

Magnetite와 무기성 슬러지의 이산화탄소 분해 특성

박준석 · 전제열* · 박영구[†]

강원대학교 환경공학과, *쌍용양회(주)
(2010년 8월 2일 접수 ; 2010년 9월 16일 채택)

Decomposition Characteristics of Carbon Dioxide Using Magnetite and Inorganic Sludge

Joon-Seok Park · Jea-Yeoul Jeon* · Young-Koo Park[†]

Dept. of Env. Eng., Kangwon National University, Samcheok 245-711, Korea

*Ssangyong Cement Industrial Co., Ltd., Donghae 240-712, Korea

(Received August 2, 2010 ; Accepted September 16, 2010)

Abstract : Magnetite and inorganic sludge were mainly composed of Fe_2O_4 and Fe_2O_3 , respectively. Initial specific surface areas of magnetite and inorganic sludge were $130\text{ m}^2/\text{g}$ and $31.7\text{ m}^2/\text{g}$. CO_2 decomposition rate for inorganic sludge was increased with temperature. Maximum CO_2 decomposition rates were shown 89% for magnetite at 350°C and 84% for inorganic sludge at 500°C . Specific surface area for magnetite was not varied significantly after CO_2 decomposition. However, specific surface area for inorganic sludge was greatly decreased from initial $130\text{ m}^2/\text{g}$ to approximately $50\sim 60\text{ m}^2/\text{g}$ after reaction. Therefore, it was estimated that magnetite could be used for CO_2 decomposition for a long time and inorganic sludge should be wasted after CO_2 decomposition reaction.

Keywords : magnetite, inorganic sludge, carbon dioxide, decomposition

1. 서 론

산업이 급격히 발전하고 화석연료 사용량이 증가함에 따라 지구온난화로 인하여 기후 변화, 해수면 상승 및 기상이변을 가속화시키고 있으며, 여기에 오존층파괴, 사막화, 산성우, 생물다양성 감소, 유해화학물질 노출 및 환경호르몬 등 범지구적 환경문제 등과 더불어 보건 환경학적 문제가 대두되고 있다. 최근 들어 대기오

염물질이 동북아시아 지역 국경을 넘어 이동하는 현상이 빈번하게 발생하고 있는 실정이다 [1-5]. 소득수준이 향상되고 쾌적한 삶의 질에 대한 인간의 욕구 증가에 따라 대기 중의 이산화탄소 농도가 새로운 관심사로 떠오르고 있다 [6, 7]. CO_2 , CH_4 , N_2O , CFCs 등 대기 중으로 배출되는 온실가스 중 전체 배출량의 55%를 차지하는 이산화탄소는 약 375 ppmv로 지난 100년간 약 35% 증가한 것으로 나타나고 있으며, 매년 약 0.4% 이상의 가파른 상승을 보이고 있는 것으로 나타나 지구온난화의 주범으로

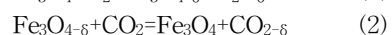
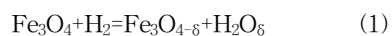
[†]교신저자 (e-mail : ygpark@kangwon.ac.kr)

지목되고 있다. 2100년의 대기 중 이산화탄소 농도는 약 540~970 ppm 정도로 증가 할 것으로 예상되고 있다. 이렇게 급격하게 증가하는 이산화탄소 배출량을 저감하기 위하여 전 세계적으로 대체에너지 개발 및 발생원에 직접적 적용 가능한 흡착, 분리, 회수 공정 등에 관한 연구들이 계속 진행 되고 있는 추세이다[8, 9].

지금까지 이산화탄소 제어를 위해 연구되어 온 방법은 이산화탄소 포집법, 흡수법, 흡착법, 막분리법, 그리고 분해법 등으로 대별할 수 있다. 이 중 이산화탄소 포집법의 경우 이산화탄소 회수 비용이 전체 처리비용의 약 75~85%를 차지하고 있어 경제적인 공정개발이 필요한 상태이며, 흡수법의 경우 흡수제의 재생시 에너지 소비가 크고 장치의 규모가 크며, 흡수제가 부식되는 등의 문제점을 가지고 있다. 흡착법과 막분리법의 경우 장치는 비교적 간단하지만 대용량 처리에는 용이하지 않은 단점을 가지고 있다[10-12]. 이에 반하여 이산화탄소 분해법은 magnetite(마그네타이트) 등을 이용한 산화환원 반응을 통하여 이산화탄소 및 NOx, SOx 등의 산소원자를 포함하는 유해물질의 분해가 가능하다. 또한 이산화탄소 분해 후 magnetite를 수소와 반응을 시킬 때에는 메탄, 메탄올, 에탄, 에탄올 등의 유용한 생성물을 얻을 수 있는 장점을 가지고 있다[10-12].

Tamura와 Tahata(1990)에 의해 스피넬 구조의 산소결핍상태의 magnetite는 약 300°C의 낮은 온도에서도 고효율의 이산화탄소 분해기능을 갖는다는 사실이 보고되었다[13]. 이후 많은 연구가 이루어져 현재는 거의 100%에 가까운 이산화탄소 분해효율을 갖는 우수한 촉매기능 물질들이 개발되고 있다.

