

土壤 및 農産物 汚染

徐 胤 洙*

(1985년 8월 5일 접수)

Pollution of Soils and Farm Products

Yoon-Sue Seo*

로 記述하고자 한다.

1. 緒 論

地球의 表層을 構成하고 있는 土壤圈(pedosphere)은 氣圈(atmosphere) 및 水圈(hydrosphere)과 더불어 自然界의 主要한 環境領域을 차지하면서 人間生活에 基本이 되는 生物系(biosphere)를 構成하는데 絶對的 役割을 차지하여 왔으며 農業의 見地에서는 農産物의 生産培地로서 肥沃한 土壤은 農産物 生産을 높이는 데 必須條件이 되므로 옛날부터 農民들은 農産物 生産에 알맞는 土壤環境을 만드는데 勞力을 경주해 왔던 것이다. 그러나 最近 人口增加, 都市化 現象 및 産業의 發達로 環境容量을 超過하여 排出하는 大氣, 水質 및 廢棄物 등의 汚染現象으로 各種 汚染物質이 直接 또는 間接으로 土壤과 農産物을 汚染시켜 農作物의 生育 障害를 일으키고 收穫量을 減少시키며 農産物의 品質을 떨어뜨리고 있는 實情이다. 심지어는 汚染된 農産物을 生産하게 되므로서 人體健康에 惡影響을 끼치기도 한다.

이러한 土壤汚染과 農産物汚染 現象은 先進工業國들 사이에서는 오래전부터 發生되어 왔으며 그 面積도 점점 擴大되어 가고 있는 趨勢에 있다. 이웃 日本에서는 主穀作物인 쌀의 카드뮴 汚染으로 이따이 이따이 병이 發生되어 많은 희생자를 낸 公害事件은 이미 잘 알려진 事實이다.

本高에서는 土壤 및 農作物 汚染 現象中에서 主要汚染物質으로 豫想되는 有害 重金屬類의 汚染 및 殘留農藥을 包含한 有害 合成化學 物質에 의한 汚染을 中心으로

2. 主要 汚染源 및 汚染物質

가. 有害 重金屬類

주요 유해 중금속류로서는 카드뮴(Cd), 동(Cu), 아연(Zn), 납(Pb), 비소(As), 수은(Hg) 및 크롬(Cr) 등을 들 수 있다. 이들 중금속류의 주요 오염원은 鑛山 活動에서 배출되는 坑內폐수, 製鍊所 폐수이나 이외에도 금속표면 처리공업, 도료 및 염료공업 등의 産業廢水에서도 배출되고 있으며 크롬의 경우는 피혁제조 공장 폐수에 다량 함유되어 있으며 납은 개소린에 옥탄價를 높이기 위해 첨가하므로 自動車 배기가스에 包含되어 배출되기 때문에 道路 주변 農耕地의 土壤 및 農産物을 汚染시키게 된다(6,7). 土壤汚染이 전형적인 環境汚染의 一種으로 대두되게 된 배경도 바로 이들 유해 중금속에 基因된다. 日本에서 1970年 12월에 개척된 소위 말하는 公害國會가 열려 公害의 一種으로 土壤汚染을 追加시키고 土壤汚染防止法이 制定되게 되었으며(2) 이는 1978年 日本 厚生省이 富山縣 神通川유역 住民들 사이에 發生한 괴질이 同河川의 상류에 있는 三井광업, 神岡광업소에서 배출한 Cd에 基因되었다는 見解를發表하고 괴질인 이따이 이따이 병이 카드뮴의 人體內 長期蓄積의 結果로 發生된 公害疾病으로 判明되었다. 이후 1979年 厚生省에서 鉛川, 二迫川, 碓氷川, 柳瀬川, 佐須川 및 椎根川 流域 畚土壤, 관개수 및 현미에 대하여 카드뮴 汚染度를 調査하였고 비록 카드뮴 汚染程度가 이따이 이따이 병을 發生할 위험은

*國立環境研究所 水質研究部(Dept. of Water Pollution Research, National Environmental Protection Institute, Seoul)

없으나 이들 지역을 要시찰 지역으로 指定, 계속적으로 대책을 세워야 할 필요가 있다고 발표함과 동시에 玄米中の Cd 濃度を 指標로 하는 環境汚染의 판단척도로서 一定한 sampling 方法에 의해서 얻어진 乾物中の 평균 Cd 濃도가 0.4 ppm 이상인 地域은 정밀조사를 實施할 것을 發表하여 개략조사, 정밀조사 및 대책지역 조사를 실시하여 오늘날까지 단계별로 대책사업을 실시해 오고 있으며 현재 主要 有害重金屬인 Cd, Cu 및 As에 대해서는 農作物 栽培制限 基準을 設定 운영하고 있다^(1,2,3).

나. 有害 合成化學 物質

土壤 및 農產物汚染에 영향이 큰 有害合成化學 物質로서는 殘留성이 큰 PCB(polychlorinated biphenyl), 有機鹽素系 農藥, 有機水銀系 農藥 등을 들 수 있다.

PCB는 工業의 利用에 있어서 長點을 갖고 있기 때문에 電氣絶緣體, 熱媒體, 感壓紙劑 등 널리 使用되어 왔다. 그러나 日本에서 發生한 가네미 유증(rice oil 事件)때문에 人間이 一定量이상 섭취했을 때 有毒하다는 것이 밝혀졌다. 그리고 이 物質은 自然界에서는 存在하지 않는 合成物質로서 生分解가 거의 되지 않으므로 PCB를 使用한 工場에서 排出된 PCB는 植物 및 動物에 吸收 蓄積된 후 food chain에 의해 濃축되어 人間이 섭취하게 되면 生理的 障害를 가져오고 公害疾病을 일으키게 된다는 사실을 밝혀냈다⁽⁷⁰⁾.

有機鹽素系 農藥으로서 토양 및 농산물 汚染에 問題視되고 있는 農藥으로서는 aldrin, endrin, dieldrin, BHC, DDT 등으로서 殘留성이 강한 物質이다. 이들 農藥은 現在는 거의 使用되지 않고 있으나 Randers 등에 의한 土壤에서의 半減期 基準을 약 5~15年으로 추정해 볼 때 1970年代 중반까지 使用했던 것이 아직까지 土壤中에 殘留하고 있다고 보여진다.

有機水銀系 농약으로서는 殘留성이 강한 PMI(phenyl mercury iodide) 및 PMA(phenyl mercury acetate) 등이다. 이들 有機水銀劑는 원래 종자소독용으로 開發되었지만 1952년에 벼 도열병에 有效한 農藥으로 밝혀져 다량 사용하게 되었으며 이외에도 과수 및 채소작물의 여러가지 病害에 使用되어 1970년까지 多用하여 왔으며 作物에 對한 藥害는 없지만 人畜 및 魚毒性이 강한 農藥으로 土壤 및 作物體內에서 分解되어 無機水銀으로 축적된다.

이상 殘留성이 강한 有害合成化學 物質들에 대해 汚染源과 汚染物質들에 對해 살펴보았으나 이외에도 많은 化學物質들이 生産되어 利用되고 있고 農藥에 있어서도 現在 有機磷劑, carbamate 劑 및 除草劑 등 合成化學物質들이 多量 使用되고 있으므로 비록 殘留期間

은 짧더라도 土壤 및 農產物의 汚染可能性이 있다⁽³⁵⁾.

3. 土壤 및 農產物汚染 實態

가. 有害重金屬類

(1) 有害重金屬類의 自然含有量^(3,5,91,92)

表 1에서 보는 바와 같이 土壤中の 有害重金屬의 자연 함유량을 概略적으로 살펴보면 Zn이 83.0 ppm으로 가장 높고 다음이 Pb, Cu로 각각 37.0, 35.0 ppm으로 나타나고 있으며 Cd가 0.45 ppm, As가 13.0 ppm이다. As의 경우 저각층에 1.8 ppm, 혈암층에 2.0 ppm으로 나타나고 있으나 土壤中에서는 18.0 ppm으로 土壤蓄積성이 매우 높은 元素로 나타나고 있다. 우리나라의 畚土壤과 日本의 畚土壤中 有害重金屬의 自然含有量을 比較하여 보면 表 2에 나타난 바와같이 Hg을 제외한 다른 重金屬은 모두 2~3배 높게 나타나고 있으며 가장 重要한 Cd의 경우는 우리나라의 0.152 ppm보다 훨씬 높은 0.450 ppm이며 우리나라의 토양에서는 최저 0.013 ppm에서 최고 0.036 ppm으로 낮게 나타나고 있으나 日本은 최저가 0.10 ppm에서 최고 1.58 ppm까지 나타나고 있다. 이렇게 有害重金屬의 自然含有量이 우리나라보다 훨씬 높게 나타나고 있는 것은 우리나라의 畚土壤은 화강암계 사질토가 많은데 비해 日本의 畚土壤은 火山灰土가 많기 때문인 것으로 사료된다. 그리고 玄米中の 重金屬 自然含有量은 Zn이 22.0 ppm 수준으로 가장 높고 다음이 Cu로서 3.0 ppm 수준이며 Cd, Pb 및 As는 各各 0.065, 0.11 및 0.11 ppm 수준으로 미량 存在한다(表 1).

