

廢液으로서 99.9% 정도의 不活性 核分裂生成物과 0.5% 以下の 플루토늄 및 超우라늄元素 등을 含有하고 있다(표 1).

既使用核燃料의 再處理로 부터 얻어지는 高準位放射性廢液의 危險度가 그림 3에서 보여지고 있다²⁾. 이것은 음식물 攝取에 의한 障害를 考慮할 경우 각각의 放射性核種에 대하여 水中許容濃度까지 稀釋시키는데 필요한 물의 容量과의 比較로서 潛在的 危險度를 나타내고 있다.

再處理 高準位放射性廢液의 發生量은 燃料의 種類·燃焼率·處理方法 등에 따라 相異하지만, 一般的으로 處理燃料 1 ton 當 0.5m³ 정도로서 量的으로는 比較的 적지만 全 放射能은 10⁶Ci에 미칠정도로 莫大한 量이다. 그림 3에서 보여지고 있는 바와 같이 核分裂生成物質이 主體를 이룬 關係로 發生後 數百年의 經過後는

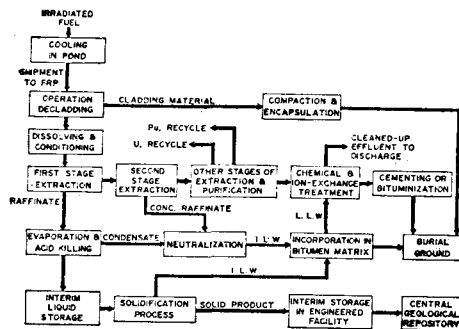


Fig. 2. Reprocessing waste management schematic

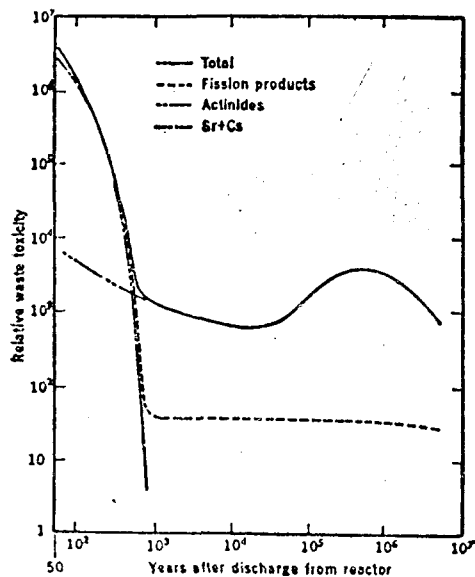


Fig. 3. Decay plot for radioactive waste components

Table 1. Compositions of waste solutions¹⁾

Country Fuel type of source	USA PW-6	UK Mag- nox	Ger- many F.R.	USA LMF- BR
Burn-up (MW.d/t)	33000	3000	100000	100000
Rating (MW/t)	30		100	200
kg oxides/t fuel	83.8		50-100	111.4
1 soln/t fuel	378.5		2400	378
g waste oxides/1 soln	221.48	241.18	89.5	294.77
Solution Normality				0.5
Oxide of Fe	39.9	26.11	2.4	12.8
Al	—	48.63	9.2	—
Cr	3.41	5.33		3.5
Ni	1.48	3.37		1.7
Na	63.0			3.1
Mg		60.275		
Zn		4.13		
Oxide of U	15.44	0.533	0.42	2.7
Pu	0.14	0.0045		
Np	1.15	0.045		
Am	0.24	0.165		
Cm	0.05	0.0045		
SO ₄		—	20	—
PO ₄	1.8		1.4	0.57
F			1.7	
Oxide of Rb	0.94	0.994	0.69	1.8
Sr	2.80	3.005	1.98	4.1
Y	1.58	1.733	0.45	
Zr	13.06	13.45	8.01	27.1
Mo	13.67	13.36	7.65	34.5
Tc	3.41	2.72	1.92	7.8
Ru	7.85	6.273	3.18	29.4
Rh	1.27	1.796	0.6	7.6
Pd	3.92	2.33	0.36	19.6
Ag, Cd, In, Sn, Sb	0.49	0.40	0.12	3.4
Te	1.92	1.47	0.87	5.4
Cs	7.61	7.33	5.64	29.6
Ba	4.14	3.61	2.34	10.4
La	3.91	4.12		
Ce	8.78	8.93		
Pr	3.92	3.95		
Nd	11.95	13.51	20.55	88.0
Pm	0.32	1.10		
Sm	2.44	2.35		
Eu	0.53	0.157		
Gd	0.36			
Total wt FP oxides	94.87	92.58	54.36	268.7

* Figures in grammes per litre except where indicated otherwise

10^4 Ci 정도로 減少되지만, 그 後는 半減期가 긴 Actinide 系列의 元素가 支配的이어서 수십만년이 經過되어도 潛在的 危險度는 殘存하는 것으로 나타나고 있다.

