

안동 사문암지대의 중금속 함유 낙엽의 분해¹

류새한² · 김정명² · 차상섭² · 심재국^{2*}

Decomposition of Leaf Litter Containing Heavy Metals in the Andong Serpentine Area, Korea¹

Sae-Han Ryou², Jeong-Myung Kim², Sang-Sub Cha², Jae-Kuk Shim^{2*}

요약

본 연구는 사문암 토양의 화학적 성질과 토양미생물량 및 토양효소 등 토양의 생물학적 활성을 대조구의 비사문암 토양과 비교하고, 사문암과 비사문암에서 공통으로 서식하는 새(*Arundinella hirta*)와 억새(*Miscanthus sinensis* var. *purpurascens*)의 낙엽이 입지가 다른 사문암지역과 비사문암 지역에서 분해될 때 분해율의 차이가 어떻게 유발되는지 9개월 동안 야외에서 교차 실험하였다. 사문암 토양은 비사문암 토양에 비하여 높은 pH, 낮은 dehydrogenase와 urease 활성을 나타내었으며 alkaliphosphatase의 활성은 높았다. 두 토양에서 microbial biomass-C와 N의 차이는 유의하지 않았으나 사문암 토양에서 microbial biomass-N 함량이 더 높게 나타나 비사문암 토양에서 보다 낮은 토양의 C/N을 나타내는 원인이 되었다. 사문암지역에서의 낙엽분해실험에서는 사문암지역에서 획득한 새와 억새 낙엽이 각각 39.8%, 38.5%의 중량감소를 보였으며, 비사문암 토양에서 획득한 낙엽은 각각 41.1%, 41.7%의 중량감소를 나타내었다. 비사문암지역에서의 낙엽분해실험에서는 사문암낙엽이 46.8%, 42.2% 그리고 비사문암낙엽은 44.8%, 37.4%의 중량감소를 각각 보였다. 이러한 결과는 중금속을 포함하는 토양의 영향보다는 낙엽의 질적 차이가 분해율에 더 큰 영향을 미쳤음을 나타내준다. 일반적으로 낮은 C/N을 갖는 낙엽이 더 빨리 분해된다는 결과와는 달리 낮은 C/N을 갖는 사문암낙엽의 분해가 느린 것은 낙엽에 포함된 중금속의 저해가 낙엽의 C/N이나 lignin/N과 같은 낙엽의 질적 차이에서 유발되는 낙엽분해의 저해보다 큰 영향을 미친다는 결과를 보여주었다. 또한 낙엽분해가 진행되는 동안 낙엽내의 Cr, Ni과 Mg, Fe의 농도는 점차 증가하였으며 이러한 경향은 사문암지역에서 현저하였다.

주요어: 낙엽분해, 토양 미생물량, 사문암, 토양효소

ABSTRACT

The present study attempts to compare the soil chemical characteristics and biological activities (i.e. microbial biomass and soil enzyme activities), and litter decomposition rate of *Arundinella hirta* and *Miscanthus sinensis* var. *purpurascens* collected from serpentine and non-serpentine sites by litter bag techniques at serpentine and non-serpentine field experiment sites over a 9-month period. The serpentine soil showed higher pH and soil alkaliphosphatase activity, and lower soil dehydrogenase and urease activities than the non-serpentine soil. Microbial biomass-N at the serpentine soil was larger than the non-serpentine soil, although the microbial biomass-C and microbial biomass-N represented no significant difference between serpentine and non-serpentine soil. These results suggest that the larger microbial biomass-N caused the lower C/N in serpentine

1 접수 2010년 6월 8일, 수정(1차: 2010년 8월 25일), 게재확정 2010년 8월 26일

Received 8 June 2010; Revised(1st: 25 August 2010); Accepted 26 August 2010

2 중앙대학교 자연과학대학 생명과학과 Department of Life Science, College of Natural Science, Chung-Ang University, Seoul(156-756), Korea

* 교신저자 Corresponding author(shimjk@cau.ac.kr)

soil. At the end of the experiment, the litter samples of *A. hirta* and *M. sinensis* collected from serpentine soil revealed a 39.8% and 38.5% mass loss, and the litter sample from non-serpentine soil also showed a 41.1% and 41.7% mass loss at the serpentine site. On the other hand, at the non-serpentine site, 42.2%, 37.4%, and 46.8%, 44.8% were respectively shown. These results demonstrate that the litter decomposition rate is more intensely affected by the heavy metal content of leaf litter than soil contamination. Moreover, the litter collected from the serpentine soil had a lower C/N, whereas the litter decomposition rate was slower than the litter from the non-serpentine soil, because the heavy metal inhibition activities on the litter decomposition process were more conspicuous than the effect of litter qualities such as C/N ratio or lignin/N. The nutrient element content in the decomposing litter was gradually leached out, but heavy metals and Mg were accumulated in the decaying litter. This phenomenon was conspicuous at the serpentine site during the process of decomposition.

KEY WORDS: LITTER DECOMPOSITION, MICROBIAL BIOMASS, SERPENTINE SOIL, SOIL ENZYMES

서론

중금속에 의해 오염된 토양은 토양 내 미생물의 활성을 억제시켜 낙엽의 축적을 증가시키는 원인이 되며 (Freedman and Huchinson, 1980; Cortufo *et al.*, 1995), 중금속이 토양 내에 과잉 존재하면 대부분의 토양 미생물과 동물들에게 독성을 나타낸다(Berg *et al.*, 1991; Berg and McClaugherty, 2003; Khan and Joergensen, 2006). 토양에 자유 이온의 형태로 존재하는 중금속은 많은 영양원소의 순환에 참여하는 효소를 불활성화 시킬 수 있다(Kandeler *et al.*, 1996; Khan and Joergensen, 2006). 이러한 중금속의 작용은 금속 원소의 독성을 변화시키는 환경요인과 분해미생물의 민감도의 차이를 통해 나타나므로 작용하는 중금속의 종류, 농도, 그리고 생물종의 내성에 따라 그 효과도 달라진다(Giller *et al.*, 1998; Khan and Joergensen, 2006).

