

## 활성슬러지를 이용한 납 이온 제거에 영향을 미치는 인자에 대한 연구

김 동 석 · 김 미 경 · 서 정 호\*  
대구효성가톨릭대학교 환경과학과 · 울산전문대학 공업화학과  
(1998년 2월 17일 접수)

### A Study on the Factors Affecting $Pb^{2+}$ Removal by Activated Sludge

Dong-Seog Kim, Mi-Kyung Kim, and Jung-Ho Suh\*  
Dept. of Environ. Sci., Catholic University of Taegu-Hyosung, Kyungbuk, 712-702  
\*Dept. of Industrial Chemistry, Ulsan Junior College, Ulsan 680-749, Korea  
(Manuscript received 17 February 1998)

The effects of temperature, initial  $Pb^{2+}$  concentration and initial sludge concentration on the initial  $Pb^{2+}$  removal rate and maximal  $Pb^{2+}$  removal amounts in activated sludge, respectively, were investigated.

The removal of  $Pb^{2+}$  in activated sludge was proved to be temperature-dependent process. The initial  $Pb^{2+}$  removal rate increased from 187.5 to 261.4 mg  $Pb^{2+}$ /g sludge dry weight · min, in response to the promoted temperature from 10°C to 60°C, while the maximal  $Pb^{2+}$  removal amount (78.5 mg  $Pb^{2+}$ /g sludge dry weight) occurred at 30°C. As the initial  $Pb^{2+}$  concentration increased from 36 to 228 mg  $Pb^{2+}$ /L at the constant temperature of 30°C and initial sludge concentration of 1.5 g sludge dry weight/L, the time to reach an equilibrium state was almost independent of the initial  $Pb^{2+}$  concentration and the equilibrium  $Pb^{2+}$  removal amount was increased from 41.9 to 73.6 mg  $Pb^{2+}$ /g sludge dry weight. On the contrary, the equilibrium  $Pb^{2+}$  removal amount was decreased from 87.7 to 65.3 mg  $Pb^{2+}$ /g sludge dry weight as the increase of initial sludge concentration from 0.22 to 1.76 g sludge dry weight/L.

Key words :  $Pb^{2+}$ , activated sludge, temperature, biosorption, bioaccumulation, Langmuir isotherm, Freundlich isotherm

#### 1. 서 론

이미 알려진 바와 같이 박테리아, 조류, 균류 등의 순수한 미생물들은 중금속 이온이 함유된 용액으로부터 상당한 양의 중금속 이온을 제거할 수 있는 것으로 알려져 있다. Shumate와 Strandberg(1985)는 순수한 미생물이 단위 미생물 건조 무게당 8%에서 35%의 중금속 이온을 제거하는 것으로 보고한 바 있으며, 또한, 중금속 이온 제거에 있어 혼합된 미생물들이 순수한 미생물에 비해 보다 효과적이라고 제안하였다. 이러한 제안은 기존의 생물학적 폐수처리공정을 중금속 이온 제거에 이용할 수 있다는 것을 의미한다.

국내외적으로 미생물/생물체에 의한 중금속 이온의 흡착/축적(제거)에 관한 많은 연구가 이루어지고 있으나, 이러한 연구의 대부분은 순수한 미생물의 중금속 이온 제거에 대한 응용가능성, 중금속 이온의 흡착/축적 메커니즘의 규명 및 중금속 이온 제거효율을 증진시킬 수 있는 균주의 개발 등에 집중되고 있다.

