

게르마늄의 중금속(납, 구리, 카드뮴)에 대한 흡착특성

이 경 호[†]

경주대학교 건설환경공학부 환경공학전공

A Study on Characteristics of Adsorption of Germanium for Heavy Metals

KyungHo Lee[†]

Dept. of Environment Engineering, Gyeongju University

The adsorption behavior of heavy metals such as lead, copper, and cadmium on germanium in aqueous solution was studied. The important parameters of metal adsorption on germanium are adsorbent amounts, pH range, reaction time and mixing, temperature, and ionic strength. Germanium had good adsorption efficiency on lead at pH 7.0 and 30 minutes of reaction time. Generally the more adsorbent quantity led to the higher adsorption. On the other hand, the maximum adsorption efficiencies of germanium were obtained at pH 7.0 for lead, at pH 8.0 for cadmium, at pH 9.0 for copper, respectively. Finally, ionic binding strength was increasing with atomic valence: the higher atomic valence led to the higher adsorption efficiency.

Key words : Adsorption efficiency, Germanium, Heavy metal, Ionic strength, Adsorbent

1. 서 론

최근 공장폐수 및 생활하수에 의한 수질 오염 문제가 심각해지고 있어 이에 대한 시급한 대책이 요구되고 있다. 산업생산 활동의 과정에서 배출되는 폐수에는 유해중금속을 함유하고 있어 적절한 처리 없이 배출될 경우 그 피해가 우려되고 있다. 특히 중금속은 폐수 중에 미량으로 함유되어있더라도 먹이 연쇄를 통한 생물농축 효과로 인하여 생물체에 커다란 피해를 끼칠 수 있으며 중금속으로 인해 유발되는 질병도 다양하다. 이러한 중금속들은 수중에 용해 또는 불용해 상태로 존재하거나 유기금속상태, 침전 또는 흡착된 형태로 존재하고 있는데 이런 다양한 형태로 존재하는 중금속을 처리 제거하기 위해서는 적당한 상태로 변형을 시키던지 아니면 그 상태대로 처리할 수 있는 방법을 선택해야만 한다. 중금속오염의 대한 처리방법에는 침전법, 이온교환법, 흡착법 및 역삼투압법 등¹⁻⁶⁾이 있다. 중금속이 포함되어 있는 폐액의 처리방법으로 현재까지 페라이트화법, 응집 침전법, 전해부상법 및 수지흡착법 등⁷⁻¹²⁾이 알려져 있다.

폐수처리의 한 방법으로 소개된 흡착기술은 여러 분야에서 다양하게 이용되고 있는데 흡착공정에 주로 사용되는 흡착제로는 활성탄, 활성탄소섬유, 실리카겔, 활성알루미나, 이온교환수지, 제올라이트 및 게르마늄 등이 있으며 이들 중 흡착능력이 우수한 흡착제는 개발하고 발전시키기 위한 노력이 계속 진행되고 있다. 게르마늄의 이러한 흡착특성을 이용하여 호소 등에서 급속히 번식하는 조류 및 폐수중의 중금속 제거에 관한 연구가 이루어지고 있다.¹³⁾

최근까지도 주목받고 연구되어지고 있는 규소(Si)와 게르마늄(Ge) 원소는 나노 물질의 발견과 함께 연구가 가속화되면서 이 원소들이 지니고 있는 반도체라는 특성과 응용가치가 더욱 높이 평가받게 되었다. 특히, 규소나 게르마늄 표면 위에 흡착된 유기물질의 연구는 차세대 반도체 개발 및 나노 관련 연구에 있어 더없이 중요한 기초 연구 분야로 인식되고 있다. 특히 게르마늄은 실리콘에 비해 이론적 연구가 적고 실험결과가 규소(Si)와 상이한 점을 보이기 때문에 관련분야에서 중요한 연구 자료가 되고 있다. 게르마늄의 종류에는 크게 유기게르마늄과 무기 게르마늄이 있는데 유기게르

[†]To whom correspondence should be addressed.

