

土壤處理 農藥劑의 分解率에 관한 研究

第一報. Parathion의 土壤中 分解에 대하여

林善旭 · *姜奎寧 · 崔龍洛

서울 大學校 農科大學 農化學科, *慶尙 大學校 農科大學 農化學科
(1983년 11월 3일 수리)

Degradation Pattern and Rate of Some Pesticides in Soils

Part I. Degradation Pattern and Rate of Parathion in Soils

Sun-Uk Lim, *Kyu-Yung Kang and Yong-Lak Choi

Dept. of Agri. Chemistry, College of Agriculture, Seoul Nat'l. University, Suwon, Korea
*Kyung-Sang Nat'l. University, Jin-Ju, Korea

Abstract

The effects of some soil conditions on the degradation rate and decomposing pattern of parathion were investigated and the obtained results are summarized as follows:

Parathion degraded more rapidly in flooded soils than in non-flooded, in wet soils than in dry soils under non-flooded soils.

The degradation rates in paddy and upland soils increased at high temperature than low temperature, higher pesticide concentration than low concentration and higher soil pH level.

Parathion in paddy and upland soils was more persistent under soil sterilization than under non-sterilization and degraded rapidly in glucose application.

Parathion was more persistent in upland soils than paddy soils under several factors described above.

The metabolites identified from the paddy and upland soils by TLC include para-oxon (Rf 0.5), aminoparathion (Rf 0.27), p-nitrophenol (Rf 0.2), p-aminophenol (Rf 0.15).

Soil enzyme, acid phosphatase activities decreased more at flooded soils than non-flooded, higher pesticide concentration than low concentration and higher soil pH level and the activity in glucose application was increased.

Soil enzymes, urease and dehydrogenase activity decreased more at higher pesticide concentration than low concentration.

Comparing with soil enzyme activity in paddy and upland soil, the former was higher than the latter.

이 연구는 아산연구재단의 지원에 의하여 이루어진 것이며 이에 감사의 뜻을 포함합니다.

緒 論

作物을 保護하기 위하여 使用되는 각종 殺菌劑 殺虫劑 및 除草劑는 農耕地 土壤에 직접 處理하거나 植物體에 處理한 것도 결국은 多少間 土壤에 集積되므로 이들의 土壤中 行動은 여러 側面에서 追究하게 되어진다.

有機合成 農藥이 自然界에서 分解 消失되는 速度와 過程은 物質의 種類와 環境 條件에 따라 다를 것이나, 대체로 土壤 中에서는 土壤 膠質物에 의한 吸着, 溶脫, 蒸發, 揮散, 流去 등의 物理的인 移動과 여러 形式의 微生物의 分解, 動植物에 의한 化學的 分解, 光線에 의한 分解, 土壤 酵素에 의한 分解, 變形 등의 化學的 및 生化學的 過程에 의하게 된다^{8,9)}. 또한 土壤中에서 農藥의 행동은 複雜多樣하여 溫度^{22,27)}, 水分^{22,27)}, 光^{5,18)}, 土壤種類^{1,34)}와 條件^{19,21)}, 微生物^{17,25,33)} 등의 環境要因의 影響을 받게 된다.

現在 使用되는 農藥種의 대부분은 程度의 차이는 있으나 生物體에 대하여 毒性物質이므로 土壤 汚染 및 生態學的인 見地에서 또는 安全使用를 위하여 農藥의 自然界에서의 行動 및 分解를 究明하는 것은 基礎的으로 要求되는 課題가 될 것이다.

本 試驗은 주로 農耕地 土壤에 處理되는 農藥劑 中에서 parathion의 行動 및 分解를 追究하기 위한 것이며 室內試驗으로 實施한 結果를 報告하고자 한다.

有機磷系 殺虫劑인 Parathion(o, o-diethyl-o-p-nitrophenyl phosphorothioate)^{10,23,32)}은 變形 및 分解가 비교적 쉽고 빠르게 動植物 體內에서도 酵素的으로 쉽게 分解되어 慢性毒性的 問題는 誘發되지 않으나, 土壤中에서는 環境條件에 따라 變形, 分解速度 및 殘留量에 差異가 있으며 境遇에 따라서는 비교적 長期間 잔류하게 되므로, 分解에 미치는 몇가지 環境要因의 影響과 分解產物을 追究하였으며, 土壤 酵素의 活性에 미치는 影響도 보았다.

材料 및 方法

1. 材料

parathion의 標準品은 和光 純藥劑品(日本, 純度 99%)을 使用하였고, 處理用은 第一農藥의 (粒劑 5%) 製品을 使用하였으며 殘留量 分析用 試藥인 Acetone, Benzene, Chloroform 등은 Kanto Chemical Co., (日本)製品을 使用하였고 其他 一般試藥은 一級試藥을 使用하였다.

土壤은 農村振興廳 畜作試驗場의 畜土壤과 서울대 農科大學 實驗農場 田土壤을 採取한 후 風乾시켜 細土部分을 취해서 使用하였으며 使用된 土壤의 성질은 Table 1과 같다.

