

## 모래밭버섯 菌根菌으로 接種한 포플러 4個 樹種 挿木苗의 體內 部位別 Cd과 Pb 蓄積 特性<sup>1\*</sup>

韓心熙<sup>2\*</sup> · 李景俊<sup>2</sup> · 玄正悟<sup>2</sup>

## The Cd and Pb Accumulation in Various Tissues of Rooted Cuttings of Four *Populus* Species Inoculated with Ectomycorrhizal Fungi, *Pisolithus tinctorius*.<sup>1\*</sup>

Sim Hee Han<sup>2\*</sup>, Kyung Joon Lee<sup>2</sup> and Jung Oh Hyun<sup>2</sup>

### 要 約

본 연구는 포플러 4개 수종의 체내 부위별 Cd과 Pb 축적 특성을 이해하고, 균근 형성이 중금속 흡수에 미치는 영향을 밝히고자 수행하였다. 외생균근균인 모래밭버섯균(*Pisolithus tinctorius*)을 현사시나무(*Populus alba*×*glandulosa*), 수원포플러(*P. koreana*×*nigra* var. *italica*), 양황철(*P. nigra*×*maximowiczii*), 이태리포플러(*P. euramericana*)의 삽수에 접종하여 화분에서 생장시켰다. 화분은 균근균 접종구와 비접종구로 구분하였으며, Cd은 토양에 0, 30, 80ppm으로, 그리고 Pb은 0, 50, 300ppm으로 처리하였다. 가을까지 야외에서 생육시킨 다음, 수확 후 총 생체량, Shoot/Root율, Cd과 Pb의 농도를 부위별로 측정하였다. 모래밭버섯균을 접종한 이태리포플러는 Cd과 Pb 처리 모두에서 비접종구보다 총 생체량이 증가하였으나, 나머지 세 수종에서는 접종 효과가 없었다. 균근균 접종으로 수원포플러와 이태리포플러의 S/R율은 증가하였다. 현사시나무는 포플러 4개 수종 중 Cd을 가장 높은 농도로 축적하였으며, 균근균 접종은 Cd 축적 농도를 4배정도 증가시켰다. 현사시나무는 잎, 줄기, 뿌리 중에서 잎에 가장 높은 농도로 Cd을 축적한 반면 다른 세 수종은 뿌리에 가장 높은 농도로 축적하였다. 그러나 Pb 축적 농도는 4개 수종 중에서 현사시나무가 가장 낮았다. Pb의 축적은 포플러 4개 수종 모두 뿌리에서 가장 높았으나 수원포플러는 잎에도 뿌리만큼 축적하였다. 균근균을 접종하지 않은 경우 Pb의 축적은 이태리포플러에서 가장 높았으나, 균근균을 접종할 경우 수원포플러에서 Pb 축적이 2배 이상 증가하였다. 결론적으로 현사시나무는 토양으로부터 Cd을 흡수하는데 효과적이며, 이태리포플러는 Pb을 효과적으로 흡수한다. 균근균을 접종하면 현사시나무의 경우 Cd을 4배, 수원포플러의 경우 Pb을 2배 이상 더 흡수할 수 있고, 이 두 수종은 잎에 중금속을 축적하므로, 낙엽을 수거한다면 중금속 오염 토양의 생물 정화용으로 이용이 가능하다고 결론 짓는다.

### ABSTRACT

The objectives of this study were to understand the characteristics of Cd and Pb accumulation in various tissues of poplar species and the effects of ectomycorrhizal inoculation on the accumulation of above two heavy metals in the tissues. The mycelial inoculum of ectomycorrhizal fungus, *Pisolithus tinctorius* was produced in peatmoss and vermiculite mixtures, and inoculated into potted soil with fresh cuttings of four species of *Populus*, *P. alba*×*glandulosa* (*Pag*), *P. koreana*×*nigra* var. *italica* (*Pkn*),

<sup>1</sup> 接受 2001年 5月 18日 Received on May 18, 2001.

審査完了 2001年 6月 14日 Accepted on June 14, 2001.

<sup>2</sup> 서울대학교 農生大 山林資源學科 Dept. of Forest resources, Seoul Nat'l Univ., Suwon 441-744, Korea.

\* 본 연구는 1998년 농림기술관리센터에서 지원된 농특 첨단기술 과제로 수행된 연구 결과의 일부임.

\* 연락처자 : Inyasio@hanmail.net

*P. nigra* × *maximowiczii* (*Pnm*), and *P. euramericana* (*Pe*). The potted soils were added with 0, 30, and 80 ppm Cd, and 0, 50, and 300 ppm Pb. The cuttings were grown outdoors for about five months until the plants were harvested for measurement of growth, mycorrhizal infection, and metal contents in leaves, stems, and roots. The total dry weight of *Pe* treated with Cd and Pb was increased by mycorrhizal inoculation, while that of three other species was not affected by the inoculation. Cd was accumulated in the highest concentration in *Pag* and its concentration was increased by four times by mycorrhizal inoculation. The *Pag* accumulated Cd in the highest concentration in the leaves, while three other species accumulated Cd most in the roots. Pb was accumulated in the highest concentration in the roots of all the four species, while *Pkn* accumulated Pb in the leaves as much as in the roots. Without mycorrhizal inoculation *Pe* accumulated Pb most among the four species, while *Pkn* with mycorrhizal inoculation accumulated Pb two times more than in the same species without mycorrhizal inoculation. It was concluded that *Pag* was the most effective species among the four poplar species in Cd absorption from contaminated soil, and that *Pe* instead effectively absorbed Pb. Mycorrhizal inoculation increased the Cd accumulation in the tissues by four times in *Pag* and also increased Pb accumulation by two times in *Pkn*, with leaves being the major sites of metal accumulation. It may be possible to use these two poplar species in remedying the metal in the soil through the raking and removing the litter out of the contaminate site.

**Key words :** heavy metal, *Populus alba* × *glandulosa*, *P. koreana* × *nigra* var. *italica*, contamination, remedying

## 緒 論

중금속 중 일부는 식물이 살아가는데 필수 미량 원소로 이용되기도 하지만, 식물 체내에 과량으로 축적되면 이온 수송계의 방해, 필수 이온들의 치환 및 효소 활성의 저해 등의 독성을 유발하며 (Ochiai, 1987), 생리적으로는 광합성을 저해하고, 엽록소를 파괴한다 (Schlegel 등, 1987).