3. 廢液의 固化處理

放射性廢棄物은 取扱—輸送—貯藏 또는 廢棄에 이르는 一聯의 工程上 可能한 限 가장 安全度가 높은 固體 狀態로 保存하러 하고 있다. 따라서 이 廢液을 固形物로 轉換시키기 위한 處理工程에 있어서는 ① 減容率, ② 工程의 單純性, ③ 熱的 化學的 安定度, ④ 遠隔操作의 容易, ⑤ 建設單價, ⑥ 輸送의 容易, ⑦ 固形物의 強度, ⑧ 容出率 等과 같은 因子에 基準을 두고 不斷히 研究, 檢討되고 있다³⁾.

初期에는 特殊地層에 廢液을 注入시켜 固化시키는 方法과 特殊核種을 吸着物質에 吸着시켜 固化시키는것 等도 考慮되었지만, 현재는 그림 4에 列擧된 3가지 種類의 固化體 製造工程에 대하여 활발히 研究, 開發되고 있다.

一般的으로 高準位廢液의 固化處理 工程은 1 단계; 蒸發, 2 단계; 假燒 또는 脫室酸, 3 단계; 유리化 또는 세라믹化 等으로 區分하여 생각할 수 있다. PUREX 法에서 얻어지는 廢液中 大部分의 元素들은 窒酸化合物로서 容解되어 있기 때문에 제 2 단계 工程을 脫室酸工

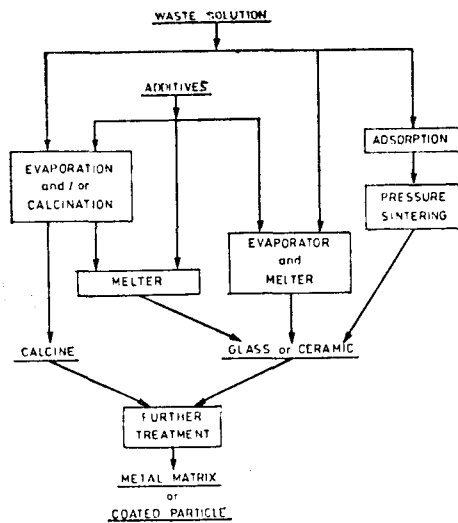


Fig. 4. Basic solidification process

程이라 하기도 한다.

1—2 단계 工程을 거쳐 얻어지는 固化體는 假燒物 (Calcine)이라 일컫는데 이의 假燒反應은 $500\sim 800^{\circ}\text{C}$ 에서 終了된다. 表 2에서 보여지고 있는 바와 같이 80°C 以下에서 窒酸化合物의 大部分은 酸化合物로 轉換되고 그 殘留分은 約 $0.05\sim 10\text{ wt \%}$ 정도에 미치고 있다⁵⁾.

현재 研究되고 있는 假燒處理 方法은 Pot Calcination, Spray Calcination, Rotary-kiln Calcination,

Table 2. Summary of thermal decomposition results⁴⁾

chemicals	manufactured company	form	yield (weight)		assumed oxide form	decomposition temp. ($^{\circ}\text{C}$)	terminal temp. ($^{\circ}\text{C}$)	remarks
			theoretical	obtained				
$\text{Al}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$	Sherman	Solid	0.136	0.137	Al_2O_3	53	460	
$\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$	B.D.H.	"	0.587	0.586	BaO	296	805	
CsNO_3	"	"	0.723	No Const. wt.	Cs_2O	522	Volatile	
$\text{Cr}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$	"	"	0.190	0.189	Cr_2O_3	33	466	
$\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$	"	"	0.198	0.194	Fe_2O_3	46	367	
$\text{Mg}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	Fred Allen	"	0.157	0.157	MgO	43	502	
$\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	B.D.H.	"	0.257	0.256	NiO	55	665	$250^{\circ}\text{--}270^{\circ}\text{C} : \text{Ni}(\text{OH})\text{NO}_3, \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$
R.E. Nitrates	New Metals & Chemical Co.	"	0.386	0.411	M_2O_3	50	836	
Ruthenium Sol.	Johnson Matthey	Aqueous Solution	0.022	0.021	RuO_2	37	557	But volatile above 1000°C
$\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$	B.D.H.	Solid	0.490	0.486	SrO	339	738	
$\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	UKAEA/BNFL	"	0.559	0.559	U_3O_8	40	851	$170^{\circ}\text{C} : \text{UO}_2(\text{NO}_3)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ $290^{\circ}\text{C} : \text{UO}_2(\text{OH})\text{NO}_3, \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$
$\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	B.D.H.	"	0.274	0.275	ZnO	74	372	$220^{\circ}\text{--}320^{\circ}\text{C} : \text{Zn}(\text{NO}_3)_2$
Zirconium Sol.	Magnesium Electron	Aqueous Solution	0.205	0.202	ZrO_2	24	656	
$\text{LiNO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	Koch-Light Lab. Ltd.	"	0.122	No Const. wt.	Li_2O	56	Volatile	$254^{\circ}\text{--}541^{\circ}\text{C} : \text{LiNO}_3$
NaNO_3	Analar	"	0.365	"	Na_2O	588	Volatile	

