HWAHAK KONGHAK Vol. 37, No. 2, April, 1999, pp. 198-204
(Journal of the Korean Institute of Chemical Engineers)

입상활성탄과 활성탄소섬유에 의한 수용액상에서의 Cr(VI), Pb(II), Ni(II)의 흡착특성

박함용 · 신정훈 · 김정우 · 이창하† · 김우식

연세대학교 화학공학과
(1998년 7월 23일 접수, 1998년 12월 17일 채택)

Adsorption Characteristics of Cr(VI), Pb(II) and Ni(II) by Granular Activated Carbon and Activated Carbon Fiber in Aqueous Solution

Ham-Yong Park, Jung-Hoon Shin, Jung-Woo Kim, Chang-Ha Lee† and Woo-Sik Kim

Department of Chemical Engineering, Yonsei University
(Received 23 July 1998; accepted 17 December 1998)

요 약

입상활성탄과 활성탄소섬유에 의한 수용액상에서의 크롬(VI), 납(II), 니켈(II)의 흡착특성을 연구하였다. 입상활성탄의 경우 평형흡착량은 크롬, 납, 니켈 순이었으며, 활성탄소섬유의 경우 평형흡착량은 납, 크롬 니켈의 순이었다. 활성탄소섬유가 활성탄에 비해 중금속이온에 대한 훨씬 높은 흡착능을 보여주었으며, 흡착속도 또한 활성탄소섬유의 세공특성으로 인해 매우 빨랐다. 흡착에 영향을 주는 인자 중 pH에 의한 변화에서 크롬, 납, 니켈의 최적 pH는 3-4, 11, 12이었으며, 활성탄소섬유는 최적 pH가 납, 크롬, 니켈에 대해 각각 8.0, 3.0, 9.0 근방이었다. 입상활성탄과 활성탄소섬유 두 가지 흡착제 모두에서 평형흡착량은 Langmuir 등온식으로 잘 표현할 수 있었다.

Abstract—The adsorption characteristics of Cr(VI), Pb(II), Ni(II) in aqueous solution using activated carbon and activated carbon fiber has been studied. In case of activated carbon, the equilibrium adsorbed amount of Cr(VI) showed the largest value and followed by Pb(II) and Ni(II) respectively in a continuous stirred batch system. However, in case of activated carbon fiber, the equilibrium adsorbed amount decreased in order of Pb(II), Cr(VI) and Ni(II). The activated carbon fiber showed much higher adsorption capacity and adsorption rate for the heavy metal ions than the granular activated carbon. In the activated carbon, the maximum adsorption amount of Cr(VI) occurred near pH 3-4, while that of Pb(II) and Ni(II) was near pH 11 and 12, respectively. The optimum pH conditions for the activated carbon fiber were about 8.0, 3.0 and 9.0 for Pb(II), Cr(VI) and Ni(II), respectively. The Langmuir isotherm agreed well with experimental data for both activated carbon and activated carbon fiber.

Key words: Activated Carbon Fiber, Activated Carbon, Cr(VI), Pb(II), Ni(II), pH

1. 서 론

폐수 중에 존재하는 크롬, 구리, 니켈, 납, 아연 등의 중금속은 인간이나 여러 수중생물에 매우 심각한 독성을 지니며, 일반적인 생물학적 처리에 있어 여러 가지 복잡한 문제를 일으키기도 한다[1]. 고농도의 금속이온을 포함하는 폐수의 경우, 침강법이 가장 경제적이나, 폐수 중에 있는 complexing agents 등으로 인해 효율이 떨어지게 된다. 그러나 환경규제는 중금속 처리에 있어 식수 수준으로 강화되고 있어, 2차 처리 또는 복합처리를 필요로 하고 있다. 이를 위한 방법으로는 이온교환법, 흡착법, 역삼투법이 있다. 이중 양이온 교환수지를 이용하여 수소이온과 금속이온을 치환하는 이온교환법이나 압력차를 구동력으로 합성고분자 막을 이용하여 처리하는 막분리법은 높은 효율을 보이는 반면, 고정운전과 유지에 고비용이 들며 오염에 의해 효율이 급격히 감소하는 문제점이 있다.

흡착법의 경우 유기화학물질의 회수, 낮은 농도의 폐수처리에 있어서 높은 효율과 낮은 에너지 소비량으로 인해 널리 사용되고 있는 방법이다. 흡착제로는 활성탄이나 활성탄소섬유가 많이 사용되고 있다. 활성탄의 저렴한 가격 및 재생의 용이성으로 인해 중금속 이온 흡착에 대한 연구는 지금까지 활발하게 이루어지고 있으며, 특히 흡착능의 향상을 위해 착화제 첨가에 대한 연구들이 진행 중이다[2]. Periasamy와 Namasivayam[3]은 입상활성탄을 이용한 회분식 실험에서 Cd(II)에 대한 흡착속도 및 흡착량을 측정하였고, Taylor와 Kuennen[4]은 활성탄에 대한 저농도의 납이온의 흡착특성을 발표하였다. 또한 Reed와 Arunachalam[5]은 입상활성탄으로 충전된 흡착탑을 통해 납과 카드뮴 이온의 파과결과를 발표하였다.

한편, 활성탄소섬유는 활성탄에 비해 큰 비표면적과 주로 미세공

†E-mail : leech@bubble.yonsei.ac.kr

으로 이루어져 있어 흡착능과 흡착속도가 뛰어난 특징을 가지고 있으며, 최근 들어 활성탄소섬유에 의한 중금속처리에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다. 최근 유 등은 핏취계 활성탄소섬유를 사용하여 크롬, 구리, 니켈이온의 파과 및 흡착특성을 발표하였다[6-8].

