

폐탄광 산림복구지의 수종별 탄소 저장량 추정: 자작나무, 잣나무, 소나무류 식재지를 중심으로

김광은, 김성준¹, 김현준², 장한나³, 김형섭, 박용하⁴, 손요환*

고려대학교 대학원 환경생태공학과, ¹국립생태원 멸종위기종복원센터, ²전남대학교 산림자원학과, ³국립산림과학원 도시숲연구센터, ⁴한국환경정책·평가연구원

Estimation of carbon storage in reclaimed coal mines: Focused on *Betula platyphylla*, *Pinus koraiensis* and *Pinus* spp. plantations

Gwangeun Kim, Seongjun Kim¹, Hyun-Jun Kim², Hanna Chang³, Hyungsub Kim, Yong-Ha Park⁴ and Yowhan Son*

Department of Environmental Science and Ecological Engineering, Graduate School, Korea University, Seoul 02841, Republic of Korea

¹Division of Restoration Research, Research Center for Endangered Species, National Institute of Ecology, Yeongyang 36531, Republic of Korea

²Department of Forest Resources, Chonnam National University, Gwangju 61186, Republic of Korea

³Urban Forests Research Center of Forest Conservation Department, National Institute of Forest Science, Seoul 02455, Republic of Korea

⁴Korea Environment Institute, Sejong 30147, Republic of Korea

*Corresponding author

Yowhan Son

Tel. 02-3290-3015

E-mail. yson@korea.ac.kr

Received: 14 December 2020

Revised: 24 December 2020

Revision accepted: 28 December 2020

Abstract: We estimated the carbon storage of coal mines reclaimed using *Betula platyphylla* (BP), *Pinus koraiensis* (PK), and *Pinus* spp. (*PS*, *Pinus densiflora*, *Pinus rigida*, and *Pinus thunbergii*). The carbon storage of tree biomass (TB), forest floor (FF), mineral soil (MS), and the total forest were quantified. Reclaimed sites were located in Gangwon-do, Gyeongsangbuk-do, and Jeollanam-do; reclamation was conducted at various times in each region. The carbon storage (ton C ha⁻¹) in FF (BP: 3.31±0.59, PK: 3.60±0.93, PS: 4.65±0.92), MS (BP: 28.62±2.86, PK: 22.26±5.72, PS: 19.95±3.90), and the total forest (BP: 54.81±7.22, PK: 47.29±8.97, PS: 45.50±6.31) were lower than that of natural forests (NF). The carbon storage in TB was lower in BP (22.57±6.18) compared to NF, while those in PK (21.17±8.76) and PS (20.80±6.40) were higher than in NF. While there were no significant differences in the carbon storage of TB, FF, and the total forest among tree species, results from MS showed a significant difference among species. TB and the total forest carbon storages in all sites increased after reclamation. Soil pH and cation exchange capacity values in BP and PS were lower than in NF. Amounts of labile carbon, available phosphate, and microbial biomass carbon in reclaimed sites were less than half of NF. There are a number of methods that could increase the reclamation efficiency. Applications of lime or organic fertilizers, as well as tillage operations, may improve soil properties in reclaimed coal mines. Additionally, pruning and thinning would increase tree growth thereby increasing carbon storage.

Keywords: reclaimed coal mine, carbon storage, soil physicochemical characteristics, time after reclamation

서 론

산림은 임목, 낙엽층, 그리고 토양 내 많은 탄소를 저장하고 있으며, 전 지구적으로 중요한 탄소 흡수원이다 (Dixon *et al.* 1994). 특히 대기 중 온실가스 농도가 지속적으로 증가함에 따라 탄소를 흡수하는 산림의 중요성이 크게 부각되고 있다 (Kim *et al.* 2011). 임목은 광합성을 통해 대기 중의 탄소를 고정하는 역할을 하며, 임목이 고정된 탄소는 낙엽 및 낙지와 같은 유기물 형태로 토양에 유입되어 축적된다 (Lee 2011). 또한 임목 내 저장되는 탄소량은 수종, 생육환경 및 토양 특성에 따라 다르게 나타난다. 그리고 이러한 임목 탄소 저장량은 시간이 경과함에 따라 증가하는 경향을 보인다 (Kim *et al.* 2014; Lee *et al.* 2015).

폐탄광 지역에서는 과거 광산 활동으로 인해 토양 유실과 폐석 적치, 광물찌꺼기 및 산성수 등의 광산폐기물 배출로 인하여 심각한 산림파괴가 일어난다 (Kwon *et al.* 2007; Yang *et al.* 2007). 특히 폐탄광에 널리 산재하는 광산 폐기물은 직접적으로 주변 토양을 오염시켜 임목 생장을 불량하게 하여 낙엽 생산량을 감소시킬 수 있다 (Min *et al.* 2005). 또한 토양오염은 낙엽 분해에 관여하는 미생물 활동에 영향을 미칠 수 있다. 따라서 폐탄광 지역에서의 산림파괴는 산림의 탄소 저장고나 흡수원의 역할을 줄여줄 수 있고, 오히려 산림을 탄소 방출원으로 전환시킬 수 있다 (Kwon *et al.* 2005). 이에 따라 국내에서는 폐탄광 지역을 대상으로 복원사업을 수행하여, 복원된 산림이 탄소 흡수원으로 기능할 수 있도록 하였다 (Jung *et al.* 2010).

광산 활동으로 파괴된 산림은 주로 조림을 통해 복원되는데, 산림 복구에 사용되는 주요 수종은 아까시나무, 리기다소나무, 사방오리나무, 물오리나무, 자작나무, 잣나무, 곰솔, 소나무 등이며 (Jung *et al.* 2012), 이 중 자작나무, 잣나무, 곰솔, 리기다소나무, 소나무가 가장 널리 식재되는 것으로 알려져 있다 (Woo 2000; Jung *et al.* 2012). 기존 연구를 통해 일반 산림 및 도시림에서 수종 및 시간에 따른 탄소 저장량의 변화는 일부 밝혀졌으나 (Kim 2013; Kim *et al.* 2014; Lee *et al.* 2015), 폐탄광 산림복구지를 대상으로 한 관련 연구는 부족하다.

또한, 폐탄광 지역에서 수행된 연구는 대부분 중금속 및 수질 오염에 초점을 맞추고 있어 탄소 변화량에 관한 기초 자료는 여전히 부족하다 (Lee 2009; Choo and Lee 2019). 아울러 일부 연구는 폐탄광이 산림으로 복구된 후 나타나

는 토양 특성과 총유기탄소 변화를 측정하는 것에 그쳐, 이러한 변화가 임목, 낙엽층, 토양, 그리고 산림의 총 탄소 저장량 등에 미치는 영향을 포함하는 종합적 연구는 드문 실정이다 (Min *et al.* 2005; Jung *et al.* 2012).

