

## Effect of the Application of Carbonized Biomass from Crop Residues on Soil Chemical Properties and Carbon Pools

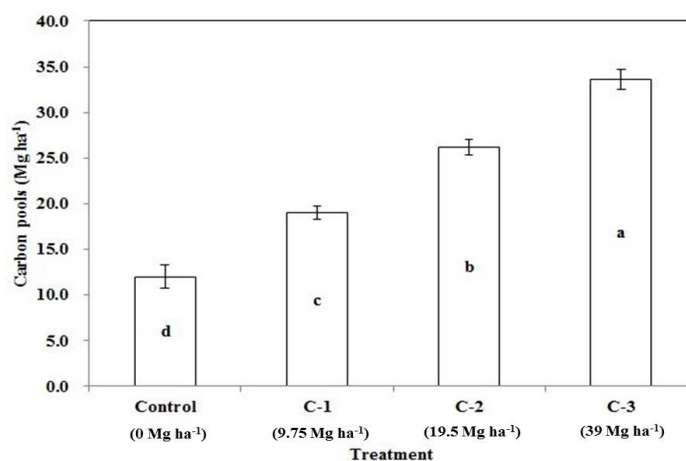
Sun-Il Lee\*, Woo-Kyun Park, Gun-Yeob Kim, and Yong-Su Choi

National Academy of Agricultural Science, Rural Development Administration, Wanju, 55365, Korea

(Received: September 2 2015, Revised: October 15 2015, Accepted: October 23 2015)

Objective of this study was to investigate the effect of carbonized biomass from crop residues on chemical properties of soil and soil carbon pools during soybean cultivation. The carbonized biomass was made by field scale mobile pyrolyzer. A pot experiment with soybean in sandy loam soil was conducted for 133 days in a greenhouse, by a completely randomized design with three replications. The treatments consisted of four levels including the control without input and three levels of carbonized biomass inputs of 9.75 Mg ha<sup>-1</sup>, C-1 ; 19.5 Mg ha<sup>-1</sup>, C-2 ; 39 Mg ha<sup>-1</sup>, C-3. Soil samples were collected and analyzed pH, EC, TC, TN, inorganic-N, available phosphorus and exchangeable cations of the soils. Soil pH, Total-N and available phosphorus contents correspondingly increased with increasing the carbonized material input. The contents of soil carbon pools were 19.04 Mg C ha<sup>-1</sup> for C-1, 26.19 Mg C ha<sup>-1</sup> for C-2, 33.62 Mg C ha<sup>-1</sup> for C-3 and 12.01 Mg C ha<sup>-1</sup> for the control at the end of experiment, respectively. Increased contents of soil carbon pools relative to the control were estimated at 7.03 Mg C ha<sup>-1</sup> for C-1, 14.18 Mg C ha<sup>-1</sup> for C-2 and 21.62 Mg C ha<sup>-1</sup> for C-3 at the end of experiment, respectively, indicating that the soil carbon pools were increased with increasing the input rate of the carbonized biomass. Consequently, it seems that the carbonized biomass derived from the agricultural byproducts such as crop residues could increase the soil carbon pools and that the experimental results will be applied to the future study of soil carbon sequestration.

**Key words:** Carbonized biomass, Crop residues, Soil carbon pools



The carbon pools increased with increasing the input rate of the carbonized biomass.

\*Corresponding author : Phone: +82632382495, Fax: +82632383823, E-mail: silee83@korea.kr

§Acknowledgement : This work was carried out by the support of Cooperative Research Program for Agriculture Science & Technology Development (PJ00938302), Rural Development Administration, Republic of Korea.

## Introduction

바이오매스는 광합성 반응을 통해 태양에너지가 화학에너지로 변화되어 저장되는 모든 유기물을 총칭하는 단어이다. 최근에는 기후변화와 화석연료의 고갈 위기로 인해 전세계적으로 다양한 신·재생 에너지원의 개발에 노력하고 있으며 (Schneider and McCarl, 2003) 유기성자원인 바이오매스 활용에 대한 논의가 활발히 진행되고 있다.

연간 우리나라에서 농업부산물로 발생하는 바이오매스 양은 약 1,160만톤으로 추정된다. 이러한 부산물과 관련된 바이오에너지 연구는 활발히 진행되고 있으나 다른 측면에서의 자원순환 활용연구 및 실용화는 거의 없는 실정이다 (Park et al., 2011). 또한 농업분야 온실가스 발생 측면에서 보면 바이오매스를 소각처리하는 것은 온실가스 및 각종 유해가스의 방출을 증가시키는 것으로 알려져 있다 (Zhang et al., 2008). 하지만 농업부산물을 활용하는 것은 에너지원의 다양화, 농가의 부가 소득, 이산화탄소 발생량 감축 측면에서 장점이 있다. 따라서 농업에서 발생하는 바이오매스를 최적으로 활용하는 방법을 찾는 연구들이 진행되고 있으며, 그 방안의 일환이 농업부산물을 탄화된 바이오매스로 변환하여 이용하는 방법이다. 탄화물은 탄소저장 및 토양개량 효과가 있는 것으로 알려져 있으며, 적용이 쉽고 생산비용 및 에너지 투입이 낮다는 장점이 있어 부산물을 자원 순환하는 것이 바람직한 대안으로 떠오르고 있다 (Laird et al., 2010).