중금속 이온 흡착에 있어 흡착에 영향을 미치는 인자는 흡착제의 특성, 흡착질의 농도, 흡착제의 양 및 용액의 pH 등이 있으나, 이중 pH의 영향이 가장 중요한 것으로 알려져 있다[9,10]. 이는 물리흡착보다는 화학흡착의 영향을 더 많이 받게 되므로 용액의 pH가 표면화학이나 용액내의 complexing ligands, 이온강도 등과의 상호 영향으로 흡착에 영향을 미치는 것으로 알려져 있다. 본 연구에서는 도금폐수 중의 주요 중금속 이온인 크롬, 니켈, 납 이온을 대상으로 입상활성탄(GAC)과 활성탄소섬유(ACF)에 대한 흡착특성을 비교하고, 중금속 흡착에 있어 가장 중요한 변수인 pH의 영향을 살펴보았다.

2. 실 험

2-1. 실험재료 및 방법

2-1-1. 흡착제 및 시약

본 실험에 사용된 흡착제는 일본 KURARAY사에서 제조된 정수처리용 활성탄인 KURACOAL(GW)과 일본 동양방적에서 제조한 활성탄소섬유(KF-1500)을 사용하였다. 제품명 GW는 야자껍질단을 원료로 만든 것으로 0.001 m^3/g의 세공부피와 1,200-1,300 m^2/g의 비표면적을 가지고 있으며, 체질을 통해 125 μm의 일정크기를 가지는 것을 실험에 사용하였다. 활성탄소섬유는 17-18 μm의 단섬유 직경과, 0.3-0.7 m^3/g의 세공부피 그리고 1,400-1,550 m^2/g의 비표면적을 각각 가지고 있다. 활성탄소섬유는 FTIR(ATI Mattson, Genesis Series) 분석결과 표면에 산소함유 작용기(-COOH, -OH, C=O, C-O-C)의 존재를 정성적으로 확인하였다. 흡착실험 전 흡착제는 증류수로 끓여서 세공에 묻어 있는 미세물질들을 세척하고, 100 ℃이상에서 24시간 이상 건조한 후 사용하였다.

흡착질인 6가 크롬, 2가 납 및 2가 니켈 수용액은 각각 $Na_2CrO_4 \cdot 4H_2O$, $Pb(NO_3)_2$, $NiCl_2 \cdot 6H_2O$(Aldrich, USA)인 순도 99 %이상의 특급시약을 사용하였으며, 초순수 제조장치(Elgastat UHQ)로 제조한 초순수에 시약을 녹여 원하는 농도의 실험 용액을 제조하였다.

2-1-2. 실험방법

흡착실험은 회분식 교반실험장치에서 실험을 행하였으며, Fig. 1에 나타내었다. 활성탄을 이용한 흡착실험의 경우 중금속이온이 포함된 용액 50 ml에 0.3 g을, 활성탄소섬유는 용액 100 ml에 0.15 g을 사용하였다. 흡착제가 포함된 밀봉 용기는 298 K의 항온조에서 교반하며 시간에 따른 농도 변화를 측정하였으며, 더 이상의 농도변화가 없을 때 평형흡착량을 측정하였다. 흡착된 중금속의 양은 용액 속에 남은 중금속의 농도를 AAS(Analab 9200A, 선일 옵트론)로 분석, 정량하여 물질수지로부터 계산하였다.

또한 흡착에 미치는 pH의 영향을 살펴보기 위해 0.1 N의 HCl과 NaOH용액을 이용하여 초기 중금속 수용액의 pH를 2-13으로 조정하고, 흡착실험을 행한 후 평형에서의 pH를 측정(Omega, pHB-44)하였다. 또한 각각의 pH에서 흡착량의 변화를 측정하여 흡착에 미치는 pH의 영향을 알아보았다.

위의 실험들을 같은 조건에서 3회씩 반복 실시하여 실험결과의 오차를 최소화하였다.

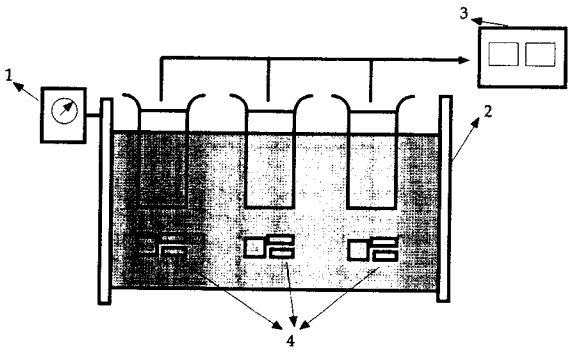

Fig. 1. Schematic diagram of batch adsorption apparatus.

1. Temperature controller
2. Water bath
3. Atomic absorption spectroscopy
4. Magnetic stirrer

3. 결과 및 고찰

3-1. 흡착평형 및 속도

크롬(VI), 납(II), 니켈(II) 이온의 흡착등온선을 Fig. 2-4에 각각 나타내었다. 크롬과 납 이온의 평형 흡착량에 있어 활성탄소섬유가 활성탄에 비해 훨씬 많은 흡착량을 나타내고 있다. 활성탄소섬유에 있

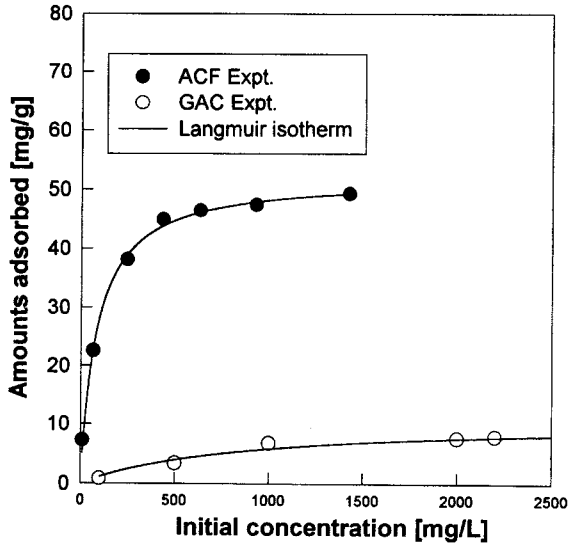

Fig. 2. Adsorption isotherm of Cr(VI) at 298 K(Initial pH=8.7).

