

# 호기순환 호흡계를 이용한 토양처리 석탄바닥재의 유기물 분해에 미치는 영향

정석호<sup>1</sup> · 정덕영<sup>2</sup> · 한광현<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>충북대학교 환경생명화학학과, <sup>2</sup>충남대학교 생물환경화학학과

## Effects of Soil-Amended Bottom Ash on Decomposition Rates of Organic Matter as Investigated by an Enforced-Aeration Respirometer

Seok-Ho Jung<sup>1</sup>, Doug-Young Chung<sup>2</sup>, and Gwang-Hyun Han<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Department of Environmental & Biological Chemistry, Chungbuk National University, Cheongju 361-763, Korea

<sup>2</sup>Department of Bioenvironmental Chemistry, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea

Disposal of high amount of coal combustion by-products, such as fly ash and bottom ash, is of a great concern to the country, due to the huge treatment cost and land requirement. On the other hand, those coal-ash wastes are considered to have desirable characteristics that may improve physical, chemical, and biological properties of soils. Especially, compared with fly ash, bottom ash has a larger particle size, porous surface area, and usable amount of micronutrients. In the present study, we examined bottom ash as a soil amendment for mitigating CO<sub>2</sub> emission and enhancing carbon sequestration in soils fertilized with organic matter (hairy vetch, green barely, and oil cake fertilizer). Through laboratory incubation, CO<sub>2</sub> released from the soil was quantitatively and periodically monitored with an enforced-aeration and high-temperature respirometer. We observed that amendment of bottom ash led to a marked reduction in CO<sub>2</sub> emission rate and cumulative amount of CO<sub>2</sub> released, which was generally proportional to the amount of bottom ash applied. We also found that the temporal patterns of CO<sub>2</sub> emission and C sequestration effects were partially dependent on the relative of proportion labile carbon and C/N ratio of the organic matter. Our results strongly suggest that amendment of bottom ash has potential benefits for fixing labile carbon as more stable soil organic matter, unless the bottom ash contains toxic levels of heavy metals or other contaminants.

**Key words:** Carbon sequestration, Global warming, Microbial decomposition, Waste management

## 서 언

최근 상승하는 대기 중 이산화탄소 농도와 이에 따른 지구 온난화 및 급격한 기후변화에 대해 대응하기 위해, 다양한 기술적, 정책적 해결방안들을 모색하는 노력들이 이루어지고 있다 (Cox et al., 2000; IPCC, 2001; Ito, 2003). 지표면 생태계와 대기 간에 교환되는 이산화탄소의 교환량은 현재 전지구적인 측정망이 구축되어 지속적으로 모니터링되고 있으며 (Baldocchi et al., 2001), 일반적으로 생태계에서 대기로 방출되는 이산화탄소의 대부분 (약 80% 이상)은 토양 호흡에 의한 것으로 알려져 있다 (Griffs et al., 2004). 한편, 대기 중 이산화탄소의 농도 증가를 최소화하는 한 방

법은, 대기 이산화탄소를 지표 생태계의 생체량으로 고정하여 최종적으로 토양 탄소로 안정화, 격리되는 양을 최대화하는 것이다 (Ral, 2004). 현재 토양 부식의 형태로 격리되어 있는 탄소의 양은 대기 중 이산화탄소의 약 2배 정도인 것으로 추정된다 (Eswaran et al., 2000). 토양에 유입되는 모든 유기물은 궁극적으로 대기 중 이산화탄소로부터 기인한 것으로, 이들이 다시 미생물의 호흡에 의해 대기로 되돌아가는 정도를 최소화하는 기술적 대안들에는 (1)최소/보전 경운 혹은 무경운, (2) 지피 식물의 재배 및 윤작, (3) 토양의 영양물질의 관리 및 토양질 향상, (4) 토양의 입단화 및 침식 방지, (5) 문제 토양의 교정 등이 알려져 있다 (Ral, 2004).

화력발전소 등에서 석탄을 연소한 후 발생하는 부산물인 석탄회 (coal ash) 의 발생량은 원료 석탄의 10%~40%에 달하고, 연간 800만톤 정도가 발생하고 있는 것으로 알려져 있다 (Jeon et al., 2000; Lee et al., 2011; Lee, 2010). 이