2. 實驗方法

가. 農藥 處理

1) 土壤 水分含量에 따른 分解 : 土壤 3kg을 pot에 取하고, 畜土壤은 圃場容水量 정도 的인 밭 狀態와 澁水狀態로 水分을 유지시키고 田土壤은 乾燥 狀態(水分含量 8.2%)와 60% 最大容水量(수분함량 23.8%) 정도 유지시킨 것과 澁水狀態의 것을 2反復 處理하여 土壤 무게를 기준으로 10ppm이 되게 parathion 粒劑를 균일하게 섞은 후 뚜껑으로 덮고 25°C에서 恒溫靜置하였다.

2) 溫度의 차이에 따른 分解 : 畜土壤 3kg을 pot에 取하여 澁水狀態로 水分을 유지시켜 10ppm이 되도록 藥劑를 균일하게 섞은 후 10°C와 25°C의 溫度 차이로 恒溫靜置하였다.

3) 處理藥劑의 濃度 차이에 따른 分解 : 土壤 3kg을 pot에 取하여 畜土壤은 澁水狀態로 水分을 유지시키고 田土壤은 60% 最大容水量 정도 的인 수 분을 유지시켜 濃度 수준을 10, 100, 250ppm이 되도록 藥劑를 균일하게 섞은 후 25°C의 온도에서 恒溫靜置하였다.

4) 分解에 미치는 土壤 微生物의 影響 : 土壤을 加壓殺菌器에 넣어 1일 간격으로 121°C(1.2kg/cm²)에서 1時間 동안 3回 加壓殺菌³⁰⁾ 시켰다. 殺菌 土壤에 殺菌한 증류수로 畜土壤은 澁水狀態로

Table 1. Physico-chemical properties of the soil used

| Soil | pH(1 : 5H ₂ O) | Sand(%) | Silt(%) | Clay(%) | Texture | O.M(%) | T-N(%) |
|-------------|---------------------------|---------|---------|---------|---------|--------|--------|
| Paddy soil | 4.9 | 41.2 | 30.3 | 28.5 | CL | 2.43 | 0.14 |
| Upland soil | 5.7 | 28.4 | 34.4 | 37.2 | CL | 1.84 | 0.13 |

田土壤은 60% 最大容水量 정도로 하였고, 非殺菌土壤에 土壤 1kg當 1M glucose 용액을 10ml씩 첨가한 것과 보통土壤을 殺菌土壤 수준으로 수분을 유지시킨 후에 10ppm이 되도록 藥劑를 균일하게 섞은 후 25°C에서 恒溫靜置시켰다.

5) 土壤 反應(pH)의 영향 : 試料土壤을 CaCO₃로 調整한 土壤의 pH가 田土壤이 pH 5.7, 7.1, 9.5, 였고 畚土壤은 灌水狀態 후에 pH 5.6, 7.3, 9.5가 되었다. 3kg의 土壤을 취하여 畚土壤은 灌水狀態로 田土壤은 60% 最大容水量 정도의 水分을 유지시켜 10ppm이 되도록 藥劑를 균일하게 섞은 후 25°C에서 恒溫靜置하였다.

上記의 農藥處理가 끝난 土壤試料를 處理日로부터 0, 4, 8, 15, 25, 40, 60日에 殘留量 分析과 托양의 酵素活性를 측정했다.

나. 殘留量 分析

分析 예정일에 土壤을 採取하여 60% 最大容水量 정도로 건조시킨 후 土壤 20g을 삼각 후라스크에 옮기고 Benzene-Acetone(3 : 1) 混液으로 60ml를 加하여 반복 추출하여 餘과한 여액을 減壓濃縮시킨 후에 Averell과 Norris의 方法²⁾으로 550m μ 에서 分光光度器로서 측정하였다. 回收率 試驗은 土壤 20g에 Benzene에 용해된 parathion 標準品 200 μ g을 處理하여 1일간 靜置시킨 후 殘留量을 分析한 結果, 回收率은 畚土壤이 89~93%, 田土壤이 91~95%였다.

다. 薄層 크로마토그래프法에 의한 分解產物의 分離

農藥 處理 후 는 土壤과 밭 土壤에서 시기별로 採取한 試料를 Acetone : Benzene(1 : 3) 混液으로 반복 추출한 것과 Acetone-Chloroform(1 : 9) 混液으로 抽出한 것을 함께 濃縮시켜서 分離用 試料로 使用하였고, Silicagel GF를 입힌 0.25mm의 plate에 spot하여 전개용매(hexane-chloroform-methanol=7 : 2 : 1)로서 展開시킨 후에 0.5% 염화과과디올과 5N-NaOH로서 發色시켜서 標準物質을 대조로하여 確認하였다.

라. acid phosphatase 活性의 測定

sodium p-nitrophenyl phosphate와 원충액을 加하여 37°C에서 1時間 恒溫시킨 후에 生成된 p-nitrophenol의 量을 400nm에서 흡광도를 測定하였다.

마. dehydrogenase 活性의 測定

Caside의 方法⁹⁾에 의하여 triphenyltetrazolium-Cl(TTC) 溶液을 添加하여 반응 후 生成된 triphe-

nylformazan을 85% ethanol로 抽出하여 485nm에서 吸光度를 測定하였다.