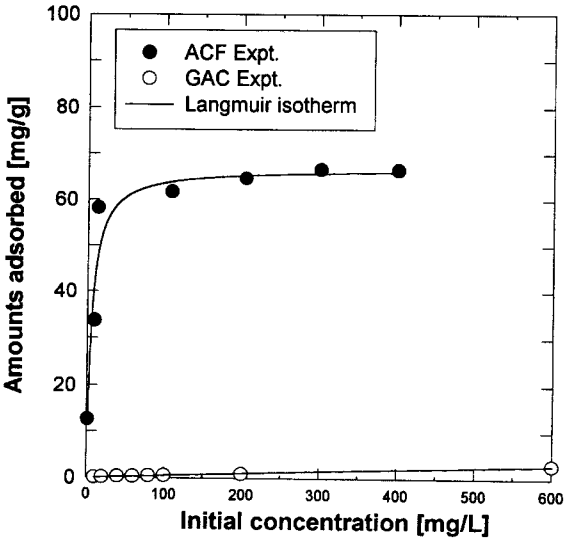

Fig. 3. Adsorption isotherm of Pb(II) at 298 K(Initial pH=5.2).

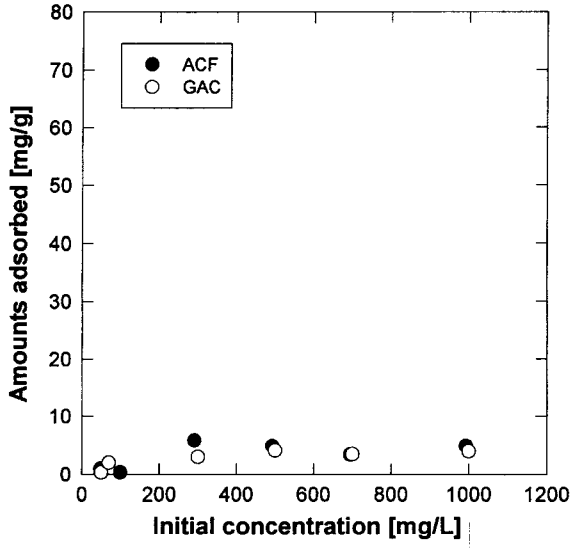

Fig. 4. Adsorption isotherm of Ni(II) at 298 K(Initial pH=6.2).

어 납 이온이 크롬 이온에 비해 강한 흡착을 보이고 있으며, 활성탄에 대해서는 크롬 이온이 상대적으로 높은 흡착량을 보였다. 니켈의 경우는 탈이온 증류수에 녹였을 때의 pH인 6.2-7사이에서는 거의 흡착이 이루어지지 않았고, 흡착량도 농도의 변화에 상관없이 거의 일정하였다. 그러므로 pH 전처리를 하지 않은 상황에서는 니켈을 흡착하는 것은 효율이 대단히 낮다는 것을 알 수 있었다.

크롬과 납의 흡착실험결과를 흡착등온식 모델로 fitting한 결과 두 경우 모두에서 다음의 Langmuir 모델로서 표현할 수 있었다.

$$q = \frac{q_m k C_e}{1 + k C_e} \quad (1)$$

Langmuir 등온식에 따른 두 개의 변수 q_m, k를 Table 1에 나타내었다.

크롬에 대해 초기 농도를 변화시켜가면서 측정한 시간대별 흡착량의 변화를 Fig. 5에 나타내었다. 이때 크롬 수화물을 녹인 용액은 pH 8-9를 나타내었다. 활성탄의 경우 중금속 농도의 증가와 함께 평형에 도달하는 시간이 함께 증가하였다. 100 ppm 용액은 4시간, 나머지 500, 1,000 ppm 용액은 각각 7시간과 24시간 이후에 흡착평형에 도달하였으며, 3,000 ppm의 경우 2일 이상이 필요하였다. 활성탄소섬유의 경우는 모든 초기 농도에 대해 90분 이내에 흡착평형에 도달해 활성탄에 비해 매우 빠른 속도를 보여주고 있으며, 납이온 수용액에서도 유사한 현상을 나타내었다. 이는 모든 세공이 표면에 slit형태로 표면에 노출되어 있는 활성탄소섬유 구조상의 잇점때문에 물질전달저항이 상대적으로 작기 때문으로 알려져 있다[12-14].