Fluidized-bed Calcination 등을 들 수 있다. Pot Calcination에서는 antifoam agent로서 약간의 silicon이 추가여지고, Rotary-kiln Calcination에서는 푸석 푸석한 성질을 改良하기 위하여 설탕 또는 Azodicarbonamide가 添加되며, 高濃度の Na를 含有하고 있는 廢液의 處理를 위한 Fluidized-bed Calcination과 Rotary-kiln Calcination에서는 Al, Fe 또는 다른 添加劑가 各各 加하여지는 경우가 있다.

3 단계工程은 2 단계에서 얻어지는 固化體는 粉末狀으로 물에 溶解되거나 分散되어 環境汚染을 誘發시킬 可能性이 높기 때문에 安全性을 높이기 위하여 添加劑를 混合하여 950°C 以上에서 固化體를 製造하는 工程으로서 여기서 얻어지는 固化體는 유리(Glass or Vitreous material) 또는 세라믹(Ceramic)이라 일컫는다. 유리化處理를 위한 添加劑는 廢棄物의 造成과 工程에 따라 選擇된다. 添加劑로서는 silicon, boron, calcium, titanium 등과 熔融點 低下를 위한 것 등을 들 수 있을 것이다.

4. 固化體의 性質

長期貯藏 또는 永久處분에 適合한 固化體를 얻기 위하여 固化工程으로 부터 얻어지는 最終生成物의 安全性을 評價하는데 가장 重要한 因子는 放射性核種의 溶出率, 崩壞熱에 대한 固化體의 安定性, 放射線에 대한

固化體의 安定性 등을 들 수 있다. 표 3에 列擧된 바와 같이, 假燒物에 대한 核種의 溶出率은 $1-10^{-1} \text{g/cm}^2\text{-day}$ 로서 가장 높고 유리질과 세라믹의 경우는 $10^{-5}-10^{-7} \text{g/cm}^2\text{-day}$ 로서 가장 낮은 값을 나타내고 있다. 假燒物은 담갈색 粉末 또는 球形으로써 粒子의 크기는 다양하고 $10 \mu\text{m}$ 이하의 것은 1wt % 정도에 지나지 않는다. 한편 유리質은 검은빛을 띄고 있으며 조개껍질 모양의 Crack이 形成되는 경우도 있다.

固化體는 莫大한 量의 放射性物質(표 4)을 含有하고

Table 4. Radiation ant heat-generating characteristics of hlw

	Activity (Ci/Canister)	Decay Heat (W/Canister)
250 days	17,700,000	83,600
1 yr	8,960,000	43,600
2 yr	4,880,000	23,160
3 yr	3,200,000	14,480
5 yr	1,930,000	7,840
10 yr	1,280,000	4,480
100 yr	142,000	460
1,000 yr	464	10.9
10,000 yr	138	3.1
100,000 yr	66	0.28
1,000,000 yr	16	0.011

Table 3. Properties of solidified high-level wastes¹⁾

Properties Product	Typical components	Waste oxide (wt %)	Density (g/cm ³)	Strength	Thermal conductivity (W/m·°C)	Long-term stability	Leachrate (g/cm ² ·d)
Calcine	Ca as CaF ₂ Al as Al ₂ O ₃ Zr as ZrO ₂	<0.1	(Bulk) 1.0~1.7	None (powder)	0.13~0.2	Not required	0.1~1
Boro-silicate glass	SiO ₂ Na ₂ O B ₂ O ₃ Al ₂ O ₃	15~30	2.5~3.0	Hard and brittle	1.0~1.5	Risk of devitrification	10 ⁻⁵ ~10 ⁻⁷
Phosphate glass	P ₂ O ₅ Na ₂ O Al ₂ O ₃						
Glass ceramic	SiO ₂ Al ₂ O ₃ B ₂ O ₃		Similar to borosilicate glass	Hard and firm		Stable	
Glass-metal matrix	Glass beads + Pb alloy	10~20	~6	Ductile	10	Reduced risk of divitrification	10 ⁻⁵ ~10 ⁻⁷
Ceramic-metal matrix	Phosphate beads + Pb alloy					Stable	