특정 중금속 이온을 제거할 수 있는 균주의 개발은 금이나 은 이온과 같은 유가금속 이온의 경우에는 상당한

경쟁력을 가질 수 있으나, 납, 크롬, 구리 이온과 같은 비유가금속 이온들을 제거하기 위한 특정 균주의 개발과 생산은 경제성이 낮을 것으로 판단되므로, 현 시점에서는 발효공정이나 여러 생물공정분야에서 배출되거나 폐기되는 미생물 또는 폐 바이오매스를 그대로 이용하는 것이 경제적인 측면에서 보다 효과적일 것으로 판단된다. 또한, 중금속 이온을 함유하고 있는 특정 산업폐수나 광산폐수 등의 배출이 각 단위 공장에서 이루어지고 있는 것을 볼 때 발효공정이나 생물공정의 폐 바이오매스를 운반하여 이용한다는 것도 무리가 있을 뿐만 아니라, 이러한 폐수내에는 중금속 이온을 포함한 유기물 및 무기물 등의 다양한 오염원이 존재하고 있으므로 순수 미생물을 이용한 중금속 이온의 제거는 비효율적일 것으로 생각된다.

본 연구에서는 여러 중금속 이온들 중에서도 독성과 미생물에 의한 제거 용이성으로 잘 알려진 납 이온을 사용하고자 한다. 납의 연간 생산량은 3백만톤에 이르며, 이 중 40%는 전기 축전기에, 20%는 알칼리 첨가제로 휘발유에, 12%는 건축물에, 6%는 전선피복코팅에, 5

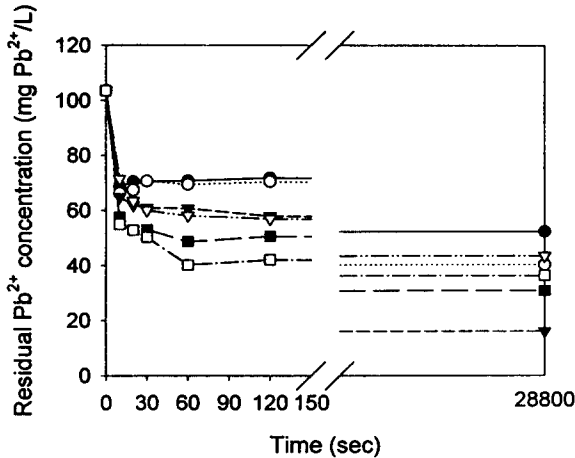


Fig. 1. Effect of temperature on the residual  $Pb^{2+}$  concentration in  $Pb^{2+}$  removal by activated sludge : initial sludge concentration, 1.15 g sludge dry weight/L; initial  $Pb^{2+}$  concentration, 103.6 mg  $Pb^{2+}$ /L; (●) 10°C, (○) 20°C, (▼) 30°C, (▽) 40°C, (■) 50°C, (□) 60°C.

%는 탄약제조에, 나머지 17%는 다른 용도로 광범위하게 사용되고 있다(Volesky, 1990).

그러므로 본 연구에서는 수용액 중에 존재하는 독성이 강한 납 이온을 제거하기 위하여 활성슬러지를 이용하였으며, 활성슬러지의 납 이온 제거능력을 살펴봄으로써 중금속 이온 제거에 대한 활성슬러지의 이용가능성을 살펴보고, 활성슬러지에 의한 납 이온 제거과정에서 온도, 초기 납 이온농도 및 초기 활성슬러지 농도가 납 이온 제거속도 및 납 이온 제거량에 미치는 영향에 대해 고찰하고자 한다.

## 2. 실험재료 및 방법

### 2.1 실험재료

본 실험에 사용된 슬러지는 경산시 수질환경사업소에서 배출되는 2차 반송슬러지로서, 실험에 사용하기 전에 40 mesh의 체를 사용하여 슬러지에 존재하는 여러 협잡물들을 제거하였다. 슬러지 내 존재하는 유기물질 및 기타 납 이온 제거에 영향을 미칠 수 있는 오염물질들을 제거하기 위하여 원심분리(2,000 x g)과정과 초순수 증류수로 세척하는 과정을 3회 반복하였다.

실험에 사용된 중금속 이온은 다른 중금속 이온에 비하여 미생물에 의해 제거가 잘 되는 것으로 알려져 있는 납 이온을 사용하였다. 사용한 시약은  $Pb(NO_3)_2$ 으로서 2 M의 모액을 만들어 필요에 따라 일정한 농도로 희석하여 사용하였으며, 실험중에 납이온의 침전물은 형성되지 않았다.

