

도시 내 음지 중금속 오염지에 대한 비비추의 식물정화 효과

주진희·윤용한*

Phytoremediation of Soils Contaminated with Heavy Metal
by *Hosta longipes* in Urban Shade

Jin-Hee Ju · Young-Han Yoon*

건국대학교 녹색기술융합학과

(Department of Green Technology Convergence, College of Science Technology, Konkuk University)

제출: 2013년 2월 12일 수정: 2013년 9월 18일 승인: 2013년 12월 5일

국문 요약

도시 내 중금속 오염지에 대한 정화방법의 하나인 식물정화재배(phytoremediation)의 효용성을 검증하기 위해 자생 지피식물인 비비추를 대상으로 실험을 수행하였다. 카드뮴(Cd), 납(Pb), 아연(Zn)의 중금속을 중심으로 각각 네 가지 농도로(0, 100, 250, 500 mg·kg⁻¹) 처리한 무배수용기에 비비추를 식재한 후 7개월간 식물과 토양 내 중금속 변화량을 살펴보았다. 비비추 지상부에서의 카드뮴(Cd)과 납(Pb)은 처리농도가 증가할수록 검출량도 증가하였으나, 아연(Zn)은 감소되었다. 지하부에서는 아연(Zn), 카드뮴(Cd), 납(Pb)처리가 고농도일수록 검출량도 높아지는 경향을 보였다. 식물체 지상부와 지하부간의 축적률인 TF(transportation factor)의 경우, 대부분 중금속 처리에서 80% 이상을 지하부에서 축적하는 것으로 나타났다. 토양 내 중금속의 제거량은 세 가지 중금속 모두 처리농도가 높을수록 비례적으로 증가하였다. 식물체와 토양 내 중금속 농도비인 BF(bioaccumulation factor)의 경우 아연(Zn)이 낮은 반면, 카드뮴(Cd), 납(Pb)의 경우 토양에서 식물체에 의한 축적률이 30% 이상인 것으로 나타났다. 이러한 반응은 오염된 토양에서 식물은 생육이 가능한 한계까지만 활성화할 수 있는 낮은 농도의 중금속을 선택적으로 축적하려는 것으로 판단되며, 지속적인 정화효과를 위해서는 생육과 축적이 가능한 저농도 중금속 오염지를 정화방법으로 적용될 수 있으리라 본다.

■ 주제어 ■ 비비추, 식물재배정화법, 중금속, 토양오염, 도시 내 영구음영지

Abstract

Hosta longipes is one of the most popular ornamental perennials in use in Korea today, and is mainly used as a groundcover plant in urban shaded places. In this study, the pytoremediation effect of *Hosta longipes* was tested using four concentrations (Control, 100, 250 and 500mg·kg⁻¹) of Cd, Pb and Zn in soil. The plants were planted in 300mm × 200mm × 250mm drainless-containers, which were filled with a artificial amended soil for 7 months. The results showed that the contents of heavy metals cadmium and lead in the shoot of *Hosta longipes* increased with

increasing heavy metal concentration levels exception of zinc. The amount of zinc, cadmium, and lead accumulated in roots were increased with heavy metal concentration levels up in soil. The shoot/root ratios(TF: translocation factor) values were found to be more than 80% of total Zn, Cd, and Pb take up by *Hosta longipes*. These results indicated that root is the major part for accumulation of heavy metal. The removal contents of zinc, cadmium, and lead increased significantly with the increasing heavy metal concentration in the soil, which was planted with *Hosta longipes*. The heavy metal concentration accumulation in plant/soil ratios (BF: bioaccumulation factor) values for three metals were found to be more than 30% in cadmium and lead, but lower in zinc treatments. The different responses of *Hosta longipes* suggest that in heavy metal contaminated soils the plant adsorbs available metals depending on the concentration soils in which they are present. Therefore, this species can be an efficient phytoremediator for soils contaminated with cadmium and lead in urban shaded places.

■ **Keywords** ■ *Hosta longipes*, Phytoremediation, Heavy Metal, Contaminated Soil, Urban Shaded Places

I. 서론

우리나라의 종합적인 토양오염도 평가 및 토양오염의 복원정책은 1996년 토양환경보전법이 시행되면서 수립되었다고 할 수 있다. 오염토양의 개량방법들은 크게 물리적, 화학적 및 생물학적인 방법으로 분류할 수 있다. 물리적인 방법에는 반전심경, 객토, 배토, 삭토 등의 방법이 있고(정구복 외, 2000), 화학적인 방법으로는 유해물질의 고정(fixation), 용탈(leaching), 이온교환(ion-exchange) 및 불용화(immobilization) 등의 다양한 물리화학적 방법이 사용되어 왔다. 그러나 기존의 기술은 오염된 토양의 처리에 있어 고가의 장비와 기술이 요구되며 농경지와 같이 상대적으로 낮은 농도의 중금속으로 광범위하게 오염된 지역에 적용하기에는 어려움이 있다(옥용식 외, 2004). 또한, 기존의 물리·화학적 방법은 고비용 및 2차 오염 문제를 야기하고 있어, 식물을 이용해 중금속 오염지를 정화시키는 녹색기술인 식물재배정화법(phytoremediation)이 주목받고 있다.

