

Zn 및 Cu 오염토양에서 담배에 의한 복원 탐색

이상각* · 강병화

고려대학교 생명환경과학대학

(2001년 7월 11일 접수, 2001년 10월 5일 수리)

Feasibility of Tobacco(*Nicotiana tabacum* L.) for Phytoremediation of Soil Contaminated with Zn and Cu

Sang-Gak Lee* and Byeung-Hoa Kang (Dept. of Crop Science, College of Life and Environmental Sciences, Korea Univ., Seoul 136-701, Korea)

Abstract : This study was conducted to evaluate the effect of Zn and Cu on physiological responses of tobacco at the different leaf ages for the purpose of phytoremediation of heavy metal contaminated field. Plant height was significantly decreased at Zn and Cu concentrations of 1.0 mM or higher. Especially, root dry weight decreased more (50% reduced) than shoot dry weight. Zn and Cu accumulation in the shoot and root was dramatically increased after 2.0 mM treatment. The accumulation pattern was different by leaf aging in that Zn accumulated more in senescence leaf and Cu accumulated more in growing leaf. The amounts of heavy metal accumulations per plant were 146,000 mg/kg for Zn and 20,500 mg/kg for Cu at 2.0 mM treatment. The proper harvesting time would be suggested as vegetative growth stage for Zn and reproductive stage for Cu. The concentrations of other inorganic ions (Mg, Mn, Fe) were decreased when Zn and Cu concentrations were increased. Cu concentration and Zn concentration of both shoot and root were decreased in Zn treatment and Cu treatment, respectively.

Key words : phytoremediation, heavy metal, inorganic ion, tobacco, leaf aging.

서 론

중금속은 주로 금속광산의 채광이나 제련지역 및 공업생산을 위한 산업폐수나 폐기물이 배출되는 지역에서 발생되어 주위의 생태계를 오염시킨다^{1,2)}. 자연생태계에서 오염물질이 토양의 환경용량을 초과하면 환경을 유지·보존하는 물질순환기능, 유해물질에 대한 여과·완충기능, 환경균형조절기능과 같은 생태적기능을 상실하게 된다^{2,3)}.

오염된 토양의 복원을 위한 오염원제거방법 중 기계적 방법과 물리·화학적 처리방법은 막대한 자금과 노동력이 소요된다. 그러나 생물복원(Bioremediation)방법 중 식물복원법(Phytoremediation)은 정화기간이 긴 단점은 있지만 복원경비가 저렴하다. 식물복원법은 오염토양에서 생장을 저해하는 불필요한 독성이온들의 흡수를 억제하거나 또는 다량으로 흡수하여도 원활한 체내활성을 유지하며 생장을 하는 내성이 강한 식물을 이용하는 대표적인 친환경적인 정화기술이다^{1,3,4)}.

우리나라에서는 몇몇의 연구자들⁵⁻⁷⁾에 의해 광산지역의 식물복원을 위한 정화방법만 모색되었으나 장기간 방치된 폐광지역과

제조공장주위의 농경지 오염도 현실적으로 직면하게 되었다. 특히 경작지의 오염은 농업생산성의 저하와 농산물을 섭취하는 인간의 건강을 직접적으로 위협하게 한다.

식물을 이용한 오염토양을 복원시키는 연구⁸⁻¹²⁾는 세계적으로 수많은 연구자들에 의해 정화기능을 가지고 있는 식물체의 선발, 정화능의 극대화방안 및 오염현장 등의 적용평가를 위한 활발한 연구가 수행중에 있지만, 우리나라에서는 아직 초기단계로서 강 등^{5,7)} 및 김 등^{3,6)}에 의해 중금속에 내성이 있는 야생식물을 선발하여 식물복원을 위한 가능성만을 제시하고 있다. 앞으로 우리나라에서도 생태계보존과 오염지역의 정화를 위한 식물복원을 체계화시키기 위해서는 오염지역의 중금속의 분포와 함량, 오염토양의 이화학적 특성, 식물의 생장단계별 축적양상 및 물질대사 등에 대한 기초적인 연구가 수행되어야 될 것이다.

경작지 오염지역의 복원을 위한 대책은 기본적으로 식물의 생장과 발달과정을 이용하는 것이므로 재배법과 수확식물의 처리방안 등의 해결책이 선행되어야 될 것 같다. 식물 품종의 선택은 정화능의 승패를 결정하는 요인으로서 야생식물보다는 작물 중에 다비성이고, 개체의 생체량이 많고, 논이나 밭에서 재배가 가능하며, 일년에 한번이상의 재배조건을 갖춘 작물로서 재배법이 확립되고, 기계화가 가능한 품종, 재해저항성이 강한 품종이 적합하다.