### 2.2 슬러지 건조무게

슬러지의 건조무게는 납 이온 제거실험 전에 이루어졌으며, 시료중 슬러지 10 mL를 채취하여 유리섬유 여

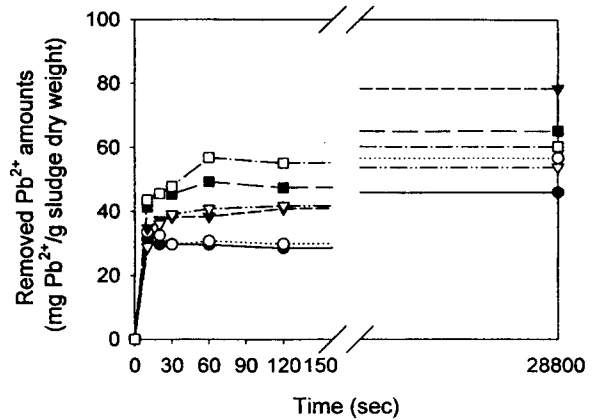


Fig. 2. Effect of temperature on the removal  $Pb^{2+}$  amounts in  $Pb^{2+}$  removal by activated sludge : initial sludge concentration, 1.15 g sludge dry weight/L; initial  $Pb^{2+}$  concentration, 103.6 mg  $Pb^{2+}$ /L; (●) 10°C, (○) 20°C, (▼) 30°C, (▽) 40°C, (■) 50°C, (□) 60°C.

과지(GF/C, 47 mm)를 이용하여 여과한 다음, 105°C에서 2시간 건조시킨 후 무게를 측정하였고, 슬러지 건조무게를 채취한 시료부피로 나누어 슬러지 건조밀도로 계산하였다.

### 2.3 납 이온 제거실험

모든 납 이온 제거실험은 150 rpm의 진탕배양기내에서 회분식으로 행하여졌으며, 온도는 필요에 따라 조절하였으나, pH는 임의로 조절하지는 않았다.

슬러지 현탁액 50 mL와 실험에서 원하는 농도의 2배가 되도록 준비한 납 이온 용액 50 mL를 300 mL 삼각플라스크에서 1:1로 혼합한 후, 진탕배양기에서 150 rpm으로 교반하였다. 일정한 시간 간격으로 1.8 mL의 시료를 채취하여 10분동안 원심분리(8,000 x g)시킨 후 상등수만을 회석하여 원자 흡광 광도계(Perkin Elmer 3300)를 이용하여 납 이온의 농도를 측정하였다. 시간에 따른 잔류 납 이온 농도의 변화가  $\pm 1\%$  이내인 경우를 평형 납 이온 농도로 간주하였으며, 상등액 중의 잔류 납 이온 농도와 초기 납 이온 농도의 차이를 슬러지의 건조밀도로 나누어 슬러지 건조무게당 제거된 납 이온의 양을 계산하였다. 슬러지 건조 무게당 초기 납 이온 제거속도는 초기 일정시간 동안에 제거된 납 이온의 농도를 슬러지 건조밀도로 나누어 줌으로써 계산하였다.

이 때, 시료를 원심분리시킨 후 상등액을 사용한 경우나 membrane filter를 사용하여 여과한 경우의 납 이온 농도 결과는  $\pm 1\%$  이내로 나타나 큰 차이가 없음을 알 수 있었으며, 상등액을 질산으로 처리한 경우나 그렇지 않은 결과에서도 납 이온 농도 값의 큰 차이를 찾을 수 없었다.