식물을 이용한 토양오염의 복원기술인 식물재배정화법은 정화 목표에 도달하기까지 다소 많은 시간이 소요되고 오염의 정도가 심각한 지역에는 적용하기 어렵다는 등의 단점으로 광범위하게 적용되지 못하였으나, 비용이 저렴하고 환경친화적 기술이라는 점에서 최근 들어 관심이 증가하고 있다(Cunningham et al., 1995). 특히 식물재배정화법은 광산지역 및 농경지 같이 비교적 넓은 부지를 대상으로 토양을 개량하고 오염된 토양을 장기적으로 무독화할 수 있는 청정기술로는 가장 적절한 공법으로 알려져 있다

(김정규 외, 1999).

Phytoremediation에 대한 초기 연구는 주로 금속광산 지역의 같은 오염 토양에서 서식하는 식물을 대상으로 지상부에 많은 중금속을 축적할 수 있는 식물(natural hyperaccumulator) 종의 탐색에 대한 연구가 주를 이루었다. Cd, Cu, Ni, Pb, Zn 오염토양의 phytoremediation에 사용된 대표적인 hyperaccumulator로는 *Thlapi caerulescens*, *Thiaspi ochroleumcum*, *Brassica juncea*, *Hordeum vulgare*, *Acana sativa* 등이 있다(Chen et al., 2003). 그러나 현재까지 알려진 대부분의 hyperaccumulator의 경우 중금속에 대한 축적량은 높으나 타작물과 비교할 때 성장속도가 느리며 특히 수확량(biomass)이 낮아 실제로 오염된 토양에 투입하였을 때 식물이 제거할 수 있는 중금속의 총량을 기준으로 평가할 때는 경제성이 상실된다(옥용식 외, 2004).

도시의 자연녹지 토양중금속을 분석한 결과 산림토양보다 높게 나타났는데, 이는 자동차 및 도시 폐기물 등 오염원에 대한 노출이 심하기 때문인 것으로 보며 또한 강우에 의한 중금속의 토양 내 유입이 중금속 축적을 가중시킨 것으로 보고 있다(김계훈, 박순남, 2000). 서울시 우수관에서 채취한 도로변 퇴적물의 중금속 오염의 공간적 변화를 살펴본 결과, 가장 오래된 거주지역과 산업지역을 중심으로 해서 중금속 오염이 심하게 진행되고 있음을 지적하고 있다. 특히 Cu, Ni, Fe 및 Cr은 산업시설 수와, Cr, Zn 및 Cd는 자동차 통행과 관련성이 높은 것으로 보고되고 있다(이평구 외, 2004). 하남시의 경우 일부 조사지역에서 카드뮴(Cd)의 수치가 매우 높은 값을 보여(김계훈, 김권래, 2000), 중금속에 의한 오염이 어느 정도 진행되고 있음을 말해주고 있다.

최근 들어 도시 내 건축물의 고층화와 고밀도화로 인한 영구적인 음영지가 증가함에 따라 음지식물의 phytoremediation에 관한 관심이 높아지고 있으나, 양지식물에 대한 선행자료만 있을 뿐 관련된 자료가 거의 없는 것이 현실이다. 따라서 본 연구에서는 자생식물로 관상가치가 높고, 내음성이 강한 비비추를 선정하여 아연(Zn), 카드뮴(Cd), 납(Pb) 등 세 가지 종류의 중금속 농도에 따른 식물체의 축적과 토양 내 중금속 제거정도를 평가함으로써 도시 내 음지의 중금속 오염지에 대한 식물재배정화 효과를 밝히고자 한다.

II. 연구재료 및 방법

1. 실험구 조성

실험구는 가로 300mm × 세로 200mm × 높이 250mm의 폴리에틸렌 재질의 배수구가 없는 용기를 자체 제작하였다. 이는 토양 내 중금속이 관수에 의해 외부로 방출되는 것을 방지하기 위한 조치로, 배수불량을 고려해 용기의 하부 50mm를 펄라이트(perlite)를 이용해 배수층을 조성해 주었다. 중금속 종류는 토양오염실태결과 중금속 오염도(환경부, 2007)를 기준으로 가장 높은 경향을 나타낸 아연(Zn)과 납(Pb), 그리고 인체의 피해정도가 가장 심한 카드뮴(Cd)으로 선정하였다. 중금속 배합농도는 우리나라 아연에 대한 최고 중금속 측정량(환경부, 2007)과 기존의 연구의 중금속 농도처리를 기준으로(Anthony et al., 2006), 0(Control), 100, 250, 500mg·kg⁻¹(이하; Control, 100, 250, 500) 등 네 가지 처리구 구분하여 각각의 실험구에 배합토와 혼합하였다.