바. Urease 活性의 測定

10% 尿素 溶液과 pH 6.7 citrate buffer를 加하여 37°C에서 3시간 恒溫시킨 후에 生成된 암모니아의 量을 phenol-hypochlorite 反應에 의하여 620nm에서 測定하여 Urease 活性를 나타내었다^{13, 31)}.

結果 및 考察

1. 土壤 水分含量에 따른 分解

土壤 水分含量에 따른 分解 樣相을 Fig. 1에 나타냈다.

畚土壤은 平均 分解 半減期가 非灌水狀態에서는 31日로서 灌水狀態의 23日보다 8日 정도나 길었으며, 分解率은 전반적으로 3%에서 13%에 이르기까지 灌水狀態가 높았으며, 田土壤에서 分解 半減期는 灌水狀態가 25日로서 밭 狀態(60% 最大容水量)의 35日보다 10일이나 짧았으며, 乾燥狀態는 112日로서 더욱 큰 차이를 보였으며 分解率도 灌水와 밭狀態는 最高 10%까지 밭 狀態와 乾燥狀態는 最高 40% 정도까지의 차이를 나타내었으며 畚土壤은 같은 條件에서 田土壤에 비하여 分解 半減期가 짧았으며 分解率도 전기간을 통하여 높은 分解를 보였다.

이와 같이 parathion이 는 밭 土壤에서 水分이 많은 條件일수록 分解가 빠른 것은 밭 狀態의 土壤에서 乾燥土壤보다 水分이 많을수록 分解가 빠르고¹⁴⁾, 性質이 다른 4種類의 土壤에서도 灌水狀態가 밭 狀態보다 더욱 빨리 分解된다는 다른 報

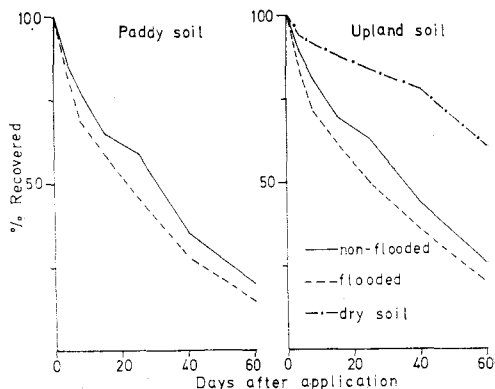


Fig. 1. Degradation curves of parathion under different moisture contents.

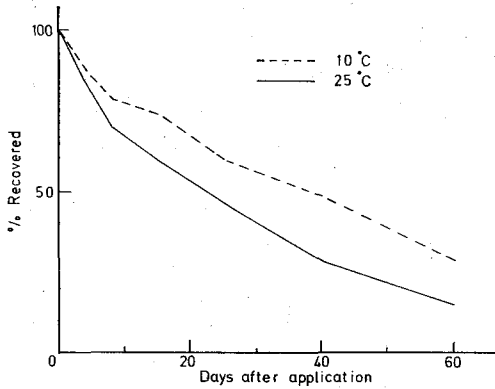


Fig. 2. Degradation curves of parathion under different temperature.

文²⁴⁾의 결과와 일치하였다.

湛水狀態에서 分解 촉진 현상은 土壤中에서의 parathion의 分解中 加水分解시키는 土壤의 촉매적 活性에 水分이 많은 영향을 미쳐 水分이 많을 시에는 加水分解가 잘 일어나며 嫌氣性 分解菌의 活性이 증가된 조건에 起因된 것으로 해석된다.

2. 溫度의 영향

處理溫度를 달리 했을 경우의 分解 樣相을 Fig. 2에 나타냈다.

平均 分解 半減期가 低溫區인 10°C는 35日인데 高溫區인 25°C는 23日로서 12日 정도의 差異로서 溫度의 영향이 현저하게 나타났으며 分解率도 1주일 이후 부터는 전반적으로 14~20% 정도의 差異로 低溫區의 分解가 늦었는데 이는 Sacher 等²⁵⁾이 parathion의 分解가 夏節期엔 기온이 낮은 冬

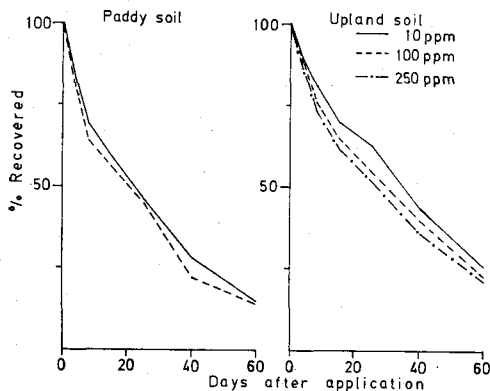


Fig. 3. Degradation curves of parathion under different pesticide application concentration.

節期에 비하여 1.5주 정도나 分解 半減期가 짧다고 했던 보고 내용과 일치한다. Faust¹¹⁾는 물에서 parathion 分解에 溫度가 큰 효과를 미친다고 했는데 10°C보다 30°C에서 5.5배 이상이나 半減期가 짧다고 했다.

parathion의 土壤中에서의 分解機作이 加水分解와 微生物에 의한 것으로 생각 되어서므로 高溫일 수록 加水分解의 促進과 土壤微生物의 活動이 더욱더 活發해지는 것 등의 間接的인 영향인 것으로 해석되어진다.

