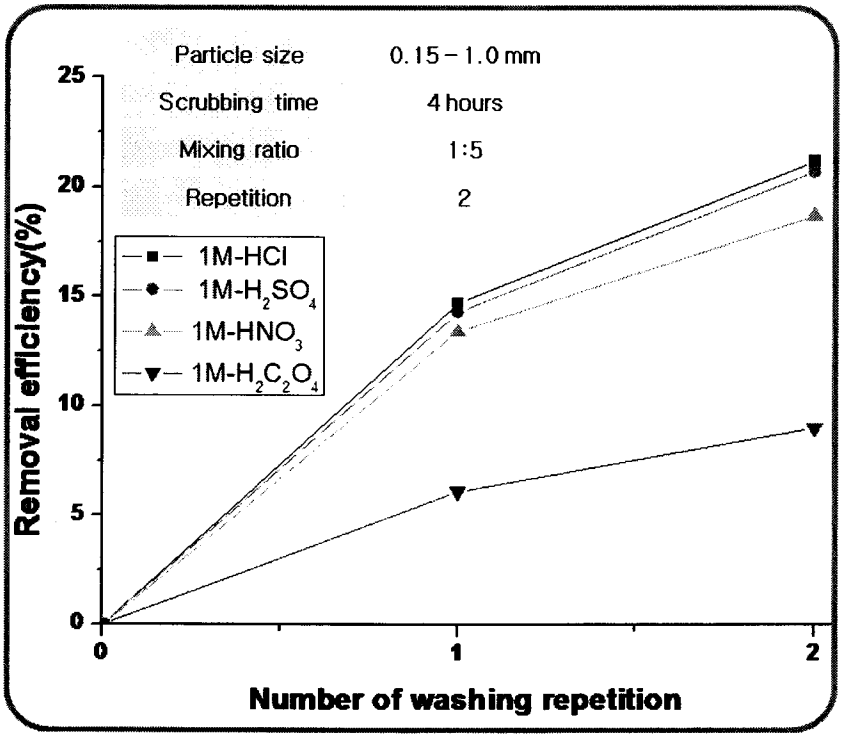


Fig. 3.80 Removal efficiency of radionuclide form in various leaching solution

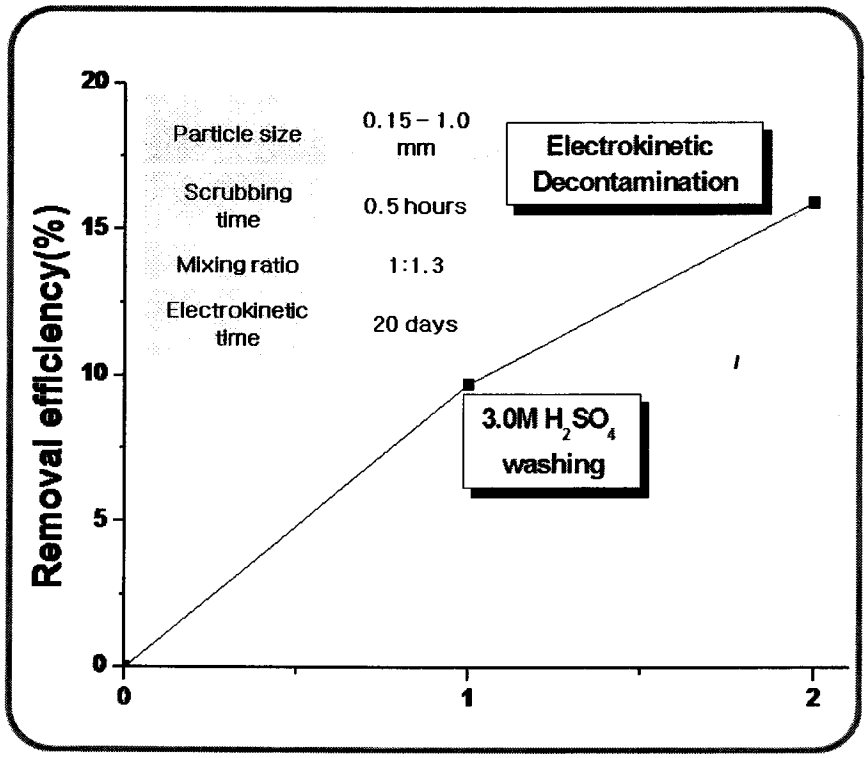


Fig. 3.81. Removal efficiency of radionuclide by electrochemical leaching

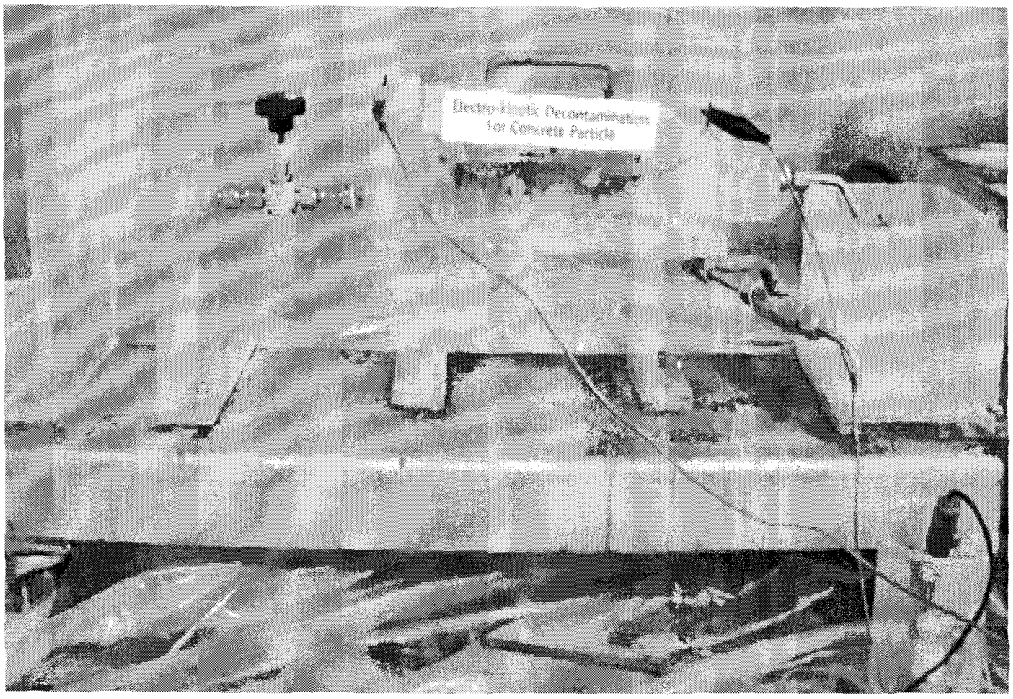


Fig. 3.82. Picture of electrochemical leaching test.

(3) 우라늄오염 콘크리트 미분말 최적용출조건 도출

(가) 화학적 용출조건 도출

우라늄오염 콘크리트 미분말을 대상으로 화학적 용출 방법으로 5종류의 세정제를 사용하여 토양과 세정제를 무게비로 1:5로 혼합하고, 한번에 2시간 동안 2차례씩 용출실험을 수행한 후 각 세정제에 대한 우라늄 제거효율을 측정한 결과, HCl, H_2SO_4, HNO_3에 의한 제거효율은 Fig. 3.83과 같이 90% 이상으로 높았으며, 취급하기 쉬운 HNO_3를 최적세정제로 선정하였다. HNO_3의 몰수가 높을수록 제거효율이 높았으나 Fig. 3.84와 같이 1몰이상의 경우 더 이상의 몰수 증가에 대한 우라늄의 제거효율 증가폭이 작아지므로 1몰을 최적 몰수로 선정하였다.

화학적 용출 실험 시 최적 Scrubbing time을 선정하기 위하여, Scrubbing time을 30분, 60분, 120분, 240분으로 변화시키며 우라늄 제거효율을 측정한 결과, Fig. 3.85와 같이 120분까지 제거효율 상승폭은 증가했지만 240분 이상의 경우 제거효율 증가 폭이 감소하므로 120분을 최적 Scrubbing time 으로 선정하였다. 화학적 용출 실험 시 콘크리트분말 입도변화에 대한 우라늄제거효율을 측정하기 위하여, 콘크리트분말 입도를 변화시키며 우라늄 제거효율을 측정한 결과, Fig. 3.86와 같이 콘크리트분말의 입도가 클수록 제거효율은 감소하였다.

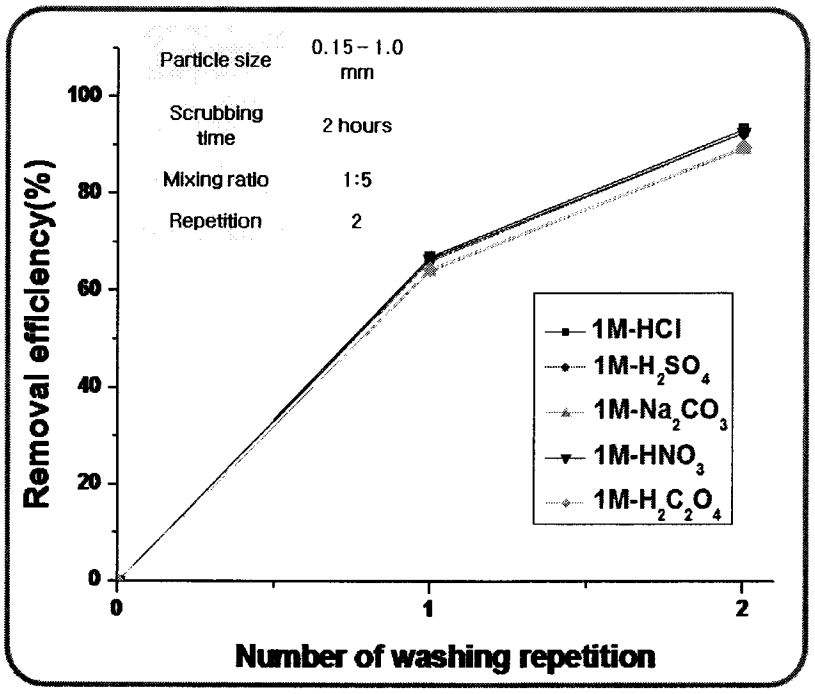


Fig. 3.83. Removal efficiency of uranium according to the kind of leachant.

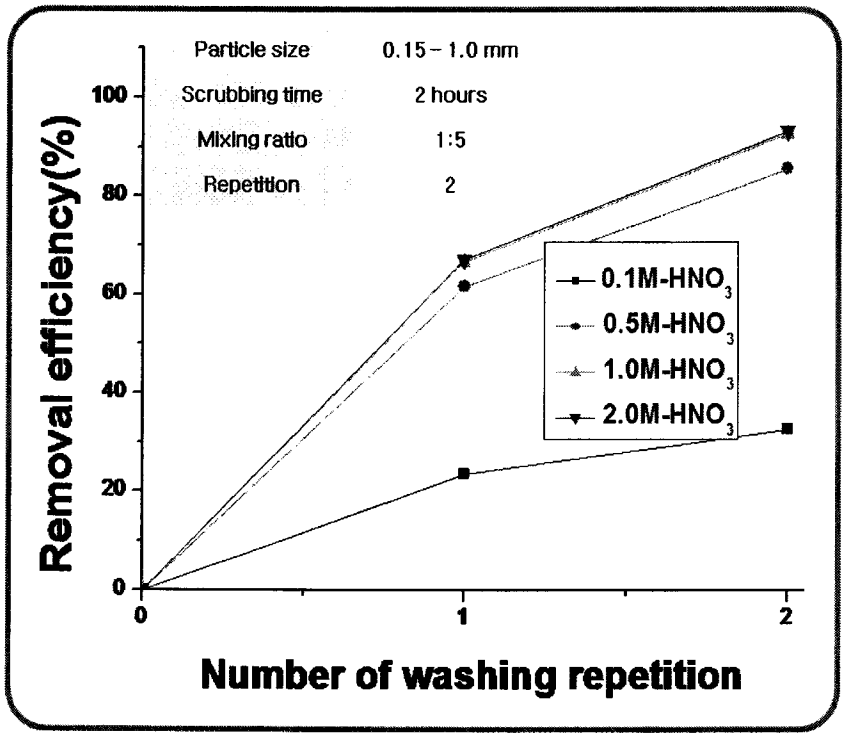


Fig. 3.84. Removal efficiency of uranium according to the concentration of HNO_3.

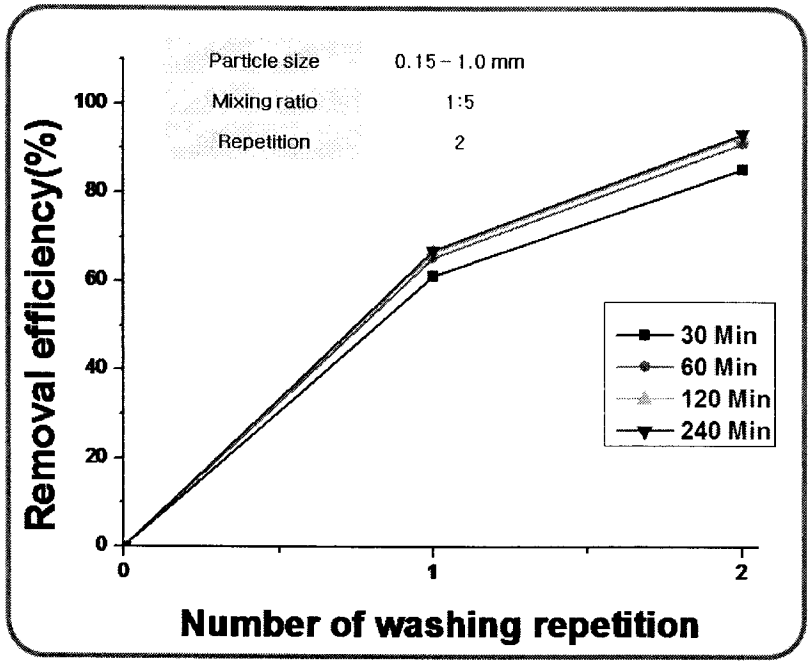


Fig. 3.85. Removal efficiency of uranium according to the scrubbing time.

결과와 같이 콘크리트의 입자가 1.0 mm 이상인 경우 우라늄제거효율이 감소하므로 1.0 mm이상의 콘크리트입자로부터의 우라늄 제거효율을 높이기 위해 전기화학적 용출실험을 수행했다. 우라늄오염 콘크리트 미분말의 제염효율을 높이기 위해 세척 반복수를 증가시키며 화학적 용출실험을 수행했다. 높은 방사능을 가진 우라늄오염 콘크리트 미분말을 3번 반복하여 용출 실험한 결과, 과 같이 2회 반복 시 제거효율은 92.7%이었고, 3회 반복 시 95.4%의 제거효율을 나타냈다 (Fig. 3.86, 3.87). 그러나 세척 반복횟수의 증가에 따른 우라늄 제거효율의 증가폭은 감소하는 것으로 나타났다. 화학적 용출방법에 의한 최적 용출조건을 도출한 결과 최적 용출제는 질산이고, 최적 몰수는 1몰이며, 최적 Scrubbing time은 2시간이고, 우라늄오염 콘크리트 분말의 농도가 높은 경우는 3번 이상 반복 세척할 경우 우라늄오염 콘크리트의 90%이상 재생 가능함을 알 수 있었다. 결론적으로 우라늄오염 콘크리트 미분말 즉 1.0mm 입자의 경우 화학적 용출방법으로 대부분의 미분말을 자체처분을 위한 Clearance concentration level 인 1.0 Bq/g이하로 제염 가능함을 알 수 있다. 그러나 1.0mm 이상의 콘크리트 입자의 경우 우라늄 제거효율이 감소하므로 낮은 농도의 우라늄으로 오염된 콘크리트만을 Clearance concentration level 이하로 제염 가능함을 알 수 있다. 그러므로 우라늄 오염 콘크리트의 자체처분 및 재활용 퍼센트를 높이기 위해 전기화학적 용출방법의 검토가 필요하다.

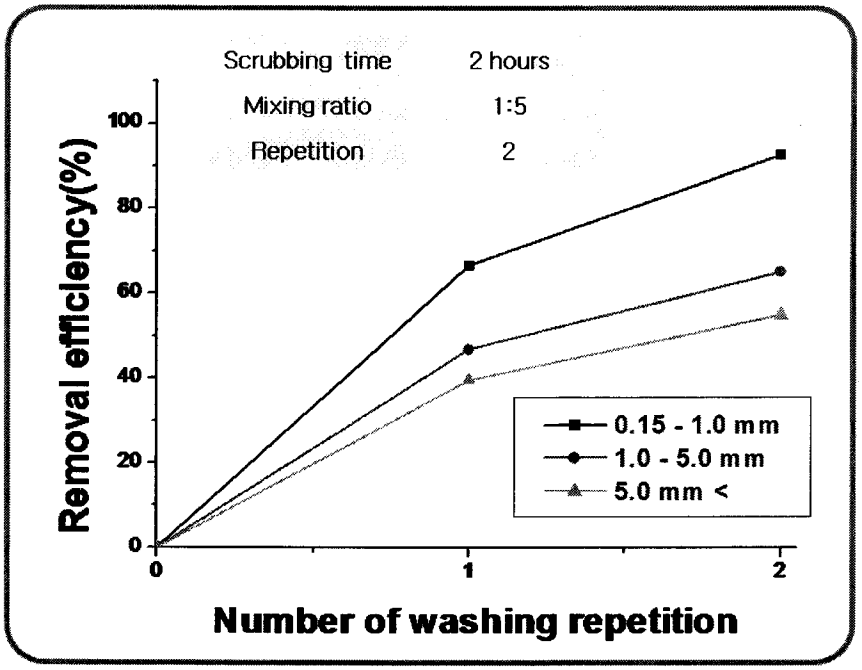


Fig. 3.86. Removal efficiency of uranium according to the size of concrete fine powder.