식물재료는 2009년 2월에 지름 12cm화분의 비비추를 구입하여 1개월간 온실에서 순화시켰다. 2009년 3월에 각각의 중금속을 농도별 처리한 실험구에 10개씩 식물을 식재하여 2009년 9월까지 약 7개월간 생육실험을 수행하였다. 실험온실의 환경조건은 평균 온도가 22.0±4.0℃, 습도는 50±5.0%, 낮 동안의 평균 광도는 150~200 μmol·m⁻²·s⁻¹이었고, 관수는 일주일에 500ml씩 총 2회 실시하였다. 실험구는 완전임의로 배치하여 환경차이에 의한 생육변화를 최소화하였다.

2. 측정방법

1) 식물

식물체 내 중금속을 실험초기와 실험종료 후의 축척정도를 살펴보기 위해, 각 시기 별로 실험구 내 식물체를 채취하였다. 채취된 식물은 이물질 제거 후, 그늘에서 2주간 충분히 자연 건조시킨 후 잘게 잘라 2g씩 삼각플라스크에 담아 농질산(Conc. HNO₃) 10ml를 가하여 24시간 방치하였다. 분해액인 Ternarysolution (HNO₃:H₂SO₄:HClO₄ = 10:1:4) 20ml를 가하여 갈색연기가 나오지 않을 때까지 열판에 가열하고 식혔다. 이 용액을 No.5 여과지(Ashless quantitative filter paper, Advantec, USA)로 여과한 후 증류수를 넣어 부피를 50ml로 만들어 유도결합플라즈마 발광광도계(ICP-OES, Optima 5300DV, USA)로 분석하였다.

2) 토양

토양 내 중금속 측정은 실험구 내 토양을 대상으로 잡초와 이물질을 제거한 뒤 표토(0~15cm)를 약 1kg가량 채취하여 그늘에서 2주간 충분히 자연 건조하였다. 건조 후 2mm체로 쳐서 통과된 고운 흙을 폴리에틸렌 봉지에 넣어 암소에 보관하여 분석용 시료로 사용하였다. 토양의 조제와 화학성분 및 중금속 함량분석은 토양오염공정시험방법(환경부, 2002)에 준하였다. 구체적으로는 토양 10g을 정확히 칭량하여 0.1N HCl 50 ml에 넣은 후 항온수평진탕기(100회/분, 진폭 10cm)를 사용하여 30℃를 유지하면서 1시간 진탕한 다음 No.5 여과지(Ashless quantitative filter paper, Advantec, USA)로 여과한 후, 유도결합플라즈마 발광광도계(ICP-OES, Optima 5300DV, USA)로 분석하였다.

3) TF(Translocation factor), BF(Bioaccumulation factor)

식물체 지상부와 지하부 간의 중금속 농도비(TF; translocation factor)와 식물체와 토양의 중금속 농도비(BF; bioaccumulation factor)는 식물체의 중금속 축적능과 토양 내 제거능을 보여주는 지표로 활용될 수 있다(한심희 등, 1998; 주영규 등, 2011). 본 연구에서는 세 가지 중금속과 처리농도별로 식물재배정화 효과를 BF, TF로 분석하였다. 이에 TF는 지상부/지하부의 중금속 농도로, BF는 식물체/토양의 중금속 농도로 계상한 후 백분율로 나타내었다.

III. 연구결과 및 고찰

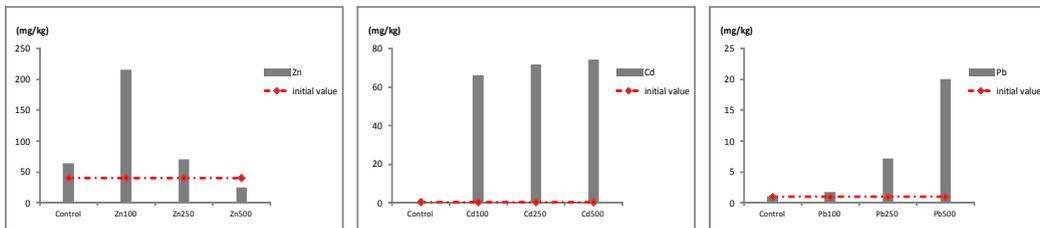
1. 식물체 중금속 변화

1) 지상부

아연(Zn)처리구에서는 처리농도가 높아질수록 비비추 지상부에서 아연(Zn)함량은 낮아지는 경향을 보였다. 대조구(Control)에 비해 Zn100처리구에서 $70\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 이상 검출된 반면, Zn250처리구에서는 $30\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Zn500처리구에서는 $15\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 로 점차 감소되었다. 한편, 카드뮴(Cd)처리구의 경우, Cd100, Cd250, Cd500에서 각각 60, 71, $74\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 순으로 검출되어 처리농도에 따른 차이는 뚜렷하지 않았으나, 고농도의 처리

