

## 화학적처리/한외여과막 결합공정에 의한 세슘이온의 제거 특성

정경환 · 이근우 · 김길정 · 박헌휘

한국원자력연구소 부설 원자력환경관리센터

### The Removal Characteristics of Caesium Ion by Chemical/Ultrafiltration Combination Process

Gyeong-Hwan Jeong, Kune-Woo Lee, Kil-Jeong Kim and Hun-Hwee Park

Korea Atomic Energy Research Institute

#### 요 약

본 연구는 방사성 폐액의 처리를 목적으로 화학처리와 한외여과막(UF)의 결합공정에 의해서 세슘이온의 제거특성을 조사하였다. 이공정은 대상핵종과 선택성이 크고 한외여과막에 의해서 분리가 가능한 거대분자를 주입하여 핵종을 결합시키고, 이를 한외여과막에 의해서 분리 제거하는 개념이다. 실험은 흡착제로서  $K_2Cu_3(Fe(CN)_6)_2$ 를 제조하여 주입하였고 최분식 UF stirred cell를 이용하였으며, 용액의 pH, 세슘이온의 농도 및  $K_2Cu_3(Fe(CN)_6)_2$ 의 농도에 따라 세슘이온의 제거효율을 측정하였다. 세슘의 제거효율은 pH 및 Cs/ $K_2Cu_3(Fe(CN)_6)_2$ 의 몰비에 따라 결정되며, pH가 5~6에서 높은 제거율을 나타내었고 Cs/ $K_2Cu_3(Fe(CN)_6)_2$ 의 몰비가 1.5 이하에서 90% 이상 제거되었다.  $K_2Cu_3(Fe(CN)_6)_2$ 에 대한 Cs의 결합특성은 Langmuir isotherm 형태의 식으로 나타내어 평가하였으며, 이때 세슘이온의 최대 흡착용량은 1.72 mM/mM  $K_2Cu_3(Fe(CN)_6)_2$  이었다.

**Abstract**—The objective of this investigation is to establish the rejection characteristics of caesium from radioactive liquid waste by chemical/ultrafiltration process. An extensive experimental investigation was conducted with inactive caesium ions, utilizing ultrafiltration stirred cell and potassium copper ferrocyanide as a adsorbent. The effects of experimental parameters such as solution pH, the concentration of caesium and Cs/ $K_2Cu_3(Fe(CN)_6)_2$  molar ratio on rejections were examined. The rejection dependence of caesium was found to be a function of pH and the feed molar ratio of caesium to potassium copper ferrocyanide. The dependence of binding behavior of caesium on  $K_2Cu_3(Fe(CN)_6)_2$  particles was explained in terms of a Langmuir adsorption isotherm. The maximum adsorption capacity was 1.72 mM/mM  $K_2Cu_3(Fe(CN)_6)_2$ .

#### 1. 서 론

원자력산업에서 발생하는 중 저준위 방사성 액체 폐기물의 대부분은  $Cs^{137}$ ,  $Co^{60}$ ,  $Sr^{90}$ 과 같은 중 장반감기 핵종과 다량의 비방사능염 그리고 단반감기 핵종을 함유하고 있다. 이러한 폐액의 주 처리공정인 증발농축과 이온교환공정은 모든핵종과 염을 일괄 감용처리하고 있다. 이온교환공정인 경우 비방사능 이온조차 수지의 관능기에 흡착함으로써 처리액의 환경방출 규제기준에 맞추거나, 용수의 재사용률을 높이기 위해서는 이온교

환수지의 소모량이 많게 되어 폐이온교환수지의 발생량이 증대되고, 또한 조업상 실리카 등에 의한 Fouling, Channeling 현상 등에 의해서 처리성능을 저하시키게 된다. 증발농축기의 경우에는 폐액내 대부분의 비방사능 무해성염의 농축으로 인하여 감용효과를 저하시키고 증발기 내부에 스케일이 일어나거나 비발동반 현상 등에 의해서 성능을 저하시키게 된다<sup>1)</sup>.

이러한 폐기물의 효율적인 관리를 위해서는 관리의 주 대상이 되는 장반감기 핵종, 방사능 강도가 강한 핵종 그리고 유해성물질만을 선택적으로 분리하여 농축하고,

폐액내에 존재하는 상당량의 비방사성 이온들을 방사성 핵종과 함께 농축하지 않고 분리하면 환경에 방출이 가능하게 되어 고화폐기물량을 절대적으로 감소시킬 수 있다. 또한 농축 폐액 내에는 염함량이나 화학물질이 훨씬 감소하여 최종 처분시 핵종이동이나 침출에 대한 문제를 감소시킬 수 있다.