마늘에는 게란티 게르마늄이라는 생명과학기술로 발명한 천연 생합성 유기 게르마늄이 있고, 산삼, 인삼, 마늘 등 식물체가 토양중의 무기 게르마늄을 흡수, 생체에 함유시킨 천연 유기 게르마늄이 있고, 일본에서 발명한 Ge-132 등 100여 종의 화학합성 유기 게르마늄이 있으며, 광천수에 들어있는 무기게르마늄도 있다.¹⁴⁾ 게르마늄의 기능은 산소를 운반하는 역할을 하면서 때로는 산소의 대역도 담당한다. 결국 게르마늄은 다른 영양소처럼 유기물로 바뀌지 않는 한, 인체에 부작용만 일으킬 뿐 아무 쓸모가 없다. 게르마늄을 섭취한 뒤 10분 정도가 되면 온몸이 더워지고, 체질에 따라서는 술 취한 사람처럼 보이기도하고 또한 하품이 그치고 혈액의 점도가 낮아져 혈액이 좋아질 뿐만 아니라, 일산화탄소에 중독된 사람에게는 확실한 특효가 있다. 무기 게르마늄은 물에 대한 용해성을 보면 어느 정도 구별은 가능하다. 무기 게르마늄은 찬물에서 0.4%, 끓는 물에서는 약 10%가 녹는다. 필수 미네랄인 셀레늄 등도 무기 형태로 섭취할 경우 인체에 치명적이고 맹독성을 나타낼 뿐만 아니라 체내에 축적되어 중독 현상이 나타난다. 하지만 유기 형태의 미네랄을 섭취하면 생체의 생리 균형유지에 더 없이 유익하다.

따라서 본 연구에서는 게르마늄을 흡착제로 사용하여 게르마늄과 납, 구리, 카드뮴의 상호간의 선택적인 중금속 흡착능을 살펴보고자 하였다. 또한 수환경에서 표면에서의 흡착제에 의한 오염물질의 제거는 주로 흡착제 표면과 오염물질과의 표면 착체 반응에 의해 일어나므로, 흡착제의 물리적, 전기 화학적 표면 특성을 조사하여 흡착반응의 해석을 시도하고, 게르마늄이 대표적 중금속인 납, 구리, 카드뮴 중에 어느 것이 더 선택적으로 흡착이 잘되는지를 비교분석 하였다.

2. 이 론

2.1. 흡착평형

흡착현상이란 흡착질과 흡착제 사이의 결합력에 의해 흡착제 표면에서 일어나는 현상으로 온도, 압력, pH 등에 의해 그 효과가 많은 영향을 받는다. 흡착 메커니즘을 수학적으로 표현하기 위한 많은 연구가 진행되었으며¹⁵⁻¹⁷⁾ 그 중 대표적인 흡착 등온식을 살펴보면 다음과 같다. 일반적으로 흡착공정에 사용된 흡착제의 흡착능을 정량적으로 평가하는 방법으로는 흡착등온식이 사용되며 흡착등온선은 일정한 온도에서 흡착제의 양과 흡착질의 초기농도를 변화시키면서 흡착제 단위 질

량당 흡착된 흡착질의 양을 농도의 함수로 표현한 것을 말한다. Herry의 법칙은 흡착질의 농도가 아주 적을 때 사용가능한 식이며 Langmuir 흡착 등온식은 흡착제 표면이 균일할 경우에 사용가능하고 흡착질 상호간에는 아무런 상호작용이 없어 흡착은 단지 단분자층에 국한되어 이루어지며, Langmuir 흡착 등온식은 흡착제표면이 불균일한 경우에 적용 가능한 실험식이다.¹⁸⁾