바이오매스 탄화물은 농업부산물을 환원상태에서 열분해하는 과정을 통하여 생성되어진다. 이러한 탄화물내의 탄소는 흑연질 탄소이고, 방향족 화합물 형태임으로 (Glaser et al., 1998) 토양 중에서 화학적으로 안전한 탄소결합 형태를 유지하고 (Mathews, 2008), 생물학적 분해의 영향을 크게 받지 않는 난분해성 물질로 되어있다 (Ascough et al., 2010; Nichols et al., 2000). Major 등 (2009)은 토양 중 탄화물의 감소 원인 구명을 위한 안정동위원소 실험결과, 전체 탄화물 중 오직 2.2%만 토양 호흡에 의해 손실 된다고 보고한 바 있다. 이러한 특성으로 인하여 토양 중에서 장기간 탄소를 그대로 분해되지 않고 저장할 수 있다 (Lehmann et al., 2006). 또한 일부 연구자들은 탄화물 내의 탄소는 토양 내에서 수백년 이상 탄소격리 효과를 얻을 수 있다고 한다 (Lehmann, 2009; Singh et al., 2012). 일반 식물기반 바이오매스는 토양 내에서 대부분 1~10년 이내에 미생물에 의

해 분해되어 궁극적으로 대기 중으로 방출되기 때문에 식물기반 바이오매스는 탄소 중립이라 한다. 하지만 탄화물은 일반 바이오매스와 달리 안정성에 기인하여 탄소저장 측면에서는 대기 중의 탄소를 토양에 저장하는 탄소 네거티브의 도구가 될 수 있다 (Lehmann et al., 2011). 다른 측면으로 보면 탄화 바이오매스는 산성토양 개량과 더불어 양이온 치환능, 양분 및 수분 보유력 증가 등의 다양한 토양개량 효과가 있는 것으로 보고되고 있다 (Atkinson et al., 2010; Laird, 2008).

농업부산물을 바이오매스 탄화물로 활용하면 여러 장점이 있지만 현재까지 탄화물을 농업부산물로부터 직접 생산하고 활용하는 연구는 매우 부족한 실정이다. 따라서 본 연구에서는 농업부산물 활용을 높일 수 있게 농가 단위에서 쉽게 이용할 수 있는 탄화장치를 활용하였다. 그리고 바이오매스 탄화물을 직접 생산하고, 콩 재배기간 동안 토양에 바이오매스 탄화물 시용량별로 처리하여 토양 이화학적 변화와 토양 탄소 pool의 변동량을 비교 검토하였다.

## Materials and Methods

**공시 토양 및 재료** 본 연구를 수행하기 위해 충청북도 괴산군 불정면에 위치한 20년 이상 콩을 재배해온 현지농가의 밭 토양 (127°51'04"N 36°52'35"E)을 공시토양으로 선정하였다. 공시토양의 이화학적 특성은 Table 1과 같다. 토성은 강서통에 속하는 토양으로 점토 13.9%, 미사 11.0%, 모래 75.2%를 포함하는 사양토 (sandy loam)이었다. 또한 화학적 특성은 토양산도는 7.2, 유기물함량은 10.8 g kg<sup>-1</sup>, 총 질소는 1.2 g kg<sup>-1</sup>, 유효인산은 380.2 mg kg<sup>-1</sup>, 치환성 K은 0.29 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, 치환성 Ca 10.7 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, 치환성 Mg 3.46 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>로 나타나 우리나라 일반 밭토양의 평균치 (NAAS, 2013)보다 토양산도, 유효인산, 치환성 Ca, Mg 성분이 높은 토양이었다.

본 연구에 사용한 탄화물은 전년도 발생한 콩 부산물의 뿌리와 알곡을 제외한 부분을 건조 과정과 파쇄 후 왕겨와의 질량비를 1:1로 혼합하여 탄화하였다. 탄화 시 공극을 최대한 줄여 산소 공급이 제한적으로 이루어져야 하기 때문에 콩부산물과 왕겨를 혼합하여 사용하였다. 시료를 탄화장치 (OCF-400)에 넣어 450°C에서 2시간 30분 동안 열분해 제조하였다. 탄화제조 반응기의 크기는 0.79 × 1.27 m (Φ × h)이며, 재질은 스테인레스로 구성되었다. 공기 유입구와 출

**Table 1. Physico-chemical properties of the studied soil before crop cultivation.**

Soil Texture	pH	EC	OM	T-N	Av.P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Ex. Cations		
						K	Ca	Mg
	(1:5)	(dS m <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(mg kg <sup>-1</sup> )	----- (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ) -----		
Sandy loam	7.2	0.81	10.8	1.2	380.2	0.29	10.70	3.46

**Table 2. Chemical properties of the carbonized biomass, the residue of soybean and the rice hull used in this study.**

Variable	pH (1:10)	EC (dS m <sup>-1</sup> )	T-C (g kg <sup>-1</sup> )	T-N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N ratio
Carbonized biomass	9.6	13.6	535.2	3.4	157
Raw material					
Residue of soybean	7.3	0.93	202.5	3.4	59
Rice hull	7.0	0.68	357.1	3.6	99

