韓國林學會誌 87(3) : 466-474. 1998
Jour. Korean For. Soc. 87(3) : 466-474. 1998

亞鉛廢鑛山 周邊 土壤의 重金屬(Cd, Cu, Zn, Pb) 汚染에 따른 5個 樹種의 部位別 重金屬 蓄積*[1]

韓心熙[2] · 玄正悟[2] · 李景俊[2] · 曺德鉉[2]

Accumulation of Heavy Metals(Cd, Cu, Zn, and Pb) in Five Tree Species in Relation to Contamination of Soil near Two Closed Zinc-Mining Sites*[1]

Sim Hee Han[2], Jung Oh Hyun[2], Kyung Joon Lee[2] and Duck Hyun Cho[2]

要 約

본 연구는 폐광지 주변에서의 토양내 중금속(Cd, Cu, Zn, Pb) 오염 정도와 토양내 중금속 농도와 수목내 중금속 축적 농도와의 관계를 규명하여, 오염지역의 정화에 수목을 이용할 수 있는지를 확인하는 것을 목적으로 수행하였다. 경기도 화성군에 위치한 삼보광산과 광명시에 있는 가학광산에서 1997년 4월부터 9월에 걸쳐 토양 시료와 주변의 난티잎개암나무, 리기다소나무, 현사시나무, 진달래, 아까시나무를 채취하여 중금속 농도를 측정하였다. 두 광산지역의 광구에서 500m 이내 주변 토양은 중금속에 의한 오염 정도가 28~143ppm으로써 심각하지 않았으나, Zn(143ppm), Pb(97ppm)과 같은 중금속 농도는 독성을 나타낼 수 있는 수준이었다. 토양내 중금속의 농도는 Zn>Pb>Cu>Cd의 순이었으며, 광구의 중심에서 1.5km 이상 멀어질수록 중금속 농도는 10ppm 이내로 감소하였다. 각 수종별 중금속의 농도는 Pb를 제외하고, 현사시나무에서 가장 높았으며, 특히 잎에 고농도로 축적되어 있었고, Zn의 경우 91ppm이 검출되었다. 난티잎개암나무의 뿌리에서는 Cu와 Pb의 높은 농도로 검출되었다. 토양의 중금속과 수목 조직내 중금속 농도는 매우 높은 정의 상관을 보여주었으며, 리기다소나무에서 가장 높은 상관계수를 나타냈다. 토양에 대한 수목 조직의 중금속 농도비(Concentration Factors : CF)는 Zn이 가장 높은 값을 보였고, Pb이 가장 낮은 값을 보여주었다. 현사시나무는 CF 값이 가장 높아서 중금속을 가장 많이 축적하고 있었다. 특히 토양의 중금속 농도에 대한 식물체의 농도비가 가장 높은 현사시나무는 중금속의 흡수 능력이 뛰어나 중금속 오염지에서 정화식물로 이용할 수 있으며, 리기다소나무는 토양의 오염 정도를 가장 잘 반영하는 수종으로 판단된다.

ABSTRACT

This study was conducted to evaluate heavy metal concentrations(Cd, Cu, Z, and Pb) in the soil of two zinc mines and to correlate heavy metal contents between the soils and trees growing near the mines. Soils and leaves, stems, and roots of five tree species(*Corylus heterophylla, Pinus rigida, Populus alba×glandulosa, Rhododendron mucronulatum, and Robinia pseudoacacia*) were collected from Sambo Zinc Mine located in Hwasung and Gahak Zinc Mine in Kwangmyung city in Kyonggido. Soils near two zinc mines were not seriously contaminated by heavy metals, but Zn and Pb concentrations were at toxic level. The heavy metal concentration in soils decreased in the order of Zn, Pb, Cu, and Cd, and decreased with increacing distance from zinc mining sites. Among the five tree species, *Populus alba×glandulosa* showed the highest heavy metal concentrations in the tissue except for Pb.

[1] 接受 1998年 5月 29日 Received on May 29, 1998.
[2] 서울大學校 農生大 山林資源學科 Dept. of Forest Resources, Seoul Nat'l Univ. Suwon, Kyonggido 441-744
* 본 연구는 1996년 농림기술관리센터에서 지원된 농특 첨단기술 과제로 수행된 연구의 일부임

Particulary, leaves of the species contained the high concentrations of heavy metals to reach the maximum of 91ppm Zn. The roots of *Corylus heterophylla* contained high concentrations of Cu and Pb. The order of heavy metal concentrations in the tree species was Zn, Cu, Pb and Cd. The concentration of heavy metals in the tree tissues showed a positive correlation with that in soil in which trees are growing. The ratio of heavy metal concentration of trees to that of soils(concentration factors : CF) was highest in Zn and lowest in Pb. *Populus alba×glandulosa* had the highest CF value among the five tree species. It was concluded that *Populus alba×glandulosa*, based on the high metal uptake ability, could be used for decontaminating of heavy metals from contaminated soils, and *Pinus rigida* could be used to reflect the level of contamination in soils.

