

## 石灰, Fly Ash 및 벃짚재가 土壤에서 무우로 移行 蓄積되는 카드뮴과 납의 含量 減少에 미치는 影響\*

韓 敦 熙

인제대학교 보건대학 산업보건학과  
(1992년 6월 30일 접수)

### Effects of Lime, Fly Ash & Rice Straw Ash on Cadmium and Lead Translocation from Soil to Radish

Don Hee Han

Department of Occupational Health, College of Health Science, Inje University, Kimhae, Korea  
(Manuscript received 30 June 1992)

#### Abstract

Greenhouse pot experiments were conducted to evaluate the effects of lime, fly ash and ash(from rice straw) on the cadmium and lead translocation from soil to radish. The soils with low metal contents(Cd 1.52 ppm and Pb 25.37ppm) were prepared and high metal contents (Cd 8.99 ppm and Pb 50.81ppm) were prepared and amended with 0.25%, 0.5%, 1.0%, 2.0% each of lime, fly ash and ash. Radishes(*Raphanus sativus*) were cultivated and cropped on the soils during 25, 50 and 75 days after sprout, and then cadmium and lead contents of radishes were analyzed by roots and tops.

The results obtained are as follows.

1. Lime and ash were effective in raising the soil pH, but fly ash was not effective.
2. The growth of radishes were not impaired by the cadmium and lead contamination but, impaired by soil pH 7.5 or more.
3. Cadmium was accumulated very strongly in radishes and the greater concentration was found in tops than roots, but lead showed no evidence of accumulation in radishes.
4. In general, when the concentrations of lime and ash in soils increased, the uptake of cadmium and lead by radishes decreased, and lime was more effective than ash, while fly ash revealed no effect of reducing the translocation of cadmium and lead from soils to radishes.
5. The uptake of cadmium by radishes decreased more effectively than lead and the uptake of Cd or Pb by radishes grown in the soils with high metal contents decreased more effectively than low metal contents.
6. Cadmium and lead contents of radishes were negatively correlated with soil pH values and the relationship in cadmium content was stronger than that in lead content.

KEY WORDS : Cadmium, Lead, Translocation, Reduction, Lime, Fly Ash, Ash, Radish

---

\* 이 논문은 1991년도 교육부 지원 한국학술진흥재단의 자유공모과제 학술연구 조성비에 의하여 연구되었음.

## 1. 緒 論

### 1.1. 研究背景

産業發達로 인하여 인간은 각종의 便益과 經濟的 豊요로움을 누리고 있지만 그 反對給賦인 各種의 環境汚染은 오늘을 사는 人類에게 共同的 關心事가 아닐 수 없다. 一般的으로 環境汚染이라고 하면 大氣汚染과 水質汚染을 먼저 생각할 수 있는데 이들 못지 않게 최근 深刻한 汚染問題로 登場한 것이 土壤汚染이다. 土壤의 주된 汚染源이라면 殘留農藥과 重金屬汚染을 들 수 있는데 이들은 모두 植物體로 移行하여 먹이사슬(Food chain)을 통하여 人體內로 吸收될 수 있으므로 保健上 적지 않은 問題를 惹起할 수 있다. 특히, 土壤이 重金屬으로 汚染이 되면 重金屬 自體가 分解되지도 않고 어떠한 變化에도 그 本來의 性質이나 害毒作用이 없어지는 것이 아니기 때문에 일단 汚染된 土壤에서 重金屬의 害毒을 완전히 除去하기란 매우 어렵게 된다.

이들 重金屬 元素들은 주로 Cu, Zn, Cd, Pb, Cr, Ni, Hg, As 등으로 鉛,亞鉛鑛의 鑛微砂와 鑛山廢水, 그리고 工場廢水 및 都市污水등에 의하여 農耕地에 汚染되어 栽培作物을 汚染시키거나 또는 이들이 栽培作物의 生育에 害作用을 誘發하기도 한다(Bingham,1975). 土壤汚染이 深化될 경우 植物生育에 影響을 줄 수 있으며 生育에 影響을 주지 않을지라도 土壤中の 重金屬이 植物體로 移行(translocation)하게 되어 이들 植物體를 장기간 攝取할 경우 人體나 動物의 體內 蓄積量은 土壤이나 植物體內 蓄積量보다 많아질 수 있으므로 保健上 危害가 問題가 될 수 있다(Pettersson,1976).

人體에 대한 有害重金屬중 土壤汚染 可能性이 가장 많은 것으로는 Cd 와 Pb를 들 수 있다. Cd는 1955년 일본 Toyama현에서 "Itai Itai disease"를 誘發시키 人體에 극히 有害한 重金屬으로 알려져 있으며(Tsuchia,1969). 自然狀態에서는 亞鉛,銅,납 鑛石등에 섞여 있어 이들 金屬, 특히 亞鉛을 製鍊하는 過程에서 副產物로 만들어지기 때문에 採鑛 및 精鍊過程에서 배출되는 廢水, 粉塵, 鑛微砂 등에 의해 汚染될 수 있다 (Lagerwerff and Specht,1970). 最近 우리나라 亞鉛鑛山 隣近 農耕地가 鑛山廢水 및 鑛微砂에 의하여 Cd에 汚染되어 그 일부지역에서 產出되는 玄米중의 Cd

量이 1ppm을 超過하였다는 報告가 있다(柳順昊와 李春寧,1980). Cd의 用度는 너무도 다양하여 물감의 色素나 플라스틱공장에 널리 사용하고 있으며, 전지, 사진재료, 농약(살충제)등에도 사용되고 있어 이들의 廢棄物에 의해 土壤이 汚染될 수 있다. 특히, 자동차의 윤활유나 타이어에 20 - 90ppm의 Cd가 含有되어 있어 도로변의 土壤에 상대적으로 많이 集積되기 쉽고 또한 磷酸質肥料로서 過磷酸石灰에 50 - 70ppm, 제1종 複合肥料에 5- 7ppm 含有되어 있어 磷酸質肥料를 施用할 때 土壤에 汚染될 수도 있다(金文圭 외, 1986).

Pb는 人體에서 heme의 合成에 關여하는 酵素인  $\delta$ -aminolevulinic acid dehydratase( $\delta$ -ALAD)의 作用을 妨害하여 造血기능을 低下시키는 金屬物質로 잘 알려져 있으며(Clayton and Clayton,1982). 납,亞鉛鑛의 鑛山廢水나 납製鍊所, 電池리공장등의 産業廢水로 부터 灌溉水를 汚染시킬 수 있고 자동차의 anti-knocking劑로 사용한 Pb가 飛散되거나 廢棄物 燒却時 發生하는 Pb가 飛散되어 土壤을 汚染시킬 수 있다. 우리나라 自然土壤中 Pb의 含量은 10.0 - 15.4ppm 含有되어 있으며(서운수 외, 1981) 우리나라 는 土壤中 可溶性 Pb含有量은 4.67ppm정도이나(金福榮 외,1982) 製鍊所 周邊 土壤에서는 最高 728.78ppm, 玄米에서는 最高 8.32ppm까지 檢出되어(金成朝와 梁恒承,1985) 環境保健上 커다란 問題라고 할 수 있다. 따라서 人體에 해로운 重金屬중에서도 實際 土壤汚染의 可能性이 가장 많고 人體에도 危險負擔이 가장 많은 重金屬이라면 Cd 와 Pb를 들 수 있다.

지금까지 土壤 重金屬 汚染에 關한 研究들은 工團이나 대도시 周邊 土壤에서의 重金屬 汚染實態(李瑞來와 李基俊,1985 ; 柳弘一 외 1983), 土壤의 濃度와 植物體內 濃度와의 相關性 與否(柳順昊 외,1983) 그리고 土壤의 重金屬汚染이 植物生育에 미치는 影響(Garcia, 1979) 등의 많은 研究가 꾸준히 進行되어 왔으므로 汚染實態, 土壤과 植物體間的 相關關係 그리고 生育에 미치는 影響등에 關해서는 대체로 잘 알려져 있는 狀態이다. 이제는 環境保健의인 側面에서 重要的 것은 土壤重金屬의 植物體內로의 移行을 어떻게 막을 수 있는가에 焦點이 맞추어져야 한다고 생각한다.

현재까지 알려진 바에 의하면 土壤에 存在하는 重金屬의 溶解度 및 植物體로의 移行에 미치는 因子로

서는 土壤의 陽이온 置換容量(Hinesly et al., 1982), 有機物質의 含量 및 溫度(Strickland, 1979), pH(John et al., 1972 ; Peper et al., 1982 ; Narwal et al., 1983 ; 李鎮敬, 1990), 耕作地에 물을 채운 狀態下에서 酸化 還元電位(玄海男, 1988), 共存하고 있는 金屬의 종류 (Chino and Baba, 1981), 植物의 種類(Hatch et al., 1988), 重金屬의 結合形態(Girling, 1981), 그리고 土壤의 物理化學的인 性質(Bjerre and Schierup, 1985) 등을 들 수 있다. 一般的으로 土壤의 pH가 낮으면 重金屬의 溶解度가 增加하여 鹽狀態로 存在하는 重金屬이 水溶性이나 置換性의 重金屬이온으로 溶出되므로 植物體 內로 吸收가 容易하게 되며 pH가 높으면 難溶性의 重金屬化合物을 形成하므로 植物體內 吸收가 어렵게 된다. 또한 有機物含量 및 陽이온 置換容量이 클수록 植物體로의 吸收가 減少하고 耕作地에 물을 채운 狀態下에서 酸化還元電位도 重金屬의 溶解度 및 植物吸收에 影響을 미치는데 이는 酸化還元電位(Eh)가 重金屬이 有機物과 複合物形成, 酸化物에 沈澱 및 黃化物 形成에 關與하기 때문으로 보고 있다. 이러한 사실들이 밝혀지면서 最近에 와서는 土壤에 汚染된 重金屬의 植物體內 移行蓄積을 減少시키기 위한 研究들이 이루어지고 있는데 주로 石灰石을 이용한 方法이 大部分을 차지하고 있고(Bingham et al., 1979 ; 金奎植 외, 1985 ; 李敏孝 외, 1984 ; 金福榮, 1987), 磷酸을 이용하는 方法(金福榮, 1987), 물管理 및 石膏를 이용하는 方法(金正玉 외, 1978) 등이 研究되었고 거의 모두가 水稻를 利用한 土壤에서 研究가 이루어졌다.

한편, 酸性土壤을 改良하기 위해 사용하고 있는 土壤添加物質로는 石灰(Lime ; CaO)나 苦土(Magnesia ; MgO)를 주로 사용한다. 一般的으로 土壤中の 植物營養成分의 有效度는 pH 6.0-7.0부근에서 가장 크기 때문에 pH 6.5가 되도록 石灰物質를 供給하게 되는데 우리나라에서는 충북의 단양일대에서 天然產 炭酸石灰粉末이 產出되고 있으며 매우 저렴한 價格으로 農業에 사용할 수 있다(金文圭 외, 1986). 또 하나의 土壤添加物質로는 火力發電所에서 만들어 지는 Fly Ash (微粉炭灰)를 들 수 있는데 Fly ash는 국내산 무연탄과 도입 유연탄을 微粉炭으로 하여 爐內에서 高溫으로 完全燃焼시킬 때에 石炭중에 灰分이 熔融되어 煙道에서 급격히 냉각된 것이 微細粒子로 捕集된 것으로 草

木灰와 같이 植物體에 由來된 재(灰)이므로 각종 鑛物質 成分을 고루 含有하고 있다. Fly ash의 成分은 一般的인 土壤成分과 비슷하게 硅酸成分(SiO<sub>2</sub>)과 알미늄成分(Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)이 주를 이루고 있으며 적은 양이지만 石灰(CaO), 소다(Na<sub>2</sub>O), 가리(K<sub>2</sub>O), 苦土(MgO) 成分들도 含有하고 있어(Hansen et al., 1984) 이미 肥料로서의 可能性이 研究되고 있다(慎齊晟 외, 1990). 한편, Fly ash와 거의 동일한 성질을 갖고 있으며 옛부터 酸性土壤의 改良目的으로 많이 사용되어 온 土壤添加物質로는 草木灰가 있다. Fly ash중의 加理成分은 高熱에서 熔融되어 形成되기 때문에 토양에서 쉽게 分解되어 溶出되지 않으나 草木灰는 Fly ash보다 低溫에서 만들어 지는 關係로 土壤에서 쉽게 溶出되어 土壤의 pH를 Fly ash에 비해 훨씬 쉽게 높힐 수 있다.

이상에서 言及한 石灰, Fly ash 및 草木灰는 酸性土壤의 pH를 높힐 수 있어서 일부 重金屬의 溶解度를 낮추어 溶出現狀을 막아줌으로써 土壤內 重金屬의 植物體內 移行 蓄積을 減少시켜 줄 것으로 期待되며 이들 중 특히, Fly ash는 그 粉末이 매우 微細하기 때문에 (Mark et al., 1985) 重金屬과 吸着作用(adsorption)을 하게 되면 이 또한 重金屬의 植物體內 移行을 減少시킬 것으로 期待된다.

## 1.2. 研究의 必要性

環境保健의인 側面에서 土壤汚染을 크게 두가지로 나누는다면 重金屬汚染과 殘留 農藥으로 인한 汚染으로 要約할 수 있는데 土壤 重金屬 汚染에 관한 研究中에서 그 實態調査나 農作物과의 相關性 與否 등에 관한 연구들은 이미 상당부분이 進行되어 밝혀졌고 重金屬 특히, Cd와 Pb의 人體 危害性도 이미 상당부분이 알려져 있다. 이제는 어떻게 하면 이들 重金屬에 汚染된 土壤으로 부터 重金屬이 農作物로의 移行 含量을 減少시킬 수 있는가에 研究의 焦點에 모아져야 할 것이다. 이러한 研究들이 外國에서는 70年代에 이르러서 本格的으로 進行되었으나 우리나라에서는 80年代 後半期에 이르러서야 몇편의 연구가 進行되었으며 研究의 對象도 몇 研究를 除外하고는 主食源인 水稻(벼)에 관하여 局限되어 있고 土壤添加物質 역시 石灰가 大部分을 차지하고 있다. 따라서 研究의 對象을 土壤 보다 酸性化가 쉽게 되는 밭土壤과 水稻 보다도 土壤重金

屬의 植物體 移行率이 높고(李鎮敬, 1990) 우리나라 사람의 주된 副食品인 무우로 정할 必要가 있다. 또 土壤添加物質로는 土壤 重金屬의 植物體內 移行을 減少시킬 것으로 생각되며 農村에서 購入이 容易한 草木灰(벗짚재)와 火力發電所의 副產物이며 放置했을 때 水質汚染의 可能性이 있는 Fly ash 및 현재 酸性土壤 改良劑로 가장 많이 使用하고 있는 石灰(農業用 消石灰)를 이용할 必要가 있다고 본다.

이상과 같은 理由에서 石灰, Fly ash, 벗짚재가 土壤에서 무우로 移行하는 카드뮴과 납의 含量을 減少시키는 效果가 있는지에 관한 研究가 必要하게 되었다.

## 2. 材料 및 方法

### 2.1. 實驗材料

#### (1) 土壤

慶南 金海市 漁防洞 所在의 밭土壤에서 表面下 1 - 2 cm의 乾燥한 部分은 除去하고 깊이 약 20 cm까지의 흙을 採取하여 1주일 정도 바람에 乾燥시킨 다음 4 mm의 체에 통과시키고 잘 混合하여 實驗에 使用하였다. 土壤의 物理化學的 性質을 實驗한 結果는 Table 1과 같다.

Table 1. Physico-chemical properties of soil used.

Soil Texture	Sandy clay loam	
Particle size	Sand(%)	59.1
	Silt(%)	20.3
	Clay(%)	20.6
Organic matter(%)		1.52
Available P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (ppm)		49.46
Available SiO <sub>2</sub> (ppm)		9.82
Cation Exchange Capacity(me/100g)		8.42
Exchangeable Cations	Ca <sup>++</sup> (me/100g)	1.90
	Na <sup>+</sup> (me/100g)	0.09
	Mg <sup>++</sup> (me/100g)	0.41
	K <sup>+</sup> (me/100g)	0.26
Heavy Metals (0.1N-HCl Extractant)	Cd(ppm)	≤ 0.01
	Pb(ppm)	4.51
	Zn(ppm)	13.67
pH(1 : 5 H <sub>2</sub> O)		5.72

#### (2) 石灰

土壤添加物質로 實驗에 使用된 石灰로는 Ca(OH)<sub>2</sub> 成分이 약 80%인 農業用 消石灰를 使用하였으며 Cd와 Pb의 含量은 土壤에서와 마찬가지로 0.1N-HCl로 抽出하여 AAS(Varian 21)로 測定하였으나 모두 檢出 限界인 Cd 0.01ppm, Pb 0.1 ppm以下이었다.