본 연구는 경작지 오염지역의 식물복원을 위한 방안으로 Zn,

*연락처:
Tel: +82-2-3290-3003 Fax: +82-2-925-1970
E-mail: weedsg@daum.net

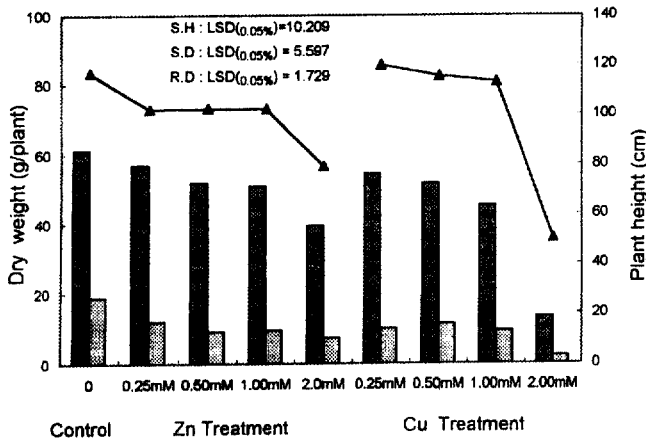


Fig. 1. Plant height, dry weight of root and shoot under 6 weeks treatments of Zn and Cu.

▲: stem height(S.H), ▨: shoot dry weight(S.D),
▩: root dry weight(R.D)

Cu 오염도양에서의 담배식물의 성장과 발달을 통한 형태적인 변화와 엽령에 따른 중금속 축적 양상 및 무기이온의 흡수관계를 분석하여 생태보존 및 토양오염의 정화를 위한 기초자료를 얻고자 실시하였다.

재료 및 방법

본 실험은 고려대학교 생명환경과학대학 부속온실에서 기존의 연구결과¹³⁾를 토대로 작물중에서 중금속에 대한 내성이 강하고 건물생산이 많은 담배식물 (NC82)을 선택하였다.

파종 후 8매의 잎이 전개된 균일한 묘를 선발하여 깨끗이 씻은 모래를 채운 1/3000 a의 포트에 이식하여 일반재배법에 준하여 양액재배로 실시하였다. 실험에 이용된 양액은 Hoagland용액의 조성을 변형하여 다음과 같이 1 mM KH_2PO_4 , 2 mM K_2SO_4 , 5 mM $Ca(NO_3)_2$, 2 mM $MgSO_4$, 5 mM KCl, 25 μM H_3BO_3 , 4 μM $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, 0.5 μM $CuSO_4 \cdot 5H_2O$, 0.05 μM $H_2MoO_4 \cdot H_2O$, 2 μM $MnCl_2 \cdot 4H_2O$, 15 μM Fe-EDTA로 조제하였다.

Zn와 Cu처리는 각각 0.25 mM, 0.5 mM, 1.0 mM, 2.0 mM로 $ZnCl_2$ 와 $CuSO_4$ 의 염으로 이식 후 15일부터 5일간 0.1 mM로 하드닝 처리한 후 이식 후 21일부터 각각의 처리별로 6주간 실시하였다.

시험구는 완전임의배치법 3반복으로 실시하였으며 수확엽은 이 등¹⁴⁾에 따라 출엽 후 50일 (하위로부터 5번째 잎: 노화엽), 출엽 후 30일 (10번째 잎: 완전전개된 성숙엽), 출엽 후 10일 (15번째 잎: 완전전개된 성숙엽의 1/2 정도의 생장이 진행중인 엽)되는 잎을 착엽위치를 분리하여 엽령별로 수확하였다. 수확한 잎은 증류수로, 뿌리는 $CaCl_2$ (0.1 M)로 깨끗이 세척 후 48시간 (80°C) 건조하여 건물중을 측정하고 분석시료로 이용하였다.

Zn, Cu 및 무기성분 (P, K, Ca, Fe, Zn, Mg, Mn)의 함량은 건

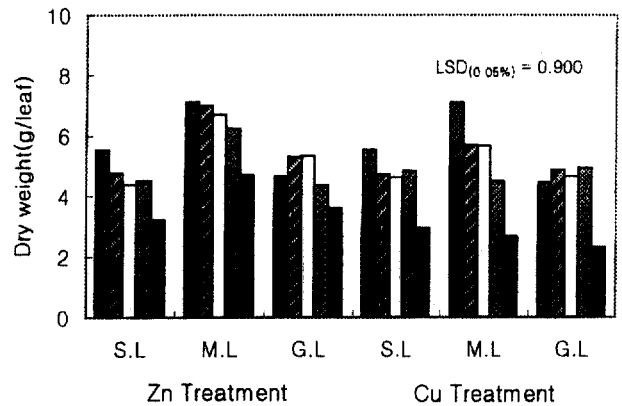


Fig. 2. Dry weight of different leaf aging under 6 weeks treatments of Zn and Cu.

S.L : senescense leaf, M.L : maturity leaf G.L :
growing leaf. ▩ : control ▨ : 0.25mM, □ :
0.50mM, ▩ : 1.00mM, ■ : 2.0mM.

조시료 1 g을 삼각후라스크에 넣고 conc. HNO_3 2.5 mL을 가하여 180~200°C로 서서히 가열한 후 ternary solution (HNO_3 : H_2SO_4 : $HClO_4$ = 10 : 1 : 4) 10 mL를 넣고 200°C의 전열판에서 완전히 분해 후 여과하여 각각을 ICP (GBC Integra XL)를 사용하여 측정하였다. 전질소함량은 micro-kjeldahl법으로 정량하였다.

