

放射性 金屬廢棄物의 再活用技術

文濟權 · 朴相允 · 鄭宗憲 · 李正元 · 吳元鎮

韓國原子力研究所

Radioactive Metal Waste Recycling Technology

Jei-Kwon Moon, Sang-Yoon Park, Chong-Hun Jung,
Jung-Won Lee and Won-Zin Oh

Korea Atomic Energy Research Institute

1. 서 론

원자력은 제한된 화석연료의 대체 에너지로서 인류에게 많은 혜택을 주고 있고 앞으로도 또다른 획기적인 대체 에너지가 확보되기 전까지는 당분간 원자력에 의존하지 않을 수 없다. 그러나 원자력의 이용 역사가 깊어지면서 노후시설의 해체문제가 대두되고 있고 해체시에 발생할 많은 양의 금속폐기물에 대한 대책이 세계적으로 관심의 대상이 되고 있다. 실제로 향후 50년 이내에 약 3 천만톤의 방사성 금속폐기물이 원자력시설의 해체로부터 발생될 것으로 전망되며,¹⁾ 이는 미국의 금속원 가격으로 환산하면 대략 100~150억불에 해당하는 엄청난 양이다. 따라서 미국, 유럽공동체, 일본 등의 선진국에서는 원자력시설 해체시 발생하는 금속폐기물의 효과적인 관리 방안으로 재활용하는 정책을 적극적으로 추진하고 있다. 방사성 금속폐기물의 재활용은 처분부피의 감축을 통한 환경친화성 향상과 부존 자원의 활용성을 극대화시킬 수 있다는 측면에서도 아주 매력적인 과제라 할 수 있다.

전기에너지의 약 40% 정도를 원자력에 의존하고 있는 국내의 경우도 현재 연구용 원자로인 TRIGA의 해체가 진행중이고 머지 않은 장래에 노후 원전의 해체 문제가 대두될 전망이어서 선진국과 마찬가지로 방사성 금속폐기물에 대한 관리대책이 수립되지 않으면 안될 시점에 와 있다.

방사능으로 오염된 금속폐기물을 재활용하는 방안으로는 금속으로부터 오염 방사능을 완전히 제거하여 일반 금속과 같이 시장에 방출하는 무제한(unrestricted) 재활용과 일부 낮은 오염도를 갖는 금속을 원자력시설 내에서 제한적으로 활용하는 제한적 재활용의 2가지가 있다. 이를 위해서는 각 국가 현실에 맞는 재활용기준이 설정되어야 하는데 일부 선

진국에서는 이미 이 기준을 설정하여 활용하고 있고 일부는 각 국가의 현실에 맞는 기준의 설정을 위한 노력이 계속 되고 있다.

본 해설에서는 방사성 금속폐기물의 재활용에 요구되는 여러 가지 단위 기술내용과 재활용 현황 등을 살펴보았다.

2. 방사성 금속폐기물의 재활용 기술

방사성 금속폐기물은 오염특성, 재질 및 형태에 따라 여

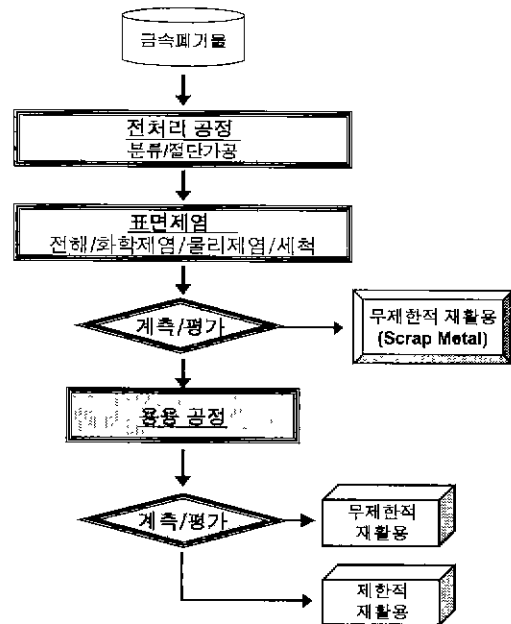


Fig. 1. Recycling processes for radioactive metal wastes.

러 가지 공정을 거치게 되며 Fig. 1에 나타낸 바와 같이 금속폐기물의 전처리 공정, 표면제염공정, 용융 공정 및 잔류 방사능 계측 및 평가공정을 거쳐 재활용하게 된다.

2.1. 전처리 공정^{2,7)}

전처리 단계에서는 원자력시설에서 발생된 금속폐기물을 오염 특성에 따라 재활용 대상과 처분 대상으로 분류한다. 여기에서는 오염도가 아주 높거나 오염특성이 재질 자체의 방사화에 의한 경우 오염 방사능을 제거하기 곤란하기 때문에 처분 대상으로 분류하게 되고, 반대로 오염도가 낮거나 금속표면에 주로 오염되어 있어서 제염이 가능한 폐기물은 재활용 대상이 된다. 일단 재활용 대상으로 분류된 폐기물은 재질별로 분류한 후 제염작업이 용이하도록 절단하는 작업을 거친다. 전처리 단계의 수행 내용을 도식하면 Fig. 2와 같다.

2.2. 표면제염 공정

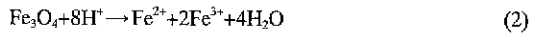
표면 제염공정은 금속표면에 오염된 방사능을 제거하는 공정을 말하는데 대부분의 방사성 오염은 일반 세척과 같은 방법으로는 쉽게 제거되지 않으며, 화학적, 전기화학적 및 물리적 방법이 오염 특성, 기하학적 형태 및 재질에 따라 선택적으로 또는 복합적으로 적용된다.