구는 바닥 및 상단에 위치하여 있으며, 공기 흐름은 열분해 과정 동안 조절이 용이하게 제작되어 있다. 또한 스테인레스망은 열분해장치 바닥 15 cm 위에 설치되어 있어 바이오매스가 공기 유입구를 막지 않도록 설치되었다. 탄화 바이오매스의 원료는 건조 과정을 거쳐 잘 마른상태를 이용하여 석유 등의 추가적인 에너지 공급 없이 점화 및 열분해를 통하여 바이오매스 탄화물을 생산하였다. 탄화장치에 의해 생산된 탄화 바이오매스의 비율은 원료물질 대비 50%였다. 시험에 사용된 바이오매스 탄화물과 원료물질인 콩 부산물, 그리고 왕겨의 탄소함량은 각각 535.2 g kg<sup>-1</sup>, 202.5 g kg<sup>-1</sup>, 357.1 g kg<sup>-1</sup>이었으며, 탄화된 바이오매스 탄화물의 C/N ratio는 157로 나타났다 (Table 2).

**포트 시험** 시험구 처리는 토양 유효깊이 15 cm, 가비중 1.3 Mg m<sup>-3</sup>을 기준으로 정하여 토양중량 대비 탄화 바이오매스 투입량 19.5 Mg ha<sup>-1</sup>을 1%로 정하였다. 따라서 ha당 탄화 바이오매스 투입량 0%를 대조구로 하고 0.5% (C-1), 1% (C-2), 2% (C-3) 수준으로 시험구를 배치하였다. 결과적으로 Control, C-1, C-2, C-3 처리구의 바이오매스 탄화물 처리량은 각각 0, 9.75, 19.5, 39 Mg ha<sup>-1</sup>였다.

시험 처리구당 1/2000 a 와그너포트에 시험토양 15 kg을 충전하였으며, 1.3 Mg m<sup>-3</sup>의 가비중을 유지하기 위해 충분히 다짐을 한 후 시험을 수행하였다. 시험구 배치는 완전임의배치법 3반복으로 포트 시험을 수행하였다. 시험에 사용된 콩은 대원콩 이었으며, 포트당 1주씩 파종하였다. 재배 기간 동안 매주 각 포트에 4 L의 물을 나누어 주어 밭 토양 조건을 유지하였다. 콩 수확은 콩을 탈곡 한 다음, 흐르는 물에 세척하여 이물질을 제거한 후 드라이 오븐에서 70°C, 72시간 건조 후 건물중으로 측정하였다.

**분석방법** 토양시료는 2주간 풍건 후 2 mm 체를 통과한 시료만을 토양분석에 사용하였다. 토양분석은 토양 화학 분석법 (NAAS, 2000)에 준하여 토양산도 (pH), 전기전도도 (EC), 유기물함량 (OM), 총 질소 (T-N), 유효인산 (Av.P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), 치환성 양이온 (Ex, K, Ca, Mg)을 분석하였다. 입경분포는 피펫법으로 분석하였으며, 토성은 미 농무성법 분류기준을 따랐다 (Gee and Bauder, 1986). pH는 토양을 증류수와 1:5 (W/V)로 혼합한 후 30분간 교반하여 pH meter (Orion 4 star, Thermo, Singapore)로 측정하였고, EC는 pH 측정 후

토양용액을 #42 여과지로 여과 후 EC meter (Orion 4 star, Thermo, Singapore)를 이용하여 측정하였다. 유기물 함량은 TOC-meter (Vario TOC cube, Elementar, Germany)로 분석하였다. 총 질소는 CN analyzer (Vario Max CN, Elementar, Germany), 유효인산은 Lancaster법으로 720 nm 파장에서 비색계 (AU/CARY 300, Varian, Australia)로 분석하였다. 치환성 양이온은 1 M NH<sub>4</sub>OAc (pH 7.0) 침출하여 ICP-OES (GBC scientific, USA)로 분석하였다.

탄화 바이오매스와 원료물질인 콩 부산물, 그리고 왕겨는 건조 후 40 mesh로 분쇄한 시료를 사용하여 pH, EC, T-C, T-N을 토양분석과 동일한 장비로 분석하였다 (NAAS, 2000).

토양 탄소 pool은 토양 탄소 저장고로 말하며, 토양 내 총 탄소량을 의미한다. 토양 탄소 pool (M: t C ha<sup>-1</sup>)은 다음 계산식에 의해 산정하였다.

$$M = \frac{C}{10^3} \rho_b H \frac{10^4 m^2}{ha} \quad (\text{Eq. 1})$$

$C$ 는 토양중 탄소 함량 (g C kg<sup>-1</sup>),

$\rho_b$ 는 토양 용적밀도 (t m<sup>-3</sup>)

$H$ 는 토양 유효깊이 (m)

**통계분석** 탄화물 투입에 따른 토양 화학성 변화 및 토양 탄소 pool에 미치는 영향을 SAS 통계프로그램 (버전 9.2)을 이용하여 실시하였다. 처리간의 차이를 비교하기 위하여 조사된 자료는 일반선형모형을 이용한 ANOVA 검증을 통하여 분석하였다. 또한, F-test 결과 값이  $P < 0.05$ 의 범위에서 유의한 경우에만 Duncan's Multiple Range Test를 실시하였다.

