Journal of Environmental Science International
24(12); 1583~1590; December 2015

pISSN: 1225-4517 eISSN: 2287-3503
http://dx.doi.org/10.5322/JESI.2015.24.12.1583

ORIGINAL ARTICLE

중금속(카드늄, 납, 아연)처리에 따른 자생 비비추(*Hosta longipes*)의 형태적 반응

강광철[1)] · 주진희*

건국대학교 녹색기술융합학과, [1)]충북대학교 화학과

Morphological Responses of Korean Native Plant *Hosta longipes* to Heavy Metals Cd, Pb, and Zn

Kwang-Cheol Kang[1)], Jin-Hee Ju*

Department of Green Technology Convergence, Konkuk University, Chungju 27478, Korea
[1)]Department of Chemistry, College of Nature Science, Chungbuk National University, Chungju 28644, Korea

Abstract

The aim of this study was to examine the morphological responses of *Hosta longipes*, an ornamental plants for heavy metal contaminated soils in urban landscaping, to heavy metals Cd, Pb, and Zn. Plants were grown in artificial soil amended with Cd, Pb, and Zn at concentation of 0, 100, 250, and 500 mg/kg. Plant height, leaf length, leaf width, total leaf number, deaf leaf number, new leaf number, chlorophyll contents, and ornamental value were monitored from May to August. At 4 months after planting, the survival and morphological responses of *H. longipes* grown in soil amended with Cd at concentrations ≥ 100 mg/kg were severely affected compared to those grown in the control soil. Relative leaf length rate and relative leaf width rate were significantly decreased when the concentration of Pb was increased. Total leaf number, chlorophyll contents, and ornamental value were the lowest value in plants grown in soil amended with Pb at level of 500 mg/kg. Relative leaf length rate and relative leaf width rate, total leaf number, dead leaf number, new leaf number, and ornamental values had a tendency of decrease when plants were grown in soils amended with Zn. However, no significant difference was found among treatments except for plants were grown in soils amended with 500 mg/kg Zn. Therefore, *Hosta longipes* might be useful for phytoremediation of Zn contaminated sites as herbaceous ornamental plants.

Key words : Chlorophyll contents, Ground cover plants, Korean native plants, Ornamental value, Plant growth

1. 서론

식물정화기술(phytoremediation)이란 식물을 이용해 오염물질을 제거 • 안정화 • 무독화하는 녹색기술로서, 다른 기술에 비해 저렴할 뿐 아니라 비침습성으로 상호 보완적이며 환경친화적인 정화법으로 알려져 있다 (Prabhat, 2008). 이러한 기술에 있어 식물의 선택기준은 크게 두 가지로, 첫째는 토양 내에 있는 오염물질을 제거할 수 있는 식물이어야 하며, 둘째로 식재되는 식물이 비록 오염된 토양에서 자랄지라도, 외관적으로 아름다운 관상식물(ornamental plants)이어야 한다는 것이다 (Gladkov et al., 2011).

Received 10 June, 2015; **Revised** 9 September, 2015;
Accepted 15 October, 2015
***Corresponding author** : Jin-Hee Ju, Department of Green Technology Convergence, Konkuk University, Chungju 27478, Korea
Phone: +82-43-840-3541
E-mail: jjhkkc@ kku.ac.kr

ⓒ The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.
ⓒⓒ This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

최근 식물정화기술을 적용함에 있어 경관적인 측면이 강조되면서 식물의 관상가치 또한 주요한 기준으로 인식되고 있다(Liu et al., 2008). 이에 꽃이 아름다운 타래붓꽃(*Iris lactea* var. *chinensis* (Fisch.) Koidz.)과 털부처꽃(*Lythrum salicaria* L.)등과 같은 관상식물들이 중금속 제거 수종으로 평가되고 있다(Han et al., 2007; Uveges et al., 2002). 뿐만 아니라, 최근에는 꽃향유(*Elsholtzia splendens* Nakai), 노랑꽃창포(*Iris pseudacorus* L.), 창포(*Acorus calamus* L.), 제라늄(*Pelargonium hortorum* Bailey), 바위취(*Saxifraga stolonifera* Meerb), 금잔화(*Tagetes patula* L.) 등 또한 식물정화기술용 식물로 주목받고 있으나(Caldelas et al., 2012; Daniela et al., 2012; Ju and Yoon, 2010; Lee and Kim, 2011; Sun et al., 2011), 주로 양지식물에 집중된 것이 사실이다. 특히, 반환미군기지의 중금속 중에는 아연(Zn), 납(Pb), 구리(Cu), 니켈(Ni), 카드늄(Cd) 등이 우려기준을 초과한 것으로 나타나(Oh, 2013), 향후 기지 내 각종 오염개연성이 있는 시설물과 주변 토양에 대한 장기적인 대책으로서 다양한 식물의 선정 및 활성화가 요구된다.

