

Effects of Biomass Application on Soil Carbon Storage and Mitigation of GHGs Emission in Upland

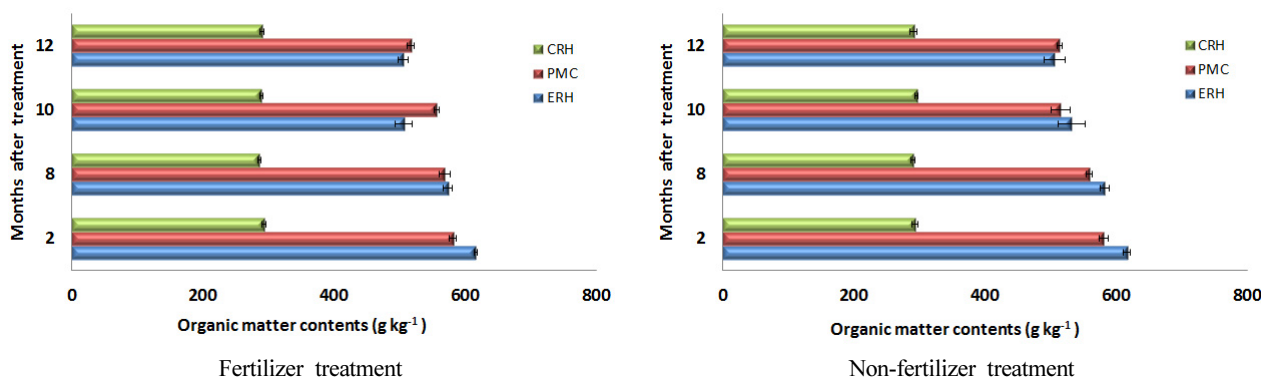
Woo-Kyun Park*, Gun-Yeob Kim, Sun-Il Lee, Joung-Du Shin, Hee-Young Jang, Un-Sung Na, and Kyu-Ho So

National Academy of Agricultural Science, RDA, Wanju 55365, Korea

(Received: September 14 2015, Revised: September 24 2015, Accepted: September 25 2015)

This experiment was carried out to find out the mitigation of greenhouse gases (GHGs) emission and changes of soil carbon contents in the cropland. In order to minimize the soil disturbance, this study was conducted without crop cultivation at the pots treated with different biomass. Different biomass was buried in the soil for 12 months. Decomposition rates of expander rice hull, pig manure compost and carbonized rice hull were 18%, 11~11.5% and 0.5~1.2%, respectively. It was appeared that carbonized rice hull was slightly decomposed. No difference was shown between chemical fertilizer treatment plot and non-application plot. It was appeared that soil carbon content in the non chemical fertilizer application plot was high when compared to its chemical fertilizer. Its content at soil depth of 20 cm more decreased than the upper layer of soil. Accumulative emission of CO₂ with different treatments of biomass was highest of 829.0~876.6 g CO₂ m⁻² in the application plot of PMC (Pig Manure Compost) regardless of chemical fertilizer treatment during 16 months of experiment. However, the emission for expander rice hull treatment plot was lowest of 672.3~808.1 g CO₂ m⁻². For application plot of the carbonized rice hull, it was shown that non chemical fertilizer plot, 304.1 mg N₂O m⁻², was higher than the chemical fertilizer treatment, 271.6 mg N₂O m⁻². Greenhouse gas emissions in the PMC treatment were highest of 0.94 ton CO₂ eq ha⁻¹ yr⁻¹. However, it was estimated to be the lowest in the expander rice hull treatment.

Key words: Greenhouse Gas, N₂O emission, Soil carbon content, Biomass, Carbonized rice hull



Change of Organic matter contents by biomass treatments during the study period. ERH : Expander Rice hull, PMC : Pig Manure Compost, CRH : Carbonized Rice hull.

*Corresponding author : Phone: +82632382492, Fax: +82632383823, E-mail: sunrise7000@korea.kr

§Acknowledgement : This study was carried out with the support of "Research Program for Agricultural Science & Technology Development (PJ009383)", National Academy of Agricultural Science, Rural Development Administration, Republic of Korea.

Introduction

지구온난화 현상은 전 지구적으로 매우 중요한 문제로 인식되고 있으며, 이산화탄소, 메탄, 아산화질소 등이 많은 영향을 미치는 것으로 알려져 있다 (Scheutz and Kjeldsen, 2004). 온실가스는 산업혁명 이전보다 인간 활동에 따른 화석연료의 사용과 토지이용에 따른 숲 파괴의 영향으로 그 농도가 높아져 2011년에는 이산화탄소 (CO_2) 농도가 391 ppm으로 산업화 이후 40%가 증가하였다. 이는 지구에너지에 불균형을 초래하는 모든 물질과 과정이 기후변화의 원인이 되고, 특히 대기 중의 CO_2 농도가 주요 원인임을 밝혔다 (IPCC, 2014). 아산화질소 (N_2O)의 경우에도 산업화 이전보다 약 18% 높은 319 ppb로 인간 활동으로 인한 농업활동 중 특히 질소를 함유한 비료사용에 의한 영향으로 증가되고 있다 (IPCC, 2007). 생물권에서 대기권으로 배출되는 N_2O 의 약 70%는 토양으로부터 야기되어 진다 (Bouwman, 1990). 또한 총 N_2O 배출량의 64%가 인간 활동이며, 그 중 92%가 농업활동에 의해 배출되는 것으로 보고되고 있다 (Duxbury et al., 1993). 그러나 Gu et al. (2009)은 자연 상태에서 26–30%의 아산화질소 (N_2O)가 농경지로부터 배출되는 것으로 추정하였다. 농경지 토양으로부터 아산화질소 배출은 온도, pH, 강우뿐만 아니라 질소 시비량, 토양 유기물 함량, 경작방법, 토성, 작물 종류, 양분원의 종류 등 여러 요인에 영향을 받는다 (Freney, 1997; Stehfest, 2008). Firestone and Davidson (1989)은 토양에서 아산화질소 (N_2O)의 배출은 유기물이나 비료 사용을 줄이는 것보다 토양 중에서 발생하는 질산화 및 탈질 작용 등 생화학적 과정을 적절히 조절하는 것이 더 효과적이라고 하였는데, 이는 토양 미생물에 의해 농경지에 사용된 질소질 비료나 가축분뇨 퇴비 등이 질산화 과정과 탈질 과정을 거쳐 변환된다. 이 과정에서 부산물이나 중간산물로 아산화질소 (N_2O)가 만들어지기 때문이다 (Freney, 1997; Singh and Tyagi, 2009). 또한 토양은 생물권 중 육상 생태계 내에 있는 탄소 양의 2/3 이상을 저장하는 탄소 저장고 역할을 한다 (Guanhui and James, 1999). Case et al. (2013)은 숲은 토양에서 미생물의 활성화에 영향을 주고, 토양의 호흡량 (이산화탄소 방출량)을 감소시키고, 질소 비료가 질산염으로 바뀌는 것을 막아서 질소가 공기 중으로 날아가 온실가스로 작용하는 것을 억제한다고 하였다. 즉, 바이오숯은 토양에 현재보다 좀 더 많은 탄소를 축적하고 저장할 수 있도록 돕는 역할을 한다. 우리나라의

농업분야에서 발생하는 바이오매스의 양은 연간 1,160 만톤으로 추정되고 있으나 자원 순환활용에 대한 연구가 거의 없는 실정이다 (Park et al., 2011). 바이오매스는 모든 식물과 동물의 자양분 그리고 가정과 산업체로부터 발생하는 배출물과 바이오 폐기물을 포함하는 탄소가 풍부한 소재이다 (Deublin and Steinhauser, 2008). 농업에서 유래된 미사용 또는 폐기된 바이오매스 잔사는 잠재 에너지원이며 유기물 공급원으로 유용하나, 이러한 자원을 방치하거나 소각하게 되면 환경문제와 더불어 온실가스 배출원이 될 수 있다. 그러나 바이오매스를 공기가 부족한 상태에서 연소시켜 만든 바이오숯을 토양에 사용하면 숯은 결국 토양으로 되돌아가서 격리된 형태로 존재 (Case et al., 2013)하게 될 뿐 아니라 아산화질소의 배출량을 줄일 수 있다는 연구 결과들이 보고되고 있다 (Yanai et al., 2007).

