

《原著》

## 비점오염원관리를 위한 레인가든에서 식물과 토양의 영양물질과 중금속 농도변화

김창수 · 성기준\*

부경대학교 생태공학과

## Changes in Concentrations of Nutrients and Heavy Metals of Plants and Soils in Rain Garden Systems used for Non-point Source Pollution Management

Changsoo Kim · Kijune Sung\*

Department of Ecological Engineering, Pukyong National University

### ABSTRACT

Recently, there has been increasing interest in the use of rain garden systems as environmentally friendly ecological infrastructures for controlling stormwater runoff and managing non-point source pollution and information for the contamination of soil and plants can be essential for sustainable rain garden management. In this study, four rain garden mesocosms, namely single species planting with *Rhododendron lateritium*, single species planting with *Zoysia japonica*, mixed planting with *R. lateritium* and *Z. japonica*, and control without plants, were tested to investigate the change in concentrations of nutrients (N and P) and heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Ni) in the soil and plants used in the rain garden system. The presence of plants resulted in greater nutrient retention in soil and lower potential leaching from the system. All systems showed an increase in the heavy metal concentrations in soil. The concentrations of most heavy metals were found to be higher in the herbaceous plants (*Z. japonica*) than in the shrubs (*R. lateritium*). The belowground part (root) had higher heavy metal concentrations than the aboveground part (leaf) but also showed a potential increase in leaves, and hence, careful plant management should be considered during rain garden operation.

**Key words :** Stormwater runoff, Ecological infrastructure, Heavy metals, Nutrients, Mixed planting

### 1. 서 론

최근 도시화에 의한 불투수층의 증가는 강우 시 하수관 거시시스템 및 도시하천에 급격한 유량증가를 초래하고 강우 유출수에 포함된 도시 비점오염 물질을 하천으로 직접 유입되게 한다. 따라서 집중 강우 시 급격한 유량 변동과 수질악화는 결과적으로 수생태계에 심각한 악 영향을 미치게 된다(Ferguson and Suckling, 1990; Davis et al., 2001). 또한 불투수층의 증가는 강우 시 물이 토양에 침투하지 못하고, 강우지역에 체류하는 시간도 감소하기 때문에 도시의 미기상이나 지하수위에도 영향을 미칠 수 있다(Balmori and Benoit, 2007).

주로 도시지역에서 빗물을 최대한 토양에 많이 침투시

켜 대상 지역에 보유할 수 있는 식재지역으로 설계되는 레인가든은 개발지역의 비점오염물질 저감을 위한 최적관리방안(BMP)으로서 또한 도시 저영향개발(LID)을 위한 생태공학적 대안으로 활용가능성이 점차 증가되고 있다(Dietz and Clausen, 2005; Dunnett and Clayden, 2007). 미국과 유럽에서는 이미 오래전부터 비점오염원관리, 도시 물 순환 개선, 생물서식처 제공 등 다양한 목적을 달성하기 위하여 레인가든에 대한 연구가 진행되었으며 이미 활성화 되어 현장에 적용한 사례도 증가하고 있다(Wossink and Hunt, 2003; Hsieh and Davis, 2005; Erikson et al., 2007; Davis et al., 2008).

국내의 경우 강우유출수의 유출특성이나 우수 활용에 관한 연구가 주로 수행되었으며 (한무영 외 2003; 김갑

\*Corresponding author : ksung@pknu.ac.kr

원고접수일 : 2012. 5. 18 심사일 : 2012. 8. 31 게재승인일 : 2012. 9. 3  
질의 및 토의 : 2012. 10. 31 까지

수 · 양지희, 2004; 문정수 등, 2007; 한치복 · 이택순, 2010), 레인가든과 유사한 형태의 연구들로서 옥상녹화 적용을 통한 강우 유출 특성에 관한 연구(이재훈 외, 2008; 동효선 외, 2009)와 토양을 이용한 바이오필터 공법을 이용한 강우유출수 처리(조강우 외, 2009; 최지연 외, 2010) 등이 수행된 바 있다. 반면에 레인가든의 형태로 국내에서 수행된 연구는 친화적 빗물 처리방안 검토(김선미 · 이인성, 2007), 양골담초(*Carex* spp)와 별개미취(*Aster koraiensis*) 등 초본류를 활용한 레인가든 적용성 평가(이주영과 한무영, 2009; 이주영 외, 2009), 레인가든이 지하 유출 및 침투유량 감소에 미치는 효과(김창수 · 성기준, 2011) 등으로서 레인가든에서의 식물이나 토양에서의 오염 물질의 동태에 관한 연구는 아직 많이 이루어지지 않았다.

레인가든과 같이 식물식재지역에서 오염물질은 토양과 토양에 존재하는 미생물이나 식물에 의하여 제거된다(Sung et al., 2004). 식물은 토양에 유입된 오염물질을 직접 흡수하거나 토양뿌리를 통하여 여과하기도 한다. 또한 근권 미생물의 발달을 촉진시켜 오염물질의 분해를 도우며 뿌리로 직접 수분을 흡수하면서 유출수를 감소시키거나 오염물질의 이동을 지연시키기도 한다(Salt et al., 1995; 1998). 유기오염물질의 경우 식물에 의하여 직접 흡수되는 양은 적지만 중금속과 같이 생물이용가능도가 높은 무기오염물질의 경우 식물에 의하여 흡수되어 제거될 수 있어(Sung et al., 2001), 레인가든에서 성장하는 식물은 중금속과 영양물질을 직접 흡수하여 제거할 수 있다. 레인가든에서 토양에 유입된 후 흡수되거나 분해되지 않는 오염물질은 토양에 흡착되거나 토양수에 존재하며 하부로 유출되지 않은 채 레인가든 내에 보유될 수도 있다. 이러한 레인가든에서의 오염물질 제거는 유입되는 오염물질의 특성, 오염물질의 농도, 토양의 물리화학적 특성과 같은 오염물질과 토양특성, 식물의 오염물질 제거능과 생체량 등 식물특성, 강우형태와 체류시간 등 반응조건에 영향을 받게 된다.