스피넬 구조 magnetite와 수소가스를 반응시키면 magnetite 격자내 산소가 수소와 반응하여 식(1)과 같이 산소결합형 magnetite가 된다. 산소결합형 magnetite와 CO₂ 가스가 반응하게 되면 식(2)와 같이 산소결합형 magnetite는 산화되면서 CO₂ 가스를 분해시킨다. 여기서 δ는 산소결합 정도를 나타내는 비화학양론(non-stoichiometry)을 나타낸다[14].



수분함량이 높은 유기성폐기물(음식물류폐기물 및 유기성오니 등)의 매립처리에 따른 각종 문제의 발생으로 유기성오니의 재활용 촉진과 매립지의 수명연장 및 매립지 주변 환경의 개선을 위해 유기성오니의 직매립금지조항을 1997년에 폐기물관리법에 명시하였다. 초기에는 2001년 1월 1일부로 직매립을 금지하는 것으로 하였으나, 지자체의 준비미비로 잠정적 유예를 거쳐 2003년 7월 1일부터 본격적으로 규제를 실시하게 되었다[15]. 이러한 조치에 따라 반입되는 폐기물량이 감소하고, 반입 폐기물의 성상이 개선되면서 매립지의 수명연장과 주변 환경 개선의 효과를 이루었다. 이러한 직매립금지 조치는 육상에서 재활용 혹은 처리하는 방향으로 유도하기 위하여 실시되었으나, 육상처리시설의 미비로 해양배출에 의존하게 되었으며, 근래에는 발생하는 하수오니의 80%정도가 해양배출되고 있다. 유기성오니의 해양배출은 1988년부터 국내에서 허용되었으나, 런던협약 96의정서에 의하여 국제적인 규제가 강화되고, 비준안이 2006년 3월에 통과됨에 따라 해양배출에 대한 규제를 하지 않을 수 없는 입장에 처하게 되었다.

펜톤산화는 유기물을 분해하기 위해 예전부터 사용된 방법으로, 매립지 침출수[16, 17], 유기산 세정약품[18], 난분해성 유기물질[19]을 완전히 산화하여 중간 생성물질인 아세트산 등 유기산 생성과정을 거쳐 이산화탄소와 물 등으로 전환시키는 공정이다. 이 과정에서 다량의 산화철(Fe₂O₃)이 함유된 무기성 슬러지가 발생하게 된다. 한편, 펜톤산화 공정에서 발생하는 무기성 슬러지도 해마다 증가하는 추세에 있으며, 폐자원의 재활용이라는 국가적 흐름에 따라 이에 대한 처리 또는 재활용에 대한 관심이 증대하고 있는 상황이다. 무기성 슬러지의 경우에도 해양배출은 원천적으로 하지 못하게 되어 있다.

본 연구에서는 다량의 산화철(Fe₂O₃)을 함유하고 있는 무기성 슬러지를 이용하여 이산화탄소 분해 특성을 평가하여 새로운 방향으로의 재활용 가능성을 알아보고, 수열합성법에 의해 합성된 magnetite와 분해 특성을 비교 분석하고자 하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1 실험재료 및 물성분석

본 연구에 사용된 이산화탄소의 분해를 위한 촉매는 ferrous sulfate(Kanto chemicals Co. 1급)와 sodium hydroxide(Junsei chemicals Co. 1급)를 사용하여 혼합 당량비를 1.00으로 한 후 수열합성법으로 magnetite를 합성하였다. 무기성 슬러지는 반월·시화 산업 단지 내 A사의 폐수처리 공정 중 펜톤 산화처리 후 발생하는 무기성 슬러지(Inorganic sludge)를 채취하고, 105°C에서 10시간이상 건조시킨 후에 분쇄하여 100 μm 이하로 체거름하여 데시케이터에서 보관하여 실험에 사용하였다.

시료에 대한 결정구조는 X-선회절분석기(X-ray Diffractometer, D/Max-2200, Rigaku, Japan)를 이용하여 2 θ 값이 5~80° 범위에서 실시하였다. 조사된 회절 강도를 확인하기 위하여 JCPDS 카드와 비교하여 상을 규명하였다. 미세구조는 주사전자현미경(Scanning Electron Microscope, JSM-6300, JEOL, Japan)을 사용하여 관찰하였다. 비표면적은 자동흡착장치(Autosorb-1c, Quanta chrome, USA)에 시료 일정량을 기기에 부착된 셀에 넣고 50 micron/min으로 헬륨을 주입하여, 100°C에서 1시간 동안 전처리를 실시하였으며, BET식(Brnnaver·Emmett·Teller식)을 사용하여 구하였다. 시차-열분석기(TG-DTA; STA409PC,

NETZSCH, Germany)를 이용하여 열적 특성을 분석하였다.