있어 崩壞熱 또는 放射線에 의한 固化體의 變形으로 인하여 本質을 喪失하게 되는 경우가 있다. 假廢物은 殘留 窒酸化物(표 2 참조)과 殘留 水分(0.01~0.2wt%)의 熱分解 또는 放射分解로 氣體를 발생시킴으로서 密閉된 보관용기 內의 압력을 상상 증시킬 수 있고, 開閉容器的 경우는 粉末狀이기 때문에 飛散하여 環境을 汚染시킬 可能性을 갖고 있다. 경우에 따라서 유리質은 550°C 이상에서 불투명하게 變質되어 溶出率을 증가시킬 수 있지만⁶⁾ 放射線에 의한 變形은 거의 무시되고 있으나 장기간의 被爆에 의한 影響에 의한 調查 研究가 계속되고 있다.

高準位放射性廢液의 固化體는 200~1000°C의 온도範圍에서 0.004~0.008 Cal/cm-sec°C의 熱傳導度를 갖는 것이 適合한 것으로 보고되어 있다⁷⁾. 그림 5와 표 3에 의하면 假廢物은 이 條件을 훨씬 未達하고 있지만, 유리質의 일부는 이 條件에 符合되고 있다.

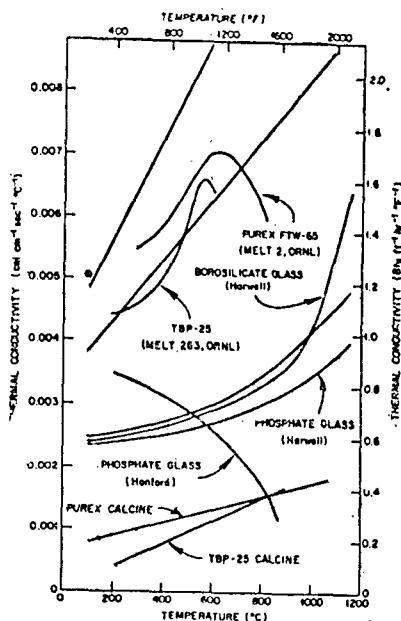


Fig. 5. Thermal conductivities of various glasses

한편, 세라믹固化體는 高溫에서도 安定성이 대단히 良好하지만 高溫處理에 의한 排氣體의 處理가 問題視되고 있다. 표 3에서는 熱傳導도가 1.0~1.5 w/m°C로서 良好한 편으로 考慮될 수 있지만 一般적으로 유리質의 熱傳導도에 比하여 약간 좋지 못한 것으로 보고되고 있다. 그리고 長期 또는 永久貯藏을 하기에 유리質보다 良好與否에 대해서는 現在 研究 進行結果로서 結論을 내릴 수가 없다. 유리質 또는 세라믹에 比하여 熱傳導가 6~10배 더 높은 金屬과의 混合物(표 3)에 대해서도 研究되고 있다. 그러나 현재까지의 技術

上으로 보아 유리化處理工程에 관한 研究, 開發이 중되고 있다.

유리質은 Phosphate glass와 Borosilicate glass로 大分될 수 있는데 Phosphate glass로부터의 溶出率은 Borosilicate glass에 比하여 약간 높은 경향을 나타내고 있다⁸⁾. 이밖에 熔融爐의 腐蝕性, 處理時의 發泡性, 減容比 등의 觀點에서 Borosilicate glass와 비교할 때 Phosphate glass가 좋지 못하기 때문에 주로 Borosilicate glass 製造工程에 力點을 두고 있다.

Borosilicate glass에는 알카리族 元素가 加味되어 있는데 이 元素들의 含量 變化에 대해서는 溶出率에 큰 影響을 미치지 않음을 표시하고 있지만 B₂O₃의 含量이 增加됨에 따라 溶出率이 增加되는 경향을 나타내고 있다(그림 6).