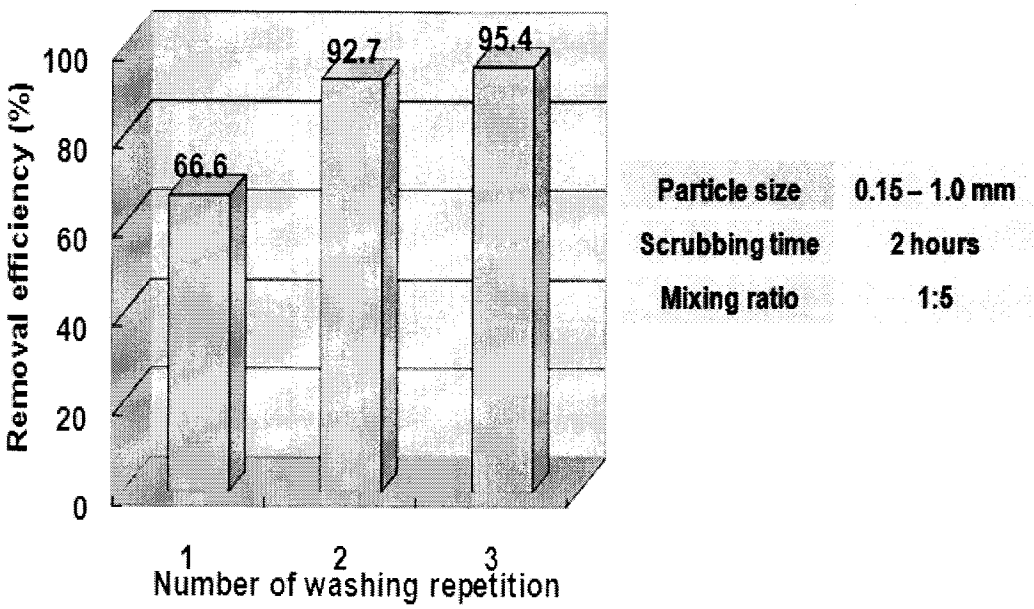


Fig. 3.87. Removal efficiency of uranium according to the number of scrubbing cycle.

(나) 전기화학적 용출

우라늄 오염 콘크리트의 자체처분 및 재활용 퍼센트를 높이기 위해 전기화학적 용출실험을 수행하였다. 전기화학적 방법은 오염 토양 및 콘크리트 폐기물에 오염된 방사성물질을 제거하기위해 다양한 연구가 수행되고 있다[3.15-3.18]. 먼저 우라늄 오염 콘크리트를 열적분쇄하고 분쇄된 콘크리트 입자 중 1.0 Bq/g이하의 굵은 입자들은 제외하고 남은 콘크리트 입자들을 혼합하였다. Fig. 3.82와 같은 전기화학적 용출장치를 사용하여 남은 혼합 콘크리트 입자에 대한 전기화학적 용출실험을 수행했다. 전기화학적 용출 방법을 적용하기위해서는 앞에서와 같이 전기삼투와 전기 이동에 의한 우라늄이온의 이동방향을 일치시키기 위해서 콘크리트의 Ph를 낮추어야만 하기 때문에 먼저, H_2SO_4로 세척 전처리를 수행하였다. 다음으로 혼합물에서 세정제를 제거하고 콘크리트를 전기화학용출장치에 넣고 양쪽전극에 Power supply를 사용하여 적극을 공급하며 용출실험을 수행했다. 전기화학적 용출실험을 수행한 결과는 Fig. 3.88과 같이 50 Bq/g의 콘크리트 입자 혼합물을 H_2SO_4로 세척 전처리 한 결과 4시간 후 농도는 약 30 Bq/g으로 감소했다. 다음으로 전기화학적 용출장치로 약 30일간 용출실험결과 우라늄오염 콘크리트 입자의 농도는 1 Bq/g 이하로 감소하였다. 그러므로 우라늄오염 콘크리트를 열적분쇄한 후 전기화학적 용출방법을 적용하면, 우라늄 오염 콘크리트에 대한 자체처분 및 재활용 퍼센트를 높일 수 있음을 알 수 있다.

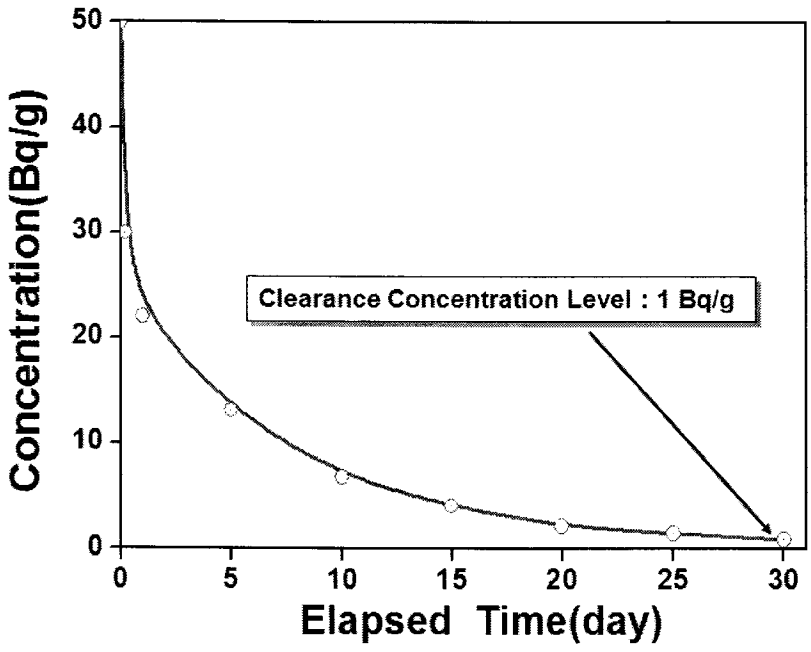


Fig. 3.88. Change of the radionuclide concentration for activated concrete fine powder by electrochemical leaching.

(4) 콘크리트 미분말 화학적용출 공정도 도출

콘크리트 미분말 화학적용출 공정도는 Fig. 3.89와 같고, 세척조, 진동스크린, 침전조, 농축조, 필터프레스 등의 공정을 포함한다. 화학적용출 장치에 사용되는 펌프는 내산용 샌드펌프 사용하고, 장치의 재질은 산에 의한 부식을 방지하기위해 SUS 316 사용하며, 중화제 및 침전제로는 NaOH 또는 소석회를 사용한다. Washing장치 내의 임펠러는 3발, 2세트, 60 RPM을 사용하고, 진동스크린은 경사스크린 사용하며, 질산은 제거효율 높고, 부식성 약하며 다루기 쉬우므로 콘크리트 용출을 위한 세정제로 사용하고, 단위장치간의 연결은 펌프와 Conveyor Belt를 이용한다.

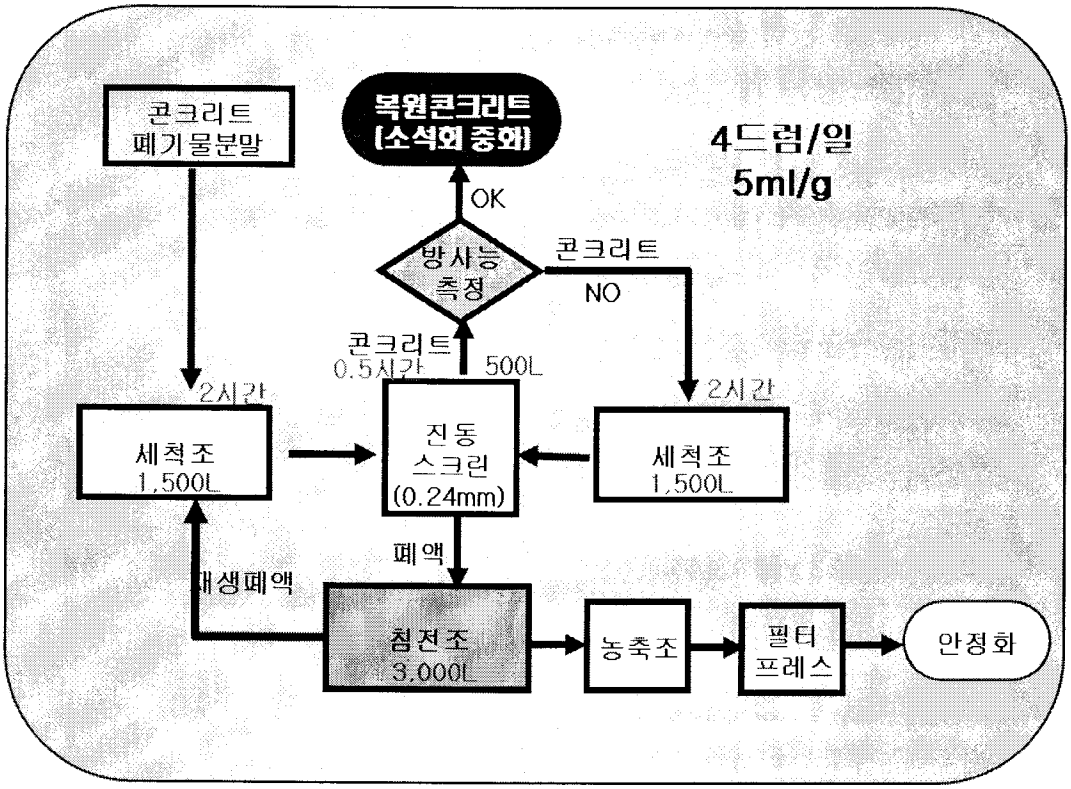


Fig. 3.89. Process diagram of chemical leaching for concrete fine powder.

(5) 콘크리트 미분말 화학적용출 실증규모장치 제작 및 실증실험

콘크리트분말로부터 우라늄 제거효율을 실증하기 위해 제작하였고, 실증규모(15L) 화학적 용출장치는 Fig. 3.90과 같고 용출공정의 주요부분인 세척조. 진공스크린, 침전조를 포함한다. 실증규모 콘크리트분말 화학적 용출장치를 사용하여 앞에서 도출한 최적용출조건으로 용출실험을 수행하여 우라늄제거효율을 검증한 결과는 Table 3.28과 같다. 실증규모 화학적 용출장치에 의한 화학용출 실험결과 실험실규모 실험결과보다 우라늄 제거효율이 미미하지만 약간 감소했다. 그 이유는 장치가 커지며 세척조 내에 부분적으로 Scrubbing이 약해지는 공간이 발생하기 때문으로 사료된다. 장차 우라늄 오염 콘크리트를 가열 분쇄한 후 자체처분이나 재활용 농도기준을 초과하는 콘크리트 입자들에 대해 화학적 용출을 수행하기 위한 자동시스템을 설계하였다. 세척조, 진동스크린, 침전조, 농축조, 필터프레스 등의 단위장치를 포함하고 단위장치 간의 연결은 펌프와 Conveyor Belt를 사용한 실제규모 콘크리트 미분말 화학적용출 자동시스템 3차원 설계도는 Fig. 3.91와 같다.

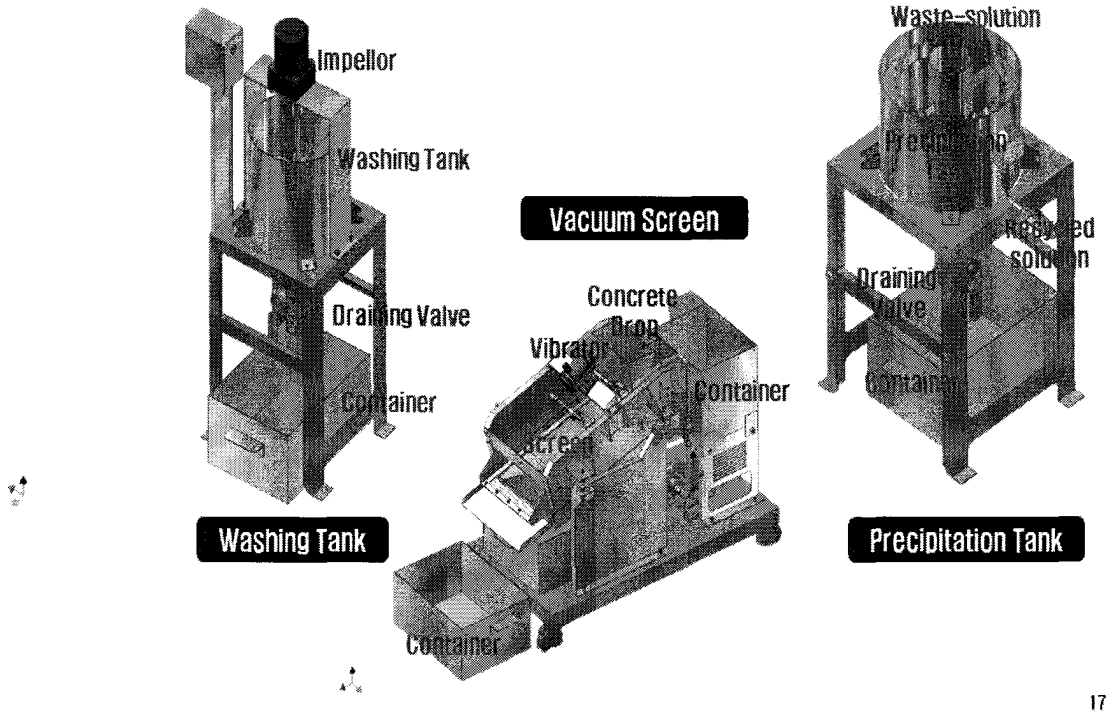


Fig. 3.90. Demonstration scale (15L) of chemical leaching equipment.

Table 3.28 Removal efficiency of radionuclide by scrubbing cycle

Reagent	Mixing ratio	Scrubbing time(Hour)	Particle Size(mm)	Repetition	Initial conc.(Bq/g)	Removal efficiency(%)
1 M-HNO_3	1:5	2	0.15-1.0	1	16.8	62.2 (6.35 Bq/g)
1 M-HNO_3	1:5	2	0.15-1.0	2	18.0	92.1 (1.42 Bq/g)
1 M-HNO_3	1:5	2	0.15-1.0	3	19.1	94.8 (0.99 Bq/g)

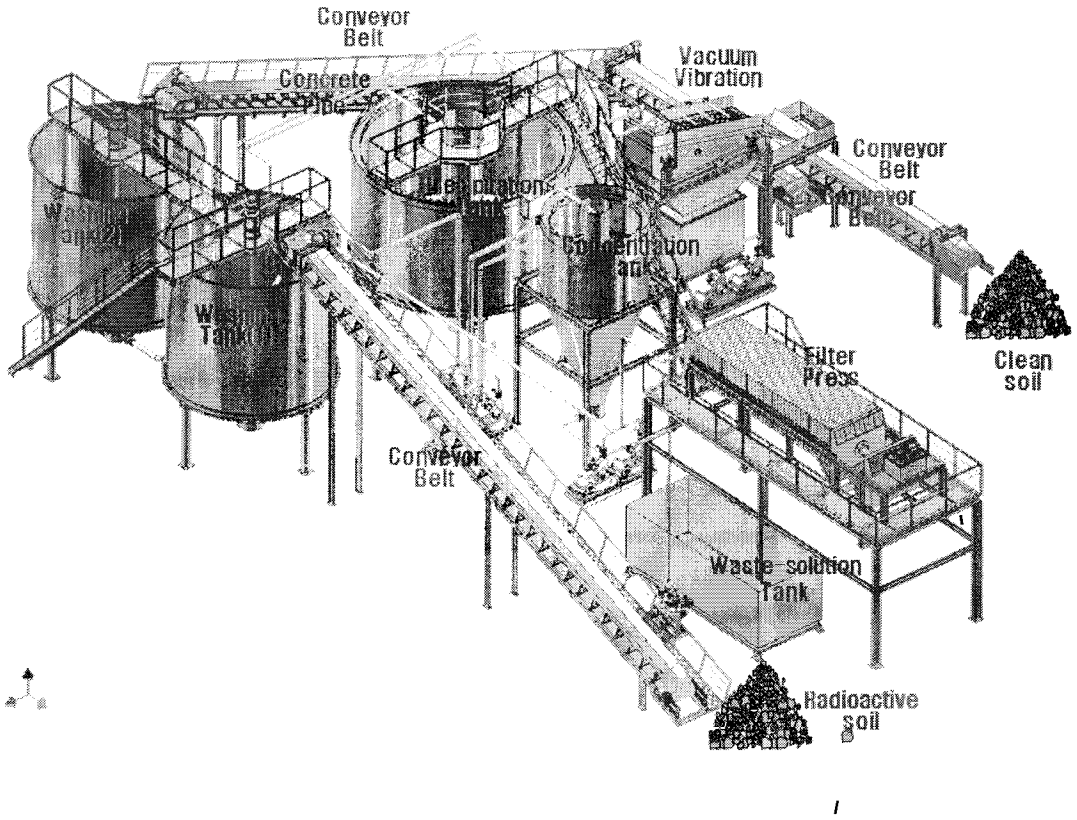


Fig. 3.91. Design concept for chemical leaching system.