2.2 이산화탄소 분해반응

이산화탄소 분해를 위한 실험 장치는 Fig. 1과 같이 구성하였다. 105°C에서 24시간 건조된 magnetite 2 g과 무기성 슬러지 2 g을 내경 1.8 cm, 외경 2.2 cm, 길이가 6 cm인 스테인레스강 원통형 반응기에 충전(充填)시킨 후 원통형 전기로에 장착하였다. 반응기에 수소를 300 mL/min으로 3시간 동안 주입하여 수소환원 반응을 실시하였다. 수소환원 반응온도는 magnetite의 경우 300, 350, 400, 450, 500°C로 하였으며, 무기성 슬러지의 경우는 250, 300, 350, 400, 450, 500°C로 하였다. 수소 환원 상태는 water trap에 생기는 응축수의 유무로 확인하였다.

촉매환원 후 이산화탄소 분해에 따른 반응기 내부의 압력강하를 측정하기 전에 환원시 반응기 내부에 잔류해 있는 수소가스는 진공펌프를 이용하여 제거하였으며, 반응기 내부를 0 psi로 유지시킨 상태에서 이산화탄소를 14.7 psi 정도가 될 때까지 반응기에 주입하였다. 이산화탄소 분해효율은 분해반응에 의한 반응기 내부의 압력강하가 시간에 따라 변화하는 것으로 확인하였으며, 반응기 내부의 압력이 일정하게 유지되어 이산화탄소 분해가 종료될 때 까지 측정하였다.

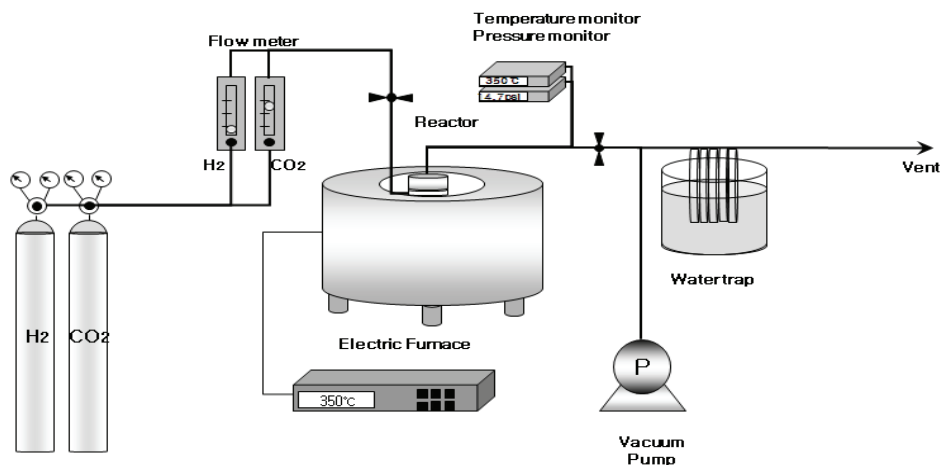


Fig. 1. Experimental apparatus for CO₂ decomposition.

3. 결과 및 고찰

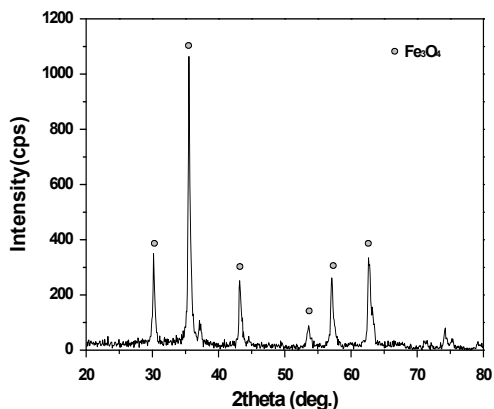
3.1 Magnetite와 무기성 슬러지의 특성

Fig. 2는 magnetite와 무기성 슬러지에 대한 X-선 회절(XRD) 분석결과를 나타낸 것이다. Magnetite에서는 30.1°, 35.4°, 57.0°, 62.5°의 피크를 JCPDS 카드와 비교한 결과 서로 일치하는 것으로 나타났으며, Fe₃O₄가 주 피크를 형성하고 있었다(Fig. 2(a)). 무기성 슬러지에 대한 XRD 결과를 JCPDS 카드와 비교한 결과 Fe₂O₃가 주 피크를 형성하고 있음을 확인하였

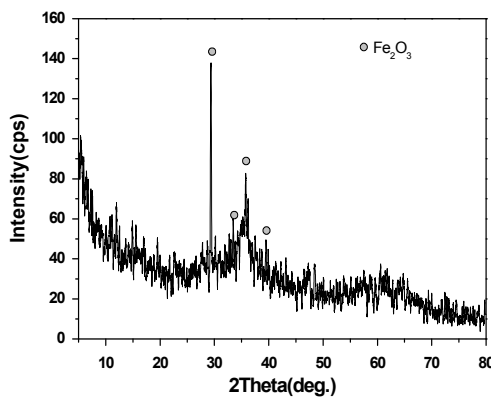
다(Fig. 2(b)).