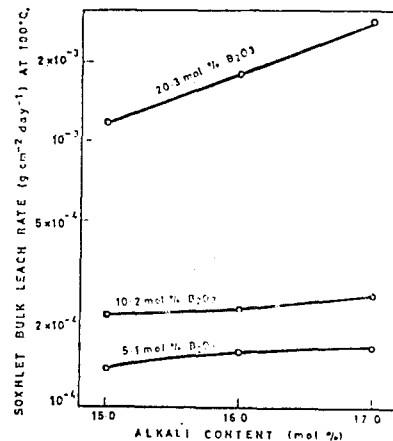


Fig. 6. Variation of leach rate with alkali and boron content⁶⁾

5. 世界 各國의 技術現況

1) 美國^{1,4,8~11)}

1950年代 후반부터 1960年代 초반까지의 여러가지 固化處理概念에 관한 研究 結果에 의해 Hanford에서 세가지 工程(Rising level glass process, Phosphate-glass process, Spray Solidification)을 選定하여 技術開發을 계속함으로써 현재 및 장래에 대한 廢液固化處理施設選定에 대한 背景을 構築하였다.

한편 Idaho의 核燃料再處理試驗工場에서는 1963年以來로 Fluidized-bed Calcination 方法을 採擇한 Waste-Calcination Facility(WCF)에 의해 再處理工場에서 排出되는 高準位廢液을 400~500°C의 온도範圍에서 假燒處理시키고 있으며, 그 容量은 375 l/hr이다. 그리고

1980년 6월의稼動을 目標로 새로운 處理施設인 NWCF가 建設中에 있다.

高準位廢液固化處理를 위한 計劃은 유리化處理의 技術開發에 초점을 두고 있으며 그 工程은 1단계 假燒處理, 2단계 유리化處理로서 다음과 같은 裝置開發에 특히 力點을 두고 있다.

Spray calciner

In-Can melter

Fluidized-bed Calciner

Joule-heated ceramic melter

그림 7에서 보여지고 있는 바와 같이, Calciner-

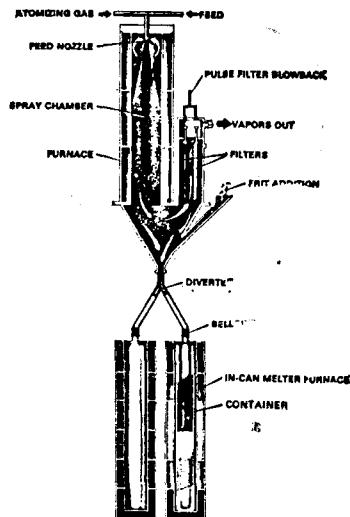


Fig. 7. Illustration of in-can melter coupled to the spray calciner

melter가 복합되어 유리化處理施設이 되는데 그 組合은 再處理工場의 條件에 따라서 달라질 수가 있고 이 施設들은 輕水爐의 既使用核燃料 1500t/yr의 處理容量을 가진 再處理工場으로 부터 發生하는 高準位廢液의 固化處理를 위해 開發되고 있다.

2) 英 圖^{1,12~15)}

20여년 전부터 Harwell에서 核燃料再處理廢液의 유리化處理研究가 시작되었으며, 1962년 FINGAL pilot plant가 建設되어 1966년 초반까지稼動되었다. 그 당시만 하여도 유리化處理施設을 建設하는데 그렇게 鼓舞의 이 아니었다. 그러나 1972년에 이르러서 固化處理의 利點이 분명히 드러남으로서 Windscale 再處理工場에서 1986년 부터의稼動을 目標로 현재 Harwell에서 FINGAL 工程의 概念을 改造한 HARVEST pilot plant를 건설하여 研究 開發이 활발히 進行되고 있다.

HARVEST process는 그림 8에서 보여지고 있는 바와 같이, 한 反應爐內에서 蒸發 脫窒酸, 假燒, 유리化가 일어나게 되어 있으며, 加熱領域은 多段式으로 되어 있고 運轉節次가 簡單하다. 이 工場의 處理容量은 유리質로서 약 11kg/hr이고, Borosilicate glass가 950°~1050°C에서 製造된다. 한편, 後續 商用工場建設이 1990년대를 향하여 提議되고 있다.

3) 佛蘭西^{1,15,16)}

1969년 PIVER pilot plant가 Marcoule에 建設되어 1973년 까지稼動되었는데 이 工程은 Pot calcination process, FINGAL process 등과 대단히 類似하다.