Herry의 법칙 $q_e = HC_e$

- Freundlich 등온공식 $\frac{X}{M} = KC^{1/n}$ (1)

$$\log \frac{X}{M} = \frac{1}{n} \log C + \log K \quad (2)$$

- Langmuir 등온공식 $\frac{X}{M} = \frac{abC}{1+bC}$

$$\frac{C}{X/M} = \frac{1}{a} C + \frac{1}{ab} \quad (3)$$

2.2. 흡착속도론

용액 내에서 흡착질이 흡착제표면에 흡착되는 과정을 살펴보면 다음과 같다. 첫 번째 단계는 흡착질이 흡착제의 경계층 또는 경막의 표면까지 확산되는 용액 내 확산(bulk diffusion)이고, 두 번째 단계는 흡착질이 흡착제의 경계층 또는 경막을 통해 흡착제 표면까지 확산되는 경막확산(film diffusion)이며, 세 번째 단계는 입자내 확산(intraparticle diffusion)으로 이는 기공확산(pore diffusion)과 표면확산(surface diffusion)으로 나누어진다. 또 기공확산(pore diffusion)은 거대기공확산(macropore diffusion)과 미세 기공확산(micropore diffusion)으로 세분되고 마지막으로 흡착질이 흡착제 표면에서의 흡착으로 이루어진다. 이때 두 번째 및 세 번째 단계가 전체 흡착속도에 저항요인으로 작용하여 속도결정단계가 된다.¹⁹⁾

실제 흡착제 계면에서의 A물질의 제거에 대한 흡착 속도식을 나타내면 다음과 같다.

$$r_A = k_1 C_A^{a1} - k_2 q_A^{a2} \\ = \text{흡착속도} - \text{탈착속도} \quad (4)$$

또한 용액의 미분층에 유입되어 특정시간 t에서 물질 A의 제거 속도식은 다음과 같다.

$$r_A = F/W(C_{A_i} - C_{A_f}) \quad (5)$$

여기서 미분층 반응기의 최적조건을 결정조건을 결정하기 위해 초기제거속도라는 개념을 도입하는데 초기

제거속도는 용액이 미분층으로 유입된 직후에 역반응이 존재하지 않는 상태에서의 제거속도라고 표현할 수 있으며, 파괴곡선으로부터 외삽법에 의하여 결정된 초기 농도가 t=0일 때, (5)식에 적용하여 산출한다. 그리고 흡착속도에 지배적으로 작용하는 경막확산에 의한 저항을 최소화하기 위해 다음과 같은 점을 고려해야 한다. 경막은 접촉하는 유체의 속도가 증가함에 따라 그 두께가 줄어들게 되며 따라서 경막 확산에 대한 값은 유속의 함수로서 초기제거속도가 일정한 값에 이르는 영역으로 결정된다.

3. 실험

3.1. 시약

본 실험에서는 $Cu(NO_3)_2 \cdot 3H_2O$, $Pb(NO_3)_2$, $Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$ 를 사용하여 중금속의 이온 농도가 100 ppm인 표준 원액(stock solution)을 만들었으며, pH 10.0으로 고정시키기 위해 암모니아-암모늄(NH_3-NH_4Cl)완충용액을 사용하였다. 난분해성 중금속 물질을 완전히 분해시키기 위하여 질산을 사용하고, 에틸알코올(99.99%)과 표준용액으로 사용하는 EDTA·2Na(ethylenediamine tetraacetic acid·disodium salt)를 모두 Aldrich의 특급시약을 사용하였다. 지시약으로 EBT(Eriochrome Black T)와 PAN(Peroxyacetyl Nitrate)와 MX(Murexide with potassium sulfate) 그리고 보조 킬레이트제로 사용된 나트륨주석산염(sodium tartrate)도 Aldrich의 특급시약을 사용하였다. 흡착제로는 게르마늄은 Merck 특급시약을 사용하였다.

