

bioindicator로 널리 연구되어 왔다(Grodzinska and Kazmierczakowa 1977, Yilmaz 2002). 일반적으로 식물체 내에서 납은 거의 이동하지 않으며, 대부분의 식물은 보통 0.5~3 ppm의 납을 함유하고 있는데, 저오염 현장에서 *P. sylvestris* 잎의 납 축적율은 평균 1.29~10.5 ppm 정도로 보고된 바 있다(Dmuchowski and Bytniewicz 1995). 대기 중의 CO₂ 농도 증가와 삼림 토양에서 납과 같은 중금속 오염이 삼림 생태계에 미치는 영향에 대한 연구는 그리 많지 않다. 그러나 이렇게 증가한 대기 중 CO₂의 영향으로 삼림 생태계의 식생에 의한 용존 유기 탄소의 양이 증가하여 중금속으로 오염된 삼림 토양에서의 중금속이 식물이나 미생물에 의해 흡수되거나 이용될 수 있는 양이 많아진다(조와 현 2001).

국내 토양의 중금속 오염은 불량 매립지로부터 각종 오염물질의 배출 및 폐광산에서 광산 산성으로 인해 야기된다. 환경부가 제시한 2005년도 토양 측정망 및 실태 조사 결과에 따르면 금속 광산 지역은 광해로 인해 구리, 비소, 납 등의 오염이 상대적으로 높은 것으로 나타났다. 또한 1998년부터 2000년까지 국내의 토양 오염도는 카드뮴, 구리, 납의 오염도가 높게 나타났으며, 특히 납은 공장 용지 및 철도 용지 등에서 높게 나타났다(환경부 2000).

본 연구는 우리나라 삼림 생태계의 대표적 침엽수인 소나무의 성장에 미치는 CO₂ 증가와 납 오염의 영향을 규명하고자 하였다. 이러한 연구는 CO₂ 농도 증가와 중금속 오염에 대한 우리나라 삼림 생태계의 관리 방안을 수립하는데 중요한 정보를 제공할 것으로 사료된다.

재료 및 방법

실험 재료 및 조건

토양은 이화여대 약초원에서 소나무가 식재된 자연 토양을 채취한 후 2 mm 체로 쳐 마사와 1:1(w/w) 비율로 섞어 사용하였고, PbNO₃를 증류수에 녹인 납 500 mg/kg으로 인공적으로 오염시켜 항온 항습 배양실에서 일주일간 보관하였다. 이렇게 납으로 오염시킨 토양과 비오염 토양을 각각 1 kg씩 직경 15 cm, 지름 13.5 cm인 pot에 넣었다. 각각의 pot에 산림청에서 분양 받은 2년생 소나무(*P. densiflora*)를 식재한 후, 실내온도 25°C, 습도 60%가 유지되고, CO₂의 농도를 380 ppmv와 760 ppmv의 두 조건으로 설정되어 있는 growth chamber(Dasol Scientific Co. Korea)에서 3개월간 배양하였다. 각 처리구별 소나무는 3개씩 식재하였다. 배양 기간 동안에 각각의 pot에는 일주일에 한번씩 약 30 mL의 수분을 공급하였다. 또한 식물에 영양을 공급하기 위하여 수분을 공급할 때마다 1/2 Hoagland 1(Hershey 1994) 용액을 20 mL씩 공급하였다.

토양의 물리·화학적 특성 분석

토양의 pH는 토양 10 g에 증류수 25 mL를 넣고 shaker로 한 시간 동안 혼합한 뒤, 30분간 정치한 후 pH meter를 이용하여 측정하였다. 토양 함수량은 토양 2.5 g을 110°C 건조기에서 항

량이 될 때까지 말린 후 건조량 당 백분율로 계산하였다. 유기물 함량은 건조된 토양을 도가니에 담아 700°C 전기로에서 1시간 작열한 후 건조량 당 백분율로 계산하였다. 토양의 cation-exchange capacity(CEC)는 EPA method 9081에 따라 분석하였다. 건조토양 5 g에 0.1M CH₃COONH₄ 33 mL를 넣어 원심 분리과잉 흡착시킨 다음 남아있는 Na⁺을 isopropyl alcohol로 세척한 후 NH₄⁺으로 탈착시켜 추출하였다. 이 시료를 Atomic Flame Atomic Absorption Spectrophotometer(AAS analysis 100, Perkin Elmer, USA)로 측정하였다.