Key words : Corylus heterophylla, Pinus rigida, Populus alba×glandulosa, Rhododendron mucronulatum, Robinia pseudoacacia, *decontamination, concentration factor*

緖 論

중금속은 자연적으로는 바위나 토양 광물의 풍화에 의해서 발생되지만 대부분 생물이 이용할 수 없는 형태이며, 낮은 농도로 존재한다. 그러나 공장에서 발생되는 산업 폐기물과 가정에서 발생되는 각종 쓰레기 등과 같이 인간의 활동에 의해서 환경에 방출된 중금속들은 농도가 매우 높은 상태로 존재한다. 납의 경우, 자연 발생 과정에 의해서 발생되는 양보다 인간의 활동에 의해서 생태계로 유입되는 양이 약 100배정도 많다(Ross, 1994). 생태계로 유입되는 중금속의 인위적인 배출원은 광산과 제련소, 공장, 자동차, 농업용 살충제, 쓰레기 등으로 구분할 수 있는데, 최근 국내에서는 폐광지와 소각로의 증가로 주변 토양에서의 중금속 농도가 매우 높게 나타나 사회적으로 문제가 되고 있다.

중금속 중 일부는 생물이 살아가는데 필수 미량원소로서 이용되기도 하지만 이들이 지나치게 높은 농도로 토양에 축적된 경우는 동물 뿐만 아니라 식물 및 미생물의 생육에 큰 영향을 준다. 식물에서 중금속에 의한 피해는 이온 수송계와 같은 분자들의 기능성 그룹의 방해, 생물학적 분자들과 기능성 세포로부터 필수 금속 이온들을 대체 또는 치환, 그리고 효소의 활성 저하 등을 발생시킨다(Ochiai, 1987). 이러한 중독 작용은 광합성 능력의 저하, 잎의 괴사 및 황화현상과 같은 생리적인 문제를 일으킨다. 그러나 식물체는 중금속의 독성에 대한 내성 기작을 보유하고 있으며, 이들은 크게 두 가지로 구분할 수 있는데(Baker, 1981), 이것은 중금속 결합단백질(phy-tochelatins)의 생성을 통하여 중금속 독성을 제거하는 저항성(Cumming과 Tomsett, 1992)과 균근균의 감염을 통하여 독성 중금속이 식물 체내의 조직으로 유입되는 것을 방지하는 기피성이다(Levitt, 1980 ; Colpaert와 Van Assche, 1992). 즉 이러한 두 가지의 내성 기작을 통하여 식물은 오염된 토양내에서도 생존이 가능하며, 어떤 식물은 체내 조직에 다량의 중금속을 축적하여 토양내의 중금속을 제거하는데 기여하기도 한다.

최근 이러한 식물의 내성 기작을 이용하여 오염된 토양을 정화하고 식생을 복원하고자 하는 노력이 시도되고 있으나(Brown 등, 1994 ; Salt 등, 1995), 국내에서는 이에 대한 연구가 매우 부족한 실정이며, 초본식물에 대한 중금속 흡수 특성에 대한 연구는 비교적 많으나(정기채 등, 1993 ; 김성조와 백승화, 1994) 목본 식물에 대한 연구는 국내에서는 물론 국외에서조차 매우 부족한 실정이다.

따라서 본 연구는 목본식물을 대상으로 중금속에 대한 흡수 특성을 밝히고, 토양내 축적된 중금속의 농도와 조직내 농도와의 상관관계를 밝히므로서 향후 목본식물을 중금속 오염지의 토양정화 및 식생 복원에 이용할 수 있는 기초 자료를 제공하고자 한다.

材料 및 方法

1. 調査對象地 概況

본 연구는 경기도 화성군 봉담면 상2리에 위치한 삼보광산(아연)과 경기도 광명시 가학동에 위치한 가학광산(아연)을 조사대상지로 선정하여 1997년 4월부터 9월까지 조사하였다.

삼보광산은 1975년 5월부터 채광을 시작하여 1991년 3월에 폐광되었다. 광구에서 50m 거리에

광미사가 쌓여 있었으며, 현재는 복토된 상태이다. 식생은 평균흉고직경 18cm, 평균수고 11m의 현사시나무(*Populus alba*×*glandulosa*)와 평균흉고직경 14cm, 평균수고 11m의 리기다소나무(*Pinus rigida*)가 주로 식재되어 있었고, 교목은 굴참나무(*Quercus variabilis*), 소나무(*Pinus densiflora*) 등이 있었고, 소교목은 난티잎개암나무(*Corylus heterophylla*), 생강나무(*Lindera obtusiloba*), 때죽나무(*Styrax japonicus*), 팥배나무(*Sorbus alnifolia*) 등이 나타났으며, 관목은 진달래(*Rhododendron mucronulatum*)가 있었다.

가학광산은 1912년에 채광을 시작하였고, 1973년에 폐광되었다. 광미사는 광구를 중심으로 1km 정도의 거리에 쌓여 있었고, 광미사의 양은 297,419m^{3}로 추정되며, 현재는 복토된 상태이다. 광구 주변은 평균흉고직경이 9cm, 평균수고 13m의 아까시나무(*Robinia pseudoacacia*)가 주로 식재되어 있었으며, 교목으로는 소나무, 신갈나무(*Quercus mongolica*), 상수리나무(*Quercus acutissima*) 등이 있었고, 소교목은 난티잎개암나무와 팥배나무, 관목으로는 진달래가 있었다.