따라서 본 연구에서는 밭 토양에 농업부문 바이오매스인 팽연왕겨, 돈분발효퇴비, 왕겨탄을 처리하고 바이오매스 처리에 따른 토양 탄소저장 및 온실가스 (CO_2 , N_2O) 배출 특성을 조사 하였다.

Materials and Methods

본 연구는 바이오매스 처리가 농경지에서 온실가스 배출에 미치는 영향을 살펴보기 위하여 경기도 수원시에 위치한 국립농업과학원의 시험포장 (위도: $37^{\circ}25'84.0''\text{N}$, 경도: $126^{\circ}98'81.0''\text{E}$)에서 수행하였다. 시험은 밭 포장 조건에서 무저 포트를 설치하여 실시하였고, 시험토양은 사양질로서 화학적 특성은 Table 1과 같다.

작물생육에 의한 온실가스 배출 영향을 제거하기 위하여 포트상에 작물은 재배하지 않았다. 시험구 면적은 120 m^2 ($15 \times 8 \text{ m}$)로 하였으며, 시험구 처리는 바이오매스 무처리구, 팽연왕겨 처리구, 돈분발효퇴비 처리구, 왕겨탄 처리구의 4 처리 3반복으로 하였다. 본 시험에 사용된 바이오매스의 화학적 특성은 Table 2와 같다.

바이오매스 원료인 왕겨탄 (숯)은 pH 및 탄소함량이 다른 원료에 비해 높게 나타났으며, 토양 중 유효인산은 시험전 토양에서는 적당한 밭토양의 유효인산함량에 비하여 높았다.

시험용 포트 설치에 시료채취 등으로 인한 토양교란을 최소화하기 위하여 각 시험구에 11개의 원형 아크릴 무저 포트 (직경 20 cm, 높이 25 cm)를 설치하였으며, 각각의 포트 (7.85 cm^3)에는 토양과 시험재료인 바이오매스를 완전

Table 1. Chemical properties of soil used at the experiment.

pH	EC	OM	Av. P_2O_5	Exch. Cation			CEC
				K	Ca	Mg	
(1:5)	dS m^{-1}	g kg^{-1}	mg kg^{-1}	$\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$			
7.14	0.49	19.5	481.4	0.59	7.60	2.16	11.09

Table 2. Chemical properties of biomass used at the experiment.

	pH	EC	C	N	C/N
	(1:10)	dS m ⁻¹	----- % -----		
ERH	7.9	0.54	36.3	0.4	90.7
CRH	10.2	0.82	42.7	0.5	85.4
PMC	7.2	4.0	31.9	2.71	11.8

† ERH : Expander Rice Hull, CRH : Carbonized Rice Hull, PMC : Pig Manure Compost

Table 3. Input amount of nitrogen and carbon in the soil by biomass treatments.

	Input ton ha ⁻¹	Nitrogen content		Carbon content	
		%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹
ERH	5	0.4	20	36.3	1,815
CRH	5	0.5	25	42.7	2,135
PMC	3.3	2.71	89	31.9	1,053
	N76-P66-K30		76	-	-

† ERH : Expander Rice Hull, CRH : Carbonized Rice Hull, PMC : Pig Manure Compost



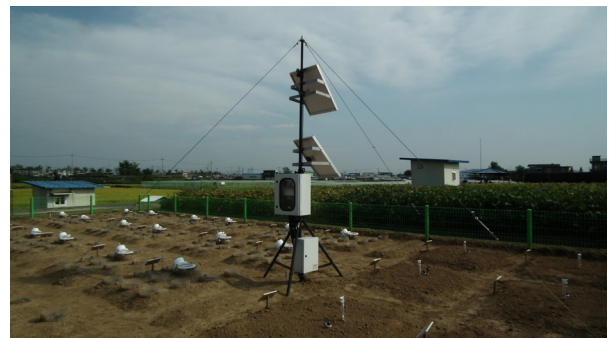
Fig. 1. The experimental field used.

혼합하여 충전하였다. 시험재료 처리는 농촌진흥청 작물별 시비처방 기준 (RDA, 2010)에 따라 바이오매스 원료별 사용량 결정은 1ha에 퇴비 15톤을 기준으로 할 때 돈분퇴비량은 퇴비의 22% 수준으로 사용하는 것을 권장하고 있어 1ha에 돈분퇴비 3.3톤을 처리하였다. 또한 탄화왕겨인 왕겨탄 (숯)은 토양개량목적으로 1ha에 3~5톤을 권장하고 있어 5톤을 처리하였다. 왕겨를 팽연화 시킨 팽연왕겨는 왕겨숯과 같은 양으로 5톤을 처리하였고, 무처리구는 대조구로 바이오매스 재료를 처리하지 않고 수행하였다.

바이오매스 원료별 처리에 따른 단위 면적당 투입되는 질소 및 탄소 함량은 Table 3과 같다.

비료 사용은 처리된 시험재료의 분해과정에 필요한 양분 공급을 위한 3요소 처리구와 무처리구를 두었다. 3요소 처리구는 일반적으로 발작물의 주요 작물인 보리 표준시비량을 기준으로 N-P₂O₅-K₂O를 각각 76-66-30 kg ha⁻¹ 전량 밀거름으로 사용하였다 (Fig. 1).

시험기간 중 토양 온도측정은 유전율식 센서를 포트 내의 토양에 5, 10, 20, 및 50 cm 깊이에 설치하였다. 토양 수분함량은 tensiometer를 토양 표면에서 직각으로 꽂아 자동



<Data logger system>



<Soil temperature sensor and tensiometer>

Fig. 2. The data logger system used in this study.

측정하였으며, 그 측정치는 데이터로거에 기록되도록 하였다 (Fig. 2). 강우량은 시험포장 인근에 위치한 수원기상대 (위도: 37°16'N, 경도: 126°59'E, 해발고도: 34.5 m)에서 측정되는 일별 기상자료를 활용하였다.

토양화학성은 토양시료를 채취하여 풍건 후 2 mm체를 통과시켜 농촌진흥청 토양화학분석법 (NAAS, 2010)에 준하여 분석하였다. pH (1:5)는 초자전극법, 유기물은 Turin법, 유효인산은 Lancaster법, 치환성 양이온은 1N NH₄OAC (pH

7.0)용액으로 침출하여 유도결합플라즈마방출분광기(Optima 7300DV, Perkin Elmer, USA)로 분석하였다. 제조된 시료의 pH와 전기전도도는 pH/EC meter (Orion 4 Star, Thermo, Singapore)로 측정하였다. NO₃-N는 증류수로 침출하여 이온크로마토그래피 (850 professional, Metrohm, Switzerland), NH₄-N는 2 mol KCl로 침출하여 자외선/가시선 분광광도계 (Cary 100, Varian, Australia)로 분석하였다. 바이오매스 분석은 식물체 분석법에 준하여 pH (10:1)는 초차전극법, EC는 조제된 시료 10 g을 100~200 ml 삼각플라스크에 취하여 증류수 50 ml를 가하고 진탕기에서 30분간 진탕하였다. 그리고 NO₂ 여과지로 여과 후 EC meter로 측정하였다. 총탄소 (T-C)와 총질소 (T-N)는 원소분석기 (Vario Max CN analyzer, Elementar, Germany)로 분석을 실시하였다.