소나무 묘목의 지상부와 지하부의 생체량 분석

각 pot들은 온도 25°C 습도 60%로 유지되는 생장실에서 명과 암조건을 각각 16시간과 8시간으로 하여, 각 식물의 성장 상태를 확인하였다. 4주 단위로 각 처리구별 지상부의 길이를 측정하였고, 최종 전체 뿌리의 길이를 측정하여 평균값을 구해 지하부 길이 및 생체량을 측정하였다(David et al. 1995). 모든 실험은 3반복으로 수행하였다.

토양과 소나무 묘목의 납 축적 및 이동 분석

소나무 묘목의 납 축적 정도 및 토양에서의 납 이동을 분석하기 위하여 토양 및 소나무 묘목의 부위별 납 농도를 분석하였다. 토양의 납 분석은 총 납 농도, 치환성 납 농도 및 수용성 납 농도를 측정하였다. 토양의 납 농도 분석을 위해 풍건 토양 0.5 g에 aqua regia(65% HCl 1.8 mL + 37% HNO₃ 0.6 mL) 2.4 mL를 가한 후 가열하여 시료를 산 분해하여, 증류수 10 mL로 희석하고 Whatman filter paper No.44로 여과하였다. 치환성 납 농도 분석을 위해 풍건 토양 1 g에 0.1N ammonium acetate solution 25 mL를 가하여 1시간 동안 진탕한 후 Whatman filter paper No.44로 여과하였다. 수용성 납 농도 분석을 위해 풍건 토양 2.5 g에 0.01M KNO₃ 25 mL를 첨가하여 2시간 동안 진탕한 후 Whatman filter paper No.44로 여과하였다. 이 시료를 Atomic Absorption Spectrophotometer(AAS analysis 100, Perkin Elmer, USA)로 측정하였다. 중금속 방법의 신뢰도는 캐나다의 NRS-CNRC(National Research Council of Canada)에서 공인된 표준 물질인 MESS-2(Marine Sediment)의 분석을 통해 확인하였으며 blank도 시료와 같은 방법으로 분석하였다(백 등 2002). 식물체의 중금속 분석은 식물을 증류수로 깨끗이 씻은 후 잎, 줄기, 뿌리로 나눈 후 60°C 건조기에서 항량이 될 때까지 건조하였다. 이 시료 0.5 g에 37% HNO₃ 5 mL를 가하여 microwave에서 분해시킨 후, 10 mL로 희석하여 Flame-AAS를 이용하여 납의 농도를 측정하였다. 중금속 분석 방법의 신뢰도는 일본의 NIES(National Institute for Environmental Studies)에서 공인된 표준 물질인 No.10-c(Rice Flour)의 분석을 통해 확인하였다.

