

토양 종류별 보릿짚 및 가축분 바이오차 투입이 토양 탄소 무기화에 미치는 영향

박도균^{a,b}, 이종문^c, 최은정^d, 권효숙^d, 이형석^d, 박혜란^d, 오택근^{e†}, 이선일^{d†}

Carbon Mineralization in different Soils Cooperated with Barley Straw and Livestock Manure Compost Biochars

Do-Gyun Park^{a,b}, Jong-Mun Lee^c, Eun-Jung Choi^d, Hyo-Suk Gwon^d,
Hyoung-Seok Lee^d, Hye-Ran Park^d, Taek-Keun Oh^{e†}, Sun-Il Lee^{d†}

(Received: Oct. 7, 2022 / Revised: Nov. 8, 2022 / Accepted: Nov. 15, 2022)

ABSTRACT: Biochar is a carbon material produced through the pyrolysis of agricultural biomass with limited oxygen condition. It has been suggested to enhance the carbon sequestration and mineralization of soil carbon. Objective of this study was to investigate soil potential carbon mineralization and carbon dioxide(CO₂) emissions in different soils cooperated with barely straw and livestock manure biochars in the closed chamber. The incubation was conducted during 49 days using a closed chamber. The treatments consisted of 2 different biochars that were originated from barley straw and livestock manure, and application amounts were 0, 5, 10 and 20 ton ha⁻¹ with different soils as upland, protected cultivation, converted and reclaimed. The results indicated that the TC increased significantly in all soils after biochar application. Mineralization of soil carbon was well fitted for Kinetic first-order exponential rate model equation ($P < 0.001$). Potential mineralization rate ranged from 8.7 to 15.5% and 8.2 to 16.5% in the barely straw biochar and livestock manure biochar treatments, respectively. The highest CO₂ emission was 81.94 mg kg⁻¹ in the upland soil, and it was more emitted CO₂ for barely straw biochar application than its livestock biochar regardless of their application rates. Soil amendment of biochar is suitable for barely straw biochar regardless of application rates for mitigation of CO₂ emission in the cropland.

Keywords: Biochar, Carbon dioxide, Carbon mineralization, Different soils

초 록: 바이오차는 바이오매스를 산소가 제한된 환경에서 고온(300~700°C)으로 열분해하여 얻어지는 탄소 함량이 높은 생성물이다. 최근 바이오차는 농업 부산물을 최소화하고 순환 경제의 효율성을 높이는 효과적인 도구로 농업 및 환경 분야에서 다양한 용도로 널리 사용되고 있다. 바이오차를 만드는 재료로 왕겨, 가축분, 보릿짚 등 여러 종류의 유기성 부산물이 사용되고 있으며, 약 10% 바이오차 적용(wt/wt)은 작물의 수확량, 토양 탄소 격리량을

^a 국립농업과학원 기후변화평가과 학연 협동 연구원(Collaborative Researcher, Dept. of Assessment of Climate Change, National Institute of Agricultural Sciences)

^b 충남대학교 생물환경화학학과 박사과정(Doctoral Course, Dept. of Bio Environmental Chemistry, Chungnam National University)

^c 국립농업과학원 기후변화평가과 박사 후 연구원(Post Doctor Researcher, Dept. of Assessment of Climate Change, National Institute of Agricultural Sciences)

^d 국립농업과학원 기후변화평가과 연구사(Researcher, Dept. of Assessment of Climate Change, National Institute of Agricultural Sciences)

^e 충남대학교 생물환경화학학과 교수(Professor, Dept. of Bio Environmental Chemistry, Chungnam National University)

† Corresponding author(e-mail: silee83@korea.kr)

‡ Co-corresponding author(e-mail: ok5382@cnu.ac.kr)

높여준다는 연구 결과가 있다. 우리나라 농경지의 경우 논에서 밭으로 토지 이용이 전환되거나 간척으로 인한 갯벌이 논으로 개간되고, 산림에서 밭이나 시설재배지로 개간되는 경우가 발생한다. 그러므로 농경지 전환으로 인한 농경지별 바이오차 적용 효과가 상이할 것으로 판단된다. 그러나 국내에서 농경지 유형별 바이오차 종류와 투입 수준에 따른 토양 탄소저장 연구는 여전히 미흡한 상황이다. 이에 본 연구는 농경지 토양별 바이오차 종류와 투입 수준에 따른 토양 탄소저장과 무기화되어 배출되는 이산화탄소(CO₂) 배출량을 정량적으로 평가하였다. 본 연구에 사용한 재료는 보릿짚, 가축분을 수거, 건조 등 전처리 과정을 거친 후 충남 예산에 있는 바이오차 제조공장 탄화로를 이용하여 TLUD (Top Lit Up Draft) 상향 통풍형 열분해 방식으로 약 500°C에서 제조하였다. Kinetic 모델 적용 결과 토양에 투입된 탄소 무기화는 바이오차를 투입하지 않으면 토양 종류별 8.2~16.5% 비율로 탄소원이 무기화 되어 이산화탄소로 배출되었다. 논지 밭 토양에서 15.5~16.5%로 가장 높았고, 간척지 토양에서 8.2~8.7%로 가장 낮았다. 이는 토양 내 탄소 함량이 높은 토양에서 유기물의 분해가 상대적으로 높아 배출되는 이산화탄소(CO₂)는 탄소 함량에 비례하여 증가하는 것으로 판단된다. 바이오차를 투입한 토양에서 탄소 함량이 증가함에도 상대적으로 무기화되는 비율은 낮아졌다. 국제 바이오차협 회에서는 H:C 비율이 0.7 이하면 100년 이상 토양 내 탄소 격리 효과가 있는 것으로 인정되고 있다. 본 연구를 통해 바이오차의 원료물질이 상이한 보릿짚, 가축분 바이오차 간 탄소 무기화에 미치는 영향이 상이할 것으로 판단했지만, 각각의 바이오차 H:C 비율이 0.30~0.39로 0.7 이하임으로 토양에 혼합하였을 때 탄소 무기화의 비율이 낮고 탄소 격리의 효과가 나타났다.

주제어: 바이오차, 이산화탄소, 탄소 무기화, 토양 종류

1. 서론

기후변화는 현대 사회에서 산업화 이후 지속된 이산화탄소 배출의 증가로 인해 국제적인 문제로 부각 되어 그 심각성이 날로 높아지고 있다. 기후변화의 진행을 완화 시키기 위해 이산화탄소 배출량을 줄이기 위한 노력이 각 분야에서 연구되고 있고, 대표적으로 바이오연료 생성이나 대체에너지 개발 등이 있다. 이산화탄소 배출 저감 기술에서 나아가 탄소 격리(carbon sequestration)를 통해 대기 중 이산화탄소 농도를 줄이고자 하는 많은 연구가 이루어지고 있고, 바이오차를 토양에 투입하면 탄소를 격리할 수 있어 기후변화 완화 기술로 주목받고 있다¹⁾.

작물 생산량 증가와 함께 농업 환경오염은 전 세계적으로 공통적인 문제가 대두되고 있다²⁾. 바이오차는 농업 활동에서 생산된 부산물을 재활용하여 생산할 수 있어서 전 세계적으로 관심을 받고 있다³⁾. 농업 부산물의 자원 활용은 농촌 환경을 개선하고 농업 순환 경제를 발전시키는 효과적인 방법이다²⁾. 바이오차 생산 단가는 톤당 246USD로 비교적 낮은 생산 비용 때문에 친환경적이며 효율적인 재원으로 주목을 받고 있다²⁾. 최근 바이오차는 농업 부산물을

최소화하고 순환 경제의 효율성을 높이는 효과적인 도구로 농업 및 환경 분야에서 다양한 용도로 널리 사용되고 있다. 바이오차의 적용은 장기적으로 작물 수확량을 증가시킬 수 있으므로 주어진 생산량에 필요한 토지의 양을 줄이는 동시에 토양 탄소 격리를 증가시킬 수 있다^{4,5)}. 바이오차는 농업, 가축 및 목재 부산물을 포함한 다양한 재료를 이용하여 생산되고 있다⁶⁾. 최근 몇몇 연구에서는 바이오차를 만드는 재료로 왕겨, 밀짚, 사탕수수 찌꺼기, 옥수수대, 호두 껍데기, 피스타치오 껍데기, 가축분, 대나무, 활엽수, 보릿짚 등 여러 종류의 유기성 부산물을 사용하고 있으며, 자원 재활용으로 인한 환경적으로 긍정적인 영향을 미칠 수 있다고 보고되고 있다⁷⁻¹⁵⁾. 바이오차의 농업적 활용은 토양의 물리적, 화학적, 생물학적 및 비옥도 특성의 변화를 일으켜 작물 성장을 증가시킬 수 있다¹⁶⁻¹⁸⁾. 약 10% 바이오차 혼용(바이오차/토양, wt/wt)은 작물의 수확량, 토양 탄소 격리량을 높여주는 효과가 있다¹⁹⁾.