2. 콘크리트 미분말 재생 및 고화공정 개발

콘크리트 해체폐기물의 가열분쇄 공정 적용 시 최종 방사성폐기물로 생성되는 미분말은 초기 콘크리트 폐기물의 30~35%로써 상당량을 차지하며, 최종 처분을 위해서도 안정화가 필수적이다. 시멘트의 결합력을 상실한 콘크리트 미분말의 수화성을 회복시킴과 동시에 화학적인 처리를 통해 방사성폐기물인 미분말 자체의 함유량을 최대로 하는 시멘트 고화체를 제조하는 조건을 도출하였다. 상기 시멘트 고화체 제조공정에 의한 콘크리트 미분말 감용 및 안정화공정 비교 평가를 위해 중량 및 경량콘크리트 미분말 폐기물의 슬래깅 감용 및 안정화 특성을 평가하였다.

가. 콘크리트 미분말 열적 재생

열중량 분석(TG-DTA)을 통해 경량 및 중량 미분말에 열이 가해질 경우 0~1000℃ 영역에서 각각의 온도에 따른 무게 감량과 X-선 회절분석을 통해 미분말 내의 성분 변화를 살펴보았다. Fig. 3.92은 경량 미분말의 열중량 분석 결과로서 제 1영역(413 ℃ 이하)에서는 미분말 표면에 있는 자유수가 증발하여 무게가 감량되는 것을 볼 수 있다. 제 2영역(413 ℃~700℃) 에서는 주로 $Ca(OH)_2 \rightarrow CaO + H_2O$ 반응이 일어나 H_2O가 탈수되어 무게가 감소하는 것을 관찰하였다. 또한, $CaCO_3 \rightarrow CaO + CO_2$ 반응이 시작되어 CO_2 증발에 기인하여 무게 감소하였다. 중량 미분말의 열중량 분석 결과는 Fig 3.93과 같다. 1영역에서 자유수가 증발되어 무게감량이 일어났고, 2영역에서는 $Ca(OH)_2 \rightarrow CaO + H_2O$ 반응이 일어나 H_2O가 탈수되어 무게가 감소하는 것을 관찰하였다. X-선 회절 분석기를 사용하여 미분말의 가열 전·후 성분변화를 분석하여 Fig. 3.94와 3.95에 나타내었다. 비가열 경량 미분말(Fig. 3.94-(a))시료를 보면 SiO_2 및 시멘트 수화반응에 의한 $Ca(OH)_2$가 다량으로 존재하고 소량의 $CaCO_3$를 볼 수 있다. 그러나 700°C로 가열하였을 경우(Fig. 3.94-(b)) $Ca(OH)_2$의 탈수로 인해 peak가 사라지고 CaO가 생성된 것을 볼 수 있었다. 동시에 $CaCO_3$가 탈탄산화로 인해 $CaCO_3$ peak가 감소되는 것을 관찰 하였다. 중량 미분말의 화학적 성분 변화를 X-선회절 분석 결과는 Fig. 3.95와 같다. 가열하지 않을 경우(Fig. 3.95-(a)) Fe_2O_3, SiO_2 및 $Ca(OH)_2$가 다량으로 존재 하였으나, 700°C로 가열하였을 경우(Fig. 3.95-(b)) $Ca(OH)_2$ 탈수로 인해 CaO가 생성되는 것을 보았다. 미분말 소성조건은 $Ca(OH)_2 \rightarrow CaO + H_2O$ 반응이 일어나는 약 420℃~700℃ 영역에서 TG-DTA 그래프 기울기로 시간 및 온도에 따른 무게 감량 및 X-선 회절분석을 하였을 경우 700℃ 에서 2시간 소성이 가장 적합 하였다.

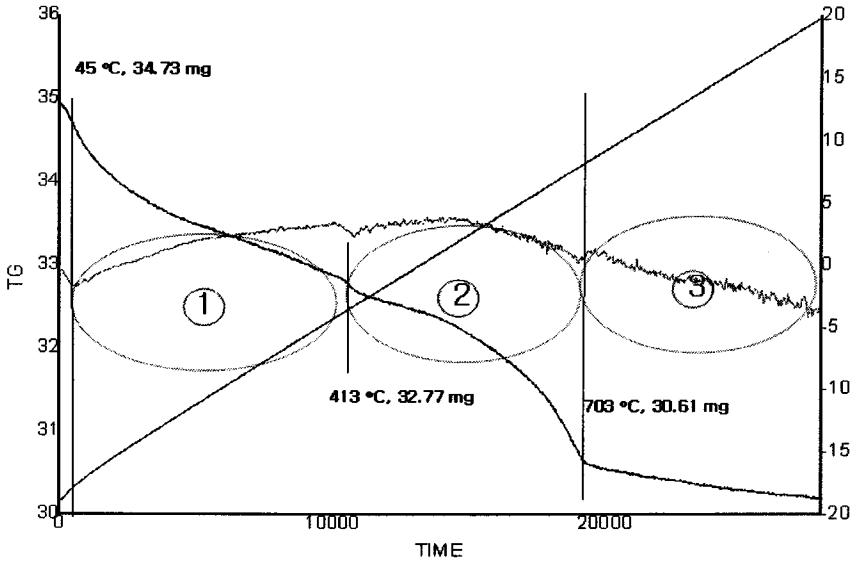


Fig. 3.92. TG-DTA analysis of the light weight concrete fine powder.

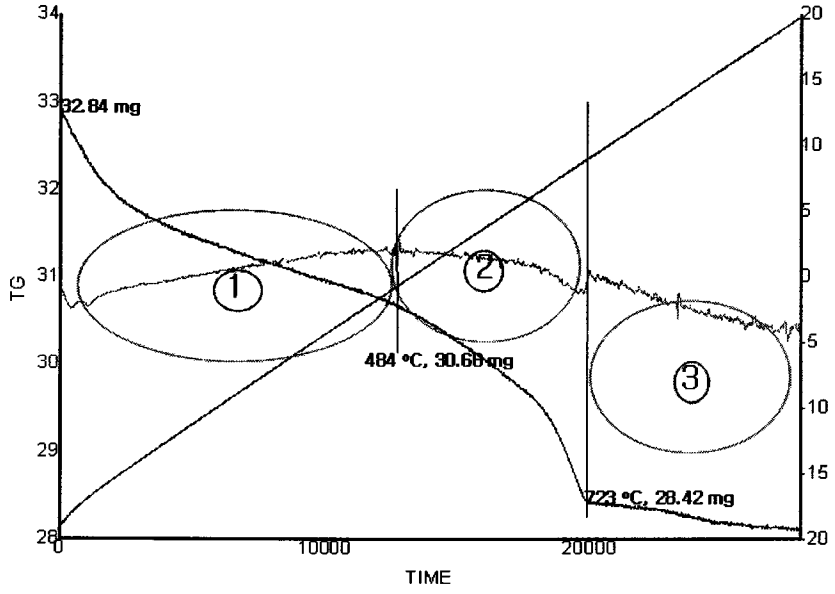
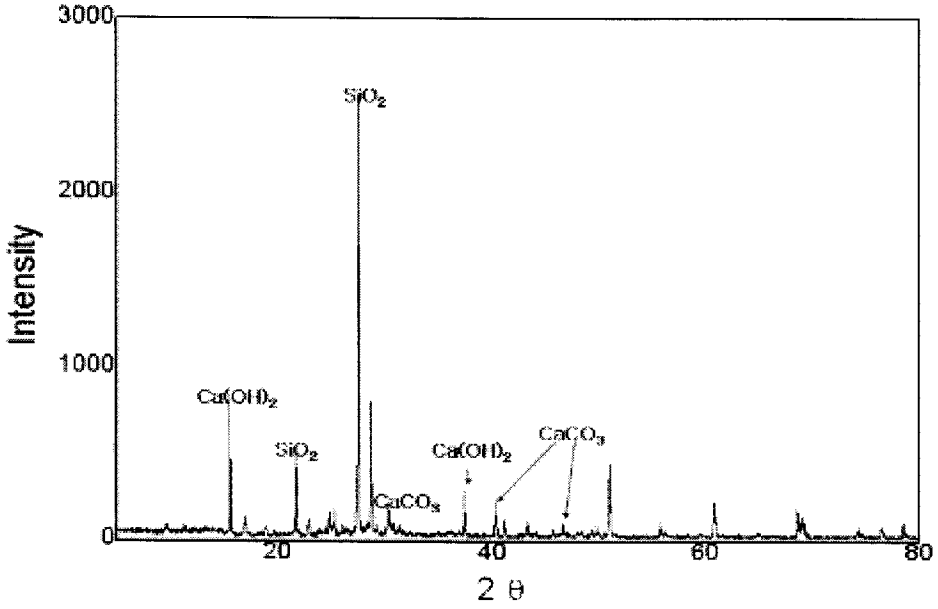
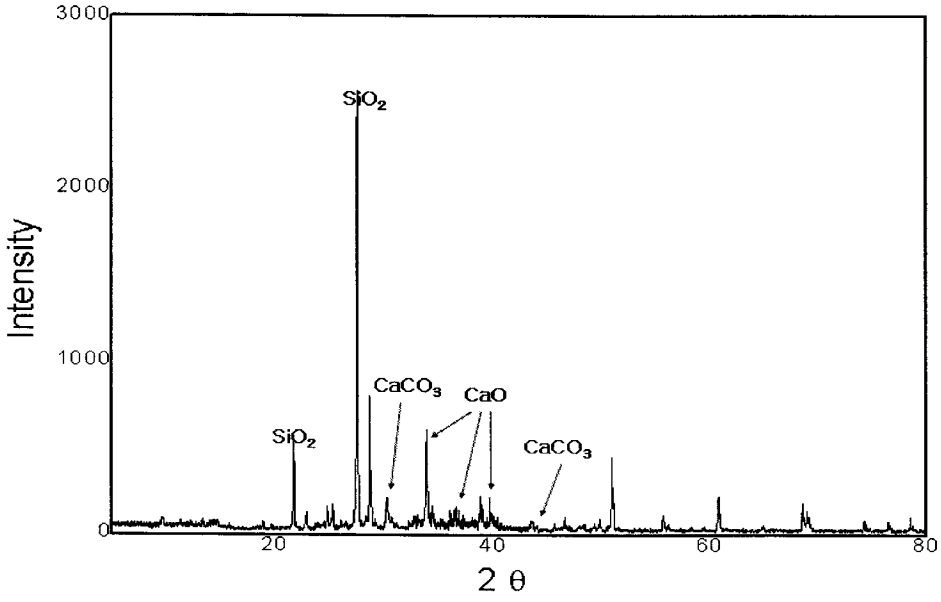


Fig. 3.93. TG-DTA analysis of the heavy weight concrete fine powder.

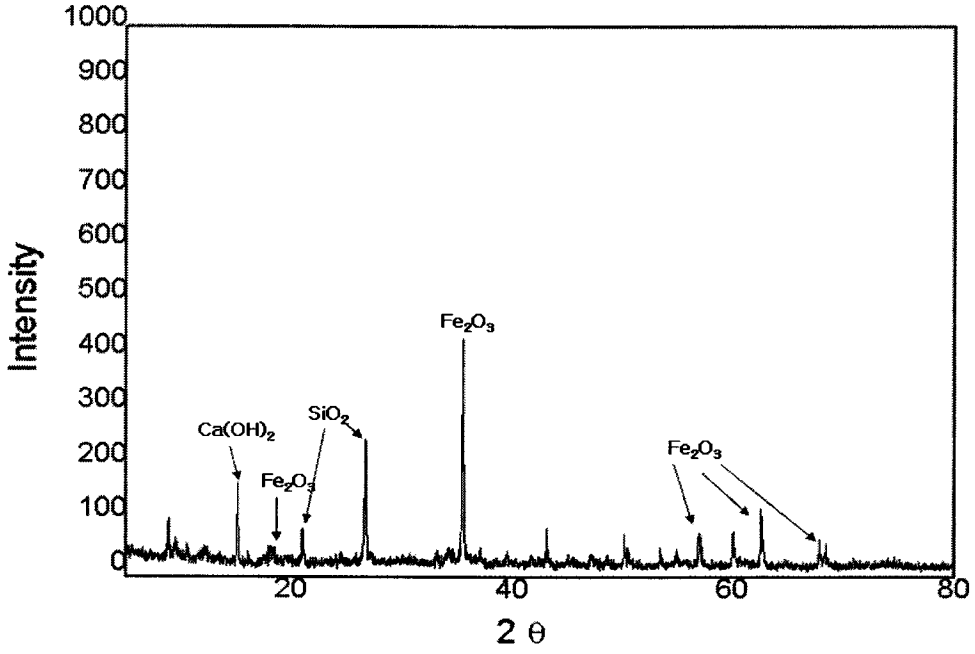


(a) Concrete fine powder before heating

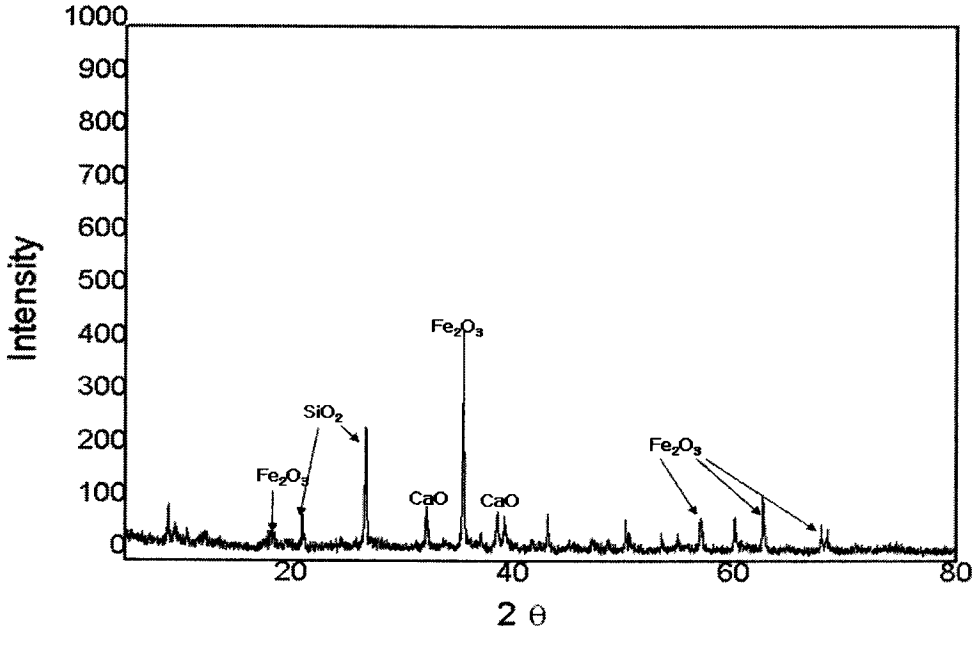


(b) Concrete fine powder after heating(700 °C)

Fig. 3.94. XRD pattern of the light weight concrete fine powder.



(a) Concrete fine powder before heating.



(b) Fine powder after heating(700 °C)

Fig. 3.95. XRD pattern of the heavy weight concrete fine powder.

나. 재생 콘크리트 미분말 고화공정 개발

(1) 재생 콘크리트 미분말 고화체 압축강도 평가

콘크리트 해체시 발생된 콘크리트 미분말을 700℃에서 2시간동안 소성하여 재생된 중량 및 경량 콘크리트 미분말을 사용하여 방사성 고화체 압축강도 인수기준 3.44 MPa에 만족하는 고화체 제작 조건을 확립하기 위해 시멘트 모르타르의 압축강도시험방법(KS L 5105)에 준하여 시멘트 고화체를 제작하였다. 미분말 고화체 압축강도 재하속도는 3 $kg/cm^2 \cdot sec$에서 세 개의 고화체에 대한 압축강도를 측정한 후 그 평균값으로 압축강도를 결정하였다. 일반적으로 방사성 고화체를 비롯한 취성인 시험체의 압축강도는 종축방향의 일축하중에 의해 시험체가 받는 최대응력 즉 압축강도 측정 장치에 기록된 최대하중을 시험체의 단면적으로 나누어 계산한다. 그 식은 다음과 같다.

$$\sigma_c = \frac{P_f}{A} \qquad (1)$$

여기서,

σ_c : compressive strength (N/mm2)

P_f : load at fracture (N)

A : cross sectional areas of sample (cm2)

(가) 시멘트 첨가 고화체

고화체 건전성을 알아 보기위해 소성 전·후 경량 및 중량 미분말과 포틀랜드 시멘트의 배합비를 변화시켜 가면서 제작한 고화체의 압축강도를 측정하여 비교한 결과를 Fig. 3.96과 Fig. 3.97에 나타내었다. 그림에서 보는 바와 같이 소성 전 경량 미분말 80wt%에 포틀랜드 시멘트 20wt%을 혼합하여 7일, 28일 양생한 고화체의 경우 시멘트 고화체의 폐기물 인수기준 값인 3.44 MPa[3.15] 만족시키지 못하였으며 40wt% 이상 포틀랜드 시멘트 첨가시 고화체 압축강도 인수 기준값을 만족시켰다. 소성 후 경량 미분말 고화체의 경우에는 7일, 28일 모두 시멘트 고화체 폐기물 인수기준 값인 3.44 MPa을 상회하는 값을 보였다. 이는 미분말 내에 존재하는 $Ca(OH)_2$가 열에 의해 H_2O가 탈수 되고 시멘트 성분인 CaO가 생성되어 물과 수화반응이 일어났기 때문이다. 중량 미분말의 경우 미분말을 60wt%에 포틀랜드 시멘트 40wt%을 첨가하여 제작한 고화체의 경우 양생 7일, 28일 압축강도 인수기준에 만족 하였으나 소성 후 고화체의 경우 20wt%의 포틀랜드 시멘트를 대체하였을 경우 7일, 28일 양생한 고화체 모두 3.44 MPa을 상회하는 값을 보여 시멘트 고화체 압축강도 값을 만족시켰다. 열처리하지 않은 미분말 고화체는 열처리 후 제작한 고화체에 비해 2배의 부피가 증가함을 알 수 있었다.