#### (3) Fly Ash

釜山市 甘川洞 所在 釜山火力發電所에서 만들어지는 Fly Ash를 두번째 土壤添加物質로 使用하였는데 實驗에 使用하였던 Fly Ash의 主要成分은 Table 2와 같으며 Cd, Pb 및 Zn의 含量은 各各 0.4, 5.0, 10.1 ppm으로 檢出되었다. 그러나 土壤과 消石灰에서와 같이 植物體의 이용이 容易한 0.1N-HCl로 抽出하여 測定한 값에서 Cd와 Pb의 含量은 檢出限界 以下(Cd 0.01ppm, Pb 0.1ppm)이었다.

#### (4) 벗짚재

세번째 土壤添加物質로서 벗짚재는 忠南 扶餘 所在의 벗짚을 自然 燃燒시켜 만든 것으로 벗짚재內 Cd와 Pb의 含量은 土壤, 消石灰 및 Fly Ash에서 測定한 方法과 同一한 方法으로 測定하였는데 역시 그 含量은 檢出限界를 벗어나는 微量이었으며 이때 使用하였던 벗짚재의 成分은 Table 2와 같다.

Table 2. Chemical constituents of fly ash and rice straw ash used.

Chemicals	Fly Ash	Rice	Chemicals	Fly ash	Rice
		Straw Ash			Straw Ash
SiO <sub>2</sub> (%)	61.1	60.5	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	15.8	9.3
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	17.2	8.7	CaO(%)	2.0	1.5
MgO(%)	1.2	0.9	Na <sub>2</sub> O(%)	0.2	0.5
K <sub>2</sub> O(%)	2.1	6.4	H <sub>2</sub> O(%)	-	3.0
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	-	2.8	O.M.*(%)	-	6.4
SO <sub>3</sub> (%)	0.4	-	Cd(ppm)	0.4	-
Pb(ppm)	5.0	-	Zn(ppm)	10.1	-
pH	8.3	11.8			

\* Organic matter.

### 2.2. 實驗方法

#### (1) 實驗設計

가. 土壤汚染 : 實驗에 使用할 土壤을 人爲的으로

汚染을 시키는 데 우리나라 重金屬汚染 地域의 耕作地 土壤汚染度를 考慮하여 低汚染群과 高汚染群으로 나누어 汚染시켰다. 低汚染群은 0.1N-HCl로 抽出한 값으로 Cd 1.5 ppm, Pb 25.0 ppm으로 汚染시키고 高汚染群에서는 Cd 9.0 ppm, Pb 50.0 ppm이 되도록 汚染시켰다. 이때 사용한 重金屬化合物로서는 물에 쉽게 溶解가 가능한 窒酸카드뮴( Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> )과 窒酸납( Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>)을 사용하였다.

나. 各 土壤添加物質의 投入量 : 各 土壤添加物質의 投入量은 投入되었을 때 pH의 變化和 실제 農業에서의 施用 可能性을 考慮하여 乾燥土 重量 對比 0.25%(280 kg/10a해당), 0.5%(560kg/10a), 1.0%(1,120kg/10a), 2.0%(2,240kg /10a) 의 4 水準으로 投入하였다.

다. 栽培土壤의 造成 및 무우 栽培 : 4mm의 체에 乾燥土壤을 통과시킨 후 各汚染群과 各 土壤添加物質을 그 比率에 맞도록 投入하는 데 Cd와 Pb의 相互作用을 排除하기 위하여 Cd와 Pb를 동시에 汚染시키지 않고 各各 獨立의으로 汚染시켰다. 이렇게 處理한 土壤은 4회 反復實驗을 하기 위하여 各 汚染群과 各 土壤添加物質 投入量別로 4개의 排水口가 없는 포트(PVC재료 직경 25 cm, 깊이 20 cm)에 포트 當 4.5kg씩 나누어 充填하고 充填후 土壤添加物質 投入으로 인한 土壤의 緩衝作用이 거의 完了되어 일정한 pH를 유지하는 1개월 이후에 무우(*Raphanus sativus*)의 播種을 하였으며 이때 사용한 무우품종은 겨울 김장용 무우인 백경무우(서울종묘제품, 품종등록 No.VR-Hy-64)를 사용하였다. 播種時에는 1 cm 깊이에 포트 當 15粒을 播種하고 栽培期間동안에는 매일 脫이온水를 이용하여 土壤의 圃場容水量을 40 - 50%로 무우의 生育에 적합한 條件으로 유지시켰으며 氣狀條件의 變化로 인한 실험의 誤差를 줄이기 위하여 栽培의 全期間을 溫室에서 栽培하였다. 栽培期間 中 施肥는 複合肥料( N : P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> : K<sub>2</sub>O=16 : 16 : 6, 남해화학제품)를 15kg/10a수준에 맞는 포트 當 2.5g을 주었으며 播種時 60%, 播種 40일후 追肥로 40%로 나누어 주었다.

라. 採取期間 및 採取部位 : 食用 可能性을 考慮하여 發芽 後 25일, 50일 및 70일로 나누어 採取하여 實驗하였으며 무우의 뿌리部位(root)와 잎줄기 部位(tops)를 나누어 試料로 사용하였다.

마. Cd, Pb 및 土壤添加物質 投入 1個月 後 土壤內

Cd와 Pb의 含量 : Cd와 Pb로 汚染을 시키고 土壤添加物質을 投入하여 土壤의 緩衝作用이 完了된 1個月後, 즉, 무우씨앗을 播種하기 直前に 土壤內 Cd와 Pb의 含量을 測定하였다. Cd와 Pb를 各各 低汚染群과 高汚染群別로 나누어(各 2個 比較群씩 總 4個群) 消石灰, Fly Ash 및 볏짚재 間的 Cd와 Pb의 土壤內 含量을 比較해 본 結果 모든 比較群에서 統計的으로 有意한 差異가 없었다( P>0.05).

이상의 說明들을 綜合하여 만든 實驗設計는 Table 3 및 Fig.1 과 같다.

Table 3. Number of analysis for soils amended with lime or fly ash or ash and contaminated with Cd or Pb, and soils untreated.

Soils Amended with % (W/W)	Number of Analysis		Number of Analysis	
	Cd Low	Cd High	Pb Low	Pb High*
Lime #0.25%	4	4	4	4
0.5 %	4	4	4	4
1.0 %	4	4	4	4
2.0 %	4	4	4	4
Fly Ash 0.25%	4	4	4	4
0.5 %	4	4	4	4
1.0 %	4	4	4	4
2.0 %	4	4	4	4
Ash ≠0.25%	4	4	4	4
0.5 %	4	4	4	4
1.0 %	4	4	4	4
2.0 %	4	4	4	4
Unamended@	4	4	4	4
Subtotal	52	52	52	52
Untreated*	4			
Total	212			

+ Cd Contamination Levels : Low contaminated ( 1.52 ppm )  
High contaminated ( 8.99 ppm )

Pb Contamination Levels : Low contaminated ( 25.37 ppm )  
High contaminated ( 50.81 ppm )

# Slaked lime

≠ Ash : Ash of rice straw

@ Unamended ; Contaminated with Cd or Pb, but not amended with lime or fly ash or rice straw ash.

\* Untreated ; Neither contaminated with Cd or Pb, nor amended with lime or fly ash or rice straw ash.

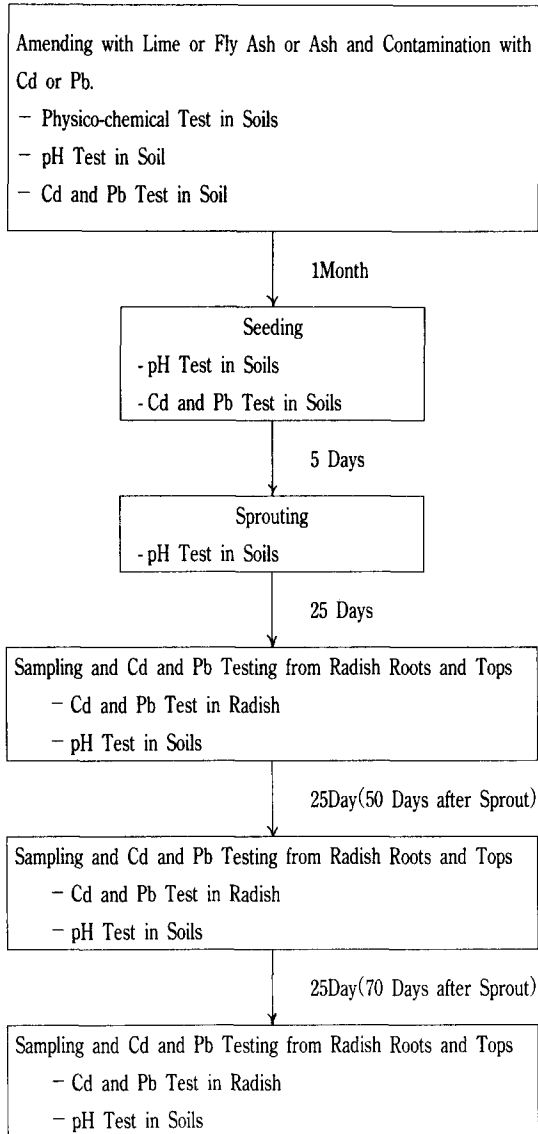


Fig. 1. Schematic chart for study design.

## (2) 分析方法

가. 土壤의 理化學의 特性 및 重金屬 分析 : 土壤의 理化學의 特性 및 重金屬 含量의 分析은 American Society of Agronomy 와 Soil Science Society of Ame-

rica에서 開發한 Methods of Soil Analysis(1982)에 準하여 分析하였다. 또 pH의 測定에 있어서는 乾燥土壤 10g을 100ml 비커에 취하고 蒸溜水 50ml를 가하여 때때로 유리봉으로 저어 주면서 1시간동안 放置한 다음 그 懸濁液을 pH meter(DMS社 Model DP-880M)로 測定하였다. 土壤중 Cd, Pb 및 Zn의 含量은 乾燥土 10g에 0.1N-HCl 溶液 50ml를 가하여 20 C의 恒溫條件下에서 1時間동안 浸탕한 후 濾過하고 그濾液을 Atomic Absorption Spectrophotometer (Varian 21)로 測定하였다.

나. 무우의 重金屬 含量 分析 ; 무우에서 重金屬 含量 測定은 衛生試驗法註解(1990)에 準하여 分析하였다. 포트 當 1-3個의 무우를 採取하여 Dry oven에 70 - 80°C를 維持하면서 72시간 정도 乾燥시켜 이 乾物로 부터 1 - 3g을 취하여 試料를 250ml Kjeldahl flask에 넣고 conc.HNO<sub>3</sub> 20ml과 70% 特級 HClO<sub>4</sub> 10 ml를 가하여 300 - 400°C의 Hot plate상에서 重金屬을 抽出하였다. 이때 分析機器로는 Atomic Absorption Spectrophotometer를 사용하였는데 Cd를 측정할 때는 Flame을 이용한 AAS( Varian 21 )를 사용하였으며 Pb를 測定할 때는 Pb의 含量이 매우 적었으므로 Graphite Furnace를 附着한 AAS( Perkin-Elmer 2380 )를 사용하였다.

## 3. 結果 및 考察

### 3.1. pH의 變化

各 土壤添加物質를 投入量別로 添加한 후 時間經過에 따른 pH의 變化는 Fig. 2 와 같다. 添加物質을 전혀 投入하지 않은 土壤은 全 期間에 걸쳐서 우리나라 밭 토양의 평균 pH인 5.7에 거의 그대로 머물고 있었다 (Hong,1972). pH의 變化가 가장 심한 添加物質은 消石灰였으며 그 다음으로는 硯糞재였다. 消石灰와 硯糞재는 投入量을 增加시킴에 따라 pH의 增加가 顯著하게 上昇하였음을 볼 수 있는 반면에 Fly ash의 경우는 投入量의 變化나 時間經過에 따른 變化가 거의 없음을 알 수 있다. Fly ash의 成分中에는 土壤을 알카리화 시킬 수 있는 알카리 및 알카리土金屬을 많이 含有하고 있음에도 불구하고 이렇게 pH의 變化가 없는 理由는 Fly ash가 만들어 지는 過程에서 1600°C 의 高溫下에

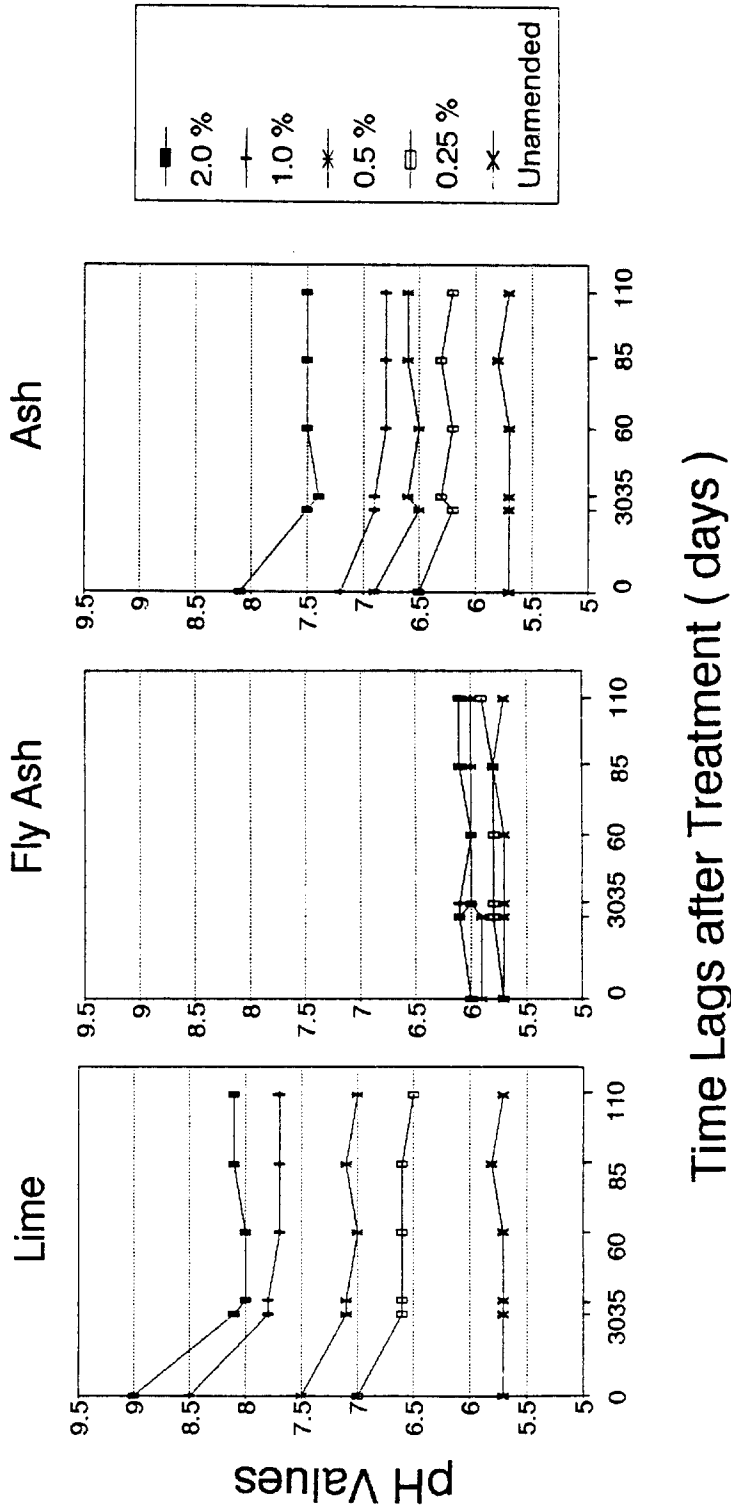


Fig. 2. Change of Soil pH Values in Relation to Time Lags.

