

식물을 이용한 토양내의 중금속 오염원 제거에 관한 연구

(Study on the elimination of heavy metal pollutants in the soil by plant)

강경홍, 김인성

전주대학교 생명과학부

1. 서 론

지구상의 생태환경 중 가장 복잡한 구성요소로 형성된 것으로 토양 환경을 들 수 있다. 특히 토양 환경과 식물과는 서로 밀접한 관계로 식물은 토양 환경으로부터 각종 영양염류 및 이온물질을 흡수하여 성장하고, 토양은 식물로부터 대부분의 분해성 물질을 공급받아 토양내의 구성요소를 형성하게 된다. 토양오염이란 토양내에 난분해성물질이나 지구상의 생물체에 유해한 물질이 침적되는 것을 말하는데, 이러한 토양의 오염원으로는 산업폐수에서 유발되는 중금속 물질과 강산 및 강알카리성 물질, 농약과 비료에서 유발되는 난분해성 물질 그리고 생활하수에서 기인하는 질산 및 인산염물질 등을 들 수 있다. 또한, 대기로 방출된 대기 오염원인 황 및 질소 산화물등이 강우로 인하여 토양에 침적되어 오염원으로 작용하기도 한다. 뿐만 아니라, 토양 오염은 지표면의 토양에만 국한되는 것이 아니고 수질오염에 의해 하천이나 저수지 그리고 해양 기저부의 토양이 이러한 오염원의 수계유입으로 인하여 오염된다. 이러한 오염원 중에서 토양 내에서 분해되지 않고 영구히 침적되는 물질인 중금속류 오염원은 현대 사회의 공업화가 가중됨에 따라 대두된 심각한 환경문제가 되었다.

오염된 토양을 복구하는 방법에는 크게 두가지 방법이 있는데 첫째는 현장에서 오염물질을 제거하는 방법이고, 둘째는 오염된 토양을 오염지역에서 제거하여 일정한 오염제거 시설에서 오염원을 제거 한 후 다시 본래 지역에 복구하는 방법으로 나눌 수 있다. 이 중 현장에서 오염원을 제거하는 방법은 주로 생물학적인 방법이 동원되는데 여기에 적용되는 오염원으로는 토양내에서 분해가 쉬운 물질인 유기오염원이 주종을 이루게 되고 이러한 유기오염원을 분해하는데는 미생물을 이용하는 연구가 활발히 진행되고 있다.

본 연구는 이러한 맥락에서 토양 오염원 중 난분해성 물질인 중금속류 물질을 토양으로부터 분리·제거하는데 식물의 이용성을 밝혀보고자 하였다.

2. 재료 및 방법

본 연구의 조사지역은 전주시와 공업단지를 지나는 전주천 및 그 유입하천 지역을 중심으로 7개 지점을 선정하여 토양과 물에서의 중금속 함량과 7개 지점(어두교;AD, 월암교;WA, 삼천취수

장;SC, 양화교;YH, 삼천물보;SM, 이정보;LS 및 삼선철교;SS)에 분산되어 하천가와 하천내에 군생하는 습생식물인 고마리(*Persicaria thunbergii*)와 수중 기저부에 뿌리를 내리고 서식하는 수생 식물인 마름(*Trapa japonica*) 및 노랑어리연꽃(*Nymphoides peltata*) 내에서 중금속 농축량을 분석하였다. 재료의 채집은 매주 1회씩 1994년 7월부터 10월 까지 4개월간 총 16회 실시하였고 Pb, Cu, Zn 및 Fe를 분석대상 중금속으로 선정하여 각각의 시료에서 분석하였다. 그리고 재료식물중 고마리를 선정하여 실험실 조건에서 각 중금속의 농도별로 배양구를 설치하여 중금속 흡수량을 조사하여 서식지에서의 중금속 흡수량과 상호 비교·분석하였다.

중금속 분석은 Anodic stripping voltametric method를 이용한 Trace element analyser(TEA 3000, Camtronics Ltd., Australia)와 Flame atomization method를 이용한 Atomic absorption spectrophotometer(AAS, Hitachi Ltd., Japan)을 이용하여 병행 실시하였다.

3. 결과 및 고찰

1) 물에서 Pb, Cu, Zn 및 Fe의 함량 분석.

우리나라 환경청의 환경정책 기본법(1991)의 제 2조 및 동법 수질환경 보전법 시행규칙 제 2조 및 제 3조에서 규정한 수질오염물 중 규제 중금속류 물질로 Cr, Zn, Cu, Cd, Hg, Pb, Cr⁶⁺ 및 Mn 등으로 각각의 배출 허용 기준을 하천의 등급별로 나누어 규정하였고(Table 1), 하천과 호소 그리고 해역에서는 수질의 등급에 관계없이 전수역에서 각각의 중금속에 대한 환경기준치를 규정하고 있다(Table 2).

Table 1. The effluent guideline of heavy metal in waste water (Environment agency, 1991 ; unit : $\mu\text{g}/\text{ml}$).

heavy metal grade	Cr	Zn	Cu	Cd	Hg	Pb	Cr ⁶⁺	Mn (soluble)
Clean	≤0.5	≤ 1.0	≤0.5	≤0.02	ND	≤0.2	≤0.1	≤ 2.0
A	≤2.0	≤ 5.0	≤3.0	≤0.10	≤0.005	≤1.0	≤0.5	≤10.0
B	≤2.0	≤ 5.0	≤3.0	≤0.10	≤0.005	≤1.0	≤0.5	≤10.0
C	≤2.0	≤ 5.0	≤3.0	≤0.10	≤0.005	≤1.0	≤0.5	≤10.0
Special	≤5.0	≤10.0	≤5.0	≤0.20	≤0.005	≤2.0	≤0.5	≤20.0

Clean area : Absolute construction area.

A area : The 1st grade of the environment standard of water quality.

B area : The 2nd and 3rd grade of the environment standard of water quality.

C area : The 4th grade of the environment standard of water quality.

Special area : The 5th grade of the environment standard of water quality.

ND : Not Detected

이러한 환경청의 자료(1991)에 의하면 하천 및 호소 그리고 전해역에서 Pb의 기준 농도가 ≤

0.1 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 이고 Cu와 Zn는 불검출(ND;Not Detected)로 규정되어 있으나, 본 연구의 대상 하천인 전주천과 그 주변 하천수의 Pb, Cu 및 Zn의 함량을 조사한 결과 Pb는 0.003~0.016 $\mu\text{g}/\text{ml}$, Cu는 0.004~0.016 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 그리고 Zn은 0.053~0.125 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 로 Pb는 하천수의 중금속 환경 기준 농도치에 부합되나 Cu와 Zn는 환경 기준치를 초과한 농도를 나타내고 있다(Table 3). 특히, 전주시와 전주공업단지를 지난 이성보(LS)의 물에서 Cu와 Zn의 함량이 전수역의 평균치 이상을 나타내고 있어 도심지와 공단에서 배출되는 생활하수와 공단폐수의 방출에 보다 강력한 규제가 필요하다고 생각된다.

