

**ÇUKUROVA BÖLGESİNDE YAYGIN BAZI TOPRAK
SERİLERİNDE ORGANOKLORLU İNSEKRİSİT
KALINTILARININ DAĞILIMI VE BU
İMSEKTİSİTLERDEN DDT İLE LİNDAN'IN
BİYOLOJİK MİNERALİZASYONLARI
ÜZERİNE BİR ARAŞTIRMA**

Dr. Hasan Hayri TOK

**Doktora Tezi
Toprak İlmî Anabilim Dalı
Erzurum 1981
Her Hakkı Saklıdır**

5782
Muh. Kurum
1981

ÇUKUROVA BÖLGESİNDE YAYGIN BAZI TOPRAK SERİLERİNDE ORGANOKLORLU
İNSEKTİSİT KALINTILARININ DAĞILIMI VE BU İNSEKTİSİTLERDEN DDT
İLE LİNDAN'IN BİYOLOJİK MİNERALİZASYONLARI ÜZERİNDE BİR ARAŞTIRMA

Dr. Hasan Hayri TOK

Atatürk Üniversitesi

Ziraat Fakültesi

Toprak İlmi Bölümü

Atatürk Üniversitesi
Dmb. No: 50122

ÖNSÖZ

Ülkemizde toprak-pestisit ilişkileri veya topraktaki pestisit kalıntıları konusunda yapılmış araştırma yok denecek kadar azdır. Bu noktadan hareket ederek, aslında oldukça karmaşık bir niteliğe sahip olan konuya başlangıç olması düşüncesiyle, bu araştırma aracılığıyla yaklaşmak amaç edinilmiştir. Bu nedenle de, konunun daha yeterli düzeyde anlaşılmasını sağlamak için, kaynak özeti bölümüne biraz daha fazla ağırlık vermek zorunluluğu duyulmuştur.

Araştırmanın asıl amacı ile ilgilerinin az olması, ancak kullanılan yöntemin işlerliğini kanıtlaması yönünden gaz kromatografik ve radyoizotopik yöntemlere ilişkin bazı sonuçlar yöntem bölümünde verilmiştir. Araştırmada, türkçe karşılığı bulunamayan kimi terimler aynen kullanılmış ve kısaltılmış olarak verilen bazı kimyasal formüller ise araştırma sonunda ayrıca adlandırılmışlardır (Ek Çizelge 3).

Bu çalışmanın gerçekleştirilmesini parasal açıdan destekleyen Uluslararası Atom Enerjisi Ajansı'na (IAEA) ve araştırmayla ilgili deneylerin laboratuvarlarında gerçekleştirilmesine izin veren Prof. Dr. Hans Sticher (ETH-Institut Für Lebensmittelwissenschaft Zürich) ile Prof. Dr. Jacob Oertli'ye (ETH-Pflanzenbau Institut-Zürich) ve bu çalışmanın kaleme alınmasında hertürlü bilimsel kaynağı temin eden ETH-ILW (Zürich) yetkililerine teşekkürü borç bilirim. Araştırmada kullanılan toprak örneklerinin belirlenmesi ve alınmasında yardımcı olan Doç. Dr. Selim Kapur'a ve teknik yardımlarını esirgemeyen Dr. H. Camenzind'e (Galactina AG-Bern) ayrıca teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖNSÖZ	i
ÇİZELGE LİSTESİ	IV
ŞEKİL LİSTESİ	V
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ÖZETİ	5
2.1 Topraktaki Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Çevre Kirlenmesindeki Yeri	5
2.2 Topraktaki Organoklorlu Kalıntıların Kaynağı	6
2.3 Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Toprakta Ulaşabileceği Boyutlar	7
2.4 Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Topraktaki Kalıcıkları	9
2.5 Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Topraktaki Kalıcıklarını Etkileyen Süreçler	10
2.5.1 Bozunma Süreçleri	10
2.5.1.1 Biyolojik Olmayan Bozunma	11
2.5.1.1.1 Kimyasal Bozunma	11
2.5.1.1.2 Foto-Kimyasal Bozunma	12
2.5.1.2 Mikrobiyal Bozunma	13
2.5.2 Toprak Özellikleri	18
2.5.3 Organoklorlu İnsektisidin Kimyasal Özellikleri	21
2.5.4 Kültürel Etmenler	25
2.5.5 Kalıntıların Topraktaki Fiziksel Hareket Şekilleri.	26
2.5.5.1 Buharlaşma	26
2.5.5.2 Yıkanma-Taşınma	28
2.6 Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Toprak Biyolojisindeki Yeri	29
2.6.1 Toprak Mikroorganizmaları Üzerindeki Etkisi	29
2.6.2 Diğer Toprak Canlıları Üzerindeki Etkisi	30

	<u>Sayfa</u>
3. MATERYAL ve YÖNTEM	33
3.1 Materyal	33
3.1.1 Araştırma Alanı Toprakları	33
3.1.2 Araştırma Alanı Topraklarının Kullanım Durumu	34
3.1.3 Araştırma Alanı İklim Koşulları	35
3.1.4 Araştırmada Kullanılan Radyoaktif İnsektisitler	36
3.2 Yöntem	37
3.2.1 Toprak Örneklerinin Alınması ve Analize Hazırlanması	37
3.2.2 Toprak Analizlerinde Kullanılan Fiziksel ve	
Kimyasal Yöntemler	38
3.2.2.1 Fiziksel Analiz Yöntemleri	38
3.2.2.2 Kimyasal Analiz Yöntemleri	38
3.2.2.2.1 Toprak Örneklerindeki Organoklorlu	
İnsektisit Kalıntılarının	
Belirlenmesi	39
3.2.2.2.2 ¹⁴ C-DDT ve ¹⁴ C-Lindanın Biyolo-	
jik Parçalanmasına İlişkin Dene-	
menin Kurulması	46
3.2.3 İstatistiksel Değerlendirmeler	52
4. BULGULAR ve TARTIŞMA	54
4.1 Araştırma Alanı Topraklarının Bazı Fiziksel ve	
Kimyasal Analiz Sonuçları	54
4.2 Araştırma Bölgesi Topraklarının Toplam Organoklorlu	
İnsektisit Kalıntıları	56
4.2.1 Araştırma Alanı Topraklarının Toplam	
Organoklorlu Kalıntı Kapsamları	57
4.2.2 Toplam Organoklorlu Kalıntılar ile Toprak	
Özellikleri Arasındaki İlişki	59
4.2.3 Araştırma Alanı Topraklarında Organoklorlu İnsek-	
tisit Kalıntılarının Nitel ve Nicel Yönden Dağı-	
lımları	61
4.2.4 Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Toprak	
Profillerindeki Dağılımları	67
4.2.5 Araştırma Bölgesinde Uygulanan İnsektisitler ile	
Toprakta Belirlenen Kalıntılar Arasındaki İlişki....	69
4.2.6 Araştırma Alanı Topraklarında DDT ve Bozunma	
Türevleri	73
4.2.7 Araştırma Alanı Topraklarında Belirlenen Kalıntıla-	
rın Çevre Kirlenmesi Açısından Önemi	77

	<u>Sayfa</u>
4.3 Araştırma Bölgesi Topraklarında ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindanın Biyolojik Mineralizasyonları	80
4.3.1 Araştırma Bölgesi Topraklarında ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindanın Mikrobiyal Mineralizasyon Değişimi.....	81
4.3.2 Araştırma Topraklarının ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindana İlişkin Toplam Mineralizasyon Değerleri	85
4.3.2.1 ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindanın Mikrobiyal Mineralizasyon Yönünden Karşılaştırılması...	89
4.3.2.2 Organik Madde Katkısının Etkisi	91
4.3.3 Araştırma Bölgesi Topraklarında ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindanın Mikrobiyolojik Kalıcılıkları	93
5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER	99
6. ÖZET	103
RESUME	106
KAYNAKLAR	109
EK ÇİZELGELER	129

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil No.

Sayfa

1.	Araştırma Alanının Türkiye'deki Konumu ve Örneklerin Alındığı Yerler	33
2.	Standart İnsektisit Karışımı I.....	44
3.	Standart İnsektisit Karışımı II	45
4.	^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan İçin Biyolojik Mineralizasyonun Ölçüldüğü İnkübasyon Ayrıtı	48
5.	Karbon- ^{14} Sayımı İçin Yönteme İlişkin Düzeltme Katsayılarının Belirlenmesi	53
6.	Araştırma Bölgesi Topraklarında Toplam Organoklorlu ve DDT Kalıntıları ile Toprak Organik Maddesi Arasındaki İlişki	60
7.	Araştırma Bölgesi Toprak Serilerinin Profillerinde Toplam DDT ve Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Dağılımları	66
8.	^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan İlave Edilen Araştırma Bölgesi Topraklarından Yayılan $^{14}\text{CO}_2$ Gazının İnkübasyon Süresince Değişimi	82-83
9.	^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan İlave Edilen Araştırma Bölgesi Topraklarına İlişkin $^{14}\text{CO}_2$ Gazının Yığılım Eğrileri.....	87-88

ÇİZELGE LİSTESİ

<u>Çizelge No.</u>	<u>Sayfa</u>
1. Organoklorlu İnsektisitler ve Bazı Özellikleri.....	22-24
2. 1975-1978 Yılları Arasında Adana İl Sınırları Dahilinde Kullanılan Organoklorlu İnsektisitlere İlişkin Aktif Madde Miktarları	35
3. Çukurova Bölgesinden Seçilen Toprakların Bazı Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri	55
4. Araştırmaya Konu Toprak Profillerinde Toplam Organoklorlu Kalıntı Konsantrasyonları	57
5. Araştırmaya Konu Toprakların Toplam Organoklorlu Kalıntı Kapsamları	58
6. Araştırma Alanı Toprak Serilerinde Organoklorlu İnsektisit Kalıntıları ve Dağılımları	64-66
7. Araştırma Bölgesi Toprak Profillerinde Çeşitli DDT Kalıntıları ve % Dağılımları	74
8. ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan İlave Edilmiş Çukurova Bölgesi Topraklarından Elde Edilen Yığılmalı $^{14}\text{CO}_2$ Oranları.....	86
9. Araştırma Bölgesi Topraklarına İki Farklı İnsektisit ve Organik Madde Verilmesinin Biyolojik Parçalanma Etkisine İlişkin Varyans Analizi	89
10. DDT ve Lindan İlave Edilmiş Çukurova Bölgesi Toprak Serilerine İlişkin Ortalama Mineralizasyon Oranları.....	90
11. ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan İlave Edilmiş Araştırma Bölgesi Topraklarında Organik Madde Verilmesi ile Elde Edilen Ortalama Mineralizasyon Oranları	91
12. Araştırma Bölgesi Topraklarına Organik Madde İlavesiyle ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan İçin Bulunan Ortalama Mineralizasyon Oranları	92
13. Araştırma Alanı Topraklarında Mikrobiyal Mineralizasyon Sonucu Toprakta Kalan ^{14}C -DD ve ^{14}C -Lindan Kalıntılarına İlişkin Üstel Yaklaşım Parametreleri ve Tahmini Kalıcılık Değerleri	95
14. Araştırma Alanı Topraklarında ^{14}C -DD ve ^{14}C -Lindanın Mikrobiyal Mineralizasyona Bağımlı Ortalama Kalıcılık Değerleri	98

1. GİRİŞ

Yoğun tarımın vazgeçilmez öğelerinden biri tarımsal savaştır. Tarımsal savaşın da günümüzdeki en kolay ve pratik çözümü pestisid uygulamasıdır. Tarımsal savaşın yetersiz olması nedeni ile, her yıl Dünya tarımsal üretiminde ortalama % 20-35 oranında kayıpların olduğu ve bunun yıldan yıla değiştiği bir gerçektir (NAS, 1975). Bu kaybı kısmen önlemek için kullanılan pestisidlerin çok önemli bir bölümünü insektisitler oluşturmaktadır (Edwards, 1972).

1930'dan II. Dünya savaşı sonralarına kadar süren dönemde, tarımsal üretimde zararlıların etkisini azaltmak amacı ile özellikle Avrupa'da geniş çapta araştırmalar yapılmıştır. Gelişmeye başlayan kimyasal endüstri ile üretimleri kolaylaşan organoklorlu insektisitlerin büyük bir kısmı böcek ve benzeri zararlıların sinir sistemlerini kolaylıkla etkilemek suretiyle önceki insektisitlere oranla daha düşük dozlarda etkili olmuşlardır. Böylelikle, yeni insektisitlerin nitel ve nicel olarak tarım zararlılarına karşı uygulamaları artmış ve genel çevre kirleticileri olgusuna neden olmaya başlamışlardır.

Yeni insektisit devrinin ilk ve en önemli üyesi DDT'dir. Kimyasal sentezi 1874 yılında Zeidler tarafından yapılan bu maddenin sahip olduğu insektisit özelliğinin bulgusu 1939 yılında İsviçre'li P. Müeller tarafından gerçekleştirilmiş ve bu buluşundan ötürü 1948 yılında Nobel ödülü almıştır. Daha sonraki yıllarda "Organoklorlu bileşikler" adını verdiğimiz insektisitlerden sırayla 1942'de Benzenhexachlorid, 1945'te chlordane, 1945'te Heptachlor, 1947'de Toxaphene, 1948'de Methoxychlor, 1948'de Aldrin, 1948'de Dieldrin, 1951'de Endrin ve 1956'da Endosulfan sentezleri yapılmıştır (Martin, 1968). Yine bu dönemlerde, günümüzde etkinlikle kullanılan organoklorlu ve karbamat grubu insektisitlerin sentezleri başlamış ve uygulamaya konulmuştur.

Çok çeşitli bitki hastalık ve zararlılarına karşı başarı ile kullanılan organoklorlu insektisitler, özellikle toprakaltı zararlılarına karşı etkin şekilde toksiktirler. Buna karşın, bu gruba giren insektisitlerin toprakta, çok az parçalanmaya uğradıkları ve bu nedenle başta toprak olmak üzere çevre öğeleri içinde uzun süre kalarak yığılım gösterdikleri, 1950 yıllarından beri bilinmektedir (Chisholm ve çalışma ark., 1951; Fleming ve çalışma ark., 1951; Lichtenstein, 1957 ve 1959; Duffy ve Wong, 1967; Brown ve çalışma ark., 1975; Owen ve çalışma ark., 1977). Piyasaya sunuldukları tarihten itibaren çok geniş

bir zararlı ağına karşı etkinlikle ve yoğunlukla kullanılan organoklorlu bileşikler gerek uygulamaları esnasında ve gerekse uygulama sonrasında toprağa, suya (Epstein ve Grant, 1968; Miles ve Harris, 1971; Koch ve Strobel, 1977), atmosfere (Cohen ve Pinkerton, 1966; Spencer, 1975) karıştıkları öğrenilmiş ve bu preparatların çevre kirlenmesindeki önemi üzerinde daha duyarlı davranma zorunluluğu vurgulanmıştır (FAO/WHO, 1968 ve 1972).

Günümüzde organoklorlu insektisitlerin, özellikle DDT ve bozunma türevlerinin yerel olarak kullanılmamış olmasına karşın, Kuzey kutbundan Antartika kıtasına kadar ve doğada yaşayan en küçük mikroskopik canlıdan okyanustaki balinalara kadar bulaşmış olması bu bileşiklerin doğa kirliliğindeki yerini belirtmede en güzel örneklerdir. Bu kirlenmenin tek nedeni, bu bileşiklerin yalnız tarımsal savaş amacı ile kullanılmış olması doğrudur. Çünkü, DDT'nin, Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından 1955 yılında malarya ve tifüse karşı kullanılması kararı ile özellikle Uzak Asya, Sardinya ve Afrika'da yoğun şekilde uygulanma alanı bulmuştur. Ayrıca bu grup bileşikler, sarı humma ve veba gibi salgınlara karşı sık sık kullanılmıştır. Organoklorlu insektisitlerin bu çok yönlü kullanımlarının yanında, tarımda gerektiğinden fazla uygulamalarının beraberinde toprak, su ve atmosfer kirlenmesine ve oradan da canlı dokularında birikmeye yol açtığı bilinmektedir.

Bitkilere doğrudan veya dolaylı olarak ulaşan organoklorlu insektisitler (Terriere ve Ingalsbe, 1953; Lichteinstein, 1960 ve 1965; Suzuki ve çalışma ark., 1975) daha sonra evcil ve yabani hayvan dokularına geçerek (Wiemeyer ve çalışma ark., 1978) çevre kirlenmesi açısından "biyolojik yoğunlaşma" olarak nitelenen (Kenaga, 1972) doğal bulaşmaya neden olmaktadır. Bu sürecin doğrudan çok önemli bir olgu, gıda kirlenmesinin bazı hayvansal ve bitkisel ürünlerde önemli seviyelere varmasıdır. Araştırmalar, gıda kirlenmesinde organoklorlu insektisit kalıntılarının katkısının % 76 civarında olduğunu göstermektedir (Wessel, 1971). Su, gıda ve solunumla insan ve diğer memelilere geçen organoklorluların diğer pestisitlere oranla metabolizmaları oldukça güçtür ve bu nedenle özellikle yağ dokularında birikmek suretiyle akut (Demole, 1972; WHO, 1973) ve özellikle kronik bozukluklar yaratarak (COM.OCC. TOXICOL., 1970) insan ve çevre sağlığını etkilemektedirler. Bu bileşiklerin ayrıca, uzun zaman süreleri içerisinde kanserojen ve mutajenik komplikasyonlar yaptığı McEwen ve Stepenson (1979) tarafından çeşitli araştırmalara dayanılarak belirtilmektedir.

Yağ dokularından anne sütüne geçtiği kanıtlanan DDT kalıntılarının Amerika Birleşik Devletlerinde, Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından belirlenen tolerans seviyelerinin 2 ile 4 katı civarında bulunduğu (Deichmann, 1973) ve önlem alınması açısından WHO ve FAO, 1969 yılından sonra tolerans seviyelerinin (ADI-Acceptable Daily Intake) azaltılmasını kararlaştırmışlardır. DDT üretimi, satılması ve uygulamasının yasaklandığı Amerika Birleşik Devletlerinde 1972 tarihinden sonra, bazı gıda maddeleri ve genel olarak çevredeki kalıntı miktarlarında oransal bir azalma kaydedilirken (Anonymous, 1975), bazı süt ve yumurta örneklerinde belirgin bir değişme görülmemiştir (Anonymous, 1975 a). Buradan çıkarılabilecek sonuç, DDT kullanımının yıllar önce yasaklanmış olmasına karşın, yıllar sonra tekrar gıdalara geçebilmesidir (Spencer, 1975).

Başlangıçta bitkisel, daha sonrada hayvansal niteliğe bürünen gıda kirlenmesinin asıl nedenin toprak kirlenmesi olduğu (Derache, 1972) ve gıda kirlenmesinin boyutları ile topraktaki organoklorlu kalıntıların kapsamları arasında önemli ilişkilerin var olduğu araştırmalarla kanıtlanmış durumdadır (Bruce ve çalışma ark., 1966; Nash, 1974).

Ülkemizde organoklorlu bileşiklerin neden olduğu çevre kirliliği konusunda yeterli bilgi oldukça sınırlıdır. Ancak, bu grup insektisitlerin en yoğun olarak kullanıldığı Çukurova Bölgesinde, Konar (1977) tarafından yapılan bir çalışmada, bölge süt ve süt ürünlerinin Lindan, DDT, Heptachlor, Dieldrin ve BHC içerdiğini ve içeriklerin aylık dalgalanmalara bağlı olarak, FDA (Food and Drug Administration of USA) tarafından belirlenen güven sınırlarını birkaç kat geçtiğini kanıtlamaktadır. Aynı şekilde, Güvener ve çalışma arkadaşları (1977) tarafından yapılan bir başka tarama çalışmasında sütte DDT, Lindan, Aldrin ve Dieldrin bulunmuş ve bazı örneklerde Aldrin ve Dieldrinin tolerans seviyelerini aştığı vurgulanmaktadır. Aynı araştırmacılara göre, DDT kalıntılarının bazı sebze ve meyvelerde 5,0 ppm'e ulaştığı ve bunun bugüne kadar belirlenen hertürlü toleransın çok üstünde olduğu belirtilmektedir. Hasat mevsiminde yapılan bir başka çalışmada (Güvener ve Önal, 1975) süne'ye karşı uçaktan uygulanan organoklorlu bileşiklerden DDT'nin Güneydoğu Anadolu'da saman saplarında 40 ppm civarında kalıntı bıraktığı ve bu değerin çok yüksek olduğu kaydedilmektedir. Organoklorluların bölgedeki sulama ve içme sularında da yüksek seviyelerde bulunduğu vurgulanmaktadır (Temizer, 1980). Ülkemizde tütün ekim alanlarından alınan tütün örneklerinde de organoklorlu bileşiklerin kalıntılarının

bazılarının tolerans seviyelerini aşması (Yiğit, 1976) gerek tütünün önemli bir tarımsal ihraç ürünü olması ve gerekse sağlık bakımından önem taşımaktadır.

Organoklorlu kalıntılar, çevre kirlenmesi yanında, toprak mikrobiyal aktivitesi ve bu nedenle de toprak verimliliği açısından da önem taşımaktadır. Zira, bu bileşiklerin belli seviyelerde, topraktaki faydalı mikro ve makrobiyolojik popülasyonları ve bunların enzimatik işlevlerini olumsuz yönde etkiledikleri bilinmektedir (Alexander, 1969).

Çevre ve gıda kirlenmesindeki önemi nedeniyle, topraktaki organoklorlu kalıntıların seri ve periyodik tarama çalışmaları ile denetlenmesini gerektirmektedir (Ur. Soil Mon. Prog., 1979). Ülkemizde bugüne kadar, uygulandıkları bölgelerde organoklorlu insektisit kalıntılarının topraktaki içerikleri konusunda yeterli hiç bir bilgi yoktur. Bu noktadan hareket ederek, araştırmanın amaçları aşağıdaki şekilde açıklanabilir :

1. Çukurova Bölgesinde organoklorlu insektisitlerin yoğun olarak kullanıldığı ve özellikle pamuk ekim alanları niteliğinde olan yaygın toprak serilerinde organoklorlu tarımsal ilaç kalıntılarının belirlenmesi; Çalışmanın bu kısmında seçilen toprak serilerinde ve serilerin profillerinde kalıntıların nicelik ve nitelik yönünden dağılımlarının incelenmesi amaçlanmıştır.

2. Bölge topraklarında başat durumda bulunan ilaç kalıntıları ve günümüzde bu bölgede en çok kullanılan organoklorlu insektisitler gözönüne alınarak seçilen farklı organoklorluların bölge toprak serilerinde biyolojik parçalanmasının belirlenmesi; Araştırmanın bu bölümünde ise, değişik moleküler yapıya sahip olan organoklorluların zaman süreci içindeki parçalanma oranları ve bu parçalanmaya toprağa organik madde verilmesinin etkisi araştırılmıştır.

2. KAYNAK ÖZETİ

2.1 Topraktaki Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Çevre Kirlenmesindeki Yeri

Topraktaki organoklorlu ilaç kalıntıları ile su-atmosfer-gıda ve canlı dokularda bulunan ilaç kalıntıları arasında hareketli bir denge vardır. Derache (1972) fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak yer değiştiren bu kalıntıların beşiğinin toprak olduğunu kaydetmektedir.

Gerek toprağa ve gerekse bitkiye uygulanan insektisitlerin önemli bir kısmı uygulama esnasında atmosfere geçmektedir. Organoklorlu bileşiklerin atmosfere geçme oranları, uygulanan ilacın uçuculuk özelliğine (Spencer ve çalışma ark., 1969; Mac Kay ve Leinonen, 1975), atmosferdeki nisbi nem ve hava akımı koşullarına (Fisher ve Hikichi, 1971; Orgill ve çalışma ark., 1976) ve ayrıca kullanılan ekipman ve uygulama metoduna bağlıdır.

Toprağa ulaşan organoklorlu bileşiklerin de aynı şekilde uçuculuk gösterdiğini (Wheatley, 1973; Spencer, 1975) veyahatta tozlarla beraber (Cohen ve Pinkerton, 1966) atmosfere ulaştığı bildirilmektedir. Bu yollarla atmosfere ulaşan organoklorlu insektisit kalıntıları, Amerika Birleşik Devletlerinin farklı bölgelerinde atmosferde 6×10^{-15} gr/cm³ ile 8×10^{-6} gr/cm³ arasında değişen değerler göstermektedir (McEwen ve Stephenson, 1979).

Atmosferden tekrar yağış ve tozlarla toprağa düşen organoklorlu insektisit ve onların bozunma türevleri (Edwards, 1973), belli bir döngünün içine girmektedirler. Gerek atmosferden yağış ve tozlarla ve gerekse topraktan düşey profil yıkanması ve yüzey akışla yer değiştiren insektisit kalıntıları sulara özellikle içme sularına karışarak, en önemli çevre öğelerinden biri olan suda yoğunlaşmaya neden olmaktadır (Lichtenberg ve çalışma ark., 1970; Richard ve çalışma ark., 1975). Bazı rezervuar ve akarsularda Koch ve Strobil (1977) tarafından yapılan belirlenmede, organoklorlu pestisit bulaşmasının önemli boyutlara (0,05-8 µg DDT/lit) ulaştığı vurgulanmaktadır.

Canlıların özellikle yağ dokularında yoğunlaşan organoklorlu kalıntıların bu dokulara geçişleri, başta bitkisel gıdalar olmak üzere su ve solunan hava aracılığıyla gerçekleşmektedir. Bu süreçte topraktaki organoklorlu kalıntılar dolaylı veya dolaysız şekilde önem taşımaktadır. Bitkilerin kökleri aracılığıyla topraktan organoklorlu insektisit kalıntılarını kök, gövde, yaprak ve

tohumlarında depo ettikleri günümüze kadar yapılan birçok çalışma ile kanıtlanmıştır (Lichtenstein, 1965; Barrow ve çalışma ark., 1970; Beall ve Nash, 1971). Diğer önemli bir kirlenme şekli de, bitkilerin topraktan buharlaşan organoklorlu bileşikleri yapılarına almalarıdır (Nash ve çalışma ark., 1970).

Bitki bünyesindeki ve topraktaki organoklorlu artık miktarları arasında bitki ve toprağa göre değişen çok yüksek pozitif ve önemli ilişkinin var olduğu Nash'ın (1974) pamuk bitkisi, Caro (1971) ile Cole ve çalışma arkadaşlarının (1976) soya fasülyesi ve mısır bitkisi üzerinde gerçekleştirdikleri deneylerle gösterilmektedir. Bruce ve çalışma arkadaşları (1966) tarafından arpa, çavdar, soya fasülyesi, mısır ve fıstık üzerinde yapılan bir çalışmada, bu bitkilerin tohumlarındaki artık miktarı ile 10 ppm'e kadar varan organoklorlu toprak artıkları arasında doğrusal pozitif bir ilişki kaydedilmekte ve bu bulaşmanın tohumlardaki yağ miktarına bağlı olarak artabileceği vurgulanmaktadır. Lahana bitkisi ile yapılan başka bir araştırmada (Suzuki ve çalışma ark., 1975), toprağa 3,0 ppm olarak verilen γ -BHC sonucunda, bitkide 0,007-0,16 ppm aralığında α - β - δ - ve ϵ -BHC artıkları belirlenmiştir.

Organoklorlu insektisit kalıntılarının neden olduğu genel biyosfer kirliliği sonucu bu bileşikler, süt, et, peynir, sebze ve meyve gibi gıdalarla (Milhaud ve çalışma ark., 1974; Egan ve Hubbard, 1975; Güvener ve çalışma ark., 1977; Konar, 1977) insan dahil birçok memelilerin yağ dokularında yoğunlaşarak anne sütüne bulaşmaktadır (Vuori ve çalışma ark., 1977; Heeschen ve çalışma ark., 1978).

2.2 Topraktaki Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Kaynağı

Organoklorlu insektisitler toprağa dolaylı ve dolaysız yollarla ulaşabilmektedirler.

Topraktaki organoklorlu kalıntıların çoğunluğunun kaynağı, toprağa ve bitkilere uygulanan insektisitlere dayanmaktadır. Araştırmalar (NAS, 1971; Harris ve Sans, 1971) insektisitlerin doğrudan uygulandığı tarımsal alanların gerek tüm tarımsal alana ve gerekse herbisit uygulaması yapılan sahalara oranla azınlıkta olmasına karşın, topraktaki bıraktıkları kalıntı açısından en ön sırayı aldıklarını göstermektedir. Toprağa gübrelerle karışık halde veya yalın olarak kök bölgesine granül ve mikrokapsül şeklinde uygulanan organoklorlu insektisitlerin

yanında, bitkiye uygulanan insektisit miktarının da % 50'sine varan bir bölümünün toprağa ulaştığı ve bu oranın özellikle meyvelik ve sebzelik alanlarda 6-7 kg/ha aktif madde taşınmasına neden olduğu belirtilmektedir (Edwards, 1972). Bitkilere püskürtme yoluyla uygulanan insektisitlerden toprağa ulaşan insektisit kalıntılarının, doğrudan toprağa verilen ve karıştırılan organoklorlulara oranla daha kısa süre kalıcı oldukları belirtilmektedir (Chisholm ve çalışma ark., 1951; Harris ve çalışma ark., 1966; Duffy ve Wong, 1967).

Dolaylı olarak toprağa ulaşan organoklorlu artıkların başlıca kaynağını, uygulama sırasında zerreler ile atmosferde yoğunlaşan kalıntıların yağış veya tozlarla toprağa düşmesi oluşturur. Uçakla yapılan püskürtme ilaçlamada, % 50 dolayında kayıp olduğu ifade edilmektedir (Mc Ewen ve Stephenson, 1979). Bununla beraber, atmosferden toprağa ulaşan kalıntı miktarı, toprağa doğrudan ulaşan toplandan çok daha küçük değer yansıtmaktadır. İlaçlama esnasında meydana gelen zerreler, zerre büyüklüğüne, havanın nisbi nemine, sıcaklığına ve rüzgâra göre farklı uzaklıklara taşınmaktadır (Akersson ve Yates, 1964). Yapılan başka bir çalışmaya göre (Turner, 1963), 0,6 kg/ha üzerinden ilaçlanması düşünülen bir alanda, bu miktardan ancak 0,015 ile 0,3 kg/ha ilaçlanacak arazide geriye kalan 0,09 ile 0,25 kg/ha ise amaç dışındaki arazide belirlenmiştir.

Yağmur suyu ile toprağa ulaşan kalıntı miktarıyla ilgili olarak yapılan bir araştırmaya göre (Tarrant ve Tatton, 1968), İngiltere'de 28 aylık bir süre boyunca, yağmur suyunda mevsimlere göre değişmek kaydıyla 20-130 ng/lt seviyesinde DDT ve ayrıca γ -BHC ve Dieldrin belirlenmiştir. Aynı konuda Edwards (1973) daha yüksek değerler vermektedir. Texas'ın yüksek yaylalarında toz bulutlarının, toprakta 0,003 ile 0,3 ppm arasında DDT, Chlordane, Heptachlor Epoxide ve Dieldrin birikmesine neden olduğu (Cohen ve Pinkerton, 1966), ancak bu yolla meydana gelen ortalama bulaşmanın genel olarak bu değerlerin altında bulunduğunu ifade edilmektedir.

2.3 Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Toprakta Ulaşabileceği Boyutlar

Organoklorlu pestisit uygulaması yapılan tarımsal bir alanda kalıntıların miktarı, yıl içinde sabit bir değer olmayıp, belli bir değişim gösterir. Toprakta en fazla kalıntı miktarı, uygulamayı izleyen günler veya ay içinde olup, yeni uygulamaya kadar geçen zaman içinde topraktaki organoklorlu artıklar

oldukça kararlı bir yapı göstermektedir (Kearney ve çalışma ark., 1969; Edwards, 1972; Hamaker, 1972). Araştırmacılar, toprakta organoklorlu kalıntıların maksimum seviyelerinin kararlı olmadığını, zira bu kalıntıların maksimum seviyelerinin toprakta çok çabuk sona erdiğini, buna karşın bu sürenin sonunda kalıntıların çok daha kararlı olduklarını vurgulamaktadırlar (Wheatley, 1965; Lafleur, 1980). Bu nedenle topraklarda organoklorlu kalıntı miktarlarını yansıtabilecek gerçek değerlerin, bu bileşiklerin kararlı dönemlerinde belirlenmesi gerekmektedir (Crockett ve çalışma ark., 1974; Carey, 1979).

Toprakta klorlu hidrokarbon türü bileşikler içinde en yoğun olarak bulunanı DDT türevleri olup, diğer organoklorlular genellikle ikincil önem arz etmektedirler (Edwards, 1972). DDT kalıntılarının toprakta arzettiği başat durum, bir taraftan bu insektisit in en çok uygulanan preparat olmasına, diğer taraftan da mikrobiyal parçalanmaya karşı sahip olduğu moleküler kararlılığa bağlanabilir. O'Brien (1967), organoklorlu kalıntıların en yoğun olarak meyvelik, sebze-lik ve özellikle pamuk olmak üzere endüstri bitkilerinin ekim alanlarında belirlendiğini ifade etmektedir. Amerika Birleşik Devletlerinde, toplam DDT kalıntıları meyvelik alanlarda 6-123 ppm, sebze tarlalarında 1-24 ppm, tarla bitkileri alanlarında 1-16 ppm ve çayır-mer'a alanlarında ise 0,06-2,6 ppm arasında değişimler göstermektedir. Aynı alanlarda Dieldrin ve Heptachlor için verilen değerler 0,02 ile 2,3 ppm arasındadır. DDT'nin henüz yasaklanmadığı 1972 yılından önce Stevens ve çalışma arkadaşları (1970), Amerika Birleşik Devletlerinin bazı topraklarında DDT kalıntılarının 245 ppm'e kadar yükselme gösterdiğini, diğer organoklorlulardan Dieldrin, Endrin ve Endosulfaniğin bulunan doruk değerlerin ise sırasıyla 12,6, 2,8 ve 4,6 ppm olduğunu belirtmektedir. Duffy ve Wong (1967) tarafından yapılan çok geniş bir tarama çalışmasında, Heptachlor, Heptachlor Epoxide, γ -Chlordane, Aldrin ve Dieldrin konsantrasyonlarının farklı tarımsal kültürlere zemin olan alanlarda nadiren 1,0 ppm'i geçtiğini, ancak toplam DDT kalıntılarının 1-17 ppm arasında olduğu belirtilmektedir. Aynı araştırmacılara göre, DDT'nin toprakta en yoğun olarak bulunduğu moleküler form op' ile pp'-DDT ve DDT'den biyokimyasal değişim sonucu oluşan en yoğun DDT türevleri ise sırasıyla DDE ve DDD'dir.

Owen ve çalışma arkadaşları (1977) tarafından belirlenen sonuçlara göre, DDT uygulanan topraklarda 12 yıl sonra kalıntı miktarının 4,5 ppm civarında olduğunu kaydetmektedirler. Brown ve çalışma arkadaşları (1975) ile Anonymous (1975) ise DDT yasağından 3 yıl sonra DDT kalıntılarının azalmaya yönelik olduğunu ifade etmektedirler. Suzuki ve çalışma arkadaşları (1975), Japonya'da pirinç tarlalarında BHC uygulaması sonunda kalıntıların çok çabuk olarak 0,01-0,1 ppm aralığına düştüğünü, ancak bu seviyelerin altında oldukça kararlı kaldıklarını belirlemişlerdir.

Topraktaki organoklorlu artıkların net çoğunluğu organik madde yönünden zengin ilk 0-20 cm içinde yoğunlaşmaktadır. Allen ve çalışma arkadaşlarına (1954) göre, DDT kalıntılarının % 87'si ilk 15 cm, % 9,5'u 15-19 cm ve % 3,5'u ise bu seviyenin altında bulunmaktadır. Üst topraktaki kalıntı oranları organoklorlu bileşiklerin ve toprağın özelliklerine göre değişmek üzere % 84 ile % 96 arasında değiştiği çeşitli araştırmacılar tarafından kaydedilmektedir (Lichtenstein, 1958; Chisholm ve Koblitsky, 1959; Owen ve çalışma ark., 1977). Helling ve çalışma arkadaşları (1971), Nash ve Woolson'un (1968) aldığı sonuçlara dayanarak, organoklorlu bileşiklerden yalnızca Lindan ve Isodrin'in toprağın 30 cm'lik derinliğinin altında bulunabileceklerini, buna karşın bu bileşiklerin uçuculuk özelliklerinden ötürü ilk 7,5 cm'lik tabakada daha az yoğunlaştıklarını belirtmektedirler.

2.4 Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Topraktaki Kalıcılıkları

Organoklorlu tarımsal ilaçların uygulandıktan sonra kendilerinin veya bozunma türevlerinin ne kadar süreyle toprakta kalabildikleri, geniş ölçüde insektisidin moleküler yapısına, toprak, iklim ve çevre koşullarına bağlı bulunmaktadır. Konuyla ilgili olarak bugüne kadar belirlenen seviyelerin birbirinden farklı olmasının diğer nedeni ise, kullanılan örnekleme ve analitik metotların farklılığından ileri gelmektedir. Genel olarak, organoklorlu bileşiklerin topraktaki kalıcılık özelliğini ifade etmek üzere araştırmacılar "yarılanma ömrü", % 75 veya % 95'lik oranda kaybolma kıstaslarını kullanmaktadırlar (Edwards, 1966; Nash ve Woolson, 1967). Bu kıstaslara karşılık gelen sürelerin belirlenmesinde ya analitik yöntemler veyahatta kısmi ekstrapolasyon hesaplamaları kullanılmaktadır (Hamaker, 1972).

Organoklorlu herhangi bir insektisit in toprakta geçirdiği bozunma veya parçalanma süreçlerinin boyutları zamanla azalacağından, bu tip bileşiklerin kalıcılıklarını hesaplama ile belirlemede temel olarak kullanılan "bozunma eğrileri" doğrusal olmayıp, üstel özelliğe sahiptirler. Bir kısım araştırıcılar (Edwards, 1966 ve 1972) toprakta bulunabilecek kalıntı miktarı (y) ile zaman (x) arasındaki ilişkiyi tek parametrelili $y = e^{-\lambda x}$, diğer bir kısmı ise (Wheatley, 1965) aynı ilişkiyi çift parametrelili $y = \frac{1}{1 + cx}$ fonksiyonuyla belirlemişlerdir. İlk ifadedeki λ parametresi bozunma eğrisinin eğimini belirlerken, ikinci ilişkideki çift parametrenin, insektisidin topraktan uzaklaşmasını sağlayan süreçlerin zamana göre düzenli olmadığı ve ani dalgalanmalar kaydettiği düşüncesinden kaynaklanmaktadır. Buna göre θ , herhangi bir insektisidin topraktaki tüm ömrünü belirleyen yaklaşım eğrisini oluşturan eğriciklerin sayısını, C ise ortalama kayıp oranını belirlemektedir. Alexander (1969) ve Edwards (1972) ok sayıda araştırma ve hesaplamalara dayanarak, organoklorlu insektisitlerin topraktaki kalıcılıklarını içeren bir dizi derleme çizelgeler düzenlemişlerdir. Bu iki araştırıcıya ek olarak, diğer bazı araştırıcılar (Lichtenstein ve Schulz, 1969; Lichtenstein ve Polivka, 1959; Edwards, 1966; FAO/WHO, 1968; Gambrell ve çalışma ark., 1968; Hermannson ve çalışma ark., 1971; Freeman ve çalışma ark., 1975; Owen ve çalışma ark., 1977) DDT'nin 1 ile 10, Dieldrinin 1 ile 7, Chlordanın 1 ile 4, Heptachlorun 1/4 ile 4, Aldrinin 1/2 ile 6, Endrinin 1 ile 4 yıl ve BHC'in ise 1/6 ile 10 yıl arasında yarılanma mrlarına sahip olduğunu ifade etmektedirler.

2.5 Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Topraktaki Kalıcılıklarını Etkileyen Süreçler

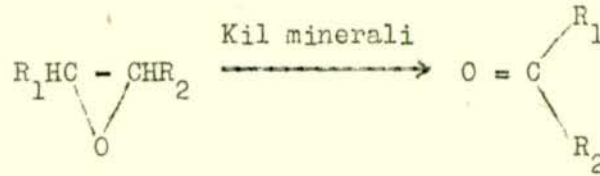
2.5.1 Bozunma süreçleri

Klorlu hidrokarbon türü bileşiklerin toprakta geçirdiği parçalanma süreçlerinin yoğunluğu, bu bileşiklerin topraktaki kalıcılıklarını geniş çapta etkilemektedir. Bu bileşiklerin toprakta geçirdikleri başlıca parçalanma süreçleri non-biyolojik ve biyolojik olmak üzere ikiye ayrılmaktadır.

2.5.1.1 Biyolojik olmayan bozunma

2.5.1.1.1 Kimyasal bozunma

Toprakta klorlu hidrokarbon türü bileşiklerin kimyasal parçalanma süreci, toprak tarafından kataliz edilen ve edilmeyen olmak üzere Helling ve çalışma arkadaşları (1971) tarafından ikiye ayrılmaktadır. Aynı araştırmacılar göre, organoklorlu bileşiklerin non-enzimatik bozunma süreci, esas olarak toprak katalizörlüğüne dayanmaktadır. Toprakta kimyasal topkimelerde katalizörlük görevini kil mineralleri, seski oksitler ve indirgenmiş porfirin, ko-enzim ve metal-protein bileşikleri yürütmektedir. Fowkes ve çalışma arkadaşları (1960), kaolinit ve attapulgit üzerinde Chlordane, Toxaphane, Heptachlor DDT, Dieldrin ve Endrin'in önemli ölçüde değişime uğradıklarını ve meydana gelen kimyasal etkileşmenin kil yüzeylerindeki H^+ ve Al^{3+} gibi asit katyonların varlığında doruk düzeyde olduğunu ilk kanıtlayan araştırmacılarıdır. Bu tip kataliz olayında epoxy grubunun karbonil kökü ile yer değiştirdiği ve bu nedenle de Endrin'in oldukça kararlı bir moleküler biçime, yani keto-endrin formuna dönüştüğü aynı araştırmacılarca belirtilmektedir.



LOPEZ-GONZALEZ ve çalışma arkadaşları (1977) benzeri çalışmaları vermiküllit üzerinde gerçekleştirerek bu kil mineralinin H^+ ile doyurulması halinde DDT adsorpsiyonunun, sonuç olarak kimyasal değişiminin en yüksek olduğunu kaydetmektedirler. Aynı araştırma sonucuna göre, DDT'nin kendi bozunma izomeri DDE'ye oranla daha fazla adsorbe edildiği yansıtılmaktadır. Kil minerallerinin katalitik etkisinin, toprakta yoğun radikalleri içeren indirgenmiş porfirin bileşikleriyle değişik bir boyut kazandığı ve böylece organik aktif maddelerinde kil mineralleri ile beraber önemli etkileşmelere neden olduğu Crosby (1969) tarafından kaydedilmektedir. Aynı araştırmacıya göre, DDT'nin DDD (TDE) şekline non-biyolojik dönüşümü, bu sürece bağlıdır.

Yüksek sıcaklığın kimyasal parçalanma ve bozunmaları hızlandırdığı ve bu koşulun varlığı halinde topraklarda Heptachlor'un 1-Hydroxychloridene ve Chlorden'e (Bowman ve çalışma ark., 1964; Duffy ve Wong, 1967; Miles ve çalışma ark., 1969); aynı şekilde Endrinin Aldo-Endrin ve Keto-Endrin türevlerine dönüştüğü kaydedilmektedir (Phillips ve çalışma ark., 1962).

Düşük oksijen ortamında Lindan, elektrokimyasal olarak indirgenmekte ve γ -BTC bozunma türevini vermektedir (Beland ve çalışma ark., 1976).

2.5.1.1.2 Fotokimyasal bozunma

Organik klorlu bileşikler, ultraviyole ışınlarının etkisiyle bir bozunma sürecinden geçmektedir. Ancak bu tip bir değişim, toprakta organoklorlu bileşiklerin geçirdiği diğer transformasyonlara oranla daha az önemlidir (Helling ve çalışma ark., 1971). Ayrıca, fotokimyasal bozunma ile ilgili araştırmaların çoğunluğu salt kimyasal nitelikte olup, laboratuvar ortamında gerçekleştirilmenin özelliğini taşıdığından, esasen bu sürecin toprakta varabileceği boyutlar hakkında da henüz yeterli bilgi yoktur. Bununla beraber, fotokimyasal parçalanmanın doğal olarak toprağın yüzeye yakın kısmında yoğun olduğu belirtilmektedir (Helling ve çalışma ark., 1971). Nitekim DDT'nin güneş ışığında, yavaşta olsa DDE, TDE ve DBP'ye dönüştüğü ve meydana gelen foto-parçalanma türevlerinin ortamda bulunan oksijen varlığı ile ilişkili olduğu Plimmer ve çalışma arkadaşları (1970) tarafından kanıtlanmıştır.

Güneş ışığındaki ultraviyole ışınlarının katalitik etkisiyle Aldrin ve Dieldrin'in foto-Aldrin ve foto-Dieldrine dönüştüğü (Ross ve Crosby, 1975) ve açığa CO_2 ile HCl çıkışının izlendiği bildirilmektedir. Fotokimyasal bozunma sonucu oluşan yeni bileşiklerin genel olarak anamaddelerine oranla daha toksik olduğu belirlenmiştir (Parlar ve Korte, 1977).

Diğer organoklorlu bileşiklerden Chlordene, ultraviyole ışınlarının etkisiyle Chlordene Epoxide, Endrin ise, Keto-Endrin ve PCPCD bileşiklerine dönüştürülmektedir (Gosh ve çalışma ark., 1975).