최근 한외여과막(UF)과 역삼투막(RO)공정은 초순수 제조 뿐만 아니라 폐기물 처리분야에서 그 활용도가 증가하고 있다<sup>2)</sup>. 한외여과막(UF)은 폐액 중에 있는 고분자 용질이나 미립자, 콜로이드 물질을 제거하는데 매우 효과적인 공정으로 폐기물 처리분야에서 다양하게 이용되고 있다. 한외여과막의 분리성능은 제거물질의 분극분자량(Molecular weight cut-off)에 의해서 특성화된다. 원자력 산업에서 UF공정은 일반적으로 역삼투막 공정이나 증발농축공정의 전처리 공정으로서만 사용되어 왔다. UF공정 그자체로서는 폐기물 중에 존재하는 미립자 또는 거대분자의 양이 전체 폐기물량에 비해서 상대적으로 적기 때문에 방사성 액체폐기물 처리에는 크게 기여하지 못하고 있는 실정이다. 따라서 UF공정을 효과적으로 활용하기 위해서 예비농축 공정으로 화학처리 공정을 도입하여 결합하면 대부분의 비방사성 염으로 되어 있는 방사성 액체폐기물로부터 Cs<sup>137</sup>, Co<sup>60</sup>, Sr<sup>90</sup>과 같은 중 장반감기 핵종만을 선택적으로 제거할 수 있어 매우 유용한 공정으로 활용될 수 있다.

화학적처리/UF 결합의 공정(CUF : Chemical/Ultrafiltration Combination Process)은 일찌기 생물공학자들이 저분자 미생물과 단백질의 착화물을 형성하는데 필요한 결합상수를 결정하기 위해서 사용하였다. 그러나 분리 공정에서 수용성 착화제의 첨가에 대한 구상은 1968년 Michaels에 의해서 처음 제시되었다<sup>3)</sup>. 이후 생물공학 분야에서 생성물의 회수/분리에 매우 효과적인 공정으로 사용되고 있다<sup>4)</sup>. 방사성 액체폐기물의 처리시 이공정은 제거대상 핵종에 대한 선택성이 큰 거대분자의 화학첨가제를 주입하여 핵종과 결합시킨 후 UF공정에 주입하면, 화학첨가제에 결합된 대부분 핵종은 UF막에 농축되고 화학첨가제에 결합되지 못한 미량의 핵종이 막을 투과하게 된다(Fig. 1). 따라서 CUF의 성능은 화학적 처리공정에서 거대분자와 오염물질의 결합(흡착) 용량과 UF공정에 의한 거대분자의 분리능력에 의해서 좌우된다.

한편, 전이 금속이온(Mn<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Mo(VI) 등)과 고체 시안화철 복합물이 반응하여 생성된 복합물은 불용성 침전물이 된다<sup>5)</sup>. 이들은 산성이나 약알카리 용액에서 알카리 금속에 대하여 높은 선택성을 갖는 흡착제가 된다. 시안화철 복합물에 대해 알카리 금속은 Li<Na<K<Rb<Cs 순으로 결합된다고 보고되었다. 또

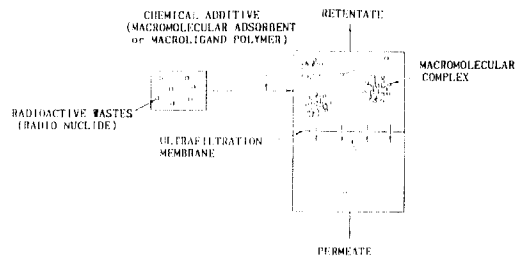


Fig. 1. Schematic of chemical/UF process.

한 이러한 금속이온의 흡착특성은 이온교환 이론에 의해서 평가하였다<sup>6,7)</sup>.