그러나 식물은 중금속의 독성에 대한 내성을 보유하기 때문에 중금속 농도가 비교적 높은 토양에서도 생존이 가능한 것으로 알려져 있으며, 중금속 내성을 보유한 식물은 체내에 다량의 중금속을 축적하여 토양의 중금속을 제거하는데 기여하기도 한다 (Brown 등, 1994). 식물의 중금속 내성은 크게 두 가지 메커니즘으로 구분할 수 있는데 (Baker, 1981), 식물체에 흡수된 중금속을 무독화시키는 역할을 담당하는 중금속결합단백질 (phytochelatins)의 합성과 같은 저항성 메커니즘 (Cumming and Tomsett, 1992)과 균근의 형성을 통하여 독성 중금속이 식물체내의 조직으로 유입되는 것을 감소시키는 기피성 메커니즘이다 (Levitt, 1980; Colpaert and Van Assche, 1992). 특히 식물 뿌리에 공생하는 균근균은 토양내 분포하는 균사의 표면적이 크므로 중금속의 흡수 능력이 우수하다 (Wondratschek and Röder, 1993). 균근은 또한 중금속에

대한 내성이 높아 식물의 중금속 스트레스를 감소시켜 기주식물을 보호하는 역할을 담당한다 (Morselt 등, 1986).

이러한 식물의 특성은 토양으로부터 오염원을 제거하는 전통적인 방법인 물리화학적인 방법의 문제점을 개선하고자 실시된 생물정화기술 (bioremediation)에 이용이 가능한데, 이 방법은 생물체를 이용하여 중금속 오염 토양으로부터 중금속을 제거하는 것이다 (Edgington, 1994). 특히 식물정화기술 (phytoremediation)은 식물을 이용하는 대표적인 방법으로 (Salt 등, 1995; Zhu 등, 1999; 김정규와 이상환, 1999), 중금속을 흡수하는 식물의 내성 메커니즘을 이용하여 토양을 정화하고 식생을 복원하는 것이다 (Brown 등, 1994; Salt 등, 1995; 강병화 등, 1998). 목본식물은 거대한 생체량을 유지하기 때문에 장기적으로 오염된 토양으로부터 중금속을 흡수하는데 기여할 수 있으며, 토양의 개량 효과를 유도할 수 있다.

따라서 본 연구는 오염된 토양으로부터 중금속을 제거하는데 목본식물을 식물정화기술 (phytoremediation)의 수단으로 이용할 수 있는지를 구명하기 위하여 포플러 4개 수종의 Cd과 Pb 흡수 특성을 이해하고, 균근의 형성이 중금속 흡수 특성에 미치는 영향을 밝히고자 하였다.

材料 및 方法

1. 포플러의 挿木과 菌根菌의 接種

포플러류는 아연 탄광 주변에서 자라는 수종 중에서 중금속을 가장 많이 흡수하는 수종으로 조사된 바 있다(한신희 등, 1998). 이에 근거하여 본 연구에서는 현사시나무(*Populus alba* × *glandulosa*), 수원포플러(*P. koreana* × *nigra* var. *italica*), 양황철(*P. nigra* × *maximowiczii*), 이태리포플러(*P. euramericana*) 4종의 포플러류를 사용하였다.

공시 재료로 사용한 수목의 삼수는 임업연구원 임목육종부의 채수포에서 1998년 3월 말에 채취하여 가지를 15cm 정도의 삼수로 조제하여 4℃의 냉장고에 저장하였다.

포플러의 삼목은 경기도 수원시에 위치한 서울대학교 농업생명과학대학 산림자원학과의 삼목장에서 1998년 4월에 실시하였으며, 4월부터 10월까지의 평균 기온은 20.8℃, 평균상대습도는 73.6%, 강수량은 1,374mm이었다. 균근균은 모래발버섯균(*Pisolithus tinctorius*)을 이용하였다. 모래발버섯균은 vermiculite와 peat moss를 7:3으로 배합한 기질에 MMN 배지를 혼합한 후 직경 10cm, 높이 22cm의 배양병에 넣고, 24~28℃의 incubator에서 40일간 배양하여 접종원으로 사용하였다.

배양토는 peat moss, vermiculite, 모래, 묘포토양을 각각 1:1:1:1로 혼합하여 조제하고, 121℃에서 15분간 고압 살균한 후, 배양토와 배양된 균근균 접종원을 2:1로 혼합하여 화분에 넣고, 삼수를 심었다. 삼목된 화분은 비닐 온실안에 임의로 배치하였다.

균근균 처리는 비접종구(이하 비접종구로 함)와 균근균 접종구(이하 접종구로 함)로 구분하였다.

2. 重金屬 處理 方法

균근균이 접종된 포플러 삼목묘는 초기 삼목 후 1개월 정도 뿌리가 활착한 후, 잎과 줄기 생장이 시작되는 시점인 1998년 5월부터 중금속 처리를 실시하였다. 중금속은 3일마다 각 포트에 200ml의 중금속 용액을 처리하였으며, 중금속 용액은 CdSO<sub>4</sub> · nH<sub>2</sub>O와 PbCl<sub>2</sub>으로 제조하였다. Cd 처리는 0, 30, 80ppm 처리구로, Pb 처리는 0, 50, 300ppm 처리구로 구분하였으며, 각 처리별로 포플러 4개 수종을 10개체씩 완전임의배치법으로 배치하였다.

3. 可視的 被害 調査와 感染率 調査

온실에 배치하여 중금속을 처리한 포플러 4개 수종의 생장이 진행되는 동안 Cd와 Pb의 독성에 의해 나타나는 가지적 피해를 관찰하였다. 또한 포플러 4개 수종 뿌리의 균근 형성율을 조사하기 위하여 수확한 뿌리는 잘 세척한 후, 뿌리 중 일부를 채취하여 고정액에 담가두었다. 감염율 조사는 해부현미경 하에서 Grid 법으로 세균의 감염 여부를 판단하여 기록하였다(Marx 등, 1994).

4. 生長量, 重金屬 濃度 및 耐性 樹種 選定

1998년 9월에 포플러 4개 수종을 각 처리별로 수확하고, 증류수로 세척하였다. 각 시료는 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 70℃에서 48시간 동안 건조시킨 후 건조량을 측정하였다.

중금속 농도는 수확한 포플러를 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 건조하고, 건조된 시료는 마쇄한 후 분석시료로 사용하였다. 중금속 분석은 0.1g의 시료에 15ml의 분해액(HNO<sub>3</sub>:HClO<sub>4</sub>:H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>=10:4:1)을 첨가한 후 220℃의 가열판 상에서 가열 분해하고, 분해액이 무색 투명할 때 분해가 종료된 것으로 하였다. 분해가 완료된 시료는 가열판상에서 내려 냉각한 후 증류수 50ml로 용해시키고 42번 여과지로 여과한 후, 유도 결합 프라즈마 발광 분석장치를 이용하여 Cd 농도를 측정하였다(農林水産技術協議事務局, 1972).

Cd와 Pb에 대한 내성 수종(축적 수종)의 선정은 가지적인 피해가 나타나지 않고 생장이 감소하지 않으면서 중금속을 가장 많이 축적하는 특성을 기준으로 하였다.