Fig. 3은 magnetite와 무기성 슬러지에 대한 미세구조를 나타낸 것이다. 두 시료 모두 구형의 입자형태를 보이고 있으며, magnetite 보다 무기성 슬러지에서 입자의 크기가 비교적 더 균일한 것으로 나타났다. 입자의 비표면적 측정 결과 합성한 magnetite는 31.7 m²/g이었으나 무기성 슬러지는 130 m²/g으로 무기성 슬러지의 비표면적이 더 큰 것으로 나타났다(Table 1).

TG-DTA를 이용하여 분석한 magnetite와 무기성 슬러지의 열적 특성을 Fig. 4에 나타내

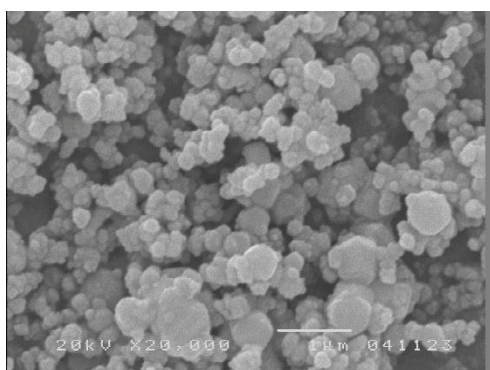


(a) Magnetite

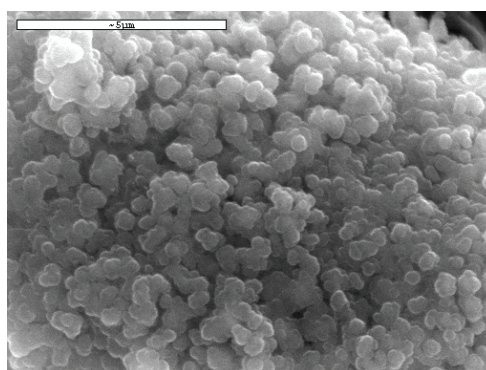


(b) Inorganic sludge

Fig. 2. X-ray diffraction patterns of magnetite (a) and inorganic sludge (b) without CO₂ decomposition reaction.



(a) Magnetite



(b) Inorganic sludge

Fig. 3. SEM photography of magnetite (a) and inorganic sludge (b) without CO₂ decomposition reaction.

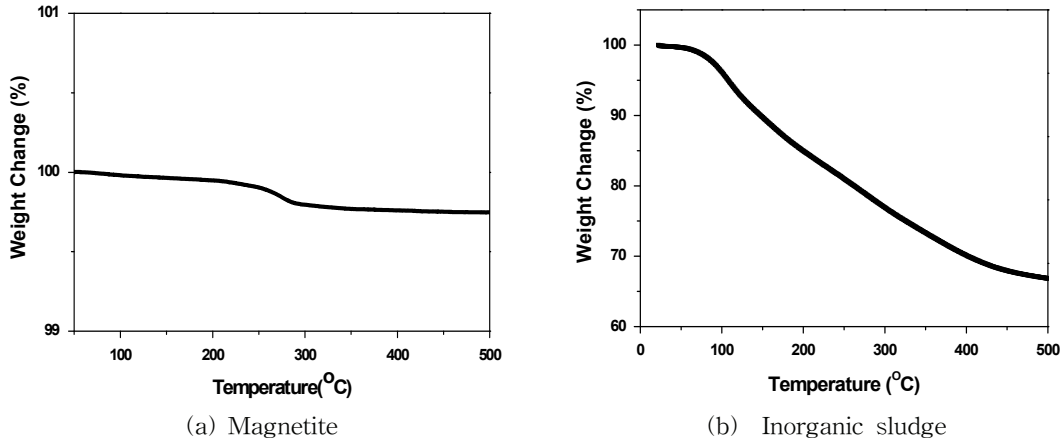


Fig. 4. TG-DTA curve of magnetite (a) and inorganic sludge (b) without CO₂ decomposition reaction.

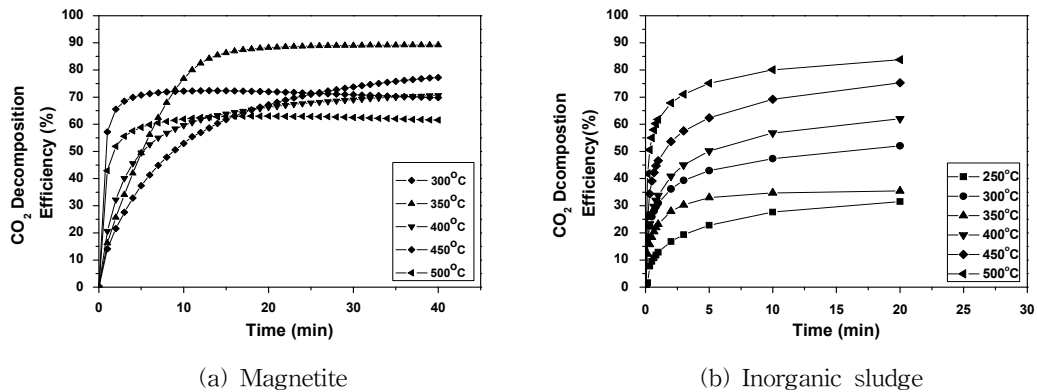


Fig. 5. Decomposition efficiency of carbon dioxide in different temperature condition with time.