2.2.1. 화학제염기술^{8,15)}

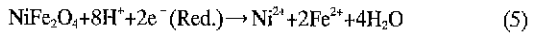
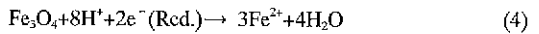
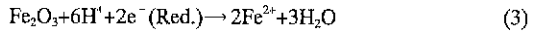
원자력시설에서 발생하는 금속폐기물의 대부분은 Fe를 주성분으로 하고 Ni, Cr 등의 합금이 대부분이며 원자력시설의 가동중 견고한 부식 산화막을 형성하게 된다. 부식산

화막의 형태는 성장(growth) 산화막과 침적(deposited) 산화막의 조성이 다소 차이는 있으나 크게 분류하면 철산화물(Fe₂O₃, Fe₃O₄), 철-크롬/철-니켈/니켈-크롬 산화물(FeCr₂O₄, NiFe₂O₄, NiCr₂O₄) 등으로 분류할 수 있다. 방사성 물질이 이 부식산화막이나 금속 모재의 미세한 틈새로 침투하여 오염되게 되는데 이 오염물질을 제거하기 위해서는 산화막이나 금속 모재를 산화적 또는 환원적 방법과 같은 화학적 방법으로 용해시켜야 하는데 그 반응식들은 다음과 같다.

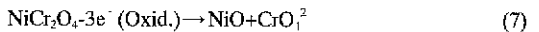
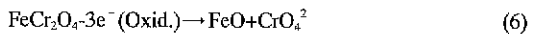
산용해 반응



환원적 용해반응



산화적 용해반응



화학적 제염제를 적용하는 방법은 폐기물의 크기 및 형태에 따라 다르나 가장 보편적인 것은 침수제염 방법이다. 화학용액과의 계속 접촉이 가능하여 제염효과가 높은 편이나 2차 폐액의 발생량이 많다는 단점이 제기되고 있다 침수제염에 적용될수 있는 화학제염제 및 그 특성을 요약하면 Table 1과 같다.

침수제염의 선택적인 방법으로 적용될 수 있는 거품제염은 화학제를 거품형태로 만들어 제염용액의 사용량을 줄일 수 있으나, 작고 복잡한 형상의 경우 제염효과가 낮은 단점도 있다.

그외에 제염대상의 금속표면에 제염제가 포함된 겔을 뿌린 후 제거하는 방법의 겔 제염법도 있다. 전형적인 제염제는 nitric-hydrofluoric-oxalic acid, 비 이온성 세제, carboxymethylcellulose, aluminum nitrate 등을 조합하여 사용하는 것이다. 이 방법은 단순형태의 파이프 제염에 효과적인 것으로 평가되고 있고 2차 폐기물 발생량도 적은 장점이 있으나, 적용 절차가 복잡하고 복잡형상의 폐기물에는 효과가 작다.

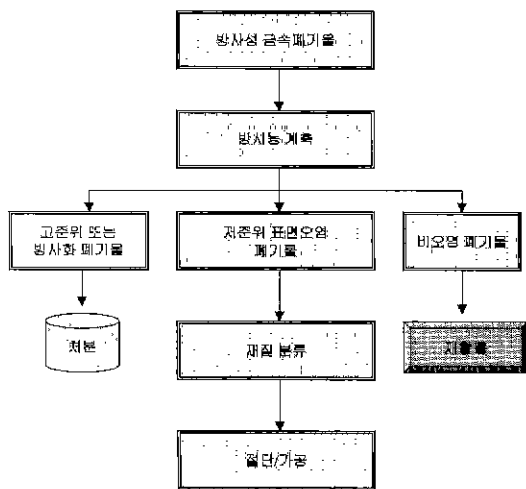


Fig. 2. Pretreatment process flowsheet.

Table 1. Chemical decontamination reagents for metallic materials

화학제 및 제염공정	적용절차	재료별 영향			비 고
		스테인레스강	탄소강	인코넬	
AP	NaOH 및 $KMnO_4$	비부식	약간 부식		다단계 제염 공정의 전처리 단계로 쓰임
NP	NH_3 및 $KMnO_4$				
APAC	AP 적용후 세척 및 ammonium citrate 적용	비부식	부식성이 큼		제염후 채침적이 문제임
APACE	AP 적용후 세척 및 AC+EDTA 적용	비부식	부식성이 큼		제염후 채침적이 없음
AP Citrox	AP/세척/citric and oxalic acid	비부식	비부식	Citrox가 부식 산화막 제거	Citrox 단계에서 잔여 MnO_2 막 제거
APSul	AP/세척/sulfamic acid	비부식	비부식	비부식	Sulfamic acid 단계가 채침적 방지
APOX	AP/oxalic acid	비부식	부식		Oxalic acid는 MnO_2 피막 및 산화막 제거

Table 1. (Continued)

화학제 및 제염공정	적용방법	재료별 영향					비 고
		스테인레스강	탄소강	구리합금	인코넬	알루미늄합금	
HCl	100 g/l	부식	부식	비부식	-	-	부식성이 큼
Oxalic acid	100 g/l	비부식	-	부식	-	-	녹제거에 효과적, 철과 빨리반응 불용성 침적물 형성
Nitric acid	100 g/l	비부식	부식	모재손상		비부식	제염효과를 높이기 위해 0.1% HF 첨가
Sulfuric acid	100 g/l	부식성이 큼	부식성이 큼		비부식	-	부식성이 큼
Oxalic peroxide	2 g/l oxalic+ 5 g/l H_2O_2	비부식	비부식	부식	비부식	비부식	주로 U, UO_2 및 Pu 피막 제거에 이용
H_3PO_4	100 g/l		부식	비부식	-	-	채침적 가능성이 있음
Sulfamic acid	90 g/l		비부식	비부식	-	비부식	H_3PO_4 만큼 활성은 없으나 침적은 없음
SC	1M H_2SO_4 + 50~100 mM Ce^{4+}	부식	부식	-	부식	부식	제염제의 재생이 가능하고 제염 속도가 매우 빠름

이와 같이 다양한 화학제염 방법이 있음에도 불구하고 방사성 금속폐기물의 재활용 연구가 아직 초기 단계에 있기 때문에 종합적인 평가는 이루어지지 않고 있으며, 제염 계수의 향상 및 2차 폐기물의 저감 측면에서 지속적인 최적화가 진행되고 있다고 할 수 있다.

2.2.2. 전해제염기술¹⁶⁻²¹⁾

전해제염기술은 일반적으로 전해연마(electropolishing) 또는 전기화학제염(electrochemical decontamination)이라 부

르고 있으며 제염시킬 대상물은 전기전도성을 갖는 금속성 이어야 하며 전해조 내에서 양극으로 작용한다. 일반적으로 금속표면에 형성된 부식산화막층은 전도성이 있어 제염시키는데 문제가 되지 않는다. 그러나, 페인트 에폭시(epoxy) 등과 같은 비전도성의 도막이 금속표면에 덮여 있으면 제염이 잘 되지 않으므로 사전에 이와같은 도막을 제거시켜야 효과적인 제염을 기대할 수 있다.