고체 시안화철 복합물은 특히 세슘이온에 대하여 선택성이 강하며, 이온교환컬럼을 이용한 분리과 분석에 많은 연구를 하였다<sup>5,8,9)</sup>. 세슘의 흡착성능은 시안화철과 반응하는 Fe, Cu, Zn, Ni 그리고 Co 순으로 증가한다. 코발트와 니켈철시안화물은 높은 흡착력을 갖으나 용해도가 높고 세슘을 역추출하기가 어렵다. 구리나 아연철시안화물은 세슘에 대하여 높은 흡착력을 갖고 있으며, 적당한 조건에서 역추출이 가능하고 낮은 용해도를 갖고 있는 장점이 있다<sup>7,10)</sup>.

본 연구에서는 화학처리/한외여과막의 결합공정에 의해서 방사성 액체폐기물로부터 핵종의 선택적 제거를 목적으로 세슘이온의 제거 거동을 조사하였다. 이의 연구는 CUF공정의 성능을 결정하는 주인자인 화학첨가제에 대한 세슘이온의 결합정도를 평가하는 것으로 회분식 UF Stirred Cell을 이용하였다. 실험은 시안화칼륨철과 염화구리로 거대분자인 불용성 침전물(시안화칼륨구리철)을 제조하였고 비방사성 세슘이온의 농도 및 용액의 pH 변화에 따라 세슘이온의 제거효율을 측정하였다. 이로부터 시안화칼륨구리철에 대한 세슘이온의 흡착거동을 규명하였고 결합용량을 산출하였다.

## 2. 실험

### 2-1. 재료

모든 시약은 분석용 시약(Merck, Fluka)으로서 더 이상의 정제 없이 사용 하였다. 시안화칼륨구리철 복합물은 0.01 M 시안화칼륨철(K<sub>4</sub>Fe(CN)<sub>6</sub>)과 0.01 M 염화구리(CuCl<sub>2</sub>)를 조성비 1 : 3, 1 : 2, 1 : 1.5, 1 : 1로 혼합하여 제조하였다. 시안화칼륨구리철 복합물의 제조는 시안화칼륨철 용액을 실온에서 연속교반 시키면서 염화구리 용액을 미량 주입하면서 혼합하였다. 시안화칼륨구리철은 혼합용액으로부터 0.45 μm 여과기에 의해서 용액을 제거시킨 후 70°C에서 2일간 건조하여 사용하

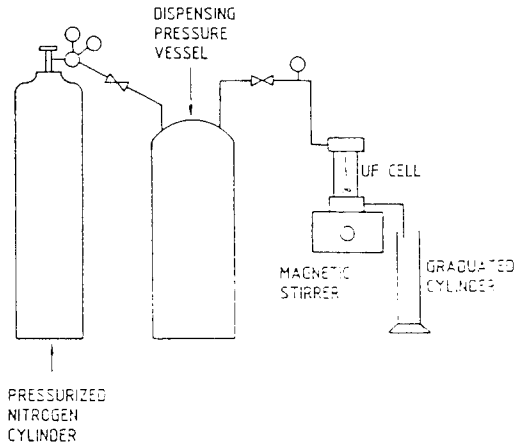


Fig. 2. Ultrafiltration experimental apparatus.

었다. 실험 전반에 걸쳐 사용된 물은 2차 증류수를 이용하였다.

UF막은 분극분자량(molecular weight cut-off; MWCO)이 3,000, 10,000 및 30,000에 대한 시안화칼륨 구리철과 세슘이온 혼합물의 분리효율 실험에 의해서 이 혼합물이 거의 완벽하게 분리가 가능한 MWCO 10,000인 Polyamide계 PM-10(Amicon사) 막을 사용하였다.

## 2-2. 실험장치 및 방법

실험장치는 Amicon 사 제품의 UF stirred cell(용량: 50 ml)를 사용하였고, 막의 유효면적은 13.4 cm<sup>2</sup>이다. 실험장치의 개략도는 Fig. 2에 나타내었다. 시안화칼륨 철과 염화구리의 조성비가 1:3, 1:2, 1:1.5, 1:1일 때 생성된 시안화칼륨구리철 유사화합물의 농도는 1 mM에서 10 mM까지 그리고 세슘이온 농도는 0.5 mM에서 4.0 mM까지 변화시켜 실험하였으며, 이 때 혼합용액의 pH는 NaOH와 HCl을 사용하여 6±0.5로 일정하게 유지하였다. pH 변화에 따른 세슘의 흡착효과를 관찰하기 위하여 시안화칼륨철과 염화구리의 조성비가 1:3일 때 생성된 시안화칼륨구리철 유사화합물의 농도는 1 mM과 10 mM이고 세슘농도는 2.0 mM일 때 pH=3, 4, 5, 6, 7에 대하여 실험하였다. 온도는 immersion hot plate stirrer에 의해서 25±1°C로 유지하였다. 각 실험은 시안화칼륨구리철 유사화합물과 세슘이온용액을 충분히 섞어 조건에 따라 50 ml를 취하여 pH를 조절한 후 UF막에 주입하였다. UF막의 주입압력은 질소가스에 의해서 344.7 kPa로 일정하게 유지하였다. 시료채취는 초기에 투과되는 3 ml를 버린 다음 5 ml를 취하였다.