流動狀(fluid)으로 存在할 때 이러한 成分들이 珪素나 珪素, 알루미늄과 結合하여 難溶性의 鹽狀態로 轉換된 데 基因된 것 같다. 그러나 Elseewi et al.(1982)은 Fly ash의 添加로 土壤의 pH가 상당히 上昇하였다고 하였는데 이것은 사용하는 石炭의 生産地에 따른 成分의 差異에서 오는 차이라고 해석할 수 있다. 한편, 벗짚재가 Fly ash와 비슷한 成分을 갖고 있으면서도 土壤의 pH를 쉽게 높힐 수 있는 理由는 비교적 低溫狀態에서 만들어 지면서 알카리 金屬들이 물에 쉽게 溶解 可能한  $\text{CO}_3^{2-}$ 와 結合(例,  $\text{K}_2\text{CO}_3$  와  $\text{CaCO}_3$ )하고 있기 때문이다. 消石灰가 벗짚재 보다 같은 量으로 投入하여도 pH를 쉽게 높힐 수 있는 理由는 實驗에 사용한 消石灰가 물에 쉽게 溶解 可能한  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  가 대부분을 차지하고 있기 때문이라고 생각한다. 또 土壤添加物質을 投入한 후 대략 1 개월이 지나면 土壤의 緩衝作用이 거의 完了되어 그 이후로는 거의 일정한 pH값을 維持하였다.

### 3.2. 生長障礙

重金屬 投入으로 인한 毒性이나 pH의 變化등으로 생길 수 있는 生長 障礙를 알아보기 위하여 每 採取

때마다 무우의 重量을 재어 비교하여 보았다.

#### (1) 非處理群과 Cd, Pb 汚染群間의 比較

重金屬 및 土壤添加物質을 전혀 投入하지 않은 非處理群(Untreated Groups)과 土壤添加物質은 投入하지 않았으나 Cd나 Pb로 汚染시킨 群(Unamended Groups)間의 生長障礙를 比較하여 보았다. 栽培期間別로 Cd나 Pb로 汚染시킨 群과 非汚染群間에는 그 重量의 차이가 統計的 有意하지 않았다. 다시 말하면 Cd나 Pb 등으로 汚染시킨 群이나 전혀 汚染시키지 않은 群間의 統計的 有意性이 發芽 後 25, 50, 75일 모두에서 統計的으로 有意한 차이가 없었으므로 pH 5.6 정도의 밭토양에서 Cd 10 ppm, Pb 50 ppm이하의 濃度에서는 무우의 生長障礙가 없는 것으로 생각한다.

#### (2) 低汚染群과 高汚染群間 比較

Cd를 低汚染群(1.48 - 1.68 ppm)으로 處理한 土壤과 高汚染群(8.79 - 9.12 ppm)으로 處理한 土壤에서 자란 무우 相互間, Pb를 低汚染群(24.55 - 26.87 ppm)과 高汚染群(49.77 - 52.21 ppm)으로 處理한 土壤에서 자란 무우 相互間의 生長障礙 程度를 比較하여 보았다 (Table 4 參照).

Table 4. Weights of radishes grown in soils between low and high contaminated with Cd or Pb.

Contamination Levels	Weight by Time Lags after Sprout								
	25Days			50Days			75Days		
	N	Mean	S.D.	N	Mean	S.D.	N	Mean	S.D.
Low Cd	144	7.8	2.8	96	43.7	8.2	48	102.2	20.7
High Cd	144	6.2	1.9	96	43.8	9.0	48	103.7	21.1
P-Values	<.001**			.958			.778		
Low Pb	144	7.9	2.5	96	43.9	9.3	48	102.2	20.7
High Pb	144	7.6	2.1	96	45.1	10.5	48	104.4	17.4
P-Values	.554			.505			.551		

unit : g

低汚染群과 高汚染群 사이에 生長障礙를 보인 곳은 Cd으로 汚染시키고 發芽 後 25일째 採取한 群뿐이었다( $p < 0.001$ ). 그 이외에 Cd으로 汚染시킨 群이나 Pb로 汚染시킨 群들 사이에서는 栽培期間이 經過해도 低汚染群과 高汚染群 사이에 生長障礙에 有意한 차이를 보이지 않았다. 李鎮敬(1990)의 研究에 의하면 土壤內 Cd의 濃度가 增加하고 pH가 낮으면 무우 줄기의 길

이와 뿌리의 길이가 줄어들고 전체 乾燥重量이 줄어드는 등의 生長障礙를 보인다고 하였는데 본 實驗에서는 發芽 後 처음 25일 동안은 高汚染群에서 生長障礙를 招來하였으나 그 이후에는 生長의 障礙를 招來하지 않았다. Haru(1979)와 Rauser (1978)는 Cd는 사람에게는 그 毒性이 매우 높으나 植物에게는 毒性이 그다지 높지 않다고 하였다. 土壤內 Cd의 含量이 어느



정도 있어야 무우의 生長障礙를 誘發할지에 관해서는 그다지 많은 研究가 없어서 精確하게 알 수는 없으나 대체로 土壤內 Cd의 含量이 25 ppm 이상일 때는 作物의 生育이 阻害된다고 한다(金文圭 외, 1986). 本實驗에서도 發芽 後 모든 生長機能이 軟弱하다고 할 수 있는 生長 初半期에는 生長 障礙를 招來하였으나 그 이후에는 障礙가 없는 것으로 보아 全 生育期間에 걸쳐서 무우의 生長障礙를 招來하려면 土壤內 Cd나 Pb의 含量이 상당량 存在해야 할 것으로 생각한다.

(3) 土壤 pH에 變化에 의한 障礙

土壤 pH에 의한 生長障礙 程度를 알아 보기 위하여 우선 pH를 6개 Groups으로 나누었다. 1 Group은 pH 5.9이하, 2 Group은 6.0이상 6.4 이하, 3 Group은 6.5이상

6.9이하, 4 Group은 7.0이상 7.4이하, 5 Group은 7.5이상 7.9, 6 Group은 8.0이상 등으로 나누고 이들 각각의 pH Group들 사이에서 자란 무우의 重量을 栽培期間別로 나누어 比較하여 본 것은 Fig. 3과 같다. 25일 經過時까지는 pH 6.0이상 6.5미만의 土壤에서 자란 무우가 重量이 가장 무거웠으며 75일이 經過한 後에도 pH 6.0 이상 6.5미만의 土壤에서 자란 무우가 가장 무거웠다. 그러나 全般적으로 보아 pH 5.7 이상 7.5 미만의 中性土壤에서는 그다지 큰 重量의 차이를 보이지 않아 무우生育을 위한 最適의 pH는 弱酸性을 띠거나 中性임을 알 수 있었다. 그러나 pH 7.5 이상이되면서 重量은 急激히 줄어 들어 pH 8.0이상일 때는 發芽 後 25일 經過時 pH 6.0 이상 6.5미만의 土壤에서 자란 무우의

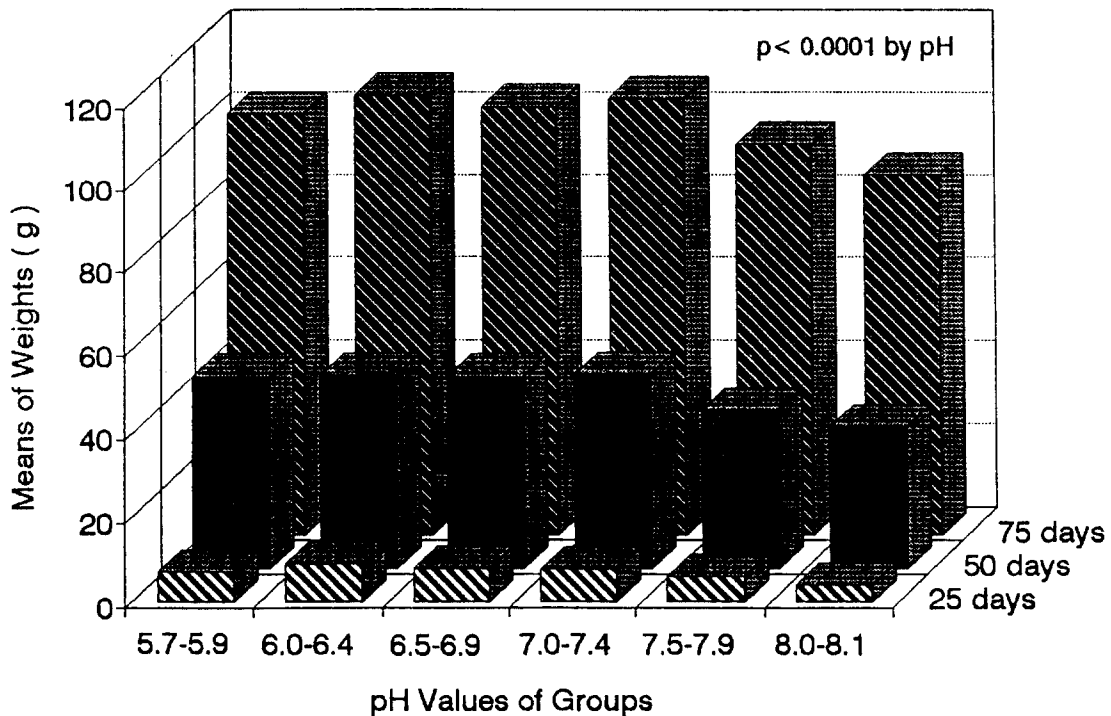


Fig. 3. Diagram of Weights of Radishes Grown in Differential pH Value Soils.

重量에 겨우 半에도 못미칠 정도로 生長의 障礙를 招來하였다. 뿐만 아니라 50일, 75일 經過후에도 역시 토양 pH 7.5 이상에서는 重量이 顯著하게 적었으며 모든 栽培期間에서 統計적으로 有意한 차이를 보였다( $P < 0.001$ ). 따라서 pH 8.0 이상의 弱알카리 土壤에서는

거의 모든 作物이 生長障礙를 招來한다는 종래의 研究 結果들과 일치하였다(金文圭 외, 1986).

3.3. Cd와 Pb의 무우內 移行 및 蓄積 樣相

(1) 移行 程度

土壤 Cd와 Pb가 얼마나 무우内로 移行하는지를 알아 보았다. 土壤添加物質의 投入으로 土壤의 pH가 많이 변하여 pH에 따른 移行率이 상당히 다르므로 土壤添加物質 投入으로 인한 誤差를 줄이기 위하여 土壤添加物質를 전혀 投入하지 않은 群 (Unamended)에서 栽培期間 經過別, 汚染程度別, 무우 部位別로 알아 보았다(Table 5 參照). Cd의 移行程度를 보면 그 移行程度가 대단히 強力함을 알 수 있다. 最低 移行率을

보인 群은 高汚染群의 發芽 後 25일이 經過한 뿌리였는데 土壤内 濃度 8.97 ppm이 무우 뿌리에서 1.553 ppm 檢出되어 17.3%의 移行率을 보였으며 最高 移行率을 보인 群은 低汚染群 發芽 後 75일이 經過한 무우의 잎줄기 部位였는데 土壤에서 含量이 1.51 ppm이었던 것이 무우에서는 土壤에서 보다 더 높은 濃度인 2.244 ppm이 檢出되어 148.6%의 移行率을 나타냈다. Cd는 植物體로의 移行이 매우 강력하다는 것은 여러 研究

Table 5. Cd and Pb translocation contents and rates from soils to radishes in unamended groups.

unit : ppm, wet basis

Metal	Cont. + Levels ppm(A)	T.L.(Days) <sup>≠</sup> after Sprout	Roots			Tops		
			Mean(B)	S.D.*	B/A(%)	Mean(B)	S.D.	B/A(%)
Cd	Low (1.51)	25	0.404	0.020	26.8	0.652	0.057	43.2
		50	0.559	0.018	37.1	1.753	0.117	116.1
		75	0.638	0.018	42.3	2.244	0.157	148.6
	High (8.97)	25	1.553	0.046	17.3	6.608	0.164	73.7
		50	2.336	0.175	26.0	7.792	0.144	86.7
		75	2.662	0.077	29.7	9.302	0.363	103.7
Pb	Low (25.15)	25	0.041	0.010	0.16	0.045	0.020	0.18
		50	0.042	0.022	0.17	0.051	0.035	0.21
		75	0.073	0.013	0.29	0.063	0.025	0.25
	High (50.24)	25	0.094	0.014	0.19	0.098	0.028	0.20
		50	0.098	0.026	0.20	0.108	0.042	0.21
		75	0.100	0.042	0.20	0.114	0.030	0.23

+ Cont. : Contamination levels in soils.

≠ T.L. : Time lags after sprout (days).

\* Mean and S.D. : Mean and standard deviation were calculated for 4 soils.

들을 통하여 잘 알려져 있는데 Muhammad(1985)는 汚染된 土壤으로 부터 옥수수로의 重金屬 移行에서 Cd가 가장 강하다고 하였으며 李達秀(1982)는 土壤 重金屬 中 Cd의 水稻로의 移行이 Hg 다음으로 強하다고 하였다. Garcia et al.(1979)도 Zn, Mn, Cu, Pb, Cr, Cd, Hg의 7가지 重金屬 中에서 옥수수로의 移行 蓄積이 가장 強力한 重金屬은 Cd였다고 하여 Cd의 植物體로의 移行現象이 매우 強함을 示唆하고 있다. 무우内 移行率에 있어서는 John et al.(1972)의 研究에 의하면 100 ppm으로 汚染된 土壤에서 21일 자란 무우의 잎줄기 部位에서 乾燥物(dry basis)로 평균 528 ppm, 뿌리 部

位에서 평균 387 ppm이 檢出되었다고 하였는데 만약 이것을 乾燥物이 아닌 原 狀態 그대로 測定하면(wet basis) 대략 13倍로 減少되어 41 ppm과 30 ppm이 되므로 移行率이 41% 와 30%가 되어 본 研究의 低汚染群으로 汚染되고 25일이 經過한 群의 43.2%, 26.8%와 거의 일치하였으며 高汚染群의 25일 經過 群 73.7%와 17.3%와는 본 研究가 잎줄기 部位에서는 더 높은 移行率, 뿌리 部位에서는 낮은 移行率을 보였다. 全般的인 移行率의 比較에 있어서는 低汚染群이 高汚染群보다, 잎줄기 部位가 뿌리 部位보다 移行率이 높았다.

Cd의 높은 移行率에 비해서 Pb의 移行 程度는 매우

微弱함을 알 수 있는데 거의 모든 群에서 0.20%程度의 낮은 移行率을 보이고 있다. Mueller 와 Stanley(1970)는 Pb의 含量이 700 - 3000 ppm이나 되는 土壤에서 자란 馬草(forage)에서 Pb의 含量이 15 ppm을 넘지 않으며 草木内 Pb含量이 15 ppm을 넘는 경우는 土壤으로부터 移行되는 것이 아니고 공기에 의한 直接的 飛散에 의한 것이라고 結論지었다. 또 Leeper(1978)는 土壤에서 Pb와 Hg는 쉽게 沈澱 혹은 固定되므로 植物體로의 移行이 容易하지 않으므로 植物體의 Food chain을 통하여 人體로의 浸透가 쉽지 않다고 하였고 특히, 土壤 Cd의 移動性(mobility)은 매우 강한 반면 Pb는 土壤 有機物과 강하게 結合하여 移動性이 매우 낮다고 하였다. Walton(1973) 역시 Pb는 植物體로의 吸收가 어려운 金屬으로 植物 生長에 필요한 陰이온인  $H_2PO_4^-$ ,  $HPO_4^{2-}$ ,  $PO_4^{3-}$ 등과 沈澱反應을 나타내기 때문 이라고 하였고 Lagerwerff et al.(1977)은 土壤의 有機物이나 汚泥에 의한 固定이 Cd보다 Pb가 容易하다고 하였다. Muhammad(1985)는 Pb와 Ni은 土壤에 汚染된 量 만큼 옥수수로의 移行이 增加되지 않을 것이라고 제시하였다. 柳順昊 외(1983)는 Cd와 Zn은 玄米中 含量이 土壤中 含量보다 높은 경우가 많으나 Pb의 경우는 玄米中 含量이 土壤中 含量보다 10倍以下로 적은 傾向을 보인다고 하여 대체로 Pb의 植物體로의 移行은 쉽지 않다고 할 수 있다.

이상을 綜合하여 볼 때 Pb의 土壤에서 무우로 移行 程度는 대단히 微弱한 反面 Cd의 移行 程度는 대단히 強力하여 Cd의 汚染이 憂慮되는 곳에서의 무우栽培는 절대 禁해야 할 것이다.