表 1. 重金屬의 自然含有量

(단위 : ppm)

원 소	저각	頁岩	土壤*	河川水	玄米**
Zn	70.0	95.0	83.0	0.014	22.0
Cd	0.2	0.3	0.45	0.00012	0.065
Cu	55.0	45.0	35.0 ⁺	0.007	3.0
Pb	12.5	20.0	37.0	0.003	0.11
As	1.8	2.0	13.0	0.002	0.11

*日本의 表層土 乾土中 含量

**乾物中 含量

⁺과수원 토양은 제외한 것임

(2) 重金屬의 과잉장해와 植物에 의한 흡수特性

水稻作에 있어서 重金屬 과잉장해의 크기는 Cu>Ni >Co>Zn>Mn, II B族에서는 Hg>Cd>Zn으로 電氣 음성도, 錯結合의 安定度 순위와 일치한다^(20,21). 그리

表 2. 우리나라와 일본 畚土壤의 중금속 자연함 유물^(91,92) (단위: ppm)

중금속	한국(A)	일본(B)	B/A
Cu	14.92	33.84	2.27
Cd	0.152	0.450	2.96
Pb	15.38	24.43	1.59
Zn	32.81	98.55	3.00
Hg	0.098	0.100	1.00
As	2.31	10.00	4.33

나 Cd는 毒性이 강하고 Pb는 약하다고 하는 說明을 하기는 어렵다. Pb는 유화납으로 침전한다는 사실로 일부 설명(SO₄⁻²가 없는 배양액에서도 독성이 약함)⁽²²⁾이 되기는 하지만 培地조건에 따른 이온 活性度의 변화도 하나의 요인이 될 것이다. Cr⁽²⁴⁾이나 As⁽²⁵⁾는 化合物 形態에 따라서도 독성이 다르며 밭 작물에 대한 독성의 순위는 토양의 종류에 따라 다르다⁽⁹³⁾. 重金屬은 뿌리에 집적하는 외에 다른 양분의 吸收를 阻害하거나 水分의 吸收를 阻해한다^(20,21,22). 그러나 그러한 關係는 단순하지 않으며 Zn-Cd과 같은 同族元素사이에서는 Zn이 Cd의 吸收移行을 촉진하는 현상도 나타났다⁽²⁷⁾. 이러한 諸報告에 있어서 중금속 첨가량 또는 토양중 그 濃度가 증가하면 吸收量도 증가하지만 현미나 果實의 농도는 Cd⁽²⁸⁾와 Hg⁽²²⁾ 사이에는 일반적으로 그렇게 높아지지 않는다.

(3) 重金屬의 土壤과 植物系間의 舉動

土壤中の Cd 濃度和 水稻體 특히 玄米中の Cd 濃度間에는 相關關係가 나타나지 않으나^(29,30) 麥子實과는 약간의 正의 相關을 나타내고 있다⁽³¹⁾. 地域, 土壤型 및 水系別 등을 限定해서 상관관계를 구한 시도도 있었으나 data를 얻은 年度에 限해서는 有效하게 評價될 수 있었다⁽³³⁾. 玄米中 농도는 생육시기에 落水하던 때 우 높게 나타나며^(28,33) 또 年次變動은 9月中에 물이 없었던 日數의 年次變化와 잘 일치하고 있다는 보고도 있다⁽³⁴⁾. 그리고 施用한 化合物中 硫化物이 특히 吸收되기 어려우며 SO₄⁻²二S⁻²系의 산화환원전위와 湛水 조건하에 incubation 시켰을 때 Cd의 난용화 정도와 관련시켜 보면 硫化物에 의한 不可給化를 생각할 수 있다. incubation 시켰을 때 Cd가 급격하게 난용성으로 변하는 것은 -150 mV 부근이지만⁽³⁵⁾ 포장에서는 산화환원 전위측정법의 상위에서 오는 것인지는 모르지만 일반적으로 보다 높게 나타나는 것을 알 수 있었다. 탄산염 혹은 S(固)二S⁻²系^(36,37)에 의한 난용화 설명도 시도된 바 있다. Montmorillonite에 있어서 Cd-Ca, Zn-Ca의 交換平衡에 관한 연구에 의하면 pH가 5~6인

영역에서 양자 모두 2價 양이온으로 행동하는 것을 알 수 있다. 한편 이들 중금속 ion은 토양中에서 수산화물의 용해적으로 억제되는 것보다 낮은 pH에서 난용화가 일어나고 있다는 것도 알 수 있다⁽²²⁾. 수질환경 기준 0.01 ppm을 함유하는 河川水中 Cd의 90% 이상이 土壤에 吸着되므로 0.01 ppm 濃度수준에서도 汚染이 급속히 진행될 수 있다는 것이 시사되었다. 水稻에의 흡수억제 대책으로서 수질관리외에 客土, 石灰質 및 인산질 비료의 사용효과에 관한 시험이 매우 많이 시행되었고 현지 개선대책 시험결과에 의하면 개량제로서는 석회질 비료와 용성인비의 사용효과가 크고 중과적은 이들보다 효과가 떨어진다는 것을 알았다⁽³⁸⁾.

Zn의 土壤汚染은 아연광산과 제련소 부근에서 많이 일어나며 도금공장 폐수와 도시하수에 의한 오염도 적지 않다. 일반적으로 亞鉛은 산성토양에서 과잉장해가 발생되기 쉬우며 식물체중에는 8~15 ppm 정도 존재하는데 200 ppm을 넘으면 장해가 일어난다. 土壤中の 亞鉛含量은 Bowen 등^(15,102)에 의하면 10~200 ppm 수준이고 平均 50 ppm 정도로 보고하고 있으나 경지토양의 경우 일본이 平均 98 ppm 정도이고 우리나라는 平均 33 ppm으로 나타났다. 수도의 수경재배에서는 5 ppm 이상에서 생육저해가 인정되었으며 10 ppm 이상에서는 명확한 減收現象을 나타내었다. 토양중 亞鉛의 장해발생 한계농도는 土壤의 종류에 따라 다르나 化산 汚土壤이 가장 피해가 적으며 沖積土와 洪積土는 비교적 피해가 발생하기 쉬운데 그 농도범위는 150~500 ppm 정도이다. 土壤中の 亞鉛은 땅간처럼 쉽게 吸收되는 않으나 一部分은 稈, 葉에 이동된다. Zn은 移動性이 中間정도이지만 玄米中の 移動은 Cd 정도보다 낮은 것으로 알려져 있다⁽⁴⁾.

Cu 鑛害地域에서 水稻收量, 枝葉中 銅濃度 및 土壤中 全 銅濃度의 분포로부터 옛날에 집적된 銅濃度보다도 새로 流入되고 있는 Cu의 被害와 상관관계가 높다는 것을 알았으며⁽³⁹⁾ 土壤용액중 농도와 葉中 濃度와의 相關이 높은 것으로 지적되었다. 土壤中の 0.2N-HCl 可溶銅은 HClO₄ 可溶銅의 1/3로 報告되었으며⁽⁹⁴⁾ 또 토양표면을 흐르는 水中의 Cu 含量이 10 m 지점에서 82% 감소된다고 하는 결과도 얻고 있다⁽⁹⁵⁾. Kurobuku 土壤에 있어서는 水稻收量에 미치는 Cu의 영향은 洪積 및 沖積土壤보다 적은데 이것은 土壤有機物과의 chelate 結合에 의한 것으로 보고되고 있다⁽⁹⁶⁾. 水溶性 Cu가 Eh의 저하와 함께 減少한다는⁽⁹⁶⁾ 등의 可溶態 cu의 풍화과정에서의 증가는 硫化物로 되어 침전한다는 것을 시사해 주고 있다⁽⁹⁴⁾. 석회사용에 의한 銅害 경감효과도 인정되고 있으며 土壤 pH가 5~7 사이에서 Cu의 溶解度가 最小化된다는 결과도 보고되고

있다⁽⁹⁷⁾.

As는 광산으로부터 汚染되는 외에 농약에 의한 汚染이 오래전부터 문제되고 있다. Cd, Cu 혹은 Zn 등과는 반대로 土壤이 산화상태에 있을 때 장해가 적으며 玄米中の As 농도도 저하한다⁽⁹⁸⁾. 土壤 incubation 實驗에서 Eh가 0 mV 부근 특히 -12 mV 이하가 되면 수용성 As가 trace에서 급격히 증가한다. 그러므로 대책으로서 水稻의 규반재배가 提唱되었다⁽²⁵⁾. 또한 As 들 主體로 하는 農藥害가 심한 과수원 진한 논토양에 관한 시험에서 硫黃華效果가 매우 컸으며⁽⁹⁹⁾ As₂O₃ 보다 As₂O₅ 쪽이 독성이 강하며 식물체중 As 농도를 높혀 주었다⁽¹⁰⁰⁾. 그러나 용해도의 변화와 化合형태와의 대응은 완전히 밝혀지지 않고 있다. As도 水稻뿌리에 많이 집적하지만 이삭이나 玄米에 이동되는 양은 적다^(11, 12, 22, 95).