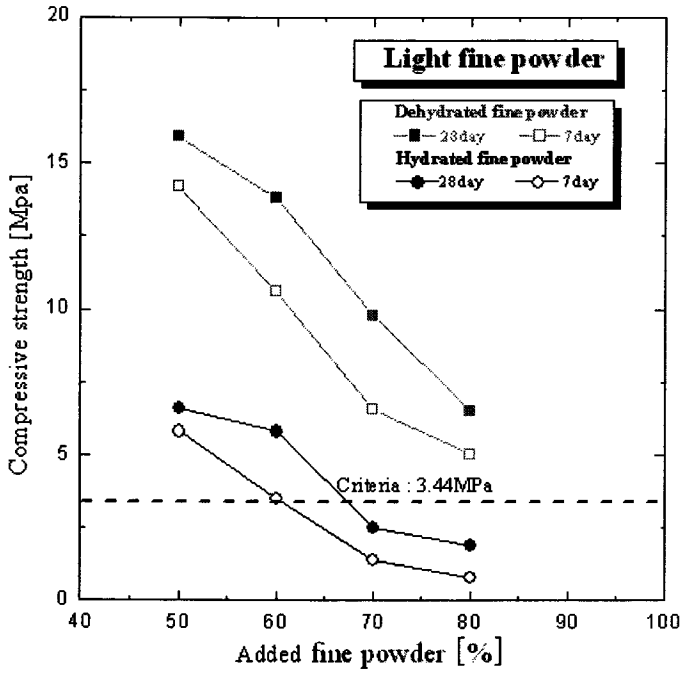


Fig. 3.96. Compressive strength of cemented waste form using light weight concrete fine powder.

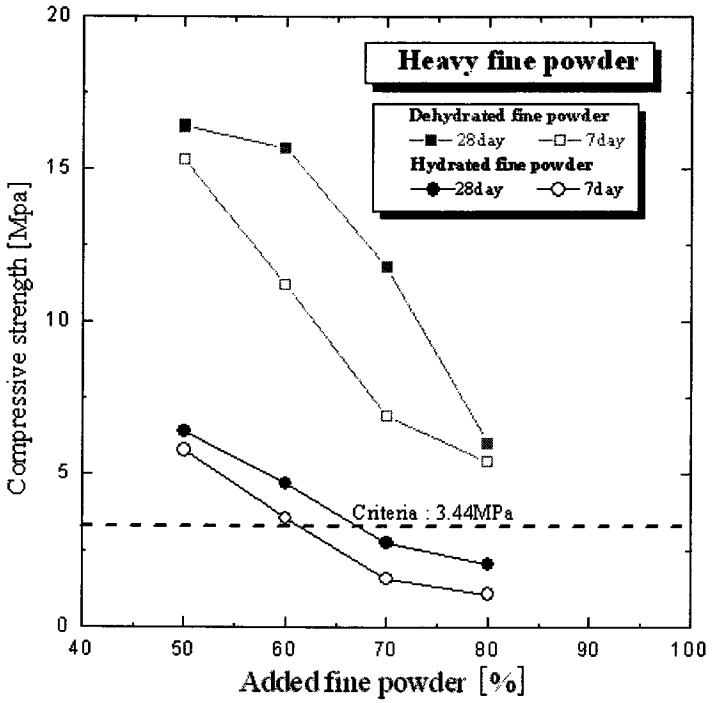


Fig. 3.97. Compressive strength of cemented waste form using heavy weight concrete. fine powder.

(나) 무수규산 첨가 고화체

콘크리트 미분말의 화학적 처리를 통하여 더욱 성능이 우수하고 부피를 감소시키는 고화체 제조 조건을 도출하기 위해 높은 점성으로 무기성 물질들을 서로 결합시키는 바인더 역할을 통해 강도를 증가시켜 주며 부피증가가 없는 무수규산(Sodium silicate)을 첨가하여 28일 양생한 고화체의 성능을 평가하였다. 경량 미분말 고화체 압축강도와 중량 미분말 고화체의 압축강도 값을 Fig. 3.98 및 3.99에 나타내었다. 포틀랜드 시멘트 첨가 없이 수화성을 회복한 재생 미분말에 무수규산 10wt%, 20wt%를 첨가한 고화체의 경우 무수규산 첨가 비율이 높을수록 압축강도가 증가하는 경향이 있었으나 고화체 압축강도 인수기준 3.44 MPa에는 도달하지 못하였다. 반면 재생 미분말과 시멘트의 배합비 9:1로 혼합한 후 무수규산을 10wt%, 20wt%를 첨가하여 제작한 경량 시멘트 고화체는 28일 양생하였을 경우 3.6 MPa, 4.7MPa의 압축강도 값을 보여 시멘트 고화체 폐기물 인수기준 값인 3.44 MPa 값을 만족시켰다. 중량 미분말에 무수규산을 첨가한 고화체의 경우 경량 미분말 시멘트 고화체와 유사한 경향을 보여 주었다. 중량 미분말에 포틀랜트 시멘트 10wt%, 20wt%을 첨가함 고화체의 경우 각각 3.5 MPa과 5.0 MPa 값을 나타내었다.

(다) MgO 첨가 고화체

재생 미분말에 산화마그네슘을 각각 3 wt%, 4 wt%, 5 wt%, 6 wt%로 첨가하여 고화체를 제작하여, 1, 3, 7, 28일 양생하여 압축강도를 측정 하였다. 재생미분말에 산화마그네슘을 3wt% 첨가하여 고화체를 제조하였을 경우 재령 28일에도 압축강도 인수 기준에 만족하지 못하였으나 4~6wt%를 첨가하여 고화체를 제작하였을 경우 3.9~5.2 MPa로 압축강도 인수기준에 만족하였고, 그 결과 값을 Fig. 3.100 및 3.101에 수록하였다. 재생 미분말에 산화마그네슘을 4wt%로 첨가 하여 고화체를 제작하였을 경우 압축강도 인수기준을 만족함은 물론 미분말을 최대 96% 포함하고 있으므로 고화체 폐기물의 부피증가를 최소화 할 수 있다고 평가하였다.

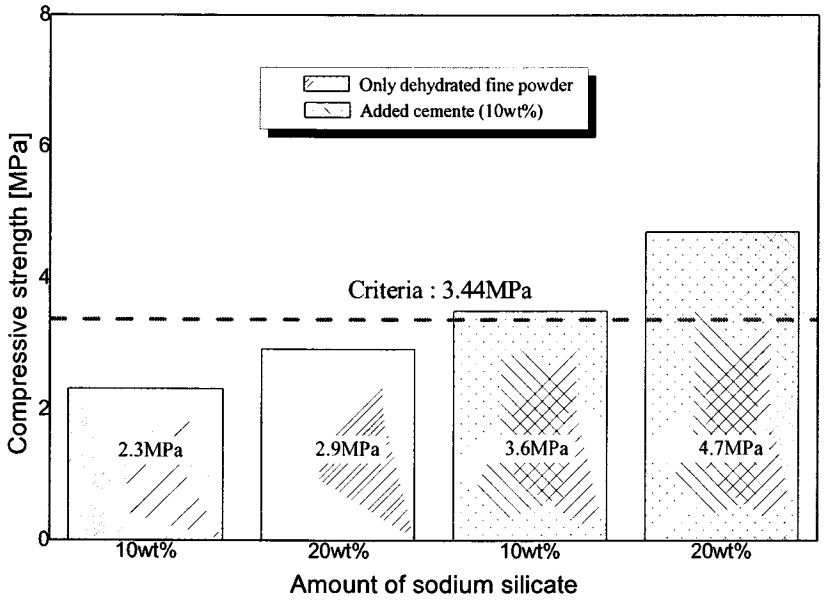


Fig. 3.98. Compressive strength of cemented waste form using light concrete fine powder with sodium silicate.

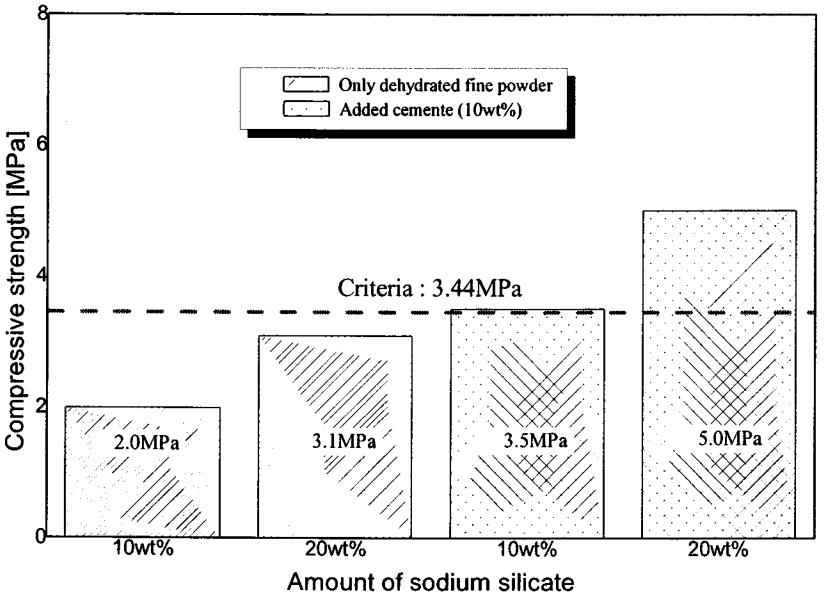


Fig. 3.99. Compressive strength of cemented waste form using heavy concrete fine powder with sodium silicate.

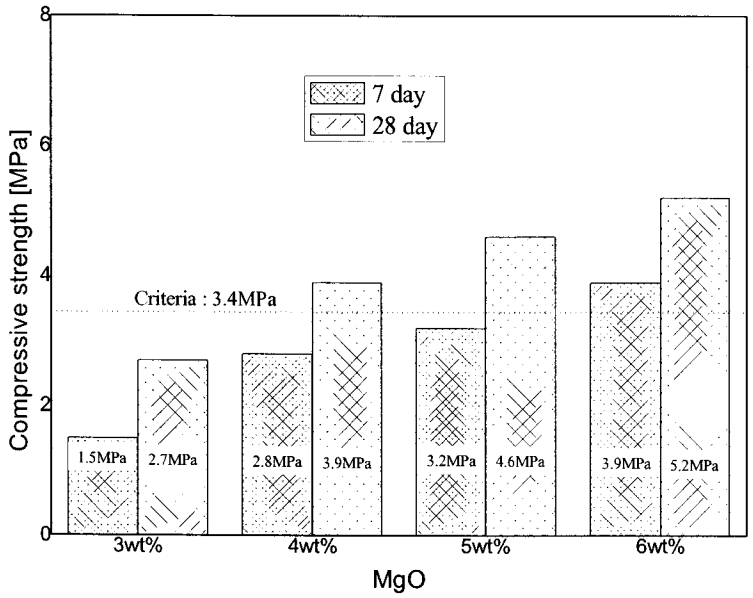


Fig 3.100. Compressive strength of cemented waste form using light concrete fine powder with MgO.

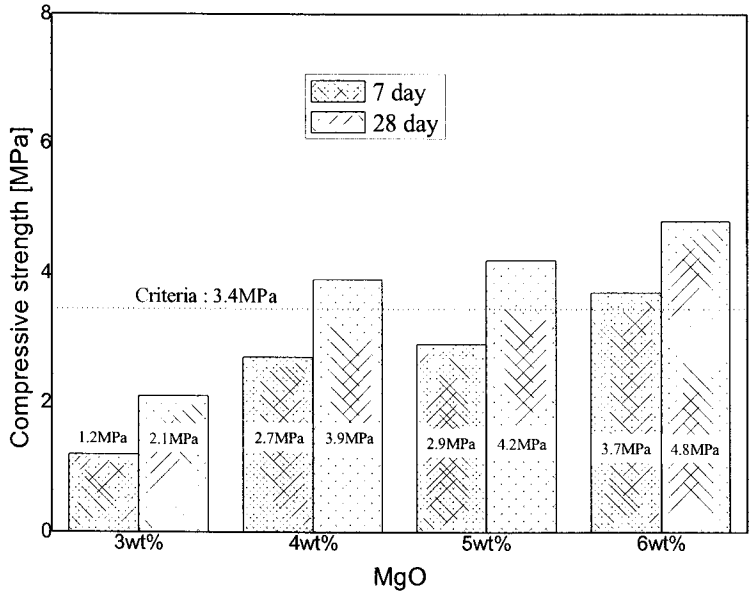


Fig. 3.101. Compressive strength of cemented waste form using heavy concrete fine powder with MgO.

(2) 재생 콘크리트 미분말 고화체 침출특성 평가

비방사성 경량 및 중량 콘크리트의 재생 미분말에 방사성 동위원소인 Co-60 및 Cs-137를 오염시킨 후 미분말과 시멘트의 배합비 8:2로 고화체를 제작하여 침출특성을 살펴보았다. 방사성물질로 오염된 연구로 해체 현장에서 발생된 미분말과 시멘트의 배합비 9:1에 무수규산 20wt%를 첨가하여 고화체를 제작한 후 ANS 16.1 방법에 따라 중량 콘크리트 미분말 고화체의 침출특성을 살펴보았다. 침출제로는 pH 6.04, 전도도(conductivity) 1.02μS/cm의 탈염수를 사용하였고 침출제 양은 침출제부피/고화체 표면적비(V_L/S) = 10 cm로 하였으며 침출수 온도는 25℃로 하였다. 침출수내의 방사성 핵종의 농도분석은 침출용액 20 ml을 표준형 측정용기(SCV)에 담아 canberra사의 γ-spectroscope를 사용하여 시료의 방사능(specific activity)을 측정하였다. 방사성폐기물 고화체로부터 누출되는 방사성핵종의 양을 예측하는 모델은 일반적으로 Fick의 확산식에 의한 식(2)의 반무한 고체(semi-infinite medium) 확산 모델과 식(3)의 유한실린더(finite cylinder) 확산모델을 이용하여 누적침출분율을 알아내고 누적침출분율이 1.24×10^{-2} 이하인 경우 반무한 고체 확산모델로 식 (2)을 사용하고, 그 이상에서는 유한실린더 확산모델로 식 (3)을 적용하여 구한다.

$$\frac{\Sigma a_n}{A_0} = 2\frac{S}{V}[Det/\pi]^{1/2} + b \qquad (2)$$

$$\frac{\Sigma a_n}{A_0} = 1 - \frac{32}{\pi^2\gamma^2}\sum_{n=1}^{\infty}\sum_{m=1}^{\infty}\frac{e^{-tDe[\beta_m^2+(2n-1)^2\pi^2/4l^2]}}{(2n-1)^2(\beta_m)^2} + b \qquad (3)$$

$\frac{\Sigma a}{A}$: cumulative fraction releases (CFRs),

Σa_t: total amount of radioactive nuclide released in all leaching periods up to time, t,

A_0 : initial amount of a radioactive nuclide, Bq or μCi,),

D_e : effective diffusion coefficient in porous medium,

t : total leaching time,

r : cylinder radius, cm,

l : cylinder half- height, cm,

β_m : positive roots of Bessel function where, J0(rβm) = 0,

S : surface area of the waste form, cm^2,

V : volume of the waste form, cm^3,

b : y axis intercept

시멘트 고화체에 대한 건전성을 평가하기 위한 척도로 사용되는 침출지수(Leachability

index)는 ANS 16.1 방법에 따라 식(4) 및 식(5)에 의해 구한 유효확산계수(D_e)를 식(6)에 대입하여 구하며, 누적침출분율이 0.2 이하인 경우 식(4)를 적용하고 그 이상인 경우에는 식(5)를 적용하여 침출된 방사능(Bq)을 a_n에 대입하여 각각에 유효확산계수를 구한다.

$$D_e = \pi \left[\frac{a_n / A_0}{(\triangle t)_n} \right]^2 \left(\frac{V}{S} \right)^2 T \qquad (4)$$

$$D_e = Gd^2/t \qquad (5)$$

여기서,

D_e : effective diffusivity coefficient (cm^2/S)

$\frac{a_i}{A_0}$: incremental fraction leached (IFL),

A_0 : initial amount of a radioactive nuclide, Bq or μCi,),

S : surface area of the waste form,(cm^2)

V : volume of the waste form,(cm^3)

T : $\left[\frac{(t_1/2n + t_1/2n-1)}{2} \right]^2$, leaching time representing the "mean time" of the leaching interval, s,

G : a time factor for the cylinder, dimensionless

d : diameter of the cylinder, cm

t : elapsed leaching time since the beginning of first leaching time intervals, s

유효확산계수로부터 아래 (6)식을 이용하여 고화체 속에 존재하는 핵종 i의 침출지수를 결정한다.

$$L_i = \frac{1}{k} \sum_{n=1}^{k} [Log(\beta / D_e)]_n \qquad (6)$$

여기서,

L_i : leachability index

k : number of times the leachant was changed,

β : a defined constant (1.0 ㎠/sec),

β는 결정되어 있는 상수(1.0 cm^2/s)이며 D_e는 식 (3)으로부터 계산된 핵종i의 유효 확산계수이다. 침출지수(L_n)의 평균값을 그 핵종에 대한 침출지수 L_i로 결정한다.