바이오차는 바이오매스를 산소가 제한된 환경에서 고온(300~700°C)으로 열분해하여 얻어지는 탄소 함량이 높은 생성물이다²⁰⁾. 열분해, 열수 탄화, 가스화 등 다양한 바이오매스 원료로부터 바이오차를 생산

하기 위해 다양한 제조 방법을 사용하고 있으며, 열분해를 통한 제조 방법이 상대적으로 간단하므로 가장 널리 채택되고 있다²¹⁾. 바이오차는 토양 개량²²⁻²⁴⁾, 작물의 수확량 증가²⁵⁾, 기후변화 완화²⁶⁻²⁸⁾, 탄소 격리 능력^{25,29)}에 뛰어난 효과를 가지고 있다. 또한 표면적이 크고³⁰⁾, 전하 밀도가 높으며³¹⁾, 토양 용적 밀도가 낮고^{32,33)}, 다공성 구조로 안정적이다. 유기 탄소 함량이 높아³⁴⁻³⁶⁾ 조립질 토성의 토양 수분 보유 능력을 증가시킬 수 있다³⁷⁾. 바이오차는 pH³⁸⁾와 양이온 교환 능력과 같은 토양 이화학적 특성에 좋은 영향을 미칠 수 있다³⁹⁾.

토양 탄소는 영양소 순환과 토양 비옥도를 판단할 수 있는 중요한 인자이다^{40,41)}. 따라서 토양에서 탄소를 격리하는 바이오차의 잠재력은 건강한 토양에 기여하는 토양의 물리화학적 특성의 개선과 강하게 연결되어 있다. 토양을 개선시키는 중요성과 규모는 토양 질감, 바이오차 공급 원료 및 생산 조건과 같은 현장별 조건의 차이로 인해 다양하다⁴²⁾. 토양 개량제로서 바이오차는 토양 탄소저장 강화, 작물 수확량 증가, 토양 물리적, 화학적, 생물학적 특성 개선 및 토양 영양 순환 촉진에 많은 관심을 받고 있다⁴³⁻⁴⁶⁾.

우리나라 농경지의 경우 논에서 밭으로 개간되거나 간척으로 인한 갯벌이 논으로 개간되고⁴⁷⁾, 산림에서 밭이나 시설재배지로 개간되는 경우가 발생한다^{48,49)}. 그러므로 농경지 전환으로 인한 농경지별 바이오차 적용 효과가 상이할 것으로 판단된다. 그러나 국내에서 농경지 유형별 바이오차 적용에 따른 이산화탄소 배출 저감 효과 연구는 여전히 미흡한 상

황이다. 바이오차 대부분의 연구는 토양 개량 및 토양 정화를 위한 적용에 중점을 두었으며, 토양 품질을 개선하고 작물 수확량을 증가시키며 대기 중 탄소를 토양으로 격리하고 있다. 바이오차와 농업을 연결하는 다른 측면으로는 다양한 농업 부산물을 통해 바이오차로 퇴비화하는 과정이다. 환경적인 측면을 고려한 가축분뇨를 포함한 농업 부산물의 열분해를 통해 보릿짚, 가축분 바이오차를 활용할 수 있다⁵⁰⁾.

본 연구는 농경지 토양별 바이오차 종류에 따른 적용 수준에 따른 이산화탄소 감축 효과를 평가하고자 농경지 토양별 보릿짚, 가축분 바이오차 투입량에 따른 일별 이산화탄소 배출량을 정량적으로 평가하였다. 또한 토양 탄소 함량 및 화학성 변화 및 이산화탄소인 CO₂ 발생량을 비교 검토하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 공시 토양 및 바이오차 제조

본 연구는 기존 배추를 재배하였던 논지 밭 토양 (Upland Soil : 35°00'7.0"N, 127°30'24.2"E), 시설재배지 토양(Protected Cultivation Soil : 35°22'52.3"N, 126°36', 38.8"E), 개간지 토양 (Converted Soil : 35°49'28.4"N, 127°02'49.0"E), 간척지 토양(Reclaimed Soil : 35°49'42.8"N, 126°41'10.0"E)을 대상지로 선정하였고, 대상지에서 채취한 토양을 풍건 후 2mm 체를 통과하여 공시재료로 사용하였다. 공시 토양의 이화학적 특성은 Table 1에 나타내었다.

가축분, 보릿짚을 수거, 건조 등 전처리 과정을

Table 1. Chemical Properties in Different Soil Types

type	pH	EC**	TC***	TN****	NH ₄	NO ₃	Av.P ₂ O ₅	Ex. cation			C.E.C*****
								K	Ca	Mg	
		1:5	- g kg ⁻¹ -		- - mg kg ⁻¹ - -		- - cmol kg ⁻¹ - -				
U*	5.8	0.5	14.13	1.40	92.3	260.6	32.0	0.4	2.6	1.2	5.6
P*	5.5	4.1	12.05	1.38	289.2	240.2	595.0	0.5	7.5	2.2	14.3
C*	6.5	0.3	7.79	0.63	95.3	7.6	160.6	0.2	3.2	1.5	6.7
R*	6.7	0.2	4.12	0.57	57.9	2.5	171.7	0.7	1.8	2.2	10.6

*U: Upland soil, P: Protected cultivation soil, C: Converted soil, R: Reclaimed soil

EC : Electrical Conductivity, *TC : Total Carbon, ****TN : Total Nitrogen

*****CEC : Cation Exchange Capacity

Table 2. Physicochemical Properties of Different Biochar

Material	pH	TC**	TN***	TH****	C/N ratio	H:C ratio	Surface area
	1:10	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	(g kg ⁻¹)			m ² g ⁻¹
BB*	9.5	253.0	14.6	8.2	17.3	0.30	7.84±0.21
LB*	10.2	376.9	27.3	9.4	13.8	0.39	6.30±0.36

*BB:Barley straw biochar, LB:Livestock manure biochar

TC : Total Carbon, *TN : Total Nitrogen, ****TH : Total Hydrogen

거친 후 층남 예산에 있는 바이오차 제조공장 탄화로를 거친 후 상향 통풍형 열분해 방식(TLUD : Top Lit Up Draft)으로 약 500°C에서 제조하였다. 열분해 공정은 탄화로 상단 전기저항체를 통해 점화한 후, 하단 바이오매스 사이 미세한 공극을 통해 공기가 유입되도록 하여 상층부터 탄화가 될 수 있도록 고안된 공정 방식을 통해 생산하여 본 연구에 사용하였다. 보릿짚 바이오차(BB, Barley straw biochar)와 가축분 바이오차(LB, Livestock manure biochar)의 물리적 화학적 특성은 다음과 같다(Table 2).

공시 바이오차 H:C 비율은 0.30~0.39이며, 이는 국제바이오차협회에서 100년 이상 토양 내 탄소 격리 효과가 있는 것으로 인정하는 0.7 이하의 비율을 만족하는 값을 나타내고 있다⁵¹⁾.

2.2. 항온 배양시험 및 시험구 처리

비료 시용은 봄배추 표준시비량을 (N-P₂O₅-K₂O: 32-7.8-19.8 kg/10a) 기준으로 토양 10 kg 당 요소-용성인비-염화칼륨을 5.47 g, 3.53 g, 2.54 g 투입하고, 혼합 가축분 퇴비(우분 28%, 돈분 22%, 계분 19%) 토양 10 kg 당 42g 투입하였다⁵²⁾. 바이오차는 각각의 처리구에 맞도록 투입량을 산정하여 투입하였다. 모든 처리구에 토양과 자재를 투입한 후 혼합하여 밀폐형 챔버 (ø; 9.0 cm, H 12.5 cm)에 충전하였다. 수분은 수분 보수력 (WHC: water holding capacity) 70% 기준, 온도는 25°C로 미생물 분해 활성이 가장 활발한 조건으로⁵³⁾ 49일간 배양하였다. 항온 배양 기간에는 산소가 충분히 공급되도록 마개를 열어 두었고, 증발하는 수분량을 고려하여 주기적으로 추가 증류수를 보충하여 일정한 수분함량이 유지되도록 하였다.

시험구 처리는 바이오차 2종류인 보릿짚 바이오

차와 가축분 바이오차로 나누었으며, 토양은 농경지 작물 재배 유형에 따라 밭 토양 (U: Upland soil), 시설재배지 토양 (P: Protected cultivation soil), 개간지 토양 (C: Converted soil), 간척지 토양 (R: Reclaimed soil) 4수준으로 처리구를 구분하였다. 바이오차의 투입량은 ha 당 0 ton, 5 ton, 10 ton, 20 ton 4수준으로 나누어 투입하였다. 시험구 배치는 세세구 완전임의 3반복 배치법을 이용하였다.