유기물 분해율은 토양 30 g (건토)에 바이오매스 원료 10 g을 각각 혼합하여 유리섬유여과지로 싼 후 토양중 소동물의 가해 및 식물뿌리의 접근을 방지하기 위하여 나이론 망사로 한 겹을 싸서 노지 밭 토양 조건의 무저 원형포트에서 작토층 10 cm내에 묻었다. 매설된 시료채취로 인한 토양 교란을 최소화하기 위해서 각각의 무저 원형포트를 사용하였고, 매설지에는 작물을 재배하지 않았으며, 주기적으로 잡초를 제거하였다. 작토층 내에 매설한 나이론 망사 bag을 12개월 동안 매설하였으며, 매설 후 2, 8, 10, 12개월째 총 4회 시료를 채취하여 분석하였다. 채취한 시료는 그늘에서 말린 후 분쇄하여 원소분석기 (Vario Max CN analyzer, Elementar, Germany)를 이용하여 총 탄소함량을 분석하였다. 토양의 유기물 함량은 토양의 유기탄소함량에 1.724를 곱하여 계산하였다.

온실가스 포집은 밀폐형 상자법 (Denmead, 1979)을 이용하였다. 설치된 챔버는 지름이 13.3 cm, 높이가 30 cm인 아크릴 소재로 Fig. 3과 같이 제작하여 시험포장에 설치하고 외부와의 공기를 차단하여 밀폐상태로 포집하였다.

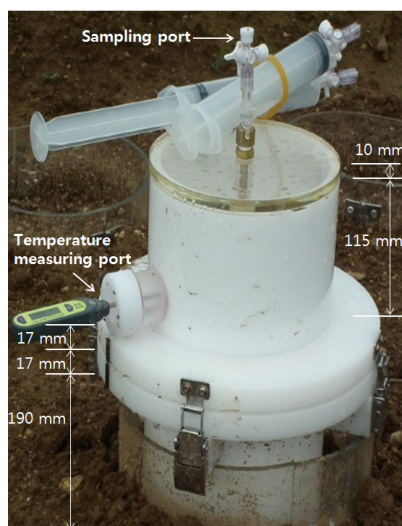


Fig. 3. Schematic model of a closed gas chamber.

온실가스 시료채취는 Yagi (1991)의 방법에 의하여 10:00-12:00 사이에 60 ml 실린지를 이용하여 2주일에 1회 채취하여 분석하였다. 채취한 가스시료의 CO₂ 농도 분석은 GC-FID (Agilent 7890A, USA)를 사용하였고, column은 Hayesep Q (80/100 mesh)를 충전한 1/8"×1.83 m의 stainless steel tubing column, 그리고 detector의 온도는 250°C로 하였다. N₂O 농도 분석은 GC-μECD (Agilent 7890A, USA)를 사용하였고, column은 Hayesep Q (80/100 mesh)를 충전한 1/8"×3.66 m의 UltiMetal tubing column, 그리고 detector의 온도는 350°C로 하였다. CO₂ 분석 및 N₂O 분석을 위한 세부조건은 Table 4와 같다.

단위 시간당 CO₂와 N₂O의 배출량은 다음 Eq. 1에 따라서 계산하였다.

$$F = \rho \cdot 273 \cdot [273 + (\text{처음온도} + \text{나중온도}) \cdot 2^{-1}]^{-1} \cdot H \cdot \Delta C \cdot h^{-1} \cdot 1000^{-1} \quad (\text{Eq. 1})$$

Table 4. Analysis conditions of Gas chromatographic measurement for CO₂ and N₂O.

<CO ₂ >		
Detector		FID
	Packing material	Hayesep Q
Column	Materials	Stainless steel
	O.D. x length	1/8" × 3.66 m
Carrier gas		N ₂
Flow rate	Carrier	23 ml min ⁻¹
	Make up	2 ml min ⁻¹
Temperature	Oven	60°C
	Detector	250°C
Retention time		9 min
Concentration of calibration gas		400 and 1000 ppmv CO ₂ in N ₂
Loop		2 ml
<N ₂ O>		
Detector		μECD
	Packing material	Hayesep Q
Column	Materials	UltiMetal
	O.D. x length	1/8" × 1.83 m
Carrier gas		CH ₄ 5.0 % / Ar
Flow rate	Carrier	21 ml min ⁻¹
	Make up	2 ml min ⁻¹
Temperature	Oven	60°C
	Detector	350°C
Retention time		9 min
Concentration of calibration gas		0.5 and 1.0 ppmv N ₂ O in N ₂
Loop		2 ml

F : 단위시간당 배출량 ($\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$)
 ρ : 가스밀도 (mg m^{-3})

N_2O 의 ρ값 ($T=273 \text{ K}$)은 다음과 같다.

$$\rho_{\text{N}_2\text{O}} = 1.96, \rho_{\text{N}_2\text{O}-\text{N}} = 1.25$$

H : 상자내 수면으로 (또는 토양표면)부터 상자 위쪽 끝 부분까지의 높이

ΔC : 시료 채취 전후의 농도 차

h : 시료 채취 시간

Results and Discussion

밭 토양에 농업부분 바이오매스를 사용하고 시험이 완료된 시점의 토양 특성은 Table 5와 같았다. 유기물 함량과

CEC는 증가한 반면에 다른 성분은 낮아지는 경향이였다. 바이오매스 원료 처리에 따른 pH 변화는 Table 6에서 보는 바와 같이 유의성 있는 차이는 보이지 않았다.

바이오매스 원료 처리에 따른 토양온도의 경시적 변화는 Fig. 4과 같다. 토양 지표면 온도 범위는 3월에는 7.7~8.0°C로 처리별, 토양 깊이별, 화학비료 시용 유무 등에 따른 차이는 나타나지 않았다. 이는 토양 지표온도가 대기온도와 밀접한 영향을 받는 것으로 판단된다. 3월의 조사에서 돈분퇴비 및 왕겨탄 처리구에서 약간 온도가 높게 나타나는 경향을 보였지만, 토양 깊이에 의한 온도 차이는 깊을수록 조사기간 내내 토양온도는 낮게 유지되었다. 그러나 5월과 7월, 9월에 조사한 토양온도는 토양 표면에 비해 20 cm에서 낮게 나타났다. Park et al. (2014)도 대기온도와 토양 깊이별 토양온도 변화에서 대기온도 변화와 아주 비슷한 양상을 보였으며, 20 cm 깊이에서는 변화폭이 0.5°C 범위로 아주

Table 5. Chemical properties of soil after experiment.

pH	OM	Av. P_2O_5	Exch. Cation			CEC
			K	Ca	Mg	
(1:5)	g kg^{-1}	mg kg^{-1}	$\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$			
6.5~7.0	23~25	349~400	0.38~0.42	5.7~6.3	1.8~2.0	14.7~15.9

Table 6. Effect of different biomass additions on upland soil pH.

(1:5)

		March	May	July	September
FA	ERH	7.0 ± 0.13	6.7 ± 0.09	6.9 ± 0.10	7.2 ± 0.03
	PMC	6.9 ± 0.06	6.8 ± 0.04	6.8 ± 0.08	7.0 ± 0.09
	CRH	6.9 ± 0.06	6.7 ± 0.14	6.8 ± 0.04	7.0 ± 0.07
	Control	6.9 ± 0.07	6.8 ± 0.05	6.9 ± 0.07	7.1 ± 0.05
FN	ERH	6.9 ± 0.11	6.9 ± 0.04	6.8 ± 0.08	7.1 ± 0.09
	PMC	6.9 ± 0.12	6.8 ± 0.04	6.8 ± 0.05	7.0 ± 0.05
	CRH	6.9 ± 0.14	6.8 ± 0.04	6.8 ± 0.09	7.2 ± 0.06

* FA : NPK fertilizer applied. FN : NPK fertilizer none, ERH : Expander Rice hull, PMC : Pig Manure Compost, CRH : Carbonized Rice hull.