(가) 포틀랜드 시멘트 첨가 고화체

수화성이 회복된 경량 미분말과 중량미분말 고화체는 28일 압축강도를 만족한 미분말과 시멘트 배합비 8:2로 제작한 고화체와 동일한 조건에서 제작하여 침출특성을 평가하였다. 식(4)에 대입하여 각각의 유효확산 계수(D_e)를 구하였고, 식(6)에 각각의 유효확산계수를 대입하여 고화체 침출지수(L_i)를 구하였다. ANS 16.1 침출시험방법에 따라서 구한 Co-60, Cs-137의 침출지수를 Fig. 3.102에 나타내었다. 방사성 핵종의 침출지수는 콘크리트 미분말 조성과는 상관없이 거의 동일하였으며 미국의 NRC에서 정한 처분장의 최소 인수치인 6보다 높게 나타났으며 Co-60의 경우에는 2배 이상을 나타내었다. 고화체의 시편에 대한 침출지수는 Cs, Sr, Co 핵종에 대하여 6 이상이어야 하는 권고치를 충분히 만족시킴을 알 수 있었다[3.17].

(나) 무수규산 첨가 고화체

연구로 중량 콘크리트 미분말과 시멘트의 배합비를 9:1로 혼합하고 무수규산 20wt%를 첨가하여 제작한 고화체와 동일한 조건으로 제작하였다. 연구로 해체 현장에서 발생된 미분말은 대부분 Co-60, Cs-137 Eu-152, Eu-154로 오염되어있으나 본 실험에 사용된 미분말은 Co-60 핵종만이 검출되어 Co-60 핵종에 대해서만 침출특성을 살펴보았다. 고화체 초기 방사능 농도 및 2시간, 7시간, 1일, 2일, 3일, 4일, 5일에서 채취한 침출액의 방사능 농도를 Table 3.29에 수록 하였다. ANS 16.1 침출시험방법에 따라 구한 Co-60의 침출지수를 Fig. 3.103 나타내었다. 방사성 핵종의 침출지수를 모든 시편에서 거의 동일하였으며 미국의 NRC에서 정한 처분장의 최소 인수치인 6보다 두 배 높게 나타났다.

(다) MgO 첨가 고화체

재생 미분말에 산화마그네슘을 4wt%를 첨가한 고화체의 경우 압축강도 입수기준을 만족하여 동일한 방법으로 고화체를 만들었다. 연구로 해체 현장에서 발생된 미분말은 대부분 Co-60, Cs-137 Eu-152, Eu-154로 오염되어있으나 본 실험에 사용된 미분말은 Co-60 핵종만이 검출되어 Co-60 핵종에 대해서만 침출특성을 살펴보았다. ANS 16.1 침출시험방법에 따라 구한 Co-60의 침출지수를 Fig. 3.104에 나타내었다. 방사성 핵종의 침출지수를 모든 시편에서 거의 동일하였으며 미국의 NRC에서 정한 처분장의 최소 인수치인 6보다 두 배 높게 나타났다.

다. 재생 콘크리트 물성평가 및 작업 특성 평가

가열분쇄 공정 실증시험을 통해 발생한 연구로 방사화 중량콘크리트 미분말 및 우라늄 변환시설의 우라늄 오염 경량콘크리트 미분말을 대상으로 가열 소성을 통한 수화성 회복시험을 수행하고, 안정한 고화체 제조 조건을 도출하기 위한 flow 테스트 등 재생 콘크리트

미분말 작업특성 평가 시험을 수행하였다.

콘크리트 미분말의 방사선적 및 화학적 특성을 변수로 하는 화학적 처리에 의한 감용실험을 수행하여 핵종 농도 및 화학적 조성의 영향을 최적화하는 공정을 개발하였다. 재생 콘크리트 미분말은 확립된 안정화 공정 절차를 따라 고화체를 제조하며, 제조된 콘크리트 미분말 고화체의 국내 인수 기준에 의거하여, 고화체의 재령기간에 따른 압축강도 측정 및 핵종 침출시험에 따른 침출지수 산출을 통해 고화체의 건전성을 평가하였다.

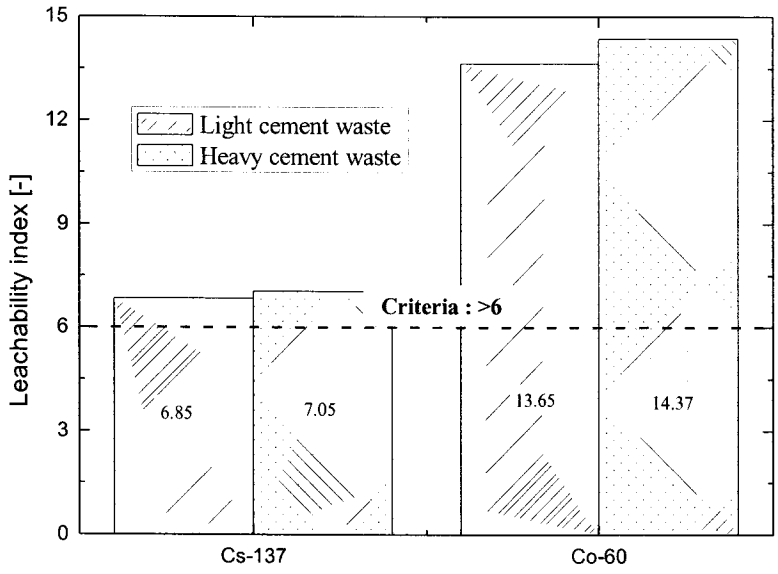


Fig. 3.102. Leachability index of Cs-137 and Co-60 performed by ANS 16.1.

Table 3.29. Activity of leached solution of cement waste with sodium silicate

Radionuclide	Sample	Initial activity (Bq/g)	2hr	7hr	1 day	2 day	3 day	4 day	5 day
			Activity of leached solution (Bq/g)						
Co-60	S-1	35.2	0.007	0.012	0.01	0.008	0.01	0.014	0.012
	S-2	36.6	0.01	0.01	0.007	0.01	0.01	0.01	0.013
	S-3	32.7	0.009	0.01	0.012	0.01	0.014	0.011	0.01

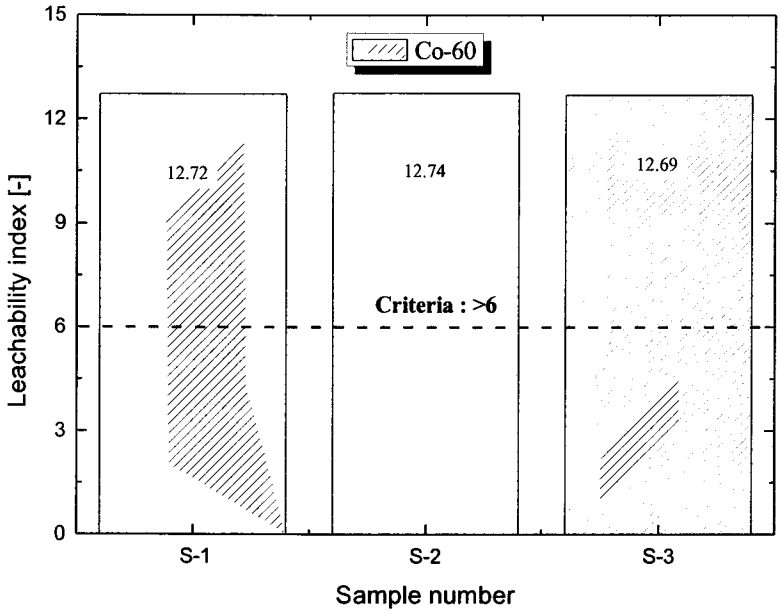


Fig. 3.103. Leachability index of cemented waste form with sodium silicate.

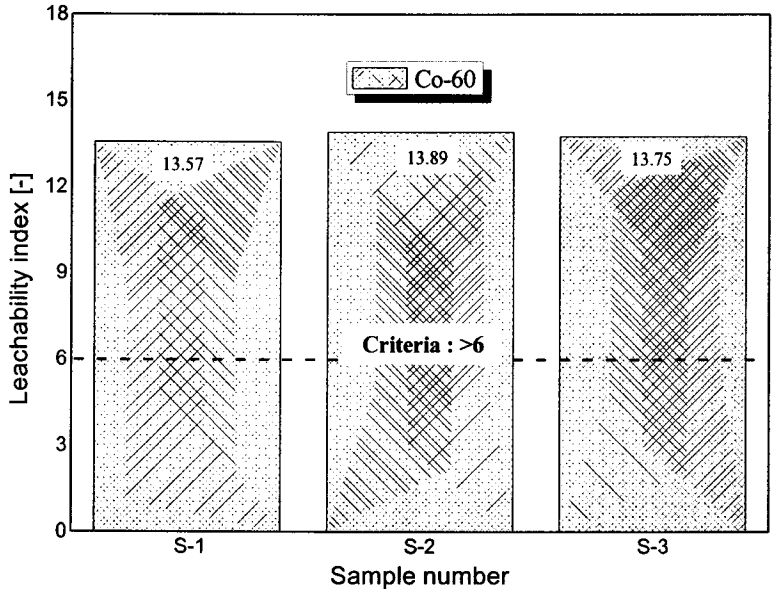


Fig. 3.104. Leachability index of cemented waste form with MgO.

3. 콘크리트 미분말 슬래깅 공정개발 및 기술실증

콘크리트 용융(미분말 슬래깅)에 대한 연구는 콘크리트 폐기물 가열분쇄 감용 공정 과정에서 발생되는 방사성 콘크리트 미분말의 감용 및 안정화를 동시에 확보하는 기술 개발의 일환으로 수행되었다. 해외에서는 콘크리트가 포함된 잡고체를 플라즈마 용융 처리기술에 관한 연구가 활발히 수행되고 있다. 일본의 경우 JAERI 에서 콘크리트, 석면 단열재, 탄소강, 모르타르, 스테일레스, 알루미늄의 혼합비를 변수로 하여 저준위 방사성물질의 부피감용 및 안정화를 위해 플라즈마 기술을 사용하여 유리화 사례가 있다[3.21]. 프랑스 경우 Spie-Batignolles와 Ciments Lafarge사는 Aerospatiale 플라즈마 토치[3.22]를 사용하여 고체 폐기물을 처리하고 있으며 스웨덴의 Scanarc에서는 SKF[3.23, 3.24] 토치를 사용해 PCDD (Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins)를 열분해 처리한 사례가 있다. 캐나다의 PEF (Plasma Energy Facility) [3.25]에서는 150kW급의 토치 [3.26]를 사용하여 도시쓰레기를 처리하기위한 성능실험을 수행하였고 미국의 Vortex사는 LFCM (Liquid Fed Ceramic Melter)의 용융로를 개선하여 전극가열식(Joule-heated) 저온용융로를 개발하여 실험을 수행하였다[3.27]. 무기물들은 충분히 높은 온도에서 용융된 후 아주 미세한 물질로 분해된 후 고형화되어 유리와 유사한 (Glass-like) 구조로 변화하는데 이를 유리화 또는 슬래깅이라고 한다. 원자력 관련 시설에서 발생한 다양한 폐기물 들은 유리화 기술을 사용하여 방사성 물질들을 처리하고 있다. 폐기물의 고온 용융 유리화 처리기술은 고화체가 갖는 침출안전성과 방사성핵종의 고정화, 폐기물량의 획기적 감용, 등의 특성[3.28-3.30]을 가지고 있어 원자력 시설을 가지고 있는 선진국에서는 다양한 목적으로 사용되고 있다. 최근 프랑스에서는 Cold Crucible Melter을 사용하여 재 처리 공정에서 생산되는 우라늄과 몰리디늄의 고준위 폐기물에 대해 유리화 실험을 수행하고 있으며[3.31] DOE (Department of Energy) 주관 하에 Bechtel Jacobs 사는 처리비용과 시간을 절약할 수 있는 방안으로 이동형 유리화 시스템을 개발[3.32]하고 있으며 고온용융 열분해 및 유리화 기술에 상당한 기술력을 가지고 있는 Savannah River[3.33]와 INEEL 연구소[3.34] 에서는 현재 매립되어 있는 방사성 폐기물과 염성분이 다량 함유되어 있는 방사성 폐기물 처리에 심열을 기울이고 있다. 본 실험에서 사용한 플라즈마 아크 용융설비(Plasma Arc Melter, PAM)는 방사성 핵종의 환경 유출 차단과 방사선 차폐 개념을 도입하여 설계되었으며, 일반 및 산업폐기물 처리에 적용할 시에는 비교적 완화요소가 되므로 적용이 용이하고 최종폐기물의 재활용이 가능하다.

본 연구에서는 앞부분에서 이미 기술한바와 같이 콘크리트 미분말의 안정화에 역점을 두고 수행한 콘크리트 미분말 재생 및 고화공정 개발과 아울러 콘크리트 미분말의 감용율을 증대시킴과 동시에 안정화를 위한 또 하나의 방안으로 전단계의 금속폐기물 용융제염 기술개발을 통해 기 확보한 고온 용융 설비를 활용하여 방사성 콘크리트 미분말의 슬래깅에 의한 감용 및 고화체로 안정화시키는 연구를 수행하였다.

가. 콘크리트 미분말의 슬래깅 감용 특성 시험 및 평가

콘크리트 미분말 안정화 공정 비교 평가를 위한 방안으로 콘크리트 미분말의 고온 슬래깅 연구를 수행하였으며, 이를 위해 전 단계 금속폐기물 용융제염 연구를 통해 기 확보한 전기아크 방식의 고온 용융시스템을 활용하여 연구로 및 우라늄변환시설에서 발생된 경량 및 중량 해체 콘크리트 미분말의 슬래깅 특성 시험을 수행하였고, 이때 슬래깅에 의한 콘크리트 미분말의 감용 특성을 평가하였다. 경량 및 중량 해체 콘크리트 미분말의 배합비에 따른 슬래깅 고화체를 제조하였으며, 중량콘크리트 미분말 10 vol %와 경량콘크리트 미분말의 배합비 90 vol %에서 최대 3.35를 얻을 수 있었다. 즉, 200L 드럼 3.35개에 담겨져 있는 미분말을 고온 슬래깅 처리시 1드럼으로 줄일 수 있음을 의미한다. 슬래깅에 의한 방사성 미분말의 부피감용비는 Table 3.30에 나타내었다.

Table 3.30 Volume reduction of radioactive fine powder by slagging

시료번호	미분말혼합비		용융전 고화체 부피 (cm^3)	용융 후 고화체부피 (cm^3)	감용비
	중량	경량			
S-1	1	9	385.0	115	3.35
S-2	2	5	385.0	120	3.21
S-3	4	6	385.0	126	3.06
S-4	5	5	385.0	129	2.98

나. 콘크리트 미분말 슬래깅 고화체 특성 평가

(1) 슬래깅 고화체의 압축강도

슬래깅 고화체의 압축강도는 고화체의 구조적 안정성을 정량화하는데 매우 중요한 시험으로써 고화체의 제조방법과 압축강도 시험방법에 의해 크게 영향을 받는다. 일반적으로 압축강도는 시험체의 형상, 크기, 재하속도(loading velocity;重量面速)등의 시험조건과 시험체를 구성하는 물질의 종류 등에 따라 크게 영향을 받는다. 본 실험에서는 슬래깅 후 대기중에서 자연 냉각시켜 Φ20 x H 40 mm로 슬래깅 고화체를 제작하여 압축강도를 측정하였다. 슬래깅에 의해 생산된 유리고화체와 유리고화체 압축강도 사진을 Fig. 3.105에 수록하였다. 슬래깅 고화 시험체의 압축강도는 Fig. 3.106에서와 같이 중량 콘크리트 미분말과 경량콘크리트 미분말의 배합비가 2:8에서 50 MPa로 최대치를 보였으며, 미국 NRC가 시멘트고화 매질에 대해 요구하는 규제치 3.44MPa(US, NRC, Technical Position on Waste

Form, 1991)의 15배 이상을 상회하는 매우 양호한 결과를 나타났다

고화체의 파괴는 고화체에 존재하는 균열이나 결함 등으로 인하여 고화체에 하중이 가해질 때 재료의 균열위치 또는 결함위치에 높은 응력집중이 발생되어 그 결과 균열이나 결함이 급속히 성장하여 일어난다. 이때 2상 이상의 재료로 구성된 고화체의 경우 재료의 이질성으로 인하여 상간의 균열방지역할을 하여 균열성장을 구속하여 이로 인하여 파괴가 지연되어 압축강도가 높아지기도 한다.