3.2. 실험 기기

본 실험에서 사용된 기기는 시료용액을 균일하게 만들기 위하여 shaker(M5Y-C, Shin saeng Instrument co, Korea)와 자석교반열판을, pH의 조절을 위하여 자동적정장치(Aut-501, TOA, Japan)를 사용하였다. 그리고 중금속의 분석은 초미량 중금속 순간분석기를 사용하였다. 불안정한 금속들(Cd, Cu, Pb, Zn)의 전기화학 농축도를 결정하기 위해 여과되어지고 산성화되지 않은 물은 표본상태로 anode stripping voltameter

(Chemtronics TEA - 3000)에 의해 분석하였다.²⁰⁾ 농축된 금속 이온에 관한 예비 실험은 흡착 시간에 의해 결정되어 진다.

3.3. 실험방법

모든 시료용액의 중금속 측정을 대표시료를 초미량 중금속순간분석기로 정량 하였으며 나머지의 값들과 비교하여 기준 값을 설정 후 착화 적정법을 이용하였다. 실험장치는 Fig. 1과 같다. 이 때 초미량중금속순간분석기의 실험조건은 Table 1과 같으며 착화 적정법의 정량방법은 아래와 같다.

3.3.1. 납의 정량

50 ppm, 30 ppm, 20 ppm, 10 ppm의 $Pb(NO_3)_2$ 용액 25 ml에 나트륨 주석산염 소량을 넣고 암모니아-암모늄완충용액 5 ml를 가한다. 이 용액을 지시약 EBT를 이용하여 0.01 M의 EDTA표준용액으로 적정하였다.

3.3.2. 구리의 정량

50 ppm, 30 ppm, 20 ppm, 10 ppm의 $Cu(NO_3)_2 \cdot 3H_2O$ 용액 20 ml에 한두방울의 암모니아 암모늄-완충용액을 가한 다음에 탈염수를 가하여 50 ml용액을 제조하였다. 지시약을 MX를 사용하였으며 0.01 M의 EDTA 표준용액을 이용하여 적정하였다.

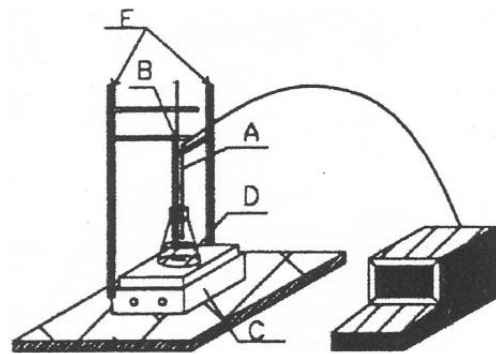


Fig. 1. Schematics of batch experiment (A: pH meter, B: Thermometer, C: Stirrer, D: Sample Solution, E: Titration System).

Table 1. Experimental conditions of trace element analyser

Stirrer speed	Plating potential	Plating time	Holding potential	Holding time	Sweep rate	Final potential	Stripping time	Rest potential
2000 rpm	-900 mv	60s	-900 mv	15 s	375 mv	100 mv	5 s	-100 mv

3.3.3. 카드뮴의 정량

50 ppm, 30 ppm, 20 ppm, 10 ppm의 $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 용액을 25 ml에 암모늄-완충용액을 10 ml를 가한다. 이 용액을 지시약 PAN를 이용하여 0.01 M의 EDTA 표준용액으로 적정하였다.

3.4. 중금속의 흡착 제거율 계산

pH측정을 위해 자동적정장치를 사용하였으며, 거름종이를 사용하여 시료를 여과한 후 지시약을 넣고 EDTA 표준용액으로 적정하여 흡착 전후의 농도를 구하였으며 이를 이용하여 흡착제거율(%)을 계산하였다.

3.5. 실험 방해 요인

조미량중금속순간분석기로 분석할 경우 납, 카드뮴은 탈륨과 비스무스가 방해 요인이 될 수 있고, 또 탈륨은 대략 -550 mV에서 피크 겹침으로, 비스무트는 수은과 금속화합물을 형성함으로써 방해 요인이 된다. 구리의 경우는 폐수속의 구리와 음용수속의 구리를 실험하였는데 폐수속의 방해요인은 은의 농도가 구리의 농도보다 같거나 높을 때 방해되었고 음용수속의 구리의 경우는 은의 농도가 구리 농도보다 같거나 클 경우 방해된다.