본 연구의 목적은 폐탄광 산림복구지의 탄소 저장량을 알아보기 위해 자작나무, 잣나무, 소나무류를 대상으로 폐탄광 산림복구지와 일반 산림의 탄소 저장량을 비교하여 수종별 탄소 저장 능력을 파악하는 것이다. 또한, 폐탄광 산림복구지와 일반 산림의 토양 상태를 비교하여 토양 특성이 탄소 저장량에 미치는 영향을 알아보았으며, 조림 후 시간 경과에 따른 탄소 저장량 차이를 분석하여 탄소 저장량의 시간적 변화 경향을 살펴보았다.

재료 및 방법

1. 연구 대상지

본 연구는 강원도 (동원광정, 함태탄광, 와룡산업, 어룡대덕, 정동대덕, 영동탄광, 와룡정원, 모세탄광, 황지영동, 홍일탄광, 수은탄광), 경상북도 (은성탄광), 전라남도 (호남탄광, 동양탄광, 광진탄광)의 폐탄광 산림복구지에서 2018년 7월에 자작나무 (*Betula platyphylla*)와 잣나무 (*Pinus koraiensis*), 2019년 5~7월에 소나무류 (*Pinus. spp.*; 소나무: *P. densiflora*, 리기다소나무: *P. rigida*, 곰솔: *P. thunbergii*)가 식재된 곳을 대상으로 수행되었다. 각기 다른 시기 (자작나무: 8~20년, 잣나무: 4~22년, 소나무류: 8~18년)에 복구된 자작나무 6개소, 잣나무 4개소, 소나무류 5개소 등 총 15개소를 조사하였다 (Fig. 1; Table 1).

2. 시료 채취 및 분석

대상지별로 20 m × 20 m 크기의 1개 조사구를 설치하였다. 임목 탄소 저장량을 계산하기 위하여 조사구 내 흉고 직경 6 cm 이상인 임목의 흉고직경과 수고를 측정하였다. 흉고직경 및 수고와 상대생장식을 이용하여 임목재적을 추정하고, 바이오매스 확장계수 및 탄소전환계수 등을 적용하여 임목 내 탄소 저장량을 산출하였다. 또한, 일반 산림지의 탄소 저장량과 비교하기 위해 국립산림과학원에서 발행한 임분 수확표 및 바이오매스 상대생장식을 이용하여 각 수종별 평균 지위지수와 폐탄광 산림복구지의 평

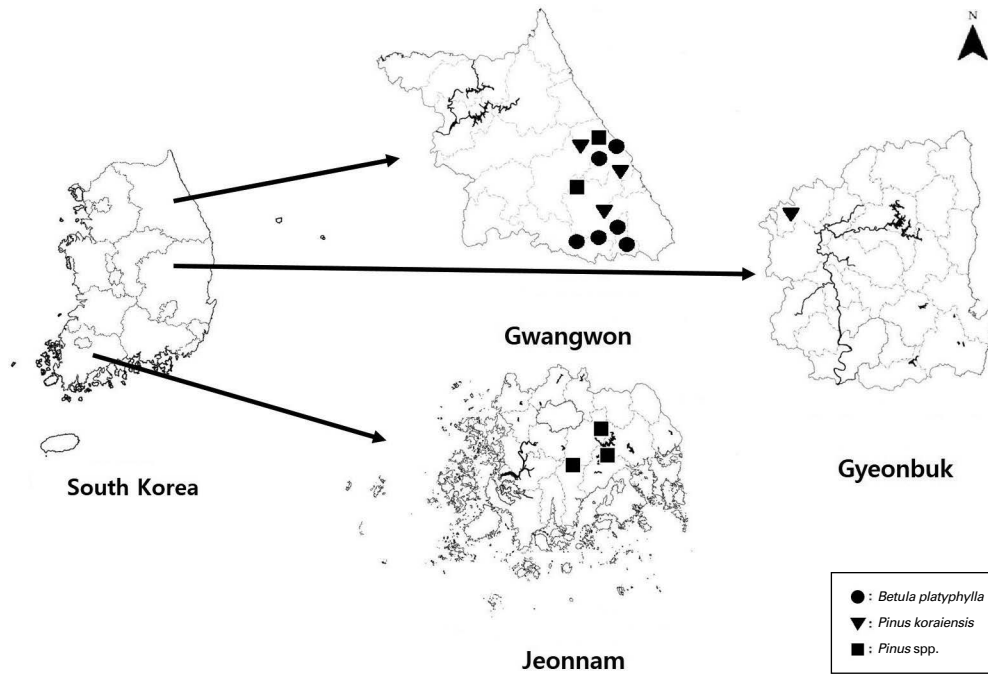


Fig. 1. Location of study sites by introduced species in reclaimed coal mines.

Table 1. General characteristics of study sites by introduced species

Area	Mine name	Introduced species	Time after reclamation (year)	Altitude (m)	Aspect (°)	Slope (°)	Mean DBH* (cm)	Height (m)
Gwangwon	Dongwon gwangjung	<i>Betula platyphylla</i>	8	1089	180	30	4.5	4.0
	Hamtae coal mine		18	790	150	25	8.1	8.5
	Waryoung industry		18	110	210	25	9.4	8.4
	Eoryoung daedeok		19	981	160	15	11.5	11.5
	Jungdong Daeduck		19	1099	30	25	11.7	11.0
	Yeongdong coal mine		20	381	0	35	10.9	9.9
Gwangwon	Waryoung garden	<i>Pinus koraiensis</i>	4	88	240	30	3.6	1.9
Gyeonbuk	Eunseong coal mine		20	202	340	27	15.7	8.0
Gwangwon	Moses coal mine		21	236	270	55	12.0	6.9
Gwangwon	Hwangji Yeongdong		22	834	290	10	9.9	7.0
Jeonnam	Honam coal mine	<i>P. densiflora</i>	8	167	285	38	7.1	2.9
Gwangwon	Heungil coal mine	<i>P. densiflora</i>	10	71	270	38	9.3	7.5
Jeonnam	Dongyang coal mine	<i>P. rigida</i>	11	199	155	42	9.7	8.6
Gwangwon	Sueun coal mine	<i>P. densiflora</i>	16	471	210	35	11.6	8.5
Jeonnam	Gwangjin coal mine	<i>P. thunbergii</i>	18	190	115	35	9.8	8.2

*DBH : Diameter at Breast Height.

균 임령과 유사한 임령 20년을 기준으로 재적, 목재기본밀도, 탄소전환계수 등을 활용하여 탄소 저장량을 산출하였다(Korea Forest Research Institute 2011a, 2011b).

낙엽층의 경우, 조사구 내 3개의 지점에서 900 cm²인 정방향틀을 설치하여 낙엽을 채취한 후 건조량과 원소분석기 (vario Macro cube, Elementar, Germany)를 사용하여 측

정한 탄소 농도(%)로 탄소 저장량(ton C ha^{-1})을 계산하였다.

토양 탄소 저장량을 구하기 위하여 낙엽층 시료를 채취한 지점에서 0~10 cm 깊이의 토양 시료를 채취하였으며, 수거한 토양 시료는 실내에서 48시간 이상 풍건시킨 후 2 mm 체(US standard No. 10)로 걸러 석력과 세토로 분리하였다. 탄소 농도는 원소분석기를 이용하여 측정하였으며, 토양 탄소 저장량(ton C ha^{-1})은 국립산림과학원에서 제시한 계산식에 따라 토양 탄소 농도, 용적밀도, 석력 함량 등을 이용하여 계산하였다(Korea Forest Research Institute 2010). 산림의 총 탄소 저장량은 임목, 낙엽층, 토양 탄소 저장량을 합산하여 추정하였다.