Hg에 의한 土壤汚染은 1970年初까지 많이 사용되었던 유기수은계 농약에 의한 것이 대부분을 차지하고 있으며 土壤이나 玄米中の Cu 농도는 농약의 살포경력에 따라 영향을 받는다^(9, 10, 41, 42). 토양에 첨가된 methyl mercury(MM), ethyl mercury(EM), phenyl mercury(PM)은 142일후 2.2~4.8%가 원래의 형태로 잔류하고 각 試驗區에서 미생물에 의한 少量의 methyl 수은이 생성되었다⁽⁴²⁾. PMA(phenyl mercury acetate)는 5×10^{-4} mole 이상에서 粘土에 分子吸着이 일어나며 粘土의 종류에 따라 吸着 pattern이 다르게 나타났다⁽⁴⁹⁾. 有機 및 無機水銀의 土壤中 거동에 대해서는 Boer⁽⁴⁹⁾가 포괄적으로 논술한 바 있다. 유기수은계는 헤리도가 적고 土壤粘土에 吸着되기 어려운 化合物일수록 植物에 잘 吸收되며 硫化物은 가장 吸收되기 어렵다^(10, 42). 吸收의 容易性은 MM>EM>PM 순으로 推定되고 있으며⁽⁴¹⁾ 紋羽病 방제를 위해 EM, MM을 뿌리주위에 다량으로 사용하여도 果實에 거의 검출되지 않았다⁽⁴²⁾. 地上部에서는 生長이 무성한 부분에 移行되기 쉽다는 것을 알 수 있었으며 玄米中 농도는 뿌리줄기나 바로 밑부분의 莖部보다 높았다⁽¹⁰⁾. Hg 5 ppm을 含有한 수경액에 심은 벼의 이삭중 Hg 농도는 4.2 ppm에 달하였다⁽²²⁾.

(4) 有害重金屬의 土壤 및 農産物 汚染 실태

土壤汚染이 크게 문제시된 日本의 경우는 足尾銅毒 피해가 발생된 이후 1971년부터 全國적으로 土壤汚染 対策조사를 실시한 결과 表 3에 나타난 바와 같이 Cd의 경우는 주위에 명확한 汚染源이 없는 일반지점의 평균치가 0.33 ppm 인데 비하여 汚染지점의 평균함량은 1.01 ppm으로 나타났으며 Cu의 경우는 一般지점의 평균함량이 7.05 ppm인데 비해 汚染지점의 평균함량은 25.98 ppm으로 약 3배가 높게 나타났다. 그 이후 토양

오염 방지법에 따라 Cd 등 특정 유해물질이 土壤에 축적되어 사람의 건강을 해칠 우려가 있는 농작물이 생산되거나 농작물등이 생육저해를 받는 농경지 또는 그럴 우려가 있는 농경지를 대상으로 하여 특정 유해중금속의 함량, 농작물의 장해정도 등을 파악하여 法에 따라 농경지 토양오염 대책지역으로 指定, 농경지 토양오염 대책계획의 수립 및 특별대책지역 指定등의 資料로 활용하기 위하여 農耕地면적 2.5 ha에 1點 비율로 定하여 精밀調査를 實施하였다. 表 4에 나타난 바와 같이 전국 35個縣 117個地域에 조사한 바 Cd의 地域別 平均値의 최고치는 15.26 ppm으로 나타났고 地點 最高치는 109.2 ppm이었다. 그리고 玄米中の 地域別 平均値 最高치는 1.13 ppm이었고 地點 最高치는 3.75 ppm으로 높게 나타났으며 農産物재배 제한기준농도로서 玄米中の Cd가 1.0 ppm 이상인 地點數도 292個地點에 이르렀다.

그리하여 日本 환경정에서는 토양오염 방지대책을 위하여 매년 토양오염 방지대책 지역조사를 실시하여 왔으며 1971년부터 1983년까지 농경지 토양오염 지역에 대한 대책사업을 實施한 結果를 보면 表 5에 나타난 바와 같이 Cd가 기준치 이상으로 검출된 地域은 總 89個 지역으로 6,150 ha에 이르고 있으며 그중 32個地域의 4,390 ha가 대책지역으로 지정되어 국고보조 지방자치단체 자체사업 등으로 대책사업이 수행되고 있다. Cu가 기준치 이상으로 검출된 지역은 總 37個 地域으로 1,440 ha에 이르고 있으며 그중 대책지역으로 指定된 地域이 7個 地域의 1,030 ha이며 As가 기준치 이상으로 검출된 地域이 13個 地域의 400 ha로 밝혀져 대책사업을 實施해 오고 있다. 表 5에서 전체의 地域數와 面積이 함께에서 一致하지 않는 것은 중복오염이 있기 때문이며 지방자치단체 단독으로 대책사업을 완료한 地域은 農耕地의 용도전환 면적을 합한 면적이다.

우리나라는 農耕地土壤의 대부분이 화강암내지는 화강편마암에서 유래된 沖積土가 많고 日本의 경우보다 금속광산이 적기 때문에 土壤汚染의 우려가 적다. 아직까지 전 농경지에 대해서 체계적인 調査는 實施되지 않았으나 평야지역을 중심으로 100個 地點을 선정조사한 결과 Cd는 平均 0.259~0.338 ppm 수준으로 나타났고 Cu는 17.3 ppm~24.64 ppm 정도로 나타났으며 Zn은 12.17~51.4 ppm 수준이었고 As는 6.52~14.47 ppm 정도이고 Hg는 0.07~0.08 ppm 수준이었다. 그리고 玄米中の 이들 重金屬含量은 Cd가 0.021~0.15 ppm이었으며 Hg는 0.006~0.053 ppm 정도로 나타났다. 그리고 광산지역 주변 농경지의 玄米中 重金屬含量은 Cd가 0.08~0.329 ppm Cu가 2.99~3.57 ppm, Zn이 18.0~20.0 ppm, Hg가 0.09 ppm, As가 0.006

表 3. 日本의 토양오염 개략조사결과(全國)⁽¹³⁾

(단위 : ppm)

物質名	區 分	土 壤		作 物		관 개 수	
		점 수	平均치	점 수	平均치	점 수	平均치
Cd	全 地 點	4,106	0.39	3,783	0.09	2,593	
	汚染地點	364	1.01	360	0.19	259	
	一般地點	3,742	0.33	3,423	0.08	2,334	
Cu	全 地 點	4,106	9.00	3,384	2.89	2,593	
	汚染地點	423	25.98	351	2.89	259	
	一般地點	3,683	7.05	3,033	2.89	2,334	
Zn	全 地 點	4,106	14.64	3,386	17.59	2,593	
	汚染地點	417	35.08	351	18.45	261	
	一般地點	3,689	12.33	3,035	17.49	2,332	

(註) 汚染地點은 汚染源이 명확히 있는 지점과 추정되는 지점이며 토양중 오염도가 높더라도 오염원을 명확히 추정할 수 없을 때는 일반지점에 集計하였다.

表 4. 日本의 土壤汚染 精密調査 結果의 概要

項 目	全 國	內 譯		비 고
		國庫보조	自治團體	
1. 調査 都 府 縣數	35(50-15)*	30	20	*15個縣은 국고보조와 自治團體 사업과 병행 실시
2. 調査 地域數	117	44**	73	
3. 調査 農耕地面積	11,717	9,910	1,807	
4. 玄米調査 地點數	4,477	3,261	1,216	
5. 玄米中 Cd 含量				
最高值(ppm)	3.75	2.88	3.75	**9個地域은 自治團體 獨 自的實施
地域別 平均最高值(ppm)	1.13	0.76	1.13	
6. 玄米中 1.0 ppm 以上地域數	28	15	13	
7. 玄米中 1.0 ppm 以上地域數	292	150	142	
8. 土壤 조사 지점수	4,607	3,708	899	
9. 土壤中 Cd 含量				
最高值(ppm)	109.2	109.2	55.9	
地域別 平均 最高值(ppm)	15.26	14.55	15.26	

ppm 정도였다. Zn은 一般的으로 알칼리土壤의 表層土에서는 38~73 ppm 수준이고 下層土에서는 86~126 ppm 정도이며 산성토양 表層土에서 9~33 ppm 정도이고 下層土에서는 26~66 ppm 정도로 알칼리 土壤中の 含量이 높다.