2.3. 공시 토양 및 바이오차의 화학 성분 분석

토양의 화학적 특성은 토양 화학분석법 (NIAS, 2000)에 준하여 pH, T-C 및 T-N을 분석하였다. pH는 토양을 증류수와 1:5 (W/V)로 혼합한 후 30분간 교반하여 pH meter (S230 Mettler Toledo, Switzerland)로 측정하였고, T-C와 T-N은 CN analyzer (Vario Max CN, Elementar, Germany)로 분석하였다. 유효인산은 Lancaster법 720nm 파장에서 비색계 (UV2550PC, PekinElmer, USA)으로 분석하였으며, NH₄⁺는 Indophenol-Blue 비색법, NO₃⁻는 Brucine법을 이용하여 분석하였다. 양이온치환용량(Cation Exchange Capacity)과 치환성양이온은 1N-NH₄OAc용액으로 침출 후 ICP (ICPE-9000, Shimadzu, Japan)를 사용하여 분석하였다. 바이오차의 pH는 토양분석 시 사용한 장비를 통하여 바이오차와 증류수를 1:10 (W/V)로 혼합하여 교반 후 측정하였고, 토양의 TC, TN, 총 수소(TH; Total hydrogen)는 Elemental Analyzer (Vario MACRO cube, Elementar, Germany)로 분석하였으며 토양을 건조시킨 후 2mm 체에 거른 토양을 곱게 갈아, 350mg씩 정량하여 캔에 담은 후 950°C에서 WO₃를 촉매로 사용하여 분석하였다. 비표면적은 Surface area analyzer (TriStar II 3020, ProTech, USA)로 분석하였다.

2.4. 가스 flux 측정 및 분석

항온 조건에서 closed chamber 내 발생하는 CO₂ 농도를 측정하기 위하여, 시료 채취 전 진공펌프를 이용하여 새로운 공기를 투입함으로써 closed bottle 내부에 잔존하는 가스를 제거한 후 시료를 채취하였다. 항온 배양 초기 1주일은 2일 간격, 2주 차는 3일 간격, 이후는 1주일 간격으로 기체 시료를 채취하였다. 이러한 시료 채취 주기는 항온배양 1~2주 기간이 3주 이후보다 상대적으로 투입 재료간 CO₂ 배출의 차이가 크게 발생하기 때문이다⁵⁴. 채취한 기체 시료의 CO₂ 농도는 불꽃이온화 검출기가 포함된 기체크로마토그래피(7890A, Agilent, USA)로 분석하였으며, 분석 장비 내부 칼럼은 Hayesep Q (80/100 mesh)를 충전한 1/8" ×3.66 m의 Stainless steel tubing column이고, 검출기 온도는 250°C로 하였다. CO₂ efflux의 계산은 아래의 식 1을 이용하였다⁵⁵.

$$\text{CO}_2 \text{ efflux (g m}^2 \text{ day}^{-1}\text{)} = \rho \times \frac{V}{A} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{273}{(T+273)} \quad (\text{Eq.1})$$

여기서 ρ는 1.977 g m, V는 챔버 부피 (m³), A는 챔버 표면적 (m²), 는 챔버 내 단위 시간당 CO₂ 증가 농도 (g m² day⁻¹), T는 항온 온도를 의미한다. 그리고 누적 발생량은 Σ(R×D)을 이용하여 항온기간 동안 총 CO₂ efflux를 계산하였다. 이때 R은 CO₂ 발생량 (g m² day⁻¹)이며, D는 시료 채취 공백 기간이다.

2.5. Kinetic 모델 적용

토양에 투입된 탄소 중 무기화되는 탄소원의 크기를 추정하기 위해, SigmaPlot 12.0(Systat Software Inc., IL)의 Kinetic 속도방정식 모델에 적용하여 평가하였다. 본 모델은 Marquardt-Levenberg 알고리즘과 반복 과정을 사용하여 잔차 제곱합을 최소화하는 매개 변수값으로 결정하였다. 지수 모델은 모두 Kinetic 모델에 적용할 수 있고, 무기화되는 탄소 잠재량과 반응하는 속도 상수를 아래의 식 2를 이용하여 산출하였다⁵⁶.

$$\%C_{cum} = C[1 - \exp(-k_t)] \quad (\text{Eq.2})$$

여기서 %C_{cum}는 무기화되는 누적 탄소량, C는 무기화가 가능 탄소풀이며, k_t는 속도상수를 의미한다.

2.6. 통계분석

농경지 토양별 바이오차 투입량에 따른 이산화탄소 배출량 비교는 SPSS statistics 25를 이용하여 통계처리 하였다. 처리간의 차이를 비교하기 위하여 이원 분산분석 (Two-way ANOVA)을 실시하였다. 또한, F-test 값이 p<0.05의 범위에서 유의한 경우에만 Duncan's multiple range test를 실시하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 토양중의 탄소/질소율 변화

실험 전 후 토양의 탄소 및 질소 함량 변화에서 보릿짚 바이오차 혼용 토양의 T-C, C/N은 토양 종류별 바이오차 투입량에 따른 고도로 유의한 차이 (p<0.001)를 나타냈으며, TN 함량은 바이오차 투입에 따른 유의한 차이는 발생하지 않았다. 항온 실험 후 TC 함량은 바이오차 투입량에 비례하여 증가하였다. 시설재배지에서 TN 함량은 1.58 g kg⁻¹로 가장 높게 나타났고, 간척지 토양에서 0.75 g kg⁻¹로 가장 낮게 나타났다. 토양의 C/N 비율은 바이오차를 투입하지 않은 U0, P0, C0, R0 처리구에서 C/N 비율은 순차적으로 낮게(9.35-5.39)나타났고, 20 ton ha⁻¹ 투입한 U20, P20, C20, R20 처리구의 C/N 비율은 11.09-7.66범위로 나타났다(Table 3).

가축분 바이오차 혼용 토양의 TC, TN, C/N 모두 토양 종류별 바이오차 투입량에 따른 고도로 유의한 차이를 나타냈다(p<0.001). TC는 바이오차 투입량에 비례하여 증가하였다. U0, G0, C0, G0 처리구의 TC 함량은 14.35-3.41 g kg⁻¹이었고, 바이오차를 20 ton/ha 투입한 경우 19.28-7.56 g kg⁻¹ 범위로 나타났다. 시설재배지에서 TN 함량은 1.76 g kg⁻¹로 가장 높게 나타났고, 간척지 토양에서 0.74 g kg⁻¹로 가장 낮게 나타났다. 토양 C/N 비율은 바이오차를 투입하지 않은 U0, P0, C0, R0 처리구에서 C/N 비율은 8.35-4.72 범위였고, 20 ton ha⁻¹ 투입한 U20, P20,

C20, R20 처리구의 C/N 비율은 10.98-10.76 범위로 큰 차이를 보이지 않았다(Table 4).

가장 높은 TC 증가율은 C 토양에서 47.2%, R 토양에서 44.6%였다. 이는 비옥한 토양보다 척박한 토양에서 바이오차 적용이 더 효과적이라는 연구와 같은 결과를 나타냈다⁵⁷⁾. 또한 Lee 등은⁵⁵⁾ 토양의 초기 탄소 함량이 낮을 때 바이오차의 투입량에 따라 토양 탄소 증가율이 높다고 보고하였는데, 이는 본

연구의 결과와 유사하다. 따라서 척박한 토양에서 바이오차의 탄소 저장 및 이산화탄소 배출 억제에 미치는 영향이 높았다. 그러나 비옥한 토양을 만들기 위해서는 초기 토양 조건과 바이오차 종류를 잘 선택하는 것이 필요하다고 생각된다.

바이오차를 ha 당 20 톤 투입하면 대조구에 비해 토양 내 탄소함량은 4.15~ 4.93 g kg⁻¹ 증가되었다. 바이오차는 미생물 분해의 영향을 많이 받지 않기

Table 3. Changes of TC and TN Contents, and C/N Ratio in the Different Soil Types with Application of Barley Straw Biochar under Closed Chamber Condition

Treatments	TC (g kg ⁻¹)	TN (g kg ⁻¹)	C/N ratio	
U*	U0	13.70 ± 0.05 ^a	1.46 ± 0.00 ^a	9.35 ± 0.23 ^a
	U5	16.37 ± 0.02 ^b	1.57 ± 0.00 ^a	10.44 ± 0.18 ^b
	U10	16.28 ± 0.02 ^b	1.48 ± 0.01 ^a	11.04 ± 0.41 ^b
	U20	17.22 ± 0.09 ^b	1.55 ± 0.01 ^a	11.09 ± 0.25 ^b
	Average	15.89 ± 0.05 ^D	1.52 ± 0.00 ^C	10.48 ± 0.24 ^C
P*	G0	12.59 ± 0.10 ^a	1.61 ± 0.01 ^a	7.78 ± 0.20 ^a
	G5	13.61 ± 0.16 ^a	1.57 ± 0.01 ^a	8.64 ± 0.56 ^{ab}
	G10	14.15 ± 0.08 ^a	1.56 ± 0.01 ^a	9.10 ± 0.35 ^{ab}
	G20	15.76 ± 0.09 ^a	1.60 ± 0.01 ^a	9.91 ± 0.91 ^b
	Average	14.03 ± 0.06 ^C	1.58 ± 0.00 ^C	8.86 ± 0.34 ^B
C*	C0	6.38 ± 0.04 ^a	0.75 ± 0.00 ^a	8.50 ± 0.27 ^a
	C5	8.02 ± 0.04 ^a	0.92 ± 0.01 ^b	8.91 ± 1.21 ^a
	C10	10.59 ± 0.06 ^b	0.92 ± 0.00 ^b	11.54 ± 0.52 ^b
	C20	11.55 ± 0.06 ^b	0.92 ± 0.00 ^b	12.53 ± 0.46 ^b
	Average	9.13 ± 0.07 ^B	0.88 ± 0.00 ^B	10.37 ± 0.60 ^C
R*	R0	4.02 ± 0.09 ^a	0.73 ± 0.01 ^a	5.39 ± 0.64 ^a
	R5	4.38 ± 0.05 ^a	0.80 ± 0.00 ^a	5.48 ± 0.45 ^a
	R10	4.71 ± 0.03 ^a	0.73 ± 0.00 ^a	6.53 ± 0.68 ^{ab}
	R20	5.85 ± 0.05 ^a	0.76 ± 0.11 ^a	7.66 ± 0.11 ^b
	Average	4.74 ± 0.03 ^A	0.75 ± 0.36 ^A	6.27 ± 0.36 ^A
Effect [†]	Probability > F [‡]			
Soil type(A)	<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> < 0.001	
Biochar input amount (B)	<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> < 0.217	<i>p</i> < 0.001	
(A) × (B)	<i>p</i> < 0.299	<i>p</i> < 0.668	<i>p</i> < 0.239	

Values are the means with standard errors in parentheses (n=3), and those followed by a different letter are significantly different at $\alpha=0.05$ between treatments.