레인가든이 주로 도시지역에 적용되는 것을 고려할 때 적용한 토양과 식물의 오염정도는 레인가든을 관리하는데 매우 중요한 요소가 될 수 있다. 식물체내 오염물질의 농도 특히 지상부의 농도가 높을 경우 레인가든을 이용할 수 있는 동물이나 사람들에 대한 위해성이 증가될 수 있기 때문이다. 하지만 레인가든 관련된 국내외 연구들은 주로 강우유출수 관리와 오염물질 제거 등에 집중되어 수행되었으므로 레인가든을 운영할 때 잠재적인 식물 오염 가능성에 대한 연구는 아직 수행된 바 없다. 따라서 본 연구에서는 레인가든을 운영함에 있어서 토양과 식물의 오염 잠재성을 평가하여 점차 관심이 증가하는 레인가든의

설치와 관리에 활용할 수 있도록 하고자 한다. 본 연구의 결과는 도시지역에서 다양한 생태적 서비스를 제공할 수 있는 레인가든의 적용성을 높이는데 기여할 수 있을 것으로 기대된다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1. 실험 장치의 구성과 운영

레인가든 실험구는 아크릴을 이용하여 가로 0.4 m, 세로 0.4 m, 높이 0.8 m의 크기로 제작하여 사용하였다. 15 cm 두께의 자갈층과 30 cm의 생육토양층으로 구성하였으며 토양유실방지를 위하여 토양층과 자갈층 사이에 2 mm의 토양섬유층을 설치하였다. 침투능 이상의 강우가 집중되었을 경우에도 강우를 정체시켜 지속적으로 시스템 하부로 강우를 침투시키기 위하여 토양층 상부에 35 cm의 여유고를 갖도록 하였다(PGCo, 2007; 김창수 · 성기준, 2011). 실험구의 하부에는 유출구를 설치하여 자연조건에서와 같이 레인가든에 침투한 강우가 저류조나 지하부로 유입될 수 있도록 하였다. 실험에 사용한 자갈의 직경은 10-40 mm이며 토양은 모래, 실트, 점토의 함량이 각각 70.32, 15.65, 14.03%인 사양토를 2 mm 체로 분급한 후 사용하였다. 사용한 토양의 주요 물리화학적 특성은 다음의 Table 1과 같다.

레인가든에 식재하는 식물은 장기간의 침수조건이나 반대로 장기간 건조한 상황에서도 생장할 수 있으며 대상 지역의 기후조건에 잘 적응하여 최소한의 관리로도 생장할 수 있는 종이 바람직하다(Dunnett and Clayden, 2007).

**Table 1.** Physical and chemical characteristics of soil used in the study

Parameters		Values	
pH		7.73 ± 0.2	
EC (mS/cm)		0.76 ± 0.03	
Organic matter (%)		4.26 ± 0.06	
Texture (%)	Sand	70.32	Sandy loam
	Silt	15.65	
	Clay	14.03	
CEC (meq/100g) <sup>1)</sup>		31.97 ± 0.3	
T-N (mg/kg)		218.4 ± 3.5	
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)		63.67 ± 2.2	
Heavy metal concentration (mg/kg)	Cu	18.42 ± 3.4	
	Pb	23.62 ± 4.3	
	Zn	86.19 ± 1.7	
	Cd	0.20 ± 0.1	

<sup>1)</sup>CEC: Cation Exchange Capacity

보통 목본류와 초본류를 단독으로 적용하거나 조성목적에 따라 두 종 이상 혼합하여 식재할 수도 있다(PGCo, 2007). 레인가든에서 초본류는 표면 유출을 감소시키고 물의 흐름을 지연시켜 물의 침투나 증발을 증진시킬 수 있으며, 목본류는 강우를 1차적으로 수관차단을 통하여 지연시키고 강우에 의한 우격침식을 감소시킬 수 있다. 또한 다양한 생활형의 식물을 식재할 경우 경관적으로도 우수한 시스템을 구성할 수 있으며 특히 도입하는 식물들의 성장 시기의 차이를 잘 고려하여 설계한다면 레인가든 시스템의 년 중 활용성을 높일 수 있다. 이러한 사항을 고려하여 본 연구에서는 대상식물로 관목류인 영산홍(*Rhododendron lateritium*)과 초본류인 들잔디(*Zoysia japonica*)를 선정하였다. 영산홍은 고온 다습한 남부지방에 자생하여 우리나라 기후에 잘 적응한 종으로서 관상용으로도 널리 활용되는 관목류 중 하나이다(김성수, 2007). 중금속 제거능이 있다고 보고되고 있으며(정구복 외, 2000; 2002), 우기나 건기가 지속되어도 성장하는데 큰 어려움이 없다고 알려져 있다(김인혜 외, 2010). 다년생 식물인 들잔디는 강우 유출수의 유출을 감소시키며(Moss et al., 2005), 무관수 시스템에서도 적합한 식물로 알려져 있다(주진희 외, 2010). 본 연구에서 레인가든 실험구는 들잔디(*Z. japonica*) 단독식재구, 영산홍(*R. lateritium*) 단독식재구, 영산홍과 들잔디 혼합식재구(*R. lateritium* + *Z. japonica*)와 식물이 없는 대조구(control)의 4 종류로 구성하였다. 레인가든에 적용할 인공강우의 강우강도는 부산시 온천천 유역 대상 여름철 강우 강도(신현석 외, 2009)를 참고하여 중간 값인 강우강도 2.5 mm/hr와 그의 2배 값인 5.0 mm/hr의 강우강도를 설정하여 사용한 실험구의 10배 면적에서 발생하는 유량을 가정하여 각각 2시간과 1시간 동안 유입하였으며, 인공강우의 오염물질과 농도는 중소도시 아파트 단지외 고속도로 배수구역 내 우수관저 및 노면유출수 수질분석 결과 등을 참고하여 결정하였는데 총질소와 총인의 경우 각각 1.907 mg/L와 0.450 mg/L, 중금속의 경우 발생빈도와 유출농도가 가장 높은 카드뮴, 구리, 납, 아연에 대하여 각각 0.091 mg/L, 0.349 mg/L, 0.442 mg/L, 8.832 mg/L의 농도를 갖는 인공강우를 적용하였다(국립환경과학원, 2005). 레인가든 실험구는 온도 25~28°C, 습도 30~40%, 광도 3500 ± 800 Lux, 광주기 16 h/8h의 조건으로 온실 내에서 실험하였다. 식물을 식재한 후 4주간의 안정화 기간을 가졌는데, 실험에 사용된 영산홍은 지상부 45-50 cm, 지하부 7-10 cm. 들잔디는 지상부 5 cm, 지하부 1-2 cm의 것을 이용하였다. 2.5 mm/hr와 5.0 mm/hr의 인공강우를 통하여 오염물질을 유입시키고 30일 경