비비추(*Hosta longipes* (Franch. & Sav.) Matsum.)는 넓은 잎을 가진 백합과 다년생 식물로, 주로 중국, 한국, 일본 등과 같은 동아시아의 온대와 아열대지방에 분포한다(Grenfell, 1996). 비비추는 반그늘 또는 직사광선에서도 잘 자라며, 다양한 품종이 개발되어 있어 조경 및 정원용 지피식물로 인기가 매우 높다(Zhang et al., 2011). 비비추의 식물체 내 중금속 축척과 토양 내 중금속 제거정도를 살펴본 선행연구에서는(Ju and Yoon, 2013), 식물체 지상부와 지하부간의 축적률(TF; transportion factor)는 전체 80% 이상이 지하부에서 축적하는 것으로 나타났으며, 토양에서 식물체로의 축적률(BF; bioa-ccumulation)이 높아 식물정화기술용 식물로서 제시된 바 있다. 하지만, 비비추를 도시 내 지피식물로 식재한다고 볼 때, 중금속 종류와 농도에 따른 제거능 뿐 아니라 관상가치와 연관성이 있는 지상부의 형태적 반응을 살펴볼 필요가 있다고 본다. 이에 본 연구는 3가지 중금속(카드늄, 납, 아연)의 농도처리에 따른 자생 비비추의 형태적인 반응을 분석함으로써, 도시 내 식물정화기술용 관상식물로서 실효성을 높이고자 한다.

2. 재료 및 방법

지름 12 cm화분의 비비추를 농장에서 구입한 후 1개월간 차광막 2겹이 설치된 온실에서 순화시켰다. 실험 중 온실의 환경조건은 평균온도 22.0±4.0℃, 평균습도는 50±5.0%, 낮 동안의 평균 광도 150～200 μmol · m^{-2} · s^{-1}, 관수는 일주일에 500 ml씩 총 2회 실시하였다.

중금속의 종류는 최근 미세먼지로 인해 토양 내 농도가 증가하고 있는(Lin et al., 2014), 납(Pb)과 아연(Zn), 그리고 카드뮴(Cd)으로 선정하였다. 중금속 농도 수준은 우리나라 아연에 대한 최고 중금속 측정량(Ministry of Environment, 2009)과 기존 연구의 중금속 농도처리를 기준으로(Anthony et al., 2006), 0, 100, 250, 500 mg/kg(이하; Control, 100, 250, 500)로 처리하였다. 이에 중금속 3종류, 농도처리 4가지로서 총 12가지 실험구를 조성하였다.

실험구는 가로 300 mm × 세로 200 mm × 높이 250 mm의 폴리에틸렌 재질의 배수구가 없는 용기를 자체 제작하였다. 이는 토양 내 중금속이 관수에 의해 외부로 방출되는 것을 방지하기 위한 조치로, 식물의 생장과 배수성을 고려해, 펄라이트(PARASO, Samson Inc., Korea)와 인공배합토 (Sunshine Mix #1, SunGro Horticulture, Canada)의 비율을 각각 50% : 50%로 섞어서 사용하였다. 각 중금속 종류 및 농도별로 배합토와 균일하게 혼합한 후 1주일간 상온에서 안정화시켰다. 각 실험구별로 10본의 비비추를 정식하여, 3반복으로 온실 내의 베드(bed) 위에 완전임의 배치하였다.

비비추의 형태적 반응을 살펴보기 위해, 생육기(active growth period)인 5월부터 8월까지 약 3개월 동안 엽장(leaf length), 엽폭(leaf width), 총엽수(total leaf number), 낙엽수(dead leaf number), 신엽수(new leaf number), 엽록소함량(chlorophyll contents), 관상가치(ornamental value) 등을 1개월 간격으로 모니터링하였다. 비비추는 식물형태학적 특성상 잎이 짧고 굵은 뿌리줄기에서 근생하기 때문에(Chung and Chung, 1988), 줄기를 포함한 초장(plant height) 대신 엽장(leaf length)을 생육측정 항목으로 대체하였다. 이에 엽장은 중간엽의 길이를, 엽폭은 그 잎의 폭을 측정하여 평균값을 냈다. 엽수, 낙엽수, 새순수는 단위 식물체 당 육안으로 조사하였다. 엽록소함량은 각 식물체별로 줄기 정단

Table 1. Total leaf number, dead leaf number, new leaf number, chlorophyll contents, and ornamental value of *Hosta longipes* grown in artificial soil amended with cadmium

Treatment	Total leaf no.	Dead leaf no.	New leaf no.	Chlorophyll contents (SPAD value)	Ornamental value (1-5 grade)
Control[z]	9.5 a[y]	0.0 a	1.2 a	47 a	5.0 a
Cd_{100}	-	-	-	-	-
Cd_{250}	-	-	-	-	-
Cd_{500}	-	-	-	-	-