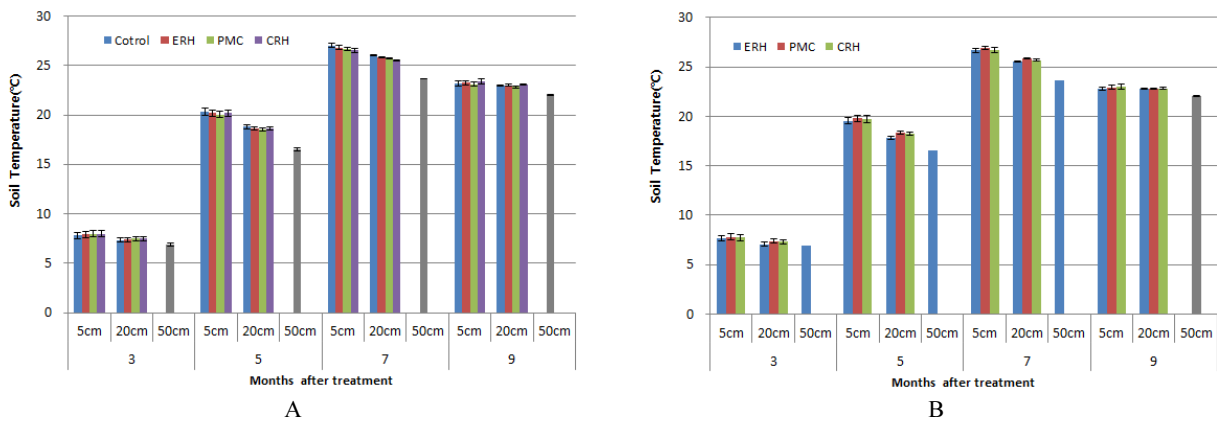


Fig. 4. Temporal change of soil temperature by depths of treated biomass. A : Fertilizer treatment, B : Non-fertilizer treatment. ERH : Expander Rice Hull, PMC : Pig Manure Compost, CRH : Carbonized Rice Hull.

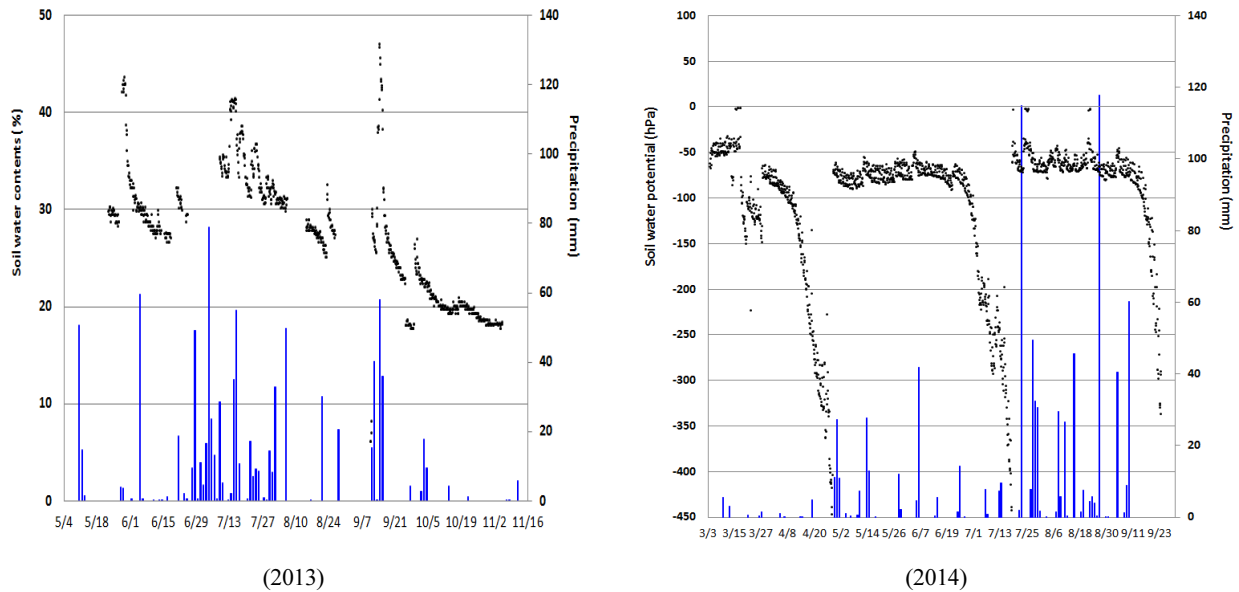


Fig. 5. Temporal change of precipitation and soil water contents during the study period. Soil moisture was measured differently by use of Time domain reflectometer (TDR; 2013) and Tensiometer (2014).

적고 대기온도에 비해 약간 느린 속도의 변화를 보였다고 하였는데 이와 유사한 결과로 판단된다.

대기온도는 토양온도 변화와 밀접한 관계를 가질 뿐 아니라 N_2O 배출량에도 영향을 미친다 (Frolking et al., 1998; Parton et al., 1996). 대기 온도는 토양의 CO_2 생산의 중요한 요소로 작용하여 19세기 말부터 토양의 CO_2 flux를 예측하는데 사용되어 왔다 (Arrhenius, 1889, Vant't Hoff, 1898). 또한 토양온도 (Gödde and Conrad, 1999)와 토양수분 (Stevens et al. 1997; Arnone and Bohlen 1998; Hou et al. 2000) 변화에 따른 N_2O 배출 양상이 비슷하다는 보고들이 여러 연구결과에서 알려진바 있다. 본 연구기간 동안 강우 및 토양수분의 경시적 변화는 Fig. 5와 같다.

습한 토양에서는 탈질현상으로 N_2O 와 N_2 의 발생이 증가되고 상대적으로 호기조건의 건조토양에서는 미생물에 의해 질산화작용이 촉진 (Davidson, 1991)되는 것으로 알려져 있는데, 2013년 6월 하순에서 7월 말까지 잦은 강우로 인하여 토양수분이 높게 나타났으며, 9월 중순에도 많은 강우로 인하여 높은 토양수분을 나타내었다. 또한 2014년 7월 하순 이후부터 9월 초순까지도 잦은 강우가 지속되었음을 보여 주고 있다.

시험기간 동안 바이오매스 원료에 따른 토양탄소 함량 변화는 Fig. 6에서 보는 바와 같이 바이오매스 원료처리에 따른 토양탄소함량은 처리간에 큰 차이는 보이지 않았으나 왕겨탄에서 약간 높게 나타나는 경향을 보였다.

Fig. 7은 바이오매스 원료별 토양 깊이에 따른 토양 탄소 함량 변화를 나타낸 것이다. 시험 5개월 후에 조사한 토양 탄소함량은 화학비료 무처리구에서 높게 나타났으며, 토양 깊이에 따른 차이는 표토에 비해 20 cm에서 낮은 경향을 보

였다. 시험 16개월 후에 조사한 토양 탄소함량은 시험 5개월에 비해 더 많은 감소를 보였으나, 시험에 사용된 바이오매스 중에서는 왕겨탄이 토양 탄소저장에 가장 유리한 것으로 나타났다.

시험기간 동안 토양탄소 함량 변화에 바이오매스 원료 투입이 영향을 미칠 수 있는지는 조사하기 위하여 바이오매스 원료별로 분해된 토양 탄소함량을 Fig. 8에 나타내었다. 바이오매스를 토양 내에 매몰하여 유기물 분해율을 조사한 결과 왕겨탄 처리구에서는 화학비료를 사용한 경우에는 시험 초기 유기물 함량이 293.7 g kg^{-1} 에서 12개월 후에는 290.1 g kg^{-1} 으로 유기물 분해율은 1.2%로 거의 분해가 일어나지 않았으며, 화학비료를 사용하지 않은 경우에도 시험 초기 293.1 g kg^{-1} 이던 유기물 함량이 12개월 후에는 291.5 g kg^{-1} 으로 0.5%의 유기물 분해율을 보였다. 바이오매스 종류에 따른 차이는 화학비료를 사용한 경우와 화학비료를 사용하지 않은 경우에 팽화왕겨가 각각 18%, 18.0%, 돈분퇴비 11%, 11.5%였다. 또한 바이오매스 원료처리에 따른 분해된 토양 탄소함량은 모든 처리에서 화학비료의 사용 여부와는 관계없이 큰 차이를 보이지 않았다. 반면에 왕겨탄 처리구는 다른 처리에 비하여 분해율이 낮았는데, 이것은 탄화상태 그대로 토양에 저장되어 분해가 쉽게 일어나지 않는 것으로 판단된다. 따라서 토양에 투입된 왕겨탄은 다른 바이오매스에 비하여 토양 중에 오랜 기간 축적이 가능할 것으로 판단된다.