3. 處理 濃度의 영향

處理 濃度를 달리 했을 경우의 分解 樣相을 Fig. 3에 나타냈다. 畚土壤에서 平均 分解 半減期는 高濃度인 100ppm 處理가 21日이었고 低濃度인 10ppm 處理는 23日로서 큰 차이는 볼 수 없었으나 分解率은 高濃度에서 전반적으로 높은 경향이 있었으며, 田土壤에서는 分解 半減期가 10ppm 處理가 35日, 100ppm 處理가 29日, 250ppm 處理가 26日로서 高濃度 處理區일수록 짧았으며 分解率도 高濃度 處理에서 전반적으로 높았으며 最高 12%까지의 차이를 나타내어 畚土壤과 같은 경향을 보였으나 畚土壤이 田土壤에 비하여 10ppm 處理가 12日 100ppm 處理가 8日 정도로 빠른 分解를 보였다. 이와 같이 高濃度에서 分解가 促進되는 것은 高濃度일수록 分解產物을 嫌氣性菌의 영양분으로 많이 이용하는 高基質濃度 效果를 비롯한 다른 복합적인 要因에 의한 것으로 해석되어지며 Naumann 等¹⁷⁾은 많은 종류의 微生物이 parathion과 methyl parathion을 基質로 利用하여 土壤中의 菌수가 增加될 수 있다고 하였고, 分解產物의 一種인 p-nitrophenol을 處理한 후 parathion의 分解는 p-nitrophenol을 에너지源으로 利用하는 加水分解 微生物의 증가를 가져와 分解가 촉진되었다는 보고도 있다.

4. 土壤微生物이 分解에 미치는 영향

加壓殺菌 土壤과 非殺菌 土壤에 處理한 parathion의 分解 樣相을 Fig. 4에 나타냈다.

畚土壤에서 平均 分解 半減期는 포도당 첨가구가 11日, 非殺菌 處理區가 23日, 殺菌區가 116日 정도로 커다란 차이를 나타냈고, 處理後 90일째의 分解率이 殺菌區, 非殺菌區, 포도당 첨가區가 각각 43%, 90%, 95%로서 차이가 매우 크게 나타났다. 田土壤에서 分解 半減期는 포도당 첨가구가 21日, 非殺菌 處理區가 35日, 殺菌區가 125日 정도로 微生物의 영향이 매우 크게 나타났으며 분

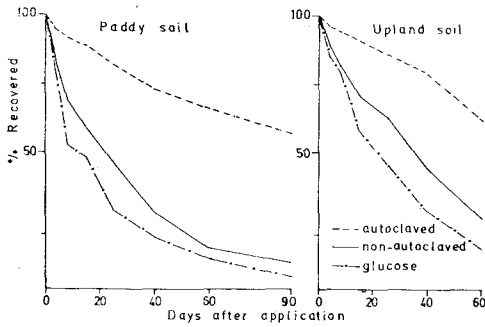


Fig. 4. Degradation curves of parathion under soil sterilization and non-sterilization.

분해율도 殺菌區와 非殺菌區가 최대 36%, 非殺菌區와 포도당 첨가구가 최고 17% 정도의 차이를 나타내 土壤微生物이 parathion의 分解에 큰 영향 요인임을 보여 주었는데 畚土壤에 비해 포도당 첨가구는 10일, 殺菌區는 9일, 非殺菌區는 12일 정도로 田土壤이 半減期가 길어 分解가 늦었음을 나타냈다. 이상과 같이 殺菌土壤에서 分解가 매우 지연되고 微生物의 基質을 첨가함으로써 分解가 促進되어졌음은 parathion의 加水分解가 水分에만 의존되지 않고 미생물의 活動과 관련이 깊음을 提示해 주고, 환원반응으로 일어나는 分解도 微生物 活動에 起因된 것으로 해석되며, 특히 酵母가 환원반응에 큰 영향을 미친다는 報文¹⁴⁾도 알려져 있다. Sethunathan 等²⁵⁾은 澑水狀態에서는 parathion이 쉽게 加水分解되나 殺菌하면 그 기능을 상실하게 되고, *Pseudomonas*, sp.를 분리하여 注入시킨 結果 parathion을 完全히 가수분해시켰으며 分解 産物로는 p-nitrophenol이 生成되었다는 내용으로

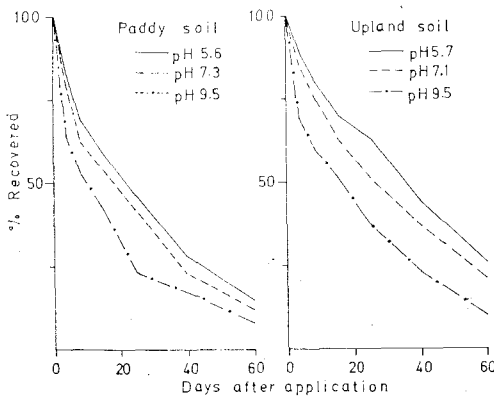


Fig. 5. Degradation curves of parathion under different soil pH levels.