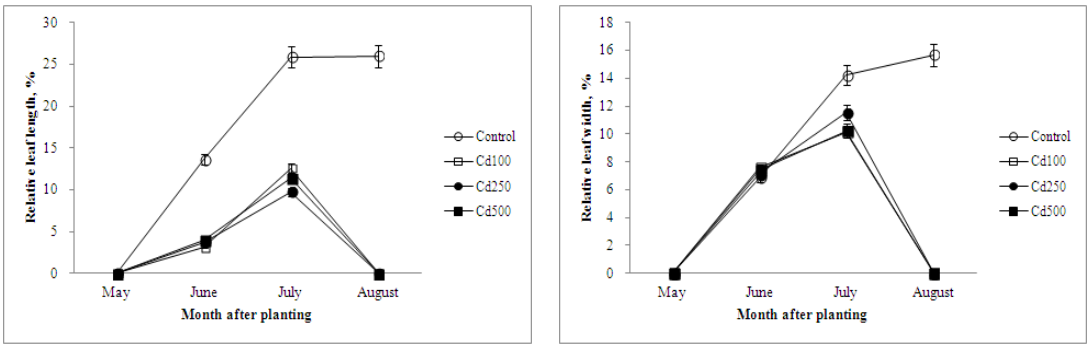
[z] Application concentration of cadmium. Control : cadmium 0 mg and artificial soil 1 kg, Cd_{100} : cadmium 100 mg and artificial soil 1 kg, Cd_{250} : cadmium 250 mg and artificial soil 1 kg, Cd_{500} : cadmium 500 mg and artificial soil 1 kg.
[y] Different letters within colums indicate significant differences by the LSD test at $p = 0.05$.

부로부터 아래로 완전히 전개된 엽을 휴대용 엽록소측정기(SPAD-502, Konica Minolata Sensing, Inc., Japan)을 이용하여 중간엽에서 5반복 측정한 후 평균값을 냈다. 관상가치는 외관적으로 보이는 생육상태를 기준으로 1-5점 스케일로 평가하였다(Nagase and Dunnett, 2010). 완전 고사(1점), 50% 이하의 불량(2점), 50% 유지(3점), 50%이상 양호(4점), 완전 양호(5점)으로 수치화하여 평균값을 냈다. 특히, 비비추의 생장량의 변화를 보기 위해 매달 측정된 엽장과 엽폭은 상대생장율(B/A × 100, A : 초기 각 엽장과 엽폭의 값, B : 해당 시기의 각 엽장과 엽폭값)로 계상하여(Song et al., 2010), 상대적인 증가율로 변환하였다. 엽수, 낙엽수, 새순수, 엽록소함량, 관상가치 등의 최종 측정값에 대한 통계적 분석은 SPSS Ver. 20.0(SPSS Inc., USA)를 이용하여 $p < 0.05$ 유의수준에서 Duncan's multiple range test(DMRT)로 평균간 유의성을 검증하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 카드늄(Cd)농도처리에 따른 비비추의 형태적 변화

6월 카드늄 농도 처리에 따른 엽장과 엽폭의 상대변화율은 Control, Cd_{100}, Cd_{250}, Cd_{500} 처리구가 각각 26%, 13%, 10%, 11%로 처리농도가 높을수록 감소하는 현상을 볼 수 있었다. 하지만, 7월부터는 Control를 제외하고 모두 고사하여 측정이 불가능했다(Fig. 1). 총엽수, 신엽



(a) Relative leaf length (b) Relative leaf width

Fig. 1. Changes in relative leaf length (a), relative leaf width (b) of *Hosta longipes* grown in artificial soil amended with cadmium during 4 months. Control : cadmium 0 mg and artificial soil 1 kg, Cd_{100} : cadmium 100 mg and artificial soil 1 kg, Cd_{250} : cadmium 250 mg and artificial soil 1 kg, Cd_{500} : cadmium 500 mg and artificial soil 1 kg. Vertical bars indicated standard errors (n = 30).