전해제염은 전기분해 원리를 이용하여 금속표면에 존재

하는 부식산화막층이나 기질금속(substrate)의 얇은 표면층이 전해질 용액속으로 양극 산화반응(anodic oxidation reaction)에 의해 용출되어 제거됨으로써 방사성오염이 제거된다. 표면금속이 양극 전해반응에 의해 용해되는 전해연마 반응은 (8)식과 같다.

일반적으로 표면의 부식산화막은 전기화학적으로 양극용해되지 않으며, 일반적으로 전해질의 산용해 및 환원용해 반응에 의해 용해된다. 전해제염의 가장 큰 특징은 짧은 시간내에 무구속방출(unrestricted release) 허용 기준치 이하까지 오염준위를 낮추는데 효과적인 것으로 알려져 있다. 현재까지 알려진 전해제염 방법의 장점 및 문제점은 다음과 같다.

전해제염의 장점

- 제염 적용시간이 짧다
- 제염효과: 자연방사선 준위까지 낮추는 높은 제염계수

(decontamination factor=10⁴)를 얻는다.

- 제염폐기물: 발생되는 2차 폐기물량이 비교적 적다.
- 제염된 표면: 부드럽게 처리되어 재 오염성이 작다
- 기술이용 용이성: 공정의 자동화 및 원격 조작이 가능하여 고방사선 구역에도 적용 가능하다.

전해제염의 문제점

- 매우 복잡한 구조를 갖는 대상이나 측면의 경우는 곤란하고, 전류밀도가 고르게 분포되지 않아 날카로운 모서리 부분의 변형이 발생된다.
 - 제염시에는 음극도입이 필요하여 배관부의 제염은 사전절단이 필요하다.
 - Mist 등과 같은 에어로졸(aerosol)의 발생으로 기중오염이 될 수 있고, 수소기체와 같은 인화성 기체 발생으로 화재의 위험에 대비해야 한다.
- 전해제염에 사용되는 전해액의 종류는 인산, 황산, 질산

Table 2. Characteristics of the electrochemical decontamination methods

제염공정 항목	조업조건	특 정	폐기물발생량	장 점	단 점
인산전해액	전해액농도: 40~80% 온도: 40~80°C 전압: 8-12VDC i: 60-270 mA/cm ²	인산이 착화능을 가져 전해액내 방사능 농도 누적시 재오염 최소화	산농도커서 폐액 감용효과 없다. 2차폐기물발생량이 크다.	전해질이 합습성을 가져 기중오염을 최소화시킬 수 있다	용접부제염에는 효과적이지 않음. 저전류밀도: 표면 non-uniform 제거됨 고전류밀도: 산소 과다발생시킴.
질산전해액	전해액농도: 6~12M 온도: 10~35°C 전압: 5~8VDC i: 400~2000 mA/cm ²	Mist 등과 같은 aerosol 문제 해결함. 두종류의 조업방식 사용: 고전류밀도/저전류밀도 조업	기존 제처리시설의 질산폐액 처리시설 활용으로 감용효과 얻음	기존공정에서 갖고 있던 Mist 제거기 설치 등의 단점 개선 용접부의 제염결과 좋게 나타남.	고농도질산폐액 처리시설이 요구됨
황산전해액	전해액농도: 5~10% 온도: 60°C 전압: 10VDC 전극간거리: 20 mm	저농도의 전해액 사용	인산전해액에 비해 큰 감용효과 증발농축으로 2차 폐액량이 적다.	"좌동"	제염후 표면이 거칠다. 전해액표면에 acid mist 형성됨
중성염 용액/교번 전류전해법	Na ₂ SO ₄ 전해액 온도: 20~60°C 전압: 8~10VDC 전극간거리: 50 mm	공정적용이 용이 사각파형교류전류 최적주기: 90초(음극 60초/양극 30초)	방사성 오염물이 수산화물 형태로 침전되어 슬러지제거 큰 감용효과(기존 인산전해액의 1/30)	슬러지 제거후 전해액은 회수하여 재사용	
ELDECON/교번 전류전해법	전해액농도: 1.7M 온도: 20~25°C 전압: 8~10VDC 전극간거리: 50 mm	전극의 극성을 일정한 주기로 교환함 제염시간: 약 5~15분	"상동"	제염후 표면이 매끄럽게 처리됨 재오염경향 낮다.	
유기산혼합용액	Ac(5%+KBr(0.5M)) 온도: 20~40% 전압 15~24VDC i: 200 mA/cm ²	침전에 의해 소모되는 Acetylacetone은 제염중 연속공급	불용성침전물형성으로 2차폐액 감용 폐기물량: 약 1 L/m ² (표면제염)	pH 안정성 좋다 유기산 성분의 분해로 산성을 띠지않는 폐기물발생됨	분해되는 유기산을 계속 보충해 주어야 함

과 같은 무기산 전해액, Acetylacitone, 구연산, 옥살산 또는 이들 약품의 혼합액의 유기산 전해액 그리고 황산나트륨, 질산나트륨의 중성염 용액의 세가지로 구분할 수 있다.

전해제염의 공정변수는 전류밀도, 전해액 농도, 전해액 pH, 온도, 처리시간 등이며 제염 대상물인 오염된 금속의 재료, 오염상태(오염원의 종류, 산화피막의 형태 및 두께 등)에 따라 기존의 제염시험 결과를 근거로 하여 공정변수를 적절히 조합하여 최적화시키는 과정이 필요하다. 또한, 전해제염 조건의 선택은 주어진 제염 대상물에 따라서 제염목적, 2차 폐액의 처리 및 처리비용에 대한 경제성 및 2차 폐기물의 특성에 부여되는 제약 등을 고려하여 결정되어야 한다 지금까지 알려진 전해제염 공정별 특성을 비교하면 Table 2와 같다.