2. 土壤內 重金屬 濃度 測定

토양내 중금속 농도를 측정하기 위한 시료는 1997년 9월에 광구로부터 50m, 500m, 1500m, 4000m의 거리에서 각각 4개의 조사구를 선정하고, 각 조사구에서 0~15cm 깊이의 토양을 각각 5점씩, 거리별로 총 20점을 채취하였으며, 채취된 토양 시료는 2㎜ 체를 통과시킨 후 대기 중에서 건조하였다. 건조된 토양은 시료 10g에 0.1N HCl 50mℓ를 첨가하여 한시간 동안 교반한 후 24번 여과지를 이용하여 여과하고, 그 여액을 분석 시료로 사용하였다(農林水産技術協議事務局, 1972a, b). 중금속(Cd, Cu, Zn, Pb)은 원자흡광법(AA6401F SHIMADZU)을 이용하여 측정하였다.

3. 植物體內 重金屬 蓄積 濃度 測定

식물체는 토양시료를 채취한 조사구에서 공통으로 존재하는 수종인 현사시나무, 난티잎개암나무, 리기다소나무, 진달래, 아까시나무 5년생 미만의 어린 나무를 대상으로 1997년 9월에 각 조사구에서 3개체씩을 채취하였으며, 실험실로 옮긴 후 흙을 털어내고 증류수로 깨끗이 세척한 후 70℃의 건조기에서 24시간 건조하였다. 건조된 나무는 잎, 가지, 뿌리로 구분하였으며, 분쇄기를 이용하여 마쇄한 후 60mesh를 통과한 것을 분석용 시료로 이용하였다. 각 시료 2g에 ternary solution(HNO_3 : $HClO_4$: H_2SO_4=10 : 4 : 1) 20mℓ를 첨가한 후 180~210℃의 가열판 상에서 가열분해하고, 분해액이 무색 투명할 때 분해가 종료된 것으로 하였다. 분해가 완료된 시료는 가열판 상에서 내려 냉각하여 건고시킨 후 증류수 50mℓ로 완전히 용해시키고, 원자흡광법(AA6401F SHIMADZU)을 이용하여 중금속의 농도를 측정하였다(農林水産技術協議事務局, 1972c). 측정된 결과는 수종별, 부위별, 광구로부터 거리별로 구분하여 분석하였다.

結果 및 考察

1. 土壤內 重金屬 濃度

Fig. 1에 나타난 것과 같이 삼보광산과 가학광산에서 채취된 토양 중금속 농도는 광구 근처에서 높은 경향을 보였으며, 광구에서 멀어질수록 농도는 낮게 나타났다. 특히 광구로부터 50m 거

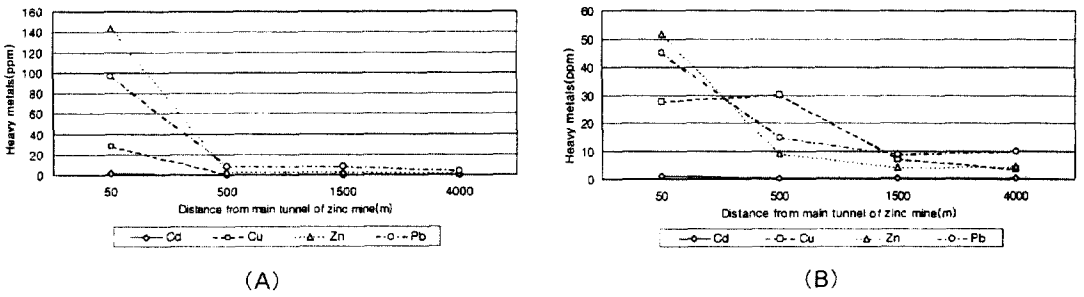

Fig. 1. Average concentration of heavy metals in soil at various distance from main tunnel of Sambo(A) and Gahak Zinc Mines(B)

리내 중금속 농도가 28~143ppm으로 매우 높은 수준이지만 500m이상의 거리에서는 30ppm이하로 낮은 수준이었다. 50m내의 거리에서 토양내 4종 중금속 중 가장 높은 농도를 보여준 것은 Zn으로 삼보광산과 가학광산에서 각각 142.9ppm과 51.7ppm이었으며, Pb은 97.1ppm과 45.1ppm, Cu는 28.0ppm, 27.7ppm이었으며, Cd은 각각 1.85ppm과 1.05ppm으로 가장 낮은 값을 보였다.

토양에서의 정상적인 중금속 농도의 범위 중 Cd은 0.01~7ppm, Cu는 2~100ppm, Zn은 10~300ppm, Pb은 2~200ppm으로 제시되었고(Ross, 1994), 토양에서 독성반응이 나타난다고 판단되는 농도는 Cd은 3~8ppm, Cu는 60~125ppm, Zn은 70~400ppm, Pb은 100~400ppm으로 제시되었다(Kabata-Pendias와 Pendias, 1984).

이러한 기준에 비교해 볼 때 두 광산지역 내 토양은 중금속의 오염도가 크지 않다고 판단되는데, 광산이 폐광된 후, 시간이 흐르면서 중금속 농도가 용탈에 의해 희석되었을 것으로 생각된다. 그러나 삼보광산의 경우 일부 중금속에 대한 오염 수준이 유지되고 있으며, 특히 광구에서 가까운 거리인 50m에서도 오염정도는 독성을 나타낼 수 있는 농도의 50%정도 수준이었다. 또한 삼보광산에서의 Zn, Pb농도는 각각 142.9ppm, 97.1ppm으로 독성을 나타낼 수 있는 수준에 있음을 보여주고 있다.