## Results and Discussion

**토양의 화학성 변화** 탄화된 바이오매스 처리 후 콩 재배기간 중 토양의 화학성 변화는 Table 3과 같다. 토양 pH 값은 7.0~7.9 범위로 나타났으며, 탄화물의 투입량이 많을 수록 pH는 높았다. 이는 탄화물 자체의 높은 pH 값이 영향을 미쳤고 탄화물에 의한 알칼리화 효과는 토양 개량제로 흔히 사용되는 석회의 약 33%에 해당하는 능력을 가지고 있

**Table 3. Chemical properties of the treated soils.**

Experiment days	Treatment	pH	EC	T-N	Av.P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Ex. Cations		
						K	Ca	Mg
1 day	Control (0 Mg ha <sup>-1</sup> )	7.2 c <sup>a</sup>	0.81 c	1.20 c	380.2 d	0.29 d	10.7 a	3.46 c
	C-1 (9.75 Mg ha <sup>-1</sup> )	7.5 b	0.92 bc	1.28 b	506.8 c	0.41 c	10.6 a	3.70 b
	C-2 (19.5 Mg ha <sup>-1</sup> )	7.5 b	1.19 a	1.29 b	520.2 b	0.50 b	10.8 a	3.85 a
	C-3 (39.0 Mg ha <sup>-1</sup> )	7.9 a	1.07 ab	1.37 a	541.6 a	0.66 a	10.7 a	3.79 ab
	Control (0 Mg ha <sup>-1</sup> )	7.0 d	0.32 b	0.94 b	338.4 c	0.17 d	9.2 a	3.38 b
133 days	C-1 (9.75 Mg ha <sup>-1</sup> )	7.3 c	0.33 b	1.18 a	407.5 b	0.22 c	8.7 b	3.44 b
	C-2 (19.5 Mg ha <sup>-1</sup> )	7.5 b	0.42 a	1.27 a	410.6 ab	0.24 b	8.7 b	3.55 a
	C-3 (39.0 Mg ha <sup>-1</sup> )	7.7 a	0.38 ab	1.31 a	431.3 a	0.27 a	8.8 b	3.61 a

<sup>a</sup>Values followed by the same letter are not statistically different at  $\alpha=0.05$ .

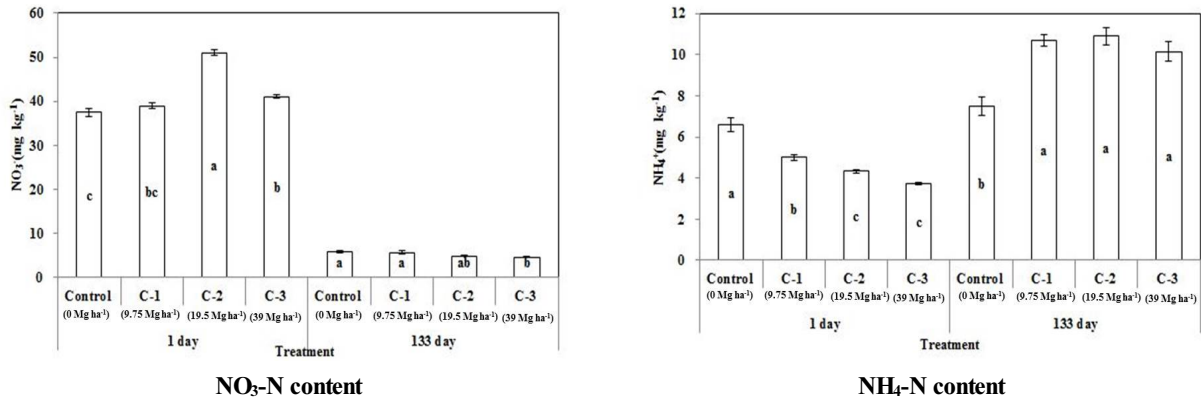
는 것으로 보고된 바 있다 (van Zwieten et al., 2010). 재배 기간 중 토양의 EC 변화도 대조구에 비해 탄화물 처리에서 높은 경향 (0.11~0.30 dS m<sup>-1</sup>)을 보였으며, 탄화물을 19.5 Mg ha<sup>-1</sup>을 투입한 C-1 처리구에서 1.20 dS m<sup>-1</sup>의 값을 나타냈다. 토양 EC값은 수확 후 모든 처리구에서 약 60% 정도 낮아지는 경향을 볼 수 있다.