2.5.1.2 Mikrobiyal bozunma

Tüm pestisitlerde olduğu gibi, klorlu hidrokarbon türü bileşiklerin toprakta geçirdiği en önemli bozunma süreci mikrobiyal kökenlidir. Sterilize edilmiş ve doğal toprak koşulları arasındaki pestisit parçalanma farkı uzun süreden beri bilinmektedir (Lichtenstein ve Schulz, 1960). Mikroorganizmaların birçoğu bu bileşikleri karbon kaynağı olarak kullanmakta ve bu yüzden insektisit molekülüne tek veya çok yönlü amaçla saldırılmaktadır. Bu saldırılardaki asıl amaç, mikroorganizmanın diğer yaşam süreçleri için gerekli olan enerjinin ($-\Delta F$) teminidir. Mikrobiyal bozunma süreci, bazı hallerde koşullu olarak diğer karbon kaynağı maddeleri gerektirebilir. Ko-metabolizma olarak adlandırılan bu olay, pestisitlerin biyokimyasal değişim ve parçalanmasında önemli yer tutmaktadır (Guenzi ve Beard, 1967).

Toprakta meydana gelen mikrobiyolojik bozunmanın boyutları, klorlu insektisidin yapısına, uygulama şekline, adsorpsiyon gücüne, insektisit üzerine etkili mikroorganizmanın varlığına, insektisit bu mikroorganizmalar üzerine olan toksik etkisine ve birçok çevre koşullarına bağlıdır. Ancak, bugüne kadar yapılan araştırma sonuçlarının çoğunluğu (Lichtenstein ve Schulz, 1965; Alexander, 1969 ve 1977; Kearney ve çalışma ark., 1969; Helling ve çalışma ark., 1971; Edwards, 1972), klorlu hidrokarbon türü bileşiklerin, diğer tüm pestisit gruplarına oranla mikrobiyal parçalanmaya karşı oldukça kararlı bir yapıya sahip oldukları konusunda birleşmektedir. Bu nedenle söz konusu bileşiklerin topraktan mikrobiyal yolla parçalanarak uzaklaşması uzun zaman almakta ve sonuç olarak sürekli uygulamalarla toprakta birikme eğilimi göstermektedirler. Klorlu insektisitlerin toprak mikroorganizmaları tarafından metabolizması, birbirinden farklı sonuçlar doğurmaktadır:

- Toprağa ulaşan insektisidin enzimatik süreçler sonucunda toksik özelliğini kaybetmesi "Detoksikasyon" veya "İnaktivasyon" olarak adlandırılır. Bu sürece örnek olarak, DDT'nin DDE'ye dönüşümü verilebilir (Alexander, 1969; Menzie, 1969; Brown, 1978).

- Mikroorganizmaların insektisidi karbon veya sülfür kaynağı olarak kullanması sonucu insektisidin mineralizasyonu, genellikle CO_2 , H_2O , Cl^- açığa çıkabilir. Mineralizasyona örnek olarak, γ -BHC'in anaerobik koşullarda parçalanarak CO_2 vermesi gösterilebilir (Mac Rae ve çalışma ark., 1969).

- Toksik özelliğe sahip insektisidin mikrobiyal olarak transformasyonu sonucu kendisinden daha toksik veyahutta kendisinden daha az toksik maddelere dönüşmesi ve sonuç olarak meydana gelen yeni bileşiklerin değişik spektrumdaki mikroorganizmalara etkili olması "Aktivasyon" ve "Konversiyon" olarak bilinir. Bu süreçlere sırasıyla Aldrinin Dieldrine (Menzie, 1969; Corbett, 1974) ve DDT'nin TDE'ye (Guenzi ve Beard, 1967; Focht ve Alexander, 1971; Matsumura, 1975) çevrilmesi örnek olarak verilebilir.

- İnsektisidin kendisi veyahutta biyokimyasal bozunma türevinin mikrobiyal aktiviteyi uyarıcı nitelik taşıması.

Organoklorlu insektisitler içerisinde mikrobiyal parçalanma ürünleri üzerinde en çok çalışılanı kuşkusuz DDT olmuştur. Gerek havalı ve gerekse havasız koşullarda DDT'nin mikroorganizmaların enzimatik işlevi sonucunda DDE ve DDD (TDE) gibi önemli iki türev verdiği bilinmektedir. Toprakta çoğunluğunun kimyasal ve fotokimyasal yolla oluştuğu, en yoğun DDT türevi DDE'dir (Helling ve çalışma ark., 1971; Duffy ve Wong, 1967; Harris ve çalışma ark., 1977; Carey, 1979). Ancak, topraktaki toplam DDE'nin sadece küçük bir bölümü mikroorganizmaların ürettiği "DDT-Dehidroklorinaz" enzimi aracılığıyla, aerobik koşullarda dehidroklorinasyona (molekülden HCl çıkışı) uğramasıyla (Lipke ve Kearns, 1960; Kearney ve çalışma ark., 1969 a; Kaufman, 1974), diğer bir kısmının ise DDT'ye karşı direnç kazanan ve yüksek canlı organizmalarındaki aynı enzim aracılığıyla DDT'yi etkisiz hale getiren (Detoksikasyon) makro canlılardaki metabolizma sonucu meydana geldiği kaydedilmiştir (Perry, 1960; Clark ve çalışma ark., 1975).

Toprak mikroorganizmalarının işlevi sonucu oluşan DDD, DDT'nin en önemli mikrobiyal parçalanma ürünüdür. Bu madde DDE'ye oranla toprakta daha az bulunmasına karşın, çoğunlukla mikrobiyal kökenli olduğu birçok araştırmacı tarafından bildirilmektedir (Mendel ve çalışma ark., 1967; Guenzi ve Beard, 1968; Brown, 1978). Bu araştırmacılar, DDE'nin tersine DDD formunun özellikle anaerobik koşullarda DDT'nin "indirgen deklorinasyon" süreci ile oluştuğunu belirtmektedirler. Brown'un (1971), Agosin ve çalışma arkadaşlarına dayanarak verdiği açıklamada, DDT'nin DDD'ye çevrilmesinde etkili enzimin çok işlevli karışık bir enzim olabileceğini ileri sürmektedir. Ancak bu sav, DDD'nin kendi yükseltgenme ürünü olan özel bir türeve (FW-152) benzetilmesinden kaynaklanmaktadır. Aynı araştırmacılara göre, canlı metabolizmasında DDD'nin yanında DDA ve bundan da

DBP oluşmaktadır. DDT'nin böcekler tarafından metabolizması sonucu, düşük toksik etkiye sahip ve akaricid olarak kullanılan Dicofol meydana gelmektedir (Menzie, 1969). Mc Ewen ve Stephenson'a (1979) göre Dicofol, mikrobiyal yolla DBP ve Chloroform'a dönüşmektedir.

Havali koşullarda da çok az oranda meydana gelen DDD'nin oluşumunda, özellikle Nocardia erythropolis'in etkili olduğu anlaşılmaktadır (Chacko ve çalışma ark., 1966).

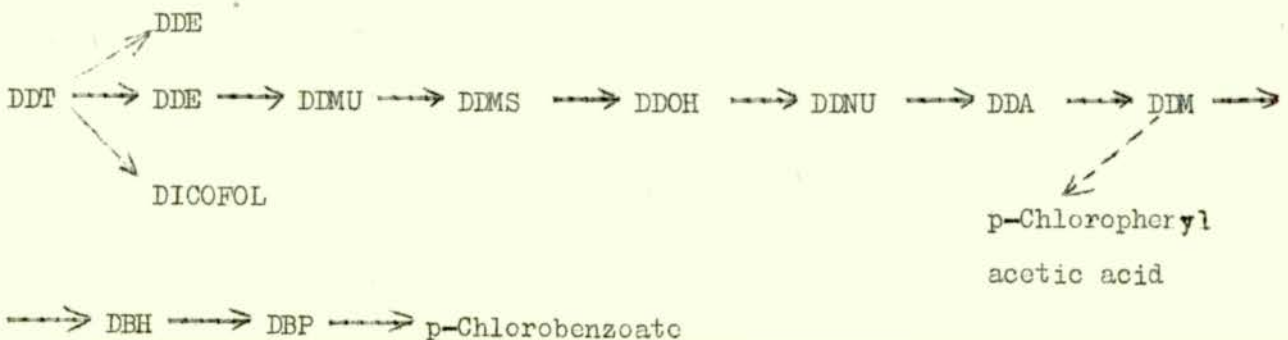
Makrocanlı organizmasında da meydana gelen DDD'nin oluşumunda Serratia marcescens, E. coli (Barker ve Morrison, 1965) ve Aerobacter aerogenes'in (Mendel ve Walton, 1966) etkili organizmalar olduğu ifade edilmektedir.

Toprakta DDT'nin mikrobiyal bozunmasını gerçekleştiren mikroorganizma topluluğu oldukça geniştir. Birçok araştırmacıya göre (Martin, 1972; Alexander, 1969; Menzie, 1969) toprakta DDT metabolizmasında belirlenen etkin mikroorganizma cinslerinin başlıcalarını, Bacillus spp, Streptococcus spp, Pseudomonas spp, Erwinia spp, Clostridium spp Flavobacterium spp ile bazı mantar ve aktinomisetler oluşturmaktadırlar.

Alexander (1977), bu mikroorganizma topluluğunun diğer organoklorlular üzerinde de etkili olduklarına ve bunlardan Flavobacterium ' un genç olara klorlu moleküllerin bozunmasında Arthrobacter'in detoksikasyon ve eklemeli kimyasal etkileşmelerde ve Pseudomonas'ın ise, mineralizasyon sürecinde spesifik görev aldıklarını belirtmektedir.

DDT molekülündeki benzen halkasını parçalayarak, buradan CO₂ gazının çıkışına neden olan diğer önemli bir bakteri cinsi Hydrogenomones'lardır (Focht ve Alexander, 1970; Edwards, 1973; Khan ve çalışma ark., 1975).

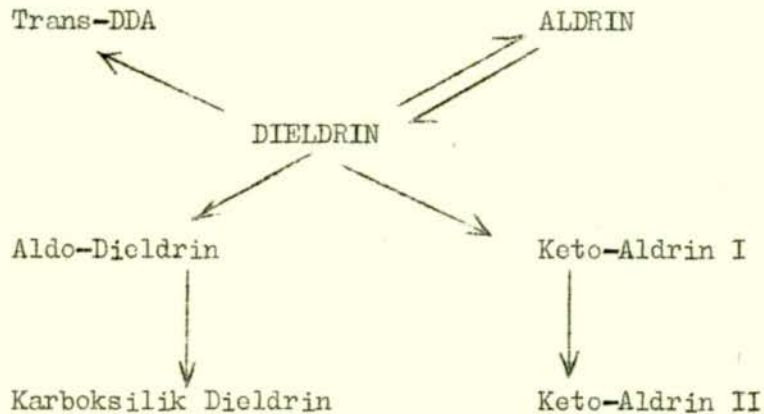
DDT'nin toprakta ve biyosferin diğer ögeleri içinde parçalanması sonucu sayısız bozunma türevleri ortaya çıkmaktadır. Kaufman (1974) DDT'nin toprak mikroorganizmalarının metabolizması ile oluşan metabolizma zincirini aşağıdaki şekilde vermektedir:



Bu zincirin ögelerinden Dicofol ve DDD insektisit özelliğini korumaktadır. Matsumura'nın (1975) DDT için ileri sürdüğü metabolizma deseni de, bazı farklılıklarla bir öncekine benzerlik arz etmektedir. Bu araştırmacı, DDT'nin metabolizması sırasında meydana gelen DDCN'in toksik etkiye sahip olduğunu ve zincirleme süreçle meydana gelen PCPA'nın mineral parçalanmaya uğrayarak CO₂ ve Cl verdiğini belirtmektedir.

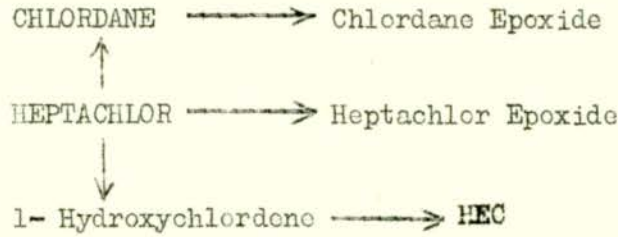
DDT'nin yapısında para pozisyonunda bulunan klor atomlarının yerinde metil köklerinin bulunduğu Methoxychlor'un biyolojik parçalanmasında indirgen deklorinasyon olayının önemsiz olduğu, buna karşın "Methoxydeklorinaz" enziminin işlevde bulunarak DDE'nin karşıtı olan Methoxy-türevini (Brown, 1978) ve ayrıca Anisoin, Anisil ve DMDE oluşumuna neden olduğu kaydedilmektedir (Wolfe ve çalışma ark., 1977).

Cyclodiene grubu organoklorlulardan Aldrin, Dieldrin, Isodrin, Chlordane, Endosulfan, Isobenzan ve Heptachlor'un toprakta geçirdiği en önemli mikrobiyal süreç epoksidasyondur. Bununla beraber, bu bileşikler mikrobiyal yolla dehalojenasyon, hidroliz, redüksiyon, hidroksilasyon ve metilasyon tepkimelerine girebilmektedir. Bu süreçler sonucu meydana gelen Heptachlor ve Aldrinin epoksid türevleri insektisit özelliğine sahip olmakta ve bu nedenle toprakta biyolojik aktivitelerini uzun süre sürdürmektedirler (Alexander, 1969; Freeman ve çalışma ark., 1975). Toprağa ulaşan Aldrinin epoksidaz etkisiyle Dieldrine (Cole ve çalışma ark., 1976; Agnihotri ve çalışma ark., 1977) ve Heptachlorun Heptachlor Epoksidi dönüştüğü, birçok araştırmacı (Lichtenstein ve Schulz, 1960; Miles ve çalışma ark., 1969) tarafından kanıtlanmıştır. Matsumura ve çalışma arkadaşları (1968) ile Wedemeyer (1968), Aldrin-Dieldrin metabolizmasını aşağıdaki şema ile göstermişlerdir :



Benzen halkasında radyoizotopik karbon bulunduran Dieldrin ile yapılan bir çalışmada (BIXBY ve çalışma ark., 1971), radyoaktif CO₂ gazının çıkışı ile benzen halkasının mikroorganizmalar tarafından kırıldığı kanıtlanmıştır.

Aldrin-Dieldrin arasındaki geçişli metabolik süreç, Heptachlor ve Chlordane arasında da mevcuttur (Menzie, 1969; Brooks, 1969; NRC, 1974). Bu süreç, Miles ve arkadaşlarınca (1969) aşağıdaki şekilde verilmiştir:



Toprak mikroorganizmalarının Isodrin, epksidazın enzimatik işlevi sonunda Endrine ve Endrininde Pseudomonas'ın mikrobiyal bozunması sonucunda yedi farklı türev verdiği kaydedilmektedir (Kearney ve çalışma ark., 1969 a; Matsumura ve çalışma ark., 1971).

Molekül yapısında kükürt bulunduran organoklorlu Endosulfan'ın (Thiodan) α izomerinin, β izomerine oranla daha kolay metabolize edildiği, ancak her iki halde de toprakta dirençli bir yapıya sahip olan Endosulfan sülfatın oluştuğu ileri sürülmektedir (Stewart ve Cairns, 1974; NRC, 1975).

Klorlu hidrokarbon türü insektisitlerden en geniş kullanım alanı bulan BHC'nin γ izomeri (Lindan), toprak mikroorganizmalarının indirgen deklorinasyon olayı sonunda kolaylıkla γ -PCCH'ye çevrilmektedir (Yule ve çalışma ark., 1967; Guenzi ve Beard, 1970). Clostridium ve E. coli saf kültürlerinde Benzen ve MCB veren Lindan (Allan, 1955), kolaylıkla mineralize olarak CO₂ vermektedir (Mac Rae ve çalışma ark., 1969). Havasız koşullarda Lindan, mikrobiyal işlev sonunda çok az insektisit özelliğine sahip olan ve kolaylıkla parçalanabilen α - β - ve δ - izomerlerinin oluşumuna anamaddede teşkil etmektedir (Castro ve Yoshida, 1974; Suzuki ve çalışma ark., 1975; Siddaramappa ve Sethunathan, 1975).

Gerek Cyclodiene grubu ve gerekse BHC izomerleri üzerinde etkili olan mikroorganizma topluluğu oldukça yaygındır. Brown (1978) tarafından derlenen bir çizelgede, klorlu hidrokarbon türü bileşiklerin epoksidasyon sürecinde denenilen aktinomisetlerden 16 Nocardia türünden 13'ü, 7 Streptomyces türünden 6' sı;

mantarlardan 15 Trichoderma türünden hepsi, 11 Penicillium türünden 6'sı ve Fusarium türlerinin % 50'sinin özellikle etkili oldukları belirtilmektedir. Aldo ve keto yapıdaki klorlu yeni bileşiklerin oluşumunda ve mineralizasyon işlevinde Arthrobacter, Pseudomonas, Bacillus ve Corynebacterium'un etkinlikleri göze çarpmaktadır.

2.5.2 Toprak özellikleri

Organoklorlu insektisitlerin topraktaki kalıcılıkları, toprağın bünyesi, organik madde ve kil mineralleri içeriği, nemi, sıcaklığı, strüktürü ve reaksiyonu gibi toprak etmenleri tarafından düşük veya yüksek seviyede etkilenmektedir.

Araştırmacılar (Lichtenstein ve Schulz, 1959; Edwards, 1972), ağır bünyeli ve organik maddesi yüksek topraklarda organoklorlu bileşiklerin, hafif bünyeli topraklara oranla daha uzun süre kalıcı olduklarını belirtmektedirler. Young ve Rawlins (1958), farklı tekstüre sahip topraklarda Heptachlor'un kalıcılığına ilişkin şu sıralamayı belirlemişlerdir ; Organik toprak > Siltli killi tın > Silt. Organoklorlu insektisitlerin uzun süre kalıcılık gösterdiği topraklarda, biyolojik aktivitelerininde düştüğü çeşitli kaynaklarda belirtilmektedir (Edwards ve çalışma ark., 1957; Roberts, 1963).

Toprak organik maddesi arttıkça, organoklorlu pestisitlerin adsorpsiyonlarının ve bu nedenle kalıcılıklarının da önemli derecede artacağı vurgulanmaktadır (Harris, 1964; Kay ve çalışma ark., 1967; Peterson ve çalışma ark., 1971). Lindan ile yapılan bir çalışmaya göre (Adams ve Li, 1971), bu insektisidin adsorpsiyonunun yaklaşık tamamı organik maddeye atfedilmektedir. Mac Namara ve Toth'a (1970) göre, organik maddenin pestisitleri adsorbe etme gücü, potasyumla doyurulmuş bir montmorillonit kil mineraline oranla 70 misli daha fazladır. Toprakta bulunan organik maddenin niceliği yanında, niteliğinin de önemine değinen son çalışmalar (Lord ve çalışma ark., 1979; Wahid ve Sethunathan, 1979; Karickhoff, 1981; Wahid ve Sethunathan, 1981), organik maddenin organoklorlu insektisit ve bozunma türevlerinin adsorpsiyonunu ve bu nedenle kalıcılıklarını arttırıp biyo-aktivitelerini azaltacağı savını vurgulamaktadırlar. Champion ve Olsen (1971), organoklorlu bileşiklerin organik madde üzerindeki tutulma gücünü, organoklorlu molekülün elektronik özelliğine bağlamaktadırlar. Bu araştırmacılara

ek olarak, Mills ve Biggar (1969), organoklorlu insektisitlerin genel olarak kutupsuz özellikte olduğunu ve bu nedenle özellikle kutupsuz toprak kolloidleri tarafından etkinlikle tutulduğunu ifade etmektedirler. Bununla beraber kısmi kutupsal özellik gösteren moleküller (γ -BHC gibi) kil mineralleri tarafından daha fazla adsorbe edilmektedirler.

Kolloidal kil fraksiyonunun organoklorlu moleküllerin adsorpsiyonundaki işlevini kanıtlayan birçok derleme ve araştırma mevcuttur (Bailey ve White, 1964; Kunze, 1972; Lotse ve çalışma ark., 1968; Guenzi ve Beard, 1970; Siddaramappa ve Sethunathan, 1976). Bu konudaki çalışmaların önemli bir bölümü, organoklorlu moleküllerin kil minerallerine fiziksel güçlerle bağlı olduğunu belirtirken, çok az bir kısmı ise dipol çekim üzerinde durmaktadırlar. Lopez-Gonzalez ve çalışma arkadaşları (1977 a), sodyum ile satüre edilmiş montmorillonit üzerinde DDT'nin birimler arasında tutulmadığını öne sürmektedirler. Richardson ve Epstein (1971) DDT, Methoxychlor ve Endosulfan'ın en çok 0,5 μ 'dan küçük kil fraksiyonu üzerinde tutulduğunu belirtmektedirler. Lopez-Gonzalez ve çalışma arkadaşları (1977 b), adsorpsiyonunun artan kil minerali yüzeyine bağlı olarak arttığını ve vermiküllü-
tin H^+ ile doyurulması halinde, aynı kil mineralinin Na^+ ile satüre edilmesine oranla DDT ve DDE adsorpsiyonunun daha fazla olduğunu kanıtlamaktadır. Diğer taraftan, Champion ve Olsen'in (1971) iyon değiştirici reçineler ve aktif seski oksitler üzerinde elde ettiği deneme sonuçlarına göre, DDT molekülü, 1. karbonundaki 3 klor atomundan kaynaklanan kısmi negatif dipol özelliğinden ötürü, toprakta pozitif kolloidlere de bağlanmaktadır. Ancak Wahid ve Sethunathan (1979), γ -BHC'nin kil tarafından adsorpsiyonunun, organik maddenin etkisine oranla büyük boyutlara varmadığını ve istatistiksel olarak önem taşımadığını öne sürmektedirler. Kil minerali ve organik maddeye bağımlı olan adsorpsiyon sonucunda, organoklorlu bileşiklerin kalıcılıkları da artmaktadır (Lichtenstein, 1965).

Toprağın nem içeriği, organoklorlu insektisitlerin kalıcılıklarını farklı şekilde etkilemektedir. Organoklorlu molekül kalıcılığına toprak neminden kaynaklanan ilk etki, su moleküllerinin yüksek dipol özelliği nedeniyle, organoklorlu moleküllerin gerek kimyasal ve gerekse fiziksel adsorpsiyonlarının engellendiği şeklindedir (Helling ve çalışma ark., 1971). Toprak çözeltisinde böylelikle yoğunlaşan pestisit moleküllerinin buharlaşması daha kolaylaşacaktır (Bowman ve çalışma ark., 1964). Bu süreç sonunda, organoklorlu moleküllerin

kalicılığı azalmakta ve su molekülleri eşliğindeki buharlaşma nedeni ile de insektisitlerin bazı zararlılara karşı etkinliği artmaktadır (Harris ve Mazurek, 1966; Brown ve Pal, 1971).

Toprak nemi seviyesi, insektisit ve bozunma türevlerinin kalıcılığını, kimyasal kökenli etkileşimlere olan katkısı oranında etkiliyerek azaltıp veya çoğaltabilmektedir (Lichtenstein, 1965).

Toprağın nem seviyesi dolaylı olarak toprak mikrobiyal aktivitesini etkilediğinden, organoklorlu bileşiklerin biyolojik bozunmasını da etkilemiş olacaktır. Alexander (1977) mikrobiyal solunumun toprağın su tutma kapasitesinin % 60 ile % 80'inde en yüksek olduğunu bildirmesine karşın, bazı organoklorlu insektisitlerin sürekli olarak anaerobik koşullarda bulunması halinde, mikrobiyal bozunma ve parçalanmanın arttığı öne sürülmektedir (Guenzi ve Beard, 1968; Castro ve Yoshida, 1974; Siddaramappa ve Sethunathan, 1975). Bu durumun, sürekli havasız koşullarda, mikrofloranın indirgen enzimatik bozunma ve parçalanma özelliğini kazanmasından kaynaklandığı belirtilmektedir (Yoshida ve Castro, 1970).

Toprak strüktürü organoklorlu insektisit kalıcılığını, yapısındaki organik ve inorganik kolloidler nedeniyle dolaylı olarak etkilemektedir. Bunun yanı sıra, toprak strüktürüne bağlı olarak değişen toprağın ince gözeneklilik durumunun topraktaki su buharı hareketini azalttığı için insektisit buharlaşmasına engel olduğu (Swanson ve çalışma ark., 1954) ve ayrıca toprağın pestisit adsorpsiyonunu ve bu nedenle kalıcılık süresini etkilediği kaydedilmektedir (Yaron ve çalışma ark., 1967).

Toprak sıcaklığı, pestisitlerin kimyasal ve mikrobiyal bozunma süreçleri ile buharlaşmalarını etkilemektedir. Araştırma sonuçları (Lichtenstein ve Schulz, 1959; Harris ve Lichtenstein, 1961; Edwards, 1966), sıcaklık arttıkça topraktan buharlaşan insektisit miktarının arttığı konusunda birleşmektedir. Guenzi ve Beard'a (1970) göre, 55 °C'de DDT ve Lindanın buharlaşma yüzdeleri 30 °C'deki buharlaşma yüzdelerinin 3 ile 5 katı kadardır.

Genel olarak yüksek sıcaklık, ısı veren özelliğinden ötürü, adsorpsiyon sürecini engellemektedir (Bailey ve White, 1964). Ancak Mills ve Biggar (1969 b), Lindanın yüksek sıcaklıkta daha fazla adsorbe edildiğini ve bu durumun, yüksek sıcaklıkta artan çözünürlüğe bağlanabileceğini öne sürmektedir.

Gerçek adsorpsiyonun, gerekse sıcaklığın artması, kimyasal etkileşimleri aynı yönde etkilemektedir (Lopez-Gonzalez ve çalışma ark., 1977 b).

Alexander (1977), Mesophile özellikteki mikrobiyal aktivitenin 25 °C ile 35 °C, psychrophile nitelikteki aktivitenin 20 °C civarında ve termophile nitelikteki aktivitenin ise 45 °C ile 65 °C arasında en yüksek değerlere ulaştığını belirtmektedir. Mikrobiyal etkinliğin artması, beraberinde insektisitlerin mikrobiyal bozunma ve parçalanması sonucunu da getirmektedir.

Toprak pH'sının organoklorlu bileşiklerin kalıcılıklarında önemli rol oynamadığı bazı araştırmacılar tarafından öne sürülmektedir (Fleming ve Mains, 1953; Edwards, 1972). Çünkü klorlu hidrokarbon türü bileşikler, asiditeye bağlı olarak çok az iyonize olmaktadır. Bununla beraber, bazı organoklorlu üyelerin yüksek pH derecelerinde daha kolaylıkla parçalandığı, yine aynı araştırmacılar tarafından eklenmektedir.

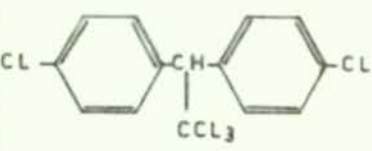
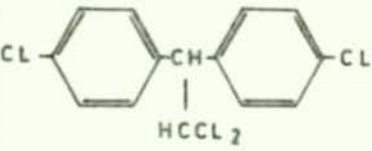
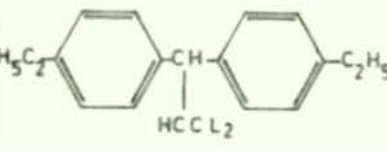
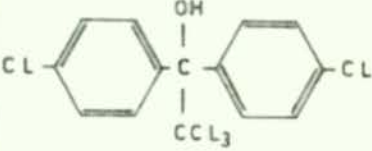
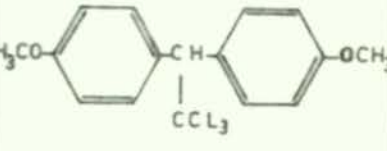
2.5.3 Organoklorlu insektisitlerin kimyasal özellikleri

Organoklorlu bileşiklerin spesifik kimyasal özellikleri, topraktaki kalıcılıklarını geniş ölçüde etkilemektedir. Bu özelliklerin en önemlileri arasında buhar basıncı, çözünürlük, mikrobiyal bozunmaya elverişli moleküler yapısı yer almaktadır.

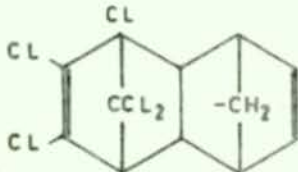
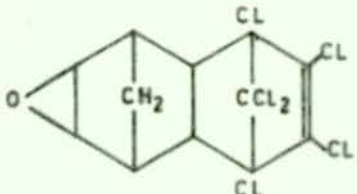
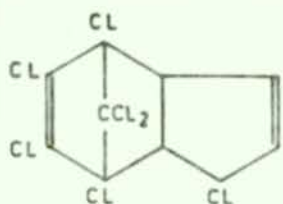
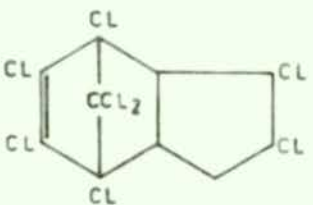
Organoklorlu bileşiklerin buhar basınçları ile bu bileşiklerin topraktan buharlaşma oranları arasında pozitif bir ilişki vardır (Edwards, 1972; Wheatley, 1973; Spencer, 1975). Ancak Çizelge 1'de görüldüğü gibi, γ -BHC'nin buhar basıncı ($12,52 \times 10^{-5}$ mm Hg, 30 °C) ile DDT'nin buhar basıncı ($7,2 \times 10^{-7}$ mm Hg, 30 °C) arasında 174 gibi bir oran bulunduğu halde, toprakta bu iki bileşiğin buhar basınçları arasında oran, toprağın kolloidal yüzey miktarı ile ters olarak değişmek üzere, 34 ile 60 arasındadır (Guenzi ve Beard, 1970).

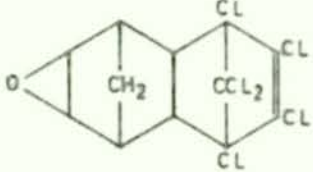
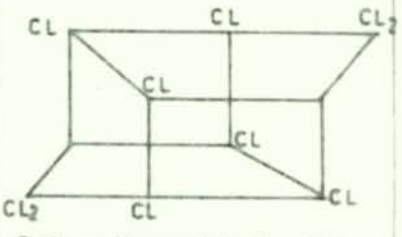
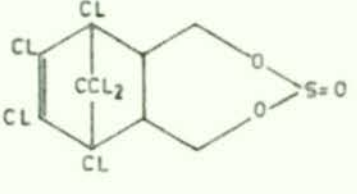
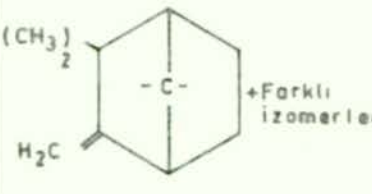
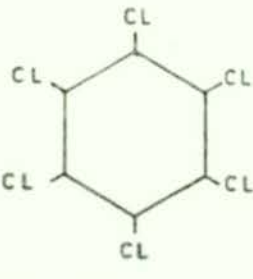
Organoklorlu insektisitlerin su içindeki çözünürlükleri, bu bileşiklerin topraktan yıkanmaları, bitkiler tarafından alınmaları ve buharlaşmalarını etkilemektedir.

Klorlu insektisitlerin su içindeki çözünürlükleri, Lindan hariç genellikle 1,0 ppm'den azdır (Çizelge 1). Bu nedenle, bu tür bileşiklerin profilin alt horizon veya katmanlarında birikimi yok denecek kadar azdır (Harris, 1969).

İNSEKTİSİT VE ÇEŞİTLİ ADLARI	KİMYASAL FORMÜLÜ VE ADI	TEKNİK BİLEŞİMİ	BUHAR BASINCI mm Hg	SUDAKİ ÇÖZÜN. pp100
DDT CHLOROPHENOTAN ZEİDAN GESAROL NEOCİDE DİCOPHANE	 2,2-Bis (p-chlorophenyl)-1,1,1-trichloroethane	% 80 pp'-DDT % 15 op'-DDT Ayrıca TDE	1.9×10^{-7}	0.0012
TDE RHOTHANE	 2,2-Bis(p-chlorophenyl)-1,1-dichloroethane	—	—	Eser
PERTHANE	 2,2-Bis (p-ethylphenyl)-1,1-dichloroethane	—	—	Eser
DİCOFOL KELTHANE	 2,2,2-trichloro-1,1-di-(4-chlorophenyl)ethanol	—	—	Eser
METHOXYCHLOR DMU MARLAT METHOXY	 1,1,1-trichloro-2,2-bis (p-methoxyphenyl)ethane	—	—	Eser

(Çizelge 1'in devamı).

İNSEKTİSİT VE ÇEŞİTLİ ADLARI	KİMYASAL FORMÜLÜ VE ADI	TEKNİK BİLEŞİMİ	BUHAR BASINCI mm Hg	SUDAKİ ÇÖZÜN. ppm
ALDRİN HHDN OCTALEN	 1,2,3,4,10,10 - hexachloro - 1,4,4a,5,8,8a - hexahydro - endo-1,4 - exo-5,8 - dimethanonaphtalene	% 95 HHDN	$2,31 \times 10^{-5}$	< 0.05
DİELDRİN HEOD OCTALOX ALVİT QVİNTOX	 1,2,3,4,10,10 - hexachloro - exo - 6,7 - epoxy - 1,4,4a - 5,6,7,8,8a - octahydro - 1,4 - endo, exo - 5,8 - dimethanonaphtalene	% 85 HEOD	$1,0 \times 10^{-7}$	< 0,1
HEPTACHLOR VELSİCOL 104	 1,4,5,6,7,8,8 - heptachloro - 3a,4,7,7a - tetrahydro - 4,7 - endomethaninden	% 72 Heptachlor	3×10^{-6}	-
CHLORDANE TOXİCHLOR OCTACHLOR OCDH - DCP		% 65-70 OCDH - DCP	1×10^{-5}	-

İNSEKTİSİT VE ÇEŞİTLİ ADLARI	KİMYASAL FORMÜLÜ VE ADI	TEKNİK BİLEŞİMİ	BUHAR BASINCI mm Hg	SUDAKİ ÇÖZÜN. ppm
ENDRİN	 1,2,3,4,10,10-Hexachloro-6,7-epoxy-1,4,4a,5,6,7,8a-octahydro-exo-1,4-exo-5,8-dimethanonaphthalene	% 90 Endrin	2×10^{-7}	< 0.1
MİREX GC-1283	 Dodecachlorooctahydro-1,3,4-metheno-24-cyclobuta[cd]pentalene	% 80 GC-1283	—	Eser
ENDOSULFAN THİODAN		% 80 α-endosulfan % 20 β-endosulfan	—	Eser
TOXAPHENE	 +Farklı izomerler	% 67-69 Klorlu Kamfenler	1×10^{-6}	3.0
LINDAN γ-BHC GAMMEXAN δ-HCH	 1,2,3,4,5,6 Hexachloro-cyclohexane	% 99 δ-BHC Ayrıca α- ve β-BHC izomerleri	$9,4 \times 10^{-6}$	10.0

Çözünürlük arttıkça, klorlu insektisit veya bozunma türevlerinin bitkiler tarafından alınmaları da artmaktadır. Yaklaşık olarak DDT'den 2000, Dieldrin ve Endrin'den 400 kat daha fazla çözünürlüğe sahip Lindanın, bitkiler tarafından daha kolaylıkla alındığı belirlenmiştir (Edwards, 1966; Nash, 1974). Bazı araştırmacılara göre (Mac Kay ve Leinon, 1975), düşük çözünürlük gösteren organoklorlu insektisitler, su yüzeyine yakın yerde yoğunlaşarak su molekülleri ile beraber buharlaşmaktadırlar.

Organik pestisitlerin mikrobiyal bozunma veya mineralizasyona elverişli moleküler yapıya sahip olmaları konusunda yeterli bilgi yoktur. Ancak, molekül yapıları arasındaki az da olsa bazı değişikliklerin olması, mikrobiyal, bozunma ve parçalanmada önemli rol oynadığı belirtilmektedir (Helling ve çalışma ark., 1971). Tüm pestisitlerde geçerli olmak üzere, moleküler yapıda OH^- , NH_2 , $\text{>N}-\text{C}(=\text{O})-$, COO^- , NO_2^- ve diğer bazı işlevsel grupların bulunması, metabolizma sürecini hızlandırmaktadır. Alexander (1977), aynı moleküler iskeleti paylaşan DDT'nin, Difenilmetana oranla ve aralarında yalnızca bir klor atomu fazlalığı bulunan 2, 4, 5-T'nin, 2,4-D'ye göre çok daha güç parçalandığını belirtmektedir.

2.5.4 Kültürel etmenler

Toprağa çeşitli yollarla ulaşan organoklorlu insektisitlerin kalıcılıklarında kullanılan bitki artığı, toprak işleme ve uygulanan insektisidin doz ve uygulama biçiminin etkili olduğu bilinmektedir.

Young ve Rawlins (1958) bir malç örtüsü ile kaplanmış toprakta, altı hafta sonra kontrole oranla daha fazla Heptachlor bulunduğunu ve buradan da toprağı bir örtü materyali ile kaplamanın insektisit kalıcılığını arttıracakı savını ileri sürmektedir. Ancak toprağı bir örtü ile kaplama işleminden farklı olarak, toprağı toprak mikroflorası tarafından kolaylıkla metabolize edilen glikoz (Castro ve Yoshida, 1974) veya taze yonca samanı ile karıştırmanın (Guenzi ve Beard, 1967), topraktaki mikrobiyal bozunma ve parçalanmayı arttırdığı ve bu nedenle kalıcılığın azalmasına neden olduğu belirtilmektedir.

Toprak işleminin sürekliliği, topraktaki insektisit kalıcılığını azaltmakta kullanılması düşünülen pratik bir önlem olarak verilmektedir. Nitekim, Lichtenstein ve Schulz (1961) tınlı bir toprağın yüzeyine uyguladıkları DDT ve Aldrinin toprağın hergün muntazaman diskaro ile işlenmesi halinde, bir

defa işlemeye oranla 3 ay sonra sırasıyla % 25 ve % 38 azaldığını vurgulamaktadırlar. Böylece, insektisidlerin toprağa karıştırılmaları kalıcılıklarını artırmakta, fakat her toprak işleme ile kayıpların artması uyarılmış olmaktadır.

Toprağa verilen insektisit dozunun, insektisit kalıcılığına etkisi üzerinde farklı sonuçlar bulunmaktadır. Helling ve çalışma arkadaşları (1971) birçok araştırma ve yayınlara dayanarak, insektisitlerin kalıcılıklarında bir kıstas olarak kullanılan "yarılanma ömrü" nün, insektisitin topraktaki dozuna bağımlı olmadığı sonucunu çıkarmaktadırlar. Fleming ve Maines'in (1953)'chlordan ile yaptığı denemede, Chlordane konsantrasyonunun kalıcılığı etkilemediği savunulmaktadır. Aynı şekilde Gallaher ve Evans (1961), DDT'nin toprakta 1,12 ile 8,96 kg/ha (yaklaşık 0,3 ile 2,5 ppm) doz aralığında eşit kalıcılık gösterdiğini kaydetmektedirler. Diğer taraftan Lichtenstein (1965), toprağın yaklaşık ilk 13 cm'sine 3 yıl süreyle 1,12 kg/ha, 5 yıl süreyle 5,6 kg/ha ve bir defaya özgü olmak üzere 28 kg/ha dozunda Aldrin veya Heptachlor ilave ederek, üç ayrı işlem için sırasıyla 3, 5 ve 5 yıl sonunda ilave edilen insektisit miktarının sırasıyla % 20, % 18, ve % 10'unu elde etmiştir. Bir başka araştırmada, Lichtenstein ve Schulz (1959), 11,2 kg/ha ile 112,0 kg/ha'lık DDT uygulamasının, 3,5 yıl sonunda yüksek dozun, düşük olanına oranla ilave insektisit yüzdesi olarak 2 kat daha fazla kalıntı bıraktığını kanıtlamışlardır. Nash ve Woolson (1967) benzer bir sonuç elde ederek, yüksek dozların toprakta daha yavaş parçalandığını vurgulamaktadırlar. Edwards'ın (1966) yoğun bir araştırma serisini kaynak olarak hesapladığı regresiyon eğrilerinin çoğunluğu yüksek dozların toprakta düşük dozlara oranla aynı zaman birimi içinde miktar olarak daha fazla kaybolduğunu, ancak topraktan uzaklaşma yüzdeleri bakımından düşük dozlara oranla daha küçük değerler verebileceği sonucuna varmaktadır.

2.5.5 İsektisit kalıntılarının topraktaki fiziksel hareket şekilleri

2.5.5.1 Buharlaşma

Organoklorlu insektisitler toprak yüzeyinden buharlaşarak atmosfere geçmektedirler. Bu sürecin boyutları buharlaşan insektisidin fizikokimyasal özelliklerine, toprağın adsorpsiyon gücüne, topraktaki insektisit konsantrasyonuna, toprağın nem içeriğine, toprak yüzeyindeki hava akımına ve sıcaklığa bağlı olarak değişmektedir.

Birçok araştırmacı (Spencer ve çalışma ark., 1969; Guenzi ve Beard, 1974; Spencer, 1975; Dobs ve Grant, 1980) klorlu insektisidin topraktan gösterebileceği uçuculuk özelliğinin, buhar basınçları ile pozitif ilişkili olduğu konusunda birleşmişlerdir. Çizelge 1'de görüldüğü gibi, buhar basıncı en az olan DDT ve en yüksek olan Chlordane ve Heptachlor'dur. Bu nedenle DDT ve Dieldrin topraktan en az buharlaşan (Guenzi ve Beard, 1970; Caro ve çalışma ark., 1971), buna karşın Heptachlor, Chlordane ve Aldrin en çok buharlaşan klorlu organik insektisit olarak göze çarpmaktadır (C.A.S.T., 1975; Cole ve çalışma ark., 1976).

Hartley (1969), klorlu moleküllerin topraktan buharlaşmasının iki sürece bağlı olduğunu ifade etmektedir. Bu süreçlerden biri insektisidin su molekülleri ile buharlaşması veya ko-distilasyon, diğeri ise insektisidin salt uçuculuğuna bağlı olan buharlaşmadır. Bazı araştırmacılara göre (Liss ve Slater, 1974; Mc Kay ve Leinonen, 1975) ko-distilasyon, DDT gibi özellikle sudaki çözünürlüğü düşük bileşiklerin buharlaşmasında egemen süreç durumundadır.

Organoklorlu insektisitler, herbisit ve diğer grup insektisitlere oranla daha az uçucudurlar (Helling ve çalışma ark., 1971). Ancak, topraktan buharlaşan insektisit miktarı sıcaklık, topraktan buharlaşan su miktarı ve insektisit konsantrasyonuyla doğru (Spencer ve çalışma ark., 1969; Guenzi ve Beard, 1970; Farmer ve çalışma ark., 1972), buna karşın yüksek adsorpsiyona neden olduğu gerekçesiyle kil ve organik madde içerikleriyle ters orantılı olarak seyretmektedir (Spencer, 1970; Siddaramappa ve Sethunathan, 1976).

Klorlu insektisitlerin topraktan buharlaşmaları, genellikle uygulama sonrası 2-4 gün içinde en yüksek düzeyde olup, daha sonraki süre içinde iklim koşullarına bağlı olarak azalıp artabilmektedir. Willis ve çalışma arkadaşları (1971), 5 aylık bir süre sonunda toprağa ilave edilen Dieldrinin topraktan buharlaşan su miktarı ile doğru orantılı olarak kayıp olduğunu saptamışlardır.

Caro ve arkadaşları (1971), 5,6 kg/ha uygulama dozu ile tarla koşullarında Heptachlor ve Dieldrin için mevsimlik buharlaşma boyutlarını, sırasıyla % 3,9 ve % 2,9 olarak hesaplamaktadırlar. Guenzi ve Beard (1970), 30 °C'de ve 15 atmosferlik su tansiyonuna kadar gerçekleştirdikleri iki haftalık bir kuruma devresi sonunda DDT'nin % 0,3 ile % 0,47, Lindanın ise % 7,3 ile % 21,4 oranında buharlaştığını ve bu değerlerin Lindan durumunda geniş çapta toprağın adsorpsiyon gücüyle ters yönde değiştiğini belirtmektedirler.

2.5.5.2 Yıkanma-taşınma

Pestisitlerin toprak profili içindeki yıkanma durumu, toprak ve pestisit özelliğine bağlı olarak değişmektedir. Su içindeki çözünürlüklerinin düşük olması nedeniyle, organoklorlu insektisitlerin profil içindeki yıkanmaları yok denecek kadar azdır. Kalıcılık özelliğinde önemli bir süreç olan yıkanmanın az oluşu, topraktaki organoklorlu insektisit kalıntılarının organik maddece zengin üst toprak tabakasında yoğunlaşmasına neden olmaktadır. Kuhr ve arkadaşları (1974), DDT ve bozunma türevlerinin % 70'inin toprağın ilk 5 cm'sinde yoğunlaştığını belirlemişlerdir. Bu oran, toprağın pulluk tabakasındaki toprak ve insektisit özelliğine bağlı olarak % 84 ile % 96 arasında değişmektedir (Chisholm ve Koblitsky, 1959; Owen ve çalışma ark., 1977). Diğer taraftan Nash ve Woolson (1968) ile Guenzi ve Beard (1966), klorlu insektisitlerden yalnızca BHC ve Isodrin'in, profilin 30 cm'sine kadar yıkanarak homojen bir dağılım gösterdiklerini belirtmektedirler. Aynı araştırmacılara göre, organoklorlu insektisitlerin profil içindeki hareketlilik sırası, BHC > Isodrin > Heptachlor > Endrin > Toxaphene > Dieldrin > Aldrin > Dieldrin > Chlordane biçimindedir. Helling ve arkadaşları (1971) çok sayıda araştırmaya dayanarak, toprak içinde beş ayrı pestisit hareketlilik sırası belirleyerek, organoklorlu insektisitleri en az hareketliliği simgeleyen birinci grupta sınıflandırmışlardır.