구로 갈수록 비비추 지상부의 카드뮴의 검출량은 증가하였다. 납(Pb)처리구의 경우, Pb250에서는 $6\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 이, Pb500에서는 $19\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 로, Control과 Pb100보다 증가폭이 컸다(그림 1 참조). 카드뮴과 같이 처리농도가 높아질수록 증가하는 것은 동일하나, 증가 폭은 납처리구에서 더 뚜렷하였다. 반면, 아연처리구는 처리농도가 높을수록 축적량이 감소하였다. 이러한 결과는 아연이 토양 내 불용성 중금속으로, 식물체로의 이행성이 낮기 때문에(정구복 외, 2004), 카드뮴과 납보다 지상부로의 이동성이 우수하지 않았던 것으로 해석된다.

그림 1 Zn, Cd, and Pb accumulation(dry matter) between initial value and final value in shoot of *Hosta longipes* planted for 7 months treated with different concentration heavy metal levels in soil. Each value is the mean of 10 replicates.



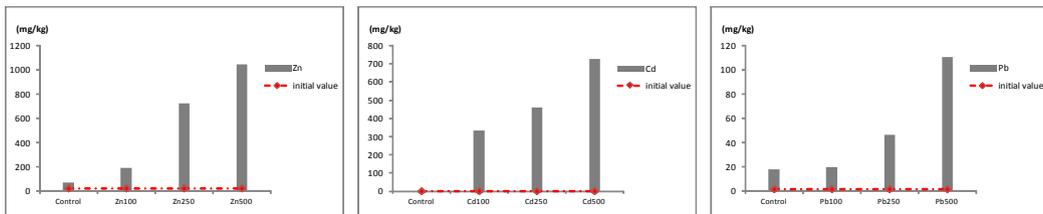
2) 지하부

비비추 지하부의 경우, 아연(Zn)처리구에서는 처리농도가 높아질수록 비례적으로 아연 검출량이 증가되었다. 즉, 대조구(Control)에서 $50\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 인데 비해, Zn100, Zn250, Zn500처리구에서 각각 170, 700, $1,000\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 이상의 중금속 함량이 검출되어 확연한 증가세를 보여주었다. 카드뮴(Cd)처리구 또한 대조구에 비해 Cd100, Cd250, Cd500의 처리구별로 각각 약 300, 460, $725\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 이상 지하부에서 검출되어 아연처리구와 유사한 경향을 보였다. 한편, 납(Pb)처리구에서는 대조구(Control)에서는 $15\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 이상, Pb100, Pb250, Pb500처리구에서 각각 약 20, 46, $110\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 이상 검출됨으로써, 다른 중금속처리에 비해 상대적으로 검출량은 적었지만, 처리농도가 높아질수록 비례적으로 증가한 결과는 유사하였다(그림 2 참조).

이러한 경향은 부레옥잠에 의한 납(Pb), 카드뮴(Cd) 및 수은(Hg) 등의 축적량이 저농도보다 고농도의 처리구에서 그리고 혼합 처리구보다 단독 처리구에서 높게 검출된

다는 Muramoto, Oki(1983)의 실험결과와 비슷한 경향을 보였다. 또한, 주영규 외 (2011)은 토지이용 형태별 벌개미취의 중금속 흡수능을 연구한 결과, 토양 내 카드뮴 농도가 높을수록 흡수능이 증가한다고 하여 본 결과와 유사한 결과를 보여주고 있다. 전반적으로 볼 때 비비추의 지하부에서는 아연, 카드뮴, 납의 검출량이 지상부보다 높았는데, 이는 토양 내의 중금속과 직접적으로 접하는 지하부가 지상부보다 이동성이 다소 높아 뿌리로의 이행이 용이했기 때문인 것으로 판단된다.

그림 2 Zn, Cd, and Pb accumulation(dry matter) between initial value and final value in roots of *Hosta longipes* planted for 7 months treated with different concentration heavy metal levels in soil. Each value is the mean of 10 replicates.