많은 연구에서 낙엽 함유 중금속은 분해 과정 초기에 억제효과를 나타내고, 분해 초기에는 낙엽으로부터 토양으로 용출되어 나오는 이온 형태의 중금속은 매우 적고, 분해되는 낙엽 조직에 대부분 잔존하며, 분해 후기로 갈수록 이러한 중금속에 의한 분해미생물에 대한 영향은 커진다고 보고하고 있다(Berg *et al.*, 1991; Cotrufo *et al.*, 1995; Hattori, 1996; McEnroe and Helmisaari, 2001; Berg and McClaugherty, 2003; Khan and Joergensen, 2006). Berg *et al.*(1991)은 낙엽에 이미 축적된 중금속이 낙엽 분해 후기로 갈수록 리그닌과 같은 난분해성 유기물을 분해하는 미생물의 작용을 억제하며, 그로 인해 낙엽의 분해율이 낮아진다고 하였다.

본 연구는 중금속을 많이 함유하고 있는 안동 사문암 지역의 자연 토양에 분포하는 식물이 함유하는(Brooks, 1987;

Kim *et al.*, 1997; Kim, 1998; Kim *et al.*, 2006; Kim and Shim, 2008) 중금속이 낙엽분해에 억제효과를 나타내는지 현장 실험을 통해 검토하였다. 이를 위하여 사문암 토양의 생물학적 활성을 조사했으며 사문암 지대에 넓게 분포하는 새(*Arundinella hirta*)와 억새(*Miscanthus sinensis* var. *purpurascens*)를 대상으로 식물체 내 함유 중금속에 의한 분해의 저해와 사문암 토양 및 대조구 토양에서의 낙엽 분해율을 비교하였다.

재료 및 방법

1. 연구지역의 현황

한국의 대표적인 사문암 지역은 경북 안동시 풍천면 광덕동 일대(E 128° 26'~128° 30', N 36° 31'~36° 32')의 표고 220m 이하의 구릉형 산지에 위치한다. 안동 사문암체는 중생대 경상계의 퇴적암류와 안동 단층의 형성 후기에 관입한 초염기성암이 사문암화된 것으로, 장경 4.5km, 단경 1.5km의 타원형상이다(Ok, 1992). 이곳은 연평균기온 11.8°C, 연평균강수량 1,050mm이다(www.kma.go.kr). 강우가 여름철에 집중되는 하계다우형이고, 전형적인 내륙성 기후를 나타내며, 식생형은 상관적으로 건조형을 나타낸다. 현재 본 사문암체는 광산회사에 의해 노천채굴되고 있다(Kim, 2006; Kim and Shim, 2008). 실험 장소에서 가장 가까운 풍천의 실험 기간 동안의 일평균기온과 강수량의 분포는 Figure 1과 같다.

안동 사문암 지역과 인근 비사문암지역의 토양의 특성은 Table 1과 같다. 사문암 토양은 점토의 함량이 9~18%로 비사문암 토양의 20~49%보다 낮고, 높은 pH를 나타내었다.

Table 1. Comparisons of physical and chemical properties between non-serpentine and serpentine sites at Andong serpentine area, Korea

Soil	Soil texture(%)			Total C (%)	Total N (%)	SOM (%)	pH
	Sand	Silt	Clay				
Non-serpentine	32.2~61.5	15.8~30.5	20.4~48.6	1.51	0.045	5.24	5.2~6.0
Serpentine	57.7~70.8	19.6~29.1	9.1~17.7	1.28	0.090	5.51	6.7~7.1

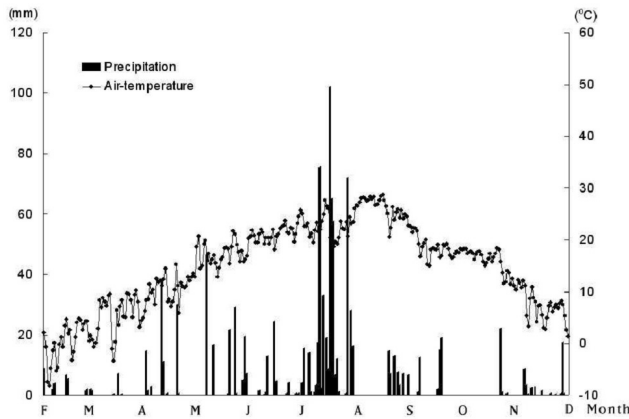


Figure 1. Changes in daily precipitation and mean air temperature at Pungcheon which is the nearest meteorological station from the experimental site during field experimental period from Feb. 14 to Nov. 2, 2006.

사문암 토양은 K와 같은 영양 원소의 함량은 매우 낮지만 Cr, Ni, Fe, Mg의 함량은 비사문암 토양에 비해 각각 약 19, 78, 2, 9배 높았다(Table 2).

2. 실험 식물 종의 선정 및 낙엽 분해율 측정

식물 종은 Kim(1998)과 Kim(2006)의 연구를 바탕으로

비사문암 지역과 사문암 지역에서 동시에 출현하며, 식물체 내 Cr, Ni, Mg 등의 금속원소 함량 차이가 큰 식물로 새 (*Arundinella hirta*)와 억새(*Miscanthus sinensis* var. *purpurascens*)를 선정하였다.

야외 실험은 안동 사문암 지역과 그 인근의 비사문암 지역인 마늘봉(364m)에서 진행되었다(Kim, 1998). 각각 두 지역에서 획득한 낙엽은 망목 1.2mm×1.2mm인 주머니(15cm×15cm)에 1.5-2 g 씩 담아 11월에 우점식생과 수목피도가 서로 비슷한 사문암 지역과 비사문암 지역 임상에 4반복으로 설치하고, 4월, 7월, 9월, 11월에 각각 회수하였다.

3. 식물체의 분석

현지에서 채취한 식물재료와 주기적으로 회수한 낙엽주머니의 식물재료는 60℃ 건조기에서 충분히 건조시킨 후, Wiley mill로 갈아 1mm 체를 통과 시켰으며, 이를 각 원소함량의 측정과 리그닌과 셀룰로즈, 그리고 가용성탄수화물의 분석에 사용하였고, C와 N 함량의 측정을 위해서는 다시 ball mill로 분쇄하여 사용하였다.