Table 2. The environment standard value of heavy metal in river, lake and sea area (Environment agency, 1991 ; unit : $\mu\text{g}/\text{ml}$).

heavy metal area	Cd	Hg	Cr ⁶⁺	Pb	Zn	Cu
River	≤ 0.01	ND	ND	≤ 0.1	ND	ND
Lake	≤ 0.01	ND	ND	≤ 0.1	ND	ND
Sea	≤ 0.01	ND	≤ 0.05	≤ 0.1	≤ 0.1	≤ 0.02

ND ; Not Detected

Table 3. The contents of Pb, Cu, Zn and Fe in water collected at the different sampling sites (contents are expressed as mean values, unit : $\mu\text{g}/\text{ml}$).

heavy metal sampling site	AD	WA	SC	YH	SM	LS	SS
Pb	0.007	0.007	0.004	0.008	0.006	0.009	0.008
Cu	0.007	0.007	0.006	0.008	0.006	0.008	0.008
Zn	0.070	0.067	0.084	0.073	0.068	0.089	0.066
Fe	0.106	0.219	0.201	0.348	0.125	0.662	1.507

전체 채집지의 중금속 함량의 상대적인 양은 Pb의 함량을 기준으로 할 때 Cu는 1.1배, Zn는 10.8배 그리고 Fe는 66.0배로 검출되어 물에서 중금속의 평균 함량은 $\text{Pb} \leq \text{Cu} < \text{Zn} < \text{Fe}$ 의 순서로 증가하였다. 그리고 Zn는 삼천취수(SC)와 삼선철교(SS) 지점에서 전체 조사지역의 평균치 이상으로 검출되었고, Fe는 이성보(LS)와 삼선철교(SS) 지점에서 다량 검출되었는데 특히, 삼선철교(SS) 지점에서 평균치의 3.5배 가량 검출 되었다.

Pb, Cu, Zn 및 Fe의 분석 결과 전체 채집지 하천수에서 금속별 분포 양상을 SS(Sum of Square of deviation) 값으로 나타내면 Pb는 0.0002976, Cu는 0.0001374, Zn는 0.0091393 그리고 Fe는 9.1787343으로 전체 7개 지점에서 Cu가 가장 고른 분포를 나타낸 반면, Fe 함량의 변동 폭이 가장 심하게 나타남을 알 수 있었다. 대상 하천의 물에 함유된 중금속 물질의 지역별 분포양상과 원별 변화양상을 비교·분석한 결과 다량 검출되는 중금속에서 그 변화 양상이 크게 나타났

고, 수량의 변동이 큰 지역에서 그 변동 폭이 보다 크게 나타남을 알 수 있었다.

2) 토양에서 Pb, Cu, Zn 및 Fe의 함량 분석.

전체 7개 채집지에서 채토한 토양의 분석 결과 각각 중금속의 함량은 토양의 Cu함량을 기준으로 할 때 Pb는 1.8배, Zn는 3.0배 그리고 Fe는 32.2배로 토양내의 중금속 함량이 Cu<Pb<Zn<Fe의 순서로 증가하였고, Pb와 Cu의 상대적인 함량은 물에서의 함량과 다른양상을 나타내었다 (Table 4).

Table 4. The contents of Pb, Cu, Zn and Fe in soil collected at the different sampling sites (contents are expressed as mean values, unit : $\mu\text{g/g}$).

heavy metal \ sampling site	AD	WA	SC	YH	SM	LS	SS
Pb	18.0	16.6	5.3	7.8	12.6	9.9	7.9
Cu	6.5	5.0	3.9	5.2	6.5	8.7	7.0
Zn	21.1	26.3	14.5	14.9	15.3	19.6	16.6
Fe	342.5	308.0	102.1	159.1	182.3	152.7	130.1

본 조사의 측정치를 환경청(1989)에서 조사한 토양의 구분에 따른 조사자료(Table 5)와 비교하면 Pb와 Zn의 토양 내 함량이 광산지역이나 공업폐기물 처리지역의 토양외의 다른 지역의 측정치에 비해 높게 나타났음을 알 수 있었고, Cu의 토양내 함량은 환경청의 조사 지역에서 나타난 측정 자료와 유사한 결과였음을 알 수 있었다.

Table 5. Heavy metal contents in the soil from the soil contamination monitoring sites (Environment agency, 1989 ; unit : $\mu\text{g/g}$).

heavy metal \ area	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Agricultural area	0.20	1.15	6.68	0.17	2.27	6.83	11.90
Industrial complex	0.26	2.16	7.90	0.21	2.56	9.44	11.59
River side	0.20	0.92	4.56	0.16	1.63	6.48	11.34
Household waste	0.28	0.86	5.51	0.12	1.40	7.21	10.18
Industrial waste	0.29	0.97	7.06	0.17	2.28	13.54	14.58
Metal mining site	0.89	1.15	14.88	0.23	3.09	34.35	30.20
Road side	0.18	0.68	5.17	0.12	1.87	9.89	10.64
Metal smelting area	0.32	1.52	11.63	0.26	2.51	34.49	28.14

특히, 환경청조사자료중 하천유역의 중금속 분석치와 비교할 때 본 연구에서 조사된 Pb, Cu 및 Zn 모두 환경청에서 조사한 하천유역의 Pb, Cu 및 Zn의 측정치에 비해 Pb는 0.8배에서 3.9배, Cu는 0.9배에서 1.9배 그리고 Zn는 1.3배에서 2.3배로 높은 측정치를 나타냈음을 알 수 있었다.

또한, 조사지역의 상류보다 하류의 하천 토양에서 중금속 함량의 변동량이 크게 나타난 것으로 조사되었는데 이것은 하천의 하류에서 발생하는 도심지 하수 및 공단 폐수의 유입과 하천가에 서식하는 식물 군락의 계절적 성장 변화에 의해서 식물체 내에 농축되는 중금속의 양이 식물 군락의 밀도 및 성장 상태와 밀접한 관계에 의해서 나타나는 현상(Smilde, 1981 ; Jackson *et al.*, 1990 ; Barrett *et al.*, 1990)으로 사료 된다.

3) 재료식물에서 중금속 농축량 분석.