2.2.3. 물리적 제염기술²⁶⁻³⁵⁾

방사성 오염금속을 제염하는 기술중 가장 오랫동안 활용되어 온 기술들이 대부분이다. 원리가 간단하고 활용성이 다양하나 제염계수가 낮다는 단점이 있다. 오염준위가 낮고 표면 부착성이 약한 경우에는 물리제염방법이 간편하게 적용될 수 있다. 이러한 기술의 특성 때문에 최근에는 금속폐기물 재활용기술로서 물리적 제염방법의 적용성을 확대하는 경향이 있으며, 다른 제염방법과 병행하여 활용되는 경우도 빈번하다. 대표적인 물리제염기술별 특성을 Table 3에 요약하였다.

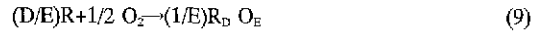
2.3. 용융제염 공정^{26 35)}

표면제염 공정에서 제염된 금속편이 기하학적 형상이 일정하지 않아 잔류 방사능의 계측 평가가 어려운 경우가 많다. 금속의 용융은 방사능을 금속 전체에 균일하게 분포시켜 절대 잔류방사능을 계측할 수 있게 해주고 재활용성 평가의 신뢰도를 향상시킬 수 있다. 또한 방사성 물질이 Cs과 같이 휘발성이거나, 우라늄 및 플루토늄과 같이 산화성인 경우 용융에 의해 금속과 쉽게 분리할 수도 있다. 용융에 의해 금속

으로부터 오염핵종의 제거 가능성은 열역학적 이론에 의해 예측이 가능하며 이과정을 정리하면 다음과 같다.

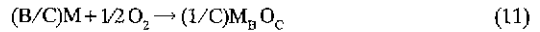
방사성 오염 금속을 용융할 경우, 오염핵종은 산소와 결합할 수 있으며, 오염핵종과 금속의 산화물에 대해 불활성 용매로 작용하는 slag로 오염핵종이 이동하게 된다. 용융체와 slag사이에 오염핵종의 분포비와 평형상수에 대한 일반식을 나타내었다

오염핵종을 포함한 금속(R)의 산화물 생성에 대한 일반식은 다음과 같이 표시된다



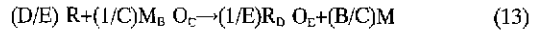
$$\Delta F = \Delta F_{R}^0 \tag{10}$$

여기에서 ΔF는 자유에너지 변화이며, ΔF_R⁰은 오염핵종과 금속의 산화 반응에 대한 자유에너지 변화를 나타낸다 순수금속(M)의 용융체로부터 산화물이 생성되는 식은 다음과 같다.



$$\Delta F = \Delta F_{M}^0 \tag{12}$$

식(9)에서 식(11)를 빼면 (13)식으로 주어진다.



$$\Delta F_{reaction}^0 = \Delta F_{R}^0 - \Delta F_{M}^0 \tag{14}$$

여기에서, ΔF_{reaction}⁰은 오염핵종의 산화반응에 대한 자유에너지 변화를 나타낸다. 식(13)는 오염핵종, R이 산화물로 생성되어 slag내에 용해됨으로써 순수 금속산화물이 환원되는 것을 나타낸 것이다. 식(13)의 평형상수, K_{eq}는 구성성분의 활동도항으로 표시된다.

$$K_{eq} = (a_{R_D O_E})^{1/E} a_M^{BC} / a_R^{DE} a_{M_B O_C}^{1/C} \tag{15}$$

Table 3. Characteristics of the physical decontamination technologies

제염기술	적용방법	제염계수	부속설비	2차폐기물	비 고	
고압수 분사	100~300 kg	~10	고압분사기	세정폐액	단순형태 제염	
블라스팅	건식	모래, Steel grid 연마제분사	~10 ³	배기처리설비	연마재, 필터	폐기물처리 용이
	습식	연마재+용액 분사	~10 ³	용액여과 장치 연마제 분급기	연마재 슬러지	해체전 계통제염에도 활용
	Ice	Dry Ice 분사	~10 ²	제빙기, 분쇄기	탄산가스	폐기물 발생량이 적음
초음파	10~100 KHz	~10 ²	초음파 발전기, 액 정화장치	정화필터		

용융체에서 오염물의 활동도에 대하여 풀면 (16), (17)식으로 나타내어진다.

$$a_R^{DE} = (1/K_{eq})(a_{RD}^{DE})^{1/E} a_M^{BC} / (a_{MB}^{OC})^{1/C} \quad (16)$$

$$a_R = (1/K_{eq}^{ED})(a_{RD}^{DE})^{1/D} (a_M)^{BECD} / (a_{MB}^{OC})^{EBCD} \quad (17)$$

Henry's law에 따르면, 용매에서 작은 농도로 존재하는 물질의 활동도는 다음과 같이 농도에 비례한다.

$$a = k \cdot C \quad (18)$$

따라서, slag내에서 오염산화물의 활동도는 다음과 같다.

$$a_{RD}^{DE} = k_{RD}^{DE} \text{ molar fraction }_{RD}^{DE} \quad (19)$$

$$a_{RD}^{DE} \approx k_{RD}^{DE} \cdot \frac{\text{weight } R_D O_E}{\text{total slag weight}} \quad (20)$$

용융시 용해되는 금속오염물의 활동도도 유사하게 나타낼 수 있다.

$$a_R \approx k_R \cdot \frac{\text{weight } R}{\text{weight melt}} \quad (21)$$

slag내 오염물량에 대한 용융체내 오염물량의 비를 분포 계수로 정의한다면, 분포비, λ는 다음과 같이 표시된다.

$$\lambda = \frac{a_{RD}^{DE} / k_{RD}^{DE}}{a_R / k_R} \cdot \frac{\text{weight of slag}}{\text{weight of melt}} \quad (22)$$

활동도비, a_{RD}^{DE} / a_R 는 식(16)로부터 얻을 수 있다.

$$\frac{a_{RD}^{DE}}{a_R} = K_{eq}^{ED} \frac{(a_{MB}^{OC})^{EBCD} (a_{RD}^{DE})^{1-D}}{a_M^{EBCD}} \quad (23)$$

식 (23)을 식(22)에 대입하면,

$$\lambda = \frac{k_R}{k_{RD}^{DE}} K_{eq}^{ED} \frac{(a_{MB}^{OC})^{EBCD} (a_{RD}^{DE})^{1-D}}{a_M^{EBCD}} \frac{\text{weight of slag}}{\text{weight of melt}} \quad (24)$$