3. 토양 특성 분석

토양 pH는 1 : 5 (토양:증류수) 혼합액으로 측정하였다. 치환성 양이온(Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+)을 측정하기 위하여 세토 4g에 pH를 7로 조절한 1 M Ammonium Acetate 용액을 혼합 후 거름종이로 여과하였다(Rural Development Administration 2010).

토양 질소 농도는 탄소 농도 분석 과정과 동일한 과정에 따라 원소분석기를 이용하여 측정하였으며, 토양 탄질율(C:N ratio)은 토양 탄소 농도를 질소 농도로 나누어 계산하였다.

세토 2 g에 Bray No. 1 추출액 14 mL를 넣고 1분 동안 진탕한 후 거름종이로 여과하였다(Rural Development Administration 2010). 추출액의 치환성 양이온 및 유효인산 농도는 ICP-OES (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometer 730 Series, Agilent, USA)를 이용하여 측정하였다. 그리고 토양 및 Ammonium Acetate 혼합액의 pH 변화와 양이온 농도를 이용하여 토양 CEC (Cation Exchange Capacity)를 산출하였다(Rural Development Administration 2010).

토양 내 불안정탄소량(Labile Carbon)은 분광광도계(UHS300, Hitachi, Japan)를 이용하여 550 nm 파장을 가하였을 때의 시료 희석액별 흡광도를 측정하여 실제로 생물적인 분해 및 이용 가능한 유기물량을 추정하였다(Weil et al. 2003).

토양 내 미생물 바이오매스는 클로로포름 혼중 추출 방법으로 측정하였다(Witt et al. 2000; Perakis and Hedin 2001). 그리고 총유기탄소분석기(TOC-V CPH, Shimadzu,

Japan)를 이용하여 토양 탄소 및 질소 농도를 측정하고, 클로로포름을 넣은 시료와 넣지 않은 시료 간 탄소 및 질소 농도 차이를 침출 계수(extraction coefficient, 0.45)로 나누어 미생물 바이오매스를 산출하였다.

4. 통계분석

폐탄광 산림복구지의 식재 후 수종별 탄소 저장량을 비교하기 위해 분산분석을 수행하고 Tukey 검정법을 사용하여 평균 간 차이를 비교하였으며, 시간 경과에 따른 임목, 낙엽층, 토양, 산림의 총 탄소 저장량 차이를 확인하기 위해 회귀분석을 실행하였다(SAS Institute, USA).

결과 및 고찰

1. 임분 특성

연구 대상지별 복구 후 경과 시간, 고도, 경사, 방위, 흉고 직경, 수고 등은 Table 1에 나타나 있다. 고도는 연구 대상지별로 각각 다르게 나타났는데, 정동대덕에서 1,099 m로 가장 높고, 흥일탄광에서 71 m로 가장 낮았다. 지형은 대부분 사면이었으며, 소나무류 산림복구지는 급경사 지역에 있었다. 하층식생의 경우 자작나무가 식재된 곳은 그늘사초(*Carex lanceolata*), 잣나무가 식재된 곳은 주름조개풀(*Oplismenus undulatifolius*), 소나무류가 식재된 곳은 가는 잎그늘사초(*C. jumils* var. *nana*)가 주로 출현하였다. 산림복구 시에는 정지작업을 하여 사면을 평탄하게 조성하였으며, 외부토양을 사용하여 복토를 실행한 후 식재하였다. 이때 복토 토심은 10 cm이었으며, 묘목 식재 간격은 1.4~2.0 m이었다.

2. 임목 탄소 저장량

자작나무, 잣나무, 소나무류가 식재된 폐탄광 산림복구지의 평균 임목 탄소 저장량(ton C ha^{-1})은 각각 22.57 ± 6.18 , 21.17 ± 8.76 , 20.80 ± 6.40 로 나타났다(Fig. 2a). 임분 수확표 지위지수 구간 중 평균에 해당하는 지위지수 14와 폐탄광 산림복구지 평균 임령과 유사한 임분수확표의 임령 20년을 기준으로 일반 산림의 임목 탄소 저장량(ton C ha^{-1})을 계산한 결과 자작나무, 잣나무, 소나무류에서 각각 25.72, 17.89, 18.81로 나타났다(Korea Forest Research

