

목질계 바이오매스에서 생산된 바이오차의 물리화학적 특성 및 Cu 흡착제거 특성

박이경¹ · 양재규² · 나정균¹ · 정종암¹ · 정형진¹ · 강창환¹ · 고경민¹ · 김완희¹ · 장윤영^{1*}

¹광운대학교 환경공학과

²광운대학교 교양학부

Physicochemical Properties and Cu Sorption of the Biochar Derived from Woody Biomass

Yi-Kyung Park¹ · Jae-Kyu Yang² · Jung-Kyun Na¹ · Jong-Am Jung¹ · Hyung-Jin Jung¹
Chang-Hwan Kang¹ · Kyung-Min Ko¹ · Wan-Hee Kim¹ · Yoon-Young Chang^{1*}

¹Dept. of Environmental Engineering, Kwangwoon University

²Division of General Education, Kwangwoon University

ABSTRACT

In this study, the adsorption of Cu²⁺ from aqueous solution by the biochar derived from woody biomass at different pyrolysis temperatures has been investigated. The woody biomass wastes used in this study were branch of willow (*Salix koreensis* Andersson) and bark of chestnut (*Castanea crenata* var. *dulcis*). Three biochar samples prepared by heating each biomass at temperature of 300°C, 500°C, and 700°C were tested for the adsorption capacity of Cu. Also the physicochemical properties of the developed biochars were studied using different characterization techniques such as FT-IR, SEM, BET surface area, and cation exchange capacity (CEC). The adsorption of Cu could be well described by Langmuir model for both willow and chestnut biochars with $R^2 \geq 0.98$. The maximum adsorption capacities of the biochar produced at 700°C from the Langmuir equation were found to be 12.5 mg g⁻¹ and 16.9 mg g⁻¹ for willow and chestnut, respectively. Chestnut biochar was found to interact more effectively with the active sites available for Cu, resulting higher removal of Cu(II) than willow biochar. Ion exchange and surface complexation found to be the main mechanisms involved in the adsorption process. This study demonstrated the feasibility of the biochars derived from woody biomass to be as a low-cost potential adsorbent for heavy metals as Cu(II) removal in aquatic system.

Key words : Pyrolysis, Biochar, Sorbent, Cu, Woody biomass

1. 서 론

농업이나 산업활동중에 고의적이거나 사고 등에 의해 수계에 노출된 중금속들은 주변 생태계에 위협적 요소로 작용하며, 특히 음용수로도 사용되는 지하수로의 중금속 오염확산은 매우 심각한 환경적 문제를 발생시킨다. 지금까지 지표면 아래의 지하수 오염에 관한 대처방안은 주로 전통적인 양수처리(Pump-and-Treat) 기술에 의존하여 왔는데, 집중적인 유지관리 및 지속적인 에너지 투입 등으로 인해 경제적으로 만족할 만한 성과를 기대 할 수

없었다(NRC, 1994).

이에 반해 양수처리 기술 등의 전통적인 지하수 오염 처리기술을 대체하여 적용되고 있는 반응물질을 채워 넣은 투수성 반응벽체 기술은 오염된 지하수 흐름을 방해하지 않고 설치한 뒤, 이 반응벽체에 채워진 반응물질이 지하수속의 오염물질과 반응하여 무해하거나 고정된 물질로 변환시킴으로써 지하수의 수질을 유지하게 하는 기술이다. 사용되는 반응매질의 선택은 처리하고자 하는 오염물질 종류에 따라 다양하며, 여러 물질의 조합형태로도 연구되고 있다(EPA, 1998).

*Corresponding author : yychang@kw.ac.kr

원고접수일 : 2012. 3. 7 심사일 : 2012. 3. 15 게재승인일 : 2012. 3. 19

질의 및 토의 : 2012. 6. 30 까지

반응매질의 일반적인 조건은 먼저 그 자체가 오염원이 돼서는 안되며, 또한 오염원과 반응하여 해로운 화학적 반응이나 부산물(by-product)을 생성해서는 안된다. 그리고 물에 쉽게 녹거나 반응성이 쉽게 고갈되어서는 안되며, 재료는 경제적이고 쉽게 구할 수 있는 것을 원칙으로 하며, 지하수의 흐름을 방해하는 아주 작은 크기의 공극으로 구성되어 있다든지, 다양한 크기의 공극 구성으로 인해 작은 입자가 공극을 채우는, 공극의 막힘이 유발되는 구조의 재료는 피해야 한다(Gillham et al., 1992).

최근 여러 가지 바이오매스로부터 얻은 다공성의 고품체인 바이오차는 중금속 오염물질의 효과적인 흡착제거 매질로 관심을 끌고 있으며 수계나 토양중의 중금속 제거 효과에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다. 바이오차의 생성은 바이오매스의 열분해과정을 통한 탄화작용에 의해 얻어지며 이 과정에서 온도상승에 따른 탄소성분의 증가와 동시에 산소와 수소 성분의 감소가 이루어진다(W. Zheng et al., 2010; D.A. Laird et al., 2009; Laire, D.A. et al., 2009; Zheng, W. et al., 2010; Dinesh, M. et al., 2007; Minori U. et al., 2010; Luke B. et al., 2011; Lu, H. et al., 2012; Cao, X. et al., 2009).