## 3. 결과 및 고찰

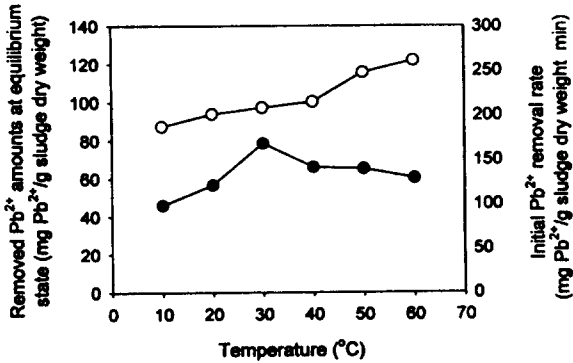


Fig. 3. Effect of temperature on the initial Pb<sup>2+</sup> removal rate and the removed Pb<sup>2+</sup> amount at equilibrium state in activated sludge : initial sludge concentration, 1.15 g sludge dry weight/L; initial Pb<sup>2+</sup> concentration, 103.6 mg Pb<sup>2+</sup>/L; (●) initial Pb<sup>2+</sup> removal rate, (○) removed Pb<sup>2+</sup> amounts at equilibrium state.

### 3.1 온도의 영향

슬러지를 이용한 납 이온 제거실험에서 온도의 영향을 살펴보기 위하여 초기 슬러지의 농도를 1.15 g sludge dry weight/L, 초기 납 이온의 농도를 103.6 mg Pb<sup>2+</sup>/L로 일정하게 유지한 상태에서 온도를 10, 20, 30, 40, 50, 60°C로 변화시키면서 실험하였다. 초기 납 이온의 제거속도를 고찰하기 위하여 짧은 시간 (10초) 간격으로 시료를 채취하여 분석하였다. Fig. 1은 실험시간에 따라 관찰된 잔류 납 이온 농도의 변화를, Fig. 2는 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량의 변화를 나타내고 있다. 온도의 변화에 따라 납 이온의 제거량 및 제거속도는 상당한 차이를 보이는 것으로 나타났다.

Fig. 3은 Fig. 1과 Fig. 2의 실험결과들을 정리하여 슬러지 건조 무게당 초기 납 이온 제거속도와 평형상태에서의 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량은 온도의 변화에 따라 나타낸 것으로, 슬러지 건조 무게당 초기 납 이온 제거속도와 슬러지 건조 무게당 평형 납 이온 제거량은 약간의 상이한 결과를 나타내었다.

본 실험 범위내에서 슬러지 건조 무게당 초기 납 이온 제거속도는 온도를 10°C에서 60°C로 변화시키기에 따라 187.5에서 261.4 mg Pb<sup>2+</sup>/g sludge dry weight · min로 증가하였다. 이와 유사한 실험결과가 20~50°C 온도범위의 *Saccharomyces cerevisiae*를 이용한 우라늄 이온 제거실험에서 제시된 바 있으며(Strandberg et al., 1981), 15~45°C의 온도범위에서 *Zoogloea ramigera*와 *Rhizopus arrhizus*를 이용한 납 이온 흡착 실험에서도 납 이온 흡착속도는 온도의 증가에 따라 증가하는 것으로 나타났다(Sag과 Kutsal, 1996 a). Norris와 Kelly(1977)는 *S. cerevisiae*를 이용한 코발트 이온과 카드뮴 이온의 축적실험에서 5°C보다는 25°C의 경우에서 각 중금속 이온의 축적속도가 높게 나타났다고 보고하였다. 대체적으로 반응속도는 온도에 의존적

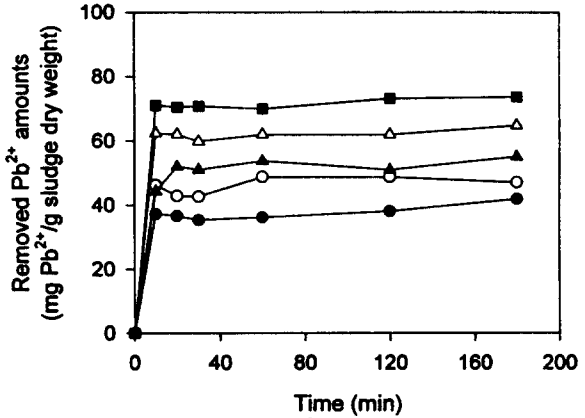


Fig. 4. Effect of initial Pb<sup>2+</sup> concentration on the removed Pb<sup>2+</sup> amount : initial sludge concentration, 1.5 g sludge dry weight/L; initial Pb<sup>2+</sup> concentration (mg Pb<sup>2+</sup>/L) (●) 37, (○) 76, (▲) 113, (△) 154, (■) 228.