대상 하천의 7개 채집지에서 자생한 고마리, 마름 및 노랑어리연꽃 내의 중금속 농축량을 식물체 각 부위별로 조사하였다(Table 6).

Table 6. The mean value of the amounts of the biological magnification of Pb, Cu, Zn and Fe in the leaf, stem and root of in *P. thunbergii*, *T. japonica* and *N. peltata* grown naturally at different sampling sites (unit : $\mu\text{g/g}$ in dry weight).

Plant	Part	Pb	Cu	Zn	Fe
<i>P. thunbergii</i>	Leaf	15.5	28.4	239.6	93.8
	Stem	11.0	41.8	165.6	156.5
	Root	123.4	376.6	818.3	2289.1
<i>T. japonica</i>	Leaf	27.3	66.7	281.5	141.4
	Stem	61.3	261.5	425.1	262.3
	Root	125.2	289.9	1604.1	5674.7
<i>N. peltata</i>	Leaf	30.8	70.2	470.0	63.4
	Stem	31.8	59.8	395.4	103.2
	Root	92.8	125.6	866.1	1044.7

고마리에서 Pb, Cu, Zn 및 Fe의 월별 평균 농축량은 전체 채집지에서 각각 80.4~254.6 $\mu\text{g/g}$, 284.6~688.5 $\mu\text{g/g}$, 635.5~1979.4 $\mu\text{g/g}$ 및 1160.0~3590.9 $\mu\text{g/g}$ 으로 중금속은 각각 Pb<Cu<Zn<Fe의 순서로 증가양상을 보였고, 마름에서는 전체 채집지에서 Pb는 107.8~306.0 $\mu\text{g/g}$, Cu는 282.7~963.0 $\mu\text{g/g}$, Zn은 1328.3~3546.9 $\mu\text{g/g}$ 그리고 Fe는 656.8~9944.0 $\mu\text{g/g}$ 으로 월별 평균 농축량을 나타내 고마리의 중금속 농축양상과 같은 증가양상을 나타냈다. 반면에, 노랑어리연꽃에서의 월평균 중금속 농축량을 보면 Pb의 경우 140.1~193.9 $\mu\text{g/g}$, Cu는 187.7~327.3 $\mu\text{g/g}$, Zn은 1126.6~1723.6 $\mu\text{g/g}$ 그리고 Fe는 611.7~1914.6 $\mu\text{g/g}$ 로 노랑어리연꽃 내에 농축된 각각의 중금속은 고마리와 마름에서의 중금속 농축량 증가 양상과는 달리 Pb<Cu<Fe \leq Zn로 증가하였다. 이것을 각각의 재료식물에서 농축된 중금속별 비율로 나타내면 고마리의 경우 3.9%, 11.8%, 29.7% 그리고 54.1%로 나타났고 마름에서는 2.1%, 5.8%, 22.9% 그리고 69.2%로 나타났다. 또한, 노랑어리연꽃의 중금속별 농축량의 비는 Pb, Cu, Zn 및 Fe에서 각각 5.2%, 8.5% 45.9% 그리고 40.4%로 나타났다(Fig. 1)

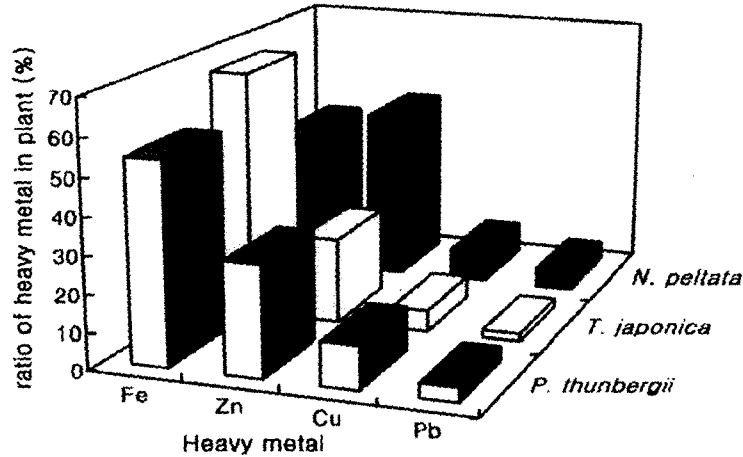


Figure 1. The ratio of Pb, Cu, Zn and Fe in *P. thunbergii*, *T. japonica* and *N. peltata*.

식물에서의 중금속 흡수량에 대해 Boyd(1970)는 생체량에 비례하여 일정 면적에서 Fe, Zn 및 Cu의 흡수량이 부레옥잠, 비름과식물인 *A. phibxeroides* 및 쥐꼬리망초과 식물인 *J. americana*등에서 $Cu < Zn < Fe$ 의 순서로 증가하였다고 보고 하였고, 박 등(1995)은 마름에서 중금속의 농축량이 $Pb < Cu < Zn < Fe$ 의 순서로 증가한다는 보고와 유사한 결과이다.

토양에 함유된 Pb, Cu, Zn 및 Fe의 함량과 고마리내의 중금속 농축량을 비교하면 Pb의 평균 농축량은 토양의 중금속 평균 함량에 비해 13.2배, Cu는 73.4배, Zn는 58.7배 그리고 Fe는 13.1배로 나타나 토양의 중금속 평균 함유량에 비해 고마리에서 Cu의 농축배수가 가장 큰 것으로 나타났다. 이것은 고마리의 뿌리내 평균 농축량과 토양의 중금속 평균 함량과를 비교하여 볼 때 Pb는 11.배, Cu는 61.7배, Zn는 38.8배 그리고 Fe는 11.6배로 고마리의 뿌리에서 Cu의 농축 배수가 가장 크게 나타난 것과 비슷한 결과임을 알 수 있었다. 마름에서는 농축된 중금속 평균 농축량과 토양의 중금속 평균 함량과 비교할 때 Pb는 토양에 비해 25.3배, Cu는 98.5배, Zn는 145배 그리고 Fe는 42배의 중금속 농축량을 나타냈고, 마름의 뿌리내 평균 농축량과 토양 내의 중금속 평균 함량과 비교할 때 Pb의 평균 농축량은 토양의 평균 함량에 비해 11.2배, Cu는 47.5배, Zn는 87.7배 그리고 Fe는 28.8배로 나타났다. 노랑어리연꽃에서 Pb는 15.5배, Cu는 37.9배, Zn는 87.4배 그리고 Fe는 6.2배 정도의 농축량을 나타냈고, 노랑어리연꽃 뿌리의 평균 농축량은 토양의 평균 함량에 비해 Pb는 8.3배, Cu는 20.6배, Zn는 47.3배 그리고 Fe는 5.3배로 나타나 마름과 노랑어리연꽃에서 Zn의 농축배수가 분석한 다른 중금속에 비해 가장 큰 것으로 나타났다(Fig. 2).