결과 및 고찰

지상부와 지하부의 성장과 발달

식물의 성장과 발달은 뿌리를 통한 이온의 흡수량과 밀접한 상관성이 있고, 흡수율은 근권의 토양용액의 농도와 용액의 공급에 달려있다^{2,4,15)}. Fig. 1은 Zn, Cu처리에 따른 간장과 지상·지하부의 건물중을 나타낸 그림이다. 간장의 성장에 따른 Zn의 영향은 대조구에 비해 1.0 mM까지는 감소율이 약 10%로 생육장해는 크지 않았으나 오염농도가 높은 2.0 mM에서는 성장감소가 크게 일어났다. Zn의 성장반응은 각처리 모두에서 생육초기에는 농도가 높을수록 생육이 부진하였으나 생육중기부터는 2.0 mM를 제외하고는 생장회복이 이루어져 저농도조건의 생육적인 차이는 크지 않은 경향이였다. Cu처리구도 간장의 생장이 향상된 0.25 mM를 제외하고는 Zn처리구의 결과와 거의 같은 경향이였다. Cu처리구는 생육초기에 Zn처리보다 생육이 전반적으로 양호하였고 생육중기부터는 옷자람 현상이 나타났다. 그러나 2.0 mM에서는 피해의 강도가 커서 Zn처리구보다 급격한 생육장해가 일어났다. 특히 본 실험의 결과 Zn, Cu는 고농도의 독성증상이 형태적인 변화를 유발하는 수준전까지는 간장의 성장을 크게 지배하지는 않는 것 같다. Zn, Cu처리에 따른 지상부의 건물중은 농도가 높아질수록 완만히 감소하여 성장저하는 크지 않았으나 2.0 mM Cu처리구의 건물중은 크게 감소하였다. Zn, Cu처리에 따른 지하부의 발달상

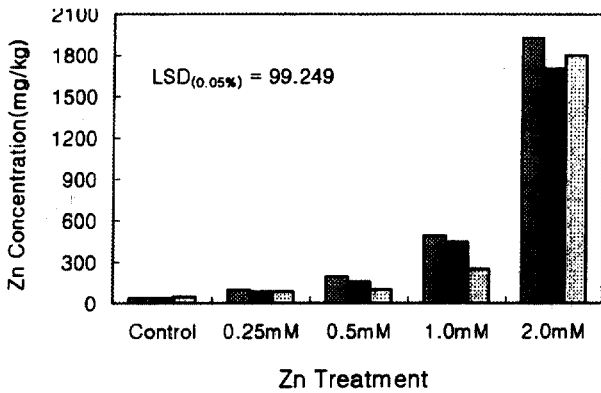


Fig. 3. accumulation of different leaf aging under 6 weeks treatments of Zn.

■(S.L.) : senescense leaf, ■(M.L.) : maturity leaf, ▨(G.L.) : growing leaf.

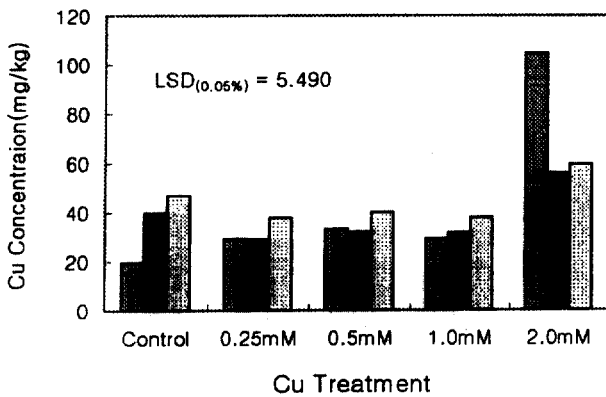


Fig. 4. Accumulation of different leaf aging under 6 week treatments of Cu.

■(S.L.) : senescense leaf, ■(M.L.) : maturity leaf, ▨(G.L.) : growing leaf.

황은 대조구와 비교하여 약 50%의 생장이 감소하여 지상부보다는 지하부의 생장을 크게 저하시켰다. 금속이온의 지하부에 대한 성장반응은 처리농도에 관계없이 뿌리 발달이 극히 불량하였고 처리농도가 높아질수록 뿌리 감소는 컸다. 특히 2.0 mM Cu처리구는 뿌리가 거의 손상된 상태이었다. 뿌리의 구조는 Cu처리구에서는 형태적으로 굵은 뿌리가 많고 세근의 발달이 적었으나, Zn처리구에서는 뿌리의 성장감소 외에 뿌리의 구조적인 변화는 차이가 없었다.