Table 1. Analysis of K<sup>+</sup> and Cu<sup>++</sup> concentration variation in solution on volume ratio of potassium ferrocyanide and cupric chloride.

Solution: 0.01 M K <sub>4</sub> Fe(CN) <sub>6</sub> , 0.01 M CuCl <sub>2</sub>			
volume ratio		solution concentration (mM)	
K <sub>4</sub> Fe(CN) <sub>6</sub>	CuCl <sub>2</sub>	K <sup>+</sup>	Cu <sup>++</sup>
1	3	7.51	3.76
1	2	9.95	1.77
1	1.5	12.21	0.01
1	1	16.83	0.01

Cs<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, 그리고 Cu<sup>++</sup>의 농도는 원자흡수 분광기(Perkin, 1100B)로 측정하였다.

본 실험에서 분배계수(K<sub>d</sub>, distribution coefficients)와 UF공정의 제거효율(R(%))는 다음식에 의해서 계산하였다.

$$K_d = \frac{\text{KCuFC mM 당 KCuFC에 흡착된 세슘이온의 농도}}{\text{Bulk에서 세슘이온의 농도}}$$

$$R(\%) = \left(1 - \frac{C_p}{C_f}\right) \times 100 \quad (1)$$

이 식에서 C<sub>p</sub>는 막의 투과액(permeate) 농도이고, C<sub>f</sub>는 공급액(initial feed concentration)의 농도이다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3-1. KCuFC의 화학적 조성

0.01 M 시안화칼륨철과 0.01 M 염화구리 용액의 혼합비를 변화하여 반응시킴으로서 시안화칼륨구리철 화합물의 양론적 조성의 차이점을 조사하였다(Table 1). 시안화칼륨철과 염화구리가 반응하면 반응생성물은 K<sub>2</sub>Cu<sub>3</sub>(Fe(CN)<sub>6</sub>)<sub>2</sub>와 Cu<sub>2</sub>Fe(CN)<sub>6</sub> 등이 생성될 수 있는데<sup>11, 13)</sup> Table 1에 나타난 수용액에서 칼륨이온과 구리이온 농도는 K<sub>4</sub>Fe(CN)<sub>6</sub>과 CuCl<sub>2</sub>가 몰비로 2:3으로 반응하였을 때 생성물과 반응에 참여하지 못하는 칼륨과 구리이온 농도의 합과 같았다. 이에 따라 시안화칼륨구리철 화합물의 조성은 K<sub>2</sub>Cu<sub>3</sub>(Fe(CN)<sub>6</sub>)<sub>2</sub> (KCuFC)가 됨을 알 수 있었다. 이는 Bellomo<sup>11)</sup> 그리고 Lee와 Streat<sup>12)</sup> 등이 연구한 결과와 일치함을 볼 수 있다.

### 3-2. pH의 영향

보고된 문헌<sup>12, 14, 15)</sup>에 의하면 강산성용액(pH<3)이나 알칼리용액(pH>8)에서 시안화철 유사화합물이 분해되

어 흡착이 거의 되지 않는다고 보고 되었다. 또한 UF 막은 강산성용액이나 강알칼리용액에서 가수분해에 의한 분해로 막이 손상되기 때문에 pH 범위에 유의를 해야한다. 따라서 시험된 pH의 범위는 3에서 7사이의 값으로 제한하였다. Fig. 3은 세슘농도 2 mM에서 KCuFC의 농도와 pH의 변화에 대한 분배계수( $K_d$ ) 값을 도시하였다. pH가 6이하에서 높은 분배계수 값을 얻었으나, pH가 7이상으로 증가하면 분배계수 값은 급격히 감소하였다. 따라서 높은 제거효율이나 흡착성능을 유지하기 위해서는 용액의 pH를 5~6으로 유지하여야

함을 보였다.