이고 물리적 흡착 반응은 발열반응으로 알려져 있다. 그러므로 20°C 이상의 온도에서 *R. arrhizus*의 구리 이온 흡착속도는 온도의 증가에 따라 감소하는 것으로 나타나 물리적 흡착반응으로 판명되었다(Sag과 Kutsal, 1996 b). 그러나 본 연구의 결과에서는 다른 많은 연구자들의 결과와 유사하게 온도에 따라 슬러지 건조 무게당 초기 납 이온의 제거속도는 증가하는 것으로 나타나, 슬러지에 의한 납 이온의 제거는 흡열반응이며 화학적 흡착에 가까운 것으로 판단되었다.

또한, 본 실험에서 평형상태에서의 슬러지 건조 무게당 최대 납 이온 제거량(78.5 mg Pb<sup>2+</sup>/g sludge dry weight)은 30°C에서 얻어 졌다. *S. cerevisiae*를 이용한 구리 이온(Brady와 Duncan, 1994)의 최대 흡착량은 25~30°C에서 얻어지는 것으로 보고된 바 있다. 이 결과는 대사작용에 의존하는 중금속 이온 제거 공정들은 대체로 낮은 온도에서 저해작용을 받게 되고, 높은 온도에서는 세포벽이나 세포막에 영향을 주어 중금속 제거 효율을 감소시키기 때문인 것으로 알려져 있다. 이들 결과와는 달리 각각 4~55°C와 5~60°C의 온도 범위에서 동결 건조된 *S. cerevisiae*의 은 이온 흡착결과는 온도의 영향을 거의 받지 않았다는 결과들도 있다(Singleton과 Simmons, 1996; Madrid et al., 1995).

### 3.2 초기 납 이온 농도의 영향

초기 납 이온의 농도가 슬러지에 의한 납 이온의 제거에 미치는 영향을 조사하기 위하여, 30°C의 온도에서 활성 슬러지의 농도를 1.5 g sludge dry weight/L로 유지한 상태에서 초기 납 이온 농도를 36~228 mg Pb<sup>2+</sup>/L의 범위로 변화시키면서 납 이온 제거량의 변화를 관찰하였다(Fig. 4). 초기 납이온의 농도를 36에서 228 mg Pb<sup>2+</sup>/L로 증가시키기에 따라 평형상태에서의 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량은 41.9에서 73.6 mg Pb<sup>2+</sup>/g sludge dry weight로 증가되었다. 그러나, 초기 납 이온의 농도에 관계없이 30분 정도 경과 된 후에 슬러

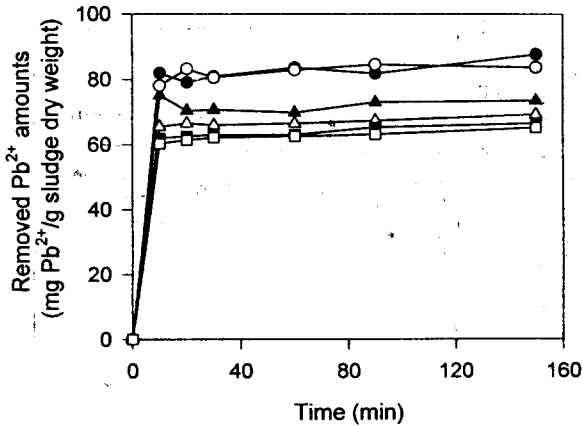


Fig. 5. Effect of initial sludge concentration on the removed  $Pb^{2+}$  amount : temperature,  $30^{\circ}C$ ; initial  $Pb^{2+}$  concentration,  $100\text{ mg } Pb^{2+}/L$ ; initial sludge concentration (g sludge dry weight/L) (●) 0.22, (○) 0.38, (▲) 0.64, (△) 1.08, (■) 1.43, (□) 1.76.