접수 : 2012. 2. 22 수리 : 2012. 3. 12

\*연락처 : Phone: +82432612563

E-mail: hangh@chungbuk.ac.kr

석탄 연소부산물 중 미립자들로 이루어진 비산회 (fly ash) 가 전체 석탄회의 약 70%를 차지하고, 상대적으로 입자가 커서 연소 장치의 하부로 낙하하여 쌓이는 석탄바닥재 (bottom ash, BA) 가 약 10%–15%를 차지한다. 비산회와 석탄바닥재 모두 다량의 금속 산화물 (CaO, MgO 등) 을 포함하고 있어, 일반적으로 pH가 8 이상의 알칼리성이며, 높은 Si 및 Al 함량을 보인다 (Kishor et al., 2010). 그러나 석탄바닥재는 비산회에 비해 상대적으로 금속 산화물의 비중이 낮아 pH 가 중성에 더 가깝고 (Wearing et al., 2004), 다공성으로 상대적으로 높은 공극율 및 투수도를 가지며, 영양물질에 대한 잠재적 함유량이 더 큰 성질을 가진다 (Lee, 2010). 따라서, 토양에 처리되었을 때 석탄바닥재는 비산회에 보다 다양한 물리 화학적 장점을 보일 수 있다고 보고된 바 있다 (Black and Zimmerman, 2002; Lee, 2010.). 또한, 석탄 연소 부산물을 토양에 처리하였을 때, 토양의 산도 교정, 물리성 개선, 양분 보유능 향상 등 다양한 토양 질 향상 효과를 가져올 수 있기 때문에, 궁극적으로 토양의 탄소 격리능을 향상시키는 효과가 있음을 다수의 연구자들이 보고하였다 (Amonette et al., 2003; Jala and Goyal, 2004, Palumbo et al., 2007; Palumbo et al., 2004.). 아울러, 비산회에 포함된 금속산화물들이 토양부식의 형성에 관여하는 미생물들의 polyphenol oxidase 와 laccase 효소를 활성화함으로써 토양 탄소 격리 작용을 촉진한다고 알려져 있고 (Amonette et al., 2003), 비산회에 포함된 금속성분들이 토양 미생물들에 의해 환원되는 과정에 이산화탄소와 결합함으로써  $FeCO_3$ 와  $CaCO_3$ 와 같은 침전의 형태로 탄소를 격리하는 효과가 있음이 보고된 바 있다 (Phelps et al., 2003). 한편, Yun (2010)은 석탄바닥재의 다공성 표면이 토양미생물들이 정착하는 적절한 담체로서 기능함을 보고하였는데, 이 역시 석탄바닥재가 토양 탄소의 격리에 긍정적으로 기여하는 것을 나타낸다.

이에 본 연구는 C/N 비가 다른 유기물들 (헤어리베치, 청보리, 유박비료)이 처리된 토양에서 석탄바닥재가 토양 미생물들의 분해 및 호흡량에 미치는 영향을 직접 제작한 호기순환 호흡계를 이용하여 실시간 모니터링 하였고, 이를

통해 (1) 석탄 바닥재의 처리 수준에 따른 토양미생물의 호흡속도의 차이, (2) 석탄바닥재의 처리 수준과 유기물의 성질에 따른 이산화탄소 발생량의 경시적 변화, 그리고 (3) 석탄바닥재가 가진 전반적인 이산화탄소 발생 저감 효과를 평가하고자 하였다.

## 재료 및 방법

**시험토양 및 석탄바닥재의 이화학적 특성** 실험에 사용된 시험토양은 충북대학교 실험농장 밭토양의 표토를 2010년 2월에 채취하여, 신선한 상태로 곧바로 항온배양에 사용하였다 (2 mm 체를 통과시킴). 석탄바닥재는 2010년에 보령, 당진, 서천 화력발전소에서 생성된 것을 사용하였으며, 2 mm 보다 큰 입자는 제거하였다. 공시토양 및 석탄바닥재의 분석은 농업과학기술원 표준분석방법 (RDA, 2000) 과 미국토양분석법 (SSSA, 1996)에 준하여 실시하였다. pH 와 EC 는 토양과 증류수의 비를 1:5로 혼합하여 30분간 진탕한 후 pH meter (Orion model 350, USA) 와 EC meter (Orion model 350, USA)로 측정하였다. 암모니아태 질소와 질산태 질소는 토양과 2 M KCl 의 비를 1:10으로 혼합하여 1시간 동안 진탕한 다음 추출한 후 켈달증류장치 (UDK 130A, VELP scientific, Milano, Italy)로 증류하였고, 증류되어 수기된 용액을 0.025 M 황산으로 자동적정장치 (Com 450, HIRANUMA, Tokyo, Japan)를 사용하여 적정하였다. 유효인산은 1 M  $NH_4F$ 로 침출시킨 후 Ascorbic acid 법으로 발색시켜 UV -Spectrophotometer (U-2900, HITACHI, Tokyo, Japan)를 사용하여 880 nm에서 측정하였다. 토성은 유기물을 과산화수소로 분해한 후 5% Sodium hexametaphosphate 를 분산제로 하여 pipette법으로 분석하였다.

시험토양의 이화학성은 Table 1과 같이 양토로 유효인산 함량이 비교적 높고 암모니아태 질소와 질산태 질소의 함량이 비교적 낮은 약 알칼리성 토양이었다. 시험에 사용된 BA 의 화학적 특성은 Table 2와 같이 유효인산 함량이 매우 높았으며, 암모니아태, 질산태 질소 및 EC 함량은 낮은 수준을 보였고, 약 알칼리성이었다.