과 후에 식물의 지하부(뿌리)와 지상부(잎), 및 토양을 채취하여 분석하였다. 레인가든의 토양은 레인가든 시스템이 토양을 통하여 보유하고 있는 오염물질의 총량을 측정하고자 수분이 있는 상태로 채취하여 분석에 이용하였다.

## 2.2. 시료의 분석

레인가든 시스템에서 식물과 토양에서 오염물질의 농도 변화를 알아보기 위해 오염물질 투입전과 오염물질 제거 실험을 시작하여 30일이 경과한 후 토양과 식물내의 질소, 인, 중금속 농도를 분석하였다. 토양과 식물의 총질소(TN) 농도는 TKN 분석장치인 킬달 증류장치(Buchi K-434)를 이용하여 측정하였다. 토양의 유효인산(Available P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) 농도는 풍건토 0.5 g을 550~600°C로 12시간 강열한 후 1N HCl 3 ml을 넣고 증류수로 씻으면서 100 ml 비커에 넣은 후 여과시켰다. 5 N HCl과 5 N NaOH로 pH 5로 조절 후 25 ml을 취해 삼각플라스크에 넣고 지시약을 넣어 발색시킨 후 분광광도계(UV 1650PC, Shimadzu)를 이용하여 흡광도를 720 nm에서 측정하였다(이자연 외, 2010). 식물은 총인(TP) 농도를 분석하였는데 질산-황산 혼합액으로 분해한 시료에 비나뎀산 암모늄 용액을 첨가하여 발색시킨 후 분광광도계(UV 1650PC, Shimadzu)를 이용하여 흡광도를 470 nm에서 측정하였다(농업과학기술원, 2000)

토양과 식물체내의 중금속은 EPA Method 3050B를 이용하여 전처리 한 후 농도를 측정하였다(EPA, 1996). 250 ml 코니칼 비커에 미리 건조한 토양 또는 식물 시료 각각 1 g과 1:1 질산을 10 ml씩 넣은 후 핫플레이트위에서 10~15분간 100°C로 가열 후 방냉 하였다. 이 후 질산 5 ml를 넣고 30분간 100°C로 갈색연기가 발생하지 않을 때까지 반복하여 가열한 후 증류수 2 ml와 30% 과산화수소 3 ml를 넣고 거품이 나지 않을 때까지 30% 과산화수소 1 ml씩 첨가하면서 가열하였다. 추출액이 5 ml 남을 때까지 그리고 다시 염산을 10 ml 넣고 95°C ± 5로 가열한 후 방냉 하였다. 추출액을 100 ml 용량 플라스크에 여과지(Whatman No.41)로 거른 후 초순수로 채운 뒤 원자흡광광도계(AAnalyst 800, Perkin elmer, U.S.A)로 분석하였다.

## 2.3. 통계 분석

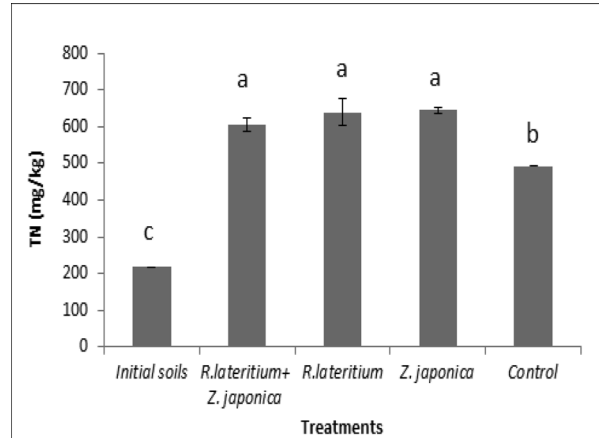
레인가든 시스템에서 식물식재방법에 따른 토양 및 식물의 농도변화 차이를 분산분석(Analysis of variance, ANOVA)을 통하여 5% 유의수준에서 분석하였다. 분산분석은 SAS 통계 프로그램을 이용하여 Duncan법으로 분석하였다.