2. 各 樹種別 重金屬 濃度 比較

삼보광산 전체에서의 수목 중 평균 중금속 농도를 비교한 결과, 각 수종별 차이가 크게 나타났다(Table 1). 수종별로는 현사시나무가 Pb를 제외한 모든 중금속에서 가장 높은 농도를 보였는데, Cd, Cu와 Zn의 농도는 각각 6.4ppm, 14.1ppm과 68.2ppm이었다. Pb의 경우는 리기다소나무가 가장 높은 농도인 7.8ppm을 보였으며, 수종에 따른 차이는 크지 않았다. 수목 중에 축적된 중금속들 중 Zn이 가장 높은 농도를 보여주었으며, 다음은 Cu, Pb, Cd의 순으로 나타났다.

가학광산에서의 수목 중 중금속 농도는 Cd과 Zn에서 수종별로 차이가 있음을 보였으나, Cu와 Pb에서는 수종에 따른 차이를 보이지 않았다 (Table 1). Cd의 경우 현사시나무가 가장 높은 농도인 1.6ppm을 나타내 다른 수종보다 2배에서 5배의 높은 농도를 보였으며, Zn의 경우도 현사시나무에서 가장 높은 농도인 71.5ppm을 나타내었다. Cu와 Pb은 난티잎개암나무에서 가장 높은

Table 1. Average heavy metal concentration(ranges in parenthesis) of leaves, branches, and roots for five tree species at Sambo and Gahak Zinc Mines (unit : ppm)

Site	Species	Cd	Cu	Zn	Pb
Sambo	*Corylus heterophylla*	0.74^{b*} (0.13~2.37)	11.23^{a} (5.31~17.37)	50.56^{ab} (15.84~79.78)	2.71^{a} (0.19~7.03)
	Pinus rigida	0.95^{b} (0.07~3.65)	9.31^{a} (4.20~23.12)	44.88^{b} (23.23~92.87)	7.83^{a} (0.89~58.16)
	Populus alba × *glandulosa*	6.44^{a} (0.1~19.71)	14.14^{a} (4.20~35.20)	68.20^{a} (37.37~96.24)	3.10^{a} (0.95~11.33)
	Rhododendron mucronulatum	0.46^{b} (0.23~0.78)	9.21^{a} (4.89~21.10)	46.01^{b} (16.44~73.93)	2.47^{a} (0.58~10.19)
Gahak	*Corylus heterophylla*	0.64^{b} (0.27~1.66)	31.5^{a} (10.88~84.29)	59.17^{ab} (31.70~74.92)	13.63^{a} (4.14~81.24)
	Pinus rigida	0.67^{b} (0.54~0.73)	10.84^{a} (8.32~14.34)	50.22^{b} (41.10~56.61)	3.80^{a} (3.69~3.94)
	Populus alba × *glandulosa*	1.62^{a} (0.66~2.96)	23.61^{a} (12.34~41.58)	71.49^{a} (61.03~79.40)	4.45^{a} (3.27~5.79)
	Rhododendron mucronulatum	0.38^{b} (0.12~1.34)	18.82^{a} (7.31~41.34)	53.62^{b} (35.55~71.68)	4.92^{a} (2.52~9.04)
	Robinia pseudoacacia	0.81^{ab} (0.11~3.93)	21.51^{a} (7.00~56.44)	58.09^{ab} (25.67~78.98)	8.43^{a} (3.11~49.19)

* Means within the same metal with different letters indicate significant difference at $p \leq 0.05$.

농도인 31.5ppm과 13.6ppm을 보여주었다. 중금속류 중의 식물체내 농도는 Zn이 가장 높았고, Cu, Pb, Cd의 순으로 삼보광산의 결과와 일치하였다.

식물에서의 중금속 농도의 정상적인 범위는 Cd이 0.2~0.8ppm, Cu가 4~15ppm, Zn이 8~400ppm, Pb이 0.1~10ppm 정도이며(Ross, 1994), 오염된 식물 내에서의 중금속 농도는 Cd이 5~30ppm, Cu가 20~100ppm, Zn이 100~400ppm, Pb이 30~300ppm으로 제시되었다(Kabata-Pendias와 Pendias, 1984). 본 연구에서 조사된 수종 중 Cd에 대한 오염으로 판단되는 식물은 삼보광산의 현사시나무로 볼 수 있으며, 최대농도는 19.7ppm까지의 높은 농도를 보였다. 다른 수종은 크게 오염되지 않은 것으로 판단된다. Cu의 경우는 대부분의 수종에서 20ppm을 넘는 경우가 있었으며, 가학광산에서 채취된 수종 중 난티잎개암나무에서는 최대 84.3ppm까지 나타났다. Zn의 경우는 대부분의 수종이 오염된 정도는 아니지만 삼보광산의 현사시나무는 최대 96.2ppm까지의 농도를 보여주었다. Pb의 경우는 삼보광산의 리기다소나무가 최대 58.2ppm, 가학광산의 난티잎개암나무가 81.2ppm, 아까시나무가 49.2ppm까지의 농도를 나타내 오염 수준을 보여주었다.