무기영양원소의 함량은 습식분해과정을 거쳐 ICP (Inductively coupled Plasma Spectrometry: JY-ULTIMA-2)를 사용하여 측정하였다(Helrich, 1990). 리그닌과 셀룰로즈의 함량 측정은 ADF(acid detergent fiber)법(Rowland and Roberts, 1994)에 의거하였으며, 가용성탄수화물은 anthron법으로 측정하였다. Total C와 N의 함량은 ball mill

Table 2. Comparisons of element contents (mg kg⁻¹) of soil between non-serpentine and serpentine sites at Andong serpentine area, Korea

Element contents(mg kg ⁻¹)	Non-serpentine soil	Serpentine soil
Ca	1529±651	1322±266
K	655±273	36.6±26.1
Na	125±36	163±5.7
P	2.2±0.7	2±3.0
Cr ^{***}	21±5.5	399±44
Ni ^{***}	14±3.7	1095±89
Mg ^{**}	5030±1946	46901±8675
Fe [*]	11769±5970	21543±5244
Mg/Ca ^{***}	3.9	35.9

Difference has been tested by ANOVA(n=4).

*: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$, ***: $P < 0.001$

로 분쇄한 시료를 CHN analyser(240XA)로 측정하였다. 모든 시료는 4반복 측정하였다.

4. 토양의 미생물량(microbial biomass) 및 토양효소 활성 측정

Microbial biomass-C의 측정은 Ross and Sparling(1993)의 방법에 따랐으며, *k*-factor는 0.38(Vance *et al.*, 1987)을 사용하였다. Microbial biomass-N은 ninhydrin-reaction 방법(Joergensen and Brookes, 1990)에 근거하여 측정하였다. 측정된 NH₄-N을 biomass N으로 환산하기 위해 Microbial biomass-N = 5.0 · EN을 사용하였다(Joergensen and Brookes, 1990). EN은 클로로포름 혼중한 것과 혼중하지 않은 것과의 차이이다.

Dehydrogenase의 활성은 채취한 신선한 토양을 사용했으며 대조구의 토양은 멸균한 토양을 사용하였다. 토양 1g과 기질로서 2-(p-iodophenyl)-3-(p-nitrophenyl)-5-phenyltetrazoliumchloride (INT)를 사용했으며, 40℃에서 2시간 반응시킨 후 여과하여 Iodonitrotetrazolium formazan (INTF)을 N,N-dimethylformamide로 발색시켜 464nm에서의 흡광도를 측정하였다(Mersi and Schinner, 1991).

Urease활성은 urea를 기질로 하여 37℃에서 2시간 반응시킨 후 2 M Potassium chloride 용액을 가하여 여과한 후 0.3 M Sodium hydroxide와 Sodium salicylate solution 그리고 Dichloroisocyanurate 용액을 첨가하여 발색시킨 후 690 nm에서 흡광도를 측정하였다(Sardans and Pennelas, 2005).

Alkali-phosphomonoesterase의 활성은 Sodium p-nitrophenyl phosphate hexahydrate를 기질로 하여 pH 11의 완충액에서 37℃로 1시간 반응시킨 후 CaCl₂와 0.5 M NaOH를 넣고 여과 후 400 nm에서 흡광도를 측정하였다(Eivazi and Tabatabai, 1977).

5. 토양의 물리·화학적 특성 분석

토양은 낙엽층과 부식층을 제거한 후 깊이 15cm까지의

표층 토양을 채취하여 풍건시켜 1mm 체로 친 후 유기물 함량, pH, 포장용수량(water holding capacity), 영양 원소와 중금속 원소 측정에 사용하였고, 모든 측정은 4회 반복하였다.

포장용수량은 충분히 풍건시킨 토양에 증류수를 채워 방치 후 여분의 물을 제거한 후 토양 내에 포함된 수분의 양으로 하였다. 토양 pH는 채취한 토양의 풍건세토와 증류수를 1 : 2.5의 비율로 섞어 진탕한 후 유리전극 pH meter (Corning 345)로 측정하였다. 토양 유기물 함량은 105℃에서 충분히 건조시킨 토양시료를 800℃에서 4시간 작열시킨 후 건조 토양 무게에 대한 작열 소실량을 백분율로 나타내었다. 토양 내 무기영양 원소분석을 위한 전처리에는 Matin (1993)의 방법을 사용하였으며, ICP(Inductively coupled Plasma Spectrometry: JY-ULTIMA-2)를 사용하여 측정하였다(Helrich 1990). Total N 함량과 Total C 함량은 식물시료와 마찬가지로 ball mill을 사용하여 powder 상태로 분쇄한 후 CHN analyser(240XA)를 사용하여 측정하였다.

결 과

1. 사문암 토양의 생물학적 활성

사문암 토양의 생물학적 활성의 차이를 알아보기 위해 측정한 토양 내 미생물량과 토양효소의 활성은 Table 3과 같다. Microbial biomass-C는 사문암토양과 비사문암 토양 사이에서 유의한 차이를 나타내지 않았으나 Microbial biomass-N은 사문암 토양에서 다소 높은 값을 나타냈다. 토양의 dehydrogenase와 urease의 활성은 비사문암 토양에서 더 높았으며($p < 0.05$), alkali phosphatase의 활성은 사문암 토양에서 높은 것으로 나타났다($p < 0.01$).