바이오차는 표면의 견인력과 흡착력에 의해 수중으로부터 유기물질을 제거하며 유기물제거 또는 흡착에 가장 중요한 요소는 바이오차의 높은 비표면적과 세공구조 등과 같은 물리적인 특성과 표면의 화학적 특성에 있다. 바이오차의 구조가 일반탄소(카본블랙)와 다른 점은 일반 탄소는 평판층 간의 겹침이 규칙적인 배열을 이루나 무정형(amorphous)인 바이오차의 배열은 무질서한 난층구조(turbostratic structure)를 이룬다. 바이오차는 열분해과정에서 온도가 높을수록 열적으로 안정한 6각형의 방향족 구조를 형성한다. 이러한 방향족 환구조는 용매제에 의해 추출되지도 않고 화합물에 의해 제거되지도 않는 안정적인 구조이다. 이러한 표면화합물은 산소를 포함하는 복합화합물(oxygen complex)로 주로 카르복실(carboxyl) 그룹, 카르보닐(carbonyl)그룹과 락톤(lacton)그룹이 결합한 카르복실 그룹, 페놀그룹 그리고 카르보닐 그룹 등 4가지 형태로 나타난다. 이와 같은 산소화합물이 바이오차로 하여금 극성특성을 띄게 하는 특성인 소수성(hydrophobicity), 산도(acidity), 음전하를 갖게 하며 유기물의 이온성 물질의 흡착능력도 갖게 한다(김정대, 2009; 이수민, 2011).

본 연구에서는 목본류인 버드나무 껍질과 밤나무 껍질을 사용하여 얻은 바이오차를 이용하여 수중의 Cu 제거특성을 알아보고자 하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 바이오차 제조방법

본 연구에서는 국내에서 대량으로 발생하는 폐목재의 환경자원으로서의 활용 가능성을 알아보고자 경기도 야산에서 수집한 버드나무 껍질과 밤나무 껍질을 대상으로 열분해 온도조건을 달리하여 바이오차를 생산하였다. 제조방법은 먼저 각 바이오매스를 상온에서 3일간 건조한 후 1 cm 크기이하로 일차 분쇄한 후에 세라믹 용기에 담고 뚜껑을 닫은 후 질소가스로 산소유입을 차단한 전기로(Thermolyne 48000)에 주입하여 열분해를 개시하였다. 열분해 온도는 전기로를 10°C min⁻¹의 속도로 승온하여 각 300, 500, 700°C 조건에서 4시간 동안 열분해를 진행하였다. 열분해 후 얻어진 바이오 시료들은 상온에서 식힌 후 미분 전기 분쇄기(IKA, A11)를 이용하여 분말로 분쇄한 후 1 mm 이하의 시료들을 체거름하였다. 준비된 바이오차 시료들은 아세톤을 사용하여 회전 교반기에서 기름 성분들을 40분간 추출하고 증류수로 여러 번 세정한 후 건조 후에 사용하였다.

2.2. 바이오차 특성분석

각 바이오 차의 pH는 증류수에 바이오차의 양을 1:5 wt/wt 비율로 주입한 후 완전 교반하여 1 hr 동안 정치시킨 후 pH 미터(Orion 720)를 사용하여 측정하였으며, 바이오 숏의 양이온교환용량(Cation Exchange Capacity: CEC)는 modified NH₄-C acetate compulsory displacement method를 사용하여 측정하였다. 각 바이오차의 수율 값은 주입된 원재료의 건조 질량대비 열분해 후 얻어진 바이오차의 건조 질량을 측정하여 계산하였다.

바이오차 내부의 관능기 분석은 FT-IR/Raman Spectrometer(BRUKER OPTIK GMBH, IFS-66/S)를 이용하여 측정하였으며, 분석방법은 먼저 분석시료를 ATR unit의 Diamond Crystal위에 올려놓고 Miracle micrometer clamp를 이용하여 시료를 고정시킨 뒤에, OPUS Version 6.0 프로그램을 이용하여 분석주파수 400~4000 cm⁻¹, 해상도 4 cm⁻¹, 주사횟수 64회 조건으로 시료 당 2회 측정하여 분석 스펙트럼이 유사할 경우 분석된 데이터를 사용하였다. 또한 비표면적 및 세부기공 분석장치(Micrometrics)를 사용하여 물리흡착 또는 화학흡착을 이용하여 바이오차의 비표면적, 기공부피, 기공부피 분포도, 기공형태 등을 micro, macropore 영역(수 ~ 수십)까지 측정하였다.