3-2. pH의 영향

Huang[10, 14]은 무기 전해질의 탄소체에 의한 흡착공정에서 pH의 영향은 흡착제 제조 온도에 기인하며, 낮은 온도에서 제조한 탄

Table 1. Parameters of Langmuir model for adsorption of Cr and Pb onto GAC and ACF

Adsorbent	Adsorbate	q_m[mg/g]	k[1/ppm]
GAC	Cr	10.71	1.207×10^{-3}
	Pb	19.92	2.863×10^{-4}
ACF	Cr	52.19	1.215×10^{-2}
	Pb	67.01	1.938×10^{-1}

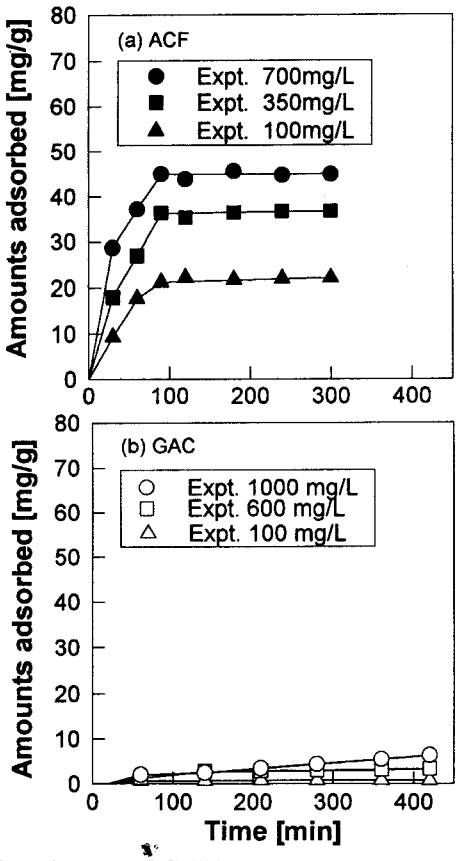

Fig. 5. Adsorption rate of Cr(VI) on (a) activated carbon fiber and (b) granular activated carbon(Initial pH=8.7).

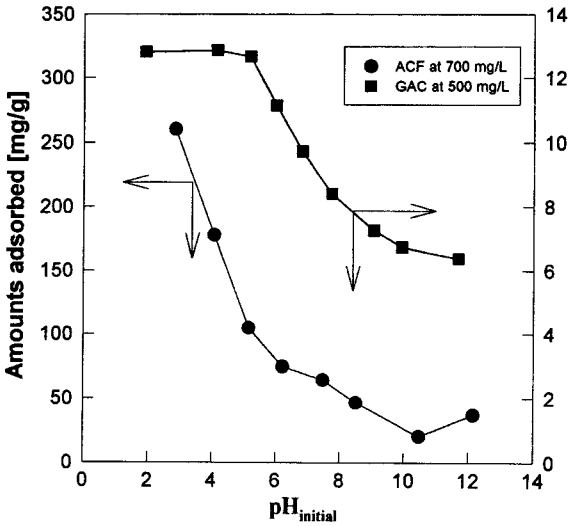

Fig. 6. Effect of pH on adsorption of Cr(VI).

소체 표면은 낮은 pH 영역에서 양의 전하를 띠게 되고, 반대로 고온에서 제조한 탄소체는 음의 전하를 띤다고 하였다. 한편, 입상활성탄과 같은 무기전해질 탄소체는 수용액내에서 pH에 따라 표면의 전기적 성질이 달라지는데, 특히 낮은 pH에서는 양전하를, 높은 pH에서는 음전하를 띠는 것으로 알려져 있다[15]. 따라서 중금속 흡착시 수용액에서 중금속이온의 존재형태나 용액의 pH에 따른 흡착제표면의 전기적 성질이 흡착에 중요한 영향을 미친다는 것을 알 수 있다[16, 17].

이에 실험에서 용액의 pH에 따른 흡착량의 변화를 알아보기 위하여 크롬, 납, 니켈 이온의 수용액에 대하여 0.1 N NaOH과 HCl로 pH를 2-13범위로 조절하여 298 K의 동일한 조건에서 흡착실험을 행하여 흡착에 대한 pH의 영향을 살펴보았다.

3-2-1. 크롬 흡착

Fig. 6은 Fig. 2나 5와 달리 초기 용액의 pH를 조절한 후에 흡착량을 측정한 결과이다. Fig. 6에 나타난 것과 같이 활성탄소섬유와 활성탄은 산성 영역에서 크롬이온을 잘 흡착하였다. 활성탄의 경우, 초기 pH 5까지는 흡착량이 거의 일정하게 되다가 pH 6이후 급격히 감소하며, 활성탄소섬유의 경우는 pH 증가에 따라 계속 감소하는 것을 알 수 있다. 따라서 활성탄의 등전점은 약 pH 4근처에 존재할 것으로 추정되며, 활성탄소섬유의 경우는 pH 3이하에서 존재하는 것으로 사료된다. 이는 수용액상에서 크롬의 이온전하와 활성탄의 표면 전기적 성질 때문으로 분석된다. 즉 전체 pH 범위에서 음의 전하인 bichromate($HCrO_4^-$)를 띠는 크롬수산화물(6가)은 pH 5 이하에서 활성탄이 양전하를 띠게 됨으로 쿨롱인력이 작용하여 흡착량이 크다가 pH 5가 넘어서면서 활성탄이 음전하를 띠게 되어 서로의 정전기적 척력에 의한 흡착 방해로 흡착량이 급격히 감소함을 알 수 있다[6, 18]. pH를 조절하지 않았을 때 수용액의 pH가 8에서 9사이이므로 최대흡착량은 이에 비해 활성탄의 경우는 2배, 활성탄소섬유는 5배 가까운 증가를 보였다.