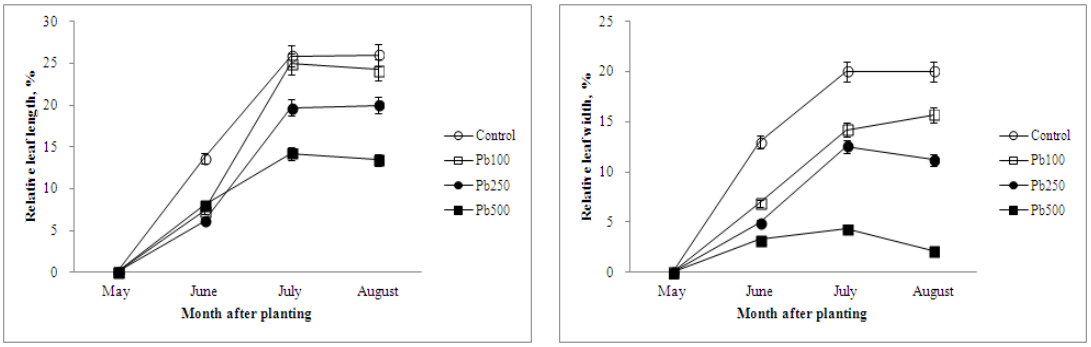
수, 낙엽수, 엽록소함량, 관상가치 등의 항목에서도 엽장과 엽폭의 상대변화율과 같은 현상을 보였다(Table 1). 이러한 결과는 카드늄(Cd) 처리농도가 높아짐에 따라 비비추 식물체 내 축적 및 토양으로의 이행지수가 높아지기 때문에(Ju and Yoon, 2013), 비비추 형태적 변화에 직접적인 영향을 미친 것으로 해석된다. 이에 비해 관상식물인 금잔화(*Calendula officinalis*)는 카드늄 100 mg/kg처리에서도 외형적 식물독성반응(phytotoxicity) 반응 없이 생육이 가능해 카드늄 오염지 식재에 적합한 수종으로 제시되고 있어(Liu et al., 2008), 수종에 따른 차이가 있음을 알 수 있다.

카드늄은 낮은 농도에서도 독성이 강하고 생물체로의 축적이 용이한 중금속으로 알려져 있다(Shelmerdine et al., 2009). 우리나라에서는 카드늄 토양오염우려기준이 제1지역 4 mg/kg, 제2지역 10 mg/kg, 제3지역 60 mg/kg로 규정하고(Ministry of Environment, 2009) 있다. 본 실험은 이러한 기준을 초과하는 농도를 적용했기 때문에, 카드늄 100 mg/kg 이하의 농도에서 형태적 반응을 세밀하게 파악하기 어려웠다. 추후 이보다 낮은 농도를 세밀하게 적용함으로써, 좀 더 실질적인 외형적 반응을 살펴볼 필요가 있다고 본다.

3.2. 납(Pb) 농도처리에 따른 비비추의 형태적 변화

납의 농도처리에 따른 엽장의 상대성장률은 대조구를 제외한 나머지 처리구간의 뚜렷한 차이를 보이기 어려웠으나, 7월에는 Control, Pb_{100}, Pb_{250}, Pb_{500} 처리구가 각각 26%, 24%, 20%, 13%로 납의 처리농도가 높을수록 감소되는 현상이 비교적 뚜렷했다. 엽폭의 상대성장률도 엽장과 마찬가지로 Control > Pb_{100} > Pb_{250} > Pb_{500} 순으로 감소하였다. 특히, 엽폭은 Pb_{500}에서는 상대성장률은 2%로, Control이 20%인데 비해 약 1/10로 감소되었다(Fig. 2). 중금속 처리농도가 높을수록 식용피(*Echinochloa crus-galli* var. *frumentacea*)는 식물의 길이성장이 확연하게 감소하는 것으로 보고되고 있다(Lee and Bae, 2014). 일반적으로 식물체의 지상부가 짧아지는 원인은 오염, 건조, 광화학적인 스트레스에 의해 발생되며, 오염지에서 식물체의 짧은 지상부는 평균적인 길이생장을 방해하고, 종국에는 생존율이 감소된다고 지적하고 있다(Samecka et al., 2009).

총엽수와 신엽수는 처리농도가 높아질수록 감소하였으며 특히, 총엽수는 Control에서 12.2개, Pb_{500} 처리구에서 5.4개로 약 2배 정도의 차이를 보였다. 낙엽수와 신엽수는 서로 상반된 현상을 보였으며, 수치적인 차이가 있을 뿐, 통계적 유의성은 없었다. 엽록소함량은 Control, Pb_{100}, Pb_{250}, Pb_{500} 처리구가 각각 48.0, 47.0, 46.1, 34.1 SPAD unit로, 납 처리농도가 높을수록 감소양상이 비교적 뚜렷하였으며, 특히, Pb_{500} 처리구에서 급감함을 알 수 있었다. 관상가치는 Pb_{500}을 제외하고, 대조구와 다른 처리구간에 통계적 차이를 보이지 않았다(Table 2).



(a) Relative leaf length (b) Relative leaf width

Fig. 2. Changes in relative leaf length (a), relative leaf width (b) of *Hosta longipes* grown in artificial soil amended with lead during 4 months. Control : lead 0 mg and artificial soil l kg, Pb_{100} : lead 100 mg and artificial soil 1 kg, Pb_{250} : lead 250 mg and artificial soil 1 kg, Pb_{500} : lead 500 mg and artificial soil 1 kg. Vertical bars indicated standard errors (n = 30).