이처럼 각각의 재료식물에서 중금속 농축량과 중금속 흡수력간의 차이가 나타나는 것은 식물체가 서식하는 환경의 영양요인과 각각의 식물에서 중금속에 대한 흡수력의 차이 등에 의해서 나타난 결과로 사료된다.

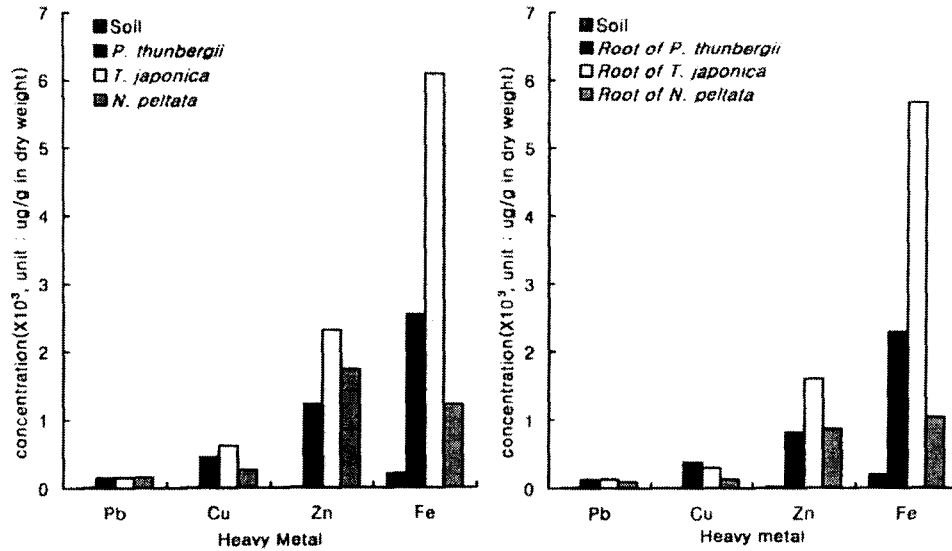


Figure 2. The comparison of the heavy metal content in the soil of habitat and the biological magnification of Pb, Cu, Zn and Fe in plant ot in the root of plant.

그리고 세 종류의 재료식물에서 공통적으로 나타난 현상은 토양에 직접 접한 식물체의 뿌리부분에서의 중금속 농축량이 식물체의 다른 부분에서의 농축량보다 월등히 높은 중금속 농축량을 나타냈음을 알 수 있었는데(Fig. 3) 이것은 쥐꼬리망초과 식물인 *J. americana*, 비름과 식물인 *A. philoxeroides* 및 큰부들(Boyd, 1970)에서 나타난 결과 및 마름(Park *et al.*, 1995)의 결과와는 유사하나, 물개구리밥과 식물인 *A. pinata*와 개구리밥과 식물인 *L. minor*(Jain *et al.*, 1990)의 결과와는 다른 양상을 보였다.

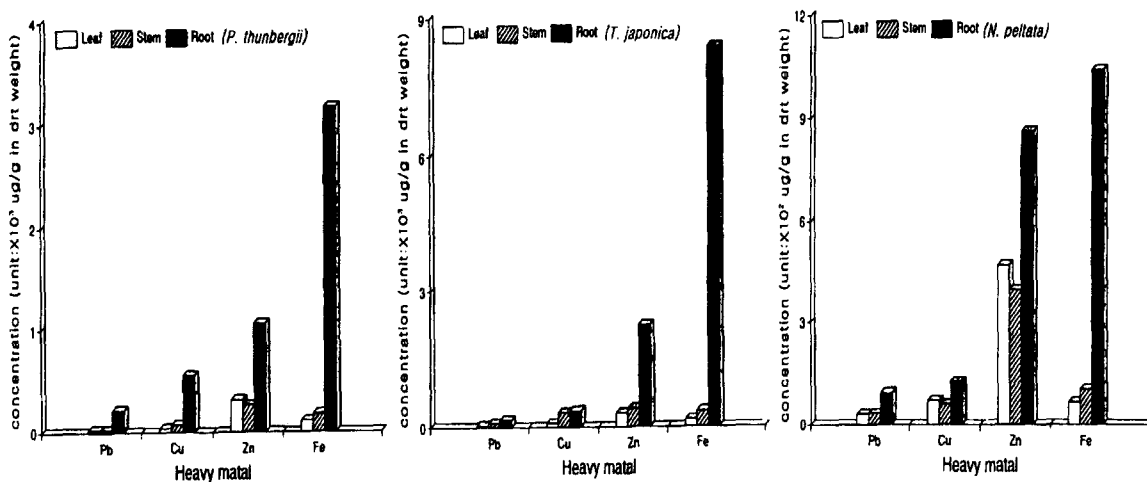


Figure 3. The pattern of the biological magnification of Pb, Cu, Zn and Fe in the leaf, stem and root of *P. thunbergii*, *T. japonica* and *N. peltata*.

각각의 재료식물에서 중금속의 농축량은 노랑어리연꽃, 고마리 그리고 마름의 순서로 농축량이

증가하였으나 Zn의 경우 노랑어리연꽃 내에서 농축량이 고마리에서 농축량보다 높게 나타났다 (Fig. 4).

이러한 결과는 물개구리밥과 식물인 *A. pinata*와 *P. sarju-carju*에서 Mn, Ni, Pb, Cu, Zn Fe, Co 및 Cd 등의 흡수량에 관한 Jain *et al.*(1989)의 연구 결과와 습지와 호수 주변에 자생하는 관속식물인 통발과 식물 *U. vulgaris*, 개미탑과 식물 *M. exalbescens*, 수련과 식물 *N. variegatum* 및 산부채 등에서 Zn, Cu, Cd, Pb, Mn 및 Fe 등의 흡수량에 관한 Franzin과 McFarlane(1980)의 연구 결과, 그리고 수 중의 수생 관속식물에서 Pb와 Cu의 흡수 양상에 관한 Welsh와 Denny(1980)의 연구 결과등과 유사한 중금속 농축경향임을 알 수 있었다.