表 6에 나타난 바와 같이 青蜂등^(16,17,18)이 조사한 Zn 汚染 地域에서는 作物生育에 무피해지역의 土壤中 Zn 含量이 200~225 ppm 정도이고 피해가 일어나기 시작한 日見지역에서는 1,000 ppm 전후이었다. 피해의

정도와 土壤中の Zn 含量은 全 Zn의 경우보다 유효태 Zn 含量쪽이 상관관계가 높게 나타났으며 유효태 Zn 含量은 비오염지역에서 100 ppm 이하이고 오염지역에서는 200~800 ppm 정도이었다. 表 7에서 보는 바와 같이 土壤中 Zn 含量은 비오염지역보다 오염지역이 훨씬 높게 나타났다. 그러나 玄米中 Zn 含量에서는 그렇게 큰 차이가 없는 것은 土壤中の Zn이 쉽게 作物體內에 吸收되지 않기 때문이며 오히려 Zn 汚染은 생육장애를 일으켜 감수현상을 나타내는 것으로 알려져 있다.

表 5. 日本 農耕地의 土壤 汚染地域 現況⁽⁸⁾

重金屬	基準 초과 지역	內				計	지방자치단체 지역
		조사중지역	對策事業指定지역	지경해제지역	計		
Cd	89 (6,150 ha)	18 (520 ha)	32 (4,390 ha)	17 (930 ha)	46 (5,320 ha)	31 (310 ha)	
Cu	37 (1,440)	12 (220)	7 (1,030)	5 (160)	11 (1,190)	14 (30)	
As	13 (400)	7 (240)	6 (160)	— (—)	6 (160)	— (—)	
計	125 (6,700)	35 (970)	37 (4,460)	19 (940)	53 (5,400)	42 (330)	

*1982年末까지의 日本 環境廳 調査資料임

表 6. 日本 對馬地區의 亞鉛 및 납의 土壤汚染⁽²⁾

(단위 : ppm)

地 點	生育被害 정 도	土層깊이 (cm)	아 연 (ppm)			납 (ppm)		
			순아연	유효태아연	수용성아연	순 납	유효태납	수용성납
金 田	極甚	0~12	1,850	800	12.5	2,450	2,000	1.0
柳 木	中	0~14	1,850	640	10.0	2,200	2,000	6.3
日 見	少	0~14	975	100	2.3	575	400	0.5
若 田	無	0~12	225	64	0.3	1,150	800	0.2

表 7. Zn의 土壤中 含量과 玄米中 含量⁽²⁾

區 分	Zn 含量 (ppm)	
	土 壤	玄 米
非汚染地域	73.5~232.2 (139.4)	15.5~48.5 (21.5)
汚 染 地 域	137.0~1810.0 (727.3)	15.2~57.9 (28.8)

表 8. 米代川 流域의 銅에 의한 土壤 및 作物 汚染實態^(2,103) (단위 : ppm)

地 域	鑛山과의 거리(km)	土 壤		作物 生育狀態	
		全 Cu	가용성Cu		
面 目	1	808	147.1	32.5	不良
千 着	12	444.8	42.0	30.0	中下
川 口	18	225.6	40.7	26.2	中下
四小屋	43	164.7	20.0	23.6	中

Cu는 clark수가 100 ppm⁽⁹⁾으로 Zn보다 함량이 높으나 Cu가 많은 토양은 Zn도 많이 함유하고 있다. 日本의 Cu 汚染 地域인 米代川 流域에서의 Cu 오염 실태를 조사한 것을 보면 (表 8) 銅광산으로부터 가까운 거리

에 있는 농경지는 808 ppm으로 매우 오염도가 높으나 작물중 Cu 함량은 낮은 地域의 23.6 ppm에 비해 32.5 ppm으로 그렇게 높지 않게 나타나고 있다⁽¹⁴⁾. 여러 試驗機關에서 실시한 Cu의 피해발생 限界농도를 구하기 위하여 pot 土壤재배 시험결과 Cu의 피해발생 限界농도는 80~150 ppm으로 나타났으며 현지 銅鑛害畚의 경우는 100~150 ppm 이상의 含量에서 피해가 발생된다는 것을 알았다. 이는 土壤中에서 存在하는 Cu가 뿌리로부터 吸收되어 대부분 根部에 集積되고 玄米中에 移行되는 量은 매우 적기 때문이다. 일반적으로 玄米中의 Cu 含量은 2~100 ppm인 것으로 알려져 있다.

As 오염⁽¹²⁾은 砒素農藥의 殘留에 의한 것과 광산활동에 의해 일어날 수 있으며 農藥殘留에 의한 것은 과수원 및 야채밭이 많고 광산활동에 의한 汚染은 비소 광산이 있는 流域 농경지에 대한 오염이 문제시 되고 있다. 砒素農藥에 의한 오염상태를 살펴보면 表 9에 나타난 바와 같이 砒素農藥을 使用하지 않은 농경지토양에서는 3.0 ppm에서 20.0 ppm 수준에 머물렀으나 砒素系 農藥을 살포한 지역에서는 최고 58.0 ppm까지 汚染되어 있었다. 그리고 광산활동에 의한 농경지 및 농산물오염은 장기간에 걸쳐 일어나며 주요요인은 坑內 폐수광재 및 배소재 등이 주이며 日本 土屋文川 주변 농경지 토양오염도는 비오염지역의 20 ppm보다 무려 6

배가 넘는 133 ppm에 이르고 있으며 심한 地域에서는 958 ppm까지 높은 오염도를 나타내었다. 그리고 Setagaya 광산과 주변 畚土壤의 汚染度는 대조지역의 表土가 4.5~5.4 ppm이고 平均 5 ppm이었는데 비해 汚染地域의 表土는 7.6~138 ppm, 平均 36.7 ppm으로 나타났다. 그러나 玄米中에는 0.07 ppm으로 낮은 농도를 나타냈으며(表 10) 이런 결과로 비추어 보아 土壤中의 As가 작물에 흡수되어 농산물을 汚染시키는 것보다 植物生長 期間동안 생육저해를 받아 減수현상을 나타내는 것으로 보여지고 있다. 前田등(1954)이 神山川유역의 비소오염 지역에 대한 수도생육 조사를 실시한 결과 오염된 畚土壤에서는 10~50%의 생육저해가 일어난다는 것을 알았다.

表 9. 殘留農藥에 의한 砒素汚染

研 究 者	砒素含量(ppm)	
	非汚染土壤 (As ₂ O ₃ ppm)	汚染土壤 (As ₂ O ₃ ppm)
Hayashi & Yoneda	6.0~20.0	7.0~30.0
Kawamoto	5.0~ 9.1	5.3~47.1
Morita	5.0~11.0	13.0~17.0
Jones & Hatch	3.9~18.6	23.2~58.0

表 10. 鑛山 地域에서의 砒素汚染^(11,13)

地 域	砒素含量(ppm)		
	土壤中	玄米中	灌溉水
土 呈 文	133.1	0.07	0.049
東 岸 寺	72.4	0.06	0.047

나. 有害合成化學物質

(1) 殘留農藥에 의한 汚染

유기수은제를 살포하던 일부는 莖葉에 부착하지만 대부분은 직접, 간접으로 토양에 混入되어 축적되는 것으로 생각된다. 벼의 경우 莖葉에 부착하는 비율은 살포한 藥量의 10%에 지나지 않는다^(44,45). 莖葉에 부착된 유기수은제 化合物은 얼마되지 않아 유기용매에 抽出되지 않으며 富澤등^(42,46,47,48)은 부착된 각종 유기수은 化合物중 標識水銀이 증기를 거쳐 잎과 현미부분에 잘 移行된다는 것을 밝혀내었다. 金澤등⁽⁸⁷⁾은 各地의 농업시험장에서 유기수은제를 벼에 살포하여 얻어진 현미증의 수은량을 측정할 결과 무살포구 현미의 平均 함량이 0.05 ppm인데 비하여 살포구의 현미중 平均함량은 0.2 ppm이나 되며 檢출범위는 0.04~1.31 ppm 정도로 나타난 것으로 보고하고 있다. 논과 밭토양에 강