지 건조 무게당 납 이온 제거량은 거의 일정하게 나타나 평형상태에 도달하는 것으로 나타났다. 이 결과는 해양 갈조류를 납 이온 흡착에 이용한 이 외(1997)의 결과와 유사하게 나타났다. 그러나 서(1997)는 *S. cerevisiae*와 *Aureobasidium pullulans*를 이용한 납 이온 축적실험에서 본 실험 결과와는 약간 상이한 결과를 발표한 바 있다. *A. pullulans*는 초기 납 이온의 농도에 관계없이 평형에 도달하는 시간은 거의 일정하게 나타나 본 실험과 유사한 결과를 나타내었으나, *S. cerevisiae*는 초기 납 이온의 농도가 높을수록 평형상태에 도달하는 데 시간이 많이 소요되는 상이한 결과를 나타내었다. 이는 *S. cerevisiae*의 경우에는 납 이온이 세포 내부까지 침투해 들어가나, *A. pullulans*의 경우에는 납 이온이 세포 표면에 존재하는 세포외 고분자물질에만 축적이 되기 때문인 것으로 판단하였다. 그러므로 본 실험의 슬러지를 이용한 납 이온 제거양상이 *A. pullulans*와 유사한 것으로 보아, 납 이온이 제거되는 과정도 *S. cerevisiae* 보다는 *A. pullulans*의 납 이온 제거과정과 유사할 것으로 판단할 수 있었다.

### 3.3 초기 슬러지 농도의 영향

$30^{\circ}C$ 에서 초기 납 이온의 농도를  $100\text{ mg } Pb^{2+}/L$  정도로 유지한 상태에서, 초기 슬러지의 농도를 0.22~1.76 g sludge dry weight/L로 변화시키면서 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량의 변화를 관찰하였다(Fig. 5). 슬러지의 양을 증가시킬수록 총 제거되는 납 이온 양이 증가하는 것은 당연한 결과이나 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량은 오히려 87.7에서 65.3 mg  $Pb^{2+}/g$  sludge dry weight로 감소하는 경향을 나타내었다. 0.38 g sludge dry weight/L 이하의 슬러지 농도에서는 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량의 변화는 그다지 크게 나타나지 않았다. 이러한 초기 슬러지 농도의 증가에 따른 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량의 감소와 유사

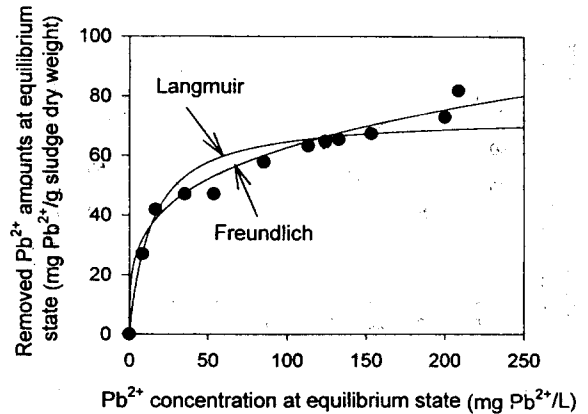


Fig. 6. Application of Langmuir and Freundlich models to the  $Pb^{2+}$  removal in activated sludge.

한 결과는 곰팡이(de Rome과 Gadd, 1987), 효모(Itoh et al., 1975; 서, 1997), 조류(이 외, 1997)를 이용한 구리, 수은 및 납 이온의 제거실험에서도 잘 나타나 있다. 여기서, Itoh et al.(1975)은 미생물 농도가 높을 때에는 미생물들간의 정전기적 상호인력이 중요한 인자로 작용하므로 미생물들간의 거리가 클수록, 즉, 미생물 농도가 낮을수록 단위 미생물당 더 많은 양이온들을 흡착할 수 있다고 설명하고 있다.