結果 및 考察

1. 可視的 被害 및 菌根 形成率

Cd와 Pb이 처리된 포플러 4개 수종에서 가지적인 피해 증상은 없었다. 모래발버섯균이 접종된 포플러 4개 수종의 감염율은 Table 1과 같으며, 포플러 4개 수종의 균근 형성율은 중금속이 없는 대조구에서 60.4~66.0%였다. 대부분 포플러의 균근 형성율은 Cd와 Pb 처리에 의해 감소하지 않았으나, Cd이 처리된 수원포플러와 Pb이 처리된 양황철에서는 균근 형성율이 감소하였다. 일반적으로 중금속은 균근 형성율을 감소시키는 것으로 보고되었으나(Dixon, 1988; Jentschke 등, 1999), 본 연구에서는 Cd와 Pb에 의한 균근 형성율이 감

**Table 1.** Mycorrhizal infection rates(average $\pm$ SD) of four *Populus* species inoculated with ectomycorrhizal fungus, *Pisolithus tinctorius* at the three levels of Cd in soil.

Heavy metals	ppm	Mycorrhizal infection rate(%)			
		<i>Populus alba</i> $\times$ <i>glandulosa</i>	<i>Populus koreana</i> $\times$ <i>nigra</i> var. <i>italica</i>	<i>Populus euramericana</i>	<i>Populus nigra</i> $\times$ <i>maximowiczii</i>
Cd	0	64.7 $\pm$ 1.92 <sup>a</sup>	60.4 $\pm$ 2.57 <sup>a</sup>	65.7 $\pm$ 4.42 <sup>a</sup>	66.0 $\pm$ 3.84 <sup>a</sup>
	30	66.6 $\pm$ 9.27 <sup>a</sup>	56.9 $\pm$ 7.70 <sup>b</sup>	62.2 $\pm$ 2.52 <sup>a</sup>	58.1 $\pm$ 2.72 <sup>a</sup>
	80	63.6 $\pm$ 2.87 <sup>a</sup>	51.9 $\pm$ 8.18 <sup>b</sup>	57.5 $\pm$ 4.84 <sup>a</sup>	57.9 $\pm$ 2.95 <sup>a</sup>
Pb	0	64.7 $\pm$ 1.92 <sup>a</sup>	60.4 $\pm$ 2.57 <sup>a</sup>	65.7 $\pm$ 4.42 <sup>a</sup>	66.0 $\pm$ 3.84 <sup>a</sup>
	50	59.2 $\pm$ 8.22 <sup>a</sup>	57.8 $\pm$ 8.58 <sup>a</sup>	64.5 $\pm$ 3.15 <sup>a</sup>	59.8 $\pm$ 10.3 <sup>b</sup>
	300	58.3 $\pm$ 9.74 <sup>a</sup>	53.8 $\pm$ 3.96 <sup>a</sup>	60.2 $\pm$ 9.27 <sup>a</sup>	55.4 $\pm$ 2.41 <sup>b</sup>

Means with the same letter are not significantly different at 5% level in Duncan's multiple range test.

소하지는 않았다.

## 2. Cd와 Pb 濃度 增加에 따른 生長量 變化

Table 2는 Cd과 Pb으로 처리한 포플러 4개 수종의 총 성장량과 S/R율을 나타낸 것이다. 우선 Cd 처리구를 먼저 고찰해 보면, 이태리포플러의 총 성장량은 Cd 처리로 증가하였으나 나머지 세 수종의 총 성장량은 변화가 없었다. S/R율은 수원포플러에서 Cd 처리에 의해 변화되었으나, 다른 세 수종에서는 S/R율이 변화하지 않았다.

Pb 처리에 따라 현사시나무와 이태리포플러의 총 성장량은 차이가 있었으나, 수원포플러와 양황철에서는 유의성이 없었다. 현사시나무의 총 성장량은 비접종구에서 Pb 처리 농도에 따라 증가하였으나 접종구에서는 차이가 없었다. 이태리포플러는 비접종구와 접종구 모두에서 Pb 처리에 의해 총 성장량이 증가하였다.

S/R율은 수원포플러와 이태리포플러에서 Pb 처리에 따라 차이가 있었다. 수원포플러의 S/R율은 접종구의 Pb 300ppm 처리구가 Pb 0ppm과 Pb 50ppm 처리구보다 낮았다. 그러나 이태리포플러의 S/R율은 접종구의 Pb 50ppm과 Pb 300ppm 처리구가 Pb 0ppm 처리구보다 높았다.

대부분의 중금속은 과량으로 흡수되었을 때 종자의 발아를 방해하거나 식물의 초기생장을 억제하는 독성을 나타낸다(Jordan, 1975). 중금속 독성에 의한 식물의 성장 감소는 광합성 속도의 감소(Huang 등, 1974), 줄기의 수분전도도 감소, 근계의 발달 부진으로 인한 지상부의 수분부족(Lamoreaux and Chaney, 1977)과 질소, 인과 같은 양료의 부족(Tyler, 1975) 등에 의해서 일어난

다. 그러나 본 연구에서는 Cd과 Pb 처리에 의한 가시적 피해나 성장 감소 등과 같은 독성 증상은 찾을 수가 없었다. 이러한 결과는 본 연구에 적용한 Cd과 Pb의 처리 농도가 독성을 유도할 만큼 높지 않았기 때문으로 판단된다. 또한 Cd과 Pb을 과량으로 축적하는 경우에도 지속적인 성장을 통하여 체내의 중금속을 희석시켜 독성이 나타나지 않았을 가능성도 존재한다. 이러한 결과는 생장이 빠른 식물의 경우 종종 나타나는 현상이다(Cox and Rains, 1972; Godbold 등, 1998).

## 3. 菌根菌 接種에 따른 生長量 變化

Cd 처리구에서 균근균 접종은 현사시나무에서 총 성장량을 감소시킨 반면 이태리포플러에서는 총 성장량을 증가시켰으며 나머지 수종에서는 변화가 없었다. S/R율의 균근균 접종 효과도 수원포플러에서 나타났는데, Cd 0ppm과 Cd 80ppm에서 S/R율이 뚜렷하게 증가하였다. 그러나 다른 세 수종의 균근균 접종효과는 유의성이 없었다(Table 2).

Pb 처리구의 경우 균근균 접종에 의한 총 성장량의 변화는 현사시나무와 이태리포플러에서 나타났다. 현사시나무는 비접종구가 접종구보다 총 성장량이 많았으나 이태리포플러는 현사시나무와는 반대로 접종구가 비접종구보다 총 성장량이 많았다.

S/R율의 균근균 접종 효과도 수원포플러와 이태리포플러에서 나타났는데, 수원포플러는 Pb 0ppm과 Pb 50ppm 처리구에서 S/R율이 증가하였으며, 이태리포플러는 Pb 50ppm 처리구에서 S/R이 증가하였다.