하게 떨어진 유기수은化合物은 토양에 강하게 흡착된다^(49,50). 토양에 흡착된 유기수은은 시간이 경과함에 따라 무기수은으로 분해되어 변화한다^(43,51,52). 또한 일부는 氯化하여 공기중으로 휘발되기도 하고 배수시 유실되기도 한다. 이들 수은 殘留에 관한 報告는 꽤 많지만 대부분 방사성 수은을 이용하여 측정된 것으로 어느 것이나 水銀원소의 함량을 측정하고 있다⁽⁸⁸⁾. 1965年 이전에는 유기수은에 관한 연구는 Miller, V.L. 등⁽⁵³⁾과 Gaye J.C.⁽⁵⁴⁾의 보고가 있으며 熊本대학의 水俣病원인에 관한 연구보고가 있다⁽⁵⁵⁾. 또 土壤중의 유기수은의 잔류량에 관해서는 Kimura, Y. 등⁽⁵²⁾의 보고가 있다. 다른 작물의 수은함량은 1934年 Stock의 보고에 따르면 소맥은 0.02 ppm, 라이맥은 0.036 ppm, 강낭콩은 0.046 ppm, 완두는 0.012 ppm, 무우는 0.034 ppm으로 나타났다. 表 11에서 보는 바와 같이 토양중의 잔류농약에 의한 수은오염은 과거 수은제를 使用한 경우에는 0.2~0.5 ppm 정도 함유되어 있으며 實行살포량의 수은이 토양중에 전부 축적된다고 하면 0.1 ppm 높아지게 되지만 토양중에 투입된 수은化合物은 미생물에 의한 흡수 및 대사, 토양 점토입자에 의한 吸着, 분해 및 증발, 물에 의한 凍害 및 지하침투등의 작용에

表 11. 土壤中の 水銀含量⁽¹⁰⁾

(단위 : ppm)

調査地域	水銀劑撒布經歷	水銀含量
鴻巢	苗代後	0.14
鴻巢	1975年 水銀劑無處理	0.13
鴻巢	1975年 PMI 4,000倍 6~7회살포	0.24
鴻巢	클로버 재배	0.06
熊本	1975年수은분제 4kg/10a 公중2회살포	0.51
熊本	1975年수은분제 3kg/10a	0.52

表 12. 쌀중의 水銀含量⁽¹⁰⁾

地 域	水銀檢出量(ppm)				精白歩合
	왕겨	玄米	精白米	쌀겨	
東 北 下	1.79	0.40	0.16	1.91	91
關 東 東 山 3	1.19	0.60	0.49	2.74	91
九 州 3	1.53	0.38	0.12	1.66	91
長 野 B	3.77	1.31	0.99	4.99	95
同 上	3.77	1.31	0.93	5.08	91

의해 변화를 받아 감소된다. 表 12는 벼중의 잔류水銀의 분포상황을 調査하기 위하여 비교적 수은량이 檢출된 시료를 선택하여 현미도정과 精白처리한 후 왕겨,

현미, 정백미 및 쌀겨에 대한 水銀을 정량한 결과이다. 벼중의 각 부분의 잔류水銀의 농도는 쌀겨가 가장 높고 다음이 왕겨, 현미, 정백미순으로 나타났으며 현미를 정백미로 했을 경우는 현미중의 Hg의 35~50% 정도가 쌀겨와 함께 제거되지만 玄米中 쌀겨가 약 10%이므로 잔류水銀의 絕對量은 白米가 많다.

日本の 경우 1967년에 현미중의 Hg함량이 0.20 ppm 정도로 최고치를 나타내었으나 그 뒤 계속 감소하여 1971년에는 0.03 ppm 정도로 낮아졌으며⁽⁵⁶⁾ 우리나라에서는 1967년 생산된 쌀에서 0.13 ppm^(41,57) 정도 나타났던 것이 1972년에는 0.03~0.05 ppm으로 감소하였다^(58,59). 이들 수준은 비오염지역 현미중 수은함량을 0.05 ppm으로 보았을 때 거의 자연水銀含量에 지나지 않고 있다.

유기염소계농약은 1962年 Carson 女史가 쓴 Silent Spring⁽⁶⁰⁾으로 환경계 오염문제가 명백하게提起되었다. 유기염소농약은 化學的으로 安定하고 물에는 난용성이나 油脂에는 易溶性이며 증기압이 높고 分子量이 크며 自然系에는 存在하지 않는 物質로서 生分解度가 낮아 殘留性이 매우 높은 것이 특징이다. 年度別 調査에서 농병아리 脂肪中 DDD의 식품연쇄에 의한 生物농축현상을 살펴보면 表 13에서 나타난 바와 같이 년도별 평

表 13. 농병아리 脂肪中 DDD의 推移(1958~1967)⁽⁶¹⁾

年度	分析點數	平均値 (ppm)	檢出範圍 (ppm)
1958	2	1,161	723~1,600
1959	1	1,465	—
1960	5	537	51~1,150
1961	13	451	16~655
1962	6	1,988	1,480~3,130
1963	5	809	220~1,520
1966	12	267	112~499
1967	51	544	52~1,490

균치의 최저가 267 ppm이었으며 최고는 1,988 ppm으로 나타났다. 이러한 생물농축현상은 Sanfransisco 북쪽에 있는 한 호수에 파리매와 같은 곤충이 서식하여 吸血을 하기 때문에 住民이 이를 驅除하기 위하여 DDT보다 급속성이 적은 DDD로 1949년 호수의 용적을 측정하여 14 ppb 농도로 散布하였다. 일단 驅除된 것 같았으나 1954年 체계 구제할 필요가 있어 20 ppb가 되도록 散布하였다. 이듬해 겨울이 되어 호수의 候鳥인 농병아리가 大量 死亡하였으며 1957年 다시 驅除하였으나 그해 겨울에 더 많은 농병아리가 죽었다. 죽은 유

체를 분석한 결과 병원균은 발견하지 못하였으나 지방 조직에 DDD가 최고 1,600 ppm이 검출된 것을 알았다. 그 이후 조사에 의해 호수의 DDD 농도는 1/50 ppm이었으나 plankton 中에는 약 50 ppm 정도로 약 250倍 농축되고 草食魚에 40~300 ppm, 육식어인 뱀장어에 2,500 ppm까지 농축되었음이 조사결과 밝혀졌다⁽⁶³⁾. 유기염소계농약중에는 土壤中에 長時間 殘留하는 것이 적지 않으며 土壤中에 혼입된 유기염소계살충제의 95%가 消失되는데 걸리는 년수에 대한 영국의 Edward⁽⁶⁹⁾가 정리한 結果를 보면 表 14와 같다. 이 자료에 의하

表 14. 有機鹽素系 殺虫劑의 土壤⁽⁶⁹⁾에서의 消長

殺虫劑	處理藥量 (pound/acre)	95%消失期間 (year)
Aldrin	1~3	1~6(3)
Chlorden	1~2	3~5(4)
DDT	1~2.5	4~30(10)
Dieldrin	1~3	5~25(8)
Heptachlor	1~3	3~5(3.5)
Linden	1~2.5	3~10(6.5)
Derodrin	0.25~1	2~7(4)

*土壤의 種類는 Miammi 砂壤土이며 ()은 平均年數인

면 DDT가 殘留性이 가장 강하며 소실하는데 약 10년이 걸리며, dieldrin이 8년, 7-BHC가 6年半, aldrin이 3年으로 되어 있다. aldrin은 土壤中에서 epoxy 산화되어 diludrin으로 移行하므로 dieldrin과 같이 생각하지 않으면 안된다. heptachlor도 heptachlor epoxide로서 殘留한다. 이것은 발狀態에서 얻어진 실험결과이지만 일반적으로 灌水상태에서는 土壤中 혐기성세균에 의해서 유기염소살충제의 분해가 촉진되어 발土壤 상태보다 빨리 분해된다는 것이 DDT, BHC 등에서 증명되었다. 土壤中에 殘留하는 農藥이 어느정도 作物體에 吸收되는가에 대해서는 Lichtenstein 및 Bruke등⁽⁶³⁾이 여러가지 野菜에 대해서 aldrin과 heptachlor의 吸收率을 調査한 結果를 보면 당근, 감자, 무우 등 근채류가 일반적으로 흡수율이 높는데 그것은 作物體의 표피가 직접토양에 접촉하고 있으므로 지상부가 식용에 제공되는 과채류 및 엽채류보다 흡수되기 쉽기 때문인 것으로 생각하고 있다. 그러나 양파, 우엉은 오히려 엽채류보다 흡수율이 낮았으며 과채류 중에서도 오이는 흡수율이 높았다. 이와같이 作物의 종류에 따라 흡수율이 서로 다른 것은 根系의 수직분포, 수분의 흡수율, 증산율 등 각물생리와 관계되는 것으로 생각된다. 또한 살충제의 종류에 따라서도 흡수율은 크게 다르게

나타나고 있다. γ -BHC는 豆類에서는 土壤殘留量의 수 십배가 되기도 하며 다른 유기염소계 살충제보다 높다. 이것은 (γ -BHC가 유기염소계 중에서는 水溶性이 높은 化合物이기 때문이며 또 heptachlor는 일반적으로 aldrin보다 吸收되기 쉽다. Beall등⁽⁶⁴⁾은 콩, 조맥, 알팔파, 브롬글라스, 오이등의 作物에 의한 土壤中の 유기염소계 농약의 吸收試驗을 행한 결과 흡수율은 heptachlor>endrin>dieldrin>DDT 순이었다는 것을 報告하고 있다.