결과 및 고찰

토양의 물리·화학적 성질

토양에서 납의 bioavailability에 영향을 주는 인자를 알아보

기 위해 납오염과 CO₂에 영향별로 12주 후 토양의 유기물 함량 (Organic Matter; O.M), pH, 수분 함량(Moisture Content; M.C) 양이온 치환 용량(CEC)의 변화를 조사하였다(Table 1). 금속의 식물 흡수량과 solubility에 영향을 미치는 인자는 토양의 물리 화학적 특징인 pH, CEC, 토양 구성 성분, 유기물 함량 등을 포함한다(Lagerwerff 1972, Haghiri 1974). 유기물 함량과 수분 함량은 초기 토양과 12주 후 토양 사이에 큰 변화가 없었다($P>0.05$). 비오염구의 pH는 12주 후 높아졌으나 오염 토양은 12주 후 약간 감소하는 경향을 보였을 뿐 처리구별 변화는 보이지 않았다. 일반적으로 식물이 분비하는 삼출물에 의해 토양의 pH는 낮아진다. 또한 식물의 뿌리 발달로 인해 토양 내 수분 함유 능력은 증가하게 되고 토양의 유기물 함량도 높게 나타난다. 김 등 (2002)은 철광산과 포사격장의 토양 분석 결과, 중금속과 다른 토양 특성과 유의적인 차이가 있다고 보고하였다. CEC는 12주 후 토양이 초기 토양보다 매우 높아졌으며, 납 오염 처리구에서 감소하였다. 초기 토양과 3개월 후 토양의 물리화학적 성질을 *t*-test를 통해 통계 분석을 해 본 결과 CEC에서만 유의적인 차이를 보였다($P<0.05$).

Table 1. The changes of physico-chemical characteristics (pH, Moisture content, Organic matter, Cation Exchange Capacity; CEC) of soils after 3 months

Soil sample	pH (1:5)	M. C (%)	O. M (%)	CEC (meq/100g)
Initial	4.2 ± 0.2	7.2 ± 0.2	2.8 ± 1.0	2.0 ± 0.7
CA	5.0 ± 0.2	10.0 ± 2.2	2.8 ± 0.5	3.5 ± 0.4**
CB	4.0 ± 0.5	9.8 ± 0.5	2.5 ± 0.4	3.2 ± 0.5*
EA	4.5 ± 0.5	8.8 ± 1.5	2.9 ± 0.5	4.2 ± 0.5*
EB	3.9 ± 0.7	8.5 ± 0.8	2.6 ± 0.8	4.0 ± 0.8*

CA: CO₂ 380 ppmv, Pb 0 mg/kg; CB: CO₂ 380 ppmv Pb 500 mg/kg; EA: CO₂ 760 ppmv, Pb 0 mg/kg; EB: CO₂ 760 ppmv, Pb 500 mg/kg. * = 0.05> $P>0.01$, ** = 0.01> $P>0.001$.

Table 2. Time profile of shoot length and growth rate of *P. densiflora*

Pine sample	Shoot lengthm (cm)					Growth rate (%)
	Initial 0 day	After 2 weeks	After 4 weeks	After 6 weeks	After 12 weeks	
CA	18.4 ± 3.1	19.5 ± 3.7	20.6 ± 3.4	20.8 ± 3.7	29.4 ± 0.7	59.8
CB	18.9 ± 2.1	19.1 ± 2.1	19.4 ± 2.0	19.6 ± 1.9	21.2 ± 1.8	12.2***
EA	19.7 ± 2.7	20.1 ± 2.9	20.4 ± 2.6	20.9 ± 2.6	25.5 ± 0.8	29.4**
EB	18.6 ± 3.4	18.9 ± 3.4	19.1 ± 3.3	19.3 ± 2.3	20.5 ± 0.9	10.2***

CA: CO₂ 380 ppmv, Pb 0 mg/kg; CB: CO₂ 380 ppmv Pb 500 mg/kg; EA: CO₂ 760 ppmv, Pb 0 mg/kg; EB: CO₂ 760 ppmv, Pb 500 mg/kg. ** = 0.01> $P>0.001$, *** = $P<0.001$.