3-3. 세슘이온의 제거효율

화학적처리/한외여과막의 결합공정에 의한 세슘이온의 제거효율을 조사하기 위하여 KCuFC와 세슘이온 농도 변화에 따라 실험을 수행하였다. Table 2는 주입액의 KCuFC와 세슘농도 변화에 따른 투과액의 조성구 제거효율과의 관계를 나타낸 결과이다. 공급액의 KCuFC와 세슘이온의 농도비에 따른 세슘이온의 제거효율을 도시하면 Fig. 4와 같다. Fig. 4에 나타난 바와

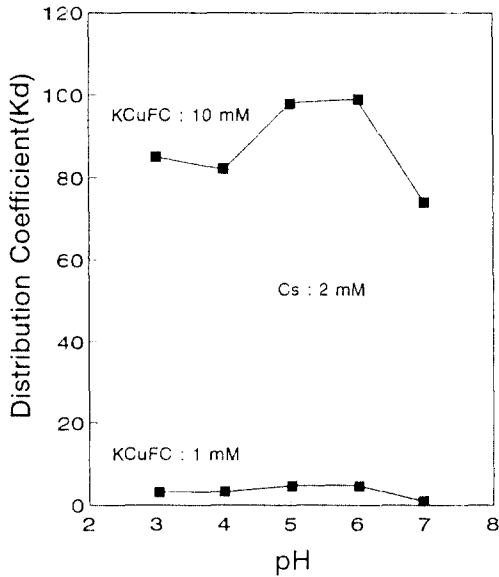


Fig. 3. Effect of pH variation on distribution coefficient.

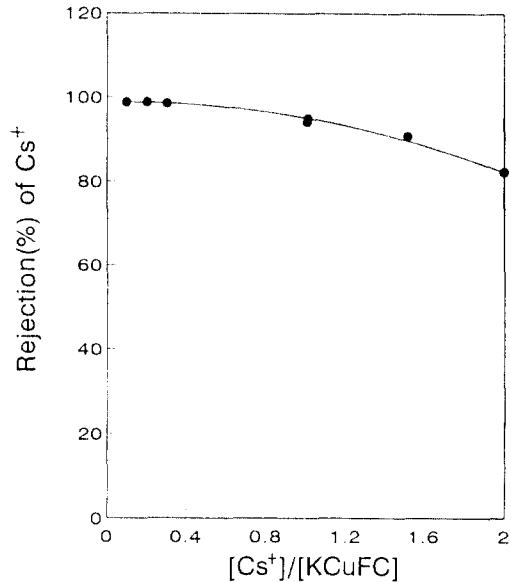


Fig. 4. Effect of  $[Cs^+]/[KCuFC]$  molar ratio on rejection (%) of caesium ion.

Table 2. Effect of  $Cs^+$  concentration variation on the permeation results.

Initial Feed Conc. (mM)		Permeate Conc. (mM)			Rejection
KCuFC	$Cs^+$	$Cs^+$	$K^+$	$Cu^{++}$ released	% of $Cs^+$
10	1.01	0.01	1.03	0.01	99.0
10	2.00	0.02	2.01	0.01	99.0
5	0.50	0.005	1.02	—	99.0
5	1.50	0.02	1.51	—	98.7
2	4.00	0.72	3.30	0.02	82.0
2	3.04	0.278	2.79	0.02	90.9
2	2.02	0.120	1.94	0.01	94.1
1	2.00	0.35	1.66	0.01	82.5
1	1.52	0.138	1.38	—	90.8
1	1.01	0.05	0.96	—	95.0

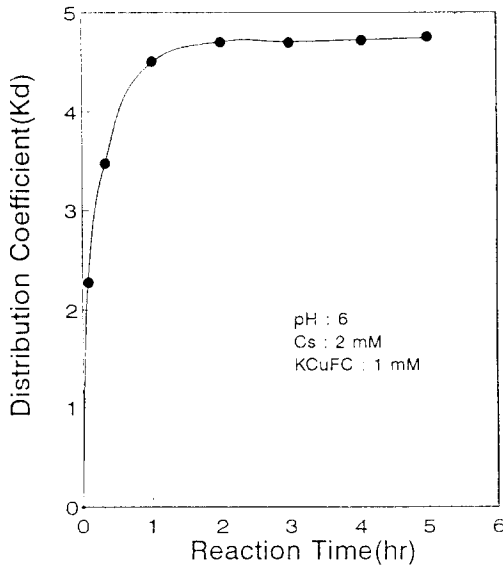


Fig. 5. Effect of reaction time of KCuFC and Cs on distribution coefficient.