### 3.4 평형상태에서의 납 이온 제거모델

미생물의 흡착/축적 과정을 이용하여 중금속 이온을 제거하는 공정에서 가장 광범위하게 사용되고 쉽게 직선화시킬 수 있는 두가지 모델은 Langmuir와 Freundlich 등은 모델이다 (Leusch et al., 1995; Herman et al., 1995).

Fig. 4와 Fig. 5의 실험결과를 정리하여 평형상태에서의 납 이온 농도에 대한 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량으로 나타내었으며, 또한 이를 2가지 흡착 모델에 적용시켜 보았다(Fig. 6). 평형 납 이온의 농도가 증가할수록 평형상태에서의 슬러지 건조무게당 납 이온 제거량은 증가하였으나, 높은 평형 납 이온 농도에서는 그 변화가 작게 나타났다. 이 때, 높은 평형 납 이온의 농도는 슬러지 농도에 비해 납 이온의 농도가 과도하게 크거나 납이온의 농도에 비해 슬러지의 농도가 과도하게 작을 때 발생할 수 있다. 이 결과를 2가지 모델에 적용시켜 본 결과, Langmuir 모델( $r^2=0.94$ )과 Freundlich 모델( $r^2=0.95$ )은 근소한 차이를 나타내었다. 이(1997)와 이 외(1997)은 각각 구리와 알루미늄 이온 제거를 위한 *Sargasum* 바이오매스 및 납 이온 제거를 위한 해양 갈조류에서 Langmuir 모델이 비교적 적합하다고 제시한 바 있으나, 본 실험범위의 슬러지를 이용한 납 이온 제거에서는 어느 흡착모델이 보다 더 적용가능한지 단언할 수 없었다. 또한, Fig. 3에서 온도에 대한 영향을 살펴본 경우와는 화학적 흡착에 가까운 양상을 나타내어 Langmuir 모델이 보다 더 적합할 것으로 생각되었으나, 본 실험결과에서는 물리적 또는 화학적 흡착을 구분

하기가 곤란하였다. 이는 슬러지내의 미생물이 단일종으로 구성되어 있지 않을 뿐만 아니라, 슬러지가 미생물만으로도 이루어져 있지 않기 때문인 것으로 판단되었다.

#### 4. 결 론

기존의 활성슬러지 공정에서 배출되는 폐 활성슬러지를 이용하여 납 이온의 제거 가능성을 검토한 결과, 다음과 같은 결론을 도출할 수 있었다.

1) 10~60℃ 실험온도 범위내에서 슬러지 건조 무게당 초기 납 이온 제거속도는 온도를 10℃에서 60℃로 변화시킴에 따라 187.5에서 261.4 mg Pb<sup>2+</sup>/g sludge dry weight · min로 증가하였으며, 평형상태에서의 슬러지 건조 무게당 최대 납 이온 제거량(78.5 mg Pb<sup>2+</sup>/g cell dry weight)은 30℃에서 얻어졌다.

2) 30℃의 온도와 슬러지의 농도를 1.5 g sludge dry weight/L로 유지한 상태에서 초기 납 이온 농도를 36~228 mg Pb<sup>2+</sup>/L의 범위로 변화시키면서 실험한 결과, 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량은 41.9에서 73.6 mg Pb<sup>2+</sup>/g sludge dry weight로 증가하였으나, 초기 납 이온의 농도에 관계없이 30분 정도 경과 된 후에 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량은 거의 일정하게 나타나 평형상태에 도달하는 것으로 나타났다.

3) 30℃에서 초기 납 이온의 농도를 100 mg Pb<sup>2+</sup>/L 정도로 유지한 상태에서, 초기 슬러지의 농도를 0.22~1.76 g sludge dry weight/L로 변화시키면서 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량의 변화를 관찰한 결과, 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량은 오히려 87.7에서 65.3 mg Pb<sup>2+</sup>/g sludge dry weight로 감소하는 경향을 나타내었으며, 0.38 g sludge dry weight/L 이하의 슬러지 농도에서 시간에 따른 슬러지 건조 무게당 납 이온 제거량의 변화는 그다지 크게 나타나지 않았다.