소나무 묘목의 지상부와 지하부의 생체량

CO₂ 증가와 토양의 납 오염에 따른 소나무 묘목의 성장 저해를 살펴보고자 납을 500 mg/kg으로 오염시킨 토양에서 석달간 소나무의 지상부 길이 성장을 관찰하였다(Table 2). 납 노출 후 초기부터 소나무 묘목의 지상부 길이 성장 저해가 관찰되었으며, 12주 후 대조구(CA)에 비해 30% 이상 생장율이 감소하였다($P<0.001$). 또한, 납으로 오염시키지 않은 토양에서 CO₂ 증가(EA)에 따른 성장의 저해도 나타난 것을 확인할 수 있었다(0.001 < $P<0.01$). 이는 Delucia 등(1999)이 보고한 *Pinus taeda*가 CO₂ 증가 시 25% 정도 더 성장한 연구 결과와 다르게 나타났다. CO₂ 농도 변화에 따른 식물 발달에 대한 연구는 단기 실험에서는 식물의 생장에 변화가 나타났으나, 장기 실험 결과에는 유의적인 차이가 없는 것으로 나타났다(Cutis and Wang 1998, Niklaus et al. 2001). 납에 노출되고 CO₂를 증가시킨 환경(EB)에서 소나무 묘목의 성장 저해는 납에 노출되고 CO₂를 증가시키지 않은 환경의 소나무와(CB) 유의적인 차이를 보이지 않아($P>0.05$), 납에 의한 성장 저해가 더 큰 것으로 나타났다.

12주 후 CO₂ 농도 증가가 식물 자체의 성장뿐 아니라 지하부 성장량에도 영향을 미치는지 알아보기 위해 소나무 묘목의 뿌리와 생체량을 살펴보았다(Table 3). CO₂ 농도에 따라서는(CA and EA) 유의적인 차이가 보이지 않았다($P>0.01$). 이는 Pushnik 등(1999)이 보고한 CO₂ 500 ppm, 700 ppm으로 노출시킨 *Pinus*

Table 3. Comparison of biomass and root length of *P. densiflora* after 3 months

Pine sample	Biomass (g)	Root length (cm)
CA	20.7 ± 0.8	21.0 ± 1.7
CB	15.8 ± 0.7**	17.8 ± 0.8*
EA	18.8 ± 1.5	20.1 ± 0.4
EB	15.2 ± 0.7***	18.7 ± 0.8

CA: CO₂ 380 ppmv, Pb 0 mg/kg; CB: CO₂ 380 ppmv Pb 500 mg/kg; EA: CO₂ 760 ppmv, Pb 0 mg/kg; EB: CO₂ 760 ppmv, Pb 500 mg/kg. * = 0.05> $P>0.01$, ** = 0.01> $P>0.001$, *** = $P<0.001$.

ponderosa No.4266, 4731의 생체량이 유의적인 차이를 보이지 않은 결과와 일치한다. 이러한 결과는 CO₂ 농도 증가가 소나무의 지상부 길이의 성장보다는 폭을 증가시키는데 영향을 미치는 것으로 보인다. 그러나 소나무의 뿌리와 생체량은 납에 노출시켰을 경우(CB, EB) 대조구에 비해(CA) 성장이 저해되는 것이 뚜렷하게 나타났다($P < 0.05$). 이는 칼슘, 망간, 인과 같은 영양 물질의 흡수 및 이동을 저해했기 때문인 것으로 사료된다. 납과 CO₂에 함께 노출된 소나무와 납에 의한 스트레스만 받은 소나무는 큰 차이를 보이지 않았다($P > 0.05$). 납에 의한 식물의 성장 저해는 *Sonchus oleraceus*의 Chlorophyll 함량, 줄기의 길이, 생체량 감소 등 이미 Xiong(1997) 보고에 의해 나타났다. 그러므로 소나무의 지상부의 길이 성장은 CO₂ 농도 증가에 약간 저해를 받았지만, 소나무 생체량 및 뿌리 성장은 CO₂ 농도 증가에는 유의적인 차이를 보이지 않았고 납에 의한 저해는 큰 것으로 나타났다. 또한 부위별로는 소나무 묘목의 지상부가 뿌리보다 납에 더 민감하였다. 납에 대한 독성 효과는 대체적으로 지상부>생체량>뿌리 순으로 나타났으며, 특히 CO₂가 증가할 때 그 양상이 더 뚜렷하게 나타났다. 이는 CO₂ 증가 시 식물의 뿌리 활성이 커지기 때문인 것으로 사료된다.