### 3. 결과 및 고찰

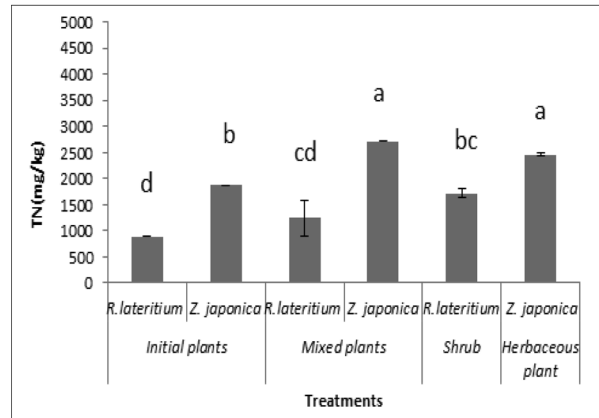
#### 3.1. 영양물질의 농도 변화

레인가든 실험구에 인공강우의 유입 후 30일 경과 후 각 처리구에서의 토양과 식물체 (지상부와 지하부)에서의 질소의 농도변화를 Fig. 1에 나타내었다. 토양의 질소 농도는 실험 전  $218.4 \pm 3.5$  mg/kg에서 인공강우 유입 후 혼합식재구에서  $606.9 \pm 18.4$  mg/kg, 영산홍 단독식재구에서  $640.08 \pm 36.4$  mg/kg, 들잔디 단독식재구에서  $644.42 \pm 6.9$  mg/kg, 식물이 식재되지 않은 대조구에서  $493.36$  mg/kg로 모두 증가한 것으로 나타났다(Fig 1(a)). 식물식재 토양의 경우 초기농도와 비교할 때 177.9~195.1% 증가하였는데, 식물 식재방식에 따른 토양 질소 농도의 차이는 없었지만 식물 없는 대조구 토양에 비해 질소 농도가 높았다. 식물이 식재된 토양에서 질소 농도가 높은 것은 식물 식재구에서 더 많은 강우유출수를 보유하게 되며 이에 따라 용존되어 있는 질소 또한 토양에 잔류하게 되기 때문인 것으로 판단된다. 토양에 남겨지는 질소는 식물에 의하여 영양물질로 흡수되어 지속적으로 제거될 수 있다.

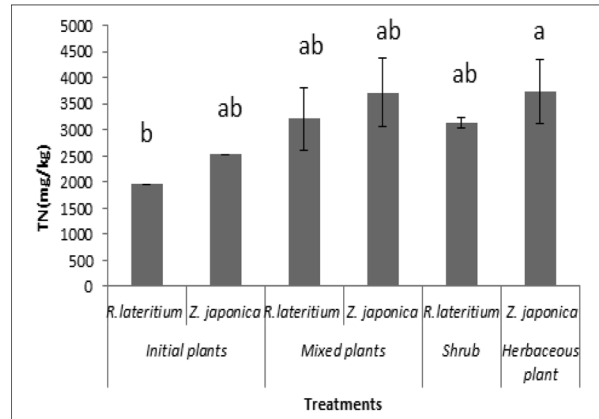
식물의 질소 농도는 영산홍과 들잔디 모두 증가한 것으로 나타났는데, 실험 전 영산홍 뿌리의 질소 농도인 886.48 mg/kg 보다 30일 경과 후 단독식재구인 경우 93.3%, 혼합식재구에서 39.8% 증가하였으며, 잎의 질소 농도는 실험 전 1958.88 mg/kg에 비해 단독식재구에서 60.5%, 혼합식재구에서 64.0% 증가하였다. 뿌리의 농도 증가율은 단독식재구에서 더 큰 것으로 나타났지만 잎의 농도는 단독식재와 혼합식재간의 차이를 보이지 않았다. 들잔디의 경우 뿌리의 질소 농도는 실험 전 2526.16 mg/kg 보다 단독식재구인 경우 31.1%, 혼합식재구에서 44.8% 증가하여 혼합식재구에서 더 많이 증가하였으나, 잎에서는 실험 전 1877.68 mg/kg에 비해 단독식재구에서 47.9%, 혼합식재구에서 47.1% 증가하여 영산홍과 마찬가지로 단독식재와 혼합식재간의 차이는 없는 것으로 조사되었다(Fig. 1(b)(c)). 실험 전 농도와 비교할 때 영산홍은 단독식재 시 들잔디의 경우는 혼합식재한 경우 뿌리의 질소 흡수율이 증가한 것으로 나타났다. 식물 간 질소 농도를 비교하면 들잔디의 뿌리가 영산홍 뿌리보다 농도는 높았지만 잎에서는 두 식물 모두 95% 유의 수준에서 유사한 것으로 나타났다. 일반적으로 식물의 뿌리밀도가 식물의 오염물질 흡수 정도에 영향을 주지만 본 연구에서 영산홍의 뿌리보다 들잔디 뿌리에서 질소 농도가 높은 이유는 두 식물의 뿌리밀도의 차이라기보다는 초기조건이나 식물종에 차이에 따른 영향일 수 있다. 전자의 경우 실험



(a)



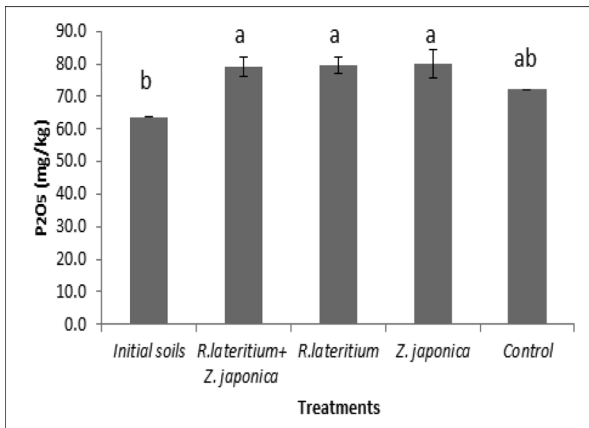
(b)



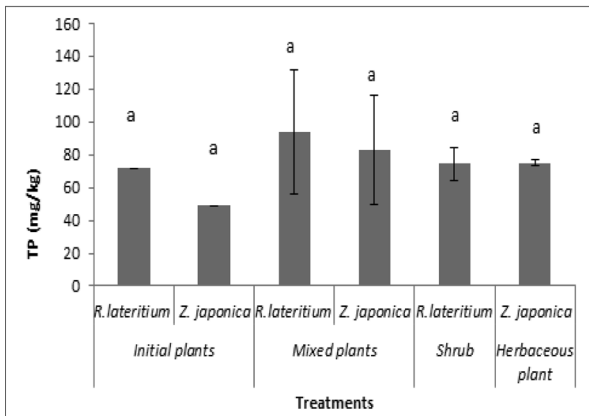
(c)

**Fig. 1.** Total nitrogen concentrations in (a) soil, (b) root, and (c) shoot at rain garden mesocosms. (Letters in the figures show significant differences among treatments at  $\alpha = 0.05$ ).