Table 1. Chemical analysis of the biochars derived at pyrolysis temperatures 300°C, 500°C and 700°C

| Biomass | °C | pH | CEC (cmol/kg) | Exchangeable base cations (cmol/kg) | | | | Yield (w/w%) |
|----------|-----|------|------------------|-------------------------------------|------|------|------|-----------------|
| | | | | Ca | K | Na | Mg | |
| Chestnut | RAW | 5.37 | 16.3 | 2.10 | 2.65 | 3.84 | 0.28 | 100 |
| | 300 | 7.80 | 9.73 | 1.43 | 2.59 | 4.55 | 0.16 | 61.2 |
| | 500 | 9.30 | 29.5 | 1.82 | 4.61 | 3.96 | 0.13 | 38.0 |
| | 700 | 9.28 | 30.0 | 1.48 | 4.41 | 5.06 | 0.11 | 28.3 |
| Willow | RAW | 5.18 | 37.2 | 1.09 | 24.0 | 5.63 | 0.37 | 100 |
| | 300 | 8.14 | 23.1 | 0.67 | 13.4 | 5.64 | 0.21 | 47.8 |
| | 500 | 10.4 | 69.8 | 1.43 | 43.2 | 5.88 | 0.25 | 40.4 |
| | 700 | 10.2 | 85.8 | 1.03 | 54.9 | 5.55 | 0.25 | 39.6 |

Table 2. Surface structure properties of the biochars derived at pyrolysis temperatures 300°C, 500°C and 700°C

| Parameters | Willow | | | Chestnut | | |
|---|--------|--------|--------|----------|--------|--------|
| | 300°C | 500°C | 700°C | 300°C | 500°C | 700°C |
| BET surface area (m ² /g) | 1.01 | 76.6 | 307.1 | 1.32 | 5.83 | 5.90 |
| Langmuir surface area (m ² /g) | 1.13 | 89.2 | 342.8 | 1.87 | 8.20 | 8.22 |
| Micropore area (m ² /g) | 0.45 | 61.4 | 295.0 | 0.12 | 2.64 | 0.61 |
| External surface area(m ² /g) | 0.56 | 15.1 | 12.1 | 1.19 | 3.18 | 5.28 |
| Micropore volume (v/v%) | 1.38 | 40.1 | 79.4 | 0.01 | 3.18 | 5.28 |
| Average pore diameter (Å) | 297.9 | 32.1 | 19.0 | 160.1 | 366.7 | 217.3 |
| Maximum pore volume (cm ³ /g) | 0.0075 | 0.0615 | 0.1461 | 0.0053 | 0.0535 | 0.0320 |

2.3. 중금속 흡착실험 및 분석

중금속 제거실험은 각 온도조건 300, 500, 700°C에서 열분해하여 제조된 각 바이오 차를 대상으로 각 실험조건에서 50 mL polypropylene conical tube(Falcon)에 대상 오염물질이 포함된 인공 오염수와 바이오차 혼합용액 50 mL를 채우고 rotator(FINEPCR)를 사용하여 3 rpm 속도로 일정기간 교반하며 흡착 제거실험을 수행하였다. 반응이 끝난 혼합용액은 0.45 µm syringe filter(SmartPor)로 고형물을 여과한 후 중금속의 침전을 방지하기 위하여 몇 방울의 5 M 질산을 주입한 후 용액중 오염물질의 잔류농도를 분석하였다. 여액 내의 잔여 중금속 이온의 농도는 ICP-OES(Perkins Elmer Optima 2000DV)를 이용하여 실시하였다.

3. 실험결과 및 고찰

3.1. 바이오차의 물리화학적 특성

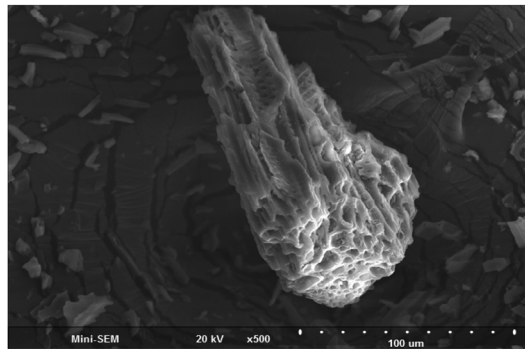
세 가지 온도조건에서 열분해시켜 얻은 버드나무 및 밤나무 바이오차의 양이온교환용량(CEC) 및 제조수율을 Table 1에 정리하였다. 열분해온도를 300°C에서 500°C로 증가시킴에 따라 바이오차의 알카리도 및 양이온교환용량(CEC)의 증가가 뚜렷이 나타났다. 그러나 500°C에서

700°C로 증가시켰을 때에는 앞의 온도변화에서와 비교시 알카리도 및 CEC 값의 변화폭이 적었다.

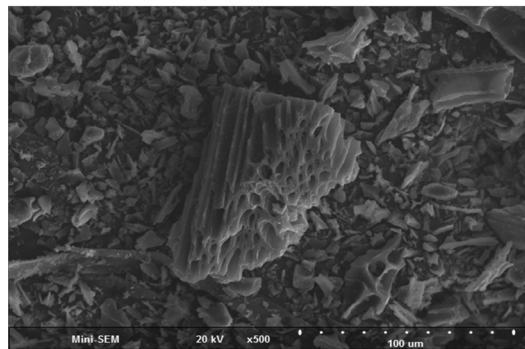
비표면적(surface area)은 흡착제의 성능을 평가하는 방법 중 하나로서, 흡착제 1 g당 내부의 세공 표면적의 총합을 구하여 흡착이 실제로 이루어 질 수 있는 공간을 나타내는 지표이다. 따라서 표면적이 클수록 흡착량도 늘어나는 것이 일반적이다. 실험에 사용한 바이오매스를 가지고 세 가지 다른 열분해 온도에서 제조한 바이오차의 기본적인 물성과 비표면적, 기공부피 및 기공면적에 대한 분석결과는 Table 2와 같다.