토양과 소나무 묘목의 납 축적 및 이동 분석

CO₂ 증가에 따라 소나무 묘목의 납 축적 변화를 살펴본 결과는 Fig. 1에 도시하였다. 납 오염 토양의 소나무 묘목이 납 축적이 높은 것으로 나타났다. 일반적으로 식물의 Pb 축적량은 10 ppm 이하이다(Kabata-pendias and Piotrowska 1984). Allen 등(1974)에 의하면 식물을 위한 정상적인 범위는 3 ppm보다 적은 것으로 보고되었다. 이는 본 연구에서 사용한 소나무 묘목의 초기 농도와 일치했다. 3개월 후 CO₂ 증가에 따라 소나무 묘목의 중금속의 흡수량(EB)은 뿌리에서 2배 가량 높아지는 것을 확인할 수 있었다. 그러나 shoot와 잎에서의 중금속 함량은 CO₂ 증가에 크게 영향을 받지 않는 것으로 나타났다. 이는 CO₂ 증가로 인해 소나무 묘목의 뿌리 활성도가 커지기 때문인 것으로 보인다.

소나무 묘목의 성장 관측 결과, shoot는 CO₂ 증가에 따라 다소 성장이 감소했지만(Table 2), 뿌리는 CO₂ 증가로 인해 유의적인 차이가 보이지 않았으며 납 오염 시에도 CO₂ 380 ppm에 비해 차이가 나타나지 않았다(Table 3). 소나무 묘목의 토양 납 제거력을 알아보기 위해 토양 내 납 함량을 측정하였다(Table 4). 소나무 묘목을 식재한 후 토양은 초기보다 토양의 납 함량이 감소하는 것을 확인할 수 있었으나, CO₂ 농도가 토양 중 잔존 전체 납 농도에는 유의적인 차이를 보이지 않았다. 그러나 토양 중 잔존 soluble 납은 CO₂를 증가시켰을 경우(EB) 더 감소하는 것을 확인할 수 있었다. 토양의 남겨진 용존성 중금속량은 식물과 토양 유기물이 흡수하는 유용한(bioavailable) 물질이다(Sauve et al. 1998, Roane 1999). 또한 토양 용액에서 metal은 다양한 화학물질로 존재할 수 있어 이러한 정보는 식물 독성을 예측할 수 있게 한다(Lofts et al. 2004). 이는 식물의 뿌리 축적

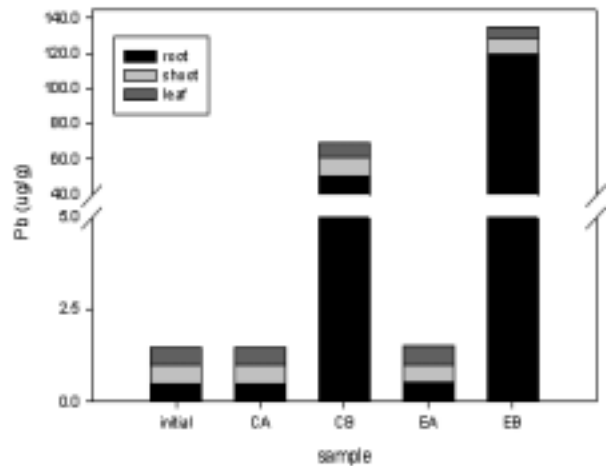


Fig. 1. Pb accumulation on leaf, stem and root of *P. densiflora* after 3 months.

CA: CO₂ 380 ppmv, Pb 0 mg/kg; CB: CO₂ 380 ppmv Pb 500 mg/kg; EA: CO₂ 760 ppmv, Pb 0 mg/kg; EB: CO₂ 760 ppmv, Pb 500 mg/kg.