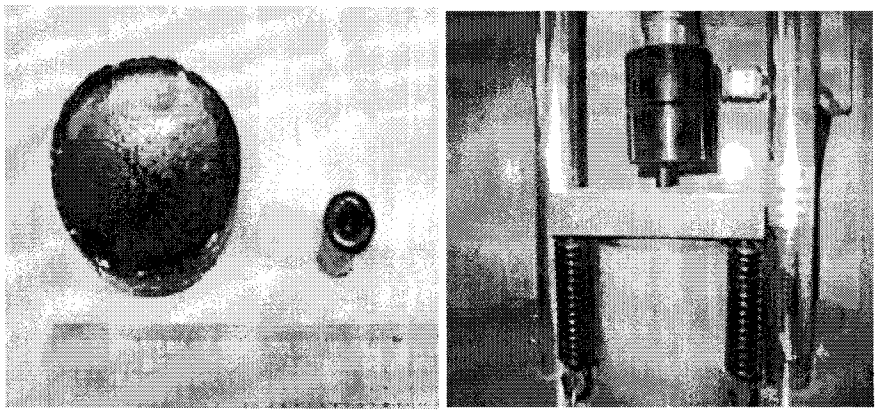


Fig. 3.105. Picture of slagged concrete waste form and measurement of compressive strength.

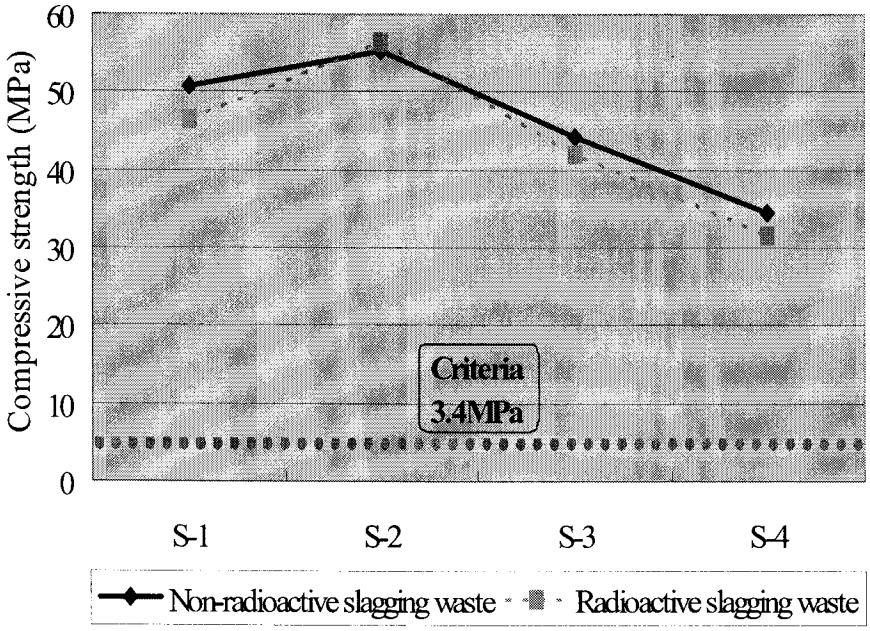


Fig. 3.106. Compressive strength of slagged waste form.

(2) 슬래깅 고화체 미세경도

집중된 외부의 기계적인 하중에 대한 대상물질의 강도를 나타내는 고화체의 미세경도는 Vickers Microhardness 측정계(CLARK Co., Model MHT 1 Knoop Indentor)를 사용하여 indenter가 누르는 하중은 300 g, indenter와 시편의 접촉시간은 10초로 하여 측정하였으며, 그 결과를 Table 3.31에 수록하였다. 고준위 폐기물의 유리고화용 매질로 사용되는 미국 PNL 76-68 유리의 6.2 GPa과 유사하게 측정되었으며, 슬래깅 고화체의 제조상 건전성을 확인할 수 있었다.

Table 3.31. Micro hardness of slagged sample

시료 번호	미세경도[1], GPa	배합비(%)
S-1	6.08	10 : 90
S-2	6.01	20 : 80
S-3	5.87	40 : 60
S-4	5.75	50 : 50

(3) 슬래깅 고화체 침출특성

슬래깅 고화체 시편을 분말상으로 가공하여 침출제로는 2차 증류수를 사용하여 침출시험 후 용출된 성분들의 농도는 ICP-MS (Varian, Model Ultramass 700)와 AA (Perkin Elmer, Model 5100PC)를 사용하여 분석하였으며 분석대상 원소의 종류는 고화체 주요 구성성분 10종 (Si, B, Na, K, Ca, Al, Fe, Mg, Zn, Ti)과 방사성 모의 핵종 4종 (Co, Cs, Sr, Ce,)의 침출분율 및 침출속도 등의 침출특성을 1S-1, 1S-2, 1S-3, 1S-4의 슬래깅 고화체를 대상으로 PCT 시험법에 의한 침출시험을 수행하였다.

분말 슬래깅 고화체 시료의 비표면적과 고화체 내에 포함되어 있는 성분들의 조성비를 계산하여 Table 3.32 및 Table 3.33에 수록하였으며, 고화매질 침출액으로 빠져나온 침출분율과 침출속도를 구하여 Table 3.34 및 Table 3.35에 수록하였다. 고화매질 침출액으로 빠져나온 슬래깅 고화체의 주요 원소에 대한 침출속도는 Table 3.36에 수록하였다. 고화매질의 침출속도는 9.96×10^{-2}~1.18×10^{-6} g/m^2 범위에 존재함을 알 수 있었다. 인위적으로 첨가된 Sr, Co, Ce의 모의 핵종의 침출분율은 2.62×10^{-3}~1.13×10^{-6}의 범위로 나타났으며, Cs은 미분말의 고온 슬래깅 과정에서 모두 휘발되어 슬래깅 고화체에서 검출되지 않았다. 고화매질의 침출속도는 9.96×10^{-5}~1.18×10^{-6} g/m^2 범위에 존재하였으며, 모의핵종의 침출속도는 1.79×10^{-2}~7.72×10^{-6} g/m^{2}로서 대체적으로 고화체 매질성분보다 낮았다. Fig. 3.107에서 보는 바와 같이 Ce 및 Co는 시험조건과 관계없이 10^{-5} g/m^2 이하의 매우 낮은 침출속도로 침출이 진행된 반면에 Sr은 10^{-2} g/m^2 가량의 침출속도를 보였으며, 휘발성 물질인 Cs의 경우 고온 슬래깅 중 전량 휘발되어 침출액에서 검출되지 않았다.

Table 3.32 The physical properties of slagged fine powder sample

Sample I.D.	S-1	S-2	S-3	S-4
Particle Diameter (m/ea)	0.000112	0.000112	0.000112	0.000112
Particle Surface Area (m^2/ea)	3.94E-08	3.94E-08	3.94E-08	3.94E-08
Particle Volume (m^3/ea)	7.35E-13	7.35E-13	7.35E-13	7.35E-13
Particle Weight (g/ea)	1.90E-06	1.78E-06	1.98E-06	2.17E-06
Particle Number in 1g	525070	561480	505624	460673
Surface Area (m^2/g)	0.020	0.021	0.019	0.019

Table 3.33 Composition of slagged find powder sample (Unit : wt%)

성분	S-1	S-2	S-3	S-4
SrO	0.03	0.04	0.04	0.03
CeO	0.08	0.07	0.06	0.06
CoO	0.15	0.16	0.16	0.13
Cs_2O	0.05	0.05	0.05	0.03
Fe_2O_3	10.67	13.30	16.48	18.90
B_2O_3	0.03	0.01	0.02	0.02
TiO_2	0.15	0.15	0.15	0.14
MgO	2.22	2.09	2.44	2.56
Al_2O_3	10.81	10.23	9.76	8.69
SiO_2	56.11	53.22	51.22	49.47
K_2O	2.20	1.75	1.64	1.62
CaO	17.22	17.03	16.05	16.52
Na_2O	0.88	0.81	0.71	0.73

Table 3.34 Leached fraction of slagged find powder sample (PCT Leach Test, 7 days)

Elements	(Leachate Volume)/(Specimen mass) = 10 mL/g			
	S-1	S-2	S-3	S-4
Sr	1.77E-03	1.63E-03	2.62E-03	1.58E-03
Ce	3.32E-06	7.77E-06	3.98E-06	1.13E-06
Co	2.27E-05	1.21E-05	9.61E-06	5.76E-06
Cs	ND	ND	ND	ND
B	9.54E-04	9.60E-04	1.16E-03	1.17E-03
Fe	1.74E-07	4.80E-07	1.84E-07	1.81E-07
Ti	9.40E-06	4.06E-06	1.01E-05	8.51E-06
Mg	3.74E-04	4.83E-04	1.49E-04	1.23E-04
Al	1.05E-05	1.11E-05	7.75E-06	6.52E-06
Si	1.48E-04	1.35E-04	1.47-04	1.61E-04
K	6.21E-03	9.46E-03	8.84E-03	9.02E-03
Ca	1.49E-03	1.19E-03	1.12E-03	1.29E-03
Na	5.85E-04	6.49E-04	4.40E-04	3.72-04

Table 3.35 Leached velocity of slagged find powder sample (PCT Leach Test, 7days)

(Unit : g/m^2)

Elements	(Leachate Volume)/(Specimen mass) = 10mL/g			
	1S-1	1S-2	1S-3	1S-4
Sr	1.20E-03	1.11E-02	1.79E-02	1.07E-02
Ce	2.26E-05	5.29E-05	2.71E-05	7.72E-06
Co	1.54E-04	8.21E-05	6.53E-05	3.92E-05
Cs	ND	ND	ND	ND
B	6.49E-03	6.54E-03	7.93E-03	8.01E-03
Fe	1.18E-06	3.26E-06	1.26E-06	1.23E-06
Ti	6.40E-05	2.76E-05	6.88E-05	5.79E-05
Mg	2.54E-03	3.29E-03	1.02E-03	6.17E-04
Al	7.14E-05	7.54E-05	5.27E-05	4.44E-05
Si	1.70E-04	8.08E-05	1.64E-04	1.57E-04
K	4.23E-02	9.96E-02	6.02E-02	7.31E-02
Ca	1.22E-02	8.14E-03	7.64E-03	8.82E-03
Na	3.98E-03	4.42E-03	2.99E-03	2.53E-03

Table 3.36. Leach rate of elements in slagged sample (Unit : g/m^2)

Elements	(Leachate Volume)/(Specimen mass)=10mL/g			
	S-1	S-2	S-3	S-4
B	6.49E-03	6.54E-03	7.93E-03	8.01E-03
Fe	1.18E-06	3.26E-06	1.26E-06	1.23E-06
Ti	6.40E-05	2.76E-05	6.88E-05	5.79E-05
Mg	2.54E-03	3.29E-03	1.02E-03	6.17E-04
Al	7.14E-05	7.54E-05	5.27E-05	4.44E-05
Si	1.70E-04	8.08E-05	1.64E-04	1.57E-04
K	4.23E-02	9.96E-02	6.02E-02	7.31E-02
Ca	1.22E-02	8.14E-03	7.64E-03	8.82E-03
Na	3.98E-03	4.42E-03	2.99E-03	2.53E-03

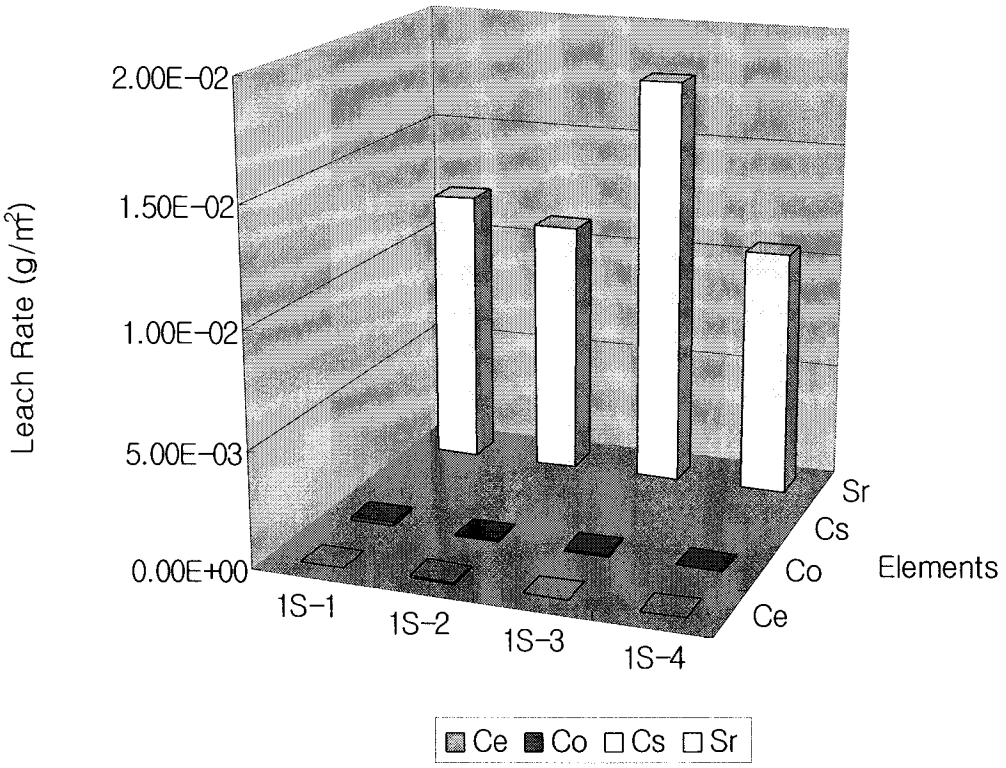
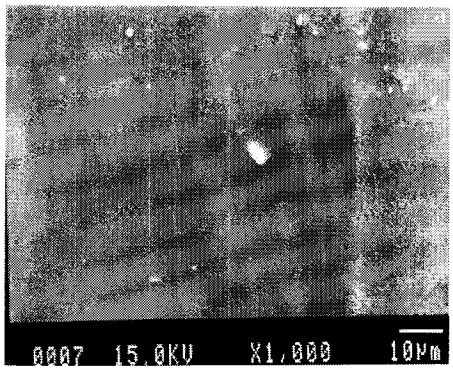


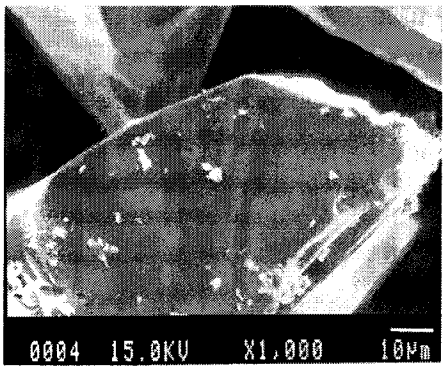
Fig. 3.107. Leach rate of radionuclides from the slagged sample by slagging

주사현미경(SEM)을 이용하여 고화체 시편의 미세구조를 관찰한 결과 Fig. 3.108에서 보는 바와 같이 침출시험 전의 판상시료의 경우 전체적으로 기공을 거의 관찰할 수 없는 균질한 고화체가 형성되었으며 PCT-7일 침출시험 후 분말시료의 경우에도 표면이 매끈한 형태를 그대로 유지하여 상태가 비교적 깨끗하였다

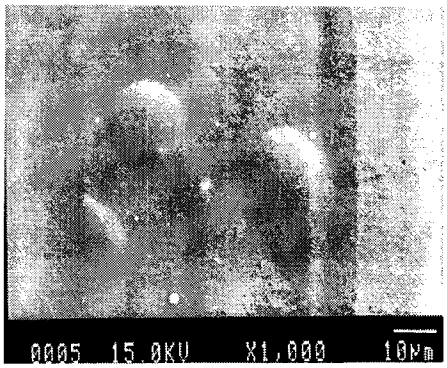
7일 PCT 침출시험수행 결과 각 시험체의 주요 원소별 침출율은 미국 내에서 규제하고 있는 주요원소의 기준치와 비교하였으며 특히 국내 최종처분장의 유리고화체의 인수기준으로 적용을 적극 검토하고 있는 Savannah River Laboratory(SRL)에서 제조한 기준유리인 SRL-EA (Environmental Assessment) 유리고화체와 비교한 결과 기준유리(Benchmark glass : SRL-EA)의 침출률 보다 낮고 미국 Handford 유리고화체 규제치 2 g/m^{2}보다 훨씬 낮은 결과를 보여 국제적인 유리고화체 기준치들을 모두 만족하므로 화학적 내구성이 우수함을 알 수 있었다. 이를 통해 해체 콘크리트 폐기물 미분말의 슬래깅에 의해 유해물질들이 환경으로 누출되는 것을 차단할 수 있는 견고한 유리고화체를 만들 수 있게 되어 보다 안정하고 효율적인 방사성폐기물 관리에 기여할 수 있을 것으로 사료된다.



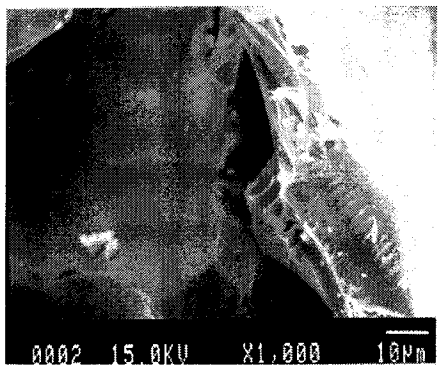
침출 전 S-1 판상시료



침출 후 S-1 분말시료



침출 전 S-4 판상시료



침출 후 S-4 분말시료

Fig. 3.108. SEM images of slagged samples

(4) 방사성 슬래깅 고화체의 침출실험

방사성 슬래깅 고화체의 침출시험을 위하여 미국의 침출 표준시험법인 PCT를 이용하여 침출시험을 수행하여 그 결과 값을 Table 3.37에 수록하였다.