밤나무 바이오차의 경우에 열분해 온도 증가에 따른 비표면적의 변화는 버드나무로 제조한 바이오차에서 관측되는 변화와 비교시 거의 변화가 없거나 매우 적은 변화를 보였다. 이러한 이유는 바이오매스 물질이 700°C의 고온 조건에서 장시간 동안 체류하는 동안 기공구조가 갈라지거나 수용성 물질의 재고분자화(repolymerization) 및 응축(recondensation) 등에 의해 기공이 일부 차단되어 비표면적의 증가가 크게 나타나지 않은 것으로 판단된다. 밤나무 바이오차의 열분해 온도 증가에 따른 비표면적의 변화 경향은 미세기공 면적, 미세기공 부피, 그리고 최대기공 부피 등 모든 파라미터들에서 공통적으로 관찰되었다.

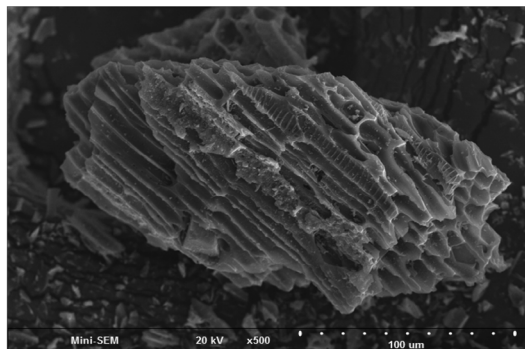
한편, 기공크기분포(Pore size Distribution)는 바이오차



(a) 300°C



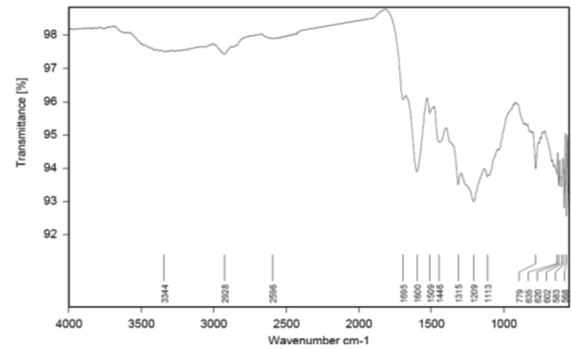
(b) 500°C



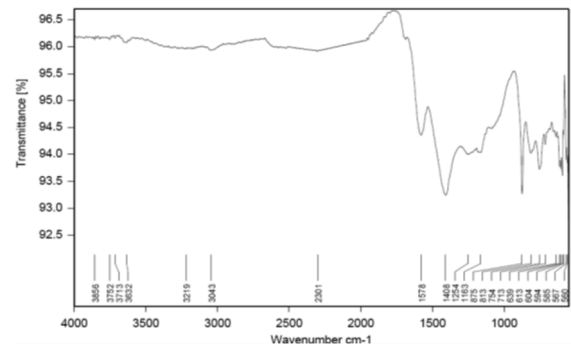
(c) 700°C

Fig. 1. Scanning electron microscopy (SEM) images of willow biochars produced at temperatures (a) 300°C, (b) 500°C and (c) 700°C.

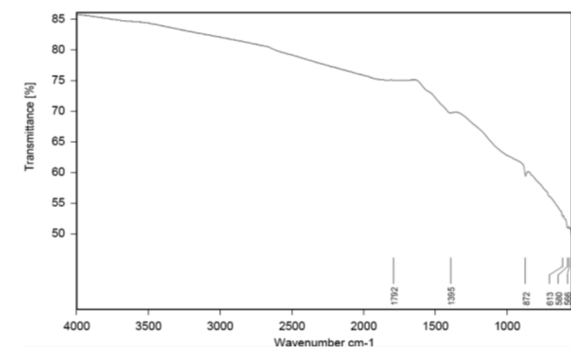
에 기공크기의 분포형태에 대한 정보를 제공한다. 이는 오염물질의 흡·탈착 속도 등에 영향을 주며, 미세기공이 많을수록 비표면적이 늘어나 흡착량은 증가하지만 기공이 너무 작을 경우 피흡착물질이 기공을 통해 흡착제 내부까지 침입이 어려우므로 이용 가능한 기공은 줄어든다. 따라서 단일물질 흡착 제거시에는 기공분포가 특정 기공에 편중되는 것이 좋으나 수처리에서 처럼 다양한 물질을 제거해야 하는 경우에는 기공분포가 다양한 쪽이 유리할 수 있다. 700°C에서 제조된 버드나무의 전체기공 중 미세기공의 분율은 각각 79.4%를 나타내었으며 밤나무의 경



(a) 300°C



(b) 500°C



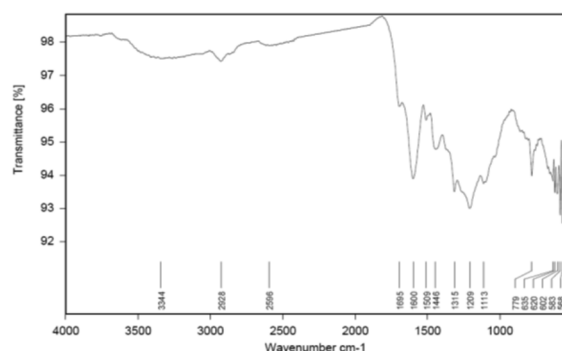
(c) 700°C

Fig. 2. Scanning electron microscopy (SEM) images of chestnut biochars produced at temperatures (a) 300°C, (b) 500°C and (c) 700°C.