Profil içinde yıkanma sürecine karşı gösterdikleri direncin tersine, organoklorlu bileşiklerin yüzey akışla ve rüzgâr erozyonu ile uzaklara taşınmaları önemli boyutlara ulaşabilmektedir. Yüzey akışla taşınan organoklorlu bileşikler, özellikle göl ve sediment yataklarında yoğunlaşarak, yüksek dozlara varabilmektedir (Crockett ve çalışma ark., 1974; NCR, 1975). Organoklorlu insektisitlerin yüzey akışla topraktan uzaklaşan miktarlarının diğer pestisitlere oranla daha fazla olduğunu kaydeden Wauchope (1978), insektisit uygulamasını izleyen 1-2 hafta içinde, tarımsal alanlardan kaynaklanan veya bu sahalardan geçen yüzey sularındaki organoklorlu insektisit kayıplarının % 1 civarında olduğunu ileri sürmektedir.

2.6 Organoklorlu İnsektisit Kalıntılarının Toprak Biyolojisindeki Yeri

2.6.1 Organoklorlu kalıntıların toprak mikroorganizmaları üzerindeki etkisi

Organoklorlu böcek öldürücüler ve bunların toprakta bıraktıkları kalıntılar toprak mikroflorası ve onun biyokimyasal işlevleri üzerinde **etkilidir**. Çok sayıda araştırmayı kapsayan birçok derlemenin (Alexander, 1969; Martin, 1972; Parr, 1974; Tu ve çalışma ark., 1976; Simon-Sylvestre ve Fournier, 1979) ulaştığı ortak kanıya göre, "tarımsal savaşın öngördüğü normal uygulama dozunda" toprak mikroflorasının olumsuz yönde etkilenmediği belirtilmektedir. Ancak, klorlu hidrokarbon türü insektisitlerin normal dozlarda uygulanması durumunda bile toprakta birikim göstermeleri nedeniyle, yüksek kalıntı seviyelerine ulaştığı bilinmektedir. Bu seviyelerde kalıntı miktarının, toprak verimliliğinde öneme sahip toprak mikroorganizmaları üzerindeki öldürücü etkisi özellikle insektisidin molekül yapısına, toprak ve çevre özelliklerine bağlı olarak değişmektedir (Bollen, 1961; Martin, 1963). Konuyla ilgili olarak Hermanson ve Forbes (1966) tarafından geliştirilen bir matematik modele göre, herhangi bir insektisidin toksik etkinliği, toprağın organik karbon içeriği, katyon değişim kapasitesi, mineral spesifik yüzey toplamı ve toprak reaksiyonuna bağlı olarak ifade edilmiştir. Toprağın nem içeriğindeki herhangi bir artışın, insektisidin toksik etkinliğini yaygınlaştıracığı ayrıca belirtilmektedir (Harris, 1964; Brown ve Pal, 1971).

Eno ve Everett (1958) ile Pathak ve çalışma arkadaşları (1961), tarımsal savaşta önerilen uygulama dozları seviyesinde, topraktaki toplam bakteri ve mantar sayısında herhangi bir değişim olmadığını, hatta bu dozlarda bazı mantar türlerinde uyarma etkisinin görüldüğü belirtilmektedir. Watanabe (1977) fungusit, herbisit veya insektisit olarak kullanılabilen PCP'nin normal uygulama dozunu izleyen ilk 1-2 hafta içinde, özellikle toplam bakteri sayısında bir artışın olduğunu, ancak daha sonra ani bir azalışın kaydedildiğini bildirmektedir. Martin ve çalışma arkadaşları (1959), 5,6 ve 22,4 kg/ha uygulama dozlarıyla yaptıkları bir denemede DDT, Dieldrin ve Chlordanın kontrole oranla daha düşük bakteri sayısı verdiğini, ancak farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı sonucuna varmışlardır. Buna karşın Simon-Sylvestre ve Fournier (1979), Audus tarafından yapılan bir araştırmaya dayanarak, chlordan grubu insektisitlerin

yüksek uygulama dozlarında, topraktaki gram pozitif bakterilerin sayısında büyük çapta bir azalmaya neden olduğunu belirtmektedirler. Aynı araştırmaya göre, normal uygulama dozunun 5 katı DDT verilmesi , topraktaki selülotik bakterilerin sayılarını azaltmaktadır. Alexander'in (1969) yoğun bir araştırma serisini kaynak olarak düzenlediği inhibisyon tablosuna göre DDT, Dieldrin, Heptachlor, Chlordane ve Toxaphene, 100 ppm uygulama dozlarında toplam bakteri, mantar ve aktinomiset florasını olumsuz yönde etkilemektedir. Aynı etki HCH için 1000 ppm olarak verilmektedir. Aynı araştırmacının topraktaki bazı önemli biyokimyasal işlevleri içeren diğer bir inhibisyon tablosuna göre, 12,5 ppm'lik DDT, 60 ppm'lik Toxaphene ve Chlordane ile 1000 ppm'lik HCH dozları, toprak solunumunu veya CO₂ gazının çıkışını engellemektedir. Aynı şekilde, 50 ppm'lik DDT ve Chlordane ile 60 ppm'lik Toxaphene'nin toprak nitrifikasyon kapasitesini frenlediği ilave edilmektedir. Buna karşın HCH, 20 ppm'lik bir uygulama dozu ile toprakta nitrat oluşumunu etkileyebilmektedir. Tok ve Sticher (1980) tarafından Çukurova Bölgesi toprakları konu alınarak yapılan bir denemeye göre, topraklara 20 ve 50 ppm'lik dozlar halinde uygulanan DDT ve Lindandan, yalnızca 50 ppm'lik DDT uygulamasının nitrifikasyonun ikinci basamağını (nitratasyon) frenlediği, diğer taraftan amonifikasyon bakterileri ile nitrobakterin etkilenmediği belirlenmiştir.

Topraktaki nodül bakterilerinin, klorlu hidrokarbon türü insektisitlere karşı özellikle duyarlı olduğunu kaydeden Alexander (1969), nodülasyon sürecinin 50 ppm'lik Aldrin, 12,5 ppm'lik HCH ve 100 ppm'lik Heptachlor dozları ile tamamen inhibe olduğu sonucuna varmaktadır. Tu (1978), 10 $\text{Mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ uygulama dozu ile Chlordanin toprakta asetilenin indirgenmesi sürecini ve dolayısıyla nitrojenaz enziminin etkisini frenlediğini belirterek, nodülasyon işlevinin insektisitlere karşı duyarlılığını doğrulamaktadır.

2.6.2 Diğer toprak canlıları üzerindeki etkisi

Toprak strüktürü ve verimliliğinde önemli yere sahip olan faydalı toprak faunasının, tarımsal savaş sırasında yok edilmesi hedef alınan bazı zararlı toprak canlıları ile beraber etkilendiği bilinmektedir. Edward (1970), DDT ve özellikle Aldrin uygulaması yapılan alanlarda, toprak faunası elemanlarından arthropoda ve diğer bazı toprak canlılarının % 50-60 oranında ağırlık kaybına uğradığını kanıtlamaktadır. Ancak ağırlık azalışının tersine, her iki insektisit uygulamasının da toprak faunasının cins ve sayılarında bir artışa

neden olduğu ve bu durumun özellikle paraziter bitlerin ortandan etkinlikle uzaklaştırılmasına bağlı olabileceği ilave edilmektedir. Mc Ewen ve Stephenson (1979), insektisitlerin toprak faunası üzerindeki etkisinin kısa bir süre sonra kalkarak normal duruma dönüleceğini belirtirken; Gambrell ve ęalışma arkadaşlarına göre (1968), 6,72 kg/ha uygulama dozu ile Dieldrinin birkaç mevsim boyunca bazı böcek larvalarına toksik etkisini sürdürmüştür.

Toprak solucanları klorlu insektisitlere karşı genellikle dirençli bir yapıya sahip olmaları nedeniyle, dokularında önemli seviyelere varabilen insektisit birikimi meydana gelmektedir. Dustman ve Stickel (1972), kuru ağırlık üzerinden 0,5 ve 3,0 ppm DDT bulunduran Mississippi'deki 2 pamuk sahasından alınan toprak solucanlarının 9 ile 32 ppm DDT, Alabama'dan alınan diğer iki örneğin ise 7 ile 15 ppm DDT ve 5,4-5,6 ppm Endrin bulundurduğunu belirtmektedir. Aynı araştırmacılar, pulluk katmanında 19 ppm DDT bulunduran bir meyvelik alandan alınan toprak solucanlarında, DDT kalıntılarının 157 ppm'e ulaştığını da kaydetmektedirler.

Diğer taraftan Thompson (1970), normal uygulama dozunda Endrinin, topraktaki solucan sayısında % 67'lik bir azalmaya neden olduğunu, bu değerin DDT durumunda % 40'tan az olduğunu belirtmektedir. Aynı şekilde Fredericksen ve Lilly (1955) Heptachlor, Aldrin, Dieldrin ve Lindanın 5,6 kg/ha uygulama dozlarında, solucan larvalarının önemli ölçüde yok edildiğini ifade etmektedirler.

3.1 Materyal

3.1.1 Araştırma alanı toprakları

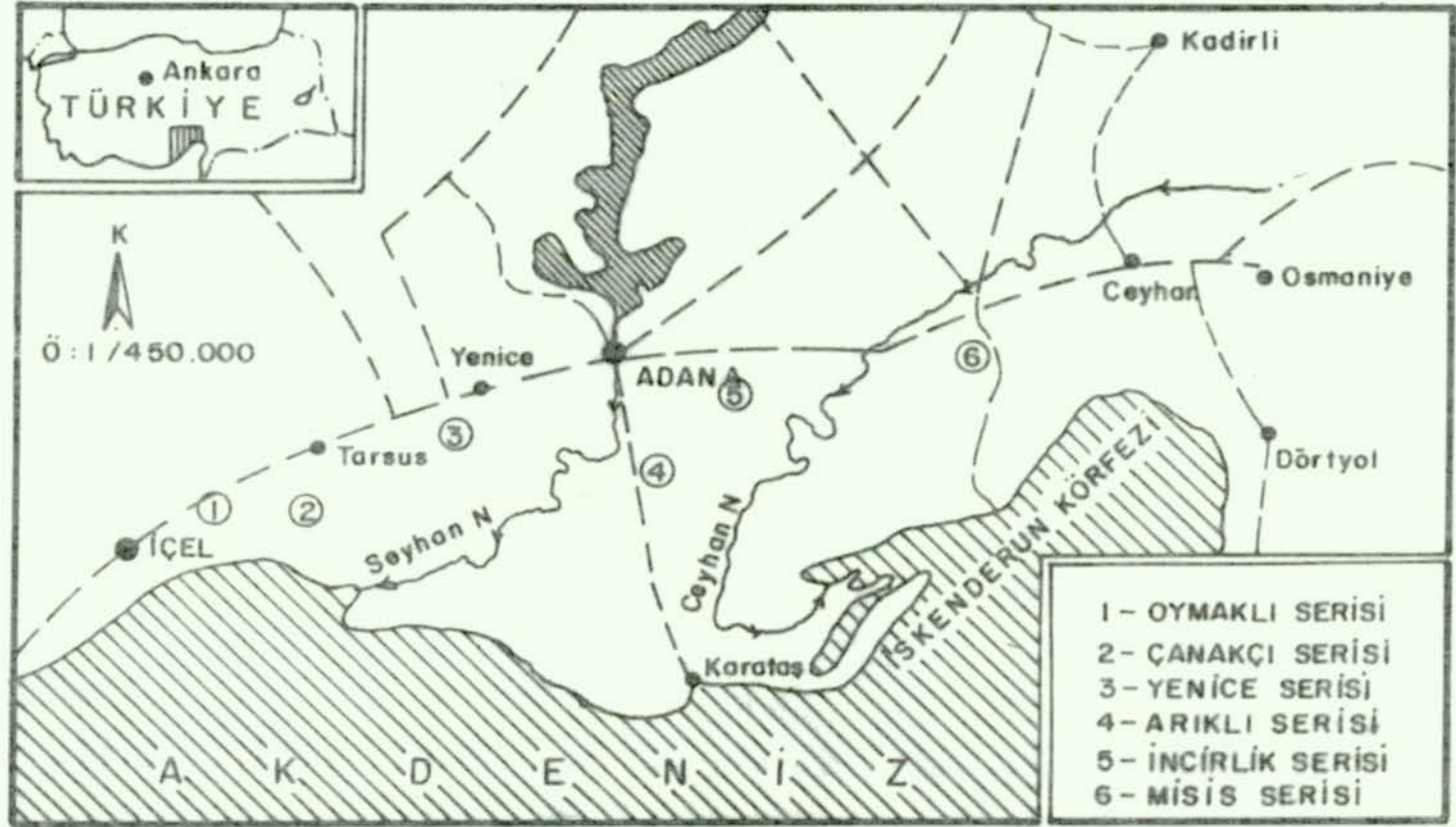
Araştırma için seçilen alan, tarımsal savaşın yoğun bir şekilde yapıldığı Çukurova Bölgesi içinde yer almaktadır. Araştırma, Nuns (1956) tarafından belirlenen Oymaklı, Çanakçı, Arıklı, İncirlik, Yenice ve Misis serilerinin A_p , A_{12} ve A_{13} horizonlarından alınan örneklerle yürütülmüştür (Şekil 1). Anılan toprak serilerinin seçilmesinin nedeni, bu serilerin Çukurova Bölgesinde yaygın ve geniş bir alan kaplamaları ve üzerinde başta pamuk olmak üzere hububat ve sebze gibi klorlu hidrokarbon türü insektisitlerin yoğun şekilde uygulandığı tarım alanları olmasıdır.

Arıklı, Çanakçı ve Yenice toprak serileri, ABD Toprak Taksonomisine göre sırasıyla Vertisol, Entisol ve Entisol ordolarına girmektedirler (Soil Survey Staff, 1975). Adana-İçel illeri arasında, Nuns'un (1956) belirttiği gibi, delta tabanında yer alan bu topraklar, derin koherant materyaller üzerinde yer alan grimsi-kahverengi topraklardır.

Arıklı serisi için seçilen örnekleme alanı, Adana-Karataş karayolunun 16.kilometresinde, yolun 500 m batısında Ziraat Araştırma Enstitüsünün 1 km kuzey-batısında bulunmaktadır. Çanakçı serisi toprak örneği, Toprak-Su Sulu Ziraat Araştırma Enstitüsü idare binalarının 250 m güneydoğusundan; Yenice serisi toprak örneği ise, Adana-Tarsus karayolunun 22.km'sindeki Arıklı köyünün 1 km güneyinden alınmıştır.

Delta tabanında yer alan toprak serilerinden Oymaklı serisi toprakları, bozuk drenajlı gri veya koyu-gri renktedirler. Örnekleme yeri, Tarsus Toprak-Su Sulu Ziraat Araştırma Enstitüsü Eğitim Merkezinin 1200 m güneyinde, yol üzerinden 1 km güney-doğu olarak seçilmiştir. Delta tabanına açılan alluvial yelpazelerde yer alan İncirlik serisi toprakları, kahve ve koyu kahve renkte olup Adana-Ceyhan karayolunun 12.5 km'sinde 500 m güneyinden örneklenmiştir. ABD toprak sınıflandırılmasına göre, bu seriler Entisol ordosuna girmektedirler.

Misis serisi toprakları, diğer genç alluvial topraklardan farklı olup, yüksek deniz terası üzerinde yer almakta ve koyu kırmızı-kahverengindedirler. Bu seri için örnekleme yeri, Adana-Ceyhan karayolunun 25.km'sinde, anayolun sağında 500 m güney olarak seçilmiştir. ABD Toprak Taksonomisinde Alfisol olarak adlandırılan bu topraklar (Özbek ve çalışma ark., 1974), Miosen kireçtaşı anakayacı üzerinde oluşmuş Akdeniz Kırmızı Topraklarıdır.



Şekil 1- Araştırma alanının Türkiye'deki konumu ve örneklerin alındığı yerler.

3.1.2 Araştırma alanı topraklarının kullanım durumu

Araştırma alanı toprak serilerini simgeleyen toprak profillerinin yerleri, Çukurova Üniversitesi Ziraat Fakültesi, Tarsus Sulu Ziraat Araştırma Enstitüsü ve örnekleme yapılan tarlaların sahipleriyle yapılan görüşme sonucunda belirlenmiştir. Örnekleme yapılan tarımsal alanlarda, daha önce genellikle pamuk olmak üzere sebze ve hububat ekimi yapılmıştır.

Çukurova Bölgesinde DDT, ilk olarak 1950 yılından itibaren pamukta yeşil kurt mücadelesinde kullanılmıştır. Daha sonraki dönemlerde, pamukta çeşitli zararlılara karşı, DDT'nin toz, WP, sıvı formülasyonları, DDT + Lindan, BHC'li ilaçlar, Aldrin, Endrin, Heptachlor, Lindan, DDT + BHC, Toxaphene gibi diğer organoklorlu insektisitler de kullanılmıştır.

Zirai Mücadele konseyinin 1978 yılında aldığı karar gereğince Aldrin, Heptachlor, Chlordane, Endrin ve Toxaphene'nin kullanımı tamamen yasaklanmıştır. Aynı karar DDT'nin kullanımını kısmen yasaklamasına karşın, Lindan veya Lindan bulunduran preparatların kullanımını kısıtlamamaktadır (Bölge Zirai Mücadele ve Karantina Başkanlığı Raporu, Adana, 1981).

Çukurova Bölgesinde ilaçlı tarımsal savaş, genellikle gereğinden fazla benimsenmekte ve uygulanmaktadır. Bölge çiftçisi karşılaştığı sorunları ilaçla çözmeye eğilimli olduğundan, bir taraftan üretim maliyeti artarken, diğer taraftan da doğal dengenin bozulmasına neden olmaktadır. Bu nedenle, Çukurova Bölgesi topraklarına yıllık olarak düşen insektisit miktarını ve bunların içinde özellikle klorlu hidrokarbon türü ilaçların yıl içinde ve yıllar itibarıyla hangi dozda uygulandığı konusunda kesin hiçbir bilgi yoktur. Ancak Bölge Zirai Mücadele ve Karantina Başkanlığı Raporlarına göre, organoklorlu ilaçların bölgede en yoğun olarak uygulandığı ve seçilen toprak serilerinin yoğunluğunu kapsayan Adana il sınırları dahilinde 1975 yılında toplam 5528,3 ton, 1976 yılında 2716,1 ton, 1977 yılında 3037,9 ton ve 1978 yılında 1077,9 ton organoklorlu ilaç kullanılmıştır (Zirai Mücadele ve Karantina Başkanlığı Raporları, Adana, 1975, 1976, 1977 ve 1978). Çukurova Bölgesinde çeşitli tarımsal zararlılara karşı kullanılan gerçek ilaç miktarlarının, aktif madde miktarları hesaplanarak Çizelge 2'de verilen ilaç miktarlarının az da olsa üstünde olduğu, Bölge Zirai Mücadele Kuruluşlarının ortak kanısıdır. Bu olgunun, gereğinden fazla ilaç kullanımından kaynaklandığı bilinmektedir.

Çizelge 2. 1975-1978 Yılları arasında Adana il sınırları dahilinde kullanılan organoklorlu insektisitlere ilişkin aktif madde miktarları (kg).

Aktif madde	YILLAR				Toplam	%
	1975	1976	1977	1978		
DDT	2080534,8	1105054,2	1420888,7	501378,2	5107855,9	74,9
γ-BHC	93193,7	470702,7	58019,4	95968,7	717884,5	10,5
Endosülfan	175525,0	58861,3	185506,0	56792,7	476685,0	7,0
Heptachlor	9790,8	10664,5	9168,7	-	29624,0	0,4
Aldrin	323295,2	-	11920,0	1008,0	336223,2	4,9
Endrin	-	-	140920,0	-	140920,0	2,1
Toxaphene	-	-	6901,7	-	6901,7	0,1
Toplam	2682339,5	1645282,7	1833324,5	655147,6	6816094,3	100,0

Bölgede kullanılan organoklorlu ilaçların bir kısmı tohum ilaçlaması şeklinde yapılırken, diğer bir kısmı ise yer aletleri ve uçakla püskürtme şeklinde yapılmaktadır. Püskürtme yoluyla yapılan ilaçlamanın yaklaşık % 50'sinin toprağa ulaştığı (Cope ve Bridges, 1963; Akesson ve Yates, 1964), ancak toprağa ulaşan ilacın gerçek boyutlarının atmosferdeki nisbi nem, sıcaklık, uygulama anındaki hava akımı, uygulama yüksekliği ve püskürtülen zerrelerin büyüklüğüne bağlı olması nedeniyle (Fisher ve Hikichi, 1971; Ware ve çalışma arkadaşları, 1972; Spencer ve çalışma arkadaşları, 1969; Mac Kay ve Leinonen, 1975), birim bölge toprağına ulaşan ilaç miktarı konusunda fikir edinilmemektedir.

3.1.3 Araştırma alanı iklim koşulları

Akdeniz ikliminin etkisi altında bulunan Çukurova Bölgesi topraklarına ilişkin bazı meteorolojik veriler 37 yıllık ortalama değerler olarak aşağıda verilmiştir (Çölaşan, 1967).

Ortalama yıllık yağış	: 625,0 mm
" " buharlaşma	: 1321,8 mm
" " sıcaklık	: 18,7 °C
" en yüksek sıcaklık	: 45,6 °C (37 yılın ortalaması)
" düşük sıcaklık	: -7,1 °C (37 yılın ortalaması)
" yıllık toprak sıcaklığı	: 21,7 °C (5 cm'de)
" " " "	: 21,3 °C (15 cm'de)
" " " "	: 21,0 °C (30 cm'de)
Temmuz ayında (1970) ortalama	: 33,6 °C (10 cm)
Toprak sıcaklığı	: 32,1 °C (20 cm)
Ağustos ayında (1970) ortalama	: 34,7 °C (10 cm)
Toprak sıcaklığı	: 33,3 °C (20 cm)

3.1.4 Araştırmada Kullanılan Radyoaktif İnsektisitler

Topraklara ilave edilmesi kararlaştırılan DDT ve Lindan, ^{14}C ile tekdüze olarak benzen halkasına etiketlenmiş olarak "Amersham Radiochemical Centre" (Bucks, UK) tarafından sağlanmıştır. Radyoaktif substratların özellikleri aşağıda verilmiştir :

^{14}C - DDT : Dichlorodi [U - ^{14}C] phenyltrichloroethane (CFA 226)

Spesifik aktivite değerleri : 29,7 m Ci/mmol (1,10 GBq/mmol) veya 83,4 Ci/mg (3,09 MBq/mg)

Molekül ağırlığı : 355

Radyokimyasal saflık derecesi: TLC (Silicagel)

a) Cyclohexan/Chloroforme (80/20) ile % 99,0

b) Hexan ile % 99,0

^{14}C -Lindan : [U - ^{14}C] Benzen hexachloride (CFA 220)

Spesifik aktivite değerleri	: 82,0 mCi/mmol (3,03 GBq/nmol) veya 279,0 Ci/mg (10,3 MBq/mg)
Moleköl ağırlığı	: 294
Radyokimyasal saflık derecesi	: TLC (Silicagel)
a) Petrolether (80-150 °C) ile % 99,0	
b) Cyclohexan/chloroforme (80/20) ile % 98,0	

3.2 YÖNTEM

3.2.1 Toprak örneklerinin alınması ve analize hazırlanması

Yapılan arazi gözlem çalışmaları sonucu, bu araştırmaya konu olan toprak serilerini simgeleyen örnekler, genellikle yoğun tarımsal savaşın yapıldığı pamuk ekim alanlarından, 1979 yılında yeni ekim döneminden önce alınmışlardır. Farklı serilerin tanımlanması, morfolojik özelliklerinin saptanması ve sınıflandırılmalarında her profil çukuru, Hızalan (1969) ve Mermut (1975) tarafından belirlenen esaslara bağlı olarak incelenmiş, numaralandırılmış, yeri, ana materyalleri, kullanım şekilleri ve kök dağılımları, profil tanımlama kartlarına kaydedilmiştir. Profildeki toprak horizonlarının tanımlanması, Hızalan (1969) ve Soil Survey Staff'a (1975) göre yapılmıştır. Horizonların incelenmesinde derinlik, kalınlık, renk, kıvam ve karbonat durumu gibi özellikler incelenerek, Ek Çizelge 1'de verilmişlerdir. Her toprak horizonundan yaklaşık olarak 2,5 kg örnek olmak üzere toplam 18 örnek alınmıştır. Toprak örnekleri laboratuvarında toprak odasında tahta kurutma kutularına aktarılarak normal oda sıcaklığında kurumaya bırakılmışlardır. Kurutulan ve tahta bir merdane ile ezilen toprak örnekleri, 2 mm'lik elekten geçirilerek plastik kaplarda analiz için saklanmışlardır.

3.2.2 Toprak analizlerinde kullanılan fiziksel ve kimyasal yöntemler

3.2.2.1 Fiziksel analiz yöntemleri

Renk

Toprak örneklerinin renkleri Munsell Renk Iskalasına göre yapılmıştır (Munsell Color Comp. Inc., 1954).

Bünye

Toprakların kum, silt ve kil fraksiyonları hidrometre yöntemi ile saptanmıştır (Bouyoucos, 1962).

3.2.2.2 Kimyasal analiz yöntemleri

Kasyon değişim kapasitesi

U.S. Salinity Laboratory Staff (1954) tarafından önerilen yöntemle göre yapılmış, ekstrakte edilen Na^+ konsantrasyonu Lange alev fotometresi ile belirlenmiştir.

Toprak reaksiyonu (pH)

1:1 toprak-su süspansiyonunda, cam elektrotlu Beckman pH metresi ile potansiyometrik olarak tayin edilmiştir.

Karbonatlar

Scheibler kalsimetresi yardımı ile saptanmıştır (Hızalan ve Ünal, 1966).

Organik madde tayini

Toprakların organik madde içerikleri, Sticher (1980) tarafından önerilen yöntemle göre, organik maddenin önce $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ile ıslak olarak yakılması ve oluşan Cr^{+3} kompleksinin fotometrik yolla ölçülmesi yoluyla belirlenmiştir.

3.2.2.2.1 Toprak örneklerindeki organoklorlu insektisit kalıntılarının belirlenmesi

Toprak örneklerindeki organoklorlu kalıntılar, gaz kromatografisi yöntemiyle belirlenmiştir. Camendzind (1974) tarafından geliştirilen bu yöntemin değişik aşamaları, daha önceleri Burke ve Guiffrida (1964), Burke (1965) ve Nash ve çalışma arkadaşları (1973) tarafından kullanılmıştır.

Ekstraksiyon Aşaması

20,0 gr havada kuru ve öğütülmüş toprak örneği, n-hexan ile birkaç kez yıkanmış cam bir tüp içine konularak, üzerine 43,0 ml ekstraksiyon solusyonu (20,0 ml methanol + 20,0 ml petrol-etheri + 3,0 ml saf su) ilave edilmiştir. Ekstraksiyon sıvısına ilave edilen 3,0 ml su, etkin bir ekstraksiyon için toprağın yaklaşık % 20 nem düzeyinde olmasını sağlamak amacını taşımaktadır (Epstein ve Grant, 1968). Ekstraksiyon için çalkalama yöntemi seçilmiş (Nash ve çalışma arkadaşları, 1973) ve ekstraksiyon tüpleri 10 dakika süreyle mekanik bir çalkalayıcıda çalkalanmıştır. Tüplerdeki petrol etheri fazı, pipet aracılığıyla bir kaba dikkatlice alınır. Kalan toprak fazı, 2 kez daha ekstraksiyona tabi tutularak, her üç üst faz aynı kaptan toplanır. Kaptaki petrol-etheri 5-10 ml kalıncaya kadar, oda sıcaklığında hava aspirasyonuna bırakılır. Kalan petrol-etheri, saflaştırma işlemine hazırlık amacıyla 2,0 gr Celite ile karıştırılarak bir süre dinlendirilmeye terkedilir.

Saflaştırma aşaması

Topraktan ekstrakte edilen ve petrol-etheri içinde bulunan organoklorlu kalıntılarla beraber bulunan toprak organik maddesi kökenli vitamin, lipid ve pigment gibi yabancı maddelerden arındırılması için saflaştırılma işlemi yapılmıştır. Bu nedenle, Celite üzerinde adsorbe durumda bulunan organoklorlu ve yabancı ekstraksiyon maddeleri, vakum altında 14 mm çapında, 14 cm uzunluğunda ve altında 0,5 g saf celite bulunduran süzgeçli bir cam kolona hava kabarcığı kalmıyacak

şekilde yerleştirilmişlerdir. Bu kolonun tam altına 18 mm çapında ve 20 cm uzunluğunda bir başka cam kolon konulmuştur. Vakum yardımı ile bu cam kolon alttan yukarıya doğru aşağıdaki saflaştırma maddeleri ile doldurulmuştur :

- Altta, 600 °C'de 5 saat aktive edilmiş ve dessikatörde saklanan 5,0 gr Na_2SO_4

- Ortada, 600 °C'de 5 saat süreyle bekletildikten sonra, 100 gr'ına 15 ml saf su ilavesi yapılan 60/100 mesh'lik 10 gr Al_2O_3

- Üstte, önce 600 °C'de daha sonra 130 °C'de 5'er saat süreyle bekletilmiş ve % 0,7 nem içeren 17,0 gr Florosil. Bu aşamada Florosil'deki nem oranının önemine azami özen gösterilmiştir. Çünkü nem seviyesinin az veya çok olması, sırasıyla organoklorlu kalıntılardan bir kısmının kolon üstünde kalmasına veya tersi durumda bazı yabancı maddelerin injeksiyon solusyonuna bulaşmasına neden olacağından, kalıntı değerlerinin az veya çok olmasına yol açabilir (Van Middeltem, 1971).

Hazırlanan her iki kolana yıkama işlemi için organik çözücüler verilir. Bu amaç için üst kolona, 3 kez 5,0 ml saf propilen karbonat verilir ve her seferinde I. kolon üstünden II. kolona ilk damla düşünceye kadar basınç uygulanır. I. kolondan II. kolona tümüyle geçen propilen karbonatın Al_2O_3 tabakasına 1-2 cm yaklaşması halinde, II. kolona tekrar bir miktar Florosil ilavesi yapılır. II. kolona uygulanan basınca rağmen, propilen karbonat birikim cephesi Florosil içinde ilerlemiyorsa, birkaç kez damıtılmış 140 ml yüksek nitelikli Siklohexan (C_6H_{12}), musluklu bir cam balona konularak, II. kolon üzerine yerleştirilir ve damlamaya terkedilir. Süzük ucu sivri ve kuru ağırlığı önceden bilinen 250 ml'lik cam buharlaşma balonunda yaklaşık 3 gr'a ininceye kadar buharlaştırılır. Bu ağırlık, saf Siklohexan ile laboratuvar sıcaklığında 4,9 gr'a (5,0 ml) tamamlanarak, gaz kromatograma verilir hale getirilir.

Standart İnsektisit Solusyonları ve Yeniden Elde Edilebilme Yüzdeleri (% Recovery)

ECD (Electron Capture Dedector) bulunduran GLC (Gas Liquid Chromatography) yöntemleri için, dodecan içinde pestisit analizleri amacıyla özel olarak hazırlanmış 1,0-10,0 ng/ μ l konsantrasyon aralığındaki 12'lik insektisit setine ek olarak (SUPELCO, Inc., Kit DS/4-8999), değişik kaynaklardan kromatografik nitelikte saflaştırılmış HCB, α -HCH, Δ -HCH, Mirex ve op'-DDE sağlanmıştır.

Yeniden elde edilebilme yüzdeleri(% Recovery)ile gerek ekstraksiyon solusyonunun etkinliği ve gerekse saflaştırma işlemleri esnasındaki kayıplar hesaplanmış ve sonuçlar bu hesaplamalara göre düzenlenmişlerdir. İnsektisitlerin topraktaki analizlerinde başvurulanan % recovery değerlerinin, toprak organik maddesi ve kil kapsamları ile ters orantılı olarak değişeceğini ileri süren çalışmaların(Harris ve çalışma ark., 1966) yanında, Pionke ve çalışma arkadaşları(1968), % 10,0 organik madde ve % 33,6 kil içeren bir toprak örneği ile % 1,16 organik madde ve % 5,2 kil içeren bir başka toprak örneği arasında, 7 günlük inkübasyon süresi sonunda belirgin bir fark görülmeyişini vurgulamaktadırlar. Benzeri sonuçlar, Nash ve arkadaşları (1973) tarafından kumlu tın ve killi tın özellikteki topraklar için de bulunmuştur. Bu çalışmaların ışığında Çukurova Bölgesi toprak serileri ve aynı serinin farklı horizonları arasındaki organik madde farklılığının çok az olduğu gözönünde tutularak, A_p horizonunda ortalama % 1,0 organik madde içeren Arıklı serisi "recovery" çalışması için seçilmiştir. Seçilen örnek, % 20 düzeyinde saf su ile nemlendirildikten sonra, 20 gr havada kuru ve 2 mm'lik elekten geçirilmiş toprak örneğine, içinde 0,01 mg HCB, α -BHC, Lindan, op'-DD, pp'-DDE, Dieldrin, op'-DDD, Endrin, op'-DDT, pp'-DDT ve pp'-DDD bulunduran 5,0 ml benzen ilave edilmiş ve dene 4 paralelli olarak gerçekleştirilmiştir. İlave edilen çözeltilerin gün ışığından izole edilmiş cam kaplardaki toprak örnekleri üzerinde, bir pipet yardımı ile homojen olarak dağılması sağlanmış ve kaplar ağızları yarı açık halde

hava aspirasyonuna terk edilmişlerdir. Oniki saatlik inkübasyon sonucunda, toprak örnekleri daha önce belirtilen ilkelere bağlı olarak ekstraksiyon ve saflaştırma işlemlerine tabi tutulmuşlardır. Gaz kromatografik belirlemeler sonucunda, her insektisit için "% Recovery" değerleri aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır.

$$\% \text{ Recovery} = \left(\frac{z-x}{y} \right) 100 = (z-x) \cdot 10$$

Burada :

x = Tanık toprakta bulunan madde (μg)

z = İşleme tabi tutulmuş toprakta bulunan madde (μg)

y = Toprağa ilave edilen madde ($10 \mu\text{g}$)

Toprağa 0,5 ppm dolayında verilen insektisitlerden elde edilen "Recovery" değerleri Çizelge 3'te verilmiştir.

Çizelge 3. 0,5 ppm düzeyinde toprağa ilave edilen bazı organoklorlu insektisitlerin, araştırmada kullanılan analiz yöntemi ile yeniden elde edilebilme yüzdeleri (% Recovery).

İnsektisit	% Recovery	İnsektisit	% Recovery
HCB	50	op'-DDD	53
α -HCH	51	Endrin	65
Lindan	59	op'-DDT	64
op'-DDE	88	pp'-DDD	55
pp'-DDE	76	pp'-DDT	57
Dieldrin	56		

Gaz Kromatografi Koşulları

Analizlerde iki ayrı analiz seti ve 2 ayrı karışık kolon sistemi denenmiş ve sonuçlar karşılaştırılarak kullanılan ekstraksiyon ve saflaştırmaya en uygun ve en çok doruk ayırımı verebilen sistem seçilmiştir (Şekil 2 ve 3). Kullanılan setler ve analiz koşulları aşağıda verilmiştir.

I. Set : CARLO ERBA 2150 + ECD (^{63}Ni)

Kolon : % 4 SE - 30 + % 6 OV - 210, 100/120 mesh chronosorb W(HP),
Cam kolon, 180 cm/2 mm Ø (Duffy ve Wong, 1967; Luke ve
çalışma ark., 1975).

Kolon sıcaklığı : 200 °C

Dedektör " : 250 °C

İnjesiyon " : 250 °C

Taşıyıcı gaz : N_2 , 80 ml/dk

Kaydedicinin akış hızı: 0,5 cm/dk

İnjesiyon : 1,0 ml

Bu sistemde injesiyon elle yapılmış ve sonuçlar bilgi işlem mer-
kezine bağlı bir hesaplayıcı tarafından otomatik olarak verilmiştir
(Şekil 2).

II. Set : Beckman GC-45 + ECD (He-iyonizasyon + CO_2)

Kolon : % 1,5 OV-17/% 1,95 QF - 1,100/120 mesh, Chromosorb W(HP),
cam kolon, 180 cm/2 mm Ø (Nash ve Harris, 1972; Nash
ve çalışma ark., 1973).

Kolon sıcaklığı : 200 °C

Dedektör sıcaklığı : 265 °C

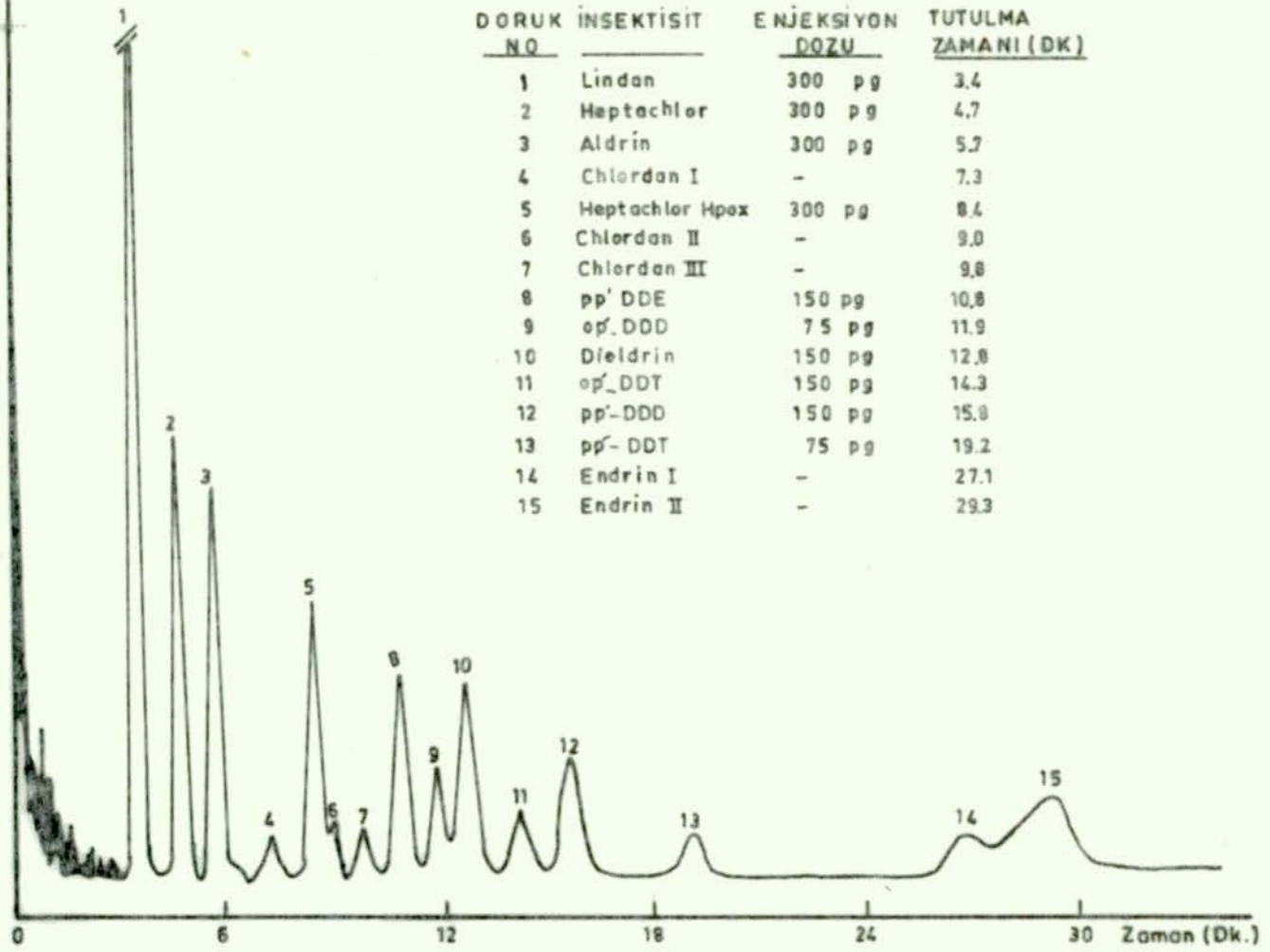
İnjesiyon sıcaklığı : 220 °C

Taşıyıcı gaz : He, 40 ml/dk

Kaydedicinin akış hızı: 0,5 cm/dk

İnjesiyon : 20 ml

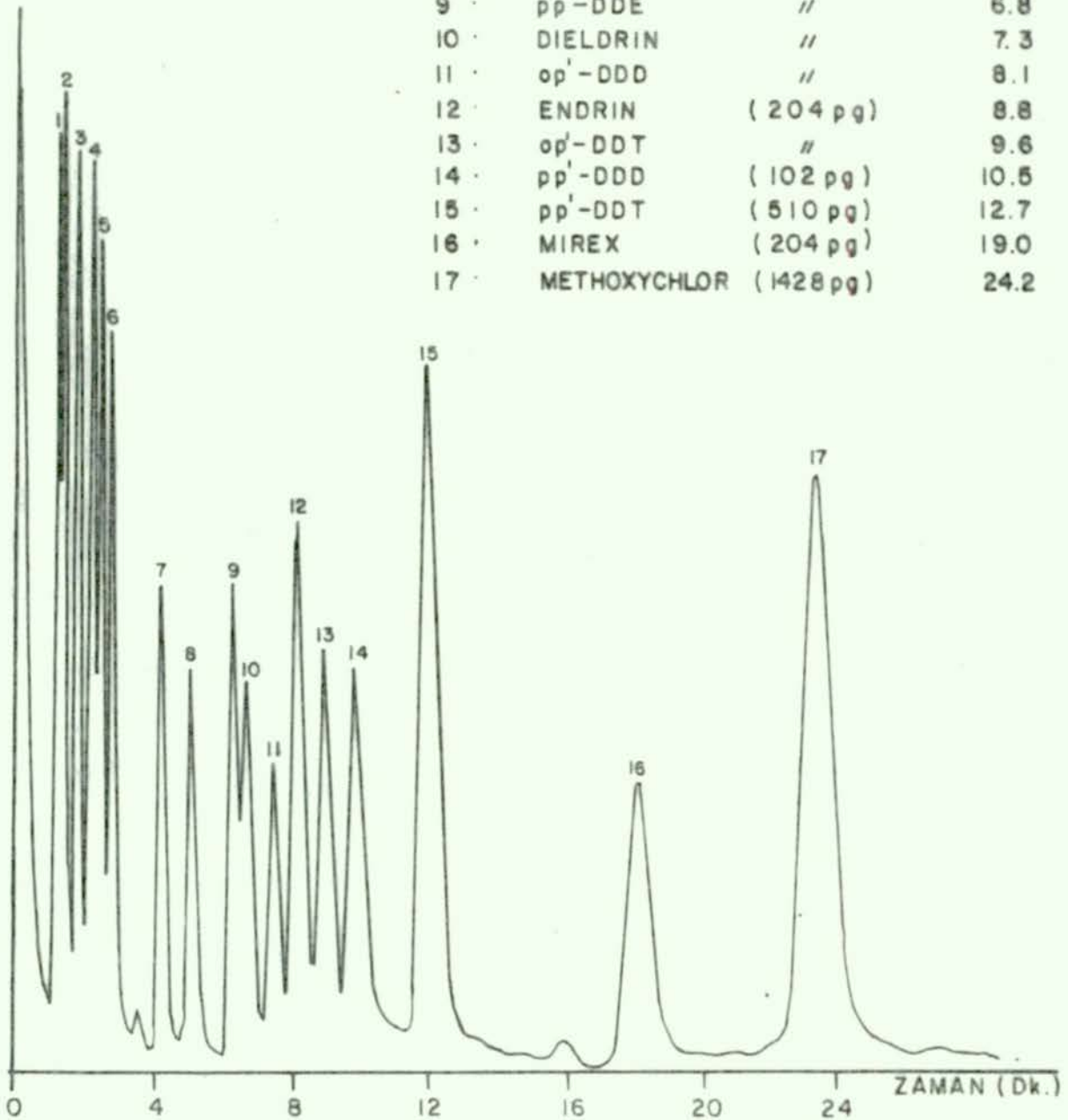
Bu sistemde injesiyon otomatik olarak yapılmış ve sonuçlar bil-
gi işlem merkezine bağlı hesaplayıcı tarafından verilmiştir (Şekil 3).



Şekil 2. STANDART İNSEKTİSİT KARIŞIMI I

Sistem : CARLO-ERBA 2150 + ECD - Ni⁶³ + SP/Kolon : % 4 SE - 30 + % 6 OV-210, 100/120 mesh Chromosorb W (HP)/kolon sıcaklığı : 200 °C/dedektör sıcaklığı : 250 °C/injeksiyon sıcaklığı : 250 °C/taşıyıcı gaz : N₂, 80 ml/dk.