생태계에서의 중금속의 분포에 영향을 주는 인자는 대기의 침적, 슬러지 처리, 광물의 풍화와 같은 중금속 유입 특성과 식생 특성, 토양 특성이 있으며, 식생 특성은 수관의 형태와 밀도, 잎의 특성, 근권의 영향, 식물종간의 중금속 흡수차에 의해 영향을 받는다(Ross, 1994).

3. 各 樹種의 部位別 重金屬 濃度

일반적으로 수목에서 중금속 농도는 뿌리>잎>가지>줄기의 순으로 나타나며(Adriano, 1986), 다른 조직간에 따른 중금속 분포는 목부의 수송 특성에 따라 다르게 나타난다(Garland 등, 1981).

식물에서의 중금속 분포는 뿌리와 지상부간 균일하게 분포하는 종인 Zn, Mn, Ni, B과 줄기보다 뿌리에 더 많이 분포하거나 때로는 줄기에 다량으로 분포하는 Cu, Cd, Co, Mo, 그리고 줄기에는 매우 적으며, 뿌리에 대부분 분포하는 Pb, Sn, Ti, Ag, Cr, V의 세가지 범주로 구분할 수 있다. 그러나 이러한 범주는 식물의 종과 토양내 농도가 높은 경우 변화될 수 있다(Adriano, 1986).

삼보와 가학광산의 전체에서 각 수종들의 부위별 평균 중금속 농도의 경우(Table 2), 삼보광산에서 난티잎개암나무는 Cd을 제외한 다른 중금속에서는 부위별로 큰 차이를 보이지 않았으며, 뿌리에서 가장 높은 농도인 1.30ppm을 보여주어 잎이나 줄기보다 3~4배 높은 농도를 나타내었다. 리기다소나무의 경우 부위별 차이를 나타내는 중금속은 없었으나, Pb의 경우 뿌리가 잎과 줄기보다 9배정도 높은 농도인 18.7ppm을 보였다. 현사시나무의 경우 Zn에서 부위별 차이를 보여주었는데 잎에서 가장 높았고, 줄기와 뿌리 순으로 중금속 농도를 보였다. 또한 Cu와 Cd도 잎에서 높은 농도를 보였다. 진달래의 경우는 부위별 차이를 보이지 않았다. 그러나 Zn과 Pb의 경우 뿌리에서 높은 농도를 나타내었다. 식물 뿌리의 Zn 함량과 농도는 뿌리 영역에서의 Zn 이용도에 의해 영향을 받으며, 독성 수준에서는 뿌리에 높은 비율로 축적되나 적당한 수준에서는 잎에 축적된다. 줄기에서의 Zn 농도는 줄기의 체적이 크기 때문에 반드시 높게 나타나지는 않는다(Robson, 1993).

가학광산에서 채취된 식물체 중의 부위별 중금속 농도는 수종에 따라 약간의 차이를 보여주었다. Cd, Cu, Pb의 경우, 대부분의 수종은 뿌리에서 높은 농도를 나타냈으나, 현사시나무는 잎에서 높은 농도를 보였다. Zn의 경우는 부위별 분포의 차이가 뚜렷하지 않았으나 주로 줄기와 잎에서 높은 농도를 보였다. 각 수종의 부위별 분포에 차이를 보이는 것은 현사시나무의 Cu 농도와 진달래의 Cd, Cu 농도였다. 특히 진달래는 뿌리에서 Cd과 Cu가 높은 농도를 나타내었으며, 현사시나무는 잎에서 Cu의 농도가 높게 나타났다. 식물 뿌리에 의한 Cu의 흡수 속도는 필수원소 중 가장 낮으며, 흡수 과정은 능동적 특성을 나타내며, Cu는 일단 흡수되면 뿌리가 독성에 의해 손상되는 경우에도 뿌리에 축적된다(Adriano, 1986).

외국의 예에서, 수목에 대한 각 부위별 중금속은 수피에서 Pb, Zn가 높은 농도를 보였고, 너도밤나무에서 측정된 Cd 농도는 잎에서 가장 높았으나, Cu의 농도는 Pb, Zn, Cd의 농도보다 모든 부위에서 변이가 적은 것으로 보고된 바 있다(Heinrichs와 Mayer, 1980).

Table 2. Average concentration(± sd) of heavy metals in leaf(L), branch(B) and root(R) of five tree species at Sambo and Gahak Zinc Mines. (unit : ppm)