**Table 1. Physical and chemical characteristics of the examined upland soil.**

pH	EC	$NH_4^+$ -N	$NO_3^-$ -N	Avail. $P_2O_5$	Soil texture
(1:5)	ds $m^{-1}$	-----	mg $kg^{-1}$ -----		Loam
8.1	0.1	10.7	22.6	394.4	

**Table 2. Chemical properties of the bottom ash examined.**

pH	EC	$NH_4^+$ -N	$NO_3^-$ -N	Avail. $P_2O_5$
(1:5)	ds $m^{-1}$	-----	mg $kg^{-1}$ -----	
8	0.16	5.1	1.9	297.6

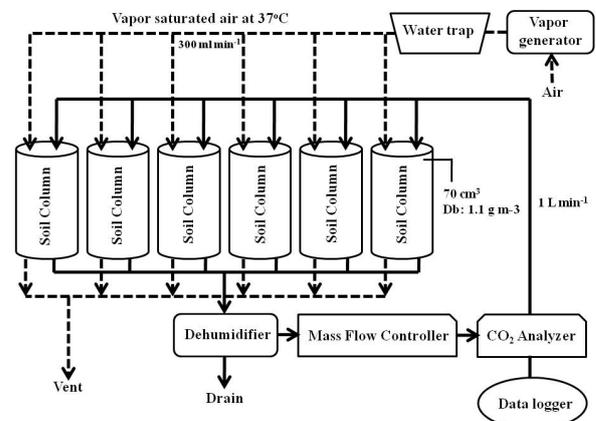
**처리구** 석탄바닥재의 토양처리가 유기물 분해속도에 미치는 영향을 알아보기 위하여 제작한 처리구는 다음과 같다. 토양 + 헤어리베치 (S+HV), 토양 + 청보리 (S+B), 토양 + 유박비료 (S+C), 토양 + BA 10% + 헤어리베치 (S+BA10+HV), 토양 + BA 30% + 헤어리베치 (S+BA30+HV), 토양 + BA 10% + 청보리 (S+BA10+B), 토양 + BA 30% + 청보리 (S+BA30+B), 토양 + BA 10% + 유박비료 (S+BA10+C), 토양 + BA 30% + 유박비료 (S+BA30+C) 로 9개의 처리구를 제작하였으며, 각각의 처리구에 대하여 3반복씩 총 27개의 처리구를 조성하여 실험하였다. 각 컬럼에 석탄바닥재는 2 mm의 채를 통과시켜 통과된 석탄바닥재만 사용하였고, 토양 (혹은 토양+석탄바닥재)의 충전 밀도는  $1.1 \text{ g cm}^{-3}$ 이었으며, 약  $76 \text{ cm}^3$ 의 컬럼에 건조토양 50 g 기준으로 석탄바닥재를 10, 30% 수준으로 처리하였다. 헤어리베치, 청보리, 유박비료와 같은 유기물은 일괄적으로 0.5 g 처리하였다. 헤어리베치, 청보리, 유박비료의 C/N 비율 및 질소, 탄소 함량은 Table 3에 나타내었고, 실험에 사용된 유기물들은 원소분석기 (Variomax, Elemental, Hanau, Germany)를 통하여 총 탄소 함량과 총 질소 함량 및 C/N 비율을 분석하였다.

**호기순환 호흡계** 향온 조건에서의 미생물 호흡과 관련된 이산화탄소 발생 실시간 모니터링을 위하여 호기순환 호흡계 (Enforced-aeration high temperature respirometer; EAHTR)는 Fig. 1에 나타난 바와 같이 제작되었다. EAHTR은 수분공급 및 호기순환 라인 (점선)과 이산화탄소 발생 플럭스 분석라인 (실선)으로 구성되었고, 데이터로거 (CR1000, Campbell scientific, Logan, USA)를 사용하여 실시간 이산화탄소 농도를 측정/저장 할 수 있도록 하였다. 또한, 향온 조건을 유지시키기 위하여 제작한 향온수조 ( $119 \text{ cm} \times 38 \text{ cm} \times 38 \text{ cm}$ )를 사용하였다. 호기순환라인은 분석이 실행되지 않는 토양 컬럼들에 대해 외부공기를 수증기 발생기 (RHH -5010M, Daewoo, Seoul, Korea)를 통과시켜 수분으로 포화시킨 다음(Polyester wool로 된 수분트랩으로 잉여 수분 제거) 토양컬럼에 공급되고 외부로 배출되게 함으로써, 항상 토양컬럼을 호기조건으로 유지시켜 주고(토양 컬럼 당 약  $300 \text{ mL min}^{-1}$ ), 토양을 포장 용수량 수준으로 유지함으로써 미생물이 생육하기에 적절한 토양생태가 되도록 하였다. 이산화탄소 농도 분석 시 해당 토양컬럼은 대기

중의 공기 유입에 의한 이산화탄소 농도 희석을 막기 위하여 3 방향 솔레노이드 밸브를 사용해서 독립적으로 구성되게 하였다. 토양컬럼을 통과하고 실내온도에서 수분으로 과포화된 공기는 펠티어 냉각 재습기 (DIY-003A, PTC, Seoul, Korea)를 통하여  $5^\circ\text{C}$ 에서 수분을 제거하였고, 이후 건조된 공기는 유량조절기 (KRO-4001, T&S, Seoul, Korea)를 통하여 일정한 유량 ( $1 \text{ L min}^{-1}$ )으로 이산화탄소 분석기를 통과한 다음 다시 토양컬럼으로 재 유입되게 하였다. 이산화탄소 분석기는 데이터로거와 연결되어 있어 측정된 이산화탄소 농도를 실시간으로 저장되게 하였으며, 컬럼 당 2분 연속 측정하였다. 각 토양컬럼은 매 3시간 마다 이산화탄소 발생량을 즉시 저장하였고, 이중 최종 1분 동안의 측정 농도를 매 5초마다 저장하여 매 분석 시 12개의 이산화탄소 농도를 저장하게 하였다.