탄화된 바이오매스 처리에 의한 시험 초기 토양 내 총 질소 함량은 대조구에서 1.20 g kg<sup>-1</sup>을 나타냈다. 탄화물이 투입된 처리구에서 1.28~1.37 g kg<sup>-1</sup>의 범위였으며, 탄화물의 투입량이 많을수록 증가하는 경향을 나타냈다. 작물재배 기간 후 총 질소 함량은 대조구에서 0.94 g kg<sup>-1</sup>, 탄화물이 투입된 처리구에서 1.18~1.31 g kg<sup>-1</sup>의 범위로 나타났다. 재배 기간 동안 총 질소함량은 낮아지는 경향이였으며, 처리별 차이는 재배기간동안 유지되는 형태를 나타냈다. 유효인산 함량도 대조구에서는 380.2 mg kg<sup>-1</sup>이었으며, 탄화물이 투입된 처리구에서 506.8~541.6 mg kg<sup>-1</sup>의 범위로 탄화물의 투입량이 많을수록 증가하는 경향을 나타냈다. 이러한 결과는 탄화물 특성 상 토양 내에서 표면적이 큰 다공성 형태를 지니고 있어 양분 흡착능이 일반적인 유기물보다 크게 나타나 토양 내 총 질소 함량과 유효인산 함량을 높이는데 기인한다고 볼 수 있다 (Liang et al., 2006).

시험초기 토양 내 치환성 양이온 중 치환성 K 함량은 대조구에서 0.29 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>을 나타냈으며, 탄화물의 투입된 처리구에서 0.41~0.66 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>의 범위를 나타냈다. 탄화물의 투입량이 많을수록 치환성 K 함량은 높게 나타났다.

치환성 Mg 함량은 대조구에서 3.46 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>을 나타냈지만, 탄화물의 투입된 처리구에서 3.70~3.85 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>의 범위로 탄화물의 투입량이 많을수록 높게 나타났다. 이는 탄화물이 다공성으로 표면적이 넓은 이유도 있지만 전체적으로 표면이 음전하를 가지고 있고 전하밀도가 낮아 (Liang et al., 2006) 치환성양이온 함량이 높아 졌다고 볼 수 있다. 하지만, 치환성 Ca의 함량은 대조구보다 C-1 처리구에서 0.07 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> 높았지만, 탄화물 투입에 의한 일정한 경향은 없었다. 또한 치환성 K, Ca, Mg 함량 모두 재배기간이 지난 후 감소하는 경향을 나타냈다.

**토양의 무기태질소 변화** 탄화된 바이오매스 투입에 따른 토양 중 무기태질소 함량의 변화는 Fig. 1과 같다. 질산태 질소 함량의 경우 시험초기에는 대조구에는 37.5 mg kg<sup>-1</sup>을 나타냈지만, 탄화물 투입한 처리구에서 39.0~51.0 mg kg<sup>-1</sup>의 범위로 나타났다. 특히 탄화물을 19.5 Mg ha<sup>-1</sup>을 투입한 처리구에서는 C-1에서 51.0 mg kg<sup>-1</sup>로 가장 높게 나타났다. 탄화물 투입에 따라 질산태 질소 함량이 증가하였지만 투입량에 따른 일정한 경향을 보이지 않았다. 암모니아태질소 함량은 시험초기 대조구, C-1, C-2 그리고 C-3 처리구에서 각각 6.58, 5.00, 4.33, 그리고 3.73 mg kg<sup>-1</sup>였으며, 탄화물 투입량이 많을수록 암모니아태질소 함량이 낮게 나타났다. 이와 관련하여 Lehmann 등 (2009)은 탄화물의 투입량이 많을수록 암모니아태질소의 침출량이 감소한다고 하였다. 이러한 경향치는 탄화물은 넓은 다공성 형태



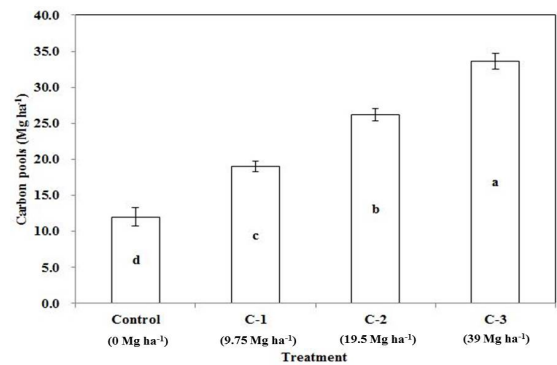
**Fig. 1.** Changes in the inorganic nitrogen content of the soils after 133 days of experiment. Vertical bars are standard errors of the means (n=3). Data followed by the same letter are not statistically different at  $\alpha=0.05$ .

를 지니며, 음전하를 특성으로 흡착력이 표면에서 강하게 작용하는데 그 원인이 있다고 생각된다.