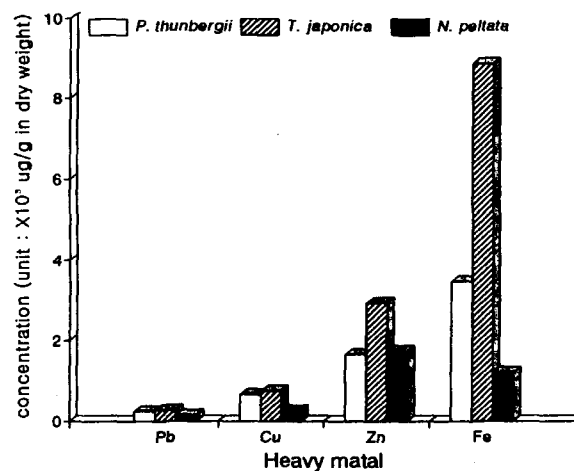


Figure 4. The pattern of the biological magnification of Pb, Cu, Zn and Fe in *P. thunbergii*, *T. japonica* and *N. peltata*.

또한, 세가지 채료식물의 뿌리에서 평균 중금속 농축량과 토양의 평균 중금속 함량과의 상관관계(r)를 조사한 결과 고마리의 경우 Pb는 0.823($>_{12, 0.01}$), Cu는 0.766($_{12, 0.01}$), Zn는 0.789($_{12, 0.01}$) 및 Fe는 0.950($_{12, 0.01}$)등으로 나타났고, 마름의 경우 Pb는 0.894($_{12, 0.01}$), Cu는 0.956($_{12, 0.01}$), Zn는 0.649($_{12, 0.05}$) 및 Fe는 0.957($_{12, 0.01}$)등으로 나타났다. 그리고 노랑어리연꽃의 경우 Cu는 0.875($_{12, 0.01}$), Zn는 0.807($_{12, 0.01}$) 그리고 Fe는 0.941($_{12, 0.01}$)로 정 상관관계를 나타내 식물의 뿌리에 농축된 중금속의 농축량은 식물체가 서식하는 서식지 토양의 중금속 함량에 영향을 받는다는 연구결과 (Kinkade and Erdman, 1975 ; Franzin and McFarlane, 1980 ; Dietz, 1973 ; Hutchinson, 1975 ; Harding and Whitton, 1978 ; Mudroch and Capobianco, 1978 ; Aulio, 1980 ; Welsh and Denny, 1980)와 유사한 결과를 나타내었다.

4) 고마리내에서 중금속 흡수량 실험.

전체 7개 채집지에서 자생한 고마리 내의 중금속 농축량과 비교하여 고마리에 인위적으로 중금

속을 처리 할 경우 고마리 내에 농축되는 중금속 농축량의 경향성을 조사하기 위해 고마리에 Pb, Cu 및 Zn를 단독 또는 혼합하여 10ppm과 30ppm의 농도로 처리한 결과 중금 속의 농축량은 Table 7과 같다.

Table 7. The concentration of Pb, Cu and Zn in *P. thunbergii* treated with the different concentrations of Pb, Cu and Zn alone or the mixtures of Pb, Cu and Zn for 12 days (concentrations ae repressed as Mean, unit : $\mu\text{g/g}$ in dry weight).

Anlysed heavy metal		Combination treatment (unit : ppm)	Times of treatment (day)					
			2	4	6	8	10	12
Pb	Pb	10	429.6	344.0	591.0	747.4	778.4	1064.0
		30	464.8	1638.4	1687.0	2642.2	2166.8	2331.6
	Pb+Cu	10	500.2	210.0	394.2	487.0	367.4	1756.6
		30	709.0	344.2	1083.4	1497.4	1252.4	1867.6
	Pb+Zn	10	789.0	346.2	499.2	730.6	692.4	1251.0
		30	987.8	1642.0	1606.0	2078.2	1301.8	1941.8
	Pb+Cu+Zn	10	154.8	138.0	202.4	958.8	468.0	692.0
		30	158.8	517.8	651.8	1191.0	1054.8	979.2
	Control		0.7	2.3	3.4	4.2	8.6	10.2
	Cu	Cu	10	536.2	1523.4	1269.2	2032.0	1170.0
30			1666.6	2396.8	3320.6	4501.6	1417.4	2748.2
Pb+Cu		10	464.2	442.0	918.6	2121.4	1053.8	1231.2
		30	2163.6	2656.4	3105.2	3947.2	2775.8	2632.2
Cu+Zn		10	552.6	1205.0	1112.0	1384.4	1237.0	1097.2
		30	903.8	1685.4	2834.8	4618.6	4005.4	4543.4
Pb+Cu+Zn		10	539.8	330.4	1010.8	1987.2	968.8	3465.2
		30	701.6	1035.6	1802.0	3140.6	1627.6	2776.8
Control		0.3	1.2	0.9	1.2	8.3	11.3	
Zn		Zn	10	194.8	279.2	816.5	848.0	748.2
	30		372.0	779.4	2444.8	3277.8	1057.2	1231.6
	Pb+Zn	10	246.4	310.6	1138.0	1276.6	724.2	535.8
		30	561.8	998.8	1834.6	2692.6	1056.4	1751.0
	Cu+Zn	10	0	0	0	0	0	0
		30	0	0	0	0	0	0
	Pb+Cu+Zn	10	0	0	0	0	0	0
		30	0	0	0	0	0	0
	Control		4.5	5.6	6.5	6.4	6.9	7.3

고마리에 Pb, Cu 및 Zn를 단독으로 처리하였을 때 그 농축량은 Zn<Pb<Cu의 순서로 증가하였고, 중금속 10ppm 처리구에 비해 30ppm 처리구에서 Zn는 2.1배, Pb는 2.8배 그리고 Cu는 2.0배 가량 많은 농축량을 보였다. 두 가지 중금속을 동시에 처리한 처리구에서 고마리에 농축된 중금속의 농축량은 Pb와 Cu를 동시에 처리한 처리구에서 Pb의 농축량이 10ppm의 단독 처리구에 비해 0.1배 가량 감소 하였고 Cu의 농축량은 Cu 단독 처리구의 농축량과 비슷한 수준의 농축량을

보였다. Pb와 Zn를 동시에 처리한 경우 Pb의 농축량이 10ppm의 단독 처리구에 비해 0.2배 감소한 반면, 30ppm 처리구에서는 0.1배 가량 증가하였고 Zn의 농축량은 Zn의 단독처리구에 비해 10ppm 처리구와 30ppm 처리구에서 모두 0.2배 가량 그 농축량이 증가한 것으로 나타났다. Cu와 Zn를 동시에 처리한 경우 Cu의 농축량은 Cu 단독 처리구에 비해 10ppm 처리구에서 0.2배 감소하였고 30ppm 처리구에서 0.2배 가량 증가한 것으로 나타났다. 반면에, Zn는 Cu와 혼합 처리하였을 때 전혀 검출되지 않았다.