3.6. 실험 조건 및 변수

실험의 기본조건으로는 상온(25°C)에서 납, 구리, 카드뮴의 농도는 10 ppm으로 하고 pH는 10.0, 흡착제의 양은 0.9 g으로 고정하였다. 흡착제의 양에 따른 변화를 알아보기 위하여 각 시료용액에 게르마늄 0.1, 0.3, 0.5, 0.7, 및 0.9 g씩을 각각 투여한 후 흡착 반응시간을 30분으로 고정시켜 실험하였다. 흡착제를 투여한 후 흡착 반응시간에 따른 흡착 제거율을 알아보기 위하여 흡착 반응시간을 10, 15, 20, 25, 30, 및 35분으로 하여 흡착 제거율을 알아보았다. 온도에 따른 흡착 제거율을 알아보기 위해서 25, 50, 75, 및 100°C로 변화를 주었으며, pH에 따른 흡착 제거율에서 구리, 납 및 카드뮴을 pH 5.0, 7.0, 8.0, 9.0 및 11.0 에서 각각 알아보았다. 또한 이온강도에 따른 흡착 제거율을 알아보기 위해서 염화나트륨(NaCl)과 염화칼슘(CaCl_2)을 1 g, 2 g, 3 g, 4 g, 및 5 g씩 각각 투여하여 이온강도의 증가에 따른 흡착 제거율을 알아보고, 양이온의 원자수에 따른 카드뮴의 흡착 제거율을 알아보기 위해 염화리튬(LiCl), 염화나트륨(NaCl), 염화칼륨(KCl), 염화마그네슘(MgCl_2), 염화칼슘(CaCl_2) 및 염화알루미늄(AlCl_3)

의 각각의 흡착 제거율을 비교해 보았다.

4. 결과 및 고찰

4.1. 흡착제의 양에 따른 변화

납, 구리, 카드뮴의 중금속 이온농도는 10 ppm인 용액에 흡착제로 사용한 게르마늄을 0.1, 0.3, 0.5, 0.7 및 0.9 g씩을 각각 넣어 실험하였다. 그 결과로 나타난 흡착제의 양에 따른 납, 구리, 카드뮴의 흡착 제거율은 Fig. 3에 나타내었다. Fig. 2에서 보는 바와 같이 게르마늄의 양에 따른 각 중금속의 흡착 제거율을 살펴보면 납과 구리는 0.9 g 투여하였을 때 최대 흡착제거율인 99%와 91%를 각각 나타내어 매우 높은 흡착제거율을 보였으며, 반면 카드뮴의 경우는 같은 양의 흡착제를 투여하였을 때 64%라는 아주 낮은 흡착제거율을 나타내었다. 즉 카드뮴은 납과 구리에 비하여 흡착 제거율이 낮다는 것을 알 수 있었다.

4.2. 흡착 반응시간에 따른 변화

각 중금속 용액에 흡착제를 투여한 후 흡착 반응시간에 따른 흡착제거율을 알아보기 위하여 게르마늄을 납, 구리, 카드뮴의 흡착 반응시간을 10분, 15분, 20분, 25분, 30분 및 35분 동안 반응 후 흡착 제거율을 알아보았다. Fig. 3에서 보는 바와 같이 납과 구리의 경우 흡착 반응 시간이 30분만 주어도 흡착 제거율이 95% 이상을 보여주고 있다. 따라서 5분 간격으로 하여 제거율을 알아보았다. Fig. 4에서 나타난 바와 같이 흡착반응시간이 길수록 납, 구리, 및 카드뮴은 흡착 제거율이 증가하다 일정해 지는 것을 알 수 있으며 납과 구리에 비해 카드뮴의 제거율이 낮다는 것을 알 수 있다.