2. Litter quality

낙엽 내 탄소와 질소, 그리고 셀룰로스와 리그닌의 함량은 Table 4와 같다. 사문암 지역에서 채취한 낙엽 내 질소 함량이 비사문암 지역에서 채취한 낙엽에서 보다 다소 높았으며, 탄소의 함량은 비사문암 지역의 낙엽에서 사문암에서

Table 3. Microbial biomass and soil enzyme activities of soil at each experimental site

	Non-serpentine soil	Serpentine soil
Microbial biomass-C ($\mu\text{g g}^{-1}$)	746±91	664±119
Microbial biomass-N ($\mu\text{g g}^{-1}$)	13.2±7.9	24.3±14.9
Alkali Phosphatase** (p-nitrophenol $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$)	45.5±37.4	259.4±107.5
Urease (NH ₄ -N $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$)	251.4±82.1	177.4±73.2
Dehydrogenase* ($\mu\text{g indonitrotetrazolium formazan g}^{-1} \text{h}^{-1}$)	65.2±10.5	37.6±13.6

Difference has been tested by ANOVA(n=4), *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

Table 4. Initial litter quality of the *A. hirta* and *M. sinensis* var. *purpurascens* from the non-serpentine(NS) and serpentine(S) area, Andong, Korea. (Mean±standard deviation)

Plant species		C(%)	N(%)	C/N	SCH(%)	Cellulose(%)	Lignin(%)	Lignin/N
<i>A. hirta</i>	NS	44	0.93	47.3	9.3±0.26	34.1±2.4	5.7±1.8	6.13
	S	42.7	1.27	33.6	11.9±1.67	32±3.1	5.8±0.8	4.57
<i>M. sinensis</i> var. <i>purpurascens</i>	NS	44.5	1.04	42.7	11.2±0.6	37.3±5.2	9.3±2.4	8.94
	S	43.8	1.19	36.8	10.9±0.2	36.2±3.4	10.6±2.8	8.91

SCH: soluble carbohydrate content

Table 5. Element contents in the litter of two species collected from non-serpentine(NS) and serpentine(S) sites. The values indicate mg per kg dry litter. Mean ± standard deviations, n=4.

Elements (mg kg ⁻¹)	<i>A. hirta</i>		<i>M. sinensis</i> var. <i>purpurascens</i>	
	NS	S	NS	S
Ca	2,686±147	1,553±46	2,399±185	1,624±30
P	655±4	677±15	1,603±33	802±2
K	4,811±142	3,542±4	4,958±375	3,029±225
Na	443±3	436±5	480±11	415±2
Cr	15.6±0.2	19.1±0.5	15	15.5
Ni	8.4±0.2	21.1±2.3	8.5	13.8±1.8
Mg	2,141±44	6,529±76	1,759±42	4,331±104
Fe	179±14	551±107	157±1	214±21

획득한 낙엽에 비해 다소 높게 나타났다. 따라서 C/N과 lignin/N은 사문암 지역에서 채집한 식물체에서 낮은 값을 보였다. 셀룰로스의 함량은 비사문암 토양에서, 리그닌 함량은 사문암 지역의 식물체에서 다소 높게 나타났다.

사문암 지역과 비사문암 지역에서 채취한 식물 체내 영양 원소 및 금속원소 함량은 Table 5와 같다. 사문암 지역에서 획득한 낙엽이 비사문암 지역에서 획득한 낙엽 보다 Cr, Ni, Mg, Fe와 같은 금속원소의 함량이 높았으며, Ca, Na, K의 함량은 비사문암 지역의 낙엽에서 높았다. Cr의 농도는 지역 간 차이가 작았으며, Ni의 농도는 사문암 지역에서 2~3배 더 큰 값을 보였다. P의 농도는 비사문암 지역에서 채취한 역새에서 사문암 지역의 식물체에 비해 두 배 정도 높게 나타났다.

3. Litter의 건조량 변화

사문암과 비사문암 지역에서 채취한 낙엽을 litter bag method에 의하여 분해실험을 진행한 결과 두 종 모두 비사문암 지역에서 채취한 식물체의 분해가 빠르게 진행되었다 (Figure 2).

비사문암과 사문암 지역에서 채취한 새의 낙엽을 비사문암 지역에서 분해시킨 결과 각각 53.2%, 57.8%의 잔존량을 보였고, 사문암 지역에서 분해시킨 결과는 각각 58.9%, 60.2%의 잔존량을 나타냈다.

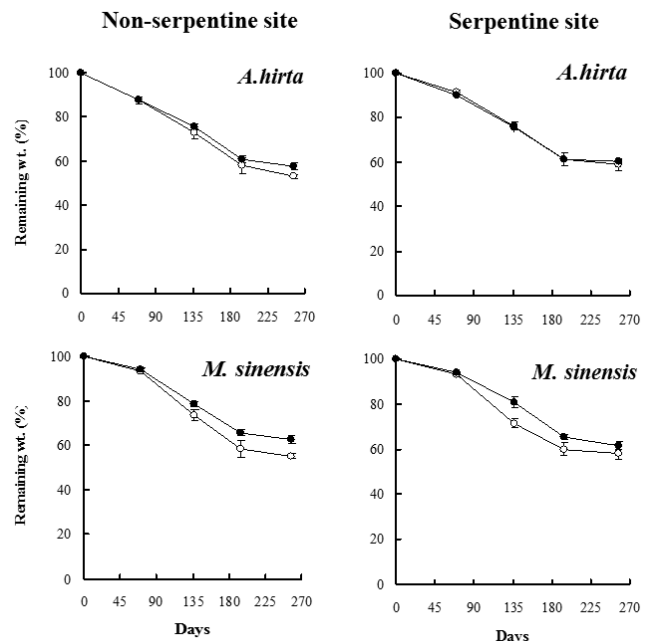


Figure 2. Changes in dry weight of each plant litter which collected from serpentine and non-serpentine soil at non-serpentine(left) and serpentine(right) experimental field sites. Close circles are the litter obtained from the serpentine soil and open circles are the litter obtained from the non-serpentine soil. Bars indicate standard deviation(n=4).

역새의 경우에도 같은 양상을 나타냈다. 비사문암 지역에서 행한 분해실험에서 비사문암과 사문암 지역에서 채취한 낙엽이 각각 55.2%, 62.6%의 잔존량을 보였고, 사문암 지역에서 행한 분해실험에서는 각각 58.3%, 61.5%의 잔존량을 보였다.

이 두 식물 종의 낙엽 분해에 대하여 낙엽의 채집 장소와 분해 장소에 따른 차이를 Olson(1963)의 낙엽 분해식 $\ln(X_t/X_0) = -kt$ 를 이용하여 분해 상수 (k)를 비교하였다 (Table 6). 낙엽의 분해는 사문암지역에서 획득한 낙엽이 비사문암 지역에서 획득한 낙엽보다 느린 분해율을 보였다. 그 차이는 새의 경우보다 역새의 경우에 더 컸다. 그러나 동일한 낙엽에 대하여 분해 장소에 따른 차이는 유의한 차이를 나타내지는 않았으나 비사문암 지역에서 보다 사문암 지역에서 느린 분해율을 나타내었다(Figure 3).