DORUK NO	İNSEKTİSİT	ENJEKSİYON DOZU	RT TUTULMA ZAMANI(Dk)	R _d RT ^(*)
1	HCB	(102 pg)	1.5	0.48
2	α -HCH	//	1.6	0.52
3	LINDAN	//	2.1	0.68
4	HEPTACHLOR	//	2.5	0.81
5	β -HCH	//	2.8	0.90
6	ALDRIN	//	3.1	1.00
7	HE-EPOXIDE	//	4.7	1.52
8	op'-DDE	//	5.5	1.77
9	pp'-DDE	//	6.8	2.19
10	DIELDRIN	//	7.3	2.35
11	op'-DDD	//	8.1	2.61
12	ENDRIN	(204 pg)	8.8	2.84
13	op'-DDT	//	9.6	3.10
14	pp'-DDD	(102 pg)	10.5	3.39
15	pp'-DDT	(510 pg)	12.7	4.10
16	MIREX	(204 pg)	19.0	6.13
17	METHOXYCHLOR	(1428 pg)	24.2	7.81



Şekil 2. STANDART İNSEKTİSİT KARIŞIMI II

Kolon: 1.5 % OV-17/1.95 % QF-1, 100/120 Mesh Chromosorb W (HP).

Kolon Sıcaklığı: 200°C, Dedektör ve İnjesiyon sıcaklığı: 265°C ve 220°C dir

Taşıyıcı gazın hızı: 40 ml He/dak.; Gaz Kromatoğrafi ekibi: Beckman

GC-45 (ECD - He ionizasyonlu) + SP 4000, 4020 ve 4050

* R_dRT: Aldrine oransal tutulma zamanı

Her iki sistemdeki koşulların yansıttığı doruk sıralamaları incelendiğinde (Şekil 2 ve 3), SE-130/OV-210 karışık kolonu ile, buna bağlı sıcaklık programlamasının verilen *Endrini* yeterli netlikte ortaya çıkararak, birden fazla doruğun oluşumuna veya izomerizasyona neden olduğu (Phillips ve çalışma ark., 1962) ve tutulma zamanının oldukça uzun olduğu görülmektedir. Aynı şekilde, DDT'nin op' ve pp' izomerlerini belirleyen dorukların belirginliği, OV-17/QF-1 kolonuna oranla yetersiz olduğu görülmektedir. Standart olarak kullanılan Chlordan'ın yeterli saflıkta olmaması ve birden fazla izomer bulundurması (Mc Ewen ve Stephenson, 1979) nedeniyle, bu bileşik OV-17/QF-1 kolonuna alınmamıştır. OV-17/QF-1 karışık kolonunun doruk noktalarını daha iyi şekilde ayrılabilmesi nedeniyle (Supelco, Inc., 1976), Şekil 3'te gösterilen sıralamalar, toprak analizlerinde temel alınmış ve bilgi işlem merkezine bu bilgiler aktarılmıştır. Toprak analizlerine ilişkin doruk noktalarının tanınmasında, Aldrin'e oransal tutulma zamanı (R_{aRT}) esas alınmıştır. Doruk noktalarına karşılık gelen konsantrasyonlar, 0,001-1,0 ppm aralığındaki doğrusal programlama ile bulunmuş ve bunun etkinlik ve sürekliliği program verilerinden K_F değerleri ($K_F = \text{Pik alanı/konsantrasyon}$) ile kontrol edilmiştir. Sonuçlar, toprakların nem düzeyleri ve insektisitlerin 'Recovery' oranları gözönünde tutularak düzenlenmişlerdir.

3.2.2.2.2 DDT ve Lindanın biyolojik parçalanmasına ilişkin denemenin kurulması

İnkübasyon aygıtı

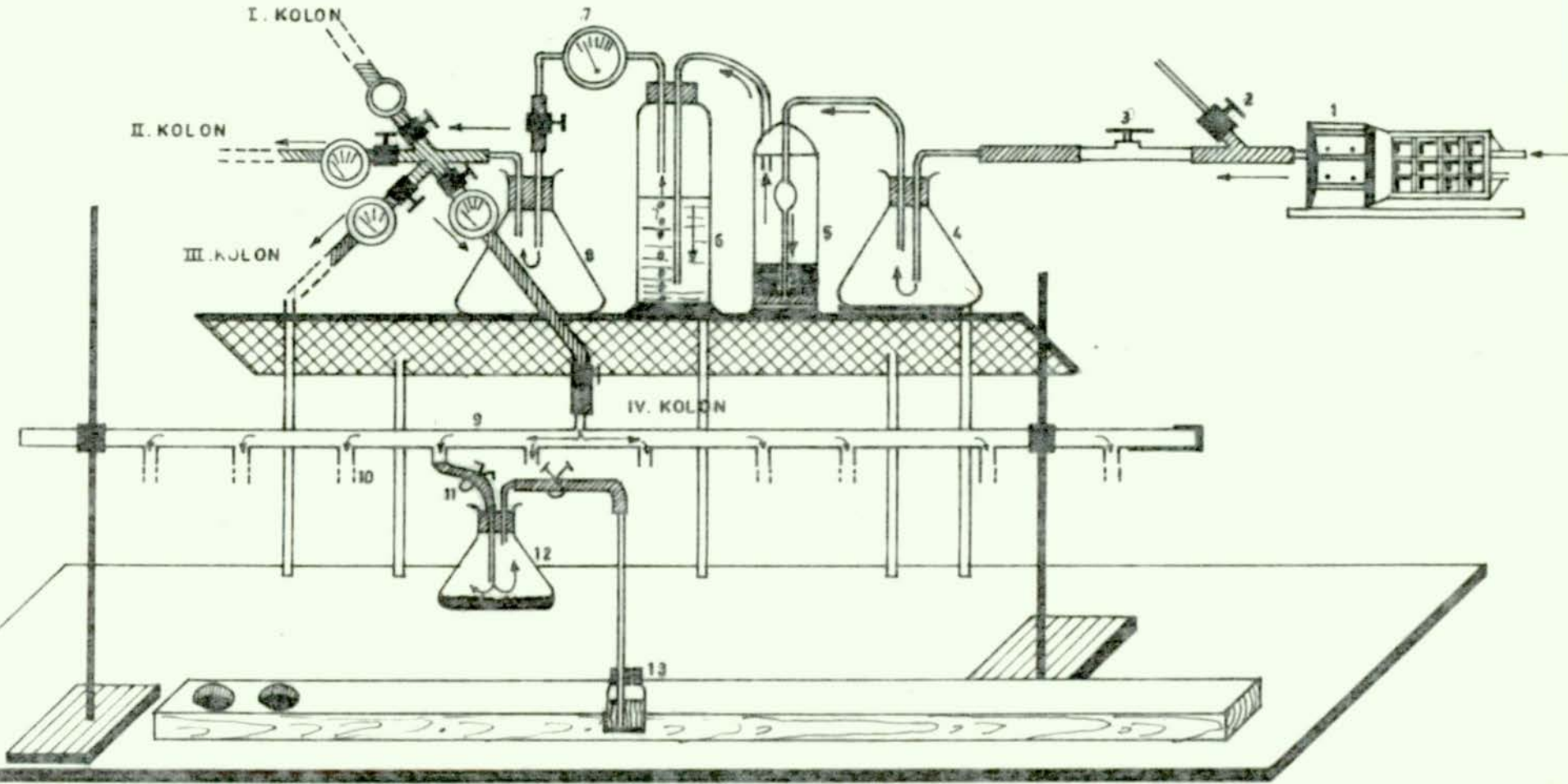
Laboratuvar koşullarında Çukurova Bölgesi topraklarının DDT ve Lindan'a ilişkin biyolojik parçalanma denemeleri, toprak serilerinin yalnızca A_p horizonları alınarak kurulmuştur. Bu amaç için, Guckert ve çalışma arkadaşları (1968) tarafından geliştirilen bir aygıt kullanılmıştır (Şekil 4). Bu aygıtta toprak örnekleri radyoaktif DDT ve Lindan ile beraber inkübe edildikleri 500 ml'lik inkübasyon kabına gelen ve

giden plastik hava boruları bir günde 23 saat süreyle kışkaçlar aracılığıyla devamlı kapalı tutulmuş ve sadece radyoaktif CO_2 gazının fiksasyonu esnasında açık tutulmuşlardır. İnkübasyon kaplarında biriken ^{14}C gazının süpürülüp fiksasyon şişeciklerine iletilmesini sağlayan hava akımı, yoğun NaOH çözeltisi aracılığıyla atmosferik CO_2 gazından yoksun bırakılmış ve daha sonra toprak örneklerinin kurummasına engel olmak amacıyla tekrar nemlendirilmiştir. İnkübasyona alınan topraklar, herbiri 30 örnek için çıkış olanağı veren 4 kolon üzerinde sıralanmış ve her kolona gelen hava akımı (20 lt/dk) manometreler aracılığıyla denetlenmiştir.

Deneme Deseni ve Denemenin Kurulması

Deneme, 6 ayrı toprak serisinin A_p horizonlarının, 2 ayrı insektisit ve 3 ayrı işlemle 3 paralel üzerinden inkübasyona alınmasıyla Tam Şansa Bağlı Blok desene göre kurulmuştur. Desene göre, 108 örnek (6x2x3x3) üzerinde kurulan inkübasyonda ilk 30 günde, her 2 günde bir, kalan 6 gün içinde de her 3 günde bir olmak üzere toplam 17 $^{14}\text{CO}_2$ fiksasyonu yapılarak, 1836 ölçüm (17x108) gerçekleştirilmiştir. Ayrıca, her kolondan kalan 3 çıkışa, sayım şişelerinden kaynaklanan zemin değerleri belirleme ve kontrolü ile radyoaktif sızıntıdan haberdar olma amacıyla, radyoaktif insektisit bulundurmeyen toprak örnekleri yerleştirilmiştir.

Deneme 50,0 gr fırında kuru ağırlığa eşdeğer havada kuru toprak örneği alınmıştır. Denemede kullanılan ve etkisi araştırılan organik madde faktörü için, toprak örneklerine toz biçiminde ve % 1,0 oranında glikoz ve selüloz ilave edilmiştir. Glikoz ve selüloz ilavesi yapılmış örnekler, organik madde ilavesi yapılmamış tanık örneklerle beraber 500 ml'lik inkübasyon kaplarına alınmışlardır. Toprak örneklerine radyoaktif insektisit substratlarının ilavesi için, bu bileşiklerin çözeltileri hazırlanmıştır. Bu nedenle, gerek ^{14}C -DDT ve gerekse ^{14}C -Lindanın



- | | | |
|------------------------------------|-----------------------------------|---|
| 1. POMPA | 6. NEMLENDİRME KABI | 11. PENSE |
| 2. HAVA AYAR VEYA GÜVENLİK MUSLUĞU | 7. MANOMETRE | 12. TOPRAK İNKÜBASYON KABI |
| 3. SİSTEMİ KAPATAN MUSLUK | 8. BOŞ KAP | 13. RADYOAKTİF CO ₂ 'İ FİKSETME KABI |
| 4. BOŞ KAP | 9. CAM DAĞITIM KOLONU (IV. KOLON) | |
| 5. KONSANTRE NaOH KABI | 10. TOPRAK ÖRNEKLERİ İÇİN ÇIKIŞ | |

Şekil 4. ¹⁴C-DDT ve ¹⁴C-Lindan için biyolojik mineralizasyonun ölçüldüğü inkübasyon aygıtı.

1,0 ml Hexan içinde bulunduran $250 \mu\text{Ci}$ 'lik cam kapları 5-6 kez dikkatlice tekrar hexan ile yıkanarak 215,0 ml'ye tamamlanmıştır. Böylelikle 1,0 ml hexan çözeltisi kuramsal olarak $1,162 \mu\text{Ci}$ DDT veya Lindan bulundurmuş olacaktır ($250 \mu\text{Ci}/215,0 \text{ ml}$). Bu çözeltilerden, insektisitlerin topraktan vukubulacak olası bir uçuculuğuna engel olmak amacı ile, nemlendirilmemiş toprak örneğine 2,0 ml homojen olarak ilave edilmiş ve hexanın buharlaşması için laboratuvar sıcaklığında 1-2 saat beklenmiştir. DPM (Desintegration per minute) değerleri üzerinden yapılan hassas ölçümler sonucu, ^{14}C -DDT katılan her toprak örneğindeki aktivitenin $2,205 \mu\text{Ci}$, ^{14}C -Lindan katılan örneklerdeki radyoaktivitenin ise $1,94 \mu\text{Ci}$ olduğu belirlenmiştir. Radyoaktif substratların spesifik aktivite değerlerinin farklı olduğu gözönüne alınarak, DDT içeriğinin $26,4 \mu\text{g}/50 \text{ gr}$ toprak, Lindan içeriğinin ise $7 \mu\text{g}/50 \text{ gr}$ toprak olduğu hesaplanmıştır. İnkübasyon odası bir gün öncesinden $28 \pm 1^\circ\text{C}$ 'ye ayarlanmıştır. Toprak örnekleri, tarla kapasitesine eşdeğer nem düzeyinde kolonlara bağlanmışlardır.

Radyoaktif CO_2 Gazının Tutulması

Denemenin başlangıcından 2 gün sonra, ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindanın mineralizasyonu ile inkübasyon kabında toplanan $^{14}\text{CO}_2$ gazı denetimli bir hava akımı ile süpürülerek Ethanolamin ve Cellosolve'dan meydana gelen (2/8) 10,0 ml'lik bir karışım içinde 1 saat süreyle tutulmuştur (Guckert ve çalışma ark., 1968). Karışma 10,0 ml Toluen, PPO (2,5-diphenyloxazole) ve POPOP'tan $[1,4\text{-bis-2-(5-phenyloxazolyl)-benzen}]$ oluşan sıvı, santiyator çözeltisi (Liquid Scintillator Ready Solv HP-Beckman) ilave edilerek sayım işlemine geçilmiştir (Peng, 1977; Anderegg, 1980).

İki gün aralıklarla belirlenen $^{14}\text{CO}_2$ gazıyla beraber bir miktar insektisidin topraktan buharlaşarak uzaklaşabileceği gözönüne alınırsa, elde edilen mineralizasyon oranları içinde azda olsa buhar fazında insektisit bulunabilir. Bu durum, Lindan için daha belirgin olabilir. Nitekim Guenzi ve Beard (1970) DDT'nin iki haftalık 3 ıslanma-kuruma fazı eşliğinde

Ancak, araştırmacıların sağladıkları deneme koşullarının, topraktan devamlı şekilde su buharlaşmasını gerektirdiğini ve bununla topraktan daha fazla miktarda insektisidin buharlaşmasına neden olduğu (Liss ve Slater, 1974) gözden kaçırılmamalıdır. DDT ve Lindanın araştırma bölgesi topraklarının A_p horizonlarına ilave edilerek mikrobiyal mineralizasyonlarının araştırıldığı bu çalışmada, deneme örneklerinin inkübasyon süresince aynı nem düzeyinde bulundurulmaları, topraktan buharlaşan Lindan seviyesini oransal olarak asgari seviyeye indirecektir. Bu nedenlerden ötürü, bu denemede buharlaşabilecek DDT ve Lindan buharlarının ¹⁴CO₂ gazının tutulduğu Ethanolamin/Cellosolve karışımında tutulup tutulmadığı ek bir çözünürlük testi ile öncelikle araştırılmıştır. Bu noktadan hareket ederek, 4 paralelli olarak 9,9 ml fiksasyon karışımına her toprak örneğine verilen DDT veya Lindanın radyoaktivite değerlerinin yaklaşık % 10'u kadar ¹⁴C-DDT ve Lindan 0,1 ml Hexan içinde ilave edilerek, inkübasyon aygıtında beher toprak örneğine ulaşan hava akımına eşdeğer bir hava akımıyla 1 saat süreyle karıştırılmıştır. Elde edilen sonuçlar aşağıdaki şekilde düzenlenmiştir :

	Ethanolamine/Cellosolve karışımına verilen aktivite			1 saat sonra bulunan (dpm)	% Fark
	dpm	Ci	mg/10 ml		
¹⁴ C-DDT	489417,0	0,22	0,00264	483776,0	-1,15
¹⁴ C-Lindan	426957,0	0,192	0,00069	420812,0	-1,44

Buradan, 2 günlük bir süre içinde toprak örneklerine ilave edilen insektisitlerin % 10'unun buharlaşması halinde dahi, ¹⁴CO₂ fiksasyonu için kullanılan karışımın DDT'yi % 1,15 ve Lindanı % 1,44 eksiğiyle çözünürlük sınırları içinde (2,64 µg/10 ml DDT için 0,69 µg/10 ml Lindan için) tuttuğu anlaşılmaktadır. Bu durum topraktan buharlaşan insektisit miktarlarının özellikle başlangıçtaki 1 haftalık devreye bölündüğü ve daha sonraki devrelerde minimuma indiği eklenirse (Willis ve çalışma ark., 1971), topraktan buharlaşabilecek Lindanın güvenlikle tutulduğu ortaya

Sıvı Santiyasyon Sayım İşlemi

Radyoaktif CO_2 gazının tutulduğu ve santiyasyona uğratıldığı 20,0 ml'lik sayım şişeleri, 300 örnek kapasiteli ve 50 μ Ci (1,85 MBq) ^{37}Cs dış standart (ES) kaynağına sahip Berthold-BF 8000 Multi-User LSC tipi bir cihazda 15 $^{\circ}C$ 'de okunmuşlardır. Okuma işleminin aygıt üzerindeki değerleri aşağıdaki şekilde alınmıştır :

Okuma modeli	: ^{14}C , B (Mode 2 ve 5)
Enerji ıskalası (ESD) aralığı	: 250-700
Rejeksiyon seviyesi	: "0"
DPM seçimi	: ^{14}C (ESCR)
Sayım seviyesi (CPM) üst sınırı	: 40 K (% 99 güvenlik sınırları içinde)
Zemin değeri (CPM)	: 44,0
Queuching standardizasyon yöntemi; ESCR (External Standart Channel Ratio Method)	

CO_2 çözücü ve santiyasyon sıvısının kimyasal özellikleri, santiyasyon işlemi esnasındaki foton ilişkileri ve birtakım yabancı maddelerden kaynaklanan Quenching sorunu ve DPM hesaplamaları için ESCR yöntemi (Dış Standarta Kanal Oranı Metodu) kullanılmıştır. Bunun için cam ve plastik sayım şişeleri arasındaki farklılığın yerel koşullara bağlı olarak okuma etkinliğindeki önemi araştırılmıştır. Bu amaç için, 10'ar adet cam ve plastik şişeye kuramsal aktivitesi bilinen 250 μ l radyoaktif DDT (veya Lindan) ile 9,750 ml sıvı santiyatör (ready solv HP) ilave edilmiştir. Quenching sorunu yaratabilecek Ethanolamin/Cellosolve ve diğer etkenlerden arındırılmış bu sayım şişelerindeki standart sapmanın düşüklüğü gözlemlendikten sonra (% 0,8 $\pm$), Quench testi yapılmıştır. Bu nedenle de, daha önce hazırlanan cam ve plastik şişelere 1,0, 3,0, 5,0, 7,0, 9,0, 10,0, 10,5 ve 11,0 ml Ethanolamin/Cellosolve karışımı ilave edilerek okuma yapılmıştır. İlave edilen her yeni hacme karışık gelen Okuma Etkinliği (%) değerleri, aşağıdaki eşitliğe göre hesaplanmıştır.

$$E = \left(\frac{N_p}{A} \right) 100$$

Burada ;

E = Okuma etkinliği (%)

A = Kuramsal aktivite değeri (DPM)

N_p = Bulunan aktivite değeri (DPM)

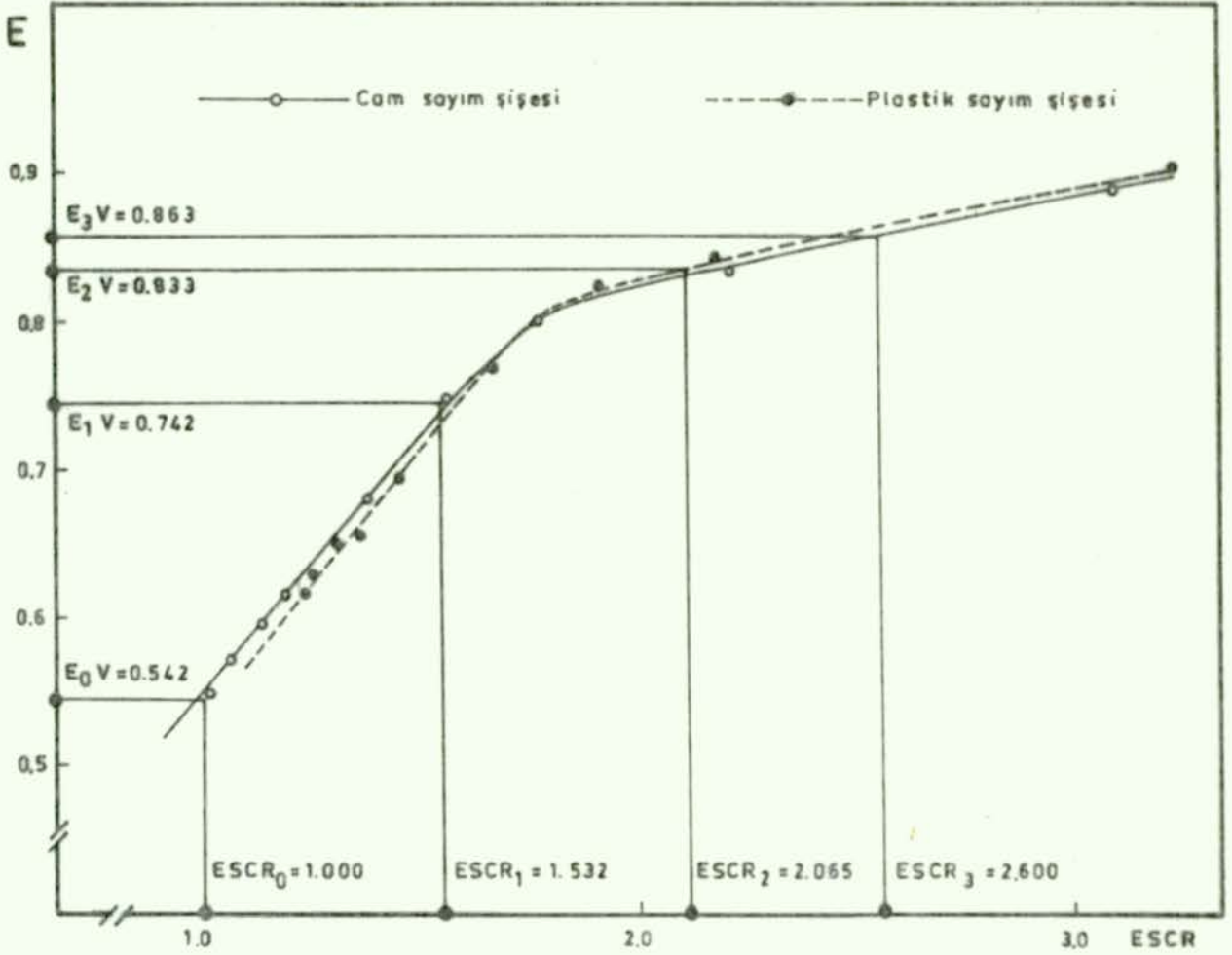
Buradan bulunan değerlerle, kaydedicide aynı anda verilen ESCR değerleri Şekil 5'deki gibi değerlendirilerek, üçüncü dereceden polinomik olan Quench Düzeltme Eğrisinin farklı bölgelerine karşılık gelen "k" düzeltme katsayıları belirlenmiş ve bu değerler sayım sistemine bağlı LB 5004 mini bilgisayara aktarılmıştır. Bu test sonucunda, plastik ve cam sayım şişeleri arasında önemli bir farkın ortaya çıkmadığı saptanmış ve bu durum gözönüne alınarak, plastik sayım şişelerine ilişkin

$$E = 0,27 + 1,19 \xi - 0,42 \xi^2 + 0,05 \xi^3$$

Etkinlik Eğrisi esas alınmış (ξ = ESCR) ve sayım bu şişelerde yapılmıştır.

3.2.3 İstatistiksel değerlendirmeler

^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindanın farklı toprak serilerine, değişik işlemlerle uygulanması sonucu elde edilen biyolojik mineralizasyon değerleri, ^{14}C ile etiketlenmiş **substratların** değişik spesifik aktivite taşınması nedeniyle, toprağa verilen toplam aktivitenin yüzdesi olarak ifade edilmişlerdir. Varyans analizi için, yüzde olarak belirlenen bu değerlere karşılık gelen açı değerleri (arc Sin) kullanılmıştır. Varyans analizi, Tam Şansa Bağlı deneme esaslarına göre (Steel ve Torrie, 1960), HP 9810 A hesaplayıcısı ile yapılmıştır. Aynı hesaplayıcı da üstel regresyon ve korrelasyon ilişkileri belirlenmiştir. Bu değerlere dayanılarak, zamana(x) bağımlı olarak yapılan tahmini kalıntı seviyesi (y) aralığı, Tahmini Değerin Standart Hatası (S_y) üzerinden belirlenmiştir.



ESCR değerlerine karşılık gelen h ve $\bar{x}$ değerleri :

$$h = ESCR_1 - ESCR_0 = 1.532 - 1.000 = 0.532$$

$$\bar{x} = (ESCR_3 + ESCR_0)/2 = (2.600 + 1.000)/2 = 1.800$$

Etkinlik (E) değerlerine karşılık gelen a , b , c ve d değerleri :

$$a = E_3 - E_0 = 0.863 - 0.542 = 0.321$$

$$b = E_3 + E_0 = 0.863 + 0.542 = 1.405$$

$$c = E_2 - E_1 = 0.833 - 0.742 = 0.091$$

$$d = E_2 + E_1 = 0.833 + 0.742 = 1.575$$

Polinom katsayıları k_0 , k_1 , k_2 , ve k_3 :

$$k_3 = (a - 3c)/6ha^3 = + 0.05$$

$$k_2 = - 3k_3 \bar{x} + (b - d)/4h^2 = - 0.42$$

$$k_1 = - 3k_3 \bar{x}^2 - 2k_2 \bar{x} - (a - 27c)/24h = + 1.19$$

$$k_0 = - k_3 \bar{x}^3 - k_2 \bar{x}^2 - k_1 \bar{x} - (b - 9d)/16 = - 0.27$$

Şekil 5. Karbon-14 sayımı için yönteme ilişkin düzeltme katsayılarının belirlenmesi.

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1 Araştırma Alanı Topraklarının Bazı Fiziksel ve Kimyasal Analiz Sonuçları

Araştırma alanı toprak örneklerinin bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları Çizelge 3'de verilmiştir. Çizelgenin incelenmesinden de görüleceği gibi, örneklerin A_p horizonlarının kil kapsamları % 27,0 (Çanakçı) ile % 55,6 (Yenice) arasında olup ortalama % 46,4'tür. A_{12} ve A_{13} horizonlarının kil kapsamları ortalamaları, sırasıyla % 47,3 ve % 47,4'tür. Toprak serilerinin profillerinde % silt kapsamları 20,9 ile 58,7 arasında değişmekte olup, bu değerler kum fraksiyonu için % 11,8 ile % 25,9 arasında sıralanmaktadır. Buna göre, topraklar genellikle ince bünyeli yapıya sahip olup, Çanakçı serisi dışarlarsa önemli oranda kil içermektedirler. Yeşilsoy ve Güzel (1978) tarafından elde edilen sonuçlarla, bu bulgular arasında yakın benzerlik vardır. Aynı araştırmacılara göre Oymaklı, Çanakçı, Arıklı, Yenice ve İncirlik toprak serilerinde egemen kil mineralleri, sırasıyla montmorillonit, illit ve kaolinit'tir.

Toprakların yüzey horizonlarındaki (A_p) organik madde miktarı % 1,28 (Oymaklı) ile % 0,77 (İncirlik) arasında değişmekte olup ortalama % 1,06'dır. Bu değerler A_{12} ve A_{13} horizonlarında sırasıyla % 0,6 ile % 0,8 ve % 0,44 ile % 0,62 arasında olup ortalama olarak % 0,70 ve % 0,54'tür. Bu değerlere göre, Bölge topraklarının organik madde miktarı derinlikle azalmakta ve Stelle (1967) ölçütüne göre İncirlik serisinde çok düşük, diğer serilerde düşük seviyededir. Bu sonuçlar daha önce Kacar (1965) tarafından belirlenen bulgularla uyum içindedir.

Araştırma alanı topraklarının katyon değişim kapasiteleri (KDK), yüzey horizonunda 14,8 m.e./100 gr (Oymaklı) ile 33,8 m.e./ gr (Misis) arasında değişmektedir. Topraklararası ortalama 23,3 m.e./100 gr'dır. A_{12} horizonundaki KDK değerleri, yaklaşık olarak üst horizon değerlerine benzer olup, ortalama 23,1 m.e./100 gr'dır.

Çizelge 3. Çukurova Bölgesinden seçilen toprakların bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri.

Toprak serisi	Horizon	Derinlik (cm)	Dane irilik dağılımı			pH	Organik madde %	KDK m.e./100 gr	% CaO ₃
			Kum	Silt	Kil				
Oymaklı	A _p	0-18	17,0	40,0	43,0	7,8	1,28	14,8	23,2
	A ₁₂	18-40	16,0	38,9	45,1	7,8	0,73	14,1	26,0
	A ₁₃	40-72	18,1	38,9	43,0	7,8	0,48	-	-
Çanakçı	A _p	0-15	16,0	57,0	27,0	7,9	1,14	16,3	34,4
	A ₁₂	15-35	16,0	58,7	25,3	7,9	0,60	15,9	40,6
	A ₁₃	35-55	19,1	48,5	32,4	7,9	0,44	-	-
Arıklı	A _p	0-15	13,0	39,3	47,7	7,8	1,00	24,2	42,5
	A ₁₂	15-37	12,1	38,9	49,0	7,8	0,77	24,7	47,0
	A ₁₃	37-57	12,6	45,3	42,1	7,8	0,62	-	-
İncirlik	A _p	0-20	21,6	25,0	53,4	7,6	0,77	28,9	45,0
	A ₁₂	20-34	22,1	21,0	56,6	7,8	0,65	29,1	51,5
	A ₁₃	34-50	23,1	20,9	56,0	7,9	0,61	-	-
Yenice	A _p	0-24	14,0	30,4	55,6	7,7	1,04	21,8	41,5
	A ₁₂	24-48	11,8	33,2	55,0	7,7	0,67	22,0	41,6
	A ₁₃	48-90	12,9	30,8	56,3	7,8	0,62	-	-
Misis	A _p	0-10	25,0	23,2	51,8	7,6	1,12	33,8	40,6
	A ₁₂	10-26	25,9	21,1	53,0	7,6	0,80	33,5	41,5
	A ₁₃	26-36	24,2	21,5	54,3	7,6	0,48	-	-

Toprakların kalsiyum karbonat kapsamaları, yüzey horizonlarında % 3,1 (Misis) ile % 45,0 (İncirlik) arasında değişmekte olup, % 20,2 ortalama değerini vermektedirler. Yüzeyaltı horizonunda (A_{12}) kalsiyum karbonat kısmen artmakta ve % 21,9 ortalama değerine ulaşmaktadır. Araştırma için seçilen toprak serilerinden Misis dışında, diğer toprak örnekleri kireç yönünden zengin toprakları oluşturmaktadırlar.

Toprak profillerinin pH değerleri 7,6 ile 7,9 gibi dar bir aralıkta değişmekte, **horizonlar** arasında önemli bir fark görülememektedir. Soil Survey Staff (1975) ölçütüne göre araştırma alanı toprakları hafif alkaline özelliktedirler.

4.2 Araştırma Topraklarının Toplam Organoklorlu İnsektisit Kalıntıları

Analiz edilen toprak örneklerinin toplam kalıntı kapsamaları Çizelge 4'de verilmiştir. Bölge topraklarını simgelemek üzere alınan toprak serilerinin toplam klorlu hidrokarbon türü insektisit kalıntıları, A_p horizonunda 8712,9 ppb (Oymaklı) ile 2343,6 ppb (Yenice), A_{12} horizonunda 2460,9 ppb (Arıklı) ile 484,2 ppb (İncirlik) ve A_{13} horizonunda 530,3 ppb (Oymaklı) ile 251,1 ppb (İncirlik), aralıklarında belirlenmiştir. Farklı horizonlardaki kalıntıların konsantrasyonları serilere göre aşağıdaki sıralamayı izlemektedir :

A_p : Oymaklı > Çanakçı > Misis > Arıklı > İncirlik > Yenice
 A_{12} : Arıklı > Misis > Çanakçı > Oymaklı > Yenice > İncirlik
 A_{13} : Oymaklı > Misis > Yenice > Çanakçı > Arıklı > İncirlik

A_{13} horizonundaki kalıntının konsantrasyonu 1,00 olarak kabul edildiğinde, A_p horizonunda 20,33 (Çanakçı) ile 7,01 (Yenice) ve A_{12} horizonunda ise 8,84 (Arıklı) ile 1,53 (Yenice) katı kalıntı olduğu ortaya çıkmaktadır. Buna göre, tüm toprak serilerinde organoklorlu kalıntıların en önemli kısmı A_p horizonunda birikmektedir.

Çizelge 4. Araştırmaya konu toprak profillerinde toplam organoklorlu kalıntı konsantrasyonları (ppb).

Topraklar	Toplam organoklorlu kalıntı					
	A_p		A_{12}		A_{13}	
	ppb	A_p/A_{13}	ppb	A_{12}/A_{13}	ppb	A_{13}/A_{13}
Oymaklı	8712,9	16,43	1786,9	3,37	530,3	1,00
Çanakçı	6481,8	20,33	2274,9	7,14	318,8	1,00
Arıklı	4129,1	14,84	2460,9	8,84	278,3	1,00
İncirlik	2410,9	9,60	484,2	1,93	251,1	1,00
Yenice	2343,6	7,01	510,7	1,53	334,1	1,00
Misis	4750,6	9,72	2171,2	4,44	488,8	1,00
Ortalama	4804,8	13,10	1614,80	4,40	366,9	1,00

Toprak serilerinin hepsinde kalıntıların horizonlara göre yoğunlaşmaları $A_p > A_{12} > A_{13}$ sıralamasını izlenektedir. Buna göre, topraklararası ortalama kalıntı miktarı, A_p , A_{12} ve A_{13} horizonlarında sırasıyla 4804,8, 1614,8 ve 366,9 ppb'dir.

4.2.1 Araştırma alanı topraklarının toplam organoklorlu kalıntı kapsamı

Araştırmada materyal olarak seçilen toprak profillerinin A_p , A_{12} ve A_{13} horizon kalınlıkları farklı olduğundan, toprakların belli bir alanda kapsadıkları toplam kalıntılar kg/ha olarak hesaplanmış ve toplu olarak Çizelge 5'de verilmiştir. Çizelgeden anlaşılabileceği gibi serilere göre farklı kalınlık yansıtan A horizonunda Oymaklı serisi (72 cm) 29,19; Çanakçı serisi (55 cm) 19,38; Arıklı serisi (57 cm) 16,47; Misis serisi (36 cm) 10,48; Yenice serisi (90 cm) 10,33 ve İncirlik serisi (50 cm) 7,28 kg/hektar kalıntı bulundurmaktadır.

Çizelge 5. Araştırmaya konu toprakların A_p toplam organoklorlu kalıntı kapsamaları (kg/ha).

Topraklar	A_p		A_{12}		A_{13}		Toplam	
	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%
Oymaklı	21,33	73,07	5,35	18,33	2,51	8,60	29,19	100,00
Çanakçı	12,64	65,52	5,91	30,50	0,83	4,28	19,38	100,00
Arıklı	8,36	50,76	7,31	44,38	0,80	4,86	16,47	100,00
İncirlik	5,88	80,77	0,88	11,40	0,57	7,83	7,28	100,00
Yenice	6,41	62,05	1,73	16,75	2,19	21,20	10,33	100,00
Misis	5,70	54,39	4,17	39,79	0,61	5,82	10,48	100,00
Ortalama	10,05	64,71	4,23	27,24	1,25	8,05	15,53	100,00

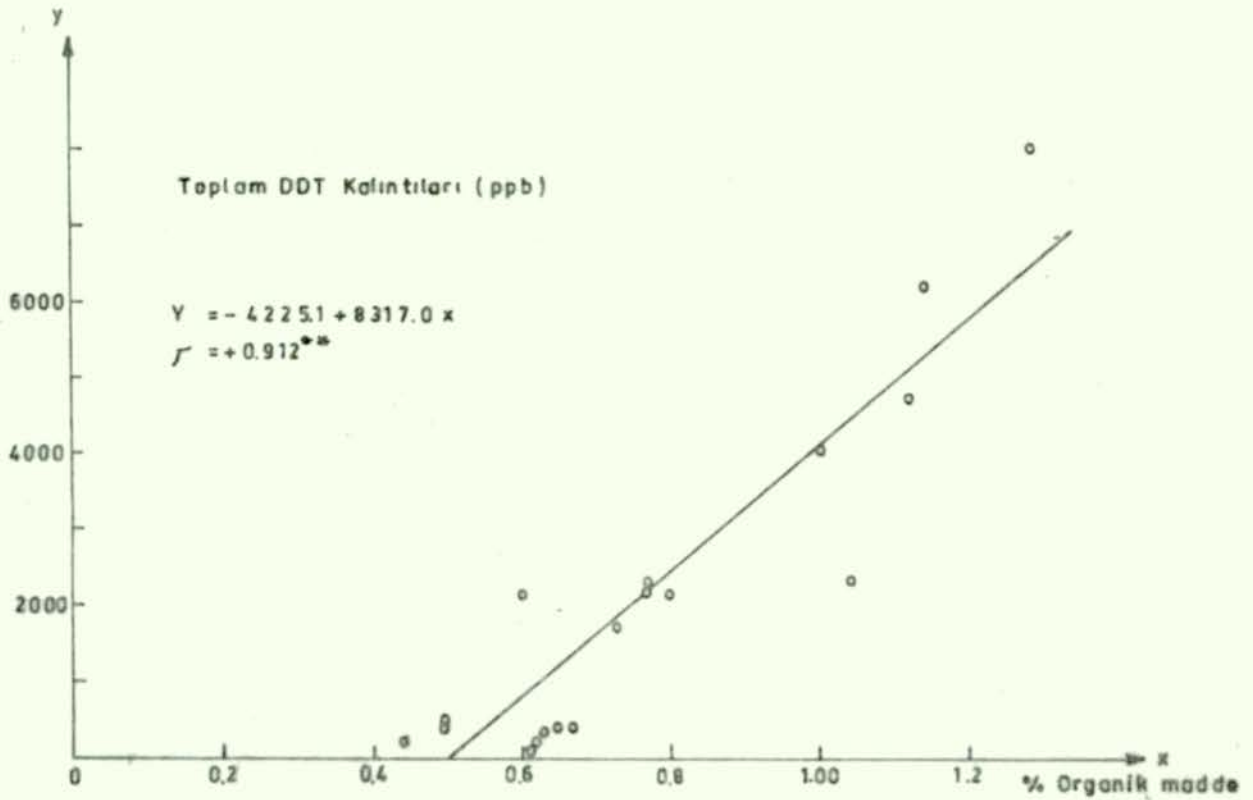
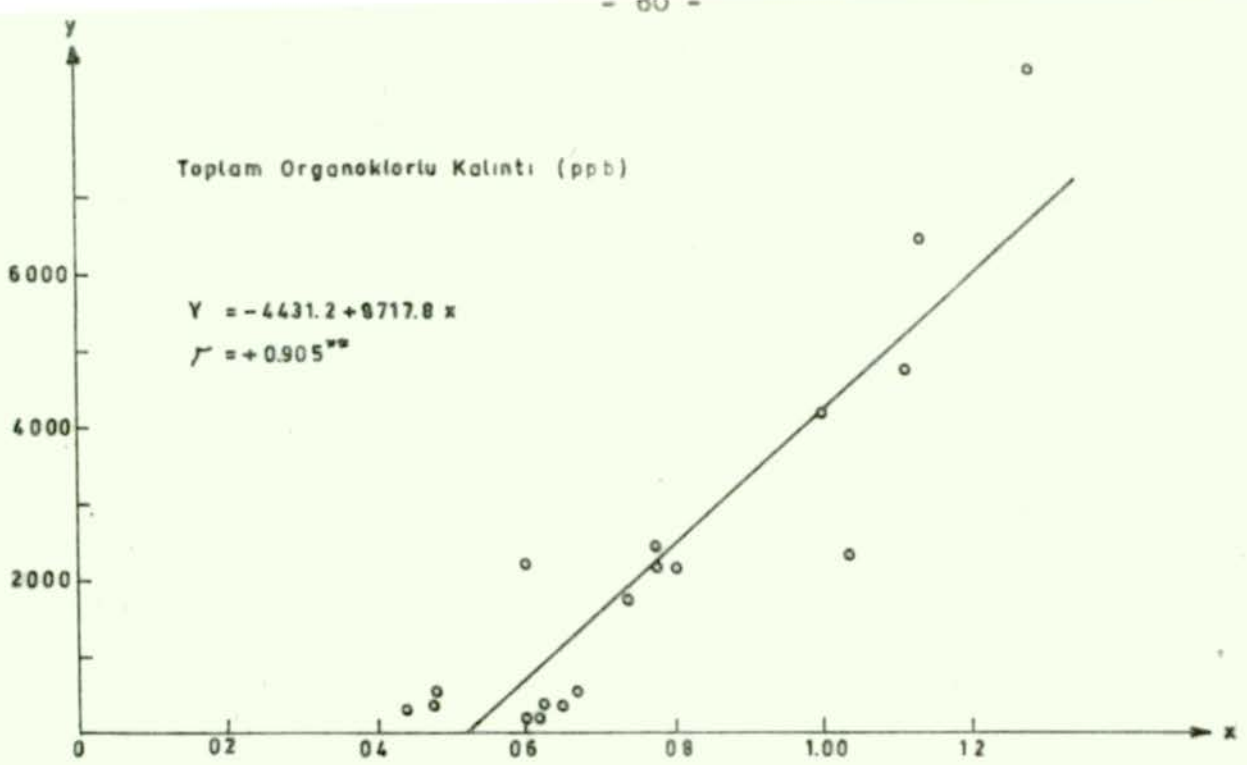
Bölge topraklarının ortalama organoklorlu kalıntı kapsamı ise 15,53 kg/hektardır. A_p horizonundaki toplam kalıntılar, genel toplamın % 50,76 (Arıklı) ile % 80,7'sini (İncirlik) kapsamaktadır. Bu oranlar A_{12} horizonu için % 11,40 (İncirlik) ile % 44,38 (Arıklı) arasında değişmektedir. A_{13} horizonunda Yenice serisi hariç (% 21,20), diğer serilerdeki toplam organoklorlu kalıntılar genel toplamın ancak % 4,28 ile % 8,60'ını kapsamaktadırlar. Kg/hektar olarak hesaplanan değerler gözönüne alındığında, horizonlar arasındaki sıralamanın $A_p > A_{12} > A_{13}$ şeklinde kaldığı görülmektedir. Bu sıralamaya uymayan Yenice serisinin A_{12} ve A_{13} horizonları arasındaki durum, bu serideki A_{13} horizon kalınlığının diğerlerine oranla çok daha yüksek olmasına bağlıdır. Bu sonuçlara paralel olarak Lichtenstein (1958), organik bir toprağın ilk 12-15 cm kalınlığındaki toprak katmanında toplam kalıntı miktarının % 84 ile % 96'sının ve aynı şekilde Owen ve çalışma arkadaşları (1977) O1 ve O2 olarak tanımladıkları üst toprak

katında bu oranı % 96 olarak belirlemişlerdir. Bu durum, Lichtenstein ve Schulz (1959) ile Harris (1964) tarafından belirlendiği gibi organoklorlu kalıntıların toprak organik maddesi üzerinde önemli seviyede adsorbe edilmesine bağlanabilir.

4.2.2 Toplam organoklorlu kalıntılar ile toprak özellikleri arasındaki ilişki

Çizelge 4'de ppb olarak verilen toplam organoklorlu insektisit kalıntıları ile toprak organik maddesi arasında önemli bir ilişki ($r = + 0,905^{xx}$) belirlenmiştir (Şekil 6). Toprak organik maddesinin organoklorlu insektisit kalıntılarının topraktaki kalıcıklarını uzattığı daha önceleri Fleming ve Maines (1954) ile Young ve Rawlins (1958) tarafından da bulunmuştur. Aynı şekilde, Adams ve Li (1971) Lindan adsorpsiyonunun tamamen organik maddeye bağlı olduğunu ($r = 0,94^{xx}$) doğrulamaktadır.

Toplam organoklorlu kalıntılarla kil kapsamları arasındaki ilişki önemsiz bulunmuştur ($r = -0,319$). Bu durum, çok az kutupsal özellik gösteren organoklorlu kalıntıların, tercihen kutupsuz toprak organik kolloidleri tarafından tamamen adsorbe edilmeleri nedeniyle (Mills ve Biggar, 1969 b; Champion ve Olsen, 1971), kil varlığına bağlı kalıntıların söz konusu olmamasından ileri gelmektedir. Bu konuda bir kısım araştırmacılar (Bailey ve White, 1964; Lotse ve çalışma arkadaşları, 1968; Kunze, 1972; Siddarammappa ve Sethunathan, 1976), kil minerallerinin insektisit kalıntılarını elektrostatik olmayan veya sadece fiziksel yolla adsorbe ettiğini belirtirlerken, Mc Namara ve Toth (1976), montmorillonit kil mineralinin organik maddeye oranla 70 kat daha az kalıntı adsorbe ettiğini belirtmektedirler. Aynı şekilde Wahid ve Sethunathan (1979), Lindanın kil ve seski oksitler tarafından adsorpsiyonunun, organik maddeye oranla önemsiz olduğunu belirtmektedirler.



Şekil 6. Araştırma bölgesi topraklarında toplam organoklorlu ve DDT kalıntıları ile toprak organik maddesi arasındaki ilişki.

4.2.3 Araştırma alanı topraklarında organoklorlu insektisit kalıntılarının nitel ve nicel dağılımları

Araştırma alanı topraklarında belirlenen çeşitli organoklorlu kalıntılar, ppb olarak Çizelge 6'da toplu olarak verilmiştir.