4.3. 흡착에 미치는 온도변화

각 중금속 용액에 흡착제 0.9 g씩을 넣고 25, 50, 75 및 100°C로 온도를 변화시켜 흡착 제거율을 조사하

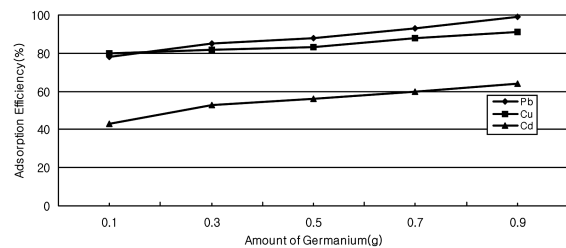


Fig. 2. The adsorption efficiency according to change of Germanium amounts.

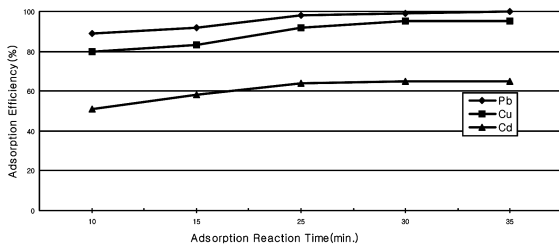


Fig. 3. Metal adsorption efficiencies of germanium by reaction time change.

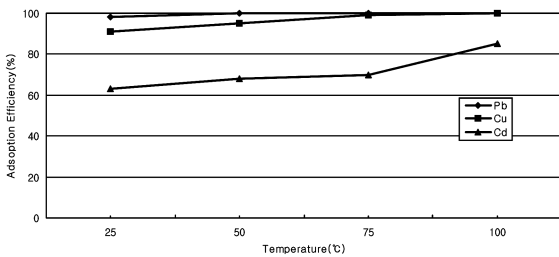


Fig. 4. Metal adsorption efficiencies of germanium by temperature change.

였다. 온도가 높아지게 되면 중금속 이온의 활동이 활발해져 흡착제와의 충돌이 증가하여 흡착 제거율이 증가하게 되고, 또한 흡착제의 세공이 확산되어 흡착 제거율이 증가된다. 위에서 말한 바와 같이 Fig. 4를 통해 온도가 증가함에 따라서 각 중금속의 흡착 제거율이 높아지는 것을 볼 수 있다.

4.4. 흡착에 미치는 pH의 영향

납, 구리 및 카드뮴에 대한 중금속 용액에 pH를 5.0, 7.0, 8.0, 9.0 및 11.0로 각각 조절하여 흡착 제거율을 조사하였다. 본 실험에서는 Fig. 5에 나타내고 있는 것과 같이 낮은 pH 7.0에서 높은 제거율을 보였고, 또 카드뮴은 pH 8.0이고 구리에서는 pH 9.0에서 최대 제거율을 보였다. 낮은 중성에서 흡착 제거율이 높고

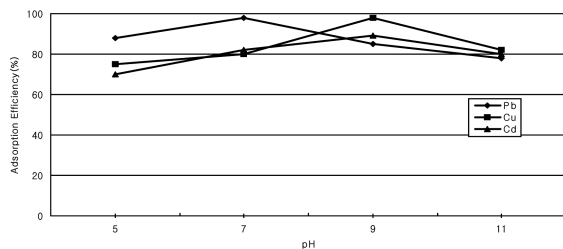


Fig. 5. Metal adsorption efficiencies of germanium by pH change.

카드뮴과 구리의 경우는 약알칼리성에서 흡착제 제거율이 높았다. 그 이유는 낮은 pH에서는 수소이온농도가 높아지게 되어 용액 내 수소이온과 카드뮴 이온과의 경쟁반응 때문에 흡착량 및 흡착율이 감소하게 되는 것이며, 반면 pH가 증가할수록 수소이온과의 경쟁이 줄어들 뿐 아니라 카드뮴 이온의 가수분해로 인한 침전의 영향으로 흡착량 및 흡착율이 증가하게 되는 것이라 할 수 있다.