4. 분해 과정 중 원소 함량의 변화

낙엽 분해 시 원소 함량의 변화는 Figure 4, Figure 5와 같다.

Ca, K, Na, P의 함량 변화는 원소에 따라 차이가 있으나 분해 시간 경과에 따라 뚜렷이 감소하는 경향을 나타냈다. K와 Na는 분해초기에 상당히 가파른 감소경향을 나타내었다. K 함량은 분해 전 함량에 비해 3~6%, P와 Na는 각각 19~42%, 13~30% 잔존하였다. Ca의 경우에는 새의 낙엽에

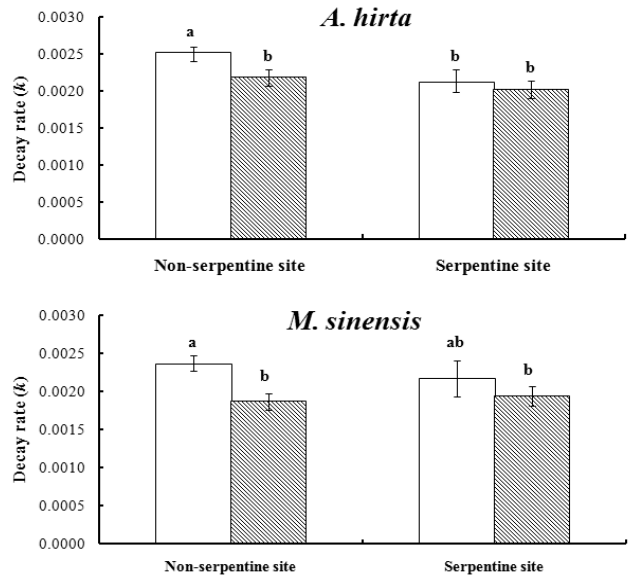


Figure 3. Comparisons of decay rate constant(k) by the model of Olson(1963): $x_t/x_0 = e^{-kt}$ of each plant litter which collected from serpentine(filled bar) and non-serpentine(open bar) soil at non-serpentine and serpentine sites. Bars are standard deviation(n=4).

서 완만한 감소경향을 보였으나 역새에서는 초기함량을 거의 그대로 유지하였다.

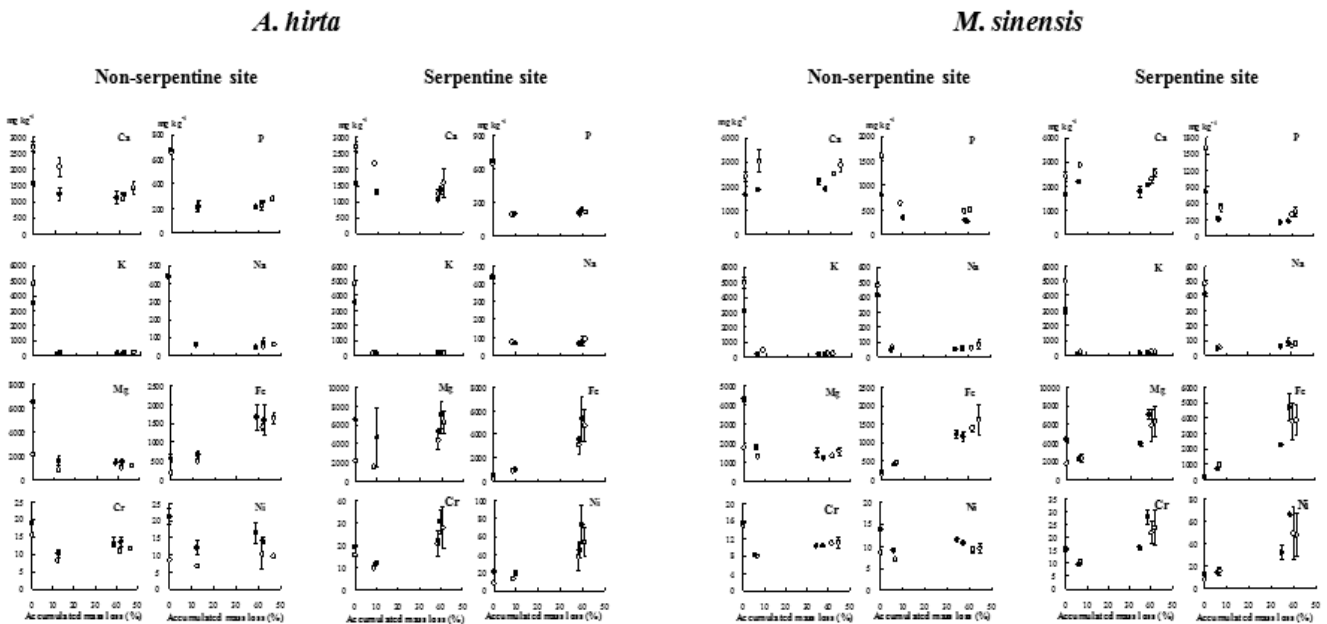


Figure 4. The concentration of each element during the decomposition of *A. hirta* and *M. sinensis* var. *purpurascens* leaf litter from serpentine soil(closed circles) and non-serpentine soil(open circles) at two different, serpentine and non-serpentine sites. Bars indicate standard deviation(n=4).