**Table 2.** Total dry weight and shoot/root(S/R) ratio of four *Populus* species five months after initial cutting at different levels of Cd and Pb added to the pots.

Speceis	Mycorrhizal status	Cd concentration added	Total dry weight(g)	S/R ratio	Pb concentration added	Total dry weight(g)	S/R ratio
<i>Populus alba</i> × <i>glandulosa</i> (현사시나무)	Non-mycorrhizal	0	10.1 ± 0.8 <sup>ab</sup>	5.8 ± 1.0 <sup>a</sup>	0	10.1 ± 0.8 <sup>bc</sup>	5.8 ± 1.0 <sup>ab</sup>
		30ppm	9.5 ± 0.4 <sup>b</sup>	4.8 ± 0.5 <sup>a</sup>	50ppm	11.0 ± 0.6 <sup>ab</sup>	5.9 ± 1.0 <sup>ab</sup>
		80ppm	11.1 ± 0.5 <sup>a</sup>	5.8 ± 0.6 <sup>a</sup>	300ppm	11.3 ± 0.4 <sup>a</sup>	6.0 ± 0.6 <sup>a</sup>
	Ectomycorrhizal	0	9.5 ± 0.4 <sup>b</sup>	5.1 ± 0.4 <sup>a</sup>	0	9.5 ± 0.4 <sup>c</sup>	5.1 ± 0.4 <sup>ab</sup>
		30ppm	10.1 ± 0.3 <sup>ab</sup>	5.1 ± 0.6 <sup>a</sup>	50ppm	9.4 ± 0.7 <sup>c</sup>	4.9 ± 0.5 <sup>b</sup>
		80ppm	9.5 ± 1.2 <sup>b</sup>	5.0 ± 0.9 <sup>a</sup>	300ppm	9.2 ± 0.9 <sup>c</sup>	6.1 ± 0.1 <sup>a</sup>
<i>Populus koreana</i> × <i>nigra</i> <i>var. italica</i> (수원포플러)	Non-mycorrhizal	0	8.8 ± 0.8 <sup>a</sup>	3.6 ± 0.2 <sup>bc</sup>	0	8.8 ± 0.8 <sup>a</sup>	3.6 ± 0.2 <sup>c</sup>
		30ppm	9.4 ± 1.8 <sup>a</sup>	4.4 ± 0.8 <sup>ab</sup>	50ppm	9.9 ± 0.9 <sup>a</sup>	4.1 ± 0.6 <sup>bc</sup>
		80ppm	7.7 ± 0.8 <sup>a</sup>	3.3 ± 0.5 <sup>c</sup>	300ppm	9.3 ± 0.4 <sup>a</sup>	4.0 ± 0.7 <sup>bc</sup>
	Ectomycorrhizal	0	9.0 ± 1.1 <sup>a</sup>	4.6 ± 0.6 <sup>a</sup>	0	9.0 ± 1.1 <sup>a</sup>	4.6 ± 0.6 <sup>ab</sup>
		30ppm	7.7 ± 0.8 <sup>a</sup>	3.6 ± 0.4 <sup>bc</sup>	50ppm	9.6 ± 0.2 <sup>a</sup>	5.4 ± 0.4 <sup>a</sup>
		80ppm	9.3 ± 1.3 <sup>a</sup>	4.5 ± 0.5 <sup>a</sup>	300ppm	8.3 ± 1.6 <sup>a</sup>	4.2 ± 0.7 <sup>bc</sup>
<i>Populus euramericana</i> (이태리포플러)	Non-mycorrhizal	0	7.8 ± 0.6 <sup>c</sup>	4.5 ± 0.6 <sup>a</sup>	0	7.8 ± 0.6 <sup>c</sup>	4.5 ± 0.6 <sup>bc</sup>
		30ppm	9.1 ± 0.5 <sup>b</sup>	4.9 ± 0.5 <sup>a</sup>	50ppm	9.6 ± 0.2 <sup>b</sup>	4.5 ± 0.2 <sup>c</sup>
		80ppm	10.6 ± 0.7 <sup>a</sup>	4.7 ± 0.5 <sup>a</sup>	300ppm	10.7 ± 0.8 <sup>a</sup>	5.3 ± 0.6 <sup>abc</sup>
	Ectomycorrhizal	0	9.1 ± 0.3 <sup>b</sup>	4.8 ± 0.2 <sup>a</sup>	0	9.1 ± 0.3 <sup>b</sup>	4.8 ± 0.2 <sup>bc</sup>
		30ppm	9.7 ± 0.3 <sup>b</sup>	4.5 ± 0.4 <sup>a</sup>	50ppm	10.8 ± 0.4 <sup>a</sup>	5.9 ± 0.8 <sup>a</sup>
		80ppm	10.5 ± 0.6 <sup>a</sup>	5.1 ± 0.7 <sup>a</sup>	300ppm	11.1 ± 0.7 <sup>a</sup>	5.5 ± 0.8 <sup>ab</sup>
<i>Populus nigra</i> × <i>maximowiczii</i> (양황철)	Non-mycorrhizal	0	9.1 ± 1.3 <sup>a</sup>	3.9 ± 1.1 <sup>a</sup>	0	9.1 ± 1.3 <sup>b</sup>	3.9 ± 1.1 <sup>a</sup>
		30ppm	9.6 ± 4.1 <sup>a</sup>	3.9 ± 1.4 <sup>a</sup>	50ppm	9.9 ± 1.2 <sup>ab</sup>	4.3 ± 1.0 <sup>a</sup>
		80ppm	12.1 ± 0.5 <sup>a</sup>	4.8 ± 0.6 <sup>a</sup>	300ppm	11.6 ± 1.4 <sup>ab</sup>	4.9 ± 0.4 <sup>a</sup>
	Ectomycorrhizal	0	9.9 ± 4.0 <sup>a</sup>	4.2 ± 1.6 <sup>a</sup>	0	9.9 ± 4.0 <sup>ab</sup>	4.2 ± 1.6 <sup>a</sup>
		30ppm	11.1 ± 2.3 <sup>a</sup>	4.8 ± 1.5 <sup>a</sup>	50ppm	12.7 ± 1.3 <sup>a</sup>	5.1 ± 1.3 <sup>a</sup>
		80ppm	10.4 ± 0.7 <sup>a</sup>	3.8 ± 0.3 <sup>a</sup>	300ppm	10.2 ± 0.8 <sup>ab</sup>	4.0 ± 0.6 <sup>a</sup>

The different letters within the same species indicate significant difference at  $p \leq 0.05$ .