었다. 무기성 슬러지의 경우 250~270°C에서 급격한 열중량 감소가 일어났으며, 500°C에서는 총 0.25%의 중량감소가 일어났다. 이에 반하여 무기성 슬러지의 경우 100°C에서부터 꾸준한 열중량 감소를 나타내었으며, 500°C에서 총 33%의 중량감소를 나타내었다. Magnetite의 경우 열중량 감소가 거의 관찰되지 않았으나 무기성 슬러지의 경우 약 30%의 높은 중량감소를 나타내었는데 이는 무기성 슬러지에도 다량의 유기물이 함유되어 있기 때문인 것으로 사료된다. 슬러지는 유기물(VS, volatile solids)

함량 40%를 경계로 40% 이상을 유기성, 40% 미만을 무기성 슬러지로 구분한다[15].

3.2 이산화탄소 분해

Fig. 5는 magnetite와 무기성 슬러지를 온도 변화에 따라 수소(순도 99.999%) 유량을 300 mL/min로 3시간 동안 주입시켜 수소환원한 후 이산화탄소 분해효율로 나타낸 것이다.

Fig. 5(a)에서 볼 수 있듯이 magnetite는 모든 온도에서 초기 10분까지는 이산화탄소 분해 효율이 급격히 상승하는 것을 볼 수 있다. 특히

450℃와 500℃에서는 초기에 분해효율이 급격히 상승하여 3~4분 이내에 안정화된 처리효율을 나타내었다. 그러나 450℃와 500℃에서 이산화탄소 최대 분해효율은 각각 약 70%와 약 60%에 그치고 있다. 이 보다는 비교적 낮은 온도인 300~400℃에서는 450℃와 500℃에서 보다 다소 늦은 반응속도를 보이며, 시간에 따라 이산화탄소 분해효율이 꾸준히 증가하였다. 350℃에서는 약 15분이 경과한 후부터 최대 분해효율을 나타내어 약 90%에 달하는 효율을 보였으며, 모든 온도조건에서 가장 높은 분해효율을 나타내었다. 이는 Fig. 4(a)에서와 같이 350℃에서 증량감소에 따른 흡열반응이 나타나 이 온도에서 가장 높은 분해효율을 나타낸 것으로 사료된다. Magnetite를 이용한 양 등[19]의 연구에서는 350℃에서 이산화탄소 분해로 산소결합상태로 인한 산소의 빈자리로 이동이 빨라진다고 하였다. 또한 양 등[20]은 350℃에서 magnetite의 이산화탄소 분해로 인한 압력 감소율이 9%를 나타내었다고 하였다.

Fig. 5(b)는 무기성 슬러지의 온도변화에 따른 이산화탄소 분해효율을 나타낸 것이다. 초기 5분까지는 모든 온도 조건에서 이산화탄소 분해효율이 급격히 상승하였다. Magnetite의 경우에는 350℃까지는 온도 상승에 따라 분해효율이 증가하는 경향을 나타내었다가 온도가 더 이상 증가하면서 분해효율이 감소하는 경향을 나타내었지만(Fig. 4(a) 참조), 무기성 슬러지의 경우 250℃에서 500℃까지 온도 상승에 따라 대체적으로 분해효율이 꾸준히 상승하였다.

Fig. 6은 magnetite와 무기성 슬러지의 각 온도 조건에서의 최대 분해효율을 쉽게 비교할 수 있도록 나타낸 것이다. 앞서서도 잠시 언급하였듯이 magnetite는 350℃에서 최대 이산화탄소 분해효율(89%)을 나타내었으며, 기타 온도 조건에서는 약 60~70%의 분해효율을 나타

내었다. Magnetite의 경우 이산화탄소 분해 최적 온도 조건은 350℃이었으며, 기타 온도조건에서는 온도변화에 따른 분해효율 편차가 크지 않은 것으로 나타났다. 무기성 슬러지의 경우 350℃에서 분해효율이 잠시 주춤한 것을 제외하고는 온도상승과 비례하여 분해효율이 증가하였다. 최대 분해효율은 500℃에서 84%를 나타내었으며, 전체적인 분해효율은 약 30~85%로 온도조건에 민감하게 반응하였다. 이로써 무기성 슬러지를 재활용하여 이산화탄소 분해를 위한 소재로 사용할 경우 최적의 온도조건을 유지하여 주는 것이 중요하다고 판단된다.