3가지 중금속을 동시에 처리한 경우 중금속 각각의 단독 처리구에 비해 Pb는 10ppm 처리구에서 0.3배, 30ppm 처리구에서 0.6배 감소하였고, Cu는 30ppm 처리구에서 0.3배 감소하였으나 10ppm처리구에서는 Cu단독 처리구에서의 농축량과 비슷한 수준으로 나타났다. 반면에, Zn는 Cu와 동시에 처리하였을 경우와 같이 Pb, Cu 그리고 Zn를 동시에 처리한 10ppm 처리구와 30ppm 처리구에서 모두 검출되지 않았다(Fig. 5).

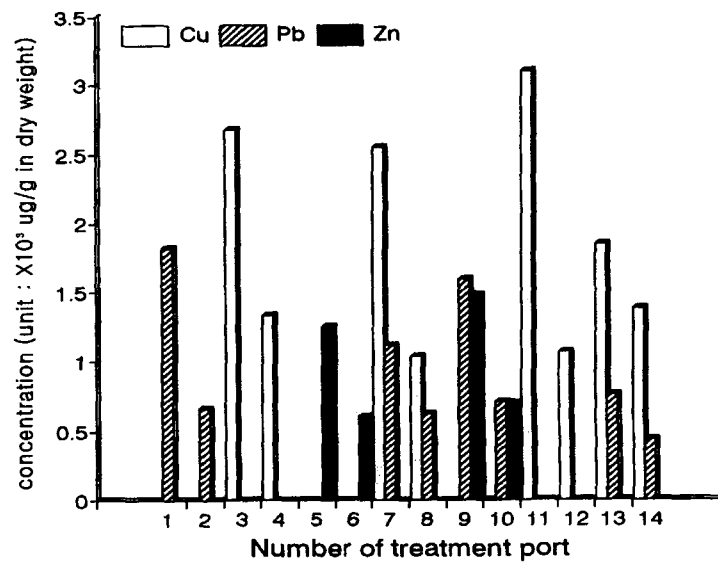


Figure 5. The patterns of the mean values of the concentrations of Pb, Cu and Zn in *P. thunbergii* treated with the different concentration Pb, Cu and Zn alone or the mixtures of Pb, Cu and Zn for 12 days ; 1. Pb 30ppm, 2. Pb 10ppm, 3. Cu 30ppm, 4. Cu 10ppm, 5. Zn 30ppm, 6. Zn 10ppm, 7. Pb+Cu 30ppm, 8. Pb+Cu 10ppm, 9. Pb+Zn 30ppm, 10. Pb+Zn 10ppm, 11. Cu+Zn 30ppm, 12. Cu+Zn 10ppm, 13. Pb+Cu+Zn 30ppm, 14. Pb+Cu+Zn 10ppm.

이러한 결과는 부레옥잠에 의한 Pb, Cd 및 Hg 등의 흡수량이 저농도의 처리구 보다 고농도의 처리구에서 그리고 혼합 처리구보다 단독 처리구에서 높게 검출 된다는 Muramoto와 Oki(1983)의 실험결과 및 수생식물인 *E. nuttallii*의 잎과 뿌리에서 Zn와 Cu의 흡수량이 농도에 따라 증가한다고 보고한 Werff와 Ernst(1979)의 실험결과와 일치하였다. 그리고 중금속을 혼합 처리한 처리구

중 Cu와 Zn 그리고 Pb, Cu 및 Zn 20ppm의 처리구에서 배양한 고마리에서는 Zn가 전혀 검출되지 않았는데, 이는 Wallace *et al.*(1983)에 의해 보고된 식물에 내에 여러 종류의 중금속이 동시에 농축되었을 때 각각의 중금속 상호간에 작용하는 길항효과(Synergic effect)의 결과와 유사한 결과로 사료된다. 또한, 이처럼 혼합 처리에서 Cu가 Zn의 흡수를 강하게 저해하는 현상에 대해 벼과 식물을 이용해 실험한 결과 Cu와 Zn은 식물체 내의 중금속 결합물질에 동일한 위치의 결합부위를 가지고, Cu가 Zn보다 강한 결합력을 가짐으로 식물체에서 Cu가 Zn의 흡수를 강하게 억제한다는 결과와 유사한 결과(Giordano *et al.*, 1974 ; Gupta and Mukherji, 1977)로, 식물체 내에서 중금속 흡수 및 농축작용에 대한 기구를 밝히는 것은 중금속의 농축생리현상을 밝히는 중요한 과제로서 이에 대한 보다 깊은 연구가 요구된다.

고마리에서 중금속의 부위별 농축량을 조사하기 위해 Pb, Cu 및 Zn를 각각 20ppm의 농도로 처리한 재료식물을 12시간 후 잎, 줄기 및 뿌리에서의 중금속 농축량을 조사한 결과 재료식물의 각 부위별 Pb, Cu 및 Zn의 농축량은 7개 채집지에서 자생한 고마리에서 조사된 부위별 중금속 농축량의 결과와 유사한 결과로 Pb와 Zn의 경우 줄기<잎<뿌리의 순서로 중금속의 농축량이 증가하였고, Cu의 경우 잎<줄기<뿌리의 순서로 중금속 함유량이 증가하여 뿌리에서 가장 많은 양의 중금속을 농축할 수 있음을 알 수 있었다(Table 8).

Table 8. The concentrations of heavy metal in the leaf, stem and root of *P. thunbergii* treated with 20ppm of Pb, Cu and Zn alone for 12 hours (unit : $\mu\text{g/g}$ in dry weight)

part of plant species	Pb	Cu	Zn
Leaf	17.16	12.20	38.00
Stem	16.45	14.62	25.64
Root	159.35	1156.57	135.98

또한 고마리에 농축된 각각의 중금속의 부위별 농축량은 잎과 줄기에서 Cu<Pb<Zn의 순서로 나타났고 뿌리에서는 Zn<Pb<Cu의 순서로 증가하였다. 그리고 각 개체당 중금속의 농축량은 Pb<Zn<Cu의 순서로 증가하였는데, 이러한 결과는 전체 7개 채집지에서 자생한 고마리에 농축된 중금속의 농축량과 유사한 경향성이 있음을 알 수 있었고 서식지 토양에서 고마리의 Cu 흡수량이 조사된 다른 중금속에 비해 크다는 사실을 나타내는 결과였다.