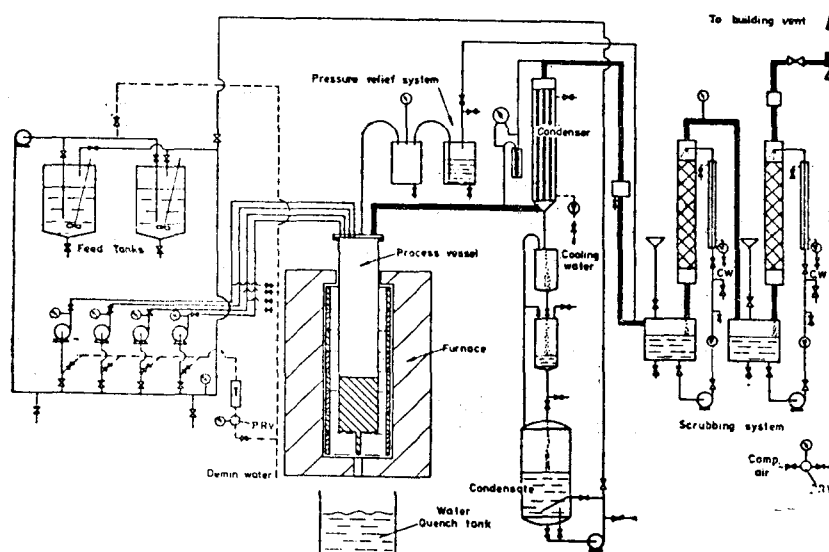


Fig. 8. Inactive vitrification pilot plant flow diagram

300°C로加熱된 Vessel 內에 80% 정도의 廢液을 채워 蒸發시킨 다음 100°C/hr의 速度로 온도를 1150°C까지 상승시키고 이 最終溫度에서 3시간 정도 維持시켜 유리質이 얻어진다. 이 PIVER의 最大容量은 유리質 4kg/hr로 制限되어 있기 때문에 보다 容量이 크고 連續式인 AVM process가 1968년 이래로 研究 開發되어 왔다. 그림 9에서 보여지는 바와 같이 AVM process는 Rotary calciner와 Vitrification Unit가 分離되어 있으며 현재 Demonstration Plant(용량—Rotary calciner; 40 l of liquid/hr, Vitrification unit; 20kg of glass/hr)가 Marcoule에 建設 稼動단계에 있다. 또한 La Hague에 세워질 이와 類似한 AVH plant가 현

재 設計中에 있으며 1980년대 초에 完工될 것이다.

4) 西 獨^{1,17,18)}

Karlsruhe에서 研究, 開發되고 있는 VERA process는 Spray calciner와 Metallic melter 또는 Ceramic melter로 되어 있는 2단계 유리化處理工程으로서 假燒處理工程이 他 工程과 다른 점은 ① Formic acid와의 反應에 의한 廢液의 脫窒酸, ② 假燒處理를 위한 熱源供給—Superheated steam(650°C) 등을 들 수 있다. 最近 進一步된 VERA process가 그림 10에 圖示되어 있다. 이 工程에서는 Sticky product를 제거함으로써 假燒物의 質을 改良하고자 Celite (90% SiO₂)가 廢液에

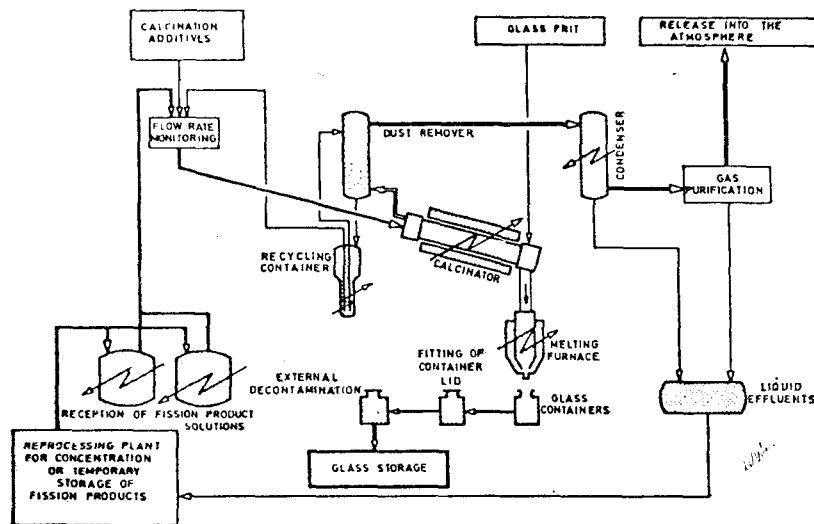


Fig. 9. Flowsheet of vitrification plant at marcoule (avm)