(2) 蓄積 樣相

栽培期間이 25日, 50日 및 75日로 經過하면서 Cd와 Pb의 蓄積이 이루어지고 있는지 그 樣相을 알아 보았다 ( Fig.4, 5, 6, 7 參照). Table 6은 各 汚染群 및 各 土壤添加物質 投入群들을 栽培期間 經過別로 蓄積現象이 일어나고 있는지를 알아보기 위하여 栽培期間 經過에 따른 무우内 Cd와 Pb의 檢出含量의 差異를 P-Values를 통하여 알아 본 것이다. 土壤添加物質의 投入量에 의한 무우内 含量 誤差를 없애기 위하여 이때 사용한 統計 處理方法은 栽培期間 25, 50, 75일 間의 무우内 Cd와 Pb 檢出 含量의 差異를 다윈분산분석법( Multi-Way ANOVA test )을 이용하였다.

Cd의 경우에는 低,高汚染群, 무우 部位, 土壤添加物質 等에 관계없이 모든 群에서 蓄積現象이 뚜렷하였고 統計적으로도 매우 有意하였다 ( 1個 比較群만 除外 하고 모두  $P < 0.001$ ). 反面에 Pb의 경우에는 低汚染群의 뿌리 部位에서는 3個 土壤添加物質 모두에서 그리고 低汚染群 잎줄기 部位 消石灰 投入群에서만 蓄積現象이 有意한 차이를 보였고( 總 12個 比較群 中 4個 比

Table 6. P-Values among Cd and Pb contents of radishes in relation to time lags after sprout.

Metals	Contamination Levels	Radish Parts	P-Values		
			Lime	Fly Ash	Ash
Cd	Low	Roots	<.001**	<.001**	<.001**
	High	Roots	<.001**	<.001**	<.001**
	Low	Tops	<.001**	<.001**	<.001**
	High	Tops	<.001**	<.001**	<.001**
Pb	Low	Roots	<.051*	<.007**	<.002**
	High	Roots	.134	.068	.149
	Low	Tops	<.005**	.362	.139
	High	Tops	.065	.233	.169

較群) 그 以外の 8個 群에서는 統計적으로 有意한 差異가 없었으며 有意한 차이가 나는 比較群도 Cd에 比하면 그 強度가 弱하였다.

動物 體内에서 Cd의 蓄積과 그 毒性에 關해서는

그동안 수많은 研究들을 통하여 익히 잘 알려져 있는 사실이지만 植物 體内에서의 蓄積과 毒性에 關하여서는 그다지 많은 研究가 遂行되지 않았다. Petterson (1976)은 Ni과, 특히 Cd는 植物體의 年齡 增加와 더불어

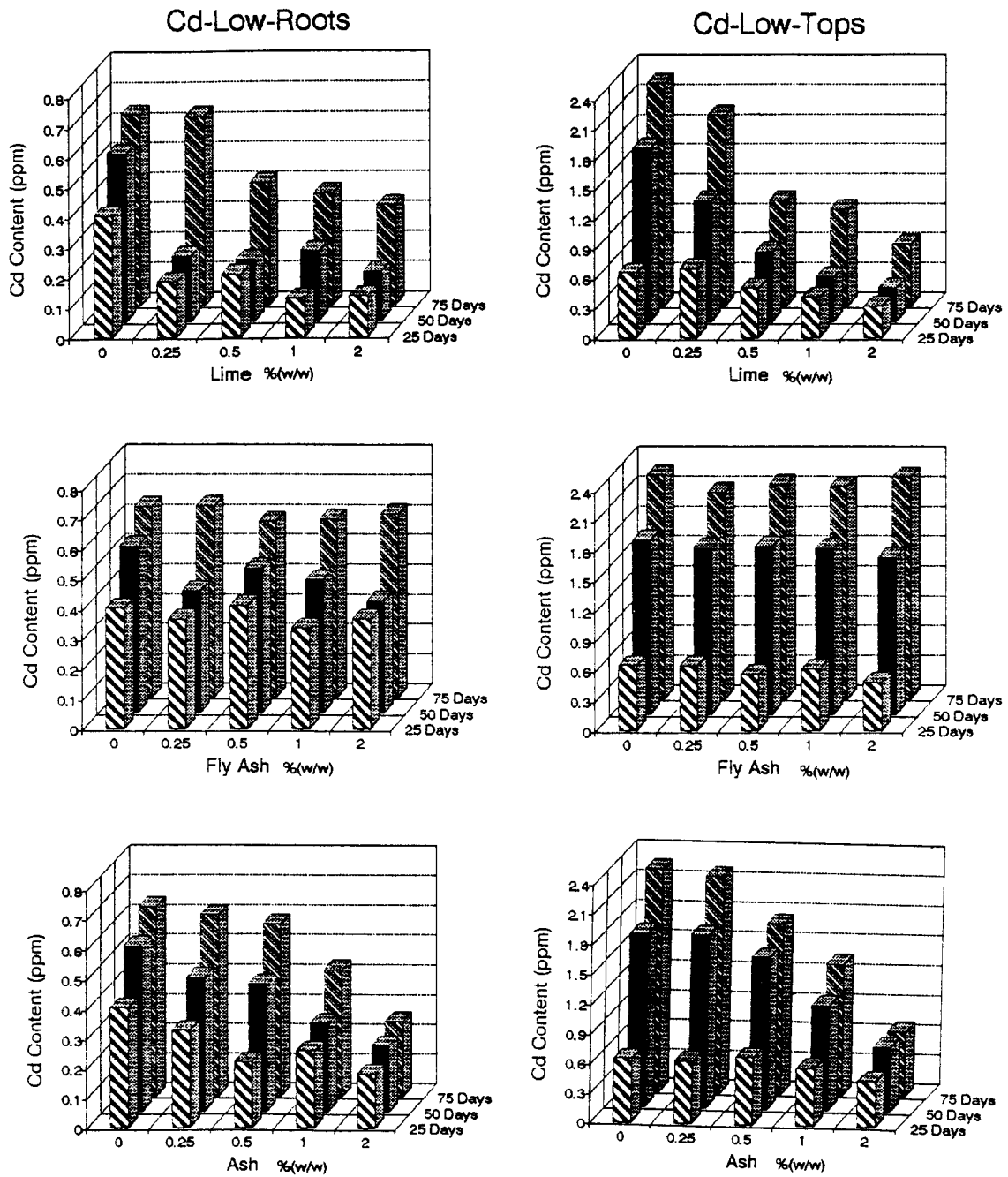


Fig. 4. Cd Contents of Radishes Grown in Soils Contaminated with Low Concentration( Cd  $1.52 \pm 0.04$  ppm).

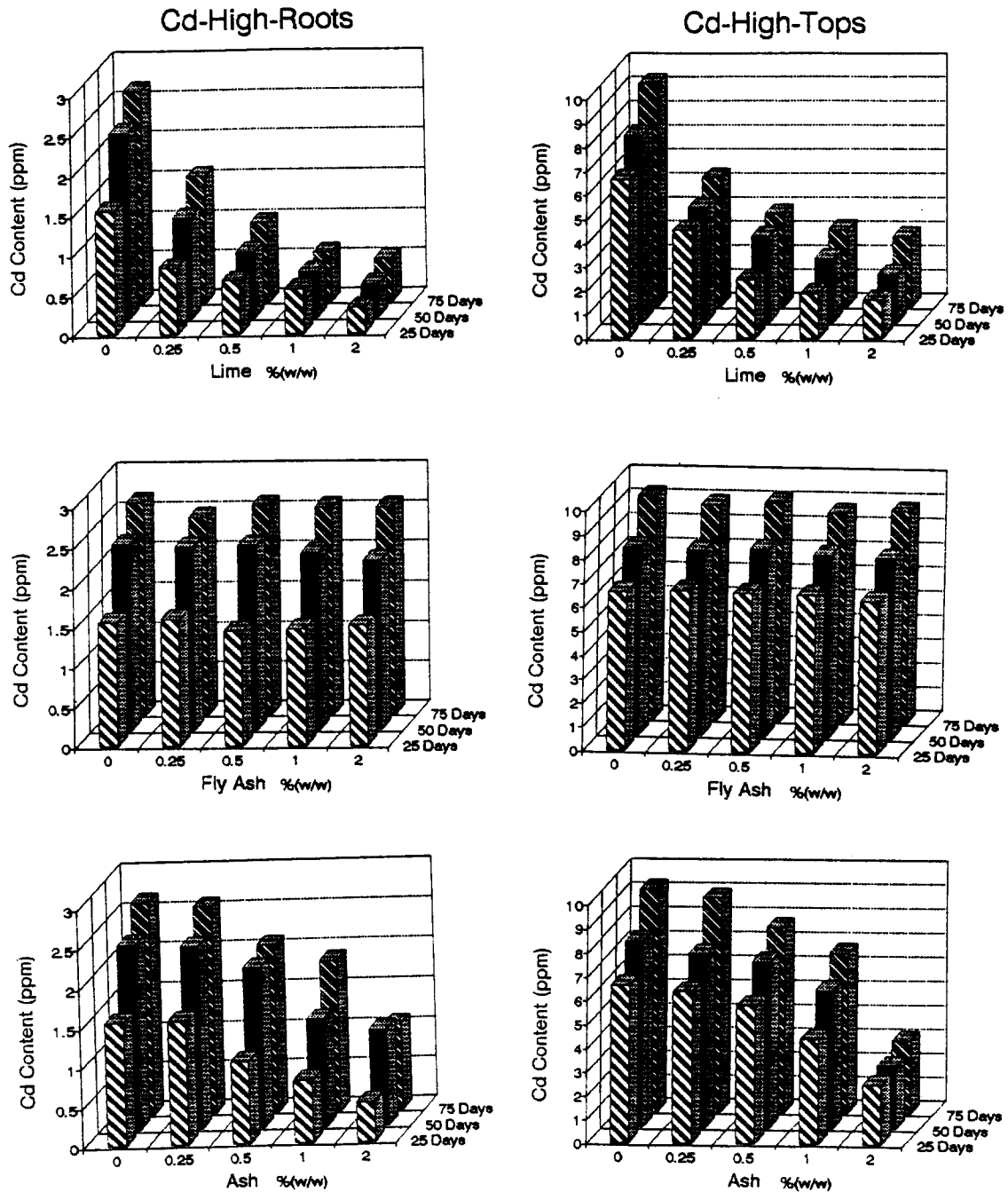


Fig. 5. Cd Contents of Radishes Grown in Soils Contaminated with High Concentration( Cd  $8.99 \pm 0.09$  ppm).

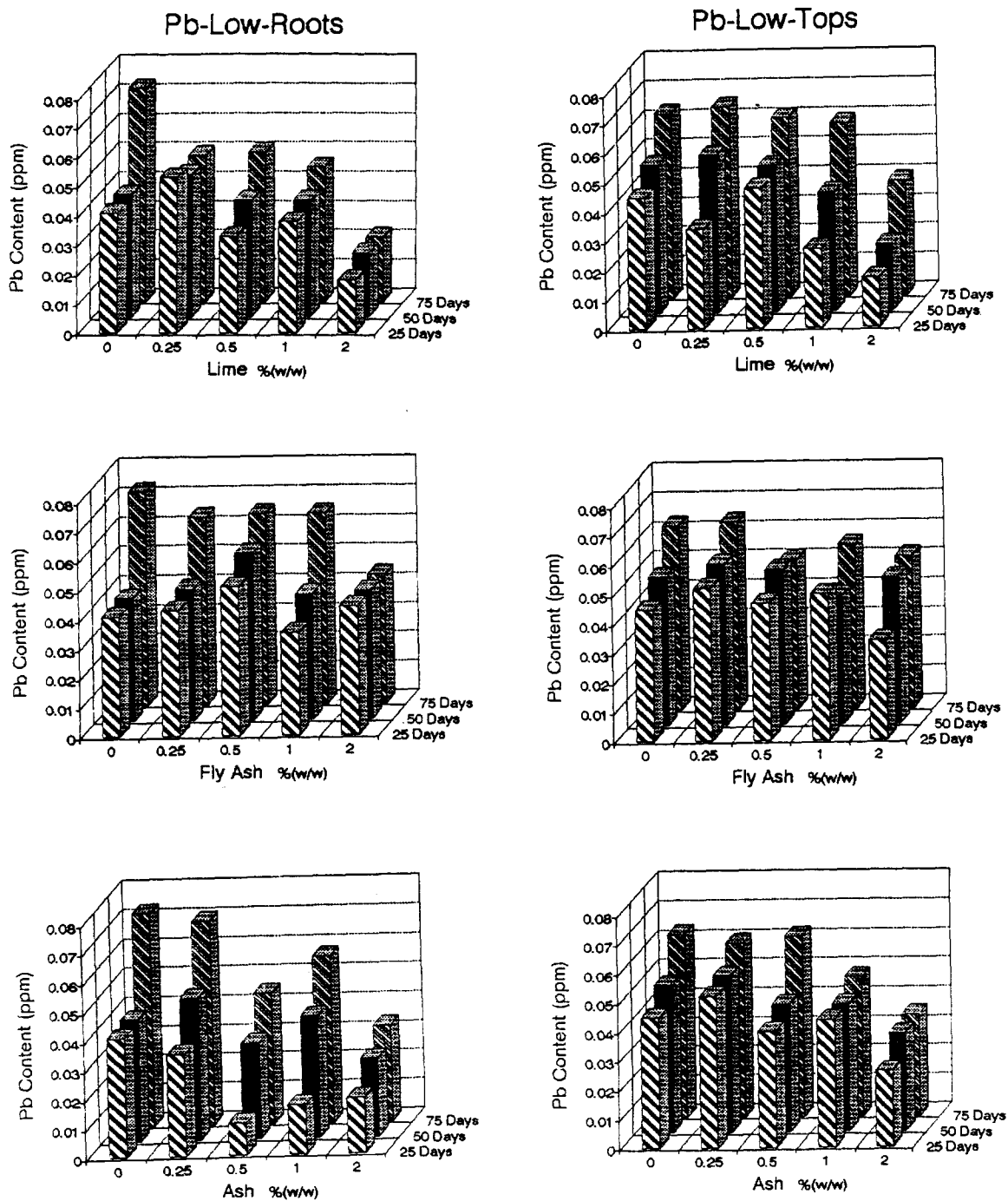


Fig. 6. Pb Contents of Radishes Grown in Soils Contaminated with Low Concentration( Pb  $25.37 \pm 0.67$  ppm).

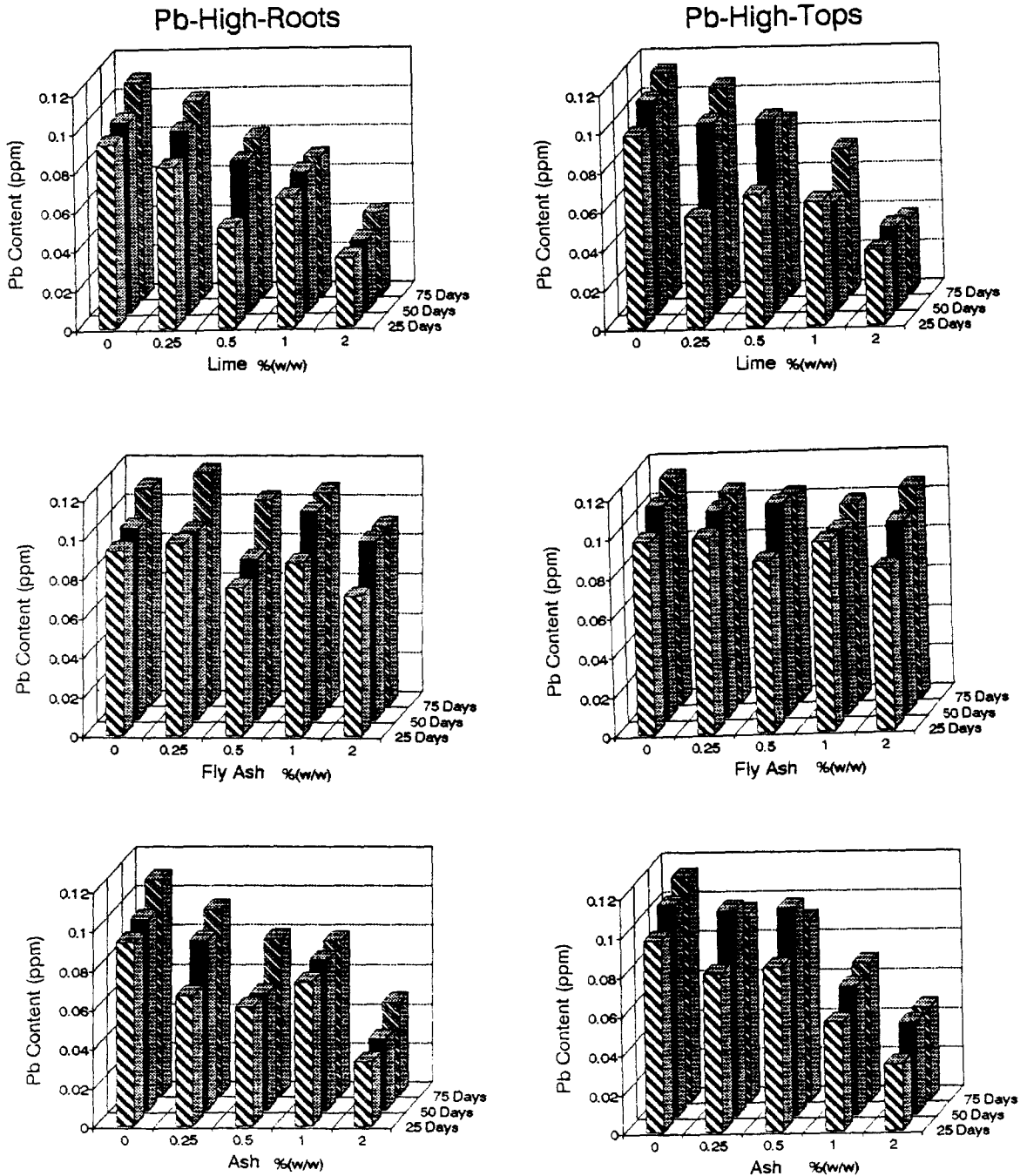


Fig. 7. Pb Contents of Radishes Grown in Soils Contaminated with High Concentration( Pb  $50.81 \pm 0.96$  ppm).