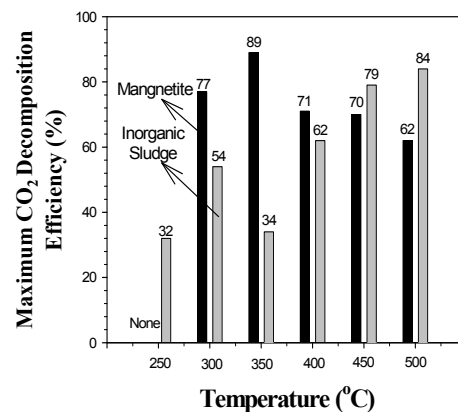
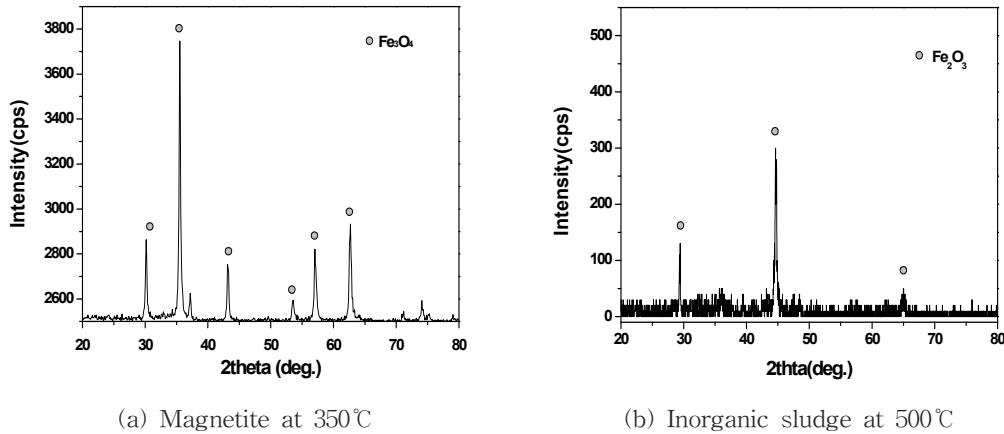


Fig. 6. Maximum carbon dioxide decomposition efficiency with temperature.

이산화탄소 분해효율은 소재의 비표면적과 밀접한 관계가 있다. Table 1은 초기와 각 온도 조건에서 이산화탄소 분해반응 후 비표면적을 나타낸 것이다. Magnetite의 경우 초기 비표면적은 31.7 m²/g이었으며, 각 온도조건에서 실험 시간 40분 동안 분해반응을 완료한 후에도 비표면적이 거의 감소하지 않음을 볼 수 있다. 이는 magnetite의 경우 보다 장기간 동안 이산화

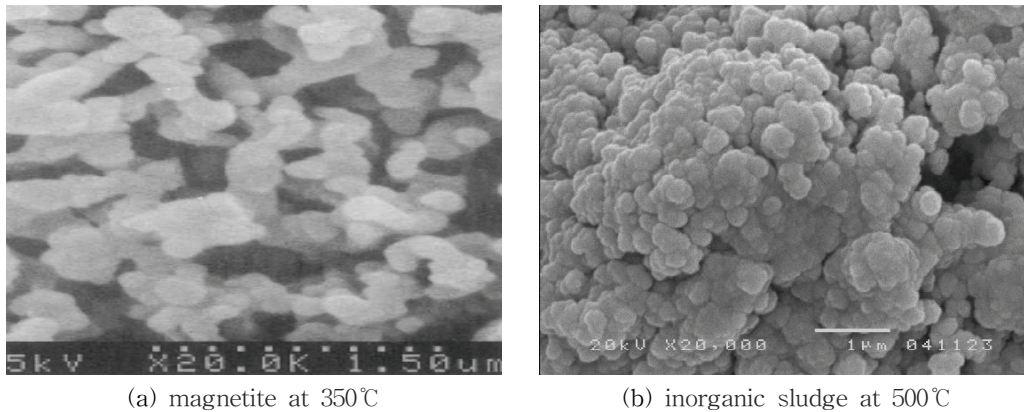
Table 1. Specific Surface Area of Magnetite and Inorganic Sludge with Temperature without or after CO₂ Decomposition Reaction (Unit : m²/g)

Material	Temp. (°C)	Initial (without)	after CO ₂ Decomposition Reaction					
			250	300	350	400	450	500
Magnetite		31.7	-	31.7	31.5	31.6	31.6	31.6
Inorganic sludge		130	105.7	89.2	102.4	62.7	57.8	50.4



(a) Magnetite at 350°C (b) Inorganic sludge at 500°C

Fig. 7. X-ray diffraction patterns of magnetite (a) and inorganic sludge (b) after CO₂ decomposition reaction.



(a) magnetite at 350°C (b) inorganic sludge at 500°C

Fig. 8. SEM photography of Magnetite (a) and Inorganic sludge (b) after CO₂ decomposition reaction.