한편 무기전해질 탄소체에 의한 흡착 메카니즘에 따르면, 활성탄 또는 활성탄소섬유 표면에 존재하는 C_xO나 C_xO_2 등의 작용기들은 중성이나 염기성 수용액에서 다음과 같이 물분자를 산화시킨다[10, 14].

$$C_xO+H_2O \leftrightarrow C_x^{2+}+2OH^-$$

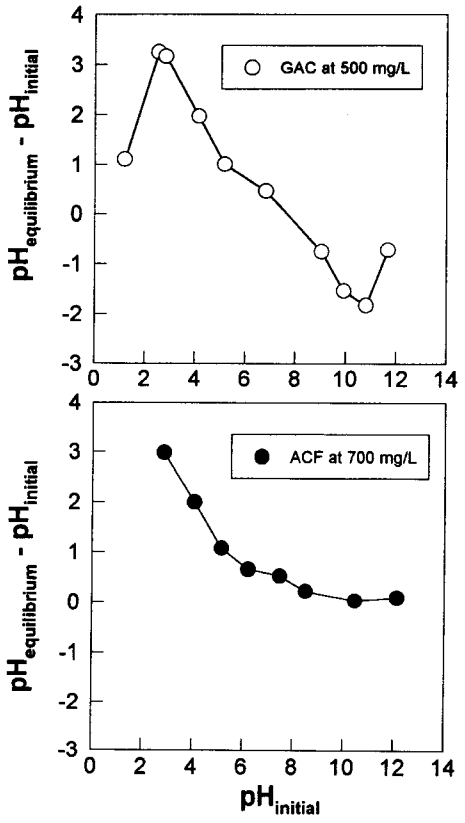

Fig. 7. Difference of pH between initial and equilibrium state on adsorption of Cr(VI).

or

$$C_xO_2+H_2O \leftrightarrow C_xO^{2+}+2OH^- \quad (2)$$

식 (2)에 의하면 수산화 이온이 생성됨으로써 용액의 pH가 증가한다. 이러한 메카니즘이 활성탄을 이용한 크롬의 흡착에도 나타나는지 알아보기 위해 평형흡착후 pH와 초기 pH와의 차이($\triangle pH=pH_e-pH_i$)를 측정하여 Fig. 7에 나타내었다. 그림에서 볼 수 있듯이 흡착평형 후 용액의 pH 증가를 확인할 수 있었는 바, 이는 크롬 수용액에서 활성탄과 활성탄소섬유의 산소함유 기능기가 물분자를 산화시켜 수산화 이온을 생성함을 뜻한다.

$$C_xO+H_2O+HCrO_4^- \leftrightarrow C_xOHCr^++2OH^- \quad (3)$$

$$C_xO+H_2O+HCrO_4^- \leftrightarrow C_xO_2HO_3Cr^++2OH^- \quad (4)$$

그러므로 흡착이 완료된 후 평형 pH 값은 초기 값보다 증가한다. 알칼리 영역에서는 적은 흡착능으로 인해 흡착평형 후 산성 영역에 비해 pH의 변화를 약하게 보이고 있다. 위의 문헌에서 제시한 반응 메카니즘은 본 연구의 활성탄소섬유의 실험결과를 합리적으로 설명할 수 있다.

활성탄의 경우는 강산 영역 및 알칼리 영역에서 설명이 부합되지 않았으며, 이러한 현상이 다른 문헌에도 보고되었다[6]. 일반적으로 탄소물질은 내산성을 가지고 있는 것으로 알려져 있으나, 활성탄을 강산으로 표면처리한 경우 기공의 파괴에 의해 비표면적이 감소하는 것으로 보고되어 있다[23]. 따라서 활성탄의 경우는 낮은 pH의 강한 산성 영역(pH=1)에서 표면 특성 및 구조의 변화로 인해 다른 pH 구간에 비해 높은 흡착량에도 불구하고 상대적으로 작은 pH 변화를 보이고 있다. 또한 알칼리 영역에서는 적은 흡착능으로 인해 흡착평형 후 산성 영역에 비해 pH의 변화를 약하게 보이고 있으며, 반응후 수소이온(H^+)이 발생하고 있음을 보여준다. 따라서 알칼리 영역에서는 활성탄 표면의 음전하 값이 상당히 증가하여 정전기적 척력이 커짐과 동시에 활성탄소섬유에 비해 다양한 관능기를 표면에 보유하고 있는 활성탄과 pH에 따른 다양한 수화물 형태를 띠고 있는 크롬의 상호영향이 작용하는 것으로 사료된다. 따라서 위에서 제시된 간략한 반응 메카니즘으로는 알칼리 영역에 대한 설명이 불가능하다. 또한 강알칼리 영역(pH=12)에서도 산성 영역에 비해 약하기는 하지만, 활성탄의 표면특성 및 구조의 변화에 의해 pH 변화가 줄어들었다.

3-2-2. 납 흡착

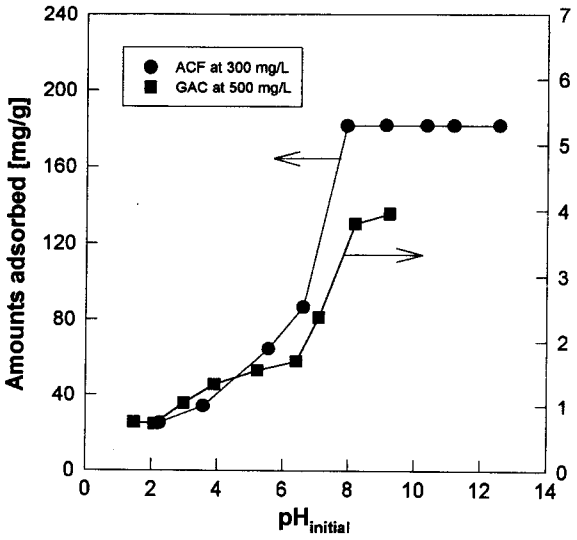

Fig. 8. Effect of pH on adsorption of Pb(II).