Table 3.37 Leached rate of radioactive slagged sample (PCT Leach Test, 7days)

시료 번호	핵종	초기오염도	비방사능	배합비(%)
S-1	Co-60	47	ND	10 : 90
	UO_2	72	ND	
S-2	Co-60	53	ND	20 : 80
	UO_2	58	ND	
S-3	Co-60	60	ND	40 : 60
	UO_2	50	ND	
S-4	Co-60	74	ND	50 : 50
	UO_2	42	ND	

우선 방사성 슬래깅 고화체를 ball mill를 이용하여 분쇄하여 200 mesh(74 micron)의 체를 통과하고 230 mesh(63 micron)의 체를 통과하지 못한 입자 1.20 g를 채취하여 세척한 후 stainless steel로 만든 침출용기(침출액 12ml)에 넣고 이를 90±2 ℃로 유지되는 dry oven에 넣어 일주일간 시험을 수행하였다. 시험 후 0.45 micron 필터를 이용하여 침출액만을 5 ml 채취하여 MCC에서 10만초 동안 방사능 분석을 수행한 결과 Co-60 과 우라늄은 시료 및 조건에 따른 모든 시험에서 방사성 핵종이 불검출 되었음. 이는 7일간의 침출시험동안 초기 오염된 해체 콘크리트 미분말의 방사능량이 누출되지 않았음을 의미한다.

다. 콘크리트 미분말 재생 및 고화 공정 평가

콘크리트 미분말 재생 및 고화 공정을 평가하여 Table 3.38에 수록하였다. 방사성 콘크리트 미분말의 열적 수화성 회복 및 화학적 처리에 의하여 미분말을 90% 이상 포함할 수 있는 고화체 제조공정이 공정 성능, 운영비, 운전의 용이성, 현재의 기술현황 및 경험, 기술적용측면에서 고온 용융에 의한 미분말 슬래깅 공정보다 더 효율적으로 판단된다.

Table 3.38 Comparison of immobilization processes for concrete fine powder

	화학적 재생 및 시멘트 고화 공정	슬래깅 공정
기술 현황	• 시멘트 고화공정은 용기내 혼합 또는 관내 혼합공정이 모두 가능함에 따라 원자력산업에서 발생되는 저준위 방사성폐기물의 처리에 광범위하게 사용되어져 왔음	• 슬래깅로(Slagging Furnace)와 플라즈마 용융로(Plasma Melting Furnace)와 같은 최근에 개발/시험 또는 일부 적용중인 몇몇 기술들은 중저준위폐기물을 대상으로 상용 운전되고 있지 않음.
운영비	• 다른 고형화/안정화 방법에 비해 비교적 운영비가 저렴	• 실용화 설비 구축시 투자비가 상당히 필요하고, 시설의 복잡성, 설비의 고가로 인해 시설의 유지보수 및 많은 인력 필요로 운영비가 높음.
운전 용이성	• 시멘트 고화공정은 제어가 용이하고, 여러 가지 고화기술 중에 최고로 입증된 유용한 기술임	• 시멘트 미분말의 슬래깅을 위해서는 수분의 함유량이 제한되어 투입되어야 하며, 미분말의 특성으로 인해 폐기물 공급 방법에 제한이 있음.
기술 적용성	• 고화매질과 관련된 기술들은 잘 개발되어 있어 적용이 용이함 • 최종 고화체는 비교적 적은 침출성과 높은 압축강도 및 내충격성이 있고 내방사능도 우수하며, 적절히 고화되면 고화체 내에 유리수가 존재하지 않아 최종처분장 인수기준을 모두 만족함.	• 고준위 폐기물 처리에 있어서 안전성이 입증된 반면에 중·저준위 폐기물을 대상으로 기술 경험이 부족하여 많은 부분 기술 개선이 요구됨. • 방사성 콘크리트 미분말의 슬래깅 고화를 위한 실용화공정으로 선택하기에는 적합성이 다소 떨어짐.
공정 성능	• 시멘트 고화체 제작 시 배합하는 시멘트로 인해 상당한 폐기물 부피 증가가 수반되나, 본 과제에서 개발된 미분말 재생 및 안정화공정은 부피증가가 거의 없는 장점이 있음	• 유리의 화학적 성질은 폐기물의 조성에 의존되지만 콘크리트 미분말은 조성이 일정하므로 운전조건 설정 및 균질한 고화체를 얻기가 비교적 용이하고, 감용율이 65% 이상임.

라. 콘크리트 미분말 슬래깅 기술 실증시험

콘크리트 미분말 폐기물의 아크 용융에 의한 고온슬래깅시 아크 발생에 의해 미분말의 휘산을 방지하기 위한 미분말 슬래깅 실증시험을 수행하였다. 전년도 실험실적 규모의 슬래깅 실험에서 도출된 고화체 제조의 최적조건인 경량 콘크리트 미분말 80 vol%, 중량 콘크리트 미분말 20vol%의 배합비에 준하여 미분말 펠렛을 제조하여 기 확보한 전기아크로 용융 시스템을 활용하여 10kg/btach 규모의 슬래깅 실증시험 수행하였다. 제조된 콘크리트 미분말 슬래깅 고화체는 국내 인수 기준에 의거하여 침출특성을 평가하였다. 국내 최종처분장의 중저준위 방사성 폐기물 유리고화체 인수기준 적용안으로 적극 검토되고 있는 Savannah River Laboratory(SRL)에서 제조한 기준유리인 SRL-EA (Environmental Assessment) 유리고화체와 비교한 결과 기준유리(Benchmark glass : SRL-EA)의 침출률보다 낮고 미국 Handford 유리고화체 규제치 2 g/m^{2}보다 훨씬 낮은 결과를 보여 국제적인 유리고화체 기준치들을 모두 만족하므로 화학적 내구성이 우수함을 알 수 있었다. PCT 침출시험법 의한 주요 국가의 유리고화체를 형성하는 주요 구성성분의 침출기준치를 Table 3.39에 나타내었다 [3.18-3.21].

Table 3.39 Comparison of leaching rate for standard vitrified glass by PCT-7

(단위:g/m^2)

	PNL HLW glass[1)]	ANL CWF glass[2)]	PNL standard glass[3)]	SRL-EA glass[4)]	미분말 유리고화체
B	0.260	0.060	1.694	8.36	0.14~0.064
Li	0.333	0.462	1.344	4.80	-
Na	0.256	0.126	1.246	6.67	0.0044~0.0025
Si	0.154	0.082	0.399	1.96	0.0010~0.000085
Cs	-	0.063	0.091	-	ND
Sr	-	0.030	-	-	0.017 ~ 0.010

1) PNL의 Handford 유리고화 자료 (J.of Nuclear Material, 345(2005) 31-40

2) ANL의 세라믹 고화체 자료 (ANL-05/43 Report)

3) "Borosilicate vs Aluminosilicate Glass as a High-Level Radioactive Waste Form", Environmental Science 504, 1987

4) Savannah River Lab의 Defense Waste Processing Facility(DWPF)에서 사용하는 기준유리(WSRC-TR-92-346, Rev. (1993)

마. 콘크리트 미분말 폐기물 슬래깅 경제성 평가

경제성 평가는 한국원자력연구원에서 소유하고 있는 고온용융시설을 기준으로 산정하였다. 연구로 2호기(TRIGA MARK Ⅲ) 및 우라늄 변환시설에서 발생한 방사성물질로 오염된 해체 콘크리트 폐기물을 처리 할 경우에 소요되는 처리비용은 고온용융 시설의 운전 시 소요되는 인건비, 전력비 및 유지 보수비로 구성된다. 연구로 2호기 및 우라늄 변환시설 해체 시 방사성물질로 오염된 해체 콘크리트 폐기물은 Table 3.40과 같으며 약 370 톤이 발생하였다. 370톤을 가열분쇄 공정에 의해 감용 처리 시 약 20%의 방사성 미분말이 발생되며, 따라서 처리해야할 총 미분말의 양은 74톤(약 500드럼)에 달하는 것으로 평가된다.

Table 3.40. Dismantled concrete waste arising at KAERI [Unit : ton]

Site	Radioactive waste	Waste for Self disposal	Nonradioactive waste	Total
UCP	100	2.5		
KRR-2	260	33	1,710	2,003

200L 드럼에 포장된 미분말의 중량은 대략 150kg으로서 기 확보하고 있는 고온용융 설비의 처리 용량을 고려하여 년 180일 가동하면 년 54톤 (360드럼)의 미분말을 슬래깅 할 수 있다. 슬래깅에 의한 감용비는 실증시험 결과에서 약 3을 얻었으므로 슬래깅 후 최종 처분 대상 폐기물은 년 120드럼이 생성된다. 따라서 전량의 미분말 74톤(약 500 드럼)을 슬래깅 처리하는데 1.4년이 소요되며, 최종 처분 대상 슬래깅 고화체 폐기물은 약 170 드럼이 생성된다. 이상의 기본 자료를 기반으로 고온 용융 시설을 활용한 콘크리트 미분말의 처리비용을 계산하기 위한 운전비 및 유지비 등 세부 내용은 Table 3.41에 수록하였다.

고온 슬래깅에 의한 방사성 콘크리트 미분말 감용 및 안정화 공정의 경제성을 방사성 미분말 폐기물의 시멘트 고화처리 후 처분 비용과 단순 비교하여 나타내면 다음과 같다.

☞ 처리 대상 방사성 미분말 발생량
- 약 74톤 (약 500 드럼)

☞ 처리 대상 방사성 미분말 74톤 시멘트 고화 시 총 비용 : 50억원
- 시멘트 고화 시 부피증가 : 2배
- 고화폐기물 처분비용: 1000드럼(부피증가 2배)×500만원

☞ 처리 대상 방사성 미분말 74톤 슬래깅 시 총 소요비용 : 10억원
- 용융시설 운전 및 유지비 : 9억 2천만원 (6억 6천만원 ×1.4년)
- 슬래깅에 의해 발생된 드럼은 약 170드럼 (감용비 1/3) : 85백만원

방사성 콘크리트 미분말 처분비용을 드럼당 5,000천원으로 산정 시 고온 슬래깅에 의한 방사성 콘크리트 미분말 폐기물의 처리 및 처분 비용은 시멘트 고화처리하여 처분하는 비용보다 40억원의 이득이 발생되어 직접 처분 대비 경제성이 충분히 확보되는 것으로 판단된다.

Table. 3.41 Facility operation cost in slagging of radioactive concrete fine powder

항 목	구 분	금액 (백만원)	세부산출 내역
인건비	인건비	225	3명×3교대×25,000천원/년.명 = 225,000천원 1. 소요인원 : 운전 2명, 현장보조 1명 2. 1인당 연봉 : 25,000천원 (중소기업 평균 연봉 기준)
전 력	전기료	268	(500kW×3000h+164kW×300h+200kW×1200h)×150원/kWh = 268,380천원 1. 사용전기량 - 초기시스템 가동(12시간 소요) : 164kWh(총 300시간 소요) - Arc 발생시(HVAC 포함 : 40% 출력) : 350~400kWh (실제 arc 운전 3000시간 소요) - Cooldown 시(48시간 소요) : 200kWh (총 1200시간 소요) 2. 운전기간 : 3000h (180일 24시간 실 arc 운전) + 초기시스템 가동시간 + Cooldown 시간 3. 전력단가 : 기존 실험수행 전기료의 원(연) 청구 평균단가 적용
유지 및 보수비	내화재 축로	30	15,000천원/회 × 2회/년 = 30,000천원 1. 2008년 말 내화재 축로 비용 : 15,000천원 2. 방사능 오염에 따른 인건비 상승 고려
	필터 교체비	30	15,000천원/회 × 12회/년 = 30,000천원 1. 견적가 기준 2. 차압 증가에 따른 실험결과 참고
	전극봉 소모비	108	180일 × 300천원/개 × 2개/일 = 108,000천원 1. 가동일 : 실제 arc 운전일 기준 2. 전극봉 개당 단가 : 외국 견적가 기준 3. 전극봉 소모량 : 2개(1쌍)/일, 10드럼 처리당 1개 사용
계		661	

제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도

1. 목표달성도

국내외 규제해제 기준에 따른 콘크리트 폐기물 재활용 방안을 설정하고, 재활용 방안에 대한 방사선학적 안전성 평가를 통해 작업자 및 일반 대중의 피폭선량을 평가하여 핵종별 규제 해제 농도를 산출함으로써 콘크리트 폐기물의 비원자력 분야 재활용 및 원자력 분야의 제한적 재활용에 대한 가열분쇄 감용 및 재활용 공정장치의 성능 요건을 제시하였다. 연구로 및 우라늄변환시설 해체 현장으로부터 발생된 콘크리트 폐기물의 열적/기계적 처리방법으로 가열분쇄하여 자체처분대상 골재(굵은 골재 및 잔골재)와 방사성 콘크리트 미분말 폐기물로 분리하여 감용하는 기술을 개발하였다. 열적/기계적 처리를 통한 가열분쇄 공정의 최적화로 약 70%의 방사성 콘크리트 해체폐기물을 감용할 수 있는 공정을 확립함으로써 설정 목표치인 세계수준의 감용율 65% 이상을 달성하여 당초 계획한 대로 목표를 달성하였다. 방사성 콘크리트 해체폐기물의 가열분쇄공정 과정에서 발생되어 초기 콘크리트 해체폐기물의 20%를 상회하는 방사성 콘크리트 미분말의 안정화공정 개발의 일환으로, 콘크리트 미분말의 수화성 회복을 위한 열적 처리 및 미분말 고화체 성능 향상을 위한 규산소다 및 산화마그네슘 첨가를 통하여 콘크리트 미분말을 최대 96%까지 포함하는 고화체 제조조건을 도출함으로써 최종 폐기물로써 고화체의 부피 증가를 최소화시키는 안정화공정을 확립하였다. 방사성 콘크리트 미분말 폐기물 안정화를 위한 다른 대안으로 고온 슬래깅 공정 개발을 통하여 현 국내 콘크리트 해체폐기물(연구로 중량콘크리트, 우라늄 변환시설 경량콘크리트) 발생 특성을 고려한 콘크리트 미분말 폐기물 최적 슬래깅 고화체 제조 조건을 도출하였으며, 중량 및 경량 콘크리트 미분말의 배합비에 따라 감용율 65% 이상을 실현하였다.

2. 대외기여도

본 연구를 통해 독창적인 가열분쇄 감용 공정장치를 개발하여 기술을 실증함으로써 국내 원자력시설 해체 시 발생하는 대량의 콘크리트 해체폐기물에 대한 적용성을 확보함에 따라 당면한 국가 해체사업인 연구로 해체 사업에서 발생한 267톤의 방사화 중량콘크리트 해체폐기물 및 우라늄 변환시설 해체 사업에서 발생한 100톤 이상의 우라늄 오염 경량콘크리트 해체폐기물 감용 및 자체처분 기술로 2010년부터 곧바로 직접 활용하여 할 것이다. 연구로 방사화 콘크리트 폐기물의 약 65% 이상, 우라늄 변환시설 콘크리트 폐기물의 약 70% 이상을 감용이 가능할 것으로 보이며 약 80억 원 이상의 처분 비용 절감이 기대된다. 아울러, 국내 대규모 원자력 시설의 해체 시 발생하게 될 막대한 양의 콘크리트 폐기물 및 비가연성 잡고체 폐기물의 감용 및 자체처분을 대비한 공통기반기술로 활용할 수 있으며 향후 북한 핵시설 해체사업에 대비한 콘크리트 해체폐기물 감용 및 자체처분 기술의 활용도 가능하다.