土壤에 따라 흡수율은 다르며 砂質 土壤中에 殘留하고 있는 유기염소계 농약은 다른 土壤에 있는 殘留農藥보다 쉽게 吸收되는데 이는 砂質土壤이 吸着力이 낮기 때문이다. 양배추의 경우 砂質土壤에서는 γ -BHC를 22%까지 吸收하는데 비해 다른 토양에서는 1% 정도밖에 吸收하지 않는 것으로 나타났다. 이탄토에서는 유기염소계 농약이 아주 강하게 吸着된다. Elgar⁽⁶⁵⁾는 매년 1 acre당 2 pound의 aldrin을 3年間에 걸쳐 각종 土壤에 散布하고 각종 作物에 의한 흡수율을 조사한 결과 이탄토에서는 당근, 감자, 사탕무우등의 근채류, 셀러리과, 양배추등의 엽채류 어느 것이나 aldrin과 dieldrin은 검출되지 않았다고 보고하고 있다. 西本등⁽⁶⁶⁾은 aldrin 사용 土壤에 있어서 경과년수에 따른 aldrin과 dieldrin의 殘留量의 消失은 그 토양에 재배한 오이에 의한 흡수율을 調査한 結果 表 15에 나타난

表 15. Aldrin 施用 土壤中 오이에의 吸收率⁽⁶⁶⁾

경과 년수	조사 점수	오이中含量 (ppm)	土壤中殘留量 (ppm)	오이/土壤 (%)
1	8	0.073	0.599	12.2
2	5	0.033	0.279	11.8
3	4	0.023	0.123	18.5
4	3	0.003	0.032	9.4
平均				13.0

- *1. 허용량 : 0.02 ppm
- 2. 오이中 含量은 aldrin+dieldrin

바와 같이 이 시험에서 사용한 aldrin 25% 粉劑를 10a 당 3~5kg로 살포하고 1年後에 土壤中에 殘留된 dieldrin이 平均 0.6 ppm이었다는 사실로부터 반감기는 약 1年이라는 것을 알았다. 이러한 반감기가 歐美에 있어서 8年이라는 것에 비해 매우 짧게 나타난 것은 畚土壤에서 하절기에 湛水상태에 있으므로 分解가 신속하게 일어나는 것이 한 要因이 될 수 있다. 그러나 環狀 chain을 갖고 있는 유기염소계 農藥은 殘留性에 유의하지 않으면 안된다. 農產物中の 殘留農藥의 分布를

알아두는 것은 食品 위생적인 측면에서 殘留農藥의 섭취량을 경감시키는데 유용한 자료가 된다. 玄米를 관행 精白처리(精白度>9%) 한후 쌀겨와 백미를 分離 殘留農藥을 조사한 결과⁽¹⁰⁾ 유기염소계 농약중에서도 물에 대한 용해도가 가장 높은 γ -BHC(7.9 ppm, 25°C)가 식물 조직내로 침투 移行하기 쉽고 白米部(胚乳)에 잔류량의 60%가 함유되어 있었고, 여기에 비하여 p, p'-DDT는 물에 대한 용해도가 낮아(0.025 ppm, 25°C) 침투이행성이 낮다. 脂溶性이 높으므로 잔류량의 약 70%가 쌀겨부분에 함유되어 있다. Marathon, EPN, 바이지돈 등의 有機磷劑 살충제에서는 殘留量의 약 80% 이상이 쌀겨부분에 함유되어 있었으며 다이시스톤에서는 약간의 침투성을 갖고 있는 것이 인정되었고 약 35%가 白米부분에 殘留하고 있었다. BPMC, CPMC 등의 carbamate 살충제도 대부분이 쌀겨부분에 存在하고 있었다. PMA, CPA 등의 살균제는 白米에 약 60%가 殘留하고 있는 것으로 나타났다. 이와같이 化合物에 따라 種實中の 分布가 다른 것은 化合物의 水溶性, 脂溶性, 植物成分, 特히 저장단백질과의 親和性 등과 관련되는 것으로 생각된다. 한편 과실에 대해 果皮와 果肉中の 殘留農藥의 分布조사는 몇편의 報告가 있으며 p,p'-DDT, endrin, difoltan, sumithion 등의 농약은 잔류량의 97% 이상이 果皮부분에 存在하며 果皮의 wax 층에 吸着 또는 溶解되어 있으며 果肉에의 침투는 적은 것으로 나타나고 있다. 따라서 이들 殘留農藥成分은 果皮를 벗겨 먹음으로써 대부분 제거될 수 있다. 여기에 비하여 carbaryl(sevin)은 果肉에 78% 침투하고 있다. 또 복숭아에 있어서는 바이지드가 30% 정도 침투되고 있는 것으로 알려졌다. 農藥의 使用量이 增大됨에 따라 殘留性이 問題가 되어 물 또는 증성세제로 出荷전에 씻어서 파는 것이 보통이나 이때 水洗에 의해 除去된 殘留農藥은 DDT의 경우 中性洗劑 0.1%를 함유하는 물에 약 5분간 침적한 후 스폰지를 이용하여 10分 세척하여 분석한 결과 제거율은 9.8~24.4%로 살포후 경과 일수가 짧을 때는 제거율이 높고 경과일수가 數日인 경우는 제거율이 낮았으며 平均 14.5%이었다. 사과와 잔류 DDT의 水洗효과에 대해서는 Wolfe⁽⁶⁷⁾에 의해 검토되었으나 제거율은 28~52%나 된다는 것을 報告하고 있다. 이는 기계식세척의 brushing 效果가 加味되기 때문에 제거율이 높게 나타나고 있다. 이와같이 사과果皮에 있는 DDT의 一部는 物理的으로 부착되어 있지만 대부분은 果皮의 cuticula 층의 wax 층에 용해되어 있는 것으로 생각된다. Gunther⁽⁶⁸⁾가 캘리포니아 감귤類에 대해서도 여러가지 살충제의 세척효과에 대해서 조사하였다.

DDT에서 나타난 바와 같이 처리후 경과일수가 지날

수록 세척效果가 낮게 나타났다. 國內에서는 송⁽⁸⁹⁾, 박동⁽⁹⁰⁾이 각종 채소류의 유기염소계 농약오염도를 조사한 바 있으나 total BHC에서는 0.03~0.12 ppm 정도로 나타났으며 현미에서는 0.001~0.005 ppm 수준이었고, 과일류에서는 0.002~0.088 ppm으로 나타났다. 그리고 aldrin系 農藥에서는 현미, 채소, 과일류에서 거의 불검출로 나타났으나 무우에서 dieldrin, 오이에서 dieldrin과 aldrin이 trace로 검출된 바 있었다. DDT의 경우는 玄米中에서는 불검출이었으며 과일과 채소류에서는 불검출 ~0.01 ppm 수준으로 나타났다. 이러한 점으로 비추어보아 우리나라에서는 유기염소계 농약에 의한 土壤 및 農產物의 殘留性 問題는 우려할 바가 되지 못하는 것으로 생각된다.

(2) PCB에 의한 汚染

PCB는 日本에서 1963年 살겨기름 中毒事件의 原因物 質로 밝혀진 이후 河川水, 土壤, 魚貝類, 農產物, 畜產物, 종이 등을 調査한 결과 PCB가 檢出되어 심각한 環境오염물질로 대두되게 되었다^(19,70,71).

PCB는 biphenyl의 水素가 염소로 치환된 物質의 총칭으로 1염화물이 3개, 2염화물이 12개, 3염화물이 21개 등 최고 10개의 수소가 모두 염소로 치환된 物質이므로 理論상으로 210개의 化合物이 存在하지만 보통 3~6염소화합물이 많다. 이들 biphenyl과 같은 방향족 탄화수소를 염소화 할 때는 많은 異性體가 同時에 생기므로 製品은 異性體를 함유하는 化合物의 混合物이다. 이와같이 PCB는 多數化合物의 混合物이므로 製品에 따라 염소화합물의 조성이 다르므로 分析方法, 농도표시, 독성판정 등이 곤란하며 또한 염소수의 차이에 의한 物理化學的 性質의 差異 및 油狀액체가 백색 결정으로 투명한 脂肪물질까지 상변화가 있다.

그러나 PCB는 물에 대한 不溶性, 化學藥劑에 대한 安定性, 不然性, 絶緣性 및 耐性 등의 매우 뛰어난 특징을 갖고 있기 때문에 各種工業에 使用되어 왔다. 日本의 경우 1971년까지 推計한 使用量을 보면 電氣製品에 36,140 ton, 熱媒體로 8,500 ton, 減壓紙 5,350 ton 등 총 52,900 ton이 使用되었다. 우리나라는 PCB 使用量에 대한 公式的인 推計資料가 없어 얼마나 使用되어 왔는가를 정확히 알수 없지만 절연유등 工業用으로 상당량 수입사용되어 왔을 것으로 생각된다.