Table 2. Total leaf number, dead leaf number, new leaf number, chlorophyll contents, and ornamental value of *Hosta longipes* grown in artificial soil amended with lead

Treatment	Total leaf no.	Dead leaf no.	New leaf no.	Chlorophyll contents (SPAD value)	Ornamental value (1-5 grade)
Control[z]	12.2 a[y]	0.0 a	1.4 a	48.0 a	4.7 a
Pb_{100}	11.7 ab	0.0 a	1.2 a	47.0 ab	4.5 a
Pb_{250}	9.5 b	0.0 a	1.0 a	46.1 b	4.0 a
Pb_{500}	5.4 c	0.1 a	0.8 a	34.1 c	1.8 b

[z] Application concentration of lead. Control : lead 0 mg and artificial soil l kg, Pb_{100} : lead 100 mg and artificial soil 1 kg, Pb_{250} : lead 250 mg and artificial soil 1 kg, Pb_{500} : lead 500 mg and artificial soil 1 kg.
[y] Different letters within colums indicate significant differences by the LSD test at $p = 0.05$.

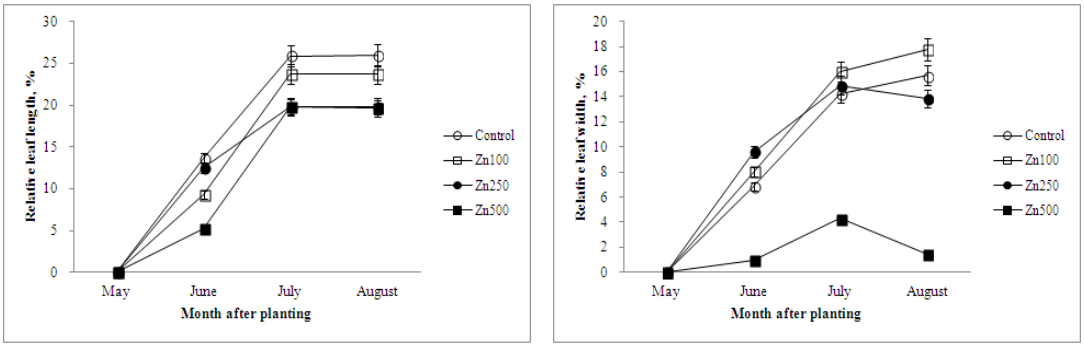
하지만, 납은 만성독성으로 나타내기 때문에(Lee and Bae, 2014), 좀 더 장기적인 관찰이 필요한 것으로 본다. 납은 토양 내 불용성으로 존재하여 식물에 축적되지 않거나 뿌리에 흡수되어도 지상부로의 이행이 되지 않는 중금속으로 농도, 형태, 토양에서의 비율, 식물의 종류에 따라 다른 영향력을 보인다(Malecka et al., 2012). 우리나라에서는 납 토양오염우려기준이 제1지역 200 mg/kg, 제2지역 400 mg/kg, 제3지역 700 mg/kg이라고 볼 때(Ministry of Environment, 2009), 비비추는 제2지역까지 식물정화기술용 관상식물로 적용이 가능할 것으로 본다.

중금속은 여러 단계에서 식물의 이산화탄소 고정을 교란을 통해 식물의 광합성 기구에 영향을 미친다(Clijsters and Van-Assche, 1985). 특히, 광계 2(photo-system Ⅱ, PSⅡ) 안에서 광호흡 또는 효소의 활성이 중금속에 의해서 저해 받을 수 있으며, 광계 2의 산화활동이 일어나는 위치 또한 저해 받을 수 있다(Janik et al., 2010). 또한, Zn, Cd, Hg, Pb, Cu 등의 중금속들은 색소합성을 저해함으로써 엽록소함량을 감소시키나(Cunningham et al., 1995), 광합성 기구의 전반적인 기능을 교란하는데 반해 영구적인 손상은 입히지 않는 것으로 알려져 있다(Prasad and Strzalka, 1999). 실제로, 납-아연 오염지와 비오염지에서 각각 채취한 물박달나무의 엽록소함량을 조사해 본 결과, 오염지의 식물체의 엽록소함량이 낮은 것으로 나타났으나 이것이 중금속 농도에 따른 차이라고 단정하기는 어렵다고 하였다(Izabella and Agnieszka, 2011). 따라서 중금속에 대한 내성은 중금속에 따른 금속 특이성 그리고 서로 다른 생태적 조건에 따라 달라질 수 있다는 개연성을 가질 수 있음을 시사하고 있어, 현장에서의 재검증이 필요하다는 것을 알 수 있다.