**CO<sub>2</sub> 발생 플럭스** 데이터로거로 수집된 이산화탄소 농도는 폐쇄고정형 챔버 (Closed static chamber)의 계산식에 따라 계산하였으며, 다음과 같다 (Rochette and Hutchinson 2005).

$$F (\text{mol min}^{-1}\text{m}^{-2}) = \Delta C / \Delta t * (V/A) * M \quad (1)$$



**Fig. 1.** Schematic of the enforced-aeration and high-temperature respirometer employed in the study. To ensure enough oxygen level in the soil and to maintain soil water content around field capacity, ambient air was circulated via a vapor generator. Every 3 hrs, CO<sub>2</sub> emission rates were monitored and recorded for each soil column using a datalogger.

**Table 3.** T-N, T-C contents and C/N ratio of the examined organic matter.

	T-N	T-C	C/N
	----- % -----		
Green barely	2.0	39.4	20.0
Hairy vetch	4.0	38.0	9.7
Oil cake fertilizer	4.1	39.0	9.5

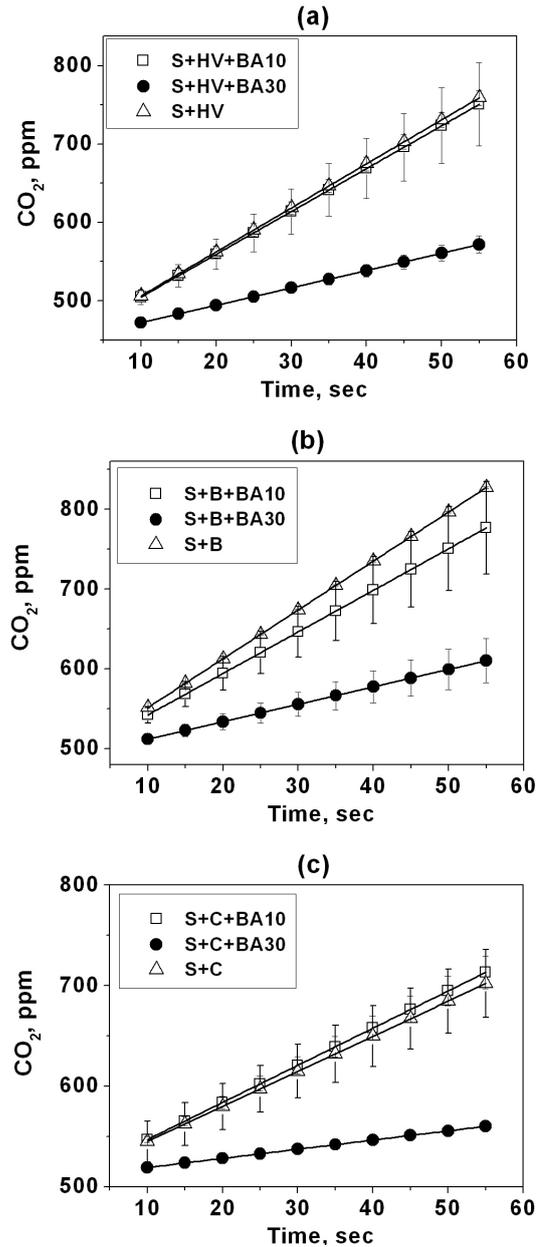
여기서,  $\Delta C$ 는 CO<sub>2</sub> 농도의 변화량 (ppm),  $\Delta t$ 는 시간의 변화 (min),  $\Delta C/\Delta t$ 는 시간에 따른 CO<sub>2</sub> 농도의 증가분 (ppm min<sup>-1</sup>), V는 챔버의 부피 (m<sup>3</sup>), A는 챔버의 넓이 (m<sup>2</sup>), M은 공기의 밀도 (mol m<sup>-3</sup>) 값이다.  $\Delta C$ 와  $\Delta t$ 는 데이터로거에 의하여 수집되는 값이고, 챔버의 부피와 넓이는 토양을 채워 넣은 토양 컬럼에서 남은 공간과 측정시 사용되는 CO<sub>2</sub> 라인을 고려하여 계산하였다. 공기의 용적 몰 밀도 (44.6 mol m<sup>-3</sup>; 0°C, 101.3 kPa)를 온도와 압력에 대해 보정한 후 사용하였다.