이처럼 3종류의 관속식물 중 정수성 수생관속식물인 마름 및 노랑어리연꽃과 하천가에 군락을 형성하는 고마리 등에서 중금속의 농축량을 비교하면 마름과 고마리에서 중금속의 농축량은 비슷한 수준으로 농축되었음을 알 수 있었고 노랑어리연꽃에서 농축량은 다른 재료식물에 비해 비교적 적은양의 중금속을 농축한 것으로 나타나 관속식물에서 중금속 농축량의 차이는 식물종의 차

이, 식물체가 서식하는 서식지 환경 특히, 식물의 형태와 해부학적인 차이(Peter *et al.*, 1979 ; Franzin and McFarlane, 1980) 등에 의해서 중금속 농축량이 달라짐을 알 수 있었다. 이러한 결과로 미루어 볼 때 하천 유역에 유입되는 중금속의 제거에 하천가에 군락을 형성하는 습생식물이나 정수성 수생관속식물을 이용할 경우 부유성 수생관속식물을 이용할 때 나타나는 현상 즉, 수면을 점유하여 식물체의 잎 면적이 증가함에 따라 수중으로의 태양광을 차단하여 수온이 낮아지는 현상, 수중 저니부의 토양에 뿌리를 내리지 않아 수중 토양에 함유된 중금속의 제거에 불리한 점, 그리고 수중에 뿌리가 직접 노출되어 수중 산소의 소비로 인한 수중생태계에 다른 영향을 미치게 되는 여러 작용(Gottlibe, 1981 ; Yount and Crossen, 1970 ; Jain *et al.*, 1989 ; McIntyre *et al.*, 1982 ; O'Brien, 1982) 등을 피할수 있어 유리하다고 생각된다.

본 연구 실험재료 중 하천 유역에 군락을 형성하는 고마리는 토양에 뿌리를 내리고 하천의 가장자리에 군락을 형성하므로 수중에 뿌리가 직접 노출될 때 뿌리에 영향을 미치는 여러 환경요인 즉, 수온의 변화, 태양의 조사시간 및 태양의 조사량등과 같은 계절적인 변화에 의한 뿌리의 생장 저해 현상이 적으며, 토양에 뿌리를 내리고 생장 할 경우 뿌리 주위의 환경 변화가 수중의 환경보다 변화 정도가 적으므로 뿌리의 생장에 유리하다(Waisel and Agami, 1983 ; Baker *et al.*, 1983). 또한, 식물체의 뿌리에서 영양물질을 흡수하는 효과가 주근보다는 뿌리털에서 더 왕성히 일어나므로 뿌리털의 생장은 혐기적인 상태 즉, 이산화 탄소의 농도가 높을수록 유리하기 때문에 마름과 노랑어리연꽃에 비해 하천가에 군락을 형성하는 고마리가 하천 토양으로부터 직접적으로 많은 양의 중금속 물질을 제거할 수 있는 유리한 점을 갖추고 있는 식물로 생각된다. 또한 본 실험의 결과에서 나타난 것과 같이 하천가에 자생한 고마리의 건조량에 따른 중금속의 평균 농축량이 전체 채집지에서 Pb는 80.4~254.6 $\mu\text{g/g}$, Cu는 284.6~688.5 $\mu\text{g/g}$, Zn는 635.5~1979.4 $\mu\text{g/g}$ 및 Fe는 1160.0~3590.9 $\mu\text{g/g}$ 등으로 측정되었고, 고마리 한 개체당 평균 생체량이 38.45 \pm 4.76g(n=56)일 때 이에 따른 건조량이 생체량의 약 21.3%인 8.19 \pm 1.02g(n=56)이므로, 고마리 한 개체당 농축할 수 있는 Pb, Cu, Zn 및 Fe 등의 농축량이 각각 0.66~2.09mg, 2.33~5.64mg, 5.20~16.21mg 그리고 9.50~29.41mg등으로 생각할 수 있다. 이는 1m²내에 서식하는 고마리(약 850~1,100개체)에 의해서 제거할 수 있는 중금속의 양을 Pb는 0.64~2.04g, Cu는 2.27~5.50g, Zn는 5.07~15.80g 그리고 Fe는 9.26~28.67g으로 계산할 수 있다. 따라서, 하천유역에 군락을 형성하는 고마리의 경우 정수성 관속식물이나 부유성 관속식물을 이용하는 방법과는 달리, 중금속 물질이 하천에 유입되기 전에 하천가에 형성된 고마리 군락에서 중금속 물질을 제거 할 수 있는 중금속 제거 식물(Elimination plant)로 활용할 수 있어, 수질 및 토양의 정화식물로 활용이 기대되며 서식지의 파괴를 보호해야할 자생식물임을 확인 하였다.

3. 적 요

본 연구는 하천유역의 중금속을 제거하는데 식물을 활용하기 위해 1994년 7월 부터 10월까지 전라북도에 위치한 전주천과 그 주변하천에서 7개 지점을 선정하여 토양층과 물의 Pb, Cu, Zn 및 Fe 등의 함량을 조사하였고 그 주변에 자생하는 고마리, 마름 및 노랑어리연꽃의 중금속 농축량과 부위별 중금속 농축량을 조사하였다. 그리고 재료식물내의 중금속 농축량과 서식지 토양의 중금속 함량과의 관계를 밝히기위해 재료식물내의 중금속 함유량과 토양의 중금속 함량간의 상관 계수를 조사하였다.

실험실 조건하에서 재료식물의 중금속 흡수경향을 조사하기위해 재료식물 중 고마리를 선정하여 Pb, Cu 및 Zn 등을 여러 농도로 처리한 용액에 고마리의 뿌리부분을 침수하여 재배한 후 그 농축량을 측정하였고, 그 결과를 7개 채집지에서 자생한 고마리의 중금속 농축량의 측정치와 비교 분석 하였다.

7개 채집지에서 자생한 고마리의 부위별 중금속 농축량은 Pb와 Zn의 경우 줄기<잎<뿌리의 순서로 증가하였고 Cu와 Fe는 잎<줄기<뿌리의 순서로 증가하였으며, 중금속별 농축량은 Pb<Cu<Zn<Fe의 순서로 증가하였다. 마름의 경우 부위별 중금속 농축량은 Pb, Cu, Zn 및 Fe에서 모두 잎<줄기<뿌리의 순서로 농축량이 증가하였고, 중금속별 농축량은 고마리에서와 같이 Pb<Cu<Zn<Fe의 순서로 증가하였다. 노랑어리연꽃의 경우 Cu와 Zn는 농축량이 줄기<잎<뿌리의 순서로 증가하였고, Pb와 Fe는 잎<줄기<뿌리의 순서로 농축량이 증가하였다. 그리고 노랑어리연꽃내 중금속 농축량은 고마리와 마름에서와는 달리 Pb<Cu<Fe≤Zn의 순서로 증가하였다.