3.3. 아연(Zn) 농도처리에 따른 비비추의 형태적 변화

아연 농도처리에 따른 7월 비비추의 엽장 상대성장률은 Control, Zn_{100}, Zn_{250}, Zn_{500} 처리구가 각각 26%, 24%, 20%, 20%로, 농도가 높을수록 감소되었으나 아연 250 mg/kg 이상에서는 큰 차이를 보이지 않았다. 카드늄(Cd)와 납(Pb) 처리구와는 달리 식재 후 4개월이 경과된 시점에서도 변화율의 차이가 있을 뿐, 감소되지는 않았다. 8월 엽폭 상대성장율은 Control, Zn_{250} 처리구가 각각 16%, 14%로 대조구에 비해 Zn_{100} 처리구가 2% 더 높았다. 반면, Zn_{500} 처리구는 1%로, Zn_{100} 처리구에 비해 약 18배의 확연한 감소세를 보여(Fig. 3), 다른 처리구들과의 확연한 차이를 보였다.

총엽수와 신엽수는 아연 농도가 높을수록 수치적으로 감소된 반면, 통계적인 유의성은 없었다. 낙엽수는 증가하는 경향을 보였으나, 대조구 식물체와 유의적인 차이를 보이지 않았다. 반면, 엽록소함량은 Control, Zn_{100}, Zn_{250}, Zn_{500} 처리구에서 각각 47.0, 46.4, 38.8, 37.0 SPAD unit로, Control에서 가장 높은 값을, Zn_{500}에서 가장 낮은 값을 보였다. 관상가치는 Zn_{500} 처리구를 제외하고, Control, Zn_{100}, Zn_{250} 처리 간에 뚜렷한 차이를 발견하기는 어려웠다(Table 3). 비비추의 엽장은 농도가 높을수록 상대성장률의 차이가 있을 뿐, 성장세가 급감하지 않았으며, 엽폭의 경우에도 Zn_{500} 처리구를 제외하



(a) Relative leaf length (b) Relative leaf width

Fig. 3. Changes in relative leaf length (a), relative leaf width (b) of *Hosta longipes* grown in artificial soil amended with zinc during 4 months. Control : zinc 0 mg and artificial soil l kg, Zn_{100} : zinc 100 mg and artificial soil 1 kg, Zn_{250} : zinc 250 mg and artificial soil 1 kg, Zn_{500} : zinc 500 mg and artificial soil 1 kg. Vertical bars indicated standard errors (n = 30).

고 꾸준히 증가하는 경향을 보였다. 총엽수, 신엽수, 낙엽수 또한 수치적으로 감소했을 뿐, 농도에 따른 유의적인 차이를 보이지 않았고, 관상가치 또한 Zn_{500} 처리구를 제외하고, 처리별 유의적인 차이가 없었다. 일반적으로 가시적인 아연 독성 반응이 나타나는 농도범위는 100～300 mg/kg 라고 볼 때(Malecka et al., 2012), 비비추는 이보다는 내성이 높은 것으로 사료된다.

아연에 대한 비비추의 외형적 생육반응이 카드늄이나 납에 비해 양호한 이유는 아연이 알코올 탈수소효소, RNA 중합효소, 호흡효소 활성, 식물 성장호르몬의 생합성 등과 관련된 필수 영양소으로 좀 더 능동적으로 조직 내로 흡수된 결과로 보인다(Clemens, 2006). 한편, 아연은 모니터링하고 제거하는 데 고비용이 드는 중금속으로, 과다한 아연은 식물에게 백화현상, 발아지연, 성장지연, 엽수 및 엽면적의 감소, 수확량과 개화 감소, 광합성 저해, 활성효소의 기능장애, 영양분 흡수 방해, 시들음과 수분장애 등과 같이 독성반응을 보일 수 있다(Deng et al., 2006; Dhir et al., 2008). 우리나라에서는 아연 토양오염우려기준이 제1지역 300 mg/kg, 제2지역 600 mg/kg, 제3지역 2,000 mg/kg이라고 볼 때(Ministry of Environment, 2009), 제2지역까지 식물정화기술용 관상식물로 비비추를 적용할 수 있으리라 판단된다.

Table 3. Total leaf number, dead leaf number, new leaf number, chlorophyll contents, and ornamental value of *Hosta longipes* grown in artificial soil amended with zinc

Treatment	Total leaf no.	Dead leaf no.	New leaf no.	Chlorophyll contents (SPAD unit)	Ornamental value (1-5 grade)
Control[z]	11.1 a[y]	0.0 a	1.2 a	47.0 a	4.8 a
Zn_{100}	9.7 a	0.0 a	1.1 a	46.4 a	4.2 a
Zn_{250}	9.5 a	0.0 a	0.5 a	38.8 b	4.2 a
Zn_{500}	9.5 a	0.1 a	0.1 a	37.0 c	3.9 b

[z] Application concentration of zinc. Control : zinc 0 mg and artificial soil l kg, Zn_{100} : zinc 100 mg and artificial soil 1 kg, Zn_{250} : zinc 250 mg and artificial soil 1 kg, Zn_{500} : zinc 500 mg and artificial soil 1 kg.