### 결과 및 고찰

**석탄바닥재가 유기물 분해속도에 미치는 영향** 순환호기 호흡계를 이용하여 모니터링 된 토양미생물의 호흡량은 Fig. 2에 나타난 바와 같이 각 처리구에 대해 매우 정량적인 차이를 보였다. 이산화탄소 발생속도가 높은 시기 (항온배양 10시간 경과 후)에서 각 유기물의 분해속도는 유박비료, 헤어리베치, 청보리의 순으로 높게 나타났다. 이는 부분적으로 Fig. 2a에서 2c의 이산화탄소 농도 수준 (y축)에도 반영되어 있다. 높은 이산화탄소 방출특성을 보인 청보리와 헤어리베치는 약 6.4 ppm sec<sup>-1</sup>와 5.9 ppm sec<sup>-1</sup>의 증가속도를 보인 반면, (Fig. 2b, 2a), 유박비료의 경우에는 3.7 ppm sec<sup>-1</sup>로 낮았다 (Fig. 2c). 이러한 차이는 사용된 유기물의 C/N 비 보다 이분해성 탄소함량의 차이가 주요한 역할을 했기 때문으로 여겨진다. 유박비료는 C/N 비가 약 10으로 헤어리베치와 비슷하였으나, 녹비작물인 청보리와 헤어리베치에 상대적으로 분해가 어려운 탄소들을 많이 함유하고 있기 때문으로 여겨진다.

각 유기물과 더불어 석탄바닥재를 처리하였을 때, 유의하게 이산화탄소 방출속도가 감소하는 것이 확인되었으며, 이산화탄소 발생저감 정도는 일반적으로 석탄바닥재의 처리수준이 높을수록 증가하였다. 즉, 청보리의 경우에는 석탄바닥재가 10%, 30% 처리되었을 때, 이산화탄소 방출 속도가 약 15%, 65% 감소하였고 (Fig 2b), 헤어리베치 처리구 역시 석탄바닥재 처리수준이 증가함에 따라 각각 3%, 60% 이산화탄소 방출 속도가 감소하였다. 한편, 유박 처리구는 석탄바닥재의 처리에 따라 이산화탄소 방출 속도가 감소하였으나, 두 처리수준에서 거의 동일하게 약 20% 정도 감소하였다. 이는 부분적으로 유박비료 자체의 분해속도가 낮았던 것에 기인한 것으로 생각되고, 석탄바닥재의 처리 효과는 이산화탄소 발생 속도가 높을수록 증가 하는 경향을 암시한다고 할 수 있다.

**석탄바닥재, 유기물 혼합처리에 따른 경시적 CO<sub>2</sub> 발생량 변화** 토양에 처리된 헤어리베치를 미생물이 분해하면서 발생하는 이산화탄소 방출량의 경시적 변화와 이에



**Fig. 2.** Comparison of CO<sub>2</sub> emission rates in organic matter and bottom ash amended soils. (a) Hairy vetch, (b) Barley and, (c) Oil cake fertilizer. The shown [CO<sub>2</sub>] changes were obtained when the CO<sub>2</sub> emission rate was maximum (around 10-hrs incubation). S: soil, BA 10: bottom ash 10%, BA 30: bottom ash 30%, HV: hairy vetch, B: barely, C: oil cake fertilizer. Error bars represent standard errors (n=3).

대한 석탄바닥재의 처리 효과는 Fig. 3에 나타나있다. 헤어리베치의 이분해성 탄소에 기인한 토양 미생물 호흡량은 본 항온배양 조건에서 약 10시간 경과 후에 최대값을 나타냈으며, 이후 서서히 감소하는 경향을 보였다 (최대 이산화탄소 발생량 대비 약 50% 수준으로 감소). 석탄바닥재의 처리는 이 최대 호흡량의 출현 시기에는 영향을 주지 않았으나, 처리수준에 따라 유의하게 이산화탄소 발생량을 저감시키는 효과가 있었다. 석탄바닥재를 10% 처리하였을 경우에는 이

산화탄소 발생량의 경시적 변화가 무처리구와 뚜렷한 차이를 보이지 않았으나, 석탄바닥재 30% 처리 수준의 경우에는 무처리구 대비 30% 수준으로 감소하였다.

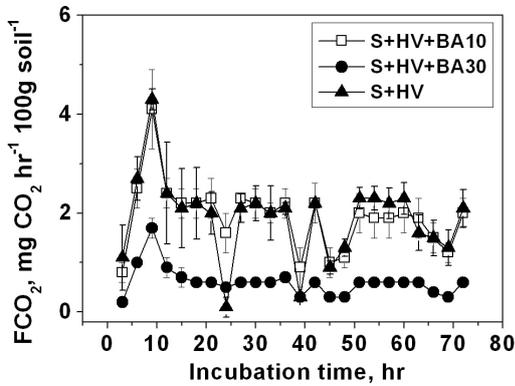


Fig. 3. Temporal variations of CO<sub>2</sub> emission flux in hairy vetch and bottom ash amended soils. S: soil, BA 10: bottom ash 10%, BA 30: bottom ash 30%, HV: hairy vetch. Error bars represent standard errors (n=3).