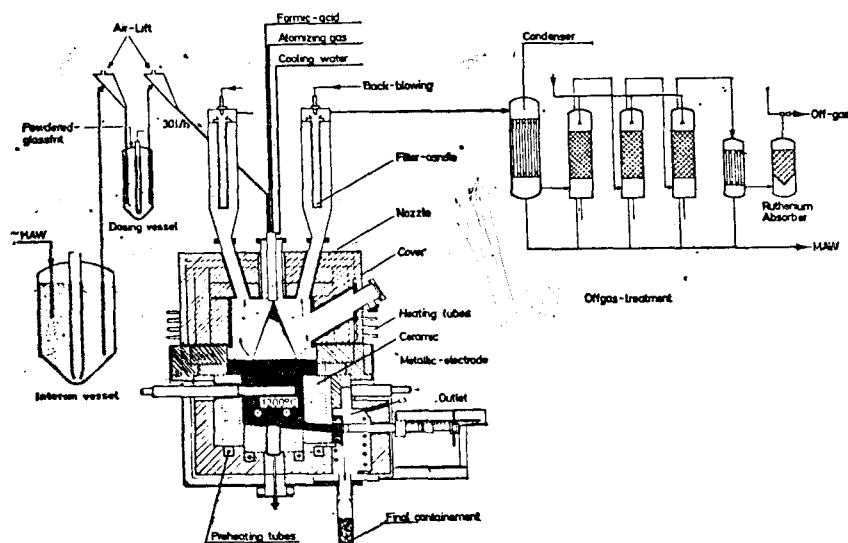


Fig. 10. Flowsheet an illustration of compact ceramic unit (vera)

가해지고 있다. 이 밖에도 HTGR 核燃料은 물론이고 LWR 燃料의 再處理廢液도 固化處理시킬 수 있는 FIPS proccers가 開發되고 있다.

5) 소련^{1,15)}

한 Unit 內에서 廢液의 蒸發—假燒—유리化處理를 할 수 있게 되어 있는 Single-stage process로서 廢液 100 l/hr의 容量을 가진 Phosphate glass 製造 工場이 1974년 경부터 稼動되고 있다. Fluidized-bed calcination과 熔融段階가 分離되어 있는 Two-stage process가 현재 開發되고 있다. 이 工程은 그림 11에서 보여지고 있는 바와 같이 前處理工程으로서 廢液 1l당 150g의 당밀을 첨가하여 40%의 nitrate ion을 除去시켜 얻어지는 濃縮廢液이 Fluidized-bed Calciner에 供給되어 350~400°C에서 假燒處理되고 이 假燒物은 1000~1100°C의 도가니에 옮겨져서 Phosphate glass가 최종적으로 얻어진다. 현재 稼動되고 있는 plant는 유리質 20kg/hr를 생산해 낼 수 있다.

6) 기타^{1,19-23)}

이태리에서는 多段工程으로서 ESTER Process가 開發되고 있는데 유리製造工程은 In-can melting과 恰似하다. 벨기에에서는 LOTES Process, PAMELA Process 등이 開發되고 있으며 인도에서는 HARVEST Process와 類似的한 WIP plant가 Tarapur에 建設, 完工段階에 있다. 日本에서는 動燃開發團에서 Fluidized-

bed Calcination이, 日本 原子力研究所에서는 Zeolite를 이용한 固化處理工程이 각각 研究 開發되고 있다. 스웨덴에서도 이와 비슷한 Zeolite 固化處理工程이 연구되고 있고, 이 밖에 Titanite를 이용한 固化處理工程이 研究되고 있다.

6. 檢 討

高單位放射性廢液의 固化處理工程은 이 廢液으로 부터 얻어지는 最終生成物의 性質에 따라서 다음과 같이 區分될 수 있다.

1) 腐蝕성이 없는 物質로 轉換시키는 假燒處理工程.

이 處理工程은 中間段階로 考慮되고 있으며, 여기서 얻어지는 假燒物은 물에 대한 溶出率이 상당히 높아 永久貯藏하기에는 不適合하다.

2) 不溶性物質로 轉換시키는 處理工程.

이 工程의 最終生成物은 유리질 또는 세라믹을 들 수 있는데, 이들은 물에 對한 溶出率이 대단히 낮고 熱傳導度도 良好한 편이어서 長期貯藏 또는 永久貯藏에 適合한 것으로 推定되고 있다.

假燒—유리化 處理工程에 대해서는 數年間に 걸친 實驗試驗이 成功的으로 遂行되어 本 處理工程에 대한 常用工場의 設計·建設에 關한 技術이 蓄積되어 있음은 分明하다.