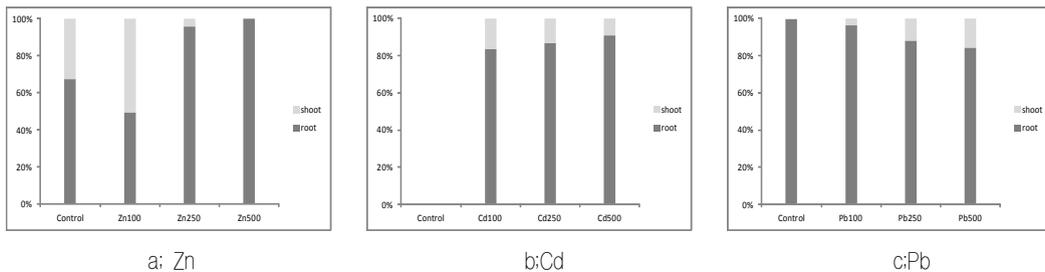
3) TF(Translocation factor) 분석

아연(Zn)처리구에서 지상부와 지하부 간의 축적정도를 살펴본 결과, Zn100처리구에서는 거의 비슷한 비율로 축적된 반면, Zn250과 Zn500처리구에서는 전체 축적량 중 지하부에서 90~100%로, 지상부보다 지하부에서 주로 축적이 이루어지고 있음을 보여주었다. 카드뮴(Cd)처리구의 경우, 대조구를 제외하고 Cd100, Cd250, Cd500처리구에서 모두 지하부에서 축적률의 약 80% 이상을 차지하는 것으로 분석되었다. 납(Pb)처리구도 지하부에서 축적율이 80% 이상으로 나타났으나, 처리농도가 높을수록 지상부의 축적량 비율이 점차 증가되었다(그림 4 참조).

일반적으로 식물체 내 중금속 농도는 지상부보다 지하부에서 10배 정도 높은데 (Chaney et al., 1997), 그 이유는 중금속에 대한 내성 기작 중 하나로, 가급적 많은 양의 중금속을 지하부에서 지상부로 이동 및 분배시킴으로써 중금속이 지하부에만 축적되어 조기에 독성 피해가 나타나는 것을 최소화시키기 위해서이다(최문경, 장매희, 2003). 여진기(2002)는 현사시나무와 박달나무 묘목의 납 흡수 능력 평가실험 결과, 두 식물 중 모두 흡수한 납(Pb)의 대부분을 뿌리에 축적한다고 보고하였다. 박종범(2007)

은 납 오염토양에서 생육한 애기장대의 경우 납은 식물의 줄기나 잎보다는 뿌리에 더 많이 축적되며, 줄기와 잎에 축적되는 납의 농도는 토양 속 오염된 납 농도에 비례하여 증가하지 않으나 뿌리에서는 농도에 비례하여 증가하였다고 하였다. 강병화 외(1998)은 카드뮴(Cd) 농도가 높아질수록 초본류의 지상부와 지하부의 흡수량은 증가하였는데, 이는 중금속의 흡수량이 식물이 이용 가능한 형태의 용해도와 용출량에 의해 결정되기 때문이라고 해석하고 있다. 강경홍과 김인성(1996)은 관속식물을 이용한 토양 내의 중금속 제거에 관한 연구에서 토양에 직접 접한 식물체의 뿌리부분에서의 중금속 농축량이 식물체의 다른 부분보다 월등히 높다고 하였다. 정리하면, 이러한 결과물들은 지하부가 지상부보다 중금속을 가장 직접적으로 흡수할 수 있는 식물기관임을 좀 더 명확히 알려주는 연구라고 할 수 있다. 하지만 중금속 고축적식물(hyper-accumulator)일수록 지상부와 지하부의 축적차이가 거의 없다고 볼 때(Chaney et al., 1997), 지하부의 축적이 뚜렷하다는 것은 뿌리로 흡수된 중금속이 지상부로 잘 이동하지 못했음을 의미한다고 하겠다. 이러한 맥락에서 볼 때, 비비추는 카드뮴과 납처리구가 고농도임에도 불구하고 지하부에서 지상부로 이행율이 상대적으로 아연처리구보다 높아 카드뮴과 납 오염지에 대한 식물정화 식물소재로 활용성이 높음을 보여준다고 하겠다.

그림 3 TF (translocation factor) ratio between shoot and root of *Hosta longipes* planted for 7 months treated with different concentration heavy metal levels in soil.