일반적으로 균근의 형성은 수목의 생장을 개선하는 것으로 알려져 있는데, Brown과 Wilkins (1985)는 광대버섯균과 주름우단버섯균을 접종한 자작나무 유묘에서 균근 형성에 의해 생장이 개선되었다고 보고하였다. 그러나 Trappe(1977)는 균근균 무자갈버섯균(*Hebeloma crustuliniforme*), 줄각버섯균, 모래발버섯균, 사마귀버섯균으로 접종된 폰데로사소나무(*Pinus ponderosa*)와 미송(*Pseudotsuga menziesii*)에서 균이 접종되지 않은 유묘보다 균 접종 유묘에서 건중량이 감소하는 것으로 보고하였다. 특히 사마귀버섯균이 접종된 유묘에서 생장이 크게 감소하고, 줄각버섯균은 뿌리보다 지상부의 생장을 자극하여 T/R율을 증가시키는 경향이 있다고 보고하였다. 이러한 결과는 광합성으로 생산된 탄수화물 중 많은 양이 균근균에 의해 소모되었기 때문에 나타나는 현상이며 (Paul 등, 1985), 접종 초기에 나타나는 경우가 있다. 특히 기주 특이성을 가진 균근균의 경우, 인

위적으로 수목에 접종하였을 때 종종 생장 감소가 나타날 수 있다. 본 연구에서 균근균 접종에 의해 생장량이 증가한 것은 이태리포플러 뿐이었으며, 현사시나무는 오히려 생장량이 감소하였다.

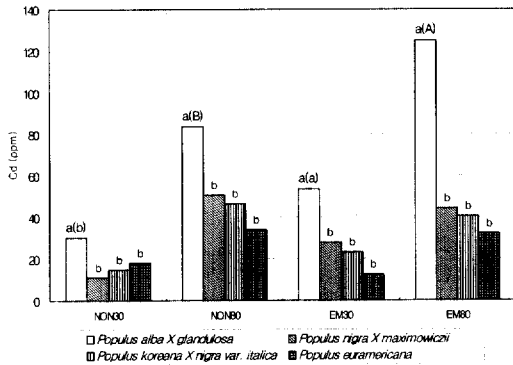
#### 4. Cd 吸收 能力의 樹種別 差異

포플러 4개 수종의 Cd 흡수 능력은 Figure 1에서와 같이 수종에 따라 차이가 있었다. 현사시나무는 다른 수종보다 모든 처리구에서 Cd 농도가 가장 높았으며, 모든 수종은 Cd 처리 농도가 증가함에 따라 체내에 축적된 Cd 농도가 증가하였다. 동일 Cd 처리 농도에서 균근균 접종 효과는 현사시나무에서만 나타났다. 즉, 현사시나무는 Cd 30ppm와 Cd 80ppm의 처리에서 균 접종에 따라 Cd의 축적 농도가 크게 증가하였다. 특히 Cd 80ppm 처리에서는 균 접종에 의해 흡수 농도가 크게 증가한 125.7ppm를 나타내어 Cd 30ppm이 처리된 비접종구의 30.3ppm보다 4배, Cd 80ppm

이 처리된 비접종구의 83.7ppm보다 1.5배나 증가하였다.

수목의 Cd에 대한 내성 증가는 이 연구 결과와 마찬가지로 수종과 균종에 따라 매우 다양하게 나타난다. 또한 Cd 농도는 수종간에 매우 다양하게 나타나는데, 이러한 중간 차이는 수종에 따른 Cd 흡수 특성의 차이에서 비롯된다(Page 등, 1981).

이 연구에서는 현사시나무를 제외한 다른 수종에서 접종구의 Cd 농도가 감소하는 경향을 나타냈다. 이러한 현상은 균근 형성에 의한 성장 촉진으로 체내의 Cd 농도가 희석되었을 가능성(Cox and Rains, 1972; Godbold 등, 1998)과 균근에 의해 식물 체내로의 Cd 유입이 감소되었을 가능성이 존재한다(Colpaert and Van Assche, 1992).



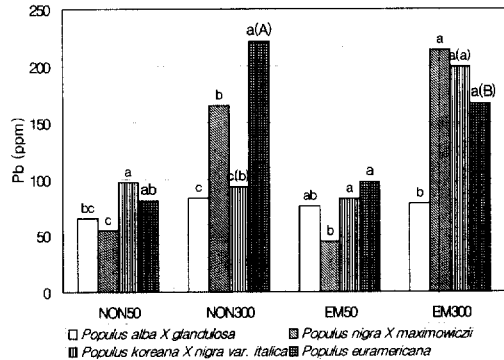
**Figure 1.** Average Cd concentration in leaves, stems, and roots of four *Populus* species inoculated with *Pisolithus tinctorius*. NON50 : non-mycorrhizal trees treated with 50ppm Pb, NON300 : non-mycorrhizal trees treated with 300ppm Pb, EM50 : ectomycorrhizal trees treated with 50ppm Pb, EM300 : ectomycorrhizal trees treated with 300ppm Pb. Means within the same treatment with different letters indicate significant difference at  $p \leq 0.05$ , and the letters in parenthesis indicate the effect of mycorrhizal fungi at the same Cd concentration.

**5. Pb 吸收 能力의 樹種別 差異**

포플러 4개 수종의 Pb 흡수 능력은 수종별, 처리별로 큰 차이가 있었다(Figure 2). 수종별 차이는 처리별로 다른데, Pb 50ppm이 처리된 비접종구에서는 수원포플러의 Pb 농도가 가장 높았고, 양황철의 Pb 농도는 비접종구와 접종구 모두에서 가장 낮았다. Pb 300ppm이 처리된 비접종구에서

는 이태리포플러의 Pb 농도가 가장 높았으며, 현사시나무와 수원포플러는 가장 낮았다. 접종구에서는 현사시나무의 Pb 농도가 세 수종에 비해 현저하게 낮았다.

동일 농도에서의 균 접종 효과는 Pb 300ppm이 처리된 수원포플러와 이태리포플러에서 나타났다. 수원포플러의 Pb 흡수 농도는 접종구가 198.7 ppm으로 비접종구보다 2배 증가하였다. 그러나 이태리포플러의 Pb 농도는 접종구가 비접종구보다 낮았다. 즉 Pb의 흡수 특성은 수종과 처리 농도에 따라 큰 차이가 있으며, 균근의 역할도 Pb의 처리 농도에 의해 변화될 수 있음을 보여준다.



**Figure 2.** Average Pb concentration in leaves, stems, and roots of four *Populus* species inoculated with *Pisolithus tinctorius*. NON50 : non-mycorrhizal trees treated with 50ppm Pb, NON300 : non-mycorrhizal trees treated with 300ppm Pb, EM50 : ectomycorrhizal trees treated with 50ppm Pb, EM300 : ectomycorrhizal trees treated with 300ppm Pb. Means within the same treatment with different letters indicate significant differences at  $p \leq 0.05$ , and the letters in parenthesis indicate the effect of mycorrhizal fungi at the same Cd concentration.