植物體內的 含量이 增加한다고 하였으며 李鎮敬(1990)의 研究에서도 Cd의 무우內 蓄積現象이 있다고 하였는데 本 實驗에서도 Cd의 蓄積 現象 매우 뚜렷하였다. 특히, 發芽 後 無우의 生長이 다른 植物體에 비하여 대체로 빠르기 때문에 無우의 重量과 뿌리가 쉽게 增加함에도 불구하고 Cd의 含量이 持續的으로 增加했다는 것은 Cd의 無우內 蓄積이 얼마나 強力한가를 端的으로 보여 주는 것이다.

Cd에 比하여 Pb의 蓄積現象은 微弱하였을 뿐만 아니라 과연 蓄積現象이 일어나는지에 關해서도 상당히 의심스럽다. 李達秀(1982)는 土壤內 有害重金屬의 잘로의 移行蓄積이 Pb가 가장 잘 안 된다고 하여 다른 重金屬에 비해 Pb는 土壤에서 植物體로의 蓄積이 容易하지 않은 것 같다. Leeper(1978)는 Hg와 Pb는 일단 土壤에 浸透하면 膠質과 강력히 結合하여 植物體內로 移行 蓄積이 쉽지 않아 植物體를 통하여 人體로의 浸透는 어렵다고 하였으며 植物體內에서 檢出되는 Pb의 대부분은 뿌리를 통하여 吸收된 것이 아니라 空氣로 飛散된 汚染 때문이라고 하였다. Pieter와 Harold(1976)는 Pb는 Hg나 Cd와는 달리 먹이사슬에 의한 蓄積傾向을 보이지 않으며, 특별한 경우를 除外하고는 食肉과 家禽類內的 Pb濃도가 먹이로 사용한 野菜 飼料보다

낮다고 하였다.

이상을 미루어 볼 때 Pb의 無우內 蓄積은 잘 이루어지지 않는다고 생각한다.

### (3) 뿌리와 잎줄기에서 移行 蓄積 程度의 比較

土壤 Cd와 Pb가 無우內로 移行하여 뿌리 部位와 잎줄기 部位中 어느 部位에서의 蓄積이 더 잘 되는지를 알아 보았다(Table 7 參照). 無우內 蓄積部位만을 단지 比較하므로 低, 高汚染群과 土壤添加物質의 種類에 따라 發芽 後 栽培期間은 무시하고 栽培期間과는 관계없이 無우內 Cd와 Pb의 含量을 合하여 산술평균 및 표준편차를 내고 뿌리 部位에서의 檢出含量과 잎줄기 部位에서의 檢出含量을 Student T-test를 사용하여 比較하여 보았다.

Cd의 경우에는 모든 群에서 잎줄기 部位의 檢出 含量이 뿌리 部位 보다 대략 3倍 程度 一定하게 높게 檢出되었다. 大部分의 植物體는 잎이나 줄기部位 보다 뿌리에서의 Cd 含量이 몇배 더 높으나 無우만은 例外的으로 잎줄기 部位에서 含量이 더 높다고 한 Haghiri(1973)의 研究와 일치하였으며 統計的으로도 매우 有意하였다( $P < 0.0001$ ). 이렇게 Cd의 檢出 含量이 뿌리 보다 잎줄기 部位에서 높았던 理由는 無우의 生理的인

Table 7. Comparisons of root metal contents and top metal contents.

unit : ppm, wet basis

Metal	Cont. Levels	Amending Matters	Roots		Tops		P-Values
			Mean	S.D. <sup>+</sup>	Mean	S.D	
Cd	Low	Lime	0.320	0.175	0.924	0.602	<.0001**
		Fly Ash	0.482	0.116	1.478	0.674	<.0001**
		Ash	0.392	0.152	1.195	0.613	<.0001**
	High	Lime	1.052	0.688	4.168	2.233	<.0001**
		Fly Ash	2.122	0.466	7.754	1.036	<.0001**
		Ash	1.672	0.662	6.134	2.156	<.0001**
Pb	Low	Lime	0.041	0.019	0.047	0.024	.107
		Fly Ash	0.050	0.022	0.051	0.026	.838
		Ash	0.039	0.025	0.047	0.021	.079
	High	Lime	0.073	0.033	0.076	0.036	.671
		Fly Ash	0.095	0.029	0.100	0.027	.320
		Ash	0.073	0.033	0.080	0.036	.284

+ Mean and standard deviation were calculated for 60 samples.



特性 때문에 잎줄기에서의 蓄積이 잘 이루어 질 수도 있으며 Cd의 移動性이 매우 강하여 잎줄기내로 쉽게 移行한 다음 뿌리의 부피 增加 速度 보다 잎줄기의 부피 增加 速度가 느려서 相對的으로 含量의 濃度가 높았던 것이 아닌가 생각한다. Pb의 경우에는 모든 群에서 잎줄기 部位에서의 檢出 含量이 뿌리 部位 보다 약간 높게 檢출되는 傾向은 있었으나 統計的으로 有意한 差異가 없었다.

### 3.4. 土壤添加物質 投入量에 따른 무우内 Cd와 Pb의 含量

各 土壤添加物質 投入量과 栽培期間 經過에 따른 무우内 Cd와 Pb의 檢出 含量을 무우의 뿌리 및 잎줄기 部位로 나누어 調査해 본 結果 Fig. 4,5,6,7과 같다.

Table 8과 9는 各 土壤添加物質를 投入量別로 投入한 土壤( 전혀 投入하지 않은 Unamended群도 包含)에서 자란 무우에서 Cd 및 Pb의 含量 相互間에 有意性을 檢定 한 것이다. 먼저, 汚染源은 Cd와 Pb로 나누고, 汚染程度는 低汚染群과 高汚染群으로, 무우 部位는 뿌리부분( roots )과 잎줄기부분( tops)으로, 栽培期間은

發芽 후 25일, 50일 및 75일로 나누어 各 土壤添加物質의 土壤内 投入量의 差異와 土壤 Cd 및 Pb가 무우로 移行하여 蓄積하는 含量과 어떤 關係가 있는지 알아 보았다. 이때 統計處理는 Cd나 Pb로 汚染시키지도 않고 土壤添加物質를 전혀 投入하지 않은 群 즉, Untreated 群은 除外하고 Cd나 Pb로 汚染은 시켰으며 土壤添加物質은 전혀 投入하지 않은 群 즉, Unamended 群은 統計處理에 包含시켜 各 群은 5個의 級間값(自由度 4)과 20個의 級內값(自由度 15)을 갖는 統計置들을 ANOVA Test로 檢證하였다. 또 土壤添加物質 投入量 增加에 따라 무우内 Cd나 Pb의 檢出含量(산술평균치)이 一定하게 減少하는 一定性(consistency)을 보이고 統計的으로도 有意한 差異를 보인 群( P < 0.05)은 ≠ 표를 하였고 비록 약간의 差異로 완전한 一定性은 보이지 않으나 統計的으로 有意한 差異를 보인 群( P < 0.05)은 + 표를 하였다. 그리고 土壤添加物質의 投入量 增加에 따라 무우内 Cd나 Pb의 含量이 一定하게 減少하였으나 統計的으로 有意한 差異를 보이지 않은 群은 # 표를 하였다.

먼저, Cd로 汚染된 群에서 자란 무우의 뿌리部位( roots)에서 土壤添加物質의 效果를 알아보면 低汚染

Table 8. P-values among Cd contents of radishes grown in Cd contaminated soils in relation to amended concentration.

Radish Parts	Contamination Levels	Time Lags after Sprout(days)	Amending Matters		
			Lime	Fly Ash	Ash
Roots	Low	25	.1938.	.1889	<.0001+
		50	<.0001+	.1120	<.0001≠
		75	<.0001≠	.2016	<.0001≠
	High	25	<.0001≠	.0954	<.0001+
		50	<.0001≠	.1911	<.0001≠
		75	<.0001≠	.1065	<.0001≠
Tops	Low	25	<.0001+	.0954	<.0026+
		50	<.0001≠	.4423	<.0001≠
		75	<.0001≠	.4378	<.0001≠
	High	25	<.0001≠	.1195	<.0001≠
		50	<.0001≠	.3856	<.0001≠
		75	<.0001≠	.4397	<.0001≠

≠ ; Consistent decrease of Cd contents in proportion to the increase of concentration of lime or fly ash or ash, and statistical significance.

+ ; Not consistency, but statistical significance.

Table 9. P-values among Pb contents of radishes grown in Pb contaminated soils in relation to amended concentration.

Radish Parts	Contamination Levels	Time Lags after Sprout(days)	Amending Matters		
			Lime	Fly Ash	Ash
Roots	Low	25	.0624	.6512	.0563
		50	.3612	.9185	.1836
		75	<.0006+	.4227	.2675
	High	25	<.0016+	.2650	<.0451+
		50	<.0291≠	.8923	.0729
		75	.8662#	.8255	.0991*
Tops	Low	25	.2829	.8601	.4649
		50	.9768	.9768	.7313
		75	.5133	.9701	.3465
	High	25	.1570	.8568	<.0266+
		50	<.0240+	.9426	<.0225+
		75	<.0022≠	.9756	.1061≠

≠ ; Consistent decrease of Pb contents in proportion to the increase of concentration of lime or fly ash or ash, and statistical significance.

+ ; Not consistency, but statistical significance.

# ; Consistency, but not statistical significance.

群에서는 消石灰를 投入하고 栽培期間 25일에서는 投入量 增加에 따라 무우의 Cd 含量이 減少하지 않았으나 栽培期間 50일, 75일에서는 投入量 增加에 따라 무우의 Cd 含量 減少가 統計적으로 有意하였고(  $P < 0.0001$  ) べ짚재의 경우는 全 栽培期間에 걸쳐서 投入量の 增加가 土壤 Cd의 무우内 移行 含量을 減少시키는 것으로 나타났다(  $P < 0.0001$  ).

一定性を 보이며 統計적으로 有意한 差異를 보인 群 (≠표)은 消石灰는 2個群 中 1個群(栽培期間 75일), べ짚재는 栽培期間 25일을 除外하고 2個群 모두에서 나타났다. 그러나 Fly Ash에서는 全 期間에 걸쳐 一定性도 보이지 않았고 統計적으로 有意한 差異가 없었다. 高汚染群에서 자란 무우의 뿌리 部位에서 Cd의 含量은 消石灰와 べ짚재의 경우 모두 全 栽培期間에 걸쳐서 統計적으로 有意하게 土壤 Cd의 무우内 移行 含量을 減少시키는 效果를 보였으며(  $P < 0.0001$  ), べ짚재를 投入하고 栽培期間 25日 經過 群을 除外하고는 모두 一定性과 統計的 有意성을 보여 消石灰와 べ짚재가 土壤 Cd의 무우内 移行을 減少시키는 效果가 크다는 것을

알 수 있다. 그러나 역시 Fly Ash는 全 栽培期間에 걸쳐 아무런 效果를 보이지 않았다.

잎줄기 部位(tops)에서 土壤添加物質의 效果를 알아 보면 消石灰와 べ짚재의 경우 低汚染群이나 高汚染群이나 全 栽培期間을 통하여 土壤 Cd의 무우内 移行을 減少시키는 것으로 나타났다(  $P < 0.0001$  ). 특히, 高汚染群의 경우에는 모든 群에서 土壤添加物質의 增加에 따른 잎줄기内 Cd含量的 減少에 一定성을 보이면서 統計적으로 有意한 差異를 보여 消石灰와 べ짚재의 投入이 土壤 Cd의 무우内 移行 含量을 減少시키는 效果가 뚜렷함을 알 수 있다. 역시 Fly Ash는 低,高汚染群을 비롯하여 全 栽培期間에 걸쳐 土壤内 Cd의 무우内 移行을 減少시키지 못하였다. Pb으로 汚染된 群에서 자란 무우에서 土壤添加物質의 影響을 알아 보면 먼저, 뿌리 部位에서의 移行 減少 效果는 低汚染群에서는 오직 消石灰를 投入하고 栽培期間이 75일이 經過한 群에서만 완전한 一定성은 보이지 않지만 統計적으로 有意한 差異를 보였고(  $P < 0.0006$  ) 나머지 消石灰 投入群, Fly Ash 投入群 그리고 べ짚재

投入群 모두에서 아무런 減少效果가 나타나지 않았다. 高汚染群에서는 消石灰를 投入하고 栽培期間이 25일과 50일이 지난 群에서는 統計적으로 有意하게 土壤 Pb의 무우内 移行을 減少하였으나 ( 各各  $P < 0.0016$ ,  $P < 0.0291$  ), 75일이 지난 群에서는 비록 一定성은 보였으나 有意한 차이는 없었다. 벚짚재 投入群에서는 栽培期間이 25일 지난 群에서만 有意한 차이가 있었고(  $P < 0.0451$  ) 역시 Fly Ash 投入群에서는 아무런 效果가 없었다.

Pb로 汚染시킨 土壤의 무우 잎줄기 部位에서는 低汚染群의 경우는 모든 土壤添加物質에서 아무런 減少效果가 없었다. 高汚染群에서는 消石灰의 경우 栽培期間이 50일과 75일이 經過한 群에서 有意한 差異를 보여 消石灰의 土壤 投入量 增加가 무우 잎줄기로의 Pb 移行을 減少시키는 것으로 밝혀졌고( 各各  $P < 0.0240$ ,  $P < 0.0022$  ), 벚짚재의 경우에는 栽培期間이 25일과 50일 經過 後에 有意한 차이가 있었으며 ( 各各  $P < 0.0266$ ,  $P < 0.0225$  ) 75일 經過 후에는 一定성은 보였으나 統計적으로 有意하지 않았다. 역시 Fly Ash의 경우에는 아무런 影響을 주지 못하였다.

이상을 綜合하여 보면, 消石灰와 벚짚재의 경우 Cd 汚染群에서 土壤 Cd의 무우内 移行蓄積을 減少시키는 效果가 뚜렷하였으며 汚染의 程度面에서도 低汚染群이나 高汚染群 모두에서 移行 減少의 效果가 잘 나타났다. 또 뿌리 部位나 잎줄기 部位 모두에서도, 그리고 全 栽培期間에 걸쳐서 移行 減少의 效果가 잘 나타났는데 그중에서도 汚染이 많이 되고(高汚染群 : 重量 對比 9.0 ppm), 잎줄기 部位에서의 Cd 檢出 含量이 顯著히 減少하여 이 群에서의 移行蓄積 減少效果가 가장 뚜렷하였다. 反面에 Pb의 경우에는 消石灰와 벚짚재 投入群에서 土壤 Pb의 무우内 移行蓄積 減少效果가 있기는 하지만 Cd에 比하면 대단히 微弱하였다. 汚染程度面에서 低汚染群에서는 거의 減少效果가 없었으며 高汚染群에서도 一部分이 減少效果가 있는 것으로 밝혀졌다. 土壤添加物質의 投入量 增加에 따른 무우内 Pb含量의 一定한 減少를 보이며 統計적으로 有意한 差異를 보인 群이 오직 消石灰를 投入한 2個 群에서만 나타나 消石灰나 벚짚재의 土壤内 投入에 의한 土壤 Pb의 무우内 移行 減少效果가 매우 微弱함을 알 수 있다. 그리고 Fly Ash의 경우에는 Cd와 Pb를

막론하고 모든 低.高汚染群, 全 栽培期間에 걸쳐서 土壤 Cd, Pb의 무우内 移行蓄積에 아무런 減少效果를 보이지 않았다.