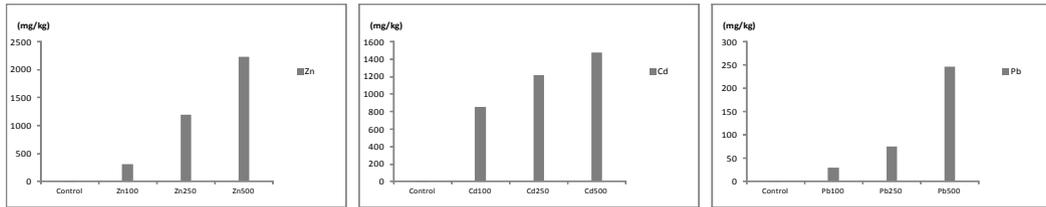
2. 토양 중금속

1) 토양 내 제거량

비비추 식재토양 내 아연(Zn), 카드뮴(Cd), 납(Pb)의 제거량은 처리농도가 높을수록 증가하였다. 아연(Zn)처리구에서 대조구가 $12.2\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 인데 비해, Zn100, Zn250, Zn500 처리구에서 각각 315, 1,190, $2,263\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 로, 처리농도가 높아질수록 제거량이 확연하게 증가되었다. 카드뮴(Cd)처리구의 경우에도, 대조구가 $0.5\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Cd100에서 $854.5\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Cd250에서 $1,216.6\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Cd500에서 $1,471.7\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 로 제거량이 점차 증가되었다. 한편, 납(Pb)처리구에서는 대조구에서 $0.435\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Pb100에서 $30.59\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Pb250에서 $74.67\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Pb500에서 $246.21\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 로 처리농도가 높을수록 토양 내 납의 제거량이 확연하게 증가되었다.

정슬기, 김태성, 문희선(2010)의 다양한 중금속의 식물체로의 흡수 및 축적 특성 비교에 관한 연구에서 아연(Zn)은 전체적인 토양 내 초기농도가 $0\sim 1,000\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 의 범위에서는 농도가 증가함에 따라 제거량이 증가하나 $1,000\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 이상의 농도에서는 감소한다고 하였다. 한편, 토양 내 카드뮴(Cd)의 초기농도($0\sim 100\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)별 식물체 내 카드뮴(Cd) 축적 농도에 대해서는 십자화과(Brassicaceae), 벼과(Poaceae) 등과 같은 카드뮴 축적 종의 경우에는 초기 카드뮴 농도의 범위에서 농도가 증가할수록 카드뮴의 제거량이 확연하게 높아진다고 하였다. 납(Pb)의 경우 초기농도에 관계없이 대부분 $1,000\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 이하에서 제거능을 보이나, 약 $2,000\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 이상의 농도에서는 제거량이 급격히 감소한다고 하였다. 반면 Ghosh, Singh(2005)은 토양 내 카드뮴(Cd) 초기농도가 $200\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 이상이 되면, 식물체 성장에 저해를 주며, 카드뮴의 제거량 또한 낮아진다고 하였다. 주영규 외(2011)의 벌개미취의 중금속 흡수능 연구에서는 토양 내 카드뮴 함량이 많은 경우에는 토양 내 제거능이 많으나, 토양에 카드뮴 함량이 낮을 경우에는 제거량이 적다는 결과를 도출하였다. 본 연구에서도 식재 배합토 내 중금속 처리농도가 높을수록 제거되는 중금속량이 증가하였으나, 식물체의 생육 활성도와 상관성을 파악할 필요가 있다고 본다.

그림 4 Zn, Cd, and Pb removal in soil of *Hosta longipes* planted for 7 months treated with different concentration heavy metal levels.

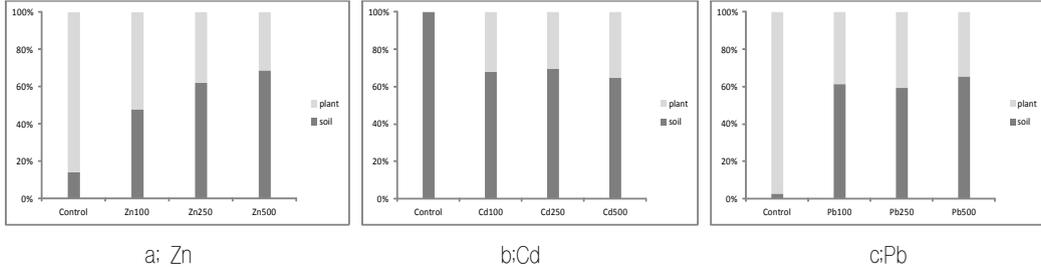


2) BF(Bioaccumulation factor)

토양 내 중금속 제거정도를 알아보기 위해 식물체 내의 중금속 농도와 토양 내 중금속 농도 간의 BF(Bioaccumulation factor)를 비교분석한 결과, 중금속 종류와 처리농도에 따라 다른 경향을 보였다. 즉, 아연(Zn)처리구에서는 처리농도가 높아질수록 토양에서 식물체로 축적되는 정도가 감소한 반면, 카드뮴(Cd) 처리구에서는 대조구에 비해 약 30% 이상 식물체에서 축적하나 처리농도에 따른 차이는 분명하지 않았다. 납(Pb)처리구에서 또한 약 40% 이상을 식물체에서 축적한 것으로 나타났으나, 처리농도에 따른 차이는 크지 않았다.