4.5. 흡착에 미치는 이온강도

각 중금속 용액에 이온강도를 증가 시켰을 때 그에 따른 흡착 제거율을 알아보기 위하여 염화나트륨(NaCl)과 염화칼슘(CaCl₂)을 1, 2, 3, 4 및 5 g을 각각 투입하여, 흡착 제거율을 조사하였고, 양이온의 원자수에 따른 카드뮴의 흡착 제거율을 알아보기 위해 염화리튬(LiCl), 염화나트륨(NaCl), 염화칼륨(KCl), 염화마그네슘(MgCl₂), 염화칼슘(CaCl₂) 및 염화알루미늄(AlCl₃)의 각각의 흡착 제거율을 비교해 보았다. Fig. 6에서 보는 바와 같이 염화나트륨의 이온강도는 각 중금속의 흡착에 별다른 영향을 끼치지 않음을 알 수 있고 염화칼슘의 이온강도는 각 중금속의 흡착에 영향을 미친다(Fig. 7). 위 실험에서 보듯이 양이온 1가의 염화나트륨은 흡착 제거율의 별다른 영향을 미치지 않으나 양이온 2가인 염화칼슘은 흡착 제거율에 영향을 미치는 것을 볼 수 있다. 양이온의 원자수가 높을수록 결합력이 크고

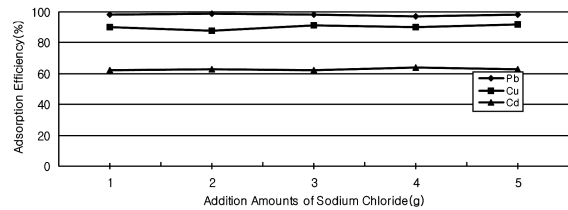


Fig. 6. Metal adsorption efficiencies of germanium by the addition of NaCl.

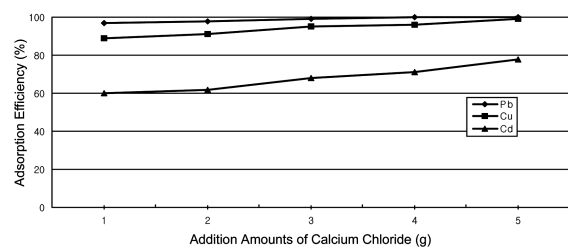


Fig. 7. Metal adsorption efficiencies of germanium by the addition of CaCl₂.

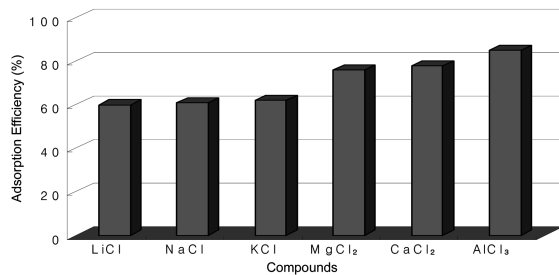


Fig. 8. Monograph on adsorption efficiency of according to ionic strength elements.

동일한 원자가의 이온들은 이온크기가 증가할수록 결합력이 커지기 때문에 흡착 제거율이 증가하는 것을 볼 수 있다(Fig. 8). 주요 양이온들의 결합력은 다음과 같은 순서로 갖는다.



5. 결 론

게르마늄에 대한 중금속(납, 구리, 카드뮴) 흡착연구를 통해 다음과 같은 결론을 얻었다.

1) 흡착제 양에 따른 흡착 제거율은 흡착제의 양이 증가함에 따라 흡착 제거율이 증가되는 것으로 나타났다.

2) 흡착반응시간이 증가함에 따라 제거율이 증가하다가 일정시간이 되면 더 이상 증가하지 않는 것으로 나타났다.

3) 흡착에 미치는 온도변화는 온도가 높아지게 되면 중금속이온의 이동이 활발해져 흡착제와 충돌이 증가하여 흡착 제거율이 증가하는 것으로 판단된다.