미취보아 微生物이 加水分解에 큰 영향을 미침을 나타냈다.

5. 土壤 pH 수준에 따른 분해

土壤의 pH 수준을 달리한 토양에 處理된 parathion의 分解 樣相을 Fig. 5에 나타냈다.

畚土壤에서 分解 半減期는 pH 5.6의 23일이 pH 7.3인 17일보다 7일 정도 길었으며 pH 9.5의 8일 보다는 3배 정도나 길었고, 分解率도 最高 23% 정도까지의 차이를 보였으며, 田土壤에서 半減期는 pH 5.7이 35日로서 pH 7.1의 26日 보다는 9일 정도, pH 9.5인 14日 보다는 3주 정도나 길었으며 分解率도 最高 26% 정도까지의 차이를 나타내어 pH가 parathion의 分解에 큰 영향을 미침을 나타내었다.

處理後 60日이 경과한 土壤의 pH는 畚土壤이 pH 5.5, 6.9, 9.1이었고, 田土壤이 pH 5.5, 6.8, 9.2로서 처리 직후의 pH와는 큰 차이를 볼 수 없었다. Faust 等¹¹⁾은 水中에서 parathion의 分解에 미치는 pH의 効果는 pH 3이 pH 7보다 약 3배, pH 9일 때 약 8배 정도 半減期가 길다고 했으며 Yaron 等²⁸⁾은 水中에서 pH 6.1일 때 半減期가 170日인데, pH 7.4일 때는 130日로서 加水分解에 미치는 pH의 效果를 나타냈다.

水素 이온이나 中性 物분자 보다 OH-이온에 의해 더욱 効果적으로 加水分解 촉매작용을 받아 알칼리 條件에서 分解가 더욱 잘 되며 CaCO₃와 CaSO₄ 같은 鹽類는 有機磷酸 에스테르를 土壤

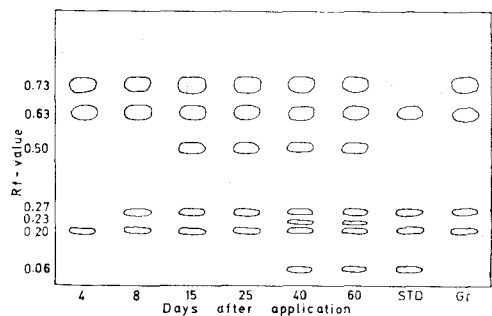


Fig. 6. Thin layer chromatograms showing the residues and metabolites of parathion in paddy soil.

Rf 0.63(parathion), Rf 0.50(paraoxon), Rf 0.27(amino-parathion), Rf 0.20(p-nitrophenol), Rf 0.06(p-aminophenol) Rf 0.73, 0.23(unknown).

STD: standard, Gr: parathion granular (5%).

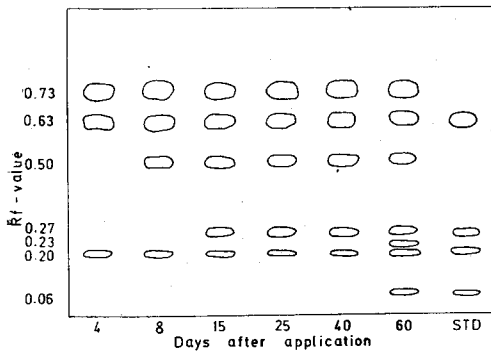


Fig. 7. Thin-layer chromatograms showing the residues and metabolites of parathion in upland soils..

중에서 쉽게 분해시킬 수 있어 $CaCO_3$, $CaSO_4$ 농도가 증가할수록 parathion은 더욱 높은 분해율을 보였다는 다른 報文^{16, 28)}에서의 결과는 높은 pH 수준에서의加水分解 效果를 뒷받침 해준다. 즉, pH 교정으로 處理한 $CaCO_3$ 와 알카리 條件이 效果를 나타낸 것이다.

6. TLC에 의한 分解産物의 分離

畚·田土壤에 藥劑 處理後 시기별로 채취한 試料에서 確認된 分解産物을 Fig. 6, 7에 나타냈다.

處理用 農藥에서 분리된 것은 p-nitrophenol과 aminoparathion이 있었으며 Rf치가 0.73으로 분리된 未確認 物質은 製品 自體의 중량제나 보조제의 성분인 것으로 생각되어지며 土壤中에서 分解産物로는 para-oxon, aminoparathion, p-nitrophenol, p-aminophenol과 Rf 0.23으로 未確認된 物質 하나가 畚·田土壤에서 동일하게 나타났다.

畚狀態에서는 aminoparathion은 8日, paraoxon은 15日, Rf 0.23인 物質과 p-aminophenol은 40日 이후의 試料에서 나타났으며 밭 狀態는 paraoxon이 8日, aminoparathion은 15日 이후의 시료에서 Rf 0.23인 물질과 p-aminophenol은 60일 시료에서만 나타났고 p-nitrophenol은 畚田土壤 동일하게 모든 시기의 시료에서 나타났다. 이상의 내용을 고려해 보면 parathion의 p-nitrophenol로의加水分解는 급속히 일어나며, parathion의 분해과정에서 환원반응에 의해 생성된 aminoparathion이나 유황이탈 또는 산화반응에 의해 生成된 paraoxon 등에서 p-aminophenol이 生成되기까지는 오랜 시일이 경과되었으며 畚狀態 보다는 田 狀態가 더 많은 時日이 경과되었다.