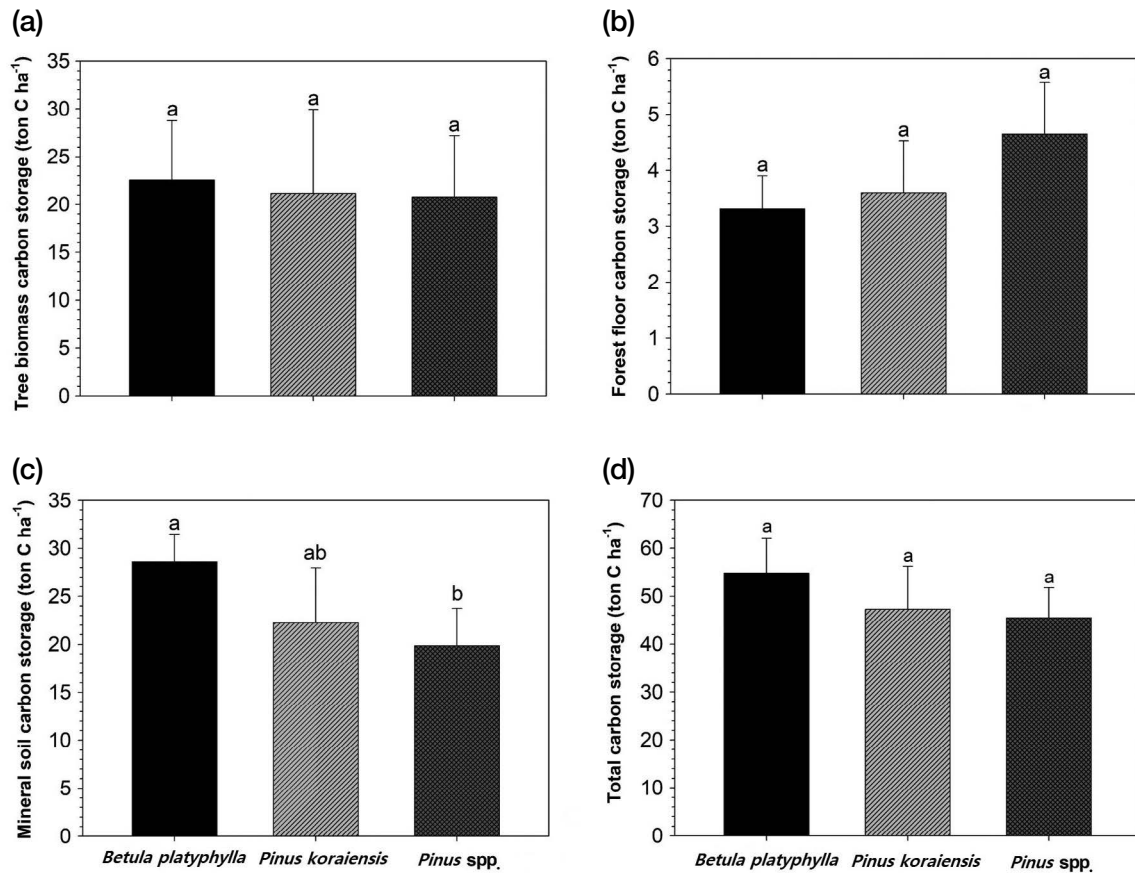


Fig. 2. Carbon storage in tree biomass (a), forest floor (b), mineral soil (c), and the total forest (d) of reclaimed coal mines by species. Vertical lines indicate one standard error of the mean (*Betula platyphylla* $n=6$, *Pinus koraiensis* $n=4$, *Pinus spp.* $n=5$). Different letters indicate significant differences among species.

Institute 2011a, 2011b). 잣나무와 소나무류의 임목 탄소 저장량은 폐탄광 산림복구지에서 일반 산림지보다 높게 나타났다. 그러나 자작나무의 임목 탄소 저장량은 폐탄광 산림복구지에서 일반 산림지보다 낮게 나타났는데, 이는 자작나무의 경우 칩 및 덩굴성 식물의 유입으로 인해 임목의 상층부가 피압되어 생육이 원활하지 않은 것과 관련이 있는 것으로 판단된다. 반면, 잣나무와 소나무류의 임목 탄소 저장량이 일반 산림지보다 높은 이유는 폐탄광을 산림으로 복구할 때 대상지 입지환경에 적합한 수종을 선정하고 복토를 통해 토양 특성을 개선하여 임목 생육이 원활하게 이루어진 이유 때문으로 판단된다(Pichtel *et al.* 1994; Kim *et al.* 2012).

한편, 분산분석 결과 폐탄광 산림복구지에서 수종별로 임목 탄소 저장량의 차이는 나타나지 않았다($p>0.05$; Fig. 2a). 기존 연구결과에서는 소나무가 자작나무보다 많은 탄소 저장량을 보이는 것으로 보고되었으나(Kim *et al.*

2014), 본 연구결과에서 수종별 임목 탄소 저장량의 차이가 나타나지 않은 것은 조림 후 경과 시간이 오래 지나지 않았기 때문으로 판단된다.

임목 탄소 저장량은 복구 후 시간 경과와 함께 증가하는 경향이 나타났는데($p<0.01$; Fig. 3a), 이는 식재한 묘목이 성장하여 점차 많은 양의 탄소를 저장하기 때문이다(Avera *et al.* 2015).

3. 낙엽층 탄소 저장량

자작나무, 잣나무, 소나무류가 식재된 폐탄광 산림복구지의 평균 낙엽층 탄소 저장량(ton C ha⁻¹)은 각각 3.31 ± 0.59 , 3.60 ± 0.93 , 4.65 ± 0.92 로 나타났다(Fig. 2b). 이러한 수치는 국가 온실가스 인벤토리 보고서에서 제시하고 있는 일반 산림의 낙엽층 탄소 저장량(ton C ha⁻¹; 기타 활엽수: 6.63, 잣나무: 7.36, 중부지방 소나무: 11.85, 기

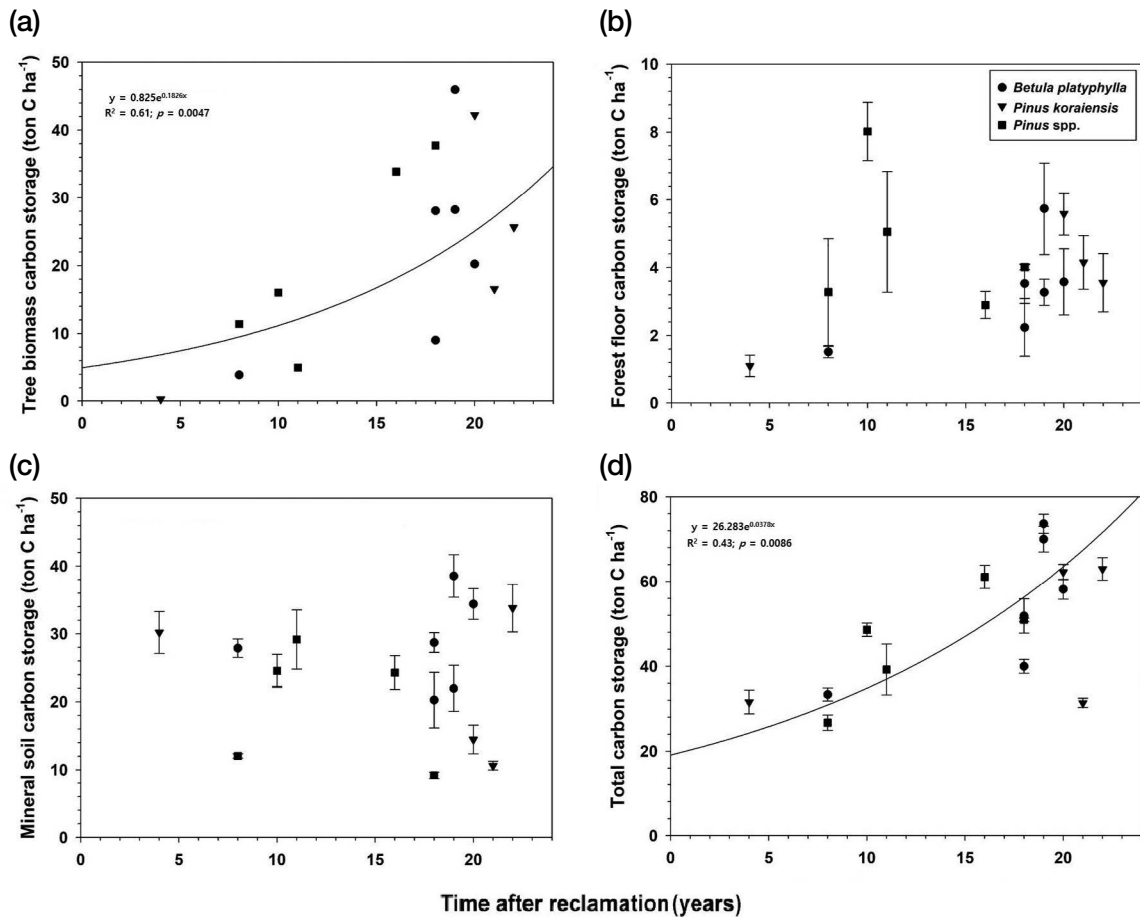


Fig. 3. Carbon storage over time after reclamation in tree biomass (a), forest floor (b), mineral soil (c), and the total forest (d) of reclaimed coal mines by species. Vertical lines indicate one standard error of the mean (*Betula platyphylla* n=6, *Pinus koraiensis* n=4, *Pinus* spp. n=5). Different letters denote significant differences among species.