[y] Different letters within colums indicate significant differences by the LSD test at $p = 0.05$.

4. 결 론

본 연구는 3가지 중금속(카드늄, 납, 아연) 농도처리에 따른 자생 비비추의 형태적인 변화를 살펴보고, 식물정화기술용 관상식물로서의 실효성을 높이고자 수행하였다.

카드늄 처리구에서 비비추는 식재 후 4개월 시점인 7월부터는 Control를 제외하고, 생존과 형태적 변화에 심각한 영향을 주었다. 납 처리구에서 비비추의 엽장과 엽폭의 상대성장률은 Control > Pb_{100} > Pb_{250} > Pb_{500} 순으로 감소하였으며, 특히, Pb_{500}에서 총엽수, 엽록소함량, 관상가치 등이 다른 처리구보다 가장 낮은 값을 보였다. 반면, 아연 처리구에서 비비추의 엽장과 엽폭의 상대성장률, 총엽수, 신엽수, 낙엽수, 엽록소함량, 관상가치 등은 처리농도가 높을수록 감소되었으나, Zn_{500} 처리구를 제외하고, 다른 처리구간에 통계적 유의성은 없었다. 따라서, 비비추는 아연 500 mg/kg 이하의 농도에서 형태적 변화 및 생존에 치명적인 영향을 준 반면, 아연 500 mg/kg이하의 농도에서 형태적 변화에 최소한의 부정적 영향을 주기 때문에 아연 오염지에 대한 식물정화기술용 관상식물로서 적용이 가능할 것으로 본다.

본 연구는 도시 내 중금속 오염지에 대한 식물정화기술을 도입하기 위해 중금속 농도차이에 따른 자생 비비추의 형태적 반응을 살펴본 결과이다. 이는 기존의 양지식물 또는 식용식물을 위주로 탐색을 한 접근방법과는 다르게 관상식물의 적용을 목적으로 수행되었다. 카드늄의 경우, 비록 현실적인 수준보다 높은 농도에서 평가되었으나, 비비추의 관상가치적 관점에서 형태적 변화를 파악함으로써 현장적용의 기반 연구로서 큰 의미를 갖는다고 하겠다. 반면, 중금속에 대한 내성은 중금속에 따른 금속 특이성 그리고 서로 다른 생태적 조건에 따라 달라질 수 있다는 개연성을 가질 수 있으므로, 현장에서의 내성여부에 대한 연구가 병행되어야 할 것이다.

REFERENCES

Anthony, G. K., Singh, B., Bhatia, N. P., 2006, Heavy metal tolerance in common fern species, Austral. J. Bot., 55(1), 63-73.

Caldelas, C., Bort, J., Febrero, A., 2012, Ultrastructure and subcellular distribution of Cr in *Iris pseudacorus* L. using TEM and X-ray microanalysis, Cell Biol. Toxicol., 28, 57-68.

Chung, Y. C., and Chung, Y. H., 1988, A taxonomic study of the genus *Hosta* in Korea, Kor. J. Plant Tax., 18(2), 161-172.

Clemens, S., 2006, Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants, Biochimie., 88, 1707-1719.

Clijsters, H., Van-Assche, F., 1985, Inhibition of photosynthesis by heavy metals, Photosyn. Res., 7, 31-40.

Cunningham, S. D., Berti, W. R., Huang, J. W., 1995, Phytoremediation of contaminated soils, Trends in Biotechnology, 131, 393-397.

Daniela, I. O., Schindler, V., Lavado, R. S., 2012, Heavy metal availability in *Pelargonium hortorum* rhizosphere: interactions, uptake and plant accumu -lation, Journal of Plant Nutrition., 35, 1374-1386.

Deng, H., Ye, Z. H., Wong, M. H., 2006, Lead and zinc accumulation and tolerance in populations of six wetland plants, Environ Pollut., 141, 69-80.

Dhir, B., Sharmila, P., Saradhi, P. P., 2008, Photo -synthetic performance of *Salvinia natas* exposed to chromium and zinc rich wastewater, Bras. J. Plant Physiol., 20, 61-70.

Gladkova, E. A., Gladkova, O. N., Glushetskaya, L. S., 2011, Estimation of heavy metal resistance in the second generation of creeping bent grass (*Agrostis solonifera*) obtained by cell selection for resistance to these contaminants and the ability of this plant to accumulate heavy metal, Applied Biochemistry and Microbiology, 47(8), 776-779.

Grenfell, D., 1996, The Gardener's Guide to Growing *Hostas*, Portland: Timber.