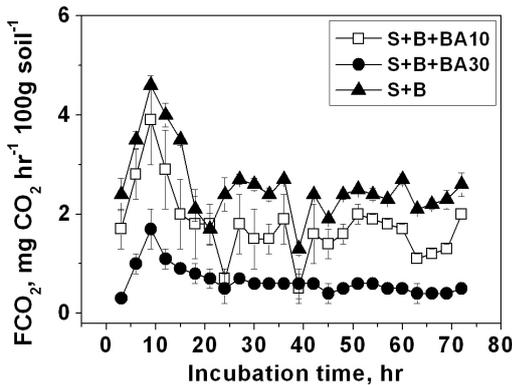


Fig. 4. Temporal variations of CO<sub>2</sub> emission flux in barley and bottom ash amended soils. S: soil, BA 10: bottom ash 10%, BA 30: bottom ash 30%, B: barely. Error bars represent standard errors (n=3).

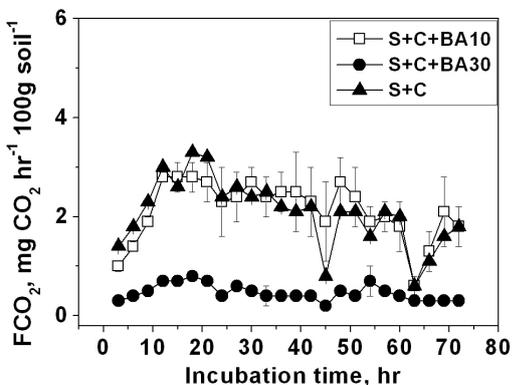


Fig. 5. Temporal variations of CO<sub>2</sub> emission flux in Oil cake and bottom ash amended soils. S: soil, BA 10: bottom ash 10%, BA 30: bottom ash 30%, C: oil cake fertilizer. Error bars represent standard errors (n=3).

청보리 처리구에 대한 이산화탄소 발생량의 경시적 변화는 (Fig. 4) 전반적으로 헤어리베치의 경우와 유사한 패턴을 보였다. 최대 이산화탄소 방출량의 시기는 향온배양 약 10 시간 경과 후로 동일하였으며, 전반적인 이산화탄소 방출량은 다소 높은 수준이었다. 석탄바닥재의 처리효과 역시 헤어리베치의 경우와 유사하였으나, 석탄바닥재를 10%, 30% 처리함에 따라 무처리에 비해 각각 80%와 30% 수준으로 감소하였다. 한편, 유박비료 처리구는 녹비작물 (헤어리베치, 청보리) 처리에 비해 최대 이산화탄소 발생량의 출현이 5~10시간 늦었으며, 방출량의 수준 역시 20% 정도 낮게 측정되었다. 이는, Fig. 2의 유기물 분해속도와 마찬가지로 유박비료의 탄소가 청보리나 헤어리베치에 비해 난분해성이기 때문으로 여겨진다. 석탄바닥재를 10% 처리하였을 때, 유박비료의 분해에 따른 이산화탄소의 발생량은 무처리구와 뚜렷한 차이를 보이지 않았으나, 30% 처리 수준의 경우에는 처리하지 않았을 때의 이산화탄소 발생량의 30% 수준으로 감소하였다. 이상의 결과들은 비산회 (fly ash)의 토양 처리가 토양탄소를 안정화 및 격리시키는데 효과가 있음을 확인한 선행연구들 (Amonette et al., 2003; Phelps et al., 2003)의 결과들과 유사하며, 석탄바닥재 역시 이산화탄소 발생 저감에 긍정적으로 기여한다는 것을 보여준다.

**석탄바닥재, 유기물 혼합 처리에 따른 누적 CO<sub>2</sub> 발생량 비교** Fig. 6은 총 배양기간에 걸쳐 유기물 및 석탄바닥재 토양 처리에 따른 누적 이산화탄소 발생량을 비교한 결과이다. 유기물만 처리한 처리구들에서는 헤어리베치, 유박비료, 청보리 순으로 높은 총 누적 이산화탄소 발생량을 보였는데, 각각 135 mg, 148 mg, 그리고 182 mg CO<sub>2</sub>이었다. 이 결과는 앞의 이산화탄소 방출량의 경시적 변화 (Fig. 3에서 Fig. 5)와 다소 차이가 있었다. 유박비료 처리구는

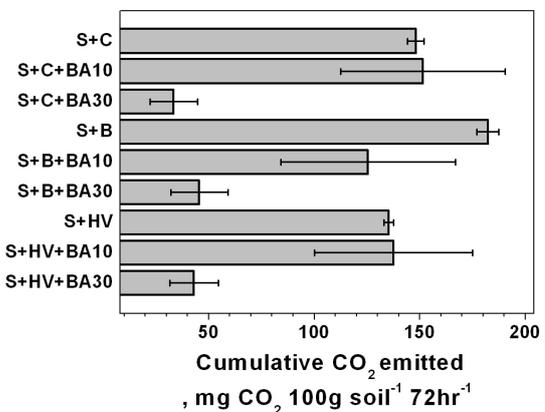


Fig. 6. Comparison of cumulative CO<sub>2</sub> emission flux in organic matter and bottom ash amended soils. S: soil, BA 10: bottom ash 10%, BA 30: bottom ash 30%, HV: hairy vetch, B: barely, C: oil cake fertilizer. Error bars represent standard errors (n=3).