Table 4. Total, exchangeable, soluble Pb concentrations in soil after 3 months

Soil sample	Total	Soluble (mg/kg)	Exchangeable
Initial	498.5 ± 5.4	4.7 ± 0.5	94.2 ± 19.5
CB	398.5 ± 1.4**	3.5 ± 0.2	75.2 ± 15.4
EB	424.4 ± 1.8**	2.7 ± 0.7	88.5 ± 2.7

CB: CO₂ 380 ppmv Pb 500 mg/kg; EB: CO₂ 760 ppmv, Pb 500 mg/kg. ** = 0.01 > P > 0.001.

양이 CO₂를 증가시켰을 경우 더 많았던 결과(Fig. 1)로 볼 때 CO₂를 증가시켰을 경우 식물이 흡수할 수 있는 양이 늘어남을 알 수 있었다.

적 요

본 연구는 CO₂ 증가와 Pb 오염이 소나무 묘목에 미치는 영향에 대하여 조사하였다. 납 오염 토양(500 mg/kg-soil)과 비오염토양에 2년생 소나무를 식재한 후, CO₂ 농도를 380 ppm 혹은 760 ppm으로 조절된 배양기에서 3개월간 생육시킨 후, 소나무 묘목의 성장, 납 함량 변화 및 토양의 물리 화학적 변화를 조사하였다. 소나무의 생체량과 뿌리 길이는 CO₂ 농도에 따라 유의적인 차이를 보이지 않았으나, 납에 의한 저해는 뚜렷이 나타났다. 납 오염 토양에서 토양중의 납 잔류량은 CO₂ 농도에 영향을 받지 않았으나, 소나무 뿌리중의 축적량은 CO₂ 농도가 높으면 2배 정도 높았다. 이러한 결과는 CO₂ 농도 증가가 소나무 뿌리의 Pb 생물 이용성에 영향을 미치는 것을 시사한다.

감사의 글

본 연구는 농림부 농림기술연구 개발 연구 과제(105103-3)의 지원을 받아 수행되었습니다.