타 침엽수: 11.25)에 비하여 낮은 것이다(Greenhouse Gas Inventory and Research Center 2019). 이는 폐탄광에서 산림으로 복구되고 경과 시간이 오래되지 않아 일반 산림보다 상대적으로 적은 낙엽·낙지 등의 유기물이 축적되었기 때문으로 생각된다.

한편, 분산분석 결과 폐탄광 산림복구지에서 수종별 낙엽층 탄소 저장량의 차이는 나타나지 않았다($p > 0.05$; Fig. 2b). 기존 연구에서 낙엽층 탄소 저장량은 수종별로 차이가 있으며(Lee *et al.* 2017), 활엽수림보다 침엽수림의 낙엽층에서 더 많은 탄소를 저장한다고 보고되었다. 그러나 이들 연구에서는 임령이 평균 30년 이상인 임분을 대상으로 하였고, 본 연구에서는 이보다 10년 이상 어린 임분을 대상으로 측정하였기 때문에 수종별로 낙엽층 탄소 저장량의 차이가 나타나지 않은 것으로 판단된다.

낙엽층 탄소 저장량은 복구 후 시간 경과와 함께 증가 또는 감소하는 경향을 보이지 않았다($p > 0.05$; Fig. 3b). Lee *et al.* (2017)에 따르면, 낙엽층 탄소 저장량은 임분 생장에 따라 증가한다고 하였다. 또한, 성숙한 임분에서는 간뿌리 및 목질부의 수피 증가와 함께 낙엽층의 탄소 저장량도 증가한다는 연구결과가 있다(Schulp *et al.* 2008). 그러나 본 연구 대상지의 경우, 평균 임령이 11~20년 사이의 미성숙한 임분이기 때문에 복구 후 시간 경과에 따른 변화 경향이 나타나지 않은 것으로 판단된다(Lee *et al.* 2017).

4. 토양 특성 및 탄소 저장량

1) 토양 특성

자작나무, 잣나무, 소나무류가 식재된 폐탄광 산림복구

Table 2. Soil physico-chemical properties by introduced species in reclaimed coal mine restoration sites.

Area	Mine name	Introduced species	Bulk density (g cm ⁻³)	Coarse fragment (g g ⁻¹)	Soil pH (1 : 5)	CEC* Ca ²⁺ Mg ²⁺ K ⁺ Na ⁺				
						(cmol _c kg ⁻¹)				
Gwangwon	Dongwon gwangjung	<i>Betula platyphylla</i>	1.12	0.55	4.96	6.72	0.29	0.07	0.13	0.007
	Hamtae coal mine		1.17	0.35	5.49	11.52	3.25	0.67	0.18	0.011
	Waryoung industry		1.29	0.74	5.84	9.76	4.63	1.26	0.24	0.024
	Eoryoung daedeok		0.49	0.13	4.33	14.44	0.68	0.20	0.19	0.018
	Jungdong Daedeok		1.03	0.50	4.87	9.94	1.86	0.27	0.16	0.012
	Yeongdong coal mine		1.11	0.32	5.43	10.07	2.35	0.79	0.29	0.030
	Mean		1.04	0.43	5.15	10.41	2.18	0.54	0.20	0.017
Gwangwon	Waryoung garden	<i>Pinus koraiensis</i>	0.76	0.30	4.49	19.39	764	1.66	0.16	0.035
Gyeonbuk	Eunseong coal mine		0.83	0.38	6.31	10.58	5.27	1.25	0.23	0.012
Gwangwon	Moses coal mine		1.12	0.59	4.99	10.82	2.23	0.38	0.20	0.018
Gwangwon	Hwangji Yeongdong		1.34	0.53	6.27	10.17	6.10	0.32	0.15	0.012
	Mean		1.01	0.45	5.52	12.74	5.31	0.90	0.19	0.021
Jeonnam	Honam coal mine	<i>P. densiflora</i>	0.90	0.48	4.94	10.36	1.04	0.28	0.17	0.042
Gwangwon	Heungil coal mine	<i>P. densiflora</i>	1.18	0.43	4.27	6.89	0.41	0.16	0.08	0.010
Jeonnam	Dongyang coal mine	<i>P. rigida</i>	1.25	0.23	4.47	4.55	0.19	0.19	0.09	0.028
Gwangwon	Sueun coal mine	<i>P. densiflora</i>	1.17	0.60	4.43	8.78	0.96	0.21	0.12	0.008
Jeonnam	Gwangjin coal mine	<i>P. thunbergii</i>	1.13	0.40	4.94	8.52	1.40	0.59	0.16	0.048
	Mean	<i>Pinus spp.</i>	1.13	0.43	4.61	782	0.80	0.29	0.12	0.026

*CEC: Cation Exchange Capacity.

지의 평균 토양 pH는 각각 5.15 ± 0.22 , 5.52 ± 0.46 , 4.61 ± 0.14 로 나타났다 (Table 2). 일반적으로 식물 생육에 적합하다고 알려진 토양 pH의 범위는 5.5~6.5인데 (Kim *et al.* 2006), 자작나무와 소나무류의 산림복구지에서는 이보다 낮은 토양 pH가 나타났다. 이는 폐탄광 지역의 낮은 토양 pH와 직접 관련이 있으며 (Mun *et al.* 2006), 임목 생장으로 토양 내 양이온 흡수량이 증가함에 따라 수소이온의 방출량이 많아졌기 때문으로 생각된다 (Table 2; Lee and Park 2001; Hur *et al.* 2009). 폐탄광 산림복구지 내 임목 생육이 원활하도록 석회 시비를 통해 토양 pH를 개선할 필요가 있는 것으로 판단된다.

폐탄광 산림복구지의 평균 토양 CEC와 Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ 농도는 Table 2에 제시되었다. Jeong *et al.* (2002)에서 우리나라 산림토양의 CEC (cmol_c kg⁻¹) 평균은 12.5이며, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ 농도 (cmol_c kg⁻¹)는 각각 2.44, 1.01, 0.23, 0.22 등으로 보고되었다. 본 연구결과에서는 잣나무의 CEC (12.74 cmol_c kg⁻¹)와 Ca²⁺ 농도 (5.31 cmol_c kg⁻¹)를 제외하고 모두 일반 산림지보다 낮은 결과를 나타냈다. 특히 CEC는 소나무류에서 낮은 결과가 나타났는데,

이는 폐탄광 지역의 낮은 토양 양분과 pH로 인해 양분 유효도가 감소한 것이 원인으로 생각된다 (Ohno and Erich 1990; Sikka and Kansal 1995; Kim *et al.* 1999).