Fig. 2는 착엽위치에 따른 엽령별 건물중의 결과로서 Zn, Cu 모두에서 대조구에 비해 노화엽과 성숙엽의 건물중은 감소하였으나 성장엽은 약간 증가하는 경향이였다. Zn처리시 처리농도에 따른 건물중의 감소는 1.0 mM까지는 처리간의 차이는 작았으나 2.0 mM에서는 급격히 감소하였다. Zn처리구의 엽령에 따른 중금속의 피해반응은 노화엽에서 성숙엽, 성장엽과는 달리 대조구에 비해 감소량이 컸다. Cu처리에 따른 엽령별 건물중은 Zn처리와 달리

1.0 mM 농도까지 노화엽, 성숙엽에서 대조구에 비해 성장감소가 컸으나 처리간의 건물중의 감소는 작은 경향이였다. 그러나 2.0 mM의 농도는 엽령별 모두에서 급격한 건물중 감소를 나타냈다.

Zn 및 Cu의 축적

오염지역에서 식물은 막의 조성변화에 의해 이온의 흡수저해 및 독성제거를 위한 격리기작을 통해 생존을 위한 생리적인 기능을 수행한다^{1,4}). 다음은 Zn, Cu처리에 따른 식물체의 각 부위별 이온의 축적과 주당 축적량을 나타낸 결과이다.

앞 : Fig. 3과 Fig. 4은 Zn, Cu처리에 따른 엽령별 이온의 축적결과이다. 엽령에 따른 Zn의 축적은 1.0 mM까지는 처리농도가 높아질수록 노화엽, 성숙엽, 성장엽 모두 직선적으로 증가하다가 2.0 mM에서 급격히 증가하였다. 특히 노화엽과 성숙엽에서의 최대 축적량은 대조구에 비해 약 60배가 높았고, 성장엽에서는 약 40배의 축적량을 보였다. 특히 각 처리농도에 따른 Zn함량은 대조구에서는 성장엽에서 함량이 가장 높았으나 잎의 성장과 성숙이 진행되면서 노화엽과 성숙엽에서 축적량이 높았다. 그러나 고농도의 2.0 mM에서 엽령간 차이는 없었다. Zn은 식물체내에 흡수된 상태에서 특히 노화엽에 축적된 Zn은 체내이동을 거의 하지 않는 것으로 보고되었다. 본 실험에서 노화엽에서의 축적량이 많은 것은 Zn이온의 과도한 흡수에 따른 식물체내에서의 독성방어 기작으로 오래된 조직 (잎)에 축적하였다가 탈리시켜 성장부위에서 이온의 독성을 방지하려는 생리적 기작의 하나로 사료된다^{4,10,16-18}). Cu는 고농도에서는 독성이이온이지만, 식물의 생리·생화학작용과정에서 꼭 필요한 미량원소이다. 토양중 Cu는 이동이 적고 치환되기 어려운 미량원소로서 대부분의 식물에서는 세포벽에 저장되어 있다^{2,4,19}). Cu는 Zn과는 달리 지상부로의 이동이 극히 작았다. Cu는 대조구에 비해 각 처리구 모두에서 축적량은 적었으며 2.0 mM 처리구의 높은 농도에서만 축적량이 약간 증가하였다. 처리 농도별 엽령에 따른 축적양상은 Zn과 달리 성장중인 엽의 축적량이 높았고 1.0 mM 이하의 처리구에서는 잎이 성숙이 되어 노화가 진행될수록 작았다. Cu는 토양중에 이동은 작지만 흡수된 이온은 물관 수액을 통해 노화엽으로부터 성장엽으로의 이동이 잘되는 특성을 가지고 있어 Zn과는 달리 성장엽의 함량이 높은 것으로 사료된다.

줄기 : 흡수된 이온은 다른 뿌리조직으로 이동되어 저장되거나 지상부로 수송된다. 지상부로는 주로 물관을 통하여 수송되지만 체관을 통해서 재분배되기도 한다^{2,3,11}). Fig. 5은 줄기의 Zn, Cu의 축적량을 나타낸 결과로서 줄기의 축적은 식물체의 다른 부분과는 달리 축적량은 많지 않았다. Zn은 처리농도가 높아질수록 축적량은 약간 증가하는 경향이였지만 그러나 2.0 mM에서 축적량의 증가는 큰편이었다. 이와같이 고농도에서 줄기의 Zn축적 증가는 중금속의 생리적인 장애현상 중 물관조직차단의 원인²⁰에 의해 수송 장애현상이 줄기의 축적을 증가시킨 것으로 사료된다. Cu처리구의 전 처리농도에서는 대조구와 차이가 없이 축적량이 작은 것은 단지 수송통로의 역할만 수행한 것으로 사료된다.

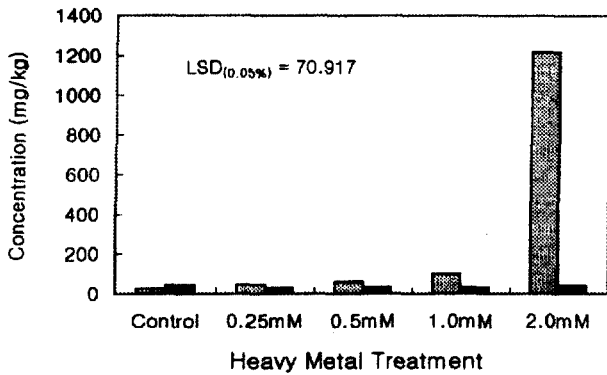


Fig. 5. Accumulation of stem under 6 weeks treatments of Zn and Cu. ▨ : Zn treatment, ■ : Cu treatment.