Site	Species	Plant parts	Cd	Cu	Zn	Pb
Sambo	*Corylus heterophylla*	L	0.34 ± 0.20b	12.0 ± 2.65a	43.20 ±15.45a	3.09 ± 2.58a
		B	0.57 ± 0.42ab	9.72 ± 0.69a	51.29 ±24.04a	2.41 ± 1.57a
		R	1.30 ± 0.84a	11.98 ± 5.21a	57.20 ±29.89a	2.62 ± 2.95a
	Pinus rigida	L	0.71 ± 0.75a	9.20 ± 2.39a	47.37 ±18.47a	2.54 ± 1.53a
		B	1.37 ± 1.57a	8.44 ± 2.27a	45.83 ±19.72a	2.22 ± 0.91a
		R	0.76 ± 0.96a	10.27 ± 8.68a	41.43 ±34.31a	18.73 ± 6.79a
	Populus alba×glandulosa	L	10.79 ± 9.05a	20.74 ±11.83a	91.00 ± 5.61a	3.16 ± 3.00a
		B	2.29 ± 1.89a	14.73 ±13.90a	50.06 ±10.47ab	1.74 ± 0.80a
		R	6.28 ± 6.21a	8.60 ± 3.70a	64.70 ±20.54b	4.07 ± 4.04a
	Rhododendron mucronulatum	L	0.35 ± 0.14a	9.42 ± 1.28a	49.33 ±14.06a	2.31 ± 2.54a
		B	0.51 ± 0.22a	10.16 ± 7.46a	37.37 ±24.46a	1.65 ± 1.48a
		R	0.51 ± 0.26a	8.05 ± 3.31a	51.33 ±19.86a	3.46 ± 4.49a
Gahak	*Corylus heterophylla*	L	0.41 ± 0.14a	22.17 ± 9.10a	52.68 ± 5.04a	5.58 ± 1.28a
		B	0.65 ± 0.28a	18.06 ±10.09a	70.13 ± 1.88a	4.91 ± 0.81a
		R	0.87 ± 0.71a	54.28 ±38.49a	54.70 ±21.74a	30.38 ± 4.05a
	Populus alba×glandulosa	L	2.06 ± 1.27a	40.01 ± 2.22a	78.44 ± 1.36a	4.87 ± 1.31a
		B	1.80 ± 0.74a	16.24 ± 5.51b	69.74 ± 3.59a	3.68 ± 0.57a
		R	1.01 ± 0.49a	14.58 ± 2.66b	66.30 ± 7.45a	4.80 ± 1.24a
	Rhododendron mucronulatum	L	0.19 ± 0.06b	13.13 ± 1.65b	54.04 ± 9.81a	4.21 ± 1.25a
		B	0.27 ± 0.05ab	14.84 ± 6.26ab	60.85 ± 9.53a	4.98 ± 1.01a
		R	0.67 ± 0.48a	28.51 ±13.81a	45.95 ± 9.74a	5.59 ± 2.37a
	Robina pseudoacacia	L	0.66 ± 0.58a	15.70 ± 4.63a	60.13 ±21.72a	4.19 ± 1.15a
		B	0.59 ± 0.58a	23.00 ±22.42a	58.10 ±22.96a	5.80 ± 2.23a
		R	1.18 ± 0.84a	25.83 ±21.39a	56.05 ±19.61a	4.22 ± 0.51a

Table 3. Correlation coefficients between heavy metal concentration of soil and that of plant tissue in five tree species

Species	Cd	Cu	Zn	Pb
Corylus heterophylla	0.31	0.52*	0.53**	0.19
Pinus rigida	0.88**	0.72*	0.88*	0.53
Populus alba×glandulosa	0.83**	0.38	0.28	0.77**
Rhododendron mucronulatum	0.21	0.45*	0.60**	0.57**
Robina pseudoacacia	0.87**	0.47	0.40	0.59*

* means statistically significant at 5% level and ** means statistically significant at 1% level

4. 土壤 重金屬과 樹木의 重金屬 濃度間의 相關關係

Table 3에 나타낸 것처럼 대부분 수목의 조직내 중금속 농도는 토양내의 중금속 농도와 정의 상관을 나타냈는데, Cd은 리기다소나무, 현사시나무, 아까시나무에서 높은 정의 상관을 보였다. Cu와 Zn은 난티잎개암나무, 리기다소나무, 진달래에서 정의 상관을 나타냈는데, 난티잎개암나무와 진달래의 상관계수는 Cu와 Zn 모두에서 비교적 낮은 값을 보여주었다. 특히 리기다소나무는 Pb를 제외한 Cd, Cu, Zn에서 가장 높은 상관계수를 나타내서 토양 오염 정도를 가장 잘 반영하는 수종으로 생각된다. Pb은 현사시나무, 진달래, 아까시나무에서 정의 상관을 나타냈으나 비교적 낮은 값을 보였다. 토양에서의 중금속 농도는 식물에서의 중금속 농도와 매우 높은 상관을

Table 4. The ratios of heavy metal concentration of plant tissue to that of soil(concentration factors : CF) of five tree species

Species	Cd	Cu	Zn	Pb
Corylus heterophylla	3.50 (0.52~7.54)	8.89 (0.44~21.55)	13.63 (0.52~36.35)	0.38 (0.06~0.69)
Pinus rigida	5.83 (1.37~14.16)	8.99 (0.55~15.73)	15.08 (0.57~23.11)	1.41 (0.23~2.43)
Populus alba×glandulosa	16.93 (6.36~59.86)	11.19 (0.97~21.40)	16.55 (0.56~27.08)	0.39 (0.09~0.70)
Rhododendron mucronulatum	2.29 (0.25~3.90)	7.32 (0.35~23.54)	12.92 (0.49~33.03)	0.33 (0.07~0.57)
Robina pseudoacacia	4.14 (1.43~8.78)	2.91 (1.41~4.42)	6.28 (1.42~10.69)	0.71 (0.37~1.40)

보이는데, 가장 높은 상관을 보이는 것은 Zn, Cd, 그리고 Cu로 0.884, 0.883, 0.875의 상관계수를 보여주었으며, Pb은 비교적 낮은 상관(r=0.517)을 나타내는 것으로 보고하였다(Ross, 1994). 이러한 결과는 토양내 중금속의 농도가 식물체내의 중금속 농도에 영향을 미치고 있음을 보여준다.