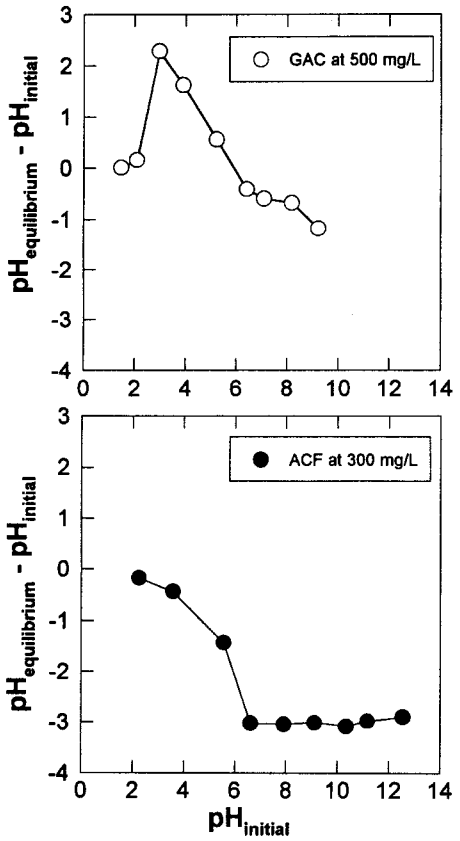

Fig. 9. Difference of pH between initial and equilibrium state on adsorption of Pb(II).

Fig. 8에서 볼 수 있듯이 크롬이온 수용액과는 달리 납이온 수용액은 낮은 pH 영역에서는 흡착이 잘 이루어지지 않다가 pH 6-8사이에서 급격한 증가를 나타내고, pH 9-13 범위에서는 거의 같은 양이 흡착되는 것을 알 수 있다. pH 조절을 하지 않은 상태에서 납이온 용액의 pH가 5에서 6사이였으므로, 최대 흡착 범위에서는 이보다 활성탄의 경우는 2.5배이상 활성탄소섬유의 경우는 약 4배정도 더 흡착됨을 알 수 있다.

납의 경우 낮은 pH에서 Pb^{2+}의 형태로 존재하다가 수용액상의 침전이 일어나기 시작하는 pH 5.5에서 $Pb(OH)_2(S)$를 형성하고, pH가 13을 넘어서면 $Pb(OH)_2$가 분해되어 $Pb(OH)_4^{2-}$를 형성한다[19, 20]. 여기서 납은 pH 5.5이상에서 침전이 발생하는데, pH 5.5이하에서는 흡착이 납제거의 주요 메카니즘인데 반해 pH 5.5이상에서는 활성탄 표면이나 세공내에서 납의 침전이 납 제거에 있어 중요해진다[19].

Fig. 9에 초기 pH와 흡착평형 후 pH의 차이를 나타내었다. 여기서 활성탄소섬유의 경우 흡착량이 많은 높은 pH 영역에서 흡착평형 후 초기보다 낮은 pH를 나타내었으며, 이로써 반응후 수소이온(H^+)이 생성됨을 알 수 있다. 이러한 현상은 활성탄소섬유가 활성탄에 비해 보다 크게 나타났다. 이러한 납의 흡착반응 주요 메카니즘으로 흡착제 표면의 작용기 중 특히 수산기(-OH)와 흡착질 이온과의 반응식을 다음과 같이 쓸 수 있다[20].

$$2(COH)+Pb^{2+} \leftrightarrow (CO^-)_2Pb^{2+}+2H^+ \quad (5)$$

$$2(COH)+PbOH^+ \leftrightarrow (CO^-)_2PbOH^++2H^+ \quad (6)$$

그러나 활성탄의 경우는 높은 산성영역에서 크롬흡착과 유사한 현상을 보여주고 있다. 즉 문헌에서 제시된 반응 메카니즘과 달리 산성영역에서 흡착과 함께 수산화기(OH-)가 발생함을 보여주고 있다. 따라서 활성탄은 산성 영역에서 납의 흡착이 미미하나 양전하를 띠는 활성탄 표면과 다양한 납 수화물간의 상호작용이 예상된다.

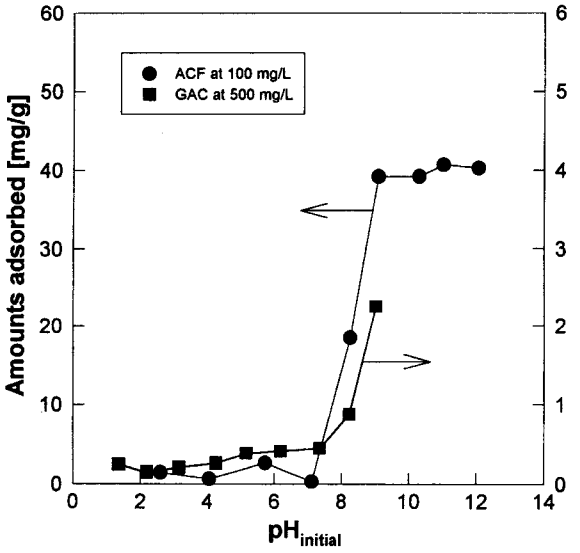

Fig. 10. Effect of pH on adsorption of Ni(II).