Analiz edilen toprak örneklerinde 6 DDT ve 2 BHC türevi, Endrin, Dieldrin ve HCB olmak üzere toplam 11 organoklorlu kalıntı belirlenmiştir. Bulunan kalıntı değerleri, yeni ekim ve ilaçlama döneminden önceki kalıntı seviyelerini yansıtmaktadır. Bu nedenle söz konusu değerler, araştırma alanı topraklarında örneklemenin yapıldığı 1979 yılında yıllık minimal seviyeyi belirlemektedir. Ancak belirlenen kalıntıların, bu seviyede toprakta kalıcı ve kararlı bir özelliğe sahip olduğu Crocket ve çalışma arkadaşları (1974), Carey (1979) ve Lafleur (1980) tarafından kaydedilmektedir.

Çizelge 6'dan da görüldüğü gibi, belirlenen kalıntılardan DDT, Endrin, Lindan, α -HCH (veya α -BHC) analiz edilen tüm topraklarda bulunmuş, buna karşın Dieldrin düşük konsantrasyonlarda olmak üzere yalnızca Misis, Çanakçı, Oymaklı ve Arıklı serilerinde belirlenmiştir. İncirlik serisinin A₁₂ ve A₁₃ horizonlarıyla, Yenice serisinin A₁₃ horizonlarında eseri seviyelerde HCB belirlenmiştir.

DDD, DDE ve DDT kalıntılarının op' ve pp' izomerlerinin toplamlarıyla bulunan toplam DDT kalıntıları, tüm topraklarda toplam organoklorlu kalıntıların % 89,41 ile % 98,42'sini teşkil etmek suretiyle başat durumdadırlar (Çizelge 6 ve Şekil 7). Aynı şekilde Temizer (1980), biri Adana diğeri Tarsus yöresinden alınmış iki toprak örneğinde belirlediği op' ve pp' DDT toplamlarının egemen kalıntı durumunda olduğunu kaydetmektedir. Çok çeşitli organoklorlu insektisitlerin kullanıldığı bir bölgede, bu bulguya benzer şekilde O'Brien (1967) ile Stevens ve çalışma arkadaşları da (1970), DDT'nin en sık ve yoğun şekilde rastlanan kalıntı olduğunu kaydetmektedirler.

Brown (1975) ve Anonymous (1975 a) kullanımındaki yasağa bağılı olarak DDT kalıntılarının topraklarda azalma gösterdiğini, ancak yinede diğer organoklorlulara oranla egemen durumda olduğunu vurgulamaktadırlar.

Araştırma topraklarının farklı horizonlarında bulunan toplam DDT kalıntıları, 0,23 ppm (İncirlik A_{13}) ile 8,04 ppm (Oymaklı A_p) arasında değişmektedir. Bu değerler, Duffy ve Wong (1967) ile Owen ve arkadaşları (1977) tarafından farklı tarımsal kültür alanlarından alınan toprak örneklerindeki toplam DDT kalıntılarına yakın seviyededirler. Bölge topraklarının A_p horizonlarındaki toplam DDT kalıntıları 2318,2 ppb ile (Yenice) 8044,7 ppb (Oymaklı) arasında değişmekte olup, ortalama 4609,9 ppb'dir. A_{12} horizonundaki toplam DDT kalıntıları 461,5 ppb ile 2373,2 ppb ve A_{13} için aynı kalıntılar, 224,5 ppb ile 478,8 ppb arasında değişmektedir. Bu horizonlar için ortalama değerler, sırasıyla 1530,6 ve 335,0 ppb'dir. Buradan, toplam DDT kalıntıları gözönüne alındığında, toprakların farklı horizonlara göre sıralanmaları, toplam organoklorlu insektisit için belirlenen sıralamalarla tam bir uyum içindedir.

Araştırma alanı topraklarının Lindan (γ -HCH veya γ -BHC) içerikleri, farklı toprak horizonlar arasında 10,8 ppb ile 31,6 ppb gibi dar bir aralıkta değişmektedir. Bu insektisit kalıntısı için belirlenen horizon ortalamaları A_p , A_{12} ve A_{13} 'te sırasıyla 24,1, 16,8 ve 18,1 ppb'dir. Çukurova Bölgesinden 1976 yılından alınmış 2 toprak örneğinde Temizer (1980), Lindan kalıntılarını ortalama 0,13 ppm olarak belirlemektedir. Suzuki ve arkadaşları da (1975), Lindanın uygulamanın hemen sonrasında çok çabuk olarak 0,01 ile 0,1 ppm aralığına düştüğünü, ancak bu seviyede oldukça kararlı bir kalıcılık gösterdiğini kaydetmektedirler.

Cyclodiene grubu insektisitlerden yalnızca Endrin, Oymaklı toprak serisinin A_p horizonunda 634,6 ppb değerine ulaşmakta, ancak diğer toprak örneklerinde 2,2 ppb ile 180,7 ppb aralığında kalmaktadır.

Çizelge 6. Araştırma alanı toprak serilerinde organoklorlu insektisit kalıntıları ve profildeki dağılımları.

OYMAKLI

Kalıntı	A _D			A ₁₂			A ₁₃			TOPLAM	
	ppb	kg/ha	%	ppb	kg/ha	%	ppb	kg/ha	%	kg/ha	%
HCB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
α-HCH	8,1	0,02	50,0	1,7	0,01	25,0	2,3	0,01	25,0	0,04	100,0
Lindan	18,1	0,04	20,0	21,1	0,06	30,0	20,7	0,10	50,0	0,20	"
op'-DDE	30,1	0,07	41,2	24,3	0,07	41,2	6,5	0,03	17,6	0,17	"
pp'-DDE	875,7	2,10	68,4	233,3	0,70	22,8	56,2	0,27	8,8	3,07	"
Dieldrin	7,4	0,02	50,0	4,3	0,01	25,0	1,2	0,01	25,0	0,04	"
op'-DDD	251,1	0,61	76,3	48,8	0,15	18,8	7,5	0,04	4,8	0,80	"
Endrin	634,6	1,55	77,1	109,6	0,33	16,4	27,3	0,13	6,5	2,01	"
op'-DDT	1411,5	3,46	76,2	241,8	0,72	15,9	76,5	0,36	7,9	4,54	"
pp'-DDD	639,2	1,56	80,8	91,9	0,28	14,5	19,8	0,09	4,7	1,93	"
pp'-DDT	4837,1	11,84	72,5	1010,1	3,02	18,5	312,3	1,48	9,0	16,34	"
Σ DD(T, D, E)	8044,7	19,69	73,2	1650,2	4,94	18,4	478,8	2,26	8,5	26,89	"
Σ Insektisit	8712,9	-	-	1786,9	-	-	530,3	-	-	-	-
%Σ DD(T, D, E)	92,33	-	-	92,35	-	-	90,29	-	-	-	-

ÇANAKÇI

HCB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
α-HCH	2,3	0,004	-	1,7	0,004	-	1,0	0,003	-	0,011	-
Lindan	25,8	0,05	38,5	17,6	0,05	38,5	10,8	0,03	23,0	0,13	100,0
op'-DDE	36,7	0,07	48,6	28,6	0,07	48,6	1,7	0,004	2,8	0,144	"
pp'-DDE	1034,0	2,02	67,8	322,0	0,84	28,2	44,7	0,12	4,0	2,98	"
Dieldrin	7,7	0,01	-	5,3	0,01	-	0,5	0,001	-	0,022	-
op'-DDD	218,3	0,43	67,2	75,3	0,20	31,2	4,8	0,01	1,6	0,64	"
Endrin	180,7	0,35	58,3	84,0	0,22	36,6	10,7	0,03	5,1	0,60	"
op'-DDT	1019,7	1,99	63,0	403,3	1,05	33,2	46,0	0,12	3,8	3,16	"
pp'-DDD	385,7	0,75	68,8	120,6	0,31	28,4	12,1	0,03	2,8	1,09	"
pp'-DDT	3570,9	6,96	65,7	1211,8	3,15	29,7	186,5	0,49	4,6	10,60	"
Σ DD(T, D, E)	6265,3	12,22	65,6	2166,3	5,63	30,2	295,8	0,77	4,2	18,62	"
Σ Insektisit	6481,8	-	-	2274,9	-	-	318,8	-	-	-	-
%Σ DD(T, D, E)	96,66	-	-	95,23	-	-	92,79	-	-	-	-

Çizelge 6.'nın devamı.

ARIKLI

Kalıntı	A _p			A ₁₂			A ₁₃			TOPLAM	
	ppb	kg/ha	%	ppb	kg/ha	%	ppb	kg/ha	%	kg/ha	%
HCB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
α-HCH	1,8	0,004	-	2,0	0,006	-	1,9	0,006	-	0,016	-
Lindan	19,0	0,04	30,8	15,1	0,04	30,8	17,7	0,05	38,4	0,13	100,0
op'-DDE	29,5	0,06	42,8	24,7	0,07	50,0	2,5	0,01	7,2	0,14	"
pp'-DDE	967,4	1,96	60,3	389,1	1,16	35,7	45,6	0,13	4,0	3,25	"
Dieldrin	7,1	0,01	-	3,2	0,01	-	0,4	0,001	-	-	-
op'-DDD	130,9	0,27	51,9	82,0	0,24	46,2	4,1	0,01	1,9	0,52	"
Endrin	66,2	0,13	37,1	67,4	0,20	57,1	6,3	0,02	5,8	0,35	"
op'-DDT	487,3	0,99	45,4	365,4	1,09	50,0	34,4	0,10	4,6	2,18	"
pp'-DDD	317,1	0,64	60,4	130,2	0,39	36,8	8,9	0,03	2,8	1,06	"
pp'-DDT	2102,3	4,26	48,4	1381,8	4,11	46,7	152,5	0,44	4,9	8,81	"
ΣDD(T,D,E)	4035,0	8,17	51,3	2373,2	7,05	44,2	252,0	0,72	4,5	15,94	"
ΣInsektisit	4129,1	-	-	2460,9	-	-	278,3	-	-	-	-
%ΣDD(T,D,E)	96,44	-	-	96,44	-	-	90,55	-	-	-	-

İNCİRLİK

HCB	-	-	-	6,8	0,01	-	7,5	0,02	-	0,03	100,0
α-HCH	-	-	-	1,1	0,002	-	1,9	0,004	-	0,006	-
Lindan	31,6	0,08	61,5	12,8	0,02	15,4	15,0	0,03	23,1	0,13	100,0
op'-DDE	15,2	0,04	-	6,3	0,01	-	1,9	0,004	-	0,054	-
pp'-DDE	463,2	1,13	85,0	66,9	0,12	9,0	35,0	0,08	6,0	1,33	-
Dieldrin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
op'-DDD	60,7	0,15	90,9	7,4	0,01	6,0	2,1	0,005	3,1	0,165	"
Endrin	23,5	0,06	-	2,0	0,004	-	2,2	0,005	-	0,15	"
op'-DDT	261,4	0,64	77,1	70,6	0,13	15,7	25,1	0,06	7,2	0,83	"
pp'-DDD	193,9	0,47	88,7	22,1	0,04	7,5	8,8	0,02	3,8	0,53	"
pp'-DDT	1361,4	3,32	79,4	288,2	0,52	12,4	151,6	0,34	8,2	4,18	"
ΣDD(T,D,E)	2355,8	5,75	81,0	461,5	0,84	11,8	224,5	0,51	7,2	7,10	-
ΣInsektisit	2410,9	-	-	484,2	-	-	251,1	-	-	-	-
%ΣDD(T,D,E)	97,71	-	-	95,31	-	-	89,41	-	-	-	-

Çizelge 6'nın devamı.

YENİCE

Kalıntı	A _p			A ₁₂			A ₁₃			TOPLAM	
	ppb	kg/ha	%	ppb	kg/ha	%	ppb	kg/ha	%	kg/ha	%
HCB	-	-	-	-	-	-	5,0	0,03	-	0,03	-
α-HCH	-	-	-	2,1	0,01	-	1,7	0,01	-	0,02	-
Lindan	21,5	0,06	25,0	16,2	0,05	20,8	19,5	0,13	54,2	0,24	100,0
op'-DDE	21,1	0,06	50,0	8,2	0,03	25,0	4,6	0,03	25,0	0,12	"
pp'-DDE	213,6	0,58	57,4	58,8	0,20	19,8	35,1	0,23	22,8	1,01	"
Dieldrin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
op'-DDD	153,0	0,42	76,4	22,8	0,08	14,5	8,2	0,05	9,1	0,55	"
Endrin	3,9	0,01	-	4,2	0,01	-	1,6	0,01	-	0,03	-
op'-DDT	349,5	0,96	67,6	59,8	0,20	14,1	39,5	0,26	18,3	1,42	"
pp'-DDD	222,5	0,61	67,8	39,0	0,13	14,4	23,9	0,16	17,8	0,90	"
pp'-DDT	1358,5	3,72	61,9	299,6	1,01	16,8	195,0	1,28	21,3	6,01	"
Σ DD(T,D,E)	2318,2	6,34	63,4	488,2	1,65	16,5	306,3	2,01	20,1	10,00	"
Σ İnsektisit	2343,6	-	-	510,7	-	-	334,1	-	-	-	-
%Σ DD(T,D,E)	98,92	-	-	95,59	-	-	91,68	-	-	-	-

MISIS

HCB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
α-HCH	-	-	-	2,1	0,004	-	2,8	0,003	-	0,007	-
Lindan	28,4	0,03	30,0	18,2	0,04	40,0	24,8	0,03	30,0	0,10	100,0
op'-DDE	44,6	0,05	44,2	32,6	0,06	53,1	2,8	0,003	2,7	0,113	"
pp'-DDE	852,0	1,02	55,7	362,1	0,72	39,3	74,0	0,09	4,9	1,83	"
Dieldrin	5,7	0,01	-	3,9	0,01	-	1,1	0,001	-	0,021	"
op'-DDD	142,0	0,17	47,4	90,0	0,18	50,1	7,5	0,009	2,5	0,359	"
Endrin	75,7	0,09	37,5	68,7	0,14	58,3	10,3	0,01	4,2	0,24	"
op'-DDT	573,0	0,69	50,4	301,4	0,60	43,8	61,6	0,08	5,8	1,37	"
pp'-DDD	361,0	0,43	58,1	138,8	0,28	37,8	24,2	0,03	4,1	0,74	"
pp'-DDT	2668,1	3,20	54,7	1155,5	2,30	39,3	282,5	0,35	6,0	5,85	"
Σ DD(T,D,E)	4640,8	5,56	54,2	2080,4	4,14	40,4	452,6	0,56	5,4	10,26	"
Σ İnsektisit	4750,6	-	-	2171,2	-	-	488,8	-	-	-	-
%Σ DD(T,D,E)	97,69	-	-	95,82	-	-	92,59	-	-	-	-

Bölge topraklarının bazılarında eseri seviyelerde Dieldrin belirlenmiştir. Ancak bu insektisit kalıntıları için belirlenen ortalama değer, 7,0 ppb'dir.

Öte yandan, bölge topraklarında Aldrin, Heptachlor ve Endosulfan belirlenememiştir. Harris ve çalışma arkadaşları (1977), Çukurova Bölgesindeki iklim koşullarına oranla soğuk bir bölge olan Kanada'nın Ontario Bölgesinde, tarla bitkileri ekim alanlarından alınan toprak örneklerinde toplam Cyclodiene kalıntılarının 0,6 ile 0,9 ppm'i geçmediğini kaydetmektedirler. Aynı şekilde, Hermanson ve çalışma arkadaşları (1971), DDT'ye oranla Aldrin'in 3 kat, Chlordan ve Heptachlorun 2 kat daha fazla parçalanarak topraktan uzaklaştığını belirtmektedirler.

Araştırma alanı topraklarının bazılarında, daha çok fungusit olarak kullanılan eseri seviyelerde HCB kalıntılarına rastlanmaktadır.

4.2.4 Organoklorlu insektisit kalıntılarının toprak profillerindeki dağılımları

Çizelge 6'da toplu olarak verilen çeşitli organoklorlu insektisit kalıntılarının, özellikle A_p horizonunda yoğunlaştıkları anlaşılmaktadır. Buna göre, toplam DDT kalıntıları kg/ha olarak A_p horizonunda 5,56 (Misis) ile 19,69 (Oymaklı) arasında değişmektedir. Aynı kalıntılar A_{12} 'de 0,84 ile 7,05 kg/ha (Arıklı) ve A_{13} 'te 0,51 ile 2,26 kg/ha (Oymaklı) arasında değişmektedir. Toplam DDT türevlerinin ortalama kalıntı miktarları ise A_p , A_{12} ve A_{13} horizonlarında sırasıyla 9,62, 4,04 ve 1,14 kg/ha olarak hesaplanmıştır. Bu değerler, oransal olarak sırasıyla % 65,0, % 27,3 ve % 7,7'ye karşılık gelmektedir. Toplam organoklorlu insektisit kalıntılarının ağırlık merkezini oluşturan DDT kalıntıları, ppb değerleri de esas alındığında bu kalıntıların A_p horizonunda yoğunlaşmaya eğilimli oldukları farkedilmektedir. Öte yandan, Misis ve Arıklı toprak serilerinin A_{12} horizonlarında, A_p 'ye oranla önemli seviyelerde DDT kalıntıları belirlenmektedir. Nitekim, kg/ha değerleri üzerinde her

iki toprak serisinin A_p ve A_{12} horizonlarının eşdeğer seviyede kalıntı bulundurdıkları gözlenmiştir. Bu bulgular Chisholm ve Koblitsky (1959) ile Kuhr ve çalışma arkadaşları (1974) tarafından belirlenen sonuçlarla benzerlik göstermektedir.

Toplam DDT kalıntıları, A horizonunda en yüksek 26,89 kg/ha ile Oymaklı serisinde ve en düşük 7,10 kg/ha ile İncirlik serisinde bulunmaktır. A horizonundaki ortalama DDT kalıntıları 14,80 kg/ha olup bu değere karşılık gelen ortalama profil derinliği ise 60 cm'dir. A horizonundaki toplam değerler alındığında, toprak serilerinin kapsadıkları DDT kalıntıları açısından Oymaklı > Çanakçı > Arıklı > Misis > Yenice > İncirlik dizilişini izledikleri görülmektedir.

Diğer organoklorlu kalıntıların düşük seviyelerde belirlenmiş olması, bu kalıntıların profil içindeki dağılımı konusunda açık bir fikir vermemektedir. Genellikle 0,006 ile 2,01 kg/ha arasında değerler veren bu kalıntılardan yalnızca Endrin, Oymaklı serisinde belirgin seviyelere ulaşmaktadır. Oymaklı toprak serisinde bu insektiside karşılık gelen toplam kalıntı miktarlarının (2,01 kg/ha) çok önemli bir kısmı (% 77,1) A_p horizonunda bulunmaktadır.

Düşük seviyelerde belirlenmiş olmasına karşın, γ -BHC (Lindan) ve bozunma türevi α -HCH, tüm toprak serilerinin A_p , A_{12} ve A_{13} horizonlarında eşdeğer seviyelerde, hatta bazı örneklerde alt horizonlarda daha yoğun olarak rastlanmaktadır. DDT ve Endrinin tersine olan bu durum, HCB içinde farkedilmektedir. Daha önceleri Guenzi ve Beard (1966) ile Nash ve Woolson (1968) tarafından da belirlenen bu durum, Lindan ve bozunma türevlerinin diğer organoklorlulara oranla suda daha fazla çözünerek profilde yıkanmasından ve bu insektisidin birkaç cm'lik yüzey tabakasından kolaylıkla buharlaşmasından kaynaklanmaktadır.

Topraktaki diğer organoklorlu bileşiklere egemen olması nedeniyle, sadece DDT ile ilgili değerler alınmış ve toprakların farklı horizonlarda ppb olarak bulundurdıkları toplam DDT kapsamları ile toprak organik maddesi arasında önemli ve pozitif bir ilişki belirlenmiştir ($r = + 0,912^{xx}$). Şekil 6'da gösterilen bu ilişki ile, toprak organik maddesi-toplam organoklorlu kalıntı ilişkisinin tamamen benzer özellikte olduğu kolaylıkla görülmektedir. Bu bulgu DDT, DDD ve DDE'nin toprak organik maddesine bağlı olarak kalıcılık gösterdiğini ortaya çıkarmakta ve dolayısıyla daha önce Peterson ve çalışma arkadaşları (1971) ile Kay ve çalışma arkadaşları (1971) tarafından öne sürülen bulguları doğrulayıcı özellik taşımaktadır.

Öte yandan, toplam DDT kalıntıları ile toprakların kil içerikleri arasındaki ilişki önemsiz bulunmuştur ($r = -0,318$).

4.2.5 Araştırma bölgesinde uygulanan insektisitler ile toprakta belirlenen kalıntılar arasındaki ilişki

Bölge topraklarına çeşitli yollarla ulaşan organoklorlu insektisitlerle, topraktaki kalıntı miktarları arasında bir ilişki kurmak, bu ilaçların bölge koşullarındaki kalıcılıklarını belirlemede önemli bir kıstastır. Ancak, Çukurova Bölgesi topraklarına yerel veya toplam olarak ulaşan organoklorlu ilaç hakkında kesin hiçbir veri bulunmadığından, organoklorluların bu bölge topraklarındaki kalıcılıkları konusunda kesin bir yargıya varmanın olanağı yoktur. Ancak, Bölge Zirai Mücadele Raporlarında kullanıldığı belirtilen organoklorlu ilaçlar ile bu bölge topraklarında belirlenen kalıntıların karşılaştırılması üzerinden bir tahminde bulunmak mümkündür. Böyle bir tahmin, kullanılan insektisitlerin kalıcılık özelliğini karşılaştırmalı olarak ortaya çıkarması bakımından önem taşımaktadır.

Diğer taraftan pamuk ekiminde ilaçlamanın bir kısmının tohum ilaçlaması şeklinde yürütülmesi, bitkinin toprak üstü aksamına püskürtülen organoklorlu insektisitlerin % 50 civarındaki kısımlarının toprağa ulaşması (Edward, 1972), bölgede çeşitli uygulama yöntem ve zamanlarında uygulanan ilaçların önemli bir bölümünün vasıtasız olarak derhal toprağa ulaşmasına neden olmaktadır. Ayrıca, üzerlerinde uygulanan insektisitlerin bir kısmını bulunduran pamuk bitkisinin toprak üstü aksamlarının daha sonraları toprağa karışması, topraktaki insektisit kalıntılarının bir başka kaynağını oluşturmaktadır. Aynı şekilde, uçakla yapılan uygulamalar sırasında atmosfere zerreler veya buhar fazında karışan insektisidin bir kısmının daha sonraları yağmur (Tarrant ve Tatton, 1968; Edwards, 1973) veya toz zerreleri halinde (Cohen ve Pinkerton, 1966) toprağa dönüş yapması, topraktaki birikim olgusunu kuvvetlendirmektedir. Bu nedenlerden ötürü, bölgede kullanılan ilaç ile toprakta bulunan kalıntı miktarı arasındaki denge, organoklorlu bileşiklerin Çukurova Topraklarındaki kalıcılıklarını belirlemede önemli bir yaklaşım özelliği taşımaktadır. Bu yaklaşımda araştırma alanına ilişkin yerel ilaç uygulamaları bilinmediği için toprak serileri arasındaki ortalama değerler esas alınmıştır.

Çukurova Bölgesinde zararlılara karşı DDT uygulaması, 1975 yılından 1978 yılına kadar sürekli bir azalış göstermektedir (Çizelge 2). Buna karşın, sözkonusu dönemde toplam 5107855,9 kg aktif DDT uygulamasının yapılması, bu insektisidin geçmişte yoğun olarak kullanıldığını açığa çıkarmaktadır. Bu dönemde uygulanan DDT miktarının toplam organoklorlu insektisitlere oranı % 74,9'dur. Oysa araştırma alanı topraklarında ortalama 14,80 kg/ha olarak belirlenen DDT kalıntıları, toplam organoklorlu kalıntıların % 95,30'unu oluşturmaktadır. Aynı şekilde, 1975-1978 döneminde kullanılan Endrinin toplam miktarı diğer organoklorluların % 2,1'ini oluşturduğu halde, bu insektiside ilişkin ortalama toprak kalıntılarının (0,563 kg/ha) toplam organoklorlu kalıntılar içindeki payı % 3,66'ya çıkmaktadır. Öte yandan, bölgede aynı dönem içerisinde % 10,5 oranında

kullanılan γ -BHC'e karşılık, α ve δ izomerlerinden oluşan topraktaki toplam BHC kalıntıları % 1,1'e düşmektedir. Benzer şekilde, % 7,0, % 4,9, % 0,4 ve % 0,1 oranlarında kullanılan sırasıyla Endosulfan, Aldrin, Heptachlor ve Toxaphene kalıntıları toprakta belirlenememiştir. Bu karşılaştırmadan, DDT ve Endrinin diğer organoklorlu insektisitlere oranla topraktaki kalıntı seviyelerinde bir yükselme meydana geldiği anlaşılmaktadır. Başka bir deyişle, DDT ve Endrinin, diğer bileşiklere oranla bölge koşullarında daha dirençli oldukları sonucu çıkarılabilir. Nash ve Woolson (1967) 9 ayrı organoklorlu insektisit içinde DDT'nin Toxaphene'-den sonra ikinci sırayı alarak toprakta çok uzun süre kalabilen bileşiklerden biri olduğunu kaydetmektedirler.

Çukurova Bölgesinde Toxaphene kullanımı küçük boyutlarda kaldığından, analizlerde bu bileşiğe veya bozunma türevine karşılık gelen herhangi bir doruk belirlenememiştir. Aynı şekilde, bölgede 4 yılda toplam olarak 476685,0 kg gibi önemsenecek seviyelerde Endosulfan uygulandığı halde, analizlerde bu bileşiğin α veya β izomeri ile, toprakta oluştuğu öne sürülen Endosulfan sülfata (Stewart ve Cairns, 1974) rastlanmamıştır. Bu durum, bazı kaynakların ifade ettiği gibi (NRC, 1975; McEwen ve Stephenson, 1979) Endosulfan'ın diğer organoklorlulara oranla daha az kalıcı olmasından ve özellikle α -Endosulfan'ın topraktan 100 günlük bir süre içinde /kolaylıkla buharlaşarak uzaklaşmasından kaynaklanabilir. Bölgede bu insektisidin pamuk bitkisinin toprak üstü zararlılarına karşı kullanılması bu görüşü desteklemektedir.

Çukurova Bölgesi topraklarında Heptachlor veya toprakta yüksek kalıcılık özellik gösterdiği öne sürülen Heptachlor Epoxid (Miles ve çalışma ark., 1969) bulunamamıştır. Ancak, bu insektisidin bölgede oldukça düşük seviyelerde kullanıldığı kolaylıkla farkedilmektedir (Çizelge 2).

Çukurova Bölgesi topraklarında yalnızca 1975 yılında önemli seviyelerde uygulanan Aldrin bulunamamıştır. Ancak, bazı toprak örneklerinde düşük seviyelerde olsa da, Dieldrin belirmiştir. Günümüze kadar yapılan yoğun bir araştırma serisi (Cole ve çalışma ark., 1975; Agnihotri ve çalışma ark., 1977) Aldrinin toprakta kimyasal ve özellikle mikrobiyal olarak kolaylıkla Dieldrine dönüştüğünü kanıtlamışlardır. Brown (1978) 1,12 kg/ha uygulama dozu ile verilen ^{14}C -Aldrinin 1 yıl sonra % 25 oranında tamamen Dieldrin formunda bulunduğunu belirtmektedir. Aynı araştırmacıya göre, 0,1 ppm seviyesinde Dieldrin çok uzun süre toprakta kalmaktadır. Bölgede 1976 yılında hiç kullanılmayan 1977 ve 1978 yıllarında ise çok az kullanılan Aldrine karşılık, yukarıda da değinildiği gibi eseri seviyelerde de olsa Dieldrin bulunmuştur. Freeman ve çalışma arkadaşları (1975) tarafından da belirtildiği gibi Dieldrin toprakta 13 yıl gibi uzun bir süre kalabilmektedir.

Bölge topraklarına ulaşan γ -BHC'ye karşılık, % 10,75'ini α -HCH ve % 89,25'ini ise γ -BHC'in oluşturduğu kalıntılar belirlenmiştir. Suzuki ve arkadaşları (1975) γ -BHC'nin toprakta en çok rastlanan izomerinin α -şekli olduğunu kaydetmektedirler. Aynı şekilde, toprağa ulaşan γ -BHC (Lindan) sonucunda birçok araştırmacı (Castro ve Yoshida, 1974; Siddaramappa ve Sethunathan, 1975) toprakta α - ve β -BHC bozunma türevleri belirlemişlerdir. Bölge topraklarında belirlenen BHC kalıntıları bölge uygulamasının tersine toplam kalıntıların ortalama % 1,1'ini oluşturmaktadır. Bu değer, toplam organoklorlu, DDT ve Endrin için bulunan oranların çok altındadır. Burada, bölgede önemli seviyelerde kullanılan γ -BHC'in toprakta oransal olarak çok az biriktiği veya bölgenin ekolojik koşulları altında, kalıcılık özelliğinin az olduğu sonucu çıkmaktadır. Nitekim Yoshida ve Castro (1970), γ -BHC'in 35°C 'deki mikrobiyal parçalanmanın 20°C 'dekine oranla 3,3 kat daha büyük olduğunu belirterek, bu insektisidin tropik iklimlerde kalıntı sorunu yaratmayacağını öne sürmektedir. Aynı araştırmacılara göre,

anaerobik koşulların mikrobiyal parçalanmayı artırdığı kaydedilmektedir. Çukurova Bölgesinde yıllık ortalama toprak sıcaklığının ilk 30 cm'de 20 °C'yi geçmesi, hatta Temmuz ve Ağustos aylarında 33-34 °C'ye kadar çıkması mikrobiyal kökenli mineralizasyon sürecini arttırmaktadır. Diğer taraftan, yüksek sıcaklığın insektisidin buhar basıncının artmasına neden olduğu ve dolayısıyla daha fazla klorlu maddenin topraktan ucnmasını sağladığı (Spencer ve çalışma ark., 1969) bilinmektedir. Ayrıca, pamuk ekim alanlarındaki sulama sisteminin geçici de olsa oluşturduğu havasız koşulların, γ -BHC'in toprakta bıraktığı kalıntı düzeyinin düşük oluşuna bir başka neden olabilmektedir (Mc Rae ve çalışma arkadaşları, 1969). Çukurova Bölgesindeki ortalama yıllık buharlaşmanın, ortalama yıllık yağış miktarının yaklaşık 2 katı olması, ko-distilasyon sürecini hızlandırarak, daha fazla insektisidin atmosfere karışmasına neden olabilmektedir (Guenzi ve Beard, 1970; Farmer ve çalışma ark., 1972).

4.2.6 Araştırma alanı topraklarında DDT ve bozunma türevleri

Bölgedeki yaygın toprak serilerinin profillerinde belirlenen toplam organoklorlu insektisitler dışında, DDT kalıntılarının çok net bir şekilde diğerlerine egemen durumda olması, bu kalıntıların daha detaylı olarak incelenmesini gerektirmektedir. Bilindiği gibi uygulandığı şekliyle teknik DDT'de % 80 civarında pp'-DDT izomeri ile op'-DDT (% 15) ve çok az miktarda TDE bulunmaktadır. Çizelge 7'de Çukurova Bölgesi topraklarındaki çeşitli DDT kalıntıları ve profil içindeki dağılımları verilmiştir. Buradan da görüldüğü gibi, tüm toprak serilerinde en yoğun olarak bulunan DDT bozunma türevi pp'-DDT'dir. A_p horizonunda bu izomerin toplam DDT kalıntılarındaki payı % 52,12 (Arıklı) ile % 60,13 (Oymaklı) arasında değişmekte olup, ortalama % 57,20'dir. Aynı izomerin A_{12} ve A_{13} 'deki ortalama değerleri ise sırasıyla % 59,12 ve % 63,74'tür. Buradan, bölge topraklarında pp'-DDT yoğunluğunun $A_p < A_{12} < A_{13}$ sırasını izlediği anlaşılmaktadır. Aynı sıralamanın, pp'-DDT'ye op'-DDT kalıntılarının eklenmesiyle de elde edildiği aşağıdaki gruplandırmadan anlaşılmak-

Çizelge 7. Araştırma alanı toprak profillerinde çeşitli DDT kalıntıları ve % dağılımları (ppb değerleri üzerinden).

Toprak -->	OYMAKLI			ÇANAKÇI			ARIKLI		
Horizon -->	A _p	A ₁₂	A ₁₃	A _p	A ₁₂	A ₁₃	A _p	A ₁₂	A ₁₃
$\sum_{D}^T \text{DDE (ppb)}$	8044,7	1650,2	478,8	6265,3	2166,3	295,8	4035,0	2373,2	252,0
% op'-DDE	0,37	1,47	1,35	0,59	1,32	0,57	0,73	1,04	0,99
% pp'-DDE	10,88	14,14	11,73	16,50	14,86	15,11	23,96	16,46	19,68
% op'-DDD	3,12	2,96	1,56	3,48	3,46	1,63	3,24	0,35	1,63
% op'-DDT	17,55	14,65	15,98	16,28	18,86	15,55	12,08	15,40	13,65
% pp'-DDD	7,95	5,57	4,16	6,16	5,56	4,09	7,86	5,48	3,54
% pp'-DDT	60,13	61,21	65,22	56,99	55,94	63,05	52,12	58,23	60,54
% $\sum \text{DDE}$ (2)	11,25	15,61	13,09	17,09	16,18	15,68	24,69	17,44	20,67
% $\sum \text{DDD}$ (3)	11,70	8,53	5,72	9,64	9,02	5,72	11,10	5,83	5,16
% $\sum \text{DDT}$ (4)	77,68	75,86	81,20	73,27	74,80	78,60	64,20	73,63	74,19

$$(1) \sum_{D}^T \text{DDE} = \text{DDE} + \text{DDD} + \text{DDT}$$

$$(2) \sum \text{DDE} = \text{op}'\text{-DDE} + \text{pp}'\text{-DDE}$$

$$(3) \sum \text{DDD} = \text{op}'\text{-DDD} + \text{pp}'\text{-DDD}$$

$$(4) \sum \text{DDT} = \text{op}'\text{-DDT} + \text{pp}'\text{-DDT}$$

Çizelge 7'nin devamı.

Toprak	İNCİRLİK			YENİCE			MİSİS		
Horizon	A _p	A ₁₂	A ₁₃	A _p	A ₁₂	A ₁₃	A _p	A ₁₂	A ₁₃
$\sum_{D}^{T} \text{DDE (ppb)}$	2355,8	461,5	223,5	2318,2	488,2	306,3	4640,7	2080,4	452,6
% op'-DDE	0,65	1,37	0,85	0,91	1,68	1,50	0,96	1,57	0,62
% pp'-DDE	19,65	14,50	15,59	9,21	12,04	11,46	18,36	17,40	16,35
% op'-DDD	2,58	1,60	0,94	6,60	4,67	2,67	3,06	4,33	1,66
% op'-DDT	11,10	15,29	11,18	15,08	12,25	12,89	12,35	14,49	13,61
% pp'-DDD	8,23	4,79	3,92	9,60	7,99	7,80	7,78	6,67	5,34
% pp'-DDT	57,79	62,45	67,52	58,60	61,37	63,68	57,53	55,54	62,42
% $\sum$ DDE	20,30	15,87	16,44	10,12	13,72	12,96	19,32	18,97	16,97
% $\sum$ DDD	10,81	6,39	4,86	16,20	12,66	10,47	10,84	11,00	7,00
% $\sum$ DDT	68,89	77,74	78,70	73,68	73,62	76,57	69,84	70,03	76,03

	<u>%ΣDDT</u>	<u>%ΣDDE</u>	<u>%ΣDDD</u>	<u>% (ΣDDE + ΣDDD)</u>
A _p	71,25	17,14	14,61	28,75
A ₁₂	74,78	16,30	8,91	25,22
A ₁₃	77,55	15,97	6,49	22,45

Σ DDT kalıntılarının sonra, toprakta ikincil önem taşıyan Σ DDE kalıntılarının ağırlık merkezini pp'-izomeri oluşturmaktadır. Toprak serileri arasında Σ DDE kalıntıları, A_p horizonunda % 10,12 (Yenice) ile % 24,69 (Ariklı) arasında değişmektedir. Serilerarası ortalama A_p, A₁₂ ve A₁₃ değerleri gözönüne alındığında, Σ DDE konsantrasyonunun Σ DDT kalıntılarının tersine derinlikle az da olsa bir azalma gösterdiği farkedilmektedir. Σ DDE için A_p > A₁₂ > A₁₃ şeklinde belirlenen bu sıra, daha belirgin şekliyle Σ DDD (veya Σ TDE) için de geçerlidir. op'- ve pp'-DDD izomerlerini kapsayan Σ DDD kalıntıları, üst horizontan alta doğru sırasıyla % 11,61, % 8,91 ve % 6,49 ortalama değerlerini vermektedirler.

Bu değerlendirmelerden, Σ DDT kalıntılarının derinlikle artmasına karşın Σ DDD ve Σ DDE kalıntılarının bireysel ve toplam değerlerinin derinlikle azaldığı anlaşılmaktadır. Değişik kökenli olduğu belirtilen Σ DDE kalıntılarının önemli bir kısmının, DDT molekülünün yüksek canlı metabolizmasında etkisizleştirilmesi (Alexander, 1969; Clark ve çalışma ark., 1975) ile foto-kimyasal bozunma sonucu oluştuğu (Plimmer ve çalışma ark., 1970) ve diğer bir kısmının ise, topraktaki mikrobiyal işlevden kaynaklandığı (Lipke ve Kearns, 1960; Kearney ve çalışma ark., 1969'a; Kaufman, 1974) belirtilmektedir.

Topraktaki DDD kalıntılarının asıl kaynağının mikrobiyal olduğu (Mendel ve çalışma ark., 1967; Matsumura, 1975) ve bu sürecin anaerobik koşullarda daha da belirgin seviyelere ulaştığı (Guenzi ve Beard, 1967) öne sürülmektedir. Çukurova Bölgesi toprakların Σ DDD kalıntılarının derinlikle belirgin bir şekilde azalması, bu savları doğrulayan nitelik taşımaktadır.

Araştırma bölgesi topraklarında DDD ve DDE kalıntılarının toplam-
ları, tüm DDT kalıntılarına oranlandığında A_p , A_{12} ve A_{13} horizonlarında
sırasıyla % 28,5, % 25,22 ve % 22,45 ortalama değerlerine ulaşmaktadırlar.
Bu değerlerin daha önce Duffy ve Wong (1967) tarafından Kanada'nın Atlan-
tik kıyılarından alınan yüzey toprağındaki aynı kalıntılara oranla daha
yüksek olduğu farkedilmektedir. Bu farklılık, Guenzi ve Beard (1976)
tarafından laboratuvar koşullarında gerçekleştirilen bir deneme ile
açıklanabilmektedir. Araştırmacılara göre, inkübasyon sıcaklığının kade-
meli olarak 30 °C artması, topraktaki DDT miktarında % 43,8 oranında bir
düşmeye, buna karşın DDE oluşumunda % 28,1 oranında bir artışa neden
olduğu kaydedilerek, toprakta DDE oluşumunun % 84 oranında kimyasal kö-
kenli olduğu savunulmaktadır. Bu bulguya paralel olarak, derinlikle azal-
masına karşın DDE kalıntılarının A_{13} ve A_p yoğunlukları arasındaki far-
kın DDD durumuna oranla daha az olması, DDE oluşumunun derinliklerdeki
yüksek kil içerikleri tarafından kimyasal olarak uyarılması ile açıkla-
nabilir. Çukurova Bölgesindeki ortalama yıllık ve özellikle yaz dönemi
sıcaklığının Atlantik kıyılarına oranla daha yüksek olmasına, bu bölge
topraklarında oldukça yüksek seviyelere varan (Çanakçı hariç) kil kap-
samlarının değişik araştırmacılar tarafından (Fowkes, 1960; Crosby, 1969;
Lopez-Gonzalez ve çalışma arkadaşları, 1977) belirlenen katalitik etkisi-
nin de eklenmesi, DDT türevlerinin daha yüksek bulunmasına neden olmakta-
dır. Bundan başka, bölgenin yıllık olarak ultra-viole ışınlarından da-
ha fazla etkilenmesi, bu metabolitlerin oluşumunu kamçulamaktadır.

4.2.7 Araştırma alanı topraklarında belirlenen organoklorlu kalıntıların çevre kirlenmesi açısından önemi

Bölgedeki toprak serileri içinde bulunan en yüksek kalıntı
miktarının bile solunum, oksijen alımı ve diğer spesifik hiçbir toprak
mikrobiyal işlevini azaltmadığı daha önceleri konu ile ilgili çalışmalar-
da bulunan yoğun bir araştırmacı grubunun (Eno ve Everette, 1958; Pathak
ve çalışma ark., 1961; Tu ve çalışma ark., 1976) ve derleme kaynaklarının

(Alexander, 1969; Martin, 1972; Simon-Sylvestre ve Fournier, 1979) belirlediği inhibisyon seviyeleriyle yapılan karşılaştırmadan anlaşılmaktadır. Araştırma bölgesi topraklarında belirlenen kalıntı seviyelerinin toprağın amonifikasyon ve nitrifikasyon işlevlerini etkileyecek düzeyde olmadığı, son olarak Tok ve Sticher (1980) tarafından laboratuvar koşullarında bölge toprakları üzerinde yapılan bir çalışma ile de ortaya konulmuştur. Ancak Thompson'un (1970) elde ettiği sonuçlar dikkate alındığı zaman, bölgenin yüzey toprağındaki DDT ve özellikle Oymaklı serisindeki Endrin kalıntıları, toprak solucanlarında bir azalışa neden olabilecek düzeyde görünmektedir. Bununla beraber, araştırma bölgesi topraklarında belirlenen kalıntı seviyelerinin bazı mikro ve makro toprak canlıları üzerinde yaratabileceği toksik etki, büyük ölçüde bölgenin toprak koşullarına bağlıdır (Hermanson ve Forbes, 1966).

Bölge topraklarında belirlenen kalıntı seviyelerinin "biyolojik zincir" içinde yoğunlaşarak çevre ögeleri ve gıdalara bulaşmaları, bu kalıntıların toprakta gösterebileceği toksik etkiden daha fazla önem taşımaktadır. Nitekim, Çukurova Bölgesinde üretilen süt ve süt ürünlerinde önemli seviyelerde organoklorlu kalıntı bulunduğu Konar (1977) tarafından kanıtlanmıştır. Araştırmacıya göre, 1974 ve 1975'te analizi yapılan her 100 süt örneğinin ortalama 82-83 tanesi Lindan, DDT, Dieldrin, BHC, Aldrin ve Heptachlor içermektedirler. Bölgede 1976 yılının yaz döneminde alınan süt örneklerinde belirlenen organoklorlu kalıntılar, yüzey toprakta bulunan ortalama değerlere bölündüğünde (ppb/ppb), DDT, Lindan ve Dieldrin için sırasıyla 0,007, 0,54 ve 3,03 katsayıları elde edilmektedir. Eşdeyişle Çukurova Bölgesi topraklarındaki beher birim kalıntı yoğunluğu (ppb veya ppm), bölgede üretilen sütlerde DDT, Lindan ve Dieldrin için sırasıyla 0,007, 0,54 ve 3,03 birim olarak bulunmaktadır. Burada gerek süt örnekleri ve gerekse toprak örnekleri için ortalama değerler kullanılmıştır. Ancak, bu karşılaştırma, toprak örneklerinde

düşük konsantrasyonlarda bulunmasına karşın Lindan ve Dieldrin'in, DDT'ye oranla sütlere daha kolay bulaştığını ortaya çıkarması bakımından önem taşımaktadır (Milhaud ve çalışma ark., 1974). Çukurova Bölgesinin çeşitli yerlerindeki sulama ve drenaj kanalları ile kuyu sularında Temizer (1980) tarafından yapılan bir tarama çalışmasına göre, 1975'te iki kez ve 1976 yılında 1 kez yapılan örnekleme sonucunda belirlenen ortalama DDT, Lindan ve Dieldrin'in ppb olarak seviyeleri, yüzey topraktaki ortalama (ppb) kalıntılara bölündüğünde, sırasıyla 0,16, 5,1 ve 46,0 değerleri elde edilmektedir. Bu değerler, bölge süt örneklerindeki bulaşmayı belirleyen katsayılara paralel bir görünüm yansıtmaktadırlar. Nitekim bölge topraklarında en az bulunan kalıntı olmasına karşın, sularda en yoğun olarak bulunan bileşik Dieldrindir.

Bölgedeki gıda bulaşmasının önemli bir bölümünü, bitkisel ürünlerin topraktan ^{sömürdükleri} kalıntılar oluşturmaktadırlar. Nitekim Nash (1974) pamuk tohumundaki Dieldrin kalıntıları ile topraktaki Dieldrin kalıntıları arasında çok yüksek pozitif ilişkiler belirlemiştir. Aynı ilişki, El Zorgani (1975) tarafından DDT ile pamuk tohumları arasında da elde edilmiştir.

Bitkisel veya hayvansal ürünlerle çeşitli organoklorlu kalıntıların anne sütüne geçmesi, doğal kirlenmenin en tehlikeli görünümüdür. Madarie ve çalışma arkadaşlarının (1975) Doğu Çekoslovakya'da yaptıkları bir araştırmada, topraktaki kalıntıların önemi belirtilmiştir. Araştırmacılara göre, topraktaki kalıntıların bitkisel ürünlerdeki kalıntılara oranı 1'den büyük, oysa hayvansal gıdalardaki kalıntılara oranı 1 civarında belirlenmiştir. Aynı çalışmaya göre toprakta 0,11-0,18 ppm olarak bulunan DDT kalıntıları, anne sütünde 7,5 ppm olarak ve toprakta 0,001 ppm (1 ppb) olarak belirlenen γ - ve β -BHC anne sütünde 0,645 ppm olarak bulunmuştur. Aynı şekilde Bruce ve çalışma arkadaşları (1966) arpa, çavdar, soya fasülyesi, fıstık ve mısırın 10,0 ppm'e kadar olan topraktaki Dieldrin, Aldrin ve Heptachlor kalıntılarından, tohumlarında 40 ppm'e kadar varan kalıntı biriktirdiğini belirterek doğrusal ve pozitif bir ilişki belirlemektedirler.