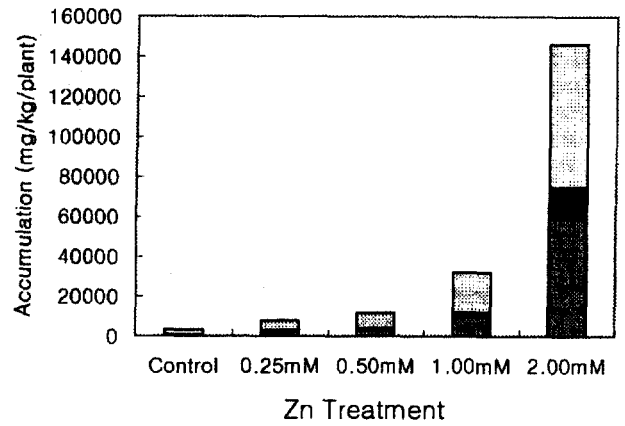


Fig. 7. Accumulation per plant under 6 weeks treatments of Zn. ▨ : leaf, ■ : stem, ▩ : root.

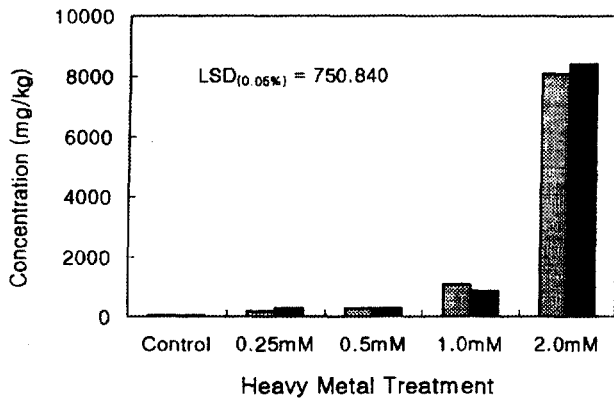


Fig. 6. Accumulation of root under 6 weeks treatments of Zn and Cu. ▨ : Zn treatment, ■ : Cu treatment.

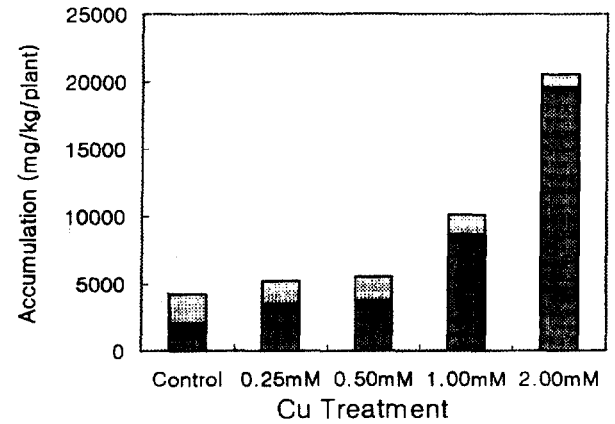


Fig. 8. Accumulation per plant under 6 weeks treatments of Cu. ▨ : leaf, ■ : stem, ▩ : root.

뿌리 : Fig. 6은 뿌리의 Zn, Cu의 축적량을 나타낸 결과로서 뿌리의 축적량은 식물체의 다른 부분과는 달리 처리농도가 증가할수록 축적량은 높았다. 흡수된 Zn은 지하부에서 지상부로의 이동은 크지 않았으며, 특히 1.0 mM 이하에서 처리농도가 높아질수록 뿌리의 축적은 약간 증가하였지만 2.0 mM에서는 급격히 증가하였다. Cu처리구에서도 Zn처리와 마찬가지로 처리농도가 높아질수록 완만히 증가하다가 2.0 mM에서 급격히 증가하여 두 이온의 흡수반응은 거의 비슷하였다. 결과적으로 두 금속이온의 2.0 mM에서 축적량이 많은 것은 지하부의 뿌리 발달을 억제시켰으며 지하부의 뿌리발달감소는 지상부의 성장과 건물중을 크게 감소시킨 것으로 사료된다.

주당 축적량 : Fig. 7과 Fig. 8은 Zn, Cu처리에 따른 주당 축적량을 나타낸 결과이다. 담배식물의 Zn의 주당 축적량 (Fig. 7)은 처리농도가 증가할수록 급격히 증가하였으며 특히 지상부의 축적량이 높았다. 주당 Zn의 함량은 대조구에서 3460 mg/kg이고, 처리농도에 따라 0.25 mM에서 7,800 mg/kg, 0.5 mM에서 11,500

mg/kg, 1.0 mM에서 32,200 mg/kg, 2.0 mM에서 146,000 mg/kg 으로서 최대 약 40배가 높았다. Cu의 축적량 (Fig. 8)은 Zn과 달리 처리농도가 증가하여도 축적량은 많지 않았지만 대부분 지하부에 축적이 되었다. 주당 Cu함량은 대조구에서 4,190 mg/kg이고 처리농도에 따라 0.25 mM에서 5,100 mg/kg, 0.5 mM에서 5,500 mg/kg으로서 저농도에서는 Cu처리에 따라 차이는 작았으나 1.0 mM에서 10,000 mg/kg, 2.0 mM에서 20,500 mg/kg 으로서 최대 약 5배가 높았다. 본 실험을 통해 Zn, Cu처리시 2.0 mM에서 식물복원의 효과는 컸으나 중금속 독성장해에 따른 지상부 건물중이 적어 이용효율은 작았다.