Sethunathan 等²⁴⁾은 aminoparathion이 밭 狀態

에선 NO_2 基의 환원이 어려워서 生成되지 않는다고 했으나 Lichtenstein 等¹⁴⁾은 밭 狀態에서도 생성된다고 하여 本實驗과 일치하였는데 이는 계속하여 恒溫시킨 結果 환원조건이 造成된 것으로 해석된다.

分解産物中에는 有毒한 物質도 있으나 Lichtenstein 等¹⁴⁾에 의하면 paraoxon, aminoparathion, p-nitrophenol, p-aminophenol 등의 分解産物은 토양중에 오래 지속되지 않는다고 했으므로 毒性은 크게 문제되지 않는 것으로 생각되어진다.

7. acid phosphatase 活性에 미치는 영향

parathion 處理時에 土壤의 phosphatase 活性에 미치는 영향을 Fig. 8, Fig. 9, Fig. 10, Fig. 11에 나타냈다.

水分含量을 달리 했을 경우에는 논·밭 土壤 특

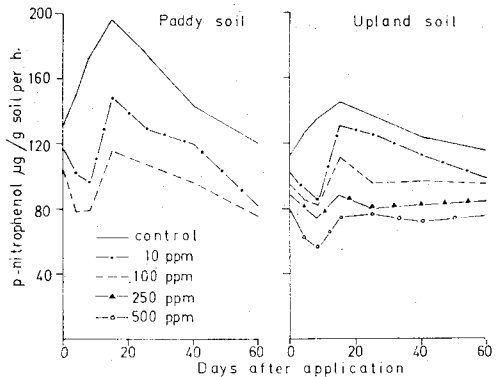


Fig. 8. Changes in phosphatase activities of parathion treated soil under different pesticide concentrations.

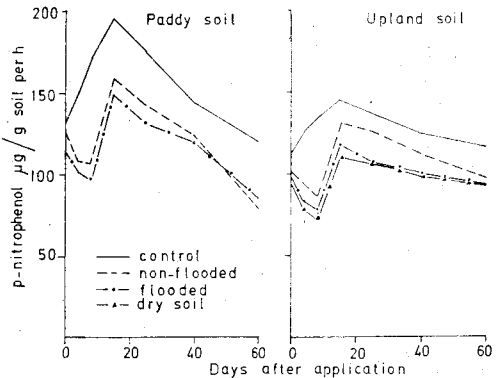


Fig. 9. Changes in phosphatase activities of parathion treated soil under different moisture contents.

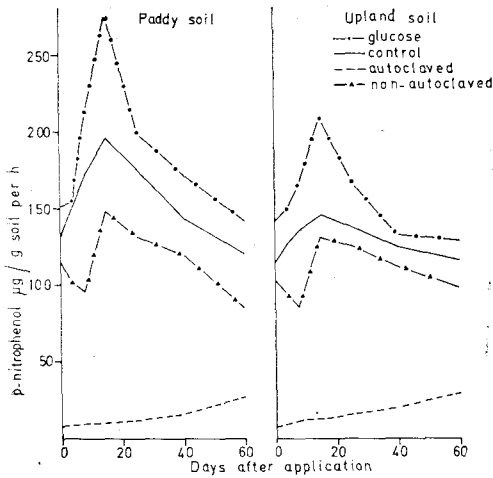


Fig. 10. Changes in phosphatase activities of parathion treated soil under sterile, non sterile and glucose

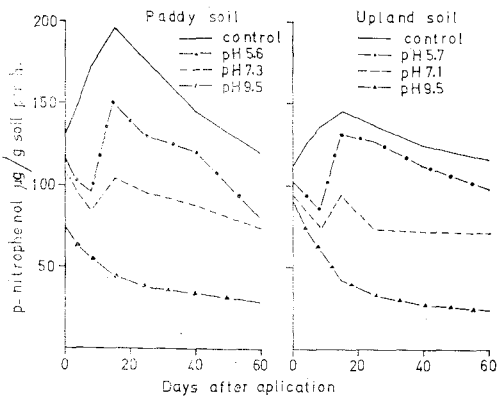


Fig. 11. Changes in phosphatase activities of parathion treated soil under different soil pH levels.

같이 acid phosphatase 活性이 無處理區에 비해 農藥 處理로 活性이 떨어져졌으며 발 狀態와 灌水狀態는 차이는 왜소하나 畚土壤은 灌水狀態가 田土壤은 발 狀態가 活性이 적었는데, 이는 農藥을 處理 않은 토양에서 건조상태보다 수분이 포화된 狀態에서의 parathion 活性이 높았다는 다른 報文¹²⁾의 내용과는 田土壤은 일치하나 畚土壤은 상반된다.

處理 濃度를 달리했을 경우에는 논·밭토양 公히 高濃度 處理區에서 酵素活性이 더욱 낮았으며 이는 parathion의 分解産物을 基質로 利用하지 못했음을 보여 주었으며 500ppm 처리구에서는 無處

理區보다 最高 59%까지 處理後 60日에는 37%의 活性 저해를 나타내었다.