이 연구 결과와 같이, 중금속에 대한 내성은 수종에 따라 큰 차이가 나며, 균근균 접종으로 인한 내성의 개선 효과도 수종에 따라 크게 다를 수 있다. 이러한 예는 균근균과 관련된 많은 연구에서도 확인할 수 있다. Colpaert and Van Assche (1992, 1993)는 여러 가지 균근균이 접종된 유럽적송의 잎에서 Cd과 Zn의 농도가 낮게 나타나는 현상을 발견했다. 그러나 이러한 결과는 주름우단버섯균과 *Suillus spp.*가 접종된 유묘에서만 발견되

었으며, 사마귀버섯균으로 접종된 유묘의 잎에서는 오히려 Zn 농도가 증가하였다. Godbold 등(1998)은 균근을 형성한 식물에서 생장이 증가되어 잎의 중금속 농도가 감소되는 현상이 종종 일어나는데, 이러한 결과들은 균종과 중금속 종류에 따라 차이가 있다고 보고하였다. 즉, 균근을 형성한 식물은 균근을 형성하지 않은 식물보다 중금속의 피해로 인한 성장량 감소가 적어지며, 체내의 중금속 농도나 함량을 더 낮게 유지함으로써 중금속에 대한 내성을 증가시킨다고 볼 수 있다. 또한 Cox and Rains(1972)는 수목의 생장이 빠르게 일

어나는 시기에 Pb의 농도가 감소하는 경향이 있는데, 이러한 결과는 부분적으로 증가된 성장량에 의해서 Pb이 희석되었기 때문이라고 하였다.

6. Cd 蓄積의 部位別 差異

Cd 80ppm이 처리된 포플러 4개 수종의 Cd 흡수 농도에 대한 부위별 차이는 Figure 3에 나타내었다. 현사시나무 잎의 Cd 농도는 비점종구와 점종구에서 각각 113ppm, 176ppm으로 가장 높았으며, 줄기는 각각 37ppm과 67ppm으로 가장 낮았다. 그러나 수원포플러와 양황철, 이태리포플러의

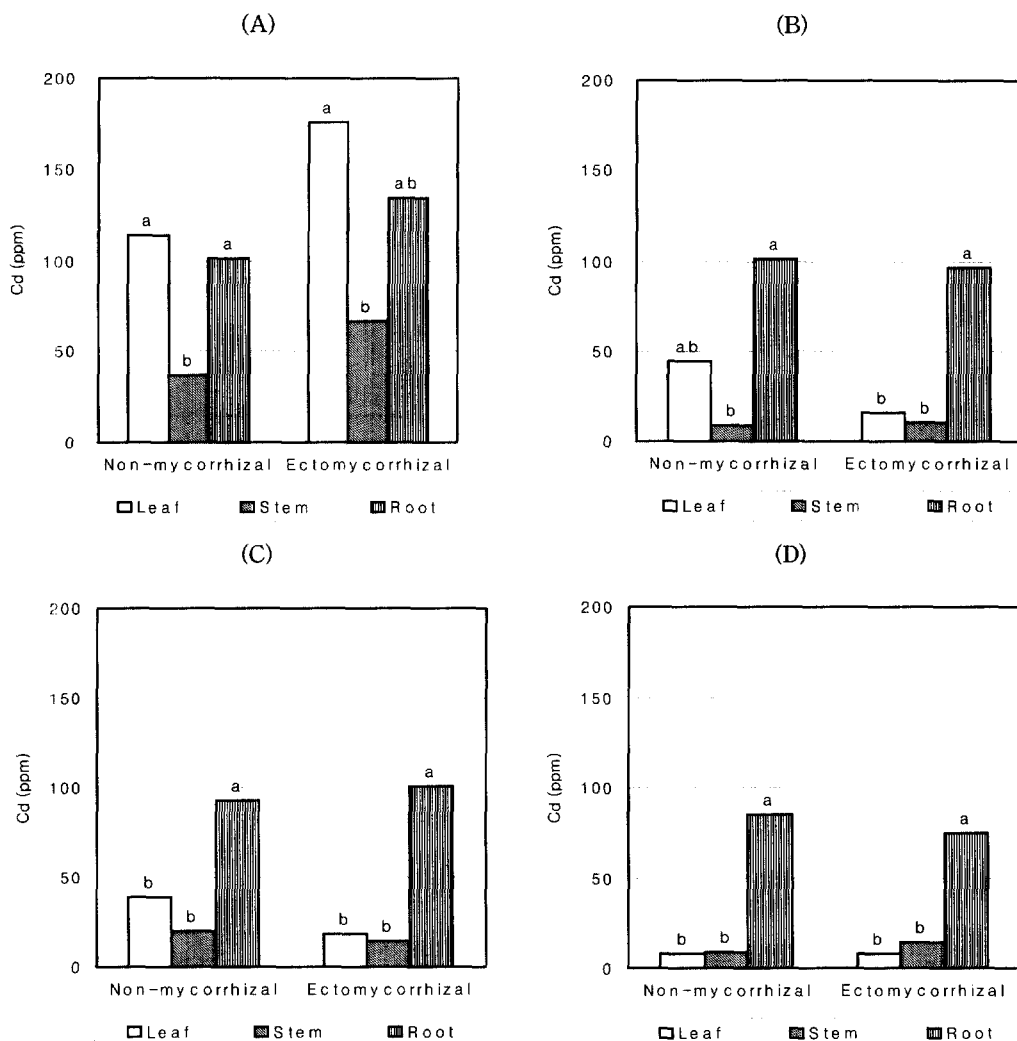


Figure 3. Cd concentration in leaves, stems, and roots of *Populus alba × glandulosa*(A), *P. koreana × nigra var. italica*(B), *P. nigra × maximowiczii*(C), and *P. euramericana*(D) treated with 80ppm Cd. Means with the same letter are not significantly different at 5% level in Duncan's multiple range test.

Cd 농도는 뿌리에서 가장 높았다. 일반적으로 수목의 부위별 Cd 농도는 뿌리>잎>줄기의 순으로 분포하지만, 식물체에서의 Cd 분포는 수종과 토양 특성, 토양농도, 식물체의 생리적인 발달 단계에 의해서 영향을 받는다(Page 등, 1981). 본 연구에서 현사시나무는 점종구와 비점종구 모두에서 뿌리는 물론 잎에 높은 농도를 나타내는 것으로 보아 지상부로의 Cd 수송을 통해 토양 내의 Cd를 제거하는데 효과적인 수종으로 보인다. 그러나 다른 수종은 대부분의 중금속을 뿌리에 축적

함으로써 지상부로의 이동을 막는 특성을 나타내므로 토양내의 Cd 제거에는 효과적이지 못한 것으로 판단된다.