Bu nedenlerden ötürü Çukurova Bölgesinde, yaygın tarımsal kültür durumunda bulunan pamuk ve bu bitkiye nöbetleşe ekime giren diğer tahıl ve sebzelerin topraktaki kalıntılardan etkilenecek, birçok organoklorlu kalıntıyı yapılarına aldıkları tahmin edilebilir. Ancak, bu ilişkinin seviyesi bölgedeki toprak, iklim, bitki, kalıntının cinsi ve kültürel etmenlere sıkı sıkıya bağlı kalmaktadır.

Çukurova Bölgesi topraklarında belirlenen organoklorlu kalıntı seviyelerinin aynı şekilde bazı yararlı kuş, balık ve böcek cinslerinin azalmasına neden olabileceği de söylenebilir. Nitekim Gish (1970), toprak solucanlarının canlı olarak bünyelerinde, kuru ağırlık üzerinden topraktaki kalıntı yoğunluğunun ortalama 9 katı daha fazla kalıntı bulunduğunu belirtmektedir. Özellikle toprak solucanları ile beslenen bazı kuş cinslerindeki DDT kalıntılarının, solucanlardaki kalıntılardan çok daha yoğun olduğu Dimond ve çalışma arkadaşları (1970) tarafından belirtilmektedir. Çukurova Bölgesindeki kalıntılar gözönüne alındığında, bölgede organoklorlu kalıntı bulundurabilen bitkisel tohum, solucan ve böceklerle beslenen bazı kuş cinslerinde birikebilecek kalıntı miktarlarının üreme sürecini nitel ve nicel olarak etkileyebileceği, M^CEwen ve Stephenson'un (1979) verdiği bilgilerle yapılan karşılaştırmadan çıkarılabilir.

4.3 Araştırma Bölgesi Topraklarında ¹⁴C-DDT ve ¹⁴C-Lindanın Biyolojik Mineralizasyonları

Bölge topraklarında araştırılması amaç edinilen biyolojik **mineralizasyon** için seçilen DDT, topraklarda en yoğun olarak bulunan ve halen kullanılan bir insektisittir. Aynı şekilde, bölgedeki tarımsal savaşta Lindan en çok kullanılan organoklorlu bileşik durumundadır. Bu nedenle seçilen ¹⁴C-DDT ve ¹⁴C-Lindan, kalıntıların en yoğun olarak bulunduğu ve biyolojik etkinliğin en yüksek olduğu bölge topraklarının A_p horizonlarında biyolojik parçalanmaya alınmışlardır. İnsektisit minere-
lizasyon süreci üzerine, kolaylıkla metabolize edilebilir biçimdeki

organik maddenin etkisini araştırmak amacı ile, toprak örneklerine glikoz ve selüloz ilave edilmiştir.

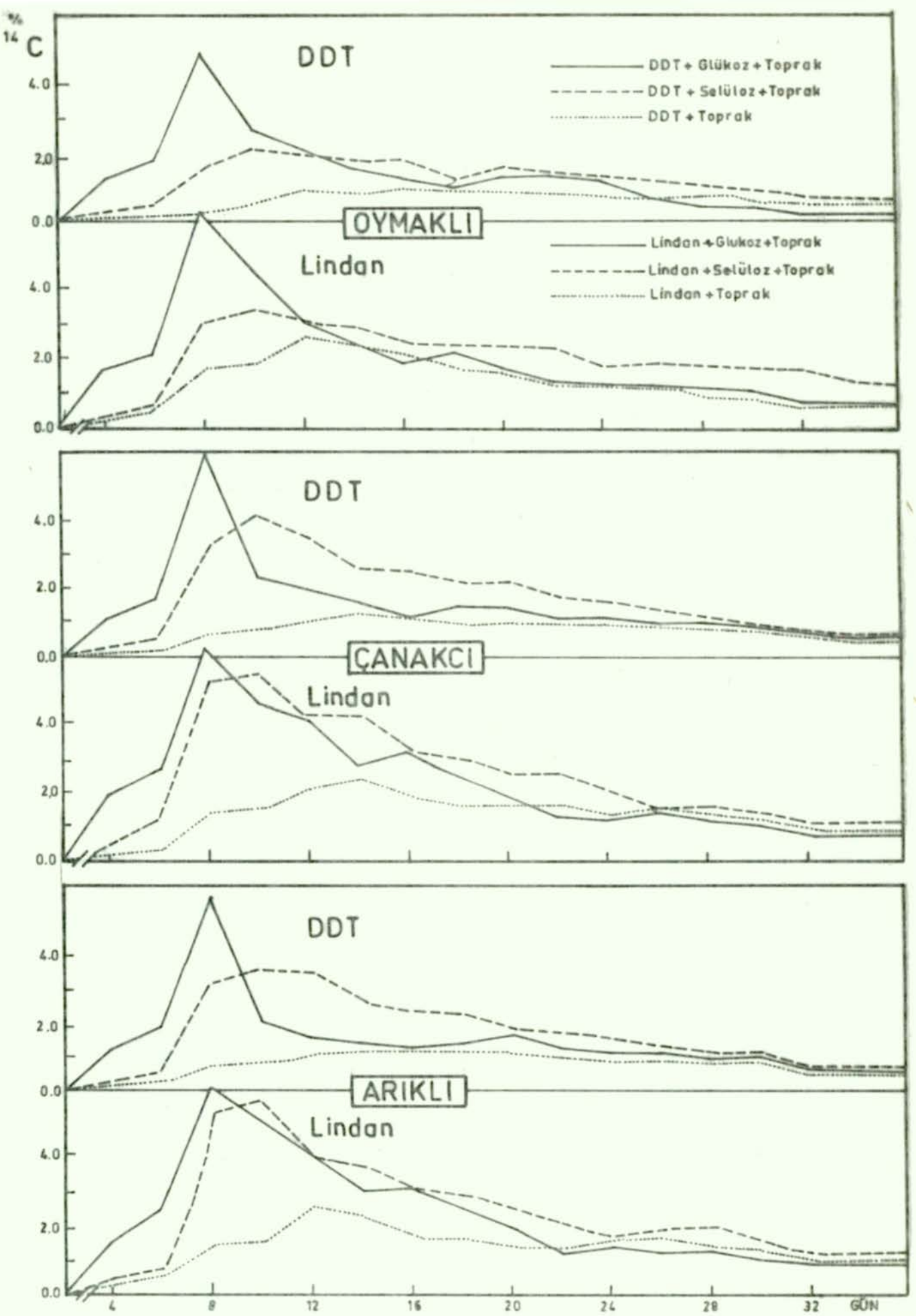
4.3.1 Araştırma bölgesi topraklarında ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindanın Mikrobiyal Mineralizasyon Değişimi

Denemeye alınan farklı toprak, insektisit ve işlemlere ilişkin 36 günlük radyoaktif CO_2 gazı değerleri, DDT ve Lindana ilişkin mineralizasyonu simgeleyen kıstaslar olarak alınmış ve deneme başında verilen toplam ^{14}C aktivitesinin yüzdesi olarak hesaplanmışlardır. Buna göre mineralizasyon oranı aşağıdaki eşitlikle belirlenmiştir (Dommerques, 1968). Mineralizasyonunun % olarak ifadesi, kullanılan insektisitlerin

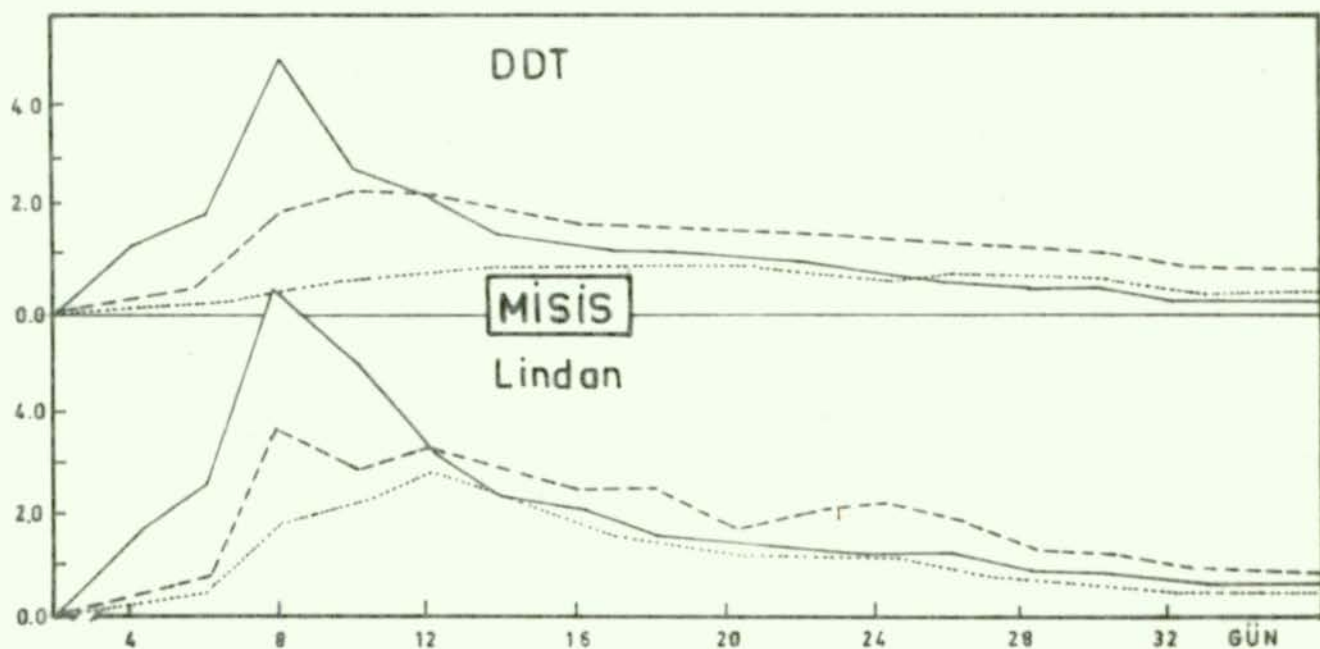
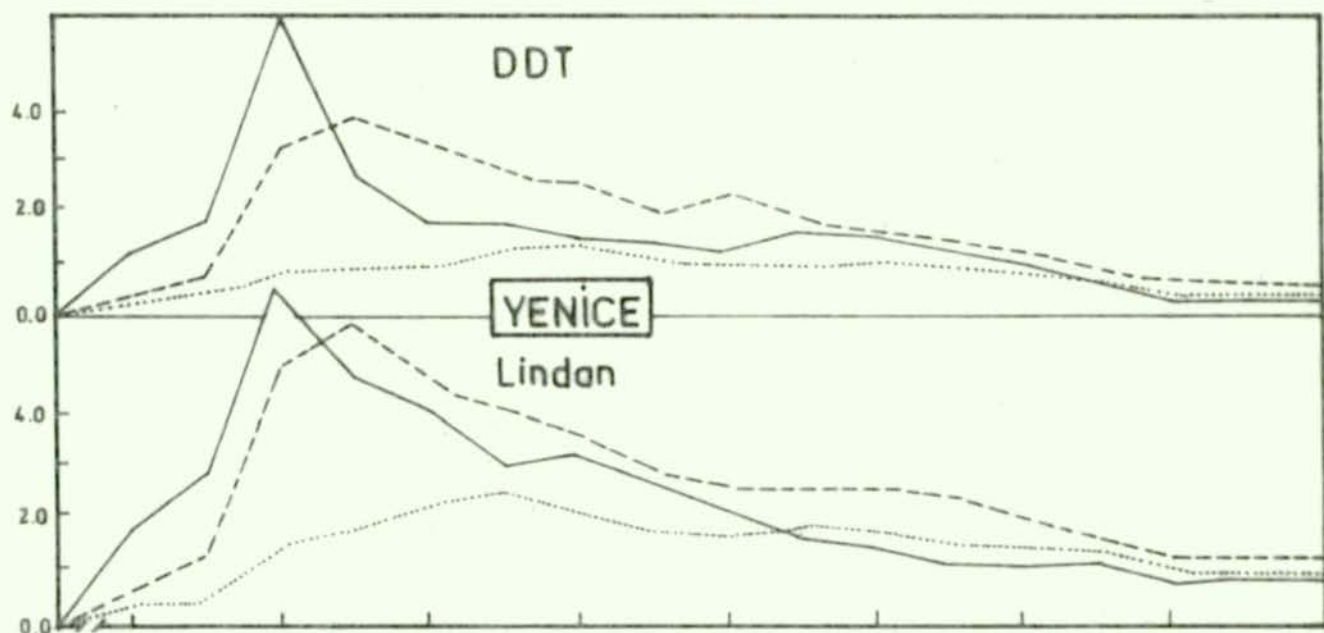
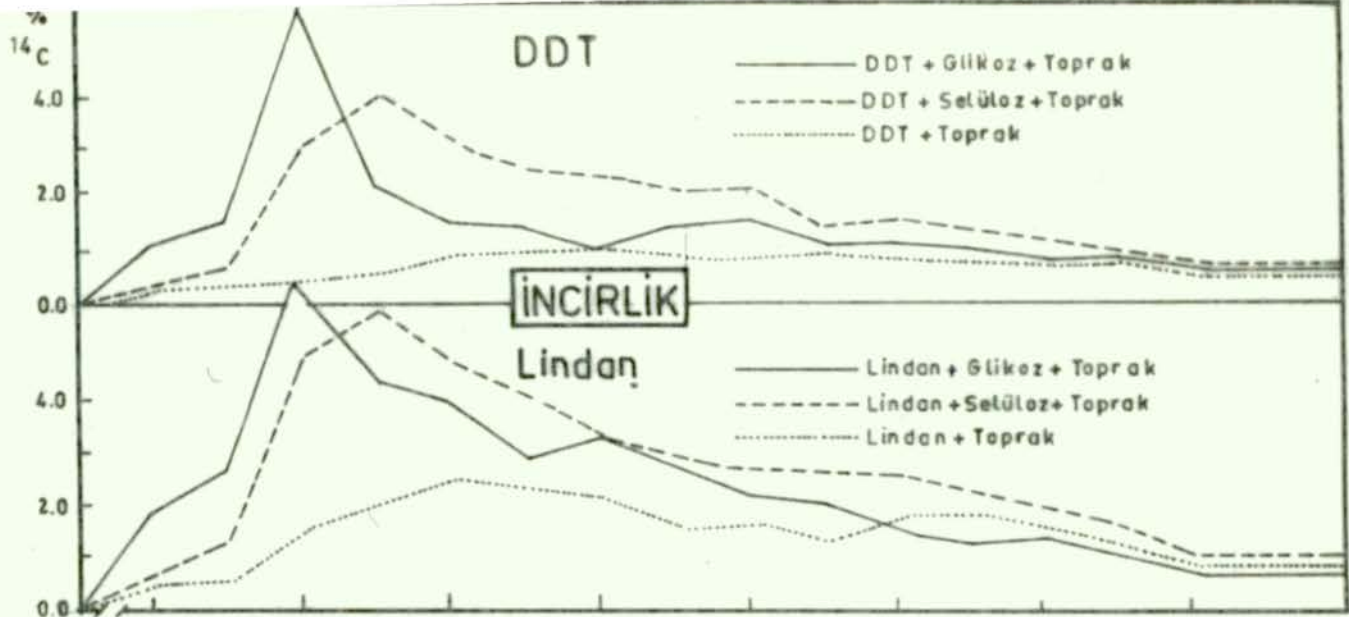
$$\text{Mineralizasyon oranı (\%)} = \frac{\text{Bulunan aktivite (dpm)}}{\text{Toprağa katılan aktivite (dpm)}} \times 100$$

farklı spesifik aktivite değerlerine sahip olmasından kaynaklanmaktadır. İki günlük aralıklarla elde edilen bu değerler, Ek Çizelge 2 ve şekil 8'de topluca verilmiştir.

İnkübasyonun 2. gününden itibaren eseri seviyelerde başlayan $^{14}\text{CO}_2$ gazı çıkışı 4. günde DDT katkısı yapılan örneklerde % 0,05 ile % 0,29 ve Lindan durumunda ise % 0,08 ile % 0,38 düzeyine çıkmaktadır. Tanık toprakları simgeleyen solunum eğrilerinde (şekil 8) doruk $^{14}\text{CO}_2$ çıkışının DDT durumunda 16. günde (Misis serisinde 20. günde) ve Lindan durumunda ise 12. ve 14. günlerde meydana geldiği görölmektedir. Eşdeyişle, Lindanın DDT'ye oranla daha kısa bir süre içinde topraktaki solunum sürecine kaynak oluşturduğu ve mineralize olduğu anlaşılmaktadır. Bu durum ayrıca her iki insektiside ilişkin doruk yükseklikleri ile de vurgulanmaktadır. DDT'li örneklerde maksimum doruk yüksekliği % 1,31 (Arıklı) iken, bu değer Lindan'lı tanık örneklerde % 2,68'e (Arıklı) yükselmektedir. Her iki insektisidin maksimum $^{14}\text{CO}_2$ çıkışını belirleyen noktayı izleyen sürede, tanık örneklerle ilişkin eğrilerin oldukęa kararlı ve yavaş bir tarzda azalarak seyrettiği görölmektedir.



Şekil 8. ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan ilave edilen araştırma bölgesi topraklarından yayılan $^{14}\text{CO}_2$ gazının inkübasyon süresince değişimi.



^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan bulunduran topraklara organik karbon kaynağı olarak glikoz ve selüloz ilave edilmesi, doruk yüksekliklerini arttırmaktadır. Gerek ^{14}C -DDT ve gerekse ^{14}C -Lindan bulunduran topraklarda glikoz katkısı, selülozunkine oranla hem daha yüksek doruk vermekte ve hem de dorukların daha erken meydana gelmesine neden olmaktadır. Gerek Lindan ve gerekse DDT bulunduran bütün topraklarda glikoz ilavesi ile $^{14}\text{CO}_2$ yayılımı 8. günde en yüksek değerine ulaşmaktadır. Bu noktada DDT için mineralizasyon oranları % 4,77 (Oymaklı) ile % 6,02 (Yenice) ve Lindan için % 6,77 (Çanakçı) ile % 7,12 (Misis) aralığında değişmektedir. Oysa topraklara selüloz katkısıyla DDT ve Lindana ilişkin maksimum doruk noktaları 10. günde (Lindan bulunduran Misis serisinde 8. günde) ortaya çıkmaktadır. Selüloz verilmesi durumunda doruk yükseklikleri, glikoz katkısına oranla daha düşük olup, DDT için % 2,19 (Oymaklı) ile % 4,10 (İncirlik) ve Lindan için % 3,39 (Oymaklı) ile % 5,80 (İncirlik) arasında bulunmaktadır (Ek Çizelge 2).

Gerek glikoz ve gerekse selüloz katılan toprak örneklerinde maksimum solunum döneminden sonra hızlı net bir düşüş görülmektedir. Bu düşme, glikoz için çok daha ani şekilde olmaktadır. Öte yandan selüloz katılan örneklerdeki mineralizasyon seviyesinin, daha kararlı bir seyirle deneme sonuna kadar azaldığı görülmektedir. İnkübasyonun son haftasındaki tüm solunum eğrileri, bir bölgede birleşerek zamanla çok az değişime uğramaktadırlar.

Denemenin toprak serilerine bağımlı olmak üzere 16. ve 28. günleri arasında, özellikle glikoz katkılı örneklerde olmak üzere, organik madde bulunduran toprak örneklerinden ikincil önemde yeni yükselmeler kaydedilmektedir. Tanık örneklerde az görülen bu durum, Dommerques (1968) tarafından ikincil önemde yeni bir mineralizasyon fazına bağlanmaktadır.

Bu bulgular, gerek DDT ve gerekse Lindanın toprakta mikrobiyolojik olarak parçalanıp, mineralizasyona uğradığı ve CO_2 çıkışına kaynak oluşturduklarını kanıtlanmaktadır. Her iki insektisidin fenol halkasında bulunan ^{14}C nedeniyle, bu mikrobiyal oksidasyon işlevi sonunda fenol halkalarının parçalandığı kendiliğinden ortaya çıkmaktadır. Benzer sonuçlar DDT için Focht ve Alexander (1971), Edwards (1973) ile Khan ve çalışma arkadaşları tarafından (1975) ve Lindan için de MacRae ve çalışma arkadaşları (1969) tarafından elde edilmiştir. Aynı şekilde Bixby ve arkadaşları (1971), bir başka organoklorlu bileşik olan Dieldrinin fenol halkası kırılarak $^{14}CO_2$ verdiğini göstermişlerdir.

Toprak örneklerine organik karbon kaynağı verilmesi sonucu DDT ve Lindanın daha yoğun şekilde parçalanarak mineralize olmasının, ko-metabolik bir süreçle ilgili olduğu sanılmaktadır (Guenzi ve Beard, 1967). Toprakta karbon kaynağı olarak insektisit molekülünü güçlükle kullanan spesifik mikroorganizma toplulukları, metabolik işlevleri için ortama katılan daha basit karbon kaynağından kolaylıkla yararlanmakta ve gelişmektedirler. Böylelikle, aslında doğal ortam içindeki varlıklarının fazla olmadığı ileri sürülen bu spesifik gruplar (Alexander, 1969), sayısal olarak çoğalmakta ve daha sonraları insektisit molekülü üzerinde etkili olabilmektedirler.

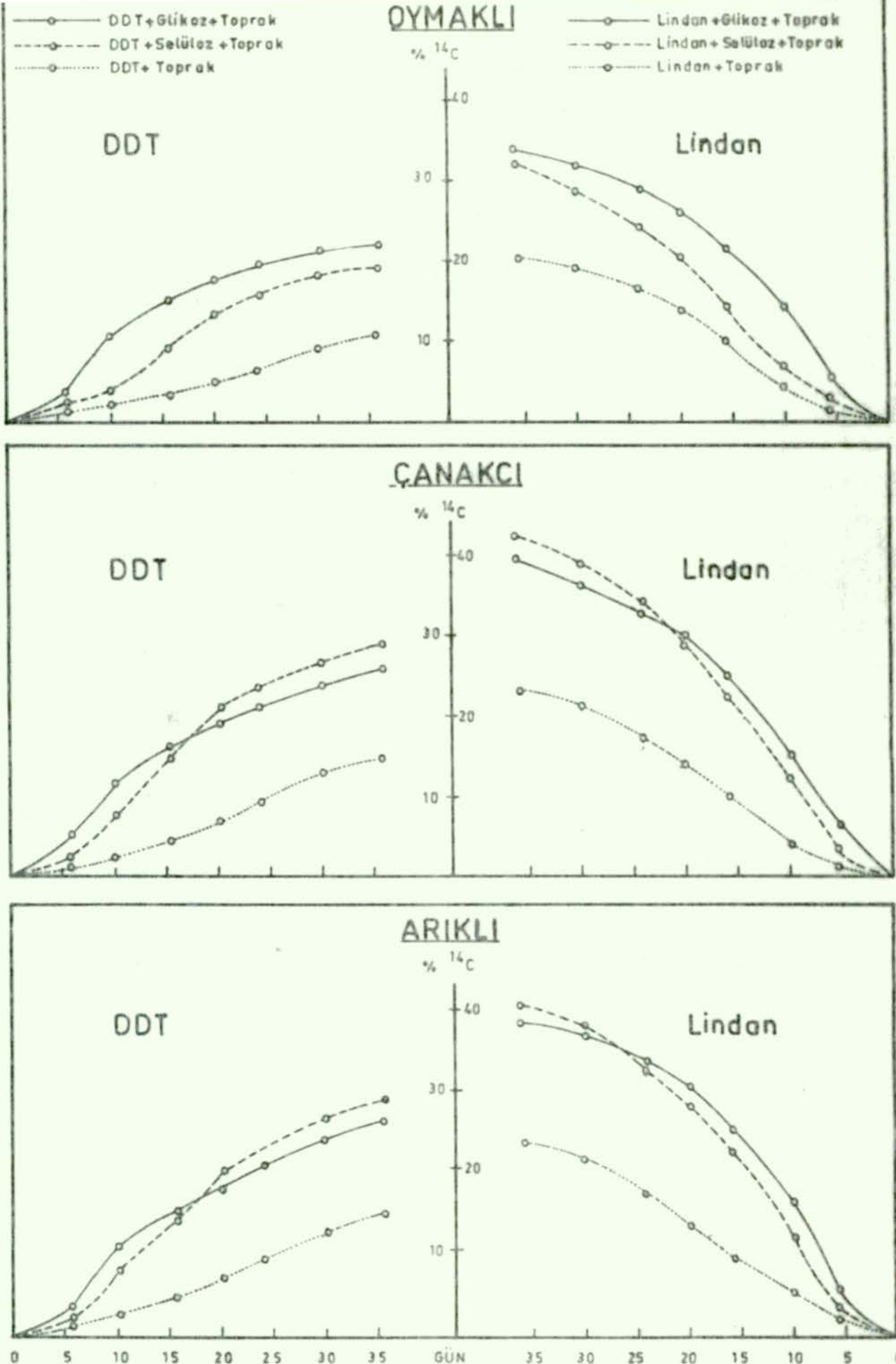
Toprağa selüloz verilmesinin, glikoz verilmesine oranla samana bağımlı olarak daha kararlı ve dengeli $^{14}CO_2$ çıkışına neden olması, bu karbonhidratın glikoza oranla daha uzun sürede metabolize edilmesine bağlanabilir (Cheshire ve çalışma ark., 1974; Tok, 1975; Cheshire, 1979).

4.3.2 Araştırma bölgesi topraklarının ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindana ilişkin toplam mineralizasyon değerleri

^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan verilmiş bölge topraklarının A_p horizonlarından farklı süreler sonunda elde edilen birikimli $^{14}CO_2$ değerleri Çizelge 8 ve Şekil 9'da gösterilmiştir. Bu değerlerin deneme sonu genel toplamalarının açısıl karşılıkları üzerinden yapılan varyans analizi ise

Çizelge 8. ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan ilave edilmiş Çukurova Bölgesi topraklarından elde edilen yığılmalı $^{14}\text{CO}_2$ oranları (%).

Toprak serisi	İnsektisit	İşlem	Yığılmalı ^{14}C değerleri (%)				36.gün sonra tanıktan fark (+)
			10.gün	20.gün	30.gün	36.gün	
OYMAKLI	DDT	Tanık	1,16	5,41	8,72	10,33	-
		+Glikoz	10,23	17,57	21,67	22,65	12,32
		+Selüloz	4,44	12,93	18,11	19,66	9,33
	Lindan	Tanık	4,03	14,17	19,18	20,06	-
		+Glikoz	15,05	25,93	31,35	33,04	12,98
		+Selüloz	7,24	20,73	29,78	32,85	12,79
ÇANAKÇI	DDT	Tanık	2,04	7,40	11,85	13,50	-
		+Glikoz	11,25	18,81	24,16	25,91	12,41
		+Selüloz	8,31	21,17	27,22	28,72	15,22
	Lindan	Tanık	3,81	13,59	20,81	23,31	-
		+Glikoz	15,95	30,67	37,04	39,32	16,01
		+Selüloz	12,63	29,84	38,97	41,88	18,57
ARIKLI	DDT	Tanık	2,03	7,65	12,24	13,88	-
		+Glikoz	10,87	17,94	23,37	25,09	11,21
		+Selüloz	7,72	20,12	26,33	28,17	14,29
	Lindan	Tanık	3,67	13,44	20,88	23,43	-
		+Glikoz	15,92	30,37	36,51	38,73	15,30
		+Selüloz	12,26	28,62	37,24	40,37	16,94
İNCİRLİK	DDT	Tanık	2,00	7,57	12,29	13,91	-
		+Glikoz	11,23	18,88	24,25	25,88	11,97
		+Selüloz	8,22	21,02	27,13	29,09	15,18
	Lindan	Tanık	4,20	13,93	21,32	23,88	-
		+Glikoz	16,19	31,08	37,48	39,68	15,80
		+Selüloz	12,48	30,31	40,16	43,07	19,19
YENİCE	DDT	Tanık	2,16	7,62	12,06	13,62	-
		+Glikoz	11,55	18,85	24,68	25,80	12,18
		+Selüloz	8,08	21,20	27,59	29,55	15,93
	Lindan	Tanık	4,10	13,71	21,64	24,23	-
		+Glikoz	16,24	30,80	36,87	38,79	14,56
		+Selüloz	12,57	30,13	40,35	43,29	19,06
MİSİS	DDT	Tanık	1,40	5,74	8,93	10,06	-
		+Glikoz	10,48	16,91	19,33	20,11	10,05
		+Selüloz	4,93	13,77	18,97	20,36	10,30
	Lindan	Tanık	4,34	13,97	18,37	19,58	-
		+Glikoz	16,19	26,03	31,35	32,88	13,30
		+Selüloz	7,36	19,69	27,84	30,32	10,74



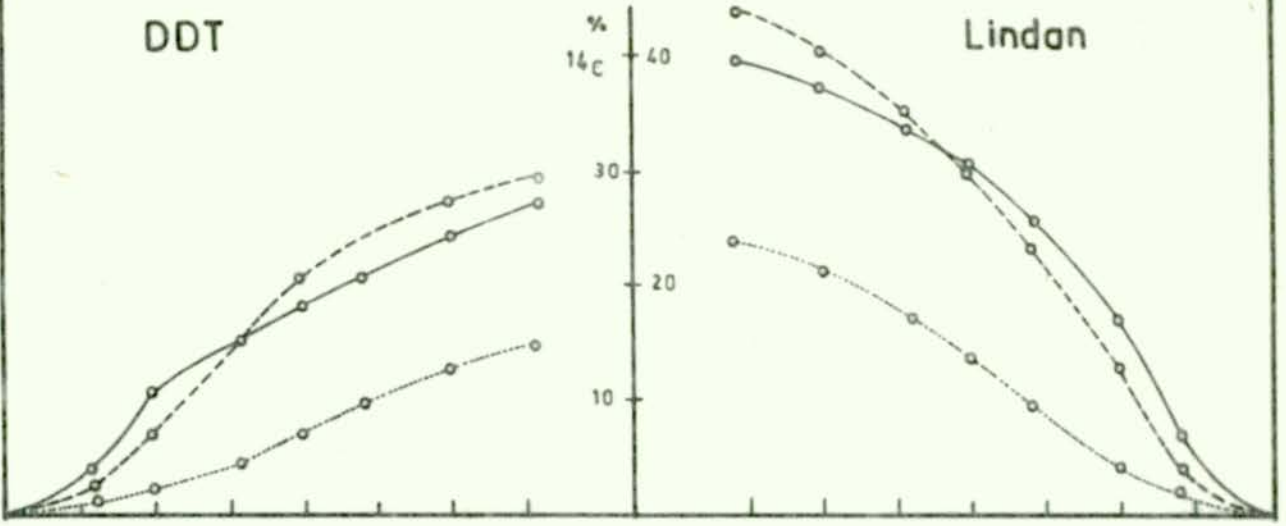
Şekil 9. ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan ilave edilen araştırma bölgesi topraklarına ilişkin $^{14}\text{CO}_2$ gazının yığılma eğrileri.

İNCİRLİK

DDT

%
14 C
40
30
20
10

Lindan

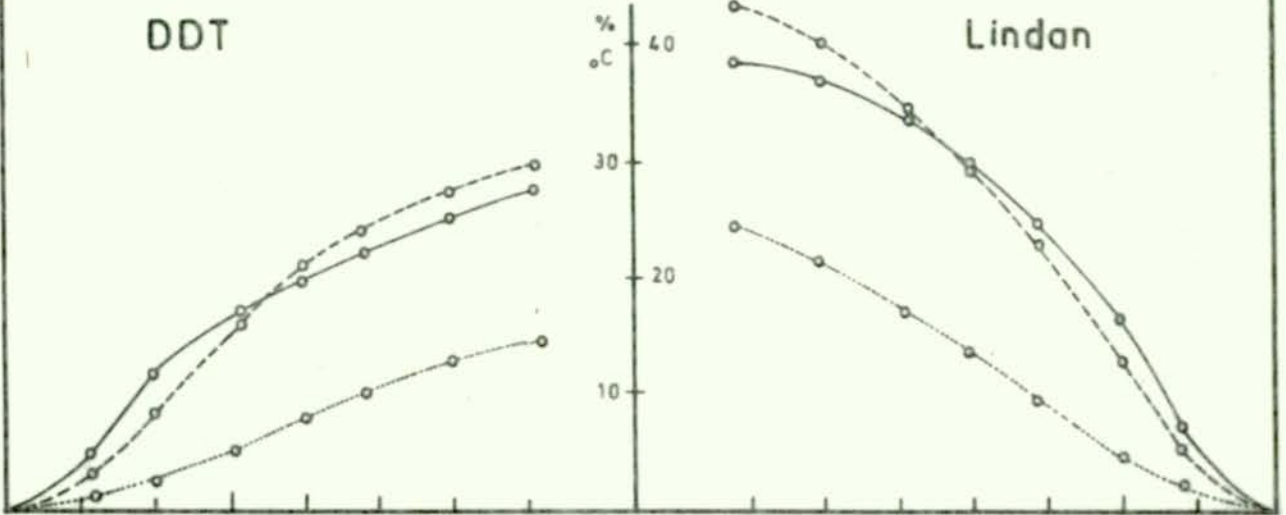


YENİCE

DDT

%
C
40
30
20
10

Lindan

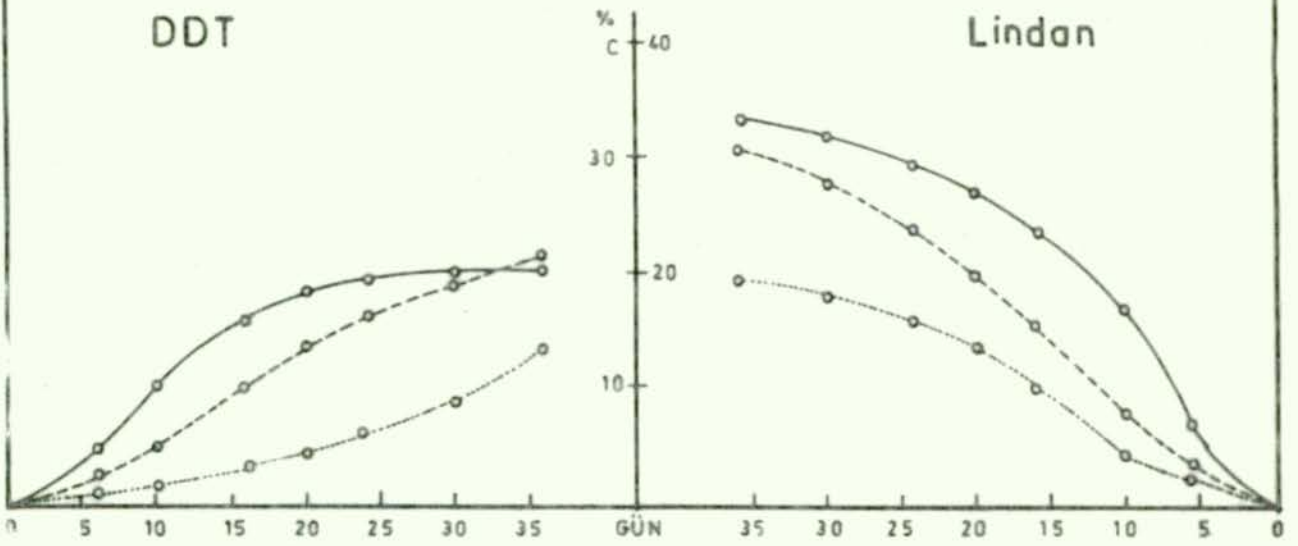


MİSİS

DDT

%
C
40
30
20
10

Lindan



4.3.2.1 ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindanın mikrobiyal mineralizasyon yönünden karşılaştırılması

Deneme süresi sonunda toprakların A_p horizonlarından yayılan $^{14}\text{CO}_2$ gazının topraklara katılan toplam aktivite değerine oranı, DDT durumunda % 10,06 (Misis) ile % 29,55 (Yenice) ve Lindan durumunda ise % 19,58 (Misis) ile % 43,29 (Yenice) arasında seyretmektedir (Çizelge 8). Bu değerlerin genel ortalaması alındığında, toprağa verilen ^{14}C -DDT'nin % 20,91 ve ^{14}C -Lindanın ise % 32,70 oranında mineralize olarak, CO_2 gazı haline dönüştüğü anlaşılmaktadır (Çizelge 10). Açık değerleri üzerinden yapılan varyans analizi (Çizelge 9), 36 gün sonunda DDT'nin Lindana oranla 0,01 düzeyinde önemli olmak üzere daha az mineralize olduğunu ortaya çıkarmaktadır. Eşdeyişle, DDT'nin mikrobiyal saldırılara karşı gösterdiği direnç, Lindana oranla daha fazladır. Bu bulgu, karşılaştırmalı olarak yapılan daha önceki çalışmalarla (Lichtenstein ve Schulz, 1959; Edwards, 1966; Nash ve Woolson, 1967) uyum içindedir.

Çizelge 9. Araştırma alanı topraklarına iki farklı insektisit ve organik madde verilmesinin biyolojik parçalanma etkisine ilişkin varyans analizi.

Varyans kaynağı	S.D	Kareler toplamı	Kareler ortalaması	F
Topraklar	5	411,65	82,30	156,82 ^{xx}
İnsektisit	1	1669,22	1669,22	3179,42 ^{xx}
İşlemler	2	2181,60	1090,80	2077,70 ^{xx}
Top. X İns.	5	2,71	0,542	1,03
Top. X İşl.	10	73,09	7,309	13,92 ^{xx}
İns. X İşl.	2	1,32	0,66	1,26
Top. X İns. X İşl.	10	4,55	0,455	0,86
Hata	72	37,78	0,525	
Genel	107	4381,92		

Çizelge 10. DDT ve Lindan ilave edilmiş Çukurova Bölgesi toprak serilerine ilişkin ortalama mineralizasyon oranları (%).

Top. İNS.	Oymaklı	Çanakçı	Arıklı	İncirlik	Yenice	Misis	Ortalama
DDT	17,55	22,71	22,38	22,96	22,99	16,84	20,91
Lindan	28,65	34,84	34,18	35,54	35,44	27,59	32,70
Ortalama	23,10	28,78	28,28	29,25	29,15	22,22	26,81

DDT'li örneklere ilişkin mineralizasyon oranlarının ortalamaları, topraklara göre % 16,84 (Misis) ile % 22,96 (İncirlik) arasında değişirken, aynı değerler Lindan durumunda % 27,59 (Misis) ile % 35,54 (İncirlik) arasında bulunmaktadır (Çizelge 8).

Açısal değerler üzerinden uygulanan Tukey Testi sonuçlarına göre DDT ve Lindana ilişkin mineralizasyon oranlarının ortalamaları aşağıdaki şekilde eşlendirilmişlerdir.

	<u>Misis</u>	<u>Oymaklı</u>	<u>Arıklı</u>	<u>Çanakçı</u>	<u>İncirlik</u>	<u>Yenice</u>
DDT	<u>16,84</u>	<u>17,55</u>	<u>23,38</u>	<u>22,71</u>	<u>22,96</u>	<u>22,99</u>
Lindan	<u>27,59</u>	<u>28,65</u>	<u>34,18</u>	<u>34,84</u>	<u>35,54</u>	<u>35,44</u>

İstatistiksel olarak yapılan bu eşlendirmeden de anlaşıldığı gibi, farklı topraklar için bulunan DDT ve Lindan ortalama mineralizasyon oranları, Misis ve Oymaklı serisini aynı grupta, buna karşılık Çanakçı, Arıklı, Yenice ve İncirlik serisini ise başka bir grupta sınıflandırmaktadır (0,01 düzeyinde önemli). Her iki insektisit için aynı olan bu durum, toprak ile insektisit arasındaki etkileşimin önemsiz bulunmasını (Çizelge 9) doğrulamaktadır.

Diğer toprak serilerine oranla daha düşük mineralizasyon oranları veren Misis ve Oymaklı serilerindeki organik madde içeriğinin daha yüksek olduğu gözlenmektedir. Ancak, gerek DDT'nin ($r = -0,632$) ve gerekse Linda'nın ($r = -0,649$) mineralizasyon ortalamaları ile toprakların organik madde içerikleri arasındaki ilişki önemsiz bulunmuştur. Aynı şekilde, toprakların kil kapsamlarının da topraklar arasındaki gruplaşmada istatistiksel olarak önemli bir etkisi bulunmamıştır. Eldeki verilere dayanarak bu durumun, topraklara verilen organik karbon kaynağının farklı seviyelerde neden olduğu uyarıcı etkiden kaynaklandığı (Jenkinson, 1963) ileri sürülebilir. Nitekim, varyans analizinde toprak x işlem etkileşiminin 0,01 düzeyinde önemli çıkması, bu görüşü desteklemektedir.

4.3.2.2 Organik madde katkısının etkisi

Toprak örneklerine ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan ile birlikte organik karbon kaynağı olarak glikoz ve selüloz verilmesinin, tanık topraklara oranla mineralizasyon oranlarında neden olduğu farklılık, Çizelge 11 ve 12'de sergilenmiştir.

Çizelge 11. ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan ilave edilmiş araştırma bölgesi topraklarında organik madde verilmesi ile elde edilen ortalama mineralizasyon oranları (%).

İŞLEM TOP.	TANIK	TANIK + GLİKOZ	TANIK + SELÜLOZ	ORTALAMA
Oymaklı	15,20	27,85	26,26	23,10
Çanakçı	18,41	32,62	35,30	28,78
Arıklı	18,66	31,91	34,27	28,28
İncirlik	18,90	32,78	36,08	29,25
Yenice	18,93	32,30	36,42	29,15
Misis	14,82	26,50	25,34	22,22
Ortalama	17,49	30,66	32,28	26,81

Çizelge 12. Çukurova Bölgesi topraklarına organik madde ilavesiyle ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan için bulunan ortalama mineralizasyon oranları (%).

İşlem İns.	TANIK	TANIK + GLİKOZ	TANIK + SELÜLOZ	Ortalama
DDT	12,55	24,24	25,93	20,91
LİNDAN	22,42	37,07	38,63	32,70
Ortalama	17,49	30,66	32,28	26,81

Tanık toprak örneklerinde DDT ve Lindanı kapsayan ortalama mineralizasyon oranları % 14,82 (Misis) ile % 18,93 (Yenice) arasında değiştiği halde, bu değerler glikoz ve selüloz katkılı örneklerle sırasıyla % 26,50 (Misis) ile % 32,78 (İncirlik) ve % 25,34 (Misis) ile % 36,42 (Yenice) arasında bulunmaktadır (Çizelge 11). Tanık örneklerle glikoz ve selüloz katkısı yapılan örneklerdeki genel ortalama değerler sırasıyla % 17,49, % 30,66 ve % 32,28'dir. Buradan, toprak örneklerine basit nitelikte organik madde verilmesinin, DDT ve Lindanın parçalanmasını artırdığı ortaya çıkmaktadır. Tanık toprak örneklerine oranla belirlenen fark, varyans analizi sonucunda (Çizelge 9) 0,01 seviyesinde önemli bulunmuştur. Ayrıca Toprak X İşlem etkileşiminin önemli bulunuşu, topraklara karbon kaynağı olarak verilen glikoz ve selülozun farklı serilerde değişik düzeyde etkili olduklarını açığa çıkarmaktadır. Tanık örnekler ile ve selüloz katkılı toprak örneklerinin genel ortalamalarına karşılık gelen açısıl değerler üzerinden yapılan Tukey Testi sonuçları aşağıdaki şekildedir.

	<u>Tanık</u>	<u>Tanık + Glikoz</u>	<u>Tanık + Selüloz</u>
Ortalama mineralizasyon oranı	<u>17,49</u>	<u>30,66</u>	<u>32,28</u>

Bu eşlendirmeden de anlaşıldığı gibi, toprakların mineralizasyon oranları 0,01 düzeyinde önem taşıyan aşağıdaki sıralamayı izlemektedir:

Tanık < Tanık + Glikoz < Tanık + Selüloz

Ancak Çizelge 8'den de görüldüğü gibi, topraklara glikoz katkısı, selüloz verilmesine oranla daha erken etkili olmuştur. Nitekim, ilk 10 gün sonunda glikoz verilmiş toprak örneklerindeki ortalama mineralizasyon oranları DDT durumunda % 10,94, Lindan durumunda ise % 15,92 olduğu halde, aynı değerler selüloz verilmiş örneklerde sırasıyla % 6,95 ve % 10,76 olarak ortaya çıkmaktadır. Denemenin 20. gününde bu fark kapanmakta ve her iki organik substrat durumunda mineralizasyon oranları, yaklaşık olarak aynı seviyeye ulaşmaktadır (Misis ve Oymaklı hariç).

Toprağa glikoz gibi bir monosakkarit ve selüloz benzeri bir polisakkarit verilmesinin, topraktaki mikrobiyal solunum florasını artırarak, mikroorganizma işlevlerine dirençle karşı koyan organik bileşiklerin mineralizasyonlarını artırdığı kanıtlanmıştır. Aynı şekilde, Guenzi ve Beard (1967), toprağa % 1,0 düzeyinde taze yonca samanı verilmesi halinde, DDT'nin parçalanmasını arttığını belirtmektedirler. Benzeri bir sonuç, Castro ve Yoshida (1974) tarafından, ortama glikoz ilave edilerek BHC için de kaydedilmektedir. Bu bulgulara dayanarak Martin (1972), organoklorlu kalıntıların topraktan uzaklaştırılması için, toprağa taze bitki materyali uygulanmasını salık vermektedir.