시험기간 동안의 바이오매스 원료 및 처리기간에 따른 CO_2 및 N_2O 누적 배출량은 Fig. 9와 같다. 바이오매스 원료 및 처리기간에 따른 CO_2 누적 배출량은 돈분처리구에서는 화학비료를 처리한 경우에는 $876.6 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2}$, 화학비료를

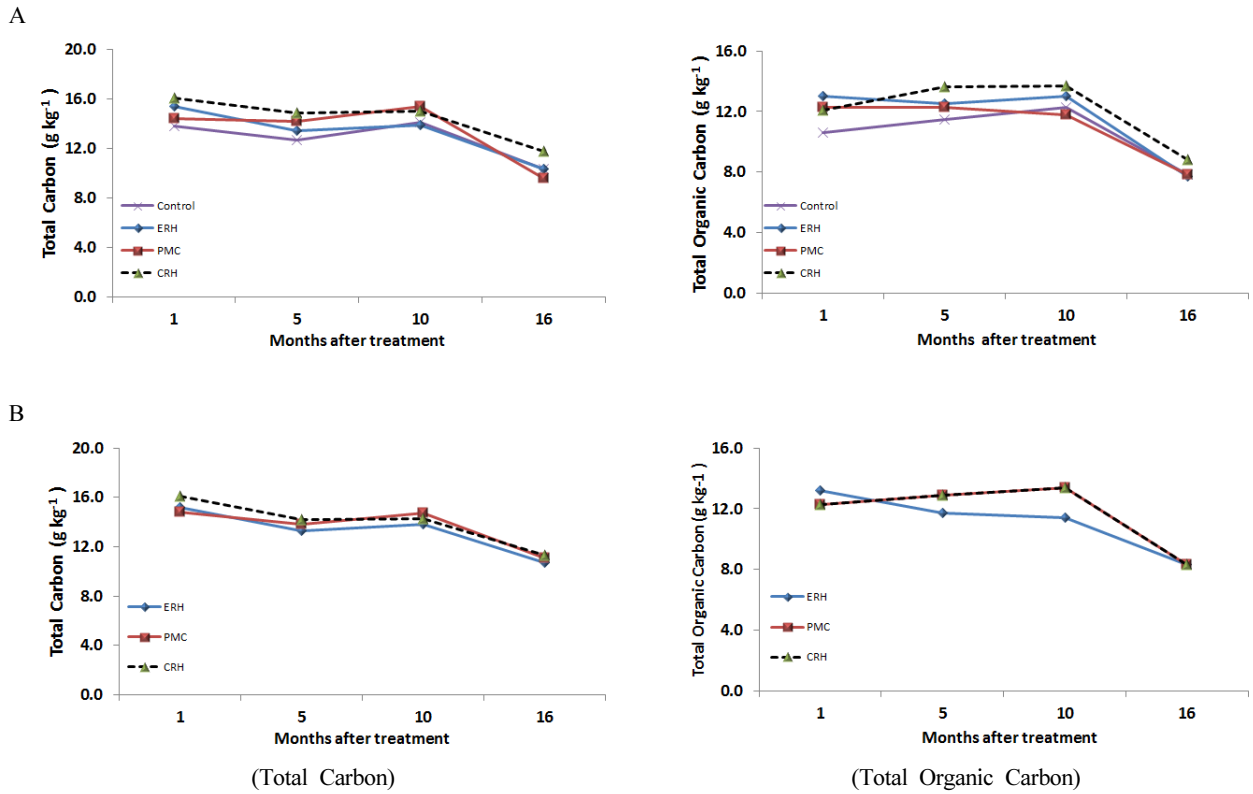
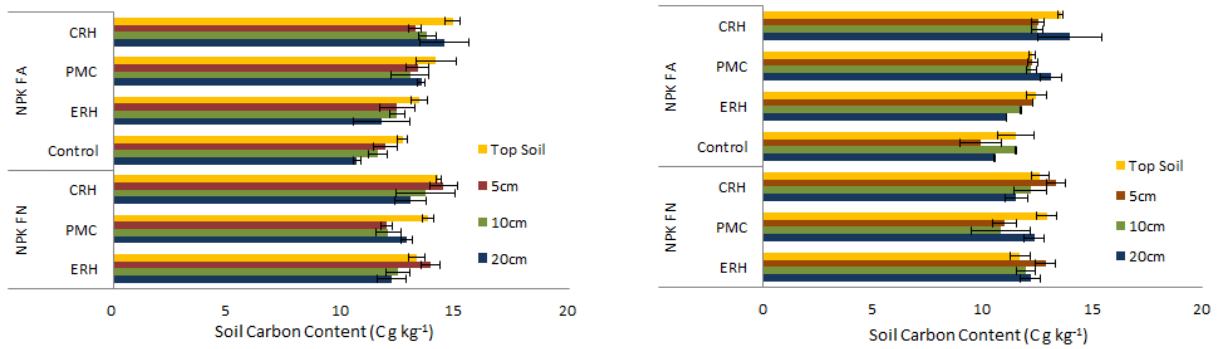


Fig. 6. Change of soil carbon contents by biomass treatments during the study period. A : Fertilizer treatment, B : Non-fertilizer treatment. ERH : Expander Rice hull, PMC : Pig Manure Compost, CRH : Carbonized Rice hull.

- After 5 months



- After 16 months

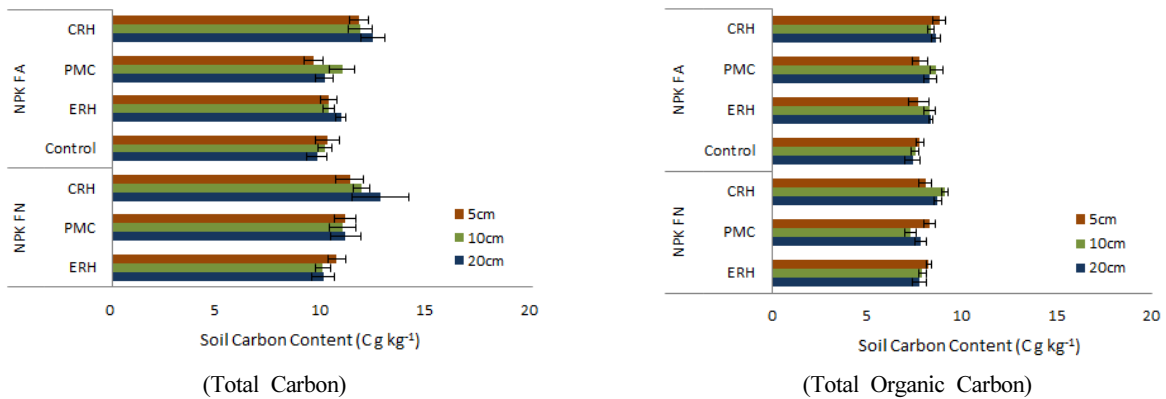


Fig. 7. Temporal change of soil carbon contents by depths of treated biomass. NPK FA : NPK fertilizer applied. NPK FN : NPK fertilizer none, ERH : Expander Rice hull, PMC : Pig Manure Compost, CRH : Carbonized Rice hull.