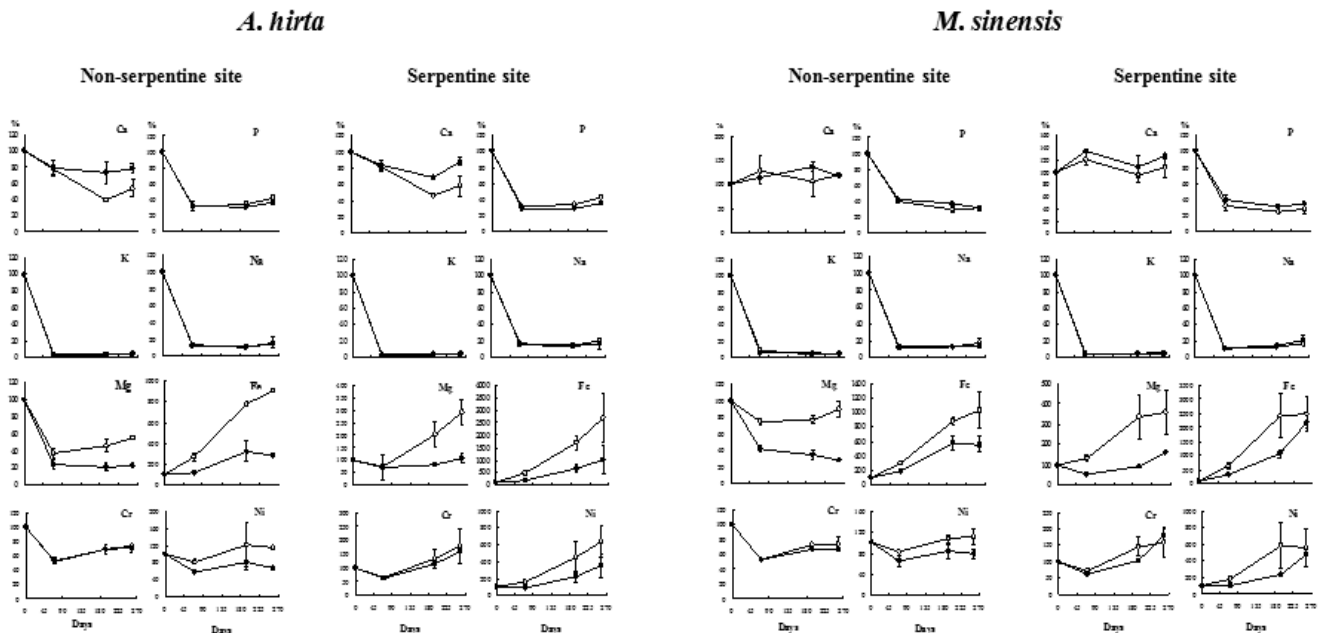


Figure 5. Changes in relative concentration of each element during the decomposition of *A. hirta* and *M. sinensis* var. *purpurascens* litter from serpentine soil(closed circles) and non-serpentine soil(open circles) at two different, serpentine and non-serpentine sites. Bars indicate standard deviation(n=4).

한편 분해되는 낙엽 내에서의 Mg, Fe, Cr, Ni의 함량은 분해시간 경과에 따라 그 함량이 증가하는 결과를 보였는데, 사문암지역에서 낙엽이 분해될 때 더욱 뚜렷하게 증가하였으며, 비사문암에서 획득한 낙엽보다 사문암에서 획득한 낙엽에서 그 함량이 훨씬 높게 나타났다.

Mg는 비사문암 지역에서 분해되는 낙엽에서는 거의 증가가 없거나 감소하는 경향을 보이지만 사문암지역에서 분해될 때에는 뚜렷이 증가하는 경향을 나타내었다. 이러한 경향은 Cr과 Ni의 경우에도 마찬가지였다. 그러나 분해되는 낙엽에서 Fe 함량의 변화는 분해되는 장소에 관계없이 그 함량이 증가하였다.

고 찰

1. 토양 내 중금속 함량과 생물학적 활성

토양 내 미생물은 물질의 전형에 중심적 역할을 수행하며 전체 생태계의 기능을 유지해가는 핵심이다. 일반적으로 중금속의 독성에 의한 장기간의 스트레스는 토양 내 미생물량의 크기를 감소시키는 원인이 된다(Chander and Brookes, 1991a; 1991b; Bardgett *et al.*, 1994; Khan and Joergensen, 2006).

안동 사문암 토양은 인근 비사문암 토양에 비해 Cr, Ni 등의 원소함량이 각각 20배, 100배 정도 높은 함량을 나타

내고 있고, Mg/Ca도 비사문암 토양에 비해 10배 정도 높은 수치를 나타내고 있다. 이러한 원소 함량은 외국의 사문암 토양에 비해 그 절대 함량은 낮은 편이지만 사문암 토양의 일반적인 특성을 잘 나타내고 있다(Brookes, 1987; Kim and Shim, 2008).

Microbial biomass C와 N의 함량에 있어서 사문암 토양과 비사문암 토양은 유의한 차이를 나타내지는 않았다. 이러한 결과는 장기간 동안 오염된 토양에서의 미생물 군집은 중금속에 대한 내성을 증가시킨다는 연구 결과로 볼 때(Griffiths *et al.*, 1974; Jordan and Lechevalier, 1975; Lombardi and Sebastiani, 2005), 사문암 토양에서의 미생물량은 중금속에 대한 미생물의 내성 발달과 미생물상의 천이로 인해 microbial biomass는 줄지 않지만, 토양의 높은 pH와 높은 중금속 함량이 사문암 토양의 효소활성 등에 저해적 영향을 끼치는 것으로 보인다(Khan and Joergensen, 2006). 특히 토양의 pH는 중금속의 영향을 결정하는 중요한 지표가 된다(Impellitteri and Allen, 2001). 사문암 지대의 높은 pH에 의해 alkali phosphatase의 활성은 사문암 토양에서 높게 나타났으며, dehydrogenase($r = 0.885$, $P < 0.05$)와 urease($r = 0.909$, $P < 0.05$)의 경우에는 높은 pH에서 활성이 억제되는 결과를 나타냈다. 또한 이들 효소에 대한 중금속의 영향이 큰 영향을 미쳤을 것으로 판단된다(Lombardi and Sebastiani, 2005).