용융체 내 모체금속의 활동도, a_M 은 평형에서 1.0에 접근하게 되므로 무시할 수 있다 대략적인 계산을 위해 다음 조건을 가정하였다

weight of slag/weight of melt=0.1;

a_{MB}^{OC} =activity of base metal oxide in slag=0.1;

a_{RD}^{DE} =activity of contaminant oxide in slag=0.01

이때 분포비, λ는

$$\lambda = (0.1)(K_{eq}^{ED})(0.01)^{1-D} (k_R/k_{RD}^{DE}) \quad (25)$$

$$\lambda = K_{eq}^{ED}(10)^{-3-E/CD-1D} (k_R/k_{RD}^{DE})$$

또한 평형상수, K_{eq} 는 다음의 관계식으로 부터 계산되어진다.

$$\Delta F_{reaction}^0 = -RT \ln K_{eq} \quad (26)$$

$$\text{또는 } K_{eq} = \exp \frac{-\Delta F_{reaction}^0}{RT} \quad (27)$$

여기서, 산화 반응의 자유에너지 변화, $\Delta F_{reaction}^0$ 은 cal/g atom oxygen의 단위로 식(14)를 사용하여 계산되었으며, R=2, 그리고 T=Kelvin 온도이다.

Henry상수 k_R 과 k_{RD}^{DE} 를 제외한, λ를 계산하는데 필요한 모든 값들 또는 가정된 값들을 적용할 수 있다

한 예로, 1900 K에서 철금속으로부터 용융에 의해 uranium을 제거할 경우, 이들 상수들은 이상용액에서의 값인 1.0이라고 가정한다. 다음과 같은 산화물의 반응을 생각할 수 있다.



식 (13)과 (28)를 비교하면, B=1, C=1, D=1, 그리고 E=2임을 알 수 있다. Glassner의 실험치를 이용하면 $\Delta F_{FeO} = -1.36 \times 10^5$ J/mol(-32,500 cal/g atom), $\Delta F_{UO_2} = -3.81 \times 10^5$ J/mol(-91,100 cal/g atom)이며, 식 (25)에서 자유에너지 변화는 -2.45×10^5 J/mol(-58 600 cal/g atom)이다.

$$K_{eq} = \exp \frac{-\Delta F_{reaction}^0}{RT} = \exp \frac{-(-58,600)}{(2)(1900)} = 5 \times 10^6$$

따라서 식 (25)로부터,

$$\lambda = K_{eq}^{ED}(10)^{-3+E/CD-1D} = (5 \times 10^6)^2(10)^{-3+2-1} = 5 \times 10^{10}$$

이렇게 Glassner의 ΔF값을 사용하여 여러 가지 핵종으로 오염된 금속재질의 용융시 핵종분포비를 금속열역학적으로 계산한 결과를 Table 4에 나타내었다. 열역학적으로 계산된 분포비값은 가정된 실험치값의 부정확성과 속도론적 영향이 고려되지 않았기 때문에 실제 용융결과와는 차이가 있을 수 있다. 특히 이론적 계산 시 가정된 Henry 상수값이 차이의 가장 큰 요인일 수 있을 것이다. 그러나 이러한 계산된 값은 실험전 용융거동을 대략적으로 예측할 수 있을 뿐만 아니라 조사된 용융거동에 대한 실험결과를 이해하고 설명하는데 유용하게 이용될 수 있을 것이다.

Table 4. Partion ratios of oxide slags for contaminants and metals

Contaminant Melting-temp.	Base melt and temperature							
	Tin 600K	Lead 600K	Aluminum 1000K	Copper 1400K	Iron 1900K	Nickel 1900K	Chromium 1900K	Zirconium 2100K
Thorium	10 ⁵⁵	10 ⁶⁸	10 ⁴	10 ³¹	10 ¹⁴	10 ¹⁷	10 ⁹	10 ⁹
Hafnium	10 ⁴⁴	10 ⁵⁷	10 ⁻³	10 ²⁶	10 ¹⁰	10 ¹²	10 ⁵	10 ⁻³
Uranium	10 ⁴²	10 ⁵⁶	10 ⁻³	10 ²⁴	10 ¹¹	10 ¹⁴	10 ⁶	10 ⁻³
Neptunium	10 ³⁸	10 ⁵¹	10 ⁻⁶	10 ²⁴	10 ⁹	10 ¹³	10 ⁴	10 ⁻⁴
Plutonium	10 ³³	10 ⁴¹	10 ⁻³	10 ²⁰	10 ⁸	10 ¹¹	10 ⁶	10 ⁻²
Titanium	10 ²⁹	10 ⁴⁵	10 ⁻¹⁰	10 ²¹	10 ⁷	10 ¹⁰	10 ¹	10 ⁻⁷
Wolfram	10 ⁻²	10 ¹²	10 ⁻²⁹	10 ⁵	10 ⁻²	10 ¹	10 ⁻⁷	10 ⁻¹⁴
Cobalt	10 ⁻⁷	10 ⁰	10 ⁻¹⁹	10 ⁰	10 ⁻⁵	10 ³	10 ⁻⁸	10 ⁻¹¹
Technetium	10 ⁻²⁸	10 ⁴	10 ⁻²⁹	10 ³	10 ⁻⁸	10 ³	10 ⁻¹⁶	10 ⁻²⁵

이 Table로부터, U, Pu핵종의 경우 Al, Zr을 제외한 모든 오염금속에 대해 용융제염이 효과적임을 알 수 있다. 그러나 Co의 경우 Pb, Cu재질에서는 어느 정도 제염효과가 있었지만 그 외의 다른 재질금속에 대해서는 효과가 없었다. 또한 금속별로 보면, Al재질의 경우 thorium핵종 외에는 용융제염의 효과가 없다는 것을 알 수 있다.

용융제염의 용융로는 유도로와 전기 아크로가 모두 사용될 수 있다. 일반 금속용융과는 달리 방사성 물질이 포함되어 있기 때문에 용융시 배기체에 대한 엄격한 제어가 필요하고 HEPA 필터 및 스크러빙 조치가 요구된다. 용융로를 이용한 방사성 금속폐기물의 제염 및 재활용은 유럽과 미국 등에서 소규모로 활용되고 있다.