이렇게 消石灰 및 벚짚재가 土壤 Cd, Pb의 무우内 移行 蓄積을 減少시킬 수 있었던 理由를 알아보기 앞서 土壤에서 重金屬의 結合 形態와 그 性質 및 植物體内 移行 減少 方法을 알아보면 土壤과 金屬과의 作用은 아직 完全하게 밝혀지지 않았으나 土壤의 여러가지 特性들, 예를 들면 土壤粒子의 크기, 粒子間의 間隔, 含水容量, 電位差, 함유하고 있는 有機無機物質의 量과 性質등에 좌우되며 주로 液體狀(liquid phase) 이나 土壤溶液(soil solution)이 存在時 反應이 가능하다. 金屬의 化學的 形態는 土壤에서 그 金屬의 行態를 알 수 있기 때문에 매우 중요한데 土壤 重金屬은 土壤溶液内 溶存狀態, 表土面 附近에서 交換可能한 複合體(exchangeable complexes), 有機物質과의 結合, 1,2次 鑛物質과의 吸收나 吸着에 의한 또 다른 形態의 化合物 등으로 존재하게 되며 극히 낮은 溶解度(solubility) 때문에 土壤에서 쉽게 빠져 나가지 못한다(Cheremisinoff, 1989). 이들 重金屬들은 Mo를 除外하고는 土壤内에서 一次的으로 陽이온을 띠고 있으며 酸化物(oxide), 硫化物(sulfide), 磷酸鹽(phosphate) 중의 한 形態로 結合되어 있거나 土壤膠質(soil colloid)과 結合되어 있다. 특히, 대부분의 重金屬들은 陰이온을 띤 土壤膠質과 強하게 結合하여 複合體를 形成하고 있거나 Chelate 化合物이나 有機化合物들과 결합하여 比較的 안정된 狀態로 存在하며 土壤内 머무르려는(retention) 性質를 갖는다(Cheremisinoff, 1989). 대표적인 例로서 크롬과 수은을 들 수 있는데 土壤에서의 크롬은 不溶性의  $Cr_2O_3$ 를 만들어 Food chain에 들어 오기 어려운 酸化物이 形成되고 수은의 경우 물에서는 浮遊物質(suspended particles)에 쉽게 附着되어 운반되거나 심지어 鹽水에서는 溶存狀態로 존재하여 쉽게 Food chain으로 들어 올 수 있으나 土壤에서는 土壤膠質과 強력하게 結合하여 쉽게 植物體로의 移行이 어렵게 된다.

土壤 重金屬은 沈澱, 固定, 吸着, 置換등에 의하여 不溶性 또는 難溶性으로 되기 때문에 쉽게 植物體로의 移行이 이루어 지지 않고 水溶性이나 植物體 뿌리에서 分泌하는 有機酸에 의하여 可溶化되어 溶出되는 量만이 植物體로 吸收 移行된다(涉谷政夫, 1979).

따라서 土壤에 汚染된 重金屬을 되도록이면 不溶性 내지는 難溶性으로 묶어 두는 것이 土壤으로 부터 重金屬을 除去하는 根本的인 方法은 아닌지라도 植物體로의 移行을 減少시킬 수 있는 하나의 方法이 되기 때문에 重金屬을 土壤內에 沈澱(precipitation), 固定(fixation), 吸着(adsorption), 置換(ion exchange) 등의 方法으로 묶어 놓아야 하며 이렇게 하기 위해서 土壤에 이러한 作用을 도울 수 있는 物質이나 有機質의 腐蝕土(humus soil)를 投入하여야 한다.

Cd나 Pb로 汚染된 土壤에 消石灰가 投入되면 植物體가 吸收하기 어려운 水酸化物로 이온交換이나 沈澱이 쉽게 일어날 것이다. 다시말하면 Cd나 Pb로 汚染된 土壤에 消石灰를 投入하면 消石灰의  $Ca^{+2}$ 은  $Cd^{+2}$ 나  $Pb^{+2}$ 과 서로 競爭적인(competitive) 關係로 作用하여 쉽게 이온交換이 일어나  $Cd(OH)_2$ 나  $Pb(OH)_2$ 가 形成되어 무우로의 移行 含量을 減少시켰을 것이다. 특히, 다른 化合物과 反應하는데 있어 Cd는 Mg 보다 큰 이온인 Ca와는 매우 類似한 性質(analogy)을 갖고 있어 (John et al., 1980) Ca와 결합한 化合物에 Cd의 置換能力이 매우 강하므로  $Cd(OH)_2$ 의 形成이 매우 容易하였을 것으로 생각한다.

벼짚재의 경우에도 이와 비슷한 反應이 일어날 수 있는데 벼짚재內的 알카리 혹은 알카리土金屬은 물에 쉽게 溶解가능한  $-CO_3$ 의 형태로 結合되어 있어서(慎齊晟, 1990) 土壤內 水溶液狀에서 Na, K, Ca, Mg 대신에 Cd나 Pb와 만나 置換 및 沈澱이 일어나면 역시 植物體의 吸收가 容易하지 않은  $CdCO_3$ 나  $PbCO_3$  등의 Carbonate態로 변하여 무우로의 移行 蓄積을 減少시켰을 것이다. 또한 消石灰와 벼짚재는 土壤內 pH를 쉽게 높힐 수 있는데 pH의 上昇은 金屬內 吸收가 容易한 置換態의 分布比는 낮아지는 반면에 植物體로의 吸收가 容易하지 않은 有機態, Carbonate態의 分布比는 增加하는 傾向이 있으며 Reid (1981) 등은 土壤의 pH가 높아지면 粘土粒子나 有機物에 의한 Cd의 吸着이 잘 되며 Holtzclaw et al.(1976) 역시 pH가 높아지면 有機物에 의한 吸着이 잘 된다고 하였다. 따라서 消石灰와 벼짚재의 土壤內 投入는 土壤 pH를 높혀 이로 인하여 置換態의 Cd와 Pb가 有機態나 Carbonate態로 容易하게 변하고 또 Cd와 Pb가 土壤 有機粒子와의 吸着이 잘 이루어져 土壤 Cd와 Pb의 무우內 移行 含量이

減少되었을 것이다.

한편, Fly Ash가 전혀 土壤 Cd와 Pb의 무우內 移行蓄積에 減少效果를 갖지 못했던 理由는 Fly Ash成分中에는 알카리 및 알카리土金屬을 多量 含有하고 있으나 대부분 만들어지는 過程에서  $1600^{\circ}C$ 의 高溫下에 熔融되어 難溶性의 硅酸이나 알루미늄과 結合하므로 土壤水溶液狀에 溶解되지 않으므로 pH의 上昇效果도 보이지 않았고 Cd, Pb와의 置換, 沈澱反應도 일어나지 않았을 것이다. 그리고 期待했던 吸着作用도 難溶性 혹은 不溶性이었기 때문에 化學的 吸着(chemoadsorption)도 일어나지 않았을 것이며 土壤添加物質의 投入量이 土壤 重量 對比 0.25% - 2.0%程度에서는 物理的 吸着(physical adsorption)이 일어나기에도 너무 적은 양이었기 때문에 土壤 Cd와 Pb의 무우內 移行 減少에 아무런 影響을 주지 못했던 것으로 생각된다. 그러나 많은 研究에서(Adriano et al., 1982; Elsewi et al., 1980) Fly Ash는 pH를 높히며 土壤內 重金屬의 植物體內 吸收량을 減少시킬 수 있다고 하였다. Adriano et al.(1982)은 pH가 12.4가 되는 Fly Ash를 pH 5.50의 土壤에 重量比가 2.0%가 되도록 投入하고 緩衝作用이 끝난 후의 土壤 pH가 7.13이 되었으며 이 土壤에서 자란 Sudangrass에서 Cd의 移行을 減少시켰다고 하였다. 본 實驗에 사용하였던 Fly Ash의 pH가 8.3으로 약알카리를 띠고 pH 5.7의 土壤에 重量比로 2.0%를 投入하고 緩衝作用이 完了된 후 土壤의 pH가 겨우 6.1에 머문 것과 比較하여 보면 Fly Ash의 原材料인 Coal이 어떤 成分을 갖고 있는가에 따라서 Fly Ash의 成分 및 性質이 달라질 것이고 重金屬의 植物體內 移行에 미치는 影響도 많이 다를 것으로 생각된다.

土壤 Cd의 무우內 移行 減少效果는 顯著하게 나타났으나 土壤 Pb의 무우內 移行 減少效果는 Cd에 比較하면 대단히 微弱하였다. 一部에서는 土壤添加物質의 投入量 增加에 따른 무우內 Pb 檢出 含量이 一定한 減少 現象을 보이면서도 統計的으로 有意한 差異를 볼 수 없었다. 이처럼 Pb가 Cd에 比較 移行 減少效果가 적었던 것은 Pb의 무우內 移行 蓄積量이 Cd의 무우內 移行 蓄積량과 比較하여 그 移行蓄積이 과연 이루어지고 있는지 의심할 정도로 적었기 때문으로 생각된다. 그것은 Cd의 경우이나 Pb의 경우에서나 低汚染群 보다는 高汚染群에서의 移行 減少效果가 더 뚜렷했던

點에서도 짐작할 수 있다.

3.5. Cd와 Pb의 移行 減少 效果에 대한 消石灰와 벚짚재의 比較

消石灰와 벚짚재中 어떤 土壤添加物質이 土壤 Cd와 Pb의 무우內 移行을 더 잘 減少시킬 수 있는지 比較 하였다. 消石灰와 벚짚재 投入群 모두에서 土壤 Cd나

Pb의 무우內 移行蓄積을 減少시킨 26個群 ( 各各 消石灰 13個群과 벚짚재 13個群이며 Cd汚染群은 總 24 個群中 22個群이 該當되고 Pb群은 總 24個群中 오직 4個群만 該當된다. 결국 各 2個群씩을 比較하므로 比較群은 13個群이 됨) 에 對하여 消石灰을 投入한 群과 벚짚재를 投入한 群에서 자란 무우 相互間에 Cd와 Pb의 檢出 含量의 差異가 있는지를 比較하여 보았다 (Table 10 參照).

Table 10. Comparisons of Cd and Pb contents of radishes grown in lime amended soils with ash amended soils.

unit : ppm, wet basis

Metals	Radish Parts	Cont.+ Levels	Time≠ Lags	Cd or Pb contents				P-Values
				Lime		Ash		
				Mean	S.D.#	Mean	S.D.#	
Cd	Roots	Low	50	0.276	0.150	0.395	0.125	<.010**
			70	0.477	0.141	0.502	0.149	.582
		High	25	0.786	0.432	1.086	0.440	<.036**
			50	1.088	0.710	1.849	0.492	<.001**
			75	1.282	0.805	2.086	0.592	<.001**
			25	0.512	0.162	0.606	0.099	<.035*
	Tops	Low	50	0.893	0.548	1.352	0.449	<.006*
			75	1.367	0.642	1/627	0.607	.196
		High	25	3.403	1.951	5.138	1.637	<.004**
			50	4.163	2.095	6.109	1.967	<.004*
			75	4.934	2.460	7.155	2.396	<.006*
			25	0.065	0.029	0.066	0.030	.911
Pb	Roots	High	25	0.065	0.029	0.066	0.030	.911
	Tops	High	50	0.080	0.038	0.086	0.036	.582

+ Cont. : Contamination

≠ Time lags : Time lags after sprout(days).

# Mean and standard deviation were calculated for 16 soils.

各 群의 平均값은 土壤添加物質을 0.25%, 0.5%, 1.0%, 2.0%씩 投入하고 4回 反復實驗을 하였기 때문에 各 16個의 값들을 平均한 값이다. 모든 條件을同一하게 하고 오직 土壤添加物質로써 消石灰를 投入한 群과 벚짚재를 投入한 群 間의 무우內 Cd와 Pb의 含量을 Student t-test로 比較하여 보았다. 13個 比較群 모두에서 벚짚재 보다는 消石灰를 投入한 土壤에서 자란 무우에서 Cd나 Pb의 平均값들이 적게 檢出되었는데 Cd 汚染群에서는 2個 比較群을 除外한 (低濃度로 汚

染되고 栽培期間이 75일 經過된 뿌리와 잎줄기 部位에서의 比較群들) 9個 比較群에서 統計적으로 有意한 차이를 보였으나 Pb 汚染群에서는 2個 比較群 모두 統計적으로 有意하지 않았다. 따라서 消石灰와 벚짚재 中에서 消石灰가 土壤 Cd의 무우內 移行을 더 減少시킨다고 할 수 있다. 이렇게 消石灰가 벚짚재 보다 Cd의 무우內 移行蓄積을 더 減少시킬 수 있었던 것은 消石灰가 벚짚재에 비해 土壤 水溶液狀에서 쉽게 溶解하고 Cd와 쉽게 水酸化물을 만들 수 있는 OH<sup>-</sup> 基를

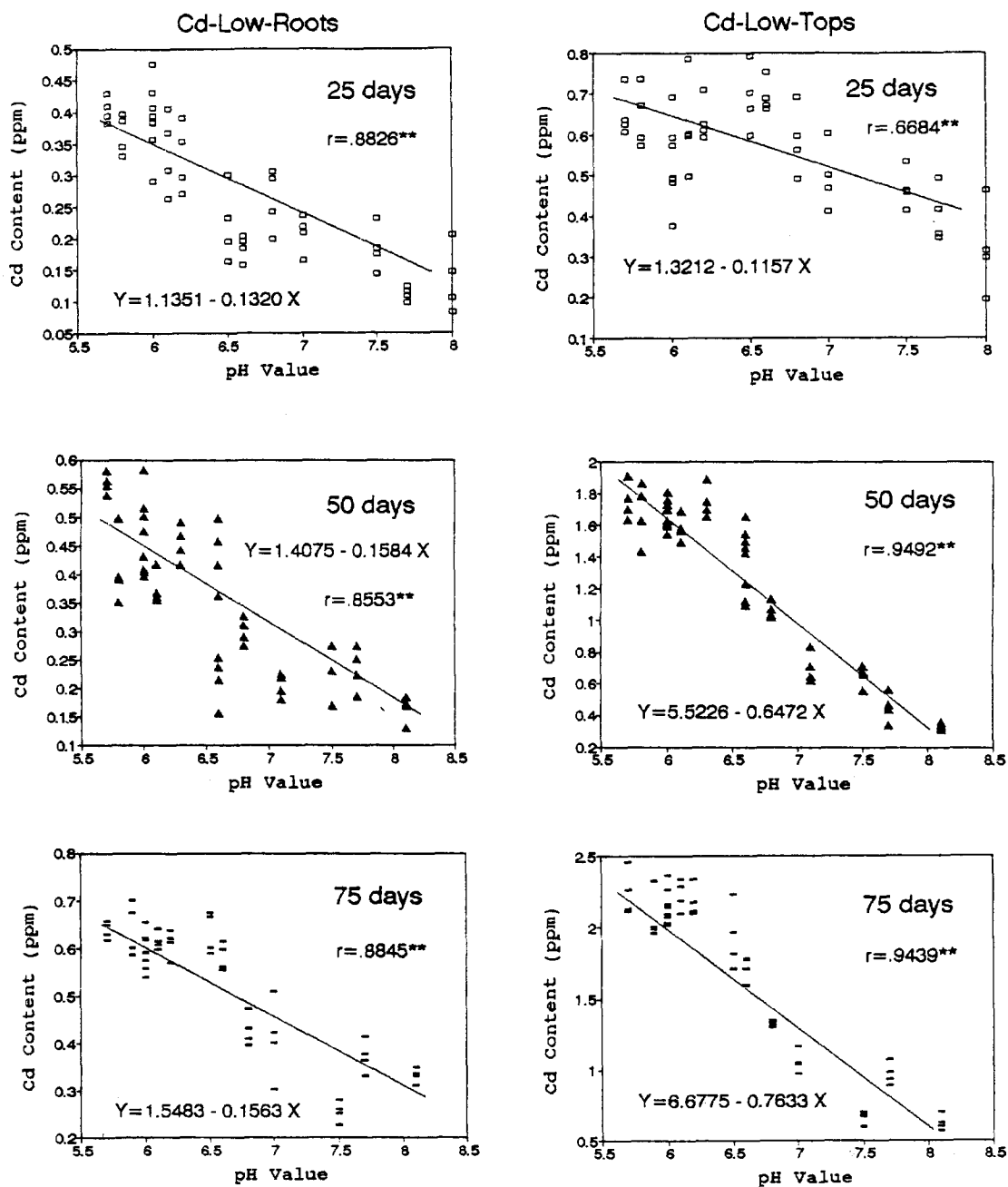


Fig. 8. Correlations between Soil pH Values and Cd Contents in Radishes Grown in Soils Contaminated with Low Concentration.