고마리의 배양 실험 결과, 서식지에서 조사된 결과인 잎과 줄기에서 Pb<Cu<Fe<Zn, 뿌리에서 Pb<Cu<Zn<Fe로 중금속 농축량이 증가하였고, 반면에, 중금속 흡수력은 그의 농축량과는 달리 Cu의 흡수력이 가장 크다는 것을 실험실 내에서 중금속 흡수량 실험의 결과 및 고마리의 중금속 농축량과 서식지 토양의 중금속 함량과 비교함으로써 알 수 있었다.

서식지 토양의 중금속 함량의 변화 양상과 고마리, 마름 및 노랑어리연꽃 뿌리에서 그 농축량의 변화양상을 비교 분석한 결과 일정한 경향성을 나타냈는데, 이것은 토양의 중금속 함량의 변화로 인하여 재료식물의 뿌리에 농축된 중금속 농축량이 변화함을 알 수 있었다.

4. 인 용 문 헌

Aulio, K. 1980. Accumulation of copper in fluvial sediments and yellow water lilies (*Nuphar lutes*) of varying distance from a metal processing plant. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 25. p. 713~17.

Baker, A. J. M., Brooks, R. R., Pease, A. J. and F. Malaisse. 1983. Studies on copper and

- cobalt tolerance in three closely related taxa within the genus *Silene* L. (Caryophyllaceae) from Zaire. *Plant and Soil*. 73. p. 377~85.
- Barrett, P. R. F, Murphy, K. J and P. M. Wade. 1990. The management of aquatic weeds. p. 473~490. in *Hance, R. J. and K. Holly. Weed control handbook : Principles. Blackwell scientific publications LTD.*
- Boyd, C. E. 1970. Vascular aquatic plants for mineral nutrient removal from polluted water. *Economic Botany*. 24. p.95~103.
- Dietz, F. 1973. The enrichment of heavy metals in submerged plants. p. 53~62.
- Franzin, W. G. and G. A. McFarlane. 1980. An analysis of the aquatic macrophyte, *Myriophyllum exalbescens*, as an indicator of metal contamination of aquatic ecosystems near a base metal smelter. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*. 24. p.597~605.
- Girdano, P. M., Noggle, J. C. and Mortvedt, J. J. 1974. Zinc uptake by rice as affected by metabolic inhibitor and competing cations. *Plant and soil*. 41. p.673~646.
- Gottlibe, L. D. 1981. Eutrophoretic evidence and plants populations. *Prog. Phytochem*. 7. p. 1~45.
- Gupta, B. D. and S. Mukherji. 1977. Effects of toxic concentrations of copper on growth and metabolism of rice seedlings. *Z. Pflanzenphysiol. Bd*. 82. p. 95~106.
- Harding, J. P. C. and B. A. Whitton. 1978. Zinc, cadmium and lead in water, sediments and submerged plants of the Derwent reservoir, Northern England. *Water Res*. 12. p. 307~19.
- Hutchinson, G. E. 1975. The chemical ecology of freshwater macrophytes. p. 264~407. In *A treaties on limnology. Vol. III. Limnology botany. John Wiley & Soms. New York.*
- Jackson, P. J., Unkefer, P. J., Delhaize, E. and N. J. Robinson. 1990. Mechanisms of trace metal tolerance in plant. p.231~55. in *Katterman, F. 1990. Environmental injury to plants. Academic Press.*
- Jain, S. K., Vasudevan, P. and N. K. Jha.1989. Removal of some heavy metals from polluted water by aquatic plants ; studies on Duckweed and Watervelvet. *Biological Waters*. 28. p.115~26.
- Jain, S. K., Vasudevan, P. and N. K. Jha.1989. 1990. *Azolla pinata* R. Br and *Lemna minor* L. for removal of lead and zinc from polluted water. *Wat. Res*. 24(2). p.177~83

- Kinkade, M. L. and H. E. Erdman. 1975. The influence of hardness components (Ca^{2+} and Mg^{2+}) in water on the uptake and concentration of cadmium in a simulated freshwater ecosystem. *Environ. Res.* 10. p. 308~13.
- Mcintyre, G., Rodriguez, J. J., Thackston, E. D. and D. J. Wilson. 1982. Copper removal by an adsorbing colloid from flotation pilot plant. *Separation Science and Technology.* 17(2). p. 359~67.
- Mudroch, A. and J. Capobianco. 1978. Study of selected metals in marshes on lake St. Clair, Ontario. *Arch. Hydrobiologia.* 84. p.87~108.
- Muramoto, S. and Y. Oki. 1983. Removal of some heavy metal from polluted Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 30. p.170~77.
- O'Brien, W. J. 1982. Use of aquatic macrophytes for waste water treatment. *J. Environ. Eng. Div.* 107(4). p. 681~98.
- Park, K. N., Kang, K. H. and I. S. Kim. 1995. Studies on the removal of heavy metals and the assay of heavy metal pollution levels in the area of rivers by vascular plants. I. Biological magnification of Pb, Cu, Zn and Fe in Water Chestnut, *Trapa japonica* and relationship to metal contents in adjacent soil or waters. *J. NSRI, Jeonju Univ.* 8(1). p.25~31.
- Peter, R., Welsh, H. and P. Denny. 1979. The translocation of lead and copper in two submerged aquatic angiosperm species. *Jour. of Environ. Botany.* 30(115). p.339~45.
- Smilde, K. W. 1981. Heavy metal accumulation in crops grown on sewage sludge amended with metal salts. *Plant and Soil.* 62. p.3~14.
- Waisel, Y. and M. Agami. 1991. Ecophysiology of roots of submerged aquatic plants. p. 887~905. *In Waisel, Y., Eshel, A. and U. Kafkafi. Plant roots Marced Dekker. Inc.*
- Wallace, A. & W. L. Berry. 1983. Shift in threshold toxicity levels in plants when more than trace metal contaminates simultaneously. *The science of the total environment.* 28. p.257~63.
- Welsh, P. and P. Denny. 1980. The uptake of lead and copper by submerged aquatic macrophytes in two english lakes. *J. Ecology.* 68. p. 443~55
- Werff, M. M. & W. H. O. Ernst. 1979. Kinetics of copper and zinc uptake by leaves and roots of an aquatic plant, *Elodea nuttallii*. *Z. Pflanzenphysiol. B.* 92(S1-10). p.1-9.

Yount, J. L. and R. A. Crassen. 1970. Eutrophication control by plant harvesting. J. of WPCF 42(4). p. 173~83.