2.4. 잔류방사능 계속 및 재활용평가 기술³⁶⁻⁴⁰⁾

방사성 오염금속을 재활용하기 위한 최종 단계의 조작으로 제염되어진 금속의 잔류 방사능을 평가하고 이로부터 재활용에 따른 안전성 평가를 수행하게 된다. 방사능이 인체에 미치는 영향은 너무 복잡하고 다양하므로 여기에서 언급할 수는 없으나, 재활용에 필요한 잔류 방사능의 허용치는 국가마다 다르며, IAEA, OECD/NEA, ICRP 등에서는 각 국가가 실정에 맞게 선정할 수 있도록 guideline을 제시하고 있다.

2.4.1. 세계각국의 재활용 기준

재활용을 위한 잔류 방사능의 기준은 방사성 핵종에 따라 인체의 위해도가 다르기 때문에 핵종별로 제한치를 두는 것이 일반적이나, 가장 보수적인 기준으로 핵종에 관계없이 방출기준을 선정하는 나라도 있다. 또한 무제한적 재활용이나 아니면 제한적 재활용이나에 따라서도 기준이 다르기 때문에 이를 일괄적으로 나타내기는 어렵다. 세계 각국에서 적용하고있는 폐기물 재활용을 위한 방출형태는 다음과 같다

-무제한적 재활용: 벨기에, 캐나다, 프랑스, 독일, 영국, 이태리, 스웨덴, 체코, 미국

-원자력 분야에 제한적 재활용: 독일, 스웨덴

-원자력 분야에 제한적 재활용을 위한 방출: 캐나다, 프랑스, 독일, 미국

이와 같이 여러 가지 방출형태가 전 세계적으로 실시되고 있으며, 방출기준 또한 나라별 혹은 같은 나라 안에서도 발전소 및 과제별로 다양하게 실시되고 있다. 예를 들어 나라별 무제한 방출기준은 최대 표면오염도 및 최대 비방사능으로 구분되는 데 다음과 같다.

각 나라에서 β 및 γ 선원에 대한 최대 허용 표면오염도는 각각

-0.37 Bq/cm²: 체코

-0.40 Bq/cm²: 벨기에

-0.50 Bq/cm²: 독일

-0.83 Bq/cm²: 미국

-1.00 Bq/cm²: 캐나다

-3.70 Bq/cm²: 프랑스

-4.00 Bq/cm²: 스웨덴

등이 실시되었는데, 미국과 스웨덴에서는 국부적 오염인 경우 상기의 값보다 3~10배 높다. 각 나라에서 α선원에 대한 최대 허용 표면오염도는 상기 값의 1/10 정도이다. 선원의 종류에 관계없이 최대 허용 비방사능을 규정한 나라도 있다.

-0.10 Bq/g: 스웨덴

-0.40 Bq/g: 영국

그리고 β 및 γ 선원에 대한 최대 허용 비방사능은 다음과 같다.

-0.10 Bq/g: 독일 및 체코

-0.37 Bq/g: 프랑스 및 독일

-0.50 Bq/g: 독일

-1.00 Bq/g: 벨기에, 이태리 및 독일

- 2.00 Bq/g : 독일
- 4.00 Bq/g : 스웨덴(인조방사능)

여기서 나타난 바와 같이 같은 나라에서도 과제별/발전소별 다른 방출기준이 적용되었다. 이 경우도 α 선원에 대한 최대 허용 비방사능은 상기 값의 1/10 정도이다.

개개의 핵종별 최대 허용 표면오염도나 비방사능을 각각 다르게 적용한 나라는 프랑스, 독일, 스웨덴, 영국 및 미국 등이며, 총 방사능, 질량 및 부피의 한계가 부과된 나라는 벨기에, 독일 및 스웨덴이었다. 독일 및 스웨덴에서는 제한적 방출시 특별한 공식을 적용하기도 하고 용융로 별 특별한 값을 정하기도 하였다.

이와 같이 국제적으로 통용되는 방출기준이 없고 각 나라별 혹은 과제/발전소별 방출기준이 다르기 때문에 여러 가지 방사성 폐기물의 재활용을 위한 방출에 큰 장애가 되고 있다 특히 국경을 넘는 방출인 경우는 방출 및 인수기준이 다르기 때문에 큰 장애로 작용하고 있다. 뿐만 아니라 금속 폐기물 용융을 위한 제한적 방출의 경우도 국제적으로 통용되는 기준이 없어서 재활용 가치가 큰 금속 폐기물의 재활용에도 큰 장애가 되고 있다. 그러므로 원자력 시설 해체과제가 매우 활발하게 진행되고 있는 유럽(CEC)을 중심으로 한 OECD/NEA는 IAEA와는 다르게 국제적으로 통용될 수 있는 실제적인 방출기준이 조속히 확립되기를 원하고 있다

2.4.2. 잔류 방사능 계측기술

방사능이란 방사성물질의 붕괴능력을 뜻하며 단위 시간당 붕괴를 일으키는 원자핵의 수를 말한다. 방사능의 표준 단위로는 Bequerel(Bq)을 쓰며 1Bq은 매초당 붕괴를 일으키는 방사능 즉, 1 Bq=1 dps(disintegration per second)이다. 재래의 방사능 단위인 1 Curic은 매초당 3.7×10^{10} 개의 붕괴를 일으키는 방사능이다

방사능 측정이란 원자핵 붕괴시 방출되는 방사선 입자를 검출하여 그 붕괴수를 계산하는 것이라고 할 수 있다. 따라서 기본 원리 측면에서는 방사능 측정은 간단한 것이지만, 실제로는 방출되는 방사선의 종류 및 그 에너지, 붕괴의 특성, 방사능의 강약에 따라 측정 방법이 전혀 다를 수도 있다 그러므로 측정 대상의 붕괴방식을 이해하고 그에 합당한 측정방법을 선택해야 한다.