이상의 결과를 종합하면 Zn과 Cu의 축적량은 지상부보다는 지하부가 높았으며, 특히 2.0 mM에서 지상부의 생장이 감소되고 지하부의 중금속 축적량이 급격히 증가하므로써 성장장해가 크게 나타났으나, 1.0 mM이하에서는 지하부 축적보다는 지상부의 수송을 증가시킴으로서 이온분산에 의한 성장장해를 최소화시킨 것으로 사료된다. 결국 두 이온의 축적양상은 1.0 mM 이하에서

Table 1. Inorganic ion content of leaf, stem, and root under Zn treatments.

Treatment	Position	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu
		%						µg/g	
Control	Leaf (S) ^{a)}	1.91	0.07	6.52	3.09	0.67	49.57	279.80	19.53
	(M) ^{b)}	2.80	0.10	6.00	1.64	0.43	37.51	235.11	39.58
	(G) ^{c)}	4.57	0.16	4.39	0.86	0.41	39.37	227.79	46.83
	Stem	2.29	0.09	4.76	0.31	0.22	11.47	44.09	42.96
	Root	2.20	0.09	7.23	0.95	1.14	75.87	671.14	47.75
0.25mM	Leaf (S)	1.74	0.06	6.60	3.64	0.78	34.02	296.57	48.74
	(M)	2.83	0.10	6.30	1.65	0.47	26.85	197.84	50.73
	(G)	4.26	0.14	4.56	0.96	0.41	27.67	169.78	62.77
	Stem	2.15	0.08	4.87	0.33	0.23	8.92	54.21	39.41
	Root	2.33	0.08	7.06	1.00	1.22	40.18	589.18	44.81
0.50mM	Leaf (S)	1.76	0.06	7.75	3.80	0.80	40.90	330.64	47.46
	(M)	2.98	0.09	6.51	1.97	0.51	25.55	237.28	52.07
	(G)	4.31	0.15	4.79	0.97	0.43	26.81	251.78	29.81
	Stem	2.05	0.08	5.09	0.32	0.23	7.68	77.10	45.88
	Root	2.33	0.08	7.62	0.86	1.08	36.44	487.85	55.69
1.00mM	Leaf (S)	2.06	0.06	7.43	3.27	0.73	38.34	397.81	9.19
	(M)	3.33	0.09	6.47	1.91	0.54	30.87	201.44	12.19
	(G)	4.64	0.15	4.70	1.12	0.50	32.25	155.46	16.74
	Stem	1.82	0.08	4.92	0.31	0.21	8.07	47.37	11.66
	Root	2.35	0.08	8.27	0.87	1.06	46.33	437.31	27.80
2.00mM	Leaf (S)	2.10	0.07	5.98	2.95	0.73	65.11	387.19	17.10
	(M)	2.59	0.09	4.34	1.03	0.35	31.05	125.66	20.46
	(G)	3.66	0.13	4.91	1.33	0.41	54.84	121.05	21.02
	Stem	2.28	0.06	4.47	0.52	0.23	13.72	41.40	13.95
	Root	2.71	0.08	5.13	0.82	0.68	135.47	693.70	38.49

a) : Senescense, b) : maturity, c) : Growing

처리된 토양에서 생육하는 담배식물의 생장감소는 크지 않았는데 이는 흡수된 이온을 격리 저장시키거나, 다른 화합물과 결합시키므로서 농도를 줄이거나 또한 독성을 나타낼 수 없는 형태로 바꾸어 독성을 최대한으로 경감시키는 기능이 있기 때문으로 사료되며 좀더 분자적인 수준에서 연구가 수행되어야 될 것 같다. 본 실험 결과에 따라 담배식물은 중금속에 대한 저항성이 크고 주당축적량이 높아 식물복원을 위한 작물로서는 가능성은 컸다. 담배식물을 재료로 식물복원을 이용할 시는 이식 후 약 60일정도는 담배식물에 있어 영양생장에서 생식생장이 이루어지는 단계로서 중금

Table 2. Inorganic ion content of leaf, stem, and root under Cu treatments.