탄소 분해반응을 실시하여도 분해효율이 크게 저하하지 않고 안정적으로 처리할 수 있다는 가능성을 나타내는 것이다. 무기성 슬러지의 초기 비표면적은 130 m²/g이었으나 20분간 분해반응을 실시한 후 비표면적은 약 50~106 m²/g으로 크게 감소하였다. 가장 높은 분해효율을 나타내었던 500°C에서는 50.4 m²/g으로 초기 대비 약 60%의 비표면적이 감소하였다. 이는 무기성 슬러지의 경우 이산화탄소 분해를 위한 소재로의 재활용 가능성은 있다고 판단되나 장기적으로 안정적 처리를 기대하기는 어렵다는

것을 의미한다.

Fig. 7(a)와 (b)는 magnetite와 무기성 슬러지에 대하여 이산화탄소 분해효율이 가장 우수하였던 350°C와 500°C에 대한 이산화탄소 분해 후의 X-선 회절분석 결과를 나타낸 것이다. Magnetite와 무기성 슬러지에서는 주요 상이 각각 Fe₃O₄와 Fe₂O₃로 존재하고 있었으며, 이로써 수소 환원에 의해 산소결함상태에서 이산화탄소 분해에 의해 안정한 상태를 갖추고 있는 것으로 판단되었다. 류 등[21]은 수소 환원된 Fe₃O₄₋₆와 CO₂의 산소(O²⁻)가 반응하여 안정한

Fe₃O₄로 되고 이산화탄소의 탄소(C)는 Fe₃O₄에 흡착된다고 하였다.

Fig. 8(a)와 (b)는 magnetite와 무기성 슬러지에 대하여 이산화탄소 분해효율이 가장 우수하였던 350℃와 500℃에 대한 이산화탄소 분해 후의 미세구조를 나타낸 것이다. Magnetite의 경우 초기 합성 시에 구형의 독립된 입자모양을 형성하고 있었으나(Fig. 3(a) 참조), 이산화탄소 분해 후에는 응집덩어리가 커진 것을 볼 수 있다(Fig. 8(a)). 무기성 슬러지의 경우 500℃의 높은 온도에 의해 입자들이 더욱 큰 덩어리로 뭉쳐있음을 볼 수 있다(Fig. 8(b)).

앞에서 서술한 내용을 종합하여 요약하면 magnetite는 350℃ 부근에서 이산화탄소 분해가 가장 효율적이며, 350℃ 부근에서 이산화탄소를 분해한 magnetite는 비표면적의 감소가 거의 없어 재사용이 가능할 것으로 사료된다. 또한, 무기성 슬러지는 비교적 높은 온도인 500℃에서 이산화탄소의 분해효율이 최대치를 보이며, 이 온도에서 슬러지 입자가 소성되어 비표면적이 크게 감소하기 때문에 이산화탄소가 분해된 무기성 슬러지는 폐기처분 되어야 할 것으로 판단된다. 이산화탄소 최대 분해효율은 magnetite가 89%로 무기성 슬러지의 84% 보다 다소 높게 나타났다.

4. 결론

1. 수열합성법에 의하여 합성된 magnetite와 무기성슬러지의 주요 상은 각각 Fe₃O₄와 Fe₂O₃이었으며, 비표면적은 무기성 슬러지가 130 m²/g으로 magnetite의 31.7 m²/g 보다 높게 나타났다. Magnetite의 경우 열중량 감소가 거의 관찰되지 않았으나 무기성 슬러지의 경우 약 30%의 높은 중량감소를 나타내었다.
2. Magnetite의 경우에는 350℃까지는 온도 상승에 따라 분해효율이 증가하는 경향을 나타내었다가 온도가 더 이상 증가하면서 분해효율이 감소하는 경향을 나타내었지만, 무기성 슬러지의 경우 250℃에서 500℃까지 온도 상승에 따라 대체적으로 분해효율이 꾸준히 상승하였다.
3. 이산화탄소 최대 분해효율은 magnetite가 350℃에서 89%이었으며, 무기성 슬러지는 500℃에서 84%를 나타내었다.

4. Magnetite의 초기 비표면적은 31.7 m²/g이었으며, 분해반응 완료 후에도 비표면적이 거의 감소하지 않았다. 이에 반하여 무기성 슬러지는 비표면적이 초기 130 m²/g에서 분해반응을 실시한 후 약 50~106 m²/g으로 크게 감소하였다. 이로써 magnetite는 분해반응 후에도 지속적으로 재사용이 가능하나 무기성 슬러지는 폐기처분 되어야 할 것으로 판단된다.
5. 미세구조 분석 결과 magnetite의 경우 초기 합성 시에 구형의 독립된 입자모양이 350℃에서 분해반응 후 응집덩어리가 커졌으며, 무기성 슬러지의 경우 500℃에서 분해반응 후 입자들이 더욱 큰 덩어리로 뭉쳐있음을 볼 수 있다.