[†]ANOVA was performed for all the treatments.

[‡]The bold indicates that the effects are significant at $\alpha=10.05$.

A,B,C : A result of Duncan's multiple range test by soil type ($p<0.05$).

a,b,c : A result of Duncan's multiple range test by biochar input amount ($p<0.05$).

*U: Upland soil, P: Protected cultivation soil, C: Converted soil, R: Reclaimed soil

때문에, 투입량에 비례하여 TC는 증가하였다. 선행 연구 결과에 따르면 옥수수대와 왕겨를 450°C에서 열분해한 바이오차를 토양에 1% 비율로(w/w) 적용하였을 경우, 유기 탄소함량은 각각 6.09 g kg⁻¹ 과 4.9 g kg⁻¹ 증가되어 선행연구 결과와 유사하였다⁵⁸⁾. 대부분의 바이오차는 수백 년 동안 비교적 안정적인 탄소로 저장된다⁵⁹⁾. 탄소 격리 및 배출 감소를 위한 바이오차 적용이 매년 7.6 ton/ha의 이산화탄소를

고정할 수 있는 연구 결과를 제시하였다⁶⁰⁾.

3.2. 시기별 CO₂ 배출량 및 누적 CO₂ 배출량

보릿짚 및 가축분 바이오차 투입에 따른 시기별 CO₂ 배출량을 분석한 결과 향은 배양 직후 모든 처리구에서 CO₂ 배출량이 높게 배출되었다. 배양실험 초기에서 배양실험 1일 차에 밭, 시설재배지, 간척지, 개간지 토양 0, 5, 10, 20 ton ha⁻¹ 에서 각각

Table 4. Changes of TC and TN Contents, and C/N Ratio in the Different Soil Types with Application of Livestock Manure Biochar under Closed Vhamber Condition

Treatments	TC (g kg ⁻¹)	TN (g kg ⁻¹)	C/N ratio	
U*	U0	14.35 ± 0.50 ^a	1.72 ± 0.09 ^a	8.35 ± 0.28 ^a
	U5	14.45 ± 0.44 ^a	1.57 ± 0.05 ^a	9.18 ± 0.05 ^b
	U10	16.76 ± 0.51 ^b	1.70 ± 0.22 ^a	9.87 ± 0.22 ^b
	U20	19.28 ± 0.46 ^c	1.76 ± 0.28 ^a	10.98 ± 0.28 ^c
	Average	16.21 ± 0.64 ^C	1.69 ± 0.31 ^C	9.60 ± 0.31 ^B
P*	G0	12.53 ± 0.53 ^a	1.67 ± 0.41 ^a	7.51 ± 0.41 ^a
	G5	14.28 ± 0.67 ^a	1.71 ± 0.13 ^a	8.33 ± 0.13 ^{ab}
	G10	14.84 ± 0.43 ^a	1.71 ± 0.11 ^a	8.70 ± 0.11 ^b
	G20	20.55 ± 1.73 ^b	1.96 ± 0.34 ^b	10.47 ± 0.34 ^c
	Average	15.55 ± 1.00 ^C	1.76 ± 0.35 ^C	8.75 ± 0.35 ^{AB}
C*	C0	6.24 ± 0.14 ^a	0.81 ± 0.06 ^a	7.78 ± 0.65 ^a
	C5	7.54 ± 0.53 ^a	0.80 ± 0.01 ^a	9.39 ± 0.78 ^a
	C10	9.05 ± 0.84 ^a	0.87 ± 0.03 ^a	10.51 ± 1.14 ^{ab}
	C20	12.35 ± 1.45 ^b	0.91 ± 0.04 ^a	13.50 ± 1.11 ^b
	Average	8.79 ± 0.78 ^B	0.85 ± 0.02 ^B	10.30 ± 0.75 ^B
R*	R0	3.41 ± 0.16 ^a	0.72 ± 0.02 ^a	4.72 ± 0.10 ^a
	R5	4.47 ± 0.48 ^a	0.73 ± 0.09 ^a	6.19 ± 0.41 ^{ab}
	R10	6.60 ± 0.71 ^b	0.79 ± 0.00 ^a	8.38 ± 0.90 ^{bc}
	R20	7.56 ± 0.87 ^b	0.71 ± 0.02 ^a	10.76 ± 1.36 ^c
	Average	5.51 ± 0.56 ^A	0.74 ± 0.02 ^A	7.51 ± 0.78 ^A
Effect [†]	Probability > F [‡]			
Soil type(A)	<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> < 0.001	
Biochar input amount (B)	<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> < 0.018	<i>p</i> < 0.001	
(A) × (B)	<i>p</i> < 0.241	<i>p</i> < 0.151	<i>p</i> < 0.185	

Values are the means with standard errors in parentheses (n=3), and those followed by a different letter are significantly different at α=0.05 between treatments.

[†]ANOVA was performed for all the treatments.

[‡]The bold indicates that the effects are significant at α=10.05.

A,B,C : A result of Duncan's multiple range test by soil type (*p*<0.05).

a,b,c : A result of Duncan's multiple range test by biochar input amount (*p*<0.05).

*U: Upland soil, P: Protected cultivation soil, C: Converted soil, R: Reclaimed soil

16.6-26.6 g m day⁻¹, 12.7-17.6 g m day⁻¹, 18.4-16.8 g m day⁻¹, 16.8-12.6 g m day⁻¹ 범위로 간척지 무처리구에서 가장 높게 나타났다. 배양실험 12일차까지 배출이 지속되다가 14일 이후 기저 배출 형태를 나타냈다. 이후 49일 차까지 큰 변화는 나타나지 않았다 (Fig. 1).

이는 분해에 대한 저항성이 있는 바이오차를 토양에 투입하면 토양 탄소함량이 증가하여 CO₂ 배출량이 높게 배출된다는 기존 연구와 유사하였다⁶⁾. 가축분 바이오차 투입에 따른 CO₂ 배출량을 분석한 결과 배양실험 1일 차에 밭, 시설재배지, 간척지, 개간지 토양 0, 5, 10, 20 ton ha⁻¹ 에서 각각 16.8-26.3 g m day⁻¹, 15.8-23.2 g m day⁻¹, 14.6-17.1 g m day⁻¹, 12.3-

14.5 g m day⁻¹로 밭 토양 20 ton ha⁻¹ 처리구에서 가장 높게 나타났다. 배양실험 14일 차까지 배출이 지속되다가 20일 이후 기저 배출 형태를 나타냈으며 이후 49일까지 큰 변화는 나타나지 않았다(Fig. 2).

보릿짚 바이오차 혼용 처리구에서 누적 이산화탄소 CO₂ 배출량은 바이오차 투입 효과($p=0.486$)는 미미하였고, 토양 종류에 따른 차이($p<0.001$)는 통계적 유의차가 인정되었다. 바이오차를 처리하지 않은 U0, P0, C0, R0 처리구에서 각각 76.45-47.97 g m²으로 개간지 토양에서 가장 낮게 배출되었지만, 바이오차가 투입됨에 따라 배출량은 밭 토양에서 증가하였지만, 시설재배지, 개간지, 간척지에서는 감소하였다(Table 5). 가축분 바이오차 혼용 처리구의 누적