알파 방사능의 측정

대표적인 알파 방사성 동위원소는 우라늄과 플루토늄을 들 수 있다. 방사성 동위원소에서 방출되는 알파선은 입자 형태이며 날아가는 거리가 매우 짧는데 비해, 에너지는 방사선의 여러 종류중에서 가장 세다. 주로 3.5~7 MeV의 범

위에 있고, 특히 5~6 MeV 범위에 대부분 밀집되어 있어서 방사능 측정에는 에너지 분해능이 좋은 계측기가 요구되며 grid 부착 전리함이나 Si 반도체 검출기가 주로 사용된다.

베타 방사능의 측정

베타 방사성 동위 원소는 스트론튬이나 세슘을 들 수 있는데 베타선은 알파선보다는 에너지는 약하지만 투과력은 훨씬 세다. 또한 산란되기 쉬우며, 검출기 표면 부근에서 그 에너지의 일부를 잃어버린 후 산란에 의해 다시 밖으로 튀어 나오는 확률이 있다. 베타선이 산란되는 비율은 산란체의 원자번호와 비례하게 되므로 원자번호가 높은 재료는 검출기 재료로 적당하지 않다. Si 반도체 검출기나 신틸레이션 검출기가 효과적이다.

감마 방사능의 측정

감마 방사능은 알파 및 베타 방사능 보다 투과력이 훨씬 센 것이 특징이며 에너지 세기는 알파선보다는 훨씬 약하지만 발생 형태에 따라 넓은 범위에 존재한다 이 사실은 방사능의 특성을 나타내는 스펙트럼을 이해해야 올바른 분석이 가능하다는 것을 의미한다. 따라서 계측기의 종류도 다양하며 대표적인 검출기는 NaI 결정체를 이용한 신틸레이션 계수관과 Gc 및 Si 반도체가 많이 사용되고 있다.

3. 방사성 금속폐기물의 재활용 현황

방사성 금속폐기물은 주로 원자력시설의 해체에서 발생되기 때문에 소규모의 원자력 시설 해체가 시작된 현재까지는 재활용 실적이 그리 많지는 않다. 미국의 경우는 동서간 냉전시대의 마감과 더불어 그동안 핵무기 제조에 사용되었던 시설을 해체하면서 본격적으로 금속폐기물이 발생하기 시작하여 현재 종합적인 재활용 체계 구축을 추진중에 있으나, 정확한 재활용 실적은 보고되고 있지 않다 다만, 향후 약 2백만톤의 금속폐기물을 재활용할 사업을 미국에너지성(DOE)를 중심으로 구상중인 것으로 보고되고 있다

유럽의 경우는 소형 발전로 및 연구로나, 재처리 시설의 해체에서 발생하는 금속폐기물을 소규모로 재활용하면서 경제성 평가가 이루어진 상태이다. Table 5는 OECD/NEA 공동프로젝트를 통하여 재활용 사례를 요약한 것이다.⁴⁰⁾

일본의 경우에는 원자력시험로인 JPDR을 해체하면서 발생한 금속폐기물을 재활용하기 위한 기술 확보와 아울러 재활용 정책을 정부 차원에서 추진하고 있다.

이와 같이 원자력 선진국의 경우는 재활용을 위한 기술

Table 5. Case history of recycling/reuse

방사성 폐기물	Category	Technology	Status
비등경수로 예열기	무제한 방출/재활용	용융	완료
중수로 증기발생기	무제한 방출/재활용	표면제염/용융	완료
경수로 증기발생기	무제한 방출/재활용	표면제염/용융	연구단계
벨기에 재처리시설의 Fuel racks	무제한 방출/재활용	용융	완료
알루미늄 열교환기	무제한 방출/재활용	용융	진행단계
재처리시설 Drip tray	무제한 방출/재활용	표면제염/계측	완료
재처리시설 부품	무제한 방출/재활용	표면제염/계측	계획단계
프랑스 G2/G3 원전 해체금속	제한적 방출/재활용	표면제염/용융	완료
재처리시설 제동금속과이프	제한적 방출/재활용	표면제염/용융	완료

은 확보된 상태에서 본격적인 재활용을 하고 있거나 재활용 기준의 설정의 마련을 서두르고 있는 실정이다.

국내의 경우는 TRIGA 해체에 대비하여 재활용기술을 어느 정도 확보하고 있으나, 재활용 기준의 설정 등 정책적인 측면에서 미흡한 점이 많은 상태이다.

4. 결 론

원자력시설의 해체시에는 일시에 방대한 양의 금속폐기물이 발생하기 때문에 적절한 처분장의 확보가 어려운 현실을 감안할 때, 재활용하는 것은 환경 친화성과 자원재활용의 경제성 측면에서 아주 매력적인 과제라 할 수 있다. 방사성 금속폐기물을 재활용하기 위해서는 전처리, 표면제염, 용융제염 및 잔류방사능 평가 기술들이 종합적으로 요구된다. 현재는 세계적으로 방사성 금속폐기물의 재활용이 소규모로 이루어지고 있으나 조만간 대대적인 사업으로 추진될 것으로 보이는 바 국내에서도 이에 대비한 재활용기술의 신속한 확보와 재활용기준의 설정 등 재활용 여건을 구축해야 할 것이다.

참고문헌

1. OECD/NEA. "Comprehensive Report of the Task Group on the Recycling, Reuse, and Release of Materials from Nuclear Facilities", Final Report, March, (1996).
2. E. Grasz *et al.*, "Summary of LLNL's Accomplishments for the FY93 Waste Processing Operations Program", Lawrence Livermore National Laboratory. March (1994).
3. A.M. Smith *et al.*, "Robotic Drum Handler Drawings", Drawing Numbers 446075, 446076, 446077, and 446078, EG&G Idaho Inc., September (1993).
4. R.J. Anderson, "SMART A Modular Architecture for Robotics and Teleoperation", 1993 IEEE Int. Conf. on