폐탄광 산림복구지의 평균 토양 탄소 및 질소 농도 (%)와 탄질률은 Table 3과 같다. Jeong *et al.* (2002)에 따르면 우리나라 일반 산림토양의 평균 탄소 농도 (%)는 2.60이며, 질소 농도는 0.19로 보고되었다. 탄질률의 경우 수종이나 임령에 따라 다르게 나타나지만, 일반적으로 10.0 전후인 것으로 알려져 있다 (Jin *et al.* 1994). 또한 기존 연구결과를 바탕으로 일반 산림토양의 평균 탄질률을 계산한 결과 13.68였는데 (Jeong *et al.* 2002), 본 연구 대상지는 자작나무 35.47, 잣나무 21.80, 소나무류 44.04로 이보다 높게 나타났다. 토양 탄소 농도는 폐탄광 산림복구지에서 일반 산림지보다 높았는데, 이는 폐탄광 산림복구지의 토양 내 존재하는 미세한 폐석 입자에 의한 것으로 보이며, 이에 따라 탄질률이 높게 나타난 것으로 판단된다 (Ussiri and Lal 2008).

폐탄광 산림복구지의 평균 토양 불안정탄소 (mg kg⁻¹)는 자작나무, 잣나무, 소나무류에서 각각 593.74 ± 101.78 ,

Table 3. Soil nutrients by introduced species in reclaimed coal mine restoration sites.

Area	Mine name	Introduced species	Soil C* (%)	Soil N** (%)	C : N ratio	Labile C*	Available P***	MBC****	MBN*****
						(mg kg ⁻¹)			
Gwangwon	Dongwon gwangjung	<i>Betula platyphylla</i>	5.63	0.11	51.18	257.30	0.18	178.32	7.33
	Hamtae coal mine		6.04	0.14	43.14	537.10	0.09	372.01	27.00
	Waryoung industry		3.86	0.11	35.09	534.84	2.80	480.66	42.38
	Eoryoung daedeok		9.17	0.38	24.13	1011.74	9.80	799.39	63.57
	Jungdong Daeduck		4.27	0.28	15.25	699.09	0.14	262.98	14.35
	Yeongdong coal mine		4.84	0.11	44.00	522.37	13.40	445.96	28.29
	Mean		5.64	0.19	35.47	593.74	4.40	423.22	30.49
Gwangwon	Waryoung garden	<i>Pinus koraiensis</i>	5.90	0.36	16.39	846.36	1.59	851.66	37.03
Gyeonbuk	Eunseong coal mine		2.86	0.13	22.00	546.16	24.00	641.66	45.31
Gwangwon	Moses coal mine		2.05	0.12	17.08	599.40	0.02	501.75	33.66
Gwangwon	Hwangji Yeongdong		7.61	0.24	31.71	494.05	0.04	294.66	14.37
Mean	4.61		0.21	21.80	621.49	6.41	572.43	32.59	
Jeonnam	Honam coal mine	<i>P. densiflora</i>	2.74	0.19	14.42	1197.32	0.47	801.31	34.31
Gwangwon	Heungil coal mine	<i>P. densiflora</i>	5.39	0.05	107.80	272.03	3.24	466.71	17.56
Jeonnam	Dongyang coal mine	<i>P. rigida</i>	3.02	0.06	50.33	494.81	0.21	488.96	15.55
Gwangwon	Sueun coal mine	<i>P. densiflora</i>	3.64	0.10	36.40	520.11	2.50	445.87	11.83
Jeonnam	Gwangjin coal mine	<i>P. thunbergii</i>	1.58	0.14	11.27	1037.15	0.32	926.33	33.72
Mean		<i>Pinus spp.</i>	3.27	0.11	44.04	704.28	1.35	625.84	22.59

*C: Carbon. **N: Nitrogen. ***P: Phosphorus. ****MBC: Microbial Biomass Carbon. *****MBN: Microbial Biomass Nitrogen.

621.49 ± 77.98, 704.28 ± 175.86로 나타났다(Table 3). Kim *et al.* (2017, 2018)에 따르면 일반 산림토양의 평균 불안정 탄소(mg kg⁻¹)는 1,084.30으로 본 연구지에서는 이보다 낮았다. 이는 폐탄광 산림복구지 내 낙엽·낙지 등의 유기물 축적량이 일반 산림토양보다 적기 때문인 것으로 생각된다. 불안정탄소가 토양 내 생물적으로 분해하여 이용하기 쉬운 유기물(유기탄소)을 의미한다는 점을 고려하면, 폐탄광 산림복구지의 토양은 일반 산림토양에 비하여 생물 활동에 필요한 탄소원이 부족한 조건인 것으로 판단된다(Weil *et al.* 2003).

폐탄광 산림복구지 토양의 평균 유효인산(mg kg⁻¹)은 자작나무, 잣나무, 소나무류에서 각각 4.40 ± 2.36, 6.41 ± 5.87, 1.35 ± 0.63로 나타났다(Table 3). 이는 일반 산림을 대상으로 수행된 기존 연구에서 토양의 평균 유효인산을 25.6 mg kg⁻¹으로 보고한 것에 비해 크게 낮은 수치이다(Jeong *et al.* 2002). 이러한 차이는 폐탄광 산림복구지의 낮은 토양 pH로 인해 토양 내 인이 대부분 불용성 인으로 존재하기 때문인 것으로 판단된다(Jin *et al.* 1994). 다른 국내 연구 사례에서도 폐탄광 지역 토양의 평균 유효인산은 약

8.3 mg kg⁻¹으로 일반 산림보다 낮은 것으로 보고되었다(Jung *et al.* 2011).

2) 토양 탄소 저장량

자작나무, 잣나무, 소나무류가 식재된 폐탄광 산림복구지의 평균 토양 탄소 저장량(ton C ha⁻¹)은 28.62 ± 2.86, 22.26 ± 5.72, 19.85 ± 3.90으로 나타났다(Fig. 2c). 이러한 수치는 국가 온실가스 인벤토리 보고서에서 제시하고 있는 일반 산림의 토양 탄소 저장량(ton C ha⁻¹; 기타 활엽수: 55.68, 잣나무: 37.77, 중부지방 소나무: 37.83, 기타 침엽수: 38.75)에 비하여 낮은 것이다(Greenhouse Gas Inventory and Research Center 2019). 그러나 이와 같은 결과는 토양 탄소 저장량에 영향을 미치는 탄소 농도가 폐탄광 산림복구지에서 일반 산림지보다 더 높았던 결과와 상반된다(Table 3). 이는 국가 온실가스 인벤토리 보고서의 토양 탄소 저장량은 0~30 cm의 토심을 기준으로 조사된 것인 반면에 폐탄광 산림복구지의 경우 얇은 토심으로 인해 0~10 cm의 기준으로 조사된 것이기 때문이다.

한편, 분산분석 결과 수종별로 토양 탄소 저장량은 자

작나무가 가장 높고, 소나무류가 가장 낮게 나타났다 ($p < 0.05$; Fig. 2c). 활엽수는 임목 내 리그닌 함량이 낮고, 질소 농도가 높아 침엽수보다 낙엽·낙지의 분해 속도가 빠르다 (Berg and McClagherty 2008). 이로 인해 자작나무는 잣나무 및 소나무류로 구성된 임분보다 낙엽의 분해를 통해 토양으로 유입되는 유기물이 많아 토양 내 탄소 농도도 높았고, 궁극적으로 토양 탄소 저장량도 많았던 것으로 판단된다.