현재는 環境청고시 제 83-128호(1983, 6.29)로 수입 추천품목으로 지정되어 앞으로 수입 사용되는 량에 대해서는 정확한 推計가 이루어지고 용도에 따른 관리가 철저하게 이루어질 것이다.

PCB는 環境中에서 消失되는 과정이 크게 光分解나 生物에 의한 代謝分解로 나누어 생각할 수 있다. 一般의므로 자연환경에서는 광분해에 의한 PCB의 소실은

그렇게 기대할 수 없으며 생물에 의한 분해가 주체를 이루고 있다. 생물농축 과정에서는 일반적인 축적뿐만 아니라 생체내에서 대사분해에 의한 소실도 포함되어 있다. 자연 토양중에는 다종다양한 미생물이 존재하며 활발한 대사분해가 이루어지고 있으며 특히 건조 및 습윤을 반복하는 잠토양에서는 미생물에 의한 분해가 강하다. 예를들면 충분히 건조시킨 후에 담수상태로 한 토양중에 BHC를 살포하던 5주간 사이에 95% 이상이 분해된다. 그러나 PCB를 살포한 시험에서는 1년을 경과하여도 거의 분해가 되지 않고 殘留하였다. 이 실험은 BHC를 분해하는 토양미생물이 거의 없음을 증명해 준 것이며 항시 담수상태에 있는 해양저질에서는 PCB의 대부분이 잔류하고 있는 것도 미생물에 의한 분해가 거의 일어나고 있지 않기 때문일 것이다. 특정 미생물을 이용 여러가지 기질을 함유하는 액체 배양액에서는 PCB가 分解되는 것으로 알려져 있다. 古河等^(72,73)은 치환염소의 數와 位置를 달리하는 많은 종류의 PCB 化合物을 이용 alcaligenes와 acinetobactor에 의한 대사분해를 검토한 결과 치환염소수가 적은 PCB는 분해가 되기 쉬우나 4염소화합물 이상은 거의 분해되지 않았다. 그리고 저 염소화합물일지라도 ortho type는 분해되기 어려우며 benzoic acid가 대사물로 생성됨을 알았다. 같은 결과는 Clark⁽⁷⁴⁾ 및 Ahmed⁽⁷⁵⁾ 등의 연구에서도 나타났었다. PCB가 어떤 種의 미생물에 의해서 분해되는 것은 확인되었으나 현실의 환경속에서는 전혀 있을 수 없는 조건에서 반응된 것이다.

물고기는 鳥類나 哺乳類에 비해 대사분해력이 낮은 것으로 알려져 있다. Hutzinger等⁽⁷⁶⁾은 rat, 비둘기, mouse에 4-monoCB, 4,4'-diCB, 2,2', 5,5'-tetra CB 및 2,2', 4,4', 5,5'-hexa CB를 경구투여한 결과 rat나 비둘기에서는 배설물 중에서 monohydroxy體와 dihydroxy 體의 대사물이 검출되었으나 mouse에서는 대사물이 전혀 검출되지 않았다. Hinz등⁽⁷⁷⁾은 송어, 독중개 및 금붕어 등 3종류의 물고기에 2,2', 5-tri CB를 경구투여한 결과 송어와 독중개는 대사물을 생성하지 않았지만 금붕어에서는 약간의 glucurnoide 抱合體와 monohydroxy體등에 대사물이 검출되었음을 보고한 바 있다. 또 green sunfish에서는 3 염소화합물이 대사되지만 4염소 및 5 염소화합물은 거의 대사되지 않는다는 것이 보고된 바 있다⁽⁸⁶⁾. 이외에도 Jensen⁽⁸¹⁾, 杉浦⁽⁸⁰⁾, Bradlow⁽⁸²⁾, 吉村⁽⁷⁸⁾, Jansson⁽⁸³⁾ 및 小林等⁽⁷⁹⁾에 의해 대사물 및 대사생성물에 관한 연구가 있으나 대개 치환염소 수가 적은 PCB의 대사가 인정되고 있으며 土量은 매우 적은 것으로 보아 food chain에 의한 PCB의 生體농축 현상이 큰 것으로 나타나고 있다.

PCB의 급성독성은 일반적으로 DDT의 1/30~1/300,

dieldrin의 1/1,000~1/8,000 정도로 알려져 있지만 만성독성에 대해서 아직도 밝혀진 바 없다.

PCB의 환경계 오염실태는 1971年 日本科學技術廳이 중심이 되어 조사연구된 바 있으나 魚貝類에서는 총 70검체에서 0.003~4.10 ppm 정도로 검출되었으며 식품에서는 우유 26검체중 불검출~0.02 ppm, 쇠고기에서는 32검체중 불검출 ~0.2 ppm 수준으로 검출되었다. PCB의 토양으로부터 작물체로 이행하는 것은 명확하게 밝혀진 바 없으나 滋賀縣草津市の PCB오염 事例에서 나타난 바와 같이 현미에 함유된 PCB는 거의가 쌀겨부분에 存在하는 것으로 보아 經根으로부터 吸收된 PCB가 동도조직을 통하여 脂肪分을 축적하는 부위에 함유되는 경우와 物理的 표면장력에 의한 상승으로 물이 증산된 후에 표층조직에 PCB가 殘留하는 경우가 있는 것으로 생각된다.

表 16에서 玄米 4件은 0.05~1.33 ppm이었으며 이것을 精白한 2件은 0.002~0.004 ppm으로 나타났다.

그리고 1971年 日本環境廳(85)이 實施한 PCB의 오염 우려지역의 토양오염실태 조사결과는 表 17에서 보는 바와 같이 土壤中 PCB의 검출율은 60%이었으며 동시에 조사한 玄米中の PCB 검출율은 2% 이었고 검출범위는 불검출~1.33 ppm이었다.

表 16. 農作物中の PCB 함유량⁽¹⁹⁾

검 체 명	검체수	검출범위 (ppm)	평균 (ppm)
야채, 과일	7	ND~1.00	0.1
현 미	9	ND~1.33	—

表 17. 土壤 및 玄米中の PCB 含量

검 체 명	검체수	검출범위 (ppm)	검출율 (%)
土 壤	88	ND~1.20	60
玄 米	33	ND~1.33	20

4. 結 論

이상과 같이 토양 및 농산물의 有害重金屬 오염과 잔류농약오염 및 PCB 오염에 대하여 社會地理的 여건과 農業環境 여건이 비슷하면서도 土壤 및 農産物오염이 크게 問題視되었던 日本과 우리나라의 比較分析하여 보았다. 重金屬오염에 있어 우리나라는 金屬鑛山이 日本보다 훨씬 적기 때문에 公害疾病을 유발할 정도로 토양 및 농산물오염이 우려되지는 않지만 近來의 工業

化와 都市化에 따른 각종 汚染物質의 배출증가로 말미암아 주요 工團 및 都市 주변 농경지의 농업생산 환경의 汚染要因이 증가되어가고 있고 비록 유기수은계 농약 및 유기염소계 농약과 같이 잔류성이 강한 농약에 대해서는 이미 生産 및 販賣금지 조치가 취해진 했지만 단위면적당 生産力을 높이고 農村소득 증대를 위해 施設배가 늘어나 肥料, 農藥, 除草劑 및 生長調節物質 등의 農藥化學物質을 대량으로 使用하고 있어 이들 物質의 誤用 내지는 盜用으로 인한 오염이 우려되고 있다. 그러므로 앞으로는 土壤 및 生産物汚染을 豫測하고 방지하기 위해서는 全國的으로 모니터링시스템을 구축하여야 할 것이며 오염이 우려되거나 오염지역 농경지에 대해서는 대책조사를 실시하여 防止事業을 강력히 추진하여 날로 늘어나고 있는 汚染要因으로부터 農業環境을 保全해 나가야 할 것이다.

參 考 文 獻

1. 坂井弘(監修)(1974) : 農業公害ハンドブック, 地人書館.
2. 環境廳 土壤農業課編著 (1973) : 土壤汚染, 白亞書房.
3. 涉谷政夫 (1978) : 環境汚染と農業.
4. 松尾孝嶺 (1979) : 環境農業概論, 農山漁村文化協會.
5. Lagerwerfe, J. V. (1972) : *Soil Sci. Soc. Am.*, USDA Res. Service, Beltsville, Maryland.
6. 山田忠男, 吉田武彦 (1971) : 公害と日本の科學者, 2, 23.
7. 森下豊昭 (1972) : 化學工業, 52, 1322.
8. 環境廳編 (1984) : 環境白書, 大藏省印刷局發行, 283.
9. 古谷貞治 (1965) : 九州大學藝誌, Vol. 23, p. 45.
10. 金澤 純 (1971) : 農業技術研究所 年報 C, No. 25.
11. 山根忠昭, 山路 健, 高見有一 (1976) : 島根農試研報, 14, 1~17.
12. Reed, E. A. & Sturgis, M. B. (1963) : *J. Am. Soc. Agr.*, 28, 432.
13. 農林省農蠶園藝局 (1974) : 昭和48年度 土壤汚染防止對策 調査成績書.
14. 群馬縣農試 (1969) : 鑛工害對策調査事業成績書.
15. Mitchell, R. L. (1955) : *Soil Chemistry*, p. 253.
16. 青峰重範, 本莊吉男 (1954) : 日本土壤肥料學雜誌, 25.
17. 青峰重範, 本莊吉男 (1956) : 日本土壤肥料學會誌.
18. 青峰重範, 本莊吉男 (1957) : 日本土壤肥料學會誌.
19. 環境廳編 (1972) : 有機汚染物質と 土壤汚染.
20. 茅野充男 (1967) : 茨城大學農學術報, No. 15, 105.
21. 茅野充男 (1972) : 近代農業における 土壤肥料の研究, 第3集, 75.