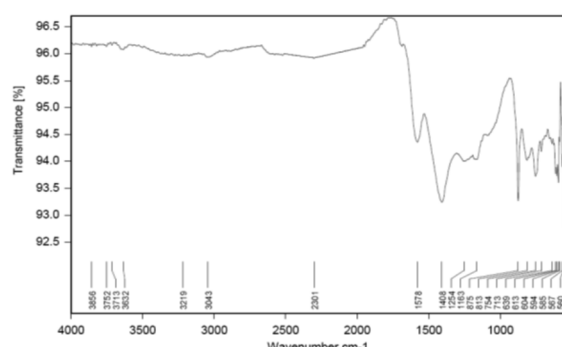
우는 10% 이하를 보였다. 이러한 결과는 버드나무는 700°C의 고온 열분해조건에서도 미세기공(micropore)이 주로 발달하였음을 나타내고 밤나무는 이와 반대로 중간기공(mesopore)이상이 많이 존재함을 제시한다.

전체적으로 볼 때, 밤나무를 이용하여 제조한 바이오차의 경우 열분해 온도 증가에 따른 비표면적 및 기공분포의 변화는 버드나무를 이용하여 제조한 바이오차에서 관측되는 변화와 비교시 거의 변화가 없거나 매우 적은 변화를 보였다.

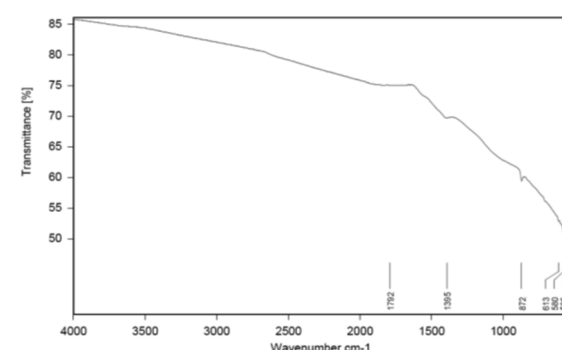
Fig. 1과 2는 300, 500, 700°C에서 열분해 시켜 얻은



(a) 300°C



(b) 500°C

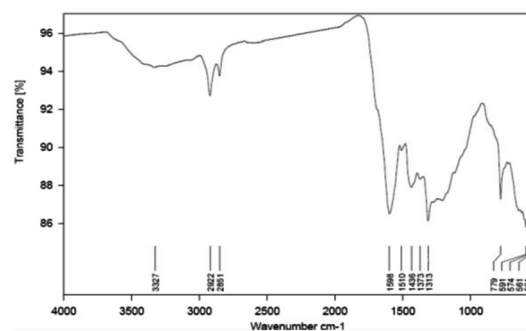


(c) 700°C

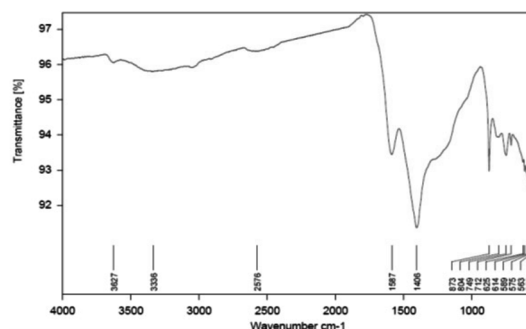
Fig. 3. FT-IR Spectrum of willow biochars produced at temperatures (a) 300°C, (b) 500°C and (c) 700°C.

버드나무와 밤나무 바이오차의 주사현미경사진(SEM)이다. 각 바이오차 표면은 불균질한 모습을 보이고 있으며 열분해 온도가 높을수록 기공이 발달한 것도 확인 할 수 있었다.

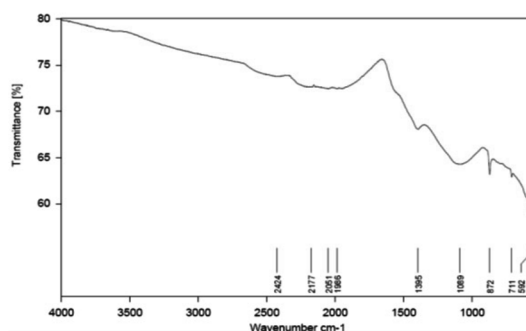
Fig. 3과 4는 버드나무가지와 밤나무 껍질을 사용하여 300, 500, 700°C에서 열분해하여 얻어진 바이오차의 FT-IR 분석 결과를 나타낸 것이다. 그림에서 보는 바와 같이 본 실험에서 제조된 버드나무가지 바이오차는 779, 1,113, 1,209, 1,315, 1,446, 1,509, 1,600, 1,695, 2,596, 2,928 및 3,344 cm^{-1} 등의 다양한 흡수에너지 영역에서 특성 피