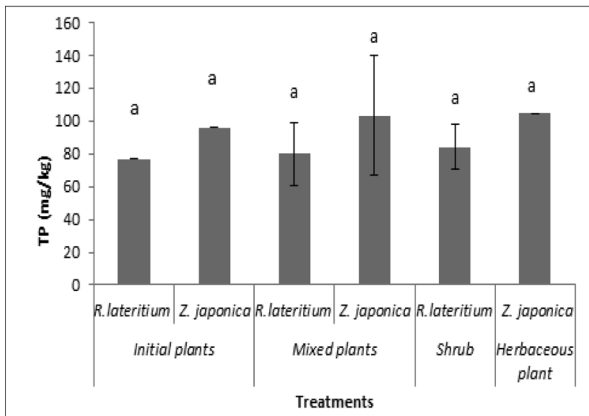
전 식물 재배과정에서 영산홍 보다는 들잔디에 더 많은 질소가 공급되어졌기 때문일 수 있으며 또한 농도수준이 유사한 잎과는 달리 뿌리에서만 농도차이를 보인 것으로



(a)



(b)



(c)

**Fig. 2.** Phosphorous concentrations in (a) soil (available-P), (b) root (TP), and (c) shoot (TP) at rain garden mesocosms. (Letters in the figures show significant differences among treatments at  $\alpha = 0.05$ ).

보아 식물종의 차이에 따른 영향일 가능성도 크다고 판단된다. 전체적으로 토양에서의 질소 농도는 식물의 종류보다는 식물의 유무에 영향을 더 많이 받는 것으로 나타났

으며 잎보다는 뿌리에서 더 많은 증가가 관찰되었다.

Fig. 2는 레인가든 실험구에 인공강우의 유입 후 30일 경과 후 각 처리구에서의 토양과 식물체 (지상부와 지하부)에서의 인의 농도변화를 나타낸다. 토양의 유효인산 농도는 실험 전  $63.67 \pm 2.2$  mg/kg에서 인공강우 유입 후 혼합식재구에서  $79.09 \pm 2.83$  mg/kg, 영산홍 단독식재구에서  $79.60 \pm 2.55$  mg/kg, 들잔디 단독식재구에서  $80.16 \pm 4.39$  mg/kg, 식물이 식재되지 않은 대조구에서 72.2 mg/kg로 나타나 모든 실험구의 토양에서 인 농도가 증가한 것으로 나타났다(Fig 2(a)). 이는 초기농도에 비교할 때 식물식재 토양의 경우 24.2~25.9%, 대조구 토양의 경우 13.4% 증가한 결과로 대조구 토양에 비해 식물식재 토양에서 많이 증가한 것으로 나타났다. 질소의 경우와 마찬가지로 식물의 종류보다는 식물의 유무가 토양에서의 인의 보유와 유출감소에 긍정적인 영향을 미치는 것으로 나타났다. 식재토양 내 인 농도의 증가는 질소와 마찬가지로 식물 식재토양이 더 많은 강우유출수를 보유하면서 함께 용존되어 있는 인도 함께 잔류하게 되기 때문으로 생각되며, 이 후 식물에 의하여 지속적으로 흡수되어 영양물질로 사용될 수 있다.

식물체내의 인 농도는 질소와 달리 크게 증가하지 않은 것으로 나타났다. 이는 질소에 비해 인의 경우 식물에 의한 흡수보다는 토양에 보유되는 양이 상대적으로 많기 때문이다. 따라서 레인가든에서 인을 효과적으로 관리하기 위해서는 식물의 유무뿐만 아니라 이용하는 토양의 종류도 중요할 것으로 판단된다. 영산홍 잎에서의 인 농도는 질소와 같이 단독식재와 혼합식재간의 차이가 없는 것으로 나타났으며 뿌리의 경우도 두 식재방식에 따른 농도 차이가 없는 것으로 나타났다( $\alpha = 0.05$ ). 들잔디의 경우에도 잎과 뿌리에서 모두 단독식재와 혼합식재간의 차이가 없는 것으로 조사되었다(Fig. 2(b)(c)).

### 3.2. 중금속 농도 변화

Table 2는 레인가든 실험구에 인공강우의 유입 후 30일 경과 후 각 처리구 토양에서의 중금속 농도의 변화를 나타낸다. 강우유출수 유입 전 토양의 중금속 농도는 카드뮴  $0.20 \pm 0.1$  mg/kg, 구리  $18.42 \pm 3.4$  mg/kg, 납  $23.62 \pm 4.3$  mg/kg, 아연  $86.19 \pm 1.7$  mg/kg이었으며 강우유출수 유입 후 납을 제외하고는 토양 내 중금속 농도는 모두 증가한 것으로 나타났다( $\alpha < 0.05$ ). 카드뮴과 구리의 경우 초기 농도와 비교할 때 혼합식재구에서 각각 319.8%와 43.0%, 영산홍 단독식재구에서 354.6%와 45.8%, 들잔디 단독식재구에서 117.9%와 36.6%, 식물이 없는 대조구에

**Table 2.** Heavy metal concentrations in soils at rain garden mesocosms

	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	
Initial Soils	0.20 <sup>b</sup>	18.42 <sup>c</sup>	23.62 <sup>a</sup>	86.19 <sup>c</sup>	
<i>R.lateritium</i> + <i>Z. japonica</i>	0.84 <sup>a</sup>	26.34 <sup>a</sup>	31.48 ± 8.77 <sup>a</sup>	114.25 <sup>a</sup>	
After 30 days	<i>R.lateritium</i>	26.85 <sup>ab</sup>	29.28 ± 8.77 <sup>a</sup>	111.89 <sup>ab</sup>	
	<i>Z. japonica</i>	0.44 <sup>ab</sup>	25.15 <sup>ab</sup>	27.14 ± 3.54 <sup>a</sup>	108.99 <sup>ab</sup>
	Control	0.36 <sup>ab</sup>	20.83 <sup>bc</sup>	25.63 <sup>a</sup>	91.21 <sup>bc</sup>

Superscripts in the table show significant differences among treatments at  $\alpha = 0.05$ .