토양 탄소 저장량은 복구 후 시간 경과에 따라 증가 혹은 감소하지 않았다 ($p > 0.05$; Fig. 3c). 폐탄광 토양 내 탄소와 질소 변화를 모니터링한 기존 연구결과에 따르면 토양 내 탄소는 복구 후 경과 시간에 비례하여 증가한다고 하였다 (Shrestha and Lal 2010). 그러나 본 연구지는 폐탄광을 복구 후 경과 시간이 오래되지 않아 경과 시간과 함께 토양 탄소 저장량이 증가하는 경향이 나타나지 않은 것으로 판단된다.

5. 산림의 총 탄소 저장량

폐탄광 산림복구지의 임목, 낙엽층, 토양 탄소 저장량을 모두 합한 산림의 총 탄소 저장량 (ton C ha^{-1})은 자작나무, 잣나무, 소나무류에서 각각 54.81 ± 7.22 , 47.29 ± 8.97 , 45.50 ± 6.31 를 보였다 (Fig. 2d). Lee *et al.* (2015)에 따르면 일반 산림의 활엽수림 및 침엽수림의 총 탄소 저장량 (ton C ha^{-1})은 132.26 및 126.22로 나타났다. 폐탄광 산림복구지는 일반 산림의 활엽수림 및 침엽수림보다 산림의 총 탄소 저장량이 2배 이상 낮은 결과를 나타내었다. 이러한 결과는 폐탄광 산림복구지에서 임목 생육과 pH, CEC, 불안정탄소, 미생물 바이오매스 탄소 및 질소 등의 토양 특성이 일반 산림토양보다 낮고 폐탄광 산림복구지의 얇은 토양 깊이로 인하여 토양 탄소 저장량이 적게 나타났기 때문으로 판단된다.

한편, 분산분석 결과 수종별로 산림의 총 탄소 저장량 차이는 나타나지 않았다 ($p > 0.05$; Fig. 2d). 이는 본 연구에서 조사한 폐탄광 산림복구지의 임령은 II영급(11-20)에 해당하는 유령림으로 복구 후 경과 시간이 오래되지 않았기 때문으로 보인다. 따라서 수종별 산림의 총 탄소 저장량 차이를 확인하기 위해서는 지속적인 모니터링이 필요할 것으로 생각된다.

산림의 총 탄소 저장량은 복구 후 시간 경과에 따라 증

가하는 경향을 보였다 ($p < 0.05$; Fig. 3d). 이는 폐탄광 산림복구지의 임목 생장이 시간에 따라 증가하기 때문인 것으로 판단된다 (Avera *et al.* 2015).

적 요

본 연구는 폐탄광에서 산림으로 복구된 지역의 임목, 낙엽층, 토양, 그리고 산림의 총 탄소 저장량을 추정하고, 수종별 탄소 저장량 차이를 비교하기 위해 수행되었다. 이를 위하여 강원도, 경상북도, 전라남도의 폐탄광 산림복구지에서 자작나무, 잣나무, 소나무류(소나무, 리기다소나무, 곰솔)가 서로 다른 시기에 식재된 산림과 주변의 일반산림을 조사하였다. 일반산림에 비하여 폐탄광 산림복구지 내 낙엽층 및 토양 (ton C ha^{-1} ; 자작나무: 3.31 ± 0.59 및 28.62 ± 2.86 , 잣나무: 3.60 ± 0.93 및 22.26 ± 5.72 , 소나무류: 4.65 ± 0.92 및 19.95 ± 3.90), 그리고 산림의 총 탄소 저장량 (ton C ha^{-1} ; 자작나무: 54.81 ± 7.22 , 잣나무: 47.29 ± 8.97 , 소나무류: 45.50 ± 6.31)은 낮게 나타났으며, 임목 탄소 저장량 (ton C ha^{-1} ; 자작나무: 22.57 ± 6.18 , 잣나무: 21.17 ± 8.76 , 소나무류: 20.80 ± 6.40)은 자작나무가 식재된 곳에서만 낮은 결과가 나타났다. 수종별로 토양 탄소 저장량을 제외한 임목, 낙엽층, 산림의 총 탄소 저장량에서 차이가 나타나지 않았으며, 임목 및 산림의 총 탄소 저장량은 복구 후 경과 시간에 따라 증가하는 경향을 보였다. 한편, 폐탄광 산림복구지의 자작나무와 소나무류에서 토양 pH 및 CEC가 낮게 나타났으며, 수종별 불안정탄소, 유효인산, 미생물 바이오매스 탄소가 일반 산림토양보다 2배 이상 낮은 결과를 보였다. 폐탄광 산림복구지에 석회 및 유기질 비료의 시비와 경운을 통해 토양 성질을 개선하고, 가지치기 및 간벌 등과 같은 산림관리로 임목 생육을 증진시키면 폐탄광 산림복구지 내 탄소 저장량을 증가시킬 수 있을 것으로 기대된다.

사 사

본 연구는 ‘한국광해관리공단 광해방지기술개발사업 산림복구분야의 “산림복구지 임분발달 평가 및 탄소 저장량 평가 모델” 과제의 지원을 바탕으로 진행되었습니다.