(a) 300°C



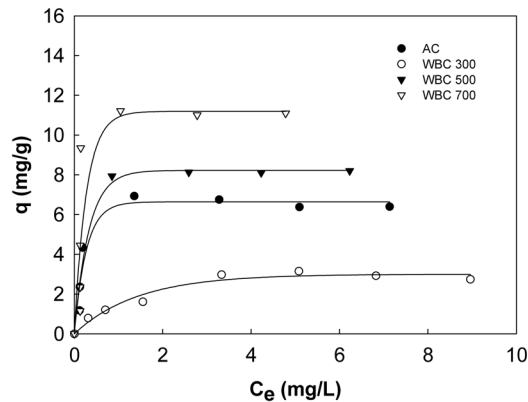
(b) 500°C



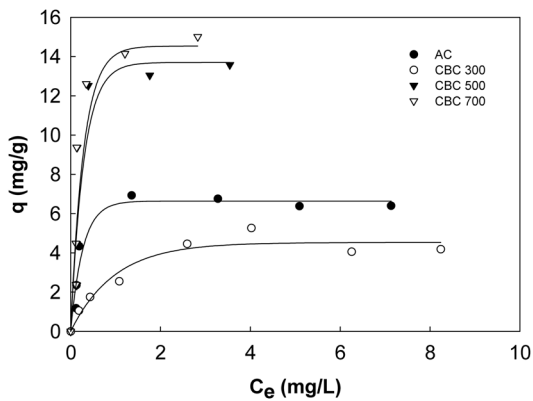
(c) 700°C

Fig. 4. FT-IR Spectrum of chestnut biochars produced at temperatures (a) 300°C, (b) 500°C and (c) 700°C.

크들을 보여주고 있으며, 밤나무 바이오차의 경우는 779, 1,313, 1,373, 1,436, 1,510, 1,598, 2,851, 2,922 및 3,327 cm^{-1} 에서 특성 피크들을 보여주고 있다. 버드나무의 경우 3,344 cm^{-1} 에서 밤나무의 경우 3,327 cm^{-1} 영역에서 관측되는 흡수대(absorption band)는 바이오차 표면에 존재하는 수산화기(OH-stretch)의 신축 진동에 의한 것으로 판단된다. 버드나무의 경우 1,600 cm^{-1} 에서 밤나무의 경우 1,436, 1,510, 1,598 cm^{-1} 에서 관측된 강한 흡수대의 특성 피크들은 방향족 화합물의 C=C 결합의 신축진동에 의한 것으로 판단된다. 1,113 cm^{-1} 흡수대에서 관측된 특성 피크는 ether 및 alcohol기의 C-O 결합의 신축진동에



(a) Willow



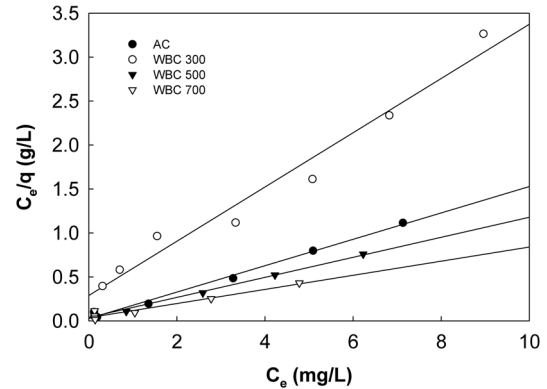
(b) Chestnut

Fig. 5. Adsorption isotherms of Cu(II) by willow biochar (WBC), chestnut biochar (CBC) and activated carbon (biochar dosage 0.5 g Lit⁻¹, initial Cu(II) concentration 0.5-10 mg L⁻¹, initial pH = 6).

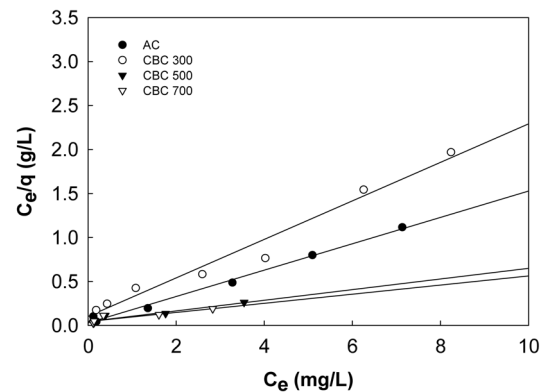
의한 것으로 판단된다. 열분해 온도 500°C까지는 특성 피크들의 세기가 약하여지지 않았으나 700°C에서는 방향족 화합물의 C=C 결합의 신축진동 피크를 포함한 모든 흡수 피크가 사라졌다. 이러한 것은 다른 바이오차와는 달리 버드나무 가지는 700°C에서는 산소를 갖는 관능기와 방향족 화합물도 열분해에 의해 상당부분 제거되는 것을 제시한다.

3.2. Cu(II)의 등온 흡착능

제조된 바이오차의 Cu의 최대흡착능 및 흡착 강도를 알아보기 위하여 실험에서 얻어진 흡착 결과를 Langmuir와 Freundlich 모델식에 적용하여 각 모델식의 일치여부를 비교하여 보았다. Langmuir와 Freundlich 모델식은 각각 식 (1)과 (2)와 같다.