- Robotics and Automation. Atlanta, GA, Vol. 2, pp 416-421, May (1993).
5. Idaho National Engineering Laboratory, "Summary of INEL Waste Reduction/Treatment Facilities-SWEPP, PREPP, WERF". FRG/USA Workshop on Size Reduction and Decontamination Facilities, EGG-M-11783, May 27. (1983).
6. J.R. Costes, D.A. Costa, and G. Imbard. "Measurement and Sorting Techniques for Unrestricted Recycling of Metal from the Nuclear Industry", CEA.
7. L.K. Fetrow and R.P. Allen, "Sectioning of Contaminated Components for Decontamination by Vibratory Finishing and Electropolishing", PNL-3943, September (1981).
8. U.S DOE, "Decommissioning Handbook", DOE/EM-0142P (1994).
9. D.R. Diercks, "Chemical Decontamination and Chemical Cleaning of LWR Components and Possible Interactions with Metallurgical Aging Effects" NUREG/CR-5180 (1988).
10. E. Detilleux, *et al.*, "Experience Gained with the Decontamination of a shut-down Reprocessing Plant." Int. Symposium on the Decommissioning of Nuclear Facilities, Vinna, November 13-17, 1978 (1978)
11. T. Suwa, *et al.* "Chemical Decontamination Process with Sulfuric Acid-Cerium(IV) for Decommissioning", 1991 JAIF Int. Conf. on Water Chem. in Nuclear Power Plants, Proceedings, p737, Tokai-mura (1991).
12. R.A. Meigs, "Use of Foam Chemical for Decontamination", Proc. of the Int. Decommissioning Symposium, Pittsburgh, Pennsylvania, October 4-8, (1987).
13. B. Guthrie, "Foam Decontamination Technology Can Reduce Cleaning of LWR Components and Possible Interactions with Metallurgical Aging Effects." NUREG/CR-5180 (1988).
14. C. Courtois, "Decontamination Techniques for Dismantling."

- Policies for Nuclear Facilities. Proc. of an International Seminar. Paris, October 2-4, 1991, OECD/NEA (1991).
15. R.P. Allen and H.W. Arrowsmith, "Radioactive Decontamination of Metal Surfaces by Electropolishing", Mater. Perform., 18(11), 21 (1971).
 16. M. Miyakawa *et al.*, "Development of an Electrolytic Decontamination Technique Using a Dilute Sulfuric Acid Electrolyte", Transactions of ANS, Vol.44, pp436-438, June 12-16 (1983).
 17. A. Turner *et al.*, "Electrochemical Decontamination in Easily Processed Electrolytes", Decommissioning of Nuclear Installations; Proceedings of an International Conference Held in Brussels, Belgium, 24-27 Oct. p587-597 (1989).
 18. T. Izumida *et al.*, "Electrolytic Decontamination of Surface Contaminated Metal by Alternating Electrolysis Using Square-Wave Current in a Neutral Salt Electrolyte", Nuclear Technology, Vol.70, pp249-253, Aug (1985).
 19. E.L. Childs and J.L. Long, "Electrolytic Decontamination of Stainless Steel Using a Basic Electrolyte", Nuclear Technology, Vol. 54, p208 (1981).
 20. P. Saurin *et al.*, "French Experience with Electropolishing", Proceedings of 1991 JAIF International Conference on Water Chemistry in Nuclear Power Plants, Apr. 22-25, Fukui City, Japan, p754-759 (1991).
 21. P. Saurin *et al.*, "French Experience with Electropolishing", International Conference on Water Chemistry of Nuclear Reactor Systems 5, Vol. 2, Bournemouth, UK Oct. 23-27, p23-28 (1989).
 22. Allen, R.P. *et al.*, "Electropolishing as a Decontamination Process: Progress and Applications", PNL-SA-6858 (1978).
 23. Sanders, M.J. and Turner, A.D., "Slides from Presentation on Electropolishing and Electrochemical Decontamination", Presented at SRS on January 18, 1991 (1991).
 24. K. Westerberg and T. Waltersten, "Eldecon-Electrochemical Decontamination in Low Temperature Neutral Electrolyte", International Conference on Water Chemistry of Nuclear Reactor Systems 5, Vol.1, Bournemouth, UK Oct. 23-27. p191-195 (1989).
 25. "Cleaning Up with ELDECON(Electrochemical Decontamination)", Nuclear Engineering International. Vol. 34(420), p37-38, July (1989).
 26. Gardner, H.R., *et al.*, "Evaluation of Non-Chemical Decontamination Techniques for Use on Reactor Coolant Systems", EPRI NP-2629 (1982).
 27. Ayres, J.A. (Ed), "Decontamination of Nuclear Reactors and Equipment", Ronald Press, New York (1970).
 28. Halaris, V.A. and Bortz, S.A., "High Pressure Water Jet Application in Radioactivity Contaminated Facilities", Proc. Workshop Seattle (1980).
 29. Halter, J.M. and Sullivan, R.G., "Techniques for Removing Contaminated Concrete Surfaces", PNL-SA-8171 (1980).
 30. Mis, F. and Vort, R., "Liquid Abrasive Decontamination is Versatile, Safe and Effective", Power, Oct (1983).
 31. L.K. Fetrow and R.P. Allen, "Sectioning of Contaminated Components for Decontamination by Vibratory Finishing and Electropolishing", PNL-3943, September (1981).
 32. McCoy, M.W. *et al.*, "Evaluation of Vibratory Finishing Process for Decontamination of Uranium Contaminated Solid Waste to Releasable Levels", Proc. ANS Decontamination Topical Meeting (1982).
 33. Allen, R.P., *et al.*, "Decontamination of Alpha Contaminated Materials by Electropolishing and Vibratory Finishing", Proc. Symp for Management of Alpha Contaminated Wastes, IAEA, Vienna (1980).
 34. McCoy, M.W., *et al.*, "Vibratory Finishing as a Decontamination Process", PNL-3336 (1980).
 35. Cyckle, R.A., "Ultrasonic Cleaning in Metal Finishing", Guidebook Issue(Maria. J., Ed.), Metals and Plastics Publication, Inc., Hackensack, New Jersey (1980).
 36. ICRP, "1977 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection", ICRP Publication 26. Pergamon Press, Oxford, UK (1977).
 37. ICRP. "1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection", ICRP Publication 60, Pergamon Press, Oxford, UK (1990).
 38. IAEA, "Principles for the Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control, Safety Series No. 89, Vienna, Austria, (1988).
 39. IAEA, "Application of Exemption Principles to the Recycle and Reuse of Materials from Nuclear Facilities." IAEA Draft Safety Guide, Safety Series No. 111-P-1.1, Vienna, Austria, (1992).
 40. OECD/NEA "Comprehensive Report of the Task Group on the Recycling, Reuse and Release of Materials from Nuclear Facilities", OECD/NEA (1996).