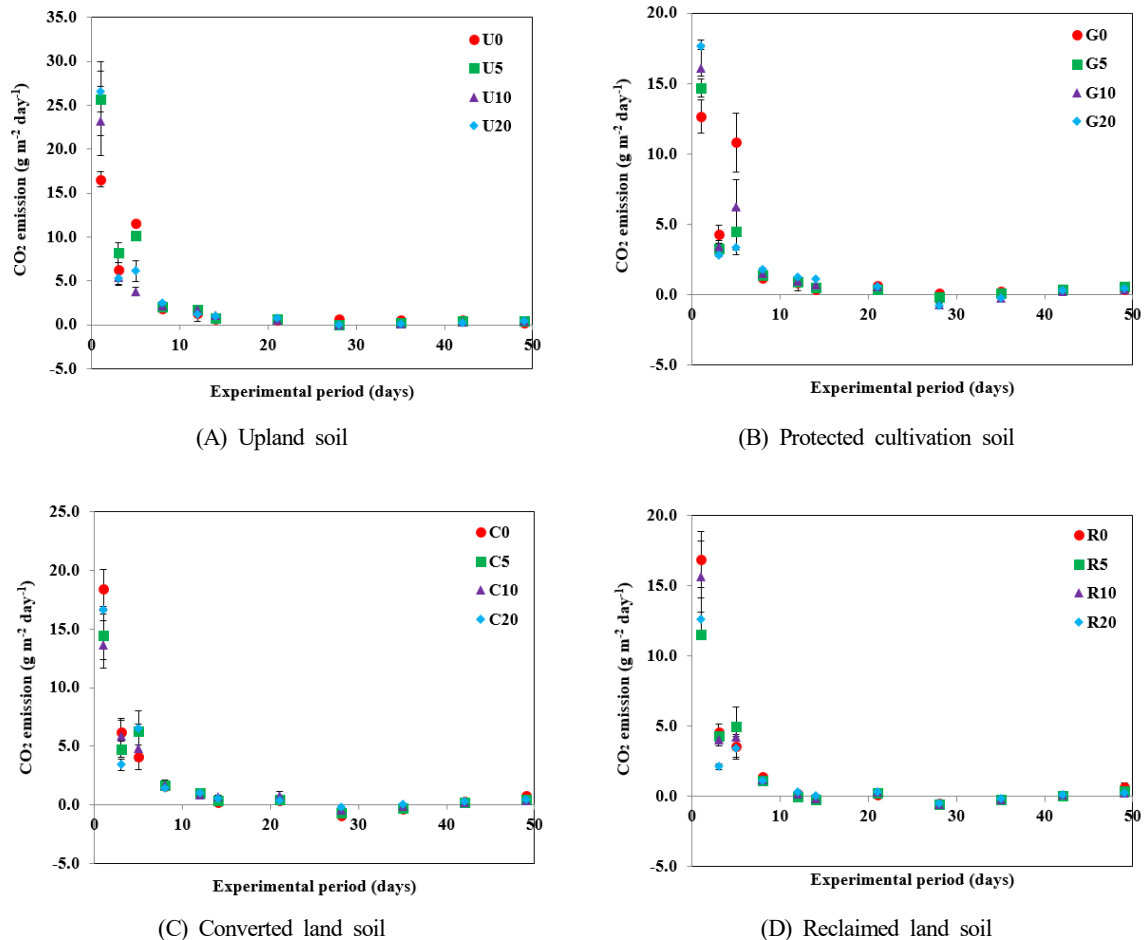


Fig. 1. Effect of CO₂ emissions to different soils cooperated with barley straw biochar under closed chamber condition during the 49 days of incubation periods. Values are the means of triplicate and vertical bars are standard errors of the means (n=3). Error bars are often too small to be depicted. Detailed treatments are provided in Table 3.

이산화탄소 CO₂ 배출량은 바이오차 투입 효과($p < 0.004$)와 토양 종류에 따른 차이($p < 0.006$) 모두 통계적 유의차가 있었다. 바이오차를 처리하지 않은 U0, P0, C0, R0 처리구에서 각각 77.48-40.95 g m⁻² 범위이었으며, 바이오차가 투입됨에 따라 배출량은 증가하였다(Table 5).

기존 문헌 조사 결과 바이오차는 토양에서 GHG 배출 및 작물 성장에 미치는 영향은 토성에 따라 다르다고 발표되었다⁶²⁾. 알칼리성 토양에서 CO₂ 배출에 대한 바이오차 적용의 유의미한 효과를 발견하지 못했지만, 산성 사질 토양에서는 유의미한 12% 감소가 발견되었다⁶³⁾. 이는 바이오차 시용으로 인한 토양 종류별 CO₂ 배출량과 결과와 유사하게 나타났

다. 이는 향후 저탄소 농업 확산을 위한 바이오차 적용 시 조건별로 효과를 예상하는 참고자료로 활용할 수 있을 것으로 사료된다.

3.3. Kinetic 모델 적용

토양에 투입된 탄소 무기화는 Kinetic 1차 지수 속도 모델 식은 탄소 무기화 잠재량을 평가하기에 적합했다($P < 0.001$). 바이오차를 투입하지 않으면 토양 종류별 8.2~16.5% 비율로 탄소원이 무기화되어 CO₂로 배출되었다. 탄소 무기화율은 노지 밭 토양에서 15.5~16.5%로 가장 높았고, 간척지 토양에서 8.2~8.7%로 가장 낮았다(Tables 6, 7).

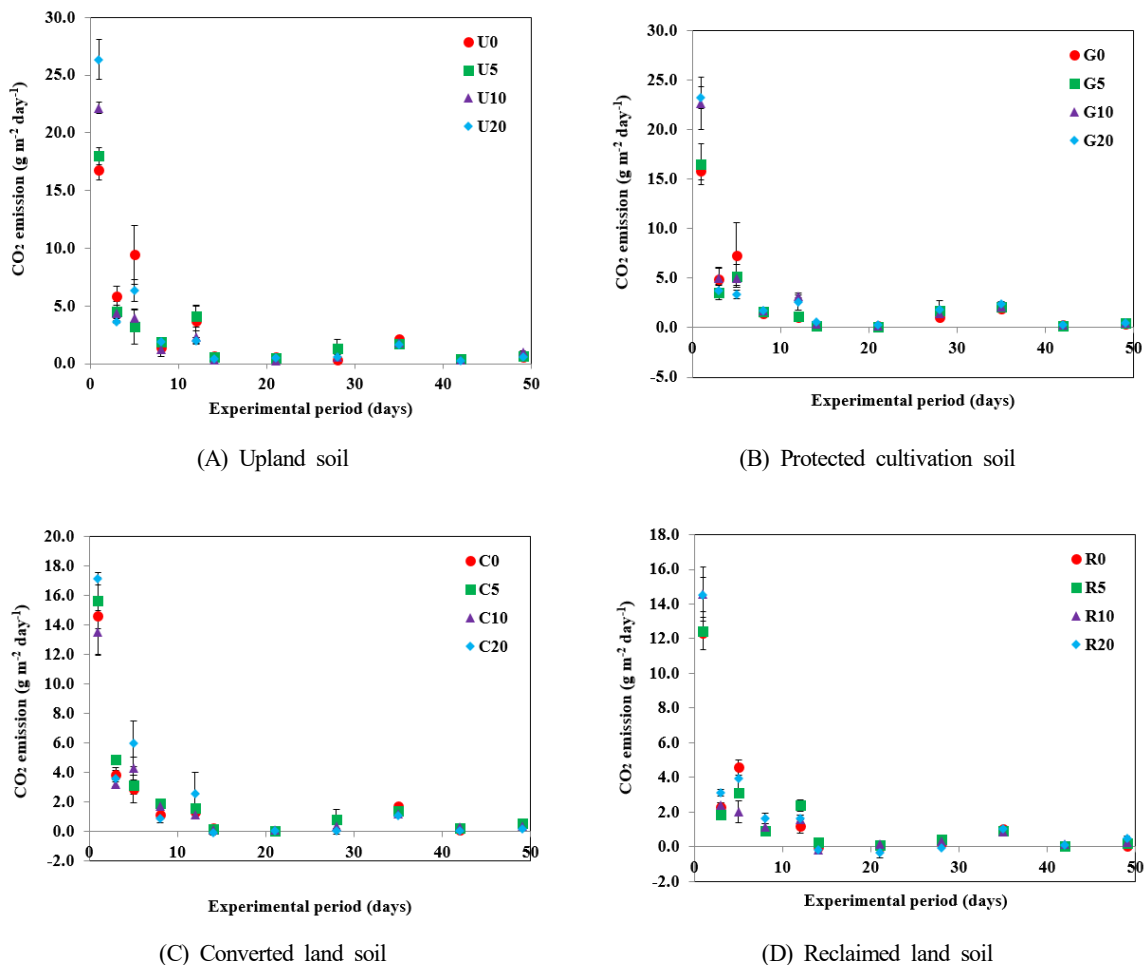


Fig. 2. Effect of CO₂ emissions to different soils cooperated with livestock manure biochar under closed chamber condition during the 49 days of incubation periods. Values are the means of triplicate and vertical bars are standard errors of the means (n=3). Error bars are often too small to be depicted. Detailed treatments are provided in Table 3.