Berg *et al.*(1991), Cotrufo *et al.*(1995), Insam *et al.*(1995),

Berg and McClaugherty(2003) 등은 중금속이 낙엽의 분해를 지연시킨다는 결과를 제련소 주변에서 얻었으며, 이는 분해미생물군집에 대한 독성때문일 것이라고 하였다. 더구나 *Quercus ilex*의 목재분해에서 중금속은 무게감소, 호흡, 균사발달을 억제하여 분해미생물의 대사를 저해하는 것으로 나타났다(Cotrufo *et al.*, 1995; McEnroe and Helmisaari, 2001)

본 실험 결과 사문암 지역의 토양 내 높은 중금속 함량은 식물의 체내로 흡수되어 낙엽에 잔류하고 낙엽의 분해에 영향을 끼치며(Berg, 1991; Cotrufo *et al.*, 1995; McEnroe and Helmisaari, 2001; Berg and McClaugherty, 2003), 낙엽의 질을 결정하는 고분자 유기물 조성의 차이는 중금속의 효과를 능가하지 못하는 것으로 나타났다. 이로 말미암아, 사문암 지역에서의 높은 중금속함량은 식물의 성장에 억제 효과 뿐만 아니라 낙엽분해 억제로 인한 생태계의 느린 물질회전속도(turnover rate)를 초래할 것으로 예상된다.

2. 낙엽의 화학적 조성과 분해율

낙엽의 분해는 물리적 환경과 낙엽의 화학적 조성에 의해 영향을 받는다(Heal *et al.*, 1997; Zimmer, 2002; Sariyildiz and Anderson, 2003). 일반적으로 넓은 지역적 규모에서는 기후가 분해율을 조정하며, 작은 규모에서는 C/N, lignin, N, lignin/N 등 낙엽의 화학적 조성 차이가 분해율을 결정하는 중요한 요인이 된다(Berg *et al.*, 1993; Heal *et al.*, 1997).

따라서 야외에서의 낙엽 분해는 환경 조건에 의해 영향을 받고, 분해가 일어나는 장소에 따른 차이는 여러 외부 환경적 차이를 반영한다(Cotrufo *et al.*, 1995; McEnroe and Helmisaari, 2001). 본 실험의 결과에서도 낙엽 분해는 온도와 강수량의 영향을 많이 받는 것으로 나타났으며, 강수량이 많고 온도가 높아지는 여름에 특히 많은 분해가 일어났다.

사문암과 비사문암 지역에서 채취한 낙엽의 화학 조성은 탄소함량보다는 질소함량에서 차이를 보여 결국 두 식물재료의 C/N의 차이가 생겼다. 즉 사문암지역에서 채취한 낙엽에서 낮은 C/N을 보였다. 이러한 결과는 일반적으로 C/N이 낮은 낙엽의 분해가 빨리 진행된다는 현상과는 매우 다른 결과를 나타냈다. 그러나 사문암지역에서 획득한 낙엽은 비사문암 지역에서 획득한 낙엽에서보다 다소 높은 리그닌함량을 보였으나, 오히려 낮은 lignin/N을 보여 일반적인 낙엽 분해에서 볼 수 있는 결과(Berg *et al.*, 1993; McEnroe and Helmisaari, 2001; Berg and McClaugherty, 2003)와는 역의 관계를 보여 주었다.

그럼에도 불구하고 사문암지역의 낙엽이 비사문암 지역에서 획득한 낙엽보다 늦게 분해된 실험결과는 낙엽의 유기화합물의 조성보다는 그 낙엽이 함유하고 있는 중금속의

낙엽 분해에 대한 억제효과로 볼 수 있을 것이다(Berg *et al.*, 1991; Khan and Joergensen, 2006). 또한 중금속을 함유하는 낙엽과 그렇지 않은 낙엽의 분해는 사문암지역에서 보다 비사문암 지역에서 뚜렷한 차이를 보여 입지의 영향보다는 낙엽의 질이 큰 영향을 주는 것으로 판단된다.

3. 낙엽의 분해와 구성원소의 동태

낙엽이 분해되면서 수용성인 K와 Na는 분해초기에 상당히 가파른 감소 경향을 보였으나, Ca의 경우에는 완만한 감소 경향이거나 또는 초기함량을 거의 그대로 유지하였으며, P의 함량은 분해 초기에 빠른 감소를 보인 후 일정 수치를 보여 낙엽의 중량 감소에 비하여 상대적인 증가경향을 나타내었다.

한편 분해되는 낙엽 내에서 Mg, Fe, Cr, Ni의 함량은 분해시간 경과에 따라 그 함량이 증가하는 결과를 보였고, 그런 경향은 사문암지역에서의 분해에서 더욱 뚜렷하였다. 일반적으로 낙엽분해 시에 모든 양분이 방출되는 것은 아니며 더구나 중금속의 경우에는 중금속이 없는 장소에서도 낙엽이 분해되면서 그 잔존물에 결합되어 남아있으며, 낙엽의 무게가 80% 감소할 때까지 낙엽 내 중금속함량은 증가한다(Berg and McClaugherty, 2003).

이러한 결과는 낙엽의 분해에 따라 낙엽표면에 번식하는 곰팡이류 균사에 의해 토양의 Mg, Fe, Cr, Ni 또는 P이 흡수된다는 연구 결과로 설명할 수 있을 것이다(Johnson and Hale, 2004).

또한 비사문암 토양에서 낙엽이 분해될 때 이들 중금속 원소가 증가하는 것보다 중금속 원소를 다량 함유하는 사문암지역에서 낙엽이 분해될 때 낙엽 내 그 함량의 증가경향이 큰 것을 보면 기존 미생물에 의해 이들 원소가 분해중인 낙엽에 흡수 농축됨을 예측할 수 있다.

인용문헌

- Bardgett, R.D., T.W. Speir, D.J. Ross, G.W. Yeates and H.A. Kettles(1994) Impact of pasture contamination by copper, chromium and arsenic timber preservative on soil microbial properties and nematodes. *Biology and Fertility of Soils* 18:71-79.
- Berg, B. and C. McClaugherty(2003) *Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration*. Springer, Berlin, 286pp.
- Berg, B., G. Ekbohm, B. Soderstrom and H. Staaf(1991) Reduction of decomposition rates of scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. *Water, Air and Soil Pollution* 59:165-177.