4) 슬러지를 이용한 납 이온제거에서 Langmuir 모델( $r^2=0.94$ )과 Freundlich 모델( $r^2=0.95$ )은 근소한 차이를 나타내어, 어느 모델이 보다 더 적용가능한지 단언할 수 없었으며, 물리적 또는 화학적 흡착을 구분하기가 곤란하였다.

#### 감사의 글

이 논문은 1997년 한국학술진흥재단의 공모과제 연구비에 의하여 연구되었으며 이에 감사드립니다.

#### 참 고 문 헌

서정호, 1997, *Saccharomyces cerevisiae*와 *Aureobasidium pullulans*의 납 흡착 특성, 부산대학교 박사학위 논문.  
이민규, 서정호, 감상규, 이동환, 오영희, 1997, 해양 갈조류를 생물흡착제로 이용한 납흡착 특성 연구, 한국환경과학회지, 6(5), 531-539.  
이학성, 1997, *Sargassum* 바이오 매스에 의한 구리 및 알루미늄의 흡착, 대한환경공학회지, 19(3), 381-390.  
Brady, D. and J.R. Duncan, 1994, Bioac-

cumulation of metal cations by *Saccharomyces cerevisiae*, Appl. Microbiol. Biotechnol., 41, 149-154.  
de Rome, L. and G.M. Gadd, 1987, Copper adsorption by *Rhizopus arrhizus*, *Cladosporium resinae* and *Penicillium italicum*, Appl. Microbiol. Biotechnol., 26, 84-90.  
Herman, D.C., J.F. Artiola and R.M. Miller, 1995, Removal of cadmium, lead, and zinc from soil by a rhamnolipid biosurfactant, Environ. Sci. Technol., 29(9), 2280-2285.  
Itoh, M., M. Yuasa and T. Kobayashi, 1975, Adsorption of metal ions on yeast cells at varied cell concentrations, Plant & Cell Physiol., 16, 1167-1169.  
Leusch, A. Z.R. Holan and B. Volesky, 1995, Biosorption of heavy metals(Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) by chemically-reinforced biomass of marine algae, J. Chem. Tech. biotechnol., 62, 279-288.  
Madrid, Y., C. Cabrera, T. Perez-Corona and C. Camara, 1995, Speciation of methylmercury and Hg(II) using baker's yeast biomass (*Saccharomyces cerevisiae*). Determination by continuous flow mercury cold vapor generation atomic absorption spectrometry, Anal. Chem., 67, 750-754.  
Sag, Y. and T. Kutsal, 1996 a, Fully competitive biosorption of chromium(VI) and iron(III) ions from binary metal mixtures by *R. arrhizus*: Use of the competitive Langmuir model, Process Biochemistry, 31(6), 573-585.  
Sag, Y. and T. Kutsal, 1996 b, The selective biosorption of chromium(VI) and copper(II) ions from binary metal mixtures by *R. arrhizus*, Process Biochemistry, 31(6), 561-572.  
Shumate, S.E., II and G.W. Strandberg, 1985, Accumulation of metals by microbial cells. In: Comprehensive biotechnology (Moo-Young, M., ed.), Pergamon Press, New York, 4, 235-247.  
Singleton, I. and P. Simmons, 1996, Factors affecting silver biosorption by an industrial strain of *Saccharomyces cerevisiae*, J. Chem. Tech. Biotechnol., 65, 21-28.  
Strandberg, G.W., S.E., Shumate, II and J.R., Parrott, Jr., 1981, Microbial cells as biosorbents for heavy metals: Accumulation of uranium by *Saccharomyces cerevisiae* and *Pseudomonas aeruginosa*, Appl. Environ. Microbiol., 41(1), 237-245.  
Volesky, B., 1990, Biosorption and biosorbent. In: Biosorption of heavy metals (Volesky, B., ed.), CRC Press, 3-5.