같이 KCuFC mM 당 세슘이온 주입 농도로 환산하면 세슘이온 농도범위를 0.1~2 mM로 하였을 때 농도가 낮을수록 제거효율이 커짐을 알 수 있다. 공급액의 세슘이온 농도와 KCuFC의 농도비가 1.5 이하에서는 90% 이상의 높은 제거성능을 나타낸다.

3-4. 세슘이온의 흡착

세슘이온과 KCuFC의 반응시간에 따른 결합정도를 관찰하기 위하여 분배계수( $K_d$ )의 변화를 조사하였다. Fig. 5는 세슘이온과 KCuFC의 반응시간에 따른 분배계수( $K_d$ )의 변화를 나타내었다. 반응 초기에는 급속한 흡착이 이루어지고, 반응시간의 증가에 따라 흡착은 느리고 일률적으로 증가하였다. 그럼으로부터 KCuFC와 세슘이온의 반응시간이 약 2시간이면 반응이 평형에 도달하는 것을 보여준다. 이와 같은 결과는 Valentini 등<sup>7)</sup>이 시안화아연철로 세슘이온의 흡착에 대한 연구결과와 유사한 경향을 나타내었다.

Table 2의 결과로부터 KCuFC로 세슘이온의 흡착 특성을 조사하였다. 한외여과막 투과액에 대한 분석결과 반응한 후 UF 투과액에 일부 소량의 구리이온이 검출되지만 무시할 수 있어, 세슘이온은 거의 양론적으로 칼륨이온과 교환되는 것으로 나타났다. 따라서 반응은 세슘-칼륨 이온교환에 의해 지배된다. Kawamura 등<sup>13)</sup>은  $Na_2Zn_3(Fe(CN)_6)_2$ 로 세슘이온의 흡착 메커니즘을, Vlas-selaer 등<sup>16)</sup>은  $K_2Zn_3(Fe(CN)_6)_2 \cdot 9H_2O$ 로 세슘이온의 흡착 메커니즘을 이온교환 반응으로 보고하였다. 이와 같은

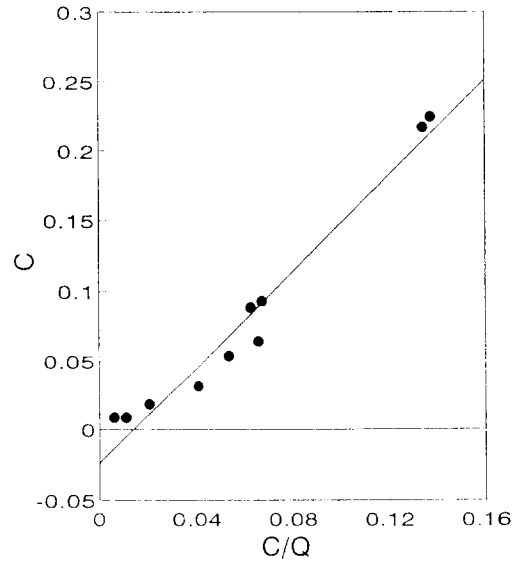
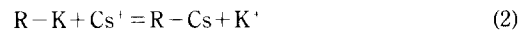


Fig. 6. Experimental data plotted according to Eq. (6).

결과로 KCuFC는 세슘이온과 반응할 때 유일한 이온교환 원소로 2개의 칼륨이온을 갖고서 전형적인 이온교환 특성을 보인다고 결론 지을 수 있다.

KCuFC 표면에서  $Cs^+$ 은  $K^+$ 과의 이온교환에 의해서 흡착된다고 가정하면 다음과 같이 나타낼 수 있다.