3-2-3. 니켈 흡착

니켈도 낮은 pH 영역인 6-7까지는 흡착량이 미미하다가 8이후부터 급격한 흡착량의 증가를 보이고 있음을 Fig. 10에서 볼 수 있다. 특히 pH 조절을 하지 않았을 때인 pH 6 근처에서의 흡착량은 크롬, 납에서의 흡착량과 비교할 때 거의 흡착되지 않았음을 보여주고 있으며, 이는 흡착등온선 실험에서 확인된 바 있다. 그러나 pH가 12 근방일 경우 흡착량의 증가는 pH 조절이 없었을 경우 흡착량의 10배 이상에 달해 니켈의 흡착은, 반드시 pH 전처리가 필요함을 알 수 있다.

이와 같은 결과는 납에서 살펴본 것과 마찬가지로 니켈은 수용액상에서 Ni^{2+}, $Ni(OH)^+$, $Ni(OH)_2$, $Ni(OH)_3^-$ 등을 띠는 반면에 활성탄은 낮은 pH범위에서는 양전하를, 높은 pH 범위에서는 음전하를 띰으로써 정전기적 인력과 척력에 기인한 것으로 이러한 흡착제와 흡착질과의 정전기적 상호작용이 흡착력에 큰 영향을 보임을 알 수 있다. 또한 니켈의 경우도 알칼리 영역에서는 침전이 주 반응일 것이므로, 납에서와 같이 흡착제에서 침전된 금속 침전물이 기공을 막음으로써 알칼리 영역에서는 pH변화에 따른 흡착량 변화의 차이가 미미하였다.

Fig. 11에 초기 pH와 니켈 흡착평형후 pH와의 차이를 나타내었다. 활성탄소섬유와 활성탄 모두 납에서의 pH 변화유형과 유사한 형태를 보이고 있다. 역시 활성탄소섬유의 경우는 흡착이 많이 된 높은 pH 영역에서 수소이온(H^+)이 반응에 의해 생성됨을 알 수 있다[20].

$$2(COH)+Ni^{2+} \leftrightarrow (CO^-)_2Ni^{2+}+2H^+ \quad (7)$$

$$2(COH)+NiOH^+ \leftrightarrow (CO^-)_2NiOH^++2H^+ \quad (8)$$

그러나 활성탄의 경우 납과 같이 산성 영역에서는 위의 반응 메카니즘으로 단순히 설명될 수 없으며, 오히려 수산화기(OH^-)가 발생하는 것으로 사료된다.

3-3. 최적 pH에서의 흡착평형

앞의 실험결과를 바탕으로 처리대상 중금속 모두에서 보다 우수한 흡착성능을 보인 활성탄소섬유에 대해 최적 pH조건에서 크롬, 납, 니켈에 대한 평형 흡착량을 Langmuir 등온식에 대한 fitting 결과와 함께 Fig. 12에 나타내었으며, 각 매개변수 값을 Table 2에 각각 나타내었다. 그림에서 볼 수 있듯이 최적 pH에서는 흡착량이 pH가

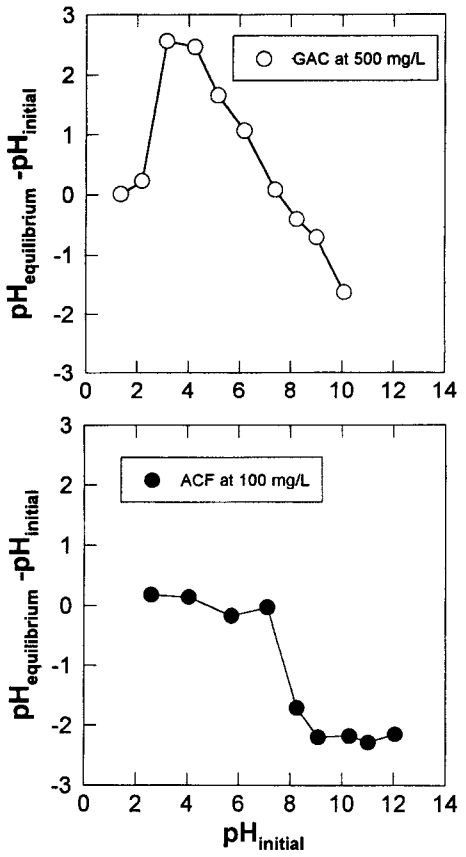

Fig. 11. Difference of pH between initial and equilibrium state on adsorption of Ni(VI).

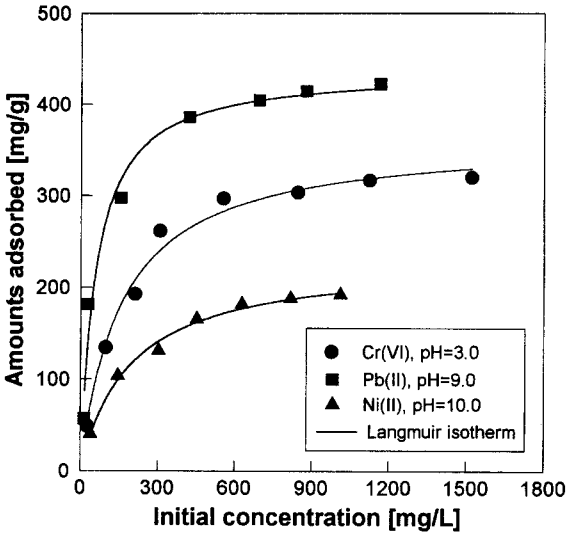

Fig. 12. Adsorption isotherms on ACF at optimum pH conditions.