(a) Willow



(b) Chestnut

Fig. 6. Langmuir isotherm model for Cu(II) adsorption onto willow biochar (WBC), chestnut biochar (CBC) and activated carbon

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{ab} + \frac{C_e}{b} \quad (\text{Langmuir model}) \quad (1)$$

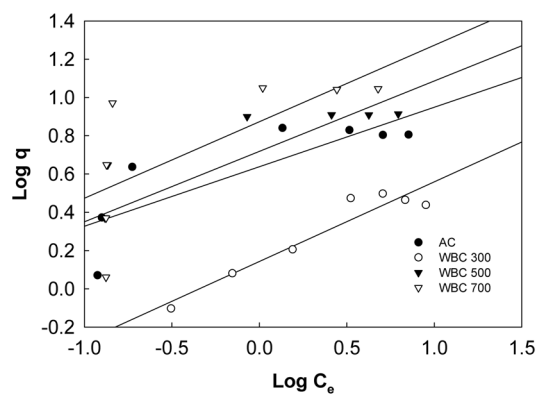
$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (\text{Freundlich model}) \quad (2)$$

여기서 $C_e(\text{mg/L})$ 은 용액중의 평형농도이고, $q_e(\text{mg/g})$ 는 평형조건에서 바이오차에 흡착된 중금속의 양이며, $b(\text{mg/g})$ 는 최대흡착량, n 는 흡착강도와 연관된 Freundlich 상수이며, $a(\text{L/mg})$ 와 $K(\text{L/g})$ 는 각각 Langmuir와 Freundlich 모델식의 상수다.

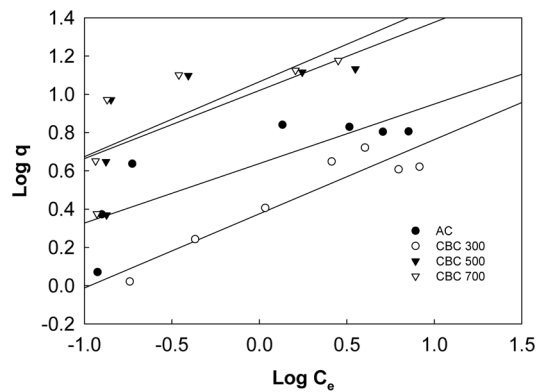
각 온도조건에서 제조된 바이오차에 대해 여러 초기 농도조건의 Cu의 평형 흡착결과를 Fig. 5에 나타내었다. 또한 Fig. 5에서 얻어진 실험결과를 Langmuir와 Freundlich 모델식에 대입하여 두 모델식에 대한 선형관계 정도를 Fig. 6과 7에 나타내었으며 그 결과를 Table 3에 정리하였다.

Table 3. Isotherm constants for adsorption of Cu(II) onto biochar

| | | Langmuir isotherm | | | Freundlich isotherm | | |
|-------|----------|-------------------|----------|-------|---------------------|--------|-------|
| | | a | b (mg/g) | r^2 | n | k | r^2 |
| BC300 | AC | 3.22 | 7.576 | 0.976 | 2.43 | 5.09 | 0.691 |
| | Willow | 1.066 | 3.247 | 0.969 | 2.404 | 1.387 | 0.913 |
| | Chestnut | 2.158 | 4.587 | 0.973 | 2.584 | 2.371 | 0.878 |
| BC500 | Willow | 2.858 | 8.850 | 0.988 | 2.725 | 5.224 | 0.666 |
| | Chestnut | 3.526 | 14.925 | 0.972 | 2.809 | 10.471 | 0.510 |
| BC700 | Willow | 2.162 | 12.500 | 0.947 | 2.506 | 7.464 | 0.491 |
| | Chestnut | 3.278 | 16.949 | 0.958 | 0.241 | 12.246 | 0.575 |



(a) Willow



(b) Chestnut

Fig. 7. Freundlich isotherm model for Cu(II) adsorption onto willow biochar (WBC), chestnut biochar (CBC) and activated carbon.

각 온도조건에서 제조된 버드나무와 밤나무 바이오차의 Cu의 흡착 선형 상수 값을 비교해보면 흡착실험결과가 Freundlich isotherm보다는 Langmuir model식에 모두 더 잘 표현되는 것으로 나타났으며, 300°C, 500°C, and 700°C 제조조건에서의 Cu 최대 흡착량은 버드나무 바이

오차의 경우에 3.247, 8.850, 12.5인 것으로 나타났으며, 밤나무 바이오차의 경우에 4.587, 14.925, 16.949로 나타나 대체적으로 Cu에 대해 흡착능은 밤나무 바이오차의 경우가 높은 것으로 나타났다. 또한 온도조건별 제조된 바이오차의 중금속 흡착능을 보면 700°C에서 제조된 바이오차의 경우가 가장 높은 흡착능을 보여주었으며, 상업용 활성탄과의 흡착능 비교에서도 우수한 것으로 나타났다.

두 종류의 바이오차의 Cu 흡착반응이 Langmuir model식에 더 잘 따르는 것으로 나타난 결과는 Cu의 흡착반응이 바이오차 표면에 mono-layer adsorption 기작에 따라 진행됨을 알 수 있다. 또한 밤나무 바이오차의 BET 표면적이 버드나무 바이오차의 BET 표면적에 비하여 작은 조건에서도 높은 Cu 흡착능을 나타낸 이유는 여러 가지 원인이 포함되어 있을 것으로 판단되나, 우선 버드나무의 기공이 피흡착물질이 주로 흡착되는 mesopore보다는 micropore에 상당량 분포되어 있어 높은 기공분포에 비하여 흡착능이 작은 것으로 해석된다. 또한 바이오차 표면에 분포하는 다양한 관능기(functional group)의 화학적 흡착반응이 버드나무에 비하여 밤나무 바이오차에서 활발히 진행되었을 것으로 추정된다.