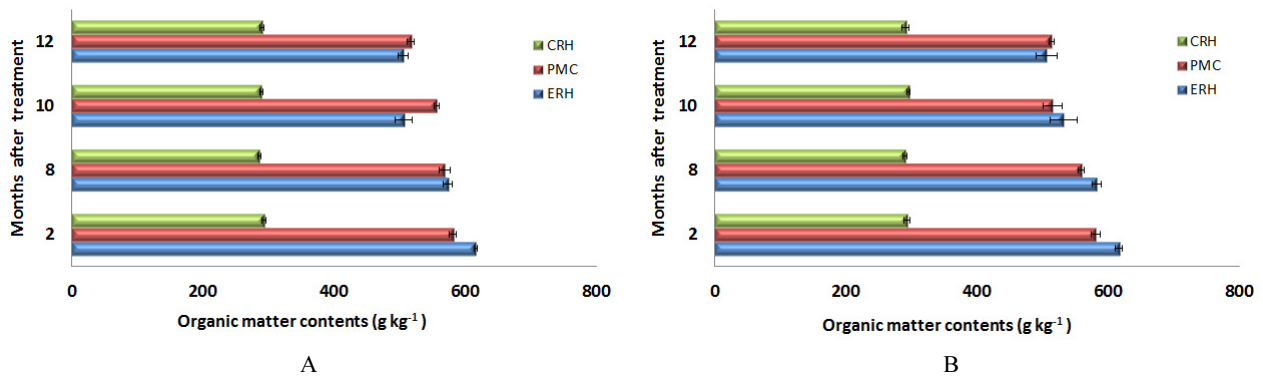


Fig. 8. Change of Organic matter contents by biomass treatments during the study period. A : Fertilizer treatment, B : Non-fertilizer treatment. ERH : Expander Rice hull, PMC : Pig Manure Compost, CRH : Carbonized Rice hull.

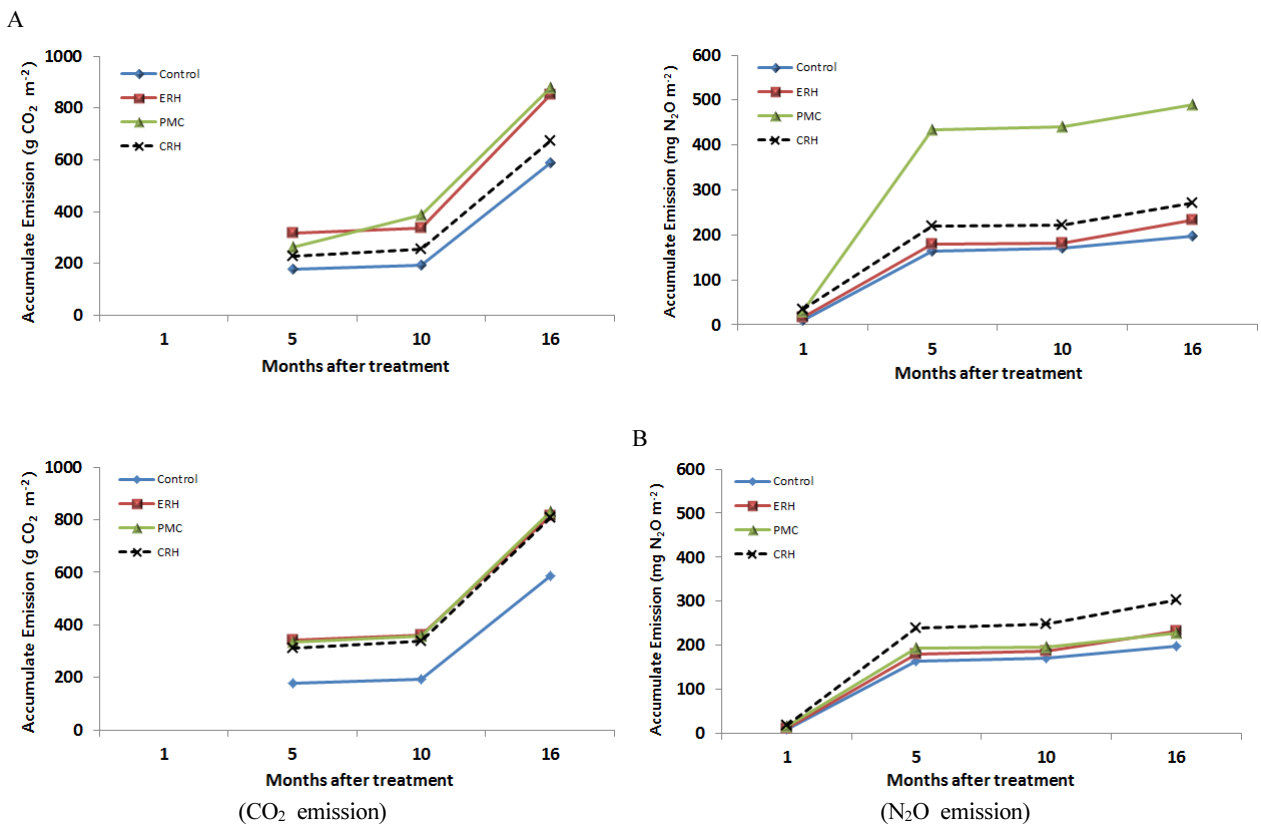


Fig. 9. Changes of CO₂ and N₂O emissions by different biomass in upland soils (all flux measurements included). A : Fertilizer treatment, B : Non-fertilizer treatment. 1 month data is not monitored in CO₂ emission. ERH : Expander Rice hull, PMC : Pig Manure Compost, CRH : Carbonized Rice hull.

처리하지 않은 경우에는 829.0 g CO₂ m⁻²으로 화학비료 처리에 관계없이 가장 높게 나타났고, 왕겨탄 처리구에서 화학비료를 처리한 경우에는 672.3 g CO₂ m⁻², 화학비료를 처리하지 않은 경우에는 808.1 g CO₂ m⁻²으로 가장 적은 배출량을 보였다. 왕겨탄 처리구에서는 화학비료 처리 보다 화학비료 무처리에서 높게 나타났는데, 이것은 유기물 투입 초기에 빠른 유기물 분해로 인하여 화학비료 처리에 비해 미생물 활성이 높는데 따른 영향으로 판단된다.

N₂O 누적 배출량은 돈분처리구에서는 화학비료를 처리

한 경우에는 490.4 mg N₂O m⁻², 화학비료를 처리하지 않은 경우에는 227.2 mg N₂O m⁻²으로 화학비료 처리가 화학비료 무처리에 비해 높게 배출되어 N 시용량과 N₂O 배출량 간의 상관관계가 있음을 보여주었다. 그러나 왕겨탄 처리구에서는 화학비료를 처리한 경우에는 271.6 mg N₂O m⁻², 화학비료를 처리하지 않은 경우에는 304.1 mg N₂O m⁻²으로 화학비료 무처리에서 높게 나타났다. 반면에 유기물 투입 초기에 N₂O 배출량은 낮게 나타났으나 유기물 투입 5개월 시점까지는 점차 증가하는 경향을 보였고, 그 이후에는 증

Table 7. Change of soil organic matter content and carbon-nitrogen ratio in the soil by biomass treatments.(Soil organic matter content : g kg⁻¹)

		March		May		July		September	
		OM	OM/N	OM	OM/N	OM	OM/N	OM	OM/N
FA	ERH	25.7	3.18	26.9	23.5	24.6	16.5	24.4	20.5
	PMC	25.3	2.81	25.4	19.6	25.5	19.3	24.3	20.3
	CRH	25.7	2.94	25.8	23.4	24.4	17.8	25.5	25.8
	Control	24.4	2.78	26.2	21.0	23.9	16.4	23.4	23.0
FN	ERH	24.6	3.34	25.9	22.1	24.0	16.2	24.6	17.8
	PMC	25.5	3.21	24.9	21.7	24.5	16.7	23.9	18.6
	CRH	27.9	4.11	26.7	24.4	23.9	17.1	24.2	20.2

* FA : NPK fertilizer applied. FN : NPK fertilizer none, ERH : Expander Rice hull, PMC : Pig Manure Compost, CRH : Carbonized Rice hull.

Table 8. Amount of CO₂ and N₂O emitted from the sandy loam soil with different biomass treatments.