헤어리베치, 청보리 처리구들에 비해 최대 이산화탄소 발생량의 출현이 지체되고, 방출량의 수준 역시 20% 정도 낮았으나 전반적으로 후반부에 서서히 방출되는 이산화탄소에 양은 녹비처리구들에 비해 높았다. 따라서, 배양기간 전체에 걸친 누적 발생량은 청보리 보다는 낮지만, 헤어리베치 보다는 높은 수준으로 계산되었다.

가장 높은 누적 이산화탄소 발생량을 보인 청보리의 경우 석탄바닥재를 10%, 30% 처리함에 따라 이산화탄소 발생량이 각각 석탄바닥재를 처리하지 않은 경우에 비해 84%, 26% 수준으로 저감되었다. 유박비료의 경우 석탄바닥재를 10% 처리하였을 경우에는 처리하지 않았을 때와 뚜렷한 차이가 없었으나, 30% 수준으로 처리하였을 경우에는 총 누적 이산화탄소 발생량이 석탄바닥재를 처리하지 않은 경우에 비해 22% 수준으로 감소하였다. 헤어리베치의 경우에는 유박비료의 경우와 같이 석탄바닥재를 10% 처리하였을 때, 그 효과가 미미하였으나 30% 처리에서는 총 누적 이산화탄소 발생량이 석탄바닥재를 처리하지 않은 것에 비해 32% 수준으로 감소 되었다. 위 결과들은 석탄바닥재의 토양 처리가 이산화탄소 발생 저감 및 토양 탄소격리에 긍정적으로 기여하고, 이러한 효과는 석탄바닥재 처리 수준에 비례한다는 것을 나타낸다.

현재 우리나라에서 발생하는 화력발전소 연소부산물은 약 830만 톤으로 추정이 되고, 비산재는 약 70% 정도 재활용되고 있으나, 석탄바닥재는 재활용율이 40% 미만으로 대부분 매립처리 되고 있다 (Lee, 2010). 국내외를 불문하고 석탄바닥재를 농업부분 혹은 토양처리를 통한 재활용이 잘 되지 않는 이유는 석탄바닥재에 포함된 중금속 등 유해물질에 대한 우려가 크기 때문이다 (Amonette et al., 2003; Jala and Goyal, 2004). 그러나, Lee (2010) 그리고 Wearing et al.(2004)의 연구에서와 같이 석탄바닥재에 포함된 중금속의 함량이 높지 않다면, 석탄바닥재를 합리적으로 활용하는 한 방법으로 석탄바닥재를 토양탄소 격리 및 이산화탄소 발생 저감제로 활용하는 것이 가능하다고 여겨진다.

## 요 약

석탄 연소 부산물인 비산회 (fly ash)는 이산화탄소 발생을 저감하고 토양 탄소를 격리하는 효과가 있음이 보고된 바 있다. 같은 연소 부산물인 석탄바닥재 (bottom ash)는 비산회와 유사한 화학적 성질을 가지고 있고, 아울러 다공성으로 토양미생물들이 정착하는 적절한 담체로서의 기능을 가지고 있다. 이에 본 연구는 성질이 다른 유기물들 (헤어리베치, 청보리, 유박비료)이 처리된 토양에서 석탄바닥재가 토양 미생물들에 의한 유기물 분해 및 호흡량에 미치는 영향을 조사하였다. 미생물에 의한 유기물의 분해속도는 유박비료, 헤어리베치, 청보리의 순으로 높게 나타났고, 유기물

과 석탄바닥재를 함께 처리하였을 때, 유의하게 감소하였다. 이산화탄소 발생량의 경시적인 변화는 유기물의 이분해성에 의존하였으나, 석탄바닥재를 처리하였을 때 유의하게 발생량이 감소하였다. 총 누적 이산화탄소 발생량 또한 이와 유사한 결과를 보였다. 석탄바닥재가 함유하고 있는 중금속 등과 같은 유해물질의 농도가 높지 않다면, 본 연구의 결과들은 석탄바닥재가 토양 처리 유기물의 이산화탄소 발생 저감 및 토양 탄소격리에 긍정적으로 기여 할 수 있는 소재로서 가능성이 있음을 보여준다.

## 사 사

본 연구는 농림수산식품부 농림기술개발사업 (과제번호: 109185-03-3-HD120)의 지원에 의해 수행하였음. 연구를 수행함에 있어 시료의 전처리, 화학분석에 도움을 준 충북대학교 환경생명화학과 권현재, 박종찬, 김초원, 강보민, 이은진에게 감사한다.