내용없음

제 5 장 연구개발의 활용계획

1. 기술적 측면

원자력 시설 해체 시 발생하는 막대한 양의 콘크리트 해체폐기물로부터 65% 이상 방사성폐기물을 분리함으로써 방사성폐기물을 감용함과 아울러 고품질 골재를 회수 재활용함으로써 근본적으로 방사성폐기물의 처분 부피를 최소화하는 콘크리트 폐기물 감용·재활용 고도 처리기술 확보로 국내 원자력시설 해체 시 발생하는 방사성 콘크리트 해체폐기물에 직접 기술 활용

- 당면한 국가 해체사업인 연구로 해체 사업에서 발생한 267톤의 방사화 중량콘크리트 해체폐기물 및 우라늄 변환시설 해체 사업에서 발생한 100톤 이상의 우라늄 오염 경량콘크리트 해체폐기물 감용 및 자체처분 기술로 직접 활용
- 국내 대규모 원자력 시설의 해체 시 발생하게 될 막대한 양의 콘크리트 폐기물의 감용 및 자체처분을 대비한 공통기반기술로 활용

2. 경제적 측면

원자력시설 해체 시 대규모로 발생하는 방사성 콘크리트 해체폐기물을 65% 이상 감용 및 재활용할 수 있는 기술을 개발함으로써 당면한 연구로 해체폐기물뿐만 아니라 향후 대규모 원자력 시설 해체 시 발생하는 해체폐기물의 처분비용을 감축하고, 비원자력분야 일반 환경산업의 재생골재 재활용기술 고도화에 기술 활용

- 방사성폐기물 처분부지 확보의 어려움 등을 고려한 국내 현실을 감안할 때 안전하고 경제적인 방사성 해체폐기물 처리기술 개발, 특히 콘크리트 해체폐기물 재활용 기술개발에 의한 콘크리트 해체폐기물 처분부피 감용을 통해 처분 비용의 획기적 감축으로 폐기물 관리비용을 최소화할 수 있는 잠재적인 경제적 파급효과뿐만 아니라 현재 연간 1,500만톤 이상 발생되고 있는 일반 폐콘크리트 재활용 기술로 활용
- 국내 원자력 연구시설의 해체가 이루어지고 있고 향후 상용 원자력 시설의 해체가 예상되는 상황에서 우리나라도 원자력 시장 개방이 불가피하며, 전 세계적으로 원자력시설의 제염 해체산업이 점진적으로 확대되는 추세에 있는 시점에서 해체 시 발생하는 콘크리트 폐기물에 대한 독창적 기술의 국산화를 통해 국내 및 해외 시장의 수요에 적극 대응하기 위한 기술로 활용

3. 사회적 측면

방사성폐기물의 처리·처분에 대한 일반 국민들의 깊은 관심과 함께 사회·문화적으로도 매우 민감한 문제로 대두되고 있는 최근의 상황에서 원자력 시설 해체 폐기물의 70% 이상

을 차지하는 콘크리트 해체폐기물을 근본적으로 줄일 수 있고, 처분 안전성 증대는 물론 환경보호에도 기여함으로써 국내 여건에서 볼 때 환경친화적 이미지 제고와 원자력에 대한 대국민 신뢰도 증진을 위한 원자력 홍보 등에 기술 활용

- 원자력 시설의 해체 시 대량으로 발생하는 콘크리트 폐기물을 유용한 자원으로 재활용함으로써 골재 채취 및 대규모 콘크리트 폐기물 처분에 따른 환경적 피해를 최소화할 수 있는 환경친화적 기술로 활용
- 원자력 시설 해체에 대한 일반 국민의 사회적 신뢰성 및 수용성 증진을 위한 대국민 원자력 산업 홍보기술로 활용

제 6 장 참고문헌

1.1. 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)

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

1.3 T. Ishigura, "Utilization of radioactive waste for solidifying materials to fill waste forms", *Proc. Int. Conf. on Environmental Remediation*, Belgium (2001)

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

1.5. K. W. Ayers and F. L. Parkerl. "Reused of concrete from contaminated structures", Department of Civil and Environmental Engineering, DE-FG05-94OR22343 (1999)

1.6. 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)

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

1.8. 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**, 17-26 (1997)

2.1. "콘크리트의 재활용", 한국콘크리트학회, 기문당 (2004)

2.2. 안지환, "순환골재의 품질향상 기술개발연구", 한국지질자원연구원 (2003)

2.3. P, Zdenek, "Decontamination of radionuclides from concrete by microwave heating. I : theory", *Journal of Engneering Mechanics*, **129** (7), (2003)

2.4. 김진만, 조성현, "콘크리트 리사이클링에 관한 해외 동향과 재생 골재의 특성" (2001)

2.5. I.P. Binkhorst and H.A.W. Cornelissen, "Technology for reused of contaminated concrete constituents", IAEA-TECDOC-1022 (1998)

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

2.7. I.A.G.M. Peeze binkhorst, "Rebondin intermediate report part 1 and part 2,"

KEMA-report 00332-KST/MAT 97-6632 (1997)

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

2.9. V. Massaut, M. Klein and A. Lefervre, "Pilot dismantling of the BR3 pressurized water reactor", ICONE-3:Nuclear Engineering(Proc. 3rd JSME/ASME Joint Int. Conf., Kyoto, 1995) American Society of Mechanical Engineers, New York, 1719-1724 (1995)

2.10. V. Massaut and L. Teunckens, "Experience and developments from the dcommissioning of the BR-3 nuclear power plant and the former Eurochemic reprocessing plant in Belgium", Dismantling Nuclear Facilities-Projects Feed Back Experience (Proc. Int. Conf. avignon, 1998), Paris, 1, 191-24 (1998)

2.11. Information Notice 83-05, "Obtaining Approval for Disposing of Very-Low-Level Radioactive Waste - 10 CFR Section 20. 302, (1983)

2.12. NUREG-1640, "Radiological Assessments for Clearance of Equipment and Material from Nuclear Facilities", **1&2** (1999)

2.13. 日本原子力安全委員會 放射性廢棄物安全基準專門部會, 報告書, (1999)

2.14. "Clearance of materials, buildings and sites with negligible radioactivity from practices subjects to reporting or authorization", Heft 16, Gustav Fischer, Stuttart. (1998)

2.15. 방사성폐기물 규제기술개발, "방사성폐기물 규제해제 요건개발", KINS/RR-144 (2002)

2.16. International Atomic Energy Agency, "Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control", Interim Report, TECDOC-401, IAEA (1987)

2.17. International Atomic Energy Agency, "Application of Exemption Principles to the Recycle and Reuse of Materials from Nuclear Facilities", Safety Series No. 111-P-1.1, IAEA (1992)

2.18. J. E. Lundby, "Decommissioning of a Uranium Reprocessing Pilot Plant - Practical Experiences", Final Report of the Nordic Nuclear Safety Research Project KAN-1.2, Tema Nord. (1994)

2.19. A. W. BRANT, "The Use of Interlocking Concrete Blocks for the Biological Shielding and Secondary Containment of the Radwaste Treatment Plant", AEE Winfrith Nuclear Containment - Proceedings of an International Conference Organised by the Institution of Nuclear Engineers, University of Cambridge, UK, 6-8 April (1987).

3.1. Treasure, C. R. G., Trans. Inst. Chem. Eng., **43**, 199 (1965).

3.2. J. K. Beddow, "Particulate Science and Technology", Chemical Publishing Co., Inc., N. Y. (1980).

3.3. D. Kunji and O. Levenspiel, "Fluidization Engineering", John Wiley&Sons, Inc., N. Y. (1969).

3.4. S. H, Yoon, Proc. World Congress of Chem. Eng., 121 Tokyo (1987).

3.5. 윤석호, 강용, 조승호, 강석호 "Zig-Zag형 기류 분급기에서의 분체의 분리", 화학공학, **26**, 397-403 (1988).

3.6. Kang, R. P. and Schneider, C. L., Mineral Eng., **11**, 1143-1160 (1998).

3.7. Austin, L. G., Materials and Metallurgical Processing., **28**, 14-159 (1994).

3.8. Rogers, R. S. C., Powder and Technology, **35**, 131-134 (1983).

3.9. Evertsson, C. M. and Bearman, R. A., Mineral Eng., **10**, 199-214 (1997).

3.10. H. C. Cho, "Circuit Analysis on Crushing System for Recovering of Aggregate from Waste Concrete", Report (2003)

3.11. B. Pacewska, M. Bukowska, I. Wilinska and M. Swat, "Cement and Concrete Research", **32**, 145-152 (2002).

3.12. N. Su, H. Y. Fang, Z. H. Chen and F. S. Liu, *Cem. Concr. Research*, **30**, 1773-1783 (2000).

3.13. S. H. Yoon, S. D. Kim, Y. Kang, Y. J. Kim and S. H. Cho, *KIChE*, **12**, 436-441 (1995).

3.14. 한국수력원자력 : 중·저준위 방사성폐기물 인수기준 개발 최종보고서, 한국수력원자력 방폐물기술처 (2007)

3.15. ANS/ANSI-16.1, "Measurement of the Leachability of Solidified Low-Level Radioactive Wastes by a Short-Term Test Procedure" (1986)

3.16. S. Y. Sung, Y. Y. Jeong and K. H. Kim "Radwaste Characteristics and Disposal Facility Waste Acceptance Criteria", **6** (4) 347-356 (2008)

3.17. Claire M. Moser "Borosilicate vs Alumino-silicate Glass as a High-Level Radioactive Waste Form", Environmental Science, 504 (1987)

3.18. P. R. Hrma, J. V. Crum, P. Bredt, L. R. Greenwood and H. D. Smith, "Vitrification and testing of a Hanford high-level waste sample, Part 2: Phase identification and waste form leachability" *Journal of Nuclear Materials,* **345** (1), 31-40 (2005)

3.19. W. L. Ebert, "Testing to Evaluate the Suitability of Waste Forms Developed for Electro-metallurgically Treated Spent Sodium-Bonded Nuclear Fuel for Disposal in the Yucca Mountain Repository", ANL-05/43, Argonne National Laboratory, Argonne (2005)

3.20. C. M. Jantzen, N. E. Bibler and D. C. Beam, "Title Characterization of the Defense Waste Processing Facility (DWPF) Environmental Assessment (EA) Glass Standard Reference Material", WSRC-TR-92-346 (1993).

3.21. M. Nakashima, T. Fukui, N. Nakashio and M. Isobe, "Characterization of Solid Products Yield by Plasma Melting Treatment of Simulated Non-Metallic Radioactive Wastes", *J. Nuclear Science and Technology*, **39**, 6, 687-694 (2002)

3.21 P. Pierre, L. Masime, S. Jean-Pierre and P. Didier, "Plasma Torch Having a Longitudinally Mobile Arc Root and Process for Controlling the Displacement", U.S. Patent 4, 847, 466 (1988)

3.22 S. Sven and T. Jan, "Method and Plant for Conversion of Waste Material to Stable Final Products", U.S. Patent 4, 479, 443 (1985)

3.23. B. Lars and M. Jarl, "Method of Destroying Hazardous Waste", U.S. Patent 4,615,285 (1986)

3.24. W. George, Carfer and T. Andreas, "Municipal Solid Waste Disposal Process", U.S. Patent 5, 280, 757 (1994)

3.25. Salvador L., Camacho. and P. C. David, "Field Convertible Plasma Generator and Its Method of Operation", U.S. Patent 4, 559, 439 (1985)

3.26. J. B. Mason, "Modular Enviroglass Vitrification Technology for Low Level Radioactive and Mixed Waste", VECTRA Document No. SP-5010-01(Rev. 2) (1995)

3.27. T. L. Eddy, B. B. Ravio, N. R. Solelberg and O. Wiersholm, "Advanced Mixed Waste Treatment Project Melter System Preliminary Design Technical Review Meeting", Idaho National Engineering Laboratory & Lockheed Martin Idaho Technologies, INEL-95/ 0054 (1995).

3.28. T. L. Eddy, P. C. Kong, B. D. Ravio and G. L. Anderson, "Thermal Processing System Concepts and Considerations for RWMC Buried Waste", Idaho National Engineering Laboratory, EGG-WTD-10058 (1992)

3.29. R. S. GARCIA, "Commercially Available Low-Level Radioactive and Mixed Waste Treatment Technologies", INEL & Locked-Martin Technologies Company (1996)

3.30. R. D. Quang, V. Petijean, F. Hollebecque and O. Pinet, "Vitrification of HLW Produced by Uranium/Molybdenium Fuel Reprocessing in COGEMA's Cold Crucible Melter", COGEMA, Cedex. CEA Centre de Marcoule, Bagnols-sur-Ceze Department of Energy, Washington, D.C. (2004)

3.31. A. Brill, P. E. Boles, and W. Byars, "Transportable Vitrification System RCRA Closure Practical Waste Disposition Saves Time and Money", Safety and Ecology

Corp., Knoxville, TN Bechtel Jacobs Co., LLC., Oak Ridge, TN Department of Energy (2004)

3.32. C. M. Jantzen, D. F. Bickford, K. G. Brown, A. D. Cozzi, C. C. Herman, " Savannah River Site Waste Vitrification Projects Initiated Throughout the United States: Disposal and Recycle Options", Westinghouse Savannah River Co., Aiken, SC. Department of Energy, Washington, DC. (2004)

3.33. C. M. Barnes, and D. D. Taylor, "Review of FY2001 Development Work for Vitrification of Sodium Bearing Waste", Idaho National Engineering and Environmental Laboratory, Idaho Falls, INEEL/EXT-02-00194 (2002)

서 지 정 보 양 식

수행기관보고서번호	위탁기관보고서번호	표준보고서번호	INIS 주제코드
KAERI/RR-3128/2009			

제목	해체폐기물 재활용 기술개발

연구자 (부서명)	최왕규 (제염해체기술개발부)
공동연구자 (부서명)	김계남, 이근우, 정종헌, 오원진, 문제권, 원휘준, 정관성, 민병연, 송평섭, 황성태, 이기원, 정경환, 황두성, 홍상범, 김상민, 김계홍, 박정우, 이민우/제염해체기술개발부, 이은표/핵주기시스템공학기술개발부

출판지	대전	발행기관	한국원자력연구원	발행년도	2010. 4
페이지	236	도 표	있음(○), 없음( )	크 기	A4
참고사항					

비밀여부	공개(○), 비공개 ( )	보고서종류	연구보고서
연구위탁기관		계약번호	

초록 (15-20줄 내외)

국내외 규제해제 기준에 따른 콘크리트 폐기물 재활용(또는 자체처분) 방안을 설정하고, 이들 방안에 대한 방사선학적 안전성 평가를 통해 작업자 및 일반 대중의 피폭선량을 평가하여 핵종별 규제 해제 농도를 산출함으로써 콘크리트 폐기물의 비원자력 분야 재활용 및 원자력 분야의 제한적 재활용에 대한 가열분쇄 감용 및 재활용 공정장치의 성능 요건을 제시하였다. 콘크리트 해체폐기물 재활용 방안 평가를 통해 제시된 결과를 토대로 연구로 및 우라늄변환시설 해체 현장으로부터 발생된 콘크리트 폐기물의 열적/기계적 처리 특성시험을 통한 가열분쇄 공정을 최적화 하였으며, 이를 통해 약 70%의 방사성 콘크리트 해체폐기물을 감용할 수 있는 공정을 확립하였고, 열처리와 동시에 분쇄가 이루어지는 독창적인 일체형 가열분쇄 공정장치 및 패들형 회전충격 분쇄 공정장치를 개발하였다. 콘크리트 미분말의 수화성 회복을 위한 열적 처리 및 미분말 고화체 성능 향상을 위한 화학적 처리를 통하여 콘크리트 미분말을 최대로 포함하는 고화체 제조조건을 도출함으로써 고화체의 부피 증가를 최소화시키는 안정화공정을 확립하였다.

주제명키워드 (10단어내외)	해체콘크리트폐기물, 콘크리트미분말, 감용, 슬래깅, 고화체

BIBLIOGRAPHIC INFORMATION SHEET

Performing Org. Report No.	Sponsoring Org. Report No.	Standard Report No.	INIS Subject Code
KAERI/RR-3128/2009			

Title	Technology Development for Recycling of Decommissioning waste
First Author (Department)	W.K Choi(Department of Decommissioning Technology Development)
Co-Researchers(Department)	G.N. Kim, K.W. Lee, C.H. Jung, W.Z. Oh, J.K. Moon, H.J. Won, G.S. Jung, B.Y Min, P.S. Song, S.T. Hwang, G.W. Lee, G.H. Jung, D.S. Hwang, S.B. Hong, S.M. Kim, G.H. Kim, J.W. Park, M.W. Lee/Department of Decommissioning Technology Development, E.P. Lee/Department of Nuclear Fuel Cycle System Engineering Technology Development

Publication Place	Daejeon	Publisher	KAERI	Publication Date	2010. 4
Page	236	Ill. & Tab.	Yes(○), No ( )	Size	A4
Note					

Classified	Open(○), Restricted( )	Report Type	Research Report
Sponsoring Org.		Contract No.	

Abstract (15-20 Lines)

The scenarios for recycling or self-disposal of concrete wastes was established according to the regulatory requirements for clearance settled up in overseas countries as well as our country. Through the radiological safety assessment for those scenarios, the exposure rate for the workers and the public was evaluated to come up with the clearance level of radioactive nuclides. On the basis of the results, the necessary condition of the process equipment for a volume reduction and self-disposal was suggested toward recycling in non-nuclear field and limited recycling in nuclear filed. In order to satisfy the clearance level suggested from the assessment of the scenarios for recycling of dismantled concrete wastes, the processes for thermal crushing and mechanical grinding were optimized through the experiments on the characteristics of the thermal and mechanical treatment of concrete wastes generated from the KRR and UCP. As a consequence, the process which can be reduced the radioactive concrete waste volume by about 70% was established. And also, not only the originative integrated thermal crushing equipment in which the concrete wastes were crushed simultaneously with the thermal treatment but also the rotated paddle type impact crushing equipment were developed.

An optimized stabilization processes which have the conditions for manufacturing cemented waste form containing the maximum content of fine concrete waste resulting the minimization of increase in volume of cemented waste form was established.

Subject Keywords (About 10 words)	Decommissioning concrete waste, Concrete fine powder, Volume reduction, Slagging, Cemented waste form

주 의

1. 이 보고서는 교육과학기술부에서 시행한 원자력연구개발 사업의 연구보고서입니다.
2. 이 보고서 내용을 발표하는 때에는 반드시 교육과학기술부에서 시행한 원자력연구개발사업의 연구결과임을 밝혀야 합니다.
3. 국가과학기술 기밀유지에 필요한 내용은 대외적으로 발표 또는 공개하여서는 아니됩니다.