Table 5. Effect of CO₂ Emissions to Application of Different Biochars with Soil Types during 46 Days for Incubation Periods

Treatments		Barley straw biochar Cumulative CO ₂ (g m ⁻²)	Livestock manure biochar Cumulative CO ₂ (g m ⁻²)
U	U0	76.45 ± 4.69 ^a	77.48 ± 5.08 ^{ab}
	U5	94.48 ± 5.38 ^b	68.17 ± 4.46 ^a
	U10	73.04 ± 3.91 ^a	70.18 ± 3.75 ^{ab}
	U20	83.79 ± 4.28 ^{ab}	82.70 ± 4.52 ^b
	Average	81.94 ± 2.38 ^C	74.63 ± 2.27 ^D
P	G0	57.58 ± 4.05 ^a	61.11 ± 4.66 ^{ab}
	G5	47.53 ± 2.66 ^a	57.76 ± 3.77 ^a
	G10	53.93 ± 3.69 ^a	74.96 ± 4.68 ^c
	G20	52.17 ± 2.72 ^a	71.68 ± 4.53 ^{bc}
	Average	52.80 ± 1.68 ^B	66.38 ± 2.28 ^C
C	C0	57.51 ± 2.96 ^a	47.75 ± 3.30 ^{ab}
	C5	52.49 ± 3.02 ^a	53.45 ± 3.42 ^{ab}
	C10	52.05 ± 3.03 ^a	46.60 ± 2.95 ^a
	C20	55.90 ± 3.08 ^a	56.63 ± 3.20 ^b
	Average	54.49 ± 1.51 ^B	51.11 ± 1.63 ^B
R	R0	47.97 ± 2.44 ^b	40.95 ± 2.36 ^a
	R5	39.48 ± 2.28 ^a	40.79 ± 2.47 ^a
	R10	46.24 ± 2.66 ^b	41.77 ± 2.50 ^a
	R20	36.41 ± 1.78 ^a	45.97 ± 2.63 ^a
	Average	42.52 ± 1.22 ^A	42.37 ± 1.24 ^A
Effect [†]		Probability > F [‡]	
Soil type(A)		<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> < 0.001
Biochar input amount (B)		<i>p</i> = 0.486	<i>p</i> < 0.004
(A) × (B)		<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> = 0.067

Values are the means with standard errors in parentheses (n=30), and those followed by a different letter are significantly different at $\alpha=0.05$ between treatments.

[†]ANOVA was performed for all the treatments.

[‡]The bold indicates that the effects are significant at $\alpha=0.05$.

A, B, C: A result of Duncan's multiple range test by soil type ($p<0.05$).

a, b, c: A result of Duncan's multiple range test by biochar input amount ($p<0.05$).

^{*}U: Upland soil, P: Protected cultivation soil, C: Converted soil, R: Reclaimed soil

Table 6. Parameter Values (Mineralizable C Pool, Mineralization Rate Constant of C) of the Single Exponential First-order Kinetics Model of Input C (Compost + Barley Straw Biochar) Mineralization and Estimated C Retainable in Four Soils

Soil type	Biochar (ton ha ⁻¹)	Mineralizable C (C, % of TC)	k (day ⁻¹)	C retainable in soil (% of TC. 100-C)	R ²	F
Upland	0	15.52	0.17	84.48	0.989 ^{***}	932.0 ^{***}
	5	10.40	0.23	89.60	0.995 ^{***}	2024.4 ^{***}
	10	5.56	0.25	94.44	0.980 ^{***}	482.4 ^{***}
	20	3.98	0.26	96.02	0.987 ^{***}	740.5 ^{***}

Table 6. Continued

Soil type	Biochar (ton ha ⁻¹)	Mineralizable C (C, % of TC)	k (day ⁻¹)	C retainable in soil (% of TC. 100-C)	R ²	F
Protected cultivation	0	11.94	0.18	88.06	0.993***	1368.9***
	5	5.33	0.25	94.67	0.991***	1041.9***
	10	4.21	0.25	95.79	0.996***	2284.9***
	20	2.52	0.27	97.48	0.985***	642.8***
Converted land	0	10.66	0.33	89.34	0.993***	1500.5***
	5	5.33	0.25	94.67	0.991***	1041.9***
	10	4.15	0.23	95.85	0.996***	2524.2***
	20	2.77	0.24	97.23	0.995***	1937.8***
Reclaimed land	0	8.66	0.40	91.34	0.990***	1113.8***
	5	4.20	0.33	95.80	0.984***	595.3***
	10	3.40	0.37	96.60	0.994***	1538.7***
	20	1.69	0.34	98.31	0.994***	1782.5***

As the parameter values were obtained with the mean(n=3) CO₂ emission data, no statistical analysis was performed. *P<0.05; **P<0.01; ***P<0.001

Table 7. Parameter Values (Mineralizable C Pool, Mineralization Rate Constant of C) of the Single Exponential First-order Kinetics Model of Input C (Compost + Livestock Manure Biochar) Mineralization and Estimated C Retainable in Four Soils

Soil type	Biochar (ton ha ⁻¹)	Mineralizable C (C, % of TC)	k (day ⁻¹)	C retainable in soil (% of TC. 100-C)	R ²	F
Upland	0	16.50	0.14	83.50	0.973***	362.6***
	5	7.07	0.12	92.93	0.941***	159.5***
	10	4.24	0.21	95.76	0.929***	130.9***
	20	2.94	0.22	97.06	0.955***	214.3***
Protected cultivation	0	13.05	0.16	86.95	0.947***	178.7***
	5	6.07	0.14	93.93	0.914***	106.6***
	10	4.97	0.16	95.03	0.932***	138.0***
	20	2.89	0.14	97.11	0.899***	89.1***
Converted land	0	9.98	0.18	90.02	0.915***	107.5***
	5	6.07	0.14	93.93	0.914***	106.6***
	10	2.99	0.19	97.01	0.958***	227.7***
	20	2.06	0.23	97.94	0.985***	665.9***
Reclaimed land	0	8.18	0.22	91.82	0.973***	361.8***
	5	4.06	0.17	95.94	0.961***	249.4***
	10	2.53	0.26	97.47	0.952***	199.5***
	20	1.65	0.26	98.35	0.981***	514.8***

As the parameter values were obtained with the mean(n=3) CO₂ emission data, no statistical analysis was performed. *P<0.05; **P<0.01; ***P<0.001

이는 토양 내 탄소 함량이 높은 토양에서 유기물의 분해가 상대적으로 높아 배출되는 CO₂는 탄소 함량에 비례하여 증가하는 것으로 판단된다. 또한,

바이오차를 투입한 토양에서 탄소 함량이 증가함에 도 상대적으로 무기화되는 비율은 낮아졌다^{64,65}. 본 연구를 통해 바이오차의 원료물질이 상이한 보릿짚

바이오차와 가축분 바이오차 간 탄소 무기화에 미치는 영향이 상이할 것으로 판단했지만, 각각의 공시 바이오차의 H:C 비율이 0.30~0.39로 국제사회에서의 탄소격리효과를 입증하는 기준인 0.7 이하임으로 토양에 혼합하였을 때 탄소 격리 효과와 그에 따른 무기화되어 배출되는 비율이 낮았다⁶⁷⁾.

4. 결론

본 실험은 토양 종류별 보릿짚 및 가축분 바이오차 투입이 토양 탄소 무기화 및 이산화탄소 배출을 산정하기 위해 49일간 항온 배양실험을 수행하였다. 보릿짚 및 가축분 바이오차를 토양 종류별(밭, 시설재배지, 개간지, 간척지)로 0, 5, 10, 20 ton ha⁻¹를 적용하였다. 보릿짚, 가축분 바이오차를 투입한 모든 토양에서 총탄소 함량은 바이오차 투입량에 비례하여 증가하였다. CO₂ 배출은 보릿짚 바이오차를 투입한 노지 밭 토양에서 평균 81.94 g m⁻²로 가장 높게 배출되었다. 노지 밭, 개간토양에서는 보릿짚 바이오차 투입이 가축분 바이오차 투입보다 상대적으로 CO₂ 배출량이 높았고, 시설재배지 토양에서는 반대로 가축분 바이오차 투입이 보릿짚 바이오차 투입보다 CO₂ 배출량이 높았다. Kinetic 모델 적용 결과 토양에 투입된 탄소원의 무기화 비율은 바이오차를 투입하지 않은 처리구 중 노지 밭 토양에서 15.5~16.5%로 가장 높았고, 간척지 토양에서 8.2~8.7%로 가장 낮았다. 토양 내 탄소 함량이 높을수록 CO₂ 배출량과 무기화되는 비율도 높게 나타났다. 그리고 본 시험에 적용한 모든 토양과 바이오차에서 바이오차 투입량에 비례하여 무기화되는 비율은 급격히 낮아지며, 그에 따라 토양에 저장되는 탄소 비율은 증가하였다. 즉 바이오차 투입량에 비례하여 토양 탄소 저장량이 증가하기에 향후 경제성 등을 고려한 적정 투입 수준을 평가한 연구가 필요할 것으로 사료된다.

사 사

This work was carried out with the support of

“Cooperative Research Program for Agriculture Science and Technology Development (Project No. PJ01556801)” Rural Development Administration, Republic of Korea.