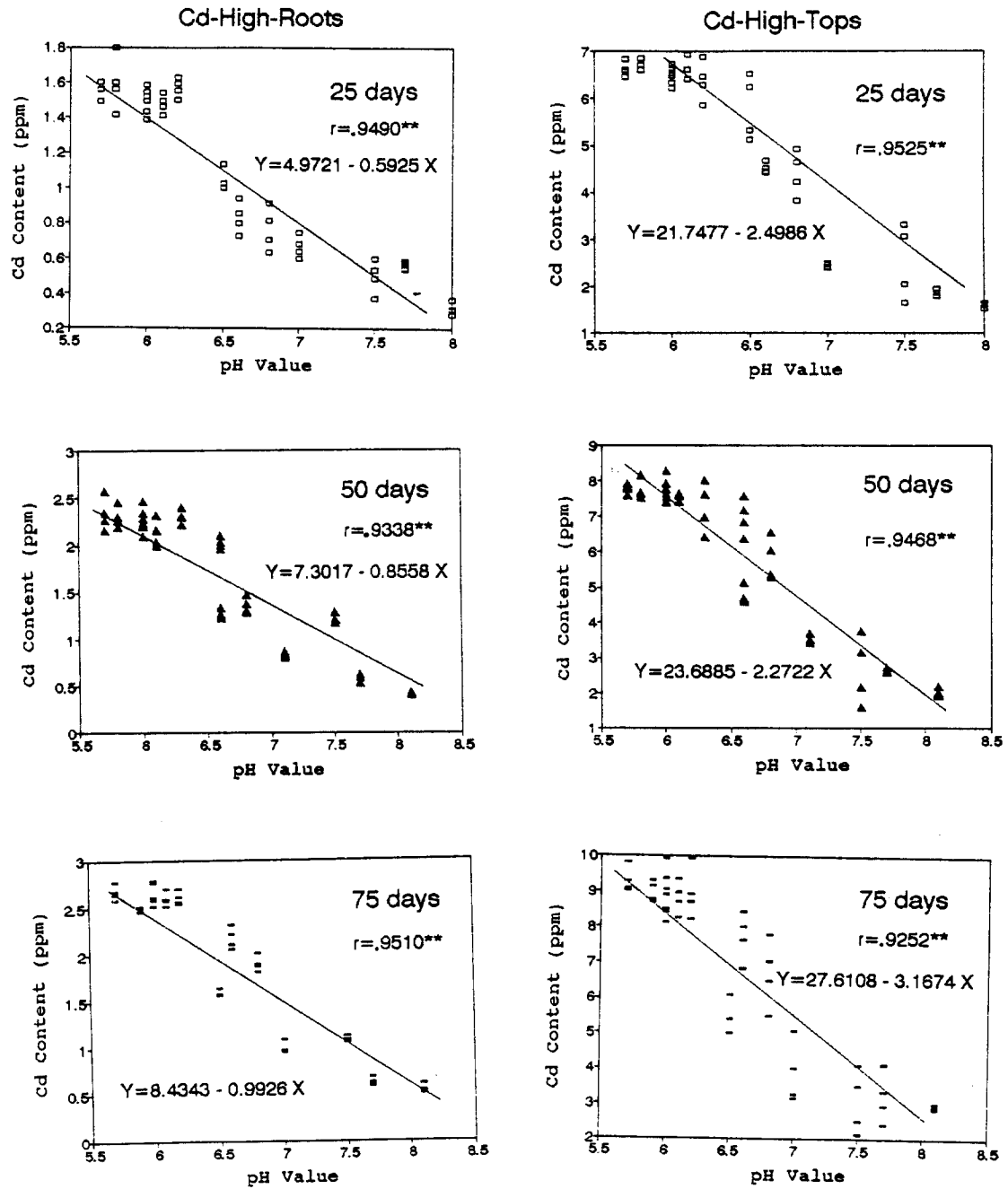


Fig. 9. Correlations between Soil pH Values and Cd Contents in Radishes Grown in Soils Contaminated with High Concentration.

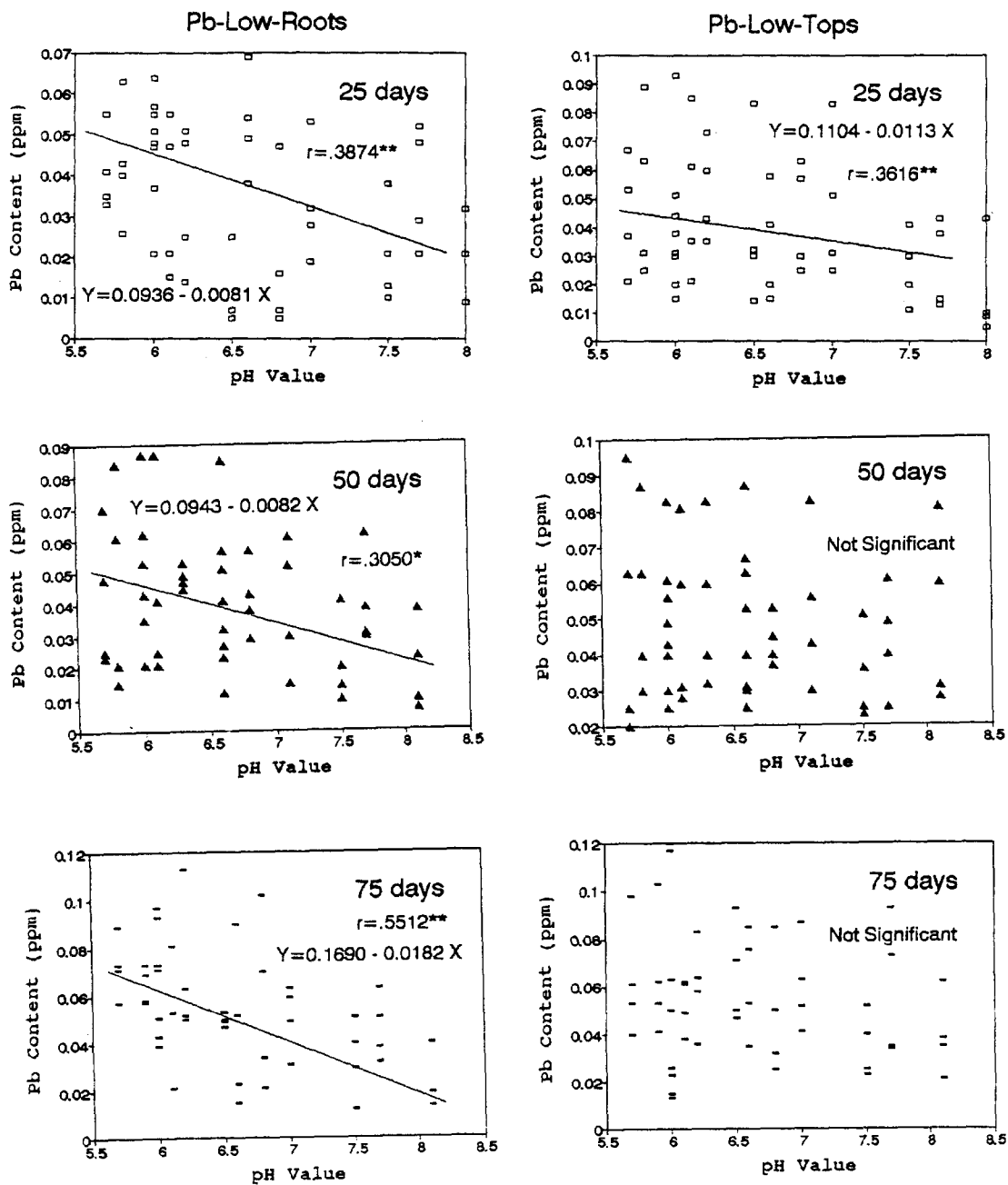


Fig. 10. Correlations between Soil pH Values and Pb Contents in Radishes Grown in Soils Contaminated with Low Concentration.



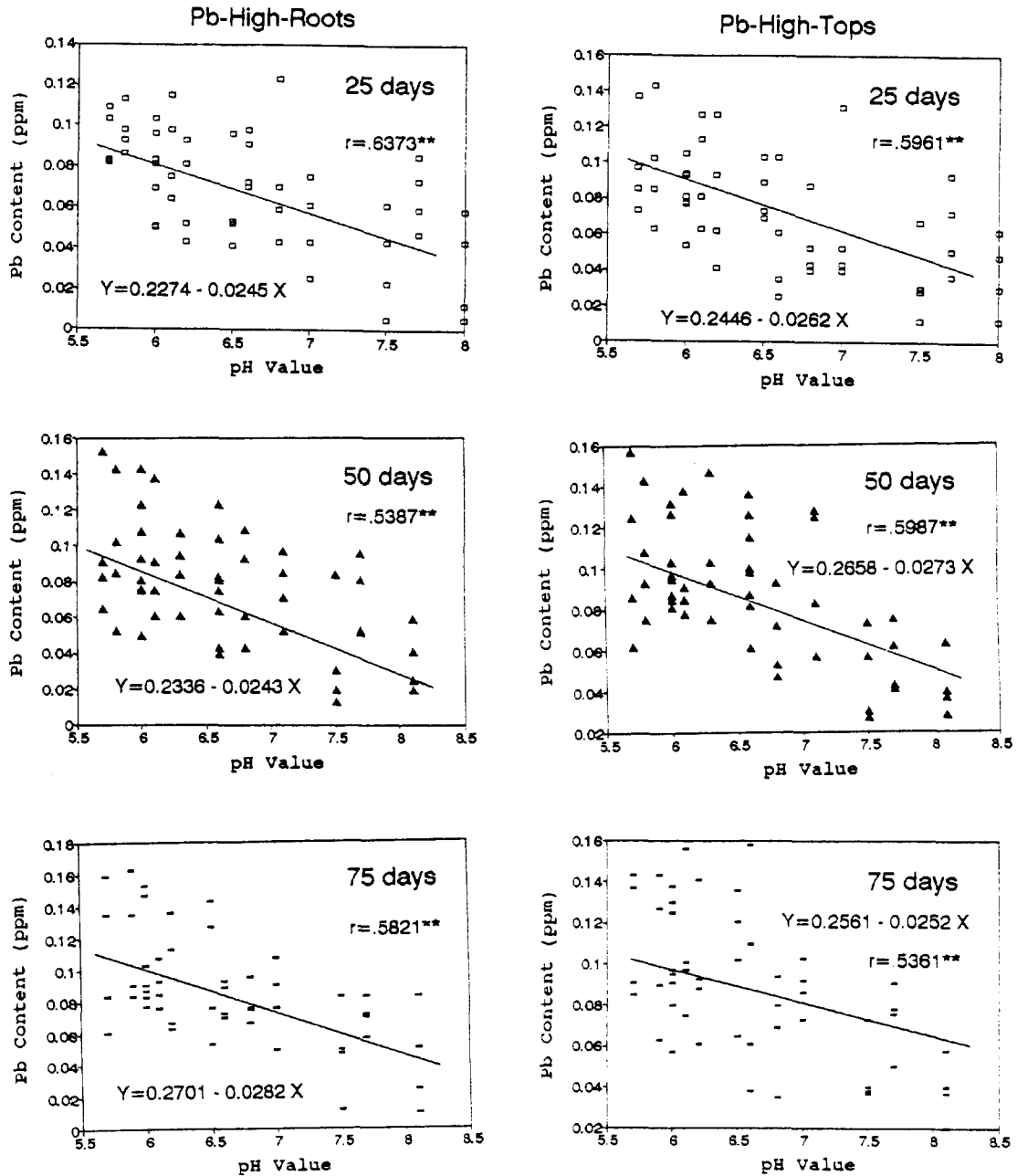


Fig. 11. Correlations between Soil pH Values and Pb Contents in Radishes Grown in Soils Contaminated with High Concentration.

多量 함유하고 있어서 Cd가 容易하게 이온交換 및 沈澱反應을 할 수 있기 때문에 생각한다. 또 同一한 重量 對比로 土壤에 投入되었을 경우 べ짚제 보다 消石灰 投入 土壤이 보다 높은 pH를 維持함으로써 Cd가 容易하게 土壤內 膠質과 吸着하여 固定되었을 것으로 생각한다.

### 3.6. 토양 pH와 무우內 Cd 와 Pb含量的 相關 關係

土壤의 pH와 무우에서 檢出한 Cd와 Pb含量과의 相關關係를 알아보았다(Fig.8, 9, 10, 11 參照). 단지 土壤 pH와 무우內 Cd나 Pb 含量과의 相關關係를 알아보기 때문에 土壤添加物質의 種類와 投入量과는 관계없이 低,高汚染群, 무우의 部位, 栽培期間을 考慮하여 그 相關性을 알아 보았다.

Pb로 汚染되고 栽培期間이 發芽 後 50일과 75일 經過한 群을 除外한 모든 群에서 土壤의 pH와 무우內 Cd와 Pb의 檢出含量과는 統計的으로 有意한 逆의 相關關係를 보였으며 특히, Pb 보다는 Cd에서 相關係數 r 의 값이 컸고 統計的 有意性의 強度도 더 強하였다(Cd 汚染群은 모든 群에서  $P < 0.0001$  ).

鄭文鎬(1986)의 研究에 의하면 一般的으로 pH가 增加하면 水素이온 減少로 인한 金屬 Chelate의 安定性이 높아져 金屬이온의 吸着量이 增加한다고 하였고 pH 7.0以上에서는 過량의 金屬이온이 水酸化合物로 沈澱이 이루어진다고 하였다. 金奎植(1980)은 石灰施用으로 玄米中 Cd 含量의 輕減은 石灰 自體의 Ca成分 때문 이기도 하지만 그것보다는 pH의 矯正力에 더 많이 基因한 것으로 생각하였으며 林善旭과 金善寬(1983)은 土壤內 pH가 높을수록 植物體가 吸收하기 容易한 置換態 Cd의 分布比는 減少하는 반면, 有機態나 Carbonate態 Cd의 分布比는 增加한다고 하였다. Reid와 Meduffie(1981)와 Holtzclaw et al.(1976)은 土壤內 pH가 높아지면 粘土粒子에 의한 吸着이나 有機物에 의한 錯鹽 形成이 容易하여 吸着 固定이 잘 이루어진다고 하였다. 또 Harter(1983)는 Pb, Cu, Zn 및 Ni의 吸着 및 溶出에 관한 實驗 結果 높은 pH에서 吸着시킨 重金屬은 낮은 pH에서 吸着시킨 것에 비하여 溶出이 어려웠다고 하여 이상의 여러 理由 때문에 土壤內 pH가 增加하면 Cd, Pb의 무우內 移行 含量이 減少되었을

것이다.

한편, Pb 汚染群中 2個群에서 相關關係가 없었고 相關係數 r 값도 Cd에 비해 아주 작아 統計的 有意性이 적었던 點은 Cd와 比較하여 Pb가 土壤 表面에서 土壤의 膠質成分(organic colloid matter)과 더 쉽게 結合하여 吸着 固定되므로(Lagerwerff et al., 1977) 植物體로의 移行이 Cd 보다 훨씬 적어서 무우로의 移行 蓄積에 pH의 影響을 덜 받은 것으로 생각한다.

### 3.7. 適合한 土壤添加物質 投入量의 提示

지금까지의 實驗 結果를 土臺로 Cd나 Pb로 汚染된 土壤에서 Cd나 Pb의 무우內 移行 蓄積을 減少시키기 위하여 가장 적합하고 實效性있는 土壤添加物質의 量을 推定하였다( Table 11 參照 ). 實驗 結果, 土壤添加物質 中 消石灰와 べ짚제는 土壤 重量 對比 2.0% 까지는 投入量을 增加시킬수록 土壤 Cd나 Pb의 무우內 移行을 더 減少시켰으므로 土壤內 投入量을 增加시킬

Table 11. Suitable estimated requirements of lime and ash for reduction of Cd and Pb translocation from soil to radish.