4. 결 론

본 연구는 목질계 폐바이오매스로부터 생산된 바이오차의 물리화학적 특성과 구리 흡착제거특성을 알아보았으며, 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- 먼저 바이오차의 물리화학적 특성결과를 보면 제조 온도가 높을수록 중금속과 같은 양이온들을 치환할 수 있는 바이오차의 CEC 값과 흡착용량을 나타내는 비표면적은 증가하는 것으로 나타났으며, 기공분포는 버드나무의 경우가 더 큰 것으로 나타났으나 미세기공의 비율이 79.4%로 흡착이 주로 일어나는 중간기공

(mesopore)의 분포는 밤나무의 경우가 더 큰 것으로 나타났다.

- FT-IR 분석 결과에서는 $1,113\text{ cm}^{-1}$ 흡수대에서 ether 및 alcohol기와 같은 C-O 결합의 관능기가 존재함을 알 수 있었으며, 열분해 온도 500°C 까지는 특성 피크들의 세기가 약하여지지 않았으나 700°C 에서는 방향족 화합물의 C=C 결합의 신축진동 피크를 포함한 모든 흡수피크가 사라졌는데 이는 산소를 갖는 관능기와 방향족 화합물도 열분해에 의해 상당부분 제거되었음을 보여주고 있다.
- 각 온도조건에서 제조된 버드나무와 밤나무 바이오차의 Cu의 흡착 선형 상수 값을 비교해보면 흡착실험 결과가 Freundlich isotherm보다는 Langmuir model 식에 모두 더 잘 표현되는 것으로 나타났으며, 대체적으로 Cu에 대해 흡착능은 밤나무 바이오차의 경우가 높은 것으로 나타났다. 또한 온도조건별 제조된 바이오차의 중금속 흡착능을 보면 700°C 에서 제조된 바이오차의 경우가 가장 높은 흡착능을 보여주었으며, 상업용 활성탄과의 흡착능 비교에서도 우수한 것으로 나타났다.

사사의 글

본 연구는 환경부 “The GAIA Project”와 ET 교육지원사업의 지원으로 수행되었다..

참 고 문 헌

김정대, 2008, 목질계 바이오매스 에너지화를 위한 처리기술 및 방안 검토, 유기성자원학회 학술발표대회논문집, 유기성자원학회, 97-111.

이수민, 2011, 목재를 이용한 새로운 유전 (油田) 개발, 임업정보, pp. 88-92.

National Research Council, 1994, Alternatives for Ground

Water Cleanup, Washington, D. C., National Academy Press.

EPA, 1998, Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation, Washington, D. C.

Gillham, R.W. and Burris, D.R. , 1992. In situ treatment walls-Chemical dehalogenation, denitrification, and bioaugmentation, Proceeding from the Subsurface Restoration Conference, Dallas, Texas, June 21-24.

Zheng, W., Guo, M., Chow, T., Bennett, D., and Rajagopalan, N., 2010, Sorption properties of green waste biochar for two triazine pesticides, *Journal of Hazardous Materials* **181**, 121-126.

Laird, D.A., Brown, R.C., Amonette, J.E., and Lehmann, J., 2009, Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar, *Biofuel. Bioprod. Bior*, **3**, 547-562.

Laird, D.A., Brown, R.C, Amonette, J.E., and Lehmann, J., 2009, Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar, *Biofuel. Bioprod. Bior*, **3**, 547-562.

Zheng, W., Guo, M., Chow, T., Bennett, D.N., and Rajagopalan, N., 2010, Sorption properties of green waste biochar for two triazine pesticides, *J. Hazardous Materials*, **181**, 121-126.

Dinesh, M., Charles, U.P.Jr, Mark. B., Fran, S., Ben, Y., Javeed, M., Philip, H.S., Maria, F.A.-F., Vicente, G.-S., and Henry, G., 2007, Sorption of arsenic, cadmium, and lead by chars produced from fast pyrolysis of wood and bark during bio-oil production, *J. Colloid and Interface Science*, **310**, 57-73.

Minori U., Isabel M.L., Thomas, K.K., Chang, S., Lynda H.W., and James E.R., 2010, Immobilization of Heavy Metal Ions (Cu^{II} , Cd^{II} , Ni^{II} , and Pb^{II}) by Broiler Litter-Derived Biochars in Water and Soil, *J. Agric. Food Chem.*, **58**, 5538-5544.

Luke B. and Marta M., 2011, The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar, *Environmental Pollution*, **159**, 474-480.

Lu, H., Zhang, W., Yang, Y., Huang, X., and Wang, S.R.Q., 2012, Relative distribution of Pb^{2+} sorption mechanisms by sludge-derived biochar, *Water Research*, **46**, 854-862.

Cao, X., Ma, L., Gao B., and Willie H., 2009, Dairy-Manure Derived Biochar Effectively Sorbs Lead and Atrazine, *Environ. Sci. Technol.*, **43**, 3285-3291.