4.3.3 Araştırma bölgesi topraklarında ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindanın mikrobiyolojik kalıcılıkları

Mikrobiyolojik mineralizasyon süreci sonunda, toprakta biriken kalıntıların zamanla yansıtabileceği değişimin incelendiği bu kısımda, organoklorlu insektisitlerden DDT ve Lindanın mineralizasyona

bağımlı kalıcılıkları üzerinde matematiksel yaklaşımlar konu edilmiştir. Burada, bir taraftan her iki insektisit in doğal toprak koşulları içerisinde mineralizasyona uğrayarak "ortamdan kaybolma" seviyeleri incelenirken, diğer taraftan da bu işlemin Çukurova Bölgesinde kullanılan iki organoklorlu insektisit arasında karşılaştırmalı olarak yapılması önem taşımaktadır. Alexander (1969) ile Helling ve çalışma arkadaşlarına (1971) göre, insektisitlerin doğal koşullarda geçirdiği süreçler içinde, mikrobiyal parçalanma veya mineralizasyon en önemli süreç durumundadır. Çünkü, doğal koşullarda ancak bu süreç aracılığıyla organoklorlu moleküller fenol halkası kırılarak, CO_2 oluşumu sağlanabilmektedir. Oysa fiziksel kuvvetlerle taşınma, bitkiler tarafından alınma veya topraktan buharlaşma gibi süreçler esnasında organoklorlu moleküller ya ana yapısını korumakta veya bu yapıya yakın kimyasal formlara bürünerek doğal kirlenmedeki önemini korumaktadır.

Deneme süresince belirlenen birikimli $^{14}CO_2$ değerlerine karşılık gelen % kalıntı seviyelerinin (y), zaman değişkeniyle (x) ilişkisi araştırılmıştır. Bilgi sayar aracılığı ile, bu konuda öne sürülen matematik modellerden (Wheatley, 1965; Hamaker, 1972; Edwards, 1966, 1972)

$$y = \alpha \cdot e^{-\beta x} \text{ ve } \frac{-\theta}{y} = 1 + cx$$

şeklinde verilen iki eşitlik denenmiş, bunlardan birincisi en az hata kareleri toplamı verdiği için, uygun fonksiyon olarak seçilmiştir. Bu ilişkide α , başlangıçta toprakta bulunan oransal insektisit seviyesini (yaklaşık 100,0), β ise üstel fonksiyonun eğimini simgelemektedir.

Her iki değeri yansıtan Çizelge 13'ten de görüldüğü gibi, belirlenen β parametrelerinin hepsi, azalan fonksiyon olması nedeniyle negatif ve 0,001 düzeyinde önemli bulunmuşlardır. Eşdeyişle, analitik olarak belirlenen noktalar, seçilen model çerçevesinde zamanla tam bir uyum içindedirler. Bu durum, her iki parametre ile beraber verilen (+r) korrelasyon katsayılarının yüksek oluşuyla da anlaşılmaktadır.

Çizelge 13. Araştırma alanı topraklarında mikrobiyal mineralizasyon sonucu toprakta kalan ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindan kalıntılarına ilişkin üstel yaklaşım parametreleri ve tahmini kalıcılık değerleri.

Toprak	İşlem	α	β -	+r	100 gün sonra kalan (%)			Yarılma ömrü (gün)
					Fonksiyonel değer	Alt sınır	Üst sınır	
Oymaklı (A _p)	DDT _O	101,43	0,0034	0,99	72,19	70,31	74,14	203,0
	DDT _G	98,89	0,0081	0,96	-	-	-	-
	DDT _S	101,60	0,0071	0,98	49,95	49,79	50,11	99,9
	L _O	101,83	0,0077	0,98	47,15	45,95	48,36	92,4
	L _G	98,65	0,0126	0,97	-	-	-	-
	L _S	103,70	0,0128	0,99	28,83	28,12	29,56	57,0
Çanakçı (A _p)	DDT _O	101,63	0,0046	0,99	64,15	61,74	66,66	154,2
	DDT _G	99,24	0,0092	0,98	-	-	-	-
	DDT _S	101,79	0,0094	0,98	39,76	37,38	42,28	75,6
	L _O	102,83	0,0085	0,99	43,95	42,97	44,95	84,9
	L _G	99,41	0,0155	0,97	-	-	-	-
	L _S	103,12	0,0162	0,98	20,41	19,20	21,69	44,7
Arıklı (A _p)	DDT _O	101,75	0,0048	0,99	62,96	62,29	63,63	148,0
	DDT _G	99,35	0,0093	0,98	-	-	-	-
	DDT _S	101,82	0,0096	0,98	38,99	37,97	40,03	74,1
	L _O	102,87	0,0085	0,99	43,97	43,17	44,75	84,9
	L _G	99,41	0,0155	0,97	-	-	-	-
	L _S	102,95	0,0166	0,98	19,57	19,08	20,08	43,5

(*) O : Tanık, G : Tanık + Glikoz, S : Tanık + Selüloz

(**) Bütün değerleri 0,001 düzeyinde önemlidirler.

Çizelge 13'nin devamı.

Toprak	İşlem	α	$-\beta$	+r	100 gün sonra kalan (%)			Yarılama ömrü (gün)
					Fonksiyon- nel değer	Alt sınır	Üst sınır	
İncirlik (A _p)	DDT _O	101,75	0,0048	0,99	62,96	60,60	65,41	148,0
	DDT _G	99,25	0,0092	0,98	-	-	-	-
	DDT _S	101,93	0,0113	0,98	32,93	32,76	33,09	63,0
	L _O	102,80	0,0087	0,99	43,07	42,66	43,48	82,8
	L _G	100,41	0,0169	0,98	-	-	-	-
	L _S	103,56	0,0183	0,99	16,61	16,32	16,91	39,8
Yenice (A _p)	DDT _O	101,72	0,0046	0,99	64,21	63,83	64,59	154,4
	DDT _G	99,06	0,0092	0,97	-	-	-	-
	DDT _S	101,99	0,0115	0,98	32,29	31,81	32,79	62,0
	L _O	102,98	0,0088	0,99	42,71	42,58	42,84	82,1
	L _G	99,10	0,0156	0,97	-	-	-	-
	L _S	103,66	0,0184	0,99	16,46	16,01	16,93	39,6
Misis (A _p)	DDT _O	101,27	0,0034	0,99	72,08	69,67	74,58	207,6
	DDT _G	97,94	0,0069	0,94	-	-	-	-
	DDT _S	101,53	0,0075	0,98	47,96	47,66	48,26	94,4
	L _O	101,44	0,0073	0,98	48,88	48,43	49,34	96,9
	L _G	97,92	0,0124	0,96	-	-	-	-
	L _S	102,67	0,0117	0,99	31,87	31,05	32,93	61,5

Aynı çizelgede farklı toprak, insektisit ve işlemlere göre 100 günlük tahmini kalıntı değerleri gösterilmektedir. Bu değer glikoz için, bu substratın toprağa verilmesini izleyen 5-6 hafta içinde önemli bir kısmının tamamen metabolize edilmesi veya kalan kısmının hümin bileşikleri içinde humifiye olması nedeniyle hesaplanmamıştır (Cheshire ve çalışma ark., 1969; Tok, 1975). Buna karşın, selülozun toprakta çok daha uzun süre kaldığı belirtilmektedir (Sørensen, 1975).

Üç ayrı değer olarak verilen 100 günlük tahmini kalıntı oranlarından birincisi $x = 100$ gün olması halinde, elde edilen % y (Fonksiyonel değer) kalıntı seviyesidir. Bu değeri asimetric olarak çevreleyen diğer iki değer ise 100 gün sonrasının standart hatasına göre belirlenmiştir. Ayrıca, aynı çizelgeye DDT ve Lindana ilişkin yarılanma ömürleri (% 50'lik kalıcılık)gün olarak eklenmiştir.

Elde edilen bulgulara göre $-\beta$ değerleri, tanık örneklerde DDT için 0,0034 ile 0,0048, Lindan için de 0,0073 ile 0,0088 aralığında değişmektedir. Aynı değerler, organik madde verilmiş toprak örneklerinde DDT için 0,0069 ile 0,0115 ve Lindan için 0,0117 ile 0,0184 arasındadır. Buna göre, organik madde katkısı yapılmamış DDT 'li örneklerde kalıntı seyri, zamana bağımlı olarak, doğruya daha yakın bir nitelik kazanmaktadır. Oysa diğer işlemlerde $-\beta$ değerlerinin daha büyük olması değişim seyrinin eğriselliğini artırmaktadır.

Kalıntıların deneme/başındaki oransal seviyesini belirten $\times$ katsayısının, glikoz verilen örneklerde $\times < 100$, buna karşın diğer durumlarda $\times > 100$ olduğu farkedilmektedir. Bu durum, Alexander (1969) tarafından tanık ve selüloz katkılı örneklerde mikrofloranın başlangıçta sahip olduğu durgunluğa bağlanmaktadır. McEwen ve Stephenson (1979) bu dönemi, mikroorganizmaların "yeni koşullara uyması" şeklinde yorumlamaktadır. Bu nedenle, örneklere glikoz verilmesi halinde görülen ters durumun, bu substratın hızlı metabolizması nedeniyle, mikrofloranın durgunluk fazının ortadan kalkmasından kaynaklandığı söylenebilir.

Çizelge 13'den anlaşıldığı gibi, organik madde verilmemiş DDT'li örneklerde 100 gün sonraki tahmini kalıntı seviyeleri, fonksiyonel değerler üzerinden % 62,96 ile % 72,19, selüloz verilmiş örneklerde ise % 32,29 ile 49,95 arasında belirlenmiştir. Aynı değerler Lindan bulunduran örneklerde sırasıyla % 42,71 ile % 48,88 ve % 16,46 ile % 31,87 arasında seyretmektedir. Lindanlı örneklerin

DDT'li örneklere ve selüloz verilmiş toprakların da tanık örneklere oranla daha az ^{14}C kalıntısı bıraktıklarını belirleyen bu durum, aynı çizelgedeki yarılanma ömürleriyle vurgulanmaktadır. Çizelge 14'de yeniden derlenen genel ortalama değerler gözönüne alındığında, uzun vadeli olarak (100 gün sonra) tanık ve organik madde verilmiş örnekler arasındaki farkın daha net şekilde ortaya çıktığı görülmektedir. Nitekim 100 gün sonra hesaplanan kalıntı oranları DDT'li tanık örneklerde

Çizelge 14. Araştırma alanı topraklarında ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindanın mikrobiyal mineralizasyona bağımlı ortalama kalıcılık değerleri.

İnsektisit	İşlem	100 gün sonunda toprakta kalan (%)			Yarılanma ömrü (gün)
		Fonk. değer	Alt sınır	Üst sınır	
DDT	DDT ₀	66,43	64,74	68,18	170,0
	DDT ₈	40,31	39,56	41,09	78,2
LİNDAN	L ₀	44,96	44,29	45,62	87,3
	L ₈	22,29	21,63	23,02	47,7

ortalama % 66,43 iken, bu değer selüloz verilmesi sonucu % 40,31 olarak bulunmuştur. Bu fark Lindan durumunda % 50'ye çıkmaktadır.

Gerek DDT ve gerekse Lindan'lı tanık örnekler durumunda belirlenen 170 günlük (1/2 yıl) ve 87,3 günlük (1/4 yıl) yarılanma ömürlerine karşılık selüloz katkısı bu sureyi yaklaşık olarak % 50 oranında azaltmaktadır. Bu bulgularla, gerek DDT ile Lindan ve gerekse tanık ile organik madde katkılı örnekler arasında daha önce analitik yöntemlerle belirlenen farklılığın uzun vadede ulaşabileceği boyutlar vurgulanmaktadır.

5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Çukurova Bölgesi yaygın toprak serileri ve bu serilerin profillerinde organoklorlu insektisit dağılımlarını incelemeyi ve ^{14}C -DDT ile ^{14}C -Lindanın bölge topraklarında mineralizasyona karşı gösterdikleri direnci konu alan bu çalışma ile elde edilen sonuçlar ve bunlara bağımlı öneriler aşağıdaki şekilde sıralanabilir :

Elde edilen bulgulara göre, toprakların toplam organoklorlu insektisit kalıntılarının yoğunlukları A_p horizonunda 8712,9 ppb (Oymaklı) ile 2343,6 ppb (Yenice) arasında değişmekte olup ortalama 4804,8 ppb'dir. Bu değerleri A_{12} ve A_{13} horizonları için sırasıyla 2460,9 ppb (Arıklı) ile 484,2 ppb (İncirlik) ve 530,3 ppb (Oymaklı) ile 251,1 ppb (İncirlik) aralığında olup, ortalama 1614,8 ve 366,9 ppb'dir. Sonuçlar, organoklorlu kalıntıların özellikle A_p horizonunda birikim gösterdiklerini ortaya koymaktadır. Buna göre, A_{12} ve A_p horizonlarındaki organoklorlu insektisit kalıntılarının konsantrasyonları, A_{13} 'tekinin 1,53 ile 8,84 ve 7,01 ile 20,33 katı daha fazladır.

A horizonunun (A_p , A_{12} ve A_{13}) birim alanda kapsadığı toplam organoklorlu kalıntılar 29,19 kg/ha ile 7,28 kg/ha arasında olup, ortalama 15,53 kg/ha'dır. Bu değerler üzerinden yapılan sıralamada topraklar; Oymaklı > Çanakçı > Arıklı > Misis > Yenice > İncirlik şeklinde sıralanmaktadır. A horizonundaki toplam organoklorlu kalıntıların % 50,76 ile % 80,7'si A_p 'de; % 11,40 ile % 44,38'i A_{12} 'de ve % 4,28 ile % 21,20'si A_{13} 'te bulunmaktadır. Toplam organoklorlu kalıntılarla toprak organik maddesi arasında önemli bir ilişkinin bulunuşu ($r=+0,905$), bu bileşiklerin hümifiye olmuş organik toprak kolloidleri üzerinde adsorbe durumda bulunduklarını ortaya çıkarmaktadır.

Araştırma alanı topraklarının hepsinde 6 DDT bozunma türeği, 2 BHC izomeri ve Endrin, ayrıca Yenice ve İncirlik serilerinde HCB ve diğer türlerde ise Dieldrin belirlenmiştir. Belirlenen kalıntılar için de toplam DDT kalıntıları (DDT + DDD + DDE), bütün topraklarda egemen olup, horizonlara göre organoklorlu kalıntıların % 89,41 ile % 98,42'sini oluşturmaktadır. Özellikle A_p horizonunda yoğunlaşan bu kalıntılar 8044,7 ppb (Oymaklı) ile 2318,2 ppb (Yenice) arasında olup, ortalama 4609,9 ppb'dir. Bu değerler A_{12} ve A_{13} için sırasıyla 2372,2 ile 461,5 ppb ve 478,8 ile 224,5 ppb arasında değişmekte ve ortalama 1530,6 ile 335,0 ppb değerlerini vermektedir.

Araştırma bölgesinde 10,8 ppb ile 31,6 ppb arasında değişmek üzere Lindan (γ -BHC) belirlenmiştir. Bu kalıntıların bölge topraklarının A_p , A_{12} ve A_{13} 'teki ortalama değerleri ise sırasıyla 24,1, 16,8 ve 18,1 ppb'dir.

Cyclodiene grubu insektisitlerden yalnızca Endrin, Oymaklı serisinin A_p horizonunda 634,6 ppb değerine ulaşmakta, ancak genellikle diğer örneklerde 2,2 ppb ile 180,7 ppb arasında seyretmektedir. Bu grubun bir diğer üyesi olan Dieldrin ise, bazı topraklarda eseri seviyelerde bulunmuştur. Yenice ve İncirlik serilerinde düşük seviyelerde olmak üzere, klorlu bir fungusit olan HCB belirlenmiştir.

Bölgede egemen kalıntı durumunda olan DDT ve bozunma türevleri, A_p horizonunda 5,56 ile 19,69 kg/ha; A_{12} 'de 0,84 ile 7,05 kg/ha ve A_{13} 'te ise 0,51 ile 2,26 kg/ha arasında değişmektedir. Araştırma bölgesi topraklarının A horizonundaki ortalama DDT kalıntıları ise 14,80 kg/ha'dır. Araştırma alanı topraklarındaki DDT ve Endrin kalıntılarının önemli bir kısmının A_p horizonunda yoğunlaşmasına karşın (toprak organik maddesi ile DDT kalıntıları arasındaki ilişki; $r = 0,912^{xx}$), Lindan, γ -BHC ve HCB kalıntıları, profilde üst horizonla oranla daha kararlı bir dağılım göstermektedir. Bu nedenle, BHC'li ve HCB kalıntılarının bölgenin çeşitli nitelikli sularına daha kolay karışabileceği gözden uzak tutulmamalıdır.

Bölgede kullanılan organoklorlu tarımsal ilaçlar ile topraklarda belirlenen kalıntılar arasındaki karşılaştırmaya göre DDT ve Endrin, Lindana oranla çok daha fazla kalıcı özellik taşımaktadır. Diğer taraftan, bölgede kullanılan Aldrinin Dieldrine dönüştüğü ve Endosulfan ile Toxaphen'in ise, bölge topraklarında belirlenmediği ortaya çıkmaktadır.

Bölge topraklarında belirlenen DDT ve bozunma türevlerinin yoğunlukları sırasıyla DDT > DDE > DDD (TDE) şeklindedir. Bu türevlerin pp'-izomerleri op'-izomerlerine baskın durumdadır. Araştırma topraklarında DDT kalıntılarının derinlikle artmasına karşın, DDD ve DDE kalıntıları azalmaktadır.

Bölge topraklarında belirlenen her türlü kalıntının en yüksek seviyesi bile, toprak mikrobiyal işlevlerini olumsuz yönde etkileyecek düzeyde görünmemektedir. Ancak bu görüşün doğruluk derecesinin, bölge koşullarında yapılacak daha ayrıntılı çalışmalarla kanıtlanması gerekmektedir. Bölge topraklarında düşük seviyelerde olmasına karşın, Lindan ve özellikle Dieldrin, DDT'ye oranla bölgede üretilen süt ve değişik nitelikteki sulara daha kolaylıkla bulaşmaktadır. Bu nedenle, bu bileşiklerin topraktaki seviyelerinin sürekli olarak denetlenmesi önem taşımaktadır. Ancak, toprakta belirlenen çeşitli organoklorlu insektisit kalıntılarının, bölgede üretilen değişik bitkisel ürünlere bulaşma derecelerinin belirlenmesi tarla koşullarında ayrıntılı çalışmaların yapılmasını gerektirmektedir. Aynı şekilde su, bitkisel ve hayvansal ürünlerden kaynaklanan kirlenme sürecinin anne sütü ve bölge faunası üzerindeki etkisinin araştırılmasında da büyük yarar görülmektedir.

DDT ve Lindanın mikrobiyal mineralizasyonlarını konu alan laboratuvar çalışması sonuçlarına göre, tanık örneklerin doruk düzeydeki mineralizasyon oranları DDT için 16, Lindan için ise 12 ve 14 günde ortaya çıkmaktadır. Toprağa glikoz veya selüloz ilavesi, bu süreleri 2 ile 4 gün kısaltmaktadır. Bütün toprak örneklerinde

Lindan için belirlenen mineralizasyon dorukları DDT'ye oranla, organik madde ilave edilmiş örneklerdeki doruklar ise, tanık örneklere oranla daha yüksektir. Deneme sonunda (36 gün) DDT'nin Lindana oranla daha az mineralize olduğu ve her iki insektisite ilişkin mineralizasyon farkının istatistiksel olarak önemli olduğu açığa çıkmaktadır.

Toprak örneklerine organik madde verilmesi, gerek DDT ve gerekse Lindanın mikrobiyal mineralizasyonlarını artırmaktadır. Buradan, topraktaki organoklorlu kalıntı seviyelerinin azaltılması için, toprağa taze bitki artığı verilmesi veya yeşil gübrelemeye gidilmesi suretiyle toprağa organik madde verilmesi önerilebilir. Ancak ilk bakışta, toprağa taze organik madde verilmesiyle, organoklorlu kalıntıların kalıcılıklarının azalması ve hümifikasyon sürecinde bulunan ve mikrobiyal olarak zor parçalanan toprak organik maddesinin insektisit kalıntıları- nı adsorbe ederek kalıcılıklarını artırması, bir çelişki gibi görünüyorsa da, Çukurova Bölgesinde Akdeniz iklim koşullarının ve yoğun tarımsal faaliyetlerin bulunması, hümifiye olmuş toprak organik maddesinin yüksek düzeylere ulaşmasını engelliyecektir.

Tanık örneklerde DDT ve Lindan için mikrobiyolojik mineralizasyona bağımlı olarak hesaplanan yarılanma ömürlerine (ortalama 1/2 ve 1/4 yıl) karşılık gelen gerçek kalıcılık değerlerinin, tarla koşullarında diğer süreçlerinde gözönüne alınmasıyla belirlenmesi gerekir.

6. ÖZET

Bu çalışma, organoklorlu insektisitlerin yoğun olarak kullanıldığı Çukurova Bölgesinin yaygın bazı toprak serilerindeki organoklorlu kalıntılarının dağılımlarını belirlemek ve günümüzde bu bölgede kullanılan DDT ve Lindan gibi farklı iki organoklorlu insektisitin laboratuvar koşullarındaki mikrobiyal mineralizasyonlarını ölçmek amacını taşımaktadır. Bu amaç için, bölgede organoklorlu insektisitlerin en çok kullanıldığı pamuk ekim alanlarını kapsayan ve bölgede yaygın durumda bulunan Oymaklı, Çanakçı, Arıklı, İncirlik, Yenice ve Misis serilerinde profiller açılmış ve genetik horizonlar gösterilerek A_p , A_{12} ve A_{13} 'ten örnekler alınmıştır.

Araştırma topraklarının fiziksel ve kimyasal analiz sonuçlarına göre toprak örnekleri ince bünyeli olup, organik madde içerikleri düşüktür. Toprak profillerinde organik madde derinlikle azalırken, kil miktarı artmaktadır. Araştırma konusu toprakların reaksiyonları hafif alkalın, kireç kapsamları ise genellikle yüksektir.

Araştırma konusu topraklarda organoklorlu insektisit kalıntıları gaz kromatografik yöntemle belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, A horizonundaki toplam organoklorlu kalıntı kapsamları toprak serilerine göre, 7,28 ile 29,19 kg/ha arasında değişmektedir. Belirlenen kalıntıların genellikle organik maddece daha zengin olan A_p horizonunda yoğunlaştıkları ve bu nedenle toprak organik maddesi ile önemli ve pozitif bir ilişki içinde oldukları ($r = + 0,905^{xx}$) anlaşılmaktadır.

Araştırma bölgesi topraklarının hepsinde DDT ve BHC bozunma türevleri ile Endrin, diğer bazı örneklerde ise ayrıca eseri seviyelerde Dieldrin ve HCB belirlenmiştir. Kalıntıların ortalama % 95,3'ünü oluşturan çeşitli DDT kalıntıları, A horizonunda 7,10 ile 26,89 kg/ha arasında değişmektedir. Diğer taraftan, BHC kalıntıları (α ve β) ortalama 0,17 kg/ha, Endrin kalıntıları ise 0,56 kg/ha'dır. Toprak örneklerinin toplam DDT kalıntıları (ppb) ile organik madde içerikleri arasında araştırılan ilişki önemli ve

pozitif bulunmuştur ($r = + 0,912^{xx}$). Bu nedenle, DDT kalıntıları özellikle A_p horizonunda bulunmaktadır. Oysa BHC ve HCB kalıntıları, profil derinliğine bağlı olarak daha kararlı bir dağılım göstermektedir. Bölgede kullanılan Aldrine karşılık araştırma bölgesi topraklarında Aldrin kalıntıları belirlenememiş buna karşın sözkonusu insektisidin bozunma türevlerinden biri olan Dieldrinin eseri düzeyde kalıntıları bulunmuştur. Ayrıca, araştırma bölgesinde düşük düzeylerde kullanılan Heptachlor ve Toxaphene ve oldukça önemli oranlarda uygulanan Endosulfan kalıntıları toprakta belirlenememiştir.

Araştırma konusu bütün topraklarda DDT kalıntıları, DDE ve DDD bozunma türevlerine egemen durumdadır. Aynı şekilde, bu bileşiklerin pp'-izomerleri op'-izomerlerine oranla daha yoğun olarak rastlanmaktadır.

Analiz edilen bütün toprak örneklerinde bulunması ve günümüzde Çukurova Bölgesinde kullanım alanı bulan organoklorlu insektisit olması nedeniyle, ^{14}C ile etiketlenmiş ^{14}C -DDT ve ^{14}C - γ -BHC (Lindan), araştırma konusu toprakların A_p horizonunda 36 gün süreyle mikrobiyolojik mineralizasyona terk edilmişlerdir. Elde edilen sonuçlar, DDT'nin Lindana oranla mikrobiyal saldırılara karşı daha dirençli bir yapıya sahip olduğunu veya Lindanın toprakta mikroorganizmalar tarafından daha kolaylıkla parçalanarak CO_2 'e dönüştüğünü açığa çıkarmaktadır. Deneme sonunda, DDT ve Lindana ilişkin mineralizasyon oranları arasındaki fark, istatiksel olarak önemli bulunmuştur. Organik maddenin DDT ve Lindanın mineralizasyon oranları üzerindeki etkisini araştırmak amacı ile, toprağa basit yapıda bir monosakkarit (glikoz) ile daha kompleks nitelikte bir polisakkarit (selüloz) ilave edilmiştir. Bulgular, gerek glikozun ve gerekse selülozun her iki insektiside ilişkin mineralizasyon oranlarında bir artışa neden olduğunu göstermektedir. Toprak örneklerine selüloz ilavesinin, glikoza oranla daha uzun süreli ve daha kararlı bir etki yarattığı, deneme süresince ölçülen $^{14}CO_2$ değerlerinden anlaşılmıştır.

Regresiyon analizinde, mikrobiyal mineralizasyon değerlerine bağımlı olarak belirlenen topraktaki DDT ve Lindan kalıntılarının, gün olarak alınan zaman değişkenine göre, azalan üstel bir seyir izlediği görülmüştür. Buradan hesaplanan değerler, toprağa selüloz ilavesinin kalıntıların yarılanma ömürlerini yaklaşık % 50 oranında azalttığını göstermektedir.

RESUME

L'objectif de cette étude concerne, d'une part à savoir la distribution des résidus organochlorés dans certaines series ^{de sol} les plus étendues de la région de Çukurova où les insecticides organochlorés sont intensément appliqués dans la culture de coton et d'autre part à comparer la biodégradabilité de deux insecticides, DDT et Lindan, utilisés actuellement dans cette région. Pour ce but, les profils de sol sont ouverts dans les series Oymaklı, Çanakçı, Arıklı, İncirlik, Yenice, Misis et les échantillons de sol sont prélevés en tenant compte des horizons génétiques A_p , A_{12} et A_{13} successivement.

Les analyses physiques et chimiques montrent que les sols choisis sont, en général, de texture fine et pauvre en matière organique. La matière organique diminue avec la profondeur, par contre, l'argile augmente. La réaction des sols est faiblement alcaline et leur teneur en carbonate est généralement élevée.

Les résidus organochlorés des sols choisis sont déterminés par la chromatographie en phase gazeuse. D'après les résultats obtenus, les valeurs minimales et maximales des résidus dans l'horizon A, varient entre 7,28 et 29.19 kg/ha. Les résidus déterminés révèlent une condensation dans le sous-horizon A_p et ce fait est justifié par une corrélation importante ($r = + 0.905^{xx}$) établie entre ces composés chlorés et la matière organique native des sols.

Parmi les sols analysés, les résidus en provenance du DDT, BHC et Endrin sont trouvés présents dans tous les échantillons. Les résidus du Dieldrin et HCB sont, en outre, trouvés en faible concentration dans certains sols. Comprenant en moyenne % 95.3 de tous les résidus organochlorés, les dérivés du DDT dans l'horizon A varient entre 7,10 et 26.89 kg/ha suivant les series de sol. Par contre, les composés résiduels

du BHC (α et γ) et de l'Endrin sont en moyenne 0.17 et 0.56 kg/ha successivement. Les résultats démontrent une relation étroite ($r = + 0.912^{xx}$) entre la concentration des résidus du DDT et la matière organique d'origine terrestre. De ce fait, les dérivés du DDT sont plus intensément retenus dans la couche A_p , tandis que ceux du BHC et HCB sont plus équilibrément répartis sur la profondeur des profils. Malgré qu'une importante quantité d'Aldrin soit appliquée dans la région, aucun résidu correspondant n'est observé. Par contre, la présence du Dieldrin, prouve la transformation d'Aldrin. De même, les résidus d'origine de Toxaphene, Heptachlor et Endosulfan ne sont pas détectés dans les sols pris alors qu'ils ont été plus ou moins appliqués.

L'étude orientée sur la fractionation des dérivés du DDT révèle que les résidus de nature DDT sont nettement dominants à ceux de nature DDE et DDD (TDE). L'isomérisation de ces composés montrent, de même, une prépondérance des pp' -dérivés à ceux de constitution op' .

Poursuite de la révélation des résidus du DDT et ceux du BHC dans tous les sols de la région de Çukurova une étude de la biodégradation de ces deux insecticides marqués au ^{14}C a été tracée au laboratoire pour une période de 36 jours. Les résultats obtenus montrent que le DDT, en tant qu'une source énergétique du carbone, est relativement plus stable que le γ -BHC, ce dernier étant inversement plus facilement minéralisé à l'état du ^{14}CO . A la fin de l'incubation, une importante différence a été trouvée entre les taux de minéralisation de deux insecticides. Afin d'étudier l'effet de l'adjonction de la matière organique sur le processus de la minéralisation, un sucre simple facilement biodégradable (glucose) et un polysaccharide (cellulose) sont additionnés aux échantillons de sol en proportion de 1 %. Les résultats, soit dans le cas du glucose soit dans celui du cellulose, montrent une croissance du taux de minéralisation du DDT et du Lindane (γ -BHC). Par suite de l'examen des valeurs cumulatives du $^{14}CO_2$, l'effet créé par cellulose apparaît plus durable par rapport à celui causé par glucose.

L'analyse de regression des résultats obtenus conclue que par suite de la minéralisation d'origine microbiale la quantité résiduelle du DDT et du Lindane dans le sol suit avec le temps une allure exponentielle. Des prédictions calculées à partir des modèles mathématiques choisis montrent environ 50 % de différence sur le taux de la minéralisation entre les échantillons enrichis et ceux non-enrichis en matiere organique.

KAYNAKLAR

- Adams, R.S., Jr. and P.Li, 1971. Soil properties influencing sorption and desorption of Lindane. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 35, 78-81.
- Agnihotri, N.P., S.Y. Pandey, H.K. Jain, and K.P. Srivastava. 1977. Persistence of Aldrin, Dieldrin, Lindane, Heptachlor and pp'-DDT in Soil. *J. Entomol. Res.* 1 (1), 89-91.
- Agosin, M., D. Michaeli, R. Miskus, S. Nagasawa, and W.M. Hoskins. 1961. A new DDT metabolizing Enzyme in the German Cockroach. *J. Econ. Entomol.*, 54 (2), 340-342.
- Akesson, N.B. and W.E. Yates. 1964. Problems to relating to application of agricultural chemicals and resulting drift residues. *Ann. Rev. Entomol.* 9, 285-318.
- Alexander, M. (1969). Microbial degradation and biological effects of pesticides in soil. *Soil Biology-Unesco-Liege (Belçika)*, s:209-240.
- Alexander, M., 1977. Pesticides. In : *Introduction to soil microbiology* (2nd ed.). John Wiley Sons., 438-456.
- Allan, J., 1955. Loss of biological efficiency of cattle-dipping wash containing BHC. *Nature*, 175, 1131-1132.
- Allen, N. R.L. Walker and L.C. Fife. 1954. Persistence of BHC, DDT and Toxaphene in soil the tolerance of certain crops to their residues. *Tech. Bull. U.S.D.A.*, 1090, 19.
- Anderegg, G., 1980. Kişisel yazışma. Beckman Inst. Analyt.SA., Morges(CH).
- Anonymous, 1975. US DDT ban has been beneficial. *New Sci.* 67 (967):659, *Pest. Abst.*, 1976, 5.
- Anonymous, 1975 a. DDT residues decline. *FDA Consum.* 9(5) : 23, *Pest. Abst.*, 1976, 3.
- Bailey, G.W. and J.L.White. 1964. Review of adsorption and desorption of organic pesticides by soil colloids, with implications concerning pesticides bioactivity. *J.Agr. Food Chem.*, 12, 324-332.
- Barker, P.S. and F.O.Morrison. 1965. The metabolism of DDT by *Proteus vulgaris*. *Can. J. Zool.* 43, 652-654.

- Barrows, H.L., J.H. Caro, W.H. Armiger and W.D. Edwards. 1970. Contamination of aerial contamination to the accumulation of dieldrin by mature Corn plants. Environ. Sci. Technol. 3, 261-263.
- Beall, M.L., Jr. and R.G. Nash. 1971. Organochlorine insecticide residues in soybean plant tops : Root vs. vapor sorption. Agron. J. 63, 460-464.
- Beland, F.A., S.Ö. Farwell, A.E. Robocker and R.D. Geer. 1976. Electrochemical reduction and anaerobic degradation of Lindan. J. Agric. Food Chem. 24 (4), : 753-756.
- Bixby, N.W., G.M. Boush and F. Natsumura. 1971. Degradation of Dieldrin to carbon dioxide by a soil fungus *Trichoderma koningi*. Bull. Environ. Toxicol., 6, 491-494.
- Bollen, W.B. 1961. Interactions between pesticides and soil microorganisms. Ann. Rev. Microbial. 15, 69-92.
- Bouyoucos, G.J., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soil. Agron. J., 54 (5), 464-465.
- Bowman, M.C., F. Acree, Jr., C.S. Lofgren and M. Beroza. 1964. Chlorinated insecticides : In aqueous suspensions containing mosquito larvae. Sci. 146, 1480-1481.
- Bölge Zırai Mücadele ve Karantina Başkanlığı Raporu. 1981. Klorlandırılmış hidrokarbonların bölgemizdeki durumu-Adana, Kişisel yazışma.
- Brooks, G.T., 1969 . Metabolism of diene organochlorine insecticides. Res. Rev. 27, 81-138.
- Brown, A.W.A. 1971. Pest resistance to pesticides. In : Pesticides in the Environment II. R. White-Stevens (ed.), Dekker, New York.
- Brown, A. W.A and R. Pal. 1971. Insecticides resistance in arthropods. WHO (pub), Spec. Copy, 81-85.
- Brown, J.R., L.Y. Chow and F.C. Chaz. 1975. Distribution of organochlorine pesticides in an agricultural environment, Holland, Marsh. Pestic. Monit. J. 9 (1), : 30-33.
- Brown, A.W.A. 1978. Insecticides and the Soil microflora. Ecology of Pesticides, A Wiley-Interscience pub. John Wiley Sons.

- Bruce, W.N., G.C. Decker and J. G. Wilson. 1966. The relationship of the levels of insecticide contamination of crop seeds to their fat content and soil concentration of Aldrin, Heptachlor and Their Epoxides. *J. Econ. Entomol.*, 59 (1), 179-181.
- Burke, J.A. and L. Guiffrida. 1964. Investigation of electron capture gas chromatography for the analysis of multiple chlorinated pesticide residues in vegetables. *JAOAC*, 47 (2), 326-342.
- Burke, J.A., 1965. Gas chromatography for pesticides residue analysis : Some practical aspects. *JAOAC*, 48 (5), 1037-1058.
- Camenzind, H., 1974. Bestimmung von chlorhaltigen insektizid. Galactina AG, Belp, 119.
- Carey, A.E. 1979. Monitoring pesticides in agricultural and urban soils of the USA. *Pestic. Mon. J.* 13 (1), 23-27.
- Caro, J.H., 1971. Comparaison of four extraction procedures for root-translocated dieldrin in maize, kale, alfalfa and Wheat. *J. Ass. Offic. Anal. Chem.* 54, 1113-1116.
- Caro, J.H., A.W. Taylor and E.R.Lemon. 1971. Measurement of pesticide concentrations in the air overlying a treated field, In *Proc. Inter. Symp. Iden. and Meas. of Environ. Pollut. Ottawa, Ontario/CANADA*, 72-77.
- C.A.S.T. (Council Agric. Sci. Technol). 1975. Chlordene and Heptachlor, CAST Rep. No, 47, *Pestic Abst.* (1976)-76-0612, 43.
- Castro, T.F. and T. Yoshida. 1974. Effects of organic matter on the biodegradation of some organochlorine insecticides in submerged soils. *Soil Sci. Plant Nut.*, 20 (4), 363-370.
- Chacko, C.I., J.L. Lockwood and M.Zabik. 1966. Chlorinated hydrocarbon pesticides : Degradation by microbes. *Science* 154, 893-895.
- Champion, D.F. and S.R. Olsen. 1971. Adsorption of DDT on solid particles. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 35, 887-891.

Cheshire, M.V. 1979. Nature and origin of carbonydrates in soils. Academic Press, 125-154.

Cheshire, M.V., Greaves, M.P. and Mundie, C.M. 1974. Decomposition of soil polysacbaide Journal of Soil Sci. 25, 483-498.

Chisholm, R.D., L.K. Koblitzky, T.E. Fahey ve W.E. Westlake. 1951. DDT residues in soil. J. Econ. Entomol. 43, 941.

Chisholm, R.D., L. Koblitsky. 1959. Trans. 24th Middle Am. Wildlife Conf., 118.

Clark, D.R., J.R., G.O. Martin and D.M. Swineford . 1975. Organochlorine insecticides residues in the free-tailed bat (*Tadarida brasiliensis*) at Bracken Gave, Texas. J. Mammal. 56, 429-443.

Cohen, J.M. and C. Pinkerton. 1966. Widespread translocation of pesticide by air transport and rain-out. In : Organic Pesticides in the Environment. Gould, R.F. (ed.). Advances in Chemistry Series No. 60. Amer. Chem. Soc., Washington, D.C., 163-176.

Cole, L.K., J.R. Sanborn and R.L. Metcalf. 1976. Inhibition of corn growth by Aldrin and the insecticides fate in the soil, air crop and Wildlife of a terrestrial model ecosystem. Environ. Ecol., 5(3), 583-5

Cope, O.B. and W.R.Bridges, 1963. U.S. Fish and Wildlife Circ., 167, 32, Edwards (1972)'den.

Corbett, J.R., 1974. The biochemical mode of action of pesticides. Academic Press, New York.

CCM. OCC. TOXICOL (Committee on Occupational Toxicology) 1970. Evaluation of the present status of DDT with respects to man. J. Amer. Med. Assoc. 212, 1055-1056.

Crockett, A.B., G.B. Wiersma, H.Tai, W.G.Mitchell, P.F. Sand and A.E. Carey. 1974. Pesticide residue levels in soils and crops, FY-70-National Soils Monitoring Program (II). Pestic. Monit. J. 8, 69-97.

Crosby, D.G., 1969. Ann. New York Acad. Sci. 160: 82-96, Helling ve çalışma ark. (1971)'den

- Çölaşan, E., 1967. Ortalama ve ekstrem kıymetler bülteni. Tarım Bakanlığı Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü, Ankara Basımevi, Ankara.
- Deichmann, W.B., 1973. The chronic toxicity of organochlorine pesticides in man. In : Pesticides and the Environment : A continuing controversy. Deichmann, W.B. (Ed.). Inter. Med. Book Corp., NewYork and London, 347-420, McEwen ve Stephenson (1979)'dan.
- Demole, M. 1972. Le point de vue du clinicien sur les pesticides contenus dans les aliments. Méd. et Hyg. 30, 877, 1-3.
- Derache, R. 1972. La biodégradation écologique des pesticides et le risque de pollution des aliments. Cah. Nut. Diét. VII (2) : 125-136.
- Dimond, J.B., G.Y.Belyea, R.E. Kadunce, A.S. Getchell and J.A.Blease. 1970. DDT residues in robins and earthworms associated with contaminated soils. Can. Entomol. 102, 1122-1129.
- Dobs, A.J. and C.Grant. 1980. Pesticide volatilization rates : A new measurement of the vapour pressure of PCP at room temperature. Pestic. Sci., 11, 29-32.
- Dommergues, Y. 1968. Degagement tellurique de CO_2 : mesure et signification. Rap. Gen. Ann. Ins. Pasteur, 115, 627-656.
- Duffy, J.R. ve N.Wong. 1967. Residues of Organochlorine insecticides and their metabolites in soils in The Atlantic Provinces of Canada. J. Agric. Food Chem. 15 (3), 457-464.
- Dustman, E.H. and L.F. Stickel. 1972. Pesticide residues in the ecosystem. In: Organic chemicals in the soil environment. C.A.I. Goring and J.W. Hamaker (eds.). M.Dekker, New York, 109-121.
- Edwards, C.A., S.D.Beck and E.P.Lichtenstein. 1957. Bioassay of Aldrin and Lindane in soil. J. Econ. Entomol., 50, 622-626.
- Edwards, C.A., 1966. Insecticides residues in soil. Residue Rev. 13, 83-132.
- Edwards, C.A., 1970. Persistent pesticides in the environment. CRC Press, Cleveland.

- Edwards, C.A. 1972. Insecticides:Organic chemicals in the soil environment II, M.Dekker Inc., 513-568.
- Edwards, C.A. 1973. Persistent pesticides in the environment (2nd ed.) CRC Press. Cleveland, Ohio, 170.
- Edwards, C.A. 1973 a. Pesticide residues in soil and water. In:Environmental pollution by pesticides. Edwards, C.A. (Ed.), Plenum Press, London New York, 409-458.
- Egan, H. and A.W. Hubbard. 1975. Analytical surveys of food. Br. Med. Bull. 31 (3) : 201-208.
- El Zorgani, G.A., 1975. Residues of DDT in cotton seed after spraying with DDT and Torbidan. Pestic. Sci. 6 (5). 457-460.
- Eno, C.F. and P.H.Everett. 1958. Effects of Soil applications of 10 chlorinated hydrocarbon insecticides on soil microorganisms and the growth of stringless black Valentine beans. Proc. Soil Sci. Soc. Amer., 22, 235-238.
- Epstein, E., W.J. Grant. 1968. Chlorinated insecticides in runoff water as affected by crop rotation. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., Vol.32: 423-426.
- FAO/WHO. 1968. Evaluations of some pesticide residues in food. Report of the joint meeting FAO/WHO in Rome, 4-11 December, 1967.
- FAO/WHO (Food and Agricultural Organization/World Health Organization). 1972. Pesticide residues in food. Report of the 1971 joint FAO/WHO Meeting. WHO Technical Report Series No. 502, 46.
- Farmer, W.J., K.Igue, W.F.Spencer and J.P. Martin. 1972. Volatility of organochlorine insecticides from Soil I. Effect of concentration, temperature, air flow and vapor pressure. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36, 443-447.
- Fisher, R.W. and A.Hikichi. 1971. Orchard Sprayers. Ontario Ministry Agriculture Food Publication 373, 44.

- Fleming, W.E., W.W. Maines ve L.W.Coles. 1951. Persistance of chlorinated hydrocarbon insecticides in turf treated to control the Japanese beetle. U.S. Dept. Agric. Bull. E. 829, Lichtenstein, 1959'dan.
- Fleming, W.E. and W.W. Maines. 1953. Persistence of DDT in soils of the Area infested by the Japanese Beetle. J.Econ. Entomol., 46, 445-449.
- Focht, D.D. and M.Alexander. 1971. Aerobic Co-metabolism of DDT analogues by Hydrogemonas. Science 170, 91-92.
- Fowkes, F.M., H.A. Benesi., L.B. Ryland, W.M.Sawyer, K.D.Detling, E.S. Loeffler, F.B.Folckemer, M.R. Johnson and Y.P. Sun. 1960. J.Agr. Food Chem. 8: 203-209.
- Freeman, H.P., A.W.Taylor and W.M.Edwards. 1975. Heptachlor and Dieldrin disappearance from a field soil measured by annual residue determinations. J. Agric. Food Chem., 23 (6), 1101-1105.
- Fredericksen, C.F. and J.H. Lilly. 1955. Measuring Wireworms reactions to soil insecticides by tagging with radioactive cobalt. J.Econ. Entomol., 48, 438-442.
- Fukuto, T.R. and J.J. Sims. 1971. Metabolism of insecticides and fungicides. Pesticides in the environment I. R. White-Stevens (Ed.), Dekker-New York.
- Gaeb, S., V.Saravanja and F.Korte. 1975. Irridation studies of Aldrin and Chlordene adsorbed on a Silicagel Surface. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13 (3), 301-306.
- Gallaher, P.J. and L. Evans. 1961. Preliminary investigation on the penetration and persistence of DDT under pasture New Zealand J. Agr. Res., 4, 446-475.
- Gambrell, F.L., H.Tashiro and G.L. Mack. 1968. Residual activity of chlorinated hydrocarbon insecticides in permanent turf for European Chafer control. J.Econ. Entomol., 61, 1508-1511.
- Guckert, A., P.Roger et F.Jacquin. 1968. Contribution à l'utilisation des techniques, radioisotopiques pour l'étude de la matière organique du sol. Bull. de l'ENSAIA de Nancy, Tome X- Fascicule I .