Treatment	Position	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Zn
		%						µg/g	
Control	Leaf (S) ^{a)}	1.91	0.07	6.52	3.09	0.67	49.57	279.80	33.82
	(M) ^{b)}	2.80	0.10	6.00	1.64	0.43	37.51	235.11	33.50
	(G) ^{c)}	4.57	0.16	4.39	0.86	0.41	39.37	227.79	47.13
	Stem	2.29	0.09	4.76	0.31	0.22	11.47	44.09	25.69
	Root	2.20	0.09	7.23	0.95	1.14	75.87	671.14	29.95
0.25mM	Leaf (S)	1.94	0.09	5.89	3.85	0.82	42.71	176.25	14.43
	(M)	3.03	0.10	6.02	2.06	0.53	39.14	166.05	15.16
	(G)	4.65	0.11	4.21	1.12	0.50	47.15	162.44	14.03
	Stem	2.01	0.09	4.20	0.29	0.18	10.53	29.47	9.98
	Root	2.49	0.09	6.12	1.17	1.20	59.10	282.98	12.42
0.50mM	Leaf (S)	1.98	0.04	6.33	3.48	0.77	49.98	237.75	27.12
	(M)	3.15	0.07	5.76	2.10	0.56	49.35	143.71	29.99
	(G)	4.35	0.12	4.40	1.14	0.52	57.63	186.74	31.55
	Stem	2.14	0.06	4.45	0.37	0.22	12.53	26.67	22.85
	Root	2.85	0.07	6.10	0.97	1.16	49.96	327.52	32.12
1.00mM	Leaf (S)	2.13	0.04	6.48	2.72	0.68	54.77	135.70	30.40
	(M)	3.13	0.07	5.78	1.78	0.50	65.42	142.95	37.99
	(G)	4.28	0.12	4.37	0.94	0.43	75.43	90.28	44.45
	Stem	2.05	0.04	4.22	0.33	0.19	15.33	42.05	26.11
	Root	2.73	0.05	4.45	0.94	1.77	211.78	268.02	47.52
2.00mM	Leaf (S) ^{a)}	1.88	0.01	6.56	3.28	0.71	70.34	169.60	39.10
	(M) ^{b)}	3.19	0.04	4.60	1.24	0.33	55.44	134.07	38.78
	(G) ^{c)}	4.51	0.10	3.73	0.70	0.31	56.98	137.58	58.74
	Stem	2.77	0.04	2.88	0.26	0.16	18.17	32.84	27.12
	Root	3.75	0.06	1.74	1.25	0.31	198.51	142.92	86.20

a) : Senescense, b) : maturity, c) : Growing

속오염토양에서의 수확 시기는 Cu는 영양생장기가 Zn은 생식생장기가 적합하였다.

무기이온의 흡수

Table 1과 Table 2는 Zn, Cu처리에 따른 무기이온의 흡수관계를 나타낸 결과이다. Zn처리에 따른 무기이온의 흡수 결과는 N, P, Ca는 처리농도에 따른 각 식물체 부위별 차이를 보이지 않았으며, K, Mg는 노화엽과 성숙엽에서 약간의 함량이 증가하였다. Fe은 지상부의 노화엽에서는 처리농도가 높아질수록 증가하였지만

뿌리에서는 처리농도가 증가할수록 함량이 감소하였다. Mn은 Zn 처리에 따라 지상부의 함량은 감소하였으나 뿌리에서 함량은 2.0 mM에서는 높았는데 이는 생육감소에 따른 상대적인 축적량의 증가가 원인으로 사료된다. Cu는 처리농도가 높을수록 전 식물체의 부위에서 감소하였으며 특히 처리농도가 높을수록 함량은 작았다. Cu처리에 따른 무기이온의 흡수결과는 N, P, Ca은 처리농도와 식물체의 위치별 함량차이는 없었으며, K는 뿌리에서 처리농도가 증가할수록 함량은 감소하는 경향이였다. Mg, Mn, Fe도 뿌리에서 처리농도가 증가할수록 감소하였다. 특히 Fe의 감소폭은 처리농도 증가에 따른 감소폭이 컸으나 지상부의 성숙엽과 성장엽에서는 함량이 증가하였다. Zn은 처리농도가 증가할수록 엽령별 모두에서 증가하였다. 토양중 Cu함량이 높으면 Fe결핍에 의한 백화현상과 엽록체막의 지질의 광산화 분해를 자극하는 것으로 연구되었다^{2,4,11,15,20}.

이상의 결과에서 Zn, Cu처리에 따른 기타 무기이온흡수에 미치는 영향은 Mg, Mn, Fe 등은 뿌리에서의 처리농도의 증가에 따라 감소하였으며 변화의 폭이 가장 컸다. K이온의 중·감은 세포 내의 이온전하의 균형을 위한 것이라 사료되며, 특히 Zn처리에 의해 식물체의 Cu함량은 감소하였고, Cu처리에 의해 식물체의 Zn함량은 증가하는 상반된 경향을 보였다.

요 약

본 연구는 경작지 중금속 오염지역의 식물복원을 위한 방안으로, Zn, Cu처리가 담배식물의 생리반응에 영향하는 형태적인 변화와 엽령에 따른 중금속 축적 양상 및 무기이온의 흡수관계를 분석한 결과는 다음과 같다.