Chamberlain(1983)은 식물체 내의 중금속 농도와 토양내 중금속 농도간의 상관관계를 알아내기 위하여 식물과 토양의 중금속 농도비(Concentration factors : CF)를 이용하였다.

Table 4에 나타난 CF값은 본 실험에서 얻은 결과를 이용하여 계산된 것으로 수종에 따라 약간의 차이가 있지만, Zn가 가장 높은 CF값을 보였고, Pb가 가장 낮은 CF값을 보여주어서 Harrison과 Chirgawi(1989a, b)의 연구 결과와 일치하였다. 특히 현사시나무와 아까시나무의 경우는 Zn의 CF값과 Cd의 CF값이 유사하게 나타났으며, 난티잎개암나무, 리기다소나무, 진달래에서의 각 중금속별 CF값은 Zn>Cu>Cd>Pb의 순으로 나타났다. 5개 수종 중 현사시는 Cd, Cu, Zn에서 가장 높은 CF값을 보여서 중금속의 흡수 및 축적 능력이 가장 뛰어났다.

Harrison과 Chirgawi(1989a, b)의 연구 결과에 의하면 각 중금속들 간의 CF 값은 Zn>Cd>Ni>Cr>Pb의 순으로 나타나는데, CF_{Zn}와 CF_{Cd} 값이 다른 중금속들 보다 큰 이유는 토양내에서 이들 중금속들의 이동성(mobility)과 생물이용도(bioavailability)가 높기 때문이라고 하였다.

토양과 식생오염을 평가하기 위해서 계산된 CF값은 오염원으로부터의 거리에 따라 큰 변이를 가지며, 일반적으로 CF_{Zn}가 CF_{Ni}과 CF_{Cu}보다 높게 나타난다(Hutchinson와 Whitby, 1974).

본 연구 결과에서 광구에서의 거리에 따라 대부분의 중금속이 큰 변이를 보여주었으며, 수종에 따른 차이도 보였으나 대체로 광구 근처에서는 낮은 CF값을 나타냈으며, 광구에서 먼쪽은 CF값이 크게 나타났다(Fig. 2).

結 論

삼보광산과 가학광산의 주변 토양은 중금속에 의해서 심각하게 오염되지 않았으나, 그 중에서 Zn, Pb의 농도는 독성을 나타낼 수 있는 수준이었고, 토양내 중 중금속의 농도는 Zn>Pb>Cu>Cd의 순으로 나타났다. 또한 광구 중심으로부터 멀어질수록 중금속 농도가 감소하는데, 이것은 오염원 가까이에서 피해가 증가할 수 있음을 나타낸다.

각 수종별 중금속의 축적 농도는 현사시나무가 가장 높은 농도를 나타내었으며, 부위별 축적농도는 난티잎개암나무의 뿌리에서 Cd 농도가 높았고, 진달래의 뿌리에서 Cd과 Cu의 농도가 높게 나타났다. 그러나 현사시나무는 잎에서 Cu와 Zn의 농도가 높게 나타났다. 식물체 내 중금속별 농도는 Zn>Cu>Pb>Cd의 순으로 나타났다.

토양과 수목간의 중금속 농도의 관계는 매우 높은 정의 상관을 보여주었으며, 수목과 토양에서의 중금속 농도비(CF)는 Zn가 가장 높은 값을 보였고, Pb가 가장 낮은 값을 보여주었다. 또한 농도비는 수목에 따라 큰 차이를 보였으며, 일부 중금속에 대한 수목의 농도비는 매우 높게 나타났다. 특히 현사시나무에서의 농도비는 가장 높았다. 또한 광구에서의 거리에 따른 농도비(CF)

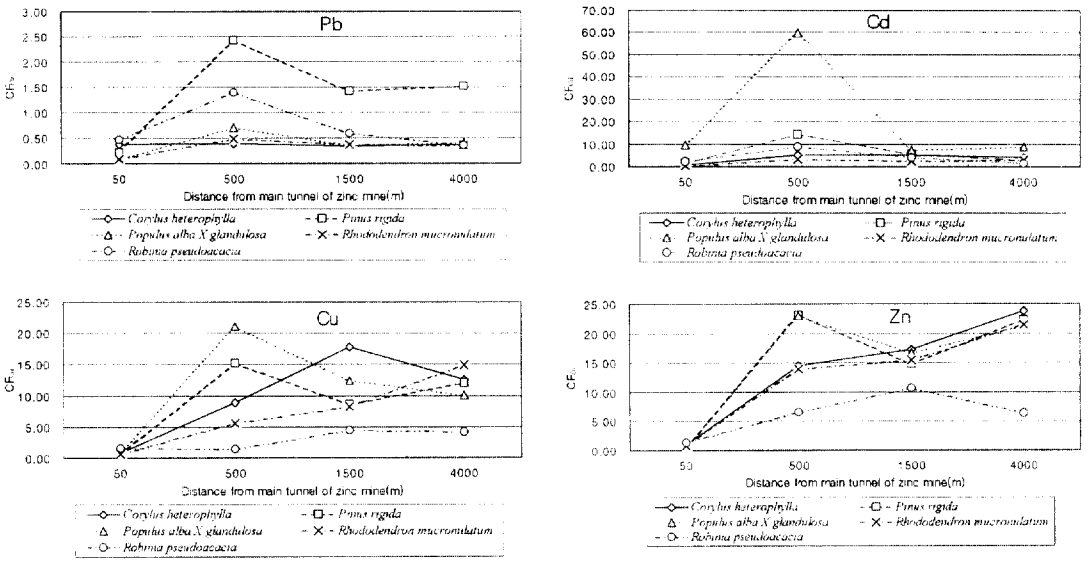

Fig. 2. The ratios of heavy metal concentration of plant tissue to that of soil(concentration factors : CF) of five tree species growing at various distance from main tunnel of zinc mines.