아연(Zn)이 카드뮴과 납에 비해 식물체에 의한 축적률이 저조했던 이유는 아연이 토양 내 불용성 중금속으로, 식물체로의 이행성이 낮았기 때문인 것으로 해석된다. 또한, 중금속을 검출한 시기가 낙엽이 지는 시기였기 때문에 상대적으로 생산량이 적었던 것도 한 요인으로 작용했으리라 본다. 무엇보다도, 이러한 반응은 오염된 토양에서 식물은 생육이 가능한 한계까지만 활성화할 수 있는 낮은 농도의 중금속을 선택적으로 축적하려는 것으로 사료된다. 그럼에도 불구하고 고농도로 처리된 카드뮴과 납처리구에서 식물체에 의한 축적률이 30% 이상이라는 것은 매우 고무적인 결과로, 카드뮴과 납의 오염지에 대한 식물정화방법의 효용성을 입증한다고 하겠다.

그림 5 BF(bioaccumulation factors) ratio between plants and soil of *Hosta longipes* planted for 7 months treated with different concentration heavy metal levels in soil.



IV. 적요

본 연구에서는 자생식물로 관상가치가 높고, 내음성이 강한 비비추를 선정하여 아연(Zn), 카드뮴(Cd), 납(Pb) 등 세 가지 종류의 중금속 농도처리에 따른 식물체의 축적과 토양 내 중금속 제거정도를 평가함으로써 도시 내 음지의 중금속 오염지에 대한 식물 재배정화 효과를 밝히고자 한다. 실험구는 인공배합토에 카드뮴(Cd), 납(Pb), 아연(Zn) 등의 중금속을 네 가지 농도로(0, 100, 250, 500mg·kg⁻¹), 각각 처리하여 비비추를 식재한 후, 약 7개월간 식물체와 토양 내 중금속 변화를 살펴보았다.

비비추 지상부에서 카드뮴(Cd)과 납(Pb)은 농도가 증가할수록 검출량도 증가하였으나, 아연(Zn)은 감소되었다. 반면, 지하부에서는 아연(Zn), 카드뮴(Cd), 납(Pb)이 고농도로 처리할수록 검출량 또한 증가하였다. 식물체 지상부와 지하부간의 축적률인 TF(transportation factor)의 경우, 대부분 중금속 처리에서 80% 이상을 지하부에서 축적하는 것으로 나타났다. 토양 내 중금속의 제거량은 세 가지 중금속 모두 처리농도가 높을수록 제거량 또한 비례적으로 증가하였다. 식물체와 토양 내 중금속 농도비인 BF(bioaccumulation factor)의 경우, 아연(Zn)이 낮은 반면, 카드뮴(Cd), 납(Pb)의 경우 토양에서 식물체에 의한 축적률이 30% 이상인 것으로 나타났다. 따라서, 아연의 경우 일정 농도 이상이 될 경우 토양에서 식물체로의 이동이 원활치 않음을 시사하고 있어 고농도의 아연축적 오염지에는 비비추를 활용하기에 한계가 있음을 보여준 결과라 하겠다. 반면, 고농도로 처리한 카드뮴과 납은 식물체로의 축적률이 높아 이러한 오염지에 대한 환경복원용 녹색식물소재로서 비비추의 활용가능성이 높을 것으로 기대된다.

식물을 이용한 정화(phytoremediation) 효과는 고농도 오염지역에서 단기간의 정화 효과를 기대하기는 사실상 어려운 것이 현실이다. 하지만, 자연성, 안전성, 경관성을 제공하고 바람, 빗물, 지표수를 통한 오염물질의 광범위한 수직·수평적 확산을 방지하는 등의 직간접적인 측면에서 매우 유용한 환경복원법이라고 하겠다. 추후, 식물은 일반적으로 생육기 초기에 지상부에 물질 축적이 일어나고, 생육기 후기에는 지상부에 축적된 물질이 지하부로 이전하기 때문에 phytoremediation 효과를 극대화하기 위해서는 비비추의 생육과 관련되어 최대생산량을 얻을 수 있는 절취시기와 생육시기별 축적에 대한 연구가 요구된다. 또한, 고농도의 중금속 정화효과를 위해 향토종을 중심으로, 목본류에 대한 오염원 축적과 내성에 대한 장기적인 현장검증을 통한 고축적수종(hyper-accumulator) 선정이 이루어져야 할 것이다.