References

1. Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P. and Smith, P., “Climate-smart soils”, *Nature*, 532, pp. 49~57. (2016). <https://www.nature.com/articles/nature17174>
2. Reguyal, F. and Sarmah, A. K., “Adsorption of sulfamethoxazole by magnetic biochar: Effects of pH, ionic strength, natural organic matter and 17 α -ethinylestradiol”, *Science of the Total Environment*, 628, pp. 722~730. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.323>
3. Takolpuckdee, P., “Transformation of Agricultural Market Waste Disposal to Biochar Soil Amendments”, *Procedia Environmental Sciences*, 20, pp. 64~70. (2014). <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2014.03.010>
4. Dang, Q., Mba Wright, M. and Brown, R. C., “Ultra-low carbon emissions from coal-fired power plants through bio-oil co-firing and biochar sequestration”, *Environmental Science & Technology*, 49(24), pp. 14688~14695. (2015). <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03548>
5. Kauffman, N., Dumortier, J., Hayes, D. J., Brown, R. C. and Laird, D. A., “Producing energy while sequestering carbon? the relationship between biochar and agricultural productivity”, *Biomass Bioenergy*, 63, pp. 167~176. (2014). <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.049>
6. Nelissen, V., Saha, B. K., Ruysschaert, G. and Boeckx, P., “Effect of different biochar and fertilizer types on N₂O and NO emissions”, *Soil Biology and Biochemistry*, 70, pp 244~255. (2014). <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.026>
7. Jeong, C. Y., Dodla, S. K. and Wang, J. J., “Fundamental and molecular composition characteristics

- of biochars produced from sugarcane and rice crop residues and by-products”, *Chemosphere*, 142, pp. 4~13. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.084>
8. Kloss, S., Zehetner, F., Dellantonio, A., Hamid, R., Ottner, F., Liedtke, V., Schwanninger, M., Gerzabek, M. H. and Soja, G., “Characterization of Slow Pyrolysis Biochars: Effects of Feedstocks and Pyrolysis Temperature on Biochar Properties”, *J. Environ. Qual.*, 41, pp. 990~1000. (2012). <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0070>
 9. Gerdelidani, A. F. and Hosseini, H. M., “Effects of sugar cane bagasse biochar and spent mushroom compost on phosphorus fractionation in calcareous soils”, *Soil Res.*, 56, pp. 136~144. (2018). <https://doi.org/10.1071/SR17091>
 10. Muegue, L. C. D., Gonzalez, J. C. A. and Mesa, G. P., “Characterization and Potential Use of Biochar for the Remediation of Coal Mine Waste Containing Efflorescent Salts”, *Sustainability*, 9(11), p. 2100. (2017). <https://doi.org/10.3390/su9112100>
 11. Kang, C.L., Zhu, L., Wang, Y., Wang, Y., Xiao K. and Tian, T., “Adsorption of Basic Dyes Using Walnut Shell-based Biochar Produced by Hydrothermal Carbonization”, *Chem. Res. Chin. Univ.*, 34, pp. 622~627. (2018). <https://doi.org/10.1007/s40242-018-8018-0>
 12. Komnitsas, K., Zaharaki, D., Pylotis, I., Vamvuka, D. and Bartzas, G., “Assessment of Pistachio Shell Biochar Quality and Its Potential for Adsorption of Heavy Metals”, *Waste Biomass Valorizat.*, 6, pp. 805~816. (2015). <https://doi.org/10.1007/s12649-015-9364-5>
 13. Crombie, K., Masek, O., Sohi, S. P., Brownsort, P. and Cross, A., “The effect of pyrolysis conditions on biochar stability as determined by three methods”, *Global Change Biol. Bioenergy*, 5, pp. 122~131. (2013). <https://doi.org/10.1111/gcbb.12030>
 14. Masek, O., Budarin, V., Gronnow, M., Crombie, K., Brownsort, P., Fitzpatrick, E. and Hurst, P., “Microwave and slow pyrolysis biochar-Comparison of physical and functional properties”, *J. Analy. Appl. Pyrol.*, 100, pp. 41~48. (2013). <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2012.11.015>
 15. Mendez, A., Terradillos, M. and Gasco, G., “Physicochemical and agronomic properties of biochar from sewage sludge pyrolysed at different temperatures”, *J. Analy. Appl. Pyrol.*, 102, pp. 124~130. (2013). <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.03.006>
 16. Olmo, M., Albuquerque, J. A., Barrón, V., del Campillo, M. C., Gallardo, A., Fuentes, M. and Villar, R., “Wheat growth and yield responses to biochar addition under Mediterranean climate conditions”, *Biology and Fertility of Soils*, 50(8), pp. 1177~1187. (2014). <https://doi.org/10.1007/s00374-014-0959-y>
 17. Ventura, M., Zhang, C., Baldi, E., Fornasier, F., Sorrenti, G., Panzacchi, P. and Tonon, G., “Effect of biochar addition on soil respiration partitioning and root dynamics in an apple orchard. European”, *Journal of Soil Science*, 65(1), pp. 186~195. (2014). <https://doi.org/10.1111/ejss.12095>
 18. Kim, H. S., Kim, K. R., Yang, J. E., Ok, Y. S., Owens, G., Nehls, T., Wessolek, G. and Kim, K. H., “Effect of biochar on reclaimed tidal land soil properties and maize (*Zea mays* L.) response”, *Chemosphere*, 142, pp. 153~159. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.041>
 19. Chen, J., Chen, J., Li, S., Liang, C., Xu, Q., Li, Y., Qin, H. and Fuhrmann, J. J., “Response of microbial community structure and function to short-term biochar amendment in an intensively managed bamboo (*Phyllostachys praecox*) plantation soil: Effect of particle size and addition rate”, *Sci Total Environ*, 574, pp. 24~33. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.190>
 20. IBI, “Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil IBI-STD-2.1.”, International Biochar Initiative (IBI), Washington, USA. (2015). <http://www.biochar-inte>

- national.org/characterizationstandard (Accession date: November 23, 2015)
21. Xie, T., Xie, T., Reddy, K. R., Wang, C., Yargicoglu, E. and Spokas, K., "Characteristics and Applications of Biochar for Environmental Remediation: A Review", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(9), pp. 939~969. (2015). <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.924180>
 22. Lehmann, J. and Stephen, J. (Eds.), *Biochar for environmental management: Science, technology and implementation*, Routledge. (2015).
 23. Godlewska, P., Schmidt, H. P., Ok, Y. S. and Oleszczuk, P., "Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review", *Bioresour Technol*, 246, pp. 193~202. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.095>
 24. Beiyuan, J., Awad, Y. M., Beckers, F., Wang, J., Tsang, D. C. W., Ok, Y. S., Wang, S. L., Wang, H. and Rinklebe, J., "(Im)mobilization and speciation of lead under dynamic redox conditions in a contaminated soil amended with pine sawdust biochar", *Environ Int.*, 135, p. 105376. (2020). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105376>
 25. Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., van der Velde, M. and Bastos, A. C., "A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), pp. 175~187. (2011). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>
 26. Wolf, B., Zheng, X., Bruggemann, N., Chen, W., Dannenmann, M., Han, X., Sutton, M. A., Wu, H., Yao, Z. and Butterbach-Bahl, K., "Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe", *Nature*, 464(7290), pp. 881~884. (2010). <https://doi.org/10.1038/nature08931>
 27. Dissanayake, P. D., You, S., Igalavithana, A. D., Xia, Y., Bhatnagar, A., Gupta, S., Kua, H. W., Kim, S., Kwon, J.-H., Tsang, D. C. W. and Ok, Y. S., "Biochar-based adsorbents for carbon dioxide capture: A critical review", *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 119, p. 109582. (2020). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109582>
 28. Igalavithana, A. D., Ok, Y. S., Usman, A. R. A., Al-Wabel, M. I., Oleszczuk, P. and Lee, S. S., "The Effects of Biochar Amendment on Soil Fertility. In *Agricultural and Environmental Applications of Biochar*", *Advances and Barriers*, 63, pp. 123~144. (2015). <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub63.2014.0040>
 29. Shin, J., Jang, E., Park, S., Ravindran, B. and Chang, S. W., "Agro-environmental impacts, carbon sequestration and profit analysis of blended biochar pellet application in the paddy soil-water system", *J Environ Manage*, 244, pp. 92~98. (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.099.1>
 30. Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D. and Ok, Y. S., "Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review", *Chemosphere*, 99, pp. 19~33. (2014). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
 31. Rajapaksha, A. U., Chen, S. S., Tsang, D. C., Zhang, M., Vithanage, M., Mandal, S. and Ok, Y. S., "Engineered/designer biochar for contaminant removal/immobilization from soil and water: Potential and implication of biochar modification", *Chemosphere*, 148, pp. 276~291. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.043>
 32. Jain, S., Singh, A., Khare, P., Chanda, D., Mishra, D., Shanker, K. and Karak, T., "Toxicity assessment of *Bacopa monnieri* L. grown in biochar amended extremely acidic coal mine spoils", *Ecol. Eng.*, 108, pp. 211~219. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.039>
 33. Liu, Y., Zhu, J., Ye, C., Zhu, P., Ba, Q., Pang, J. and Shu, L., "Effects of biochar application on the abundance and community composition of denitrifying bacteria in a reclaimed soil from coal mining subsidence area", *Sci. Total Environ.*, 625, pp. 1218~1224. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.003>