4) 흡착에 미치는 pH의 영향은 납은 중성 (pH 7.0) 일 때 최대의 흡착치는 나타내며 카드뮴은 pH 8.0에서 구리 pH 9.0에서 최대치를 나타내는 것을 알 수 있다. 낮은 pH에서는 수소이온농도가 높아지게 되어 용액 내 수소이온과 카드뮴 이온과의 경쟁 반응 때문에 흡착량 및 흡착율이 감소하게 되는 것이며, 반면 pH가 증가할수록 수소 이온과의 경쟁이 줄어들 뿐 아니라 카드뮴 이온의 가수분해로 인한 침전의 영향으로 흡착량 및 흡착율이 증가하게 되는 것으로 보인다.

5) 흡착에 미치는 이온강도에서 1가의 염화나트륨은 중금속의 영향에 별다른 영향을 미치지 않으나 2가인 탄산칼슘은 중금속 흡착에 영향을 미치는 것을 알 수 있다. 또한 양이온의 원자가가 높을수록 결합력이 크고

동일한 원자가의 이온들은 이온크기가 증가할수록 결합력이 커지기 때문에 흡착 제거율이 증가하는 것을 볼 수 있다. 주요 양이온들의 결합력은 다음과 같은 순서로 나타났다.



감사의 글

본 연구는 2005년도 경주대학교 교비연구비의 지원으로 이루어졌으며 이에 감사드립니다.

참고문헌

1. Manahan, S. E., "Environmental Chemistry" 4th Ed., 1990, Lewis Publishers Inc., 146-157pp.
2. Volesky, B., "Biosorption of Heavy Metals", 1990, CRC Press, Boca Raton, FL, 8-15pp.
3. Hoffman, D. J., B. A. Ratter, G.A. Burton, Jr. and J. Cairns Jr., "Handbook of Eco-toxicology", 1995, CRC press, Inc., 755 pp.
4. EPA, "Recovery of metals from sludge and wastewater", 1991, EPA/600/S2-91/041, 548-028/40080, 127 pp.
5. Choi, E.S., Lee, H. S., Park, M. G., and Chang, Y. S., Selection of nutrient removal process for low strength municipal waste-water," Proc., 5th IAWQ Asia Regional Conference on Water Quality and Pollution Control, 1995, pp. 382-397.
6. APHA, AWWA. and WPCF, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 15th Ed., 1981, Washington.
7. Vliet, C., C. R. Andersen and C. S. Cobbett, *Plant Physiol.*, 1995, 109, 871-878.
8. Grill, E., E. L. Winnacker and M H. Zenk, *Science*, 1985, 230, 674-676.
9. Grill, E., E. L. Winnacker and M H. Zenk, *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 1987, 84, 439-443.
10. Steffens, J. C., *Annu. Rev. Plant Physiol, Plant Mol. Biol.*, 1990, 41, 553-575.
11. 정의덕, 김호성, 박경원, 백우현, 한국환경과학회지, 1999, 8(4), 491-496.
12. 안갑환, 김좌관, 문정현, 서정호, 화학공학의 이론과 응용, 1998, 4(1), 1581-1584.
13. 양상용, 구연봉, 최지혁, 이인선, 신찬기, 유재근, 대한위생학회지, 1997, 12(3), 127-130.
14. Slejko, M. and Goto. S., *Environ Sci. Technol.*, 1986, 20(5), 463-467.

15. 이경호, ACF(KOH)-VOC계의 열역학적 흡착거동, 한국환경분석학회지, **2004**.
16. 이경호, 수증속에 존재하는 VOC에 대한 활성탄과 황토의 흡착 비교, 한국환경분 석학회지, **2003**.
17. 이경호, 수증속에 존재하는 증금속에 대한 활성탄과 황토의 흡착거동, 한국환경 분석학회지, **2002**.
18. 김세원, 정재관, 대한환경 공학회지, **1999**, 21(7), 1347-1359.
19. 이경호, 정창훈, 한국환경과학회지, **1999**, 13(1), 37-40.
20. 이경호, Gas Chromatographic and mass spectrometric analysis of conjugated steroids in urine, *Journal of Biosciences (India)*, **2001**.