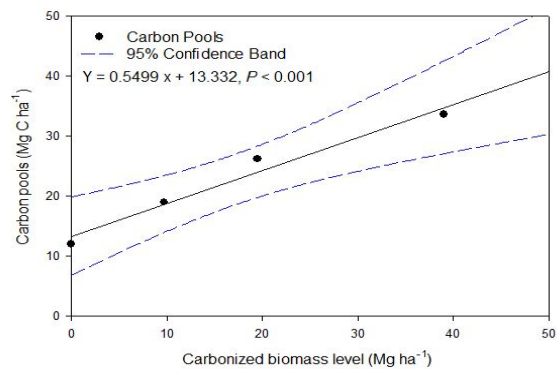
콩 재배 후 토양 중 질산태질소 함량은 4.6~5.9 mg kg<sup>-1</sup>의 범위로 나타났다. 암모니아태 질소는 대조구에서 7.5 mg kg<sup>-1</sup>으로 낮았지만, 탄화물 투입한 처리구에서 10.1~10.9 mg kg<sup>-1</sup>의 범위로 대조구와 탄화물 투입 처리구에서 통계적 유의한 차이가 나타났다. 토양내 투입된 탄화물은 탄소 및 영양분 공급을 증가시키고, 미생물 서식처 제공 등 미세 환경을 개선하여 토양내 미생물을 증가시킨다 (Luo et al., 2013). 따라서 증가된 미생물에 의해 유기태질소의 암모니아화작용을 촉진하여 탄화물이 투입된 처리구에서 암모니아태질소 함량이 높게 나타났다고 판단된다. 또한 Yuan 등 (2011)은 탄화물을 이용한 토양 개량효과를 인큐베이터 조건에서 실험한 결과 탄화물 투입으로 암모니아태질소 함량 증가와 더불어 질산태 질소함량을 높일 수 있음을 밝혔다. 하지만, 작물을 재배하지 않은 인큐베이션 실험내에서는 질산태 질소함량이 증가하지만 본 시험에서는 작물이 생장하기에 양분 흡수 과정을 통해 무기태질소 중 질산태 질소함량이 우선적으로 흡수되어 (Heckman, 2002) 질산태 질소함량은 크게 감소한 것으로 판단된다.

탄화물 투입에 따른 토양 내 질소의 영향은 매우 복잡한 형태로 이루어진다. 탄화물의 첨가량이 높을 시 암모니아태 질소의 침출량을 감소시키기도 하고 (Lehmann et al., 2003), 탄화물의 종류에 따라 영향력이 없다는 연구결과도 있다 (Singh et al., 2010). 즉, 토양 내 질소의 형태가 탄화물에 투입에 의한 다양한 연구결과가 발생한다. 그 이유로 토양, 미생물, 탄화물 사용 조건 등의 차이가 연구결과에 영향을 미치는 것으로 판단된다. 따라서 앞으로 탄화물 투입 연구의 제한조건을 잘 파악하고 정확하게 해석하는 기술이 필요할 것으로 판단된다.

**토양의 탄소 pools** 바이오매스 탄화물 사용량 증가에 따라 토양 탄소 pools는 증가하는 경향을 나타냈으며, 통계



**Fig. 2.** Carbon pools of the soils after 133 days of the treatments. Vertical bars are standard errors of the means (n=3). Data followed by the same letter are not statistically different at  $\alpha=0.05$ .



**Fig. 3.** Relationships between the average carbon pools and carbonized biomass application rates at the end of experiment.

적으로 유의한 차이를 나타냈다 (Fig. 2). 일반적으로 토양 내 탄소 pools는 토양으로 유입되는 탄소공급량, C/N율, 탄소의 분해에 영향을 받지만 (Khalil et al., 2005; Trinsoutrot et al., 2000), 본 연구에서는 유기물이 열분해에 의해 탄화된 상태의 탄화물 투입이라는 특수성이 기인하여 대조구, C-1, C-2 그리고 C-3 처리구에서 각각 탄소 pools는 12.0 Mg C ha<sup>-1</sup>, 19.0 Mg C ha<sup>-1</sup>, 26.2 Mg C ha<sup>-1</sup> 그리고 33.6 Mg C

**Table 4. Seed yield of soybean after 133 days after the treatments.**

Treatment	Control (0 Mg ha <sup>-1</sup> )	C-1 (9.75 Mg ha <sup>-1</sup> )	C-2 (19.5 Mg ha <sup>-1</sup> )	C-3 (39.0 Mg ha <sup>-1</sup> )
Seed yield (Mg ha <sup>-1</sup> )	1.45 a <sup>a</sup>	1.12 b	1.06 b	1.03 b

<sup>a</sup>Values followed by the same letter are not statistically different at  $\alpha=0.05$ .