그러나 永久貯藏에 適合한 最終生成物의 基準을 確立하고, 運轉上의 安全性과 經濟的 向上을 위하여 世

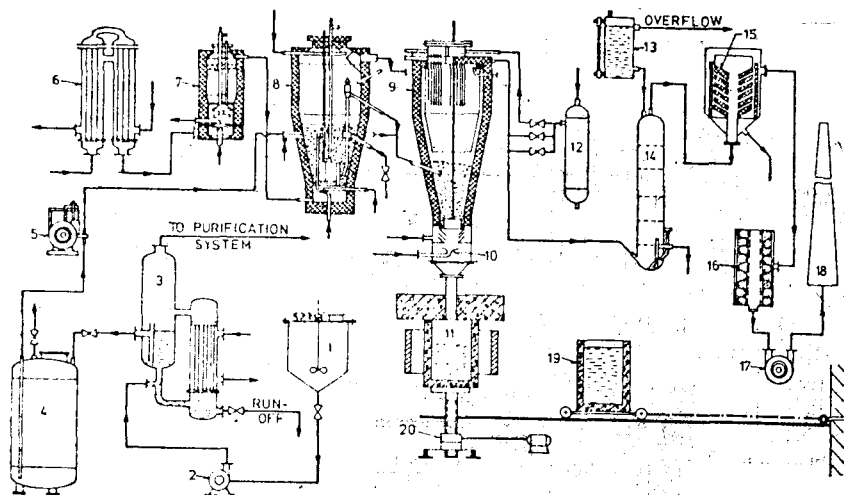


Fig. 11. Flowsheet of two-stage process.

(1) Feed tank; (2) pump; (3) evaporator; (4) concentrated solution container; (5) dispensing pump; (6) tubular heat-exchanger; (7) heater; (8) drier; (9) cermet filter; (10) disc-type pneumatic feed; (11) crucible; (12) receiver; (13) tank; (14) bubbler-absorption column; (15) coarse filter; (16) fine filter; (17) vacuum pump; (18) smoke stack; (19) tolley with crucible; (20) hoisting device.

界 여러나라에서 處理技術의 研究·開發이 不斷히 계속되고 있다.

한편 우리나라에서도 長期에너지 政策에 對處할 수 있는 技術의 蓄積을 위하여 本 處理技術과 關聯된 研究遂行이 바람직 하다고 생각된다.

參 考 文 獻

1. IAEA, Techniques for the solidification of high-level wastes, Tech. Rep. Series No. 176, IAEA, 1977.
2. A.S. Kubo and D.J. Rose, Science, 182 (1973) 1205.
3. G.G. Eichholz, Environmental Aspects of Nuclear Power, Ann Arbor Science, 1976, p. 567.
4. K.S. Chun, AERE-R 8735, 1977.
5. G.J. Dau and R.F. Williams, PB-260559, 1976, p. 6-5.
6. K.A. Boulton et al., AERE-R 9188, 1978.
7. W. Davis et al., ORNL-4361, 1969.
8. USAEC, WASH-1297, 1974.
9. G.E. Bingham and B.R. Wheeler, Transactions of the American Nuclear Society, 27 (1978) 353.
10. H.T. Blair, ibid., 27 (1978) 355.
11. J.L. McElroy et al., Management of Radioactive Wastes from the Nuclear Fuel Cycle, IAEA, Vol.I, 1976, p. 283.
12. J.R. Grover et al., AERE-R5188, 1966.
13. L. Roberts, Atom, 267 (1979) 8.
14. J.B. Morris and B.E. Chidley, Management of Radioactive Wastes from the Nuclear Fuel Cycle, IAEA, Vol.I, 1976, p. 241.
15. Interagency Review Group, TID-29442, 1979.
16. A. Jouan et al., Management of Radioactive Wastes from the Nuclear Fuel Cycle, IAEA, Vol.I, 1976, p. 259.
17. W. Guber et al., Management of Radioactive Wastes from Fuel Reprocessing, OECD/NEA, 1973, p. 489.
18. W. Guber et al., Management of Radioactive Wastes from the Nuclear Fuel Cycle, IAEA, Vol.I, 1976, p. 271.
19. J. Van Geel et al., ibid., p. 341.
20. W. Bocola, ibid., p. 303.
21. J. Van Geel and H. Eschrich, Nuclear Energy Maturity, Pergamon Press, Oxford, Vol. 8, 1976, p. 260.
22. N. Tsunoda et al., PNC Rep. N 841-77-09, 1977.
23. S. Tashire, JAERI-M-6696, 1976, p. 216.