여기서  $R-K$ 는 KCuFC이다. 이때 이온교환의 평형상수는 다음과 같다.

$$K_{eq} = \frac{[R-Cs]_{eq}[K^+]_{eq}}{[Cs^+]_{eq}[R-K]_{eq}} \tag{3}$$

이온교환 평형에서 KCuFC에 남아 있는 칼륨이온 농도 ( $[R-K]_{eq}$ )는 물질수지식으로 KCuFC에 세슘이온의 최대 이온교환용량과 평형에서 흡착용량으로 다음과 같이 표현하였다<sup>16)</sup>.

$$[R-K]_{eq} = Capacity - [R-Cs]_{eq} \tag{4}$$

이온교환용량(capacity)은 KCuFC에 흡착할 수 있는 세슘이온의 최대 흡착용량,  $Q_{max}$ 로 나타내면 식 (3)과 식 (4)의 관계로부터 KCuFC에 의한 세슘이온의 흡착은 Langmuir isotherm형태의 식으로 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$Q = Q_{max} C K_{eq} / (1 + C K_{eq}) \tag{5}$$

여기서  $Q$ 는 KCuFC 1 mM에 흡착되는 세슘이온 농도 ( $[R-Cs^+]_{eq}$ )이고,  $C$ 는 평형에서 한외여과막 투과액 즉

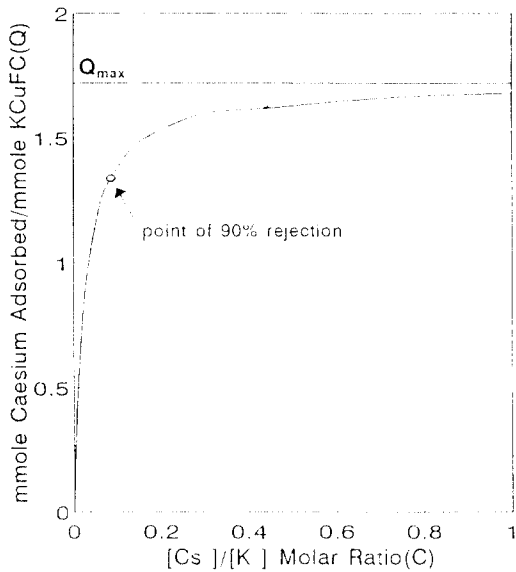


Fig. 7. Isotherm for the adsorption caesium on KCuFC from  $[CS^+]/[K^+]$  molar ratio.

용액내에 상대이온의 농도비( $[CS^+]_{eq}/[K^+]_{eq}$ )이다. 식 (5)를 C와 C/Q에 대하여 다시 쓰면 다음과 같다.

$$C = Q_{max} C/Q - 1/K_{eq} \quad (6)$$

식 (6)에서 C값과 C/Q값에 대하여 그림을 그리면 세슘이온의 최대흡착용량  $Q_{max}$ 값과  $K_{eq}$ 값을 구할 수 있다. Fig. 6은 C값과 C/Q값에 대하여 최소자승법으로 도식한 결과이다. 그림에서 나타낸 바와 같이 본실험 조건에서 C/Q에 대해서 C는 선형적으로 증가하여 Langmuir isotherm형태의 식 (6)을 만족함을 알 수 있었다. Fig. 6에서 절편과 기울기로부터  $K_{eq}$ 값은 41.2이고  $Q_{max}$ 값은 1.72 mM/KCuFC mM을 얻었다.

시안화물에 의한 세슘이온의 최대흡착량에 관한 연구는 많이 보고되고 있다. 지금까지 연구에서는 시안화물 제조 후 건조하여 걸름운전조건으로 수행하였다. Shahbandeh와 Streat<sup>17,18)</sup>는  $Na_{0.47}Cu_{1.67}Fe(CN)_6$ 로 흡착용량 1.35 meq/g을 발표하였고, Lee와 Streat<sup>12)</sup>는  $K_2Cu_3(Fe(CN)_6)_2 \cdot 4H_2O$ 로 흡착용량 2.15 meq/g을 보고하였다. Jain 등<sup>19)</sup>은 KCuFC로 최대흡착용량 2.8 meq/g을, 그리고 Vlasselaer 등<sup>16)</sup>은  $K_2Zn_3(Fe(CN)_6)_2 \cdot H_2O$ 로 흡착용량 2.3 meq/g을 보고하였다. 이와 비교하여 본연구에서 얻은 KCuFC로 세슘이온의 최대흡착용량 1.72 mM/mM (혹은 2.48 meq/g)도 거의 유사하게 나타났다.