34. Herath, H. M. S. K., Camps-Arbestain, M. and Hedley, M., "Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: An Alfisol and an Andisol", *Geoderma*, 209, pp. 188~197. (2013). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.016>
35. Jones, B. E. H., Haynes, R. J. and Phillips, I. R., "Effect of amendment of bauxite processing sand with organic materials on its chemical, physical and microbial properties", *J. Environ. Manage.*, 91, pp. 2281~2288. (2010). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.06.013>
36. Singh, B., Singh, B. P. and Cowie, A. L., "Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment", *Aust. J. Soil Res.*, 48, pp. 516~525. (2010a). <https://doi.org/10.1071/SR10058>
37. Villagra-Mendoza, K. and Horn, R., "Effect of biochar addition on hydraulic functions of two textural soils", *Geoderma*, 326, pp. 88~95. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.021>
38. Abujabhah, I. S., Bound, S. A., Doyle, R. and Bowman, J. P., "Effects of biochar and compost amendments on soil physico-chemical properties and the total community within a temperate agricultural soil", *Appl. Soil Ecol.*, 98, pp. 243~253. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.021>
39. Lehmann, J., Johannes Lehmann, Pereira da Silva Jr., J. Steiner, C., Nehls, T., Zech, W. and Glaser, B., "Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments", *Plant Soil*, 249, pp. 343~357. (2003). <https://doi.org/10.1023/A:1022833116184>
40. Kibblewhite, M. G., Ritz, K. and Swift, M. J., "Soil health in agricultural systems", *Philos. Trans. R. Soc. B.*, 363, pp. 685~701. (2008). <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
41. Tully, K. and Ryals, R., "Nutrient cycling in agroecosystems: Balancing food and environmental objectives", *Agroecol. Sustain. Food Syst.*, 41, pp. 761~798. (2017). <https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1336149>
42. El-Naggar, A., Lee, S. S., Awad, Y. M., Yang, X., Ryu, C. K., Rizwan, M., Rinklebe, J., Tsang, D. C. W. and Ok, Y. S., "Influence of soil properties and feedstocks on biochar potential for carbon mineralization and improvement of infertile soils", *Geoderma*, 332, pp. 100~108. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.06.017>
43. Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C. and Crowley, D., "Biochar effects on soil biota - A review", *Soil Biology and Biochemistry*, 43(9), pp. 1812~1836. (2011). <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>
44. Xiao, X., Chen, B., Chen, Z., Zhu, L. and Schnoor, J. L., "Insight into Multiple and Multilevel Structures of Biochars and Their Potential Environmental Applications: A Critical Review", *Environ Sci Technol*, 52(9), pp. 5027~5047. (2018). <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06487>
45. Shaikat, M., Samoy-Pascual, K., Maas, E. and Ahmad, A., "Simultaneous effects of biochar and nitrogen fertilization on nitrous oxide and methane emissions from paddy rice", *J Environ Manage.*, 248, p. 109242. (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.07.013>
46. Martos, S., Mattana, S., Ribas, A., Albanell, E. and Domene, X., "Biochar application as a win-win strategy to mitigate soil nitrate pollution without compromising crop yields: A case study in a Mediterranean calcareous soil", *Journal of Soils and Sediments*, 20(1), pp. 220~233. (2019). <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02400-9>
47. Oh, Y.-Y., Kim, Y.-J., Lee, S.-H., Ryu, J.-H., Kim, S., Lee, J.-T., Jun, J.-B. and Kim, K.-Y., "Effects of Paddy-Upland Rotation on Soil Characteristics and Crop Productivity in Rice Fields on Reclaimed Tidal land", *Journal of Environmental Science International*, 27(8), pp. 641~650. (2018). <https://doi.org/10.5322/jesi.2018.27.8.641>
48. Lee, Y. B., Hoon, C., Hwang, J. Y., Lee, I. B. and Kim, P. J., "Enhancement of phosphate desorption by

- silicate in soils with salt accumulation”, *Soil Science and Plant Nutrition*, 50(4), pp. 493~499. (2011). <https://doi.org/10.1080/00380768.2004.10408505>
49. Eo, J.-U., Park, K.-C. and Yeon, B.-R., “Changes in Soil Biota Affected by the Application of Organic Materials in Reclaimed Upland and Paddy-converted Soils Cultivated with Korea Ginseng”, *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 44(5), pp. 872~877. (2011). <https://doi.org/10.7745/kjssf.2011.44.5.872>
50. Kalus, K., Koziel, J. and Opaliński, S., “A Review of Biochar Properties and Their Utilization in Crop Agriculture and Livestock Production”, *Applied Sciences*, 9(17), p. 3494. (2019). <https://doi.org/10.3390/app9173494>
51. International Biochar Initiative (IBI), “Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil (Aka IBI biochar standards)”, IBI-STD-1.1. (2014). https://www.biochar-international.org/wp-content/uploads/2018/04/IBI_Biochar_Standards_V2.1_Final.pdf (Accession date: March 25, 2019)
52. NIAS, “Prescription of Fertilizer Use by Crop”, National Institute of Agricultural Sciences, Wanju, Korea, ISBN 978-89-480-6048-5 93520. (2019).
53. Zeng, W., Xu, C., Wu, J., Huang, J. and Ma, T., “Effect of salinity on soil respiration and nitrogendynamics”, *Ecological Chemistry and EngineeringS.*, 20(3), pp. 519~530. (2013). <https://doi.org/10.2478/eces-2013-0039>
54. Lee, S. I., Kim, G. Y., Gwon, H. S., Lee, J. S., Choi, E. J. and Shin, J. D., “Effects of Different Nitrogen Fertilizer and Biochar Applications on CO₂ and N₂O Emissions from Upland Soil in the Closed Chamber”, *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 53(4), pp. 431~445. (2020). <https://doi.org/10.7745/KJSSF.2020.53.4.431>
55. Lee, S.-I., Kang, S.-S., Choi, E.-J., Gwon, H.-S., Lee, H.-S., Lee, J.-M., Lim, S.-S. and Choi, W.-J., “Soil Carbon Storage in Upland Soils by Biochar Application in East Asia”, *Korean J. Environ. Agric.*, 40, pp. 219~230. (2021). <https://doi.org/10.5338/KJEA.2021.40.3.26>
56. Lee, K. S., Lee, S. I., Lee, D. S., Kwak, J. H., Hao, X., Ro, H. M. & Woo-Jung Choi, W. J., “Carbon mineralization and retention of livestock manure composts with different substrate qualities in three soils”, *Journal of Soils and Sediments*, 12(3), pp. 312~322. (2012). <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0458-9>
57. Hailegnaw, N. S., Mercl, F., Pračke, K., Száková, J. and Tlustoš, P., “Mutual Relationships of Biochar and Soil PH, CEC, and Exchangeable Base Cations in a Model Laboratory Experiment”, *J. Soils Sediments*, 19, pp. 2405~2416. (2019). <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02264-z>
58. Eduah, J. O., Nartey, E. K., Abekoe, M. K., Breuning-Madsen, H. and Andersen, M. N., “Phosphorus retention and availability in three contrasting soils amended with rice husk and corn cob biochar at varying pyrolysis temperatures”, *Geoderma*, 341, pp. 10~17. (2019). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.016>
59. Kibblewhite, M. G., Ritz, K. and Swift, M. J., “Soil health in agricultural systems. Philosophical Transactions of the Royal Society B”, *Biological Sciences*, 363(1492), pp. 685~701. (2008). <https://doi:10.1098/rstb.2007.2178>
60. Keith, A., Singh, B. and Singh, B. P., “Interactive priming of biochar and labile organic matter mineralization in a smectite-rich soil”, *Environmental Science & Technology*, 45(22), pp. 9611~9618. (2011). <https://doi.org/10.1021/es202186j>
61. Kuppusamy, S., Thavamani, P., Megharaj, M., Venkateswarlu, K. and Naidu, R., “Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: current knowledge and future research directions”, *Environment International*, 87, pp. 1~12. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.018>
62. Wu, D., Senbayram, M., Zang, H., Ugurlar, F., Aydemir, S., Brüggemann, N., Kuzyakov, Y., Bol, R. and Blagodatskaya, E., “Effect of biochar origin and soil pH on greenhouse gas emissions from sandy

- and clay soils”, *Appl. Soil Ecol.*, 129, pp. 121~127. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.05.009>
63. Chintala, R., Schumacher, T.E., Kumar, S., Malo, D.D., Rice, J.A., Bleakley, B., Chilom, G., Clay, D.E., Julson, J.L., Papiernik, S.K. and Gud, Z.R., “Molecular characterization of biochars and their influence on microbiological properties of soil”, *J. Hazard. Mater.*, 279, pp. 244~256. (2014). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.06.074>
64. Zimmerman, A. R., Gao, B. and Ahn, M.-Y., “Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils”, *Soil Boil. Biochem.*, 43, pp. 1169~1179. (2011). <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.02.005>
65. Trumbore, S. E., Chadwick, O. A. and Amundson, R., “Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change”, *Science*, 272(5260), pp. 393~396. (1996). <https://doi.org/10.1126/science.272.5260.393>
66. Venkatesh, G., Gopinath, K. A., Reddy, K. S., Reddy, B. S., Prabhakar, M., Srinivasarao, C. and Singh, V. K., “Characterization of biochar derived from crop residues for soil amendment, carbon sequestration and energy use”, *Sustainability*, 14(4), p. 2295. (2022). <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.03.003>