**Table 3.** Average heavy metal concentrations in plants at rain garden mesocosms

Treatment and Plant		Plant part	Cd	Cu	Pb	Zn	
			(mg/kg)				
Initial Plants	<i>R. lateritium</i>	Leaves	0.55	11.63	2.26	16.47	
		Roots	0.11	29.67	5.65	14.89	
	<i>Z. japonica</i>	Leaves	0.25	28.60	12.80	21.11	
		Roots	1.44	37.46	14.22	32.18	
After 30 days	Mixed plants	<i>R. lateritium</i>	Leaves	4.03	26.04	18.56	83.66
		Roots	0.72	46.95	20.40	84.57	
	<i>Z. japonica</i>	Leaves	3.77	42.62	47.57	162.55	
		Roots	6.39	60.14	52.48	157.63	
Shrub	<i>R. lateritium</i>	Leaves	1.49	18.49	6.08	23.29	
		Roots	0.22	41.20	5.57	30.74	
Herbaceous plant	<i>Z. japonica</i>	Leaves	3.81	60.28	18.21	167.40	
		Roots	7.56	87.24	41.38	185.44	

서 81.0%와 13.1% 증가한 것으로 나타나 구리보다는 카드뮴의 증가율이 큰 것으로 나타났으며 혼합식재구에서는 식물이 없는 토양보다 농도가 높은 것으로 조사되어 식물의 존재 특히 초본과 목본류를 함께 식재할 경우 토양의 중금속 보유능을 높이는 것으로 나타났다. 이는 뿌리의 성장 깊이가 다른 두 식물을 함께 식재할 경우 더 많은 오염 토양층에서 뿌리 효과를 얻을 수 있으며, 표층에 뿌리 밀도가 높은 들잔디, 이보다는 아래에 영산홍의 뿌리가 존재하면서 오염 강우의 유입 시 단계적으로 중금속 제거에 기여하기 때문이라 판단된다.

납과 아연은 식물식재구에서 각각 14.9%~33.2%, 26.5%~32.6%, 식물이 없는 경우 8.5%와 5.8% 증가한 것으로 조사되었다. 특히 아연의 경우 식물의 유무가 토양의 보유율을 증가시키는 것으로 나타났는데 납과 아연만을 비교하면 혼합식재구에서는 납과 아연이 유사한 수준으로 단독식재구에서는 아연이 그리고 토양만 있는 대조구에서는 납의 농도 증가율이 상대적으로 큰 것으로 나타났다(Table 2). 이는 식물의 중금속 흡수 혹은 토양의 중금속 흡착 능력이 식물의 종류나 토양에 따라 다르기

때문이다. 특히 아연의 경우 식물의 유무에 따라서도 토양의 보유율이 증감하는 것으로 나타나 적합한 식물의 생장만으로도 중금속의 유출을 일정부분 감소시킬 수 있음을 알 수 있다.

Table 3은 레인가든 실험구에 적용한 식물의 뿌리와 잎의 중금속 농도를 나타낸다. 잎의 카드뮴 농도를 제외하고는 인공강우가 유입되기 전과 유입 후 30일이 경과된 시점에서 모두 들잔디 내 중금속 농도가 영산홍 보다 높은 것으로 조사되었다(Table 3). 실험 전·후 카드뮴의 식물체 내 농도가 네가지 중금속 중에서 가장 낮은 수준이었지만 인공강우 유입 후 식물체내 농도 증가율은 가장 높은 것으로 나타났다. 이는 카드뮴의 경우 유입수의 농도가 초기농도에 비해 다른 중금속과 비교할 때 상대적으로 높았기 때문으로 판단된다. 실험 30일 후 영산홍 뿌리의 카드뮴 농도는 실험 전과 비교할 때 혼합식재구에서 564.9%, 단독식재구에서 101.5% 증가하였으며, 들잔디의 경우에도 실험 초기 농도에 비해 혼합식재구에서 343.7%, 단독식재구에서 424.63% 증가한 것으로 조사되어 영산홍은 혼합식재구에서 들잔디는 단독식재구에서 뿌리의 농도

증가율이 더 큰 것으로 나타내었다. 들잔디의 경우 단독 식재구에서 영산홍의 경우에서 혼합식재구에서 더 높은 흡수율을 보인 것은 두 식물간의 뿌리밀도와 뿌리 분포의 차이에 의한 것으로 보인다. 뿌리밀도가 낮고 성장 깊이가 깊은 영산홍의 경우 들잔디의 존재로 오염수의 유입 속도가 감소하고 접촉시간이 증가하면서 중금속 흡수가 증가하기 때문으로 판단된다. 잎에서의 카드뮴 농도는 초기농도에 비해 영산홍과 들잔디 모두 혼합식재구에서 각각 637.8%와 1411.9%, 단독식재구에서 각각 172.2%와 1428.6% 증가하여 들잔디가 영산홍에 비해 잎의 카드뮴 농도 증가율이 더 큰 것으로 나타났다. 영산홍과 들잔디의 경우 단독식재와 혼합식재에 따른 구리의 흡수가 다르게 나타났는데, 식물 뿌리와 잎에서의 구리 농도는 영산홍의 경우 혼합식재구에서 58.2%와 123.9%, 단독식재구에서 38.8%와 59.0% 증가하여 혼합식재구에서 구리 흡수뿐만 아니라 지상부로의 전이 또한 증가한 것으로 나타났다. 하지만 들잔디의 경우 뿌리와 잎에서의 농도 증가율이 혼합식재구에서 60.5%와 49.0%, 단독식재구에서 132.9%와 110.8%로 나타나 잎보다는 뿌리에서, 혼합식재구 보다는 단독식재구에서 더 많이 흡수하는 것으로 조사되었다. 영산홍은 납의 경우에서도 단독식재보다 혼합식재한 경우 더 높은 흡수증가율을 보였는데 특히 뿌리농도의 경우 혼합식재구에서 260.9% 증가한 것에 비해 단독식재구에서는 오히려 1.4% 감소한 것으로 나타났다. 잎에서는 각각 719.7%와 168.7% 증가하여 혼합식재방식이 영산홍 뿌리의 납 흡수율 증가와 잎으로의 전이에 더 좋은 영향을 미치는 것으로 나타났다. 들잔디의 납 농도는 카드뮴과 구리와는 달리 단독식재보다는 혼합식재에서 증가율이 더 큰 것으로 나타나 강우유출수의 납을 처리하기 위해서 관목류와 초본류의 혼합식재가 바람직함을 보여주었다. 식물의 뿌리와 잎에서의 납농도 증가율은 들잔디 보다 영산홍에서 더 높은 것으로 나타났다. 아연의 경우 영산홍 뿌리에서 혼합식재구에서 467.9%, 단독식재구에서 106.4% 증가하였으며, 잎에서도 각각 407.9%와 41.4% 증가하여 다른 중금속과 마찬가지로 영산홍은 혼합식재방식에서 농도증가율이 큰 것으로 나타났다. 들잔디의 뿌리 농도는 혼합식재구에서 389.8%, 단독식재구에서 476.3% 증가하였으며 잎에서는 각각 669.9%와 692.9% 증가하여 혼합식재보다는 단독식재구에서 증가율이 더 높은 것으로 나타나 카드뮴과 구리와 유사한 양상을 보여주었다.