ha<sup>-1</sup>의 탄소 pools을 유지하고 있었다. 대조구의 탄소 pools을 기반으로 탄화물 처리구의 탄소저장량으로 봤을 때 C-1, C-2, C-3 처리구에서 각각 7.03 Mg C ha<sup>-1</sup>, 14.18 Mg C ha<sup>-1</sup>, 21.62 Mg C ha<sup>-1</sup>이 탄화물에 의한 탄소 pools 증가량으로 판단할 수 있다. 또한, 탄화물의 탄소함량 535.2 g kg<sup>-1</sup> (Table 2)이며 C-1, C-2, C-3 처리구에 각각 탄화물을 9.75 Mg ha<sup>-1</sup>, 19.5 Mg ha<sup>-1</sup>, 39 Mg ha<sup>-1</sup>을 투입하였기 때문에 순수 탄소 투입량은 C-1, C-2, C-3 처리구에서 각각 5.22 Mg ha<sup>-1</sup>, 10.44 Mg ha<sup>-1</sup>, 20.87 Mg ha<sup>-1</sup>에 해당된다. 초기 탄소 투입량과 재배 후 탄소 pools을 비교하면 오히려 C-1, C-2, C-3 처리구에서 각각 1.81 Mg C ha<sup>-1</sup>, 3.75 Mg C ha<sup>-1</sup>, 0.75 Mg C ha<sup>-1</sup>의 탄소를 초기 투입량보다 더 저장하였다. 바이오매스 탄화물 사용량과 토양 탄소 pools을 회귀분석한 결과 Fig. 3과 같이 나타났으며, 재배 후 토양 탄소 pools량은 탄화물 사용량에 따라 고도로 유의한 상관관계 ( $P < 0.001$ )를 보였다. 이는 탄소분해가 거의 나타나지 않음을 볼 수 있다. 이러한 결과를 미루어 볼 때 장기간 동안 지속적으로 바이오매스 탄화물을 사용한다면 토양 탄소의 중요한 공급원이 되며 결론적으로 농경지가 토양 탄소저장으로서의 역할을 할 수 있을 것으로 판단된다.

**수확기 콩 수량** 포트시험에서 농업부산물유래 바이오매스 탄화물 처리에 따른 콩 수량은 Table 4와 같다. 처리구별 콩 수량은 대조구, C-1, C-2 그리고 C-3 처리구에서 각각 1.45 Mg ha<sup>-1</sup>, 1.12 Mg ha<sup>-1</sup>, 1.06 Mg ha<sup>-1</sup> 그리고 1.03 Mg ha<sup>-1</sup>로 나타났다. 포트 재배시험에서는 대체적으로 콩 수량이 낮게 나타났지만, 대조구에서 가장 높게 났고 탄화물이 투입된 처리구간 내에서는 통계적으로 유의한 차이는 보이지 않았다. 이러한 결과는 앞에서 언급한 처리별 암모니아태 질소 함량에서 대조구가 탄화물 투입구 보다 높게 유지하고 있는 것에 기인한 것으로 판단된다. 농경지에서 바이오매스 탄화물 투입으로 토양개량 효과와 더불어 작물 수량을 증대시킬 수 있다는 보고 (Chan et al., 2008)도 있지만, 작물특성과 원료물질, 그리고 시험장소 등에 따라 사용 효과의 차이가 발생되므로 (Jones et al., 2011) 이에 대한 종합적인 연구 검토가 필요하다고 판단된다.

## Conclusions

농업부산물을 활용한 탄화물 처리효과를 구명하기 위하

여 콩대 부산물과 왕겨를 활용하여 탄화물을 생산하고 포트 재배 조건에서 콩을 재배하면서 토양 화학성 변화 및 탄소 pool을 비교 검토하였다. 시험토양은 사양토 밭 토양이었고, 탄화물 처리 조건은 ha 당 9.75 Mg, 19.5 Mg, 39.0 Mg의 탄화물을 투입하였다. 시험토양의 pH 값은 7.0~7.9 범위로 나타났고 탄화물의 투입량이 많을수록 토양 pH는 통계적으로 유의하게 증가하였고 작물재배 후에는 경시적으로 감소하는 경향을 나타냈다. 토양 EC, TN, 유효인산 등도 비슷한 경향을 나타냈으며, 이러한 결과는 탄화물의 특성상 토양 내에서 높은 pH와 양분교환능력, 그리고 표면적이 큰 다공성 형태를 지니고 있어 탄화물이 많이 투입될수록 pH 및 총 질소 함량 등의 양분함량이 높게 나타났다. 또한 탄화물 투입에 따른 탄소 및 영양분의 증가가 식물이 이용하는 토양 내 질소 환경에 영향을 주었다. 유기태 질소의 암모니아 반응이 촉진되어 탄화물 투입 처리구에서 암모니아태 질소 함량을 높이는데 기여하였다. 콩 재배 후 토양 탄소 pool은 대조구, C-1, C-2 그리고 C-3 처리구에서 각각 탄소 pool은 12.0 Mg C ha<sup>-1</sup>, 19.0 Mg C ha<sup>-1</sup>, 26.2 Mg C ha<sup>-1</sup> 그리고 33.6 Mg C ha<sup>-1</sup>의 탄소 pool을 유지하고 있으며, 탄소분해가 거의 나타나지 않음을 볼 수 있다. 바이오매스를 지속적으로 사용한다면 토양 탄소의 함량 증대와 안정화 정도를 향상시킬 수 있을 것으로 판단된다.