7. Pb 蓄積의 部位別 差異

부위별 Pb 축적 농도는 수종에 따라 차이가 있었지만, 주로 뿌리에 축적되었다(Figure 4). 현사시나무는 비점종구에서 Pb 축적 농도는 부위별로 차이가 없었으나, 점종구에서는 뿌리에서 농도가 가장 높았다. 수원포플러는 비점종구에서 잎의

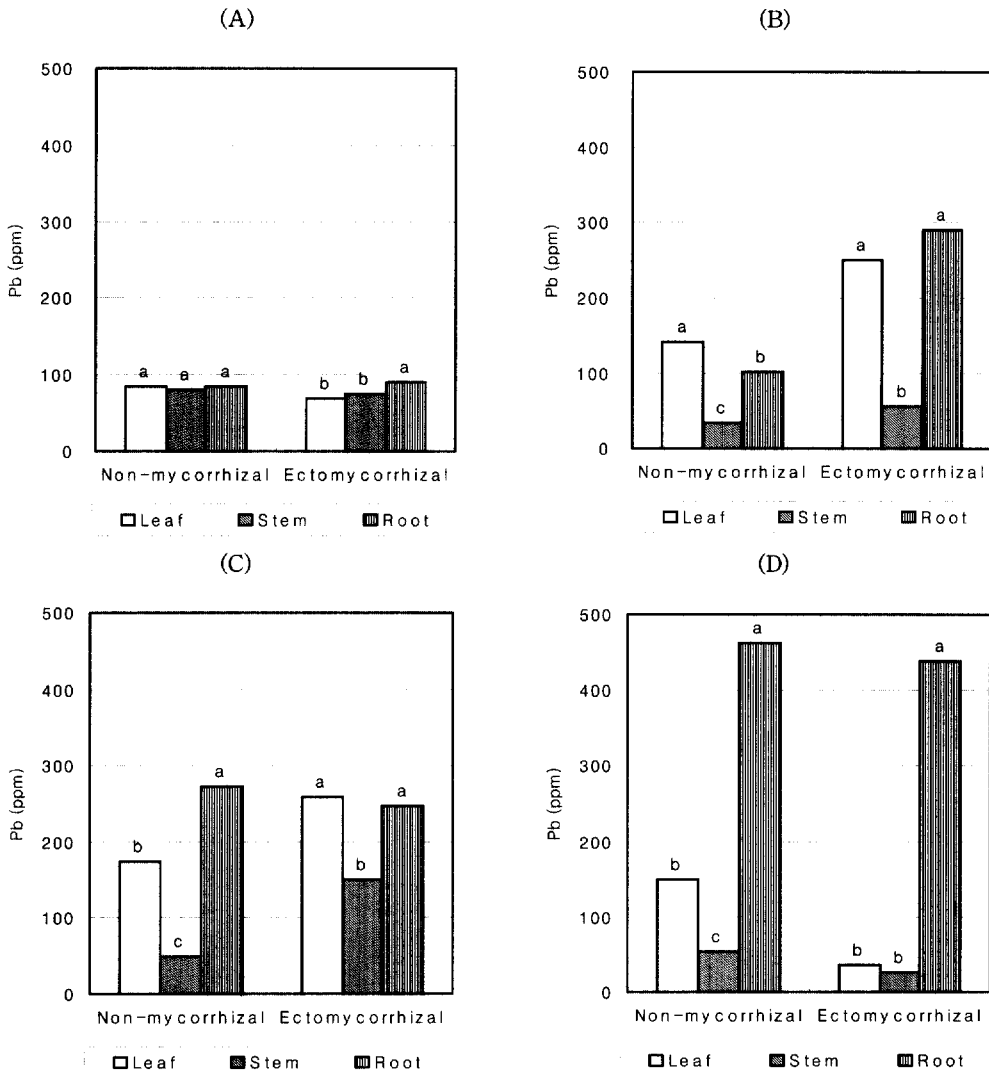


Figure 4. Pb concentration in leaves, stems, and roots of *Populus alba × glandulosa*(A), *P. koreana × nigra var. italica*(B), *P. nigra × maximowiczii*(C), and *P. euramericana*(D) treated with 300ppm Pb. Means with the same letter are not significantly different at 5% level in Duncan's multiple range test.



Pb 농도가 가장 높았으며, 점종구에서는 뿌리와 잎의 농도가 가장 높았다. 양황철과 이태리포플러는 비점종구와 점종구 모두에서 뿌리의 농도가 높았으며, 줄기의 농도가 가장 낮았다.

즉, 수원포플러와 양황철은 균근 접종에 관계없이 지상부로 Pb를 수송하여 토양내 Pb를 제거하는데 효과가 있을 것으로 판단되나 현사시나무와 이태리포플러는 뿌리에 높은 농도로 축적하는 수종으로 토양내 Pb의 제거에는 효과적이지 못한 수종으로 보인다.

일반적으로 식물에 의한 Pb의 흡수는 뿌리에서 수동적인 과정을 통해서 이루어지는데, 뿌리 속에서의 이동은 주로 apoplast(세포벽 등 살아있지 않은 식물체내 부위만을 통해서 이루어지는 수동적 이동)에서 일어난다(Adriano, 1986). 뿌리에서 흡수된 Pb는 내피 세포벽에 있는 Casparian대에 의해서 apoplast 이동이 차단되어 줄기로의 수송이 제한을 받기 때문에 대부분 뿌리에 축적된다. 따라서 잎과 줄기의 Pb 농도는 낮게 나타난다. 또한 Pb는 Cd보다 뿌리속으로 더 느리게 흡수되며, 세포질로의 수송이 적다. 수목의 부위별 Pb 농도의 차이는 위와 같은 Pb의 독특한 수송특성에 의해서 나타난다(Adriano, 1986). 본 연구에서는 현사시나무와 이태리포플러가 뿌리에 Pb를 높은 농도로 축적하는 것으로 나타나서 기존 연구에서처럼 Pb가 지상부로 이동이 잘되지 않는다는 사실을 확인할 수 있었다. 특히 현사시나무에서 다른 수종보다 체내에 Pb의 축적이 균근 형성에 관계없이 월등하게 적은 것으로 나타나 오염지에서 Pb를 제거하기 위한 수종으로는 부적합하다고 판단된다.

結 論

포플러 4개 수종의 Cd과 Pb 흡수 특성과 균근의 형성이 중금속 흡수 특성에 미치는 영향을 밝히고, Cd과 Pb의 흡수 능력이 우수한 수종을 선정하기 위해 본 연구를 수행한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. 모래밭버섯균 접종은 이태리포플러에서 Cd과 Pb 처리에 관계없이 총생체량을 증가시켰고, 수원포플러와 이태리포플러의 S/R률을 높였다.
2. 현사시나무는 포플러 4개 수종 중 Cd의 흡수 농도가 가장 높았고, 균근균 접종에 의해 Cd의 흡수 농도가 증가하였다. 또한 이태리포플러의 Pb의 흡수 농도가 가장 높았으며 현사시나무가

가장 낮았다.