## 인 용 문 헌

- Amonette, J.E., J.B. Kim, C.K. Russell, A.V. Palumbo, and W.L. Daniels. 2003. Enhancement of soil carbon sequestration by amendment with fly ash. International Ash Utilization Symposium, University of Kentucky. USA.
- Baldocchi, D., E. Falge, L.H. Gu, R. Olson, D. Hollinger, S. Running, P. Anthoni, C. Bernhofer, K. Davis, R. Evans, J. Fuentes, A. Goldstein, G. Katul, B. Law, X.H. Lee, Y. Malhi, T. Meyers, W. Munger, W. Oechel, K.T.P. U, K. Pilegaard, H.P. Schmid, R. Valentini, S. Verma, T. Vesala, K. Wilson, and S. Wofsy, 2001. FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem -scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities, Bulletin of the American Meteorological Society. 82:2415-2434.
- Black, B.L. and R.H. Zimmerman. 2002. Mixtures of coal ash and compost as substrates for highbush blueberry. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 127(5):869-877.
- Cox, P.M., R.A. Betts, C.D. Jones, S.A. Spall, and I.J. Totterdell. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. Nature. 408:184-187.
- Eswaran, H., P.F. Reich, J.M. Kimble, F.H. Beinroth, E. Padmanabhan, and P. Moncharoen. 2000. Global carbon stocks. p. 15-25 In Global climate change and pedogenic carbonates, Lewis publishers, Boca raton, FL.
- Griffis, T.J., T.A. Black, D. Gaumont-Guay, G.B. Drewitt, Z. Nestic, A.G. Barr, K. Morgenstern, and N. Kljun. 2004. Seasonal variation and partitioning of ecosystem respiration in a southern boreal aspen forest. Agri. Forest Meteorol. 125:207-223.

- Havlin, J.L., J.D. Beaton, S.L. Tisdale, and W.L. Nelson. 2005. Soil fertility and fertilizers. p.121. Pearson Education, Inc., New Jersey. USA.
- Intergovernmental panel on climate change (IPCC). 2001. Climate change 2001: The Scientific basis, Houghton et al. (eds.), Cambridge Univ. Press, New York, pp. 385-391.
- Ito, A. 2003. A global-scale simulation of the CO<sub>2</sub> exchange between the atmosphere and the terrestrial biosphere with a mechanistic model including stable carbon isotopes, 1953-1999, *Tellus, Ser. B*, 55(2):596-612.
- Jala, S. and D. Goyal. 2006. Fly ash as a soil ameliorant for improving crop production. *Bioresource Technology*. 97: 1136-1147.
- Jeon, H.S., H.H. Han, and Yoon, R.H. 2000. Electrostatic removal of uncombusted carbon from coal ash. Joint conference on KSGE, KSEEG and KSEG 2000 spring symposium journal. pp. 27-29 (In Korean).
- Kishor, A.K. 2010. Use of flyash in agriculture: A way to improve soil fertility and its productivity. *Asian J. Agri. Res.* 4(1):1-14.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 123:1-22.
- Lee, J.H., H.N. Seo, C.R. Kim, N.J. Kim, and K.S. Min, 2001. Characteristics of OPC-Fly ash-slag system. *Cement symposium journal*. 28:47-53 (In Korean).
- Lee, J.Y. 2011. Assessment of bottom ash amendment on soil and turfgrass qualities in golf course. Doctor thesis. Kangwon national university, Chuncheon, Korea.
- Lee, J.Y., H.Y. Choi, and J.E. Yang. 2010. Physicochemical effects of bottom ash on the turfgrass growth media of sandy topsoil in golf course. *Kor. Turfgrass Sci.* 24(2):199-204.
- Palumbo, A.V., J.E. Amonette, J.R. Tarver, L.A. Fagan, S. Meghan, M.S. McNeilly, and W.L. Daniels. 2007. Fly ash characteristics and carbon sequestration potential. *World of coal ash (WOCA)*. Covington. Kentucky. USA.
- Palumbo, A.V., W.L. Daniels, J.A. Burger, J.F. McCarthy, S. Wullschleger, J.E. Amonette, and L.S. Fusher. 2004. Prospects for enhancing carbon sequestration and reclamation of degraded lands with fossil-fuel combustion by-products. *Adv. Envir. Res.* 8:425-438.
- Phelps, T.J., Y. Roh, and R.J. Lauf. 2003. Biogeochemical processes utilizing fly ash for carbon sequestration. Hilton alexandria mark center. Alexandria. Virginia. USA.
- RDA. 2000. Methods of analysis of soil and plant, National Institute of Agricultural Science and Technology, Rural Development Administration, Korea.
- Rochette, P.L. and G.L. Hutchinson. 2005. Measurement of soil respiration in situ: chamber techniques. pp. 247-286. In A.L. page et al.(ed.) *Micrometeorology in agricultural systems*, part 12. Soil Science Society of Analysis, Madison, WI, USA.
- Wearing, C., C. Birch, and J. Nairn. 2004. An assessment of tarong bottom ash for use on agricultural soils. *Dev. Chem. Eng. Mineral Process.* 12:531-543.
- Yun, M.G. 2010. Immobilization of soil bacteria with cal bottom ash for using as microbial carrier. Master thesis. Gyengsang national university, Jinju, Korea.