정구복 등(2002)은 Cd 19.3 mg/kg, Cu 102.0 mg/kg, Pb 141.1 mg/kg으로 오염된 토양에서 영산홍(*R. lateritum*)과 들잔디(*Z. japonica*)를 이용하여 토양 정화실험을 수행

하였는데 본 실험 결과와 마찬가지로 식물체에서 중금속 함량이 증가하는 것을 관찰하였으며 기존의 식물정화 연구들과 유사하게 지하부의 농도가 지상부의 농도보다 높은 것으로 조사되었다(강병화 등, 1998; 이영현 2008). 카드뮴의 경우 뿌리는 들잔디가 잎의 영산홍이 높게 나타나 본 연구와 유사한 농도분배를 나타낸 반면에 구리의 경우는 들잔디 잎보다 영산홍 잎에서 더 높게 검출되었다. 이러한 차이는 식물이 이용할 수 있는 중금속의 존재형태에 따른 것으로 판단되는데 본 실험에서는 용존 상태로 공급되어 식물이 좀 더 쉽게 흡수할 수 있는 형태로 식물체로 이동했기 때문이다. 이러한 결과는 레인가든에 식재된 식물이 강우유출수에 존재하는 중금속을 기존의 식물상 토양정화보다 좀 더 효율적으로 제거할 수 있음을 보여준다.

초본류와 목본류는 서로 다른 뿌리 구조를 가지고 있으며 뿌리 깊이도 다르기 때문에 혼합식재 할 경우 레인가든 식재층의 다양한 깊이에서의 오염정화 효과를 갖도록 하는데 도움을 줄 수 있다. 따라서 경관을 고려한 강우유출수 관리목적을 달성하기 위하여 레인가든에 관목류와 초본류를 함께 적용하는 것이 더 효과적 일 수 있다. 특히 식재여건만 허락된다면 다양한 경관과 오염정화 효과를 갖기 위해서는 뿌리가 더 깊으며 정화효과를 갖는 교목류의 도입도 고려할 수 있을 것이다.

#### 4. 결 론

최근 비점오염원관리나 강우유출수를 제어하기 위한 친환경적인 생태기반시설로서 레인가든에 대한 관심이 증가하고 있다. 레인가든이 불투수층이 많은 도시지역에 주로 적용 될 가능성이 높은 것을 고려할 때 적용한 토양과 식물의 오염정도는 레인가든을 관리하는 데 매우 중요한 정보를 제공할 수 있다. 본 연구에서는 레인가든을 운영함에 있어서 식물 오염 잠재성 및 적용 식물의 종류에 따른 토양의 오염물질 보유 정도를 평가하였다. 실험결과 오염 강우유출수 유입 시 레인가든 실험구내 토양의 질소와 인 농도가 모두 증가하였으며 질소의 증가율이 더 큰 것으로 조사되었다. 하지만 식물의 종류 보다는 식물의 유무가 토양에서의 질소와 인과 같은 영양물질의 보유와 유출감소에 긍정적인 영향을 미칠 수 있는 것으로 나타났다. 또한 식물 비식재 실험구보다 식물이 식재된 경우에 특히 혼합식재 실험구에서 토양내 중금속 더 농도가 더 높은 것으로 조사되어 초본과 목본류를 함께 식재하는 것이 레인가든을 이용한 강우유출수 내 중금속 관리에 효과적일 수 있음을 보여주었다. 기존의 식물정화 연구들과 유사하

계 영산홍과 들잔디 모두 지상부 보다는 지하부의 농도가 더 높은 것으로 조사되었지만 레인가든 운영 시 지상부인 잎의 농도 또한 함께 증가할 수 있어 식물관리에 주의해야 함을 보여주었다. 한편 현장에서 레인가든을 운영하게 될 경우 다양한 강우사상과 강우빈도 등 본 실험조건과는 다른 조건에서 오염물질에 노출 될 수도 있으므로 다양한 현장조건에 대하여 좀 더 장기적인 연구가 필요할 것으로 판단된다.

## 사 사

본 연구는 2011년도 부경대학교의 지원을 받아 수행된 연구(PK-2011-91)이며 이에 감사드립니다.