는 변이가 크게 나타났다.

따라서 수목에서의 중금속 축적은 토양의 중금속 농도에 많은 영향을 받으며, 대부분의 수목은 중금속에 대한 흡수 능력이 우수하였다. 특히 토양의 농도에 대한 식물체의 농도비가 가장 높은 현사시나무는 중금속의 흡수 능력이 뛰어나 중금속 오염지에서의 정화 식물로 이용 가능성이 있다고 판단된다. 또한 리기다소나무는 토양과의 높은 상관을 보여줌으로써 토양내의 오염 정도를 간접적으로 판단할 수 있는 수종으로 이용할 수 있을 것으로 보인다.

수목에서의 중금속의 흡수 특성에 관한 연구를 지속하기 위해서는 식물의 내성 기작에 대한 연구가 필요하며, 수목을 정화 식물로서 이용하기 위해서는 정화 효율을 최대로 높이기 위한 연구가 이루어져야 한다고 판단된다.

引 用 文 獻

1. 김성조 · 백승화. 1994. 장항제련소 지역의 토양과 수도체중 Cd 및 Zn 함량의 변화. 한국환경농학지. 13 : 131-141.
2. 정기채 · 김복진 · 한상국. 1993. 아연광산 인근지역 야생식물중의 중금속 함량조사. 한국환경농학회지. 12 : 105-111
3. 農林水産技術協議事務局. 1972a. 土壤および作物體の分析法(1). 日本土肥誌. 43 : 264-270.
4. 農林水産技術協議事務局. 1972b. 土壤および作物體の分析法(2). 日本土肥誌. 43 : 305-311.
5. 農林水産技術協議事務局. 1972c. 土壤および作物體の分析法(3). 日本土肥誌. 43 : 349-356.
6. Adriano, D.C. 1986. Trace Elements in the Trrestrial Environment. Springer-Verlag, New York. 533pp
7. Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and Excluders. Journal of Plant Nutrition. 3 : 643-654.
8. Brown, S.L., R.L. Chaney, J.S. Angle and A.J.M. Baker. 1994. Phytoremidation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc-and cadmium-contaminated soil. Journal of Environmental Quality. 23 : 1151-1157.
9. Chamberlain, A.C. 1983. Fallout of lead and uptake by crops. Atmospheric Environment. 17 : 693-706.
10. Colpaert, J.V. and J.A. Van Assche. 1992. Zinc toxicity in ectomycorrhizal *Pinus sylvestris*. Plant and Soil. 143 : 201-211.
11. Cumming, J.R. and A.B. Tomsett. 1992.

Metal tolerance in plants : Signal transduction and acclimation mechanisms. pages 329-364 in D.C. Adriano ed. Biogeochemistry of Trace Metals. Lewis, Boca Raton.

12. Garland, T.R., D.A. Cataldo and R.E. Wildung. 1981. Absorption, transport, and chemical fate of plutonium in soybean plants. J. Agric. Food Chem. 29 : 915-920.
13. Harrison, R.M. and M.B. Chirgawi. 1989a. The assesment of air soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. I-Use of a filtered air gorwth cabinet. The Science of the Total Environment. 83 : 13-34.
14. Harrison, R.M. and M.B. Chirgawi. 1989b. The assesment of air soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. III-Experiments with field-grown plants. The Science of the Total Environment. 83 : 47-63.
15. Heinrichs, H. and R. Mayer. 1980. The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals. Journal of Environmental Quality 9 : 111-118.
16. Hutchinson, T.C. and L.M. Whitby. 1974. Heavy metal pollution in the Sudbury mining smelting region of Canada. I-Soil and vegetation contamination by nickel, copper and other metals. Environmental Conservation. 1 : 123-132.
17. Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 1984. Trace Elements in Soils and Plants CRC Press, Boca Raton, Florida. 315pp.
18. Levitt, J. 1980. Responses of Plants to Environmental Stresses. 2nd ed. Academic Press, New York. 697pp.
19. Ochiai, E.I. 1987. General Principles of Biochemistry of the Elements. Plenum Press, New York. 461pp.
20. Robson, A.D. 1993. Zinc in Soils and Plants. Kluwer academic publishers Dordrecht. 208pp.
21. Ross, S.M. 1994. Toxic Metals in Soil-Plant Systems. John Wiley & Sons Ltd. New York. 469pp.
22. Salt, D.E., M. Blaylock, N.P.B.A. Kumar, V. Dushenkov, B.D. Ensley, I. Chet and I. Raskin. 1995. Phytoremidation : a novel strategy for the removal of toxic metals from the environmental using plants. Bio/Technology. 13 : 468-474.