	Estimated Requirements	Soil pH Change	
		BA.+	AA.≠
Lime	0.25% (280kg/10a)	5.7	6.5
	0.5% (500kg/10a)	5.7	7.1
Ash	0.5% (560kg/10a)	5.7	6.6
	1.0% (1120kg/10a)	5.7	6.8

+ B.A ; Before amended.

≠ A.A. ; After amended.

수록 좋을 것이다.

그러나 너무 많은 量을 投入하였을 경우 土壤의 pH가 上昇하여 무우의 生長障碍를 招來하게 되는데 土壤 pH 6.0 - 7.4까지 무우의 生育이 가장 좋았으며 pH 7.5 以上부터는 顯著的한 生長障碍가 發生하였다( Fig. 3 參照 ). 消石灰를 土壤 重量 對比 0.25 - 0.5% 投入하고 緩衝作用이 完了된 1個月 後 土壤 pH는 6.5 - 7.1를 維持하였으며 1.0% 投入時에는 pH 8.2를 維持하였다. べ짚제의 경우는 0.25 - 1.0% 投入하였을 때 pH 6.2 - 6.8를 維持하였으며 2.0%를 投入하였을 때는 pH 7.5를

維持하였다( Fig. 2參照). 따라서 消石灰는 土壤 pH가 5.7인 밭 土壤에 重量 對比 0.25 - 5.0%(10a당 280 -560 kg에 해당), 벚짚재는 5.0 - 1.0% (10a당 560 - 1120 kg해당)를 投入하면 土壤의 中性化로 무우의 生育을 도우면서 무우의 生長障礙는 전혀 招來하지 않는 범위 내에서 土壤 Cd 및 Pb의 무우内 移行을 最大한 減少시킬 수 있을 것이다.

#### 4. 結論

土壤에 消石灰, Fly Ash 및 벚짚재의 投入이 土壤内 Cd와 Pb의 무우内 移行 蓄積을 抑制 내지는 減少시키는데 어떠한 影響을 줄 수 있는지 알아보기 위하여 다음과 같이 實驗하였다. 土壤을 低汚染群( Cd 1.52±0.04ppm, Pb 25.37±0.67ppm )과 高汚染群(Cd 8.99 ± 0.09ppm, Pb 50.81 ± 0.96ppm)으로 區分하여 Cd와 Pb로 各各 獨立의으로 汚染시키고 이들 汚染土壤에 消石灰, Fly Ash 및 벚짚재를 各各 投入하여 0.25%, 0.5%, 1.0%, 2.0% 가 되게 하였다. 1個月이 지나 土壤의 緩衝作用이 完了된 다음 이 土壤에 무우(*Raphanus sativus*)를 播種하여 發芽 後 栽培期間 25日, 50日 및 75日에 무우의 뿌리 部位와 잎줄기 部位를 採取하여 Cd와 Pb의 含量을 檢出하여 比較 分析하였으며 그 研究結果는 다음과 같다.

1. 土壤의 pH는 消石灰와 벚짚재의 投入量에 따라 增加하였으나 Fly Ash의 投入量에 따라서는 거의 變化가 없었다.
2. 低,高汚染群 모두에서 Cd나 Pb의 汚染으로 인한 무우의 生長 障礙는 거의 볼 수 없었으나 土壤의 pH 7.5 以上부터는 무우의 生長障礙가 統計의으로 有意하였다.
3. Cd의 무우内 移行 및 蓄積 現象은 뚜렷하였으며 뿌리 보다는 잎줄기 部位에서 Cd의 移行 含量이 높았으나 Pb의 무우内 移行 蓄積 現象은 뚜렷하지 않았으며 移行 含量도 뿌리와 잎줄기 部位間에 有意한 差異가 없었다.
4. 消石灰와 벚짚재의 投入量을 增加시킴에 따라 土壤 Cd의 무우内 移行 含量을 매우 有意하게 減少시키는 效果가 있었으며 특히, 高汚染群과

잎줄기 部位에서의 減少가 뚜렷하였다.

5. 一部 汚染群에서 消石灰와 벚짚재의 投入量 增加에 따라 Pb의 무우内 移行 含量을 減少시키는 效果가 있었으나 Cd에 比하면 매우 微弱하였다.
6. Fly Ash는 土壤에서 무우로 Cd와 Pb의 移行 蓄積을 減少시키는 效果가 없었다.
7. 消石灰가 벚짚재 보다 土壤 Cd와 Pb의 무우内 移行 含量을 더 有意하게 減少시켰다.
8. 土壤의 pH와 무우内 Cd 含量과는 강한 逆의 相關關係가 있었으나 Pb의 含量과는 一部群에서만 약한 逆의 相關關係가 있었다.
9. 무우의 生長을 考慮하여 土壤 Cd와 Pb의 무우内 移行 含量을 減少시키기 위한 最適의 投入量은 消石灰 0.25 - 0.5 %, 벚짚재 0.5 - 1.0 % 이었다.

#### 참고문헌

- 金奎植, 1980, 畚土壤에 있어서 石灰施用이 水稻의 Cadmium吸收에 미치는 影響, 忠北大學校 大學院 論文集, 6, 179-184.
- 金奎植, 金福榮, 李敏孝, 韓基학, 金萬壽, 1985, 水稻의 銅被害에 對한 水管理 및 石灰物質의 效果, 한국 환경농학회지, 4(2), 102-107.
- 金文圭, 金成朝, 金才正, 金顯九, 金瑩玉, 朴天緒, 梁昌述, 嚴大翼, 陸昌洙, 林秀吉, 趙成鎮, 1986, 土壤學(三訂), 鄉文社, 93-104.
- 金福榮, 1987, 水稻의 重金屬 吸收 輕減에 對한 몇 가지 改良劑의 效果, 한국환경농학회지, 6(1), 25-30.
- 金福榮, 1987, 磷酸이 水稻의 Cd 吸收에 미치는 影響에 關한 研究, 韓土肥誌, 20(1), 11-16.
- 金福榮, 金奎植, 趙在規, 李敏孝, 金善實, 朴英善, 金福鎮, 1982, 韓國 논土壤 및 玄米中 重金屬(Cd, Cu, Zn, Pb)의 天然賦存量에 關한 調查研究, 農試報告, 24, 51-57.
- 金成朝, 梁桓承, 1985, 製鍊所隣近地域의 土壤 및 水稻體中 重金屬 含量에 關한 調查 研究, 韓土肥誌, 18(4), 336-347.
- 金正玉, 河永來, 金福鎮, 1978, 水稻品種別 重金屬 吸收 抑制에 對한 水管理 및 石膏의 效果, 韓土肥誌, 11(2), 113-118.

- 柳順昊, 朴武彥, 盧熙明, 1983, 亞鉛鑛山 隣近畚의 土壤 中 重金屬 含量과 玄米中 含量과의 關係, 韓國 환경농학회지, 2(1), 12-20.
- 柳順昊, 李春寧, 1980 亞鉛鑛山地域의 畚土壤과 玄米 中の 카드뮴 및 亞鉛含量, 學術院論文集(自然科學 篇), 19, 255-266.
- 柳弘一, 金仁基, 金學燁, 全成煥, 1983, 工團周邊 農耕地 的 重金屬污染度調查 研究, 국립환경연구소보, 5.
- 서운수, 문화회, 김인기, 김학엽, 권성환, 지달현, 1981, 土壤重金屬 自然含有量에 關한 研究 - 논 土壤을 中心으로-, 국립환경연구소보, 3, 177-180.
- 涉谷政夫, 1979, 土壤汚染의 機構と解析, 産業圖書, 231-242.
- 慎齊晟, 林東圭, 成春錫, 1990, Fly ash 肥料化 研究 - II 大豆에 對한 Fly ash의 加理研究 -, 韓土肥誌, 23(3), 204-207.
- 李達秀, 1982, 쌀의 重金屬 移行蓄積에 關한 研究, 單行本(서울大學校 保健大學院 碩士學位論文).
- 李敏孝, 金奎植, 金福榮, 韓基학, 1984, 石灰 施用이 水稻의 Cadmium吸收 및 生育에 미치는 影響, 韓土肥誌, 17(3), 258-264.
- 李瑞來, 宋基俊, 1985, 溫山工團 周邊土壤의 重金屬 濃度調查, 韓國환경농학회지, 4(2), 88-94.
- 李鎮敬, 鄭文鎬, 1990, 土壤中에서 무우에 의한 카드뮴의 吸收 및 移行에 關한 實驗的 研究, 大韓保健協會誌, 16(2), 71-73.
- 日本藥學會, 1990, 衛生試驗法. 註解, 金原出版株式會社.
- 林善旭, 金善寬, 1983, 畚土壤中 Cadmium의 形態別 分布와 玄米中 Cadmium含量과의 關係 研究, 韓土肥誌, 16(1), 28-35.
- 鄭文鎬, 1986, 킬레이트 樹脂에 의한 몇가지 重金屬의 吸着 및 除去에 關한 實驗的 研究, 保健學論集, 39, 55-72.
- 玄海男, 1988, pH 및 Eh가 畚土壤中 重金屬의 形態變化 및 水稻 吸收에 미치는 影響, 單行本(서울大博士學位論文).
- Adriano D.C., A.L. Page, A.A. Elsewi and A.C. Chang, 1982, Cadmium availability to Sudangrass grown on soils amended with sewage sludge and fly ash, J. Environ. Qual., 11(2), 197-203.
- American Society of Agronomy, Inc., Soil Science Society of America, Inc., 1982, Methods of Soil Analysis - Part 2 Chemical and Microbiological Properties, 2nd ed., Madison.
- Bingham.F.T, A.L. Page, G.A.Mitchell and J.E.Strong, 1979, Effects of liming in acid soil amended with sewage sludge enriched with Cd, Cu, Ni and Zn on yield and Cd content of wheat grain, J. Environ. Qual., 8(2), 202-207.
- Bingham F.T., A.L. Page, R.J. Mahler and T.J. Ganja, 1975, Cadmium accumulation of plant grown on a soil treated with a cadmium-enriched sewage sludge, J. Environ. Qual., 4, 207-211.
- Bjerre G.K. and H.H. Schierup, 1985, Influence of waterlogging on availability and uptake of heavy metals by oat grown in different soil, Plant and Soil, 88, 45-56.
- Cheremisinoff P. N., editor, 1989, Encyclopedia of environmental control technology, Vol. 3, - Wastewater treatment technology -, Gulf, 543-553.
- Cheremisinoff P. N., editor, 1989, Encyclopedia of environmental control technology, Vol. 4, - Hazardous wastes containment and treatment -, Gulf, 541-605.
- Chino. M and A. Baba, 1981, The effects of some environmental factors on the partitioning of zinc and cadmium between roots and tops of rice plants, J. Plant Nutr., 3, 203-214.
- Elsewi A. A., A.L. Page, and Sabine R. Grimm, 1980, Chemical characterization of fly ash aqueous systems, J. Environ. Qual., 9(3), 424-428.
- Elsewi A.A., C.A. Fox, A.L. Page and C.P. Doyle, 1982, Utilization of fly ash in agriculture, Workshop proceedings (EPPICS-2616-SR), Electric Power Research Inst.
- Garcia J. William, Charles W. Blessin, Harold W. Sandford and George E.
- Inglett, 1979, Translocation and accumulation of seven heavy metals in tissues of corn plants grown on sludge treated strip-mined soil, J. Agric. Food

- Chem., 27(5), 1088-1093.
- George D. Clayton, Florence E. Clayton, 1982, *Patty's industrial hygiene and toxicology*, 3rd ed., John Wiley & Sons, 1687-1724.
- Girling C.A. and P.J. Peterson, 1981, The significance of cadmium species in uptake metabolism of cadmium in crop plants, *J. Plant Nutr.*, 3, 707-720.
- Haghiri F., 1973, Cadmium uptake by plants, *J. Environ. Qual.*, 2, 93-96.
- Hansen L.D., David Silberman, Gerald L. Fisher and Deibert J. Eatough.
- Chemical speciation of elements in stack-collected, respirable-size, coal fly ash, *Environ. Sci. Technol.*, 18(3), 181-186.
- Haru, T & Y. Sonoda, 1979, Comparison of toxicity of heavy metals to cabbage growth, *Plant and Soil*, 51(1), 127-134.
- Harter R.D., 1983, Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc and nickel, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47, 47.
- Hatch D.J., L.H.P. Jones and R.G. Burau, 1988, The effect of the uptake of cadmium by four plant species grown in flowing solution culture, *Plant and Soil*, 105, 121-126.
- Hinesly T.D., K.E. Redborg, E.L. Ziegler and J.D. Alexander, 1982, Effect of exchange capacity on the uptake cadmium by corn, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, 490-497.
- Holtzclaw, K.M., G. Sposito, and G.R. Bradford, 1976, Analytical properties of the soluble metal, metal complexing fractions in sludge soil mixture, 1. Extraction and purification of fulvic acid, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40, 254-278.
- Hong Chong Woon, 1972, Soil fertility status in soil of Korea, *ASPAC Technical Bull.*, No.10, FFTC, Taiwan, 56-84.
- John Doull, Curtis D. Klaassen and Mary O. Amdur, 1980, *Casarett and Doull's Toxicology*, 2nd ed., Macmillan, p 409 - 414. John M. K., C.J. van Laerhoven and H.H. Chuah, 1972, Factors affecting plant phyto-toxicity of cadmium added to soils, *Environ. Sci. Technol.*, 6, 1005-1009.
- Lagerwerff J. V. and A.W. Specht, 1970, Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zinc, *Environ. Sci. Tech.*, 4 (7), 583-586.
- Lagerwerff J.V., G.T. Biersdorf, R.P. Milberg and D.L. Brower, 1977, Effects of incubation and liming on yield and heavy metals uptake by rye from sewage-sludged soil, *J. Environ. Qual.*, 6(4), 427-430.
- Leeper G.W., 1978, *Pollution engineering and technology / 6*, - Managing the heavy metals on the land - Dekker, 11-30.
- Mark R.S., P.A. Soltys, David F.S. Natusch and T. Mauney, 1985, Surface area and porosity of coal fly ash, *Environ. Sci. Technol.*, 19(1), 82-86.
- Mueller P.K. and R.L. Stanley, 1970, Origin of lead in surface vegetation, *AIHL Report No. 87*, State of California Department of Public Health, Air and Industrial Hygiene Laboratory, Berkeley.
- Muhammad Sadiq, 1985, Uptake of cadmium, lead and nickel by corn grown in contaminated soils, *Water, Air, and Soil Pollution*, 26, 185-190.
- Narwal R.P., B.R. Singh and A.R. Panhwar, 1983, Plant availability of heavy metals in a sludge-treated soil, - Effect of sewage sludge and soil pH on the yield and chemical composition of rape, *J. Environ. Qual.*, 12, 358-365.
- Peper I.L., D.F. Bezdick, A.S. Baker and J.M. Sims, 1982, Silage corn uptake of sludge-applied zinc and cadmium as affected by soil pH, *J. Environ. Qual.*, 12, 270-275.
- Pettersson Olle, 1976, Heavy metal ion uptake by plants from nutrient solutions with metal ion, plant species and growth period variations, *Plant and Soil*, 45, 445-459.
- Pieter L. Schuller and Harold Egan, 1976, Cadmium, lead, mercury and methyl mercury compounds, *FAO*.

- Rauser W.E.,1978, Early effects of phytotoxic burdens of cadmium, cobalt, nickel and zinc in white beans, *Can. J. Bot.*, 56(15), 1744-1749.
- Reid,J.D., B.Meduffie,1981, Sorption of trace cadmium on clay minerals and river sediments, - Effects of pH and Cd concentrations in sludge synthetic river water, *Water, Air and Soil Pollution*, 15, 375-386.
- Strickland R. C., W.R. Chang and R.J. Lamoreaux,1979, Organic matter influences phytotoxicity of cadmium to soybean, *Plant and Soil*, 52, 393-402.
- Tsuchia.K.,1969, Causation of ouch-ouch disease, - Part I. Nature of the diseasee -, *Keio J. Med.*, 18, 181-191.
- Walton J.R.,1973,Granules containing lead in isolated mitochondria,*Nature*, 242, 100-101.