22. 石塚喜明, 田中 明 (1962): 日本土壤肥料學會誌, **33**, 421.
23. 北岸隆三, 茅野充男 (1965): 日本土壤肥料學會誌, **37**, 6.
24. 羽根田利占, 坂上朗 (1969): 静岡縣農試研報, **14**, 7.
25. 前田信壽, 千代未智 (1957): 日本土壤肥料學會誌, **28**, 185.
26. 宮松一夫, 坂東義仁, 寺島利夫 (1972): 福井縣農試研報, **9**, 15.
27. 越野正義 (1973): 農技研報 B, No. 24.
28. 飯村康二, 伊藤秀文 (1971): 中部土壤肥料研究, **34**, 1.
29. 立谷壽雄, 館川洋, 横木信行 (1972): 福井縣農試研報 No. 10, p. 1.
30. 淺見輝雄 (1972): 日本土壤肥料學會誌, **43**, 339.
31. 九州農試 (1971): 水質汚濁が農作物被害に及ぼす影響の解析に關する研究, 1970年度成績書, p. 1.
32. 水野直治, 山上良明 (1972): 日本土壤肥料學會誌, **43**, 383.
33. 大分縣農技センター (1971): 土壤肥料成績書, 1970春夏作, p. 51.
34. 増井正芳外 (1971): 東京都農試研報, No. 5, p. 1.
35. 金澤 純 (1971): 北日本病虫研報, No. 22, p. 1.
36. 白鳥孝治外 (1973): 千葉縣農試研報, No. 13, 83.
37. 水野直治 (1972): 日本土壤肥料學會誌, **43**, 179.
38. 農林省農政局 (1972): 土壤保全對策資料, No. 38, p. 1.
39. 涉谷政夫, 西垣善, 新井都子 (1964): 農林水產技術會議事務局, p. 169.
40. 山添文雄, 白鳥孝治, 吉野實, 飯村康二 (1973): 日本土壤肥料學會誌, **45**(3), 132.
41. 古谷貞治, 麓島豊 (1965): 九州大學農學藝誌, **21**, 371.
42. 山田忠男 (1970): 農技研報 C, No. 24, p. 165.
43. Boorer, J. R. (1944): *Ann. Appl. Biol.*, **31**, 340.
44. 荒木隆男, 豊田榮, 水澤芳名, 鈴木直治 (1965): 日本植物防疫協會, 10~16.
45. 岡本弘 (1958): 日本植物病理學會, 9.
46. 守谷茂雄, 富澤次郎, 諏訪内正名 (1965): 日本植物防疫協會, 5~9.
47. 富澤長次郎 (1957): 日本植物病報, **22**, 45.
48. 富澤長次郎 (1966): 食品衛生學雜誌 **7**, 26.
49. 青峰重範 (1967): 使用した農藥の行方, 科學, **37**, 651.
50. 能勢和夫, 鈴木隆之 (1967): 農藥生產技術, **17**, 9.
51. 能勢和夫 (1967): 農藥生產技術, **17**, 29.
52. Kimura, Y. & Miller, V. L. (1960): *Agr. Food Chem.*, **12**, 253.
53. Miller, V. L., Lillis, D. & Csonk, E. (1958) *Anal. Chem.*, **30**, 1705.
54. Gage, J. C. (1961): *Analist*, **86**, 457.
55. 入鹿山且朗外 6人 (1964): 日本衛生雜誌, **19**, 246.
56. 上田雅彦, 田植榮, 近澤絃史, 間崎直典 (1978): 食品衛生學雜誌, **19**, 105.
57. 金成謙外 4人 (1969): 農事試驗研究報告, **12**(3), 55.
58. 李徹, 金洛培, 李仁鍾 (1975): 한국원자력연구소기술보고서, **2**(2), 567.
59. 梁在昇, 李瑞來, 盧在植 (1979): 한국식품과학회지, **11**(3), 176.
60. Carson, R. (1962): Silent Spring, HMCB(Cambridges).
61. Herman, S. G. et al. (1969): Chemical Fallout, p. 24.
62. Lichtenstein, E. P. (1960): *J. Agr. Food Chem.*, **8**, 448.
63. Bruke, J. & Giuffrida, L. (1964): *J. Assoc. Offic. Agr. Chemists*, **47**, 326.
64. Beall, M. L., Nash, R. G. (1969): *Agronomy J.*, **61**, 571.
65. Elgar, K. E. (1966): *J. Sci. Food Agr.*, **17**, 541.
66. 西本孝男, 上田雅彦, 田植榮, 近澤絃史 (1971): 食品衛生學雜誌, **12**, 56.
67. Wolfe, H. R., Elliot, J. W. Durham, W. F. (1959): *J. Econ. Entomol.*, **52**, 1053.
68. Gunther, F. A. (1969): *Residue Reviews*, **28**, 1.
69. Edwards, C. A. (1966): *Residue Reviews*, **13**, 83.
70. 日本化學會編 (1980): 環境汚染物質シリーズ PCB, 丸善株式會社.
71. 日本分析化學研究會編 (1973): PCBの分析と解説, 科學新聞社.
72. Furukawa, K., Matsumura, F. (1976): *J. Agr. Food Chem.*, **24**, 251.
73. Furukawa, K. et al. (1978): *Appl. Environ. Microbiol.*, **35**, 223.
74. Clark, R. R. et al. (1979): *Appl. Environ. Microbiol.*, **37**, 680.
75. Ahmed, M. & Focht, D. (1973): *Can. J. Microbiol.*, **19**, 47.
76. Hutzinger, O. et al. (1972): *Science*, **178**, 312.
77. Hinz, R & Matsumura, F. (1977): *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **18**, 631.
78. 吉村英雄 (1976): 化學と生物, **14**, 70.

79. 小林邦男(1979) : 化學と生物, **17**, 767.
80. 杉浦・桂外(1975) : 第 2 回環境汚染物質と Toxicology Symposium, 岐阜, p. 72.
81. Jensen, S. & Sundström (1974) : *Ambio.*, **3**, 70.
82. Bradlaw, U. A. & Custerline, J. L. Jr. (1979) : *J. off. Anal. Chem.*, **62**, 904.
83. Jansson, B. et al., (1975) : *Ambio.*, **4**, 93.
84. Yoshida, S. & Nakamura, A. (1979) : *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **21**, 111.
85. 環境廳編(1972) : PCB による土壤汚染實態調査結果告書.
86. Sanborn, J. R. et al. (1975) : *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **13**, 209.
87. 金澤 純, 佐藤六郎 (1965) : 日本植物防疫協, 17~25.
88. Smart, N. A. (1968) : *Residue Reviews*, **23**, 1~36, Springer Verlag.
89. 宋哲外 6人 (1977) : 國立保健研究院報, **14**, 273.
90. 박창규, 이규승, 유재윤(1974) : 한국농화학회지, **17**(3), 177.
91. 서울수외 5人 (1981) : 국립환경연구소보, **3**, 177.
92. 서울수외 5人 (1982) : 국립환경연구소보, **4**, 198.
93. 陽捷行, 安田環, 荒木浩一 (1973) : 東近農試研報, No. 25, p. 48.
94. 上田弘美, 下田健之助 (1971) : 島根農試研報, No. 11, p. 26.
95. 愛知縣農總試 (1972) : 水質汚濁対策試驗成績書, p. 127.
96. 宮崎政光 (1960) : 農業及び園藝, **35**, 541.
97. 塚本正一郎, 藤井有文, 新堀孝子(1954) : 東北農試研報, **7**, 191.
98. 石川縣農試 (1973) : 農業環境保全に関する成績書, p. 47.
99. 渡邊和夫, 大竹俊博 (1973) : 山形縣農試研報, No. 7, p. 69.
100. 天正清 (1973) : 近代農業における土壤肥料の研究, 第 4 集, p. 65.
101. 이재관외 5人(1979) : 국립보건연구원보, **16**, 435.
102. Bowen, H. J. M. (1966) : *Trace Elements in Biochemistry*. Academic Press, New York.
103. 秋田農試 (1954) : 銅鑛害地水田における有機物試驗成績書.