REFERENCES

- Avera BN, BD Strahm, JA Burger and CE Zipper. 2015. Development of ecosystem structure and function on reforested surface-mined lands in the central Appalachian coal basin of the United States. *New For.* 46:683-702.
- Berg B and C McClaugherty. 2008. *Plant Litter - Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Springer. Berlin, Germany.
- Choo CO and JK Lee. 2019. Characteristics of water contamination and precipitates of acid mine drainage, Bongyang reclaimed coal mine, Danyang, Chungbuk province with emphasis on Fe and Al behaviors. *Korean J. Eng. Geol.* 29:163-183.
- Dixon RK, AM Solomon, S Brown, RA Houghton, MC Trexier and J Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263:185-190.
- Greenhouse Gas Inventory and Research Center. 2019. National Greenhouse Gas Inventory Report 6. Greenhouse Gas Inventory and Research Center of Korea. Seoul. pp. 261-305.
- Hur TC, SH Joo and HJ Cho. 2009. A comparison of the soil physicochemical properties of the forest stands in the Young-il erosion control district. *J. Korean Soc. For. Sci.* 98:444-450.
- Jeong JH, KS Koo, CH Lee and CS Kim. 2002. Physico-chemical properties of Korean forest soils by regions. *J. Korean Soc. For. Sci.* 91:694-700.
- Jin HO, MJ Yi, YO Shin, JJ Kim and SK Chon. 1994. *Forest Soils*. Hyangmoonsa. Seoul. p. 325.
- Jung MH, HH Kwon, TH Kim, GS Choi and SL Kim. 2010. Characteristics of soil chemical and microbiological properties in abandoned coal mine forest rehabilitation areas. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 43:546-551.
- Jung MH, YS Shim and TH Kim. 2011. Characteristics of soil chemical properties in abandoned coal mine forest rehabilitation areas in Hwasun, South Jeolla province. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 44:1010-1015.
- Jung MH, HH Kwon, YS Shim, TH Kim, HS Jang and SL Kim. 2012. Stand structure of forest rehabilitation area in reclaimed coal mine. pp. 55-58. In: *Proceedings of the Annual Meeting of Korean Society of Forest Science*. Korean Society of Forest Science.
- Kim GH, GY Kim, JK Kim, DM Sa, JS Seo, BK Son, JU Yang, KC Yum, SE Lee, KY Jung, DY Jung, YT Jung, JB Jung and HN Hyun. 2006. *Soil Science*. Hyangmoonsa. Seoul. p. 203.
- Kim JG, SK Lim, SH Lee, CH Lee and CY Jeong. 1999. Evaluation of heavy metal pollution and plant survey around inactive and abandoned mining areas for phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Korean J. Environ. Agric.* 18:28-34.
- Kim JH, JH Lim, KYi, IK Lee and YH Jeong. 2012. Effects of soil covering depth and vegetation base materials on the growth of *Lespedeza cyrtobotrya* Miq. in abandoned coal mine land in Gangwon, Korea. *Korean J. Env. Res. Tech.* 15:61-67.
- Kim KM, JB Lee, ES Kim, HJ Park, YH Roh, SH Lee, KH Park and HS Shin. 2011. Overview of research trends in estimation of forest carbon stocks based on remote sensing and GIS. *Korean J. Assoc. Geo. Info. Studies* 14:236-256.
- Kim S. 2018. Multi-site assessment of thinning effects on soil carbon and microbial properties across temperate pine, oak, and larch forests. PhD Thesis. Korea University, Seoul.
- Kim S, G Li, SH Han, H Chang, HJ Kim and Y Son. 2017. Differential effects of coarse woody debris on microbial and soil properties in *Pinus densiflora* Sieb. et Zucc. forests. *Forests* 8:292.
- Kim S, G Li, SH Han, HJ Kim, C Kim, ST Lee and Y Son. 2018. Thinning affects microbial biomass without changing enzyme activity in the soil of *Pinus densiflora* Sieb. et Zucc. forests after 7 years. *Ann. For. Sci.* 75:13.
- Kim SW, JT Kang, SH Jeong, SJ Lee, H Park and YM Son. 2014. Stand growth analysis and carbon stocks/removals assessment on forest growth monitoring plots in Korea. *Korean J. Agric. Life Sci.* 48:11-19.
- Kim TJ. 2013. The species selection and planting guidelines for street tree to reduce road atmospheric carbon dioxide. *Korean J. Inst. For. Recreation* 17:131-144.
- Korea Forest Research Institute. 2010. *Survey Manual for Biomass and Soil Carbon*. National Institute of Forest Science. Seoul.
- Korea Forest Research Institute. 2011a. *Tree Volume Biomass and Using Stand Yield Table*. National Institute of Forest Science. Seoul.
- Korea Forest Research Institute. 2011b. *Carbon Emission Factors and Biomass Allometric Equations by Species in Korea*. National Institute of Forest Science. Seoul.
- Kwon HH, YS Shim, JS Lee, TH Kim, JA Kim, SH Yoon and KS Nam. 2007. Causes and preventive measures of the mine. *Mine Reclam. Technol.* 1:5-25.
- Kwon SD, HS Jeong, YM Son and YK Park. 2005. Biomass carbon emissions according to conversion of forest land in Korea. *Korean J. For. Energy* 24:10-15.
- Lee KH. 2009. Analysis and characteristics of heavy metals in mines waste water. *Korean J. Speleological Soc.* 92:9-18.
- Lee NY. 2011. Estimation of carbon storage in three cool-temperate broad-leaved deciduous forests at Bukhansan National Park, Korea. *Korean J. Nat. Park Res.* 2:53-57.
- Lee SJ, JS Yim, YM Son and R Kim. 2015. Estimation of the carbon stock and greenhouse gas removals by tree species and forest types in Gangwon province. *Korean J. Climate Change*

- Res. 6:303-310.
- Lee SJ, R Kim, YM Son and JS Yim. 2017. Estimating litter carbon stock and change on forest in Gangwon province from the national forestry inventory data. *Korean J. Climate Change Res.* 8:385-391.
- Lee SW and GS Park. 2001. Experimental assessment of forest soil sensitivity to acidification-application of prediction models for acid neutralization responses-. *J. Korean Soc. For. Sci.* 90:133-138.
- Min JG, EH Park, HS Moon and JK Kim. 2005. Chemical properties and heavy metal content of forest soils around abandoned coal mine lands in the Mungyeong area. *Korean J. Agric. For. Meteorol.* 7:265-273.
- Mun HS, MG Jo, HR Jeong, JG Kim, JG Yang and JG Min. 2006. Chemical properties and heavy metal content of forest soils adjacent to Donghae and Sungwon abandoned coal mine lands in Taebaek city. pp. 254-256. In: *Proceedings of the Korean Society of Environment and Ecology Conference.* Korean Society of Environment and Ecology.
- Ohno T and MS Erich. 1990. Effect of wood ash application on soil pH and soil test nutrient levels. *Agric. Ecosyst. Environ.* 32:223-239.
- Perakis SS and LO Hedin. 2001. Fluxes and fates of nitrogen in soil of an unpolluted old-growth temperate forest, Southern Chile. *Ecology* 82:2245-2260.
- Pichtel JR, WA Dick and P Sutton. 1994. Comparison of amendments and management practices for long-term reclamation of abandoned mine lands. *J. Environ. Qual.* 23:766-772.
- Rural Development Administration. 2010. *Methods of Soil Chemical Analysis.* Rural Development Administration. Jeonju, Korea.
- Schulp CJE, G Nabuurs, PH Verburg and RW Waal. 2008. Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *For. Ecol. Manage.* 256:482-490.
- Shrestha RK and R Lal. 2010. Carbon and nitrogen pools in reclaimed land under forest and pasture ecosystem in Ohio, USA. *Geoderma* 157:196-205.
- Sikka R and BD Kansal. 1995. Effect of fly-ash application on yield and nutrient composition of rice, wheat and on pH and available nutrient status of soils. *Bioresour. Technol.* 51:199-203.
- Ussiri DA and R Lal. 2008. Method for determining coal carbon in the reclaimed minesoils contaminated with coal. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:231-237.
- Weil RR, KR Islam, MA Stine, JB Gruver and SE Samson-liebig. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *Am. J. Altern. Agric.* 18:3-17.
- Witt C, JL Gaunt, CC Galicia, JCG Ottow and HU Neue. 2000. A rapid chloroform-fumigation extraction method for measuring soil microbial biomass carbon and nitrogen in flooded rice soils. *Biol. Fertil. Soils* 30:510-519.
- Woo BM. 2000. Evaluation for rehabilitation countermeasures of coal-mined spoils and denuded lands. *Korean J. Soc. Environ. Restor. Technol.* 3:24-34.
- Yang JE, YS Ok and YH Park. 2007. Ecological and engineering forest restoration plan in the mine-damaged area. *Mine Reclam. Technol.* 1:67-75.