Zn, Cu에 따른 간장의 성장감소는 1.0 mM이하에서는 작았고, 지상부 건물중보다는 지하부의 건물중을 크게 감소시켰다. 특히 지하부의 건물중은 약 50%가 감소하였다. Zn, Cu처리시 지상·지하부의 축적은 처리농도가 증가함에 따라 완만히 증가하다가 2.0 mM이상에서는 급격히 증가하였다. 엽령에 따라 Zn은 노화엽에서, Cu는 성장엽에서 축적량이 많았다. 주당 축적량은 2.0 mM에서 Zn은 146,000 mg/kg, Cu는 20,500 mg/kg이었고, 식물수확 시기는 Zn은 영양생장기에 Cu는 생식생장기가 적합하였다. Zn, Cu처리에 따른 Mg, Mn, Fe함량은 처리농도가 증가할수록 감소하였다. 지상·지하부 모두 Zn처리구에서는 Cu함량은 감소하고, Cu처리구에서는 Zn함량은 증가하였다.

감사의 글

이 논문은 2000년도 고려대학교 교내 Post-Doc. 연구비에 의하여 연구되었음.

참고 문헌

1. Terry N. and Banuelos, G. (2000) Phytoremediation of contaminated soil and water. CRC. N.W. p.85-107.
2. Ross S. M., 1994. Toxic metals in soil-plant systems. John Wiley & Sons. Canada. p.1-189.
3. Kim J. G. and Lee, S. H. (1999) Phytoremediation. Proceeding of 30th meeting & Symposium on "Remediation- Technology and Prospect". Kor. Socie. Enviro. Agri. 57-88.
4. Jackson, P. J., Unkefer, P. J., Delhaize, E. and Robinson, N. (1990) Mechanism of trace metal tolerance in plants. p. 231-255. In Katterman F.(ed), Environmental injury to plants. Academic press, New york.
5. Kang, B. H., Shim, S. I., Lee, S. G., Kim, K. H. and Chung, L. M. (1998) Evaluation of *Ambrosia artemisiifolia* var. *elator*, *Ambrosia trifida*, *Rumex crispus* for phytoremediation of Cu and Cd contaminated soil. Kor. J. Weed Sci. 18(3), 262-267.
6. Kang, B. H., Shim, S. I., Lee, S. G., Kim, K. H. and Chung, L. M. (1998) Study on the potential of phytoremediation using wild plants for heavy metal pollution. Kor. J. Environ. Agri. 17(4), 312-318.
7. Kim, J. G., Kim, S. K., Lee, S. H., Lee, C. H. and Jeong, C. C. (1999) Evaluation of heavy metal pollution and plant survey around inactive and abandoned mining areas for phytoremediation of heavy metal contaminated. Kor. J. Environ. Agric. 18, 28-34.
8. Brown, S. L., Chaney, R. L., Angle, J. S. and Baker, A. J. M. (1995) Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. Soil Sci. Soc. Am. J. 59, 125-133.
9. Chen, H. M., Zheng, C. R., Tu, C. and Shen, Z. G. (2000) Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. Chemosphere. 4, 229-234.
10. Garbisu, C. and Alkorta, I. (2001) Pytoextraction: A cost-effective plant - based technology for the removal of metals from the environment. Bioresource Technology. 77, 229-236.
11. Pahlsson, A. M. B. (1989) Toxicity of heavy metals(Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. Water Air Soil Pollut. 47, 287-319.
12. Stephen D. E. and Leon, V. K. (1997) Toxicity of zinc and copper to brassica species: Implications for phytoremediation. J. Environ. Qual. 26, 776-781.
13. Kang, B. H., Shim, S. I. and Lee, S. G. (1996) Application of weed species as the diagnostic indicator plants of

- environmental pollution. *Kor. J. Environ. Agric.* 15, 46-69.
14. Lee, S. G., Kang, B. H., Seok, Y. S. Bae, K. K. and Roh, J. Y. (1996) Changes of physico-chemical properties during the leaf development and senescence of tobacco plant. *J. of Kor. Soci. Tobacco Sci.* 18, 138-144.
 15. Misra, A. and Ramani, S. (1991) Inhibition of iron absorption by zinc induced iron deficiency in japanese mint. *Acta Phys. Planta.* 13(1), 79-93.
 16. Ruano, A., Barcelo, J. and Poschenrieder, C. (1987) Zinc toxicity induced variation of mineral element composition in hydroponically grown bush bean plants. *J. Plant Nutr.* 10(4), 373-384.
 17. Perronnet K., Schwartz, C. Gereard, E. and Morel, J. L. (2000) Availability of cadmium and zinc accumulated in the leaves of *Thlaspi caerulescens* incorporated into soil. *Plant and soil.* 227, 257-263.
 18. Tilstone G. H. and Macnair, M. R. (1997) The consequence of selection for copper tolerance on the uptake and accumulation of copper in *mimulusatus*. *Annals of Botany.* 80, 747-751.
 19. Ohki, K. (1975) Lower and upper critical zinc levels in relation to cotton growth and development. *Plant Physiol.* 305, 96-100.
 20. Chaudry, F. M. and Loneragan, J. F. (1970) Effects of nitrogen, copper, and zinc fertilizers on the copper and zinc nutrition of wheat plants. *Aust. J. Agric. Res.* 21, 865-879.