감사의 글

본 연구는 강원대학교 삼척캠퍼스 교원 연구비 지원에 의하여 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

1. W. J. Choi and J. H. Jung, Removal CO₂ Using Na₂CO₃, K₂CO₃ and Li₂CO₃ Impregnated Activated carbon, *J. Env. Hlth Sci.*, **34(3)**, 240 (2008).
2. J. H. Jung, A Study on Sorbent Application of Hard Shelled Mussel Waste Shell on the Medium/Small Scale Waste Incinerator and Flue Gas Desulfurization Process, *J. Env. Hlth Sci.*, **29(1)**, 34 (2003).
3. J. H. Jung, B. H. Shon, D. Y. Jung, H. G. Kim and H. H. Lee, Emission Properties of Hazardous Air Pollutants in Solid Waste Incinerator, *J. Env. Hlth Sci.*, **29(5)**, 17 (2003).
4. H. Y. Ryu, M. C. Kim, J. H. Kim, G. W. Lee and J. D. Chung, A Study on NO_x Removal Efficiency Using SNCR Process in the Industrial Waste Incineration Plant, *J. Env. Hlth Sci.*, **31(4)**, 332 (2003).

5. J. H. Jung, A Study on Reaction Characteristic of SO₂/NO_x Simultaneous Removal for Alkali Absorbent/Additive in FGD and Waste Incinerator Proxcess, *Ph. D. Dissertation, Pusan National Univ.* (1999).
6. J. Y. Lee, Y. K. Park, J. S. Park, S. H. Kim, J. C. Ko and Y. M. Jo, Ambient Adsorption of CO₂ Using an Inorganic Sorbent, *J. Kor. Oil Chem. Soc.*, **24(1)**, 92 (2007).
7. S. S. Jo, Open Symposium in 2006, <http://www.cjs.or.kr> (2006).
8. Y. W. Park, I. H. Baek, S. D. Park, J. W. Lee, and S. J. Park, CO₂ Removal Using MEA(monoethanolamine) Impregnated Mesoporous Materials, *J. Kor. Soc. Ind. and Eng. Chem.*, **45(6)**, 573 (2007).
9. W. J. Jang, Y. I. Yoon, S. D. Park, Y. W. Lee, and I. H. Baek, Adsorption of CO₂ Using Mixed Aqueous Solution of N-methyldiethanolamine with Piperazine for Pre-combustion CO₂ Capture, *J. Kor. Soc. Ind. and Eng. Chem.*, **19(6)**, 645 (2008).
10. H. C. Shin, K. D. Jung, S. H. Han, S. C. Choi, Decomposition of H₂O with Ferrite Powders for Hydrogen Generation, *J. Kor. Cer. Soc.*, **37(1)**, 90 (2000).
11. H. C. Shin, J. W. Kim, J. C. Choi, K. D. Jung and S. C. Choi, CO₂ Decomposition with Waste Ferrite, *J. Kor. Cer. Soc.*, **40(2)**, 146 (2003).
12. B. O. Rim, S. H. Kim, and Y. G. Park, The Decomposition of Carbon-dioxide and Methanation with Activated Magnetite, *J. Kor. Soc. for Atm. Env.*, **15(2)**, 183 (1999).
13. Y. Tamaura and M. Tahata, Complete Reduction of Carbon Dioxide to Carbon Using Cation Excess Magnetite, *Nature*, **346**, 255 (1990).
14. B. S. Lee, M. S. Kim, S. C. Choi, J. H. Oh, and J. C. Lee, Preparation and Characterization of Ferrite Supported on Porous Ceramic Fiber Composites for CO₂ Decomposition, *J. Kor. Cera. Soc.*, **39(8)**, 801 (2002).
15. J. Y. Ko, C. G. Phae, J. S. Park, Effect of Moisture Content on Direct Landfilling Prohibition of Organic Sludge, *Kor. J. Env. Hlth.*, **33(5)**, 470 (2007).
16. J. C. Won, J. Y. Lee, U. H. An, W. N. Koong, and C. H. Yoon, Treatment of Landfill Leachate by Fenton Oxidation Process, *Kor. Soc. Waste Manage.*, **16(3)**, 314 (1999).
17. M. J. Jo, Kinetic Analysis of Leachate Treatment Using Fenton's Oxidation, *Master Thesis, Korea University* (1999).
18. M. H. Kang and S. H. Lee, Treatment of PAHs-contaminated Soil, *J. Kor. Organic Resour. Recycling Assoc.*, **14(1)**, 160 (2006).
19. C. M. Yang, Y. K. Park, S. H. Kim, B. O. Rim, Decomposition of Carbon Dioxide Using Cu_xFe_{3-x}O_{4-δ}, *J. Ind. Eng. Chem.*, **11(6)**, 614 (2000).
20. C. M. Yang, Y. K. Park, Y. K. Cho, and B. O. Rim, Effects of LiMn₂O₄ Addition on CO₂ Decomposition Using Spinel Phase Fe₃O₄, *J. Kor. Oil Chem. Soc.*, **18(3)**, 174 (2001).
21. D. S. Ryu, P. S. Hong, P. H. Lee, and S. T. Kim, The Optimum of CO₂ Decomposition Using Spinel Phase Magnetite, *J. Kor. Cera. Soc.*, **38(10)**, 901 (2001).