	N Input (kg ha ⁻¹)	CO ₂ Emission		N ₂ O Emission		N ₂ O (kg N ₂ O kg ⁻¹ N)	Total Emission (GWP) (ton CO ₂ eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹)
		Total Emission	Net Emission	Total Emission	Net Emission		
		(kg CO ₂ ha ⁻¹ yr ⁻¹)		(kg N ₂ O ha ⁻¹ yr ⁻¹)			
ERH	96	3,772	1,680	1.91	0.16	0.00167	1.73
PMC	165	4,215	2,123	4.60	2.85	0.01727	3.01
CRH	101	2,835	743	2.38	0.63	0.00624	0.94
Control	76	2,092	-	1.75	-	-	-

* GWP = (CO₂ emission × 1) + (N₂O emission × 310)

† ERH : Expander Rice Hull, PMC : Pig Manure Compost, CRH : Carbonized Rice Hull.

가세가 둔화되는 경향을 보였다. 이러한 결과는 토양에 왕겨나 볏짚 같은 탄질비가 높은 유기물이 가해지면 미생물에 의하여 분해될 때 탄소는 일부 미생물체로 동화·고정되지만 많은 양이 CO₂로 방출되는 한편 유기태 질소는 암모늄태 또는 질산태 질소로 무기화됨과 동시에 미생물체를 구성하는 성분으로 이용된다.

바이오매스 원료 처리에 따른 토양 유기물 함량 및 탄질비 변화는 Table 7에 나타내었다. 토양에 유기물을 투입한 초기에는 OM/N가 낮게 나타났으나 시간이 경과 후에는 큰 변화는 없었다. 유기물의 C/N비는 미생물에 의하여 분해되는 과정을 거치면서 낮아지게 된다. 이것은 미생물에 필요한 에너지원으로서 탄소의 양은 충분하지만 균체 합성에 필요한 질소가 부족하여 유기물의 분해가 느리게 진행되며 토양 중의 무기태 질소인 NH₄-N이나 NO₃-N이 미생물의 증식에 이용되게 된다. 즉 토양에 존재하는 무기태 질소의 부동화가 일어나게 되는 것이다. 반대로 C/N비가 낮은 유기물이 분해될 때 유기태 질소는 무기화되어진다. 유기물의 C/N비가 대략 30 이상이면 토양질소의 부동화가 일어나고 15 이하이면 무기화가 일어난다. 그러므로 탄질율이 높은 유기물과 함께 부족한 질소량을 공급하지 않으면 미생물은 유기물 중의 풍부한 탄소를 에너지원으로 활용하면서 부족

한 질소를 토양 중에서 취하기 때문에 주변 토양 중의 무기태 유효질소인 NH₄-N 또는 NO₃-N가 미생물에 의하여 이용되기도 한다. 이러한 현상은 짧은 기간이며, 유기물 분해가 완료되면 미생물은 상당수가 사멸되어 질소를 토양에 방출하게 된다 (Yoo et al. 2002)고 알려져 있는데 이러한 현상에 따른 영향으로 판단된다.

밭토양에서 바이오매스 원료별 처리에 따른 온실가스 배출량을 비교한 결과는 Table 8과 같다. 온실가스의 연간 배출량은 2013년 3월부터 2014년 5월까지 측정된 m²당 배출된 연간 온실가스 누적 배출량을 ha당으로 환산하였다. 이때 연간 ha당 CO₂ 총배출량은 팽연왕겨에서 3,772 kg CO₂, 돈분퇴비에서 4,215 kg CO₂, 왕겨탄에서 2,835 kg CO₂였다. 바이오매스를 사용하지 않은 무처리구에서 배출되는 양을 뺀 순배출량은 팽연왕겨에서 1,680 kg CO₂, 돈분퇴비에서 2,123 kg CO₂, 왕겨탄에서 743 kg CO₂로 왕겨탄에서 가장 적은 배출량을 보였다. 이와 같은 결과는 탄화과정에서 많은 양의 유기물이 분해되는데 기인하는 것으로 생각된다. 또한 연간 ha당 N₂O 총배출량은 팽연왕겨에서 1.91 kg N₂O, 돈분퇴비에서 4.60 kg N₂O, 왕겨탄에서 2.38 kg N₂O였다. 바이오매스를 사용하지 않은 무처리구에서 배출되는 양을 뺀 순배출량은 팽연왕겨에서 0.16 kg N₂O, 돈분퇴비에서

2.85 kg N₂O, 왕겨탄에서 0.63 kg N₂O로 왕겨탄이 돈분퇴비에 비하여 월등히 적은 배출량을 보였으나 팽연왕겨 보다는 많이 배출되었다. 질소 1 kg당 N₂O 배출량은 N₂O 순배출량에 대한 투입된 질소량으로 계산하였는데, 돈분은 0.01727 kg N₂O kg⁻¹ N으로 가장 많았고, 왕겨탄은 0.00624 kg N₂O kg⁻¹ N, 팽연왕겨는 0.00167 kg N₂O kg⁻¹ N이었다. 이와 같은 결과는 앞서 Table 3에서 보여준 바와 같이 시험재료로 사용한 팽연왕겨는 0.4%의 질소를 함유하고 있으나 왕겨탄은 0.5%의 질소를 함유하고 있는데 따른 것으로 판단된다. 왕겨탄은 CO₂ 총배출량에서 살펴본 바와 같이 많은 양의 유기물이 탄화되어 유기물을 분해하는데 필요한 질소성분이 거의 필요하지 않으나 팽연왕겨는 유기물을 분해하는데 필요한 질소성분을 자체적으로 이용함으로써 N₂O 배출로 작용하는 질소성분이 공급량 보다 더 적은데 따른 결과로 판단된다. 이와 관련하여 Yanai et al. (2007)은 바이오숯을 무게 비로 10%를 처리하였을 때 아산화질소 배출량이 줄어들었다고 보고하였다. Zwieten et al. (2009)은 바이오숯 처리가 토양 pH를 높여 아산화질소로부터 질소 가스로 환원시키는 효소활성이 높아짐으로서 아산화질소의 배출량이 줄어들 수 있다고 하였다.

한편으로는 바이오숯 처리가 토양 통기성을 높여줌으로서 탈질균의 활성에 영향을 미치거나, 탈질균의 활성에 필요한 유효태 탄소의 흡착으로 아산화질소의 배출량이 줄어들 수도 있다고 하였다. Lemke et al. (1998)은 토양 수분 함량이 높을수록 탈질이 잘 일어나지만, 토양 공극에 대한 용적수분 함량 비율이 90% 이상에서는 아산화질소 배출량이 급격히 낮아진다고 하였다. 그러나 팽연왕겨, 돈분퇴비 처리구에서는 CO₂ 배출 양상에서와 마찬가지로 유기물 분해 작용과 연관되는 복잡 다양한 상호작용에 의한 영향으로 추측된다.

바이오매스 원료별 처리에 따른 온실가스 배출량을 지구 온난화지수 (Global Warming Potential; GWP)로 환산한 결과 돈분퇴비 처리구에서 가장 높게 배출되었다. 그러나 팽연왕겨 처리구에서는 분해가 완전하게 이루어지지 않은 상태에서 온실가스 배출량이 낮게 산출된 것으로 추측되며, 왕겨탄이 지니고 있던 질소성분에 따른 영향으로 추후 장기간의 조사가 필요할 것으로 판단된다.

Conclusion

농경지에서 발생하는 온실가스 배출을 감축하기 위하여 여러 형태의 바이오매스를 발 포장 조건의 시험포트에 처리하고 토양 교란을 최소화하기 위하여 작물을 재배하지 않은 상태에서 토양 탄소함량 변화 및 온실가스 배출 특성을 연구할 수 행하였다. 바이오매스 원료 처리에 따른 pH 변화는 6.7~7.2 사이로 유의성 있는 차이는 보이지 않았다. 시험에

사용된 유기물질의 분해율을 조사하기 위하여 바이오매스를 12개월 동안 토양 내에 매몰하여 시험한 유기물의 분해율은 팽연왕겨, 돈분퇴비 순으로 나타났으며, 각각 18%, 11~11.5%였다. 그러나 왕겨탄 처리구에서는 1.2% 이하로 거의 분해가 일어나지 않는 경향을 보였다. 또한 화학비료 처리와 화학비료 무처리 간에는 영향이 거의 없었다. 토양 깊이에 따른 토양 탄소함량은 화학비료 무처리구가 처리구에 비해 높게 나타났으며, 토양 깊이에 따른 영향은 표토에 비해 20 cm에서 토양탄소가 가장 많이 감소되는 경향을 보였다. 또한 1년차 시험에 비해 2년차 시험에 더 많은 양의 토양탄소가 줄어드는 경향을 보였으나, 왕겨탄이 토양 탄소 저장에 가장 유리한 것으로 나타났다.