- Guenzi, W.D. and W.E. Beard. 1966. Movement and persistence of DDT and Lindane in soil columns. Agron. Abstr., 63.
- Guenzi, W.D. and W.E. Beard. 1967. Anaerobic biodegradation of DDT to DDD in soil. Science, 156, 1116-1117.
- Guenzi, W.D. and W.E. Beard. 1968. Anaerobic conversion of DDT to DDD and aerobic stability of DDT in soil. Soil Sci. Soc. Proc. Amer., 32(4), 522-525.
- Guenzi, W.D. and W.E. Beard. 1970. Volatilization of Lindane and DDT from soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 34, 443-447.
- Guenzi, W.D. and W.E. Beard. 1974. Volatilization of pesticides. In : Pesticides in soil and water W.D. Guenzi (ed.), Soil Sci. Soc. Amer., Inc., Publ., Wisconsin/USA, 107-122.
- Guenzi, W.D. and W.E. Beard. 1976. DDT degradation in flooded soils as related to temperature. J. Environ. Quality, 5 (4), 391-394.
- Güvençer, A., Türker, F. Çiftçi ve G. Körtürür, 1977. Süt. tereyağı ve hayvan doku yağlarında tarımsal ilaç bakiyelerinin araştırılması. TÜBİTAK VI. Bilim Kong., TÜBİTAK Yay. No. 407, 237-241.
- Güvençer, A. ve G. Önal. 1975. Süne (Eyraster Integriceps put.) mücadelesinde kullanılan ilaçların saman ve kavuz ve tanelerinde kalan bakiyelerinin araştırılması. Bitki Kor. Bül., 15 (4) : 185-202.
- Hamaker, J.W. 1972. Decomposition : Quantitative aspects. In : C.A.I. Goring and J.W. Hamaker (ed.). Organic chemicals in the soil Environment, Marcel Dekker, Inc., New York, 255-340.
- Harris, C.R. and E.P. Lichtenstein, 1961. Factors affecting the volatilization of insecticidal residues from soils. J. Econ. Entomol., 54, 1038-1045.
- Harris, C.R., 1964. Influence of soil type and moisture on the toxicity of insecticides in soils to insects. Nature, 202, 724.
- Harris, C.R. and J.H. Mazurek. 1966. Laboratory evaluation of candidate materials as potential soil insecticides. J. Econ. Entomol., 59, 1215-1221.

- Harris, C.R., W.W.Sans and J.R.W. Miles. 1966. Explatory studies on concurence of organochlorine insecticide residues in agricultural soils in southwestern Ontario. J. Agric. Food Chem. 14, 398-403.
- Harris, C.I. 1969. Movement of pesticides in soil. J.Agr. Food Chem. 17, 80-82.
- Harris, C.R. and W.W. Sans. 1971. Insecticides residues in soils on 16 farms in south-western Ontario. 1964, 1966, 1966 and 1969. Pestic. Monit. J. 5, 259-267.
- Harris, C.R., R.A.Chapman and J.R.W.Miles. 1977. Insecticides residues in soils on fifteen farms in southwestern Ontario. 1964-1974. J. Environ. Sci. Health, B 12, 163-177.
- Hartley, G.S., 1969. Evaporation of pesticides. In: R.F. Gould (ed.), Pesticidal formulations research. Physical and colloidal chemical aspects. Advan. Chem. 86, 115-134.
- Heeschen, W., A.Blüthgen und A. Tolle. 1978. Fremdstoffe in der muttermilch. Symposium in Bad Nauheim, Juli 1977. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Helling, C.S., P.C.Kearney and M. Alexander. 1971. Behaviour of pesticides in soils. Adv. in Agron. 23, 147-229.
- Hızalan, E ve H. Ünal. 1966. Toprakta önemli kimyasal analizler. A.Ü. Ziraat Fak. Yayınları.
- Hızalan, E. 1969. Toprak etüd ve haritalama I. Ankara Üni. Ziraat Fak. Yayın., 379, Ders Kitabı, 135.
- Jenkinson, D.S. 1971. Studies on the decomposition of ^{14}C labelled organic matter in soil. Soil Sci. 111, 64-69.
- Kacar, B. 1965. Çukurova Bölgesi topraklarının bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri. A.Ü. Ziraat Fak. Yıllığı, 17-45.
- Karickhof, S. 1981. On the sorption of neutral organic solutes in soils. J. Agr. Food Chem, 29 (2) 425-426.
- Kaufman, D.D., 1974. Degradation of pesticides by soil microorganisms. In: Pesticides in Soil and water, W.D.Guenzi (ed.), Soil Science Society of Amer., Inc., Pub., Madison, Wisconsin USA, 133-202.

- Kay, B.D. and D.E. Elrick. 1967. Adsorption and movement of Lindane in soils. Soil Sci., 104 (5), 314-322.
- Kearney, P.C., R.G. Nash and A.R. Isensee. 1969. Persistence of pesticides residues in Soil. In: M.W. Miller and G.G. Berg (ed.), Chemical Fallout: Current research on persistent pesticides. Charles C. Thomas, Pub. Springfield, III.
- Kearney, P.C., J.R. Plimmer and C.S. Helling. 1969 a. Soil Chemistry of pesticides. In A. Stenden (ed.) Kirk-Othmer Encyclopedia of Chem. Tech. 2nd ed., 18, 515-540, Wiley, New York.
- Kanaga, E.E. 1972. Guidelines for environmental study of pesticides : Determination of bioconcentration potential. Res. Rev. 44, 73-113.
- Khan, M.A.Q., M.L. Gassman and S.H. Ashrafi. 1975. Detoxification of pesticides by biota In : Environmental dynamics of pesticides. Haque. R. and V.H. Freed (eds.). Plenum Press, New York and London, 289-329.
- Kincaid, R.R., F.E. Guthrie, R.D. Chisholm, L. Koblitsky, F.S. Chamberlain, L.M. May and C.F. Eno, 1960. Tobacco Sci. NY. 151 (18), 173.
- Koch, R. and K. Strobil. 1977. Contamination of waters with organochlorine insecticides. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 5 (3) : 243-250, Pest. Abst., 1978, 706.
- Konar, A., 1977. Çukurova Bölgesinde üretilen süt ve süt mamüllerinde organoklorlu mücadele ilaç kalıntıları üzerinde araştırmalar. TÜBİTAK-TOAG Proje No. 282, Ç.Ü. Ziraat Fak., Gıda Bil. ve Tek. Bl. (Yayınlanmamış).
- Kuhr, R.J., A.C. Davis and J.B. Bourke. 1974. DDT residues in soil, water and fauna from New York apple orchards. Pestic. Monit. J. 7, 200-204.
- Kunze, G.W., 1972. Pesticides and clay minerals. In : Pesticides and their effects on soil and water, Soil Sci. Soc. Amer (Publ.), 49-70.

- 117
- Lafleur , K.S. 1980. Loss of pesticides from Congaree sandy loam with time : Characterization. Soil Sci. 130 (2), 83-87.
- Lichtenberg, J.J., J.W. Eichelberger, R.C. Dressman and J.E. Longbottom. 1970. Pesticides in surface waters of the United States-a 5 year summary. 1964-1968. Pestic. Monit. J. 4, 71-86.
- Lichtenstein, E.P. 1957. A survey of DDT accumulation in midwestern orchards and crop soils treated since 1945. J. Econ. Entomol. 50, 545-547.
- Lichtenstein, E.P. 1958. Movement of insecticides in soils under leaching and non-leaching conditions. J. Econ Entomol. 51, 380-383.
- Lichtenstein, E.P. and J.B. Polivka. 1959. Persistence of some chlorinated hydrocarbon insecticides in turf soils. J. Econ. Entomol., 52(2), 289-292.
- Lichtenstein, E.P., L.J. De Pew, E.L. Eshbaugh ve J.P. Slesman. 1959. Persistance of DDT, Aldrin and Lindane in some Midwestern soils. J. Econ. Entomol. 53 (1), 136-140.
- Lichtenstein, E.P. and K.R. Schulz. 1959. Breakdown of Lindane and Aldrin in soils. J. Econ. Entomol. 52, 118-124.
- Lichtenstein, E.P. 1960. Insecticidal residues in various crops grown in soils treated with abnormal rates of Aldrin and Heptachlor. J. Agric. Food chem., Vol. 8, 448-451.
- Lichtenstein, E.P. and K.R. Schulz. 1960. Epoxidation of Aldrin and Heptachlor in soils as influenced by autoclaving, moisture and soil types. J. Econ Entomol. 83, 192-197.
- Lichtenstein, E.P. and K.R. Schulz. 1961. Effect of soil cultivation, soil surface and water on the persistance of insecticide rezidues in soil. J. Econ. Entomol. 54, 517-522.
- Lichtenstein, E.P, C.H. Mueller, G.R. Myrdal and K.R. Schulz. 1962. Vertical distribution and persistence of insecticidal residues in soils as influenced by mode of application and cover crop. J. Econ. Entomol., 55, 215-219.

- Lichtenstein, E.P. 1965. Persistence and behaviour of pesticidal residues in soils and their translocation into crops. Reports of XII inter. Congres of Entomology, 555-556.
- Lichtenstein, E.P. and K.R. Schulz. 1965. Residues of Aldrin and Heptachlor in soils and their translocation into various crops. J. Agr. Food Chem. 13, 57-63.
- Lipke, H. and C.W. Kearns. 1960. Advan Pest Cont., Res. 3, 253-287. Helling ve çalışma ark., (1971)'den.
- Liss, P.S. and P.G. Slater. 1974. Flux of gases across the air-sea interface. Nature 247, 181-184.
- Lopez-Gonzalez, J.D., M.A. Banares-Munoz and A. Jimenez Lopez. 1975. The decomposition of DDT by some metallic oxides. An. Quim. 71(5), 482-487, Pestic. Abst. (1976), 382.
- Lopez-Gonzalez, J. De D., C. Valenzuela-Calahorro, A. Navaret-Guijosa, and A.G. Rodriguez. 1977 a. Kinetics of retention of DDT by Na-Montmorillonite. Ann. Quim., 73 (4), 504-507. Pestic Abst. (1978), 78-0246, 52.
- Lopez-Gonzalez, J.D., C. Valenzuela-Calahorro and A. Guijosa. 1977 b. Retention of DDT and DEE by vermiculite. An. Edaphol. Agrobiol. 36 (9-10): 967-977, Pestic. Abst. (1978), 706.
- Lord, K.A., C.G. Helene, M.M. De Andrea and E.F. Ruegg. 1979. Sorption and movement of pesticides on the layer plates of Brazilian soils. Arg. do. Ins. Biol., 45 (1), 45-52.
- Lotse, E.G., D.A. Graetz, G. Chesters, G.B. Lee and L.W. Newland. 1968. Lindane adsorption by lake sediments. Environ. Sci. Tech., 2, 353-357.
- Luke, M.A., J.E. Froberg and H.T. Masumoto. 1975. Extraction and cleanup of organochlorine, organophosphate, organonitrogen and hydrocarbon pesticides in produce for determination by GLC. JAOAC, 58(5), 1020-1026.
- Mac Kay, D. and P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technologie 9, 1178-1180.

- Mac Namara, G. and S.J.Toth. 1970. Adsorption of Linuron and Malathion by soils and Clay minerals. Soil Sci., 109 (4), 234-240.
- Mac Rae, I.C., K.Kaghu and E.M.Bautista. 1969. Anaerobic degradation of the insecticides Lindane by clostridium spp. Nature, 221, 859-860.
- Madarie, A., I.Pajed and V.Doktorova. 1975. Contamination of food chain by chlorinated insecticides in Eastern Slovakia. Cesk. Hyg. 20 (8), 369-376.
- Martin, J.P., R.B.Harding, G.H. Cannell and L.D. Anderson. 1959. Influence of five annual field applications of organic insecticides on soil biological and physical properties. Soil Sci., 87, 334-338.
- Martin, J.P. 1963. Influence of pesticide residues on soil microbiological and chemical properties. Res. Rev. 4, 96-129.
- Martin, H. 1968. Pesticide manual. British Crop Protection Council (ed.).
- Martin, J.P. 1972. Influence of pesticides on soil microbes and soil properties. In : Organic Chemicals in the soil Environment. Goring. C.A.I and J.W. Hamaker (eds). M.Dekker, New York. 95-108.
- Matsumura, F., G.M.Boush and A.Tai. 1968. Breakdown of dieldrin in the soil by a mikroorganism. Nature, 219, 965-967.
- Matsumura, F., V.G.Khanvilkar, K.C.Patil and G.M.Boush. 1971. Metabolism of Endrin by Certain soil microorganisms. J. Agric. Food Chem., 19 (1), 27-31.
- Matsumura, F., 1975. Degradation of DDT in soils and in cultures of microorganisms. Brown (1978)'den, 98.
- Mc Ewen, F.L. ve G.R.Stephenson. 1979. The Use and significance of pesticides in the environment. John Wiley and Sans, Inc-Inter-Science publication-USA.
- Mendel, J.L. and M.S. Walton. 1966. Conversion of pp'-DDT to pp'-DDD by intestinal flora of the rat. Science 151, 1527-1528.

- Mendel, J.L., A.K. Klein, J.T. Chen and M.S. Walton. 1967. Methabolism of DDT and some other chlorinated organic compounds by *Aerobacter aerogenes*. J. Ass. Offic. Anal. Chem. 50, 897-903.
- Menzie, C.M., 1969. U.S., Fish Wildl. Serv., Spec. Sci. Rep. 127. Helling ve çalışma ark. (1971)'den.
- Mermut, A. 1975. Toprak tasviri rehberi. A.Ü. Ziraat Fak. Toprak Bilgisi Kürsüsü yayınları, Ankara.
- Miles, J.R.W., C.M. Tu and C.R.Harris. 1969. Metabolism of Heptachlor and its degradation products / ^{by} soil microorganisms. J.Econ.Entomol., 62 (6), 1334-1338.
- Miles, J.R.W. and C.R. Harris. 1971. Insecticide residues in a stream and controlled drainage system in agricultural areas of southwestern Ontario. Pestic. Monit. J., 5, 289-294 .
- Milhaud, G.A. Bechade and L. Pinault. 1974. Relation entre la contamination du lait et la contansination de la nourriture des animaux par les insecticides organo-chlorés. Bull. Acad. Vet. France 47 (7), 361-366.
- Mills, A.C. and J.W. Biggar. 1969 a. Adsorption of Gamma-BHC from solution on several selected adsorbents. J. Agr. Food Chem. 17 (3), 604-608.
- Mills, A.C. and J.W. Biggar. 1969 b. Solubility-temperature effect on the adsorption of gamma-and beta-BHC from aqueous and hexan solutions by soil materials. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 33. 210-216.
- Munsell Color Comp., Inc., 1954. Munsell Soil Color Charts, Baltimore.
- Nash, R.G. and E.A. Woolson. 1967. Persistence of Chlorinated hydrocarbons insecticides in soils. Science, 157, 924-927.
- Nash, R.G. and E.A. Woolson. 1968. Distribution of chlorinated insecticides in cultivated soil. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 32, 525-527.
- Nash, R.G., M.L.Beall, Jr. and E.A.Woolson. 1970. Plant uptake of chlorinated insecticides from soils. Agron. J. 62, 369-372.
- Nash, R.G. and W.G. Harris. 1972. Soil moisture influence on treatment and extraction of DDT from soils. JAOAC, 55 (3), 532-536.

- Nash, R.G., W.G. Harris, P.D. Ensor and E.A. Woolson. 1973. Comparative extraction of chlorinated hydrocarbon insecticides from soils 20 years after treatment. JAOAC, 56 (3), 728-732.
- Nash, R.G., 1974. Plant uptake of insecticides, fungicides and fumigants from soils In : Pesticides in soil^{and} Water, Ed. by Soil Sci. Soc. Amer. Inc., publ., Madison, Wisconsin USA., 257-311.
- NAS (National Academic Science). 1971. Chlorinated hydrocarbons in the marine environment. Nat. Ac. Sci. Washington, D.C..
- NAS (National Academic Science). 1975. Contemporary pest control practices and prospects. Vol. 1. Nat. Acad. Sci., Washington, D.C.
- NRC (National Research Council). 1974. Chlordane : Its effects on Canadian ecosystems and its chemistry. Nat. Res. Coun. Can. No. 14094.
- NRC (National Research Council). 1975. Endosulfan : Its effects on environmental quality. Res. Coun. Can. No. 14098.
- Nuns, F.K. 1956. Work plans for soil survey of the Seyhan Delta Area. TA Project. 77-149. Usom/TURKEY.
- O'Brien, R.D., 1967. Insecticides. Action and Metabolism. Academic Press, New York. 322.
- Orgill, M.M., G.A. Schmel and M.R. Petersen. 1976. Some initial measurements of airborne DDT over Pacific Northwest forests. Atmos. Environ. 10, 827-834.
- Owen, R.B. Jr., J.B. Dimond and A.S. Getchell. 1977. DDT : Persistence in Northern Spodosols. J. Environ. Quality 6 (4), 359-360.
- Özbek, H., U. Dinç ve S. Kapur. 1974. Çukurova Üniversitesi yerleşim sahası topraklarının detaylı etüd ve haritası. Ç.Ü. Ziraat Fak. Yayınları No. 73, Adana.
- Parlar, H. and F. Korte. 1977. Photoreactions of cyclodiene insecticides under simulated environmental conditions. Chemosphere 6(10), 665-705.
- Parr, J.F. 1974. Effect of pesticides on microorganisms in soil and water. In: Pesticides in soil and water. Soil Science Soc. of Amer., Madison, Wisconsin, 315-340.

- Pathak, A.N., H.Shankar and K.S. Awasthi. 1961. Effects of some pesticides on available nutrients and soil microflora. J. Indian Soc. Soil Sci., 9, 197-200.
- Peng, C.T., 1977. Sample preparation in Liquid Scintillation Counting. The Radiochemical Centre, Amersham (UK), review No. 17.
- Perry, A.S. 1960. Pest resistance to pesticides. Misc. Publ. Entomol. Soc. Amer., 2, 119.
- Peterson, J.R., R.S. Adams, Jr. and L.K. Cutkomp. 1971. Soil properties influencing DDT bioactivity. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 35, 72-78.
- Pickett, A.D. ve N.A. Patterson (1963). Arsenates : Effects on fecundity in some Diptera. Science, 140, 493-494.
- Pionke, H.B., G.Chesters and D.E. Armstrong. 1968. Extraction of chlorinated hydrocarbon insecticides from soils. Agr. Jour. 60, 289-292.
- Phillips, D.D., Pollard. G.E. and S.B. Soloway. 1962. Thermal isomerization of Endrin and its behaviour in Gas chromatography. Agr. Food chem. 10 (3) : 217-221.
- Plimmer, J.R. U.I. Klingebiel. and B.E. Hummer. 1970. Photooxidation of DDT and DDE Science, 167, 67-69.
- Richard, J.J., G.J. Funk, M.J. Avery, N.L. Nehring, J.S. Frite and H.V. Svec. 1975. Analysis of various Iowa waters for selected pesticides: atrazine, DDE and dieldrin - 1974 Pestic. Monit. J. 9, 117-123.
- Richardson, E.M. and Epstein. 1971 Retention of three insecticides on different size soil particles suspended in water. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 35. 884-887.
- Roberts, R.J., 1963. Availability of Dieldrin to Adult Blissus Leucoptera and larval Cyclocephala immaculata in treated sand, loam and duck soils. J. Econ. Entomol., 56, 781-785.
- Ross, R.D. and D.G. Crosby. 1975. The photooxidation of Aldrin in water. Chemosphere, 4 (5), 277-282.

- Siddaramappa, R. and N. Sethunathan. 1975. Persistence of gamma-BHC and beta-BHC in Indian Rice soils under flooded conditions. Pestic. Sci., 6 (4), 395-403.
- Siddaramappa, R and N. Sethunathan. 1976. Volatilization of Lindane from water in soil, free and flooded soil systems. J. Environ. Sci. Health B 11 (2), 119-127.
- Simon-Sylvestre, G. and J.C. Fournier. 1979. Effects of pesticides on the soil microflora Adv. in Agron., 31, 1-91.
- Soil Survey Staff. 1975. Soil Taxonomy, A basic System of soil classification for making and interpreting soil surveys, Ag. Handbook No. 436. USDA. SCS. Washington. D.C.
- Sørensen, L.H., 1975. The influence of clay on the rate of decay of amino acid metabolites synthesized in soils during decomposition of cellulose. Soil Biol. and Biochem., 7, 171-177.
- Spencer, W.F., M.M. Cliath and W.J. Farmer. 1969. Vapor density of soil-applied Dieldrin as related to soil-water content, temperature and Dieldrin concentration. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33, 505-511.
- Spencer, W.F. 1970. Distribution of pesticides between soil, water and air. In: Pesticides in the Soil : Ecology, degradation and Movement. Mich. State Univ., East Lansing. Mich., 120-128.
- Spencer, W.F. 1975. Movement of DDT and its derivatives into the atmosphere Residue Rev. 59, 91-117.
- Stewart, D.K.R. and K.G. Cairns. 1974. Endosulfan persistence in soil and uptake by potato tubers. J. Agric. Food Chem. 22, 984-986.
- Steele, T.G., 1967. Soil survey interpretation and its use. FAO. Soils Bull. 8.
- Steel, R.G.D. and J.H. Torrie. 1960, Principles and Procedures of Statistics. McGraw-Hill Comp., Inc.
- Stevens, L.T., C.W. Collier and D.M. Woodham. 1970. Monitoring pesticides in soils from areas of regular, limited and no pesticide use. Pestic. Monit J. 4, 145-166.

- Sticher, H., 1980. Methoden der boden-analyse. C4: Bestimmung der organischen substanz. ETHZ-ILW, Zürich.
- Supelco, Inc. 1976. PCBs and interference from chlorinated pesticides. Bull. 761 A, Crans (CH).
- Suzuki, M., Y.Yamato and T. Watanabe. 1975. Persistence of BHC and dieldrine residues in field soils. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14(5), 520-529.
- Swanson, C.L., W.F.C. Thorp and R.B. Friend. 1954. Adsorption of Lindane by soils. Soil Sci., 78, 379-388.
- Tarrant, K.R. and J. O'G.Tatton. 1968. Organochlorine pesticides in rainwater in the British Isles. Nature 219, 225-727.
- Temizer, A. 1980. Seyhan barajı sulama bölgesi yüregir ve Tarsus ovaları sulama drenaj ve kuyu suları ile topraktaki kalıcı insektisit bakteriyeleri üzerinde araştırmalar I.Uluslararası Zirai Mücadele İlaçları Simpozyumu. Zirai Mücadele ve Karantina Genel Müdürlüğü Basımevi, Ankara.
- Terriere, L.C. and D.W. Ingalsbe. 1953. Translocation and residual action of soil insecticides. J. Econ. Entomol., Vol. 46: 751-753.
- Thompson, A.R. 1970. Effects of nine insecticides on the number and biomass of earthworms in pasture. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 5, 577-586.
- Tok, H.H. 1975. Etude de la biodegradation des polysaccharides en présence de substrats minéraux. Thèse de Spécialité, INP (ENSAIA), Nancy.
- Tok, H.H. et H.Sticher. 1980. Influence de L'adjonction du DDT et du Lindane sur l'ammonification et la nitrification dans les sols de La région de Çukurova. ETH-ILW/Zürich (Inédit).
- Tu, C.M., J.R.Miles and C.R. Harris. 1968. Soil microbial degradation of Aldrin. Life Science, 7, 311-323.
- Tu, C.M., and J.R.W.Miles. 1976. Interactions between insecticides and soil microbes. Res. Rev. 64, 17-45.
- Turner, N. 1963. Conn. Agr. Exptl. Sta. Bull. 655, 1-36, Edwards (1972) 'den.

- URBAN SOILS MONITORING PROGRAM. 1979. Pesticide residue concentrations in five United State Cities. 1971. Pestic. Monit. J. 13 (1), 17-22.
- U.S.SALINITY LABORATORY STAFF. 1954. Saline and alkali soils. Agriculture Handbook 60, USDA.
- Van Middeltem, C.H. 1971. Assay procedures for pesticide residues. In. Pesticides in the environment, R. White-Stevens (ed.), Dekker, New York, 309-409.
- Vuori, E., H. Tylinen, P. Kuitunen and A. Paganus, 1977. The occurrence and origine of DDT in human milk. Acta paediatr. Scand. 66 (6) 761-765.
- Wahid, P.A and N.Sethunathan. 1979. Sorption-desorption of α , and isomers of HCH in soils. J. Agr. Food Chem., 27 (5), 1050-1053.
- Wahid, P.A. and N.Sethunathan. 1981. On the Sorption of neutral organic solutes in soils. J. Agr. Food Chem., 29 (2), 425-426.
- Watanabe, I. 1977. Pentachlorophenol-decomposing and PCP-tolerant bacteria in field soil treated with PCP. Soil Biol. Biochem., 9, 99-103.
- Wauchope, R.D. 1978. The pesticides content of surface water draining from agricultural fields. Southern Weed Sci. Lab., SEA, Federal Res., Stoneville, Mississippi 38776/USA.
- Wedemeyer, G. 1968. Partial hydrolysis of dieldrin by *Aerobacter aerogenes*. App. Microbiol. 16, 661-662.
- Wessel, J.R. 1971. Pesticide residues in foods. N.Y. State Agr. Expt. Sta. Special Report No. 9.
- Wheatley, G.A. 1965. The persistence, accumulation and behaviour of organochlorine insecticides in soil. XII th Inter. Cong. Entomol., 556-557.
- Wheatley, G.A. 1973. Pesticides in the atmosphere In : Environmental pollution by pesticides. Edwards, C.A (Ed.) Plenum Press, London NewYork, 365-408.

- WHO (World Health Organization). 1973. safe use of pesticides. WHO Technical Report Series No. 513, 42-43.
- Wiemeyer, S.N., A.A. Belisle and F.İ. Gramlich. 1978. Organochlorine residues in potantial food items of Maine bald eagles. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19(1) , 64-72.
- Willis, G.H., J.F. Parr and S.Smith. 1971. Volatilization of soil-applied DDT and DDD from flooded and non-flooded plots. Pestic. Monit. J., 4, 204-208.
- Wolfe, N.L., R.G. Zepp, D.F. Paris, G.L.Baugman and R.C.Hollis, 1977. Methoxyclor and DDT degradation in water : Rates and products. Environ. Sci: Technol. 11(2), 1077-1081.
- Yaron, B., A.N.R. Swoboda and G.W. Thomas. 1967. Aldrin adsorption by soil and clays. J. Agr. Food Chem., 15, 671-675.
- Yeşilsoy, M.Ş. ve N.Güzel. 1978. Adana ve İçel il sınırları içinde yaygın bazı önemli toprak serilerinin toprak fiziksel özellikleri ve kil mineralojisi. Ç.Ü.Z.F. Yayın No. 114.
- Yiğit, V. 1976. Türk tütünlerinde organoklorlu pestisit kalıntıları. TÜBİTAK Pr No. 2815, Yayın No. 15, 1-21.
- Yoshida, T. and T.F. Castro, 1970. Degradation of gamma-BHC in rice soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34, 440-442.
- Young, W.R. and W.A. Rawlins, 1958. Persistence of Heptachlor in soils. J. Econ. Entomol., 51, 11-18.
- Yule, W.N., M.Chiba and H.Y.Morley. 1967. Fate of insecticides residues. Decomposition of Lindane in soil. J. Agric. Faad chem. 15, 1000-1004.
- Zirai Mücadele ve Karantina Başkanlığı Raporları, Adana. 1975, 1976, 1977 ve 1978. T.C.Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, Bölge Zirai Mücadele ve Karantina Başkanlığı, Adana.

EK ÇİZELGELER

Ek Çizelge 1. Araştırma alanı toprak profillerine ilişkin morfolojik tanımlamalar.

OYMAKLI SERİSİ

Yeri : Tarım Topraksu Sulu Ziraat Araştırma Enstitüsü
Eğitim merkezinin 1200 m güneyinde yol üzerinden
1 km güney-doğu.

Fizyografi : Delta tabanı

Eğim : % 0-1

Ana madde : Alluvial

Erozyon : Yok

Drenaj : Yetersiz

Bitki örtüsü : İşlenmiş pamuk tarlası

Horizon	Derinlik (cm)	Tanımlama
A _p	0-18	Koyu grimsi kahverengi (10 YR 4/2, nemli) killi tın; orta, orta, granüler strüktürlü, az sert, gevrek, yapışkan ve plastik, saçak kök, çok kalkerli, dalgalı geçişli sınır.
A ₁₂	18-40	Koyu kahverengi (10 YR 3/3, nemli) killi tın; kuvvetli, orta, köşeli blok strüktürlü, az sert, gevrek, yapışkan ve plastik; saçak kök, çok kalkerli, geçişli dalgalı sınır.
A ₁₃	40-72	Koyu sarımsı kahverengi (10 YR 5/4, nemli) siltli killi tın; kuvvetli, orta, köşeli blok strüktürlü, az sert, gevrek, yapışkan ve plastik; seyrek saçak kök, çok kalkerli, geniş çatlaklar- dan dökülen koyu renkli materyaller, kesin dal- galı sınır.

ÇANAKÇI SERİSİ

Yeri : Topraksu Sulu Ziraat Araştırma Enstitüsü binalarının
250 m güney-doğusu.

Fizyografya : Delta tabanı

Eğim : % 0-1

Ana madde : Alluvial

Erozyon : Yok

Drenaj : İyi

Bitki örtüsü : İşlenmiş pamuk tarlası

<u>Horizon</u>	<u>Derinlik (cm)</u>	<u>Tanımlama</u>
A _p	0-15	Koyu kahverengi (7,5 YR 3/2, nemli) killi tın; orta, orta granüler strüktürlü; dağılgan, gevrek, az yapışkan ve az plastik; sık ana ve saçak kök, kalkerli, dalgali geçişli sınır.
A ₁₂	15-35	Koyu kahverengi (7,5 YR 3/2, nemli), killi, kuvvetli, orta, köşeli blok strüktürlü, dağılgan, gevrek, az yapışkan ve az plastik, ana ve saçak kök, çok kalkerli, sık sık görülen sarı oksidasyon lekeleri, belirli devrelerden içeriye dökülen daha koyu renkli materyallerin oriyantasyonu, dalgali geçişli sınır.
A ₁₃	35-55	Kahverengi koyu kahverengi (7,5 YR 4/2 nemli), killi, kuvvetli, orta, köşeli, blok strüktürlü, dağılgan gevrek, az yapışkan ve az plastik, ana ve saçak kök, çok kalkerli, yaygın sarı oksidasyon lekeleri, dalgali geçişli sınır.

ARIKLI SERİSİ

Yeri : Adana-Karataş yolunun 16 km'sinde yolun 500 m batısında
da Zirai Araştırma Enstitüsünün 1 km kuzey batısı.

Fizyografya : Delta tabanı

Eğim : % 0-1

Ana madde : Alluvial

Erozyon : Yok

Drenaj : Yetersiz

Bitki örtüsü : İşlenmiş pamuk tarlası

<u>Horizon</u>	<u>Derinlik (cm)</u>	<u>Tanımlama</u>
A _p	0-15	Koyu grimsi kahverengi (10 YR 4/2, nemli) killi, bileşik kuvvetli, orta, köşeli blok ve orta, küçük granüler strüktürlü, sert, hafif sıkı, yapışkan ve plastik, yoğun saçak ve ana kök, çok kalkerli, dalgalı geçişli sınır.
A ₁₂	15-37	Çok koyu grimsi kahverengi (10 YR 3/2 nemli), killi, kuvvetli, orta, köşeli blok strüktürlü, sert, hafif sıkı, yapışkan ve plastik, yoğun saçak ve ana kök, çok kalkerli, kurak devrelerde çatlaklardan dökülmüş organik maddece zengin materyaller, dalgalı geçişli sınır.
A ₁₃	37-57	Koyu kahverengi (10 YR 4/3, nemli) killi tın, kuvvetli orta, köşeli, blok strüktürlü sert, sıkı, yapışkan ve plastik, saçak kök, çok kalkerli, çatlaklarda görülen organik maddece zengin materyaller, dalgalı geçişli sınır.

İNCİRLİK SERİSİ

Yeri	: Adana-Ceyhan karayolunun 12.5 km'sinde, yolun 500 m güneyi.
Fizyografya	: Delta tabanı
Eğim	: % 0-1
Ana madde	: Alluviyal
Erozyon	: Yok
Drenaj	: Yetersiz
Bitki örtüsü	: İşlenmiş pamuk tarlası

<u>Horizon</u>	<u>Derinlik (cm)</u>	<u>Tanımlama</u>
A _p	0-20	Kahverengi-koyu kahverengi (7,5 YR 4/2,nemli), killi, orta, orta granüler strüktürlü, sert,sıkı, yapışkan ve plastik, sık ana ve seyrek saçak kök, orta kalkerli, 01 ile 1,0 cm çapında kireç çertle-ri, dalgalı geçişli sınır.
A ₁₂	20-34	Kahverengi-koyu kahverengi (7,5 YR 4/2,nemli) killi, kaba, orta köşeli blok, strüktürlü, sert, sıkı, yapışkan ve plastik, seyrek ana kök, orta kalkerli, kireç çertleri,dalgalı geçişli sınır.
A ₁₃	34-50	Koyu kahverengi (7,5 YR 3/2, nemli) killi, masif strüktürlü, sert,sıkı, yapışkan ve plastik, orta kalkerli, 0,5-2,0 cm çapında sık görülen pas lekeleri (7,5 YR 5/4), dalgalı geçişli sınır.

YENİCE SERİSİ

Yeri : Adana-Tarsus karayolunun 22 km'sinde Arıklı köyünün
1 km güneyi, anayolun , sol yanı.

Fizyografya : Delta tabanı

Eğim : % 0-1

Ana madde : Alluvial

Eroz. on : Yok

Drenaj : Yetersiz

Bitki örtüsü : İşlenmiş pamuk tarlası

<u>Horizon</u>	<u>Derinlik (cm)</u>	<u>Tanımlama</u>
A _p	0-24	Grimsi kahverengi (10 YR 5/2, nemli) killi bileşik kaba, köşeli blok ve orta, orta, granü- ler strüktürlü, sert, sıkı, yapışkan ve plastik yoğun saçak kök, çok kalkerli, dalgalı geçişli sınır.
A ₁₂	24-48	Koyu grimsi kahverengi (10 YR 4/2, nemli)kil- li, kuvvetli, kaba, köşeli blok strüktürlü,sert, sıkı, yapışkan ve plastik, çok kalkerli,dalgalı geçişli sınır.
A ₁₃	48-90	Grimsi kahverengi (10 YR 5/2, nemli) killi, kuvvetli, kaba, köşeli blok strüktürlü, sert, sıkı, yapışkan ve plastik, çok kalkerli, dalgalı geçişli sınır.

MİSİS SERİSİ

Yeri	: Adana-Ceyhan karayolunun 25 km'sinde anayolun sağın- dan 500 m güney
Fizyografya	: Yüksek deniz terası
Eğim	: % 1-2
Ana madde	: Miosen kireç taşı
Erozyon	: Yok
Drenaj	: İyi
Bitki örtüsü	: İşlenmeye hazır pamuk tarlası

<u>Horizon</u>	<u>Derinlik (cm)</u>	<u>Tanımlama</u>
A _p	0-10	Kırmızımsı kahverengi (5 YR 4/3, nemli) killi tın, orta, kuvvetli, granüler strüktürlü, dağıl- gan, gevrek, yapışkan ve plastik, seyrek saçak kök, kalkersiz, yüzeyde 0,1-10,0 cm çapında kireç taşları, dalgali geçişli sınır.
A ₁₂	10-26	Kırmızımsı kahverengi (5 YR 4/3, nemli) killi, orta, kuvvetli, köşeli blok strüktürlü dağılgan, gevrek, yapışkan ve plastik, az kalkerli, 0,1-1,0 cm çapında sık görülen kireç çeşitleri, dalgalı geçişli sınır.
A ₁₃	26-36	Kırmızımsı kahverengi (5 YR 4/4, nemli) killi, kaba, köşeli blok strüktürlü, dağılgan, gevrek, yapışkan ve plastik, az kalkerli, kireç çertleri, parlak kil sürtünme yüzeyleri, dalgali geçişli sınır.

Ek Çizelge 2. ^{14}C -DDT ve ^{14}C -Lindana ilişkin mineralizasyon oranlarının (%) zamana bağımlı olarak değişimi.

Toprak	İşlem	Zaman (gün)																		Σ
		2(*)	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	33	36		
OYMAKLI	DDT _O	-	0,05	0,11	0,48	0,52	0,79	0,78	0,92	0,91	0,85	0,77	0,71	0,66	0,71	0,46	0,67	0,94	10,33	
	DDT _G	-	1,05	1,76	4,77	2,65	2,17	1,58	1,23	1,05	1,31	1,36	1,11	0,66	0,49	0,48	0,50	0,48	22,65	
	DDT _S	-	0,21	0,54	1,50	2,19	2,12	1,76	1,88	1,22	1,51	1,37	1,13	1,10	0,84	0,74	0,79	0,76	19,66	
	L _O	-	0,08	0,47	1,65	1,83	2,60	2,37	1,95	1,64	1,58	1,35	1,15	1,05	0,78	0,68	0,73	0,69	20,06	
	L _G	-	1,60	2,01	6,98	4,46	3,03	2,47	1,75	2,02	1,61	1,20	1,23	1,16	0,93	0,81	0,87	0,82	33,04	
	L _S	-	0,31	0,52	2,94	3,39	3,03	2,96	2,60	2,46	2,44	2,24	1,81	1,76	1,66	1,58	1,57	1,50	32,85	
ÇANAKÇI	DDT _O	-	0,27	0,29	0,69	0,79	0,99	1,09	1,22	1,09	1,06	0,86	0,98	0,91	0,91	0,79	0,84	0,81	13,50	
	DDT _G	-	1,16	1,71	5,91	2,48	1,86	1,65	1,21	1,42	1,41	1,23	1,25	1,08	1,00	0,82	0,86	0,89	25,91	
	DDT _S	-	0,32	0,65	3,25	4,09	3,44	2,59	2,54	2,10	2,19	1,69	1,53	1,21	1,04	0,58	0,98	0,52	28,71	
	L _O	-	0,37	0,39	1,43	1,62	2,16	2,44	1,92	1,62	1,64	1,61	1,38	1,64	1,42	1,17	1,24	1,24	23,31	
	L _G	-	1,87	2,65	6,77	4,66	4,03	2,83	3,28	2,56	2,02	1,31	1,28	1,45	1,24	1,09	1,16	1,12	39,32	
	L _S	-	0,60	1,24	5,22	5,57	4,16	4,18	3,32	2,97	2,58	2,52	2,04	1,61	1,59	1,38	1,61	1,30	41,88	

(*) Denemenin ikinci gününde belirlenen $^{14}\text{CO}_2$ değerleri eseri seviyelerde olduğu için çizelgeye alınmamışlardır.

Ek Çizelge 2'in devamı.

Toprak	İşlem	Zaman (gün)																	Σ
		2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	33	36	
ARIKLI	DDT _O	-	0,11	0,33	0,74	0,85	1,09	1,08	1,31	1,13	1,01	0,94	0,97	0,98	0,90	0,80	0,84	0,80	13,88
	DDT _G	-	1,26	1,78	5,68	2,15	1,58	1,40	1,24	1,34	1,51	1,36	1,19	1,12	0,94	0,82	0,88	0,84	25,09
	DDT _S	-	0,33	0,62	3,26	3,57	3,53	2,51	2,33	2,25	1,78	1,61	1,44	1,28	1,00	0,88	0,94	0,90	28,17
	L _O	-	0,18	0,46	1,49	1,54	2,68	2,42	1,77	1,58	1,39	1,37	1,64	1,74	1,43	1,26	1,35	1,20	23,43
	L _G	-	1,55	2,56	6,93	4,98	4,02	3,04	3,07	2,51	1,81	1,28	1,37	1,22	1,20	1,07	1,13	1,09	38,73
	L _S	-	0,43	0,76	5,35	5,72	4,04	3,84	3,09	2,89	2,50	1,99	1,60	1,71	1,83	1,49	1,60	1,53	40,37
İNCİRLİK	DDT _O	-	0,29	0,26	0,64	0,81	1,07	1,07	1,30	1,04	1,09	1,13	0,91	1,01	0,89	0,78	0,83	0,79	13,91
	DDT _G	-	1,18	1,72	6,01	2,32	1,77	1,70	1,23	1,44	1,51	1,28	1,25	1,09	0,89	0,86	0,83	0,80	25,88
	DDT _S	-	0,34	0,69	3,09	4,10	3,31	2,62	2,50	2,19	2,12	1,33	1,49	1,27	1,08	0,94	1,00	0,96	29,09
	L _O	-	0,38	0,39	1,48	1,95	2,33	2,27	2,02	1,50	1,61	1,27	1,74	1,75	1,40	1,23	1,31	1,25	23,88
	L _G	-	1,90	2,75	6,90	4,64	4,04	2,93	3,29	2,69	1,95	1,60	1,43	1,12	1,19	1,06	1,12	1,08	39,68
	L _S	-	0,62	1,27	4,79	5,80	4,79	4,15	3,28	2,97	2,64	2,51	2,41	1,93	1,60	1,40	1,49	1,42	43,07

Ek Çizelge 2'in devamı.

Toprak	İşlem	Zaman (gün)																	Σ
		2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	33	36	
YENİCE	DDT _O	-	0,27	0,30	0,79	0,80	0,93	1,14	1,24	1,07	1,08	0,92	1,02	0,90	0,85	0,75	0,80	0,76	13,62
	DDT _G	-	1,25	1,78	6,02	2,50	1,73	1,75	1,25	1,37	1,21	1,46	1,44	1,11	0,80	0,71	0,76	0,66	25,80
	DDT _S	-	0,33	0,77	3,16	3,81	3,46	2,78	2,54	2,09	2,26	1,71	1,43	1,25	1,06	0,94	1,00	0,96	29,55
	L _O	-	0,37	0,43	1,52	1,78	2,20	2,31	2,00	1,64	1,46	1,62	1,87	1,77	1,41	1,26	1,32	1,27	24,23
	L _G	-	1,83	2,86	6,97	4,58	3,95	2,98	3,13	2,51	1,99	1,40	1,34	1,25	1,10	0,98	1,03	0,89	38,79
	I _S	-	0,65	1,27	4,85	5,80	4,59	4,04	3,51	2,83	2,59	2,49	2,44	2,18	1,70	1,41	1,50	1,44	43,29
MİSİS	DDT _O	-	0,07	0,18	0,48	0,67	0,77	0,86	0,86	0,92	0,93	0,74	0,59	0,70	0,63	0,53	0,58	0,55	10,06
	DDT _G	-	1,20	1,66	4,93	2,69	2,21	1,41	1,03	0,91	0,87	0,61	0,50	0,51	0,41	0,39	0,38	0,40	20,11
	DDT _S	-	0,27	0,57	1,79	2,30	2,25	1,91	1,64	1,58	1,46	1,41	1,29	1,08	0,75	0,67	0,71	0,68	20,36
	L _O	-	0,11	0,46	1,62	2,15	2,63	2,34	1,79	1,55	1,27	1,26	1,14	0,80	0,65	0,57	0,61	0,58	19,58
	L _G	-	1,65	2,54	7,12	4,88	2,98	2,30	1,88	1,45	1,23	1,28	1,26	1,21	0,84	0,73	0,78	0,75	32,88
	L _S	-	0,46	0,62	3,43	2,85	3,19	2,72	2,41	2,33	1,68	1,84	2,04	1,72	1,35	1,20	1,26	1,22	30,32

Ek Çizelge 3. Araştırmada geçen organik maddelere ilişkin kısaltmaların kimyasal adları.

ALDO-ENDRIN 4,5,6,7,8,8-hexachlorohexahydro-4,7-methano-3,5,6-methanoindan-1-carboxyaldehid

γ-BHC-Benzen hexaclorid

γ-BTC-3,4,5,6-Tetrachlorocyclohexan

2,4-D-2,4-Dichlorophenoxyacetic acid

DBP-4,4-dichlorobenzophenone

DBH-Dichlorobenzhydrol

DDA-2,2-bis (p-chlorophenyl) acetic acid

DCE-4,4-Dichlorobenzil

DDD-1,1-Dichloro-2,2-bis (p-chlorophenyl) ethane

DDE-1,1-Dichloro-2,2-bis (p-chlorophenyl) ethylene

DDCN-Dichlorodiphenylacetoneitrile

DDNS-Dichlorodiphenylethane

DDMS-1-Chloro-2,2-bis (p-chlorophenyl) ethane

DDMU-1-Chloro-2,2-bis (p-chlorophenyl) ethanol

DDNH-1,1-bis (p-chlorophenyl) ethylene

DDOH-2,2-bis (p-chlorophenyl) ethanol

DDM-bis (p-chlorophenyl) methane

DMDE, 2,2-bis (p-methoxyphenyl)-1,1-dichloroethylene

DDT-2,2-bis (p-Chlorophenyl)-1,1,1-trichloroethane

DICOFOL-1,1-bis (p-chlorophenyl)-2,2,2-trichloroethanol

FW-152-1,1-dichloro-2,2-bis (p-chlorophenyl) ethanol

HCB-Hexachlorobenzen

α-HCH- -Hexachlorocyclohexan

HEC-1- Hydroxy-2,3-epoxychloridene

KETO-ENDRIN 1,8,9,10,11,11-hexachloropentacyclo (-dodecan-) 5-one

MCB-Monochlorobenzen

PCBA-p-chlorobenzoic acid

PCCH-2,3,4,5,6-pentachlorocyclohexan

PCPA-p-chlorophenylacetic acid

PCPCD-1,8-exo-9,11,11-pentachloropentacyclododecan-5-one

PCP-Pentachlorophenol

2,4,5-T-2,4,5-Trichlorophenoxyacetic acid

Trans-DDA-6,7-trans-dihydroxhydroaldrin