- Berg, B., M. Berg, P. Bottner, E. Box, A. Breymeyer, R.C. de Anta, M.M. Couteaux, A. Gallardo, A. Escudero, W. Kartz, M. Madeira, E. Malkonen, C. McClaugherty, V. Meentemeyer, F. Munoz, P. Piussi, J. Remacle and A.V. de Santo(1993) Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry* 20: 127-159.
- Brooks, R. R.(1987) Serpentine and its vegetation. A multi-disciplinary approach. Dioscorides Press, Phytogeography and physiology series, volume 1, Oregon, 454pp.
- Chander, K. and P.C. Brookes(1991a) Microbial biomass dynamics during decomposition of glucose and maize in metal-contaminated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 23: 917-925.
- Chander, K. and P.C. Brookes(1991b) Effects of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and silty loam U.K. soil. *Soil Biology and Biochemistry* 23: 927-932.
- Cotrufo, M.F., A.V. de Santo, A. Alfani, G. Bartoli and A. de Cristofaro(1995) Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. woods. *Environmental Pollution* 89: 81-87.
- Eivazi, F. and M.A. Tabatabai(1977) Phosphatases in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 9: 167-172.
- Freedman, B. and T.C. Hutchinson(1980) Effects of smelter pollution on forest leaf litter decomposition near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario. *Can. J. Bot.* 58: 1722-1736.
- Giller, K.E., E. Witter and S.P. McGrayh(1998) Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils : a review. *Soil Biol. Biochem.* 30: 1389-1414.
- Griffiths, A.J., D.E. Huches and D. Thomas(1974) Some aspects of microbial resistance to metal pollution. In: M.J. Jones(ed.). *Minerals and the Environment*. Institution of Mining and Metallurgy. pp. 387-394.
- Hattori, J.(1996) Differences in the influence of cadmium on the decomposition of various types of organic materials in soil. *Soil Science and Plant Nutrition* 42: 737-743.
- Heal O.W., J.M. Anderson and M.J. Swif(1997) Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: Cadisch G. and K. E. Giller (eds.). *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*. CAB International Wallingford, UK, pp. 3-45.
- Helrich, K.(1990) Official methods of the association of official analytical chemists. AOAC. Inc., USA.
- Impellitteri, C.A. and H.E. Allen(2001) Organic matter control of soil-soil solution metal partitioning. *Biogeochemistry of trace elements*, ICOBTE.
- Insam, H, T.C. Hutchinson and H.H. Reber(1995) Effects of heavy metal stress on the metabolic quotient of the soil microflora. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 691-694.
- Joergensen, R.G. and P.C. Brookes(1990) Ninhydrin-reactive measurements of microbial biomass in 0.5M K₂SO₄ soil extracts. *Soil Biology and Biochemistry* 22: 1023-1027.
- Johnson, D. and Q. Hale(2004) White birch(*Betula papyrifera* Marshall) foliar litter decomposition in relation to trace metal atmospheric inputs at metal-contaminated and uncontaminated sites near Sudbury, Ontario and Rouyn-Noranda, Quebec, Canada. *Environmental Pollution* 127: 65-72.
- Jordan, M.J. and M.P. Lechevalier(1975) The effect of the earthworm *Dendrobaena rubida* on the solubility of lead, zinc and calcium in heavy metal contaminated soil in Wales. *J. Soil Sci.* 26: 313-318.
- Kandeler, E., C. Kampichler and O. Horak(1996) Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. *Biol. Fertil. Soil* 23: 299-306.
- Khan, K.S. and R.G. Joergensen(2006) Decomposition of heavy metal contaminated nettles(*Urtica dioica* L.) in soils subjected heavy metal pollution by river sediments. *Chemosphere* 65: 981-987.
- Kim, J.M. and J.K. Shim(2008) Toxic effects of serpentine soils on plant growth. *J. Ecol. Field Biol.* 31: 327-331.
- Kim, J.M., K.C. Yang, S.K. Choi, M.H. Yeon, J.H. Shin and J.K. Shim(2006) Plant uptake of heavy metals in Andong serpentine soil. *Korean J. Environ. Biol.* 24: 408-415.
- Kim, M.H., E.S. Min and S.H. Song(1997) Heavy metal content of *Gypsophila oldhamiana* growing on soil derived from serpentine. *Korean J. Eco.* 20: 385-391.
- Kim, Y.B.(1998) Studies on the vegetation structure of serpentine area in Andong, South Korea. Ph. D. thesis, Chung-Ang University, Seoul, Korea, 111pp.
- Lombardi, L. and L. Sebastiani(2005) Copper toxicity in *Prunus cerasifera*: growth and antioxidant enzymes responses of in vitro grown plants. *Plant Science* 168: 797-802.
- Martin, R.C.(1993) *Soil sampling and methods of analysis*. Lewis Publishers.
- McEnroe, N.A. and H.S. Helmisaari(2001) Decomposition of coniferous forest litter along a heavy metal pollution gradient, south-west Finland. *Environmental Pollution* 113: 11-18.
- Mersi, W. and F. Schinner(1991) An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodotetrazolium chloride. *Biol. Fertil. Soils* 11: 216-220.
- Ok, S.S.(1992) A study on the origin of the Andong serpentinite deposits. Ph. D. thesis, University of Pusan, Pusan, Korea, 113pp.
- Olson, J.S.(1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331.
- Ross, D.J. and G.P. Sparling(1993) Comparison of methods to estimate microbial C and N in litter and soil under *Pinus radiata* on a coastal sand. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 1591-1599.

- Rowland, A.P. and J.D. Roberts(1994) Lignin and cellulose fractionation in decomposition studies using acid-detergent fibre methods. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 25: 269-277.
- Sardans, J. and J. Penuelas(2005) Drought decreases soil enzyme activity in a Mediterranean *Quercus ilex* L. forest. *Soil Biol. Biochem.* 37: 455-461.
- Sariyildiz, T. and J.M. Anderson(2003) Interactions between litter quality, decomposition and soil fertility: a laboratory study. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 391-399.
- Vance, E.D., P.C. Brookes and D.S. Jenkinson(1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology and Biochemistry* 19: 703-707.
- www.kma.go.kr.
- Zimmer, M.(2002) Is decomposition of woodland leaf litter influenced by its species richness. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 277-284.