16개월 동안 조사된 바이오매스 원료 및 처리기간에 따른 CO₂ 누적 배출량은 화학비료 처리에 관계없이 돈분퇴비 처리구에서 829.0~876.6 g CO₂ m⁻²로 가장 높게 나타났고, 왕겨탄 처리구에서 672.3~808.1 g CO₂ m⁻²로 가장 적은 배출량을 보였다. N₂O 누적 배출량은 화학비료 처리가 화학비료 무처리에 비해 높게 배출되어 N 시용량과 N₂O 배출량 간의 상관관계가 있음을 보여주었다. 그러나 왕겨탄 처리구에서는 화학비료 무처리가 304.1 mg N₂O m⁻²로 화학비료 처리구 271.6 mg N₂O m⁻²에 비해 높게 나타나는 경향을 보였다. 바이오매스 원료별 처리에 따른 CO₂ 누적 배출량과 N₂O 누적 배출량을 합한 온실가스 배출량을 지구온난화지수 (Global Warming Potential; GWP)로 환산한 결과는 돈분퇴비 처리구에서는 연간 0.94 ton CO₂ eq ha⁻¹로 가장 높게 배출되었다. 그러나 팽연왕겨 처리구에서는 온실가스 배출량이 낮게 산출되었는데, 완전한 분해가 이루어지지 못하는데 기인하는 것으로 장기간 동안의 지속적인 모니터링이 더 필요할 것으로 판단된다.

References

- Arone, J.A. and P.J. Bohlen. 1998. Stimulated N₂O flux from intact grassland monoliths after two growing seasons under elevated atmospheric CO₂. *Oecologia*. 116:331-335.
- Arrhenius, S. 1889. Über die Reaktionsgeschwindigkeit bei der Inversion von ohrzucker durch Sauren. *Z. Phys. Chem.*, 4, 226-248.
- Bouwman, A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. p.61-127. In: A.F. Bouwman (ed.) *Soils and the greenhouse effect*. John Wiley and Sons. New York
- Case, S. D. C., McNamara, N. P., Reay, D. S. and Whitaker, J. 2013. Can biochar reduce soil greenhouse gas emissions from a *Miscanthus* bioenergy crop?. *GCB Bioenergy*. doi: 10.1111/gcbb.12052
- Davidson, E.A. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: *Microbial production and*

- consumption of greenhouse gases: methane, nitrous oxide and halomethanes (eds Rogers JE, Whitman WB), American Soc. of Microbiol., Washington, D.C. 219-235.
- Denmead, O.T. 1979. Chamber systems for measuring nitrous oxide emission from soils in the field. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43:89-95.
- Deublein D. and A. Steinhauser. 2008. Biogas from waste and renewable resources : An introduction, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. ISBN 978-3-527-31841-4.
- Duxbury, J.M., L.A. Haper, and A.R. Mosier. 1993. Contributions of agroecosystems to global climate change. p.1-18. In: D.E. Rolston et al. (ed.) *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change*, ASA special Publication 55. ASA, CSSA and SSSA. Madison. USA.
- Firestone, M.K. and E.A. Davidson. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae, M.O., Schimel, D.S. (Eds.), *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. Wiley, New York.
- Freney, J.R. 1997. Emission of nitrous oxide from soils used for agriculture. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 49:1-6.
- Frolking, S.E., A.R. Mosier, and D.S. Ojima. 1998. Comparison of N₂O emissions from soils at three temperate agricultural sites: simulations of year-round measurements by four models. *Nutrient Cycling in Agroecosystems.* 52:77-105.
- Gödde, M. and R. Conrad. 1999. Immediate and adaptational temperature effects on nitric oxide production and nitrous oxide release from nitrification and denitrification in two soils. *Biol. Fertil. Soils.* 30:33-40.
- Gu, J., X. Zheng, and W. Zhang. 2009. Background nitrous oxide emissions from croplands in China in the year 2000. *Plant Soil.* 320:307-320.
- Guanhui, L. and R.E. James. 1999. Elevated CO₂ and temperature impacts on different components of soil CO₂ efflux in Douglas-fir terracosms. *Global Change Biol.* 5:157-168.
- Hou, A., H. Akiyama, Y. Nakajima, S. Sudo, and H. Tsuruta. 2000. Effects of urea form and soil moisture on N₂O and NO emissions from Japanese Andosols. *Chemosphere - Global Change Science.* 2:321-327.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland, pp.104.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. Climate Change 2014, Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp.151.
- Lemke, R.L., R.C. Izaurralde, S.S. Malhi, M.A. Arshad, and M. Nyborg. 1998. Nitrous oxide emissions from agricultural soils of the Boreal and Parkland regions of Alberta. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1096-1102.
- NAAS (National Academy of Agricultural Science). 2010. *Methods of Soil Chemical Analysis*. Sam-Mi press, 20-214.
- Park, W.K., G.Y. Kim, S.I. Lee, J.D. Shin, H.Y. Jang, and K.H. So. 2014. Characteristics of Greenhouse Gas Emission in the Upland Soil Applied with Agricultural Biomass, *Korean J. Soil Sci. Fert.* 47(5):381-389.
- 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, *Korean J Environ Agric.* 30(3):252-260.
- Parton, W.J., A.R. Mosier, D.O. Ojima, D.W. Valentine, D.S. Schimel, K. Weier, and A.E. Kulmala. 1996. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. *Global Biochem. Cycles.* 10:401-412.
- RDA. 2010. Fertilizer recommendation standards for various crops. Sanglok-sa. 24-28 (In Korean).
- Scheutz, C. and P. Kjeldsen. 2004. Environmental factors influencing attenuation of methane and hydrochlorofluorocarbons in landfill cover soils. *J. Environ. Qual.* 33:72-79.
- Singh, S.N. and L. Tyagi. 2009. Nitrous oxide: Sources, sinks and mitigation strategies. In Sheldon A. I., Barnhart E. P. (eds.): *Nitrous oxide emissions research progress*. Nova Science Publishers, Inc., New York, p.127-150.
- Stehfest, E. 2008. Modelling of Global Crop Production and Resulting N₂O Emissions. VDM Verlag Dr. Müller, Saarbrücken, Germany.
- Stevens, R.J., R.J. Laughlin, L.C. Burns, J.R.M. Arah, and R.C. Hood. 1997. Measuring the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from soil. *Soil. Biol. Biochem.* 29:139-151.
- Vant't Hoff, J. H. 1898. Lectures on theoretical and physical chemistry, Part 1. Chemical dynamics. Edward Arnold, London, UK., 227.
- Yagi, K. 1991. Emission of biogenic gas compounds from soil ecosystem and effect of global environment. 2. Methane emission from paddy fields. *Soil and Fert. Japan.* 62(5): 556-562.
- Yanai, Y., K. Toyota, and M. Lkazaki. 2007. Effect of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from resetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. *Soil Sci. Plant Nutri.* 53:181-188.
- Yoo, S-H. Soil dictionary. 2002. Seoul National University Press. ISBN 89-521-0204-5, p.362-365. (In Korean).
- Zwieten, L.V., B. Singh, S. Joseph, S. Kimber, A. Cowie, and K.Y. Chan. 2009. Biochar and emissions of non-CO₂ greenhouse gases from soil. In Lehmann, J. and Joseph, S. (eds.): *Biochar for Environmental Management*. Earthscan, London, UK. p.227-249.