加壓殺菌한 土壤에서는 活性이 거의 없다가 40 日 이후에 조금씩 회복되기 시작했으며, 포도당 첨가구는 最大 活性을 나타내는 15日 경에는 非殺菌區보다 2배 정도의 活性을 나타냈고 無處理區보다 전반적으로 높았는데 이는 포도당 첨가로 微生物 菌數와 phosphatas 活性이 增大된다는 다른 보고³⁾와 일치한다.

土壤 pH 수준을 달리했을 경우에는 pH가 높은 수준일수록 活性이 더욱 저하 되었으며 pH 9.5인 處理區에서는 계속하여 酵素 活性이 더욱 저하되는 경향이었는데 이는 acid phosphatase의 最適 pH가 4~6이고 最大活性은 pH 4.2~4.5 사이에서 나타내며 phosphatase의 活性이 pH의 增加로 감소되었다는 보고⁴⁾ 내용과 일치한다.

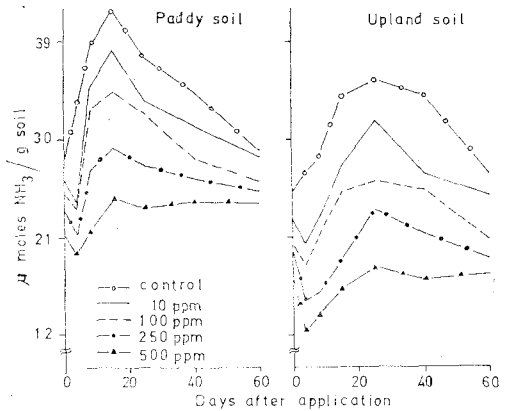


Fig. 12. Changes in urease activities of parathion treated soil under different pesticide concentrations.

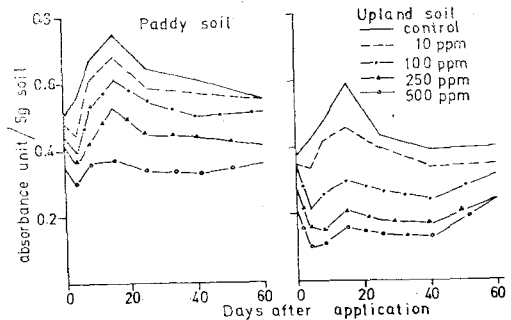


Fig. 13. Changes in dehydrognase activities of parathion treated soil under different pesticide concentrations.

모든 처리구에서 畚土壤이 田土壤보다 活性이 더욱 높았으며 처리후 몇 시간 후인 0일에서부터 農藥 處理區에서 活性의 저해를 보였으며 15일 경에는 最大活性을 나타내어 恒溫 60일에 대부분 처음 수준으로 되었다. 15일에 最高活性을 보인 것은 그 시기에 微生物이 最大活性을 나타내기 때문으로 해석되며 phosphatase 活性이 미생물 菌수의 증가로 증대된다는 다른 報文²⁾의 내용과 일치한다.

8. urease 活性에 미치는 영향

無處理區보다 高濃度 處理일수록 酵素活性이 더욱 저하되었으며 처리후 0일째부터 저해를 보여 畚土壤은 15일째 田土壤은 25일에 最大活性을 보이다가 恒溫 60일에 처음 수준에 가까웠으나 60일의 저해 농도가 畚土壤이 最高濃度에서 18%, 田土壤이 最高濃度에서 38%의 酵素活性 저해를 나타냈으며 畚土壤은 湛水條件에서 農藥이 빨리 분해 소실되어 적은 활성 저해를 나타낸 것으로 해석된다. Lethbridge 等¹⁵⁾은 같은 有機磷系 農藥인 accothion, malathion, thimet 等도 urease의 活性을 크게 저해 한다고 했으며 Parr²⁰⁾는 有機磷系 農藥은 짧은 기간의 土壤微生物에 대한 毒性 效果가 土壤酵素 活性에는 오래동안 영향을 미친다고 했으며 畚土壤이 田土壤보다 活性이 높게 나온 것은 Hong 等²¹⁾의 결과와 일치한다.

9. dehydrogenase 活性에 미치는 영향

Fig. 13에서 보면 處理後 0일째부터 高濃度에서 酵素活性을 저해하다가 15일경에 모든 처리구가 最高活性을 보였으며 恒溫 60일에는 저해 정도가 감소하는 畚田土壤 똑같은 양상의 活性 變化를 보였으나 湛水狀態인 畚土壤은 田土壤보다 높은 활성을 보였고 전반적으로 高濃度處理일수록 무처리구보다 활성이 더욱 저하 되었다. Casida 等⁹⁾은 영양원을 첨가않고 水分만 조절하면 dehydrogenase의 活性은 미생물 菌수와는 변동없이 일정한 관계가 있으며 세균의 대사활성이 떨어짐에 따라 酵素活性은 감소한다고 하였고 일반적으로 토양 비옥도가 높고 경작년수가 오래된 토양은 dehydrogenase의 活性이 높다는 보고도 있다.