인용문헌

- 백경화, 장윤영, 배범한, 이인숙. 2002. 카드뮴 오염 토양에 Phytoremediation의 적용 가능성 연구. *한국생태학회지* 25(3): 175-180.
- 성주환. 2003. 환경변화와 수목의 생리적 특성, 수목진단 및 방제기술 IV. 춘천: 강원대학교 산림과학연구소 수목진단센터 pp 65-86.
- 이승범, 신경섭, 조영순, 손승희. 2003. 식물계절에 나타난 한반도 기후변화 영향. *한국기상학회보* 13(1): 468-471.
- 조재범, 현재혁. 2001. 토양 중 중금속 거동에 대한 휴믹산과 인산염의 영향. *한국폐기물학회지* 18: 526-531.
- 환경부. 2005. 토양측정망 및 실태조사.
- 환경부. 2000. 토양측정망 운영결과.
- Allen SE, Grimshaw HM, Parkinson JA, Quarmby C. 1974. Chemical analysis of ecological materials. Osney Mead Oxford, UK: Blackwell Scientific Publications.
- Chaney RL, Li YM, Angle JS, Baker AJM, Reeves RD, Brown SL, Homer FA, Malik M, Chin M. 1999. Improving metal-hyperaccumulators wild plants to develop commercial phytoremediation systems: Approaches and progress. In *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water* eds N. Terry GS, Banuelos, Boca Raton FL, CRC Press.
- Curtis PS, Wang X. 1998. A metal analysis of elevated CO₂ effects on woody plant mass, form, and physiology. *Oecologia* 113: 299-313.
- David JH, Rattner BA, Burtor Jr GA, Cairns Jr J. 1995. *Handbook of Ecotoxicology*.
- DeLucia EH, Hamilton JG, Naidu SL, Thomas RB, Andrews JA, Finzi A, Lavine M, Matamala R, Mohan JE, Hendrey GR. 1999. Net primary production of a forest ecosystem with experimental CO₂ enrichment. *Science* 284: 1177-1179.
- Gifford RM. 1994. The global carbon cycle: a viewpoint on the missing sink. *Australian J Plant Physiology* 21: 1-15.
- Gifford RM, Barrett DF, Lutze JL. 2000. The effects of elevated [CO₂] on the C:N and C:P mass ratios of plant tissues. *Plant and Soil* 224: 1-14.
- Greszta J. 1982. Correlation between content of copper, zinc, lead and cadmium in the soil and the content of these metals in the seedlings of selected forest tree species. *Fragm Florist Geobot* 28: 29-52.
- Grodzinska L, Kazmierczakowa R. 1977. Heavy metal content in the plants of Cracow parks, *Bull. Academy Policy Science, Ser Biology* 25: 227-234.
- Haghiri FE. 1974. Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc and soil temperature. *J Environ Quality* 3: 180-182.
- Hershey Dr. 1994. Solution culture hydroponics: History and inexpensive equipment. *American Biology Teacher* 56: 111-118.
- Hooper FU, Vitousek PM. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem process. *Science* 277: 1302-1305.
- Pushnik JC, Garcia-Ibancieta D, Bauer S, Anderson PD, Bell J, Houppis J. 1999. Biochemical responses and altered genetic expression patterns in ponderosa Pine(*Pinus ponderosa* Doug ex P. Laws) Grown under Elevated CO₂. *Water, Air, and Soil Poll* 116: 413-422.
- Kabata-Pendias A, Piotrowska M. 1984. *Zanieczyszczenie Gleb I Roslin Uprawnych Pierwiastkami Sladowymi*. Warszawa, Poland: CBR-opracowanie problemowe.
- King JW, Mohamed A, Taylor SL, Mebrahtu T, Paul C. 2001. Supercritical fluid extraction of *Vernonia galmensis* seeds. *Industrial crops and Products* 14: 241-249.
- Lagerwerff JV. 1972. Pb, Hg and Cd as contaminants. In: Mortvedt JJ, Giordano PM, Lindsay WL(eds), *Micronutrients in agriculture*. Soil Science Society of America J Madison pp 593-636.
- Lofts S, Spurgeon DJ, Svendsen C, Tipping E. 2004. Deriving soil critical limits for Cu, Zn, Cd and Pb: a method based on free ion concentrations. *Environ Sci Tech* 38: 3623-31.
- Melillo JM, Callaghan TV, Woodward FI, Salati E, Sinha SK. 1990. Effects on ecosystems (In Houghton JT, Jenkins GJ, Ephraums JJ, ed). *Climate Change*. Cambridge University Press. pp 285-310.
- Niklaus PA, Wohlfender M, Siegwolf R, Köner C. 2001. Effects of six years of atmospheric CO₂ enrichment on plant. Soil and soil microbial C of a calcareous grassland. *Plant and Soil* 233: 189-202.
- Olszyk DM, Johnson MG, Phillips DL, Seidler RJ, Tingey DT, Watrud LS. 2001. Interactive effects of CO₂ and O₃ on a ponderosa pine plant/litter/soil mesocosm. *Environ Poll* 115 : 447-462.
- Roane TM. 1999. Lead resistance in two bacterial isolates from heavy metal contaminated soils. *Microbial Ecology* 37: 218-24.
- Sauve S, McBride M, Hendershot WH. 1998. Soil solution speciation of lead (II): effects of organic matter and pH. *Soil Science Society Am J* 62: 618-21.
- Xiong ZT. 1997. Bioaccumulation and Physiological Effects of Excess Lead in a Roadside Pioneer Species *Sonchus oleraceus* L. *Environ Poll* 97(3): 275-279.
- Yilmaz S. 2002. Determination of optimal land use of Erzurum plain. *Atatürk University, Agriculture Faculty* 32(4): 485-98. (2006년 11월 13일 접수; 2006년 12월 15일 채택)