참고문헌

- 강병화, 심상인, 이상각, 김광호, 정일민. 1998. “폐지펄, 단풍잎폐지펄, 소리쟁이를 이용한 중금속 오염토양의 식물복원법(phytoremediation)에 관한 연구”. 『한국잡초학회지』 18(3): 262-267.
- 김계훈, 박순남. 2000. “중부 지역 도시 자연녹지 토양중 NO₃⁻, SO₄²⁻ 및 중금속 분포”. 『한국환경농학회지』 19(4): 351-357.
- 김계훈, 김권래. 2000. “경기도 하남시 토양의 중금속 함량 분포 조사”. 『한국환경농학회지』 19(4): 345-350.
- 김정규, 임수길, 이상환, 이창호, 정창윤. 1999. “휴·폐광지역오염토양의 phytoremediation을 위한 식물자원 검색”. 『한국환경농학회지』 18(1): 28-34.
- 나규환, 김순진, 신정식, 최한영, 이장훈. 1997. “콩을 이용한 식물 filter에 의한 중금속 제거에 관한 연구”. 『한국환경위생학회지』 23(1): 105-108.
- 박종범. 2007. “납에 노출된 애기장대의 식물기관에 축적된 납 농도”. 『생명과학회지』 17(10): 1414-1418.
- 정구복, 김원일, 이종식, 신중두, 김진호, 윤순강. 2004. “중부지역 과수원 토양중의 중금속 함량 평가”. 『한국환경농학회지』 23(1):15-21.
- 여진기. 2002. “임목을 이용한 납의 흡수 정화”. 『산림』 442: 65-67.
- 옥용식, 김정규, 양재의, 김휘중, 유경열, 박창진, 정택영. 2004. “중금속 오염토양의 식물정화 기술과 형질전환 식물의 이용에 관한 최근 연구동향”. 『한국토양비료학회지』 37(6): 396-406.
- 이평구, 유연희, 윤성택, 신성천. 2004. “서울시 우수관에서 채취한 도로변 퇴적물의 중금속오염의 공간적 변화”. 『한국지하수토양환경학회지』 8(2): 19-35.
- 이상각, 강병화. 2001. Zn 및 Cu “오염토양에서 담배에 의한 복원 탐색”. 『한국농학회지』 20(4): 211-217.
- 정구복, 김원일, 문광현. 2000. “토양 중 카드뮴과 납의 Phytoextraction을 위한 식물재배 연구”. 『한국환경농학회지』 19(3): 213-217.
- 정슬기, 김태성, 문희선. 2010. “식물정화공법에서 다양한 중금속의 식물체로의 흡수 및 축적 특성 비교-식물체 종류, 중금속 종류, 토양 내 중금속 농도를 중심으로”. 『한국지하수토양환경학회지』 15(3): 61-68.
- 주영규, 권혁준, 조주성, 신소림, 김태성, 최수빈, 이철희. 2011. “토지이용 형태별 별개미취의

- 생육 및 중금속 흡수능”. 「한국자원식물학회지」 24(1): 48-54.
- 한심희, 현정오, 이경준, 조덕현. 1998. “아연폐광산 주변 토양의 중금속(Cd, Cu, Zn, Pb) 오염에 따른 5개 수종의 부위별 중금속 축적”. 「한국임학회지」 87(3): 466-474.
- 환경부. 2002. 「토양오염공정시험방법」.
- _____. 2007. 「토양측정망 및 실태조사결과」.
- 최문경, 장매희. 2003. “아연폐광지역의 식물복원을 위한 썩과 해바라기의 생리, 생화학적 반응과 중금속 축적”. 「월예과학기술지」 21(4): 451-456.
- Anthony G. K., B. Singh, and N. P. Bhatia. 2006. “Heavy metal tolerance in common fern species”. *Australian Journal of Botany*, 55(1): 63-73.
- Chaney, R. L., M. Malik, Y. M. Li, S. L. Brown, J. S. Angle, and A. J. M. Baker. 1997. “Phytoremediation of soil metals”. *Biotechnology*, 8: 279-284.
- Chen, Y. X., Q. Lin, Y. M. Luo, Y. F. He, S. J. Zhen, Y. L. Tu, G. M. Tian, M. H. and Wong. 2003. “Role of citric acid on the phytoremediation of heavy metal contaminated soil”. *Chemosphere*, 50: 807-811.
- Cunningham, S. D., W. R. Berti, J. W. Huang. 1995. “Agronomic remediation of contaminated soils”. *Trends Biotechnol*, 13: 393-397.
- Ghosh, M. and S. P. Singh, 2005. “A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products”. *Applied Ecology and Environmental Research.*, 3(1): 1-18.
- Muramoto, S. M. and Y. Oki, 1983. “Removal of some heavy metal from polluted water hyacinth (*Eichhornia crassipes*)”. *Bull. Environ, Contam. Toxicol.*, 30: 170-177.