## References

- Ascough P.L., C.J. Sturrock, and M.I. Bird. 2010. Investigation of growth responses in saprophytic fungi to charred biomass. *Isotopes Environ. Health Stud.* 46:64-77.
- Atkinson, C.J., J.D. Fitzgerald, and N.A. Hipps. 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from bio-char application to temperate soils: a review. *Plant Soil.* 337:1-18.
- Chan Y.K., L. Van Zwieten, I. Meszaros, A. Downie, and S. Joseph. 2008. Using poultry litter biochar as soil amendments. *Aust. J. Soil Res.* 46:437-444.
- Gee, G.W. and J.W. Bauder. 1986. Particle size analysis, p. 383-412. In: G.S. Campbell et al., (ed.). *Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods.* ASA and SSSA, Madison, WI, USA.
- Glaser B., L. Haumaier, G. Guggenberger, and W. Zech. 1998. Black carbon in soils: the use of benzenecarboxylic acids as specific markers. *Organic Geochemistry.* 29:811-819.
- Heckman, J.R. 2002. In-season soil nitrate testing as a guide to

- nitrogen management for annual crops. *Horttechnology*. 12:706-710.
- Jones, D.L., D.V. Murphy, M. Khalid, W. Ahmad, G. Edwards-Jones, and T.H. DeLuca. 2011. Short-term biochar induced increase in soil CO<sub>2</sub> release is both biotically and abiotically mediated. *Soil Biol. Biochem.* 43:1723-1731.
- Khalil, M.I., M.B. Hossain, and U. Schmidhalter. 2005. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. *Soil Biol. Biochem.* 37:1507-1518.
- Larid, D. 2008. The charcoal vision: a win-win-win scenario for simultaneously producing bioenergy, permanently sequestering carbon, while improving soil and water quality. *Agron. J.* 100:178-184.
- Larid, D., P. Fleming, B.Q. Wang, R. Horton, and D. Karlen. 2010. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*. 158:436-442.
- Lehmann, J. 2009. Biological carbon sequestration must and can be a win-win approach.. *Climate Change*. 97:459-463.
- Lehmann, J., J. Gaunt, and M. Rondon. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems: A review. *Mitig. Adapt. Strategies Global Change*. 11:395-419.
- Lehmann, J., J. Silva, C. Steiner, T. Nehls, W. Zech, and B. Glaser. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant Soil*. 249:343-357.
- Lehmann, J., M.C. Rillig, J. Thies, C.A. Masiello, W.C. Hockaday, and D. Crowley. 2011. Biochar effects on soil biota-A review. *Soil Biol. Biochem.* 43:1812-1836.
- Liang, B., J. Lehmann, D. Solomon, J. Kinyangi, J. Grossman, B. O'Neill, J.O. Skjemstad, J. Thies, F.J. Luizao, J. Petersem, and E.G. Neves. 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70:1719-1730.
- Luo, Y., M. Durenkamp, M. De Nobile, Q. Lin, B.J. Devonshire, and P.C. Brookes. 2013. Microbial biomass growth, flowing incorporation of biochars produced at 350°C or 700°C, in a silty-clay loam soil of high and low pH. *Soil Biol. Biochem.* 57:513-523.
- Major J., J. Lehmann, M. Rondon, and C. Goodate. 2009. Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology*. 16:1366-1379.
- Mathews, J.A. 2008. Carbon-negative biofuels. *Energy Policy*. 36:940-945.
- NAAS. 2000. Methods of soil and plant analysis. National Institute of Agricultural Science and Technology, RDA, Suwon, Korea.
- NAAS. 2013. Soil testing for major crops, National Academy of Agricultural Science, RDA, Suwon, Korea.
- Nichols G.J., J.A. Cripps, M.E. Collinson and A.D. Scott. 2000. Experiments in waterlogging and sedimentology of charcoal: Results and implications. *Paleogeogr. Paleoclimatol. Paleocol.* 164:43-56.
- Park, W.K., N.B. Park, J.D. Shin, S.G. Hong, and S.I. Kwon. 2011. Estimation of biomass resource conversion factor and potential production in agricultural sector. *Korea J. Environ. Agric.* 30:252-260.
- Schneider, U.A., and B.A. MaCarl. 2003. Economic potential of biomass based fuels for greenhouse gas emission mitigation. *Environ. Resour. Econ.* 24:291-312.
- Singh, B.P., A.L. Cowie, and R.J. Smernik. 2012. Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. *Environ. Sci. Technol.* 46:11770-11778.
- Singh, B.P., B.J. Hattonb, B. Singh, A.L. Cowie, and A. Kathuria. 2010. Influence of Biochars on Nitrous Oxide Emission and Nitrogen Leaching from Two Contrasting Soils. *J. Environ. Qual.* 39:1224-1235.
- Takahashi, E., J.F. Ma, and Y. Miyake. 1990. The possibility of silicon as an essential element for higher plants. *Comments Agric. Food Chem.* 2:99-102.
- Trinsoutrot, I., S. Recous, B. Bentz, M. Lineres, D. Chenby, and B. Nicolardot. 2000. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:918-926.
- van Zwieten, L., S. Kimber, S. Morris, Y.K. Chan, A. Downie, J. Rust, S. Joseph, and A. Cowie. 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant Soil*. 327:235-246.
- Yuan, J.H., R.K. Xu, W. Qian, and R.H. Wang. 2011. Comparison of the ameliorating effects on an acedid ultisol between four crop straws and their biochars. *J. Soils Sediments*. 11:741-750.
- Zhang, X., S. Kondragunta, C. Schmidt, and F. Kogan. 2008. Near real time monitoring of biomass burning particulate emissions (PM<sub>2.5</sub>) across contiguous United States using multiple satellite instruments. *Atmospheric Environment*. 42:6959-6972.