3. 균근균을 접종한 수원포플러의 Pb 흡수 농도는 비점종구보다 높았으나, 이태리 포플러는 오히려 점종구가 낮았다.

4. Cd은 현사시나무 앞에서 가장 높은 농도로 축적된 반면 다른 세 수종에서는 뿌리에 가장 높은 농도로 축적되었다. Pb는 대부분의 수종에서 뿌리에 가장 높게 축적되었다.

따라서 현사시나무는 토양으로부터 Cd을 흡수하는데 효과적이며, 수원포플러는 Pb 흡수에 효과적인 수종으로 판단된다. 또한 균근균 접종은 두 수종의 Cd과 Pb 흡수 능력을 각각 높일 수 있다.

引用 文 獻

1. 강병화 · 심상인 · 이상각 · 김광호 · 정일민. 1998. 돼지풀, 단풍잎돼지풀, 소리쟁이를 이용한 중금속오염토양의 식물복원법(phytoremediation)에 관한 연구. 한국잡초학회지 18(3) : 262-267.
2. 김정규 · 이상환. 1999. 식물을 이용한 토양 복원-Phytoremediation. 환경복원의 기술 및 동향. 한국환경농학회 심포지움. pp. 57-88.
3. 한심희 · 현정오 · 이경준 · 조덕현. 1998. 아연 폐광산 주변 토양의 중금속(Cd, Cu, Zn, Pb) 오염에 따른 5개 수종의 부위별 중금속 축적. 한국임학회지 87(3) : 466-474.
4. 農林水産技術協議事務局. 1972. 土壤および作物體の分析法(3). 日本土肥誌 43 : 349-356.
5. Adriano, D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York. 533pp.
6. Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders. Journal of Plant Nutrition 3 : 643-654.
7. Brown, M.T. and D.A. Wilkins. 1985. Zinc tolerance in mycorrhizal Betula. New Phytologist 99 : 101-106.
8. Brown, S.L., R.L. Chaney, J.S. Angel and A.J.M. Baker. 1994. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc-and cadmium-contaminated soil. Journal of Environmental Quality 23 : 1151-1157.
9. Colpaert, J.V. and J.A. Van Assche. 1992. Zinc toxicity in ectomycorrhizal *Pinus sylvestris*.

- Plant and Soil 143 : 201-211.
10. Colpaert, J.V. and J.A. Van Assche. 1993. The effects of cadmium on ectomycorrhizal *Pinus sylvestris* L. New Phytologist 123 : 325-333.
  11. Cox, W.J. and D.W. Rains. 1972. Effects of lime on lead uptake by five plant species. Journal of Environmental Quality 1 : 167-169.
  12. Cumming, J.R. and A.B. Tomsett. 1992. Metal tolerance in plants; Signal transduction and acclimation mechanisms. pp. 329-364 In D.C. Adriano ed. Biogeochemistry of Trace Metals. Lewis, Boca, Raton.
  13. Dixon, R.K. 1988. Response of ectomycorrhizal *Quercus rubra* to soil cadmium, nickel and lead. Soil Biology and Biochemistry 20(4) : 555-559.
  14. Edgington, S.M. 1994. Environmental biotechnology. Biotechnology 12 : 1338-1342.
  15. Godbold, D.L., G. Jentschke, S. Winter and P. Marschner. 1998. Ectomycorrhizas and amelioration of metal stress in forest trees. Chemosphere 36(4) : 757-762.
  16. Huang, C.y., F.A. Bazzaz and L.N. Vanderhoef. 1974. The inhibition of soybean metabolism by cadmium and lead. Plant Physiology 54 : 122-124.
  17. Jentschke, G., S. Winter and D.L. Goldbold. 1999. Ectomycorrhizas and cadmium toxicity in Norway spruce seedlings. Tree Physiology 19 : 23-30.
  18. Jordan, M.J. 1975. Effects of zinc smelter emissions and fire on a chestnut-oak woodland. Ecology 56 : 78-91.
  19. Lamoreaux, R.J. and W.R. Chaney. 1977. Growth and water movement in silver maple seedling affected by cadmium. Journal of Environmental Quality 6 : 201-205.
  20. Levitt, J. 1980. Responses of Plants to Environmental Stresses. 2nd ed. Academic Press, New York. 697pp.
  21. Marx, D.H., J.L. Ruehle and C.E. Cordell. 1994. Methods for studying nursery and field response of trees to specific ectomycorrhiza. pp. 383-412. In J.R. Norris, D.J. Read, and A.K. Varma ed. Techniques for mycorrhizal research. Academic Press.
  22. Morselt, A.F.W., W.T.M. Smits and T. Limonard. 1986. Histochemical demonstration of heavy metal tolerance in ectomycorrhizal fungi. Plant and Soil 96 : 417-420.
  23. Ochiai, E.I. 1987. General Principles of Biochemistry of the Elements. Plenum Press, New York. 461pp.
  24. Page, A.L., F.T. Bingham and A.C. Chang. 1981. Cadmium. pp. 77-110. In N.W. Lepp ed. Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Vol. 1 Effects of Trace Metals on Plant Function. Applied Science Publishers, London and New Jersey.
  25. Paul, E.A., D. Harris and A. Fredeen. 1985. Carbon flow in mycorrhizal plant associations. Proceedings of the 6th North American Conference on Mycorrhizae. USA. pp.165-169.
  26. Salt, D.E., M. Blaylock, N.P.B.A. Kumar, V. Dushenkov, B.D. Ensley, I. Chet and I. Raskin. 1995. Phytoremediation : a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Biotechnology 13 : 468-474.
  27. Schlegel, H., D.L. Godbold and A. Huttermann. 1987. Whole plant aspects of heavy metal induced changes in CO<sub>2</sub> uptake and water relations spruce(*Picea abies*) seedlings. Physiologia Plantarum. 69 : 265-270.
  28. Trappe, J.M. 1977. Selection of fungi for ectomycorrhizal inoculation in nurseries. Annual Review Phytopathology 15 : 203-222.
  29. Tyler, G. 1975. Heavy metal pollution and mineralisation of nitrogen in forest soils. Nature 255 : 701-702.
  30. Wondratschek, I. and U. Röder. 1993. Monitoring of heavy metals in soils by higher fungi. pp. 345-363. In B. Markert ed. Plant as biomonitors; Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. Weinheim, New York, Basel, Cambridge. VCH.
  31. Zhu, Y.L., A.M. Zayed, J-H. Qian, M. de Souza and N. Terry. 1999. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants : II. Water hyacinth. Journal of Environmental Quality 28 : 339-344.