Han Y., Yuan, H., Huang, S., Guo, Z., Xia, B., Gu, J., 2007, Cadmium tolerance and accumulation by two species of Iris, Ecotoxicol., 16, 557-563.

Izabella, F. and Agnieszka, B., 2011, The growth and reproductive effort of *Betula pendula* Roth in a heavy-metals polluted area, Polish J. of Environ. Stud., 20(4), 1097-1101.

Janik, E., Maksymiec, W., Mazur, R., Garstka, M., Gruszecki, W. I., 2010, Structural and functional modifications of the major light-harvesting complex Ⅱ in cadmium or copper treated Secale cereale,

Plant *Cell Physiol*., 51, 1330-1340.

Ju, J. H., Yoon, Y. H., 2010, Evaluation of the heavy metal tolerance of *Saxifraga stolonifera*, shade groundcover plant, to different concentration of Cd, Pb and Zn in soil, Journal of the Environmental Science, 19(5), 585-590.

Ju, J. H., Yoon, Y. H., 2013, Phytoremediation of soil contaminated with heavy metal by *Hosta longipes* in urban shade, Journal of Environmental Policy, 12(4), 119-132.

Lee, S. C., Kim, W. S., 2011, Cadmium accumulation and tolerance of *Iris pseudacorus* and *Acorus calamus* as aquatic plants native to Korea, Kor. J. Hort. Sci. Technol., 29(5), 413-419.

Lee, A. R., Bae, B. H., 2014, Improved germination and seedling growth of *Echinochloa crus-galli* var. *frumentacea* in heavy metal contaminated medium by inoculation of a multiple-plant growth promoting rhizobacterium (m-PGPR), J. Soil & Groundwater Env., 16(5), 9-17.

Lin, W., Xiao, T., Zhou, W., Ning, Z., 2014, Pb, Zn, and Cd distribution and migration at a historical zinc smelting site, Pol. J. Environ. Stud., 24(2), 575-583.

Liu, J. N., Zhou, Q. X., Sun, T., Ma, L. Q., Wang, S., 2008, Growth responses of three ornamental plants to Cd and Cd-Pb stress and their metal accumulation characteristics, Journal of Hazardous Materials, 151(1), 261-267.

Marshner, H., 1995, Mineral Nutrition of Higher Plants, London: Academic.

Malecka, A., Piechalak, A., Hanc, A., Baralkiewicz, D., Tomaszewska, B., 2012, Antioxidative defense system in *Pisum sativum* roots exposed to heavy metals (Pb, Cu, Cd, Zn), Plo. J. Environ. Stud., 21(6), 1721-1730.

Ministry of Environment, 2009, Soil monitoring system and survey results on 2009.

Nagase, A., Dunnett, N., 2010, Drought tolerance in different vegetation types for extensive green roofs: effect of watering and diversity. Landscape and Urban planning, 97(4), 318-327.

Oh, C. G., 2013, Study on the soil contamination characteristics according to the functions of the returned U.S. military base, Journal of Environ -mental Impact Assessment, 22(5), 481-489.

Prasad, M. N. V., Strzalka., K., 1999, Impact of heavy metal on photosynthesis, Springer, Berlin.

Prabhat, K. R., 2008, Heavy metal pollution in aquatic ecosystems and its phytoremediation using wetland plants: an ecosustainable approach, International Journal of Phytoremediation, 10, 133-160.

Samecka, C. A., Kolon, K., Kempers, A., 2009, Short shoots of *Betula pendula* Roth as bioindicators of urban environmental pollution in Wroclaw (Poland), Trees, 20, 923.

Shelmerdine, A., Black, C., McGrath, S., Young, S., 2009, Modelling phytoremediation by the hypera -ccumulat2082ing fern, *Pteris vittata*, of soils histori -cally contaminated with arsenic, Environmental Pollution, 157, 1589-1596.

Song, J. H., Jin, H. Y., Ahn, T. H., 2010, A study on physicochemical properties of artificial substrates and changes of plant growth in tropical plant resour -ces research center of Korea national arboretum, J. Korean Env. Res. Tech., 13(2), 52-62.

Sun, Y., Zhou, Q., Xu, Y., Wang, L., Liang, X., 2011, Phytoremediation for co-contaminated soils of benzo [a]pyrene (B[a]P) and heavy metals using orna -mental plant *Tagetes patula*, Journal of Hazardous Materials, 186, 2075-2082.

Uveges, J. L., Corbett, A. L., Mal, T. K., 2002, Effects of lead contamination on the growth of *Lythrum salicaria* (purple loosestrife), Environ Pollut., 120, 319-323.

Zhang, J. Z., Wang, W., Sun, G. F., Liu, H. Z., Li, X. D., 2011, Photosynthesis of Hosta under light and controlled-release nitrogen fertilizer, Russian Journal of Plant Physiology, 58(2), 261-270.