## 참 고 문 헌

- 강병화, 심상인, 이상각, 김광호, 정일민, 1998, 중금속 오염에 대한 phytoremediation용 야생식물 연구, 한국환경농학회지, **17**(4), 312-318.
- 국립환경과학원, 2005, 도시노면 및 공업지역으로 부터의 오염 물질 배출특성조사에 관한 연구.
- 김갑수, 양지희, 2004, 도시지역 물이용 및 홍수재해 저감을 위한 빗물저류방안에 대한 연구, 서울도시연구, **5**(4), 73-91.
- 김선미, 이인성, 2007, 레인가든을 적용한 환경 친화적 빗물 처리 방안 검토, 한국환경복원녹화기술학회지, **10**(5), 58-66.
- 김성수, 2007, 한국의 조경수목, 기무당출판사, 164-165.
- 김인혜, 허근영, 신현철, 박남창, 2010, 영산홍을 이용한 저관리 옥상녹화 시스템의 식물생육 및 토양특성 평가, 한국원예학회지, **28**(6), 1057-1065.
- 김창수, 성기준, 2011, 레인가든이 지하유출 및 침투유량 감소에 미치는 영향, 한국환경복원녹화기술학회지, **14**(5), 69-79.
- 농업과학기술원, 토양 및 식물체 분석법, 2000.
- 동효선, 이재훈, 김정환, 박주석, 2009, 옥상 녹화 시스템이 강우 유출시간에 미치는 영향, 한국물환경학회 · 대한상수도학회 공동추계학술발표회논문집, 성균관대학교, 667-668.
- 문정수, 유형근, 한무영, 2007, 빗물저장조에서 입자의 제거특성 및 운전과 설계시 고려사항, 상수도학회지, **21**(1), 131-138.
- 신현석, 손정화, 장종경, 손태석, 강두기, 조덕준, 2009, SWMM 모형을 이용한 비점오염 분석 및 CSO 관리방안 연구, 수질보전 한국물환경학회지, **25**(2), 268-280.
- 이영현, 2008, 개나리, 명자나무, 쥐똥나무가 카드뮴 오염 토양의 생태복원(phytoremediation)에 미치는 영향, 한국식물인간환경학회지, **7**(3), 16-22.
- 이자연, 2010, 기준습지 토양 특성을 활용한 인공습지의 토양발 달 평가, 한국습지학회지, **12**(1), 1-14.
- 이재훈, 동효선, 박주석, 2008, 옥상 녹지공간에 따른 강우저류효과 및 유출특성 분석, 대한상수도학회 · 한국물환경학회, 2008 공동 추계학술발표회 논문요약집, 고려대학교, 229-230.
- 이주영, 한무영, 양중석, 곽동근, 김동근, 권정원, 김도형, 2009, 도시 초기우수 저감을 위한 생물학적 빗물저류정원에 관한 연구, 서울도시연구, **10**(4), 81-89.
- 이주영, 한무영, 2009, 아파트-주택단지 및 도심 주차장의 생물저류지의 역할, GRI연구논총, **11**(1), 202-214.
- 정구복, 김원일, 문광현, 2000, 토양중 카드뮴과 납의 phytoextraction을 위한 식물재배 연구, 한국환경농학회지, **19**(3), 213-217.
- 정구복, 김원일, 이종식, 김경민, 2002, 장기재배 시험에 의한 중금속 오염토양의 식물정화, 한국환경농학회지, **21**(1), 31-37.
- 조강우, 김태균, 이병하, 이슬비, 송경근, 안규홍, 2009, 이중층 토양 여과시설을 이용한 도로 강우 유출수 처리성능 평가(1), 상하수도학회지, **23**(5), 599-608.
- 주진희, 김원태, 최우영, 윤용한, 2010, 무관수 옥상녹화시스템의 차이에 따른 들잔디 적용성 평가, 한국환경과학회지, **19**(9), 1137-1142.
- 최지연, 말라, 이소영, 강창국, 이정용, 강희만, 김이형, 2010, 침투 여과형 비점오염저감시설의 설계 및 평가, 한국환경영향평가학회지, **19**(5), 475-481.
- 한치복, 이택순, 2010, 창원지역 빗물의 계절변화 및 저류시간에 따른 수질변화. 대한환경공학회지, **32**(5), 461-468.
- 한무영, 박상철, 이일용, 2003, 건물의 지붕 집수면이 유출빗물의 수질에 미치는 영향, 대한상수도학회지, **17**(3), 460-467.
- Balmori, D. and Benoit, G., 2007, The Land and Natural Development (Land) Code, John Wiley & Sonc Inc. Hoboken, New Jersey, 7-42.
- Davis, A.P., Shokouhian M., Sharma, H., and Minami, C., 2001, Laboratory study of bioretention for urban stormwater management, *Water Environment Research*, **73**(1), 5-14.
- Davis, A.P., 2008, Field performance of bioretention:hydrology impacts, *J. hydrol. Eng.*, **13**(2), 90-95.
- Dietz, M.E. and Clausen, J.C., 2005, A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment, *Water, Air, and Soil Pollution*, **167**, 123-138.
- Dunnett, N. and Clayden, A., 2007, Managing water sustainably in the garden and designed landscape, Timber Press, Inc.
- Erickson, A., Gulliver, J.S., and Weiss, P.T., 2007, Enhanced sand for storm water phosphorous removal, *J. Environ. Eng.* **133**(5), 485-497.
- Ferguson, B.K. and Suckling, P.W., 1990, Changing rainfall-runoff relationships in the urbanizing peach tree creek watershed, *Water Resource Associate*, **26**(2), 313-322.



- Hsieh, C.H. and Davis, A.P., 2005, Multiple-event study of bioretention for treatment of urban storm water runoff, *Water Science Technology*, **151**, 77-181.
- Sung, K., Corapcioglu, M.Y., and Drew, M.C., Plant aided bioremediation in the vadose zone: model development and applications, *J. Cont. Hydrol.*, **73**(1-4), 65-98.
- Sung, K., Corapcioglu, M.Y., Drew, M.C., and Munster, C.L., 2001, Plant contamination by organic pollutants in phytoremediation, *J. Env. Qual.*, **30**(6), 2081-2090.
- Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N. P.B.A., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I., Raskin, I., 1995, Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants, *Nature Biotechnology*, **13**, 468-474.
- Salt, D.E., Simth, R.D., and Raskin, I., 1998, Phytoremediation, *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, **49**,643-668.
- Moss, J.Q., Bell, G.E., Kizer, M.A., Payton, M.E., Zhang, H., and Martin, D.L., 2005, Reducing nutrient runoff from golf course fairways using grass buffers of multiple height, *Crop Science*, **46**, 72-80.
- Prince George's County (PGCo), 2007, Bioretention Manual. Environmental Services Division Department of Environmental Resources, 48-68
- Wossink, G.A. and Hunt, W.F., 2003, The economics of structural stormwater BMPs in North Carolina. North Carolina Water Resource Research Institute. Raleigh, 11-24.