Table 2. Parameters of Langmuir model for adsorption of Cr, Pb, and Ni onto ACF at optimum pH condition

Adsorbate	q_m[mg/g]	k[1/ppm]
Cr	362.9	6.416×10^{-3}
Pb	438.4	1.725×10^{-2}
Ni	230.6	5.289×10^{-3}

조절되지 않은 조건에서보다 6-7배 가량 증가하였으며, 특히 pH가 조절되지 않은 상태에서는 거의 흡착이 이루어지지 않았던 니켈의 경우도 상당량 흡착이 이루어지는 것으로 나타나, 용액의 pH 조절이 중금속이온 흡착처리에 있어 매우 중요한 인자임을 알 수 있었다 [16, 17, 21, 22]. 활성탄소섬유의 선택도에 있어서는 pH를 조절하지 않은 경우와 마찬가지로 최적의 pH조건에서도 니켈, 크롬, 납 순으로 높았으며, favorable 등온선을 보여주고 있다.

4. 결 론

입상활성탄과 활성탄소섬유를 흡착제로 사용하여 크롬, 납, 니켈 용액에 대한 흡착실험을 행하였다. 그 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

(1) 흡착평형실험을 통해 크롬과 납 이온 모두 활성탄소섬유가 활성탄에 비해 월등한 흡착능을 보였으며, 납이온에 대한 선택도가 더 높았다. 그러나 니켈의 경우는 pH 전처리없이는 두 흡착제에 대해 흡착이 거의 이루어지지 않았다. 흡착등온선은 입상활성탄과 활성탄소섬유 모두에서 Langmuir모델로 잘 예측되었다.

(2) 입상활성탄 및 활성탄소섬유에 대해 흡착량에 대한 pH의 영향을 살펴본 결과, 크롬은 산성 영역, 납과 니켈은 염기성 영역에서 흡착량이 급격한 증가를 나타낸 것을 알 수 있었다. 이 결과는 수용액상의 이온전하와 활성탄 표면의 전기적 성질에 의한 것으로 크롬의 경우는 용액 중에서 음전하($HCrO_4^-$)를, 납과 니켈은 각각 Pb^{2+}, $Pb(OH)_2$와 Ni^{2+}로 양전하를 띠므로, 활성탄이 양전하를 띠는 pH 5 이하에서는 크롬의 흡착이 정전기적 인력에 의해 증가하고, 활성탄이 음전하를 띠는 pH 5이상에서는 납과 니켈의 흡착이 증가하였다. 납의 경우는 등전점 이상에서, 흡착보다는 흡착제표면이나 세공에 침전이 더 큰 작용을 하는 것으로 판단된다.

(3) 활성탄소섬유를 흡착제로 이용한 경우, 모든 중금속에 대해 최대 2시간 이내에 평형흡착에 도달해 입상활성탄에 비해 매우 빠른 흡착속도를 보여주어, 흡착용량이나 흡착처리 속도면에서 보다 우수한 흡착제임을 알 수 있었다.

감 사

본 연구는 (주)삼양사의 지원에 의하여 수행되었습니다.

참고문헌

1. Klaassen, C. D.: "Toxicology", Memillau publishing company(1986).
2. McAnally, S. L., Benefield and Reed, R. B.: *Sep. Sci. Tech.*, **19**, 191 (1984).
3. Periasamy, K. and Namasivayam, C.: *Ind. Eng. Chem. Res.*, **33**, 317(1994).
4. Taylor, R. M. and Kuennen, R. W.: *Environmental Progress*, **13**, 65(1994).
5. Reed, B. E., Arunachalam, S. and Thomas, B.: *Environmental Progress*, **13**, 60(1994).
6. Jung, J. H., Jung, H. H., Moon, J. K., Oh, W. Z. and Ryu, S. K.: *HWAHAK KONGHAK*, **35**, 538(1997).
7. Shim, J. W., Jung, H. H., Jung, J. H., Oh, W. Z. and Ryu, S. K.: *HWAHAK KONGHAK*, **35**, 162(1997).
8. Shim, J. W., Lee, S. M. and Ryu, S. K.: *HWAHAK KONGHAK*, **36**, 68(1998).
9. James, R. O. and Healey, R. W.: *J. Colloid Interface Sci.*, **40**, 42

(1997).
10. Huang, C. P. and Blankenship, D. W.: *Water Res.*, **18**, 37(1984).
11. Suzuki, M.: "Adsorption Engineering", Kodansha(1990).
12. Jayson, G. G. and Lawless, T. A.: *J. Colloid Interface Sci.*, **86**, 397(1982).
13. Ryu, S. K.: *Chemical Industry and Technology*, **12**, 6(1994).
14. Huang, C. P. and Wu, M. H.: *J. Water Poll. Control Fed.*, **47**, 2437(1975).
15. Young, G. T. and Chessick, J. J.: *J. Phys. Chem.*, **60**, 394(1956).
16. Shaw, D. J.: "Introduction to Colloid Surface Chemistry", 2nd ed., Butterworths(1970).
17. Zettlemoyer, A. C.: *Ind. Eng. Chem.*, **57**, 27(1965).
18. Huang, C. P. and Wu, M. H.: *Water Res.*, **11**, 673(1977).
19. Reed, B. E.: *J. Environmental Engineering*, **121**(9), 653(1995).
20. Corapciouglu, M. O. and Huang, C. P.: *Water Res.*, **21**, 1031(1987).
21. Brian, E. R. and Sujith, K. N.: *Separation Science and Technology*, **27**, 1985(1992).
22. Matsumoto, M. R. and Kyles, J. H.: *Chem. Eng. Comm.*, **86**, 1(1989).
23. Hirokazu, O., Toshiyuki, N. and Tetufumi, K.: *TANSO*, **176**, 20 (1997).