식 (6)에 최대흡착용량  $Q_{max} = 1.72$  mM/mM과  $K_{eq} = 41.2$ 를 넣어 도식하면 Fig. 7과 같다. C값이 증가할수록

KCuFC에 흡착되어 제거되는 세슘이온의 양 Q는  $Q_{max}$ 값에 접근한다. 그러나 이는 CUF 투과액속에 포함된 세슘의 양이 많아지는 결과로 Fig. 4에 나타난 바와 같이 초기 세슘이온 농도가 높거나 혹은 세슘이온 농도에 대한 KCuFC농도가 적다는 것을 의미한다. Fig. 7에 표시된 점은 CUF의 제거율 90%를 나타내는 점으로 이때 C값은 0.085이며, 그리고 Fig. 4에 결과로 공급액의 KCuFC농도는 1 mM과 세슘이온 농도는 1.518 mM이다. 이와 같은 결과로부터 세슘이온을 90% 이상 제거하려면 공급액속의 세슘이온 농도와 KCuFC 주입농도 비가 1.5 이하로 유지하여야 한다.

#### 4. 결 론

방사성 액체폐기물로부터 세슘이온의 선택적 제거를 위하여 화학처리/UF 결합공정(CUF)의 성능시험과 이에 따른 KCuFC에 의한 세슘이온의 흡착시험 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. CUF의 성능시험에서 폐수에 포함된 세슘이온 농도와 KCuFC 주입농도 비가 1.5 이하로 유지하면 세슘이온을 90% 이상 효과적으로 제거할 수 있었다.
2. 세슘이온의 제거에 대한 CUF의 성능은 pH의 범위를 5~6으로 하고 세슘이온 농도가 낮거나 칼륨이온 농도(KCuFC 농도)가 높을수록 효과적이다.
3. KCuFC에 의한 세슘이온의 이온교환 모델은 KCuFC 표면에서 다른 일가 상대 이온들의 정량적인 관계로 나타냈으며, 이를 Langmuir isotherm형태의 식으로 표현할 수 있었다. 이때 세슘이온의 최대흡착 용량은 1.72 mM/KCuFC mM 이다.

본 시스템을 평균방사능이  $10^{-3}$   $\mu$ Ci/cc인 실제 액체 폐기물에 적용한다면 미량의 KCuFC를 주입하여도 세슘을 효과적으로 제거할 수 있을 것으로 생각된다.

#### 참고문헌

1. "Treatment of Low and Intermediate Level Liquid Radioactive Wastes", IAEA No. 236 (1984).
2. Park, H. H. and Lee, K. W., KAERI/AR-257/85 (1985).
3. Michaels, A. S., "Ultrafiltration", In Advances in Separation and Purification, Perry, E. S., Ed., John Wiley & Sons, NY (1968).
4. Strathmann, H., Sep. Sci. and Technol., **15**(4), 1135 (1980).
5. Barton, G. B., Hepworth, J. L., McClanahan, E. D., Moore, R. L. and Van Tuyl, H. H., Ind. Eng. Chem., **50**, 212 (1958).

6. Krtil, J., *J. Inorg. Nucl. Chem.*, **27**, 233 (1965).
7. Ganzerli Valentini, M. T., Meloni, S. and Maxia, V., *J. Inorg. Nucl. Chem.*, **34**, 1427 (1972).
8. Boni, A. L., *Anal. Chem.*, **38**, 89 (1966).
9. Mohanrao G. J. and Folsom, T. R., *Analyst*, **88**, 105 (1963).
10. Kounm, V., Rais, J. and Million, B., *J. Inorg. Nucl. Chem.*, **26**, 1111 (1964).
11. Bellomo, A., *Talanta*, **17**, 1109 (1970).
12. Lee, E. F. T. and Streat, M., *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, **33A**, 80 (1983).
13. Kawamura, S., Kuraku, K. and Kurotaki, K., *Anal. Chem. Acta.*, **49**, 317 (1970).
14. Loewenschuss, H., *Radioactive Waste Management*, **2(4)**, 327 (1982).
15. Reed, I. M., AERE-R-11096 (1984).
16. Vlasselaer, S., D'Olieslager, W., and D'Hont, M., *J. Inorg. Nucl. Chem.*, **38**, 327 (1976).
17. Shahbander, R., Ph. D. Thesis, Imperial College, London (1980).
18. Shahbander, R. and Streat, M., *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, **32**, 580 (1982).
19. Jain, A. K., Singh, R. P. and Bala, C., *J. Radioanal. Chem.*, **75(1-2)**, 85 (1982).