要 約

土壤處理 殺虫劑인 parathion을 土壤水分條件과 藥劑의 濃度, 溫度, pH, 및 土壤微生物의 영향에 의해 分解되는 樣相과 土壤 酵素活性에 미치는 영

향을 實驗한 結果는 다음과 같다.

湛水畚土壤 條件이 非湛水 狀態보다, 田土壤에서는 水分이 많은 處理區에서 分解가 빨랐으며 畚·田土壤 모두 低溫區에 비해 高溫區에서, 低濃度보다 高濃度 처리구에서, 土壤 pH 수준이 높은 구에서 分解率이 증가하였고, 포도당 첨가는 분해를 증대시켰는데 殺菌土壤은 非殺菌土壤에서보다 完만한 分解를 나타냈다. 上記 몇 가지 因子들의 영향하에서 畚土壤이 田土壤보다 分解가 빨리 일어났다.

시기별로 채취한 시료에서 確認된 分解產物로는 paraoxon, aminoparathion, p-nitrophenol과 p-aminophenol 등이 논·밭 土壤에서 똑같았다.

土壤酵素 acid phosphatase의 活性은 處理濃度가 높은 구에서 밭 土壤은 非湛水狀態, 논 土壤은 湛水條件에서, 土壤 pH가 높은 수준일수록 活性이 더욱 低下되었고 殺菌土壤은 活性이 거의 없었고 포도당 첨가구엔 크게 增加하는 경향이였다.

Urease와 dehydrogenase의 活性은 處理濃度가 높을수록 더욱 低下되었으며, 모든 土壤酵素는 밭 土壤이 논 土壤보다 活性이 全 處理區에서 낮았다.

참 고 문 헌

1. Alton, J.D. and Stritzke, J.F.: Weed Sci. 21 : 556~560(1973).
2. Arerell, P.R. and Norris, M.V.: Anal. Chem. 20 : 753~756.
3. Burns, R.G.: Soil enzymes, Academic press : 195~221.
4. Chunderova, A.I.: Soviet Soil Sci. (3) : 308~318(1970).
5. Chun, Y.L. and Chen, C.C.: J. Pesticide Sci. 3 : 143(1978).
6. Casida, L.E., Klein, D.A. and Thomas Santoro: Soil Sci. 98 : 371~376.
7. Douylas Melaren, A. and Peterson George H.: Soil Biochem. Marcel Dekker, Inc., New york, 1967.
8. Edwards, C.A.: Residue Review 11(3) : 83~132.
9. Edwards, C.A.: Environment Pollution By Pesticides, Plenum press London(1970).
10. Eto, M.: Organophosphorus pesticides: Org-

- anic and biological chemistry, CRC press, Cleveland.
11. Faust and Suffet: Residue Reviews 15 : 44 (1966).
 12. Gavrilova, A.N., Shimk, N.A. and Savchenko, V.F.: Soviet Soil Sci. (4), 409~416(1968).
 13. Hong, J.U. and Lee, C.S.: Kyungpook Univ Thesis Coll. 12 : 15~19.
 14. Lichenstein, E.P and Schultz, K.R.: J. of Econ. Entomol. 57 : 618(1964).
 15. Lethbridge, G. and Burns, R.G.: Soil Biol. Biochem. 8 : 99~102(1976).
 16. Mingelgrin Uri and Bruno Yaron: Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 38 : 914(1970).
 17. Naumann, K.: Phytopathol. Z. 68 : 9(1970).
 18. Nakagawa, M. and Grosby, D.G.: J. Agri. Food Sci. 22 : 849(1974).
 19. Oyamada, M. and Kuwatsuka, S.J.: Pesticide Sci. 4 : 157(1979).
 20. Parr, J.F.: Soil Sci. Soc. of Amer. Madison, Wisconsin(1974).
 21. Parr, J.F. and Smith, S.: Soil Sci. 117 : 52 (1976).
 22. Smith, A.E. and Cullimore, D.R.: Weed Res. 15 : 59(1975).
 23. Stewart, D.K., D. Chisholm and M.T.H. Ragab: Nature 229 : 47(1971).
 24. Sethunathan, N. and Yoshiday: J. Agr. Food Chem. 21(3) : 504(1973).
 25. Sethunathan, N.: Can. J. Microbiol. 19 : 873 (1973).
 26. Sacher, R.M., Ludwile, G.F. and Deming, J.M. J. Econ. Entomol. 65 : 329(1972).
 27. Usoroh, N.J. and Hance, R.J.: Weed Res. 14 : 19(1974).
 28. Virgil, H. Freed, Cary, T.C. and David, W.S.: J. Agr. Food Chem. 27(4) : 909(1979).
 29. Venkateswarlu, K., Gowda, T.K.S. and Sethunathem, N.: J. Agr. Food Chem. 25(3) : 533~536(1977).
 31. Weatherburn, M.W.: Anal. Chem. 39 : 971~974.
 32. Wolfe, H.R., Striff, D.C. and Armstrong, J.F.: Bull of Environ. Contam. & Toxicol. 10 : 1(1973).
 33. Walter, H.G. and William, C.K.: J. Agr. Food Chem. 27 : 1391~1395(1979).
 34. Walker, A.: Weed Res. 18 : 305(1978).